

Emissionsmessungen an offenen Feuerstellen mit neuer Messtechnik im Feld



Auftraggeber:	Bundesamt für Umwelt, Rainer Kegel
Projektleiter:	Franco Cavalloni
Projektcoach:	Prof. Dr. Timothy Griffin
Fachbetreuer:	Nemo Lohberger
Studiengang:	Energie- und Umwelttechnik
Projektnummer:	EUT-P6-20FS-Cavalloni
Abgabetermin:	14. August 2020

Management Summary

Ausgangslage

Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt hat das Institut für Biomasse und Ressourceneffizienz ein verdünnungsunabhängiges Messverfahren (DIEM) entwickelt. Für offene Feuer gibt es bislang keine standardisierten Messverfahren und deswegen keine Grenzwerte, die einzuhalten sind. Im Vorgängerprojekt wurde ein Messkonzept mit DIEM ausgearbeitet und getestet, um die Emissionen von offenen Feuern reproduzierbar und korrekt zu messen. Des Weiteren wurden Finnenkerzen und Feuerschalen als repräsentativ für offene Feuer bestimmt. Das Hauptziel dieser Bachelor-Thesis ist es, zuverlässige Emissionsfaktoren offener Feuer zu bestimmen.

Vorgehen

Um die Emissionen von Kohlenmonoxid (CO), unverbrannten Kohlenwasserstoffen (UHC) und Feinstaub (PM) zu quantifizieren, wurde das Messkonzept aus dem Vorprojekt erweitert, um die Unvollständigkeit der Verbrennung offener Feuer umfassender zu berücksichtigen. Es wurden folgende Massnahmen getroffen: Normierung der Emissionen mit Einbezug von Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen, Modellierung des heterogenen Abgases mit Cantera in Python und Definition der Brandphasen. Es wurden 12 Finnenkerzen und 4 Feuerschalen mit je 4 Abbränden mit Fehlerfortpflanzung ausgewertet, um die Streuung der Emissionen und die Unsicherheit der Emissionsfaktoren abzuschätzen.

Resultate

Durch die Streuung konnte bei den Finnenkerzen aus Fichte und Kiefer ein Trend des Abbrandverhaltens und der Emissionen von Kohlenmonoxid und Kohlenwasserstoffen ermittelt werden. Nachdem die Flamme abnimmt, steigen die Emissionen erheblich an. In der zweiten Hälfte des Abbrandes sind die CO-Emissionen das 10-fache und die UHC-Emissionen das 6-fache im Vergleich zur ersten Hälfte. Bei den Feuerschalen konnte kein typisches Abbrandverhalten ausgemacht werden, da jeder Versuch unterschiedlich verlaufen ist. Dies lässt darauf schliessen, dass der Einfluss des Betreibers und der Umgebung erheblich ist. Die Emissionsfaktoren der Finnenkerzen sind doppelt so hoch wie die der Feuerschalen. Die durchschnittliche Unsicherheit der Emissionsfaktoren beträgt 30% für CO, 20% für UHC und 60% für Feinstaub. Im Vergleich mit dem Emissionsinventar des BAFU liegen die ermittelten Emissionsfaktoren im Erwartungsbereich.

Empfehlung

Ein Ansatz, um die Messunsicherheit und die Unsicherheit der Emissionsfaktoren zu verkleinern besteht darin, alle Abgase bei der gleichen Verdünnung zu messen. Das DIEM Messverfahren könnte um ein Kohlenwasserstoff Messgerät erweitert werden. Dies würde die Zuverlässigkeit der Emissionsfaktoren erhöhen und die Auswertung vereinfachen. Es wird empfohlen, für offene Feuer verlässliche Messgeräte zu verwenden, die eine hohe Überlast aufweisen oder durch eine zusätzliche Abgasverdünnung geschützt werden, um vorzubeugen, dass beschädigte Messgeräte nicht korrekt messen und somit die Auswertung deutlich erschweren.

Für den Betrieb der Finnenkerzen wird empfohlen, diese nachdem die Flamme ausgegangen ist zu löschen, weil danach die Emissionen, wie beschrieben, stark zunehmen. Zusätzlich sollte auf freie und knapp fingerbreite Schlitze geachtet werden. Für den Betrieb der Feuerschalen wird empfohlen, diese von oben anzuzünden und neues Holz gestaffelt nachzulegen. Direkt nach dem Nachlegen sollte geblasen werden, weil durch das neue Holz der Luftbedarf zugenommen hat.

Inhaltsverzeichnis

0	Symbol- und Abkürzungsverzeichnis	4
1	Einleitung.....	5
1.1	Zielsetzung.....	6
2	Verbrennungsprozess offene Feuer.....	7
2.1	Grundlagen unvollständige Verbrennung	7
2.2	Brandverlauf	8
3	Grundlagen für die Messungen.....	12
3.1	Messgeräte	12
3.2	Brennstoffe.....	15
3.3	Messkonzept	17
3.4	Versuchsaufbau.....	19
4	Durchführung der Messungen.....	20
4.1	Finnenkerze.....	20
4.2	Feuerschale	22
4.3	Verdünnungsregelung DIEM.....	22
5	Auswertung der Messungen.....	24
5.1	Annahmen.....	24
5.2	Thermo-chemischer Umwandlungsprozess	26
5.3	Verdünnung des Abgases und Normierung	28
5.4	Emissionsfaktoren und Fehlerrechnung.....	29
5.5	Probleme bei der Auswertung.....	33
6	Resultate	38
6.1	Vergleich Messgeräte.....	38
6.2	Streuung und Messunsicherheit der Emissionen.....	41
6.3	Emissionsfaktoren.....	49
6.4	Einfluss der Messmethode	50
7	Schluss.....	51
7.1	Diskussion.....	51
7.2	Fazit.....	51
7.3	Empfehlung.....	52
8	Best Practice	53
9	Reflexion.....	56
9.1	Selbsteinschätzung	56
9.2	Lessons learned.....	57
9.3	Projektverlauf.....	57

9.4	Technische Probleme	58
10	Danksagung	59
11	Ehrlichkeitserklärung	60
12	Verzeichnisse	61
12.1	Literaturverzeichnis.....	61
12.2	Tabellenverzeichnis.....	62
12.3	Abbildungsverzeichnis	62

0 Symbol- und Abkürzungsverzeichnis

Symbole

Symbol	Einheit	Beschreibung
m	[kg]	Masse
X	-	Betrachteter Stoff
F	-	Verdünnungsfaktor
μ_{xy}	-	Massenverhältnisse Reaktionsprodukte, pro kg x entstehendes y
	-	Lambda oder Luftzahl

Tabelle 1: Symbolverzeichnis

Abkürzungen

Abkürzung	Beschreibung
IBRE	Institut für Biomasse und Ressourceneffizienz
BAFU	Bundesamt für Umwelt
FHNW	Fachhochschule Nordwestschweiz
DIEM	Dilution Independent Emission Measurement
NDIR	Nichtdispersiver Infrarotsensor
FID	Flammenionisationsdetektor
UHC	Unverbrannte Kohlenwasserstoffe
PM	Partikel Masse
CO	Kohlenmonoxid
CO ₂	Kohlendioxid
O ₂	Sauerstoff

Tabelle 2: Abkürzungsverzeichnis

1 Einleitung

Das Institut für Biomasse und Ressourceneffizienz (IBRE) der FHNW hat in den letzten Jahren im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU) ein neues Messverfahren DIEM (Dilution Independent Emission Measurement) entwickelt und getestet. Das Messverfahren DIEM ist von der Verdünnung des Abgases unabhängig. Diese Eigenschaft ermöglicht Emissionen zu messen welche für gängige Messverfahren zu stark verdünnt waren. Das Verfahren wurde bereits angewendet, um die Wirksamkeit von sogenannten elektrostatischen Partikelabscheidern vom Typ OekoTube in Saas-Fee im Feld (auf Dächern) zu messen [1].

Zu offenen Feuern zählen Holzgrills, Finnenkerzen, Köhlereien, Feuerschalen und offene Holzöfen. Im Vorprojekt wurden aus dieser Auswahl die Finnenkerzen und Feuerschalen als repräsentativ definiert. Die Messung der Emissionen von offenen Feuern weist im Vergleich zu geschlossenen und kontrollierten Feuerungen einige Schwierigkeiten auf. Die offenen Feuer sind dem Wetter, der Witterung und dem Wind ausgesetzt. Dies führt zu kalten Stellen und einer schlechten Durchmischung von vergastem Holz und Verbrennungsluft. Diese Faktoren beeinflussen den Verlauf der Verbrennung. Ein weiterer Aspekt sind die Verbrennungsphasen der genannten Feuerungstypen, für die meistens Holzstücke verwendet werden, die ungleichmässig brennen und teilweise Phasen mit unvollständiger Verbrennung haben.

Betrachtet man zum Beispiel den Verbrennungsprozess einer Finnenkerze in der Abbildung 1, so weist der Prozess zu Beginn eine grosse Flamme auf, was zu hoher Temperatur und einer nahezu vollständigen Verbrennung führt.

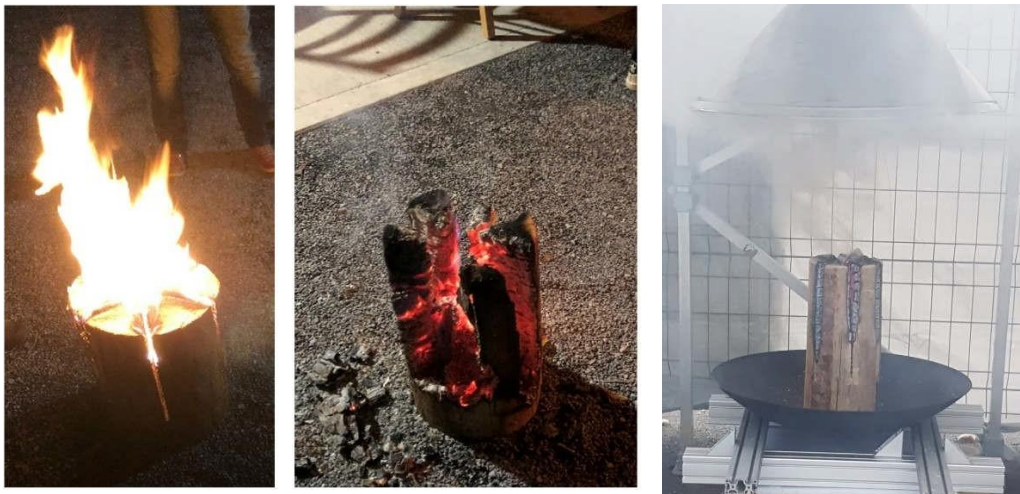


Abbildung 1: Brandphasen einer Finnenkerze

Sobald der Abbrand genug fortgeschritten ist, wird die Flamme kleiner, weil zu wenig Sauerstoff nachgeliefert wird. Es gibt viele Stellen, die aufgrund zu tiefer Temperatur eine unvollständige Verbrennung aufweisen. Dies führt zu einer starken Rauchentwicklung.

Im Vorprojekt wurde gezeigt, dass das Messverfahren DIEM angepasst und erweitert werden kann, um die Emissionen von offenen Feuern reproduzierbar und korrekt zu messen. Im Zuge dieses Projekts wird die Untersuchung weitergeführt und erweitert, um repräsentative Emissionsfaktoren auszugeben. Für offene Feuer gibt es bislang keine standardisierten Messverfahren und deswegen keine Grenzwerte, die einzuhalten sind. Die interessantesten zu messenden Grössen sind Kohlenmonoxid, Feinstaub sowie Kohlenwasserstoffe.

Ziel dieses Projektes ist es, das im Vorprojekt entwickelte Messkonzept für offene Feuer anzuwenden, um die Emissionsfaktoren von Kohlenwasserstoff, Kohlenmonoxid sowie Feinstaub zu bestimmen. Dazu gehören eine Fehleranalyse und Bestimmung der Streuung (Verteilung). Zudem können durch die Erfahrungen bei den Messungen Tipps zum sauberen Betrieb von offenen Feuern verfasst werden.

1.1 Zielsetzung

Das Hauptziel dieser Bachelor-Thesis ist es, zuverlässige Emissionsfaktoren offener Feuer zu bestimmen. Im vorangegangenen Projekt P5 wurden Finnenkerzen und Feuerschalen als repräsentativ bestimmt. Daraus ergibt sich folgende Zielsetzung:

1. Weitere Messungen durchführen und vorhandene Daten auswerten, mit dem Ziel, eine Streuung aufzuzeigen. Um dies zu gewährleisten, werden 6 Abbrände einer Finnenkerze und 3 Messreihen (je 3 Abbrände) einer Feuerschale durchgeführt. Für diese Messungen wird wie im Vorgängerprojekt bei Bedarf eingegriffen für einen möglichst emissionsarmen Abbrand. Durch die gesammelte Erfahrung wird so wenig wie möglich aber so viel wie nötig eingegriffen, um eine Reproduzierbarkeit der Messungen zu ermöglichen. Die vorgenommenen Eingriffe werden notiert, um die Nachvollziehbarkeit der Messungen zu erhöhen und um Hinweise für einen möglichst schadstoffarmen Betrieb zu bekommen.
2. Zuverlässige Emissionsfaktoren mit Unsicherheiten für Finnenkerze und Feuerschale bestimmen. Um dieses Ziel zu erreichen, sind folgende Unterziele definiert:
 - a. Den Einfluss einer unvollständigen Verbrennung durch Rechnen von verschiedenen Fällen bestimmen. Die Fälle umfassen maximale und minimale gemessene Werte der Emissionen von Kohlenmonoxid und unverbrannten Kohlenwasserstoffen.
 - b. Annahmen methodisch, strukturiert und nachvollziehbar aufführen.
 - c. Durch Fehlerfortpflanzung die Messunsicherheit bestimmen.
3. Die Auswertung mit Labview und Python durchführen.

Weitere Ziele:

4. Einen Regler für das DIEM Messgerät entwickeln.
5. Ein sogenanntes "Best Practice" für offene Feuer formulieren, mit Ratschlägen, um die Emissionen zu minimieren. Um dies zu verifizieren, werden Abbrände mit unterschiedlichen Bedingungen durchgeführt.

2 Verbrennungsprozess offene Feuer

Eine Problematik der offenen Feuer ist der Verbrennungsprozess. In diesem Kapitel wird der Verbrennungsprozess beschrieben.

2.1 Grundlagen unvollständige Verbrennung

Die angesprochene Problematik bezieht sich auf den unvollständigen und unkontrollierten Verbrennungsprozess offener Feuer. Typischerweise werden Emissionsmessungen von Holz in einem geschlossenen Ofen bei einem stationären Zustand durchgeführt, um die Anzahl unbekannter Parameter zu reduzieren. Der Verbrennungsprozess von offenen Feuern ist kein stationärer Prozess. Der Abbrand hat verschiedene Phasen und ist nahezu nicht reproduzierbar aufgrund der Brennstoff-Zusammensetzung und insbesondere der Einflüsse von der Umgebung.

Grundsätzlich können bei offenen Feuern drei Brandphasen unterschieden werden [5]. In der Abbildung 2 ist das Brandverhalten von Holz in die verschiedenen Phasen unterteilt und sind die dazugehörigen Verbrennungsprodukte aufgelistet.

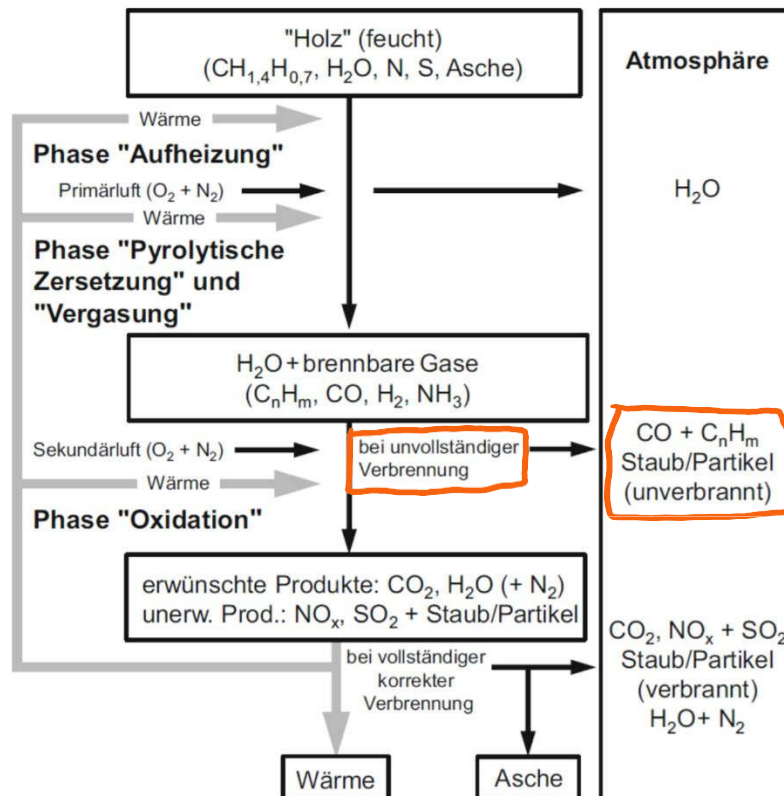


Abbildung 2: Brandverhalten Holz [5], orange markiert ist die unvollständige Verbrennung und derer Produkte.

In der Phase der Aufheizung wird das Holz getrocknet, jedoch findet meistens auch schon eine Pyrolyse und Vergasung simultan statt. Eine nahezu vollständige Verbrennung findet in der Oxidationsphase statt durch eine genügend grosse Flamme, die fast alle Rauchgase vollständig oxidiert. Sobald die Flamme schwach wird oder ausgeht, wechselt die Brandphase zu einer unvollständigen Verbrennung. Bei der unvollständigen Verbrennung fehlt die heisse Zone, bzw. die Temperaturen sind unter $700^\circ C$ und die Verweilzeit zur vollständigen Oxidation der Rauchgase ist zu kurz. Diese Phase kann bei offenen Feuern, wie zum Beispiel einer Finnenkerze, die Hälfte der Abbrandzeit ausmachen.

In der Phase der unvollständigen Verbrennung entsteht im Vergleich zu geschlossenen Feuerungen viel Kohlenmonoxid, Kohlenwasserstoffe und Feinstaub. Es finden viele chemische Prozesse simultan und abhängig voneinander statt. Die Kohlenwasserstoffe verdampfen aus dem Holz und werden oxidiert, zuerst zu Kohlenmonoxid und dann zu Kohlendioxid oder direkt zu Kohlendioxid. Kohlenmonoxid ist der letzte Schritt der Oxidation der Kohlenstoffe, bevor sie zu Kohlendioxid werden.

Bei der unvollständigen Verbrennung fehlt die Energie für die vollständige Oxidation. Die Temperatur und Verweilzeit, die für die Oxidation von Kohlenmonoxid benötigt wird, ist am höchsten im Vergleich zu den anderen Reaktionen. Somit ist der Kohlenmonoxid-Gehalt repräsentativ für die unvollständige Verbrennung [5].

2.2 Brandverlauf offener Feuer

Um einen Eindruck zu bekommen, wie sich der Brandverlauf von offenen Feuern verhält, wird in diesem Abschnitt von verschiedenen Abbränden der Verlauf dargestellt.

2.2.1 Finnenkerze Fichte

In der folgenden Abbildung 3 ist der Abbrand der Finnenkerze 3 dargestellt, welcher repräsentativ für Finnenkerzen aus Fichte ist.

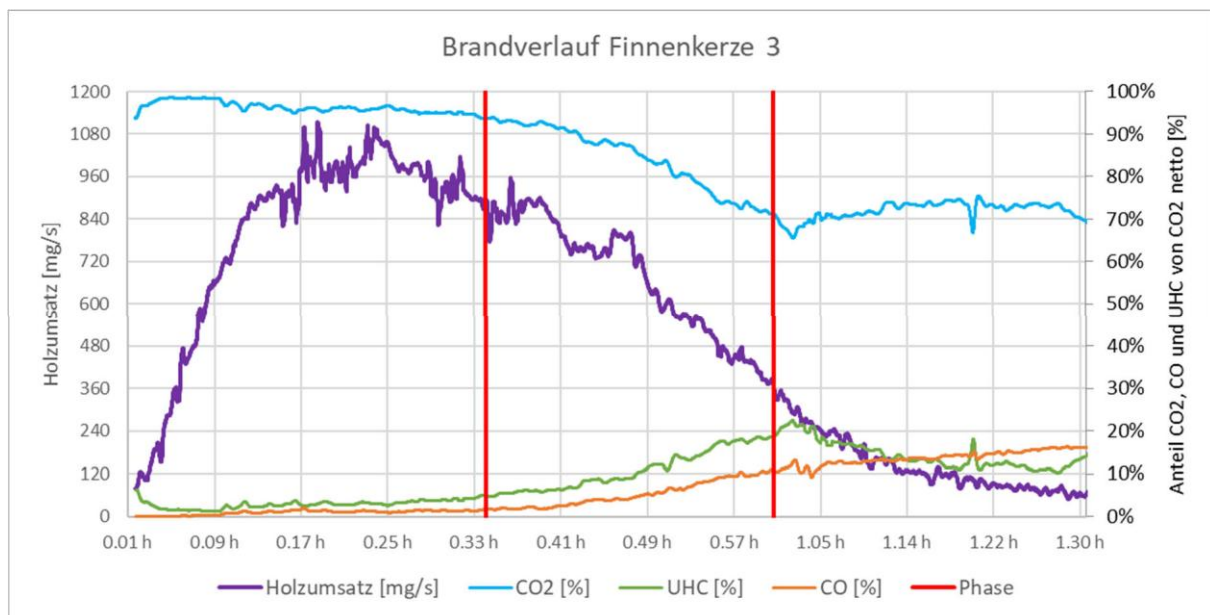


Abbildung 3: Brandverlauf Finnenkerze 3

Nach dem Anzünden gibt es eine Phase mit grosser Flamme und tiefen Emissionen, nach einem Drittel der Abbrandzeit sinkt die Temperatur, die Flamme nimmt ab und die Emissionen steigen an. Nach zwei Drittel der Abbrandzeit geht die Flamme aus. Durch die erste rote Linie bei 0.34 h in der Abbildung 3 markiert den Beginn der Temperatur und Flammen Abnahme. Dadurch nehmen die Anteile von CO und UHC am gesamten Kohlenstoff zu. Dies ist auch durch die Änderung der Steigung im Verlauf von CO₂ ersichtlich. Die zweite rote Linie markiert den Zeitpunkt, an dem die Flamme ausgeht. Nachdem die Flamme ausgeht, nehmen die UHC Emissionen wieder ab, die CO Emissionen nehmen noch etwas zu. In der folgenden Abbildung 4 ist der Abbrand der Finnenkerze 3 durch Fotos dargestellt:

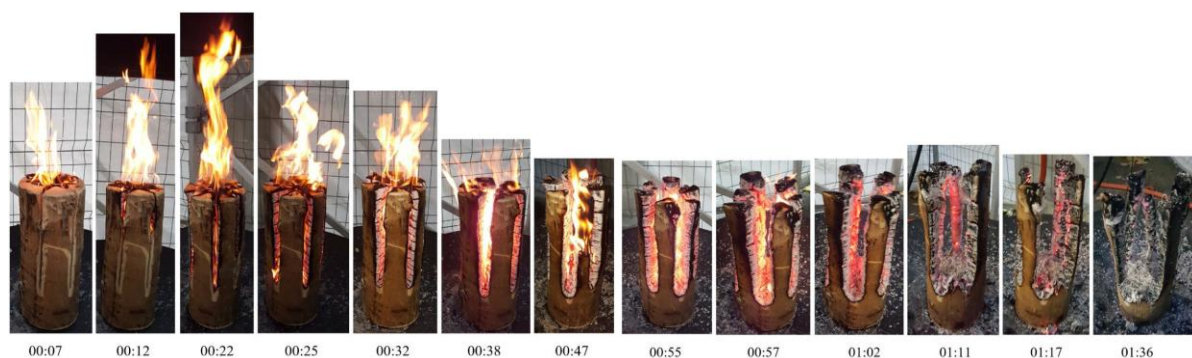


Abbildung 4: Fotodokumentation Brandverlauf Finnenkerze 3

Durch den fotografisch dokumentierten Verlauf sind die Emissionen mit der Flammenintensität in Verbindung zu bringen. Es besteht ein Zusammenhang zwischen Temperatur, Verweilzeit und Emissionsmenge. In der ersten Phase bei grosser Flamme ist die Temperatur über 850°C und die Verweilzeit in der Zone mit hoher Temperatur über 0.5 Sekunden [5]. Wenn die Flamme abnimmt, ist die Temperatur immer noch hoch, jedoch wird die Verweilzeit in dieser Zone kürzer. Dadurch nehmen die Emissionen CO und UHC zu. Sobald die Flamme ausgeht, nimmt die Temperatur ab, die Emissionen von UHC sinken und die CO Emissionen nehmen weiter zu.

2.2.2 Finnenkerze Kiefer

In der folgenden Abbildung 5 ist der Brandverlauf der Finnenkerze 14 aus Kiefer dargestellt. Das Gewicht der Finnenkerze ist 10.4kg, darum ist der Holzumsatz im Vergleich zu anderen Finnenkerzen hoch. Der Verlauf ist repräsentativ für Finnenkerzen aus Kieferholz. Der Holzumsatz ist im Durchschnitt um 10% höher als bei Finnenkerzen aus Fichte. Die ersten beiden Brandphasen sind ähnlich zu den Fichte-Finnenkerzen. In der ersten Phase werden wenig Emissionen, Anteil unter 2%, produziert. In der zweiten Phase nimmt der Holzumsatz ab und die Emissionen von UHC und CO zu, auf einen Anteil von über 10%. In der dritten und letzten Phase bleiben bei Finnenkerzen aus Kiefer die Emissionen stabil, UHC sinkt tendenziell nicht so stark wie bei Finnenkerzen aus Fichte.

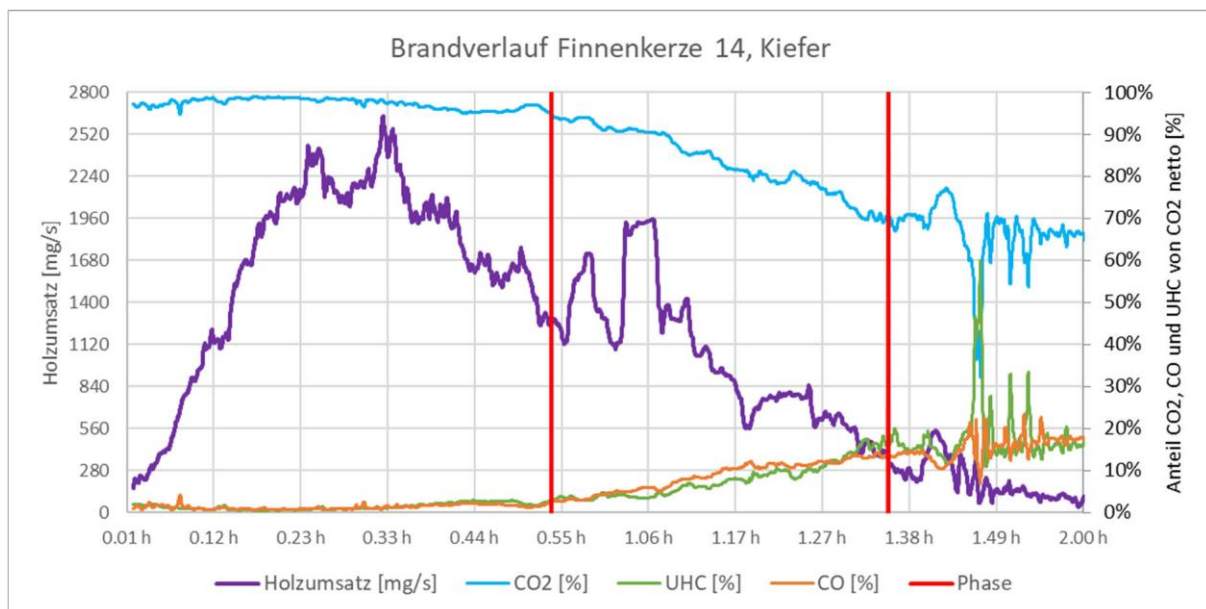


Abbildung 5: Brandverlauf Finnenkerze 14

In der Abbildung 6 ist der Brandverlauf der Finnenkerze 14 durch Fotos dargestellt. Durch die Grösse der Finnenkerze ist die Phase der vollständigen Verbrennung mit einer grossen Flamme fast eine Stunde lang, doppelt so lang wie bei der Finnenkerze aus Fichte. Über den ganzen Abbrand gesehen, ist die Phase der vollständigen Verbrennung verhältnismässig länger. Ein grosser Unterschied der Holzarten besteht darin, dass bei allen Finnenkerzen aus Kiefer der Rauch deutlich dunkler war als bei den Finnenkerzen aus Fichte und somit eine höhere Russbelastung aufweist.

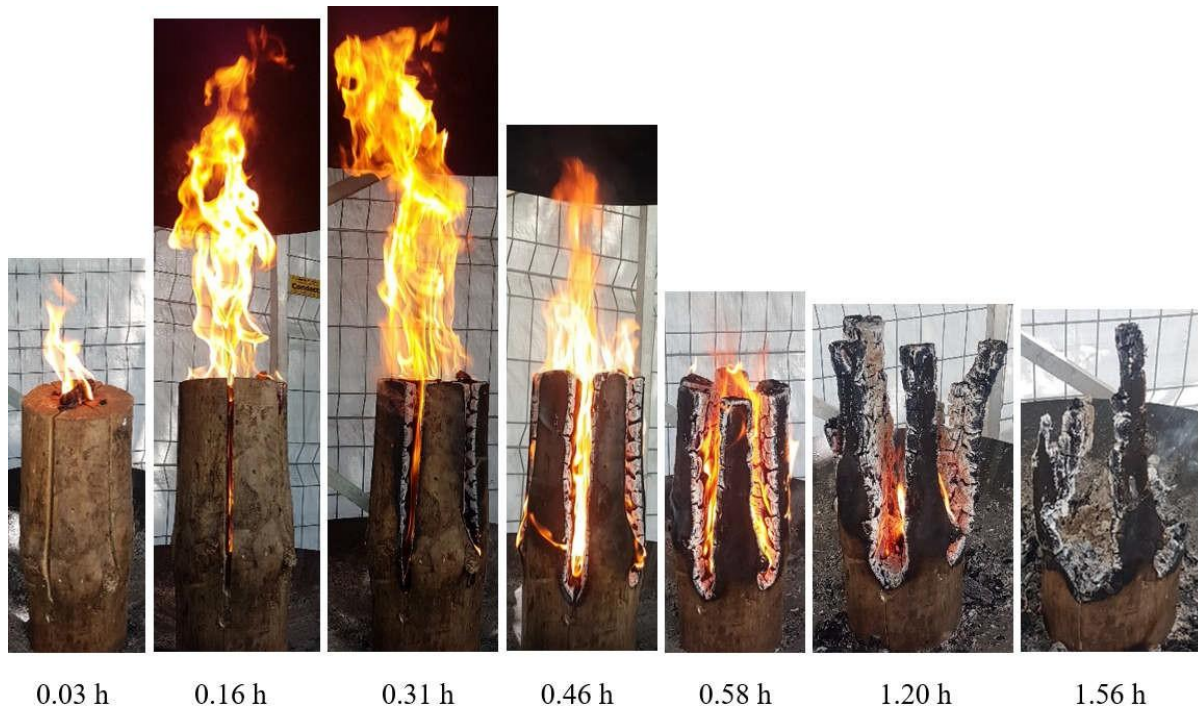


Abbildung 6: Fotodokumentation Brandverlauf Finnenkerze 14

2.2.3 Feuerschale Buche

In der Abbildung 7 ist eine ganze Messung einer Feuerschale dargestellt. Das beinhaltet die Anfeuerung und 3 Nachlegepakete.

