

Energieforschungsprogramm

Publizierbarer Endbericht

Programmsteuerung:

Klima- und Energiefonds

Programmabwicklung:

Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG)

Endbericht

erstellt am

31/03/2021

**Projekttitel: Entwicklung eines neuen Multifuel
Biomasse-Kessels mit niedrigsten
Schadstoffemissionen
(MultiFuelLowEmission)**

Projektnummer: 858771

Energieforschungsprogramm - 3. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Ausschreibung	3. Ausschreibung Energieforschungsprogramm
Projektstart	01/04/2017
Projektende	31/12/2020
Gesamtprojektdauer (in Monaten)	45 Monate
ProjektnehmerIn (Institution)	IWT – TU Graz (A), Hargassner (P1) und BEST (P2)
AnsprechpartnerIn	Robert Scharler, IWT – TU Graz
Postadresse	Inffeldgasse 25B, 8010 Graz
Telefon	0316 873 7804
Fax	
E-mail	Robert.scharler@tugraz.at
Website	https://www.tugraz.at/institute/iwt/home/

Entwicklung eines neuen Multifuel Biomasse- Kessels mit niedrigsten Schadstoffemissionen (MultiFuelLowEmission)

AutorInnen:

Robert Scharler, IWT – TU Graz

Andrés Anca-Couce, IWT – TU Graz

Georg Archan, IWT – TU Graz

Kai Schulze, BEST

Michael Eßl, BEST

Markus Buchmayr, Hargassner GmbH

Johann Gruber, Hargassner GmbH

1 Inhaltsverzeichnis

1	Inhaltsverzeichnis	4
2	Einleitung	5
3	Inhaltliche Darstellung	6
3.1	30 kW Laborreaktor Versuche (AP2)	6
3.2	Einzelpartikelreaktor (AP2)	9
3.3	200 kW Versuchsanlage (AP4 und AP6)	10
3.4	Modellentwicklung Biomasse-Festbettfeuerungen mit extremer Luftstufung (AP3 und AP5)	12
3.4.1	Einzelpartikelmodell CFD-Simulationen	12
3.4.2	Reaktionsmechanismus für extreme Luftstufung	13
3.4.3	Beschreibung der Partikeltrajektorien in CFD:	14
3.4.4	1D-Modell des Festbetts	15
3.4.5	Modell für die Freisetzung von K bei der Biomassekonversion	16
3.4.6	NO _x -Bildung bei extremer Luftstufung	16
4	Ergebnisse und Schlussfolgerungen	19
4.1	30 kW Laborreaktor (AP2)	19
4.1.1	Temperaturmessungen Brennstoffbett und Primärzone:	19
4.1.2	Extraktionsmessung in der Primärzone und Zonenausbildung innerhalb des Brennstoffbettes:	20
4.1.3	NO _x -Messungen	22
4.1.4	Gastemperaturmessung und Total Fixed Nitrogen (TFN)-Konversion in der Sekundärzone 23	
4.2	Results single particle reactor (AP2)	27
4.3	Modellierungsergebnisse (AP3 und AP5)	28
4.3.1	Ergebnisse 3D-CFD-Festbettmodellierung	28
4.3.2	Ergebnisse 1D-Festbettmodell	31
4.3.3	Ergebnisse K-Freisetzung	32
4.3.4	Untersuchung der Reaktionskinetik in idealen Reaktoren	34
4.4	200 kW Anlage – Anlagenkonzept (AP 4 und AP6)	37
4.4.1	Staubmessung	37
4.4.2	NO _x Messungen	39
4.4.3	Vergleich mit dem Stand der Technik PM- und NO _x -Messungen	42
5	Ausblick und Empfehlungen	46
6	Literaturverzeichnis	48
7	Anhang	50
8	Kontaktdaten	50

2 Einleitung

Um gesundheits- und klimaschädliche Luftschadstoffe wie Stickoxide (NO_x), Feinstaub, unverbrannte Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid zu senken, werden zunehmend strengere Emissionsgrenzwerte für Verbrennungsanlagen eingeführt. Auch für Biomasse-Kessel besteht in diesem Kontext der Bedarf nach einer Emissionsreduktion, wobei NO_x und Feinstaub hervorzuheben sind, da diese einen besonders großen Einfluss auf die Umweltbelastung haben. Des Weiteren gibt es aufgrund deutlich reduzierter Brennstoffkosten einen großen Marktdruck zur Nutzung von biogenen Reststoffen aus der Forst- und Landwirtschaft. Dazu kommt, dass landwirtschaftliche Reststoffe das größte ungenutzte Biomassepotential sowohl auf europäischer wie auf globaler Ebene darstellen, wobei das theoretische globale Potential zur Energiebereitstellung aus landwirtschaftlichen Reststoffen im Bereich von rd. 18 bis 82 EJ, bei einer gesamten Bioenergieproduktion von 56 EJ im Jahr 2017 liegt [1]. Die Reststoffe haben gegenüber den derzeit verwendeten relativ gut beherrschten Brennstoffen wie Holzpellets und Industriehackgut deutlich erhöhte Stickstoff- und Aschegehalte, was wiederum ungünstigere Verbrennungseigenschaften wie eine erhöhte Verschlackungs- und Depositionsneigung sowie potentiell höhere Staub- und NO_x -Emissionen mit sich bringt. Die Nutzung dieser Brennstoffe stellt somit deutlich höhere Anforderungen an die Feuerungstechnik, als dies dem Stand der Technik entspricht.

Ziel dieses Projekts war deswegen die Entwicklung einer neuen Feuerungstechnologie mit deutlich reduzierten Emissionen gegenüber marktüblichen Anlagen im Leistungsbereich $< 400 \text{ kW}$, die für eine große Bandbreite von biogenen Brennstoffen geeignet ist (neben Pellets und Hackgut z.B. Kurzumtriebsholz, Miscanthus und landwirtschaftliche Reststoffe). Die Verbrennung bei sehr niedrigem Sauerstoffgehalt im Brennstoffbett in einem Gegenstrom-Festbettvergaser und mit der mehrfachen Stufung der Luftzufuhr in der Anlage zur Einstellung von optimalen Prozessbedingungen in den verschiedenen Anlagenzonen ist in dieser Hinsicht ein vielversprechender Ansatz, wobei es aber noch erheblichen Forschungsbedarf gab bzw. gibt, um diese Anlage im Hinblick auf die Multi-Brennstoff-Einsatzbarkeit zur Marktreife zu führen und hinsichtlich Emissionsfaktoren zu optimieren.

Das Projektkonsortium bestehend aus der Forschungsgruppe "Sustainable, Clean and Bioenergy systems", am Institut für Wärmetechnik der TU Graz (TU Graz), dem österreichischen Biomasse-Kompetenzzentrum BEST - Bioenergy and Sustainable Technologies und dem österreichischen Biomassefeuerungshersteller Hargassner. In enger horizontaler und vertikaler Vernetzung wurden die Arbeitspakete (siehe Abbildung 1) gemeinsam durchgeführt. Diese Kooperation trug letztendlich zur Entwicklung eines technologisch herausragenden Produktes bei, welches für verschiedenste biogene Brennstoffe mit Emissionen, die weit unter dem Stand der Technik liegen, einsetzbar ist. Das Projekt beinhaltet einerseits Arbeitspakete von der Grundlagenforschung über die industrielle Forschung bis zur experimentellen Entwicklung (vertikale Vernetzung), um die Technologie zu einem Technologiereifegrad (TRL) 4 zu führen, andererseits werden in einer horizontalen Interaktion sowohl numerische Forschungsmethoden (CFD-Simulationen und reaktionskinetische Simulationen) als auch experimentelle Untersuchungen und Testläufe durchgeführt.

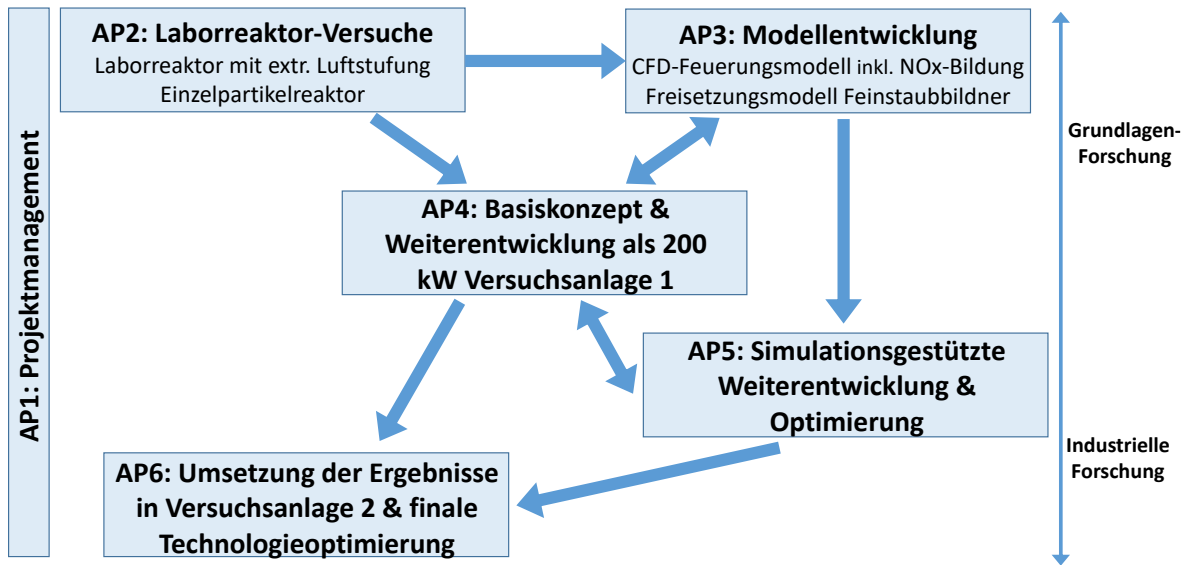


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Inhalte und Interaktion der Arbeitspakete (AP) des Projekts

In AP2 (siehe Abbildung 1), wurde ein spezieller 30 kW-Laborreaktor mit Festbettvergaser, mehrfacher Luftstufung und gestufter Rauchgasrezirkulation (Rezi) zur effizienten Temperaturkontrolle entwickelt, der dann in weiterer Folge dazu genutzt wurde, die Einflussfaktoren auf die Schadstoffbildung wissenschaftlich fundiert zu untersuchen. Ergänzend wurde dabei auch ein Einzelpartikel-Reaktor eingesetzt, um das Freisetzungsverhalten der Schadstoffbildner im Detail zu untersuchen. In AP3 wurden darauf aufbauend neue detaillierte Modelle, wie ein CFD-Modell für die Verbrennung und die NO_x -Bildung bei extremer Luftstufung, ein reaktionskinetisches Modell mit einem detaillierten NO_x -Bildungs-Reaktionsmechanismus und ein 1D-Freisetzungsmodell für die anorganischen Feinstaubbildner entwickelt. Diese Modelle wurden insbesondere in AP5 gezielt als effiziente Prozessanalyse-Werkzeuge für die Anlagenentwicklung und die Prozessoptimierung eingesetzt. In AP4 wurde basierend auf den Erkenntnissen von AP2, AP3 und AP5 ein Basiskonzept der neuen Technologie entwickelt und die 200 kW Versuchsanlage 1 (200 kW VA1) realisiert. Mit dieser wurden dann in AP4 systematischer Testläufe durchgeführt. Dabei wurden die relevanten Brennstoffe sowie die relevanten Einflussparameter wie Brennstoffbetthöhe, Last, Luftstufung, Verweilzeiten und Rauchgas-Rezirkulation (Rezi) untersucht. In einem letzten Schritt wurde in AP6 aufbauend auf den Untersuchungen eine Version 2 der 200 kW-Versuchsanlage umgesetzt, die dann wiederum in diesem AP experimentell und mit begleitenden Simulationen (in AP5) einer finalen Technologieoptimierung zugeführt wurde.

3 Inhaltliche Darstellung

3.1 30 kW Laborreaktor Versuche (AP2)

Der realisierte 30 kW Laborreaktor wurde als Biomasse-Verbrennungskessel mit drei verschiedenen Zonen und einem Wärmetauscher realisiert (siehe schematische Darstellung Abbildung 2, links). Er umfasst die primäre, sekundäre und tertiäre Luftmessstrecke, die primäre und sekundäre Rezi-

Messstrecke, die Rauchgasmessstrecke und einen Rauchgas-, drei Luft- und einen Rezi-Ventilator. Der 30 kW Laborreaktor hat einen Primärlufteintritt unterhalb des Rostes, einen Sekundärlufteintritt oberhalb des Bettes in der Sekundärzone, und einen Tertiärlufteintritt in der Tertiärzone. Diese Luftstufung hat folgende Vorteile:

- Primärluft: wird eingesetzt um durch eine niedrige Sauerstoffkonzentration im Brennstoffbett die Temperatur und damit die PM-Emissionen zu reduzieren und die Brennstoffflexibilität zu erhöhen,
- Sekundärluft: wird eingesetzt um unter ebenfalls reduzierenden Bedingungen eine effiziente NO_x-Emissionsminderung zu realisieren
- Tertiärluft: sorgt für einen vollständigen Ausbrand des Rauchgases

Die Rezi wird nach dem Rauchgasgebläse abgesaugt und über beheizte Rohre zum primären und sekundären Mischventil geleitet. Die beheizten Rohre sollen die Kondensation des Rauchgases in den Rohren minimieren. Der 30 kW Laborreaktor konnte kontinuierlich zwischen 5 h und 10 h ohne Entaschung betrieben werden. Danach fand die Entaschung statt. Die Betriebszeit hing vom Asche-Massenanteil des Brennstoffs ab, da sich die Aschepartikel auf dem verwendeten Kipprost anreicherten.

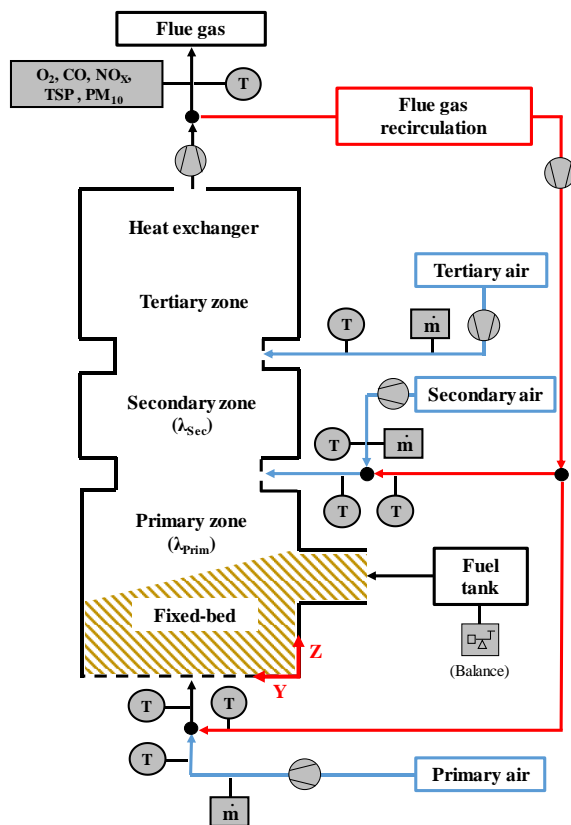


Abbildung 2: Vereinfachte schematische Darstellung des Prüfstandsbaus und der verwendeten Messgeräte in der Primär-, Sekundär- und Tertiärluftmessstrecke, der Primär- und Sekundärrezi-Messstrecke und der Abgasmessstrecke (links) [2] sowie realisierter Prüfstand mit 30 kW Laborreaktor von der rechten und linken Seite gesehen (rechts oben und rechts unten)

Bei den Extraktionsmessungen in der Primärzone konnte mit Hilfe einer ungekühlten Entnahmesonde über dem Brennstoffbett Produktgas abgesaugt werden (siehe grüne Linie in Abbildung 3c), um den Anteil der gravimetrischen Teerkomponenten, die trockene Gaszusammensetzung und die feuchte Gaszusammensetzung zu bestimmen. Die eingesetzte Methodik setzt sich aus dem Teerprotokoll, ABB

Gasanalysator (GA) und Fourier-Transformations-Infrarotspektrometer (FTIR) zusammen und wird in Archan et al. [2] näher beschrieben. Mit den durchgeführten Extraktionsmessungen in der Primärzone war es möglich, direkte Schlüsse zwischen den Temperaturmessungen im Brennstoffbett und den über dem Brennstoffbett durchgeführten Extraktionsmessungen von Teeren oder Produktgaskomponenten zu ziehen.

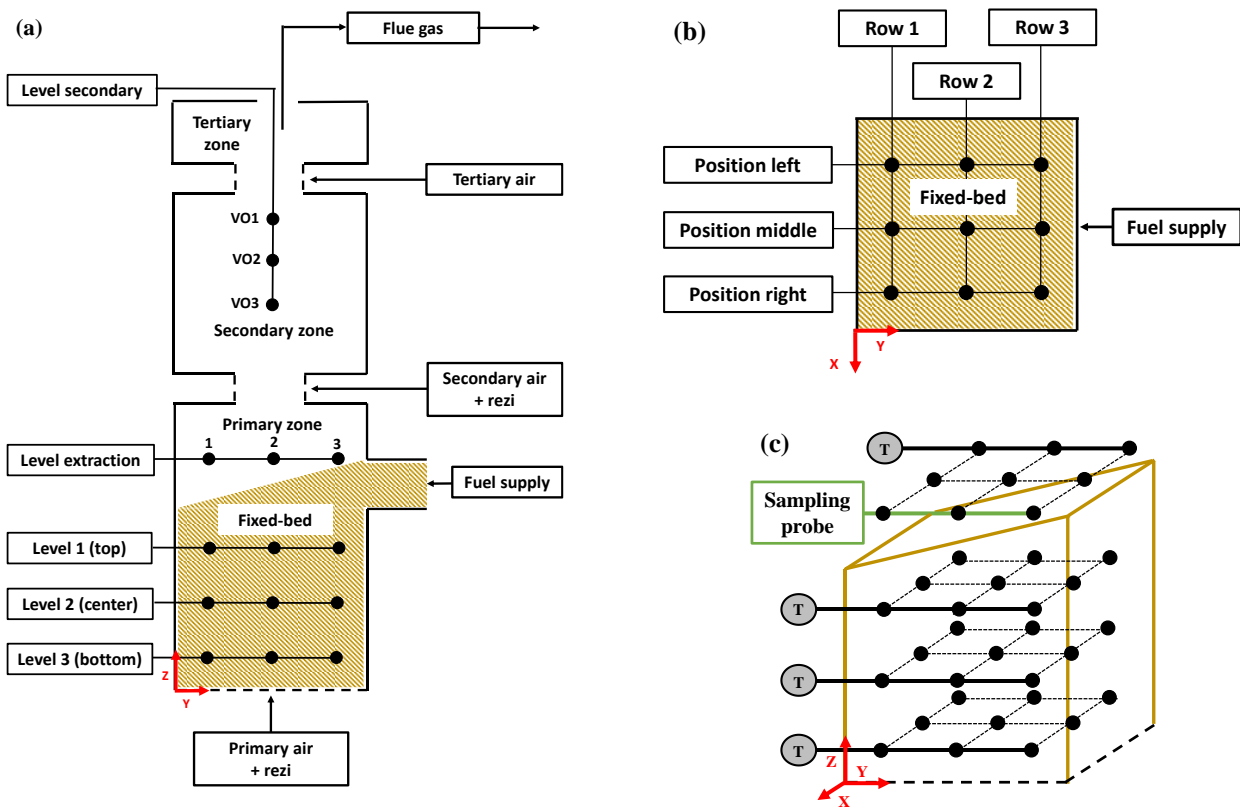
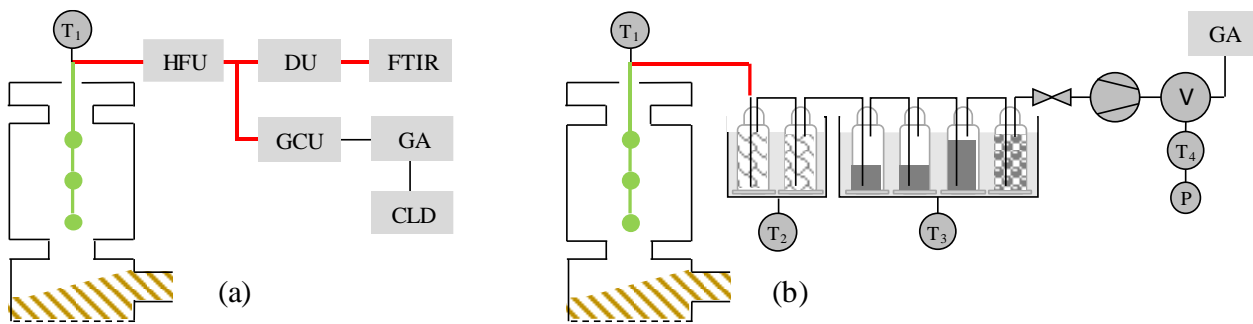


Abbildung 3: Schematische Darstellung des 30 kW Laborreaktors in der Draufsicht mit den möglichen Messebenen (a), die Position der 9 Messpunkte in der Messebene „Level extraction“ in der Primärzone im Grundriss (b) und die schematische Darstellung der 27 Temperaturmessstellen innerhalb des Festbettes und der 9 Messstellen in der der Messebene „Level extraction“ in 3 D (c) [2].

Für die systematische Untersuchung der Sekundärzone hinsichtlich der Zerfallsprodukte aus den Stickstoff-Teeren und der NO_x -Vorläuferprodukte wurde die in der Primärzone eingesetzte Methodik, bestehend aus paralleler Messung von GA und FTIR eingesetzt und durch ein Chemilumineszenz-Detektorgerät (CLD) sowie dem nasschemischen Verfahren (WCM) erweitert. Dabei wurde diese durch eine am IWT (A) entwickelte und gefertigte, luftgekühlte Entnahmesonde ergänzt, welche von der Oberseite des Laborreaktors über die Tertiärzone in die Sekundärzone eingeführt werden konnte. Mit dieser luftgekühlten Entnahmesonde konnten drei über die Höhe definierte Messpunkte (VO1, VO2 und VO3) in der Sekundärzone hinsichtlich Gastemperatur, Hauptproduktgaskomponenten sowie die stickstoffhaltige Gase NO , NO_2 , HCN und NH_3 vermessen werden. Die Position und Bezeichnung der drei Messpunkte ist in Abbildung 3a und der dazugehörige Messaufbau ist in Abbildung 4 schematisch dargestellt.



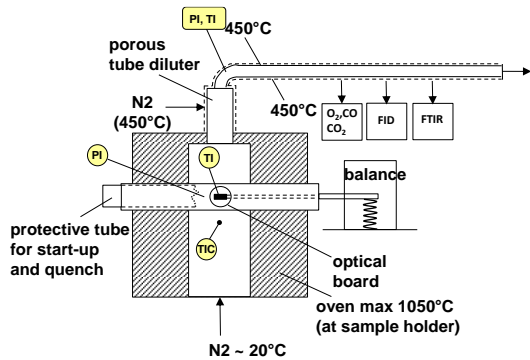
HFU Heated filter unit
 GCU Gas cleaning unit
 DU Dilution unit

Abbildung 4: Messaufbau für FTIR, GA und das CLD (a) und Messaufbau der WCM (b). [3]

In der Rauchgasmessstrecke sind für die Ermittlung der CO-, NO_x- und Staubemissionen drei unterschiedliche Messmethoden/Messgeräte mit jeweils einer eigens vorhergesehene Messstelle angewendet worden. Die Ermittlung der CO- und NO_x-Emissionen im trockenen Rauchgas erfolgte mit dem zuvor kalibrierten Messgerät Testo 350 XL. Mit dem eingesetzten Testo 350 XL war es möglich, NO und NO₂ gesondert zu messen. Die Gesamtstaubemissionen im trockenen Rauchgas erfolgte mit der gravimetrischen Staubmessmethode nach VDI 2066. Die Feinstaubemissionen wurden mit dem Feinstaubmessgerät Testo 380 nach VDI 4206-2 gemessen.

