

76

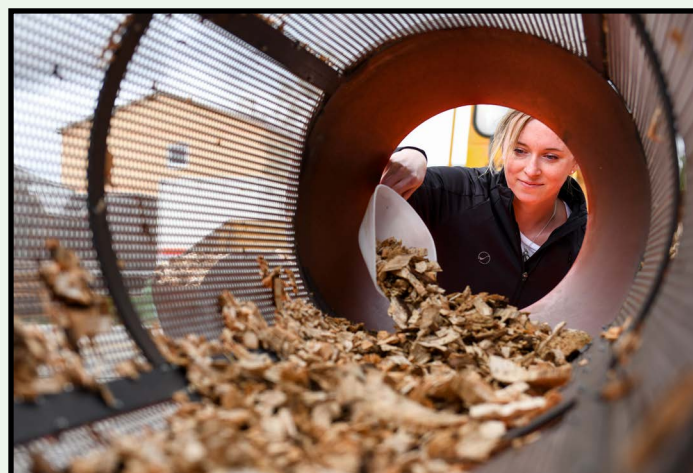
Berichte aus dem TFZ

Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe

Teil 1: Auswirkung auf die Verbrennung

Projektpartner:

LWF Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft



Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Teil 1: Auswirkung auf die Verbrennung



Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe

Teil 1: Auswirkung auf die Verbrennung

Carina Kuchler
Dr. Daniel Kuptz
Claudia Schön
Dr. Elke Dietz
Markus Riebler
David Zimmermann
Dr. Uwe Blum
Dr. Herbert Borchert
Dr. Hans Hartmann

Projektpartner:

LWF Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft

Berichte aus dem TFZ 76

Straubing, November 2022

Titel: Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Teil 1: Auswirkungen auf die Verbrennung

Projektleitung:	Dr. Daniel Kuptz (TFZ)	Dr. Elke Dietz (LWF)
Autoren:	Carina Kuchler (TFZ) Dr. Daniel Kuptz (TFZ) Claudia Schön (TFZ) Dr. Hans Hartmann (TFZ)	Dr. Elke Dietz (LWF) Markus Riebler (LWF) David Zimmermann (LWF) Dr. Uwe Blum (LWF) Dr. Herbert Borchert (LWF)
Mitarbeiter:	Albert Maierhofer (TFZ) Stephan Winter-Thoma (TFZ) Elisabeth Rist (TFZ) Anja Rocktäschel (TFZ) Benedikt Haas (TFZ) Thomas Kießlinger (TFZ) Alexander Marks (TFZ) Sebastian Kirner (TFZ) Tobias Rohrmaier (TFZ) Katharina Gruber (TFZ) Klaus Meyer (TFZ) Felix Dötsch (TFZ)	Cristian Babut (LWF) Heiko Höge (LWF) Sandra Egger (LWF) Irmgard Kern (LWF) Annabelle Bundschuh (LWF) Bastian Ruffer (LWF) Sophia Beer (LWF) Johannes Hillenbrand (LWF)

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten unter dem Förderkennzeichen KS/17/03 gefördert. Die Projektlaufzeit ging vom 01.09.2017 bis zum 30.11.2020. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

© 2022

Technologie- und Förderzentrum
im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing

Alle Rechte vorbehalten.

Kein Teil dieses Werkes darf ohne schriftliche Einwilligung des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt, verbreitet oder archiviert werden.

Hrsg.:	Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) Schulgasse 18, 94315 Straubing
E-Mail:	poststelle@tfz.bayern.de
Internet:	www.tfz.bayern.de
Redaktion:	Carina Kuchler, Daniel Kuptz, Claudia Schön, Elke Dietz, Markus Riebler, David Zimmermann, Uwe Blum, Herbert Borchert, Hans Hartmann, Anna Grundner
Verlag:	Eigenverlag
Erscheinungsort:	Straubing
Erscheinungsjahr:	2022
Gestaltung:	Daniel Kuptz, Carina Kuchler, Claudia Schön, Markus Riebler David Zimmermann
Fotonachweis:	Tobias Hase (Titelbild, Abbildung 20 links, 21, 22, 24, 25), LWF (Abbil- dung 1, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 63, 68), restliche TFZ

Danksagung

Der vorliegende Bericht zum Forschungsvorhaben „Qualitätssicherungsmaßnahmen zur Verringerung der mineralischen Verschmutzung und zur Verbesserung der Verbrennung von Holzbrennstoffen“ (Quasi-Holz) umfasst die Ergebnisse mehrerer Untersuchungen, die über den Zeitraum von über drei Jahren gemeinsam durch die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) und das Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) durchgeführt wurden.

Besonderer Dank gilt:

- dem Zentrum für Energieholz (ZfE) der Bayerischen Staatsforsten AöR, namentlich Frau Annika Sander und Herrn Maximilian Riezler, für die Unterstützung bei der Beschaffung geeigneter Brennstoffe und
- der Firma Guntamatic Heiztechnik GmbH für die Bereitstellung eines geeigneten Holzhackschnitzelkessels sowie der Herstellerfirma des verwendeten Pelletkessels für die Bereitstellung einer entsprechenden Anlage.

Die Studie wurde durch das Bayerische Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) unter dem Förderkennzeichen KS/17/03 gefördert.

Abstract (deutsch)

Die Verschmutzung von Holzbrennstoffen mit Mineralboden kann zu wesentlichen Problemen bei der Verbrennung in Kleinfeuerungsanlagen führen, beispielsweise zu erhöhten gas- und partikelförmigen Emissionen, Hochtemperaturkorrosion oder Schlackebildung. Um diesen Effekt zu quantifizieren, wurden Holzpellets aus Buche und Fichte sowie Holzhackschnitzel aus Waldrestholz und Energierundholz (jeweils Nadelholz) mit ausgewähltem Mineralboden in festgelegten Verschmutzungsstufen verunreinigt (ohne Boden, 2 m-%, 5 m-%, 10 m-%). Hierfür wurden drei typische Waldböden aus Bayern verwendet. Zusätzlich wurde der Effekt einer mechanischen Aufbereitung durch Siebung und Waschen der Holzhackschnitzel untersucht. Alle Brennstoffe wurden nach internationalen Standards für biogene Festbrennstoffe analysiert. Anschließend wurden die Brennstoffe in zwei Kleinfeuerungsanlagen (15 kW, 30 kW) verbrannt.

Waschen und Sieben der Holzhackschnitzel verbesserten deren Brennstoffeigenschaften, wohingegen eine Verschmutzung mit Mineralboden bei allen Brennstoffen Probleme bei der Verbrennung erwarten ließ. Im Fall der Holzpellets führte die Verschmutzung zu einer starken Schlackebildung, während die Emissionen im Vergleich zu nicht verschmutzten Pellets teilweise sogar leicht reduziert wurden. Bei den Holzhackschnitzeln führten das Waschen und die Siebung der Brennstoffe zu weniger Schlacke im Kessel und zu einer Verbesserung des Emissionsverhaltens. Durch die Verschmutzung mit zwei von drei Mineralböden nahmen die Emissionen an Gesamtstaub zu, während sie bei einer Verschmutzung mit dem dritten Mineralboden im Vergleich zum nicht verschmutzten Referenzbrennstoff gleichblieben. Emissionen an Kohlenmonoxid (CO) und organischen Kohlenwasserstoffverbindungen (org. C) nahmen durch die Verschmutzung ab. Im Fall von NO_x-Emissionen konnte kein Effekt gemessen werden.

Insgesamt führte die Verschmutzung von Holzbrennstoffen i. d. R. zu einer Verschlechterung der Verbrennung aufgrund erhöhter Gesamtstaubemissionen oder einer erhöhten Schlackebildung und sollte daher vermieden werden. Die Anwendung geeigneter Qualitätsmanagementsysteme während der Brennstoffbereitstellung könnte helfen, dass eine Verschmutzung der Brennstoffe erkannt und vermieden werden kann. Geeignete Methoden hierzu werden in einem folgenden TFZ-Bericht mit dem Titel „Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Teil 2: Prüfung, Vermeidung und Qualitätssicherung“ veröffentlicht.

Abstract (englisch)

Contamination of wood fuels with mineral soil might lead to distinct problems during combustion in small-scale biomass boilers such as elevated gaseous and particulate emissions, high-temperature corrosion, or slag formation. To investigate this effect, wood pellets from Norway spruce and European beech as well as wood chips from coniferous forest residues and energy roundwood were contaminated with selected mineral soils at different mixing ratios (pure fuels, 2 w-%, 5 w-%, 10 w-%). Contamination was done using three typical forest soils from Bavaria. Additional trials were performed on screening and washing of wood chips. All fuels were analyzed according to international standards for solid biofuels. Fuels were combusted in two small-scale boilers (15 kW, 30 kW).

Washing and screening improved fuel quality of wood chips while fuel properties of all fuels that were contaminated with mineral soil indicated problems during combustion. For wood pellets, contamination of fuels led to severe slag formation in the boiler while emissions were similar or even slightly decreased compared to uncontaminated fuels. In case of wood chips, washing and screening often improved slagging behavior and emissions. Total particulate matter (TPM) emissions increased for wood chips when they were contaminated with two of the three soils compared to the uncontaminated reference fuel. TPM emissions of wood chips contaminated with the third soil remained constant. Carbon monoxide (CO) and organic gaseous carbon (OGC) emissions decreased for contaminated wood chips. For NO_x emissions, no clear effect was observed.

Overall, results indicate that contamination of woody biomass with mineral soil should be avoided as it had negative effects on TPM emissions and slag formation. Quality management systems during wood fuel production should include measures to detect and to reduce mineral soils in fuels. Suitable quality management practices will soon be presented in a follow-up TFZ report “Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Teil 2: Prüfung, Vermeidung und Qualitätssicherung” (English: “Contaminated wood fuels – Part 2: Testing, avoidance and quality assurance”).

Inhaltsverzeichnis

Abstract (deutsch)	7
Abstract (englisch)	8
Inhaltsverzeichnis	9
Abbildungsverzeichnis	13
Tabellenverzeichnis	19
1 Einleitung und Problemstellung	25
2 Zielstellung des Projekts	27
3 Stand des Wissens	29
3.1 Technische Aufbereitungsverfahren für biogene Festbrennstoffe	29
3.2 Mineralbodeneinträge in Holzbrennstoffen	30
3.2.1 Mineralbodeneinträge bei der Bereitstellung	31
3.2.2 Nachweis von Mineralboden in Holzbrennstoffen	32
3.2.3 Einfluss der Mineralbodeneinträge auf die Verbrennung.....	32
3.3 Methoden zur Prognose des Verbrennungsverhaltens biogener Festbrennstoffe	33
3.3.1 Einfluss verbrennungskritischer Inhaltsstoffe auf das Verbrennungsverhalten biogener Festbrennstoffe	33
3.3.2 Brennstoffindizes	35
3.3.3 Methoden zur Vorhersage bzw. Bewertung der Verschlackungsanfälligkeit der Brennstoffe bzw. Brennstoffaschen	36
3.3.3.1 Ascheschmelzverhalten	36
3.3.3.2 PASSA-Methode.....	37
3.4 Anforderungen an die Qualität biogener Festbrennstoffe	37
4 Beschaffung und Herstellung von Versuchsbrennstoffen	39
4.1 Probenakquise und Herkunft	39
4.1.1 Ausgangsmaterial der Pelletproduktion für Verbrennungsversuche	41
4.1.2 Holzhackschnitzel für Verbrennungsversuche	42
4.1.3 Mineralboden	46
4.2 Technische Trocknung der Brennstoffe	50
4.2.1 Trocknungsbox des TFZ	50
4.2.2 Containertrocknung mit Abwärme einer Biogasanlage	52
4.3 Herstellung von Versuchsbrennstoffen	55
4.3.1 Technische Waschung von Holzhackschnitzeln.....	57
4.3.2 Technische Siebung von Holzhackschnitzeln	59
4.3.3 Pelletierung.....	60
4.3.4 Konditionierung von Brennstoffen mit Mineralboden	65

4.3.4.1	Holzpellets.....	65
4.3.4.2	Holzhackschnitzel.....	68
4.4	Probenreduktion und Probenaufbereitung	69
4.4.1	Holzpellets.....	70
4.4.2	Holzhackschnitzel.....	72
4.4.3	Mineralboden	74
4.4.4	Rostasche	76
5	Brennstoffanalytik.....	77
5.1	Physikalische Analysen.....	79
5.1.1	Wassergehalt	79
5.1.2	Aschegehalt	79
5.1.3	Heizwert	79
5.1.4	Schüttdichte	79
5.1.5	Partikelgrößenverteilung	80
5.1.6	Mechanische Festigkeit.....	80
5.2	Kohlenstoff-/Stickstoffgehalt	80
5.3	Elementanalyse mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP).....	81
5.3.1	Probenaufschluss.....	81
5.3.2	ICP-Emissionsspektrometrie (ICP-OES)	82
5.3.3	ICP-Massenspektrometrie (ICP-MS).....	82
5.4	Statistische Auswertung.....	83
6	Einfluss des Mineralbodens auf die Verbrennung.....	85
6.1	Problematik und Zielstellung	85
6.2	Material und Methoden	85
6.2.1	Feuerungsversuche.....	86
6.2.1.1	Prüfstands Aufbau und Messtechnik	87
6.2.1.2	Identifizierung der Herkunft und Zusammensetzung von Filterstaub	88
6.2.2	Methoden zur Vorhersage bzw. Bewertung der Verschlackungsanfälligkeit der Brennstoffe und Kesselaschen.....	89
6.2.2.1	Ascheschmelzverhalten	89
6.2.2.2	PASSA-Methode	90
6.2.2.3	Bewertung der Kesselaschen.....	92
6.3	Ergebnisse und Diskussion	92
6.3.1	Mineralbodenanalysen	92
6.3.2	Brennstoffanalysen.....	95
6.3.2.1	Holzpellets.....	95
6.3.2.2	Holzhackschnitzel.....	102
6.3.3	Ergebnisse der Feuerungsversuche.....	111
6.3.3.1	Verbrennungsverhalten der Holzpellets.....	112
6.3.3.2	Verbrennungsverhalten der Holzhackschnitzel.....	121
6.3.4	Untersuchungen zur realen Verschlackung im Kessel und mit Labormethoden	140
6.3.4.1	Holzpellets.....	141
6.3.4.2	Holzhackschnitzel.....	146
	Zusammenfassung	151

Quellenverzeichnis	155
7 Anhang	163
7.1 pH-Wert der Mineralböden	163
7.2 Elementgehalte des Mineralbodens (Zusatz).....	164
7.3 Elementgehalte der Pelletbrennstoffe (Zusatz)	165
7.4 Elementgehalte der Holzhackschnitzelbrennstoffe (Zusatz).....	166
7.5 Berechnung der absoluten Elementgehalte auf den Planfiltern	168
7.6 Elementgehalte der Filteranalysen (Zusatz)	170
7.7 Gesamtmasse ausgewählter Elemente in der Kesselasche und dem Gesamtstaub aus den Feuerungsversuchen aus Region B	171
7.8 Prozentuale Verteilung der Kesselaschen	172
7.9 Exkurs: Einfluss der Trocknungstemperatur auf den N-Gehalt	174
7.9.1 Problematik und Zielstellung	174
7.9.2 Material und Methoden	174
7.9.3 Ergebnisse und Diskussion.....	176
7.9.4 Zusammenfassung	180
7.10 Exkurs: Analyse des Waschwassers bei der technischen Waschung von Holzhackschnitzeln	181
7.10.1 Hintergrund	181
7.10.2 Material und Methoden	182
7.10.3 Ergebnisse und Diskussion.....	183
7.10.4 Schlussfolgerung	189

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Mögliche Ursachen von Mineralbodeneinträgen während der Bereitstellung von Holzhackschnitzeln (oben links: Rückung ganzer Kronen; oben rechts: nasse Fahrspuren mit offenliegendem Boden; unten links: Lagern und Hacken an verschmutzten Forststraßen; unten rechts: Befahren von Haufwerken bei der Lagerung oder beim Abtransport von Holzhackschnitzeln).....	31
Abbildung 2:	Schematische Darstellung der Stadien des Ascheschmelzverhaltens eines zylinderförmigen Aschepresslings bei zunehmender Temperatur (nach DIN EN ISO 21404 [37]; H = Zylinderhöhe, D = Zylinderdurchmesser).....	36
Abbildung 3:	Ausgewählte Wuchsgebiete und Regionen für Holzhackschnitzelproben- und Mineralbodenprobenbeschaffung	40
Abbildung 4:	Vorbereitung der Fichtenstämme für die Pelletproduktion (links: Vorreinigung der Fichtenstämme mittels Hochdruckreiniger; rechts: mit einem Trommelhacker produzierte Holzhackschnitzel, Holzrahmen entspricht 10 × 10 cm).....	41
Abbildung 5:	Ausgangsmaterial Waldrestholz aus Region A (links: Polter 250-1; rechts: Polter 235-5).....	43
Abbildung 6:	Ausgangsmaterial Energierundholz aus Region A (links: Polter 258-2; rechts: Polter 258-1, enthaltene Tannenstämme zum Aussortieren grün markiert).....	43
Abbildung 7:	Holzhackschnitzelproduktion in Region A: Hacken des Waldrestholzes in Transportcontainer	43
Abbildung 8:	Holzhackschnitzelbeschaffung aus Region B (Keuper) (links: abgekippte Sortimente, fertig zum Verladen und Beprobieren; vorne: ERH-Hackschnitzel, hinten WRH-Hackschnitzel; rechts: Beprobung eines Bigbags des Sortiments Waldrestholz)	44
Abbildung 9:	Ausgangssortimente für Versuchsbrennstoffe im Wuchsgebiet 11 „Bayerischer Wald“ (links: Waldrestholz; rechts: Energierundholz)	45
Abbildung 10:	Vorgehen bei der Holzhackschnitzelbeschaffung (links oben: Lkw-Aufbautrommelhacker JENZ Chippertruck HEM 593; rechts oben: In Bigbags abgefüllte Holzhackschnitzelproben werden in bereitstehenden Lkw verladen; links unten: mit Holzhackschnitzeln aus Waldrestholz befüllter Bigbag; rechts unten: Einwiegen der Wassergehaltsproben im LWF-Labor zur Bestimmung des Ausgangswassergehalts)	46
Abbildung 11:	Detaillkarte Mineralbodenbeschaffung Region C (Wuchsgebiet 11 „Bayerischer Wald“).....	47
Abbildung 12:	Mineralbodenbeschaffung (links oben: Erweiterung des Geländeanschnitts; rechts oben: Detailansicht Bodenprofil; links unten: Hilfskraft bei der Bodenmaterialgewinnung; rechts unten: mit Folie ausgekleideter Transport zur Lieferung des Bodens an das TFZ)	48

Abbildung 13:	Besichtigung der Grube Mineralboden A, Region A; Lehmgrube bei Markt Wald	49
Abbildung 14:	Probenahmestelle des Mineralbodens B, Sandgrube nahe Mörlach bei Bechhofen.....	50
Abbildung 15:	Vereinfachte Darstellung des Niedertemperatur-Satzrockners am TFZ.....	51
Abbildung 16:	Trocknung der Versuchsbrennstoffe in der Holzhackschnitzeltrocknung (oben links: Verbringen der Trocknungscontainer auf dem Betriebsgelände; oben rechts: Container an Trocknungsanlage angeschlossen; unten links: fertig getrocknete Waldrestholzhackschnitzel; unten rechts: fertig getrocknete Energierundholzhackschnitzel)	53
Abbildung 17:	Transport der Holzhackschnitzel (links: zum Schutz gegenüber Verschmutzung sorgfältig abgedeckter Trocknungs- bzw. Transportcontainer; rechts: Transport mittels Hakenliftcontainer-Lkw an das TFZ Straubing)	53
Abbildung 18:	Schematischer Ablauf der Brennstoffherstellung aller am TFZ hergestellten Holzhackschnitzel- und Pelletbrennstoffe.....	55
Abbildung 19:	Konstruierte Waschbox des TFZ (1,0 × 0,715 × 0,715 m; Rundlochsiebeinsätze mit 2 mm Lochweite fungieren als Deckel und Boden).....	57
Abbildung 20:	Waschvorgang von Holzhackschnitzel mittels der am TFZ konstruierten Waschbox (links: untergetauchte Waschbox; rechts: Abtropfen nach dem wiederholten Untertauchen).....	58
Abbildung 21:	Gewaschene Holzhackschnitzel	59
Abbildung 22:	Siebung von Holzhackschnitzeln mittels am TFZ gebauter Trommelsiebmaschine.....	60
Abbildung 23:	Pelletieranlage (Amandus Kahl GmbH & Co. KG, Typ 33-390) am TFZ mit Materialzufuhr und Rüttelsieb (links) und schematische Darstellung eines Presskanals einer beidseitig nutzbaren Flachmatrize (rechts).....	61
Abbildung 24:	Flachmatrizen für die Pelletieranlage des TFZ	62
Abbildung 25:	Konditionierung zerfaserter Holzbrennstoffe mit einem Additiv (beispielsweise Mineralboden) im Futtermittelmischer (Stockmann Landtechnik GmbH, Typ 500 ESK).....	64
Abbildung 26:	Herstellung von Pelletbrennstoffen am TFZ (links: automatische Siebung der produzierten Holzpellets mit einem 6-mm-Rundlochblech; rechts: produzierte Fichtenpellets [Nullprobe], 10 × 10 mm Holzrahmen)	65
Abbildung 27:	Verschleißerscheinungen an der Flachmatrize nach der Pelletierung von Fichtenpellets mit Mineralboden.....	67

Abbildung 28:	Am TFZ produzierte Holzpellets (oben: Fichtenpellets; unten: Buchenpellets; von links nach rechts: Nullprobe, Boden A, Boden B und Boden C).....	67
Abbildung 29:	Verschmutzung von Holzhackschnitzeln mittels Austragsbunker und Dosierschnecke (links: Aufbau des Verbrennungsversuchs; rechts: Förderung von Mineralboden mittels Dosierschnecke).....	68
Abbildung 30:	Probenahme von Holzpellets mittels Probenlanze nach DIN EN ISO 18135.....	70
Abbildung 31:	Probenahmekonzept der Holzhackschnitzelbrennstoffe am TFZ (SD = Schüttdichte, WG = Wassergehalt, AG = Aschegehalt).....	72
Abbildung 32:	Aufbereitung der Mineralböden (links: manuelles Walzen eines Mineralbodens auf einer Plane; rechts: Siebung eines Mineralbodens mit einer selbst gebauten Rüttelsiebmaschine auf eine Korngröße < 2 mm)	75
Abbildung 33:	Mineralbodenfraktionen nach der Siebung mittels Rüttelsiebmaschine (links: ausgesiebte Fraktionen des Mineralbodens B > 2 mm; rechts: Fraktionen des Mineralbodens B < 2 mm).....	75
Abbildung 34:	Versuchsaufbau der Abgasmessstrecke für die Holzhackschnitzelversuche (links) und die Pelletversuche (rechts) am Feuerungsprüfstand des TFZ (Skizze nicht maßstäblich; T: Temperaturmessung, v: Gasgeschwindigkeitsmessung, p: Förderdruckmessung)	87
Abbildung 35:	Temperaturprofil der modifizierten PASSA-Methode.....	90
Abbildung 36:	Partikelgrößenverteilung der Mineralböden A bis C sowie Ergebnisse der PASSA-Messung.....	93
Abbildung 37:	Pelletbrennstoffe für die Feuerungsversuche (oben: Fichtenpellets; unten: Buchenpellets; von links nach rechts: Nullprobe, Verschmutzung mit Mineralboden A, Mineralboden B und Mineralboden C).....	96
Abbildung 38:	Partikelgrößenverteilung der WRH- und ERH-Holzhackschnitzel aus Region A (Nullprobe [NP], gewaschenes [W] und gesiebtes Material [S8 bzw. S16] sowie mit Mineralboden A bis C verunreinigte Brennstoffe [BA-BC, die Zahl gibt jeweils die gerundeten m-% an Mineralboden im Brennstoff wieder]; n = 1).....	105
Abbildung 39:	Kipprost des Pelletkessels (links: leerer Kipprost; Mitte: deutliche Verschlackung und hohes Aschebett auf dem Kipprost nach Abbruch eines Feuerungsversuchs [vor der Rostreinigung]; rechts: einzelner Schlackebrocken auf Millimeterpapier [10 × 10 cm]).....	112
Abbildung 40:	CO-Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)	115
Abbildung 41:	Org.-C-Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5).....	115

Abbildung 42: NO _x -Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)	117
Abbildung 43: NO _x -Emissionen in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt der Pelletbrennstoffe (wasserfreie Bezugsbasis, linear; R ² = 0,78).....	117
Abbildung 44: SO ₂ -Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5).....	118
Abbildung 45: SO ₂ -Emissionen in Abhängigkeit vom Schwefelgehalt der Pelletbrennstoffe (wasserfreie Bezugsbasis, keine Korrelation: R ² = 0,31)	119
Abbildung 46: Gesamtstaubemissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)	120
Abbildung 47: Gesamtstaubemissionen in Abhängigkeit vom Gehalt aerosolbildender Element der Pelletbrennstoffe, wasserfreie Bezugsbasis	121
Abbildung 48: CO-Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5).....	122
Abbildung 49: Org.-C-Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)	125
Abbildung 50: NO _x -Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5).....	126
Abbildung 51: NO _x -Emissionen in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt der Holzhackschnitzel (wasserfreie Bezugsbasis; lineare Regression).....	127
Abbildung 52: SO ₂ -Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5).....	129
Abbildung 53: SO ₂ -Emissionen in Abhängigkeit vom Schwefelgehalt der Holzhackschnitzelbrennstoffe (wasserfreie Bezugsbasis; keine Korrelation).....	130
Abbildung 54: Gesamtstaubemissionen der Holzhackschnitzelsortimente (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen; Region C = zwei gültige Staubbmessungen [defekte Gasuhr], ansonsten n = 5)	131
Abbildung 55: Gesamtstaubemissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe in Abhängigkeit vom Gehalt der aerosolbildenden Elemente (wasserfreie Bezugsbasis; keine Korrelation)	133
Abbildung 56: Prozentuale Anteile der Gesamtmassen ausgewählter Elemente in den Kesselaschen und den Gesamtstaubemissionen der Feuerungsversuche mit den Brennstoffen der Region B	139
Abbildung 57: Aschen der Pelletbrennstoffe generiert nach der thermischen Behandlung mit der PASSA-Methode (oben: Fichtenbrennstoffe; unten: Buchenbrennstoffe; von links nach rechts: Nullprobe, Mineralboden A, Mineralboden B und Mineralboden C)	142
Abbildung 58: Tiegel nach der Entnahme der Aschen der Pelletbrennstoffe, generiert nach der thermischen Behandlung mit der PASSA-	

Methode (oben: Fichtenbrennstoffe; unten: Buchenbrennstoffe; von links nach rechts: Nullprobe, Mineralboden A, Mineralboden B und Mineralboden C).....	143
Abbildung 59: Partikelgrößenverteilung der Kesselaschen für die Pelletbrennstoffe..	144
Abbildung 60: Vergleich des Slag-Index für Aschepartikel > 1 mm nach der PASSA-Methode und nach dem Ascheschmelzverhalten (ASV) im Vergleich mit den Kesselaschen (ASV: normierte Erweichungstemperatur)	145
Abbildung 61: Partikelgrößenverteilung der Kesselaschen für die Holzhackschnitzelbrennstoffe.....	149
Abbildung 62: Vergleich des Slag-Index für Aschepartikel > 1 mm der Kesselaschen mit dem Ascheschmelzverhalten der Brennstoffaschen (ASV entspricht der normierten Erweichungstemperatur, DT).....	150
Abbildung 63: Mit KUP-Hackschnitzel befüllte Trocknungskiste.....	176
Abbildung 64: Entferntes Wasser bei unterschiedlichen Trocknungsbedingungen (LT = bei Raumluft getrocknete Probe)	177
Abbildung 65: Stickstoffgehalt bei verschiedenen Trocknungstemperaturen auf wasserfreier Bezugsbasis (LT = bei Raumluft getrocknete Probe).....	178
Abbildung 66: Zusammenhang zwischen Stickstoffgehalt in den Holzhackschnitzeln und dem Glührückstand.....	178
Abbildung 67: Stickstoffgehalt in Holzhackschnitzeln in Abhängigkeit der Trocknungstemperatur (N-Gehalt normiert auf Glührückstand und berichtigt mit kleinstem Glührückstand des Sortiments; LT = bei Raumluft getrocknete Probe).....	180
Abbildung 68: Proben zur inhaltsstofflichen Analyse an der LWF (links: Doppelbestimmung des Leitungswassers; Mitte: Waschwasser des WRH, jeweils drei Proben pro Durchgang; rechts: Waschwasser des ERH, jeweils drei Proben pro Durchgang)	183

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Einfluss ausgewählter chemischer Inhaltsstoffe in biogenen Festbrennstoffen auf die Verbrennung (nach [54])	34
Tabelle 2:	Anforderungen an den Aschegehalt und an die inhaltsstoffliche Brennstoffqualität biogener Festbrennstoffe nach DIN EN ISO 17225-2/4 (wf = wasserfreie Bezugsbasis, n. d. = nicht definiert)	38
Tabelle 3:	Übersicht der verwendeten Mineralböden im Projekt „Quasi-Holz“ (UEBK = Übersichtsbodenkarte)	47
Tabelle 4:	Nomenklatur der Holzhackschnitzel und Holzpellets, gegliedert in Rohmaterial, Herkunft und Behandlung der Brennstoffe	56
Tabelle 5:	Technische Spezifikationen der am TFZ verwendeten Amandus-Kahl-Pelletieranlage 33-390 [1]	61
Tabelle 6:	Technische Spezifikation der am TFZ verwendeten Matrizen [1]	62
Tabelle 7:	Übersicht und Bezeichnungen der im Projekt „Quasi-Holz“ hergestellten Pelletbrennstoffe (jeweils n = 1)	63
Tabelle 8:	Durchsatzleistung und spezifischer Stromverbrauch der Pelletieranlage bezogen auf die Masse der produzierten Pellets (* = umfasst den Strombedarf und die Durchsatzleistung von zwei Fehlversuchen)	66
Tabelle 9:	Übersicht der verschmutzten Brennstoffe aus Holzhackschnitzeln inkl. tatsächlich erreichter Verschmutzungsstufe	69
Tabelle 10:	Übersicht der gewonnenen Pelletproben	71
Tabelle 11:	Übersicht der gewonnenen Hackschnitzelproben; Probenmenge (falls nicht angegeben) entspricht den Angaben der Norm	74
Tabelle 12:	Methoden zur Probenahme und Probenaufbereitung inkl. Angaben zu dem durchführenden Institut, den verwendeten Geräten und dem angewendeten Verfahren (wf = wasserfreie Bezugsbasis, ar = im Anlieferungszustand, as received)	77
Tabelle 13:	Methoden zur physikalischen Brennstoffanalyse inkl. Angaben zu dem Institut, den verwendeten Geräten und dem angewendeten Verfahren (wf = wasserfreie Bezugsbasis, ar = im Anlieferungszustand, as received)	78
Tabelle 14:	Methoden zur inhaltsstofflichen Brennstoffanalyse sowie zur Analyse des Waschwassers inkl. Angaben zu dem durchführenden Institut, den verwendeten Geräten und dem angewendeten Verfahren (wf = wasserfreie Bezugsbasis, ar = im Anlieferungszustand, as received)	78
Tabelle 15:	Elementgehalte der Mineralböden A, B und C auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP (* Si aus Daten der Holzpellets berechnet, siehe Tabelle 19)	94

Tabelle 16:	Physikalische und mechanische Brennstoffparameter der am TFZ hergestellten Fichtenpellets (Mittelwert \pm Standardabweichung, D = Durchmesser, L = Länge, ar = as received [= im Anlieferungszustand], wf = wasserfreie Bezugsbasis) 97
Tabelle 17:	Physikalische und mechanische Brennstoffparameter der am TFZ hergestellten Buchenpellets (Mittelwert \pm Standardabweichung, D = Durchmesser, L = Länge, ar = as received [= im Anlieferungszustand], wf = wasserfreie Bezugsbasis) 98
Tabelle 18:	Elementgehalte der Pelletbrennstoffe in m-% nach Baumart und Variante (C, H, N, S und Cl) auf wasserfreier Bezugsbasis 99
Tabelle 19:	Elementgehalte der Pelletbrennstoffe in mg/kg nach Sortiment und Baumart (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si) auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP 100
Tabelle 20:	Brennstoff- und Verschmutzungsindizes der Pelletbrennstoffe auf wasserfreier Bezugsbasis 100
Tabelle 21:	Physikalische und mechanische Brennstoffparameter der analysierten Holzhackschnitzel (Mittelwert \pm Standardabweichung; ar = as received [= im Anlieferungszustand], wf = auf wasserfreie Bezugsbasis, * geänderte Probenahme mit n = 1)..... 103
Tabelle 22:	Gehalte an C, H, N, S und Cl der analysierten Holzhackschnitzel in m-% auf wasserfreier Bezugsbasis (n = 1) 107
Tabelle 23:	Inhaltsstoffliche Brennstoffparameter der analysierten Holzhackschnitzel in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP (* mit Mineralboden verunreinigte Brennstoffe sind berechnete Mischwerte aus der Nullprobe und der jeweiligen Bodenzugabe, n = 1)..... 108
Tabelle 24:	Brennstoffindizes der Holzhackschnitzelsortimente auf wasserfreier Bezugsbasis 109
Tabelle 25:	Übersicht zu Betriebsdauer, Brennstoffmenge und angefallener Asche der Pelletsortimente im Pelletkessel 113
Tabelle 26:	Blindwertkorrigierte Elementgehalte der Beladungen auf den Filtern aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis; gemessen mittels ICP; < RF: Elementgehalt des aschebeladenen Filters kleiner als der des Referenzfilters und damit negativer Elementgehalt nach Blindwertkorrektur)..... 135
Tabelle 27:	Elementverhältnisse der blindwertkorrigierten Filterbeladungen aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B verglichen mit den Elementverhältnissen des Mineralbodens B..... 136
Tabelle 28:	Ausgewählte Elementgehalte der Kesselaschen aus den Feuerungsversuchen der Region B in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP..... 137

Tabelle 29:	Schwermetallgehalte der Kesselaschen aus den Feuerungsversuchen der Region B in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP	137
Tabelle 30:	Versuchsparameter für die Berechnung der Elementbilanz.....	138
Tabelle 31:	Ergebnisse des Ascheschmelzverhaltens (ASV) der Pelletbrennstoffe in °C gemäß DIN EN ISO 21404 (SST = Beginn Schrumpfung, DT = Erweichungstemperatur, HT = Halbkugeltemperatur, FT = Fließtemperatur).....	141
Tabelle 32:	Ergebnisse der PASSA-Analyse für die Pelletbrennstoffe	143
Tabelle 33:	Ergebnisse des Ascheschmelzverhaltens der Holzhackschnitzelbrennstoffe in °C gemäß DIN EN ISO 21404 (SST = Beginn Schrumpfung, DT = Erweichungstemperatur, HT = Halbkugeltemperatur, FT = Fließtemperatur; n. i. = nicht identifizierbar, da Probekörperoberfläche zunimmt)	148
Tabelle 34:	pH-Werte der Böden in Abhängigkeit der Extraktionslösung	163
Tabelle 35:	Elementgehalte der Mineralböden A bis C in mg/kg, gemessen mittels ICP (wasserfreie Bezugsbasis)	164
Tabelle 36:	Elementgehalte (Schwermetalle) der Pelletbrennstoffe nach Sortiment und Baumart in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP) sowie der zugehörige Grenzwert der Anforderungsnorm DIN EN ISO 17225-2 (A1) [39].....	165
Tabelle 37:	Elementgehalte (Spurenelemente) der Pelletbrennstoffe nach Sortiment und Baumart in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)	165
Tabelle 38:	Elementgehalte (Schwermetalle) der Holzhackschnitzelbrennstoffe nach Sortiment und Region in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis; gemessen mittels ICP; * = mit Mineralboden verunreinigte Holzhackschnitzel sind berechnete Mischwerte aus der Nullprobe und der jeweiligen Mineralbodenzugabe) sowie der zugehörige Grenzwert nach DIN EN ISO 17225-2 (A1) [39]	166
Tabelle 39:	Elementgehalte der Holzhackschnitzelbrennstoffe (Spurenelemente) nach Sortiment und Region in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis; gemessen mittels ICP; * = mit Mineralboden verunreinigte Holzhackschnitzel sind berechnete Mischwerte aus der Nullprobe und der jeweiligen Bodenzugabe)	167
Tabelle 40:	Beladungsdauer und Filtergewichte der 150-mm-Planfilter zur inhaltsstofflichen Analyse bei den Holzhackschnitzelversuchen der Region B (* inklusive eines Kesselneustarts)	168
Tabelle 41:	Elementgehalte der Planfilter aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)	169
Tabelle 42:	Elementgehalte (Zusatz) der Planfilter aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)	170

Tabelle 43:	Blindwertkorrigierte Elementgehalte (Zusatz) der Beladungen auf den Filtern aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B (< RF = Elementgehalt des aschebeladenen Filters kleiner als derjenige des Referenzfilters und damit negativer Elementgehalt nach Blindwertkorrektur)	170
Tabelle 44:	Gesamtmasse ausgewählter Elemente in der Kesselasche der Brennstoffe aus Region B in mg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP).....	171
Tabelle 45:	Gesamtmasse ausgewählter Elemente in den Gesamtstaubemissionen der Brennstoffe aus Region B in mg (wasserfreie Bezugsbasis, berechnet über Planfilter)	171
Tabelle 46:	Gesamtmasse ausgewählter Schwermetalle in der Kesselasche der Brennstoffe aus Region B in mg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP).....	171
Tabelle 47:	Gesamtmasse ausgewählter Schwermetalle in den Gesamtstaubemissionen der Brennstoffe aus Region B in g (wasserfreie Bezugsbasis, berechnet über Planfilter, * = rechnerisch negativer Cr-Wert bei beiden Nullproben)	172
Tabelle 48:	Prozentuale Verteilung der Siebklassen der Pelletaschen aus den modifizierten Feuerungsversuchen	172
Tabelle 49:	Prozentuale Verteilung der Siebklassen der Holzhackschnitzelaschen aus den Feuerungsversuchen	173
Tabelle 50:	Gemessene Parameter von KUP, WRH und ERH bei verschiedenen Trocknungstemperaturen (wf = wasserfreie Bezugsbasis)	179
Tabelle 51:	Grenzwerte abwasserrechtlich relevanter Parameter, die für die Waschung von Holzhackschnitzeln angewendet werden könnten	182
Tabelle 52:	Masse getesteten Waschwassers und der dabei abgeschiedenen Filterrückstände bei der Waschung von Holzhackschnitzeln aus ERH und WRH	184
Tabelle 53:	Chemische Inhaltsstoffe der Filtrate aus den Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln in mg/l (n. b. = nicht bestimmt; unterschiedliche Buchstaben a bis c kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten; ANOVA Tukey-Test)	185
Tabelle 54:	Chemische Inhaltsstoffe der Filterrückstände aus den Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis (n. b. = nicht bestimmt; unterschiedliche Buchstaben a bis c kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten; ANOVA Tukey-Test).....	186
Tabelle 55:	Aschegehalt, Feinanteil und Auszug der chemischen Inhaltsstoffe der Holzhackschnitzeln der Region A aus WRH und ERH vor (-NP) und nach dem Waschen (-W) (wf = wasserfreie Bezugsbasis)	187

Tabelle 56: Chemischer (CSB) und biologischer Sauerstoffbedarf (BDB₅) des
Waschwassers aus den Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln in
mg/l 188

1 Einleitung und Problemstellung

KUPTZ, DIETZ, KUHLER, ZIMMERMANN, RIEBLER, BORCHERT, HARTMANN

Holzfeuerungen benötigen für einen effizienten und emissionsarmen Betrieb eine möglichst definierte, gleichbleibende Brennstoffqualität. Nur durch das aufeinander abgestimmte Zusammenspiel von Anlagentechnik, Benutzerverhalten und Brennstoff kann ein optimaler Betrieb gewährleistet werden. Obwohl moderne, automatisch beschickte Biomassekessel technisch ausgereift und zuverlässig sind, emittieren sie brennstoffbedingt mehr Staub und Kohlenmonoxid als Heizölheizungen. Um die Emissionen von Kleinfeuerungsanlagen langfristig zu verringern, wurde bereits 2010 die 1. Verordnung zur Durchführung des Bundesimmissionsschutzgesetzes (1. BImSchV) [7] novelliert. In dieser werden u. a. strenge Emissionsgrenzwerte für Festbrennstofffeuerungen bis 1000 kW thermischer Leistung definiert. Besonders der seit dem 01.01.2015 für Neuanlagen gültige Grenzwert für Staub von 0,02 g/m³ stellt für manche Feuerungsarten, z. B. für moderne Holzhackschnitzelkessel, eine Herausforderung dar, gerade wenn sie mit nicht angepasster Brennstoffqualität betrieben werden.

Staubemissionen entstehen u. a. brennstoffbedingt, wenn sich ein hoher Anteil sogenannter aerosolbildender Elemente im Brennstoff befindet [43] [65] [70]. Hierbei ist vor allem das Element Kalium (K) zu nennen, das im Fall von Holzbrennstoffen i. d. R. den größten Anteil ausmacht. Daneben wirken sich die Elementgehalte von Natrium (Na), Blei (Pb) und Zink (Zn) sowie in gewissem Maß auch Schwefel (S) und Chlor (Cl) auf die Feinstaubbildung aus. Alle genannten chemischen Inhaltsstoffe zählen zu den sogenannten verbrennungskritischen Elementen, da sie neben einer erhöhten Aerosolbildung weitere negative Effekte hervorrufen können. So wird z. B. die Bildung von Schlacke im Brennraum und auf dem Rost durch hohe Gehalte an K verstärkt [65] [67] [70]. Dies kann negative Auswirkungen auf die Betriebssicherheit haben und die Wartungs- bzw. Reparaturkosten steigern.

Verbrennungskritische Inhaltsstoffe können über mehrere Quellen in biogene Festbrennstoffe gelangen. Da viele dieser Elemente für den Pflanzenmetabolismus essenziell sind bzw. diesen unterstützen, finden sie sich häufig in grüner Biomasse (Nadeln, Blätter) wieder oder sind in der Rinde gespeichert [43]. Vor allem eine Verunreinigung der Brennstoffe mit Mineralboden, beispielsweise durch „unsaubere“ Arbeitsweise bei der Holzernte, beim Hacken, beim Transport oder bei der Aufbereitung der Brennstoffe am Biomassehof kann zu einem starken Anstieg kritischer Elemente, z. B. an K, führen [59] [60] [76]. Daneben können auf diese Weise große Mengen an Silizium (Si), Calcium (Ca) oder Magnesium (Mg) eingetragen werden, die vor allem die Schlackebildung hemmen (Ca, Mg), aber auch begünstigen können (Si) [67] [70]. Der Eintrag kritischer Inhaltsstoffe über den Mineralboden schwankt dabei sowohl bezüglich der tatsächlich eingetragenen Masse als auch regional aufgrund unterschiedlicher Elementkonzentrationen in verschiedenen Böden bzw. Ausgangsgesteinen und damit auch im Holz als Ausgangsmaterial für Holzhackschnitzel.

Eine Verunreinigung von Brennstoffen mit Mineralboden kann zu Störungen an der Anlage, erhöhten Staubemissionen und einem erhöhten Ascheanfall führen und hat somit Konflikte zwischen Anlagenbetreiber und Brennstofflieferant zur Folge. Häufige Störungen

an der Anlage verringern die Betriebssicherheit. Zudem verteuern sich die Betriebskosten aufgrund des höheren finanziellen Wartungsaufwands und können somit die Wirtschaftlichkeit einzelner Anlagen bedrohen. Erhöhte Staubemissionen mit ggf. sichtbarer Rußentwicklung am Schornstein können beim Betrieb der Anlage neben Nichteinhaltung der Grenzwerte der 1. BImSchV zudem zu nachbarschaftlichen Konflikten führen. Ein erhöhter Ascheanfall verursacht höhere Anforderungen an das Aschemanagement der Anlagenbetreiber. Je nach Entaschung und möglichem Verwertungs- bzw. Entsorgungspfad kann damit auch eine beträchtliche Kostensteigerung verbunden sein. Hinzu kommt der ökonomische Nachteil bei der Brennstoffabrechnung nach Masse, da hierbei, je nach Verschmutzungsgrad, größere Mengen nicht brennbaren Materials pro Lieferung bezahlt werden müssen. Aktuelle Studien zeigen, dass der Anteil an Mineralboden dabei bis zu 10 m-% (Masse-%) ausmachen kann [43]. Dies führt zu einer Verschlechterung des Vertrauens in der Kunden-Lieferanten-Beziehung und kann Streitigkeiten und Schuldzuweisungen entlang der gesamten vorgeschalteten Lieferkette verursachen. Insgesamt können die hier beschriebenen Herausforderungen alle zu einem negativen Image des Holzenergiesektors beitragen und müssen daher im Sinne einer zukunftsorientierten, modernen Heizanlagen- und Wärmebereitstellungsinfrastruktur aus dem erneuerbaren Brennstoff Holz dringend bewältigt werden.

Hinsichtlich der Vorgänge bei der Verbrennung mineralisch verunreinigter Brennstoffe und der damit verbundenen Schadstoffbildung und Ascheveränderungen sind viele Fragen und Zusammenhänge noch weitgehend ungeklärt. Es existieren bisher beispielsweise keine Aussagen darüber, inwieweit der Ursprung und damit die Bindungsform verbrennungskritischer Elemente (Grünanteil, Rinde, Mineralboden) einen direkten Einfluss auf die Bildung von Aerosolen oder Schlacke haben. Während erste Versuche mit variierendem Grün- und Rindenanteil in aktuellen Studien bereits durchgeführt wurden [46] [59] [76], wurde den Mineralbodenanhaftungen oder -einschlüssen im Brennstoff nur wenig Beachtung geschenkt. Lediglich für wenige ausgewählte KUP-Proben wurde diese Fragestellung im gemeinsam von der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (LWF) und dem Technologie- und Förderzentrum (TFZ) bearbeiteten Projekt „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ (N/15/15) [56] bereits analysiert.

2 Zielstellung des Projekts

KUPTZ, DIETZ, RIEBLER

Die übergeordneten Ziele des Forschungsprojekts „Qualitätssicherungsmaßnahmen zur Verringerung der mineralischen Verschmutzung und zur Verbesserung der Verbrennung von Holzbrennstoffen“ (Quasi-Holz) waren:

- die Entwicklung und Integration einer **praxistauglichen Qualitätssicherungs-
methode** zur Identifizierung mit Mineralboden verunreinigter Brennstoffproben bei der Warenannahme in der Praxis und
- die Bewertung **kritischer Verschmutzungsgrade biogener Festbrennstoffe** (Holzhackschnitzel, Holzpellets) hinsichtlich Verbrennung und damit verbundener Schäden an der Anlage (Schlackebildung, Korrosion) sowie deren Umweltwirkungen (z. B. Emissionen).

Die umfassenden Ergebnisse des Projekts werden in zwei TFZ-Berichten mit dem gemeinsamen Titel „Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe“ aufbereitet. Der vorliegende Teil 1 behandelt Fragen des Einflusses von Mineralbodeneinträgen auf die Verbrennung. Hierzu wurden Brennstoffe (Holzhackschnitzel, Holzpellets) durch Mischung mit drei für Bayern repräsentativen Mineralböden konditioniert bzw. durch Waschen oder Siebung der Brennstoffe mechanisch optimiert. Anschließend wurde die physikalische und inhaltsstoffliche Brennstoffqualität bestimmt, das Ascheschmelzverhalten mit zwei Methoden charakterisiert und das Verbrennungsverhalten (Emissionen, Schlackebildung) in zwei Kleinfeuerungsanlagen untersucht.

Alle Fragen zur Qualitätssicherung bei der Brennstoffproduktion bezüglich der Vermeidung einer mineralischen Verschmutzung werden in Teil 2 „Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Prüfung, Vermeidung und Qualitätssicherung“ veröffentlicht.

3 Stand des Wissens

KUHLER, DIETZ, KUPTZ, ZIMMERMANN, RIEBLER

3.1 Technische Aufbereitungsverfahren für biogene Festbrennstoffe

Die Brennstoffqualität und das Verbrennungsverhalten biogener Festbrennstoffe variieren in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial und von der Aufbereitungsform [51]. Wichtige physikalische Parameter wie z. B. Wassergehalt, Aschegehalt oder Heizwert, aber auch spezifische Kennwerte für jede Brennstoffart, wie z. B. die Partikelgrößenverteilung für Holzhackschnitzel oder die mechanische Festigkeit von Holzpellets, werden durch die Prozesskette beeinflusst. Bei der Produktion und Aufbereitung biogener Festbrennstoffe werden u. a. folgende Prozessschritte unterschieden:

Zerkleinerung. Der Brennstoff muss für die jeweilige Anwendung, beispielsweise zur Verbrennung in Öfen oder Kesseln, auf eine optimale Größe zerkleinert werden [54]. Die Zerkleinerung erfolgt häufig mit schneidenden Werkzeugen, beispielsweise durch das Hacken von Holz in Trommel-, Schnecken- oder Scheibenradhackern [60] oder durch Zersägen und Spalten von Holz bei der Scheitholzaufbereitung. Daneben erfolgt die Zerkleinerung auch durch Brechen des Holzes mit stumpfen Werkzeugen, beispielsweise mithilfe von Schreddern, Zerspanern oder Hammermühlen [60]. Je nach eingesetzter Technik unterscheidet sich der produzierte Brennstoff bezüglich seiner Abmessungen (Höhe, Länge, Breite) sowie hinsichtlich seiner Partikelform [17].

Trocknung. Biogene Festbrennstoffe beinhalten häufig hohe Anteile an Wasser, die bei der Verbrennung verdampft werden müssen. Erntefrisches Holz weist beispielsweise einen Wassergehalt von 40 bis 60 m-% auf [59] [60]. Für automatisch beschickte Biomassekessel mit einer Feuerungswärmeleistung < 1 MW werden vonseiten der Hersteller dagegen optimale Wassergehalte im Bereich von 15 bis 35 m-% für einen störungsfreien und emissionsarmen Anlagenbetrieb angegeben. Für Kaminöfen werden i. d. R. noch deutlich niedrigere Wassergehalte von 10 bis 17 m-% empfohlen [68]. Eine der gängigsten Aufbereitungsformen biogener Festbrennstoffe ist daher die Trocknung. Dabei wird in „natürliche“ und „technische Trocknungsverfahren“ unterschieden. „Natürliche Trocknungsverfahren“ umfassen beispielsweise durch Sonneneinstrahlung, Luftbewegung oder Selbsterwärmung während der Lagerung von Scheitholz oder Holzhackschnitzeln hervorgerufene Feuchtereduzierungen [43] [54] [59] [60]. Daneben kommen technische Trocknungsverfahren zum Einsatz, bei denen unbewegte Schüttgüter aktiv belüftet werden (Satztrockner), sowie Verfahren, bei denen die Schüttgüter in Bewegung sind, z. B. in Band-, Wälzbett- oder Trommeltrocknern [49]. Häufig erfolgt die technische Trocknung durch Belüftung mit angewärmter Luft, beispielsweise aus der Abwärme von Biogasanlagen oder Holzgas-BHKW [59].

Siebung. Zur Reduktion des Feinanteils (Partikel mit einem Durchmesser $\leq 3,15$ mm [17]), aber auch zur Herstellung einer definierten Partikelgrößenverteilung können biogene Festbrennstoffe technisch gesiebt werden. Vor allem der Feinanteil von Holzhackschnitzeln enthält i. d. R. einen erhöhten Nadel- oder Rindenanteil [54]. Gleichzeitig ist eine Reduktion potenziell anhaftender Erde durch die Siebung von Festbrennstoffen zu beobachten

[54] [59]. Beides resultiert in einer Reduktion des Aschegehalts und der verbrennungskritischen Inhaltsstoffe, wie z. B. N, K oder Si [43]. Die Siebung von Festbrennstoffen wird meist mit stationären oder mobilen Siebanlagen an Biomassehöfen realisiert. In der Praxis kommen vor allem Schwing-, Trommel- und Sternsiebe zum Einsatz [49]. Auch bei der Pelletproduktion erfolgt unmittelbar nach dem Pressen, meist in der Kühlstrecke der Anlage, eine Siebung. Hierbei werden ungepresste Späne oder Pelletbruch, die z. B. vermehrt zu Beginn der Pelletierung auftreten können, von den Pellets getrennt.

Waschen. Das Waschen biogener Festbrennstoffe ist ein bislang kaum eingesetzter Prozessschritt in der Bereitstellungskette und kommt allenfalls bei der Aufbereitung halmgutartiger Biomasse für die stoffliche Nutzung zum Einsatz. Als Waschflüssigkeit werden u. a. Laugen [75], Leitungswasser [8] und entionisiertes Wasser [62] verwendet. Aktuelle Studien zeigen, dass auch die Verbrennungseigenschaften halmgutartiger Biomasse positiv durch das Waschen beeinflusst werden können. So kann das Waschen halmgutartiger Biomasse beispielsweise den Aschegehalt [8] und die Gehalte verbrennungskritischer Inhaltsstoffe wie K, S und Cl reduzieren [11] [62]. Ein weiterer positiver Effekt ist eine mögliche Erhöhung der Ascheschmelztemperatur [11]. Pauschale Aussagen zum Waschen halmgutartiger Biomasse sind aufgrund der spezifischen Betrachtung einzelner Sorten in den zitierten Studien allerdings bislang nicht möglich und die Ergebnisse schwanken in Abhängigkeit von der Biomasseart, Verweildauer im Wasser, dem Verhältnis von Wasser zu Biomasse und der Wassertemperatur [61] [62]. Das Waschen holziger Biomasse für die thermische Nutzung, beispielsweise von Holzhackschnitzeln, ist keine gängige Praxis, zumal die gewaschenen Brennstoffe in der Regel anschließend noch zu trocknen sind.

Kompaktierung. Um eine reproduzierbare und definierte Partikelform zu erhalten, können gehäckselte oder gemahlene Biomassebrennstoffe kompaktiert werden. Unterschieden wird dabei, ausgehend vom Durchmesser des finalen Produkts, in die Brikettierung (Partikel mit einem Durchmesser > 25 mm [40]) und die Pelletierung (Partikel mit einem Durchmesser ≤ 25 mm [39]). Hierbei wird die bereits zerkleinerte Biomasse unter Druck und ggf. unter Verwendung von Additiven wie z. B. Maisstärke zu würfelförmigen, quaderförmigen oder zylindrischen Einheiten gepresst [54] [64]. Bei der Brikettierung kommen v. a. Kolbenpressen, bei der Pelletierung vornehmlich Ring- und Flachmatrizenpressen zur Anwendung. Neben den Abmessungen beeinflusst die Kompaktierung gleichzeitig die Rohdichte, die Schüttdichte, den Feinanteil und die Brennstoffhomogenität [54].

3.2 Mineralbodeneinträge in Holzbrennstoffen

Ein Mineralbodeneintrag in biogene Festbrennstoffe kann während der Ernte, der Aufbereitung, der Lagerung oder des Transports geschehen und neben einem erhöhten Aschegehalt und einem verringerten Heizwert zu einer Anreicherung verbrennungskritischer Inhaltsstoffe und Schwermetalle und damit zur Überschreitung von Grenzwerten nach DIN EN ISO 17225-2/3/4/6/7/9 führen (vgl. Abschnitt 3.2.1 und Unterkapitel 3.4). Gleichzeitig kommt es zur Beeinträchtigung des störungsfreien und emissionsarmen Anlagenbetriebs (siehe Abschnitt 3.2.3). Im Folgenden wird auf mögliche Ursachen für Mineralbo-

deneinträge während der Brennstoffproduktion, auf den Nachweis dieser Einträge und auf ihren Einfluss auf die Verbrennung eingegangen.

3.2.1 Mineralbodeneinträge bei der Bereitstellung

Bei der Bereitstellung von Holzhackschnitzeln kann es entlang der Bereitstellungskette an mehreren Stellen zu Mineralbodeneinträgen in den Brennstoff kommen (Abbildung 1). Gegenüber der Bereitstellung von Energierundholz sind bei der Aufarbeitung von Waldrestholz stärkere Verschmutzungen zu erwarten [43] [60].



Abbildung 1: Mögliche Ursachen von Mineralbodeneinträgen während der Bereitstellung von Holzhackschnitzeln (oben links: Rückung ganzer Kronen; oben rechts: nasse Fahrspuren mit offenliegendem Boden; unten links: Lagern und Hacken an verschmutzten Forststraßen; unten rechts: Befahren von Haufwerken bei der Lagerung oder beim Abtransport von Holzhackschnitzeln)

Das größte Verschmutzungspotenzial besteht bei der Rückung des Energieholzes. Je nach Ausstattung und Arbeitsverfahren werden die Kronen zum Teil auch im Bodenzug (sog. Schleifrückung) mit Traktoren oder Forstspeziialschleppern über Rückegassen aus dem Bestand über die Forststraße zum Polterplatz gezogen [60]. Auch der Einsatz von Forwardern (Tragrückungsverfahren), wie er nach der vollmechanisierten Holzernte üblich ist, kann Bodeneinträge in den Brennstoff z. B. durch ein Hochschleudern des Bodens mit den Reifen verursachen. Tiefe Fahrspuren auf Rückegassen oder stark verschmutzte Forststraßen verstärken diesen Effekt insbesondere bei nassen Witterungsbedingungen

zusätzlich. Auch bei dem Prozessschritt Hacken kann es zu zusätzlichen Mineralbodeneinträgen kommen, indem z. B. am unteren Ende des Hackholzpolters mit der Kranzange Bodenbestandteile mit aufgenommen und dem Hacker zugeführt werden. Auch die Lagerung sowie der damit verbundene Umschlag der Holzhackschnitzel können zu Mineralbodeneinträgen führen, wenn Holzhackschnitzelhaufwerke beispielsweise bei Einlagerung je nach Ladegerät zum Teil befahren werden.

3.2.2 Nachweis von Mineralboden in Holzbrennstoffen

In der Literatur finden sich erste Nachweismethoden von Mineralbodeneinträgen in Holzbrennstoffen. So wurden bereits in dem EU-Projekt „BioNorm 2“ [10] Methoden für den experimentellen Nachweis von Mineralbodenverunreinigungen an Holzhackschnitzeln durch Waschen und Sedimentation der schweren Bestandteile als Möglichkeit beschrieben. Für schwere Fremdstoff-Partikel $> 3,15$ mm wurde hieraus die DIN EN ISO 19743 [36] entwickelt. Eine Methode für Verunreinigungen < 2 mm wurde ebenfalls im Projekt „BioNorm 2“ beschrieben. Ausgehend von dieser Methode wurden bereits im Projekt „Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel“ (K10/17) Sedimentationsversuche an Holzhackschnitzeln durchgeführt, die jedoch keinen verlässlichen Nachweis für den tatsächlichen Mineralbodenanteil erbrachten [44]. Auch eine Optimierung der Methode durch Dichteänderung der Lösung führte nur bedingt zu einer Verbesserung [56]. Ein weiterer Ansatz ist die Abschätzung einer Verschmutzung über ausgewählte chemische Inhaltsstoffe im Brennstoff. Hierzu wurden im Rahmen des Projekts „Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel“ (K10/17) für den analytischen bzw. rechnerischen Nachweis von Mineralbodenanhaftungen an Holzhackschnitzeln Brennstoff- und Bodendaten ausgewertet [44]. Dabei wurden zwei Verschmutzungsindizes, das Fe/Mn-Verhältnis und der Al/200-Koeffizient, als Indikatoren für Mineralbodenverschmutzungen entwickelt (vgl. Abschnitt 3.3.2) [43].

3.2.3 Einfluss der Mineralbodeneinträge auf die Verbrennung

Bei einem Eintrag von Mineralboden in biogene Festbrennstoffe kann es zu vielfältigen Problemen bei der Verbrennung kommen. Unterschieden wird dabei in Schäden, die durch eine erhöhte mechanische Belastung der Anlagen hervorgerufen werden, und in Schwierigkeiten, die sich durch eine Veränderung der inhaltsstofflichen Brennstoffzusammensetzung bei der thermochemischen Umsetzung ergeben.

Vor allem grobe Partikel wie Steine oder Metall erhöhen mechanische Schäden an der Anlage, beispielsweise durch Blockaden in den Förderschnecken, wodurch es sogar zum Ausfall der Feuerung verbunden mit einer längeren Standzeit kommen kann [54]. Ein hoher Sandanteil erhöht den Metallabrieb innerhalb der Anlage. Infolgedessen könnte es zu erhöhter Korrosion und zum Verschleiß von Bauteilen kommen.

Mineralbodeneinträge in biogene Festbrennstoffe bewirken eine Erhöhung des Aschegehalts und eine Verringerung des Heizwerts sowie, je nach Boden und Gestein, eine Anreicherung verbrennungskritischer Inhaltsstoffe wie beispielsweise Si oder K [43]. Somit kann

es bei der Verbrennung mit Mineralboden verschmutzter Brennstoffe u. a. zu einer erhöhten Partikelemission (K), aber auch zu einer erhöhten Schlackebildung (K, Si) kommen (Tabelle 1). Gleichzeitig kann der Gehalt an Schwermetallen zunehmen, wodurch eine Verwertung oder Entsorgung der Aschen negativ beeinflusst wird.

Unter bestimmten Voraussetzungen könnte sich ein Eintrag mit Mineralboden aber auch positiv auf die Verbrennung auswirken. So wurde beispielsweise ein positiver Effekt bei der Verwendung aluminiumbasierter Tonmineralien (z. B. Kaolinit $\text{Al}_2[\text{Si}_2\text{O}_5][\text{OH}]_4$) als Additiv auf die Verbrennung nicht holziger Biomassepellets nachgewiesen [63]. Alkalimetalle wie Kalium können in Anwesenheit von Kaolinit zu schwerschmelzenden kristallinen Verbindungen wie beispielsweise Kalsilit (KAlSiO_4) oder Leucit (KAlSi_2O_6) reagieren. Hierdurch können sich die Bildung von Aerosolen und damit die partikelförmigen Emissionen bei der Verbrennung, aber auch die Bildung von Schlacke verringern [63]. Da es sich bei Mineralböden i. d. R. um Mischungen zahlreicher Materialien handelt, sind ausschließlich positive Effekte auf die Verbrennung jedoch eher nicht zu erwarten.

Insgesamt sind die Einflüsse, die ein Eintrag von Mineralboden auf die Verbrennung haben kann, vielfältig. Für einen störungsfreien und emissionsarmen Anlagenbetrieb sollte daher eine Verschmutzung der Brennstoffe mit Mineralboden vermieden werden.

3.3 Methoden zur Prognose des Verbrennungsverhaltens biogener Festbrennstoffe

3.3.1 Einfluss verbrennungskritischer Inhaltsstoffe auf das Verbrennungsverhalten biogener Festbrennstoffe

Die inhaltsstoffliche Zusammensetzung biogener Festbrennstoffe beeinflusst in erheblichem Maß das Verbrennungsverhalten der Brennstoffe in der Feuerung [54]. Hohe Gehalte bestimmter Elemente führen beispielsweise zu erhöhten Emissionen (Feinstaub, NO_x , SO_x), zu Korrosion der Anlagen oder zu einer erhöhten Schlackebildung (Tabelle 1). Im Folgenden wird auf die Einflüsse ausgewählter Brennstoffparameter auf die Verbrennung biogener Festbrennstoffe eingegangen.

Die Elemente Kalium (K), Natrium (Na), Blei (Pb) und Zink (Zn) zählen zu den sogenannten Aerosolbildnern. Sie sind u. a. relevant für die bei der Verbrennung stattfindende Bildung von Feinpartikeln bis 1 μm aerodynamischer Durchmesser (PM_{10} -Emission) (vgl. auch Abschnitt 3.3.2). Die aerosolbildende Eigenschaft dieser Elemente geht auf die Tatsache zurück, dass ein Teil dieser semivolatilen und volatilen Elemente – hierzu zählen auch S und Cl – im Glutbett aus dem Brennstoff in die Gasphase freigesetzt werden und später koagulieren oder an Oberflächen, beispielsweise an Wärmetauschern oder an anderen Partikeln, kondensieren kann [5] [47] [54] [71] [63] [76].

Tabelle 1: Einfluss ausgewählter chemischer Inhaltsstoffe in biogenen Festbrennstoffen auf die Verbrennung (nach [54])

Element	Beeinflusste Verbrennungsparameter
Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Sauerstoff (O)	Heizwert, Brennwert, Luftbedarf
Stickstoff (N)	NO _x - und N ₂ O-Emissionen
Schwefel (S)	SO _x -Emissionen, Hochtemperaturkorrosion, Partikelemissionen
Chlor (Cl)	Emissionen von HCl und halogenorganischen Verbindungen (z. B. bei PCDD/F-Bildung), Partikelemissionen
Kalium (K)	Ascheerweichungsverhalten, Hochtemperaturkorrosion, Partikelemissionen
Natrium (Na)	Partikelemissionen
Magnesium (Mg), Calcium (Ca)	Ascheerweichungsverhalten, Ascheeinbindung von Schadstoffen, Ascheverwertung, Partikelemissionen
Silizium (Si)	Aschegehalt, Ascheerweichungsverhalten
Schwermetalle ¹	Ascheverwertung, Schwermetallemissionen, z. T. katalytische Wirkung (z. B. bei PCDD/F-Bildung), Partikelemissionen

¹ Relevante Schwermetalle sind Arsen (As), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni), Blei (Pb), Vanadium (V), Zink (Zn)

Bei der Verbrennung von Biomasse entstehen Stickstoffoxidemissionen (d. h. Emissionen von NO und NO₂, angegeben als NO_x). Hierfür ist im Wesentlichen der Stickstoffgehalt im Brennstoff verantwortlich (vgl. auch Abschnitt 3.3.2) [47] [54] [71] [63] [76].

Neben NO_x- und Partikelemissionen hat die inhaltsstoffliche Zusammensetzung der Brennstoffe maßgeblichen Einfluss auf das Ascheschmelzverhalten (vgl. auch Abschnitt 3.3.3). Hohe Temperaturen im Feuerungsraum führen zu Veränderungen der physikalischen Struktur der Asche, zunächst durch Erweichung der Partikel bis hin zu deren komplettem Aufschmelzen bzw. Zerfließen [48] [67]. Bei Abkühlung im Feuerungsraum kommt es nun zur Verhärtung der flüssigen Asche und es bilden sich Klumpen, die sogenannte Schlacke. Dabei entstehen u. a. Verklebungen am Rost und im Auffangbehälter, was mit erheblichen mechanischen Problemen für die Anlagentechnik verbunden sein kann. Schlackebildung ist gerade bei kleinen Feuerungsanlagen kritisch und muss daher minimiert werden [48] [54] [67] [76].

3.3.2 Brennstoffindizes

Für eine erste Abschätzung des Verbrennungsverhaltens biogener Festbrennstoffe können Brennstoffindizes, basierend auf der inhaltsstofflichen Zusammensetzung der Brennstoffe, herangezogen werden [55] [70]. Hierbei sind v. a. folgende Indizes zu nennen:

Al/200-Koeffizient und Fe/Mn-Verhältnis. Die beiden als „Verschmutzungsindizes“ bezeichneten Indizes Al/200-Koeffizient und Fe/Mn-Verhältnis werden zur Identifikation von Mineralbodeneintrag in Holzbrennstoffen genutzt. Bei Überschreitung eines festgelegten Schwellenwerts deuten beide Indizes auf einen Eintrag von Mineralboden hin [43] [60]. Bei einem Unterschreiten des Schwellenwerts wird von Biomasse ohne Mineralbodeneintrag ausgegangen. Sowohl der Al/200-Koeffizient als auch das Fe/Mn-Verhältnis wurden im Projekt „Quasi-Holz“ weiterentwickelt. Eine detaillierte Betrachtung beider Indizes findet sich in Teil 2 dieses Berichts („Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Teil 2: Prüfung, Vermeidung und Qualitätssicherung“).

Stickstoffgehalt. Die Stickoxidemissionen (NO_x) werden direkt vom Stickstoffgehalt des Brennstoffs nahezu linear beeinflusst [54]. Sie fallen somit höher aus, wenn mehr Stickstoff im Brennstoff enthalten ist, wodurch sich dieser als Indikator für NO_x -Emissionen eignet [69] [71]. Das Niveau der NO_x -Emissionen wird zu einem geringen Teil auch von der eingesetzten Feuerungstechnik beeinflusst [69].

Summe der Aerosolbildner. Als Indikator für die Höhe der Staubemissionen mit einem Partikeldurchmesser $< 1 \mu\text{m}$ (PM_1) sowie für mögliche Entstehung von Ablagerungen z. B. im Wärmetauscher wird ausgehend von einer Elementaranalyse des Brennstoffs die Summe der Aerosolbildner ($\Sigma[\text{K}, \text{Na}, \text{Pb}, \text{Zn}]$) herangezogen [70] [55]. Bei biogenen Festbrennstoffen ist hier v. a. das Element Kalium relevant, das im Fall holzartiger Biomasse häufig zu mehr als 90 m-% zum Gehalt aerosolbildender Elemente im Brennstoff beiträgt [43]. Zu beachten ist neben dem absoluten Gehalt an K auch die tatsächliche K-Freisetzung in die Gasphase (siehe molares Si/K- und molares Cl/Si-Verhältnis).