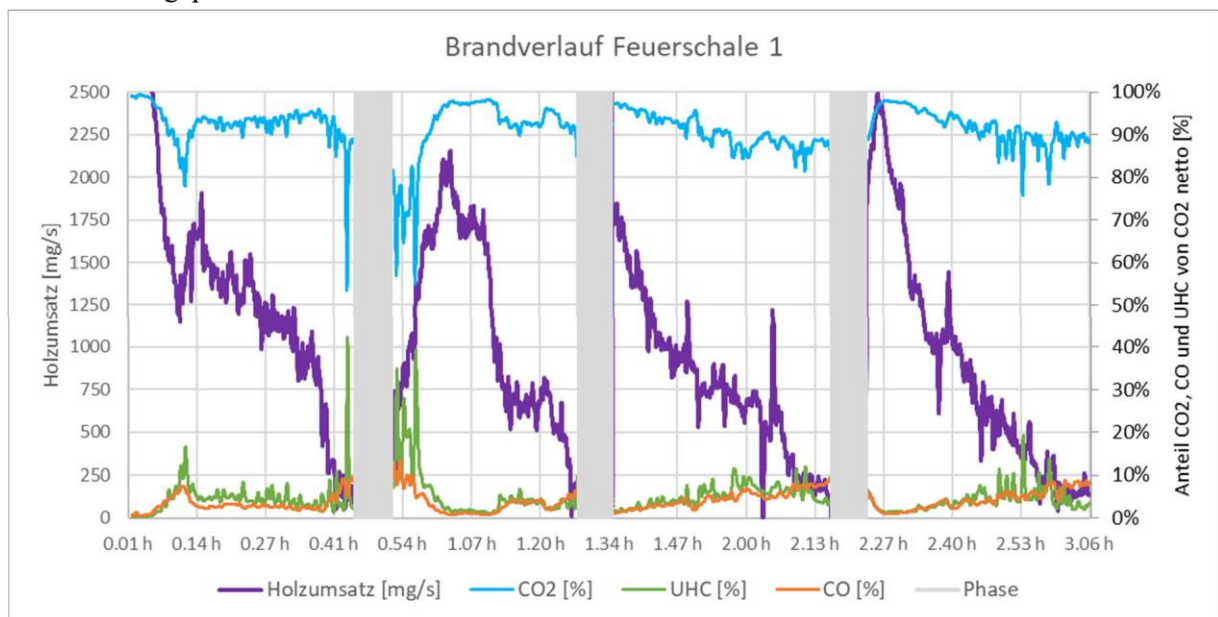


Abbildung 7: Brandverlauf Feuerschale 1

Die Phasen sind weniger gut ersichtlich als bei der Finnenkerze. Ein Grund dafür ist die kürzere Abbrandzeit und das Fehlen der letzten Phase nachdem die Flamme ausgegangen ist, mit eindeutig unvollständiger Verbrennung, weil neues Holz nachgelegt wurde. Es ist eine Korrelation zwischen Holzumsatz und Emissionen ersichtlich: Je höher der Holzumsatz, desto tiefer sind die Emissionen.

In der Abbildung 8 ist das letzte Nachlegepaket 3 nochmals detaillierter dargestellt.

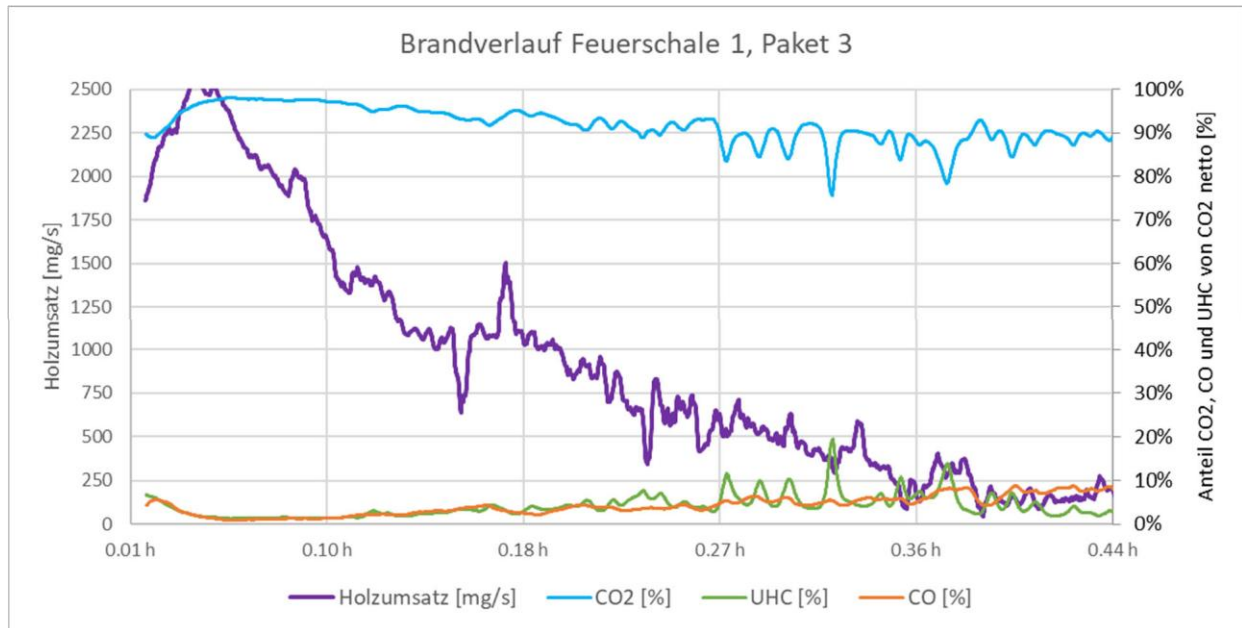


Abbildung 8: Brandverlauf Feuerschale 1, Paket 3

Hier ist deutlich ersichtlich, dass der Verbrennungsprozess vollständiger ist als bei den Finnenkerzen. Dies liegt einerseits daran, dass eine grössere Menge Holz gleichzeitig brennt, andererseits daran, dass gezielt eingegriffen werden kann. Falls ein Holzstück an den Rand der Feuerschale fällt oder ungünstig liegt und die Temperatur zu tief ist für eine vollständige Verbrennung, kann dieses Stück in die heisse Glutzone geschoben werden. Dies ist bei der Finnenkerze nicht möglich.

2.2.4 Fazit

Der Brandverlauf ist bei den Finnenkerzen beider Holzarten charakteristisch aufgeteilt in 3 Phasen. Bei der Feuerschale ist der Brandverlauf nur 2 phasig. Die Phase, in der die meisten Emissionen von CO und UHC produziert werden, fehlt bei der Feuerschale aufgrund der höheren Temperatur durch das Glutbett. Die CO Emissionen sind ein guter Indikator für die unvollständige Verbrennung, weil ein Merkmal der unvollständigen Verbrennung eine unvollständige Oxidation von Kohlenstoff ist. Die UHC Emissionen dienen als weiterer Indikator, jedoch nicht so eindeutig wie CO, weil auch schon bei einer tiefen Temperatur Kohlenwasserstoffe verdampfen und noch keine Verbrennung, ob vollständig oder unvollständig, stattgefunden hat.

3 Grundlagen für die Messungen

In diesem Kapitel werden die Grundlagen für die Messungen beschrieben. Zuerst werden die Messgeräte vorgestellt, dann die Brennstoffe beschrieben, anschliessend das Messkonzept erläutert und zum Schluss der Versuchsaufbau aufgezeigt.

3.1 Messgeräte

Im folgenden Kapitel werden die Messgeräte vorgestellt, die für die Messungen verwendet wurden. Die Angaben wurden aus den Anleitungen und Datenblättern der entsprechenden Messgeräte entnommen. Die meisten Messgeräte wurden im Vorgängerprojekt verwendet und gewisse Textstellen wurden übernommen [10].

3.1.1 DIEM-Messkoffer

Der DIEM (Dilution Independent Emission Measurement) -Messkoffer wurde vom IBRE entwickelt [1]. Es ist eine verdünnungsunabhängige Emissions-Messmethode, bei der regelbar verdünnt werden kann. Die Messmethode ist verdünnungsunabhängig, weil die Messgeräte sehr tiefe Abgaskonzentrationen messen können und durch die regelbare Verdünnung, der tiefe Messbereich der Messgeräte auch bei unabhängig von der Abgasverdünnung eingehalten werden kann. Die Abgase werden angesaugt und gehen zuerst durch einen Impaktor, der grosse Partikel abfängt, da diese das Messgerät beschädigen könnten und um den Messbereich einzuhalten. Das Abgas wird mit einem Partikelmessgerät (DISCmini) und einem empfindlichen CO-Emissionsmessgerät (MRU Optima 7) erfasst. Um die Messwerte auf 13% O₂ zu normieren, wird zusätzlich CO₂- und CO mit dem Licor 840A gemessen und fortlaufend normiert. In der Abbildung 9 ist der Aufbau des DIEM schematisch dargestellt.

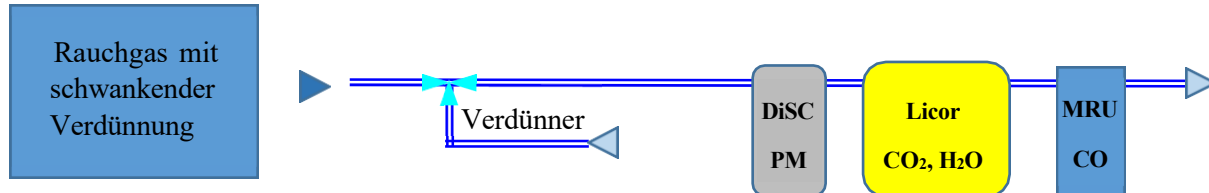


Abbildung 9: Aufbau DIEM

DISCmini

Das DISCmini Partikelmessgerät kann Staubkonzentrationen zwischen einigen Tausend bis zu einer Million Partikel pro cm³ von einer Grösse zwischen 10 - 300 nm messen. Die Partikel werden elektrisch aufgeladen und anschliessend in einem Filter wieder entladen. Der abgegebene Strom wird gemessen. Dieser gibt Auskunft über die Anzahl der Partikel. Um auch die Grösse zu messen, sind 2 verschiedene Filter hintereinander verbaut. Im ersten, einer Art Gitter, werden kleinere Partikel abgefangen und im zweiten werden die restlichen gefiltert. Dies ist in Abbildung 10 dargestellt. Durch diese beiden Messstufen kann ein durchschnittlicher Durchmesser ermittelt werden. Die Messunsicherheit bezüglich Staubkonzentration in mg/m³ wird mit ±30 % vom Hersteller angegeben. Der Erfahrungswert liegt bei ±10% für die Messunsicherheit von Anzahl und Grösse. Dieser Wert wurde für die Fehlerfortpflanzung verwendet.

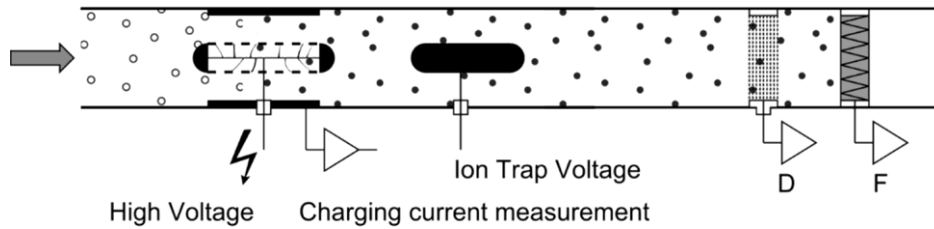


Abbildung 10: Messprinzip Diffusion Size Classifier (DiSC). Partikelgrösse und Anzahl werden anhand von Diffusions- (D) und Filter-Strom (F) berechnet.

Eigenschaften DISCmini	Messbereich	Messunsicherheit
Size	10 - 300 nm	±10%
Number	20nm: 2E3-1E6 pt/ccm 100nm: 5E2-5E5 pt/ccm	±10%

Tabelle 3: Eigenschaften DISCmini

MRU Optima 7

Das MRU Optima 7 ist ein Mehrfach-Gas-Analysator. Das Gerät ist mit einem empfindlichen CO-Sensor ausgerüstet, welcher für die hohen Verdünnungsfaktoren von ca. 100 geeignet ist. Der CO-Sensor misst mit elektro-chemischem Verfahren und hat eine Messunsicherheit von ± 2ppm oder 5 % vom Messwert. Dieses Messgerät sollte genaue CO-Messwerte aufnehmen, da durch die manuelle Verdünnung kontrolliert im optimalen Messbereich gemessen werden kann. Zudem wird auch Sauerstoff gemessen, dessen Gehalt liegt jedoch durch die zusätzliche Verdünnung so nahe an Umgebungsluft, dass dieser Wert nicht interessant für die Auswertung ist. Die CO-Messung wird in den Resultaten mit der Messung des MRU Varioluxx verglichen. Die Eigenschaften sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Eigenschaften MRU Optima 7	Messbereich	Messunsicherheit
CO low (elektro-chemisch)	0 - 500ppm	± 2ppm / 5% v. MW
O ₂ (elektro-chemisch)	0 - 25 Vol.%	± 0,2 Vol.%

Tabelle 4: Eigenschaften MRU Optima 7

Licor 840A

Das Licor 840A ist ein CO₂- / H₂O- Analysator für genaue Messungen im niedrigen Bereich. Das CO₂ wird benötigt, um den Verdünnungsgrad, bzw. die Normierung auf 13% O₂ zu bestimmen. Damit können Verdünnungen im Bereich von 10 - 200 gemessen werden. Da die Emissionen auf trockene Abgase bezogen werden, muss der Wasseranteil im gemessenen Gas bestimmt werden. Dies geschieht auf dem gleichen Messprinzip NDIR (Non-Dispersive Infrared) Absorption in der gleichen Messzelle bei unterschiedlichen Wellenlängen.

Eigenschaften Licor 840A	Messbereich	Messunsicherheit
CO ₂ (NDIR)	0 - 20'000ppm	± 1.5%
H ₂ O (NDIR)	0 - 60 mmol/mol	± 1.5%

Tabelle 5: Eigenschaften Licor 840A

3.1.2 MRU Vario Luxx



Das MRU Vario Luxx misst Rauchgase von Verbrennungen. Das Rauchgas wird getrocknet, bevor es die Sensoren erreicht. Der Schlauch, der das Rauchgas absaugt, ist beheizt und besitzt einen Staubfilter im Messkopf. Das MRU Vario Luxx dient zur Normierung der Gesamtkohlenwasserstoff Messung mit dem J.U.M. und bietet eine gute Referenz zum DIEM. Das Gerät besitzt 2 verschiedene Messverfahren für die Gase: O₂ und CO werden mit einem elektrochemischen Sensor und CO₂ wird mit einem nichtdispersiven Infrarotsensor gemessen. Die messbaren relevanten Gase sind in der Tabelle 6 dargestellt:

Abbildung 11: MRU Varioluxx

Eigenschaften MRU Vario Luxx	Messbereich	Messunsicherheit
CO (elektro-chemisch)	0 - 500ppm	± 10ppm / 5% v. MW
O ₂ (elektro-chemisch)	0 - 25 Vol.%	± 0,2 Vol.%
CO ₂ (NDIR)	0 – 5 Vol. %	± 0,3 Vol.% / 2% v. MW

Tabelle 6: Eigenschaften MRU Vario Luxx

3.1.3 Licor 840A

Das Licor 840A wurde im späteren Projektverlauf anstatt des beschädigten MRU Vario Luxx verwendet, um die Gesamt-Kohlenwasserstoff Messwerte des J.U.M. zu normieren. Es funktioniert gleich wie das Licor 840 vom DIEM Messverfahren, hat jedoch einen grösseren Messbereich. Es misst Kohlendioxid und den Wassergehalt des Abgases mit dem NDIR Messverfahren. In der folgenden Tabelle sind die Eigenschaften dargestellt.

Eigenschaften Licor 840A	Messbereich	Messunsicherheit
CO ₂ (NDIR)	0 – 20'000ppm	± 1.5%
H ₂ O (NDIR)	0 – 60 mmol/mol	± 1.5%

Tabelle 7: Eigenschaften Licor 840A

3.1.4 J.U.M. Gesamtkohlenwasserstoff-Analysator

Der Flammenionisationsdetektor (FID) von der Firma J.U.M. ist ein Analysator für organische Verbindungen. Dadurch können die unverbrannten Kohlenwasserstoff-Verbindungen im Abgas gemessen werden, die durch eine unvollständige Verbrennung entstehen. Die unverbrannten Kohlenwasserstoffe werden in diesem Bericht mit UHC gekennzeichnet und umfassen alle Kohlenwasserstoffe, inklusive VOC und NMVOC. Diese Messungen dienen für den Bezug zur verbrannten Menge Holz. Das Ziel ist, alle Kohlenstoffe im Abgas zu messen, um die Verdünnung im Abgas zu berechnen und auch die Brandphasen zu bestimmen, respektive ob eine vollständige Verbrennung stattfindet. Der Erfahrungswert für die Messunsicherheit der unverbrannten Kohlenwasserstoffe liegt bei ± 5% vom Messwert, dies ist ein Erfahrungswert.

3.1.5 Wöhler SM 96

Das Staubmessgerät SM 96 von Wöhler GmbH, dient zur gravimetrischen Bestimmung der Staubkonzentration. Dazu wird ein Volumenstrom von 9 Normliter pro Minute abgesaugt. Die Filterhülsen eignen sich besonders für hohe Staubkonzentrationen, die bei offenen Feuern erwartet werden. Die Filter werden vorab leer gewogen, nach der Messung getrocknet und anschliessend mit eingefangenen Staub gewogen. Die gravimetrische Messung der Staubkonzentration dient als Referenzmessung zur Staubmessung mit dem DiSCmini Messgerät, welches Teil der DIEM Messmethode ist.

3.1.6 Mettler Toledo KCC 150

Die Mettler Waage hat eine Abmessung von 600x800 mm. Der Aufbau umfasst eine elektromagnetische Kraftkompressionszelle und ein Hebelarmsystem. Dies ermöglicht eine sehr genaue Messung der Gewichtsabnahme des Brennstoffes. Der Erfahrungswert für die Messunsicherheit liegt bei $\pm 1g$.

3.1.7 GANN Hydromette HT65

Das GANN Hydromette HT65 ist ein elektronischer Holzfeuchtemesser, um den Wassergehalt zu bestimmen. Das Messverfahren basiert auf dem Widerstands-Messprinzip für Präzisionsmessungen von Schnittholz. Das Gerät verfügt über 4 Stufen für verschiedene Holzarten und besitzt eine Temperaturkompensation. Vom Hersteller wird ein Messbereich von 4 – 60% Wassergehalt und eine Messunsicherheit von $\pm 0,5 \%$ angegeben.

3.2 Brennstoffe

Als Brennstoffe werden Finnenkerzen aus Fichte und Kiefer und Scheite aus Buche für die Feuerschale verwendet. Diese Holzarten wurden durch eine Recherche definiert, weil sie die üblicherweise verwendeten Holzarten im öffentlichen Gebrauch sind [8].

3.2.1 Finnenkerzen

Die Finnenkerzen aus Fichtenholz wurden bei Landi im Oktober 2019 gekauft. Das Fichtenholz stammt aus der Schweiz. Die Finnenkerzen aus Kiefernholz wurden auch bei Landi im Juni 2020 gekauft. Das Kiefernholz stammt aus Kroatien. Auf Anfrage bei Landi wurde erklärt [8], dass die Finnenkerzen aus Kiefer aus alten Lagerbeständen sind und dass sie seit April 2020 nur noch lokal aus der Schweiz bezogen werden [8]. Bei den Finnenkerzen aus der Schweiz handelt es sich um Fichte, Föhre und Tanne. Es wurde darauf geachtet, dass alle Finnenkerzen je Holzart von der gleichen Lieferung sind und über einen längeren Zeitraum bei gleichen Bedingungen gelagert wurden. Somit sollten die Beschaffenheit und der Wassergehalt möglichst ähnlich sein. Das Ziel war, möglichst ähnliche Finnenkerzen für den Versuch zu verwenden, damit die Streuung des Brennstoffes möglichst klein ist, die Reproduzierbarkeit gegeben ist und damit die Abweichungen in den gemessenen Abgaswerten möglichst unabhängig vom Brennstoff sind.

In der Tabelle 8 ist die Zusammensetzung in Anteil der Trockenmasse, welche für die Berechnungen verwendet wurde, und der Heizwert (Hu) der Trockenmasse angegeben.

Holzart	C [%]	H [%]	O [%]	Streuung Wassergehalt [%]	Streuung Gewicht [kg]	Hu (dry) [MJ/kg]
Fichte	49,8	6,3	43,2	10.3-16.0	6.2-9.6	18,8
Kiefer	53,2	5,9	40,3	9.5-13.5	7.1-10.4	19,2

Tabelle 8:Zusammensetzung Finnenkerzen

Bei den Finnenkerze waren deutliche Unterschiede in der Holzart, im Aussehen und in der Beschaffenheit vorhanden. Die Charakterisierung der einzelnen Finnenkerzen ist im Anhang aufgeführt.

3.2.2 Feuerschale

Für die Feuerschale wurden Scheite aus qualitativ hochwertigem Buchenholz, die vom IBRE bereitgestellt wurden, verwendet. Die Scheite wurden über einen längeren Zeitraum bei gleichen Bedingungen im Brennstofflager an der FHNW gelagert. Für die Feuerschale 1 wurden Scheite mit einer normierten Länge von 25cm verwendet. Für die Feuerschale 2,3 und 4 wurden Scheite mit einer Länge von 50cm verwendet.

In der Tabelle 9 ist die Zusammensetzung in Anteil der Trockenmasse, welche für die Berechnungen verwendet wurde, und der Heizwert (Hu) der Trockenmasse angegeben.

Holzart	C [%]	H [%]	O [%]	Streuung Wassergehalt [%]	Streuung Gewicht [kg]	Hu (dry) [MJ/kg]
Buche	47,9	6,2	45,2	9.4-10.8	3-5	18,2

Tabelle 9: Zusammensetzung Buche

Die Holzscheite für die Feuerschale sind aus normiertem Buchenholz. Es wurden 4 Pakete vorbereitet: 5kg um anzufeuern und je 3kg zum 3 Mal nachlegen. Der Wassergehalt der verwendeten Scheite wurde ebenfalls mit der Spannung gemessen. Als Referenz wurde ein Stück desselben Buchenholzes gravimetrisch gemessen als Vergleich. Für die Feuerschalen wurde sehr ähnliches Holz verwendet, darum wird auf eine ausführliche Charakterisierung verzichtet.



Abbildung 12: Pakete Feuerschale 1

3.3 Messkonzept

Das Messkonzept wurde im Vorgängerprojekt entwickelt und ausführlich beschrieben [10]. Es wurden insgesamt 3 Sonden verwendet, die ungefähr auf gleicher Höhe an einem Abzug installiert wurden. Die Sonde 1 (S1) ist für das DIEM (Messstelle 1), für das zusätzlich mit Umgebungsluft verdünnt wurde. Die ganze Messstrecke für die Messstelle 1 ist unbeheizt, da bei einer hohen Verdünnung das Abgas fast nicht kondensiert. Die Sonde 2 (S2) wurde für das J.U.M. FID (Messstelle 3), Licor 840A (Messstelle 4) und MRU Vario Luxx (Messstelle 2) verwendet. Für das J.U.M. FID und das MRU Vario Luxx war die ganze Messstrecke beheizt, damit die Abgase nicht kondensieren. Die Sonde 3 wurde für das Wöhler Staubmessgerät verwendet. Die Hülse, welche die Staubpartikel auffängt, befindet sich direkt in der Sonde 3. Unter dem Abzug befindet sich die Mettler KCC 150 Waage (Messstelle 6), auf welcher die Feuerschale mit Brennstoff gestellt wird. Das Messkonzept ist in der Abbildung 13 dargestellt.

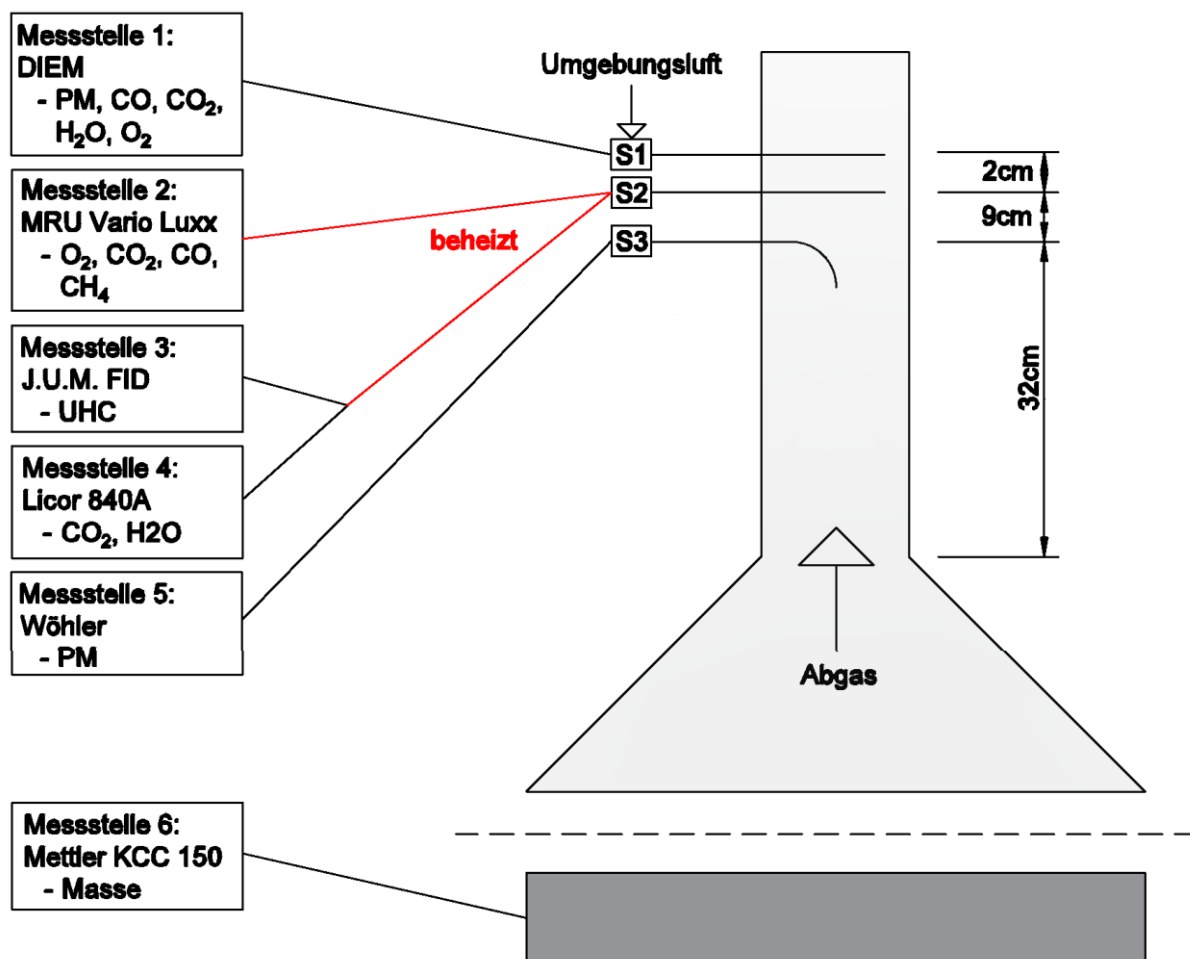


Abbildung 13: Schema des Messkonzepts

Das Messkonzept besteht einerseits darin, dass mit der Waage die Abnahme des Gewichtes während der Verbrennung gemessen und letztlich der Holzumsatz berechnet werden kann. Der Verlauf des Holzumsatzes trägt dazu bei die Brandphase zu definieren und einen Bezug zwischen verbrannter Holzmenge und gemessenen Gasen herzustellen. Mit dem DIEM Messgerät werden die Emissionen Feinstaub und CO mit geregelter Verdünnung gemessen, um in einem guten Messbereich zu bleiben und unabhängiger von der Verdünnung des effektiven Abgases zu sein. Zudem wird mit dem DIEM der CO₂ Gehalt und der Wassergehalt im Abgas gemessen um die Resultate auf trockenes Abgas bei 13% O₂ zu normieren. Als Referenzmessung und um den CO₂ Gehalt im Abgas ohne zusätzliche Verdünnung zu messen, für die Normierung der unverbrannten Kohlenwasserstoffe, dient das MRU Vario Luxx oder das Licor 840A. Da CO₂, CO und UHC gemessen werden, sollte auch bei unvollständiger Verbrennung

die Verdünnung des Abgases mithilfe der C-haltigen Moleküle berechnet werden können und einen Bezug zu der theoretisch erzeugten CO₂ Menge bei 13%O₂ hergestellt werden können. Als Vergleichsmessung zu der Staubmessung mit dem DIEM werden Referenzmessungen mit dem gravimetrischen Messgerät Wöhler SM96 durchgeführt, welche die Staubmenge mit einer Filterhülse über einen bestimmten Zeitraum einfangen.