3.2 Einzelpartikelreaktor (AP2)

Mehrere Pyrolysetestläufe wurden mit einem Einzelpartikelreaktor durchgeführt, um die Freisetzung der NO_x-Vorläufer für die beiden Brennstoffe Holzhackgut und Miscanthus (repräsentativ für halmgutartige Brennstoffe) zu bestimmen. Der benötigte Brennstoff, Holzhackgut und Miscanthus, wurde pelletiert, da nur Pellets im Einzelpartikelreaktor untersucht werden können. Für die experimentellen Versuche wurden zwei Betriebspunkte mit inerten Bedingungen definiert. Bei Betriebspunkt 1 herrschten Reaktortemperaturen von 800°C und bei Betriebspunkt 2 herrschten 1000°C. Es wurden diese Reaktortemperaturen gewählt, da sie repräsentativ für die Biomassekonversion unter extremer Luftstufung sind. Um die Reproduzierbarkeit der experimentellen Versuche zu gewährleisten, wurde jeder Test mit denselben Parametern dreimal wiederholt. Die aus dem Pellet entweichenden Gase werden am Ausgang des Reaktors mit N₂ verdünnt, um anschließend die Produktzusammensetzung der flüchtigen Bestandteile NH₃ und HCN mit einem FTIR (Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie) sowie NO mit dem CLD (Chemilumineszenz Detektor) zu messen. Die verkohlte Probe wird nach dem Versuch abgekühlt und mit Hilfe einer Elementaranalyse auf die elementare Zusammensetzung untersucht. In der Abbildung 5 (links) sind die wichtigsten Teile vom Versuchsaufbau des Einzelpartikelreaktors abgebildet und in der Abbildung 5 (rechts) ist eine Pelletprobe innerhalb des Einzelpartikelreaktors während eines Pyrolysetestlaufes bei 800°C zu erkennen. Um die Plausibilität der FTIR-Messung für NH₃ und HCN zu überprüfen, wurden zusätzliche Tests unter Verwendung der nasschemischen Analyse durchgeführt. Bei diesem Analyseverfahren wurde die während der Pyrolyseexperimente freigesetzte Gesamtmenge an NH₃ und HCN bestimmt. Da es eine Herausforderung war, die N-Bilanzen in den Tests zu schließen, wurde nach den ersten Tests mit N₂ als Trägergas beschlossen, auch Tests mit Ar als Trägergas durchzuführen.



FID ... flame ionisation detector; TIC ... thermocouple for temperature control;
TI ... thermocouple, PI ... pressure sensor,

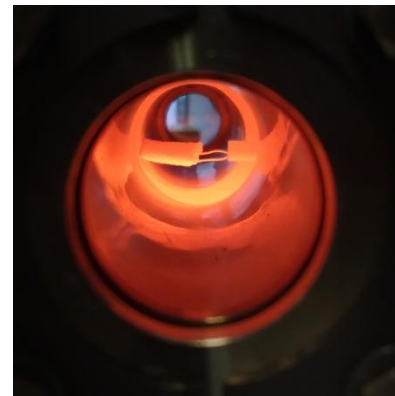


Abbildung 5: Vereinfachtes Schema des Einzelpartikelreaktors inkl. Messaufbau (links); Pelletprobe während eines Pyrolysetests bei 800 °C (rechts)

3.3 200 kW Versuchsanlage (AP4 und AP6)

Die Auslegung der 200 kW Versuchsanlage 2 (200 kW VA2) basiert in einem ersten Schritt auf der Extrapolation der mit dem 30 kW Laborreaktor gewonnenen Erkenntnisse auf die 200 kW Versuchsanlage 1 (200 kW VA1) und CFD-Simulationen, die nachfolgend vorgestellt werden. Die gewonnenen experimentellen Erkenntnisse mit der 200 kW VA1 kombiniert mit dem generierten theoretischen Wissen aus neuen CFD-Simulationen wurden gebündelt, um anschließend in einem zweiten Iterationsschritt die 200 kW VA2 zu realisieren. Ein vereinfachtes Schema des Versuchsaufbaus der 200 kW VA2 ist in Abbildung 6 dargestellt. Die 200 kW VA2 wurde mit drei verschiedenen Verbrennungszonen und einem Wärmetauscher realisiert. Des Weiteren inkludiert der Versuchsaufbau die primäre, sekundäre und tertiäre Luftmessstrecke, die primäre und sekundäre Rezi-Messstrecke und die Rauchgasmessstrecke. Zum Versuchsaufbau gehören außerdem ein Rauchgasventilator, drei Luftventilatoren und ein Rezi-Ventilator. Die 200 kW VA2 hat einen Primärlufteinlass unter dem Rost, einen Sekundärlufteinlass über dem Bett in der Sekundärzone und einen Tertiärlufteinlass in der Tertiärzone. Der Brennstoffeinlass wurde in der Primärzone seitlich oberhalb des Rostes installiert. Der mögliche Einsatz von Primärrezi unter dem Rost sorgt für eine Erhöhung der Brennstoffflexibilität der 200 kW VA2. Die Sekundärzone wurde für eine effiziente NO_x-Emissionsminderung durch reduzierende Bedingungen einschließlich der Möglichkeit der Sekundärrezizufuhr ausgelegt. Die Tertiärzone wurde mit oxidierenden Bedingungen betrieben, um einen effizienten Rauchgasausbrand zu erreichen. Die Ventilatoren sorgten für die erforderlichen Luft- und Rezi-massenströme bei niedrigem Unterdruck im Inneren der 200 kW VA2 [4].

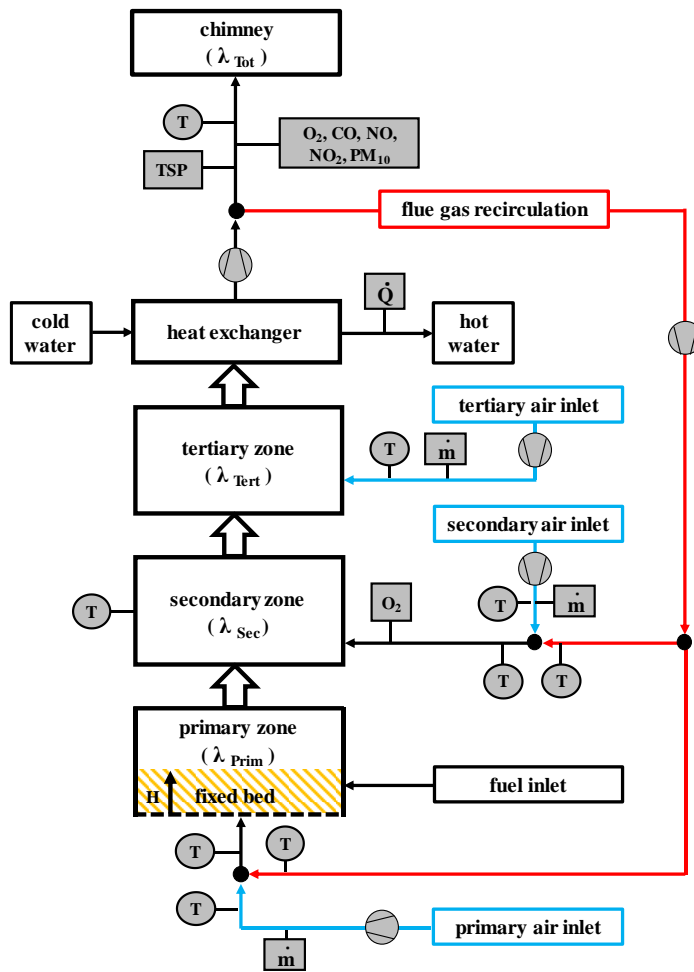


Abbildung 6: Vereinfachte schematische Darstellung des 200 kW VA2 Prüfstandsbaus und der verwendeten Messgeräte in der Primär-, Sekundär- und Tertiärluftmessstrecke, der Primär- und Sekundärrezi-Messstrecke und der Abgasmessstrecke [4].

Die Betriebspunkte des 200 kW-Prototyps wurden durch die Messung der Luftmassenströme und der Festbetthöhe sowie die Berechnung der Rezi-Massenströme und des Brennstoffmassenstroms ermittelt. Die primären, sekundären und tertiären Luftmassenströme und Temperaturen wurden mit drei Heißfilm-Luftmassenmessern (Bosch HFM-5) und drei Thermoelementen Typ K gemessen, wie in Abbildung 6 dargestellt. Die primären und sekundären Rezi-Temperaturen wurden mit je zwei Thermoelementen Typ K bestimmt, um die Gastemperatur vor und nach der Vermischung mit Luft zu messen. Diese Werte wurden für die Berechnung des primären und sekundären Rezi-Massenstroms verwendet. Der trockene O_2 -Volumenanteil des Gasgemisches aus Sekundärluft und Sekundärrezi wurde mit einem TESTO 350 gemessen und ermöglichte so eine Gegenkontrolle der Berechnung des Sekundärrezimassenstroms. Die Festbetthöhe wurde mit einem elektromechanischen Sensor innerhalb der Primärzone gemessen. Der Brennstoffmassenstrom wurde mit einer indirekten Methode bestimmt. Dazu wurde die Wärmetauscherleistung mit dem Wärmemengenzähler SCYLAR INT M mwz04 gemessen, wie in Abbildung 6 dargestellt. Die gemittelte Wärmetauscherleistung geteilt durch den spezifizierten Wirkungsgrad des Kessels, der bekannt ist, und den Brennstoff-NCV ergab den Massenstrom an feuchtem Brennstoff. Die Gastemperatur in der Sekundärzone wurde mit einem nicht abgeschirmten Thermoelement Typ K gemessen, das in der Mitte der Sekundärzone positioniert wurde. Die Ergebnisse

der Gastemperaturmessung haben somit nur eine qualitative Aussagekraft aufgrund des Einflusses der Strahlung auf das Thermoelement. Die Rauchgasmessstrecke befindet sich zwischen dem Rauchgasventilator und dem Schornstein, wie in Abbildung 6 dargestellt. Sie bietet die Möglichkeit des parallelen Einsatzes mehrerer Messgeräte wie TESTO 350 XL, TESTO 380, ABB EL3020 und ein gravimetrisches Staubmessgerät nach der Norm VDI 2066-1: 2006.

3.4 Modellentwicklung Biomasse-Festbettfeuerungen mit extremer Luftstufung (AP3 und AP5)

Diese Kapitel beschreibt die Modellierung der thermochemischen Umwandlung fester Biomasse und die Kopplung mit der CFD-Simulation der Gasphasenverbrennung. Zu diesem Zweck wird ein 3D-CFD-Modell entwickelt. Es beinhaltet ein Einzelpartikelmodell, welches die Umwandlung einzelner Brennstoffpartikel beschreibt. Dieses ist in ein Bettmodell integriert, welches die Bewegung der Partikel entlang von Trajektorien beschreibt. Außerdem wird ein 1D-Modell für das Bett entwickelt, welches die Prozessanalyse zusammen mit den Modellen zur Vorhersage der Freisetzung von Kalium als die wichtigste PM-Vorläuferspezies aus dem Bett unterstützen soll. Darüber hinaus werden unterschiedliche Modelle zur Beschreibung der Bildung und Reduzierung von NO_x -Emissionen betrachtet und in Rahmen von 1D und 3D-CFD Simulationen angewandt. All diese Modelle werden im folgenden Kapitel beschrieben

3.4.1 Einzelpartikelmodell für 3D CFD-Simulationen

In den im Projekt untersuchten Anlagen erfolgt die Umwandlung in vier aufeinanderfolgenden Schritten: Trocknung, Pyrolyse, Vergasung und Oxidation der Holzkohle. Abhängig von der Partikelgröße finden diese Schritte parallel bzw. seriell statt. Um diese Prozesse abbilden zu können, wird ein Partikelmodell eingesetzt. Das Partikelmodell ist eine Eigenentwicklung von BEST, welches intrapartikuläre Transportprozesse und den gleichzeitigen Ablauf der thermochemischen Umwandlungsprozesse eines Lignozellulose-Biomassepartikels beschreibt [5]. Es ist ein eindimensionales Modell, welches sowohl für sphärische als auch zylindrische Partikel beschreiben werden kann. Jedes Partikel wird in vier Schichten unterteilt, wobei jede Schicht einer Stufe im Umwandlungsprozess entspricht, siehe Abbildung 7.

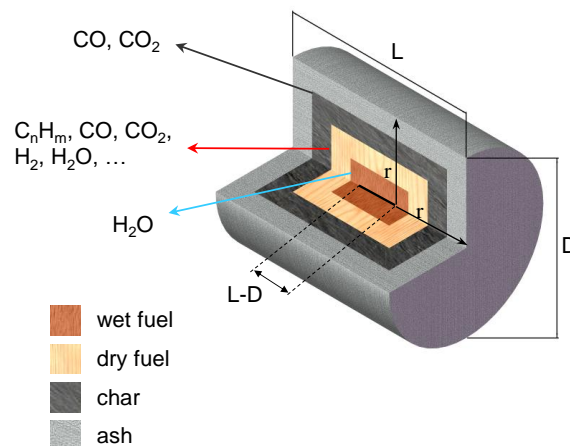


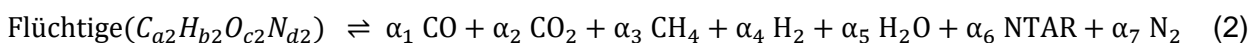
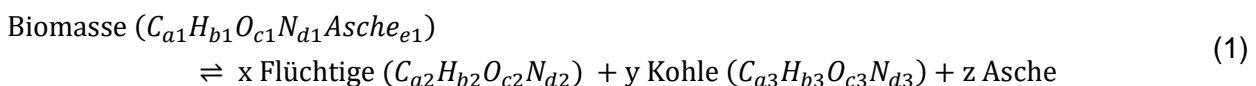
Abbildung 7: Partikelmodell eines zylindrischen Partikels mit Länge L und Durchmesser D [5]

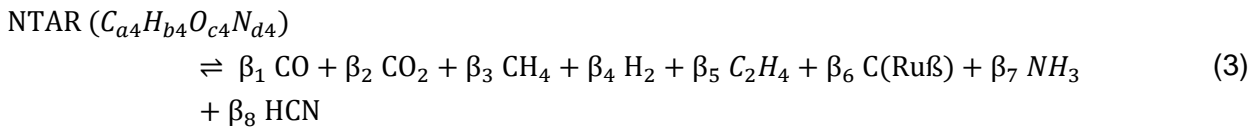
Ein wichtiger Unterschied zwischen Festbettreaktoren mit extremer Luftstufung zu jenen mit typischen Verbrennungsbedingungen besteht darin, dass bei extremer Luftstufung während der Pyrolyse deutlich mehr Teere gebildet werden. Aus diesem Grund ist es notwendig die Bildung der Teere, sowie die homogene Teerspaltreaktion mit zusätzlichen Reaktionskinetiken zu beschreiben. Derzeit verfügbare Reaktionsmechanismen für CFD-Modelle für Verbrennungsbedingungen berücksichtigen diese Kinetiken noch nicht. Die neu entwickelten Reaktionsmechanismen werden in den folgenden Kapiteln diskutiert.

3.4.2 Reaktionsmechanismus für Feuerungen mit extreme Luftstufung

Die Gase, welche während der Pyrolyse aus dem Brennstoffbett freigesetzt werden, enthalten aufgrund der stark reduzierenden Bedingungen eine signifikante Menge an Teeren, welche im Feuerraum oberhalb des Bettes aufgespalten werden (=Tar cracking). Für die korrekte Vorhersage der Temperatur- und Speziesverteilung in der Gasphase ist es erforderlich, die Freisetzung der Teere während der Pyrolyse möglichst exakt zu modellieren. Um diese Freisetzung und Zusammensetzung der Teere beschreiben zu können, wurde in einem ersten Schritt ein detailliertes Pyrolysemodell in das zuvor beschriebene Basis-Partikelmodell integriert. Das Pyrolysemodell wurde von Anca-Couce et al. [6] entwickelt. Das Modell basiert auf einem Mehrkomponentenansatz, um die Entgasung verschiedener biogener Brennstoffe vorherzusagen. Dazu wurde die Biomasse im Modell auf ihre Hauptbestandteile Zellulose, Hemizellulose und Lignin reduziert. In nächsten Schritt werden diese Hauptbestandteile durch verschiedene temperaturabhängige Reaktionen in verschiedene permanente Gase, Teere und Kohle umgesetzt. In Summe beinhaltet der Reaktionsmechanismus für die Pyrolyse 20 Spezies und 16 Reaktionen.

Diese detaillierte Pyrolysemodell führte bei der Anwendung im CFD-Modell zu Problemen in der numerischen Konvergenz und inakzeptabel hohen Rechenzeiten. Aus diesem Grund wurde auf ein vereinfachtes Pyrolysemodell zurückgegriffen. In diesem Modell wird der Zerfall jedes Hauptbestandteils der trockenen Biomasse (Cellulose, Hemicellulose und Lignin) mit einer eigenen einstufigen Reaktion beschrieben. In diesem vereinfachten, globalen Pyrolysemodell werden die während der Pyrolyse freigesetzten Teere mit einer einzelnen Pseudospezies ($NTAR = C_a H_b O_c N_d$) abgebildet, wobei a,b,c und d den Anteil an Kohlen-, Wasser-, Sauer- und Stickstoff darstellen. Im Vergleich dazu wurden im detaillierten Modell die Teere über mehrere real, vorkommende Spezies abgebildet. Durch diesen vereinfachten Ansatz mit nur einer Teerspezies kann das Pyrolysemodell auf zwei globale Reaktionen reduziert werden (Reaktion (1) und Reaktion (2)). Zusätzlich zu den Pyrolysereaktionen des Freisetzungsmodells wird eine einstufige globale Reaktion für das thermische Cracken der Teerspezies in der Gasphase eingeführt (Reaktion (3)). Aus den experimentellen Untersuchungen von AP2 wurde festgestellt, dass ein Großteil des Stickstoffs während der Pyrolyse sich in den Teeren bindet. Darum wurde die Freisetzung der Stickoxidvorläufer HCN und NH_3 ausschließlich auf das Zersetzen der Teere limitiert und somit die Reduktion der Stickoxide in die Sekundärverbrennungszone verschleppt. Die fünf Gleichungen zur Beschreibung des Pyrolyse- und Teerzersetzungmodells sind:





Für die Parametrierung wurde das zuvor beschriebene detaillierte Pyrolysemodell angewendet. Damit wurden die chemische Zusammensetzung der Teere ($a_4..d_4$), die Zerfallsprodukte sowie deren stöchiometrische Koeffizienten ($\beta_1 \dots \beta_6$) der Teerspaltung in Reaktion (3) bestimmt. In einem folgenden Schritt wird durch eine Elementbilanz in Reaktion (1), die chemische Zusammensetzung der Flüchtigen ($a_2..d_2$), sowie der Kohle ($a_3..d_3$) berechnet um dann die Produkte sowie die stöchiometrischen Koeffizienten ($\alpha_1.. \alpha_7$) der Pyrolyse in Reaktion (2) zu ermitteln.

Zur Modellierung der Gasphasenreaktionen wurde das Eddy Dissipation Concept (EDC) zur Beschreibung der Wechselwirkung von Turbulenz und Chemie gewählt. Die Beschreibung der turbulent reaktiven Strömungen erfolgte mit dem Realizable k- ϵ Turbulenzmodell wobei die Reaktionskinetik mit Hilfe eines DRM22-Mechanismus [7] abgebildet wird. Der Mechanismus beinhaltet die Beschreibung der C-H-O Reaktionen in der Gasphase und enthält bereits Reaktionen von Kohlenwasserstoffspezies bis zu C_2H_6 . Zusätzlich wurden neben der Pyrolysereaktion (Reaktion 1 und 2) und der Teerspaltreaktion (Reaktion 3) zwei weitere Reaktionen zur Verbrennung von Ruß (Reaktion 4 und Reaktion 5) dem Gasphasenreaktionsmechanismus hinzugefügt.

Die verbleibende Kohle im unteren Bereich des Brennstoffbetts wird durch Oxidations- und Vergasungsreaktionen ausgebrannt. In dieser Arbeit wird die Oxidation der Kohle mit O_2 , sowie die Vergasung mit CO_2 , H_2O und H_2 berücksichtigt. Die nach der Pyrolyse verbleibende Kohle hat einen sehr geringen Gehalt an H, O und N, wodurch das Produktgas des Kohleausbrands hauptsächlich aus CO und CO_2 , und nur in geringen Mengen aus CH_4 , H_2 und NO besteht. Aufgrund der Struktur des zugrundeliegenden Freisetzungsmodells wird angenommen, dass die Kohleumwandlungsreaktionen an einer zweidimensionalen Oberfläche stattfinden. Die Raten der Kohleumwandlungsreaktionen werden sowohl durch die kinetische Rate an der Reaktionsoberfläche als auch durch die Massentransferrate der Reaktanden zur/von der Reaktionsoberfläche bestimmt.

3.4.3 Beschreibung der Partikeltrajektorien in 3D-CFD Simulationen:

Die Beschreibung der Bewegung der Brennstoffpartikel im Brennstoffbett ist neben den thermochemischen Umwandlungsprozessen relevant für die Beschreibung der Konversionsprozesse. In der realen Anlage sind diese Prozesse gekoppelt, da einerseits durch den mechanischen Einschub von frischem Brennstoff und andererseits durch das konversionsbedingte Schrumpfen der Partikel sich die Positionen der Partikel im Brennstoffbett verändern. Die Modellierung dieser Prozesse würde eine hohe zeitliche Auflösung erfordern und in einem unverhältnismäßig hohen Rechenaufwand zur Folge haben. Aus diesem Grund wurde für dieses Projekt eine vereinfachte Modellierung der Brennstoffpartikel in Form von 100 repräsentativen Partikeln gewählt. Diese repräsentativen Partikel werden auf vordefinierten Trajektorien durch das Brennstoffbett geleitet, die mit Hilfe von Diskrete-Elemente-Methode (DEM) Simulationen bestimmt wurden und die Berechnung einer Vielzahl von bewegten Teilchen ermöglicht. Hier

wurde der Brennstoff als sphärische Partikel mit einer polydispersen Größenverteilung mit Durchmessern von 9 bis 13 mm modelliert. Die Werte für die Materialeigenschaften wie Dichte, Stoßzahl, Reibbeiwert, Elastizitätsmodul und Querkontraktionszahl wurden aus der Publikation von Kruggl-Emden et al. [8] übernommen. Zusätzlich wurde ein konstanter Schrumpffaktor für jedes Partikel implementiert, sowie eine Sieb-Funktion, welche die Partikel entfernt, sobald diese eine Mindestgröße unterschreiten. Mithilfe dieser Simulationen konnte die Bewegung der Brennstoffpartikel während des Füllvorgangs (siehe Abbildung 8a), sowie während des stationären Betriebs abgebildet werden. Basierend auf diesen Simulationen wurden die vereinfachten Partikeltrajektorien abgeleitet (siehe Abbildung 8b), welche in das CFD-Partikelmodell integriert wurden.

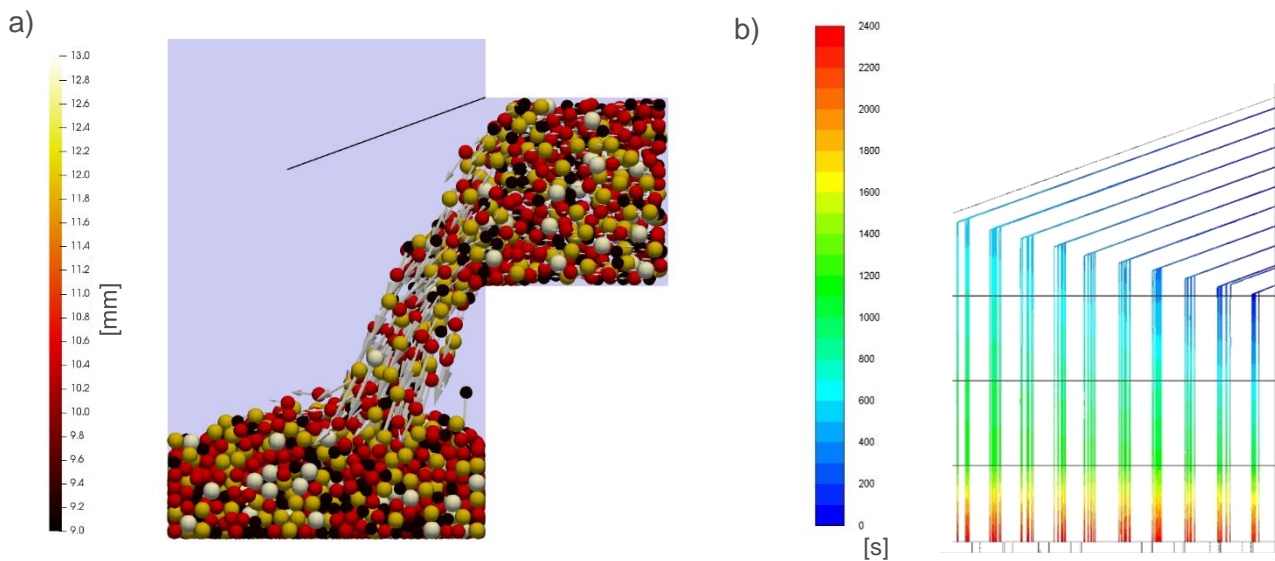


Abbildung 8: a) DEM Simulation während des Füllvorgangs, Die Farbe zeigt den Durchmesser [mm] und die Pfeile zeigen die Bewegungsrichtung und deren Länge die Geschwindigkeit des jeweiligen Partikels, b) abgeleitete Trajektorien eingefärbt nach Verweilzeit [s] zur Verwendung in den CFD Simulationen

3.4.4 1D-Modell des Festbetts

Das entwickelte eindimensionale Modell beschreibt die Festbett- und Gastemperaturen sowie die Gaskonzentrationsprofile entlang der Höhe des Reaktors. Das Modell diskretisiert das Bett entlang der Höhe des Reaktors und löst in jedem Kontrollvolumen die Gleichungen für jede Spezies sowie die Gas- und Festbetttemperaturen.

