Schadstoffemissionen bei der Verbrennung
von Stroh, Holz und Biogas

Dissertation
zur Erlangung des mathematisch-naturwissenschaftlichen Doktorgrades
"Doctor rerum naturalium"
der Georg-August-Universität Göttingen

im Promotionsprogramm Geowissenschaften
der Georg-August University School of Science (GAUSS)

vorgelegt von
Torben Seidel

aus Holzminden
Göttingen, 2013

Betreuungsausschuss:

Prof. Dr. Hans Ruppert, Abt. Sedimentologie/Umweltgeologie, Geowissenschaftliches Zentrum der Universität Göttingen

Prof. Dr. Stephan Weinbruch, Abt. Umweltmineralogie, Institut für angewandte Geowissenschaften der TU Darmstadt

Mitglieder der Prüfungskommission:

Referent: Prof. Dr. Hans Ruppert, Abt. Sedimentologie/Umweltgeologie, Geowissenschaftliches Zentrum der Universität Göttingen

Korreferent: Dr. Volker Lenz, Abt. Thermo-chemische Konversion, Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig

weitere Mitglieder der Prüfungskommission:

- 1) Prof. Dr. Hilmar von Eynatten, Abt. Sedimentologie/Umweltgeologie, Geowissenschaftliches Zentrum der Universität Göttingen
- 2) Dr. Volker Karius, Abt. Sedimentologie/Umweltgeologie, Geowissenschaftliches Zentrum der Universität Göttingen
- 3) Dr. Christian Ahl, Abt. Agrarpedologie, Fakultät für Agrarwissenschaften der Universität Göttingen
- 4) Prof. Dr. Norbert Lamersdorf, Abt. Ökopedologie der gemäßigten Zonen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie der Universität Göttingen

Tag der mündlichen Prüfung: 27.06.2013

Danksagung

Besonders möchte ich mich bei meinem Doktorvater bedanken, der mich in sehr zeitintensiven und fachspezifischen Diskussion, mit konstruktiver Kritik, Ideen und Anregungen, wertvollen Ratschlägen, Einblicken in sein reichhaltiges Wissen sowie sehr viel Geduld auf dem Weg zur Promotion unterstützt hat.

Ein großer Dank gilt auch den Mitarbeitern vom TFZ in Straubing Dr. Hans Hartmann, Peter Turowski und Elisabeth Rist. Ohne ihre Bereitschaft meine für diese Arbeit relevanten Wünsche umzusetzen sowie ohne ihrem fundierten Fachwissen und ihren Erfahrungen wäre diese Arbeit niemals entstanden.

Auch meinem zweiten Referenten Dr. Volker Lenz möchte ich meinen Dank aussprechen, dass er diese Aufgabe übernommen hat.

Bedanken möchte ich mich auch bei meinem Co-Betreuer Prof. Dr. Stephan Weinbruch von der TU Darmstadt und bei Prof. Dr. Norbert Lamersdorf, Dr. Christian Ahl, Dr. Volker Karius, Prof. Dr. Hilmar von Eynatten sowie Dr. Benedikt Sauer, Tino Pasold und Anja Büchner.

Besonders bedanken möchte ich mich bei Dr. Klaus Simon vom Geowissenschaftlichen Zentrum Göttingen für die Durchführung der Analysen mit dem ICP-MS sowie Laser-ICP-MS und bei Irina Ottenbacher für die Unterstützung im Labor.

Für die Förderung der Mitarbeit im Teilprojekt „Schadstoffemissionen bei der Verbrennung von Stroh, Holz und Biogas“ als Teil des Projektes "Nachhaltige Nutzung von Energie aus Biomasse im Spannungsfeld von Klimaschutz, Landschaft und Gesellschaft“ in dessen Rahmen diese Arbeit entstanden ist, möchte ich mich beim Ministerium für Wissenschaft und Kultur (MWK) bedanken.

Danke an meine Mutter, die gerne mal die Betreuung für Jonna und Jonte übernommen hat.

Ein liebevoller Dank geht an meine beiden Kinder Jonna und Jonte und an meine Frau Dana, die mir während der Arbeit immer liebevoll und geduldig zur Seite gestanden haben.

Inhalt

Inhalt.....	I
Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis.....	XI
Abkürzungsverzeichnis (allgemein).....	XIV
Abkürzungsverzeichnis (chemisch)	XV
Zusammenfassung	XVI
Summary	XVII
1 Einleitung.....	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Zielsetzung	8
2 Wissenschaftlicher Hintergrund	12
2.1 Begriffsbestimmung Schadstoff.....	12
2.2 Brennstoffzusammensetzung.....	12
2.3 Verbrennung von Biomasse	13
2.3.1 Die vier Phasen der thermo-chemischen Umwandlung	14
2.4 Brenntechnische Merkmale	18
2.4.1 Wassergehalt	18
2.4.2 Heizwert und Brennwert.....	19
2.4.3 Aschegehalt	20
2.4.4 Ascheerweichungsverhalten	20
2.4.5 Flüchtige Bestandteile	22
2.4.6 Elementarzusammensetzung	22
2.5 Emissionen bei der Biomasseverbrennung.....	26
2.5.1 Begriffsbestimmung Feinstaub.....	26
2.5.2 Aerosole.....	29
2.6 Bildung von Verbrennungsaerosolen	30
2.6.1 Homogene und heterogene Keimbildung.....	31
2.6.2 Partikelwachstum	32
2.6.3 Freisetzung von Asche in die Atmosphäre	33
2.7 Produkte aus der Verbrennung	34
2.7.1 Produkte aus einer unvollständigen Verbrennung.....	34
2.7.2 Produkte aus einer vollständigen Verbrennung.....	36
2.8 Stickoxide.....	38
2.9 Kohlenstoffmonoxid und gasförmige Kohlenwasserstoffe	39
2.10 Verflüchtigung und Kondensation von Schwermetallen.....	39
2.11 Feuerraumauskleidung	43
2.11.1 Schamottesteine.....	43
2.11.2 Wärmeaustausch.....	46
3 Gesetzliche Regelungen zur Begrenzung von Emissionen.....	48

3.1	Kleinfeuerungsanlagen.....	48
3.2	Großfeuerungsanlagen.....	48
4	Auswahl und Beschreibungen der ausgewählten Feuerungs-anlagen	49
4.1	Kleinfeuerungsanlagen.....	49
4.2	Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H.....	56
4.3	Sonderfall: Großfeuerungsanlage Blockheizkraftwerk Jühnde.....	57
5	Methodik.....	59
5.1	Aufbau des Versuchsstandes	59
5.1.1	Abgasmessstrecke	59
5.1.2	Wärmeleitungsmessstrecke.....	61
5.1.3	Brennstoffverbrauch.....	61
5.1.4	Mess- und Analyseverfahren.....	61
5.2	Prinzip der gravimetrischen Staubmessung.....	64
5.3	Probenahme.....	66
5.3.1	Brennstoff.....	66
5.3.2	Grobaschen.....	66
5.3.3	Flugstaub	66
5.4	Eingesetzte Brennstoffe.....	69
5.5	Probenpräparation	70
5.6	Analyse von Brennstoff, Asche, Kondensat und Staub.....	70
5.6.1	Aufschlussverfahren.....	70
5.7	Aschegehaltsbestimmung und Glühverlustbestimmung	73
5.8	Abgasuntersuchung	74
5.9	Wasserlöslichkeit.....	74
5.10	Phasenanalyse von Rückständen aus dem elektrostatischen Abscheider Spanner Re ²	74
5.11	Fehlerbetrachtung bei dem methodischen Vorgehen	74
5.12	Analysenverfahren.....	84
5.12.1	Optische Emissionsspektrometrie (ICP-OES).....	84
5.12.2	Massenspektrometrie (ICP-MS).....	84
5.12.3	Laser-ICP-MS	85
5.13	Sekundärmaßnahmen mit staubabscheidender Wirkung.....	86
5.13.1	Elektrostatischer Abscheider bzw. E-Filter.....	86
5.13.2	Sekundärwärmetauscher bzw. Kondensationswärmetauscher	87
5.14	Korngrößenverteilung	89
5.15	Messung an der Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H.....	90
5.16	Messung am BHKW Jühnde	91
6	Beschreibung der Strategie zur Stoffbilanzierung.....	92
6.1	Der Bilanzraum	92
6.2	Bilanzierte Stoffe.....	94
6.3	Daten für die Stoffbilanzen	94

6.4	Ermittlung von Stoffbilanzen anhand von Elementmassenströmen	94
6.5	Wiederfindung der Elemente	96
7	Ergebnisdarstellung, Bewertung & Interpretation	97
7.1	Ergebnisdarstellung	97
7.2	Elementkonzentrationen in den eingesetzten Brennstoffen und den einzelnen im Verbrennungssystem anfallenden Aschefractionen	98
7.3	Hintergrundbelastung durch die Verdünnung des Abgases mit Raumluft - Die Nullmessung	117
7.3.1	Interpretation & Diskussion	119
7.4	Totalaufschluss der Quarzfaserfilter mit $\varnothing$ 150 mm	121
7.5	Zusammenhang der unverdünnten Beladung des $\varnothing$ 150 mm und des $\varnothing$ 45 mm Filters	122
7.5.1	Bewertung des Zusammenhangs der Beladungen des 150 mm und des 45 mm Filters.	123
8	Emissionsmessergebnisse	125
8.1	Integrative Betrachtung der Versuchsergebnisse	125
8.2	Emissionen von CO, C _n H _m und Gesamtstaub	125
8.2.1	Zusammenhang zwischen Abgastemperatur und Luftüberschusszahl	126
8.2.2	Zusammenhang zwischen der Gesamtstaubemissionen und Konzentrationen der aerosolbildenden Elemente im Brennstoff	131
8.2.3	Zusammenhang zwischen der Partikelanzahl (<1 μ m) und der Konzentration an Aerosolbildnern	133
9	Einzelmessungen der Klein -und Großfeuerungsanlagen	134
9.1	Einfluss des Brennstoffes, des EA und des SWT	137
9.2	Kaminofen Buderus Blueline	137
9.2.1	Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte	138
9.2.2	Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C _n H _m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl	140
9.2.3	Einfluss des Brennstoffes auf die Gesamtstaubemissionen	142
9.2.4	Einfluss des Brennstoffes auf die Emissionen von C _n H _m und CO	142
9.2.5	Einfluss eines EA auf die Gesamtstaubemissionen	142
9.2.6	Einfluss eines EA auf die Emissionen von C _n H _m und CO	142
9.2.7	Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur	142
9.2.8	Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl (λ)	142
9.2.9	Partikelgrößenverteilung	142
9.3	Pelletofen Wodtke ivo.tec	145
9.3.1	Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte	145
9.3.2	Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C _n H _m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl	145
9.3.3	Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur	146
9.3.4	Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl	146

9.4	Pelletkessel KWB Easyfire	147
9.4.1	Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte	147
9.4.2	Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C _n H _m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl.....	148
9.4.3	Einfluss eines SWT auf die Gesamtstaubemissionen.....	149
9.4.4	Einfluss eines SWT auf die Emission von CO und C _n H _m	149
9.4.5	Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur	149
9.4.6	Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl	149
9.4.7	Bewertung der Emissionsänderungen von CO, C _n H _m und Gesamtstaub.....	149
9.4.8	Partikelgrößenverteilung	149
9.5	Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip	150
9.5.1	Einfluss des Brennstoffes auf die Gesamtstaubemission	151
9.5.2	Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte	151
9.5.3	Bewertung der Emissionsänderung von Gesamtstaub und CO	152
9.5.4	Einfluss des EA auf die Gesamtstaubemission.....	153
9.5.5	Einfluss des EA auf die Emission von CO und C _n H _m	154
9.5.6	Einfluss eines SWT auf die Gesamtstaubemissionen.....	154
9.5.7	Einfluss des SWT auf die Emission von CO und C _n H _m	154
9.5.8	Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C _n H _m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl.....	154
9.5.9	Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur	156
9.5.10	Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl	156
9.5.11	Einfluss eines EA auf die Gesamtstaubemissionen.....	156
9.5.12	Einfluss eines EA auf die Emissionen von CO und C _n H _m	156
9.5.13	Einfluss eines SWT auf die Gesamtstaubemissionen.....	156
9.5.14	Einfluss eines SWT auf die Emissionen von C _n H _m und CO	156
9.5.15	Partikelgrößenverteilung	156
9.6	Emissionen aus dem Scheitholzessel HDG Navora	159
9.6.1	Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte	159
9.6.2	Bewertung der Emissionsänderung von CO und Gesamtstaub	160
9.6.3	Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C _n H _m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl.....	160
9.6.4	Einfluss des Brennstoffes auf die Gesamtstaubemissionen.....	161
9.6.5	Einfluss des Brennstoffes auf die Emissionen von CO und C _n H _m	161
9.6.6	Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur	161
9.6.7	Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl	161
9.6.8	Partikelgrößenverteilung	162
9.7	Emissionen aus der Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H.....	163

9.7.1	Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte	163
9.7.2	Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl.....	163
9.7.3	Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur	164
9.7.4	Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl	164
9.8	BHKW Jühnde	164
9.8.1	Probenahme für die anorganische Analytik.....	164
9.8.2	Berechnung des im Abgas vorhandenen H_2O_1	165
9.8.3	Berechnung des Energieinhalts des verbrannten Biogases.....	166
9.8.4	Anorganische Analyse des Kondensats	166
9.8.5	Partikelgrößenverteilung	167
9.9	Diskussion & Schlussfolgerung	167
10	Asche- und Elementbilanzen bei Groß- und Kleinfeuerungsanlagen.....	171
10.1	Wiederfindung der Aschen im Verbrennungssystem.....	171
10.1.1	Ergebnisse	173
10.1.2	Mögliche Fehlerquellen bzw. Einflüsse auf die Wiederfindung der Aschen aus den Feuerungsanlagen	173
10.1.3	Diskussion und Schlussfolgerung.....	174
10.2	Wiederfindung der Elemente.....	175
10.2.1	Ergebnisse	176
10.2.2	Mögliche Fehlerquellen bzw. Einflüsse auf die Wiederfindung	178
10.2.3	Inhomogenität durch lateral anhaftendes Bodenmaterial am eingesetzten Brennstoff	182
10.2.4	Diskussion & Schlussfolgerung	183
11	Elementmassenströme [mg/MJ] und relative Elementverteilung	186
11.1	Elementmassenströme in [mg/MJ] in den anlagenspezifische Rückständen mit Ausnahme des Rückstandes auf dem Filter	186
11.1.1	Ergebnisse	194
11.1.2	Diskussion & Schlussfolgerung	201
11.2	Elementmassenströme [mg/MJ] in die Atmosphäre.....	202
11.2.1	Ergebnisse & Diskussion.....	203
11.3	Verteilung der relativen Elementanteile im Feuerungssystem	215
11.3.1	Diskussion	219
12	Aerosoldeposition im Abgasweg.....	219
12.1	Aerosoldeposition im Abgasweg - Der Prüfstandsversuch	220
12.2	Aerosoldeposition im Abgasweg - Zwei Feldversuche	221
12.3	Ergebnisse	222
13	Die Feuerraumauskleidung: Quelle und/oder Senke für Elemente?.....	224
13.1	Die Feuerraumauskleidung: Senke für emittierte Elemente?	225
13.1.1	Ergebnisse ICP-MS bzw. ICP-OES und Laser-ICP-MS vom Guntamatic Powerchip 20/30.....	228

13.1.2	cps-Profil des ungebrauchten und des gebrauchten Stückes der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.....	230
13.1.3	Ergebnisse ICP-MS bzw. ICP-OES und Laser-ICP-MS vom Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12	233
13.1.4	cps-Profil des ungebrauchten und gebrauchten Stückes der Feuerraumauskleidung des Kaminofens Buderus Blueline Nr. 12	235
13.1.5	Senkenberechnung: Feuerraumauskleidung Buderus Blueline Nr. 12	240
13.2	Die Feuerraumauskleidung: Quelle für Elemente?	241
13.3	Diskussion & Schlussfolgerung	242
14	Filterpassierende Elemente	245
14.1	Methodik	245
14.2	Ergebnisse	247
14.3	Diskussion & Schlussfolgerung	248
15	Wasserlöslichkeit (Elution).....	249
15.1	Methodik	250
15.2	Ergebnisse	251
15.3	Diskussion & Schlussfolgerung	253
16	Phasenanalyse von Rückständen aus dem elektrostatischen Abscheider Spanner Re ²	253
16.1	Ergebnisse	257
16.2	Diskussion & Schlussfolgerung	257
17	Feinstaub- und Schwermetallemissionen bei der Verbrennung von Holz und Stroh im Vergleich zu Kohle-, Öl und Gasverbrennung	260
17.1	Diskussion & Schlussfolgerung	264
18	Schlussbetrachtung und Ausblick.....	268
	Literaturverzeichnis.....	274
19	Anhang.....	290

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Feinstaubemissionen (PM_{10}) aus Kleinfeuerungsanlagen.	2
Abbildung 2: Massenanteil der eingeatmeten Partikel und deren Abscheidung im menschlichen Atemtrakt in Abhängigkeit von ihrem aerodynamischen Durchmesser.	5
Abbildung 3: Schematischer Ablauf der Verbrennung.	14
Abbildung 4: Phasen der thermo-chemischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe in Abhängigkeit der Luftüberschusszahl λ	14
Abbildung 5: Thermisches Verhalten von Biomasse, dargestellt am Beispiel von feuchtem Holz als Massenabnahme in Abhängigkeit von der Temperatur bei der Erwärmung ohne Sauerstoffzufuhr.	15
Abbildung 6: Heizwert von Holz in Abhängigkeit vom Wassergehalt.	19
Abbildung 7: Schlackebildung: Hackgutkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Brennstoff: Miscanthuspellets.	21
Abbildung 8: Mechanismen der Hochtemperatur-Chlor-Korrosion an einem Wärmeübertrager.	24
Abbildung 9: Partikelvolumenverteilung mit Einteilung der verschiedenen Entstehungsbereiche.	28
Abbildung 10: Einfluss der Koagulationszeit auf die Partikelkonzentration und den Partikeldurchmesser.	33
Abbildung 11: Partikelbildung bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz.	38
Abbildung 12: Dampfdruckkurven verschiedener Elemente.	40
Abbildung 13: Grundstoffpyramide mit der Lage der feuerfesten Werkstoffe.	44
Abbildung 14: Zustandsdiagramm des binären Systems $SiO_2-Al_2O_3$ mit inkongruentem und kongruentem Schmelzen.	45
Abbildung 15: Querschnitt vom KWB Easyfire 25. Kleines Bild: Kessel aufgebaut am TFZ, Straubing.	50
Abbildung 16: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Nennwärmeleistung 30 kW aufgebaut am TFZ, Straubing.	52
Abbildung 17: Pelletofen Wodtke ivo.tec, Nennwärmeleistung 13 kW aufgebaut am TFZ, Straubing.	54
Abbildung 18: Querschnitt Scheitholzessel HDG Navora, Nennwärmeleistung 30 kW. Kleines Bild: Kessel aufgebaut am TFZ, Straubing.	55
Abbildung 19: Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H. Links: Frontansicht, oben: Versorgung mit Hackschnitzeln.	57
Abbildung 20: BHKW in Containerbauweise der Firma HAASE.	58
Abbildung 21: Links: Skizzierter Aufbau des Verdünnungstunnels am TFZ. Rechts: Verdünnungstunnel am TFZ mit angeschlossenem Pelletofen.	59
Abbildung 22: REM-Aufnahme der PTFE Filtermembran Thomapor® ZX.	67
Abbildung 23: REM-Aufnahme des Quarzfaserfilters MK360 der Fa. Munktell.	67
Abbildung 24: Oben: Out-stack Probenahmesystem aus Teflon für 150mm Filter. Unten: 150mm Filter (beladen), Stanzwerkzeug aus Titan, 30°, 150mm Filter (beladen, ausgestanzt), Filterstück für die organische Analytik (Bilder: TFZ).	68
Abbildung 25: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials BCR 129 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	76
Abbildung 26: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials Jlk-1 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	76
Abbildung 27: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials NJV 94-5 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	77
Abbildung 28: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials TW 45 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	77
Abbildung 29: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials BCR 129 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	77
Abbildung 30: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials Jlk-1 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	78
Abbildung 31: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials NJV 94-5 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	78
Abbildung 32: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials TW 45 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.	78
Abbildung 33: Nachweisgrenzen in Lösung [ppm] der mit dem ICP-OES gemessenen Elemente.	80
Abbildung 34: Nachweisgrenzen in Lösung [ppb] der mit dem ICP-MS gemessenen Elemente.	80
Abbildung 35: Konzentrationen in ppm in der Aufschlusslösung der neuen, ungebrauchten Blindfilter der mit dem ICP-OES gemessenen Elemente.	83
Abbildung 36: Konzentrationen in ppb in der Aufschlusslösung der neuen, ungebrauchten Blindfilter der mit dem ICP-MS gemessenen Elemente.	83

Abbildung 37: links: Im Abgassystem integrierter elektrostatischer Abscheider der Firma Spanner, rechts: Im Abgassystem integrierter elektrostatischer Abscheider der Firma Kutzner + Weber GmbH.	87
Abbildung 38: Darstellung des in diesem Projekt verwendeten Sekundärwärmetauschers.	88
Abbildung 39: Prinzip der Impaktion.	90
Abbildung 40: links: Schornsteine der Feuerungsanlage TMV 15H am TFZ in Straubing, rechts: Gesamtstaubprobenahme im Schornstein.	91
Abbildung 41: links: Feinstaubprobenahme (a) und Konzentrationsbestimmung der gasförmigen Komponenten mit dem FTIR-Spektrometer (b) am Edelstahlschornstein der Biogasanlage Jühnde, rechts: mit Eis gekühlte Waschflaschenkaskade zur Probenahme an der Biogasanlage Jühnde.	92
Abbildung 42: Schematische Darstellung des Bilanzraumes.	93
Abbildung 43: Zusammenhang zwischen der Beladung der Filter (mg/Nm^3) mit 45 mm Durchmesser und der Filter mit einem Durchmesser von 150 mm. Oben: Alle Probenahmen, unten: Anheizphasen ausgenommen.	122
Abbildung 44: Darstellung des abgesaugten Volumens (Nm^3) pro cm^2 belegte Fläche des Filters mit 45 mm Durchmesser gegen das abgesaugte Volumen (Nm^3) pro cm^2 belegte Filterfläche des Filters mit 150 mm Durchmesser.	123
Abbildung 45: Darstellung der Ausgleichsgeraden, der Geradengleichung und des Bestimmtheitsmaßes des abgesaugten Volumens (Nm^3) pro cm^2 belegte Fläche des Filters mit 45 mm und des Filters mit 150 mm Durchmesser.	124
Abbildung 46: Zusammenhang zwischen der Luftüberschusszahl λ und der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$].	127
Abbildung 47: Zusammenhang zwischen dem CO -Gehalt [mg/Nm^3 , 13% O_2] und der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] im Abgas der verschiedenen Abbrände.	128
Abbildung 48: Zusammenhang zwischen dem C_nH_m -Gehalt [mg/Nm^3 , 13% O_2] und der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] im Abgas der verschiedenen Abbrände.	130
Abbildung 49: Zusammenhang zwischen dem Gesamtstaubgehalt [mg/Nm^3 , 13% O_2] und der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] im Abgas der einzelnen Abbrände.	131
Abbildung 50: Gesamtstaubemission [mg/Nm^3 , 13% O_2] in Abhängigkeit der Summenkonzentration der Elemente P, S, K, Na, Zn, Pb und Si [ppm TS] der einzelnen Anlagen mit dem jeweils eingesetzten Brennstoff.	132
Abbildung 51: Zusammenhang zwischen der Summenkonzentration der Elemente P, S, K, Na, Zn, Pb und Si [ppm TS] und der Anzahl der emittierten Partikel $<1\mu\text{m}$ [$1/\text{cm}^3$].	133
Abbildung 52: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO - Emissionen des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12; Brennstoff: Fichten- und Buchenscheitholz; ohne/mit Einsatz eines EA, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerten der 1. BImSchV.	139
Abbildung 53: Gesamtstaub-, Rest-, CO - und C_nH_m -Emissionen [mg/Nm^3 , 13% O_2] mit Darstellung der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Brennstoff: Fichten- (oben) bzw. Buchenscheitholz (unten).	141
Abbildung 54: Teilchengrößenverteilung [$1/\text{cm}^3$] bei der Verbrennung von Fichtenscheitholz im Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines EA.	143
Abbildung 55: Teilchengrößenverteilung [$1/\text{cm}^3$] bei der Verbrennung von Buchenscheitholz im Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines EA.	144
Abbildung 56: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO -Emissionen: Pelletofen Wodtke ivo.tec, Brennstoff: Fichtenpellets, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerten der 1. BImSchV.	145
Abbildung 57: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO , C_nH_m -Emissionen [mg/Nm^3 , 13% O_2] mit Darstellung der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Pelletofen Wodtke ivo.tec.	146
Abbildung 58: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO -Emissionen: Pelletkessel KWB Easyfire, Brennstoff: Fichtenpellets, ohne/mit Sekundärwärmetauscher, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerte der 1. BImSchV.	147
Abbildung 59: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO -, C_nH_m -Emissionen [mg/Nm^3 , 13% O_2] mit Darstellung der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Pelletkessel KWB Easyfire ohne/mit Einsatz eines Sekundärwärmetauschers.	148
Abbildung 60: Partikelgrößenverteilung [$1/\text{cm}^3$] bei der Verbrennung von Fichtenpellets im Pelletkessel Easyfire 25 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines Sekundärwärmetauschers.	150
Abbildung 61: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO -Emissionen: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Brennstoff: Fichtenholzhackschnitzel, Winterweizenstrohpellets, Miscanthuspellets, ohne/mit elektrostatischem Abscheider/Sekundärwärmetauscher, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerte der 1. BImSchV.	152

Abbildung 62: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C _n H _m -Emissionen [mg/Nm ³ , 13% O ₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 30 beim Einsatz von Hackschnitzeln, ohne/mit EA (oben), Einsatz von Strohpellets ohne/mit SWT (Mitte) und Miscanthuspellets (unten).	155
Abbildung 63: Partikelgrößenverteilung [1/cm ³] bei der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln im Guntamatic Powerchip 20/30 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines EA.....	157
Abbildung 64: Partikelgrößenverteilung [1/cm ³] bei der Verbrennung von Winterweizenstrohpellets im Guntamatic Powerchip 20/30 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines Sekundärwärmetauschers.	158
Abbildung 65: Partikelgrößenverteilung [1/cm ³] bei der Verbrennung von Miscanthuspellets im Guntamatic Powerchip 20/30 mit Einsatz eines EA.	159
Abbildung 66: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO-Emissionen: Scheitholzessels HDG Navora, Brennstoff: Buchen- und Fichtenscheitholz, verglichen mit den Typenprüfungs-grenzwerten der 1. BImSchV.	160
Abbildung 67: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C _n H _m -Emissionen [mg/Nm ³ , 13% O ₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Scheitholzessel HDG Navora beim Einsatz von Fichten- und Buchenscheitholz.	161
Abbildung 68: Partikelgrößenverteilung [1/cm ³] bei der Verbrennung von Fichten (oben) - bzw. Buchenscheitholz (unten) im HDG Navora.	162
Abbildung 69: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO-Emissionen: Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Brennstoff: Holzhackschnitzel, verglichen mit den Grenzwerten der TA-Luft.	163
Abbildung 70: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C _n H _m -Emissionen [mg/Nm ³ , 13% O ₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände bei der Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Brennstoff: Holzhackschnitzel.	164
Abbildung 71: Partikelgrößenverteilung [1/cm ³] bei der Verbrennung von Biogas im BHKW Jühnde.....	167
Abbildung 72: Aschegehaltsbestimmungen bei 550, 850, 1000 und 1100 °C der eingesetzten Brennstoffe.	174
Abbildung 73: Wiederfindung der Elemente P, S, K, Ca, Mg, Na, Rb, Sr, Fe, Al, Ti, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U ohne und mit EA sowie bei korrigierter theoretisch im EA anfallender Aschemenge (ermittelt aus der Differenz Flugaschemenge ohne EA - mit EA) in der Feuerungsanlage Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel.	179
Abbildung 74: Wiederfindung der Elemente P, S, K, Ca, Mg, Na, Rb, Sr, Fe, Al, Ti, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U ohne und mit SWT sowie bei korrigierter theoretisch im SWT anfallender Aschemenge (ermittelt aus Differenz Flugaschemenge ohne SWT - mit SWT) in der Feuerungsanlage Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets.....	180
Abbildung 75: Elementanteil des anhaftenden Materials [%] am gemessenen Gesamtgehalt der eingesetzten Biomassen.	183
Abbildung 76: Massenströme in mg/MJ: Pelletofen Wodtke ivo.tec, 13 kW, Fichtenpellets, Nennlastphase.....	196
Abbildung 77: Massenströme in mg/MJ: Pelletkessel KWB Easyfire USP 25, 25 kW; Fichtenpellets, Nennlastphase.....	196
Abbildung 78: Massenströme in mg/MJ: Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW; Buchenscheitholz, Nennlastlastphase.	197
Abbildung 79: Massenströme in mg/MJ: Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW; Fichtenscheitholz, Nennlastlastphase.	197
Abbildung 80: Massenströme in mg/MJ: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW, Fichtenholzhackschnitzel, Nennlastphase.	198
Abbildung 81: Massenströme in mg/MJ: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW, Winterweizenstrohpellets; Nennlastphase.	198
Abbildung 82: Massenströme in mg/MJ: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW, Miscanthuspellets, Nennlastphase.	199
Abbildung 83: Massenströme in mg/MJ: Scheitholzessel HDG Navora, 30 kW, Fichtenscheitholz, Nennlastphase.....	199
Abbildung 84: Massenströme in mg/MJ: Scheitholzessel HDG Navora, 30 kW, Buchenscheitholz, Nennlastphase.....	200
Abbildung 85: Massenströme in mg/MJ: Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, 650kW, Holzhackschnitzel.	200
Abbildung 86: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von S, Cr und Co mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen.	205

Abbildung 87: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Ni, Cu und Zn mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen.	206
Abbildung 88: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Mo, Cd und Sn mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen.	207
Abbildung 89: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Tl, Sb und Bi mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen.	208
Abbildung 90: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Pb und U mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen.	209
Abbildung 91: Matrix zur Bewertung der untersuchten Kleinfeuerungsanlagen anhand der energienormierten Emissionen [mg/MJ] der Elemente S, Cu, Zn, Ni, Mo, Co, Cr, Sn, Tl, Pb, Bi, U, Sb und Cd und den Parametern CO, C _n H _m , NO ₂ , Gesamtstaub, CO ₂ und O ₂ , zur Überprüfung der Verbrennungsgüte.	213
Abbildung 92: Umlenkplatte, Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW.	226
Abbildung 93: Deckenplatte des Feuerraumes, Guntamatic Powerchip 20/30.	226
Abbildung 94: Intensitäten [cps] von Al in den Profilen der untersuchten Feuerraumauskleidungsstücke vom Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip (oben) und vom Kaminofen Buderus BlueLine (unten).	227
Abbildung 95: Darstellung der untersuchten Stücke der Feuerraumauskleidung vom Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30.	228
Abbildung 96: Anreicherungsfaktoren [Elementgehalt im benutzten Schamotte] / [Elementgehalt im juvenilen Schamotte] vom Guntamatic Powerchip 20/30, ermittelt aus den Analysedaten des Totalaufschlusses.	229
Abbildung 97: Profile [cps] der Elemente Cr, Co und Ni der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.	231
Abbildung 98: Profile [cps] der Elemente Cu, Zn und Sn der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.	232
Abbildung 99: Profile [cps] der Elemente Pb und U der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.	233
Abbildung 100: Mit dem Laser-ICP-MS analysierte Stücke aus der Umlenkplatte des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12.	234
Abbildung 101: Anreicherungsfaktoren vom Buderus BlueLine Nr. 12, ermittelt aus den Analysedaten des Totalaufschlusses.	235
Abbildung 102: Profile [cps] der Elemente Cr, Co und Ni eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.	236
Abbildung 103: Profile [cps] der Elemente Cu, Zn und Mo eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.	237
Abbildung 104: Profile [cps] der Elemente Cd, Sb und Tl eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.	238
Abbildung 105: Profile [cps] der Elemente Pb, Bi und U eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.	239
Abbildung 106: Methodischer Aufbau der Absorptionsversuche nach VDI 3868.	247
Abbildung 107: Löslichkeit der Elemente relativ zu Kalium der Durchbrandfeuerung im Kaminofen Chester Xtra der Fa. Astroflam, 6 kW, Buchenscheitholz.	253
Abbildung 108: Röntgendiffraktogramme 2θ bildrückstände im EA aus der Verbrennung von Fichtenholz hackschnitzeln, Winterweizenstrohpellets und Miscanthuspellets in der Feuerungsanlage Guntamatic Powerchip 20/30 mit Benennung der Hauptphasen.	255
Abbildung 109: Relative Intensitäten [%] der Peaks der Phasen Sylvit, Aphthitalit und Arcanit zum Vergleich mit den Röntgendiffraktogramme 2θ rückstände im EA aus der Verbrennung von Fichtenholz hackschnitzeln, Winterweizenstrohpellets und Miscanthuspellets in der Feuerungsanlage Guntamatic Powerchip 20/30.	256
Abbildung 110: Energienormierte Emissionen [mg/MJ] der Elemente Cd, Pb und Cr der in dieser Arbeit untersuchten Biomassefeuerungsanlagen im Vergleich zu den aus der Literatur stammenden Emissionsfaktoren von Öl, Stein- und Braunkohle.	266
Abbildung 111: Energienormierte Emissionen [mg/MJ] der Elemente Ni, Cu und Zn der in dieser Arbeit untersuchten Biomassefeuerungsanlagen im Vergleich zu den aus der Literatur stammenden Emissionsfaktoren von Öl, Stein- und Braunkohle.	267
Abbildung 112: Relative Bewertung des Emissionsverhalten der Anlagen anhand der in Kapitel 11.2 vorgestellten Matrix.	272

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Begriffe für Feinstaubfraktionen und deren Gesundheitsgefährdungspotential.5	
Tabelle 2: Temperaturabhängige Vorgänge während des pyrolytischen Zersetzungsschrittes zwischen 175 - 500 °C.	16
Tabelle 3: Siedepunkte (°C) ausgewählter Elemente sowie ihrer Chloride und Oxide.	41
Tabelle 4: Gesamtporosität P_t einiger Werkstoffe.	47
Tabelle 5: Auswahl der untersuchten Feuerungen	49
Tabelle 6: Anlagentechnische Merkmale KWB Easyfire USP 25	51
Tabelle 7: Anlagentechnische Merkmale Guntamatic Powerchip 20/30	52
Tabelle 8: Anlagentechnische Merkmale Buderus Blueline Nr. 12	53
Tabelle 9: Anlagentechnische Merkmale Wodtke ivo.tec.	54
Tabelle 10: Anlagentechnische Merkmale HDG Navora.	56
Tabelle 11: Sonstige Messgrößen inkl. der eingesetzten Messtechnik, des Messbereichs und der Fehlertoleranzen.	63
Tabelle 12: Heizwert, Kohlenstoff-, Wasserstoff, Stickstoff- Schwefel- und Aschegehalt der verwendeten Versuchsbrennstoffe.	69
Tabelle 13: Analysewerte der zur Überprüfung und Sicherung der Qualität der Messung verwendeten Referenzmaterialien BCR-129, Jlk-1, NJV 94-5, TW 45 und GBW 10052.	75
Tabelle 14: Übersicht über die mit dem ICP-OES bzw. ICP-MS und Laser-ICP-MS bestimmten Elemente.	86
Tabelle 15: Elementkonzentrationen [ppm] in den eingesetzten Brennstoffen.	100
Tabelle 16: Elementkonzentrationen [ppm] in den Rostaschen der untersuchten Klein- und Großfeuerungsanlagen.	102
Tabelle 17: Elementkonzentrationen [ppm] in den Rückständen im internen/externen Wärmetauscher und im Verdünnungstunnel des Pelletofens (Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets), Pelletkessels (KWB Easyfire, Fichtenpellets), Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Fichtenholz hackschnitzel), Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets), Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets).	104
Tabelle 18: Elementkonzentrationen [ppm] der Rückstände aus dem EA, dem Rauchrohr zwischen Ofen und EA sowie eines Zyklons des Kaminofens (Buderus Blueline, Buchenscheitholz), des Kaminofens (Buderus Blueline, Fichtenscheitholz), des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Fichtenholz hackschnitzel), des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets), des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets), der Großfeuerungsanlage (Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel).	106
Tabelle 19: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Pelletofens (Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets).	108
Tabelle 20: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Pelletkessels (KWB Easyfire, Fichtenpellets).	109
Tabelle 21: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Kaminofens (Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz).	110
Tabelle 22: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Kaminofens (Buderus Blueline Nr. 12, Buchenscheitholz).	111
Tabelle 23: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholz hackschnitzel).	112
Tabelle 24: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets).	113
Tabelle 25: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets).	114
Tabelle 26: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Scheitholz kessels (HDG Navora, Fichten- bzw. Buchenscheitholz).	115
Tabelle 27: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern der Großfeuerungsanlage (Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel).	116
Tabelle 28: Parameter der Nullmessung auf Ø 150 mm Filtern.	117
Tabelle 29: Analyseergebnisse der auf 150 mm Quarzfaserfiltern durchgeführten Nullmessung [ppm bezogen auf 25 ml wässrige Lösung].	118
Tabelle 30: Elementkonzentrationen [ppm] der Aufschlusslösungen der Filter der Nullmessung und die mit AI korrigierten Werte zur Bestimmung des durch Staub erklärbaren Anteils.	120
Tabelle 31: Elementgehalte [ppm] von zwei Quarzfaserfiltern mit einem Durchmesser von 150 mm nach Totalaufschluss. Angegeben ist die Nachweisgrenze (NWG) in der Trockensubstanz (TS).	121
Tabelle 32: Übersicht über das Messprogramm der untersuchten Feuerungsanlagen inklusive verbrauchter Brennstoffmenge.	136

Tabelle 33: Versuchsvarianten der verschiedenen Anlagen.....	137
Tabelle 34: Daten der Probenahme am BHKW Jühnde.	165
Tabelle 35: Konzentrationen [ppm] ausgewählter Elemente im kondensierten Anteil des Abgases aus der Verbrennung von Biogas im BHKW Jühnde.	167
Tabelle 36: Emissions- und Verbrennungsparameter der untersuchten Klein- und Groß- feuerungsanlagen für biogene Festbrennstoffe unterteilt in die einzelnen Abbrände.	168
Tabelle 37: Anfallende Aschemengen, differenziert nach Ablagerungsort und die daraus resultierende Wiederfindung der Aschen aus dem System (in Klammern: um den Glühverlust korrigierte Werte).	172
Tabelle 38: Wiederfindung [%] von Elementen in den untersuchten Feuerungsanlagen.	177
Tabelle 39: Werksanalysen des Materials der Ultra-Zentrifugalmühle ZM 100 der Fa. Retsch.	181
Tabelle 40: Werksanalysen des Materials der Hochleistungs-Schneidmühle SM 2000 der Fa. Retsch.	181
Tabelle 41: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.	187
Tabelle 42: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.	188
Tabelle 43: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Kaminofen, Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.	188
Tabelle 44: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Kaminofen, Buderus BlueLine Nr. 12, Fichtenscheitholz.	189
Tabelle 45: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.	189
Tabelle 46: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	190
Tabelle 47: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.	192
Tabelle 48: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Scheitholzessel, HDG Navora, Fichten- Buchenscheitholz.	193
Tabelle 49: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Großfeuerungsanlage, Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.	193
Tabelle 50: Minima und Maxima der Massenströme [mg/MJ] der Elemente P, S, Cu, Zn, Ni, Cr, Sn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd aus den Kleinfeuerungsanlagen in die Atmosphäre, unterteilt nach Anheiz- und Nennlastphase aller Feuerungsexperimente.	203
Tabelle 51: Energienormierte Emissionen [mg/MJ] unterteilt nach Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus).	204
Tabelle 52: Relative Anteile [%] der Elemente P, S, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cr, Co, N, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U in der Rostasche, im int./ext. Wärmetauscher, im EA und im Filter der verschiedenen Feuerungsanlagen. Dargestellt ist der Mittelwert und die Standardabweichung der Aschen aller Anlagen.	216
Tabelle 53: Relative Anteile [%] der Elemente in den verschiedenen im Feuerungssystem anfallenden Aschen.	217
Tabelle 54: Konzentrationen der Elemente Cu, Zn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd des im Pellet-Stückgut- Kombikessels Therminator II der Fa. Solarfocus eingesetzten Brennstoffes und Konzentrationen in der resultierenden Rostasche und Kaminasche (Berechnung der Elementmengen bei einem Aschegehalt (A) von 0,5 und 1 % und der daraus resultierenden Elementwiederfindung.	223
Tabelle 55: Konzentrationen der Elemente Cu, Zn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd des im Pelletkessel Pellematic der Fa. Ökofen eingesetzten Brennstoffes und Konzentrationen in der daraus anfallenden Rostasche und Kaminasche (Berechnung der sich jeweils ergebenden Elementmengen bei einem Aschegehalt von 0,3 % und der daraus resultierenden Elementwiederfindung).	224
Tabelle 56: Elementkonzentrationen [ppm] der Analyse mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES des gebrauchten und des ungebrauchten Stückes des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30, im Vergleich zur oberen kontinentalen Kruste nach Rudnick R.L. & Gao S. (2003).	229

Tabelle 57: Elementkonzentrationen [ppm] der Analyse mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES des gebrauchten und des ungebrauchten Stückes des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12, im Vergleich zur oberen kontinentalen Kruste nach Rudnick R.L. & Gao S. (2003).....	234
Tabelle 58: Berechnung des Senkenpotentials der Feuerraumauskleidung des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12 ausgehend von den Analysedaten eines gebrauchten Stückes der Auskleidung.	240
Tabelle 59: Abschätzung der Elementmengen aus der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip und des Kaminofens Buderus BlueLine mit Hilfe einer Abriebsberechnung.....	242
Tabelle 60: Elementkonzentrationen [ppm] in den Absorptionslösungen, den erwarteten Gehalten gegenübergestellt.....	248
Tabelle 61: Änderung des pH-Wertes von demin. H ₂ O durch den Einfluss verschiedener Flugaschen.	249
Tabelle 62: Messparameter bei der Probenahme zur Durchführung der Elution.	250
Tabelle 63: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ppm] der Filter und Eluate sowie der Nachweisgrenze [ppm]	252
Tabelle 64: Emissionsfaktoren von Cd, Hg und Pb von Heizkraftwerken <50 MW unterteilt nach verschiedenen Brennstoffen.	261
Tabelle 65: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se und Zn für den Hausbrand in Österreich (umgerechnet in mg/MJ anhand von mittleren Energiegehalten).	262
Tabelle 66: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se und Zn vom Einsatz von Steinkohle, Braunkohle und Schweröl in Dampfkesseln nach verschiedenen Autoren.	262
Tabelle 67: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Ni, Pb und Hg von Kohlekraftwerken zur Erzeugung von Strom und von Schwerölfeuerungen zur Erzeugung von Wärme in Deutschland.....	263
Tabelle 68: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V und Zn für die Brennstoffe Heizöl (extra leicht), Brenngas, Steinkohle, Braunkohle und Holz für Feuerungsanlagen im Haushalt in Deutschland im Bezugsjahr 2005.	263
Tabelle 69: Emissionsfaktoren von Al, As, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, SO ₄ , Sb, Tl, V und Zn von Schwerölfeuerungen verschiedener Größen.	264
Tabelle 70: Emissionsfaktoren von Spurenelementen für Heizöl (extra leicht) und (schwer)..	264

Abkürzungsverzeichnis (allgemein)

A	Anheizphase	m	Meter
Å	Ångström	M	Masse
ae.d	Aerodynamischer	mA	Milliampere
	Durchmesser	max.	maximal, Maximum
AF	Anreicherungs-faktoren	mg	Milligramm
AG	Aschegehalt	min	minimal, Minimum
atm	Atmosphäre	MJ	Megajoule
Aus	Ausbrandphase	mm	Millimeter
B	Brennstoff	N	Nennlastphase
BHKW	Blockheizkraftwerk	nm	Nanometer
BImSchG	Bundes- Immissionsschutz-gesetz	Nm ³	Normkubikmeter
	Bundes- Immissionsschutz- verordnung	NWG	Nachweisgrenze
BImSchV		p.A.	pro Analyse
		PAK	Polyaromatische Kohlenwasserstoffe
		PC	Personal Computer
CCD	Charge-coupled Device	PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
cm	Zentimeter		
cps	Counts per second	PE	Polyethylen
DIN	Deutsches Institut für Normung	PM ₁₀	Particulate matter <10µm
EA	Elektrostatischer Abscheider	PM _{2,5}	Particulate matter <2,5µm
ELPI	Electrical Low Pressure Impactor	PM ₁	Particulate matter <1µm
eV	Elektrovolt	PM _{0,1}	Particulate matter <0,1µm
Fa.	Firma	ppb	parts per billion
FM	Feuchtmasse	ppm	parts per million
FTIR	Fourier-Transform- Infrarotspektrometer	PTFE	Polytetrafluorethylen
(g)	gaseous (eng.) gasförmig	(s)	Solid (eng.); fest
g	Gramm	s	Sekunde
GAB	Gesamtaschebilanz	SWT	Sekundärwärme-tauscher
GV	Glühverlust	TA	Technische Anleitung
h	Stunde	TFZ	Technologie- und Förderzentrum
HHS	Holz hackschnitzel		
Ho	oberer Heizwert	th.	Thermisch
Hu	unterer Heizwert	TS	Trockensubstanz
ICP-MS	inductively coupled plasma mass spectrometry	TSP	Total Suspended Particles
		US-EPA	United States Environmental Protection Agency
ICP-OES	inductively coupled plasma optical emission spectrometry	V	Volumeneinheit
		VDI	Verein Deutscher Ingenieure
IR	Infrarot	Vol.	Volumen
ISO	International Organization for Standardization	wf	wasserfrei
		Y	Beladung
IWO	Institut für wirtschaftliche Oelheizung e. V.	<	kleiner als
		>	größer als
K	Grad Kelvin	≤	kleiner gleich
kg	Kilogramm	≥	größer gleich
kJ	Kilojoule	°C	Grad Celsius
Kn	Knudsenzahl	µg	Mikrogramm
kPa	Kilopascal	µm	Mikrometer
krit.	Kritisch		
kW	Kilowatt		
kWh	Kilowattstunde		
l	Liter		
L	Luftmenge		

Abkürzungsverzeichnis (chemisch)

Al	Aluminium	Mn	Mangan
Al ₂ O ₃	Aluminiumoxid	Mo	Molybdän
Ar	Argon	N ₂ O	Distickoxid
ArF	Argonfluorid	Na	Natrium
As	Arsen	Na ₂ SO ₄	Natriumsulfat
B	Bor	NaCl	Natriumchlorid
B ₄ C	Borcarbid	Nb	Niob
Ba	Barium	Nd	Neodym
Be	Beryllium	NH ₃	Ammoniak
Bi	Bismut	Ni	Nickel
BN	Bornitrid	NO	Stickstoffmonoxid
C	Kohlenstoff	NO ₂	Stickstoffdioxid
Ca	Calcium	NO _x	Stickoxide
CaCO ₃	Calciumcarbonat	O	Sauerstoff
CaO	Calciumoxid	P	Phosphor
Cd	Cadmium	Pb	Blei
CdSO ₄	Cadmiumsulfat	PbO	Bleioxid
Ce	Cer	PbSO ₄	Bleisulfat
CH ₄	Methan	Pr	Praesodym
Cl	Chlor	Rb	Rubidium
C _n H _m	Kohlenwasserstoffe	Re	Rhenium
Co	Kobalt	Rh	Rhodium
CO	Kohlenstoffmonoxid	S	Schwefel
CO ₂	Kohlenstoffdioxid	Sb	Antimon
Cr	Chrom	Sc	Scandium
Cr ₂ O ₃	Chromoxid	Si	Silizium
Cs	Cäsium	Si ₃ N ₄	Siliziumnitrid
Cu	Kupfer	SiO ₂	Siliziumoxid
CuCl	Kupferchlorid	Sm	Samarium
CuCl ₃	Kupfer (III) chlorid	Sn	Zinn
CuSO ₄	Kupfersulfat	SO ₂	Schwefeldioxid
Dy	Dysprosium	SO ₃	Schwefeltrioxid
Er	Erbium	SO ₄	Sulfat
Eu	Europium	Sr	Strontium
Fe	Eisen	TA	Technische Anleitung
Fe ₂ O ₃	Eisen (III)-oxid	Ta	Tantal
FeO	Eisen (II)-oxid	Tb	Terbium
Gd	Gadolinium	Th	Thorium
Ge	Germanium	Ti	Titan
H	Wasserstoff	Tl	Thallium
H ₂ O	Wasser	Tm	Thulium
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxid	U	Uran
HCl	Salzsäure	V	Vanadium
HClO ₄	Perchlorsäure	W	Wolfram
HCN	Cyanwasserstoff	Y	Yttrium
HF	Flusssäure	Yb	Ytterbium
Hf	Hafnium	Zn	Zink
Hg	Quecksilber	ZnCl ₂	Zinkchlorid
HNO ₃	Salpetersäure	ZnO	Zinkoxid
Ho	Holmium	ZnSO ₄	Zinksulfat
In	Indium	Zr	Zirkon
K	Kalium	ZrO ₂	Zirkonoxid
K ₂ SO ₄	Kaliumsulfat		
KCl	Kaliumchlorid		
KOH	Kaliumhydroxid		
La	Lanthan		
Li	Lithium		
Lu	Lutetium		
Mg	Magnesium		
MgO	Magnesiumoxid		

Zusammenfassung

In Deutschland ist das Verbrennen von Festbrennstoffen wie Kohle und Holz zur Wärmeerzeugung u.a. in Kleinfeuerungsanlagen in Häusern weit verbreitet. Etwa 14 Millionen von ~40 Millionen Haushalten besitzen solche Anlagen (Struschka M. et al. 2008).

Als ein alternativer Energielieferant kann Biomasse wegen der angestrebten Verminderung des Treibhauseffekts, der zunehmenden Verknappung von fossilen Energiequellen und der angestrebten Autonomie von fossilen Brennstoffen zukünftig eine wesentliche Rolle spielen. Allerdings kann ein wachsender Beitrag der Biomasse zur Wärmeerzeugung aufgrund erhöhter Emission von Elementen und organischen Substanzen im Gegensatz zu fossilen Brennstoffen wie Öl und Gas auch einen negativen Einfluss haben.

In der vorliegenden Arbeit sollte mit modernen Feuerungsanlagen untersucht werden, inwieweit umweltbedeutsame Elemente durch das Verbrennen von Holz und Stroh in die Atmosphäre entweichen und demzufolge eine potentielle Gefährdung darstellen kann.

Neben dem Brennstoff wurden die entstehenden Aschen - Rostasche, Rückstände in Wärmetauschern bzw. elektrostatischen Abscheidern und Flugasche - analysiert, um Elementbilanzen aufzustellen und energienormierte Emissionen zu berechnen. Die Bilanzberechnungen anhand des Inputs und des Outputs zeigen, dass einige umweltbedeutsame Elemente - wie Cadmium, Zink, Zinn, Thallium, Blei, Bismut und Antimon - viel zu geringe Wiederfindungen aufwiesen. Es wird davon ausgegangen, dass sich diese Elemente u.a. innerhalb der kühleren Zonen der Verbrennungsanlage, im Schornstein oder im Material der Feuerraumauskleidung abscheiden, wo keine Proben genommen werden konnten. Dementsprechend wurde unter diesem Aspekt der Frage nachgegangen, inwieweit die Feuerraumauskleidung als Senke für Elemente fungieren kann. Mit Hinblick auf teilweise erhebliche Überbefunde bei einigen Elementen wurde auch untersucht, inwieweit das Auskleidungsmaterial zur Elementmenge in den Aschen beitragen kann.

Es konnte sichergestellt werden, dass diese Elemente nicht in die Atmosphäre entweichen, sondern dass der Rückstand auf dem Filter dem in die Umwelt abgegebenen Menge entspricht. Die Schadstoffe sind an bzw. in feine ($<1\ \mu\text{m}$) Partikel gebunden oder liegen gasartig vor und können in die Alveolen der Lungen eindringen und dem Körper Schaden zufügen. Wirksame Emissionsverminderungsmaßnahmen sind dementsprechend absolut notwendig.

Summary

Wood combustion of solid fuels in stoves and furnaces is widely used for residential heating in Germany. Approximately 15 million of 40 million households own small-scale furnaces (Struschka M. 2008).

Biomass burning as an alternative to fossil fuel heat supply might play an important role in the future to achieve a reduction of greenhouse gases, to counteract a possible shortage of fossil energy sources and, to achieve autonomy from fossil fuels in Germany. The growing contribution of energy from biomass burning can have adverse effects, such as higher emissions of elements and organic substances when compared to fossil fuels like oil and gas.

In the present thesis, we used state-of-the-art furnaces to investigate to what extent harmful elements are exhausted into the atmosphere from the combustion of wood and straw. Besides the fuels, we analyzed all the resulting ashes - grate ash, deposits in the heat exchanger and electrostatic precipitator respectively and fly ash - to construct element fluxes and to calculate emissions normalized to energy input.

The input/output balance calculations have shown that some elements - such as cadmium, zinc, tin, thallium, lead, bismuth and antimony - have very low recovery rates. These elements might be retained within the cooler zones of the furnace, in the chimney, or in the refractory lining material where samples could not be taken. Therefore we try to answer the question to what extent the refractory lining material can act as an element sink.

Since other elements have excessively high recovery rates, we also investigated the question to what extent the refractory lining material can act as a source for some elements found in the ash.

It can be taken as certain that the elements collected by the filters correspond to the element amount in the flue gas which is emitted into the ambient air. The pollutants are bound in fine ($<1\ \mu\text{m}$) particles or gaseous compounds and can enter the lungs' alveoli and therefore poison the human body. Clearly, effective emission reduction measures are necessary here.

1 Einleitung

Um dem Treibhauseffekt bzw. dem Klimawandel und der Verknappung der nicht erneuerbaren fossilen Energieträger Erdöl, Erdgas und Kohle und der Abhängigkeit von Energielieferanten entgegenzuwirken, müssen Effizienzmaßnahmen durchgeführt und alternative und umweltverträgliche Energieträger erschlossen werden. Biomasse als einer dieser Energieträger soll zum Erreichen dieser Ziele beitragen, da sie sowohl Energie in Form von Strom als auch in Form von Wärme liefern kann. Biomasse in Form von Holz ist ein nachwachsender und CO₂-neutraler Brennstoff, dessen energetische Verwertung aus Sicht einer nachhaltigen Nutzung der Ressourcen positiv zu beurteilen ist. Die Substitution von fossilen Energieträgern durch den Ausbau der Nutzung von erneuerbaren Energien tragen erheblich zum Abbau der Treibhausgasemissionen bei. Das Minderungsziel der Bundesregierung für Emissionen soll im Vergleich zum Jahr 1990 bis zum Jahr 2020 bei 40 % liegen (Nissler D. & Wachsmann U. 2011). Allerdings bringen die Nutzung und die Verbrennung von Biomasse auch negative Folgen mit sich, wie der in Abhängigkeit von der Biomasseproduktion notwendige Flächenbedarf, der für die Erreichung der politischen Ziele notwendig ist und damit in Konkurrenz zu der Nahrungsmittel- und Futtermittelerzeugung zu sehen ist. Zusätzlich ist die Verbrennung von Biomasse eine Quelle für gasförmige und für staubförmige Emissionen.

1.1 Hintergrund

In Deutschland waren im Jahr 2005 ca. 14 Millionen Feuerstätten für feste Brennstoffe im Geltungsbereich der Ersten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (1. BImSchV) (Deutscher Bundestag 2009) installiert, die sich in Einzelraumfeuerungsanlagen, wie Kamin- und Pelletöfen, und Zentralfeuerungsanlagen, wie Heizkessel, unterteilen lassen. Nicht alle diese Feuerungsanlagen tragen in gleichen Teilen zu den Feinstaubemissionen bei. 84 % der Emissionen werden von den 98 % Einzelraumfeuerungsanlagen verursacht, die restlichen 16 % der Emissionen von den 2 % Zentralfeuerungsanlagen (Struschka M. et al. 2003; Anonymous 2007; Mantau U. & Sörgel C. 2006 und Merten D. et al. 2004), welche allerdings ein Drittel der Nutzenergie bereitstellen (Lenz V. 2010). Insgesamt betrugen die Feinstaubemissionen (PM₁₀) in Deutschland im Jahr 2007 204 kt, wovon etwa 22,4 kt (11 %) von Kleinfeuerungsanlagen verursacht wurden (Umweltbundesamt 2009). Insgesamt sind die Gesamtstaubemissionen in den Jahren 1997 bis 2007 um

~28 % zurückgegangen, in den Jahren 2008 und 2009 wurde wieder ein Anstieg verzeichnet (s. Abbildung 1). Dieses ist u.U. auf Unsicherheiten im Vorfeld der Neureglung für Kleinf Feuerungsanlagen zurückzuführen und klimatisch bedingt, so dass nach Beschluss der Novellierung im Jahr 2009 und dem kalten Winter 2009/2010 die Anzahl der verkauften Feuerstätten für feste Brennstoffe im Jahr 2009 verglichen zum Vorjahr um 8,7% angestiegen (HKI) sind. Etwa 76 % der verkauften Feuerstätten waren Kaminöfen und Dauerbrandöfen, was trotz technischer Verbesserungen mit einem prozentualen Anstieg der Feinstaub-emissionen (PM₁₀) aus Kleinf Feuerungsanlagen an den Gesamtstaubemissionen einhergeht (s. Abbildung 1) (Umweltbundesamt 2011). Circa 88 % der Emissionen entstehen durch die Verbrennung von Holz in Kleinf Feuerungsanlagen, die restlichen 12 % werden zu einem großen Teil durch die Verbrennung von Kohle und zu einem geringen Teil durch die Verbrennung von Öl und Gas verursacht.

Abbildung 1: Feinstaubemissionen (PM₁₀) aus Kleinf Feuerungsanlagen (Umweltbundesamt 2011).

Die Feuerungsanlagen mit ihren unterschiedlichen Feuerungsprinzipien emittieren bauartbedingt unterschiedliche Gesamtstaubmengen. Scheitholzfeuerungen funktionieren nach dem Prinzip des Durchbrandes bei Öfen oder des unteren Abbrandes bei Scheitholzkesseln. Manuell beschickte Kaminöfen mit einer chargenweisen Beladung des Feuerraumes, Naturzug und unregelmäßige Luftzufuhr emittieren wesentlich

höhere Staubmengen als automatisch beschickte Kleinf Feuerungsanlagen mit ihren unterschiedlichen Feuerungsprinzipien, wie dem unteren Abbrand und der Unterschub- oder Abwurf feuerung. Ein kontinuierlicher Brennstoffdurchsatz, Regelung der Primär- und Sekundärluftzufuhr, usw. führt zu wesentlich geringeren Emissionen.

Neben diesen Primärmaßnahmen, wie die Feuerungskonstruktion mit dem jeweiligen Verbrennungsprinzip, die einen Einfluss auf die Verbrennung der eingesetzten Brennstoffe nehmen und das Verhalten des Nutzers, der über den eingesetzten Brennstoff und dessen Wassergehalt sowie über die Eignung der Anlage für den eingesetzten Brennstoff entscheidet und der für die Wartung, Reinigung und eine angepasste Leistungsregelung der Anlage verantwortlich ist (Lenz V. 2012), sind auch Sekundärmaßnahmen wie Staubbinderungsmaßnahmen in Form elektrostatischer Abscheider (EA), deren Prinzip auf der Aufladung und dem Abscheiden von Partikeln beruhen und auch Kondensationswärmetauscher, deren Prinzip auf der Kondensation des im Abgas befindlichen Wassers und die Nutzung der dadurch freiwerdenden Energie beruhen, wobei eine Partikelabscheidung einhergeht, geeignet.

Zusätzlich zu den heutigen, teilweise hohen Emissionen durch die Nutzung von älteren Anlagen (Lenz V 2010) sowie den jahreszeitlich bedingten höheren Emissionen besonders im Winter (Pio C.A. et al. 2007; Simpson D. et al. 2007 und Tsyro S. et al. 2007) ist aufgrund des zunehmenden Einsatzes von Holz und von halmartigen Brennstoffen von einem weiteren Anstieg der Feinstaubbelastung aus Kleinf Feuerungsanlagen und einhergehende gesundheitliche Beeinflussung auszugehen, was zu Akzeptanzproblemen seitens der Bevölkerung führen kann. Dementsprechend wird aufgrund der Anzahl der Einzelraumfeuerungsanlagen und der Nutzungsdauer der Zentralfeuerungsanlagen eine Betrachtung der jeweiligen Emissionen als sinnvoll erachtet. Der in die Umgebungsluft und demzufolge auch der bei der Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen abgegebene Feinstaub wird durch die Messung der größenklassifizierten Massenkonzentration bewertet, z.B. als PM_{10} , $PM_{2,5}$ und PM_1 , wobei leider keine weitere Unterscheidung von Eigenschaften weder bei Emissions- noch bei Immissionsmessungen erfolgt. D.h. verschiedene Feinstäube werden auch dann gleich bewertet, wenn sie möglicherweise ganz unterschiedliche Wirkung auf die Gesundheit haben (Klippel N. & Nussbaumer Th. 2007b). Die Gesundheitsbeeinträchtigung, die von den Feinstaubemissionen aus Biomassefeuerungen ausgeht, ist zwar nur abschätzbar, es ist aber aufgrund ihrer Größe, Anzahl und Zusammensetzung davon auszugehen, dass sie in ihrer Gesamtwirkung

einen erheblichen negativen Einfluss auf die menschliche Gesundheit haben. Aufgrund dieser negativen Auswirkungen sind die Feinstaubemissionen in den letzten Jahren weltweit stärker in das öffentliche Interesse geraten, da zahlreiche epidemiologische Studien und Veröffentlichungen die Assoziation zwischen Feinstaubexposition und die damit einhergehenden gesundheitlichen Risiken gezeigt haben (Dockery D.W. et al. 1982; Dockery D.W. et al. 1989; Dockery D.W. et al. 1993; Dockery D.W. et al. 1996; Dockery D.W. 2001; Dockery und Stone 2007; Peters A. et al. 1997; Peters A. et al. 2001; Braun-Fahrländer C. et al. 1992; Pope C. A. et al. 1991; Pope C.A. & Dockery 1992; Pope C.A. et al. 1995; Pope C.A. et al. 2006; Pope C.A. et al. 2009; Rabinovitch N. 2006; Schwartz J. et al. 1996; Ackermann-Liebrich et al. 1997; Laden F. et al. 2006; Woodruff T.J. et al. 2004; Zemp E. et al. 1999; Zanobetti A. et al. 2000; Künzli N. et al. 2006; Orozco-Levi M. 2006). Neueste Studien zeigen, dass die Auswirkungen inhalierter Partikel ($\geq \text{PM}_{2,5}$), die aus der Holzverbrennung stammen, eventuell gefährlichere Auswirkungen auf die Gesundheit haben können, als bislang angenommen (Boman B.C. et al. 2003; Naeher L. P. et al. 2007).

Die Relevanz der Feinstaubpartikel wird u.a. durch ihre physikalischen und chemischen Eigenschaften bestimmt. Von Bedeutung sind hier neben Größe, Oberflächenbeschaffenheit und Anzahl der Feinstaubpartikel im Besonderen die Anlagerungen gesundheitsrelevanter Substanzen an den Feinstaub wie z.B. Schwermetalle und andere Schadelemente, der Säuregehalt, elementarer Kohlenstoff und organische Schadverbindungen aus nicht komplett verbranntem Kohlenstoff wie PAK oder PCDD/F (Lighty J.S. et al. 2000; Kennedy I.M. 2007; Sippula O. 2010; Katsouyanni K. 2003).

Neben der Zusammensetzung der Stäube, die im Körper über verschiedene Wirkmechanismen gesundheitsgefährdend oder -beeinträchtigend (toxisch, mutagen, kanzerogen, hormontoxisch) wirken können (Zuberbühler U. 2002), wird auch die Lungengängigkeit des Feinstaubes als wichtigster Faktor für die Gesundheitsgefährdung angesehen (Lighty J.S. et al. 2000; Oberdörster 1996). In diesem Zusammenhang seien insbesondere die ultrafeinen Partikel genannt, die nur eine kleine Masse aufweisen, jedoch in großer Anzahl auftreten und eine sehr große wirkungsrelevante Oberfläche besitzen (Lin J. 2004). Die Feinheit der Aerosol-Partikel (ermittelt bis hin zu $\text{PM}_{0,1}$; Wichmann H.E. et al. 2000) ist aufgrund des Eindringvermögens der Partikel in die Lunge und des dort abgeschiedenen Partikelanteils (s. Abbildung 2) entscheidend für das toxische Potential (s. Tabelle 1).

Abbildung 2: Massenanteil der eingeatmeten Partikel und deren Abscheidung im menschlichen Atemtrakt in Abhängigkeit von ihrem aerodynamischen Durchmesser (LfU/UMEG).

Tabelle 1: Begriffe für Feinstaubfraktionen und deren Gesundheitsgefährdungspotential (Lahl U. 2005).

Bezeichnung	Aerodynamischer Durchmesser [μm]	Human-Einwirkung	Gefährdungspotential
Schwebstaub TSP	Bis maximal 30	In Nasen- und Rachenraum herausgefiltert	Begrenzt
Thorakaler Schwebstaub	<10	In den oberen Atemwegen und zur Lunge	Nachweisbare Gesundheitsbeeinträchtigung
Alveolengängiger Schwebstaub	<2,5	Lungengängig bis zu den Lungenbläschen	Lungenerkrankungen und Herz-Kreislauf-Erkrankungen
Ultrafeine Partikel	<0,1	Durch Lungenbläschen und Zellmembran direkt in Blutkreislauf	Zusätzlich Gehirn- und Herzerkrankungen

Weiterhin ist die Partikelgröße ein wichtiger Parameter bei der Bestimmung der Eigenschaften, der Auswirkungen und des Verbleibes der Partikel in der Atmosphäre. Die bei der Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen entstehenden Emissionen bestehen u.a. aus Nano- bis Millimeter großen Partikeln (Lighty J.S. et al. 2000). Die größten dieser Partikel können in der Verbrennungszone als Rostasche, als Wandablagerungen und in den Wärmeübertragern abgeschieden werden und verbleiben somit innerhalb der Anlage. Hier können sie gegebenenfalls einen negativen Einfluss auf den Wirkungsgrad der Anlage haben wie auch zu Korrosion und Verstopfung führen (Tissari J. et al. 2008). Die kleineren Partikel werden mit dem Abgas abtransportiert, dessen größter Anteil bei Fehlen eines effektiven Abgasreinigungssystems an die Umgebungsluft abgegeben wird und einen Einfluss auf die Luftqualität und somit auf

die menschliche Gesundheit und die klimatischen Bedingungen hat (Baxter L.L. et al. 1998; Michelsen H.P. et al. 1998). Der globale Anstieg der Aerosolpartikelkonzentrationen und damit der Anstieg der zur Verfügung stehenden Wolkenkondensationskerne können z.B. die Albedo der Wolken und damit die planetare Albedo insgesamt erhöhen (Twomey S. 1977). Allerdings hängen die Auswirkungen der Aerosolpartikel auf das Klima stark mit seinen chemischen Eigenschaften zusammen. Beispielsweise hat ein Sulfataerosol aufgrund seiner lichtstreuenden Eigenschaft eine abkühlende Wirkung auf die Atmosphäre, Rußpartikel dagegen haben eine absorbierende Wirkung auf das Licht und können die Atmosphäre erwärmen (Ensor D.S. et al. 1971; Charlson R.J. & Pilat M.J. 1969). Der absolute Effekt des Aerosols auf unser Klima ist schwer abzuschätzen, da kein linearer Zusammenhang zu der Gesamtmasse des Aerosols besteht, sondern abhängig von der Größenverteilung, der Kristallinität, der Hygroskopizität und der chemischen Zusammensetzung der Aerosolpartikel ist. Aerosolpartikel stammen sowohl aus natürlichen als auch aus anthropogenen Quellen, wobei die natürlichen Quellen von Bodestäuben und Seesalz dominiert werden und auch bei vulkanischer Aktivität können Partikel temporär sehr große Bedeutung erlangen. Anthropogene Quellen sind industrielle Stäube (Verbrennung fossiler Brennstoffe, Schuttgüterumschlag) und Ruß aus Verbrennungsprozessen (Autoverkehr, Verbrennung fossiler Brennstoffe) (Singh 1995). Bestrebungen in Hinblick einer Reduzierung des Feinstaubgehaltes und einer umweltfreundlichen Gestaltung der Verbrennung von Holz und Stroh sind in verschiedenen baulichen und konzeptionellen Ansätzen in der Prozessführung zu finden (Zuberbühler U. & Baumbach G. 2000; Baumbach G. & Heller H.G 2004; Oser M. 2003; Johansson L.S. et al. 2004; Hartmann H. et al. 2007).

Bei einer vollständigen optimalen Verbrennung von Pflanzen bestehen die Verbrennungsprodukte aus CO_2 , H_2O und aus löslichen anorganischen Komponenten, wie Chloride, Sulfate und Nitrate der Elemente Kalium und Calcium sowie Silikate des Elementes Kalium, die im Wesentlichen gesundheitlich und ökologisch eher unbedenklich sind (Christensen K.A. et al. 1998; Ferge T. et al. 2005; Sippula O. et al. 2007; Tissari J. et al. 2008). Systematische Untersuchungen zeigen, dass in optimal ausgelegten Heizungen mit trockenem Holz bei möglichst vollständiger Verbrennung nahezu nur anorganische salzartige Feinstaubemissionen auftreten, die erheblich weniger schädlich sind als die PAK-beladenen Rußpartikelemissionen aus Dieselmotoren (Klippel N. & Nussbaumer Th. 2007b).