3.3.1 Messstellenbezeichnung

Als Grundlage für die Auswertung und die Fehlerberechnung ist in Tabelle 11 den wichtigen Messgrößen eine eindeutige Bezeichnung zugeordnet. Für die Nachvollziehbarkeit sind in der Abbildung 14 die Messstellen schematisch und übersichtlich dargestellt.

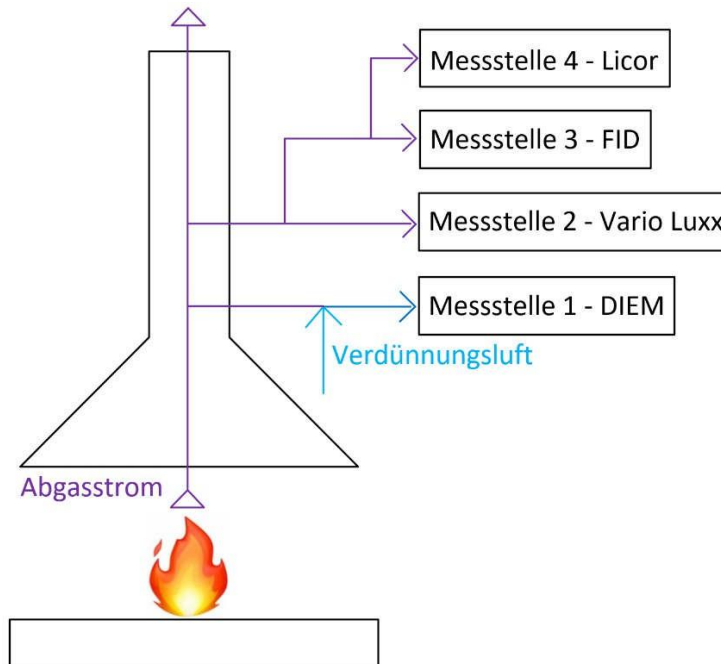


Abbildung 14: Schema Messstellen (Abgasstrom lila: Abgasverdünnung, Abgasstrom blau: Zusätzliche Verdünnung)

Messstelle	Messgerät	Messgröße	Verdünnung	feucht	Bezeichnung
1 - DIEM	MRU Optima7	CO	Zusätzliche Verdünnung	trocken	M1(CO)
1 - DIEM	Licor	H ₂ O	Zusätzliche Verdünnung	-	M1(H ₂ O)
1 - DIEM	Licor	CO ₂	Zusätzliche Verdünnung	feucht	M1(CO ₂)
1 - DIEM	DISC	PM	Zusätzliche Verdünnung	feucht	M1(PM)
2 - VL	MRU Vario luxx	CO	Verdünnung des Abgases	trocken	M2(CO)
2 - VL	MRU Vario luxx	O ₂	Verdünnung des Abgases	trocken	M2(O ₂)
2 - VL	MRU Vario luxx	CO ₂	Verdünnung des Abgases	trocken	M2(CO ₂)
3 - FID	FID	CH ₄	Verdünnung des Abgases	feucht	M3(CH ₄)
4 - Li	Licor 840 A	H ₂ O	Verdünnung des Abgases	-	M4(H ₂ O)
4 - Li	Licor 840 A	CO ₂	Verdünnung des Abgases	feucht	M4(CO ₂)

Tabelle 10: Messgrößen Bezeichnung

3.4 Versuchsaufbau

In der nachfolgenden Abbildung 15 ist der Versuchsaufbau schematisch dargestellt. Es wurde der gleiche Versuchsaufbau wie im Vorgängerprojekt verwendet und die Beschreibung übernommen [10]. Auf der linken Seite ist der Aufbau für die Feuerschale und auf der rechten Seite ist der Aufbau für die Finnenkerze gespiegelt dargestellt, um die Unterschiede zu veranschaulichen.

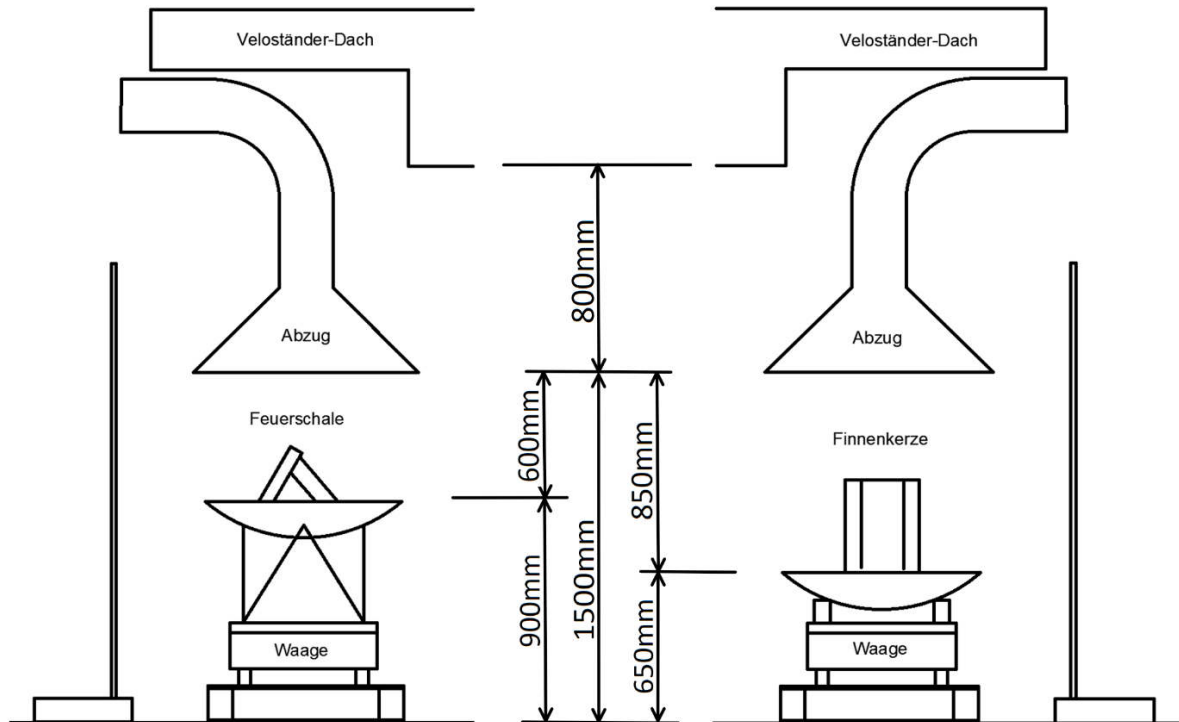


Abbildung 15: Versuchsaufbau Feuerschale und Finnenkerze

Als Standort für die Messungen wurde ein Veloständer hinter dem Laborgebäude der FHNW ausgewählt. Das Dach des Veloständers sollte auch bei schlechten Wetterverhältnissen ermöglichen, die Messungen durchzuführen. Als Sichtschutz und Windschutz wurden in 3 Richtungen Baustellengitter aufgestellt und mit Blachen überzogen. Um den Transport zu vereinfachen, wurde die Waage auf eine Palette gestellt. Zum Schutz der Waage wurde auf die Waage eine Platte aus Steinwolle und zur Stabilisierung noch ein Blech daraufgelegt. Darauf wurde die Feuerschale gestellt. Die Finnenkerze wurde auch in die Feuerschale gestellt, um herunterfallende Stücke besser aufzufangen. Für den Aufbau der Finnenkerze wurden die Beine der Feuerschale entfernt und mit einem zusammenschraubten Gestell ersetzt, damit der Abstand zum Abzug genug gross ist. Der Abzug hat einen Durchmesser von 900mm und das Abzugsrohr einen Durchmesser von 220mm. Das Rohr des Abzuges wurde abgeschnitten und mit einem Alu-Flex Schlauch verbunden.



Abbildung 16: Versuchsaufbau Finnenkerze

4 Durchführung der Messungen

Um den Ablauf der Feuerungen nachzuvollziehen und anschliessend die Resultate zu interpretieren, wird in diesem Kapitel der Verlauf der Messungen dokumentiert. Die ausführliche Dokumentation jedes einzelnen Abbrandes ist im Anhang hinterlegt.

4.1 Finnenkerze

Es wurden insgesamt 14 Finnenkerzen verbrannt. Insgesamt wurden 12 Finnenkerzen ausgewertet. Eine Fichten-Finnenkerze hat praktisch nicht gebrannt. Der Rest hatte einen ähnlichen Abbrand. In der Abbildung 17 ist der Versuchsaufbau für die Finnenkerzen dargestellt.



Abbildung 17: Versuchsaufbau Finnenkerze 3 (30min)

4.1.1 Vorgehen

Vor den Messungen wurde bei jeder Finnenkerze oben und unten mit dem GANN Hydromete der Wassergehalt gemessen. Falls die eingeschnittenen Schlitzte nicht offen waren, wurden sie befreit, damit die Luftzufuhr nicht blockiert ist. Die Finnenkerzen wurden für die Abbrände in die Feuerschale gestellt, um die Waage zu schützen. Für das Anzünden wurden mit Wachs behandelte Holzwolke aus der Landi oder mitgelieferte Anzündwürfel verwendet.



Abbildung 18: Finnenkerze 3 Vorbereitung

Nach dem Anzünden wurde meistens der Anzünder etwas auf die Seite geschoben, sobald die Finnenkerze Feuer gefangen hatte, damit die Luftzufuhr nicht gestört wurde. Während dem Abbrand wurde praktisch nie eingegriffen, ausser die Luftzufuhr wurde durch Ausdehnung des Holzes oder durch Glutansammlung in den Schlitzen blockiert. In dem Fall wurde versucht, die Blockade zu lösen. Sobald der Abbrand so weit fortgeschritten war, dass der Holzumsatz unter 50 mg/s oder fast keine Emissionen mehr gemessen wurden, wurde die Messung beendet. Bei einer sehr hohen Verdünnung des Abgases sind die Emissionen so tief, dass sie vernachlässigt werden können.

Die ersten drei Finnenkerzen wurden im November 2019 abgebrannt, bei einer Umgebungstemperatur von etwa 5°C.

Die restlichen 11 Finnenkerzen wurden im Juni 2020 abgebrannt. Die Umgebungstemperatur lag zwischen 23°C und 28°C.

Im Anhang 1.1 sind die Abbrände der einzelnen Finnenkerzen mit Fotos und Notizen dokumentiert.

4.1.2 Bemerkungen

Die Jahreszeit hatte keinen sichtbaren Einfluss auf die Abbrände der Finnenkerzen. Ein grosser Unterschied wurde in der Holzart festgestellt. Die Kiefer-Finnenkerzen hatten tendenziell eine grössere Flamme und das Rauchgas war meistens dunkler als bei den Fichte-Finnenkerzen. Bei den Kiefer-Finnenkerzen 8, 13 und 14 war der Rauch praktisch schwarz.



Abbildung 19: Schwarzer Rauch Finnenkerze 14

Bei den Finnenkerzen 1, 7 und 12 musste mehrmals eingegriffen werden, indem die blockierte Luftzufuhr geöffnet wurde. Bei den Finnenkerzen 6 und 7 hatte das MRU Varioluxx zu tiefe Werte gemessen. Bei der Finnenkerze 2 hatte das Varioluxx und bei der Finnenkerze 13 hatte das Licor840A, die ersten 10min nicht aufgezeichnet. Bei den Finnenkerzen 5 und 10, welche nicht ausgewertet wurden, hatte das DIEM nicht gemessen.

4.2 Feuerschale

Es wurde insgesamt 4-mal ein ganzer Feuerschalen-Versuch durchgeführt. Zu einem Feuerschalen-Versuch zählt das Anfeuern und 3-mal Nachlegen.



Abbildung 20: Versuchsaufbau Feuerschale 1, Winter

4.2.1 Vorgehen

Um die Messung reproduzierbar zu gestalten, wurden Holzpakete zur Anfeuerung und zum Nachlegen definiert. Das Anfeuern wurde jeweils mit 5kg und das Nachlegen mit jeweils 3kg durchgeführt. Bei der Anfeuerung wurde das ganze Paket gestapelt und anschliessend angezündet. Zum Nachlegen wurde der Zeitpunkt definiert, sobald die Flamme ausgeht und nur noch Glut vorhanden ist. Die Nachlegepakete wurden schrittweise aufgelegt über einen Zeitraum von etwa 5 Minuten. Dies dient dazu, dass nicht zu viel kaltes Holz auf einmal aufgelegt wird und möglichst wenig Emissionen erzeugt werden.

Vor den Messungen wurde beim Holzpaket für die Feuerschale mit dem GANN Hydromete der Wassergehalt gemessen.

Die Messungen der Feuerschale 1 wurde mit 3 Paketen im November 2019 durchgeführt bei einer Umgebungstemperatur von etwa 7°C. Das Feuer wurde konventionell von unten angezündet aufgrund der tiefen Temperatur.

Die Messungen der Feuerschale 2,3 und 4 wurden jeweils mit 3 Nachlegepaketen im Juni 2020 durchgeführt. Die Umgebungstemperatur lag zwischen 23°C und 28°C. Diese 3 Feuerschalen wurden von oben angezündet.

Es wurde während den Abbränden möglichst wenig eingegriffen, jedoch so viel, damit eine vollständige Verbrennung begünstigt wird. Zum Beispiel wenn ein Holzsplit am Rand liegt und Rauch zu erzeugen beginnt aufgrund zu tiefer Temperatur. Diese Stücke wurden in heissere Zonen bewegt.

4.2.2 Bemerkungen

Bei den Abbränden der Feuerschalen waren deutliche Unterschiede sichtbar von Winter und Sommer. Im Sommer war die Flamme intensiver und somit ist der Holzumsatz höher. Dies erhöht die Streuung und berücksichtigt somit verschiedene Umgebungsbedingungen. Dies erschwert jedoch eindeutige Aussagen über das Abbrandverhalten der Feuerschalen zu machen.

4.3 Verdünnungsregelung DIEM

Für das DIEM Messverfahren wird Umgebungsluft zur Verdünnung durch eine Pumpe in die Messstrecke geleitet, damit die zu messenden Gase und Partikel in einem optimalen Messbereich sind. Zu Beginn des Projektes wurde diese Verdünnung manuell geregelt und musste während der Messung

EUT-P6-20FS-Cavalloni

laufend angepasst werden. Um dies zu automatisieren und die Messung mit dem DIEM Messkoffer zu verbessern, wurde ein schon vorhandener Regler angepasst, erweitert, getestet und implementiert. Dies wurde unter Mithilfe zweier Mitarbeiter des IBRE, Nemo Lohberger und Josef Wüest, durchgeführt.

Der Regler ist ein Programm geschrieben in Labview. Die grösste Problematik bestand in der Totzeit von etwa 10 Sekunden und einer nicht-linearen Funktion der Auswirkung der Pumpenleistung auf den Verdünnungsgrad. Je stärker die Pumpe läuft, desto kleiner wird der Einfluss auf die Verdünnung. Für die Regelung wurden 3 Grössen definiert. Sobald eine Limite von einer dieser Grössen überschritten wird, wird ein Signal an die Pumpe gesendet und die Pumpleistung wird solange erhöht, bis die vorgegebene Limite der Grösse wieder unterschritten ist.

Ein grosses Problem bildeten Schwankungen in der Abgaskonzentration. Weil durch die Totzeit die eingestellte Pumpleistung erst nach 10 Sekunden einen Einfluss auf die Messwerte im Abgas hat, ist die Gefahr gross, dass der Regler anfängt zu schwingen. Dies ist mehrmals während den Messungen aufgetreten und es musste wieder auf manuellen Betrieb gewechselt werden. Die Parameter für den Regler wurden laufend angepasst und gegen den Schluss ist dieser zu über 90% der Zeit stabil gelaufen. Einen starken Einfluss auf das Schwingverhalten hatte der Dämpfungs-Anteil, durch Reduktion von diesem wurde der Regler stabiler. Bei starken Änderungen des Abgases begann er wieder anzufangen zu schwingen, hat sich jedoch nach ein paar Minuten wieder stabilisiert.

Eine Phase mit Schwingungen ist in folgender Abbildung 21 gegen Ende zu sehen. Nach 1.22 h sinkt das Signal von I_{pump} , der Regler merkt das und senkt die Pumpleistung, um die Verdünnung zu vermindern. Es ist ersichtlich beim rot markierten Bereich, dass die Pumpleistung noch weiter sinkt obwohl I_{pump} wieder steigt. Schliesslich sieht man im späteren Verlauf von I_{pump} , dass die Absenkung bei 1.22 h aufgrund der Abgasverdünnung stattgefunden hat, wahrscheinlich wegen eines Windstosses. Um diesem Verhalten vorzubeugen, wäre es von Vorteil, wenn sich der Regler die Pumpleistung von einem Bereich der gut war merkt und somit schneller wieder darauf zurückkehren kann. Durch Beobachtung konnte verifiziert werden, dass die Verdünnung des Abgases meistens nur kurzzeitig ändert und wieder auf die ursprüngliche Verdünnung zurückkehrt.

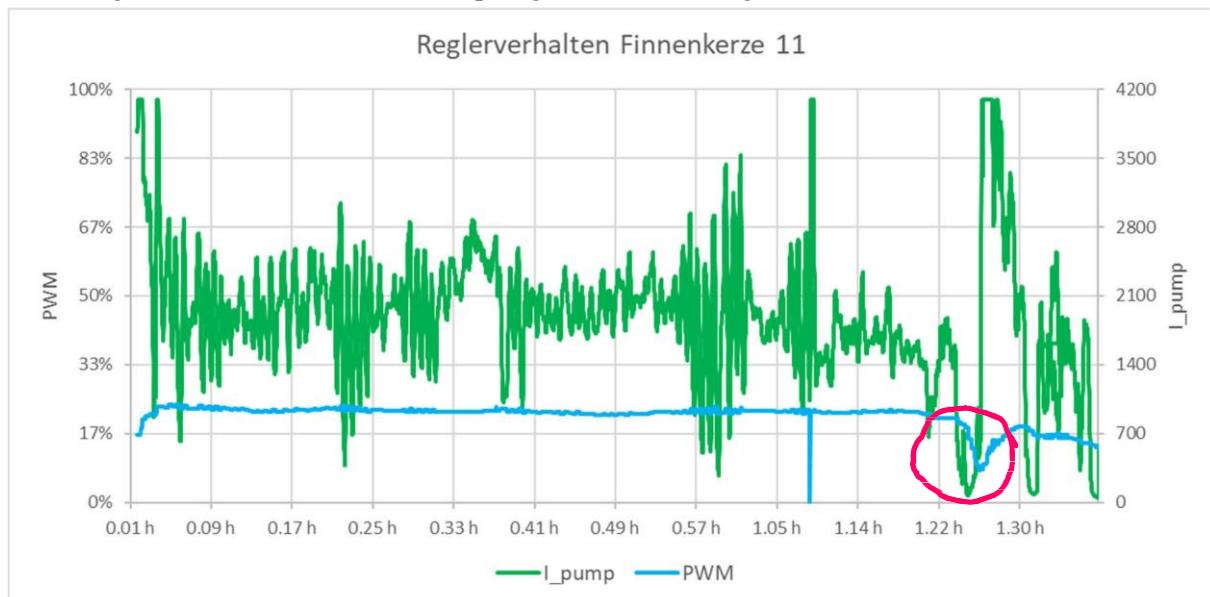


Abbildung 21: Reglerverhalten Finnenkerze 11: Die Grösse I_{pump} ist die relevanteste Grösse für den Regler, es ist das Signal der Filterstufe des DISCmini umgerechnet damit 4095 das Maximum des Messbereichs darstellt. Die Grösse PWM ist die Leistung der Pumpe in Prozent

5 Auswertung der Messungen

5.1 Annahmen

In diesem Kapitel werden die Annahmen und Unsicherheiten aufgezeigt, welche einen Einfluss auf die Auswertung und die Interpretation der Resultate haben können.

Brennstoff

Annahme: Konstante Zusammensetzung für die Holzarten

Der Brennstoff ist ein komplexes Naturprodukt, welches viele Unregelmässigkeiten in der Zusammensetzung aufweist. Jede Finnenkerze und jedes Scheitholz hat eine andere Zusammensetzung. Für die Berechnungen und die Auswertung wurde von einer bestimmten und konstanten elementaren Zusammensetzung des Brennstoffes pro Holzart ausgegangen. Diese ist im Kapitel 3.2 beschrieben. Die Auswirkung auf die Abgas-Zusammensetzung und -Eigenschaften konnte für die Holzarten durch die Berechnung mit Cantera in Python berücksichtigt werden.

Wassergehalt

Annahme: Einfluss unregelmässige Wassergehalt Verdampfung vernachlässigbar

Der Einfluss der Verdampfung des Wassers im Brennstoff, und dass dieser Prozess über den ganzen Abbrand gesehen nicht regelmässig ist, wurde vernachlässigt. Es kann davon ausgegangen werden, dass vor allem bei der Feuerschale zu Beginn des Abbrandes das Holz getrocknet wird. Bei der Finnenkerze, die eher etappenweise brennt, ist dieser Vorgang des Trocknens mehr über den Abbrand verteilt als bei der Feuerschale. Durch Berücksichtigung einer heterogenen Trocknung des Brennstoffes würde der Verlauf der Emissionen ändern. Auf die Mittelwerte über den ganzen Abbrand, welche für die Emissionsfaktoren verwendet wurden, ist der Einfluss gering.

Einfluss des Versuchsaufbaus

Annahme: Einfluss des Versuchsaufbaus vernachlässigbar auf die Messungen

Mithilfe von Baustellengittern und Blachen wurde der Versuchsaufbau in drei Richtungen abgeschirmt. Dies hatte eventuell zur Folge, dass die Zuluft eher von der offenen Richtung kam und den Brand beeinflusste. Der Abzug und dessen Abstand zum Feuer könnte auch einen Einfluss auf den Verbrennungsprozess gehabt haben. Zum Beispiel durch ein Kamineffekt, der den Brand beschleunigt, weil die Zuluft vom Feuer mehr von unten angesogen wird. Es wird angenommen, dass die Abbrände repräsentativ sind. Es wurde kein grosser Einfluss beobachtet während der Messungen durch den Aufbau.

Abgas/Rauchgas sammeln

Annahme: Gemessene Abgaskonzentration repräsentativ

Das Abgas wurde für die Messungen mit einem Abzug eines Holzgrills mit Naturzug eingefangen. In diesem Abzug waren die Messsonden positioniert. Bei der Finnenkerze und bei der Feuerschale gab es Situationen, in denen viel Abgas nicht gesammelt werden konnte.



Abbildung 22: Rauchproduktion Finnenkerze

Zum Beispiel beim Übergang von der Glut zum Holz gibt es eine hohe Rauchproduktion und dieser Rauch steigt aufgrund tieferer Temperatur als der Hauptgasstrom langsamer auf wie in der Abbildung 22 ersichtlich ist. Diese Menge Abgas ist prozentual zum gesamten Abgasstrom sehr gering und wird in der Auswertung vernachlässigt. Es kann davon ausgegangen werden, dass in diesem Rauch der am Rand produziert wird, höhere Emissionen enthalten sind, als im Hauptabgasstrom, weil der Hauptabgasstrom eine deutlich höhere Temperatur hat und die Verbrennung somit vollständiger ist.

Berechnung des Verdünnungsfaktors

Annahme: Bei sehr hoher Abgas Verdünnung sind die Emissionen vernachlässigbar

Um die Messwerte auf die normierte Verdünnung von 13% O₂ zu rechnen, musste ein Verdünnungsfaktor bestimmt werden. Es wurde entschieden, den Verdünnungsfaktor mit dem CO₂ Gehalt anstatt des O₂ Gehaltes zu berechnen. Dadurch, dass die Verdünnung sehr hoch ist, entsteht bei der Berechnung durch den O₂ Gehalt im Abgas eine kleine Differenz zwischen zwei grossen Werten, was zu einer grossen Unsicherheit führt. Bei der Berechnung mit dem CO₂ Gehalt ist die Differenz viel grösser, weil zwischen 400 und 40'000ppm gemessen wurde. Trotzdem wird diese Berechnung ab einer sehr hohen Verdünnung ungenau und vergrössert Messfehler stark. Dadurch, dass der CO₂ Gehalt, den das Gas bei einer Verbrennung bei 13% O₂ hätte, durch den gemessenen CO₂ Gehalt, unter Berücksichtigung einer unvollständigen Verbrennung, geteilt wird, entsteht ein hoher Verdünnungsfaktor, wenn wenig CO₂ gemessen wurde. Bei sehr hoher Verdünnung teilt man praktisch durch null und dies führt zur Vergrösserung von Messfehlern und zu einer Verfälschung der Ergebnisse. Um dies zu berücksichtigen, wurde ab einer Verdünnung, die alle gerechneten Ergebnisse beeinflusst, die Ergebnisse als nicht repräsentativ definiert. Diese Ergebnisse wurden für die Emissionsfaktoren nicht berücksichtigt.

Normierung mit CO₂

Annahme: Alle relevanten Kohlenstoffe im Abgas berücksichtigt, um die Normierung auf den CO₂-Gehalt der vollständigen Verbrennung zu beziehen

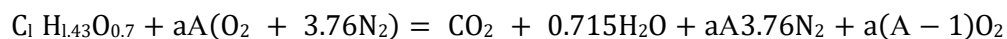
Eine Annahme ist, dass alle relevanten Emissionen einer unvollständigen Verbrennung mit CO₂, CO und UHC gemessen wurden, um einen Bezug auf die Menge verbrannten Holzes zu erstellen. Dieses gerechnete CO₂ netto wird für die Normierung verwendet, um die Ergebnisse auf 13% O₂ zu normieren. Falls nicht alle Moleküle korrekt berücksichtigt wurden, die durch vollständige Verbrennung zu CO₂ oxidiert wären, wird die Verdünnung des Abgases überschätzt und somit werden die Emissionen auch überschätzt. Da die Produkte der unvollständigen Verbrennung nicht umgerechnet wurden zu CO₂ Äquivalent und keine Abschätzung gemacht wurde, erhöht dies die Unsicherheit der Normierung und der Ergebnisse.

5.2 Thermo-chemischer Umwandlungsprozess

Es wird untersucht, wie gross der Einfluss der unvollständigen Verbrennung auf die Eigenschaften des Abgases ist. Dafür wurde in Python mit Cantera gerechnet. Zuerst wird noch Bezug auf die Theorie der thermo-chemischen- Umwandlung mit der Verbrennungsgleichung genommen [5]. Die chemische Reaktion wurde auf das Wesentliche für diese Untersuchung vereinfacht. Das heisst der Brennstoff, hier Holz, besteht nur aus Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff.

5.2.1 Vollständige Verbrennung

Bei einer vollständigen Verbrennung handelt es sich um eine Idealisierung. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass pro mol Kohlenstoff im Holz ein mol Kohlendioxid entsteht. Die chemische Reaktion läuft wie folgt beschrieben ab [5]:

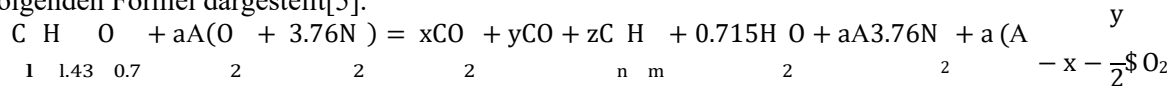


Die Verbrennung ist in der Realität meistens nicht zu 100% vollständig. Dann spricht man von einer unvollständigen Verbrennung.

Das Lambda, die Luftzahl oder das Verbrennungsluftverhältnis, beschreibt das Verhältnis von der zugeführten Luft zu der minimal nötigen Luftmenge, für eine vollständige Verbrennung, in Abhängigkeit vom Brennstoff. Bei einem Lambda von genau 1 wird theoretisch jeder Sauerstoff aus der Luft an ein Kohlenstoff aus dem Brennstoff zu Kohlendioxid im Abgas gebunden nach Stöchiometrie.

5.2.2 Unvollständige Verbrennung

Wie in Kapitel 2 eingeführt, ist bei offenen Feuern die Verbrennung oft unvollständig. Das heisst, dass anstatt Kohlendioxid Kohlenmonoxid und unverbrannte Kohlenwasserstoffe gebildet werden. Dabei ist das Verhältnis dieser Produkte, in der Formel mit a, x, y und z dargestellt, abhängig von der Verbrennung. Die vereinfachte chemische Reaktion einer unvollständigen Verbrennung ist in der folgenden Formel dargestellt[5]:



5.2.3 Abgas Modellierung mit Cantera

Um den Einfluss der unvollständigen Verbrennung abzuschätzen, wurde in Python mit dem open-source Tool Cantera das Abgas eines offenen Feuers nachgestellt. Cantera automatisiert die chemischen, kinetischen, thermodynamischen und Transportberechnungen, so dass detaillierte chemische Thermokinetik- und Transportmodelle in die Berechnungen einbezogen werden können. Holz besteht aus einer komplexen Zusammensetzung von Zellulose, Hemi-Zellulose, Lignin und Mineralien und ist als Molekül nicht in Cantera enthalten. In Cantera kann ein Objekt feuchtes Holz als ein ideales Gasgemisch mit dem Bezug auf den Heizwert nachgestellt werden, resultierend aus der Zusammensetzung des feuchten Holzes. Es werden ideale Gase zusammengemischt, um die Eigenschaften des feuchten Holzes zu simulieren. Diese Idee kommt aus einer Doktorarbeit von U. Sénéchal, T.-U. Dresden, 2013 [11]. In dieser Arbeit wurde bestätigt, dass durch diese Vereinfachung repräsentative Eigenschaften von Holz nachgebildet werden. Das IBRE hat aus dieser Erkenntnis ein Skript erarbeitet, durch das für jede Holzzusammensetzung eine thermochemische Umwandlung gerechnet werden kann, somit rechnerisch das «Holz-Gasgemisch» verbrannt wird und ein neues Gasgemisch erzeugt wird, welches die Eigenschaften des Abgases von diesem Holzobjekt hat. Das Abgas, welches rechnerisch bestimmt wird, hängt von der Holzzusammensetzung, der definierten Luftzufuhr und der Luftfeuchtigkeit ab. Von dem berechneten Abgas können die thermodynamischen Eigenschaften und die Zusammensetzung ausgegeben werden.

Für das Nachstellen des Abgases eines offenen Feuers, wurde ein Objekt definiert mit den Eigenschaften der verwendeten Holzarten. Um eine unvollständige Verbrennung nachzustellen, wurden mehrere Verbrennungsprozesse mit verschiedenen Lambdas gerechnet, um die verschiedenen Temperaturzonen

zu simulieren und schliesslich eine ähnliche Abgasmischung zu bekommen, wie sie gemessen wurde. Als Bezug wurde der CO-Gehalt als Indikator für die unvollständige Verbrennung definiert.