Der zuvor beschriebene Reaktionsmechanismus wird verwendet, um die Umwandlung im Bett einschließlich der Mechanismen der Pyrolyse, des Teercrackens und der Holzkohleumwandlung zu beschreiben. In diesem einfachen Modell werden keine Gasphasenreaktionen berücksichtigt. Die Eingangswerte des Modells sind die Feststoff- und Gasmassenströme und Gaszusammensetzungen, Länge und Querschnitt des Reaktors sowie Wärmeverluste. Der Wärmeaustausch von unten und oben im Reaktor wird aus dem detaillierten 3D-Modell gewonnen. Das 1D-Modell, welches eine viel geringere Rechenzeit als das detaillierte 3D-Modell besitzt, unterstützt die Analyse des Umwandlungsprozesses im Bett.

3.4.5 Modell für die Freisetzung von K bei der Biomassekonversion

Ein vereinfachtes Modell für die Freisetzung von Kalium (K), dem Feinstaubbildner-Hauptelement, wurde entwickelt. Es umfasst die Freisetzung während der Pyrolyse, die Verdampfung von Salzen (KCl) sowie die Dissoziation von Carbonaten (K_2CO_3) in Abhängigkeit der Temperatur. Es wurde entwickelt, um die Freisetzung von K bei typischen Rostverbrennungsbedingungen zu beschreiben. Das vereinfachte Schema ist in der nachfolgenden Abbildung 9 dargestellt.

Während der Pyrolyse (R1) wird ein Teil des K aus dem Brennstoff freigesetzt (K-Gas). Der Hauptanteil des K wird jedoch nach der Pyrolyse im Feststoff zurückgehalten. Das zu diesem Zeitpunkt im Feststoff verbleibende Cl wird mit K als KCl (K-KCl) gebunden, während der andere K-Anteil nach der Pyrolyse direkt in der (K-Kohle) gebunden ist. Die KCl-Verdampfung (R2) kann bei hohen Temperaturen stattfinden, wobei K in die Gasphase freigesetzt wird. Darüber hinaus kann K nach der Holzkohleumwandlung (R3) hauptsächlich als (Alumino)silikate oder in Karbonaten (K_2CO_3) in der Asche (K-Asche) verbleiben oder aber als Karbonat dissoziieren (R4) und dabei weiter K an die Gasphase abgeben. Die Bildung von Sulfaten wird in diesem einfachen Modell nicht berücksichtigt.

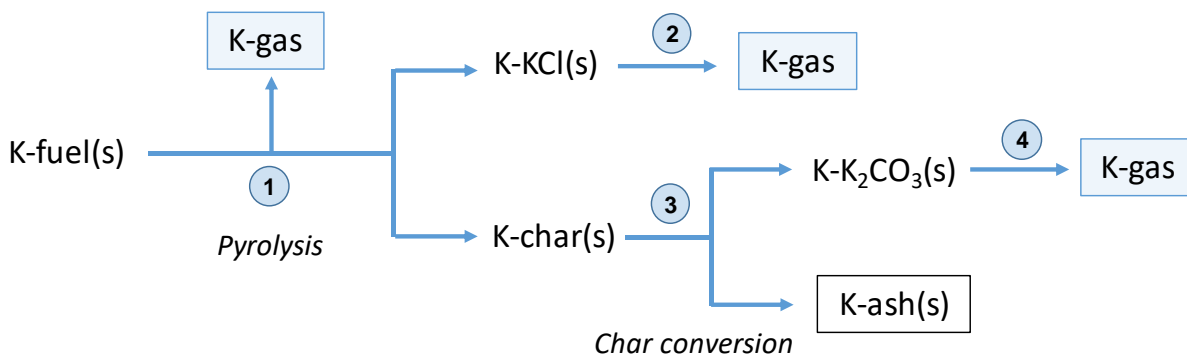


Abbildung 9: Vereinfachtes Schema für die K-Freigabe. Reaktionen: R1 - Pyrolyse, R2 - KCl-Verdampfung, R3 - Kohleumwandlung, R4 – Karbonatdissoziation.

3.4.6 NO_x -Bildung bei extremer Luftstufung

In diesem Bereich liegt der Fokus auf der Entwicklung eines Freisetzungmodells stickstoffhaltiger Spezies einschließlich Teerverbindungen durch Pyrolyse und Kohleausbrand. Das Freisetzungmodell wurde in das bestehende Partikelmodell (3.4.1) integriert. Darüber hinaus ist eine Erweiterung der Gasphasenreaktionskinetik zur NO_x -Bildung und -Reduktion notwendig. Die Gasphasenreaktionen beschreiben das thermische Zersetzen von stickstoffhaltigen Teerverbindungen und deren Einfluss auf die NO_x -Emissionen. Als letzter Schritt wurde das Gesamtmodell mit den experimentellen Daten validiert. Die wichtigsten Konversionswege für die Brennstoff- NO_x -Bildung bei der Verbrennung von Biomasse sind in Abbildung 10 dargestellt.

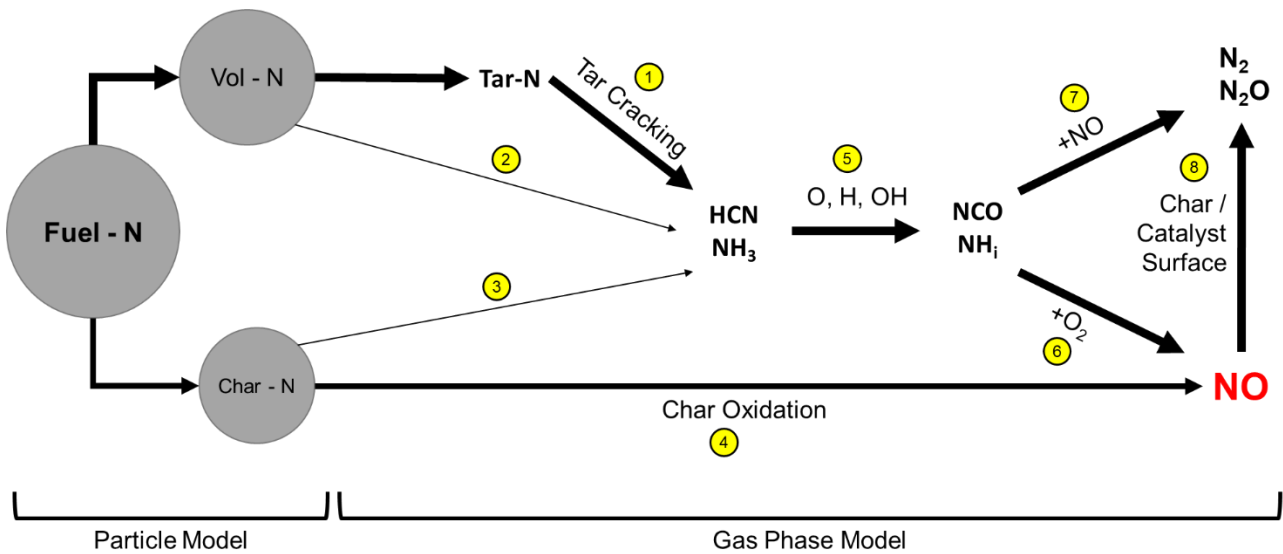


Abbildung 10: Vereinfachte Darstellung der NO_x-Entstehung aus dem im Brennstoff enthaltenen Stickstoff inkl. der Verteilung der Prozesse auf Partikelmodell und Gasphasenreaktionen

Während der Pyrolyse wird der Brennstoff-Stickstoff (Fuel-N) in flüchtige Komponenten (Vol-N) und in Kohle gebundenem Stickstoff (Char-N) aufgeteilt. Die Aufteilung in Vol-N und Char-N, sowie die Oxidation des in der Kohle gebundenen Stickstoffs zu NO inklusive der darauffolgenden Freisetzung in die Gasphase ist im Partikelmodell implementiert. Alle weiteren Reaktionen werden vom Gasphasenreaktionsmechanismus abgebildet. Aus den experimentellen Untersuchungen wurde festgestellt, dass der überwiegende Teil des Vol-N in Form von stickstoffhaltigen Teeren gebunden ist. Diese Teere zersetzen sich in bestimmten Temperaturbereichen und es wird NH₃ und HCN freigesetzt (Weg 1 in Abbildung 10). Die Freisetzung von NH₃ und HCN als direkte Produkte der Pyrolyse und des Kohleausbrandes (Weg 2 bzw. Weg 3 in Abbildung 10) wurde als nachrangig eingestuft und nicht modelliert. NH₃ und HCN reagieren mit O-, H- und OH-Radikalen (Weg 5 in Abbildung 10) zu NCO und NH_i. Schließlich werden NCO und NH_i zu NO oxidiert oder mit bereits vorhandenem NO zu N₂ und N₂O umgesetzt (Weg 6 bzw. 7 in Abbildung 10). In diesem Projekt wurde am Anfang der Fokus auf die Beschreibung von Weg 1, Weg 2, Weg 3 und Weg 4 in Abbildung 10 gelegt, während die Wege 5 bis Weg 8 ursprünglich durch einen Reaktionsmechanismus aus der Literatur beschrieben wurden (HybridKilpinen-Mechanismus [9]). Die Schlüsselparameter für eine genaue Modellierung der NO_x-Bildung unter extremer Luftstufung sind:

- der Stickstoffgehalt sowie die Freisetzungsraten der stickstoffhaltigen Teere als Produkte der Pyrolysereaktion (Reaktion 2, siehe 3.4.2),
- die Zersetzungsreaktion der stickstoffhaltigen Teere und deren Produkte (Reaktion 3, siehe 3.4.2)
- die Reaktionskinetik von, NH₃, HCN, NO und deren Abbauprodukte.

Da die Zusammensetzung der NO_x Vorläuferspezies (NH₃, HCN und NO) in der Primärverbrennungszone des 30 kW Laborreaktors messtechnisch nur unzureichend am Anfang des Projekts erfasst werden konnte, wurde für die Modellentwicklung im ersten Schritt auf experimentelle Daten mit einem Laborreaktor von BEST aus einem früheren Projekt zurückgegriffen. Diese Messdaten enthalten die Freisetzungprofile von NH₃, HCN, NO, NO₂ und N₂O für eine Vielzahl fester Biomassebrennstoffe [10]. Der Nachteil dieser Daten ist jedoch, dass diese Experimente unter konventionellen Verbrennungsbedingungen durchgeführt

wurden und somit keine stickstoffhaltigen Teerverbindungen entstanden. Daher werden nur die Profile von NH_3 , HCN und NO verwendet, um die Freisetzung und Aufspaltung der NO_x -Vorläufer, in Abhängigkeit vom Biomasse-Typ zu modellieren. Diese Profile sind notwendig, um die Aufspaltung des Brennstoffstickstoff während der Pyrolyse (Reaktion 1, siehe 3.4.2) in Flüchtig-N und Kohle-N zu bestimmen. Des Weiteren wird auch die Aufteilung in NH_3/HCN während der Zersetzung der Teere (Koeffizienten β_7 und β_8 in Reaktion 3, siehe 3.4.2) über diese Profile ermittelt. Im weiteren Projektverlauf wurden die Beschreibung der Weg 1 bis Weg 4 in Abbildung 10 mit den Messdaten aus der Primärzone des 30 kW Laborreaktors justiert und angepasst.

Der Vergleich mit den Messdaten der Sekundärzone des 30kW Laborreaktors zeigte, dass die Simulationsergebnisse die Messdaten nicht reproduzieren konnten. Für diesem Teil des Reaktors sind vor allem die Beschreibung der Wege 5-8 in Abbildung 10 relevant. Aus diesem Grund wurde eine Analyse des verwendeten Gasphasenreaktions-Mechanismus durchgeführt, wobei große Schwächen in der Vorhersage unter stark reduzierenden Bedingungen festgestellt wurden. Als Vergleichsmechanismus wurde der in der Arbeit von Glarborg et al. [11] beschriebene detaillierte Mechanismus herangezogen. Ein Vergleich mehrere detaillierter sowie reduzierter Mechanismen ist in Abbildung 11 dargestellt. Die Abweichung zeigte sich vor allem im unteren Temperaturbereich von 1200K bis 1400K. Dieser Temperaturbereich wurde auch in den experimentellen Untersuchungen in der Sekundärzone identifiziert und daher wurde der HybridKilpinen-Mechanismus [9] als nicht geeignet für 3D-CFD Simulationen unter diesen Bedingungen eingestuft. Eine direkte Einbindung des detaillierten Mechanismus von Glarborg in die CFD Simulation ist nicht möglich, da dies zu unakzeptablem Rechenaufwand führt. Aus diesem Grund wurden die Berechnungen mit dem detaillierten Mechanismus auf Basis idealisierter Reaktoren durchgeführt (siehe 4.3.1). Die finale Erkenntnis aus diesem Bereich war, dass die Beschreibung der Gasphasenreaktionskinetik kritisch für die NO_x -Bildung und -Reduktion unter extremen Luftstufungsbedingungen sind und diese nur mit detaillierten Mechanismen wie Glarborg [REF_ME7] abgebildet werden können.

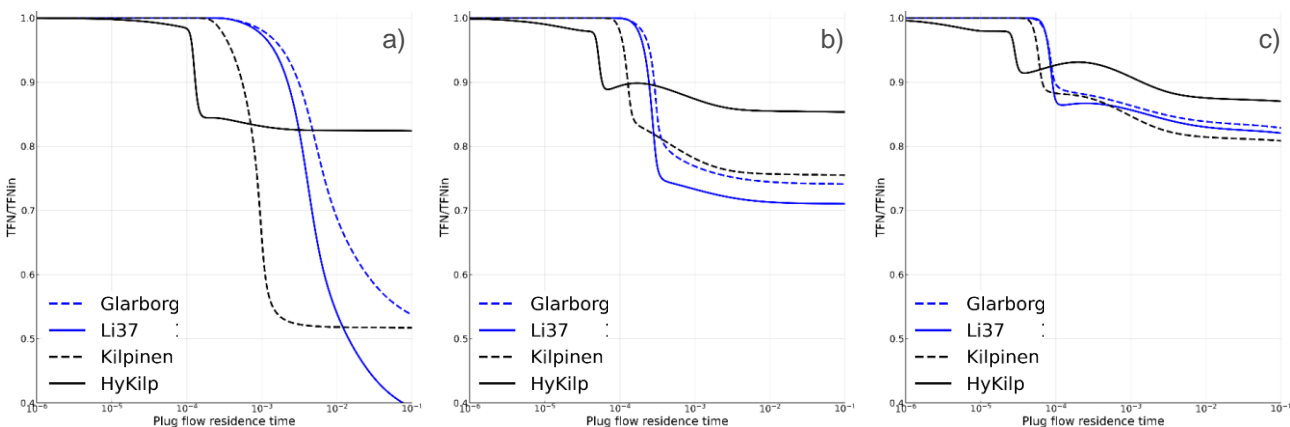


Abbildung 11: Vergleich von vier verschiedenen Reaktionsmechanismen unter unterstoichiometrischen Betriebsbedingungen und bei unterschiedlichen Temperaturen a) $T=1200K$, b) $T=1400K$, c) $T=1600K$; Eintrittszusammensetzung aus [9] für $\lambda=0,7$; Mechanismen: Glarborg [11]: 148 Spezies, 2760 Reaktionen; Li37 [12]: 37 Spezies, 303 Reaktionen; Kilpinen [9]: 58 Spezies, 353 Reaktionen; HyKilp [9]: 22 Spezies, 104 Reaktionen;

4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse und ihre Diskussion werden zunächst in Abschnitt 4.1 für die Experimente mit dem in Abschnitt 3.1 vorgestellten 30 kW Laborreaktor dargestellt. Nachfolgend werden die Ergebnisse mit dem Einzelpartikel-Reaktor, beschrieben in Abschnitt 3.2, in Abschnitt 4.2 diskutiert. Anschließend werden in Abschnitt 4.3 Ergebnisse mit den in Abschnitt 3.2 vorgestellten Modellen gezeigt (AP3 und AP5). In beiden Fällen werden relevante Erkenntnisse bezüglich der neuen Feuerungstechnologie vorgestellt, die dann in einer 200 kW Versuchsanlage (200 kW VA2) umgesetzt werden, wobei die Ergebnisse in Abschnitt 4.4 (AP4 und AP6) vorgestellt werden.

4.1 30 kW Laborreaktor (AP2)

4.1.1 Temperaturmessungen Brennstoffbett und Primärzone:

Es wurden mit allen verwendeten Brennstoffen systematische Temperaturmessungen im Brennstoffbett mit und ohne Primärrezi durchgeführt. In der nachfolgenden Abbildung 12 ist die gemittelte Temperaturverteilung über die drei Messebenen für den Brennstoff Holzhackgut mit drei unterschiedlichen Wassergehalten ohne Primärrezi sowie mit zwei unterschiedlichen Wassergehalten mit Primärrezi und Miscanthus mit einem Wassergehalt von 8 Gew.% (w8) mit Primärrezi dargestellt. Die Positionen der Temperaturmessstellen sind in Abbildung 3 dargestellt.

Es sind zwei signifikante Einflussgrößen zu erkennen: 1) Der Wassergehalt des Brennstoffes Holzhackgut hat einen Einfluss auf die Temperaturen im Bereich der Messebenen Level Extraction, Level 1 und Level 2. Mit zunehmendem Wassergehalt nimmt die Temperatur in diesen Messebenen stetig ab. Jedoch zeigt sich, dass der Wassergehalt des Brennstoffes Holzhackgut keinen Einfluss auf die gemittelten Temperaturverteilungen in der Messebene Level 3 aufweist. Somit konnten allein mit der Erhöhung des Wassergehalts im Brennstoff die vorhandenen durchschnittlichen Glutbetttemperaturen über dem Rost nicht verringert werden. 2) Der Einsatz von Primärrezi macht sich durch eine Abnahme der durchschnittlichen Temperatur in den Temperaturebene Level 2 und Level 3 sowohl für Holzhackgut als auch für Miscanthus bemerkbar. Die Ergebnisse zeigen eindeutig, dass für den Einsatz von Brennstoffen mit einem niedrigen Ascheschmelzpunkt der Einsatz von Primärrezi unabdingbar ist, da der Wassergehalt des Brennstoffes keinen Einfluss auf die Temperaturen am Rost hat.

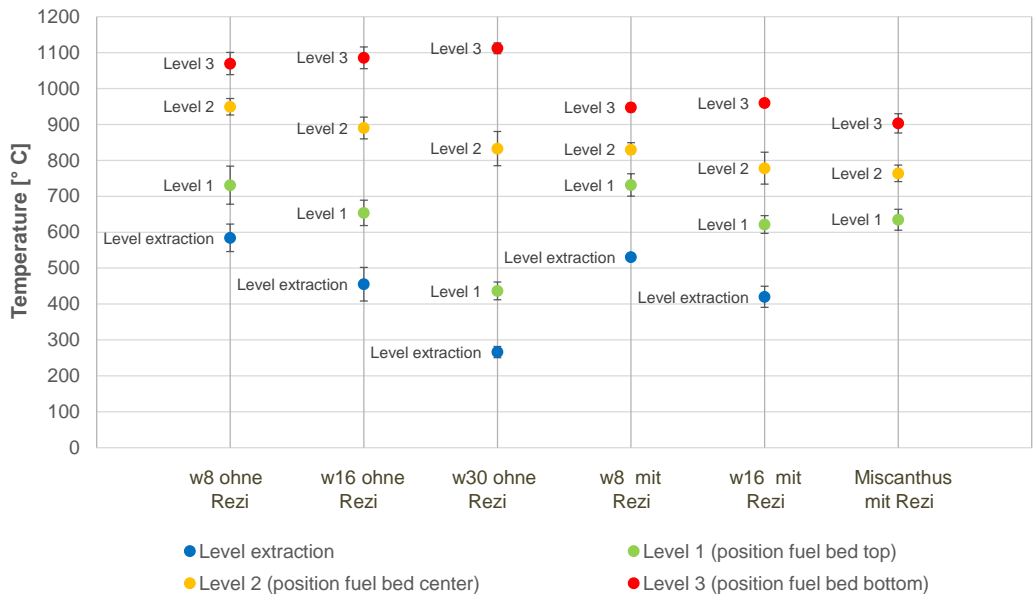


Abbildung 12: Durchschnittliche Temperaturverteilung und Standardabweichung in den vier Messebenen (siehe Messstellenposition in Abbildung 3) für Holzhackgut mit w8,w16 und w30 ohne Primärrezirkulation, für Holzhackgut w8 und w16 mit Primärrezirkulation sowie für Miscanthus w8 mit Primärrezi

4.1.2 Extraktionsmessung in der Primärzone und Zonenausbildung innerhalb des Brennstoffbettes:

Für den verwendeten Brennstoff Holzhackgut mit den drei unterschiedlichen Wassergehalten w8, w16 und w30 sowie für den Brennstoff Miscanthus w8 wurden Extraktionsmessungen für die Messkampagnen mit dem FTIR, der GA und dem Teerprotokoll in der Messebene Extraktion Level (siehe Abbildung 3b) durchgeführt und ausgewertet. Es konnte an allen Messpunkten eine Reproduzierbarkeit der Messergebnisse festgestellt und für jeden betrachteten Betriebspunkt die Massen-, Elementar- und Energiebilanzen geschlossen werden. Dank der angewandten Messmethodik konnte eine vollständige Charakterisierung der freigesetzten Produktgase inklusive Permanentgase, gravimetrisch bestimmte Teere, leicht kondensierbare Teere (LCT), Wasser und anderen Permanentgase (APG) erfolgen. Es zeigt sich, dass der Einfluss des Wassergehaltes auf die trockene Produktgaszusammensetzung einen vernachlässigbaren Einfluss hat und die trockene Produktgaszusammensetzung bei allen drei Wassergehalten sehr ähnlich ist (hier nicht dargestellt). Der Einsatz von Primärrezi zeigte, dass es nur einen Unterschied bei den Produktgaskomponenten H₂ und CO gab (Erhöhung) und die anderen Produktgaskomponenten ähnlich verglichen zu den Betriebspunkten ohne Primärrezi waren.

Eine weitere wichtige Erkenntnis lieferten die Ergebnisse aus den durchgeführten Teerprotokollen in Messebene „Level Extraction“ (siehe Abbildung 3b). Aus diesen geht hervor, dass die gesamt freigesetzte Menge an gravimetrisch bestimmten Teeren sowohl für Holzhackgut w8 als auch für Holzhackgut w30 die Gleiche ist. Die Freisetzung und die daraus resultierende Verteilung über dem Brennstoffbett ist aber unterschiedlich. Die Verteilung der gravimetrisch bestimmten Teere vom Brennstoff Holzhackgut w8 und w 30 ist in Abbildung 13 dargestellt. Bei Holzhackgut w8 wird das gravimetrisch bestimmte Teer ausschließlich nahe der Brennstoffzufuhr freigesetzt und bildet eine Teersträhne. Beim Holzhackgut w30 erfolgt die Freisetzung vom gravimetrisch bestimmten Teer viel gleichmäßiger über dem Brennstoffbett in

der Messebene „Level Extraction“. Zusätzlich wurden die gravimetrisch bestimmten Teere einer Elementaranalyse hinsichtlich des CHN-Gehaltes von Labors unterzogen. Die Laborergebnisse deuten darauf hin, dass ca. 80 % des Brennstoffstickstoffes über die Teere freigesetzt wird.