Läuft die Verbrennung von Biomasse jedoch nicht optimal ab, so können im Abgas Feinstäube erhalten bleiben oder sich durch Kondensation bilden, welche neben Elementen eine breite Palette an organischen Schadstoffen transportieren. Die Menge und die Zusammensetzung der organischen Verbindungen hängt sehr stark von den Verbrennungsbedingungen (Art der Verbrennungsvorrichtung; Luftüberschuss und Temperaturen in der primären Verbrennungszone, der Reduktionszone und der Nachbrennkammer; Abgaszirkulation) und von der Art und Güte des Brennstoffs (Korngröße, Rindenanteil, Zusammensetzung und Feuchtegehalt) ab (Andersson O. & Marklund S. 1998; Oser M. 2003; Ferge T. et al. 2005). (Schad-)Elementuntersuchungen direkt an Feinstäuben der Holzverbrennung sind bei Huber S. & Frieß H. (1997) und Sippula O. et al. (2007) zu finden. Gehalte an Haupt- und Schadelementen sowie von ausgewählten organischen Schadstoffen in Feinstaschen verschiedener Pflanzen wurden von Raab K. & Obernberger I. (2005) kompiliert.

Im Vergleich zur Holzverbrennung gibt es für Staubemissionen aus der Strohverbrennung noch wenige Untersuchungsergebnisse bezüglich der anorganischen Bestandteile (Christensen K.A. et al. 1998; Hartmann H. 2001; Hartmann H. et al. 2007). Stroh besitzt im Vergleich zu Holz höhere Aschegehalte und höhere Konzentrationen an Stickstoff, Kalium, Schwefel und Chlor, die von Bedeutung für verstärkte Emissionen, verstärkte Korrosion in der Verbrennungsanlage und ungünstigeres Schlackebildungsverhalten sind. Bei den gasförmigen Emissionen von NO_x , HCl und SO_2 wie auch bei den aerosolbildenden Elementen wie K, Cl, Na, S, Pb und Zn besteht eine Korrelation zwischen dem Gehalt im Brennstoff und den emittierten Gehalten (Hartmann H. 2001; Hartmann H. et al. 2007).

Die durch die Verbrennung von Biomasse auftretenden Emissionen sollten nicht alleine betrachtet werden, sondern mit den bei der Verbrennung fossiler Energieträger entstehenden Emissionen und mit den Emissionen aus der Verbrennung von Biogas verglichen werden.

Über die Zusammensetzung von Feinaschen und über Stoffflüsse von Elementen aus Kohle- und Ölverbrennungsanlagen gibt es vergleichsweise viele Informationen (Heinrichs H. et al. 1984; Heinrichs H. 1977, 1982; Obrušník et al. 1989; Samara C. 2005; Clarke L.B. & Sloss L.L. 1992; Pavageau M.-P. et al. 2002; Gieré R. et al. 2003; Sippula O. et al. 2007; Rentz O. & Martel Ch. 1998). Ein Vergleich zwischen den Emissionen bei der Verbrennung von biogenen Festbrennstoffen versus Verbrennung von Kohle oder Öl ist in der Literatur nicht zu finden, was teilweise an einem Mangel

an Daten bei der Biomasseverbrennung, teilweise aber auch an einem Mangel an Emissionsfaktoren von anorganischen Elementen von der Öl-, Kohle-, und Gasfeuerung liegt. Zusätzlich ist ein Vergleich von Brennstoffen, selbst bei vorhandenen Emissionsfaktoren ausgewählter Elemente schwierig, da die Anlagengröße für fossile Brennstoffe von der Anlagengröße und Verbrennungsbedingungen für feste Biomasse abweicht. Nur vom TFZ in Straubing werden Ergebnisse von praxisorientierten Staubemissionsmessungen vorgestellt, welche zeigen, dass Ölöfen mit ca. 1 mg/Nm^3 , 13 % O_2 erheblich geringere Staubemissionen aufweisen als Biomassefestbrennstofffeuerungen (Hartmann H. et al. 2008). Die automatisch beschickten Anlagen, wie Pelletkessel, Hackgutkessel und Scheitholzkessel zeigen hier relativ geringe Feinstaubemissionen ($20 - 34 \text{ mg/Nm}^3$, 13 % O_2), die manuell beschickten Anlagen dagegen zeigen wesentlich höhere Feinstaubemissionen ($58 - 72 \text{ mg/Nm}^3$, 13 % O_2). Auch eine Untersuchung zu den Feinstaubemissionen moderner Heizkessel im Auftrag des IWO (Institut für wirtschaftliche Ölheizung e. V., Hamburg) zeigt, dass die Feinstaubemissionen moderner Ölheizungen bemerkenswert gering sind. Beim Betrieb mit schwefelarmem Heizöl liegen sie mit $0,09 \text{ mg/kWh}$ auf vergleichbarem Niveau wie Erdgasheizungen mit $0,034 \text{ mg/kWh}$. Pelletkessel verursachen mit 114 mg/kWh etwa das 1200-fache an Feinstaubemissionen (Struschka M. et al. 2010). Allerdings kann nach Lenz V. (2010) ein optimal betriebener, technisch optimierter Kaminofen Emissionen im Bereich eines Ölofens erreichen, so dass insbesondere die Technik und das Nutzverhalten beim Betrieb von Einzelraumfeuerungen als relevant zu betrachten ist. Um näherungsweise die Elementemissionen von Biomassefeuerungen zu beurteilen, werden in Kapitel 17 die Emissionsfaktoren von fossilen Energieträgern mit den berechneten Emissionsfaktoren aus dieser Studie verglichen.

1.2 Zielsetzung

Durch technische Weiterentwicklung, welche auch durch die Novellierung der Kleinf Feuerungsverordnung (1. BImSchV) (Deutscher Bundestag 2009) mit Inkrafttreten am 22.03.2010 forciert wurde, haben sich bei modernen Anlagen die Emissionen von Schadgasen und Feinstäuben erheblich vermindert. Aufgrund der herabgesetzten Grenzwerte durch die 1. BImSchV für Feinstaub- und CO-Emissionen und die Absenkung der Leistungsgrenze für Kleinf Feuerungsanlagen, ab denen die Grenzwerte gültig sind, sowie genereller technischer Verbesserung von Feuerungsanlagen steht nicht die Quantität der emittierten Stäube sondern die Zusammensetzung der Feinstäube

aus der thermischen Nutzung von Biomasse im Vordergrund dieser Arbeit. Zusätzlich begrenzen geltende gesetzliche Vorgaben bei Großfeuerungsanlagen sowohl den Gesamtstaubmassenstrom als auch bestimmte Elementmassenströme; bei Kleinfeuerungsanlagen allerdings erfolgt nur eine Begrenzung des Gesamtstaubmassenstroms.

In dieser Arbeit wurden auf Basis der Konzentrationen der verschiedenen Edukte und Produkte der unterschiedlichen Feuerungsanlagen sowohl mit Hilfe der emittierten Staubmenge und des Gesamtabgasvolumens als auch der Masse an nicht emittierten Aschefractionen Stoffstrom- und Flussbilanzierungen (Input/Output- und Quelle/Senken-Berechnungen) von umwelt- und gesundheitsrelevanten Elementen, die aus einer definierten eingesetzten Brennstoffmenge in den einzelnen Feuerungsanlagen entstehen, konstruiert. Dies sollte eine qualitative Bewertung der Stäube, der Verbrennung und letztendlich der Anlagen unterstützen.

Folgende Fragen sollten beantwortet werden:

- Wie wirken sich die Schadstofffrachten verschiedener Brennstoffe (Input) in unterschiedlichen Verbrennungsanlagen (Groß- und Kleinfeuerungsanlage) auf die anfallenden energienormierten Elementemissionen (Output) aus?
- Wie ist die relative Elementverteilung in den verschiedenen Aschenrückständen einer Verbrennungsanlage?
- Welche unbekannten Senken oder Quellen können für eine Differenz zwischen dem Elementeintrag und dem Austrag durch die verschiedenen Aschen verantwortlich sein?
- Wie groß ist das gesundheitsgefährdende Potential der Emissionen?

Die Beurteilung und Interpretation der Ergebnisse sollte unter dem Aspekt der toxikologischen Bewertung der Emissionen der jeweiligen Feuerungsanlage und Betriebsvariation erfolgen, welche allerdings nicht im Fokus dieser Arbeit steht.

Da es zurzeit kein generelles Bewertungsschema des gesundheitsgefährdenden Potentials von Feinstäuben gibt, mussten andere relative Bewertungsansätze der Feinstaubemissionen von Anlagen genutzt werden,

Hierbei können zum einen der Zustand und die Zustandsänderung während des Betriebs einer Anlage betrachtet werden, z.B. können verschiedene eingesetzte Brennstoffe und auch unterschiedliche Betriebszustände wie Anheiz- und Nennlastphase bzw. Teil- und Nennlast in einer Anlage einen Einfluss auf die Emissionen haben.

Da eine Zustandsänderung möglichst konstante Ausgangszustände verlangt, ist diese Methode bei automatisch beschickten Anlagen verlässlich. Aber auch bei manuell beschickten Anlagen kann über mehrfache Wiederholung der Versuche eine gewisse Konstanz im Rahmen der Reproduzierbarkeit geschaffen werden, so dass auch hier Aussagen möglich sind.

Neben diesem Vergleich ist es aufgrund unterschiedlicher Anforderungen und Konstruktionen und den damit verbundenen Emissionsunterschieden der Anlagen sinnvoll, die Anlagen untereinander und letztendlich mit denen bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen auftretenden Emissionen zu vergleichen.

Dieser in dieser Arbeit eingesetzte Bewertungsansatz kann eine Basis zur Verbesserung der Minimierung der Feinstaubmenge im Abgas sein, wobei neben der Feinstaubkonzentration auch die damit verbundene Elementmenge reduziert werden kann bei gleichzeitiger Reduktion der toxikologischen Relevanz. Die toxikologische Relevanz basiert auf der Menge und Zusammensetzung des emittierten Feinstaubes und ist eine Konsequenz aus der Qualität des Ausbrandes und der Anlagengestaltung. Demzufolge ist die Emissionsbewertung einer Biomassefeuerungsanlage auch gleichzeitig eine Einschätzung der Verbrennungsqualität und der Anlagengestaltung.

Um eine Aussage über die Qualität bzw. die Vollständigkeit eines Ausbrandes zu bekommen, die mit der toxikologischen Relevanz der Emissionen zu korrelieren scheinen (Klippel N. & Nussbaumer Th. 2007a), werden die Parameter CO(g) , $\text{C}_n\text{H}_m\text{(g)}$, Nicht-C-Anteile(s) und Rest(s) in Bezug zur Abgastemperatur und Luftüberschusszahl dargestellt und kurz beschrieben. Als Nicht-C-Anteile wird in dieser Arbeit die Summe der analysierten anorganischen Elemente definiert, der Rest als Summe der Hauptelemente C, O, H, N und den nicht analysierten Elementen wie u.a. Si, Cl, Se oder Hg. Die beiden Parameter CO und C_nH_m werden als Leitparameter für die Güte der Verbrennung angesehen, werden aber nur kurz dargestellt und erläutert, da der Fokus dieser Arbeit auf den anorganischen Emissionen und deren Bilanzierung liegt. Als weiterer Faktor für das toxikologische Potential wird die Korngrößenverteilung pro Versuchsvariante und die Wasserlöslichkeit ausgewählter Elemente herangezogen. Die Toxizität von Feinstäuben kann allerdings nur in Zusammenhang mit den organischen Bestandteilen beurteilt werden, welche in einer parallel laufenden Dissertation untersucht werden. Zusätzlich müssen reale Untersuchungen der Auswirkungen des Feinstaubes z.B. mit Zelltests untersucht werden, was im Rahmen dieser Arbeit nicht leistbar war, aber zukünftig angestrebt ist.

Zur Bestimmung der Elementfrachten wurden bei fünf auf Basis ihres Brennstoffsortimentes ausgewählten Kleinf Feuerungsanlagen gleichzeitig der Brennstoff (Holzanalyse), die festen Rückstände (Ascheanalyse) und der Abgasstrom (Emissionsmessungen) untersucht. Bei den untersuchten Anlagen handelte es sich um Anlagen nach dem heutigen Stand der Technik. Zusätzlich wurde eine Großfeuerungsanlage zur Verbrennung von Holzhackschnitzeln und ein BHKW untersucht.

Die Anlagen wurden unter vergleichsweise realitätsnahen Bedingungen betrieben, so dass die Bedingungen unter denen die Versuche stattfanden und die daraus resultierenden Ergebnisse nicht mit Bedingungen und Ergebnissen bei einer Typenprüfung etwa bezüglich der Einhaltung von gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerten zu vergleichen sind. Teilweise sind auch Brennstoffe in den Anlagen eingesetzt worden, die laut Hersteller nicht für diese Anlagen zugelassen waren.

Abhängig vom Feuerungstyp werden separat die Anheizphase, die Hauptbrandphase und die Ausbrandphase beprobt. Bei kontinuierlichen Feuerungssystemen, wie Pelletofen oder -kessel wird die Anheizphase, als Phase bis zum Erreichen der Nennwärmeleistung definiert, bei diskontinuierlichen Anlagen, wie dem Kaminofen, wird die erste Brennstoffauflage als Anheizphase definiert. Die Probenahme erfolgt unter typischen Bedingungen, die auch dem Einbauort der Feuerungsanlage entsprechen, um realitätsnahe Ergebnisse bei der Verbrennung von holzartigen und halmartigen Brennstoffen zu erhalten. Die untersuchten Feuerungsanlagen unterteilten sich in fünf Kleinf Feuerungsanlagen und zwei Großfeuerungsanlagen, von denen eine mit Holzhackschnitzeln und die andere mit Biogas befeuert wurden. Bei den Kleinf Feuerungsanlagen kamen holz- und halmartige Brennstoffe sowie sekundäre Staubminderungsmaßnahmen in Form von zwei verschiedenen elektrostatischen Abscheidern (EA) zum Einsatz, dessen Prinzip auf der Aufladung und dem Abscheiden von Partikeln beruht. Zusätzlich wurde an zwei unterschiedlichen Anlagen der Betrieb eines Kondensationswärmetauschers und dessen Einfluss auf die Emissionen untersucht, dessen Prinzip auf der Kondensation des im Abgas befindlichen Wassers und die Nutzung der dadurch freiwerdenden Energie beruht.

Die Elementmassenströme wurden auf genutzte und nicht auf zugeführte Energiemenge in MJ normiert. So wurde diesem im Projekt eingesetzten Kondensationswärmetauscher Rechnung getragen. Nur die auf diese Weise normierten Stoffflüsse sind für eine

Beurteilung der Emissionen insgesamt nutzbar und können zu einem Vergleich verschiedener Feuerungsanlagen dienen bzw. mit den Emissionen bei Öl- und Kohleverbrennung verglichen werden. Als zusätzliche Referenz für erneuerbare Energien sollten die Emissionen aus der Verbrennung von Biogas aus einer Großfeuerungsanlage dienen.

2 Wissenschaftlicher Hintergrund

2.1 Begriffsbestimmung Schadstoff

Nach Hutzinger O. (1991) ist ein Stoff dann ein Schadstoff, wenn er eine unerwünschte (toxische) Wirkung auf Pflanze, Tier, Menschen und jegliche Materialien ausübt. Bezogen auf Emissionen ist laut der 39. BImSchV (Deutscher Bundestag 2010) ein Schadstoff „jeder in der Luft vorhandene Stoff, der schädliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt insgesamt haben kann“. Viele der Schadstoffe sind Schwermetalle, die in unterschiedlichen Konzentrationen in den eingesetzten Brennstoffen vorkommen. Heute wird unter einem Schwermetall ein Element verstanden, dessen Dichte bei 300 K größer als 5 g/cm^3 ist (Fahlke J. 1994). Hierzu zählen die umweltrelevanten Elemente Cadmium (Cd), Bismut (Bi), Mangan (Mn), Thallium (Tl), Wolfram (W), Kupfer (Cu), Kobalt (Co), Chrom (Cr), Eisen (Fe), Quecksilber (Hg), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Blei (Pb), Zinn (Sn), Vanadium (V) und Zink (Zn). Gemäß diesen Definitionen wird sich in der vorliegenden Arbeit auf die Elemente Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U fokussiert. Die Umwelt- und eventuell toxische Bedeutsamkeit dieser und weiterer Elemente sind u.a. in Merian E. (1991), Newman M.C. & Clement W. H. 2008 und Crosby D.G. (1998) zu finden.

2.2 Brennstoffzusammensetzung

Der Großteil der stofflichen Biomasse wird nach Kaltschmitt M. (2007) im Wesentlichen aus den Hauptelementen Kohlenstoff (C), Sauerstoff (O) und Wasserstoff (H) aufgebaut. Sie machen ca. 96 % der Pflanzentrockenmasse aus und sind in allen organischen Verbindungen enthalten (z.B. Fett, Stärke, Zucker, Eiweiß, Lignin, Cellulose, etc.). Die Pflanze nimmt neben Wasser (H_2O) und Luft (CO_2 und O_2) zahlreiche Nährstoffe auf, welche für die Versorgung der Pflanze von Bedeutung sind. Insgesamt gelten 26 Elemente, welche wiederum in Makro- und Mikronährstoffe unterteilt werden müssen, für die Pflanzen als biologisch notwendig. Mit insgesamt bis zu 5 % der Pflanzentrockensubstanz zählen Schwefel (S), Phosphor (P), Magnesium (Mg) Stickstoff (N), Kalium (K) und Calcium (Ca) zu den Haupt- bzw.

Makronährstoffen bei holzartigen Biomassen; bei Stroh ist auch Silicium (Si) ein Hauptelement. Eisen (Fe) nimmt eine Zwitterstellung ein und kann sowohl Makro- als auch Mikronährstoff sein. Mit 0,001 bis 0,003 % der Trockensubstanz zählen Elemente wie Bor (B), Chlor (Cl), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Mangan (Mn), Molybdän (Mo), Nickel (Ni), Zink (Zn), Silicium (Si), Natrium (Na), Cadmium (Cd) und Arsen (As) zu den Mikronährstoffen oder Spurenelementen. Einige der aufgeführten Elemente sind als essentielle (lebensnotwendige) Mikronährstoffe anzusehen, andere wiederum können pflanzenschädlich wirken. Die Summe dieser Makro- und Mikronährstoffe zuzüglich einer großen Anzahl weiterer für die Pflanze weniger bedeutende Spurenelemente wie z.B. die Seltenen Erden, bilden den anorganischen Beitrag zur Pflanzensubstanz, welcher bei einer Verbrennung als Rückstand (Asche) zurückbleibt und bis zu 5 %, abhängig von der Pflanzenart der Pflanzensubstanz ausmacht.

2.3 Verbrennung von Biomasse

Die Gewinnung von Energie aus biogenen Festbrennstoffen kann zum einen durch direkte Verbrennung erfolgen, denen die vier Phasen der thermo-chemischen Umwandlung zugrunde liegen oder durch eine vorherige Umwandlung in Sekundärenergieträger wie Biogas oder Treibstoffe (Kaltschmitt M. et al. 2009). Bei der Verbrennung wird die im Brennstoff enthaltene Energie in technisch nutzbare Wärme umgewandelt und es entstehen im Idealfall als Produkte nur Kohlenstoffdioxid, Wasserdampf und Nicht-C-Asche. Kohlenstoffdioxid und Wasserdampf sowie Teile der Nicht-C-Asche werden als Emissionen in die Atmosphäre entlassen. Neben diesen unvermeidbaren und unbedenklichen Produkten werden darüber hinaus Stoffe emittiert, die ebenfalls unvermeidbar sind und in wesentlich geringeren Konzentrationen vorkommen, allerdings aufgrund ihres toxischen Potentials für Mensch und Natur eine wesentliche Rolle bei der Betrachtung einer Biomasseverbrennung und die Luftreinhaltung spielen. Der Ablauf mit den jeweils entstehenden Produkten ist schematisch in Abbildung 3 dargestellt. In Kapitel 2.3.1 werden kurz die in den jeweiligen Verbrennungsphasen stattfindenden Prozesse erläutert.

Abbildung 3: Schematischer Ablauf der Verbrennung (Nussbaumer Th. 1989).

2.3.1 Die vier Phasen der thermo-chemischen Umwandlung

Die Oxidation von biogenen Festbrennstoffen erfolgt in mehreren nacheinander ablaufenden Phasen (s. Abbildung 4), deren Vorhandensein von verschiedenen Parametern, wie Temperatur und Luftüberschusszahl abhängig sind. Das Verständnis der stattfindenden Prozesse in den verschiedenen Phasen ist wichtig, um bestimmte Effekte beim Verbrennungsvorgang erklären zu können, insbesondere bei der Betrachtung verschiedener Feuerungsanlagen mit unterschiedlichem Abbrandverhalten und bautechnisch bedingter Trennung verschiedener Phasen.

Abbildung 4: Phasen der thermo-chemischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe in Abhängigkeit der Luftüberschusszahl λ (Kaltschmitt M. et al. 2009).

Die Phasen der thermo-chemischen Umwandlung unterscheiden sich in ihren jeweils stattfindenden Prozessen, welche unter anderem durch die Massenabnahme während der pyrolytischen Zersetzung und der Vergasung gekennzeichnet sind (s. Abbildung 5).

Abbildung 5: Thermisches Verhalten von Biomasse, dargestellt am Beispiel von feuchtem Holz als Massenabnahme in Abhängigkeit von der Temperatur bei der Erwärmung ohne Sauerstoffzufuhr (Nussbaumer T. et al. 1995).

2.3.1.1 1. Phase: Aufheizung und Trocknung

Zu Beginn der thermo-chemischen Umsetzung wird das Holz erwärmt und das im Holz vorhandene freie und in der organischen Masse gebundene Wasser verdampft und ausgetrieben. Dieser Prozess erfolgt durch Energiezufuhr. Je nach Umgebungsbedingungen finden die Erwärmung und die Trocknung schneller oder langsamer statt. Bei einer sehr schnellen Aufheizung kann das Holz durch unterschiedliche Ausdehnungskoeffizienten parallel bzw. senkrecht zur Faserrichtung und durch das Ausdehnen des Wasserdampfes im Holz aufreißen und somit die reaktive Oberfläche vergrößern. Bis ca. 200 °C Umgebungstemperatur wird vor allem Wasser in Form von Dampf ausgetrieben. Je nach Holzart werden bei diesen Temperaturen Spuren von leichtflüchtigen organischen Komponenten wie Essig- und Ameisensäure und Kohlestoffdioxid freigesetzt. Mit Abschluss der Trocknung kommt es bei weiterer Energiezufuhr zu einer Erhöhung der Umgebungstemperatur und Aufheizung des Holzes (Kaltschmitt M. et al. 2009).

2.3.1.2 2. Phase: Pyrolytische Zersetzung

Die Phase der pyrolytischen Zersetzung beschreibt den Umsetzungsprozess des Holzes, der zwischen 150 - 250 °C beginnt und zwischen 500 - 600 °C endet, je nach Art der Biomasse und Umgebungsbedingungen. Diese Zersetzung findet unter Ausschluss von externem Sauerstoff statt. Während dieser Phase kommt es zu einer Volumenabnahme von ca. 80 - 85 % aufgrund des Abbaus des organischen Materials, welches in Form von gasförmigen und teilweise kondensierten Komponenten freigesetzt wird.

Die Hauptbestandteile der Biomasse unterscheiden sich erheblich in ihren Abbauraten. Hemicellulose wird zwischen 200 und 450 °C vollständig abgebaut, mit einem Maximum der Freisetzung der gasförmigen Komponenten zwischen 320 und 350 °C. Bei 280 °C beginnt der Abbau der Cellulose, mit einem Maximum bei 400 °C. Bei 450 °C sind etwa 90 % der Cellulose umgewandelt und die Zersetzung damit weitestgehend abgeschlossen. Das Lignin wird schon ab etwa 150 °C abgebaut, jedoch sind bis etwa 600 °C nur ca. 60 % des Lignins aufgrund seiner Struktur umgesetzt. Die nicht abgebauten Reste verbleiben als Holzkohle im Reaktionsraum (Kaltschmitt M. et al. 2009). Die verschiedenen temperaturabhängigen Prozesse der pyrolytischen Zersetzung sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Temperaturabhängige Vorgänge während des pyrolytischen Zersetzungsschrittes zwischen 175 - 500 °C (Kaltschmitt M. et al. 2009).

Temperatur-Bereich [°C]	Vorgang der pyrolytischen Zersetzung
175 - 280	<ul style="list-style-type: none"> • Freisetzung größerer Mengen an Kohlenstoffdioxid (CO₂), Essig- und Ameisensäure • Reste von Wasserdampf aus Trocknung • Endothermer Prozess
280 - 500	<ul style="list-style-type: none"> • Bildung von brennbaren Gasen: • Kohlenstoffmonoxid (CO), Methan (CH₄), Formaldehyd (CH₂O), Essigsäure (C₂H₄O₂) und Ameisensäure (CH₂O₂), Methanol (CH₃OH) und Wasserstoff (H₂), Mitreißen von feinsten Tröpfchen organischer Verbindungen (Entstehung von Rauch; Holzkohle als Rückstand) • Starke exotherme Reaktion mit etwa 880 kJ/kg Holzmasse)
<500	<ul style="list-style-type: none"> • Aus dem Holz austretender Gasstrom wird an den äußeren verkohlten Schichten zu Kohlenstoffmonoxid (CO) und Wasserstoff (H₂) aufgespalten • Endothermer Prozess

2.3.1.3 3. Phase: Vergasung

In die sich an die pyrolytische Zersetzung anschließende Phase der Vergasung wird zum einen der verbliebene Restkohlenstoff (Pyrolysekoks) mit Hilfe von einem zugeführten Vergasungsmittel (z.B. Luft, O₂, H₂O_g, CO₂) in brennbares Gas umgewandelt. Zum anderen werden die bei der Pyrolyse entstandenen gasförmigen, flüssigen und festen Produkte durch Zuführung von Wärme und einem Vergasungsmittel zur Reaktion gebracht. Aufgrund von dem im Brennstoff enthaltenem Sauerstoff (z.B. H₂O und CO₂), kann es bei ausreichend hohen Temperaturen (>600 °C) auch ohne zugeführten Sauerstoff zu Vergasungsreaktionen kommen, welche durch eine nicht vollständige Umsetzung des Kohlenstoffs aufgrund des zu geringen Angebots an Sauerstoff gekennzeichnet ist. Die teilweise Oxidation des Pyrolysekoks führt zu einem Anstieg

der Temperatur auf 700 bis 1000 °C. Folgende Vergasungsreaktionen, abhängig von Temperatur und Druck, Ausgangsmaterial und Vergasungsmedium, finden im Wesentlichen statt (Kaltschmitt M. et al. 2009).

- Vollständige Kohlenstoffoxidation: $C + O_2 \rightarrow CO_2$ $\Delta H = -393,5 \text{ kJ/mol}$
- Partielle Kohlenstoffoxidation: $C + \frac{1}{2} O_2 \leftrightarrow CO$ $\Delta H = -110,5 \text{ kJ/mol}$
- Heterogene Wasserreaktion: $C + H_2O \leftrightarrow CO + H_2$ $\Delta H = 118,5 \text{ kJ/mol}$
- Boudouard-Reaktion: $C + CO_2 \leftrightarrow 2CO$ $\Delta H = 159,9 \text{ kJ/mol}$
- Hydrierende Vergasung: $C + 2H_2 \leftrightarrow CH_4$ $\Delta H = -87,5 \text{ kJ/mol}$
- Wassergas-Shiftreaktion: $CO + H_2O \leftrightarrow CO_2 + H_2$ $\Delta H = -40,9 \text{ kJ/mol}$
- Methanisierungs-Reaktion: $CO + 3H_2 \leftrightarrow CH_4 + H_2O$ $\Delta H = -203,0 \text{ kJ/mol}$
- Reformierung von Kohlenwasserstoffen: $C_mH_n + mH_2O \leftrightarrow mCO + (m + \frac{n}{2})H_2$

Das Gleichgewicht der umkehrbaren Reaktionen verschiebt sich mit steigender Temperatur entgegen der Enthalpiefreisetzung. Damit begünstigen hohe Temperaturen im Vergasungsprozess typischerweise hohe Kohlenstoffmonoxidkonzentrationen im Produktgas.

2.3.1.4 4. Phase: Oxidation

Die Phase der Oxidation definiert die Phase, in der die während der Phase der pyrolytischen Zersetzung und der Phase der Vergasung entstandenen brennbaren Gase mit einem Oxidationsmittel zu nicht mehr weiter oxidierbaren Stoffen umgesetzt werden. Dabei entstehen Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Wasserdampf (H_2O) sowie Wärme, die in Form der Konvektion der heißen Abgase und in Form von Strahlungsenergie an die Umgebung abgegeben wird. Dazu werden z.B. Stickoxide, SO_2 , HCl , Feinstaub und Asche und bei einer nicht vollständigen Oxidation noch brennbare Gase, wie Kohlenstoffmonoxid, Wasserstoff und Kohlenwasserstoffe, freigesetzt.

Für eine vollständige Oxidation muss neben einem ausreichenden Sauerstoffangebot in Form von Luft auch die Temperatur im Brennraum ausreichend hoch, die Durchmischung von Brenngasen und Luft optimal und die Verweilzeit der Brenngase und Luft in der Brennkammer ausreichend lang sein. Theoretisch sind Abbrandtemperaturen von 2000 °C möglich, jedoch mindern Faktoren wie Wassergehalt des Brennstoffes, zugeführte Luft, Wärmeverluste und unvollständige Verbrennung diese Temperatur auf unter 1000 °C (Kaltschmitt M. et al. 2009).

2.4 Brenntechnische Merkmale

Diese Merkmale charakterisieren nach Launhardt T. (2002) Brennstoffeigenschaften, welche speziell für den Verbrennungsvorgang relevant sind. Zu diesen Brennstoffeigenschaften gehören die Elementarzusammensetzung des Brennstoffes, der Wassergehalt, der Heizwert, der Gehalt an flüchtigen Bestandteilen und Asche und das Ascheerweichungsverhalten. Die meisten dieser Merkmale charakterisieren Brennstoffmerkmale, die die thermo-chemischen Prozesse und die schadstoffbildenden Prozesse beeinflussen (Kaltschmitt M. et al. 2009). Ebenfalls werden durch diese Eigenschaften die Nutzungsmöglichkeiten der anfallenden Aschen bestimmt.

Dementsprechend werden im Folgenden nicht nur die Merkmale des Brennstoffes gezeigt, sondern auch die Bedeutung dieser Merkmale für die thermo-chemische Umwandlung und eventuell daraus resultierende Konsequenzen.

2.4.1 Wassergehalt

Der Wassergehalt der biogenen Brennstoffe hat einen wesentlichen Einfluss auf den Energieinhalt bzw. den Heizwert des Brennstoffes. Wasserfreie Biomasse kommt als natürliches Produkt nicht vor. Der Wassergehalt kann, abhängig von der Biomasseart, Jahreszeit, Trocknungszeitraum etc. erheblichen Schwankungen unterworfen sein und zwischen 8 - 65 % liegen. Frisch geschlagenes Holz hat einen Wassergehalt zwischen 45 - 60 %. Durch geeignete Lagerung und ausreichend Trocknungszeitraum können die für eine optimale Verbrennung notwendigen Wassergehalte zwischen 15 und 25 % erreicht werden, wobei luftgetrocknetes Holz einen Wassergehalt zwischen 10 - 20 % hat (Kaltschmitt M. et al. 2009). Hohe Wassergehalte in der Biomasse haben einen hohen Energieverlust in Form von Verdampfungswärme zur Folge, welche die Nettoenergieausbeute mindert, da der Heizwert direkt proportional abhängig vom Wassergehalt des Brennstoffes ist (s. Abbildung 6, Bundesministerium für Ernährung 2012). Zusätzlich können zu hohe Wassergehalte des Brennstoffes aufgrund entzogener Verdampfungsenergie zu einer Unterkühlung der Flamme und so zu einer unvollständigen Verbrennung mit Freisetzung schadstoffreicher, geruchsintensiver Abgase führen. Aber auch zu geringe Wassergehalte (Übertrocknung) können negative Auswirkungen auf die Verbrennung haben, da notwendige Reaktionszeiten in der thermo-chemischen Umwandlung von Biomasse nicht eingehalten werden, weil u.U. notwendiges Wasser zur Kühlung der Flamme und dementsprechend Verlängerung der Reaktion nicht vorhanden ist, so dass es zu einer unkontrollierten evtl. explosionsartigen

Vergasung des Brennstoffes kommen kann (freundliche mündliche Mitteilung von Hartmann H. 2010).

Abbildung 6: Heizwert von Holz in Abhängigkeit vom Wassergehalt (berechnet nach: Bundesministerium für Ernährung 2012).

2.4.2 Heizwert und Brennwert

Nach Kaltschmitt M. et al. (2009) wird unter dem Heizwert die Wärmemenge verstanden, die bei der vollständigen Oxidation eines Brennstoffes ohne Berücksichtigung der Kondensationswärme des im Abgas befindlichen Wasserdampfes freigesetzt wird.

Als Brennwert wird diejenige Wärmemenge definiert, die bei der vollständigen Oxidation eines Brennstoffes verfügbar wird, wenn zusätzlich auch die Kondensationsenergie des im Abgas befindlichen Wassers genutzt werden kann. Hierzu muss das im Abgas befindliche gasförmige Wasser kondensieren. Früher wurde der Heizwert als „unterer“ Heizwert (H_u) bezeichnet und der Brennwert als „oberer“ Heizwert (H_o).

Die unterschiedlichen Brennstoffe werden anhand ihres Heizwertes beurteilt. Da bei wasserhaltigen Brennstoffen dem Verbrennungsprozess Energie für die Verdampfung des Wassers entzogen wird und diese Energie theoretisch durch Kondensation des Wasserdampfes zurückgewonnen werden könnte (was aber in den seltensten Fällen bei Kleinfeuerungsanlagen passiert), wird im Regelfall der Heizwert H_u (unterer Heizwert) als Bewertungsgröße herangezogen. Der Heizwert wird bestimmt durch die im Brennstoff oxidierbaren Elemente C, H, S und N. Da diese Elemente nur sehr geringen Schwankungen unterliegen, ist die Schwankung beim Heizwert eher gering. Da zusätzlich die Dichte des Brennstoffes beim Heizwert je Masseneinheit [MJ/kg] keine Rolle spielt, ist bezogen auf die Masse (kg) des Holzes der Heizwert bei allen Holzarten

annähernd gleich. Nadelhölzer weisen aufgrund des Lignin- und Harzgehaltes geringfügig höhere Werte auf. Da die Laubhölzer jedoch eine höhere Dichte besitzen, ist deren Heizwert je Volumeneinheit deutlich höher. Der Heizwert liegt bei bekannten naturbelassen Biomassen zwischen 16,5 - 19 MJ/kg wasserfreie Masse ($H_{u,wf}$)

2.4.3 Aschegehalt

Der Aschegehalt beeinflusst den Heizwert. Als anorganischer Rückstand ist er ein Maß für den Mineralstoffgehalt des Brennstoffes, womit er den Glührückstand der mineralischen Begleitstoffe darstellt. Unter den biogenen Festbrennstoffen besitzt Holz incl. Rindenanteil mit ca. 0,5 % in der Trockenmasse den geringsten Aschegehalt. Kommt es zu größeren Überschreitungen dieses Wertes, ist dies eher auf Sekundärverunreinigungen wie anhaftenden Boden zurückzuführen. Lediglich schnellwachsende Hölzer wie Weide oder Pappel haben mit 2 % einen höheren Aschegehalt, was auf den durch das relativ geringe Alter höheren Rindenanteil zurückzuführen ist.

Der Aschegehalt ist ein Parameter, welcher Einfluss sowohl auf die Emissionen als auch auf die Technik hat. Ein höherer Aschegehalt birgt das Potential höherer Emissionen. Dementsprechend nimmt der Aufwand für eine evtl. notwendige Entstaubung zu. Dies ist besonders bei Anlagen der Fall, wo das Glutbett mechanischen Einflüssen ausgesetzt ist oder hohe Gasgeschwindigkeiten herrschen. Auch der Aufwand für die Entsorgung und Verwertung der anfallenden Verbrennungsrückstände erhöht sich (Kaltschmitt M. et al. 2009).

2.4.4 Ascheerweichungsverhalten

Das Ascheerweichungsverhalten ist im Allgemeinen nicht gleichbleibend, sondern hängt von der Aschezusammensetzung und somit wesentlich von der Brennstoffart bzw. deren Zusammensetzung ab. Nach Launhardt T. (2002) treten bei den thermischen Prozessen der Energieumwandlung im Glutbett physikalische Veränderungen der Asche auf. Je nach Temperaturniveau kommt es zum Verkleben („Versintern“) bis hin zur völligen Schmelze der Aschepartikel, was mit erheblichen technischen Nachteilen verbunden sein kann und bei der Gestaltung des Verbrennungsprozesses berücksichtigt werden muss.

Insbesondere Brennstoffe mit einem hohen Kaliumgehalt neigen zu Verbrennungsrückständen mit niedrigen Ascheerweichungstemperaturen, da Kalium den Schmelzpunkt erniedrigt (s. Abbildung 7). Hier besteht ein hohes Risiko, dass es zu

Anbackungen und Ablagerungen im Feuerraum, am Rost und an den Wärmeübertragerflächen kommt und so der Wirkungsgrad der Verbrennungsanlage verringert werden kann.

Abbildung 7: Schlackebildung: Hackgutkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Brennstoff: Miscanthuspellets.

Das Ascheerweichungsverhalten stellt zwar keine direkte Brennstoffkenngröße dar, dennoch wird es den brennstoffspezifischen Qualitätsmerkmalen zugeordnet. Als Messparameter gelten die jeweiligen Temperaturen des Sinterbeginns, Erweichungspunktes, Halbkugelpunktes und Fließpunktes (Hartmann H. et al. 2000). Beim Ascheerweichungsverhalten werden wesentliche technische Nachteile der Halmgutbrennstoffe sichtbar. Während Holz und Rinde mit ca. 1200 °C (Sinterbeginn) beziehungsweise 1300 bis 1400 °C (Erweichungspunkt) unkritisch sind, liegen die entsprechenden Temperaturen bei Halmgütern fast durchweg unter 1000 °C (Sinterbeginn) beziehungsweise unter 1200 °C (Erweichungspunkt), wodurch es bei der Verbrennung zu den oben beschriebenen Nachteilen kommen kann. Beim Getreidestroh liegt der häufigste Wert für den Erweichungspunkt zwischen 900 und 950 °C. Besonders kritisch sind Getreidekörner, bei denen selbst der Fließpunkt meist noch unter 900 °C liegt (Hartmann H. et al. 2000).

2.4.5 Flüchtige Bestandteile

Nach Launhardt T. (2002) handelt es sich bei den flüchtigen Bestandteilen um die Zersetzungsprodukte der organischen Substanz, die entweichen, wenn feste Brennstoffe unter konventionell festgelegten Bedingungen über eine kurze Zeit (ca. 1 g Probe, 7 min) bei Luftabschluss und einer Temperatur von 900 °C erhitzt werden. Diese Produkte entstehen während der pyrolytischen Zersetzung. Der Gehalt an flüchtigen Bestandteilen erlaubt nach Kaltschmitt M. et al. (2009) Rückschlüsse auf die Flammenbildung und auf die Gasbildung während der Phase der Vergasung.

Der hohe Gehalt an flüchtigen Bestandteilen, die meistens aus brennbaren Gasen bestehen, ist der Grund, warum biogene Feststoffe relativ zündfreudig sind. Der Anteil an flüchtigen Bestandteilen liegt bei Lignocellulose-Brennstoffen in der Größenordnung von 74 bis 83 % in der Trockenmasse, wobei Holzbrennstoffe mit durchschnittlich 82 % das obere Ende markieren und Getreidestroh und Wiesenheu mit 76 bzw. 74 % im unteren Bereich zu finden sind. Die Abnahme des Volumens des Brennstoffes während der pyrolytischen Zersetzung und der Phase der Vergasung infolge des Freiwerdens von flüchtigen Bestandteilen ist in Abbildung 5 dargestellt.

Der Anteil an flüchtigen Bestandteilen ist ein Brennstoffmerkmal, das nach Kaltschmitt M. et al. (2009) für die Feuerungskonstruktion maßgeblich ist. Bei Brennstoffen mit einem hohen Anteil an flüchtigen Bestandteilen muss die Sekundärluftzufuhr anders geregelt sein als bei Brennstoffen mit einem geringen Anteil an flüchtigen Bestandteilen. Ebenso muss der Feuerraum anders dimensioniert sein, um bei einem hohen Anteil an freiwerdenden flüchtigen Bestandteilen eine ausreichend hohe Verweilzeit zur vollständigen Oxidation zu gewährleisten.

2.4.6 Elementarzusammensetzung

Die pflanzliche Biomasse setzt sich aus einer Vielzahl chemischer Elemente zusammen (s. Kapitel 2.2). 26 der auf der Erde natürlich vorkommenden Elemente gelten für die Pflanze als biologisch notwendig. Die Bedeutung einzelner Elemente bei der thermochemischen Umwandlung nach Kaltschmitt M. et al. (2009) wird im Folgenden kurz beschrieben.

2.4.6.1 Bedeutung der Hauptelemente Kohlenstoff, Sauerstoff und Wasserstoff

Die bei der Verbrennung freiwerdende Energie wird im Wesentlichen durch die Oxidation von Kohlenstoff bestimmt. Die im Wesentlichen stattfindenden Reaktionen wurden bei der thermo-chemischen Umwandlung bei der Vergasung erläutert.

2.4.6.2 Bedeutung von Stickstoff

Die Stickstoffgehalte können zwischen unterschiedlichen Biomassen erheblich variieren und wirken sich direkt auf die Stickstoffoxidbildung (NO_x) und dementsprechend auf die NO_x -Emissionen aus, da dieses Element nahezu vollständig in die Gasphase übergeht und der Anteil von gebildetem NO_x mit der Zunahme des N-Gehaltes im Brennstoff steigt (Kaltschmitt M. et al. 2009). Die Bildung aus dem in dem Brennstoff gebundenen Stickstoff ist der wichtigste Bildungsmechanismus von NO_x .

2.4.6.3 Bedeutung von Kalium

Der Kaliumgehalt zwischen holzartigen und nicht-holzartigen Brennstoffen kann stark variieren und auch der Schwankungsbereich der Kaliumkonzentration innerhalb eines Brennstoffes kann, abhängig vom Kaliumgehalt im Boden, erheblichen Schwankungen unterworfen sein.

Kalium ist nach Kaltschmitt M. et al. (2009) an Korrosionsvorgängen in den Wärmeüberträgern und den abgasführenden Bestandteilen der Verbrennungsanlage beteiligt. Ebenso wie beim Natrium resultiert die Korrosion aus der Bildung von gasförmigen Alkalichloriden beim Verbrennungsprozess, welche an entsprechenden Stellen kondensieren können. Mit Schwefeldioxid aus dem Abgas reagieren die Alkalichloride zu Alkalisulfaten und elementarem Chlor (Cl_2), welcher durch die Zunderschichten an die Rohrwand des Wärmeübertragers diffundieren kann, auf der es, durch die dort herrschenden reduzierenden Bedingungen, zur Bildung von FeCl_2 kommen kann. Innerhalb der Ablagerungsschicht gibt es unterschiedliche Temperaturbereiche infolgedessen es zu unterschiedlichen FeCl_2 -Partialdrücken kommen kann, welche dazu führen, dass FeCl_2 unter dort herrschenden Bedingungen als gasförmige Verbindung von der Rohrwand wegdiffundieren kann, in Bereiche mit oxidierenden Bedingungen gelangt, das Eisen oxidiert wird und Cl_2 wieder für den Korrosionsprozess zur Verfügung steht, was insgesamt als Hochtemperatur-Chlor-Korrosion bezeichnet wird, deren einzelne Mechanismen in Abbildung 8 dargestellt sind (Oberberger I. 1997a).

$N_2, CO_2, O_2, SO_2, SO_3,$ $MeCl_{(g)}$	Abgas	$\uparrow$	SO_2 O_2
Sulfate/Chloride Silikate	Asche- ablagerungen	$Cl_2 + K_2SO_4 \rightleftharpoons SO_2 + O_2 + 2 KCl$	$\downarrow$ $\downarrow$
$Fe_2O_3 + \text{Asche}$	Äußere Oxidschicht		$\downarrow$ $\downarrow$
$Fe_3O_4 + FeS$	Innere Oxidschicht	$3 Fe_2O_3 \rightleftharpoons \frac{1}{2} O_2 + 2 Fe_3O_4$ $3 Cl_2 + Fe_3O_4 \rightleftharpoons 2 O_2 + 3 FeCl_2$	
$FeCl_2$	Korrosionsfront	$4 Cl_2 + FeS + Fe_2O_3 \rightleftharpoons SO_2 + O_2 + 4 FeCl_2$	$\downarrow$ $\uparrow$
		$Cl_2 + Fe \rightleftharpoons FeCl_2$	
Stahlrohr	Rohrwand		

Abbildung 8: Mechanismen der Hochtemperatur-Chlor-Korrosion an einem Wärmeübertrager (Oberberger I. 1997a).

Des Weiteren liegt Kalium in oxidierter Form bei der Verbrennung vor und ist leicht flüchtig. Erst bei der späteren Abkühlung des Abgases kann es als Feinpartikel kondensieren. Deswegen zählt Kalium zu den aerosolbildenden Elementen (Brunner T. 2006), welche einen Anstieg bei der Partikelemission bei der Verbrennung bewirken können (Hartmann H. 2007).

Zusätzlich beeinflusst Kalium das Erweichungsverhalten der Asche, indem es den Schmelzpunkt erniedrigt.

2.4.6.4 Bedeutung von Calcium

Auch der Calciumgehalt von Pflanzen ist verhältnismäßig hoch. Calcium wirkt im Gegensatz zu Kalium schmelzpunkterhöhend. Aus diesem Grund können Ca-haltige Zuschlagsstoffe bei Brennstoffen mit ungünstigen Ascheerweichungsverhalten den Schmelzpunkt erhöhen (Steenari B.-M. 1998). Ebenfalls können hohe Ca-Gehalte zur Bindung von Schwefel führen, welches dann nicht als SO_2 emittiert wird.

2.4.6.5 Bedeutung von Schwefel und Chlor

Die Schwefelgehalte von Biomasse sind mit 200 - 500 ppm verhältnismäßig gering. Schwefel geht während der thermo-chemischen Umwandlung unter Bildung von SO_2 , SO_3 und Alkalisulfaten in die gasförmige Phase über (Oberberger I. 1997a), so dass der emittierte Gehalt an diesen Verbindungen von der Konzentration an Schwefel in der Pflanze abhängt. Die Anwesenheit von Alkali- und Erdalkalimetallen führt bei homogener Mischung mit dem Schwefel zu stabilen Sulfaten dieser Metalle. Hierdurch wird die Menge des verfügbaren Schwefels zur Reaktion mit anderen Metallen verringert.

Bei Abkühlung der Abgase kann es zu einer Kondensation kommen, bei der sich Alkali- und Erdalkalisulfate an Flugaschen oder Flächen der Verbrennungsanlage niederschlagen können, was zu einer erhöhten Korrosion an diesen Bauteilen aufgrund eines höheren Gehaltes an korrosionsförderndem freiem Chlor (Cl_2) führen kann, insbesondere wenn hohe Schwefelgehalte und demzufolge hohen SO_2 -Gehalte im Abgas vorhanden sind.

Die Anwesenheit von Schwefel bei der Verbrennung in einem Temperaturbereich bis ca. 700 °C führt zur Bildung stabiler Schwermetallsulfate wie CdSO_4 , CuSO_4 , PbSO_4 und ZnSO_4 (Rentz O. & Martel Ch. 1998). Demzufolge müssen diese Sulfate für die Bildung von Oxiden und Chloriden erst zersetzt werden. Somit wird die Verflüchtigung von Schwermetallen in Form von Schwermetalloxiden und -chloriden in Richtung höherer Temperatur verschoben. Diese Verschiebung beträgt bei Cd, Pb und Zn bis zu 300 K, bei As, Cu, Hg und Ni wird der Verflüchtigungspunkt nur unwesentlich durch die Anwesenheit von Schwefel verschoben (Verhulst D. et al. 1996).

Die Chlorgehalte von Holzbrennstoffen sind mit 50 - 200 ppm sehr niedrig, in nicht-holzartigen Brennstoffen kann der Gehalt um ein Vielfaches höher sein. Die Bedeutung von Chlor liegt zum einen in der Bildung von Chlorwasserstoff (HCl) und zum anderen in der Bildung von Dioxinen/Furanen (Huber S. & Friess H. 1998; Launhardt T. et al. 2000; Obernberger I. 1997a). Bei chlorreichen Brennstoffen, wie Getreidestroh können die HCl -Emissionen sehr hoch sein und Abscheidemaßnahmen notwendig machen. Zusätzlich wirkt Chlor zusammen mit SO_2 , Alkali- und Erdalkalimetallen korrosiv, da es bei der Abkühlung des Abgases zur Kondensation kommen kann.

Darüber hinaus zählt es zu den aerosolbildenden Elementen (Brunner T. 2006), das einen Anstieg der Partikelzahl bei der Verbrennung bewirken kann (Hartmann H. 2007). Weiterhin hat der Chlorgehalt einen starken Einfluss auf das Verflüchtigungsverhalten von Schwermetallen, indem leicht flüchtige Schwermetallchloride gebildet werden. Das trifft insbesondere bei Cu (CuCl und CuCl_3) und Zn (ZnCl_2) zu (Verhulst D. et al. 1996). Auch Cd, Hg und Pb haben ein erhöhtes Verflüchtigungsverhalten in Anwesenheit von Chlor, jedoch nicht so ausgeprägt wie Cu und Zn.

Darüber hinaus wird nach Jakob A. et al. (1996) die Bildung von Schwermetalloxiden und deren Einbindung in die Flugaschematrix durch die Anwesenheit von gasförmigen Cl und HCl zum Teil verhindert.

2.4.6.6 Bedeutung der Spurenelemente

Die Spurenelemente setzen sich aus allen verbleibenden Elementen zusammen. Es handelt sich überwiegend um Schwermetalle, von denen eine unterschiedliche toxikologische Relevanz ausgeht. Dementsprechend bestimmen diese Elemente im Wesentlichen die Eigenschaften und die Nutzungsmöglichkeiten der Verbrennungsrückstände aber u.a. auch das toxikologische Potential, welches von einer Verbrennungsanlage ausgeht. Besonders die leicht flüchtigen Elemente wie Cd, Pb und Zn können aufgrund ihrer aerosolbildenden Eigenschaften zu einem erhöhten Partikelaustritt beitragen (Hartmann H. 2007). Schwermetalle beeinflussen die Aschequalität, da sie zu einem überwiegenden Teil in den Rückständen verbleiben. Cd, Pb und Zn gehen in die gasförmige Phase über und kondensieren in der Abkühlungsphase an Feinstpartikeln und finden sich, abhängig von den Verbrennungsbedingungen, neben einer großen Anzahl von organischen Verbindungen (Orasche et al. 2013; Orasche et al. 2012) vermehrt in der Flugasche wieder.

2.5 Emissionen bei der Biomasseverbrennung

2.5.1 Begriffsbestimmung Feinstaub

Biogene Festbrennstoffe besitzen, wie bereits beschrieben, neben den Hauptelementen C, H und O auch einen biomasseabhängigen Anteil an weiteren anorganischen Elementen, die zwischen 0,5 und 5 % der Biomasse ausmachen. Diese Elemente bleiben bei der thermo-chemischen Umwandlung zurück und können neben den gasförmigen Emissionen einer vollständigen oder unvollständigen Verbrennung als Staub freigesetzt werden. Die emittierten Feinstäube bzw. Aerosole (s. Kapitel 2.5.2) bestehen, abhängig von der Qualität des Ausbrandes, aus variablen Anteilen anorganischer oder organischer Verbindungen. Feinstaub kann nach Hauk G. (2008) u.a. nach der Anzahl, Größe und Oberfläche der Partikel, geometrischen Form und chemischen Zusammensetzung der Partikel charakterisiert werden. Nach Sippula O. (2010) gibt es verschiedene Methoden die Größe, Form und Dichte zu klassifizieren. In dieser Arbeit wird als Partikeldurchmesser der aerodynamische Durchmesser¹ (ae. D. $\triangleq$ Stokes-Durchmesser) herangezogen, der die entscheidende Eigenschaft für die Einteilung der Partikel beschreibt. Der gemessene Durchmesser der Partikel stellt dementsprechend nicht die

¹ Aerodynamischer Durchmesser (Äquivalenzdurchmesser): Der aerodynamische Durchmesser, auch als Stokes-Durchmesser d_{Stokes} bezeichnet, entspricht dem Durchmesser einer Kugel mit der Dichte $\rho_{\text{Kugel}} = 1\text{g/cm}^3$, welche die gleiche Sinkgeschwindigkeit wie das zu beschreibende unregelmäßig geformte Teilchen hat (Zink I. 2010).

reale Größe dar, sondern ist eine idealisierte Größe, welche die reale Dichte und die Morphologie des Teilchens nicht berücksichtigt.

Die Gesamtheit der Partikel in der Umgebungsluft wird als **Total Suspended Particulate (TSP)** bezeichnet und umfasst Teilchen bis zu einem Größenbereich von 25 - 45 μm (US-EPA 2004).

Zur besseren Beschreibung der einzelnen Fraktionen werden die Partikel zusätzlich in PM_{10} (alle Teilchen mit einem ae. D. $<10\ \mu\text{m}$), $\text{PM}_{2,5}$ (alle Teilchen mit einem ae. D. $<2,5\ \mu\text{m}$) und in PM_1 (alle Teilchen mit einem ae. D. $<1\ \mu\text{m}$) unterteilt. Weiterhin gibt es noch die Fraktion der ultrafeinen Partikel, welche alle Teilchen mit einem ae. D. $<0,1\ \mu\text{m}$ umfasst. Darüber hinaus werden die Partikel in eine feine und eine grobe Fraktion unterteilt, welche chemisch sehr unterschiedlich sind. Feine Partikel werden durch Kondensation erzeugt, wohingegen grobe Partikel mechanisch erzeugt werden (Whitby K. T. 1978), wenn schon im Holz oder im Glutbett vorhandene oder anhaftende Partikel im Abgasstrom mitgerissen werden. Die Grenze zwischen feinen und groben Partikeln ist nicht scharf. Feine Partikel (Fine Particles) umfassen den Nukleations- (Nucleation mode), den Aitken (Aitken mode), und den Akkumulationsbereich (Accumulation mode). Der Bereich beginnt bei der kleinsten messbaren Korngröße (ca. 3 nm) und endet im Bereich zwischen 1 - 3 μm . Die Partikel größer als dieser Bereich werden als grobe Partikel (coarse mode) bezeichnet (s. Abbildung 9) (US-EPA 2004).

Neben feinen und groben Partikeln stehen die ultrafeinen Partikel (Ultrafine particles) $<0,1\ \mu\text{m}$ zunehmend im Mittelpunkt der Wirkungsforschung. Diese Fraktion besitzt in der Regel unbedeutende Anteile an der Gesamtpartikelmasse, ist jedoch emissionsseitig in Abgasen thermischer Prozesse bei der Partikelanzahl dominierend. Diese Partikel besitzen eine sehr hohe spezifische Oberfläche, weshalb hier eine hohe toxikologische Relevanz vermutet wird.

Grundsätzlich hängt die Bildung von Feinstaub von den Inhaltsstoffen des Brennstoffes und den Verbrennungsbedingungen ab, die im Wesentlichen durch die Temperaturen, das Sauerstoffangebot, die Qualität der Durchmischung sowie die Verweilzeit von Brenngas und Sauerstoff bei ausreichend hohen Temperaturen bestimmt sind. Durch den grundlegenden Einfluss dieser Faktoren müssen nach Kaltschmitt M. et al. (2009) und Hartmann H. (2012) feuerungskonstruktive Bedingungen, wie die Feuerraumgestaltung und der Betrieb der Feuerungsanlage, neben den Nutzereinflüssen,

als Primärmaßnahme optimal auf die Abbrandeigenschaften der biogenen Festbrennstoffe ausgelegt werden und folgende Anforderungen erfüllen:

1. Aufteilung der Verbrennungsluft in Primär- und Sekundärluft (aufgrund des hohen Gehaltes an flüchtigen Bestandteilen) und eine späte Sekundärluftzufuhr. Die Primärluft wird für die Vergasung des Brennstoffes und des Kohlenstoffes benötigt und die Sekundärluft unterstützt den Ausbrand der Gase. Die Primärluft beeinflusst die Feuerungsleistung und die Sekundärluft den Ausbrand der Verbrennungsgase.
2. Zufuhr von Oxidationsmittel im Überschuss (Gesamt: optimal $\lambda = 1,3 - 1,7$). Ist der Luftüberschuss geringer als der optimale Wert, kommt es lokal zu einer Sauerstoffuntersättigung. Ist der Wert zu hoch, kann es zu einer Unterkühlung der Flamme und damit zu einer unvollständigen Verbrennung kommen. Im Glutbett ist $\lambda = 0,2 - 0,4$ optimal.
3. Vollständig turbulente Vermischung der Sekundärluft mit den brennbaren Gasen (zunehmende Viskosität der brennbaren Gase mit Zunahme der Temperatur erschwert die Durchmischung).
4. Hohe Temperatur und ausreichend Verweilzeit der brennbaren Gase in der heißen Zone (mindestens 850 °C, Verweilzeit 0,5 s).
5. Ablagerungs- und Beruhigungszonen zur Sedimentation grober Partikel.

Zusammengefasst muss eine Anlage nach dem 3-T-Kriterium „Time, Temperature und Turbulance“ sowie das Sauerstoffangebot optimiert werden, so dass durchaus Asche mit einem C-Gehalt <1 % erreicht werden kann (Nussbaumer Th. 2001). Bautechnische Gegebenheiten können zu negativer Beeinflussung dieser Faktoren und damit zu erhöhten C-Gehalten in der Asche und erhöhten Feinstaubemissionen führen.

Abbildung 9: Partikelvolumenverteilung mit Einteilung der verschiedenen Entstehungsbereiche (verändert nach Wilson W.E. et al. 1977 und Wilson W.E. & Suh H.H. 1997).

2.5.2 Aerosole

Aerosole bilden eine Suspension aus in einem gasförmigen Medium dispers verteilten festen oder flüssigen Partikeln (Hinds W.C. 1999). Die Größe der Teilchen liegt im Bereich zwischen 0,001 - 100 μm (Nussbaumer Th. 2001; Bomann Ch. 2005). Ein Aerosol steht mit dem umgebenden Gas in Wechselwirkung. Handelt es sich bei den Partikeln um Flüssigkeiten wird von einem Nebel gesprochen, bei festen Partikeln von Rauch (Gretschner H. 2000).

Aerosole werden in drei Größenklassen unterteilt, die zuerst von Whitby K.T. (1978) vorgeschlagen wurden. Die Klasse bis zu einem medianen Durchmesser von 0,018 μm wird als Nukleationsbereich (Aitkenkerne) bezeichnet. Dieser Bereich umfasst Partikel, die aus Prozessen entstehen, in der ein Gas durch chemische Reaktionen und Kondensation in ein Partikel umgewandelt wird und anschließend zu größeren Partikeln koaguliert. Hierbei handelt es sich um eine homogene Keimbildung. Diese Partikel haben eine relativ kleine Verweilzeit in der Atmosphäre und werden in der Nähe von Verbrennungsquellen beobachtet. Partikel der Nukleationsklasse koagulieren meistens mit Partikeln der Akkumulationsklasse mit einem medianen Durchmesser von 0,21 μm . Diese Partikel werden durch eine Umwandlung von Gas oder durch Koagulation gebildet und wachsen durch Kondensation an. Es handelt sich hierbei also um eine homogene oder um eine heterogene Keimbildung. Partikel $<1 \mu\text{m}$ umfassen den Bereich der Primärkeime (Aitkenkerne) des Nukleationsbereiches (nucleation mode) und den Großteil des Akkumulationsbereiches (accumulation mode), der feine Partikel aus den Verbrennungsprozessen mit einschließt. Auch die Primärkeime mit Partikelgrößen von 1 - 50 nm entstehen einerseits über Verbrennungsprozesse aus heißen Abgasen und andererseits als sekundäre Partikel in der Atmosphäre. Im Laufe der Abkühlung und der Verdünnung eines Abgases koagulieren Primärpartikel innerhalb kurzer Zeit aufgrund hoher Diffusionsgeschwindigkeiten in den Akkumulationsbereich. Die Lebensdauer der Primärkeime liegt nach Kittelson D. B. (1998) bei etwa 10 - 20 Minuten, dann werden sie dem Akkumulationsbereich zugeordnet. Die dritte Größenklasse umfasst Partikel mit einem medianen Durchmesser von 4,9 μm . Sie entstehen hauptsächlich durch mechanische Prozesse.

2.6 Bildung von Verbrennungsaerosolen

Viele der eingesetzten Brennstoffe haben eine unterschiedliche chemische Zusammensetzung und unterschiedliche Aschegehalte, welche nicht nur zu unterschiedlichen Emissionen, sondern auch zu Problemen der Betriebsfähigkeit der Anlagen führen können. Zusätzlich führt der Einsatz eines Brennstoffes in verschiedenen Verbrennungsanlagen aufgrund unterschiedlicher Verbrennungsbedingungen und -technologien zu unterschiedlichen Emissionen. Aus diesem Grund ist der Zusammenhang zwischen Brennstoffzusammensetzung und Partikelbildung wichtig zu verstehen. Im Vergleich mit anderen Heizsystemen emittieren Holzfeuerungen auch bei nahezu vollständiger Verbrennung hohe Partikelmengen (Nussbaumer Th. & Hasler P. 1999; Kessler F. et al. 2000).

Die Produkte, die bei der Verbrennung von holzartiger und nicht-holzartiger Biomasse entstehen, sind nicht nur fest und gasförmig, sondern auch flüssig. Dementsprechend setzt sich das Abgas aus festen, flüssigen und gasförmigen Komponenten zusammen und ist damit ein Aerosol, welches sowohl bei vollständiger als auch bei einer unvollständigen Verbrennung entsteht. Dabei wird zwischen primären und sekundären Partikeln unterschieden. Primäre Partikel werden direkt aus Prozessen freigesetzt, wohingegen sekundäre Partikel erst durch Nukleation, Kondensation etc. entstehen.

Aufgrund des Größenbereiches und der komplexen, chemischen und physikalischen Prozesse die einen Einfluss auf die Bildung und das Schicksal der Aerosole haben, kann es zu großen Unterschieden bei den Eigenschaften und dem Verhalten von Aerosolen kommen (Hinds W. C. 1999). Neben den typischen Korngrößenfraktionen lassen sich die Aerosole nach Herkunft, Bildung und chemischer Zusammensetzung unterteilen.

Die in dem Gas suspendierten Partikel können durch einen Phasenübergang von gasförmig zu fest oder flüssig entstehen. Dieser Vorgang wird als Keimbildung bezeichnet. Die Keimbildung von Partikeln ist das Ergebnis aus Bestandteilen des Brennstoffes, die während der Verbrennung verdampfen, sich in der Dampfphase sättigen, als Dampfmolekül kollidieren und stabile molekulare Gruppen bilden (Sippula O. 2010). In Abgasen kann es infolge der Abnahme der Temperatur, der Oxidation des Gases bei dem Übergang von einer Reduktionszone in eine Oxidationszone und durch andere chemische Reaktionen zur Bildung von Feinpartikeln durch Keimbildung kommen, die zur Bildung von Substanzen mit geringem Dampfdruck führen (Flagan R. C. & Seinfeld J. H. 1988; Jokiniemi J. et al. 1994).

Voraussetzung für eine Keimbildung ist eine Übersättigung der Gasphase, d.h. der Sättigungsgrad S ist:

$$S > 1$$

Der Sättigungsgrad wird definiert als:

$$S = \frac{P}{P_s}$$

S : Sättigungsgrad

P : Partialdruck [Pa]

P_s : Sättigungsdampfdruck (auch: Dampfdruck) [Pa] (Oser M. 2003).

Allerdings ist die Übersättigung nicht hinreichend für eine Keimbildung. Bei einer sehr niedrigen Übersättigung der Gasphase entstehen nur sehr kurzlebige Molekülassoziate (Cluster). Erst ab einem bestimmten Wert der Übersättigung (kritische Übersättigung $S_{\text{krit.}}$) entstehen stabile und wachstumsfähige Molekülcluster, die sogenannten Keime (Gretschner H. 2000).

Der kritische Sättigungsgrad, der für die Bildung von stabilen Gruppen notwendig ist, ist variabel und ist abhängig von den Substanzen in der Gasphase, den vorherrschenden physikalischen Gegebenheiten und das Vorhandensein von Fremdmaterial. Im Fall einer homogenen Keimbildung werden die Partikel aus einer oder mehreren Substanzen gebildet, welche alle in der Gasphase vorliegen. Bei der heterogenen Keimbildung lagern sich Substanzen an schon vorhandene Keime aus Fremdmaterial an, um stabile Gruppen zu bilden (Kulmala M. et al. 2000; Seinfeld J.H. & Pandis S.N. 1998).

2.6.1 Homogene und heterogene Keimbildung

Unterschieden werden kann zwischen der homogenen und der heterogenen Keimbildung. Homogene Keimbildung bezeichnet die Keimbildung in Abwesenheit von Nukleationskernen oder Ionen (Hinds W.C. 1999). Die Keime bilden sich ausschließlich durch Zusammenlagerung von Molekülen der kondensierbaren Komponenten. Der Sättigungsgrad, welcher zwischen 2 und 5 liegt, spielt für diese Art der Keimbildung eine entscheidende Rolle, da diese ungefähr proportional zur Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens von Teilchen ist, die zur Nukleation führen. Die Anzahlkonzentration der gebildeten Keime wird durch den spezifischen Verlauf des Sättigungsgrades (Verhältnis zwischen Partialdruck und Sättigungsdampfdruck) bestimmt (Oser M. 2003).

Heterogene Keimbildung bzw. Kondensation findet statt, wenn im Gas schon feine Partikel vorhanden sind, welche als Kondensationskeime wirken können. Als Kondensationskeime für Elemente kommen hauptsächlich die vom Gasstrom aus dem Glutbett mitgerissenen Flugaschepartikel in Betracht, da diese intensiven Kontakte mit dem Rauchgas haben, wobei im Wesentlichen der Radius und die chemischen Eigenschaften des Partikels bestimmen wie gut die Gasteilchen an ihm haften bleiben (Smith R.D. 1980; Smith R.D. & Baer D.R. 1983). Weitere Kondensationsflächen sind die Oberflächen des Kamins oder die Wärmetauscherflächen. Analog gilt dies auch für Oberflächen nicht-partikulärer Körper. In jedem Falle wirken heterogene Teilchen oder Oberflächen als ein Katalysator für die Keimbildung, indem sie die Keimbildungsbarriere deutlich verringern. Der Sättigungsgrad ist für diese Art der Keimbildung wesentlich geringer und liegt zwischen 1 und 1,03 (Oser M. 2003). Die Konzentration wird in diesem Fall von der Anzahl der als Kondensationsflächen fungierenden Fremdkeime bestimmt. Bei den Fremdkeimen wird zwischen unlöslichen Partikeln wie z.B. reinen Kohlenstoffverbindungen und löslichen Fremdkeimen wie z.B. Salzpartikeln unterschieden. Bei löslichen Fremdkeimen kann die Keimbildung im Gegensatz zu unlöslichen Fremdkeimen schon bei einem Sättigungsgrad <1 ausgelöst werden (Oser M. 2003).

Die Abkühlungsrate, die Vermischung und die chemischen Reaktionen der kondensierbaren Substanzen sind wichtig für die Keimbildungs-Kondensations-Vorgänge in Verbrennungssystemen (Jokiniemi J. et al. 1994; Christensen K.A. et al. 1998).

2.6.2 Partikelwachstum

Ist ein stabiler Keim gebildet, kommt es zu Wechselwirkungen mit dem umgebenden Gas. Durch Kondensation und Koagulation infolge der Oberflächenreaktion von Kollisionen von Aerosolpartikeln durch sowohl die Brown'sche Molekularbewegung (thermische Kollision) als auch durch externe Einwirkung (kinematische Koagulation) (Hinds W.C. 1999) kommt es zum Wachstum der Partikel. Die Partikelgröße, chemische Zusammensetzung und der allgemeine Ablauf definieren die Eigenschaften der entstehenden Partikel. Handelt es sich bei den kollidierenden Partikeln um Flüssigkeiten, verschmelzen diese und bilden neue, runde, flüssige Tröpfchen. Handelt es sich bei den kollidierenden Partikeln dagegen um feste Substanzen, so werden diese von van-der-Waals-Kräften zusammengehalten und es entstehen überwiegend dendritische Strukturen. Dieser Vorgang wird als Agglomeration bezeichnet (Lehtinen K.E.J. 1997). In realen Verbrennungsprozessen verschmelzen Agglomerate,

restrukturieren sich und bilden komplexe Morphologien (Lighty J.S. et al. 2000). Der Einfluss der Koagulation auf die Partikelkonzentration und den durchschnittlichen Partikeldurchmesser ist bei Wiinikka H. & Gebart R. (2005) dargestellt (s. Abbildung 10). In diesem Beispiel liegt die anfängliche Partikelkonzentration bei 10^{18} Partikel/ m^3 und der durchschnittliche Partikeldurchmesser bei 10 nm. Die Temperatur beträgt 1000 °C und als Gas wird Luft angenommen. Die Partikelkonzentration nimmt zu Beginn aufgrund der konzentrationsabhängigen Koagulationsrate schnell ab und der Durchmesser zu. Nach ungefähr 0,2 s hat die Partikelkonzentration um den Faktor 100 abgenommen. Nach 1 s sind noch ca. $1,6 \times 10^{15}$ Partikel mit einem durchschnittlichen Durchmesser von 86 nm vorhanden.

Abbildung 10: Einfluss der Koagulationszeit auf die Partikelkonzentration und den Partikeldurchmesser (Wiinikka H. & Gebart R. 2005).

