



Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft

Masterarbeit



Entwicklung von Methoden zur sensorischen
Echtzeit-Qualitätssicherung in der
Versuchsanlage Digital Waste Research Lab

Verena Radkohl, BSc

September 2023



EIDESSTÄTTLICHE ERKLÄRUNG

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

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

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

Datum 14.09.2023

Unterschrift Verfasser/in
Verena Radkohl

Vorgelegt von:

Verena Radkohl

11770289

Betreuer:

Univ.-Prof. DI Dr. mont. Roland Pomberger

Ass. Prof. DI Dr. mont. Renato Sarc

DI Lisa Kandlbauer

Das COMET-Projekt Recycling and Recovery of Waste for Future – ReWaste F – (882512) wird im Rahmen von COMET – Competence Centers for Excellent Technologies durch BMK, BMAW und Land Steiermark gefördert. COMET wird durch die FFG abgewickelt

Kurzfassung

Entwicklung von Methoden zur sensorischen Echtzeit- Qualitätssicherung in der Versuchsanlage Digital Waste Research Lab

Um die Verwertung von Abfällen künftig zu erleichtern, soll die Qualitätssicherung in Echtzeit mittels Sensorik etabliert werden. Ziel dieser Arbeit ist eine Literaturrecherche zu möglichen Messmethoden und der dafür erforderlichen Sensorik. Weiters soll die Echtzeitqualitätssicherung für nicht gefährliche gemischte Gewerbeabfälle im Technikum des Lehrstuhls – dem Digital Waste Research Lab – vorbereitet werden indem ermittelt wird, wie lange das im Batch aufgegebene Probenmaterial in der Anlage im Kreis geführt werden muss, um eine gleichmäßige Materialverteilung über die Zeit auf der Anlage bzw. dem Analyseförderband zu erreichen. Zusätzlich dazu gilt es zu ermitteln, welche Kombination von Steigbandförderergeschwindigkeit und Intensität der Vibrorinne für welche Proben Korngröße bzw. für welches Probenvolumen optimal ist, um eine Bandbelegung von 10 bis 20% am Beschleunigungsband zu erreichen. Zu diesem Zwecke werden NIR-Messdaten von mehreren gemischten Gewerbeabfallproben (325-800l) in Korngrößenklassen zwischen 40 und 100 mm ausgewertet und gegenübergestellt. Die wesentliche Erkenntnis der Literaturrecherche ist, dass die gewählten Qualitätsparameter Materialzusammensetzung, Aschegehalt, Korngröße, Chlorgehalt, Feuchtegehalt und Heizwert mittels Nahinfrarot-Sensorik messbar sind. Aus der Versuchsreihe geht hervor, dass es zur Probenvergleichmäßigung eine Mindestgeschwindigkeit der Fördertechnik benötigt. Proben mit weniger Volumen werden in kürzerer Zeit vergleichmäßigt. Die optimale Geschwindigkeitseinstellung zur Erreichung der Zielbandbelegung ist vor allem vom Probenvolumen abhängig. Über den Einfluss der Intensität der Vibrorinne anhand dieser Versuchsreihe keine Aussage getroffen werden. Für eine Probe im Korngrößenbereich 40-60 mm (38 kg, 490l) konnte mit einer Geschwindigkeit des Steigbandförderers von 18% und einer Intensität der Vibrorinne von 77% zu 74% der Zielbereich der gewünschten Bandbelegung (10-20%) erreicht werden. Dabei konnte an der Anlage ein Durchsatz von 28m³/h bzw. 2 t/h gemessen werden.

Abstract

Method development for sensory real-time quality assurance in the test facility Digital Waste Research Lab

To improve the utilization of waste, quality assurance should be established as real-time measurement with sensors. This thesis aims to research literature on possible measuring methods and the required sensor technology. Furthermore, the real-time quality assurance for non-hazardous mixed commercial waste is to be prepared in the test facility of the chair - the Digital Waste Research Lab - by determining how long the sample material fed in as a batch must be circulated in the plant in order to achieve a uniform material distribution over time on the plant or the analysis conveyor belt. Additionally, it is necessary to determine which combination of feeding conveyor speed and intensity of the vibrating feeder for different particle sizes and material amounts are the most suitable to reach an occupation density between 10 and 20% on the acceleration belt. For this purpose, near-infrared data of multiple samples of mixed commercial waste (325-800l) in the particle size class 40-100 mm were analyzed and compared. The key finding of the literature research is that the chosen quality parameters material composition, ash content, particle size, chlorine content, moisture content and calorific value can be measured using an near-infrared sensor. The series of tests show that a minimum speed is required to even the material flow. Samples with less volume even out in shorter periods. The optimum speed setting for achieving the target belt occupancy depends mainly on the sample volume. In this series of tests, no statement about the influence of the intensity of the vibrating feeder could be made. For a sample in the particle size class 40-60 mm (38 kg, 490l), the target range of the desired belt occupancy (10-20%) could be achieved for 74% with a speed of the feeding conveyor of 18% and an intensity of the vibrating feeder of 77%. A throughput of 28m³/h or 2 t/h was reached in the test facility.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1 EINLEITUNG	4
1.1 Problemstellung	5
1.2 Zielsetzung	5
2 ECHTZEIT-QUALITÄTSSICHERUNG.....	7
2.1 Arten der Qualitätssicherung	8
2.2 Sensorik zur Echtzeitqualitätssicherung	10
2.2.1 Nahinfrarot-Sensor.....	12
2.2.1.1 Grenzen der Qualitätssicherung mit NIR-Sensorik	15
2.2.2 Induktiver Sensor	15
2.2.3 Röntgentransmission und Röntgenfluoreszenz	16
2.2.4 Farbzeilenkamera	18
2.2.5 Laserinduzierte Plasmaspektroskopie.....	19
2.2.6 3D – Lasertriangulation.....	20
2.2.7 Mikrowellensensor	21
2.2.8 Sensorfusion.....	22
2.3 Betrachtungsebenen.....	22
Pixelebene (englisch: <i>Pixel level</i>)	23
Partikelebene (englisch: <i>Particle level</i>).....	23
Materialstromebene (englisch: <i>Material flow level</i>)	23
Prozessebene (englisch: <i>Process level</i>).....	24
2.4 Parameter zur Qualitätssicherung.....	24
2.4.1 Materialzusammensetzung	26
2.4.1.1 Relevanz als Qualitätskriterium	27
2.4.1.2 Qualitätssicherung laut Norm	27
2.4.1.3 Sensorische Ermittlung	29
2.4.2 Aschegehalt.....	35
2.4.2.1 Relevanz als Qualitätskriterium	35
2.4.2.2 Qualitätssicherung laut Norm	36
2.4.2.3 Sensorische Ermittlung	37
2.4.3 Korngröße.....	39
2.4.3.1 Relevanz als Qualitätskriterium	40
2.4.3.2 Qualitätssicherung laut Norm	42
2.4.3.3 Sensorische Ermittlung	43

2.4.4	Chlorgehalt	47
2.4.4.1	Relevanz als Qualitätskriterium	48
2.4.4.2	Qualitätssicherung laut Norm	49
2.4.4.3	Sensorische Ermittlung	49
2.4.5	Feuchtegehalt	53
2.4.5.1	Relevanz als Qualitätskriterium	54
2.4.5.2	Qualitätssicherung laut Norm	54
	Trocknung bei 105 °C	55
	Karl-Fischer-Titration	56
2.4.5.3	Sensorische Ermittlung	56
2.4.6	Heizwert.....	60
2.4.6.1	Relevanz als Qualitätskriterium	61
2.4.6.2	Qualitätssicherung laut Norm	62
2.4.6.3	Sensorische Ermittlung	63
2.5	Vergleichbarkeit der Messungen	67
3	VERSUCHSANLAGE DIGITAL WASTE RESEARCH LAB.....	70
3.1	Aufbau der Versuchsanlage.....	70
3.1.1	Steigbandförderer	70
3.1.2	Schwingrinne	71
3.1.3	Beschleunigungsband.....	71
3.1.4	Sensorik.....	71
3.1.5	Analyseplattform	72
3.1.6	Sortiereinheit.....	72
3.1.7	Austragsbänder	73
3.2	Betriebsmodi der Anlage.....	73
4	PRAKTISCHE VERSUCHE ZUR BESTIMMUNG VON VERGLEICHMÄßIGUNGSDAUER UND BANDBELEGUNG	75
4.1	Versuchsaufbau	75
4.2	Versuchsdurchführung.....	75
4.3	Datenverarbeitung	80
5	ERGEBNISSE UND DISKUSSION DER PRAKTISCHEN VERSUCHE.....	84
5.1	Probe 1 (40-60 mm 490l)	85
5.2	Probe 2 (60-80 mm 600l)	87
5.3	Probe 3 (80-100 mm 535l)	89
5.4	Probe 4 (80-100 mm 800l)	90
5.5	Probe 5 (Mischprobe 325l).....	93

5.6	Probe 6 (Mischprobe 580I).....	94
5.7	Diskussion der probenübergreifenden Ergebnisse	95
5.7.1	Vergleichmäßigung der Probe	95
5.7.2	Bandbelegung.....	96
6	ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK.....	98
6.1	Ausblick	99
7	VERZEICHNISSE	100
7.1	Literaturverzeichnis.....	100
7.2	Abkürzungsverzeichnis	110
7.3	Tabellen.....	113
7.4	Abbildungen	113

1 Einleitung

Die österreichische Bevölkerung hat im Jahre 2020 insgesamt 4,6 Millionen Tonnen an Siedlungsabfällen einschließlich ähnlicher Gewerbeabfälle produziert. Das entspricht einem Pro-Kopf Abfallaufkommen von ca. 520 kg. (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2023) Das Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (2023) prognostiziert eine weitere Steigerung des Abfallaufkommens bis 2026 und diese Abfallmengen müssen verwertet werden. Das Abfallwirtschaftsgesetz des Bundesministerium für Finanzen (2023) sieht in §1 Absatz 2 folgende Abfallhierarchie vor:

1. Abfallvermeidung,
2. Vorbereitung zur Wiederverwendung,
3. Recycling,
4. Sonstige Verwertung (z.B. Verbrennung) oder
5. Beseitigung.

Es gilt jene Option der Verwertung zu wählen, die das beste Ergebnis bezogen auf den Umweltschutz erzielt, für die es technische Möglichkeiten sowie einen Markt für die produzierten Stoffe gibt und deren Anwendung keine unverhältnismäßigen Kosten verursacht (Bundesministerium für Finanzen 2023). Laut Bundesabfallwirtschaftsplan 2023 Teil 1 wurden rund 62% der angefallenen Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen recycelt. Weitere 34% des Abfalls wurden als Ersatzbrennstoff (EBS) verbrannt. (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2023) Als Ersatzbrennstoffe werden Abfälle bezeichnet, die für die Energiegewinnung eingesetzt werden und den gesetzlichen Bestimmungen der Anlage 8 der Abfallverbrennungsverordnung entsprechen. (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002) Die genannten Werte für Recycling und Verbrennung wurden nach der alten Berechnungsmethode ermittelt. (Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2023) Im Zuge des Kreislaufwirtschaftspakets der EU wurde nicht nur das Ziel einer Siedlungsabfallrecyclingquote von mindestens 55% im Jahre 2025 gesetzt, sondern auch die Berechnung der Recyclingquote vereinheitlicht (Europäische Union:). Nach der alten Berechnungsmethode wurde teilweise der Input in Sortier- oder Behandlungsanlagen bereits als Recycling gewertet, ungeachtet dessen, dass jegliche Form von Sortierung unverwertbare Sortierreste produziert. Die neue Berechnungsmethode zählt nur den Wertstoffoutput als recycelt. Die Anwendung der neuen Methode sorgt dafür, dass Österreich das genannte Recyclingziel voraussichtlich verfehlen wird. (EU-Recycling 2019) Um die Verwertung von Abfällen zu verbessern, ist es notwendig, gewisse Parameter des zu verwertenden Abfalls zu ermitteln und damit seine Qualität zu bestimmen bzw. zu sichern. Auf Basis der Qualitätsparameter können der passende Recyclingweg oder die passende Verbrennungsart gewählt werden. (Europäisches Komitee für Normung 2011) Mit Hilfe von Sensorik kann die Qualität eines Abfalls in Echtzeit erfasst werden (Kranert 2017). Eine sensorische Echtzeitmessung verursacht im Vergleich zu einer Laboranalyse einen deutlich geringeren Zeit- und (Kessler 2006b).

Ein aktuelles Forschungsthema in diesem Bereich ist die Entwicklung von Methoden zur repräsentativen Messung von qualitätsrelevanten Parameternethoden mit den unterschiedlichsten Sensoren um langfristig Laboruntersuchungen ablösen zu können (Vrancken et al. 2017). Die meisten Sensoren führen lediglich Oberflächenmessungen durch und daher ist die Wahl der richtigen Bandbeleuchtung essentiell für die Durchführung einer repräsentativen Messung mit richtigen und präzisen Ergebnissen (Redwave 2023; Vrancken et al. 2017). Daraus ergeben sich die nachfolgende Problemstellung und Zielsetzung für diese Masterarbeit.

1.1 Problemstellung

In der Versuchsanlage des Lehrstuhls für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft – dem Digital Waste Research Lab (DWRL) – soll künftig unter anderem Echtzeitqualitätssicherung mittels unterschiedlicher Sensorik an verschiedenen Abfällen durchgeführt werden. Es gilt, abzuklären, welche qualitätsrelevanten Eigenschaften auf welcher Betrachtungsebene mit welchen Sensoren repräsentativ messbar sind. Da diese Anlage erst kürzlich in Betrieb genommen wurde, sind noch keinerlei Informationen vorhanden, wie die passenden Bedingungen für eine sensorische Echtzeitqualitätssicherung erreicht werden können und wie eine Messung praktisch umgesetzt wird.

1.2 Zielsetzung

Das Ziel dieser Masterarbeit ist, basierend auf einer ausführlichen Literaturrecherche, passende Sensoren zur Erfassung ausgewählter Qualitätsparameter für nicht gefährliche gemischte Abfälle zu beschreiben. Zusätzlich sind praktisch umsetzbare Methoden zur Qualitätssicherung im DWRL zu erheben. Im praktischen Teil sollen Versuche mit gemischten Gewerbeabfällen im DWRL durchgeführt und ausgewertet werden, um die Herstellung der erforderlichen Bedingungen für die Qualitätssicherung zu untersuchen. Aufgrund einer ungeplanten Verzögerung in der Softwareentwicklung beschränken sich die praktischen Versuche auf die Ermittlung passender Fördergeschwindigkeiten zur Vergleichmäßigung der aufgegebenen Probe und zur Einstellung einer definierten Bandbelegung für die sensorische Messung.

2 Echtzeit-Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung bezeichnet

„alle organisatorischen und technischen Maßnahmen, die vorbereitend, begleitend und prüfend der Schaffung und Erhaltung einer definierten Qualität eines Produktes oder einer Dienstleistung dienen“ (Voigt oD).

Eine Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen ist notwendig, um die Einhaltung der zwischen Lieferanten und Abnehmer vertraglich festgehaltenen oder gesetzlich vorgeschriebenen Standards (z.B. Gehalte der Schwermetalle Antimon, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Cobalt, Nickel und Quecksilber) (siehe Kapitel 2.4) zu überprüfen. Weiteres ist die Einhaltung der Grenzwerte durch eine Charakterisierung des Materials regelmäßig zu kontrollieren. Die Einhaltung der vertraglichen Vereinbarungen kann wahlweise durch den Lieferanten oder den Abnehmer überprüft werden. Der Lieferant hat die Möglichkeit, vorab Analysen durchzuführen und die Ergebnisse weiterzugeben, der Abnehmer kontrolliert stichprobenartig die Plausibilität der Angaben. Ebenfalls möglich ist eine Analyse des Materials nach der Annahme durch den Abnehmer. Dieser kann bei Nichterfüllung der vereinbarten Kriterien das Material zurückgeben. (Lorber et al. 2012; Europäisches Komitee für Normung 2011)

Die Bestimmung der Grenzwerte erfolgt nach standardisierten Methoden. Nähere Informationen dazu sind dem Kapitel 2.4 zu entnehmen. Ein gesetzlicher Grenzwert gilt als eingehalten, wenn der Median und das 80er Perzentil der letzten 10 Untersuchungsergebnisse diesen nicht überschreitet. Die Elimination von Ausreißern ist nicht zulässig. Im Falle einer Überschreitung muss die Behörde unverzüglich informiert werden. Eine Verbrennung des Abfalls ist bei Grenzwertüberschreitung untersagt. Weiters müssen neue Untersuchungen durchgeführt werden. Ebenfalls neue Untersuchungen werden verlangt, wenn der Prozess, indem der Abfall anfällt, so stark verändert wird, dass sich die Qualität des Abfalls verändert. (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002)

Weitere Anwendungsgebiete der Qualitätssicherung stellen die Zuordnung der Brennstoffe zu Qualitätsklassen (siehe Kapitel 2.4) und die Prozessüberwachung dar. Die zeitnahe Kenntnis über die Werte der relevanten Qualitätsparameter ermöglicht eine Steuerung des Aufbereitungs- oder Verbrennungsprozesses. Die Qualitätsparameter des Abfalls können auch Aufschluss über die Performance der Aggregate in der Anlage geben und die Notwendigkeit von Wartungsarbeiten oder Anpassungen aufzeigen. (Kroell et al. 2021)

Die nachfolgenden Kapitel beinhalten die Gegenüberstellung von Offline- und Echtzeitanalytik, eine Beschreibung einer Auswahl möglicher Sensoren zur Umsetzung einer Echtzeitanalytik, die möglichen Betrachtungsebenen der Qualitätsmessung, einen Ausschnitt der relevanten Parameter zur Qualitätsbestimmung, sowie Informationen über die Voraussetzungen zur Implementierung eines Echtzeitanalytikmesssystems in einer Anlage.

2.1 Arten der Qualitätssicherung

Die Qualitätssicherung eines Produkt- oder Abfallstromes kann kontinuierlich oder diskontinuierlich erfolgen. Die nachfolgend erläuterten Arten der Qualitätssicherung bzw. Prozesscharakteristik sind zusammenfassend in Abbildung 1 dargestellt. (Kessler 2006b)

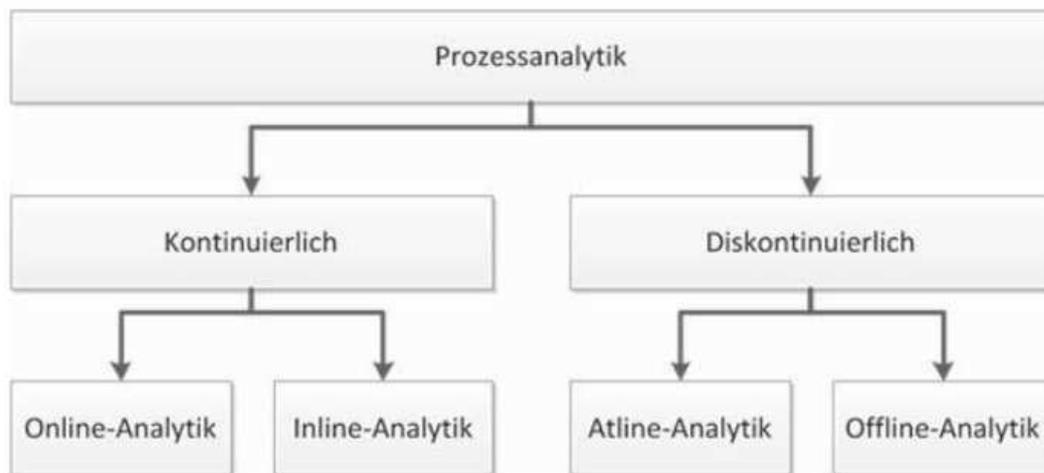


Abbildung 1: Ebenen der Prozesscharakteristik (Krämer und Flamme 2014:332).

Die diskontinuierliche Qualitätssicherung wird in Offline-Analytik und Atline- bzw. Exline-Analytik unterteilt. Die Offline-Analytik setzt sich aus einer Probenahme, dem Transport der Probe zu einem zentralen Labor und die Analyse der Probe durch hoch qualifiziertes Personal zusammen und entspricht der gängigen Analyseform im Abfallsektor. (Kessler 2006b; Krämer 2017)

Die Atline-Analytik zeichnet sich durch eine manuelle oder halbautomatisierte Probenahme, die Analyse der Probe durch ein spezialisiertes Schnellanalysegerät oder -verfahren für die jeweiligen Parameter und die Durchführung in Produktionsnähe aus. Die Analyse wird dabei in der Regel von weniger qualifiziertem Personal durchgeführt und die möglichen Analyseparameter sind aufgrund der hohen Spezialisierung der Geräte begrenzt. Die Analyse der relevanten Parameter in Produktionsnähe hat den Vorteil, dass sensible Daten aus dem Prozess nicht weitergegeben werden müssen. Trotz Schnellanalysegeräten ist aufgrund der Dauer der Durchführung keine Prozesssteuerung möglich. (Kessler 2006b)

Im Gegenzug dazu ermöglicht die kontinuierliche Qualitätssicherung in Form einer Inline-Analytik oder einer Online-Analytik eine Prozesssteuerung anhand der Messergebnisse. In der Inline- oder In-situ-Analytik wird die Messstelle direkt in den Produktstrom integriert und der gesamte Strom vermessen. Der Begriff „Online-Analytik“ bezeichnet die Analytik der relevanten Parameter anhand eines Teilstromes in einem Bypass und wird oft synonym zur Inline-Analytik verwendet. Die Inline- und Online-Analytik bieten sehr ähnliche Vor- und Nachteile und werden deshalb im weiteren Verlauf der Arbeit zusammengefasst als Echtzeitanalytik bezeichnet. (Kessler 2006b) Die Vor- und Nachteile der Echtzeitanalytik sind in der nachfolgenden Tabelle 1 jenen der Offline-Laboranalytik gegenübergestellt.

Tabelle 1: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von Offline-Laboranalytik und Echtzeitanalytik (Krämer 2017; Serranti et al. 2011; Krämer und Flamme 2014; Kessler 2006a, 2006b).

	Offline-Laboranalytik	Echtzeitanalytik
Vorteile	<ul style="list-style-type: none"> • Die Qualitätssicherung mittels Laboranalytik ist etabliert • Ablaufende Prozessketten zur Qualitätssicherung sind gut erforscht • Probenahme und -aufbereitung sind genormt <ul style="list-style-type: none"> • Die Anwendung genormter Verfahren sorgt für Vergleichbarkeit • Erfordert keine Investitionen • In einem Analyselabor können spontan zusätzliche Fragestellungen bearbeitet werden 	<ul style="list-style-type: none"> • Die Analyse erfolgt schnell, permanent und mit einer vergleichsweise großen Probemenge • Durch die Analyse in Echtzeit ist eine Prozesssteuerung auf Basis der Ergebnisse möglich • Die Analyse erfolgt nicht-invasiv • Echtzeitanalytik mit den in Kapitel 2.2 vorgestellten Sensoren braucht weder eine Probenahme noch Probenaufbereitung • Durch die Analytik entstehen keine Abfälle oder Emissionen • Die ermittelten Daten sind durch Schnittstellen weiter verarbeitbar
Nachteile	<ul style="list-style-type: none"> • Die Laboranalyse muss mit einer repräsentativen Probemenge durchgeführt werden • Die Aufbereitung und Verjüngung der Probe können die Repräsentativität vermindern • Die tatsächlich analysierte Probemenge ist gering (z.B. 1 g) • Zur Auswertung der Analyseergebnisse sind eine ausreichend große Stichprobenmenge und grundlegende Statistikkenntnisse notwendig • Die Analyse benötigt Chemikalien, die im Umgang oder der Entsorgung Gefahren bergen können • Die Analyse im Labor benötigt je nach Parameter einen bis mehrere Tage Zeit • Wenn die Analyseergebnisse über den Verwertungsweg entscheiden, müssen Lagerkapazitäten für das 	<ul style="list-style-type: none"> • Anorganische Bestandteile sind nicht detektierbar (bei Umsetzung mit NIR-Sensorik) • Schwarze Bestandteile sind für viele Sensoren nicht erfassbar • Die Eigenschaften von Feinkorn sind sensorisch nur begrenzt erfassbar • Verunreinigungen der Probe oder der Sensorik können die Messergebnisse beeinflussen • Die Messung mittels Sensorik berücksichtigt nur materialinhärente Eigenschaften der Probe • Die Implementierung von Echtzeitanalytik ist mit hohen Investitionskosten verbunden • Es braucht geschultes Personal zur Wartung und Instandhaltung der Sensoren • Die Durchführung der Analyse in Echtzeit setzt regelmäßige Kalibrierung des Systems sowie eine

	<p>Material für die Dauer der Analyse geschaffen werden</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aufgrund der Verzögerung in der Analytik ist keine Prozesssteuerung anhand der Analyseergebnisse möglich • In der Reihung der Probenbearbeitung können Prioritätskonflikte entstehen • Sensible Daten verlassen die Unternehmensgrenzen 	<p>Vergleichsanalytik in regelmäßigen Abständen voraus</p> <ul style="list-style-type: none"> • Die Implementierung einer Echtzeitanalytik braucht umfassende Kenntnisse über den zu analysierenden Stoffstrom und Anpassungen der Messung an den Prozess durch Korrekturfaktoren • Die Verarbeitung der hoch aufgelösten Sensordaten in Echtzeit benötigt für kurze Berechnungszeiten sehr leistungsfähige Computer oder vereinfachte Erfassungsmodelle
--	---	--

Aktuell wird die Qualität von Ersatzbrennstoffen offline ermittelt. Dafür muss eine Probenahme, eine Probenvorbereitung, ein Probenaufschluss, eine Messung und eine Datenauswertung stattfinden. Bei jedem dieser Schritte entstehen zufällige oder systematische Fehler, die sich zu einem Gesamtfehler summieren. Weiters benötigt die diskontinuierliche Qualitätssicherung Zeit. Soll der analysierte Ersatzbrennstoff auf Basis der Messerergebnisse weiter bearbeitet werden, sind entsprechende Lagerkapazitäten zur Überbrückung der Analysezeit vorzusehen. (Krämer 2017)

2.2 Sensorik zur Echtzeitqualitätssicherung

Mit den in diesem Kapitel vorgestellten Sensoren ist eine berührungslose Messung von Merkmalen eines Abfallpartikels in Echtzeit umsetzbar. Diese Merkmale können beispielsweise die Farbe, die Form, die Materialzusammensetzung oder die elektrische Leitfähigkeit sein. (Kranert 2017) Die Wahl des Sensors entscheidet aufgrund der Funktionsweise über die messbaren Merkmale. Grundsätzlich bestehen berührungslos messende Sensoren aus einem Detektor und einem Emitter. (Pretz und Julius 2008) Weiters benötigen die Sensoren ein Förderband oder eine Rinne, um die Probe über oder unter dem Sensor hinweg zu bewegen (Kranert 2017). Die zu untersuchenden Partikel werden vom Emitter mit elektromagnetischer Strahlung bestrahlt, diese interagiert mit der Probe und das veränderte Spektrum wird vom Detektor erfasst (Pretz und Julius 2008). Je nach Anordnung von Emitter und Detektor spricht man von einer Transmissions- oder einer Reflexionsmessung. Die Reflexionsmessung erfordert die Montage von Emitter und Detektor auf derselben Seite des Probenstroms. Eine Transmissionsmessung ist durchführbar, wenn sich Emitter und Detektor gegenüberliegen. (Killmann et al. 2007)

Weiters unterscheidet man je nach Art der Detektion zwischen Punktscannern, Linienscannern und Flächensensoren (Hollstein und Handschick 2009; Pretz und Julius 2008).

Ein Punktscanner vermisst eine Stelle an einem Zeitpunkt. Ist eine lückenlose Messung erforderlich, muss die Punktmessung mittels schnell arbeitendem Umlenkensystem über die Probenfläche geleitet werden. Die maximal mögliche Messfrequenz ergibt sich aus der Abtastfrequenz des Punktsensors und der Geschwindigkeit des Umlenkensystems. Die Kombination aus hoher Förderbandgeschwindigkeit und der Breite des Messbereichs erfordert eine hohe Messfrequenz, die nur durch extrem kurze Belichtungszeiten erreicht werden kann. (Killmann et al. 2007) Die verfügbare Belichtungszeit kann mit einer vorgeschalteten Objekterkennung erhöht werden, da die Messung in objektfreien Bereichen übersprungen wird (Hollstein und Handschick 2009). Weiters verursacht die Umlenkung des Messstrahls einen räumlichen Versatz, der durch die Auswertung der Messdaten kompensiert werden muss. Punktsensoren werden vorrangig zur Ergänzung von Liniensensoren in Form von gezielten Messungen kleiner Bereiche eingesetzt. (Killmann et al. 2007) Ein Multipunktscanner verfügt über mehrere Messköpfe, die gleichzeitig unterschiedliche Probenströme vermessen können und die Daten an eine zentrale Auswerteeinheit senden (Hollstein und Handschick 2009).

Ein Linienscanner tastet den Messbereich einer Zeile mit Hilfe von Spiegeln ab. Entsprechend der Drehzahl der Spiegelvorrichtung bewegt sich die Messung quer zur Richtung des Förderbandes. Die Anzahl der möglichen Messpunkte pro Flächeneinheit variiert je nach Bauform. Mehrere parallele Linienscanner bilden eine Zeilenkamera. (Hollstein und Handschick 2009) Flächensensoren beinhalten rasterförmig angeordnete Punktscanner. Diese Sensoren erfassen zum Zeitpunkt der Messung auch die Ortsinformation der gemessenen Eigenschaft. Diese zusätzliche Information ermöglicht es z.B. Bewegungsrichtungen von Objekten innerhalb des Messbereichs zu detektieren. (Pretz und Julius 2008)

Die gemessene Information über die Eigenschaften der Probe und die zugehörige Ortsinformation wird in Form eines Messpunktes, Pixel genannt, gespeichert. Ein Pixel ist ein Flächenelement definierter Größe eines Bildes oder eines Detektionsbereiches. (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) Je mehr Pixel pro Fläche von einem Messsystem erfasst werden können, desto höher ist die räumliche Auflösung der Messung (Giannoni et al. 2018; Serranti et al. 2011; Hodam oDa). Die in den Pixel gespeicherten Daten können messpunktbasiert oder objektbasiert ausgewertet werden. Bei der messpunktbasierten Auswertung wird die Information jedes einzelnen Pixels verarbeitet. Die objektbasierte Auswertung sieht die Zwischenspeicherung der Informationen eines Abschnitts in einem Puffer vor. Innerhalb dieses Puffers werden zusammenhängende Pixelmengen gesucht, die Information der Pixel zusammengefasst und als Objektinformation gemeinsam ausgewertet. Durch die Objektbildung ist es in der weiteren Datenverarbeitung möglich, z.B. Materialverhältnisse innerhalb des Objekts oder die Größenabmessungen zu bestimmen. (Pretz und Julius 2008)

In der weiteren Datenverarbeitung werden der Probe anhand der gemessenen Informationen gewissen Eigenschaften zugeordnet (Pretz und Julius 2008). Diese Zuordnung wird als Klassifikation bezeichnet (Jepping 2013).

Ebenfalls Teil der Klassifizierung ist die Unterscheidung zwischen Objekt und Hintergrund auf Basis der Messdaten. Diese erfordert eine auf die Zielsetzung der Messung angepasste Definition eines Schwellenwertes. (Killmann et al. 2007) Für eine erleichterte Visualisierung der klassifizierten Daten ist es möglich diese in ein Falschfarbenbild umzuwandeln. Dafür wird jeder verfügbaren Eigenschaft eine Falschfarbe zugewiesen und das Pixel bzw. das Objekt anhand der gemessenen Eigenschaft eingefärbt. (Schlögl 2021)

In den anschließenden Unterkapiteln werden jene Sensoren, die in Kapitel 2.4 „Parameter zur Qualitätssicherung“ vorkommen oder die im Digital Waste Research Lab verbaut sind in ihrer Funktion und ihren Eigenschaften näher beleuchtet.

2.2.1 Nahinfrarot-Sensor

Die Datenerfassung mittels Nahinfrarot-(NIR) Sensorik ist in der Abfallwirtschaft weit verbreitet (Schlögl 2021). Die Abkürzung NIR bezeichnet elektromagnetische Strahlung mit Wellenlängen im nahen Infrarotbereich (800 – 2500 nm), wobei das Wort „nah“ die Nähe zum Wellenlängenspektrum des sichtbaren Lichts bezeichnet (Schlögl 2021; Uepping 2013; LCI 2001). Ein NIR-Sensorsystem ist in Abbildung 2 schematisch dargestellt und besteht aus einer emittierenden Lichtquelle (englisch: Light Source), es handelt sich mehrheitlich um Halogenlampen, einem Detektor (englisch: Scanner) und einer Auswerteeinheit (englisch: Control Unit) (Bilitewski und Härdtle 2013).

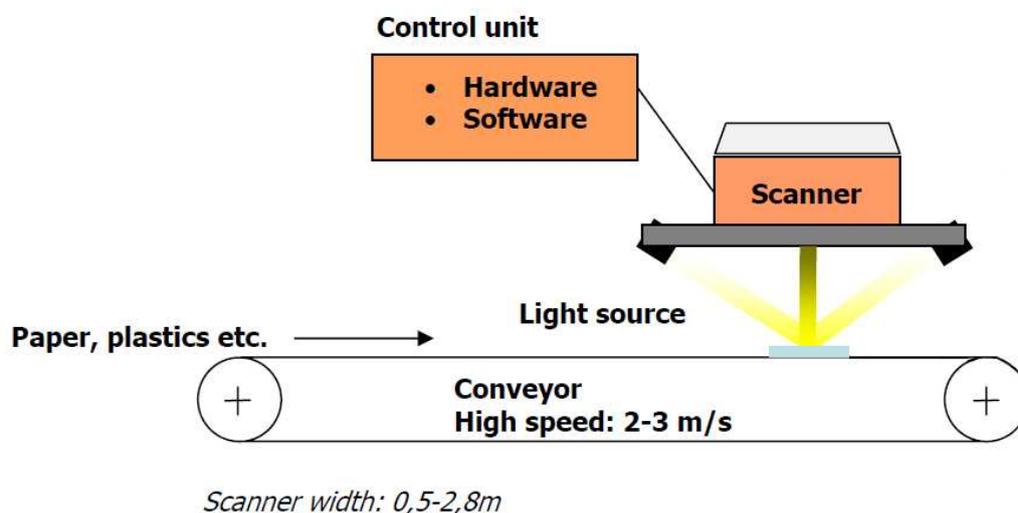


Abbildung 2: Aufbau eines NIR-Sensorsystems (Ausschnitt aus Johannessen 2005:7).

Wie in Abbildung 2 ersichtlich wird ein Partikel über ein Förderband zum Sensorsystem transportiert und von einer Halogenlampe mit bis zu 4 mm tief eindringender Strahlung beleuchtet. Durch diese Eindringtiefe toleriert die Materialcharakterisierung mit NIR-Sensorik oberflächliche Verschmutzungen und Anhaftungen. NIR-aktive Moleküle in der Probe absorbieren materialspezifische Wellenlängen des Spektrums der Halogenlampe und das restliche Spektrum wird diffus gestreut. (Bilitewski und Härdtle 2013)

Die Intensität des diffus gestreuten Spektrums wird detektiert, mit der Ortsinformation der Messung verbunden und an die Auswerteeinheit weitergegeben. Die Funktion der gemessenen Strahlungsintensität über die Wellenlänge wird als Absorptionsspektrum bezeichnet und ist materialcharakteristisch. (Bilitewski und Härdtle 2013) Die nachfolgende Abbildung 3 zeigt die charakteristischen Absorptionsspektren ausgewählter Kunststoffarten.

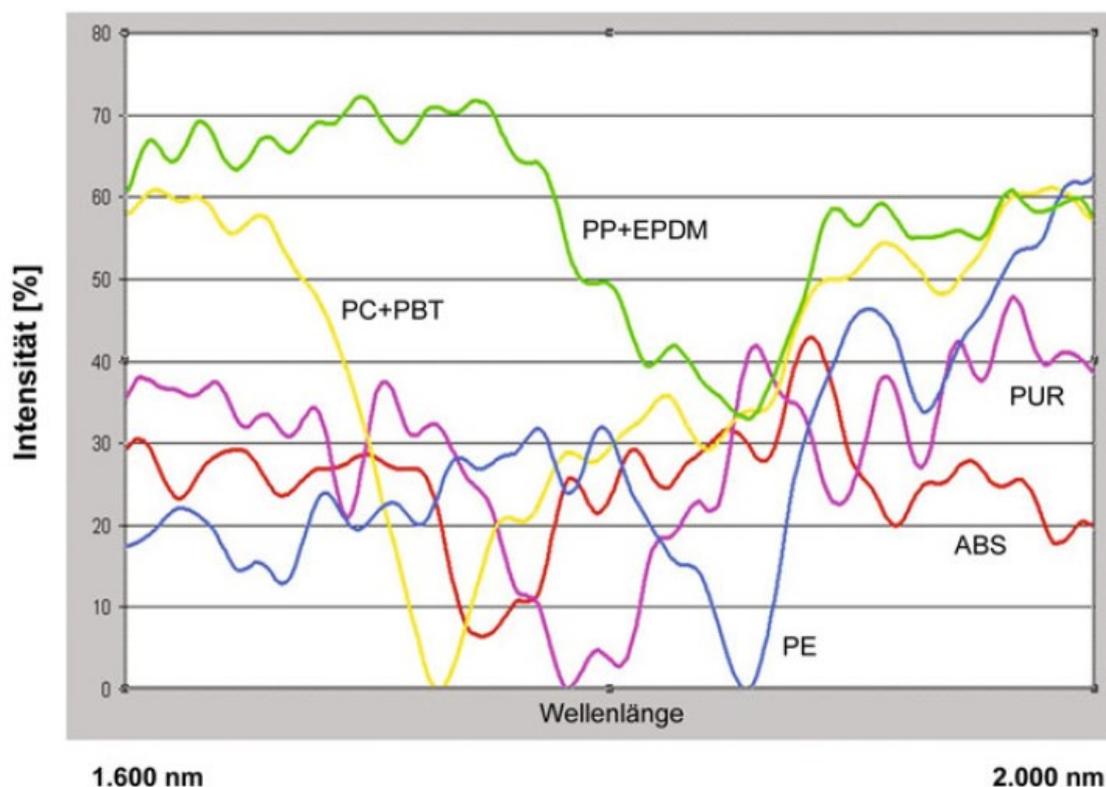


Abbildung 3: Darstellung der Absorptionsspektren unterschiedlichster Kunststoffarten (PC: Polycarbonat, PBT: Polybutylenterephthalat, PP: Polypropylen, EPDM: Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk, PE: Polyethylen, ABS: Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer, PUR: Polyurethan) (Bilitewski und Härdtle 2013:511).

Eine Erfassung der diffus gestreuten Strahlungsintensität bei mehreren hundert Wellenlängen wird mit Hilfe von der hyperspektralen Bildgebung (englisch: hyperspectral Imaging (HSI)) umgesetzt. Die Betrachtung der Intensität bei mehreren Wellenlängen liefert mehr Informationen, sodass beispielsweise ähnliche oder verschmutzte Materialien besser voneinander unterscheidbar sind. (Giannoni et al. 2018; Curtis et al. 2021; Hodam oDb) Weiters können die zusätzlichen Informationen ausschlaggebend für weitere Anwendungen z.B. zur Qualitätssicherung sein (Serranti et al. 2011). Die Darstellung der erfassten Daten erfolgt in einem 3D-Datensatz, welcher „Hypercube“ genannt wird (Giannoni et al. 2018). Ein Hypercube

„umfasst zwei räumliche und eine spektrale Dimension, wobei die räumlichen Dimensionen die Ortskoordinaten des aufgenommenen Spektrums (Lage des Pixels) darstellen“ (Radkohl 2022).

Abbildung 4 zeigt exemplarisch den Aufbau eines Datensatzes einer NIR-Messung unter Verwendung von HSI.

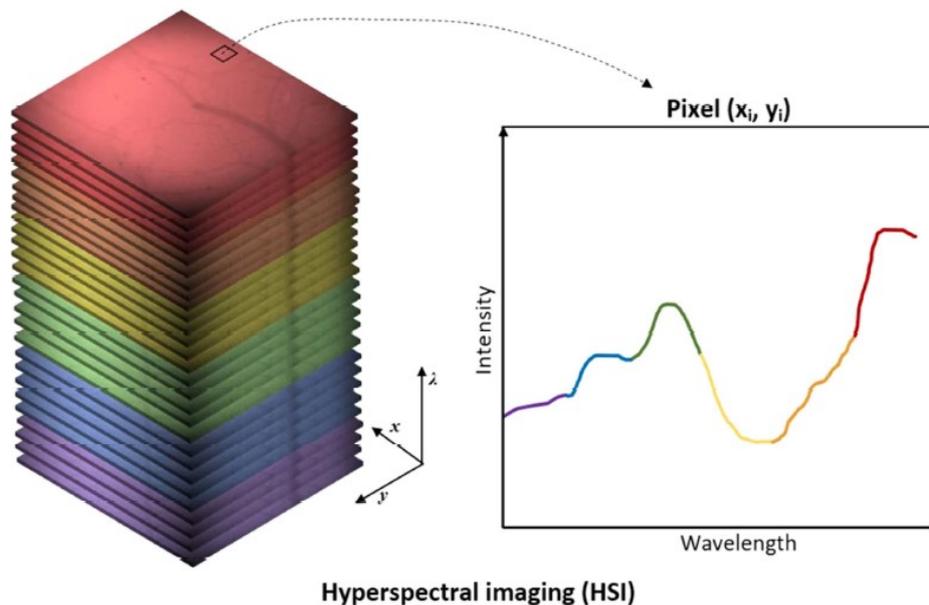


Abbildung 4: Abbildung des Absorptionsspektrums eines Pixels des Hypercubes (Ausschnitt aus Giannoni et al. 2018:3).

Die Verarbeitung der gemessenen Daten durch die Auswerteeinheit umfasst die erste Ableitung zur Hervorhebung relevanter Eigenschaften der Intensitätsfunktion, eine Glättung durch Mittelwertbildung um zufällige Einflüsse auf die gemessene Intensität (Rauschen) zu eliminieren und eine Normierung durch Bezug des Messwertes auf das Maximum der Messung. (Serranti et al. 2011; Carl-Engler-Schule 2010) Nach der Datenverarbeitung ist eine Zuordnung der gemessenen Absorptionsspektren anhand ihrer Eigenschaften zu einer Materialart möglich (Uepping 2013). Verbundstoffe werden durch Überlagerung der charakteristischen Absorptionseigenschaften der enthaltenen Materialarten identifiziert. Einige Objekte können aufgrund ihrer Eigenschaften gar nicht oder falsch klassifiziert werden (siehe Kapitel 2.2.1.1). (Bilitewski und Härdtle 2013; Carl-Engler-Schule 2010)

Die nachfolgende Abbildung 5 zeigt die Messung und Darstellung des Absorptionsspektrums eines Objekts und die nachfolgende Klassifizierung sowie die Veranschaulichung der Materialarten des Objekts als Falschfarbenbild (Uepping 2013).