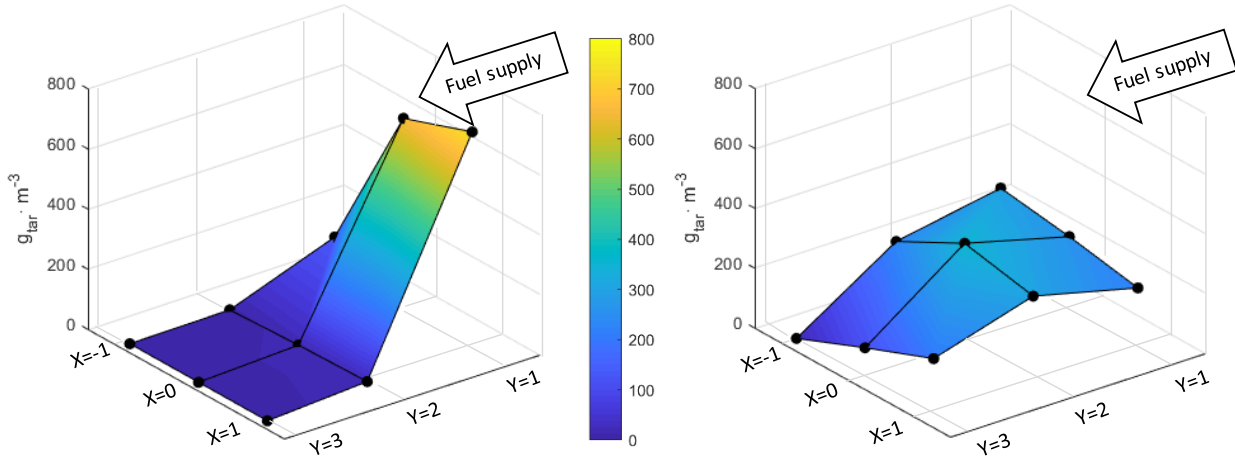


Abbildung 13: Räumliche Freisetzung der gravimetrisch bestimmten Teere über dem Brennstoffbett in der Messebene „Level Extraction“ in der Primärzone für Holzhackgut w8 (links) und Holzhackgut w30 (rechts). [2]

Die experimentelle systematische Untersuchung der Primärzone und des Brennstoffbettes ermöglicht es, dass die Zonenausbildung innerhalb des Brennstoffbettes abgeleitet werden konnte. In der nachfolgenden Abbildung 14 ist die Zonenausbildung für Holzhackgut w8 und w30 ohne Primärrezirkulation dargestellt. Für den Brennstoff pelletierten Miscanthus w8 verhält sich die Konversionszonenausbildung ähnlich wie bei Holzhackgut w8.

Es ist zu erkennen, dass sich der Wassergehalt des Brennstoffes signifikant auf die lokale Position der Trocknungs- und Pyrolysezone im Brennstoffbett auswirkt und es bei Holzhackgut w8 zu einer Bildung einer starken Teersträhne auf der Seite der Brennstoffzufuhr kommt. Der Brennstoffwassergehalt hat jedoch keinen Einfluss auf die Zonen Holzkohlevergasung und Holzkohleausbrand, wo die höchsten Temperaturen erreicht werden, wie in Abbildung 12 dargestellt.

Außerdem wurden mit dem vorgeschlagenen Konzept aufgrund der Filterwirkung des Bettes minimale PM-Emissionen erreicht, d.h. $< 5 \text{ mg} / \text{Nm}^3 @ 13 \text{ vol.}\% \text{ O}_2$ für Holzhackgut und $< 6 \text{ mg} / \text{Nm}^3 @ 13 \text{ vol.}\% \text{ O}_2$ für Miscanthuspellets.

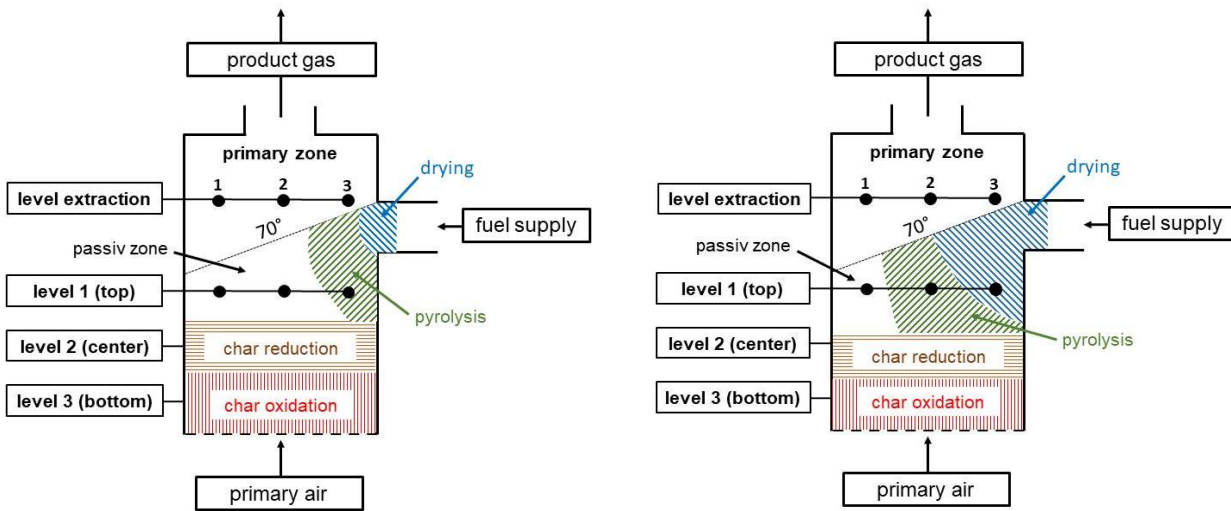


Abbildung 14: Schematische Verteilung der vier unterschiedlichen Konversionszonen innerhalb des Brennstoffbettes für Holzhackgut w8 (links) und Holzhackgut w30 (rechts). [2]

4.1.3 NO_x-Messungen

Eine erste Parameterstudie hinsichtlich der drei Einflussgrößen Leistung, Primärrezi und effektiv vorherrschendes $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ in der Sekundärzone (siehe Abbildung 2) auf die NO_x-Emissionen von Holzhackgut wurde durchgeführt. Die zeitlich gemittelten NO_x-Emissionen in Abhängigkeit der normierten Brennstoffwärmeleistung sind in der Abbildung 15 ersichtlich.

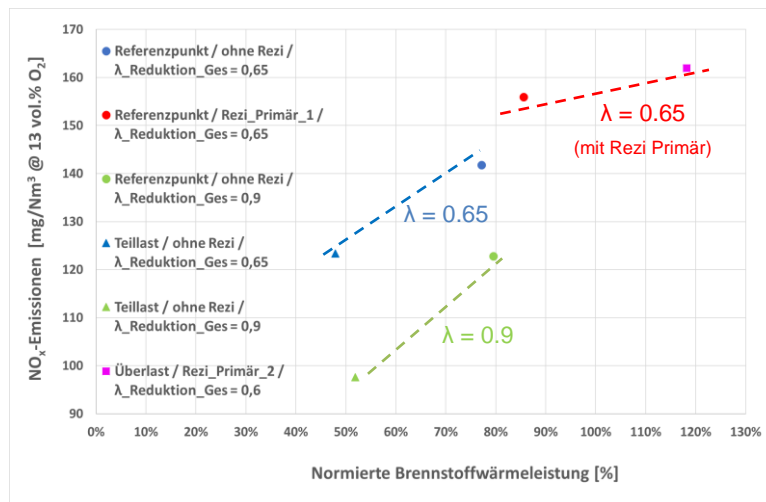


Abbildung 15: NO_x-Emissionen des 30 kW Laborreaktors mit Holzhackgut w16, konstanten $\lambda_{\text{Primär}}$ von 0,2, variabler normierter Brennstoffwärmeleistung, mit und ohne Primärrezi sowie Variation des in der Sekundärzone herrschenden $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$

Als anfänglicher Referenzpunkt für Holzhackgut w16 diente der Fall ohne Primärrezi, einem $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ von 0,65, einer normierten Brennstoffwärmeleistung von 78% mit zeitlich gemittelten NO_x-Emissionen von 141 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂. Aus Abbildung 15 können drei Haupteinflussparameter für die NO_x-Rauchgasemissionen bestimmt werden.

- Die Erhöhung des $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ von 0,65 auf 0,9 hat einen signifikanten Einfluss auf die Reduktion der

NO_x-Emissionen.

- Bei einem konstanten $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ von 0,65 und ca. konstanter normierter Brennstoffwärmeleistung erhöht der Einsatz von Primärrezi die NO_x-Emissionen.
- Die Variation der normierten Brennstoffwärmeleistung hat einen signifikanten Einfluss auf die NO_x-Emissionen. Dies ist eindeutig sowohl bei den zwei Betriebspunkten ohne Primärrezi mit einem $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ von 0,65 in Teil- und Volllast als auch bei den zwei Betriebspunkten ohne Primärrezi mit einem $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ von 0,90 in Teil- und Volllast zu erkennen.

Weiters werden in der Abbildung 16a und Abbildung 16b die beiden unterschiedlichen Brennstoffe Holzhackgut W35 und Miscanthuspellets mit konstanter Brennstoffwärmeleistung gegenübergestellt. Sowohl bei Miscanthus als auch bei Holzhackgut zeigt die Variation des $\lambda_{\text{Reduktion Ges}}$ die gleichen Effekte auf. Es ist zu erkennen, dass bei konstanter Brennstoffwärmeleistung eine optimale NO_x-Reduktion mit dem Laborreaktor im Bereich zwischen $\lambda_{\text{Reduktion Ges}} = 0,8$ bis 1,0 möglich ist. Mit Miscanthus konnten im für NO_x-Reduktion optimalen Betriebspunkt, NO_x-Emissionen von 174 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ erreicht werden, das entspricht einer NO_x-Emissionsreduktion von 100 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ verglichen zum Betriebspunkt mit oxidierenden Bedingungen in der Sekundärzone. Außerdem ermöglicht der Einsatz von Sekundärrezi eine weitere NO_x-Reduktion von ca. 10 % im optimalen Bereich zwischen $\lambda_{\text{Reduktion Ges}} = 0,8$ bis 1,0 und es wurden 94 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ erreicht, siehe Abbildung 16a.

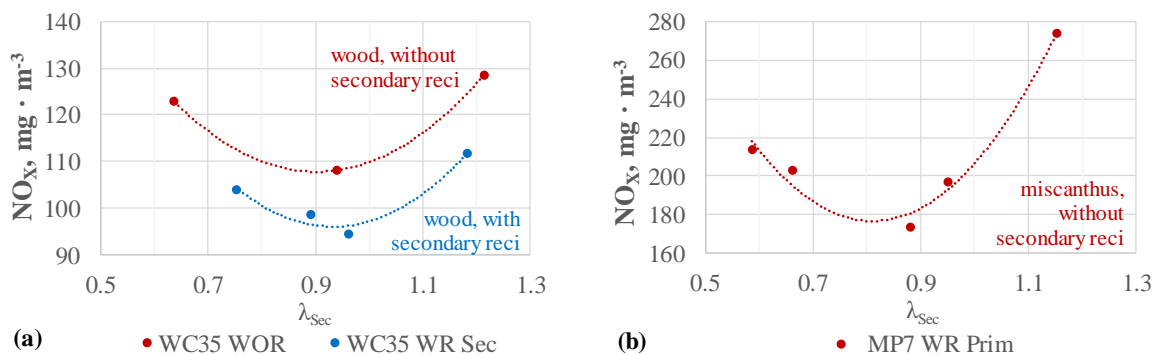


Abbildung 16: NO_x-Emissionen des 30 kW Laborreaktors mit zwei unterschiedlichen Brennstoffen, mit Volllast, konstanten $\lambda_{\text{Primär}}$ von 0,2 und Variation des in der Sekundärzone sowie Einsatz von Primär- und Sekundärrezi mit herrschenden λ_{Sec} [3].

Schlussfolgerung: Die vier diskutierten Haupteinflussparameter zeigen das mögliche Primärmaßnahmenpotenzial der Sekundärzone hinsichtlich NO_x-Minimierung auf.

Um die Einflussparameter genauer zu verstehen, wurden die Gastemperaturen und die Entwicklung der N-Verbindungen in der Sekundärzone detailliert untersucht.

4.1.4 Gastemperaturmessung und Total Fixed Nitrogen (TFN)-Konversion in der Sekundärzone

Die Gastemperaturmessung erfolgte unter Verwendung eines am IWT entwickelten Extraktionspyrometers mit doppelt geschirmtem Thermoelement, um so den Strahlungseinfluss der wassergekühlten Kesselwände zu minimieren. Alle Messungen der durchgeführten Messkampagne wurden mindestens einmal wiederholt und bestätigten eine hohe Wiederholgenauigkeit. Die Messreihen

wurden mit Holzhackgut und Miscanthuspellets durchgeführt. Die Positionen der Messstellen VO1, VO2 und VO3 in der Sekundärzone sind in Abbildung 3 dargestellt.

Die Ergebnisse zeigen eine Temperaturabhängigkeit von dem vorherrschenden λ_{Sec} , wobei das Maximum bei $\lambda_{Sec} = 1,0$ liegt, was aus der Literatur bekannt ist [13]. Die geringe Standardabweichung bestätigt in allen Fällen stabile Prozessbedingungen in der Sekundärzone. Zusätzlich kann die Bildung von thermischem NO_x ausgeschlossen werden, da die Gastemperatur in der Sekundärzone nie $1100^\circ C$ überschreitet.

Die dargestellten Messergebnisse in Abbildung 17 lassen auf die folgenden Tendenzen erkennen:

- In allen Fällen sind die Temperaturen im Messpunkt VO3 (direkt über den Sekundärdüsen) am höchsten und nehmen in Richtung VO1 (direkt unter den Tertiärdüsen) ab.
- Die höchste Gastemperatur in VO3 liegen für W35 OR bei $1000^\circ C$ und für MP W7 MR Prim bei $1100^\circ C$
- Der Vergleich des nassen Holzhackgut (W35) mit den trockenen Miscanthuspellets (MP W7) zeigt, dass in den Messpunkten VO2 und VO3 die Temperatur in allen Betriebspunkten um die $100^\circ C$ niedriger ist mit Holzhackgut (W35), obwohl die Leistung mit Miscanthuspellets niedriger ist, was auf den höheren Feuchtigkeitsgehalt von W35 zurückzuführen ist. Der Einsatz von Sekundärrezi reduziert die Gastemperatur in allen drei Messpunkten. Die größte Temperaturreduktion gibt es im Messpunkt VO3 (bis zu $100^\circ C$ bei einem $\lambda_{Sek} = 1,0$).

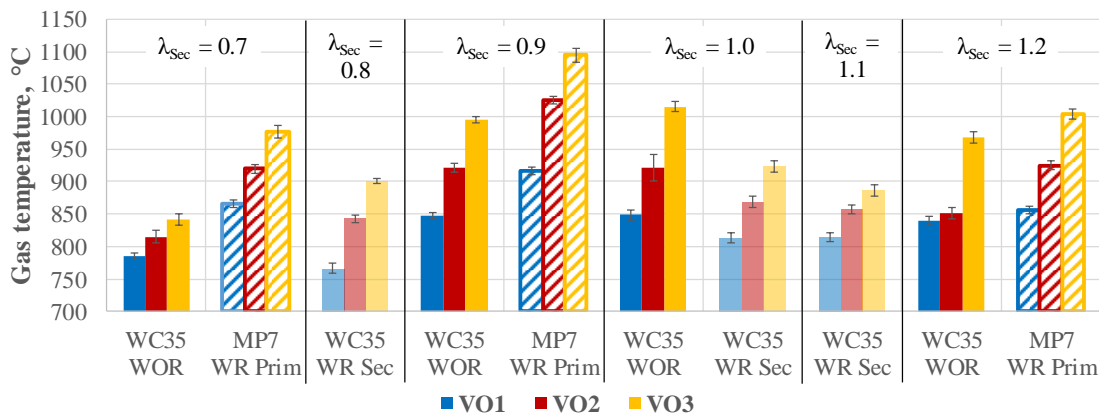


Abbildung 17: Über die Messdauer von 5 Minuten gemittelte Gastemperatur innerhalb der Sekundärzone an den drei Messpunkten VO1, VO2 und VO3 bei unterschiedlichen λ_{Sec} für die drei Betriebspunkte WC35 OR, WC35 MR Sec und MP7 Prim (WC35 OR = Holzhackgut w35 ohne Rezi, WC35 MR Sec = Holzhackgut w35 mit Sekundärrezi, MP7 Prim = Miscanthuspellets w7 mit Primärrezi) [3].

Die Total Fixed Nitrogen (TFN)-Umsetzung wurde auch in der Sekundärzone untersucht. Alle Messergebnisse der durchgeführten Messungen in der Sekundärzone wurden kombiniert, inklusive der Permanentgasmessungen und mit den Abweichungen aus der Sekundärzonenmassenbilanz (hier nicht dargestellt) korrigiert, um die Fehlerfortpflanzung aufgrund inhomogener Mischungsverhältnisse in der Sekundärzone zu reduzieren (siehe die inhomogene Freisetzung von flüchtigen Stoffen in Abbildung 14). Der TFN wird nach Gleichung () definiert und liefert Informationen darüber, wie viel des Brennstoffstickstoffes (Fuel-N) als HCN, NH_3 und NO_x (als NO vorhanden) an den Messpunkten in der Sekundärzone und als NO_x (äquivalent zu NO_2) am Rauchgasmesspunkt gebunden ist. Da das

verwendete Festbett ein Produktgas mit einem hohen Trockenmassenanteil an schweren Teeren freisetzt, wurde die Zusammensetzung ausgewählter Proben dieser schweren Teere mittels Elementaranalyse untersucht. Die Ergebnisse bestätigen, dass der größte Teil (ca. 80 %) des Brennstoff-N im Teer-N enthalten ist, bevor das Produktgas die Sekundärdüse erreicht und mit der Sekundärluft vermischt wird. In allen untersuchten Fällen wurde ein ähnlich hoher Teergehalt gemessen. Daher wurde für alle untersuchten Fälle angenommen, dass der größte Teil des Brennstoff-N aus dem Festbett als stickstoffhaltige Teere freigesetzt und in den schweren Teeren gebunden wird.

$$TFN = \frac{N \text{ mass fraction in HCN, NH}_3 \text{ and NO}_x \text{ of flue or product gas}}{N \text{ mass fraction in fuel}} \quad (6)$$

Abbildung 18a zeigt die TFN-Umsetzung über die Höhe der Sekundärzone für Holzhackgut w35 ohne Einsatz von Rezi. Es ist in allen Betriebspunkten zu erkennen, dass am Messpunkt VO3 der aus dem Brennstoffbett freigesetzte Fuel-N zu NO, NO_x-Vorläufern (HCN und NH₃) umgesetzt oder bereits zu N₂ reduziert wird. Die gemessenen Gastemperaturen reichen in allen Fällen aus, um das freigesetzte Tar-N zwischen den Sekundärdüsen und dem Messpunkt VO3 zu spalten. Außerdem beträgt in den Betriebspunkten mit λ_{Sec} < 1 die Summe von HCN und NH₃ ist 35%-36% und es dominiert der NH₃-Anteil bei λ_{Sec} = 0,7 bzw. 0,9 gegenüber dem HCN-Anteil am Messpunkt VO3. Diese Dominanz von NH₃, kann durch zwei Gründe erklärt werden. Erstens liegen die gemessenen Gastemperaturen im nassen Produktgaszug bei 840°C und 1000°C für λ_{Sec} = 0,7 und 0,9 in VO3, siehe Abbildung 17. Aus der Literatur ist bekannt, dass diese Gastemperaturen in Kombination mit Sauerstoffmangel die Bildung von NH₃ begünstigen [14] [15]. Zweitens könnte die Bildung von NH₃ im nassen Produktgas, bedingt durch die hohe Brennstofffeuchte, und reduzierten Bedingungen gefördert werden. Bei λ_{Sec} > 1, bei oxidierenden Bedingungen, ist HCN dominant und NH₃ liegt in geringeren Konzentrationen vor.

Alle Fälle in Abbildung 18a zeigen, dass es eine Änderung der TFN-Umsetzung zwischen VO3 und VO2 gibt. In Fällen mit λ_{Sec} < 1 wird hauptsächlich NH₃ reduziert. Dies stimmt auch mit den Erkenntnissen aus der Literatur überein [11]. Die TFN-Verteilung zwischen den Messpunkten VO2 und VO1 ändert sich jedoch nur geringfügig, was wahrscheinlich auf die im oberen Bereich der Sekundärzone vorhandenen niedrigeren Gastemperaturen zurückzuführen ist [16]. Aufgrund des hohen TFN-Anteils von NO_x-Vorläufern im Produktgas in VO1 bei λ_{Sec} < 1 besteht ein weiteres Potenzial zur NO_x-Reduktion für den Brennstoff Holzhackgut w35. Im Betriebspunkt λ_{Sec} > 1 wäre ein NO_x-Reduktionspotenzial aufgrund des Vorhandenseins von NO_x-Vorläufern zwischen VO3 und VO2 zwar möglich, die Oxidationsbedingungen lassen dies jedoch nicht zu. Schließlich wurde im Betriebspunkt mit λ_{Sec} = 0,9, dem optimalen λ_{Sec}, eine Umsetzungsrate von Fuel-N zu NO_x im Rauchgas von 38 % erreicht.

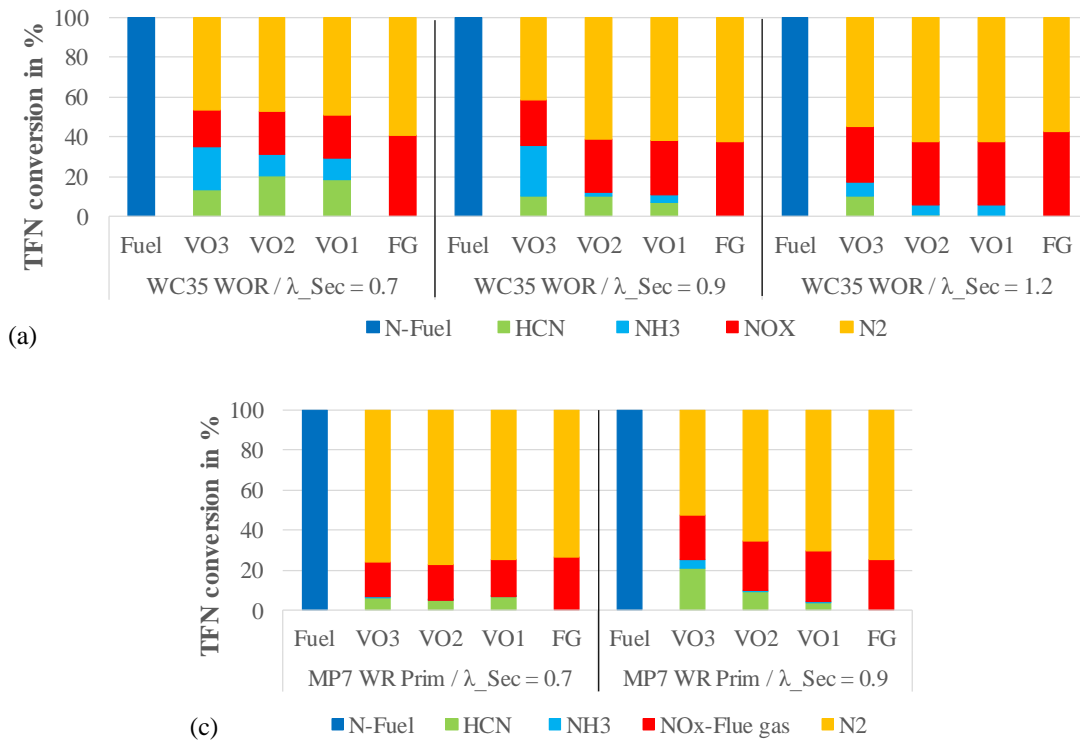


Abbildung 18: TFN-Umrechnung über die Sekundärzonenhöhe für WC35 WOR (a), und TFN-Umrechnung über die Sekundärzonenhöhe für MP7 WR Prim (c). [3]

Dagegen ändert sich im Fall MP7 WR Prim mit $\lambda_{Sec} = 0,9$ die TFN-Verteilung bis VO1. Die Trends der TFN-Verteilung über die Höhe der Sekundärzone zeigen deutlich, dass eine aktive NO_x-Reduktion durch primäre Maßnahmen bei Holz aufgrund niedrigerer Gastemperaturen und schlechter Durchmischung, bedingt durch den Produktgas-Streifen, nur bis VO2 und bei Miscanthus mit guter Durchmischung, bedingt durch keinen Produktgas- oder Luft-Streifen im Fall mit $\lambda_{Sec} = 0,9$, in nennenswertem Umfang möglich ist. Zusätzlich ist bei Miscanthus die dominierende Spezies HCN, was im Gegensatz zur konventionellen Biomasseverbrennung steht, bei der bei Brennstoffen mit hohem N-Gehalt hauptsächlich NH₃ gebildet wird [17]. Dies wird auf die höheren Temperaturen zurückgeführt, die in der Sekundärzone für Miscanthus erreicht werden als für Holz, wie es durch die im nächsten Abschnitt gezeigten Experimente mit dem Ein-Partikel-Reaktor bestätigt wird.