Um Vorgänge welche im Abgas zeitabhängig sind, nachzustellen, wurden zwei Abgas-Mischungen erstellt:

1. Eine homogene Abgas-Mischung mit Reaktionen, was die heissen Zonen im Abgas simuliert.
2. Eine heterogene Abgas-Mischung, welche keine Reaktionen hat, repräsentativ für die kalten Zonen im Abgas, welche zu tiefe Temperaturen aufweisen für die Oxidations-Reaktionen.

Diese wurden zu einem heterogenen Abgas zusammengemischt mit einer zusätzlichen Luftzufuhr, welche das Abgas auf 13% O₂ normiert. Zusätzlich wurde das Abgas abgekühlt, entspannt und getrocknet, um die Standardbedingung von 273 Kelvin und 1bar zu erreichen. Für die heterogene Abgasmischung wurde die Grösse Abgasmenge pro Kilo Holz berechnet. Diese Grösse wird benötigt, um die Emissionen auf die verbrannte Menge Holz zu beziehen und um die Emissionsfaktoren zu berechnen. Es konnte auf diese Weise der Einfluss der unvollständigen Verbrennung berücksichtigt werden. Dies dient lediglich als eine Abschätzung, weil die reale offene Verbrennung nur ansatzweise nachgestellt werden kann, aufgrund vieler Einflussfaktoren, welche auch nicht mit Cantera abgedeckt sind und weil der Prozess instationär ist. In der nachfolgenden Abbildung 23 ist das Vorgehen dargestellt:

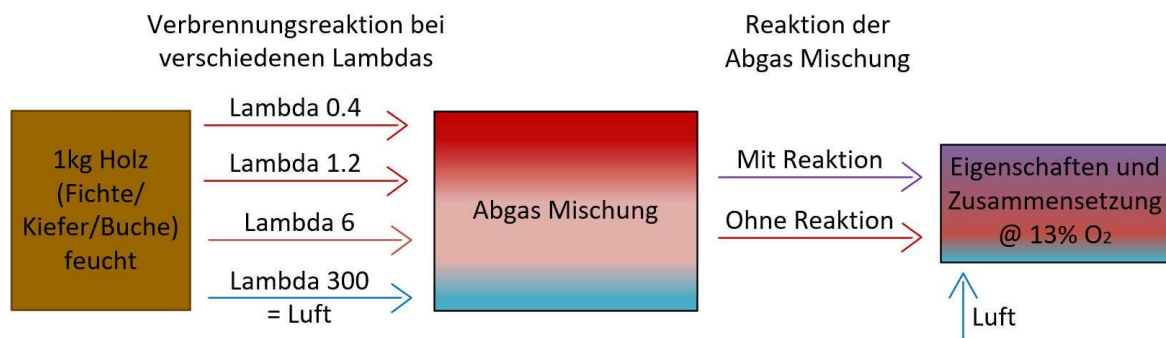


Abbildung 23: Vorgehen zur Berechnung der Abgasmischung bei unvollständiger Verbrennung

Wie bereits erwähnt, kann für das gerechnete Abgas die Zusammensetzung ausgegeben werden. Dies ist in der folgenden Abbildung 24 dargestellt. Es wurden nur die Verbindungen berücksichtigt, welche einen höheren Anteil als 0.02% haben. Zudem wurde für die Übersichtlichkeit beim Molanteil von 20% abgeschnitten. Das einzige Element mit einem höheren Anteil ist Stickstoff.

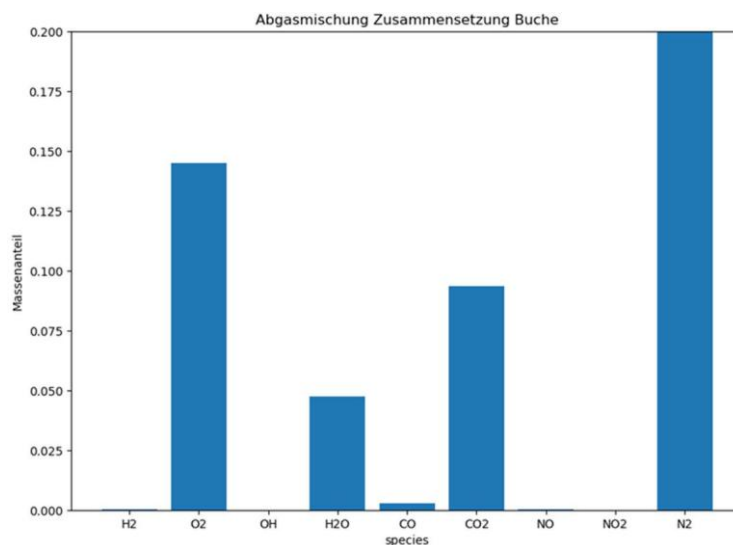


Abbildung 24: Abgas Zusammensetzung Buche

5.3 Verdünnung des Abgases und Normierung

Im folgenden Kapitel sind alle Berechnungen beschrieben, die verwendet wurden, um die Resultate vergleichbar zu machen.

5.3.1 Trocknung rechnerisch

In den Berechnungen werden die Werte immer auf trockenes Abgas bezogen. Falls Abgas feucht gemessen wird, das heisst mit H₂O im Gas, muss dieser Messwert auf trockenes Abgas gerechnet werden. X steht für den betrachteten Stoff.

$$X_{\text{trocken}} = \frac{X_{\text{feucht}}}{(1 - X_{\text{H}_2\text{O}})}$$

5.3.2 Verdünnung und Normierung

Die gemessene Abgasmenge ist verdünnt mit Umgebungsluft. Für die Messstellen 2, 3 und 4 ist die Berechnung dieselbe, weil bei diesen nicht zusätzlich verdünnt wird. Bei der Messstelle 1 (DIEM) wird noch zusätzlich verdünnt, um einen bestimmten Messbereich einzuhalten. Es werden alle Messwerte auf 13% O₂ im Abgas normiert. Der Sauerstoffgehalt im Abgas war bei allen Messungen höher als 13%.

Der Verdünnungsfaktor kann mit dem CO₂ oder O₂ bestimmt werden. Es wurde verglichen, welche Berechnungsart genauerer Resultate liefert. In der folgenden Abbildung 25 ist der Einfluss der gerechneten Verdünnung des Abgases auf die normierte CO Emission von der Finnenkerze 11 dargestellt.

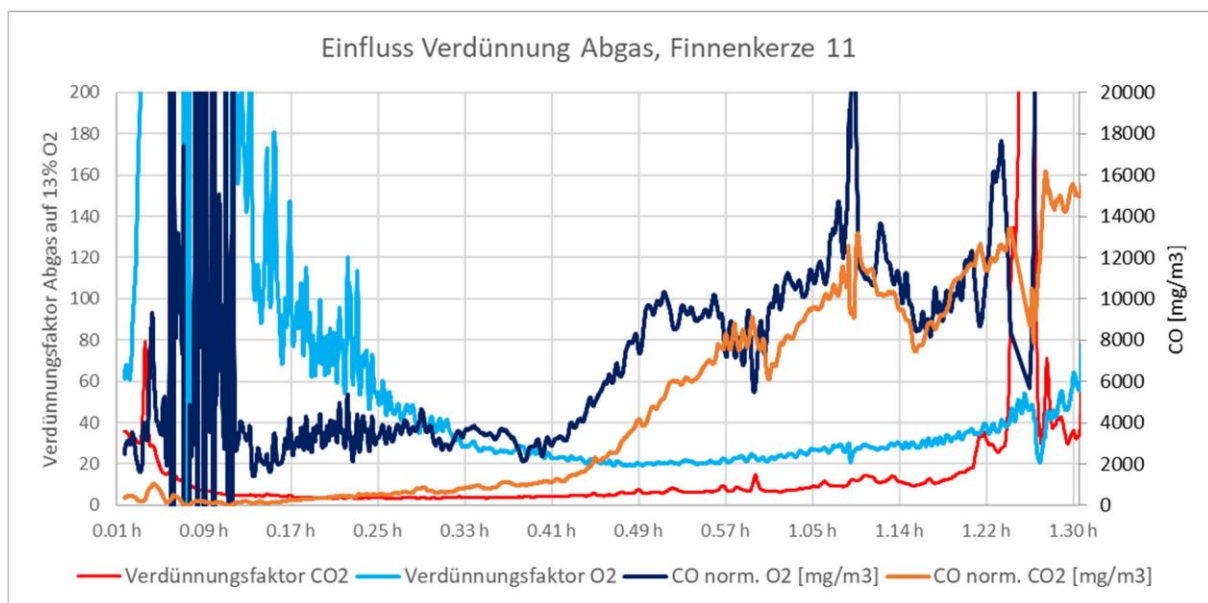


Abbildung 25: Vergleich Verdünnungsfaktoren Finnenkerze 11.

Der Verdünnungsfaktor mit dem O₂ (hellblau) gerechnet, weist deutlich höhere Schwankungen und eine höhere Unsicherheit auf als mit CO₂ (rot) gerechnet. Wichtig ist die Auswirkung auf die gerechneten Emissionen. Vor allem zu Beginn der Messung ist die Verdünnung mit O₂ gerechnet sehr unzuverlässig und verfälscht die gerechneten Emissionen um bis zu Faktor 10. Durch diese Gegenüberstellung wurde entschieden den Verdünnungsfaktor mit Hilfe des CO₂-Gehaltes zu rechnen, weil diese Berechnungsart genauere Werte liefert als mit dem O₂-Gehalt, da dieser sehr nahe an der Umgebungsbedingung ist. Um zu berücksichtigen, dass die Verbrennung unvollständig ist, werden CO und UHC zum gemessenen CO₂-Gehalt dazugerechnet. Somit werden theoretisch alle gemessenen Kohlenstoffe in Gasphase berücksichtigt, um die Verdünnung zu rechnen. Die Summe der gemessenen Kohlenstoffkonzentrationen in Gasphase wurde als CO₂ netto definiert:

$$F_{13\%O_2} = \frac{CO_2^{\max 13\%O_2, tro}}{CO_{2, netto}} = \frac{0.07698}{CO_{2, gemessen} - CO_{2, Umgebung} + CO_{gemessen} + CH_{x, gemessen}}$$

Als Vergleich wurde der Verdünnungsfaktor mit dem O₂-Gehalt gerechnet.

$$F_{13\%O_2} = \frac{20.95 - 13}{20.95 - O_{2, gemessen}^{tro}}$$

DIEM

Die Messwerte im DIEM sind noch zusätzlich um einen Faktor [F] manuell verdünnt worden. Um diese Messwerte auf die gleiche Verdünnung zu rechnen, wie die Messwerte des FID und MRU Varioluxx, wird der CO₂-Messwert als Referenz genommen, weil dieser mit dem MRU Varioluxx und dem DIEM gemessen wurde. Unverdünnt bezieht sich hierbei auf die Abgaszusammensetzung, wie sie im Abzug gemessen wurde.

$$F_{Verdünnung, DIEM} = \frac{CO_{2, unverdünnt}}{CO_{2, DIEM}}$$

5.4 Emissionsfaktoren und Fehlerrechnung

5.4.1 Emissions-Fracht pro Abgasvolumen

Um die Masse eines Stoffes pro Abgasvolumen bei 13% O₂ zu berechnen, wird der gemessene Wert mit dem Verdünnungsfaktor verrechnet und mit der Normdichte des betrachteten Stoffes multipliziert.

$$X \left[\frac{mg}{m^3_{Abgas, 13\% O_2}} \right] = X \text{ ppm} \left[\frac{m^3}{m_{Abgas}} \right] \times F_{13\%O_2} \times p_X \left[\frac{kg}{m^3} \right]$$

5.4.2 Bestimmung der Messunsicherheit nach GUM

Für die relevanten Grössen, welche in die Emissionsfaktoren einfließen, wurde eine Fehlerfortpflanzung berechnet. Dies wurde nach der GUM Norm durchgeführt. In einem ersten Schritt wurden die vorhandenen und quantifizierbaren Messunsicherheiten der Messgrössen analysiert und aufgelistet. Diese Auflistung baut auf den Messtellenbezeichnungen vom Kapitel 3.3.1 auf und ist in der Tabelle 11 dargestellt.

Bezeichnung Messwerte	Messbereich	Messunsicherheit
M1(CO)	0 - 500 ppm	± 2ppm / 5% v. MW (Herstellerangabe)
M1(H ₂ O)	0 – 80 ppt	± 1.5% (Herstellerangabe)
M1(CO ₂)	0 – 3000 ppm	± 1.5% (Herstellerangabe)
M1(Size)	10 – 300 nm	± 10% (Erfahrungswert)
M1(Number)	20nm: 2E3-1E6 pt/ccm 100nm: 5E2-5E5 pt/ccm	± 10% (Erfahrungswert)
M2(CO)	0 – 4000 ppm	± 10ppm / 5% v. MW (Herstellerangabe)
M2(O ₂)	0 – 25 %	± 0.2% (Herstellerangabe)
M2(CO ₂)	0 – 40 %	± 0.3% (Herstellerangabe)
M3(CH ₄)	0 – 100'000 ppm	± 5% (Erfahrungswert)
M4(H ₂ O)	0 – 80 ppt	± 1.5% (Herstellerangabe)
M4(CO ₂)	0 – 20'000 ppm	± 1.5% (Herstellerangabe)

Tabelle 11: Messunsicherheiten

Die Messgrössen sind alle unabhängig voneinander. Die angegebene Messunsicherheit ist keine Garantie, je nach angenommener Verteilung ist der Vertrauensbereich verschieden. Bei einer Rechteckverteilung (Gleichverteilung) bedeutet die Messunsicherheit die maximale Abweichung vom Messwert an. Der Vertrauensbereich ist somit 100%. Bei einer Normalverteilung ist der

Vertrauensbereich 95.5%, es kann mit einer tiefen Wahrscheinlichkeit Werte ausserhalb der angegebenen Messunsicherheit geben. In der Abbildung 26 sind die beiden Verteilungen dargestellt und nachfolgend die Formel für die Umrechnung.

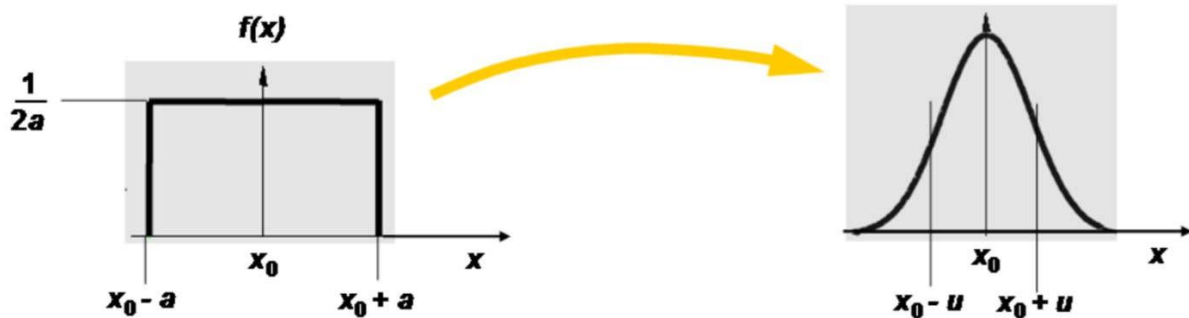


Abbildung 26: Umrechnung der Messunsicherheit von einer Gleichverteilung zu einer Normalverteilung [9]

$$u^2 = \frac{a^2}{3}$$

Welche Verteilung die Hersteller bei den Messunsicherheiten angeben, ist schwierig herauszufinden, falls vom Hersteller keine Angaben bereitgestellt werden. Durch Recherche konnte keine eindeutige Antwort gefunden werden. Durch Kontakt mit Kull Instruments GmbH wurde definiert, dass die Herstellerangaben der Messunsicherheit als eine Normalverteilung angenommen werden [7]. Dies mit der Begründung, dass es Messwerte ausserhalb des Vertrauensbereichs geben kann, wenn das Gerät nicht geeicht ist. Die Erfahrungswerte werden auch als eine Normalverteilung angenommen. Somit ist die Umrechnung der Verteilung in dieser Fehlerfortpflanzung nicht enthalten. Bei der Normalverteilung ist nach Definition die Messunsicherheit eine Standardmessunsicherheit. Nach GUM wird für die Fehlerfortpflanzung nach Gauss die Standardmessunsicherheit verwendet.

Im nächsten Schritt wird für jedes gerechnete Ergebnis die Fehlerfortpflanzung nach Gauss mit der folgenden Formel berechnet [9].

$$u_c = \sqrt{\sum_{j=1}^n \left(\frac{\partial Y}{\partial x_j} \right)^2 u_j^2}$$

Dies ergibt die kombinierte Standardmessunsicherheit u_c . Nach GUM wird für die Angabe einer Messunsicherheit ein Vertrauensbereich von 95.5% verlangt. Um dies zu gewährleisten, wird aus der kombinierten Standardmessunsicherheit mit dem Erweiterungsfaktor $k = 2$ die erweiterte Messunsicherheit U berechnet [9].

$$u = k * u_c$$

Nachfolgend ist beispielhaft eine Formel ausgeschrieben, für die eine Fehlerfortpflanzung berechnet wurde.

$$X_1(\text{CO}) = M_1(\text{CO}) * \frac{M_2(\text{CO}) - \frac{M_1(\text{CO}_2) \cdot \frac{28}{44}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})} + \frac{M_2(\text{CO}) - \frac{M_1(\text{CO}_2) \cdot \frac{28}{44}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})} * \frac{M_1(\text{CO}) * \frac{M_1(\text{CO}_2) - \frac{M_1(\text{CO}_2) \cdot \frac{28}{44}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})} + \frac{M_1(\text{CO}_2) - \frac{M_1(\text{CO}_2) \cdot \frac{28}{44}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})}}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})} + \frac{M_3(\text{CH}_4)}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})} * M_2(\text{CO}_2)}{1 - M_1(\text{H}_2\text{O})}$$

Die Formel für die Berechnung der Ergebnisse ist komplex, vor allem aufgrund des Normierungsfaktors auf 13% O₂. Da die gleichen Faktoren oft verwendet werden, wurde als Vereinfachung und bessere Veranschaulichung die Formel in 3 verschiedene Faktoren aufgeteilt. Ein Faktor trocken, um die feuchten Messwerte auf trocken zu rechnen. Ein Faktor Verdünnung für die Messstelle 1, um die zusätzliche Verdünnung zu berücksichtigen. Ein Faktor 13% O₂, um die Ergebnisse auf 13% O₂ zu normieren. In der Tabelle 12 ist die Vereinfachung für jeden Messwert dargestellt.

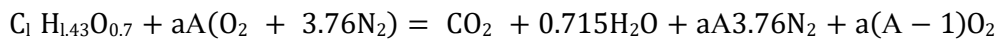
Bezeichnung Messwert	Faktor trocken	Bezeichnung getrocknet	Faktor Verdünnung	Bezeichnung Abgas Verdünnung	Faktor 13% O ₂	Bezeichnung Ergebnis
M1(CO)	→	M1(CO)	$\frac{M2(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg})}{M1'(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg})}$	M1''(CO)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X1(CO)
M1(CO ₂)	$\frac{1}{1 - M1(\text{H}_2\text{O})}$	M1 ₁ (CO ₂)	$\frac{M2(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg})}{M1'(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg})}$	M1'' ₁ (CO ₂)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X1(CO ₂)
M1(PM)*		M1(PM)	$\frac{M2(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg})}{M1'(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg})}$	M1'(PM)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X1(PM)
M2(CO)	→	M2(CO)	→	M2(CO)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X2(CO)
M2(CO ₂)	→	M2(CO ₂)	→	M2(CO ₂)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X2(CO ₂)
M3(UHC)	$\frac{1}{1 - \frac{M1(\text{H}_2\text{O})}{M1'(\text{CO}_2)} * M2(\text{CO}_2)}$	M3'(UHC)	→	M3'(UHC)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X3(UHC)
M4(CO ₂)	$\frac{1}{1 - M4(\text{H}_2\text{O})}$	M4 ₁ (CO ₂)	→	M4 ₁ (CO ₂)	$\frac{\text{CO}_2@13\%O_2}{M1''(\text{CO}) + M1''(\text{CO}_2) - M1'(\text{CO}_{2,umg}) + M3'(\text{CH}_4)}$	X4(CO ₂)

Tabelle 12: Vereinfachung der Formeln für die Fehlerfortpflanzung. *M1(PM) ist kein Messwert sondern wird aus M1(Size) und M1(Number) berechnet

5.4.3 Theoretische Menge Abgas pro kg Holz

Da die Messwerte meistens in ppm oder % vorliegen, muss ein Bezug von Volumen zu verbrannter Masse hergestellt werden. Um das Normvolumen an Abgas zu rechnen, welches 1 kg Holz produziert, wird für die Berechnung eine vollständige Verbrennung angenommen. Dies wurde bei Normbedingungen (1bar, 273.15K) gerechnet.

Zuerst wird mit Hilfe von Stöchiometrie nach der folgenden Formel berechnet, wie viele kmol Abgas pro kmol Holz produziert werden. Die Holzzusammensetzung bezieht sich auf keine bestimmte Holzart, sondern ist die üblich verwendete Zusammensetzung für Holz im Allgemeinen [5].



Für A = 2.607 ergibt sich dies 13.94 $\frac{\text{kmol}_{\text{Abgas}}}{\text{kmol}_{\text{H}_2\text{O}}}$ feucht oder 12.94 $\frac{\text{kmol}_{\text{Abgas, tr}}}{\text{kmol}_{\text{H}_2\text{O}}}$ trocken.

Im zweiten Schritt wird umgerechnet, um das Volumen Abgas pro kg Holz zu erhalten. Dazu wird die Molmasse von Holz 27.37 kg/kmol verwendet. Unter der Annahme von Idealgasverhalten ist das Molvolumen eines Gasgemisches 22.4m³/kmol.

$$\frac{m_{\text{Abgas, tr}}^3}{\text{kg}_{\text{Holz}}} = 12.94 \frac{\text{kmol}_{\text{Abgas, tr}}}{\text{kmol}_{\text{Holz}}} \div 27.37 \frac{\text{kg}_{\text{Holz}}}{\text{kmol}_{\text{Holz}}} \times 22.4 \frac{m_{\text{Abgas, tr}}^3}{\text{kmol}_{\text{Abgas, tr}}} = 10.63 \frac{m_{\text{Abgas, tr}}^3}{\text{kg}_{\text{Holz}}}$$

Somit ergibt sich die konstante Menge Abgas Volumen, welches ein Kilo Holz bei einer vollständigen Verbrennung produziert.

5.4.4 Durch Cantera bestimmte Menge Abgas pro Kilo Holz bei unvollständiger Verbrennung

Durch die Modellierung des Abgases in Cantera, wie in Kapitel 5.2.3 beschrieben, kann aus den Eigenschaften, die von der Zusammensetzung abhängig sind, eine Funktion für jede Holzart berechnet werden, um für jede Messung die mittlere, trockene Abgasmenge pro Kilo Holz zu berechnen. Dies wurde in Abhängigkeit des CO-Gehalts im Abgas bestimmt, weil dieser, wie in Kapitel 2 definiert, repräsentativ für eine unvollständige Verbrennung ist. In der Abbildung 27 sind die Funktionen für die 3 Holzarten dargestellt.

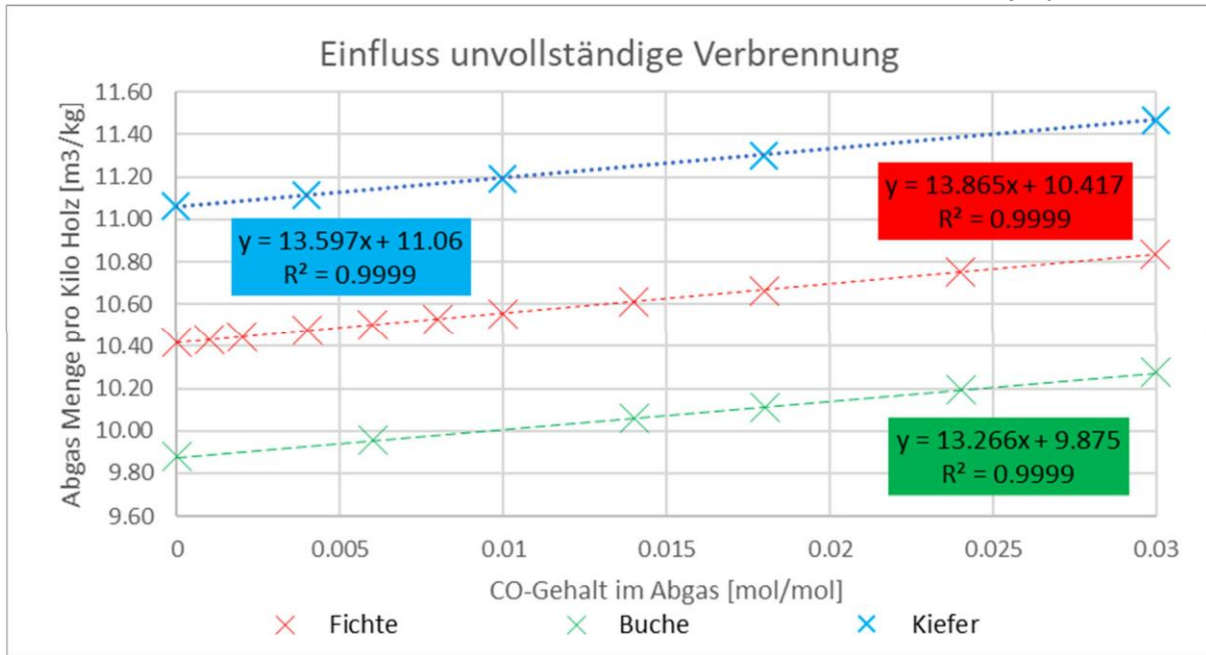


Abbildung 27: Einfluss unvollständige Verbrennung auf die Abgas (trocken) Menge pro Kilo Holz

Im Bereich indem sich die Abgas Konzentrationen befinden, ist die Funktion linear. Die trockene Abgas Menge pro Kilo Holz ist bei dem CO-Gehalt von 0% angegeben. Diese Grösse wird verwendet, um einen Zusammenhang von gemessenen Emissionen und verbrannter Menge Holz herzustellen, um die Emissionsfaktoren zu berechnen, die sich auf die Leistung der verbrannten Menge Holz beziehen.

5.4.5 Emissionsfracht pro kg Holz

Die zuvor berechnete Abgasmenge pro kg Holz ist um den Faktor der Verdünnung auf 13% O₂ grösser, weil mit $A_{13\%O_2} = 2.607$ gerechnet wurde. Die Emissionsfracht berechnet sich aus dem gemessenen Wert in ppm, also Volumen des betrachteten Stoffes pro Gesamtvolumen des Abgases. X steht für den betrachteten Stoff und Y für die berechnete Menge Abgas pro Kilo Holz.

$$\frac{X \text{ kg}}{\text{kg}_{\text{Holz}}} = X \text{ ppm} \left(\frac{\text{m}^3}{\text{m}^3_{\text{Abgas}}} \right) \times A_{13\%O_2} \times Y \frac{\text{m}^3_{\text{Abgas, tr}}}{\text{kg}_{\text{Holz}}} \times p_X$$

Alternativ dazu kann auf kg/MJ umgerechnet werden mit dem Heizwert, dieser ist für Fichtenholz 15.6MJ/kg und für Buche 15.3MJ/kg.

5.4.6 CO₂ Fracht pro kg Holz bei vollständiger Verbrennung

Um zu bestimmen, wann die Verbrennungsphase vollständig ist, wird die maximale Menge CO₂ berechnet die pro kg Holz produziert werden kann.

$$\frac{\text{CO}_2 \text{ kg}}{\text{kg}_{\text{Holz}}} = \mu_{\text{CO}_2}^c \times \frac{C \text{ kg}}{\text{kg}_{\text{Holz}}}$$

Der Faktor $\mu_{\text{CO}_2}^c$ ist bei Holz eine Konstante mit dem Wert 3.664.

5.4.7 Holzumsatz

Um den Holzumsatz der Verbrennung darzustellen, wird die Ableitung des Gewichtes berechnet, die verbrannte Holzmenge trocken pro Sekunde.

$$\frac{a(m \times (1 - \text{Wassergehalt}))}{\text{at}} = \frac{\text{kg}_{\text{trocken}}}{\text{s}}$$

5.4.8 Emissionsfaktoren

Um die Emissionsfaktoren zu berechnen, wird der Mittelwert der Fracht pro kg Holz über den ganzen Abbrand berechnet und durch den Heizwert dividiert, um vergleichbare Werte für das Emissionsinventar des BAFU zu bekommen. Der Zeitraum, über den der Emissionsfaktor bestimmt wird, wird über die Messdaten bestimmt. Die Phasen, in der das Abgas eine sehr hohe Verdünnung aufweist, werden nicht berücksichtigt, das ist meistens am Anfang und am Ende der Fall.

5.5 Probleme bei der Auswertung

Durch Ausfall von Messgeräten, Fehler bei der Bedienung oder technischen Problemen gab es bei mehreren Messungen Datensätze, die offensichtlich nicht korrekt waren. Nach Möglichkeit wurden diese Daten angepasst reproduziert, um die restlichen Daten der Messung möglichst vollständig und sinngerecht auszuwerten.