2.6.3 Freisetzung von Asche in die Atmosphäre

In dieser Arbeit wird als Freisetzung von Asche das Freisetzen bzw. Verdampfen eines aschebildenden Elementes aus dem Brennstoff und das Entweichen dieses Elementes entweder als feinpartikuläre Flugasche oder gasförmig in die Atmosphäre verstanden. Dem gegenübergestellt ist das Zurückbleiben der Asche z.B. als Brennraumasche. Das Verhalten der aschebildenden Komponenten bzw. Elemente wird von den Eigenschaften der Asche, wie die Zusammensetzung und die vorliegende Bindungsform der aschebildenden Bestandteile beeinflusst. Zwischen verschiedenen Verbrennungstechnologien und -bedingungen kann sich das Verhalten der Asche

signifikant ändern. Entweder, wird dieses aschebildende Element gasförmig als z.B. HCl oder SO₂ freigesetzt oder es bildet Feinstaubpartikel, wie z.B. KCl oder K₂SO₄. Im Gegensatz dazu wird unter Zurückhaltung der Verbleib eines Elementes in der Rostasche oder in der Asche des internen Wärmetauschers oder EA verstanden.

Es sind zahlreiche Faktoren bekannt, die einen Einfluss auf die Freisetzung oder das Zurückhalten verschiedener Aschefractionen haben. Zum ersten hat die Verbrennungstemperatur einen eindeutigen Einfluss auf die freigesetzte Aschefraktion (Knudsen J.N. et al. 2004; Flagan R. C. & Seinfeld J. H. 1988). Zweitens haben die Verbrennungsbedingungen (oxidierend/reduzierend) bei der Kohleverbrennung einen Einfluss auf die freigesetzte Aschefraktion, dessen Mechanismen auf die Verbrennung von fester Biomasse übertragbar sind. Reduzierende Bedingungen erhöhen den Anteil an freigesetzter Asche, da die reduzierte Form vieler chemischer Verbindungen einen höheren Dampfdruck als ihre oxidierte Form hat (Senior C.L. & Flagan R.C. 1982). Und drittens hat die Brennstoffzusammensetzung einen Einfluss auf die Aschefreisetzung. Diese Mechanismen sind physikalisch und chemisch sehr komplex und noch nicht gut genug verstanden, um eine Aussage von verschiedenen Brennstoffzusammensetzungen auf das Ascheverhalten abzuleiten, allerdings scheint viel von der Brennstoffzusammensetzung abzuhängen (van Lith S.C. et al. 2008; Novaković A. et al. 2009).

2.7 Produkte aus der Verbrennung

Bei der Verbrennung von Biomasse entstehen u.a. luftgetragene Verbrennungsprodukte, die sich wie folgt unterteilen lassen:

1. Stoffe aus der vollständigen Oxidation der Hauptbrennstoffbestandteile (C, H, O)
2. Stoffe aus der unvollständigen Oxidation der Hauptbrennstoffbestandteile (C, H, O).
3. Stoffe aus Haupt- und Spurenelementen und Verunreinigungen; z.B. N-, S-, Cl-, K- und Ca-Verbindungen, die Schwermetalle Cu, Pb, Zn und Cd; luftgetragene Staub- und Aschepartikel als nicht brennbarer Anteil der Staubemission (Kaltschmitt M. et al. 2009).

2.7.1 Produkte aus einer unvollständigen Verbrennung

Bei der unvollständigen Verbrennung von holzartiger und nicht-holzartiger Biomasse entstehen Produkte der Hauptbestandteile C, H, O, wie Kohlenstoffmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffe (C_nH_m), Teere, Ruß, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Dioxine/Furane und unverbrannter Kohlenstoff. Zusätzlich werden nicht-

brennbare Emissionen aus Staub und Asche in Form von KCl, K₂SO₄, CaO, Al₂O₃ und SiO₂, Verbindungen von Schwermetallen wie Cu, Pb, Zn, Cd, sowie Stickstoff-, Schwefel-, Chlor-, und Kaliumverbindungen (NO, NO₂, HCN, NH₃, N₂O, SO₂, HCl, KCl) gebildet (Baumbach G. & Baumann K. 1994; Nussbaumer Th. & Hasler P. 1999; Nussbaumer Th. 2003; Kaltschmitt M. et al. 2009).

Neben dem Freisetzen von unverbrannten, grobkörnigen Partikeln aus dem Brennstoff können Aerosole aus einer unvollständigen Verbrennung entstehen. Hierbei handelt es sich um Verbindungen aus der Pyrolyse, d.h. aus noch oxidierbaren Kohlenstoffverbindungen. Zu unterscheiden sind C-haltige feste oder flüssige Zersetzungsprodukte und C-haltige kondensierte Syntheseprodukte. Unter C-haltigen Zersetzungsprodukten werden organische Verbindungen verstanden, die bei der pyrolytischen Zersetzung des Brennstoffs entstehen. Diese Pyrolyseprodukte können in das Abgas gelangen, wenn z.B. bestimmte Kriterien für eine gute Verbrennung wie eine ausreichende Vermischung mit Sauerstoff, die Verweilzeit oder die Temperatur im Brennraum ungenügend sind, so dass kein vollständiger Ausbrand stattfindet.

Da es sich hier um teil- bzw. unverbrannte Teilchen handelt, wird der Kohlenstoffanteil im Staub deutlich erhöht. Die mitgerissenen, schwerflüchtigen Salze werden mit dem Abgasstrom mitgeführt ohne in die Gasphase überzugehen (Livbjerg H. 2001) und bestehen überwiegend aus Kalium und Calcium in Kombination mit Sulfat, Chlorid, Karbonat, Oxid und Hydroxid (Oser M. 2003). Der Entstehungspfad dieser Partikel wird als Fest-Partikel-Pfad bezeichnet (Livbjerg H. 2001). Das Mitreißen dieser grobkörnigen Partikel ist ein Hinweis auf eine grundsätzliche Störung der Verbrennung, also entweder ein Konstruktionsfehler oder einen für die Anlage ungeeigneten Brennstoff. Oft ist dies in einfachen Verbrennungssystemen und/oder unter ungünstigen Verbrennungsbedingungen der Fall. Der Anteil an unverbrannter Masse in den Staubemissionen kann 90 % und mehr ausmachen, wohingegen unter guten Verbrennungsbedingungen der Anteil auf unter 1 % sinken kann (Nussbaumer Th. 2001).

Unter C-haltigen festen Syntheseprodukten ist z.B. Ruß zu verstehen, der in der Flamme durch Agglomeration von Kohlenstoffclustern entsteht.

2.7.2 Produkte aus einer vollständigen Verbrennung

Bei einer vollständigen Verbrennung entstehen als einzige Produkte Kohlenstoffdioxid, Wasser, Aschen und Wärme. Das bei der Umsetzung von Biomasse freigesetzte CO_2 wird nicht als klimawirksam angesehen, da nur die Menge an CO_2 freigesetzt werden kann, die auch zuvor durch Wachstum der Pflanze der Atmosphäre entzogen wurde. Das freigesetzte Wasser stammt aus der Oxidation des in der Biomasse enthaltenen Wasserstoffes sowie dem Restwassergehalt des Brennstoffes.

Bei den aus einer vollständigen Verbrennung entstehenden Aerosolen handelt es sich um nicht-kohlenstoffhaltige Bestandteile des Brennstoffes, die nach einer Verdampfung eines Brennstoffpartikels bei sinkenden Temperaturen im Abgasstrom durch Kondensation, Nukleation und Koagulation entstehen. Die Komponenten verdampfen aus dem Brenngut oder im Glutbett, werden mit dem Abgasstrom mitgeführt, kondensieren in der Abkühlungsphase und bilden Partikel mit einem typischen Durchmesser von $0,1\ \mu\text{m}$ (Nussbaumer Th. & Hasler P. 1999; Oser M. 2003). Der Entstehungspfad wird dementsprechend als Fest-Dampf-Partikel-Pfad bezeichnet (s. Abbildung 11). Hierbei können andere chemische Verbindungen entstehen als ursprünglich im Holz vorhanden waren. Die Verdampfung der anorganischen Holzkomponenten spielt eine zentrale Rolle und wird durch Faktoren wie zugeführte Luft bzw. Sauerstoff und im Glutbett vorhandene Temperatur über folgende Effekte beeinflusst (Oser M. et al. 2004):

1. Oxidation von chemischen Elementen und Verbindungen zu leichter flüchtigen Verbindungen
2. Örtlich höhere Temperaturen und damit Begünstigung des Verdampfungsprozesses bei hoher Sauerstoffkonzentration
3. Geringe Primärluftzufuhr führt zu geringen Geschwindigkeiten im Glutbett und damit zu einer Reduktion von mitgerissenen Aschepartikeln

Nach Oser M. et al. (2004) kann Sauerstoffarmut im Glutbett zu deutlich geringeren Partikel-Massenkonzentrationen im Abgas führen. Die erreichte Minimaltemperatur muss allerdings hoch genug für eine Umsetzung der organischen Bestandteile sein.

Die Aerosole bestehen überwiegend aus Chloriden und Sulfaten des Elementes Kalium. Aufgrund des geringen prozentualen Anteils dieser Bestandteile an der Zusammensetzung der Biomasse sind auch die Emissionen dementsprechend gering. Der im Brennstoff enthaltene Schwefel kann in der Asche als CaSO_4 und K_2SO_4 eingebunden sein oder mit den Abgasen als SO_2 und SO_3 oder auch als H_2S ausgetragen

werden. Chlor liegt nach der Verbrennung überwiegend in Form von Salzen vor (KCl, NaCl) die sich in der Asche wiederfinden. Auch als HCl können kleinere Mengen emittiert werden. Kalium liegt im Abgas vor allem in Form von KCl und K_2SO_4 vor. Die beiden Moleküle haben häufig zusammen einen Anteil von 80 - 90 % der gesamten anorganischen Aerosolfracht (Christensen K.A. et al. 1998).

Kalium spielt eine bedeutende Rolle im Zusammenhang mit Verschlackung und Korrosion von Feststoff-Feuerungen. Während der Verbrennung bildet sich aus Chlor (Cl) HCl_g (g für gasförmig) und aus Schwefel (S) SO_{2g} . Ebenfalls kann sich oberhalb von 1200 °C KOH bilden. Kühlt sich das Abgas und die darin enthaltenen Gase ab, reagieren KOH_g und HCl_g zu KCl, welches bei diesen Temperaturen stabiler ist. Bei Temperaturen zwischen 820 und 1000 °C wird SO_2 zu SO_3 oxidiert, welches sofort mit vorhandenem KCl zu K_2SO_4 reagiert, was sich nach Jensen J. R. et al. (2000) mit folgenden parallel ablaufenden Reaktionen darstellen lässt:

Neben K, Cl und S neigen auch Metalle wie Zn, Cd, Pb, As, Se, Sb, Bi, Tl, etc. zur Verflüchtigung. Unter den im Glutbett herrschenden reduzierenden Bedingungen wird Zink elementar freigesetzt und zu ZnO oxidiert. Bei der Übersättigung kommt es zur Nukleation als Partikel. Elemente wie Cadmium, Blei, Zink, Arsen und Selen kondensieren in der Abkühlungsphase an Staubpartikeln (Hartmann H. et al. 2004). Die Partikel haben einen Durchmesser von bis zu 1 µm, welcher durch das an die primäre Bildung anschließende Partikelwachstum erreicht werden kann (Kaltschmitt M. et al. 2009).

Als weitere Partikelbildungspfad können Aschepartikel als Feststoff mit dem Primärluftstrom aus dem Glutbett mitgerissen werden. Es handelt sich bei diesen Partikeln häufig um schwerflüchtige mineralische Aschebestandteile wie z.B. CaO, $CaCO_3$, Al_2O_3 , MgO, FeO, Fe_2O_3 , und SiO_2 . Der Durchmesser dieser Partikel liegt bei etwa 1 µm. Die Freisetzung solcher Partikel hängt von der Feuerraum- und der Glutzonengestaltung ab sowie den Strömungsverhältnissen in der Glutzone und den eingesetzten Brennstoffen und den evtl. an den Brennstoffen anhaftenden Verunreinigungen (Kaltschmitt M. et al. 2009). Dieser Partikelbildungspfad wird als Fest-Partikel-Pfad bezeichnet (s. Abbildung 11)

Abbildung 11: Partikelbildung bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz (Oser M. 2003).

2.8 Stickoxide

Bei der Verbrennung von Biomasse entstehen die Stickstoffoxide NO und NO₂, die als NO_x zusammengefasst werden. Quelle für den Stickstoff ist der Stickstoff in der Verbrennungsluft (79 Vol.-%) und der in der Biomasse enthaltene Stickstoff. Aus diesem Stickstoff können auf verschiedene Arten Stickoxide gebildet werden. Die bedeutendste Bildung findet nach Zeldovich Y.A. (1946) bei hoher Temperatur (1300 - 1400 °C) und hohem Sauerstoffgehalt durch Oxidation des Stickstoffs statt. Des Weiteren können Stickoxide aus Kohlenwasserstoffradikalen, Luftstickstoff und Sauerstoff gebildet werden sowie aus dem gebundenen Stickstoff im Brennstoff.

2.9 Kohlenstoffmonoxid und gasförmige Kohlenwasserstoffe

Ausgehend von den Hauptbestandteilen C, N und H des biogenen Brennstoffes liefern die pyrolytische Zersetzung sowie Vergasungsreaktionen zunächst die brennbaren Gase Kohlenstoffmonoxid (CO), gasförmige Kohlenwasserstoffe (C_nH_m), H_2 und NH_3 (Nussbaumer Th. 1989). Entweder werden diese „Zwischenprodukte“ in der Oxidationsphase weiter zu Kohlenstoffdioxid und Wasserstoff umgesetzt oder bleiben bei einer unvollständigen Verbrennung als solche erhalten. Die Oxidation von Kohlenstoffmonoxid läuft langsamer als der Kohlenwasserstoffabbau ab und ist neben den Konzentrationen an CO, H_2O und O_2 stark von der umgebenden Verbrennungstemperatur abhängig. Um eine schnelle Umsetzung von CO zu CO_2 zu erhalten, sind Verbrennungstemperaturen von mehr als 800 °C notwendig. Zusätzlich sind eine ausreichende Sauerstoffversorgung sowie eine ausreichend lange Verweilzeit notwendig. Dementsprechend wird der Zugabemenge und der Qualität der Durchmischung mit der Verbrennungsluft eine hohe Bedeutung zuteil. Bei einer hohen Zugabe von Verbrennungsluft steht zur vollständigen Oxidation zwar eine ausreichend hohe Menge an Sauerstoff zur Verfügung, allerdings wird durch die Zufuhr von Verbrennungsluft die Flamme gekühlt, so dass für eine vollständige Oxidation die Temperatur zu niedrig wird. Bei einer zu geringen Zufuhr von Verbrennungsluft kommt es u. U. zu Zonen mit einem Sauerstoffunterangebot, so dass die Gefahr von Emissionen von gasförmigen Kohlenwasserstoffen und Kohlenstoffmonoxid steigt (Kaltschmitt M. et al. 2009). Zu sekundärer Schadstoffbildung kann es bei der Verbrennung von festen Biomassen im Fall von Kohlenstoffmonoxid durch die Reduktion von Kohlenstoffdioxid zu Kohlenstoffmonoxid an Kohlenstoffpartikeln kommen. Das Gleichgewicht liegt bei hohen Temperaturen fast vollständig auf der Seite des Kohlenstoffmonoxids. Bei hohen Temperaturen kann auch Kohlenstoff (C) mit Wasserdampf (H_2O_g) zu CO und H_2 reduziert werden (Kaltschmitt M. et al. 2009).

2.10 Verflüchtigung und Kondensation von Schwermetallen

Aufgrund der umweltbedeutsamen Relevanz von Schwermetallen als Bestandteil der toxikologischen Bewertung von Biomasseverbrennungen soll im Folgenden noch auf die Kondensation und Verflüchtigung von Schwermetallen eingegangen werden. Besondere Bedeutung für die Verflüchtigung von Schwermetallen hat die Prozesstemperatur in Zusammenhang mit dem dazugehörigen Dampfdruck des Elementes (Rentz O. & Martel Ch. 1998). Elemente wie Hg, Cs, Cd, Zn und Pb haben

bei geringen Temperaturen einen hohen Dampfdruck und neigen dazu, in die Gasphase überzugehen (s. Abbildung 12).

Abbildung 12: Dampfdruckkurven verschiedener Elemente (berechnet nach Lide D.R. 1997).

Je nach Brennstoffqualität, Feuerungsart und Betriebsführung wird die Freisetzung der Schwermetalle von der Temperatur mehr oder weniger stark beeinflusst, was für ihren Verbleib in den Verbrennungsprodukten von entscheidender Bedeutung ist (Maier et al. 1992). Bei der Verflüchtigung von Schwermetallen bilden sich überwiegend Schwermetallverbindungen. In oxidierender Atmosphäre (Verbrennungen mit Luftzahl >1) bilden sich vorzugsweise die Oxide der Elemente, in geringem Maße auch Sulfate, Carbonate, Silikate. Im Vergleich dazu entstehen in einer reduzierenden Atmosphäre (Verbrennung mit Luftzahl <1 , unterstöchiometrische Luftmenge) vorwiegend Sulfide, Chloride, Carbonyle und Hydride (Krzikalla N. 1969). Der Siedepunkt einer Schwermetallverbindung kann sich erheblich von dem des elementaren Schwermetalls unterscheiden. Beispielsweise haben die Chloride von As, Bi und Tl einen niedrigeren Siedepunkt als die dazugehörige elementare Form, so dass es hier zu Verflüchtigungen kommen kann. Hingegen hat für Cd das Chlorid einen höheren Siedepunkt als die elementare Form (s. Tabelle 3). Der Einfluss von Cl und S auf die Verflüchtigung von Metallverbindungen wird im Kapitel 2.4.6.5 erläutert. Allerdings reicht die Angabe des Siedepunktes zur Erklärung der Verflüchtigung von Schwermetallen nicht aus. Die Analyse der chemischen Verbindungsformen der Schwermetalle im Rauchgas erweist

sich derzeit als äußerst schwierig und aus diesem Grund sind die realen chemischen Reaktionen im Abgas nicht bekannt.

Tabelle 3: Siedepunkte (°C) ausgewählter Elemente sowie ihrer Chloride und Oxide (Lide D.R. 1997).

	Element	Chlorid (Cl)	Oxid (O ²⁻)
As	Sublimiert bei 613	130	460
Bi	1560	447	1890
Cd	765	960	
Co	2927	1049	
Cr	2672	1300	
Cs	669,3	1297	
Fe (II)	2861	1023	
Fe (III)		~316	
Hg	356,73	383 sp	
Pb (II)	1740	951	
Sb	1587	220,3	1425
Sn (II)	2602	623	
Th	4000	921	4400
Tl	1457	720	~1080
Zn	2602	732	

Ein mögliches Verhalten von Schwermetalloxiden im Abgasstrom kann am Beispiel von PbO erläutert werden. Eine homogene Kondensation von PbO kann wegen der niedrigen PbO-Konzentration im Abgas und dessen hoher Flüchtigkeit erst stattfinden, wenn die Rauchgastemperatur ca. 1000 K erreicht hat. Die Abkühlungsgeschwindigkeit des Rauchgases ist aufgrund des geringeren Temperaturunterschiedes zwischen Rauchgas und Umgebungsluft zu diesem Zeitpunkt schon geringer geworden (<500 K/s, Bereich der Berührungsheizflächen) und ist nicht ausreichend, einen für die homogene Kondensation notwendigen übersättigten Zustand des PbO im Rauchgas herbeizuführen (McNallan M.J et al. 1981). Zusätzlich ist im Rauchgas eine hohe Partikelanzahl, z. T. aus der bei höheren Temperaturen stattfindenden homogenen Kondensation von z.B. SiO₂ oder Na₂SO₄ vorhanden, die bei einer weiteren Abkühlung als Keime für die heterogene Kondensation von PbO dienen. Demzufolge ist die homogene Kondensation für höher flüchtige Schwermetallverbindungen höchst unwahrscheinlich. Der (thermodynamisch) kondensierbare Anteil eines Schwermetalls hängt von seinem Partialdruck und seinem temperatur-abhängigen Dampfdruck ab (McNallan M.J et al. 1981). Für die Kondensation der Schwermetalle ist daher das Temperaturniveau von entscheidender Bedeutung.

Zusätzlich ist die Kondensation kinetisch beeinflusst, wobei die kinetische Komponente von der Partikelgröße und insbesondere von der Knudsenzahl² (Kn) der Partikel abhängt.

Für Partikel mit einem Durchmesser (d) größer als die freie Weglänge der kondensierbaren Moleküle (λ) ($d \gg \lambda$, $Kn \ll 1$, Kontinuum-Bereich) hängt die Depositionsrate der dampfförmigen Schwermetallverbindungen auf die Partikeloberfläche von deren Diffusion entlang des Konzentrationsgradienten ab. Partikel mit einem Durchmesser kleiner als die freie Weglänge der Moleküle ($d \ll \lambda$, $Kn \gg 1$, Bereich der freien Moleküle) diffundieren stochastisch durch die Rauchgase und sind nicht von einem Konzentrationsgradienten umgeben. Die Depositionsrate der dampfförmigen Moleküle hängt hier von der Stoßfrequenz zwischen den kondensierbaren Molekülen und den Partikeln ab. Die Wahrscheinlichkeit eines Zusammenstoßes wird hier durch die Brown'sche Molekularbewegung erhöht. Von Tillman D.A. (1994) wird vermutet, dass ein höherer Rohgasstaubgehalt bzw. ein höheres Angebot an Kondensationskeimen die Kondensation fördern kann und darüber hinaus eine höhere Turbulenz der Rauchgase die Wahrscheinlichkeit eines Zusammenstoßes zwischen Flugaschepartikeln und gasförmigen Schwermetallen erhöht. Die Dicke der gebildeten Oberflächenschichten der kondensierten Schwermetalle ist weitgehend unabhängig vom Partikeldurchmesser und beträgt ca. $0,05 \mu\text{m}$ (Linton R. et al. 1976), was auf die Korngrößenverteilung der Flugasche einen vernachlässigbaren Einfluss hat (Campbell J. A. et al. 1979; Sarofim A.F. et al. 1977). Schwermetalle können zusätzlich zu Kondensationsvorgängen auch durch Desublimation oder Sorptionsvorgänge von Flugaschepartikeln aufgenommen werden (Tauber C. 1988). So führen Sorptionsvorgänge, insbesondere an porösen Kokspartikeln, zur Anwesenheit von Quecksilber in der Flugasche, obwohl es aufgrund der vorhandenen Rauchgastemperaturen und dem hohen Dampfdruck vollständig gasförmig vorliegen sollte (Lindau L. 1983). Zusätzlich gibt es noch die sekundär gebildeten Partikel, die sich erst im Verdünnungstunnel oder in der Atmosphäre bilden. Diese Partikel haben einen Durchmesser von $<0,1 \mu\text{m}$ (Kittelson D.B. 1998).

² Der Bereich der freien Moleküle ist definiert durch die Knudsenzahl $Kn \gg 1$ mit $Kn = 2\lambda/d$ und λ , die mittlere freie Weglänge (engl. mean free path) der Moleküle. Dieser Bereich wird durch die kinetische Gastheorie, insbesondere die molekulare Stoßtheorie beschrieben. Der Kontinuum-Bereich, oder auch Stokes-Bereich, ist definiert durch $Kn \ll 1$. In diesem Bereich gelten die Gesetze der Strömungslehre. Die mittlere freie Weglänge eines Moleküls ist der Weg, den ein Teilchen im Mittel zwischen zwei Stößen zurücklegt (Atkins P.W 1990).

2.11 Feuerraumauskleidung

Die Feuerraumauskleidung der einzelnen Verbrennungsanlagen wird in dieser Arbeit als mögliche Senke oder Quelle für Elemente betrachtet. Um die Wechselwirkungen zwischen den Feuerfestmaterialien der einzelnen Anlagen mit im Abgas enthaltenen anorganischen Elementen zu untersuchen, wurden Teile der feuerfesten Auskleidung aus einem automatisch beschickten Heizkessel und einem manuell beschickten Kaminofen vor und nach Gebrauch verglichen, um zu Aussagen über eine mögliche Änderung der Konzentration verschiedener Elemente vor und nach Gebrauch zu gelangen.

2.11.1 Schamottesteine

Feuerfeste Werkstoffe gehören nach internationaler Festlegung zu der Gruppe der anorganisch-nicht-metallischen Werkstoffe, die eine Feuerfestigkeit von $\geq 1500\text{ }^{\circ}\text{C}$ besitzen (Norm: DIN 51060:2000-06 2000; ISO 836:2001 2001). Im allgemeinen Sprachgebrauch werden als „feuerfest“ solche Erzeugnisse bezeichnet, die bei hohen Temperaturen (ca. $600 - 2000\text{ }^{\circ}\text{C}$) eingesetzt werden (Routschka G. & Wuthnow H. 2007). Die zur Herstellung verwendeten Rohstoffe, die Herstellung an sich, die daraus resultierenden Eigenschaften und die Verwendung der Erzeugnisse sind in Schulle W. (1990), Routschka G. & Wuthnow H. (2007), Routschka G. & Granitzki K.-E. (2000), Harders F. & Kienow S. (1960), Konopicky K. (1957), Salmang H. et al. (2007) und Agst (1997) hinreichend beschrieben und werden aus diesem Grund hier nicht näher erläutert.

Die feuerfesten Werkstoffe basieren auf den sechs Grundoxiden SiO_2 , Al_2O_3 , MgO , CaO , Cr_2O_3 und ZrO_2 bzw. auf Verbindungen zwischen ihnen und zunehmend in Kombination mit Kohlenstoff. Zum Kohlenstoff kommen Siliciumcarbid und in geringen Mengen für spezielle Anwendungen noch Borcarbid (B_4C) und Nitride (Si_3N_4 , BN hinzu (Routschka G. & Wuthnow H. 2007). Diese Grundstoffe und Verbindungen zeichnen sich dadurch aus, dass sie erst bei hohen Temperaturen schmelzen.

Abbildung 13: Grundstoffpyramide mit der Lage der feuerfesten Werkstoffe (roter Kreis)
(verändert nach: H. Barthel, u.a. zu finden in (Routschka G. & Wuthnow H. 2007; Kollenberg W. 2009; Funke T. H. 2007).

Feuerfeste Werkstoffe treten als geformte Erzeugnisse (Steine) auf und werden entsprechend ihrer Gesamtporosität in dichte (Gesamtporosität <45 %) und porös (Gesamtporosität >45 %) Werkstoffe eingeteilt.

Aus Sicht der chemischen Zusammensetzung bestehen Schamottesteine im Wesentlichen aus den beiden Oxidkomponenten SiO_2 und Al_2O_3 , wobei der SiO_2 -Gehalt zwischen 50 und 80 Massen-% und der Al_2O_3 -Gehalt zwischen 10 und 45 Massen-% liegt. Damit gehört Schamotte zu den Alumosilikaten (s. Abbildung 13). Die maximale Anwendungstemperatur ist abhängig vom Al_2O_3 -Gehalt und steigt von ca. 1200 - 1250 °C bei einem Al_2O_3 -Gehalt von 30 - 33 % auf 1400 °C bei einem Al_2O_3 -Gehalt von >42 %.

Neben der Einteilung nach dem Al_2O_3 -Gehalt sind auch Werte für die Rohdichte in g/cm^3 und Werte für die offene Porosität in % im Stahl-Eisen-Werkstoffblatt zu finden. Die Rohdichte liegt je nach Sorte bei >1,90 bis >2,15 g/cm^3 . Die offene Porosität liegt zwischen >19 bis >26 % (Stahl-Eisen-Werkstoffblatt 917 1984). Nach den beiden Hauptbestandteilen der Schamottesteine können diese in grober Näherung dem binären System SiO_2 - Al_2O_3 zugeordnet werden (s. Abbildung 14) (Salmang H. et al. 2007).

Abbildung 14: Zustandsdiagramm des binären Systems SiO₂-Al₂O₃ mit inkongruentem (—) und kongruentem (-----) Schmelzen (Bowen N.L. & Greig J.W. 1924; Aramaki S. & Roy R. 1962).

Das binäre System enthält als einzige stabile Verbindung den Mullit, dessen Zusammensetzung im Bereich von 72 % Al₂O₃ (3Al₂O₃ * 2SiO₂) bis 78 % Al₂O₃ (2Al₂O₃ * SiO₂) liegt. Die Eigenschaften des Schamotts beruhen in starkem Maße auf den Eigenschaften des Mullits, der beim Brand von Tonmineralen oberhalb von 950 °C entsteht. Wie in Konopicky K. (1957) gezeigt, gibt es bei Schamottesteinen eine enge Beziehung zwischen Al₂O₃-Gehalt und dem Gehalt an entstehendem Mullit, der sich mit steigendem Al₂O₃-Gehalt ebenfalls erhöht, und damit auch die Heißfestigkeit der Erzeugnisse verändert (Schulle W. 1990). Mit einem Anstieg des Schmelzpunktes bei steigendem Al₂O₃-Gehalt ändern sich auch die Eigenschaften der fertigen Steine:

- Die Festigkeit nimmt zu
- Das Porenvolumen sinkt
- Die Temperaturwechselbeständigkeit steigt.

Ziel bei der Herstellung der Schamottesteine ist, aufgrund der steigenden Temperaturbeständigkeit bei steigendem Mullit-Gehalt diesen zu maximieren, was wiederum von den Al₂O₃-Gehalten des Ausgangsstoffes abhängt. Bei minderwertigen Qualitäten handelt es sich oft um saure Schamotte mit einem hohen Anteil an SiO₂.

Neben den beiden vorgestellten Hauptoxiden enthalten Schamottesteine noch die Flussmittel TiO₂, Fe₂O₃ und Alkalien in merklichen sowie CaO und MgO in fast immer nur geringen Mengen (Konopicky K. 1955). Diese Nebenbestandteile des Ausgangsrohstoffes können schon in geringen Mengen die Gleichgewichtsverhältnisse im System SiO₂-Al₂O₃ und damit auch die Temperaturbeständigkeit des Mullits sowie

das Auftreten der ersten Schmelze erheblich verschieben. Dementsprechend können Art und Menge des Flussmittels die Bedeutung des Al_2O_3 -Gehaltes für das Hochtemperaturverhalten der Schamottesteine übertreffen (Routschka G. & Wuthnow H. 2007; Rasch H. & Rickmann K. 1989, 1990).

Eine ausführliche Zusammenstellung der verschiedenen tonmineralischen Rohstoffe ist in den Grundlagenwerken der Feuerfestkunde u.a. bei Harders F. & Kienow S. (1960) zu finden. Das angestrebte Ziel bei der Erstellung eines Fertigerzeugnisses aus den Ausgangsstoffen ist ein Stein, der den im Einsatz auftretenden, thermischen und chemischen Belastungen optimal angepasst ist (Funke T. H. 2007).

2.11.2 Wärmeaustausch

Je nach Anlagenart kann es zu Unterschieden in der Auskleidung des Feuerraums kommen, was abhängig von den Anforderungen an die Anlage ist. Bei einer Einzelraumfeuerungsanlage werden an das auskleidende Material andere Anforderungen gestellt als bei einer Zentralfeuerungsanlage. Um z.B. bei einem Zentralheizungskessel möglichst geringe Verluste über die Kesseloberfläche zu haben und demzufolge einen hohen Kesselwirkungsgrad zu erzielen, sollte der Wärmeaustausch möglichst nicht über die Auskleidung des Feuerraumes erfolgen. Bei Einzelraumfeuerungen hingegen sollte, um die Verluste über das Abgas gering zu halten, der Wärmeaustausch über den Anlagenkörper und dementsprechend auch über das Auskleidungsmaterial erfolgen. Innerhalb fester Körper findet der Wärmeaustausch durch Leitung statt. Innerhalb mineralischer Baustoffe, die heterogen aufgebaut sind, erfolgt die Wärmeübertragung aber nicht nur durch Leitung, sondern auch durch Strahlung und Konvektion in Abhängigkeit der vorhandenen Porenräume, Temperatur, Temperaturdifferenz, Strömungsgeschwindigkeit, etc. Als Messgröße für die Wärmeübertragung gilt die Wärmeleitfähigkeit $W/(m^2 \cdot K)$. Sie gibt an, welche Wärmeenergie durch ein Volumen von $1 m^2$ Fläche und 1 m Dicke bei einem Temperaturunterschied von 1 K in einer Zeiteinheit von der wärmeren zur kälteren Seite geleitet wird. Die Wärmeleitfähigkeit wird durch folgende Eigenschaftsmerkmale beeinflusst (Süka Heizgeräte GmbH):

- Rohdichte: Je höher die Rohdichte, desto höher die Wärmeleitfähigkeit. Je geringer das Produkt aus Rohdichte und spezifischer Wärmekapazität, desto niedriger die Wärmeleitfähigkeit und das Wärmespeichervermögen.
- Porosität: Je niedriger die Porosität desto höher die Wärmeleitfähigkeit. Die Höhe der Porosität übt den größten Einfluss auf die Wärmeleitfähigkeit feuerfester

Baustoffe aus, da bei reiner Wärmeleitung die gasgefüllten Poren eine sehr niedrige Wärmeleitfähigkeit im Verhältnis zum Feststoff besitzen.

- Chemische Zusammensetzung: Die Wärmeleitfähigkeit ist werkstoffabhängig und steht im Zusammenhang mit der molekularen Bindung.
- Mineralogische Zusammensetzung: Je geringer die Korngrenzenfläche ist, umso größer ist die Wärmeleitfähigkeit. Bei großen Kristallen erfolgt die Wärmeübertragung durch Leitung in einem orientierten Gitter. An den Korngrenzen oder innerhalb gestörter Gitterstrukturen wird die Leitung unterbrochen. Die Herstellungsbedingungen sind entscheidend für die Kristallgrößen.
- Kornaufbau: Je dichter die Packungsdichte der Körnung, desto höher wird die Wärmeleitfähigkeit sein.
- Porenstruktur: Je kleiner die Porenräume, desto niedriger die Wärmeleitfähigkeit.

2.11.2.1 Porosität

Als Porosität wird der prozentuale Anteil am Gesamtvolumen eines Körpers bezeichnet, welcher Poren einnimmt (P_t) (s. Tabelle 4). Diese Porosität kann „offen“ sein, d.h. einzelne Poren sind untereinander verbunden und sind somit für von außen eindringende Gase oder Flüssigkeiten zugänglich oder sie sind „geschlossen“, d.h. die Porenräume sind voneinander getrennt. Aufgrund dieser für einen feuerfesten Stein typischen Eigenschaften, insbesondere bei einem hohen Anteil an offener Porosität, besteht die Möglichkeit, dass Aerosole in den Stein eindringen und sich partikular an den Porenraumwandungen absetzen bzw. die gasförmige Komponente im Porenraum kondensiert oder in die Mineralphasen diffundiert. So kann es zu einer Konzentrationserhöhung von Elementen bei benutzten Steinen im Gegensatz zu unbenutzten Steinen kommen.

Tabelle 4: Gesamtporosität P_t einiger Werkstoffe (Lura P. 2010).

Werkstoff		P_t [%]
Metalle		~ 0
Beton	Normalbeton	10 - 15
	Gasbeton	80 - 90
Zementstein		~ 50
Dichte Natursteine wie: Sandstein	Granit, Marmor, dichter Kalk	0,2 - 1,5 5 - 30
Gebannter Ziegelstein		15 - 30
Gips		40 - 55
Mauerwerk		20 - 30
Kunststoffe		~ 0

3 Gesetzliche Regelungen zur Begrenzung von Emissionen

3.1 Kleinf Feuerungsanlagen

Die Regelung der Emissionen für kleine und mittlere Festbrennstofffeuerungsanlagen erfolgt nach der ersten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (1. BImSchV - Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen). Mit dieser Verordnung werden seit dem Inkrafttreten der Novellierung am 22.03.2010 die Emissionen der ~14 Millionen Einzelraumfeuerungen und der ~0,7 Millionen Heizkessel für Festbrennstoffe geregelt. Zusätzlich werden die ~15 Millionen installierten Gas- und Ölheizungen nach dieser Verordnung geregelt. Eine Zunahme dieser Anzahl ist überwiegend im Bereich der Festbrennstofffeuerungen zu verzeichnen. Da diese Kleinf Feuerungsanlagen zu den relevanten Quellgruppen für Staubemissionen und Emissionen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen zählen, wurde der steigenden Anzahl der Installationen und dem technischen Fortschritt mit der Novellierung Rechnung getragen (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2006, Landesverband Schreinerhandwerk Baden-Württemberg 2009): Der Regelungsinhalt der 1. BImSchV vor der Novellierung bedachte nur Zentralheizungskessel mit einer Nennwärmeleistung >15 kW. Einzelraumfeuerungsanlagen wie z.B. ein Kaminofen mit in der Regel einer Nennwärmeleistung <15 kW waren bisher ohne Regelung. Des Weiteren spiegelte die Verordnung vor der Novellierung den Stand der Technik von 1988 dar. Zudem gab es nur eine regelmäßige Überwachung für mechanisch beschickte Anlagen. Die Emissionsbegrenzung für Staub lag für alle Anlagen bei 0,15 g/Nm³. Die zulässigen Kohlenstoffmonoxidemissionen waren nach Leistung gestaffelt und vom Brennstoff abhängig.

3.2 Großfeuerungsanlagen

Die Emissionen und Immissionen von Großfeuerungsanlagen unterliegen der gesetzlichen Regelung der TA-Luft (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft). Sie ist eine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) (Bundesministerium für Umwelt 2002a). Rechtsgrundlage für die TA-Luft (Bundesministerium für Umwelt 2002b) ist §48 BImSchG (Bundesministerium für Umwelt 2002a). Die TA Luft ist zu beachten bei allen immissionsschutzrechtlichen Verfahren, die die Erteilung einer Genehmigung (auch Teilgenehmigung) bzw. die Feststellung der Genehmigungsbedürftigkeit, eines Vorbescheides oder die Zulassung

des vorzeitigen Beginns betreffen, bei Entscheidungen über nachträgliche Anordnung sowie bei Entscheidungen über die Ermittlung von Art und Ausmaß der von der Anlage ausgehenden Emissionen sowie der Immissionen im Einwirkungsbereich der Anlage gem. §§26, 28 BImSchG (Nr. 1 TA Luft). In der TA Luft sind u. a. Emissionsbegrenzungen für Staub und für anorganische Elemente und deren Verbindungen in mg/Nm³ zu finden.

4 Auswahl und Beschreibungen der ausgewählten Feuerungsanlagen

4.1 Kleinferungsanlagen

Die Auswahl der Anlagen für die Prüfstandsmessung erfolgte gemäß der Vorgaben der Beprobung von Feuerungsstätte auf dem neuesten Stand der Technik. Im Folgenden werden kurz die verwendeten Feuerungen, die eingesetzten Brennstoffe und der Versuchsplan mit Betriebsvariationen vorgestellt (s. Tabelle 5). Die in den Tabellen 6 bis 10 verwendeten Daten und Angaben stammen aus Herstellerangaben, aus Beschreibungen von den Homepages der Firmen und durch Augenscheinnahme der Geräte (freundliche Mitteilung per Mail von Turowski P. (TFZ) 2011).

Tabelle 5: Auswahl der untersuchten Feuerungen

Bezeichnung	Hersteller	Typ	Brennstoff	Nennwärmeleistung NWL in kW
Pelletfeuerung 1	Wodtke	Ivo.tec	Fichtenpellets	13
Pelletfeuerung 2	KWB	Easyfire USP 25	Fichtenpellets	25
Stückholzfeuerung 1	Buderus	Blueline Nr. 12	Fichtenscheitholz, Buchscheitholz	8
Hackschnitzel- feuerung	Guntamatic	Powerchip 20/30	Fichten- holzhackschnitzel	30
Pelletfeuerung 3	Guntamatic	Powerchip 20/30	Winterweizen- strohpellets	30
Pelletfeuerung 4	Guntamatic	Powerchip 20/30	Miscanthuspellets	30
Stückholzfeuerung 2	HDG Bavaria	Navora	Fichtenscheitholz, Buchscheitholz	30

Pelletkessel: Als Pelletkessel wurde eine Unterschubfeuerung der Firma KWB (St. Margarethen, Österreich) des Typs Easyfire USP 25 verwendet (s. Abbildung 15). Die Nennwärmeleistung beträgt 25 kW und die minimale Kesselleistung im kontinuierlichen Betrieb liegt bei 8 kW. Der Kessel ist mit einer Lambdaregelung, einer automatischen Zündung und Abgasturbulatoren zur automatischen Reinigung der Wärmetauscherflächen ausgestattet. In der Unterschubretortenfeuerung wird der Brennstoff im Primärverbrennungsbereich über eine Schneckenföderung von unten auf den Brennteller geschoben und eine geringe Strömungsgeschwindigkeit der Primärluft sorgt für ein ruhiges Brennstoffbett. Der Ausbrand der freigesetzten Gase erfolgt im aufgesetzten Nachverbrennungsraum. Die Merkmale und technischen Daten der Feuerung sind in Tabelle 6 zusammengestellt.

Abbildung 15: Querschnitt vom KWB Easyfire 25 (Bild: KWB). Kleines Bild: Kessel aufgebaut am TFZ, Straubing.

Tabelle 6: Anlagentechnische Merkmale KWB Easyfire USP 25

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Pelletfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Nennwärmeleistung	25 kW mit Holzpellets
kleinste Wärmeleistung	8 kW mit Holzpellets
Feuerungsprinzip	Unterschub mit Flammrohrbrenner und Teilstromrezirkulation
Brennstoffzufuhr	automatisch über Schnecken und/oder Pneumatik
Zündung	automatisch mit Zündgebläse
Entaschung	manuell
Wärmetauscher	
Form	Rohrwärmetauscher stehend
Reinigung	automatisch
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	durch den Rost (Brennteller)
Sekundärluftzufuhr	Nachverbrennungsring im Flammrohr
Gebälse	Druckgebläse
Luftmengenregelung	Drehzahlregelung der Gebälse
Leistungsregelung	
Regelgrößen	Kesselwasser- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Brennstoffmenge und Primärluftregelung
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	Abgastemperatur
Stellgrößen	Verbrennungsluftmenge (Sekundärluftregelung)
Betriebsdaten	
Betriebsdruck	3,5 bar
Betriebstemperatur	90 °C
Wasserinhalt	104 l
Rauchrohrdurchmesser	150 mm
el. Leistungsaufnahme	max. 1983 W (einschließlich Fördersystem)

Hackschnitzelkessel: Die Messungen wurden an einem Hackschnitzelkessel vom Typ Powerchip 20/30 der Firma Guntamatic (Peuerbach, Österreich) durchgeführt, welcher sich sowohl zur Verbrennung von Hackschnitzeln und Pellets als auch zum Einsatz von Pellets aus Stroh, Miscanthus und ähnlichen Brennstoffen eignet. Er verfügt über einen bewegten Treppenrost, eine Verbrennungs- und Leistungsregelung über Lambda-Sonde, eine automatische Abreinigung der Wärmetauscherflächen, eine automatische Entaschung und eine automatische Zündung durch ein Heißluftgebläse. Die Brennstoffzufuhr erfolgt über eine Stokerschnecke direkt auf den Verbrennungsrost. Zwischen Brennstoffschnecke und Stokerschnecke ist eine Absperrklappe als Rückbrandsicherung angeordnet. Primär- und Sekundärluft werden unabhängig voneinander geregelt. Automatisch bewegte Abgasturbulatoren sorgen für eine kontinuierliche Reinigung der Wärmetauscherflächen. Der Treppenrost befördert die Verbrennungsrückstände in den darunter liegenden Aschekasten. Die Anlage kann mit Holzbrennstoffen in einem Leistungsbereich von 7 bis 30 kW betrieben werden. Die

Merkmale und technischen Daten der Feuerung sind in Tabelle 7 zusammengestellt. Ein Querschnitt des Kessels ist unter www.guntamatic.de zu finden.

Abbildung 16: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Nennwärmeleistung 30 kW, aufgebaut am TFZ, Straubing.

Tabelle 7: Anlagentechnische Merkmale Guntamatic Powerchip 20/30

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Rostfeuerung
Bauart	Feuerung in Kessel integriert
Nennwärmeleistung	30 kW bei Holzbrennstoffen; 25 kW bei Getreide oder Miscanthus
kleinste Wärmeleistung	7 kW
Feuerungsprinzip	Einschub mit bewegtem Treppenrost
Brennstoffzufuhr	automatisch über Schnecken
Zündung	automatisch mit Zündgebläse
Entaschung	automatischer Austrag mit Schnecken
Wärmetauscher	
Form	Rohrwärmetauscher stehend
Reinigung	automatisch
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	durch den Treppenrost
Sekundärluftzufuhr	in die Nachverbrennungszone
Luftmengenregelung	Drosselklappen
Leistungsregelung	
Regelgrößen	Kesselwasser-, Brennraum- und Abgastemperatur
Stellgrößen	Brennstoffmenge und Primärluftregelung
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	Abgastemperatur, Lambda
Stellgrößen	Verbrennungsluftmenge (Sekundärluftregelung)
Betriebsdaten	
Betriebsdruck	3,0 bar
Betriebstemperatur	60 - 80 °C
Wasserinhalt	128 l
Rauchrohrdurchmesser	150 mm

Kaminofen: Als Einzelfeuerstätte zur Raumheizung wurde ein Kaminofen der Firma Buderus (Wetzlar, Deutschland) Typ „Blueline Nr. 12“ beschafft. Diese Feuerung ist ein Kaminofen nach DIN 13240 und erfüllt die Anforderungen der 1. BImSchV. Die Nennwärmeleistung wird mit 8 kW angegeben. Für den Ofen sind als Brennstoffe Holz und Holzbriketts zugelassen, wobei der Verbrennungsprozess über einen Brennstoffwähler und einen Sekundärluftschieber für den jeweiligen Brennstoff optimiert werden kann. Zudem verfügt der Kaminofen über einen Anschluss für eine separate Verbrennungsluftleitung und einen Feuerrost aus Guss. Die selbstschließende Feuerraumtür ist aus Stahlblech gefertigt. Die Merkmale und technischen Daten der Feuerung sind in Tabelle 8 zusammengestellt.

Tabelle 8: Anlagentechnische Merkmale Buderus Blueline Nr. 12

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Kaminofen mit Rüttelrost
Prüfung	DIN 13240 mit selbstschließender Tür
Nennwärmeleistung	8 kW
Feuerungsprinzip	oberer Abbrand
Brennstoffzufuhr	manuell
Zündung	manuell
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	von unten in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	über dem Glutbett in die Flamme
Luftmengenregelung	Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Regelgrößen	--
Stellgrößen	Aufgelegte Brennstoffmasse
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	--
Stellgrößen	Verbrennungsluftmenge über Schieber (manuell)
Betriebsdaten	
Rauchrohrdurchmesser	150 mm, Anschluss wahlweise oben oder hinten
max. Brennstoffauflage	2,6 kg

Pelletofen: Als weitere Einzelfeuerstätte wurde ein Pelletofen der Firma Wodtke (Tübingen, Deutschland) des Typs ivo.tec beschafft (s.). Diese Feuerung ist ein Pelletofen nach DIN 18894. Die Nennwärmeleistung wird mit maximal 13 kW angegeben und kann wahlweise auf 9 oder 11 kW eingestellt werden. Die kleinste Wärmeleistung beträgt für alle Varianten 3 kW. Für den Ofen sind als Brennstoff ausschließlich Holzpellets gem. DIN 51731 oder ÖNorm 7135 zugelassen. Die Zündung und Brennstoffzufuhr in den Brennraum erfolgen automatisch. Der Ofen verfügt über einen Wärmetauscher, der die Abgabe eines Teiles der Leistung an einen Heizungskreislauf oder einen Pufferspeicher ermöglicht. Der an das Heizungsnetz

abgegebene Leistungsanteil beträgt maximal 90 % der Nennwärmeleistung. Die Merkmale und technischen Daten der Feuerung sind in Tabelle 9 zusammengestellt. Ein Querschnitt der Anlage ist unter www.wodtke.com zu finden.

Abbildung 17: Pelletofen Wodtke ivo.tec, Nennwärmeleistung 13 kW, aufgebaut am TFZ, Straubing.

Tabelle 9: Anlagentechnische Merkmale Wodtke ivo.tec.

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Pelletofen
Nennwärmeleistung	13 kW (wahlweise auch 9 oder 11 kW)
kleinste Wärmeleistung	3 kW
Feuerungsprinzip	Abwurfheizung
Brennstoffzufuhr	automatisch mit Schnecke
Zündung	automatisch
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	in den Brenntopf
Sekundärluftzufuhr	über dem Glutbett in die Flamme
Gebälse	--
Luftmengenregelung	Schieber (manuell)
Leistungsregelung	
Regelgrößen	
Stellgrößen	Brennstoffmenge
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	Verbrennungsluftmenge
Stellgrößen	Drehzahl des Absauggebläses
Betriebsdaten	
Betriebsdruck	3,0 bar
zulässige Vorlauftemperatur	100 °C
Wasserinhalt	24 l
Rauchrohrdurchmesser	100 mm

Scheitholzkessel: Die Messungen wurden an einem Scheitholzkessel vom Typ Navora 30 kW der Firma HDG Bavaria GmbH (Massing, Deutschland) durchgeführt. Dieser Kessel eignet sich sowohl zur Verbrennung von Scheitholz bis Halbmeterscheite und Spänebriketts. Er verfügt über eine Verbrennungs- und Leistungsregelung über eine Lambda-Sonde und eine automatische Abreinigung der Wärmetauscherflächen beim Betätigen der Rauchgasklappe. Die Brennstoffzufuhr erfolgt durch Beladen des 150 l großen Füllschachtes direkt auf den Verbrennungsrost. Primär- und Sekundärluft werden unabhängig voneinander geregelt. Automatisch bewegte Abgasturbulatoren sorgen für eine kontinuierliche Reinigung der Wärmetauscherflächen. Der Treppenrost befördert die Verbrennungsrückstände in den darunter liegenden Aschekasten (s. Abbildung 18). Die Anlage kann mit Holzbrennstoffen in einem Leistungsbereich von 7 bis 30 kW betrieben werden. Die Merkmale und technischen Daten der Feuerung sind in Tabelle 10 zusammengestellt.

Abbildung 18: Querschnitt Scheitholzkessel HDG Navora, Nennwärmeleistung 30 kW (www.hdg-bavaria.com). Kleines Bild: Kessel aufgebaut am TFZ, Straubing.

Tabelle 10: Anlagentechnische Merkmale HDG Navora

Anlagenkomponente	Ausführung
Feuerung	
Anlagenart	Scheitholzkessel
Nennwärmeleistung	30 kW
kleinste Wärmeleistung	19 kW
Feuerungsprinzip	Rostfeuerung mit seitlichem Unterbrand
Brennstoffzufuhr	manuell in Füllschacht
Zündung	automatisch
Entaschung	manuell
Verbrennungsluft	
Primärluftzufuhr	in das Glutbett
Sekundärluftzufuhr	in die Nachverbrennungszone
Gebälse	Saugzug
Luftmengenregelung	Luftklappen
Leistungsregelung	
Regelgrößen	Kesselwasser und Abgastemperatur
Stellgrößen	Primärluftregelung
Verbrennungsregelung	
Regelgrößen	Verbrennungsluftmenge (Sekundärluft)
Stellgrößen	Drehzahl des Absauggebläses
Betriebsdaten	
Betriebsdruck	3,0 bar
zulässige Vorlauftemperatur	95 °C
Wasserinhalt	168 l
Rauchrohrdurchmesser	150 mm

4.2 Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H

Die im TFZ eingesetzte Kesselanlage TMV 15H der Müller AG ist gemäß BImSchG im vereinfachten Genehmigungsverfahren genehmigt worden. Die Anlage ist gemäß Ziffer 1.2 Spalte 2 der 4. BImSchV eingeordnet und die Emissionen werden nach Ziffer 5.4.1.2.1 der TA Luft begrenzt.

Die Feuerungsanlage mit einer Leistung von ca. 1300 kW_{th} ist im Keller des TFZ Straubing installiert und ist für die Versorgung der umliegenden Gebäude vorgesehen. Die Leistung wurde auf 2 Kessel à 650 kW verteilt (s. Abbildung 20).

Bei der Feuerung handelt es sich um eine Vor-/ Rückschubrostfeuerung. Die Anlage verfügt über einen hydraulischen Einschub, eine automatische pneumatische Kesselzugreinigung, eine automatische Zündung und eine automatische Unterrostentaschung.

Die Verbrennungsluftführung von Primär- und Sekundärluft erfolgt separat durch drehzahlgeregelte Luftventilatoren. Zusätzlich wird die Sekundärluft durch eine Hinterlüftung vorgewärmt, so dass es insgesamt zu einer besseren Verbrennung und tieferen Brennraumtemperaturen kommt. Vor allem bei trockenen Brennstoffen hat diese Vorwärmung einen Kühlungseffekt, der sich u.a. auf die Verbrennungsqualität auswirkt. Die Brennstoffzufuhr erfolgt über eine Schnecke in eine Retorte, wo der Brennstoff vorgetrocknet wird. Die Entaschung erfolgt automatisch in einer gemauerten, offenen Ent-

aschungszone. Aufgrund hoher Rauchgasgeschwindigkeiten in den Rauchrohrzügen wird das Liegenbleiben von Asche verhindert. Die Wärmeübertragung ist aufgrund von turbulenten Strömungen optimal. Die Abgasentstaubung erfolgt über einen Multizyklon der Müller AG der aus 10 Einzelzyklonen zusammengesetzt ist. Der garantierte Reststaubgehalt beträgt maximal 150 mg/Nm^3 .

Abbildung 19: Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H. Links: Frontansicht, rechts oben: Versorgung mit Hackschnitzeln (Bilder: TFZ).

4.3 Sonderfall: Großfeuerungsanlage Blockheizkraftwerk Jühnde

Das Blockheizkraftwerk (BHKW) in Containerbauweise stellt das Herzstück der Biogasanlage Jühnde dar (s. Abbildung 20). Es besteht aus einem Gas-Otto-Motor, der mit entschwefeltem Biogas angetrieben wird und dessen Generator eine Leistung von bis zu $716 \text{ kWh}_{\text{el}}$ erreicht. Der Motor treibt einen Stromgenerator an, mit dem elektrischer Strom hergestellt und über eine Trafostation ins öffentliche Stromnetz eingespeist wird. Jährlich erzeugt das BHKW mehr als doppelt so viel Strom wie in Jühnde verbraucht wird. Die durch den Motor erzeugte Abwärme wird mittels eines Wärmetauschers nutzbar gemacht. Mehr als 65 % des gesamten Wärmebedarfes der Wärmekunden (141 Haushalte) werden aus der Abwärme des BHKW gedeckt, was zu einem Wirkungsgrad des BHKW von mehr als 80 % führt.

Abbildung 20: BHKW in Containerbauweise der Firma HAASE.

Das aus silierter Biomasse im Fermenter erzeugte Biogas wird im BHKW verstromt und liefert im Jahr ca. 4 Millionen KWh, die in das Netz des örtlichen Stromversorgers eingespeist werden. Die bei der Stromproduktion im BHKW anfallende Wärme wird über ein Nahwärmenetz an die Jühnder Haushalte verteilt, womit bereits ein Großteil des Wärmebedarfs gedeckt werden kann. Im Sommer besteht ein leichter Wärmeüberhang, im Winter steht ein Holzhackschnitzelheizwerk als Spitzenlastkessel mit einer Leistung von 550 kW_{th} zur Verfügung, für das im Jahr rund 1800 Schüttraummeter Holzhackschnitzel aus den umliegenden Wäldern geerntet werden. Zur Sicherheit kann ein zusätzlicher Ölkessel die Versorgung komplett übernehmen (Förderverein Bioenergiedorf Jühnde e.V.).

5 Methodik

In diesem Kapitel werden die Messtechnik und die methodischen und analytischen Grundlagen zur Messung von gasförmigen und staubförmigen Emissionen vorgestellt.

5.1 Aufbau des Versuchsstandes

5.1.1 Abgasmessstrecke

Die Messungen an den ausgewählten Einzel- und Zentralfeuerungsanlagen dieses Projektes wurden am Feuerungsprüfstand des Technologie- und Förderzentrums (TFZ) in Straubing durchgeführt (s. Abbildung 21). Der Aufbau wurde den speziellen Fragestellungen des Projektes wie Einsatz eines EA bzw. SWT angepasst. Eine Probenahme ist grundsätzlich nur möglich, wenn in der Messstrecke des Prüfstandes eine Stelle mit ausreichend hoher und homogener Abgasgeschwindigkeit im Messquerschnitt zur Verfügung steht. Des Weiteren muss gewährleistet sein, dass eine Probenahme an einer bestimmten Anzahl von repräsentativen Messpunkten genommen werden kann, um inhomogene Staubverteilungen im Abgaskanal zu berücksichtigen. Darüber hinaus muss die Messstrecke so gestaltet sein, dass Kondensation und chemische Reaktion sowie Undichtigkeiten vermieden und Staubablagerungen vor dem Filter minimiert werden.

Abbildung 21: Links: Skizzierter Aufbau des Verdünnungstunnels am TFZ (Ellner-Schuberth F. et al. 2010). Rechts: Verdünnungstunnel am TFZ mit angeschlossenen Pelletöfen.

Die Gasanalysestelle sowie die drei Gesamtstaubprobenahmestellen entsprachen den in VDI 2066 Blatt1 geforderten Bedingungen. Die aus der Verbrennung stammenden flüchtigen Bestandteile wurden sowohl im unverdünnten Rohgas auf Gesamtstaub wie auch gasanalytisch beprobt. In dem sich anschließenden horizontalen Stück wurde das Abgas durch zugespeiste, gefilterte Außenluft verdünnt. Der Abscheidegrad des verwendeten Filters wurde mit >99 % bis zu einer Partikelgröße von 5 μm und mit 98 % bis zu einer Partikelgröße von 3 μm angegeben. Der Luftfilter sollte die Außenluft von eventuell vorhandenen Partikeln reinigen. Das am Ende der Abgasmesstrecke sitzende Saugzuggebläse erzeugte im gesamten Abgasweg einen Unterdruck, durch den die Außenluft in den Abgasweg gesogen wird. Je nach Versuchsbedingungen wurden der CO_2 -Gehalt im Rohgas und der parallel gemessene CO_2 -Gehalt im verdünnten Abgas kontinuierlich bestimmt.

Die Verdünnung des Rohgases hatte folgende Konsequenzen, die mess- und versuchstechnisch von Vorteil waren:

- Abkühlung des Abgases, was zur Folge hatte, dass kondensierbare Bestandteile im Abgas zu Partikeln kondensieren und mittels Gesamtstaubmessung und Impaktor erfasst und anschließend nachgewiesen werden konnten.
- Um realitätsnahe Messbedingungen zu schaffen und zu untersuchen war eine Verdünnung des Rohgases notwendig. In Verbindung mit der in diesem Projekt behandelten Fragestellung war eine lange Verweilzeit im Abgastunnel und eine hinreichend niedrige Temperatur des Abgases für die Erfassung und Nachweisbarkeit verschiedener organischer Verbindungen (Orasche et al. 2013; Orasche et al. 2012) unerlässlich.
- Durch Verdünnung des Abgases kam es zu einer Erhöhung der Abgasgeschwindigkeit, was wiederum eine Erhöhung der Messgenauigkeit der Abgasgeschwindigkeit mittels Drucksensor und Prandtl-Staurohr zur Folge hat.

Besonders bei den hier untersuchten Einzelraum- und Zentralfeuerungsanlagen ließen sich so Abgasgeschwindigkeiten erreichen, bei denen die hier angewandte Messmethode ausreichend genau ist.

Nach Rentz O. & Martel Ch. (1998) hängt das Anreicherungsverhalten der Schwermetalle in der Flugasche von ihrer Fixierung in den anderen Aschefractionen ab. Diese Anreicherung wird weitgehend durch Verdampfungs- und Kondensationsvorgänge der Schwermetalle im Rauchgas bestimmt. Da für die überwiegende Anzahl der Elemente, außer dem hochflüchtigen Quecksilber, diese

Vorgänge bei Temperaturen um 140 °C abgeschlossen sind, sollten sie an der Probenahmestelle partikelgebunden vorliegen. Um ausreichend organische Verbindungen zu kondensieren wurde die Probenahmestelle so gewählt, dass die Abgastemperatur <50 °C beträgt. Die Probenahmestelle befindet sich in einer turbulenzarmen und drallfreien Strömung mit geringen Geschwindigkeitsgradienten und einer repräsentativen Strömungsgeschwindigkeit. Die Probenahmestelle ist an die Probennahmestelle nach VDI 2066 im verdünnten Abgas angelehnt und befindet sich ca. 1 m hinter dieser Probenahmestelle.

5.1.2 Wärmeleitungsmesstrecke

Die Feuerungsanlage wurde wasserseitig an einen speziellen Kühlkreislauf angeschlossen. Dieser ermöglichte die direkte Erfassung der vom Kessel abgegebenen Nutzwärme. Die hydraulische Messstrecke entsprach den Anforderungen der DIN 4702 Teil 2. Sie wird wie der gesamte Kühlkreislauf bei Launhardt T. et al. (2000) ausführlich beschrieben.

5.1.3 Brennstoffverbrauch

Zur Ermittlung des Brennstoffverbrauchs befand sich die komplette Feuerungsanlage bzw. der Brennstoffvorratsbehälter auf einer Plattformwaage. Damit wurde kontinuierlich der Gewichtsverlust über die Versuchsdauer erfasst und aufgezeichnet.

5.1.4 Mess- und Analyseverfahren

Folgende Anlagenparameter bzw. Emissionsmessgrößen wurden im Rahmen des Messprogramms erfasst:

- Luftverunreinigende Stoffe im Abgas:
 - Kohlenstoffmonoxid (CO)
 - Flüchtige organische Stoffe (volatile organic carbon VOC)
 - Stickstoffoxide (NO_x)
 - Gesamtstaub

Betriebsparameter der Feuerungsanlage:

- Sauerstoff (O₂)
- Kohlenstoffdioxid (CO₂)
- Abgasfeuchte
- Wärmeleistung und feuerungstechnischer Wirkungsgrad
- Abgastemperatur

- Vor- und Rücklauftemperatur
- Raumluf- und Verbrennungslufttemperatur
- Brennstoffverbrauch
- Förderdruck
- Dynamischer Druck am Prandtl-Staurohr

Einige der aufgelisteten Messgrößen wurden kontinuierlich erfasst, andere nur diskontinuierlich. Die im Versuchsstand kontinuierlich gemessenen Parameter und die hierfür eingesetzte Messgerätetechnik sind in Tabelle 11 zusammengestellt. Die angewandten Methoden entsprachen standardisierten Verfahren und sind in den dazugehörigen DIN-Normen und VDI-Richtlinien dokumentiert. Alle Messdaten wurden als Analogsignale von zwei Dataloggern (FLUKE HYDRA 2620A) erfasst und von einem PC zur weiteren Verrechnung und Datenspeicherung über zwei serielle Schnittstellen aufgenommen. Als Messdatenerfassungssystem diente das an der Bayerischen Landesanstalt für Landtechnik entwickelte Programm PSM 9.3. Als Zeitintervall zur Mittelwertbildung der erfassten Daten wurden 60 s gewählt. Die Abgasgeschwindigkeit wurde für jedes Intervall aus den Minutenmittelwerten der Messgrößen dynamischer Druck, Abgaszusammensetzung und Abgastemperatur berechnet.

Tabelle 11: Sonstige Messgrößen inkl. der eingesetzten Messtechnik, des Messbereichs und der Fehlertoleranzen.

Messgröße	Messgerät/Hersteller	Messprinzip/ -verfahren	aktiver Messbereich	¹⁾ Max. Messunsicherheit (k = 2) beim Messbereichsendwert bzw. ²⁾ Fehlergrenze				
Umgebungsbedingungen und Betriebsparameter								
Luftdruck	Toss Kombisensor Typ 20500	Piezoresistiver Effekt	900 - 1.100 hPa	+/- 1 hPa ²⁾				
Luft- temperatur	Toss Kombisensor Typ 20500	temperaturabhängige Widerstandsänderung (Pt 1000)	-20 - 50 °C	+/- 0,2 K ²⁾				
Luftfeuchte	Toss Kombisensor Typ 20500	Mehrschichtsensor	0 - 100 %	+/- 3 %-Punkte ²⁾				
Abgas- temperatur	Thermoelement (Typ K, Klasse 2) Fa. Philips-Thermocoax	Thermoelektrizität	0 - 1.000 °C	+/- 2,5 K ²⁾				
Statischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 5000	Membran mit induktivem Abgriff	-200 Pa - 200 Pa	2 Pa ²⁾				
dynamischer Druck	Differenzdrucktransmitter, GE LPX 9000	Membran mit induktivem Abgriff	0 - 50 Pa	0,05 Pa ²⁾				
Abgasbestandteile								
CO ₂	Gasmet CX 4000 FTIR	Fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 - 12,5 Vol.-%	0,4 Vol.-% ¹⁾				
	Fa. Ansyco		12,5 - 20 Vol.-%	3,3 % vom MW ¹⁾				
	BINOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Infrarotabsorption	0 - 20 Vol.-%	0,5 Vol.-% ¹⁾				
H ₂ O	Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	Fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 - 12,5 Vol.-% 12,5 - 20 Vol.-%	0,4 Vol.-% ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾				
	Hygrophil 4220 B, Fa. Ultrakust	Psychrometrie	0 - 20 Vol.-%	0,8 Vol.-% ¹⁾				
	CO	Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	Fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 - 100 ppm 100 - 5000 ppm	3 ppm ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾			
BINOS 1001, Fa. Fisher-Rosemount		Infrarotabsorption	0 - 100 ppm 100 - 500 ppm 500 - 2500 ppm 2500 - 5000 ppm	3 ppm ¹⁾ 15 ppm ¹⁾ 73 ppm ¹⁾ 147 ppm ¹⁾				
			Gasmet CX 4000 FTIR Fa. Ansyco	Fouriertransformierte Infrarotabsorption	0 - 200 ppm 200 - 2000 ppm	8 ppm ¹⁾ 3,3 % vom MW ¹⁾		
			Modell 951 A, Fa. Beckmann Industrial	Chemolumineszenz	0 - 250 ppm 250 - 1000 ppm	6 ppm ¹⁾ 16 ppm ¹⁾		
			O ₂	PMA 100-L Fa. M&C Products	Paramagnetismus	0 - 21 Vol.-%	0,3 Vol.-% ¹⁾	
OXYNOS 100, Fa. Fisher-Rosemount	Paramagnetismus	0 - 21 Vol.-%		0,5 Vol.-% ¹⁾				
Ges.-C ³⁾ als Propan- Äquivalent	Thermo-FID Fa. Mess- &Analyse-technik GmbH	Flammenionisation	0 - 100 ppm 100 - 1000 ppm 1000 - 10000 pm C ₃ H ₈ -Äquivalent	4 ppm ¹⁾ 39 ppm ¹⁾ 394 ppm ¹⁾ 				
			FID 3-100, Fa. J.U.M.	Flammenionisation	0 - 100 ppm 100 - 1000 ppm 1000 - 10000 ppm C ₃ H ₈ -Äquivalent	4 ppm ¹⁾ 41 ppm ¹⁾ 408 ppm ¹⁾ 		
					Wärmeleistung und Wirkungsgrad			
					Temperatur ⁵⁾	Widerstandsthermometer, paarweise kalibriert (PT 100, Klasse B); Fa. Thermokon	temperaturabhängige Widerstandsänderung	0 - 100 °C
	Kühlwasser- strom	Promag 53 P Fa. Endress+Hauser			Magnetisch-induktives Durchfluss-Messsystem	15 - 3000 l/h	7 l/h ¹⁾	
	Brennstoffve rbrauch	Plattformwaage Mettler Toledo KD 600	Elektromagnetische Kraftkompensation	0 - 600 kg	37 g ¹⁾			
		Plattformwaage Pesa B5	2-Saiten-Messtechnik	0 - 1200 kg	63 g ¹⁾			
3. Summe der flüchtigen organischen Verbindungen								
4. NOx = NO + NO ₂								
5. Vor- und Rücklaufwassertemperatur, Kühlwassertemperatur, Raumtemperatur								

5.2 Prinzip der gravimetrischen Staubmessung

Die Staubmessungen wurden nach Anforderungen der VDI-Richtlinie 2066 Blatt1 „Messen von Partikeln-Staubmessung in strömenden Gasen - Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung“ (Verein Deutscher Ingenieure 2006) durchgeführt. Diese Richtlinie beschreibt ein manuelles gravimetrisches Messverfahren zur Bestimmung der Staubbeladung und des Staubmassenstrom eines durch definierte Querschnitte (Schornsteine, Rohrleitungen oder Kanäle) strömenden Staub-Gas-Gemisches. Die Probenahmedauer pro Einzelmessung betrug nach dieser Richtlinie i.d.R. eine halbe Stunde. Aufgrund der speziellen Fragestellung insbesondere der Elementbilanzierungen in dieser Arbeit wurde die Probenahmedauer auf die im Messprogramm festgehaltenen Zeiten verlängert.

Der Staubgehalt, also die Beladung C eines Gases mit Staub, wird definiert durch das Verhältnis des Hauptmassenstroms (Quotient aus der durch einen Querschnitt strömenden Masse und Zeit) des Staubes zum Hauptvolumenstrom (Quotient aus dem durch einen Querschnitt strömenden Volumen und der Zeit) des Gases $C = \frac{M}{V}$. Der nach dieser Formel definierte Staubgehalt C stimmt mit der Staubkonzentration, definiert als Masse (M) pro Volumeneinheit (V) überein, wenn Geschwindigkeit und Richtung von Gas und Staub gleich sind. Die Staubmessung eines Massenstroms kann nicht unmittelbar erfolgen. Aus diesem Grund ist die Bestimmung des Massenstroms in einem Teilstrom erforderlich. Diese Bestimmung soll isokinetisch (geschwindigkeitsgleich) mit einer Probenahmesonde erfolgen, da es sonst zu einer Entmischung von Gas und Staub im Massenstrom kommen kann. Die Massenträgheit der Partikel würde bei einer nicht-isokinetischen Probenahme zu einer Entmischung von feinen und größeren Partikeln führen, welche sich in den beiden Strömen anreichern würden und demzufolge zu einer Verfälschung des Messergebnisses führen würde. Die Staubbeladung ergibt sich als Quotient aus der abgeschiedenen Staubmenge und dem abgesaugten Teilstromvolumen. Um zu hinreichend guten Messergebnissen zu gelangen wird zum Erreichen einer ausreichenden Staubmenge eine dementsprechend große Messzeit angesetzt. Nach Hartmann H. et al. (2005) weist auch die Staubverteilung fast immer örtliche Unterschiede in der Messebene auf. Eine lückenlose Erfassung des Staubmassenstroms, also eine Probenahme aus dem Vollstrom, ist bei Teilstromprobenahme unter vertretbarem Aufwand nicht möglich. Die stichprobenartige Probenahme bedingt Messunsicherheiten, die sich unter praktischen Bedingungen nicht erfassen lassen.