Molares Si/K-Verhältnis und molares Cl/Si-Verhältnis. Die Kaliumfreisetzung in die Gasphase kann über die Berechnung des molaren Si/K-Verhältnisses abgeschätzt werden. Bei Werten bis 2,5 erfolgt eine erhöhte Kaliumfreisetzung in die Gasphase, während für Werte über 2,5 eine Einbindung von Kalium in die Asche dominiert [55]. Auch das molare Cl/Si-Verhältnis erlaubt eine Abschätzung der Kaliumfreisetzung in die Gasphase, wobei steigende Werte des Cl/Si-Verhältnisses auf eine erhöhte Kaliumfreisetzung hindeuten [5].

Molares (Si + P + K)/(Ca + Mg)-Verhältnis. Das molare (Si + P + K)/(Ca + Mg)-Verhältnis erlaubt eine Abschätzung des Ascheerweichungsverhaltens. Für Werte von über 2,5 sind niedrige Ascheschmelztemperaturen zu erwarten [70]. Bei einem Eintrag mit Mineralboden sind die Aluminiumkonzentrationen in den verunreinigten Brennstoffen möglicherweise erhöht. In diesem Fall wird eine Erhöhung der Ascheerweichungstemperatur vermutet. In Al-reichen Brennstoffen kann daher für die Abschätzung der Ascheerweichungstemperatur das molare (Si + P + K)/(Ca + Mg + Al)-Verhältnis verwendet werden [5] [63] [71].

Die meisten der hier genannten Indizes wurden empirisch für ausgewählte holzige und halmgutartige Brennstoffe im Labor ermittelt [71]. Aus diesem Grund sind die angegebenen Grenz- bzw. Schwellenwerte lediglich für eine erste Einordnung geeignet und können je nach Brennstoff abweichen [47] [48].

3.3.3 Methoden zur Vorhersage bzw. Bewertung der Verschlackungsanfälligkeit der Brennstoffe bzw. Brennstoffaschen

Zur Bewertung der Verschlackungsanfälligkeit biogener Festbrennstoffe können das Ascheschmelzverhalten der Brennstoffe und die PASSA-Methode (*Pellet Ash and Slag Sieving Assessment*), die sich teilweise noch in der Entwicklung befindet, herangezogen werden. Zur Überprüfung beider Methoden können Aschen, die aus tatsächlich durchgeführten Feuerungsversuchen stammen, mittels einer Siebung bezüglich ihrer Partikelfraktionen untersucht werden. Neben einer Vergleichbarkeit der Prüfmethoden können damit auch Aussagen zum realen Kesselbetrieb getroffen werden (vgl. Kapitel 6).

3.3.3.1 Ascheschmelzverhalten

Das Ascheschmelzverhalten biogener Festbrennstoffe bei hohen Temperaturen im Feuerungsraum wird häufig mittels eines Ascheschmelzmikroskops bestimmt [37]. Hierzu wird ein zylindrischer Prüfkörper aus Asche hergestellt und auf Temperaturen bis zu 1500 °C erwärmt (vgl. Abschnitt 6.2.2.1). Ein schematischer Ablauf dieses Vorgangs ist in Abbildung 2 dargestellt.

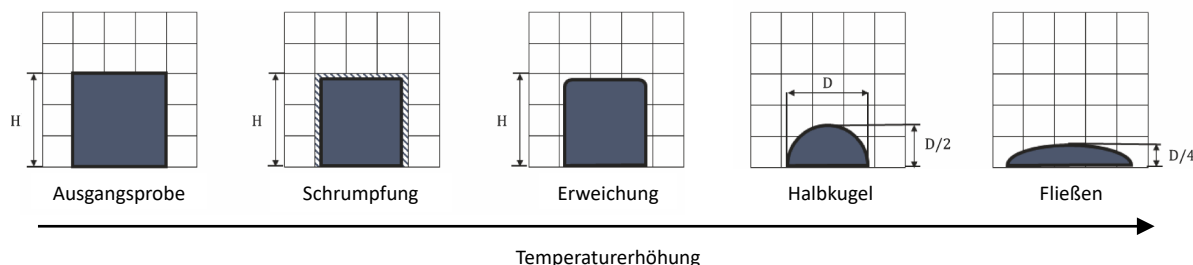


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Stadien des Ascheschmelzverhaltens eines zylinderförmigen Aschepresslings bei zunehmender Temperatur (nach DIN EN ISO 21404 [37]; H = Zylinderhöhe, D = Zylinderdurchmesser)

Bei Erreichung der „Temperatur am Beginn der Schrumpfung“ (*shrinkage starting temperature*, SST in °C) im Ascheschmelzmikroskop kommt es zu einer Schrumpfung der Aschepartikel. Mit zunehmender Temperatur folgt eine Erweichung der Asche (*deformation temperature*, DT in °C). Im Ascheschmelzmikroskop ist dies durch ein beginnendes Abrunden der Kanten des Probekörpers ersichtlich. Diesem Vorgang schließt sich eine annähernde Halbkugelform an (*hemisphere temperature*, HT in °C). In der letzten Stufe

kommt es zum vollständigen Aufschmelzen und Zerfließen der Partikel (*flow temperature*, FT in °C) [54].

3.3.3.2 PASSA-Methode

Die PASSA-Methode (*Pellet Ash and Slag Sieving Assessment*) wurde in einem europäischen Forschungsprojekt (EU-AshMeIT) u. a. durch das TFZ entwickelt [67]. Im Gegensatz zum Verfahren mittels Ascheschmelzmikroskop wird bei der PASSA-Methode die Schlackebildung nicht an der normkonform gewonnenen Asche, sondern direkt am Brennstoff getestet. Die Methode wurde für Pelletbrennstoffe entwickelt und wird kontinuierlich optimiert.

Für die Messung mittels PASSA-Methode wird eine definierte Masse pelletierten Brennstoffs in einer Glühschale (Tiegel) eingewogen. Zur Ascheerzeugung wird die Probe thermisch in einem Muffelofen verascht, wobei ein vorgegebenes Temperaturprofil verwendet wird. Die maximale Temperatur beträgt dabei 1000 °C. Die veraschte und ausgekühlte Probe wird anschließend durch ein dreidimensionales Siebverfahren in unterschiedliche Partikelgrößenklassen aufgetrennt und der sogenannte „Slag-Index“ berechnet. Dieser definiert den Anteil der Fraktion > 1 mm sowie die am Tiegel anhaftende Masse. Eine ausführliche Darstellung der PASSA-Methode, wie sie im Rahmen des Projekts „Quasi-Holz“ verwendet wurde, wird in Abschnitt 6.2.2.2 wiedergegeben.

3.4 Anforderungen an die Qualität biogener Festbrennstoffe

Kleine bis mittelgroße Biomassefeuerungen benötigen für eine effiziente und emissionsarme Verbrennung eine definierte und gleichbleibende Brennstoffqualität. Nur durch das aufeinander abgestimmte Zusammenspiel von Anlagentechnik, Benutzerverhalten und Brennstoff kann ein optimaler Betrieb gewährleistet werden.

Die Qualität biogener Festbrennstoffe lässt sich mithilfe internationaler Normen beschreiben. Hervorzuheben ist die DIN EN ISO 17225 (Teile 1 bis 9). In Teil 1 der Norm sind allgemeine Spezifikationen zu biogenen Festbrennstoffen festgelegt [17]. Daneben gibt die DIN EN ISO 17225-1 ein Klassifizierungssystem für biogene Festbrennstoffe wieder, ausgehend von der Herkunft der Biomasse (Pflanzenart, Pflanzenteile etc.) oder deren Vorbehandlung (Vortrocknung, chemische Behandlung etc.). Im Anhang von Teil 1 der Norm finden sich zudem tabellarische Auflistungen zu typischen Wertebereichen relevanter Qualitätsparameter für zahlreiche Brennstoffklassen (z. B. naturbelassenes Holz, Gras etc.). In den Teilen 2 bis 9 der DIN EN ISO 17225 finden sich Spezifikationen, u. a. für holzige und nicht holzige Briketts (DIN EN ISO 17225-3/7) [40] [20], für holzige und nicht holzige Pellets (DIN EN ISO 17225-2/6) [39] [19], für Holzhackschnitzel (DIN EN ISO 17225-4) [41] und für Stückholz (DIN EN ISO 17225-5) [18]. Teil 8 („Thermisch behandelte und gepresste Brennstoffe“) befindet sich aktuell noch im Entwurfsstadium, wohingegen Teil 9 („Grobes Schredderholz und Holzhackschnitzel für die industrielle Verwendung“) kürzlich veröffentlicht worden ist.

Die in den Teilen 2 bis Teil 9 der DIN EN ISO 17225 definierten Spezifikationen werden i. d. R. in unterschiedliche Klassifikationen (beispielsweise in die Klassen A1 bis B2 für Holzhackschnitzel) unterteilt. Dabei werden genaue Anforderungen an ausgewählte Brennstoffqualitätsparameter, wie beispielsweise Wassergehalt, Partikelgrößenverteilung, Aschegehalt oder chemische Inhaltsstoffe, festgelegt. In jeder der Normen werden zudem geeignete Rohmaterialien mit Bezug auf die Nomenklatur in Teil 1 der Norm definiert. Kesselhersteller, Brennstoffproduzenten und Kunden können sich an den Vorgaben dieser Normenreihe orientieren, um den am besten geeigneten Brennstoff für die jeweilige Feuerung zu definieren, zu produzieren oder zu erwerben. Die Verwendung der DIN EN ISO 17225 erfolgt freiwillig, eine gesetzliche Verpflichtung besteht nicht.

Beispielhaft sind in Tabelle 2 die Anforderungen an den Aschegehalt und an die inhaltsstoffliche Brennstoffqualität für Holzhackschnitzel (Klassen A1 bis B2) und für Holzpellets (Klasse B) aufgeführt.

Tabelle 2: Anforderungen an den Aschegehalt und an die inhaltsstoffliche Brennstoffqualität biogener Festbrennstoffe nach DIN EN ISO 17225-2/4 (wf = wasserfreie Bezugsbasis, n. d. = nicht definiert)

Parameter	Holzhackschnitzel	Holzhackschnitzel	Holzpellets
DIN EN ISO 17225	Teil 4 [41]	Teil 4 [41]	Teil 2 [39]
Eigenschaftsklasse	A1 & A2	B1 & B2	B
Aschegehalt in m-%, wf	1,5	3,0	2,0
Stickstoff (N) in m-%, wf	n. d.	≤ 1	≤ 1
Schwefel (S) in m-%, wf	n. d.	≤ 0,1	≤ 0,05
Chlor (Cl) in m-%, wf	n. d.	≤ 0,05	≤ 0,03
Arsen (As) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 1	≤ 1
Cadmium (Cd) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 1	≤ 0,5
Chrom (Cr) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 10	≤ 10
Kupfer (Cu) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 10	≤ 10
Blei (Pb) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 10	≤ 10
Quecksilber (Hg) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 0,1	≤ 0,1
Nickel (Ni) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 10	≤ 10
Zink (Zn) in mg/kg, wf	n. d.	≤ 100	≤ 100

4 Beschaffung und Herstellung von Versuchsbrennstoffen

4.1 Probenakquise und Herkunft

RIEBLER, KUCHLER, HÖGE, ZIMMERMANN, KUPTZ, DIETZ

Ziel der Brennstoff- und Mineralbodenbeschaffung war es, für Bayern repräsentative Regionen mit hohem Holzhackschnitzelaufkommen zu identifizieren und dort typische oberflächennahe Bodensubstrate auszuwählen, die auch in der Praxis bei Holzernte oder Polterlagerung Mineralbodeneinträge in Holzhackschnitzel verursachen. Für realistische Ergebnisse und stichhaltige Schlussfolgerungen war es deshalb von Bedeutung, dass die Holzhackschnitzel (siehe Abschnitt 4.1.2) und die Mineralböden (siehe Abschnitt 4.1.3) zusammenpassen. Daher erfolgte auch die Holzhackschnitzelbeschaffung auf bestimmte Regionen fokussiert, da sich die inhaltsstoffliche Zusammensetzung von Holz regional unterscheidet. Die Organisation der Holzhackschnitzel- und Mineralbodenbeschaffung lag in der Verantwortung der LWF und erfolgte in enger Kooperation mit dem Zentrum für Energieholz (ZfE) der Bayerischen Staatsforsten A. ö. R. (BaySF). Aufgrund von Sturm- und Borkenkäferkalamitäten war die Durchführung herausfordernd, da die jeweiligen Forstbetriebe ihre Arbeitskapazitäten, Hiebsreihenfolgen sowie Sortimentsaushaltung häufig kurzfristig anpassen mussten. Im Juli 2019 erfolgte der Abschluss der Probenakquise.

Die Vorauswahl der zu beschaffenden Mineralböden erfolgte nach Bodendatenbank- und GIS-Auswertungen und Vor-Ort-Erkundungen in enger Abstimmung mit den Grundstückseigentümern. Sie konnte bereits im Oktober 2018 erfolgreich abgeschlossen werden. Bei der Vorabrecherche wurden Detailkarten zur Identifikation der jeweils relevanten Einheiten der sog. Übersichtsbodenkarte („UEBK-Einheit“) des Landesamts für Umwelt (LfU) erstellt. Innerhalb dieser wurde mithilfe eines geografischen Informationssystems (ESRI ARC-GIS 10.4.1) die Repräsentationsqualität und -quantität der jeweiligen UEBK-Einheiten dargestellt und prozessiert. Diese Detailkarten wurden nach dem folgenden Vorgehen erstellt: Zuerst wurden die Polygone der Waldflächen des Wuchsgebiets mit der UEBK verschnitten und deren Flächengrößen absteigend sortiert. Nach einer Gegenüberstellung der repräsentierten Flächengrößen und einer fachlichen Einschätzung der Eignung für die geplanten Versuche wurden die entsprechenden Gebiete ausgewählt. Für den weiteren Projektfortschritt war es von Bedeutung, dass die Mineralböden möglichst wenig Skelett-, jedoch aber einen hohen Lehm- bzw. Schluffanteil enthielten, damit die in der Praxis an den Brennstoffen anhaftenden Partikel auch bei den verschiedenen Versuchsabläufen an den Brennstoffen anhaften.

Aufgrund der oben genannten Kriterien (Baumart und Holzhackschnitzelproduktion) wurden als Regionen die forstlichen Wuchsgebiete (WG) 5 „Fränkischer Keuper und Albvorland“, 11 „Bayerischer Wald“ und 12 „Tertiäres Hügelland“ im Laufe der Vorarbeiten für das Projekt ausgewählt (siehe Abbildung 3):

- Tertiäres Hügelland (Mineralboden A; UEBK 16b),
- Fränkischer Keuper und Albvorland (Mineralboden B; UEBK 424b),
- Bayerischer Wald (Mineralboden C; UEBK 743).

Aus den drei Regionen mussten je zwei Holzhackschnitzelproben beschafft werden, da pro Region jeweils die Sortimenten Energierundholz sowie Waldrestholz für die Versuche benötigt wurden.

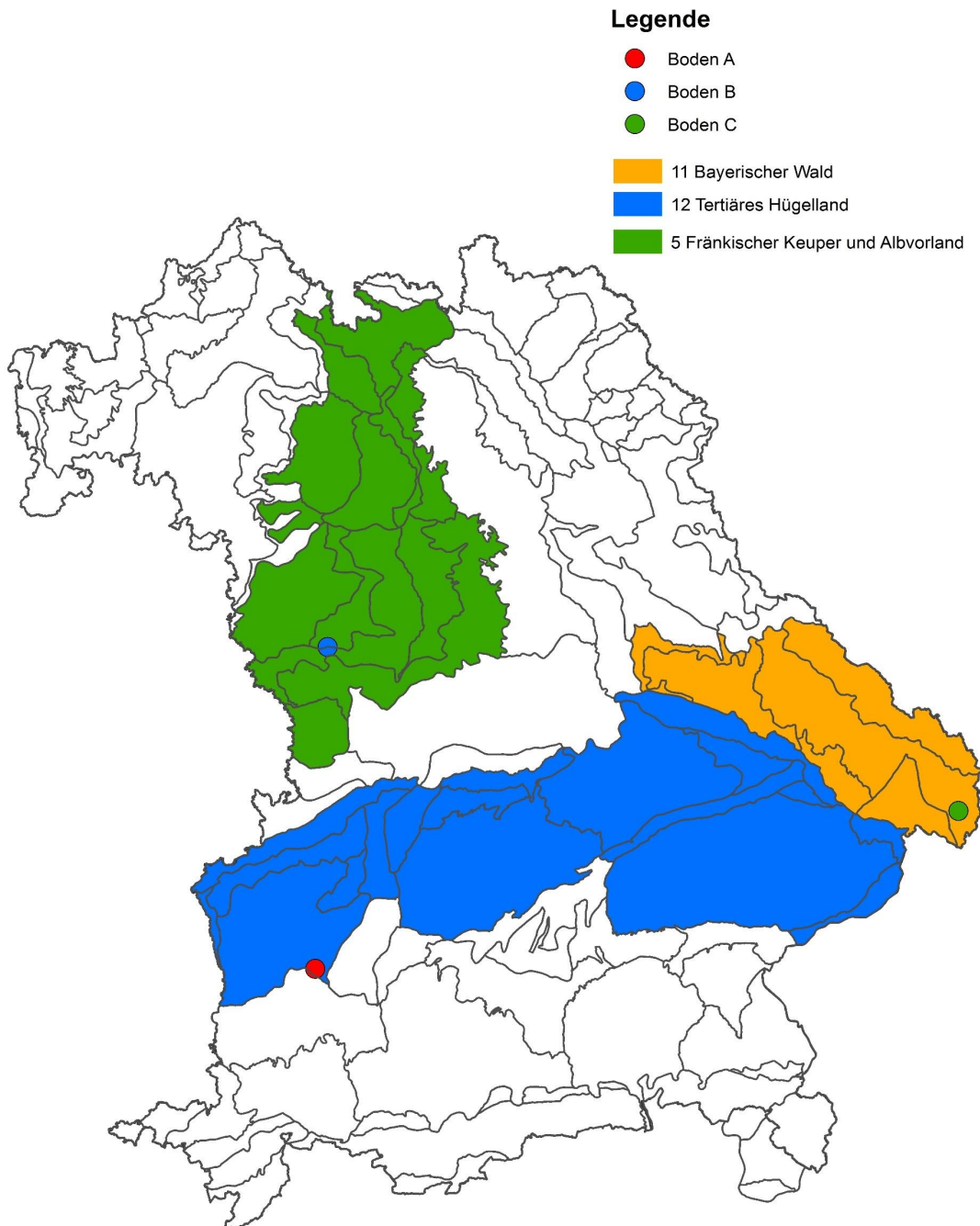


Abbildung 3: Ausgewählte Wuchsgebiete und Regionen für Holzhackschnitzelproben- und Mineralbodenprobenbeschaffung

Die Beschaffung von Ausgangsmaterial für die Pelletierung (siehe Abschnitt 4.1.1) erfolgte gelöst von dem oben beschriebenen Vorgehen, da Pellets im Regelfall aus Sägenebenenprodukten größerer Sägewerke mit einem nicht konkret lokalisierbaren Einzugsbereich hergestellt werden. Deshalb wurde das Fichtenrundholz am TFZ von einem Holzhändler direkt beschafft. Entgegen dem regionalen Aspekt bei den Holzhackschnitzeln wurde bei der Pelletbeschaffung der primäre Fokus auf verschmutzungsfreie Arbeitsweise gelegt.

4.1.1 Ausgangsmaterial der Pelletproduktion für Verbrennungsversuche

Um definierte Pelletbrennstoffe für die Verbrennungsversuche zu Kapitel 6 garantieren zu können, wurden sortenreine Fichten- und Buchenpellets (*Picea abies*, *Fagus sylvatica*) mit der Pelletieranlage des TFZ produziert.

Für die Produktion der Fichtenpellets wurden Stämme aus Energierundholz mit einem Durchmesser < 12 cm beschafft. Das Holz stammte aus Zachersdorf (94354 Haselbach). Nach Anlieferung an das TFZ wurde das Holz mit einem Hochdruckreiniger gereinigt, um vorab an den Stämmen anhaftenden Mineralboden zu entfernen (Abbildung 4). Das Hacken der Stämme erfolgte in einem stationären Vecoplan-Trommelhacker (VTH 45/12/2) mit einer langsamen Einzugs geschwindigkeit von 9,7 m/min, händischer Beschickung, scharfen Messern und mit einem 40×40 mm Siebkorb. Die Fichtenhackschnitzel wurden auf einen Wassergehalt von ca. 7 m-% technisch getrocknet, um diese für den darauffolgenden Mahlprozess zu optimieren (siehe Abschnitt 4.3.3). Hierzu kamen bei den Fichtenhackschnitzeln die am TFZ konstruierten Niedertemperatur-Satztrocknerboxen zum Einsatz (siehe Abschnitt 4.2.1).

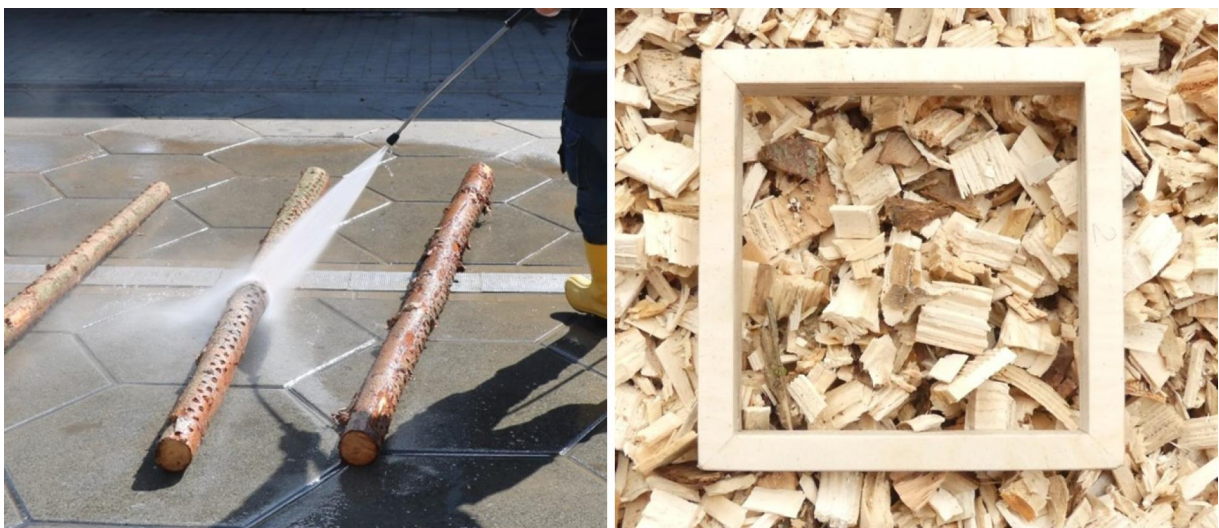


Abbildung 4: Vorbereitung der Fichtenstämme für die Pelletproduktion (links: Vorreinigung der Fichtenstämme mittels Hochdruckreiniger; rechts: mit einem Trommelhacker produzierte Holz hackschnitzel, Holzrahmen entspricht 10×10 cm)

Als Ausgangsmaterial für die Buchenpellets wurden Buchenhackschnitzel aus Energierundholz verwendet. Da keine Buchen mit Durchmesser < 12 cm (Maximaldurchmesser für den Vecoplan-Trommelhacker) zum Zeitpunkt der Versuche in der Region Straubing-Bogen verfügbar waren, wurden die Buchenhackschnitzel über einen regionalen Brennstoffhändler aus 94244 Geiersthal beschafft. Der Ernte- und der Hackprozess der Energierundholzstämmen wurden vonseiten des TFZ überwacht. Die Buchenstämmen wurden mittels eines Diamant 2000-Trommelhackers (Albach Maschinenbau AG) mit einem 48×48 mm Lamellensieb zerkleinert. Der Messervorgriff betrug 28 mm. Die Buchenhackschnitzel wurden in einen gesäuberten Container gehackt, der gleichzeitig als Trocknungsbox fungierte, sodass eine Verschmutzung der Holz hackschnitzel durch den Verladeprozess ausgeschlossen und die Sortenreinheit des Brennstoffs garantiert werden konnte. Die Trocknung fand direkt im Anschluss an den Hackprozess durch den Brennstoffhändler statt. Hierzu wurde der als stationäre Trocknungsanlage verwendete Container mittels Abwärme einer Biogasanlage belüftet. Die getrockneten Holz hackschnitzel wurden im Anschluss an das TFZ geliefert.

4.1.2 Holz hackschnitzel für Verbrennungsversuche

Im Projekt „Quasi-Holz“ wurden aus drei Regionen (A bis C) Holz hackschnitzel beschafft, die u. a. für die Verbrennungsversuche (vgl. Kapitel 6) zum Einsatz kamen. Je Region wurden Brennstoffe der beiden Holz hackschnitzelsortimente Waldrestholz und Energierundholz betrachtet. Die Holz hackschnitzelcharge aus Region A (tertiäres Hügelland) war für alle Varianten der Feuerungsversuche mit Holz hackschnitzeln und somit als Referenzbrennstoff vorgesehen (siehe Kapitel 6). Dem Brennstoff aus Region A sollten neben einer Nullprobe und der gezielten Verunreinigung mit Boden derselben Region auch die Böden der anderen beiden Regionen zugemischt werden und die Aufbereitung durch Sieben und Waschen betrachtet werden. Dafür wurde eine größere Menge von rund 20 Srm je Sortiment benötigt. Aus den Regionen B (Keuper) und C (Bayerischer Wald) waren jeweils rund 8 Srm pro Sortiment zu beschaffen. Insgesamt wurden aus den Regionen A bis C rund 70 Srm Holz hackschnitzel beschafft.

Region A (Tertiäres Hügelland)

Das Ausgangsmaterial für die Holz hackschnitzelproduktion (je zwei Polter pro Sortiment, Abbildung 5 und Abbildung 6) wurde im Rahmen einer Vorerkundung am 1. März 2019 durch Mitarbeiter der LWF besichtigt und für tauglich befunden. Einzig der Energierundholzpolter 258-1 wies einen sehr hohen Tannenanteil auf (Abbildung 6, rechts). Diese Stämme wurden mit Sprühfarbe markiert, damit eine sortenreine Bereitstellung der Holz hackschnitzel für den Versuch sichergestellt wurde.



Abbildung 5: Ausgangsmaterial Waldrestholz aus Region A (links: Polter 250-1; rechts: Polter 235-5)



Abbildung 6: Ausgangsmaterial Energierundholz aus Region A (links: Polter 258-2; rechts: Polter 258-1, enthaltene Tannenstämme zum Aussortieren grün markiert)



Abbildung 7: Holzhackschnitzelproduktion in Region A: Hacken des Waldrestholzes in Transportcontainer

Am 15. März 2020 wurden die Holzpolter von einem lokal tätigen Dienstleistungsunternehmen mit einem zapfwellengetriebenen Anhängetrommelhacker JENZ HEM 593 Z (Siebkorbweite 30 × 30 mm) gehackt, der von einem Valtra T-Serie mit 295 kW bzw. 400 PS Motorleistung angetrieben wurde (Abbildung 7). Den Transport zur Trocknungsanlage übernahm ein Traktor mit zwei Containeranhängern. Dort erfolgte die Gewinnung der Was-

sergehalts- und inhaltsstofflichen Analyseproben der Holzhackschnitzel (vgl. Abschnitt 4.2.2).

Region B (Keuper)

Aufgrund der bayernweit angespannten Waldschutzsituation wurde in der Region B planmäßig kein Energierundholz produziert. Auch die Produktion von Waldrestholzhackschnitzeln war nahezu ausschließlich durch Kalamitätsnutzungen bestimmt. Demnach ergab sich eine deutliche Verzögerung bei der Beschaffung dieser Holzhackschnitzelcharge. Die Problematik konnte durch ein Ausweichen auf einen weit von dem Bodenentnahmeort entfernten Probenahmeort derselben UEBK-Einheit gelöst werden (vgl. Abschnitt 4.1.3). Dort musste das Ausgangsmaterial durch das motormanuelle Entasten der größten Kronen in einem Waldrestholzpolter für die Versuchszwecke durch Mitarbeiter der LWF eigenhändig hergestellt werden. Nach Rücksprache mit dem TFZ wurde die Beschaffungsmenge auf 4 Srm je Sortiment reduziert.

Am 23. und 24. Juli 2019 konnte die Holzhackschnitzelbeschaffung aus Region B erfolgreich abgeschlossen werden. Das lokal tätige Dienstleistungsunternehmen setzte einen Lkw-Aufbau-Trommelhacker Heizohack HM 14-860 KL mit einem 30 × 30 mm Siebkorb ein. Die Maschine wurde von einem Mercedes-Benz AROCS 3351 mit 375 kW bzw. 510 PS Motorleistung angetrieben. Die Holzhackschnitzel jedes Sortiments wurden in einen gesäuberten Container gehackt und anschließend auf eine Siloplane gekippt, homogenisiert, händisch in Bigbags gefüllt und in diesem Zusammenhang beprobt und verladen (Abbildung 8).



Abbildung 8: *Holzhackschnitzelbeschaffung aus Region B (Keuper) (links: abgekippte Sortimente, fertig zum Verladen und Beprobieren; vorne: ERH-Hackschnitzel, hinten WRH-Hackschnitzel; rechts: Beprobung eines Bigbags des Sortiments Waldrestholz)*

Aufgrund des zu erwartenden relativ heterogenen Ausgangswassergehalts wurden pro Bigbag zwei Proben à 3 l zur Wassergehaltsbestimmung (= fünf Proben pro Srm) entnommen. Zudem wurden für die inhaltsstoffliche Analytik pro Bigbag 4 l Brennstoffprobe gewonnen, in lebensmittelechte Kunststofffässer gefüllt und anschließend an der LWF bei 40 °C bis zur Gewichtskonstanz im Trockenschrank getrocknet. Die insgesamt 20 Bigbags wurden anschließend verladen und umgehend an das TFZ transportiert.

Region C (Bayerischer Wald)

Am 8. November 2018 wurde die Holzhackschnitzelbeschaffung für Region C durchgeführt. Insgesamt wurden rund 16 Srm Holzhackschnitzel, d. h. 8 Srm Waldrestholz- und 8 Srm Energierundholzhackschnitzel (Ausgangssortimente siehe Abbildung 9) beschafft. Das Hacken erfolgte mit einem Lkw-Trommelhacker JENZ-Chippertruck HEM 593 mit einer Antriebsleistung von 343 kW und einer Siebkorbweite von 38 × 38 mm (Abbildung 10).



Abbildung 9: Ausgangssortimente für Versuchsbrennstoffe im Wuchsgebiet 11 „Bayerischer Wald“ (links: Waldrestholz; rechts: Energierundholz)

Die Holzhackschnitzel wurden für den Transport in 0,4 m³ fassende Bigbags gefüllt, hinsichtlich Ausgangswassergehalt und für die spätere inhaltsstoffliche Analytik repräsentativ beprobt und mit einem Lkw an das TFZ gebracht. Je Bigbag wurde eine Probe à ca. 3 l (2,5 Proben pro Srm) zur Wassergehaltsbestimmung entnommen. Die Beprobung für die inhaltsstoffliche Analytik erfolgte aus dem laufenden Prozess bei $\frac{1}{3}$ und $\frac{2}{3}$ Füllstand des Bigbags mit einem lebensmittelechten Messbecher. Es wurde ein Probenvolumen von 2 l pro Bigbag gewonnen und in lebensmittelechten Kunststofffässern (60 l) zu einer Mischprobe vereinigt und an der LWF bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, um die Lagerstabilität der Holzhackschnitzelproben zu gewährleisten.



Abbildung 10: Vorgehen bei der Holz hackschnitzelbeschaffung (links oben: Lkw-Aufbautrommelhacker JENZ Chippertruck HEM 593; rechts oben: In Bigbags abgefüllte Holz hackschnitzelproben werden in bereitstehenden Lkw verladen; links unten: mit Holz hackschnitzeln aus Waldrestholz befüllter Bigbag; rechts unten: Einwiegen der Wassergehaltsproben im LWF-Labor zur Bestimmung des Ausgangswassergehalts)

4.1.3 Mineralboden

Passend zu den gewonnenen Holz hackschnitzeln wurden im Projekt aus den drei Regionen A bis C Mineralböden für die Verschmutzung der Brennstoffe für die Verbrennungsversuche in Kapitel 6 beschafft. Tabelle 3 gibt eine Übersicht der bodenkundlichen Ansprache der im Projekt „Quasi-Holz“ verwendeten Mineralböden wieder.

Anhand der Beschaffung des Mineralbodens C aus dem Wuchsgebiet „Bayerischer Wald“ (Region C) soll das Vorgehen bei der Mineralbodenakquise erklärt werden. Mineralboden C wurde aus der UEBK-Einheit 743 beschafft. Diese repräsentiert mehr als 60.500 ha bzw. 24,5 % der Waldfläche des Wuchsgebiets 11 „Bayerischer Wald“. Die Legende der Übersichtsbodenkarte beschreibt die Einheit als „(Norm-)Braunerde aus mittel bis stark steinig-grusigen, lehmig-sandigen, pleistozän umgelagerten Verwitterungssubstraten von Graniten und Gneisen, örtl. mit geringen (Löss-)Lehmanteilen“. Diese Beschreibung, wie auch das später dort real vorgefundene Bodenmaterial, erfüllt die im Projekt „Quasi-Holz“ gestellten Anforderungen in vollem Umfang (vgl. Einleitung zu Unterkapitel 4.1).

Tabelle 3: Übersicht der verwendeten Mineralböden im Projekt „Quasi-Holz“
(UEBK = Übersichtsbodenkarte)

Mineralboden	UEBK-Einheit	Bodenkundliche Einheit	Nahegelegene Ortschaft
Mineralboden A	UEBK 16b	Stark pseudovergleyte Braunerde bis Pseudogley-Braunerde aus Lösslehm mit Tertiärbeimengung	86865 Markt Wald
Mineralboden B	UEBK 424b	Podsol-Braunerde aus fluviatiler Deckschicht über schwach bis mittel lehmig-sandigem Keuper	91572 Bechhofen
Mineralboden C	UEBK 743	Braunerde aus verwittertem Granit und Gneis	94089 Neureichenau

Abbildung 11 zeigt beispielhaft eine Detailkarte, die im Zuge des Beschaffungsprozesses von „Mineralboden C“ aus dem Wuchsgebiet 11 „Bayerischer Wald“ (UEBK-Einheit 743) erstellt wurde. Nach einem Ortstermin wurde die in der Karte mit einem roten Punkt markierte Stelle ausgewählt. Die konkrete Wahl vor Ort fiel auf einen relativ frischen Geländeanschnitt, der im Zuge der Anlage eines Holzlagerplatzes bereits existierte und die Grabungsarbeiten erleichterte.

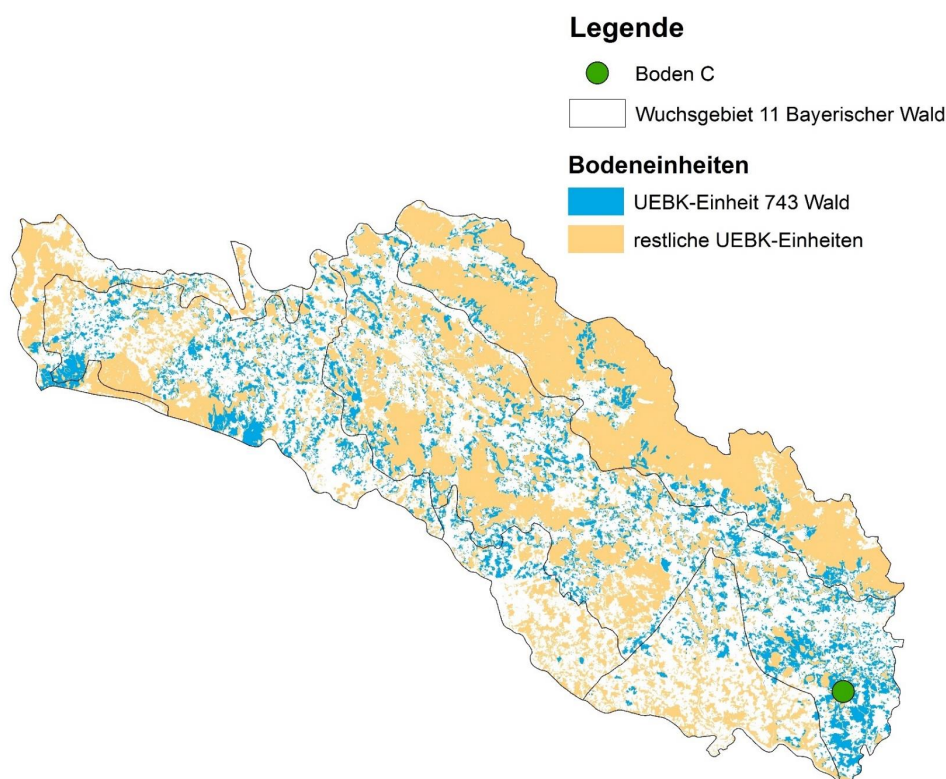


Abbildung 11: Detailkarte Mineralbodenbeschaffung Region C (Wuchsgebiet 11 „Bayerischer Wald“)

Praktisches Vorgehen bei der Beschaffung der Mineralböden

Im Folgenden wird das praktische Vorgehen bei der Mineralbodenbeschaffung anhand des Beispiels von Region C beschrieben. Am 17. Oktober 2018 wurden rund 380 kg Bodenmaterial aus Region C gewonnen (Abbildung 12).

Im ersten Schritt wurde ein bereits vorhandener Geländeanschnitt händisch erweitert und die Humusaufgabe abgetragen. Um Verunreinigungen durch die eingesetzten Werkzeuge und Materialien (z. B. durch Beschichtungen oder Flugrost) auszuschließen, wurden die Schaufeln vorab gewaschen, Schubkarre und Transporter mit Folie ausgekleidet sowie ein fabrikneuer Bigbag verwendet (Abbildung 12, unten).



Abbildung 12: Mineralbodenbeschaffung (links oben: Erweiterung des Geländeanschnitts; rechts oben: Detailansicht Bodenprofil; links unten: Hilfskraft bei der Bodenmaterialgewinnung; rechts unten: mit Folie ausgekleideter Transporter zur Lieferung des Bodens an das TFZ)

Während des Grabungsprozesses erfolgte eine repräsentative Probenahme für die inhaltsstoffliche Analyse an der LWF. Dafür wurden mit einem lebensmittelechten Gefäß (Volumen: 1 l) in regelmäßigen Abständen Teilproben genommen, anschließend zu einer Mischprobe vereinigt, homogenisiert und bei 40 °C zur Gewährleistung der Lagerfähigkeit bis zur Gewichtskonstanz getrocknet.

Bei der Beschaffung der Mineralböden aus den Regionen A und B wurde weitgehend analog vorgegangen. Die jeweils etwa 1,5 m³ (ca. 500 kg) Mineralböden wurden in Bigbags zum TFZ nach Straubing geliefert. „Mineralboden A“ (Abbildung 13) stammt aus einer Lehmgrube einer Ziegelei bei Markt Wald und „Mineralboden B“ (Abbildung 14) aus einer Sandgrube nahe Mörlach bei Bechhofen.



Abbildung 13: *Besichtigung der Grube Mineralboden A, Region A; Lehmgrube bei Markt Wald*



Abbildung 14: Probenahmestelle des Mineralbodens B, Sandgrube nahe Mörlach bei Bechhofen

4.2 Technische Trocknung der Brennstoffe

KUCHLER, RIEBLER, ZIMMERMANN, KUPTZ

Für zahlreiche Arbeitsschritte im Projekt „Quasi-Holz“ mussten Versuchsbrennstoffe technisch getrocknet werden. Die hierzu verwendeten Methoden sind in den folgenden Abschnitten beschrieben.

4.2.1 Trocknungsbox des TFZ

Am TFZ kommt zur Trocknung biogener Festbrennstoffe, insbesondere von Holzhackschnitzeln, eine selbst konstruierte Niedertemperatur-Satztrocknerbox zum Einsatz, die mittels kontinuierlicher gravimetrischer Messung eine automatisierte Trocknung der Brennstoffe auf einen vorher festgelegten Wassergehalt ermöglicht. Eine schematische Skizze der Trocknungsanlage des TFZ illustriert Abbildung 15.

Das zu trocknende Material wird zunächst manuell durch dreimaliges Umsetzen mit Schaufeln auf einer Plane homogenisiert und mindestens fünf Proben für die Bestimmung des Wassergehalts gemäß DIN EN ISO 18134-1 gezogen (vgl. Abschnitt 5.1.1). Zusätzlich wird eine Probe (ca. 150 g) in eine Plastiktüte überführt und luftdicht verpackt. Diese Probe dient einer raschen ersten Einschätzung des Ausgangswassergehalts mittels einer Schnellbestimmungsmethode (< 0,5 h). Am TFZ wird hierzu ein Infrarottrockner verwendet, d. h. ein gravimetrisch messendes elektronisches Feuchtebestimmungsgerät (MA45, Sartorius). Zur Schnellbestimmung des Wassergehalts wird eine Doppelbestimmung

durchgeführt. Parallel wird die Wassergehaltsbestimmung nach DIN EN ISO 18134-1 gestartet.

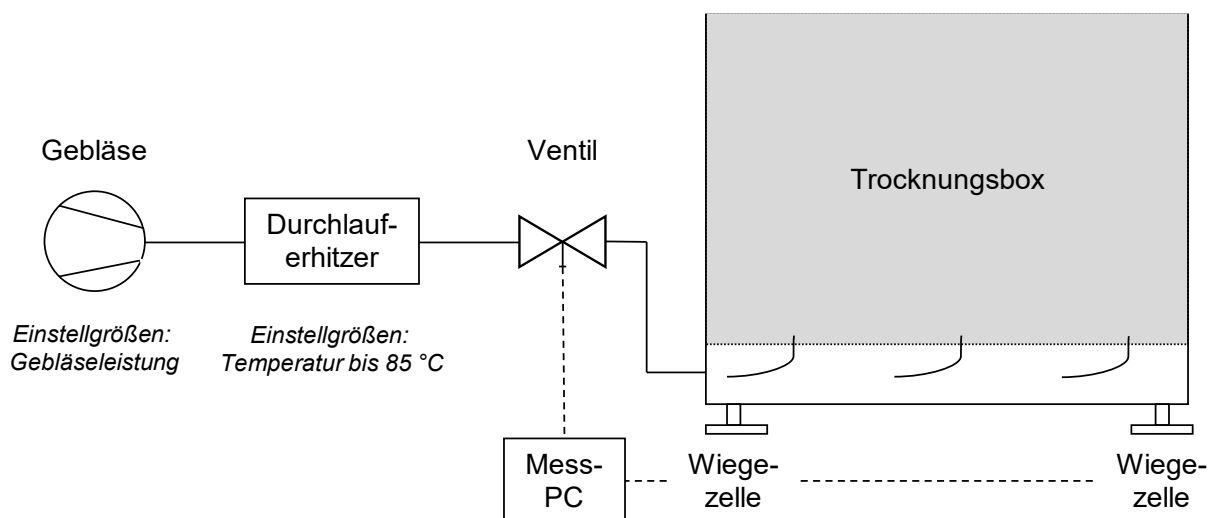


Abbildung 15: Vereinfachte Darstellung des Niedertemperatur-Satzrockners am TFZ

Die Trocknungsbox hat ein Innenvolumen von ca. 2 m³ (1650 mm Länge × 950 mm Breite × 1320 mm Höhe) und ist nach oben hin offen. Als Boden wurden Rundlochbleche mit 9 mm Lochdurchmesser verwendet. Zur Trocknung wird die Trocknungsbox auf einen Aufsatz mit Wiegezellen (K-SQB, Bische Wägetechnik GmbH) gestellt (Abbildung 15). Die Wiegezellen der Anlage werden inkl. Aufsatz und leerer Trocknungsbox tariert. Im Anschluss werden die Holzhackschnitzel in die Trocknungsbox gefüllt. Mittels eines Gebläses (TLR, Himel Maschinen) wird ein konstanter Luftstrom seitlich in den Aufsatz geblasen. Dieser durchströmt die Lochbleche und das zu trocknende Material. Um den Trocknungsvorgang zu beschleunigen, kann optional zwischen Gebläse und Trocknungsbox noch ein Durchflusserhitzer (9 kW, Helios Ventilatoren AG) eingebaut werden, der den Luftstrom im Vorlauf auf max. 85 °C erwärmen kann. In dem vorliegenden Projekt wurde dieser auf maximal 40 °C eingestellt, um mögliche Effekte auf den Stickstoffgehalt im Brennstoff auszuschließen (siehe Unterkapitel 7.9). Ein Mess-PC berechnet aus dem Ausgangsgewicht und dem Ausgangswassergehalt der Holzhackschnitzelcharge und unter Eingabe eines gewünschten Zielwassergehalts das benötigte Endgewicht. Wird durch die Trocknung das Endgewicht erreicht, wird ein Ventil vor der Trocknungsbox automatisch geschlossen und die Trocknung ist beendet. Optional kann eine weitere Trocknungsbox angeschlossen werden. Hierzu wird nach dem Durchflusserhitzer ein Zweiwegeventil angebracht, um den Luftvolumenstrom zu teilen.

Liegt der Zielwassergehalt deutlich unter dem Wassergehalt des Ausgangsmaterials ($\Delta WG > 20 \text{ m-\%}$) und ist die Box vollständig befüllt, kann die Trocknung unmittelbar nach der Befüllung mit einer niedrigen Gebläseleistung gestartet werden, selbst wenn noch keine Wassergehaltsanalyse nach DIN EN ISO 18134-1 vorliegt. Ansonsten bestünde die Gefahr, dass innerhalb der 24 h, die für die exakte Wassergehaltsbestimmung gemäß

DIN EN ISO Norm benötigt werden, der Zielwassergehalt durch die Trocknung unterschritten wird. Der Vorteil eines frühen Trocknungsbeginns liegt dagegen darin, dass eine mögliche biologische Aktivität in sehr feuchten Brennstoffen durch das Durchströmen mit Luft minimiert und die Trockenzeit insgesamt verringert wird. Als Ausgangswassergehalt wird bei diesem Vorgehen zu Beginn zunächst der Wert der Schnellbestimmungsmethode verwendet. Nach 24 h muss eine Anpassung der Einstellung entsprechend dem tatsächlichen Wassergehalt nach DIN EN ISO 18134-1 und dem aktuellen Gewicht der Box erfolgen. Hierzu wird der aktuelle Wassergehalt in der Trocknungsbox berechnet und entsprechend im Mess-PC geändert. Das Zielgewicht wird durch den PC korrigiert und die Trocknung fortgesetzt.

4.2.2 Containertrocknung mit Abwärme einer Biogasanlage

Die aus Region A für die Versuche aus Kapitel 6 benötigte Holzhackschnitzelmenge überstieg die Kapazität der Trocknungsbox des TFZ deutlich. Somit musste für die Trocknung dieser Charge eine andere Lösung gefunden werden. In geringer Entfernung zum Hiebsort befindet sich eine Trocknungsanlage, die mit Abwärme aus einer Biogasanlage die Trocknung von Holzhackschnitzeln und Scheitholz in mobilen Containern anbietet. Die Böden der Trocknungscontainer sind zur Belüftung mit Lochblechböden mit einem Durchmesser von 3 mm ausgestattet.

Aufgrund von Regenfällen bei der Brennstoffproduktion musste die Probenahme der Holzhackschnitzel zum Trocknungsdienstleister verlegt werden. Der Betonboden der Halle wurde mit Besen und Laubbläser vor dem Abkippen der Holzhackschnitzel gereinigt. Bei dem anschließenden Befüllen der Trocknungscontainer mithilfe eines Radladers erfolgten die Probenahme für die Bestimmung des Wassergehalts und die Entnahme einer weiteren Teilprobe für die folgende inhaltsstoffliche Analytik. Pro Sortiment wurden zur Bestimmung des Wassergehalts je 25 Proben à ca. 3 l entnommen. Zur Analyse der inhaltsstofflichen Zusammensetzung wurden insgesamt rund 80 l Probenmaterial entnommen, homogenisiert und an der LWF vor der Probenteilung und -aufbereitung bei 60 °C im Trockenschrank zur Gewährleistung der Lagerstabilität getrocknet.

Die Holzhackschnitzel wurden in separaten Containern insgesamt jeweils für einen Zeitraum von drei Tagen bei 50 °C (thermostatgeregelte Lufttemperatur am Lufteinlass des Containers) getrocknet (Abbildung 16). Der Zielwassergehalt lag bei ca. 15 m-%. Anschließend wurden die Brennstoffe einen Tag mit Umgebungstemperatur nachbelüftet, um die Bildung von Feuchtenestern zu minimieren.

Die Trocknungscontainer wurden gleichzeitig als Transportcontainer genutzt. Damit und durch eine sorgfältige Abdeckung der Container mit Siloplane unter den Ladungssicherungsnetzen konnte eine Verschmutzung der Versuchsbrennstoffe während des Transports verhindert werden (Abbildung 17). Der Ferntransport an das TFZ nach Straubing erfolgte durch einen örtlichen Logistikdienstleister.

Nach Anlieferung an das TFZ wurden die Holzhackschnitzel der Region A in zwei Haufwerken im Freien gelagert. Der Untergrund wurde hierzu mit einer Plastikplane abgedeckt.

Die Haufwerke wurden mit einem semi-permeablen Vlies (PolyTex, 200 g m⁻², Zill GmbH & Co. KG) abgedeckt und mit Sandsäcken beschwert.



Abbildung 16: Trocknung der Versuchsbrennstoffe in der Holzhackschnitzeltrocknung (oben links: Verbringen der Trocknungscontainer auf dem Betriebsgelände; oben rechts: Container an Trocknungsanlage angeschlossen; unten links: fertig getrocknete Waldrestholzholzhackschnitzel; unten rechts: fertig getrocknete Energierundholzholzhackschnitzel)



Abbildung 17: Transport der Holzhackschnitzel (links: zum Schutz gegenüber Verschmutzung sorgfältig abgedeckter Trocknungs- bzw. Transportcontainer; rechts: Transport mittels Hakenliftcontainer-Lkw an das TFZ Straubing)

Die Holzhackschnitzel der Region A wiesen bei Anlieferung einen Wassergehalt von 5 m-% (WRH) bzw. 4,8 m-% (ERH) auf. Um die Brennstoffe auf den geforderten Zielwassergehalt für die Verbrennungsversuche von 15 m-% zu bekommen, mussten diese wiederbefeuchtet werden. Da die Verbrennungsversuche aus Kapitel 6 zeitnah nach der Anlieferung an das TFZ mit den WRH-Hackschnitzeln starten sollten, mussten diese aktiv auf den gewünschten Zielwassergehalt (WG_{Ziel}) befeuchtet werden. Hierzu wurden die Haufwerke zunächst umfangreich mithilfe eines Radladers durch dreimaliges manuelles Umsetzen der gesamten Schüttung mit Schaufeln homogenisiert und der Wassergehalt (WG_{ar} in m-%, ar = im Anlieferungszustand, as *recieved*) sowie die Gesamtmasse an Holzhackschnitzeln (m_{ar} in kg) bestimmt. Hieraus lässt sich die Trockenmasse der Holzhackschnitzel (m_{TM} in kg) errechnen (Formel 4.1). Die benötigte Masse an Wasser ($m_{Wasserzugabe}$), die für einen Wassergehalt von 15 m-% zugegeben werden musste, wurde mittels Formel 4.2 berechnet. Die Dichte von Wasser wird dabei vereinfacht mit 1000 kg/m^3 angenommen.

$$m_{TM} = m_{ar} \times \frac{(100 - WG_{ar})}{100} \quad (4.1)$$

$$m_{Wasserzugabe} = \frac{m_{TM} \times 100}{(100 - WG_{Ziel})} - m_{ar} \quad (4.2)$$

Um einen möglichst homogenen Wassergehaltsanstieg zu erreichen, wurden die Holzhackschnitzel schichtweise mit Wasser befeuchtet. Die maximale Höhe je Schicht betrug 60 cm. Das Wasser wurde mittels einer Weißelspritze aufgesprüht. Die aufgetragene Masse an Wasser wurde über die Gewichtsänderung des Wassertanks der Weißelspritze überwacht. Insgesamt wurden drei Schichten Holzhackschnitzel besprüht und dabei das Wasser gleichmäßig auf alle Schichten verteilt. Nach dem Auftragen wurden die Holzhackschnitzel erneut mittels Radlader homogenisiert, in Bigbags geschaufelt und luftdicht mit einer Plastikfolie verpackt. Nach 24 h erfolgte die Überprüfung des Wassergehalts in jedem Bigbag. Da der Zielwassergehalt $\pm 0,5 \text{ m-%}$ erreicht wurde, war keine weitere Nachbesserung notwendig.

Die ERH-Hackschnitzel wurden im Freien auf Planen und einer Schichthöhe $< 0,8 \text{ m}$ ausgebreitet. Aufgrund von Regen und Luftfeuchtigkeit stieg der Wassergehalt über einen Lagerzeitraum von ca. einer Woche auf Werte von 35 bis 40 m-% deutlich an. Zum anschließenden erforderlichen Trocknen auf den Zielwassergehalt von 15 m-% kamen erneut die in Abschnitt 4.2.1 beschriebenen Niedertemperatur-Satztrocknerboxen zum Einsatz.

4.3 Herstellung von Versuchsbrennstoffen

KUCHLER, KUPTZ

Die Herstellung und Aufbereitung der Versuchsbrennstoffe erfolgte am TFZ nach einem zu Beginn des Projekts „Quasi-Holz“ festgelegten Ablaufschema. Abbildung 18 gibt eine Übersicht über die Produktion der Versuchsbrennstoffe wieder.

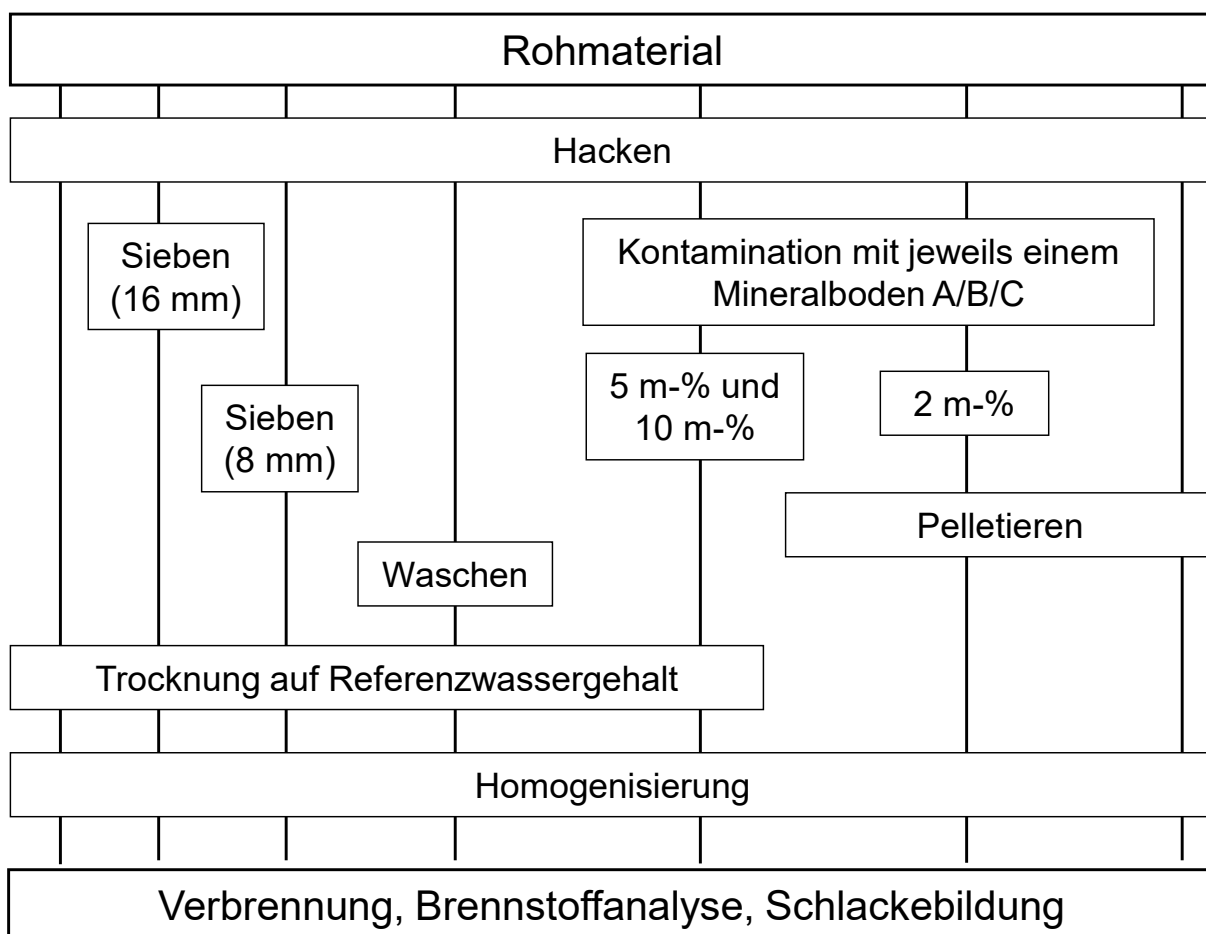


Abbildung 18: Schematischer Ablauf der Brennstoffherstellung aller am TFZ hergestellten Holzhackschnitzel- und Pelletbrennstoffe

Im linken Teil der Abbildung 18 ist der Ablaufplan zur Herstellung unterschiedlicher Holzhackschnitzelbrennstoffe dargestellt. Für die Holzhackschnitzel wurden die Sortimente WRH und ERH aus den drei bayerischen Wuchsregionen (A bis C, siehe Abschnitt 4.1.2) verwendet. Die Nullprobe (NP) entspricht einer unbehandelten Referenzprobe. Daneben wurden die Holzhackschnitzel mechanisch aufbereitet (gesiebt und gewaschen) sowie mit den Mineralböden der Regionen A bis C in zwei Abstufungen verunreinigt. Im rechten Teil der Abbildung sind die am TFZ produzierten Holzpellets aufgeführt. Die Holzpellets bestehen aus Fichten- und Buchenholz (vgl. Abschnitt 4.1.1). Hierbei erfolgten jeweils eine Verschmutzung je Holzart mit allen drei Mineralböden (A, B und C zu jeweils 2 m-%) vor der Pelletierung sowie die Herstellung einer Nullprobe (NP).

Bei Holzhackschnitzeln handelt es sich um ein Naturprodukt, die bereits vor der Anlieferung an das TFZ mit Mineralböden verunreinigt sein könnten. Aus den Holzhackschnitzeln der Region A (Hauptversuchsreihe aus Kapitel 6) wurden daher je Sortiment drei zusätzliche Versuchsbrennstoffe hergestellt, bei denen die Brennstoffqualität durch mechanische Aufbereitung verbessert werden sollte. Die Aufbereitungsmethoden umfassten die Absiebung des Feinanteils mittels eines selbst gebauten Trommelsiebs in zwei Intensitätsstufen (Rundlochsiebe, 8 mm und 16 mm Durchmesser, siehe Abschnitt 4.3.2) sowie das Waschen größerer Brennstoffchargen (Abschnitt 4.3.1).

Die Holzhackschnitzel der Region A wurden mit allen drei Mineralböden (A bis C) in zwei Abstufungen (5 m-%, 10 m-%) verschmutzt (siehe Abschnitt 4.3.4). Um ggf. auftretende Kopplungseffekte zwischen Brennstoff und Mineralboden aus derselben Region zu erfassen, wurden Zusatzversuche durchgeführt. Hierzu wurden Holzhackschnitzel aus den Regionen B und C, aus denen auch die verwendeten Mineralböden entnommen wurden, verwendet (siehe Abschnitt 4.1.2). Je Holzhackschnitzelcharge der Region B und C wurden eine Nullprobe sowie eine mit 10 m-% Mineralboden verschmutzte Probe bereitgestellt. Dieses Vorgehen ermöglicht die Untersuchung möglichst praxisnaher Brennstoffverschmutzungen. Bei den Zusatzversuchen mit den Holzhackschnitzeln der Regionen B und C wurde keine mechanische Aufbereitung mittels Siebung oder Waschung durchgeführt.

Insgesamt wurden 36 Versuchsbrennstoffe für die Verbrennungsversuche am TFZ produziert. Die in diesem Bericht verwendete Beschriftung der einzelnen Chargen besteht aus drei Teilen und kann Tabelle 4 entnommen werden. Auf das Vorgehen während der Aufbereitung bzw. Konditionierung wird in den Abschnitten 4.3.1 bis 4.3.4 eingegangen. Alle Holzhackschnitzelproben wurden zudem für die Verbrennungsversuche auf einen Wassergehalt von ca. 15 m-% getrocknet (vgl. Abschnitt 4.2.1). Eine Trocknung der Pelletbrennstoffe war aufgrund des geringen Wassergehalts nach der Pelletierung nicht notwendig.

Tabelle 4: Nomenklatur der Holzhackschnitzel und Holzpellets, gegliedert in Rohmaterial, Herkunft und Behandlung der Brennstoffe

Brennstoffart	Teil 1 – Rohmaterial	Teil 2 – Herkunft	Teil 3 – Behandlung
Holzhack- schnitzel	WRH	A (Region A)	NP (Nullprobe)
	ERH	B (Region B)	W (gewaschen)
		C (Region C)	S8 (gesiebt, 8 mm)
	S16 (gesiebt, 16 mm)		
	BA x (verschmutzt mit Mineralboden A, x m-%)		
	BA 2x (verschmutzt mit Mineralboden A, 2x m-%)		
	BB x (verschmutzt mit Mineralboden B, x m-%)		
	BB 2x (verschmutzt mit Mineralboden B, 2x m-%)		
	BC x (verschmutzt mit Mineralboden C, x m-%)		
	BC 2x (verschmutzt mit Mineralboden C, 2x m-%)		

Holzpellets	F (Fichte)	NP	(Nullprobe)
	B (Buche)	BA	(verschmutzt mit Mineralboden A, 2 m-%)
		BB	(verschmutzt mit Mineralboden B, 2 m-%)
		BC	(verschmutzt mit Mineralboden C, 2 m-%)

4.3.1 Technische Waschung von Holzhackschnitzeln

Zur Herstellung einer möglichst verschmutzungsfreien Charge wurde je Holzhackschnitzelbrennstoff aus Region A eine Teilprobe von 170 kg gewaschen. Das Vorgehen orientierte sich an bereits bestehenden Labormethoden zum Waschen kleinerer Mengen holziger und halmgutartiger Biomasse [36] [10].

Die Waschung erfolgte mit Leitungswasser. Eine praxisnahe Alternative, die auch für eine großtechnische Umsetzung einer Brennstoffwaschung interessant sein könnte, wäre die Verwendung von Regenwasser gewesen.

Zum Waschen wurde eine Waschbox für größere Holzhackschnitzelmengen aus Edelstahl in Anlehnung an die Laborwaschmethode nach dem EU-Projekt „BioNorm 2“ konzipiert [10] (Abbildung 19). Die Box hat eine Außenabmessung von $1,0 \times 0,725 \times 0,715$ m (Länge \times Breite \times Höhe) und eine Kapazität von $0,5 \text{ m}^3$. Anstelle eines geschlossenen Bodens und eines geschlossenen Deckels wurden Rundlochsiebe mit 2 mm Lochweite aus Edelstahl verwendet.



Abbildung 19: Konstruierte Waschbox des TFZ ($1,0 \times 0,715 \times 0,715$ m; Rundlochsieb-einsätze mit 2 mm Lochweite fungieren als Deckel und Boden)

Die Box wird durch das Öffnen des oberen Siebes befüllt (siehe Abbildung 19). Zum Waschen wird der Deckel geschlossen und mittels Gewindeschrauben verriegelt. Die Entleerung der gewaschenen Brennstoffe erfolgt durch eine Klappvorrichtung am Boden. Als Waschbox wird ein IBC-Tank mit 1000 l Fassungsvermögen verwendet, von dem die oberen Querstreben sowie der Deckel entfernt wurden (Abbildung 20). Pro Waschdurchgang wurden 750 l Leitungswasser verwendet.

Beide Holzhackschnitzelsortimente der Region A wurden separat gewaschen. Hierzu wurden jeweils ca. 170 kg an Ausgangsmaterial auf drei separate Waschdurchgänge mit je ca. 57 kg aufgeteilt. Für jeden Waschdurchgang wurden die Holzhackschnitzel in die Waschbox gefüllt. Diese wurde anschließend mithilfe eines Staplers in den mit Leitungswasser befüllten IBC-Tank gehoben und zehnmal vollständig untergetaucht. Zwischen durch wurde die Box aus dem Wasser gehoben, wodurch das Wasser abtropfen konnte (siehe Abbildung 20). Durch das vollständige Untertauchen der Box erfolgte eine automatische Durchmischung der Holzhackschnitzel, weshalb auf ein händisches Rühren verzichtet wurde. Für die Sicherstellung einer möglichst vollständigen Reduktion von Mineralbodenanhaftung wurde die bereits gewaschene Charge noch in der Waschbox zusätzlich mit klarem Wasser für drei Minuten nachgespült. Nach dem Waschen wurde der Brennstoff auf einer Plastikplane entleert, manuell mittels Schaufeln homogenisiert und repräsentative Proben für die Bestimmung des Wassergehalts genommen. Die anschließende Trocknung auf 15 m-% für die Verbrennungsversuche zu Kapitel 6 erfolgte in den Niedertemperatur-Satztrocknerboxen des TFZ (siehe Abschnitt 4.2.1).



Abbildung 20: Waschvorgang von Holzhackschnitzel mittels der am TFZ konstruierten Waschbox (links: untergetauchte Waschbox; rechts: Abtropfen nach dem wiederholten Untertauchen)



Abbildung 21: Gewaschene Holzhackschnitzel

Das Waschwasser wurde vor jedem Brennstoffwechsel erneuert. Eine Analyse des Waschwassers sollte zeigen, welche chemischen Elemente aus den Holzhackschnitzeln durch den Waschprozess in Lösung gehen. Daneben wurden die Massen fester Bestandteile im Waschwasser über Filtration des Wassers und Messung der Filtrerrückstände ermittelt. Die Auswertung dieser Ergebnisse ist in einem separaten Exkurs-Kapitel wiedergegeben (siehe Unterkapitel 7.10).

4.3.2 Technische Siebung von Holzhackschnitzeln

Für die Siebung von Holzhackschnitzeln wurde ein am TFZ konstruiertes Trommelsieb verwendet, das schon in den beiden über das StMELF finanzierten Projekten „Qualitätserhaltende Hackschnitzellagerung“ (EW/13/53) und „Einfluss von Baumart, Lagerung und Aufbereitung auf die Brennstoffqualität und das Emissionsverhalten von KUP-Hackschnitzeln“ (N/15/15) zum Einsatz gekommen war (Abbildung 22). Für die Versuche wurden Rundlochsiebe mit zwei Lochdurchmessern (8 mm und 16 mm) verwendet. Die Siebung ist mittlerweile ein gängiges Verfahren zur Qualitätsverbesserung von Holzhackschnitzeln und wird regelmäßig an Biomassehöfen durchgeführt. Ziel ist es, sowohl den holzigen als auch den mineralischen Feinanteil aus dem Brennstoff abzutrennen.



Abbildung 22: Siebung von Holzhackschnitzeln mittels am TFZ gebauter Trommelsiebmaschine

Im Rahmen des Projekts „Quasi-Holz“ wurden die Sortimente WRH und ERH der Region A mithilfe des Trommelsiebs gesiebt. Hierzu wurde die jeweilige Holzhackschnittelcharge auf einer Plastikplane ausgebreitet und von Hand mit einer Schaufel seitlich in die Siebmaschine gefüllt (Abbildung 22). Von den gesiebten Chargen wurden Proben für die Analyse der Partikelgrößenverteilung nach DIN EN ISO 17827-1 gewonnen (vgl. Abschnitt 5.1.5). Die mit dem Trommelsieb ausgesiebte Fraktion (< 8 mm bzw. < 16 mm) wurde im Rahmen des Projekts „Quasi-Holz“ nicht beprobt.

4.3.3 Pelletierung

Bei der am TFZ eingesetzten Pelletieranlage (Amandus Kahl GmbH & Co. KG, Typ 33-390) handelt es sich um eine Flachmatrizenpresse (Abbildung 23). Die technischen Spezifikationen der Maschine sind in Tabelle 5 zusammengestellt. Der Vorteil dieser Technik liegt darin, dass sie – ausgestattet mit den entsprechenden Matrizen – sowohl zur Zerkleinerung von Biomasse als Kollermühle als auch zum Pelletieren verwendet werden kann (Tabelle 6). Flachmatrizenpressen bieten zudem die Möglichkeit einer beidseitigen Verwendung der Matrizen. Hierbei handelt es sich um Stahlringe mit konusförmigen Auslassbohrungen, die nach dem Wenden als Einlasskonus wirken und zusätzlich einen „Schluck“ (d. h. eine trichterförmige Einführstrecke) aufweisen (Abbildung 23, Abbildung 24) [63]. In Tabelle 7 ist eine Übersicht der am TFZ produzierten Pelletbrennstoffe dargestellt. Die

Nomenklatur der Brennstoffe erfolgt entsprechend den Vorgaben nach Tabelle 4. Je Pelletbrennstoff wurde eine Probenmenge von > 150 kg hergestellt.