5.5.1 Fehlerhafte CO₂ Messung vom unverdünnten Abgas

Der CO₂-Gehalt des Abgases ist eine substantielle Grösse, um die Emissionen zu normieren. Ohne den CO₂-Gehalt des Abgases fehlt der Bezug, um die Emissionen vergleichbar auszugeben. Während den Messungen ist aufgefallen, dass das Varioluxx bei den Finnenkerzen 6 und 7 und Feuerschalen 2 und 3 nicht richtig gemessen hat. Durch einen Test mit einem Prüfgas CO₂ konnte gezeigt werden, dass effektiv viel zu wenig gemessen wird. Bei dem Test war es ein Faktor 5, jedoch hat dieser Faktor während den Messungen stark variiert und kann somit nicht für eine Umrechnung benutzt werden. Um diese Daten zu rekonstruieren, wurden ähnliche Abbrände der Finnenkerzen, welche gut gemessen wurden, verglichen und Datensätze über einen kurzen Zeitraum übernommen oder durch eine Abhängigkeit rekonstruiert. Bei den Feuerschalen hat dies nicht funktioniert, da die Holzscheite unter den verschiedenen Feuerschalen kein ähnliches Abbrandverhalten aufwiesen, wie die Finnenkerzen. Zudem gab es bei jeder Feuerschale, die im Sommer gemessen wurde, ein Problem mit der CO₂- oder der UHC-Messung des unverdünnten Abgases. Weil bei den Sommermessungen der Holzumsatz fast doppelt so hoch war wie bei den Winter, konnte kein Zusammenhang zwischen der gut gemessenen Feuerschale 1 vom Winter und den fehlerhaften Feuerschalen im Sommer festgestellt werden. Dies ist auch Zeitgründen geschuldet, weil die Messungen erst gegen Schluss des Projektes durchgeführt werden konnten. Nachfolgend wird die Relevanz der fehlerhaften Daten diskutiert, um abzuschätzen, ob es sich lohnt, diese zu rekonstruieren. Anschliessend wird Bezug auf die Finnenkerze und Feuerschale genommen und beschrieben, ob rekonstruiert wurde und wie.

5.5.2 Abschätzung der Relevanz der unverbrannten Kohlenwasserstoffe

Der CO₂-Gehalt im unverdünnten Abgas ist wichtig, um die unverbrannten Kohlenwasserstoffe zu berücksichtigen. Diese werden benötigt, um die Emissionen zu quantifizieren und auch für die Normierung, die mit allen gemessenen Kohlenstoffen durchgeführt wird. Bei der Finnenkerze ist der Einfluss der unverbrannten Kohlenwasserstoffe bis zu 20% in der zweiten Hälfte des Abbrandes.

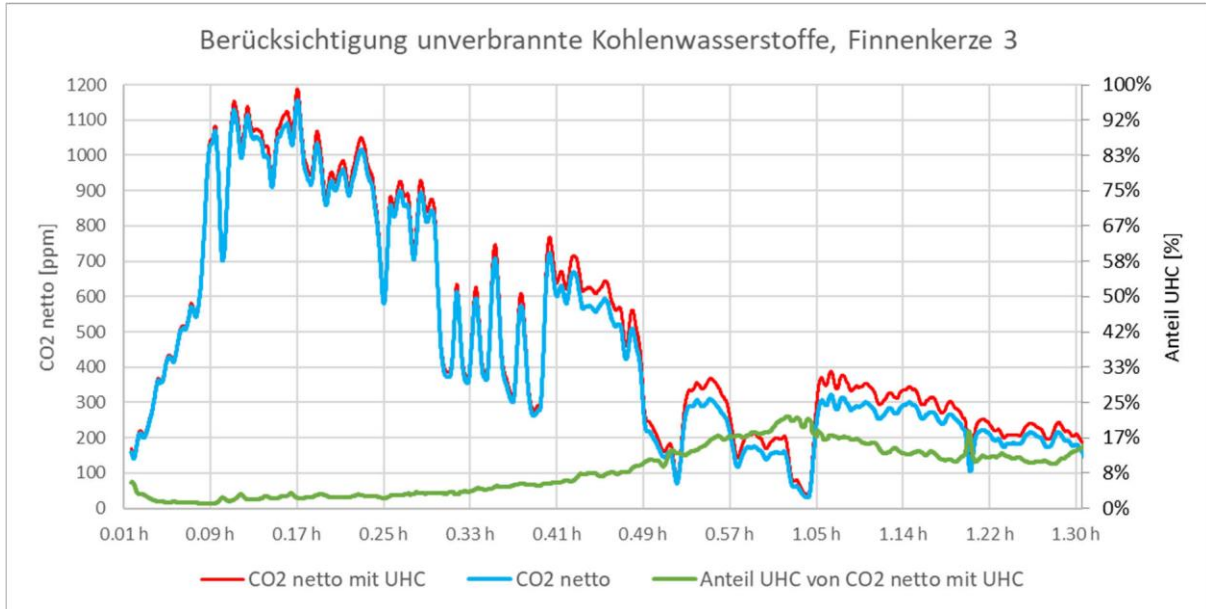


Abbildung 28: Berücksichtigung UHC für CO₂ netto, Finnenkerze 3

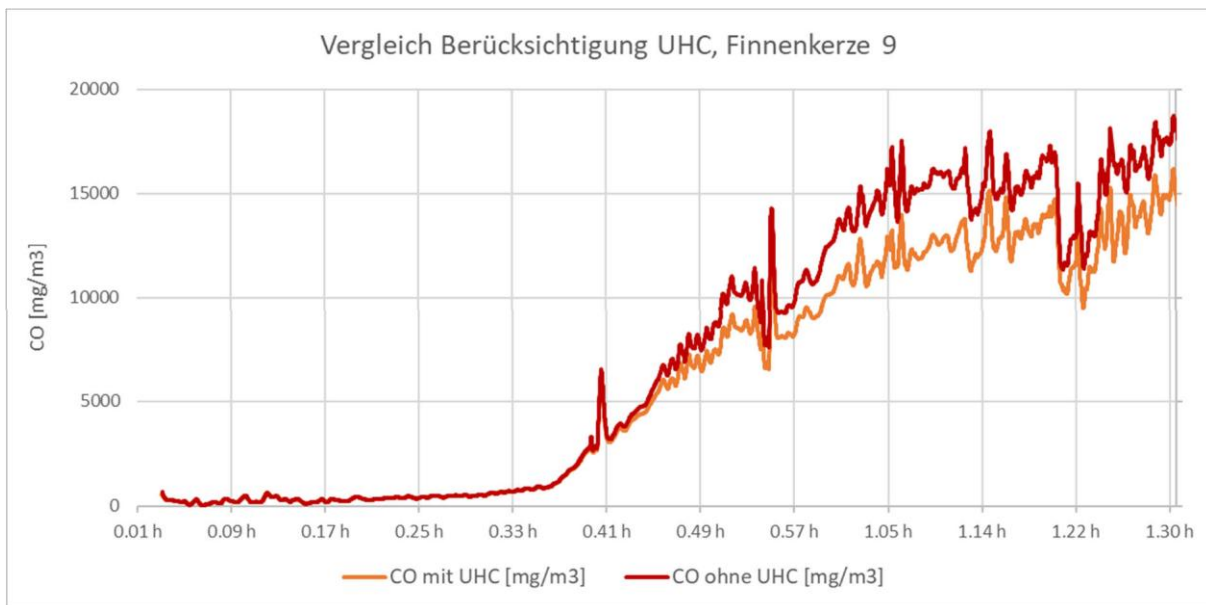


Abbildung 29: Berücksichtigung UHC für CO, Finnenkerze 9

Bei den Finnenkerzen sind die Emissionen im Durchschnitt 18% höher, wenn die unverbrannten Kohlenwasserstoffe nicht berücksichtigt werden für die Normierung.

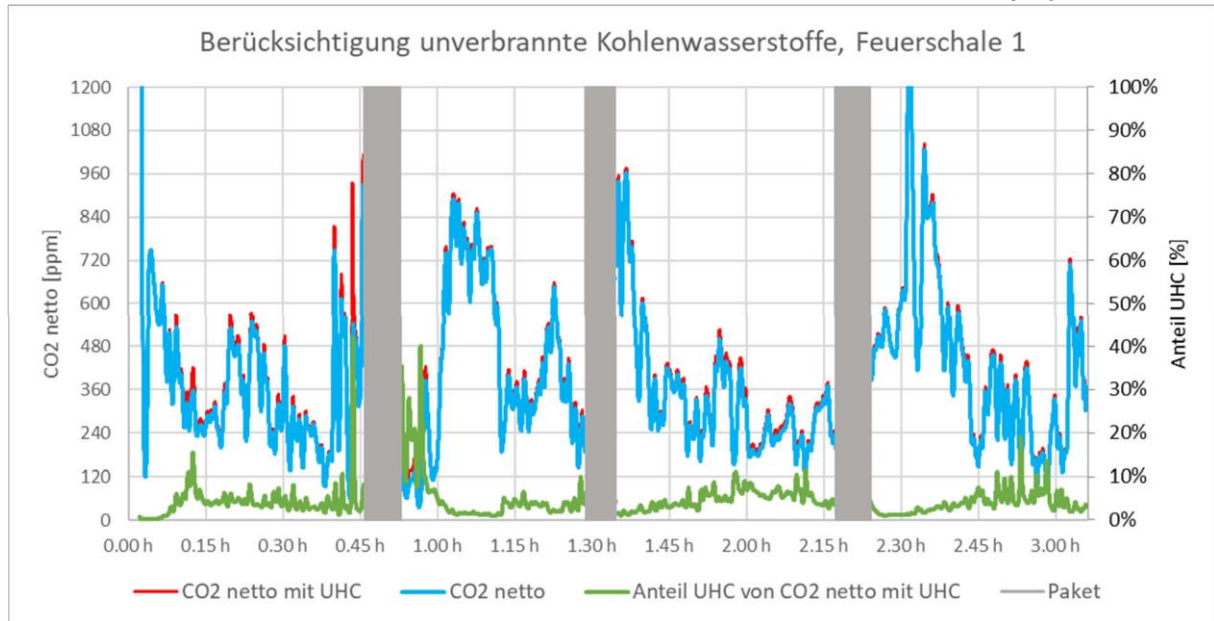


Abbildung 30: Berücksichtigung UHC, Feuerschale 1

Bei der Feuerschale ist der Anteil der unverbrannten Kohlenwasserstoffe deutlich tiefer als bei der Finnenkerze. Der Anteil der unverbrannten Kohlenstoffe ist meistens unter 10% und der Einfluss auf die Emissionen ist somit im Durchschnitt 4%. Für diese Berechnung konnte nur die Feuerschale 1 verwendet werden, weil nur bei dieser UHC und das Referenz CO₂ korrekt gemessen wurden.

5.5.3 Korrektur des CO₂ Gehalt bei den Finnenkerzen

Wie gezeigt, ist der Einfluss der unverbrannten Kohlenwasserstoffe mit knapp 20% nicht zu vernachlässigen bei den Finnenkerzen. Um diesen bei allen Messungen zu berücksichtigen, muss der CO₂-Gehalt der Referenzmessung, falls nicht korrekt gemessen, rekonstruiert werden. Ein Ansatz, um den CO₂-Messwert bei den Finnenkerzen des Vario Luxx oder Licor840A zu rekonstruieren, ist, die Abhängigkeit vom Holzumsatz zu nutzen, welcher sehr verlässlich gemessen wurde. Um dies zu nutzen, muss überprüft werden, ob der Abbrand der Finnenkerzen ähnlich ist. Die Streuung des Holzumsatzes, welcher repräsentativ für den Abbrand ist, wird in der Abbildung 31 dargestellt.

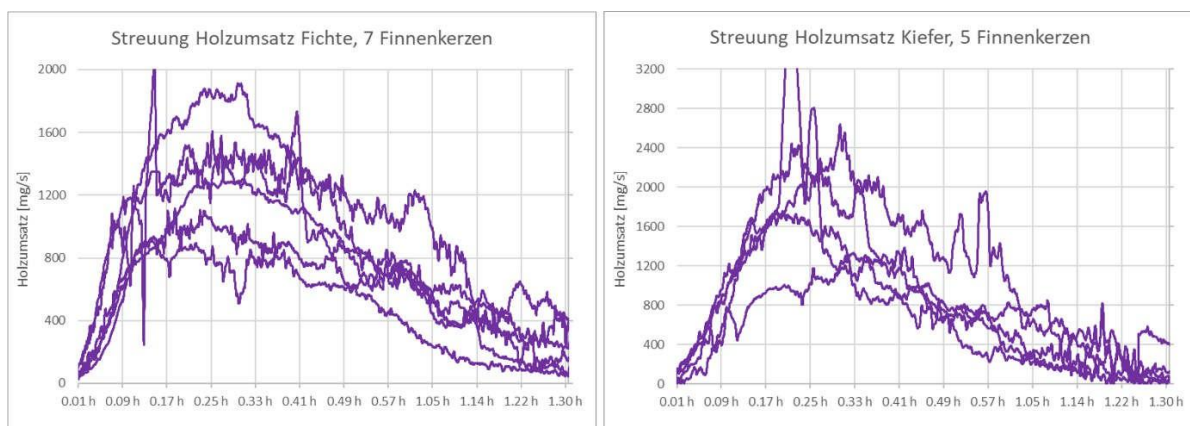


Abbildung 31: Streuung Holzumsatz Finnenkerzen

Die Finnenkerzen der gleichen Holzart weisen ein ähnliches Abbrandverhalten auf, somit ist die Vergleichbarkeit der Emissionen auch gegeben. Bei den guten Messungen verhält sich das gemessene CO₂ im Abgas sehr ähnlich wie der Holzumsatz. Dies ist in der Abbildung 32 dargestellt.

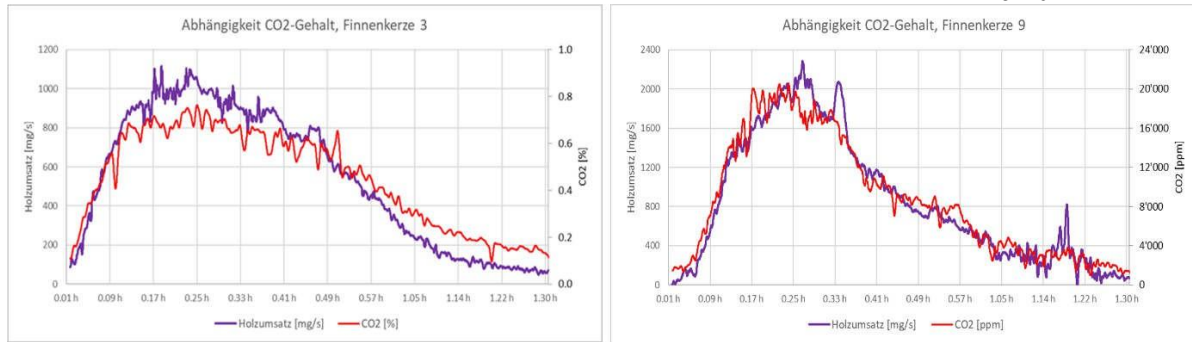


Abbildung 32: Abhängigkeit CO₂ von Holzumsatz bei der Finnenkerze

Es wurde versucht zu berücksichtigen, dass das Holz zu Beginn der Versuche noch getrocknet wird. Bei der Finnenkerze sind diese Vorgänge relativ konstant über den Hauptabbrand, weil dieser gestuft abläuft. Die Abhängigkeit des CO₂-Gehaltes vom Holzumsatz wurde bei der ähnlichsten Finnenkerze, zu der Messdaten vorhanden sind, als eine lineare Funktion ausgedrückt, Für diese Funktion wurde die Hauptbrandphase verwendet und somit der Anfang und der Schluss des Abbrandes vernachlässigt, weil da die Schwankungen grösser sind. Die Funktion ist in der Abbildung 33 dargestellt.

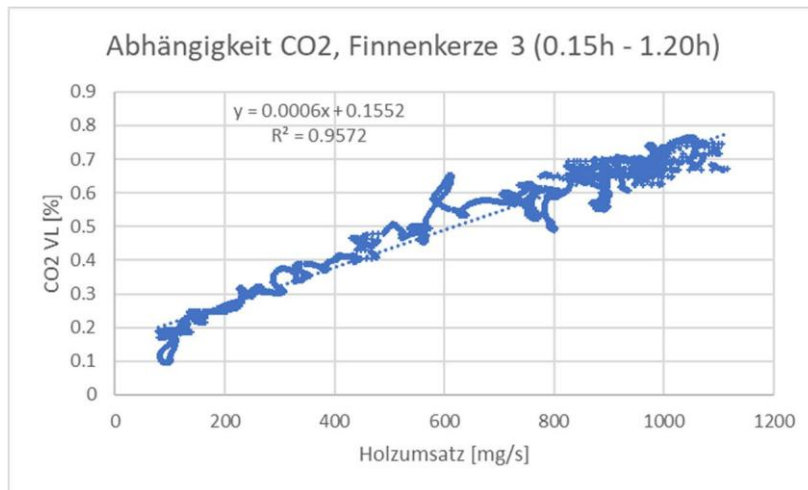


Abbildung 33: Funktion CO₂ zu Holzumsatz, Finnenkerze 3

Diese Methode erhöht jedoch die Messunsicherheit signifikant Die Messunsicherheit der reproduzierten CO₂-Werte wurde als 50% angenommen. Durch die Fehlerfortpflanzung hat dies Auswirkung auf alle Ergebnisse, die in Verbindung mit den reproduzierten Werten stehen. Die CO₂ Referenzwerte wurden für Finnenkerze 6 und 7, beide aus Fichte, mit dieser Methode reproduziert. Dies erhöht die Unsicherheit der Emissionsfaktoren. Für die Finnenkerzen 2 und 13 wurden die ersten 10 Minuten reproduziert. Da der weitere Verlauf bekannt war, wurde von einer anderen ähnlichen Finnenkerze, welche nach 10 Minuten den ungefähr gleichen CO₂-Gehalt erreicht, die Daten kopiert. Dies hat eine sehr geringe Auswirkung auf die Emissionsfaktoren, weil bei den Finnenkerzen in den ersten 10 Minuten die Emissionen sehr tief sind.

5.5.4 Feuerschalen ohne UHC Berücksichtigung

Bei den Feuerschalen ist der Einfluss der unverbrannten Kohlenwasserstoffe mit durchschnittlich 2% deutlich geringer als bei der Finnenkerze. Dies kann am qualitativ hochwertigen Brennstoff oder an einem besseren Verbrennungsprozess liegen. Für die berechneten Emissionen von CO und PM kann der UHC-Gehalt vernachlässigt werden. Jedoch fehlen für die Emissionsfaktoren die UHC Ergebnisse, weil die Messung ohne Referenz CO₂ nicht normiert werden kann. Da bei 2 von 4 Feuerschalen Probleme mit der CO₂-Messung auftraten, wurde untersucht ob diese Messwerte wie bei den Finnenkerzen reproduziert werden können. Da die Abhängigkeit von Holzumsatz und CO₂ Emissionen verwendet

wird, wurde als erstes verglichen, ob die Abbrände ähnlich waren, wie es bei den Finnenkerzen der Fall war. In der Abbildung 34 werden die Nachlegepakete verglichen.

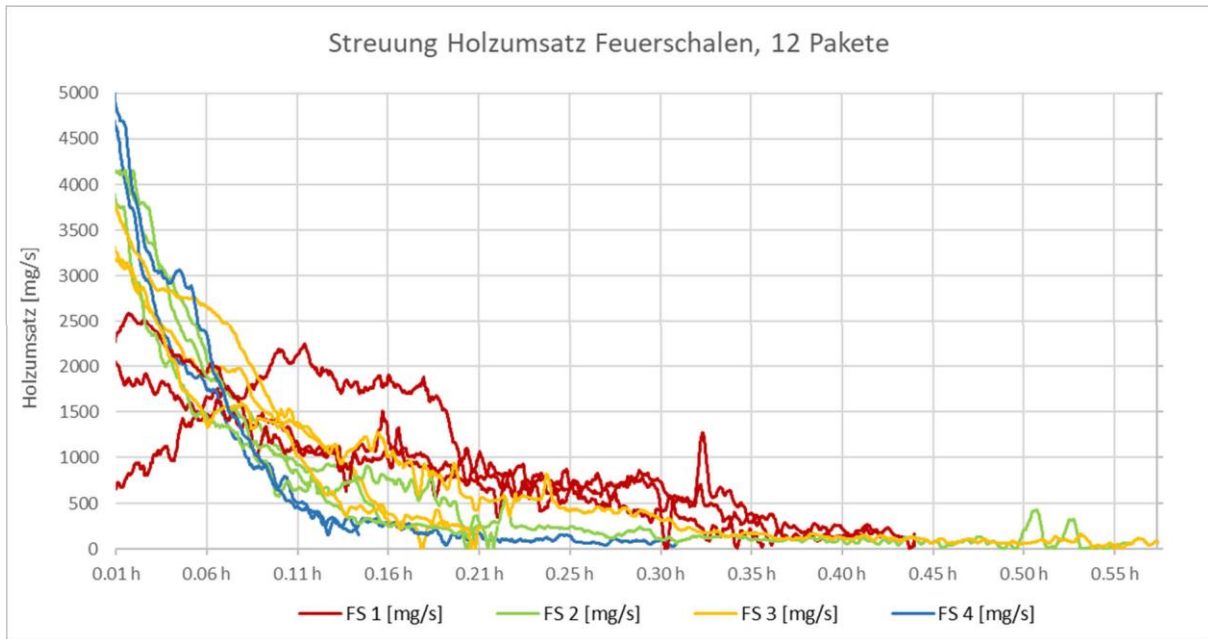


Abbildung 34: Streuung Holzumsatz Feuerschalen

Bei den Nachlegepaketen wurde darauf geachtet, die Messungen reproduzierbar zu gestalten, indem nach gleichen Bedingungen die gleiche Menge Holz nachgelegt wurde. Wie in der Abbildung 34 ersichtlich ist, unterscheiden sich die Verläufe der Abbrände stark. Die Feuerschale 1 (rot) ist die einzige Messung, bei der das Referenz CO₂ korrekt gemessen wurde. Die Messung der Feuerschale 1 wurde im Winter durchgeführt, die restlichen Feuerschalen im Sommer, was im flacheren Verlauf des roten Holzumsatzes ersichtlich ist. Dies erhöht die Schwierigkeit, ähnliche Abbrände zu vergleichen. Im nächsten Schritt wurde die Abhängigkeit vom gemessenen CO₂ und dem Holzumsatz bei der Feuerschale 1 untersucht. Dies ist in der Abbildung 35 dargestellt.

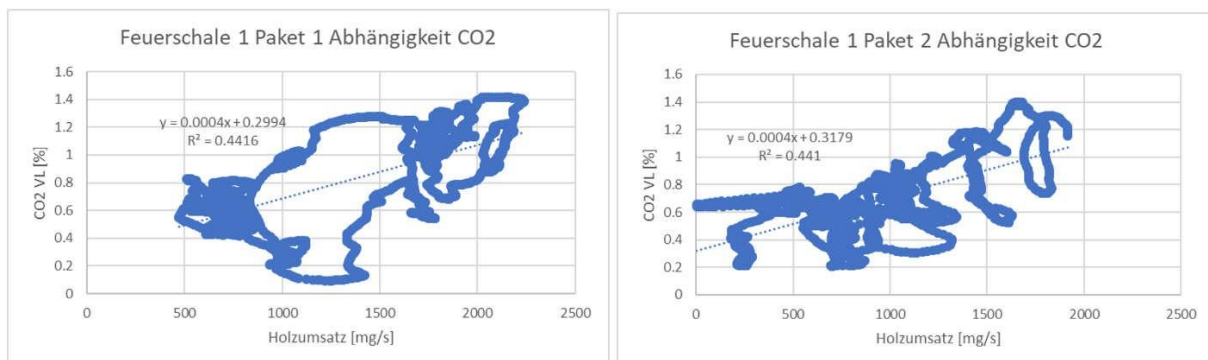


Abbildung 35: Feuerschale 1 Abhängigkeit CO₂ vom Holzumsatz

Die Korrelation ist bei der Feuerschale 1 nicht vorhanden und die Funktion kann nicht verwendet werden, um die CO₂-Messung der anderen Feuerschalen zu reproduzieren. Es wurde entschieden, dies nicht weiter zu untersuchen, die Emissionsfaktoren für die Feuerschale ohne Berücksichtigung der unverbrannten Kohlenwasserstoffe auszuwerten und die UHC Emissionsfaktoren nur für die Messungen mit gemessenen Daten auszugeben.

6 Resultate

In diesem Kapitel werden die Messungen der Messgeräte verglichen, die Streuung der offenen Feuer besprochen, die Emissionsfaktoren aufgeführt und zum Schluss der Einfluss der Messmethode diskutiert. Alle Messwerte wurden auf eine Verdünnung des Abgases von 13% O₂ umgerechnet. Es werden die Resultate der Finnenkerze und der Feuerschale aufgeführt und verglichen.

6.1 Vergleich Messgeräte

6.1.1 Staubmessung Wöhler und DIEM

Bei 2 Finnenkerzen wurde zusätzlich mit dem Wöhler SM 96 eine gravimetrische Staubmessung mit Filterhülsen als Referenz durchgeführt. In der Abbildung 36 und Tabelle 13 ist der Vergleich der gravimetrischen Staubmessung mit der elektrostatischen Staubmessung des DIEM aufgeführt.

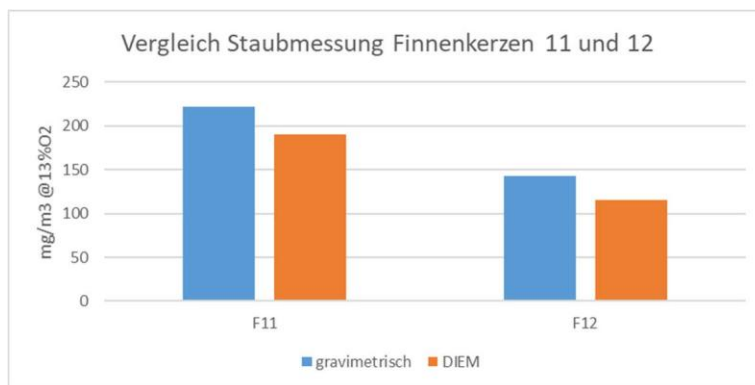


Abbildung 36: Vergleich Staubmessung Finnenkerze 11 und 12

grav. [mg/m3]	DIEM [mg/m3]	Abweichung
222	190	-17%
142	115	-24%
		-20%

Tabelle 13: Abweichung Vgl. PM F11 + F12

Bei den Finnenkerzen ist die Abweichung mit 20% in einem guten Bereich [1]. Dies ist eine sehr hohe Korrelation, wenn in Betracht gezogen wird, dass beim DIEM nur in einem sehr kleinen Bereich von 10nm bis 300nm gemessen wird und mit Hilfe einer logarithmischen Normalverteilung und weiteren Annahmen die restliche Menge rechnerisch bestimmt wird.

Die Fichte-Finnenkerze hat eine um 7% tiefere Abweichung als die Kiefer-Finnenkerze. Dies könnte mit der unterschiedlichen Staubemissionszusammensetzung zusammenhängen, weil bei den Kiefer-Finnenkerzen der Rauch dunkler war.

6.1.2 CO₂-Messung Licor840A und Varioluxx

Bei der Kiefer-Finnenkerze 8, wurde das CO₂ mit dem Licor 840A und Varioluxx simultan gemessen. In der Abbildung 37 ist der Vergleich dargestellt.

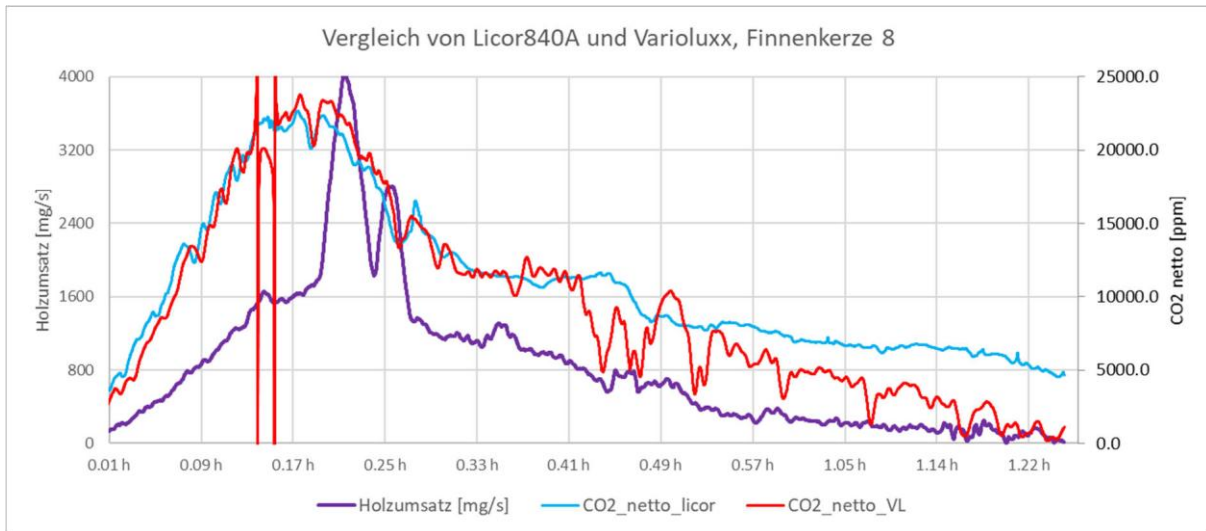


Abbildung 37: Vergleich Licor 840A und MRU Varioluxx, Finnenkerze 8

Im Durchschnitt über die ganze Messung hat das Varioluxx 15% weniger CO₂ als das Licor 840A gemessen. Nach dieser Messung wurde das Varioluxx wegen diverser Probleme und unzuverlässigen Messwerten, in die Reparatur geschickt und nur noch das Licor 840A verwendet.

6.1.3 CO₂- und CO-Messung DIEM und Varioluxx

In der Abbildung 38 ist der Vergleich zwischen der CO₂- und CO Messung des DIEM und Varioluxx dargestellt.