Der Einfluss der Parameter Gastemperatur, Luftverhältnis, Durchmischung, Rezi, Verweilzeit und Brennstoffwassergehalt auf das Tar-N-Cracking hinsichtlich der Bildung und Reduktion von NH₃, HCN und NO wurde experimentell untersucht. Es zeigte sich, dass bei den feuchten Holzhackgut (w35) aufgrund der niedrigeren Gastemperaturen und höheren Dampfgehalten in der Reduktionszone die Bildung von NH₃ und bei den trockenen Miscanthus-Pellets (w8) aufgrund der höhere Gastemperaturen und geringerer Dampfgehalte in der Reduktionszone die Bildung von HCN überwiegt. Es wurde ein TFN-Umsatz für NO_x im Rauchgas von 35 % bzw. 25 % für Holz und Miscanthus erreicht, was mit großen Kesseln konkurrieren kann [18], in denen eine NO_x-Reduktion leichter zu realisieren ist Für den Einsatz von feuchtem Holzhackgut konnte noch weiteres Verbesserungspotential für die primäre NO_x-Reduktion gefunden werden, da die NO_x-Reduktion aufgrund der zu niedrigen Gastemperaturen im oberen Teil der Sekundärzone begrenzt war. Das Verbesserungspotential der unter reduzierten Bedingungen betriebenen

Sekundärzone kann durch folgende Überlegungen erhöht werden. Die gewonnenen Erkenntnisse über die optimalen Bedingungen für die NO_x-Reduktion (u. a. λ_{Sec}, erforderliche Temperaturen, Einfluss des Brennstoffs oder Einsatz von Sekundärrezi) werden für die endgültige Auslegung der Technologie genutzt.

4.2 Ergebnisse aus dem Einzelpartikelreaktor (AP2)

Die Ergebnisse der Einzelpartikel-Reaktorexperimente mit N₂ als Trägergas sind in Abbildung 19 für Holz (links) und Miscanthus (rechts) dargestellt.

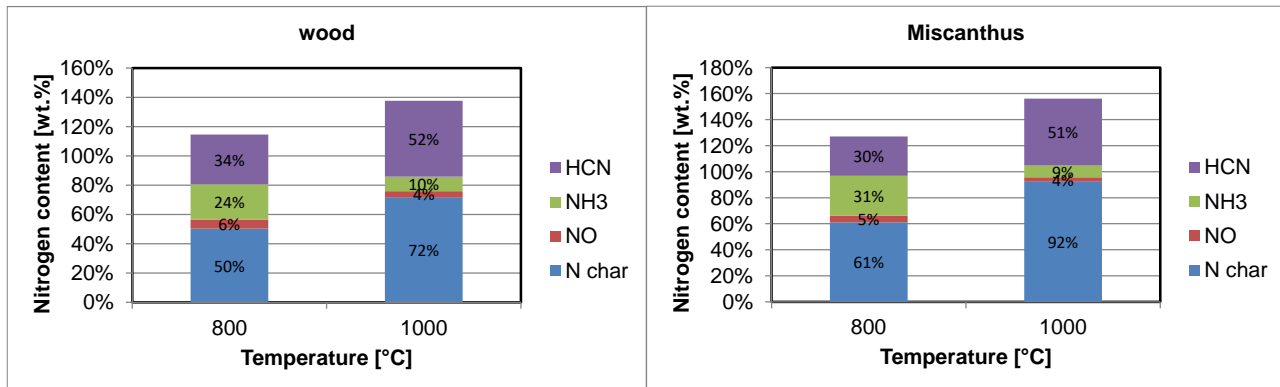


Abbildung 19: Stickstoffverteilung in den Pyrolyseprodukten der Einzelpartikelreaktortestläufe mit N₂ als Trägergas.

Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass der Brennstoff-N hauptsächlich während der Pyrolyse als HCN, NH₃ und in geringerem Maße als NO freigesetzt wird. Die Online-Messung der Freisetzung dieser Komponenten aus einem einzigen Pellet wurde mit einer guten Reproduzierbarkeit gemessen.

Die Elementmassenbilanz für Stickstoff konnte aber nicht vollständig geschlossen werden, bzw. war die gesamte gemessene Menge an Stickstoff den Produkten höher als 100% des anfänglichen N-Gehalts (siehe Abbildung 19). Die Ursachen für diese nicht geschlossenen N-Elementmassenbilanz sind die unerwarteten hohen N-Gehalt in der übrigbleibenden Holzkohle. Es wurden darüber hinaus auch Experimente mit Ar als Trägergas anstelle von N₂ durchgeführt, um diesen Einfluss zu prüfen. Weiters wurden bei den Testläufen mit Ar statt N₂ ebenfalls hohe N-Gehalte im Brennstoffrückstand bestimmt. In beiden Fällen ist bei den Tests von Ar der N Gehalt im Pyrolyserückstand sogar höher als bei den Tests mit N₂ als Trägergas. Aufgrund der hohen N Gehalte im Pyrolyserückstand ist eine konkrete Schlussfolgerung zur Bewertung der Ergebnisse mit nicht geschlossener N-Elementmassenbilanz schwierig. Zusätzlich zu den online FTIR Messungen wurden diskontinuierliche Messungen von NH₃ und HCN (nasschemische Bestimmung) durchgeführt. Bei der nasschemischen Analyse wurden deutlich geringere Anteile an NH₃ und HCN bestimmt als mit dem FTIR. Der genaue Grund für diese Abweichung konnte nicht identifiziert werden. Aufgrund der niedrigen Gehalte an NH₃ und HCN aus der nasschemischen Analyse ist diese Analyse als nicht repräsentativ anzusehen. Die Zuverlässigkeit der Messergebnisse ist deswegen mit großer Unsicherheit verbunden.

Bestätigt werden konnte aber, dass die Ergebnisse des Einzelpartikel-Reaktors eine ähnliche Tendenz wie die des 30 kW Reaktors zeigten und dazu beitrugen, das erworbene Wissen zu ergänzen. Die Ergebnisse zeigten, dass bei dieser Technologie bei höheren Temperaturen HCN gegenüber NH₃ vorherrscht und dass die Temperatur einen größeren Einfluss auf das HCN/NH₃-Verhältnis hat als der N-

Gehalt des Brennstoffs. In den Ergebnissen in Abbildung 19 wird gezeigt, dass bei 1000 °C mehr HCN erzeugt wird als bei 800 °C für beide Brennstoffe. In den Ergebnissen mit dem 30 kW-Reaktor wurden höhere HCN-Gehalte aus dem Fall mit Miscanthus-Pellets erhalten, wo höhere Temperaturen in der Sekundärzone vorhanden waren (siehe Abbildung 18). Dies ist ein signifikanter Unterschied zu typischen Verbrennungsbedingungen, bei denen das HCN/NH₃-Verhältnis hauptsächlich vom Brennstoff-N-Gehalt abhängt und bei einem höheren Brennstoff-N-Gehalt niedriger ist [17]. Relevante Informationen über die HCN/NH₃-Verhältnisse bei dieser Technologie wurden daher durch Kombination der Ergebnisse mit dem Einzelpartikel-Reaktor und dem 30 kW Reaktor gewonnen.

4.3 Modellierungsergebnisse (AP3 und AP5)

Diese Kapitel beinhaltet die Anwendung der in 3.4 vorgestellten Modelle auf die 30kW Laboranlage.

4.3.1 Ergebnisse 3D-CFD-Festbettmodellierung

Die in diesem Projekt entwickelten CFD-Modelle für Festbettfeuerungen (siehe 3.4), wurden auf mehrere Brennstoff und Betriebsbedingungen angewendet und sind in diesem Kapitel auszugsweise dargestellt. Der Vergleich der experimentell gemessenen Temperatur für Holzhackgut und Miscanthus-Pellets mit jeweils 8 Gew.-%-Feuchte mit dem 30 kW Reaktor von AP2 ist in Abbildung 20 dargestellt. Im Fall von Miscanthus wurde Rauchgas rezirkuliert, mit der Primärluft vermischt, und unter dem Bett aufgegeben. Der Vergleich zeigt, dass der Trend der Temperaturen im Bett gut abgebildet werden konnte. Gründe für die Abweichungen sind:

- In den Simulationen wurde die Gastemperatur im und über Bett als Vergleich herangezogen. Diese berücksichtigt keine Strahlung, während die in den Experimenten verwendeten Thermolemente von der Strahlung beeinflusst werden.
- Durch das Eindringen der Messsonden in das Brennstoffbett variiert die Position der Messspitze in der Höhe. Durch die hohen Temperaturgradienten im Bett führt diese auch zu einer Abweichungen.

Aus diesen Gründen streuen die Messwerte im Bett mehr als die Simulationswerte, mit Ausnahme von Miscanthus Level 3, in dem auch die Simulationswerte in der Ebenen schwanken. Der Vergleich der Temperaturwerte auf der Extraktionsebene über dem Bett ist komplizierter, da hier hohe Gradienten in der Ebene auftreten und auch die Strömung durch die Messsonden beeinflusst wird. Weiters waren für den Miscanthusfall auf dieser Ebene nur sechs, anstelle der sonst gewählten neun Messwerte verfügbar. Unter diesen Aspekten sind die Abweichungen der vorhergesagten und gemessenen Temperatur vertretbar und das entwickelte Modell ist für die Vorhersage der Temperaturen im Bett gut geeignet.

Energieforschungsprogramm - 3. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

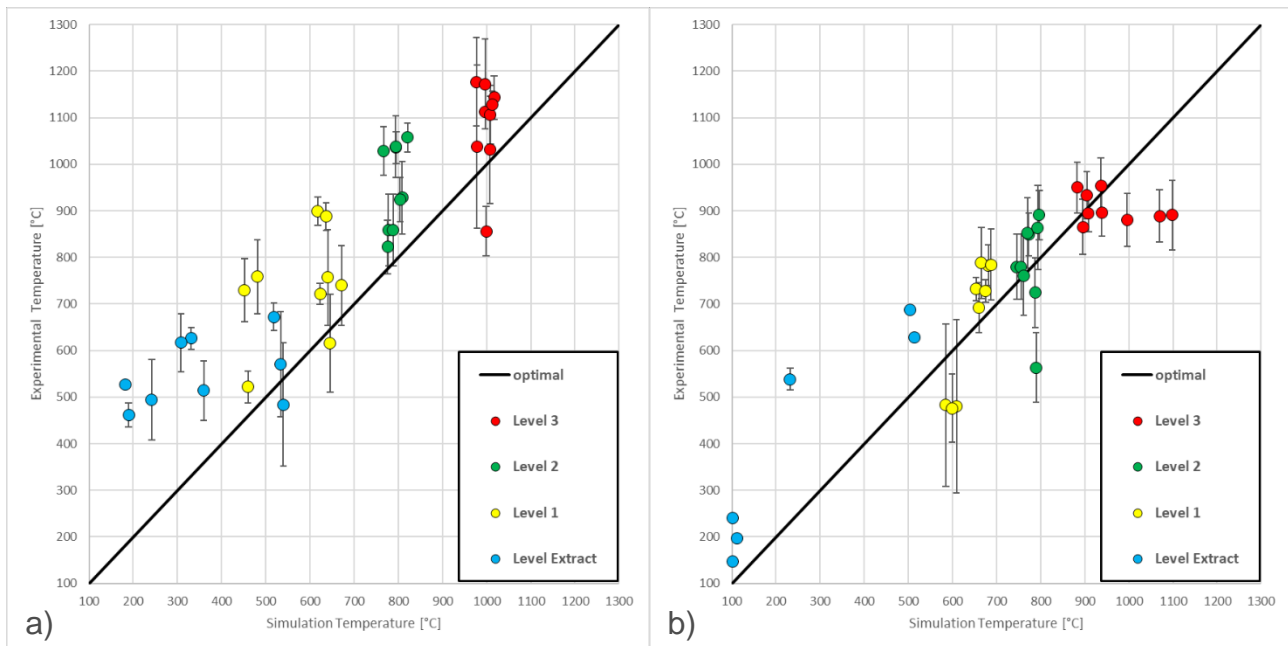


Abbildung 20: Vergleich der simulierten und gemessenen Temperaturen in drei Ebenen im Brennstoffbett, sowie in der Extraktionsebene über dem Brennstoffbett für die Brennstoffe Holzhackgut (a) und Miscanthus-Pellets (b). Beide Brennstoffe haben einen Feuchtegehalt von 8 Gew.%. Im Fall von Miscanthus wurde Primärauchgasrezirkulation eingesetzt, für Holzhackgut nicht. Die Gerade stellt eine genaue Übereinstimmung von Simulationswert und Messwert dar. Pro Ebene wurden neun Punkte gemessen, Ausnahme Miscanthus Level 3.

Neben den Temperaturen im und über dem Bett wurde auch die Freisetzung der Konversionsprodukte, sowie die Zusammensetzung der Gasphase untersucht. Die Ergebnisse ausgewählter Spezies für den Holzhackgut-Brennstoff mit 8 Gew. % Feuchte sind in Abbildung 21 zusammengefasst. Die Freisetzungsraten in Abbildung 21b zeigen die Spezies die jeweils repräsentativ für einen thermochemischen Umwandelungsschritt stehen. H₂O steht für die Trocknung, Volatile ist eine zusammengefasste Spezies und steht repräsentativ für die Gase welche bei der Pyrolyse freigesetzt werden. CO entsteht durch die Kohleumwandlung einerseits direkt über dem Rost während der Verbrennung, sowie auch weiter oben im Bett durch Vergasung von CO₂. Beim Vergleich der im Experiment ermittelten Positionen von Trocknung, Pyrolyse, Vergasung und Verbrennung (siehe Abbildung 14) konnte eine gute Übereinstimmung erreicht werden. Wie in den Experimenten befinden sich die Trocknungs- und Pyrolysezone nahe der Brennstoffzufuhr und die Vergasungs- und Verbrennungszone in der Nähe des Rostes. Im Vergleich zu den Experimenten zeigte sich in den Simulationen ein verzögerten Start der Trocknung, sowie auch eine breitere Trocknungs- und Pyrolysezone die einerseits durch die idealisierten Trajektorien der Brennstoffpartikel und andererseits durch den direkten Start der Partikel an der Brennkammerwand verursacht werden. Die kalten Partikel müssen in den Simulationen zuerst aufgewärmt werden, wohingegen sie in den Experimenten möglicherweise schon leicht vorgewärmt in die Brennkammer transportiert wurden. Die aus der Freisetzung resultierende Zusammensetzung der Gasphase ist in Abbildung 21a dargestellt. Die dargestellte NTAR Spezies ist ein Produkt der Pyrolysereaktion (Reaktion 2, siehe 3.4.2) und wird durch die Teerzersetzungsreaktion (Reaktion 3, siehe 3.4.2) abgebaut. In den Simulationen konnte, wie auch in den Experimenten, ein rascher Abbau der Teerspezies beobachtet werden. Durch Vergleich der gemittelte Zusammensetzung auf der Extraktionsebene in Simulation und Experiment (siehe Tabelle 1) wurde

angenommen, dass die gewählte Teerkinetik für den ausgewählten Fall etwas zu schnell ist, da bereits mehr Zerfallsprodukte (CO , CO_2 , CH_4) und weniger Teer vorhanden ist. Diese Abweichung ist vertretbar und bestätigt die Auswahl der Reaktionskinetik der Teere. Der weitere Abbau der Produkte der Teerzersetzungsreaktion (CO , CH_4 , H_2 ,...) in der Sekundärverbrennungszone wurde ebenfalls gut abgebildet und bestätigt somit den ausgewählten Gasphasenreaktionsmechanismus. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die im Projekt entwickelten Modelle die Feuerung mit extremer Luftstufung gut abbilden können und somit nun ein Gesamtmodell vorliegt, welches auf andere Geometrien übertragen werden kann um diese zu optimieren.

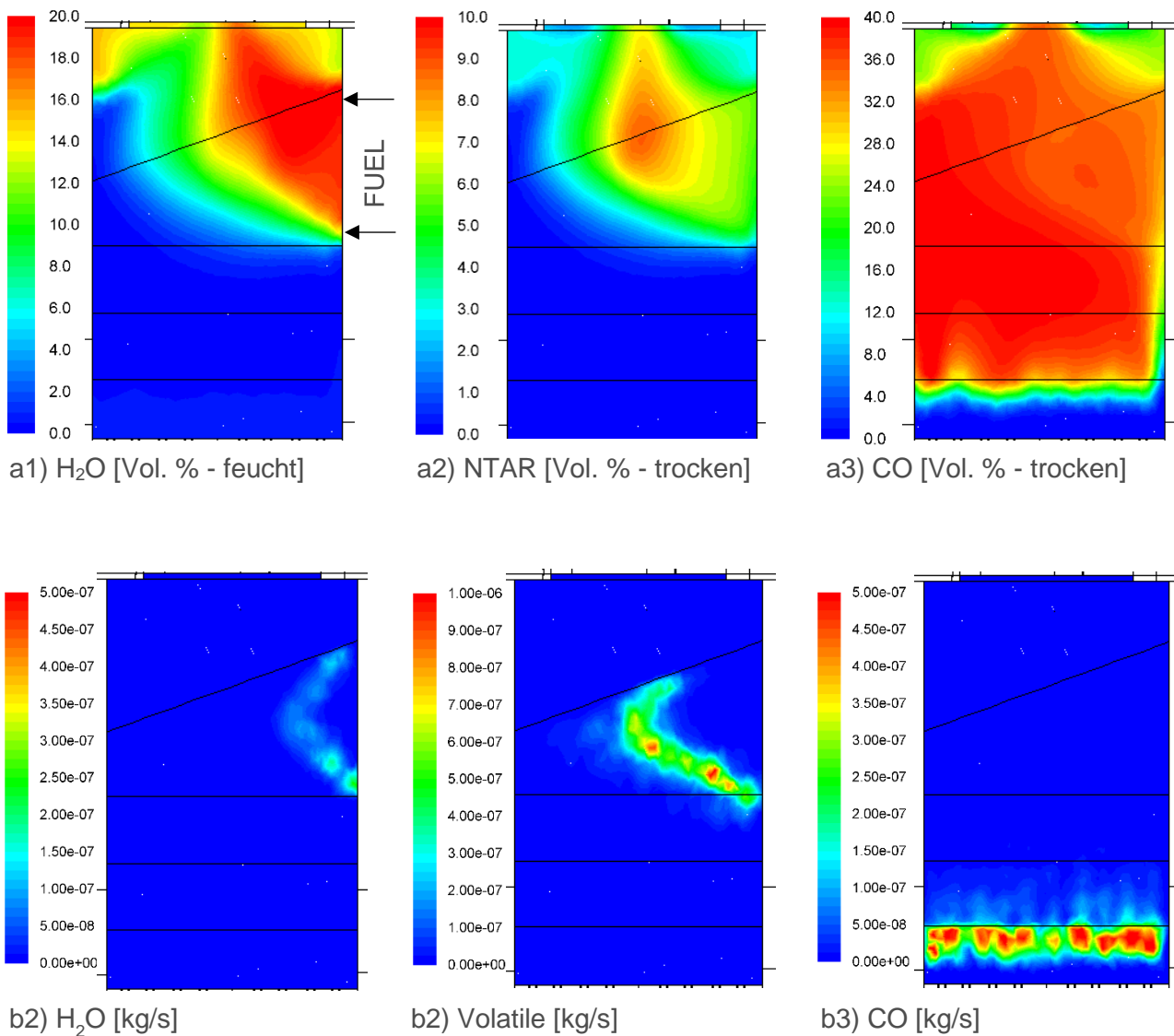


Abbildung 21: Gasphasenkonzentrationen ausgewählter Spezies (a) und Freisetzungsraten ausgewählter Spezies berechnet vom Partikelmodell (b). Die Spezies sind charakteristisch für die Umwandlungsprozesse: $\text{H}_2\text{O} \rightarrow$ Trocknung, Volatile \rightarrow Pyrolyse, $\text{CO} \rightarrow$ Vergasung / Verbrennung, Der Brennstoffeinschub ist in a1 dargestellt und gilt analog für alle Abbildungen.

Tabelle 1: Simulierte und gemessene Gaszusammensetzung in Gew.% auf der Extraktionsebene über dem Brennstoffbett. Brennstoff ist Holzhackgut mit 8 Gew.% Feuchte ohne Primärauchgasrezirkulation.

		Experimente	Simulation
H ₂ O	(Gew.% feucht)	11,70	10,46
CO	(Gew.% feucht)	22,20	25,04
CO ₂	(Gew.% feucht)	7,86	8,28
H ₂	(Gew.% feucht)	0,29	0,42
CH ₄	(Gew.% feucht)	0,89	1,02
NTAR	(Gew.% feucht)	14,29	12,10

4.3.2 Ergebnisse 1D-Festbettmodell

Das entwickelte eindimensionale Modell beschreibt die Festbett- und Gastemperaturen sowie die Gaskonzentrationsprofile entlang der Höhe des Betts. Das 1D-Modell wurde mit experimentellen Daten aus AP 2 validiert. Der 30 kW Reaktor wird bis zu einer Höhe von 25 cm modelliert, was der durchschnittlichen Betthöhe entspricht. Die Ergebnisse für die Temperaturprofile sind in Abbildung 22 für Fälle dargestellt, in denen Holz mit unterschiedlichen Wassergehalten (w8, w16, w30) verwendet wird, und in einem Fall mit Primärrezi (w8 – mit Rezi).