Tabelle 5: Technische Spezifikationen der am TFZ verwendeten Amandus-Kahl-Pelletieranlage 33-390 [1]

Parameter	Wert
Kollerdurchmesser/-breite in mm	230/77
Anzahl der Koller	2
Antriebsleistung in kW/Umdrehungen pro Minute	15 bis 30/1.500
Kollergeschwindigkeit in m/s	2,2
Matrizenlochfläche in cm ³	617
Matrizendurchmesser in mm	390
Maschinengewicht in kg	1.150

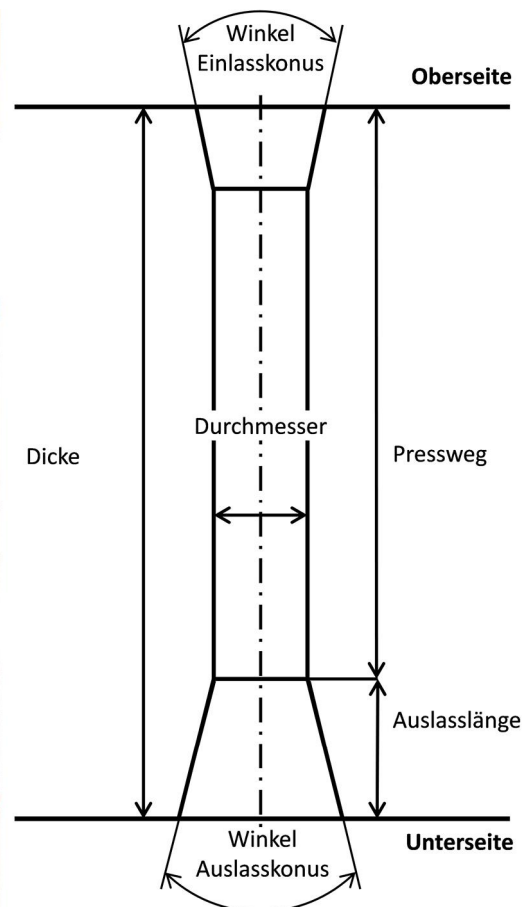


Abbildung 23: Pelletieranlage (Amandus Kahl GmbH & Co. KG, Typ 33-390) am TFZ mit Materialzufuhr und Rüttelsieb (links) und schematische Darstellung eines Presskanals einer beidseitig nutzbaren Flachmatrize (rechts)

Tabelle 6: Technische Spezifikation der am TFZ verwendeten Matrizen [1]

Matrize-Nr.	1	2	3	4
Anwendung im Projekt „Quasi-Holz“	Kollermühle – Vorzerkleinerung Buche	Kollermühle – Zerkleinerung allg.	Pelletierung – Fichtenpellets	Pelletierung – Buchenpellets
Matrizendicke in mm	50	30	40	36
Lochdurchmesser in mm	12	6	6	6
Einlasskonus in °	60	60	30	30
Pressweg in mm	12	6	30	24
Pressverhältnis	1 : 1	1 : 1	1 : 5	1 : 4



Abbildung 24: Flachmatrizen für die Pelletieranlage des TFZ

In einem ersten Schritt wurden Holzhackschnitzel in der Pelletieranlage des TFZ unter Zuhilfenahme einer speziellen Zerkleinerungsmatrize zerfasert. Beschaffung und Trocknung der Ausgangsmaterialien für die Pelletproduktion sind in den Abschnitten 4.1.1 und 4.2.1 dargestellt. Durch die Trocknung der Holzhackschnitzel auf einen Wassergehalt von ca. 7 m-% wird die anschließende Zerkleinerung vereinfacht. Die als Kollermühle fungierende Pelletieranlage produziert dabei Holzpartikel mit einem Durchmesser von < 5 mm. Die damit erreichte Zerfaserung der Fichtenhackschnitzel erfolgte in einem einzigen Pro-

zessschritt unter Verwendung von Matrize Nr. 2, wohingegen für die Zerfaserung der deutlich härteren Buchenhackschnitzel ein separater Zerkleinerungsschritt mit einer größeren Matrize (Matrize Nr. 1, Tabelle 6) vorgeschaltet werden musste.

Tabelle 7: Übersicht und Bezeichnungen der im Projekt „Quasi-Holz“ hergestellten Pelletbrennstoffe (jeweils n = 1)

Variante	Fichtenpellets	Buchenpellets
Nullprobe	F-NP	B-NP
Mineralboden A (2 m-%)	F-BA	B-BA
Mineralboden B (2 m-%)	F-BB	B-BB
Mineralboden C (2 m-%)	F-BC	B-BC

Während der Zerkleinerung kommt es durch die in der Pelletieranlage entstehende Reibungswärme zu einer weiteren Trocknung der Materialien. In Vorversuchen und bereits abgeschlossenen Projekten des TFZ konnte gezeigt werden, dass der Wassergehalt des zu pelletierenden Materials optimal bei 11 m-% für die Holzart Fichte und bei 13 m-% für die Holzart Buche liegen sollte (Daten nicht gezeigt). Das zerfaserte Holz wurde daher auf diesen Wassergehalt konditioniert. Hierzu wurden zunächst der Wassergehalt des zerfaserten Materials nach DIN EN ISO 18134-1 (vgl. Abschnitt 5.1.1) bestimmt, anschließend die zerfaserten Brennstoffe in einen mechanischen Probenmischer (Futtermittelmischer 500 ESK, Stockmann Landtechnik GmbH, Abbildung 25) überführt und die benötigte Menge an Wasser manuell zugegeben.

Die Einwaage der zerfaserten Biomasse erfolgt vorab in großen Hartkunststoffkisten mittels eines Hubwagens mit integrierter Waage (HP ESR 20, Sax GmbH, Auflösung 1,0 kg). Die Wasserzugabe erfolgte bei konstantem Mischbetrieb mithilfe einer Weißelspritze, die das Wasser mit konstantem Druck über am Deckel des Probenmischers verbaute Düsen zugibt. Die zugegebene Menge an Wasser wird über die Gewichtsänderung des Wassertanks der Weißelspritze geregelt. Hierzu wurde eine Plattformwaage (B2.2, PESA WAAGEN GmbH, Auflösung 0,01 kg) verwendet. Das zerfaserte und auf einen optimalen Wassergehalt angefeuchtete Material wurde für mindestens 15 min weiter im Futtermittelmischer gemischt, im Anschluss dem Probenmischer entnommen und für mindestens 12 h zur Homogenisierung luftdicht verschlossen und kühl in einem Bigbag gelagert. Die Bigbags wurden hierzu mit einer Plastikfolie umwickelt. In demselben Mischer erfolgte auch die Konditionierung der zerfaserten Materialien mit Mineralboden (siehe Abschnitt 4.3.4.1).



Abbildung 25: Konditionierung zerselter Holz Brennstoffe mit einem Additiv (beispielsweise Mineralboden) im Futtermittelmischer (Stockmann Landtechnik GmbH, Typ 500 ESK)

Für die anschließende Pelletierung wurde das zerselte und konditionierte Material in einen Vorratsbehälter eingefüllt, der über eine Förderschnecke das Material automatisch in die Pelletieranlage förderte (Abbildung 23). Vor dem jeweiligen Pelletierprozess musste die in Tabelle 6 angegebene Matrize verbaut werden. Zu Beginn wurde die Pelletierung mit einem Gemisch aus Sojabohnen, Rapsöl und zerseltem Holz händisch beschickt, um die Anlage auf Betriebstemperatur zu bringen und mechanische Schäden, die bei einer Pelletierung harter Materialien bei einem Kaltstart entstehen können, zu vermeiden. Unmittelbar nach dem „Anfahren“ der Anlage wurde der eigentliche Pelletierprozess gestartet. Bei einem Anpressdruck von 50 bar zwischen Kollerkopf und Matrize wurde das zerselte Holz zu Holzpellets gepresst (Abbildung 26, links). Die ersten 25 l der produzierten Charge wurden verworfen, da hier noch Reste der Sojabohnen und des Rapsöls in der Maschine und dementsprechend in den Brennstoffen gewesen sein könnten.



Abbildung 26: Herstellung von Pelletbrennstoffen am TFZ (links: automatische Siebung der produzierten Holzpellets mit einem 6-mm-Rundlochblech; rechts: produzierte Fichtenpellets [Nullprobe], 10 × 10 mm Holzrahmen)

Die Holzpellets wurden mittels einer selbst konstruierten Rüttelsiebmaschine in eine Auffangbox ausgetragen (Abbildung 11), wobei gleichzeitig der Feinanteil in der Pelletcharge ausgesiebt wurde (Abbildung 26). Der Boden der Rüttelsiebmaschine besteht aus einem Rundlochsieb mit einem Lochdurchmesser von 6 mm. Feinanteil tritt vermehrt zu Beginn der Pelletierung, dem sogenannten Anfahren auf, wenn die Pelletierung die optimale Betriebstemperatur noch nicht erreicht hat.

Durch Reibungsprozesse während der Pelletierung erwärmen sich die Brennstoffe auf ca. 60 bis 80 °C und müssen gekühlt werden. Dies erfolgt zum Teil bereits durch den Transport über das Rüttelsieb in die Auffangbox. Ein an der Box installierter Ventilator führt zu einer weiteren Abkühlung. Die Holzpellets werden bis zum vollständigen Erkalten in der Auffangbox gelagert (Abbildung 11, Abbildung 26 rechts).

4.3.4 Konditionierung von Brennstoffen mit Mineralboden

Für die Verbrennungsversuche zu Kapitel 6 wurden sowohl den Holzhackschnitzeln der Regionen A bis C als auch den beiden Ausgangsmaterialien für die Pelletproduktion die drei Mineralböden A bis C zugegeben. Die zu diesem Zweck verwendeten Verfahren werden im Folgenden beschrieben.

4.3.4.1 Holzpellets

Zur Herstellung verunreinigter Pellets wurde der jeweilige Mineralboden direkt dem zerfaserten Material während der Wassergehaltsanpassung im Futtermittelmischer beigemischt (vgl. Abschnitt 4.3.3). Der jeweilige Mineralboden musste vorab durch Trocknung und Zerkleinerung auf eine Partikelgröße < 2 mm aufbereitet werden (siehe Abschnitt 4.4.3). Die Beimischung erfolgte für beide Ausgangsmaterialien (Buche, Fichte) mit allen drei Mineralböden zu jeweils 2 m-% bezogen auf die Trockenmasse der gemischten Charge. Die

benötige absolute Masse an Mineralboden, die dem Futtermittelmischer gleichmäßig über den ganzen Radius zugefügt werden musste (Abbildung 25, links), wurde somit auf Basis der Trockenmasse der Holzbrennstoffe sowie des zerkleinerten Mineralbodens berechnet.

In Vorversuchen konnte eine gute Homogenisierung der Materialien durch die Mischung im Futtermittelmischer validiert werden, indem zahlreiche Proben in regelmäßigen Abständen am Auslass des Mixers gezogen und auf Asche- und Wassergehalt analysiert wurden (Daten nicht gezeigt).

In Tabelle 8 sind die Durchsatzraten und der spezifische Stromverbrauch bei der Pelletierung aller am TFZ produzierten Pelletsortimente aufgeführt. Laut Betriebshandbuch sollte der Durchsatz der Amandus-Kahl-Pelletieranlage bis zu 300 kg/h betragen. Dieser Wert wurde bei keinem der hier produzierten Pelletbrennstoffe erreicht. Die Ursache hierfür wird in der extern zugekauften Zuführung gesehen, deren Förderraten nicht auf die Pelletieranlage abgestimmt waren. Ein Unterschied zwischen der Durchsatzleistung bei der Pelletierung verunreinigter Brennstoffe zur Nullprobe (NP) konnte in dieser Studie nicht beobachtet werden. Der spezifische Strombedarf pro kg Holzpellets schwankte zwischen 0,09 und 0,24 kWh/kg. Bei den Fichtenpellets stieg der spezifische Stromverbrauch durch Verunreinigung der Brennstoffe an. Eine Einschätzung, ob der Stromverbrauch auch bei der Pelletierung der Buchenpellets durch Verschmutzung der Brennstoffe ansteigt, kann aus den Daten nicht abgelesen werden, da für die Herstellung der Buchen-Nullprobe mehrere Fehlversuche mit wechselnden Matrizen durchgeführt werden mussten, bis die geeignete Matrize für die Herstellung von Buchenpellets gefunden war. Der Stromzähler der Pelletieranlage integriert diese Fehlversuche zu einem Wert. Der spezifische Stromverbrauch bezieht sich dagegen auf die Menge der hergestellten Pellets (B-NP) und ist daher als zu hoch und der Durchsatz als zu niedrig zu bewerten. Zudem traten bei der Pelletierung der mit Boden verunreinigten Brennstoffe Verschleißerscheinungen an den Matrizen auf (Abbildung 27).

Tabelle 8: Durchsatzleistung und spezifischer Stromverbrauch der Pelletieranlage bezogen auf die Masse der produzierten Pellets (= umfasst den Strombedarf und die Durchsatzleistung von zwei Fehlversuchen)*

Pelletbrennstoff	Durchsatzleistung in kg/h	Spezifischer Stromverbrauch in kWh/kg
F-NP	138	0,09
F-BA	123	0,11
F-BB	131	0,12
F-BC	138	0,12
B-NP	73*	0,24*
B-BA	108	0,16
B-BB	101	0,16
B-BC	106	0,18

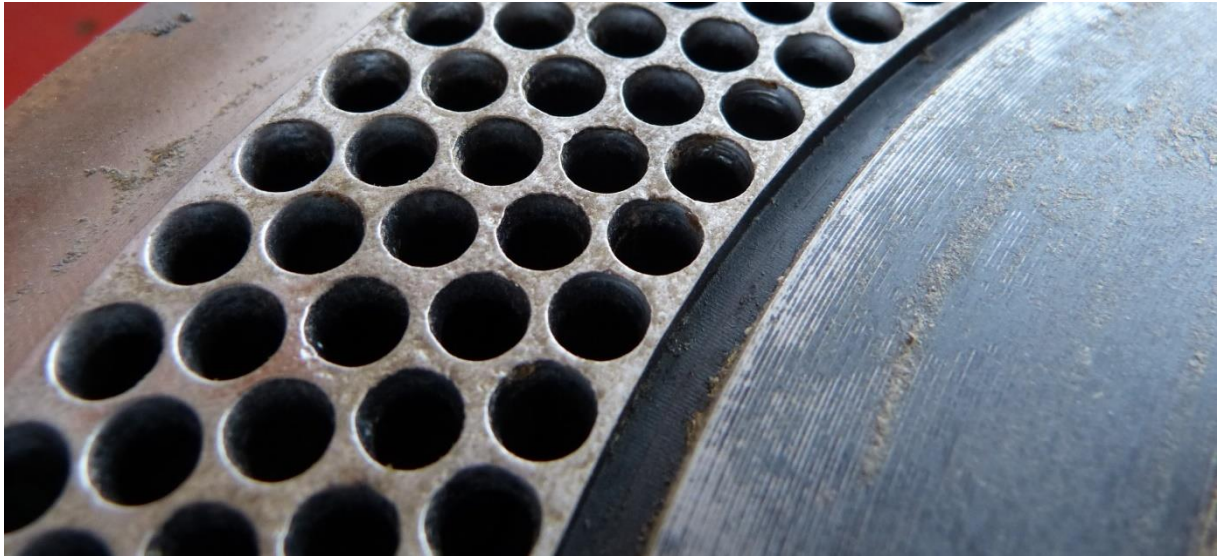


Abbildung 27: Verschleißerscheinungen an der Flachmatrize nach der Pelletierung von Fichtenpellets mit Mineralboden

Abbildung 28 zeigt die produzierten Pelletbrennstoffe. Dabei wird ersichtlich, dass sich die mit Mineralboden verschmutzten Chargen optisch nicht von den jeweiligen Nullproben unterscheiden ließen.



Abbildung 28: Am TFZ produzierte Holzpellets (oben: Fichtenpellets; unten: Buchenpellets; von links nach rechts: Nullprobe, Boden A, Boden B und Boden C)

4.3.4.2 Holzhackschnitzel

Zur Verschmutzung der Holzhackschnitzel wurden mehrere Vorversuche durchgeführt, aufgrund derer die Verschmutzung der Brennstoffe mittels einer Dosierschnecke direkt in die Förderschnecke des Brennstoffvorratsbunkers und damit unmittelbar vor der Feuerung als beste Methode festgelegt wurde (vgl. Abschnitt 6.2.1). Hierfür wurde am TFZ eine Dosiereinrichtung konzipiert und in den Versuchsaufbau des Feuerungsprüfstands integriert (Abbildung 29). Der Brennstoffvorratsbunker der verwendeten Feuerung inkl. der Förderschnecke ist dabei von dem Kessel entkoppelt (Abbildung 29) und kann mit der Dosierschnecke separat getaktet werden.

Für eine vorab festgelegte Verschmutzung der Brennstoffe wurden zunächst die Durchsätze der einzelnen Holzhackschnitzelproben und der Mineralböden mit den jeweiligen Förderschnecken separat bestimmt. Ausgehend von diesen Werten wurde die Dosierschnecke individuell je Holzhackschnitzelcharge, Mineralboden und Verschmutzungsstufe auf die Förderleistung des Brennstoffvorratsbunkers eingestellt. Sowohl die Dosierschnecke als auch der Vorratsbunker der Holzhackschnitzel standen auf einer eigenen Plattformwaage, mit der anschließend die tatsächliche Mineralbodenbeimengung in den Brennstoff errechnet werden konnte.

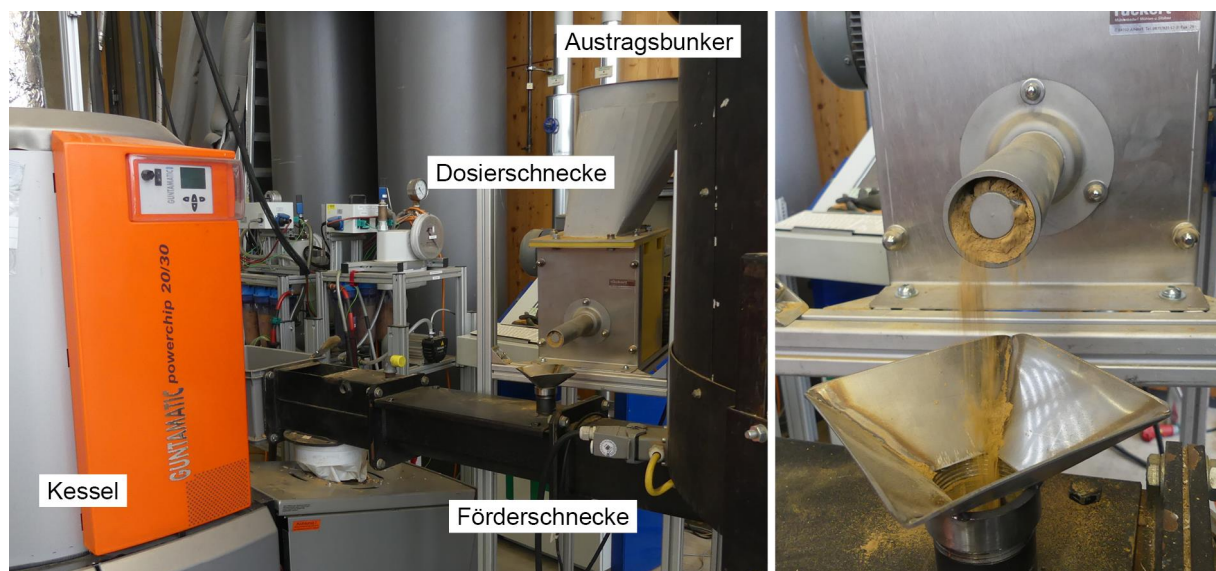


Abbildung 29: Verschmutzung von Holzhackschnitzeln mittels Austragsbunker und Dosierschnecke (links: Aufbau des Verbrennungsversuchs; rechts: Förderung von Mineralboden mittels Dosierschnecke)

Tabelle 9: Übersicht der verschmutzten Brennstoffe aus Holzhackschnitzeln inkl. tatsächlich erreichter Verschmutzungsstufe

Finale Brennstoffbezeichnung	Gewünschte Verschmutzung	Tatsächlich erreichte Verschmutzung
WRH-A-BA3	5 m-%	3,3 m-%
WRH-A-BA9	10 m-%	8,8 m-%
WRH-A-BB5	5 m-%	5,0 m-%
WRH-A-BB9	10 m-%	8,8 m-%
WRH-A-BC4	5 m-%	4,0 m-%
WRH-A-BC9	10 m-%	8,6 m-%
ERH-A-BA5	5 m-%	5,3 m-%
ERH-A-BA10	10 m-%	10,5 m-%
ERH-A-BB4	5 m-%	4,3 m-%
ERH-A-BB11	10 m-%	10,8 m-%
ERH-A-BC6	5 m-%	6,2 m-%
ERH-A-BC11	10 m-%	11,0 m-%
WRH-B-BB10	10 m-%	10,2 m-%
ERH-B-BB9	10 m-%	9,1 m-%
WRH-C-BC8	10 m-%	8,2 m-%
ERH-C-BC10	10 m-%	9,8 m-%

Ursprünglich sollten nur die Holzhackschnitzel aus Region A mit allen drei Mineralböden in den Verschmutzungsstufen 5 m-% und 10 m-% verunreinigt werden. Als Ergänzung zu den laut Projektantrag geplanten Versuchen wurden für die Mineralböden B und C jeweils zwei Chargen mit Holzhackschnitzeln aus den Herkunftsregionen B und C mit 10 m-% Mineralboden verschmutzt (vgl. Unterkapitel 4.1). Tabelle 9 gibt die tatsächlich erreichte Verschmutzungsstufe der Holzhackschnitzelsortimente wieder. Die Nomenklatur wurde entsprechend den Vorgaben der Tabelle 4 angepasst. Die Zahl in der Brennstoffbezeichnung gibt die tatsächlich erreichte Verschmutzung an, wobei auf ganze Zahlen gerundet wurde.

4.4 Probenreduktion und Probenaufbereitung

KUCHLER, KUPTZ, ZIMMERMANN, RIEBLER

Je nach Fragestellung fielen zu unterschiedlichen Zeitpunkten während der Produktion oder Verwertung der Brennstoffe Proben an. Die zur Probenreduktion und Probenaufbereitung angewendeten Verfahren erfolgten nahezu einheitlich über das gesamte Projekt und werden in diesem Abschnitt erläutert. Die Analysen erfolgten i. d. R. gemäß aktuell geltenden DIN-EN-ISO-Normen für biogene Festbrennstoffe (siehe Kapitel 5). In Einzel-

fällen kam es zu Abweichungen vom allgemeinen Vorgehen. Dies wird in den jeweiligen Teilkapiteln dieses Berichts separat beschrieben.

4.4.1 Holzpellets

Die am TFZ hergestellten Holzpellets wurden regelmäßig im Projektverlauf hinsichtlich ihrer physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffqualität analysiert. Zur Kontrolle der Homogenität des Ausgangsmaterials für die Pelletierung wurde zunächst der Aschegehalt nach DIN EN ISO 18122 analysiert (vgl. Abschnitt 5.1.2). Hierzu wurden sowohl für die zersetzten Ausgangsmaterialien der Fichtenpellets als auch für die Buchenpellets jeweils elf Proben zu je 2 l über den Zerkleinerungsprozess direkt am Ausgang der Pelletieranlage gewonnen.



Abbildung 30: Probenahme von Holzpellets mittels Probenlanze nach DIN EN ISO 18135

Bei den fertig produzierten Pellets wurden zur Analyse der Brennstoffqualität repräsentative Teilproben mittels einer Probenlanze (Zonensammler Spiralus, Bürckle GmbH) nach DIN EN ISO 18135 durch das TFZ gewonnen. Die Proben wurden unmittelbar vor dem jeweiligen Verbrennungsversuch gezogen. Hierzu wurde die Probenlanze diagonal über den Querschnitt der bereits bei der Pelletierung verwendeten Auffangbox in die jeweilige Pelletcharge eingestochen (Abbildung 30). Je Brennstoff erfolgte anschließend zunächst

eine Dreifachbestimmung des Wassergehalts und des Aschegehalts. Die Aschegehaltsproben wurden mithilfe einer Laborschneidmühle (Pulverisette 19, Fritsch GmbH) auf einen Durchmesser von $< 0,5$ mm nach DIN EN ISO 14780 gemahlen. Aus den drei Aschegehaltsproben wurden homogene Mischproben erzeugt, die beispielsweise zur Heizwertbestimmung und für die Elementanalyse dienen. Weitere Proben wurden für die Analyse der Schüttdichte, der mechanischen Festigkeit, des Ascheschmelzverhaltens oder für die PASSA-Methode gewonnen und ggf. per Probenteiler (Haver RT, Haver & Boecker) gemäß DIN EN ISO 14780 reduziert. Die Probe für das Ascheschmelzverhalten wurde nicht durch das TFZ, sondern durch das beauftragte Analyzelabor zerkleinert.

Eine Übersicht der gewonnenen Pelletproben ist in Tabelle 10 dargestellt. Die Probenmenge wurde entsprechend der benötigten Menge für die jeweilige Analyse (Wassergehalt, Aschegehalt, Heizwert etc.) genommen. Die durchgeführten Analysen, die verwendete Messtechnik und die Geräte zur Probenaufbereitung sind in Tabelle 12 in Kapitel 5 zusammengefasst.

Tabelle 10: Übersicht der gewonnenen Pelletproben

Parameter	Art des Materials	Anzahl der Proben	Umfang je Einzelprobe	Bemerkung
Aschegehalt (Nullprobe)	Gemahlene Ausgangsmaterial	11	2 l	Ausgangsmaterial für Heizwert und Elementaranalyse; Probenlanze
Wassergehalt	Pellets	3	> 300 g	Probenlanze
Aschegehalt (alle Chargen)	Pellets	3	2 l	Probenlanze; Ausgangsmaterial für Heizwert und Elementaranalyse
Heizwert	Mischprobe der gemahlene Aschegehaltsproben	1	300 ml	–
Elementaranalyse	Mischprobe der gemahlene Aschegehaltsproben	2	300 ml	Jeweils eine Probe für LWF und Eurofins Umwelt Ost
Schüttdichte	Pellets	3	> 15 l	Händisch aus der ganzen Charge gewonnen
Länge und Durchmesser	Pellets	1	> 50 g	Probenlanze, Menge mittels Probenteiler reduziert
Mechanische Festigkeit	Pellets	1	0,5 kg	Händisch aus der ganzen Charge gewonnen
PASSA-Methode	Pellets	1	> 1,0 kg	Probenlanze
Ascheschmelzverhalten	Pellets	1	> 0,5 kg	Probenlanze, Menge mittels Probenteiler reduziert

4.4.2 Holzhackschnitzel

Die definierte Verschmutzung der Holzhackschnitzel für die Verbrennungsversuche in Kapitel 6 erfolgte direkt in der Förderschnecke zwischen Brennstoffvorratsbunker und Zelleradschleuse des Biomassekessels (vgl. Abschnitt 6.3.3.2). Daher konnte die Probenahme der verschmutzten Holzhackschnitzel ebenfalls erst kurz vor bzw. nach dem Verbrennungsversuch erfolgen. Das nachfolgende, sich an diesen Gegebenheiten orientierende Probenahmekonzept wurde auf alle Holzhackschnitzelchargen angewendet, inkl. der Brennstoffe ohne Verunreinigung.

Die Probenahme der Holzhackschnitzel erfolgte direkt am Austritt der Förderschnecke des Brennstoffvorratsbunkers vor dem Übergang in den Kessel. Vor und nach jedem Verbrennungsversuch wurden jeweils 60 l Holzhackschnitzel in einer Plastikwanne gesammelt. Zusätzlich wurde eine Rückstellprobe von 4 l vor dem Verbrennungsversuch entnommen. Alle Teilproben wurden unmittelbar nach der Gewinnung luftdicht, beispielsweise mit einer Plastikfolie, verschlossen.

Probenahme vor und nach dem Feuerungsversuch:

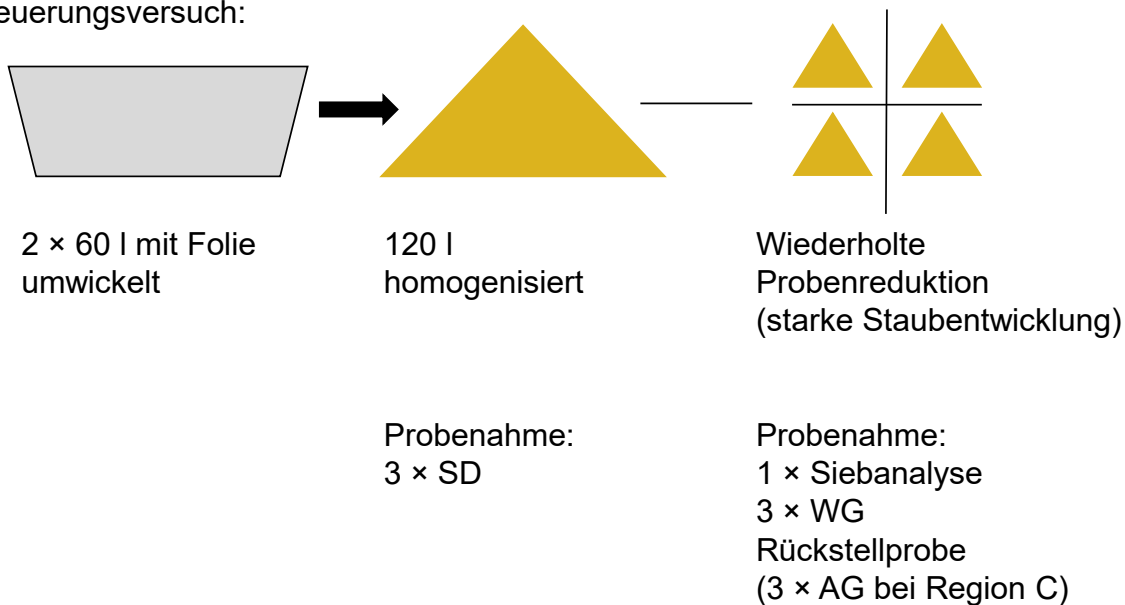


Abbildung 31: Probenahmekonzept der Holzhackschnitzelbrennstoffe am TFZ (SD = Schüttdichte, WG = Wassergehalt, AG = Aschegehalt)

Die zwei 60-l-Teilproben wurden direkt im Anschluss an den jeweiligen Verbrennungsversuch zu einer 120-l-Teilprobe vereint, homogenisiert und nach einem festen Ablaufschema in mehrere Teilproben aufgeteilt (Abbildung 31). Die Teilung erfolgte nach DIN EN ISO 18135.

Die 120-l-Probe wurde zunächst manuell mit einer Schaufel durch dreimaliges Umschütten homogenisiert und eine Dreifachbestimmung der Schüttdichte durchgeführt ($n = 3$, Abschnitt 5.1.4). Mittels Probenteilung (Aufkegeln und Viertelung nach DIN EN ISO 18135) wurde der Probenumfang reduziert und repräsentative Teilproben für die Analyse der Partikelgrößenverteilung ($n = 1$, Abschnitt 5.1.5), des Wassergehalts ($n = 3$, Abschnitt 5.1.1) und des Aschegehalts ($n = 3$, Abschnitt 5.1.2) gewonnen. Die Proben für den Heizwert und die Elementaranalyse wurden an einer Mischprobe aus den drei Aschegehaltsproben je Brennstoff bestimmt (Tabelle 11).

Die Aschegehalts- und Partikelgrößenverteilungsproben wurden bei Raumtemperatur unter mehrmaligem Wenden mindestens 72 h getrocknet und erstere anschließend mit einer Laborschneidmühle (Pulverisette 19, Fritsch GmbH) auf einen Durchmesser $< 0,5$ mm zerkleinert. Repräsentative Mischproben dieser vermahlenden Proben wurden für die Heizwert- und Elementaranalyse erstellt. Die Probe für die Elementaranalyse wurde doppelt abgefüllt und an die LWF und an die Firma Eurofins Umwelt Ost versendet. Zur Bestimmung des Ascheschmelzverhaltens wurde die 8-l-Teilprobe, die bereits für die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung analysiert worden war, an ein externes Labor versendet. Die Zerkleinerung dieser Probe wurde durch das beauftragte Labor durchgeführt.

Die Versuche mit den Holzhackschnitzeln der Region C wurden zeitlich als Erstes durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die Proben für die Bestimmung des Aschegehalts der verunreinigten Brennstoffe, aber auch für die Elementaranalyse sowie für die Bestimmung des Feinanteils aufgrund von Aufwirbelungen und Verlusten an feinem Mineralboden bei der Homogenisierung nicht repräsentativ für die in der Feuerung eingesetzten Brennstoffe waren. Die Analyse des Aschegehalts der verschmutzten Holzhackschnitzeln der Region C wurde daher an der Mischprobe, an der die Elementaranalysen sowie die Heizwertbestimmung durchgeführt worden waren, erneut vorgenommen.

Die Probenahme für die Bestimmung des Aschegehalts und damit einhergehend des Heizwerts und der Elementaranalyse wurden ausgehend von den Erfahrungen aus den Versuchen zur Region C modifiziert. Infolgedessen wurden 3×3 l an Probenmaterial parallel zur Gewinnung der 2×60 l-Proben separat gewonnen. Hierzu wurden vor dem Verbrennungsversuch eine Probenschale und nach dem Verbrennungsversuch zwei Probenschalen in den Übergang des Brennstoffvorratsbunkers in den Kessel gehalten und jeweils mit 3 l Probenmaterial befüllt. Ein möglicher Verlust durch Abrieselung des feinen Mineralbodens und Staubentwicklung während der anschließenden Homogenisierung der größeren Teilprobe (siehe oben) konnte so vermieden werden.

Eine Übersicht der gewonnenen Proben ist in Tabelle 11 dargestellt. Die für die jeweils durchgeführten Analysen geltenden DIN-EN-ISO-Normen, die verwendete Messtechnik und die Geräte zur Probenaufbereitung sind in Kapitel 5 zusammengefasst.

Tabelle 11: Übersicht der gewonnenen Hackschnitzelproben; Probenmenge (falls nicht angegeben) entspricht den Angaben der Norm

Parameter	Anzahl der Proben	Umfang der Proben	Bemerkung
Wassergehalt	3	> 300 g	Gewonnen an 120-l-Mischprobe
Aschegehalt (Region C)	3	300 ml	Gewonnen an 120-l-Mischprobe
Aschegehalt (Region A und B)	3	300 ml	Eine Probe vor, zwei Proben nach dem Feuerungsversuch
Heizwert	1	300 ml	Mischprobe der gemahlenden Aschegehaltspalten
Elementaranalyse	2	300 ml	Mischprobe der gemahlenden Aschegehaltspalten
Schüttdichte	3	> 50 l	Gewonnen an 120-l-Mischprobe
Partikelgrößenverteilung	1	8 l	Gewonnen an 120-l-Mischprobe
Ascheschmelzverhalten	1	8 l	Verwendung der Probe für die Partikelgrößenverteilung

4.4.3 Mineralböden

Die Mineralböden der Regionen A, B und C wurden für die Versuche zur Verschmutzung von Holzhackschnitzeln und Holzpellets aufbereitet. Hierzu wurden die jeweils durch die LWF angelieferten Mineralböden zunächst auf einer Plane im Technikum des TFZ für mehrere Tage und unter mehrmaligem manuellen Wenden mit einer Schaufel bei Raumtemperatur getrocknet. Im Anschluss an die Trocknung erfolgte eine maschinelle und manuelle Zerkleinerung.

Hintergrund der Aufbereitung ist, dass der jeweilige Mineralboden für die Verschmutzung der Brennstoffe eine feine, von Störstoffen freie Struktur aufweisen muss, um optimale Ergebnisse bei der Pelletierung zu erzielen sowie mechanische Schäden an der TFZ-Pelletieranlage zu vermeiden.

Die Aufbereitung der Mineralböden erfolgte ebenfalls im Technikum des TFZ. Nach der Trocknung wurde der jeweilige Mineralboden zwischen zwei Plastikplanen ausgebreitet. Der erste Zerkleinerungsschritt (Vorzerkleinerung) erfolgte durch mehrfaches Überfahren der abgedeckten Mineralböden mit einem Gabelstapler. Mittels manueller Homogenisierung und Probenreduzierung wurde analog zum Verfahren der Aufkegelung und Viertelung, das bereits bei der Probenaufbereitung von Holzhackschnitzeln angewendet worden war (vgl. Abschnitt 4.4.2), eine für die Verschmutzungsversuche benötigte repräsentative Teilprobe je angeliefertem Mineralboden gewonnen. Diese Teilprobe wurde mit einer Walze manuell zerkleinert (Hauptzerkleinerung, siehe Abbildung 32). Die Walze wurde hierzu mit Frischhaltefolie umwickelt. Das Walzen selbst wurde ebenfalls auf einer Plastikplane durchgeführt (Abbildung 32, links).

Jeder Mineralboden wurde anschließend mechanisch mittels einer selbst gebauten Rüttelsiebmaschine auf eine Korngröße von ≤ 2 mm (Rundlochsiebe) gesiebt (Abbildung 32, rechts). Dieselbe Rüttelsiebmaschine kam bereits zur Siebung der am TFZ produzierten

Holzpellets zum Einsatz (vgl. Abschnitt 4.3.3). Die Korngröße 2 mm stellt die geologische Grenze zwischen dem Feinboden und dem Grobboden bzw. dem Bodenskelett dar [66] [72]. Gleichzeitig wurde angenommen, dass es bei einer Korngröße von 2 mm nur zu minimalen mechanischen Schäden bei der Pelletierung kommen würde. Die ausgesiebte Fraktion > 2 mm wurde im Anschluss erneut manuell gewalzt, um diese weiter zu zerkleinern, und anschließend erneut mit der Rüttelsiebmaschine gesiebt. Dieses Vorgehen wurde dreimal wiederholt, um einen möglichst hohen Anteil an Bodenpartikeln ≤ 2 mm zu erhalten (Abbildung 33). Jeder aufbereitete Mineralboden wurde anschließend bis zur Verwendung luftdicht verpackt und gelagert.

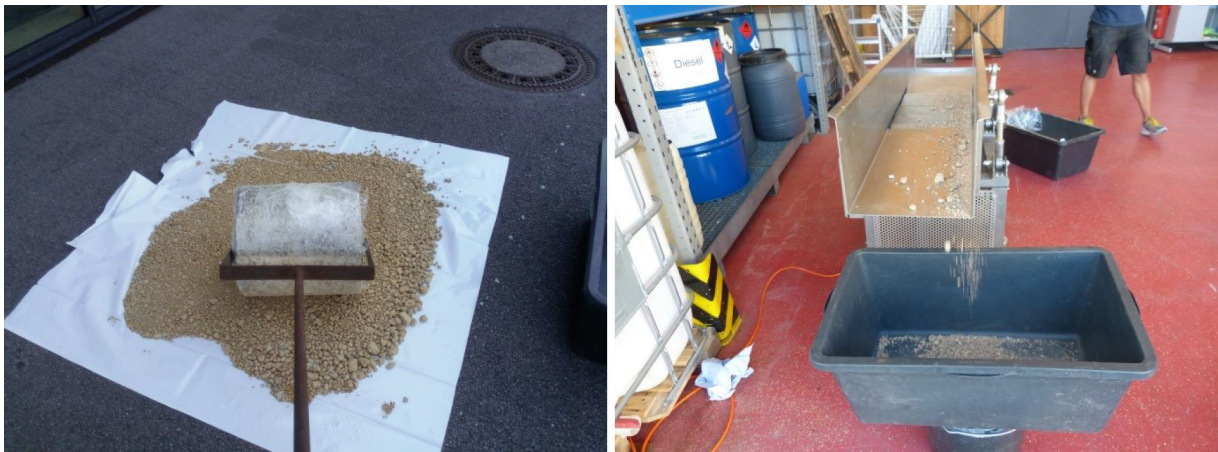


Abbildung 32: Aufbereitung der Mineralböden (links: manuelles Walzen eines Mineralbodens auf einer Plane; rechts: Siebung eines Mineralbodens mit einer selbst gebauten Rüttelsiebmaschine auf eine Korngröße < 2 mm)



Abbildung 33: Mineralbodenfraktionen nach der Siebung mittels Rüttelsiebmaschine (links: ausgesiebte Fraktionen des Mineralbodens $B > 2$ mm; rechts: Fraktionen des Mineralbodens $B < 2$ mm)

An der LWF wurde von den auf < 2 mm aufbereiteten Bodenproben jeweils eine repräsentative Teilprobe entnommen. Die Teilprobe wurde in 250-ml-Mahlbecher aus Zirkonoxid gegeben und zusammen mit neun Mahlkugeln (D = 20 mm) des gleichen Materials in einer Planeten-Kugelmühle (PM 400, Fa. Retsch) bei 300 U/min für 15 min vermahlen.

4.4.4 Rostasche

Für die Bewertung der im Rahmen der Verbrennungsversuche von Kapitel 6 anfallenden Aschen wurde die gesamte abgekühlte Rost- und Kesselasche (nachfolgend als „Rostasche“ bezeichnet) aus der Feuerung nach jedem Versuchstag händisch durch das TFZ entnommen und zusammengeführt. Die Asche, die sich im Wärmetauscher befand, wurde dabei verworfen. Nach einer Gewichtserfassung und einer Siebung der Rostasche zur Erfassung der Partikelgrößenverteilung (siehe Abschnitt 6.2.2.3) wurden die Agglomerate mechanisch mit einem Hammer zerkleinert. Anschließend erfolgte eine repräsentative Probenentnahme (Haver RT, Haver & Boecker) auf eine Probengröße von 100 g ± 25 g nach DIN EN ISO 18135. Die reduzierte Probe wurde der LWF für die inhaltsstofflichen Untersuchungen übergeben.

Die Rostaschen wurden an der LWF mittels Kegeln und Vierteln [33] geteilt und ca. 20 bis 30 g mit einer Planeten-Kugelmühle (PM 400, Retsch GmbH) bei 300 U/min für 15 min vermahlen. Da die Rostaschen teilweise noch Holzbestandteile aufwiesen, wurde Wolframcarbid (Mahlbecher + vier Kugeln mit $\varnothing = 30$ mm) als Werkmaterial bei der Vermahlung verwendet. Auf eine vorherige Trocknung der Rostaschen wurde verzichtet.

5 Brennstoffanalytik

KUPTZ, BLUM, ZIMMERMANN, DIETZ, KUCHLER, RIEBLER

Im Rahmen des Projekts „Quasi-Holz“ fielen zahlreiche Analyseproben (Biomasse, Mineralboden, Asche etc.) an. Alle Proben wurden, soweit möglich, entsprechend den Vorgaben nach DIN EN ISO 14780 [33] gewonnen. Probenahme und Probenaufbereitung wurden separat in Kapitel 4 beschrieben. Brennstoffproben wurden standardgemäß auf ihre physikalische und inhaltsstoffliche Brennstoffqualität nach aktuellen DIN-EN-ISO-Normen für biogene Festbrennstoffe oder dem Handbuch für forstliche Analytik [50] analysiert und anhand der Spezifikationen der DIN EN ISO 17225 (Teile 1, 2, 4) bewertet [17] [39] [41]. Alle Elementgehalte im nachfolgenden Bericht beziehen sich, wenn nicht anders angegeben, auf die Trockenmasse bei einem Wassergehalt von 0 m-% (wf = wasserfreier Zustand, häufig auch als „atro“ = „absolut trocken“ bezeichnet).

Die Laboranalysen (inkl. Probenaufbereitung) liefen parallel in den Laboren des TFZ und der LWF. Lediglich bei der Analyse des Ascheschmelzverhaltens mittels Erhitzungsmikroskop, der Analyse des chemischen (CSB) und biologischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅) und für die Bestimmung der Gesamtgehalte von Chlor und Schwefel wurden die Analysen von externen Laboren durchgeführt (siehe Tabelle 12 bis Tabelle 14).

Tabelle 12: *Methoden zur Probenahme und Probenaufbereitung inkl. Angaben zu dem durchführenden Institut, den verwendeten Geräten und dem angewendeten Verfahren (wf = wasserfreie Bezugsbasis, ar = im Anlieferungszustand, as received)*

Aufbereitungsschritt	Verwendete Geräte	Institut	Verfahren
Probenahme, Probenteilung	Probenteiler (TFZ-Eigenproduktion und Haver RT, Haver & Boecker OHG)	TFZ	DIN EN ISO 14780 [33] DIN EN ISO 18135 [35]
	Probenahmelanze (Zonensammler Spiralus, Bürckle GmbH)		
Zerkleinerung von Analyseproben	Laborschneidmühlen (Pulverisette 19, Pulverisette 25, Fritsch GmbH),	TFZ, LWF	DIN EN ISO 14780 [33]
	Planeten-Kugelmühle (PM 400, Retsch GmbH)		

Tabelle 13: *Methoden zur physikalischen Brennstoffanalyse inkl. Angaben zu dem Institut, den verwendeten Geräten und dem angewendeten Verfahren (wf = wasserfreie Bezugsbasis, ar = im Anlieferungszustand, as received)*

Parameter	Verwendete Geräte	Labor	Verfahren
Wassergehalt der Biomasse in m-%, ar	Trockenschrank: FED720-02-42004, Binder GmbH	TFZ	DIN EN ISO 18134-1/3 [23] [24]
Wassergehalt des Mineralbodens in m-%, ar	Trockenschrank: FED720-02-42004, Binder GmbH	TFZ	DIN EN ISO 17892-1 [21]
Aschegehalt in m-%, wf	Muffelofen: LT15, Nabertherm GmbH (TFZ); K 1253, Heraeus (LWF)	TFZ	DIN EN ISO 18122 [32]
Heizwert in MJ/kg, wf	Kalorimeter IKA C 2000 basic, IKA-Werke GmbH & Co.KG	TFZ	DIN EN ISO 18125 [34]
Veraschung von Pellets	Veraschungsofen L 40/11 BO, Nabertherm GmbH	TFZ	PASSA-Methode [67]
Schüttdichte in kg/m ³ , ar & wf	Schüttdichtebehälter (TFZ Eigenproduktion)	TFZ	DIN EN ISO 17828 [30]
Partikelgrößenverteilung für Partikel ≥ 3,15 mm in m-%, ar	AS400 control, RETSCH GmbH	TFZ	DIN EN ISO 17827-1 [28]
Partikelgrößenverteilung für Partikel ≤ 3,15 mm in m-%, ar	AS200 control, RETSCH GmbH	TFZ	DIN EN ISO 17827-2 [29]
Mechanische Festigkeit von Pellets in m-%, ar	Abriebtester (TFZ-Eigenproduktion)	TFZ	DIN EN ISO 17831-1 [31]
Ascheschmelzanalyse in °C	Erhitzungsmikroskop Sytab IF2000G	BEA	DIN EN ISO 21404 [37]

Tabelle 14: *Methoden zur inhaltsstofflichen Brennstoffanalyse sowie zur Analyse des Waschwassers inkl. Angaben zu dem durchführenden Institut, den verwendeten Geräten und dem angewendeten Verfahren (wf = wasserfreie Bezugsbasis, ar = im Anlieferungszustand, as received)*

Qualitätsparameter	Verwendete Geräte	Institut	Verfahren
Gesamtgehalt an C, H und N in m-%, wf	Elementanalysator (Vario EL III, Elementar Analysensysteme GmbH)	LWF	HFA D31.1.3.1 HFA D58.1.3.1 konform mit DIN EN ISO 16948 [25]
Hauptelemente in mg/kg, wf	ICP-OES (Optima 4300 DV, Perkin Elmer)	LWF	HFA 3.2.3
Spurenelemente in mg/kg, wf	ICP-MS (NexION 300XX, Perkin Elmer)	LWF	HFA 3.2.3
Chlor und Schwefel in m-%, wf	k. A.	Eurofins	DIN EN ISO 16994 [27]
Chemischer Sauerstoffbedarf CSB	k. A.	SER	DIN ISO 15705 [14]
Biologischer Sauerstoffbedarf BSB ₅	k. A.	SER	DIN EN ISO 5815-1 [38]

5.1 Physikalische Analysen

Die Analyse der physikalischen Brennstoffqualität erfolgte in den meisten Fällen durch das TFZ. Durch die LWF durchgeführte Analysen sind an den entsprechenden Stellen in diesem Bericht separat gekennzeichnet. Die physikalische Analytik erfolgte streng nach aktuellen DIN-EN-ISO-Normen für biogene Festbrennstoffe (Tabelle 13). Die folgenden Abschnitte beschreiben die physikalischen Analyseverfahren. Das Ascheschmelzverhalten wird gesondert in Abschnitt 6.2.2.1 erläutert.

5.1.1 Wassergehalt

Die Bestimmung des Wassergehalts (in m-%) erfolgt am TFZ nach DIN EN ISO 18134-1 [23] (Holzhackschnitzel, Holzpellets, Mineralboden) und nach DIN EN ISO 18134-3 [24] (gemahlene Laborprobe). Beide Verfahren messen den Wassergehalt gravimetrisch über den Gewichtsverlust einer Probe während der Lagerung in einem Trockenschrank bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz (FED 720, Binder GmbH).

5.1.2 Aschegehalt

Der Aschegehalt (in m-%) wurde als prozentualer Massenrückstand nach der Erhitzung bei maximal 550 °C einer Probe in einem Muffelofen (TFZ: LT15, Nabertherm GmbH; LWF: K 1253, Heraeus) nach DIN EN ISO 18122 [32] gravimetrisch bestimmt. Der Aschegehalt wird auf wasserfreier Bezugsbasis angegeben, weshalb parallel der Wassergehalt der Laborprobe zum Analysezeitpunkt mitbestimmt werden muss (siehe Abschnitt 5.1.1).

5.1.3 Heizwert

Der Heizwert der Brennstoffproben (in MJ/kg) wurde mithilfe eines Bombenkalorimeters (C 2000 basic, IKA Analysetechnik) nach DIN EN ISO 18125 [34] ermittelt. Für die Berechnung des Heizwerts auf wasserfreier Bezugsbasis (wf) muss ebenfalls der Wassergehalt der Analyseprobe nach DIN EN ISO 18134-3 [24] bestimmt werden (siehe Abschnitt 5.1.1). Zur Bestimmung des Heizwerts müssen zudem die Gehalte an Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Sauerstoff bekannt sein. Diese Elemente (außer Sauerstoff) wurden für jede Brennstoffprobe in den Laboren der LWF analysiert (vgl. Unterkapitel 5.2 und 5.3).

5.1.4 Schüttdichte

Die Bestimmung der Schüttdichte (in kg/m³), die das Verhältnis der Masse des losen Brennstoffs zu seinem Volumen beschreibt, erfolgte nach DIN EN ISO 17828 [30]. Hierzu wird die Masse eines mit Brennstoff gefüllten 50-l-Behälters bestimmt, wobei die Schüttgüter durch eine dreimalige Stoßanwendung (d. h. Erschütterung) eine Verdichtung erfahren. Im Fall von Holzpellets kam ein kleinerer Behälter mit 5 l Fassungsvermögen zum Einsatz.

5.1.5 Partikelgrößenverteilung

Die Partikelgrößenverteilung von Partikeln $\geq 3,15$ mm wurde mittels horizontalen Siebverfahrens mit Rundlochsieben bestimmt (DIN EN ISO 17827-1 [28]). Dabei werden die Einzelpartikel der zu analysierenden Teilprobe durch horizontales Sieben mit mehreren übereinanderliegenden Rundlochsieben in einzelne Partikelfraktionen aufgetrennt und die Masse der einzelnen Fraktionen durch Wiegen bestimmt. Die Siebung erfolgt automatisch über 15 Minuten bei 200 bis 300 Bewegungen pro Minute (AS400 control, Retsch GmbH). Für die Analyse wurden sechs Rundlochsiebe und eine Auffangschale verwendet. Die Lochdurchmesser lagen bei 3,15 mm, 8 mm, 16 mm, 31,5 mm, 45 mm und 63 mm. Die Fraktion $\leq 3,15$ mm beschreibt dabei den Feinanteil. Aus den Daten lässt sich die Partikelgrößenklasse, beispielsweise nach DIN EN ISO 17225-4 für Holzhackschnitzel bestimmen [41]. Zusätzlich mussten dazu die maximale Länge und die maximale Querschnittsfläche der größten Partikel von Hand bestimmt werden, die vor der Siebung vermessen wurden.

Die Partikelgrößenverteilung von Partikeln $< 3,15$ mm, beispielsweise zur Analyse von Aschen, wurde mittels dreidimensionalen Siebverfahrens mit Maschen- und Rundlochsieben in Anlehnung an DIN EN ISO 17827-2 [29] bestimmt. Die Siebung erfolgt automatisch mit 0,5 mm Amplitude für fünf Minuten (AS200 control, Retsch GmbH). Als Siebe wurden ein 3,15 mm Rundlochsieb und Maschensiebe mit einer Maschenweite von 0,5 mm, 1 mm und 2 mm verwendet.

5.1.6 Mechanische Festigkeit

Die Bestimmung der mechanischen Festigkeit von Holzpellets erfolgt in einem den Vorgaben der DIN EN ISO 17831-1 [31] entsprechenden, am TFZ konstruierten Prüfgerät. Der sogenannte Abriebtester besteht aus einem Kasten aus glattem Metallblech mit definierten Seitenlängen und einem Prallblech im Inneren. Dieser Kasten wird für den Analysevorgang von einem Motor mit zugehöriger Steuerungseinheit mit 50 Umdrehungen pro Minute insgesamt 500-mal um seine eigene Achse gedreht. In den Kasten werden 500 g Pellets als Versuchsprobe eingebracht. Diese Pellets werden vor Versuchsstart per Hand mit einem Rundlochsieb mit einer Lochweite von 3,15 mm gesiebt, um den bereits enthaltenen Feinanteil zu entfernen. Nach Ende der Versuchslaufzeit wird der Inhalt des Prüfkastens abermals gesiebt, um den durch die mechanische Beanspruchung entstandenen Feinanteil abzutrennen. Die mechanische Festigkeit (in m-%) ergibt sich dabei aus der Differenz der gesiebten Probe vor und nach der Behandlung im Abriebtester.

5.2 Kohlenstoff-/Stickstoffgehalt

Der Kohlenstoff (C) wird nach HFA D31.1.3.1 (in Anlehnung an DIN ISO 10694), der Stickstoff (N) nach den Vorgaben des HFA D58.1.3.1 (in Anlehnung an DIN ISO 13878) analysiert [50]. Beide Verfahren können laut DIN EN ISO 16948 für die Bestimmung von C, H und N angewendet werden [25].

Für die Bestimmung der beiden Elemente werden 8 bis 12 mg der Probe in Zinnfolie verpackt und im Elementaranalysator (Vario EL III, Elementar Analysensysteme GmbH) bei 950 °C im Sauerstoffstrom verbrannt. Die entstehenden Verbrennungsgase werden im Helium-Trägerstrom durch Reaktion mit elementarem Kupfer bei 500 °C vom restlichen Sauerstoff befreit. Anschließend werden die Reaktionsprodukte (hier N₂ und CO₂) gaschromatografisch aufgetrennt und mittels Wärmeleitfähigkeitsdetektor quantifiziert.

Für jede Probe wird mindestens eine Doppelbestimmung durchgeführt. Bei zu großen Abweichungen werden bis zu drei weitere Analysen durchgeführt. Ausreißer werden vom Labor der LWF nach Erfahrungsgrundlage entfernt.

5.3 Elementanalyse mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP)

Die inhaltsstofflichen Analysen (Haupt- und Spurenelemente) wurden nach den Abläufen aus dem Handbuch der forstlichen Analytik (HFA) durchgeführt [50]. Hierbei wird die Probe chemisch aufgeschlossen und anschließend mittels ICP analysiert. Zur Detektion wird entweder OES (optische Emissionsspektrometrie) oder MS (Massenspektrometrie) verwendet. Die Methoden des HFA sind an der LWF über interne Standards sowie Ringversuche validiert und die damit erzielten Ergebnisse somit mit denen der DIN EN ISO 16967 [26] und DIN EN ISO 16968 [22] vergleichbar, auch wenn die Aufschlussverfahren der Methoden minimal voneinander abweichen.

Für jede Probe werden mindestens zwei separate Aufschlüsse durchgeführt und analysiert. Methodisch bedingte Ausreißer werden durch das Labor der LWF nach Erfahrungsgrundlage bereinigt. Bei zu großen Abweichungen werden bis zu sechs weitere Aufschlüsse bzw. Analysen durchgeführt.

Etwaige Bestimmungen von Chlor und ggf. Schwefel nach DIN EN ISO 16994 [27] wurden an ein externes Labor (Eurofins Umwelt Ost GmbH, siehe Tabelle 14) übergeben. Ebenso erfolgte die Analyse von Si nach DIN EN ISO 16967 [26] für mehrere Proben über das externe Labor.

Im Folgenden werden die an der LWF eingesetzten Verfahren (Probenaufschluss sowie Detektionsarten) erläutert.

5.3.1 Probenaufschluss

Der Gesamtaufschluss der Proben wurde nach HFA B3.2.3 durchgeführt [50]. Für den Aufschluss diente eine Säuremischung (HF-Aufschluss) aus 3,0 ml 65%iger Salpeter (HNO₃), 0,5 ml 37%iger Salz- (HCl) und 1,0 ml 40%iger Fluorwasserstoffsäure (HF). Die Säuremischung wurde auf 250 bis 270 mg Probe gegeben und die Aufschlusslösung für 30 min bei 205 °C erhitzt (µPrep-A, MLS Mikrowellen-Labor-Systeme GmbH). Nach dem Abkühlen wurden 10 ml 65%ige HNO₃ zugesetzt. Die Säuren wurden im Vakuum bis zur Trocknung abdestilliert (µPrep-A, MLS Mikrowellen-Labor-Systeme GmbH), um die Fluoride zu entfernen bzw. in Nitrate zu überführen und dabei eventuell ausgefälltes Calciumfluorid

wieder in Lösung zu bringen. Anschließend wurde der Rückstand mit 10 ml Reinstwasser sowie 1 ml 65%iger HNO₃ versetzt und während 30 min bei 180 °C aufgenommen.

Für die Bestimmung des Siliziumgehalts wurden 2,0 g der Probe bei 105 °C getrocknet und drei Stunden lang bei 550 °C unter Luftzufuhr verbrannt (Muffelofen). Die Asche wurde anschließend in ein Mikrowellenaufschlussgefäß überführt und mit 3,0 ml 65%iger HNO₃, 0,5 ml 37%iger HCl und 0,5 ml 40%iger HF versetzt. Die Mischung wurde für 45 min auf 205 °C erhitzt (µPrep-A, MLS Mikrowellen-Labor-Systeme GmbH) und nach dem Abkühlen 10 ml 3%ige Borsäurelösung zugesetzt.

Zusätzlich wurde der Wassergehalt der zu analysierenden Proben nach DIN EN ISO 18134-3 [24] bestimmt, um später die gemessenen Elementgehalte auf eine wasserfreie Bezugsbasis zu beziehen.

5.3.2 ICP-Emissionsspektrometrie (ICP-OES)

Die Bestimmung der Hauptelemente (Mg, Al, Si, P, S, K, Ca, Mn, Fe, Cu und Zn) wird mittels ICP-OES (Optima 4300 DV, Perkin Elmer) durchgeführt. Bei zu hohen Elementgehalten, die außerhalb des Kalibrierbereichs der Methode liegen, muss die Aufschlusslösung mit Reinstwasser im Verhältnis 1 : 10 oder höher verdünnt werden.

Die Methode eignet sich aufgrund ihres großen dynamischen Bereichs (Sub-ppb- bis %-Bereich) sehr gut, um ein breites Spektrum unterschiedlicher Gehalte der Hauptelemente in der Probe analysieren zu können. Außerdem zeichnet sie sich durch einen schnellen Probendurchsatz aus und toleriert komplexe Matrizen. Als Matrix werden diejenigen Bestandteile einer Probe bezeichnet, die nicht analysiert werden, aber einen Einfluss auf das Messergebnis haben können. Zur Bestimmung von Schwermetallen, die i. d. R. in sehr geringen Mengen vorkommen, wird auf die sensitivere ICP-Massenspektrometrie (ICP-MS) zurückgegriffen.

5.3.3 ICP-Massenspektrometrie (ICP-MS)

Die Bestimmung der Spurenelemente (As, B, Ba, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Na, Ni, Pb, Rb, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, U, V) wird mittels ICP-MS (NexION 300XX, Perkin Elmer) durchgeführt. Bei der ICP-MS handelt es sich zwar um die Technik mit der größten Empfindlichkeit, allerdings hinsichtlich Anschaffungs- und Betriebskosten auch um die teuerste Methode.

Für die meisten Elemente können mit der ICP-MS Nachweisgrenzen im Bereich von Nanogramm pro Liter (ppt-Bereich) oder besser erreicht werden. Die Methode besitzt einen sehr großen dynamischen Bereich von über neun bis zwölf Größenordnungen. Auch hier werden komplexe Matrizen toleriert, allerdings geringer als bei der ICP-OES. Die ICP-MS wird in der Praxis nicht zur Bestimmung von Makroelementen verwendet, da die Probe hierfür sehr stark verdünnt werden muss. Eine Verdünnung birgt immer eine große Gefahr für Verschmutzungen. Daher werden die Makroelemente meist unverdünnt mit der unempfindlicheren ICP-OES bestimmt.

5.4 Statistische Auswertung

Die Ergebnisse wurden hinsichtlich ihrer statistischen Belastbarkeit überprüft. Dies geschah am TFZ unter Zuhilfenahme der Software OriginPro 2019 (OriginLab Cooperation). Ziel der statistischen Auswertung war es u. a. herauszufinden, ob die Mittelwerte einzelner Parameter zwischen verschiedenen Datensätzen als zufällig, beispielsweise aufgrund von hoher Streuung, oder als nicht zufällig, also als signifikant unterschiedlich angenommen werden konnten. Das Niveau, ab dem eine Signifikanz angenommen wurde, wurde durchgängig auf 5% gesetzt (Überschreitungswahrscheinlichkeit $p \leq 0,05$).

Zur Bestimmung der Überschreitungswahrscheinlichkeit können verschiedene Testverfahren angewendet werden. Das benötigte Testverfahren ist abhängig davon, ob eine Gruppe in sich einer Normverteilung folgt. Für den Test auf Normalverteilung der Messdaten wurde der Shapiro-Wilk-Test verwendet. Für die Varianzanalyse kam bei Normalverteilung der Einzelwerte eine einfache ANOVA zum Einsatz. Für den paarweisen Mittelwertvergleich aller Mittelwerte einer gesamten Messreihe wurde der Tukey-Test durchgeführt. Für den direkten Vergleich, ob sich zwei Mittelwerte signifikant unterscheiden, wurde ein t-Test für nicht verbundene Stichproben verwendet. Sobald Messwerte nicht normalverteilt waren, wurde bei einem paarweisen Vergleich mittels des Mann-Whitney-Tests und bei mehreren Proben mittels Kruskal-Wallis-Tests die Signifikanz überprüft. Wenn in den folgenden Abschnitten von Signifikanz gesprochen wird, sind stets diese Bedingungen erfüllt.

6 Einfluss des Mineralbodens auf die Verbrennung

KUCHLER, KUPTZ, SCHÖN, BLUM, ZIMMERMANN, DIETZ, HARTMANN

6.1 Problematik und Zielstellung

Ein wesentlicher Schwerpunkt im Projekt „Quasi-Holz“ lag auf der Fragestellung, welchen tatsächlichen Einfluss ein Eintrag von Mineralboden auf die Verbrennung von Holzbrennstoffen hat. Im Fokus stand dabei der emissionsarme und störungsfreie Anlagenbetrieb. Für die Untersuchungen kamen sowohl Holzpellets aus Fichte (*Picea abies*) und Buche (*Fagus sylvatica*) als auch zwei praxisübliche Holzhackschnitzelsortimente (Waldrestholz Fichte und Energierundholz Fichte) zum Einsatz. Besonderer Fokus wurde bei der Brennstoffwahl auf die Baumart Fichte gelegt, die mit einem Anteil von 44 % an der Waldfläche Bayerns die häufigste Baumart im Freistaat ist und als der wichtigste Holzlieferant der heimischen Forstwirtschaft gilt [3].

Die Beschaffung des Pelletausgangsmaterials und die Pelletierung erfolgten am TFZ. Die Holzhackschnitzel und die Mineralböden aus drei bayerischen Wuchsregionen A bis C wurden von der LWF beschafft (vgl. Unterkapitel 4.1). Die unterschiedlichen Holzhackschnitzelvarianten wurden anschließend am TFZ hergestellt (vgl. Unterkapitel 4.3). Hierzu wurden die Brennstoffe mechanisch aufbereitet oder mit Mineralboden verunreinigt. Alle Brennstoffe wurden hinsichtlich ihrer physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffqualität sowie ihrer Schlackebildungseigenschaften im Labor analysiert. Anschließend wurden die Holzhackschnitzel in einem automatisch beschickten 30-kW-Biomassekessel mit Treppenrost (Guntamatic Powerchip 20/30, nachfolgend als „Holzhackschnitzelkessel“ bezeichnet) und die Holzpellets in einem 15-kW-Pelletkessel mit Drehrost verbrannt und auf ihr Verbrennungsverhalten (Emissionen und Schlackebildung) hin untersucht. Die Arbeiten hierzu fanden im Feuerungsprüfstand des TFZ statt.

6.2 Material und Methoden

Die inhaltsstoffliche Zusammensetzung von Holzbrennstoffen kann sich entsprechend den geologischen Bedingungen regional unterscheiden. Für eine möglichst hohe Praxisrelevanz der Ergebnisse war es daher ausschlaggebend, dass die gewählten Brennstoffe direkt zum jeweils verwendeten Mineralboden passen. Die Brennstoffbeschaffung der Holzhackschnitzel erfolgte regional aus den drei im Projekt gewählten bayerischen Wuchsregionen, aus denen auch die verwendeten Mineralböden stammten (siehe Unterkapitel 4.1). Insgesamt wurden je Wuchsregion (Tertiäres Hügelland – Region A, Keuper – Region B und Bayerischer Wald – Region C) zwei Holzhackschnitzelchargen (Energierundholz Fichte und Waldrestholz Fichte) durch die LWF beschafft und an das TFZ geliefert. Die Brennstoffbeschaffung wurde im Juli 2019 abgeschlossen. Insgesamt wurden rund 70 t Holzhackschnitzel an das TFZ geliefert (siehe Unterkapitel 4.1). Hiervon wurden 28 verschiedene Holzhackschnitzelqualitäten hergestellt und verbrannt.

Die Beschaffung des Ausgangsmaterials für die Fichten- und Buchenpellets wurde durch das TFZ koordiniert (siehe Abschnitt 4.1.1). Entgegen dem Fokus auf die Regionalität wie bei den Holzhackschnitzeln wurde bei der Pelletproduktion der primäre Fokus auf verschmutzungsfreie Arbeitsweise gelegt. Insgesamt kamen acht Pelletbrennstoffe zum Einsatz. Die genaue Vorgehensweise bei der Beschaffung, Aufbereitung und Verschmutzung der Holzpellets und Holzhackschnitzel ist detailliert in den Unterkapiteln 4.1, 4.2, 4.3 und 4.4 beschrieben.

6.2.1 Feuerungsversuche

Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse innerhalb des Projekts gewährleisten zu können, wurde die Prüfmethodik vor Beginn der Messungen am Feuerungsprüfstand nach einem einheitlichen Schema festgelegt. Die Feuerung wurde nicht auf jeden einzelnen Brennstoff hin optimiert. Lediglich die Rostbewegungen wurden bei den stärker verschmutzten Brennstoffen intensiviert. Somit kann der Einfluss der unterschiedlichen Brennstoffqualitäten auf die Emissionen bzw. das Schmelzverhalten direkt dem Brennstoff zugeschrieben werden. Zunächst erfolgte vor jedem Feuerungsversuch stets eine vollständige Reinigung des Kessels (Brennkammer, Aschekasten, Wärmetauscher), der Brennstoffzufuhr und des Vorratsbehälters für den Brennstoff. Der Brennstoffbehälter wurde mit ausreichend Material vor dem Kesselstart befüllt und der Kessel gestartet. Nach dem Erreichen von stationären Bedingungen bei Nennlast erfolgte eine kontinuierliche Messung der gasförmigen Emissionen über 6 h. Fünf gravimetrische Gesamtstaubmessungen zu je 30 Minuten wurden während der stationären Phase über die 6 h gleichmäßig verteilt durchgeführt. Nach dem 6-h-Volllastbetrieb wurde der Kessel ausgeschaltet und kühlte über Nacht vollständig ab. Anschließend erfolgte die vorsichtige Entnahme der Asche aus der Brennkammer und dem Aschebehälter. Die Kesselasche wurde granulometrisch durch Siebung analysiert (vgl. Abschnitt 6.2.2). Die Asche aus dem Wärmetauscher wurde verworfen.

Die Feuerungsversuche der Holzhackschnitzel wurden mit einem automatisch beschickten Biomassekessel (ca. 30 kW) der Firma Guntamatic aus dem Jahr 2010 durchgeführt (Guntamatic Powerchip 20/30), der die Anforderungen der Stufe 1 der 1. BImSchV erfüllt (Grenzwert für Staub: 100 mg/Nm³, Grenzwert für CO: 1,0 g/Nm³). Dieser Kessel mit einem bewegten Treppenrost ist für die Verbrennung von Holzhackschnitzeln und Pellets, aber auch von Energiekorn und Miscanthus geeignet und zugelassen. Eine ausführlichere Kesselbeschreibung ist dem TFZ-Bericht Nr. 56 [64] zu entnehmen.

Für die Verbrennungsversuche der Pelletbrennstoffe kam ein 15-kW-Pelletkessel mit Drehrost aus dem Jahr 2018 zum Einsatz, der nur für Holzpellets der Qualität A1 nach DIN EN ISO 17225-2 zugelassen ist und die Anforderungen der Stufe 2 der 1. BImSchV erfüllt (Grenzwert für Staub: 20 mg/Nm³, Grenzwert für CO: 0,4 g/Nm³). Für potenziell zu Verschlackung neigende Brennstoffe ist er gemäß Bedienungsanleitung nicht geeignet.