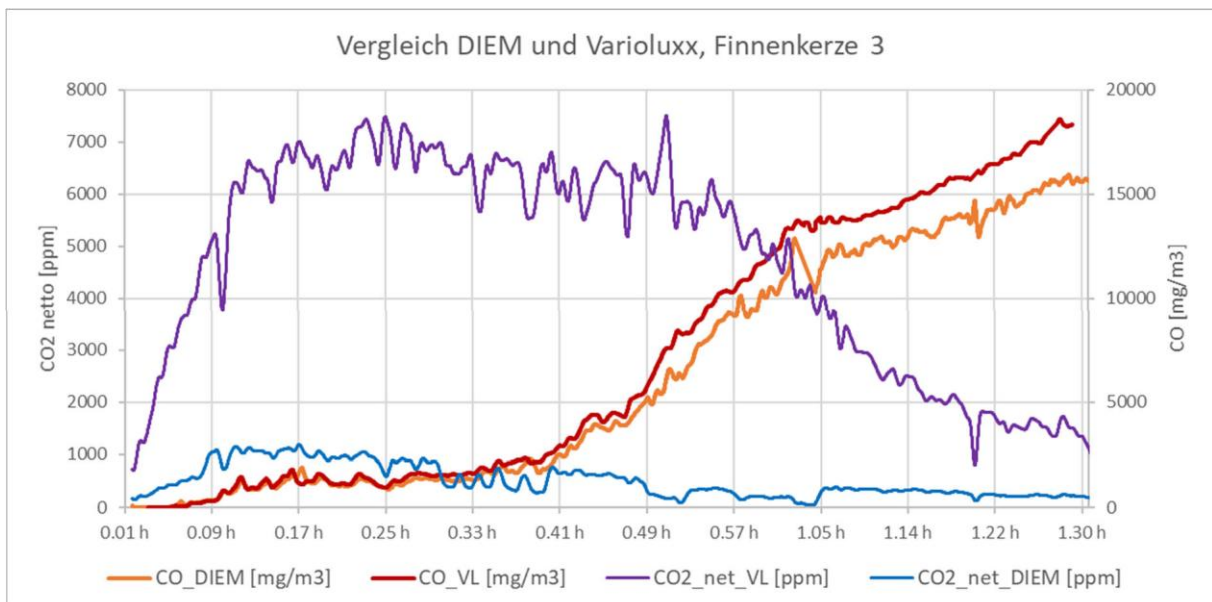


Abbildung 38: Vergleich DIEM und Varioluxx

Durch die zusätzliche Verdünnung ist der CO₂-Messwert vom DIEM um Faktor 7 tiefer als der des Varioluxx. Bei den CO Emissionen misst das Varioluxx einen bis zu 12% höheren Gehalt. Über die ganze Messung ist die Abweichung jedoch nur 2%. Für die Vergleichbarkeit wurden die Ergebnisse mit der CO-Messung vom DIEM gerechnet, weil dieses zuverlässiger war und bei jeder Messung verwendet

wurde. Das Varioluxx wurde ab Finnenkerze 8 und Feuerschale 3 nicht mehr verwendet und mit dem Licor840A ausgetauscht, welches kein CO messen kann.

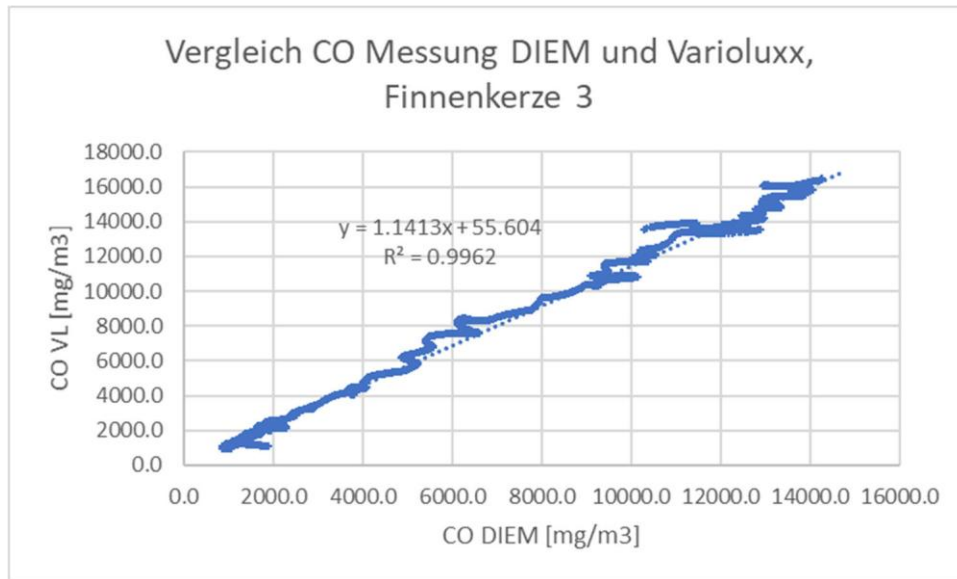


Abbildung 39: Vergleich CO Messung DIEM und Varioluxx

Die Korrelation der Messwerte vom DIEM und Varioluxx ist gut, was der lineare Fit mit dem Bestimmtheitsmass von 0.996 und der Steigung 1.14 zeigt. Dies bedeutet, dass die Messungen sehr ähnliche im Verlauf sind, wobei das Varioluxx meistens etwas höhere Werte gemessen hat.

6.2 Streuung und Messunsicherheit der Emissionen

In diesem Kapitel werden die Emissionen der 3 verschiedenen Holzarten untereinander verglichen und die Streuung mit Berücksichtigung der Messunsicherheit aufgezeigt. Die Emissionen werden auf das Abgas bei 13%O₂ bezogen. Der Verlauf, der Emissionen im Abgas, jedes einzelnen Abbrandes ist im Anhang hinterlegt.

6.2.1 CO-Emissionen offener Feuer

Finnenkerze

Für die Streuung der Finnenkerzen aus Fichte wurden 7 Abbrände durchgeführt und ausgewertet. Die Streuung mit Berücksichtigung der Messunsicherheit ist durch die orange Fläche in der Abbildung 40 dargestellt.

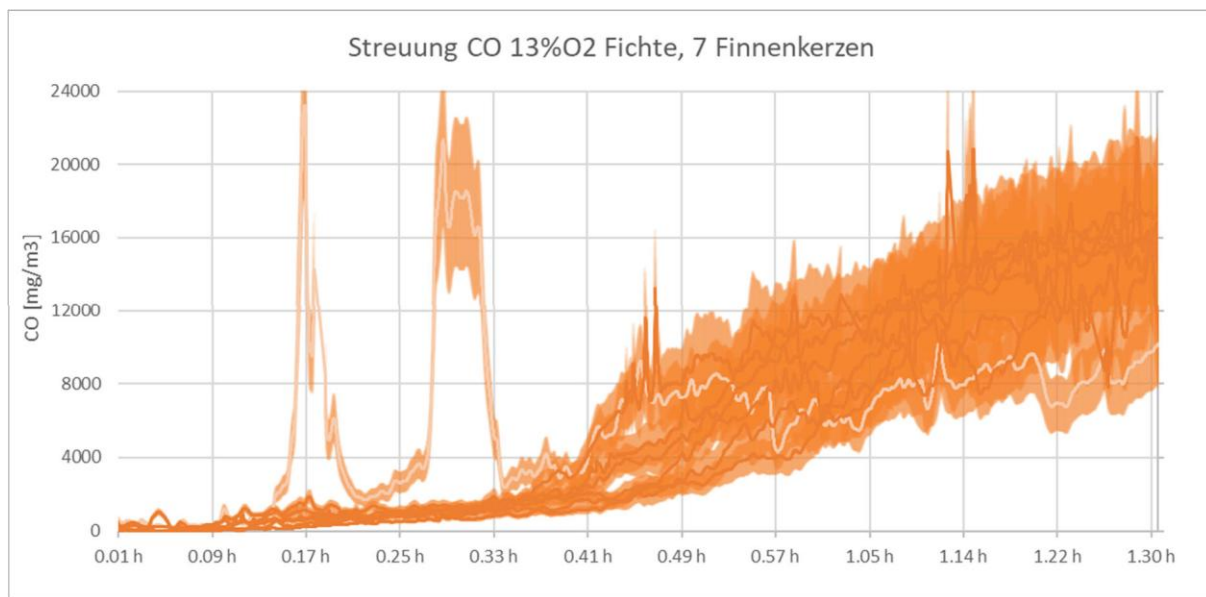


Abbildung 40: Streuung CO Finnenkerzen Fichte (Fläche ist die Messunsicherheit)

Der Verlauf der CO-Emissionen ist sehr ähnlich zwischen den Abbränden. Die Ausreisser (hellorange Linie) bei 0.17h und 0.25h-0.35h stammen von einer Finnenkerze, welche verstopft war und nicht richtig gebrannt hatte. Die restlichen 6 Finnenkerzen haben alle den gleichen Verlauf. Nachdem die Flamme abnimmt, steigen die Emissionen an bis zum Schluss. Die durchschnittliche Unsicherheit ist 23% vom Messwert und die Streuung ist in einem ähnlichen Bereich, wenn die verstopfte Finnenkerze (hellorange Linie) vernachlässigt wird.

Für die Streuung der Finnenkerzen aus Kiefer wurden 5 Abbrände durchgeführt und ausgewertet. Die Streuung mit Berücksichtigung der Messunsicherheit ist durch die orange Fläche in der Abbildung 41 dargestellt.

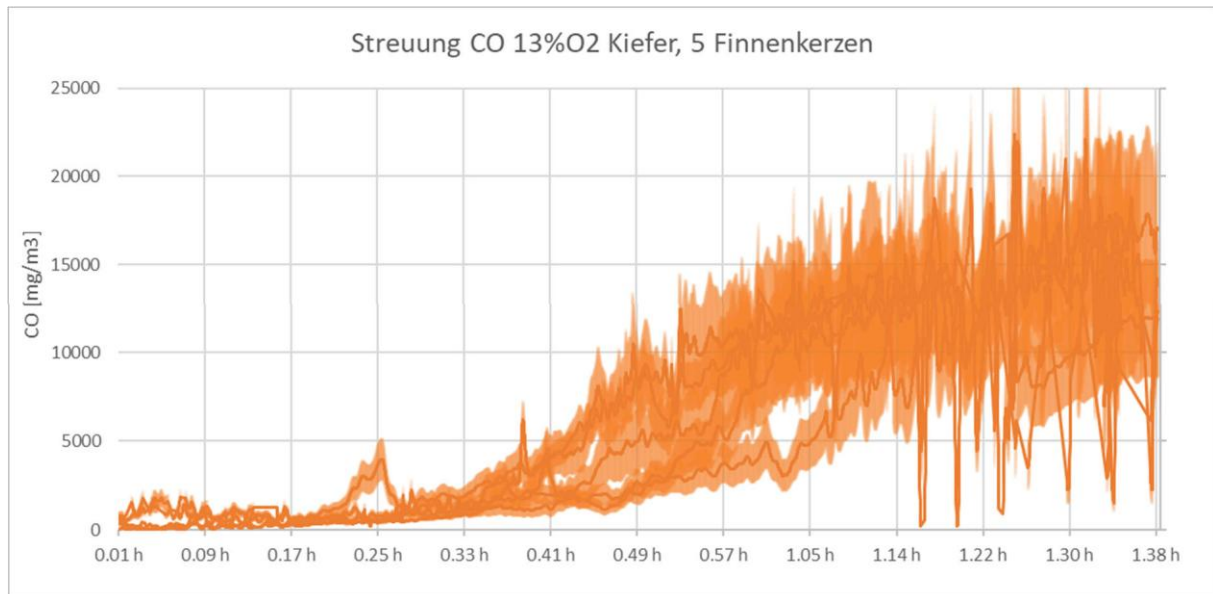


Abbildung 41: Streuung CO Finnenkerzen Kiefer (Fläche ist die Messunsicherheit)

Die CO Emissionen der Finnenkerzen aus Kiefer verhalten sich sehr ähnlich wie die aus Fichte. Somit hat die Art des Holzes einen kleinen Einfluss auf die CO-Emission. Dass die Emissionen steigen, sobald die Flamme abnimmt, ist ein typisches Verhalten der Finnenkerzen.

Feuerschale

Für die Streuung der Anfeuerung von Feuerschalen mit Buchenholz wurden 4 Abbrände durchgeführt und ausgewertet, ohne Berücksichtigung von UHC für die Normierung. Die Streuung mit Berücksichtigung der Messunsicherheit ist durch die orange Fläche in der Abbildung 42 dargestellt. Rot markiert ist die Feuerschale, welche im Winter von unten angezündet wurde, die restlichen Feuerschalen wurden im Sommer von oben angezündet.

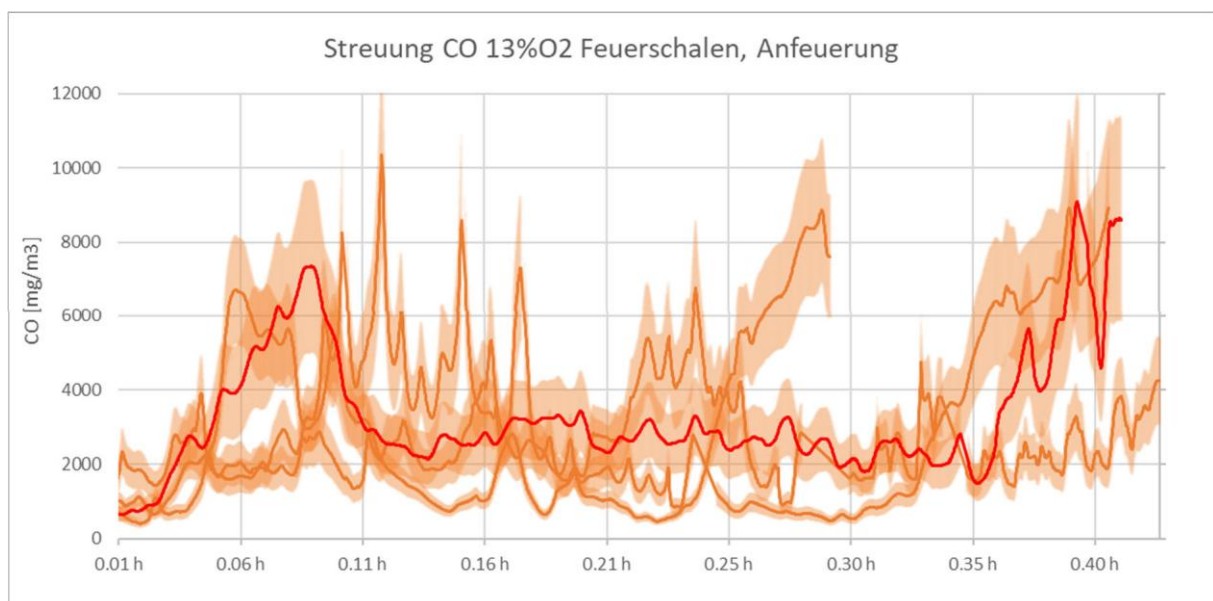


Abbildung 42: Streuung der CO Emissionen Feuerschalen Anfeuerung. Rot markiert ist die Feuerschale welche konventionell von unten angezündet wurde (Fläche ist die Messunsicherheit)

Die Dauer der Abbrände variiert stark bei den Feuerschalen, obwohl für die Anfeuerung immer 5kg Holz verbrannt wurde. Die Streuung ist grösser als bei den Finnenkerzen und weist eher ein breites horizontales Band zwischen 1000 und 4000 mg/m³ auf, als einen deutlichen Anstieg wie bei den Finnenkerzen in der zweiten Phase des Abbrandes.

In der Abbildung 43 ist die Streuung des Holzumsatzes der Feuerschalen-Nachlegepakete dargestellt.

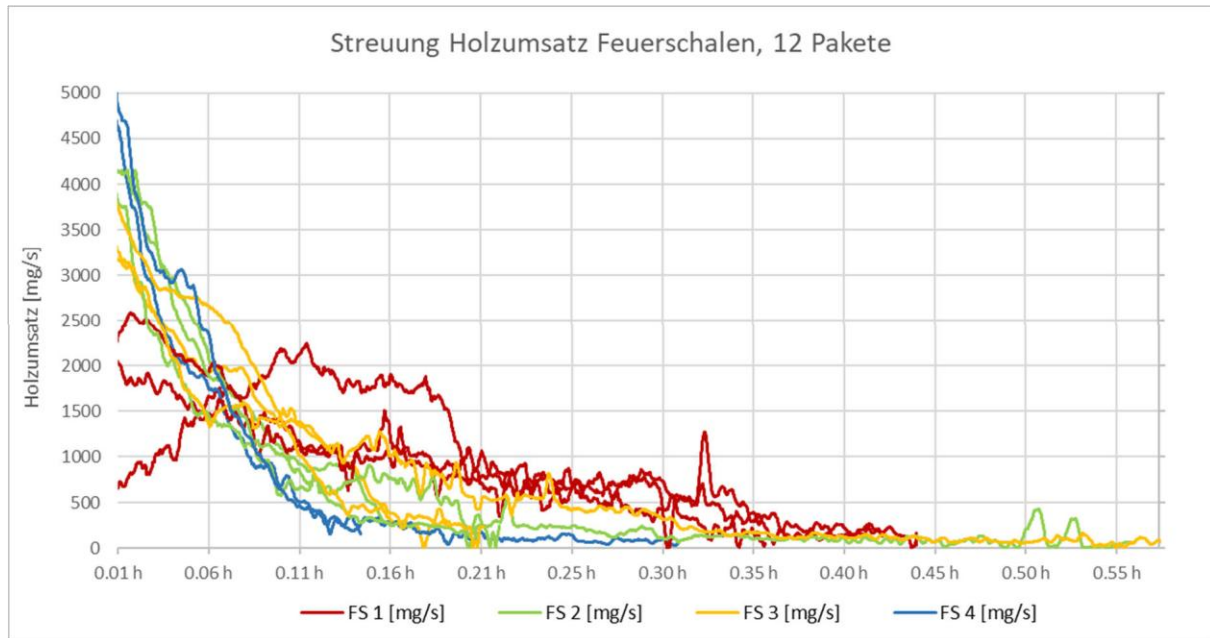


Abbildung 43: Holzumsatz Feuerschale, 12 Nachlegepakete

Durch die höhere Umgebungstemperatur bei den Feuerschalen 2,3 und 4 ist der Holzumsatz zu Beginn fast doppelt so hoch wie bei der Feuerschale 1. Dies hat einen eindeutigen Einfluss auf die CO-Emissionen.

Für die Streuung der CO-Emissionen der Feuerschalen-Nachlegepakete wurden 12 Abbrände durchgeführt und ausgewertet, ohne Berücksichtigung von UHC für die Normierung. Pro Feuerschalen wurden 3 Abbrände durchgeführt. Diese sind je in einer Farbe in der Abbildung 44 dargestellt.

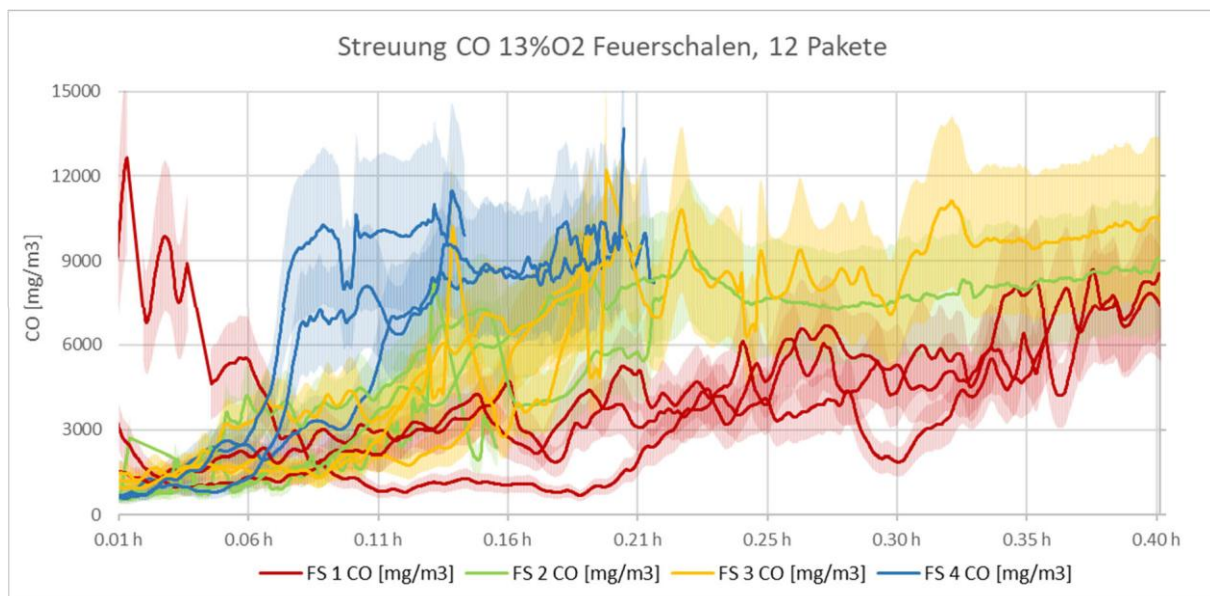


Abbildung 44: Streuung CO Nachlegepakete Feuerschale, pro Feuerschale 3 Abbrände (Fläche ist die Messunsicherheit)

Die Nachlegepakete pro Feuerschale haben untereinander ein ähnlichen CO-Emissionsverlauf. Das lässt darauf schliessen, dass die Umgebungsbedingungen einen Einfluss haben, da diese gleich waren pro Feuerschalen-Versuch. Bis auf einen Abbrand, bei dem zu viel kaltes Holz auf einmal nachgelegt wurde, steigen die CO-Emissionen mit dem Fortschreiten des Abbrandes an. Bei der Feuerschale 1, welche fast 20°C tiefere Umgebungstemperatur hatte, sind die Abbrände im Durchschnitt doppelt so lange, wie bei den Feuerschalen, welche im Sommer gemessen wurden.

6.2.2 UHC-Emissionen Finnenkerzen

Für das Aufzeigen der UHC Streuung wurden nur die Finnenkerzen ausgewählt, weil bei den Feuerschalen zu wenig Daten ausgewertet wurden, wie in Kapitel 5.5.4 beschrieben.

In der Abbildung 45 ist die Streuung der UHC-Emissionen der Finnenkerzen aus Fichte von 7 Abbränden dargestellt.

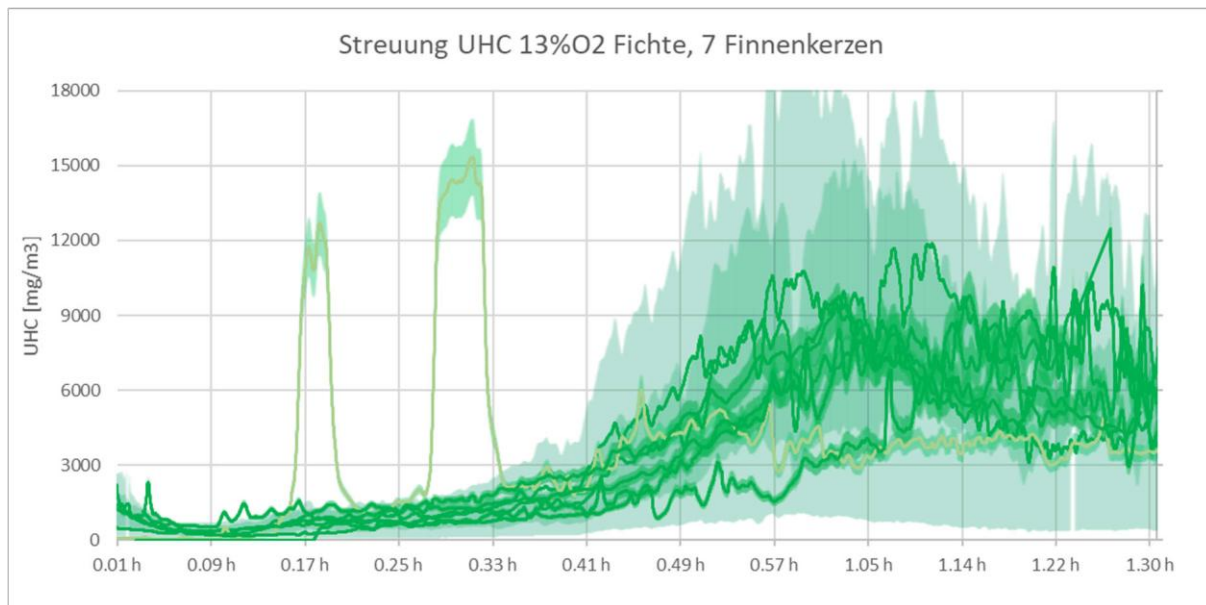


Abbildung 45: Streuung UHC Finnenkerzen Fichte (Fläche ist die Messunsicherheit)

Der Verlauf der UHC-Emissionen ist bei den Fichten ähnlich wie die CO-Emission. Der Unterschied ist, dass sie gegen Ende des Abbrandes wieder sinken. Für 2 Ergebnisse wurden reproduzierte CO₂-Daten, wie im Kapitel 5.5.3 beschrieben, für die Normierung verwendet, dies äussert sich in Fehlerbalken von 50-90%. Auch hier ist die verstopfte Finnenkerze (hellgrüne-Linie) gut sichtbar.

In der Abbildung 46 ist die Streuung der UHC-Emissionen der Finnenkerzen aus Kiefer von 5 Abbränden dargestellt.

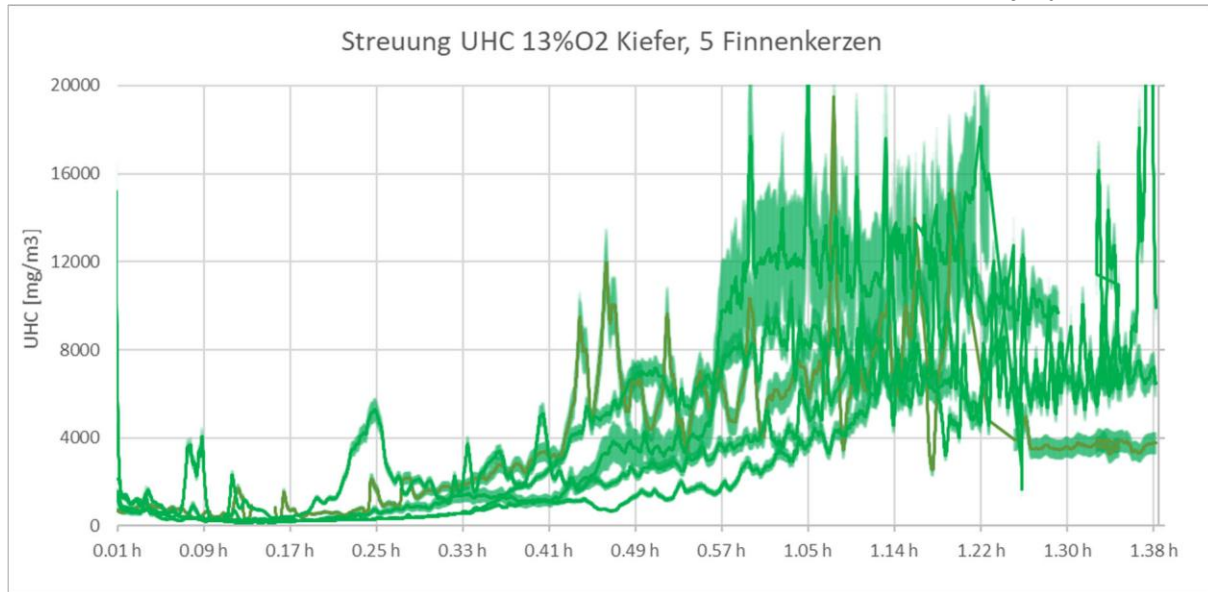


Abbildung 46: Streuung UHC Finnenkerzen Kiefer (Fläche ist die Messunsicherheit)

Die UHC-Emissionen der Finnenkerzen aus Kiefer haben einen ähnlichen Verlauf wie bei der Fichte. Es ist besser sichtbar als bei den Fichte-Finnenkerzen, dass die Emissionen gegen Ende des Abbrandes wieder sinken. Eine Erklärung dafür ist, weil die Temperatur stetig sinkt, nimmt auch der Auftrieb der Gase ab. Dadurch nimmt die Verweilzeit zu und die Kohlenwasserstoffe oxidieren zu Kohlenmonoxid, aber nicht vollständig, weil dafür die Temperatur zu tief ist. Dies erklärt auch den konstanten Anstieg der Kohlenmonoxid Emissionen.

6.2.3 Partikelmasse-Emissionen offener Feuer

In diesem Abschnitt werden die Partikelmasse-Emissionen von Finnenkerzen und Feuerschalen verglichen.

Finnenkerze

In der Abbildung 45 ist die Streuung der PM-Emissionen der Finnenkerzen aus Fichte von 7 Abbränden dargestellt.

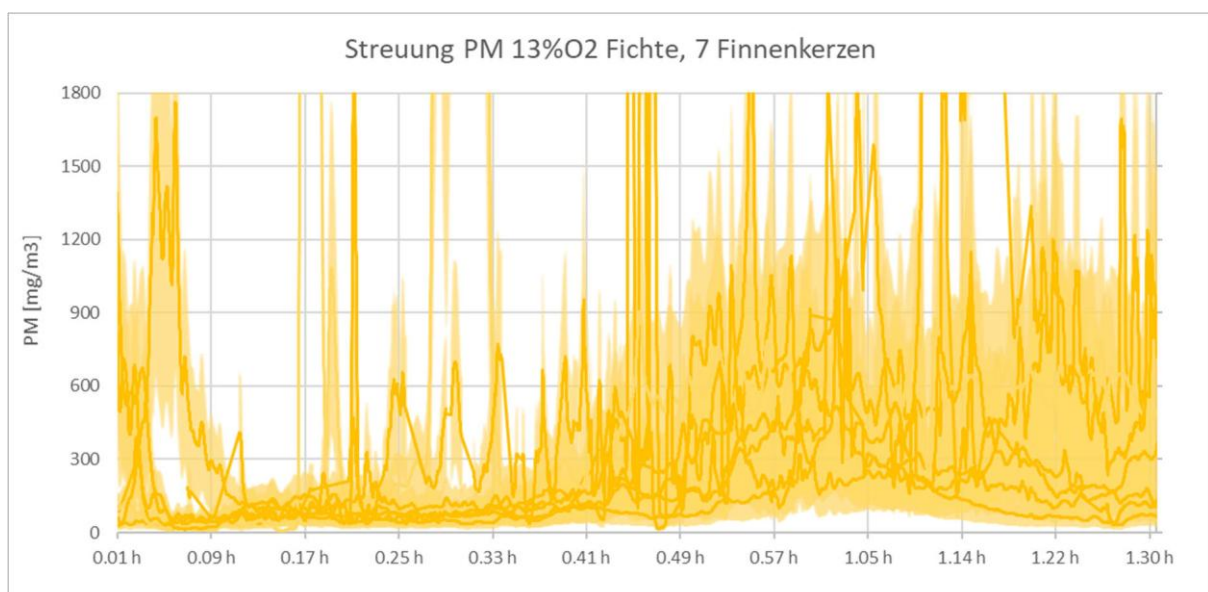


Abbildung 47: Streuung Partikelmasse Finnenkerzen Fichte (Fläche ist die Messunsicherheit)

Die Streuung der PM-Emissionen nimmt mit Fortschritt des Abbrandes zu. Bei der verstopften Finnenkerze gab es schon zu Beginn hohe Emissionen. Die Emissionen weisen über den ganzen Abbrand Schwankungen von 1200 mg/m³ auf.