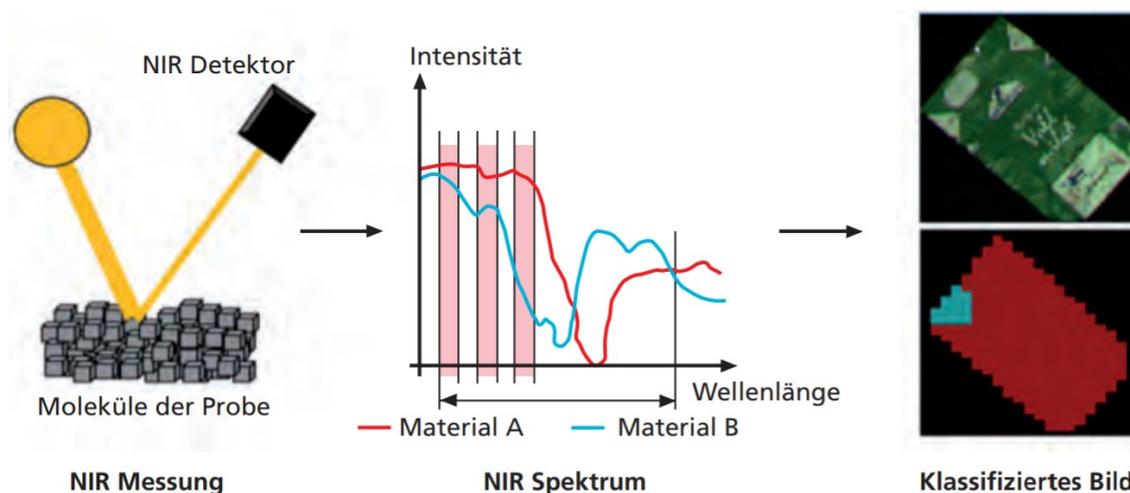


Abbildung 5: Probenklassifizierung mittels NIR-Sensorsystem (Uepping 2013:373).

2.2.1.1 Grenzen der Qualitätssicherung mit NIR-Sensorik

Eine der Grundvoraussetzungen einer qualitativ hochwertigen Messung mit einem NIR-Sensorsystem stellt die Vereinzelung der zu vermessenden Partikel am Förderband dar. Diese kann zum Beispiel durch den Übergang eines langsam laufenden zubringenden Förderbandes auf ein schnell laufendes Beschleunigungsband erreicht werden. (Pretz und Julius 2008) Weiters gilt bei der Einschätzung der Qualität der Messung das Vorhandensein von flächigen Objekten zu beachten. Flächige Objekte decken bei unzureichender Vereinzelung darunterliegende Partikel ab und machen sie damit für die Sensorik unsichtbar. Bei geringer Schichtdicke des flächigen Objekts kann die Strahlung das Objekt durchdringen und zusätzlich mit den darunterliegenden Partikeln interagieren. Dies kann dazu führen, dass die übereinanderliegenden Partikel fälschlicherweise als Verbundstoff erkannt werden. (Bilitewski und Härdtle 2013) Eine weitere Herausforderung stellen schwarze Objekte dar. Aufgrund der stark strahlungsabsorbierenden Eigenschaften sind keine Daten auf Basis der Strahlungsreflexion messbar (Pretz und Julius 2008). Metalle und transparente Objekte hingegen reflektieren einen Großteil der Strahlung, sodass zu wenig Interaktion mit der Strahlung stattfindet und kein charakteristisches Spektrum messbar ist (Schlögl 2021). Um die Messung der verbliebenen Partikel qualitativ hochwertig ausführen zu können ist eine regelmäßige Kalibrierung des Systems notwendig, da im Laufe des Betriebs das Förderband verschmutzt, damit der Kontrast zwischen Hintergrund und zu vermessende Partikel sinkt und eine Unterscheidung nicht mehr korrekt durchgeführt wird (Pretz und Julius 2008; Killmann et al. 2007).

2.2.2 Induktiver Sensor

Dieser Sensor wird für die Metalldetektion zur Gewinnung einer Metallfraktion oder zur Reinigung einer Nichtmetallfraktion eingesetzt (Uepping 2013). Unter dem Förderband sind im rechten Winkel zur Laufrichtung Spulen mit einem Durchmesser von ca. 12 mm angebracht (Uepping 2013; Kranert 2017).

Diese erzeugen ein nach oben gerichtetes hochfrequentes elektromagnetisches Feld. Werden leitfähige Abfälle auf dem Förderband durch das Feld bewegt, so induzieren sie Wirbelströme. Die induzierten Wirbelströme schwächen das durch die Spulen erzeugte Feld ab. (Uepping 2013) Ein Empfänger erfasst das resultierende Feld und vergleicht es mit der Amplitude und Phasenlage des erzeugten Feldes. Dieser Vergleich ermöglicht bereits eine Detektion von Abfällen mit einem geringen Massenanteil an leitfähigen Materialien. (Pretz und Julius 2008) Durch die Festlegung eines Schwellenwertes kann die Empfindlichkeit des Sensors an das Material angepasst werden. Eine höhere räumliche Auflösung ist durch nachfolgende Signalverarbeitung mit digitaler Bildbearbeitung erreichbar. (Uepping 2013)

Induktive Sensoren werden für die Abtrennung von metallischen Verunreinigungen in der Glas- oder Kunststoffaufbereitung angewendet. Der Maschinenschutz für schneidende Zerkleinerungsaggregate stellt weiteres Einsatzgebiet dieses Sensors dar. (Kranert 2017)

2.2.3 Röntgentransmission und Röntgenfluoreszenz

Als Röntgenstrahlung bezeichnet man Strahlung im Wellenlängenbereich von 0,001 – 10 nm. Der Einsatz von Röntgensensoren ermöglicht eine trockene Dichtesortierung (Mesina et al. 2007). Dieses Kapitel behandelt Sensoren, die mit dem Prinzip der Röntgentransmission (kurz: XRT), schematisch in Abbildung 6 dargestellt, oder der Röntgenfluoreszenz (kurz: XRF), in Abbildung 7 verbildlicht, arbeiten.

Bei der Röntgentransmissionsmessung durchdringt die Röntgenstrahlung die zu vermessende Probe (Kranert 2017). Ein über dem Förderband montierter Emitter, in Abbildung 6 als „DE-XRT source“ bezeichnet, beleuchtet die Probe auf dem Förderband mit hochenergetischer Röntgenstrahlung. Diese durchdringt die Probe, wird abgeschwächt und unter dem Förderband von einem Detektor (DE-XRT detector) erfasst. Die Transmissionsdämpfung der Quellenintensität hängt von der Materialdicke und der Atomdichte der Probe ab und ist durch das Lambertsche Gesetz gegeben. Es gilt: Je höher die Atomdichte der Probe, desto höher ist die Dämpfung der Strahlung. Durch die Betrachtung mehrerer Wellenlängen kann die Materialdicke als Einfluss eliminiert werden. (Ketelhodt und Bergmann 2010; Rao 2006) Die Messergebnisse können, wie bei anderen Sensoren, in Falschfarbenbildern dargestellt werden (Ketelhodt und Bergmann 2010).

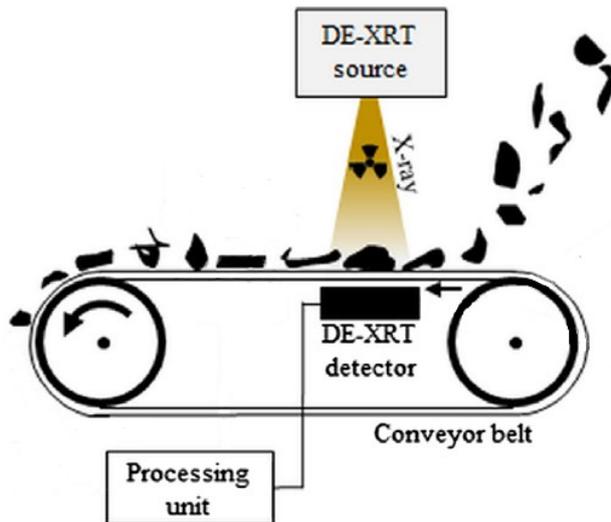


Abbildung 6: Aufbau eines XRT-Messsystems (DE: Dual Energy) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:64).

Ein Röntgentransmissionsmesssystem ist in der Lage Bilder im Millisekundentakt mit einer räumlichen Auflösung, je nach Sensor, von bis zu 0,8 mm aufzunehmen und Partikelform, Partikelgröße und Materialdicke darzustellen (Ketelhodt und Bergmann 2010; Rao 2006). Durch den Einsatz von Röntgenstrahlung ist allerdings der gesamte Detektionsbereich aus Sicherheitsgründen einzuhausen (Kranert 2017).

Für eine Röntgenfluoreszenzmessung wird die Probe von einem Röntgengenerator, in Abbildung 7 als „X-ray source“ bezeichnet, beleuchtet (Bezati et al. 2011). Die Strahlung dringt etwa 1 mm in die Probe ein und regt die vorhandenen Atome an. Die angeregten Atome emittieren bei ihrer Abregung die durch die Röntgenstrahlung zugeführte Energie in Form einer elementcharakteristischen Strahlung. Diese wird als Fluoreszenzstrahlung bezeichnet und von dem Detektor erfasst. (Bezati et al. 2011; Gundupalli et al. 2017; Solo-Gabriele et al. 2004)

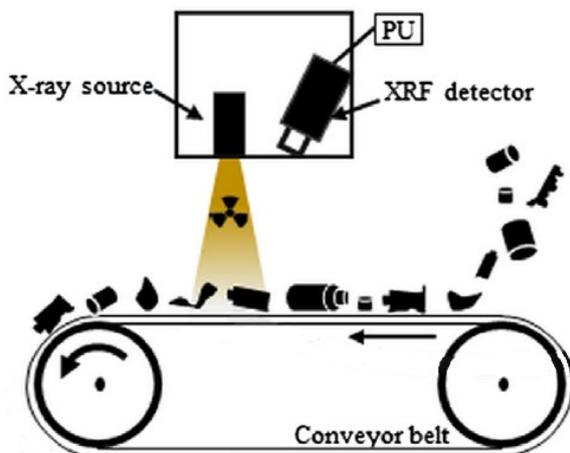


Abbildung 7: Aufbau eines XRF-Messsystems (PU: Processing Unit) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:64).

Die Fluoreszenzstrahlung wird von einem energiedispersiven Röntgensensor in einer räumlichen Auflösung von einigen Zentimetern detektiert (Uepping 2013). Die Intensität der detektierten Strahlung nimmt mit dem Gehalt des jeweiligen Elements in der Probe zu (Solo-Gabriele et al. 2004). Materialverbunde können durch die Überlagerung der spezifischen Strahlung der enthaltenen Elemente identifiziert werden (Gundupalli et al. 2017). Weiters können mit dieser Technik sowohl schwarze, als auch stark verschmutzte Objekte erkannt werden (Bezati et al. 2011).

Röntgenfluoreszenz-Messsysteme werden in der Glassortierung zur Unterscheidung von Bleiglas und Glaskeramik, sowie zur Sortierung von Metallen und Metalllegierungen eingesetzt. Leichte Elemente wie z.B. Aluminium oder Magnesium sind mit der Röntgenfluoreszenztechnik nicht erfassbar. (Uepping 2013; Kranert 2017)

2.2.4 Farbzeilenkamera

Mit einer Farbzeilenkamera sind die Farbe, Form, Größe und Oberflächenstruktur eines Abfalls messbar. Diese werden allerdings fast ausschließlich für die Farbsortierung von z.B. PET-Flaschen oder Glasscherben angewendet. (Uepping 2013) Der schematische Aufbau eines Messsystems mittels Farbzeilenkamera ist in Abbildung 8 dargestellt.

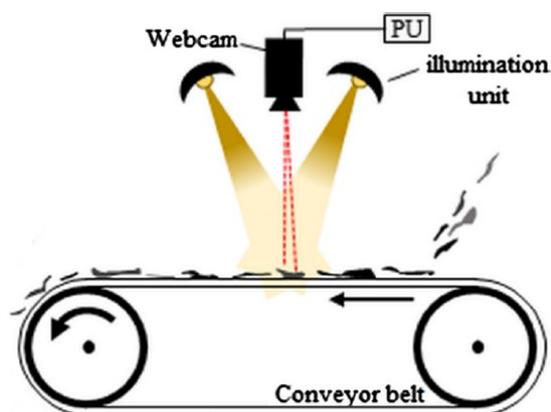


Abbildung 8: Schematische Darstellung eines Farbzeilenkamera-Messsystems (PU: Processing Unit) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:66).

Der Abfall wird mit einem Förderband in die Erfassungszone der Kamera, in Abbildung 8 als „Webcam“ bezeichnet, transportiert und dort mit lichtstarken LEDs mit einstellbarer Intensität für eine Auflichtmessung von oben oder für eine Durchlichtmessung von unten beleuchtet (Uepping 2013; Doak 1998). Diese werden in Abbildung 8 allgemein als „illumination Unit“ bezeichnet. Die LEDs emittieren rotes, blaues und grünes Licht. Die unterschiedlich farbigen Abfälle schwächen das Licht der LEDs in unterschiedlichem Maße. Grüne Abfälle schwächen beispielsweise den roten und blauen Anteil des Lichts besonders stark. (Doak 1998)

Die Abschwächung des Lichts wird gemessen und die Werte mit der bekannten Abschwächung vordefinierter Farbkategorien verglichen. Jede dieser Kategorien zeichnet sich durch Schwellenwerte für die Abschwächung des roten, grünen und blauen Lichts aus. Die Farbe der Probe wird je nach Messwert einer Kategorie zugeordnet. Für die Sortierung von Glasscherben werden beispielsweise die Kategorien Rot, Grün, Blau, Cyan, Magenta, Gelb, Klar, Grau und undurchsichtig definiert. Es ist zu beachten, dass Farbzeilenkameras nur die Oberfläche der Probe untersuchen und ein andersfarbiges Etikett eine Falschklassifizierung des Objekts zur Folge haben kann. (Doak 1998)

Farbzeilenkameras zeichnen sich durch eine hohe räumliche Auflösung aus (Uepping 2013). Sie können Objekte ab einer Größe von 2 mm erfassen (Kreindl 2010). Wichtig bei der Farberfassung mittels Farbzeilenkameras ist die Sicherstellung der gleichmäßigen Beleuchtung über die gesamte Breite des Förderbandes. Dafür werden LEDs mit hoher Lichtintensität benötigt, um in der kurzen Belichtungszeit bei hoher Zeilenfrequenz verwertbare Ergebnisse zu erzielen. (Uepping 2013) Weiteres gilt es sicher zu stellen, dass Schmutz und Verunreinigungen, die sich durch den Einsatz im Abfallbereich auf der Lichtquelle ablagern, in regelmäßigen Abständen entfernt werden, damit die Lichtintensität der Quelle erhalten bleibt (Doak 1998).

2.2.5 Laserinduzierte Plasmaspektroskopie

Die Probenanalyse mittels laserinduzierter Plasmaspektroskopie (englisch: Laser induced breakdown spectroscopy, kurz: LIBS) wird dem Bereich der optischen Emissionsspektroskopie zugeordnet. Diese Technik ermöglicht eine chemische Multielementanalyse von festen, flüssigen oder gasförmigen Proben. Der Aufbau eines LIBS-Messsystems ist in Abbildung 9 dargestellt. Für die Probenanalyse mittels LIBS wird ein hoch-energetischer pulsierender Laser mit Spiegeln und Linsen auf die Probenoberfläche fokussiert. Dieser Laser heizt das Probenmaterial auf und verdampft eine winzige Probenmenge zu einem hochionisierten Gas (Plasma), welches charakteristische atomare und ionische Strahlung emittiert. Die Wellenlängen der emittierten Strahlung sind charakteristisch für die im Plasma enthaltenen Elemente und die gemessene Intensität der Strahlung ist direkt proportional zur Konzentration in der Probe. Die emittierte Strahlung stellt eine Überlagerung der elementspezifischen Wellenlängen dar und wird von einem Monochromator oder Spektrometer erfasst, in die einzelnen elementspezifischen Wellenlängen zerlegt und das resultierende Spektrum aufgezeichnet. LIBS-Messungen können mit einer Frequenz von bis zu 10 Hz durchgeführt werden und sind daher für eine Echtzeitcharakterisierung von Abfällen geeignet. Weiters ist ein LIBS-Sensor in der Lage auch schwarze Objekte zu erkennen und zu vermessen. (Haider et al. 2012; Noll et al. 2001; Fuchs et al. 2008; Gundupalli et al. 2017; Huber et al. 2014; Gondal und Siddiqui 2007; Solo-Gabriele et al. 2004)

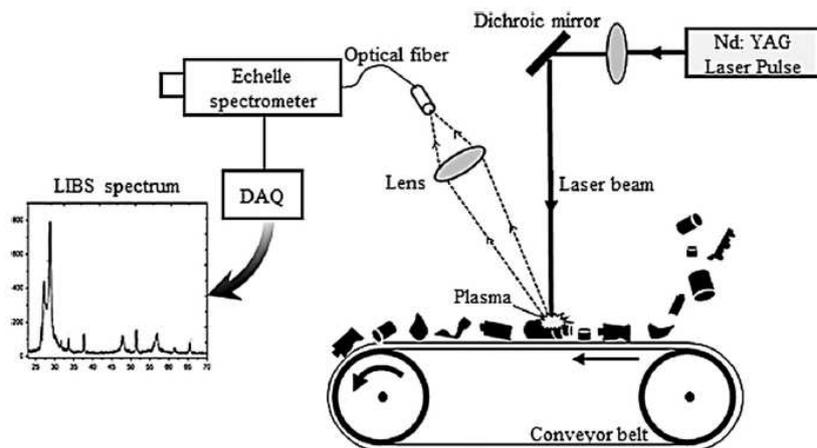


Abbildung 9: Aufbau eines LIBS-Messsystems (DAQ: Data Acquisition, Nd:YAG Laser Pulse: Neodym-dotierter Yttrium-Aluminium-Granat-Laser) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:63).

2.2.6 3D – Lasertriangulation

Die 3D – Lasertriangulation ist eine Höhenmessung nach den Grundsätzen der Trigonometrie. Ein Laser wirft in einem zuvor gewählten schrägen Winkel eine Linie auf das zu vermessende Objekt. Je nach Höhe des Objekts trifft die Linie versetzt auf. Mit der Montage in einem sehr flachen Winkel zur Förderbandoberfläche können geringe Höhenunterschiede bis auf ein Hundertstel Millimeter genau gemessen werden, allerdings ist durch diesen Aufbau die detektierbare Gesamthöhe limitiert. Ein steilerer Montagewinkel ermöglicht die Messung einer größeren Gesamthöhe, limitiert aber die Genauigkeit der Messung von Höhenunterschieden. Abbildung 10 veranschaulicht den Linierversatz aufgrund des Höhenprofils des Objekts, als Abstand zwischen den strichlierten Linien. (phil-vision GmbH oD)

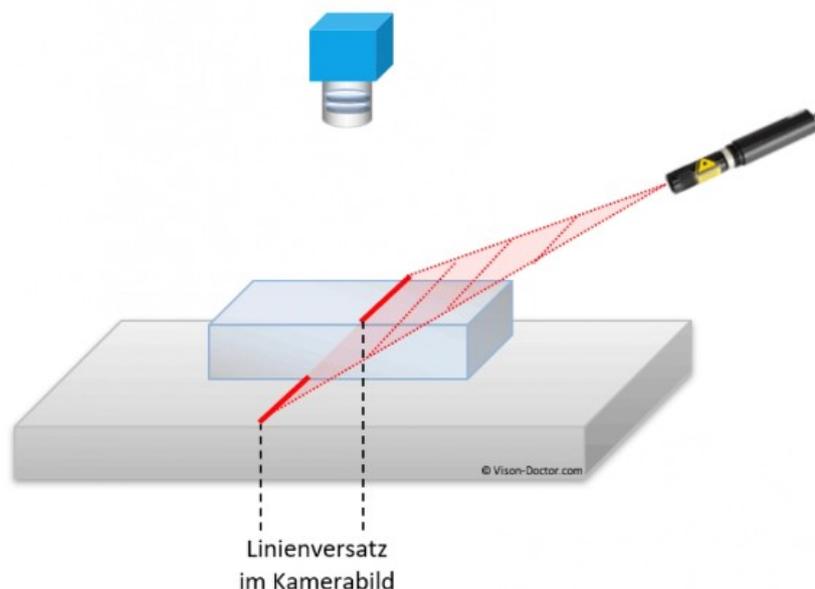


Abbildung 10: Schematische Darstellung einer 3D – Lasertriangulationsmessung (phil-vision GmbH oD).

Eine Kamera, die im rechten Winkel zur Förderbandoberfläche ausgerichtet ist, erfasst den Linienversatz. Ist der Winkel zwischen Kamera und Laser bekannt, so kann aus dem gemessenen Linienversatz die Objekthöhe mit Hilfe von trigonometrischen Grundsätzen berechnet werden. (phil-vision GmbH oD) Diese Messung eignet sich im Abfallsektor zur Bestimmung der Bandbelegung und des Durchsatzes. Bei ausreichender Vereinzelung ist auch eine Korngrößenverteilung messbar. (Schlögl 2021) Es gilt zu beachten, dass diese Technologie nicht in der Lage ist Hohlräume zu erfassen. Eine Berechnung des Massendurchsatzes auf der Basis der Volumendaten erfordert die Verwendung von Korrekturfaktoren, da die Hohlräume eine systematische Überbestimmung des Durchsatzes verursachen. (Flamme et al. 2018)

2.2.7 Mikrowellensensor

Ein Mikrowellensensormesssystem besteht aus einem Sender und einem Empfänger. Diese werden auf den gegenüberliegenden Seiten der zu vermessenden dielektrischen Probe platziert. Der Sender sendet elektromagnetische Mikrowellen in einem Wellenlängenbereich von 1 mm bis 1 m mit einer Frequenz von 300 MHz bis 300 GHz aus. Diese Wellen dringen in die Probe ein und werden je nach Absorptionsvermögen und Brechungsindex der in der Probe enthaltenen Materialien absorbiert bzw. gebrochen. Das Absorptionsvermögen einer Probe ist von der Dicke des Materials, der Ausrichtung zum Sensor, der Oberflächenbeschaffenheit und der Frequenz der Mikrowellen abhängig. Der Empfänger misst die verbliebene transmittierte Strahlung. Mehrere parallele Empfänger decken eine Messlinie ab, aus deren gemessenen Daten über die Zeit eine zweidimensionale Strahlungsverlustkarte mit einer räumlichen Auflösung von ca. 1 cm erstellt werden kann. (Wagland et al. 2013; Vrancken et al. 2017; Joachim Herz Stiftung 2023)

Mikrowellensensoren können beispielsweise für die Messung des Feuchtigkeitsgehalts von Abfallproben herangezogen werden, da Abfall und Wasser stark unterschiedliches Absorptionsvermögen aufweisen (Wagland et al. 2013).

2.2.8 Sensorfusion

Die Kombination von verschiedenen Sensoren ermöglicht es, mehrere Eigenschaften eines Objekts z.B. chemische Zusammensetzung, Form und Farbe gleichzeitig zu erfassen und diese gemeinsam auszuwerten. Dies kann im Hinblick auf die Extraktion eines bestimmten Merkmals in komplex zusammengesetzten Abfallgemischen zielführend sein. (Kranert 2017; Feil et al. 2019)

Die Fusion mehrerer Sensoren bringt laut Gundupalli et al. (2017) zwei technische Herausforderungen mit sich:

- Existiert bereits ein System, bestehend aus einem Sensor, ist es eine Herausforderung den zusätzlichen Sensor physisch in das bestehende System zu integrieren. Die Sensoren müssen dabei unter möglichst gleichen Bedingungen die Daten erfassen, um die nachfolgende Datenfusion zu ermöglichen.
- Um eine Fusion der erfassten Daten möglich zu machen, gilt es sicherzustellen, dass Daten derselben Objekte mit derselben Auflösung zur selben Zeit gemessen werden.

Um die genannten Herausforderungen als Anwender zu umgehen, gibt es bereits Sensorsysteme mit bis zu vier fusionierten Sensoren als Komplettlösung käuflich zu erwerben (Steinert GmbH 2023).

2.3 Betrachtungsebenen

Die Nutzung der sensorisch erfassten Daten zur Materialcharakterisierung kann auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen. Kroell et al. (2022) definieren vier Analyseebenen zur Charakterisierung anhand der Sensordaten:

- Die Pixelebene,
- die Partikelebene,
- die Materialstromebene und
- die Prozessebene.

Abbildung 11 veranschaulicht die vier Ebenen und beispielhaft messbare Parameter auf der jeweiligen Ebene. Je nach betrachteter Ebene können unterschiedliche Parameter zur Charakterisierung ermittelt werden. Diese können zur Qualitätssicherung oder zur Prozesssteuerung herangezogen werden. Höhere Ebenen benötigen dabei die Daten der vorangegangenen Ebenen. In Spezialfällen kann eine Ebene übersprungen werden. Einen solchen Spezialfall stellt die Materialzusammensetzung dar. (Kroell et al. 2022a)

In der Ermittlung der Zusammensetzung eines Materialstromes kann die Partikelebene übersprungen und die Pixelinformation direkt zur Materialstrominformation aufsummiert werden (Kroell et al. 2022a). Dies ist in Abbildung 11 strichliert dargestellt.

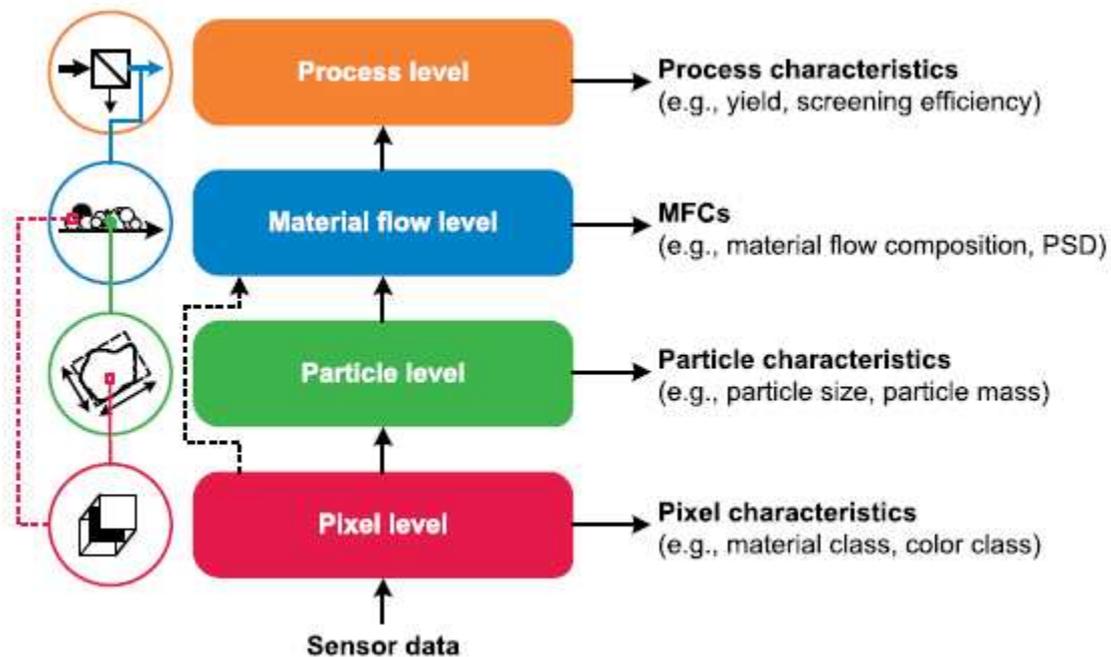


Abbildung 11: Ebenen der Materialcharakterisierung (MFC: Material Flow Characteristics, PSD: Particle Size Distribution) (Kroell et al. 2022a:263).

Pixel Ebene (englisch: *Pixel level*)

Die gemessenen Sensordaten werden in der Auflösung eines Pixels gespeichert und sind voneinander unabhängig. Auf der Pixelebene können Materialeigenschaften wie z.B. die Materialklasse oder die Farbe erfasst werden. (Kroell et al. 2022a)

Partikelebene (englisch: *Particle level*)

Mehrere zusammenhängende Pixel bilden ein Partikel. Die Informationen der im Partikel enthaltenen Pixel werden zur Partikelinformation kombiniert. Das Partikel besitzt zusätzlich neue charakteristische Eigenschaften wie z.B. Partikelgröße oder Partikelform. (Kroell et al. 2022a)

Materialstromebene (englisch: *Material flow level*)

Mehrere Partikel stellen einen Materialstrom dar. Die charakteristischen Eigenschaften eines Materialstroms setzen sich aus den Eigenschaften der Partikel zusammen oder können in Spezialfällen direkt aus der Pixelinformation gewonnen werden. Weiters entstehen durch die Kombination der Partikeleigenschaften neue Eigenschaften des Materialstroms z.B. Materialzusammensetzung oder Korngrößenverteilung. (Kroell et al. 2022a)

Prozessebene (englisch: *Process level*)

Zwei oder mehr Materialströme bilden einen Prozess. Die Informationen über die Materialströme und deren Einfluss aufeinander werden zu Prozessparametern wie z.B. Ausbringen oder Siebeffizienz kombiniert. (Kroell et al. 2022a)

2.4 Parameter zur Qualitätssicherung

Wie bereits in der Einleitung zur Qualitätssicherung in Kapitel 2 erwähnt, werden Ersatzbrennstoffe aufgrund gewisser Kriterien Qualitätsklassen zugeordnet. Weiters müssen die Brennstoffe die vertraglich und gesetzlich festgelegten Parameterwerte erfüllen.

Die Parameter zur Ermittlung der Qualitätsklasse bzw. zur Überprüfung der zwischen Lieferanten und Abnehmer vertraglich festgehaltenen Qualität werden in folgende Kategorien eingeteilt:

- Chemische Parameter (z.B. Chlorgehalt, Materialzusammensetzung),
- Mechanische Parameter (z.B. Korngröße und Korngrößenverteilung),
- Kalorische Parameter (z.B. Brenn- bzw. Heizwert) und
- Reaktionskinetische Parameter (z.B. Ausbrandverhalten) (Thomé-Kozmiensky und Beckmann 2005).

Die ÖNORM EN ISO 21640 (Austrian Standards International 2021b) „Feste Sekundärbrennstoffe – Spezifikationen und Klassen“ schlägt die Klassifizierung eines Ersatzbrennstoffes auf Basis des Heizwertes, des Chlorgehalt und des Quecksilbergehalts vor. Die Norm definiert einen minimalen Heizwert und Grenzwerte für Chlor- und Quecksilbergehalt. Die Klasseneinteilungen aufgrund des Heizwertes und des Chlorgehalts sind in Kapitel 2.4.6.1 und 2.4.4 gelistet. Weiters beinhaltet diese Norm ein Formular für die Spezifikation von festen Sekundärbrennstoffen. Dieses muss bei Anwendung den Klassenschlüssel, die Herkunft, die Handelsform (z.B. Pellets, Fluff, Ballen), Korngrößeninformationen, den Aschegehalt, den Wassergehalt, den Heizwert sowie Informationen über den Gehalt sämtlicher Schwermetalle beinhalten.

Heizwert und Korngröße eines Ersatzbrennstoffes entscheiden über das Einsatzgebiet. Sarc (2015) beschreibt in seiner Dissertation die Einteilung der Ersatzbrennstoffe anhand dieser Parameter in EBS Low Quality, EBS Medium Quality und EBS Premium Quality. Abbildung 12 zeigt die Voraussetzungen, die ein Ersatzbrennstoff erfüllen muss, um in der jeweiligen Qualitätsklasse eingeordnet zu werden. Ein EBS mit einem Heizwert zwischen 3 und 12,5 MJ/kg, sowie einer Korngröße von 120 mm (EBS Low Quality) eignet sich für die Verbrennung in einer Wirbelschichtanlage. Ersatzbrennstoff mit einem Heizwert von 12,5 – 21 MJ/kg und einer Korngröße von 0 – 80 mm (EBS Medium Quality) wird im Zementwerk in der Sekundärfeuerung, EBS mit 80 – 300 mm (auch EBS Medium Quality) in der Vorbrennkammer eingesetzt. EBS Premium Quality weist einen Heizwert von 21 – 25 MJ/kg, sowie eine Korngröße zwischen 0 und 35 mm auf und wird in der Primärfeuerung verbrannt.

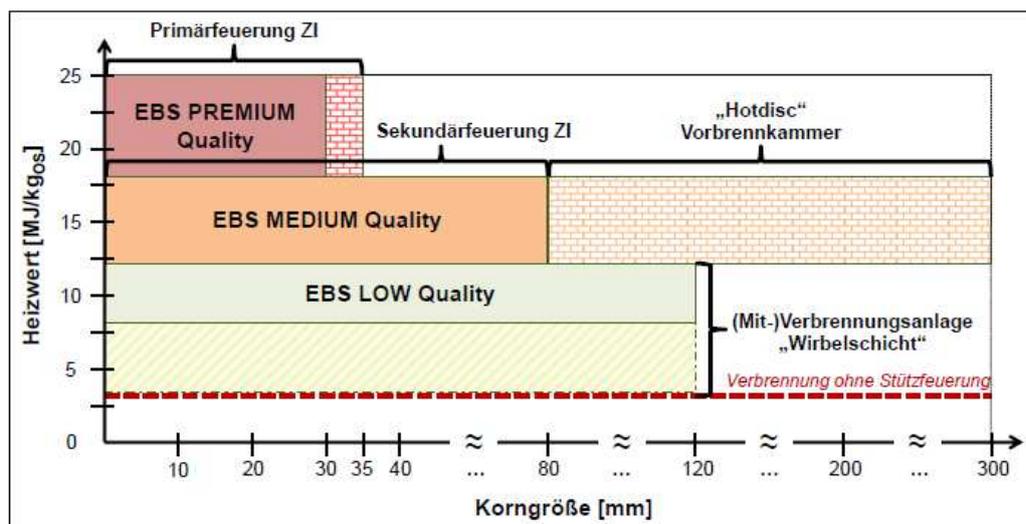


Abbildung 12: Einteilung des Ersatzbrennstoffes in unterschiedliche Qualitätsklassen anhand des Heizwertes und der Korngröße (Sarc 2015:93).

Die genannten Parameter zur Klassifizierung des Ersatzbrennstoffes müssen laufend überprüft werden (Austrian Standards International 2021b). Die Durchführung der Überprüfung der Werte jedes Parameters ist in einer Norm beschrieben (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002). Laut dem Austrian Standards Institute (2018) sind Normen, wie z.B. ÖNORM, ISO oder DIN

„Regeln, Leitlinien bzw. Merkmale für Tätigkeiten oder deren Ergebnisse (z.B. Produkte), die für eine allgemeine und wiederkehrende Anwendung festgelegt wurden. Sie basieren auf gesicherten Ergebnissen von Wissenschaft, Technik und Erfahrung und zielen auf die Förderung optimaler Vorteile für die Gesellschaft ab“ (Austrian Standards Institute 2018).

In Normen sind Anforderungen an Produkte, Prüfmethode, Messverfahren, Verfahren und Abläufe, sowie Begriffe geregelt. Normen sind grundsätzlich qualifizierte Empfehlungen zur freiwilligen Anwendung. Die Anwendung einer Norm kann allerdings auch in einem Gesetz oder einer Verordnung verpflichtend vorgeschrieben oder vertraglich fixiert werden. (Austrian Standards Institute 2018)

Die nachfolgenden Unterkapitel beschreiben die Parameter, die Relevanz als Qualitätskriterium, die Qualitätssicherung laut Norm und die Forschung zur sensorischen Ermittlung der Parameterwerte der folgenden Auswahl an Parametern:

- Materialzusammensetzung (Kapitel 2.4.1),
- Aschegehalt (Kapitel 2.4.2),
- Korngröße (Kapitel 2.4.3),
- Chlorgehalt (Kapitel 2.4.4),
- Feuchtegehalt (Kapitel 2.4.5),
- und Heizwert (Kapitel 2.4.6).

2.4.1 Materialzusammensetzung

Die Zusammensetzung einer gemischten Gewerbeabfallfraktion ist unter anderem von den folgenden Parametern abhängig:

- Der Herkunft (Branche),
- dem Sammelsystem,
- dem Stand der Technik,
- der Gesetzeslage,
- die Betriebsgrößen im Einzugsgebiet,
- die Gebührenstruktur,
- der Konjunkturphase,
- der sozioökonomischen Struktur und
- der Jahreszeit. (Weißbach et al. 2019; Möllnitz et al. 2020; Kranert 2017)

Aufgrund der genannten Parameter weist gemischter Gewerbeabfall in der Regel eine inhomogene Zusammensetzung auf, welche um über 100% schwanken kann (Sarc 2015; Khodier et al. 2020). Abbildung 13 zeigt eine exemplarische Zusammensetzung dieser Fraktion. Es ist erkennbar, dass gemischter Gewerbeabfall in etwa zur Hälfte aus einer Restfraktion und rund einem Drittel aus PPK und Kunststoffen besteht.

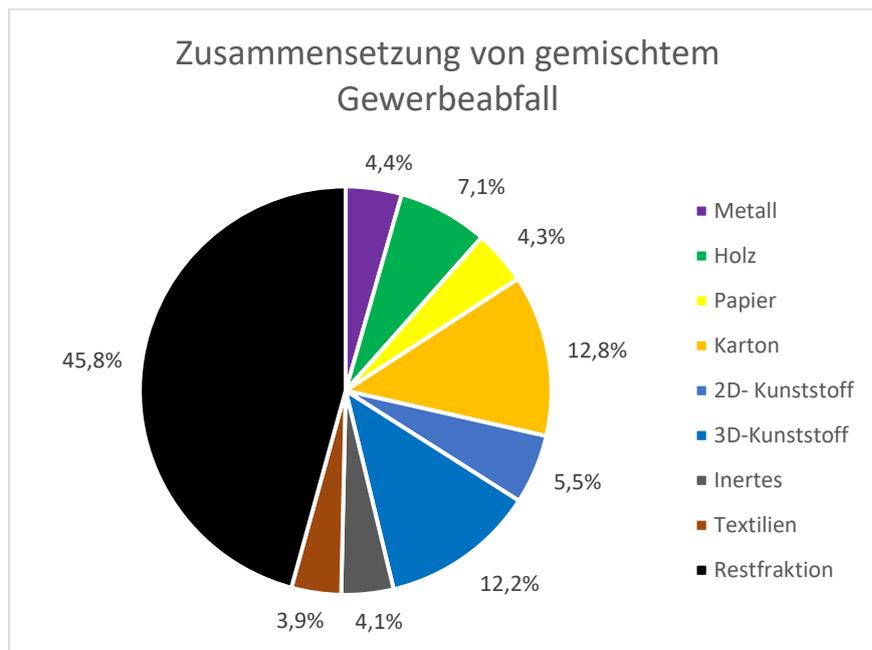


Abbildung 13: Exemplarische Zusammensetzung einer gemischten Gewerbeabfallfraktion (Erstellt auf Basis von Khodier et al. 2020:10).

2.4.1.1 Relevanz als Qualitätskriterium

Die Ermittlung der Abfallzusammensetzung bildet die Basis für die Echtzeitqualitätssicherung (Weißbach und Sarc 2020). Sämtliche Schad- und Wertstoffgehalte einer Abfallfraktion sind abhängig von der Materialzusammensetzung (Viczek et al. 2022). PVC als Schadstoff für die thermische Verwertung ist beispielsweise in der 3D-Kunststofffraktion im Vergleich zu anderen Materialien mit 7% höher konzentriert vorhanden (Möllnitz et al. 2020). Weiters kann aus der Zusammensetzung eines Abfalls sein Brennwert und der Aschegehalt ermittelt, sowie eine Abschätzung des Feuchtegehalts getroffen werden (Kranert 2017; He et al. 2022; Viczek et al. 2021a; Viczek et al. 2022). Zusätzlich entscheidet die Zusammensetzung und das damit einhergehende Schad- und Wertstoffpotential über den Verwertungsweg des Abfalls (Kranert 2017).

2.4.1.2 Qualitätssicherung laut Norm

Die Abfallzusammensetzung wird derzeit mittels Sortieranalyse erfasst. Die vierteilige Norm ÖNORM S 2097 (Österreichisches Normungsinstitut 2005a, 2005b, 2005c, 2011b) „Sortieranalyse von Abfällen“ definiert eine Sortieranalyse als eine

„quantitative und qualitative Bestimmung der durch Sortierung von Abfällen erhaltenen Fraktionen/Unterfraktionen/Nebenfraktionen“ (Österreichisches Normungsinstitut 2005a).

Die Durchführung einer Sortieranalyse setzt sich aus der Festlegung der Zielsetzung, der Erstellung eines Probenahmeplans, der repräsentativen Probenahme, einer manuellen Sortierung und der anschließenden Ergebnisauswertung und Berichtsverfassung zusammen. Die Anzahl der zu ziehenden Proben kann laut ÖNORM S 2097-2 (Österreichisches Normungsinstitut 2005b) berechnet werden oder auf einer Annahme sowie einer Literaturquelle basieren. Die Probengröße ist so zu wählen, dass die Abmessungen der einzelnen Abfallpartikel keinen Einfluss auf die Probenzusammensetzung haben. Die zu erfassende Probemenge ergibt sich aus der Probenzahl und der Probengröße. Proben, die aufgrund der Bestimmungen zur Arbeitssicherheit oder wegen Unzumutbarkeit für das Personal nicht sortierbar sind, werden verworfen und Ersatzproben gezogen. Die Hauptstoffgruppen einer Sortieranalyse laut Österreichisches Normungsinstitut sind

- biogene Abfälle,
- Papier und Kartonagen,
- Holz,
- Glas,
- Textilien,
- Kunststoffe,
- Metalle,
- Problemstoffe / gefährliche Abfälle,
- Materialverbunde,
- Elektro- und Elektronikgeräte,
- Inertstoffe,
- andere Abfälle (diese Fraktion beinhaltet Abfälle, die im Rahmen dieser Analyse nicht untersucht werden) und
- Sortierreste (diese Fraktion beinhaltet unbekannte Abfälle und Feinkorn).

Je nach Aufgabenstellung kann eine weitere Unterteilung in Untergruppen vorgenommen werden. Die zu sortierenden Fraktionen sind in einem Sortierkatalog gelistet (Österreichisches Normungsinstitut 2005a, 2005c).