6.2.1.1 Prüfstandsaufbau und Messtechnik

Der Versuchsaufbau für die Versuche mit Holzpellets und mit Holzhackschnitzeln ist schematisch in Abbildung 34 dargestellt. Um den Brennstoffverbrauch während der Feuerungsversuche zu bestimmen, wurde der Pelletkessel auf eine Plattformwaage (Plattformwaage MT KD600, Mettler-Toledo GmbH) mit einer Auflösung von 0,005 kg platziert. Bei den Versuchen mit Holzhackschnitzeln befand sich der Vorratsbehälter zur kontinuierlichen Erfassung des Brennstoffverbrauchs auf derselben Waage. Die Zudosierung des Mineralbodens bei den Holzhackschnitzeln erfolgte mittels Dosiereinheit, die sich ebenfalls auf einer Waage (Plattformwaage PESA B3, PESA Waagen GmbH) befand (vgl. Abschnitt 4.3.4.2). Der Mineralboden wurde direkt in die Zuführschnecke zwischen Vorratsbehälter und Kessel zudosiert, danach fielen die Holzhackschnitzel in die Zellradschleuse des Kessels.

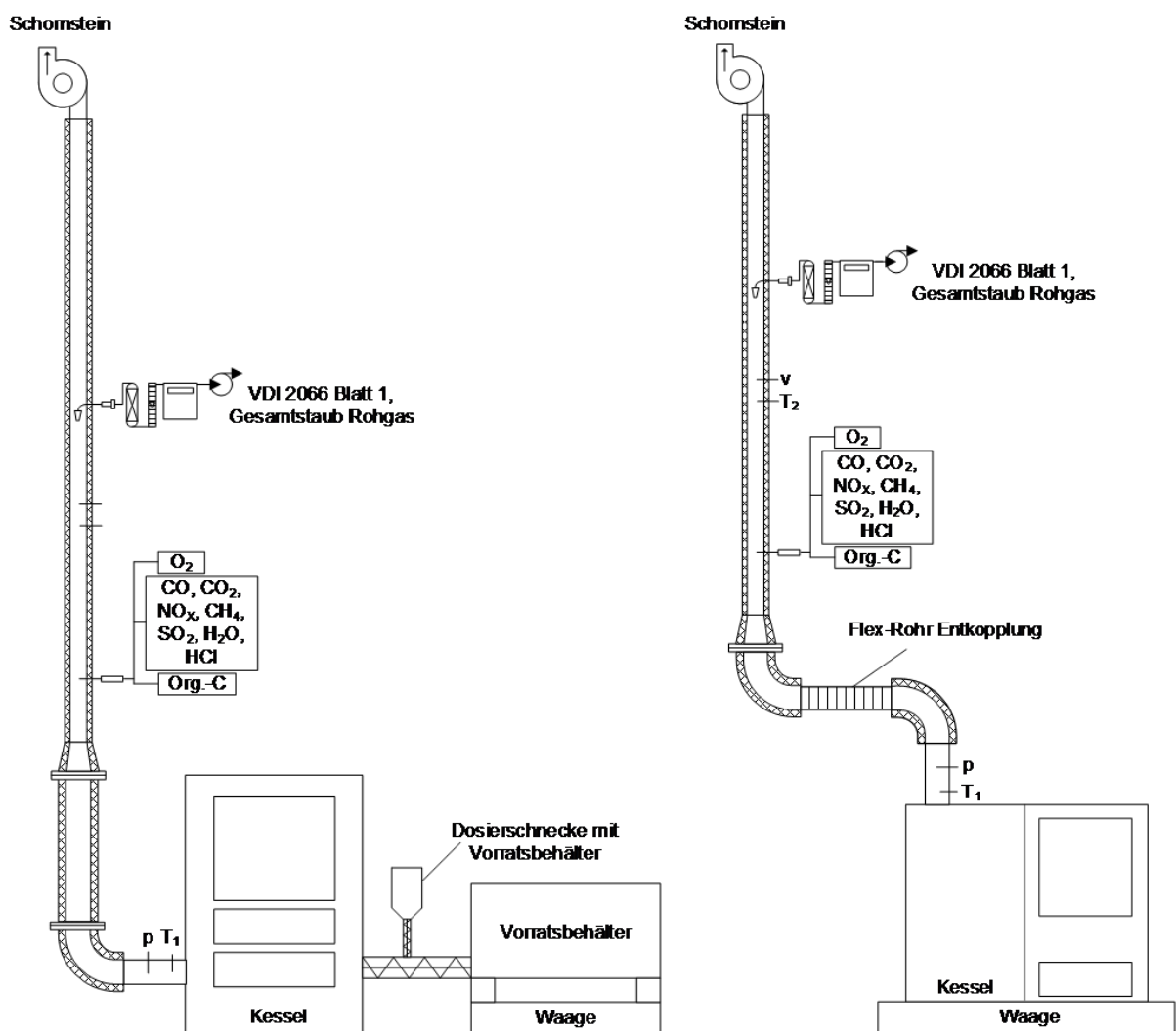


Abbildung 34: Versuchsaufbau der Abgasmessstrecke für die Holzholzhackschnitzelversuche (links) und die Pelletversuche (rechts) am Feuerungsprüfstand des TFZ (Skizze nicht maßstäblich; T: Temperaturmessung, v: Gasgeschwindigkeitsmessung, p: Förderdruckmessung)

Die Abgasmessstrecke bestand aus Edelstahlrohren (V2A). Der untere Teil der Abgasmessstrecke hatte den gleichen Durchmesser wie der Abgasstutzen des jeweiligen Kessels (130 mm beim Pelletkessel und 150 mm beim Holzhackschnitzelkessel). Der obere Teil der Messstrecke wurde für eine zuverlässige Geschwindigkeitsbestimmung beim Pelletkessel auf 80 mm und beim Holzhackschnitzelkessel auf 100 mm reduziert. Die Kessel wurden wasserseitig an eine Wärmeleistungsmessstrecke angeschlossen, die den Anforderungen der DIN EN 303-5 [16] zur Erfassung der Wärmeleistung entspricht. Dadurch kann die abgegebene Nutzwärme direkt über den Wasserdurchfluss (Promag 35, Endress + Hauser) und die Spreizung zwischen Vor- und Rücklauftemperatur (PT100, Thermokon) ermittelt werden. Die gasförmigen Komponenten CO und CO₂ wurden mittels NDIR-Einzelkomponentenmessgeräten und O₂ paramagnetisch (ABB AO2020, ABB Automation GmbH), die organischen Kohlenwasserstoffe (org. C) mittels Flammenionisationsdetektor (C_nH_m-Analysator ThermoFID, Mess- & Analysetechnik GmbH), NO_x mit einem Chemilumineszenzdetektor (CLD 822 Mhr Analysator, Eco Physics GmbH) und der Wasserdampfgehalt, HCl, SO_x und CH₄ mit einem FTIR (FTIR DX4000N, Ansyco GmbH) bestimmt. Das Aufzeichnungsintervall für die kontinuierliche Datenaufzeichnung aller relevanten Parameter betrug zehn Sekunden.

Die Gesamtstaubbestimmung erfolgte isokinetisch nach VDI 2066 Blatt 1 [74], wobei eine auf 160 °C beheizte Probenahmesonde von Paul Gothe verwendet wurde. Für die Bestimmung der Abgasgeschwindigkeit an der Staubprobenahmestelle wurde ein Flügelrad-Anemometer (Flügelrad Strömungssensor ZS25 / 25-ZG4, Höntzsch GmbH) verwendet. Die Filtermedien (mit Quarzwatte gestopfte Hülse und 45 mm Quarzplanfilter) wurden bei 180 °C vor- und bei 160 °C thermisch nachbehandelt und anschließend in einem Exsikkator über Nacht abgekühlt. Die Staubablagerungen in der Probenahmesonde wurden am Ende eines Messtags durch Spülen mit Aceton ebenfalls erfasst. Die Rückstände aus der Spülflüssigkeit wurden nach dem Verdampfen des Acetons und dem Trocknen proportional zur Beladung der Filtermedien auf die Einzelmessungen verteilt. Für die inhaltsstoffliche Zusammensetzung der gebildeten Feinstäube wurden in einem passenden PTFE-Planfilterhalter ohne Begleitheizung eingebaute Quarzplanfilter mit einem Durchmesser von 150 mm verwendet.

Der Pelletkessel wurde mit einem konstanten Förderdruck von -12 ± 2 Pa und der Kessel für die Holzhackschnitzelversuche mit -15 ± 2 Pa betrieben, wie vom Kesselhersteller empfohlen.

Alle Emissionen beziehen sich auf trockenes Abgas bei 0 °C, 1013 hPa bei 13 % O₂.

6.2.1.2 Identifizierung der Herkunft und Zusammensetzung von Filterstaub

Um festzustellen, ob (Fein-)Bodenanteile auf die verwendeten Quarzfaserfilter (Planfilter) gelangt sind oder ob es sich um Stäube, die sich während der Verbrennung gebildet haben, handelt, wurden die aus den Feuerungsversuchen der Region B verwendeten Filter sowie ein unbeladener Referenzfilter im Labor der LWF inhaltsstofflich analysiert. Die Filter wurden nach der Beladung am TFZ bei 160 °C getrocknet, in einem Exsikkator über Nacht abgekühlt und gewogen und anschließend an die LWF übergeben. Im Labor der

LWF wurden die Filter mit einer Schere vorzerkleinert und anschließend vollständig mit einem Pistill in einem Mörser zu einem Pulver vermahlen. Das aus den jeweiligen Filtern erzeugte Pulver wurde chemisch aufgeschlossen (Mikrowellendruckaufschluss mit HNO_3/HF , vgl. Abschnitt 5.3.1) und die Elementgehalte mit ICP-OES und ICP-MS bestimmt (vgl. Abschnitte 5.3.2 und 5.3.3). Aus den ermittelten Elementgehalten der Filter ($\beta_{\text{Filter,gesamt}}$) sowie den am TFZ ermittelten Gesamtmassen und Beladungen der Filter wurden dann durch Verwendung der Analyseergebnisse des Referenzfilters ($\beta_{\text{Referenzfilter}}$) als Blindwert die Elementgehalte der Beladungen (β_{Beladung}) mit Formel 6.1 berechnet:

$$\beta_{\text{Beladung}} = \frac{(\beta_{\text{Filter,gesamt}} \times m_{\text{Filter,gesamt}}) - (\beta_{\text{Referenzfilter}} \times m_{\text{Filter,ohne Beladung}})}{m_{\text{Beladung}}} \quad (6.1)$$

Die Beladungen der mit Mineralboden versetzten Sortimente wurden mit den Beladungen der ohne Mineralboden zugesetzten Sortimente (Nullproben) hinsichtlich bodentypischer Elementgehalte verglichen. Zudem wurden für die Beladungen der Filter bestimmte Elementverhältnisse (Al/Mg, Fe/Mg, Al/Ba, Fe/Ba, Ca/As, Mn/As) gebildet und mit den Elementverhältnissen der Analysedaten des Mineralbodens B verglichen. Die Idee dahinter ist, dass ein Vergleich der absoluten Beladungen immer noch eine Unsicherheit impliziert und durch die Betrachtung dieser Elementverhältnisse ein „fingerprintähnlicher“ Vergleich mit dem Mineralboden erfolgen kann. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass nur Feinbodenanteile auf den Filter gelangen können, da sandige Fraktionen zu schwer sind, um mit dem Abgasstrom aus dem Kessel ausgetragen zu werden. Daher sind hier gewisse Abweichungen zu erwarten.

6.2.2 Methoden zur Vorhersage bzw. Bewertung der Verschlackungsanfälligkeit der Brennstoffe und Kesselaschen

6.2.2.1 Ascheschmelzverhalten

Alle Brennstoffe wurden hinsichtlich ihres Ascheschmelzverhaltens gemäß DIN EN ISO 21404 analysiert [37]. Zur Sicherstellung der Homogenität wurde die Veraschung durch das Prüflabor (BEA Institut für Bioenergie GmbH in Wien) vorgenommen. Hierzu wurden bei den Holzhackschnitzeln 8 l, bei den Holzpellets 0,5 l Probenmenge verschickt. Bei den Holzhackschnitzeln wurde die identische Probe, die auch für die Bestimmung der Partikelgrößenverteilung mittels Siebung verwendet wurde, verschickt. Die Probe der Holzpellets wurde mittels Probenlanze gewonnen (vgl. Unterkapitel 4.4). Die Holzhackschnitzelproben wurden durch das Prüflabor auf < 5 mm vermahlen und bei 550 °C oxidierend verascht. Bei den Holzpellets erfolgte keine Zerkleinerung vor dem Veraschen. Im Anschluss wurde das Ascheschmelzverhalten mittels Erhitzungsmikroskop (Sylab IF2000G) analysiert. Hierbei wurden die Temperatur zum Beginn der Schrumpfung (SST in °C), die Erweichungstemperatur (DT in °C), die Halbkugeltemperatur (HT in °C) und die Fließtemperatur (FT in °C) notiert. Die maximal mögliche Temperatur des verwendeten Geräts beträgt 1550 °C.

6.2.2.2 PASSA-Methode

Die PASSA-Methode (*Pellet Ash and Slag Sieving Assessment*) wurde in einem europäischen Verbundprojekt („EU-AshMeIT“, Grant Agreement No. 287062) für Pellets entwickelt [67]. In der hier vorliegenden Studie wurde sie für die Holzpellets und für die Mineralböden angewendet. Dabei wurden 200 g des pelletierten Brennstoffs bzw. 250 g der Mineralböden in einer Glühschale (EVFK-300-006, labbox Labware S.L.) eingewogen. Diese muss eine Temperaturbeständigkeit von mindestens 1050 °C aufweisen. Die unterschiedlichen Einwaagen sind dadurch bedingt, dass die Untersuchungen an den drei Mineralböden noch mit der nach SCHÖN et al. [67] veröffentlichten Methode durchgeführt wurden, während die Untersuchung der Pelletbrennstoffe nach einer modifizierten Variante erfolgte. Zum Einwiegen der Brennstoffprobe sowie zur Bestimmung des Leergewichts der Glühschale ist eine Waage mit einer Auflösung von mindestens 0,01 g (XSR4002S, Mettler-Toledo GmbH) zu verwenden. Die Probe wird in einem Muffelofen (L40/11 BO, Nabertherm) thermisch behandelt. Dabei folgt man dem in Abbildung 35 vorgegebenen Temperaturprogramm mit einer Aufheizrate von 10 K/min.

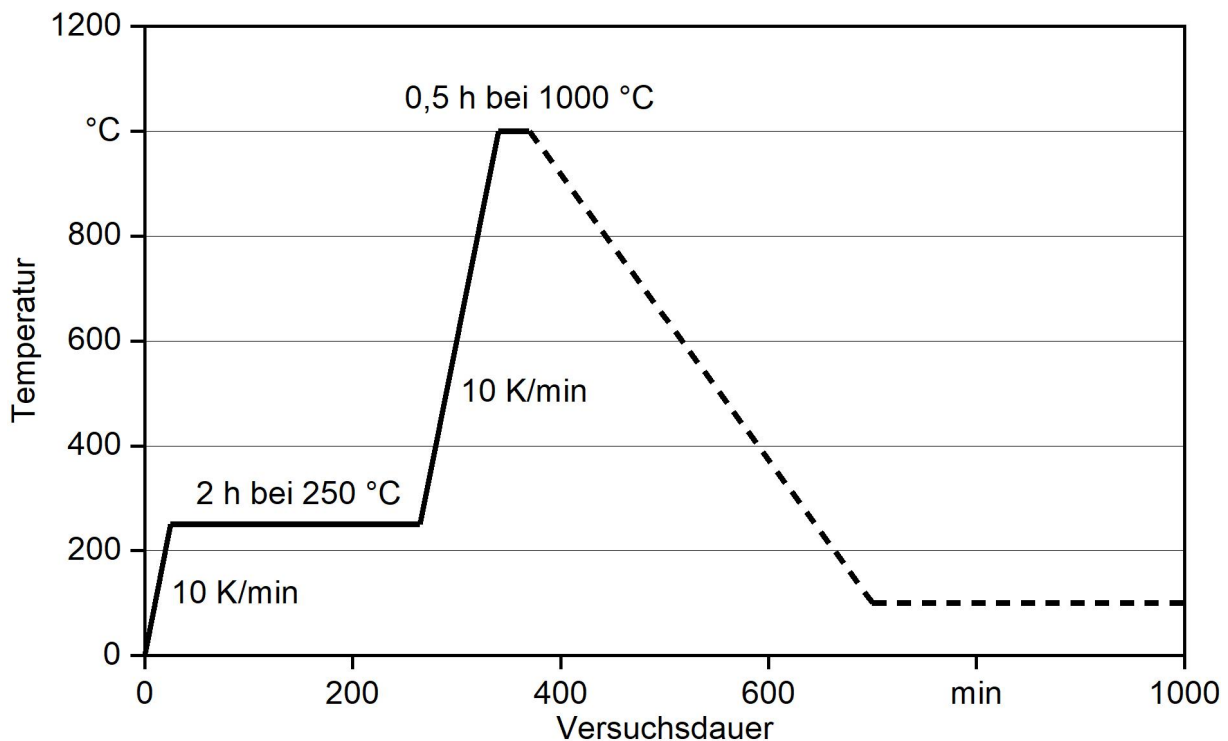


Abbildung 35: Temperaturprofil der modifizierten PASSA-Methode

Die maximale Temperatur betrug 1000 °C für 30 Minuten bei den Pelletbrennstoffen, während die Haltedauer für die Mineralböden sechs Stunden betrug. Nachdem die Probe auf 100 °C abgekühlt war, wurde sie aus dem Muffelofen entnommen und fotografiert. Danach musste die Probe im Exsikkator vollständig auf Raumtemperatur abkühlen. Anschließend wurde die Probe inklusive der Glühschale erneut gewogen. Hierfür ist wieder eine Waage mit einer Auflösung von 0,01 g zu verwenden. Jetzt wurde die Probe aus der Glühschale

mit einem Pinsel entfernt. Die leere Glühschale wurde erneut gewogen, um die Masse des anhaftenden Materials zu bestimmen.

Der lose Anteil der Probe wurde durch eine Siebanalyse hinsichtlich der gebildeten Schlacke und Agglomerate in einzelne Fraktionen aufgeteilt und gravimetrisch bewertet. Verwendet wurden Drahtgewebesiebe mit einem Durchmesser von 100 mm mit einer Maschenweite von 2 mm, 1 mm und 0,5 mm nach ISO 3310-1. Dafür wurde der lose Anteil der Probe in das Sieb mit 2 mm Maschenweite überführt und die anderen Siebe (1 mm, 0,5 mm, Boden) darunter platziert. Die Proben aus den Pelletbrennstoffen wurden mittels einer 3-D-Siebmaschine (AS200 Control, Retsch GmbH & Co. KG) mit 0,5 mm Amplitude für fünf Minuten gesiebt. Im Gegensatz dazu erfolgte die Aschesiebung der Mineralböden mit einer 2-D-Siebmaschine (AS400, Retsch GmbH & Co. KG) für eine Minute bei 200 Umdrehungen pro Minute. Das Gewicht der gewonnenen Aschefraktionen wurde mit einer Waage mit einer Auflösung von mindestens 0,001 g ermittelt (MS204S/01, Mettler-Toledo GmbH).

Pro Brennstoffprobe ist jeweils eine Doppelbestimmung durchzuführen. Aus den Ergebnissen lässt sich der sogenannte *Slag Index* berechnen. Dabei handelt es sich um den relativen Anteil einer Aschefraktion an der Gesamtaschemenge nach der thermischen Behandlung der Probe. Für die Untersuchungen in diesem Projekt wurde der *Slag Index* für die Fraktion > 1,0 mm berechnet (siehe Formeln 6.2 und 6.3). Für die Beurteilung diverser Holzpellets eignet sich der *Slag Index* für die Fraktion > 2 mm oder > 1 mm [67].

$$\text{Slag Index} = \frac{m_{>1,0 \text{ mm}}}{m_{\text{ges}}} \quad (6.2)$$

$$m_{\text{ges}} = m_{\text{voll.nach}} - m_{\text{leer.vor}} \quad (6.3)$$

$$\Delta m_{\text{haft}} = m_{\text{leer.nach}} - m_{\text{leer.vor}} \quad (6.4)$$

Wobei:

$m_{>1,0\text{mm}}$	=	Siebrückstand auf dem 1,0-mm-Sieb in g;
m_{ge}	=	gesamte Masse der Asche in g,
$m_{\text{voll.nach}}$	=	Masse der Glühschale mit Asche nach Versuch in g;
$m_{\text{leer.vor}}$	=	Masse der leeren Glühschale vor Versuch in g;
$m_{\text{leer.nach}}$	=	Masse der entleerten Glühschale nach Versuch in g;
Δm_{haft}	=	nach Versuch an der Glühschale anhaftende Aschemeng in g.

Ein weiterer wichtiger Indikator für die Verschlackung der Probe ist die Masse an Asche, die nach dem Reinigen der Glühschale (Tiegel) an dieser haften bleibt (Formel 6.4). Dieser Anteil wird zu der Fraktion > 2,0 mm gerechnet. Bei den mit Mineralböden verunreinigten Pelletproben wurde nur jeweils eine PASSA-Bestimmung durchgeführt ($n = 1$).

6.2.2.3 Bewertung der Kesselaschen

Die Kesselaschen wurden nach jedem Verbrennungsversuch vorsichtig aus dem Kessel entnommen und ihre Gesamtmasse bestimmt. In einer ersten Siebung erfolgte die Abtrennung der Aschepartikel > 8 mm mittels eines Rundlochsiebs gemäß DIN ISO 3310-2 [13]. Die gesamte Probe wurde dazu mittels einer Siebmaschine (AS400 Control, Retsch GmbH & Co. KG) bei 200 Umdrehungen pro Minute für eine Minute planar gesiebt. Hierzu wurden die Proben ggf. in Teilproben unterteilt, um eine maximale Schütthöhe von 2 cm im Sieb einzuhalten. Zur weiteren Klassifizierung wurden die Aschepartikel < 8 mm vollständig, bzw. eine repräsentativ gewonnene Teilprobe (100 ± 25 g) hinsichtlich der gebildeten Schlackeagglomerate bewertet. Dies erfolgte mittels einer 3-D-Siebung (AS200 Control, Retsch GmbH & Co. KG) mit 0,5 mm Amplitude für fünf Minuten. Zur Erfassung der Partikelgrößenverteilung wurden Drahtgewebesiebe mit 2,0, 1,0 und 0,5 mm Maschenweite gemäß DIN ISO 3310-1 verwendet [12] und die Massen der verschiedenen Fraktionen protokolliert.

6.3 Ergebnisse und Diskussion

6.3.1 Mineralbodenanalysen

Die Mineralböden wurden entsprechend Abschnitt 4.1.3 durch die LWF beschafft, am TFZ getrocknet und dort zerkleinert. Alle drei Mineralböden wurden auf ihre Partikelgrößenverteilung, ihren pH-Wert und ihre chemischen Inhaltsstoffe hin analysiert. In Abbildung 36 ist die Partikelgrößenverteilung entsprechend DIN 4022 für Feinböden < 2 mm dargestellt. Mineralboden A hat nach der Aufbereitung durch Walzen und Sieben mit 11,5 m-% den geringsten Sandanteil (Partikelgröße 0,063 bis < 2 mm, bestehend aus Feinsand, Mittelsand und Grobsand) und somit den geringsten Anteil nicht bindender Bodenfraktionen. Schluff (Partikelgröße 0,002 bis < 0,063 mm, bestehend aus Feinschluff, Mittelschluff und Grobschluff) stellte mit 54,3 m-% die größte Fraktion bei Mineralboden A dar. Zudem hat Mineralboden A mit 34,1 m-% den größten Tonanteil (Partikelgröße < 0,002 mm) und ist somit der feinste der drei untersuchten Mineralböden. Im Gegensatz dazu wies Mineralboden B mit > 65 m-% den größten Sandanteil auf und ist demnach entsprechend der Partikelgrößenverteilung der größte der drei Mineralböden. Schluff machte mit 10,4 m-% den geringsten Anteil von Mineralboden B aus. Mineralboden C zeichnete sich durch einen Sandanteil von 42,9 m-%, einen Schluffanteil von 32,9 m-% und einen Tonanteil von 24,1 m-% aus und lag damit zwischen Mineralboden A und Mineralboden B. Aufgrund der stark unterschiedlichen Partikelgrößenverteilungen kann von einem unterschiedlichen Einfluss auf die Verbrennung ausgegangen werden.

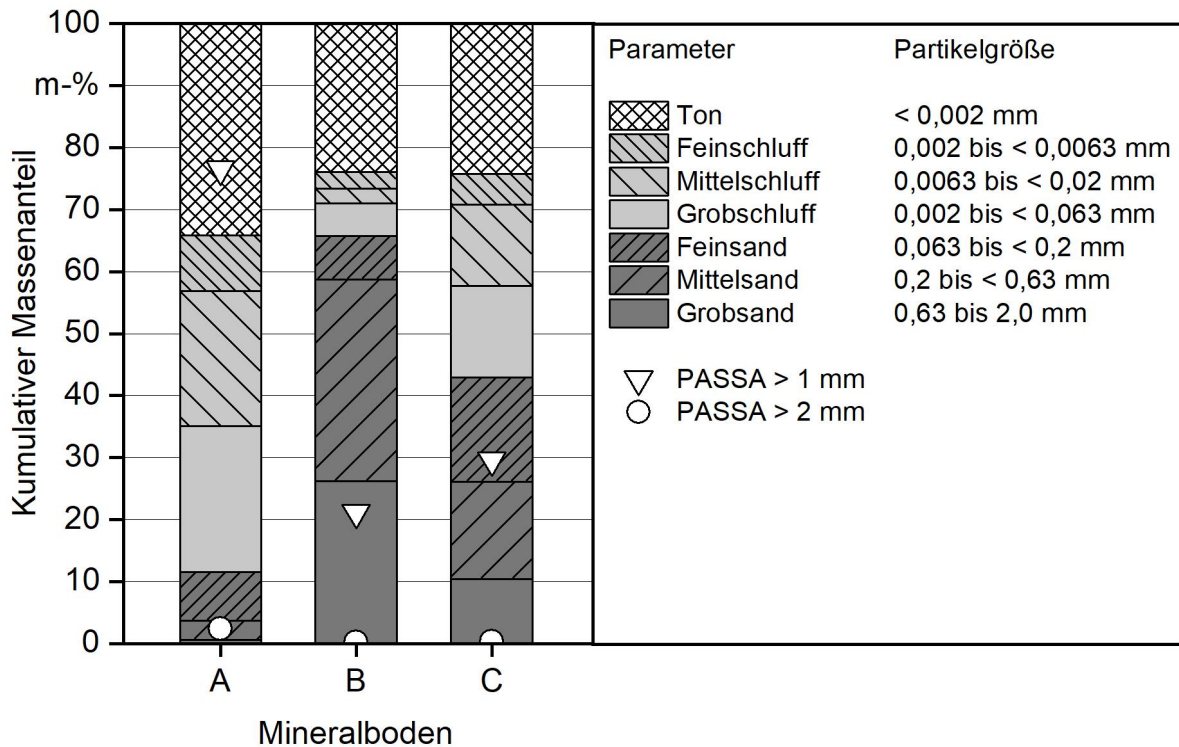


Abbildung 36: Partikelgrößenverteilung der Mineralböden A bis C sowie Ergebnisse der PASSA-Messung

Wie in Abschnitt 6.2.2 beschrieben wurde die PASSA-Methode für die drei Mineralböden angewendet, um zu prüfen, wie sich diese bei einer thermischen Behandlung, beispielsweise bei der Verbrennung in einem Biomassekessel, verhalten. Diese Ergebnisse sind ebenfalls in Abbildung 36 dargestellt. Die beiden Indikatoren der PASSA-Methode stellen analog den *Slag Index* der Partikelfraktionen > 2 mm („PASSA > 2 mm“) und > 1 mm („PASSA > 1 mm“) nach der thermischen Behandlung dar, wobei die angebackene Asche am Tiegel in der Fraktion > 2 mm inkludiert ist. Die Fraktion „Grobsand“ entspricht der Fraktion 0,63 bis 2 mm des Ausgangsmaterials. Falls es zu keiner Veränderung des Mineralbodens durch die thermische Behandlung kommt, müssten beide PASSA-Indikatoren somit innerhalb dieser Fraktion zu finden sein. Wie in Abbildung 36 zu erkennen ist, verändern sich jedoch die Mineralböden A und C durch die thermische Behandlung. Der Indikator „PASSA > 1 mm“ liegt bei Mineralboden A bei 77 m-%, was auf eine deutliche Agglomeration hindeutet. Dieser Effekt ist, wenn auch nicht so ausgeprägt, ebenfalls bei Mineralboden C zu finden. Hier lag die Fraktion > 0,63 bis 2 mm vor der Durchführung der PASSA-Methode bei 10 m-% wohingegen der Indikator „PASSA > 1 mm“ nach der thermischen Behandlung bei 30 m-% lag. Lediglich bei Mineralboden B konnte keine Veränderung der Korngrößenstruktur aufgrund der thermischen Behandlung nachgewiesen werden. Auf Basis dieser Ergebnisse wird bei Mineralboden A der größte Effekt auf die Verschlackung erwartet, gefolgt von Mineralboden C. Durch die Zugabe von Mineralboden B wird ausgehend von diesen Ergebnissen dagegen kein Effekt bezüglich der Verschlackungsneigung erwartet. Eine Untersuchung des Ascheschmelzverhaltens der drei Mineralböden nach DIN EN ISO 21404 erfolgte nicht.

Die Ergebnisse zum pH-Wert der drei Mineralböden sind im Anhang wiedergegeben (siehe Unterkapitel 7.1).

In Tabelle 15 ist ein Auszug der für die Verbrennung oder die Anwendung der Verschmutzungsindizes (Fe/Mn-Verhältnis, Al/200-Koeffizient) relevanten Elementgehalte der Mineralböden dargestellt, die in den Laboren der LWF ermittelt wurden. Alle weiteren Elemente der Mineralböden befinden sich im Anhang (siehe Tabelle 35).

Die auf ihre Masse bezogenen wesentlichsten Elemente in den Mineralböden waren Si, Al, Fe, C, K, Mg und Na (Tabelle 15). Da bei den verschmutzten Holzhackschnitzelsortimenten bei der Analyse eine Heterogenität innerhalb der Proben festgestellt wurde (siehe Teilbericht 2), dienen die Elementkonzentrationen der Mineralböden und der nicht verschmutzten Brennstoffe nachfolgend als Rechenbasis für die Bestimmung der Elementgehalte der verschmutzten Brennstoffe.

Tabelle 15: Elementgehalte der Mineralböden A, B und C auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP (Si aus Daten der Holzpellets berechnet, siehe Tabelle 19)*

Elementgehalt	Mineralboden A	Mineralboden B	Mineralboden C
C in m-%	0,1644	0,1515	1,125
Al in mg/kg	67.090	46.630	82.220
Ca in mg/kg	2.521	1.025	4.783
Fe in mg/kg	32.700	10.910	52.760
K in mg/kg	14.600	26.500	14.840
Mg in mg/kg	5.872	3.407	14.760
Mn in mg/kg	478	59	831
Na in mg/kg	4.452	1.349	5.488
P in mg/kg	397	122	558
Si in mg/kg*	257.144	347.073	239.594
As in mg/kg	0,7	0,2	0,2
Cd in mg/kg	0,28	0,59	0,87
Cr in mg/kg	88,8	25,0	101,7
Cu in mg/kg	17,79	3,60	27,91
Ni in mg/kg	32,4	8,7	41,2
Pb in mg/kg	18,9	18,4	16,7
Ba in mg/kg	348	668	723

Der Gehalt an Si wurde nicht direkt an den Proben bestimmt, sondern rechnerisch durch das TFZ ermittelt. Hierzu wurden verschmutzte und nicht verschmutzte Fichten- und Buchenpellets für die Si-Bestimmung nach DIN EN ISO 16967 durch die LWF analysiert (siehe Abschnitt 6.3.2.1). Mithilfe der Si-Gehalte in den Pelletproben und der zugegebenen Masse an Mineralboden zu den verschmutzten Holzpellets konnte der Si-Gehalt der drei Mineralböden zurückgerechnet werden. Eine Überprüfung dieser Vorgehensweise wurde mittels anderer Elementgehalte, wie z. B. des Aluminiumgehalts, durchgeführt.

Vor allem die Gehalte an Al, Fe, K, Na und Si lagen in den Mineralböden deutlich höher als die typischen Gehalte von Holzbrennstoffen (rindenfreies Holz, Waldrestholz etc.) nach DIN EN ISO 17225-1 [17]. Die übrigen Elemente (z. B. Ca, Mg, P, Schwermetalle) waren gegenüber den in der Norm angegebenen typischen Wertebereichen nicht oder nur leicht erhöht. Folglich ist bei einer Verschmutzung der Brennstoffe vornehmlich mit einem Eintrag von Al, Fe, K, Na und Si zu rechnen.

6.3.2 Brennstoffanalysen

Im Folgenden wird auf die Brennstoffqualität der im Projekt „Quasi-Holz“ produzierten Pelletbrennstoffe ($n = 8$) und Holzhackschnitzelbrennstoffe ($n = 28$) eingegangen. Dargestellt werden sowohl die physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffparameter als auch die daraus berechneten Brennstoffindizes.

6.3.2.1 Holzpellets

Physikalische und mechanische Eigenschaften der Holzpellets

Zunächst wird auf die physikalischen Eigenschaften der Holzpellets eingegangen, die in Abbildung 37 zu sehen sind. Anschließend erfolgt eine Bewertung der chemischen Inhaltsstoffe und der dazugehörigen Brennstoffindizes. Die Ergebnisse der physikalisch-mechanischen Brennstoffanalyse der Fichtenpellets sind in Tabelle 16, die der Buchenpellets in Tabelle 17 zusammengestellt. Gleichzeitig erfolgt eine Einordnung der Ergebnisse nach den Vorgaben der DIN EN ISO 17225-2 [39].

Der Wassergehalt der produzierten Holzpellets lag im Bereich von 4,4 m-% (B-BA) bis 7,8 m-% (B-NP). Sowohl bei den Fichten- als auch bei den Buchenpellets waren die verunreinigten Sortimente trockener als die Nullprobe. Als Ursachen werden die höhere Leistungsaufnahme zum Pelletieren verunreinigter Brennstoffe und die damit einhergehenden Temperaturerhöhung während der Produktion vermutet (Tabelle 8).



Abbildung 37: Pelletbrennstoffe für die Feuerungsversuche (oben: Fichtenpellets; unten: Buchenpellets; von links nach rechts: Nullprobe, Verschmutzung mit Mineralboden A, Mineralboden B und Mineralboden C)

Der Aschegehalt der Nullproben lag bei den Fichtenpellets bei 0,8 m-% (wf) und bei den Buchenpellets bei 0,6 m-% (wf). Die Fichtenpellets lagen damit über dem für die Klassifikation A1 geforderten Aschegehalt nach DIN EN ISO 17225-2 (2021) von $\leq 0,7$ m-% (wf) [39]. Wie in Abschnitt 4.1.1 beschrieben wurden als Ausgangsmaterial der Fichtenpellets Stämme mit einem Durchmesser ≤ 12 cm verwendet. Für die Buchenpellets kamen Holzhackschnitzel aus zum Teil deutlich dickeren Stämmen zum Einsatz. Der höhere Aschegehalt bei den nicht verschmutzten Fichtenpellets wird somit aufgrund eines höheren Rindenanteils vermutet [54]. Bei den verunreinigten Holzpellets beider Sortimente stieg der Aschegehalt verglichen zur Nullprobe signifikant an [59].

Die Schüttdichte der Fichtenpellets lag über dem Wert der Buchenpellets. Aufgrund der Mineralbodenzugabe stieg die Schüttdichte in den Fichtenpellets an. Dieser Effekt konnte bei den Buchenpellets dagegen nicht beobachtet werden. Die mechanische Festigkeit lag im Bereich von 97,3 m-% (B-BA) und 98,8 m-% (F-BC). Der Feinanteil lag bei allen Holzpellets in einem Bereich von unter 0,5 m-%. Ein Trend hinsichtlich der Sortimente und der Verschmutzung ist bei beiden Kennwerten nicht vorhanden.

Tabelle 16: *Physikalische und mechanische Brennstoffparameter der am TFZ hergestellten Fichtenpellets (Mittelwert \pm Standardabweichung, D = Durchmesser, L = Länge, ar = as received [= im Anlieferungszustand], wf = wasserfreie Bezugsbasis)*

Brennstoff	F-NP	F-BA	F-BB	F-BC
Verunreinigung	keine	Mineralboden A, 2 m-%	Mineralboden B, 2 m-%	Mineralboden C, 2 m-%
Wassergehalt (ar) in m-% ($n = 3$)	7,7 ($\pm 0,1$)	6,5 ($\pm 0,4$)	6,9 ($\pm 0,1$)	6,3 ($\pm 0,1$)
Aschegehalt (wf) in m-% * ($n = 3$) bzw. # ($n = 11$)	0,8 ($\pm 0,1$)#	2,5 ($\pm < 0,1$)*	2,6 ($\pm 0,1$)*	2,5 ($\pm 0,1$)*
Schüttdichte (ar) in kg/m ³ ($n = 3$)	724 (± 6)	738 (± 4)	735 (± 7)	738 (± 5)
Mechanische Festigkeit (ar) in m-% ($n = 3$)	98,6	98,3	98,4	98,8
Feinanteil < 3,15 mm in m-% ($n = 3$)	0,08	0,16	0,04	0,02
Durchmesser, Länge in mm	D = 5,69 ($\pm 0,04$) L = 14,96 ($\pm 5,43$)	D = 5,94 ($\pm 0,05$) L = 15,58 ($\pm 6,2$)	D = 5,97 ($\pm 0,04$) L = 15,88 ($\pm 5,79$)	D = 5,94 ($\pm 0,02$) L = 15,45 ($\pm 5,68$)
Heizwert (wf) in MJ/kg ($n = 1$)	18,88	18,42	18,66	18,65
Klassifizierung nach DIN EN ISO 17225-2	A2	I3	I3	I3

Der mittlere Durchmesser der Holzpellets betrug 5,69 bis 6,03 mm. Die Längen der Fichtenpellets lagen mit 14,96 bis 15,88 mm in einem engen Bereich. Bei den Buchenpellets lag die durchschnittliche Länge der Nullprobe (9,48 mm) deutlich unter den verunreinigten Holzpellets (15,16 bis 17,95 mm). Dies erklärt vermutlich, weshalb die Schüttdichte der verunreinigten Buchenpellets im Gegensatz zu den verunreinigten Fichtenpellets nicht zugenommen hat. Es ist davon auszugehen, dass längere Holzpellets zu größeren Luftzwischenräumen innerhalb der Schüttung und damit zu einer Abnahme der Schüttdichte führen. Somit könnte eine zu erwartende Zunahme der Schüttdichte durch Mineralbodenzugabe bei den Buchenpellets aufgrund der unterschiedlichen Pelletlängen maskiert sein.

Tabelle 17: *Physikalische und mechanische Brennstoffparameter der am TFZ hergestellten Buchenpellets (Mittelwert \pm Standardabweichung, D = Durchmesser, L = Länge, ar = as received [= im Anlieferungszustand], wf = wasserfreie Bezugsbasis)*

Brennstoff	B-NP	B-BA	B-BB	B-BC
Verunreinigung	keine	Mineralboden A, 2 m-%	Mineralboden B, 2 m-%	Mineralboden C, 2 m-%
Wassergehalt (ar) in m-% ($n = 3$)	7,8 ($\pm < 0,1$)	4,4 ($\pm 0,1$)	4,7 ($\pm 0,1$)	5,4 ($\pm 0,1$)
Aschegehalt (wf) in m-% * ($n = 3$) bzw. # ($n = 11$)	0,6# ($\pm < 0,1$)	2,6* ($\pm 0,1$)	2,6* ($\pm 0,1$)	2,4* ($\pm < 0,1$)
Schüttdichte (ar) in kg/m ³ ($n = 3$)	680 (± 3)	690 (± 4)	677 (± 2)	637 (± 3)
Mechanische Festigkeit (ar) in m-% ($n = 3$)	98,4	97,3	98,3	97,4
Feinanteil < 3,15 mm in m-% ($n = 3$)	0,1	0,45	0,08	0,11
Durchmesser, Länge in mm	D = 6,03 ($\pm 0,05$) L = 9,48 ($\pm 6,12$)	D = 5,99 ($\pm 0,06$) L = 15,16 ($\pm 7,44$)	D = 5,97 ($\pm 0,08$) L = 17,95 ($\pm 7,8$)	D = 5,94 ($\pm 0,13$) L = 16,84 ($\pm 7,07$)
Heizwert (wf) in MJ/kg ($n = 1$)	18,57	17,80	17,84	17,78
Klassifizierung nach DIN EN ISO 17225-2	A1	I3	I3	I3

Bei Betrachtung des Heizwerts wiesen die Fichtenpellets erwartungsgemäß einen höheren Wert als die Buchenpellets auf. Dies lässt sich u. a. auf einen größeren Anteil an Harz in Fichtenholz verglichen mit Buchenholz, aber auch auf den erwartbaren höheren Rindenanteil in den Fichtenproben zurückführen. Bei beiden Sortimenten sank der Heizwert aufgrund der Zugabe von inertem Material.

Lediglich die nicht verschmutzten Buchenpellets (B-NP) entsprachen der Eigenschaftsklasse A1 gemäß DIN EN ISO 17225-2 (2021) und würden die Anforderungen der Zertifizierungen ENplus A1 und DINplus erfüllen [39] [42] [45]. Im Fall der Fichtenpellets erfüllte die Nullprobe aufgrund des Aschegehalts von 0,8 m-% (wf) lediglich die Klassifikation A2. Der Aschegehalt war bei den verunreinigten Holzpellets aufgrund der Mineralbodenzugabe stark erhöht und die mechanische Festigkeit verglichen mit der Nullprobe verringert, weshalb diese Holzpellets nicht den Anforderungen der Klassifikationen A1 bis B nach DIN EN ISO 17225-2 oder den Vorgaben der beiden Zertifizierungen entsprachen.

Brennstoffzusammensetzung und Brennstoffindizes

Die wesentlichen Elementgehalte der Pelletbrennstoffe sind in Tabelle 18 und Tabelle 19 zusammengestellt. Alle weiteren Elemente, die durch die LWF analysiert wurden, beispielsweise die Schwermetalle, können im Anhang Tabelle 36 und Tabelle 37 entnommen werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Fichtenpellets einen leicht niedrigeren Stickstoffgehalt aufwiesen als die Buchenpellets. Im Gegensatz dazu war der Schwefelgehalt der Fichtenpellets etwas höher als bei den Buchenpellets. Alle Proben (Nullproben und verschmutzte Holzpellets) hielten die maximalen Elementgehalte der Eigenschaftsklasse A1 nach DIN EN ISO 17225-2 ein (vgl. Tabelle 18 und Tabelle 36).

Tabelle 18: Elementgehalte der Pelletbrennstoffe in m-% nach Baumart und Variante (C, H, N, S und Cl) auf wasserfreier Bezugsbasis

Brennstoff	C	H	N	S	Cl
DIN EN ISO 17225-2, A1	k. A.	k. A.	< 0,3	< 0,04	< 0,02
F-NP	50,2	6,0	0,11	0,009	0,009
F-BA	49,1	6,0	0,12	0,011	0,016
F-BB	49,3	6,0	0,10	0,010	0,017
F-BC	50,3	6,0	0,10	0,006	< 0,005
B-NP	49,6	6,1	0,14	0,007	0,010
B-BA	48,6	5,9	0,13	0,008	< 0,005
B-BB	48,3	5,9	0,13	0,006	< 0,005
B-BC	48,5	5,9	0,12	0,010	< 0,005

Aufgrund der Verschmutzung mit Mineralboden erhöhten sich erwartungsgemäß die Gehalte an Al und Si um den Faktor 10. Ebenfalls erhöhten sich die Gehalte an Fe, K und Na. Die Zunahme dieser fünf Elemente sollte sich entsprechend auf die Brennstoffindizes und das Verbrennungsverhalten auswirken. Nahezu unverändert blieben dagegen Ca, Mn und P im Brennstoff. Diese Tendenz war aufgrund der Elementgehalte der Mineralböden im Vergleich zu den Elementgehalten der Nullproben und der insgesamt nur geringen Masse der beigemengten Mineralböden von 2 m-% zum Brennstoff zu erwarten gewesen.

Tabelle 19: *Elementgehalte der Pelletbrennstoffe in mg/kg nach Sortiment und Baumart (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si) auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP*

Brennstoff	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Si
F-NP	99	2.429	53	698	221	151	13	100	529
F-BA	1.348	2.404	684	989	328	157	83	109	5.597
F-BB	1.019	2.296	362	1.196	265	138	27	92	6.877
F-BC	1.716	2.437	1.026	967	484	158	102	88	5.499
B-NP	163	909	100	1.449	269	440	33	96	519
B-BA	1.569	857	762	1.618	412	400	88	96	5.715
B-BB	1.133	825	357	1.867	376	392	37	93	8.057
B-BC	1.853	905	1.097	1.596	589	402	109	95	5.071

Auf Grundlage der Elementgehalte wurden Brennstoffindizes nach SOMMERSACHER et al. [70] und Verschmutzungsindizes nach DIETZ et al. [44] berechnet (Tabelle 20).

Tabelle 20: *Brennstoff- und Verschmutzungsindizes der Pelletbrennstoffe auf wasserfreier Bezugsbasis*

Brennstoff	Al/200-Koeffizient	Fe/Mn-Verhältnis	$\Sigma(K, Na, Pb, Zn)$ in mg/kg	Si/K in mol/mol	Cl/Si in mol/mol	(Si + P + K)/(Ca + Mg + Al) in mol/mol
F-NP	0,50	0,35	743	1,1	0,13	0,5
F-BA	6,74	4,34	1.115	7,9	0,02	1,8
F-BB	5,10	2,63	1.257	8,0	0,02	2,6
F-BC	8,58	6,51	1.098	7,9	0,01	1,5
B-NP	0,81	0,23	1.493	0,5	0,15	1,5
B-BA	7,85	1,91	1.721	4,9	0,01	2,6
B-BB	5,67	0,91	1.919	6,0	< 0,01	4,3
B-BC	9,27	2,73	1.721	4,4	0,01	1,9

Verschmutzung mit Mineralboden – Al/200-Koeffizient und Fe/Mn-Verhältnis. Die beiden Verschmutzungsindizes Al/200-Koeffizient und Fe/Mn-Verhältnis deuteten im Fall der Pellets-Nullproben auf reine Biomasse hin. Durch Zugabe des Mineralbodens erhöhten sich beide Indizes in elf von zwölf Fällen auf Werte > 0,8 (Al/200-Koeffizient, vgl. Indexkorrektur in Teilbericht 2) und > 1,4 (Fe/Mn-Verhältnis). Sie geben die Verschmutzung der Brennstoffe somit nahezu korrekt wieder. Lediglich bei der Probe B-BB lag das Fe/Mn-Verhältnis mit 0,9 knapp unterhalb des Schwellenwerts und würde daher „reine Biomasse

ohne Mineralboden“ zeichnen. Mineralboden B hat die niedrigsten Gehalte an Fe und Mn von allen Mineralböden. Eine geringe Verschmutzung mit nur 2 m-% konnte in diesem Fall durch den Index nicht korrekt dargestellt werden.

Staubemissionen (PM₁-Emissionen) – Summe der Aerosolbildner (K, Na, Pb, Zn).

Die Summe der für die PM₁-Emissionen relevanten Aerosolbildner lag zwischen 743 mg/kg (F-NP) und 1919 mg/kg (B-BB). Generell sind die geringsten Staubemissionen für die Nullprobe der Fichtenpellets zu erwarten. Die Buchenpellets emittieren auf Basis dieses Index vermutlich höhere Staubemissionen als die Fichtenpellets, vor allem aufgrund deutlich höherer Gehalte an Kalium. Bei den Fichten- und Buchenpellets ist ein Anstieg des Index aufgrund der Verschmutzung der Brennstoffe mit Mineralboden zu erkennen. Die größte Steigerung der Gesamtsumme ist bei Zugabe von Mineralboden B zu sehen. Die Mineralbodenzugabe bewirkte bei allen für die Berechnung des Index notwendigen Elementen (K, Na, Pb und Zn) eine Erhöhung. Den Hauptanteil machte dabei jeweils K aus.

K-Freisetzung – molares Si/K-Verhältnis. Für die Brennstoffe ohne Verschmutzung lagen die molaren Si/K-Verhältnisse bei 1,1 (Fichte) bzw. bei 0,5 (Buche). Beide Nullproben lagen somit unter dem in der Literatur angegebenen Schwellenwert von 2,5 und deuteten auf eine erhöhte Kaliumfreisetzung in die Gasphase hin [55]. Die verschmutzten Holzpellets wiesen ein deutlich höheres Si/K-Verhältnis von $\geq 4,4$ auf. Die Werte der Fichtenpellets lagen dabei jeweils über denen der Buchenpellets. Das Si/K-Verhältnis wird somit durch die Zugabe von Mineralboden, v. a. durch einen hohen Eintrag von Si erhöht, wodurch eine erhöhte Kaliumeinbindung in die Asche vermutet wird. Dies könnte die Staubemissionen bei der Verbrennung verringern.

K-Freisetzung – molares Cl/Si-Verhältnis. Die K-Freisetzung in die Gasphase kann auch über das molare Cl/Si-Verhältnis abgeschätzt werden. Je niedriger der Wert ist, desto mehr K sollte im Glutbett eingebunden werden. Das höchste molare Cl/Si-Verhältnis der untersuchten Brennstoffe wiesen die beiden Nullproben der Pelletsortimente auf. Aufgrund der Verschmutzung und der damit einhergehenden Siliziumanreicherung sanken die Werte bis auf $\leq 0,01$ mol/mol und deutet auf eine verringerte K-Freisetzung in die Gasphase hin. Dies konnte für alle Mineralböden festgestellt werden. Analog dem molaren Si/K-Verhältnis ist somit auch über diesen Index eine geringere K-Freisetzung aufgrund der Mineralbodenzugabe zu erwarten.

Ascheerweichung – molares (Si + P + K)/(Ca + Mg + Al)-Verhältnis. Hinsichtlich des molaren (Si + P + K)/(Ca + Mg + Al)-Verhältnisses wiesen die Holzpellets Werte zwischen 0,5 (F-NP) und 4,3 (B-BB) auf. Bei Betrachtung der Nullproben lag die Fichte mit 0,5 unter dem Wert der Buche (1,5), was eine geringere Ascheerweichungstemperatur bei Buche und somit ein höheres Schlackebildungsrisiko vermuten lässt. Aufgrund der Mineralbodenzugabe stieg der Index teilweise an und es ist ein erhöhtes Risiko für Schlackebildung während der Verbrennung zu erwarten [71]. Durch die Zugabe von Mineralboden und die damit bedingte Erhöhung des Silizium- und Aluminiumgehalts wurde der Ascheerweichungsindex allerdings nur leicht erhöht. Der in der Literatur angegebene Schwellenwert

von 2,5 [70] wurde nur von F-BB und B-BA geringfügig und von B-BB deutlich überschritten.

N-Gehalt und NO_x-Emissionen. Als guter Indikator für NO_x-Emissionen gilt der N-Gehalt der jeweiligen Brennstoffe, bei dem auch in bereits abgeschlossenen Projekten nahezu lineare Zusammenhänge nachgewiesen worden sind [63] [69] [70]. Die Zugabe von Mineralboden hatte kaum Einfluss auf den N-Gehalt im Brennstoff. Verglichen mit der Nullprobe war der N-Gehalt bei den verunreinigten Proben erwartungsgemäß rückläufig aufgrund der Verdünnung des Brennstoffs. Etwas höhere NO_x-Emissionen werden allerdings bei den Buchenpellets im Vergleich zu den Fichtenpellets erwartet. Der N-Gehalt in den drei Mineralböden wurde nicht analysiert.

S-Gehalt und SO_x-Emissionen. Die Emissionen an SO_x werden u. a. durch den S-Gehalt im Brennstoff beeinflusst. SO_x ist, wie auch HCl, korrosiv und kann Schäden an den Kesseln und Abgasrohren verursachen. Die S-Gehalte der Brennstoffe lagen zwischen 60 mg/kg (F-BC, B-BB) und 110 mg/kg (F-BA). Bei den Fichtenpellets kam es durch die Mineralbodenzugabe in zwei von drei Fällen zu einer Erhöhung des S-Gehalts (Mineralboden A: 110 mg/kg; Mineralboden B: 100 mg/kg). Bei den Buchenpellets stiegen die S-Gehalte aufgrund der Mineralbodenzugabe von 70 mg/kg (B-NP) auf 80 mg/kg (B-BA) bzw. 100 mg/kg (B-BC) an. Eine Analyse hinsichtlich des S-Gehalts der Mineralböden wurde nicht durchgeführt.

6.3.2.2 Holzhackschnitzel

Bei den Holzhackschnitzeln der Region A wurde der Einfluss des Waschens (siehe Abschnitt 4.3.1), der technischen Siebung (siehe Abschnitt 4.3.2) und der Verunreinigung beider Sortimenten (WRH, ERH) mit allen drei Mineralböden in zwei Abstufungen untersucht. Für die Holzhackschnitzel der Regionen B und C wurden jeweils eine Nullprobe je Sortiment und die Zumischung des regional zugehörigen Mineralbodens analysiert. Zunächst wird auf die physikalischen und mechanischen Brennstoffparameter aller Holzhackschnitzelproben eingegangen. Nachfolgend werden analog zu den Holzpellets die inhaltsstoffliche Brennstoffqualität und die Brennstoffindizes dargestellt.

Physikalische und mechanische Parameter der Holzhackschnitzel

Die Ergebnisse der physikalischen und mechanischen Brennstoffparameter aller untersuchten Holzhackschnitzelsortimente sind in Tabelle 21 zusammengefasst.

Die Holzhackschnitzel wiesen nach der technischen Trocknung in den Satzrocknerboxen und unmittelbar vor dem Feuerungsversuch Wassergehalte von 11,7 m-% (ERH-A-BC11) bis 16,5 m-% (WRH-A-NP) auf. Die Standardabweichung < 0,4 m-% ist mit Ausnahme von ERH-A-BB11 als gering zu bewerten. Somit kam es in den meisten Fällen zu recht homogenen Brennstoffen nach der Trocknung. Bei ERH-A-BC11 kam es zu Verzögerungen der Feuerungsversuche, weshalb die Holzhackschnitzel zwei Tage im Vorratsbehälter des Kessels lagerten und dort auf 11,7 m-% weitertrockneten. Bei den anderen Versuchen

wurden die Brennstoffe direkt nach der technischen Trocknung luftdicht verpackt, kühl gelagert und erst am Versuchstag in den Vorratsbehälter eingefüllt.

Tabelle 21: *Physikalische und mechanische Brennstoffparameter der analysierten Holzhackschnitzel (Mittelwert \pm Standardabweichung; ar = as received [= im Anlieferungszustand], wf = auf wasserfreie Bezugsbasis, * geänderte Probenahme mit $n = 1$)*

Brennstoff	Wassergehalt in m-% ($n = 3$)	Schüttdichte (ar) in kg/m ³ ($n = 3$)	Schüttdichte (wf) in kg/m ³ ($n = 3$)	Aschegehalt (wf) in m-% ($n = 3$)	Heizwert (wf) in MJ/kg ($n = 1$)	Feinanteil < 3,15 mm in m-% ($n = 1$)	Partikel- klasse DIN EN ISO 17225-4 (2021)
WRH-A-NP	16,5 ($\pm 0,1$)	267 (± 1)	223 (± 1)	2,0 ($\pm 0,2$)	19,40	20,4	P31
WRH-A-W	15,6 ($\pm 0,1$)	256 (± 1)	216 (± 1)	1,7 ($\pm 0,2$)	19,19	19,5	P31
WRH-A-S8	14,8 ($\pm 0,1$)	242 (± 2)	206 (± 2)	1,4 ($\pm 0,3$)	19,28	0,4	P31s
WRH-A-S16	14,2 ($\pm 0,2$)	240 (± 3)	206 (± 2)	1,0 ($\pm 0,0$)	19,07	0,4	P31s
WRH-A-BA3	13,1 ($\pm 0,3$)	267 (± 2)	232 (± 2)	5,4 ($\pm 0,8$)	18,90	7,3	P45s
WRH-A-BA9	15,1 ($\pm 0,2$)	278 (± 2)	236 (± 2)	10,5 ($\pm 0,4$)	18,06	21,8	P31
WRH-A-BB5	15,0 ($\pm 0,2$)	271 (± 1)	231 (± 2)	5,1 ($\pm 1,0$)	18,83	11,8	P31
WRH-A-BB9	15,6 ($\pm 0,4$)	284 (± 2)	240 (± 2)	9,4 ($\pm 0,3$)	18,51	34,2	P31
WRH-A-BC4	15,4 ($\pm 0,2$)	276 ($\pm <1$)	234 ($\pm <1$)	6,2 ($\pm 0,5$)	18,24	19,4	P31
WRH-A-BC9	14,9 ($\pm 0,1$)	285 (± 2)	242 (± 2)	9,4 ($\pm 1,9$)	17,84	30,7	P31
ERH-A-NP	15,8 ($\pm < 0,1$)	214 (± 1)	180 (± 1)	1,0 ($\pm 0,3$)	19,21	8,6	P31s
ERH-A-W	13,6 ($\pm 0,1$)	208 (± 1)	180 (± 1)	0,7 ($\pm 0,0$)	18,98	6,7	P31s
ERH-A-S8	15,5 ($\pm < 0,1$)	204 ($\pm <1$)	172 ($\pm <1$)	0,6 ($\pm 0,1$)	18,98	0,5	P31s
ERH-A-S16	15,4 ($\pm 0,2$)	210 (± 1)	178 (± 1)	0,5 ($\pm 0,0$)	19,21	0,2	P31s
ERH-A-BA5	15,2 ($\pm 0,1$)	225 (± 1)	191 (± 1)	5,7 ($\pm 1,9$)	18,08	9,7	P31s
ERH-A-BA10	12,7 ($\pm 0,2$)	233 (± 1)	203 (± 1)	10,1 ($\pm 1,1$)	17,13	16,9	P31
ERH-A-BB4	14,7 ($\pm 0,1$)	230 (± 2)	196 (± 2)	5,7 ($\pm 1,6$)	18,48	9,0	P31s
ERH-A-BB11	13,3 ($\pm 1,2$)	248 (± 5)	215 (± 4)	10,9 ($\pm 2,1$)	17,22	15,9	P31
ERH-A-BC6	14,5 ($\pm 0,2$)	228 (± 1)	195 (± 1)	5,2 ($\pm 0,7$)	18,15	12,3	P16
ERH-A-BC11	11,7 ($\pm 0,2$)	242 (± 1)	213 (± 1)	12,7 ($\pm 0,5$)	17,18	20,5	P31
WRH-B-NP	14,8 ($\pm < 0,1$)	223 (± 2)	190 (± 2)	1,3 ($\pm 0,3$)	19,39	12,8	P16
WRH-B-BB10	13,6 ($\pm 0,2$)	242 (± 2)	209 (± 2)	10,4 ($\pm 0,7$)	17,68	23,8	P31
ERH-B-NP	13,7 ($\pm 0,1$)	191 (± 2)	165 (± 2)	0,7 ($\pm 0,1$)	18,95	5,7	P31s
ERH-B-BB10	13,8 ($\pm 0,1$)	214 (± 2)	185 (± 2)	10,0 ($\pm 0,4$)	17,07	18,9	P31
WRH-C-NP	12,6 ($\pm 0,1$)	241 (± 2)	203 (± 2)	0,7 ($\pm 0,1$)	19,99	12,4	P16
WRH-C-BC8	14,3 ($\pm 0,1$)	255 (± 4)	219 (± 4)	13,7*	19,51	4,6	P31
ERH-C-NP	16,0 ($\pm < 0,1$)	201 (± 1)	169 (± 1)	0,5 ($\pm 0,3$)	19,30	3,5	P31s
ERH-C-BC10	15,6 ($\pm 0,2$)	227 (± 2)	191 (± 2)	11,0*	18,20	20,2	P16

Die Schüttdichte der Brennstoffe lag im Bereich von 191 kg/m³ (ar) (ERH-B-NP) bis 285 kg/m³ (ar) (WRH-A-BC9). Auf wasserfreie Bezugsbasis berechnet lag die Schüttdichte bei 165 kg/m³ (wf) bis 242 kg/m³ (wf). Für die statistische Auswertung wird aufgrund der Vergleichbarkeit die wasserfreie Schüttdichte verwendet. Bei den WRH-Hackschnitzeln der Region A nahm die Schüttdichte aufgrund des Waschens und der Siebung auf > 8 mm signifikant ab. Bei WRH-A-S16 (Siebung mit 16-mm-Rundlochsieb) ist ebenfalls ein Rückgang der Schüttdichte zu beobachten, auch wenn dieser Effekt nicht statistisch nachweisbar war. Ein ähnlicher Trend lässt sich für die ERH-Hackschnitzel aus den Daten ablesen. Die Abnahme der Schüttdichte durch die mechanische Aufbereitung lässt sich aufgrund der geringeren Anzahl kleiner Partikel in den Brennstoffen und der damit verbundenen Zunahme freier Luftporen durch den Aufbereitungsprozess erklären (siehe auch Ergebnisse zur Partikelgrößenverteilung weiter unten).

Durch Mineralbodenzugabe stieg die Schüttdichte mit Ausnahme von WRH-A-BA9 im Vergleich der jeweiligen Nullprobe signifikant an. Aufgrund der kleinen Partikelgröße des Mineralbodens von < 2 mm und der typischerweise höheren Dichte von Bodenmaterial im Vergleich zu Holz (hier nicht bestimmt) war ein Anstieg der Schüttdichte durch die Verschmutzung zu erwarten gewesen. Die Mineralböden hafteten in der hier dargestellten Versuchsreihe aufgrund des Vorgehens bei der Bodenzumischung nicht an den Holzhackschnitzeln an (vgl. Abschnitt 4.3.4.2). Sie können somit die Hohlräume in der Schüttung leicht auffüllen. Das tatsächliche Holzhackschnitzelvolumen wurde dadurch kaum verändert, wohingegen die Masse der Brennstoffe um 4 bis 20 % zunahm.

Der Aschegehalt der Nullproben aus den Regionen A bis C lag mit 0,7 bis 2,0 m-% (wf) für Waldrestholz und mit 0,5 bis 1,0 m-% (wf) für Energierundholz in einem typischen, häufig niedrigen Bereich für beide Sortimente. Die höheren Werte des Waldrestholzes lassen sich auf höhere Nadel- und Rindenanteile im Brennstoff zurückführen [20] [54]. Durch die Siebung kam es erwartungsgemäß zu einer signifikanten Reduktion des Aschegehalts (vgl. auch Unterkapitel 3.1) [59]. Ebenso reduzierte das Waschen der Brennstoffe den Aschegehalt, wenngleich nicht signifikant. Durch Mineralbodenzugabe stieg der Aschegehalt aller Proben wiederum signifikant an. Der höchste Wert wurde bei ERH-A-BC11 mit 12,7 m-% (wf) nachgewiesen.

Der Heizwert der Holzhackschnitzelbrennstoffe lag im Bereich von 17,07 MJ/kg (wf) (ERH-B-BB10) bis 19,99 MJ/kg (wf) (WRH-C-NP). Die Nullproben aus Waldrestholz hatten einen höheren Heizwert als die Energierundholzproben derselben Region. Nadeln und Rinde haben i. d. R. einen höheren Heizwert als entrindetes Holz, wodurch dieser Effekt zu erwarten gewesen ist. Durch Waschen und Siebung verringerte sich der Heizwert in Einzelfällen minimal. Die Zugabe des inerten Mineralbodens ging dagegen bei allen Proben mit einer deutlichen Verringerung des Heizwerts einher. Eine statistische Betrachtung ist aufgrund der Probenanzahl ($n = 1$) nicht möglich.

Die Partikelgrößenverteilungen der WRH- und ERH-Hackschnitzel sind in Abbildung 38 dargestellt. Keine der Waldrestholz-Nullproben hielt eine der „s-Klassen“ (P16s, P31s, P45s) nach DIN EN ISO 17225-4 (2021) ein, wohingegen alle ERH-Nullproben als P31s klassifiziert werden konnten (Tabelle 21).

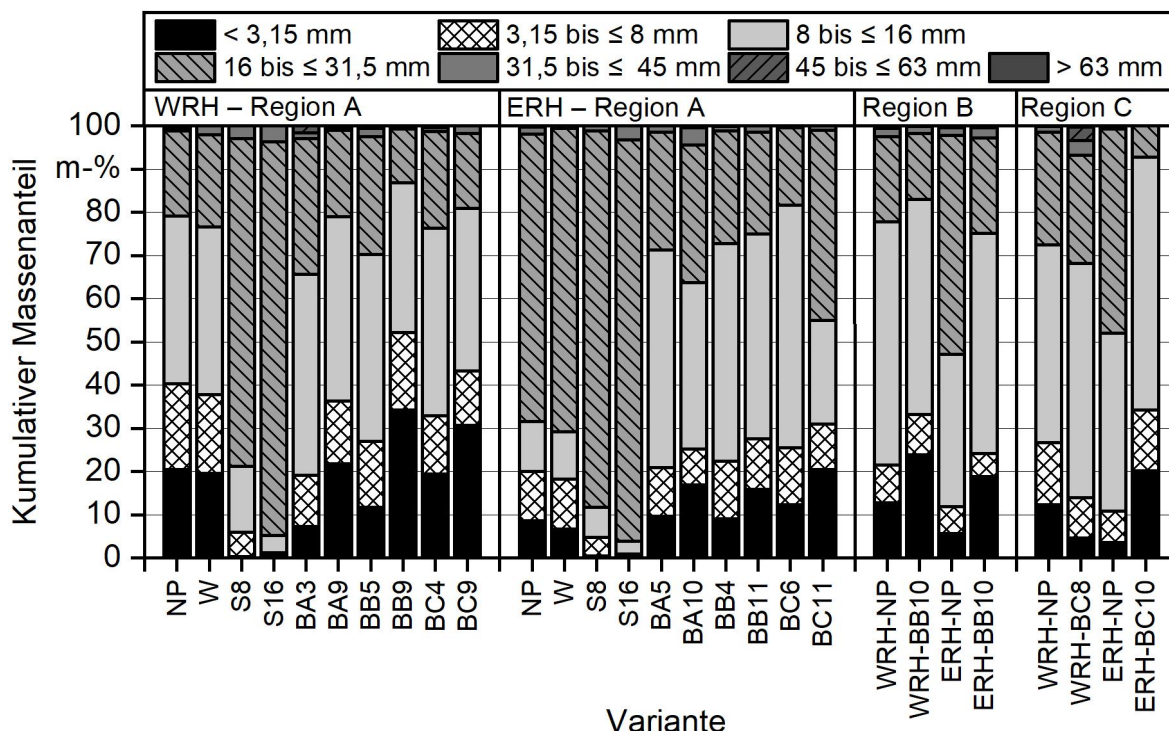


Abbildung 38: Partikelgrößenverteilung der WRH- und ERH-Holzackschnitzel aus Region A (Nullprobe [NP], gewaschenes [W] und gesiebtes Material [S8 bzw. S16] sowie mit Mineralboden A bis C verunreinigte Brennstoffe [BA-BC, die Zahl gibt jeweils die gerundeten m-% an Mineralboden im Brennstoff wieder]; n = 1)

Durch das Waschen der Holzackschnitzel der Region A kam es zu einem geringen Rückgang des Feinanteils (−0,9 Prozentpunkte bei WRH bzw. −1,9 Prozentpunkte bei ERH). Eine Veränderung der Partikelgrößenklasse gemäß DIN EN ISO 17225-4 [41] ging mit diesem Rückgang jedoch nicht einher. Insgesamt war der Effekt des Waschens auf die Partikelgrößenverteilung als gering zu bewerten. Dies lässt sich möglicherweise auf den sehr geringeren Lochdurchmesser der Waschbox mit 2 mm im Vergleich zum Lochdurchmesser bei der siebtechnischen Bestimmung des Feingehalts (3,15 mm) begründen.

Nach der Siebung mit dem Trommelsieb (8-mm-Rundlochsieb) konnte der Feinanteil (Partikel < 3,15 mm) beim WRH der Region A von 20,4 m-% auf 0,4 m-% bzw. bei ERH von 8,6 m-% auf 0,5 m-% deutlich gesenkt werden. Der dem Lochdurchmesser des Trommelsiebs entsprechende Massenanteil der Fraktion < 8 mm fiel bei den gesiebten Proben mit < 6,0 m-% (WRH) bzw. mit < 4,8 m-% (ERH) ebenfalls deutlich geringer aus als bei der jeweiligen Nullprobe (WRH-A-NP = 40,3 m-%; ERH-A-NP = 20,1 m-%). Wurde statt eines Siebs mit 8 mm Lochweite ein 16-mm-Rundlochsieb verwendet, lag der Massenanteil des Feinanteils bei WRH der Region A bei 0,4 m-% und bei ERH bei 0,2 m-%. Kumuliert hatte die Fraktion < 16 mm nach der Siebung mit dem 16-mm-Rundlochsieb eine Masse von 5,2 m-% (WRH) bzw. 3,8 m-% (ERH) und lag damit deutlich unter den Werten der Nullproben (WRH-A-NP = 79,1 m-%; ERH-A-NP = 31,5 m-%). Nach der Siebung mit dem

Trommelsieb konnten die WRH-Brennstoffe der Region A in die Partikelgrößenklasse P31s gemäß DIN EN ISO 17225-4 (2021) eingeordnet werden.