Für einen aussagekräftigen Vergleich mit den Finnenkerzen aus Kiefer, ist in der Abbildung 48 die gleiche Streuung, wie in Abbildung 47, der Feinstaub-Emissionen der Finnenkerzen aus Fichte mit anderem Massstab dargestellt.

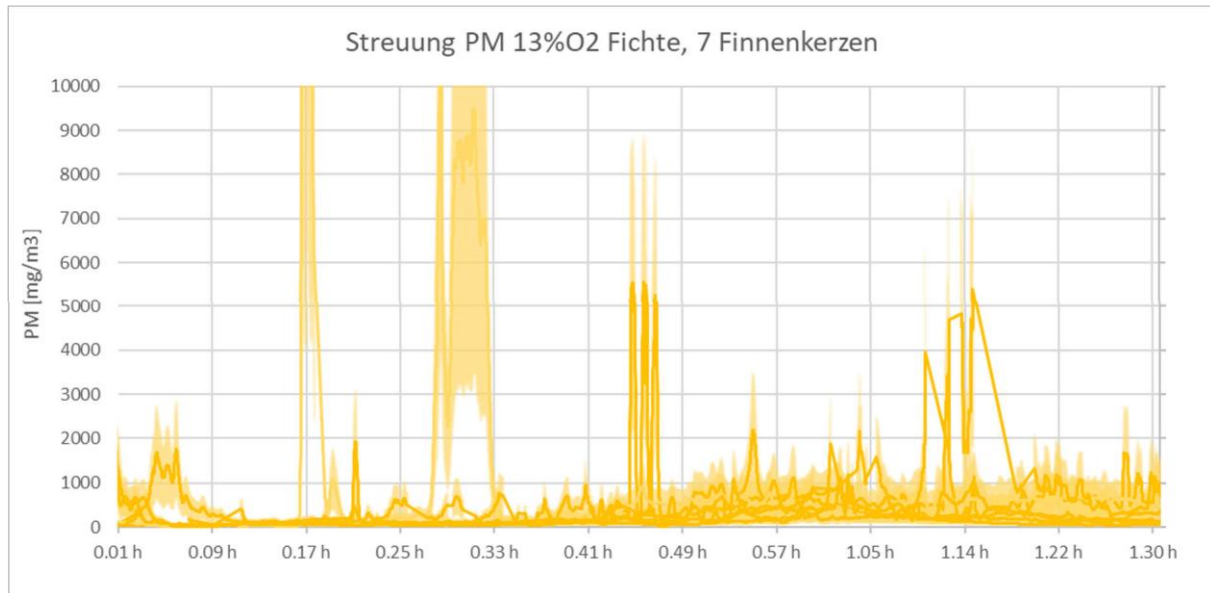


Abbildung 48: Streuung Partikelmasse Finnenkerzen Fichte mit Achsenmaximum von 10000 mg/m³ (Fläche ist die Messunsicherheit)

Bei den Finnenkerzen aus Fichte hatte eine Finnenkerze (Finnenkerze 1) hohe Emissionen, weil sie nicht gebrannt hat.

In der Abbildung 49 ist die Streuung der PM-Emissionen der Finnenkerzen aus Kiefer von 5 Abbränden dargestellt.

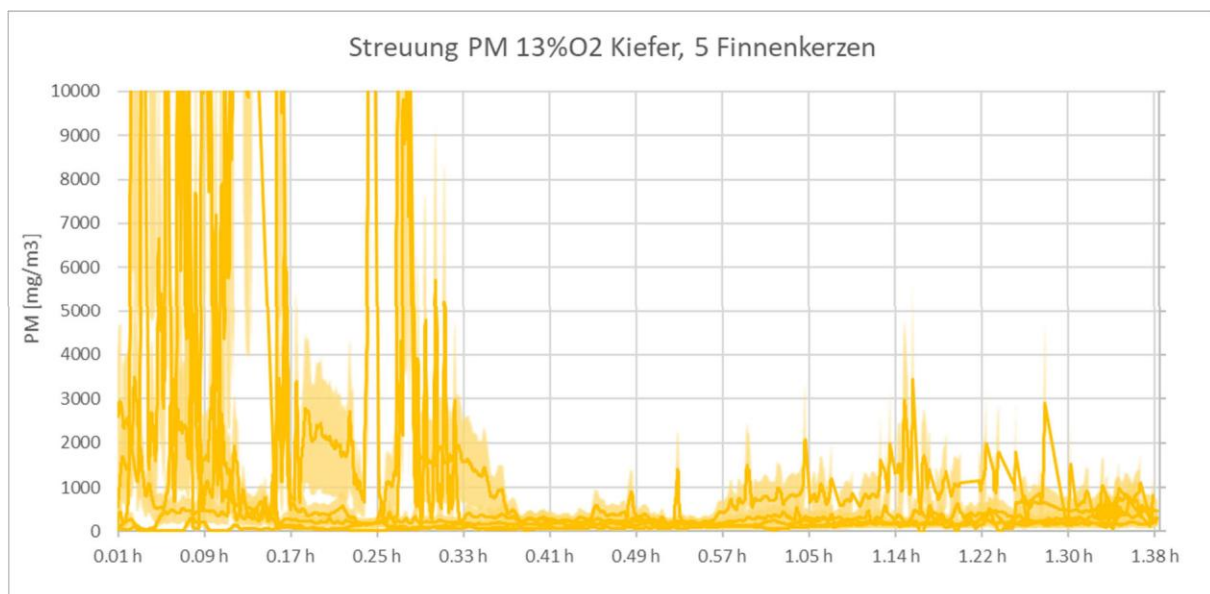


Abbildung 49: Streuung Partikelmasse Finnenkerzen Kiefer (Fläche ist die Messunsicherheit)

EUT-P6-20FS-Cavalloni



In der ersten Phase, bei grosser Flamme, haben 2 von 5 Kiefer-Finnenkerzen um einen Faktor 10 höhere Emissionen, als die restlichen Finnenkerzen. Die Finnenkerze 8 produzierte die höchsten Feinstaub Emissionen und hatte auffallend schmale Schlitz für die Luftzufuhr. Dies hat Einfluss auf die Streuung und auf die Feinstaub Emissionsfaktoren. Wie in Abbildung 50 ersichtlich, waren die Emissionen während der Messungen klar ersichtlich durch schwarzen Rauch, welcher auf einen hohen Russanteil hindeutet. In der zweiten Abbrandphase haben die Fichte und Kiefer-Finnenkerzen ähnlich hohe PM-Emissionen.

Abbildung 50: schwarzer Rauch Finnenkerze 8

Feuerschale

Für die Streuung der Anfeuerung von Feuerschalen mit Buchenholz wurden 4 Abbrände durchgeführt und ausgewertet, ohne Berücksichtigung von UHC für die Normierung. Die Streuung mit Berücksichtigung der Messunsicherheit ist durch die gelbe Fläche in der Abbildung 51 dargestellt. Rot markiert ist die Feuerschale, welche im Winter von unten angezündet wurde, die restlichen wurden von oben angezündet.

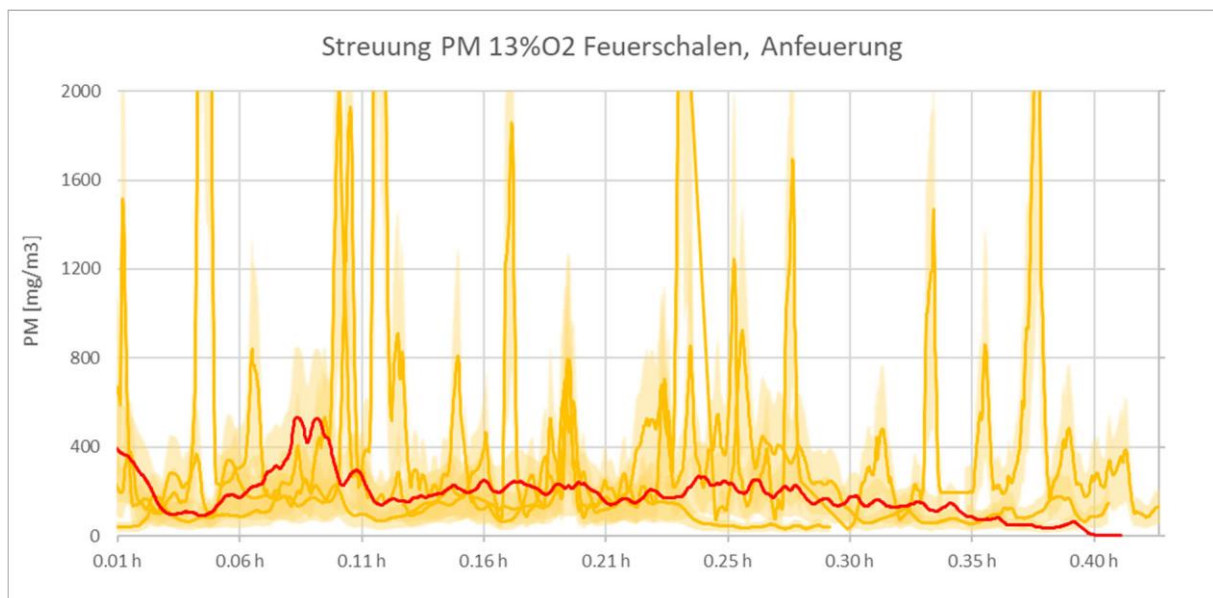


Abbildung 51: Streuung PM-Emissionen Anfeuerung Feuerschale. Rot markiert ist die Feuerschale welche konventionell von unten angezündet wurde (Fläche ist die Messunsicherheit)

Die Feinstaub-Emissionen sind in einem ähnlichen Bereich, ob von oben oder unten angezündet wird. Im Durchschnitt sind die Emissionen halb so hoch wie bei den Finnenkerzen.

Für die Streuung der Feuerschalen-Nachlegepakete wurden 12 Abbrände durchgeführt und ausgewertet, ohne Berücksichtigung von UHC für die Normierung. Pro Feuerschale wurden 3 Abbrände durchgeführt. Diese sind je in einer Farbe in der Abbildung 52 dargestellt.

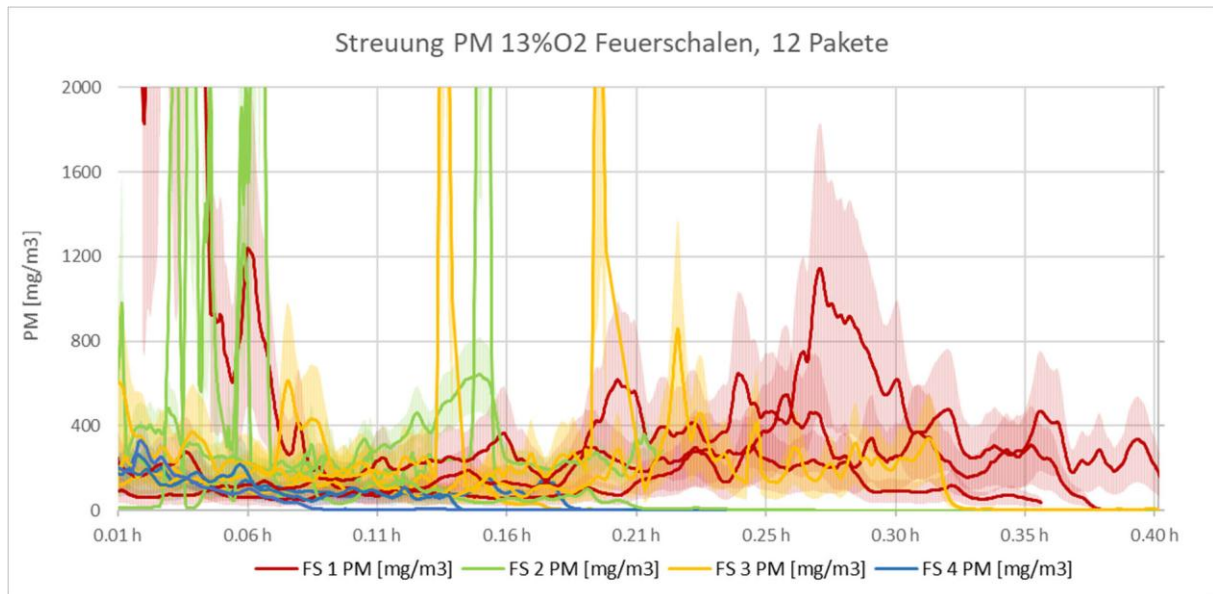


Abbildung 52: Streuung PM-Emissionen Nachlegepakete Feuerschale. Rot markiert ist die Feuerschale 1, bei der die Umgebungstemperatur um 20°C tiefer war als bei den restlichen Feuerschalen (Fläche ist die Messunsicherheit)

Ähnlich wie bei den CO-Emissionen ist auch bei den PM-Emissionen eine Abhängigkeit der Umgebung (Temperatur, rel. Luftfeuchtigkeit und Wind) nicht auszuschliessen, weil für jeden Feuerschalen-Versuch die Emissionen einen ähnlichen Trend haben. Bei jeder Feuerschale weisen die 3 Abbrände ein ähnliches Verhalten der Emissionen auf.

6.3 Emissionsfaktoren

Der Emissionsfaktor bezieht sich auf die Emissionen pro Leistung und stellt zwischen verschiedenen Brennstoffen eine Vergleichbarkeit der Emissionen her. Die Emissionsfaktoren, aufgeführt in Tabelle 14, wurden als Mittelwerte über den ganzen Abbrand berechnet, ohne die Phasen mit sehr hoher Abgasverdünnung. Bei den UHC Emissionsfaktoren sind alle Kohlenwasserstoffe, auch VOC und NMVOC, berücksichtigt. Als Vergleich wurden die Werte eines offenen Cheminées aus einem Faktenblatt «Emissionsfaktoren Feuerungen» des BAFU herbeigezogen. Der Wert des Faktenblattes ist ein Mittelwert aus mehr als 50 Publikationen und wurde auf die Schweiz angepasst [6]. Als ein weiterer Vergleich dienen die Werte für Lagerfeuer: aus dem Datenblatt des BAFU [2]. Es wird erwähnt, dass für den Feinstaub die «total Particles» verwendet wurden und diese beinhalten auch kondensierbare VOC.

Feuerungsart	Heizwert feucht [MJ/kg]	CO [g/MJ]	UHC [g/MJ]	PM [mg/MJ]
Finnenkerze Fichte (Mittelwerte 7 Messungen)	16.1	4.0 ± 0.9	2.2 ± 0.7	215 ± 137
Finnenkerze Kiefer (Mittelwerte 5 Messungen)	16.7	3.9 ± 1.1	2.6 ± 0.4	457 ± 301
Feuerschale Anfeuerung (Mittelwerte 4 Messungen)	16.0	1.8 ± 0.5	1.3 ± 0.2 (2 Messungen)	158 ± 96
Feuerschale Pakete (Mittelwerte 12 Messungen)	16.0	2.8 ± 0.8	1.4 ± 0.2 (4 Messungen)	158 ± 95
Lagerfeuer*	11.6 [†]	4	0.3 [†]	880 ^{††}
Offene Cheminées*	14.6 [†]	3	0.12 ^{†††}	100

Tabelle 14: Emissionsfaktoren mit Unsicherheit von 95.5% Vertrauensbereich

*BAFU, Emissionsinventar, Submission 2020, (EMEP/EEA guidebook – 2019, 2006 IPCC Guidelines, Nussbaumer + Hälg, 2015)

[†]Schweizerische Holzenergiestatistik (BFE, 2019)

^{††}inkl. Anteil kond. VOC

^{†††}Summe von NMVOC und CH₄

Absolute Emissionen

In der Tabelle 15 sind die mittleren absoluten Emissionen der untersuchten offenen Feuer dargestellt. Dazu ist die verbrannte Menge Holz und die Abbrandzeit angegeben.

Feuerungsart	CO [g]	UHC [g]	Feinstaub [g]
Finnenkerze Fichte (Ø4.8kg, 1.3h)	214 ± 71	172 ± 55	17 ± 11
Finnenkerze Kiefer (Ø5.3kg, 1.4h)	343 ± 97	228 ± 35	40 ± 26
Feuerschale Anfeuerung (Ø4.5kg, 0.4h)	130 ± 36	94 ± 14	11 ± 7
Feuerschale Pakete (Ø3kg, 0.3h)	134 ± 38	67 ± 10	8 ± 5

Tabelle 15: Absolute Emissionen

6.4 Einfluss der Messmethode

In diesem Kapitel wird diskutiert, inwiefern das Messkonzept und die Probleme während der Messungen Einfluss auf die Resultate haben. Dies dient dazu, die Zuverlässigkeit der Resultate abzuschätzen und wie diese interpretiert werden sollen.

Bei dem Messkonzept werden insgesamt 4 Messgeräte verwendet, welche in direktem Zusammenhang durch die Normierung stehen, um die Emissionen zu berechnen, wobei zwei unterschiedliche Abgasverdünnungen vorhanden sind. Durch das jeweilige Umrechnen und die Faktoren, die verwendet werden, erhöht sich die Messunsicherheit beträchtlich. Als Beispiel ist die Messunsicherheit für die Emissionsfaktoren mit dem DIEM CO-Gehalt gerechnet doppelt so hoch, wie mit dem Varioluxx CO-Gehalt, weil für den Varioluxx CO-Gehalt die Normierung auf 13% O₂ bei gleicher Verdünnung gerechnet werden kann. Für das DIEM muss das UHC für die Normierung mit einer anderen Abgasverdünnung umgerechnet werden. Dies bedarf eines Faktors für die trocken Rechnung und eines Faktors für die Abgasverdünnungs-Umrechnung.

Ein weiterer Einfluss ist die zusätzliche Verdünnung des DIEM, die nicht konstant ist. Falls die Daten der verschiedenen Messgeräte nicht genau synchronisiert wurden, wirken sich diese Schwankungen der Verdünnung auf die Messunsicherheit aus. Zudem werden die Messdaten des DIEM verfälscht, falls die kritischen Werte mit kleinem Messbereich am Limit sind, weil dann kein höherer Wert als das Limit aufgezeichnet wird selbst wenn der effektive Wert darüber liegen würde. Im Verlauf des Projektes wurde der Regler für die zusätzliche Verdünnung des DIEM verbessert. Dies hat dazu beigetragen, dass die Messwerte weniger grosse Schwankungen aufweisen und weniger lange am Limit sind.

Durch die Normierung auf den angenommenen Kohlendioxid-Gehalt von 7.81% bei einer vollständigen Verbrennung bei 13% O₂, anstatt direkt den Sauerstoff Gehalt zu verwenden, werden die Resultate nicht ganz genau auf 13% O₂ normiert. Zudem beruht diese Berechnung auf der Annahme, dass alle Gase korrekt berücksichtigt werden, die bei einer unvollständigen Verbrennung entstehen und bei einer vollständigen Verbrennung zu CO₂ oxidiert wären.

Durch die Rekonstruktion der CO₂-Werte zweier Fichten-Finnenkerzen-Messungen und die Annahme, dass die Messunsicherheit dieser Werte 50 % beträgt, erhöht dies vor allem die Unsicherheit der UHC Emissionsfaktoren. Auf die Emissionsfaktoren von CO und Feinstaub ist die Auswirkung gering.

Bei den Emissionsfaktoren von CO und Feinstaub der Feuerschale wurden die unverbrannten Kohlenwasserstoffe vernachlässigt. Bei der Feuerschale 1, welche korrekt gemessen wurde, ist die Auswirkung auf die Emissionsfaktoren von CO und Feinstaub 2%. Durch die Vernachlässigung der unverbrannten Kohlenwasserstoffe für die Berechnung von CO₂ netto, ist dieses kleiner, und da die zu normierenden Werte durch das CO₂ netto geteilt werden, sind die berechneten Emissionsfaktoren höher als sie es mit UHC Berücksichtigung wären.

7 Schluss

7.1 Diskussion

Die Grössenordnung der berechneten Emissionsfaktoren liegen im Erwartungsbereich. Bei den CO-Emissionsfaktoren ist die Vergleichbarkeit mit den Werten aus dem Emissionsinventar des BAFU klar gegeben, weil die CO-Emissionen klar definiert sind und keinen Definitionsspielraum haben. Bei den Kohlenwasserstoff-Emissionsfaktoren ist die Vergleichbarkeit weniger gegeben, weil in diesem Projekt alle Kohlenwasserstoffe berücksichtigt wurden, im Gegensatz zu den Daten aus dem Emissionsinventar, die nur gewisse Kohlenwasserstoffe berücksichtigt haben. Bei den Feinstaub-Emissionsfaktoren ist die Vergleichbarkeit mit den offenen Cheminées gegeben. Es ist plausibel, dass die offenen Feuer, die untersucht wurden, etwas höhere Emissionen verursachen.

Durch die Abgasmodellierung mit Cantera in Python konnte die unvollständige Verbrennung auf eine experimentelle Art berücksichtigt werden, um die Emissionen mit der erzeugten Leistung in Verbindung zu bringen. Es wurde festgestellt, dass der Einfluss der Zusammensetzung der Holzart grösser ist als die unvollständige Verbrennung im Bereich, in dem sich die Emissionen befinden. Die Berechnung beruht auf der Annahme, dass der gemessene CO-Gehalt und der CO-Gehalt im gerechneten Abgas, in beiden Fällen repräsentativ für die unvollständige Verbrennung ist.

Der Einfluss der Jahreszeit und der Umgebungstemperatur hat auf die Streuung einen Einfluss, diese wird dadurch breiter. Da dreiviertel der Messungen im Sommer durchgeführt wurden, haben die Emissionsfaktoren eine durchschnittliche Umgebungstemperatur, die über 20°C liegt. Eine höhere Lufttemperatur hat einen positiven Einfluss auf die Verbrennung. Bei höherer Lufttemperatur hat die Umgebungsluft einen höheren absoluten Wassergehalt, dieser wirkt dem positiven Effekt der höheren Temperatur auf die Verbrennung entgegen. Durch die Vergleiche der Abbrände konnte bei den Finnenkerzen keine Abhängigkeit der Umgebungstemperatur festgestellt werden. Die Emissionsfaktoren haben keinen Trend, der auf die Jahreszeit bezogen werden kann. Bei den Feuerschalen-Abbränden ist eine Abhängigkeit der Umgebungsbedingungen möglich. Der Feuerschalen-Versuch, welcher im Winter durchgeführt wurde, hat ein deutlich anderes Abbrand-Verhalten als die 3 Feuerschalen im Sommer. Die Emissionsfaktoren aller Feuerschalen befinden sich überraschender Weise im selben Bereich, somit kann der Einfluss der Umgebung, falls vorhanden, als nicht gross definiert werden.

7.2 Fazit

Das Hauptziel dieser Bachelor-Thesis war es, zuverlässige Emissionsfaktoren offener Feuer zu bestimmen. Durch die ausführliche Fehlerrechnung, Berücksichtigung der Streuung und Dokumentation der Abbrände und Vergleich mit dem Emissionsinventar dürfen die berechneten Emissionsfaktoren als repräsentativ für die untersuchten offenen Feuer betrachtet werden. Für die Emissionsfaktoren der Fichten-Finnenkerzen wurden die meisten unabhängigen Messungen durchgeführt, dadurch haben diese Emissionsfaktoren am meisten Aussagekraft. Es wurden alle relevanten Unsicherheiten, die eruiert wurden, berücksichtigt. Diese umfassen Unterschiede in den Abbränden aufgrund Holzzusammensetzung und Umgebungsbedingungen durch die Streuung, Einfluss der unvollständigen Verbrennung auf die Abgasmenge, die pro Kilo Holz entsteht, Messunsicherheiten der Messgeräte und Fehlerfortpflanzung der Normierung mit allen gemessenen Kohlenstoffen im Abgas. Durch die Berücksichtigung dieser Faktoren haben die Emissionsfaktoren eine durchschnittliche Unsicherheit von 30% für CO, 20% für UHC und 60% für Feinstaub. Um die Emissionsfaktoren zuverlässiger zu bestimmen, müssen weitere Messungen durchgeführt und die Unsicherheit, welche durch die Berechnung der Normierung vergrössert wird, minimiert werden.

Der Verbrennungsprozess konnte ausführlich analysiert werden. Bei den Finnenkerzen sind die Brandphasen ausgeprägt und äussern sich deutlich durch einen Trend in den Emissionen. Bei der Feuerschale gibt es mehr Einflussfaktoren, durch den Betreiber und die Umgebungsbedingungen,

welche die Verbrennung beeinflussen. Um die Verbrennung der Feuerschalen besser zu verstehen, müssen mehr Messungen durchgeführt werden.

Auffallend ist der Feinstaub-Emissionsfaktor der Kiefer-Finnenkerzen. Obwohl alle Abbrände ohne Probleme verlaufen sind, haben die meisten Kiefer-Finnenkerzen, insbesondere in der Brandphase mit intensiver Flamme, dunklen Rauch produziert. Diese Finnenkerzen aus Kiefer werden jedoch von Landi in Zukunft nicht mehr angeboten, weil sie ihren Bedarf lokal decken und nicht mehr Holz aus Kroatien importieren.

Die Finnenkerzen produzieren in jeder Kategorie der Emissionsfaktoren höhere Emissionen Leistungsbezogen als die Feuerschalen. Durch Vergleich mit dem Verlauf der Emissionen wird bei den Finnenkerzen im letzten Drittel des Abbrandes, nachdem die Flamme ausgegangen ist, am meisten CO und UHC produziert. Bei den verwendeten Finnenkerzen gibt der Vertreiber Landi eine Brandzeit von 1.5 – 2h an. Würde dies auf 1h reduziert werden, würden die Emissionsfaktoren um knapp zwei Drittel reduziert werden.

7.3 Empfehlung

Auf die Empfehlung für den Betrieb offener Feuer wird im Kapitel 8 Best Practice Bezug genommen. Ein Ansatz, um die Messunsicherheit und die Unsicherheit der Emissionsfaktoren zu verkleinern, ist, alle Abgase bei der gleichen Verdünnung zu messen. Dadurch entfällt ein Grossteil der Umrechnung für die Normierung. Das DIEM Messverfahren könnte um ein Kohlenwasserstoff Messgerät erweitert werden und würde somit eigenständig in der Lage sein, unvollständige Verbrennungsprozesse umfassend zu quantifizieren. Zudem würde das Messen bei einer Abgasverdünnung die Zuverlässigkeit der Emissionsfaktoren erhöhen und die Auswertung vereinfachen.

Es wird empfohlen, für offene Feuer verlässliche Messgeräte zu verwenden, die möglichst unempfindlich sind oder durch eine zusätzliche Abgas Verdünnung geschützt werden. Dies soll vorbeugen, dass beschädigte Messgeräte nicht korrekt messen und somit die Auswertung deutlich erschweren und ungenauer machen.

Um die Untersuchung offener Feuer weiterzuführen müssen weitere Messungen durchgeführt werden. Bei den Feuerschalen würde es Sinn machen, ein anderes Konzept für das Nachlegen oder die gesamte Durchführung zu wählen, um den Einfluss des Betreibers abzuschätzen, da bei den Feuerschalen ein grosser Spielraum für den Betrieb besteht. Eine weitere interessante Art offener Feuer, um die Relevanz abzuschätzen sind Grills mit Holzkohle. Diese könnten mit den Feuerschalen verglichen werden, um Aussagen über den Nutzen von verarbeitetem Holz zu machen im Bezug auf die Emissionen und ob sich dies in der gesamten Bilanz, mit Einbezug von Aufwand und verhinderte Emissionen, lohnt.

Falls eine Thematik noch vertiefter behandelt werden könnte, wäre dies der Feinstaub. Für die Feinstaub Emission konnte bei keiner Feuerungsart ein Trend ausgemacht werden und es wurde nicht herausgefunden, wie die Abhängigkeiten sind. Dies könnte ein Fokus für weitere Messungen und Untersuchungen im Bereich der offenen Feuer mit der DIEM Messmethode sein.

8 Best Practice

In diesem Kapitel wird eine Empfehlung für den Betrieb von offenen Feuern abgegeben. Diese beruht auf der Erfahrung von 14 Finnenkerzen-Abbränden und 4 Feuerschalen-Versuchen.

Feuerschale

Anhand der nachfolgenden Abbildungen wird der Unterschied zwischen der Anfeuerung von unten oder oben aufgezeigt.



Anfeuerung von unten	Anfeuerung von oben
	
<p>Die Anfeuerung von unten ist die konventionelle Methode. Das Holz wird meistens in einer Kegel-Form gestapelt und in der Mitte an-gezündet. Dadurch wird viel Holz zuerst vor-gewärmt und anschliessend vergast. Die Gase haben zu wenig Zeit in der heissen Zone, um zu oxidieren, weil die heisse Zone darunter liegt.</p>	<p>Für die Anfeuerung von oben wird das Holz horizontal gestapelt, indem dickere Scheite unten platziert werden und dünne oben. Dies verspricht einen vollständigeren Verbrennungs-prozess, weil die heisse Zone stets über dem Holz ist und die Gase hindurch müssen und Zeit haben, vollständig zu oxidieren.</p>

Tabelle 16: Vergleich der Anfeuerung bei der Feuerschale

In der Abbildung 53 ist der Unterschied anhand der CO- und Feinstaub-Emissionen ersichtlich. Rot dargestellt ist die Anfeuerung von unten und grün die Anfeuerung von oben.

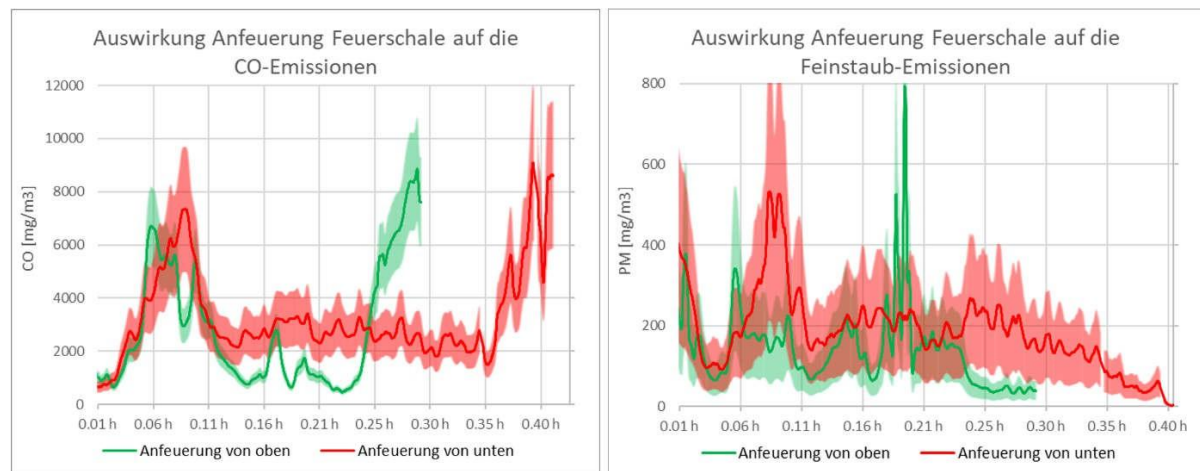


Abbildung 53: Vergleich der Emissionen der Anfeuerung von unten und oben. Die Anfeuerung von oben hat einen kürzeren Verlauf, weil der Holzumsatz höher war.