Zu Beginn der manuellen Sortierung wird die Gesamtprobe gewogen. Anschließend erfolgt eine manuelle Zuordnung der Abfallpartikel zu jeweils einer Fraktion, bis alle Partikel zugeordnet sind. Im Rahmen der Zuordnung müssen Verpackungen entleert und Inhalt sowie Verpackung in die jeweilige Fraktion sortiert werden. Ausnahmen bilden Verpackungen mit gefährlichem Inhalt oder Verpackungen, die ohne Werkzeug nicht entleerbar sind. Diese werden der Fraktion der Problemstoffe oder jener mit dem größeren Massenanteil zugeordnet. Nach der manuellen Sortierung wird jede Fraktion gewogen und die Summe der Fraktionsmassen mit der Gesamtprobenmasse verglichen. Ist die Abweichung größer 3% kann die Sortieranalyse nicht ausgewertet werden. Das Volumen der Fraktionen wird mit einem Messgefäß mit definiertem Volumen ermittelt, wobei das Volumen der Fraktion mindestens 25% des Gefäßes füllen muss. (Österreichisches Normungsinstitut 2005c)

In der Auswertung werden die Zusammensetzungen in Massenprozent und statistische Werte wie z.B. Minimum, Maximum, Mittelwert, Standardabweichung und Konfidenzintervalle der Einzelproben ermittelt. Statistische Ausreißer dürfen nicht eliminiert werden, aber eine zusätzliche Auswertung der Daten ohne Ausreißer ist zulässig. Für die Verfassung des Berichts werden abschließend die Ergebnisse der Einzelproben zu Ergebnissen für die Gesamtprobe zusammengefasst. (Österreichisches Normungsinstitut 2011b)

2.4.1.3 Sensorische Ermittlung

Mit den in Kapitel 2.2 vorgestellten optischen Sensoren ist eine Erfassung der Materialzusammensetzung in Flächenanteilen umsetzbar. Diese stellen die Summe der klassifizierten Pixel pro Materialart bezogen auf die Gesamtanzahl der detektierten Pixel dar. (Krämer et al. 2016) Um die gemessene Zusammensetzung als Qualitätsparameter oder als Datensatz zur weiteren Berechnung eines Parameters verwenden zu können, ist eine Umwandlung der Zusammensetzung in Flächenanteilen in eine Zusammensetzung in Massenanteilen notwendig. Eine direkte sensorische Messung der Massenanteile ist bislang nicht umsetzbar. (Kroell et al. 2021)

Peddireddy et al. (2015) setzten die Umwandlung der Flächenanteilen in Massenanteilen durch die Verwendung von relativen Schüttdichten und einer Punktrasteranalyse um. Die absoluten Schüttdichten werden zuvor in einer Datenbank erfasst und dem leichtesten Material (Folien) die relative Schüttdichte 1 zugeschrieben. Die relativen Schüttdichten aller anderen Materialien fließen als Vielfaches der Schüttdichte der Folien in das Modell ein. Zur Berechnung wird eine Aufnahme der Schüttung mit einer Fotokamera gemacht und die Punkte eines 11x11 Quadrats der darunterliegenden Materialart in Form einer zuvor definierten Farbe zugewiesen. Dies ist in Abbildung 14 dargestellt.

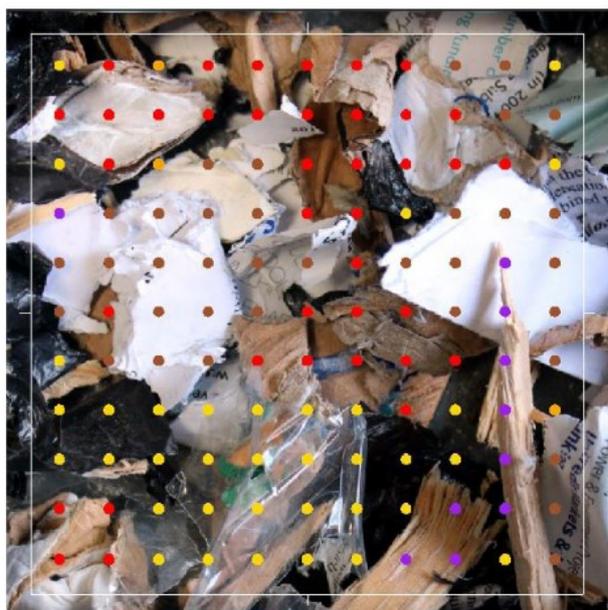


Abbildung 14: Aufnahme einer Schüttung mit darübergelegtem Punkteraster zur Identifizierung der Materialien. Die Farbe der Punkte gibt die darunterliegende Materialart an (Peddireddy et al. 2015:11).

Die Summe der in dem Quadrat enthaltenen Punkte ergibt eine Fläche, welche mit der relativen Schüttdichte der jeweiligen Materialart in einen Massenanteil umgerechnet wird. Weiters ist die Gesamtmasse der Schüttung bestimmbar. Die Grenze dieser Methode stellen Abfälle mit ähnlicher optischer Erscheinung (z.B. ein Blatt Papier und eine weiße Folie) dar. Trotz dessen konnte eine Korrelation der ermittelten Gesamtmasse mit der tatsächlichen Masse der Schüttung von $> 0,85$ erreicht werden. (Peddireddy et al. 2015)

Vrancken et al. (2017) bewerten in ihrer Publikation Echtzeitmethoden zur Abfallcharakterisierung. Die Bewertung erfolgt anhand der in Abbildung 15 dargestellten Kriterien. Die Methode der Massebestimmung von Peddireddy et al. (2015) wird anhand der Kriterien beispielsweise als gut bewertet.

Qualitative rating	Performance parameters				
	R ²	RPD	RER	% error	% rate
Poor	<0.70	<2.5	<9	>30	<70
Fair	0.70–0.80	2.5–3.0	9–12	20–30	70–80
Good	0.80–0.90	3.0–3.5	12–15	10–20	80–90
Very good	0.90–0.95	3.5–4.0	15–18	5–10	90–95
Excellent	>0.95	>4.0	>18	<5	>95

Abbildung 15: Bewertungskriterien für Echtzeitabfallcharakterisierungsmethoden (R²: Bestimmtheitsmaß, RPD: Verhältnis der Standardabweichung der Messdaten zum Standardvorhersagefehler, RER: Verhältnis des Originaldatenbereichs zum Standardvorhersagefehler, %error: Abweichung zwischen den Originaldaten und den vorhergesagten Daten) (Vrancken et al. 2017:46).

Krämer und Flamme (2015) ermitteln die Materialzusammensetzung in Flächenanteilen mittels NIR-Kamera durch die Messung der projizierten Fläche je Materialklasse. Diese Methode ab einer Partikelkorngroße von 8 mm möglich. Die Messdaten werden mit der spezifischen Partikelmasse sowie einem Durchschnittswert für den Feuchtegehalt je Materialklasse verknüpft. Parameter wie Aschegehalt, Chlorgehalt und Brennwert werden mit der nachfolgenden Formel (Krämer und Flamme 2015) aus der Masse und einem zuvor empirisch ermittelten Durchschnittswert des Asche- bzw. Chlorgehalts sowie des Brennwertes pro Materialklasse berechnet.

$$\dot{c} = \frac{\sum_{i=1}^n (c_i * \dot{m}_i)}{\sum_{i=1}^n \dot{m}_i}$$

\dot{c} ...Gesamtkonzentration in % über die Zeit t

c_i ...Durchschnittskonzentration in % der Materialklasse i

\dot{m}_i ...berechnete Masse der Materialklasse in kg über die Zeit t

Die Berechnung des Heizwertes ist in Kapitel 2.4.6.3 erläutert. Abbildung 16 zeigt exemplarisch die Berechnung der Masse von PPK (in der Abbildung PPC genannt) und PE aus der detektierten projizierten Fläche, sowie die anschließende Berechnung von Aschegehalt, Chlorgehalt, Feuchtegehalt und Heizwert der beiden Materialklassen.

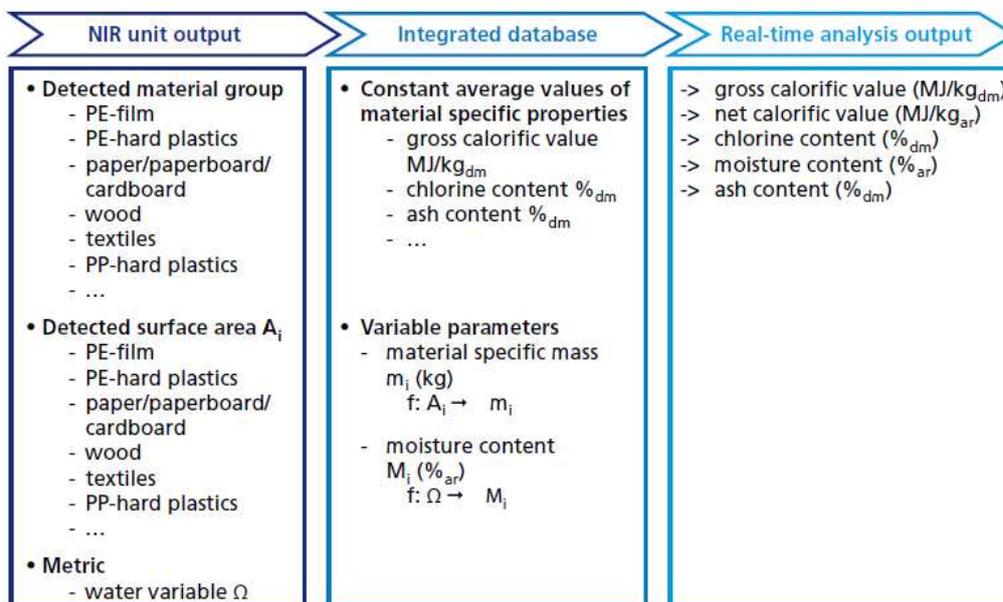


Abbildung 16: Darstellung der Berechnung von Werten zur Qualitätssicherung auf Basis von projizierten Partikelflächen (Krämer und Flamme 2015).

Mögliche Fehlerquellen der Berechnung stellen die in Kapitel 2.2.1.1 beschriebenen Grenzen der NIR-Sensorik dar. Weiters können Randpixel nicht oder falsch detektiert werden. Besonders hohe Objekte können aufgrund des geringeren Abstands zur Kamera größer erscheinen als sie tatsächlich sind. (Krämer 2017) Die Verwendung von Durchschnittswerten zur Gehaltsberechnung verursacht ebenfalls Abweichungen des berechneten vom tatsächlichen Parameterwert. (Krämer und Flamme 2015)

In einem nachfolgenden Versuch von Krämer et al. (2016) wurde ein Vergleich der detektierten Projektionsfläche des NIR-Sensors mit der tatsächlichen Fläche des Partikels durchgeführt. Dieser zeigt eine systematische Abweichung der NIR-Messung, die mittels einer Gleichung oder einem Korrekturfaktor eliminiert werden kann. Weiters haben Versuche gezeigt, dass die Geschwindigkeit des Förderbandes (1 oder 2 m/s) unter dem NIR-Sensor keinen Einfluss auf die Messung der projizierten Flächen hat. Zusätzlich wurde von Krämer (2017) ermittelt, dass das Erfassungsmodell spezifisch an den Brennstoff angepasst werden muss. Feinkorn, Verbundstoffe und Organik sind mit dieser Methode nicht erfassbar. Je nach Höhe des Massenanteils im Brennstoff müssen die zugehörigen Korrekturfaktoren angepasst werden.

Weißbach und Sarc (2020) führten eine Bestimmung der Partikelmasse aus der gemessenen projizierten Fläche durch die Auswertung von Bildern des Materials durch. Als Versuchsmaterial wurde EBS mit einer Korngröße < 30 mm herangezogen. Dieses Material zeichnet sich durch eine relativ einheitliche Form und Größe aus. Die Partikel wurden einzeln fotografiert und in MATLAB in Binärbilder umgewandelt. Der Vergleich der tatsächlichen projizierten Fläche mit jener des Binärbildes hat gezeigt, dass die Korrelation der beiden Flächen von der Vielfalt an Materialdicken pro Materialart abhängt. PE weist die größten Materialdickenunterschiede auf und daher korrelieren die beiden Flächen am schlechtesten. Die beste Korrelation der beiden Werte wurde bei der Materialklasse „Holz“ gemessen und mit der Einheitlichkeit des Materials erklärt. Zusammenfassend kann behauptet werden: Je geringer der Anteil an Folien in einer Materialklasse, desto höher ist die Korrelation zwischen der gemessenen projizierten und der tatsächlichen Fläche. Eine Verbesserung der Korrelation ist nur durch Messung der dritten Dimension des Partikels möglich (Weißbach und Sarc 2020). Kroell et al. (2021) weisen darauf hin, dass die Messmethode von Weißbach und Sarc (2020) nur für Flächenkameras anwendbar ist, die sensorbasierte Sortierung allerdings mehrheitlich mit Liniensensoren umgesetzt wird.

Kroell et al. (2021) schlagen vor, die Datenakquisition ausschließlich mit Liniensensoren und einer Waage umzusetzen. Der vorgeschlagene Aufbau ist in Abbildung 17 schematisch dargestellt. Jedes Partikel (A) wird einzeln auf einem Förderband (K) aufgegeben, mit einem Laser (D) bestrahlt, die Form mit Hilfe zweier Spiegel (C) und einer 3D-Kamera (B) von vorne und hinten erfasst, anschließend mit LEDs (F) beleuchtet und ein Bild mit einer RGB-Linienkamera (E) aufgenommen und am Ende des Förderbandes in eine Waagschale (G und H) abgeworfen. Weiters ist die Materialart des Partikels mit einem NIR-Sensor zu bestimmen. (Kroell et al. 2021)

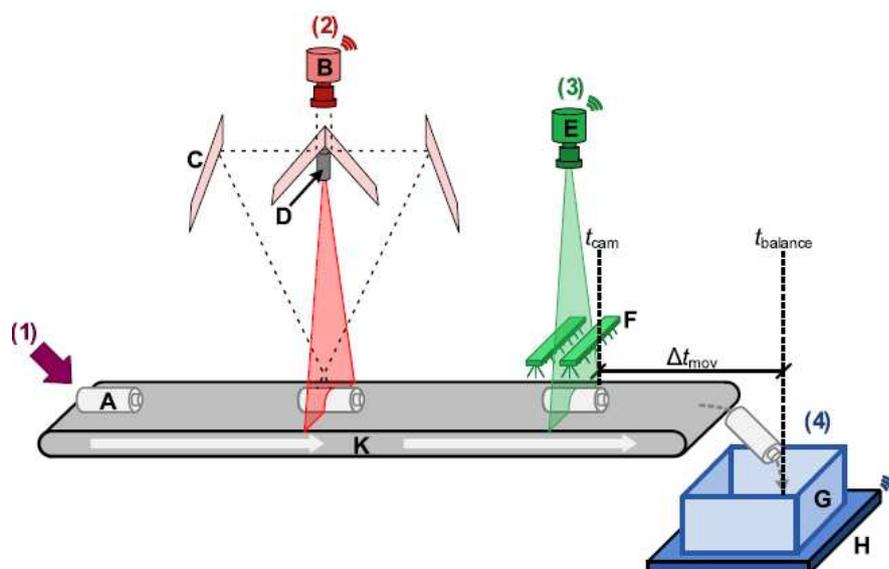


Abbildung 17: Aufbau zur Erfassung von Form und Masse eines Partikels (Kroell et al. 2021:256).

Die Auswertung der gemessenen Daten der Partikelformen, Partikelmassen und Materialarten hat ergeben, dass der Einfluss der Verpackungsart (z.B. Flasche oder Folie) auf die Partikelmasse deutlich höher ist als der der Dichte des Rohmaterials. Weiters nimmt das Flächengewicht mit zunehmender Partikelgröße ab, da große Partikel eher Hohlräume aufweisen. (Kroell et al. 2021) Ebenso wie Weißenbach und Sarc (2020) haben Kroell et al. (2021) die unterschiedlichen Materialdicken als Problem bei der Messung erfasst. Weitere Probleme stellen die unterschiedlichen Materialdichten innerhalb einer Materialklasse dar, sowie große Hohlräume und verschiedene Formen der Partikel (Kroell et al. 2021).

In der im Dezember 2022 veröffentlichten DIN 54390 „Feste Sekundärbrennstoffe – Echtzeit-Bestimmung von Parametern mittels Nahinfrarotspektroskopie“ (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) ist die Ermittlung der Materialzusammensetzung über die durch einen NIR-Sensor detektierte projizierte Fläche und die anschließende Kombination mit Erwartungswerten festgesetzt. Diese Norm ist gültig für:

- „hochkalorische Fraktionen aus Siedlungsabfällen,
- Sortierreste unterschiedlicher Sortierprozesse und
- Produktionsspezifische Gewerbeabfälle“ (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022).

Weiters müssen die Partikel eine Korngröße von mindestens 50 mm aufweisen und die Schichtdicke am Förderband mindestens 5 cm betragen, unter der Voraussetzung, dass die oberste Schicht die darunter liegenden repräsentiert. Der Anteil der nicht detektierbaren Partikel muss konstant gehalten werden. Das Förderband darf eine Geschwindigkeit von 2 m/s nicht überschreiten (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022).

Zur Ermittlung des Erwartungswerts ist eine Probenahme, eine Probenaufbereitung und die Sortierung nach in der Norm angegebenen Materialfraktionen notwendig. Aus jeder Fraktion werden 60 Partikel entnommen und deren Flächengewicht ermittelt. Dafür wird ein Bild auf einer kontrastreichen Fläche mit einer Messreferenz aufgenommen. Dieses Bild wird mittels Bildanalyse in ein Binärbild umgewandelt und die projizierte Fläche mit Hilfe der Messreferenz ausgewertet. Anschließend ist jedes Partikel mit einer Genauigkeit von 0,1 mg abzuwiegen. Der Quotient aus Masse und Projektionsfläche bildet das Flächengewicht. Der Median der 60 erfassten Partikel je Materialklasse stellt den Erwartungswert des Flächengewichts dar. Die Ermittlung der Erwartungswerte der brennstoffcharakterisierenden Parameter erfordert eine normgerechte Probenahme, sowie eine dem Parameter entsprechende normierte Gehaltsbestimmung. Der Median des jeweiligen Gehalts fließt als Erwartungswert in das Modell ein. Die Erwartungswerte für die Flächengewichte und die brennstoffcharakterisierenden Parameter müssen an die Herkunft des Materials angepasst werden. (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022)

Stillstandszeiten, Wasserdampf, Sensorverschmutzungen, Anhaftungen an Partikeln, ein unvollständig belegtes Förderband und variierende Zusammensetzungen und Schichtdicken können die Messung stören. Diese Fehlerquellen müssen durch eine Kalibration des Messsystems eliminiert werden. Eine Kalibration wird anhand von, speziell für die Herkunft des Abfalls, ermittelten Korrekturfaktoren durchgeführt. Mindestens 10 Produktchargen zu je 250 oder 500 t müssen normgerecht beprobt und analysiert werden. Die Korrekturfaktoren für Chlorgehalt, Feuchtegehalt und Brennwert werden anhand der nachfolgenden Formel (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) ermittelt. Der Heizwert muss aufgrund der Zusammensetzung aus Brennwert und Feuchtegehalt nicht korrigiert werden. (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022)

$$f_{k,p} = \frac{c_{\text{ref},k,p}}{c_{k,p}}$$

$f_{k,p}$... Korrekturfaktor für Parameter k der Charge p

$c_{\text{ref},k,p}$... Laboranalysewert für Parameter k der Charge p

$c_{k,p}$... Echtzeit-Messwert für Parameter k der Charge p

Das Echtzeit-Messergebnis wird durch Multiplikation mit dem Median der Korrekturfaktoren der jeweiligen Parameter korrigiert. Im Messbetrieb müssen die Ergebnisse durch laufende Vergleichsanalysen geprüft werden. Weisen die Analysenwerte in zwei aufeinanderfolgenden Chargen eine Abweichung von > 10% auf oder findet eine wesentliche Änderung des Aufbereitungsverfahrens statt, ist eine Neukalibrierung des Systems erforderlich. (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) Die Berechnung der Messwerte ist in den jeweiligen Kapiteln erläutert.

2.4.2 Aschegehalt

Die ÖNORM EN ISO 21656 (Austrian Standards International 2021a) definiert den Gesamtaschegehalt eines Abfalls als

„Masse an anorganischem Rückstand, der nach der Verbrennung eines Brennstoffes unter festgelegten Bedingungen verbleibt, angegeben als Massenanteil in Prozent der Trockenmasse im Brennstoff, die auch abgetrennte, zur Asche beitragende Bestandteile einschließt“ (Austrian Standards International 2021a:7).

Es gilt zu beachten, dass die Asche nur nach einer vollständigen Verbrennung ausschließlich aus anorganischen Rückständen besteht. Verbrennt ein Abfall unvollständig, so enthält die Asche auch unverbrannte brennbare Rückstände. (Austrian Standards International 2021a)

Jene Asche, die durch die Verbrennung von EBS entsteht, enthält im Durchschnitt ca. 30% CaO, 30% SiO₂ und rund 15% Al₂O₃. Weitere Bestandteile der Asche sind Fe₂O₃, TiO₂, K₂O, Na₂O, MgO, P₂O₅ und SO₃. Diese Asche wird zum größten Teil (40%) durch die Feinfraktion (< 10 mm) eingebracht, denn diese enthält, wie bereits in Kapitel 2.4.1 beschrieben, einen hohen Anteil an Inertstoffen. Weiterer 25% der Asche entsteht durch die Verbrennung der Kunststoffe im Ersatzbrennstoff. (Viczek et al. 2021a) Einerseits werden in den Kunststoff eingebundene Füllstoffe wie z.B. Talk oder Kreide nicht verbrannt und andererseits weisen Kunststoffe eine hohe Oberfläche auf, an der Feinkorn in Form von Verschmutzungen haften bleiben kann (Martens und Goldmann 2016; Viczek et al. 2021a). Der verbliebene Ascheanteil entsteht durch die Verbrennung von Holz, PPK, der Restfraktion, Textilien und Verbundmaterialien. Ändert sich die Materialzusammensetzung des Ersatzbrennstoffes, so ändert sich auch die Menge der Asche nach der Verbrennung, wobei Materialien mit hohem Aschegehalt einen größeren Einfluss auf die Aschemenge ausüben. (Viczek et al. 2021a)

2.4.2.1 Relevanz als Qualitätskriterium

Je nach Ort des Anfalls kann Verbrennungasche Probleme verursachen oder lösen. In einer Monoverbrennung fällt die Asche des Brennstoffes als Reststoff an und verursacht Kosten für die Lagerung und Entsorgung. (Martens und Goldmann 2016; Čubars und Poiša 2017) Weiters verringert ein hoher Aschegehalt den Brennwert und damit die Qualität des Brennstoffes (Vrancken et al. 2017). Ein höherer Aschegehalt verursacht zudem höhere Kosten für die Wartung der Verbrennungsanlage, da die Asche Verschmutzungen, Verschlackungen, Korrosion und Agglomerationen im Verbrennungsprozess zur Folge hat (Alakangas et al. 2016; Čubars und Poiša 2017; Ma et al. 2020). In der Asche enthaltene Alkalimetalle begünstigen beispielsweise den Schmelzvorgang und damit die Verschlackung der Asche. Diese Schlacke haftet an Anlagenteilen und verursacht Reinigungskosten und Stillstandszeiten. (Alakangas et al. 2016; Čubars und Poiša 2017; Zhu et al. 2014) Die Bildung von Schlacken kann durch Zugabe von Additiven, Vorbehandlung des Brennstoffes oder durch die gezielte Mischung verschiedener Brennstoffe zur Optimierung des Aschegehalts eingedämmt werden (Zhu et al. 2014).

Eine stoffliche Verwertung der Verbrennungsasche ist durch den Einsatz von EBS als Brennstoff und Rohstoffquelle in der Zementindustrie möglich (Viczek et al. 2021a). EBS stellt in Österreich durchschnittlich 80% der für den Zementherstellungsprozess benötigten Energie zur Verfügung (Mauschitz 2021). Die durch den Verbrennungsprozess entstehende Asche weist eine ähnliche chemische Zusammensetzung wie der eingesetzte Rohstoff auf, wird im Prozess in den Zementklinker eingearbeitet und damit stofflich verwertet. Der Anteil der stofflichen Verwertung kann bei bekanntem Gesamtaschegehalt und bekannter Zusammensetzung berechnet werden. (Viczek et al. 2021a)

2.4.2.2 Qualitätssicherung laut Norm

Die Bestimmung des Aschegehalts ist in ÖNORM EN ISO 21656 (Austrian Standards International 2021a) „Feste Sekundärbrennstoffe – Bestimmung des Aschegehalts“ beschrieben. Die Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002 verpflichtet zur Anwendung dieses Verfahrens zur Aschegehaltsbestimmung. Als Vorbereitung wird die Probe auf eine Korngröße < 1 mm zerkleinert und getrocknet. Zum Schutz der Versuchsapparaturen werden grobe Inertstoffe vor der Bestimmung aussortiert und deren Masse ermittelt. Parallel dazu wird eine leere Schale mindestens 60 min im Ofen vorgewärmt, anschließend in einem Exsikkator ohne Trockenmittel abgekühlt und auf 0,1 mg genau gewogen. Nach dem Wiegen wird 1 g der Probe als gleichmäßige Schicht in der Schale verteilt und abermals verwogen. Die Schale wird in den kalten Ofen gestellt und innerhalb der ersten 50 min gleichmäßig auf 250°C erhitzt und diese Temperatur für weitere 60 min gehalten. In den nächsten 60 min wird die Temperatur gleichmäßig auf wahlweise 550°C (Verfahren A) oder 815°C (Verfahren B) erhöht und für 120 min gehalten. Das Verfahren A wird laut Norm für die Ermittlung des Aschegehalts von Sekundärbrennstoffen mit hohem Biomasseanteil oder für die anschließende Bestimmung von Haupt- und Spurenelementen angewandt. Bei der notwendigen Temperatur für Verfahren B werden zusätzlich die enthaltenen Karbonate zu Kohlenstoffdioxid umgesetzt und weitere anorganische Verbindungen verflüchtigt oder oxidiert. Nach Ablauf der 120 min wird die Schale aus dem Ofen genommen und 5-10 min auf einer Metallplatte abgekühlt. Die weitere Abkühlung auf Umgebungstemperatur findet im Exsikkator statt. Danach wird die Schale ein weiteres Mal gewogen. Der Aschegehalt der Probe im Anlieferungszustand wird laut der nachfolgenden Formel berechnet (Austrian Standards International 2021a):

$$A_{\text{Ges,A}} = \frac{m_A - m_S}{m_P - m_S} * 100 * \left(1 - \frac{M_W}{100} - \frac{m_I}{m_{PA}}\right) + \frac{m_I}{m_{PA}} * 100$$

$A_{\text{Ges,A}}$... Gesamtaschegehalt der Probe im Anlieferungszustand [%]

m_A ... Masse der Schale und Asche [g]

m_S ... Masse der leeren Schale [g]

m_P ... Masse der Schale und Probe [g]

M_W ... Massenanteil des Wasserverlustes der Probe durch Vortrocknung [%]

m_I ... Masse der abgetrennten Inertstoffe [g]

m_{PA} ... Masse der Probe im Anlieferungszustand [g]

Der Aschegehalt einer Probe muss laut Norm mindestens zwei Mal bestimmt und ein Mittelwert gebildet werden (Austrian Standards International 2021a).

2.4.2.3 Sensorische Ermittlung

Basierend auf den NIR-Daten aus der Ermittlung der Zusammensetzung eines Abfalls, siehe Kapitel 2.4.1.3, haben Krämer und Flamme (2015) den Aschegehalt als Brennstoffparameter untersucht. Dafür wird ein durchschnittlicher Aschegehalt der Materialfraktion mit dem vorhandenen Anteil an der Gesamtmenge der Probe multipliziert. Nachfolgende Versuche haben ergeben, dass die Ermittlung des durchschnittlichen Aschegehalts, um dem Erwartungswert zu entsprechen, die Untersuchung von ca. 10.000 Partikel der Fraktion erfordert. (Krämer et al. 2016) Dieses Ergebnis zeigt die Notwendigkeit eines Mindestdurchsatzes für künftige Messungen mittels NIR. Weiters hängt der Aschegehalt von der Herkunft des Materials ab. Eine Kunststofffraktion aus der Restmüllsammlung ist in der Regel stärker verschmutzt und enthält damit einen höheren Feinanteil, als jene aus der Verpackungssammlung. (Krämer 2017)

Die sensorische Erfassung der Zusammensetzung und die nachfolgende Berechnung des Aschegehalts wird den Aschegehaltsergebnissen der Laboruntersuchungen gegenübergestellt und ein notwendiger Korrekturfaktor zum Angleich der Messergebnisse in Abbildung 18 veranschaulicht (Krämer und Flamme 2015). Der Vergleich des Korrekturfaktors für den Aschegehalt eines Abfalls mit jenen des Chlorgehalts (Abbildung 24), der Feuchte (Abbildung 27) und des Heizwertes (Abbildung 30) zeigt, dass dieser am stärksten von 1 abweicht und die zweithöchste Streuung nach den Chlorgehaltskorrekturfaktor aufweist. Krämer und Flamme (2015) identifizieren die ungleiche Verteilung des Aschegehalts auf die

Material- und Korngrößenklassen, siehe Kapitel 2.4.2, als Ursache für die systematische Abweichung der NIR- und Laborergebnisse.

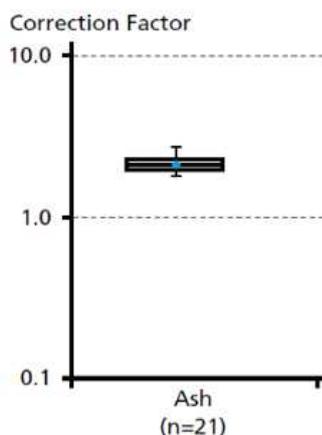


Abbildung 18: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Aschegehalt – Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).

Abbildung 19 zeigt eine Gegenüberstellung der mit dem Korrekturfaktor aus Abbildung 18: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Aschegehalt – Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).Abbildung 18 angepassten NIR-Messergebnisse und jenen der Laboranalysen. Der Vergleich mit den Gegenüberstellungen der Chlorgehaltsmessungen (Abbildung 25), der Feuchtemessungen (Abbildung 28) und der Heizwertmessungen (Abbildung 31) zeigt, ähnlich wie der Vergleich der Korrekturfaktoren, stärkere Schwankungen der NIR-Messdaten und höhere Abweichungen zwischen den Messergebnissen als die Gegenüberstellungen der Feuchte und des Heizwerts. Allerdings sind die Schwankungen und Abweichungen der Chlorgehaltsgegenüberstellung am höchsten. (Krämer und Flamme 2015)

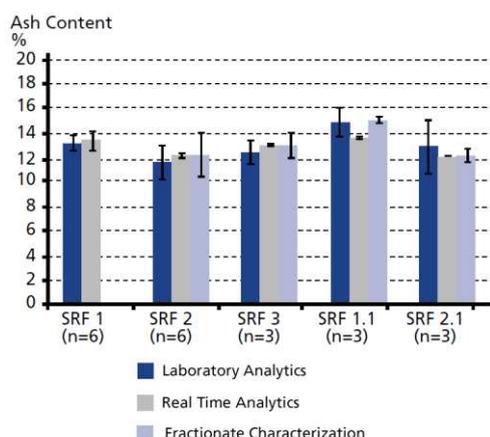


Abbildung 19: Vergleich des Aschegehalts – Messwerte aus NIR und Labor (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).

Vrancken et al. (2017) bewerten die beschriebene Bestimmungsmethode von Krämer und Flamme (2015) mit einem Fehler von < 10% als sehr gut. In weiteren Versuchen von Krämer et al. (2016) wurde die Korrektur der NIR-Ergebnisse anstelle eines Korrekturfaktors mit einer zuvor ermittelten Regressionsfunktion korrigiert. Weiters wurden die Rahmenbedingungen, wie z.B. Durchsatz und Bandgeschwindigkeit angepasst und damit der Aschegehalt mit einem Fehler von 1,4% ermittelt.

2.4.3 Korngröße

Als Korngröße wird die Abmessung eines Partikels bezeichnet. Die Angabe einer einheitlichen Abmessung für Partikel mit unterschiedlichsten Formen, z.B. Bleche, Folien oder Drähte ist schwierig. Es werden gemittelte Abmessungen, die Kantenlänge der Sieböffnung durch die sie gerade noch hindurchfallen oder die Projektionsflächen der Partikel angegeben und als Korngröße herangezogen. (Martens und Goldmann 2016) Weiters können Partikelgrößen mit dem projizierten Umfang des partikelumschreibenden Polygons, Inkreis, Umkreis, dem Durchmesser des flächengleichen Kreises, der Kantenlänge des kleinsten umschreibenden Rechtecks oder Dreiecks, sowie den Feret-Durchmessern, Formfaktoren oder den elliptischen Fourier-Koeffizienten beschrieben werden (Kandlbauer et al. 2020).

Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle beinhalten, im Vergleich zu anderen Gewerbeabfällen, in der Regel größere Massenanteile in kleinere Korngrößen (Bilitewski und Härdtle 2013). Khodier et al. (2020) untersuchten exemplarisch die materialspezifische Korngrößenverteilung von geschreddertem gemischtem Gewerbeabfall aus der Steiermark. Abbildung 20 zeigt die Ergebnisse der Verteilung.

Particle class [mm]	ME (%)	WO (%)	PA (%)	CB (%)	2D (%)	3D (%)	IN (%)	TX (%)	RE (%)	Sum (%)
0–5	0.0 ^a	17.1 ^a	17.1							
5–10	0.0 ^a	6.5 ^a	6.5							
10–20	0.0 ^a	11.0 ^a	11.0							
20–40	0.7	1.4	0.8	2.1	0.4	2.3	2.1	0.1	2.2	12.1
40–60	0.8	1.8	0.9	2.5	0.5	2.0	1.0	0.1	2.2	11.8
60–80	1.0	2.0	1.0	2.1	0.7	2.3	0.5	0.5	2.2	12.3
80–100	0.7	1.0	0.7	1.3	0.6	1.7	0.2	0.4	1.4	7.9
100–200	1.0	0.9	0.9	4.7	2.2	3.3	0.4	1.7	2.6	17.6
200–400	0.1	0.0	0.0	0.2	1.1	0.7	0.0	1.1	0.7	3.8
Sum	4.4	7.1	4.3	12.8	5.5	12.2	4.1	3.9	45.8	100.0

Abbildung 20: materialspezifische Korngrößenverteilung von vorzerkleinertem gemischtem Gewerbeabfall (ME: Metall; WO: Holz; PA: Papier; CB: Karton; 2D: 2D-Kunststoff; 3D: 3D-Kunststoff; IN: Inertmaterial; TX: Textilien; RE: Restfraktion) (Khodier et al. 2020:10).

Es ist ersichtlich, dass der Anteil an 2D-Kunststoffen in den Klassen 100 – 200 und 200 – 400 verstärkt vorhanden ist. Dagegen ist rund zwei Drittel aller 3D-Kunststoffe kleiner als 100 mm. Der Anteil an Inertstoffen ist in kleineren Korngrößenklassen höher.

Möllnitz et al. (2020) sind in ihren Versuchen auf ähnliche Ergebnisse gekommen: Der Anteil an 2D-Kunststoffen steigt mit zunehmender Partikelgröße an, jener der 3D-Kunststoffe nimmt mit zunehmender Größe ab. Der höchste Anteil an 2D-Kunststoffen wurde in der Klasse 100 – 200 gemessen, der höchste Anteil an 3D-Kunststoffen in der Klasse 40 – 60. Insgesamt enthielt die Klasse 200 – 400 den höchsten Anteil an Kunststoffen.

2.4.3.1 Relevanz als Qualitätskriterium

Die Zusammensetzung und Korngrößenverteilung eines Abfalls gehört zu den Basisinformationen (Kandlbauer et al. 2021). Schad- und Wertstoffe verteilen sich nicht nur auf unterschiedliche Materialarten (siehe Kapitel 2.4.1) sondern auch auf unterschiedliche Korngrößenklassen (Viczek et al. 2021b). Der Anteil an organischen Abfällen und Glas nimmt mit zunehmender Korngröße ab, die Anteile an PPK, Textilien, Kunststoffen und Verbundstoffen nehmen mit zunehmender Korngröße zu (Bilitewski und Härdtle 2013). Für die Ersatzbrennstoffproduktion als Schadstoff geltende Elemente wie z.B. Arsen, Quecksilber, Blei, Nickel, Cobalt und Chrom liegen mehrheitlich in den Korngrößenklassen 0 – 5 mm und 5 – 10 mm konzentriert vor. Aschebildende Elemente, wie z.B. Silizium, Kalzium und Aluminium liegen ebenfalls in den kleinen Korngrößenklassen konzentrierter vor. Metalle sind auch eher in den kleinen Korngrößenklassen angesiedelt. Der Gehalt an Schadstoffen, der Aschegehalt und der Anteil an Metallen nimmt mit zunehmender Korngröße der Abfallpartikel ab. In mittleren und größeren Korngrößenklassen tritt Antimon und Chlor konzentriert auf. Rund ein Viertel des Gesamtchlorgehalts ist in Abfällen mit einer Korngröße zwischen 100 und 200 mm enthalten. Der Chlorgehalt nimmt mit sinkender Korngröße ab. (Viczek et al. 2021b)

Abbildung 21 zeigt die Abhängigkeit des Heizwerts von der Korngröße. Es ist erkennbar, dass der Heizwert mit zunehmender Korngröße steigt. Wie bereits erwähnt enthalten die Korngrößenklassen 0 – 5 mm und 5 – 10 mm einen hohen Anteil an Metallen und aschebildenden Elementen. Diese haben einen geringen Heizwert und erklären den geringen Gesamtheizwert dieser Korngrößen. Ebenso bereits erwähnt wurde der hohe Anteil an Kunststoffen in den großen Korngrößenklassen, welche die hohen Heizwerte dieser Klassen verursachen. (Viczek et al. 2021b) Der Feuchtegehalt eines Abfalls ist auch abhängig von der Korngröße (siehe Kapitel 2.4.5). Abfälle mit geringer Korngröße sind tendenziell feuchter. (Brüll et al. 2009)

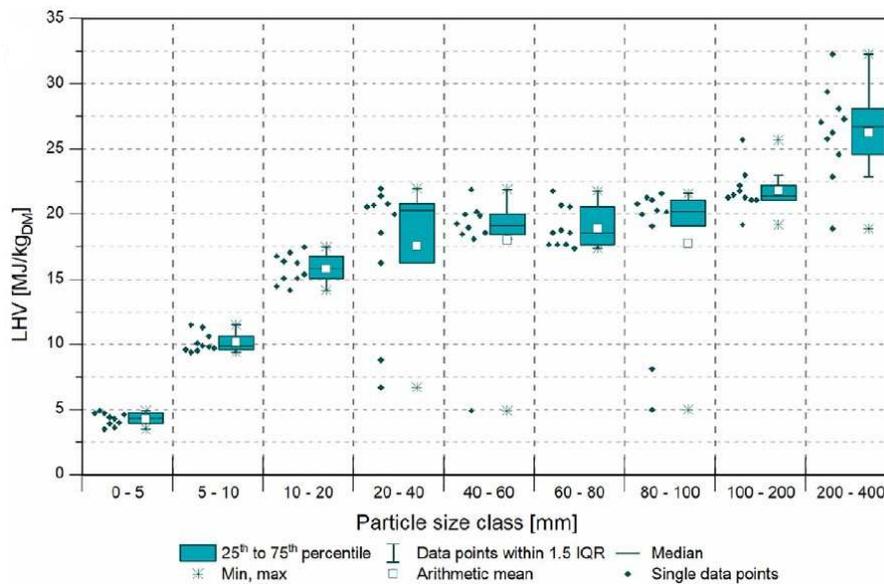


Abbildung 21: Darstellung der Abhängigkeit des Heizwerts von der Partikelgröße des Abfalls (Viczek et al. 2021b:7).

Die ungleiche Verteilung der Wert- und Schadstoffe auf die Korngrößenklassen entsteht durch die Konzentration der Elemente in unterschiedlichen Materialarten. Antimon und Chlor sind aufgrund ihrer industriellen Anwendung in Kunststoffen enthalten. Die unterschiedlichen Materialarten zeigen im Zerkleinerungsprozess unterschiedliches Verhalten: Glas ist spröde und zerbricht bei Belastung in viele kleine Scherben, Kunststofffolien hingegen werden in größere Fetzen zerrissen oder passieren die Zerkleinerung aufgrund ihrer Form ohne Korngrößenveränderung. (Viczek et al. 2021a; Khodier et al. 2020)

Das Wissen über die Konzentration von Schad- oder Wertstoffen in gewissen Korngrößenklassen kann zur bewussten Abtrennung von Schadstoffen und der Steuerung der Qualität des Ersatzbrennstoffes genutzt werden (Viczek et al. 2021a). Die Abtrennung von Schadstoffen kann durch eine gezielte Siebung der belasteten Korngrößenklassen erreicht werden. Eine Absiebung der Korngrößenklassen 0 – 5 mm und 5 – 10 mm kann den Heizwert eines Abfallgemisches um bis zu 21% erhöhen und den Schadstoffgehalt um bis zu 47% senken. Allerdings ist zu beachten, dass der Siebunterlauf eine heizwertarme und schadstoffreiche Fraktion darstellt, die sämtliche gesetzliche Grenzwerte überschreitet. (Viczek et al. 2021b) Feinfraktionen werden in der Praxis selten sortiert und auch eine Aufbereitung zur Rückgewinnung von Wertstoffen ist unverhältnismäßig aufwändig. Allerdings muss für diese Fraktion auch ein ökonomisch sinnvoller Verwertungsweg gefunden werden. (Khodier et al. 2020) Die Abtrennung der Feinfraktion stellt eine Massenreduktion des Gesamtstromes dar und daher erhöht sich der relative Gehalt an Schadstoffen (z.B. Chlor oder Antimon), die in mittleren oder großen Korngrößenklassen konzentriert vorkommen. Diese müssen je nach Qualitätsanforderung an den Brennstoff ebenfalls z.B. durch einen NIR-Sortierer entfernt werden. (Viczek et al. 2021a) Dieses Beispiel zeigt die Relevanz der Wahl des richtigen Siebschnittes zur optimalen Verwertung aller entstehenden Fraktionen (Viczek et al. 2021b).

Die Korngrößenverteilung eines Abfalls ist auch für den Verbrennungsprozess ein relevanter Qualitätsparameter. Die Massenanteile an den jeweiligen Korngrößenklassen sind im Formular der ÖNORM EN ISO 21640 (Austrian Standards International 2021b) zur Spezifikation von festen Sekundärbrennstoffen einzutragen. Die Korngrößenverteilung des Abfalls entscheidet mitunter über die Art der Verbrennung, über die möglichen Transportmittel zur Verbrennung sowie über die Art der Lagerung (Alakangas et al. 2016). Auch zur Erforschung des Verbrennungsverhaltens von Abfällen ist die Korngrößenverteilung relevant. Je nach Größe zeigen Abfälle im Verbrennungsprozess unterschiedliche Eigenschaften wie z.B. Fließfähigkeit, Packungsdichte, Ausbrandverhalten, Komprimierbarkeit und Porosität. (Nakamura et al. 2006)

Auch relevant ist die Korngrößenverteilung für die Auslegung einer Aufbereitungsanlage und der damit verbundenen Dimensionierung der Aggregate. Eine Kontrolle der Korngrößenverteilung nach einem Zerkleinerungsaggregat kann zur Überprüfung der Aggregatperformance hinsichtlich der Spaltbreite und Drehzahl herangezogen werden. Weiters ist die Verteilung auch ein Kriterium zur Auswahl des Verwertungsweges zur idealen Wertstoffnutzung des Abfalls. (Bilitewski und Härdtle 2013; Kandlbauer et al. 2020)

2.4.3.2 Qualitätssicherung laut Norm

Zur Ermittlung der Korngrößenverteilung von festen Sekundärbrennstoffen sieht der Stand der Technik eine Siebanalyse vor. Die korrekte Durchführung einer Siebanalyse wird in der dreiteiligen ÖNORM EN 15415 (Österreichisches Normungsinstitut 2011c, 2012a, 2012b) „Feste Sekundärbrennstoffe – Bestimmung der Partikelgrößenverteilung“ beschrieben. Je nach Partikelgröße ist Teil 1, Teil 2 oder Teil 3 der Norm anzuwenden. Die Anwendung des ersten Teils ist in der Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002 für Ersatzbrennstoffe vorgeschrieben.