Die Grundlage des Verfahrens beruht auf der Entnahme eines Teilvolumenstroms aus dem Hauptvolumenstrom an repräsentativen Messpunkten. Die Teilstromentnahme erfolgt isokinetisch und das entnommene Volumen wird gemessen. Der im Probegas enthaltene Staub wird auf einem gewogenen und getrockneten Filter abgeschieden, anschließend wieder getrocknet und gewogen. Die Massenzunahme des Filters wird durch die Staubbeladung bedingt, die im Gasstrom enthalten ist. Das erlaubt die Berechnung der Staubkonzentration.

Die isokinetische Probenahme ist neben anderen Faktoren von Bedeutung für eine exakte Messung. Der Sondendurchmesser zur Gasabsaugung ergibt sich aus der höchsten Gasgeschwindigkeit im Messquerschnitt und dem vorgesehenen Teilvolumenstrom in der Entnahmesonde. Das Teilgasvolumen wird entweder mit einem Durchflussmesser und der Messzeit errechnet oder mit einem Gasmengenzähler gemessen. Am TFZ wird das abgesaugte Teilgasvolumen zur vollständigen Trocknung durch einen mit Silicagel gefüllten Trockenturm geleitet. Vor Eintritt in das Silicagel des Trockenturmes wird das Gas durch einen Kondensatabscheider geleitet, um die darin enthaltenen flüssigen Bestandteile zu kondensieren. An dem Trockenturm werden abgesaugtes Volumen, Druck und Temperatur abgelesen. Mit einer Absaugpumpe wird der erforderliche Teilgasstrom eingestellt.

Mögliche Fehlerquellen bei der gravimetrischen Probenahme

Die gravimetrische Staubprobenahme ist nach Lenz V. (2010) mit einer erheblichen Anzahl von möglichen Fehlerquellen verbunden:

- Ungenauigkeit der Messgeräte.
- Ungenauigkeit bei der Bestimmung der Kernstromzone im Abgasrohr.
- Ungenügende Stabilität der Kernstromzone.
- Schwankungen im Verbrennungszyklus, besonders bei manuell beschickten Anlagen.
- Beschränkung der Messzeit durch Zusetzen des Filters.
- Ablagerungserscheinungen im Rauchrohr.
- Auskondensation und Wiederverdampfung von Partikeln in Abhängigkeit von der Temperatur und dem Dampfdruck.
- Abweichungen von der Isokinetik bei der Rauchgasentnahme.
- Ablagerungen im Filterhalter bzw. im Impaktor.
- Veränderungen bei der Entnahme der belegten Filter.
- Verluste an Filtermaterial beim Umgang mit den Filtern z.B. durch Abbrechen und Herunterfallen von Fasern.

- Verluste von Feinstaub beim Herausnehmen der Filterplatten aus den Filterköpfen.
- Verluste durch die Nachbehandlung der Filter zum Herstellen der gleichen Wasserbeladung vor und nach der Messung mittels Ausheizen und Exsikator.

5.3 Probenahme

5.3.1 Brennstoff

Die Brennstoffprobenahme erfolgte über die Entnahme einer Sammelprobe bei Pellets und Hackschnitzeln. Um eine ausreichend hohe Repräsentativität der Probe zu erhalten wurde ~1 kg des Probenmaterials entnommen und bis zur Analysefeinheit aufbereitet. Bei den Scheithölzern wurden drei Scheite der Charge entnommen und ebenfalls bis zur Analysefeinheit aufbereitet.

5.3.2 Grobaschen

Die Probenahme der anfallenden Grobaschen erfolgte vollständig nach Abkühlung des Ofens.

5.3.3 Flugstaub

Die Flugascheprobenahme für die anorganische und organische Analytik erfolgte als Gesamtstaubprobe auf einem Quarzfaserfilter in einem vom TFZ konstruierten vorgewärmten out-stack Probenahmesystem aus Teflon für Filter mit einem Durchmesser von 150 mm. Parallel zu dieser Probenahme erfolgte eine Probenahme nach VDI 2066 auf einem Filter mit einem Durchmesser von 45 mm. Das Prinzip der gravimetrischen Flugascheprobenahme am TFZ in Straubing wird in Kapitel 5.4 erläutert.

Filtermaterial

Die Staubprobenahmen erfolgten auf Filtern, die aus den Materialien Quarz, Glas und PTFE bestehen können. Die Stäube wurden mit verschiedenen Säuremischungen (HNO_3 , HClO_4 , mit/ohne HF) aufgeschlossen. Die einzelnen Filtermaterialien haben folgende Vor- und Nachteile:

1. Glasfaserfilter: hohe Elementblindwerte bei Aufschluss mit und ohne HF; Reaktion mit Bestandteilen des Abgases.
2. PTFE: sehr hohe Reinheit, geeignet für alle Aufschlussverfahren, Aufwellung im Filterhalter, Porenfilter (s. Abbildung 22), sehr teuer.
3. Quarzfaserfilter: Ausreichend gute Reinheit bei Aufschluss ohne HF, Faserfilter/Tiefenfilter (s. Abbildung 23), gut beschaffbar.

Abbildung 22: REM-Aufnahme der PTFE Filtermembran Thomapor® ZX.

Abbildung 23: REM-Aufnahme des Quarzfaserfilters MK360 der Fa. Munktell.

Aufgrund der Untersuchungen wurde als Abscheidemedium der Quarzfaserfilter MK 360 der Fa. Munktell gewählt. Diese Filter sind aus hochreinen Quarz-Mikrofasern hergestellt, frei von Glasfasern und Bindemitteln und damit besonders geeignet bei geringen Partikelmengen und zur Überprüfung von Rauchgasen. Im Gegensatz zu Glasfaserfiltern, welche mit Gasen (z.B. SO_2) im Abgas reagieren und falsche Ergebnisse liefern können, treten solche Wechselwirkungen bei Quarzfaserfiltern nicht auf.

Für die spezielle Fragestellung der integrativen Probenahme der Anheiz-, Haupt- und Ausbrandphase wurde in diesem Projekt ein spezielles Filterhaltersystem entwickelt und gebaut, welches an eine vierte Gesamtstaubprobenahmestelle im Verdünnungstunnel

angebracht wurde. Die Staubprobenahmen wurden auf Filtern mit einem Durchmesser von 150 mm durchgeführt. Der Durchmesser des Filters ermöglichte eine Langzeitprobenahme (über mehrere Stunden) mit sukzessiver Erfassung verschiedener Abbrandphasen auf einem Filter sowie große abgeschiedene Staubmengen für eine hohe Nachweisstärke. Der Planfilterhalter wurde speziell aus PTFE gefertigt (s. Abbildung 23).

Der Filter der parallel laufenden Staubprobenahme nach VDI-Richtlinie hatte einen Durchmesser von 45 mm. Bei den Staubprobenahmen wurde eine Apparatur der Paul Gothe GmbH für eine Staubmessung in feuchten Gasen nach VDI 2066 verwendet. Die Staubbelastung wurde gravimetrisch mit außen liegendem Filter bestimmt. Das aus Ti gefertigte Filterkopfgerät war beheizt.

Abbildung 24: Oben: Out-stack Probenahmesystem aus Teflon für 150mm Filter. Unten: 150mm Filter (beladen), Stanzwerkzeug aus Titan, 30°, 150mm Filter (beladen, ausgestantzt), Filterstück für die organische Analytik (Bilder: TFZ).

Filterbehandlung

Bei der Behandlung der Filter wurde wie folgt vorgegangen:

- Wägung 1: Trocknung der unbeladenen Filter bei 120 °C, Abkühlung im Exsikator, anschließend Wägung im trockenen Zustand.
- Wägung 2: Equilibrierung im Kalibrierlabor, erneute Wägung.
- Wägung 3: Erneute Equilibrierung nach Beladung der Filter und erneute Wägung.
- Wägung 4: Wägung nach Stanzen des Filters mit einem 30° Stanzgerät für die organische Analytik.
- Wägung 5: Trocknung der beladenen Filter aus der Staubmessung im unverdünnten Rauchgas bei 120 °C; Abkühlung im Exsikator; Wägung im Trockenzustand.

5.4 Eingesetzte Brennstoffe

Die untersuchten Kleinfeuerungs- und Großfeuerungsanlagen wurden mit den für die Anlage zulässigen Brennstoffen betrieben. Die Analyse der Brennstoffe der in Tabelle 12 dargestellten Parameter wurde, bis auf den Aschegehalt, welcher am TFZ in Straubing bestimmt wurde, nach gängigen Normen im Auftrag des TFZ an der TU Hamburg-Harburg durchgeführt.

Tabelle 12: Heizwert, Kohlenstoff-, Wasserstoff, Stickstoff- Schwefel- und Aschegehalt der verwendeten Versuchsbrennstoffe.

Brennstoff	C [%]	O [%]	H [%]	S [%]	N [%]	Asche [%]	Wasser [%]	Heizwert Hu [kJ/kg _{TM}]
Fichtenpellets	42,6	42,7	5,93	0,14	0,03	0,28	8,0	18938
Fichtenscheitholz I (Ofen)	43,5	37,8	5,48	0,02	0,11	0,53	12,6	18820
Buchenscheitholz I (Ofen)	41,6	39,2	5,38	0,02	0,19	0,41	13,2	18420
Fichtenholzhackschnitzel	38,3	33,3	4,83	0,01	0,10	0,47	23,0	20113
Winterweizenstrohpellets	41,8	39,8	5,45	0,07	0,44	5,27	7,3	18538
Miscanthuspellets	42,1	42,2	5,85	0,13	0,03	2,7	9,2	19339
Fichtenscheitholz II (Kessel)	41,5	36,1	5,24	0,02	0,11	0,51	16,5	18820
Buchenscheitholz II (Kessel)	40,7	38,4	5,27	0,02	0,19	0,40	15,0	18420
Holzhackschnitzel	31,5	27,0	3,99	0,01	0,09	0,50	36,9	18840

Die Heizwerte in der Trockenmasse sowie die Brennstoffzusammensetzung (C, O, H, S, N) der verschiedenen Brennstoffe zeigten, bis auf S und N, nur geringe Unterschiede. Bei S und N sowie beim Aschegehalt und beim Wassergehalt können die Unterschiede nennenswert sein. Der Aschegehalt variierte zwischen den einzelnen Brennstoffen zwischen 0,28 % und 5,27 %. Die beiden eingesetzten strohartigen Brennstoffe hatten mit Abstand den höchsten Aschegehalt mit 2,7 % für Miscanthuspellets bzw. 5,27 % für Strohpellets. Der Aschegehalt der holzartigen Brennstoffe war auf niedrigem Niveau

und lag zwischen 0,28 % und 0,51 %, wobei die pelletierte Form aus Fichte die unterste Grenze bildet.

5.5 Probenpräparation

Die Brennstoffe (Edukte) wurden für die Analyse vom TFZ mit einer Hochleistungs-Schneidmühle (SM 2000) der Fa. Retsch zerkleinert. Anschließend wurde das zerkleinerte Gut mit der Ultra-Zentrifugalmühle ZM 100 der Fa. Retsch gemahlen. Die Endfeinheit des Mahlgutes lag zwischen $<0,085$ und 1 mm. Im letzten Präparationsschritt wurden sowohl Edukte als auch Produkte in einer Planetenkugelmühle weiter zerkleinert. Die Produkte (Aschen) wurden i.d.R. zunächst homogenisiert und in der Kugelmühle pulverisiert. Die Probenaufbereitung stellt eine potentielle Kontaminationsquelle durch den Abrieb von Metallteilen aus der Schneidmühle bzw. Abrieb der Achatkugeln (Si) aus der Planetenkugelmühle dar (s. Kapitel 10.1.2).

5.6 Analyse von Brennstoff, Asche, Kondensat und Staub

Die verwendeten Brennstoffe wurden hinsichtlich ihrer anorganischen Zusammensetzung als auch auf verschiedene relevante brennstofftechnische Parameter untersucht. Die anorganische Analyse wurde am GZG durchgeführt. Die Gehalte in ppm beziehen sich auf die bei 105 °C getrockneten Produkte und Edukte.

Die Analysendaten des Brennstoffes waren für die im Anhang erläuterte Verbrennungsrechnung aus der für die Bilanzierungsrechnung notwendige Größen, wie die aus dem Brennstoff entstehende Abgasmenge hervorgehen, notwendig.

Die aus dem System gewonnen Brennstoffaschen, Staub- und Kondensatproben wurden ebenso wie die Brennstoffe hinsichtlich ihrer anorganischen Zusammensetzung untersucht sowie der Glühverlust bestimmt.

5.6.1 Aufschlussverfahren

Um die in den Proben enthaltenen Elemente mit der ICP-OES und ICP-MS messen zu können, mussten die festen Bestandteile vollständig in Lösung gebracht werden. Die geochemischen Aufschlüsse wurden nach Ruppert H. (1994) in einer seriellen Aufschlussapparatur der Firma Picotrace (Göttingen) mit 32 Aufschlussgefäßen unter Verwendung eines Gemisches aus Salpetersäure (HNO_3 , 65 % m/V), Perchlorsäure (HClO_4 , 70 % m/V) und Flusssäure (HF , 40 % m/V) in PTFE-Tiegeln hergestellt. Die eingesetzten Säuren waren durch sub-boiling Destillation aus pro Analyti (p.A.) Säuren

gereinigt. Das eingesetzte Reinstwasser wurde durch ein Milli-Q-Wassersystem aufbereitet.

Das eingesetzte Verfahren gewährleistete, dass sowohl karbonatische als auch silikatische Verbindungen in Lösung gebracht werden konnten. Die Flusssäure dissoziiert Silikate in Siliciumtetrafluorid. Da als Probenrägermaterial für die Flugstäube Filter aus Quarzfasern genommen wurden, wurde beim Aufschluss dieser Proben auf die Zugabe von Flusssäure verzichtet und nur ein $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ -Gemisch verwendet, da der Filter bei Verwendung von HF vollständig in Lösung gebracht werden würde und damit die darin enthaltenen Elementgehalte (s. Kapitel 7.4). Im Folgenden sind die einzelnen Arbeitsschritte dargestellt:

- Gegebenenfalls Mahlung der Edukte (Pellets, etc.) und der Produkte (Rostaschen, etc.) mit einer Planetenkugelmühle.
- Einwiegen des Referenzmaterials in PTFE-Tiegel (internationale Pflanzenreferenzproben BCR-129 und NJV 94-5, und internationale Gesteinsreferenzprobe JLk-1, hausinterne Tonstein-Referenz TW 45) und des Probenmaterials: ca. 600 mg bei pflanzlichen Proben und ca. 100 mg bei Asche .
- 1. Vorreaktion durch Zugabe von 4 ml Salpetersäure in die PTFE-Tiegel, 2 h auf 30 °C heizen, 15 h halten, 6 h auf 50 °C heizen, 12 h halten und auf Raumtemperatur abkühlen lassen.
- 2. Vorreaktion: Zugabe von 1 ml Salpetersäure zu den Proben, anschließend Proben auf 99 °C erhitzen, 4 h halten und auf Raumtemperatur abkühlen lassen.
- 1. Druckphase: Zugabe von 2 ml Flusssäure (nicht für die Filterproben) und 4 ml Perchlorsäure, Verschließen der Tiegel mit Deckeln und Druckplatten und innerhalb 2 h auf 99 °C heizen, halten der Temperatur über 4 h, anschließend Erhöhung der Temperatur innerhalb von 2 h auf 150 °C, 12 h halten und auf Raumtemperatur abkühlen lassen.
- Geschlossenes Abrauchen der Säuren durch Aufheizen innerhalb von 2h auf 99 °C, Steigerung der Temperatur innerhalb 4 h auf 180 °C, 21 h halten und auf Raumtemperatur abkühlen lassen.
- 2. Druckphase: Zugabe von 2 ml Salpetersäure, 5 ml vierfach destilliertem Wasser und 0,5 ml Salzsäure zu den Proben, um den Abrauchrückstand wieder vollständig in Lösung zu bringen. Danach wieder Verschluss der Tiegel mit Deckeln und Druckplatten und Aufheizung innerhalb 1 h auf 150 °C, Temperatur halten über 3 h und auf Raumtemperatur abkühlen lassen.

- Anschließend wurden die Proben mit vierfach destilliertem Wasser in geeichte 50 ml bzw. 100 ml (bzw. 25 ml Messkolben für Filterproben) überführt und auf exakt 50 ml bzw. 100 ml (bzw. 25 ml) aufgefüllt. Die Verdünnung auf nur 50 ml hat sich in späteren Versuchen aufgrund der Nachweisgrenze einiger Elemente speziell bei der Analyse der eingesetzten Brennstoffe als sinnvoll erwiesen. Eine Anpassung der Einwaage insbesondere bei den Aschen musste aufgrund der Elementkonzentrationen in den Kalibrationslösungen für das ICP-OES erfolgen.

Bei den ersten beiden Feuerungsversuchen (Pelletofen Wodtke ivo.tec und Pelletkessel KWB Easyfire) wurden die Filter nach dem Aufschluss jeweils im Teflontiegel ausgespült (2 x 10 ml) und anschließend die Lösung in den Messkolben überführt und auf 25 ml aufgefüllt. Bei den weiteren Feuerungsversuchen wurden die Filter nach dem Aufschluss komplett in 50 ml Weithalsflaschen überführt und 10 ml deionisiertes Wasser hinzugegeben. Für die ICP-MS-Messungen wurde eine Lösung mit internem Standard hinzugegeben, so dass die aufgefüllten Lösungen 50 ppb Ge, 10 ppb In, 10 ppb Rh und 20 ppb Re enthielten. Die exakte Menge der in der Flasche befindlichen Flüssigkeit konnte durch Einwiegen der Flasche ohne Inhalt und Rückwiegen der Flasche mit Inhalt und durch Subtraktion des Flaschengewichtes und des Filters ermittelt werden. Dadurch konnte der durch Zugabe nicht exakter Konzentrationen interner Standardelemente bei der Messung mit dem Massenspektrometer gemachte Fehler korrigiert werden.

In dem Druckaufschlussverfahren wurden durch die eingesetzte Salpetersäure und Perchlorsäure organische Substanzen oxidiert. Beim Abrauchen verflüchtigten sich Siliciumtetrafluorid, überschüssige Säuren und organische Restsubstanzen. Der Abrauchrückstand bestand im Wesentlichen aus Perchloraten und Oxidhydroxiden (Al- und Fe-Oxide), die durch Salzsäure und Salpetersäure wieder vollständig in Lösung gebracht wurden.

Die Lösungen wurden mit dem optischen Spektrometer (ICP-OES) und mit dem Massenspektrometer (ICP-MS) auf ihre Elementgehalte untersucht. Zur Qualitätsprüfung und -sicherung wurden in jeder Serie jeweils sowohl Blindproben als auch zwei bis drei Referenzstandards aufgeschlossen und gemessen (s. Kapitel 5.11).

5.7 Aschegehaltsbestimmung und Glühverlustbestimmung

Der Aschegehalt (AG) des Brennstoffes bzw. der Glühverlust (GV) einer Aschesorte wurde durch die Bestimmung des Rückstandes nach der Oxidation des organischen Materials und sonstiger flüchtiger Bestandteile (z.B. Wasser) in einer Substanz vorgenommen. Die Bestimmung des AG im Brennstoff wurde überwiegend am TFZ und die Bestimmung des GV der verschiedenen Aschesorten am Geowissenschaftlichen Zentrum der Georg-August-Universität Göttingen (GZG) durchgeführt. Nach Kaltschmitt M. et al. (2009) wird der AG durch die Berechnung der Masse des Rückstandes bestimmt, der nach dem Erhitzen einer Probe unter klar definierten Bedingungen nach ÖNORM CEN/TS 14775 (Deutsches Institut für Normung (Hrsg.) 2004) anfällt. Die Ofentemperatur ist über eine Dauer von 50 Minuten gleichmäßig (5 K/min) auf 250 °C zu erhöhen. Diese Temperatur wird über 60 Minuten aufrechterhalten, damit flüchtige Stoffe vor dem Verbrennen aus der Probe entweichen können. Anschließend ist die Ofentemperatur mit 5 K/Minute gleichmäßig auf 550 °C zu erhöhen. Diese Temperatur sollte mindestens über 120 Minuten gehalten werden. Wurde die GV-Bestimmung am GZG durchgeführt, musste aus gerätetechnischen Gründen minimal von dieser Vorschrift abgewichen werden, da Einstellungen bezüglich der Steigerungsrate am Muffelofen nicht möglich sind. Aus diesem Grund konnten nur die erste Haltetemperatur mit Haltezeit bzw. zweite Haltetemperatur mit Haltezeit programmiert werden, nicht aber die Steigerungsrate zwischen den einzelnen Haltetemperaturen und -zeiten. Zur Bestimmung des GV wird in einem Keramiktiegel ca. 1000 mg Probensubstanz (105 °C trocken) eingewogen. Der GV wird über die Gewichts Differenz berechnet. Der GV entspricht der organischen Materie in der Substanz in Gewichtsprozent:

$$GV = \frac{m_{\text{Einwaage}} - m_{\text{Auswaage}}}{m_{\text{Einwaage}}} * 100 \text{ Gew.}\%$$

In früheren Messvorschriften (z.B. ISO 1171:2010-06) wurde für die AG-Bestimmung mit 815 °C eine deutlich höhere Temperatur angewendet, was durch Verluste flüchtiger anorganischer Bestandteile oder durch Oxidation anorganischer Bestandteile zu größeren Verlusten und zu Abweichungen früherer Messungen führen kann. Eine Abspaltung von CO₂ aus Karbonaten bei hohen Temperaturen (ab ~530 °C) kann zu unterschiedlichen Messergebnissen beider Methoden führen.

5.8 Abgasuntersuchung

Die Untersuchung des Abgases erfolgte auf die in Tabelle 11 dargestellten Parameter.

5.9 Wasserlöslichkeit

Aufgrund der Eigenständigkeit wird dieses Kapitel komplett in Kapitel 15 vorgestellt.

5.10 Phasenanalyse von Rückständen aus dem elektrostatischen Abscheider Spanner Re²

Aufgrund der Eigenständigkeit wird dieses Kapitel komplett in Kapitel 16 vorgestellt.

5.11 Fehlerbetrachtung bei dem methodischen Vorgehen

- **Qualitätsüberprüfung und -sicherung mit Referenzmaterialien**

Bei jedem Analyseverfahren weicht das ermittelte Messergebnis einer Probe vom wahren Wert ab. Ein Kriterium für die Qualität eines Analyseverfahrens stellt die Reproduzierbarkeit einer Messung dar, die sich aus der Standardabweichung des Mittelwertes vieler Einzelbestimmungen einer Probe ergibt (Simon K. 2009). Allerdings ist eine solche Qualitätsüberprüfung mit einem hohen finanziellen und zeitlichen Aufwand verbunden, so dass diese Art der Überprüfung nur sehr bedingt durchführbar ist.

In dieser Arbeit wurden zur Bestätigung der Richtigkeit der Analysedaten und zur Qualitätsüberprüfung und -sicherung vier internationale, zertifizierte Referenzstandards und ein hausinterner Standard eingesetzt. Bei den internationalen Standards handelte es sich um einen holzartigen (Buche: NJV 945), um einen nicht-holzartigen (Heu: BCR 129), um einen gesteinsartigen (Seesediment: Jlk-1) Standard. Des Weiteren wurde Tee (GBW 10052) als Referenzstandard im Aufschluss für den Feldversuch (s. Kapitel 12.2) verwendet. Die Ergebnisse werden nur tabellarisch dargestellt.

Für den Vergleich der Richtigkeit der hausinternen Referenzprobe TW 45 wurden die Mittelwerte der hausinternen Untersuchungsergebnisse (AAS, ICP-OES, ICP-MS, RFA) verwendet. Die zertifizierten und z.T. auch nicht-zertifizierten Analysedaten sind in Tabelle 13 zu finden. Die relative Abweichung zwischen einem Soll- und einem Analysewert zeigt die Richtigkeit des Messergebnisses an, wodurch Fehler im Aufschluss-verfahren und in der Messung erfasst werden.

Aufgrund der Überprüfung und Sicherung der Analysedaten mit den verschiedenen, zertifizierten und nicht-zertifizierten Referenzmaterialien kann der Analysefehler als gering erachtet werden.

Tabelle 13: Analysewerte der zur Überprüfung und Sicherung der Qualität der Messung verwendeten Referenzmaterialien BCR-129, JLk-1, NJV 94-5, TW 45 und GBW 10052.

[ppm]	BCR-129 Heupulver	JLk-1 Seesediment	NJV 94-5 Buchenholz	TW45 ^a Wissenbacher Tonschiefer	GBW 10052 Tee
Al	<u>112</u>	88500 ± 1000	260 ± 32	81500	
As		26,8 ± 1	0,80 ± 0,24	8,5	0,27 ± 0,05
Ba		574 ± 44		380	41 ± 4
Be		3,3 ± 0,5		3,0	0,025 ± 0,003
Bi		<u>2,1</u>		0,27	0,040 ± 0,011
Ca	6400 ± 100	4900 ± 230	3500 ± 220	25400	12100 ± 300
Cd		<u>0,57</u>	0,27 ± 0,03	0,23	0,076 ± 0,004
Ce		88 ± 10		81	0,81 ± 0,03
Co	<u>0,12</u>	18 ± 0,7		18	0,30 ± 0,02
Cr	<u>2,5</u>	69 ± 3,4	0,80 ± 0,3	105	0,92 ± 0,2
Cs		10,9 ± 1,9		7,8	0,58 ± 0,03
Cu	<u>10</u>	63 ± 5	2,2 ± 0,3	35	24 ± 1
Dy		6,6 ± 0,8		5,5	0,065 ± 0,007
Er		3,6 ± 0,4		3,1	0,037 ± 0,006
Eu		1,27 ± 0,07		1,2	0,022 ± 0,006
Fe	<u>114</u>	48500 ± 1500	70 ± 16	45000	322 ± 23
Ga		21,4 ± 2,7		21	
Gd		6,0 ± 0,8		5,9	0,076 ± 0,011
Hf		3,8 ± 0,3		4,7	
Ho		1,06 ± 0,42		1,1	0,013 ± 0,002
K	33800 ± 800	23300 ± 500	900 ± 170	30300	15500 ± 700
La		40,6 ± 1,3		40	0,54 ± 0,04
Li		52 ± 3		48	0,52 ± 0,04
Lu		0,57 ± 0,08		0,44	0,006 ± 0,001
Mg	1450 ± 40	10500 ± 300	300 ± 18	23500	2200 ± 80
Mn	<u>72</u>	2060 ± 135	210 ± 38	550	1170 ± 60
Mo	<u>1</u>	2,2 ± 0,4		0,48	0,11 ± 0,02
Na	<u>3490</u>	7800 ± 400	40 ± 12	6600	100 ± 10
Nb		15,8 ± 1,4		16	<u>0,050</u>
Nd		35,7 ± 5,2		38	0,35 ± 0,04
Ni		35 ± 3,1		72	5,4 ± 0,4
P	2360 ± 70	910 ± 30	210 ± 28	393	2800 ± 100
Pb		43,7 ± 3,7	0,68 ± 0,03	38	1,6 ± 0,2
Pr		8,5 ± 1,6		9,3	0,093 ± 0,008
Rb	<u>50</u>	147 ± 11		155	89 ± 9
S	3160 ± 40	1050 ± 90	180 ± 39	4000	<u>4200</u>
Sb		1,68 ± 0,53		1	<u>0,052</u>
Sc	<u>0,017</u>	15,9 ± 0,4		14	<u>0,07</u>
Se	<u>0,025</u>	0,64 ± 0,2		0,7	0,10 ± 0,03
Sm		7,9 ± 0,5		6,9	0,066 ± 0,01
Sn		<u>5,7</u>		3,3	<u>0,17</u>
Sr	<u>22,1</u>	68 ± 5		90	36 ± 2
Ta		1,57 ± 0,37		2	
Tb		1,23 ± 0,12		0,85	0,011 ± 0,002
Th		19,5 ± 0,9		13	0,079 ± 0,012
Ti	<u>3,8</u>	4000 ± 200	<u>2,4</u> ± 0,44	4300	<u>21</u>
Tl		1,17 ± 0,32		0,77	0,057 ± 0,011
Tm		0,53 ± 0,1		0,5	0,006 ± 0,001
U		3,8 ± 0,4		3,3	0,047 ± 0,007
V		117 ± 7,6		105	0,60 ± 0,15
W		4,0 ± 1,2		2	
Y		40 ± 5,5		31	0,52 ± 0,03
Yb		4,0 ± 0,3		2,9	0,038 ± 0,005
Zn	32,1 ± 1,7	152 ± 10	38 ± 8,5	115	35 ± 2
Zr		137 ± 8,7		180	

(a) Hausinterner Standard.

(____) Nicht zertifizierter Wert, nur zur Information.

Die mit dem ICP-OES bzw. ICP-MS gemessenen Elementkonzentrationen der eingesetzten Referenzmaterialien werden als Mittelwert ($n = 13$) auf den Sollwert bezogen und auf 1 normiert dargestellt (s. Abbildung 25 bis 32). Pro Messung wurden maximal drei der Referenzmaterialien mit analysiert. Die Analysedaten der Referenzmaterialien der einzelnen Messungen sind in Anhang in den Tabellen A-105 bis A-110 zu finden.

Die Abweichung eines Analysewertes gegenüber seinem Referenzwert entscheidet neben der Nachweisgrenze darüber, welche Messmethode (ICP-MS oder ICP-OES) bzw. Isotopen-Masse oder Wellenlänge die am besten übereinstimmenden Werte liefert und welcher dann in der Auswertung verwendet wird. Isotope oder Wellenlängen interferierter Elemente wurden aus der Analyse entfernt.

Abbildung 25: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials BCR 129 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 26: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials JLk-1 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 27: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials NJV 94-5 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 28: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-OES analysierten Referenzmaterials TW 45 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 29: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials BCR 129 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 30: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials JLk-1 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 31: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials NJV 94-5 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

Abbildung 32: Elementkonzentrationen des mit dem ICP-MS analysierten Referenzmaterials TW 45 bezogen auf den Sollwert normiert auf 1.

- **Nachweisgrenze**

Die Nachweisgrenze (NWG) der beiden Geräte unter Einbeziehung des Aufschlussverfahrens ließ sich anhand der mitgemessenen Blindwerte nach folgender Formel als dreifache Standardabweichung σ darstellen:

$$\sigma = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}}{n}$$

σ : Standardabweichung der Blindmessungen

n: Anzahl der Einzelbestimmungen

x_i : Wert der Einzelbestimmung

$\bar{x}$: der arithmetischer Mittelwert der Einzelbestimmungen

Die Nachweisgrenze der beiden angewandten Analysemethoden wurde als $3 \times \sigma$ definiert.

Die Nachweisgrenzen in der Aufschlusslösung in ppm bzw. ppb, der mit der ICP-OES bzw. ICP-MS gemessenen Elemente, der jeweiligen Blindmessungen von 13 Messungen sowie der jeweilige Mittelwert sind in Abbildung 33 und 34 dargestellt. Um die NWG in der Trockensubstanz zu ermitteln, musste die jeweilige NWG in der Lösung mit dem Verdünnungsfaktor (VF) multipliziert werden. Bei gesteinsartigen Proben (hier z.B. die Referenzproben) betrug der VF ~1000 (100 mg Einwaage, Probe auf 100 ml verdünnt). Bei pflanzenartigen Proben betrug der VF ~50 - 100 (500 - 1000 mg Einwaage auf 50 ml verdünnt). Bei den Aschen betrug der VF ~250 - 500 (100 - 200 mg Einwaage auf 50 ml verdünnt). Bei den Filtern war der VF höchst variabel, da die abgeschiedene Masse auf dem Filter sehr unterschiedlich war. Hier betrug der VF ~100 - 4300, es wurde jeweils auf ~25 ml verdünnt.

Abbildung 33: Nachweisgrenzen in Lösung [ppm] der mit dem ICP-OES gemessenen Elemente. Dargestellt sind die individuell berechneten NWG's sowie der Mittelwert der Nachweisgrenzen (n = 13).

Abbildung 34: Nachweisgrenzen in Lösung [ppb] der mit dem ICP-MS gemessenen Elemente. Dargestellt sind die individuell berechneten NWG's sowie der Mittelwert der Nachweisgrenzen (n = 13).

- **Probenahmefehler**

Im Vergleich zur Probenahme nach VDI 2066 im heißen Abgas werden nach der Verdünnung bei einer Probenahmetemperatur von 50 °C mehr Stoffe als kondensierte Partikel oder Tröpfchen mit dem Feinstaub abgeschieden. Stoffe, wie z.B. Hg oder leichtflüchtige PAK, liegen bei dieser Temperatur gasförmig vor. Hier würde aber auch eine weitere Abkühlung des Abgases nicht erfolgreich sein, da dann der Dampfdruck derart sinkt, dass diese Stoffe selbst bei Umgebungsbedingungen nicht auskondensieren. Insofern treten sie in der Realität meist nicht als Partikel, sondern als gasförmige Emissionen auf. Da für den Bezug auf die Emissionsmenge im Abgas eine Wägung erforderlich ist, muss das Wasser vor der Probenahme wie auch nach der Probenahme ausgetrieben werden. Deshalb müssen die Verluste durch Verdampfen leichtflüchtiger Stoffe als systematischer Fehler in Kauf genommen werden. Bezüglich der toxikologischen Relevanz der Feinstäube kann der Fehler zumindest in erster Näherung vernachlässigt werden, da er bei allen Proben in gleicher Weise auftritt, so dass ein Vergleich untereinander weiterhin möglich ist.

- **Fehlerquellen bei der gravimetrischen Probenahme**

Die möglichen Fehler sind in Kapitel 5.2 beschrieben.

- **Verluste durch Teilung der Proben**

Aufgrund der organischen und anorganischen Analytik am gleichen Material wurde ein Probenaliquot aus dem Filter mit Hilfe einer Titanstanze ausgestanzt, so dass es hier zu Materialverlust kommen konnte. Eine quantitative Abschätzung dieser Verlustmenge war nicht möglich, war im Verhältnis zur Gesamtbelegung aber relativ gering. Von einer Selektivität bei den Inhaltsstoffen war hier nicht auszugehen.

- **Transportverluste**

Durch den Transport der Proben in Petrischalen für die Analyse konnte es zu Verlusten von Probenmaterial kommen, insbesondere bei einer mengenmäßig hohen Belegung. Der mengenmäßig erkennbare Verlust war im Vergleich zur Gesamtbelegung gering, da dieser nur bei relativ großen Belegungsmengen auftraten. Insgesamt konnte es aber auch während der gesamten Handhabung des Filters zu Verlusten kommen, welche allerdings bei einer individuellen Betrachtung vernachlässigbar waren.

- **Einfluss der zugeführten Verdünnungsluft**

Ein möglicher Einfluss der zugeführten Verdünnungsluft auf den im Abgas enthaltenen Staub konnte weitestgehend ausgeschlossen werden. Zur Überprüfung wurden zwei Filter mit einem Durchmesser von 150 mm über 15 h mit Stäuben der Verdünnungsluft beladen und anschließend analysiert (s. Kapitel 7.3).

- **Reproduzierbarkeit der Verbrennungsbedingungen**

Die Analysen der verschiedenen aus dem jeweiligen Verbrennungssystem gewonnen Aschen und die in das System eingesetzten Brennstoffe sind, abhängig von der jeweiligen Aschefraktion und dem Brennstoff, z.T. erheblichen Variationen unterworfen. Dieses wird anhand der relativen Standardabweichungen bei mehrfach analysierten Aschen und Brennstoffen deutlich (s. Kapitel 2.4.6). Insbesondere bei nicht genormten Brennstoffen, wie Scheitholz, ist der Einfluss der Inhomogenität groß. Bei genormten Brennstoffen, wie Pellets, wird der Einfluss durch die Inhomogenität des Brennstoffes geringer. Auch die Aschen sind einer Schwankungsbreite unterworfen. Da aber ein Großteil der Aschen komplett für die Analyse aufbereitet und homogenisiert wurde, ist die Variation relativ gering und kann durch mehrfache Analysen reduziert werden. Bei Brennstoffen mit hohen Aschegehalten und dementsprechend hohen anfallenden Aschemengen muss ein Aliquot entnommen werden, welches als repräsentativ für die gesamte Aschemenge angesehen wird. Eine Inhomogenität der Aschen kann einen Einfluss auf die Reproduzierbarkeit haben. Insgesamt stellen eine repräsentative Probenahme der Brennstoffe und der Aschen ein Problem dar, welches es in Hinblick auf eine plausible Bilanzierung zu minimieren gilt. Die Reproduzierbarkeit von Abbrandbedingungen ist bei automatisch beschickten Anlagen eher gegeben als bei manuell beschickten Anlagen. Diese Abbrandbedingungen sind an Hand des Sauerstoff- und Kohlenstoffmonoxidgehaltes im Abgas nachzuvollziehen. Die Vergleichbarkeit der Abbrandbedingungen innerhalb einer Anlage variieren i.d.R. wenig, da die Luftüberschusszahlen und die Abgastemperatur während der drei Messungen in der Nennlastphase der untersuchten Kessel nur wenig voneinander abweichen. Allerdings sind bei den manuell beschickten Anlagen, wie dem untersuchten Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, aufgrund der nicht-kontinuierlichen Zugabe von Brennstoff und der Schwankung der Luftzufuhr innerhalb eines Abbrandes konstante Bedingungen über den gesamten Abbrand nicht einzuhalten so dass die gemessenen Parameter schwanken. Dennoch sind auch bei diesen Anlagen Trendaussagen möglich.

Einfluss des Filtermaterials

Ein möglicher Einfluss durch das Filtermaterial auf die Konzentration der Aufschlusslösung wurde berücksichtigt, indem pro Versuchsreihe mindestens ein neuer, unbelasteter Filter als Blindwert („Blindfilter“) wie ein aus der Verbrennung stammender mit Staub beladener Filter behandelt wurde. Alle Filter wurden im Gegensatz zum übrigen analysierten Material nicht mit HF aufbereitet, um den Einfluss der im Material enthaltenen Elemente auf die Konzentration des Staubes möglichst gering zu halten (s. Kapitel 7.4). Die Aufschlusslösungen der Blindfilter zeigen mitunter hohe Konzentrationen, so dass der Blindwertabzug unbedingt notwendig ist (s. Abbildung 35 und 36).

Abbildung 35: Konzentrationen in ppm in der Aufschlusslösung der neuen, ungebrauchten Blindfilter der mit dem ICP-OES gemessenen Elemente.

Abbildung 36: Konzentrationen in ppb in der Aufschlusslösung der neuen, ungebrauchten Blindfilter der mit dem ICP-MS gemessenen Elemente.

5.12 Analysenverfahren

Für die Analytik der Haupt- und Spurenelemente wurden ein optisches Spektrometer mit induktiv-gekoppeltem Plasma (ICP-OES) und ein Massenspektrometer mit induktiv-gekoppeltem Plasma (ICP-MS) verwendet. Durch kombinierte Multielementanalysen mittels dieser beiden Geräte können pro Probe/Messung simultan ~50 Elemente mit Nachweisgrenzen im µg/g (ppm) bzw. ng/g (ppb)-Bereich quantitativ bestimmt werden.

5.12.1 Optische Emissionsspektrometrie (ICP-OES)

Als optisches Spektrometer wurde das Gerät Optima 3300 DV der Fa. Perkin Elmer verwendet. Für die an der Optima 3300 durchgeführte Messung wurde ein Messprogramm für die Erfassung von folgenden Elementen erstellt: Al, Ba, Be, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sc, Sn, S, Sr, Sb, Rb, Ti, V, Zn und Zr. Multielement-Kalibrationslösungen dienten zur Kalibration des Gerätes. Diese wurde aus kommerziellen Referenzlösungen hergestellt. Die Konzentrationen der Elemente in den Kalibrations-lösungen wurden über Vorversuche an die zu erwartenden Elementgehalte in den Aufschlusslösungen der Pflanzen- und Ascheproben angepasst. Blindproben wurden mitgemessen und anschließend zur Korrektur der gemessenen Werte sowie zur Bestimmung der Nachweisgrenzen herangezogen (s. Kapitel 5.11).

5.12.2 Massenspektrometrie (ICP-MS)

Die Massenspektrometrie mit induktiv-gekoppeltem Plasma ist eine empfindliche Multielementmethode. Auch diese Methode macht sich analog zur ICP-OES das Hochfrequenz-Plasma zunutze, in welchem das Probenaaerosol aus Probenlösung und Ar-Gas durch die hohen Temperaturen der Torch getrocknet, atomisiert und ionisiert wird. Die Ionisation ist bei Ionisationsenergien <8 eV fast vollständig. Anschließend wird die Probe über ein Blendensystem ("sampler cone", "skimmer cone") und ein Fokussierungssystem in das im Hochvakuum befindliche Quadrupol-Massenspektrometer extrahiert, um dort durch elektromagnetische Wechselfelder nach dem Masse-/Ladungsverhältnis $\frac{m}{z}$ getrennt zu werden. Nur Ionen mit gleicher Massenzahl pro Ladung können bei einer spezifischen Einstellung (Spannung) das Feld passieren (Resonanz) und zum Detektor gelangen. Die von den Ionen ausgelösten elektrischen Impulse können ausgewertet werden.

In der vorliegenden Arbeit wurde zur Bestimmung von Haupt- und Spurenelementen das Gerät DRC II der Fa. Perkin Elmer verwendet. Das Massenspektrometer misst im

Bereich von 0 - 300 amu (atomic mass units). Die Elemente H, C, N, O, F, S, Cl und die Edelgase sind nicht bestimmbar. Die Nachweisgrenzen liegen für die meisten Elemente unter 1 ppb (ng/g), für Elemente im niedrigeren Massenbereich aber auch deutlich höher. Die Empfindlichkeit des MS nimmt mit steigender Masse zu.

Um die Drift des Gerätes zu korrigieren wurde in regelmäßigen Abständen (abhängig von der Anzahl der gemessenen Proben) ein Kalibrationsstandard mitgemessen, anhand dessen später die Drift des Gerätes korrigiert werden konnte.

Alle ICP-MS-Messungen wurden von Dr. K. Simon maßgeblich technisch und fachlich unterstützt und am Geochemischen Institut der Universität Göttingen durchgeführt.

5.12.3 Laser-ICP-MS

Zur örtlich hochauflösenden Gewinnung geochemischer Informationen mineralischer und nichtmineralischer (z.B. biogener) Phasen wird das gleiche ICP-MS wie zur Messung von Aufschlüssen (Perkin Elmer DRC II) benutzt.

Zur Gewinnung des Probenmaterials wurde ein Excimer ArF-Laser der COMPex Serie (COMPex 100) von der Fa. Lambda Physik in Göttingen sowie eine GeoLas optische Bank der Fa. Mikrolas in Göttingen eingesetzt. Dieser Laser erzeugt einen gepulsten, sehr energiereichen IR-Laserstrahl mit einer Wellenlänge von 193 nm, der auf die Probenoberfläche fokussiert wird, wo die Photonen durch einen Quantenstoß (oder -impuls) die Molekülbindungen der Atome zerschlagen. Das freigesetzte Material wird über einen Ar-Strom in das Plasma des ICP-MS transportiert. Der Durchmesser der Löcher beträgt 120 µm, die Tiefe der Löcher ist beliebig. Der Laserpuls wird durch das optische System eines CCD-Kamera-Mikroskops auf die Oberfläche der Probe fokussiert. Mit der programmierbaren (oder manuellen) Steuerung des Objektisches in xy-Richtung kann die Probe oder der Standard angefahren oder in z-Richtung der Fokus des Laserstrahls immer auf die jeweilige Oberfläche eingestellt werden. Die Durchmesser der Messbereiche und damit die Ortsauflösung betragen hierbei ca. 30 - 50 µm. Aufgrund der kurzen Messezeit von 10 ms liegt die Nachweisgrenze dieser Methode bei 100 cps (counts per second).

Ziel der hochortsauflösenden Mikroanalytik war, die örtliche Verteilung ausgewählter Elemente in Abhängigkeit von ihrer Eindringtiefe in das Material der Feuerraumauskleidung zu untersuchen. Ausführlichere Informationen zu praktischen Aspekten des Laser-ICP-MS sind bei Thomas R. (2004, 2008) zu finden.

Tabelle 14 gibt eine Übersicht über die gemessenen Elemente und die jeweilige Analyseverfahren.

Tabelle 14: Übersicht über die mit dem ICP-OES bzw. ICP-MS und Laser-ICP-MS bestimmten Elemente.

Element		ICP-OES Wellen- länge (nm)	ICP-MS Mess- masse	Laser ICP-MS Mess- masse	Element		ICP-OES Wellen- länge (nm)	ICP-MS Mess- masse	Laser ICP-MS Mess- masse
Hauptelemente					Spurenelemente				
S	Schwefel	180,669 181,975	34	34	Mn	Mangan	257,610	55	55
Si	Silicium		29	29	Mo	Molybdän	202,031	95 98	95 98
K	Kalium	766,490	39	39	Na	Natrium	589,592 588,995	23	23
Ca	Calcium	317,933	43	43	Nb	Niob			
P	Phosphor	178,221 214,914	31	31	Nd	Neodym		143	143
Mg	Magnesium	279,077 285,213	24 25	24 25	Ni	Nickel	231,604 221,648		
Al	Aluminium	396,153 308,215	27	27	Pb	Blei	220,353	208	208
Spurenelemente					Pr	Praseodym		141	141
As	Arsen		75	75	Rb	Rubidium		85	85
Ba	Barium	455,403	135 137	135 137	Sb	Antimon		121	121
Be	Beryllium	313,042	9	9	Sc	Scandium	361,383	45	45
Bi	Bismut		209	209	Se	Selen		77	77
Cd	Cadmium	226,502	111 114	111 114	Sm	Samarium		147	147
Ce	Cer		140	140	Sn	Zinn	213,857	118	118
Co	Kobalt	228,616 238,892	59	59	Sr	Strontium	407,771	88	88
Cr	Chrom	267,716	53	53	Ta	Tantal		181	181
Cs	Cäsium		133	133	Tb	Terbium		159	159
Cu	Kupfer	324,752	63 65	63 65	Th	Thorium		232	232
Dy	Dysprosium		163	163	Ti	Titan	334,940 336,121	47 49	47, 49
Er	Erbium		166	166	Tl	Thallium		205	205
Eu	Europium		151 153	151 153	Tm	Thulium		169	169
Fe	Eisen	259,939 238,204	57	57	U	Uran		238	238
Gd	Gadolinium		157	157	V	Vanadium		51	51
Hf	Hafnium		177	177	W	Wolfram		182	182
Ho	Holmium		165	165	Y	Yttrium		89	89
La	Lanthan		139	139	Yb	Ytterbium		173	173
Li	Lithium		7	7	Zn	Zink	213,857	66	66
Lu	Lutetium		175	175	Zr	Zirkon		90	90

5.13 Sekundärmaßnahmen mit staubabscheidender Wirkung

5.13.1 Elektrostatischer Abscheider bzw. E-Filter

Bei den Kleinf Feuerungsanlagen wurden zur Partikelabscheidung teilweise elektrostatische Abscheider (EA) eingesetzt. Für die manuell beschickte Feuerungsanlage wurde ein Zumik®on Partikelabscheider der Fa. Kutzner + Weber GmbH benutzt, für die automatisch beschickten Anlagen wird ein EA der Fa. Spanner Re² herangezogen (s. Abbildung 37). Das Funktionsprinzip der beiden EA ist auf den jeweiligen Herstellerseiten erläutert.

Bei dem Partikelabscheider der Fa. Kutzner + Weber GmbH handelt es sich um einen in das Kaminrohr eingesetzten EA. Die Wandung des Kamins fungiert als Partikelabscheider. Bei dem EA der Firma Spanner Re² ist die Abscheidung der Partikel im Filter integriert. 70 % - 95 % der Partikel sollen laut Herstellerangaben aus dem Abgas gefiltert werden. Durch automatisiertes mechanisches Rütteln werden die Teilchen entfernt und fallen in Form von Agglomeraten in den Aschekasten.

Das in den EA angewandte physikalische Prinzip unterliegt keinen Einschränkungen bezüglich der Feinheit der abzuscheidenden Partikel. Eine Ausnahme bildet ein Abscheideminimum im Bereich zwischen 0,1 - 1 µm. Es können sehr hohe Abscheidegrade erzielt werden (z.B. bis zu 47 %) (Ellner-Schuberth 2008), so dass die heute nach der 1. BImSchV geltenden Grenzwerte für nachrüstungspflichtige Anlagen eingehalten werden können.

Abbildung 37: links: Im Abgassystem integrierter elektrostativer Abscheider der Firma Spanner, rechts: Im Abgassystem integrierter elektrostativer Abscheider der Firma Kutzner + Weber GmbH.

5.13.2 Sekundärwärmetauscher bzw. Kondensationswärmetauscher

Bei den Kleinfeuerungsanlagen wurde zur Kondensation des im Abgas befindlichen Wassers teilweise ein Sekundärwärmetauscher (SWT) eingesetzt. Bei Einsatz von Brennstoffen mit hohem Wassergehalten (>30 %) ist der Einsatz einer Abgaskondensationsanlage (Brennwerttechnik) sinnvoll. Bei dieser Technik wird das Abgas bis zur Kondensation heruntergekühlt und die Energie in Form von freiwerdender Kondensationswärme dem Kreislauf zurückgespeist. Die

zurückgewonnene Energie muss allerdings auf einem verhältnismäßig geringen Temperaturniveau genutzt werden. Diese Anlage kann gleichzeitig auch zur Entstaubung eingesetzt werden, indem die im Gasstrom vorhandenen Staubpartikel als Kondensationskeime wirken und zusammen mit dem Kondensat an den Wärmetauscherflächen abgeschieden werden. Mit dieser Methode lässt sich eine Reingaskonzentration von $<50 \text{ mg/Nm}^3$ erzielen (Böhmer S. et al. 2010). Das als Abwasser anfallende Kondensat ist gegebenenfalls nachzubehandeln, da die Abgaspartikel zur Bildung von Schlämmen führen. In der vorliegenden Arbeit wurden zwei der Feuerungsanlagen mit einem Abgaskondensationswärmetauscher ausgerüstet. Das anfallende Kondensat wurde aufgefangen und der pH-Wert gemessen, anschließend eingedampft und der Rückstand gemahlen, aufgeschlossen und analysiert.

Bei dem hier verwendeten Kondensationswärmetauscher handelt es sich um einen Prototypen aus Carbon der Fa. SGL Carbon GmbH, welcher für das TFZ in Straubing entwickelt und gebaut wurde. Ein Wärmetauscher mit dem gleichen Funktionsprinzip wird von der Fa. Öko-Carbonizer vertrieben (s. Abbildung 38). Das Funktionsprinzip ist auf der Herstellerseite www.carbonizer.de erläutert

Abbildung 38: Darstellung des in diesem Projekt verwendeten Sekundärwärmetauschers (Bild: TFZ).

5.14 Korngrößenverteilung

Für die Korngrößenverteilung wurde ein Kaskadenimpaktor (ELPI_{TM}) der Fa. Dekati© mit 13 konstanten Trennstufen eingesetzt. Während der Messung wurden die Daten mit der Software ELPIVI kontrolliert und gespeichert. Weiterhin konnte die Konzentration und die Korngrößenverteilung der Probe simultan verfolgt werden.

Funktionsprinzip: Die Funktionsweise des ELPI kann in drei Bereiche unterteilt werden:

- Partikelaufladung in einem einpoligen Koronalader
- Aufteilung in verschiedene Korngrößen in einem Kaskadenimpaktor
- Elektrische Erfassung mit sensiblen Elektrometern

Im ersten Schritt werden die Partikel in einer Korona in einen bekannten elektrisch geladenen Zustand versetzt. Im zweiten Schritt treten diese geladenen Teilchen in den Kaskadenimpaktor ein, deren Trennstufen isoliert sind. Die unterschiedlichen Partikel werden gemäß ihrem aerodynamischen Durchmesser auf der entsprechenden Trennstufe abgeschieden. Zur größenabhängigen Separation der Partikel im Abgas macht sich dieses Verfahren die unterschiedliche Trägheit von Partikeln mit unterschiedlichen Eigenschaften wie Größe und Masse zunutze. Zu diesem Zweck wird ein isokinetischer Teilstrom entnommen und durch eine Kaskade aus Düsen und Impaktorplatten geleitet. In den jeweiligen Öffnungen der Düsenplatten wird der partikelgeladene Abgasstrom aufgrund der Querschnittsverringerung beschleunigt und strömt in Richtung Prallplatte. Der Gasstrom wird um 90° umgelenkt. Partikel des Abgasstromes, die aufgrund ihrer Trägheit dem Gasstrom nicht folgen können, werden auf die Prallplatten geschleudert und bleiben dort aufgrund der vorherigen Aufladung der Partikel haften. In den stufenweise kleiner werdenden Düsenöffnungen erhöht sich jeweils die Gasgeschwindigkeit, so dass der Partikelmassenstrom in unterschiedliche Fraktionen separiert werden kann (s. Abbildung 39).

Abbildung 39: Prinzip der Impaktion (Ellner-Schuberth F. et al. 2010).

Die Trenngrenze einer Impaktorstufe wird durch die Strömungsgeschwindigkeit in der Düse, dem Abstand zwischen Düse und Prallplatte und der Zusammensetzung und Temperatur des Trägergases definiert. Aus diesem Grund kann der Impaktor auf zwei unterschiedliche Arten betrieben werden. Zum einen kann die Gasgeschwindigkeit im Impaktor konstant gehalten werden, so dass auch die unterschiedlichen Korngrößen konstant getrennt werden können. Bei dieser Methode sind die Ergebnisse unterschiedlicher Messungen gut vergleichbar. Die Isokinetik wird dabei mit einer Anpassung des Düsendurchmessers erreicht. Nach diesem Prinzip arbeitet der in diesem Projekt verwendete Impaktor mit den 13 konstanten Trennstufen. Zum anderen kann der Impaktor mit variabler Gasgeschwindigkeit betrieben werden, wobei der isokinetische Teilvolumenstrom anhand des Düsendurchmessers und der Gasgeschwindigkeit im Volumenstrom ermittelt wird. Hier wird also das abgesaugte Volumen an den Düsendurchmesser angepasst. Dieser Teilvolumenstrom wird während einer Messung konstant gehalten. Da aber die Gasgeschwindigkeiten bei verschiedenen Messungen variieren, verändern sich dementsprechend auch die Trenngrenzen der Fraktionen, welche anschließend berechnet werden müssen. Die beim Auftreffen der Partikel auf eine Impaktorstufe abgegebene elektrische Spannung wird von einem sensiblen Mehrkanal-Elektrometer detektiert. Das so erhaltene Signal ist direkt proportional zu Partikelanzahl und -größe.

5.15 Messung an der Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H

Die Probenahme auf Gesamtstaub der am TFZ installierten Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H erfolgte im oberen Bereich in einem der drei Schornsteine der

installierten Anlage (s. Abbildung 40). Es wurden insgesamt drei Gesamtstaubprobenahmen auf 150 mm Filtern durchgeführt.

Abbildung 40: links: Schornsteine der Feuerungsanlage TMV 15H am TFZ in Straubing, rechts: Gesamtstaubprobenahme im Schornstein (Bilder: TFZ).

5.16 Messung am BHKW Jühnde

Die Probenahme der Emissionen wurde im Edelstahlschornstein der Anlage durchgeführt. Die Erfassung des im Abgas enthaltenen Feinstaubes folgte dem gleichen Prinzip wie die Probenahme der Emissionen von Kleinfeuerungsanlagen. Demzufolge sollte die Probenahme auf einem 150 mm erfolgen (s. Abbildung 41).

Aufgrund der lt. Formelgleichung pro Mol verbrannten Methan entstehenden zwei Mol Wasser (s. Anhang) hat sich eine gravimetrische Probenahme als nicht durchführbar herausgestellt, da das gasförmige Wasser im Filterhalter kondensiert und der Filter nicht ausgewertet werden kann. Aus diesem Grund wurde das Abgas durch eine Gaswaschflaschenbatterie aus drei Waschflaschen geleitet, welche sich in einem Bad aus Eis und Wasser bei einer Temperatur von nahezu 0 °C befinden, so dass das im Abgas vorliegende gasförmige Wasser an den Wänden der Waschflaschen kondensiert und alle Schadstofffrachten vollständig erfasst werden können.

Abbildung 41: links: Feinstaubprobenahme (a) und Konzentrationsbestimmung der gasförmigen Komponenten mit dem FTIR-Spektrometer (b) am Edelstahlschornstein der Biogasanlage Jühnde, rechts: mit Eis gekühlte Waschflaschenkaskade zur Probenahme an der Biogasanlage Jühnde (Bilder: Orasche).

6 Beschreibung der Strategie zur Stoffbilanzierung

In diesem Kapitel wird die Berechnung der Massen- und Elementbilanzen vorgestellt. Hierzu gehört eine genaue Definition des Bilanzraumes. Anschließend werden die Analysemethoden für die Quantifizierung der Elemente erläutert.

6.1 Der Bilanzraum

Der Bilanzraum beschreibt die Systemgrenzen, die im Rahmen der Bilanzen erfasst werden. Die genaue Definition des Bilanzraumes bildet die Basis für eine exakte und nachvollziehbare Massen- und Elementbilanz. Für den Vergleich der verschiedenen Feuerungen, Brennstoffe und Sekundärmaßnahmen bietet sich ein Bilanzraum an, der sowohl die Feuerungsanlage mit den anlagentypischen Gegebenheiten wie ein interner Wärmetauscher als auch eingesetzte Sekundärmaßnahmen wie ein EA oder ein SWT und den Kamin umfasst (s. Abbildung 30).

Abbildung 42: Schematische Darstellung des Bilanzraumes.

Die Bilanzierung für die untersuchten Kleinfeuerungsanlagen beginnt mit dem eingesetzten Brennstoff und endet mit dem Faserfilter im Kamin. Für eine Bilanzierung in dem ausgewählten Bilanzraum müssen alle Stoffströme erfasst werden, die in diesen Raum eintreten und diesen Raum wieder verlassen.

Der Bilanzierungsraum umfasst den eingesetzten Brennstoff und die Rückstände aus dem eingesetzten Brennstoff in Form von Rostasche, Asche im internen Wärmetauscher, Asche aus dem EA bzw. Kondensat aus dem SWT und die Stäube, die mittels Faserfilter im Kamin zurückgehalten werden. Alle Aschen, mit Ausnahme der vom Faserfilter zurückgehaltenen Flugaschen, können mengenmäßig weitestgehend vollständig aus dem System entnommen werden. Auch die Masse des zugeführten Brennstoffes ist bekannt.

Die in den einzelnen Brennphasen anfallenden vom Faserfilter zurückgehaltenen Flugaschen werden aus den Filterbeladungen auf das gesamte emittierte Abgasvolumen pro eingesetzten Brennstoff pro Brennversuch hochgerechnet (s. Anhang Tabellen A-112 bis A-121).

Mit dem so festgelegten Bilanzraum und den darin eintretenden Elementmassenströmen bzw. austretenden und emittierten Elementmassenströmen, werden folgende zwei Stoffströme nicht erfasst, die zwar innerhalb des festgelegten Bilanzraumes liegen, allerdings aus anlagenkonstruktionsbedingten sowie zeitlichen und auch finanziellen

Gründen nicht erfasst werden. Zum einen gibt es eventuell Stoffströme in und auf die Feuerraumauskleidung der jeweiligen Anlage und zum anderen gibt es Stoffströme in und auf das dem Abgas umgebende Material, welches konstruktionsbedingt nur teilweise entnommen werden kann, so dass unter Umständen ein gewisser Anteil der Elemente im Abgassystem verbleibt. Um auszuschließen, dass sich bedeutsame Stoffströme außerhalb des Bilanzierungsraumes, also hinter dem Filter für die Abgasprobenahme, befinden, wurde ein isolierter Absorptionsversuch des filtergängigen Abgases durchgeführt. Um evtl. vorhandene brennbedingte Elementakkumulationen in der Feuerraumauskleidung zu verifizieren, wurden die Auskleidungen von zwei Anlagen auf Elementanreicherungen untersucht.

6.2 Bilanzierte Stoffe

Bei der Verbrennung von Biomasse werden eine große Anzahl von chemischen Elementen und Verbindungen freigesetzt. Um eine möglichst gute Vergleichbarkeit der einzelnen Anlagen bzw. Variationen zu erhalten, werden keine Verbindungen bilanziert, sondern nur die anorganischen Elemente.

Für eine Betrachtung der Elementflussberechnung ist die Begrenzung auf wenige Elemente sinnvoll, insbesondere wenn diese ein für die Umwelt toxisches Potential aufweisen.

6.3 Daten für die Stoffbilanzen

Als Grundlage für die Stoffbilanzen wurden Analysedaten (s. Kapitel 7.2) der durchgeführten Messreihen genommen.

6.4 Ermittlung von Stoffbilanzen anhand von Elementmassenströmen

Als Basis zur Elementbilanzierung bzw. Elementstrombestimmung wurden an den in Kapitel 4 vorgestellten Feuerungsanlagen jeweils der Brennstoff (Edukt oder Quelle) und die anfallenden festen Rückstände quantitativ entnommen und analysiert sowie der Abgasstrom untersucht. Die Bilanzierung erfolgt über den Vergleich des Elementinhaltes im Brennstoff mit der Summe der in den einzelnen Aschenfraktionen befindlichen Elementmengen.

Als Austragungspfade (Senken) zur Aufstellung der Stoffbilanzen werden die in dem Bilanzraum befindlichen Fraktionen betrachtet:

- staubförmige Emissionen aus dem Abgas
- Rostasche

- Asche aus EA
- Asche aus SWT
- Asche aus anlageninternem Wärmetauscher
- Feuerraumauskleidung

Die anfallenden Aschen wurden, soweit es konstruktionsbedingt möglich war, vollständig der Feuerungsanlage entnommen. Je nach Anfallort handelt es sich um Aschen, die über die komplette Versuchsdauer mit mehreren Messversuchen angefallen sind, wie z.B. Rostasche, oder um Aschen, die nur bei einem Teil der Verbrennungsversuche an-gefallen sind wie z.B. Asche aus dem EA oder dem Rückstand aus dem SWT. Bei den Rückständen auf den Filtern handelte es sich um Aschen, die zeitlich begrenzt genommen wurden. Die Probenahmedauern unterschieden sich nach manueller oder automatischer Beschickung der Anlage. Bei den automatisch beschickten Anlagen wurde die Anheizphase bis zum Erreichen der Nennlast separat beprobt. Dieses wurde zur Vergleichbarkeit der einzelnen Anlagen auf 45 Minuten festgelegt. Die Beprobung der Nennlastphase dauerte i.d.R. 120 Minuten. In der Nennlastphase wurden drei Proben entnommen. Bei den manuell beschickten Anlagen wurde ebenfalls die Anheizphase separat beprobt. Hier wurde der Brennstoffeinsatz angepasst, so dass der Abbrand ~45 - 60 Minuten andauert. Anschließend wurden drei Beprobungen durchgeführt die zwischen 90 und 120 Minuten dauern Auch hier wurde das Brennstoffangebot auf Herstellerangaben beschränkt.

Die Aschemengen der staubförmigen Emissionen für die Bilanzierung mussten, da die Abscheidung auf den Filtern nur während der Probenahme geschieht, um die Gehalte der emittierten Stäube in dem Zeitraum zwischen zwei Feinstaubprobenahmen korrigiert werden. Die in diesem Zeitraum verbrannte Brennstoffmenge wurde jeweils zur Hälfte der vorhergehenden und der nachfolgenden Feinstaubaufnahme mittels Filter zugesprochen. Die Berechnung des emittierten Gesamtstaubgehaltes aus der Filterbeladung des Teilvolumenstroms pro eingesetzter Brennstoffmenge beruhte auf der Hochrechnung der Filterbeladung pro abgesaugtem Teilvolumenstrom auf das gesamte emittierte Abgasvolumen pro eingesetzte Brennstoffmenge (s. Anhang Tabellen A-112 bis A-121).

Die Gehalte aller weiteren anfallenden Aschen (Rostasche, Asche aus EA, Asche aus externem/internem Wärmetauscher etc.) mussten nicht korrigiert werden, da diese quantitativ gewonnen werden konnten. Die Erfassung der effektiven Menge dieser anfallenden Aschen war durch die technischen Gegebenheiten beschränkt. Der bei der

Gewinnung der einzelnen Aschefraktion anfallende Fehler wurde durch den Vergleich des anhand des Glühverlustes errechneten Gehaltes und des tatsächlich gewonnenen Gehaltes errechnet.

6.5 Wiederfindung der Elemente

Eine Aussage über die Qualität und Güte der Bilanzierung der einzelnen Elemente und damit die Signifikanz der Versuchs- und Analyseergebnisse lässt sich über die Berechnung der Wiederfindung jedes einzelnen Elementes ausdrücken (Rentz O. & Martel Ch. 1998). Zur Berechnung der Wiederfindung wird der Masseneingangsstrom in μg jedes einzelnen Elementes ins Verhältnis zum Massenausgangstrom in μg dieses Elementes pro Versuch gesetzt. Der Masseneingangsstrom ist die Menge eines Elementes in μg , welche absolut mit dem bei der jeweiligen Verbrennung eingesetzten Brennstoff geliefert wird. Als Massenausgangstrom wird die Summe der Mengen in μg dieses Elementes in den gewinnbaren Aschefractionen definiert. Anhand der Schwermetallkonzentration und den jeweiligen Massenströmen lassen sich darüber hinaus Rückschlüsse auf das Anreicherungsverhalten der Schwermetalle in den einzelnen Fraktionen nach der Verbrennung ziehen. Die Berechnung der Wiederfindung W in % ist wie folgt definiert:

$$W = \frac{m_A * C_{A,E}}{m_{Br} * C_{Br,E}} * 100 [\%]$$

m_A :	Masse m der gewonnenen Asche A , z.B. Rostasche, Filterasche, Wärmetauscherasche, etc. g
$C_{A,E}$:	Konzentration (c) eines Elementes (E) in der Asche A , (z.B. Rostasche, Filterasche, Wärmetauscherasche, etc.) ppm
m_{Br} :	Masse m des eingesetzten Brennstoffes (Br) [g]
$C_{Br,E}$:	Konzentration c eines Elementes E im eingesetzten Brennstoff (Br) [ppm]

Die Qualität und Güte der Bilanzierung beruht nicht nur auf der Wiederfindung sondern auch auf der Gesamtaschebilanz (GAB). Die GAB ist das Verhältnis aus der Summe der gewonnenen Aschemengen aus dem Verbrennungssystem und dem theoretischen absoluten Aschegehalt des eingesetzten Brennstoffes. Zur Vergleichbarkeit werden sowohl die gewonnen Aschen und der Brennstoff nach Norm CEN/TS 14775 bei 550 °C verascht (Deutsches Institut für Normung (Hrsg.) 2004). Der Aschegehalt des Brennstoffes wird mit der absoluten eingesetzten Gesamtbrennstoffmenge verrechnet.

7 Ergebnisdarstellung, Bewertung & Interpretation

7.1 Ergebnisdarstellung

Folgende Ergebnisse werden in diesem Kapitel dargestellt:

- Die Elementkonzentrationen in den eingesetzten Brennstoffen und den verschiedenen in den einzelnen Verbrennungsanlagen anfallenden Aschefraktionen.
- Die Analyseergebnisse der Nullmessung zur Betrachtung der Hintergrundbelastung.
- Der Totalaufschluss der Quarzfaserfilter.
- Der mögliche Einfluss der gravimetrischen Probenahmetechnik auf die Ergebnisse.
- Integrative Darstellung der Versuchsergebnisse mit Betrachtung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl auf die Gesamtstaub-, CO- und C_nH_m -Emissionen.
- Integrative Darstellung des Einflusses der Konzentration an aerosolbildenden Elemente auf die Gesamtstaubemission.
- Integrative Darstellung des Einflusses der Konzentration an aerosolbildenden Elemente auf die emittierte Partikelanzahl $<1\ \mu m$.
- Ergebnisse der Emissionsmessung mit Darstellung der Gesamtstaub- und CO-Menge im unverdünnten Abgas bezogen auf 13% O_2 . Die Ergebnisse der Gesamtstaub- und CO-Messung sind angegeben als Mittelwert der Wiederholungsmessungen ohne Anheizphase mit Fehlerbalken. Die Mittelwerte dieser Messungen werden den geltenden gesetzlichen Typenprüfgrenzwerte verglichen. Die Anheizphase ist pro Versuchsvariante separat dargestellt. Zusätzlich ist für einen Kessel die Ausbrandphase dargestellt.
- Die Gesamtstaubmenge pro Abbrand als Nicht-C-Staub (Summe aller analysierten Elemente und Rest (Summe aus OC, EC, $C_{Karb.}$, H, N, O und alle nicht analysierten Elemente wie z.B. Si, Cl, Hg, Se etc.) sowie der Emissionen von CO und C_nH_m und mögliche Auswirkungen der Abgastemperatur und Luftüberschusszahl.
- Die Partikelverteilung pro Abbrand.
- Die relative Verteilung [%] ausgewählter Elemente in den verschiedenen im System anfallenden Aschefraktionen.
- Die berechneten Massenströme von ausgewählten Elementen bezogen auf genutzte Energie in mg/MJ ermittelt aus der Elementkonzentration und der eingesetzten Brennstoffmenge sowie aus der jeweils resultierenden Aschemenge und der Elementkonzentrationen in den anfallenden Aschefraktionen.