Beim Feinanteil der verunreinigten Proben ist kein eindeutiger Trend zu erkennen. Aufgrund der Zudosierung wäre ein genereller Anstieg entsprechend dem zudosierten Mineralboden zu erwarten gewesen. Bei den WRH-Proben der Region A reduzierte sich der Feinanteil dagegen sogar bei dem geringeren Level an Mineralboden. In allen anderen Fällen kam es zu einem Anstieg des Feinanteils, wobei auch beim ERH ein deutlicher Effekt nur bei einer hohen Mineralbodenzugabe messbar war. Da die Probenanzahl für die Siebanalyse der Brennstoffe gering war ($n = 1$), könnte es zu Abweichungen aufgrund von Probenheterogenität gekommen sein. Potenzielle Ursachen für diese Heterogenität liegen beispielsweise in einer möglichen Staubentwicklung bei der Beprobung (siehe Abschnitt 4.3.4.2). Generell wiesen die Holzhackschnitzel mit höherer Mineralbodenkonzentration jedoch auch einen höheren Feinanteil auf.

Alle Nullproben und die gesiebten Proben der ERH-Hackschnitzel, aber auch die Nullproben der WRH-Hackschnitzel der Regionen B und C konnten aufgrund ihrer physikalischen Brennstoffqualität der Eigenschaftsklasse A1 nach DIN EN ISO 17225-4 (2021) zugeordnet werden. Für Waldrestholz der Region A war eine Einordnung in die Klasse A1 nur nach einer Siebung der Brennstoffe aufgrund hoher Aschegehalte möglich. Aufgrund der Verschmutzung mit Mineralboden stieg der Aschegehalt in allen Proben auf Werte über 3 m-% (wf), wodurch eine Einordnung nach DIN EN ISO 17225-4 (2021) [41] nicht mehr möglich war.

Brennstoffzusammensetzung und Brennstoffindizes

Die Ergebnisse der inhaltsstofflichen Analysen aller untersuchten Holzhackschnitzelbrennstoffe sind in Tabelle 22 und Tabelle 23 zusammengestellt. Alle weiteren Elemente (beispielsweise Schwermetalle) können Tabelle 38 und Tabelle 39 im Anhang entnommen werden.

Für die Nullproben und die mechanisch aufbereiteten Holzhackschnitzel wurden Haupt- und Spurenelemente an den jeweiligen Proben analysiert. Aus den Mischungsverhältnissen der Elementaranalyse der Nullprobe und der Mineralböden (Tabelle 15) wurde die Elementarzusammensetzung der verschmutzten Holzhackschnitzelbrennstoffe (mit Ausnahme der Hauptelemente C, H, N, S und Cl) berechnet. Die dafür notwendigen inhaltsstofflichen Analysen der Mineralböden sind in Abschnitt 6.3.1 aufgeführt.

Die Gehalte an C, H, N, S und Cl der Nullproben lagen im typischen Bereich für Holzbrennstoffe [17]. Vor allem der Gehalt an Stickstoff wurde durch das Waschen, aber vor allem durch die Siebung der Brennstoffe aus Region A reduziert. Dieser Effekt war zu erwarten gewesen, da Stickstoff vor allem in Blättern und Nadeln aufgrund des Pflanzenmetabolismus erhöht ist. Analog dem Aschegehalt oder dem Feinanteil reduzierte die mechanische Aufbereitung auch ausgewählte chemische Inhaltsstoffe. Ähnliche Effekte wären für S und Cl zu erwarten gewesen, konnten aber in der hier dargestellten Studie nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 22: *Gehalte an C, H, N, S und Cl der analysierten Holzhackschnitzel in m-% auf wasserfreier Bezugsbasis (n = 1)*

Brennstoff	C	H	N	S	Cl
WRH-A-NP	50,70	6,00	0,34	0,020	0,007
WRH-A-W	51,02	6,00	0,26	0,025	0,013
WRH-A-S8	50,89	5,90	0,17	0,024	0,027
WRH-A-S16	51,03	6,00	0,15	0,016	0,010
WRH-A-BA3	49,03	5,90	0,28	0,020	0,016
WRH-A-BA9	46,25	5,50	0,29	0,027	0,011
WRH-A-BB5	48,17	5,90	0,27	0,022	0,014
WRH-A-BB9	46,25	5,60	0,30	0,022	0,018
WRH-A-BC4	48,72	5,80	0,29	0,018	0,006
WRH-A-BC9	46,44	5,70	0,30	0,021	0,007
ERH-A-NP	50,53	6,00	0,11	0,019	0,012
ERH-A-W	50,52	6,10	0,09	0,013	0,009
ERH-A-S8	50,62	6,10	0,07	0,016	0,015
ERH-A-S16	50,51	6,00	0,08	0,009	0,009
ERH-A-BA5	47,86	5,70	0,09	0,020	0,007
ERH-A-BA10	45,24	5,40	0,09	0,009	0,007
ERH-A-BB4	48,36	5,90	0,12	0,005	0,007
ERH-A-BB11	45,09	5,20	0,09	0,011	< 0,005
ERH-A-BC6	47,47	5,80	0,09	0,012	< 0,005
ERH-A-BC11	45,10	5,50	0,10	0,011	0,008
WRH-B-NP	51,11	6,30	0,26	0,017	0,008
WRH-B-BB10	45,91	5,80	0,26	0,018	< 0,005
ERH-B-NP	50,54	6,30	0,09	0,006	< 0,005
ERH-B-BB10	45,95	5,70	0,08	0,007	< 0,005
WRH-C-NP	51,79	6,30	0,18	0,014	0,006
WRH-C-BC8	47,64	5,80	0,14	0,011	< 0,005
ERH-C-NP	50,60	6,20	0,08	0,014	0,009
ERH-C-BC10	45,75	5,80	0,08	0,007	0,014

Tabelle 23: *Inhaltsstoffliche Brennstoffparameter der analysierten Holzhackschnitzel in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP (* mit Mineralboden verunreinigte Brennstoffe sind berechnete Mischwerte aus der Nullprobe und der jeweiligen Bodenzugabe, n = 1)*

Bezeichnung	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	Si
WRH-A-NP	714	4.298	332	1.467	574	776	71	298	3.904
WRH-A-W	322	3.900	169	991	459	658	57	251	1.799
WRH-A-S8	174	3.575	86	998	378	565	22	191	766
WRH-A-S16	127	2.571	69	907	376	527	13	172	558
WRH-A-BA3*	2.904	4.239	1.400	1.900	749	767	216	302	12.259
WRH-A-BA9*	6.555	4.142	3.180	2.623	1.040	750	457	307	26.185
WRH-A-BB5*	3.010	4.134	861	2.719	716	741	135	290	21.062
WRH-A-BB9*	4.755	4.010	1.263	3.670	823	713	184	283	34.103
WRH-A-BC4*	3.974	4.317	2.429	2.002	1.141	779	288	309	13.291
WRH-A-BC9*	7.724	4.340	4.841	2.617	1.794	781	537	321	24.087
ERH-A-NP	239	1.847	121	638	355	272	32	84	1.563
ERH-A-W	106	1.770	49	480	303	240	51	63	973
ERH-A-S8	81	1.643	37	572	268	251	10	56	467
ERH-A-S16	55	1.347	27	518	225	230	6	53	609
ERH-A-BA5*	3.782	1.883	1.848	1.378	648	283	266	101	15.106
ERH-A-BA10*	7.258	1.918	3.542	2.104	934	294	496	117	28.394
ERH-A-BB4*	2.234	1.812	585	1.750	486	263	88	86	16.420
ERH-A-BB11*	5.249	1.758	1.287	3.431	685	249	174	88	38.878
ERH-A-BC6*	5.322	2.029	3.385	1.519	1.248	307	370	113	16.259
ERH-A-BC11*	9.257	2.170	5.912	2.201	1.940	333	632	136	27.636
WRH-B-NP	107	3.181	56	1.324	409	465	20	202	1.039
WRH-B-BB10*	4.853	2.961	1.163	3.892	715	424	156	194	36.334
ERH-B-NP	31	1.766	18	801	214	295	3	79	384
ERH-B-BB10*	4.271	1.699	1.009	3.139	504	273	126	83	31.932
WRH-C-NP	169	1.427	82	1.214	415	218	33	168	905
WRH-C-BC8*	6.897	1.702	4.402	2.331	1.591	268	480	199	20.395
ERH-C-NP	71	927	48	967	258	150	47	56	368
ERH-C-BC10*	8.122	1.305	5.214	2.326	1.679	216	580	105	23.714

Die Mineralbodenzugabe erhöhte wie bereits bei den Holzpellets vor allem die Elementgehalte an Al, Si, Fe, K und Na. Aufgrund der deutlich höheren Massen zugegebenen Mineralbodens in den Holzhackschnitzelbrennstoffen erhöhte sich zudem der Gehalt an Mg. Im Gegensatz dazu führte die Siebung oder das Waschen der Brennstoffe aus Region A zu einer Reduktion aller in Tabelle 23 aufgelisteten Elemente. Vor allem die Elemente, die vornehmlich in Mineralböden zu finden sind (Al, Fe, Si), nahmen stark ab, wes-

halb davon ausgegangen werden kann, dass bereits in einigen Nullproben ein gewisser Anteil an Mineralboden vorhanden war.

Im Folgenden wird auf die Abschätzung möglicher Emissionen und der Verschlackungsneigung mittels Brennstoffindizes eingegangen. Die hierzu berechneten Indizes sind in Tabelle 24 zusammengestellt.

Tabelle 24: Brennstoffindizes der Holzhackschnittelsortimente auf wasserfreier Bezugsbasis

Bezeichnung	Al/200-Koeffizient	Fe/Mn-Verhältnis	$\Sigma(K, Na, Pb, Zn)$ in mg/kg	Si/K in mol/mol	Cl/Si in mol/mol	(Si + P + K)/ (Ca + Mg + Al) in mol/mol
WRH-A-NP	3,57	0,43	1.578	3,7	0,01	1,2
WRH-A-W	1,61	0,26	1.087	2,5	0,06	0,8
WRH-A-S8	0,87	0,15	1.058	1,1	0,28	0,5
WRH-A-S16	0,64	0,13	953	0,9	0,14	0,6
WRH-A-BA3	14,52	1,83	2.158	9,0	0,01	2,0
WRH-A-BA9	32,78	4,24	3.124	13,9	< 0,01	2,6
WRH-A-BB5	15,05	1,16	2.895	10,8	0,01	3,4
WRH-A-BB9	23,78	1,77	3.896	12,9	< 0,01	4,2
WRH-A-BC4	19,87	3,12	2.334	9,2	< 0,01	1,8
WRH-A-BC9	38,62	6,20	3.202	12,8	< 0,01	2,0
ERH-A-NP	1,20	0,44	691	3,4	0,06	1,1
ERH-A-W	0,53	0,20	552	2,8	0,07	0,8
ERH-A-S8	0,41	0,15	600	1,1	0,25	0,6
ERH-A-S16	0,28	0,12	541	1,6	0,12	0,8
ERH-A-BA5	18,91	6,53	1.669	15,3	< 0,01	2,7
ERH-A-BA10	36,29	12,05	2.628	18,8	< 0,01	3,0
ERH-A-BB4	11,17	2,22	1.861	13,1	< 0,01	4,3
ERH-A-BB11	26,25	5,17	3.631	15,8	< 0,01	5,5
ERH-A-BC6	26,61	11,03	1.917	14,9	< 0,01	2,1
ERH-A-BC11	46,28	17,75	2.866	17,5	< 0,01	2,2
WRH-B-NP	0,54	0,12	1.381	1,1	0,06	0,8
WRH-B-BB10	24,27	2,74	4.087	13,0	< 0,01	4,9
ERH-B-NP	0,16	0,06	826	0,7	0,10	0,7
ERH-B-BB10	21,36	3,70	3.291	14,2	< 0,01	5,5
WRH-C-NP	0,85	0,38	1.283	1,0	0,05	1,2
WRH-C-BC8	34,49	16,43	2.856	12,2	< 0,01	2,2
ERH-C-NP	0,36	0,32	1.041	0,5	0,19	1,1
ERH-C-BC10	40,61	24,14	2.943	14,2	< 0,01	2,3

Verschmutzung mit Mineralboden – Al/200-Koeffizient und Fe/Mn-Verhältnis. Der Al/200-Koeffizient beider Nullproben aus Region A deutet auf eine Verschmutzung der Brennstoffe mit Mineralboden hin (Index > 0,8, vgl. Indexkorrektur in Teilbericht 2), wohingegen das Fe/Mn-Verhältnis „Biomasse“ kennzeichnen würde (Index < 1,4). Durch Waschen und Siebung verringerten sich beide Indizes und gaben häufig jeweils die Einschätzung „Biomasse“ wieder. Somit ist im Fall der Holzhackschnitzel aus Region A eine Verschmutzung der Nullproben mit Mineralboden zu Beginn der Untersuchungen nicht vollständig auszuschließen. Im Gegensatz dazu zeigen die Indizes für die Nullproben der Regionen B und C keine Verschmutzung an. Die Zugabe von Mineralboden zu den Brennstoffen ist durch beide Indizes in jedem Fall deutlich messbar. Dieser Effekt trat bereits bei den Holzpellets auf, bei denen deutlich geringere Massen an Mineralboden (2 m-%) zugegeben wurden. Folglich war dieser Effekt zu erwarten gewesen.

Staubemissionen (PM₁-Emissionen) – Summe der Aerosolbildner (K, Na, Pb, Zn). Die Summe der Aerosolbildner lag zwischen 541 mg/kg (ERH-A-S16) und 4087 mg/kg (WRH-B-BB10). Generell waren bei allen Nullproben die Werte von ERH je Region niedriger als bei den Proben aus WRH. Somit ist mit geringeren Staubemissionen bei der Verbrennung von ERH im Vergleich zu WRH zu rechnen. Bei den Holzhackschnitzeln der Region A war eine Reduktion der Aerosolbildner durch das Waschen und die Siebung zu erkennen. Der Index sank bei WRH der Region A von 1578 mg/kg (WRH-A-NP) auf 953 mg/kg (WRH-A-S16) bzw. bei ERH von 691 mg/kg (ERH-A-NP) auf 541 mg/kg (ERH-A-S16). Folglich könnte von einer Verbesserung des Emissionsverhaltens durch die mechanische Aufbereitung ausgegangen werden. In allen Fällen führte eine Zumischung von Mineralboden zu einer Zunahme der Aerosolbildner. Wie auch schon bei den Holzpellets beobachtet bewirkte Mineralboden B die größte Zunahme. Die Bodenzugabe führte dabei bei allen vier Elementen (K, Na, Pb und Zn) zu einer Erhöhung. Den Hauptanteil macht auch bei den Holzhackschnitzeln jeweils das Kalium aus. Generell wurden die geringsten Staubemissionen somit bei den gesiebten und gewaschenen Proben gefolgt von den Nullproben erwartet. Die höchsten Staubemissionen auf Basis dieses Index wurden bei den mit Mineralboden B verschmutzten Holzhackschnitzeln erwartet.

K-Freisetzung – molares Si/K-Verhältnis. Das molare Si/K-Verhältnis lag für die Nullproben von WRH zwischen 3,7 (WRH-A-NP) und 1,0 (WRH-C-NP), bei ERH zwischen 3,4 (ERH-A-NP) und 0,5 (ERH-C-NP). Die Holzhackschnitzel der Regionen B und C lagen unter dem in der Literatur angegebenen Schwellenwert von 2,5, unterhalb dessen bei der Verbrennung eine erhöhte Kaliumfreisetzung in die Gasphase angenommen wird [55]. Durch Waschen und Sieben reduzierte sich der Si-Gehalt der Brennstoffe, was mit einer Absenkung des Index einherging. Verunreinigte Holzhackschnitzel lagen dagegen deutlich über 9,0, sodass eine zunehmende Kaliumeinbindung in die Asche vermutet wird. Somit könnten vor allem die mineralischen Staubemissionen trotz höheren Gehalts an K in den verschmutzten Brennstoffen reduziert sein.

K-Freisetzung – molares Cl/Si-Verhältnis. Das molare Cl/Si-Verhältnis der Nullproben lag zwischen 0,01 und 0,19. Die höchsten Werte der untersuchten Brennstoffe wiesen die gesiebten Holzhackschnitzel der Region A mit 0,28 (WRH-A-S8) bzw. 0,25 (ERH-A-S8) auf. Aufgrund der Verunreinigung mit Mineralboden und der damit einhergehenden Silizi-

umanreicherung sanken die Werte der Brennstoffe auf $\leq 0,01$. Dies konnte für alle Varianten mit Mineralboden festgestellt werden. Die Ergebnisse des molaren Cl/Si-Verhältnisses deuten somit in dieselbe Richtung wie das molare Si/K-Verhältnis. Folglich ist mit einer geringeren K-Freisetzung in die Gasphase aufgrund der Mineralbodenzugabe zu rechnen.

Ascheerweichung – molares $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Al})$ -Verhältnis. Hinsichtlich des molaren $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Al})$ -Verhältnisses wiesen die Holzhackschnitzel Werte zwischen 0,5 (WRH-A-S8) und 5,5 (ERH-A-BB11 und ERH-B-BB10) auf. Sowohl das Waschen als auch die Siebung wirkten sich bei beiden Sortimenten der Region A positiv auf den Ascheerweichungsindex aus. Bei WRH sank der Wert von 1,2 (WRH-A-NP) auf bis zu 0,5 (WRH-A-S8). Bei ERH der Region A war eine Reduktion von 1,1 (ERH-A-NP) auf 0,6 (ERH-A-S8) zu beobachten. Die verunreinigten Holzhackschnitzelsortimente hatten i. d. R. höhere Indexwerte als die Nullproben oder die mechanisch aufbereiteten Holzhackschnitzel. Aufgrund der Zugabe von Mineralboden B erhöht sich der Index stärker als bei der Zugabe von Mineralboden A bzw. C. Für die verunreinigten Brennstoffe ist somit mit einer niedrigeren Ascheschmelztemperatur und somit mit einem erhöhten Risiko für Schlackebildung während der Verbrennung zu rechnen [71]. Eine Erhöhung des Index aufgrund einer stärkeren Bodenzugabe ist dabei deutlich zu erkennen. Der Schwellenwert von 2,5, unterhalb dessen von geringen Problemen mit Schlackebildung ausgegangen werden kann, wird von allen Nullproben, bei den mechanisch aufbereiteten Holzhackschnitzeln und z. T. sogar von den verschmutzten Brennstoffen unterschritten (WRH-A-BA3, alle verschmutzten Holzhackschnitzel aus Region C).

N-Gehalt und NO_x -Emissionen. Ausgehend von dem N-Gehalt im Brennstoff werden höhere NO_x -Emissionen bei WRH-Hackschnitzeln im Vergleich zu ERH-Hackschnitzeln erwartet. Grund hierfür sind höhere N-Gehalte in Nadeln und Rinden im Vergleich zu rindenfreiem Holz [17] [54]. Durch das Waschen und die Siebung wurden die N-Gehalte durch Reduzierung dieser Anteile stark gesenkt. Die geringsten NO_x -Emissionen werden somit für die gewaschenen und gesiebten ERH-Hackschnitzel der Region A erwartet. Die Zugabe von Mineralboden hatte, wie bereits bei den Holzpellets beobachtet, dagegen kaum Einfluss auf den N-Gehalt der Brennstoffe. Ein Einfluss auf die NO_x -Emissionen bei der Verbrennung ist nicht zu erwarten.

S-Gehalt und SO_x -Emissionen. SO_x -Emissionen werden u. a. durch den S-Gehalt im Brennstoff beeinflusst. Bezüglich des Schwefelgehalts konnte jedoch kein Trend zwischen den Varianten erkannt werden. Deutliche Unterschiede in den SO_x -Emissionen werden daher nicht erwartet.

6.3.3 Ergebnisse der Feuerungsversuche

Im folgenden Abschnitt werden die Ergebnisse der Feuerungsversuche der in Abschnitt 6.3.2 beschriebenen Brennstoffe in zwei Kesseln dargestellt. Neben umfangreichen Emissionsmessungen erfolgte eine Beurteilung der Verschlackungsneigung der hergestellten Brennstoffe anhand der tatsächlich im Kessel angefallenen Asche sowie mittels einer (bei Holzhackschnitzeln) bis zwei (bei Holzpellets) Labormethoden.

6.3.3.1 Verbrennungsverhalten der Holzpellets

Alle Pelletsortimente wurden zunächst mit der Standardeinstellung des 15-kW-Kessels bezüglich seiner automatischen Rostreinigung (minimal nach einem Brennstoffverbrauch von 18 kg, maximal nach 30 kg) verbrannt. Die geplante Versuchsdauer betrug 6 h Volllast zuzüglich einer vorherigen Aufheizphase. Der Rost wurde während des Kesselbetriebs bei den beiden Nullproben alle fünf Minuten und bei den verunreinigten Pelletbrennstoffen jede Minute automatisch sehr leicht bewegt, wodurch es zu einer Auflockerung der sich auf dem Rost befindlichen Asche und zu einem Abwurf der Partikel kam.

Beide Nullproben konnten über sechs Stunden bei stationärem Volllastbetrieb verbrannt werden. Bei den verunreinigten Pelletbrennstoffen führte die Verbrennung jedoch zu einem vorzeitigen Abbruch des Versuchs (Tabelle 25). Zu beachten ist dabei, dass der verwendete Pelletkessel nicht für Pelletbrennstoffe mit sehr hohen Aschegehalten zugelassen ist. Gründe für den Abbruch waren ein Leistungseinbruch aufgrund eines deutlich erhöhten Aschegehalts von über 2 m-%, eine übermäßige Zunahme der Glutbetthöhe sowie die bei der Verbrennung auftretende Verschlackung (Abbildung 39). Ein direkter Vergleich der Emissionen nach dem Standardmessprogramm konnte somit nicht stattfinden.



Abbildung 39: Kipprost des Pelletkessels (links: leerer Kipprost; Mitte: deutliche Verschlackung und hohes Aschebett auf dem Kipprost nach Abbruch eines Feuerungsversuchs [vor der Rostreinigung]; rechts: einzelner Schlackebrocken auf Millimeterpapier [10 × 10 cm])

Die Abbruchzeiten der mit Mineralboden verunreinigten Pelletbrennstoffe sind in Tabelle 25 zusammengestellt. Die Brennstoffmenge sowie die angefallene Aschemenge sind für alle Feuerungsversuche mit dem Pelletkessel angegeben.

Bei der Nullprobe der Fichtenpellets konnten aufgrund technischer Probleme am Mess-PC lediglich drei von fünf Messungen verwendet werden. Die Versuchsreihe musste vorab beendet werden. Die Messung mit der Nullprobe der Buchenpellets wurde jedoch planmäßig durchgeführt. Bei den mit Mineralboden A und B verunreinigten Pellets wurde die Messung jeweils ca. 2 h nach Erreichen der Nennwärmeleistung aufgrund eines starken Leistungseinbruchs manuell abgebrochen. Feuerungsversuche der Pellets mit Mineralbo-

den C wurden nach über 4 h abgebrochen. Gründe für die Messabbrüche nach dem Standardmessverfahren ergaben sich aufgrund übermäßiger Asche und Verschlackung und der damit einhergehenden deutlich unter Volllastbetrieb (< 65 %) abgesunkenen Kesselleistung. Die vorzeitig beendeten Verbrennungsversuche wurden verworfen und nicht weiter ausgewertet. Die Versuchsdurchführung für die verschmutzten Pellets wurde daraufhin modifiziert.

Tabelle 25: Übersicht zu Betriebsdauer, Brennstoffmenge und angefallener Asche der Pelletsortimente im Pelletkessel

Brennstoff	Betriebsdauer in hh:mm	Brennstoff- verbrauch in kg	Asche- menge in g	Bemerkung
F-NP Standard	06:07	20,7	113	Störungsfreier Kesselbetrieb
F-BA Standard	03:58	14,3	250	Versuchsabbruch, Verschlackung, Asche
F-BA modifiziert	05:36	15,7	484	Zweifache Abreinigung
F-BB Standard	06:21	18,5	387	Versuchsabbruch, Verschlackung, Asche
F-BB modifiziert	06:34	18,4	408	Zweifache Abreinigung
F-BC Standard	07:12	20,8	434	Versuchsabbruch, Verschlackung, Asche
F-BC modifiziert	07:17	20,1	445	Zweifache Abreinigung
B-NP Standard	08:04	26,7	131	Störungsfreier Kesselbetrieb
B-BA Standard	04:21	10,4	246	Versuchsabbruch, Verschlackung, Asche
B-BA modifiziert	07:04	20,3	502	Zweifache Abreinigung
B-BB Standard	06:52	15,9	404	Versuchsabbruch, Verschlackung, Asche
B-BB modifiziert	06:46	18,9	484	Zweifache Abreinigung
B-BC Standard	05:22	14,3	413	Versuchsabbruch, Verschlackung, Asche
B-BC modifiziert	06:31	17,7	323	Zweifache Abreinigung

Ergänzend wurde daher für jeden mit Mineralboden verunreinigten Brennstoff ein weiterer, modifizierter Verbrennungsversuch durchgeführt („modifiziert“ siehe Tabelle 25). Nach Erreichen der Volllast erfolgten zwei unmittelbar aufeinanderfolgende Staubmessungen. Anschließend wurde die vollständige Abreinigung des Rosts am Kessel manuell ausgelöst. Hierbei wurde der Rost zu 90° vollständig gekippt. Nach dem Kippen des Rosts und dem Wiedererreichen der Volllast von ca. 15 kW wurden zwei weitere Staubmessungen durch-

geführt. Nach einer erneuten manuell ausgelösten Abreinigung und dem erneuten Aufheizen erfolgte die letzte Staubmessung. Aufgrund der unterschiedlichen Aufheizphasen variierte die Versuchsdauer der Feuerungsversuche mit verunreinigten Holzpellets untereinander. Dieser modifizierte Ablaufplan wurde bei allen mit Mineralboden verunreinigten Pelletbrennstoffen angewendet. Bei den Emissionsmessungen mit den verunreinigten Pelletbrennstoffen wurden nur die Ergebnisse der modifizierten Versuche ausgewertet. Die Anzahl an Feuerungsversuchen mit Holzpellets stieg dadurch von acht auf vierzehn Versuche. Die modifizierte Betriebsweise simuliert eine denkbare technische Anpassung, die vom Kesselhersteller für einen Praxisbetrieb mit derartigen Brennstoffen ohne größeren Aufwand herbeigeführt werden könnte.

CO-Emissionen

Die CO-Emissionen der Pelletbrennstoffe lagen über alle Versuche hinweg in einem sehr niedrigen Bereich (Abbildung 40) und deutlich unter den gesetzlichen Vorgaben von 400 mg/Nm^3 (bei 13% O_2) gemäß dem Stufe-2-Grenzwert der 1. BImSchV [7]. Dies weist auf eine vollständige Verbrennung hin [54]. Auf eine statistische Auswertung der Ergebnisse wurde aufgrund des sehr niedrigen Emissionsniveaus und der teils sehr hohen Standardabweichungen verzichtet.

Hinsichtlich der CO-Emissionen bestanden keine Unterschiede zwischen den Nullproben der Fichten- und Buchenpellets. Bei den Fichtenpellets ist zudem keine Änderung der CO-Emissionen der verunreinigten Holzpellets im Vergleich zur Nullprobe erkennbar. Bei den Buchenpellets sanken die CO-Emission der verunreinigten Holzpellets im Vergleich zur Nullprobe noch einmal deutlich ab. Der Lambda-Wert lag bei allen modifizierten Holzpellet-Feuerungsversuchen in einem ähnlichen Bereich von 1,6 und 2,0.

Org.-C-Emissionen

Die Mittelwerte der Org.-C-Emissionen lagen ebenfalls in einem sehr niedrigen Bereich von $< 1 \text{ mg/Nm}^3$ (siehe Abbildung 41). Bei den Fichtenpellets ist ein leichter Anstieg der mit Mineralboden A und B verunreinigten Pellets zu beobachten, während die Emissionen von F-BC tendenziell eher sanken. Bei den Buchenpellets mit Mineralboden A (B-BA) blieben die Emissionen nahezu identisch, verglichen mit der Nullprobe. Bei Buchenpellets mit Mineralboden B und C stiegen die Org.-C-Emissionen dagegen an. Eine statistische Auswertung zwischen Fichte, Buche und den jeweiligen verunreinigten Brennstoffen wurde aufgrund des niedrigen Niveaus ebenfalls nicht vorgenommen. Die sehr niedrigen Werte kennzeichnen analog zu den CO-Emissionen eine vollständige Verbrennung, was bei einem gut eingestellten Pelletkessel zu erwarten ist.

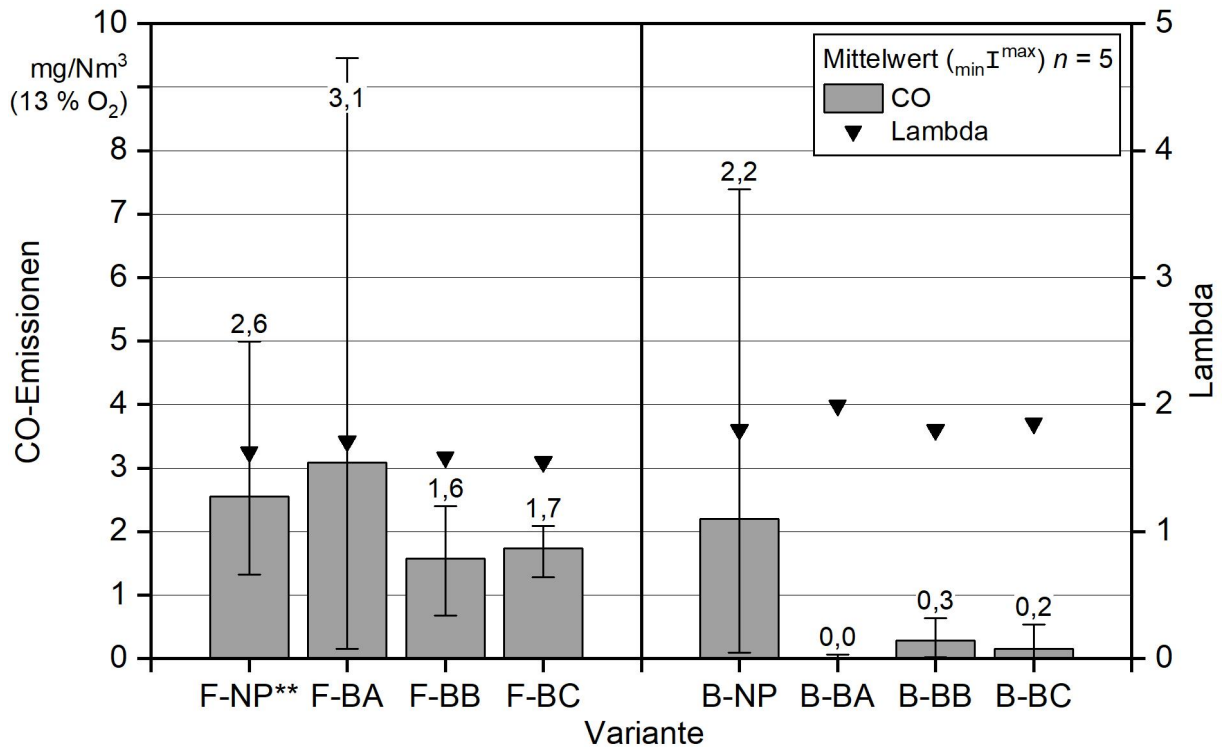


Abbildung 40: CO-Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)

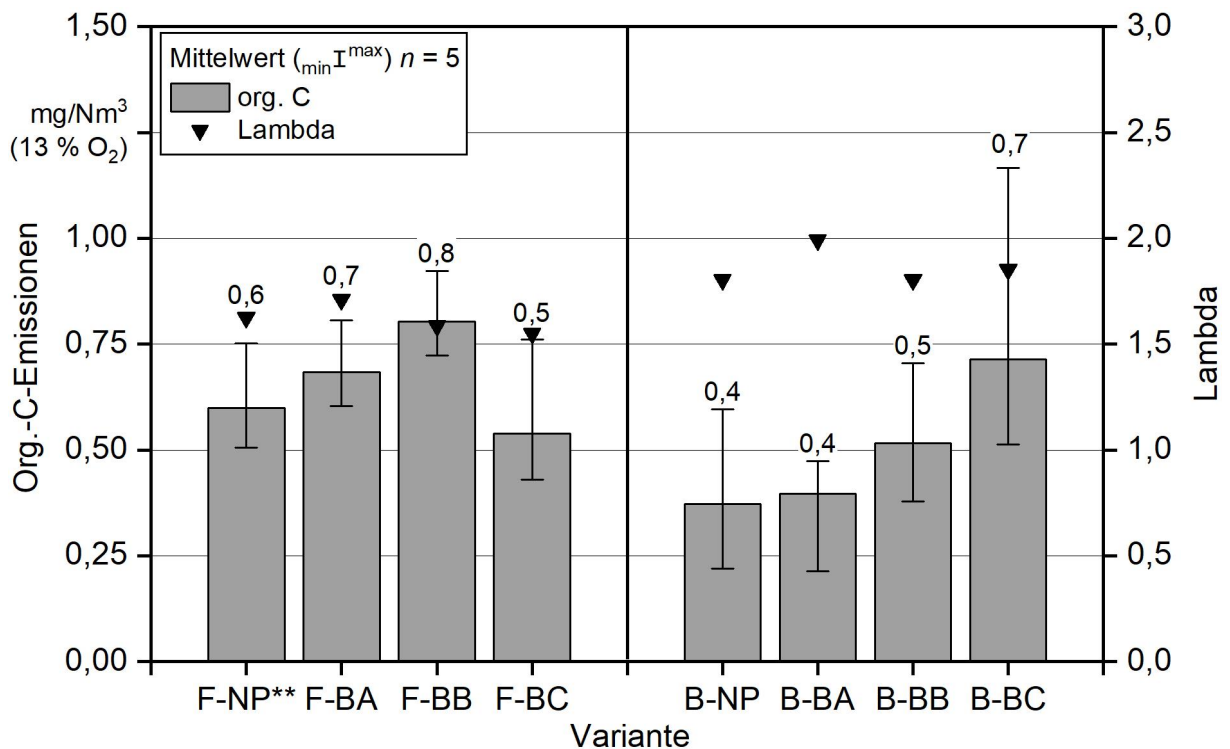


Abbildung 41: Org.-C-Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)

Einen Org.-C- Grenzwert für die Verbrennung von Holzbrennstoffen gibt es in der aktuellen 1. BImSchV nicht. Langfristig muss hier der Wert der Europäischen Ökodesign-Richtlinie für Anlagen < 500 kW angewendet werden. Dieser liegt für org. C bei 15 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) und damit deutlich über den hier gemessenen Werten. Zu beachten ist allerdings, dass sich die Grenzwerte der Ökodesign-Richtlinie auf sogenannte Raumheizungs-Jahres-Emissionen, d. h. auf einen gewichteten Durchschnitt des Voll- und Teillastbetriebs eines Kessels beziehen. Die Grenzwerte der Ökodesign-Richtlinie sind daher mit den hier durchgeführten Volllastmessungen nicht ohne Weiteres vergleichbar und dienen lediglich einer ersten Einordnung des Emissionsniveaus.

NO_x-Emissionen

Die NO_x-Emissionen der Pelletbrennstoffe lagen zwischen 179 (F-BC) und 250 mg/Nm³ (B-NP) (Abbildung 42). Bei der ausschließlichen Betrachtung der Nullproben lagen die NO_x-Emissionen der Fichtenpellets (211 mg/Nm³) unter denen der Buchenpellets (250 mg/Nm³). Bei allen verunreinigten Brennstoffen konnte zudem ein signifikanter Rückgang der NO_x-Emissionen im Vergleich zur Nullprobe nachgewiesen werden. Bei den Fichtenpellets war die größte Reduktion bei der Zugabe von Mineralboden C festzustellen, während bei den Buchenpellets der Rückgang für alle mit Mineralboden verschmutzten Brennstoffe in einem ähnlichen Messbereich lag (225 bis 229 mg/Nm³). Ein einheitlicher Trend bezüglich der unterschiedlichen Mineralböden kann aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden.

Gründe für die Abnahme der NO_x-Emissionen können der typischerweise geringe N-Gehalt von Mineralboden im Vergleich zu Holz und die damit verbundene Verdünnung des N-Gehalts im Brennstoff sein. Wie in Abschnitt 3.3.2 erklärt gilt Stickstoff als guter Indikator für NO_x-Emissionen bei der Verbrennung von Biomasse. Der Einfluss des N-Gehalts spiegelt sich auch in den hier gemessenen NO_x-Emissionen wider (vgl. Tabelle 18). In Abbildung 43 ist der lineare Zusammenhang der N-Gehalte der Pelletbrennstoffe und der NO_x-Emissionen dargestellt (R² = 0,78). Generell lagen die NO_x-Emissionen und die N-Gehalte der Brennstoffe nah beieinander. Die Emissionen der Buchenpellets lagen jeweils über denen der Fichtenpellets, was am höheren Stickstoffgehalt der Buchenbrennstoffe lag. Die Mineralbodenzugabe von 2 m-% bewirkte jeweils eine Verringerung der NO_x-Emissionen.

Bezüglich der NO_x-Emissionen gibt es keinen Grenzwert in der 1. BImSchV. Der NO_x-Grenzwert der Ökodesign-Richtlinie für Feuerungen < 500 kW liegt bei 145 mg/Nm³ (bei 13 % O₂) und damit unterhalb aller hier gemessenen NO_x-Werte. Auch in diesem Fall bezieht sich der Grenzwert auf die sogenannten Raumheizungs-Jahres-Emissionen mit einer hohen Gewichtung des Teillastbetriebs und ist damit nicht direkt mit den hier dargestellten Messungen vergleichbar. Erfahrungsgemäß nehmen gerade die NO_x-Emissionen bei Teillast ab. Ob der Ökodesign-Grenzwert somit durch die hier verwendete Kombination aus Kessel und Brennstoff eingehalten werden könnte, lässt sich aus den Ergebnissen nicht abschließend beurteilen.

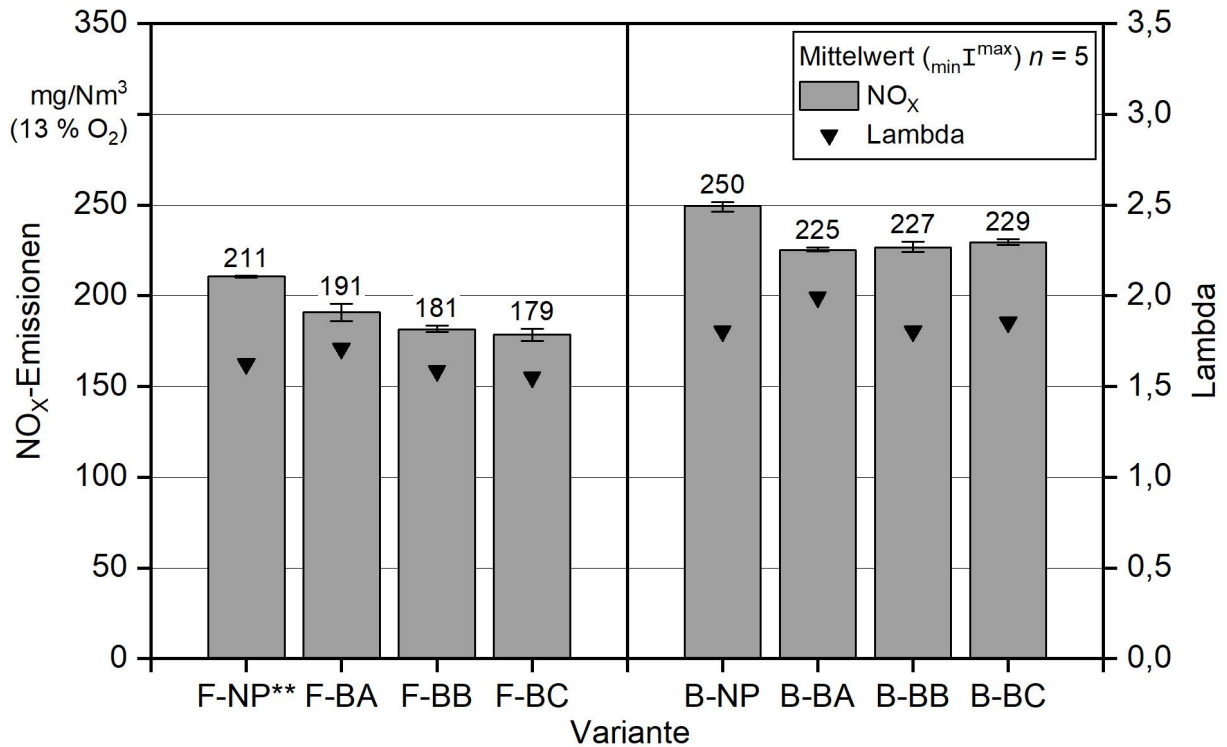


Abbildung 42: NO_x-Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)

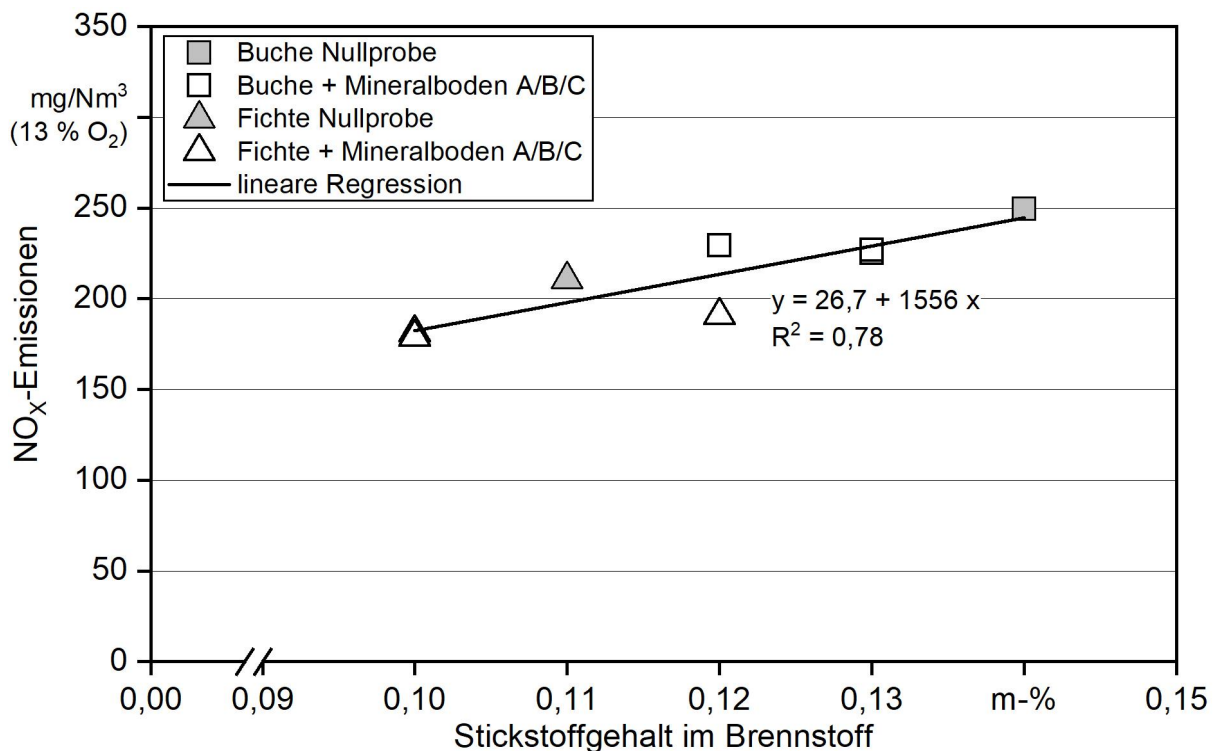


Abbildung 43: NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt der Pelletbrennstoffe (wasserfreie Bezugsbasis, linear; R² = 0,78)

Weitere Emissionen – Schwefeldioxid (SO₂) und Chlorwasserstoff (HCl)

In Abbildung 44 sind die Schwefeldioxidemissionen der Pelletbrennstoffe dargestellt. Die SO₂-Emissionen lagen zwischen 6 und 27 mg/Nm³. Für die Verbrennung von Holzbrennstoffen findet sich ein SO₂-Grenzwert weder in der 1. oder 44. BImSchV noch in der Öko-design-Richtlinie. Vergleichsweise kann der SO_x-Grenzwert für nicht holzige Biobrennstoffe der 44. BImSchV herangezogen werden. Dieser liegt für Neuanlagen bei 107 mg/Nm³ (bezogen auf 13 % O₂). Die Emissionen aller Pelletbrennstoffe lagen somit deutlich unter diesem Wert. Sie sind folglich als unkritisch zu bewerten.

Die SO₂-Emissionen der beiden Nullproben lagen in einem ähnlichen Bereich von 6 mg/Nm³. Es kam zu einem Anstieg der SO₂-Emissionen bei den verunreinigten Pellets verglichen mit den Nullproben. Ein signifikanter Unterschied wurde bei F-BA, F-BB, F-BC, B-BA und B-BC verglichen mit der jeweiligen Nullprobe festgestellt. Bei den Fichtenpellets bewirkte die Zugabe von Mineralboden B den größten Anstieg (21 mg/Nm³), während bei den Buchenpellets die höchsten Emissionen (27 mg/Nm³) bei B-BC gemessen wurden.

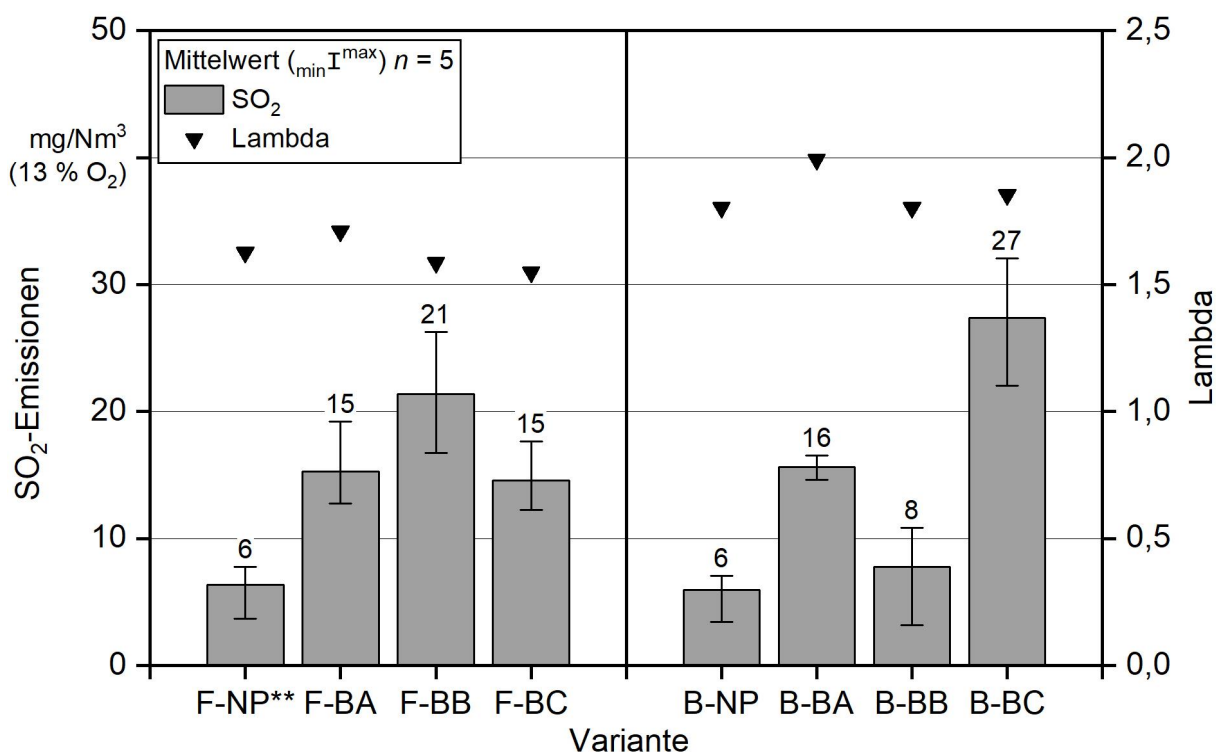


Abbildung 44: SO₂-Emissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)

SO₂-Emissionen werden i. d. R. direkt durch den Schwefelgehalt im Brennstoff beeinflusst (siehe Abschnitt 3.3.2). Bei den vorliegenden Pellets konnte jedoch kein linearer Zusammenhang ($R^2 = 0,31$) festgestellt werden, was aufgrund der insgesamt geringen Schwankungen im S-Gehalt vermutet worden war (siehe Abschnitt 6.3.2.1).

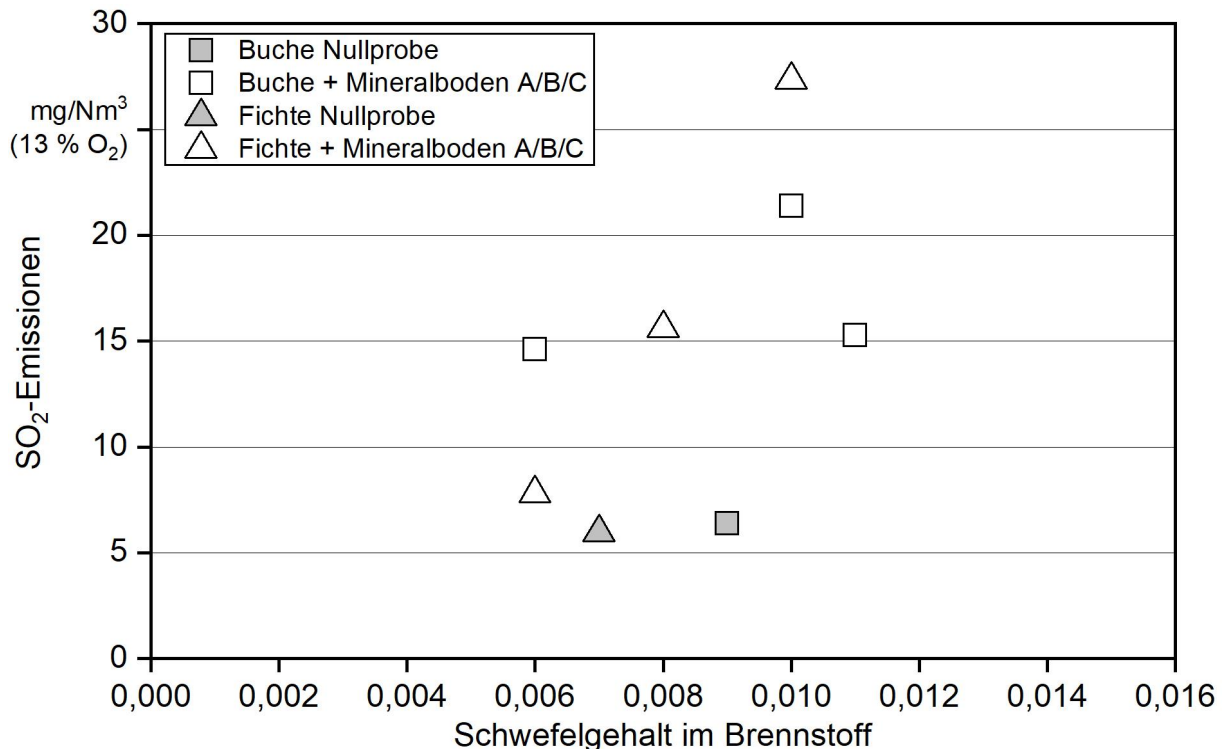


Abbildung 45: *SO₂-Emissionen in Abhängigkeit vom Schwefelgehalt der Pelletbrennstoffe (wasserfreie Bezugsbasis, keine Korrelation: $R^2 = 0,31$)*

Die HCl-Emissionen (Daten nicht gezeigt) lagen für alle Pelletbrennstoffe unter 2,0 mg/Nm³. Auch für HCl gibt es einen Grenzwert für Holzbrennstoffe weder in der 1. oder 44. BImSchV noch in der Ökodesign-Richtlinie. Ein entsprechender Grenzwert für nicht holzige Brennstoffe der 44. BImSchV liegt bei 24 mg/Nm³ (bei 13 % O₂). Die HCl-Emissionen der Pelletbrennstoffe sind somit ebenfalls als unkritisch einzustufen.

Wie Tabelle 18 entnommen werden kann, lagen die Cl-Gehalte der Brennstoffe zwischen 0,009 und 0,017 m-% bzw. bei F-BC und den verunreinigten Buchenpellets sogar unter der Nachweisgrenze. Die höchsten HCl-Emissionen (1,9 mg/Nm³) wurden bei den Feuerungsversuchen mit B-BA ermittelt, bei denen die Chlorgehalte unter der Nachweisgrenze lagen. Ein linearer Zusammenhang zwischen den Chlorgehalten und den HCl-Emissionen konnte nicht festgestellt werden.

Gesamtstaubemissionen

Die Gesamtstaubemissionen der getesteten Holzpellets lagen im Bereich von 9 bis 50 mg/Nm³ (siehe Abbildung 46). Für beide Baumarten wurden die höchsten Werte für die Nullproben gemessen. Beide Nullproben überschritten dabei den Stufe-2-Grenzwert der 1. BImSchV (20 mg/Nm³ bei 13 % O₂) [7]. Hierbei ist anzumerken, dass zumindest die Nullprobe der Fichtenpellets aufgrund des erhöhten Aschegehalts nicht der für den Kessel geforderten Pelletqualität A1 entsprach.

Die geringsten Emissionswerte wurden bei den mit Mineralboden A verunreinigten Fichtenpellets mit lediglich 9 mg/Nm³ ermittelt. Sowohl bei Fichten- als auch bei Buchenpellets reduzierten sich die Staubemissionen bei Verunreinigung der Holzpellets mit Mineralboden im Vergleich zur Nullprobe in allen drei Fällen signifikant. Die höchste Reduktion wiesen jeweils die mit Mineralboden A verunreinigten Holzpellets auf. Hinsichtlich der Mineralböden B und C zeigte sich kein einheitlicher Trend. Ein ähnlicher Effekt wurde in HÜLSMANN et al. [53] bei der Zugabe von Kaolin zu Buchenpellets beobachtet. In allen Fällen konnte mit den verunreinigten Brennstoffen der Stufe-2-Grenzwert der 1. BImSchV eingehalten werden.

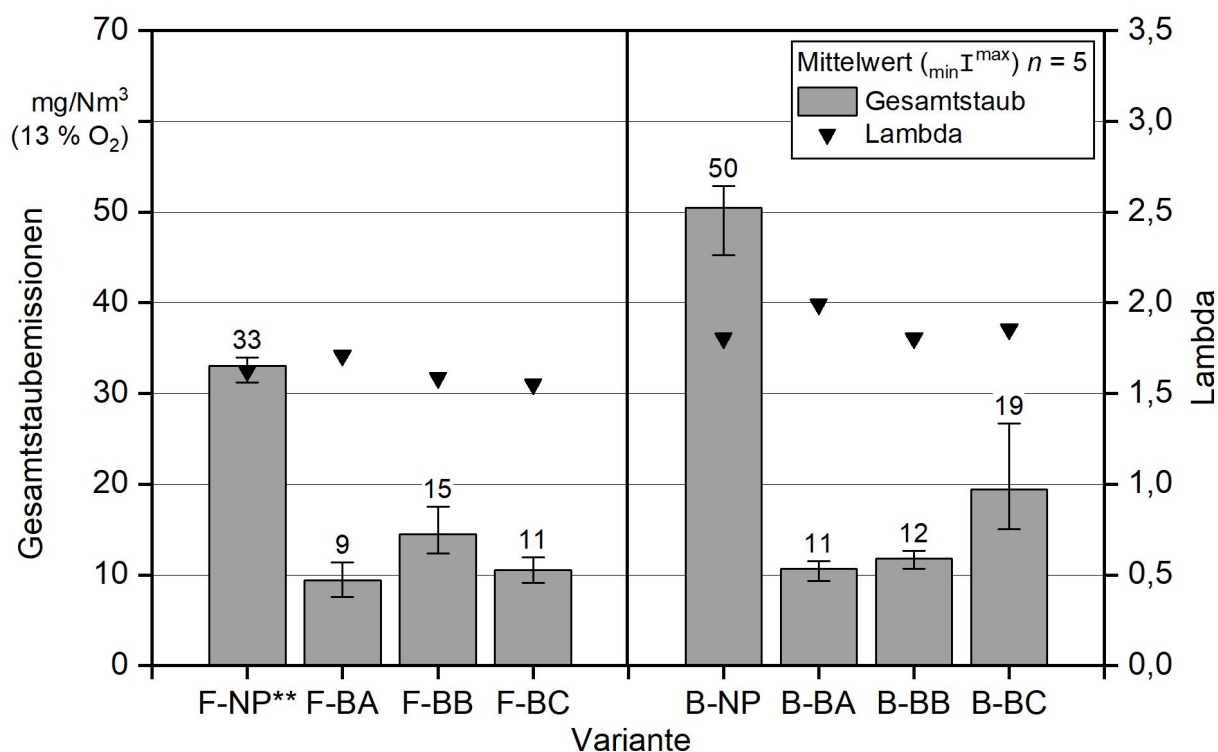


Abbildung 46: Gesamtstaubemissionen der Pelletbrennstoffe (** = drei gültige Messungen, ansonsten $n = 5$)

Die Gesamtstaubemissionen sind i. d. R. abhängig vom Gehalt aerosolbildender Elemente im Brennstoff, von denen das Kalium den Hauptanteil ausmacht (vgl. Abschnitt 6.3.2.1). Laut den Ergebnissen der inhaltsstofflichen Analyse der Pelletbrennstoffe wäre demnach zu erwarten gewesen, dass die Verbrennung von Buche im Vergleich zu Fichte höhere Staubemissionen bewirkt (vgl. Tabelle 19). Dieser Effekt konnte in den Feuerungsversuchen bestätigt werden. Höhere Emissionen sollten laut Index aber auch bei einer Verschmutzung der Brennstoffe mit Mineralboden eintreten, da durch die Verschmutzung der K-Gehalt im Brennstoff erhöht war. Dieser Effekt trat allerdings nicht ein (Abbildung 46). Wie in Abbildung 47 dargestellt konnte zudem bei den hier untersuchten Pelletbrennstoffen kein eindeutiger Zusammenhang zwischen Gesamtstaubemissionen und Gehalt aerosolbildender Elemente festgestellt werden.

Die Ergebnisse des molaren Si/K-Verhältnisses und des molaren Cl/S-Verhältnisses, die als Indikatoren für die K-Freisetzung in die Gasphasen gelten, deuten im Fall der verschmutzten Brennstoffe darauf hin, dass durch die Mineralbodenzugabe eine erhöhte Einbindung von K in der Asche erfolgte. Dieser Effekt wird beispielsweise bei der Additivierung von Brennstoffen mit Kaolin genutzt. Es bewirkt, dass es trotz hoher K-Gehalte zu niedrigen Gesamtstaubemissionen kommen kann. Kaolin kann aber zugleich einen Anstieg der SO₂-Emissionen verursachen, wenn K nicht mit SO₂ zu K₂SO₄ reagieren kann [5] [64]. Sowohl eine Abnahme der Gesamtstaubemissionen als auch eine Zunahme der SO₂-Emissionen wurde bei den Versuchen mit verunreinigten Holzpellets beobachtet.

Staubemissionen können auch aufgrund einer unvollständigen Verbrennung erhöht sein, was hier jedoch wegen der sehr niedrigen CO-Emissionen ausgeschlossen werden kann [54]. Ein häufig bei Feuerungsversuchen beobachteter Einfluss des Wassergehalts kann ebenso ausgeschlossen werden, da dieser nur zwischen 4,4 und 7,8 m-% schwankte.

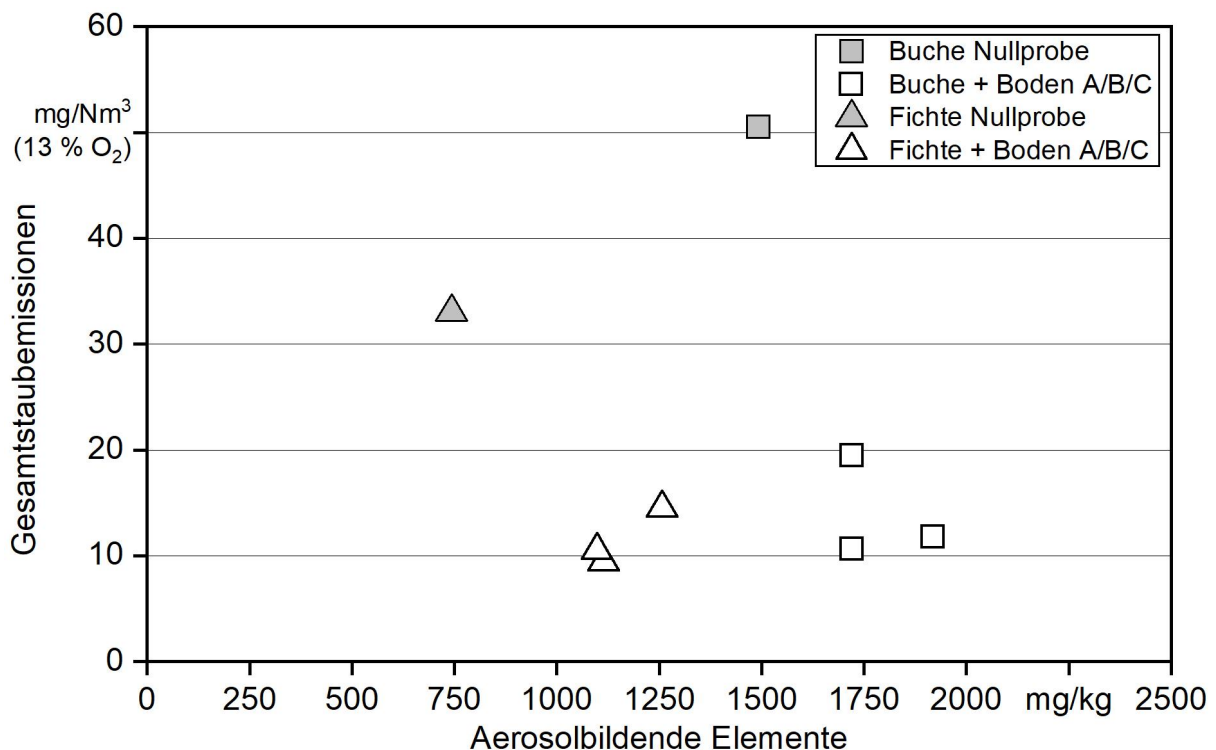


Abbildung 47: Gesamtstaubemissionen in Abhängigkeit vom Gehalt aerosolbildender Element der Pelletbrennstoffe, wasserfreie Bezugsbasis

6.3.3.2 Verbrennungsverhalten der Holzhackschnitzel

Im Folgenden wird auf die Ergebnisse der 28 Feuerungsversuche mit den Holzhackschnitzelbrennstoffen eingegangen. Für alle Versuche konnten fünf Staubmessungen durchgeführt werden. Sind Chargen mit * gekennzeichnet, fanden vier auswertbare Staubmessungen statt, bei ** waren es drei auswertbare Staubmessungen. Grund hierfür waren v. a.

technische Probleme bei der Datenerfassung bzw. ein Ausfall der Messtechnik zur Gesamtstaubbestimmung.

CO-Emissionen

Die CO-Emissionen (Abbildung 48) lagen bei den Feuerungsversuchen mit den Holzhackschnitzelbrennstoffen im Bereich von 13 (ERH-A-BA10) bis 285 mg/Nm³ (WRH-B-NP) und damit unterhalb des Stufe-2-Grenzwerts nach 1. BImSchV (400 mg/Nm³ bei 13 % O₂). Sie sind somit als unkritisch bezüglich der Einhaltung der rechtlichen Vorgaben einzuordnen.

Bei den Nullproben der Region A wurden CO-Emissionen von 121 mg/Nm³ (WRH) und 102 mg/Nm³ (ERH) gemessen. Die Nullproben der Holzhackschnitzel aus den Regionen B und C wiesen signifikant höhere Messwerte auf als die der Region A. Vor allem bei den Brennstoffen der Region B ist zudem ein signifikanter Unterschied zwischen den WRH- und ERH-Hackschnitzeln zu erkennen (WRH-B-NP = 285 mg/Nm³; ERH-B-NP = 207 mg/Nm³). Starke Schwankungen der CO-Emissionen zwischen Holzhackschnitzeln unterschiedlicher Herkunft sind in der Praxis üblich und der Kessel sollte gezielt auf den jeweiligen Brennstoff eingestellt werden [69] [76].

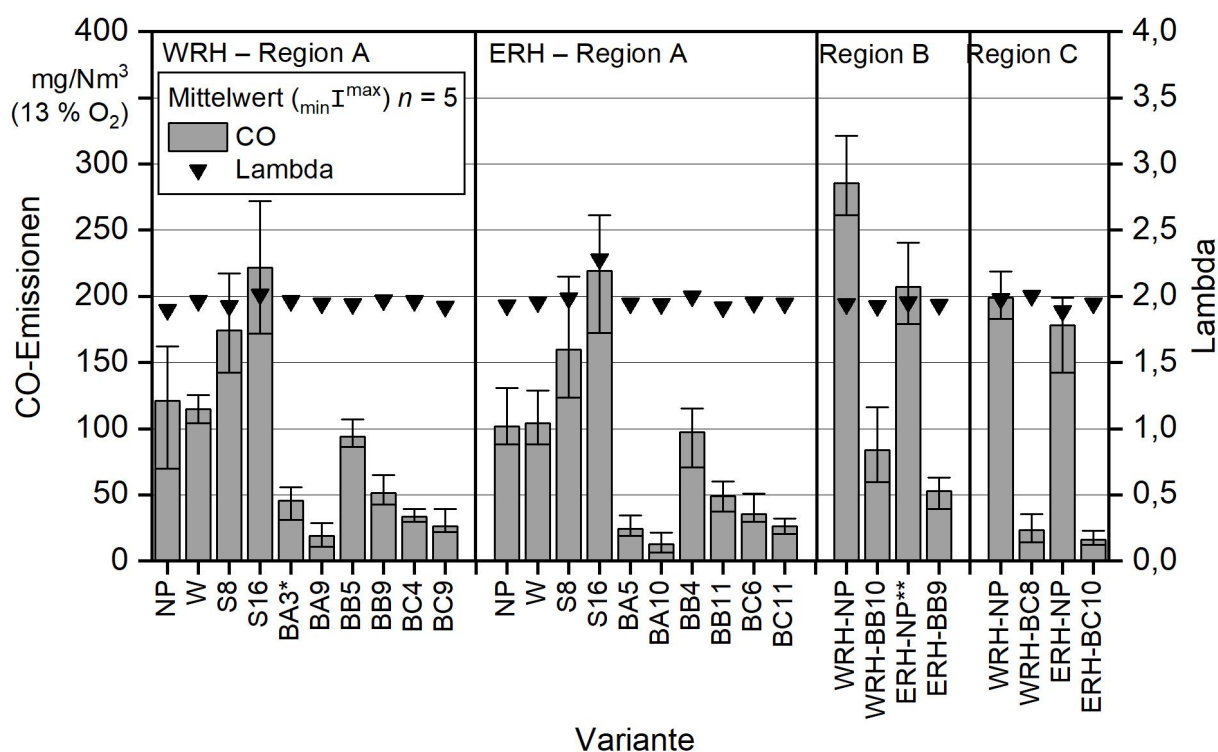


Abbildung 48: CO-Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten $n = 5$)

Das Waschen beider Holzhackschnitzelsortimente der Region A hatte keinen signifikanten Einfluss auf die CO-Emissionen. Bei den auf > 16 mm gesiebten Holzhackschnitzeln stiegen die CO-Emissionen im Vergleich zur jeweiligen Nullprobe dagegen signifikant an

(WRH-A-S16 = 222 mg/Nm³; ERH-A-S16 = 219 mg/Nm³). Da dieser Effekt auch bei den ERH-Hackschnitzeln der Region A auftrat, ist vor allem eine physikalische Änderung der Partikelgrößenverteilung als Hauptursache anzusehen. Bei Versuchen in den Projekten „Optimierung der Emissionen von Holzhackschnitzel-Kleinfeuerungsanlagen durch geeignete Brennstoffauswahl und Verbrennungsführung“ (OptiChip; FKZ: 22008015) und „Versorgung des Nahwärmenetzes am TFZ mit KUP-Holz einschließlich Begleitforschung“ (FKZ: EW/13/40) konnten die CO-Emissionen durch Aussiebung des holzigen Feinanteils verringert bzw. durch gezieltes Zumischen desselben angehoben werden [56] [58] [69]. In der hier dargestellten Studie wurde dagegen eine deutlich gröbere Partikelfraktion (Partikel ≤ 16 mm) als der Feinanteil (Partikel $\leq 3,15$ mm) abgesiebt. Ursache für die unterschiedlichen CO-Emissionen könnte somit die sehr stark veränderte Partikelgrößenverteilung der Brennstoffe sein (Abbildung 38). Durch das Aussieben der kleinen Partikel könnte ein großes Porenvolumen in der Schüttung entstanden sein, wodurch sich vor allem der Aufbau und die Belüftung des Glutbetts im Kessel stark verändern könnten, was auch ein leicht erhöhter Luftüberschuss im Vergleich zur Nullprobe im Abgas bestätigt [54]. Gleichzeitig nahm die Schüttdichte der Brennstoffe ab (Tabelle 21), wodurch sich der Energieinhalt eines in den Kessel geförderten Brennstoffs verringert. Hierdurch könnte es zu einer stärkeren Befüllung der Brennkammer zur Erreichung derselben Kesselleistung und dadurch zu einer ungleichmäßigeren Verbrennung gekommen sein [54] [56]. Eine Anpassung des Kessels an die geänderte Brennstoffqualität wäre somit zu empfehlen, wurde jedoch nicht vorgenommen, um den Einfluss der Brennstoffaufbereitung unmittelbar beurteilen zu können.