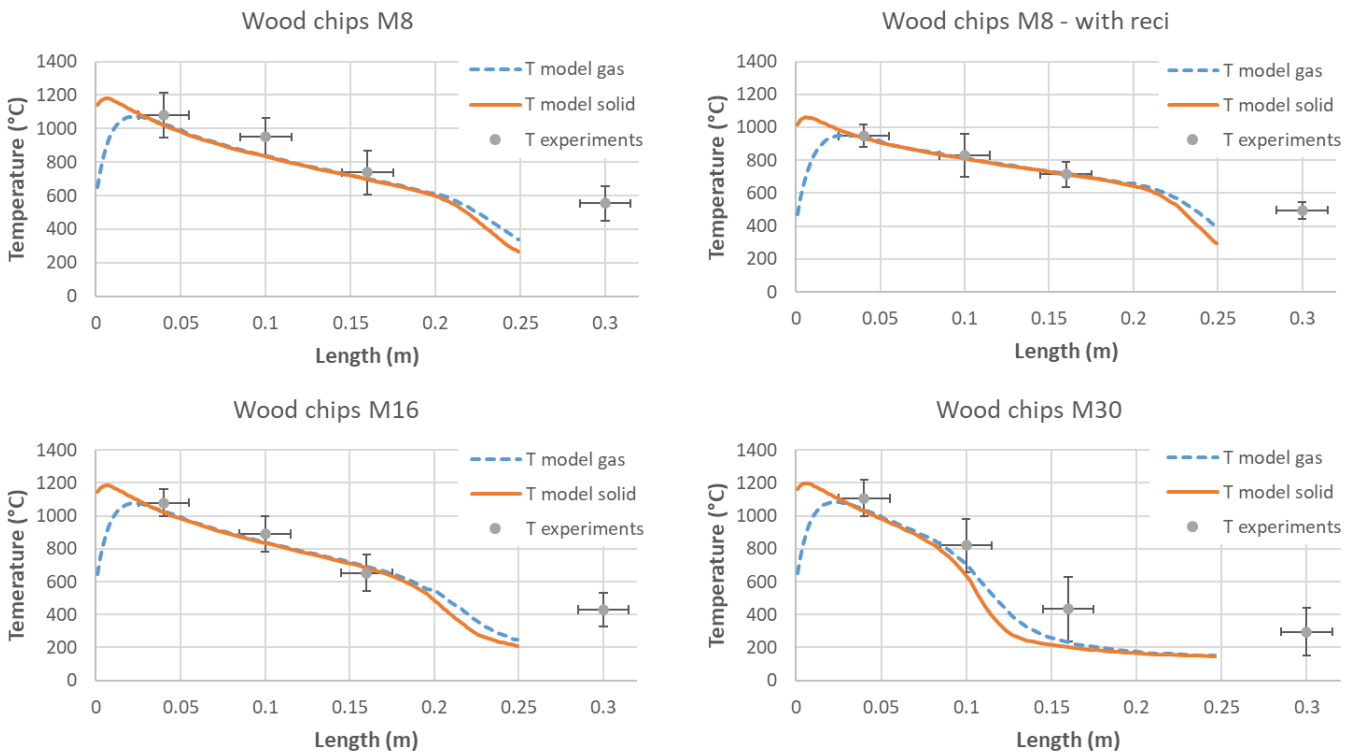


Abbildung 22: Simulierte und gemessene Temperaturen entlang der Höhe des Festbetts mit Holzhackgut (w18) ohne Primärrezirkulation (links) und mit Primärrezirkulation (rechts) [19]

Die gemessenen und simulierten Zusammensetzungen des Produktgases für Holz w30 sind in Tabelle 2 dargestellt. Es wird gezeigt, dass das Modell sowohl die Temperaturen als auch die Gaszusammensetzung in allen Fällen mit geringen Abweichungen vorhersagen kann.

Tabelle 2: Simulierte und gemessene Gaszusammensetzung in Massen% unter Verwendung von Holz (w30) ohne Primärrezi

	Experimente	Modell	Abweichung
CO (% mass)	18.2	19.6	+1.4
CO2 (% mass)	7.3	6.9	-0.4
H2O (% mass)	22.4	20.9	-1.5
H2 (% mass)	0.3	0.4	+0.1
CH4 (% mass)	0.7	0.6	-0.1
C2H4 + other CxHy (% mass)	0.4	0.5	+0.1
Tar (% mass)	14.4	15.1	+0.7

Das 1D-Modell wurde in weiterer Folge zur Prozessanalyse eingesetzt. Es zeigt, dass die Zonen der Holzkohleumwandlung und der Pyrolyse / Trocknung trotz der begrenzten Höhe des Reaktors gut getrennt sind. Höhere Feuchtegehalte reduzieren die Temperaturen im oberen Bereich des Reaktors, haben aber für die untersuchten Feuchtegehalte (8 bis 30 % Masse) keinen Einfluss in der Holzkohleumwandlungszone, z. B. hinsichtlich der maximalen Temperaturen und des Vorhandenseins von reduzierenden Bedingungen, bei denen hauptsächlich CO freigesetzt wird. Auch die trockene Produktgaszusammensetzung wird durch den Brennstofffeuchtegehalt nicht beeinflusst und es werden höhere Teergehalte als bei der konventionellen Gegenstromvergasung erreicht, wahrscheinlich weil Teere im Festbett aufgrund der geringen Höhe des Reaktors und des Wärmeeintrags durch die Strahlung der Brennkammer nicht kondensieren. Die Rauchgasrezirkulation ist die einzige Möglichkeit, die maximalen Betttemperaturen in der gewählten Reaktorkonfiguration zu reduzieren (siehe auch Abbildung 12) was den Einsatz von Brennstoffen mit einem niedrigen Ascheschmelzpunkt ermöglicht. Der Einfluss der Rauchgasrezirkulation wurde durch die Simulationen korrekt vorhergesagt. Das vorgestellte Modell ist ein effizientes Werkzeug zur Unterstützung der Entwicklung dieser flexiblen Verbrennungstechnologie und auch das detailliertere 3D-CFD-Modell, das auch das Nicht-1D-Verhalten des Bettes vorhersagen kann, mit einer stärkeren Freisetzung der flüchtigen Bestandteile in der Nähe der Brennstoffzufuhr und der Gasverbrennung in der sekundären und tertiären Zone. Das 3D-CFD-Modell lieferte auch die Randbedingungen bezüglich des Wärmeübergangs am Boden und an der Oberseite des Reaktors, die im 1D-Modell verwendet werden.

4.3.3 Ergebnisse K-Freisetzung

Zur Validierung des K-Freisetzungmodells, das das Hauptelement der PM-Vorläufer darstellt, wurden Experimente mit einem Einzelpartikelreaktor mit verschiedenen Biomassetypen verwendet, die aus einem früheren Projekt zur Verfügung standen. In diesem Projekt war es möglich, eine Arrhenius-Kinetik abzuleiten, um mit einer provisorischen Version des Modells die zeitabhängige Freisetzung bei verschiedenen Bedingungen zu beschreiben, bei Kopplung des K-Freisetzungmodells mit einem

Einzelpartikelmodell. Für alle Brennstoffe wurden die gleichen kinetischen Werte verwendet, und für jeden Brennstoff gab es nur einen Unterschied in der Produktzusammensetzung der Reaktionen. Die Ergebnisse für die Brennstoffe Holz und Miscanthus bei verschiedenen Temperaturen sind in der folgenden Abbildung 23 dargestellt. Das Modell kann die unterschiedlichen Verhaltensweisen bei unterschiedlichen Temperaturen und mit verschiedenen Brennstoffen vorhersagen. Der größte Unterschied zwischen den Brennstoffen ist der höhere Anteil an Karbonaten in Holz (Fichte), der die Freisetzung bei höheren Temperaturen erhöht.

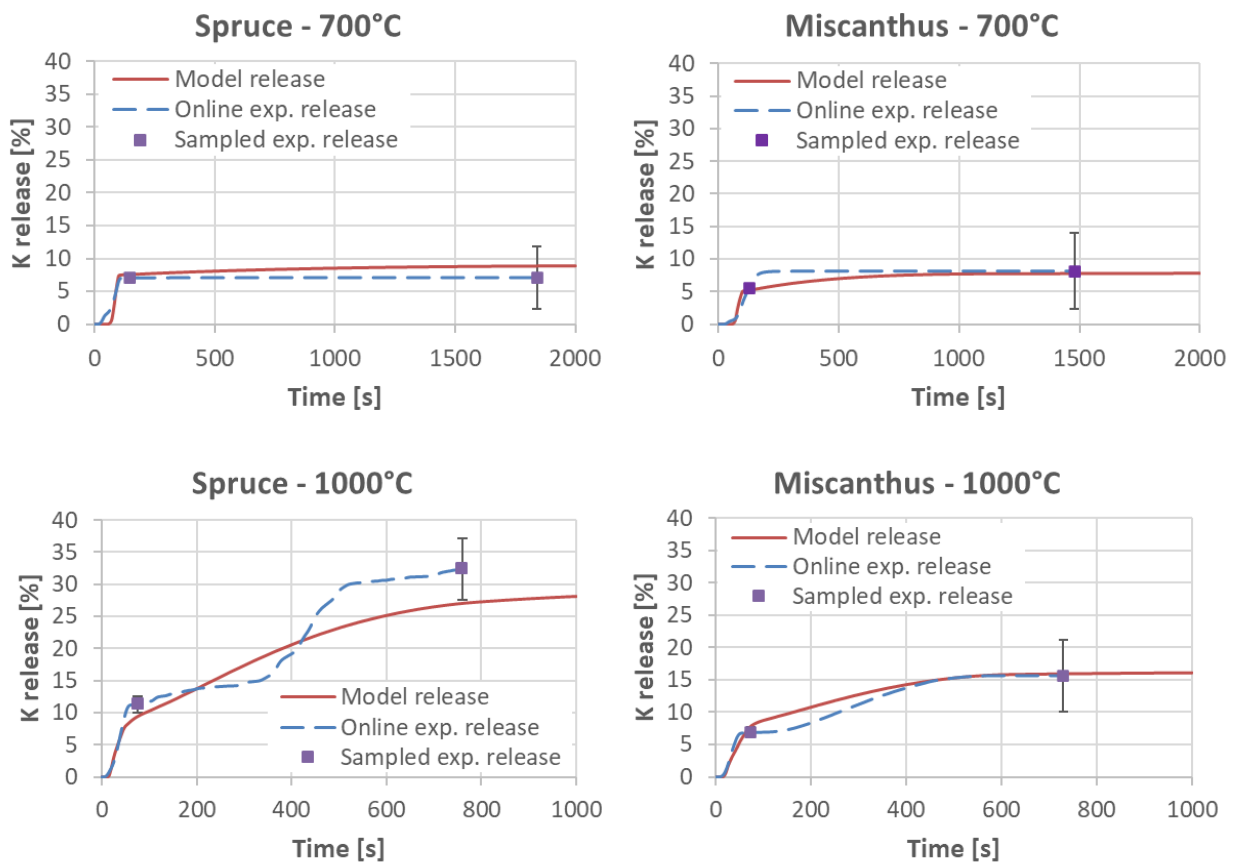


Abbildung 23: Freisetzung von K während der vom Modell vorhergesagten und der experimentell gemessenen Werte, einschließlich der Online-Messungen und der gesampelten Punkte (Quench und vollständige Experimente) [20].

Das Modell zur Beschreibung der K-Freisetzung wurde mit dem 1D-Bettmodell kombiniert, um die Freisetzung von K, dem Hauptvorläuferelement von PM, aus dem Bett bei unterschiedlichen Bedingungen zu beschreiben. Das zuvor beschriebene Modell berücksichtigt jedoch nicht vollständig, dass K mit einem Bett mit größerer Höhe und extremer Luftstufung in höherem Maße zurückgehalten wird als bei typischen Rostfeuerungs-Bedingungen. Das K-Freisetzungsmodell sagt die üblichen Freisetzungen für typische Rostfeuerungs-Bedingungen voraus. Die Ergebnisse der Anwendung des K-Freisetzungsmodells in Kombination mit dem 1D-Modell für verschiedene Fälle sind in Tabelle 3 dargestellt. Der Vergleich mit den experimentellen Ergebnissen aus dem 30 kW Laborreaktor zeigt, dass mit dem neuartigen System eine wesentlich höhere K-Rückhaltung erreicht wird. Die Reduktion ist viel höher als diejenige, die nur durch Anwendung der Rauchgasrezirkulation erreicht werden könnte.

Tabelle 3: Ergebnisse der Anwendung des K-Freisetzungsmodells in Kombination mit dem 1D-Modell für verschiedene Fälle

	Holz w8 / w16 / w30 ohne Rezi	Holz w8 / w16 / w30 mit Rezi	Miscanthus w8 mit Rezi
max. Betttemperatur	ca. 1200°C	ca. 1050°C	ca. 1000°C
% K-Freisetzungs-modell	29.5	27	12.5
% K-Freisetzung experimentell	2	-	< 1

4.3.4 Untersuchung der Reaktionskinetik in idealen Reaktoren

Da die NO_x-Reaktionsmechanismus sehr viele Reaktionen enthält und dadurch sehr komplex wird, ist diesem Problem mit CFD Simulationen nicht beizukommen. Aus diesem Grund wurden Reaktionskinetik-Simulationen durchgeführt, welche die Nutzung detaillierten und komplexer Reaktionsmechanismen erlauben.

Um einen passenden Mechanismus für die Simulationen auszuwählen wurden wie in Abbildung 11 mehrere Mechanismen unter gleiche Bedingungen getestet. Es zeigten sich große Unterschiede in der Vorhersage der NO_x-Umwandlung. Da die Rechenzeiten auch beim detaillierten Mechanismus aus der Arbeit von Glarborg et al. [11] mit 148 Spezies und 2760 Reaktionen nur wenige Minuten dauerte, wurde dieser für alle weiteren Reaktionskinetik-Simulationen verwendet. Zusätzlich zum Glarborg-Basismechanismus wurden noch Reaktion (4) und Reaktion (5) aus 3.4.2 in den Mechanismus integriert, um auch die Reduktion von Ruß zu beschreiben.

Da für die Reaktionskinetik-Simulationen mehrere idealisierte Reaktoren zur Auswahlen stehen musste im ersten Schritte der am besten geeignete Typ gefunden werden. Dazu wurde das Strömungsfeld in der Sekundärzone der 30kW Anlage mittels CFD-Simulationen analysiert. In den CFD Simulationen konnte ein Wirbel in der Sekundärverbrennungszone identifiziert werden, welche ein Rückströmungsgebiet im unteren Bereich der Sekundärzone erzeugt, welches sich auch deutlich auf die Verweilzeitverteilung in der Sekundärzone auswirkt (siehe Abbildung 24).

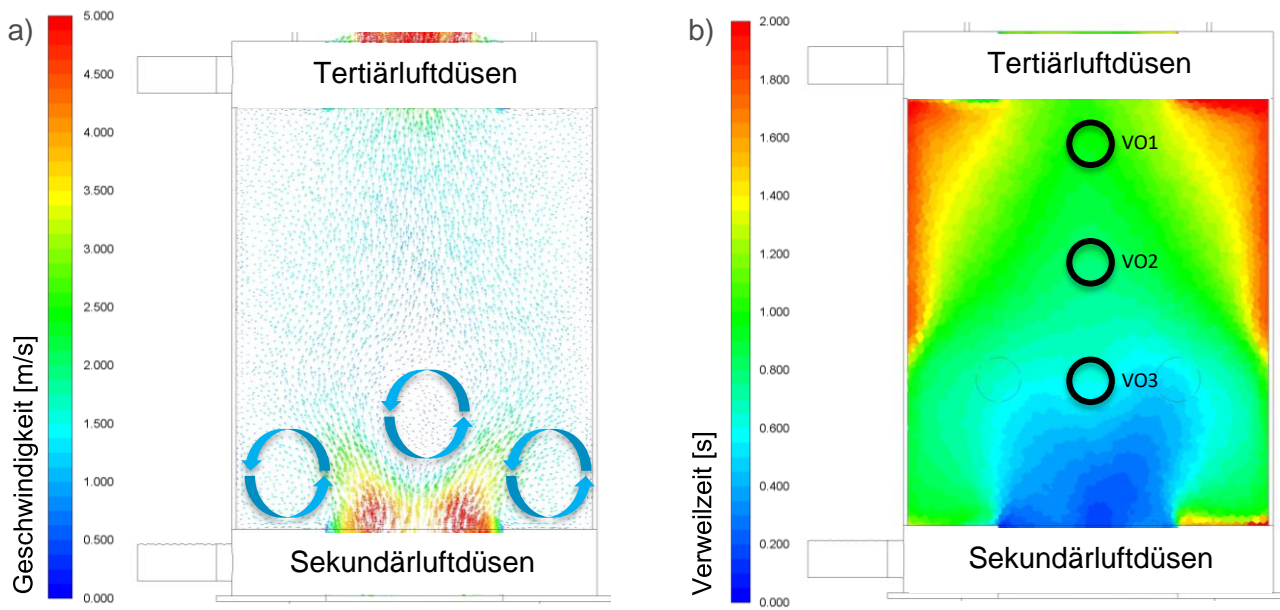


Abbildung 24: Testfall mit Miscanthus Pellets mit 8 Gew.-% Feuchte und $\lambda_{\text{sek}} = 0.9$, a) Geschwindigkeitsfeld in der Sekundärverbrennungszone mit markierten Rezirkulationszonen, b) Verweilzeitverteilung in der Sekundärzone mit markierten Messposition

Neben dem Reaktortyp und den Mechanismus ist die Zusammensetzung des Eintrittsströms in den Reaktor kritisch für die Ergebnisse der Reaktionskinetik-Simulationen. Aus diesem Grund wurde die gemessenen Produktgaszusammensetzung in der Primärverbrennungszone des Betriebsfalls mit Miscanthus-Pellets verwendet. Bei diesem Betriebsfall, konnte in den experimentellen Untersuchungen ein höheres NO_x -Reduktionspotential festgestellt werden, als bei den Betriebsfällen mit Holzhackgut. Da es nicht möglich war, die Zersetzungsreaktion der stickstoffhaltigen Teere (Reaktion (3) in 3.4.2) in den detaillierten Reaktionsmechanismus von Glarborg zu integrieren, musste diese Reaktion in einem vorgelagerten Berechnungsschritt durchgeführt werden um daraus die Produktgaszusammensetzung zu erhalten.

Analog zu den experimentellen Untersuchungen wurde auch in den Reaktionskinetik-Simulationen der Einfluss des Sauerstoffgehalts in der Sekundärzone (λ_{sek}) untersucht. Dazu wurde die Produktgaszusammensetzung mit Luft verdünnt, um daraus das gewünschte λ_{sek} einzustellen. Diese verdünnte Zusammensetzung ist die Eingangszusammensetzung für den idealen Reaktor. Die Temperatur im Reaktor wurde konstant gesetzt, allerdings wird sie für jedes λ_{sek} von 700°C bis 1200°C in 100°C Schritten variiert. Die Massenströme werden für jeden Betriebsfall derart angepasst, sodass eine konstante Verweilzeit im Reaktor von einer Sekunde eingestellt wurde. Die Anfangszusammensetzung im Reaktor ist gleich der Zusammensetzung des Eingangsströms. Die Simulationszeit wurde in allen Fällen auf 10 Sekunden gesetzt.

Die Ergebnisse der Simulation sind in Abbildung 25 zusammengefasst. Hier wurde die Darstellung als Total Fixed Nitrogen (TFN) gewählt (siehe 4.1.4). Es kann gezeigt werden, dass die Verteilung der Stickstoffspezies sehr stark vom Verbrennungsluftverhältnis sowie auch von der Temperatur abhängig ist. In den untersuchten Fällen konnte eine maximale Reduktion der NO_x -Emissionen von 80% im Betriebsfall für $\lambda_{\text{sek}} = 0.9$ und einem Temperaturbereich von 1000°C bis 1100°C erreicht werden. Obwohl aufgrund der begrenzten Verweilzeit das thermodynamische Gleichgewicht in den Simulationen zwar nicht erreicht wurde ist doch ersichtlich, dass auch das Gleichgewicht im Betriebsfall für $\lambda_{\text{sek}} = 0.9$ ein Minimum aufweist.

Dieser Trend wurde auch in den Experimentellen Untersuchungen in Abbildung 16, festgestellt. Ebenfalls wurde auch in den Experimenten mit Miscanthus w8mr ein Temperaturbereich in der Sekundärverbrennungszone von 900 bis 1100°C, (siehe Abbildung 17) gemessen, was sich gut mit dem simulierten optimalen Temperaturbereich deckt. Für den Testfall mit Holzhackgut m35, welcher einen höheren Feuchtegehalt und damit verbundenen niedrigere Temperaturen in der Sekundärzone (850 bis 1000°C, siehe Abbildung 17) aufwies war die NO_x-Reduktion geringer. Dies trifft vor allem auf die kältere Zone im oberen Bereich der Sekundärzone zu. Das verwendete Modell kann also den Einfluss der Hauptparameter auf die NO_x-Reduktion mit einer guten Genauigkeit wiedergeben. Dies ist nur durch den Einsatz des detaillierten Reaktionsmechanismus von Glarborg et al. [11] möglich und konnte mit den einfachen Mechanismen von Zahirović [9] nicht abgebildet werden (siehe Abbildung 11).

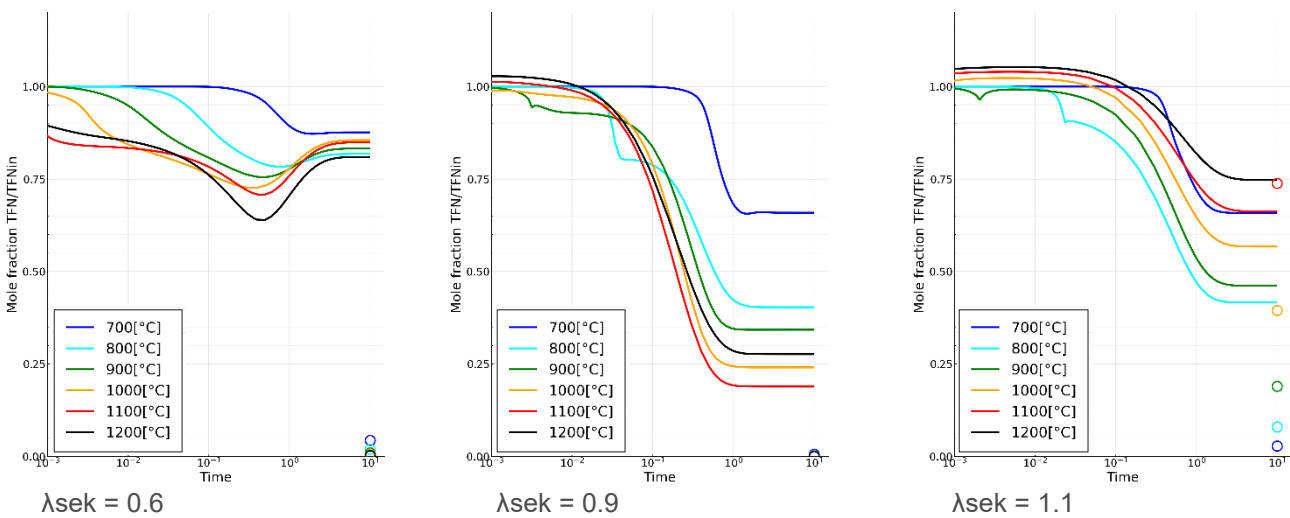


Abbildung 25: Ergebnis der Reaktionskinetik-Simulationen für variable Temperaturen und variables Verbrennungsluftverhältnis; Betriebsfall: Miscanthus Pellets mit 8 Gew.-% Feuchte; Betriebsparameter: eine Sekunde Verweilzeit im Reaktor und zehn Sekunden Simulationszeit; Die Marker am rechten Rand zeigen das thermodynamische Gleichgewicht.

Für einen direkten Vergleich von Messdaten und Simulation wurde der Betriebspunkt Miscanthus-Pellets und $\lambda_{\text{sek}} = 0,9$ gewählt. Um den Vergleich anstellen zu können, mussten die Temperaturen und Verweilzeiten an den drei Messpunkten in der Sekundärverbrennungszone bekannt sein. Da in den Experimenten nur die Temperatur bestimmt wurde, wird die Verweilzeit aus den CFD Simulationen abgeleitet (siehe Abbildung 24b). Der Vergleich, dargestellt in Abbildung 26, zeigt eine gute Wiedergabe des Trends der NO_x-Reduktion über die Höhe der Sekundärverbrennungszone. Es gibt sehr gute Übereinstimmung bei Messpunkt VO1 im oberen Bereich und eine größere Abweichung bei VO3 im unteren Bereich der Sekundärzone. In den Simulationen startet die Reduktion früher als in den Experimenten. Diese zeitliche Verschiebung kann auf zwei Faktoren zurückgeführt werden. i) Die in den Reaktionskinetiksimulationen angenommene ideale Durchmischung kann in der realen Anlage nicht realisiert werden. Insbesondere im Bereich des Messpunktes VO3 bildet sich aufgrund der Sekundärluft-Eindüsung ein Wirbel, der eine Stagnationszone bildet, welche eine Vermischung vermindert. ii) In den Reaktionskinetik-Simulationen wurde angenommen, dass die Teere bereits am Eintritt in die Sekundärverbrennungszone komplett zersetzt sind, wodurch die Reduktion der NO_x durch das freigesetzte NH₃ schneller startet.