- Betrachtung von filtergängigen Elementen als Ursache für Elementwiederfindungen kleiner als 100 %.
- Betrachtung der Feuerraumauskleidung als mögliche Senke oder Quelle für Elemente.
- Die Wasserlöslichkeit ausgewählter Elemente.
- Vergleich der ermittelten energienormierten Emissionen mit Emissionsfaktoren von Öl und Gas aus der Literatur.

Die durch die Analyse der Brennstoffe und anfallenden Aschen gewonnenen Ergebnisse werden vergleichend zwischen den verschiedenen Anlagen dargestellt. Bei mehreren Betriebsvariationen einer Anlage werden die gewonnenen Ergebnisse vergleichend dargestellt. Neben den in der Arbeit verwendeten Ergebnissen werden im Anhang auch Ergebnisse aufgeführt, die für die Interpretation und Diskussion nicht oder nur teilweise benötigt werden. Im Folgenden werden die Ergebnisse vorgestellt, diskutiert und interpretiert.

7.2 Elementkonzentrationen in den eingesetzten Brennstoffen und den einzelnen im Verbrennungssystem anfallenden Aschefractionen

Neben den Aschemengen (s. Tabelle 37) sind für die Berechnung der Wiederfindung, der relativen Elementverteilung und letztendlich für die Berechnung der energienormierten Emissionen die analytisch ermittelten Elementkonzentrationen des in der jeweiligen Feuerungsanlage eingesetzten Brennstoffes und der aus den Feuerungsanlagen entnommenen Aschefractionen wichtig (s. Tabellen 15 bis 27)

Der anorganische Anteil ist bei einer vollständigen Verbrennung für die anfallende Aschemenge ausschlaggebend. Die Summe der analysierten anorganischen Elemente multipliziert mit einem Faktor von ~ 2 ergibt den prozentualen Aschegehalt des Brennstoffes. Der Faktor ~ 2 resultiert aus der Umrechnung der Hauptelemente auf die vorliegenden Verbindungen. Z.B. ist der Faktor für die Umrechnung von K auf KCl 1,9068, von K auf K_2SO_4 2,2284 und von Ca auf $CaCO_3$ 2,4973. Die Berechnung des Aschegehaltes aus den Elementkonzentrationen kann zur Überprüfung des nach ÖNORM CEN/TS 14775 theoretisch bestimmten Aschegehaltes und damit zusätzlich zur Überprüfung der Aschebilanzen herangezogen werden (s. Kapitel 10.1).

Weiterhin hat der Aschegehalt einen Einfluss auf die Bildung von Flugstäuben und findet als Elementkonzentration multipliziert mit der eingesetzten Brennstoffmenge als Elementeingangsmassenstrom Eingang in die Bilanzbildung.

Die Zusammensetzung der Aschen wird durch brennstoffabhängige und anlagentechnische Größen bestimmt. Naturbelassenes Holz weist, abhängig u.a. von der Holzart und dem Holzalter sowie des Rindenanteils unterschiedliche Nähr- und Schadstoffgehalte auf. Auch der Standort während des Wachstums und eine mögliche Kontamination während der Ernte haben neben einem Einfluss durch die Anlage wie u.a. die Feuerraumtemperatur und die Temperatur, bei der die Asche anfällt, Auswirkungen auf die Elementkonzentrationen im Holz. Auch eine Kontamination durch Ofen- und Kesselmaterialien aufgrund von Korrosionsvorgängen ist möglich (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) 2009).

Die Konzentration der Elemente in den Aschen ist mit Hinblick einer Ausbringung (z.B. aufgrund des Nährstoffgehaltes als Dünger) von Bedeutung. Sie können auf landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden verwertet, zu Komposten zugegeben oder im Wald ausgebracht werden. Allerdings dürfen sie nur als Düngemittel ausgebracht werden, wenn sie einem nach der DüMV zugelassenen Düngemitteltyp entsprechen. In der DüMV werden zur Unterscheidung der anfallenden Aschen nur die beiden Begriffe „Brennraumasche“ und „Aschen aus der letzten filternden Einheit im Rauchgasweg“ verwendet, wobei die Verwendung von Aschen aus der letzten filternden Einheit im Rauchgasweg und von Kondensatfilterschlämmen nicht zulässig ist.

Für das Erreichen möglichst hochwertiger Düngemittel sollten Aschen, die an verschiedenen Orten der Anlage anfallen und im Allgemeinen unterschiedlich belastet sind, nicht vermischt werden. Für Brennraumaschen gelten z. T. besondere Regelungen. Diese Regelungen können nur dann zur Anwendung kommen, wenn es sich ausschließlich um Brennraumaschen handelt.

Da die Verwertung der anfallenden Aschen aber nicht im Fokus dieser Arbeit steht, stellen die Konzentrationen der Elemente in den einzelnen Aschefraktionen die Basis für die Konstruktion von energienormierten Emissionen dar.

Tabelle 15: Elementkonzentrationen [ppm] in den eingesetzten Brennstoffen.

	Buche, Scheitholz (n = 18)		Fichte, Scheitholz (n = 18)		Pellets, Fichte (n = 10)		Hackschnitzel, Fichte (n = 7)	
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	94 ±	16	79 ±	39	57 ±	8	65 ±	8
S	112 ±	23	68 ±	22	56 ±	6	81 ±	7
K	1092 ±	346	579 ±	147	382 ±	32	902 ±	76
Ca	1329 ±	560	1369 ±	574	780 ±	60	1359 ±	108
Mg	181 ±	59	139 ±	35	132 ±	8	204 ±	11
Mn	134 ±	47	264 ±	136	120 ±	11	116 ±	8
Li	0,11 ±	0,06	0,02 ±	0,02	0,059 ±	0,008	0,06 ±	0,01
Na	3 ±	0	10 ±	13	10 ±	2	12 ±	1
Rb	3,85 ±	3,73	1,26 ±	0,64	1,85 ±	0,12	3,46 ±	0,32
Cs	0,0099 ±	0,0008	0,006 ±	0,001	0,023 ±	0,003	0,021 ±	0,001
Sr	9,56 ±	8,53	3,94 ±	1,79	3,53 ±	0,33	8,65 ±	0,47
Ba	27,5 ±	4,78	19,6 ±	8,79	9,25 ±	0,43	20,4 ±	1,67
Lithogene Elemente								
Fe	13 ±	7	8 ±	4	68 ±	8	25 ±	6
Al	12,3 ±	6,3	11,1 ±	8,6	46,5 ±	5	44,8 ±	8,8
Be	0,005 ±	0,007	0,0024 ±	0,0012	0,0026 ±	0,0008	0,0038 ±	0,0008
Sc	<0,01		<0,01		<0,004		0,0051 ±	0,0002
Ti	1,1 ±	0,5	0,9 ±	0,9	3,5 ±	0,5	3,1 ±	0,5
V	0,804		0,86		0,08		<0,1 ±	
Y	0,007 ±	0,004	0,007 ±	0,004	0,022 ±	0,005	0,017 ±	0,002
Zr	0,053 ±	0,031	0,748 ±	1,424	0,141 ±	0,05	0,095 ±	0,024
Nb	0,008 ±	0,005	0,0148 ±	0,0393	0,016 ±	0,004	0,013 ±	0,001
La	0,028 ±	0,023	0,026 ±	0,019	0,042 ±	0,005	0,033 ±	0,005
Ce	0,0294 ±	0,0188	0,026 ±	0,0121	0,0758 ±	0,0135	0,0495 ±	0,0038
Pr	0,0036 ±	0,0024	0,0028 ±	0,0015	0,0084 ±	0,0014	0,0056 ±	0,0004
Nd	0,0128 ±	0,0084	0,0101 ±	0,0056	0,032 ±	0,0053	0,0218 ±	0,0019
Sm	0,0024 ±	0,0014	0,0021 ±	0,0012	0,0062 ±	0,0012	0,0043 ±	0,0003
Eu	0,0012 ±	0,0002	0,0009 ±	0,0006	0,0011 ±	0,0004	0,0009	
Gd	0,0032 ±	0,0019	0,0029 ±	0,0016	0,0062 ±	0,0013	0,0056 ±	0,0011
Tb	0,0002 ±	0,0001	0,00026 ±	0,00016	0,0006 ±	0,0001	0,00052 ±	0,00009
Dy	0,0014 ±	0,0008	0,0014 ±	0,0008	0,0044 ±	0,0008	0,0033 ±	0,0003
Ho	0,0002 ±	0,0001	0,0002 ±	0,0001	0,001 ±	0,0001	0,00065 ±	0,00005
Er	0,0007 ±	0,0004	0,0006 ±	0,0004	0,0025 ±	0,0005	0,0018 ±	0,0001
Tm	0,0001 ±	0,00004	0,00008 ±	0,00007	0,00027 ±	0,00005	0,00024 ±	0,00003
Yb	0,0042 ±	0,0048	0,0045 ±	0,0063	0,0029 ±	0,0013	0,0046 ±	0,0043
Lu	0,0002 ±	0,0002	0,0003 ±	0,0003	0,0003 ±	0,0001	0,0003 ±	0,0002
Th	0,003 ±	0,003	0,001 ±	0,001	0,012 ±	0,005	0,005 ±	0,001
Schwermetalle								
Cr	1,8 ±	1,6	1,2 ±	1,2	1,4 ±	0,2	1,4 ±	0,5
Co	0,08 ±	0,03	0,38 ±	0,27	0,16 ±	0,08	0,53 ±	0,17
Ni	0,99 ±	0,7	0,7 ±	0,4	0,6 ±	0,1	0,9 ±	0,2
Cu	1,16 ±	0,26	1,04 ±	0,43	1,43 ±	0,51	1,49 ±	0,57
Zn	3,24 ±	0,64	10,29 ±	4,98	9,06 ±	0,9	15,2 ±	1,25
Mo	0,198 ±	0,051	0,095 ±	0,102	0,054 ±	0,034	0,07 ±	0,016
Cd	0,049 ±	0,016	0,123 ±	0,05	0,13 ±	0,009	0,24 ±	0,024
Sn	0,007 ±	0,003	0,01 ±	0,007	0,014 ±	0,005	0,021 ±	0,008
Sb	0,0021 ±	0,0008	0,004 ±	0,005	0,011 ±	0,001	0,0046 ±	0,0005
Tl	0,0013 ±	0,0007	0,0183 ±	0,0104	0,0183 ±	0,0012	0,0247 ±	0,0027
Pb	0,0908 ±	0,0242	0,277 ±	0,1493	0,2508 ±	0,0253	0,3743 ±	0,0377
Bi	0,0008 ±	0,0006	0,0007 ±	0,0002	0,0008 ±	0,0003	0,0007 ±	0,0001
U	0,0006 ±	0,0005	0,0004 ±	0,0005	0,0033 ±	0,0011	0,0021 ±	0,0004

Fortsetzung Tabelle 15

	Pellets, Stroh (n = 5)		Pellets, Miscanthus (n = 6)		Hackschnitzel, TFZ (n = 2)	
Pflanzenverfügbare Elemente						
P	264	± 14	428	± 34	264	± 1
S	731	± 14	491	± 20	232	± 0
K	4924	± 124	6139	± 319	1680	± 43
Ca	2942	± 160	910	± 75	3230	± 253
Mg	888	± 50	729	± 56	436	± 45
Mn	18	± 1	9	± 0	193	± 19
Li	2,61	± 1,24	0,08	± 0,01	0,44	± 0,04
Na	185	± 88	34	± 26	126	± 66
Rb	1,95	± 0,26	1,32	± 0,12	6,91	± 0,55
Cs	0,031	± 0,003	0,004		0,091	
Sr	15,4	± 2,77	10,27	± 1	11	± 2
Ba	21,6	± 2,33	9,91	± 1,44	25,8	± 2,1
Lithogene Elemente						
Fe	287	± 87	77	± 27	269	± 119
Al	297,1	± 11,6	41,8	± 6,3	641	± 38
Be	0,013	± 0,003	0,0015	± 0,0004	0,031	± 0,002
Sc	0,045	± 0,001	<0,003		0,076	± 0,011
Ti	24,7	± 4,3	6,3	± 1,6	50,7	± 5,2
V	0,22	± 0,03	<0,08		0,508	
Y	0,117	± 0,0109	0,0138	± 0,0008	0,21	± 0,018
Zr	1,064	± 0,171	0,134	± 0,041	1,155	± 0,043
Nb	0,096	± 0,013	0,019	± 0,006	0,209	± 0,007
La	0,201	± 0,024	0,028	± 0,007	0,613	± 0,128
Ce	0,3461	± 0,0329	0,0509	± 0,0162	1,03	± 0,23
Pr	0,0386	± 0,004	0,005	± 0,0008	0,1205	± 0,03
Nd	0,1491	± 0,0163	0,0194	± 0,003	0,465	± 0,1203
Sm	0,0293	± 0,0034	0,0037	± 0,0005	0,0877	± 0,0245
Eu	<0,00002		0,0006	± 0,0001	0,0118	± 0,0021
Gd	0,0344	± 0,0053	0,0043	± 0,0009	0,0718	± 0,0169
Tb	0,0036	± 0,0006	0,0004	± 0,00007	0,0095	± 0,0028
Dy	0,024	± 0,0022	0,0027	± 0,0002	0,052	± 0,0156
Ho	0,0047	± 0,0003	0,00053	± 0,00005	0,0092	± 0,0026
Er	0,0145	± 0,0013	0,0016	± 0,0001	0,0269	± 0,0074
Tm	0,0019	± 0,0001	0,00022	± 0,00003	0,0031	± 0,0009
Yb	0,0182	± 0,0061	0,0034	± 0,0027	0,0288	± 0,0144
Lu	0,0021	± 0,0003	0,0003	± 0,0001	0,0032	± 0,0011
Th	0,055	± 0,011	0,008	± 0,005	0,113	± 0,009
Schwermetalle						
Cr	12,1	± 6,7	2,7	± 2,2	7,6	± 8,3
Co	0,14	± 0	0,06	± 0,01	0,307	± 0,075
Ni	9,3	± 0,7	0,63	± 0,08	4,81	± 2,33
Cu	1,81	± 0,22	5,37	± 2,42	2,25	± 0
Zn	6,02	± 0,24	17,4	± 2,29	23,6	± 2,4
Mo	0,366	± 0,044	0,392	± 0,342	0,658	± 0,122
Cd	0,044	± 0,005	0,076	± 0,012	0,118	± 0,004
Sn	0,059	± 0,007	0,244	± 0,079	0,087	± 0,013
Sb	0,033	± 0,003	0,058	± 0,042	0,043	± 0,003
Tl	0,005	± 0,0005	0,0008	± 0,0001	0,0302	± 0,0064
Pb	0,5642	± 0,0694	0,5124	± 0,115	0,9712	± 0,3015
Bi	0,0031	± 0,0004	0,0114	± 0,0006	0,0069	
U	0,0172	± 0,0037	0,0023	± 0,0005	0,0299	± 0,0003

Tabelle 16: Elementkonzentrationen [ppm] in den Rostaschen der untersuchten Klein- und Großfeuerungsanlagen.

	1) (n = 5)		2) (n = 5)		3) (n = 4)		4) (n = 4)		5) (n = 3)						
Pflanzenverfügbare Elemente															
P	13085	±	2266	7327	±	1278	5512	±	986	10344	±	5344	11847	±	1983
S	3831	±	1263	4065	±	1302	1384	±	196	8059	±	3812	3534	±	339
K	57826	±	45281	37734	±	15117	29055	±	8424	41710	±	8303	95553	±	14840
Ca	128078	±	19983	223413	±	47210	72158	±	12342	143853	±	84306	330400	±	52946
Mg	24704	±	3609	18195	±	2941	11846	±	1696	22536	±	12069	38065	±	4339
Mn	12523	±	2496	63640	±	40427	11359	±	2588	25786	±	17764	20012	±	10132
Li	7,8	±	4	4,3	±	2,1	9,4	±	8	11	±	5	11	±	4
Na	813	±	364	605	±	159	1408	±	520	1875	±	1158	2136	±	163
Rb	11	±	89	42	±	20	140	±	93	129	±	24,1	183	±	50,9
Cs	1,6	±	0,2	0,32	±	0,02	1,6	±	0,3	1,8	±	0,7	1,3	±	0,3
Sr	314	±	11	350	±	78	280	±	152	472	±	215	1027	±	174
Ba	1561	±	174	2256	±	614	886	±	428	1348	±	594	2291	±	558
Lithogene Elemente															
Fe	887	±	210	1159	±	259	8184	±	1588	13644	±	7322	9713	±	2128
Al	1642	±	138	2139	±	261	6281	±	852	9647	±	4809	12667	±	1537
Be	0,40	±	0,12	0,29	±	0,06	0,39	±	0,22	0,52	±	0,26	0,61	±	0,2
Sc	0,31*			0,29	±	0,02	0,74	±	0,19	1	±	0,5	1,8	±	0,2
Ti	113	±	17	156	±	43	371	±	66	608	±	338	832	±	209
V	4,4	±	0,7	6	±	0,6	37	±	28	3,7	±	2,3	6,1	±	2,2
Y	0,86	±	0,03	1,2	±	0,1	2,2	±	0,5	3,6	±	1,5	4,6	±	0,8
Zr	2	±	0,7	2,4	±	1,3	13	±	6	17	±	10	27	±	18
Nb	0,37	±	0,04	0,4	±	0,03	1,6	±	0,4	2,5	±	0,7	1,7	±	1,6
La	1,7	±	0,2	2,9	±	0,5	4,7	±	0,7	11	±	6,6	7,9	±	1,4
Ce	2,5	±	0,3	4	±	0,6	8	±	1	18	±	11	13	±	2,3
Pr	0,27	±	0,03	0,42	±	0,06	0,86	±	0,08	2,1	±	1,3	1,4	±	0,3
Nd	1,04	±	0,1	1,5	±	0,2	3,5	±	0,5	8,2	±	5	5,5	±	1
Sm	0,21	±	0,02	0,3	±	0,05	0,66	±	0,1	1,4	±	0,7	1,1	±	0,2
Eu	0,13*			0,27*			0,06	±	0,05	0,14	±	0,03	0,12	±	0,08
Gd	0,25	±	0,06	0,33	±	0,09	0,58	±	0,1	1,2	±	0,5	1,2	±	0,4
Tb	0,024	±	0,004	0,035	±	0,008	0,07	±	0,02	0,13	±	0,06	0,12	±	0,01
Dy	0,14	±	0,01	0,2	±	0,03	0,44	±	0,11	0,78	±	0,3	0,84	±	0,13
Ho	0,024	±	0,002	0,034	±	0,005	0,08	±	0,02	0,14	±	0,07	0,159	±	0,002
Er	0,069	±	0,003	0,1	±	0,01	0,25	±	0,06	0,41	±	0,17	0,49	±	0,07
Tm	0,007	±	0,001	0,01	±	0,002	0,03	±	0,008	0,05	±	0,02	0,05	±	0,014
Yb	0,11	±	0,02	0,13	±	0,03	0,36	±	0,14	0,40	±	0,16	0,58	±	0,11
Lu	0,009*			0,012	±	0,001	0,035	±	0,007	0,05	±	0,03	0,065	±	0,006
Th	0,34	±	0,07	0,31	±	0,09	1,4	±	0,1	3	±	1,6	2	±	0,4
Schwermetalle															
Cr	13	±	5	24	±	8	128	±	63	163	±	87	47	±	19
Co	3,7	±	0,7	17	±	1,6	10	±	2,1	21	±	6	19	±	4
Ni	33	±	3	46	±	6	18	±	5	29	±	15	80	±	16
Cu	84	±	20	88	±	10	89	±	5	135	±	52	132	±	25
Zn	242	±	54	1231	±	288	114	±	20	776	±	470	145	±	31
Mo	0,6	±	0,3	1,1	±	0,7	1,8	±	0,4	5,9	±	2	0,9	±	0,8
Cd	0,38	±	0,11	3,6	±	0,5	0,69	±	0,15	16	±	7	0,25	±	0,07
Sn	0,26	±	0,03	0,52	±	0,12	0,94	±	0,22	1,7	±	0,7	0,88	±	0,17
Sb	0,13	±	0,01	0,36	±	0,05	0,56	±	0,13	1,4	±	0,6	0,35	±	0,27
Tl	0,035	±	0,013	0,18	±	0,03	0,16	±	0,03	1,4	±	0,6	0,031	±	0,014
Pb	3,9	±	0,5	12	±	2	2,7	±	0,3	27	±	13	1,6	±	0,3
Bi	0,006	±	0,003	0,015	±	0,003	0,004*			0,08	±	0,03	0,02	±	0,005
U	0,086	±	0,004	0,08	±	0,03	0,28	±	0,05	0,56	±	0,21	0,62	±	0,12

1) Kaminofen Buderus Blueline, Buchenscheitholz

2) Kaminofen Buderus Blueline, Fichtenscheitholz

3) Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets

4) Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets

5) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenhackschnitzel

* nur ein Wert oberhalb der Nachweisgrenze

Fortsetzung Tabelle 16

	6) (n = 3)		7) (n = 3)		8) (n = 3)		9) (n = 4)		10) (n = 3)	
Pflanzenverfügbare Elemente										
P	6299 ±	1285	18429 ±	2442	2662 ±	643	9521 ±	1566	14035 ±	3206
S	2414 ±	547	4076 ±	973	1000 ±	503	3666 ±	1053	2149 ±	265
K	85668 ±	22814	207125 ±	72293	17647 ±	10138	33373 ±	10581	49241 ±	9984
Ca	69490 ±	15253	39835 ±	6899	24899 ±	6488	144944 ±	15386	194036 ±	28597
Mg	20493 ±	3569	31926 ±	3291	5854 ±	1468	17181 ±	1261	23270 ±	2985
Mn	402 ±	97	396 ±	80	3776 ±	1038	36792 ±	9819	5781 ±	1265
Li	43 ±	26	3,5 ±	1,1	2,1 ±	0,4	4,6 ±	1,1	15 ±	1,5
Na	5128 ±	2359	1009 ±	140	336 ±	239	584 ±	237	7319 ±	1239
Rb	26 ±	13	32 ±	16	30,6 ±	14,7	24 ±	11	86 ±	37
Cs	0,57 ±	0,08	0,13 ±	0,02	<0,4		0,11*		2 ±	0,2
Sr	268 ±	68	322 ±	34	74 ±	10	240 ±	44	366 ±	78
Ba	395 ±	77	336 ±	51	283 ±	47	1504 ±	293	560 ±	82
Lithogene Elemente										
Fe	5901 ±	1255	4329 ±	555	338 ±	126	1416 ±	151	19204 ±	3130
Al	6670 ±	1132	1656 ±	119	549 ±	392	2713 ±	198	30974 ±	3896
Be	0,23 ±	0,15	0,1 ±	0,1	0,13 ±	0,1	0,13 ±	0,05	0,79 ±	0,04
Sc	1,1 ±	0,2	0,74 ±	1,1	<0,07		<0,04		4,5 ±	0,8
Ti	496 ±	109	199 ±	29	85 ±	25	296 ±	16	2122 ±	230
V	5,1 ±	0,6	6*		<11,6		<1,2		30 ±	3,6
Y	2,0 ±	0,4	0,48 ±	0,07	0,44 ±	0,08	14 ±	26	30 ±	34
Zr	13 ±	3,7	3,6 ±	0,6	1,5 ±	0,8	5 ±	2,6	74 ±	59
Nb	1,5 ±	0,3	0,48 ±	0,01	0,34 ±	0,08	0,93 ±	0,3	4,6 ±	2,7
La	4,2 ±	0,9	1 ±	0,1	0,94 ±	0,19	2,2 ±	0,3	18 ±	1,6
Ce	7 ±	1,3	1,5 ±	0,2	0,94 ±	0,24	3,1 ±	0,4	29 ±	2,4
Pr	0,78 ±	0,15	0,16 ±	0,01	0,13 ±	0,02	0,34 ±	0,04	3,3 ±	0,4
Nd	3,1 ±	0,6	0,64 ±	0,07	0,5 ±	0,08	1,3 ±	0,1	13 ±	1,4
Sm	0,58 ±	0,11	0,12 ±	0,01	0,1 ±	0,01	0,24 ±	0,03	2,5 ±	0,3
Eu	0,08 ±	0,03	0,014 ±	0,009	0,011 ±	0,004	0,048*		0,41 ±	0,04
Gd	0,59 ±	0,25	0,14 ±	0,06	0,11 ±	0,02	0,24 ±	0,04	2,3 ±	0,2
Tb	0,07 ±	0,01	0,014 ±	0,002	0,016 ±	0,002	0,03 ±	0,004	0,33 ±	0,04
Dy	0,44 ±	0,07	0,093 ±	0,009	0,1 ±	0,02	0,17 ±	0,03	2 ±	0,3
Ho	0,08 ±	0,01	0,018 ±	0,002	0,016 ±	0,001	0,032 ±	0,006	0,39 ±	0,05
Er	0,25 ±	0,04	0,056 ±	0,005	0,041 ±	0,009	0,1 ±	0,02	1,2 ±	0,2
Tm	0,032 ±	0,006	0,0073 ±	0,0004	0,005 ±	0,001	0,012 ±	0,003	0,16 ±	0,02
Yb	0,28 ±	0,08	0,06 ±	0,014	0,09 ±	0,08	0,17 ±	0,11	1,2 ±	0,3
Lu	0,034 ±	0,003	0,007*		0,006 ±	0,004	0,015 ±	0,007	0,16 ±	0,03
Th	1,1 ±	0,2	0,22 ±	0,03	0,1 ±	0,04	0,38 ±	0,05	4,5 ±	0,4
Schwermetalle										
Cr	63 ±	38	34 ±	17	12 ±	3	151 ±	18	36 ±	14
Co	2 ±	0,1	0,9 ±	0,1	2,4 ±	0,4	18 ±	3,3	9,3 ±	2,6
Ni	24 ±	5	11 ±	2	14 ±	2	30 ±	2	26 ±	2
Cu	34 ±	3	213 ±	50	16 ±	2	51 ±	6	57 ±	6
Zn	17 ±	5	219 ±	15	38 ±	8	633 ±	186	75 ±	19
Mo	2,8 ±	1	5,2 ±	1,2	0,1*		1,1 ±	1,3	3,2 ±	2,6
Cd	0,01*		0,04 ±	0,04	0,24 ±	0,03	2,6 ±	0,4	0,11 ±	0,06
Sn	0,48 ±	0,16	3,6 ±	0,9	0,1 ±	0,01	0,38 ±	0,08	1,1 ±	0,2
Sb	0,35 ±	0,08	0,69 ±	0,15	0,09 ±	0,03	0,17 ±	0,02	0,55 ±	0,13
Tl	0,02 ±	0,01	0,003*		0,008 ±	0,002	0,09 ±	0,01	0,034 ±	0,001
Pb	0,64 ±	0,23	0,6 ±	0,03	0,61 ±	0,19	3,8 ±	0,2	5,5 ±	0,6
Bi	0,002*		0,003 ±	0,001	0,007 ±	0,001	0,017 ±	0,004	0,008 ±	0,003
U	0,33 ±	0,05	0,08 ±	0,01	0,03 ±	0,01	0,1 ±	0,02	1,4 ±	0,1

6) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets

7) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets

8) Scheitholzessel, HDG Navora, Buchenscheitholz

9) Scheitholzessel, HDG Navora, Fichtenscheitholz

10) Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel

* nur ein Wert oberhalb der Nachweisgrenze

Tabelle 17: Elementkonzentrationen [ppm] in den Rückständen im internen/externen Wärmetauscher und im Verdünnungstunnel des Pelletofens (Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets), Pelletkessels (KWB Easyfire, Fichtenpellets), Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel), Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets), Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets).

1) Int. WT		2) Ext. WT		3) Int. WT		4) Int. WT				
(n = 5)		(n = 2)		(n = 2)		(n = 3)				
Pflanzenverfügbare Elemente										
P	13331	±	1467	7758*	4293	±	716	3050	±	315
S	6778		402	5141*	19254		2089	25064	±	1224
K	43125	±	2910	32181*	77487	±	5425	65872	±	1277
Ca	174125	±	15886	91453*	77064	±	5882	26035	±	409
Mg	28176	±	1944	14985*	9550	±	468	5882	±	240
Mn	30715	±	7302	14620*	9098	±	1242	10118	±	4041
Li	10	±	5,6	24,7*	6,6	±	0,7	11	±	2,5
Na	2308		213	951*	1565	±	40	2219	±	34
Rb	1655	±	88,7	184	198	±	54,3	74	±	18
Cs	1,7	±	0,3	12	2,2	±	0,6	1	±	0,1
Sr	6467	±	367	155	252	±	56	111	±	119
Ba	2037	±	1196	120*	833	±	20	247	±	9
Lithogene Elemente										
Fe	19154	±	831	9047*	52412	±	6171	101778	±	60595
Al	12161	±	379	6506*	7227	±	560	3001	±	414
Be	0,67	±	0,23	0,075*	0,162	±	0,004	0,08	±	0,02
Sc	1,4	±	0,1	0,61	0,84	±	0,15	0,2	±	0,02
Ti	768	±	136	388*	322	±	101	202	±	131
V	25	±	39	2,1*	7,1	±	0,5	14	±	11
Y	4,4	±	1,1	0,23*	4,6	±	1,9	0,48	±	0,18
Zr	32	±	14	0,8*	443	±	11	18	±	13
Nb	3,6	±	1	<0,002	1,1	±	0,2	0,73	±	0,18
La	11	±	2,2	0,39	6	±	0,5	1,8	±	0,1
Ce	18	±	3,6	0,49	8,7	±	1,9	2,8	±	0,2
Pr	2,1	±	0,4	0,06*	0,94	±	0,22	0,32*		
Nd	8	±	1,8	0,23*	3,5	±	0,9	1,2	±	0,03
Sm	1,5	±	0,3	0,04*	0,65	±	0,13	0,24	±	0,01
Eu	0,19	±	0,08	0,011	0,045	±	0,026	0,035	±	0,001
Gd	1,2	±	0,4	0,044*	0,56	±	0,17	0,21	±	0,03
Tb	0,17	±	0,05	0,006*	0,074*			0,027	±	0,003
Dy	0,96	±	0,26	0,037*	0,67	±	0,18	0,17	±	0,007
Ho	0,18	±	0,05	0,007*	0,14*			0,032	±	0,001
Er	0,52	±	0,13	0,018	0,72	±	0,21	0,10	±	0,01
Tm	0,065	±	0,018	0,003*	0,11	±	0,01	0,013	±	0,001
Yb	0,65	±	0,37	0,018*	1,2	±	0,3	0,13	±	0,05
Lu	0,07	±	0,02	0,002*	0,23	±	0,07	0,016	±	0,003
Th	3,1	±	0,7	0,05*	2,4	±	0,7	0,45	±	0,08
Schwermetalle										
Cr	242	±	16	102*	55	±	29	65	±	17
Co	27	±	7,3	13	6,4	±	1,9	7,6	±	5,3
Ni	48	±	6	16*	47	±	5	64	±	35
Cu	162	±	38	223*	478	±	126	405	±	273
Zn	1383	±	111	4776*	3899	±	1325	5070	±	1264
Mo	3,8	±	1,1	4,5	4,8	±	2,3	4	±	1,3
Cd	16	±	3,7	25	20	±	6,7	41	±	9,8
Sn	2,3	±	0,7	1,3	2,9	±	0,8	5	±	1,5
Sb	1,2	±	0,3	1,8	1,4	±	0,3	2,3	±	0,6
Tl	1,1	±	0,2	10	2,5	±	0,6	3,5	±	0,3
Pb	17	±	3,1	28	42	±	10	63	±	13
Bi	0,043	±	0,013	0,33	0,16	±	0,05	0,36	±	0,09
U	0,74	±	0,17	0,043*	1,7	±	0,5	0,15	±	0,02

1) Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets

2) Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets

3) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel

4) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets

5) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets

*nur ein Wert oberhalb der Nachweisgrenze

Fortsetzung Tabelle 17

	4) Ext. WT		4) VT		5) Int. WT		5) VT	
	(n = 3)		(n = 1)		(n = 2)		(n = 1)	
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	22688	±	224	3663	3272	±	99	4864
S	57878	±	3920	34921	23510	±	2912	29256
K	72561	±	12949	18440	69190	±	5719	17034
Ca	59551	±	4190	6255	24854	±	2120	7272
Mg	6692	±	236	1949	5776	±	246	1122
Mn	10853	±	390	2557	9391	±	3181	1840
Li	25	±	14	1	10	±	1,6	0,6
Na	11258	±	865	1292	1832*			5605
Rb	77	±	29	40	64	±	12	30
Cs	2,1	±	0,3	0,65	0,87	±	0,06	0,42
Sr	226	±	70	45	114	±	13	29
Ba	1530	±	596	1878	255	±	42	378
Lithogene Elemente								
Fe	58823	±	2913	150436	107298	±	54155	197464
Al	11419	±	275	831	2549	±	210	721
Be	1,3	±	0,6	0,05	0,062	±	0,004	0,011
Sc	0,36	±	0,1	<0,08	0,21*			<0,1
Ti	192	±	50	470	229	±	99	70
V	27	±	2,4	26	9	±	5,7	29
Y	4,4	±	1,2	0,14	0,56	±	0,17	0,13
Zr	1,6	±	0,5	2,4	19	±	7,3	1,8
Nb	1,3	±	0,3	0,42	0,75	±	0,3	0,49
La	8,3	±	1,4	0,49	1,7	±	0,1	0,38
Ce	8	±	1,2	1,9	2,8	±	0,2	0,59
Pr	0,97	±	0,15	0,08	0,32	±	0,02	0,06
Nd	3,6	±	0,6	0,33	1,2	±	0,1	0,24
Sm	0,73	±	0,11	0,07	0,24	±	0,01	0,04
Eu	0,13	±	0,05	0,004	0,033*			<0,001
Gd	0,87	±	0,26	0,11	0,23	±	0,02	0,051
Tb	0,11	±	0,02	0,008	0,028	±	0,003	0,006
Dy	0,7	±	0,1	0,044	0,17	±	0,01	0,033
Ho	0,13	±	0,02	0,008	0,033	±	0,002	0,006
Er	0,38	±	0,06	0,024	0,10	±	0,01	0,02
Tm	0,046	±	0,006	0,0027	0,013	±	0,001	0,0022
Yb	0,6	±	0,4	0,074	0,1	±	0,01	0,023
Lu	0,053	±	0,015	0,005	0,013	±	0,001	0,002
Th	0,2	±	0,03	0,08	0,44	±	0,03	0,1
Schwermetalle								
Cr	5788	±	3069	115	138	±	82	100
Co	67	±	15	21	9	±	2,4	19
Ni	2739	±	1022	67	81	±	24	62
Cu	1382	±	45	72	3070	±	2681	65
Zn	11708	±	5130	1104	13425	±	7001	1069
Mo	155	±	46	11	2,8	±	2,1	9,2
Cd	59	±	20	2,7	33	±	7,8	2,2
Sn	14	±	5,2	21	7,2	±	3,3	9,9
Sb	3,8	±	1,2	3,5	2,8	±	1,2	3,1
Tl	12	±	1	0,35	2,8	±	0,2	0,38
Pb	778	±	246	26	79	±	16	24
Bi	0,63	±	0,12	0,17	0,57	±	0,18	0,19
U	0,43	±	0,07	0,027	0,15	±	0,02	0,029

1) Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets

2) Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets

3) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenhackschnitzel

4) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets

5) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets

*nur ein Wert oberhalb der Nachweisgrenze

Tabelle 18: Elementkonzentrationen [ppm] der Rückstände aus dem EA, dem Rauchrohr zwischen Ofen und EA sowie eines Zyklons des Kaminofens (Buderus Blueline, Buchenscheitholz), des Kaminofens (Buderus Blueline, Fichtenscheitholz), des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel), des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets), des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets), der Großfeuerungsanlage (Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel).

	1) EA		1) Ofen - EA		2) EA		2) Ofen - EA					
	(n = 3)		(n = 3)		(n = 3)		(n = 3)					
Pflanzenverfügbare Elemente												
P	345	±	65	786	±	111	375	±	22	930	±	636
S	8437	±	1077	7191	±	769	4724	±	789	2695	±	2091
K	4514	±	433	7109	±	676	21737	±	3213	11350	±	5559
Ca	2992	±	450	7979	±	1156	9019	±	1975	8963	±	6373
Mg	386	±	79	1002	±	141	1231	±	232	992	±	702
Mn	892	±	202	2484	±	456	2086	±	689	4052	±	3121
Li	0,3	±	0,1	1	±	0,6	2,6	±	2	2,5	±	2,8
Na	191	±	90	213	±	41	287	±	144	176	±	232
Rb	14	±	4,4	20	±	5,1	43	±	5,9	25	±	15
Cs	0,22*			0,36	±	0,07	0,45	±	0,07	0,44	±	0,12
Sr	18	±	4,9	57	±	20	24	±	12	443	±	298
Ba	281	±	59	849	±	200	107	±	27	412	±	245
Lithogene Elemente												
Fe	150667	±	91979	134203	±	72584	1046	±	330	22942	±	16025
Al	259	±	6	862	±	248	137	±	20	1129	±	84
Be			<0,004	0,009*			0,08	±	0,07	0,075*		
Sc	<0,01			<0,01			0,13	±	0,18	0,33*		
Ti	26	±	14	60	±	33	17	±	1	29	±	15
V	4,9	±	4,7	7,7	±	9,1	17	±	21	30	±	42
Y	0,05	±	0,01	0,15	±	0,02	0,09	±	0,02	0,16	±	0,08
Zr	9,5	±	13	63	±	25	1,7	±	0,5	10	±	4,2
Nb	1,2	±	0,3	0,78	±	0,2	0,04*			0,21*		
La	0,28*			0,8	±	0,21	9,1	±	2,4	0,32	±	0,33
Ce	0,29	±	0,03	1,2	±	0,3	8,2	±	2,2	0,72	±	0,48
Pr	0,03*			0,09	±	0,01	0,05	±	0,01	0,04	±	0,03
Nd	0,1*			0,35	±	0,04	0,11	±	0,02	0,18	±	0,12
Sm	0,02*			0,07*			0,02*			0,04	±	0,02
Eu	0,018*			0,071*			0,004	±	0,005	0,006*		
Gd	0,027	±	0,002	0,09	±	0,02	0,08	±	0,02	0,05	±	0,03
Tb	0,002*			0,007*			0,003	±	0,001	0,005	±	0,005
Dy	0,012*			0,046	±	0,003	0,013	±	0,003	0,03	±	0,027
Ho	0,002*			0,009*			0,002*			0,006	±	0,005
Er	0,007*			0,031	±	0,001	0,008	±	0,001	0,018	±	0,016
Tm	0,001	±	0,001	0,0041	±	0,0002	0,001	±	0,001	0,003	±	0,003
Yb	0,013	±	0,005	0,05	±	0,013	0,017	±	0,015	0,14	±	0,2
Lu	0,001*			0,02	±	0,02	0,001*			0,02	±	0,02
Th	0,04	±	0,01	0,12*			0,02*			0,06	±	0,02
Schwermetalle												
Cr	64	±	31	67	±	56	32	±	20	648	±	641
Co	5,1	±	3,2	115	±	7,2	1	±	0,5	3,3	±	0,7
Ni	48	±	39	57	±	39	5	±	6	19	±	14
Cu	39	±	7	98	±	40	22	±	13	591	±	423
Zn	279	±	88	438	±	155	1207	±	230	936	±	655
Mo	3,3	±	0,9	10	±	3,9	0,6	±	0,2	2,4	±	1,7
Cd	3,9	±	0,7	8,2	±	1,6	38	±	7,7	20	±	15
Sn	7,7	±	1,4	11	±	2,9	0,68	±	0,18	1,6	±	1,2
Sb	1,5	±	0,2	42	±	48	3,3	±	3,8	0,9	±	0,6
Tl	0,41	±	0,08	0,82	±	0,17	3,5	±	0,4	2,1	±	1,4
Pb	9,2	±	2,5	16	±	4,3	47	±	8,3	28	±	21
Bi	1,9	±	3,1	0,11	±	0,01	0,13	±	0,02	0,09	±	0,07
U	0,013	±	0,002	0,06	±	0,01	0,013	±	0,003	0,025	±	0,013

1) Kaminofen Buderus Blueline, Buchenscheitholz

2) Kaminofen Buderus Blueline, Fichtenscheitholz

3) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel

4) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets

5) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets

6) Großfeuerungsanlage, Müller TMV 15H

*nur ein Wert oberhalb der Nachweisgrenze

Fortsetzung Tabelle 18

	3) EA		4) EA		5) EA		6) Zyklon	
	(n = 2)		(n = 2)		(n = 1)		(n = 3)	
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	6429	±	1252	15092	±	2392	8831	19657 ± 2316
S	68192	±	5686	30598	±	7208	10920	18457 ± 1608
K	395752	±	17207	289070	±	24404	256137	57541 ± 7582
Ca	18986	±	753	4607	±	355	3232	183771 ± 25649
Mg	3761	±	70	1504	±	194	2250	24446 ± 3401
Mn	2080	±	359	249	±	39	191	12544 ± 1992
Li	16	±	3,7	19,6	±	15	7,4	18 ± 2,8
Na	3650	±	94	9754	±	2649	369	6986 ± 1351
Rb	936	±	74	110	±	6,3	99	176 ± 67
Cs	10	±	1,1	2,0	±	0,1	0,96	4,4 ± 0,8
Sr	109	±	14	20	±	0,6	28	467 ± 93
Ba	315	±	32	43	±	1	45	960 ± 197
Lithogene Elemente								
Fe	25359	±	1878	6499	±	4893	3011	32539 ± 3356
Al	1891	±	103	387	±	80	188	43806 ± 6618
Be	0,12	±	0,02	0,006*			0,007	1,3 ± 0,1
Sc	0,22*			<0,09			0,09	6,1 ± 1,2
Ti	115	±	5	65	±	56	16	2408 ± 904
V	3,5	±	1,1	<1,7			3,5	47 ± 6
Y	0,58*			0,06	±	0,03	0,05	284 ± 33
Zr	3,5	±	0,6	0,6*			0,7	27 ± 26
Nb	0,42	±	0,12	0,08*			0,02	6,6 ± 5,8
La	1,1*			0,2*			0,19	26 ± 5,7
Ce	1,6	±	0,1	0,34*			0,27	43 ± 11
Pr	0,17*			0,03*			0,03	4,9 ± 1,2
Nd	0,68	±	0,07	0,14*			0,12	19 ± 4,3
Sm	0,13*			0,02*			0,02	3,4 ± 0,8
Eu	0,006	±	0,008	0,007	±	0,002	0,001	0,41 ± 0,06
Gd	0,11*			0,025*			0,013	2,7 ± 0,6
Tb	0,016*			0,003*			0,002	0,35 ± 0,08
Dy	0,1	±	0,01	0,018	±	0,001	0,012	2 ± 0,4
Ho	0,018*			0,003*			0,002	0,35 ± 0,06
Er	0,058*			0,01*			0,006	1 ± 0,2
Tm	0,006*			0,001*			0,0008	0,12 ± 0,02
Yb	0,053	±	0,001	0,009*			0,009	0,84 ± 0,14
Lu	0,007*			0,001*			0,001	0,11 ± 0,02
Th	0,23	±	0,01	0,04*			0,02	6,7 ± 0,9
Schwermetalle								
Cr	51	±	26	19*			23	69 ± 22
Co	4,2	±	1,2	0,1*			0,2	15 ± 5,5
Ni	30	±	1	5*			4	48 ± 7
Cu	214	±	9	146	±	13	92	109 ± 16
Zn	10324	±	187	12715	±	799	5583	2864 ± 1593
Mo	5,9	±	3,6	14	±	2,3	8,3	12 ± 11
Cd	50	±	15	31	±	10	14,4	22 ± 4,5
Sn	5,3	±	1,6	51	±	19	30,9	14 ± 5,6
Sb	3,4	±	0,9	14	±	4,6	4,72	5,9 ± 2,9
Tl	19	±	1	5,5	±	0,1	1,164	4,6 ± 0,3
Pb	249	±	41	562	±	153	204	179 ± 24
Bi	1,3	±	0,2	4,7	±	0,6	3,14	1,4 ± 0,3
U	0,096	±	0,004	0,019	±	0,001	0,008	1,7 ± 0,2

1) Kaminofen Buderus Blueline, Buchenscheitholz

2) Kaminofen Buderus Blueline, Fichtenscheitholz

3) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenhackschnitzel

4) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets

5) Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets

6) Großfeuerungsanlage, Müller TMV 15H

*nur ein Wert oberhalb der Nachweisgrenze

Tabelle 19: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Pelletofens (Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets).

	Filter Nr. 11 (Anheizphase)	Filter Nr. 12	Filter Nr. 13	Filter Nr. 14 (Anheizphase)	Filter Nr. 15	Filter Nr. 16
Pflanzenverfügbare Elemente						
P	115	348	267	180	279	251
S	5532	9834	10822	5316	8554	10005
K	27812	63469	49258	17330	54132	50659
Ca	910	2802	4057	1423	2232	2030
Mg	194	505	680	245	356	349
Mn	214	677	847	396	516	443
Li	4,8	7,8	5,5	4,5	5,3	2,5
Na	579	939	714	110	797	806
Rb	172	589	419	100	441	202
Cs	2,2	3,7	2,9	1,2	2,9	1,4
Sr	10	11	13	2,3	5,7	2,5
Ba	317	173	56	<0,062	<0,021	41
Lithogene Elemente						
Fe	422	470	845	535	325	263
Al	158	167	86	<72	<34	<36
Be	0,13	0,12	0,008	<0,002	0,064	0,093
Sc	<0,3	<0,2	<0,2	<0,3	<0,2	<0,2
Ti	154	362	1280	3042	80	366
V	<5	<3	<2	<5	<2	<2
Y	<0,1	0,07	<0,04	<0,09	<0,03	<0,02
Zr	0,56	<0,1	<0,1	<0,2	<0,08	<0,05
Nb	0,015	0,015	<0,005	<0,01	<0,004	<0,002
La	0,0033	0,13	0,024	<0,002	<0,0006	0,02
Ce	0,011	0,18	0,074	<0,0057	<0,002	<0,001
Pr	<0,0008	0,017	0,01	<0,0005	<0,0002	<0,0001
Nd	<0,006	0,079	0,047	<0,005	<0,0017	<0,001
Sm	<0,001	0,012	0,0086	<0,0010	<0,00035	<0,0002
Eu	<0,0004	<0,0002	<0,0002	<0,0004	<0,0001	<0,00007
Gd	0,0045	0,012	<0,001	<0,003	<0,0009	<0,0005
Tb	<0,001	0,0023	<0,0004	<0,001	<0,0004	<0,0002
Dy	<0,01	0,0096	<0,005	<0,01	<0,004	<0,002
Ho	<0,003	0,0017	<0,001	<0,003	<0,0009	<0,0005
Er	<0,009	0,0055	<0,003	<0,007	<0,003	<0,001
Tm	<0,001	0,00064	<0,0004	<0,0009	<0,0003	<0,0002
Yb	0,007	0,0052	<0,002	<0,004	<0,001	<0,0007
Lu	0,00084	0,00087	<0,0003	<0,0007	<0,0003	<0,0001
Th	<0,007	0,0089	<0,002	<0,005	<0,002	<0,001
Schwermetalle						
Cr	44	49	157	125	24	49
Co	<4,7	<2,5	3,1	<4,4	<2,1	2,3
Ni	6,7	9,5	63	68	3,2	9
Cu	94	152	123	57	109	48
Zn	6243	9643	7264	1555	6770	2937
Mo	2	2,5	1,7	<0,16	0,95	0,14
Cd	20	25	19	12	16	6,6
Sn	2,8	3,4	1,8	3	1,8	0,93
Sb	2,5	3,6	2,1	0,82	1,9	0,93
Tl	4,1	5	4	2,3	3,5	1,5
Pb	75	<0,07	<0,07	45	<0,05	36
Bi	0,24	0,34	0,264	0,085	0,25	0,1
U	<0,03	0,017	<0,009	<0,02	<0,007	<0,004

Tabelle 20: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Pelletkessels (KWB Easyfire, Fichtenpellets).

	Filter Nr. 1 (Anheizphase)	Filter Nr. 2	Filter Nr. 3	Filter Nr. 4	Filter Nr. 5	Filter Nr. 6 (Anheizphase)	Filter Nr. 7	Filter Nr. 8
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	3427	1281	247	937	3768	1132	634	414
S	61047	41342	4136	32099	73114	23759	11626	4612
K	608914	260847	37524	58926	739156	203936	140023	57119
Ca	11493	7850	426	4378	5947	2059	381	216
Mg	2542	1566	211	929	1563	576	303	254
Mn	4466	2470	357	951	3868	1329	475	369
Li	22	8,4	2,2	11	62	11	3,5	3,3
Na	8274	4009	340	2005	12110	3911	1747	546
Rb	1175	361	83	273	2819	387	157	<0,027
Cs	24	8,1	1,7	8,1	60	8,6	2,8	<0,0053
Sr	33	15	5,5	25	41	2	<0,006	<0,007
Ba	218	27	161	121	815	2,6	<0,001	<0,001
Lithogene Elemente								
Fe	3956	2439	348	874	4909	1540	650	813
Al	706	579	103	213	814	345	502	430
Be	<0,2	0,19	<0,04	0,038	0,55	<0,05	<0,05	7,4
Sc	<2	<0,6	<0,3	<0,2	<0,9	<0,4	<0,4	<0,
Ti	4469	2374	146	205	5564	757	272	41
V	<12	<4	<2	<2	<6	<2	<3	<3
Y	<1	<0,5	<0,2	<0,2	<0,7	<0,3	<0,3	<0,3
Zr	1,4	0,28	0,42	1	5,4	3,3	0,084	1,5
Nb	<1	<0,5	<0,2	<0,2	0,78	2,7	0,63	1,5
La	0,31	0,12	0,054	0,21	0,53	0,067	0,4	<0,007
Ce	0,46	0,15	0,077	0,22	0,52	0,045	0,0026	0,028
Pr	0,04	0,015	0,0058	0,021	0,054	0,0039	<0,002	<0,003
Nd	0,15	0,055	0,025	0,075	0,2	1,5	0,77	<0,002
Sm	<1	<0,4	<0,2	<0,2	<0,6	1,2	0,3	<0,29
Eu	<0,06	<0,02	<0,01	<0,008	<0,03	1,1	0,37	<0,02
Gd	<3	<1	<0,5	<0,4	<2	<0,6	<0,7	<0,8
Tb	<30	<11	<5	<4	<15	<6	<7	<8
Dy	<0,2	<0,07	<0,03	<0,02	<0,09	0,66	0,17	<0,05
Ho	<2	<0,5	<0,2	<0,2	<0,7	<0,3	<0,3	<0,4
Er	<0,02	<0,008	<0,003	0,0055	0,02	0,24	<0,005	<0,005
Tm	<0,03	<0,01	<0,005	<0,004	<0,02	0,22	0,19	<0,008
Yb	<0,02	<0,006	<0,003	0,086	0,22	2,6	0,61	<0,004
Lu	<1	<0,4	<0,2	<0,2	<0,6	0,54	<0,3	<0,3
Th	<0,06	<0,02	<0,009	0,019	0,034	<0,012	<0,01	<0,01
Schwermetalle								
Cr	299	219	15	49	369	150	65	36
Co	27	15	<3	<3	17	4,7	<4	<5
Ni	88	44	4,3	14	92	14	3,9	6,2
Cu	725	241	55	214	1340	180	68	47
Zn	11028	3810	761	4304	29395	3568	836	593
Mo	19	5,9	1,5	10	61	9,1	1,8	1,6
Cd	38	13	6,6	13	94	23	4,5	16
Sn	9	2,5	1	4,7	32	242	55	90
Sb	13	2,4	0,6	2,4	24	4,9	1,5	2,4
Tl	13	4,2	0,97	4,7	32	3,3	1,1	0,84
Pb	767	150	42	148	995	137	86	108
Bi	1,1	0,35	0,13	0,5	4,2	0,52	0,55	0,5
U	<0,1	<0,03	<0,02	0,014	0,074	<0,02	<0,02	<0,02

Tabelle 21: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Kaminofens (Buderus BlueLine Nr. 12, Fichtenscheitholz).

	Filter Nr. 29 (ohne EA)	Filter Nr. 30 (ohne EA)	Filter Nr. 31 (ohne EA)	Filter Nr. 32 (ohne EA)	Filter Nr. 35 (mit EA)	Filter Nr. 36 (mit EA)	Filter Nr. 37 (mit EA)	Filter Nr. 38 (mit EA)
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	125	102	157	<81	<105	<356	<150	<171
S	1872	3109	3829	5556	2102	7186	4060	6712
K	11099	13078	16847	22605	7321	33542	16633	6155
Ca	1908	2242	4109	3315	<418	<1415	688	<678
Mg	265	225	411	339	<36	<122	118	<59
Mn	558	619	1288	1088	<136	<460	405	256
Li	2,7	2,3	3	3,3	0,56	8	5,4	2,7
Na	1191	661	347	730	362	<31	94	1098
Rb	37	31	55	65	22	97	56	21
Cs	<0,3	0,3	0,56	0,59	<0,4	<1	1	<0,6
Sr	34	18	30	15	<0,6	<2,1	3,9	<1
Ba	89	<0,2	225	299	27	<0,87	238	54
Lithogene Elemente								
Fe	1170	<459	<363	<493	<641	<2171	1298	<1040
Al	127	<19	<15	<21	<27	<92	<39	<44
Be	<0,03	<0,03	0,053	<0,04	<0,05	<0,2	0,11	<0,08
Sc	<0,03	<0,03	<0,03	<0,04	<0,05	<0,2	<0,06	<0,07
Ti	396	933	14752	1173	3544	10686	43249	7237
V	<1	<1	<0,8	<1	<2	<5	5,2	<2
Y	0,24	<0,003	0,025	0,045	0,17	<0,02	0,038	<0,008
Zr	4,7	<0,2	<0,2	<0,2	<0,3	<0,9	3,2	0,51
Nb	<1,3	<1	<1	<1	<2	<6	<3	<3
La	0,36	0,14	0,26	0,34	1,1	1,1	0,58	<0,04
Ce	0,34	0,046	0,21	0,43	0,6	0,24	0,76	<0,02
Pr	0,037	0,0035	0,025	0,034	0,021	<0,005	0,078	<0,003
Nd	0,13	0,016	0,076	0,11	0,069	0,061	0,3	<0,007
Sm	0,027	0,003	0,01	0,012	0,013	<0,006	0,055	<0,003
Eu	0,029	0,011	0,016	0,028	<0,0008	<0,003	<0,001	<0,001
Gd	0,036	<0,0009	0,0062	0,011	0,003	<0,004	0,024	<0,002
Tb	0,0053	<0,00008	<0,00006	0,0004	0,0016	<0,0004	0,0002	<0,0002
Dy	0,033	<0,001	<0,0009	0,0042	0,026	<0,006	<0,002	<0,003
Ho	0,0056	<0,00008	0,00008	0,00014	0,0065	<0,0004	0,0006	<0,0002
Er	0,017	<0,0004	0,0013	0,0026	0,024	<0,002	0,009	<0,0009
Tm	0,0019	<0,00007	<0,00006	<0,00008	0,0028	<0,0004	0,001	<0,0002
Yb	0,013	<0,0007	0,0007	<0,0007	0,023	<0,0031	0,0083	<0,002
Lu	0,0023	<0,00003	<0,00003	0,00014	0,0024	<0,0002	0,0011	<0,0001
Th	0,067	<0,002	<0,002	0,055	<0,003	<0,01	0,13	<0,005
Schwermetalle								
Cr	<4	<4	<3	161	244	700	439	36
Co	<4	<4	17	<4	5,8	<17	48	9,4
Ni	37	19	15	113	11	72	248	132
Cu	164	27	39	37	18	25	82	8,2
Zn	1991	2640	2200	3375	425	2288	1437	746
Mo	<0,1	<0,1	<0,09	<0,1	<0,2	<0,5	<0,2	<0,3
Cd	62	75	73	91	26	72	86	50
Sn	2,6	0,94	1,2	<0,08	1,9	5,7	3,8	2,1
Sb	0,013	0,25	0,16	<0,006	0,91	4,9	<0,011	0,8
Tl	2,7	3,3	4,1	5,8	0,68	8,4	10	5,3
Pb	83	168	179	140	23	87	115	61
Bi	0,12	0,3	0,41	0,27	0,096	0,14	0,24	0,14
U	0,047	<0,0009	<0,0007	<0,0009	0,015	0,11	<0,002	<0,002

Tabelle 22: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Kaminofens (Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz).

	Filter Nr. 39 (ohne EA)	Filter Nr. 40 (ohne EA)	Filter Nr. 41 (ohne EA)	Filter Nr. 42 (ohne EA)	Filter Nr. 44 (mit EA)	Filter Nr. 45 (mit EA)	Filter Nr. 46 (mit EA)	Filter Nr. 47 (mit EA)
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	<82	104	78	<28	<172	<164	<121	<129
S	3952	6962	9529	4152	10945	6086	5263	6501
K	17329	41255	39465	6612	49270	20215	6479	5057
Ca	<325	<235	814	<113	<682	1576	1210	<514
Mg	75	66	169	24	77	<56	<42	<45
Mn	199	<76	152	<37	<222	<211	<156	<167
Li	4,8	6,1	3,8	1,8	7,8	2,7	4,9	1,3
Na	103	47	663	19	53	104	110	<11
Rb	94	257	138	25	157	92	32	25
Cs	2,5	7,3	2,6	0,4	2,5	1,7	0,75	<0,5
Sr	1,9	1,1	2	0,29	<1	1,7	2	<0,8
Ba	11	<0,1	<0,2	<0,07	<0,4	<0,4	154	<0,3
Lithogene Elemente								
Fe	2383	563	1421	524	1201	<996	1086	2325
Al	68	20	74	43	<44	116	53	108
Be	0,048	<0,03	<0,03	<0,01	<0,08	0,11	<0,05	<0,06
Sc	<0,04	<0,03	<0,03	<0,01	<0,07	<0,07	<0,05	<0,06
Ti	28392	11407	1836	1141	1941	6348	5547	20465
V	2,6	0,95	<1	<0,4	<2	<2	<2	<2
Y	<0,004	<0,003	<0,003	<0,001	0,11	0,027	0,92	<0,006
Zr	<0,2	<0,2	<0,2	<0,07	<0,4	<0,4	<0,3	<0,3
Nb	<1	<1	<1	<0,5	<3	<3	<2	<2
La	0,73	0,026	<0,02	0,023	0,48	0,15	0,11	0,062
Ce	0,37	<0,006	<0,007	0,012	0,19	0,23	0,13	0,058
Pr	0,038	<0,0009	<0,001	<0,0004	0,011	0,034	0,014	<0,002
Nd	0,085	<0,002	<0,003	0,0012	0,064	0,053	0,033	<0,005
Sm	0,0026	<0,001	<0,0013	<0,0005	<0,003	0,01	0,02	<0,002
Eu	<0,0006	<0,0004	<0,0006	0,0016	0,043	0,0072	0,01	<0,001
Gd	<0,001	<0,0007	<0,0009	<0,0004	0,022	0,0045	0,039	<0,002
Tb	<0,00009	<0,00006	<0,00008	<0,00003	0,0027	<0,0002	0,014	<0,0001
Dy	<0,001	<0,0009	<0,0012	<0,0004	0,016	<0,0026	0,13	<0,002
Ho	<0,00009	<0,00006	<0,00008	<0,00003	0,0017	0,0011	0,031	<0,0001
Er	<0,0005	<0,0003	<0,0004	<0,0002	0,0097	0,0027	0,11	<0,0007
Tm	<0,00008	<0,00006	<0,00007	<0,00003	<0,0002	<0,0002	0,016	<0,0001
Yb	<0,0007	<0,0005	<0,0006	<0,0003	0,0028	<0,001	0,11	<0,0011
Lu	<0,00004	<0,00003	<0,00003	<0,00001	0,0007	0,0006	0,016	<0,0001
Th	0,023	<0,002	<0,002	<0,0009	<0,005	<0,005	0,019	<0,004
Schwermetalle								
Cr	912	313	264	293	679	423	476	779
Co	30	12	4	3	<8,1	9	6,7	29
Ni	429	100	186	111	119	69	234	345
Cu	56	38	7	11	16	79	2,8	37
Zn	175	524	716	103	457	680	400	106
Mo	<0,1	<0,09	<0,1	<0,04	<0,3	<0,2	<0,2	<0,2
Cd	19	21	29	13	28	19	11	11
Sn	1,9	1,1	<0,08	<0,03	<0,18	2,7	0,71	2,9
Sb	<0,006	0,32	<0,005	<0,002	<0,01	1,6	0,37	1,3
Tl	0,58	1,1	0,59	0,17	0,44	0,42	0,25	0,14
Pb	33	50	51	16	60	50	77	29
Bi	0,15	0,15	0,12	0,057	0,24	0,19	0,14	0,13
U	<0,0009	<0,0007	<0,0008	<0,0003	0,086	0,033	<0,001	<0,002

Tabelle 23: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel).

	Filter Nr. 52 (Anheizphase) (ohne EA)	Filter Nr. 49 (ohne EA)	Filter Nr. 50 (ohne EA)	Filter Nr. 51 (ohne EA)	Filter Nr. 53 (Anheizphase) (mit EA)	Filter Nr. 54 (mit EA)	Filter Nr. 55 (mit EA)	Filter Nr. 56 (mit EA)
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	754	1208	1203	1335	1039	1049	882	1031
S	21270	33797	60584	51432	17193	26896	30866	46125
K	350027	386605	465299	491881	110158	409382	360272	463421
Ca	3302	3995	3994	4252	5467	2363	2466	3050
Mg	670	828	773	869	1077	525	510	642
Mn	817	982	974	935	707	975	826	911
Li	11	11	14	15	7,4	17	15	18
Na	3002	3781	3576	3618	622	3612	2926	3765
Rb	830	889	571	820	345	1260	865	931
Cs	9,9	9,7	12	11	3,8	14	11	13
Sr	31	27	23	25	51	37	25	27
Ba	535	324	230	233	1255	1288	483	405
Lithogene Elemente								
Fe	654	1108	798	1159	1630	1851	1983	1460
Al	351	473	455	554	506	441	264	315
Be	0,083	0,14	0,11	0,1	<0,1	<0,1	0,11	0,15
Sc	<0,4	<0,3	<0,1	<0,1	<1	<1	<0,3	<0,2
Ti	336	139	102	1260	1608	6443	5609	2130
V	<3	<2	1,2	1,5	<7	<8	2,5	2,1
Y	<0,3	<0,2	0,11	0,12	<0,8	<0,9	<0,3	<0,2
Zr	3,2	3,1	1	1,5	12	11	3,2	2,1
Nb	0,31	0,29	<0,1	<0,1	1,1	1,2	<0,25	<0,2
La	0,34	0,36	0,26	0,3	0,71	0,62	0,25	0,26
Ce	0,46	0,52	0,42	0,46	1	0,9	0,41	0,42
Pr	0,052	0,05	0,045	0,051	0,12	0,091	0,041	0,042
Nd	0,18	0,2	0,17	0,19	0,47	0,36	0,16	0,17
Sm	<0,2	<0,2	<0,087	<0,09	<0,69	<0,7	<0,2	<0,2
Eu	<0,01	<0,01	<0,005	<0,005	<0,04	<0,04	<0,01	<0,008
Gd	<0,6	<0,5	<0,2	<0,2	<2	<2	<0,6	<0,4
Tb	<6	<5	<2	<2	<18	<19	<6	<4
Dy	<0,04	0,032	0,027	0,031	<0,11	<0,1	<0,03	0,028
Ho	<0,3	<0,2	<0,1	<0,1	<0,9	<1	<0,27	<0,2
Er	0,017	0,016	0,015	0,016	0,049	0,037	0,015	0,016
Tm	<0,007	<0,005	<0,002	<0,002	<0,02	<0,02	<0,006	<0,004
Yb	0,015	0,013	0,013	0,014	0,045	0,033	0,012	0,014
Lu	<0,2	<0,2	<0,09	<0,09	<0,7	<0,7	<0,2	<0,2
Th	0,044	0,046	0,047	0,055	0,13	0,082	0,041	0,043
Schwermetalle								
Cr	6,7	88	35	70	133	452	341	228
Co	<4	<3	<1	4,6	<11	<12	15	6,5
Ni	46	17	8,4	36	56	192	184	109
Cu	180	156	148	156	172	315	211	281
Zn	9758	7071	7798	7758	6698	13047	8725	9802
Mo	6,9	10	4,8	6,6	16	24	8,2	8,5
Cd	71	61	44	58	69	66	52	60
Sn	3,7	9,1	5,3	6,4	3,7	8	4,6	8,7
Sb	2,2	4	2,2	2,5	2,6	5,6	1,6	2,3
Tl	19	14	15	15	8,7	24	17	18,4
Pb	230	199	218	208	199	310	197	222
Bi	1,2	1,8	1,5	3	1,4	1,7	1,1	1,1
U	0,047	0,058	0,05	0,046	0,19	0,19	0,052	0,058

Tabelle 24: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets).

	Filter Nr. 59 (ohne SWT)	Filter Nr. 60 (ohne SWT)	Filter Nr. 62 (ohne SWT)	Filter Nr. 64 (ohne SWT)	Filter Nr. 65 (mit SWT)	Filter Nr. 66 (mit SWT)	Filter Nr. 67 (mit SWT)	Filter Nr. 68 (mit SWT)
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	1038	5987	5942	5271	5581	6887	8045	8493
S	3857	14251	11832	8912	15105	9816	11458	9143
K	24130	109265	134546	132422	45906	149360	175519	191153
Ca	600	5242	1531	741	10202	274	99	<18
Mg	172	1268	405	246	1361	88	61	73
Mn	52	228	96	34	1073	34	17	17
Li	5,6	6,6	4,8	6,6	2,7	6,6	6,4	7,7
Na	453	5142	6006	5082	1177	5269	8058	8289
Rb	16	72	76	63	45	82	78	82
Cs	0,54	1,3	1,3	1,1	0,68	1,3	1,4	1,6
Sr	3,6	35	8,5	3,5	65	<3	<2	<3
Ba	<0,3	2002	<0,2	<0,2	97	<0,3	<0,2	<0,3
Lithogene Elemente								
Fe	2783	5195	3217	730	95160	2096	505	346
Al	80	1348	410	62	990	82	<34	459
Be	<0,001	<0,001	<0,0006	<0,001	0,011	<0,001	<0,0009	<0,001
Sc	<0,08	<0,1	<0,04	<0,06	<0,08	<0,07	<0,06	<0,07
Ti	183	1352	1899	721	3191	1271	1081	2204
V	<3	<3	<2	<2	3,7	<3	<2	<2
Y	0,046	0,31	<0,003	0,038	0,28	<0,005	<0,004	<0,005
Zr	0,71	6,1	<0,3	<0,6	2,4	<0,5	<0,4	<0,5
Nb	0,28	0,35	0,062	<0,005	0,4	0,02	<0,005	<0,005
La	0,24	1,1	0,19	0,2	1,2	0,082	<0,02	<0,02
Ce	0,1	1,3	0,24	0,26	1,7	0,071	<0,02	<0,02
Pr	0,014	0,15	0,023	0,019	0,19	0,0061	0,0021	<0,001
Nd	0,028	0,53	0,083	0,061	0,73	0,017	0,0096	<0,005
Sm	0,011	0,13	0,014	0,014	0,13	0,0022	0,0008	<0,00003
Eu	0,0064	0,12	<0,0002	0,0033	0,031	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Gd	0,013	0,16	0,013	0,016	0,12	0,0025	<0,0001	<0,0002
Tb	0,0016	0,019	0,0028	0,0042	0,016	<0,00002	<0,00002	<0,00002
Dy	0,016	0,11	0,011	0,015	0,093	<0,0008	<0,0007	<0,0008
Ho	0,0023	0,018	0,0023	0,0021	0,017	<0,0004	<0,0003	<0,0004
Er	0,007	0,08	0,0054	0,0063	0,047	<0,001	<0,0009	<0,001
Tm	0,0009	0,0069	0,0006	0,0006	0,0056	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Yb	0,013	0,092	0,0087	<0,006	0,043	<0,007	<0,0061	<0,007
Lu	0,0014	0,009	0,0008	0,0008	0,0056	<0,0008	<0,0007	<0,0007
Th	0,018	0,2	0,032	0,032	0,32	<0,002	<0,001	<0,002
Schwermetalle								
Cr	9,8	306	157	44	76	12	9	49
Co	<1,5	1,9	10	1,7	11	4,4	3,9	9,1
Ni	4,5	20	24	<2	28	<2	<2	<2
Cu	14	66	31	29	41	37	31	38
Zn	810	3066	1439	1975	1103	2302	2068	2415
Mo	1,2	17	14	12	8,6	15	16	17
Cd	8,2	20	20	18	8,2	21	22	27
Sn	3,5	22	15	9,4	9	26	28	23
Sb	1,4	6,6	6,2	3,1	3,7	6,6	7,1	6,8
Tl	0,85	3,4	3,2	3	1,5	3,7	3,7	4,3
Pb	85	368	399	370	148	469	481	515
Bi	0,87	3,1	2,9	2,8	1,2	3,6	3,6	4,1
U	0,043	0,13	0,025	0,039	0,088	<0,005	<0,004	<0,005

Tabelle 25: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Hackschnitzelkessels (Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthus pellets).