Durch die Zugabe von Mineralboden sanken die CO-Emissionen bei der Verbrennung signifikant im Vergleich zur jeweiligen Nullprobe. Dieser Effekt wurde bereits bei den Pelletbrennstoffen beobachtet. Ausnahmen waren die mit der niedrigeren Stufe des Mineralbodens B verunreinigten Proben (WRH-A-BB5 = 94 mg/Nm³; ERH-A-BB4 = 97 mg/Nm³). Hier blieben die Emissionen nahezu identisch im Vergleich zur jeweiligen Nullprobe. Bei allen Brennstoffen der Region A ist zudem zu erkennen, dass eine höhere Mineralbodenzugabe zu einer weiteren Reduktion der CO-Emissionen führte. Auch bei den Holzhackschnitzeln der Regionen B und C kommt es durch die hohe Mineralbodenzugabe zu einem signifikanten Rückgang der CO-Emissionen. Am deutlichsten war die CO-Reduktion für die Holzhackschnitzel der Region C zu beobachten, mit Zugabe von Mineralboden C kam es zu einer 90%igen Verringerung.

Einen wesentlichen Einfluss auf die CO-Emissionen hat üblicherweise der Wassergehalt der Brennstoffe [54] [69]. Da hier jedoch durch technische Trocknung ein relativ einheitlicher Wassergehalt zwischen 12 und 16 % eingestellt worden war, wurden keine Einflüsse erkennbar.

Einen weiteren wesentlichen Einfluss hat die Partikelgrößenverteilung der Brennstoffe (siehe oben). Ein höherer Feinanteil sollte demnach zu höheren CO-Emissionen führen [56] [69]. Aufgrund der Mineralbodenzugabe wird der Feinanteil im Brennstoff erhöht (Tabelle 21). Hierbei handelt es sich aber im Gegensatz zu den oben zitierten Studien nicht um holzige, sondern um mineralische und somit nicht brennbare Partikel. Es ist anzunehmen, dass auch die Zusammensetzung des zugegebenen Bodenmaterials einen Einfluss

auf die CO-Emissionen ausübt. Hierbei könnte der Mineralboden, zumindest bei tonreichen Böden eine ähnliche Wirkung haben wie speziell für die Optimierung von Brennstoffen eingesetzte Additive (z. B. Kaolin). So kommt es bei der Additivierung nicht Holziger Brennstoffe mit Kaolin regelmäßig zu einer bislang ungeklärten Abnahme der CO-Emissionen [63]. Die Mineralböden könnten, wie für Kaolin diskutiert, beispielsweise eine katalytische Wirkung auf die Verbrennung haben, wodurch sich die CO-Emissionen verringern könnten. Da es aber in der hier dargestellten Studie gleichzeitig zu einer starken Verschlackung bei der Verbrennung kam (siehe Abschnitt 6.3.4.2), kann der Effekt, den Kaolin als Additiv auf die Verbrennung hat, auf die Verschmutzung von Brennstoffen mit Mineralboden möglicherweise nicht unmittelbar übertragen werden. Eine weitere denkbare Erklärung wäre ein positiver Effekt des Mineralbodens auf die Glutbettstruktur, der die Porosität günstig beeinflusst. Dadurch könnte eine gleichmäßigere Sauerstoffverteilung im Brennraum erreicht worden sein. Allerdings steht auch diese Vermutung im Gegensatz zu der beobachteten erhöhten Schlackebildung bei der Verbrennung (siehe Abschnitt 6.3.4.2), die ebenso einen starken Einfluss auf die Belüftung des Glutbetts haben sollte.

Eine eindeutige Schlussfolgerung bezüglich der niedrigeren CO-Emissionen konnte aus den Ergebnissen nicht abgeleitet werden. Nichtsdestotrotz waren die CO-Emissionen aller Feuerungsversuche trotz starker Schwankungen als unkritisch zu bewerten.

Org.-C-Emissionen

Die Org.-C-Emissionen aller Holzhackschnitzelversuche lagen auf einem niedrigen Niveau zwischen 0,2 (ERH-A-BA10) und 5,2 mg/Nm³ (ERH-A-S16) (Abbildung 49). Sie waren somit deutlich niedriger als der Org.-C-Grenzwert für Raumheizungs-Jahres-Emissionen der Ökodesign-Richtlinie (15 mg/Nm³ bei 13 % O₂). Da die Grenzwerte der Ökodesign-Richtlinie sowohl den Voll- als auch Teillastbetrieb des Kessels einschließen, können die hier dargestellten Werte nicht direkt mit der Richtlinie verglichen werden.

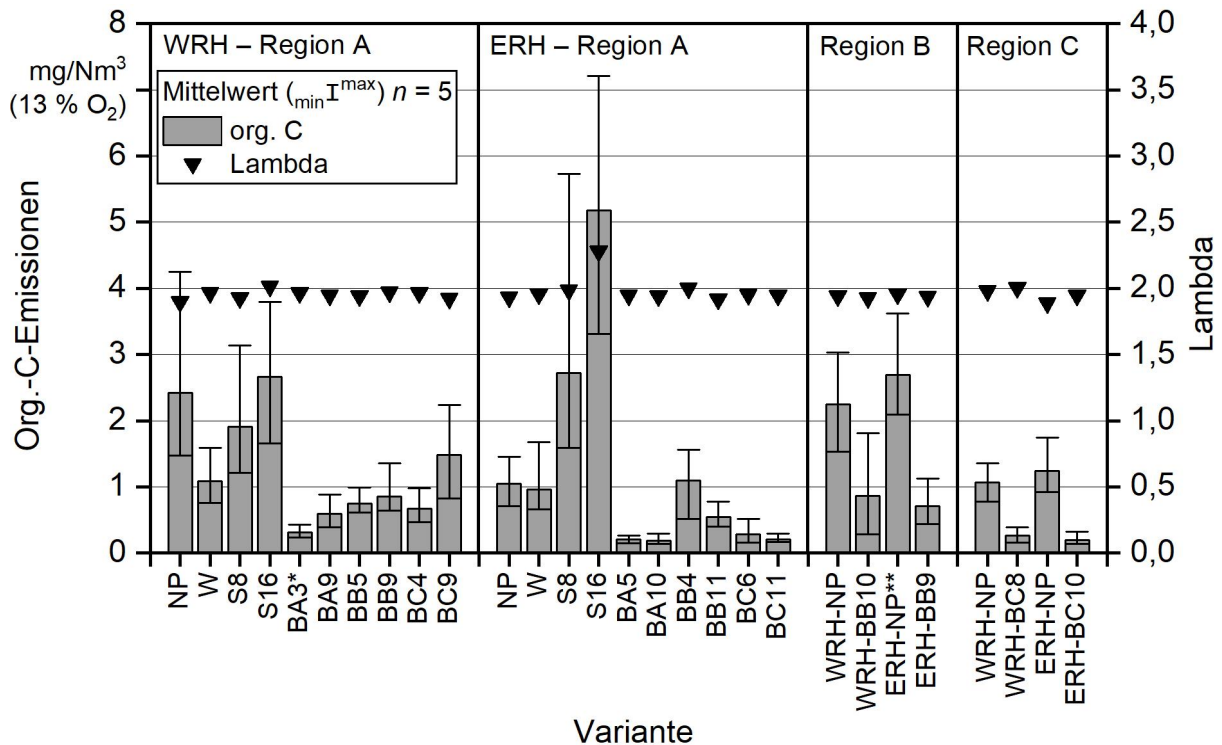


Abbildung 49: Org.-C-Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten $n = 5$)

Die Emissionen der Nullproben der Region A lagen im Bereich von $1,0 \text{ mg/Nm}^3$ (ERH-A-NP) und $2,4 \text{ mg/Nm}^3$ (WRH-A-NP). Analog zu den CO-Emissionen konnte keine signifikante Veränderung der Org.-C-Emissionen aufgrund des Waschens nachgewiesen werden. Die Siebung führte lediglich bei den ERH-Hackschnitzeln der Region A zu einem signifikanten Anstieg verglichen mit der Nullprobe.

Durch Zugabe der drei Mineralböden verringerten sich die Org.-C-Emissionen im Vergleich zu den zugehörigen Nullproben (Ausnahme: ERH-A-BB4). Für die Holzhackschnitzel der Region A wurde jeweils ein signifikanter Rückgang bei WRH-A-BA3, WRH-A-BA9, WRH-A-BB5 und WRH-A-BC4 ermittelt. Bei den verunreinigten ERH-Hackschnitzeln der Region A war die Verringerung der Org.-C-Emissionen dagegen nicht signifikant. Auch bei den Regionen B und C wurden die Org.-C-Emissionen aufgrund der Mineralbodenzugabe signifikant verringert. Interessanterweise wurde für die WRH-Hackschnitzel der Region A häufig ein Anstieg der Org.-C-Emissionen bei einer erhöhten Mineralbodenzugabe im Vergleich zur geringen Mineralbodenzugabe beobachtet.

Als Ursache für die Beobachtungen können dieselben Argumente wie im Abschnitt zu den CO-Emissionen herangezogen werden. Somit kann auch bezüglich der Org.-C-Emissionen keine abschließende Aussage zu der Auswirkung der einzelnen Mineralböden auf die Verbrennung gegeben werden. Generell waren die Org.-C-Emissionen jedoch auf einem sehr niedrigen Niveau, wie es für automatisch beschickte Kessel typisch ist. Sie sind somit als unkritisch zu bewerten.

NO_x-Emissionen

Die NO_x-Emissionen der getesteten Holzhackschnitzelbrennstoffe lagen im Bereich von 123 mg/Nm³ (ERH-C-NP) bis 276 mg/Nm³ (WRH-A-BA9) (Abbildung 50). Der NO_x-Grenzwert für Raumnutzungs-Jahres-Emissionen der Ökodesignrichtlinie (145 mg/Nm³ bei 13 % O₂) wurde häufig von ERH-Hackschnitzeln, nicht jedoch von WRH-Hackschnitzeln eingehalten. Wie bereits bei den Holzpellets diskutiert (siehe Abschnitt 6.3.3.1) kann der NO_x-Grenzwert der Ökodesignrichtlinie nicht eins zu eins auf die hier dargestellten Versuche angewendet werden. Die dafür notwendige Einbeziehung eines Teillastbetriebs lässt eine Abnahme der NO_x-Emissionen erwarten.

Die Nullproben der Region A wiesen 253 mg/Nm³ (WRH) und 138 mg/Nm³ (ERH) auf. Bei den Nullproben aller Regionen ist zu erkennen, dass diese Emissionen beim WRH höher waren als bei den ERH-Hackschnitzeln. Wie bereits in Abschnitt 3.3.2 erläutert und bei den Feuerungsversuchen mit den Holzpellets bestätigt ist der im Brennstoff enthaltene Stickstoffgehalt maßgeblich für die NO_x-Emissionen während der Verbrennung. Vor allem WRH-Hackschnitzel haben aufgrund eines höheren Nadel- und Rindenanteils deutlich höhere N-Gehalte als ERH-Hackschnitzel, womit sich der Unterschied zwischen den beiden Sortimenten erklären lässt.

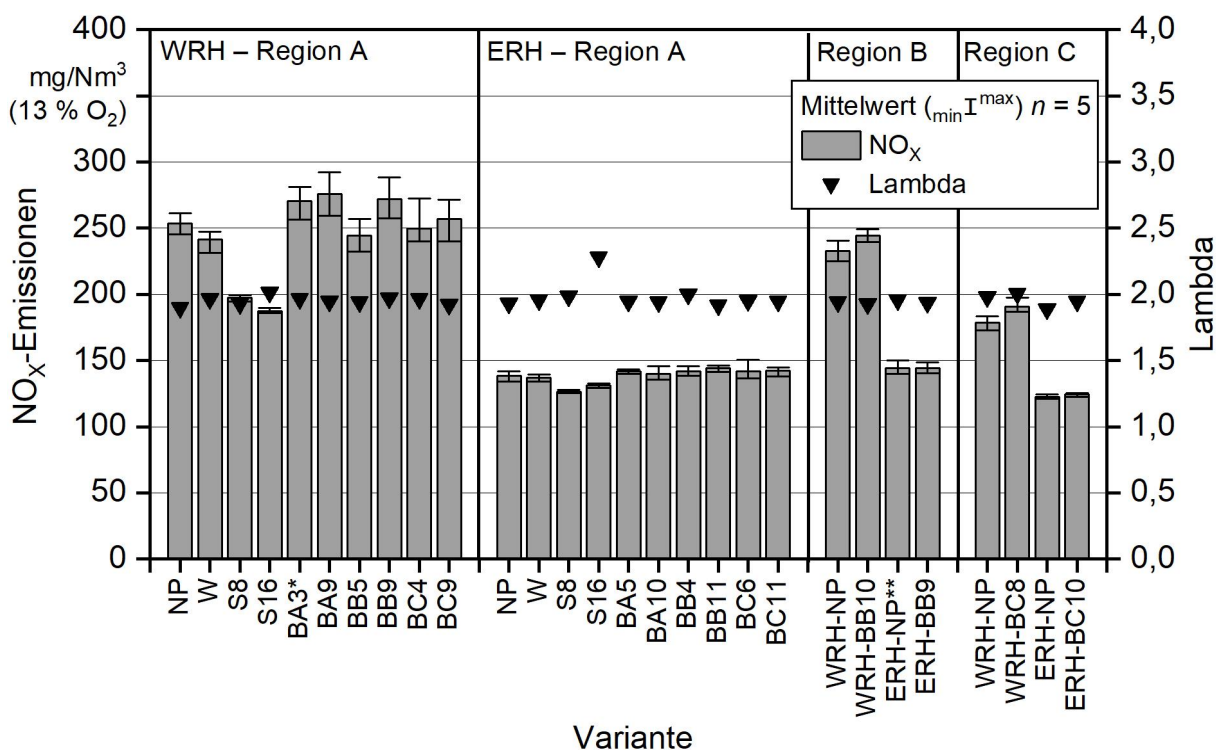


Abbildung 50: NO_x-Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)

Das Waschen hatte nur einen geringen Einfluss auf den Nadel- und somit auf den Stickstoffgehalt der Brennstoffe, vermutlich durch den sehr geringen Lochdurchmesser der

Waschbox mit < 2 mm. Folglich kam es durch das Waschen zu keiner wesentlichen Reduzierung der NO_x-Emissionen. Durch die Siebung der Partikel auf > 8 mm und > 16 mm konnten die NO_x-Emissionen der WRH-Hackschnitzel der Region A dagegen im Vergleich zu der dazugehörigen Nullprobe signifikant gesenkt werden. Bei den gesiebten ERH-Hackschnitzeln war nur ein leichter Rückgang zu beobachten. Die Ursache ist auch hier in der mechanischen Entfernung kleiner Nadelpartikel und Feinreisig mit einem hohen N-Gehalt in den WRH-Hackschnitzeln zu sehen, wohingegen die N-Gehalte der ERH-Hackschnitzel nahezu identisch blieben.

Bei den WRH-Hackschnitzeln stiegen die NO_x-Emissionen mit 9 m-% Mineralboden A und 9 m-% Mineralboden B signifikant an. Die absolute Veränderung ist jedoch gering. Bei den restlichen verunreinigten WRH-Brennstoffen sowie bei den verunreinigten ERH-Proben zeigte sich für die Region A keine signifikante Veränderung im Vergleich zur Nullprobe. Bei Holzhackschnitzeln der Region B sowie der Region C stiegen die NO_x-Emissionen der WRH-Sortimente ebenfalls signifikant bei Mineralbodenzugabe an. Auch hier ist der absolute Effekt jedoch als sehr gering zu bewerten. Bei ERH-B und ERH-C fand wiederum keine signifikante Änderung statt.

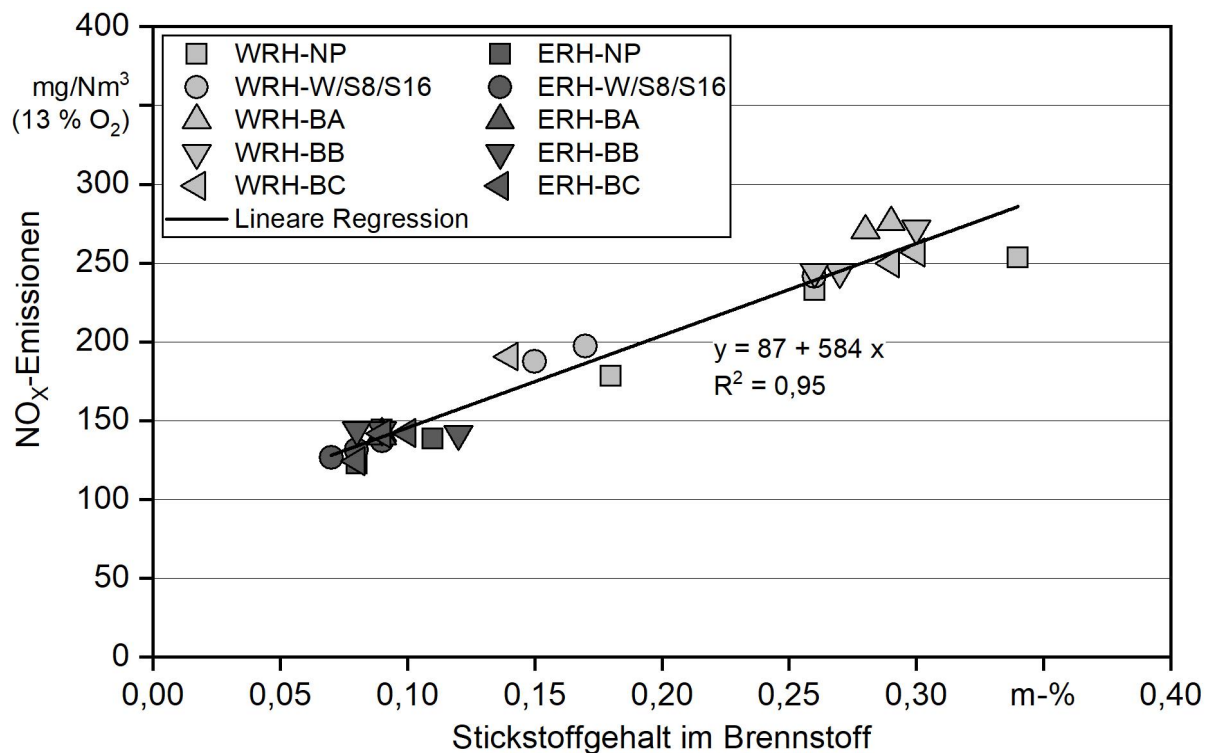


Abbildung 51: NO_x-Emissionen in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt der Holzhackschnitzel (wasserfreie Bezugsbasis; lineare Regression)

Analog zu den Ergebnissen der Holzpellets ergab sich für die Feuerungsversuche mit Holzhackschnitzeln ein linearer Zusammenhang zwischen den NO_x-Emissionen und dem N-Gehalt im Brennstoff mit einem hohen Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0,95$ (siehe Abbildung 51). Die NO_x-Emissionen bei den Holzhackschnitzeln aus ERH fielen aufgrund des

geringeren Gehalts an Stickstoff im Brennstoff deutlich niedriger aus als bei den Brennstoffen aus WRH. Der Mineralboden hatte auf Basis der vorliegenden Daten keinen wesentlichen Einfluss auf diesen Zusammenhang.

Weitere Emissionen – Schwefeldioxid (SO₂) und Chlorwasserstoff (HCl)

Die gemessenen SO₂-Emissionen lagen bei den Versuchen mit Holzhackschnitzeln im Bereich von 0,9 mg/Nm³ (WRH-C-NP) bis 35,2 mg/Nm³ (WRH-A-BA9) und damit deutlich unterhalb des SO_x-Grenzwerts für nicht holzartige Brennstoffe nach der 44. BImSchV (Grenzwert: 107 mg/Nm³ bei 13 % O₂). Ein entsprechender Grenzwert für Holzbrennstoffe existiert nicht. Ein messbarer, direkter Einfluss des Schwefelgehalts im Brennstoff auf die SO₂-Emissionen konnte, wenn alle Messungen gemeinsam betrachtet werden, analog zu den Ergebnissen der Versuche mit Holzpellets auch hier nicht dargestellt werden (Abbildung 53).

Bei WRH-A war ein signifikanter Rückgang der SO₂-Emissionen aufgrund der Siebung im Vergleich zu der Nullprobe oder der gewaschenen Probe zu erkennen, während bei vielen der verschmutzten Proben mit Ausnahme von WRH-A-BB5 ein signifikanter Anstieg messbar war. Im Fall der ERH-Hackschnitzel der Region A hatte die Nullprobe (ERH-A-NP = 6,3 mg/Nm³) die geringsten SO₂-Emissionen. Für die gewaschene und für die auf > 16 mm gesiebte ERH-Probe waren keine signifikanten Änderungen nachweisbar. Allerdings stiegen die Emissionen der auf > 8 mm gesiebten Probe von ERH aus Region A signifikant im Vergleich zu der Nullprobe an (ERH-A-S8 = 14,8 mg/Nm³). Zudem wiesen alle verunreinigten ERH-Hackschnitzel der Region A signifikant höhere Emissionen im Vergleich zur Nullprobe auf. Eine höhere Mineralbodenzugabe resultierte dabei in höheren SO₂-Emissionen. Der signifikante Anstieg der SO₂-Emissionen aufgrund der Mineralbodenzugabe ist auch bei den Holzhackschnitzeln der Region B zu erkennen.

Ein vergleichbarer Effekt wurde von MACK et al. [63] bei der gezielten Zugabe von Kaolin zu Biomassepellets beobachtet. Ursächlich hierfür war die Einbindung von K in das Glutbett, wodurch das Element nicht, wie sonst bei der Holzverbrennung üblich, in der Gasphase mit SO₂ zu K₂SO₄ reagieren konnte. Infolgedessen sanken bei MACK et al. [63] die Gesamtstaubemissionen, während SO₂ (und HCl) anstieg. Wie bereits im Abschnitt zu den CO-Emissionen diskutiert ist ein direkter Vergleich der Wirkung verbrennungsoptimierender Additive wie Kaolin mit der Verschmutzung von Brennstoffen mit Mineralboden kritisch zu hinterfragen. Nichtsdestotrotz könnten den hier gemachten Beobachtungen ähnliche Mechanismen zugrunde liegen.

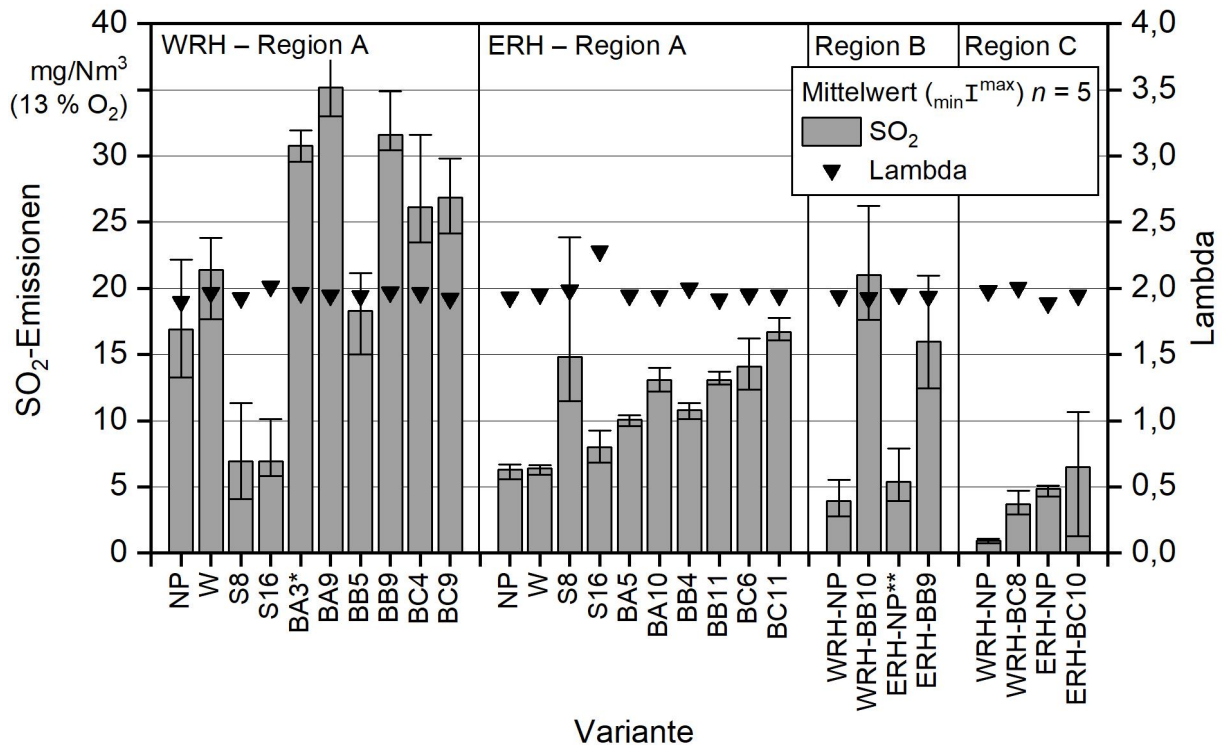


Abbildung 52: SO₂-Emissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen, ansonsten n = 5)

Bei den Feuerungsversuchen mit Holzhackschnitzeln lagen die HCl-Emissionen aller Brennstoffe mit Ausnahme von WRH-A-BA3 unter der Nachweisgrenze. Bei WRH-A-BA3 wurden Messwerte von lediglich 2,6 mg/Nm³ gemessen. Für Feuerungen < 100 kW gibt es nach derzeitigem Stand keine Grenzwerte für HCl-Emissionen für Holzbrennstoffe. Der Grenzwert für nicht holzige Brennstoffe nach der 44. BImSchV von 24 mg/Nm³ bei 13 % O₂ wurde analog zu den Versuchen mit Holzpellets deutlich unterschritten. Die HCl-Emissionen sind demnach als unkritisch zu bewerten.

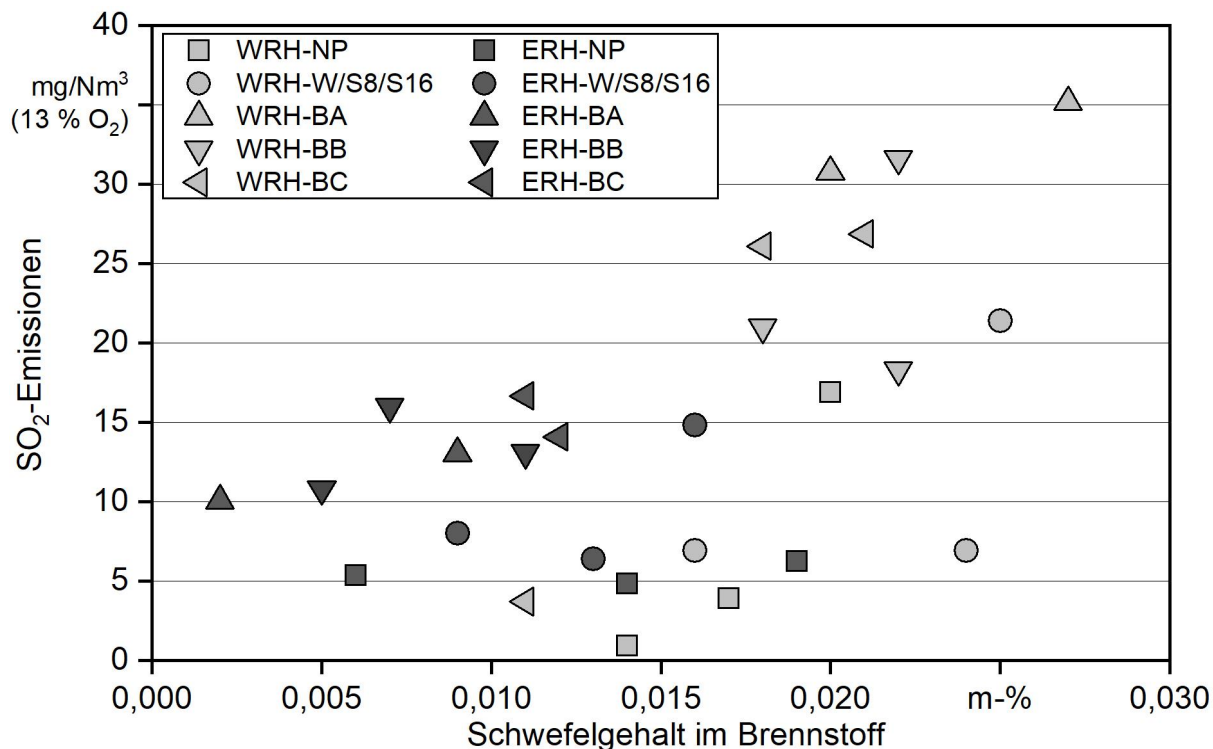


Abbildung 53: SO₂-Emissionen in Abhängigkeit vom Schwefelgehalt der Holzhackschnitzelbrennstoffe (wasserfreie Bezugsbasis; keine Korrelation)

Gesamtstaubemissionen

Bei den Feuerungsversuchen mit den Holzhackschnitzelbrennstoffen erfolgten je Versuch fünf Bestimmungen der Gesamtstaubemissionen. Ausnahme stellten die Versuche mit den Brennstoffen der Region C dar. Aufgrund eines technischen Defekts an der verwendeten Gasuhr konnten hier lediglich zwei von fünf Messungen berücksichtigt werden.

Die Gesamtstaubemissionen lagen bei den Feuerungsversuchen mit Holzhackschnitzelbrennstoffen im Bereich von 35 mg/Nm³ (ERH-A-NP) bis 237 mg/Nm³ (ERH-A-BC11) (Abbildung 54) und damit sämtlich über dem Stufe-2-Grenzwert der 1. BImSchV von 20 mg/Nm³ (bezogen auf 13 % O₂), jedoch wurde der Grenzwert der 1. Stufe, der für diesen Kessel bei dessen Markteinführung noch galt, mit fast allen Brennstoffen eingehalten. Nur bei Zugabe von Mineralboden A oder C kam es zu Überschreitungen. Für die hier verwendete Kombination aus Kessel und Brennstoff wird daher die Verwendung einer sekundären Staubminderungsmaßnahme, beispielsweise eines elektrostatischen Staubabscheiders, empfohlen. Bei einem angenommenen Abscheidegrad von 80 % käme es aber auch dann noch – zumindest bei stark verschmutzten Holzbrennstoffen – zu einer Grenzwertüberschreitung.

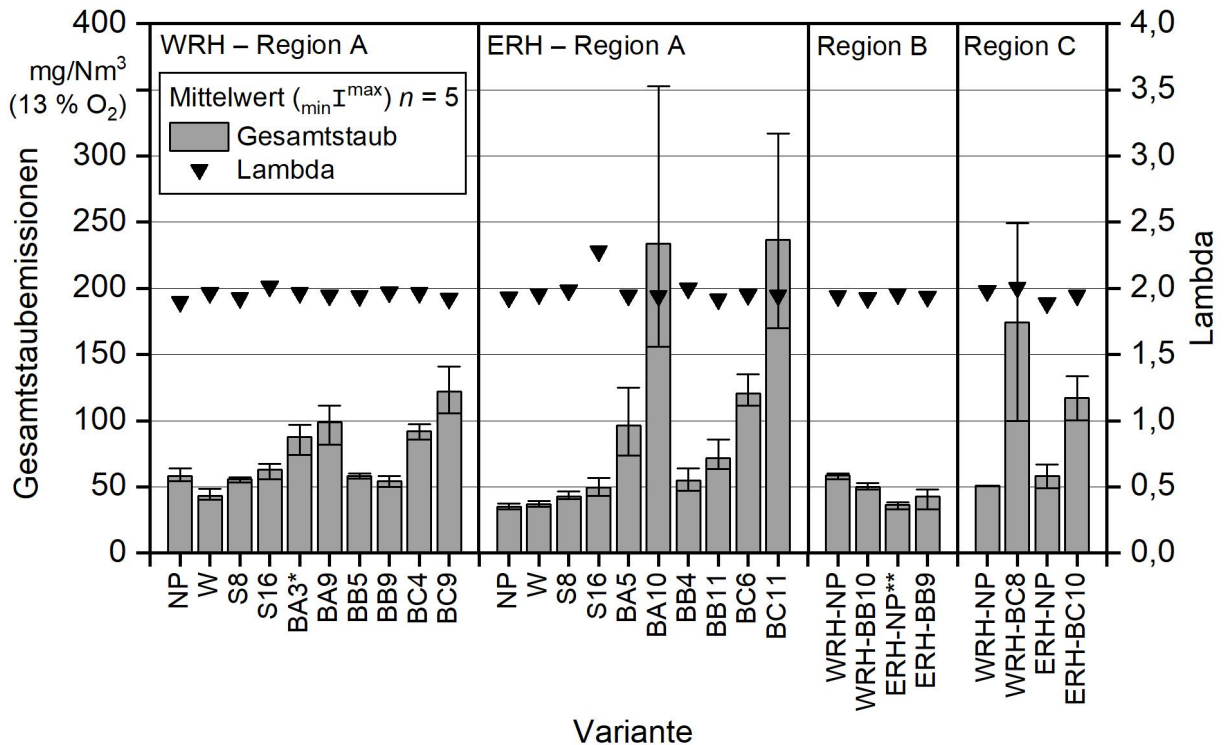


Abbildung 54: Gesamtstaubemissionen der Holzhackschnitzelsortimente (* = vier gültige Messungen; ** = drei gültige Messungen; Region C = zwei gültige Staubbemessungen [defekte Gasuhr], ansonsten $n = 5$)

Generell lagen die Gesamtstaubemissionen bei der Verbrennung der Nullproben im Fall der WRH-Hackschnitzel über denen der ERH-Hackschnitzel. Eine Ausnahme stellten die Holzhackschnitzel aus der Region C dar. Durch das Waschen konnte beim Waldrestholz der Region A ein leichter, jedoch signifikanter Rückgang der Staubemissionen von 58 mg/Nm^3 (WRH-A-NP) auf 43 mg/Nm^3 (WRH-A-W) nachgewiesen werden. Dies lässt sich vermutlich auf die deutliche Verringerung des für die Aerosolbildung verantwortlichen Kaliumgehalts im Brennstoff von 1467 auf 991 mg/kg zurückführen. Die Siebung hatte dagegen keinen signifikanten Einfluss auf die Gesamtstaubemissionen der WRH-Hackschnitzel, obwohl auch hier eine Reduktion des Kaliumgehalts im Brennstoff festzustellen war. Bei der Probe, bei der die Fraktion $< 8 \text{ mm}$ ausgesiebt wurde, waren die Staubemissionen leicht rückläufig (WRH-A-S8 = 56 mg/Nm^3), was sich aber nach Siebung mit dem 16-mm -Rundlochsieb nicht mehr feststellen ließ (WRH-A-S16 = 63 mg/Nm^3). Bei den ERH-Hackschnitzeln stiegen die Gesamtstaubemissionen nach der Aufbereitung von 35 mg/Nm^3 (ERH-A-NP) auf 43 mg/Nm^3 (ERH-A-S8) bzw. auf 50 mg/Nm^3 (ERH-A-S16) signifikant an. Auch nach dem Waschen (ERH-A-W) stiegen die Gesamtstaubemissionen leicht (37 mg/Nm^3), obwohl die gewaschene Probe einen geringeren Kaliumgehalt als die Nullprobe hatte. Absolut betrachtet sind die Effekte des Waschens oder der Siebung jedoch als gering zu bewerten.

Durch die Zugabe der Mineralböden A und C zu den WRH-Hackschnitzeln der Region A kam es zu einem signifikanten Anstieg der Staubemissionen, wohingegen kein Effekt durch Zugabe von Mineralboden B beobachtet wurde. Ähnliche Effekte traten bei den

ERH-Hackschnitzeln der Region A auf. Vor allem bei den Verbrennungsversuchen von ERH-A-BA10, ERH-A-BC6 und ERH-A-BC11 stiegen die Staubemissionen signifikant und dabei teils deutlich stärker als die der WRH-Hackschnitzel aus Region A an. In fünf von sechs Fällen waren zudem bei den Holzhackschnitzeln aus Region A höhere Gesamtstaubemissionen bei einer höheren Verschmutzung der Brennstoffe mit Mineralboden festzustellen.

Die Gesamtstaubemissionen der Holzhackschnitzel aus Region B lagen im Bereich 36 (ERH-B-NP) bis 59 mg/Nm³ (WRH-B-NP). Eine Mineralbodenzugabe führte zu keiner signifikanten Änderung der Emissionen. Bei den Holzhackschnitzeln der Region C kam es wiederum aufgrund der Mineralbodenzugabe bei beiden Sortimenten zu einem starken und signifikanten Anstieg der Gesamtstaubemissionen. Die Ergebnisse zeigen, dass bei einer Verunreinigung der Brennstoffe mit den Mineralböden A und C deutlich höhere Staubemissionen auftraten, wohingegen kein Effekt bei einer Zugabe von Mineralboden B messbar war.

Häufig hat der Anteil aerosolbildender Elemente im Brennstoff einen maßgeblichen Einfluss auf die bei der Verbrennung entstehenden Gesamtstaubemissionen [70]. Zumindest bei den Nullproben und den mechanisch aufbereiteten Brennstoffen (Waschen und Siebung) ist auch in der hier dargestellten Studie ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Parametern erkennbar (Abbildung 55). Schließt man die durch Mineralbodenzugabe verunreinigten Brennstoffe in diese Betrachtung mit ein, ist jedoch kein Zusammenhang mehr ersichtlich. Trotz steigender Elementgehalte, z. B. bei den Holzhackschnitzeln, die gezielt mit Mineralboden B verunreinigt wurden, blieben die Gesamtstaubemissionen häufig auf einem ähnlichen Niveau wie bei der Nullprobe. Ein eindeutiger Einfluss des Gehalts aerosolbildender Elemente im Brennstoff kann somit in den hier durchgeführten Versuchen nicht vollständig dargestellt werden. Zu beachten ist dabei, dass die Zugabe von Mineralboden auch dazu führte, dass beide für die K-Freisetzung zuständigen Brennstoffindizes (molares Si/K-Verhältnis, molares Cl/Si-Verhältnis, siehe Abschnitt 6.3.3.2) auf eine verstärkte Einbindung des Kaliums in das Glutbett hindeuten. Dieser Effekt, der u. a. gezielt beim Einsatz von Additiven wie Kaolin genutzt wird, könnte somit der Anreicherung der aerosolbildenden Elemente im Brennstoff entgegengelaufen sein und analog zu den Ergebnissen der Holzpellets zu einer Verringerung der Gesamtstaubemissionen geführt haben (vgl. Abschnitt 6.3.2.1).

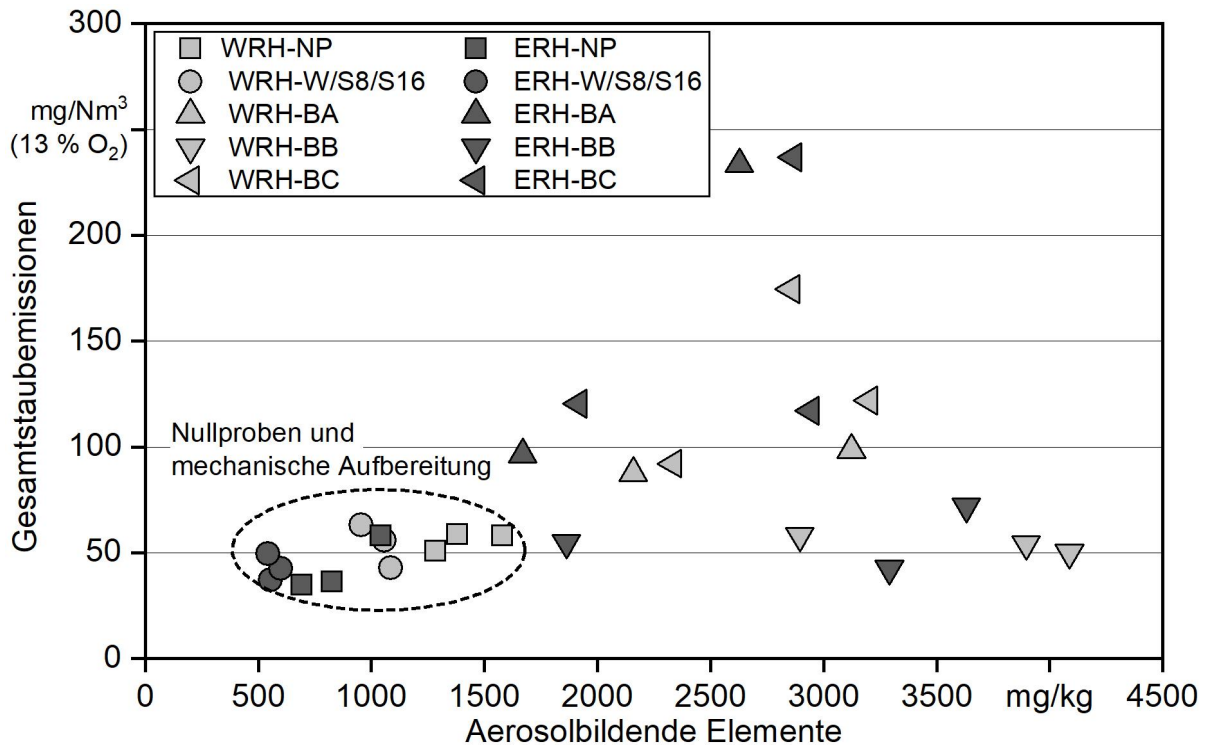


Abbildung 55: Gesamtstaubemissionen der Holzhackschnitzelbrennstoffe in Abhängigkeit vom Gehalt der aerosolbildenden Elemente (wasserfreie Bezugsbasis; keine Korrelation)

Eine mögliche weitere Ursache der z. T. stark erhöhten Gesamtstaubemissionen kann das Mitreißen feiner Bodenpartikel in dem Abgasstrom sein (sogenanntes *Re-entrainment*). Wie im Abschnitt 4.3.4.2 erläutert wurde der getrocknete Mineralboden direkt zu den getrockneten Holzhackschnitzeln in die Förderschnecke zwischen Vorratsbehälter und Kessel zudosiert. Ein Anhaften an den Holzhackschnitzeln war demnach meist nicht der Fall. Der Mineralboden könnte somit innerhalb der Förderschnecke abgerieselst und am Boden der Förderschnecke, d. h. ungleichmäßig von den Holzhackschnitzeln, in Richtung Kessel gefördert worden sein. Dieser Anteil des Mineralbodens könnte somit direkt mit dem Abgasstrom mitgerissen worden sein, ohne an den Stoffumwandlungsprozessen im Glutbett beteiligt gewesen zu sein. Mineralboden B hat eine insgesamt deutlich gröbere, sandigere Struktur als die Mineralböden A und C (Abbildung 36). Die durchschnittlich feineren Partikel der Mineralböden A und C dürften somit leichter mitgerissen worden sein als der grobkörnigere Sandboden der Region B. Dieser Effekt wurde bereits bei feinem Kaolinpulver, das als Additiv verwendet wurde, beobachtet [64] und könnte eine Erklärung darstellen für die deutlich niedrigen Gesamtstaubemissionen der mit Mineralboden B verschmutzten Holzhackschnitzel.

Inhaltsstoffliche Analyse der Filterstäube

Um zu prüfen, inwieweit der Mineralboden ohne Glutbettreaktion direkt mit dem Abgasstrom mitgerissen werden kann, wurde bei den Feuerungsversuchen mit Holzhackschnitzeln der Region B zusätzlich Planfilter (Quarzfaser) mit einem Durchmesser von 150 mm parallel zu den Staubmessungen für weitergehende inhaltsstoffliche Analysen beladen. Region B wurde gewählt, nachdem bei der vorher stattgefundenen Messung und Auswertung der Versuche aus den Regionen A und C die oben genannte Hypothese aufkam.

Die großen Planfilter wurden wie die Standard-Staubmessfilter vor der Beladung bei 180 °C und nach der Beladung bei 160 °C ausgeheizt. Als Referenz diente zusätzlich ein unbeladener Planfilter, der identisch wie die beladenen Filter behandelt wurde, jedoch ohne Einbau in einen Filterhalter. Die Beladungsdauer der großen Planfilter, die Staubbeladung der einzelnen Filter sowie die dazugehörigen inhaltsstofflichen Analysen in mg/kg (wf) sind in Anhang 7.5 zusammengestellt. Aufgrund unterschiedlicher Beladungen, unterschiedlicher Massen der unbeladenen Filter und der bereits bestehenden inhaltsstofflichen Zusammensetzung der Filtermaterialien mussten die gemessenen Inhaltsstoffe korrigiert werden. Hierzu wurden sogenannte blindwertkorrigierte Elementgehalte der Beladungen auf den Planfiltern (Tabelle 26), d. h. eine Korrektur der Elementgehalte der reinen Beladungen ohne die Filter, ausgehend von dem in Anhang 7.5 beschriebenen Vorgehen, berechnet. Dass die Elementgehalte der Filter ohne Beladung (Blindwerte der Filter aus den Feuerungsversuchen) dabei nicht zwangsweise den Elementgehalten des unbeladenen Referenzfilters entsprechen, zeigt sich allerdings dadurch, dass die Gehalte von z. B. Sn und Cr in den Filtern der WRH- und ERH-Nullproben geringer waren als die des Referenzfilters und somit nach der Blindwertkorrektur negative Gehalte für diese Elemente berechnet wurden (Tabelle 26). Eine gewisse Unsicherheit der Werte bleibt somit in der Berechnung erhalten.

Aus den blindwertkorrigierten Elementgehalten ist zu erkennen, dass die meisten Elementgehalte der Beladungen bei den mit Mineralboden verunreinigten Holzhackschnitzeln deutlich höher lagen als diejenigen bei der Verbrennung der dazugehörigen Nullproben. Zugleich nahmen die Gehalte von K und S in den Beladungen beider Sortimente (WRH und ERH) ab, wenn die Holzhackschnitzel gezielt mit 10 m-% Mineralboden verunreinigt wurden. Im Fall von K könnte dies auf die oben angenommene Einbindung des Elements in die Rostasche durch Bodenzugabe, analog einer Additivierung mit Kaolin, hindeuten. Bei WRH gab es zudem eine Abnahme der Gehalte von B, Mo, Na und Ti von 22 bis 27 %. Auffällig ist v. a. der starke Anstieg der Al- und Fe-Gehalte, der auch nicht durch mögliche Schwankungen der Gehalte im Filtermaterial (Unterschiede in den Blindwerten) erklärt werden könnte.

Durch die Bildung der Elementverhältnisse Al/Mg, Fe/Mg, Al/Ba, Fe/Ba, Ca/As und Mn/As kann zusätzlich gezeigt werden, dass voraussichtlich unverbrannter Mineralboden auf die Filter gelangt ist. Die Elementverhältnisse aus den Feuerungsversuchen mit den mit Mineralboden verunreinigten Holzhackschnitzeln ähnelten denen des Mineralbodens B, wohingegen die Verhältnisse aus den Feuerungsversuchen der Holzhackschnitzel-Nullpro-

ben sich deutlich davon unterschieden, d. h. bei Al/Mg, Fe/Mg, Al/Ba, Fe/Ba geringer und bei Ca/As, Mn/As höher ausfielen (Tabelle 27).

Tabelle 26: Blindwertkorrigierte Elementgehalte der Beladungen auf den Filtern aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis; gemessen mittels ICP; < RF: Elementgehalt des aschebeladenen Filters kleiner als der des Referenzfilters und damit negativer Elementgehalt nach Blindwertkorrektur)

Element	WRH-B-NP	WRH-B-B10	ERH-B-NP	ERH-B-B10
Al	1.615	37.548	4.506	99.300
Ca	7.253	19.364	14.946	23.068
Fe	78	11.451	1.110	30.373
K	387.915	240.533	283.762	144.685
Mg	1.482	7.041	2.585	12.685
Mn	1.532	3.062	3.130	3.892
Na	3.805	2.959	2.157	2.721
P	1.937	4.983	1.632	3.637
As	9,2	71	6,3	85
Cd	24	34	23	43
Cr	< RF	42	< RF	186
Cu	371	396	236	289
Ni	8,9	14	< RF	62
Pb	145	342	246	564
V	1,1	36	3,5	84
Zn	25.562	38.138	17.148	28.145
Sn	< RF	24	< RF	16
S	115.154	62.623	61.845	31.368
B	1.703	1.261	1.576	1.847
Ba	230	448	916	888
Rb	1.498	1.415	1.227	991
Mo	8,6	6,4	< RF	43
Ti	1.416	1.040	216	2.923

Tabelle 27: Elementverhältnisse der blindwertkorrigierten Filterbeladungen aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B verglichen mit den Elementverhältnissen des Mineralbodens B

Probe	Al/Mg	Fe/Mg	Al/Ba	Fe/Ba	Ca/As	Mn/As
Gesamtstaub auf Filter WRH-B-NP	1,1	0,1	7,0	0,3	785	166
Gesamtstaub auf Filter WRH-B-B10	5,3	1,6	84,0	26,0	274	43
Gesamtstaub auf Filter ERH-B-NP	1,7	0,4	4,9	1,2	2.357	494
Gesamtstaub auf Filter ERH-B-B10	7,8	2,4	112,0	34,0	273	46
Mineralboden B	14,0	3,2	70,0	16,0	202	12

Die hohen Elementgehalte auf den Planfiltern, v. a. Al und Fe, aber auch der Vergleich der gebildeten Elementverhältnisse, deuten somit auf aufgewirbelten Feinanteil des Mineralbodens B hin. Eine alleinige Bestimmung der Elementgehalte lässt jedoch keinen abschließenden Beweis dieser Hypothese zu. Um absolute Gewissheit zu erlangen, wäre eine Untersuchung der Mineralzusammensetzung (z. B. mittels Röntgendiffraktometrie) notwendig, die am TFZ oder an der LWF nicht durchgeführt werden konnte. Dennoch deuten die dargestellten Ergebnisse darauf hin, dass bei den Versuchen mit Mineralboden B ein unbekannter Prozentsatz an Feinbodenanteilen auf die Planfilter gelangt ist. Der Effekt könnte bei den Mineralböden A und C sogar noch größer sein, da beide einen höheren Feinanteil aufwiesen als Mineralboden B (vgl. Abschnitt 6.3.1) und da die Gesamtstaubemissionen der mit beiden Mineralböden A und C verschmutzten Holzhackschnitzel noch einmal deutlich höher ausfielen (vgl. Abbildung 54).

Inhaltsstoffliche Analyse der Kesselaschen und Elementbilanz

Bei den Zusatzversuchen der Region B wurden ergänzend die Kesselaschen der vier Versuche analysiert. Die Aschen wurden hierzu aufbereitet (siehe Abschnitt 3.2.3). Die Gehalte relevanter Elemente sind in Tabelle 28 und Tabelle 29 zusammengefasst.

Durch Zugabe des Mineralbodens kam es erwartungsgemäß zu einem Anstieg an Al und Fe in der Asche. Gleichzeitig nahmen Elemente wie Ca, K oder P ab. Vor allem Al reicherte sich somit sowohl in den Aschen als auch auf den Planfiltern an (vgl. Tabelle 26). Al und Fe waren im Mineralboden B um den Faktor 20 bis 140 höher als in den beiden Brennstoff-Nullproben, wohingegen die Gehalte an Ca, K und P sich zwischen Brennstoff und Mineralboden nur um den Faktor 0,9 bis 4,5 unterschieden. Na lag mit dem Faktor 7,5 (für WRH) bis 36 (für ERH) dazwischen. Deutliche Unterschiede zwischen den Aschen waren demnach für die Elemente Ca, K, P und, im Fall des WRH, für Na nicht zu erwarten gewesen. Zu beachten ist dabei, dass Si nicht durch die LWF bestimmt wurde. Ein möglicher

Verdünnungseffekt der übrigen Elemente durch eine deutliche Erhöhung der Si-Anteile aufgrund der Mineralbodenzugabe kann vermutet werden.

Tabelle 28: Ausgewählte Elementgehalte der Kesselaschen aus den Feuerungsversuchen der Region B in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP

Brennstoff	Al	Fe	Ca	K	Mg	Na	P
WRH-B-NP	15.960	5.531	235.600	66.900	30.630	1.842	14.770
WRH-B-BB10	42.560	9.852	71.010	48.310	11.820	1.779	4.310
ERH-B-NP	16.540	5.516	206.700	62.680	24.800	1.032	8.791
ERH-B-BB9	46.660	10.540	36.190	40.770	7363	1.446	1.479

Tabelle 29: Schwermetallgehalte der Kesselaschen aus den Feuerungsversuchen der Region B in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis, gemessen mittels ICP

Brennstoff	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
WRH-B-NP	1,65	4,21	0,20	24,39	119,30	43,42	144,60
WRH-B-BB10	3,95	12,16	0,07	31,80	39,13	24,23	73,19
ERH-B-NP	2,17	5,90	0,24	27,41	221,70	153,80	193,50
ERH-B-BB9	4,41	15,23	0,07	36,87	67,74	58,73	64,88

Die Gehalte an Schwermetallen in den Kesselaschen nahmen mit der durchgeführten Brennstoffverschmutzung bei den Elementen As, Pb und Cr zu (Tabelle 29). Dies lässt sich auf die deutlich höheren Gehalte dieser Elemente in Mineralboden B mit einem Faktor von 7 bis 37 verglichen mit den Brennstoffen zurückführen (siehe Anhang 7.4). Vor allem Pb stellt hier einen guten Indikator für Verschmutzung mit Bodenmaterial dar. Für Cd lag der Gehalt im Mineralboden unterhalb der Brennstoffe, wodurch sich die Abnahme im Cd-Gehalt der Aschen durch Mineralbodenzugabe erklären lässt. Im Fall von Cu, Ni und Zn kam es auch zu einer Abnahme der Gehalte. Hier lagen die Gehalte im Mineralboden allerdings über den Gehalten im Brennstoff, weshalb dieser Trend zunächst nicht zu erwarten gewesen wäre. Die Siedepunkte der drei Elemente liegen v. a. für Cu und Ni im reinen Zustand recht hoch (Cu: 2562 °C, Ni: 2730 °C, Zn: 907 °C). Im Mineralboden als Carbonate bzw. als Chloride gebunden sinken die Siedepunkte aber auf Werte < 1000 °C (Carbonate) bzw. < 330 °C (Chloride), wodurch es bei hohen Verbrennungstemperaturen zu einem Austrag der Elemente kommen kann. Zudem wird auch in diesem Fall ein Verdünnungseffekt durch einen hohen Si-Gehalt vermutet.

Im Folgenden wurde aus den Daten der Kesselaschen und der Filterstäube der Region B eine Gesamtbilanz der Elementarzusammensetzung erstellt. Hierzu wurden die Gesamt-

massen der Elemente in den Kesselaschen und die der Gesamtstaubemissionen in g berechnet und auf 100 % normiert.

Für die Berechnung der Gesamtmasse der jeweiligen Elemente in der Kesselasche wurde der wasserfreie Elementgehalt in mg/kg mit der wasserfreien Gesamtmasse der dazugehörigen Kesselasche multipliziert (Tabelle 30). Aschen, die am Wärmetauscher des Kessels anfielen, wurden nach den Versuchen nicht beprobt und fanden daher keinen Eingang in die hier dargestellte Betrachtung.

Für die Elementmassen der Gesamtstaubemissionen wurde die Gesamtdauer des jeweiligen Feuerungsversuchs mit dem durchschnittlichen Normvolumenstrom des trockenen Abgases (bei 13 % O₂) sowie mit der durchschnittlichen Gesamtstaubemission (in mg/Nm³) und mit den Elementgehalten der Filterstäube verrechnet. Die Gesamtstaubmessung nach VDI 2066 Blatt 1 bezieht sich dabei rein auf den Volllastbetrieb des Kessels, wohingegen bei den Berechnungen zur Kesselasche die gesamte Versuchsdauer inkl. Teillast (Anheizen, Abkühlen etc.) einbezogen werden muss. Daher wurden für die Berechnung der Filterstäube die etwas höheren Gesamtstaubgehalte der Planfilter verwendet (Tabelle 30). Für eine reale Bewertung der tatsächlichen Gesamtstaubemissionen müsste eine Messung analog der am TFZ sich in Entwicklung befindlichen Lastzyklusmethode vorgehen, welche die unterschiedlichen Lastzustände eines Biomassekessels einschließt (Projekt CycleTest, FKZ: 22038918). Folglich werden die Gesamtmassen der Elemente in den Gesamtstaubemissionen in der nachfolgenden Betrachtung möglicherweise unterschätzt.

Tabelle 30: Versuchsp Parameter für die Berechnung der Elementbilanz

Brennstoff	Dauer Versuch in h	Normvolumenstrom in Nm ³ /h	Gesamtstaub mit 150 mm Planfilter in mg/Nm ³ (13% O ₂)	Gesamtstaub nach VDI in mg/Nm ³ (13% O ₂)	Gesamtstaub Versuch (150 mm Planfilter) in g	Gesamtstaub Versuch (VDI) in g	Masse an Asche in g (wf)
WRH-B-NP	8,26	51,1	87	59	36,7	24,9	696
WRH-B-BB10	7,58	49,2	76	50	28,3	18,6	4.164
ERH-B-NP	8,06	50,1	87	36	35,1	14,5	386
ERH-B-BB10	7,20	50,5	60	43	21,8	15,6	4.733

Die prozentuale Aufteilung der Gesamtmassen in die beiden Fraktionen Kesselasche und Gesamtstaub ist für die jeweiligen Elemente in Abbildung 56 dargestellt. Die absoluten Werte der Gesamtmassen sind im Anhang wiedergegeben (siehe Anhang 7.7).

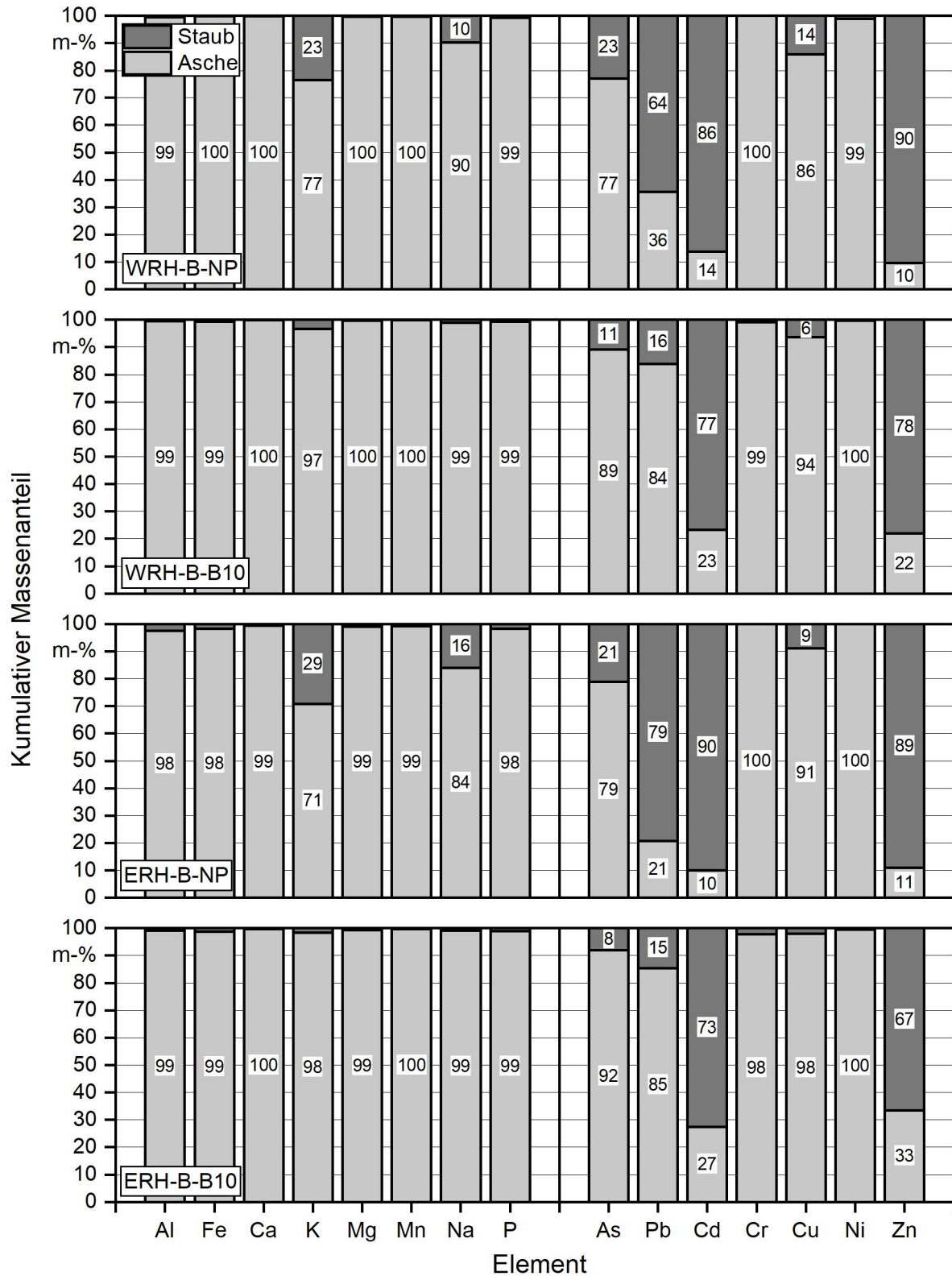


Abbildung 56: Prozentuale Anteile der Gesamtmassen ausgewählter Elemente in den Kesselaschen und den Gesamtstaubemissionen der Feuerungsversuche mit den Brennstoffen der Region B

Ein Großteil (≥ 98 m-%) der Elemente Al, Fe, Ca, Mg, Mn und P waren in den Kesselaschen zu finden. Dies trifft auch für die aerosolbildenden Elemente K und Na zu. Allerdings konnten im Fall der beiden Nullproben 10 bis 29 m-% der Gesamtmasse an K und Na in den Filterstäuben wiedergefunden werden. Durch Zugabe des Mineralbodens sank dieser Wert auf ≤ 3 m-%. Bereits das Si/K-Verhältnis der verschmutzten Brennstoffe aus Region B deutete auf eine stärkere Einbindung von K in die Asche im Vergleich zu den nicht verschmutzten Brennstoffen hin (vgl. Abschnitt 6.3.2.2). Zwar konnte durch Mineralbodenzugabe kein wesentlicher Effekt auf die tatsächlich gemessenen Gesamtstaubemissionen dargestellt werden (vgl. Tabelle 30 und Abbildung 54), dennoch deuten diese Ergebnisse auf eine zunehmende K-Fixierung durch den Mineralbodenanteil im Brennstoff hin. Diese Hypothese unterstützt die Vermutung, dass es sich bei den erhöhten Gesamtstaubemissionen der verschmutzten Holzhackschnitzel der Regionen A und C um mitgerissene Bodenpartikel (sogenanntes *Re-entrainment*) und weniger um Aerosole handelt. Folglich konnte auch kein genereller Zusammenhang zwischen den Gesamtstaubemissionen und der Summe der aerosolbildenden Elemente gemessen werden (Abbildung 55).

Vor allem leicht flüchtige Schwermetalle wie Cd, Pb und Zn sowie zu gewissen Anteilen auch As waren vermehrt in den Filterstäuben zu finden (Abbildung 56). Dies deckt sich mit Messungen von Zyklon- und Kesselasche aus dem Projekt „AshUse“ (FKZ: G2/KS/17/02 [2]), bei denen die Gehalte an Cd, Pb und Zn in Zyklonasche selbst bei einem geringen Anteil an der Gesamtasche (10 % aller Aschefraktionen) deutlich über 75 % der Gesamtfracht je Element ausmachten. Interessanterweise kam es in allen Fällen durch die Mineralbodenzugabe zu einer Abnahme der prozentualen Gesamtgehalte von Schwermetallen in den Filterstäuben. Die Schwermetallgehalte von Mineralboden B lagen auf einem ähnlichen Niveau bzw. im Fall von As, Pb, Cr und Ni um den Faktor 2,4 bis 13,8 höher als die der Brennstoffe aus Region B. Über die Bindungsform der Schwermetalle im Boden ist allerdings keine Information verfügbar.

6.3.4 Untersuchungen zur realen Verschlackung im Kessel und mit Labormethoden

Im Folgenden werden die Ergebnisse zur Verschlackung der untersuchten Brennstoffe dargestellt. Da die Anzahl der Stichproben zur Beurteilung der Brennstoffe ($n = 2$) bzw. Kesselaschen ($n = 1$) hinsichtlich der Verschlackungsneigung zu gering ist, konnte hierfür keine statistische Auswertung durchgeführt werden. Stattdessen erfolgt die Bewertung informativ. Als Verschlackung wurden dabei Aschepartikel > 1 mm definiert.

6.3.4.1 Holzpellets

Ergebnisse zum Ascheschmelzverhalten (ASV)

Ein wichtiger Indikator zur Bewertung der Verschlackung biogener Festbrennstoffe ist das Ascheschmelzverhalten (ASV) nach DIN EN ISO 21404, das in Abschnitt 6.2.2.1 beschrieben ist und von einem externen Labor durchgeführt wurde. Neben den Partikelemissionen hat die inhaltsstoffliche Zusammensetzung der Brennstoffe maßgeblichen Einfluss auf das Ascheschmelzverhalten [64] [67]. Hohe Temperaturen im Feuerraum können zu Veränderungen der physikalischen Struktur der Asche führen. Bei Abkühlung im Feuerraum, z. B. beim Ausschalten des Kessels, kann sich die geschmolzene Asche wieder verfestigen und so zu erheblichen mechanischen Problemen, zum Unterbrechen von Luftzuführungen und bis zum kompletten Ausfall des Kessels führen (siehe Abschnitt 6.2.1.1). Diese Verschlackung ist generell durch geeignete Brennstoff- und Feuerungsauswahl sowie durch die Verbrennungsführung zu vermeiden.

Die Ergebnisse des Ascheschmelzverhaltens der Holzpellets sind in Tabelle 31 zusammengestellt. Die Erweichungstemperatur (DT) bei der Fichtennullprobe fällt dabei um ca. 260 K höher aus als bei der Nullprobe der Buchenpellets. Bei einer Verschmutzung mit Mineralboden sinkt DT, wobei dieser Effekt hauptsächlich bei den Fichtenpellets ausgeprägt ist.

Tabelle 31: Ergebnisse des Ascheschmelzverhaltens (ASV) der Pelletbrennstoffe in °C gemäß DIN EN ISO 21404 (SST = Beginn Schrumpfung, DT = Erweichungstemperatur, HT = Halbkugeltemperatur, FT = Fließtemperatur)

Brennstoff	SST	DT	HT	FT
F-NP	1.130	1.450	> 1.550	> 1.550
F-BA	830	1.200	1.210	1.240
F-BB	830	1.250	1.270	1.290
F-BC	850	1.240	1.260	1.270
B-NP	1.090	1.190	1.450	1.470
B-BA	1.050	1.170	1.300	1.360
B-BB	1.000	1.160	1.430	1.460
B-BC	1.160	1.220	1.300	1.320

Ergebnisse der Versuche mit der PASSA-Methode

Wie in Abschnitt 3.3.3.2 beschrieben wurde für alle Pelletbrennstoffe die PASSA-Methode durchgeführt. In Abbildung 57 sind die Aschen nach der thermischen Behandlung dargestellt. Wie zu erwarten fallen die Rückstände bei den Nullproben deutlich geringer aus als bei den verunreinigten Pelletbrennstoffen. Dabei ist auch ein farblicher Unterschied bei Zugabe der verschiedenen Mineralböden zu erkennen. Die Rückstände der verunreinigten

Pelletbrennstoffe behielten nach der thermischen Behandlung ansatzweise ihre Pelletform bei. Nach der Überführung der losen Asche in die Siebmaschine für die Klassierung war lediglich bei der Nullprobe der Buchenpellets ein deutliches Anhaften von Asche am Tiegel zu erkennen (Abbildung 58).



Abbildung 57: Aschen der Pelletbrennstoffe generiert nach der thermischen Behandlung mit der PASSA-Methode (oben: Fichtenbrennstoffe; unten: Buchenbrennstoffe; von links nach rechts: Nullprobe, Mineralboden A, Mineralboden B und Mineralboden C)

Die Aschefraktion > 1 mm fiel bei der Nullprobe der Buchenpellets mit ca. 50 % am höchsten aus. In diese Größenfraktion fallen auch die hohen Anhaftungen geschmolzener Asche am Tiegel nach der thermischen Behandlung. Eine Zugabe der Mineralböden zu den Buchenpellets bewirkte eine deutliche Herabsetzung dieser Fraktion auf ein Zehntel, sodass eine Verschlackung im Kessel laut PASSA-Methode nicht zu erwarten ist (Tabelle 32). Bei den pelletierten Fichtenbrennstoffen ließ sich kein einheitliches Bild aufzeigen, wobei die Verschmutzung mit Mineralboden A laut den Ergebnissen zu einer vermehrten Verschlackung im Kessel führen könnte.