Der erste Teil dieser ÖNORM beschreibt ein Siebverfahren zur Ermittlung der Korngrößen kleiner Partikel. Die zu untersuchenden Partikel müssen eine Mindestgröße von 1 mm aufweisen. Partikel mit einem Durchmesser < 25 mm können laut Norm ausschließlich maschinell gesiebt werden, ab 25 mm Durchmesser ist die Korngrößenverteilung auch durch eine händische Siebung bestimmbar. Die Form der Sieblochung kann kreisförmig oder quadratisch gewählt werden und ist im Prüfbericht zur Sicherstellung von Vergleichbarkeit anzugeben. Die notwendige Siebfläche wird anhand der größten Korngröße der zu siebenden Probe ausgewählt. Überschreitet das größte Partikel einen Durchmesser von 10 mm, ist eine Siebfläche von $0,12 \text{ m}^2$ notwendig, bei kleineren Partikeln ist eine Siebfläche von $0,025 - 0,12 \text{ m}^2$ ausreichend. Die zu siebende Probemenge ist abhängig vom Größtkorn und kann zwischen 1 und 5 kg betragen. Die Gesamtprobemenge ist bei Verstopfungsgefahr der Siebböden in Teilproben zu zerlegen. Für eine optimale Siebung sollen nicht mehr als 25% der aufgegebenen Probemasse auf einem Siebboden verbleiben. Weiters ist sicher zu stellen, dass die Höhe des Siebrahmens der Probe auf jeder Siebebene ausreichend Bewegungsfreiheit bietet, um eine ideale Korngrößentrennung zu erreichen. (Österreichisches Normungsinstitut 2011c)

Für feste Sekundärbrennstoffe mit einer Partikelgröße $> 3,15$ mm wird eine Siebung mit den folgenden Maschenweiten empfohlen: 3,15 mm, 6,3 mm, 12,5 mm, 25 mm, 50 mm, 100mm und 125 mm. Die Siebung ist mit unbehandeltem oder luftgetrockneten Probenmaterial durchzuführen. Eine maschinelle Siebung erfolgt mit einem Turm aus Siebböden auf einer horizontal oszillierenden Schütteleinrichtung. Die Basis bildet eine Sammelschale, darauf werden in Siebböden mit aufsteigendem Lochdurchmesser gestapelt. Die Probenaufgabe erfolgt auf dem obersten Siebboden. Je kleiner das Partikel, desto mehr Siebböden passiert es und wandert es im Verlauf der Siebung im Turm abwärts. (Österreichisches Normungsinstitut 2011c)

Die Siebung wird so lange durchgeführt bis auf zwei aufeinanderfolgenden Siebböden pro Minute eine Massenänderung von höchstens 0,3% stattfindet. Anschließend wird das Siebgut auf jedem Siebboden auf 0,1 g genau gewogen. Klemmkorn wird dem jeweiligen Siebüberlauf zugeordnet. Die Summe der Probenmassen auf den Siebböden darf nicht mehr als 2% von der aufgegebenen Probenmenge abweichen, ansonsten ist die Siebanalyse zu wiederholen. Partikel die größer sind als die größte Sieblochung müssen händisch nachsortiert und die Korngröße gegebenenfalls mit Hilfe des zweiten Teils der ÖNORM ermittelt werden. (Österreichisches Normungsinstitut 2011c)

Der zweite Teil der ÖNORM beinhaltet eine Anleitung zur Bestimmung der größten projizierten Länge für große Partikel mit unregelmäßiger Form. Die Bestimmung wird händisch an mindestens 100 Partikel durchgeführt. Dafür werden die Partikel einzeln auf eine beleuchtete Messebene gelegt und mit einem Lineal die größte auf die Ebene projizierte Länge auf ± 5 mm genau gemessen. Die Bestimmung der größten projizierten Länge von Partikeln mit herausstehenden Drähten wird in dieser Norm ausgeschlossen und separat laut Teil 3 der Norm durchgeführt. (Österreichisches Normungsinstitut 2012a)

Der dritte Teil der ÖNORM ergänzt die ersten zwei Teile um eine Möglichkeit, die Korngröße von Partikel mit herausstehenden Drähten mit Hilfe einer Bildanalyse zu bestimmen. Weiters wird die Anzahl der Partikel mit mindestens einem Draht und die Anzahl der Drähte pro Partikel ermittelt. Die zu vermessenden Stücke werden auf einem ebenen Bilderfassungsbereich platziert, sodass der größte Bereich des Partikels in Kontakt mit der ebenen Fläche steht und anschließend ein Bild aufgenommen. Die Bestimmung der größten projizierte Länge erfolgt mittels Bildbearbeitung durch ein optisches Messsystem. (Österreichisches Normungsinstitut 2012b)

2.4.3.3 Sensorische Ermittlung

Die Erfassung der projizierte Fläche eines Abfallpartikels ist mit Hilfe eines NIR-Sensors durchführbar. Es werden die in einem Cluster zusammenhängenden detektierten Pixel aufsummiert (Schlögl 2021).

Wie in Kapitel 2.4.1.3 ausführlich beschrieben, kann die projizierte Fläche mit der Information über die Materialart und das Flächengewicht in einen Massenanteil umgerechnet und eine Zusammensetzung des Materials ermittelt werden.

Die nachfolgend beschriebenen Forschungsergebnisse entstammen einer umfassenden Bildanalyse. Diese hat gegenüber der klassischen Siebung und der alleinigen Ermittlung der projizierten Fläche folgenden Vorteil: Mit Hilfe einer Bildanalyse ist nicht nur eine Länge oder die Fläche des Partikels messbar, sondern diverse Parameter zur Bestimmung der Form. (Nakamura et al. 2006)

Kandlbauer et al. (2021) untersuchten die Ermittlung der Korngröße von Abfallpartikel anhand von RGB-Bildern. Von jedem Partikel mit einer Korngröße $> 40 \mu\text{m}$ wurden auf einem Förderband NIR-Sensordaten zur Erkennung der Objektgrenzen und ein RGB-Bild mit einer Auflösung von $0,05 \text{ mm} / \text{Pixel}$ aufgenommen. Die RGB-Bilder von Partikel $< 40 \mu\text{m}$ wurden mit einer normalen Digitalkamera aufgenommen. Folgende Probleme haben bei der Anwendung der Methode von Kandlbauer et al. (2021) eine Verwertung von weniger als 50% der aufgenommenen Bilder verursacht:

- Bilder von sich berührenden oder überlappenden Partikel sind nicht Teil der Auswertung, weil diese in der nachfolgenden Datenverarbeitung fälschlicherweise als ein großes Partikel erkannt werden.
- Ebenso aussortiert wurden Bilder von dunklen, durchsichtigen und reflektierenden Partikeln, da der Kontrast zum Hintergrund für die anschließende Auswertung zu gering ist.
- Weiters wurden Bilder von Verbundpartikeln mit einer nicht-NIR-aktiven Materialart verworfen.
- Abgeschnittene Bilder von Partikel, die zu groß für ein Bild waren, wurden ebenfalls entfernt.
- Eindimensional erscheinende Partikel (z.B. Drähten) wirken auf den Bildern wie zwei Objekte und können daher nicht ausgewertet werden.

Die Verzerrung der aufgenommenen Bilder durch die Geschwindigkeit des Förderbandes sowie die Messfrequenz der RGB-Zeilenkamera machen eine Entzerrung und Umwandlung der Skalierung notwendig. Die weitere Bilddatenaufbereitung umfasst eine Umwandlung des RGB-Bildes über ein Graustufenbild in ein Binärbild. Weiters wurden Löcher, deren Größe kleiner ist als 1% der Partikelfläche nachträglich gefüllt und nur der größte zusammenhängende Pixelcluster als Datensatz behalten. Dieser Schritt eliminiert einzelne detektierte Pixel durch z.B. Staubpartikel oder Verunreinigungen am Förderband, die nicht Teil des Abfallpartikels sind. (Kandlbauer et al. 2021)

Anhand dieser Bilder der Abfallpartikel wurden die projizierte Partikelfläche, die Fläche der Bounding Box (grün strichlierte Linie in Abbildung 22 rechts) und des Bounding Dreiecks (blau strichlierte Linie in Abbildung 22 rechts), sowie Inkreis der Bounding Box (blau strichpunktierter Linie in Abbildung 22 rechts), Umkreis (rot strichlierte Linie in Abbildung 22 rechts), Rundheit, Formfaktoren und der minimale (grüne Linie in Abbildung 22 links) und maximale Feret-Durchmesser (grün strichlierte Linie in Abbildung 22 links) ermittelt (Kandlbauer et al. 2020). Eine einfache Bestimmung des Umfangs ist nicht möglich, da der Umfang der eckigen Form der detektierten Pixel des Objekts folgt und statt einer geradlinigen eine treppenartige Begrenzung berechnet. Als Umfang eignet sich in diesem Fall die Bestimmung der Länge des partikelumschließenden Polygons mit einem Schrumpffaktor von 0,5 (siehe rote Line in Abbildung 22 links). (Kandlbauer et al. 2021)

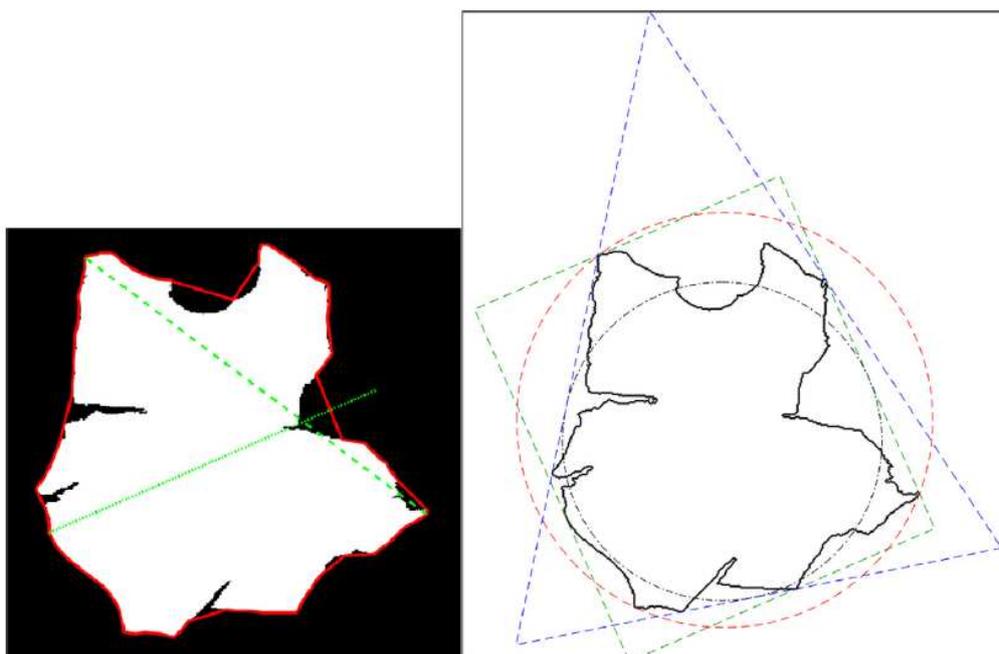


Abbildung 22: Darstellung der ermittelten Parameter zur Beschreibung des Abfallpartikels (Kandlbauer et al. 2021:790).

Die Auswertung stellt die Berechnung der Korngrößenklassenzugehörigkeit anhand der genannten Parameter zur Beschreibung der Partikelgröße für jede Materialklasse gegenüber der tatsächlichen Korngrößenklassenzugehörigkeit in der nachfolgenden Tabelle in Abbildung 23 gegenüber (Kandlbauer et al. 2021). Die Qualität des Berechnungsmodells wird über das Zählen jener Partikel, die der richtigen Korngrößenklasse zugeordnet worden sind überprüft (Kandlbauer et al. 2020; Kandlbauer et al. 2021).

	to 10–20 mm [%]	to 20–40 mm [%]	to 40–60 mm [%]	to 60–80 mm [%]	to >80 mm [%]
wo from 10–20 mm	100	0	0	0	0
wo from 20–40 mm	0	99	1	0	0
wo from 40–60 mm	0	1	88	11	0
wo from 60–80 mm	0	0	12	71	17
wo from >80 mm	0	0	2	16	82
3d from 10–20 mm	100	0	0	0	0
3d from 20–40 mm	0	100	0	0	0
3d from 40–60 mm	0	0	57	39	4
3d from 60–80 mm	0	0	38	51	11
3d from >80 mm	0	0	1	12	87
pa from 10–20 mm	100	0	0	0	0
pa from 20–40 mm	0	18	38	44	0
pa from 40–60 mm	0	72	15	13	0
pa from 60–80 mm	0	4	8	88	0
pa from >80 mm	0	0	0	0	100
2d from 20–40 mm	0	72	27	1	0
2d from 40–60 mm	0	29	65	6	0
2d from 60–80 mm	0	0	7	65	28
2d from >80 mm	0	0	2	25	73
re from 20–40 mm	0	100	0	0	0
re from 40–60 mm	0	0	100	0	0
re from 60–80 mm	0	0	0	96	4
re from >80 mm	0	0	0	6	94

Abbildung 23: Gegenüberstellung der berechneten Korngrößenklassenzugehörigkeit und der tatsächlichen Korngrößenklassenzugehörigkeit eines Abfallpartikels (wo: Holz; 3d: 3D-Kunststoffe; pa: Papier; 2d: 2D-Kunststoffe; re: Restfraktion) (Kandlbauer et al. 2021:791).

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die Zuordnung der Holzpartikel zur richtigen Korngrößenklasse mit Hilfe dieses Berechnungsmodells mit durchschnittlich 88%iger Richtigkeit möglich ist. Die Berechnung der richtigen Korngrößenklasse funktioniert für die Restfraktion mit einer Fehlklassifizierung von nur 2,5% der Partikel am besten. Partikel der 3D-Kunststofffraktion wurden zu durchschnittlich 79% der richtigen Korngrößenklasse zugeordnet. Die Klassifizierung der Papier- und 2D-Kunststoffpartikel funktionierte mit 64% und 69% am schlechtesten. Die Zuordnung der Partikel mit einer Korngröße von 10 – 20 mm und > 80 mm der richtigen Korngrößenklasse funktioniert mit Hilfe des Berechnungsmodells mit dem geringsten Fehler. Mit einer 83%igen Wahrscheinlichkeit wird ein Partikel mit einer Korngröße zwischen 60 und 80 mm richtig zugeordnet. Die richtige Klassifizierung der Partikel zwischen 40 und 60 mm erfolgt mit einer Wahrscheinlichkeit von 65%.

Trotz dieser Ergebnisse ist diese Messmethode für eine Echtzeitüberwachung und – Klassifizierung der Korngröße unbrauchbar, denn sie benötigt in diesem Entwicklungsstadium eine händische Kontrolle aller aufgenommenen und verarbeiteten Bilder. Weiters kann keine Information über die Partikel < 10 mm gesammelt werden, diese ist jedoch für die vollständige Korngrößenverteilung relevant. Es braucht eine Erweiterung der Software, um die genannten Probleme einzudämmen. Mögliche weitere Vorschläge zur Modellverbesserung sind die Durchführung der Analyse mit engeren Korngrößenklassen durch eine Vorsiebung, sowie die Anwendung von maschinellem Lernen oder einer 3D-Bildgebung. (Kandlbauer et al. 2020; Kandlbauer et al. 2021)

2.4.4 Chlorgehalt

Chlor kann in Abfällen organisch oder anorganisch gebunden sein. Der Großteil des organisch gebundenen Chlors liegt im Abfall in Form von der Polyvinylchlorid (PVC)-Fraktion vor. Die PVC-Fraktion trägt laut Schirmer (2007) 36 – 66 % zum Gesamtchlorgehalt in Restabfällen bei. PVC als reine chemische Verbindung enthält ca. 57 % Chlor. Zuschlagsstoffe, Weichmacher und andere Additive setzen den Chlor-Gehalt von PVC allerdings herab. Anhand der Menge der zugesetzten Additive und der Anwendung der PVC-Art kann zwischen Weich-PVC mit ca. 34 % Chlorgehalt und Hart-PVC mit ca. 53 % Chlorgehalt unterschieden werden. Relevante Anteile (> 2 %) an PVC enthalten z.B. E-Schrott, Schuhe, Kunstleder, Gummi, Rohre, Bodenbeläge oder Fensterprofile. (Hoffmann et al. 2006; Schirmer 2007)

Eine weitere organische Chlorverbindung in Abfällen stellen aufgedampfte Aromaschutzsperrschichten aus PVDC in Verbundverpackungen für z.B. Kekse, Kaffee oder Tabletten dar. Abfälle mit diesen Sperrschichten weisen einen hohen Chlorgehalt auf, sind aber in der Gesamtabfallmasse mengenmäßig vernachlässigbar. Im Abfall ebenso mengenmäßig vernachlässigbar sind chlororganische Verbindungen wie z.B. Chlorphenole, polychlorierte Biphenyle, polychlorierte Dibenzodioxine und -furane. (Hoffmann et al. 2006; Schirmer 2007)

Anorganisch gebundenes Chlor liegt im Abfall vorrangig als Natriumchlorid (NaCl) und Kaliumchlorid (KCl) vor. Der Chloreintrag durch NaCl erfolgt über Speisesalz aus Speiseresten, sowie über Anhaftungen an Verpackungen oder anderen Abfällen. Küchenabfälle leisten mit 68 % den größten Beitrag an der Gesamtchlorfracht in der Organik-Fraktion. KCl wird in Form von Düngemittelrückständen mit Gartenabfällen eingebracht. Die Organik-Fraktion weist insgesamt einen geringen Chlorgehalt (0,7 %) auf, ist aufgrund ihrer Menge im Restabfall jedoch nicht zu vernachlässigen. (Hoffmann et al. 2006; Schirmer 2007) In Summe enthält Restabfall einen Chloranteil von 0,5 – 1 %, wobei der Chlorgehalt der einzelnen Partikel mit zunehmender Korngröße ansteigt (Schirmer 2007; Viczek et al. 2021b).

Der erforderliche maximale Chlorgehalt im Sekundärbrennstoff nach der Aufbereitung wird von den Abnehmern bestimmt. Weiters kann je nach Chlorgehalt der Sekundärbrennstoff laut ÖNORM EN ISO 21640 einer von fünf Verwertungsklassen zugeordnet werden (Austrian Standards International 2021b; Bonnet und Viertel 2007):

- Klasse 1: $\leq 0,2$ % Chlorgehalt (Angabe des Mittelwerts)
- Klasse 2: $\leq 0,6$ % Chlorgehalt
- Klasse 3: $\leq 1,0$ % Chlorgehalt
- Klasse 4: $\leq 1,5$ % Chlorgehalt
- Klasse 5: ≤ 3 % Chlorgehalt (Austrian Standards International 2021b).

Diese Einteilung wird getroffen, weil die Verbrennungsprodukte von Chlorverbindungen Korrosion in der Verbrennungsanlage und umweltschädliche Emissionen verursachen (Österreichisches Normungsinstitut 2011a).

2.4.4.1 Relevanz als Qualitätskriterium

Das Verhalten von Chlor in thermischen Prozessen hängt von der Verbrennungsführung und den Eigenschaften des Brennstoffs ab. In der Verbrennungsführung sind die Verbrennungstemperatur, die Verweilzeit, die Luftzahl und das Verbrennungssystem ausschlaggebend. Relevante Brennstoffeigenschaften stellen der Chlorgehalt, die Bindungsform des Chlors, die Feuchte des Brennstoffs, sowie der Schwefel- und Alkaligehalt dar. (Schirmer 2007)

Die Untersuchungen von Schirmer (2007) haben gezeigt, dass rund 80 % der Chlorfracht im Verbrennungsprozess ins Rohgas übergehen. Die Bindungsform des Chlors entscheidet dabei über die Temperatur, bei der der Übergang stattfindet. Dieser erfolgt bei organisch gebundenem Chlor je nach Menge der zugesetzten Additive zwischen 200°C und 400°C und bei anorganisch gebundenem Chlor bei ca. 850°C, wobei die Anwesenheit von Schwefelverbindungen die Übergangstemperatur herabsetzt. Weiters haben die Untersuchungen ergeben, dass 90 % des Chloreintrags aus PVC im Abgas zu finden ist und sich rund 50 % des Chloreintrags aus anorganischen Quellen an den Ofenwänden abgelagert und dort zur Korrosion beiträgt. (Schirmer 2007)

Rund ein Drittel aller Instandhaltungskosten einer Müllverbrennungsanlage werden zur Reparatur von Korrosionsschäden aufgebracht, denn Chloride im Abgas verhindern einerseits die Bildung einer vor Korrosion schützender Oxidschicht an der Materialoberfläche der Abgasreinigungsaggregate und können andererseits zu aggressiven Metallchloridschmelzen reagieren (Schirmer 2007; Schroer und Konys 2002).

Die Begrenzung des Chlorgehalts im Brennstoff, ebenso wie die Installation von Chlorbypassanlagen sind mögliche Lösungen für die besondere Problematik, die Chlor in der Zementproduktion verursacht, denn Chloride verflüchtigen sich in den heißen Zonen des Prozesses und kondensieren in den kälteren. Es bilden sich unerwünschte Chlor-Kreisläufe, sowie Anbackungen und Verklebungen in der Anlage. (Lorber et al. oD)

Um ein Abfallende für Ersatzbrennstoffe zu erreichen, schreibt die Abfallverbrennungsverordnung einen Grenzwert für den Chlorgehalt von 100 mg / MJ vor (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002).

Zur Einhaltung der geforderten Grenzwerte ist eine Aufbereitung der Sekundärbrennstoffe oft unumgänglich. Eine bei der Aufbereitung abgetrennte PVC-Fraktion kann je nach Reinheitsgrad werkstofflich recycelt oder alternativ rohstofflich verwertet werden. Das rohstoffliche Recycling umfasst eine Verbrennung des PVCs zu Salzsäure, welche unter Zugabe von Wasser und Natronlauge zu Natriumchlorid reagiert. Dieses kann nach einer Reinigung wieder zur Produktion von PVC eingesetzt werden. (Hoffmann et al. 2006; Peer et al. 2020; Sarc 2015)

2.4.4.2 Qualitätssicherung laut Norm

Die Aufbereitung der Abfallprobe zur Bestimmung des Chlor-Gehalts laut dem Stand der Technik erfolgt nach ÖNORM EN 15408 (Österreichisches Normungsinstitut 2011a) „Feste Sekundärbrennstoffe – Verfahren zu Bestimmung des Gehaltes an Schwefel (S), Chlor (Cl), Fluor (F) und Brom (Br)“. Die Anwendung dieser Norm ist in der Bundesministerum für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002 vorgeschrieben. Alternativ können auch andere Verfahren angewendet werden, wenn sie nachweislich zu denselben Ergebnissen führen. Das in der ÖNORM EN 15408 beschriebene Verfahren ist ab einer Konzentration von $> 0,025$ g/kg anwendbar. Zur Durchführung der Probenvorbereitung wird 1 g der Abfallprobe zu einer Tablette verpresst und diese mit Sauerstoff und einer Absorptionslösung in eine Verbrennungsbombe gefüllt. Darin wird die Probe unter Druck verbrannt. Die vorhandenen Chlorverbindungen werden zu Chloriden oxidiert und in der Absorptionslösung gelöst. Als Absorptionslösung dient eine KOH-Lösung oder Wasser, unter der Voraussetzung, dass die Probe < 1 % Chlor enthält und kein Brom nachzuweisen ist. Bei der Verbrennung entstehende und in der Absorptionslösung unlösliche Halogenide können mit diesem Verfahren nicht bestimmt werden. Eine weitere Fehlerquelle stellen eine mögliche Verunreinigung der Probe durch das Transportgefäß oder der vorgegangene Zerkleinerungsprozess dar.

Die Durchführung der Bestimmung des Chlorid-Gehalts in der gewonnenen Lösung ist in der ÖNORM EN ISO 10304-1 (Österreichisches Normungsinstitut 2016) „Wasserbeschaffenheit – Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie“ beschrieben. Diese Norm ist ab einer Chlorid-Konzentration von $\geq 0,1$ mg / l anwendbar. Zur Analyse der Chlorid-Ionen-Konzentration wird eine Flüssigkeitschromatographie durchgeführt. Als stationäre Phase dient ein Anionenaustauscherharz, als mobile Phase eine wässrige Salzlösung. Je nach Gerätehersteller handelt es sich um eine Kaliumhydroxid-Lösung, eine Natriumhydrogencarbonat-Lösung, eine Natriumcarbonat-Lösung oder eine Natriumhydroxid-Lösung. Der Nachweis der Ionen in der Probe erfolgt über eine Leitfähigkeitsdetektion. Die Retentionszeit bis zur Detektion in Form eines Peaks in der Ergebnisgrafik gibt Aufschluss über das detektierte Ion. Die Ermittlung der Massenkonzentration der Ionen (z.B. Chlorid) wird mit den Flächen oder Höhen der gemessenen Peaks laut vorangegangener Kalibrierung mit Standardlösungen durchgeführt.

2.4.4.3 Sensorische Ermittlung

Huber et al. (2014) haben die Erfassung des Chlorgehalts in Kunststoffabfällen mit Hilfe von LIBS untersucht. Entsprechende Voruntersuchungen haben eine lineare Korrelation zwischen dem gemessenen LIBS-Signal und dem vorhandenen Chlor im Abfall im Nahinfrarotbereich ergeben. Ein stärkeres Messsignal bedeutet somit ein höherer Chlorgehalt in der Probe. Die höchste Messempfindlichkeit wurde bei einer Wellenlänge von 837,6 nm ermittelt. Das für diese Versuchsreihe verwendete LIBS-Messsystem besteht aus einer Probenerkennung und einem LIBS-Sensor.

Die Probenerkennung stellt sicher, dass der Laser des nachfolgenden Sensors ausschließlich auf Probenmaterial fokussiert und das Schmelzen des leeren Förderbandes durch den Sensor verhindert wird. Das gemessene Signal wird bei der angewandten Messmethode mit dem Signal von reinem PVC verglichen und der Chlorgehalt ermittelt. Dieser wird zusätzlich mit den Messdaten eines NIR-Sensors in unmittelbarer Nähe und mit den XRF-Messergebnissen aus einem Labor abgeglichen. (Huber et al. 2014) Die Forschungen von Huber et al. (2014) haben ergeben, dass eine Chlorgehaltsdetektion in Kunststoffabfällen mittels LIBS-Sensorik ab einem Massenanteil von 18 % möglich ist. Diese Methode der Chlorgehaltsermittlung wurde von Vrancken et al. (2017) aufgrund ihrer Genauigkeit als exzellent bewertet.

Eine Chlordetektion mittel Röntgensensoren ist ebenfalls möglich, hat sich aber aufgrund der hohen Kosten und der mit den Röntgenstrahlen verbundenen strahlenschutzrechtlichen Aspekten nicht durchgesetzt (Hollstein und Handschick 2009).

Trotz der Tatsache, dass PVC oft eine Vielzahl an Zusatzstoffen wie z.B. Flammschützer, Weichmacher oder andere Additive enthält, ist die Ausprägung des materialspezifischen Spektrums im NIR-Bereich ausreichend für eine eindeutige Materialerkennung mittels NIR – Sensorik (Hollstein und Handschick 2009). Basierend darauf haben Krämer und Flamme (2015) den Chlorgehalt des Abfalls als Parameter in ihre Untersuchungen aufgenommen. Die allgemeine Durchführung der Versuchsreihe ist in Kapitel 2.4.1.3 beschreiben.

Voruntersuchungen zur Ermittlung des durchschnittlichen Chlorgehalts einer Materialfraktion haben ergeben, dass eine Datenbank mindestens 30.000 Partikel enthalten sollte, um den Durchschnitt korrekt wiedergeben zu können. Dieser Durchschnittswert wird mit dem Anteil der jeweiligen Materialfraktion in der Probe multipliziert. (Krämer und Flamme 2015) Messungenauigkeiten und die in Kapitel 2.2.1.1 beschriebenen Grenzen der NIR-Sensorik werden durch einen Abgleich mit einer Labormessung ermittelt.

Abbildung 24 zeigt die Abweichung der Ergebnisse der Echtzeitanalytik von jenen der Laboranalytik und stellt diese als möglichen Korrekturfaktor zum Angleich der Ergebnisse dar.

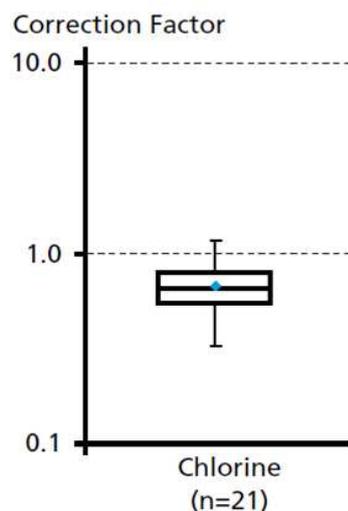


Abbildung 24: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Chlorgehalts – Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).

Die Erstellung einer Regressionsfunktion für den Angleich des NIR-Messergebnisses an das Labormessergebnis ist für die Erfassung des Chlorgehaltes aufgrund des geringen Bestimmtheitsmaßes nicht sinnvoll. Stattdessen wird ein medianer Korrekturfaktor verwendet. (Krämer et al. 2016) Dieser Korrekturfaktor schwankt im Vergleich zu den anderen untersuchten Parametern am stärksten (vgl. Abbildung 18, Abbildung 27 und Abbildung 30). Es wurde ermittelt, dass es sich um systematische Abweichungen handelt (Krämer und Flamme 2015). Einen möglichen Grund für die Schwankungsbreite des notwendigen Korrekturfaktors stellt die ungleichmäßige Verteilung der Chlorkonzentration auf die untersuchten Materialklassen dar (Krämer und Flamme 2015). Wie bereits erwähnt erfolgt der Chloreintrag in die untersuchte Abfallfraktion hauptsächlich durch PVC.

Abbildung 25 stellt Ergebnisse der korrigierten Echtzeitanalytik jenen der im Labor analysierten Misch- und Faktionsproben gegenüber. Es ist ersichtlich, dass der aus der Echtzeitanalytik ermittelte Chlorgehalt weniger stark streut als die Laborergebnisse. Das liegt an der unterschiedlichen Anzahl an Messungen. Ein NIR-Sensor führt deutlich mehr Messungen in höherer Frequenz durch und erzielt damit eine geringere Streuung der Messdaten. (Krämer und Flamme 2015) Weiters zeigt der Vergleich mit den Messergebnissen der anderen untersuchten Parameter in Abbildung 19, Abbildung 28 und Abbildung 31 dass der mittels Echtzeitanalytik gemessene Chlorgehalt in 4 von 5 untersuchten Proben am stärksten von jenem der Laboranalytik abweicht.

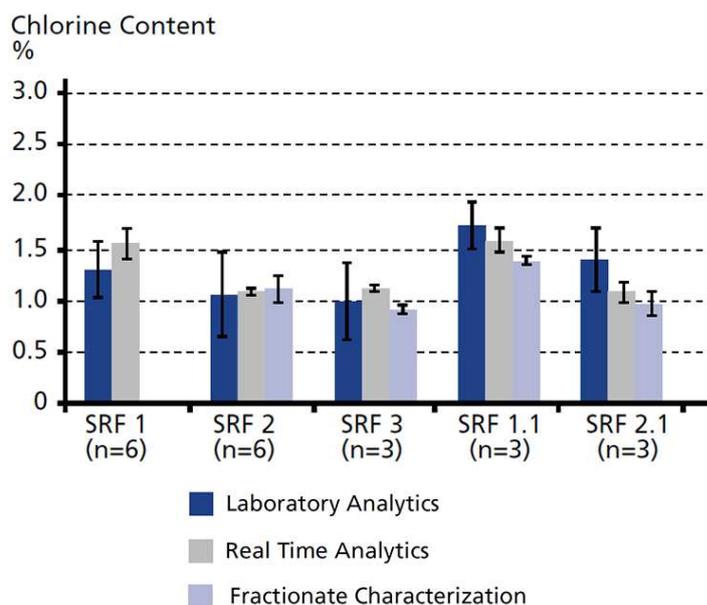


Abbildung 25: Gegenüberstellung der korrigierten Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laborergebnisse der Misch- und Fraktionsproben (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).

Vrancken et al. (2017) bewertet die Chlorgehaltsmessmethode von Krämer und Flamme (2015) als gut, da sie mit einem Fehler von < 20 % durchführbar ist. In nachfolgenden Versuchen konnte durch die Herstellung passender Rahmenbedingungen für die Analytik (z.B. Durchsatz und Förderbandgeschwindigkeit) und die Anpassung der Korrekturfaktoren der Fehler der Messmethode auf 8 % verringert und der Chlorgehalt auf 0,25 % genau bestimmt werden (Krämer 2017).

Diese Ergebnisse der Erfassung des Chlorgehalts einer Abfallfraktion mit Hilfe von NIR-Sensorik sind in der Deutschen Industrienorm DIN 54390 „Feste Sekundärbrennstoffe – Echtzeit-Bestimmung von Parametern mittels Nahinfrarotspektroskopie“ (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) normativ verankert. Die Durchführung einer Echtzeitanalytik laut DIN 54390 ist in Kapitel 2.4.1.3 erläutert. Mit Hilfe dieser Norm ist eine Messung des Gesamt-Chlorgehalts auf wasserfreier Bezugsbasis als Mittelwert über einen definierten Zeitraum durchführbar. Die Erfassung von anorganisch gebundenem Chlor ist mit dieser Methode nicht möglich. Weiters muss das Echtzeitmesssystem regelmäßig mit den Laborergebnissen kalibriert werden. Der messbare Gesamt – Chlorgehalt laut Echtzeitanalytik wird mit folgender Formel berechnet:

$$c_{Cl,ges} = \frac{\sum_{j=1}^n [K(Cl)_j * K(M)_j * \sum_{j=1}^n (A)_j]}{\sum_{j=1}^n [K(M)_j * \sum_{j=1}^n (A)_j]}$$

$c_{Cl,ges}$... Gesamt – Chlorgehalt in %-Massenanteil auf wasserfreier Bezugsbasis

$K(Cl)_j$... Medianwert des organisch gebundenen Chlors der Stoffgruppe j in %-Massenanteil auf wasserfreier Bezugsbasis

$K(M)_j$... Median des Flächengewichts M der Materialart j in kg / m²

$(A)_j$... Summe der detektierte Projektionsfläche A der Materialart j in m²

j ... Materialart

2.4.5 Feuchtegehalt

Der Feuchtegehalt bezeichnet die in einem Abfall enthaltene Wassermenge bezogen auf die Trocken- oder Gesamtmasse (Alakangas et al. 2016). Der Gehalt in einer Abfallfraktion ist abhängig von der Herkunft und der Zusammensetzung der Fraktion (He et al. 2022). Brüll et al. (2009) haben in einer Versuchsreihe den Wassergehalt von Berliner Restabfällen in Abhängigkeit von der Korngröße untersucht. Die Ergebnisse sind in Abbildung 26 dargestellt.

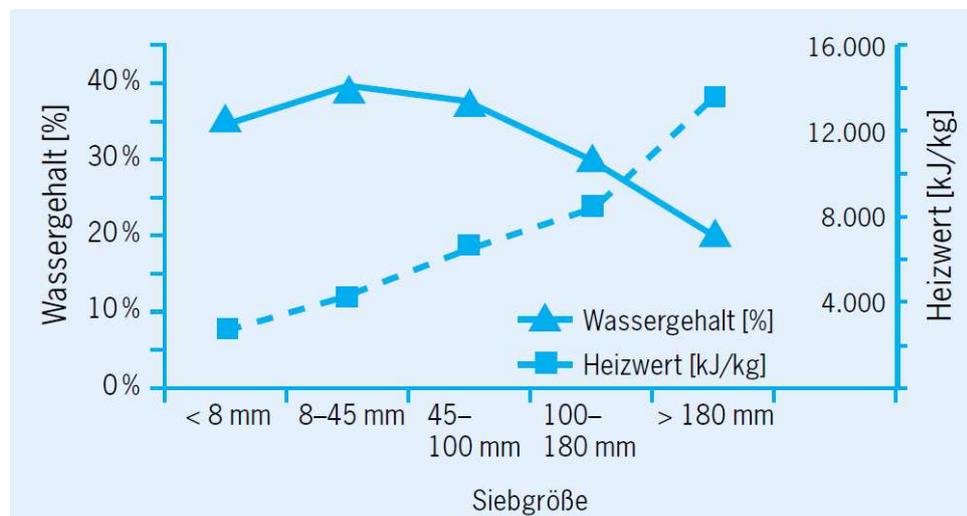


Abbildung 26: Darstellung des Wassergehalts und Heizwertes von Berliner Restabfall in Abhängigkeit von der Korngrößenklasse (Brüll et al. 2009:13).

Abbildung 26 zeigt, dass der höchste Wassergehalt in der Korngrößenklasse 8 – 45 mm gemessen wurde. Weiters wurde der höchste Anteil an Organik in der Korngrößenklasse < 45 mm ermittelt. (Brüll et al. 2009) He et al. (2022) erfassten in Versuchen ebenfalls einen Zusammenhang zwischen dem Anteil an Organik und der Feuchtigkeit im Abfall. Weitere Untersuchungen von He et al. (2022) und Brüll et al. (2009) haben ergeben, dass der Organikanteil und damit der Feuchtegehalt in Abfälle aus ländlichen Gebieten höher ist, als in jenen aus der Stadt. Weiters enthalten Abfälle aus Haushalten mehr Feuchtigkeit als Gewerbeabfälle.

Die Feuchtigkeit der organischen Abfälle wird durch die Kompaktierung während der Sammlung auf andere Abfallbestandteile übertragen (Brüll et al. 2009). Weiters beeinflussen die Lagerung und Aufbereitung der Abfälle den Feuchtigkeitsgehalt (Österreichisches Normungsinstitut 2007).

2.4.5.1 Relevanz als Qualitätskriterium

Die Bestimmung des Feuchtegehalts bildet die Basis aller weiteren Laboruntersuchungen, da alle für eine Probe ermittelten Messergebnisse mit einer wasserfreien Bezugsbasis, der sogenannten Trockenmasse, angegeben werden (Österreichisches Normungsinstitut 2007). Die Trockenmasse ist jener

„Massenanteil der Probe, der nicht aus Wasser besteht, ausgedrückt als Massenanteil in Prozent“ (Österreichisches Normungsinstitut 2007:5).

Der Feuchtegehalt im Abfall beeinflusst sämtliche Stationen der Abfallwirtschaft (Kranert 2017; Alakangas et al. 2016; Sosa et al. 2015):

- Die Kosten und die Abfallmasse für den Transport steigen mit zunehmendem Feuchtegehalt,
- Feuchte Abfälle können im Winter bei der Lagerung gefrieren und damit die Manipulation erschweren und
- In der Aufbereitung können Abfälle mit hohem Feuchtegehalt Siebe verkleben, sowie die Abscheideleistung des Windsichters negativ beeinflussen.

Weiters hat Feuchte im Abfall Auswirkungen auf den Verbrennungsprozess. Der Heizwert einer Abfallfraktion durch Feuchtigkeit gesenkt (Brüll et al. 2009). Dieser Zusammenhang und mögliche Abfallklassifizierungen auf Basis des Heizwertes sind in Kapitel 2.4.6 angeführt. Zusätzlich kann das enthaltene Wasser mit Schwermetallen im Abfall während der Verbrennung reagieren und flüchtigere oder weniger flüchtige Verbindungen bilden (Youcai et al. 2004). Somit wirkt sich der Feuchtegehalt im Brennstoff auch auf die Zusammensetzung des Verbrennungsabgases aus (Qi et al. 2022).

2.4.5.2 Qualitätssicherung laut Norm

Der derzeitige Stand der Technik zur Messung von Feuchte in Abfällen wird in der ÖNORM EN 14346 (Österreichisches Normungsinstitut 2007) „Charakterisierung von Abfällen – Berechnung der Trockenmasse durch Bestimmung des Trockenrückstandes oder des Wassergehalts“ beschrieben. Auch bei dieser Norm schreibt die Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002 die Anwendung vor. Die Norm kann auf Proben angewendet werden, deren Trockenrückstand oder Wassergehalt > 1 % beträgt. Je nach Eigenschaften der Probe wird die Trocknung bei 105°C zur Bestimmung des Trockenrückstandes oder die Karl-Fischer-Titration zur Bestimmung des Wassergehaltes angewendet. (Europäisches Komitee für Normung 2010)

Zur Untersuchung des Wassergehalts fester Sekundärbrennstoffe schreibt die Technische Spezifikation ONR CEN/TS 15414-1 „Feste Sekundärbrennstoffe – Bestimmung des Wassergehalts unter Verwendung des Verfahrens der Ofentrocknung Teil 1: Bestimmung des Gehaltes an Gesamtwasser mittels Referenzverfahren“ explizit die Trocknung bei 105°C vor. (Europäisches Komitee für Normung 2010)

Trocknung bei 105 °C

Bei dieser Methode erfolgt zunächst eine Trocknung des leeren Trocknungsgefäß in einem Trockenschrank bei 105°C und anschließende Wägung im trockenen Zustand. In das trockene Gefäß wird eine definierte Probemenge gefüllt. Für Sekundärbrennstoffe ist eine Aufgabe von maximal 1 g pro 100 mm² zulässig und aufgrund der Heterogenität des Materials eine Gesamtprobemenge von mindestens 300 g gefordert. Bei Partikelgrößen > 100 mm muss 1 - 2 kg Probe untersucht werden. Die Probe wird bei 105°C bis zu Massenkonstanz getrocknet und abermals gewogen. Das Verfahren zur Ermittlung des Wassergehalts von festen Sekundärbrennstoffen verlangt eine zusätzliche Trocknung eines Referenzgefäßes und des Behälters, in dem die Probe angeliefert wurde. (Österreichisches Normungsinstitut 2007; Europäisches Komitee für Normung 2010)

Der Trockenrückstand von allgemeinen Abfällen wird mit der nachfolgenden Formel berechnet (Österreichisches Normungsinstitut 2007):

$$\text{Trockenrückstand} \left[\% \text{ oder } \frac{\text{g}}{\text{kg}} \right] = \frac{m_{\text{TR}} - m_{\text{L}}}{m_{\text{FT}} - m_{\text{L}}} * f$$

m_{L} ... Masse des leeren Gefäßes [g]

m_{FT} ... Masse des Gefäßes mit feuchter Probe [g]

m_{TR} ... Masse des Gefäßes mit trockener Probe [g]

f ... Umrechnungsfaktor → $f = 100$ für Ergebnis in %, $f = 1000$ für Ergebnis in g/kg

Der Wassergehalt von festen Sekundärbrennstoffen mit der Feuchtmasse als Bezugsbasis wird mit Hilfe der untenstehenden Formel berechnet (Europäisches Komitee für Normung 2010):

$$\text{Wassergehalt [\%]} = \frac{(m_{\text{FT}} - m_{\text{TR}}) - (m_{\text{R,FT}} - m_{\text{R,TR}}) + m_{\text{V}}}{(m_{\text{FT}} - m_{\text{L}}) + m_{\text{V}}} * 100$$

m_{FT} ... Masse des Gefäßes mit feuchter Probe [g]

m_{TR} ... Masse des Gefäßes mit trockener Probe [g]

$m_{\text{R,FT}}$... Masse des feuchten Referenzgefäßes [g]

$m_{\text{R,TR}}$... Masse des trockenen Referenzgefäßes [g]

m_{L} ... Masse des leeren Gefäßes [g]

m_{V} ... Masse des Wassers im Anlieferungsgefäß [g]

Mögliche Fehlerquellen der Analyse stellen bei alkalischen Proben die Absorption von CO_2 und allgemein das Verdampfen von flüchtigen Verbindungen während der Trocknung dar. Zur korrekten Ermittlung des Trockenrückstandes muss die Analyse mindestens zwei Mal durchgeführt und ein Mittelwert gebildet werden. (Österreichisches Normungsinstitut 2007)

Karl-Fischer-Titration

Die Karl-Fischer-Titration wird für Abfallproben mit leicht flüchtigen Bestandteilen angewandt (Kranert 2017). Die Durchführung sieht eine Titration des Probenextraktes mit Karl-Fischer-Reagenz vor. Feste Proben, sowie Proben, die störende reduzierende oder oxidierende Reagenzien enthalten werden vor der Analyse einer Extraktion mit Methanol unterzogen. Weiters sind eine Blindbestimmung und die Bestimmung des Äquivalenzfaktors durchzuführen. Der Äquivalenzfaktor f bestimmt die Wassermenge in mg pro ml Titrationsflüssigkeit. Der Wassergehalt der Probe wird wie in der nachfolgenden Formel beschrieben berechnet (Österreichisches Normungsinstitut 2007):

$$\text{Wassergehalt [\%]} = \frac{(V_{\text{TP}} - V_{\text{TB}}) * f * 50}{m_{\text{p}} * 1000 * V_{\text{E}}}$$

V_{TP} ...Volumen der zugegebenen Titrationsflüssigkeit [ml]

V_{TB} ...Volumen der zugegebenen Titrationsflüssigkeit zur Blindbestimmung [ml]

f ... ermittelter Äquivalenzfaktor [mg/ml]

m_{p} ...Masse der Probenaliquote [g]

V_{E} ...Volumen des Extraktes [ml]

2.4.5.3 Sensorische Ermittlung

In der Zusammenfassung von Vrancken et al. (2017) wurden drei mögliche Sensoren zur Echtzeitmessung der Feuchtigkeit eines festen Siedlungsabfallstromes bewertet:

- Messung mit einem kapazitiven Sensor (Fuchs et al. 2008),
- Messung mit einem Mikrowellen-Sensor (Wagland et al. 2013) und
- Messung mit einem NIR-Sensor (Krämer und Flamme 2015).