	Filter Nr. 71	Filter Nr. 72	Filter Nr. 73	Filter Nr. 74	Filter Nr. 75
Pflanzenverfügbare Elemente					
P	3750	8026	9335	5981	5735
S	8707	5950	8261	7961	4353
K	197321	420380	329843	181398	211436
Ca	1226	933	1351	3462	339
Mg	238	835	1111	1038	205
Mn	71	34	60	112	10
Na	1265	2073	1798	882	765
Rb	58	49	60	65	48
Cs	0,73	0,72	0,66	0,52	0,38
Sr	<6	5,7	9,9	18	2
Ba	<1	278	390	6	<0,1
Lithogene Elemente					
Fe	5394	1640	4474	9783	376
Al	<86	142	179	88	<9,6
Li	5,4	7,6	8,4	7,9	5,2
Be	<0,002	0,0035	0,0034	<0,0005	<0,0003
Sc	<0,2	<0,01	<0,02	<0,03	<0,02
Ti	1138	46	640	1848	1587
V	<5	<0,5	<0,7	1,2	<0,6
Y	0,21	0,034	0,047	0,025	<0,001
Zr	<1	<0,1	<0,1	<0,2	<0,1
Nb	0,016	<0,001	<0,002	0,038	<0,001
La	0,19	0,059	0,051	0,062	<0,006
Ce	0,14	0,081	0,07	0,077	<0,005
Pr	0,011	0,0093	0,0086	0,0095	<0,0003
Nd	0,054	0,037	0,03	0,04	<0,001
Sm	0,011	0,0076	0,0079	0,0068	<0,00001
Eu	<0,0007	<0,00007	0,0007	0,0037	<0,00008
Gd	<0,0003	0,0076	0,0091	0,0024	<0,00004
Tb	0,0011	0,0010	0,0014	0,00009	<0,00005
Dy	<0,002	0,0068	0,0057	0,0025	<0,0002
Ho	<0,0008	0,0011	0,0011	0,0006	<0,00009
Er	<0,002	0,0044	0,0041	0,0013	<0,0003
Tm	<0,0005	0,0004	0,0004	0,0001	<0,00005
Yb	<0,02	0,012	0,011	0,0032	<0,002
Lu	<0,002	0,0008	0,0008	<0,0003	<0,0002
Th	<0,004	0,0081	0,012	0,01	<0,0004
Schwermetalle					
Cr	223	74	124	116	64
Co	0,59	0,17	0,36	0,69	0,21
Ni	77	13	31	63	34
Cu	57	92	91	60	58
Zn	4351	3073	4190	3970	3549
Mo	1,3	1,9	3,4	4,2	3,2
Cd	19	14	13	7,3	7,1
Sn	14	0,54	12	18	11
Sb	2,2	0,16	2,4	2	1,5
Tl	1,1	0,51	0,5	0,41	0,28
Pb	202	134	127	96	84
Bi	3,1	2,6	2,7	2	1,9
U	<0,01	0,0066	0,0095	<0,002	<0,001

Tabelle 26: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern des Scheitholzkessels (HDG Navora, Fichten- bzw. Buchenscheitholz).

	Filter Nr. 1	Filter Nr. 2	Filter Nr. 3	Filter Nr. 4	Filter Nr. 6	Filter Nr. 7	Filter Nr. 8	Filter Nr. 9
	Fichte				Buche			
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	875	1215	1055	1992	2063	609	163	362
S	30385	47965	84025	21064	42235	150518	48604	15033
K	160284	349357	394092	230051	121171	435977	414691	363852
Ca	14041	20200	12360	29178	31432	3981	2708	2447
Mg	2387	3225	1953	4292	4754	613	567	707
Mn	3660	3222	3272	7033	2635	402	471	448
Na	5334	8319	10401	16417	733	4298	3059	2213
Rb	207	586	667	324	224	996	887	954
Cs	<2	4	4,8	<7	4,2	15	5,2	4,5
Sr	40	64	48	113	99	24	11	10
Ba	1347	2003	795	4486	625	2206	<3	<2
Lithogene Elemente								
Fe	2065	2350	2840	2078	807	1653	5367	759
Al	950	897	716	1445	664	1169	659	354
Li	9	27	76	13	22	109	78	65
Be	0,091	0,68	0,19	0,16	0,2	0,51	0,25	0,12
Sc	<0,6	<0,9	<0,9	<2	<0,4	<1	<0,7	<0,4
Ti	9514	7726	6855	18984	2285	20138	12890	5009
V	9,8	20	25	35	6,7	19	14	8
Y	0,34	0,35	0,21	0,28	0,19	0,047	0,03	0,086
Zr	2,6	3,3	4,5	7,5	1	2,1	<0,6	<0,4
Nb	<0,03	<0,04	0,14	<0,08	0,04	<0,05	<0,03	<0,02
La	1	0,89	2	0,93	0,72	0,36	0,28	0,19
Ce	1,3	0,7	2,2	1	0,86	0,38	0,24	0,17
Pr	0,083	0,082	0,1	0,12	0,085	0,045	0,024	0,025
Nd	0,28	0,41	0,36	0,43	0,28	0,19	0,063	0,095
Sm	0,088	0,093	0,059	0,099	0,054	0,044	0,0087	0,023
Eu	0,04	<0,003	0,034	<0,006	0,0044	0,0056	<0,002	0,0043
Gd	0,083	0,077	0,089	0,15	0,06	0,049	0,01	0,022
Tb	0,01	0,013	0,011	0,015	0,0075	0,0034	0,0011	0,0033
Dy	0,062	0,049	0,061	0,093	0,041	0,024	0,0077	0,02
Ho	0,0098	0,0048	0,011	0,018	0,0075	0,0049	<0,002	0,0026
Er	0,032	0,019	0,031	0,058	0,021	0,016	0,0042	0,0065
Tm	0,0041	0,014	0,018	0,053	0,0077	0,024	<0,0009	0,0007
Yb	0,16	0,11	2,7	9,1	1,1	4,5	0,049	<0,03
Lu	0,011	0,011	0,13	0,44	0,053	0,22	<0,003	<0,002
Th	0,095	0,085	0,038	<0,02	0,05	<0,01	0,0087	0,017
Schwermetalle								
Cr	466	1771	5397	983	214	2115	1739	1066
Co	24	18	18	45	9,4	44	32	11
Ni	77	59	156	27	30	36	460	21
Cu	100	157	223	108	50	131	171	193
Zn	7777	10951	10912	3781	865	2457	2507	1293
Mo	<3	<4	<4	<8	<2	<5	<3	<2
Cd	151	142	102	19	39	50	29	4,9
Sn	0,94	1,7	5,6	1	0,53	5,7	1,6	3,5
Sb	<1	<2	2,3	<4	<0,8	<2	<1	1,9
Tl	10	32	11	5	0,97	2,5	1,3	0,69
Pb	150	437	357	111	59	213	185	70
Bi	0,88	1,7	2,4	0,26	3	8	2,4	1,2
U	0,071	0,16	0,03	<0,01	0,011	<0,007	<0,005	0,007

Tabelle 27: Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand auf den Filtern der Großfeuerungsanlage (Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel).

	Filter Nr. 184	Filter Nr. 185	Filter Nr. 186
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	21045	16075	17845
S	73365	68627	77427
K	310827	265325	302009
Ca	64468	60072	51425
Mg	13969	13738	12068
Mn	1295	3587	3784
Li	20	27	22
Na	22952	16907	21707
Rb	1130	1299	1021
Cs	28	34	27
Sr	222	278	177
Ba	698	258	296
Lithogene Elemente			
Fe	8241	9456	10240
Al	6689	6184	5216
Be	0,42	0,52	0,38
Sc	<0,3	<0,5	<0,2
Ti	466	1925	655
V	20	21	15
Y	1,7	1,7	1,1
Zr	0,68	0,87	1,4
Nb	0,044	0,27	0,13
La	2,7	3,2	2,2
Ce	4	4,6	3,1
Pr	0,46	0,54	0,35
Nd	1,8	2,07	1,37
Sm	0,34	0,42	0,28
Eu	0,072	0,08	0,07
Gd	0,55	0,39	0,28
Tb	0,047	0,06	0,041
Dy	0,26	0,35	0,24
Ho	0,047	0,063	0,043
Er	0,13	0,17	0,12
Tm	0,016	0,028	0,019
Yb	0,31	1,5	0,95
Lu	0,02	0,087	0,056
Th	0,84	0,76	0,55
Schwermetalle			
Cr	121	300	406
Co	10	24	23
Ni	48	1222	833
Cu	555	578	460
Zn	28225	33828	25583
Mo	17	7,5	34
Cd	173	215	187
Sn	20	28	6,9
Sb	16	29	21
Tl	81	91	88
Pb	3024	3085	3104
Bi	24	28	26
U	0,51	0,39	0,31

7.3 Hintergrundbelastung durch die Verdünnung des Abgases mit Raumluft - Die Nullmessung

Um die Hintergrundkonzentration der ungefilterten Umgebungsluft und Rückstände im Abgasweg zu ermitteln, wurde durch zwei Filter mit einem Durchmesser von 150 mm die Raumluft für 15 h gesogen. Als Feuerungsanlage wurde der Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 installiert. Einer der beiden Filter wurde an einer Messstelle unmittelbar hinter dem Kaminofen beladen (Messstelle im Rohgas), der zweite Filter wurde, um den Einfluss der Verdünnungsluft zu ermitteln, an einer Messstelle im Verdünnungstunnel beladen. Die Messstelle im Rohgas ist hier nur eine Bezeichnung für eine Probenahmestelle, da der Ofen während dieser Messung nicht in Betrieb war.

Es handelt sich jeweils um die Messstellen nach VDI 2066. Die Messparameter sind in Tabelle 28 dargestellt

Tabelle 28: Parameter der Nullmessung auf Ø 150 mm Filtern

Versuchsaufbau	Kaminofen Blueline Nr. 12	
Fa.	Buderus	
Probenahmestelle	Rohgasmessstelle	Verdünnungstunnelmessstelle
Probenahmetemperatur [°C]	20	20
Probenahmedauer [min]	900	900
Rauchrohrdurchmesser [mm]	65	150
Düsendurchmesser [mm]	16	16
Filter	Planfilter 150 mm, MK360	Planfilter 150 mm, MK 360
Luftdruck [bar]	986	986
Förderdruck [Pa]	-12	-40
Abgesaugtes Gesamtvolumen [m ³]	33,9	33,3

5.6.1

Die Filter wurden anschließend aufgeschlossen (s. Kapitel 5.6.1) und analysiert (s. Kapitel 5.12). Die Elementkonzentrationen lassen Rückschlüsse auf den Grad der Kontamination der Staubemissionsmessung durch die Verdünnung zu.

Die Konzentrationen der Hintergrundbelastung (s. Tabelle 29) wurden nicht zur Korrektur der Einzelmessungen herangezogen, da zum einen eine Wägung der Belegung der Filter aufgrund zu geringer Massen nicht möglich war und nicht auf die Trockenmasse zurückgerechnet werden konnte, zum anderen sind die individuellen Bedingungen an den Messtagen durchaus verschieden, so dass an dieser Stelle keine generellen Aussagen zum Einfluss aufgrund der Umgebungsluft gemacht werden können. Die Messung wurde durchgeführt, um eine weitere Fehlerquelle bei der Analytik aufzuzeigen.

Ein signifikanter Unterschied zwischen den Konzentrationen der Rückstände auf den Filtern, die an der Rohgasmessstelle bzw. an der Messstelle im Verdünnungstunnel beladen wurden, ist nicht erkennbar.

Tabelle 29: Analyseergebnisse der auf 150 mm Quarzfaserfiltern durchgeführten Nullmessung [ppm bezogen auf 25 ml wässrige Lösung].

Element	Rohgas-messstelle	Verdünnungstunnel-messstelle	Element	Rohgas-messstelle	Verdünnungstunnel-messstelle
Pflanzenverfügbare Elemente			Schwermetalle		
P	<0,01	<0,01	Cr	0,082	0,086
S	0,56	0,66	Co	<0,0002	<0,0002
K	<0,02	<0,02	Ni	<0,0008	<0,0008
Ca	0,8	0,6	Cu	0,004	0,005
Mg	<0,004	<0,004	Zn	<0,007	<0,007
Mn	0,1	0,1	Mo	<0,003	<0,003
Li	<0,00005	<0,00005	Cd	0,00081	0,00113
Na	0,81	0,39	Sn	0,0025	0,0028
Rb	0,0047	0,0054	Sb	<0,001	<0,001
Cs	<0,002	<0,002	Tl	<0,0003	<0,0003
Sr	<0,0008	<0,0008	Pb	0,013	0,014
Ba	<0,003	<0,003	Bi	0,00031	0,00048
			U	<0,000004	0,000015
Lithogene Elemente					
Fe	0,56	0,54	Nd	0,00002	0,0001
Al	0,09	0,02	Sm	0,000006	0,000037
Be	0,00004	<0,00002	Eu	0,000016	0,000018
Sc	0,42	0,42	Gd	0,000006	0,000048
Ti	1,126	1,379	Tb	0,000002	0,000011
V	0,07	0,07	Dy	0,000014	0,000067
Y	<0,00002	0,00011	Ho	0,000002	0,00001
Zr	<0,0005	<0,0005	Er	0,000009	0,000025
Nb	<0,00003	<0,00003	Tm	0,000008	0,000008
La	0,0003	0,00018	Yb	0,00132	0,0009
Ce	0,00005	0,00035	Lu	0,000065	0,000046
Pr	0,000011	0,000035	Th	0,00001	<0,00001

Eine Auswaage der Beladung der Filter ist aufgrund der zu geringen Masse nicht möglich, so dass hier keine Gehalte bezogen auf Staub angegeben werden können, sondern nur die Gehalte in 25 ml wässriger Lösung nach dem üblichen Aufschluss mit HClO_4 und HNO_3 . Die Genauigkeit der verwendeten Analyseswaage liegt in der vierten Grammstelle nach dem Komma.

Trotz der sehr geringen Masse der Beladung liegen die Konzentrationen einiger Elemente wie S, Ca, Na, Rb, Cr, Cu, Sn, Pb, Bi und Cd und ein Großteil der lithogenen Elemente über der Nachweisgrenze. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Konzentrationen der Rückstände auf den Filtern, die an der Messstelle im Rohgas bzw. im Verdünnungstunnel beladen wurden, ist nicht erkennbar.

Der Mittelwert der Feinstaubbeladung in der Außenluft in diesem Bereich Bayerns liegt bei 15 - 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Umweltbundesamt 2013). Eine angenommene Beladung der beiden Filter von 0,00005 g würde einer Feinstaubkonzentration der Umgebungsluft von 1,25 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ entsprechen, welche durch die Verbrennungsluft und additiv durch die Verdünnungsluft zugeführt wird. Da es sich bei der Verdünnungsluft aber um gefilterte Luft handelt und die Konzentration sowie die Menge der Beladung gering ist, ist der additive Anteil aus der Außenluft vernachlässigbar.

7.3.1 Interpretation & Diskussion

Die Analyseergebnisse zeigen, dass sich während der 15 Stunden Absaugzeit Staub auf dem Filter abgelagert hat, welcher sich in zwei Kategorien unterteilen lässt. Einerseits hat der Staub auf dem Filter eine Signatur durch lithogene Elemente aus der Umgebungsluft zum anderen ist aber auch ein anthropogener Anteil von umweltbedeutsamen Elementen wie Cd, Pb und Bi zu erkennen.

Aus Mangel an exakten Elementkonzentrationen im Feinstaub in der Umgebungsluft in Bayern kann eine Korrektur des Rückstandes mit krustalem Material nach Rudnick R.L. & Gao S. (2003) erfolgen. Korrigiert man die Konzentrationen mit dem Element Al auf krustales Material, so wird deutlich, dass sich insbesondere von den lithogenen Elementen der prozentual größte Anteil erklären lässt (s. Tabelle 30). Das Element Ti ist trotz der hohen Konzentration im krustalen Material ungeeignet, da es ebenfalls eine sehr hohe Konzentration im Aufschluss der Nullmessung hat. Da das Verhältnis von Al zu Ti in krustalem Material bei etwas 21:1 liegt und sich Al und Ti sehr ähnlich verhalten, ist hier von einer Kontamination durch Ti der Anschlüsse am Kamin auszugehen. Auch der Fe-Gehalt ist im Aufschluss der Nullmessung sehr hoch, was ebenfalls durch Kontamination aus dem Kamin erklärt werden kann.

Die Korrektur mit Al zeigt, dass ein gewisser Anteil des Materials auf dem Filter aus Material mit annähernder Zusammensetzung der kontinentalen Kruste (Continental Crust) besteht. Dies zeigen die Seltenen Erden, die hiermit nahezu erklärt werden können. Zusätzlich sind Elemente wie Cd, Sn, Pb und Bi vorhanden, die anthropogen geprägt sind. Auch diese sind im Staub der Umgebungsluft vorhanden, allerdings lassen sich nur sehr geringe prozentuale Anteile durch Luftstaub erklären. Demzufolge könnte es sich hier um einen „Memory-Effekt“ aus dem Kamin handeln.

Tabelle 30: Elementkonzentrationen [ppm] der Aufschlusslösungen der Filter der Nullmessung und die mit Al korrigierten Werte zur Bestimmung des durch Staub erklärbaren Anteils.

	CC [ppm]	Null- messung [ppm]	Null- messung Al-korrigiert [ppm]	Element- anteil durch Staub erklärbar [%]		CC [ppm]	Null- messung [ppm]	Nullmessung Al-korrigiert [ppm]	Element- anteil durch Staub erklärbar [%]
Al	81512	0,09	0	100	Na	24260	0,81	0,78	3
Ba	628	<0,003			Nd	26	0,00002	-0,000009	143
Be	2,1	0,00004	0,000038	6	Ni	47	<0,0008		
Bi	0,13	0,00031	0,000310	0,05	P	655	<0,01		
Ca	25657	0,8	0,7	3,5	Pb	22	0,013	0,013	0,19
Cd	0,09	0,00081	0,00081	0,01	Pr	7,1	0,000011	0,000003	71
Ce	63	0,00005	-0,000020	139	Rb	110	0,0047	0,0046	3
Co	17,3	<0,0002			S	963	0,56	0,56	0,19
Cr	92	0,082	0,082	0,12	Sb	0,4	<0,001		
Cs	4,9	<0,002			Sc	14	0,42	0,42	0,004
Cu	28	0,004	0,004	0,77	Sm	4,5	0,000006	0,000001	83
Dy	3,5	0,000014	0,000010	28	Sn	2,1	0,0025	0,0025	0,09
Er	2,3	0,000009	0,000006	28,	Sr	320	<0,0008		
Eu	0,88	0,000016	0,000015	6	Tb	0,64	0,000002	0,000001	35
Fe	39175	0,56	0,52	8	Th	12	0,00001	-0,000003	132
Gd	3,8	0,000006	0,000002	70	Ti	3836	1,13	1,12	0,38
Ho	0,8	0,000002	0,000001	44,	Tm	0,33	0,000008	0,000008	5
K	23245	<0,02			U	3,7	<0,000004		
La	31	0,0003	0,00026	11	V	97	0,07	0,07	0,15
Li	24	<0,00005			Y	21	<0,00002		
Lu	0,32	0,000065	0,000065	0,54	Yb	2,2	0,00132	0,00132	0,18
Mg	14954	<0,004			Zn	67	<0,007		
Mn	774,5	0,1	0,099	0,86	Zr	193	<0,0005		
Mo	1,1	<0,003							

Über die 15 Stunden wurden Partikel aus dem Abgasweg auf den Filter gesogen, die eine hohe Konzentration an flüchtigen Elementen wie z.B. Cu, Cd und Pb haben, so dass relativ hohe Konzentrationen dieser Elemente entstehen.

Zwischen den beiden Filtern ist im Hinblick auf die Elementkonzentrationen kein Unterschied zu erkennen, so dass davon auszugehen ist, dass die Verdünnung des Abgases mit gefilterter Luft keinen Einfluss auf die Elementkonzentrationen hat. Allerdings ist davon auszugehen, dass die zugeführte Verbrennungsluft durch enthaltenen Staub einen Einfluss auf die Zusammensetzung hat.

Letztendlich ist davon auszugehen, dass es in den Rückständen auf den Filtern einen gewissen Kreuzkontaminationsgrad aus vorhergegangenen Versuchen (Memory-Effekt) gibt. Auch die in Kapitel 12 diskutierte Deposition im Abgasweg unterstützt diese Beobachtung. Allerdings sind zum einen die Probenahmedauern während eines Prüfstandversuches wesentlich geringer, so dass der Einfluss der Umgebungsluft und der Rückstände aus dem Abgasweg auf die Konzentrationen im Rückstand auf dem Filter wesentlich geringer wird, obwohl der Anteil relativ natürlich gleich bleibt. Zum anderen ist es sehr schwierig diese Fehlerquelle zu beseitigen, da es nahezu unmöglich ist, den Abgasweg vollständig von den Rückständen vorangegangener Versuche zu befreien.

7.4 Totalaufschluss der Quarzfaserfilter mit ø 150 mm

Bei einem Totalaufschluss der verwendeten Quarzfaserfilter mit HNO_3 , HClO_4 und HF würde die Flusssäure das SiO_2 gemäß der folgenden Formel in Siliciumtetrafluorid dissoziieren:

Aufgrund der teilweise sehr geringen Elementkonzentrationen bzw. Einwaagen der auf dem Filter abgeschiedenen Rückstände, und um eine Kontaminationsquelle der Filterelemente auszuschließen zu können, wurde auf einem Aufschluss mit HF verzichtet. Der Filter würde mit HF vollständig in Lösung gebracht werden und damit die im Filter enthaltenen Elemente, die zu Überbefunden bei den Elementgehalten führen. Die Analyseergebnisse zeigen, dass nahezu alle Elemente im Material des Filters vorhanden sind und oberhalb der Nachweisgrenze liegen (s. Tabelle 31). Insbesondere die in dieser Arbeit als kritisch betrachteten Schwermetalle haben relativ hohe Konzentrationen in der Substanz des Filters. Zur Verifizierung einer möglichen Kontamination der Filterstäube durch Filterelemente bei einem Totalaufschluss wurden zwei ø 150 mm Quarzfaserfilter mit HNO_3 , HClO_4 und HF aufgeschlossen.

Tabelle 31: Elementgehalte [ppm] von zwei Quarzfaserfiltern mit einem Durchmesser von 150 mm nach Totalaufschluss. Angegeben ist die Nachweisgrenze (NWG) in der Trockensubstanz (TS).

Element	NWG in TS	Quarzfaserfilter MK 360		Element	NWG in TS	Quarzfaserfilter MK 360	
Pflanzenverfügbare Elemente				Schwermetalle			
P	0,3	2,75	2,77	Cr	0,09	2,49	0,329
S	0,9	21,8	23,0	Co	0,003	0,012	0,009
K	15,0	17,7	19,3	Ni	0,01	0,36	0,35
Ca	13,0	71,2	75,7	Cu	0,02	0,14	0,18
Mg	1,14	24,6	25,7	Zn	0,1	6,7	6,8
Mn	0,5	1,2	1,19	Mo	0,04	15,4	15,9
Li	0,0007	0,0082	0,0147	Cd	0,0003	<0,0003	<0,0003
Na	1,03	99,3	104	Sb	0,02	0,05	0,051
Rb	0,002	0,061	0,063	Sn	0,002	0,087	0,084
Cs	0,04	<0,04	<0,04	Tl	0,004	<0,004	<0,004
Sr	0,01	0,74	0,86	Pb	0,07	0,18	0,19
Ba	0,04	25,3	25,9	Bi	0,0002	0,0043	0,0051
				U	0,00006	0,18413	0,21888
Lithogene Elemente							
Fe	0,6	11,6	11,1	Nd	0,0002	0,122	0,1232
Al	0,9	143	146	Sm	0,00005	0,05327	0,05327
Be	0,0003	0,0027	0,0025	Eu	0,00003	0,01110	0,01081
Sc	0,02	<0,02	<0,02	Gd	0,00003	0,09433	0,09455
Ti	0,04	1,19	1,14	Tb	0,00001	0,02017	0,02016
V	0,04	<0,04	<0,04	Dy	0,00005	0,12218	0,12169
Y	0,0003	0,2413	0,2417	Ho	0,00002	0,01920	0,01900
Zr	0,008	5,83	5,95	Er	0,00004	0,04600	0,04561
Nb	0,0004	0,0479	0,0459	Tm	0,00001	0,00542	0,00539
La	0,0003	0,1328	0,1379	Yb	0,0006	0,03478	0,03483
Ce	0,0004	0,2219	0,2274	Lu	0,00004	0,00485	0,00478
Pr	0,00005	0,02772	0,02818	Th	0,0001	0,11814	0,13284

7.5 Zusammenhang der unverdünnten Beladung des $\varnothing$ 150 mm und des $\varnothing$ 45 mm Filters

Aufgrund der in dieser Arbeit besonderen Fragestellung wurde vom TFZ in Straubing ein Filterhalter aus Teflon entwickelt und gebaut, so dass ein Filter mit einem Durchmesser von 150 mm beladen werden kann. Ein Dichtungsring aus Teflon reduziert den Durchmesser des Filters um insgesamt 10 mm. Dementsprechend kann bei einem verbleibenden Durchmesser des Filters von 140 mm eine Fläche von $153,94 \text{ cm}^2$ beladen werden. Im Unterschied dazu werden nach VDI 2066 parallel Filter mit einem Durchmesser von 45 mm beladen. Der Durchmesser der zu beladenen Fläche reduziert sich durch den Einbau in den Filterhalter auf 43 mm und damit auf einen Flächeninhalt von $14,52 \text{ cm}^2$. Die beiden Messstellen befanden sich in $\sim 1 \text{ m}$ Abstand, so dass die Ablagerungen im Abgasrohr vermutlich vernachlässigbar sind. In Abbildung 43 sind die Beladungen des Filters mit 150 mm Durchmesser gegen die Beladung des Filters mit 45 mm aufgetragen dargestellt. Die Filterbeladungen der einzelnen Probenahmen sind im Anhang, Tabelle 40 zusammengestellt. Die Beladung der Filter mit einem Durchmesser von 45 mm sind im Durchschnitt etwa 24 % höher beladen, als die Filter mit einem Durchmesser von 150 mm (s. Abbildung 43 (oben)). Dieser Wert verringert sich auf 22 %, wenn die Anheizphasen ausgenommen werden (s. Abbildung 43 (unten)). Das Bestimmtheitsmaß R^2 steigt von etwa 82 % mit Anheizphasen auf etwa 97 % bei Ausnahmen der Anheizphasen an.

Abbildung 43: Zusammenhang zwischen der Beladung der Filter (mg/Nm³) mit 45 mm Durchmesser und der Filter mit einem Durchmesser von 150 mm. Oben: Alle Probenahmen, unten: Anheizphasen ausgenommen.

7.5.1 Bewertung des Zusammenhangs der Beladungen des 150 mm und des 45 mm Filters.

Der Vergleich der Beladungen der Filter mit 150 mm Durchmesser und der Filter mit einem Durchmesser von 45 mm ohne Anheizphase zeigt mit $R^2 = 0,96$ ein sehr hohes Bestimmtheitsmaß, welches sich auf $R^2 = 0,82$ bei Hinzunahme der Anheizphase verringert. Dies zeigt, dass die Anheizphase einen deutlichen Einfluss auf das Bestimmtheitsmaß hat und die Beladungen von wenigstens einem Filter deutlich abweichen. In Abbildung 44 sind die abgesaugten Volumina pro cm^2 belegte Filterfläche des Filters mit 150 mm gegen die abgesaugten Volumina des Filters mit 45 mm Durchmesser aufgetragen. Im Durchschnitt wird pro cm^2 belegte Fläche des 45 mm Filters ein um den Faktor 7,65 höheres Volumen abgesaugt (s. Abbildung 45). Beim Pelletkessel und Pelletofen ist der Faktor mit 5 - 6 etwas niedriger, ebenso beim Kaminofen mit einem Faktor von etwa 5. Demgegenüber ist ein Faktor von 10 für alle übrigen Verbrennungsanlagen aufgrund der geregelten Verbrennungsluftzufuhr und Abbrandbedingungen ziemlich konstant.

Abbildung 44: Darstellung des abgesaugten Volumens (Nm^3) pro cm^2 belegte Fläche des Filters mit 45 mm Durchmesser gegen das abgesaugte Volumen (Nm^3) pro cm^2 belegte Filterfläche des Filters mit 150 mm Durchmesser.

Abbildung 45: Darstellung der Ausgleichsgeraden, der Geradengleichung und des Bestimmtheitsmaßes des abgesaugten Volumens (Nm³) pro cm² belegte Fläche des Filters mit 45 mm und des Filters mit 150 mm Durchmesser.

Mögliche Ursache für diese im Durchschnitt höhere Beladung des 45 mm Filters kann das relativ höhere abgesaugte Volumen pro cm² Filterfläche des Filters mit 45 mm Durchmesser gegenüber dem abgesaugten Volumen pro cm² Fläche des Filters mit 150 mm Durchmesser sein, da das höhere abgesaugte Volumen auch proportional größere Staubmengen transportiert, die sich auf dem Filter abscheiden. Ein höheres Staubvolumen scheint infolge des Zusetzens der Faserzwischenräume und eines schneller wachsenden Filterkuchens zu einer höheren Abscheideeffizienz und zu einem höheren Abscheidegrad zu führen.

Fazit: Die Diskrepanz zwischen den Filterbeladungen, insbesondere bei relativ geringen Beladungen, erschwert die Erstellung von Bilanzen infolge von Unsicherheiten bezüglich des Abscheideverhaltens der Filter. Besonders bei Elementen, die bevorzugt in die Flugasche gehen, kann es zu Abweichungen kommen. Eine Anpassung der abgesaugten Volumina pro Filterflächeneinheit kann zu einer besseren Übereinstimmung der Beladung führen. Dessen ungeachtet ist die Abweichung nicht konstant. Es gibt durchaus auch höhere Beladungen des Filters mit 150 mm Durchmesser, so dass auch andere Ursachen als das abgesaugte Volumen für diesen Unterschied zu suchen sind.

8 Emissionsmessergebnisse

8.1 Integrative Betrachtung der Versuchsergebnisse

Ziel der Untersuchungen war es, Aussagen über Emissionen und toxikologische Relevanz von Emissionen verschiedener Verbrennungsanlagen herauszuarbeiten. Im Fokus der Arbeit stehen die Gesamtstaub- und damit verbundenen Elementemissionen, so dass die gasförmigen Emissionen von CO und C_nH_m nur unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte und als relativer Indikator der Verbrennungsgüte herangezogen werden.

Unterschiedliche Luftüberschusszahlen und Abgastemperaturen in verschiedenen Verbrennungsanlagen mit unterschiedlichen Feuerraumgeometrien sowie verschiedene Brennstoffe und Verbrennungsparameter führen unter optimalen Bedingungen zu unterschiedlichen Emissionen und Elementfrachten, so dass von unterschiedlichen Verbrennungsanlagen eine unterschiedliche toxikologische Relevanz auszugehen ist. Durch Abweichungen von den optimalen Verbrennungsbedingungen kommt es zu einer Änderung im Emissionsverhalten. Daher ist im Folgenden ein Ziel, Zusammenhänge und Abhängigkeiten zwischen den gemessenen Emissionen der verschiedenen Verbrennungsanlagen und brenntechnischen Parametern wie Luftüberschusszahl, Abgastemperatur, Konzentration der aerosolbildenden Elemente, Wassergehalt des Brennstoffes etc. darzustellen.

8.2 Emissionen von CO, C_nH_m und Gesamtstaub

Die Qualität einer Verbrennung wird typischerweise von den Faktoren Sauerstoffangebot, Temperatur, Durchmischung, Verweilzeiten und Inhaltstoffe des Brennstoffes bestimmt. Bezüglich dieser Parameter wurden in dieser Arbeit gewisse Einschränkungen hingenommen, da die Qualität der Durchmischung der Brenngase mit dem Oxidationsmittel, die Verweilzeiten von Brenngasen im Brennraum und die Feuerraumtemperatur nicht erfasst wurden. Über die Messdauer eines Abbrandes werden nur die Abgas-temperatur und die Luftüberschusszahl λ quantitativ erfasst. Diese werden als Mittelwert dargestellt und können zum relativen Vergleich von verschiedenen Ausbränden in unterschiedlichen Verbrennungsanlagen herangezogen und zur Plausibilitätsprüfung und zur Erklärung von schlechten Ausbränden und damit verbundenen kritischen Emissionen genutzt werden.

8.2.1 Zusammenhang zwischen Abgastemperatur und Luftüberschusszahl

Die beiden Parameter Luftüberschusszahl und Abgastemperatur sind als Mittelwert über die Messdauer der jeweiligen Einzelmessung dargestellt (s. Abbildung 46). Hohe Luftüberschusszahlen implizieren einen hohen Anteil zugeführter Verbrennungsluft, was auch zu einer Abkühlung des Abgases führen kann. Dieser Zusammenhang ist bei der manuell beschickten Feuerungsanlage sehr deutlich erkennbar, wobei die niedrigsten Abgastemperaturen und die höchsten Luftüberschusszahlen zu den Anheizphasen gehören. Diese Beobachtung setzt sich auch bei den automatisch beschickten Anlagen fort.

Der Zusammenhang zwischen einer erniedrigten Abgastemperatur und einem erhöhten Luftüberschuss ist in den automatisch beschickten Anlagen nur zwischen der Anheizphase und Nennlastphase erkennbar, da die Verbrennung in diesen Anlagen in der Nennlastphase stabil ist und aufgrund der Regelung durch eine λ -Sonde und geregelter Verbrennungsluftzufuhr nur geringen Schwankungen unterliegt.

Das hohe Bestimmtheitsmaß mit $R^2 = 0,77$ stimmt mit dem von Lenz V. (2010) errechneten Bestimmtheitsmaß mit $R^2 = 0,76$ für einen Kaminofen überein.

Bei den automatisch beschickten Anlagen beträgt das Bestimmtheitsmaß lediglich $R^2 = 0,16$, was auf die höheren Abgastemperaturen bei dem Hackschnitzel- und Scheitholzkessel im Vergleich zum Pelletkessel bzw. Pelletofen zurückzuführen ist. Der Luftüberschuss ist relativ ähnlich. Auch die Anheizphasen haben bei allen Anlagen außer dem Pelletofen einen relativ hohen Luftüberschuss, so dass ein Zusammenhang der Parameter zwischen den verschiedenen Anlagen schwierig zu belegen ist.

Abbildung 46: Zusammenhang zwischen der Luftüberschusszahl λ und der Abgastemperatur [°C] (n = 62). Der Zusammenhang von manuell und automatisch beschickten Anlagen wird separat betrachtet (eingekreist = Anheizphasen).

8.2.1.1 Kohlenstoffmonoxid: Luftüberschusszahl und Abgastemperatur

Die Betrachtung der Änderung der CO-Emissionen mit der Änderung der Abgastemperatur bzw. der Luftüberschusszahl erfolgt separat nach manuell und automatisch beschickten Anlagen. Aufgrund der geringen Wiederholungszahl pro Versuchsvariante ist kein eindeutiger Zusammenhang erkennbar (s. Abbildung 46).

Beim manuell beschickten Kaminofen sind in den Anheizphasen die Kohlenstoffmonoxidemissionen am höchsten. Mit abnehmender Luftüberschusszahl nehmen die CO-Emissionen ab. Der Kaminofen hat die höchsten Überschusszahlen mit $\lambda = 2,9 - 5,5$. Die Überschusszahlen der automatisch beschickten Anlagen bewegen sich in einem engen Bereich, wenn man von den gesondert zu betrachtenden Phasen wie Anheizphase und Ausbrandphase absieht. Die Luftüberschusszahlen liegen hier in einem Bereich zwischen 1,6 und 2,2 und dementsprechend deutlich niedriger als beim Kaminofen. Eine eindeutige Abhängigkeit der CO-Emissionen von dem Luftüberschuss ist nicht erkennbar. Allerdings scheinen die einzelnen Anlagen spezifische CO-Emissionen unter den eingestellten optimalen Bedingungen zu haben, da erkennbar ist, dass es bei jeder Anlage eine relativ geringe Abweichung der CO-Emissionen der Einzelmessungen pro Anlage bzw. Versuchsvariante gibt. Diese ist auch beim Vergleich der Abgastemperaturen zu beobachten. Abgesehen von den gesondert zu betrachtenden

Phasen wie die Anheiz- oder die Ausbrandphase, haben alle Anlagen einen bestimmten spezifischen Abgastemperaturbereich. Dieser Bereich scheint bei dem Hackgutkessel etwas höher als bei den anderen automatisch beschickten Anlagen zu sein. Mit Zunahme der Abgastemperatur werden die CO-Emissionen geringer (s. Abbildung 47).

Abbildung 47: Zusammenhang zwischen dem CO-Gehalt [mg/Nm^3 , 13% O_2] und der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] im Abgas der verschiedenen Abbrände (Legende der Symbole s. Abbildung 46).

Erklärungsansätze: Zur Erklärung werden die manuell und die automatisch beschickten Anlagen separat betrachtet. Bei dem manuell beschickten Kaminofen ist erkennbar, dass eine zu niedrige Abgastemperatur mit erhöhten CO-Emissionen einhergeht. Zu niedrige Abgastemperaturen sind Anzeichen einer zu großen Zufuhr mit Verbrennungsluft, wodurch es zu einer Abkühlung im Verbrennungsraum und zu geringen Verbrennungstemperaturen kommt. Diese sind nicht ausreichend hoch, um das in der Vergasungsphase entstehende Kohlenstoffmonoxid vollständig zu oxidieren, was zu erhöhten Emissionen führt. Ein zu niedriger λ -Wert kann dagegen zwar eine Unterkühlung der Verbrennungsbedingungen verhindern, allerdings kann es dann zu einer lokalen Sauerstoffuntersättigung im Brennraum kommen, was eine vollständige Oxidation unterbindet und die CO-Emissionen ansteigen lässt.

Bei den automatisch beschickten Anlagen haben der Pellet- und der Scheitholzkessel die niedrigsten CO-Emissionen.

Fazit: Bei konstantem Betrieb und unter optimalen Verbrennungsbedingungen sind die CO-Emissionen der automatisch beschickten Anlagen wesentlich geringer als die des Kaminofens, haben aber immer noch Verbesserungspotential. Bei manuell betriebenen Feuerungsanlagen, wie z.B. der Kaminofen, der unter optimalen Bedingungen betrieben wurde, sind dennoch weitere Optimierungen dringlich, die technisch unterstützt werden müssten.

8.2.1.2 Kohlenwasserstoffe: Luftüberschusszahl und Abgastemperatur

Die Kohlenwasserstoffemissionen werden als Gesamt-C neben den Kohlenstoffmonoxidemissionen ebenfalls als Parameter zur Einschätzung der Verbrennungsqualität herangezogen. Die Betrachtung der Änderung der C_nH_m -Emissionen mit der Änderung der Abgastemperatur bzw. der Luftüberschusszahl erfolgt wie auch bei den CO-Emissionen separat nach manuell und automatisch beschickten Anlagen. Aufgrund der geringen Wiederholungen pro Versuchsvariante ist eine eindeutige Korrelation nicht erkennbar. Generell entsprechen die Trends zwischen den Emissionen von C_nH_m und der Abgastemperatur bzw. der Luftüberschusszahl den entsprechenden Trends des CO (s. Abbildung 48).

Die Anheizphasen haben für jede Versuchsvariante den höchsten λ -Wert und die höchsten C_nH_m -Emissionen. Eine Ausnahme stellen die Miscanthuspellets dar. Hier treten in der Anheizphase geringere C_nH_m -Emissionen als in der Nennlastphase auf. Beim Kaminofen nehmen die C_nH_m -Emissionen mit abnehmendem λ -Wert ab. Da der λ -Wert bei den automatisch beschickten Anlagen überwiegend konstant gehalten wird, ist hier keine große Änderung zu erkennen. Die anlagenspezifischen C_nH_m -Emissionen hängen auch vom eingesetzten Brennstoff ab. Das gleiche gilt auch für die Abgastemperatur.

Abbildung 48: Zusammenhang zwischen dem C_nH_m -Gehalt [mg/Nm³, 13% O₂] und der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur [°C] im Abgas der verschiedenen Abbrände (Legende der Symbole s. Abbildung 46).

Erklärungsansätze: Ähnlich wie beim CO ist aus dem Verlauf der C_nH_m -Emissionen für den Kaminofen zu erkennen, dass hohe λ -Werte zu erhöhten Emissionen führen. Aufgrund einer hohen Verbrennungsluftzufuhr kommt es zu einer Absenkung der Verbrennungstemperatur, so dass entstehende Kohlenwasserstoffe nicht vollständig oxidiert werden können. Theoretisch kommt es auch bei einem Mangel an Sauerstoff zu einer unvollständigen Oxidation, was aber aufgrund einer zu geringen Anzahl an Einzelmessungen und Variationen aus den Daten nicht ablesbar ist. Bei steigender Abgastemperatur kommt es zu einer Abnahme der Kohlenwasserstoffemissionen, so dass offensichtlich höhere Temperaturen für eine vollständige Oxidation notwendig sind. Bei den automatisch beschickten Anlagen ist kein eindeutiger Zusammenhang zwischen den Emissionen und der Abgastemperatur bzw. der Luftüberschusszahl λ erkennbar.

Fazit: Wie die Messergebnisse von Pellet- und Scheitholzkessel zeigen, können wie bei den CO-Emissionen auch geringe C_nH_m -Emissionen erreicht werden. Dementsprechend sollte das Ziel sein, die Emissionen von allen Anlagen auf dieses Niveau zu bringen. Speziell für manuell beschickte Anlagen müssen weitere Optimierungen vorgenommen werden.

8.2.1.3 Gesamtstaub: Luftüberschusszahl und Abgastemperatur

Für die Betrachtung der Gesamtstaubemissionen [mg/Nm^3 , 13% O_2] wird auf die Messungen mit dem 150 mm Filter im verdünnten Abgas zurückgegriffen.

Insgesamt ist zwischen der Luftüberschusszahl und dem emittierten Gesamtstaub sowie der Abgastemperatur und dem emittierten Gesamtstaub kein Zusammenhang erkennbar (s. Abbildung 49).

Abbildung 49: Zusammenhang zwischen dem Gesamtstaubgehalt [mg/Nm^3 , 13% O_2] und der Luftüberschusszahl λ sowie der Abgastemperatur [$^{\circ}\text{C}$] im Abgas der einzelnen Abbrände (Legende der Symbole s. Abbildung 46).

8.2.2 Zusammenhang zwischen der Gesamtstaubemissionen und Konzentrationen der aerosolbildenden Elemente im Brennstoff

Die aerosolbildenden Elemente P, S, K, Na, Zn, Pb und Si werden als Summe im Brennstoff dargestellt. Die Analyse von Si unterliegt einem separaten Aufschluss mit anschließender Analyse mit der ICP-OES, was allerdings nicht bei allen Proben durchgeführt werden konnte. Für die in der Großfeuerungsanlage eingesetzten Hackschnitzel werden stellvertretend die Si-Konzentrationen der Fichtenholzhackschnitzel genommen, die im Guntamatic Powerchip eingesetzt wurden und für das im Scheitholzkessel HDG Navora eingesetzte Buchenscheitholz die Si-Konzentrationen vom Buchenscheitholz, das im Kaminofen Buderus Blueline verwendet wurde.

Verbindungen dieser Elemente haben insbesondere bei niedrigen Gehalten an unverbrannten organischen Aerosolen einen signifikanten Einfluss auf die emittierte Feinstaubmenge und können als Träger anorganischer Schadelemente dementsprechend das toxikologische Potential einzelner Feuerungsanlagen erhöhen.

Zwischen der Summe der Konzentrationen der Elemente im Aerosol ist kein Zusammenhang mit der emittierten Gesamtstaubmenge aufzeigbar (s. Abbildung 50). Selbst bei einer hohen Summe der Konzentrationen der aerosolbildenden Elemente wie bei Stroh sind keine erhöhten Gesamtstaubemissionen erkennbar. Bei Miscanthus ist die Summe der Konzentrationen dieser Elemente ebenfalls relativ hoch, hier ist aber auch ein erhöhter Ausstoß an Gesamtstaub feststellbar. Das gleiche gilt allerdings auch für den Kaminofen ohne Einsatz eines EA, obwohl hier die Summe der Konzentrationen der aerosolbildenden Elemente auf vergleichbarem Niveau ist wie bei den übrigen holzartigen Brennstoffen.

Abbildung 50: Gesamtstaubemission [mg/Nm³, 13% O₂] in Abhängigkeit der Summenkonzentration der Elemente P, S, K, Na, Zn, Pb und Si [ppm TS] der einzelnen Anlagen mit dem jeweils eingesetzten Brennstoff.

Fazit: Ein Zusammenhang der emittierten Gesamtstaubmenge mit den aerosolbildenden Elementen ist nahezu nicht erkennbar, da neben den aerosolbildenden Elementen auch verbrennungs- und brennstoffspezifische Parameter wie Luftüberschusszahl, Verbrennungsluftzufuhr, Wasser- und Aschegehalt des Brennstoffs, Art der

Verbrennung etc., Einfluss auf die Qualität der Verbrennung und auf die Emissionen haben.

8.2.3 Zusammenhang zwischen der Partikelanzahl (<1 µm) und der Konzentration an Aerosolbildnern

Die Darstellung der Partikelanzahl <1 µm erfolgt als Mittelwert der gemessenen Partikelanzahl in der Nennlastphase, da die separat beprobte Anheizphase als nicht repräsentativ für die emittierte Partikelanzahl angesehen wird. Die Auftragung erfolgt gegen die Summenkonzentration der aerosolbildenden Elemente P, S, K, Zn, Na, Pb und Si in der Trockenmasse.

Abbildung 51: Zusammenhang zwischen der Summenkonzentration der Elemente P, S, K, Na, Zn, Pb und Si [ppm TS] und der Anzahl der emittierten Partikel <1µm [1/cm³].

Die Partikelanzahl steigt aufgrund der aerosolbildenden Eigenschaften der Elemente P, S, K, Na, Zn, Pb und Si. Im Bereich der geringen Summenkonzentration ist der Einfluss dieser Eigenschaft nicht eindeutig erkennbar, da neben der Elementkonzentration der aerosolbildenden Elementen im Brennstoff, wie beim Gesamtstaub auch, verbrennungsspezifische und brennstoffspezifische Parameter wie Luftüberschusszahl, Verbrennungsluftzufuhr, Wassergehalt des Brennstoffs, Aschegehalt des Brennstoffs, Verbrennungsart etc. einen Einfluss auf die Qualität der Verbrennung und auf die emittierte Partikelanzahl haben, so dass hier nur bei Brennstoffen mit hohen Summenkonzentrationen dieser Elemente, wie Stroh und Miscanthus, eine erhöhte emittierte Partikelanzahl erkennbar ist (s. Abbildung 51). Insbesondere die halmartigen

Brennstoffe, wie Stroh und Miscanthus haben eine hohe Konzentration an Si und K was unter anderem einen entscheidenden Einfluss auf die Partikelbildung hat.

9 Einzelmessungen der Klein -und Großfeuerungsanlagen

Besonders zu erwähnen ist, dass die in dieser Arbeit durchgeführten Versuche unter praxisnahen Gegebenheiten an einem Prüfstand stattgefunden haben. Die Bedingungen und Ergebnisse sind nicht mit denen bei einer Typenprüfung vergleichbar. Die in dieser Arbeit vorgenommene Anlehnung an die gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte soll zur Orientierung der erhaltenen Daten dienen.

Die Ergebnisse von Emissionseinzelmessungen werden v.a. von den angewendeten Messverfahren, von der Anordnung der Messstellen, vom Verschmutzungsgrad des Rauchgasweges und Kessels, von der Einstellung der Brennstoff- und Luftzufuhr, von der Qualität des Brennstoffes, von den Lastbedingungen und von der Dichtheit des Rauchgasweges im allgemeinen Anlagenzustand beeinflusst.

Wird die Emissionseinzelmessung an einem gewarteten und gereinigten Kessel unmittelbar nach der Revision oder bei der Inbetriebnahme durchgeführt, sind die gemessenen Emissionswerte niedriger als nach längerem Betrieb der Anlage (Böhmer S. et al. 2010). Die Beurteilung des Emissionsverhaltens einer Anlage setzt daher die Beachtung der oben erwähnten Parameter voraus. Versuchsergebnisse, die durch Veränderung von verbrennungs- bzw. brennstoffspezifischen Parametern erhalten wurden, sind nur dann belastbar, wenn die oben erwähnten anlagenspezifischen bzw. messtechnischen Parameter bekannt sind. Deshalb wurden die einzelnen Abbrände unter möglichst vergleichbaren Bedingungen durchgeführt.

Die einzelnen Versuchsparameter für jeden separaten Abbrand, wie Brennraumbeladung, Abbranddauer etc. sind in Tabelle 32 zusammengefasst. Pro Abbrand werden neben den gas- und staubförmigen Emissionen die Abgastemperatur und die Luftüberschusszahl λ erfasst. Für die Gesamtstaubemissionen werden die Mittelwerte der Nennlastphase und die Anheizphase separat betrachtet.

Zusätzlich wird der Einfluss der Brennstoffe und optionaler Sekundärmaßnahmen auf die CO-, C_nH_m- und Gesamtstaubemission sowie den Nicht-C-Staub und die Emission des Restes, unter Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl λ betrachtet. Da insbesondere das unverbrannte organische Material einen großen Anteil am Rest hat, haben die jeweiligen Verbrennungsbedingungen hier einen großen Einfluss.

Des Weiteren werden die Analysen der Brennstoffe und der anfallenden Aschefractionen und die darauf basierende Stoffstromberechnung in die einzelnen Aschefractionen dargestellt. Bei den Gesamtstaubemissionen der manuell beschickten Anlagen handelt es sich um einen Abbrand in der Anheizphase (Hochheizen aus dem kalten System für ca. 45 - 60 Minuten) sowie drei Folgeabbränden. Aus diesen drei Messungen wurde zur Beurteilung der Mittelwert Gesamtstaub- und CO-Emissionen g herangezogen (s. Tabelle 36). Bei den Gesamtstaubemissionen der automatisch beschickten Anlagen handelt es sich um einen Abbrand in der Anheizphase bis zum Erreichen der angegebenen Nennlast (Hochheizen aus dem kalten System für 45 Minuten) sowie um drei Abbrände von je zwei Stunden in der Nennlastphase der Verbrennungsanlage. Aus diesen drei Messungen wurde zur Beurteilung der Mittelwert herangezogen (s. Tabelle 36). Die Anheizphase bis zum Erreichen der Nennlast wird jeweils separat erläutert.

Tabelle 32: Übersicht über das Messprogramm der untersuchten Feuerungsanlagen inklusive verbrauchter Brennstoffmenge.

Anlage	Brennstoff	Messung	Brennstoff [kg/h]	Versuchsdauer		Dauer [min]	Brennstoff- verbrauch [kg]	Brennstoff- verbrauch ¹⁾ [kg]	
				Beginn	Ende				
Pelletkessel mit SWT	Fichten- pellets	Anheizphase	9,8	15:04:09	15:49:10	00:45:01	7,20	8,77	
		Messung 1	6,0	16:22:32	18:22:32	02:00:00	12,14	14,83	
		Messung 2	5,8	18:43:13	20:43:13	02:00:00	11,62	13,41	
		Messung 3	5,9	10:43:26	12:43:26	02:00:00	11,92	29,78	
Pelletkessel ohne SWT		Anheizphase	7,9	10:17:44	11:02:44	00:45:00	6,28	8,11	
		Messung 1	6,1	11:34:35	13:34:35	02:00:00	12,27	21,90	
		Messung 2	6,1	14:01:45	16:01:45	02:00:00	12,15	15,19	
		Messung 3	6,0	15:58:58	17:58:58	02:00:00	12,00	14,16	
Pelletofen		Anheizphase 1	4,9	10:51:55	11:21:55	00:30:00	2,14	3,39	
		Anheizphase 2	3,4	10:18:52	11:04:14	00:45:22	2,28	3,29	
		Messung 1	3,1	12:10:20	14:10:21	02:00:01	6,36	8,41	
		Messung 2	2,6	14:42:39	16:42:39	02:00:00	5,29	6,66	
Kaminofen ohne EA		Fichtensc- heitholz	Messung 3	3,2	11:44:23	13:44:23	02:00:00	6,40	7,44
			Messung 4	3,2	14:32:35	16:32:35	02:00:00	6,42	7,76
	Anheizphase		1,8	13:35:52	14:12:18	00:36:26	1,00	1,92	
	Messung 1		1,9	15:40:01	16:33:49	00:53:48	1,94	2,85	
	Messung 2		1,7	17:05:56	18:05:57	01:00:01	1,79	2,04	
	Messung 3		1,7	18:34:12	19:34:12	01:00:00	1,83	2,10	
	Anheizphase		1,5	10:45:46	11:45:47	01:00:01	1,36	2,03	
	Messung 1		1,7	13:49:24	14:49:25	01:00:01	1,94	3,28	
	Messung 2		1,8	14:22:35	15:22:35	01:00:00	1,11	2,00	
	Messung 3		1,9	15:57:02	16:57:02	01:00:00	1,73	2,07	
Kaminofen mit EA	Buchens- cheitholz	Messung 3	1,9	15:57:02	16:57:02	01:00:00	1,73	2,07	
		Anheizphase	1,1	13:03:47	14:03:47	01:00:00	0,93	1,85	
		Messung 1	1,8	14:41:48	15:41:58	01:00:10	1,80	2,49	
		Messung 2	1,6	16:15:09	17:15:09	01:00:00	1,57	1,81	
Messung 3		1,4	17:43:52	18:43:52	01:00:00	1,55	1,94		
Kaminofen mit EA		Anheizphase	1,9	10:21:25	11:21:25	01:00:00	1,78	1,89	
		Messung 1	1,7	11:43:51	12:43:51	01:00:00	1,69	1,94	
		Messung 2	1,6	13:31:00	14:31:00	01:00:00	1,67	2,52	
		Messung 3	1,7	15:42:44	16:42:44	01:00:00	1,64	2,35	
Hackschnitzel- kessel ohne EA		Fichtenh- olzhack- schnittel	Anheizphase	9,9	08:12:31	08:57:31	00:45:00	7,43	15,14
	Messung 1		9,0	13:39:52	15:39:52	02:00:00	18,03	46,37	
	Messung 2		8,7	16:14:06	18:14:07	02:00:01	17,41	21,76	
	Messung 3		9,2	18:34:50	20:34:50	02:00:00	18,48	19,88	
Hackschnitzel- kessel mit EA	Anheizphase		10,4	10:38:49	11:24:21	00:45:32	7,76	11,58	
	Messung 1		9,2	12:07:26	14:07:26	02:00:00	18,46	24,41	
	Messung 2		9,0	14:38:38	16:38:38	02:00:00	18,01	23,23	
	Messung 3		9,3	17:07:13	19:07:13	02:00:00	18,70	21,29	
Hackschnitzel- kessel ohne SWT	Winter- weizenstr- oh- pellets		Anheizphase	9,3	11:23:16	12:08:16	00:45:00	7,01	10,29
			Messung 1	8,7	12:46:51	14:46:51	02:00:00	17,31	23,09
		Messung 2	8,9	18:07:59	19:48:04	01:40:05	14,77	41,90	
		Messung 3	9,3	13:25:11	15:25:11	02:00:00	13,11	39,63	
Hackschnitzel- kessel mit SWT		Anheizphase	11,4	09:51:17	10:36:17	00:45:00	8,57	15,63	
		Messung 1	8,8	12:02:37	13:32:37	01:30:00	13,16	21,93	
		Messung 2	8,2	14:03:37	15:33:37	01:30:00	12,37	17,33	
		Messung 3	8,9	16:06:24	17:36:24	01:30:00	13,34	17,37	
Hackschnitzel- kessel mit EA		Miscanth- us-pellets	Anheizphase	10,9	10:18:18	11:03:18	00:45:00	8,21	10,97
			Messung 1	9,0	11:34:07	13:33:11	01:59:04	17,91	23,97
	Messung 2		9,1	14:25:22	15:41:53	01:16:31	11,55	18,37	
	Messung 3		8,1	16:29:21	16:55:44	00:26:23	3,52	10,08	
	Messung 4		8,6	17:53:32	19:24:57	01:31:25	13,05	17,37	
Großfeuerung TFZ	Holzhacks- chnitzel	Nennlast 1	161,7	10:46:06	11:46:07	01:00:01		162,00	
		Nennlast 2	138,9	12:45:54	13:45:54	01:00:00		139,00	
		Nennlast 3	143,6	14:23:56	16:23:56	02:00:00		288,00	
Scheitholzessel	Fichtensc- heitholz	Anheizphase	14,0	12:42:27	13:46:07	01:03:40	9,70	15,57	
		Nennlast 1	11,0	14:36:08	15:36:09	01:00:01	11,50	19,37	
		Nennlast 2	9,3	16:20:49	17:20:49	01:00:00	9,20	14,96	
		Ausbrand	0,5	17:48:49	18:19:42	00:30:53	0,20	5,00	
	Buchens- cheitholz	Anheizphase	11,0	10:27:24	11:04:25	00:37:01	8,70	11	
		Nennlast 1	15,1	11:41:25	12:42:46	01:01:21	15,40	22,50	
		Nennlast 2	10,6	13:08:06	14:08:26	01:00:20	10,90	18,30	
		Ausbrand	1,8	14:50:06	15:46:26	00:56:20	1,60	2,70	

¹⁾ Brennstoffverbrauch berechnet inklusive Staubprobenahme-pause

Die Gesamtstaubemissionen beziehen sich auf das unverdünnte Abgas, die Probenahmen wurden mit dem 150 mm durchgeführt und sind normiert auf 13 % O₂.

In Tabelle 33 sind die Versuchsvarianten der untersuchten Kleinfeuerungsanlagen zusammengefasst. Die Tabelle umfasst alle in den verschiedenen Verbrennungsanlagen eingesetzten Brennstoffe und Sekundärmaßnahmen.

Tabelle 33: Versuchsvarianten der verschiedenen Anlagen.

	Separate Beprobung der Anheizphase ¹⁾	Einfluss des Brennstoffes	Einfluss eines EA	Einfluss eines Kondensations- wärmetauschers
Pelletkessel	X			X
Pelletofen	X			
Kaminofen	X	X	X	
Hackschnitzelkessel	X	X	X	X
Hackschnitzelkessel, Großfeuerung	X			
Scheitholzessel	X	X		

¹⁾ Kaminofen: Hochheizen aus einem kalten System für ~45 - 60 Minuten
Heizkessel: Heizphase bis zum Erreichen der Nennlastphase (~45 Minuten)

9.1 Einfluss des Brennstoffes, des EA und des SWT

Die Elementanalysen der eingesetzten Brennstoffe sind in Tabelle 15 dargestellt. Die Zusammensetzung wird zum Teil durch die Holzart bestimmt. Zusätzlich beeinflussen Bodeneigenschaften und klimatische Schwankungen die Zusammensetzung. Teilweise kommt es bei den Brennstoffen zu erheblichen Abweichungen bei Elementen, die nicht von der Pflanze aufgenommen werden, also dem Anteil an anhaftendem Material, welches mit in die Verbrennung gebracht wird und emittiert werden kann.

9.2 Kaminofen Buderus Blueline

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen dieser Anlage sind in Tabelle 36 zusammengefasst. Als Brennstoffe wurden Fichte und Buche in Form von Scheitholz eingesetzt. Als Sekundärmaßnahme wird ein EA eingesetzt. Pro Versuchsvariante wurden vier Abbrände durchgeführt, wobei es sich um eine Anheizphase aus dem kaltem System und drei Hautbrandphasen handelte. Pro Brennstoffart wurden vier Abbrände mit und vier ohne EA durchgeführt.

9.2.1 Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte

Die Gesamtstaubemissionen der einzelnen Abbrände liegen zwischen 18 und 332 mg/Nm³ im trockenen Abgas. Die Mittelwerte der drei Abbrände liegen bei Fichte ohne EA bei 81 mg/Nm³ und bei 36 mg/Nm³ mit EA. Bei Buche als Brennstoff liegen die Mittelwerte bei 188 mg/Nm³ ohne EA und bei 56 mg/Nm³ mit Einsatz eines EA.

Die Anheizphasen haben beim Einsatz von Fichte als Brennstoff höhere Emissionen als die Mittelwerte der folgenden drei Abbrände. Bei Buche sind die Emissionen der beiden Anheizphasen (ohne bzw. mit EA) geringer als die Mittelwerte der jeweils drei folgenden Abbrände.

Die Gehalte für den Gesamtstaub liegen für drei der vier Versuchsvarianten unterhalb des Typenprüfungsgrenzwertes der 1. BImSchV von 150 mg/Nm³. Den Typenprüfungsgrenzwert von 4000 mg/Nm³ Kohlenstoffmonoxid würden alle Einzelmessungen einhalten. Der Typenprüfungsgrenzwert mit 75 mg/Nm³ für die Gesamtstaubemission für Anlagen, die nach dem 22.03.2010 installiert wurden (1. Stufe 1. BImSchV), wird jeweils nur für die Versuchsvarianten mit eingesetztem EA eingehalten. Die 1. Stufe für die CO-Emissionen mit 2000 mg/Nm³ hält keine der Einzelmessungen ein. Den Typenprüfungsgrenzwert der 2. Stufe für Gesamtstaubemissionen mit 40 mg/Nm³ hält nur die Versuchsvariante mit Fichte als Brennstoff und eingesetztem EA ein (s. Abbildung 52). Es handelt sich bei dieser Anlage um einen Kaminofen der unter Prüfstandsbedingungen die gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte der 1. Stufe der 1. BImSchV einhält und dementsprechend Stand der Technik ist. Unter regulären Bedingungen sind diese Gehalte relativ schwierig nachzuvollziehen.

Abbildung 52: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO- Emissionen des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12; Brennstoff: Fichten- und Buchenscheitholz; ohne/mit Einsatz eines EA, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerten der 1. BImSchV. Die Anheiz- (n = 1) und Nennlastphase (n = 3) sind separat dargestellt.

Erklärungsansätze: Der Anteil des Restes, bestehend aus EC, OC, $\text{C}_{\text{Karb.}}$, Si, Cl, O, N, und H, ist beim Einsatz von Buchenscheitholz als Brennstoff bei der Variante ohne EA wesentlich höher als beim Einsatz von Fichtenscheitholz, was wiederum auf die Verbrennungsbedingungen zurückzuführen ist. Da die beiden Elemente Si und Cl nur einen geringen Anteil an den Gesamtstaubemissionen ausmachen, wird der Großteil von organischem Material gebildet.

Ein weiterer Grund für die um den Faktor 2 höheren Gesamtstaubemissionen beim Einsatz von Buche gegenüber Fichte kann die elementare Zusammensetzung des Buchenholzes, mit einer um den Faktor ~1,6 höhere Summenkonzentration der Aerosolbildner K, S, Na, Zn, Pb, P und Si sein.

9.2.2 Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl

Die separaten Abbrände zeigen, dass in der Anheizphase die Abgastemperatur gegenüber den drei folgenden Abbränden niedrig, die Luftüberschusszahl dagegen hoch ist. CO- und C_nH_m -Emissionen sind in dem ersten Abbrand sowohl bei Fichte als auch bei Buche als Brennstoff wesentlich höher. Die Emission an Gesamtstaub ist nur in der Anheizphase mit Fichte als Brennstoff gegenüber den drei folgenden Abbränden erhöht. Bei Buche als Brennstoff sind die Emissionen an Gesamtstaub in der Anheizphase etwas geringer als in den drei folgenden Abbränden der Nennlastphase. Bei Einsatz eines EA sind die Emissionen an Gesamtstaub generell niedriger als bei Abbränden ohne EA.

Die Summe der gemessenen Elementgehalte ist besonders in der Anheizphase und beim darauffolgenden Abbrand (Nennlastphase) ohne Einsatz eines EA hoch und liegt bei 54 und 38 % (Fichte) bzw. 63 und 29 % (Buche) der Gesamtstaubemission. Bei den weiteren Abbränden ist diese Summe mit 2 bis 7 % sowohl für Fichte als auch für Buche sehr gering, die übrigen Bestandteile bestehend aus EC, OC, $C_{Karb.}$, Si, Cl, O, N, H dementsprechend hoch. Die Schwankungen zwischen den einzelnen Abbränden in einem solchen Kaminofen werden neben den Parametern zur Bestimmung der Verbrennungsgüte wie CO und C_nH_m auch an der Zusammensetzung der Rückstände auf dem Filter offenbar.

Besonders interessant ist der vierte und letzte Abbrand bei der Versuchsvariante Buche ohne Einsatz eines EA. Nach dem letzten Ausbrand der Scheite wird seitens des Verbrauchers häufig ein langer Gluterhalt gewünscht und dieses durch eine Drosselung der Luftzufuhr erreicht. Mit diesem Verhalten geht neben einem deutlichen Anstieg der CO-Gehalte ein Anstieg der Gesamtstaubemissionen sowie der C_nH_m -Emissionen einher.

Beim Einsatz eines EA sind die Gehalte an Nicht-C mit 2 bis 9 % sowohl für Fichte als auch für Buche niedrig.

Die Kohlenstoffmonoxidemissionen liegen bei allen Versuchsvarianten zwischen 1,9 - 5,5 g/Nm³. Ein eindeutiger Unterschied zwischen den beiden eingesetzten Brennstoffen ist nicht zu erkennen. Allerdings wird während der Anheizphase wesentlich mehr CO emittiert als in der Nennlastphase. Der Einsatz eines EA zeigt keinen nennenswerten Einfluss.

Die Emissionen der gasförmigen Kohlenwasserstoffe zeigen mit 0,1 - 1,9 g/Nm³ ebenfalls keinen erkennbaren Trend zwischen den beiden Brennstoffen, ebenso wenig der Einsatz eines EA (s. Abbildung 53).

Abbildung 53: Gesamtstaub-, Rest-, CO- und C_nH_m-Emissionen [mg/Nm³, 13% O₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, Brennstoff: Fichten- (oben) bzw. Buchenscheitholz (unten).

9.2.3 Einfluss des Brennstoffes auf die Gesamtstaubemissionen

Im untersuchten Kaminofen sind die Gesamtstaubemissionen von Fichte als Brennstoff wesentlich geringer als die Gesamtstaubemissionen von Buche.

9.2.4 Einfluss des Brennstoffes auf die Emissionen von C_nH_m und CO

Bei den Emissionen von CO und C_nH_m sind keine eindeutigen Unterschiede der beiden Brennstoffe zu erkennen.

9.2.5 Einfluss eines EA auf die Gesamtstaubemissionen

Der Einsatz eines EA verringert die Gesamtstaubemissionen für Fichte um den Faktor 2,3 und für Buche um den Faktor 3,4. Somit bewirkt der Einsatz eines EA eine deutliche Verringerung der Gesamtstaubemissionen.

9.2.6 Einfluss eines EA auf die Emissionen von C_nH_m und CO

Der Einsatz eines EA hat keinen eindeutigen Einfluss auf die CO- und C_nH_m -Emissionen. Bei dem Einsatz von Fichte als Brennstoff mit Einsatz eines EA sind beide Werte gegenüber der Versuchsvariante ohne EA erhöht. Beim Einsatz von Buche als Brennstoff ist es genau umgekehrt.

9.2.7 Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur

Die Abgastemperatur ist in den Anheizphasen ohne und mit EA sowie den beiden Brennstoffen Fichte und Buche geringer als in den jeweils folgenden Nennlastphasen. Es gibt keinen eindeutigen Einfluss auf die Gesamtstaubemissionen. Die Emissionen von CO und C_nH_m sind in den Anheizphasen wesentlich höher (Ausnahme: Buchenverbrennung mit EA-Einsatz). Das gleiche gilt für den letzten Abbrand bei Buche als Brennstoff ohne Einsatz eines EA. Bei diesem Abbrand wurde die Luftzufuhr verringert, was zu einer erhöhten Emission von CO und C_nH_m führt.

9.2.8 Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl (λ)

Aufgrund des Zusammenhanges von Luftüberschusszahl und Abgastemperatur ergeben sich die gleichen Aussagen wie bei der Abhängigkeit von der Abgastemperatur.

9.2.9 Partikelgrößenverteilung

Alle Versuchsvarianten haben ein Partikelmaximum zwischen 0,1 - 0,2 μm (s. Abbildung 54 und 55). Beim Einsatz eines EA im Kaminofen mit Fichtenscheitholz als Brennstoff scheint es noch einmal ein Partikelmaximum bei einer Korngröße kleiner als 0,041 μm zu geben (s. Abbildung 54), welches auch bei der Variante mit Buchenscheitholz und EA erkennbar ist und sich auch bei beiden Varianten ohne EA andeutet (s. Abbildung 55).

Abbildung 54: Teilchengrößenverteilung [1/cm³] bei der Verbrennung von Fichtenscheitholz im Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines EA.

Abbildung 55: Teilchengrößenverteilung [1/cm³] bei der Verbrennung von Buchenscheitholz im Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines EA.

Das Korngrößenmaximum beim Kaminofen liegt zwischen 0,1 - 0,2 µm. Der Einsatz eines EA reduziert die Anzahl der Partikel. Zusätzlich kommt es zu einem Anstieg der Partikelanzahl im kleinen Korngrößenbereich (roter Kreis), was entweder auf eine Kondensation aus einer Gasphase nach dem EA oder auf ein selektives Abscheiden der Partikel mit einem Durchmesser ~0,05 - 0,08 µm zurückzuführen sein könnte. Da ein solcher Anstieg aber auch bei der Variante ohne EA und auch bei weiteren Korngrößenverteilungen zu erkennen ist (s. Abbildung 63), ist davon auszugehen, dass es sich um Kondensation aus einer Gasphase handelt.

9.3 Pelletofen Wodtke ivo.tec

An einem Pelletofen mit Wassertasche mit einer Nennwärmeleistung von 13 kW werden die Emissionen untersucht. Es handelt sich hierbei um ein modernes Gerät mit den in Kapitel 4.1 vorgestellten technischen Parametern. Die Anheizphase wird separat erfasst. Eine Messung der Partikelgröße wurde nicht durchgeführt.

9.3.1 Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte

Die beiden Anheizphasen haben mit 47 bzw. 108 mg/Nm³ höhere Gesamtstaubemissionen als der Mittelwert der Gesamtstaubemission in der Nennlastphase, die mit 13 mg/Nm³ sehr gering ist. Die Emissionen von CO liegen bei 470 mg/Nm³.

Der Pelletofen Wodtke ivo.tec würde im regulären Betrieb die Typenprüfungsgrenzwerte für Gesamtstaub der 2. Stufe der novellierten 1. BImSchV bei der wiederkehrenden Messung einhalten. Bei den CO-Emissionen würden im regulären Betrieb die Typenprüfungsgrenzwerte der 1. Stufe eingehalten werden (s. Abbildung 56).