Es wird empfohlen, wenn die Umgebungstemperatur nicht zu tief ist, das Feuer von oben anzuzünden.

In den nachfolgenden Abbildungen wird der Unterschied beim Nachlegen der Feuerschale aufgezeigt.

Viel Holz auf einmal nachlegen	Holz gestaffelt nachlegen
	

Tabelle 17: Vergleich Feuerschale Nachlegen

Durch das gestaffelte Nachlegen sind die Emissionen, vor allem von Feinstaub, deutlich tiefer als wenn die gleiche Menge Holz auf einmal aufgelegt wird. Die Abmessung der Scheite hat auch einen Einfluss, je dünner sie sind, desto grösser ist die Oberfläche zum Volumen und sie brennen schneller.

Es wird empfohlen Holzscheite gestaffelt nachzulegen und grosse Stücke vor dem Auflegen zu spalten, um die Oberfläche zu vergrössern.

Finnenkerzen

Bei den Finnenkerzen gibt es beim Abbrandverhalten Unterschiede wie Tag und Nacht, jedoch hat dies keinen grossen Einfluss auf die Emissionen, solange die Finnenkerze brennt. Es gab von 14 Finnenkerzen eine, die nicht gebrannt hat. Diese Finnenkerze wies den höchsten Wassergehalt mit 16% auf und die eingeschnittenen Schlitzze waren sehr schmal.

In den folgenden Abbildungen wird der Unterschied von gut und schlecht brennenden Finnenkerzen aufgezeigt.



Schlecht brennende Finnenkerze	Gut brennende Finnenkerze
	
<p>Die Finnenkerzen mit schmalen Schlitzzen hatten meistens Probleme, eine intensive Flamme zu bilden, siehe Abbildung links. Je nach Holzzusammensetzung gibt es Kerzen, welche sich ausdehnen und durch die Ausdehnung die Luftzufuhr verstopfen, siehe Abbildung rechts.</p>	<p>Links ist eine Finnenkerze mit intensiver Flamme aufgrund von breiten Schlitzzen. Rechts ist eine Finnenkerze mit einem hohen Harzgehalt, was durch viele austretende Stellen ersichtlich war.</p>

Tabelle 18: Vergleich des Brandverhaltens der Finnenkerzen

EUT-P6-20FS-Cavalloni

Nach etwa 10 Minuten der Abbrandszeit ist ersichtlich, ob die Finnenkerze gut brennen wird oder nicht. Bei gut brennenden Finnenkerzen hat sich nach 10 Minuten eine 30cm hohe und intensive Flamme gebildet. Finnenkerzen, die ein schlecht brennendes Verhalten aufweisen, sollten gelöscht werden, weil diese bis zum Schluss nicht richtig brennen und erneutes anzünden keine Auswirkung hat.

Um eine schlecht brennende Finnenkerze vorzubeugen, wird empfohlen, schon beim Kauf auf die Schlitzre zu achten, diese sollten knapp fingerbreit sein. Falls die Schlitzre schmaler sind, können diese von Hand etwas aufgespalten werden. Dabei muss drauf geachtet werden, dass der Fuss (der nicht eingeschnittene Teil unten) nicht aufgespalten wird, weil sonst die Finnenkerze bis auf den Boden durchbrennt.

Durch die Streuung der Finnenkerzen beider Holzarten konnte gezeigt werden, dass die Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoff-Emissionen einem deutlichen Trend folgen. Nachdem die Flamme ausgeht steigen die Emissionen an und verursachen den Grossteil der absoluten Emissionen. Dies ist insbesondere bei Kohlenmonoxid der Fall. In der nachfolgenden Abbildung 54 ist die Abhängigkeit der CO-Emissionen von der Brandphase dargestellt.

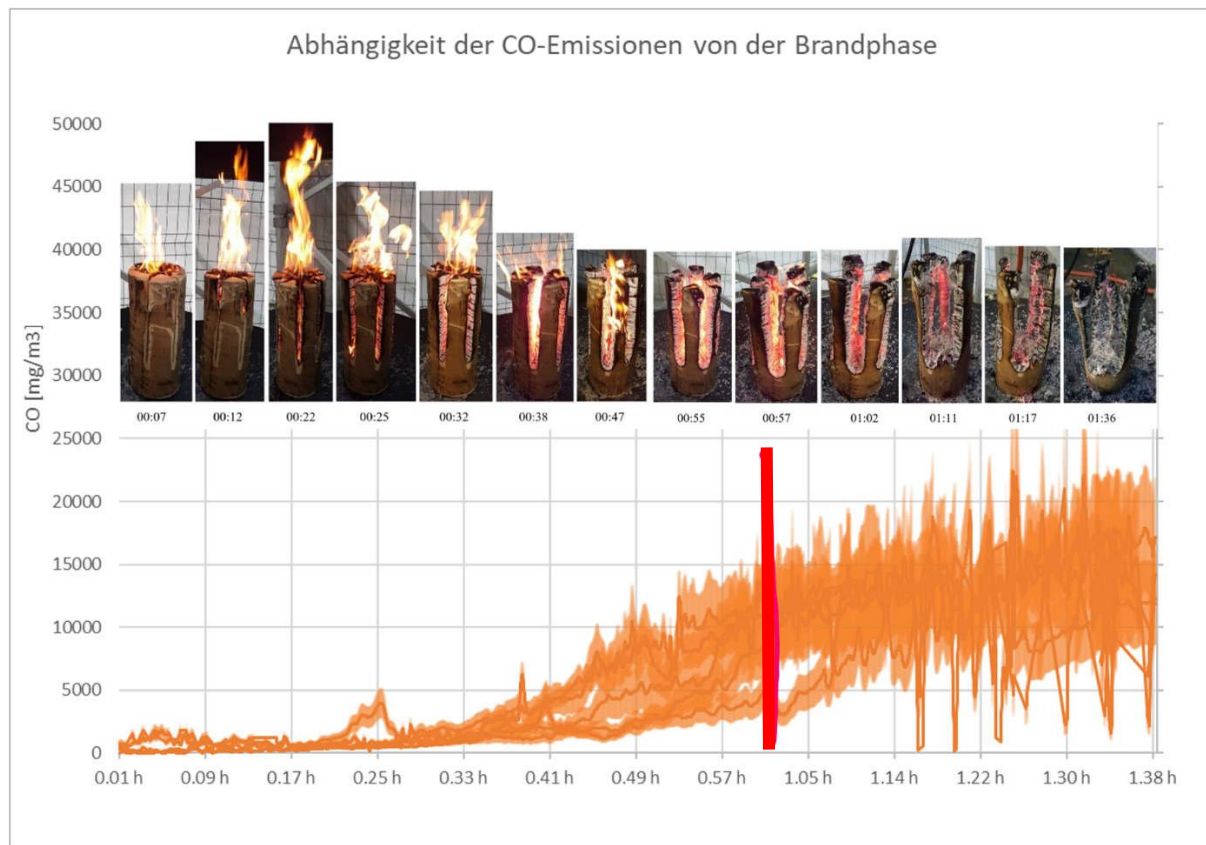


Abbildung 54: Verlauf der CO-Emissionen bei der Finnenkerze

Es ist ersichtlich, dass nach zwei Drittel der Abbrandszeit, beim roten Strich, die Emissionen erheblich angestiegen sind und hoch bleiben. Um diesen Teil der Emissionen zu vermeiden, wird empfohlen, die Finnenkerze nachdem die Flamme ausgegangen ist oder die Flamme sehr schwach ist zu löschen. Das übrige Holz kann, wenn es wieder trocken ist, zu Scheiten verarbeitet werden und in einer Feuerschale verwendet werden.

9 Reflexion

Über den Projektverlauf wurden viele Erfahrungen gesammelt. In diesem Kapitel wird der ganze Prozess reflektiert.

9.1 Selbsteinschätzung

Die regelmässigen Sitzungen mit meinem Projekt-Coach waren eine grosse Stütze in dieser Zeit, um nicht das Gefühl zu haben, man ist ganz auf sich allein gestellt und isoliert. Ich bin sehr dankbar. Es hat Spass gemacht, zusammen mit meinem Betreuer den Regler für das DIEM zu verbessern, zu testen und während den Messungen anzuwenden. Mein Betreuer Nemo Lohberger hat mich sehr motiviert und auch inspiriert durch seinen Einsatz.

Es war eine Herausforderung, zwei neue Programme, Python und Labview, in der Lockdown Zeit zu lernen. Insbesondere Python und Cantera waren sehr spannend, weil schon nach kurzer Zeit eigene Skripts geschrieben werden konnten, die in direktem Projektzusammenhang verwendet wurden. Dies gab ein Gefühl, durch die aufgewendete Zeit einen wirklichen Nutzen zu haben. Bei Labview wurden die Vorlesungs-Folien des Labview-Moduls des Studiengangs Maschinenbau durchgearbeitet, was relativ viel Zeit in Anspruch nahm und im Projektzusammenhang wenig geholfen hat. Die verwendeten geschriebenen Programme für die Auswertung sind sehr komplex und es war schwierig, diese nicht zu verschlimmbessern. Es wurden trotzdem kleine Änderungen vorgenommen. Ich habe entschieden, dass Labview für die Implementierung der Fehlerberechnung zu aufwändig ist und so wurde der Hauptteil der Auswertung in Excel durchgeführt, mit Einbezug der Rechnungen aus Python und der Daten-Aufbereitung aus Labview. Dies war eine gute Entscheidung, weil dadurch mehr Zeit für die Materie der Auswertung zur Verfügung stand. Das persönliche Ziel, die ganze Auswertung in einem Programm durchzuführen, wurde nicht erreicht, aber war im Nachhinein auch unrealistisch, da verschiedene Themen behandelt wurden. Die Auswertung wurde nach eigener Einschätzung etwas zu detailliert gemacht, weil ein grosses Interesse bestand, qualitativ gute Resultate zu generieren.

Ein Problem war, dass die Messungen wegen der Krise erst gegen Ende des Projektes durchgeführt werden konnten. Trotzdem war ich sehr motiviert, viele Messungen zu machen. Dadurch, dass Messungen nicht erfolgreich waren und durch die Messungen viele Daten zum Auswerten vorhanden waren, wurde die Zeit knapp, um den Bericht zu schreiben. Durch eine intensive letzte Phase konnte der Bericht trotzdem geschrieben werden, obwohl ich für gewisse Abschnitte gerne mehr Zeit zur Verfügung gehabt hätte, um qualitativ hochwertigere Aussagen kompakter zu übermitteln.

Eine Schwierigkeit beim Schreiben war, einen Schritt zurückzutreten und Zusammenhänge zu beschreiben, welche durch die Arbeit an diesem Projekt und dem Vorprojekt logisch und irrelevant geworden sind. Dies wurde durch die eigene Reflektion und Rückmeldungen bewusst. Eine weitere Schwierigkeit war der eigene Anspruch, die Auswertung vollständig abzuschliessen, bevor am Bericht geschrieben wird, weil die Auswertung einen grossen Einfluss auf den Umfang und die Struktur des Berichts hat.

Durch die Arbeit an der Bachelor-Thesis habe ich meine Fähigkeiten und Persönlichkeit besser kennengelernt. Die Grenzen meiner Fähigkeiten ist grösstenteils von meiner Einstellung abhängig und vom Willen, die Herausforderungen zu meistern. Für meine persönliche Entwicklung war die Corona-Krise eine grosse Chance, die ich genutzt habe. Nach diesem Prozess fühle ich mich kompetenter und bereit, grössere Herausforderungen in Angriff zu nehmen.

9.2 Lessons learned

- Zielorientiert arbeiten, auf den Prozess konzentrieren und nur über die Lösung von Problemen nachdenken, als zu viel über die Probleme nachdenken.
- Neue Programme lernen und anwenden ist sehr spannend. Dies hat mich motiviert, noch mehr zu lernen.
- Ein Gefühl bekommen, je mehr man lernt, desto mehr möchte man dazu lernen.
- Durch intensives Arbeiten mit dem Regler des DIEM wurde das Verständnis der Regelungstechnik verbessert.
- Mehr auf die gesamten Zusammenhänge achten, als auf kleine Details konzentrieren. Dies wurde insbesondere bei der Auswertung gegen den Schluss gelernt, weil die Auswertung sonst viel länger gegangen wäre.
- Fixe Termine wie für Sitzungen helfen, motiviert zu bleiben
- Die Kommunikation ist ein wesentlicher Bestandteil in einem Projekt
- Eine strukturierte Arbeitsweise ist sehr hilfreich, um eigene Fehler schneller zu erkennen
- Die eigenen Stärken und Schwächen besser kennengelernt und durch Auseinandersetzung den Umgang damit verbessert zu haben.

9.3 Projektverlauf

Zu Beginn des Projektes war alles noch normal und es wurde die Projektplanung für den Projektauftrag ausführlich beschrieben. Ab der Semesterwoche 5 kam der Lockdown und es war ungewiss, wie sich die Situation entwickelt. In dieser Zeit wurden die Programme gelernt, regelmässige Sitzungen durchgeführt und der DIEM-Regler bearbeitet und getestet. Die Programme zu lernen und sich damit auseinanderzusetzen, war viel mit eigenem Interesse verbunden und hatte je nachdem keinen Einfluss auf den Projekterfolg. Diese aufgewendete Zeit wurde aufgeschrieben, aber abgerundet. Um den Regler zu testen wurde der DIEM-Koffer bei Herr Strebel abgeholt und nach Hause genommen. Zudem wurden in dieser Zeit die Messungen aus dem Vorgängerprojekt nochmals ausgewertet und versucht, ein standardisiertes Auswertungsvorgehen zu entwickeln. Ab der Projektwoche und gegen Ende Semester mussten viele Arbeiten für die 6 eingeschriebenen Module und für das Teegschäft erledigt werden, für welches die Krise schwierig war. In der Zeit der MSP's wurden die Messungen durchgeführt. Durch die Probleme bei den Messungen konnte die Auswertung nicht so wie geplant durchgeführt werden und fast jede Messung musste als unabhängiges System ausgewertet werden. Dadurch blieb nicht mehr viel Zeit, um den Bericht fertigzustellen, darum wurde in den letzten beiden Wochen sehr intensiv gearbeitet und ein Viertel der Arbeitszeit aufgewendet.

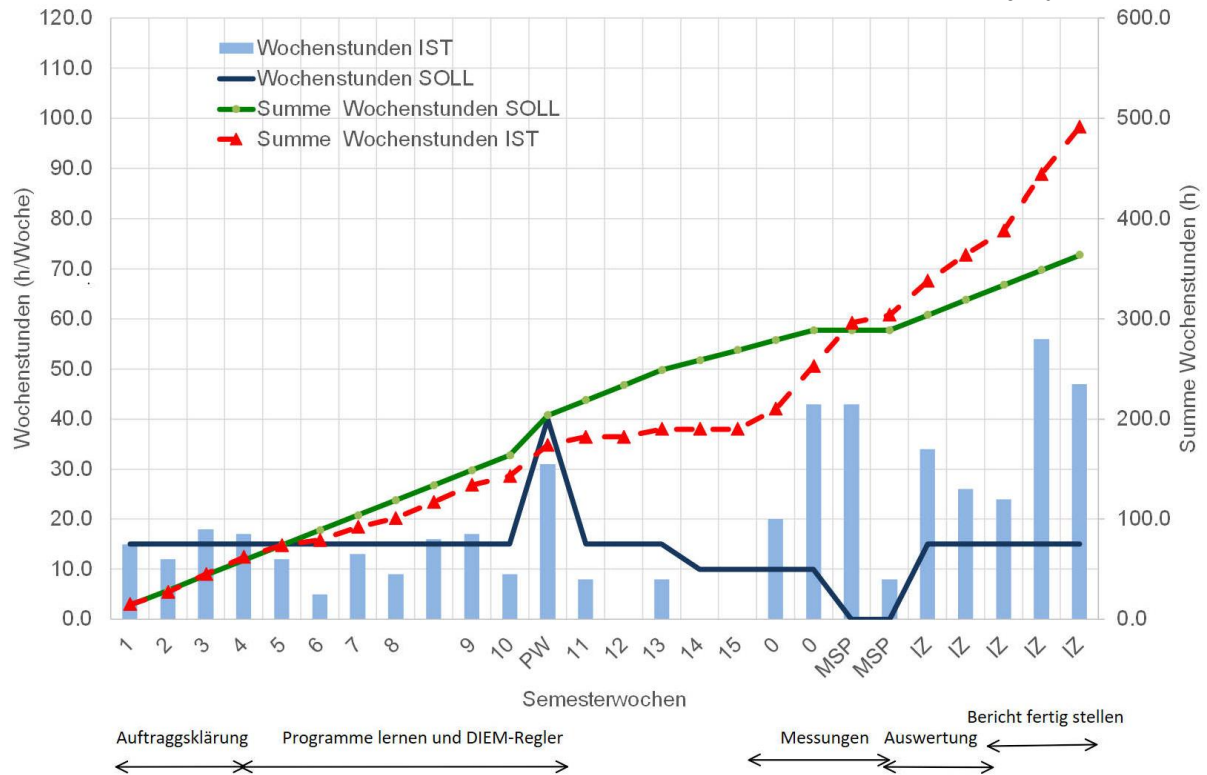


Abbildung 55: Projektverlauf

9.4 Technische Probleme

Es gab während dem Projekt einige technische Probleme. Dass die Messgeräte nicht zuverlässig gemessen haben und zum Teil ausgestiegen sind, erhöhte die Unsicherheit und den Aufwand für die Auswertung. Da der Versuchsaufbau draussen war unter dem Veloständer, musste für jeden Messtag die Messgeräte herausgebracht und installiert werden. Dies war ein Zusatzaufwand, der Zeit gekostet hat und auch fehleranfällig war. Es bedarf hoher Konzentration, diesen Aufbau jedes Mal korrekt aufzubauen und dies war keine Garantie, dass die Messung reibungsfrei verläuft. Am letzten Messtag wurde der Strom unterbrochen, weil die Sicherung ausfiel. An diesem Tag wurde das FID beschädigt. Es kann nicht bestätigt werden, dass die beiden Ereignisse in Verbindung stehen, es liegt jedoch nahe.

Die ganze Auswertung wurde auf einem Surface pro Laptop mit einem 12 Zoll Bildschirm und 8GB Arbeitsspeicher durchgeführt. Falls die Auswertung weiterbearbeitet werden muss, würde ein Gerät mit mehr Leistung und mindestens einem grossen Bildschirm besorgt werden. Es war mühsam bei regelmässigen Wartezeiten von 10 Sekunden.

10 Danksagung

An dieser Stelle bedanke ich mich bei all denjenigen, die mich während der Erstellung dieser Bachelorarbeit motiviert und unterstützt haben.

Als erstes gebührt mein Dank Herr Prof. Dr. Timothy Griffin, der mein vorheriges Projekt sowie diese Bachelorarbeit begleitet und betreut hat. Für die Inputs und die konstruktive Kritik während der Ausarbeitung dieser Arbeiten bedanke ich mich herzlich.

Ich bedanke mich bei meinem Fachbetreuer Nemo Lohberger für seinen unermüdlichen Einsatz und die Unterstützung bei der Erstellung dieser Bachelorarbeit.

Ein besonderer Dank gilt Herr dipl. Natw. ETH Rainer Kegel vom BAFU für die unkomplizierte Zusammenarbeit.

Weiter bedanke ich mich bei Erich Wildhaber, Dieter Winkler, Josef Wüest und Tom Strebel vom IBRE für die Unterstützung und Hilfestellungen während dieser Bachelorarbeit.

Ich bedanke mich bei meinen Eltern, Javorka Acimovic und Marie-Thérèse Rudolf von Rohr für die Unterstützung in der Fertigstellung dieses Berichtes durch ihr konstruktives Feedback.

Ich danke dem Studiengangleiter Herr Prof. Dr. Christoph Gossweiler von Herzen für seine aufrichtige Unterstützung während meiner ganzen Studienzeit. Sein Enthusiasmus für den Studiengang Energie- und Umwelttechnik hat mich inspiriert und wird mich weiter begleiten.

Ebenfalls bedanke ich mich bei meinen Kollegen und Kolleginnen vom Studiengang Energie- und Umwelttechnik, die mir stetig mit viel Interesse und Hilfsbereitschaft zur Seite standen.

Ich bedanke mich herzlich bei meiner Arbeitgeberin Meng-Lin Chou für ihr Verständnis und die Unterstützung während der ganzen Studienzeit.

Abschliessend bedanke ich mich von Herzen bei meinen Eltern, meinen Grosseltern, meinem Bruder und all meinen Freunden, die mich stets unterstützt haben und immer ein offenes Ohr für mich hatten.

Franco Corinto Cavalloni

Regensdorf, 14.08.2020

11 Ehrlichkeitserklärung

Mit dieser Unterschrift bestätigt der Verfasser dieses Berichtes, die Arbeit selbstständig, ohne Hilfe Dritter und nur unter Verwendung der angegebenen Quellen verfasst zu haben.

Franco Cavalloni

14.08.2020, Brugg-Windisch

12 Verzeichnisse

12.1 Literaturverzeichnis

[1]	J. Wüest, N. Lohberger: Emissionen von Holzfeuerungen nach elektrostatischen Staubabscheidern, FHNW Zwischenbericht, 2018
[2]	EMIS-Kommentar: Lagerfeuer, Bundesamt für Umwelt, 2019
[3]	J. Wüest, N. Lohberger: field particle emission measurement on domestic wood firing systems retrofitted with electrostatic particle precipitators, FHNW Paper, 2018
[4]	M. Kaltschmitt, H. Hartmann, H. Hofbauer: Energie aus Biomasse, 3. Auflage, Springer-Verlag GmbH, 2016
[5]	T. Griffin, F. Vogel: Vorlesungsmaterial Energetische Nutzung Biomasse, FHNW, 2019
[6]	Bundesamt für Umwelt: Faktenblatt Emissionsfaktoren Feuerungen, 2015
[7]	S. Eigen: Telefonat und E-mailverkehr, Kull Instruments GmbH, 2020
[8]	P. Hitz: E-Mailverkehr, Landi Medienstelle, 2020
[9]	C. Gossweiler: Skript Messunsicherheit, FHNW, 2017
[10]	F. Cavalloni: Emissionsmessungen an offenen Feuerstellen mit neuer Messtechnik im Feld, P5 Bericht, FHNW, 2020
[11]	U. Sénéchal: Holzverbrennung in Kaminöfen mit Keramikfilter – experimentelle Untersuchungen und mathematische Modellierung, Doktorarbeit, T.-U. Dresden, 2013

12.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Symbolverzeichnis	4
Tabelle 2: Abkürzungsverzeichnis	4
Tabelle 3: Eigenschaften DISCmini	13
Tabelle 4: Eigenschaften MRU Optima 7.....	13
Tabelle 5: Eigenschaften Licor 840A	13
Tabelle 6: Eigenschaften MRU Vario Luxx	14
Tabelle 7: Eigenschaften Licor 840A	14
Tabelle 8: Zusammensetzung Finnenkerzen.....	15
Tabelle 9: Zusammensetzung Buche	16
Tabelle 10: Messgrößen Bezeichnung.....	18
Tabelle 11: Messunsicherheiten	29
Tabelle 12: Vereinfachung der Formeln für die Fehlerfortpflanzung. *M1(PM) ist kein Messwert sondern wird aus M1(Size) und M1(Number) berechnet.....	31
Tabelle 13: Abweichung Vgl. PM F11 + F12.....	38
Tabelle 14: Emissionsfaktoren mit Unsicherheit von 95.5% Vertrauensbereich *BAFU, Emissionsinventar, Submission 2020, (EMEP/EEA guidebook – 2019, 2006 IPCC Guidelines, Nussbaumer + Hälg, 2015) †Schweizerische Holzenergiestatistik (BFE, 2019) ††inkl. Anteil kond. VOC †††Summe von NMVOC und CH4.....	49
Tabelle 15: Absolute Emissionen	49
Tabelle 16: Vergleich der Anfeuerung bei der Feuerschale.....	53
Tabelle 17: Vergleich Feuerschale Nachlegen.....	54
Tabelle 18: Vergleich des Brandverhaltens der Finnenkerzen.....	54

12.3 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Brandphasen einer Finnenkerze.....	5
Abbildung 2: Brandverhalten Holz [5], orange markiert ist die unvollständige Verbrennung und derer Produkte.....	7
Abbildung 3: Brandverlauf Finnenkerze 3.....	8
Abbildung 4: Fotodokumentation Brandverlauf Finnenkerze 3.....	8
Abbildung 5: Brandverlauf Finnenkerze 14.....	9
Abbildung 6: Fotodokumentation Brandverlauf Finnenkerze 14.....	10
Abbildung 7: Brandverlauf Feuerschale 1	10
Abbildung 8: Brandverlauf Feuerschale 1, Paket 3	11
Abbildung 9: Aufbau DIEM.....	12
Abbildung 10: Messprinzip Diffusion Size Classifier (DiSC). Partikelgröße und Anzahl werden anhand von Diffusions- (D) und Filter-Strom (F) berechnet.....	13

Abbildung 11: MRU Varioluxx	14
Abbildung 12: Pakete Feuerschale 1.....	16
Abbildung 13: Schema des Messkonzepts.....	17
Abbildung 14: Schema Messstellen (Abgasstrom lila: Abgasverdünung, Abgasstrom blau: Zusätzliche Verdünnung).....	18
Abbildung 15: Versuchsaufbau Feuerschale und Finnenkerze	19
Abbildung 16: Versuchsaufbau Finnenkerze	19
Abbildung 17: Versuchsaufbau Finnenkerze 3 (30min)	20
Abbildung 18: Finnenkerze 3 Vorbereitung.....	20
Abbildung 19: Schwarzer Rauch Finnenkerze 14.....	21
Abbildung 20: Versuchsaufbau Feuerschale 1, Winter.....	22
Abbildung 21: Reglerverhalten Finnenkerze 11: Die Grösse I _{pump} ist die relevanteste Grösse für den Regler, es ist das Signal der Filterstufe des DISCmini umgerechnet damit 4095 das Maximum des Messbereichs darstellt. Die Grösse PWM ist die Leistung der Pumpe in Prozent.....	23
Abbildung 22: Rauchproduktion Finnenkerze	25
Abbildung 23: Vorgehen zur Berechnung der Abgasmischung bei unvollständiger Verbrennung	27
Abbildung 24: Abgas Zusammensetzung Buche	27
Abbildung 25: Vergleich Verdünnungsfaktoren Finnenkerze 11	28
Abbildung 26: Umrechnung der Messunsicherheit von einer Gleichverteilung zu einer Normalverteilung [9]	30
Abbildung 27: Einfluss unvollständige Verbrennung auf die Abgas (trocken) Menge pro Kilo Holz .	32
Abbildung 28: Berücksichtigung UHC für CO ₂ netto, Finnenkerze 3.....	34
Abbildung 29: Berücksichtigung UHC für CO, Finnenkerze 9.....	34
Abbildung 30: Berücksichtigung UHC, Feuerschale 1	35
Abbildung 31: Streuung Holzumsatz Finnenkerzen	35
Abbildung 32: Abhängigkeit CO ₂ von Holzumsatz bei der Finnenkerze	36
Abbildung 33: Funktion CO ₂ zu Holzumsatz, Finnenkerze 3.....	36
Abbildung 34: Streuung Holzumsatz Feuerschalen.....	37
Abbildung 35: Feuerschale 1 Abhängigkeit CO ₂ vom Holzumsatz.....	37
Abbildung 36: Vergleich Staubmessung Finnenkerze 11 und 12	38
Abbildung 37: Vergleich Licor 840A und MRU Varioluxx, Finnenkerze 8	39
Abbildung 38: Vergleich DIEM und Varioluxx	39
Abbildung 39: Vergleich CO Messung DIEM und Varioluxx	40
Abbildung 40: Streuung CO Finnenkerzen Fichte (Fläche ist die Messunsicherheit).....	41
Abbildung 41: Streuung CO Finnenkerzen Kiefer (Fläche ist die Messunsicherheit)	42
Abbildung 42: Streuung der CO Emissionen Feuerschalen Anfeuerung. Rot markiert ist die Feuerschale welche konventionell von unten angezündet wurde (Fläche ist die Messunsicherheit)	42
Abbildung 43: Holzumsatz Feuerschale, 12 Nachlegepakete	43

Abbildung 44: Streuung CO Nachlegepakete Feuerschale, pro Feuerschale 3 Abbrände (Fläche ist die Messunsicherheit)	43
Abbildung 45: Streuung UHC Finnenkerzen Fichte (Fläche ist die Messunsicherheit).....	44
Abbildung 46: Streuung UHC Finnenkerzen Kiefer (Fläche ist die Messunsicherheit).....	45
Abbildung 47: Streuung Partikelmasse Finnenkerzen Fichte (Fläche ist die Messunsicherheit)	45
Abbildung 48: Streuung Partikelmasse Finnenkerzen Fichte mit Achsenmaximum von 10000 mg/m ³ (Fläche ist die Messunsicherheit).....	46
Abbildung 49: Streuung Partikelmasse Finnenkerzen Kiefer (Fläche ist die Messunsicherheit).....	46
Abbildung 50: schwarzer Rauch Finnenkerze 8	47
Abbildung 51: Streuung PM-Emissionen Anfeuerung Feuerschale. Rot markiert ist die Feuerschale welche konventionell von unten angezündet wurde (Fläche ist die Messunsicherheit).....	47
Abbildung 52: Streuung PM-Emissionen Nachlegepakete Feuerschale. Rot markiert ist die Feuerschale 1, bei der die Umgebungstemperatur um 20°C tiefer war als bei den restlichen Feuerschalen (Fläche ist die Messunsicherheit)	48
Abbildung 53: Vergleich der Emissionen derAnfeuerung von unten und oben. Die Anfeuerung von oben hat einen kürzeren Verlauf, weil der Holzumsatz höher war	53
Abbildung 54: Verlauf der CO-Emissionen bei der Finnenkerze	55
Abbildung 55: Projektverlauf.....	58