Fuchs et al. (2008) haben die Echtzeitmessung von Feuchtigkeit mit Hilfe eines kapazitiven Sensors untersucht. Ausschlaggebend sind für diese Messung die stark unterschiedlichen Dielektrizitätskonstanten von Abfall und Wasser. Die Dielektrizitätskonstante von trockenem Abfall liegt zwischen 3 und 4, jene von Wasser zwischen 60 und 80. Aus diesem Grund erhöht mehr Feuchtigkeit im Abfall die Messwerte deutlich stärker als mehr Abfall. Die Versuchsreihe wurde mit einem gezielt befeuchteten Ersatzbrennstoff aus Abfällen durchgeführt und hat ergeben, dass der Abstand des Sensors zum Objekt für die Genauigkeit der Messung ausschlaggebend ist. Eine geringere Distanz zwischen Sensor und Objekt erhöht die Genauigkeit der Messung der Abfallmenge. Allerdings wird die Genauigkeit der Feuchtemessung verringert, weil die Position des feuchten Objekts zwischen den Sensoren ausschlaggebender ist als bei generell größerem Abstand zwischen Objekt und Sensor. Weiters hat sich eine Empfindlichkeit des Messsystems gegenüber Bandbelegungsschwankungen gezeigt. Einen Grund für weitere Abweichungen des gemessenen vom tatsächlichen Feuchtegehalt können Salzverunreinigungen oder metallische Bestandteile im Abfall darstellen. (Fuchs et al. 2008) Trotz der Herausforderungen und Fehlerquellen dieses Messverfahrens wurde dieses Verfahren von Vrancken et al. (2017) aufgrund der statistisch ermittelten Leistungsparameter als exzellent bewertet.

Eine weitere Möglichkeit der Wassergehaltsdetektion durch Einsatz eines zweidimensionalen Mikrowellensensorsystems haben Wagland et al. (2013) untersucht. Wasser hat im Bereich der Mikrowellenfrequenzen dielektrische Eigenschaften. Weiters ist der Absorptionskoeffizient von Wasser im Mikrowellenbereich deutlich höher als jener von trockenen Abfällen. Die Messung wurde mit einem 5 GHz Mikrowellensensor und -empfänger auf beiden Seiten des Probenraums durchgeführt und die gemessenen Absorptionsverluste mit optischen Bilddaten verknüpft. Der Mikrowellenverlust für Abfälle ist auf Basis der Materialart und der Materialdicke abschätzbar. Zusätzliche Verluste sind damit laut Wagland et al. (2013) auf die Feuchtigkeit des Materials zurückzuführen. Die Versuchsreihe hat gezeigt, dass Verluste aufgrund von Feuchtigkeit an der Materialoberfläche gut messbar sind, in das Material eingedrungenes Wasser ist weniger deutlich detektierbar. Weiters ist zur Eliminierung von Verlusten jeglicher Art eine Kalibrierung des Systems für jedes Material im Abfallstrom notwendig. Geringe Feuchtigkeitsgehalte können mit höherer Frequenz gemessen werden, allerdings sind aufgrund der höheren Frequenz mit höheren Verlusten durch Brechungseffekte zu rechnen. Im Inline-Einsatz ist mit einer Abweichung des Messergebnisses vom tatsächlichen Feuchtigkeitsgehalt von ca. 10% zu rechnen, daher wurde dieses Messverfahren von Vrancken et al. (2017) als sehr gut bewertet (Wagland et al. 2013).

Die Qualitätssicherung und damit auch die Feuchtegehaltsbestimmung mit NIR-Sensorik ist in vielen anderen Branchen mit homogenem Probenmaterial Stand der Technik. Die Erfassung der Feuchte wird dabei über die detektierbaren Absorptionsspitzen von Wasser bei unterschiedlichen Wellenlängen durchgeführt. Die Wellenlänge der Absorptionsspitze ist abhängig vom untersuchten Material. Bei PE, PET und PVC ist beispielsweise eine Wasserabsorptionsspitze bei 1115 nm detektierbar. Reines Wasser hingegen absorbiert NIR-Strahlung in einem Wellenlängenbereich von 1400 bis 1410 nm. Aufgrund der Änderung der Wellenlänge der Feuchtigkeitsspitze hat sich der Einsatz von HSI bewährt. Zusätzlich zur Absorptionsspitze verursacht Feuchtigkeit eine teilweise Glättung der materialspezifischen Rohspektren einiger Materialien. (Vrancken et al. 2017; Küppers et al. 2019; Qi et al. 2022)

Die Feuchtemessung von Abfällen wird bei der Firma EVK Kerschhaggl GmbH durch einen Vergleich des gemessenen Spektrums mit Referenzwerten bewerkstelligt. Als Referenzwerte werden sowohl gemessene Spektren von Abfällen mit bekanntem Feuchtigkeitsgehalt als auch Referenzwerte aus der Trocknung laut Norm herangezogen. Das vom Sensor erfasste Spektrum der Probe wird zunächst mit den Referenzspektren verglichen und das Ergebnis in einer Funktion verarbeitet, die die Korrelation zwischen sensorisch gemessenem Feuchtigkeitsgehalt und Feuchte laut Trocknung angibt. Der damit ermittelte Feuchtegehalt wird visuell als Falschfarbenbild dargestellt. Mit dieser Methode kann die Feuchtigkeit von Abfällen mit einer Genauigkeit von 1,52 % ermittelt werden. (EVK DI Kerschhaggl GmbH 2018)

Eine etwas andere Herangehensweise zur Erfassung der Feuchte im Abfall haben Krämer und Flamme (2015) gewählt. Diese Methode ist für Partikel mit einer Mindestgröße von 8 mm anwendbar. Im Rahmen der Versuchsreihe wird, wie bereits in Kapitel 2.4.1.3 beschrieben, die projizierte Fläche eines Partikels gemessen und diese je nach Materialart mit dem zuvor ermittelten durchschnittlichen Flächengewicht in die Partikelmasse umgerechnet. Anschließend wird die Partikelmasse mit einer ebenfalls zuvor ermittelten materialspezifischen Wasservariable verknüpft und damit der Feuchtegehalt des Partikels, sowie weitere Qualitätsparameter berechnet. (Krämer und Flamme 2015)

Diese Art der Qualitätsbestimmung setzt das Vorhandensein einer ausreichend großen Datenbank für Flächengewichte und Wasservariablen voraus. Für jedes Partikel muss die Wasservariable, der durch NIR detektierte Wassergehalt, der Wassergehalt laut Normtrocknung, die Materialart, die Herkunft, das Partikelgewicht und die Abweichung des detektierten Wassergehalts vom Wassergehalt laut Trocknung ermittelt werden. Weiters erfordert das Spektrum jedes Partikels eine chemometrische Analyse. Die Herkunft des Partikels wurde als relevanter Parameter in die Datenbank aufgenommen, da Untersuchungen Schwankungen des Wassergehalts innerhalb einer Stoffgruppe bei unterschiedlicher Herkunft gezeigt haben. (Krämer 2017) Zusätzlich wurde ermittelt:

„je höher der Sollwassergehalt, desto weniger Wasser wird in Relation dazu vom NIR-Echtzeitanalytik-System ermittelt.“ (Krämer et al. 2016)

Weiters gilt zu beachten, dass die geringe Eindringtiefe von NIR-Strahlung im Material absorbierte Feuchtigkeit nicht erfassen kann. Diese Messungenauigkeit sowie die in Kapitel 2.2.1.1 beschriebenen Grenzen der Qualitätssicherung mit NIR-Sensorik müssen durch Korrekturfaktoren berücksichtigt werden. Die experimentell ermittelte notwendige Korrektur der NIR-Messergebnisse ist in Abbildung 27 dargestellt. Diese sind im Vergleich zu anderen Qualitätskriterien, siehe Abbildung 18 und Abbildung 30, mit ähnlich geringer Streuung wie der Heizwert bestimmbar. Weiters liegt der Korrekturfaktor nahe an 1 und dies zeigt, dass eine minimale Korrektur der Echtzeitmessergebnisse notwendig ist. (Krämer und Flamme 2015)

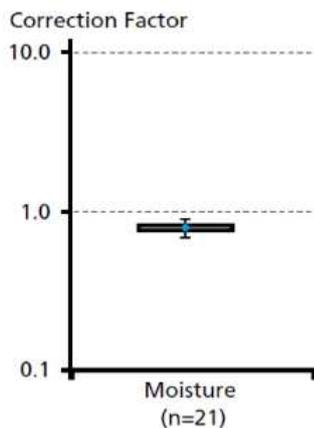


Abbildung 27: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Feuchtegehalts-Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).

Abbildung 28 zeigt den Vergleich der Messdaten des NIR-Sensors mit jenen der Laboranalyse. Die Laboranalyse wurde für die Mischung der Materialien als Ersatzbrennstoff durchgeführt. Es ist eine deutliche Korrelation der NIR-Messergebnisse zu den Laboranalyseergebnissen sichtbar. (Krämer und Flamme 2015)

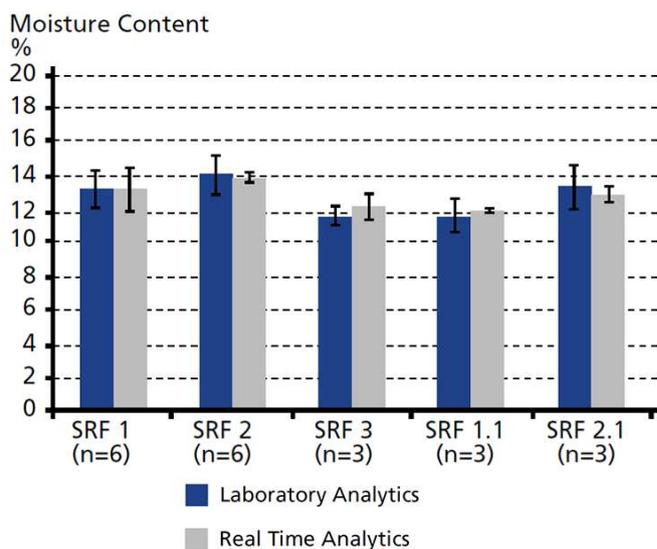


Abbildung 28: Vergleich der Feuchtegehalts-Messwerte aus NIR-Messungen und Laboranalysen (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).

In Abbildung 28 ist ersichtlich, dass die Messwerte aus dem Labor deutlich stärker schwanken als jene des NIR-Sensors. Das liegt, wie bereits erwähnt, an der höheren Anzahl an Messungen bei der Echtzeitanalytik (Krämer und Flamme 2015). EVK DI Kerschhaggl GmbH (2018) beschreibt die vergleichsweise geringe Repräsentativität der Laborprobe und die damit verbundene Unsicherheit des Referenzwertes als den limitierenden Faktor der Qualität der Echtzeitanalytikmethoden. Die Methode der Feuchtigkeitsermittlung von Abfällen von Krämer und Flamme (2015) wurde von Vrancken et al. (2017) aufgrund der Genauigkeit der Messung auf 0,5 % als exzellent bewertet.

Auf Basis dieser Erkenntnisse wurde im Dezember 2022 die Deutsche Industrienorm DIN 54390 „Feste Sekundärbrennstoffe – Echtzeit-Bestimmung von Parametern mittels Nahinfrarotspektroskopie“ (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) freigegeben. Die Gültigkeit und der Anwendungsbereich dieser Norm, sowie die allgemeine Durchführung der Echtzeit-Analyse ist in Kapitel 2.4.1.3 nachzulesen. Die Norm legt fest, dass der Wassergehalt als Mittelwert über einen definierten Zeitraum über die chemometrische Auswertung der gemessenen Spektren ermittelt und das Ergebnis in Prozent angegeben wird. Weiters ist der durch das Echtzeitmesssystem erfasste Wassergehalt initial mit den Ergebnissen der Laboranalytik zu kalibrieren.

2.4.6 Heizwert

Abfall als Brennstoff setzt sich aus der brennbaren Substanz, der Asche und der Feuchte zusammen (Kranert 2017). Der Heizwert eines Brennstoffes wird in der ONR CEN/TS 16023 des Europäischen Komitee für Normung: (2014) definiert als

„absoluter Wert für die spezifische Verbrennungswärme, in Joule angegebene, die freigesetzt wird, wenn eine Masseneinheit von Abfällen in Sauerstoff unter konstantem Druck unter Bedingungen verbrannt wird, unter denen das gesamte Wasser in den Reaktionsprodukten in dampfförmigem Zustand vorliegt (hypothetisch bei einem Druck von 0,1 MPa). Dabei wird angenommen, dass die übrigen Verbrennungsprodukte bei Bezugstemperatur verbleiben“ (Europäisches Komitee für Normung 2014:5).

Dieser unterscheidet sich vom Brennwert im Aggregatzustand des als Reaktionsprodukt vorliegenden Wassers. Dieses entstammt der Feuchte im Abfall oder dem im Brennstoff enthaltenen Wasserstoff. Bei der Ermittlung des Brennwertes liegt das Wasser flüssig vor, demnach ist der Heizwert um den Betrag der Verdampfungswärme des Wassers geringer als der Brennwert. (Europäisches Komitee für Normung 2014; Harant 1999) Diese Verdampfungswärme kann nicht oder nur mit Hilfe eines Rauchgaskondensators zurückgewonnen werden (Alakangas et al. 2016). Aus diesem Grund ist der Heizwert für die Planung und Steuerung einer Verbrennungsanlage technisch relevanter als der Brennwert (Kranert 2017; Mancini und Rinnan 2021).

Der Heizwert wird in der Regel aus dem Brennwert berechnet, genauere Informationen sind Kapitel 2.4.6.2 zu entnehmen. Weiters ist der Heizwert näherungsweise aus der

Abfallzusammensetzung und der im Abfall enthaltenen Feuchte mit einer empirischen Gleichung abschätzbar (Kranert 2017). Diese Abschätzung setzt voraus, dass der Anteil der brennbaren Stoffe, der Aschegehalt und der Feuchtegehalt der Abfallkomponenten (z.B. Kunststoff, Papier, Textilien, Organik, Metalle) aus Voranalysen bekannt sind (Muri und Hjelme 2022).

Den größten Einfluss auf den Heizwert hat der Feuchtegehalt (Wagland et al. 2013). Diese Parameter korrelieren stark negativ (Mancini und Rinnan 2021). Ein Feuchtegehalt von 10 % verursacht bereits eine Senkung des Heizwertes von festen Siedlungsabfällen um 1,7 MJ/kg (Fuchs et al. 2008). Ein hoher Feuchtegehalt verringert nicht nur den Heizwert des Abfalls, sondern erhöht auch die Menge des Rauchgases bei der Verbrennung und senkt den Wirkungsgrad der Verbrennung (Alakangas et al. 2016).

2.4.6.1 Relevanz als Qualitätskriterium

Mit der Ermittlung des Heizwertes eines Abfalls kann festgestellt werden, ob der Abfall selbsterhaltend verbrennt oder eine Stützfeuerung für die Verbrennung eingerichtet werden muss. Sind der Anteil an brennbaren Stoffen, der Aschegehalt und der Feuchtegehalt bekannt, ist im Tanner-Diagramm (siehe Abbildung 29) ablesbar, ob der Abfall ohne Stützfeuerung verbrannt werden kann. (Tanner 1965)

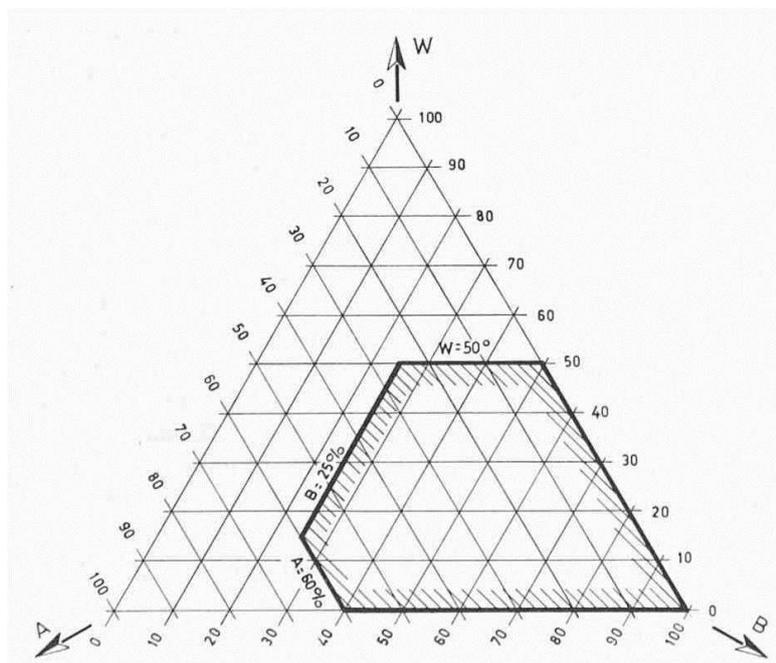


Abbildung 29: Tanner-Diagramm (Ausschnitt aus Tanner 1965:255).

Um ohne Stützfeuerung zu verbrennen, soll der Abfall einen brennbaren Anteil von $> 25\%$, einen Aschegehalt von $< 60\%$ und einen Feuchtegehalt von $< 50\%$ aufweisen (Tanner 1965).

Der Bereich der selbstständigen Verbrennung ist in Abbildung 29 schwarz straffiert und schwarz umrandet dargestellt. Weiters sollte der zu verbrennende Abfall einen Mindestheizwert von 5 MJ/kg nicht unterschreiten. Europäischer Hausmüll hat einen durchschnittlichen Heizwert von 9 – 10 MJ/kg und ist damit selbsterhaltend verbrennbar. (Kranert 2017)

Eine weitere Anwendung des Heizwertes als Qualitätskriterium ist die Eignungsbewertung und Klassifizierung für die verschiedenen Arten der thermischen Verwertung (Europäisches Komitee für Normung 2014). Die Klassifizierung wird laut der ÖNORM EN ISO 21640 (Austrian Standards International 2021b) anhand des arithmetischen Mittelwertes des Heizwertes im Anlieferungszustand vorgenommen:

- Klasse 1: Heizwert ≥ 25 MJ / kg,
- Klasse 2: Heizwert ≥ 20 MJ / kg,
- Klasse 3: Heizwert ≥ 15 MJ / kg,
- Klasse 4: Heizwert ≥ 10 MJ / kg und
- Klasse 5: Heizwert ≥ 3 MJ / kg.

Diese Klassifizierung dient als Orientierung. Der einzuhaltende Grenzwert des Heizwertes wird zwischen Lieferant und Abnehmer vertraglich geregelt (Kranert 2017).

2.4.6.2 Qualitätssicherung laut Norm

Die Durchführung einer Brennwertbestimmung und Heizwertberechnung von Abfällen laut dem Stand der Technik ist in der Technischen Spezifikation ONR CEN/TS 16023 (Europäisches Komitee für Normung 2014) „Charakterisierung von Abfällen – Bestimmung des Brennwertes und Berechnung des Heizwertes“ erläutert. Die Heizwertbestimmung laut der genannten Norm ist laut Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 2002 verpflichtend. Diese Spezifikation beschreibt eine vereinfachte Bestimmung von Brenn- und Heizwert. Die Durchführung einer umfassenden Analyse ist in der Norm ISO 1928 dokumentiert. Weiters bietet die Technische Spezifikation eine vereinfachte Berechnung, ohne eine thermochemische Korrektur durchzuführen. Diese würde zusätzlich die eingebrachte Energie durch den Zündvorgang, den Zünddraht, die Umwandlung von Schwefel in Schwefeldioxid, die Bildung von Salpetersäure und die Bildung von Halogensäuren berücksichtigen.

Die Technische Spezifikation sieht vor, die Probe nach vorangegangener Zerkleinerung auf eine Korngröße von maximal 1 mm und Verpressung zu einer Tablette in einer kalorimetrischen Bombe unter Druck (3 MPa) mit Sauerstoff zu verbrennen. Gemessen wird der Temperaturanstieg einer definierten Wassermenge, die die Bombe umspült. Nach dem Versuch ist zu kontrollieren, ob die Probe vollständig verbrannt ist. Andernfalls muss der Versuch wiederholt und gegebenenfalls eine Verbrennungshilfe zugesetzt werden. (Europäisches Komitee für Normung 2014)

Der Brennwert wird mit der nachfolgenden Formel unter folgenden Annahmen berechnet: Der Versuch wird bei konstantem Volumen durchgeführt, es gilt eine Bezugstemperatur von 25°C und die effektive Wärmekapazität des Kalorimeters wurde vor dem Versuch durch eine Kalibrierung mit Benzoesäure ermittelt. Weiters muss die gemessene Temperatur durch den Abzug der eingebrachten Rührleistung und der Berücksichtigung des Wärmeaustausches innerhalb des Kalorimeters berichtigt werden. Die Durchführung der Berichtigung ist in der Technischen Spezifikation ONR CEN/TS 16023 nachzulesen. Die Berechnung des Brennwertes aus den Messergebnissen erfolgt laut der nachfolgender Formel. (Europäisches Komitee für Normung 2014)

$$\text{Brennwert} \left[\frac{\text{J}}{\text{g}} \right] = \frac{c_K * \theta - m_V * q_V}{m_P}$$

c_K ... Wärmekapazität des Kalorimeters [J/K]

θ ... berichtigter Temperaturanstieg [K]

m_V ... Masse der Verbrennungshilfe [g]

q_V ... Brennwert der Verbrennungshilfe [J/g]

m_P ... Masse der Abfallprobe [g]

Zur Umrechnung des Brennwertes von J / g in MJ / kg wird das Ergebnis mit 1000 multipliziert.

Die Berechnung des Heizwertes aus dem Brennwert wird für die im trockenen Abfall enthaltenen Materialarten typischen Wasserstoffgehalte mit der untenstehenden Formel durchgeführt. Diese sind im Anhang D der Technischen Spezifikation nachzulesen. (Europäisches Komitee für Normung 2014).

$$\text{Heizwert} \left[\frac{\text{J}}{\text{g}} \right] = \text{Brennwert} - 212,2 * \text{Wasserstoffgehalt im trockenen Abfall}$$

Zur Bestimmung des Heizwertes einer heterogenen Probe z.B. Abfall empfiehlt die Technische Spezifikation eine Doppelbestimmung durchzuführen (Europäisches Komitee für Normung 2014).

2.4.6.3 Sensorische Ermittlung

Wagland et al. (2013) haben im Zuge ihrer Forschungstätigkeit zur Feuchtemessung mittels Mikrowellensensoren (siehe Kapitel 2.4.5.3) auch Untersuchungen zur Heizwertermittlung durchgeführt. Eine Bildanalyse des Abfalls ergibt die Zusammensetzung in Flächenanteilen. Diese werden mit spezifischen Flächengewichtsdaten in die Zusammensetzung in Massenanteilen umgerechnet. Jede Komponente des Abfalls weist einen spezifischen Brennwert pro kg auf und damit kann der Brennwert des Abfalls ermittelt werden.

Für die Berechnung des Heizwertes werden die Ergebnisse der Feuchtemessung mit jenen der Brennwertberechnung in einem weiteren Rechenschritt kombiniert. (Wagland et al. 2013) Die Heizwerterfassung als Kombination aus Bildanalyse und Feuchtemessung mittels Mikrowellensensorik haben Vrancken et al. (2017) aufgrund des geringen Fehlers als exzellent bewertet.

Ebenso als exzellent bewertet wurde die Heizwerterfassungsmethode von Krämer und Flamme (2015) (Vrancken et al. 2017). Für diese Methode ist eine Datenbank mit dem spezifischen Flächengewicht, der Wasservariable und dem Brennwert von jeder Abfallkomponente zu erstellen (Krämer und Flamme 2015).

Diese Erstellung ist in Kapitel 2.4.1.3 näher ausgeführt. Mit einem NIR-Sensor wird die Zusammensetzung des Abfallstroms über die Zeit in Flächenanteilen gemessen. Die Flächenanteile werden mit dem spezifischen Flächengewicht in Massenanteile umgerechnet, welche wiederum mit dem Brennwert der jeweiligen Komponente aus der Datenbank mathematisch verknüpft wird. Der resultierende Brennwert wird mit der nachfolgenden Formel (Krämer und Flamme 2015) in den Heizwert umgerechnet:

$$\dot{q}_H = \dot{q}_B * 0,93 * \frac{100 - M}{100} - \frac{24,41 * M}{1000}$$

\dot{q}_H ... Heizwert über die Zeit [MJ/kg]

\dot{q}_B ... Brennwert über die Zeit [MJ/kg]

M ... Feuchteanteil der Original-Probe über die Zeit

Der über diese Gleichung berechnete Heizwert wird in Abbildung 30 den Ergebnissen einer Laboranalyse gegenübergestellt. Es zeigt sich im Vergleich mit Abbildung 24 und Abbildung 27 dass der notwendige Korrekturfaktor zum Angleich der Echtzeitanalyseergebnisse an die Laborergebnisse für den Parameter Heizwert die geringste Streuung aufweist und am nächsten zu 1 liegt (Krämer und Flamme 2015).

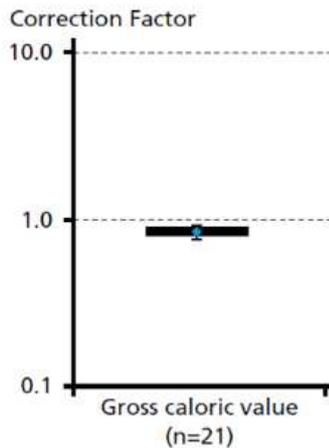


Abbildung 30: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Heizwert-Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).

Abbildung 31 zeigt den Vergleich der Echtzeit-Messdaten mit den Laborergebnissen der Misch- und Fraktionsproben nach der Anwendung des zuvor ermittelten Korrekturfaktors. Auch in dieser Abbildung ist durch den Vergleich mit den anderen untersuchten Parametern in Abbildung 19, Abbildung 25 und Abbildung 28 erkennbar, dass der durch die Echtzeitanalytik gemessene Heizwert stark mit dem im Labor korreliert und mit einer Genauigkeit von 1,3 MJ / kg gemessen werden kann. (Krämer und Flamme 2015)

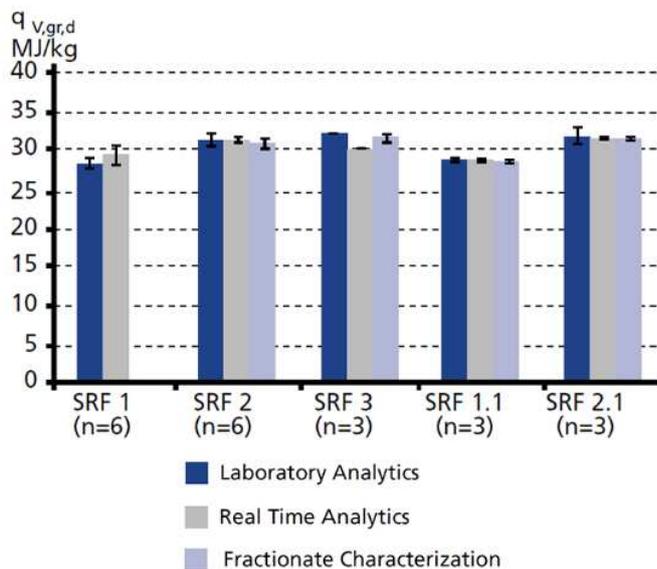


Abbildung 31: Vergleich der Heizwert-Messwerte aus NIR-Messungen und Laboranalysen (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).

Weiterführende Untersuchungen dieser Methode mit Haushalts- und Gewerbeabfällen im Korngrößenbereich 30 – 600 mm haben ergeben, dass die Abweichungen der Echtzeitanalytik von der Laboranalytik systematisch und mit einer Regressionsfunktion in der Berechnung eliminierbar sind (Krämer et al. 2016).

Damit kann eine Echtzeitanalytik mittels NIR-Sensorik unter den passenden Rahmenbedingungen (z.B. Förderbandgeschwindigkeit, Durchsatz) den Heizwert eines Abfalls hinreichend genau analysieren. (Krämer et al. 2016)

EVK DI Kerschhaggl GmbH (2018) hat ebenfalls die Heizwertdetektion mittels NIR-Sensorik untersucht und eine gute Korrelation, sowie hohe Streuung der Messwerte der Echtzeitanalytik erfasst. Diese wird auf die Inhomogenität der Probe zurückgeführt. Die Ergebnisse der Laboranalytik weisen weniger Streuung auf, da im Labor eine deutlich geringere Anzahl an Messungen durchgeführt wird. EVK DI Kerschhaggl GmbH (2018) identifiziert auch beim Parameter Heizwert die Referenzergebnisse aus dem Labor als limitierenden Faktor für die Qualität der Echtzeitanalytik.

Die Forschungsergebnisse von Krämer und Flamme (2015) und Krämer et al. (2016) sind maßgeblich in die Erstellung der DIN 54390 „Feste Sekundärbrennstoffe – Echtzeit-Bestimmung von Parametern mittels Nahinfrarotspektroskopie“ vom DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP): (2022) eingeflossen. Anwendungsbereich und Gültigkeit dieser Norm, sowie die allgemeine Durchführung der Echtzeit-Analyse ist in Kapitel 2.4.1.3 beschrieben. Die Norm sieht vor den Brennwert des Abfallgemisches auf wasserfreier Bezugsbasis aus der Projektionsfläche, dem Flächengewicht und dem Brennwert der Stoffgruppe mit folgender Formel (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022) zu berechnen:

$$q_B = \frac{\sum_{j=1}^n [K(q_B)_j * K(M)_j * \sum_{j=1}^n (A)_j]}{\sum_{j=1}^n [K(M)_j * \sum_{j=1}^n (A)_j]}$$

q_B ... Brennwert über einen festgelegten Zeitraum [MJ/kg]

$K(q_B)_j$... Medianwert des Brennwertes der Stoffgruppe j [MJ/kg]

$K(M)_j$... Median des Flächengewichts M der Materialart j [kg/m²]

$(A)_j$... Summe der detektierte Projektionsfläche A der Materialart j [m²]

j ... Materialart

Die weiterführende Formel zur Berechnung des Heizwertes entspricht der bereits genannten Formel von Krämer und Flamme (2015). Das Echtzeitanalysesystem muss laufend kalibriert werden. Es ist dabei eine Kalibration des Brennwertes notwendig, der Heizwert wird bereits aus dem kalibrierten Brennwert und dem kalibrierten Feuchtegehalt berechnet (DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP) 2022).

2.5 Vergleichbarkeit der Messungen

Für die Echtzeitqualitätssicherung braucht es standardisierte Messmethoden, mit eindeutig definierten Messbedingungen. Es gilt abzuklären, welche Kriterien die Materialpräsentation erfüllen muss, um eine sensorische Messung richtig durchzuführen und die Ergebnisse mit jenen anderer Messungen vergleichen zu können. Die Firma REDWAVE arbeitet an der Entwicklung von sensorbasierten Sortierung und schlägt zur Garantie der Vergleichbarkeit von Messergebnissen unterschiedlicher Sensorhersteller unter anderem standardisierte Durchsätze, eine definierte Materialverteilung am Förderband, eine standardisierte Bandbelegung, sowie standardisierte Feuchtegehalte und Materialzusammensetzungen vor. (Redwave 2023) Da dieses Thema in der Forschung noch relativ neu ist, ist begrenzt Fachliteratur verfügbar. Da zum Zeitpunkt der praktischen Versuchsdurchführung der Masterarbeit die Umsetzung der Sensordatenauswertung noch nicht vollständig ist, liegt der Fokus dieser Arbeit auf Versuchen zum Thema Bandbelegung.

Die Messleistung eines Sensors hängt von materialspezifischen Faktoren, wie z.B. der Korngrößenverteilung, dem Feuchtegehalt oder der Oberflächenrauheit ab. Weiters beeinflussen die Bandbelegung und die damit verbundene Partikelvereinzelung das Ergebnis der Messung. (Küppers et al. 2021) Die Probe kann dem Sensor lt. Kroell et al. (2023) in drei Schüttungsformen präsentiert werden: vereinzelt (SI), als Monoschicht (MO) oder als Multischicht (H1). Die drei Schüttungsformen sind in Abbildung 32 dargestellt.

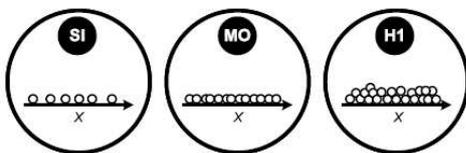


Abbildung 32: Darstellung der drei möglichen Schüttungsformen bei der sensorischen Messung (SI: vereinzelt, MO: Monoschicht, H1: Multischicht) (Kroell et al. 2023:2).

Killmann et al. (2007) definieren Vereinzelung als

„die Herstellung einer Monoschicht mit ausreichendem Abstand zwischen den Einzelkörnern“ (Killmann et al. 2007:301).

Die Erreichung der Vereinzelung der Probenpartikel erfordert eine geringe Bandbelegung auf dem Förderaggregat (Killmann et al. 2007). Kroell et al. (2022b) schlagen vor, die Vereinzelung von Probenmaterial mit einer Vereinzelungsrate (englisch: singling ratio) zu beschreiben. Zur Ermittlung der Vereinzelungsrate müssen die von Material belegten Förderbandflächen in Regionen mit vereinzelt Partikeln und Regionen mit Partikelclustern geteilt werden. Die Vereinzelungsrate wird mit folgender Formel berechnet:

$$SR = \frac{\dot{A}_S}{\dot{A}_S - \dot{A}_C}$$

SR ...Vereinzelungsrate []

\dot{A}_S ...Flächenstrom der vereinzelt Partikel [A/t]

\dot{A}_C ...Flächenstrom der Partikelcluster [A/t]

Eine Vereinzelungsrate von 1 beschreibt dabei die vollständige Vereinzelung aller Partikel und eine Vereinzelungsrate von 0 weist darauf hin, dass jedes Partikel zumindest ein anderes überlappt oder berührt. Versuche haben gezeigt, dass die Vereinzelungsrate bei einer Bandbelegung von 0-20% konstant bleibt. (Kroell et al. 2022b) Abbildung 33 zeigt den Zusammenhang zwischen Vereinzelung und Bandbelegung.

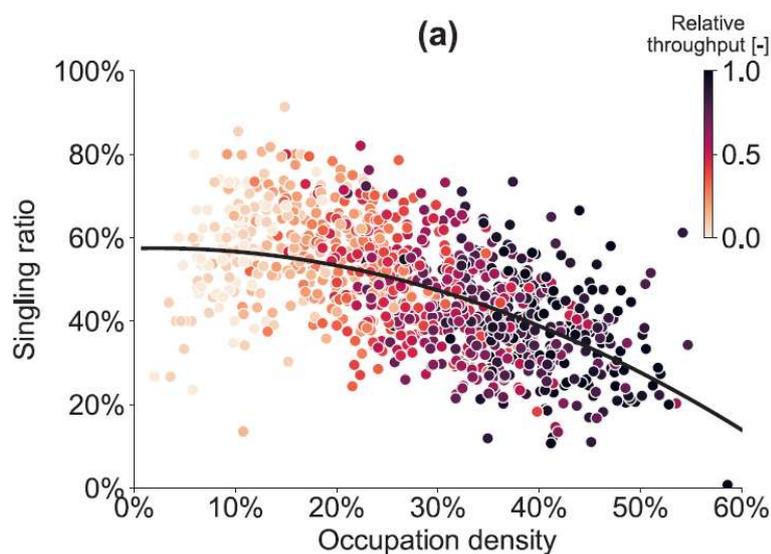


Abbildung 33: Darstellung des Zusammenhangs zwischen Vereinzelungsrate und Bandbelegung (Kroell et al. 2022b:48).

Untersuchungen von Kroell et al. (2023) haben gezeigt, dass die Qualität einer Messung ohne nachfolgende Sortierung unabhängig davon ist, ob dem Sensor das Probenmaterial vereinzelt oder als Monoschicht präsentiert wird. Allerdings lässt eine geringe Vereinzelungsrate auf eine Vielzahl an Partikel schließen, die sich überlagern und damit keine einheitliche Monoschicht, sondern stellenweise eine Multischicht bilden. (Kroell et al. 2022b)

Werden die Messergebnisse einer Monoschicht mit jenen einer Multischicht verglichen, so zeigen sich relevante Unterschiede. Eine Multischicht-Schüttung eines Abfalls neigt aufgrund von unterschiedlichen Partikelformen zur Entmischung. Die oberste Partikelschicht ist nicht mehr repräsentativ für die darunter liegenden und daher wird vom Sensor eine nicht repräsentative Zusammensetzung gemessen. (Kroell et al. 2023)

Ebenfalls zu beachten gilt, dass die Bandbelegung auch zu niedrig sein kann. Eine geringe Bandbelegung bedeutet wenig Durchsatz, welcher wiederum hohe Kosten pro Masseneinheit für die Messung zur Folge hat. (Feil et al. 2019)

3 Versuchsanlage Digital Waste Research Lab

Das Digital Waste Research Lab (DWRL) ist eine Versuchsanlage des Instituts für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft (AVAW) zur Untersuchung von festen nicht gefährlichen Abfällen mit einer Korngröße zwischen 0 und 300 mm und einem Partikelgewicht von maximal 1 kg (Falbesoner 2023). Die Anlage steht in einer von der Firma ANDRITZ AG gemieteten Halle am Gelände der Firma Mayer Recycling GmbH in St. Michael in der Obersteiermark und ermöglicht Forschung und Entwicklung in den Themengebieten Anlagenbau, sensorbasierter Sortierung und sensorbasierter Qualitätssicherung (Egarter 2022).

3.1 Aufbau der Versuchsanlage

Abbildung 34 zeigt ein 3D - Modell der Versuchsanlage. Den Kern der Anlage bildet ein Beschleunigungsband (in Abbildung 34 schwarz dargestellt) mit der Option jegliche Arten von Sensorik flexibel über dem Band zu montieren. Auf Basis der gemessenen Daten kann der Abfallstrom überwacht oder mittels der am Ende des Bandes angeordneten Sortiereinheit (hellgrau) sortiert werden. Die nachfolgende Aufzählung beinhaltet eine genauere Beschreibung der in der Anlage verbauten Aggregate. (Egarter 2022)

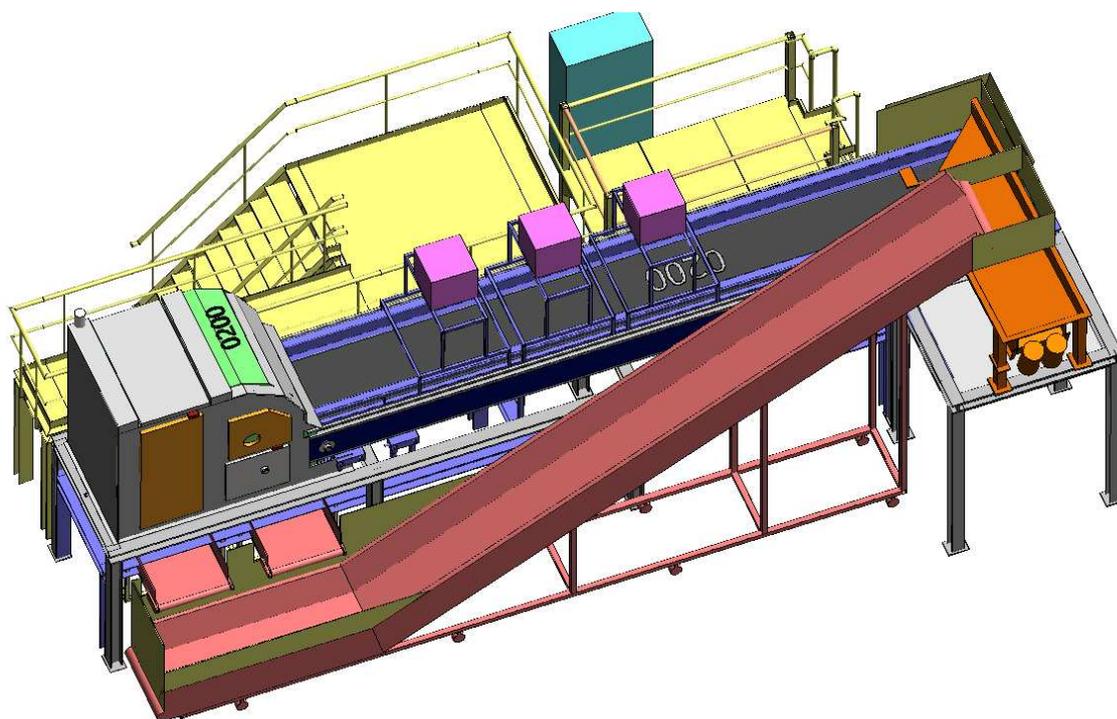


Abbildung 34: 3D-Modell der Versuchsanlage im DWRL (Egarter 2022:3).