Abbildung 58: Tiegel nach der Entnahme der Aschen der Pelletbrennstoffe, generiert nach der thermischen Behandlung mit der PASSA-Methode (oben: Fichtenbrennstoffe; unten: Buchenbrennstoffe; von links nach rechts: Nullprobe, Mineralboden A, Mineralboden B und Mineralboden C)

Tabelle 32: Ergebnisse der PASSA-Analyse für die Pelletbrennstoffe

Brennstoff	Fraktion > 2 mm	Fraktion > 1 mm
F-NP	13,4 %	20,1 %
F-BA	19,2 %	34,4 %
F-BB	1,4 %	10,0 %
F-BC	2,7 %	13,6 %
B-NP	27,0 %	50,3 %
B-BA	0,8 %	5,0 %
B-BB	1,0 %	5,4 %
B-BC	0,8 %	1,6 %

Ergebnisse zur Beurteilung der Kesselaschen aus dem Pelletkessel

Um die Brennstoffe hinsichtlich ihres tatsächlichen störungsfreien Anlagenbetriebs zu beurteilen, wurde bei den Feuerungsversuchen ein Versuchszeitraum über 6 h bei stationärem Vollastbetrieb zuzüglich einer einstündigen Aufheizzeitphase des Kessels gewählt. Wie im Abschnitt 6.2.1.1 beschrieben konnten die Feuerungsversuche der verunreinigten Pellets im Kessel aufgrund des hohen Aschegehalts und der Verschlackung nur bedingt stattfinden. Im Folgenden wird nur auf die Versuche mit der modifizierten Abreinigungsroutine eingegangen, bei der fünf aufeinanderfolgende Staubmessungen jeweils mit zu-

sätzlicher Abreinigung dazwischen durchgeführt wurden. Es wurden die Rostasche und die Asche aus dem Aschekasten zusammen betrachtet.

Die Partikelgrößenverteilung der Aschen ist in Abbildung 59 dargestellt. Die Einzelwerte können der Tabelle 48 im Anhang entnommen werden. Bei der Verbrennung der Fichtenullprobe wurde keine Verschlackung beobachtet, denn lediglich 4 m-% der Aschepartikel waren größer als 1 mm. Eine deutliche Zunahme dieser Fraktion ist bei den verunreinigten Fichtenpellets zu sehen, wobei die Beimischung von Mineralboden B etwas feinere Asche lieferte als Beimischungen der Mineralböden A und C. Bei der Buchennullprobe sind bereits 42 m-% der Aschepartikel größer 1 mm und bestätigen die Beobachtungen mit der PASSA-Methode oder dem Ascheschmelzverhalten. Nach Mineralbodenzugabe erhöhte sich diese Aschefraktion auf 63 und 71 m-%.

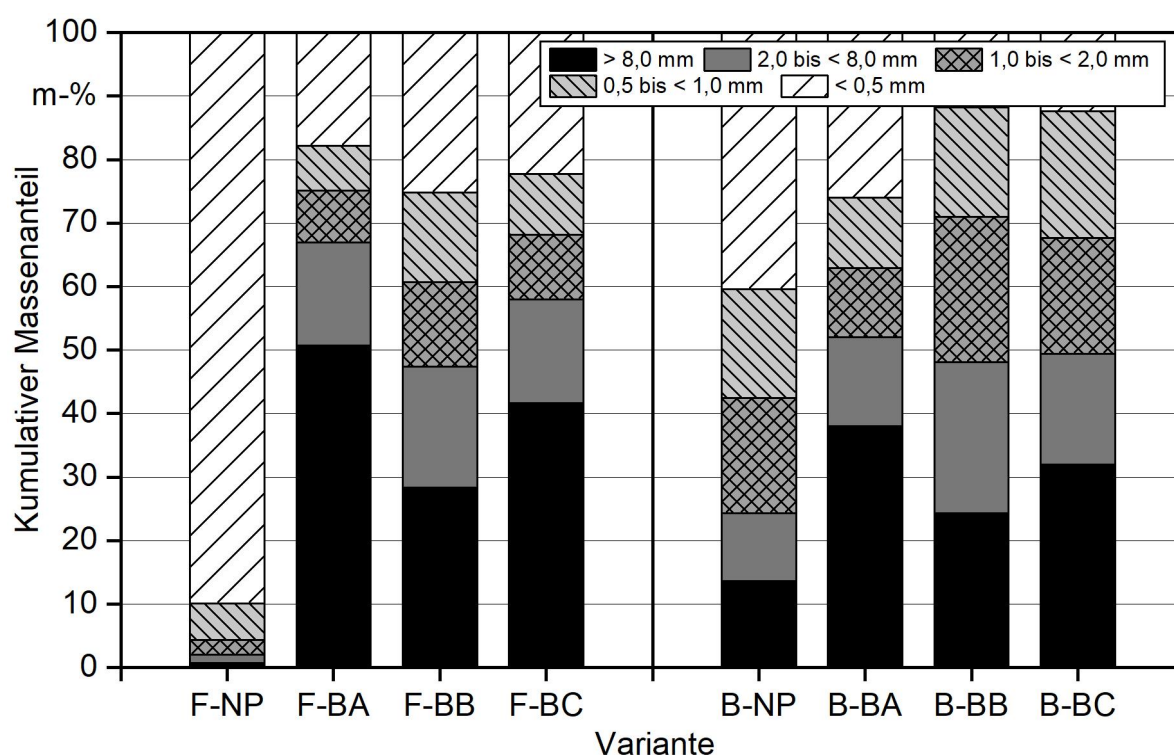


Abbildung 59: Partikelgrößenverteilung der Kesselaschen für die Pelletbrennstoffe

Vergleich der Labormethoden mit den Aschen aus dem Pelletkessel

Um die Ergebnisse miteinander vergleichen zu können, wurde für alle Methoden der Slag-Index für alle Aschepartikel > 1 mm errechnet. Hierzu wurde, wie bei SCHÖN et al. [67] beschrieben, die Erweichungstemperatur (DT) aus dem Ascheschmelzverhalten (ASV) auf Werte zwischen 0 und 1 nach Formel 8.5 normiert:

$$DT_{\text{normiert}} = \frac{1500 - DT}{1500 - 550} \quad (6.5)$$

Beim Vergleich der Nullproben deuten beide Labormethoden (PASSA und ASV) auf die gleichen Tendenzen hin, wie sie auch bei den realen Kesselaschen tatsächlich eingetreten waren (Abbildung 60). Die Verbrennung der Fichtenpellets führte demnach zu keiner Verschlackung, während bei den reinen Buchenpellets bereits deutlich Agglomerate im Kessel und bei der PASSA-Methode deutliche Anbackungen am Tiegel zu sehen waren. Somit könnte bereits die Nullprobe der Buchenpellets u. U. zu Problemen für anspruchsvolle Feuerungen führen. Auch die bisher einzige standardisierte Methode, die schmelzmikroskopische Bestimmung des Ascheschmelzverhalten (ASV), kommt zu demselben Ergebnis. Das molare $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Al})$ -Verhältnis der Buchenpellets (vgl. Tabelle 20) würde ebenso eine höhere Schlackebildung im Vergleich zu den Fichtenpellets erwarten lassen.

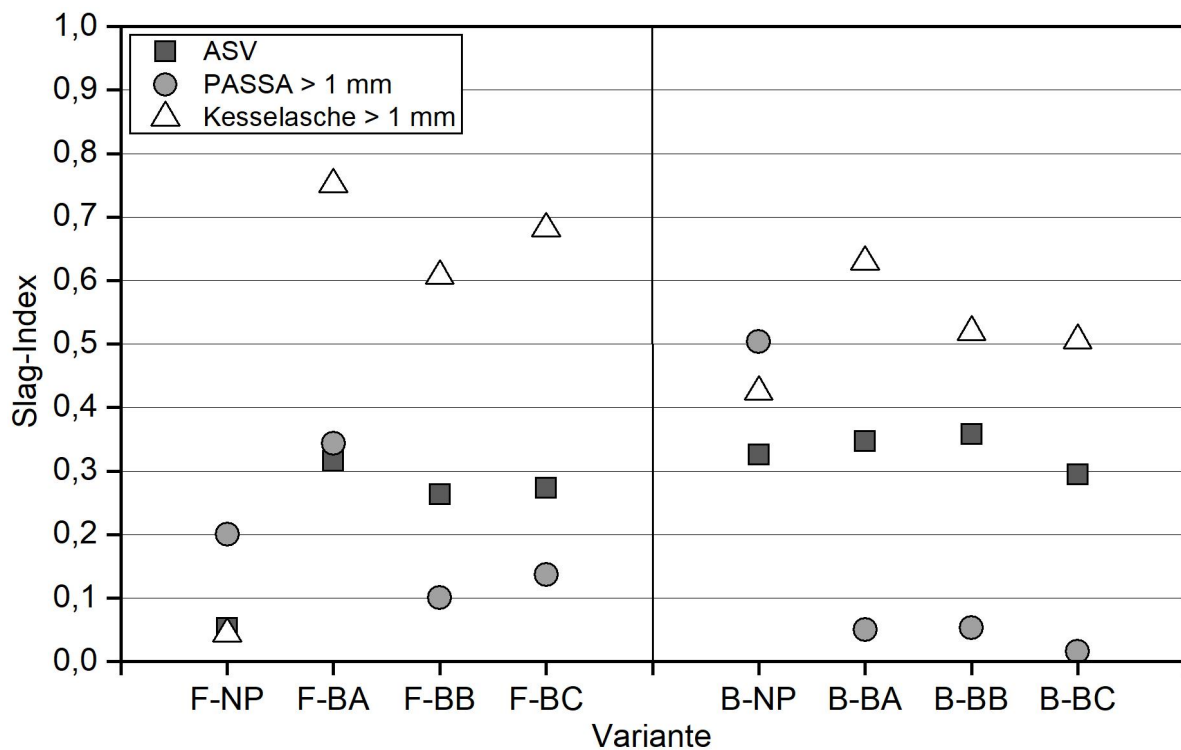


Abbildung 60: Vergleich des Slag-Index für Aschepartikel > 1 mm nach der PASSA-Methode und nach dem Ascheschmelzverhalten (ASV) im Vergleich mit den Kesselaschen (ASV: normierte Erweichungstemperatur)

Die Zugabe von Mineralboden A führte bei beiden Holzarten zu der größten Agglomeratbildung in der Aschefraktion > 1 mm im Kessel. Der generelle Trend, der sich durch die Verunreinigung mit Mineralboden für die Fichtenpellets bei den Kesselaschen zeigte,

wurde beim Ascheschmelzverhalten und bei der PASSA-Methode bestätigt, führte bei der PASSA-Methode für F-BB und F-BC jedoch zu stark abgeschwächten Ergebnissen. Im Gegensatz dazu würde man nach Durchführung der PASSA-Methode mit den verschmutzten Buchenpellets davon ausgehen, dass mit keinerlei Verschlackung im Kessel zu rechnen sei. Hier versagt die vorrangig für holzartige und reine Pelletbrennstoffe entwickelte PASSA-Methode. Ein Versagen dieser Methode zeigte sich auch in anderen Arbeiten, wenn die Brennstoffe beispielsweise mit Kaolin additiviert wurden [64].

Auch das molare $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Al})$ -Verhältnis der verschmutzten Pellets würde auf eine erhöhte Schlackebildung durch die Zugabe von Mineralboden zu den Brennstoffen hindeuten. Allerdings konnte der Trend, der bei den Kesselaschen gemessen wurde, auch durch den Index nicht korrekt wiedergegeben werden.

Aus der Bewertung der angefallenen Kesselaschen kann somit gefolgert werden, dass eine Verunreinigung von Holzpellets mit 2 m-% Mineralboden für den Einsatz in Kleinfeuerungsanlagen kritisch für den störungsfreien Anlagenbetrieb ist. Eine Verunreinigung während der Pelletherstellung ist somit zwingend zu vermeiden. Da der Aschegehalt für ENplus-Holzpellets auf 0,7 m-% begrenzt ist, sollten solch gravierende Verunreinigungen in der Praxis bei einem ausreichenden Qualitätsmanagement während der Pelletproduktion eher selten auftreten. Weiterführende Untersuchungen könnten klären, ob die Wirkung einer Mineralbodenzugabe von deutlich unter 2 m-% zu den gleichen Effekten führt, wie sie hier beobachtet wurden. Gleichzeitig müsste der Aschegehalt unter 0,7 m-% betragen, um die hohen Brennstoffanforderungen zu erfüllen.

6.3.4.2 Holzhackschnitzel

Ergebnisse des Ascheschmelzverhaltens

Bei den Holzhackschnitzelbrennstoffen wurde ebenfalls das Ascheschmelzverhalten wie im Abschnitt 6.2.2.1 beschrieben ermittelt (Tabelle 33). Die Erweichungstemperatur (DT) lag für alle Holzhackschnitzelbrennstoffe zwischen 1160 °C (ERH-A-BC11) und 1480 °C (WRH-B-NP). Durch die mechanische Aufbereitung der beiden Nullproben aus der Region A konnte die Erweichungstemperatur aufgrund des Aussiebens bereits vorhandenen Bodenmaterials und eventuell vorhandener Nadeln und Rinde erhöht werden, sodass mit einer geringeren Schlackebildung während der Verbrennung in einem Kessel zu rechnen ist. Das Waschen von Energierundholz der Region A hatte den größten Effekt auf das Ascheschmelzverhalten, da sich die Erweichungstemperatur von 1190 °C auf 1430 °C erhöhte. Die Zugabe von Mineralboden führte aber unerwartet in den meisten Fällen nicht zu einem deutlichen Herabsetzen der Erweichungstemperaturen verglichen mit den Nullproben aus den Regionen A und C. Durch Zugabe von Mineralboden B zu den Brennstoffen der Region B konnte allerdings ein Absinken der Erweichungstemperatur um ca. 260 K gemessen werden. Im Gegensatz dazu würde das molare $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Al})$ -Verhältnis bei fast allen mit Mineralboden verunreinigten Holzhackschnitzeln eine erhöhte Schlackebildung anzeigen (siehe Tabelle 24). Der durch den Index vorgegebene Trend kann bei Betrachtung der Erweichungstemperatur nicht bestätigt werden.

Ergebnisse zur Beurteilung der Kesselasche aus dem Holzhackschnitzelkessel

Analog zu den Pelletbrennstoffen wurde die Partikelgrößenverteilung der angefallenen Kesselaschen aus den Feuerungsversuchen mit den Holzhackschnitzeln bestimmt (Abbildung 61). Die mechanische Aufbereitung mittels Siebung der Brennstoffe aus Region A zeigte bei den Feuerungsversuchen Vorteile hinsichtlich der Verschlackung im Kessel. Der Anteil der Aschepartikel > 1 mm sank dabei von ca. 30 m-% auf 12 m-% beim Waldrestholz. Eine leichte Verringerung konnte auch beim Energierundholz der Region A beobachtet werden. Das Waschen der WRH-Brennstoffe bewirkte dagegen kaum eine Änderung der Partikelgrößenverteilung, wohingegen beim Energierundholz eine Verringerung von 15 auf 9 m-% nachweisbar war.

Durch die Zugabe des Mineralbodens erhöhte sich der Anteil der Aschepartikel > 1 mm für alle Brennstoffe. Besonders ausgeprägt war dieses Verhalten bei Zugabe von Mineralboden A für die beiden Holzhackschnitzelbrennstoffe der Region A, wobei der Anteil auf 47 bzw. 61 m-% anstieg. Im Fall der hohen Dosierung (WRH-A-BA9) konnten sogar bis zu 38 m-% der Aschefraktion > 8 mm zugeordnet werden und somit erhebliche Kesselstörungen hervorrufen. Die Zugabe von Mineralboden B führte beim Waldrestholz der Region A nur zu einem geringen Anstieg der Aschefraktion > 1 mm von 30 auf 32 m-% (WRH-A-BB5) bzw. auf 39 m-% (WRH-A-BB9). Der Anstieg dieser Fraktion fällt beim Energierundholz geringer aus, ist aber ebenso deutlich zu erkennen. Die Zugabe von Mineralboden C beeinflusst das Verschlackungsverhalten ebenfalls und ordnet die Größenordnung betreffend zwischen Mineralboden A und Mineralboden B ein. Die Ergebnisse der Holzhackschnitzel aus den Regionen B und C folgen diesem Trend.

Tabelle 33: Ergebnisse des Ascheschmelzverhaltens der Holzhackschnitzelbrennstoffe in °C gemäß DIN EN ISO 21404 (SST = Beginn Schrumpfung, DT = Erweichungstemperatur, HT = Halbkugeltemperatur, FT = Fließtemperatur; n. i. = nicht identifizierbar, da Probekörperoberfläche zunimmt)

Brennstoff	SST	DT	HT	FT
WRH-A-NP	920	1.220	1.250	1.260
WRH-A-W	910	1.230	1.260	1.260
WRH-A-S8	1.040	1.290	1.510	1.540
WRH-A-S16	1.080	1.430	> 1.550	> 1.550
WRH-A-BA3	990	1.220	1.260	1.270
WRH-A-BA9	840	1.220	1.280	1.330
WRH-A-BB5	1.020	1.200	1.260	1.270
WRH-A-BB9	910	1.210	1.490	1.540
WRH-A-BC4	1.000	1.200	1.250	1.260
WRH-A-BC9	1.150	1.260	1.380	1.430
ERH-A-NP	1.080	1.190	1.270	1.280
ERH-A-W	1.120	1.430	> 1.550	> 1.550
ERH-A-S8	1.150	1.350	1.540	> 1.550
ERH-A-S16	1.170	1.390	> 1.550	> 1.550
ERH-A-BA5	1.170	1.200	1.320	1.370
ERH-A-BA10	1.110	1.170	1.370	1.440
ERH-A-BB4	1.180	1.220	1.390	1.440
ERH-A-BB11	1.180	1.250	1.540	> 1.550
ERH-A-BC6	n. i.	1.170	1.400	1.480
ERH-A-BC11	n. i.	1.160	1.370	1.440
WRH-B-NP	1.090	1.480	> 1.550	> 1.550
WRH-B-BB10	1.180	1.230	1.440	1.490
ERH-B-NP	1.150	1.420	> 1.550	> 1.550
ERH-B-BB10	n. i.	1.150	> 1.550	> 1.550
WRH-C-NP	960	1.180	1.300	1.310
WRH-C-BC8	n. i.	1.180	1.300	1.320
ERH-C-NP	830	1.330	> 1.550	> 1.550
ERH-C-BC10	n. i.	1.190	1.370	1.400

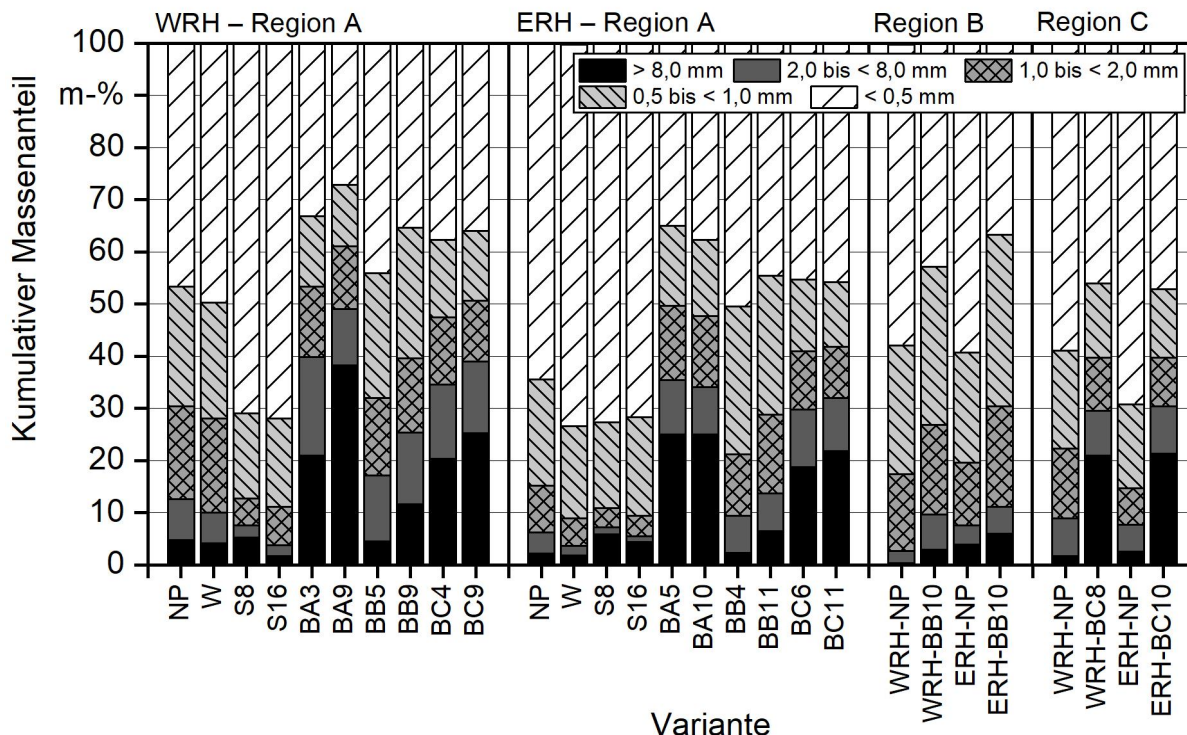


Abbildung 61: Partikelgrößenverteilung der Kesselaschen für die Holzhackschnitzelbrennstoffe

Allgemein ist auffällig, dass das Verschlackungsrisiko durch Verunreinigung der Brennstoffe mit Mineralboden zunimmt, während die mechanische Aufbereitung (Siebung) zu einer Verringerung der Aschefraktion > 1 mm führt. Mineralboden A verursachte bei beiden Holzhackschnitzelsortimenten die stärkste Verschlackung, während bei Mineralboden B nur geringfügige Veränderungen, v. a. bei dem niedrigeren Verschmutzungsniveau im Vergleich zur Nullprobe auftraten. Dies wurde durch die regionalspezifischen Holzhackschnitzel aus Region B bestätigt. Der Grund hierfür mag in der Bindungsform der Elemente und der Korngrößenverteilung in den Mineralböden liegen, wobei Mineralboden B größtenteils aus Sand, Mineralboden A dagegen vornehmlich aus Schluff und Ton bestand (vgl. Abschnitt 6.3.1). Eine Verunreinigung der Brennstoffe mit Mineralboden B ist demnach als deutlich unkritischer als mit Mineralboden A zu bewerten, kommt in der Realität aber auch eher nicht so häufig vor, da die Tonminerale fehlen, die das Anhaften an der Biomasse begünstigen. Ein Mineralbodeneintrag während der Holzhackschnitzelbereitstellung sollte generell möglichst vermieden werden.

Vergleich des Ascheschmelzverhaltens mit den Aschen aus dem Holzhackschnitzelkessel

Analog zu den Ergebnissen der Holzpellets wurde die Analyse der Kesselaschen mit dem Ascheschmelzverhalten (ASV) nach DIN EN ISO 21404 verglichen (Abbildung 62). Im Fall der mechanisch aufbereiteten Holzhackschnitzel aus Region A (Waschen, Siebung) gibt das Ascheschmelzverhalten denselben Trend wie die tatsächlich im Holzhackschnitzel-

kessel angefallene Menge an Asche-Agglomeraten wieder. Demnach führte eine mechanische Aufbereitung zu einer Absenkung des Verschlackungsrisikos aufgrund einer höheren Ascheschmelztemperatur und zu einem geringeren Anfall an Aschepartikeln > 1 mm. Im Gegensatz dazu konnte bei den mit Mineralboden verschmutzten Brennstoffen der tatsächlich anfallende Anteil an Schlacke nur in Einzelfällen anhand der Ergebnisse zum Ascheschmelzverhalten korrekt abgeschätzt werden.

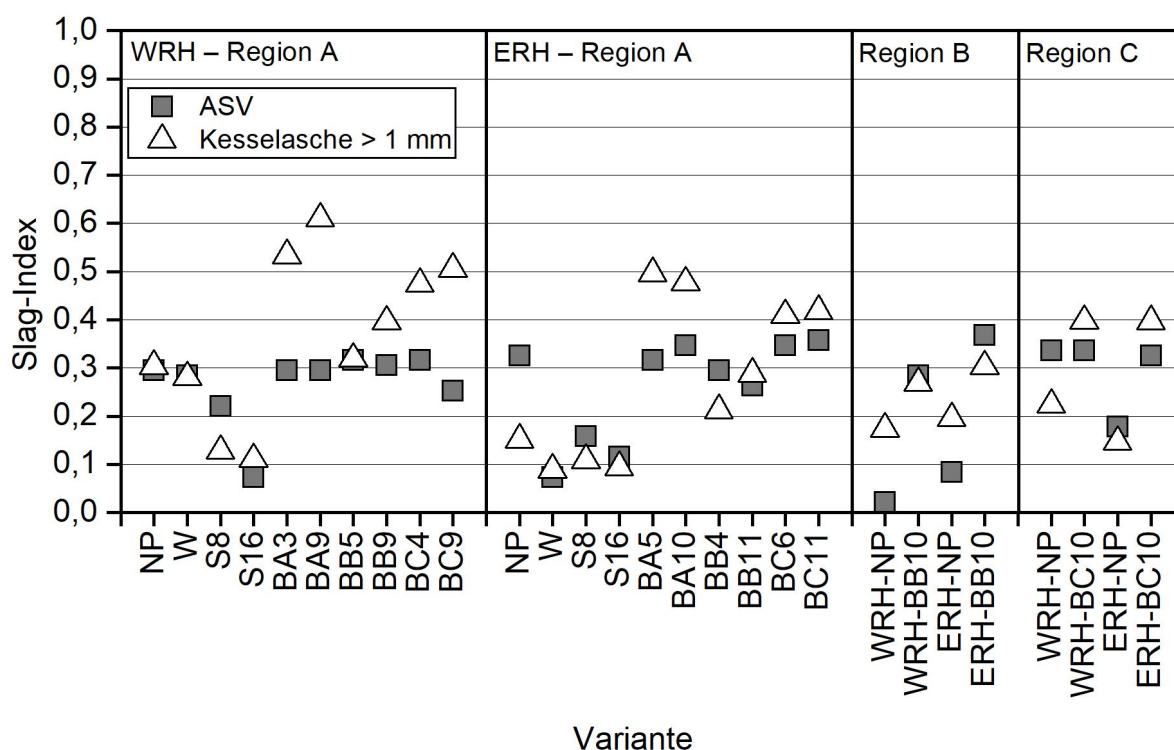


Abbildung 62: Vergleich des Slag-Index für Aschepartikel > 1 mm der Kesselaschen mit dem Ascheschmelzverhalten der Brennstoffaschen (ASV entspricht der normierten Erweichungstemperatur, DT)

Zu demselben Ergebnis kommt ein Vergleich zwischen dem molaren $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg} + \text{Al})$ -Verhältnis und der tatsächlich im Kessel anfallenden Schlacke (nicht gezeigt). Auch hier konnte der generelle Trend bezüglich der mechanischen Aufbereitung der Brennstoffe durch den Index wiedergegeben werden. Eine Vorhersage möglicher, durch einen Eintrag von Mineralboden bedingter Probleme, konnte dagegen durch den Index nicht korrekt wiedergegeben werden, vor allem nicht bei Zugabe von Mineralboden B.

Zusammenfassung

Holzfeuerungen benötigen für einen effizienten und emissionsarmen Betrieb eine definierte, gleichbleibende und zu der jeweiligen Anlage passende Brennstoffqualität. Eine Verunreinigung von Holzbrennstoffen mit Mineralböden, beispielsweise während der Holzernnte, der Zerkleinerung, der Lagerung oder des Transports, kann zu mechanischen Störungen oder Schäden an der Feuerungsanlage oder deren Zuführungseinrichtungen, zu erhöhten Staubemissionen und zu einem erhöhten Ascheanfall führen. Häufig ist es für Brennstoffproduzenten oder Betreiber von Biomassefeuerungsanlagen jedoch nicht einfach, eine Verschmutzung der Brennstoffe mit Bodenmaterial per Sichtprüfung zu erkennen.

Für einen Großteil der Arbeiten im Projekt „Quasi-Holz“ wurden Holzhackschnitzel aus drei für Bayern repräsentativen Wuchsregionen (A – Tertiäres Hügelland, B – Fränkischer Keuper und C – Bayerischer Wald) mit einem hohen Holzhackschnitzelaufkommen verwendet. Die Brennstoffe wurden teilweise durch Waschen und Siebung mechanisch aufbereitet. Außerdem wurden sie gezielt mit drei Mineralböden (A, B und C), die in regional-räumlichem Zusammenhang mit den Brennstoffen standen, in zwei realistischen Verschmutzungsstufungen (5 m-% und 10 m-%) verunreinigt. Damit wurden praxisnahe Versuchsbedingungen gewährleistet, da diese Holzhackschnitzel auch in der land- und forstwirtschaftlichen Praxis mit genau diesen Mineralböden und in diesem Ausmaß verunreinigt werden könnten. Daneben wurden selbst produzierte Holzpellets (ohne und mit 2 m-% mineralische Verschmutzung) untersucht. Die Analyse der physikalischen und inhaltsstofflichen Brennstoffqualität erfolgte nach aktuellen DIN-EN-ISO-Normen für biogene Festbrennstoffe und nach dem Handbuch für forstliche Analytik (HFA).

Der tatsächliche Einfluss einer mineralischen Verschmutzung von Holzbrennstoffen wurde im Rahmen von Feuerungsversuchen mit zwei Kleinfeuerungsanlagen getestet. Zum Einsatz kamen ein 30 kW Holzhackschnitzelkessel und ein 15 kW Pelletkessel, in denen insgesamt 28 Holzhackschnitzel- und 8 Pelletbrennstoffe verbrannt wurden. Während der Vollastversuche wurden die gas- und partikelförmigen Emissionen bestimmt. Im Anschluss erfolgte die Bewertung der Schlackebildung durch Analyse der real im Kessel angefallenen Asche sowie mittels ein bis zwei Labormethoden (Ascheschmelzmikroskop, PASSA-Methode).

Die Brennstoffqualität der Ausgangsproben entsprach der typischen Qualität von Holzhackschnitzeln und Holzpellets. Durch Waschen und Siebung der Holzhackschnitzel verringerte sich der Aschegehalt, der Feinanteil und der Anteil verbrennungskritischer chemischer Inhaltsstoffe, wohingegen eine Verschmutzung der Brennstoffe mit den drei Mineralböden (A, B und C) in allen Fällen zu einer Erhöhung bei diesen Parametern führte. Brennstoffindizes deuteten auf erhöhte Probleme während der Verbrennung hin (Gesamtstaubemissionen, Schlackebildung).

Eine Verunreinigung der Holzpellets mit durchschnittlich 2 m-% an Mineralböden verursachte mechanische Störungen beim verwendeten Kessel aufgrund eines deutlich erhöhten Aschegehalts und durch die auftretende Schlackebildung auf dem Rost. Der verwen-

dede Pelletkessel war nur für den Betrieb von Holzpellets der Qualität A1 zugelassen. Bezüglich des Emissionsverhaltens wirkte sich die Verschmutzung eher positiv aus, indem die Emissionen an CO, org. C, NO_x, SO_x und Gesamtstaub geringer ausfielen. Angesichts der häufigeren Kesselstörungen beim Einsatz der verschmutzten Pelletbrennstoffe sind Verunreinigungen bei der Pelletherstellung jedoch zwingend zu vermeiden. Ein stabiler Kesselbetrieb war mit den verunreinigten Pellets nicht möglich.

Die Ergebnisse der Holzhackschnitzelversuche zeigten, dass das Waschen der Brennstoffe einen leicht positiven Effekt auf deren Verschlackungsneigung im Kessel hatte. Der Prozessschritt verringerte jedoch kaum die bei der Verbrennung frei werdenden Emissionen trotz einer Reduzierung relevanter chemischer Inhaltsstoffe, wie beispielsweise des Kaliumgehalts. Industrielle Verfahren zum Waschen von Holzhackschnitzeln sind nicht Stand der Technik und müssten die Verwertung bzw. Entsorgung des Waschwassers mitberücksichtigen (vgl. Anhang 7.10). Aufgrund der nur geringen Verbesserung des Verbrennungsverhaltens wird dieser Prozessschritt für die Praxis nicht empfohlen.

Die Siebung von Holzhackschnitzeln ist an vielen Biomassehöfen bereits Stand der Technik. Vor allem bei dem Sortiment Waldrestholz erwies sich die Siebung der Brennstoffe sowohl bezüglich des Emissionsverhaltens als auch bezüglich der Schlackebildung als vorteilhaft und kann als Prozessschritt zur Aufbereitung von Holzhackschnitzeln empfohlen werden. Eine Anpassung des Kessels an den jeweiligen Brennstoff ist dabei zu beachten, da es bei einer ungeeigneten Kesseleinstellung beispielsweise zu einer Erhöhung der CO-Emissionen kommen kann.

Die Zugabe von Mineralboden zu Holzhackschnitzeln erhöhte die Schlackebildung im Holzhackschnitzelkessel und die Emissionen an Gesamtstaub. Die gewählten Verschmutzungsstufen (ca. 5 m-% und 10 m-%) treten dabei real in der Praxis auf. Die Stärke der Effekte unterschied sich, je nachdem, welcher Mineralboden zum Brennstoff hinzugegeben wurde. Vor allem die Zugabe von Mineralboden A mit einem hohen Ton- und Schluffanteil führte zu einer starken Schlackebildung und zu erhöhten Gesamtstaubemissionen, wohingegen der eher sandige Mineralboden B kaum zu nennenswerten Problemen für die Feuerung führte. Ursache für die bei Mineralboden A erhöhten Staubemissionen könnte neben einem erhöhten Anteil aerosolbildender Elemente vor allem eine Austragung feiner Mineralbodenpartikel mit dem Abgasstrom sein. Interessanterweise sanken die CO- und Org.-C-Emissionen aufgrund der Verunreinigung der Brennstoffe mit Mineralboden. Kein Einfluss des Mineralbodens konnte aber bezüglich der NO_x-Emissionen festgestellt werden, wohingegen SO₂-Emissionen durch die Mineralbodenzugabe teilweise leicht erhöht waren. Deutlich erhöht war zudem der Ascheanfall im Kessel bei einer Mineralbodenzugabe von 10 m-%.

Beide Kessel hielten die Emissionsgrenzwerte der 1. BImSchV für CO ein. Im Fall des Holzhackschnitzelkessels ist jedoch bereits bei der Verbrennung sauberer Brennstoffe die Verwendung eines sekundären Staubabscheiders zu empfehlen. Bei stark verschmutzten Brennstoffen könnte aber auch die Verwendung eines Abscheiders nicht ausreichen, um den Stufe-2-Grenzwert von 20 mg/Nm³ einzuhalten. Zudem ist mit erheblichen Problemen bezüglich Schlackebildung zu rechnen.

Gängige Labormethoden oder Brennstoffindizes zur Bewertung des Verbrennungsverhaltens biogener Festbrennstoffe konnten mögliche Tendenzen bezüglich der Schlackebildung im Fall einer mechanischen Aufbereitung der Brennstoffe wiedergeben, versagten aber bei der korrekten Vorhersage der Verschlackungsneigung bei einer Verschmutzung mit Mineralboden. Eine Anpassung der Indizes bzw. der Verfahren, die für eine große Bandbreite sauberer Biomassebrennstoffe (Holz, Stroh etc.) entwickelt wurden, an mineralisch verschmutzte Brennstoffe, wird empfohlen.

Allgemein ist während der Herstellung von Holzhackschnitzeln, aber auch von Holzpellets, auf eine saubere Arbeitsweise in der gesamten Prozesskette zu achten. Ein geeignetes Brennstoffqualitätsmanagement sollte bereits während der Holzernte, aber auch bei der Aufbereitung und Lagerung der Brennstoffe angewendet werden. So können mineralische Verunreinigungen im Brennstoff minimiert und seine Verschlackungsneigung verringert werden. Die hier dargestellten Ergebnisse verdeutlichen, dass eine Vermeidung von Mineralbodeneinträgen für einen störungsfreien Kesselbetrieb in den meisten Fällen ausschlaggebend ist.

Alle Fragen zur Qualitätssicherung bei der Brennstoffproduktion bezüglich der Vermeidung einer mineralischen Verschmutzung werden im Berichtsteil 2 „Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Prüfung, Vermeidung und Qualitätssicherung“ veröffentlicht.

Quellenverzeichnis

- [1] AMANDUS KAHL GMBH & CO. KG (2014): Kahl Fachmatrizenpressen für unterschiedlichste Einsatzbereiche. Typenübersicht. Reinbek bei Hamburg: Amandus Kahl GmbH & Co. KG, 2 Seiten
- [2] BACHMAIER, J.; KUPTZ, D.; HARTMANN, H. (2021): Stoffliche Nutzung von Biomasseaschen als Baustein der Bioökonomie. Berichte aus dem TFZ, Nr. 72. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 125 Seiten, ISSN 1614-1008
- [3] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (LWF) (2017): Beiträge zur Fichte. Stand: September 2017. LWF Wissen – Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nr. 80. Freising: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 80 Seiten
- [4] BRAUNE, M.; GRASEMANN, E.; GRÖNGRÖFT, A.; KLEMM, M.; OEHMICHEN, K.; ZECH, K. (2016): Die Biokraftstoffproduktion in Deutschland – Stand der Technik und Optimierungsansätze. DBFZ Report, Nr. 22. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum GmbH, 270 Seiten, ISBN: 978-3-9817707-8-0
- [5] BRUNNER, T.; OBERNBERGER, I.; BOMAN, C.; REBLING, A.; MACK, R.; HARTMANN, H. (2019): Guidelines for advanced fuel and boiler design. Report within the scope of the ERA-NET Bioenergy Project “BIOFLEX!” – Clean and flexible use of new difficult biomass fuels in small to medium-scale combustion. March 2019. Graz: BIOS BIO-ENERGIESYSTEME GmbH, 31 Seiten
- [6] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2014): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. September 2014 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt, Teil 1, Nr. 28, S. 1108–1184
- [7] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT (2010): Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV) vom 26. Januar 2010 (BGBl. I S. 38), die zuletzt durch Artikel 105 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist. Bundesgesetzblatt, Teil 1, Nr. 4, S. 38–56
- [8] CARRILLO, M. A.; STAGGENBORG, S. A.; PINEDA, J. A. (2014): Washing sorghum biomass with water to improve its quality for combustion. Fuel, Bd. 116, January, S. 427–431
- [9] CONKLIN, A. R.; VITAH, M. F. (2014): Introduction to soil chemistry. Analysis and instrumentation. 2. Aufl. Hoboken, New Jersey: Wiley, 376 Seiten, ISBN: 978-1-118-13514-3
- [10] DAUGBJERG JENSEN, P.; BECH, K. S.; HARTMANN, H.; HINTERREITER, S.; LAZDINS, A.; BAR-DULE, A.; RATHBAUER, J.; SULZBACHER, L.; TEMMERMAN, M. (2010): Methods for determining impurities in solid particulate biofuels. In: WIRKNER, R.; WITT, J.; SEYFERT, U. (Hrsg.): BioNorm II – Pre-normative research on solid biofuels for improved European standards. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum GmbH (DBFZ), S. 27–36

- [11] DENG, L.; ZHANG, T.; CHE, D. (2013): Effect of water washing on fuel properties, pyrolysis and combustion characteristics, and ash fusibility of biomass. *Fuel Processing Technology*, Bd. 106, February, S. 712–720
- [12] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2001): DIN ISO 3310-1: Analysensiebe. Technische Anforderungen und Prüfung. Teil 1: Analysensiebe mit Metalldrahtgewebe. September 2001. Berlin: Beuth Verlag, 16 Seiten
- [13] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2001): DIN ISO 3310-2: Analysensiebe. Technische Anforderungen und Prüfung. Teil 2: Analysensiebe mit Lochblechen. September 2001. Berlin: Beuth Verlag, 10 Seiten
- [14] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2003): DIN ISO 15705. Wasserbeschaffenheit. Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs (ST-CSB) – Küvetten-test. Januar 2003. Berlin: Beuth Verlag, 20 Seiten
- [15] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2012): DIN EN 15933. Schlamm, behandelter Bioabfall und Boden. Bestimmung des pH-Wertes. November 2012. Berlin: Beuth Verlag, 12 Seiten
- [16] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2012): DIN EN 303-5. Heizkessel. Teil 5: Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistung bis 500 kW. Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung. Oktober 2010. Berlin: Beuth Verlag, 10 Seiten
- [17] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN ISO 17225-1. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen. Teil 1: Allgemeine Anforderungen. September 2014. Berlin: Beuth Verlag, 62 Seiten
- [18] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN ISO 17225-5. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen. Teil 5: Klassifizierung von Stückholz. September 2014. Berlin: Beuth Verlag, 20 Seiten
- [19] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN ISO 17225-6. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen – Teil 6: Einteilung von nichtholzigen Pellets. September 2014. Berlin: Beuth Verlag, 15 Seiten
- [20] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2014): DIN EN ISO 17225-7. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen. Teil 7: Klassifizierung von nicht-holzartigen Briquetts. September 2014. Berlin: Beuth Verlag, 20 Seiten
- [21] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): DIN EN 17892-1. Geotechnische Erkundung und Untersuchung. Laborversuche an Bodenproben – Teil 1: Bestimmung des Wassergehaltes. März 2015. Berlin: Beuth Verlag, 16 Seiten
- [22] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): DIN EN ISO 16968. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung von Spurenelementen. September 2015. Berlin: Beuth Verlag, 19 Seiten
- [23] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): DIN EN ISO 18134-1. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Wassergehaltes – Ofentrocknung – Teil 1: Gesamtgehalt an Wasser – Referenzverfahren. Dezember 2015. Berlin: Beuth Verlag, 12 Seiten

- [24] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2015): DIN EN ISO 18134-3. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Wassergehaltes – Ofentrocknung – Teil 3: Wassergehalt in allgemeinen Analysenproben. Dezember 2015. Berlin: Beuth Verlag, 12 Seiten
- [25] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 16948. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Gesamtgehaltes an Kohlenstoff, Wasserstoff und Stickstoff. September 2015. Berlin: Beuth Verlag, 16 Seiten
- [26] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 16967. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung von Hauptelementen – Al, Ca, Fe, Mg, P, K, Si, Na und Ti. Juli 2015. Berlin: Beuth Verlag, 20 Seiten
- [27] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 16994. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Gesamtgehaltes an Schwefel und Chlor. Dezember 2016. Berlin: Beuth Verlag, 18 Seiten
- [28] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 17827-1. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung der Partikelgrößenverteilung für unkomprimierte Brennstoffe. Teil 1: Horizontales Rüttelsiebverfahren mit Sieben mit einer Lochgröße von 3,15 mm und darüber. Oktober 2016. Berlin: Beuth Verlag, 14 Seiten
- [29] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 17827-2. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung der Partikelgrößenverteilung – Teil 2: Vertikales Rüttelsiebverfahren mit Sieben mit einer Lochgröße von 3,15 mm und darunter. Oktober 2016. Berlin: Beuth Verlag, 20 Seiten
- [30] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 17828. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung der Schüttdichte. Mai 2016. Berlin: Beuth Verlag, 18 Seiten
- [31] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 17831-1. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung der mechanischen Festigkeit von Pellets und Briquets – Teil 1: Pellets. Mai 2016. Berlin: Beuth Verlag, 12 Seiten
- [32] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2016): DIN EN ISO 18122. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Aschegehalts. März 2016. Berlin: Beuth Verlag, 14 Seiten
- [33] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2017): DIN EN ISO 14780. Biogene Festbrennstoffe. Probenherstellung. August 2017. Berlin: Beuth Verlag, 31 Seiten
- [34] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2017): DIN EN ISO 18125. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Heizwerts. August 2017. Berlin: Beuth Verlag, 61 Seiten
- [35] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2017): DIN EN ISO 18135. Biogene Festbrennstoffe. Probenahme. August 2017. Berlin: Beuth Verlag, 69 Seiten
- [36] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2017): DIN EN ISO 19743. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Gehaltes an schweren Fremdstoffen mit einer Partikelgröße von mehr als 3,15 mm. August 2017. Berlin: Beuth Verlag, 12 Seiten

- [37] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2020): DIN EN ISO 21404. Biogene Festbrennstoffe. Bestimmung des Asche-Schmelzverhaltens. Juni 2020. Berlin: Beuth Verlag, 37 Seiten
- [38] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2020): DIN EN ISO 5815-1: Wasserbeschaffenheit. Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs nach n Tagen (BSB_n) – Teil 1: Verdünnungs- und Impfvverfahren mit Zugabe von Allylthioharnstoff. November 2020. Berlin: Beuth Verlag, 33 Seiten
- [39] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2021): DIN EN ISO 17225-2. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen – Teil 2: Einteilung von Holzpellets. September 2021. Berlin: Beuth Verlag, 19 Seiten
- [40] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2021): DIN EN ISO 17225-3. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen. Teil 3: Klassifizierung von Holzbriketts. Juni 2021. Berlin: Beuth Verlag, 16 Seiten
- [41] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E. V. (DIN) (2021): DIN EN ISO 17225-4. Biogene Festbrennstoffe. Brennstoffspezifikationen und -klassen. Teil 4: Klassifizierung von Holzhackschnitzeln. Juni 2021. Berlin: Beuth Verlag, 17 Seiten
- [42] DEUTSCHES PELLETINSTITUT GMBH (DEPI); PROPELLETS AUSTRIA; PROPELLETS.CH; EUROPEAN PELLET COUNCIL (EPC) (2015): ENplus Qualitätszertifizierung für Holzpellets. ENplus-Handbuch für Deutschland, Österreich und die Schweiz. Version 3.0, August 2015. Gesamtausgabe. Berlin: Deutsches Pelletinstitut GmbH (DEPI), 100 Seiten
- [43] DIETZ, E.; KUPTZ, D.; BLUM, U.; SCHULMEYER, F.; BORCHERT H.; HARTMANN, H. (2016): Qualität von Holzhackschnitzeln in Bayern. Gehalte ausgewählter Elemente, Heizwert und Aschegehalt. Berichte aus dem TFZ, Nr. 46. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 141 Seiten, ISSN: 1614-1008
- [44] DIETZ, E.; KUPTZ, D.; BLUM, U.; SCHULMEYER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2016): New indexes for the contamination of wood chips with mineral soil. In: FAAIJ, A.; BAXTER, D.; GRASSI, A.; HELM, P. (Hrsg.): Setting the course for a biobased economy. Proceedings of the 24th European Biomass Conference & Exhibition. RAI Amsterdam Exhibition and Conference Centre, Niederlande, 6.–9. Juni 2016. Florenz: ETA-Florence Renewable Energies, WIP-Renewable Energies, S. 630–633
- [45] DIN CERTCO (2015): Zertifizierungsprogramm Holzpellets zur Verwendung in Kleinfeuerungsstätten – DINplus. Stand: Juni 2015. Berlin: DIN Certco, URL: https://www.dincertco.de/media/dincertco/dokumente_1/zertifizierungsprogramme/holzpellets_zertifizierungsprogramm.pdf (Stand: 20.01.2022)
- [46] DÖHLING, F.; HARTMANN, I.; LENZ, V.; SCHRÖDER, T.; VON SONNTAG, J.; ULBRICHT, T.; HARTMANN, H.; SCHÖN, C.; TUROWSKI, P.; DIETRICH, D.; GAUGGEL, S.; AHLF, W.; GERTH, J.; GUTIÉRREZ, I.; HEGEMANN, B.; MÜHLHOPT, S.; PAUR, H.-R.; BÖGE, O.; WIEDENSOHLER, A. (2012): Wärme aus Holz – Feinstaubemissionen: Brennstoffeinfluss, Nutzer, Feuerungs-Wettbewerb, Sekundärmaßnahmen, Charakterisierung und Toxizität. Schlussbericht. Leipzig: Deutsches Biomasseforschungszentrum GmbH (DBFZ), 188 Seiten
- [47] FELDMEIER, S.; WOPIENKA, E.; SCHWARZ, M.; SCHÖN, C.; PFEIFER, C. (2019): Applicability of Fuel Indexes for Small-Scale Biomass Combustion Technologies. Part 2: TSP and NO_x Emissions. Energy & Fuels, Bd. 33, Nr. 11, S. 11724–11730

- [48] FELDMEIER, S.; WOPIENKA, E.; SCHWARZ, M.; SCHÖN, C.; PFEIFER, C. (2019): Applicability of Fuel Indexes for Small-Scale Biomass Combustion Technologies. Part 1: Slag Formation. *Energy & Fuels*, Bd. 33, Nr. 11, S. 10969–10977
- [49] GEISEN, B.; GIVERS, F.; KUPTZ, D.; PEETZ, D.; SCHMIDT-BRAUN, T.; SCHÖN, C.; SCHREIBER, K.; SCHULMEYER, F.; THUDIUM, T.; ZELINSKI, V.; ZENG, T. (2017): Handbuch zum Qualitätsmanagement von Holzhackschnitzeln. Hintergründe, Bereitstellung, Qualitätssicherung. 1. Aufl. Gülzow-Prüzen: Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), 88 Seiten, ISBN 978-3942147-35-4
- [50] GUTACHTERAUSSCHUSS FORSTLICHE ANALYTIK (2014): Handbuch forstliche Analytik (HFA) – Eine Loseblatt-Sammlung der Analysemethoden im Forstbereich, Teil B: Pflanzenuntersuchungen – B1.2.1: Trocknung von Pflanzenproben (BZE). Göttingen: Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, 678 Seiten
- [51] HARTMANN, H. (2016): Brennstoffzusammensetzung und -eigenschaften. In: KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H., HOFBAUER, H. (2016): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 3. Aufl. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer, S. 580–645, ISBN 978-3-662-47437-2
- [52] HOFMANN, N.; MENDEL, T.; KUPTZ, D.; SCHULMEYER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2017): Lagerung von Holzhackschnitzeln – Trockenmasseverluste, Änderungen der Brennstoffqualität und Kosten. *Berichte aus dem TFZ*, Nr. 55. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ); Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 172 Seiten, ISSN 1614-1008
- [53] HÜLSMANN, T.; MACK, R.; KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H. (2019): Influence of kaolinite on the PM emissions from small-scale combustion. *Biomass Conversion and Biorefinery*, Bd. 9, S. 55–70
- [54] KALTSCHMITT, M.; HARTMANN, H.; HOFBAUER, H. (2016): *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 3. Aufl. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer, 1867 Seiten, ISBN 978-3-662-47437-2
- [55] KNUDSEN, J. N.; JENSEN, P. A.; DAM-JOHANSEN, K. (2004): Transformation and Release to the gas phase of Cl, K, and S during combustion of annual biomass. *Energy & Fuels*, Bd. 18, Nr. 5, S. 1385–1399
- [56] KUPTZ, D.; DIETZ, E.; SCHREIBER, K.; SCHÖN, C.; MACK, R.; WIESBECK, M.; BLUM, U.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2018): Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb. Brennstoffqualität und Verbrennungsverhalten. *Berichte aus dem TFZ*, Nr. 56. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ); Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 163 Seiten, ISSN 1614-1008
- [57] KUPTZ, D.; HOFMANN, H.; MENDEL, T.; LESCHE, S.; RIEBLER, M.; SCHULMEYER, F.; SCHÖN, C.; BURGER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2020): Effiziente Lagerungs- und Aufbereitungsverfahren für Holzhackschnitzel. *Berichte aus dem TFZ*, Nr. 70. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ); Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 320 Seiten, ISSN 1614-1008

- [58] KUPTZ, D.; MACK, R.; RIST, E.; SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2018): Emissionsverhalten verschiedener Hackschnitzelqualitäten. Zusammenfassung aus den Projekten Hack-Zert/QualiS/OptiChip. In: TECHNOLOGIE- UND FÖRDERZENTRUM IM KOMPETENZZENTRUM FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (TFZ) (Hrsg.): TFZ-Arbeitskreis Holzfeuerung und FNR-Statusseminar Lenkungsausschuss Feste Brennstoffe. 22. Sitzung des Arbeitskreises Holzfeuerung. Schulungs- und Ausbildungszentrum (SAZ), Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), Straubing, 6.–7. Juni 2018. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), S. 1–21
- [59] KUPTZ, D.; SCHREIBER, K.; SCHULMEYER, F.; LESCHE, S.; ZENG, T.; AHRENS, F.; ZELINSKI, V.; SCHÖN, C.; POLLEX, A.; BORCHERT, H.; LENZ, V.; LOEWEN, A.; NELLES, M.; HARTMANN, H. (2019): Evaluation of combined screening and drying steps for the improvement of the fuel quality of forest residue wood chips – results from six case studies. *Biomass Conversion and Biorefinery*, Bd. 9, S. 83–98
- [60] KUPTZ, D.; SCHULMEYER, F.; HÜTTL, K.; DIETZ, E.; TUROWSKI, P.; ZORMAIER, F.; BORCHERT, H.; HARTMANN, H. (2015): Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel. Berichte aus dem TFZ, Nr. 40. Straubing, Freising-Weihenstephan: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ); Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF), 316 Seiten, ISSN 1614-1008
- [61] LIU, X.; BI, X.T. (2011). Removal of inorganic constituents from pine barks and switchgrass. *Fuel Processing Technology*, Bd. 92, Nr. 7, S. 1273–1279
- [62] MA, Q.; HAN, L.; HUANG, G. (2017): Evaluation of different water-washing treatments effects on wheat straw combustion properties. *Bioresource Technology*, Bd. 245, Part A, S. 1075–1083
- [63] MACK, R.; KUPTZ, D.; SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2019): Combustion behavior and slagging tendencies of kaolin additivated agricultural pellets and of wood-straw pellet blends in a small-scale boiler. *Biomass and Bioenergy*, Bd. 125, S. 50–62
- [64] MACK, R.; KUPTZ, D.; SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2020): Schwierige Pelletbrennstoffe für Kleinfeuerungsanlagen. Verbrennungstechnische Optimierung durch Additivierung und Mischung. Berichte aus dem TFZ, Nr. 65. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 172 Seiten, ISSN 1614-1008
- [65] OBERNBERGER, I.; BRUNNER, T. (2015): Advanced characterisation methods for solid biomass fuels. *Biomass Combustion and Cofiring – IEA Bioenergy Task 32 project report*. Graz: Institute for Process and Particle Engineering, Graz University of Technology; BIOS BIOENERGIESYSTEME GmbH, 51 Seiten, ISBN 978-1-910154-14-4
- [66] SCHEFFER, F.; SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. 11., neu bearb. Aufl., 1. durchges. Nachdr. Stuttgart: Enke, 364 Seiten, ISBN: 3-432-84771-8
- [67] SCHÖN, C.; FELDMIEIER, S.; HARTMANN, H.; SCHWABL, M.; DAHL, J.; RATHBAUER, J.; VEGANIEVA, D. J.; BOMAN, C.; ÖHMAN, M.; BURVAL, J. (2019): New Experimental Evaluation Strategies Regarding Slag Prediction of Solid Biofuels in Pellet Boilers. *Energy & Fuels*, Bd. 33, Nr. 11, S. 11985–11995

- [68] SCHÖN, C.; HARTMANN, H. (2014): Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen. Berichte aus dem TFZ, Nr. 36. Straubing: Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ), 173 Seiten, ISSN 1614-1008
- [69] SCHÖN, C.; KUPTZ, D.; MACK, R.; ZELINSKI, V.; LOEWEN, A.; HARTMANN, H. (2019): Influence of wood chip quality on emission behaviour in small-scale wood chip boilers. Biomass Conversion and Biorefinery, Bd. 9, S. 71–82
- [70] SOMMERSACHER, P.; BRUNNER, T.; OBERNBERGER, I. (2012): Fuel indexes: A novel method for the evaluation of relevant combustion properties of new biomass fuels. Energy & Fuels, Bd. 26, Nr. 1, S. 380–390
- [71] SOMMERSACHER, P.; BRUNNER, T.; OBERNBERGER, I.; KIENZL, N.; KANZIAN, W. (2013): Application of Novel and Advanced Fuel Characterization Tools for the Combustion Related Characterization of Different Wood/Kaolin and Straw/Kaolin Mixtures. Energy & Fuels, Bd. 27, Nr. 9, S. 5192–5206
- [72] SPONAGEL, H.; GROTTENTHALER, W.; HARTMANN, K.-J.; HARTWICH, R.; JANETZKO, P.; JOISTEN, H.; KÜHN, D.; SABEL, K.-J.; TRIDL, R. (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5., verbess. u. erw. Aufl. Hannover: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 438 Seiten, ISBN 978-3-510-95920-4
- [73] TAN, K. H. (2005): Soil Sampling, Preparation, and Analysis. 2. Aufl. Boca Raton, Florida, USA: CRC Press, 672 Seiten, ISBN 978-0849334993
- [74] VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE (VDI) (2006): VDI 2066 Blatt 1. Messen von Partikeln – Staubmessungen in strömenden Gasen – Gravimetrische Bestimmung der Staubbelastung. November 2006. Berlin: Beuth Verlag, 111 Seiten
- [75] YU, C.; THY, P.; WANG, L.; ANDERSON, S. N.; VANDERGHEYNST, J. S.; UPADHYAYA, S. K.; JENKINS, B. M. (2014): Influence of leaching pretreatment on fuel properties of biomass. Fuel Processing Technology, Bd. 128, December, S. 43–53
- [76] ZENG, T.; KUPTZ, D.; SCHREIBER, K.; SCHÖN, C.; SCHULMEYER, F.; ZELINSKI, V.; POLLEX, A.; BORCHERT, H.; LOEWEN, A.; HARTMANN, H.; LENZ, V.; NELLES, M. (2019): Impact of adhering soil and other extraneous impurities on the combustion and emission behavior of forest residue wood chips in an automatically stoked small-scale boiler. Biomass Conversion and Biorefinery, Bd. 9, S. 99–116

7 Anhang

7.1 pH-Wert der Mineralböden

Der pH-Wert von Mineralböden ist ein Maß für die Aktivität von H⁺-Protonen im Bodenwasser und wird durch natürliche Pufferung, besonders durch die tote organische Substanz des Mineralbodens, beeinflusst. Die Messung erfolgte nach DIN EN 15933 [15]. Bei der Messung des pH-Werts wird als Extraktionslösung Wasser (pH-H₂O), KCl (pH-KCl) oder CaCl₂ (pH-CaCl₂) zugegeben, die eine unterschiedliche Einstellzeit sowie einen anderen pH-Wert bedingt. Bei einer Aufschlämmung des Mineralbodens mit KCl oder CaCl₂ wird allgemein ein niedrigerer pH-Wert als mit H₂O ermittelt. Dies ist bedingt durch den Austausch der hinzugefügten K⁺- und Ca²⁺-Ionen mit Wasserstoffionen, die vorher kolloidal gebunden waren. Durch die Freisetzung der H⁺-Ionen sinkt der pH-Wert. Dieser wird allgemein als Bodenspeicher-pH bezeichnet [9] [15] [73]. Die Ergebnisse sind in Tabelle 34 zusammengefasst.

Tabelle 34: pH-Werte der Böden in Abhängigkeit der Extraktionslösung

Mineralboden	pH-CaCl ₂	pH-H ₂ O	pH-KCl
Mineralboden A	4,24	5,00	3,81
Mineralboden B	4,41	4,94	3,98
Mineralboden C	4,49	5,56	4,22

Die pH-Werte (H₂O) liegen im ähnlichen, leicht sauren Bereich von 4,94 (Mineralboden B) bis 5,56 (Mineralboden C).

7.2 Elementgehalte des Mineralbodens (Zusatz)

Tabelle 35: Elementgehalte der Mineralböden A bis C in mg/kg, gemessen mittels ICP (wasserfreie Bezugsbasis)

Element	Mineralboden A	Mineralboden B	Mineralboden C
As	11,9	5,1	4,7
B	28,5	9,9	8,1
Ba	348	668	723
Be	1,59	0,64	1,13
Bi	0,25	0,10	0,07
Cd	0,28	0,59	0,87
Co	12,7	2,8	18,3
Cr	89	25	102
Hg	0,04	0,01	0,02
Mo	0,40	0,14	0,65
Rb	77	110	73
Sb	0,67	0,18	0,18
Se	0,38	0,29	0,55
Sn	2,8	1,7	1,2
Sr	49	59	82
Ti	3.754	851	4.438
Tl	0,54	0,99	0,48
U	2,2	1,2	1,7
V	97	27	131
Zn	70	50	110

7.3 Elementgehalte der Pelletbrennstoffe (Zusatz)

Tabelle 36: *Elementgehalte (Schwermetalle) der Pelletbrennstoffe nach Sortiment und Baumart in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP) sowie der zugehörige Grenzwert der Anforderungsnorm DIN EN ISO 17225-2 (A1) [39]*

Brennstoff	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Vn	Zn
DIN EN ISO 17225-2, A1	≤ 1	≤ 0,5	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	k. A.	≤ 100
F-NP	0,04	0,23	0,55	1,25	0,44	0,16	0,09	33
F-BA	0,25	0,23	3,73	1,80	1,48	0,57	1,64	42
F-BB	0,13	0,21	3,55	1,65	1,43	0,65	0,62	34
F-BC	0,12	0,20	3,00	1,88	1,09	0,49	2,28	30
B-NP	0,05	0,05	0,49	1,52	0,43	0,19	0,29	11
B-BA	0,30	0,05	4,55	1,78	1,33	0,64	1,91	14
B-BB	0,16	0,05	6,48	1,60	1,00	0,61	0,71	14
B-BC	0,14	0,05	3,80	2,02	1,34	0,53	2,55	16

Tabelle 37: *Elementgehalte (Spurenelemente) der Pelletbrennstoffe nach Sortiment und Baumart in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)*

Brennstoff	Ru	Sb	Sn	Sr	Tl	Ti	Ur
F-NP	0,81	< 0,01	0,03	12	0,01	6	0,01
F-BA	3,08	0,02	0,10	14	0,02	87	0,06
F-BB	4,57	0,01	0,17	15	0,03	26	0,02
F-BC	2,51	0,01	0,06	15	0,01	95	0,04
B-NP	16,68	0,01	0,04	20	< 0,01	18	0,01
B-BA	19,36	0,02	0,10	21	0,02	92	0,06
B-BB	19,79	0,01	0,07	21	0,03	28	0,03
B-BC	18,83	0,01	0,05	22	0,01	109	0,05

7.4 Elementgehalte der Holzhackschnitzelbrennstoffe (Zusatz)

*Tabelle 38: Elementgehalte (Schwermetalle) der Holzhackschnitzelbrennstoffe nach Sortiment und Region in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis; gemessen mittels ICP; * = mit Mineralboden verunreinigte Holzhackschnitzel sind berechnete Mischwerte aus der Nullprobe und der jeweiligen Mineralbodenzugabe) sowie der zugehörige Grenzwert nach DIN EN ISO 17225-2 (A1) [39]*

Brennstoff	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Vn	Zn
DIN EN ISO 17225-2, A1	≤ 1	≤ 0,5	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	k. A.	≤ 100
WRH-A-NP	0,12	0,19	2,98	3,07	2,16	0,62	0,78	39,57
WRH-A-W	0,09	0,18	1,38	2,61	1,44	0,38	0,40	38,44
WRH-A-S8	0,06	0,19	0,85	2,12	1,06	0,23	0,21	37,54
WRH-A-S16	0,05	0,18	1,10	1,88	1,01	0,16	0,15	33,32
WRH-A-BA3*	0,51	0,19	5,81	3,56	3,16	1,23	3,96	40,51
WRH-A-BA9*	1,15	0,20	10,53	4,37	4,83	2,23	9,25	42,08
WRH-A-BB5*	0,37	0,21	4,08	3,10	2,49	1,51	2,09	39,85
WRH-A-BB9*	0,56	0,22	4,91	3,12	2,74	2,19	3,09	40,05
WRH-A-BC4*	0,30	0,21	6,93	4,07	3,72	1,27	5,98	42,50
WRH-A-BC9*	0,51	0,25	11,47	5,21	5,52	2,00	11,97	45,87
ERH-A-NP	0,07	0,12	1,64	1,62	1,02	0,22	0,33	21,16
ERH-A-W	0,05	0,11	0,56	1,28	0,47	0,13	0,13	21,35
ERH-A-S8	0,04	0,11	0,59	1,13	0,51	0,09	0,10	17,48
ERH-A-S16	0,04	0,12	0,52	1,08	0,45	0,09	0,06	16,66
ERH-A-BA5*	0,69	0,13	6,25	2,47	2,69	1,21	5,46	23,65
ERH-A-BA10*	1,30	0,13	10,78	3,31	4,32	2,18	10,49	26,09
ERH-A-BB4*	0,28	0,14	2,64	1,70	1,36	1,00	1,48	22,19
ERH-A-BB11*	0,61	0,17	4,15	1,83	1,86	2,18	3,22	23,74
ERH-A-BC6*	0,35	0,16	7,84	3,25	3,51	1,24	8,42	26,84
ERH-A-BC11*	0,57	0,20	12,64	4,51	5,44	2,03	14,69	31,24
WRH-B-NP	0,05	0,14	0,47	2,31	0,61	0,31	0,12	36,37
WRH-B-BB10*	0,56	0,18	2,97	2,44	1,44	2,15	2,87	37,26
ERH-B-NP	0,04	0,14	0,18	1,16	0,33	0,34	0,03	22,06
ERH-B-BB10*	0,50	0,18	2,43	1,39	1,10	1,98	2,50	24,15
WRH-C-NP	0,05	0,13	0,25	2,08	0,50	0,44	0,11	35,66
WRH-C-BC8*	0,43	0,19	8,57	4,19	3,84	1,77	10,83	41,99
ERH-C-NP	0,02	0,18	0,28	1,12	0,26	0,29	0,07	26,66
ERH-C-BC10*	0,47	0,25	10,11	3,72	4,23	1,88	12,76	35,02

Tabelle 39: *Elementgehalte der Holzhackschnitzelbrennstoffe (Spurenelemente) nach Sortiment und Region in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis; gemessen mittels ICP; * = mit Mineralboden verunreinigte Holzhackschnitzel sind berechnete Mischwerte aus der Nullprobe und der jeweiligen Bodenzugabe)*

Brennstoff	Ru	Sb	Sn	Sr	Tl	Ti	Ur
WRH-A-NP	5,43	0,033	0,12	15,96	0,030	32,9	0,023
WRH-A-W	3,59	0,022	0,07	12,29	0,023	14,7	0,020
WRH-A-S8	3,40	0,012	0,04	11,06	0,021	8,3	0,006
WRH-A-S16	3,04	0,009	0,04	7,89	0,021	6,4	0,004
WRH-A-BA3*	7,78	0,054	0,21	17,04	0,046	155,7	0,095
WRH-A-BA9*	11,69	0,089	0,35	18,84	0,074	360,3	0,216
WRH-A-BB5*	10,66	0,040	0,20	18,13	0,078	73,8	0,083
WRH-A-BB9*	14,64	0,046	0,26	19,77	0,114	104,9	0,128
WRH-A-BC4*	8,11	0,039	0,16	18,60	0,047	209,1	0,091
WRH-A-BC9*	11,20	0,046	0,21	21,63	0,068	411,7	0,170
ERH-A-NP	2,86	0,008	0,03	4,51	0,018	12,6	0,014
ERH-A-W	2,05	0,004	0,03	5,13	0,013	4,9	0,011
ERH-A-S8	2,47	0,003	0,02	3,60	0,013	4,3	0,004
ERH-A-S16	2,17	0,003	0,02	3,72	0,011	2,5	0,002
ERH-A-BA5*	6,76	0,044	0,18	6,86	0,046	210,9	0,131
ERH-A-BA10*	10,60	0,078	0,32	9,16	0,073	405,5	0,245
ERH-A-BB4*	7,47	0,016	0,11	6,87	0,060	48,7	0,066
ERH-A-BB11*	14,44	0,027	0,21	10,43	0,123	103,2	0,144
ERH-A-BC6*	7,18	0,019	0,10	9,31	0,046	287,0	0,121
ERH-A-BC11*	10,52	0,028	0,16	13,03	0,068	499,4	0,203
WRH-B-NP	3,02	0,014	0,04	11,11	0,031	5,8	0,004
WRH-B-BB10*	13,94	0,031	0,21	16,02	0,129	92,0	0,127
ERH-B-NP	2,18	0,004	0,01	6,06	0,035	1,5	0,002
ERH-B-BB10*	12,00	0,019	0,17	10,90	0,122	78,8	0,112
WRH-C-NP	12,32	0,016	0,06	5,97	0,085	5,4	0,008
WRH-C-BC8*	17,26	0,030	0,15	12,20	0,117	368,9	0,149
ERH-C-NP	8,24	0,004	0,02	4,71	0,048	3,1	0,001
ERH-C-BC10*	14,48	0,021	0,13	12,20	0,089	433,3	0,169

7.5 Berechnung der absoluten Elementgehalte auf den Planfiltern

Die gemessenen Elementgehalte der verschiedenen Planfilter einschließlich ihrer Staubbeladung sind in Tabelle 41 zusammengestellt. Hier wird bereits deutlich, dass die mit Staub beladenen Filter aus den Feuerungsversuchen mit Mineralbodenbeimengung deutlich höhere Elementgehalte an z. B. Al, Fe, Mg, P und As aufwiesen als die unbeladenen Referenzfilter und die mit Staub beladenen Filter der Nullproben. Da hier noch Unterschiede in den Massen der Filter (Einwaage) und im Anteil der Beladung an der Gesamtmasse vorliegen (vgl. Tabelle 40), wurden die Elementgehalte mithilfe der Elementgehalte des Referenzfilters und der jeweiligen Filtermassen abzüglich der jeweiligen Beladung korrigiert. Anschließend wurden die absoluten Elementmassen der Beladungen berechnet. Dafür wurde die Annahme getroffen, dass die Elementgehalte in den reinen Filtermaterialien sich nicht unterscheiden. Zudem wurde von einer gleichmäßigen Partikelbeladung auf dem Planfilter ausgegangen. Die so berechneten Elementmassen wurden dann wiederum auf die bei den Feuerungsversuchen ermittelten Massen der Beladung bezogen. Somit konnte der Elementgehalt der jeweiligen Beladung bestimmt werden. Die Berechnung wird im Abschnitt 6.2.1.2 erläutert. Die blindwertkorrigierten Elementgehalte sind Tabelle 26 zu entnehmen.