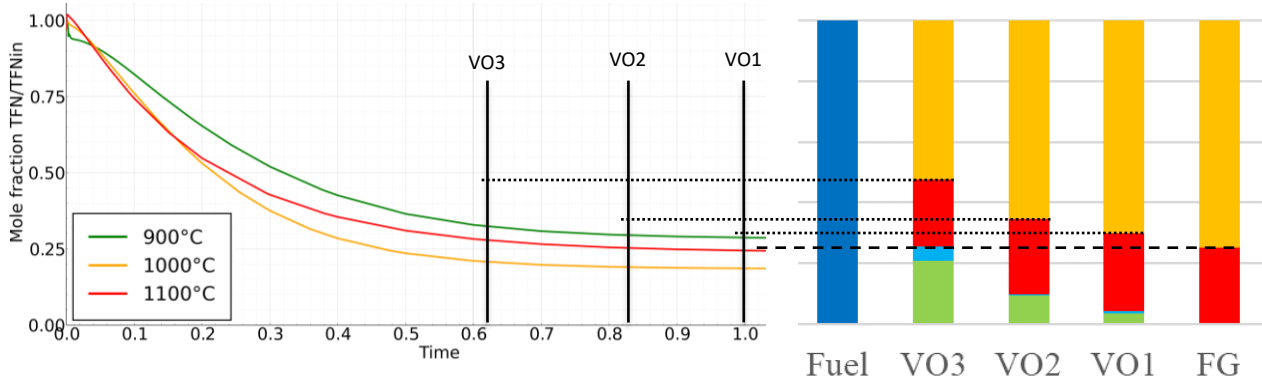


Abbildung 26: Vergleich der TFN Ergebnisse der Reaktionskinetik-Simulationen mit dem idealen Rührkessel zu den experimentellen Untersuchungen für Miscanthus-Pellets mit 8 Gew.% Feuchte und $\lambda_{sek} = 0,9$. Die Verweilzeit wurde aus den CFD Simulationen bestimmt und die Temperaturen aus den Experimenten.

Abschließend kann gesagt werden, dass durch die Anwendung der Reaktionskinetiksimulationen eine wertvolle Unterstützung in Design und Konstruktion sowie Optimierung der Feuerung geleistet wurde. Durch die kurze Simulationszeit von nur wenigen Minuten, war es möglich eine große Anzahl an Parameterstudien in kurzer Zeit durchzuführen, um so die Optimalen Betriebsbedingungen zu identifizieren.

4.4 200 kW Anlage – Anlagenkonzept (AP 4 und AP6)

Bei der endgültigen Auslegung der 200 kW wurden die bisherigen Ergebnisse genutzt, um die Projektziele zu erreichen, eine brennstoffflexible Anlage zu konzipieren, die die Emissionen von PM und NO_x minimiert. Die erzielten Ergebnisse mit der in Unterkapitel 3.3 beschriebenen Anlage werden hier vorgestellt.

4.4.1 Staubmessung

Im Zuge der Staubmesskampagnen nach VDI 2066 wurde der Brennstoff Holzpellets w6, Holzhackgut w20 und Miscanthusbriketts w11 eingesetzt, um bei unterschiedlichen Betriebspunkte die Größenordnung der Staubemissionen zu bestimmen. Für jeden gewählten Betriebspunkt wurden drei gravimetrische Staubmessung mit einer Messdauer von jeweils 30 Minuten durchgeführt. Die Ergebnisse der Staubmesskampagne der 200 kW VA2 wurden mit den Ergebnissen mit der 200 kW VA1 aus AP4.3 gegenübergestellt und sind in Abbildung 27 dargestellt. Der Einfluss des unterschiedlichen Festbettdesigns von VA1 und VA2 sowie die Wirkung der Primärrezi sind klar ersichtlich für die drei verschiedenen eingesetzten Brennstoffe.

Der direkte Vergleich zwischen der VA1 und VA2 beim Einsatz von Holzpellets zeigt folgende Punkte auf:

- Die Gesamtstaubemissionen der VA1 betragen $27 \text{ mg/Nm}^3 @ 13 \text{ vol.}\% \text{ O}_2$ und der Anteil der PM_{10} -Emissionen lag ca. bei 85 % der Gesamtstaubemissionen, was auf hohe Temperaturen in der Asche- und Kohleschicht des Bettes hinweist [21].
- Das optimierte Festbettdesign der VA2 hat nur Gesamtstaubemissionen in der Höhe von 4

mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂, was einer Gesamtstaubreduktion von 84 % verglichen zu VA1 entspricht.

- Das optimierte Festbettdesign der VA2 setzt nur 3 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ an schädlichen PM₁₀-Emissionen frei verglichen zu den 23 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ von der VA1, da aufgrund eines niedrigeren $\lambda_{\text{Primär}}$ die O₂-Zufuhr zum Festbett reduziert ist, was zusätzlich zur Kühlung des Festbetts auch die Festbetttemperaturen senkt (siehe AP 2.2).
- Die Zugabe von Primärrezi reduzierte die Gesamtstaub- und PM₁₀-Emissionen für Holzpellets nicht weiter (in Abbildung 27 nicht dargestellt)

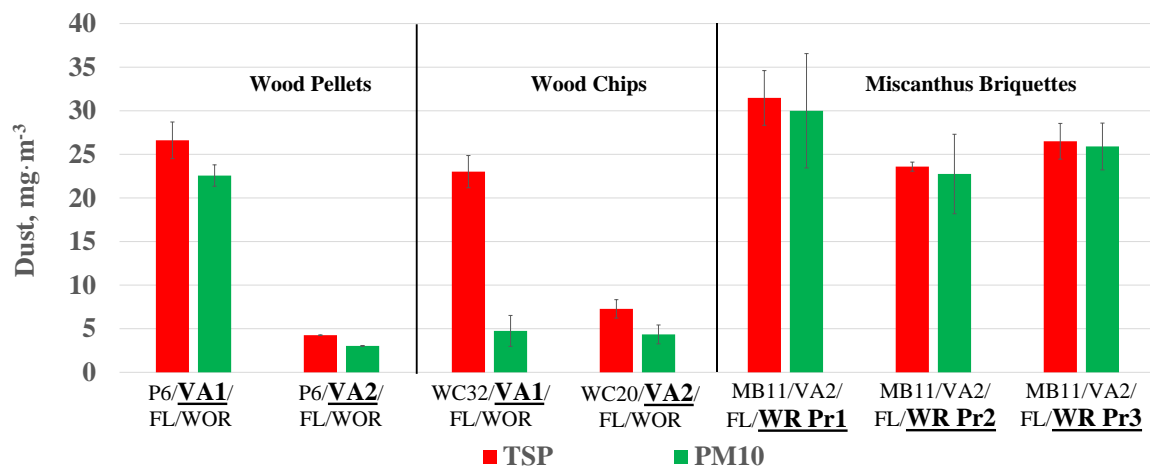


Abbildung 27: Gesamtstaub und PM₁₀-Messergebnisse für Holzpellets w6 (P6), Holzhackgut w32 und w20 (WC32 und WC20) und Miscanthusbriketts w11 (MB11) der 200 kW VA1 und 200 kW VA2. [4]

Der direkte Vergleich zwischen der VA1 und VA2 beim Einsatz von Hackgut in der Mitte von Abbildung 27 zeigt folgende Punkte auf:

- Das neue Festbettdesign der VA2 zeigt auch bei dem feuchten holzartigen Brennstoff Hackgut einen ähnlichen Trend bei der Gesamtstaubemissionsminderung wie bei Pellets.
- Die PM₁₀ Emissionen sind beim Einsatz der feuchten Holzhackgut in der VA1 und VA2 in der gleichen Größenordnung von 5 und 4 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂.
- Das neue Festbettdesign der VA2 emittiert mit Holzhackgut nur 7 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ an Gesamtstaub. Denn aufgrund des reduzierte $\lambda_{\text{Primär}}$ ergibt sich ein geringere Primärluftmassenstrom innerhalb des Brennstoffbettes, welcher die Freisetzung von groben Flugpartikeln aus dem Festbett reduziert.
- Der Einsatz von Primärrezi reduziert die PM₁₀-Emissionen gegen Null, hatte aber keinen Einfluss auf eine weitere Gesamtstaubemissionsminderung (in Abbildung 27 nicht dargestellt).
- Trotz des höheren Massenanteils an Asche, mit Fokus auf den Kaliumanteil, von Holzhackgut sind die Gesamtstaub- und PM₁₀-Emissionen in der gleichen niedrigen Größenordnung wie bei Holzpellets.

Der direkte Vergleich zwischen der VA1 und VA2 beim Einsatz von Miscanthusbriketts, dargestellt auf der rechten Seite von Abbildung 27, zeigt folgende Punkte auf:

- Ohne den Einsatz von Primärrezi ist kein kontinuierlicher Betrieb des Brennstoffbettes aufgrund von Verschlackung möglich.
- Die Gesamtstaubemission sind fast zu 100 % PM₁₀-Emissionen in allen drei untersuchten Betriebspunkte mit Miscanthusbriketts.
- Mit dem Einsatz von Primärrezi2 (WR Pr2) konnten die niedrigsten Gesamtstaub- und PM₁₀-Emissionen von 24 und 23 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ erreicht werden.
- Es gibt einen Grenzwert für die Primärreziemenge in Bezug auf die PM₁₀-Emissionsreduktion.
- Die PM₁₀-Emissionen sind aus zwei Gründen höher als bei den beiden anderen Holzbrennstoffen.
 - Der höhere Aschegehalt von Miscanthus geht mit einer Zunahme der anorganischen Elemente einher. Darüber hinaus dominiert Kalium die Freisetzung von aschebildenden Partikeln [22][18], was zur Bildung von PM₁₀ führt.
 - Die große Partikelgröße der Miscanthusbriketts (d= 0,05 m) verhindern die in AP2.2 beschriebene optimale Bettkonfiguration (Zonenausbildung) des kompakten Festbettdesigns.

Die experimentellen Daten zeigen, dass für die Umsetzung einer flexiblen Brennstofftechnologie mit geringen Gesamtstaub- und PM₁₀-Emissionen zwei Punkte mit besonderer Bedeutung bestimmt werden können. Erstens, das Festbettdesign inklusive einem niedrigen Primärluftverhältnis, da es eine einfache Möglichkeit ist, die Temperaturen innerhalb des Festbetts durch eine Reduzierung des verfügbaren Sauerstoffs zu senken, was zu einer größeren Festbetthöhe führte und so die Filterwirkung des Brennstoffbettes maßgeblich verbesserte. Zweitens, durch den zusätzlichen Einsatz von Primärrezi kann die Verschlackung des Rostes verhindert werden, indem sie bei Brennstoffen mit niedrigem Ascheschmelzpunkt, wie z.B. Miscanthus eingesetzt wird und aufgrund des hohen Inertgasanteils und der weiteren Reduzierung des verfügbaren Sauerstoffs die Temperatur der Verkohlungs- und Aschepartikel oberhalb des Rostes weiter senkt. Darüber hinaus wurde ein weiteres PM₁₀-Minderungspotenzial für Brennstoffe mit großem Partikeldurchmesser identifiziert.

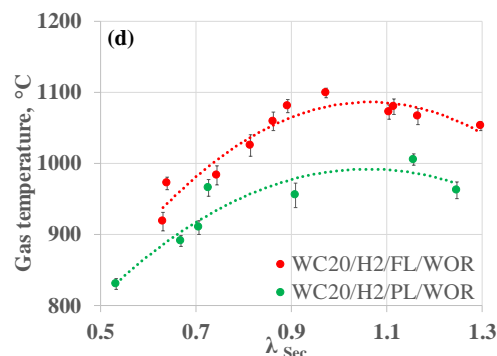
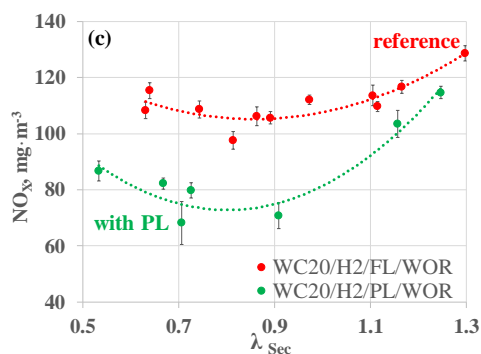
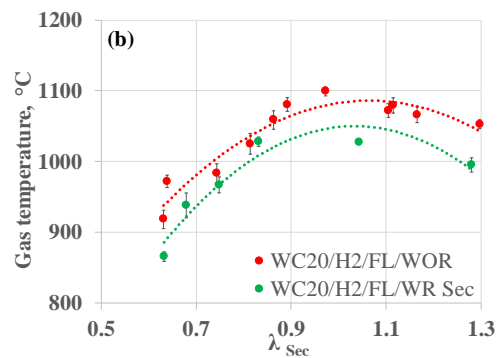
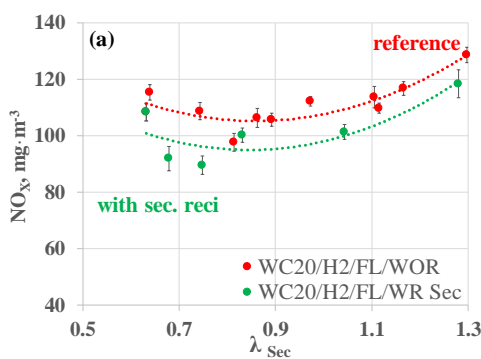
4.4.2 NO_x-Messungen

Die Parameterstudie hinsichtlich der drei Einflussgrößen Leistung, Sekundärrezi und effektiv vorherrschendes λ_{Sec} in der Sekundärzone auf die NO_x-Emissionen von Holzhackgut und Miscanthusbriketts wurde mit der 200 kW VA2 erfolgreich abgeschlossen und zeigen das mögliche primären Maßnahmenpotential zur NO_x-Reduktion auf. Die gemittelten Messergebnisse der NO_x-Rauchgasemission und der Gastemperatur in der Sekundärzone sind in Abbildung 28 als Funktion von λ_{Sec} für Holzhackgut dargestellt, wobei die Fälle mit und ohne Sekundärrezi sowie mit Voll- und Teillast verglichen werden. Da der Fall WC20/H2/FL/WOR als Referenzfall gewählt wurde, sind die anderen Fälle im Vergleich zu diesem dargestellt. Für den Referenzfall könnten folgende Erkenntnisse gewonnen werden:

- Das Minimum der Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie beträgt 105 mg/Nm³ @ 13 vol. O₂, wie auf

der linken Seite (a, c und e) von Abbildung 28 dargestellt.

- Die widersprüchlichen Effekte verschiedener NO_x-Reduktions- und Bildungsmechanismen innerhalb der Sekundärzone führten zu einem NO_x-Minimum der Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie des Referenzfalls bei einem λ_{Sec}-Bereich von 0,8 bis 0,9.
- Zwei Mechanismen können den Anstieg der NO_x-Emissionen bei einem λ_{Sec} < 0,8 erklären:
 - Die Verringerung von λ_{Sec} verschlechtert die Durchmischung aufgrund einer Impulsreduzierung der Sekundärluftstrahlen.
 - Die Reduzierung von λ_{Sec} senkt die Gastemperatur in der Reduktionszone, wie die qualitative Gastemperatur in Abbildung 28 zeigt, was die exponentielle Temperaturabhängigkeitsfunktion der Umwandlungskinetik von N-Teeren, HCN, NH₃ und NO zu N₂ signifikant verlangsamt.
- Die Erhöhung von λ_{Sec} von 0,9 auf 1,0 zeigt einen Anstieg der NO_x-Emissionen aufgrund steigende Sauerstoffkonzentration und deren stärkere Forcierung des Oxidationsweges für die Stickstoffspezies HCN und NH₃.
- Die Messung mit einem λ_{Sec} über 1,0 bestätigt, dass unter global oxidierenden Bedingungen in der Sekundärzone die Sekundärzone nicht mehr als Primärmaßnahme zur NO_x-Reduktionszone betrieben werden kann.



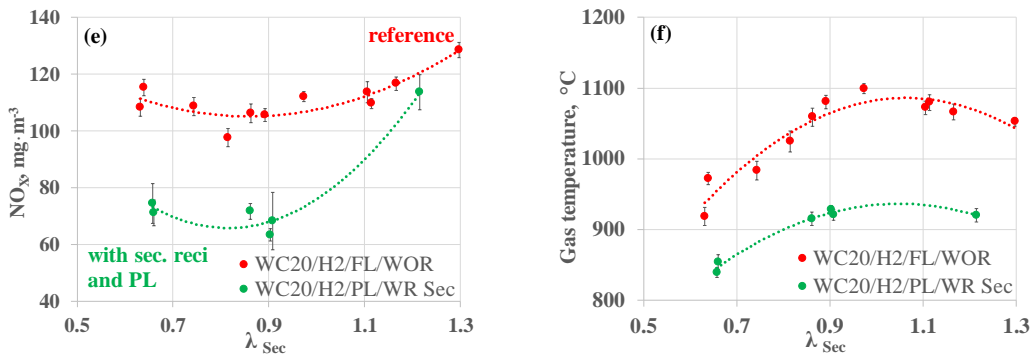


Abbildung 28: Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie und qualitative Gastemperaturkennlinie der Sekundärzone für die Parameterstudie der 200 kW VA2 mit dem Brennstoff Holzhackgut (WC20/H2/FL/WOR = Hackgut w20/VA2/Volllast/ohne Sekundärrezi, WC20/H2/FL/WR Sec = Hackgut w20/VA2/Volllast/mit Sekundärrezi, WC20/H2/PL/WOR = Hackgut w20/VA2/Teillast/ohne Sekundärrezi und WC20/H2/PL/WR Sec = Hackgut w20/VA2/Teillast/mit Sekundärrezi). [4]

Durch den Vergleich des Referenzfalls mit den unterschiedlichen Parametervariationen (grüne Kurven in Abbildung 28) können folgende experimentelle Erkenntnisse für den Brennstoff Holzhackgut gewonnen werden:

- Die Parametervariationen (grüne Kurven) zeigen eine ähnliche Tendenz hinsichtlich der Rauchgas-NO_x-Emissionscharakteristik wie der in rot dargestellte Referenzfall und haben ihr NO_x-Reduktionsoptimum bei einem ähnlichen λ_{Sec} zwischen 0,8 und 0,9.
- Der Einsatz von Sekundärrezi hat einen positiven Einfluss auf die NO_x-Emissionsreduktion. Die minimalen NO_x-Emissionen unter Einbeziehung von Sekundärrezi betragen 89 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂ und die Werte der NO_x-Emissionskennlinie waren um etwa 10 % niedriger im Vergleich zu der des Referenzfalls (Abbildung 28a).
- Die Reduzierung von Voll- auf Teillast hat einen signifikanten Einfluss auf die NO_x-Emissionen. Die minimalen NO_x-Emissionen bei Teillast liegen bei 68 mg/Nm³ @ 13 vol. O₂ (Abbildung 28c). Dies ist eine Reduzierung von 30 % im Vergleich zum Minimum des Referenzfalls.
- Die Kombination aus Lastreduzierung und Sekundärrezi reduziert die NO_x-Emissionen weiter, siehe Abbildung 28e. Die minimalen NO_x-Emissionen betragen 63 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂, was eine Reduktion von 40 % im Vergleich zum Referenzfall darstellt.

Es wurden drei Hauptmechanismen für die NO_x-Reduktion im Vergleich zum Referenzfall für den Brennstoff Holzhackgut ermittelt:

1. Bessere Mischungsbedingungen in der Sekundärzone aufgrund des erhöhten Impulses durch die zusätzliche Eindüsung von Sekundärrezi.
2. Die Zugabe von Sekundärrezi über die Sekundärluftlöcher führt zu einem niedrigeren Sauerstoffpartialdruck in dem Gasgemisch aus Sekundärluft und Sekundärrezi, verbunden mit einer reduzierten Möglichkeit der lokalen NO-Bildung in der Nähe der Sekundärdüsen.
3. Die Reduzierung der Brennstoffbeladung von 180 kW auf 100 kW erhöht die theoretische Verweilzeit unter reduzierenden Bedingungen in der Sekundärzone um einen Faktor von ca. 1,8 aufgrund der

reduzierten einströmenden Massenströme der Sekundärzone.

Die Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie von zwei Miscanthus-Fällen ist in Abbildung 29 dargestellt. Beide Betriebspunkte mussten mit Primärrezi betrieben werden, um eine Verschlackung des Brennstoffes am Rost zu verhindern. Die Messergebnisse lassen auf folgende Punkte schließen:

- Beide Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinien haben im Vergleich zu den Fällen mit Holz, dargestellt in Abbildung 28, eine ähnliche Tendenz und Lage des Optimums, obwohl zusätzlich Primärrezi eingesetzt wurde.
- Das Minimum der gemessenen Rauchgas-NO_x-Emissionen liegt bei 161 mg/Nm³ @ 13 vol.% O₂.
- Die unterschiedlichen Mechanismen innerhalb der Sekundärzone, wie sie für den Brennstoff Holzhackgut w20 beschrieben wurden, gelten auch für den Brennstoff Miscanthusbriketts w11.
- Die Kombination von Primär- und Sekundärrezi (grüne Kurve) führt zu einer flacheren Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie im Vergleich zum Fall nur mit Primärrezi (rote Kurve).

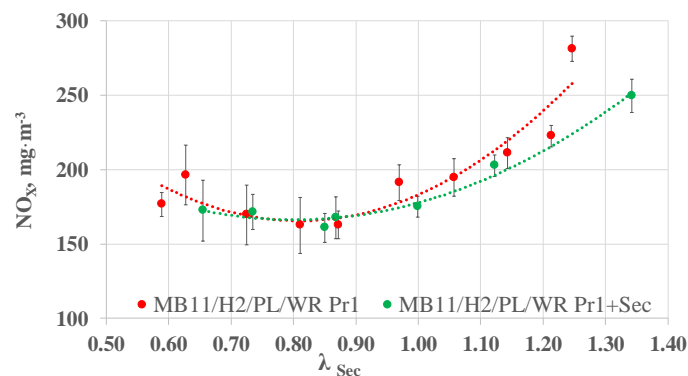


Abbildung 29: Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie für die Parameterstudie der 200 kW VA2 mit dem Brennstoff Miscanthusbriketts (MB11/H2/WR Pr1 = Miscanthusbriketts w11/VA2/mit Primärrezi1 und MB11/H2/WR Pr1+Sec = Miscanthusbriketts w11/VA2/mit Primärrezi1 und Sekundärrezi). [4]

Die diskutierten Haupteinflussparameter Leistung, Sekundärrezi und effektiv vorherrschendes λ_{Sec} in der Sekundärzone zeigen das mögliche Primärmaßnahmenpotenzial der Sekundärzone hinsichtlich NO_x-Minimierung auf. Es konnten die Erkenntnisse aus AP2.2 und AP4.3 auf das AP6.2 übertragen werden und die Rauchgas-NO_x-Emissionskennlinie signifikant reduziert werden

4.4.3 Vergleich mit dem Stand der Technik PM- und NO_x-Messungen

Die Ergebnisse der 200 kW VA2 mit mehreren Brennstoffen werden mit den verfügbaren Literaturdaten zu Kleinanlagen, dem Stand der Technik und neuen Technologien für verschiedene Biomassebrennstoffe verglichen und diskutiert. Die TSP- und NO_x-Emissionsergebnisse für die Fälle Holzpellets, Holzhackgut und Miscanthusbriketts werden in Abbildung 30 und Abbildung 31 mit den Ergebnissen aus den Literaturdaten verglichen. Als erste Referenz für den Stand der Technik von Kleinanlage für das NO_x- und TSP-Emissionsverhalten mit verschiedenen Brennstoffen wird Feldmeier et al. [22] (SotA-1) verwendet. Als zweite Referenz für den Stand der Technik wird Durand et al. [23] (SotA-2) verwendet, welche den

Base Case und die besten am Markt verfügbaren Technologien für mit holzartigen Brennstoffen befeuerten Kleinanlage zusammenfasste. Bei der in Obernberger et al. [24] (UG) untersuchten Anlage handelt es sich um eine neue brennstoffflexible 50-kW-Kesseltechnik jenseits des Standes der Technik, die einem Gegenstrom-Festbettvergaser ähnelt, aber keine Primärrezi einsetzt. Zeng et al. [25] (Blend-1) untersuchten das TSP-Emissionsverhalten von Mischbrennstoffen anhand eines kommerziellen 30-kW-Pelletkessels ohne Einsatz von Rezi unter Verwendung von 3 reinen Pelletsorten aus Kiefernholz, Miscanthus und Weizenstroh und 7 gemischten Pelletsorten als Brennstoff. Díaz-Ramírez et al. [26] (Blend-2) untersucht mit Hilfe eines auf aschereiche Brennstoffe angepasster 250 kW-Rostfeuerungsprototyp, der keine doppelte Luftstufung oder Nutzung von Rezi zur Verfügung hat, die NO_x-Emissionen einer alternativen Energiepflanze durch Beimischung von Holz zu reduzieren.