3.1.1 Steigbandförderer

Die Aufgabe der Probe erfolgt über den 2,4 m langen und 0,6 m breiten Bunkerbereich des Steigbandförderers der Firma Kraus Betriebsausstattungen und Fördertechnik GmbH. Dieser ist in Abbildung 34 in rosa dargestellt und transportiert die Probe über eine Länge von 10,42 m in einem Winkel von 28° zum höchsten Punkt der Anlage. (Egarter 2022; Falbesoner 2023)

Um das Rollen von Partikeln zu verhindern ist das Förderband mit in einem Abstand von 0,3 m angebrachten 5 cm hohen Mitnehmern ausgestattet. Weiters kann die Fördergeschwindigkeit zwischen 0,3 und 0,8 m/s variiert werden. Die Anlagenbedienung ermöglicht zum Zeitpunkt der Verfassung dieser Arbeit eine Einstellung der Geschwindigkeit über die Drehzahl zwischen 5 und 100%, wobei 100% einer Drehzahl von 213 Umdrehungen/min entspricht. Der Steigbandförderer ist als eigenständiges Aggregat auf feststellbaren Rollen montiert und kann zur Erweiterung der Versuchsanlage händisch um 90° gedreht werden (in Abbildung 36 als „Position 1“ und „Position 2“) verbildlicht. (Egarter 2022; Falbesoner 2023)

3.1.2 Schwingrinne

Der Steigbandförderer übergibt die Probe an eine 0,9 m breite Schwingrinne der Firma IFE Aufbereitungstechnik GmbH. Diese wird intern als Vibrorinne bezeichnet und ist in Abbildung 34 orange gefärbt. Sie dient zur Dosierung und gleichmäßigen Verteilung der Probe auf das darauffolgende Beschleunigungsband. Das Material fällt auf einen in der Rinne montierten Verteilerhut, dieser ist drehbar zur Anpassung an die veränderliche Position des Steigbandförderers ausgeführt. Die Materialübergabe auf das Beschleunigungsband erfolgt nach 2,4 – 3,2 m im 90° Winkel. Um das Material über die gesamte Beschleunigungsbandbreite zu verteilen ist die Rinne mit einem schrägen Ende ausgeführt. Die Fördergeschwindigkeit ist über die Drehzahl der Motoren der Rinne steuerbar, wobei die maximale Drehzahl 96 Umdrehungen/min beträgt und eine Einstellung der Drehzahl zwischen 60 und 100% möglich ist. (Egarter 2022; Falbesoner 2023)

3.1.3 Beschleunigungsband

Das Beschleunigungsband der Firma Stadler Anlagenbau GmbH sorgt an der Übergabestelle aufgrund der vergleichsweise hohen Relativgeschwindigkeit für weitere Vereinzelung des Probenmaterials. Probenmaterial wird auf eine Geschwindigkeit von bis zu 3,2 m/s beschleunigt und der Sensorik präsentiert. Das Beschleunigungsband weist eine maximale Drehzahl von 1750 Umdrehungen/min auf und ist mit 5-100% der Drehzahl betreibbar. Weiters ist es 0,95 m breit und endet nach 7,3 m in der Sortiereinheit. (Egarter 2022)

3.1.4 Sensorik

Über dem Beschleunigungsband sind drei stufenlos höhenverstellbare Sensorbrücken montiert. Je nach Bedarf können diese mit unterschiedlichen Sensoren bestückt werden. Zum Zeitpunkt der Verfassung dieser Arbeit beinhalten die drei Sensorbrücken einen NIR-Sensor, eine RGB-Kamera und zwei 3DLT-Systeme. Unter dem Beschleunigungsband ist ein Induktionssensor montiert. (Falbesoner 2023)

Die erste Sensorbrücke führt eine 3DLT-Höhenmessung mittels zweier Sensoren des Typs C5-2040CS19-645 Model 2 der Firma AT – Automation Technology GmbH durch. Ein Sensor deckt eine Arbeitsbreite von 0,65 m mit einer Auflösung von 313 µm ab und daher sind für die Messung am 1 m breiten Beschleunigungsmit zwei Sensoren verbaut. Das Höhenprofil der Probe kann bei einem Arbeitsabstand von 0,07 m mit einer Auflösung von 15 µm erfasst werden. (Egarter 2022) Diese Sensoren sind zum Zeitpunkt der Verfassung dieser Arbeit noch nicht vollständig in die Analyseplattform eingebunden.

Die nächste Sensorbrücke enthält derzeit eine RGB – Kamera (High performance color GigE Camera) der Firma Teledyne DALSA mit einem Objektiv der Firma Carl Zeiss AG (Egarter 2022; Teledyne DALSA 2018). Die Beleuchtung des Beschleunigungsbandes zur Aufnahme eines RGB-Bildes übernehmen zwei LED-Leisten der Firma MTD GmbH (MTD GmbH 2021).

Auf der dritten Sensorbrücke ist die HELIOS NIR G2-320 von EVK DI Kerschhaggl GmbH befestigt. Dieser NIR-Sensor misst in einem Wellenlängenbereich von 900 bis 1700 nm und einer spektralen Auflösung von 9 nm. Weiters werden 320 Ortspixel mit einer Größe von jeweils 30 x 30 µm erfasst. Die Messung erfolgt mit einer Frequenz von bis zu 446 Hz. (EVK DI Kerschhaggl GmbH 2020c) Die Probe auf dem Förderband wird mit einer InfraRed Illumination-Halogenbeleuchtung beleuchtet (EVK DI Kerschhaggl GmbH 2020a).

An der Stelle der NIR-Messung ist unter dem Beschleunigungsband eine Sensorleiste zur induktiven Messung montiert. Diese trägt die Produktbezeichnung „ABAS ThinLine-System“ und stammt ebenfalls von der Firma EVK DI Kerschhaggl GmbH. Das System erfasst Metalle mit einer Auflösung von 25 mm (Egarter 2022; EVK DI Kerschhaggl GmbH 2020b).

3.1.5 Analyseplattform

Die sich derzeit noch in der Entwicklung befindende Analyseplattform der Firma Siemens AG visualisiert, verbindet und wertet die gemessenen Daten der genannten Sensoren aus, um eine umfassende Stoffstromüberwachung in Form von z.B. Materialzusammensetzung und Korngrößenverteilung zu ermöglichen.

3.1.6 Sortiereinheit

Die in der Anlage flexibel verbaute Sensorik kann zur reinen Überwachung des Materialstroms herangezogen oder anhand der Messergebnisse sortiert werden. Zur Sortierung steht programmierbare Datenauswertung, eine Expansionshaube und eine Druckluftdüsenleiste, sowie ein verstellbarer Trennscheitel (in Abbildung 34 hellgrau gefärbt) zur Verfügung. (Egarter 2022)

3.1.7 Austragsbänder

Ejekt (durch Druckluft aussortiertes Material) und Rejekt (Restmaterial) werden durch jeweils ein Austragsband der Firma Kraus Betriebsausstattungen und Fördertechnik GmbH abgeführt. Diese weisen eine Länge von jeweils 3 m und eine Breite von 0,77 m auf. Sie sind reversierbar und in ihrer Geschwindigkeit unabhängig voneinander zwischen 0,3 und 0,8 m/s (maximale Drehzahl: 2100 Umdrehungen/min) einstellbar. Weiters sind die zwei Austragsbänder auf einem Schienen – bzw. Rollensystem montiert, das es erlaubt die Stellung der Bänder je nach gewünschtem Betriebsmodus der Anlage händisch zu verschieben. (Egarter 2022)

3.2 Betriebsmodi der Anlage

Die Versuchsanlage des DWRL kann als Kreislauf in Form eines vollständigen Kreislaufs, eines Rejekt-Kreislaufs oder eines Ejekt-Kreislaufs, als Linie oder im erweiterten Betrieb als Linie-IN Erweiterung, als IN & OUT Erweiterung oder als Linie-OUT Erweiterung betrieben werden (Egarter 2022). Die möglichen Betriebsmodi sind in Abbildung 35 zusammengefasst.

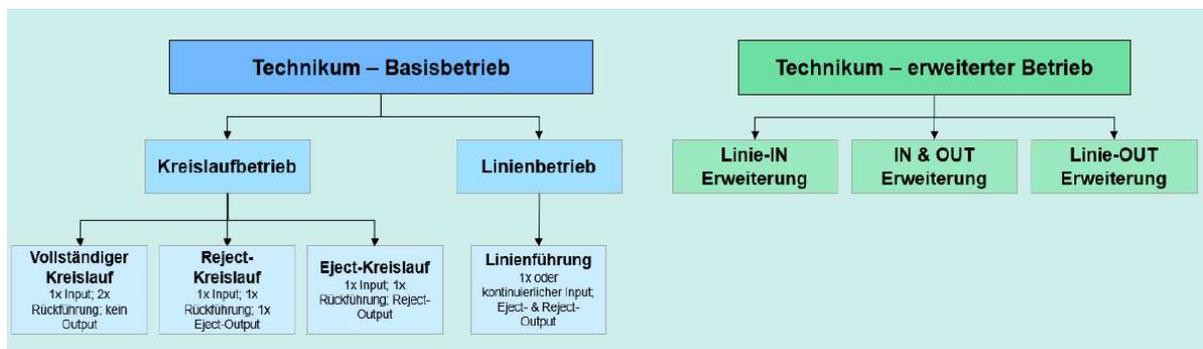


Abbildung 35: Mögliche Modi zum Betrieb der Versuchsanlage im DWRL (Egarter 2022:27).

Für den Kreislaufbetrieb wird der Steigbandförderer parallel zum Beschleunigungsband ausgerichtet (siehe Position 1 des Steigbandförderers in Abbildung 36). Der vollständige Kreislaufbetrieb erfordert zusätzlich die Positionierung der beiden Austragsbänder, sodass das Material auf den Bändern in den Bunkerbereich des Steigbandförderers abgeworfen wird (siehe Stellung 1: Rückführung in Abbildung 36). Sollen ausschließlich Ejekt oder Rejekt im Kreis geführt werden, so muss das entsprechend andere Austragsband in die Austragsstellung (siehe Stellung 2: Austrag in Abbildung 36) gebracht und das ausgetragene Material in einem Behälter aufgefangen werden. Zur Umsetzung eines Linienbetriebes werden beide Austragsbänder in Austragsstellung gebracht und die ausgetragenen Materialien in separate Behälter gefüllt. Die Materialaufgabe im Linienbetrieb kann einmalig oder kontinuierlich erfolgen. (Egarter 2022; Falbesoner 2023)

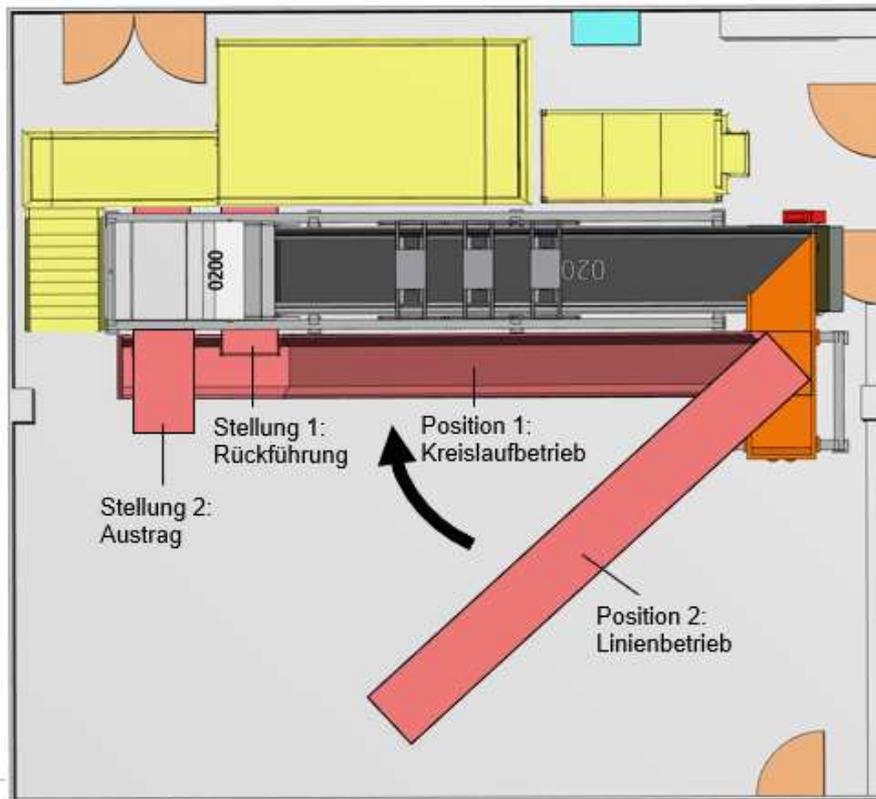


Abbildung 36: Darstellung der Betriebsarten der Versuchsanlage im DWRL (adaptiert von Egarter 2022:26).

Abbildung 35 zeigt die Option eines erweiterten Betriebes. Durch das Ausschwenken des Steigbandförderers (siehe Position 2: Linienbetrieb in Abbildung 36) ist eine Erweiterung durch diverse mobile Aggregate sowohl vor dem Steigbandförderer oder der Vibrorinne (Linie-IN Erweiterung) als auch nach den Austragsbändern (Linie-OUT Erweiterung bzw. IN & OUT Erweiterung) möglich (Egarter 2022).

4 Praktische Versuche zur Bestimmung von Vergleichmäßigungsdauer und Bandbelegung

Die im Rahmen dieser Masterarbeit mit vorzerkleinerten und gesiebten gemischten Gewerbeabfällen als Probenmaterial stattgefundene Versuchsreihe untersucht die Dauer der Vergleichmäßigung des im Batch aufgegebenen Probenmaterials, sowie die nach der Vergleichmäßigung messbare Bandbelegung am Beschleunigungsband. Die Probenahme und Klassierung der Materialien war nicht Teil dieser Arbeit. Aus den gewonnenen Daten entsteht eine Tabelle mit empfohlenen Einstellungen zur Erreichung einer definierten Bandbelegung bei unterschiedlicher Korngrößenverteilung und Menge der zu untersuchenden Probe. Das aktuelle Kapitel beinhaltet eine Beschreibung der benutzten Infrastruktur im DWRL, sowie die Durchführung und Auswertung der Versuchsreihe.

4.1 Versuchsaufbau

Für die Durchführung der Versuchsreihe wurde im DWRL ausschließlich im Kreislaufbetrieb verwendet. Das Beschleunigungsband, sowie die beiden Austragsbänder wurden mit konstanter Drehzahleinstellung (100% und 75%) betrieben. Diese Drehzahlen entsprechen, laut einer Messung im Rahmen der Masterarbeitsversuche, einer Geschwindigkeit von 3,68 m/s bzw. 0,49 m/s. Weiters wurde für diese Versuchsreihe eine maximale Drehzahl für die Vibrorinne von 89 Umdrehungen/min, dies entspricht der 93%-Einstellung, gewählt, da höhere Drehzahlen mit einer unverhältnismäßigen Geräuscentwicklung einhergehen. Die Bestimmung der Bandbelegung wird mit Hilfe der verbauten NIR-Kamera durchgeführt. Für diese wurde zuvor ein auf gemischte Gewerbeabfälle angepasstes Teach-In erstellt.

4.2 Versuchsdurchführung

Die Untersuchung der Dauer bis zur Vergleichmäßigung der Probe am Beschleunigungsband und die resultierende Bandbelegung erfolgte anhand von sechs verschiedenen Proben mit unterschiedlichen Korngrößen, Massen und Volumina. Zum Schutz der Versuchsanlage vor Schäden an der Fördertechnik wurde das Probenmaterial vor dem Versuchsstart manuell auf potenzielle Störstoffe untersucht und dabei Objekte wie z.B. Steine oder spitze Metallteile entfernt. Abbildung 37 zeigt die aus der Probe entfernten Störstoffe.



Abbildung 37: Fotos der manuell aussortierten Störstoffe.

Tabelle 2 fasst die Mengen und Korngrößenbereiche der verwendeten Proben zusammen. Die Angabe des Probenvolumens ist das Ergebnis einer groben Berechnung des Schüttvolumens nach der Aufgabe im Bunker des Steigbandförderers anhand der Schütthöhe und des Bunkerquerschnittes.

Tabelle 2: Auflistung der Korngrößenklasse, der Masse und des Volumens der für die Versuchsreihe verwendeten Proben.

Probe	Korngrößenbereich in mm	Masse in kg	Volumen in l
1	40-60	37,77	490
2	60-80	38,82	600
3	80-100	29,79	535
4		44,9	800
5	40-100 (Mischprobe)	18,75	325
6		31,59	580

Ziel der Mischprobe war es einen gemischten Gewerbeabfall im Korngrößenbereich 40-100 mm zu generieren, der die Massenverhältnisse der einzelnen Korngrößen in einem repräsentativen Verhältnis widerspiegelt. Dafür wurden Massenverhältnisse aus Khodier et al. (2020) herangezogen und die Einzelmassen auf ein gewünschtes Endvolumen von ca. 500 l hochgerechnet.. Ein gemischter Gewerbeabfall mit Partikelgrößen zwischen 40 und 100 mm besteht zu 37% aus Abfall der Korngrößenklasse 40-60 mm, zu 38% aus Abfall der Korngrößenklasse 60-80 mm und zu 25% aus Abfall der Korngrößenklasse 80-100 mm.

Die erforderliche Masse der Proben aus den jeweiligen Korngrößenklassen wurde mit folgender Formel ermittelt:

$$m_{KG} = \rho_M * V * M_{KG}$$

m_{KG} ...erforderliche Masse der jeweiligen Korngrößenklasse [kg]

ρ_M ...voraussichtliche Schüttdichte der Mischung [kg/l]

V ...gewünschtes Volumen [l]

M_{KG} ...Massenanteil der Korngrößenklasse in der Mischung []

Die voraussichtliche Schüttdichte der Mischprobe wurde aus den Schüttdichten der einzelnen Korngrößenklassen multipliziert mit deren Massenanteilen ermittelt. Die Berechnung hat 12,0 kg der Korngrößenklasse 40-60 mm, 11,7 kg der Korngrößenklasse 60-80 mm und 7,9 kg der Korngrößenklasse 80-100 mm und damit eine Gesamtmasse der Probe 6 von 31,6 kg ergeben.

Am Beginn jedes Versuches wurde das Probenmaterial im Bunkerbereich des Steigbandförderers aufgegeben, um das Probenverhalten bei diskontinuierlicher Aufgabe zu untersuchen. Die Querstreben der Stützkonstruktion des Steigbandförderers (in Abbildung 38 mit einem roten Rechteck markiert) stellen dabei den limitierenden Faktor der Schütthöhe dar.

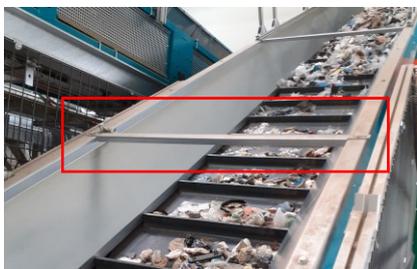


Abbildung 38: Querstreben der Stützkonstruktion des Steigbandförderers als limitierender Faktor für die Schütthöhe des Probenmaterials.

Übersteigt die Höhe der Schüttung die Montagehöhe der Querstreben werden einzelne leichte Probenpartikel abgestreift, größere Partikelmengen werden durch die Bandbewegung unten den Querstreben komprimiert und bilden Verstopfungen. Alle Proben mit Ausnahme von Nr. 4 wurden ausschließlich im Bunkerbereich des Steigbandförderers aufgegeben. Das Volumen von Probe 4 (800l) übersteigt das Bunkervolumen unter Beachtung der limitierten Höhe und daher wurden auch ca. 1m der Steigung des Förderers mit Probe befüllt. Probemengen zwischen 490 und 600l werden unter Ausnutzung der gesamten Bunkerlänge aufgegeben. Probe 5 (325l) wurde zur Durchführung der Versuche über die halbe Bunkerlänge verteilt. Die Art der Aufgabe der unterschiedlichen Probevolumina ist in Abbildung 39 exemplarisch abgebildet.



Aufgabe Probe 4
(800l)



Aufgabe Probe 1-3
und 6
(490 - 600l)



Aufgabe Probe 5
(325l)

Abbildung 39: Arten der Probenaufgabe der unterschiedlichen Probenvolumina.

Wie bereits in Kapitel 4.1 erwähnt, wurden zur Untersuchung der Vergleichmäßigung und der Bandbelegung lediglich die Geschwindigkeitseinstellungen des Steigbandförderers und der Vibrorinne variiert. Die Bezeichnung der Geschwindigkeitseinstellung z.B. 05/60 beinhaltet an den ersten zwei Stellen die Geschwindigkeitseinstellung des Steigbandförderers in % der maximalen Drehzahl. Die dritte und vierte Ziffer (von den ersten zwei durch einen „/“ getrennt) beschreibt die Geschwindigkeitseinstellung der Vibrorinne. Die ersten Versuche wurden mit dem Fokus auf die Ermittlung der Grenzgeschwindigkeiten durchgeführt. Weitere Versuche mit zusätzlichen Geschwindigkeitseinstellungen wurden anhand von ersten Auswertungsergebnissen durchgeführt. Alle Versuche weisen eine Mindestdauer von 15 min auf. Die Versuchsdauer wurde verlängert, wenn optisch eindeutig noch keine Vergleichmäßigung der Probe stattgefunden hat. In der Tabelle 3 sind jene Geschwindigkeitseinstellungen mit einem „X“ markiert, die für die jeweilige Probe untersucht wurden. Hellgrün hinterlegt sind die Versuche zur Ermittlung der Grenzgeschwindigkeiten.

Tabelle 3: Auflistung der für die jeweiligen Proben untersuchten Fördergeschwindigkeiten. Die Versuche zur Ermittlung der Grenzgeschwindigkeiten sind hellgrün markiert (Geschwindigkeit des Steigbandförderers / Geschwindigkeit der Vibrorinne (beide Werte in %)).

Einstellung / Probe	05/60	05/93	11/93	17/88	18/77	24/60	24/93	30/60	30/93	35/93	40/93	50/80	65/80
1	X	X		X	X	X		X	X			X	X
2	X	X		X	X	X		X	X			X	
3	X	X			X			X	X	X	X	X	
4	X	X	X	X	X			X	X			X	
5			X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
6	X	X		X	X		X	X	X			X	

Zusätzlich zur Datenaufzeichnung durch die NIR-Kamera wurde die Zeit ermittelt, die das Probenmaterial bei der jeweiligen Geschwindigkeitseinstellung benötigt, um sich einmal durch die Anlage zu bewegen. Die Anzahl der Durchläufe wird nachfolgend als „Runden“ und die benötigte Zeit pro Runde als „Rundendauer“ bezeichnet. Die Messung der Rundendauer erfolgte anhand zweier Abfallpartikel am Übergang des Austragsbandes auf den Steigbandförderer. Die Partikel wurden anhand ihrer Sichtbarkeit im Abfallstrom ausgewählt. Weiters wurde darauf geachtet, dass ein Partikel eine zweidimensionale und das andere eine dreidimensionale Form aufweist. Abbildung 40 zeigt die gewählten Abfallpartikel zur Messung der Rundendauer.

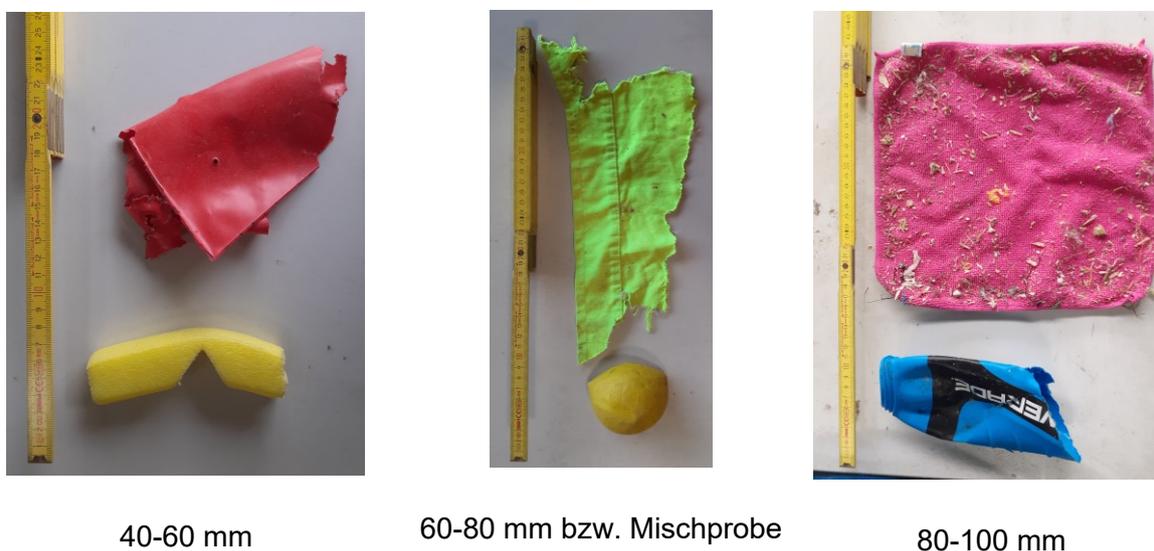


Abbildung 40: Darstellung der Auswahl an Partikel zur Messung der Rundendauer für die unterschiedlichen Kornklassen.

Weiters erfolgte eine Ermittlung des Anlagendurchsatzes bei jeder Versuchseinstellung durch das Auffangen des Probenmaterials am Übergang zwischen Austragsband und Steigbandförderer.

Die Durchsatzmessung wurde am Ende jedes Versuches durchgeführt. Jeweils fünf Mörtelkästen (max. 90 Liter) wurden in möglichst gleichmäßigen Abständen innerhalb der Dauer einer Messrunde befüllt. Die Durchführung der Durchsatzmessung innerhalb einer Messrunde war für Geschwindigkeitseinstellungen mit einer Rundendauer von 30 sek nicht vollständig möglich. Nach Ablauf der Rundendauer erfasste Daten werden bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Die Dauer der Befüllung wurde mit einer Stoppuhr gemessen, die Probe gewogen und das Volumen mit Hilfe einer Skala im Mörtelkasten abgeschätzt. Abbildung 41 zeigt links die befüllten Mörtelkästen zur Durchsatzbestimmung und rechts die verwendete Volumenskala in einem Mörtelkasten.



Abbildung 41: Bildaufnahme der befüllten Mörtelkästen zur Durchsatzbestimmung (links) und der zur Bestimmung des Volumens verwendeten Skala in einem Mörtelkasten.

Die Reduzierung des Probenvolumens (von Probe 3 auf Probe 4 und von Probe 5 auf 6) erfolgte durch die Entfernung von Probenmaterial aus jeweils drei Mörtelkästen, die zuvor im Zuge der Durchsatzmessung aus dem Probenstrom entnommen worden sind.

Zusätzlich erfolgte eine Messung der Verweildauer von Abfallpartikel auf den jeweiligen Förderaggregaten. Dies wurde durch das wiederholte Messen der Dauer, die ein Abfallpartikel für die Bewegung von Übergabestelle zu Übergabestelle braucht, umgesetzt.

4.3 Datenverarbeitung

Die durch die NIR-Kamera aufgezeichneten Messdaten werden durch die Siemens Analyseplattform abgegriffen und stehen als CSV-Export zur Verfügung. Dieser beinhaltet in der ersten Spalte einen Unix-Zeitstempel und die Klassifizierungsergebnisse der 312 erfassten Pixel jeweils getrennt durch einen Beistrich. Abbildung 42 zeigt einen Ausschnitt einer CSV-Datei. Die Daten der Materialklassenzuordnung sind im Zuge dieser Versuchsreihe nicht auswertbar, da die Zusammensetzung laut Klassifizierung aufgrund eines bislang noch nicht behobenen Softwarefehlers nicht der tatsächlichen entspricht.

Abbildung 43 zeigt die aufgezeichnete Bandbelegung ohne weitere Datenverarbeitung. Die durch die genannte Verarbeitung gelöschten Daten sind mit einem roten Rechteck markiert.

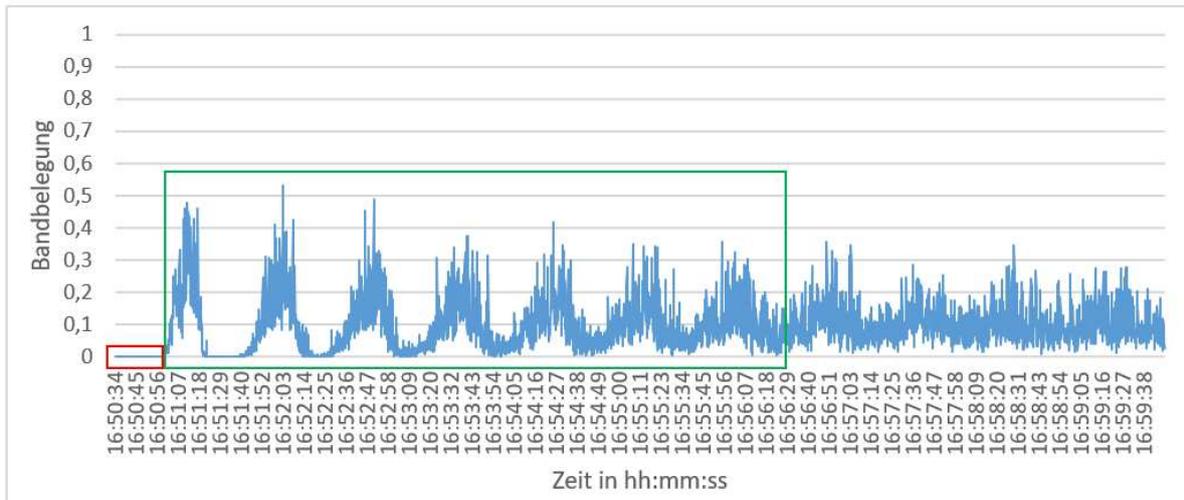


Abbildung 43: Darstellung der Bandbelegung ohne weitere Datenverarbeitung über einen Zeitraum von 9 min– entspricht 4000 Bandbelegungsdaten (rotes Rechteck: Zeitverzug zwischen der Aktivierung der Datenaufzeichnung und der Ankunft des Probenmaterials im Messbereich der NIR-Kamera, grünes Rechteck: gemessene Bandbelegungsdaten innerhalb der Vergleichmäßigungsdauer, nicht markierte Daten werden für die Bandbelegungsrechnung herangezogen).

Als nächsten Schritt wird die zuvor in der EXCEL-Datei berechnete Rundendauer in eine Eingabezeile des MATLAB-Programms eingegeben und die Messdaten in Daten pro Runde gruppiert. Für jede Runde werden das Minimum, das Maximum, der Median und die Quartile 1 und 3 der Bandbelegung berechnet. Anschließend wird die Differenz aus dem dritten und dem ersten Quartil für jede Runde gebildet und der Interquartilsabstand jeder Runde in einem Liniendiagramm dargestellt. Tritt eine Vergleichmäßigung der Probe über die gesamte Anlage ein, so bleibt der Interquartilsabstand relativ konstant und die Verbindung der Datenpunkte der berechneten Abstände bildet eine Gerade, die parallel zur x-Achse verläuft. Die nachfolgende Abbildung 44 zeigt das Liniendiagramm der Interquartilsabstände für Probe 2 bei der Geschwindigkeitseinstellung 17/88. Die Abbildung zeigt, dass eine Vergleichmäßigung des Probenmaterials ab der 7. Runde stattgefunden hat. Dieses Auswertungsergebnis wurde anschließend mit der Abbildung der unbeschnittenen Bandbelegungsdaten (Abbildung 43) aus der Excel-Tabelle verglichen. Die Dauer bis zur Verleichmäßigung wird aus der Rundenanzahl bis zu Vergleichmäßigung und Dauer einer Runde berechnet. Die Vergleichmäßigungsdauer entspricht der Breite des grünen Rechtecks in Abbildung 43.

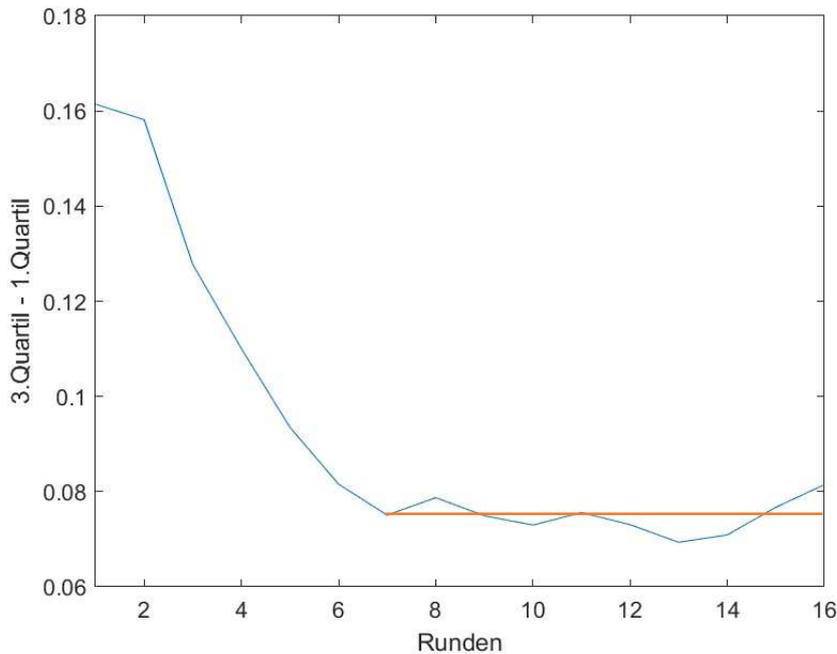


Abbildung 44: Darstellung des Interquartilabstandes pro Runde der Probe 2 bei Geschwindigkeitseinstellung 17/88.

Als Ziel dieser Versuchsreihe ist die Untersuchung der erforderlichen Probemenge und Geschwindigkeitseinstellung zur Erreichung einer Bandbelegung zwischen 10 und 20%. Aus diesem Grund wurde im Anschluss die Bandbelegung < 10%, 10 bis 20% und > 20% berechnet. Folgende Bandbelegungsdaten werden nicht zur Berechnung herangezogen:

- Daten, die während des Zeitverzugs aufgezeichnet wurden (innerhalb des roten Rechtecks in Abbildung 43),
- Daten, die innerhalb der Vergleichmäßigungsdauer aufgezeichnet wurden (innerhalb des grünen Rechtecks in Abbildung 43) und
- Daten, die während der Durchsatzbestimmung aufgezeichnet wurden (die Durchsatzmessung verringert den Materialstrom in der Anlage und verursacht eine geringere Bandbelegung).

Als letzter Auswertungsschritt wurden die Massen- und Volumsdaten der Durchsatzmessung in der Excel-Tabelle ergänzt und jeweils ein Mittelwert gebildet. Im Anschluss erfolgte die Gegenüberstellung und Interpretation der Daten zur Vergleichmäßigung, der Bandbelegung und der Durchsätze der jeweiligen Proben bei den unterschiedlichen Geschwindigkeitseinstellungen.

5 Ergebnisse und Diskussion der praktischen Versuche

Die Ergebnisse der Datenauswertung werden in diesem Kapitel mit den folgenden Annahmen diskutiert:

- Eine Vergleichmäßigung des Probenmaterials in der Anlage und somit eine Messung bei einer relativ konstanten Bandbelegung ist erwünscht.
- Eine geringere Vergleichmäßigungsdauer ist angesichts der Durchführung künftiger Analysen zu bevorzugen, da die Messung nach kürzerer Wartezeit gestartet werden kann.
- Das Ziel ist eine Bandbelegung zwischen 10 und 20% herzustellen, um einerseits ein Mindestmaß an Durchsatz und andererseits eine gute Vereinzelung für eine nachfolgende Analyse oder Sortierung zu erreichen.
- Zur Bewertung einer Geschwindigkeitseinstellung wird der Fokus auf den Anteil an der Bandbelegung im gewünschten Bereich (in diesem Fall zwischen 10 und 20%) und jenen Anteil gelegt, der 20% Bandbelegung (nachfolgend als Überbelegung bezeichnet), überschreitet. Der Anteil an Bandbelegung, welcher 10% unterschreitet wird folgend als Unterbelegung bezeichnet und nur im Zweifelsfall für die Bewertung herangezogen, da eine Unterbelegung lediglich negative Auswirkungen auf den Anlagendurchsatz zeigt.
- Weiters wird angenommen, dass eine Überfüllung des Beschleunigungsbandes in mehr als 20% aller Messungen ein Ausschlusskriterium für die Anwendung der entsprechenden Geschwindigkeitseinstellung darstellt.

Die nachfolgenden Unterkapitel enthalten jeweils eine Diskussion der Messergebnisse der im Titel angeführten Probe und anschließend sind probenübergreifende Erkenntnisse zu der Versuchsreihe ausgeführt. Die nachfolgenden Ergebnistabellen enthalten die folgenden Abkürzungen:

Abkürzung	Bedeutung
BB	Bandbelegung
t_R	Dauer einer Runde (Angabe in mm:ss)
$R_{V_{\text{glm}}}$	Anzahl der Runden bis zur Vergleichmäßigung des Probenmaterials – dieser Wert wird anhand von Interquartilsabständen ermittelt und muss im aktuellen Entwicklungsstadium einer optischen Kontrolle durch den Vergleich mit einer Darstellung der gemessenen Bandbelegungsdaten unterzogen werden
$t_{V_{\text{glm}}}$	Dauer bis zur Vergleichmäßigung des Probenmaterials (Angabe in mm:ss) – dies ist ein berechneter Wert und kann trotz fehlender Vergleichmäßigung ein Ergebnis liefern
\dot{V}	Angabe des Durchsatzes in m^3 pro h
\dot{m}	Angabe des Durchsatzes in t pro h

Weiters sind in den Tabellen die Spalten für die Zielbandbelegung grün, die Unterbelegung gelb und die Überbelegung rot markiert. Ebenso grün markiert sind die in dieser Versuchsreihe für die jeweiligen Proben empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen. Die Werte jener Einstellung, die den Annahmen am ehesten entspricht, sind zusätzlich hellgrün markiert. Weitere unter bestimmten Voraussetzungen wählbare Optionen sind blassgrün gefärbt.

5.1 Probe 1 (40-60 mm 490l)

Tabelle 4 zeigt die ausgewerteten Ergebnisse für Bandbelegung, Rundendauer, Vergleichmäßigungsdauer, sowie die gemessenen Durchsätze in m³/h und t/h in Abhängigkeit von der gewählten Geschwindigkeitseinstellung für Probe 1.

Tabelle 4: Ergebnistabelle der Probe 1 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 40-60 mm und ein Probevolumen von 490l).

Einstellung	BB < 10%	10% < BB < 20%	20% < BB	t _R [min]	R _{vglm}	t _{vglm} [min]	\dot{V} [m ³ /h]	\dot{m} [t/h]
05/60	78,08%	20,27%	1,65%	03:28	5	17:21	18,24	1,24
05/93	76,07%	22,06%	1,88%	03:24	5	17:02	15,96	1,18
17/88	17,28%	73,08%	9,64%	01:12	12	14:24	26,39	2,24
18/77	20,02%	73,85%	6,13%	01:10	12	14:06	27,96	1,99
24/60	16,87%	73,70%	14,17%	01:04	9	09:35	29,08	2,21
30/60	5,92%	67,16%	26,92%	00:59	2	01:57	27,20	2,61
30/93	6,40%	42,98%	50,62%	00:46	7	05:25	53,02	4,00
50/80	27,30%	37,27%	35,43%	00:39	11	07:05	43,69	3,71
65/80	0,11%	18,89%	81,00%	00:38	2	01:17	54,84	3,78

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass die niedrigste gewählte Geschwindigkeit des Steigförderbandes (5%) zu 76-78% der Zeit eine Unterbelegung des Beschleunigungsbandes verursacht. Abbildung 45 zeigt die grafische Darstellung der gemessenen Bandbelegung über die Zeit bei der Geschwindigkeitseinstellung 05/60 ab dem Zeitpunkt der Vergleichmäßigung. Diese dauerte ca. 17,5 min. Nach der Vergleichmäßigung ist zwar eine gleichmäßige Schwankung der Bandbelegung und damit ein relativ konstanter Interquartilsabstand messbar, aber die Bandbelegung schwankt auch innerhalb weiterer 10 min Versuchsdauer (dargestellt in Abbildung 45) und der Zielbereich wird mehrheitlich nicht erreicht. Weiters ist unklar, ob überhaupt eine Vergleichmäßigung mit der Anwendung dieser Geschwindigkeitseinstellung erreichbar ist. Aufgrund der mehrheitlich zu niedrigen Bandbelegung und mangelnden Vergleichmäßigung innerhalb der ersten 27 min des Versuchs wird diese Einstellung nicht empfohlen. Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Geschwindigkeitseinstellung 05/93.

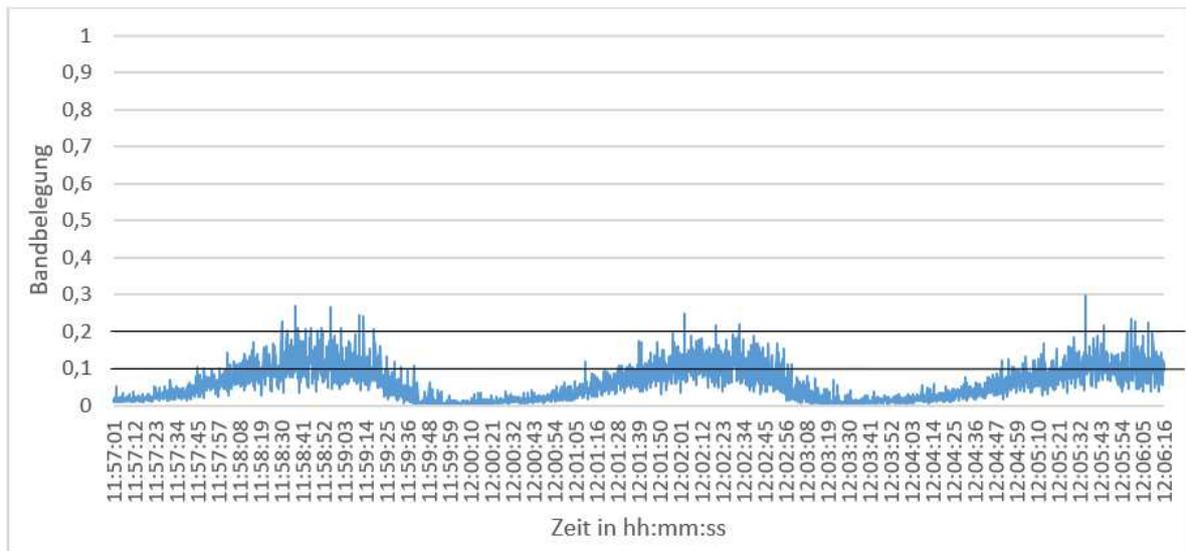


Abbildung 45: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 9 min (entspricht 4000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 05/60 auf die Probe 1. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

Weiters ist aus Tabelle 4 ersichtlich, dass eine Geschwindigkeit des Steigbandförderers von 30% oder schneller zu einer, je nach gewählter Geschwindigkeit, 27 – 81%igen Überbeladung des Beschleunigungsbandes führt. Aufgrund der Überschreitung des angenommenen Limits von 20% werden diese Geschwindigkeitseinstellungen ebenfalls nicht empfohlen.