Abbildung 56: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO-Emissionen: Pelletofen Wodtke ivo.tec, Brennstoff: Fichtenpellets, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerten der 1. BImSchV. Die Anheiz- (n = 2) und die Nennlastphase (n = 4) sind separat dargestellt.

9.3.2 Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl.

Die Emissionen von CO und C_nH_m sind in den beiden Anheizphasen gegenüber den Nennlastphasen erhöht. Der Anteil an Nicht-C-Staub ist mit 4 bis 11 % an der

Gesamtstaubmasse sehr gering. Der Anteil des Restes, der sich aus der Differenz von Gesamtstaub und Nicht-C-Staub ergibt, ist entsprechend groß (s. Abbildung 57).

Abbildung 57: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO, C_nH_m-Emissionen [mg/Nm³, 13% O₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Pelletofen Wodtke ivo.tec.

9.3.3 Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur

In den beiden Anheizphasen, in denen die Abgastemperatur mit ~60 bzw. ~50 °C am geringsten ist, ist die Gesamtstaubemission am höchsten. In den insgesamt vier Nennlastphasen liegt die Abgastemperatur bei ~100 °C, die Gesamtstaubemissionen sind deutlich geringer. Auch die CO- und C_nH_m-Emissionen sind in den beiden Anheizphasen am höchsten.

9.3.4 Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl

Auch der relativ geringe Unterschied der Luftüberschusszahl von ~2,5 in den Anheizphasen und ~1,9 in den Nennlastphasen führt zu den schon erwähnten höheren Emissionen.

9.4 Pelletkessel KWB Easyfire

An einem Pelletkessel (Nennwärmeleistung 25 kW) wird der Einfluss eines SWT auf die Emissionen untersucht. Es handelt sich um ein modernes Gerät mit den in Kapitel 4.1 vorgestellten technischen Parametern. Zusätzlich wird separat die Anheizphase, d.h. das Hochheizen aus einem kalten System bis zum Erreichen der Nennwärmeleistung erfasst.

9.4.1 Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte

Die Gesamtstaubemissionen liegen bei der Versuchsvariante mit nachgeschaltetem SWT bei 19 mg/Nm³, bei der Versuchsvariante ohne SWT bei 24 mg/Nm³. Auch in der Anheizphase sind die Gesamtstaubemissionen mit 14 mg/Nm³ bei nachgeschaltetem SWT geringfügig geringer als mit 21 mg/Nm³ ohne SWT. Die Anlage würde im regulären Betrieb die vorgesehenen Typenprüfungsgrenzwerte für die 1. Stufe der 1. BImSchV für Gesamtstaubemissionen (20 mg/Nm³) und CO-Emissionen (400 mg/Nm³) einhalten (s. Abbildung 58).

Abbildung 58: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO-Emissionen: Pelletkessel KWB Easyfire, Brennstoff: Fichtenpellets, ohne/mit Sekundärwärmetauscher, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerte der 1. BImSchV. Die Anheiz- (n = 1) und Nennlastphase (n = 3) sind separat dargestellt.

9.4.2 Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl

Die Summe der analysierten anorganischen Bestandteile ist bei den beiden Varianten mit einem Spektrum von 4 bis 66 % des Gesamtstaubgehaltes sehr breit. Die beiden ersten Abbrände (Anheiz- bzw. erste Nennlastphase) der beiden Varianten haben jeweils mit 20 bzw. 65% (ohne SWT) und 66 bzw. 28 % (mit SWT) hohe Nicht-C-Emissionen.

Die Kohlenstoffmonoxidemissionen sind jeweils in der Anheizphase mit 118 bzw. 74 mg/Nm^3 am höchsten, in den Nennlastphasen liegt die CO-Emission im Mittel bei ~ 25 mg/Nm^3 . Ein eindeutiger Unterschied ist zwischen den beiden Versuchsvarianten nicht erkennbar. Ähnliches gilt für die Emission der gasförmigen Kohlenwasserstoffe in der Nennlastphase: Ohne bzw. mit SWT werden 2,6 mg/Nm^3 bzw. 1,4 mg/Nm^3 emittiert. Unter Berücksichtigung der Standardabweichung über die gesamte Messzeit ist kein Unterschied zu erkennen. Allerdings werden während der Anheizphase ähnlich wie beim Kohlenstoffmonoxid, mehr gasförmige Kohlenwasserstoffe emittiert bei der Variante ohne SWT als bei der Variante mit SWT (s. Abbildung 59).

Abbildung 59: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C_nH_m -Emissionen [mg/Nm^3 , 13% O_2] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Pelletkessel KWB Easyfire ohne/mit Einsatz eines Sekundärwärmetauschers.

9.4.3 Einfluss eines SWT auf die Gesamtstaubemissionen

Die Änderung der Gesamtstaubemission unter Betrachtung der Standardabweichung der drei Abbrände ist sehr gering, allerdings scheint ein SWT eine, wenn auch hier geringe, abscheidende Wirkung zu haben.

9.4.4 Einfluss eines SWT auf die Emission von CO und C_nH_m

Der Einsatz eines SWT hat keinen Einfluss auf die Emission von CO und C_nH_m.

9.4.5 Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur

Mit einer Reduktion der Abgastemperatur, hier in der Anheizphase, gehen auf einem sehr niedrigen Niveau, Erhöhungen der CO- und C_nH_m-Emissionen einher.

9.4.6 Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl

Da es keinen Unterschied der Luftüberschusszahl zwischen den einzelnen Abbränden gibt, kann eine solche Abhängigkeit nicht nachvollzogen werden.

9.4.7 Bewertung der Emissionsänderungen von CO, C_nH_m und Gesamtstaub

Die Gesamtstaubemissionen sind für die Variante mit und ohne SWT auf gleichem Niveau. Die CO- und C_nH_m-Emissionen sind unter Betrachtung der Standardabweichung der Nennlastphase über die gesamte Messdauer auf gleichem Niveau.

Fazit: Der Einsatz eines SWT hat auf die Abscheidung von Partikeln bestenfalls einen geringen Einfluss.

9.4.8 Partikelgrößenverteilung

Das Korngrößenmaximum liegt zwischen 0,1 - 0,2 µm. Die Anzahl der Partikel bei den einzelnen Größenstufen ist bei allen Abbränden nahezu gleich. Die Anzahl der Partikel beim Einsatz eines SWT ist bei drei der vier Abbrände um den Faktor 2 geringer. Die Anzahl der Partikel bei den unterschiedlichen Abbränden ist auch hier nahezu gleich. Eine Ausnahme bildet Abbrand Nr. 4, bei dem das Maximum auf fast gleichem Niveau wie ohne SWT ist (s. Abbildung 60).

Abbildung 60: Partikelgrößenverteilung [$1/\text{cm}^3$] bei der Verbrennung von Fichtenpellets im Pelletkessel Easyfire 25 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines Sekundärwärmetauschers.

9.5 Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip

Weiterhin konnte der Einfluss des Brennstoffes auf Emissionen an einem handelsüblichen Hackschnitzelkessel der Firma Guntamatic deutlich gemacht werden. Es handelte sich hierbei um ein modernes Gerät mit den in Kapitel 4.1 vorgestellten technischen Parametern. An dieser Verbrennungsanlage wurde der Einfluss der Brennstoffart und der Einsatz sowohl eines EA als auch der Einsatz eines SWT untersucht. Zusätzlich wird separat die Anheizphase erfasst.

Die für den jeweiligen Brennstoff vorgeschriebenen Verbrennungsparameter wurden dementsprechend angepasst. Neben den Fichtenholzhackschnitzeln ist Miscanthus, ein für diese Anlage zugelassener Brennstoff. Stroh bzw. Strohpellets sind als Regelbrennstoff gem. §3 Ziffer 8 der 1. BImSchV von Januar 2010 erlaubt. Für neu errichtete Anlagen (ab 22.März 2010) muss der Nachweis in Form einer Typenprüfung erbracht werden dass für die Anlage die Emissionsgrenzwerte für Dioxine und Furane, Stickstoffoxide und CO gem. Anlage 4 Ziffer 2 des 1.BImSchV eingehalten werden.

Es gibt derzeit unserer Kenntnis nach kein Hersteller der so eine Typenprüfung nachweisen kann. Am TFZ als Forschungsinstitut dürfen allerdings auch solche Brennstoffe eingesetzt werden.

9.5.1 Einfluss des Brennstoffes auf die Gesamtstaubemission

Die Elementanalyse des eingesetzten Brennstoffes ist in Tabelle 15 dargestellt. Es handelt sich hierbei um Holzhackschnitzel aus Fichte und die zwei nicht-holzartigen Brennstoffe Winterweizenstroh- und Miscanthuspellets. Die Elementanalyse zeigt deutliche Unterschiede zwischen diesen Brennstoffen. Insbesondere bei den Makronährelementen, wie P, S, K und Ca zeigen Stroh und Miscanthus gegenüber Holz erhöhte Werte. Aufgrund einiger Besonderheiten der beiden nicht-holzartigen Brennstoffe gehen mit deren Einsatz weitere Probleme (z.B. Ascheerweichung) einher, die in Kapitel 2.4.4 erläutert wurden.

9.5.2 Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte

Die Gesamtstaubemissionen in der Nennlastphase liegen bei den Fichtenholzhackschnitzeln bei 42 mg/Nm^3 ohne EA und 15 mg/Nm^3 bei Einsatz eines EA. Die Gesamtstaubemissionen bei Winterweizenstrohpellets als Brennstoff liegen bei 61 mg/Nm^3 ohne den Einsatz eines SWT und 44 mg/Nm^3 , wenn ein SWT in Betrieb ist. Die Gesamtstaubemissionen für Miscanthuspellets liegen bei 351 mg/Nm^3 .

Die Anheizphase zeigt für die Variante Fichtenholzhackschnitzel ohne EA mit 61 mg/Nm^3 eine erhöhte Gesamtstaubemission gegenüber dem Mittelwert der Abbrände der Nennlastphase. Beim Einsatz eines EA gibt es nahezu keinen Unterschied zwischen Anheiz- und Nennlastphasen.

Beim Einsatz von Winterweizenstrohpellets als Brennstoff sind die Gesamtstaubemissionen während der Anheizphase für die Variante ohne SWT mit 56 mg/Nm^3 etwas geringer als in der Nennlastphase. Ist der SWT in Betrieb sind die Gesamtstaubemissionen während der Anheizphase mit 64 mg/Nm^3 höher als in der Nennlastphase.

Bei Miscanthuspellets als Brennstoff sind die Gesamtstaubemissionen in der Anheizphase mit 42 mg/Nm^3 wesentlich geringer als in der Nennlastphase.

Die Typenprüfungsgrenzwerte für die Gesamtstaubemissionen der 1. Stufe der 1. BImSchV mit 100 mg/Nm^3 werden bis auf Miscanthus von allen Einzelmessungen eingehalten. Die zukünftig geforderten Gesamtstaubemissionen der 2. Stufe von 20 mg/Nm^3 sind bei der Verbrennung von Fichtenhackschnitzeln im regulären Betrieb mit

Einsatz eines EA zu erreichen. Miscanthus überschreitet mit 351 mg/Nm^3 den Typenprüfungsgrenzwert von 150 mg/Nm^3 für Altanlagen. Bei den CO-Emissionen werden bei allen Einzelmessungen die Typenprüfungsgrenzwerte der 2. Stufe der 1. BImSchV (400 mg/Nm^3) unterschritten. Bei Miscanthus als Brennstoff wird der Typenprüfungsgrenzwert für Altanlagen mit 4000 mg/Nm^3 eingehalten (s. Abbildung 61).

Abbildung 61: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO-Emissionen: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Brennstoff: Fichtenholzhackschnitzel, Winterweizenstrohpellets, Miscanthuspellets, ohne/mit elektrostatischem Abscheider/Sekundärwärmetauscher, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerte der 1. BImSchV. Die Anheiz- (n = 1) und Nennlastphase (n = 3) sind separat dargestellt.

9.5.3 Bewertung der Emissionsänderung von Gesamtstaub und CO

Die Gesamtstaubemissionen sind für die Brennstoffe Fichtenholzhackschnitzel und Strohpellets auf einem relativ niedrigen Niveau und halten die Grenzwerte der 1. Stufe der 1. BImSchV ein. Die Emissionen von Strohpellets sind gegenüber Fichtenholzhackschnitzeln erhöht. Auch Miscanthuspellets haben sehr hohe Gesamtstaubemissionen.

Für Fichtenholzhackschnitzel und Strohpellets sind die Emissionen von CO auf einem sehr niedrigen Niveau und halten die Typenprüfungsgrenzwerte der 2. Stufe der 1. BImSchV im praxisnahen Betrieb ein, für Miscanthus dagegen sind sie sehr hoch.

Der Einsatz eines EA bei der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln führt zu um den Faktor ~3 geringeren Gesamtstaubemissionen. Auf die CO-Emissionen hat der EA keinen Einfluss. Der Einsatz eines SWT bei der Versuchsvariante mit Strohpellets führt

ebenfalls zu etwas geringeren Gesamtstaubemissionen, was aber statistisch nicht belastbar ist. Das gleiche gilt für die CO-Emissionen, die ebenfalls in der Variante ohne SWT eine große Standardabweichung haben. Der Einsatz von Miscanthuspellets als Brennstoff führt zu erheblich höheren Gesamtstaub- und CO-Emissionen.

Erklärungsansätze: Der Einsatz eines EA verringert gemäß seiner Funktion die Gesamtstaubemission erheblich. Dagegen hat der Einsatz eines SWT kaum einen erkennbaren Einfluss auf die Staubabscheidung. Die Ursache der erhöhten Gesamtstaubemissionen von Stroh gegenüber Fichtenholzhackschnitzeln liegt u.a. an der Zusammensetzung des Strohs, das wesentlich höhere Gehalte an partikelbildenden Elementen wie P, S, K und Na sowie hohe Gehalte an Si aufweist. Der Aschegehalt der hier verwendeten Strohpellets ist unter definierten Bedingungen um den Faktor 8 höher als in Fichtenholzhackschnitzeln, was selbst unter optimalen Verbrennungsbedingungen zu vermehrter Staubbildung führt. Zusätzlich kann der hohe Anteil an K im Verhältnis zu Ca in strohartigen Brennstoffen zu Störungen im Glutbett aufgrund von Schlackebildung und Anbackungen und damit evtl. zu erhöhten Feinstaubemissionen führen. Die relativ hohen Kohlenstoffmonoxidemissionen sind durch einen weniger vollständigen Ausbrand im Vergleich zu Fichtenholzhackschnitzeln verursacht. Das gleiche gilt für die C_nH_m -Emissionen. Beides deutet auf einen weniger vollständigen Ausbrand als bei den Fichtenholzhackschnitzeln hin.

Bei konstanten Abbrandbedingungen mit gleicher Luftüberschusszahl und gleicher Abgastemperatur ist die elementare Zusammensetzung des Brennstoffes der dominante Faktor für die Stauffreisetzung.

Sowohl die Gesamtstaubemissionen als auch die Kohlenstoffmonoxidemissionen sind beim Einsatz von Miscanthuspellets als Brennstoff im Vergleich zu den beiden anderen Brennstoffen in dieser Feuerungsanlage extrem erhöht. Ursache hierfür sind die für diesen Brennstoff nicht optimal einstellbaren Verbrennungsbedingungen.

Fazit: Der Einsatz eines EA führt zu einer Feinstaubemissionsreduktion, so dass der Einsatz unbedingt zu empfehlen ist. Beim Einsatz von strohartigen Brennstoffen sind die optimalen Verbrennungsbedingungen einzustellen.

9.5.4 Einfluss des EA auf die Gesamtstaubemission

Beim Einsatz eines EA bei der Versuchsvariante mit Fichtenhackschnitzeln als Brennstoff verringern sich die Gesamtstaubemissionen in der Nennlastphase um den Faktor 2,8. In der Anheizphase sind die Emissionen um den Faktor 4 geringer.

9.5.5 Einfluss des EA auf die Emission von CO und C_nH_m

Der Einsatz eines EA hat keinen Einfluss auf die Emissionen von CO und C_nH_m.

9.5.6 Einfluss eines SWT auf die Gesamtstaubemissionen

Der Einsatz eines SWT verringert die Gesamtstaubemissionen um den Faktor 1,4 in der Nennlastphase. In der Anheizphase kommt es zu einem Anstieg der Emissionen.

9.5.7 Einfluss des SWT auf die Emission von CO und C_nH_m

Der Einsatz eines SWT hat statistisch gesehen keinen Einfluss auf die CO- und C_nH_m-Emissionen.

9.5.8 Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl

Bei der Verbrennung von Fichten-HHS liegen die CO-Emissionen in der Nennlastphase zwischen 98 und 168 mg/Nm³, beim Einsatz von Strohpellets zwischen 194 und 474 mg/Nm³. Bei Miscanthuspellets sind die Emissionen von CO mit ~1000 bis 2000 mg/Nm³ am höchsten. In den beiden Anheizphasen (ohne und mit EA) bei Fichten-HHS sind die CO-Emissionen mit ~650 mg/Nm³ gegenüber den Nennlastphasen deutlich erhöht. Auch bei der Versuchsvariante mit Strohpellets ohne SWT sind sie mit ~840 mg/Nm³ deutlich höher als in den Nennlastphasen ohne SWT. Mit SWT sind die CO-Emissionen in der Anheizphase auf ähnlichem Niveau wie in den Nennlastphasen ohne bzw. mit SWT. Mit ~1000 mg/Nm³ hat Miscanthus die höchsten CO-Emissionen in der Anheizphase und in den folgenden vier Nennlastphasen. Die Emissionen der gasförmigen Kohlenwasserstoffe liegen mit ~1 mg/Nm³ in der Nennlastphase für Fichten-HHS auf nahezu gleichem Niveau. In der Anheizphase ist der Gehalt mit ~20 mg/Nm³ etwas höher. Bei Winterweizenstrohpellets als Brennstoff, ohne SWT, nehmen die Emissionen der gasförmigen Kohlenwasserstoffe von 112 mg/Nm³ in der Anheizphase auf ~30 mg/Nm³ in der Nennlastphase ab. Mit SWT liegen diese Emissionen in allen Phasen bei ~20 mg/Nm³. Miscanthus hat mit 119 mg/Nm³ in der Anheizphase ähnliche Emissionen wie Stroh. In den Nennlastphasen steigen die Emissionen auf bis zu 420 mg/Nm³ an. Der Anteil an Nicht-C-Bestandteilen liegt bei der Verbrennung von Fichten-HHS ohne EA bei 28 - 36 %, mit EA bei 11 - 34 %. Bei der Verbrennung von Strohpellets ist der Anteil an Nicht-C-Bestandteilen mit 3 - 20 % wesentlich geringer. Bei der Verbrennung von Miscanthuspellets ist der Anteil an Nicht-C-Bestandteilen mit 16 - 37 % ähnlich wie bei der Verbrennung von Fichten-HHS (s. Abbildung 62).

Abbildung 62: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C_nH_m-Emissionen [mg/Nm³, 13% O₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 30 beim Einsatz von Hackschnitzeln, ohne/mit EA (oben), Einsatz von Strohpellets ohne/mit SWT (Mitte) und Miscanthuspellets (unten).

9.5.9 Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur

Beim Einsatz von Fichtenholzhackschnitzeln führt eine zu geringe Abgastemperatur zu erhöhten Emissionen von CO und C_nH_m . Ein Einfluss auf weitere Emissionen ist nicht erkennbar. Beim Einsatz von Stroh als Brennstoff ist der Einfluss der Abgastemperatur auf die CO- und C_nH_m -Emissionen nicht erkennbar. Die Emission von Gesamtstaub ist bei zu niedriger Abgastemperatur erhöht.

9.5.10 Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl

Beim Einsatz von Fichtenholzhackschnitzeln führt eine leicht erhöhte Luftüberschusszahl in der Anheizphase zu erhöhten CO- und C_nH_m -Emissionen. Beim Einsatz von Stroh ist in der Anheizphase die Luftüberschusszahl wesentlich höher als in der Nennlastphase. Dies führt zu erhöhten Gesamtstaubemissionen in der Anheizphase.

9.5.11 Einfluss eines EA auf die Gesamtstaubemissionen

Der Einsatz eines EA reduziert die Gesamtstaubemissionen mit einem Faktor ~ 3 erheblich.

9.5.12 Einfluss eines EA auf die Emissionen von CO und C_nH_m

Der EA hat keinen Einfluss auf die Kohlenstoffmonoxid- und Gesamtkohlenstoffemissionen.

9.5.13 Einfluss eines SWT auf die Gesamtstaubemissionen

Der Einsatz eines SWT führt mit einem Faktor von $\sim 1,5$ zu einer geringen Reduzierung der Gesamtstaubemission.

9.5.14 Einfluss eines SWT auf die Emissionen von C_nH_m und CO

Beim Einsatz eines SWT werden sowohl die CO-Emissionen als auch die Gesamtkohlenstoffemissionen verringert. Dies trifft sowohl in der Nennlast- als auch in der Anheizphase zu.

9.5.15 Partikelgrößenverteilung

Das Korngrößenmaximum liegt bei allen im Hackschnitzelkessel durchgeführten Messungen im Bereich zwischen $0,1 - 0,2 \mu m$ (s. Abbildung 63 bis 65). Die geringste Partikelanzahl verursacht der Einsatz von Fichtenholzhackschnitzeln als Brennstoff, gefolgt von Stroh- und Miscanthuspellets. Die Anheizphase verursacht beim Einsatz von halmartigen Brennstoffen die geringste Partikelanzahl. Aber auch beim Einsatz von holzartigen Brennstoffen in diesem Kessel ist der Partikelausstoß in der Anheizphase relativ gering.

Der Einsatz eines EA kann die Partikelanzahl reduzieren. Der Einsatz eines SWT hat nahezu keinen Einfluss auf die Partikelanzahl.

Bei einer Messung wurde ein zweiter ELPI eingesetzt, was zu einer Abweichung von den anderen Messungen führen kann (s. Abbildung 63, unten). Eine Vergleichbarkeit ist nur bei Einsatz desselben ELPI's bei allen Messungen gegeben.

Abbildung 63: Partikelgrößenverteilung [1/cm³] bei der Verbrennung von Fichtenholzhack-schnitzeln im Guntamatic Powerchip 20/30 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines EA.

Abbildung 64: Partikelgrößenverteilung [1/cm³] bei der Verbrennung von Winterweizenstrohpellets im Guntamatic Powerchip 20/30 ohne (oben) bzw. mit (unten) Einsatz eines Sekundärwärmetauschers.

Abbildung 65: Partikelgrößenverteilung [1/cm³] bei der Verbrennung von Miscanthuspellets im Guntamatic Powerchip 20/30 mit Einsatz eines EA.

Fazit: Die höchste Partikelanzahl wird beim Einsatz von halmartigen Brennstoffen verursacht, da die Summenkonzentration der aerosolbildenden Elemente um den Faktor 6 höher als in Fichtenholzhackschnitzeln ist.

9.6 Emissionen aus dem Scheitholzkessel HDG Navora

Weiterhin konnte der Einfluss der Brennstoffe Buche und Fichte auf Emissionen an einem handelsüblichen Scheitholzkessel der Firma HDG Bavaria GmbH verdeutlicht werden. Es handelte sich hierbei um ein modernes Gerät mit den in Kapitel 4.1 vorgestellten technischen Parametern. An dieser Verbrennungsanlage wurde der Einfluss der Brennstoffart auf die Emissionen untersucht. Zusätzlich wurde separat die Anheizphase erfasst.

9.6.1 Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte

Die Gesamtstaubemissionen in der Nennlastphase liegen bei Fichtenscheitholz als Brennstoff diesen Brennstoffen ist kein wesentlicher Unterschied zu erkennen.

Die Anheizphase dagegen weist mit 89 mg/Nm³ für Buche wesentlich höhere Emissionen als Fichte mit 33 mg/Nm³ auf.

Beide Versuchsvarianten halten den Typenprüfungsgrenzwert der 1. Stufe (0,1 g/Nm³) der 1. BImSchV für Gesamtstaubemissionen ein, allerdings den schärferen Typenprüfungsgrenzwert der 2. Stufe (0,02 g/Nm³) nicht. Die CO-Emissionen überschreiten sowohl für die 1. Stufe als auch für die 2. Stufe die Typenprüfungsgrenzwerte (s. Abbildung 66).

Abbildung 66: Messergebnisse der Gesamtstaub- und der CO-Emissionen: Scheitholzkessels HDG Navara, Brennstoff: Buchen- und Fichtenscheitholz, verglichen mit den Typenprüfungsgrenzwerten der 1. BlmSchV. Die Anheiz- (n = 1) und Nennlastphase (n = 3) sind separat dargestellt.

9.6.2 Bewertung der Emissionsänderung von CO und Gesamtstaub

Die Gesamtstaub- wie auch die CO-Emissionen der beiden eingesetzten Brennstoffe Fichte und Buche befinden sich auf vergleichbarem Niveau.

9.6.3 Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl.

Der Anteil an Nicht-C-Emissionen am Gesamtstaub ist in der Anheizphase gegenüber den beiden folgenden Abbränden mit 17 (Fichte) bzw. 23 % (Buche) gegenüber 29 bzw. 33 % verringert. Im letzten Abbrand sind die Nicht-C-Emissionen beim Einsatz von Fichte mit 52% von allen vier Abbränden am höchsten. Beim Einsatz von Buche mit 35 % sind diese auch hier vergleichsweise hoch.

Die Kohlenstoffmonoxidemissionen liegen bei Fichtenscheitholz bei 2263 mg/Nm³ und bei Buchenscheitholz bei 1903 mg/Nm³ in der Nennlastphase. In der Anheizphase liegen die CO-Emissionen bei 472 bzw. 2406 mg/Nm³ für Fichten- bzw. Buchenscheitholz.

Die Emissionen der gasförmigen Kohlenwasserstoffe liegen in der Nennlastphase bei 16,8 bzw. 1,9 mg/Nm³ für Fichten- bzw. Buchenscheitholz, in der Anheizphase dagegen bei 63,4 bzw. 313,2 mg/Nm³.

Die Emissionen von CO und der gasförmigen Kohlenwasserstoffe sind beim Einsatz von Fichtenscheitholz in der Anheizphase geringer als in der Nennlastphase. Beim Einsatz von Buchenscheitholz dagegen sind sowohl die CO- als auch die C_nH_m -Emissionen höher, die C_nH_m -Emissionen sogar um den Faktor 150 (s. Abbildung 67).

Abbildung 67: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C_nH_m -Emissionen [mg/Nm^3 , 13% O_2] mit Darstellung der Abgastemperatur [$^{\circ}C$] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände beim Scheitholzkessel HDG Navora beim Einsatz von Fichten- und Buchenscheitholz.

9.6.4 Einfluss des Brennstoffes auf die Gesamtstaubemissionen

Der Einsatz unterschiedlicher Brennstoffe führt im Mittel zu keinen nennenswerten Unterschieden bei der Gesamtstaubemission. In der Anheiz- bzw. Ausbrandphase ist die Gesamtstaubemission bei Buche gegenüber Fichte erhöht.

9.6.5 Einfluss des Brennstoffes auf die Emissionen von CO und C_nH_m

Der Einsatz unterschiedlicher Brennstoff führt zu keinen deutlichen Unterschieden in den CO- und C_nH_m -Emissionen.

9.6.6 Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur

Eine niedrige Abgastemperatur in der Anheiz- bzw. Ausbrandphase führt zu erhöhten CO-, C_nH_m - und Gesamtstaubemissionen beim Einsatz von Fichte als auch von Buche.

9.6.7 Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl

In der Anheiz- bzw. Ausbrandphase ist die Luftüberschusszahl gegenüber den zwei folgenden Abbränden wesentlich erhöht, was zu einer Erhöhung der CO-, C_nH_m - und Gesamtstaubemissionen führt.

9.6.8 Partikelgrößenverteilung

Das Partikelgrößenmaximum liegt bei $0,12 \mu\text{m}$. Die Partikelanzahl ist beim Einsatz von Buchenscheitholz geringer als beim Einsatz von Fichtenscheitholz. Beim Einsatz von Fichtenscheitholz ist ein zweites Maximum bei einer Korngröße kleiner als $0,07 \mu\text{m}$ erkennbar. Die Anzahl der Partikel pro Durchmesser ist in den beiden beprobten Nennlastphasen nahezu identisch, in der Anheizphase (Messung 1) am höchsten und in der Ausbrandphase (Messung 4) am niedrigsten (s. Abbildung 68).

Abbildung 68: Partikelgrößenverteilung [$1/\text{cm}^3$] bei der Verbrennung von Fichten (oben) - bzw. Buchenscheitholz (unten) im HDG Navora.

Fazit: Beim Einsatz von Buchenscheitholz in diesem Kessel ist die emittierte Partikelanzahl geringer als beim Einsatz von Fichtenscheitholz als Brennstoff.

9.7 Emissionen aus der Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H

Zum Vergleich der Emissionen aus den Kleinfeuerungsanlagen werden die Emissionen an der am TFZ in Straubing installierten Großfeuerungsanlage gemessen. Die Gesamtstaubemission wird als Mittelwert von drei Abbränden dargestellt. Eine separate Probenahme in der Anheizphase war aufgrund des konstanten Betriebes der Anlage nicht möglich und nicht nötig

9.7.1 Beurteilung der Emissionen von Gesamtstaub und CO unter Betrachtung der gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte

Die Gesamtstaubemissionen liegen bei den in dieser Anlage als Brennstoff eingesetzten Hackschnitzel durchschnittlich bei 13 mg/Nm^3 und die CO-Emissionen bei 15 mg/Nm^3 (s. Abbildung 69)

Abbildung 69: Messergebnisse der Gesamtstaub (n = 3) - und der CO-Emissionen: Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Brennstoff: Holzhackschnitzel, verglichen mit den Grenzwerten der TA-Luft. Der Gesamtstaub ist bezogen auf 13% O₂ (bei Bezug zu TA-Luft (11% O₂) mit dem Faktor 1,25 multiplizieren).

9.7.2 Partikel- und gasförmige Emissionen von Nicht-C-Staub, Rest, CO und C_nH_m mit Darstellung der Abgastemperatur und der Luftüberschusszahl

Der Anteil an Nicht-C-Emissionen beträgt $\sim 13 \text{ mg/Nm}^3$ was einen Anteil von $\sim 35 \%$ an den Gesamtstaubemissionen ausmacht. Der Anteil des Restes ist in den einzelnen Abbrände mit $\sim 26 \text{ mg/Nm}^3$ ebenfalls sehr konstant. Die CO-Emissionen sind nur leichten Schwankungen unterworfen und betragen im Mittel $\sim 15 \text{ mg/Nm}^3$. Emissionsdaten für die Gesamtkohlenstoffemission (C_nH_m) fehlen (s. Abbildung 70).

Abbildung 70: Nicht-C-Staub-, Rest-, CO-, C_nH_m-Emissionen [mg/Nm³, 13% O₂] mit Darstellung der Abgastemperatur [°C] und der Luftüberschusszahl λ unterteilt in die einzelnen Abbrände bei der Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Brennstoff: Holzhackschnitzel.

9.7.3 Abhängigkeit der Emissionen von der Abgastemperatur

Die drei Abbrände machen deutlich, dass die Emissionen von Kohlenstoffmonoxid mit einer höheren Abgastemperatur geringer sind. Eine Abhängigkeit der Gesamtstaubemissionen von der Abgastemperatur ist nicht vorhanden.

9.7.4 Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl

Eine Abhängigkeit der Emissionen von der Luftüberschusszahl ist nicht feststellbar.

9.8 BHKW Jühnde

Als Kontrast zu den Emissionen, die bei der Verbrennung von holzartiger und halmartiger Biomasse entstehen, wurde eine Emissionsmessung an dem in Kapitel 4.3 vorgestellten BHKW Jühnde vorgenommen. Auch hier wurden die Konzentrationen und Emissionen von Elementen und organischen Verbindungen quantifiziert.

9.8.1 Probenahme für die anorganische Analytik

Die Probenahme für die anorganische und organische Analytik erfolgte nicht wie bisher auf einem Filtermedium, sondern das im Abgas vorhandene gasförmig vorliegende Wasser wurde in drei hintereinander geschalteten und mit Eis gekühlten Gaswaschflaschen kondensiert. Eine direkte Probenahme auf einem Quarzfaserfilter war aufgrund der Menge an kondensierendem Wasser nicht möglich.

Insgesamt wurden drei Kondensatprobenahmen am 14.04.2011 durchgeführt. Eine Partikelgrößenanalyse mittels ELPI erfolgte bereits am 13.04.2011. In der folgenden Tabelle 34 sind die verschiedenen Probenahmedaten dargestellt.

Tabelle 34: Daten der Probenahme am BHKW Jühnde.

Probe- nahme	Probe- nahme Anfang	Probe- nahme Ende	Geschwindig- keit im Schornstein [m/s]	Temp. im Schornstein [°C]	Düsen- durch- messer [mm]	Abgesaugtes Gesamt- volumen [m ³]	Auf- gefangenes Kondensat [ml]
1	11.00	14.15	22	138	6	7,662	1006,59
2	15.18	16.18				2,489	
3	16.20	16.50				1,228	

Es wird davon ausgegangen, dass sich bei dieser Art der Probenahme die partikulären Bestandteile sowie die anorganischen Elemente und organischen Verbindungen an den gekühlten Wandungen der Gaswaschflaschen abscheiden bzw. im Kondensat zurückgehalten werden. Um die Plausibilität der Probenahme zu überprüfen, kann anhand der Verbrennungsrechnung von Biogas (s. Anhang) ermittelt werden, wie viel gasförmiges Wasser aus der Verbrennung ins Abgas gelangen und sich theoretisch in den Waschflaschen abscheiden sollte. Aus diesem theoretischen Wert und dem tatsächlich kondensierten Wasser kann die Effizienz der Abscheidung abgeschätzt werden.

9.8.2 Berechnung des im Abgas vorhandenen H₂O_l

Bei der Probenahme wurden insgesamt 1006,6 ml Kondensat in den Waschflaschen aufgefangen. Das abgesaugte Volumen betrug 11,379 m³, die Abgastemperatur im Schornstein ca. 140 °C und der Druck 101,325 kPa.

Die Berechnung des aus dem Abgas theoretisch entstehenden Kondensats kann auf zwei Wegen erfolgen:

1. Berechnung mit dem idealen Gasgesetz:

Das ideale Gasgesetz:

$$p * V = n * R * T$$

p [Pa] = Druck = 101325

T [K] = Probenahmetemperatur = 413,15

R [J/mol⁻¹K⁻¹] = allgemeine Gaskonstante = 8,314472

V [m³] = Wasserdampfvolumen im Abgas = 1,975

Die Berechnung der Stoffmenge n ergibt 58,27 mol, was bei einem Molgewicht von 18,01528 g/mol für Wasser eine Masse von 1049,7 g ergibt. Bei einer angenommenen Dichte von 1 g/cm³ entspricht das 1049,7 ml. Als Kondensat wurden 1006,6 ml aufgefangen, was demzufolge einen Fehler von 4,1 % ergibt.

2. Berechnung über das Gesetz von Gay-Lussac:

Das Gesetz von Gay-Lussac: $\frac{V_1}{V_2} = \frac{T_1}{T_2}$ bzw. $V_2 = \frac{V_1}{T_1} * T_2$

V_1 = Volumen des Gases unter "Normbedingungen" (hier: 273,15 K, 101325 Pa)

V_2 = Volumen des Gases unter Betriebsbedingungen (hier: 413,15 K, 101325 Pa)

T_1 = Temperatur des Gases unter "Normbedingungen" (hier: 273,15 K)

T_2 = Temperatur des Gases unter Betriebsbedingungen (hier: 413,15 K)

Das aufgefangene Kondensatvolumen von 1006,6 ml entspricht einer Stoffmenge von 55,87 mol. Unter Annahme eines idealen molaren Volumens von 22,4 l unter Normbedingungen (273,15 K, 101325 Pa) entspricht das einem Volumen von 1251,58 l. Die Umrechnung dieses Volumens (V_1) auf Betriebsbedingungen (V_2) ergibt ein Volumen von 1893,07 l bzw. 1,893 m³. In Bezug auf das tatsächlich abgesaugte Volumen von 1,975 m³ H₂O_g ergibt das einen Fehler von 4,2 %.

Fazit: Die beiden Berechnungen zeigen, dass die Probenahme mit Waschflaschen bezogen auf Abscheidegrade für kondensierbare Bestandteile geeignet ist. Der hier errechnete Fehler ist nicht als absolut anzusehen, da für die Berechnung teilweise Vereinfachungen vorgenommen wurden:

Die Umrechnung vom abgesaugten Abgasvolumen im Betriebszustand (140 °C, 101,325 kPa) auf das Abgasvolumen im Normzustand (0 °C, 101,325 kPa) erfolgt nach

folgender Formel: $V_n = V_b * \frac{273}{t+273}$

V_n = Volumen im Normzustand (0 °C, 101,325 kPa)

V_b = Volumen im Betriebszustand (140 °C, 101,325 kPa)

t = Probenahmetemperatur (°C)

Die Berechnung ergibt ein abgesaugtes Abgasvolumen im Normzustand von 7,522 m³.

9.8.3 Berechnung des Energieinhalts des verbrannten Biogases

100 % Methan besitzen einen Energieinhalt von 804 kJ/mol bzw. 11,06 kWh/m³ (39,81 MJ/m³). Der prozentuale Anteil von Methan am Biogas in Jühnde beträgt ~50 %. Das abgesaugte Abgasvolumen betrug insgesamt 7,522 m³ unter Normbedingungen (273,15 K, 101325 Pa). Bei der Verbrennung von 1 m³ Biogas entsteht laut Verbrennungsrechnung 5,76 m³ Abgas. Dementsprechend wurden ca. 1,31 m³ Biogas verbrannt, was einem Energieinhalt von 26 MJ entspricht.

9.8.4 Anorganische Analyse des Kondensats

Die Analyse auf anorganische Elemente im Abgas wurde direkt im Kondensat vorgenommen, da die Berechnung gezeigt hat, dass der Probenahmefehler relativ klein ist.

Die Konzentrationen der meisten Elemente sind unterhalb oder im Bereich der Nachweisgrenze. Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze wurden dem Bereich unterhalb der Nachweisgrenze zugeordnet, da die Nachweisgrenze schwankt.

Ausnahmen mit Konzentrationen oberhalb der Nachweisgrenze bilden die Elemente S, Mn, Fe, Zn, Ni, Mo, Co, W, V, Cr, Nb und Sn (s. Tabelle 35).

Tabelle 35: Konzentrationen [ppm] ausgewählter Elemente im kondensierten Anteil des Abgases aus der Verbrennung von Biogas im BHKW Jühnde.

Element	Konzentration [ppm]	Element	Konzentration [ppm]	Element	Konzentration [ppm]	Element	Konzentration [ppm]
Pflanzenverfügbare Elemente		Schwermetalle		Lithogene Elemente			
P	<0,06	Cr	0,5	Fe	2,17	Nd	<0,00007
S	37	Co	0,005	Al	<0,1	Sm	<0,00001
K	<0,4	Ni	0,3	Be	0,00004	Eu	<0,000002
Ca	<5,93	Cu	<0,06	Sc	<0,0001	Gd	<0,00002
Mg	<0,24	Zn	0,05	Ti	<0,01	Tb	<0,000001
Mn	0,045	Mo	0,6	V	0,02	Dy	<0,000007
Li	<0,001	Cd	<0,0002	Y	<0,00004	Ho	<0,000002
Na	<0,38	Sn	0,0005	Zr	<0,0001	Er	<0,000003
Rb	<0,0003	Sb	<0,0001	Nb	0,0001	Tm	<0,0000005
Cs	<0,00002	Tl	<0,00003	La	<0,0001	Yb	<0,00001
Sr	<0,07	Pb	<0,007	Ce	<0,001	Lu	<0,0000003
Ba	<0,007	Bi	<0,00004	Pr	<0,00002	Th	<0,000007
		U	<0,00002				

9.8.5 Partikelgrößenverteilung

Die überwiegende Partikelanzahl, die bei der Verbrennung von Biogas entsteht, liegt im Bereich <0,2 µm (s. Abbildung 71).

Abbildung 71: Partikelgrößenverteilung [1/cm³] bei der Verbrennung von Biogas im BHKW Jühnde.

9.9 Diskussion & Schlussfolgerung

Die Anlagen wurden nach Herstellerangaben mit den für den Benutzer optimalen Bedingungen betrieben. Tabelle 36 liefert einen kurzen Überblick über verschiedene, z.T. dargestellte und beschriebene Emissions- und Verbrennungsparameter der Anlagen.

Tabelle 36: Emissions- und Verbrennungsparameter der untersuchten Klein- und Großfeuerungsanlagen für biogene Festbrennstoffe unterteilt in die einzelnen Abbrände.

		CO	C _n H _m	SO ₂	CO ₂	O ₂	λ	Staub mg/Nm ³ Ø150 mm		
		mg/Nm ³ , 13% O ₂						verdünnt	unverdünnt	unverdünnt, 13%
1)	Anheizphase	73,6	5,5	5,5	9,1	12,0	2,4	12,2	16,2	14,4
	Messung 1	18,8	1,2	1,0	9,4	11,7	2,2	13,4	17,7	15,2
	Messung 2	25,4	1,0	1,1	9,2	11,9	2,3	13,7	18,0	15,8
	Messung 3	17,7	1,9	2,4	9,5	11,6	2,2	15,8	20,5	17,4
2)	Anheizphase	118,4	9,0	19,6	10,5	10,7	2,0	10,1	27,4	21,2
	Messung 1	29,8	3,6	10,5	10,4	10,8	2,0	9,5	25,6	20,0
	Messung 2	23,8	2,5	14,4	10,2	10,9	2,0	9,0	25,2	20,0
	Messung 3	23,4	1,9	12,2	10,2	10,9	2,0	7,6	21,3	16,9
3)	Anheizphase	600,5	35,6	11,2	8,9	12,2	2,4	21,1	51,9	47,1
	Anheizphase	733,7	50,2	64,1	5,8	15,3	2,5	25,4	77,4	108,4
	Messung 1	334,7	10,2	<0	10,6	10,6	1,9	11,4	18,5	14,2
	Messung 2	524,2	17,3	7,7	8,8	12,4	2,1	5,5	10,6	9,9
	Messung 3	321,2	6,2	16,4	11,0	10,1	1,8	11,9	18,4	13,6
	Messung 4	308,7	6,1	15,6	11,0	10,2	1,8	11,1	17,2	12,7
4)	Anheizphase	3551	474	510	5,5	15,6	6,4	37,9	117,2	174,7
	Messung 1	1898	122	69	7,7	13,4	2,9	25,4	73,6	77,6
	Messung 2	2508	183	30	6,9	14,2	3,6	28,0	83,8	98,0
	Messung 3	2706	225	61	6,8	14,3	3,3	18,9	57,5	68,5
5)	Anheizphase	5506,9	1118,2	716,5	5,6	15,6	7,2	14,6	56,0	82,8
	Messung 1	3297,1	323,0	56,0	7,1	13,9	3,1	5,4	15,9	18,0
	Messung 2	2988,1	327,0	101,9	7,1	13,9	3,4	13,0	39,5	44,5
	Messung 3	3659,3	772,9	757,2	6,7	14,5	3,2	11,5	36,1	44,3
6)	Anheizphase	5523,1	1856,2	1120,2	3,3	17,9	11,9	22,2	65,8	167,7
	Messung 1	2420,0	175,4	75,3	6,8	14,3	3,8	32,6	102,0	121,7
	Messung 2	2053,7	216,9	110,9	6,2	14,9	3,9	26,5	82,3	108,6
	Messung 3	3533,7	1318,1	1007,7	5,8	15,6	4,5	69,2	224,6	332,1
7)	Anheizphase	3281,2	206,6	55,9	5,9	15,1	8,8	11,7	25,7	34,8
	Messung 1	2831,8	599,4	313,1	5,6	15,5	5,5	15,3	34,1	49,6
	Messung 2	2262,0	426,6	251,1	5,7	15,4	4,4	18,1	41,0	58,3
	Messung 3	2328,5	799,3	431,1	5,2	15,9	5,7	16,6	37,7	58,9
8)	Anheizphase	656,8	21,5	0,0	11,8	9,8	2,8	29,2	65,1	46,5
	Messung 1	119,1	0,9	0,0	12,9	8,4	1,6	32,2	68,1	43,3
	Messung 2	98,3	0,5	0,0	12,9	8,4	1,6	32,8	67,3	42,7
	Messung 3	103,1	0,4	0,0	12,9	8,4	1,6	33,5	64,8	41,1
9)	Anheizphase	675,1	23,4		11,4	10,2	2,3	10,4	20,2	15,1
	Messung 1	168,2	1,1		12,8	8,5	1,6	3,9	7,7	4,9
	Messung 2	104,5	0,4		13,0	8,4	1,6	14,1	27,6	17,5
	Messung 3	102,5	0,4		12,9	8,4	1,6	19,2	37,3	23,7
10)	Anheizphase	843,9	112,4	103,7	11,3	11,1	2,3	24,9	74,8	55,7
	Messung 1	352,5	35,9	136,5	12,5	8,7	1,7	13,2	41,3	35,6
	Messung 3	475,9	44,6	137,4	12,7	8,5	1,7	33,5	107,0	93,0
	Messung 5	194,7	11,1	141,8	12,7	8,5	1,7	19,8	63,0	53,5
11)	Anheizphase	301,3	29,7	169,0	10,0	11,2	20,2	26,1	85,6	61,3
	Messung 1	327,0	22,4	149,8	12,7	8,5	1,7	14,5	46,1	40,5
	Messung 2	231,5	14,2	148,5	12,5	8,7	1,7	16,9	54,7	47,3
	Messung 3	285,9	23,0	146,6	12,7	8,4	1,7	15,1	48,5	42,6
12)	Anheizphase	966,2	118,7	73,9	11,0	10,3	11,7	18,6	56,8	41,67
	Messung 1	937,7	146,3	75,1	13,3	8,0	1,6	88,6	292,1	242,57
	Messung 2	908,9	165,8	69,7	12,9	8,3	1,7	101,2	326,1	258,66
	Messung 3	1922,6	399,6	72,7	12,9	8,3	1,7	198,0	641,2	508,71
	Messung 4	1730,5	421,5	72,1	12,6	8,4	1,7	153,1	502,1	395,64
13)	Messung 1	13,4		43,0	12,0	8,4	1,7	41,0		26,0
	Messung 2	17,4		37,9	11,7	8,7	1,7	39,3		25,6
	Messung 3	14,5		38,2	11,9	8,5	1,7	37,6		24,1
14)	Anheizphase	472,0	63,4	32,4	11,7	9,8	7,7	14,6	46,32	33,0
	Nennlast 1	45,9	4,3	8,3	13,5	8,1	1,5	10,4	35,66	22,1
	Nennlast 2	27,1	2,2	0,2	14,3	7,2	1,4	11,0	42,93	24,9
	Ausbrand	6717,2	43,7	<0	5,0	15,7	4,8	13,7	46,12	70,1
15)	Anheizphase	2406,9	313,2	57,3	7,6	13,7	13,0	26,6	81,22	89,2
	Nennlast 1	29,7	2,0	16,7	16,1	5,8	1,3	9,3	37,96	20,0
	Nennlast 2	14,0	0,6	10,5	15,8	5,8	1,3	11,0	45,14	23,7
	Ausbrand	5665,4	3,0	2,8	8,7	11,9	2,9	20,5	79,20	69,7

- 1) Fichtenpellets, Pelletkessel ohne SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
- 2) Fichtenpellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
- 3) Fichtenpellets, Pelletofen (Wodtke ivo.tec, 13 kW)
- 4) Fichtenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 5) Fichtenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 6) Buchenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 7) Buchenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 8) Fichtenholzhackschnittel, Hackschnittelkessel ohne EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 9) Fichtenholzhackschnittel, Hackschnittelkessel mit EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 10) Winterweizenstrohpellets, Hackschnittelkessel mit EA, ohne SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 11) Winterweizenstrohpellets, Hackschnittelkessel mit EA, mit SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 12) Miscanthuspellets, Hackschnittelkessel mit EA, Miscanthuspellets (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 13) Holzhackschnittel, Großfeuerungsanlage, Fichtenholzhackschnittel (Müller TMV 15H, 650 kW)
- 14) Fichtenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora, 30 kW)
- 15) Buchenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora, 30 kW)

Die Gehalte für die CO-Emissionen liegen zwischen 18 und 5523 mg/Nm³. Die Gehalte zeigen einen effizienten und nahezu optimalen Abbrand bei automatisch beschickten Anlagen. Der manuell beschickte Kaminofen hingegen zeigt sehr hohe CO-Gehalte. Diese liegen im regulären Betrieb teilweise über den gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerten des novellierten Bundesimmissionsgesetzes (s. Kapitel 3). Da es sich hier aber um keine Typenprüfung handelt und diese Anlage die gesetzlichen Bestimmungen der 1. Stufe der 1. BImSchV einhält, wird deutlich, dass es im regulären Betrieb schwierig ist, die Typenprüfungsgrenzwerte nachzuvollziehen.

Die C_nH_m-Gehalte schwanken zwischen 0,4 und 1856 mg/Nm³. Es gibt einen starken Zusammenhang zwischen den CO- und den C_nH_m-Gehalten. Die Gehalte von SO₂ liegen trotz relativ konstanter Zusammensetzung der Brennstoffe zwischen 1 und 1120 mg/Nm³. Die Gehalte sind wiederum in den manuell beschickten Anlagen besonders hoch, was darauf schließen lässt, dass hier nur ein geringer Teil des Schwefels als SO₃, dem Ausgangsstoff für die Sulfatbildung, zur Verfügung steht. Die Gehalte an Gesamtstaub liegen zwischen 5 und 403mg/Nm³, 13 % O₂ (150 mm Filter, unverdünntes Abgas). Die höchsten Gehalte wurden im mit Miscanthuspellets befeuerten Hackschnitzelkessel gemessen. Dies lässt auf eine nicht optimale Einstellung des Kessels für diesen Brennstoff schließen, was auch durch die hohen CO- und C_nH_m-Emissionen belegt wird. Auch der Kaminofen zeigt mit ~40 - ~170 mg/Nm³, 13% O₂ hohe Gesamtstaubemissionen. Auch hier deuten die hohen CO- und C_nH_m-Emissionen auf einen nicht optimalen Ausbrand hin.

Der Vergleich der Gesamtstaub- und CO-Emissionen sowie der Partikelanzahlverteilung der untersuchten Kleinf Feuerungsanlagen unter Betrachtung der verschiedenen Versuchsvariationen zeigt, dass bis auf wenige Ausnahmen unter regulären Bedingungen die gesetzlichen Typenprüfungsgrenzwerte der 1. BImSchV eingehalten werden. Die Partikelanzahlverteilung ergibt bei allen Anlagen ein Maximum im Bereich von 0,1 - 0,15 µm. Sekundärmaßnahmen wie ein EA oder ein SWT können die Partikelanzahl reduzieren, das Maximum allerdings verbleibt in diesem Größenbereich.

Die Emissionen der manuell und automatisch beschickten Anlagen zeigen erhebliche Unterschiede. Der Kaminofen hält unter den hier angestrebten praxisnahen Bedingungen die Emissionsgrenzwerte für Gesamtstaub und Kohlenstoffmonoxid im Bereich der Altanlagen ein, für neue Anlagen die unter die Typenprüfungsgrenzwerte der 1. bzw. 2. Stufe der 1. BImSchV fallen, können die Grenzwerte von CO aber nicht

eingehalten werden. Beim Gesamtstaub können die Grenzwerte nur beim Einsatz von Fichte als Brennstoff eingehalten werden. Der Einsatz eines EA kann die Gesamtstaubemissionen erheblich reduzieren, so dass hier die Grenzwerte der 2. Stufe der 1. BImSchV eingehalten werden können.

Bei den automatisch beschickten Anlagen halten der Pelletofen und der Pelletkessel unter Versuchsbedingungen bereits die Anforderungen an die 2. Stufe der 1. BImSchV bezüglich der Gesamtstaub- und CO-Emissionen ein.

Beim Hackschnitzelkessel werden die Grenzwerte für die CO-Emissionen der 2. Stufe der 1. BImSchV für die Brennstoffe Fichtenholzhackschnitzel und Strohpellets eingehalten. Beim Einsatz von Miscanthuspellets wird der Grenzwert der 2. Stufe für CO-Emissionen überschritten, der Grenzwert der 1. Stufe allerdings nicht. Beim Gesamtstaub wird für die Brennstoffe Fichtenholzhackschnitzel und Strohpellets der Grenzwert der 1. Stufe unterschritten, die 2. Stufe ist nur beim Einsatz eines EA bei Fichtenholzhackschnitzeln einhaltbar. Der Einsatz von Miscanthuspellets führt sowohl bei den Emissionen von CO als auch von Gesamtstaub zu einer Überschreitung der 1. und 2. Stufe der 1. BImSchV.

Beim Scheitholzkessel sind die Emissionen von CO oberhalb der 1. und 2. Stufe der 1. BImSchV. Bei den Gesamtstaubemissionen werden die Grenzwerte der 1. und der 2. Stufe eingehalten.

Insgesamt führen unterschiedliche Verbrennungsbedingungen und Feuerraumgeometrien in verschiedenen Verbrennungsanlagen sowie verschiedene Brennstoffe und Verbrennungsparameter unter optimalen Bedingungen zu unterschiedlichen Emissionen, so dass von unterschiedlichen Verbrennungsanlagen eine unterschiedliche Umweltrelevanz ausgeht. Da in dieser Arbeit keine systematischen Untersuchungen bezüglich des Einflusses der Veränderungen der Verbrennungsbedingungen auf die gas- bzw. staubförmigen Emissionen durchgeführt wurden, ist eine Aussage bezüglich des Einflusses dieser Parameter schwierig.

Im Folgenden konzentriert sich diese Arbeit auf die Aspekte der Zusammensetzung der verschiedenen Aschefractionen, der Elementemissionen (insbesondere auch Schadelemente), der Elementbilanzen sowie ein Vergleich der Emissionen mit den fossilen Energieträgern Öl, Gas und Kohle.

Zum Vergleich wurde das Abgas des BHKW in Jühnde beprobt. Die Konzentration der meisten Elemente im kondensierten Abgas liegt unterhalb der Nachweisgrenze. Demzufolge werden diese Elemente als nicht im Abgas angereichert angesehen. Die

angereicherten Elemente S, Mn, Fe, Zn, Ni, Mo, Co, W, V, Cr, Nb und Sn sind mit Ausnahme von Schwefel Legierungselemente von Stahl, was auf eine Wechselwirkung des kondensierenden Wassers im Abgas mit dem Stahl des Schornsteines der Biogasanlage hindeutet. Schwefel ist im Biogas enthalten und wurde bei der Verbrennung als SO₂ freigesetzt. Auch die Messung des Abgases mit dem FTIR zeigt eine SO₂-Konzentration von 131 mg/m³ (25 °C, 1atm), was ~50 ppm S entspricht.

Die Konzentration des Schwefels im Kondensat beträgt lediglich 37 ppm, was einem Gehalt von ~18 mg/m³ (25 °C, 1atm) entsprechen würde. Diese Minderbefunde im Kondensat zeigen, dass die zurückgehaltenen Schwefelmengen zu gering sind und nicht den tatsächlich emittierten Gehalten entsprechen.

Die Emissionen von Methan sind mit einem Eingangsgehalt von ~50 % und einem emittierten Gehalt von ~831 mg/m³ (25 °C, 1 atm; FTIR-Messungen) relativ hoch.

Die Partikelgrößenverteilung zeigt, dass sich das Maximum der Partikelgröße im Bereich <0,2 µm befindet, was aus gesundheitlicher Sicht als kritisch deklariert werden würde. Da die emittierten Partikel allerdings keine Konzentrationen an gesundheitsgefährdenden Elementen haben, handelt es sich bei diesen Partikeln überwiegend um aus der Verbrennung von Biogas entstehendes Wasser, welches vermutlich kondensiert als Dampf vorliegt und dementsprechend nicht gesundheitsgefährdend ist.

10 Asche- und Elementbilanzen bei Groß- und Kleinfeuerungsanlagen

10.1 Wiederfindung der Aschen im Verbrennungssystem

Die Berechnung der Wiederfindung der Asche im Verbrennungssystem basiert auf dem nicht verbrennbaren Rückstand des eingesetzten Brennstoffes über die gesamte Feuerungsdauer und den daraus theoretisch zu erwartenden Aschegehalten. Für eine Vergleichbarkeit des theoretisch anfallenden Aschegehaltes und die aus dem System gewonnene Aschemenge werden die im System anfallenden Aschen um den Glühverlust korrigiert. In Tabelle 37 sind die anfallenden Aschemengen differenziert nach Depositionsort sowie die daraus resultierende Wiederfindung der Aschen aus dem System dargestellt. Die um den Glühverlust korrigierten Gehalte sind in Klammern dargestellt.

Tabelle 37: Anfallende Aschenmengen, differenziert nach Ablagerungsort und die daraus resultierende Wiederfindung der Aschen aus dem System (in Klammern: um den Glühverlust korrigierte Werte).

	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)	8)	9)	10)	11)	12)	13)	14)	15)	
Brennstoff- verbrauch [kg _{FM}]	36,9	59,4	64,68	8,9	9,4	8,1	8,7	103,2	80,5	114,9	72,2	80,8	455	54,9	54,5	
Aschegehalt [kg/kg _{FM}]	0,0028			0,0053		0,0066			0,0058		0,053		0,027		0,0048	
Aschemenge [g, theor.]	103,5	347,3		96,8		110,8		1065,4		9919,6		2180,4		263,5		310,7
Asche Asche- kasten [g]	4,1 (3,1)															
Rostasche [g]	141 (32,4)	577,4 (259,3)		116 (89)		174,6 (86,6)		894,7 (889,4)		8685 (8606,9)		1664,2 (1649,2)		425 (213,7)		425 (42,1)
Asche interner Wärmetauscher [g]	40,2 (16,9)				6,2			1,4		0,69						
Asche elektro- statischer Abscheider [g]			1,2		5,1		6,7		10,29							
Rückstand			5,4				7,4									
Kondensat [g]																
Flugasche Filter [g]	7,7	10,82	10,04	8,7	3,3	12,8	4,2	39,3	10,3	53,6	28,7	171,7	89,8	12,25	14,45	
Sonstige Aschen [g]	16															
Summe [g]	79,9	285,7	100,2	108,7	1006,2	8720,7	1839,6	225,9	56,5							
Rel. Fehler [%]	- 22,8	- 17,7	+ 3,5	- 1,9	- 5,6	- 12	- 15,6	- 14,3	- 81,8							
1) Fichtenpellets, Pelletofen (Wodtke ivo.tec, 13 kW) 2) Fichtenpellets, Pelletkessel ohne SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW) 3) Fichtenpellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW) 4) Fichtenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW) 5) Fichtenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW) 6) Buchenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW) 7) Buchenscheitholz, Kaminofen mit EA(Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW) 8) Fichtenholzhackschnitzel, Hackschnitzelkessel ohne EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW) 9) Fichtenholzhackschnitzel, Hackschnitzelkessel mit EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW) 10) Winterweizenstrohpellets, Hackschnitzelkessel mit EA, ohne SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW) 11) Winterweizenstrohpellets, Hackschnitzelkessel mit EA, mit SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW) 12) Miscanthuspellets, Hackschnitzelkessel mit EA, Miscanthuspellets (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW) 13) Holzhackschnitzel, Großfeuerungsanlage, Fichtenholzhackschnitzel (Müller TMV 15H, 650 kW) 14) Fichtenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora; 30 kW) 15) Buchenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora; 30 kW)																

10.1.1 Ergebnisse

Die berechnete Wiederfindung der Aschen aus dem System ist bis auf eine Feuerungsanlage negativ, d.h. die Summe der aus dem System gewonnenen Aschen ist geringer als der berechnete Aschegehalt der eingesetzten Brennstoffmenge. Eine Ausnahme ist der Kaminofen mit Buchenscheitholz als Brennstoff, bei dem die wiedergefundene Aschemenge um 3,5 % größer als die theoretisch bestimmte ist. Bei Verbrennung von Fichtenscheitholz in der gleichen Feuerungsanlage ist die Wiederfindung der Aschen aus dem System um 1,9 % zu gering. Bei den automatisch beschickten Anlagen reicht die Variationsbreite der Wiederfindung von -22,8 bis -5,6 %. Eine große Ausnahme ist der HDG Navora mit Buchenscheitholz als Brennstoff, wo die Wiederfindung der Aschen um ~82 % zu gering ist. Die am GZG durchgeführte Doppelbestimmung an den homogenisierten Aschen ergibt einen Glühverlust von ~90 %. Die am TFZ in Straubing durchgeführte Aschegehaltsbestimmung des Brennstoffes und die Summe der Elemente bzw. Elementverbindungen (Multiplikation mit dem Faktor ~2, s. Kapitel 7.2) stimmt nahezu überein, so dass sowohl der Glühverlust als auch der theoretische Aschegehalt als korrekt angenommen werden. Demzufolge wird es sich bei dieser Asche um eine zu geringe Entnahme aus dem System handeln, da die Mengen bei diesem Glühverlust wesentlich größer sein müssten.

10.1.2 Mögliche Fehlerquellen bzw. Einflüsse auf die Wiederfindung der Aschen aus den Feuerungsanlagen

Folgende Faktoren können ursächlich für eine von 100 % abweichende Wiederfindung sein:

- Abweichung der Temperatur der Verbrennung von der Temperatur der Aschegehaltsbestimmung: Die Bestimmung des Aschegehaltes des Brennstoffes wird bei 550 °C durchgeführt. Die Feuerraumtemperatur ist allerdings höher als 550 °C, so dass es zu Verflüchtigungen von Elementen und zu Zersetzungen von Verbindungen kommen kann und demzufolge der tatsächliche Aschegehalt unter Verbrennungsbedingungen geringer sein muss. Eine negative Wiederfindung ist also absolut plausibel. Die Abnahme des Aschegehaltes mit Zunahme der Temperatur wird durch die am GZG durchgeführte Aschegehaltsbestimmung bei 550, 850, 1000 und 1100 °C insbesondere bei den holzartigen Brennstoffen deutlich (s. Abbildung 72).

Abbildung 72: Aschegehaltsbestimmungen bei 550, 850, 1000 und 1100 °C der eingesetzten Brennstoffe.

- Inhomogenität des Brennstoffes (s. Kapitel 10.2.3): Insbesondere bei Scheitholz als Brennstoff ist die Bestimmung des Aschegehaltes Schwankungen aufgrund der Inhomogenität des Brennstoffes unterworfen, so dass es hier zu Abweichungen kommen kann. Auch Hackschnitzel können noch Variationen des Aschegehaltes aufgrund der Inhomogenität unterliegen. Bei genormten Brennstoffen wie Pellets ist der Einfluss der Inhomogenität geringer, was auch durch ähnliche Wiederfindungen sichtbar wird.
- Unvollständige Entnahme der tatsächlich anfallenden Aschen: Bautechnische Gegebenheiten der Feuerungsanlage können dazu führen, dass nicht die gesamte anfallende Asche aus dem System entnommen wird, was allerdings nicht quantifizierbar ist. Insbesondere bei automatisch beschickten Anlagen kann dies aufgrund ihrer Komplexität der Fall sein. Ebenso kann es aufgrund von zeitlichen Einschränkungen und notwendigen Abläufen zu einer unvollständigen Entnahme, z.B. von Rückständen aus dem Verdünnungstunnel kommen.

10.1.3 Diskussion und Schlussfolgerung

Insgesamt sind die prozentualen Wiederfindungen der Aschen aus dem System mit überwiegend negativen Abweichungen aus genannten Gründen als plausibel einzuschätzen, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der überwiegende Teil der Aschen aus dem System entnommen wurde. Positive Abweichungen sind nur beim Scheitholz vorhanden, welche durch Inhomogenität des eingesetzten Brennstoffes sehr gut zu erklären sind, da der theoretisch bestimmte Aschegehalt maßgeblich durch den Rindenanteil bestimmt wird und es

hier zu erheblichen Unterschieden kommen kann. Die erhebliche Abweichung beim Scheitholzkessel beim Einsatz von Buchenscheitholz ist im Vergleich zu den anderen Anlagen nicht zu erklären. Hier muss es zu einem Fehler bei der Rostascheentnahme aus dem System gekommen sein.

Eine Bestimmung des Aschegehaltes bei höheren Temperaturen kann aufgrund eventueller Verflüchtigungen zu anderen Ergebnissen führen, was aber zusätzlich von der Zusammensetzung des Brennstoffes abhängt, so dass es schwierig ist, entstehende Abweichungen auf eine zu niedrige Bestimmungstemperatur zurückzuführen.

Die nahezu vollständigen Probenahmen aus dem System sind eine wichtige Voraussetzung für eine verlässliche Elementbilanzierung. Eine zu geringe Wiederfindung einer bestimmten Aschesorte kann u.U. zu deutlichen Differenzen in der im folgenden Kapitel erläuterten Elementwiederfindung führen, da die Aschen teilweise sehr unterschiedlich zusammengesetzt sind.

10.2 Wiederfindung der Elemente

Die Bilanzierung bzw. Wiederfindung eines Elementes im Feuerungssystem berechnet sich nach der in Kapitel 6 vorgestellten Vorgehensweise. Die im vorhergehenden Kapitel 10.1 berechneten Aschewiederfindungen sind von Bedeutung, da die Elementbilanzen bzw. Wiederfindungen der Elemente auf der dem System zugeführten Brennstoffmenge und der aus dem System gewonnenen Aschen basieren. Demzufolge sind die Elementbilanzen, neben anderen Fehlerquellen, mit der Vollständigkeit der Gewinnung aller Aschen im System eng verknüpft.

Hierbei ist zu bedenken, dass die Rostasche 70 - 90 % der Gesamtaschenmenge ausmacht, die übrigen Aschen zusammen nur 10 - 30 %. Da aber z.B. die flüchtigen Elemente (insbesondere Schwermetalle) weniger in der Rostasche, sondern vielmehr in den verschiedenen Flugaschenfraktionen angereichert sind, ist eine quantitative Beprobung dieser Aschen ebenfalls von eminenter Bedeutung, um Minderbefunde zu vermeiden.

Für die untersuchten Kleinfeuerungsanlagen werden in Tabelle 38 die prozentualen Wiederfindungen der zum Teil gesundheits- und umweltrelevanten Elemente, aber auch ein Teil der lithogenen und pflanzenphysiologisch bedeutenden Elemente P, S, K, Ca, Mg, Na, Rb, Sr, Fe, Al, Ti, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U dargestellt.

10.2.1 Ergebnisse

Bei der Wiederfindung der Elemente in den einzelnen Anlagen kann der Scheitholzkessel HDG Navora mit Buchenscheitholz als Brennstoff nur sehr bedingt beachtet werden, da es hier aus genannten Gründen zu einer offensichtlichen verminderten Entnahme der angefallenen Asche gekommen ist und es dementsprechend zu Minderbefunden von Elementen kommt (s. Kapitel 10.1). Aus diesem Grund wird er nicht in die Bildung des Mittelwertes einbezogen. Auch die Wiederfindung der Großfeuerungsanlage wird nur als Referenz genommen und nicht in den Mittelwert einbezogen.

Die Wiederfindung der Elemente ist nicht in allen Anlagen einheitlich, der Mittelwert macht allerdings deutlich, dass die pflanzenverfügbaren und lithogenen Elemente, bis auf S, K, Rb, Sr und Ba zu annähernd 100 % und mehr wiedergefunden werden.

Die Wiederfindung der Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi ist in fast allen Fällen deutlich unter 100 % (s. Tabelle 38). Ausnahmen hiervon aufgrund extremer Überbefunde sind beispielsweise Sb (~700 %, Kaminofen, Buchenscheitholz), Sn (187 %, Pelletkessel mit SWT) und Bi (143 %, Hackschnitzelkessel ohne EA).

Zusätzlich sind häufig Fe und Ti von extremen Überbefunden betroffen, wie z.B. 200 - 1100 % Fe bzw. 560 - 1700 % Ti im Kaminofen.

Vereinzelt sind auch, neben den gesundheits- und umweltrelevanten Elementen, weitere extreme Minderbefunde von Elementen vorhanden, wie z.B. Yb beim Kaminofen (26 %, Buchenscheitholz) oder beim Scheitholzkessel (26 %, Fichtenscheitholz).

Der Einsatz einer Sekundärmaßnahme wie ein EA oder ein SWT führt zu Unterschieden in der Wiederfindung. Während der Einsatz eines SWT im Hackschnitzelkessel die Wiederfindung der meisten Elemente verbessert, ist beim Einsatz im Pelletkessel dagegen die Wiederfindung der meisten Elemente ohne SWT besser als mit SWT. Der Einsatz eines EA im Hackschnitzelkessel oder im Kaminofen führt ebenfalls zu einer verminderten Wiederfindung der meisten Elemente.

Tabelle 38: Wiederfindung [%] von Elementen in den untersuchten Feuerungsanlagen.