Tabelle 40: Beladungsdauer und Filtergewichte der 150-mm-Planfilter zur inhaltstofflichen Analyse bei den Holzhackschnitzelversuchen der Region B (inklusive eines Kesselneustarts)*

Brennstoff	Dauer Filterbeladung in hh:mm	Einwaage in g	Auswaage in g	Beladung in mg
Referenzfilter	Keine Beladung	1,5066	1,5081	1,50
WRH-B-NP	02:05	1,5129	1,6427	129,80
WRH-B-BB10	04:00	1,5072	1,6857	178,50
ERH-B-NP*	04:00	1,6571	1,8687	211,65
ERH-B-BB9	04:00	1,5291	1,6726	143,55

Tabelle 41: Elementgehalte der Planfilter aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)

Element	Referenzfilter	WRH-B-NP	WRH-B-B10	ERH-B-NP	ERH-B-B10
Al	386	482	4.278	849	8.759
Ca	160	712	2.171	1.819	2.099
Fe	157	151	1.340	264	2.715
K	102	30.280	25.280	31.930	12.340
Mg	53	164	785	337	1.122
Mn	5,1	124	325	356	334
Na	83	372	384	315	306
P	5,0	155	526	188	312
As	0,039	0,76	7,4	0,75	7,2
Cd	0,03	1,9	3,6	2,7	3,6
Cr	14	11	17	7,1	29
Cu	0,83	30	42	27	25
Ni	3,8	4,2	4,9	2,8	8,7
Pb	3,29	14	39	31	51
V	0,28	0,34	4,1	0,64	7,3
Zn	27	2.014	4.018	1.948	2.407
Sn	1,7	1,4	4,1	0,60	2,9
S	42	9.000	6.596	6.977	2.694
B	7,9	140	139	184	164
Ba	21	37	66	122	95
Rb	0,53	117	149	138	84
Mo	17	16	16	15	19
Ti	6,8	117	115	30	254

7.6 Elementgehalte der Filteranalysen (Zusatz)

Tabelle 42: Elementgehalte (Zusatz) der Planfilter aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B in mg/kg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)

Element	Referenzfilter	WRH-B-NP	WRH-B-B10	ERH-B-NP	ERH-B-B10
Sr	1,3	4,8	18	9,9	16
Co	0,13	0,26	0,59	0,21	0,98
Hg	0,0025	0,017	0,032	0,011	0,037
Sb	0,041	0,50	0,92	0,26	0,60
Be	0,0074	0,016	0,094	0,027	0,17
Bi	0,008	0,26	0,86	0,14	0,60
Tl	0,0033	1,0	3,0	1,5	3,0
U	0,28	0,26	0,31	0,25	0,45
Se	0,013	0,34	0,51	0,21	0,26

Tabelle 43: Blindwertkorrigierte Elementgehalte (Zusatz) der Beladungen auf den Filtern aus den Verbrennungsversuchen mit WRH- und ERH-Proben der Region B (< RF = Elementgehalt des aschebeladenen Filters kleiner als derjenige des Referenzfilters und damit negativer Elementgehalt nach Blindwertkorrektur)

Element	WRH-B-NP	WRH-B-B10	ERH-B-NP	ERH-B-B10
Sr	47	161	79	178
Co	1,8	4,5	0,85	10
Hg	0,18	0,28	0,082	0,41
Sb	5,9	8,4	2,0	6,6
Be	0,12	0,84	0,19	1,9
Bi	3,2	8,1	1,2	7,0
Tl	13	29	13	35
U	0,037	0,56	0,034	2,4
Se	4,2	4,8	1,8	3,0

7.7 Gesamtmasse ausgewählter Elemente in der Kesselasche und dem Gesamtstaub aus den Feuerungsversuchen aus Region B

Tabelle 44: Gesamtmasse ausgewählter Elemente in der Kesselasche der Brennstoffe aus Region B in mg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)

Asche	Al	Fe	Ca	K	Mg	Mn	Na	P
WRH-B-NP	11.108	3.850	163.978	46.562	21.318	22.613	1.282	10.280
WRH-B-BB10	177.220	41.024	295.686	201.163	49.218	40.024	7.408	17.947
ERH-B-NP	6.384	2.129	79.786	24.194	9.573	13.579	398	3.393
ERH-B-BB10	220.842	49.886	171.287	192.964	34.849	27.735	6.844	7.000

Tabelle 45: Gesamtmasse ausgewählter Elemente in den Gesamtstaubemissionen der Brennstoffe aus Region B in mg (wasserfreie Bezugsbasis, berechnet über Planfilter)

Planfilter	Al	Fe	Ca	K	Mg	Mn	Na	P
WRH-B-NP	59	3	266	14.227	54	56	140	71
WRH-B-BB10	1.065	325	549	6.822	200	87	84	141
ERH-B-NP	158	39	525	9.972	91	110	76	57
ERH-B-BB10	2.164	662	503	3.154	277	85	59	79

Tabelle 46: Gesamtmasse ausgewählter Schwermetalle in der Kesselasche der Brennstoffe aus Region B in mg (wasserfreie Bezugsbasis, gemessen mittels ICP)

Asche	As	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Zn
WRH-B-NP	1,15	2,93	0,14	16,98	83,03	30,22	100,64
WRH-B-BB10	16,43	50,63	0,29	132,42	162,94	100,89	304,76
ERH-B-NP	0,84	2,28	0,09	10,58	85,58	59,37	74,69
ERH-B-BB10	20,89	72,08	0,35	174,51	320,61	277,97	307,08

Tabelle 47: Gesamtmasse ausgewählter Schwermetalle in den Gesamtstaubemissionen der Brennstoffe aus Region B in g (wasserfreie Bezugsbasis, berechnet über Planfilter, * = rechnerisch negativer Cr-Wert bei beiden Nullproben)

Planfilter	As	Pb	Cd	Cr*	Cu	Ni	Zn
WRH-B-NP	0,34	5,32	0,88	–	13,60	0,33	937,47
WRH-B-BB10	2,00	9,71	0,96	1,19	11,22	0,39	1.081,65
ERH-B-NP	0,22	8,66	0,82	–	8,30	0,00	602,60
ERH-B-BB10	1,84	12,29	0,93	4,06	6,31	1,34	613,48

7.8 Prozentuale Verteilung der Kesselaschen

Tabelle 48: Prozentuale Verteilung der Siebklassen der Pelletaschen aus den modifizierten Feuerungsversuchen

Brennstoff	> 8,0 mm	8,0 bis > 2,0 mm	2,0 bis > 1,0 mm	1,0 bis > 0,5 mm	≤ 0,5 mm	Aschemenge in g
F-NP	1 %	1 %	2 %	6 %	90 %	113
F-BA	51 %	16 %	8 %	7 %	18 %	484
F-BB	28 %	19 %	13 %	14 %	25 %	407
F-BC	42 %	16 %	10 %	10 %	22 %	444
B-NP	14 %	11 %	18 %	17 %	40 %	131
B-BA	38 %	14 %	11 %	11 %	26 %	501
B-BB	12 %	17 %	23 %	24 %	24 %	484
B-BC	12 %	20 %	18 %	17 %	32 %	323

Tabelle 49: Prozentuale Verteilung der Siebklassen der Holzhackschnitzelaschen aus den Feuerungsversuchen

Brennstoff	> 8 mm	8,0 bis > 2,0 mm	2,0 bis >1,0 mm	1,0 bis > 0,5 mm	≤ 0,5 mm	Asche- menge in g
WRH-A-NP	5 %	8 %	18 %	23 %	47 %	983
WRH-A-W	4 %	6 %	18 %	22 %	50 %	828
WRH-A-S8	5 %	2 %	5 %	16 %	71 %	566
WRH-A-S16	2 %	2 %	7 %	17 %	72 %	540
WRH-A-BA3	21 %	19 %	14 %	13 %	33 %	2.096
WRH-A-BA9	38 %	11 %	12 %	12 %	27 %	5.222
WRH-A-BB5	4 %	13 %	15 %	24 %	44 %	2.527
WRH-A-BB9	12 %	14 %	14 %	25 %	35 %	4.851
WRH-A-BC4	20 %	14 %	13 %	15 %	38 %	3.177
WRH-A-BC9	25 %	14 %	12 %	13 %	36 %	4.759
ERH-A-NP	2 %	4 %	9 %	20 %	64 %	413
ERH-A-W	2 %	2 %	5 %	18 %	73 %	296
ERH-A-S8	6 %	1 %	4 %	16 %	72 %	253
ERH-A-S16	4 %	1 %	4 %	19 %	72 %	242
ERH-A-BA5	25 %	10 %	14 %	15 %	35 %	3.093
ERH-A-BA10	25 %	9 %	14 %	15 %	38 %	5.550
ERH-A-BB4	2 %	7 %	12 %	28 %	50 %	2.535
ERH-A-BB11	7 %	7 %	15 %	27 %	45 %	5.233
ERH-A-BC6	19 %	11 %	11 %	14 %	45 %	3.236
ERH-A-BC11	22 %	10 %	10 %	12 %	46 %	5.867
WRH-B-NP	0 %	2 %	15 %	25 %	58 %	696
WRH-B-BB10	3 %	7 %	17 %	30 %	43 %	4.164
ERH-B-NP	3 %	4 %	12 %	21 %	59 %	386
ERH-B-BB10	6 %	5 %	19 %	33 %	37 %	4.125
WRH-C-NP	1 %	7 %	13 %	19 %	59 %	393
WRH-C-BC8	21 %	8 %	10 %	14 %	46 %	4.733
ERH-C-NP	1 %	5 %	7 %	16 %	69 %	292
ERH-C-BC10	21 %	9 %	9 %	13 %	47 %	5.029

7.9 Exkurs: Einfluss der Trocknungstemperatur auf den N-Gehalt

ZIMMERMANN, DIETZ, BLUM, RIEBLER

7.9.1 Problematik und Zielstellung

Das Handbuch für forstliche Analytik (HFA) empfiehlt, bei Biomasseproben, die zur Stickstoffbestimmung (N) vorgesehen sind, eine Trocknungstemperatur von weniger als 60 °C einzuhalten [50]. In der DIN EN ISO 14780 wird empfohlen, Holzhackschnitzelproben für die Analyse der inhaltsstofflichen Brennstoffqualität generell nicht über 40 °C zu trocknen [33]. Dies liegt u. a. daran, dass sehr leicht flüchtige Inhaltsstoffe wie Stickstoff bei zu hohen Trocknungstemperaturen verloren gehen könnten und es somit zu einer Verfälschung der Analyseergebnisse durch die Aufbereitung im Labor kommen könnte. Im Projekt „Quasi-Holz“ ist bei Verbrennungsversuchen unter anderem die Bestimmung von NO_x-Emissionen vorgesehen (vgl. Kapitel 6). Der N-Gehalt im Brennstoff gilt dabei als Indikator für die zu erwartenden NO_x-Emissionen (vgl. Abschnitt 3.3.2). Daher wurde, um Elementverluste v. a. beim Stickstoff während der Aufbereitung der Proben für die Verbrennungsversuche im Technikum des TFZ zu vermeiden, eine schonende technische Trocknung bei Temperaturen zwischen 40 und 45 °C in der Trocknungsbox eingesetzt (vgl. Abschnitt 4.2.1). Die Aufbereitung von Laborproben im Projekt „Quasi-Holz“ erfolgte bei maximal 60 °C (vgl. Unterkapitel 4.4). Bei den Proben aus Region A war es aufgrund der großen Probenmenge jedoch notwendig, die technische Trocknung der Holzhackschnitzel bei einem Unternehmen durchführen zu lassen (Heißlufttrocknung mit Abwärme einer Biogasanlage im Container). Hierbei können je nach Anlagenführung der Trocknungsanlage Temperaturen zwischen 60 und 85 °C erreicht werden [51]. Dies ist insbesondere dann der Fall, wenn für die Trocknung die Abwärme von Biogasanlagen genutzt wird. Da die gemessenen NO_x-Emissionswerte aller im Projekt untersuchten Proben vergleichbar sein sollten, mussten mögliche N-Verluste in Abhängigkeit von der Trocknungstemperatur quantifiziert werden. Hierdurch sollte sich zeigen, ob die Trocknungstemperatur der Brennstoffe aus Region A reduziert werden muss.

7.9.2 Material und Methoden

Von drei frischen Holzhackschnitzelsortimenten mit einem Probenvolumen von je ca. 60 Liter wurden Trocknungsversuche mit anschließender Kohlenstoff- (C) und N-Bestimmung mittels Elementaranalyse durchgeführt. Beim ersten Sortiment handelte es sich um eine KUP-Hackschnitzelprobe (Mischprobe aus Pappel-Klonen) eines fünfjährigen Bestands einer Versuchsfläche des Projekts „Anbauversuche mit schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb“ der LWF (FKZ: N/92/2) bei Wöllershof. Die anderen beiden Holzhackschnitzelsortimente waren Teilproben der Sortimente Energierundholz und Waldrestholz aus Region A (vgl. Abschnitt 4.1.2). Für jedes Sortiment wurden mehrere Teilproben generiert, indem die jeweilige gesamte Holzhackschnitzelprobe in einem lebensmittelechten und somit verschmutzungsfreien 120-Liter-PE-Fass vor jeder Probenahme durch mehrmaliges Rollen und Stürzen durchmischt und somit homogenisiert wurde.

Anschließend wurden die Teilproben der verschiedenen Sortimente bei 105 °C, 80 °C, 60 °C, 50 °C und 40 °C in einem belüfteten Trockenschrank sowie bei Raumtemperatur (ca. 23 °C) in einem Laborabzug bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Diese wurde für den Versuch folgendermaßen definiert: Die Trocknung im Trockenschrank wurde beendet, sobald die Gewichtsabnahme in einem Zeitraum von 24 Stunden weniger als 1 % bezogen auf das Ausgangsgewicht beim Start der Trocknung betrug. Bei den bei Raumtemperatur im Abzug luftgetrockneten Proben wurde die Trocknung bei einer Abnahme unter 0,5 % beendet, da der Trocknungsprozess hier deutlich langsamer als bei den höheren Temperaturen verlief.

Die Trocknungsbedingungen einer Containertrocknung wie z. B. die permanente Luftströmung wurden durch die Ventilation in den Trockenschränken bzw. im Abzug weitgehend simuliert. Im Gegensatz zu typischen Containertrocknungen kann allerdings aufgrund des Versuchsaufbaus kein Luftstrom durch die Holzhackschnitzel im Trockenschrank erfolgen. Für alle Teilproben wurde das gleiche Frischvolumen (4 l) und die gleiche Füllhöhe (11 cm) in identischen Kunststoffboxen verwendet (Abbildung 63). Die Holzhackschnitzel wurden nicht gewendet, da dies bei herkömmlichen Containertrocknungen im Batchverfahren ebenfalls nicht der Fall ist.

Die Proben wurden anschließend jeweils auf < 4 mm in einer Kraft-Schneidmühle zerkleinert und nach DIN EN ISO 14780 [33] durch „Kegeln und Vierteln“ in zwei Hälften geteilt. Ein Teil wurde für eine Glühverlustbestimmung bei 550 °C verwendet, der andere Teil wurde in einer Zentrifugalmühle auf < 0,2 mm weiter zerkleinert und anschließend der Wassergehalt sowie der Gehalt an N und C in einem Elementaranalysator (Vario EL III, Elementar) bestimmt (vgl. Unterkapitel 5.2).

Folgende technischen Geräte und Materialien wurden für die Durchführung der Versuche verwendet:

- Präzisionswaage (Explorer® Pro Giant EP32001, d = 0,1 g, Ohaus),
- Trockenschrank (UN450, Fa. Memmert),
- Kraft-Schneidmühle (Pulverisette 25, Fa. Fritsch),
- Ultra-Zentrifugalmühle (ZM 200, Fa. Retsch),
- Muffelofen für Aschegehaltbestimmung (K 1253, Fa. Heraeus),
- PE-Fässer (lebensmittelecht, Volumen: 120 l),
- PP-Kunststoffkisten (lebensmittelecht, 20 × 30 × 12 cm, Volumen: 4,2 l),
- flaches Brett bzw. Teilkreuz,
- div. Materialien (u. a. Laborpapier, Löffel, Pinsel, Bechergläser, Porzellantiegel),
- Elementaranalysator (Vario EL III, Elementar).



Abbildung 63: Mit KUP-Hackschnitzel befüllte Trocknungskiste

7.9.3 Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 64 zeigt das in Abhängigkeit zur Trocknungstemperatur entfernte Wasser der drei Sortimente KUP-Hackschnitzel, WRH-Hackschnitzel und ERH-Hackschnitzel. Es ist zu erkennen, dass mit steigender Trocknungstemperatur meist etwas mehr Wasser entfernt werden konnte. Der Effekt ist bei WRH am stärksten und bei KUP am schwächsten zu beobachten. Beim WRH und ERH, die bei 60 °C getrocknet wurden, wurde weniger Wasser entfernt als bei 50 °C bzw. 80 °C. Dieser Effekt lässt sich vermutlich auf Abweichungen bei der Probenbearbeitung im Labor zurückführen.

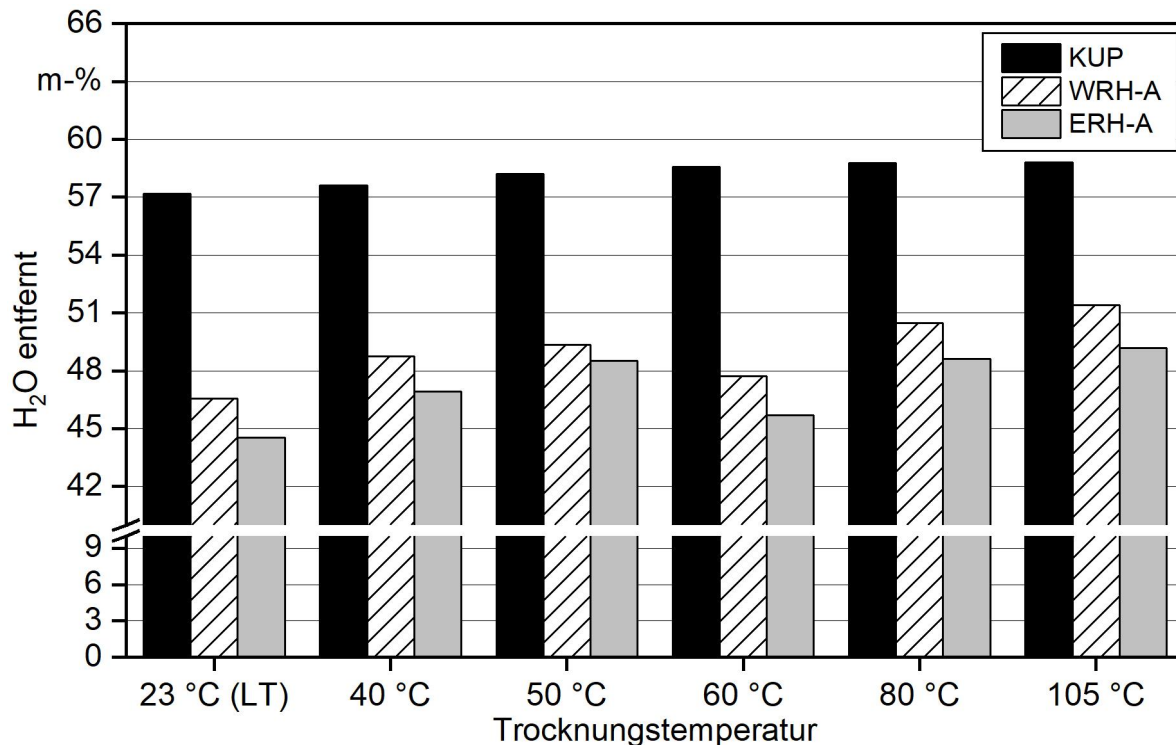


Abbildung 64: Entferntes Wasser bei unterschiedlichen Trocknungsbedingungen (LT = bei Raumluft getrocknete Probe)

Die Stickstoffgehalte der verschiedenen Trocknungstemperaturen können Abbildung 65 entnommen werden. Bis 60 °C fiel bei allen drei Sortimenten der N-Gehalt ab und stieg dann bei 80 °C wider Erwarten an. Aus Tabelle 50 ist jedoch ersichtlich, dass auch der Glührückstand bei 550 °C (GRS) der Sortimente erheblich schwankte. Insbesondere die Trocknungen der Sortimente ERH und WRH bei 60 °C wiesen einen deutlich geringeren Glührückstand als die Teilproben bei anderen Trocknungstemperaturen auf. Zudem war hier die prozentuale Menge entfernten Wassers geringer als bei niedrigeren Temperaturen. Daher ist davon auszugehen, dass eine gewisse Rest-Heterogenität in den Proben vorlag und somit nicht alle Teilproben den gleichen Stickstoffgehalt zu Beginn der Trocknung hatten.

Da zwischen dem Stickstoffgehalt und dem Glührückstand ein Zusammenhang vermutet wurde (siehe Abbildung 66), erfolgte eine Normierung des Stickstoffgehalts auf den jeweiligen Glührückstand, um damit den Einfluss durch die Heterogenität der Proben zu kompensieren. Zusätzlich wurde der normierte Glührückstand wieder mit dem in der jeweiligen Versuchsreihe niedrigsten Glührückstand (GRS) multipliziert, um Größenunterschiede im N-Gehalt bei den verschiedenen Sortimenten zu berücksichtigen (siehe Formel für N-Normierung anhand Bsp. WRH bei 23 °C).

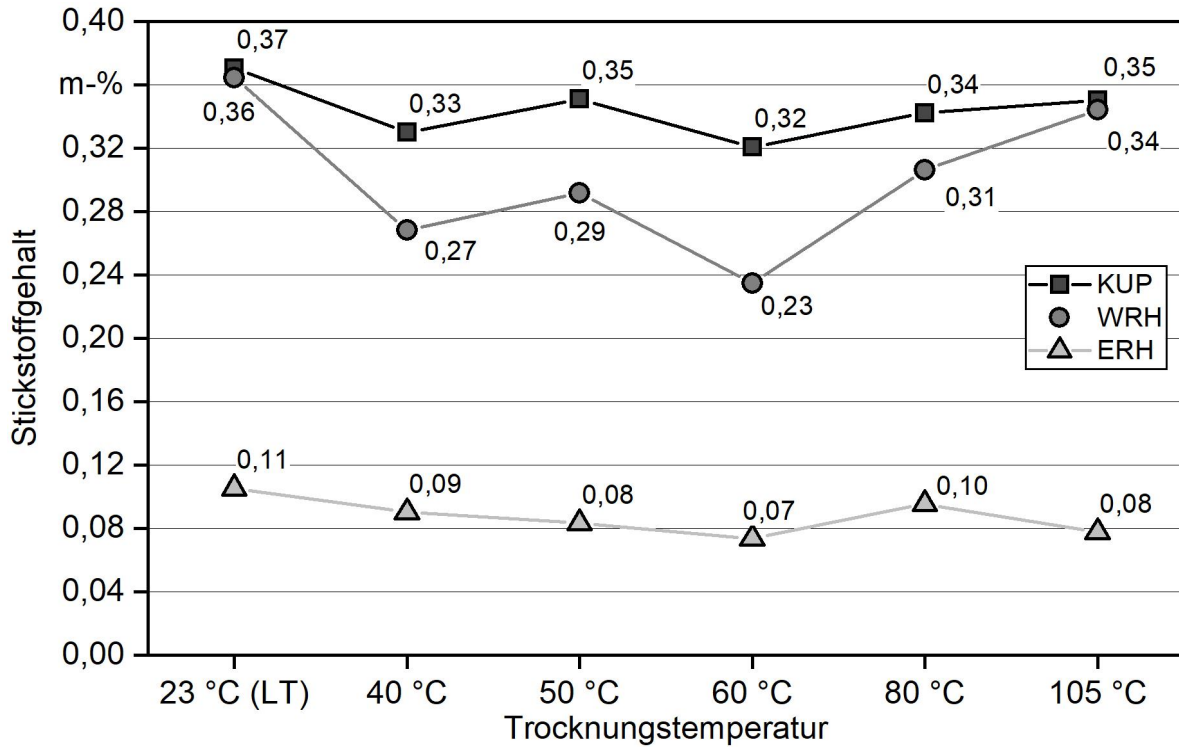


Abbildung 65: Stickstoffgehalt bei verschiedenen Trocknungstemperaturen auf wasserfreier Bezugsbasis (LT = bei Raumluft getrocknete Probe)

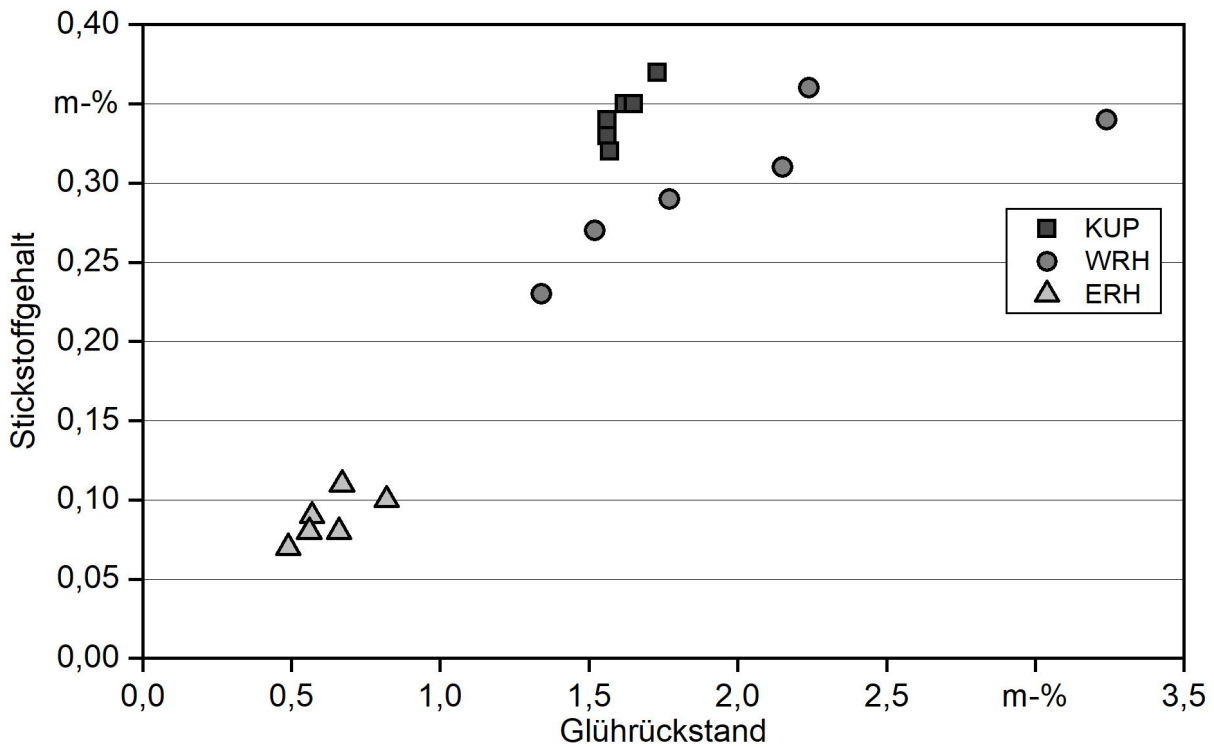


Abbildung 66: Zusammenhang zwischen Stickstoffgehalt in den Holzhackschnitzeln und dem Glührückstand

$$N(\text{normiert})_{WRH,23^{\circ}C} = \frac{N_{WRH,23^{\circ}C}}{GRS_{WRH,23^{\circ}C}} \times GRS_{WRH,min} = \frac{0,365\%}{2,24\%} \times 1,34\% = 0,218\% \quad (7.1)$$

Aus den auf den Glührückstand normierten und auf den niedrigsten Glührückstand berichtigten Stickstoffgehalten (Abbildung 67) ist zu erkennen, dass eine Trocknung bis 60 °C bei WRH und ERH keinen bzw. nur einen geringen Einfluss auf den Stickstoffgehalt hatte. Erst bei Trocknungstemperaturen ab 80 °C war eine Stickstoffabnahme ersichtlich.

Beim KUP-Sortiment war dieser Trend nicht zu erkennen. Die Normierung auf den Glührückstand scheint hier den grafischen Verlauf nicht zu verändern, sondern ist vergleichbar mit dem in Abbildung 65. Der Stickstoffgehalt der KUP-Hackschnitzel und des ERH liegt in Holz und Rinde gebunden vor. Bei WRH kommen noch Nadeln und Feinreisig dazu, die oft hohe N-Gehalte aufweisen und in denen N auch anders gebunden sein dürfte als in den Nadeln. WRH reagiert auf die höhere Trocknungstemperatur empfindlicher als ERH und KUP. Da WRH ebenso wie ERH und KUP sowohl Holz als auch Rinde enthält, die sich analog verhalten sollten, liegt die Schlussfolgerung nahe, dass der N-Verlust bei WRH primär aus den Nadeln und dem Feinreisig stammen könnte. Hierzu wären weitere Untersuchungen notwendig.

Tabelle 50: Gemessene Parameter von KUP, WRH und ERH bei verschiedenen Trocknungstemperaturen (wf = wasserfreie Bezugsbasis)

Parameter	Sortiment	Trocknungstemperatur in °C					
		23	40	50	60	80	105
N-Gehalt in m-%, wf	KUP	0,37	0,33	0,35	0,32	0,34	0,35
	WRH	0,36	0,27	0,29	0,23	0,31	0,34
	ERH	0,11	0,09	0,08	0,07	0,10	0,08
Glührückstand in m-%, wf	KUP	1,73	1,56	1,62	1,57	1,56	1,65
	WRH	2,24	1,52	1,77	1,34	2,15	3,24
	ERH	0,67	0,57	0,56	0,49	0,82	0,66
C-Gehalt in m-%, wf	KUP	49,7	49,6	49,7	49,6	49,6	49,6
	WRH	51,1	51,0	50,9	51,0	50,9	50,7
	ERH	50,0	50,8	50,6	50,4	50,6	50,3
H ₂ O entfernt in m-%, wf	KUP	57,2	57,6	58,2	58,6	58,8	58,8
	WRH	46,6	48,8	49,3	47,7	50,5	51,4
	ERH	44,5	46,9	48,5	45,7	48,6	49,2
N-Gehalt normiert in m-%, wf	KUP	0,33	0,33	0,34	0,32	0,34	0,33
	WRH	0,22	0,24	0,22	0,23	0,19	0,14
	ERH	0,08	0,08	0,07	0,07	0,06	0,06

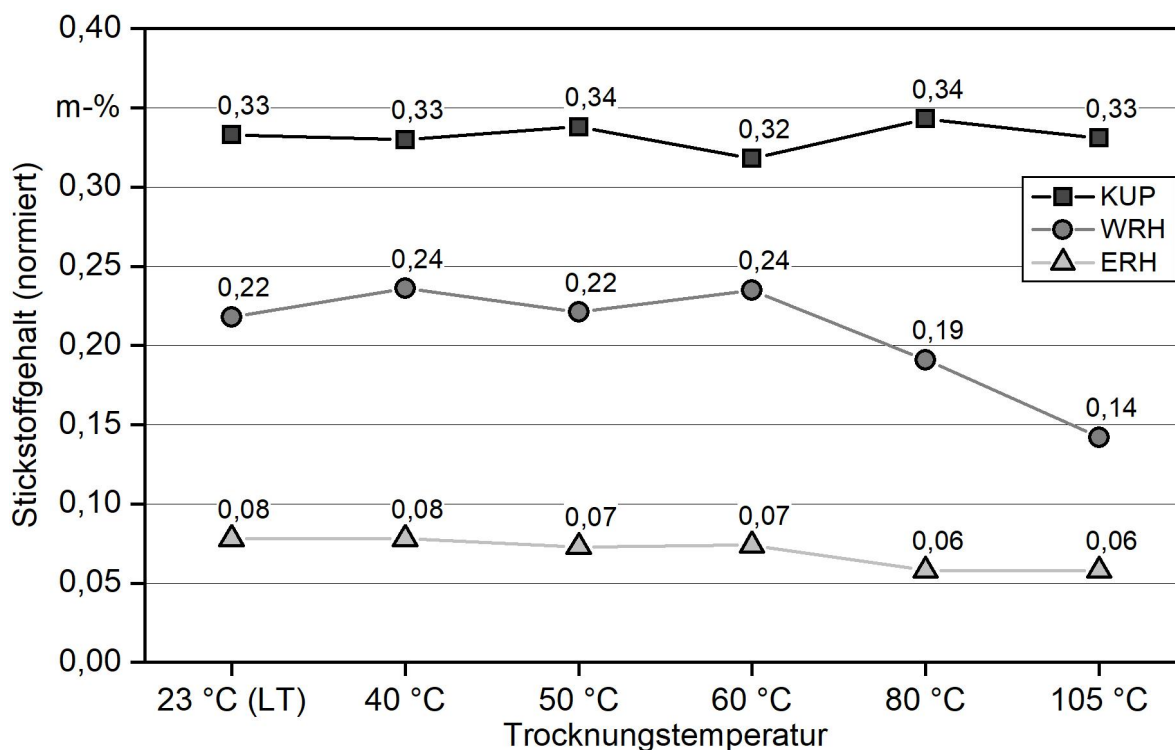


Abbildung 67: Stickstoffgehalt in Holzhackschnitzeln in Abhängigkeit der Trocknungstemperatur (N-Gehalt normiert auf Glührückstand und berichtigt mit kleinstem Glührückstand des Sortiments; LT = bei Raumluft getrocknete Probe)

7.9.4 Zusammenfassung

Höhere Trocknungstemperaturen können je nach Sortiment zu einem Verlust an Stickstoff in Holzproben führen. Bis 60 °C ist von keinen oder nur geringen Verlusten auszugehen. Höhere Trocknungstemperaturen sind für die Analyse chemischer Inhaltsstoffe, insbesondere Stickstoff, zu vermeiden. Bei der Probenbeschaffung der Holzhackschnitzel aus Region A wurde während der technischen Trocknung (Biogasanlage) daher die Temperatur der Zuluft am Eingang des Containers mit einem Thermostat auf 50 °C geregelt und somit limitiert (Abschnitt 4.2.2). Von eventuellen Stickstoffverlusten durch die technische Trocknung mittels Biogasanlage ist bei diesen Proben nicht auszugehen.

Obwohl eine Trocknung bei 60 °C anhand der Daten vermutlich zu keinem N-Verlust führt, wurden nach Abschluss des hier vorgestellten Versuchs als Vorsichtsmaßnahme alle Proben an der LWF nur noch bei 40 °C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet, um auch geringe Stickstoffverluste ausschließen zu können. Die Trocknung der Analyseproben am TFZ erfolgte bei Raumtemperatur. Die Proben müssen dabei, insbesondere in den ersten Tagen, regelmäßig mit sauberen Laborhandschuhen gewendet werden. Je nach Probenmenge und Wassergehalt kann diese Art der Trocknung bis zu zehn Tagen dauern. Wenn möglich sollte bei größeren Mengen die Probe geteilt und in mehreren Kisten getrocknet werden.

7.10 Exkurs: Analyse des Waschwassers bei der technischen Waschung von Holzhackschnitzeln

KUCHLER, KUPTZ, RIEBLER

Bei den in Abschnitt 4.3.1 beschriebenen Waschversuchen zur Aufbereitung von Holzhackschnitzeln fiel Waschwasser an, das mit abfiltrierbaren Stoffen, aber auch mit im Wasser gelösten chemischen Inhaltsstoffen angereichert sein könnte. Für eine mögliche industrielle Umsetzung des Waschens von Brennstoffen an Biomassehöfen ist daher die Beschaffenheit des Waschwassers abwasserrechtlich zu bewerten.

7.10.1 Hintergrund

Bei der technischen Waschung von Holzhackschnitzeln können organische und mineralische Stoffe in gelöster oder fester Form in das Waschwasser gelangen. Vor allem durch die große Oberfläche der Holzhackschnitzel aufgrund der vorangegangenen Zerkleinerung, aber auch durch die mechanische Zerstörung der Pflanzenzellen sowie durch eine möglicherweise vorangegangene Zersetzung des Holzes infolge mikrobieller Aktivität könnte die Auswaschung abwasserrechtlich relevanter Stoffe beim Waschen von Holzhackschnitzeln im industriellen Maßstab gegenüber den einschlägigen Vorgaben erhöht sein. Je nachdem wie mit dem verunreinigten Waschwasser umgegangen wird, könnten diese Stoffe über eine Versickerung direkt in den Boden oder oberirdisch in ein nahes Oberflächengewässer gelangen. Alternativ könnte das Waschwasser gemäß den örtlichen Abwasserbestimmungen in die Kanalisation eingeleitet werden.

Abwasserrechtlich ist in der Bundesrepublik Deutschland v. a. die „Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer“ (Abwasserverordnung – AbwV) [6] zu beachten. Unterschieden wird dabei die Einleitung in Oberflächengewässer (Direkteinleitung) von der Einleitung in die Kanalisation (indirekte Einleitung). Die AbwV definiert dabei 57 Anhänge, in denen je nach Anwendungsfall abwasserrelevante Parameter für die Beurteilung des Abwassers festgelegt werden. Im Fall der Direkteinleitung in Oberflächengewässer sind beispielsweise der chemische (CSB) und der biologische (BSB₅) Sauerstoffbedarf relevant. CSB und BSB₅ geben die Menge an Sauerstoff wieder, die zur chemischen Oxidation bzw. zum biologischen Abbau der organischen Fracht in einer Wasserprobe notwendig wäre [14] [38]. Ein sehr hoher Sauerstoffbedarf könnte einen Sauerstoffmangel im eingeleiteten Gewässer zur Folge haben. Beide Parameter (CSB, BSB₅) kommen daher regelmäßig bei der Bewertung von Abwässern im Sinne der AbwV zum Einsatz. Neben CSB und BSB₅ finden sich in der AbwV je nach Anhang weitere Grenzwerte, beispielsweise für ausgewählte chemische Verbindungen wie Ammoniumnitrat oder Phosphor.

Für den hier beschriebenen Anwendungsfall „technisches Waschen von Holzhackschnitzeln“ existieren aktuell keine Grenzwerte in der AbwV. Das Bayerische Landesamt für Umwelt (LfU) schätzte auf Nachfrage der LWF im Projekt „Qualitätserhaltende Hackschnitzellagerung“ (FKZ: EW/13/53) Sickerwasserproben aus der Lagerung von Holzhackschnitzeln als belastet ein, die einen CSB-Wert von ca. 100 bis 300 mg/l bzw. einen BSB₅-Wert

von ca. 20 bis 50 mg/l aufweisen [52] [57]. Die vom LfU genannten Werte sind hinsichtlich der Größenordnung vergleichbar mit den Anforderungen an die Wiedereinleitung von häuslicher und kommunaler Abwässer (AbwV – Anhang 1). Die AbwV gibt in diesem Fall für den CSB einen Grenzwert von 150 mg/l und für BSB₅ von 40 mg/l an (Tabelle 51).

Tabelle 51: Grenzwerte abwasserrechtlich relevanter Parameter, die für die Waschung von Holzhackschnitzeln angewendet werden könnten

Parameter	AbwV – Anhang 1 ^a	AbwV – Anhang 13 ^b	Einordnung durch das LfU
CSB in mg/l	75 bis 150	200	100 bis 300
BSB ₅ in mg/l	15 bis 40	–	20 bis 50
Abfiltrierbare Stoffe in mg/l	–	35	–
Ammoniumstickstoff in mg/l	10	–	–
Stickstoff (gesamt) in mg/l	13–18	–	–
Phosphor in mg/l	1–2	–	–

^a AbwV – Anhang 1: Häusliches und kommunales Abwasser

^b AbwV – Anhang 13: Herstellung von Holzspanplatten, Holzfasernplatten oder Holzfasermatten

Nach aktuellen Studien der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft zu Sickerwasserausträgen bei der Lagerung von Holzhackschnitzeln in großen Haufwerken sind vor allem organische Kohlenstoffverbindungen, gemessen als *Total Organic Carbon* (TOC), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) oder biologischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), aber auch der Gehalt abfiltrierbarer Stoffe und ggf. die Gehalte an Phosphor (P) und Zink (Zn) abwasserrechtlich relevant [57]. Weitere Inhaltsstoffe oder Parameter der AbwV (z. B. Ammoniumnitrat, Schwermetalle) wurden aufgrund unkritischer Werte dagegen als nicht relevant eingestuft.

7.10.2 Material und Methoden

Ausgehend von den Studien der LWF zur Beschaffenheit von Sickerwasser aus der Lagerung größerer Holzhackschnitzelmieten [57] wurde im Rahmen dieser Untersuchung nur eine kleine Auswahl möglicher Parameter, die abwasserrechtlich im Sinne der AbwV relevant sein könnten, analysiert. Diese umfassen den chemischen und den biologischen Sauerstoffbedarf (CSB, BSB₅), den Gehalt abfiltrierbarer Stoffe sowie ausgewählte chemische Inhaltsstoffe (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P und Si). Schwermetallgehalte wie Zn wurden nicht analysiert.

Für die inhaltsstoffliche Analyse des Waschwassers war es zunächst wichtig, repräsentative Proben aus dem zum Waschen verwendeten IBC-Tank zu gewinnen (vgl. Abbildung 20). Hierzu wurde ein Konzept für die Probeentnahme in Abstimmung mit der LWF erstellt. Das gesamte Waschwasser im IBC-Tank wurde nach Beendigung des jeweiligen Wasch-

vorgangs manuell homogenisiert, indem der Inhalt des Tanks mit einem Holzstab umgerührt wurde. Anschließend wurden je Waschvorgang (drei Waschvorgänge je Material) vier Proben genommen. Zwei der Proben (jeweils 0,1 l) wurden in der Mitte des Tanks, zwei weitere Proben (0,1 l und 1 l) am Auslass des IBC-Tanks 30 Sekunden nach dem Öffnen abgefüllt und unverzüglich gekühlt gelagert. Insgesamt wurden somit je Material (ERH, WRH) zwölf Proben gewonnen, neun davon mit einem Volumen von 0,1 l und drei mit einem Volumen von 1 l.

Die 1-Liter-Proben dienen jeweils der Analyse des chemischen und biologischen Sauerstoffbedarfs (CSB und BSB₅). Diese Analysen erfolgten über ein externes Analyselabor (SER Stadtentwässerung und Straßenreinigung Straubing) nach DIN EN ISO 15705 [14] und DIN EN ISO 5815-1 [38]. Die 1-Liter-Flaschen wurden sofort nach der Entnahme dunkel und gekühlt für maximal 24 h gelagert sowie unmittelbar nach Beendigung der Versuche dem externen Labor zur Analyse des CSB und BSB₅ übergeben.



Abbildung 68: Proben zur inhaltsstofflichen Analyse an der LWF (links: Doppelbestimmung des Leitungswassers; Mitte: Waschwasser des WRH, jeweils drei Proben pro Durchgang; rechts: Waschwasser des ERH, jeweils drei Proben pro Durchgang)

Die Proben mit 0,1 l Fassungsvermögen wurden für die inhaltsstoffliche Analyse der LWF übergeben (Abbildung 68). Ergänzend wurden Analysen an unbehandeltem Leitungswasser aus Straubing (Doppelbestimmung) durchgeführt. Die inhaltsstofflichen Analyseproben wurden an der LWF mittels 0,45-µm-EZ-Pak-Membranen (Merck KGaA) in Filtrat und Filtrerrückstand getrennt. Das Leitungswasser wurde ebenfalls gefiltert, um eine vergleichbare Referenz zu erzeugen. Die Analysen des Filtrats erfolgten nach DIN EN ISO 17294-2, die der Filtrerrückstände analog der Analyse der Holzhackschnitzel (vgl. Kapitel 5).

7.10.3 Ergebnisse und Diskussion

Eine erste optische Beurteilung der ungefilterten Wasserproben zeigte eine deutlich dunklere Braunfärbung der Analyseproben aus der Waschung von WRH verglichen mit ERH

(Abbildung 68). Dies lässt einen höheren Anteil gelöster Stoffe in den Waldrestholz- verglichen mit den Energierundholzproben erwarten.

In Tabelle 52 werden die Massen der Filterrückstände der Waschwasserproben, die an der LWF analysiert wurden, quantitativ dem Waschwasser gegenübergestellt. Die Proben für die Analyse des chemischen und biologischen Sauerstoffbedarfs (CSB, BSB₅) wurden hierfür nicht verwendet. Die Ergebnisse der Massen wurden rechnerisch zu einer Gesamtprobe zusammengefasst und entsprachen jeweils ca. 0,05 m-% der gesamten bei den Versuchen aus Abschnitt 4.3.1 verwendeten Wassermenge je Sortiment.

Tabelle 52: Masse getesteten Waschwassers und der dabei abgeschiedenen Filterrückstände bei der Waschung von Holzhackschnitzeln aus ERH und WRH

Parameter	Leitungswasser (Referenzprobe)	Waschwasser der WRH-Hackschnitzel	Waschwasser der ERH-Hackschnitzel
Masse an getestetem Waschwasser in g	233,91	1.036,12	1.056,92
Masse der Filterrück- stände in g	0,00	0,24	0,15
Wassermenge je Sortiment in l	–	2.250	2.250

Die inhaltsstofflichen Analysen des Waschwassers wurden sowohl für das gefilterte Wasser als auch an den Filterrückständen durchgeführt (siehe Tabelle 53 bis Tabelle 55). Als Referenz wurde Leitungswasser verwendet. Bei den Filterrückständen wurde als Referenz ein Filter mit Leitungswasser behandelt und analysiert.

Die Analysen des gefilterten Waschwassers (nachfolgend als „Filtrate“ bezeichnet, Tabelle 53) zeigten, dass die Gehalte an Al, Fe und Na durch das Waschen der Holzhackschnitzel verglichen mit den Gehalten im Leitungswasser nahezu identisch waren. Al und Fe lagen zudem meist unter der Nachweisgrenze. Vor allem die Gehalte an K und Mn waren signifikant durch das Waschen des WRH gegenüber den anderen beiden Varianten erhöht (WRH > ERH > Referenz). Auch die Gehalte an Mg und Si stiegen im Waschwasser signifikant durch das Waschen von WRH gegenüber den anderen beiden Varianten an. Bezüglich P zeigte das Waschwasser der ERH die signifikant höchsten Werte. Die absoluten Unterschiede zwischen den Proben bezüglich Mg, Si und P sind allerdings als gering zu bewerten. Der Ca-Gehalt sank durch das Waschen von 95,39 mg/l auf 90,66 mg/l (WRH) bzw. auf 91,40 mg/l (ERH). Demnach kommt es durch das Waschen von Holzhackschnitzeln für die Elemente K und Mn zu deutlichen und für die Elemente Mg, P und Si zu geringen Anstiegen im Waschwasser, wohingegen für die Gehalte an Ca eine Abnahme durch das Waschen beobachtet wurde und die Gehalte an Al, Fe und Na keine wesentlichen Unterschiede aufwiesen.

Tabelle 53: Chemische Inhaltsstoffe der Filtrate aus den Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln in mg/l (n. b. = nicht bestimmt; unterschiedliche Buchstaben a bis c kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten; ANOVA Tukey-Test)

Parameter	Leitungswasser (Referenz) (n = 2)	Filtrat der WRH-HS (n = 9)	Filtrat der ERH-HS (n = 9)
Al	< 0,04 (± 0,00)	0,05 (± 0,01)	< 0,04 (± 0,00)
Ca	95,39 (± 0,29) ^b	90,66 (± 1,08) ^a	91,40 (± 0,77) ^a
Cu	n. b.	n. b.	n. b.
Fe	< 0,07 (± 0,00)	< 0,07 (± 0,00)	< 0,07 (± 0,00)
K	3,43 (± 0,02) ^a	16,07 (± 2,50) ^c	7,82 (± 0,15) ^b
Mg	22,93 (± 0,09) ^a	23,51 (± 0,02) ^b	23,01 (± 0,19) ^a
Mn	0,01 (± 0,01) ^a	2,81 (± 0,46) ^c	0,69 (± 0,03) ^b
Na	28,92 (± 0,09) ^b	28,16 (± 0,26) ^a	28,54 (± 0,19) ^b
P	0,15 (± 0,01) ^a	0,17 (± 0,02) ^a	0,27 (± 0,01) ^b
Si	6,45 (± 0,01) ^a	6,57 (± 0,07) ^b	6,49 (± 0,05) ^a
Zn	n. b.	n. b.	n. b.

Die Filtrerrückstände des getesteten Waschwassers beliefen sich auf 0,02 m-% (WRH) und 0,01 m-% (ERH, siehe Tabelle 52). Berechnet als Anteil abfiltrierbarer Stoffe ergaben sich demnach für Waldrestholz ca. 230 mg/l und für Energierundholz ca. 140 mg/l. Die Werte lagen damit über dem Grenzwert von 35 mg/l nach Anhang 13 der AbwV („Herstellung von Holzspanplatten, Holzfasernplatten oder Holzfasermatten“, siehe Tabelle 51). In Anhang 1 der AbwV gibt es keinen Grenzwert für diesen Parameter. In der hier durchgeführten Studie ist allerdings zu beachten, dass es sich um händisch gezogene Analyseproben handelt und ein Großteil des tatsächlichen Sediments, das beim eigentlichen Waschen der Holzhackschnitzel im IBC-Container anfiel, nicht beprobt wurde.

Bezüglich der Gehalte chemischer Inhaltsstoffe in den Filtrerrückständen war je nach Sortiment und Elementen eine z. T. hohe Streuung zu erkennen (Tabelle 54). Die Analysen der Filtrerrückstände zeigten, dass Ca das mengenmäßig häufigste Element in den Filtrerrückständen war, gefolgt von Al. Daneben wurden hohe Gehalte an Fe, K, Mg und P gefunden. In nahezu allen Fällen nahmen die Elementgehalte signifikant im Vergleich zu dem nur mit Leitungswasser beladenen Referenzfilter zu. Im Fall von K und Mn war der Gehalt auf den Filtrerrückständen von WRH zudem signifikant höher als der von ERH. Insgesamt sind die Massen der Filtrerrückstände jedoch als sehr gering einzuschätzen und die Repräsentativität für das gesamte Waschwasser ist kritisch zu hinterfragen.

Tabelle 54: Chemische Inhaltsstoffe der Filtrerrückstände aus den Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln in mg/kg auf wasserfreier Bezugsbasis (n. b. = nicht bestimmt; unterschiedliche Buchstaben a bis c kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten; ANOVA Tukey-Text)

Parameter	Referenzfilter mit Leitungswasser (n = 2)	Filtrerrückstand der WRH-HS (n = 9)	Filtrerrückstand der ERH-HS (n = 9)
Al	< 2 (± 0) ^a	5.799 (± 1110) ^b	4.917 (± 1979) ^b
Ca	1.008 (± 120) ^a	15.489 (± 1427) ^b	14.639 (± 3402) ^b
Cu	1 (± 0) ^a	53 (± 24) ^b	38 (± 13) ^{ab}
Fe	25 (± 6) ^a	2.884 (± 546) ^b	2.526 (± 935) ^b
K	< 21 (± 0) ^a	3.454 (± 616) ^c	2.112 (± 771) ^b
Mg	361 (± 2) ^a	2.811 (± 341) ^b	3.649 (± 1255) ^b
Mn	2 (± 1) ^a	789 (± 102) ^c	272 (± 76) ^b
Na	n. b.	n. b.	n. b.
P	< 14 (± 0) ^a	3.682 (± 1027) ^b	1.460 (± 400) ^a
Si	n. b.	n. b.	n. b.
Zn	< 1 ^a	173 (± 24) ^b	139 (± 51) ^b

Verglichen mit den ungewaschenen Holzhackschnitzelproben (Tabelle 55) lagen die Gehalte der chemischen Inhaltsstoffe der Filtrerrückstände deutlich über denen der Brennstoffe. Ähnliche Effekte wurden bereits beim Waschen von Holzhackschnitzeln im Projekt „Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel“ (FKZ: K/10/17) beobachtet [43]. Bei dem Material auf den Filtern handelt es sich vermutlich um eine Mischung von Biomasse und Mineralboden. Die hohen Gehalte an K und P in den Filtrerrückständen verglichen mit dem Ausgangsmaterial deuten beispielsweise auf einen hohen Anteil an Nadel- und Rindenpartikel auf dem Filter hin. Das Fe/Mn-Verhältnis der Filtrerrückstände war jedoch in allen Fällen deutlich > 1,4 und macht demnach einen relevanten Anteil an Mineralboden im Filtrerrückstand ersichtlich. Derselbe Index lieferte im Fall der gewaschenen und ungewaschenen Holzhackschnitzel das Ergebnis „Biomasse“. Der Al/200-Koeffizient würde dagegen auf einen hohen Anteil an Mineralboden im ungewaschenen Brennstoff hindeuten. Somit ist anzunehmen, dass die Nullproben aus der Region A bereits zum Zeitpunkt der Anlieferung an das TFZ zu einem gewissen Maße mit Mineralboden verschmutzt waren und dass durch den Waschvorgang dieser Mineralboden von den Holzhackschnitzeln abgewaschen wurde und als Filtrerrückstand wiedergefunden werden konnte. Dies konnte in einer separaten Studie nachgewiesen werden, die im TFZ-Bericht „Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Prüfung, Vermeidung und Qualitätssicherung“ dargestellt ist. Eine präzise Quantifizierung des Anteils an Mineralboden an dem gesamten Filtrerrückstand ist anhand der hier herausgearbeiteten Ergebnisse allerdings nicht möglich.

Tabelle 55: Aschegehalt, Feinanteil und Auszug der chemischen Inhaltsstoffe der Holzhackschnitzel der Region A aus WRH und ERH vor (-NP) und nach dem Waschen (-W) (wf = wasserfreie Bezugsbasis)

Parameter	WRH-A-NP	WRH-A-W	ERH-A-NP	ERH-A-W
Aschegehalt in m-%, wf	1,95	1,73	1,04	0,74
Feinanteil in m-%	20,4	19,5	8,6	6,7
Al in mg/kg, wf	714	322	239	106
Ca in mg/kg, wf	4.298	3.900	1.847	1.770
Cu in mg/kg, wf	3,0	2,6	1,6	1,3
Fe in mg/kg, wf	332	169	121	49
K in mg/kg, wf	1.467	991	638	480
Mg in mg/kg, wf	574	459	355	303
Mn in mg/kg, wf	776	658	272	240
Na in mg/kg, wf	71	57	32	51
P in mg/kg, wf	298	251	84	63
Si in mg/kg, wf	3.904	1.799	1.563	973
Zn in mg/kg, wf	40	38	21	21

Als Bodenplatte und als Deckel für die Waschbox wurden 2-mm-Rundlochsiebe verwendet. Feine Holz- und Rindenpartikel, aber auch eventuell anhaftender Humus oder Mineralboden können durch den Waschprozess vom Brennstoff abgelöst werden und in das Waschwasser gelangen. In der Folge änderte sich auch der Feinanteil der Holzhackschnitzel, d. h., die Partikelfraktion mit einem Durchmesser < 3,15 mm verringerte sich bei WRH von 20,4 m-% auf 19,5 m-% und bei ERH von 8,6 m-% auf 6,7 m-% (siehe Tabelle 55). Gleichzeitig kam es zu einer Abnahme des Aschegehalts.

Die Gehalte an Al, Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, P, Si und Zn der Holzhackschnitzelproben sanken in beiden Sortimenten nach dem Waschen. Gleichzeitig nahmen alle diese Elemente in den Filtrerrückständen zu. Im Filtrat änderten sich die Gehalte an Al, Fe, Mg, Na, P und Si dagegen kaum, was auf eine geringe Löslichkeit dieser Elemente in Wasser schließen lässt. Im Gegensatz dazu wurde für den Gehalt an K und, im geringen Maß, auch für Mn ein Anstieg im Filtrat gemessen, was auf eine bessere Löslichkeit dieser beiden Elemente beim Waschen von Holzhackschnitzeln hindeutet. Eine hohe Löslichkeit für K, aber auch für P und Na wurde bereits bei Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln aus dem Kurzumtrieb beobachtet [56]. Die Lösung von K im Waschwasser war stärker ausgeprägt bei Holzhackschnitzeln aus Waldrestholz verglichen mit Energierundholzhackschnitzeln, vermutlich aufgrund der insgesamt deutlich höheren Gehalte an K in Waldrestholzhackschnitzeln [43] [54].

Bei beiden Sortimenten kam es zu einem Rückgang von Si in den gewaschenen Proben. Dies kann ebenfalls auf eine Abwaschung von Mineralboden zurückgeführt werden. Ein

Anstieg im Filterrückstand wird vermutet, wurde aber nicht durch das Labor der LWF analysiert.

Die Ergebnisse machen somit deutlich, dass ein Großteil der chemischen Inhaltsstoffe, die durch das Waschen von Holzhackschnitzeln ins Waschwasser gelangen, in den Filterrückständen und nicht im Waschwasser zu finden ist. Lediglich K und ggf. P könnten im gefilterten Waschwasser erhöht sein.

Der mittlere chemische Sauerstoffbedarf (CSB) des Waschwassers lag bei 218 bis 575 mg/l, der biologische Sauerstoffbedarf (BSB₅) bei 52 bis 193 mg/l (Tabelle 56). Damit überschritten beide Werte die Grenzwerte nach Anhang 1 und Anhang 13 der AbwV oder aus den Empfehlungen des LfU (Tabelle 51). Folglich ist eine direkte Einleitung des Waschwassers in Oberflächengewässer zu vermeiden.

Tabelle 56: Chemischer (CSB) und biologischer Sauerstoffbedarf (BDB₅) des Waschwassers aus den Waschversuchen mit Holzhackschnitzeln in mg/l

Parameter	Leitungswasser (Referenz) (n = 2)	Filtrat der WRH-HS (n = 3)	Filtrat der ERH-HS (n = 3)
CSB	1	575 (± 48)	218 (± 43)
BDB ₅	1	193 (± 40)	52 (± 3)

Die zum Vergleich herangezogenen Grenzwerte zur Beurteilung des Waschwassers sind im vorliegenden Projekt kritisch zu hinterfragen, da das technische Waschen von Holzbrennstoffen an Biomassehöfen eher nicht mit einer Einleitung in Oberflächengewässer einhergehen würde. Vielmehr ist anzunehmen, dass das Wasser analog dem Waschen von Zuckerrüben im Prozess recycelt werden würde [4]. Bei einer Entsorgung ist wiederum anzunehmen, dass das Waschwasser indirekt in die örtliche Kanalisation eingeleitet oder separat in einem Auffang- bzw. Sedimentationsbecken gesammelt werden würde. Letzteres wäre aufgrund der während des Waschvorgangs, nicht jedoch in den Analyseproben beobachteten Sedimentfracht zu empfehlen, um bestehende Gully- und Rohrsysteme mechanisch zu entlasten. Alternativ wäre denkbar, das Wasser in geeigneten Becken zu verdunsten.

Für eine stoffliche Verwertung, beispielsweise als flüssiges Düngemittel, ist das Waschwasser uninteressant, da die Gehalte der Elemente P oder K im Filtrat zu niedrig waren. Der Gehalt an N wurde allerdings nicht analysiert. Eventuell lässt sich durch geeignete Verdunstungsverfahren der Gehalt an Nährstoffen aufkonzentrieren. Alternativ könnte eine Verwendung als Bodenhilfsstoff geprüft werden.

7.10.4 Schlussfolgerung

Die technische Waschung von Holzhackschnitzeln ist derzeit kein gängiges Verfahren in der Praxis. Da andere Brennstoffqualitätsparameter wie beispielsweise der Wassergehalt durch diesen Prozessschritt negativ beeinflusst werden könnten, ist aktuell nicht von einer industriellen Umsetzung auszugehen.

Die Ergebnisse der hier dargestellten Studie zeigen allerdings, dass ein Entsorgungskonzept bzw. Verwertungskonzept für das Waschwasser am Biomassehof zu empfehlen ist, sollte es zu einer technischen Umsetzung des Waschens von Holzhackschnitzeln im industriellen Maßstab kommen. Aufgrund hoher CSB und BSB₅-Werte ist eine direkte Einleitung in Oberflächengewässer nicht möglich. Eine Vorsammlung des Wassers in einem Absetzbecken vor einer Einleitung in die örtliche Kanalisation könnte empfohlen werden, um ggf. hohe Anteile an Sediment, das im Waschwasser gelöst sein könnte, abzuscheiden. Alternativ könnte das Waschwasser analog der Reinigung von Zuckerrüben mittels Sandklassierern, Bogensieben oder Lamellenklärenern aufgereinigt und anschließend dem Reinigungskreislauf erneut zugeführt werden. Der übrig bleibende Schlamm kann zur weiteren Sedimentation beispielsweise in Absetzteiche geleitet oder einer Abwasseraufbereitungsanlage zugeführt werden [4]. Alternativ sollten bioökonomisch interessante Pfade, beispielsweise eine Aufkonzentrierung relevanter Nährstoffe durch Verdunstung, geprüft werden.

Berichte aus dem TFZ

Bisher erschienene Ausgaben der Schriftenreihe des Technologie- und Förderzentrums:

- 1 Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich – Projektphase 1: Erhebung der Ölqualität und Umfrage in der Praxis
- 2 Erprobung der Brennwerttechnik bei häuslichen Holzhackschnitzelheizungen mit Sekundärwärmetauscher
- 3 Daten und Fakten zur dezentralen Ölgewinnung in Deutschland
- 4 Untersuchungen zum Feinstaubausstoß von Holzzentralheizungsanlagen kleiner Leistung
- 5 Qualität von kaltgepresstem Rapsöl als Speiseöl und Festlegung eines Qualitätsstandards
- 6 Entwicklung einer Prüfmethode zur Bestimmung der Cetanzahl von Rapsölkraftstoff
- 7 Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Rapsöl als Kraftstoff und dem Motorenöl in pflanzenöлтаuglichen Motoren
- 8 Wärmegewinnung aus Biomasse – Begleitmaterialien zur Informationsveranstaltung
- 9 Maize as Energy Crop for Combustion – Agricultural Optimisation of Fuel Supply
- 10 Staubemissionen aus Holzfeuerungen – Einflussfaktoren und Bestimmungsmethoden
- 11 Rationelle Scheitholzbereitstellungsverfahren
- 12 Qualitätssicherung bei der dezentralen Pflanzenölerzeugung für den Nicht-Nahrungsbereich – Technologische Untersuchungen und Erarbeitung von Qualitätssicherungsmaßnahmen
- 13 Getreidekörner als Brennstoff für Kleinf Feuerungen – Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte
- 14 Mutagenität der Partikelemissionen eines mit Rapsöl- und Dieselmotoren betriebenen Traktors
- 15 Befragung von Betreibern dezentraler Ölsaatenverarbeitungsanlagen
- 16 Schnellbestimmung des Wassergehaltes im Holzsplit
- 17 Untersuchungen zum Einsatz rapsölbetriebener Traktoren beim Lehr-, Versuchs- und Fachzentrum für Ökologischen Landbau und Tierhaltung Kringell
- 18 Miscanthus als nachwachsender Rohstoff – Ergebnisse aus bayerischen Forschungsarbeiten
- 19 Miscanthus: Anbau und Nutzung – Informationen für die Praxis

- 20 Prüfung der Eignung von Verfahren zur Reduktion ablagerungs- und aschebildender Elemente in Rapsölkraftstoff bei der dezentralen Erzeugung
- 21 Kleine Biomassefeuerungen – Markt Betrachtungen, Betriebsdaten, Kosten und Wirtschaftlichkeit
- 22 Partikelemissionen aus Kleinfeuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen
- 23 Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel
- 24 Charakterisierung von Holzbriketts
- 25 Additivierung von Rapsölkraftstoff – Auswahl der Additive und Überprüfung der Wirksamkeit
- 26 Status quo der dezentralen Ölgewinnung – bundesweite Befragung
- 27 Entwicklung einer Siloabdeckung aus nachwachsenden Rohstoffen
- 28 Sorghumhirse als nachwachsender Rohstoff – Sortenscreening und Anbauszenarien
- 29 Sorghum als Energiepflanze – Optimierung der Produktionstechnik
- 30 Ethanol aus Zuckerhirse – Gesamtkonzept zur nachhaltigen Nutzung von Zuckerhirse als Rohstoff für die Ethanolherstellung
- 31 Langzeiterfahrungen zum Einsatz von Rapsölkraftstoff in Traktoren der Abgasstufen I und II
- 32 Pflanzenöлтаugliche Traktoren der Abgasstufe IIIA – Prüfstanduntersuchungen und Feldeinsatz auf Betrieben der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft
- 33 Betriebs- und Emissionsverhalten eines pflanzenöлтаuglichen Traktors mit Rapsöl, Sojaöl und Sonnenblumenöl
- 34 Dezentrale Ölsaatenverarbeitung 2012/2013 – eine bundesweite Befragung
- 35 Additivierung von Rapsölkraftstoff – Projektphase 2: Langzeit- und Prüfstanduntersuchungen
- 36 Nutzer- und Brennstoffeinflüsse auf Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen
- 37 Screening und Selektion von Amarantsorten und -linien als spurenelementreiches Biogassubstrat
- 38 Untersuchung der Praxistauglichkeit eines Elektrofilters für Kleinfeuerungsanlagen
- 39 Eignung von Buchweizen und Quinoa als späte Zweitfrüchte für die Biogasnutzung
- 40 Optimale Bereitstellungsverfahren für Holzhackschnitzel
- 41 Qualitätssicherung bei der dezentralen Herstellung von Rapsölkraftstoff nach DIN 51605

- 42 Weiterentwicklung einer Siloabdeckung auf Basis Nachwachsender Rohstoffe
- 43 Brennstoffqualität von Holzpellets
- 44 Herstellung und Demonstration der Praxistauglichkeit von Traktoren mit Motoren der Abgasstufe IV im Betrieb mit Pflanzenöl
- 45 ExpRessBio – Methoden
- 46 Qualität von Holzhackschnitzeln in Bayern
- 47 Pflanzenöлтаugliche Traktoren der Abgasstufen I bis IIIB
- 48 Sorghum als Biogassubstrat – Präzisierung der Anbauempfehlungen für bayerische Anbaubedingungen
- 49 Zünd- und Verbrennungsverhalten alternativer Kraftstoffe
- 50 Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern – Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen nach der ExpRessBio-Methode
- 51 Emissions- und Betriebsverhalten eines Biomethantraktors mit Zündstrahlmotor
- 52 Schnellbestimmung des Wassergehalts von Holzhackschnitzeln
- 53 Bioenergieträger mit Blühaspekt: Leguminosen-Getreide-Gemenge
- 54 Dauerkulturen – Aufzeigen der bayernweiten Anbaueignung
- 55 Lagerung von Holzhackschnitzeln
- 56 Holzhackschnitzel aus dem Kurzumtrieb
- 57 Optimierungspotenziale bei Kaminöfen – Emissionen, Wirkungsgrad und Wärmeverluste
- 58 Überführung einer Siloabdeckung auf Basis Nachwachsender Rohstoffe in die Praxisreife
- 59 Regionalspezifische Treibhausgasemissionen der Rapsverarbeitung in Bayern
- 60 Langzeitmonitoring pflanzenöлтаuglicher Traktoren der Abgasstufen I bis IV
- 61 Nutzereinflüsse auf die Emissionen aus Kaminöfen
- 62 Abgasverhalten von Fahrzeugen im realen Betrieb mit alternativen Kraftstoffen – Bestimmung mit einem portablen Emissionsmesssystem (PEMS)
- 63 Rapsölkraftstoff als Energieträger für den Betrieb eines forstwirtschaftlichen Vollernters (Harvester)
- 64 Amaranth als Biogassubstrat – Selektion zur Erarbeitung praxistauglicher Amaranthlinien für bayerische Standorte
- 65 Schwierige Pelletbrennstoffe für Kleinfeuerungsanlagen – Verbrennungstechnische Optimierung durch Additivierung und Mischung
- 66 Einflussfaktoren auf die NO_x-Emissionen in Hackschnitzelheizwerken zwischen 1 und 5 Megawatt

- 67 Gärrestversuch Bayern – Prüfung der langfristigen Nachhaltigkeit der Nutzungspfade Biogas und BtL
- 68 Hanf zur stofflichen Nutzung – Stand und Entwicklungen
- 69 Grundlagenorientierte Untersuchungen zum Zünd- und Verbrennungsverhalten von Pflanzenölkraftstoff und Übertragung auf ein Motorsystem der Abgasstufe V (EVOLUM)
- 70 Effiziente Lagerungs- und Aufbereitungsverfahren für Holzhackschnitzel
- 71 Ertragsstabilität, Etablierung und Umweltparameter mehrjähriger Energiepflanzen – Dauerkulturen II
- 72 Stoffliche Nutzung von Biomasseaschen als Baustein der Bioökonomie
- 73 Agri-Photovoltaik – Stand und offene Fragen
- 74 Erweiterte Holzpelletcharakterisierung – Einfluss bekannter und neuer Brennstoffparameter auf die Emissionen aus Pelletöfen und -kesseln
- 75 Entwicklung von Umbruchstrategien für Dauerkulturflächen und Weiterführung des Gärrestdüngungsversuchs in Durchwachsener Silphie
- 76 Mineralisch verschmutzte Holzbrennstoffe – Teil 1: Auswirkung auf die Verbrennung