Die besten Ergebnisse in Bezug auf die Erreichung des Bandbelegungszielbereichs wurden mit der Geschwindigkeitseinstellung 18/77 gemessen. Die zugehörigen Daten sind in Tabelle 4 hellgrün markiert. Mit dieser Einstellung wurde zu rund 74% der Zielbereich der Bandbelegung erreicht, 20% unterschreiten den Zielbereich und bei lediglich 6% der Messungen wurde eine Überbeladung des Beschleunigungsbandes erfasst. Mit dieser Geschwindigkeitseinstellung ist eine Vergleichmäßigung des Probenmaterials nach ca. 14 min sowie ein Anlagendurchsatz von 28 m³/h bzw. 2 t/h erreichbar. Abbildung 46 zeigt die gemessene Bandbelegung bei der Geschwindigkeitseinstellung 18/77.

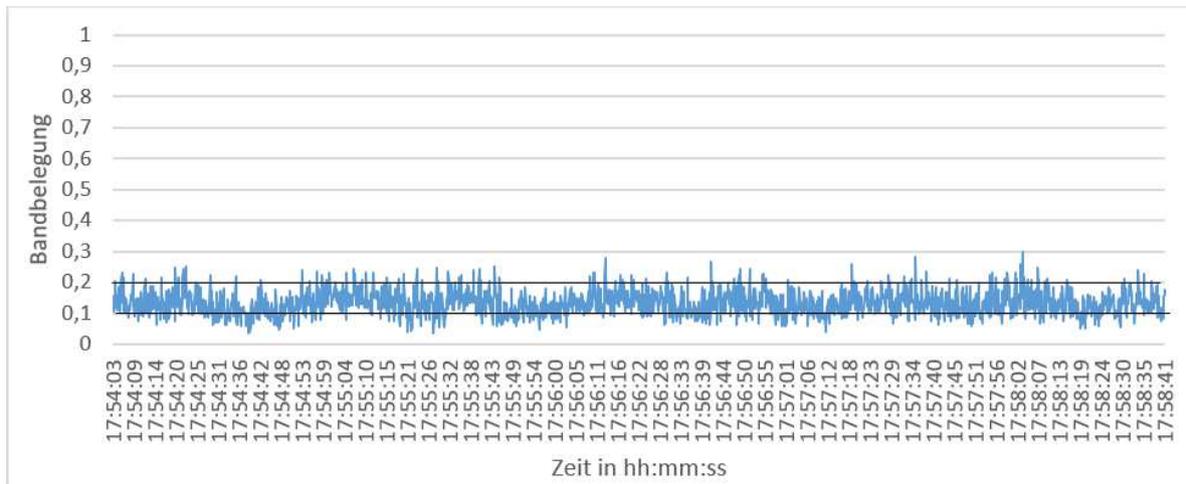


Abbildung 46: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 18/77 auf die Probe 1. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

Eine weitere Option zur Geschwindigkeitseinstellung stellt 24/60 dar. Die Geschwindigkeitseinstellung 24/60 erzielt ebenso wie die empfohlene Einstellung 74% Bandbelegung im Zielbereich. Allerdings verursacht sie mit 14% mehr als das Doppelte der Überbelegung der 18/77-Einstellung. Der Vorteil dieser Einstellung liegt im höheren Anlagendurchsatz (29 m³/h statt 28 m³/h und 2,2 t/h statt 2 t/h).

5.2 Probe 2 (60-80 mm 600l)

Die Ergebnisse der Versuchsdatenauswertung für Probe 2 sind in Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Ergebnistabelle der Probe 2 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 60-80 mm und ein Probavolumen von 600l).

Einstellung	BB < 10%	10% < BB < 20%	20% < BB	t _R [min]	R _{Vglm}	t _{Vglm} [min]	\dot{V} [m³/h]	\dot{m} [t/h]
05/60	82,58%	15,12%	2,31%	03:30	7	24:26	12,76	0,94
05/93	83,32%	14,78%	1,91%	03:24	8	27:09	10,86	0,71
17/88	37,99%	52,29%	9,72%	01:16	7	08:49	36,14	2,29
18/77	39,46%	47,20%	13,34%	01:14	6	07:22	32,58	1,98
24/60	33,51%	50,12%	19,45%	01:05	3	03:15	42,42	2,42
30/60	23,76%	54,02%	22,22%	01:00	3	02:59	35,95	2,55
30/93	11,94%	54,91%	33,15%	00:49	5	04:05	36,72	2,39
50/80	13,45%	43,27%	43,27%	00:41	2	01:23	54,66	3,65

Die Tabelle zeigt, dass mit der Einstellung der geringsten möglichen Steigbandförderergeschwindigkeit nur rund 15% der Messwerte die Zielbandbelegung erreicht. Das Band ist zu 83% unterbelegt. Wie bei Probe 1 konnte auch bei Probe 2 mit dieser Geschwindigkeit keine Vergleichmäßigung des Materials innerhalb der Versuchsdauer von ca. 40 min erzielt werden. Ebenso aus der Tabelle ersichtlich ist, dass jede Steigbandförderergeschwindigkeit ≥ 30 eine Überschreitung des Grenzwerts für Überbelegung verursacht. Daher wird die Einstellung der Geschwindigkeit des Steigbandförderers von 5 und ≥ 30 für die Erreichung der angenommenen Ziele nicht empfohlen.

Innerhalb der verbliebenen 3 Geschwindigkeitseinstellungen zeigt die 17/88-Einstellung die besten Ergebnisse. Sie hat nach ca. 9 min Vergleichmäßigungsdauer 52% Bandbelegung im Zielbereich bei nur 10% Überbelegung und 38% Unterbelegung zur Folge. Mit dieser Einstellung kann ein Durchsatz von 36 m³/h bzw. 2,2 t/h erzielt werden. Abbildung 47 zeigt die gemessenen Werte für die Bandbelegung ab der Erreichung der Vergleichmäßigung.

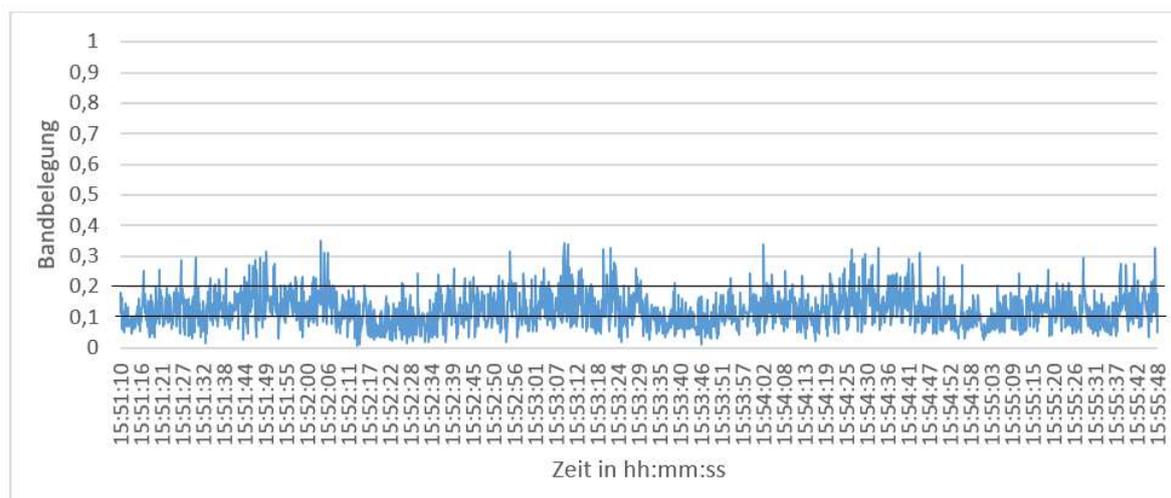


Abbildung 47: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 17/88 auf die Probe 2. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

Die Anwendung der 18/77-Einstellung hat lediglich eine 1,5 min kürzere Vergleichmäßigungsdauer, wird allerdings aufgrund der im Vergleich zur 17/88-Einstellung durchgängig schlechteren Ergebnisse nicht empfohlen. 24/60 stellt eine weitere Option zur Geschwindigkeitseinstellung dar. Diese erzielt rund 50% Bandbelegung im Zielbereich, 34% Unterbelegung und noch akzeptable 19% Überfüllung. Der Vorteil dieser Einstellung liegt in der deutlich kürzeren Vergleichmäßigungsdauer (3 min 15 sek statt 9 min), sowie an dem 6 m³/h bzw. 0,1 t/h höheren Durchsatz.

5.3 Probe 3 (80-100 mm 535l)

Die nachfolgende Tabelle 6 stellt die Auswertungsergebnisse der unterschiedlichen Geschwindigkeitseinstellungen für die mit Probe 3 durchgeführten Versuche gegenüber.

Tabelle 6: Ergebnistabelle der Probe 3 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 80-100 mm und ein Probevolumen von 535l).

Einstellung	BB < 10%	10% < BB < 20%	20% < BB	t_R [min]	$R_{V_{glm}}$	$t_{V_{glm}}$ [min]	\dot{V} [m ³ /h]	\dot{m} [t/h]
05/60	83,19%	12,37%	4,43%	03:32	6	21:15	10,67	0,56
05/93	84,74%	12,17%	3,08%	03:21	6	20:07	13,83	0,82
11/93	68,01%	21,94%	10,05%	01:41	10	16:46	32,02	1,20
17/88	50,52%	33,91%	15,56%	01:13	9	10:54	27,01	1,51
18/77	54,81%	31,68%	13,51%	01:13	5	06:06	37,99	1,64
30/60	44,12%	34,02%	21,86%	00:58	3	02:53	37,22	1,98
30/93	34,69%	36,94%	28,37%	00:51	3	02:34	39,40	2,01
50/80	28,06%	36,71%	35,22%	00:45	12	08:59	44,09	2,39

Ähnlich wie bei den vorherigen zwei Proben verursacht die langsamste Geschwindigkeit des Steigbandförderers eine Unterbelegung zwischen 83 und 85%, lediglich 12% der Bandbelegung liegt im Zielbereich und das Beschleunigungsband ist durchschnittlich 4 bzw. 3% überbelegt. Auch bei dieser Probe konnte mit diesen Geschwindigkeitseinstellungen in der durchschnittlich 40-minütigen Versuchsdauer keine Vergleichmäßigung erreicht werden.

Für eine Probe mit diesen Parametern wird die Geschwindigkeitseinstellung 17/88 empfohlen, weil sie nach 11 min Vergleichmäßigungsdauer rund 34% Bandbelegung im Zielbereich, ca. 51% Unterbelegung und 16% Überbelegung herstellt. Eine weitere Option stellt die 18/77-Einstellung dar. Diese erzeugt 2% weniger Bandbelegung im Zielbereich und 4% mehr Unterbelegung, bietet allerdings den Vorteil einer um 2% geringeren Überbelegung sowie einer Vergleichmäßigung nach bereits 6 min und einem um 11 m³/h höheren Durchsatz.

Auch bei dieser Probe führen Steigbandförderergeschwindigkeiten von 30% und schneller zu einer Überschreitung des gesetzten Limits für Überbelegung. Der Vergleich der Daten und der Abbildungen der Bandbelegungsaufzeichnungen (Abbildung 48) von den Steigbandförderergeschwindigkeiten 17 und 30 lässt jedoch vermuten, dass die optimale Geschwindigkeit dazwischen liegt, da die 17/88-Einstellung eine gleichmäßigere Bandbelegung rund um die untere Grenze des Zielbereichs und die 30/60-Einstellung mehr Bandbelegung im Zielbereich, allerdings auch höhere Schwankungen der Bandbelegung herstellt. Es wird empfohlen für diese Probe in einer weiteren Versuchsreihe die Geschwindigkeitseinstellungen 24/60 und 24/93 zu untersuchen.

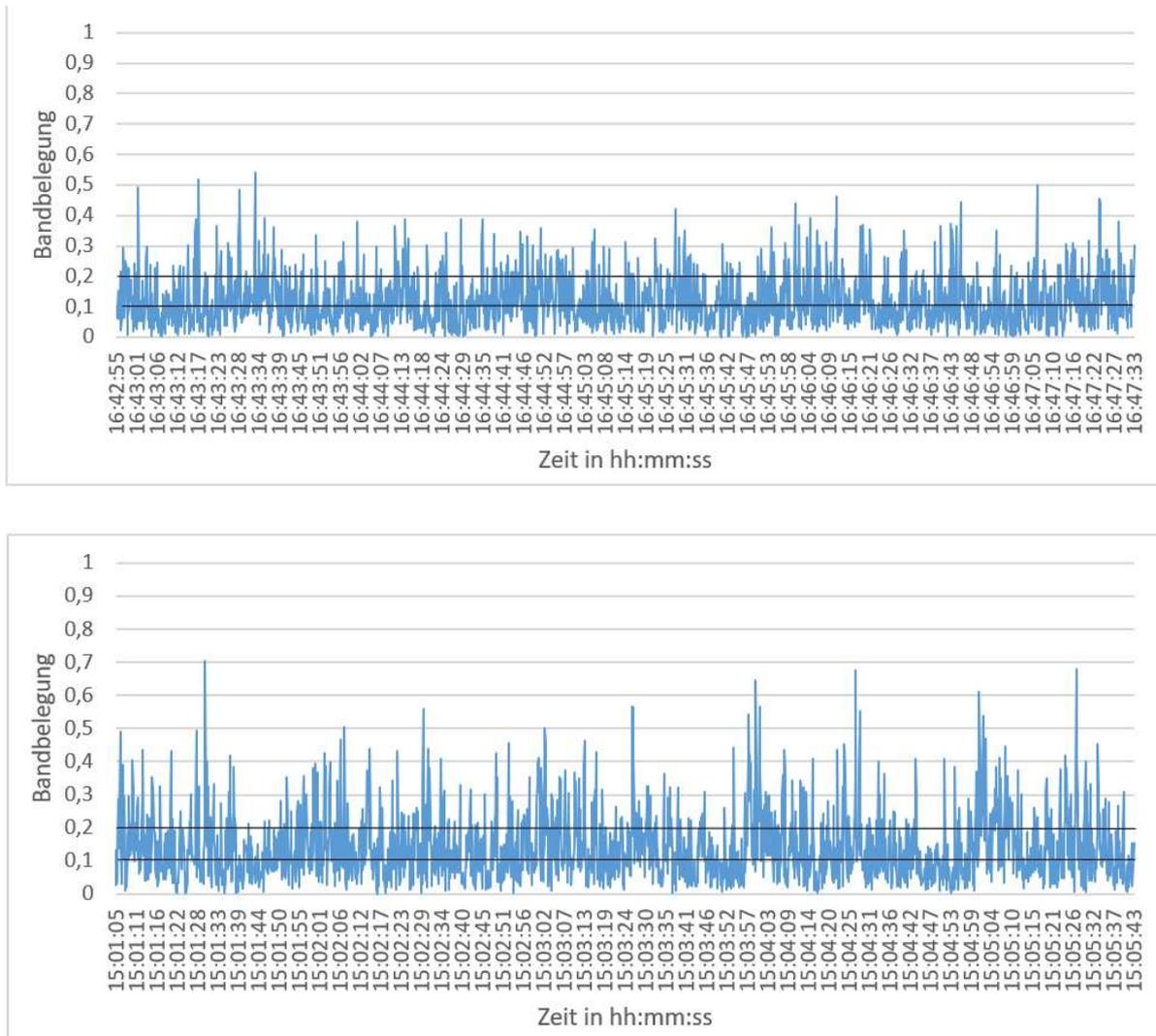


Abbildung 48: Vergleich der Bandbelegungsaufzeichnungen der Geschwindigkeitseinstellungen 17/88 (oben) und 30/60 (unten). Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

5.4 Probe 4 (80-100 mm 800l)

Tabelle 7 zeigt die ausgewerteten Ergebnisse der unterschiedlichen Geschwindigkeitseinstellungen für die Versuche mit Probe 4.

Tabelle 7: Ergebnistabelle der Probe 4 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 80-100 mm und ein Probevolumen von 800l, kAm: keine Auswertung möglich).

Einstellung	BB < 10%	10% < BB < 20%	20% < BB	t_R [min]	$R_{V_{glm}}$	$t_{V_{glm}}$ [min]	\dot{V} [m ³ /h]	\dot{m} [t/h]
05/60	76,19%	18,46%	5,35%	03:33	kAm	kAm	12,04	0,68
05/93	73,08%	19,14%	7,78%	03:22	5	16:51	19,50	0,96
18/77	30,64%	37,48%	31,87%	01:17	3	03:52	37,82	2,05
30/60	51,58%	27,74%	20,68%	01:16	kAm	kAm	26,66	1,36
30/93	37,58%	31,33%	31,09%	01:00	kAm	kAm	36,80	1,87
35/93	19,42%	32,98%	47,59%	00:50	kAm	kAm	50,68	2,96
40/93	20,37%	33,65%	45,98%	00:47	kAm	kAm	59,69	3,63
50/80	36,80%	32,12%	31,09%	01:03	kAm	kAm	46,66	2,55

In dieser Tabelle ist ersichtlich, dass für die Mehrheit der Geschwindigkeitseinstellungen eine Auswertung der Vergleichmäßigungsdauer nicht möglich war.

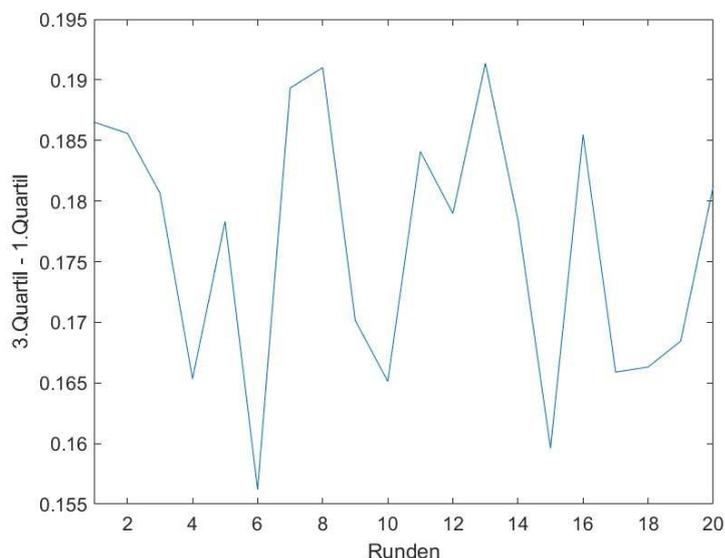


Abbildung 49: Darstellung des Interquartilabstandes pro Runde der Probe 4 bei Geschwindigkeitseinstellung 35/93.

Abbildung 49 zeigt, dass beispielsweise bei der Geschwindigkeitseinstellung 35/93 innerhalb der 20 Messrunden der Interquartilsabstand der Messdatenboxplots keinen konstanten Wert annimmt. Dies lässt darauf schließen, dass keine Vergleichmäßigung stattfindet. Auch die Betrachtung der Bandbelegungsdarstellung (siehe Abbildung 50) zeigt keine Vergleichmäßigung innerhalb der Versuchsdauer. Die mangelnde Vergleichmäßigung trotz schneller Steigbandförderergeschwindigkeit veranlasst zur Hypothese, dass 800l Probe ein zu großes Volumen für eine Messung in dieser Anlage darstellt.

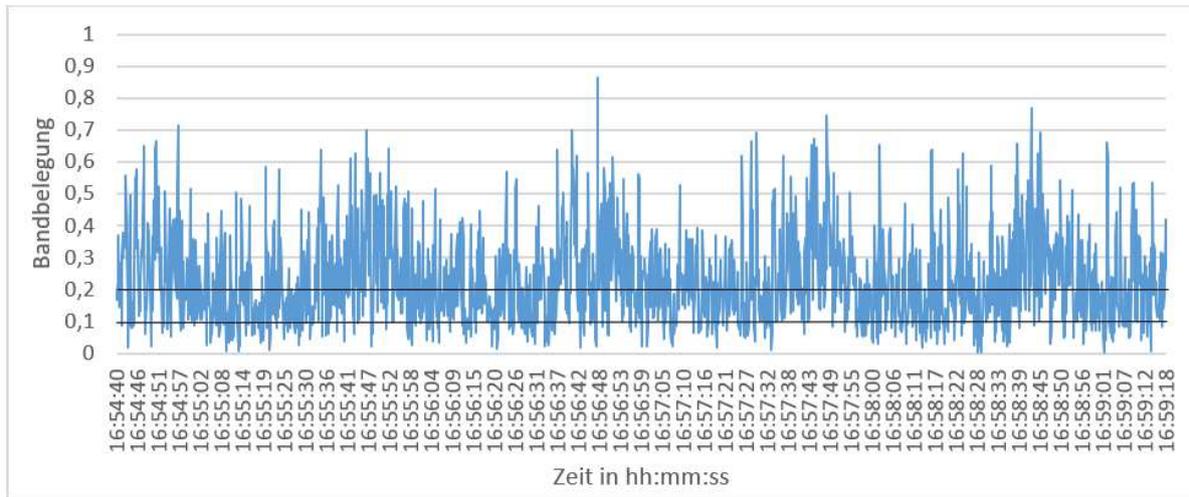


Abbildung 50: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 35/93 auf die Probe 4. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

Ungeachtet dessen, dass bei den meisten Geschwindigkeitseinstellung keine Auswertung der Vergleichmäßigungsdauer möglich war, können die Bandbelegungsdaten verglichen werden. Tabelle 7 zeigt, dass lediglich mit der geringsten Steigbandförderergeschwindigkeit die Grenze der Überbelegung eingehalten werden kann. Die Einstellung 05/60 zeigt die Annahmen passendsten Ergebnisse: Rund 19% der Bandbelegung befindet sich im Zielbereich, rund 5% des Bandes ist überbelegt und ca. 76% unterbelegt. Mit dieser Einstellung ist ein Durchsatz von 12 m³/h bzw. 0,7 t/h erreichbar. Die Bandbelegung bei dieser Geschwindigkeitseinstellung ist in Abbildung 51 dargestellt.

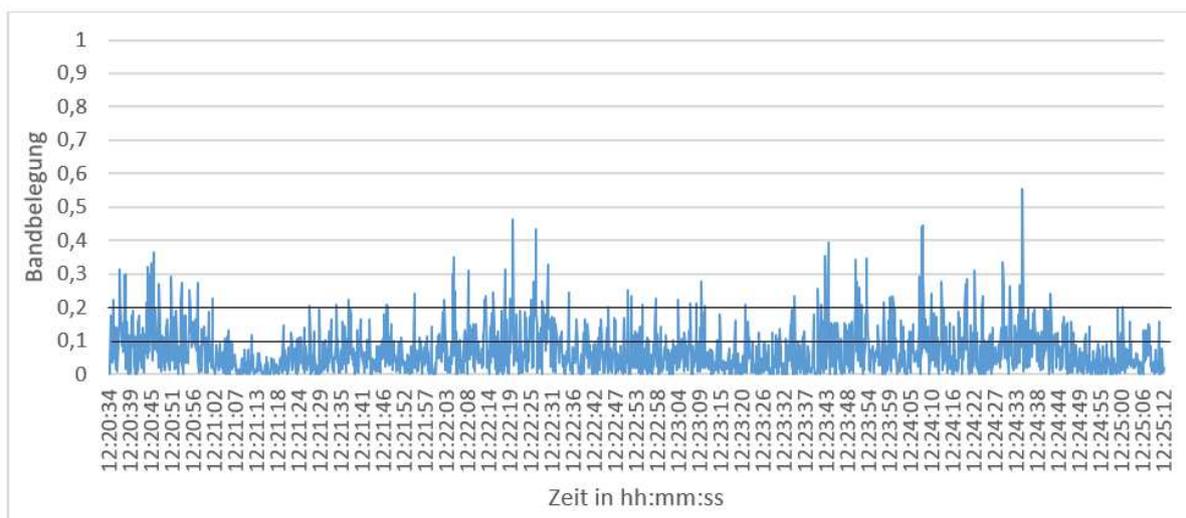


Abbildung 51: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 05/60 auf die Probe 4. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

Sollen höhere Durchsätze erreicht werden, so kann die Einstellung 05/93 angewendet werden. Diese bietet 19% Bandbelegung im Zielbereich, rund 8% Überbelegung und 73% Unterbelegung. Es ist ein Durchsatz von 20 m³/h bzw. 2 t/h zu erwarten. Weiters gilt abzuklären, ob eine Geschwindigkeitseinstellung zwischen 05/93 und 18/77 (z.B. 11/93) bessere Ergebnisse erzielt oder auch mit dieser Geschwindigkeitseinstellung das Limit für Überbelegung überschritten wird.

5.5 Probe 5 (Mischprobe 325I)

Tabelle 8 stellt die Auswertungsergebnisse der an Probe 5 durchgeführten Versuchsreihe gegenüber.

Tabelle 8: Ergebnistabelle der Probe 5 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 40-100 mm und ein Probefolumen von 325l).

Einstellung	BB < 10%	10% < BB < 20%	20% < BB	t _R [min]	R _{vglm}	t _{vglm} [min]	\dot{V} [m ³ /h]	\dot{m} [t/h]
11/93	86,11%	11,97%	2,87%	01:41	7	11:48	11,28	0,57
18/77	79,35%	18,61%	3,36%	01:08	8	09:05	16,62	0,76
24/60	73,97%	23,52%	3,65%	01:00	11	11:01	17,96	0,78
24/93	68,31%	28,30%	5,07%	00:54	7	06:17	18,85	0,83
30/60	65,62%	30,31%	4,73%	00:52	5	04:22	19,35	0,86
30/93	57,58%	37,11%	6,62%	00:47	7	05:27	19,71	1,09
35/93	64,09%	29,70%	6,21%	00:42	6	04:14	21,06	1,09
40/93	48,06%	43,68%	9,04%	00:39	6	03:55	26,17	1,07
50/80	38,36%	49,81%	11,86%	00:36	4	02:25	26,22	1,40
65/80	35,94%	50,89%	12,21%	00:34	4	02:15	24,47	1,28

In dieser Tabelle ist ersichtlich, dass bei keiner der gewählten Geschwindigkeitseinstellungen das Überbelegungslimit überschritten wird. Es wird für eine Qualitätssicherungsmessung die schnellste der gewählten Einstellungen empfohlen. Diese zeigt nach einer Vergleichmäßigungsdauer von nur 2:15 min in der Auswertung 51% Zielbandbelegung, rund 36% Unterbelegung und 12% Überbelegung. In dieser Einstellung kann ein Durchsatz von 24 m³/h bzw. 1,3 t/h gemessen werden. Die Bandbelegung dieser Einstellung ist in Abbildung 52 dargestellt. Es gilt zu beachten, dass für diese Einstellung möglicherweise die Position des Steigbandförderer geändert werden muss, da sich die Flugbahn der Abfälle bei höheren Geschwindigkeiten verändert und daher vermehrt Probenverlust am Übergang zwischen Steigbandförderer und Vibrorinne auftritt.

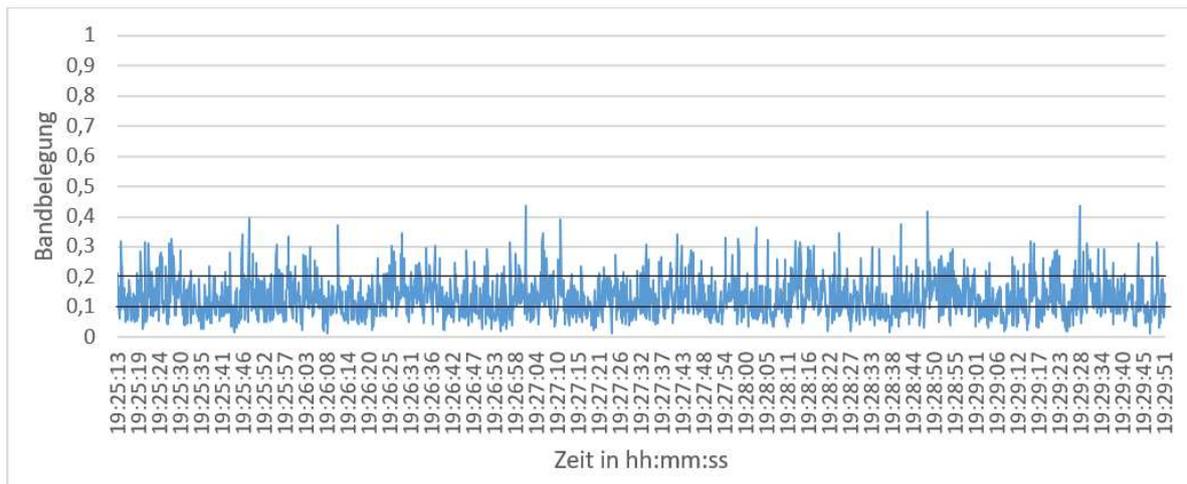


Abbildung 52: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 65/80 auf die Probe 5. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

Ein höherer Durchsatz von 26 m³/h bzw. 1,4 t/h kann mit der Einstellung 50/80 erreicht werden. In dieser Einstellung ist nach 2,5 min Vergleichmäßigungsdauer 50% Bandbelegung im Zielbereich, 12% Überbelegung und 38% Unterbelegung messbar. Weiters wird empfohlen, zusätzliche Versuche mit noch höheren Geschwindigkeiten durchzuführen, um abzuklären, ob die ermittelte Geschwindigkeitseinstellung tatsächlich die optimale ist.

5.6 Probe 6 (Mischprobe 580I)

Tabelle 9 zeigt die Auswertungsergebnisse der Versuchsreihe mit Probe 6 bei unterschiedlichen Geschwindigkeitseinstellungen.

Tabelle 9: Ergebnistabelle der Probe 6 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 40-100 mm und ein Probevolumen von 580l).

Einstellung	BB < 10%	10% < BB < 20%	20% < BB	t _R [min]	R _{vglm}	t _{vglm} [min]	\dot{V} [m ³ /h]	\dot{m} [t/h]
05/60	86,23%	11,35%	2,42%	03:29	kAm	kAm	10,58	0,64
05/93	84,31%	13,12%	2,58%	03:15	9	29:11	13,13	0,65
17/88	44,83%	44,04%	11,12%	01:12	9	10:50	31,50	1,50
18/77	44,32%	43,44%	12,24%	01:10	6	06:59	30,77	1,57
24/93	32,03%	50,99%	23,01%	00:55	6	05:30	49,35	2,50
30/60	32,84%	46,34%	20,82%	00:56	3	02:49	42,95	2,12
30/93	17,75%	52,33%	29,92%	00:49	7	05:41	30,09	2,25
50/80	7,66%	43,73%	48,61%	00:38	3	01:54	49,71	2,90

Wie bereits bei allen anderen Proben mit einem Probenvolumen von 490-600l wird auch diese Probe mit der geringsten gewählten Steigbandförderergeschwindigkeit innerhalb der Versuchsdauer nicht gleichmäßig. Weiters überschreiten alle Geschwindigkeitseinstellungen des Steigbandförderers von ≥ 24 das Limit für die Überbelegung. Die beiden verbleibenden Geschwindigkeitseinstellungen zeigen in der Auswertung ähnliche Ergebnisse und sind für diese Probe passend. Besser schneidet jedoch die Einstellung 17/88 ab. Diese erzielt nach rund 11 min Vergleichmäßigungsdauer 44% Bandbelegung im Zielbereich. Weiters werden 11% Überbelegung und 45% Unterbelegung erreicht. Diese Einstellung ermöglicht einen Anlagendurchsatz von 32 m³/h bzw. 1,5 t/h. Abbildung 53 zeigt eine Darstellung der Bandbelegung bei Anwendung der 17/88-Einstellung.

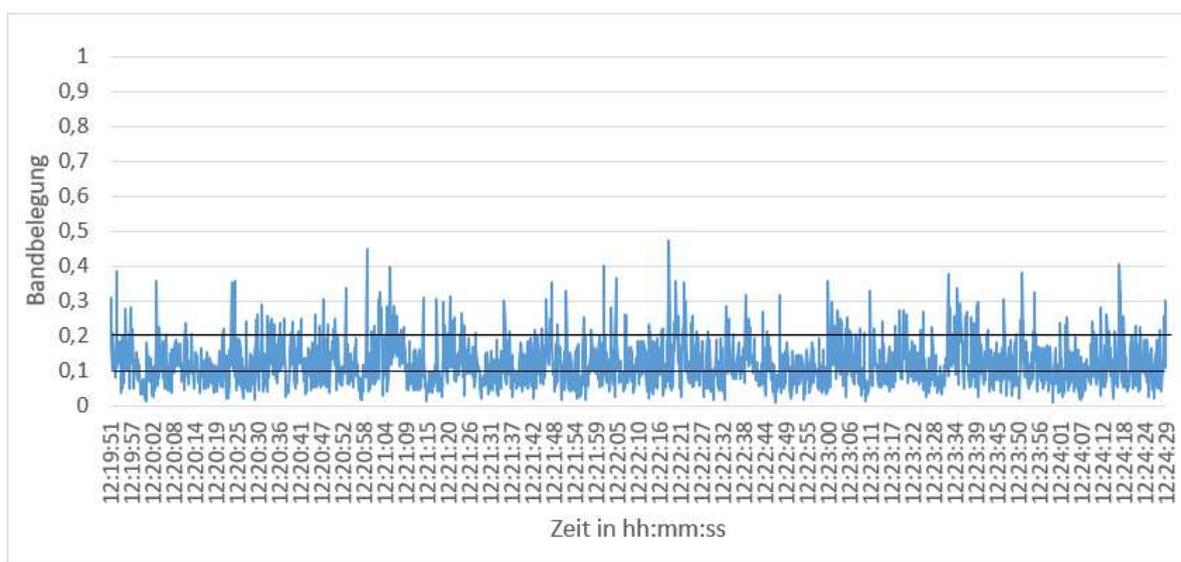


Abbildung 53: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von rund 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 17/88 auf die Probe 6. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.

5.7 Diskussion der probenübergreifenden Ergebnisse

Der Vergleich der Auswertungen aller Proben für alle Geschwindigkeitseinstellungen führt zu folgenden Erkenntnissen:

5.7.1 Vergleichmäßigung der Probe

- Es braucht eine Mindestgeschwindigkeit des Steigbandförderers, um überhaupt eine Vergleichmäßigung der Probe zu erreichen. Die Geschwindigkeitseinstellung 05 (5%) des Steigbandförderers führt innerhalb der Versuchsdauer bei keiner Probe zur Vergleichmäßigung.

- In 4 von 5 identischen Geschwindigkeitseinstellungen weist die Mischprobe mit höherem Probenvolumen im Vergleich zu jener mit niedrigerem Probenvolumen eine geringere Vergleichmäßigungsdauer auf. Es gilt in weiteren Versuchen die Hypothese, dass Proben mit höherem Volumen schneller vergleichmäßigen zu bestätigen oder zu falsifizieren.
- Trotz der langsameren Vergleichmäßigung von kleineren Probenvolumina ist die Rundendauer dieser Proben kürzer. Dies zeigt sich im Vergleich der Messdaten der Mischproben und der beiden Proben im Korngrößenbereich 80-100 mm.
- In dieser Versuchsreihe ist kein Zusammenhang zwischen der Korngrößenklasse und der notwendigen Vergleichmäßigungsdauer erkennbar. Weiters konnte kein Zusammenhang zwischen der Vergleichmäßigungsdauer und der Geschwindigkeitseinstellung der Vibrorinne erkannt werden.
- Entgegen der Erwartung besteht auch zwischen der Geschwindigkeit des Steigbandförderers und der Vergleichmäßigungsdauer kein erkennbarer Zusammenhang.

5.7.2 Bandbelegung

- Die Auswertung der empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die sechs Proben hat gezeigt, dass die optimale Geschwindigkeit vorrangig vom Volumen der Probe und weniger von der Korngrößenklasse abhängt. Es ist ersichtlich, dass für Probenmengen von rund 300l schnelle Steigbandförderergeschwindigkeiten (z.B. 65%) passend sind. Proben mit einem Volumen von ca. 500-600l benötigen eine Steigbandförderergeschwindigkeit von 17-24%. Große Probenmengen (800l) erfordern geringe Geschwindigkeiten des Steigbandförderers (5% bis ev. 11%).
- Weiters ist aus den Daten ersichtlich, dass es für die Proben 1, 2 und 6 einen Bereich an Geschwindigkeitseinstellungen gibt, in dem der Anteil der Bandbelegung im Zielbereich maximal groß wird. Die Auswahl von Geschwindigkeitseinstellungen innerhalb dieses Bereiches entscheidet über das Maß an Unter- oder Überbelegung des Beschleunigungsbandes. Allerdings sind nur für die Proben 1 und 2 Geschwindigkeitseinstellungen aus diesem Bereich wählbar, ohne das Limit für Überbelegung zu überschreiten. Der genannte Bereich umfasst beispielsweise für Probe 1 Einstellungen mit Steigbandförderergeschwindigkeiten von 17-24% (vgl. Tabelle 4).

Die Auswertung der im Zuge dieser Masterarbeit durchgeführten Versuchsreihe liefert keine Erkenntnisse über den Einfluss der Geschwindigkeit der Vibrorinne auf die Vergleichmäßigungsdauer oder die resultierende Bandbelegung. Eine mögliche Erklärung dafür kann das Zusammenspiel der Fördergeschwindigkeiten sein.

Das Probenmaterial auf der Vibrorinne zeigt je nach Geschwindigkeitseinstellung eine Verweildauer zwischen 24 Sekunden (bei 60%) und 14 Sekunden (bei 93%). Diese Werte wurden aus der Rundendauer abzüglich der Verweildauer auf den anderen Förderaggregaten errechnet. Ein Vergleich der Verweildauer auf dem Steigbandförderer von 3 min (geringste Geschwindigkeit) bis 19 Sekunden (bei Geschwindigkeit 50) zeigt, dass die Einstellung der Vibrorinnengeschwindigkeit je nach Geschwindigkeit des Steigbandförderers unterschiedlich großen Einfluss auf die Rundendauer und damit auf die Vergleichmäßigung sowie die Bandbelegung hat. Die Untersuchung dieses Einflusses ist ein mögliches Forschungsgebiet zur Fortsetzung der Versuchsreihe aus dieser Arbeit.

6 Zusammenfassung und Ausblick

Die Menge an Siedlungsabfällen und ähnlichen Gewerbeabfällen, die in Österreich anfallen, steigen. Diese Abfälle werden mehrheitlich recycelt oder verbrannt. Zur Ermittlung des richtigen Verwertungsweges müssen gewisse Parameter im Rahmen einer Qualitätssicherung bestimmt werden. Diese kann Offline als Laboranalyse oder in Echtzeit mittels sensorischer Messung durchgeführt werden.

Das Ziel dieser Arbeit war es, geeignete Sensoren und Methoden zur Echtzeitqualitätssicherung zu recherchieren und sammeln sowie eine Umsetzung dieser Methoden im Digital Waste Research Lab (DWRL) vorzubereiten.

Die Literaturrecherche hat gezeigt, dass die Bestimmung aller ausgewählten Parameter (Materialzusammensetzung, Aschegehalt, Korngröße, Chlorgehalt, Feuchtegehalt und Heizwert) z.B. mit einem Nahinfrarot-Sensor im DWRL umsetzbar ist. Das DWRL ist eine Versuchsanlage, die durch die Möglichkeit eines Kreislaufbetriebs die mehrmalige sensorische Messung von Abfällen ermöglicht. Weiters sind die Sensortypen beliebig austauschbar und in ihrer Position veränderbar.

Die praktischen Versuche, welche im Rahmen dieser Masterarbeit durchgeführt wurden, hatten zum Ziel, geeignete Messbedingungen zur Anwendung der Qualitätssicherungsmethoden aus der Literatur herzustellen. Diese Versuche wurden mit gemischten Gewerbeabfällen durchgeführt. Konkret sollte abgeklärt werden, wie lange eine im Batch aufgegebene Probe bei gewissen Geschwindigkeitseinstellungen von Steigbandförderer und Vibrorinne in der Anlage im Kreis geführt werden muss, bis eine Vergleichmäßigung der Probe über die gesamte Anlage erreicht wird. Weiters galt es jene Geschwindigkeitseinstellungen zu identifizieren, die am Beschleunigungsband unter der Sensorik eine Bandbelegung zwischen 10 und 20% herstellt. Für die Beantwortung der beiden Fragestellungen wurden NIR-Sensordaten ausgewertet und eine Durchsatzmessung durchgeführt. Die Ergebnisse der Versuchsreihe sind in Tabelle 10 zusammengefasst.

Tabelle 10: Zusammenfassung der optimalen Geschwindigkeitseinstellung und der zugehörigen Vergleichmäßigungsdauer für jede Probe (Geschwindigkeitseinstellung: Geschwindigkeit des Steigbandförderers / Geschwindigkeit der Vibrorinne, kAm: keine Auswertung möglich).

Probe (Korngröße, Volumen)	Optimale Geschwindigkeitseinstellung	Vergleichmäßigungsdauer [min]	Durchsatz
Probe 1 (40-60 mm, 490l)	18/77	14	28 m ³ /h bzw. 2 t/h
Probe 2 (60-80 mm, 600l)	17/88	9	36 m ³ /h bzw. 2,3 t/h
Probe 3 (80-100 mm, 535l)	17/88	11	27 m ³ /h bzw. 1,5 t/h
Probe 4 (80-100 mm, 800l)	05/60	kAm	12 m ³ /h bzw. 0,7 t/h
Probe 5 (40-100 mm, 325l)	65/80	2	25 m ³ /h bzw. 1,3 t/h
Probe 6 (40-100 mm 580l)	17/88	11	32 m ³ /h bzw. 1,5 t/h

Die Versuche haben gezeigt, dass eine Mindestgeschwindigkeit des Steigbandförderers notwendig ist, um überhaupt eine Probenvergleichmäßigung zu erzielen. Es wurde ermittelt, dass Proben mit geringerem Volumen schneller vergleichmäßigt werden als Proben mit höherem Volumen. Zwischen Vergleichmäßigungsdauer und Vibrorinnengeschwindigkeit konnte kein Zusammenhang hergestellt werden. Wie auch in Tabelle 10 ersichtlich, zeigt die Auswertung, dass die optimale Geschwindigkeitseinstellung vorrangig vom Volumen der Probe abhängt. Kleine Probenvolumina (z.B. 325l) erfordern hohe Steigbandförderergeschwindigkeiten (65) und größere Probenvolumina (800l) brauchen langsamere Geschwindigkeiten (05). Auch bei der Ermittlung der optimalen Geschwindigkeitseinstellung zur Erreichung einer Bandbelegung zwischen 10 und 20% konnte keine Erkenntnisse über den Einfluss der Vibrorinnengeschwindigkeit gewonnen werden.

6.1 Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit konnte noch nicht geklärt werden, wie sich die Geschwindigkeit der Vibrorinne auf die Dauer der Probenvergleichmäßigung oder die messbare Bandbelegung auswirkt. Diese Einflüsse gilt es in einer weiteren Versuchsreihe zu untersuchen. Weiters bildet diese Arbeit mit den ersten Erkenntnissen zum Zusammenspiel der verbauten Aggregate den Grundstock für die Festlegung von Abläufen zur Durchführung einer Echtzeit-Qualitätssicherung in DWRL. Zukünftige Forschung kann auf diesem Grundstock aufbauen und Schritt für Schritt den Ablauf zur Anwendung der vorgestellten Messmethoden vervollständigen.