Die in Abbildung 30 dargestellten Daten sind TSP-Messergebnisse, die ausschließlich mit dem TSP-Messverfahren nach VDI 2066 ermittelt wurden, um einen genauen Vergleich zu gewährleisten. Aufgrund des Zusammenhang zwischen dem Kaliumgehalt des Brennstoffs und der Freisetzung von PM₁-Emissionen in modernen Kesseln [18] werden die TSP-Emissionen als Funktion des Kalium-Massenanteils des trockenen Brennstoffs (K) analysiert.

Der Vergleich der Literaturdaten mit den Messergebnissen der 200 kW VA2 zeigt folgendes:

- Die TSP-Emissionen nehmen bei Kesseln nach dem Stand der Technik mit einer Erhöhung von K zu.
- Die 200 kW VA2 emittiert 70 % weniger TSP-Emissionen im Vergleich zu den durchschnittlichen TSP-Emissionen von SotA-1 für Holzhackgut (K von 0,06 %).
- Die 200 kW VA2 mit dem Brennstoff Miscanthus setzt im Vergleich zu SotA-1 um 22 % weniger TSP-Emissionen frei, obwohl der K-Gehalt des getesteten Brennstoffs in der 200 kW VA2 (K von 0,48 %) 1,7-mal höher ist als in SotA-1 (K von 0,28 %).
- Die 200 kW VA2 emittiert 92 % und 68 % weniger TSP-Emissionen mit Pellets als Brennstoff (K von 0,04 %) im Vergleich zu den gemittelten TSP-Emissionen des aktuellen Basisfalls und der besten auf dem Markt verfügbaren Technologien laut SotA-2.
- Die neuartige Technologie emittiert 84 % weniger TSP-Emissionen mit Holzpellets und 56 % weniger TSP-Emissionen mit Miscanthus im Vergleich zu den TSP-Emissionen von Blend-1 mit ähnlichen K-Gehalten.
- Die neuartige Technologie erreicht durch das kompakte Festbettdesign innerhalb der Primärzone, das als integrierter Staubfilter arbeitet, eine signifikante Reduktion der TSP-Emissionen in einem weiten K-Bereich im Vergleich zum Stand der Technik und zu Brennstoffmischtechnologien. Das Festbettdesign des UG-FL, das einem Gegenstrom-Festbettvergaser ähnelt, wirkt dagegen wie ein perfekter Staubfilter, der auch ohne Primärrezi praktisch keine TSP-Emissionen emittiert.

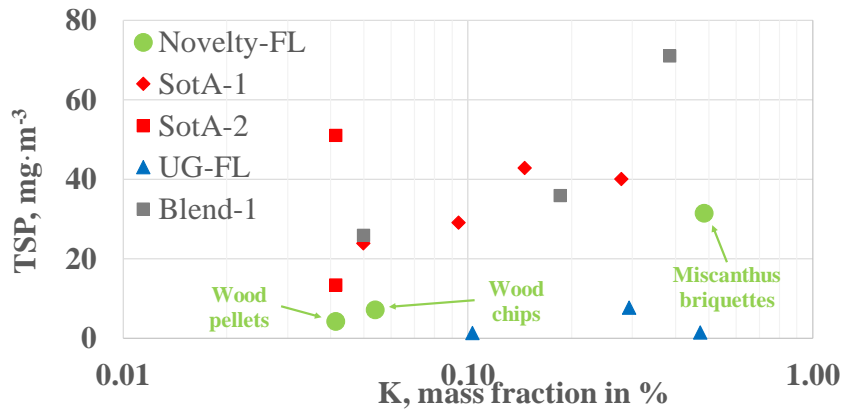


Abbildung 30: Vergleich der TSP-Emissionen aus der Literatur und den Fällen mit der 200 kW VA2 (Novelty-FL = 200 kW VA2 unter Volllast, SotA-1 = Stand der Technik-Referenz [22], SotA-2 = Stand der Technik-Referenz für Basisfall und beste verfügbare Technologie [23], UG-FL = Gegenstromvergaser unter Volllast [24], Blend-1 = Mischtechnologie [25]) [4].

In Abbildung 31 werden die mit der 200 kW VA2 erzielten NO_x-Messergebnisse mit publizierten Messergebnissen aus der Literatur [22][23][24][26] verglichen. Die NO_x-Emissionen sind als Funktion des Stickstoff-Massenanteils des trockenen Brennstoffs (N) aufgetragen und folgendes kann erkannt werden:

- Die 200 kW VA2 emittiert im Volllastbetrieb ohne Sekundärrezi zwischen 40 % und 39 % weniger NO_x-Emissionen im Vergleich SotA-2 und SotA-1 bei einem N von 0,06 % und 0,11 % und 45 % weniger NO_x-Emissionen bei einem N von 0,25 % verglichen zu SotA-1.
- Im Teillastbetrieb der 200 kW VA2 mit einem N von 0,11 % und Sekundärrezi wurde ein mögliches NO_x-Reduktionspotenzial von 60 % im Vergleich zu SotA-1 nachgewiesen. Dieser positive Effekt der Kessellastreduktion in Bezug auf die NO_x-Reduktion wird von UG-PL bestätigt.
- Der Teillastfall (N von 0,11 %) und der Nennlastfall (N von 0,25 %) der 200 kW VA2 setzt 50 % und 27 % weniger NO_x-Emissionen im Vergleich zu den NO_x-Emissionen von UG-PL frei.
- Die 200 kW VA2 emittiert im Volllastfall mit Holzpellets 57% weniger NO_x als Blend-2 mit Holzpellets.

Die implementierten NO_x-Optimierungen der neuartigen Technologie sind verantwortlich für niedrige NO_x-Emissionsmessergebnisse mit einem Gesamtstickstoffumsatz (TFN) von 21 %, 33 % und 50 % in den Teil- und Volllastfällen mit Holzhackgut und Volllastfällen mit Holzpellets. Der Volllastfall Miscanthusbriquettes hat eine TFN-Umwandlungsrate von 22 %. Dies ist eine beeindruckend niedrige TFN-Umwandlungsrate, insbesondere für kleine Kessel, in denen es schwieriger ist, lange Verweilzeiten mit reduzierenden Bedingungen zu erreichen, als in großen Kesseln. Darüber hinaus ermöglicht die niedrige TFN-Umwandlungsrate, dass die 200 kW VA2 mit den TFN-Umwandlungsraten von Großkesseln konkurrieren kann (siehe Werte für 0,5 MW- 110 MW in Sommersacher et al. [18]).

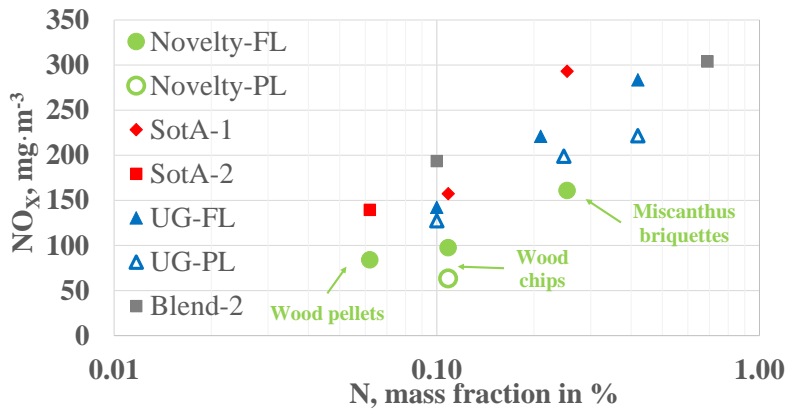


Abbildung 31: Vergleich der NO_x-Emissionen aus der Literatur und den Fällen mit der 200 kW VA2 (Novelty-FL = 200 kW VA2 unter Volllast, Novelty-PL = 200 kW VA2 unter Teillast, SotA-1 = Stand der Technik-Referenz [22], SotA-2 = Stand der Technik-Referenz für Basisfall und beste verfügbare Technologie [23], UG-FL = Gegenstromvergaser unter Volllast [24], UG-PL = Gegenstromvergaser unter Teillast [24], Blend-2 = Mischtechnologie [26]) [4].

Der Vergleich zeigt, dass die niedrige Sauerstoffkonzentration im Festbett in Kombination mit der Primärreze den Einsatz schwieriger Brennstoffe mit hohem Gehalt an anorganischen Elementen wie Miscanthus problemlos ermöglicht und im Vergleich zum Stand der Technik geringere TSP-Emissionen emittiert [22][23]. Weiterhin zeigten die NO_x-Messungen, dass eine Erhöhung der zur Verfügung stehenden effektiven Verweilzeit des Produktgases unter reduzierenden Bedingungen und geeigneten Reaktionstemperaturen (950 - 1200°C [27][28]) nach guter Durchmischung mit Luft und Sekundärreze einen signifikant positiven Einfluss auf die NO_x-Emissionsminderung hat. Daher emittiert die neuartige Technologie mindestens ca. 40 % weniger NO_x-Emissionen im Vergleich zum Stand der Technik bei kommerziellen Kesseln [22][23]. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die kompakte Festbettbauweise für holzige Brennstoffe sehr gut geeignet ist, für Miscanthus ist der Einsatz von Primärreze für den Markteintritt unerlässlich. Darüber hinaus sind die NO_x-Emissionen der 200 kW VA2 im Vergleich zu Literaturdaten über einen weiten Bereich von Stickstoff-Brennstoffgehalten am niedrigsten. Um die NO_x-Emissionen durch primäre Maßnahmen zu minimieren, sollte die Kombination aus einer überdimensionierten sekundären Reduktionszone und die Nutzung von Sekundärreze in der neuartigen MFLE-Technologie vor der Markteinführung implementiert werden.

5 Ausblick und Empfehlungen

Die neu entwickelte MFLE-Technologie ermöglicht es, die gesundheits- und klimaschädlichen Luftschadstoffe wie Stickoxide (NO_x), Feinstaub, unverbrannte Kohlenwasserstoffe und Kohlenmonoxid auf der Grundlage von kostengünstigen Primärmaßnahmen zu senken und bietet somit eine Antwort auf die zunehmend strengeren Emissionsgrenzwerte für Biomassekessel, wobei NO_x und Feinstaub hervorzuheben sind, da diese eine besonders hohe Relevanz für die Gesundheit haben. Des Weiteren gibt es einen zunehmenden Marktdruck zur Nutzung biogener Reststoffe aus der Forst- und Landwirtschaft, um Brennstoffkosten zu senken. Diese haben gegenüber den derzeit verwendeten Brennstoffen wie Holzpellets und Industriehackgut deutlich erhöhte Stickstoff- und Aschegehalte, was wiederum ungünstigere Verbrennungseigenschaften wie eine erhöhte Verschlackungs- und Depositionsneigung sowie potentiell höhere Staub- und NO_x -Emissionen mit sich bringt. Die Nutzung dieser Brennstoffe stellt somit deutlich höhere Anforderungen an die Feuerungstechnik, als dies dem Stand der Technik entspricht. Daher wurde eine neue Feuerungstechnologie im Leistungsbereich < 400 kW entwickelt, die für eine große Bandbreite biogener Brennstoffe geeignet ist und deutlich reduzierte Emissionen gegenüber marktüblichen Anlagen aufweist.

Das neu entwickelte MFLE-Technologiekonzept inkludiert drei Zonen innerhalb der Feuerungsanlage mit unterschiedlichen vorherrschenden Luftverhältnissen (λ), wobei in der Primärzone die Staubemissionen, in der Sekundärzone die NO_x -Emissionen und in der Tertiärzone die CO- sowie VOC-Emissionen reduziert werden. Die systematische experimentelle Untersuchung des MFLE-Technologiekonzeptes erfolgte einerseits mit einem 30 kW Laborreaktor, mit dem es möglich war, die Temperaturen und Gaskonzentrationen an verschiedenen Positionen über die Reaktorhöhe (Festbett und verschiedene Brennkammerzonen) mit den Brennstoffen Holzhackgut und Miscanthus zu messen. Andererseits wurden mit Hilfe eines Einzelpartikel-Reaktors die Freisetzung der wesentlichen NO_x -Vorläufer (HCN und NH_3) experimentell untersucht. Gleichzeitig erfolgte eine CFD-gestützte Untersuchung der Feuerungstechnologie in den unterschiedlichen Zonen des Laborreaktors, deren Analysen mit der Anwendung von 1D-Modellen hinsichtlich der Bildungsmechanismen der Staub- und NO_x -Emissionen ergänzt wurden. Die gewonnenen experimentellen Erkenntnisse, kombiniert mit dem generierten Wissen aus den CFD-Simulationen wurden gebündelt, um anschließend mit Hilfe zweier Iterationsschritte die Technologie von 30 kW auf 200 kW aufskalieren zu können und die Einflussparameter der extremen Luftstufung im Realmaßstab hinsichtlich der Gesamtstaub-, Feinstaub-, CO- und NO_x -Emissionen im Rauchgas zu untersuchen und zu optimieren.

Die durchgeführten experimentellen und numerischen Analysen kommen zu dem Schluss, dass sich mit der vorgeschlagenen Technologie der optimale Betriebspunkt für eine NO_x -Reduktion in der Sekundärzone im Bereich von $0,8 < \lambda_{\text{Sec}} < 1,0$ befindet. In diesem optimalen Bereich emittiert die finale auf Industriemaßstab skalierte 200 kW Versuchsanlage für die Brennstoffe Holzhackgut und Miscanthusbriketts ca. 45 % weniger NO_x -Emissionen im Vergleich zum Stand der Technik bei kommerziellen Kesseln [22][23]. Die niedrige Sauerstoffkonzentration im Festbett ermöglichen darüber hinaus auch problemlos in Kombination mit einer Primärrezi den Einsatz schwieriger Brennstoffe mit hohem Gehalt an anorganischen Elementen wie Miscanthus sicherzustellen und niedrigere TSP-Emissionen im Vergleich zum Stand der Technik zu gewährleisten [22][23]. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die kompakte Festbettbauweise der neuen MFLE-Technologie für holzartige Brennstoffe

bereits sehr gut geeignet ist. Für den Einsatz von Miscanthus wird darüber hinaus der Einsatz von Primärrezi für einen stabilen und marktreifen Betrieb vorgeschlagen. Weiters sind die Staub- und NO_x-Emissionen der 200 kW Anlage im Vergleich zu Literaturdaten über einen weiten Bereich der Kalium- und Stickstoff-Brennstoffgehalte am niedrigsten. Um die NO_x-Emissionen durch primäre Maßnahmen weiter zu minimieren, sollte die Kombination aus einer überdimensionierten sekundären Reduktionszone und die Nutzung von Sekundärrezi in der neuartigen MFLE-Technologie vor der Markteinführung implementiert werden.

Detaillierte Empfehlungen sind in den folgenden wissenschaftlichen Publikationen zu finden:

- Archan G, Anca-Couce A, Gregorc J, Buchmayr M, Hochenauer C, Gruber J, et al. Detailed experimental investigation of the spatially distributed gas release and bed temperatures in fixed-bed biomass combustion with low oxygen concentration. *Biomass and Bioenergy*, 2020 Oct;141:105725. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105725>
- Anca-Couce A, Archan G, Buchmayr M, Essl M, Hochenauer C, Scharler R. Modelling fuel flexibility in fixed-bed biomass conversion with a low primary air ratio in an updraft configuration. *Fuel* 2021;296:120687. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120687>.
- Anca-Couce A, Sommersacher P, Hochenauer C, Scharler R. Multi-stage model for the release of potassium in single particle biomass combustion. *Fuel* 2020;280. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118569>.
- Archan G, Anca-Couce A, Buchmayr M, Hochenauer C, Gruber J, Scharler R. Experimental evaluation of primary measures for NO_x and dust emission reduction in a novel 200 kW multi-fuel biomass boiler. *Renew Energy* 2021;170:1186–96. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.02.055>.
- Archan G, Scharler R, Pölzer L, Buchmayr M, Sommersacher P, Hochenauer C, et al. Detailed NO_x precursor measurements within the reduction zone of a novel small-scale fuel flexible biomass combustion technology. *Fuel* 2021 (submitted)

6 Literaturverzeichnis

- [1] World Bioenergy Association. Global Bioenergy Statistics 2019. 2019. [https://doi.org/10.1016/0165-232X\(80\)90063-4](https://doi.org/10.1016/0165-232X(80)90063-4).
- [2] Archan G, Anca-Couce A, Gregorc J, Buchmayr M, Hochenauer C, Gruber J, et al. Detailed experimental investigation of the spatially distributed gas release and bed temperatures in fixed-bed biomass combustion with low oxygen concentration. *Eur. Biomass Conf. Exhib. Proc.*, vol. 141, ETA-Florence Renewable Energies; 2019, p. 447–53. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2020.105725>.
- [3] Archan G, Scharler R, Pölzer L, Buchmayr M, Sommersacher P, Hochenauer C, et al. Detailed NOX precursor measurements within the reduction zone of a novel small-scale fuel flexible biomass combustion technology. *Fuel* 2021.
- [4] Archan G, Anca-Couce A, Buchmayr M, Hochenauer C, Gruber J, Scharler R. Experimental evaluation of primary measures for NOX and dust emission reduction in a novel 200 kW multi-fuel biomass boiler. *Renew Energy* 2021;170:1186–96. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.02.055>.
- [5] Mehrabian R, Zahirovic S, Scharler R, Obernberger I, Kleditzsch S, Wirtz S, et al. A CFD model for thermal conversion of thermally thick biomass particles. *Fuel Process Technol* 2012;95:96–108. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2011.11.021>.
- [6] Anca-Couce A, Mehrabian R, Scharler R, Obernberger I. Kinetic scheme of biomass pyrolysis considering secondary charring reactions. *Energy Convers Manag* 2014;87:687–96. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.07.061>.
- [7] Kazakov A, Frenklach M. Reduced Reaction Sets based on GRI-Mech 1.2 n.d. <http://combustion.berkeley.edu/drm/> (accessed March 31, 2021).
- [8] Kruggel-Emden H, Sudbrock F, Wirtz S, Scherer V. Experimental and numerical investigation of the bulk behavior of wood pellets on a model type grate 2012;14:681–93. <https://doi.org/10.1007/s10035-012-0376-6>.
- [9] Zahirović S, Scharler R, Kilpinen P, Obernberger I. A kinetic study on the potential of a hybrid reaction mechanism for prediction of NOx formation in biomass grate furnaces. *Combust Theory Model* 2011;15:645–70. <https://doi.org/10.1080/13647830.2011.557441>.
- [10] Moradi F, Brunner T, Obernberger I. Thermogravimetric Analysis and Devolatilisation Kinetics of New Biomass Fuels 2010:986–92.
- [11] Glarborg P, Miller JA, Ruscic B, Klippenstein SJ. Modeling nitrogen chemistry in combustion. *Prog Energy Combust Sci* 2018;67:31–68. <https://doi.org/10.1016/j.pecs.2018.01.002>.
- [12] Li T, Skreiberg Ø, Løvås T, Glarborg P. Skeletal mechanisms for prediction of NOx emission in solid fuel combustion. *Fuel* 2019. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.05.152>.
- [13] Kaltschmitt M, Hartmann H, Hofbauer H. *Energie aus Biomasse*. 2nd ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg; 2009. <https://doi.org/10.1017/978-3-540-85095-3>.
- [14] Ledesma EB, Li C-Z, Nelson PF, Mackie JC. Release of HCN, NH₃, and HNCO from the Thermal Gas-Phase Cracking of Coal Pyrolysis Tars. 1998.
- [15] Hansson KM, Samuelsson J, Tullin C, Åmand LE. Formation of HNCO, HCN, and NH₃ from the pyrolysis of bark and nitrogen-containing model compounds. *Combust Flame* 2004;137:265–77. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2004.01.005>.
- [16] Skreiberg Ø, Li T, Wang L, Bugge M, Løvås T. An evaluation of effects of fuel parameters and flue gas recirculation on NOx emissions through detailed chemical kinetics simulations. *Chem Eng Trans* 2019;74:217–22. <https://doi.org/10.3303/CET1974037>.
- [17] Anca-Couce A, Sommersacher P, Evic N, Mehrabian R, Scharler R. Experiments and modelling of NOx precursors release (NH₃ and HCN) in fixed-bed biomass combustion conditions. *Fuel* 2018;222:529–37. <https://doi.org/10.1016/J.FUEL.2018.03.003>.
- [18] Sommersacher P, Brunner T, Obernberger I. Fuel indexes: A novel method for the evaluation of relevant combustion properties of new biomass fuels. *Energy and Fuels* 2012;26:380–90. <https://doi.org/10.1021/ef201282y>.
- [19] Anca-Couce A, Archan G, Buchmayr M, Essl M, Hochenauer C, Scharler R. Modelling fuel flexibility in fixed-bed biomass conversion with a low primary air ratio in an updraft configuration. *Fuel* 2021;296:120687. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.120687>.

- [20] Anca-Couce A, Sommersacher P, Hochenauer C, Scharler R. Multi-stage model for the release of potassium in single particle biomass combustion. *Fuel* 2020;280. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118569>.
- [21] Wiinikka H, Gebart R. Critical Parameters for Particle Emissions in Small-Scale Fixed-Bed Combustion of Wood Pellets. *Energy & Fuels* 2004;18:897–907. <https://doi.org/10.1021/ef030173k>.
- [22] Feldmeier S, Wopienka E, Schwarz M, Schön C, Pfeifer C. Applicability of Fuel Indexes for Small-Scale Biomass Combustion Technologies, Part 2: TSP and NO_x Emissions. *Energy and Fuels* 2019;33:11724–30. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b02589>.
- [23] Antoine Durand Thomas Götz Johannes Thema Florian Dittus Mandy Hübschmann A. Information material and policy recommendations D7.6: Final report Final Information Material and Policy Recommendations (D7.6) EU-UltraLowDust Project. Wuppertal: 2014.
- [24] Obernberger I, Thek G, Brunner T, Nowak P, Mandl C, Kerschbaum M, et al. Next generation fuel flexible residential biomass heating based on an extreme air staging technology with ultra-low emissions. *Eur Biomass Conf Exhib Proc* 2018;2018:7–14.
- [25] Zeng T, Weller N, Pollex A, Lenz V. Blended biomass pellets as fuel for small scale combustion appliances: Influence on gaseous and total particulate matter emissions and applicability of fuel indices. *Fuel* 2016;184:689–700. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.07.047>.
- [26] Díaz-Ramírez M, Sebastián F, Royo J, Rezeau A. Influencing factors on NO_x emission level during grate conversion of three pelletized energy crops. *Appl Energy* 2014;115:360–73. <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2013.11.011>.
- [27] Weissinger A. Experimentelle Untersuchungen Und Reaktionskinetische Simulationen Zur NO_x-Reduktion Durch Primärmassnahmen Bei Biomasse-Rostfeuerungen. Graz University of Technology, 2002.
- [28] Nussbaumer T. Primary and Secondary Measures for the Reduction of Nitric Oxide Emissions from Biomass Combustion. *Dev. Thermochem. Biomass Convers.*, Springer Netherlands; 1997, p. 1447–61. https://doi.org/10.1007/978-94-009-1559-6_113.

7 Anhang

8 Kontaktdaten

ProjektleiterIn: DI Dr. Robert Scharler

Institut/Unternehmen: Institut für Wärmetechnik, TU Graz. Arbeitsgruppe Nachhaltige, saubere und Bioenergie-Systeme

Kontaktadresse (Adresse, Tel/Fax, e-mail; Webpage des Instituts/Unternehmen)

Inffeldgasse 25/B. 8010. Graz

+43 316 873 – 7804

robert.scharler@tugraz.at

<https://www.tugraz.at/institute/iwt/forschung/nachhaltige-saubere-und-bioenergie-systeme/>

Auflistung der weiteren Projekt- bzw. KooperationspartnerInnen Name / Institut oder Unternehmen

- Hargassner GmbH
- BEST - Bioenergy and Sustainable Technologies GmbH