7 Verzeichnisse

7.1 Literaturverzeichnis

Alakangas, Eija; Hurskainen, Markus; Laatikainen-Luntama, Jaana; Korhonen, Jaana 2016: Properties of indigenous fuels in Finland. VTT Technical Research Centre of Finland:

Austrian Standards Institute 2018: Informationen zu Normen. Hg. v. Bundesministerium für Finanzen. Austrian Standards Institute. Online verfügbar unter [Austrian Standards International:ÖNORM EN ISO 21656, 15.08.2021a: Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes.](https://www.oesterreich.gv.at/themen/dokumente_und_recht/normen/Seite.2560001.html#:~:text=Grunds%C3%A4tzlich%20sind%20Normen%20qualifizierte%20Empfehlungen,die%20Einhaltung%20dieser%20Normen%20verpflichtend., zuletzt aktualisiert am 01.01.2018, zuletzt geprüft am 16.08.2023.</p></div><div data-bbox=)

Austrian Standards International:ÖNORM EN ISO 21640, 01.11.2021b: Feste Sekundärbrennstoffe - Spezifikationen und Klassen.

Bezati, Feliks; Froelich, Daniel; Massardier, Valérie; Maris, Elisabeth 2011: Addition of X-ray fluorescent tracers into polymers, new technology for automatic sorting of plastics: Proposal for selecting some relevant tracers. In: *Resources, Conservation and Recycling* (55), S. 1214–1221. DOI: 10.1016/j.resconrec.2011.05.014.

Bilitewski, Bernd; Härdtle, Georg 2013: Abfallwirtschaft. Handbuch für Praxis und Lehre. 4. Aufl. Berlin Heidelberg: Springer-Vieweg.

Bonnet, Martin; Viertel, Jona Lisa 2007: Herstellung und Verwertung von Ersatzbrennstoffen unter besonderer Berücksichtigung des Werkstoffes PVC. Institut für Werkstoffanwendungen der Fachhochschule Köln. Online verfügbar unter <https://docplayer.org/10668950-Herstellung-und-verwertung-von-ersatzbrennstoffen-unter-besonderer-beruecksichtigung-des-werkstoffes-pvc.html>, zuletzt geprüft am 18.03.2023.

Brüll, Uwe; Zwisele, Bertram; Nogueira, Margarida; Niestroj, Jens 2009: Erhebung repräsentativer Planungsdaten für die Restabfallbehandlung eines Entsorgungsgebietes. In: *Müll und Abfall* (1), S. 6–16.

Bundesministerium für Finanzen (2023): Bundesgesetz über eine nachhaltige Abfallwirtschaft (Abfallwirtschaftsgesetz 2002). AWG. Fundstelle: Rechtsinformationssystem. Online verfügbar unter <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20002086>, zuletzt geprüft am 10.09.2023.

Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie 2023: Bundes-Abfallwirtschaftsplan 2023. Teil 1. Hg. v. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie.

- Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. Wien.
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2002): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Verbrennung von Abfällen, Abfallverbrennungsverordnung (AVV). In: RIS.
- Carl-Engler-Schule 2010: Spektroskopie-Auswertung.
- Čubars, Edgars; Poiša, Liena 2017: Analysis of Ash Content in Composite Biomass Fuels. In: Proceedings of the 11th International Scientific and Practical Conference, Bd. 3. International Scientific and Practical Conference, S. 31–36.
- Curtis, A.; Küppers, B.; Möllnitz, S.; Khodier, K.; Sarc, R. 2021: Real time material flow monitoring in mechanical waste processing and the relevance of fluctuations. In: *Waste management (New York, N.Y.)* (120), S. 687–697. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.10.037.
- DIN-Normenausschuss Materialprüfung (NMP):DIN 54390, Dezember 2022: Feste Sekundärbrennstoffe – Echtzeit-Bestimmung von Parametern mittels Nahinfrarotspektroskopie.
- Doak, Arthur G. 1998: Optical Glass Sorting Machine and Method am 30.10.1998. Anmelden: 09/183,349. Veröffentlichungsnr: 6,144,004.
- Egarter, Alexander 2022: Abfall- und verfahrenstechnische Dimensionierung einer Anlage zur experimentellen Forschung. Montanuniversität, Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft, zuletzt geprüft am 14.02.2023.
- EU-Recycling 2019: Recyclingquoten: Neu berechnen statt schönrechnen. Hg. v. MSV Mediaservice & Verlag GmbH (9).
- Europäische Union: Richtlinie (EU) 2018/ des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. Mai 2018 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle. Kreislaufwirtschaftspaket.
- Europäisches Komitee für Normung:ONR CEN/TS 15414-1, 15.08.2010: Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung des Wassergehalts unter Verwendung des Verfahrens der Ofentrocknung.
- Europäisches Komitee für Normung:BS EN 15358, 31.03.2011: Solid recovered fuels - Quality management systems.
- Europäisches Komitee für Normung:ONR CEN/TS 16023, 15.02.2014: Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung des Brennwertes und Berechnung des Heizwertes.
- EVK DI Kerschhaggl GmbH 2018: Ersatzbrennstoffe: Was Ihnen die Stichprobe niemals verraten kann... Hg. v. EVK DI Kerschhaggl GmbH. EVK DI Kerschhaggl GmbH. Online verfügbar unter <https://www.evk.biz/de/news/ersatzbrennstoffe/>.

- EVK DI Kerschhaggl GmbH 2020a: Betriebsanleitung IRIL-nnnn Beleuchtungseinheit. InfraRed Illumination. nnnn: Aktive Länge der Beleuchtungseinheit in mm. 1.5. Raaba.
- EVK DI Kerschhaggl GmbH 2020b: EVK ABAS TL. smart metal scanner. V 1.0.1 Data Sheet. Raaba.
- EVK DI Kerschhaggl GmbH 2020c: EVK HELIOS NIR G2-320. 0,9-1,7 μ m hyperspectral imaging system. V 1.0.0 Data Sheet. Raaba.
- Falbesoner, Andreas 2023: Gesamtbetriebsanleitung "DIGITAL Waste Research LAB". TÜV SÜD LGÖ GMBH:
- Feil, Alexander; Coskun, Erdogan; Bosling, Marcel; Kaufeld, Sebastian; Pretz, Thomas 2019: Improvement of the recycling of plastics in lightweight packaging treatment plants by a process control concept. In: *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 37 (2), S. 120–126. DOI: 10.1177/0734242X19826372.
- Flamme, S.; Hams, S.; Kölking, M. 2018: ARGOS - Entwicklung eines Multisensor-Systems zur Echtzeitanalyse von metallreichen Aufbereitungsprodukten. In: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian, Curtis Alexander, Friedrich Karl, Küppers Bastian et al. (Hg.): *Recy & DepoTech 2018. Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, internationale Abfallwirtschaft & spezielle Recyclingthemen. Vorträge-Konferenzband zur 14. Recy & DepoTech-Konferenz, 7.-9. November 2018 in Leoben, Österreich. Recy & DepoTech. Leoben, 07.-09.11. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft. Leoben, Österreich: Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, S. 119–124.*
- Fuchs, Anton; Zangl, Hubert; Holler, Gert; Basseur, Georg 2008: Design and analysis of a capacitive moisture sensor for municipal solid waste. In: *Measurement Science and Technology* 19.
- Giannoni, Luca; Lange, Frederic; Tachtsidis, Ilias 2018: Hyperspectral imaging solutions for brain tissue metabolic and hemodynamic monitoring: past, current and future developments. In: *Journal of Optics* (20).
- Gondal, Mohammed A.; Siddiqui, Mohammad N. 2007: Identification of different kinds of plastics using laser-induced breakdown spectroscopy for waste management. In: *Journal of Environmental Science* (42), S. 1989–1997.
- Gundupalli, Sathish Paulraj; Hait, Subrata; Thakur, Atul 2017: A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. In: *Waste Management* (60), S. 56–74.
- Haider, Zuhaib; Munajat, Yusof; Kamarulzaman, Raja 2012: Review: Laser-induced breakdown spektroskopie (LIBS) a promising technique, its limitations and a proposed method. In: *Jurnal Teknologi* (57), S. 45–56.

- Harant, Manfred 1999: Stoffflussanalyse bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. Dissertation. Montanuniversität, Leoben. Institut für Entsorgungs- und Deponietechnik.
- He, Tuo; Niu, Dongjie; Chen, Gan; Wu, Fan; Chen, Yu 2022: Exploring Key Components of Municipal Solid Waste in Prediction of Moisture Content in Different Functional Areas Using Artificial Neural Network. In: *Sustainability* (14), S. 1–14. DOI: 10.3390/su142315544.
- Hodam oDa: Räumliche Auflösung. Ruhr-Universität Bochum Geografisches Institut. Online verfügbar unter <https://www.fis.uni-bonn.de/researchtools/infobox/profis/aufli%C3%B6sung/r%C3%A4umliche-aufli%C3%B6sung>, zuletzt geprüft am 26.09.2021.
- Hodam oDb: Spektrale Auflösung. Ruhr-Universität Bochum Geografisches Institut. Online verfügbar unter <https://www.fis.uni-bonn.de/researchtools/infobox/profis/aufli%C3%B6sung/spektrale-aufli%C3%B6sung>, zuletzt geprüft am 26.09.2021.
- Hoffmann, Gaston; Schirmer, Matthias; Bilitewski, Bernd 2006: Chlorstudie. Untersuchungen zu Hauptchlorträgern in verschiedenen Abfallströmen. Endbericht. Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten. Dresden.
- Hollstein, Frank; Handschick, Bert 2009: Online-Chlormessungen mittels NIR. RTT Systemtechnik GmbH. In: Gaston Hoffmann (Hg.): EBS - Analytik 2. Qualitätssicherung und Inputkontrolle. Beiträge zu Abfallwirtschaft / Altlasten, Bd. 60. Unter Mitarbeit von Bernd Bilitewski, P. Werner und S. Rotter. II. EBS - Analytik Workshop. Dresden, 03 - 04.03. Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten. 1. Aufl. Dresden: Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e. V. (60), S. 171–180.
- Huber, N.; Eschlböck-Fuchs, S.; Scherndl, H.; Freimund, A.; Heitz, J.; Pedarnig, J. D. 2014: In-line measurements of chlorine containing polymers in an industrial waste sorting plant by laser-induced breakdown spectroscopy. In: *Applied Surface Science* (302), S. 280–285.
- Joachim Herz Stiftung 2023: Elektromagnetisches Spektrum. Mikrowellen. Joachim Herz Stiftung. Online verfügbar unter <https://www.leifiphysik.de/optik/elektromagnetisches-spektrum/grundwissen/mikrowellen>, zuletzt aktualisiert am 2023, zuletzt geprüft am 20.04.2023.
- Johannessen, Trond 2005: Recycling Technology.
- Kandlbauer, L.; Khodier, K.; Ninevski, D.; Sarc, R. 2021: Sensor-based Particle Size Determination of Shredded Mixed Commercial Waste based on two-dimensional Images. In: *Waste Management* 120, S. 784–794. DOI: 10.1016/j.wasman.2020.11.003.
- Kandlbauer, L.; Sarc, Renato; Khodier, K. 2020: Charakterisierung von Partikeln gemischten Gewerbeabfalls über Partikeldescriptoren zur sensorischen Messung der Korngröße.

- In: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian und Windows-Benutzer (Hg.): Recy & DepoTech 2020. Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, internationale Abfallwirtschaft. Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz 18. -20. November in Leoben, Österreich sowie in der virtuellen Konferenzwelt auf meetyoo. Recy & DepoTech. Leoben, 18. - 20.11. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft. Leoben, Österreich: Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, S. 761–768.
- Kessler, Rudolf W. (Hg.) 2006a: Prozessanalytik. Strategien und Fallbeispiele aus der industriellen Praxis. 1 Band. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Kessler, Rudolf W. 2006b: Strategien für wissensbasierte Produkte und Verfahren. In: Rudolf W. Kessler (Hg.): Prozessanalytik. Strategien und Fallbeispiele aus der industriellen Praxis. 1 Band. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, S. 3–23.
- Ketelhodt, L. von; Bergmann, Carl 2010: Dual Energy X-Ray Transmission Sorting Coal. In: *Journal of the Southern African Institut of Mining and Metallurgy*, S. 1–12.
- Khodier, K.; Viczek, S. A.; Curtis, A.; Aldrian, A.; O’Leary, P.; Lehner, M.; Sarc, R. 2020: Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. In: *International Journal of Environmental Science and Technology* 17 (2), S. 959–972. DOI: 10.1007/s13762-019-02526-w.
- Khodier, K.; Viczek, S. A.; Curtis, Alexander; Aldrian, Alexia; O’Leary, P.; Lehner, M.; Sarc, R. 2019: Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part I: procedure, particle size and sorting analysis. In: *International Journal of Environmental Science and Technology*.
- Killmann, Dirk.; Scharrenbach, Thomas; Pretz, Thomas 2007: Perspektiven der sensorgestützten Sortierung fester Abfallstoffe. In: Tagungsband zur Internationalen Tagung MBA, S. 299–311.
- Krämer, Peter 2017: Entwicklung von Berechnungsmethoden zur Ermittlung relevanter Einflussrößen auf die Genauigkeit von Systemen zur nahinfrarot-gestützten Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen. Aachen: Shaker Verlag (Schriftenreihe zur Aufbreitung und Veredelung, 66).
- Krämer, Peter; Flamme, Sabine 2014: Nahinfrarotgestützte Echtzeitanalytik für Ersatzbrennstoffe. In: Roland Pomberger, Adam Josef, Aldrian Alexia, Arnberger Astrid, Höllen Daniel, Kreindl Gernot et al. (Hg.): DepoTech 2014. Abfallwirtschaft, Abfallverwertung und Recycling, Deponietechnik und Altlasten. Tagungsband zur 12. DepoTech-Konferenz 4.-7. November 2014 in Leoben, Österreich. DepoTech 2014. Leoben, 04.-07.11. Montanuniversität Leoben. Leoben: Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft, S. 331–336.

- Krämer, Peter; Flamme, Sabine 2015: Real-time Analysis of Solid Recovered Fuels using Sensor Technology. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky und Stephanie Thiel (Hg.): Waste management. Volume 5 Waste-to-Energy, Bd. 5. Neuruppin: TK (5), S. 339–349.
- Krämer, Peter; Flamme, Sabine; Schubert, Stefanie; Gehrmann, Hans-Joachim; Glorius, Thomas 2016: Entwicklung zur Echtzeitanalytik von Ersatzbrennstoffen. In: Karl J. Thomé-Kozmiensky (Hg.): Energie aus Abfall, Bd. 13: TK Verlag (13), S. 441–458.
- Kranert, Martin 2017: Einführung in die Kreislaufwirtschaft. Planung - Recht - Verfahren. 5. Aufl. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- Kreindl, Gernot 2010: Herausforderungen der NIR-Sortierung von gemsichten Abfällen aus Industrie und Gewerbe. In: Karl E. Lorber, Adam Josef, Aldrian Alexia, Arnberger Astrid, Bezama Alberto, Kreindl Gernot et al. (Hg.): DepoTech 2010. Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten. Tagungsband zur 10. DepoTech-Konferenz Leoben, 3.-5. November 2010. DepoTech. Leoben, 03.-05.11. Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik. Leoben: Eigenverlag des Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik, S. 249–256.
- Kroell, Nils; Chen, Xiaozheng; Greiff, Kathrin; Feil, Alexander 2022a: Optical sensors and machine learning algorithms in sensor-based material flow characterization for mechanical recycling processes: A systematic literature review. In: *Waste management (New York, N.Y.)* (149), S. 259–290. DOI: 10.1016/j.wasman.2022.05.015.
- Kroell, Nils; Chen, Xiaozheng; Küppers, Bastian; Lorenzo, Julius; Maghmoumi, Abtin; Schlaak, Matthias et al. 2023: Near-infrared-based determination of mass-based material flow compositions in mechanical recycling of post-consumer plastics: Technical feasibility enables novel applications. In: *Resources, Conservation and Recycling* (191), S. 1–13. DOI: 10.1016/j.resconrec.2023.106873.
- Kroell, Nils; Chen, Xiaozheng; Maghmoumi, Abtin; Koenig, Morgane; Feil, Alexander; Greiff, Kathrin 2021: Sensor-based particle mass prediction of lightweight packaging waste using machine learning algorithms. In: *Waste Management* (136), S. 253–265. DOI: 10.1016/j.wasman.2021.10.017.
- Kroell, Nils; Dietl, Tobias; Maghmoumi, Abtin; Chen, Xiaozheng; Küppers, Bastian; Feil, Alexander; Greiff, Kathrin 2022b: Assesment of sensor-based sorting performance for lightweight packaging waste through sensor-based material flow monitoring: Concept and preliminary results. In: 9th Sensor-based Sorting & Control 2022. Sensor-based Sorting & Control. Aachen: Shaker Verlag, S. 35–53.
- Küppers, Bastian; Schlögl, Sabine; Friedrich, Karl; Lederle, Laura; Pichler, Celestine; Freil, Julia et al. 2021: Influence of material alterations and machine impairment on throughput related sensor-based sorting performance. In: *Waste management & Research* (39), S. 122–129.
- Küppers, Bastian; Schlögl, Sabine; Oreski, Gernot; Pomberger, Roland 2019: Influence of surface roughness and surface moisture of plastics on sensor-based sorting in the near

- infrared range. In: *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA*, S. 1–8.
- LCI 2001: Schnellmethoden: Was ist eigentlich NIR? (Süßwaren, 5).
- Lorber, Karl E.; Pomberger, Roland; Adam, Josef; Aldrian, Alexia; Arnberger, Astrid; Kreindl, Gernot et al. (Hg.) 2012: DepoTech 2012. Abfallwirtschaft, Abfalltechnik, Deponietechnik und Altlasten. Tagungsband zur 11. DepoTech-Konferenz Leoben, 6. - 9. November 2012. DepoTech. Leoben, 06.-09.11. Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und. Leoben: Eigenverlag des Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik.
- Lorber, Karl E.; Sarc, Renato; Pomberger, Roland oD: Österreichische Erfahrungen zum Einsatz verschiedener Abfälle als Ersatzbrennstoffe (EBS) und mögliche Anwendungsprobleme. Institut für nachhaltige Abfallwirtschaft und Entsorgungstechnik. Online verfügbar unter https://pure.unileoben.ac.at/portal/files/1059087/_sterreichische_Erfahrungen_zum_Einsatz_verschiedener_Abf_ile_als_Ersatzbrennstoffe_EBS_und_m_gliche_Anwendun_gprobleme.pdf, zuletzt geprüft am 18.03.2023.
- Ma, Wenchao; Wenga, Terrence; Frandsen, Flemming J.; Yan, Beibei; Chen, Guanyi 2020: The fate of chlorine during MSW incineration: Vaporization, transformation, deposition, corrosion and remedies. In: *Progress in Energy and Combustion Science* (76).
- Mancini, M.; Rinnan, Å. 2021: Near infrared technique as a tool for the rapid assessment of waste wood quality for energy applications. In: *Renewable Energy* (177), S. 113–123.
- Martens, Hans; Goldmann, Daniel 2016: Recyclingtechnik. Fachbuch für Lehre und Praxis. 2. Aufl. Wiesbaden: Springer Fachmedien.
- Mauschitz, Gerd 2021: Emissionen aus Anlagen der österreichischen Zementindustrie. Berichtsjahr 2020. Hg. v. TU Wien. Institut für Verfahrenstechnik, Umwelttechnik und Technische Biowissenschaften. Wien.
- Mesina, M. B.; Jong, T.P.R. de; Dalmijn, W. L. 2007: Automatic sorting of scrap metals with a combined electromagnetic and dual energy X-ray transmission sensor. In: *International Journal of Mineral Processing* (82), S. 222–232. DOI: 10.1016/j.minpro.2006.10.006.
- Möllnitz, S.; Khodier, K.; Pomberger, R.; Sarc, R. 2020: Grain size dependent distribution of different plastic types in coarse shredded mixed commercial and municipal waste. In: *Waste Management* (103), S. 388–398. DOI: 10.1016/j.wasman.2019.12.037.
- MTD GmbH 2021: 2021.03.12_MTD-LED-CPS-Betriebsanleitung. Linienbeleuchtung. Betriebsanleitung. Uffing.
- Muri, Harald; Hjelme, Dag Roar 2022: Sensor Technology Options for Municipal Solid Waste Characterization for Optimal Operation of Waste-to-Energy Plants. In: *Energies* (15).
- Nakamura, Masato R.; Castaldi, Marco; Themelis, Nickolas J. 2006: Measurement of Particle Size and Shape of New York City Municipal Solid Waste and Combustion Residues

- Using Image Analysis. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/publication/237741805_Measurement_of_Particle_Size_and_Shape_of_New_York_City_Municipal_Solid_Waste_and_Combustion_Residues_Using_Image_Analysis, zuletzt geprüft am 14.08.2023.
- Noll, Reinhard; Bette, Holger; Brysch, Adriane; Kraushaar, Marc; Mönch, Ingo; Peter, Laszlo; Sturm, Volker 2001: Laser-induced breakdown spectrometry - applications for production control and quality assurance in the steel industry. In: *Spectrochimica Acta Part B* (56), S. 637–649.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM S 2097-1, 01.04.2005a: Sortieranalyse von Abfällen.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM S 2097-2, 01.04.2005b: Sortieranalyse von Abfällen.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM S 2097-3, 01.04.2005c: Sortieranalyse von Abfällen.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM EN 14346, 01.03.2007: Charakterisierung von Abfällen - Berechnung der Trockenmasse durch Bestimmung des Trockenrückstandes oder des Wassergehaltes.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM EN 15408, 01.05.2011a: Feste Sekundärbrennstoffe - Verfahren zur Bestimmung des Gehaltes an Schwefel (S), Chlor (Cl), Fluor (F) und Brom (Br).
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM S 2097-4, 01.07.2011b: Sortieranalyse von Abfällen.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM EN 15415-1 2011, 15.10.2011c: Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM EN 15415-2, 15.05.2012a: Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM EN 15415-3, 15.05.2012b: Feste Sekundärbrennstoffe - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung.
- Österreichisches Normungsinstitut:ÖNORM EN ISO 10304-1, 01.03.2016: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von gelösten Anionen mittels Flüssigkeits-Ionenchromatographie.
- Peddireddy, S.; Longhurst, P. J.; Wagland, S. T. 2015: Characterising the composition of waste-derived fuels using a novel image analysis tool. In: *Waste Management* (40), S. 9–13. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.03.015.
- Peer, M.; Beringer, B.; Hofmann, A.; Franke, M.; Kunz, W. 2020: Chlor-Plattform - Verwertung chlorhaltiger Kunststoffabfälle und Rückgewinnung kritischer Metalle. In: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian und Windows-Benutzer (Hg.): *Recy & DepoTech 2020. Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft &*

- Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, internationale Abfallwirtschaft. Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz 18. -20. November in Leoben, Österreich sowie in der virtuellen Konferenzwelt auf meetyoo. Recy & DepoTech. Leoben, 18. - 20.11. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft. Leoben, Österreich: Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, S. 623–626.
- phil-vision GmbH oD: Hochleistungs-3D-Lasertriangulationssysteme. Lösungen für Inline Mess- und Inspektionsanwendungen. Online verfügbar unter <https://www.phil-vision.com/de/produkte/3d-lasertriangulation>, zuletzt geprüft am 18.08.2023.
- Pretz, Thomas; Julius, Jörg 2008: Stand der Technik und Entwicklung bei der berührungslosen Sortierung von Abfällen 07-08, S. 105–112.
- Qi, Ya-Ping; He, Pin-Jing; Lan, Dong-Ying; Xian, Hao-Yang; Lü, Fan; Zhang, Hua 2022: Rapid determination of moisture content of multi-source solid waste using ATR-FTIR and multiple machine learning methods. In: *Waste Management* (153), S. 20–30.
- Radkohl, Verena 2022: NIR-basierte Sensorgestützte Steuerung eines Trommelsiebes in einer Kunststoffsortieranlage. Bachelorarbeit. Montanuniversität, Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft.
- Rao, S. Ramachandra 2006: Resource recovery and recycling from metallurgical wastes. 1. ed. Amsterdam: Elsevier (Waste management series, 7).
- Redwave 2023: Entwicklung für SGS. interne Gesprächsnotizen im Projektkonsortium ReWaste F.
- Sarc, Renato 2015: Herstellung, Qualität und Qualitätssicherung von Ersatzbrennstoffen zur Erreichung der 100%-igen thermischen Substitution in der Zementindustrie. Dissertation. Montanuniversität, Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft.
- Schirmer, Matthias 2007: Analytik und Freisetzungverhalten von Chlor in abfallstämmigen Brennstoffen. Dissertation. 1. Aufl. Pirna: Eigenverlag des Forums für Abfallwirtschaft und Altlasten e. V. (Beiträge zur Abfallwirtschaft / Altlasten, 47).
- Schlögl, Sabine 2021: Stand der Technik von Kunststoffsortieranlagen und Potentiale durch sensorische Stoffstromüberwachung. Masterarbeit. Montanuniversität, Leoben. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft.
- Schroer, C.; Konys, J. 2002: Rauchgasseitige Hochtemperatur-Korrosion in Müllverbrennungsanlagen. Ergebnisse und Bewertung einer Literaturrecherche. Institut für Materialforschung Programm Nachhaltigkeit, Energie- und Umwelttechnik. Karlsruhe (0947-8620).
- Serranti, Silvia; Gargiulo, Aldo; Bonifazi, Giuseppe 2011: Characterization of post-consumer polyolefin wastes by hyperspectral imaging for quality control in recycling processes. In: *Waste management (New York, N.Y.)* (31), S. 2217–2227. DOI: 10.1016/j.wasman.2011.06.007.

- Solo-Gabriele, Helena M.; Townsend, Timothy G.; Hahn, David W.; Moskal, Thomas M.; Hosein, Naila; Jambeck, Jenna; Jacobi, Gary 2004: Evaluation of XRF and LIBS technologies for on-line sorting of CCA-treated wood waste. In: *Waste Management* (24), 413-324.
- Sosa, Amanda; Acuna, Mauricio; McDonnell, Kevin; Devlin, Ger 2015: Controlling moisture content and truck configurations to model and optimise biomass supply chain logistics in Ireland. In: *Applied Energy* (137), S. 338–351. DOI: 10.1016/j.apenergy.2014.10.018.
- Steinert GmbH 2023: Kombinationsortiersystem STEINERT KSS - mit bis zu 4 Sensoren. Die modular aufgebaute Sortiermaschine STEINERT KSS als dynamische Lösung für komplexe Aufgaben der Materialseparation. Online verfügbar unter <https://steinertglobal.com/de/magnete-sensorsortierer/sensorsortierung/kombinationssortiersysteme/>, zuletzt aktualisiert am 2023, zuletzt geprüft am 30.03.2023.
- Tanner, R. 1965: Die Entwicklung der Von Roll-Müllverbrennungsanlagen. In: *Schweizerische Bauzeitung* 83 (16), S. 251–260. DOI: 10.5169/SEALS-68135.
- Teledyne DALSA 2018: Linea Color GigE. Camera User's Manual. Color CMOS Line Scan (03-032-20237-04).
- Thomé-Kozmiensky, Karl J.; Beckmann, Michael 2005: Ersatzbrennstoffe 5. Herstellung und Verwertung. Neuruppin: Verlag Karl Thomé-Kozmiensky.
- Uepping, Ralph 2013: Sensorgestützte Sortiertechnik. In: *Recycling und Rohstoffe*, Bd. 6. Neuruppin: TK Verlag (Recycling und Rohstoffe, 6), S. 371–383.
- Viczek, S. A.; Aldrian, Alexia; Pomberger, Roland; Sarc, Renato 2021a: Origins of major and minor ash constituents of solid recovered fuel for co-processing in the cement industry. In: *Waste Management* (126), S. 423–432.
- Viczek, S. A.; Kandlbauer, L.; Khodier, K.; Aldrian, A.; Sarc, R. 2022: Sampling and analysis of coarsely shredded mixed commercial waste. Part II: particle size-dependent element determination. In: *International Journal of Environmental Science and Technology* 19 (7), S. 6359–6374. DOI: 10.1007/s13762-021-03567-w.
- Viczek, S. A.; Khodier, K.; Kandlbauer, L.; Aldrian, A.; Redhammer, G.; Trippelt, G.; Sarc, R. 2021b: The particle size-dependent distribution of chemical elements in mixed commercial waste and implications for enhancing SRF quality. In: *Science of the Total Environment* (776), Artikel 145343, S. 1–14.
- Voigt, Kai-Ingo oD: Qualitätssicherung. Hg. v. Springer Gabler. Online verfügbar unter <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/qualitaetssicherung-44396/version-267707>, zuletzt geprüft am 20.08.2023.
- Vrancken, C.; Longhurst, P. J.; Wagland, S. T. 2017: Critical review of real-time methods for solid waste characterisation: Informing material recovery and fuel production. In: *Waste Management* (61), S. 40–57.

- Wagland, S. T.; Dudley, R.; Naftaly, M.; Longhurst, P. J. 2013: Determination of renewable energy yield from mixed waste material from the use of novel image analysis methods. In: *Waste Management* (33), S. 2449–2456.
- Weißenbach, Thomas; Pomberger, Roland; Sarc, Renato 2019: Composition of Mixed Commercial Waste with Focus on Recyclable Fractions. Online verfügbar unter http://uest.ntua.gr/heraklion2019/proceedings/pdf/HERAKLION2019_Weissenbach_et_al.pdf, zuletzt geprüft am 07.08.2023.
- Weißenbach, Thomas; Sarc, Renato 2020: Erstellung einer Datenbank zur Echtzeitanalytik von Abfällen. In: Roland Pomberger, Josef Adam, Alexia Aldrian und Windows-Benutzer (Hg.): *Recy & DepoTech 2020. Recycling & Abfallverwertung, Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement, Deponietechnik & Altlasten, internationale Abfallwirtschaft. Konferenzband zur 15. Recy & DepoTech-Konferenz 18. -20. November in Leoben, Österreich sowie in der virtuellen Konferenzwelt auf meetyoo. Recy & DepoTech. Leoben, 18. - 20.11. Lehrstuhl für Abfallverwertungstechnik und Abfallwirtschaft. Leoben, Österreich: Abfallverwertungstechnik & Abfallwirtschaft Eigenverlag, S. 153–158.*
- Youcai, Zhao; Stucki, S.; Ludwig, Ch; Wochele, J. 2004: Impact of moisture on volatility of heavy metals in municipal solid waste incinerated in a laboratory scale simulated incinerator. In: *Waste management (New York, N.Y.)* (24), S. 581–587. DOI: 10.1016/j.wasman.2004.01.004.
- Zhu, Yiming; Niu, Yanqing; Tan, Houzhang; Wang, Xuebin 2014: Short review on the origin and countermeasure of biomass slagging in grate furnace. In: *frontiers in Energy Research*.

7.2 Abkürzungsverzeichnis

Allgemeine Abkürzungen

bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
z.B.	zum Beispiel
%	Prozent

Einheiten

°C	Celsius
----	---------

cm	Zentimeter
g	Gramm
GHz	Gigahertz
Hz	Hertz
kg	Kilogramm
m	Meter
m ²	Quadratmeter
ṁ	Massenstrom
mg	Milligramm
m ³ /h	Kubikmeter pro Stunde
MHz	Megahertz
min	Minuten
MJ/kg	Megajoule pro Kilogramm
ml	Milliliter
mm	Millimeter
MPa	Megapascal
m/s	Meter pro Sekunde
μm	Mikrometer
nm	Nanometer
sek	Sekunde
t	Tonnen
t/h	Tonnen pro Stunde
ṽ	Volumenstrom

Sonstige Abkürzungen

3DLT	3D-Lasertriangulation
AVAW	Lehrstuhl für Abfallverwertung und Abfallwirtschaft
AVV	Abfallverbrennungsverordnung
BB	Bandbelegung
DWRL	Digital Waste Research Lab
EBS	Ersatzbrennstoff
HSI	Hyperspectral Imaging
kAm	keine Auswertung möglich
LED	Licht emittierende Diode
LIBS	Laserinduzierte Plasmaspektroskopie
NIR	Nahinfrarot
PE	Polyethylen
PP	Polypropylen
PPK	Papier / Pappe / Karton
PU	Auswerteeinheit
PVC	Polyvinylchlorid
RGB	Rot-Grün-Blau
R_{Vglim}	Rundenanzahl bis zur Vergleichmäßigung
t_R	Rundendauer
t_{Vglim}	Vergleichmäßigungsdauer
XRF	Röntgenfluoreszenz
XRT	Röntgentransmission

7.3 Tabellen

Tabelle 1: Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von Offline-Laboranalytik und Echtzeitanalytik (Krämer 2017; Serranti et al. 2011; Krämer und Flamme 2014; Kessler 2006a, 2006b).	9
Tabelle 2: Auflistung der Korngrößenklasse, der Masse und des Volumens der für die Versuchsreihe verwendeten Proben.	76
Tabelle 3: Auflistung der für die jeweiligen Proben untersuchten Fördergeschwindigkeiten. Die Versuche zur Ermittlung der Grenzggeschwindigkeiten sind hellgrün markiert (Geschwindigkeit des Steigbandförderers / Geschwindigkeit der Vibrorinne (beide Werte in %)).	79
Tabelle 4: Ergebnistabelle der Probe 1 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 40-60 mm und ein Probevolumen von 490l).	85
Tabelle 5: Ergebnistabelle der Probe 2 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 60-80 mm und ein Probevolumen von 600l).	87
Tabelle 6: Ergebnistabelle der Probe 3 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 80-100 mm und ein Probevolumen von 535l).	89
Tabelle 7: Ergebnistabelle der Probe 4 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 80-100 mm und ein Probevolumen von 800l, kAm: keine Auswertung möglich).	90
Tabelle 8: Ergebnistabelle der Probe 5 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 40-100 mm und ein Probevolumen von 325l).	93
Tabelle 9: Ergebnistabelle der Probe 6 für die gewählten Geschwindigkeitseinstellungen (grün markiert sind die empfohlenen Geschwindigkeitseinstellungen für die Korngröße 40-100 mm und ein Probevolumen von 580l).	94
Tabelle 10: Zusammenfassung der optimalen Geschwindigkeitseinstellung und der zugehörigen Vergleichmäßigungsdauer für jede Probe (Geschwindigkeitseinstellung: Geschwindigkeit des Steigbandförderers / Geschwindigkeit der Vibrorinne, kAm: keine Auswertung möglich).	98

7.4 Abbildungen

Abbildung 1: Ebenen der Prozesscharakteristik (Krämer und Flamme 2014:332).	8
Abbildung 2: Aufbau eines NIR-Sensorsystems (Ausschnitt aus Johannessen 2005:7).	12
Abbildung 3: Darstellung der Absorptionsspektren unterschiedlichster Kunststoffarten (PC: Polycarbonat, PBT: Polybutylenterephthalat, PP: Polypropylen, EPDM: Ethylen-	

Propylen-Dien-Kautschuk, PE: Polyethylen, ABS: Acrylnitril-Butadien-Styrol-Copolymer, PUR: Polyurethan) (Bilitewski und Härdtle 2013:511).....	13
Abbildung 4: Abbildung des Absorptionsspektrums eines Pixels des Hypercubes (Ausschnitt aus Giannoni et al. 2018:3).	14
Abbildung 5: Probenklassifizierung mittels NIR-Sensorsystem (Uepping 2013:373).....	15
Abbildung 6: Aufbau eines XRT-Messsystems (DE: Dual Energy) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:64).	17
Abbildung 7: Aufbau eines XRF-Messsystems (PU: Processing Unit) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:64).	17
Abbildung 8: Schematische Darstellung eines Farbzeilenkamera-Messsystems (PU: Processing Unit) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:66).	18
Abbildung 9: Aufbau eines LIBS-Messsystems (DAQ: Data Acquisition, Nd:YAG Laser Pulse: Neodym-dotierter Yttrium-Aluminium-Granat-Laser) (Ausschnitt aus Gundupalli et al. 2017:63).....	20
Abbildung 10: Schematische Darstellung einer 3D – Lasertriangulationsmessung (phil-vision GmbH oD).....	21
Abbildung 11: Ebenen der Materialcharakterisierung (MFC: Material Flow Characteristics, PSD: Particle Size Distribution) (Kroell et al. 2022a:263).....	23
Abbildung 12: Einteilung des Ersatzbrennstoffes in unterschiedliche Qualitätsklassen anhand des Heizwertes und der Korngröße (Sarc 2015:93).....	25
Abbildung 13: Exemplarische Zusammensetzung einer gemischten Gewerbeabfallfraktion (Erstellt auf Basis von Khodier et al. 2020:10).	27
Abbildung 14: Aufnahme einer Schüttung mit darübergerlegtem Punkteraster zur Identifizierung der Materialien. Die Farbe der Punkte gibt die darunterliegende Materialart an (Peddireddy et al. 2015:11).....	30
Abbildung 15: Bewertungskriterien für Echtzeitabfallcharakterisierungsmethoden (R^2 : Bestimmtheitsmaß, RPD: Verhältnis der Standardabweichung der Messdaten zum Standardvorhersagefehler, RER: Verhältnis des Originaldatenbereichs zum Standardvorhersagefehler, %error: Abweichung zwischen den Originaldaten und den vorhergesagten Daten) (Vrancken et al. 2017:46).	30
Abbildung 16: Darstellung der Berechnung von Werten zur Qualitätssicherung auf Basis von projizierten Partikelflächen (Krämer und Flamme 2015).	31
Abbildung 17: Aufbau zur Erfassung von Form und Masse eines Partikels (Kroell et al. 2021:256).....	33
Abbildung 18: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Aschegehalt – Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).	38

Abbildung 19: Vergleich des Aschegehalts – Messwerte aus NIR und Labor (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).....	38
Abbildung 20: materialspezifische Korngrößenverteilung von vorzerkleinertem gemischten Gewerbeabfall (ME: Metall; WO: Holz; PA: Papier; CB: Karton; 2D: 2D-Kunststoff; 3D: 3D-Kunststoff; IN: Inertmaterial; TX: Textilien; RE: Restfraktion) (Khodier et al. 2020:10).	39
Abbildung 21: Darstellung der Abhängigkeit des Heizwerts von der Partikelgröße des Abfalls (Viczek et al. 2021b:7).....	41
Abbildung 22: Darstellung der ermittelten Parameter zur Beschreibung des Abfallpartikels (Kandlbauer et al. 2021:790).	45
Abbildung 23: Gegenüberstellung der berechneten Korngrößenklassenzugehörigkeit und der tatsächlichen Korngrößenklassenzugehörigkeit eines Abfallpartikels (wo: Holz; 3d: 3D-Kunststoffe; pa: Papier; 2d: 2D-Kunststoffe; re: Restfraktion) (Kandlbauer et al. 2021:791).	46
Abbildung 24: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Chlorgehalts – Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).	51
Abbildung 25: Gegenüberstellung der korrigierten Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laborergebnisse der Misch- und Fraktionsproben (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).....	52
Abbildung 26: Darstellung des Wassergehalts und Heizwertes von Berliner Restabfall in Abhängigkeit von der Korngrößenklasse (Brüll et al. 2009:13).	53
Abbildung 27: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Feuchtegehalts- Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).	59
Abbildung 28: Vergleich der Feuchtegehalts-Messwerte aus NIR-Messungen und Laboranalysen (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).....	59
Abbildung 29: Tanner-Diagramm (Ausschnitt aus Tanner 1965:255).....	61
Abbildung 30: Boxplot des notwendigen Korrekturfaktors zum Angleich der Heizwert- Ergebnisse der Echtzeitanalytik und der Laboranalytik (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:346).	65
Abbildung 31: Vergleich der Heizwert-Messwerte aus NIR-Messungen und Laboranalysen (Ausschnitt aus Krämer und Flamme 2015:347).....	65
Abbildung 32: Darstellung der drei möglichen Schüttungsformen bei der sensorischen Messung (SI: vereinzelt, MO: Monoschicht, H1: Multischicht) (Kroell et al. 2023:2).....	67
Abbildung 33: Darstellung des Zusammenhangs zwischen Vereinzelnrate und Bandbelegung (Kroell et al. 2022b:48).	68

Abbildung 34: 3D-Modell der Versuchsanlage im DWRL (Egarter 2022:3).	70
Abbildung 35: Mögliche Modi zum Betrieb der Versuchsanlage im DWRL (Egarter 2022:27).	73
Abbildung 36: Darstellung der Betriebsarten der Versuchsanlage im DWRL (adaptiert von Egarter 2022:26).	74
Abbildung 37: Fotos der manuell aussortierten Störstoffe.....	76
Abbildung 38: Querstreben der Stützkonstruktion des Steigbandförderers als limitierender Faktor für die Schütthöhe des Probenmaterials.....	77
Abbildung 39: Arten der Probenaufgabe der unterschiedlichen Probenvolumina.....	78
Abbildung 40: Darstellung der Auswahl an Partikel zur Messung der Rundendauer für die unterschiedlichen Kornklassen.....	79
Abbildung 41: Bildaufnahme der befüllten Mörtelkästen zur Durchsatzbestimmung (links) und der zur Bestimmung des Volumens verwendeten Skala in einem Mörtelkasten.	80
Abbildung 42: Ausschnitt einer CSV-Datei mit den Informationen bezüglich Zeitstempel und Materialklasse.	81
Abbildung 43: Darstellung der Bandbelegung ohne weitere Datenverarbeitung über einen Zeitraum von 9 min– entspricht 4000 Bandbelegungsdaten (rotes Rechteck: Zeitverzug zwischen der Aktivierung der Datenaufzeichnung und der Ankunft des Probenmaterials im Messbereich der NIR-Kamera, grünes Rechteck: gemessene Bandbelegungsdaten innerhalb der Vergleichmäßigungsdauer, nicht markierte Daten werden für die Bandbelegungsberechnung herangezogen).....	82
Abbildung 44: Darstellung des Interquartilabstandes pro Runde der Probe 2 bei Geschwindigkeitseinstellung 17/88.....	83
Abbildung 45: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 9 min (entspricht 4000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 05/60 auf die Probe 1. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	86
Abbildung 46: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 18/77 auf die Probe 1. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	87
Abbildung 47: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 17/88 auf die Probe 2. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	88
Abbildung 48: Vergleich der Bandbelegungsaufzeichnungen der Geschwindigkeitseinstellungen 17/88 (oben) und 30/60 (unten). Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.....	90

Abbildung 49: Darstellung des Interquartilabstandes pro Runde der Probe 4 bei Geschwindigkeitseinstellung 35/93.....	91
Abbildung 50: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 35/93 auf die Probe 4. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	92
Abbildung 51: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 05/60 auf die Probe 4. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	92
Abbildung 52: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 65/80 auf die Probe 5. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	94
Abbildung 53: Darstellung der Bandbelegung über einen Zeitraum von rund 4,5 min (entspricht 2000 Bandbelegungsdaten) bei der Anwendung der Geschwindigkeitseinstellung 17/88 auf die Probe 6. Der Zielbereich der Bandbelegung befindet sich zwischen den schwarzen Linien.	95