	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)	8)	9)	10)	11)	12)	13)	*1)14)	*2)15)	Mittelwert	Std
Pflanzenverfügbare Elemente																	
P	70	93	91	71	71	173	173	116	116	122	123	102	95	24	103	109	34
S	28	86	79	51	50	51	50	54	43	18	19	23	60	30	60	47	21
K	49	77	59	52	51	69	67	91	78	89	89	88	62	20	58	71	16
Ca	67	94	92	117	117	110	110	154	154	119	120	100	97	21	102	112	24
Mg	65	87	85	96	96	154	154	118	118	117	117	100	103	34	94	108	25
Mn	72	110	107	176	176	106	107	109	109	109	117	97	110	31	69	116	29
Li	91	104	96	131	127	123	118	122	118	83	83	117	221	21	63	118	35
Na	84	101	90	38	33	262	260	129	120	141	142	77	185	141	103	128	72
Rb	47	49	37	26	24	31	29	46	40	69	69	66	32	39	33	43	16
Cs	40	64	47	43	43	236	196	63	51	93	94	104	31	23	61	85	63
Sr	57	68	66	67	67	34	34	75	75	88	88	72	53	12	61	65	17
Ba	69	75	72	92	92	64	64	72	72	93	94	81	56	13	45	77	13
Lithogene Elemente																	
Fe	86	102	99	215	213	420	1107	251	258	108	115	175	107	35	147	250	274
Al	90	106	103	142	142	154	155	180	180	113	114	91	211	56	93	137	38
Ti	79	102	89	560	809	1702	602	176	190	104	105	112	670	440	75	408	469
La	41	135	130	84	89	169	169	150	150	104	105	80	75	16	56	114	40
Ce	74	125	120	130	135	126	126	161	161	102	103	69	82	22	55	116	29
Pr	88	128	124	135	135	133	134	159	159	103	103	76	76	21	54	119	28
Nd	78	131	126	138	137	133	134	160	160	104	104	76	82	24	55	120	29
Sm	75	118	112	124	123	137	138	159	159	101	101	77	74	28	54	115	29
Eu	42	66	59	234	231	130	132	82	82	62	63	50	49	8	60	99	66
Gd	64	97	92	82	82	98	99	138	137	86	87	76	72	30	57	93	22
Tb	79	446	245	124	123	146	148	536	410	98	99	79	70	40	60	200	159
Dy	69	89	85	127	126	133	135	158	158	92	92	79	76	48	66	109	31
Ho	72	104	92	130	130	122	125	162	157	88	88	79	80	50	70	110	30
Er	67	83	80	132	132	117	120	168	168	87	88	80	86	47	73	108	34
Tm	76	99	89	134	134	84	88	130	130	83	84	76	85	53	79	99	23
Yb	79	74	67	67	67	26	27	80	80	79	79	40	18	26	66	60	24
Lu	74	115	93	81	81	39	40	127	121	82	82	56	30	29	76	79	31
Th	80	126	121	203	202	115	115	228	228	104	104	58	309	38	78	153	73
Schwermetalle																	
Cr	61	62	58	15	20	43	24	23	24	27	32	37	327	73	12	58	82
Co	47	66	63	34	34	99	85	22	23	73	78	35	39	32	63	54	25
Ni	24	24	23	49	49	71	53	58	59	13	17	55	39	23	16	41	19
Cu	42	57	50	80	73	89	89	63	61	98	106	95	48	20	62	73	21
Zn	37	73	53	115	95	100	96	33	23	39	59	84	69	37	101	67	29
Mo	24	66	57	18	18	6	7	14	12	42	46	33	6	0	16	27	20
Cd	19	71	64	90	48	84	38	13	7	27	38	36	41	24	141	44	26
Sn	51	187	61	48	47	109	172	43	34	58	63	46	21	27	98	72	52
Sb	38	84	66	60	80	706	762	84	65	63	64	35	88	93	97	169	252
Tl	15	55	46	27	21	114	78	32	19	53	74	150	51	177	165	57	40
Pb	16	95	64	113	60	113	90	32	19	42	53	60	32	66	196	61	33
Bi	15	110	65	54	28	68	45	143	59	55	51	52	98	109	216	65	34
U	64	87	83	119	118	150	153	187	187	97	98	75	249	61	84	128	54

*1) Nicht in die Mittelwertberechnung einbezogen *2) Nur Referenz, nicht in die Mittelwertberechnung einbezogen

- 1) Pelletofen Wodtke ivo.tec; 13 kW; Fichtenpellets
- 2) Pelletkessel KWB Easyfire ohne SWT; 25 kW; Fichtenpellets
- 3) Pelletkessel KWB Easyfire mit SWT; 25 kW; Fichtenpellets
- 4) Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 ohne EA; 8 kW; Fichtenscheitholz
- 5) Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 mit EA; 8 kW; Fichtenscheitholz
- 6) Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 ohne EA; 8 kW; Buchenscheitholz
- 7) Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 mit EA; 8 kW; Buchenscheitholz
- 8) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 ohne EA; 30 kW; Fichten-HHS
- 9) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 mit EA; 30 kW; Fichten-HHS
- 10) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 ohne SWT; 30 kW; Strohpellets
- 11) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 mit SWT; 30 kW; Strohpellets
- 12) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30; 30 kW; Miscanthuspellets
- 13) Scheitholzessel HDG Navora; 30 kW; Fichtenscheitholz
- 14) Scheitholzessel HDG Navora; 30 kW; Buchenscheitholz
- 15) Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H; 650 kW; Holzhackschnitzel

10.2.2 Mögliche Fehlerquellen bzw. Einflüsse auf die Wiederfindung

Folgende Fehlermöglichkeiten bei der Bestimmung der Elementbilanzen bzw. Wiederfindung der Elemente müssen bei der Wiederfindung der Elemente berücksichtigt werden:

- Inhomogenität der aus dem System gewonnenen Aschen bzw. der eingesetzten Brennstoffe:
 - Die Elementkonzentrationen der Brennstoffe und der aus dem einzelnen Verbrennungssystem gewonnenen Aschen unter Angabe der Anzahl der Analysen und Standardabweichungen sind in Kapitel 7.1 dargestellt.
- Variation des prozentualen Elementanteils des Brennstoffes durch anhaftendes Material (s. Abbildung 75). Insbesondere lithogene Elemente sind im anhaftenden Material angereichert. Die anderen Elemente werden durch den Anteil des anhaftenden Materials weniger beeinflusst, so dass Inhomogenitäten hierdurch weniger erklärt werden können. Der Anteil des anhaftenden Materials kann bei Scheitholz besonders variabel sein
- Inhomogenitäten durch unterschiedliche Rindenanteile: Nach Gras B. (2006) sind z.B. die Konzentrationen der Elemente Zn, Pb und Cd in der Fichtenrinde wesentlich höher als im Kernholz, so dass geringere Rindenanteile bei der Analyse zu geringen Konzentrationen dieser Elemente führen, was wiederum einen Einfluss bei der Berechnung der Wiederfindung hat.
- Abweichungen der aus dem System entnommen Aschen von der theoretisch anfallenden Aschenmenge (s. Kapitel 10), welche mit dem am GZG theoretisch bestimmten Aschegehalt der einzelnen Brennstoffe (s. Kapitel 10.1.2) berechnet wurde. Die anfallende Asche verteilt sich zu 70 - 90 % auf die Rostasche und zu 10 - 30 % auf Rückstände die im Abgasweg der Anlage anfallen (Filterasche, Rückstand im EA, Rückstand im internen/externen Wärmetauscher etc.), so dass eine zu geringe Entnahme von Aschen, insbesondere der im Abgasweg anfallenden Rückstände mit hohen Konzentrationen an umweltbedeutsamen Elementen, einen großen Einfluss auf die Wiederfindung der Elemente haben kann. Die 70 - 90 % Rostasche ist relativ einfach komplett aus dem System zu entnehmen, die sich aufteilenden 10 - 30 %, aufgrund der jeweils sehr geringen abgeschiedenen Aschemenge, dagegen relativ schwierig. Am Beispiel des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip mit Fichtenholzhackschnitzeln und Winterweizenstrohpellets als Brennstoff ohne und mit Einsatz eines EA bzw. SWT und am Scheitholzessel HDG Navora mit Buchenscheitholz als Brennstoff zeigt sich die Wichtigkeit der vollständigen Entnahme der unterschiedlichen im System anfallenden Aschefraktionen. Beim Hackschnitzelkessel ohne Einsatz eines EA sind über

die gesamte Brenndauer ~41 g Flugasche angefallen, mit EA reduziert sich die Flugaschenmenge auf ~11 g, was einer Differenz von ~30 g entspricht. Diese Differenz sollte sich theoretisch im EA abgeschieden haben und dort wiedergefunden werden. Herausgebracht werden dort allerdings nur 5,1 g, demzufolge ~25 g zu wenig. Die mit der Aschemenge von 5,1 g berechneten Wiederfindungen von Cd, Pb, Tl, Zn, Sn, Rb, S, Sb, K, Na und Bi für die Variante mit EA sind geringer als bei der Variante ohne EA (s. Abbildung 73). Wird bei der Berechnung der Wiederfindung der theoretisch zu erwartende Rückstand im EA von 30 g eingesetzt, ist die Wiederfindung von allen betrachteten Elementen bis auf Bi gleich oder besser als bei der Variante ohne EA (s. Abbildung 73). Die Wiederfindung von Bi ist beim theoretischen Aschegehalt dennoch wesentlich höher. Allerdings ist die Wiederfindung von Cd, Mo, Co, Cr, Pb, Tl, Zn, Sn, Ni und Cu immer noch sehr gering, so dass neben einer zu geringen Entnahme von gewinnbaren Aschen auch Rückstände an unzugänglichen Stellen im System eine Rolle spielen (Seidel T. et al. (im Druck)).

Abbildung 73: Wiederfindung der Elemente P, S, K, Ca, Mg, Na, Rb, Sr, Fe, Al, Ti, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U ohne und mit EA sowie bei korrigierter theoretisch im EA anfallender Aschemenge (ermittelt aus der Differenz Flugaschenmenge ohne EA - mit EA) in der Feuerungsanlage Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel (verändert nach Seidel T. et al. (im Druck)).

Beim Hackschnitzelkessel mit Winterweizenstrohpellets beträgt die theoretische Differenz zwischen der Flugasche die bei der Variante ohne SWT in die Atmosphäre abgegeben und bei der Variante die mit SWT in die Atmosphäre abgegeben wird 24,93 g. Als eingedampften Rückstand werden aber nur 7,4 g erhalten. Bei der Berechnung der Wiederfindung mit dem eingedampften Rückstand ist die Wiederfindung von Ni, Cr, Cd, Zn, Mo, Pb, Tl, Sn, Co, Cu und Fe besser als bei der Variante ohne SWT (s. Abbildung 74). S, Sb und P sind nur geringfügig besser zu finden. Wird bei der Berechnung der

Wiederfindung die theoretisch zu erwartende Rückstandsmenge zugrunde gelegt, so steigt die Wiederfindung von Ni, Cr, Cd, Zn, Mo, Pb, Tl, Sn, Co und Cu deutlich und die von S, Sb, Fe und P ein wenig an. Bi, welches bei der Variante mit SWT weniger gefunden wurde als ohne SWT, wird jetzt geringfügig besser wiedergefunden. Trotz des teilweise deutlichen Anstiegs ist die Wiederfindung von einigen Elementen wie Ni, Cr, Mo, Sn und Sb noch sehr gering, so dass auch hier vermutlich weiter Abscheideorte wichtig sind.

Abbildung 74: Wiederfindung der Elemente P, S, K, Ca, Mg, Na, Rb, Sr, Fe, Al, Ti, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U ohne und mit SWT sowie bei korrigierter theoretisch im SWT anfallender Aschemenge (ermittelt aus Differenz Flugaschemenge ohne SWT - mit SWT) in der Feuerungsanlage Hackschnitzkessel Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets.

Beim Scheitholzkessel HDG Navora mit Buchenscheitholz als Brennstoff ist die Wiederfindung der Asche aus dem System mit nur ~18% der theoretisch anfallenden Menge viel zu gering (s. Tabelle 37). Dies lässt sich durch die Bestimmung des theoretischen Aschegehalts des Brennstoffes, der Summe der Elemente bzw. Elementverbindungen des Brennstoffes und des Glühverlustes der Asche belegen (s. Kapitel 10.1.1). Diese viel zu geringe Menge der aus dem System entnommenen Asche resultiert in einer viel zu geringen Wiederfindung der meisten Elementen und letztlich in zu geringen Massenströmen in die einzelnen Rückstände (s. Abbildung 84). Die Emissionen in die Atmosphäre allerdings sind von diesem Problem ausgenommen, da deren Berechnung auf dem Rückstand auf dem Filter basiert und von einer Ascheentnahme aus dem System ausgenommen ist.

- Abweichung bei der Hochrechnung von der Filterbelegung auf die Gesamtstaubemission.
- Nicht quantifizierbarer Anteil, evtl. elementspezifisch, der im Verbrennungssystem zurückgehalten wird (s. Kapitel 12 und 13.1).

- Kontamination bei der Verbrennung sowie bei der Gewinnung und Aufbereitung der Ascheproben (Abrieb aus dem EA, Abrieb aus dem Feuerraum (s. Kapitel 13.2). etc.).
- Kontamination durch insbesondere die Schneidmaterialien, die zur Aufbereitung der Brennstoffe eingesetzten Ultra-Zentrifugal- und der Hochleistungs-Schneidmühle der Fa. Retsch (s. Tabelle 39 und 40), freundliche Mitteilung per Mail von Ngoc-Suong Du (Fa. Retsch), 2010).

Tabelle 39: Werksanalysen des Materials der Ultra-Zentrifugalmühle ZM 100 der Fa. Retsch.

	Rotor aus rostfreiem Stahl	Buchse im Rotor: rostfreier Stahl	Auffanggefäß aus rostfreiem Stahl	Siebe aus rostfreiem Stahl, verschleißfest beschichtet
C [%]	0,220		0,070	0,030
Si [%]	1,000	1,000	1,000	1,000
Mn [%]	1,500	1,000	2,000	2,000
P [%]	0,040	0,040	0,045	0,045
S [%]	0,030	0,030	0,030	0,015
Cr [%]	17,0000	19,000	19,500	18,500
Ni [%]	2,500		10,500	13,000
Fe [%]	77,710	59,785	66,805	62,800
V [%]		0,120		
Mo [%]		1,300		2,500
WC [%]	WC			88,000
Co [%]	Beschichtung			12,000

Tabelle 40: Werksanalysen des Materials der Hochleistungs-Schneidmühle SM 2000 der Fa. Retsch.

	Schneidleisten aus rostfreiem Stahl	Wendeschneidplatten aus Hartmetall	Rotorscheiben aus rostfreiem Stahl	Türeinsatz, Motorflansch aus rostfreiem Stahl	Gehäuseunter und -oberteil, Türe, Flansch für Auffangbehäl- ter aus Aluminium
C [%]	0,420		0,015	0,015	
Si [%]	1,000		1,000	1,000	11,000
Mn [%]	1,000		2,000	2,000	0,400
P [%]	0,050		0,045	0,045	
S [%]	0,030		0,350	0,350	
Cr [%]	13,000		19,000	19,000	
Ni [%]			10,000	10,000	
Fe [%]	84,500		67,590	67,590	0,5000
V [%]					
Mo [%]					
WC [%]		77,500			
Co [%]		11,500			
TiC/TaC		11,000			
Al [%]					87,300
Cu [%]					0,050
Zn [%]					0,100
Ti [%]					0,150
Mg [%]					0,500

- Kontamination des Abgases durch Hinzufügen von Verdünnungsluft (s. Kapitel 7.3).
- Einfluss der Spülluft bei Abscheidern.
- Fehler der Analysegeräte.
- Wägefehler beim Wiegen der im System gewonnenen Aschen, der eingesetzten Brennstoffe und der Filter/Flugaschen.
- Verluste beim Transport der Filter.

Die Fehlerquellen die einen Einfluss auf die einzelnen Elementbilanzen haben sind also reichhaltig. Die Schwankungsbreite dieser Faktoren kann bestenfalls abgeschätzt werden.

10.2.3 Inhomogenität durch lateral anhaftendes Bodenmaterial am eingesetzten Brennstoff

Der Aschegehalt wird nicht nur durch interne Elemente der Pflanze bestimmt, sondern kann maßgeblich durch extern anhaftendes Material, wie Boden oder Flugstaub beeinflusst werden. Zum einen ist der Anteil an anhaftendem Bodenmaterial variabel und führt zu Inhomogenität, was letztendlich zu Differenzen der Eintrags- und Austragsgehalte von Elementen bei einem Verbrennungsexperiment führt. Dies ist insbesondere bei grobem Material wie Scheitholz der Fall. Je feiner das Material ist, desto repräsentativer ist der analysierte Anteil für das verbrannte Holz. Zum anderen ist der Aschegehalt proportional zu den auftretenden Emissionen, so dass ein geringerer Aschegehalt geringere Emissionen begünstigt. Dementsprechend sollten Pellets nach der Norm DINplus mit einem Aschegehalt <0,5 % geringe Emissionen aufweisen.

Für die Berechnung von Elementstoffströmen ist der zusätzliche Elementgehalt durch anhaftendes Material irrelevant und eine Korrektur nicht notwendig, da die Elemente, die durch anhaftendes Material mit in den Verbrennungsvorgang gebracht werden, sowohl auf der Seite des Eintrags als auch auf der Seite des Austrags stehen. Allerdings kann die Bestimmung der Gehalte Aufschluss über den anhängenden Bodenanteil eines jedes Elementes geben.

Eine mathematische Trennung des anhaftenden Materials von der Pflanzensubstanz ist nach folgender Formel möglich (Sauer B. 2009).

$$C_{Element_{Brennstoff,korr.}} = C_{Element_{Brennstoff,ges.}} - C_{Element_{Referenz}} \times \frac{C_{Al_{Brennstoff}}}{C_{Al_{Referenz}}} \quad [ppm]$$

$C_{Element_{Brennstoff,korr.}}$: korrigierte Elementkonzentration [ppm]

$C_{Element_{Brennstoff,ges.}}$: gemessene Elementkonzentration [ppm]

$C_{Element_{Referenz}}$: Elementkonzentration in der Referenz [ppm]

$C_{Al_{Brennstoff,Referenz}}$: Aluminiumkonzentration im Brennstoff bzw. in der Referenz [ppm]

Als Indikatorelement wird Aluminium genommen, da es nach Mengel K. (1972) keine spezifische Funktion im Stoffwechsel von höheren Pflanzen aufweist und von der Pflanze nicht merklich aufgenommen wird. Dementsprechend kann angenommen werden, dass der gemessene Aluminiumgehalt dem anhaftenden Material anzurechnen ist. Da die genauen Elementgehalte des anhaftenden Materials nicht bekannt sind, wird als Referenzmaterial der weltweite Durchschnittswert der oberen kontinentalen Kruste nach Rudnick R.L. & Gao S. (2003) herangezogen.

Abbildung 75: Elementanteil des anhaftenden Materials [%] am gemessenen Gesamtgehalt der eingesetzten Biomassen (n = 9), nach steigenden Anteilen geordnet.

Insbesondere die lithogenen Elemente Al, Be, Sc, Ti, V, Y, Zr, Nb, die Seltenen Erden, Hf, Ta, Th und U befinden sich zu einem großen Anteil im anhaftenden Bodenmaterial und nicht im pflanzlichen Material. Elemente wie Fe oder Na sind ebenfalls zu einem hohen Anteil im anhaftenden Material zu finden, obwohl sie eine Zwitterstellung zwischen einem lithogenen Element und einem Nährelement einnehmen. Die potentiellen Schadelemente Cu, Co, Zn, Ni, Sn, Cr, Pb, Bi, Tl, Sb, Cd und As werden nur bis maximal 15 % durch anhaftendes Material beigetragen. Der allergrößte Elementanteil befindet sich im Stamm- oder im Rindenmaterial. Das gleiche gilt für die Elemente K, Ca, Mg, Mo, Ba, Co, Rb, Sr, W, Li, P und S die nur bis maximal 16 % durch anhaftendes Bodenmaterial verursacht sind (s. Abbildung 75).

Fazit: Es zeigt sich, dass es erhebliche Unterschiede beim Beitrag des Elementgehaltes durch anhaftendes Material am Gesamtgehalt des eingesetzten Brennstoffes gibt. Nur bei den lithogenen Elementen kann also anhaftendes Bodenmaterial zu deutlicher Inhomogenität beitragen, nicht jedoch bei den Elementen, die von den Pflanzen gerne aufgenommen werden.

10.2.4 Diskussion & Schlussfolgerung

Die Wiederfindung sowohl der Aschen als auch der Elemente ist ein Qualitätsmerkmal und kann als Maß für die Belastbarkeit einzelner Bilanzierungen herangezogen werden. Durch die Reichhaltigkeit von Fehlerquellen bzw. Einflüssen, die zu Abweichungen von einer Wiederfindungsrate von 100 % führen, ist eine Bewertung von einzelnen Abweichungen schwierig, zudem diese von Anlage zu Anlage variieren und sowohl positiv als auch negativ sein können.

Zum einen besteht die Möglichkeit, dass das Auskleidungsmaterial als Senke fungiert und Elemente aus dem Abgas anreichert, was zu Minderbefunden von insbesondere der gesundheits- und umweltrelevanten Elemente Cr, Co, Ni Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi führen würde. Da diese Elemente aufgrund ihrer Relevanz für Gesundheit und Umwelt von entscheidender Bedeutung sind, was ein Hauptgegenstand dieser Arbeit ist, werden die möglichen Ursachen und Fehlerquellen für diese teilweise erheblichen Differenzen in Kapitel 10.2.2 und in den dort verwiesenen Kapiteln erläutert.

Teilweise kann es auch zu einer Kontamination bei der Probenaufbereitung der Brennstoffe durch die Schneid- oder Zentrifugalmühle kommen. Hiervon sind besonders Elemente wie Cr, Mn, Fe, Ta, Co, Ni und Mo betroffen.

Die pflanzenverfügbaren und lithogenen Elemente, mit Ausnahme von S, K, Rb, Sr und Ba, werden zu nahezu 100 % und auch mehr wiedergefunden, wobei es meist eine ähnliche Reihenfolge der Elemente bei den einzelnen Versuchsvarianten gibt. Die positiven Abweichungen, also Wiederfindungen größer als 100 % bedeuten, dass in den aus dem System gewonnenen Aschen ein höherer Gehalt des jeweiligen Elementes gefunden wurde als durch die Brennstoffe zugeführt wurde. Es handelt sich hierbei demzufolge um eine Kontamination der Aschen oder um eine mangelnde Aschewiederfindung, was insbesondere bei Flugasche aufgrund dort angereicherter Elemente kritisch ist. Teilweise sind Kontaminationen erklärbar wie z.B. überhöhte Wiederfindung von Ti beim Kaminofen aufgrund erhöhter Ti-Gehalte in den Filtern, welche durch ein Ti-Stanzwerkzeug geteilt wurden. Zusätzlich kann die Ursache für ein Elementüberbefund ein additiver Elementinput durch Korrosionsvorgänge im Feuerraum und Abrieb des Auskleidungsmaterials sein oder auch Abrieb aus dem Wärmetauscher und aus dem Schornstein (s. Kapitel 13.2).

Eine Inhomogenität des Brennstoffes führt ebenfalls zu Minder- bzw. Überbefunden, wovon insbesondere die lithogenen Elemente Fe, Na, Al Be, Sc, Ti, V, Y, Zr, Nb, die Seltenen Erden, Th und U betroffen sind. Diese Elemente sind zwischen 30 und 100 % dem anhaftenden Bodenmaterial zuzuschreiben (s. Kapitel 10.2.3).

Der Einsatz von einem EA oder einem SWT führt zu Unterschieden in der Wiederfindung. Da es sich um eine zusätzliche Abscheidelokation bzw. Elementsenke im Abgasweg handelt, sollte die Wiederfindung mit Einsatz der Sekundärmaßnahme höher als ohne sein. Dieses ist aber z.B. beim Einsatz eines EA im Hackschnitzelkessel nicht der Fall und auch beim Einsatz eines SWT in dieser Anlage ist die Wiederfindung der meisten der Elemente nur geringfügig höher. Die Ursache für diese nur geringen Unterschiede in der Elementwiederfindung wird in Kapitel 10.2.2 erläutert. Teilweise gibt es zwischen den Anlagen erhebliche Unterschiede der

Wiederfindung eines Elementes wie z.B. bei Cs, Sn und Sb im Kaminofen (Buchenscheitholz), mit nicht plausibel erklärbaren Überbefunden. Auch Fe und Mn sind beim Kaminofen (Fichtenscheitholz) erhöht und könnten durch Abrieb von Material während der Probenahme angereichert sein.

Auch der Scheitholzkessel zeigt, sowohl mit Fichte als auch mit Buche als Brennstoff, bei vielen Elementen extreme Abweichungen von 100 %. Die Ursache für diese extremen Abweichungen vom Trend ist nicht bekannt.

Viele der Fehlerquellen die in Kapitel 10.2.2 erläutert werden wie z.B. der Einfluss der Wägung sind systematisch und haben demzufolge einen Einfluss auf alle Analysen. Andere Fehlerquellen, wie die Inhomogenität des Brennstoffes oder eine elementdifferenzierte Abscheidung im Abgasweg sind spezifisch, so dass ein Einfluss dieses Faktors bestenfalls anlagenspezifisch abgeschätzt werden kann. Die Bewertung der Elementwiederfindung erfolgt i.d.R. unter Verwendung des Mittelwertes über alle Versuche an einer Anlage bzw. für einen spezifischen Brennstoff.

Insgesamt sind die Wiederfindungen überwiegend plausibel und können mit genannten Fehlerquellen begründet werden. Allerdings können vorwiegend bei den umweltbedeutsamen Elementen S, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi zu geringe Wiederfindungen nicht mit Inhomogenität oder Kontamination des Brennstoffes erklärt werden, so dass hier andere Ursachen zu suchen sind. Bisher nicht bekannte Senken für Elemente im Abgasweg und Anreicherungen im Auskleidungsmaterial können hier von Bedeutung sein, die ausführlich in Kapitel 13 erläutert und diskutiert werden.

11 Elementmassenströme [mg/MJ] und relative Elementverteilung

Eine Bewertung innerhalb der Anlagen kann anhand von unterschiedlichen Massenströmen in die energienormierten Emissionen während verschiedener Lastphasen, aber auch anhand unterschiedlicher Brennstoffeinsätze in einer Anlage erfolgen. Auch der Einsatz von Sekundärmaßnahmen wie EA oder SWT führt zu einer separaten Asche- bzw. Rückstandsfraktion, die ebenfalls als Reduzierungsmaßnahme von Emissionen geeignet ist. Eine Bewertung unterschiedlicher Anlagen kann dagegen anhand der Elementmassenströme in vergleichbaren Aschefraktionen erfolgen, wobei insbesondere der Massenstrom auf den Filter von Bedeutung ist, da dieser Massenstrom potentiell in die Umgebungsluft geht und demzufolge ein toxisches Potential für die Umwelt und die menschliche Gesundheit darstellt.

Die nach Anheiz- und Nennlast- und bei einer Anlage auch Ausbrandphase unterteilten Einträge in die Rückstände auf dem Filter inkl. den Werten kleiner als die Nachweisgrenze werden im folgenden Kapitel 11.2 detaillierter beschrieben und diskutiert.

Basierend auf der Konzentration eines Elementes in einer Aschefraktion und der Menge einer Aschefraktion lassen sich Massenströme der verschiedenen Elemente in die aus dem System gewonnenen Aschefraktionen der einzelnen Feuerungssysteme berechnen.

11.1 Elementmassenströme in [mg/MJ] in den anlagenspezifische Rückständen mit Ausnahme des Rückstandes auf dem Filter

In den Tabellen 41 bis 49 sind der auf genutzte Energie normierte Input durch den Brennstoff und Output unterteilt in die einzelnen aus dem System entnommenen Aschefraktion bis auf den Rückstand auf dem Filter für die untersuchten Verbrennungsanlagen für Biomasse zusammengefasst. Bei allen diesen Aschefraktionen handelt es sich um Rückstände die als Sammelprobe über Anheiz-, Nennlast- und evtl. Ausbrandphase angefallen sind. Aus diesem Grund können die energienormierten Einträge in diese Rückstände nicht nach einzelnen Phasen unterschieden werden. In den Tabellen sind alle analysierten Elemente dargestellt, im Folgenden werden aber nur die umweltbedeutsamen Elemente S, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U weiter diskutiert. Im Fokus dieser Arbeit stehen die Emissionen dieser Elemente, weswegen jeweils die absoluten Mengen des jeweiligen Elementes in den einzelnen Aschefraktionen in mg/MJ in Bezug zum Gesamteintrag durch den Brennstoff nur kurz beschrieben werden (s. Abbildung 76 bis 85).

Neben den Massenströmen in den verschiedenen Aschefractionen resultiert die Fraktion „Verluste“, aus einer zu geringen Wiederfindung des jeweiligen Elementes und ergibt sich aus der Differenz des Eintragmassenstroms in mg/MJ durch den Brennstoff (Input) und den Gesamtaustragmassenstrom (Output), d.h. der Summe von allen Massenströmen in mg/MJ in die anlagenspezifischen Aschefractionen ergibt. Der Verlust des einzelnen Elementes wird auch anhand der Wiederfindung deutlich (s. Kapitel 10.2). Mögliche Ursachen dieser Fraktion werden ausgiebig in Kapitel 12 und 13 beschrieben und diskutiert. Hier wird im Einzelnen nicht weiter darauf eingegangen.

Die Stoffströme sind, um eine Vergleichbarkeit der einzelnen Feuerungsanlagen zu gewährleisten, auf die genutzte Energiemenge in MJ normiert. Dementsprechend fließen die Wirkungsgrade der untersuchten Anlagen in die Berechnungen ein. Aus diesem Grund sind auch die zugeführten Gehalte beim Einsatz eines SWT verschieden. Wegen der linearen Darstellung der Elementmassenströme werden die Elemente verschieden skalierten Y-Achsen zugeordnet und separat dargestellt. S besitzt den höchsten Eingangsmassenstrom, gefolgt von Cu, Zn, Ni und Cr, von Pb, Cd, Mo und Co und von Sn, Tl, Bi, U und Sb.

Tabelle 41: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.

Brennstoff	Feuerraumasche	Asche interner Wärmetauscher	Brennstoff	Feuerraumasche	Asche interner Wärmetauscher
Pflanzenverfügbare Elemente			Schwermetalle		
P	3,2	1,07	Cr	0,08	0,02
S	3,2	0,3	Co	0,009	0,002
K	21,4	5,7	Ni	0,03	0,004
Ca	43,7	14,1	Cu	0,08	0,02
Mg	7,4	2,3	Zn	0,5	0,02
Mn	6,7	2,2	Mo	0,003	0,0004
Li	0,003	0,002	Cd	0,007	0,0001
Na	0,6	0,3	Sn	0,0008	0,0002
Rb	0,1	0,03	Sb	0,0006	0,0001
Cs	0,001	0,0003	Tl	0,001	0,0003
Sr	0,2	0,05	Pb	0,01	0,0005
Ba	0,5	0,2	Bi	0,00004	0,000009
			U	0,0002	0,00005
Lithogene Elemente					
Fe	3,9	1,6	Nd	0,002	0,0007
Al	2,6	1,2	Sm	0,0003	0,0001
Be	0,0001	0,00008	Eu	0,00006	0,00001
Sc	0,0002	0,0001	Gd	0,0004	0,0001
Ti	0,2	0,07	Tb	0,00004	0,00001
V	0,005	0,007	Dy	0,0003	0,00009
Y	0,001	0,0004	Ho	0,00004	0,00002
Zr	0,008	0,002	Er	0,0001	0,00005
Nb	0,0009	0,0003	Tm	0,00002	0,000006
La	0,005	0,0009	Yb	0,0002	0,00007
Ce	0,004	0,002	Lu	0,00002	0,000007
Pr	0,0004	0,0002	Th	0,0007	0,0003

Tabelle 42: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.

	Brennstoff ohne SWT	Brennstoff mit SWT	Rost- asche mit SWT	Rost- asche ohne SWT	Kondensat eingedampft	Brennstoff ohne SWT	Brennstoff mit SWT	Rost- asche mit SWT	Rost- asche ohne SWT	Kondensat eingedampft
Pflanzenverfügbare Elemente						Schwermetalle				
P	3,2	3,06	2,8	3	0,04	Cr	0,08	0,08	0,04	0,0005
S	3,2	3,05	2,2	2,3	0,02	Co	0,009	0,009	0,006	0,00006
K	21,7	20,5	11,3	11,9	0,2	Ni	0,04	0,03	0,008	0,00008
Ca	44,3	41,8	38,9	41,2	0,4	Cu	0,08	0,08	0,04	0,001
Mg	7,5	7,07	6,09	6,5	0,07	Zn	0,5	0,5	0,2	0,02
Mn	6,8	6,5	7	7,4	0,07	Mo	0,003	0,003	0,002	0,00002
Li	0,003	0,003	0,003	0,003	0,0001	Cd	0,007	0,007	0,004	0,0001
Na	0,6	0,6	0,5	0,5	0,004	Sn	0,0008	0,0008	0,0004	0,000006
Rb	0,1	0,1	0,03	0,04	0,0009	Sb	0,0007	0,0006	0,0004	0,000008
Cs	0,001	0,001	0,0005	0,0005	0,00005	Tl	0,001	0,001	0,0004	0,00005
Sr	0,2	0,2	0,1	0,1	0,0007	Pb	0,01	0,01	0,007	0,0001
Ba	0,5	0,5	0,4	0,4	0,0006	Bi	0,00004	0,00004	0,00002	0,000002
						U	0,0002	0,0002	0,0002	0,0000002
Lithogene Elemente										
Fe	3,9	3,7	3,7	3,9	0,04	Nd	0,002	0,002	0,002	0,000001
Al	2,6	2,5	2,6	2,8	0,03	Sm	0,0004	0,0003	0,0004	0,0000002
Be	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	0,0000004	Eu	0,00006	0,00006	0,00004	0,00000005
Sc	0,0002	0,0002	0,0003	0,0003	0,000003	Gd	0,0004	0,0003	0,0003	0,0000002
Ti	0,2	0,2	0,2	0,2	0,002	Tb	0,00004	0,00003	0,00003	0,00000003
V	0,005	0,005	0,001	0,001	0,00001	Dy	0,0003	0,0002	0,0002	0,0000002
Y	0,001	0,001	0,001	0,001	0,000001	Ho	0,00004	0,00004	0,00004	0,00000004
Zr	0,008	0,008	0,005	0,005	0,000004	Er	0,0001	0,0001	0,0001	0,00000008
Nb	0,0009	0,0009	0,0007	0,0007	<0,00000001	Tm	0,00002	0,00001	0,00001	0,00000001
La	0,002	0,002	0,003	0,003	0,000002	Yb	0,0002	0,0002	0,0001	0,00000008
Ce	0,004	0,004	0,005	0,005	0,000002	Lu	0,00002	0,00002	0,00001	0,00000001
Pr	0,0005	0,0005	0,0006	0,0006	0,0000003	Th	0,0007	0,0007	0,0008	0,0000003

Tabelle 43: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Kaminofen, Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.

	Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand Ofen - EA	Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand Ofen - EA
Pflanzenverfügbare Elemente					Schwermetalle			
P	7,2	12,4	0,02	0,02	Cr	0,2	0,01	0,003
S	9,1	3,6	0,5	0,2	Co	0,006	0,004	0,0003
K	83,8	54,7	0,2	0,2	Ni	0,09	0,03	0,002
Ca	110,4	121,1	0,2	0,2	Cu	0,1	0,08	0,003
Mg	15,2	23,4	0,02	0,03	Zn	0,3	0,2	0,01
Mn	11,2	11,8	0,05	0,07	Mo	0,02	0,0007	0,0002
Li	0,006	0,007	0,00002	0,00003	Cd	0,004	0,0004	0,0002
Na	0,3	0,8	0,01	0,006	Sn	0,0006	0,0003	0,0004
Rb	0,4	0,1	0,0008	0,0006	Sb	0,0002	0,0001	0,00008
Cs	0,0008	0,001	0,00001	0,00001	Tl	0,0001	0,00003	0,00002
Sr	0,9	0,3	0,0009	0,002	Pb	0,008	0,004	0,0005
Ba	2,4	1,5	0,02	0,02	Bi	0,00004	0,000006	0,00001
					U	0,00006	0,00008	0,0000007
Lithogene Elemente								
Fe	1,2	0,8	8,05	3,9	Nd	0,0008	0,001	0,000006
Al	1,03	1,6	0,01	0,02	Sm	0,0001	0,0002	0,000001
Be	0,0005	0,0004	0,0000002	0,0000003	Eu	0,0001	0,0001	0,000001
Sc	<0,001	0,0003	0,0000007	0,0000004	Gd	0,0002	0,0002	0,000001
Ti	0,09	0,1	0,001	0,002	Tb	0,00002	0,00002	0,0000001
V	0,06	0,004	0,0003	0,0002	Dy	0,0001	0,0001	0,0000007
Y	0,0006	0,0008	0,000003	0,000004	Ho	0,00002	0,00002	0,0000001
Zr	0,004	0,002	0,0005	0,002	Er	0,00006	0,00007	0,0000004
Nb	0,0007	0,0004	0,00006	0,00002	Tm	0,000008	0,000007	0,00000006
La	0,001	0,002	0,00002	0,00002	Yb	0,0004	0,0001	0,0000007
Ce	0,002	0,002	0,00002	0,00003	Lu	0,00002	0,000009	0,00000005
Pr	0,0002	0,0003	0,000002	0,000003	Th	0,0003	0,0003	0,000002

Tabelle 44: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.

Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand Ofen – EA	Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand Ofen – EA		
Pflanzenverfügbare Elemente				Schwermetalle					
P	5,9	4,1	0,004	0,01	Cr	0,2	0,01	0,0004	0,008
S	5,04	2,3	0,05	0,03	Co	0,03	0,01	0,00001	0,00004
K	43,1	21,2	0,2	0,1	Ni	0,06	0,03	0,00006	0,0003
Ca	107	125	0,1	0,1	Cu	0,08	0,05	0,0003	0,007
Mg	10,6	10,2	0,01	0,01	Zn	0,8	0,7	0,01	0,01
Mn	20,3	35,7	0,02	0,05	Mo	0,004	0,0007	0,000007	0,00003
Li	0,002	0,002	0,00003	0,00003	Cd	0,009	0,002	0,0004	0,0002
Na	1,08	0,3	0,003	0,002	Sn	0,0009	0,0003	0,000008	0,00002
Rb	0,1	0,02	0,0005	0,0003	Sb	0,0004	0,0002	0,00004	0,00001
Cs	0,0005	0,0002	0,000005	0,000006	Tl	0,002	0,0001	0,00004	0,00003
Sr	0,3	0,2	0,0003	0,006	Pb	0,02	0,007	0,0005	0,0004
Ba	1,4	1,3	0,001	0,005	Bi	0,00006	0,000009	0,000001	0,000001
				U	0,00004	0,00005	0,0000002	0,0000003	
Lithogene Elemente									
Fe	0,5	0,7	0,01	0,3	Nd	0,0006	0,0009	0,000001	0,000002
Al	0,9	1,2	0,002	0,01	Sm	0,0001	0,0002	0,0000002	0,0000005
Be	0,0002	0,0002	0,0000009	0,000001	Eu	0,00007	0,0002	0,00000005	0,00000008
Sc	0,001	0,0002	0,000002	0,000004	Gd	0,0002	0,0002	0,0000009	0,0000006
Ti	0,08	0,09	0,0002	0,0004	Tb	0,00002	0,00002	0,00000004	0,00000006
V	0,07	0,003	0,0002	0,0004	Dy	0,00009	0,0001	0,0000002	0,0000004
Y	0,0005	0,0007	0,000001	0,000002	Ho	0,00002	0,00002	0,00000003	0,00000008
Zr	0,1	0,001	0,00002	0,0001	Er	0,00004	0,00006	0,00000009	0,0000002
Nb	0,002	0,0002	0,0000005	0,000003	Tm	0,000004	0,000006	0,00000002	0,00000004
La	0,002	0,002	0,0001	0,000004	Yb	0,0001	0,00008	0,0000002	0,000002
Ce	0,002	0,002	0,00009	0,000009	Lu	0,000009	0,000007	0,00000002	0,0000003
Pr	0,0002	0,0002	0,0000007	0,0000006	Th	0,00009	0,0002	0,0000003	0,0000008

Tabelle 45: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.

Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand interner Wärme- tauscher	Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand interner Wärmetauscher		
Pflanzenverfügbare Element				Schwermetalle					
P	3,5	4,05	0,03	0,01	Cr	0,08	0,02	0,0002	0,0001
S	4,4	1,2	0,3	0,05	Co	0,03	0,006	0,00002	0,00002
K	48,8	32,7	1,8	0,2	Ni	0,05	0,03	0,0001	0,0001
Ca	73,5	113	0,08	0,2	Cu	0,08	0,05	0,001	0,001
Mg	11,0	13,0	0,02	0,02	Zn	0,8	0,05	0,05	0,009
Mn	6,3	6,8	0,009	0,02	Mo	0,004	0,0003	0,00003	0,00001
Li	0,003	0,004	0,00007	0,00002	Cd	0,01	0,00009	0,0002	0,00005
Na	0,6	0,7	0,02	0,004	Sn	0,001	0,0003	0,00002	0,000007
Rb	0,2	0,06	0,004	0,0005	Sb	0,0002	0,0001	0,00002	0,000003
Cs	0,001	0,0004	0,00005	0,000005	Tl	0,001	0,00001	0,00009	0,000006
Sr	0,5	0,4	0,0005	0,0006	Pb	0,02	0,0005	0,001	0,0001
Ba	1,1	0,8	0,001	0,002	Bi	0,00004	0,000007	0,000006	0,0000004
				U	0,0001	0,0002	0,0000004	0,000004	
Lithogene Elemente									
Fe	1,4	3,3	0,1	0,1	Nd	0,001	0,002	0,000003	0,000008
Al	2,4	4,3	0,008	0,02	Sm	0,0002	0,0004	0,0000006	0,000002
Be	0,0002	0,0002	0,0000005	0,0000004	Eu	0,00005	0,00004	0,00000003	0,0000001
Sc	0,0003	0,0006	0,000001	0,000002	Gd	0,0003	0,0004	0,0000005	0,000001
Ti	0,2	0,3	0,0005	0,0008	Tb	0,00003	0,00004	0,00000007	0,0000002
V	<0,00003	0,002	0,00002	0,00002	Dy	0,0002	0,0003	0,0000005	0,000002
Y	0,0009	0,002	0,000003	0,00001	Ho	0,00004	0,00005	0,00000008	0,0000003
Zr	0,005	0,009	0,00002	0,001	Er	0,0001	0,0002	0,0000003	0,000002
Nb	0,0007	0,0006	0,000002	0,000003	Tm	0,00001	0,00002	0,00000003	0,0000003
La	0,002	0,003	0,000005	0,00001	Yb	0,0003	0,0002	0,0000002	0,000003
Ce	0,003	0,004	0,000007	0,00002	Lu	0,00002	0,00002	0,00000003	0,0000006
Pr	0,0003	0,0005	0,0000008	0,000002	Th	0,0003	0,0007	0,000001	0,000006

Tabelle 46: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

	Brennstoff ohne SWT	Brennstoff mit SWT	Rostasche mit SWT	Rostasche ohne SWT		Brennstoff ohne SWT	Brennstoff mit SWT	Rostasche mit SWT	Rostasche ohne SWT
Pflanzenverfügbare Elemente					Schwermetalle				
P	15,6	14,5	17,4	18,6	Cr	0,7	0,7	0,2	0,2
S	43,1	40,04	6,7	7,1	Co	0,009	0,008	0,006	0,006
K	290	269	236	253,3	Ni	0,6	0,5	0,07	0,07
Ca	173	161	192	205	Cu	0,1	0,1	0,1	0,1
Mg	52,3	48,6	56,6	60,6	Zn	0,4	0,3	0,05	0,05
Mn	1,1	1,03	1,1	1,2	Mo	0,02	0,02	0,008	0,008
Li	0,2	0,1	0,1	0,1	Cd	0,003	0,002	0,00005	0,00006
Na	10,9	10,1	14,2	15,2	Sn	0,004	0,003	0,001	0,001
Rb	0,1	0,1	0,07	0,08	Sb	0,002	0,002	0,001	0,001
Cs	0,002	0,002	0,002	0,002	Tl	0,0003	0,0003	0,00005	0,00005
Sr	0,9	0,8	0,7	0,8	Pb	0,03	0,03	0,002	0,002
Ba	1,3	1,2	1,09	1,2	Bi	0,0002	0,0002	0,000007	0,000007
					U	0,001	0,0009	0,0009	0,001
Lithogene Elemente									
Fe	17	15,7	16,3	17,4	Nd	0,009	0,008	0,008	0,009
Al	17,5	16,3	18,4	19,7	Sm	0,002	0,002	0,002	0,002
Be	0,0008	0,0007	0,0006	0,0007	Eu	0,0004	0,0004	0,0002	0,0002
Sc	0,003	0,003	0,003	0,003	Gd	0,002	0,002	0,002	0,002
Ti	1,5	1,4	1,4	1,5	Tb	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
V	0,01	0,01	0,01	0,02	Dy	0,001	0,001	0,001	0,001
Y	0,007	0,006	0,006	0,006	Ho	0,0003	0,0003	0,0002	0,0002
Zr	0,06	0,06	0,04	0,04	Er	0,0009	0,0008	0,0007	0,0007
Nb	0,006	0,005	0,004	0,004	Tm	0,0001	0,0001	0,00009	0,00009
La	0,01	0,01	0,01	0,01	Yb	0,001	0,001	0,0008	0,0008
Ce	0,02	0,02	0,02	0,02	Lu	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Pr	0,002	0,002	0,002	0,002	Th	0,003	0,003	0,003	0,003

Fortsetzung Tabelle 46:

	Rückstand EA mit SWT	Rückstand EA ohne SWT	Kondensat SWT eingedampft	Rückstand interner Wärmetauscher mit SWT	Rückstand interner Wärmetauscher ohne SWT	Rückstand Verdünnungs- tunnel mit SWT	Rückstand Verdünnungs- tunnel ohne SWT
Pflanzenverfügbare Elemente							
P	0,03	0,03	0,1	0,001	0,001	0,01	0,01
S	0,07	0,07	0,4	0,01	0,01	0,1	0,1
K	0,6	0,7	0,4	0,03	0,03	0,07	0,07
Ca	0,01	0,01	0,4	0,01	0,01	0,02	0,02
Mg	0,003	0,003	0,04	0,003	0,003	0,007	0,008
Mn	0,0005	0,0006	0,07	0,004	0,005	0,009	0,01
Li	0,00004	0,00004	0,0002	0,000005	0,000005	0,000004	0,000004
Na	0,02	0,02	0,07	0,001	0,001	0,005	0,005
Rb	0,0002	0,0003	0,0005	0,00003	0,00004	0,0001	0,0002
Cs	0,000004	0,000005	0,00001	0,0000004	0,0000005	0,000002	0,000003
Sr	0,00004	0,00005	0,001	0,00005	0,00005	0,0002	0,0002
Ba	0,00009	0,0001	0,009	0,0001	0,0001	0,007	0,007
Lithogene Elemente							
Fe	0,01	0,01	0,4	0,05	0,05	0,5	0,6
Al	0,0008	0,0009	0,07	0,001	0,001	0,003	0,003
Be	0,00000001	0,00000001	0,000008	0,00000004	0,00000004	0,0000002	0,0000002
Sc	<0,0000002	<0,0000002	0,000002	0,00000009	0,0000001	<0,0000003	<0,0000003
Ti	0,0001	0,0001	0,001	0,00009	0,0001	0,002	0,002
V	<0,000004	<0,000004	0,0002	0,000006	0,000007	0,00009	0,0001
Y	0,0000001	0,0000002	0,00003	0,0000002	0,0000002	0,0000005	0,0000006
Zr	0,000001	0,000001	0,00001	0,000008	0,000009	0,000009	0,00001
Nb	0,0000002	0,0000002	0,000008	0,0000003	0,0000003	0,000002	0,000002
La	0,0000004	0,0000005	0,00005	0,0000008	0,0000009	0,000002	0,000002
Ce	0,0000007	0,0000008	0,00005	0,000001	0,000001	0,000007	0,000008
Pr	0,00000008	0,00000009	0,000006	0,0000001	0,0000002	0,0000003	0,0000003
Nd	0,0000003	0,0000003	0,00002	0,0000006	0,0000006	0,000001	0,000001
Sm	0,00000006	0,00000006	0,000004	0,0000001	0,0000001	0,0000003	0,0000003
Eu	0,00000002	0,00000002	0,0000008	0,00000002	0,00000002	0,00000002	0,00000002
Gd	0,00000005	0,00000006	0,000005	0,0000001	0,0000001	0,0000004	0,0000004
Tb	0,00000007	0,00000008	0,0000007	0,00000001	0,00000001	0,00000003	0,00000003
Dy	0,00000004	0,00000004	0,000004	0,00000008	0,00000008	0,0000002	0,0000002
Ho	0,000000008	0,000000008	0,0000008	0,00000001	0,00000002	0,00000003	0,00000003
Er	0,00000002	0,00000002	0,000002	0,00000005	0,00000005	0,00000009	0,00000009
Tm	0,000000002	0,000000003	0,0000003	0,000000006	0,000000006	0,00000001	0,00000001
Yb	0,000000002	0,000000002	0,000004	0,000000006	0,000000006	0,00000003	0,00000003
Lu	0,000000003	0,000000003	0,0000003	0,000000007	0,000000008	0,00000002	0,00000002
Th	0,0000001	0,0000001	0,000001	0,0000002	0,0000002	0,0000003	0,0000004
Schwermetalle							
Cr	0,00004	0,00004	0,04	0,00003	0,00003	0,0004	0,0005
Co	0,0000003	0,0000003	0,0004	0,000003	0,000004	0,00008	0,00008
Ni	0,00001	0,00001	0,02	0,00003	0,00003	0,0002	0,0003
Cu	0,0003	0,0003	0,008	0,0002	0,0002	0,0003	0,0003
Zn	0,03	0,03	0,07	0,002	0,002	0,004	0,004
Mo	0,00003	0,00003	0,0009	0,000002	0,000002	0,00004	0,00004
Cd	0,00007	0,00007	0,0004	0,00002	0,00002	0,00001	0,00001
Sn	0,0001	0,0001	0,0009	0,00002	0,00002	0,00008	0,00008
Sb	0,00003	0,00003	0,00002	0,000001	0,000001	0,00001	0,00001
Tl	0,00001	0,00001	0,00007	0,000002	0,000002	0,000001	0,000001
Pb	0,001	0,001	0,005	0,00003	0,00003	0,0001	0,0001
Bi	0,00001	0,00001	0,000004	0,0000002	0,0000002	0,0000006	0,0000007
U	0,00000004	0,00000005	0,000003	0,00000007	0,00000007	0,0000001	0,0000001

Tabelle 47: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.

	Brennstoff	Rostasche	Rückstand EA	Rückstand interner Wärmetauscher	Rückstand Verdünnungstunnel
Pflanzenverfügbare Elemente					
P	24,5	23,9	0,07	0,002	0,04
S	28,1	5,3	0,09	0,01	0,2
K	350,4	268,3	2,05	0,04	0,1
Ca	51,9	51,6	0,03	0,01	0,06
Mg	41,6	41,4	0,02	0,003	0,009
Mn	0,6	0,5	0,002	0,005	0,01
Li	0,005	0,005	0,00006	0,000005	0,000005
Na	2	1,3	0,003	0,001	0,04
Rb	0,08	0,04	0,0008	0,00003	0,0002
Sr	0,6	0,4	0,0002	0,00006	0,0002
Ba	0,6	0,4	0,0004	0,0001	0,003
Lithogene Elemente					
Fe	4,4	5,6	0,02	0,06	1,5
Al	2,4	2,1	0,002	0,001	0,006
Be	0,00009	0,0001	0,00000006	0,00000003	0,00000009
Sc	0	0,001	0,0000008	0,0000001	<0,0000009
Ti	0,4	0,3	0,0001	0,0001	0,0005
V	0	0,008	0,00003	0,000005	0,0002
Y	0,0008	0,0006	0,0000004	0,0000003	0,000001
Zr	0,008	0,005	0,000006	0,00001	0,00001
Nb	0,001	0,0006	0,0000002	0,0000004	0,000004
La	0,002	0,001	0,000002	0,0000009	0,000003
Ce	0,003	0,002	0,000002	0,000002	0,000005
Pr	0,0003	0,0002	0,0000003	0,0000002	0,0000005
Nd	0,001	0,0008	0,000001	0,0000007	0,000002
Sm	0,0002	0,0002	0,0000002	0,0000001	0,0000004
Eu	0,00004	0,00002	0,000000009	0,00000002	<0,000000004
Gd	0,0002	0,0002	0,0000001	0,0000001	0,0000004
Tb	0,00002	0,00002	0,00000002	0,00000002	0,00000005
Dy	0,0002	0,0001	0,0000001	0,00000009	0,0000003
Ho	0,00003	0,00002	0,00000002	0,00000002	0,00000005
Er	0,00009	0,00007	0,00000005	0,00000005	0,00000002
Tm	0,00001	0,00001	0,000000007	0,000000007	0,00000002
Yb	0,0002	0,00008	0,00000008	0,00000005	0,0000002
Lu	0,00002	0,00001	0,000000009	0,000000007	0,00000002
Th	0,0005	0,0003	0,0000002	0,0000002	0,0000008
Schwermetalle					
Cr	0,2	0,04	0,0002	0,00007	0,0008
Co	0,004	0,001	0,000002	0,000005	0,0002
Ni	0,04	0,01	0,00003	0,00004	0,0005
Cs	0,0003	0,0002	0,000008	0,0000005	0,000003
Cu	0,3	0,3	0,0007	0,002	0,0005
Zn	1	0,3	0,04	0,007	0,008
Mo	0,02	0,007	0,00007	0,000002	0,00007
Cd	0,004	0,00006	0,0001	0,00002	0,00002
Sn	0,01	0,005	0,0002	0,000004	0,00008
Sb	0,003	0,0009	0,00004	0,000002	0,00002
Tl	0,00005	0,000005	0,000009	0,000002	0,000003
Pb	0,03	0,0008	0,002	0,00004	0,0002
Bi	0,0006	0,000005	0,00003	0,0000003	0,000001
U	0,0001	0,0001	0,00000007	0,00000008	0,0000002

Tabelle 48: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Scheitholzkessel, HDG Navora, Fichten- Buchenscheitholz.

	Brennstoff	Rostasche	Brennstoff	Rostasche	Brennstoff	Rostasche	Brennstoff	Rostasche
	Fichte		Buche		Fichte		Buche	
Pflanzenverfügbare Elemente				Schwermetalle				
P	5,4	5,3	5,9	1,5	Cr	0,03	0,08	0,04
S	4,5	2,03	6	0,6	Co	0,02	0,01	0,006
K	35,5	18,4	73,5	9,8	Ni	0,05	0,02	0,05
Ca	79,5	80,08	64,9	13,9	Cu	0,06	0,03	0,06
Mg	8,9	9,5	9,2	3,3	Zn	0,7	0,4	0,1
Mn	17,8	20,3	6,6	2,1	Mo	0,01	0,0006	<0,002
Li	0,001	0,003	0,01	0,001	Cd	0,008	0,001	0,003
Na	0,2	0,3	0,2	0,2	Sn	0,001	0,0002	0,0004
Rb	0,06	0,01	0,07	0,02	Sb	0,0001	0,0001	0,00008
Cs	<0,007	0,00006	<0,005	<0,0002	Tl	0,0006	0,00005	0,00002
Sr	0,2	0,1	0,3	0,04	Pb	0,02	0,002	0,004
Ba	1,5	0,8	1,3	0,2	Bi	0,00003	0,000009	0,00007
					U	0,00002	0,00005	0,00002
Lithogene Elemente								
Fe	0,7	0,8	0,6	0,2	Nd	0,0008	0,0007	0,001
Al	0,7	1,5	0,5	0,3	Sm	0,0002	0,0001	0,0002
Be	0,0002	0,00007	0,0003	0,00007	Eu	0,00005	0,00003	0,00008
Sc	<0,0008	<0,00002	<0,0008	<0,00004	Gd	0,0002	0,0001	0,0002
Ti	0,04	0,2	0,05	0,05	Tb	0,00002	0,00002	0,00002
V	<0,007	<0,0007	<0,006	<0,007	Dy	0,0001	0,00009	0,0001
Y	0,0006	0,008	0,0005	0,0002	Ho	0,00002	0,00002	0,00002
Zr	0,003	0,003	0,004	0,0009	Er	0,00006	0,00005	0,00005
Nb	0,0002	0,0005	0,0004	0,0002	Tm	0,000008	0,000007	0,000006
La	0,002	0,001	0,003	0,0005	Yb	0,0006	0,0001	0,0003
Ce	0,002	0,002	0,002	0,0005	Lu	0,00003	0,000009	0,00002
Pr	0,0002	0,0002	0,0004	0,00008	Th	0,00007	0,0002	0,0002

Tabelle 49: Energienormierter Input und Output [mg/MJ] von allen gemessenen Elementen des Brennstoffes und der aus der Verbrennungsanlage entnommenen Rückstände: Großfeuerungsanlage, Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.

	Brennstoff	Rostasche	Rückstand Zyklon	Brennstoff	Rostasche	Rückstand Zyklon
Pflanzenverfügbare Elemente			Schwermetalle			
P	17	14,5	8,2	Cr	0,5	0,04
S	14,9	2,2	7,7	Co	0,02	0,01
K	108	51	24,0	Ni	0,3	0,03
Ca	207	201	76,7	Cu	0,1	0,06
Mg	28	24,1	10,2	Zn	1,5	0,08
Mn	12,4	6	5,2	Mo	0,04	0,003
Li	0,03	0,02	0,008	Cd	0,008	0,0001
Na	8,07	7,6	2,9	Sn	0,006	0,001
Rb	0,4	0,09	0,07	Sb	0,003	0,0006
Cs	0,006	0,002	0,002	Tl	0,002	0,00004
Sr	0,7	0,4	0,2	Pb	0,06	0,006
Ba	1,7	0,6	0,4	Bi	0,0004	0,000009
				U	0,002	0,001
Lithogene Elemente						
Fe	17,3	19,9	13,6	Nd	0,03	0,01
Al	41,01	32,1	18,3	Sm	0,006	0,003
Be	0,002	0,0008	0,0005	Eu	0,0008	0,0004
Sc	0,005	0,005	0,003	Gd	0,005	0,002
Ti	3,3	2,2	1,005	Tb	0,0006	0,0003
V	0,03	0,03	0,02	Dy	0,003	0,002
Y	0,01	0,03	0,01	Ho	0,0006	0,0004
Zr	0,07	0,08	0,01	Er	0,002	0,001
Nb	0,01	0,005	0,003	Tm	0,0002	0,0002
La	0,04	0,02	0,01	Yb	0,002	0,001
Ce	0,07	0,03	0,02	Lu	0,0002	0,0002
Pr	0,008	0,003	0,002	Th	0,007	0,005

11.1.1 Ergebnisse

Die Elemente S, Sn, U, Sb, Cu, Zn, Ni, Cr, Mo und Co haben einen relativ hohen Eintrag in die Rostasche (s. Abbildung 76 bis 85). Ausgenommen hiervon sind der Pelletofen wo generell die Einträge in die Rostasche im Vergleich zu den anderen Anlagen relativ gering sind und der Pelletkessel wo die Einträge von allen Elementen in die Rostasche hoch sind. Elementspezifische Abweichungen gibt es beispielsweise bei Pb (0,004 mg/MJ) mit einem relativ hohen und Cr (0,01 mg/MJ) mit einem relativ niedrigen Eintrag in die Rostasche des Kaminofens. Zum Vergleich: Beim Hackschnitzelkessel (Fichtenhackschnitzel) liegen die Massenströme für Pb in die Rostasche bei 0,0005 mg/MJ und für Cr bei 0,02 mg/MJ. Beim Pelletkessel wie auch beim Hackschnitzelkessel gibt es aufgrund der Kesselwirkungsgraderhöhung durch die Normierung auf genutzte Energiemenge mathematisch zwei Eintragsmassenströme (Input 1 und Input 2) durch den Brennstoff und eine zusätzliche Abscheidelokation für Elemente. In dem zusätzlich anfallenden Rückstand aus dem SWT (Kondensat) sind Tl, Sb und Zn beim Pelletkessel angereichert und beim Hackschnitzelkessel sind alle Elemente mit Ausnahme von Bi, U und Sb angereichert. Neben dem externen Wärmetauscher ist bei den Anlagen mit Ausnahme vom Kaminofen ein interner Wärmetauscher vorhanden. Der Eintrag in diesen Rückstand beim Pelletofen muss unberücksichtigt bleiben, da es hier vermutlich zu einer Vermischung mit anderen Rückständen aus dem Ofen gekommen ist und die Massenströme in diesen Rückstand demzufolge zu hoch sind. Insgesamt ist der Eintrag in diesen Rückstand sehr gering. Beim Kaminofen und Hackschnitzelkessel wurde durch Einsatz eines EA eine zusätzliche Elementsenke geschaffen. Im Rückstand des EA sind alle Elemente zu unterschiedlichen relativen Anteilen angereichert. Beispielsweise sind hier Sn und Bi bei Buchenverbrennung im Kaminofen extrem konzentriert, bei Fichtenscheitholz in dieser Anlage bzw. Fichtenholzhackschnitzeln im Hackschnitzelkessel nicht. Generell ist der Eintrag von Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Bi und Pb in diesen Rückstand relativ hoch, wie beispielsweise bei Zn mit 0,01 mg/MJ (vgl. Rostasche 0,2 mg/MJ) bzw. Cd mit 0,0002 mg/MJ (vgl. Rostasche 0,0004 mg/MJ) im Kaminofen (Buchenscheitholz) und Cd mit 0,0002 mg/MJ (vgl. Rostasche 0,00009 mg/MJ) bzw. Pb mit 0,001 mg/MJ (vgl. Rostasche 0,0005 mg/MJ) beim Hackschnitzelkessel (Fichtenhackschnitzel) deutlich wird. Eine weitere zusätzliche Elementeintragsmöglichkeit ist der Rückstand aus dem Kaminrohrabschnitt zwischen Ofen und EA der beim Kaminofen entnommen wurde. Die Anreicherung von Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Bi und Pb ist hier relativ groß, wie z.B. Zn mit 0,01 mg/MJ (vgl. EA 0,01 mg/MJ, Buchen- und Fichtenscheitholz) oder Cd mit 0,0002 mg/MJ (vgl. EA 0,0002 mg/MJ,

Buchenscheitholz) bzw. 0,0004 mg/MJ (vgl. EA, 0,0002 mg/MJ, Fichtenscheitholz) im Kaminofen. Auch der Eintrag in dem aus der Verbrennung von Winterweizenstrohpellets und Miscanthuspellets stammenden Rückstand aus dem Verdünnungstunnel ist generell relativ groß, wie aus dem Vergleich mit dem Eintrag in den EA der Feuerung mit Winterweizenstrohpellets deutlich wird. Beispielsweise hat Cu mit 0,003 mg/MJ den gleichen Eintrag in beide Rückstände. Pb hat mit 0,0001 mg/MJ einen nur um den Faktor 10 geringeren Eintrag in den Rückstand aus dem Verdünnungstunnel. Bei der Verbrennung von Miscanthuspellets sind die Einträge in diesen Rückstand relativ zum EA ebenfalls hoch, wie z.B. Co mit 0,0002 mg/MJ um den Faktor 100 höher gegenüber den Eintrag in den EA oder Cd mit 0,00002 mg/MJ (vgl. EA 0,0001 mg/MJ).

Als letzte Abscheidemöglichkeit im Abgasweg gibt es den Filter, der abhängig von der Anlage unterschiedliche Einträge aufweist. Generell ist der Eintrag von allen Elementen mit Ausnahme von U, Mo und Co relativ groß und kann größer als der Eintrag in eine der übrigen Aschefractionen insbesondere die Rostasche sein. Dieses gilt beispielsweise für Cd mit 0,003 mg/MJ (vgl. Rostasche 0,0004 mg/MJ) im Kaminofen (Buchenscheitholz) und im Hackschnitzelkessel mit 0,002 bzw. 0,0006 mg/MJ ohne bzw. mit EA (vgl. Rostasche 0,00009 mg/MJ, Fichtenhackschnitzel) und für Pb im Hackschnitzelkessel mit 0,006 bzw. 0,002 mg/MJ ohne bzw. mit EA (vgl. Rostasche 0,0005 mg/MJ). Beim Pelletkessel ohne SWT hat Sn eine extrem hohe Konzentration in der Filterasche, was zu einer extrem hohen Menge an Sn und demzufolge hohen Massenstrom in der Anheizphase in die Filterasche führt. Da dieser Wert nicht mit den anderen Messungen reproduzierbar ist, wird von einem Analysefehler, vermutlich einer Kontamination (z.B. durch Lötarbeiten) ausgegangen, so dass dieser Wert nicht zur weiteren Diskussion und Interpretation herangezogen wird. Eine Änderung der Einträge in die Aschefractionen mit Ausnahme in den Rückstand auf den Filtern ist zwischen Anheiz- bzw. Ausbrand- und Nennlastphase gering und mit Bezug auf eine Umweltbedeutsamkeit wenig relevant, so dass nur die unterschiedlichen Einträge in den Rückstand auf den Filter dargestellt werden (s. Tabelle 51 und Abbildung 86 bis 90).

Elementmassenströme [mg/MJ] und relative Elementverteilung

Abbildung 76: Massenströme in mg/MJ: Pelletofen Wodtke ivo.tec, 13 kW, Fichtenpellets, Nennlastphase.

Abbildung 77: Massenströme in mg/MJ: Pelletkessel KWB Easyfire USP 25, 25 kW; Fichtenpellets, Nennlastphase.

Abbildung 78: Massenströme in mg/MJ: Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW; Buchenscheitholz, Nennlastlastphase.

Abbildung 79: Massenströme in mg/MJ: Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW; Fichtenscheitholz, Nennlastlastphase.

Abbildung 80: Massenströme in mg/MJ: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW, Fichtenholzhackschnitzel, Nennlastphase.

Abbildung 81: Massenströme in mg/MJ: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW, Winterweizenstrohpellets; Nennlastphase.

Abbildung 82: Massenströme in mg/MJ: Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW, Miscanthuspellets, Nennlastphase.

Abbildung 83: Massenströme in mg/MJ: Scheitholzessel HDG Navora, 30 kW, Fichtenscheitholz, Nennlastphase.

Abbildung 84: Massenströme in mg/MJ: Scheitholzkessel HDG Navora, 30 kW, Buchenscheitholz, Nennlastphase.

Abbildung 85: Massenströme in mg/MJ: Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, 650kW, Holzhackschnitzel.

11.1.2 Diskussion & Schlussfolgerung

Neben dem Eintrag in die Rostasche ist insbesondere der Massenstrom in die Filterasche von Bedeutung. Die Rostasche ist aufgrund ihrer Mengendominanz der Hauptaustragspfad für die meisten Elemente. Die Emissionen aus dem Kamin spiegeln das toxikologische Potential wider. Aus diesem Grund wird der Massenstrom in die Filterasche individuell für verschiedene Elemente und vergleichend für jede Anlage in Kapitel 11.2 dargestellt und diskutiert. Eigentlich gehören auch die am EA, dem SWT und im Verdünnungstunnel abgeschiedenen Aschen zu den Flugaschen. Die dortige Abscheidung führt i.d.R. zu einer deutlichen Reduzierung der Elementströme aus dem Kamin, also zu einer Reduktion der Elemente in die Atmosphäre und damit des toxischen Potentials. Die als „Verluste“ bezeichnete Kategorie resultiert aus der Differenz des Eintragsmassenstromes eines Elements durch den Brennstoff und der Summe der Austragsmassenströme in die verschiedenen Aschefractionen. Bei den Verlusten handelt es sich also um eine unbekannte Senke für Elemente, die in Kapitel 12 und 13 diskutiert werden. Insbesondere die leichtflüchtigen Elemente wie S, Zn, Cd, Sn, Tl, Pb und Bi zeigen einen relativ hohen Massenstrom in die Flugasche, bei P, Cr, Ni, Cu, und U ist der relative Anteil geringer. Für die erstgenannte Elementgruppe ist der Austrag mit der Flugasche stark davon abhängig, wie wirksam die oben erwähnte Zwischenabscheidung in Form eines EA, SWT oder einer anderen Senke ist. Die Berechnungen zeigen, dass es eine teilweise erhebliche Abscheidung von Elementen an in der Routine nicht beprobaren Stellen im Kamin gibt. Dies zeigt sich insbesondere am Beispiel des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip (Winterweizenstroh- und Miscanthuspellets) wo eine spezielle Reinigung des Verdünnungstunnels erfolgte. Ähnliche Abscheidungen wurden in dem Kaminrohrabschnitt zwischen Ofen und EA beim Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 festgestellt. Der Massenstrom in den Rückstand im Verdünnungstunnel bzw. in den Rückstand im Edelstahlkamin ist aus Gründen der Senkenfunktion wichtig. Aus Zeitgründen bzw. aufgrund des hohen Aufwandes der Reinigung gibt es nur vereinzelte Proben von diesem Rückstand, so dass sich nur teilweise ein korrigierter Massenstrom berechnen lässt. Generell kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der schwierigen Probengewinnung in unzugänglichen Bereichen der Öfen bzw. im Abluftstrang eine vollständige Bilanzbildung schwierig ist. Insbesondere ist bei den flüchtigen Elementen im abnehmenden Temperaturgradienten eine solche Abscheidung anzunehmen, was sich letztlich in stark verminderten Elementmassenströmen manifestiert (s. Kapitel 12). Dies zeigt die enorme Bedeutung einer aufwendigen, alle möglichen Senken erfassenden Probenahme, eine

Voraussetzung für eine konsistente Bilanzierung. Dies war im Rahmen dieser Arbeit leider nicht zu leisten, wäre aber für Folgeuntersuchungen von höchster Relevanz.

Insgesamt erweist sich die Bewertung der Massenströme der Elemente in die Aschefractionen der einzelnen Anlagen als äußerst schwierig, da die Massenströme, wie auch die Wiederfindungsraten und die prozentuale Verteilung der Elemente in den anlagenspezifischen Aschefractionen äußerst variabel sind und von vielen Faktoren, wie Konzentration des Elementes im Brennstoff, Konzentration anderer Elemente im Brennstoff, Lambda, Brennraumgeometrie, Brennstoffform etc., abhängen. Die Darstellung des Gesamtaustragsmassenstromes in die Aschen gegen den Eintragsmassenstrom eignet sich, zusammen mit Darstellungsformen, wie die relative Elementverteilung und die Elementwiederfindung, Defizite bei der Vollständigkeit der Beprobung zu offenbaren.

11.2 Elementmassenströme [mg/MJ] in die Atmosphäre

Auf den Filtern können die Elementanteile gemessen werden, die normalerweise beim Verbrennen in die Atmosphäre entweichen. Dieses Verhalten ist insbesondere für die Elemente von Bedeutung, die umwelt- oder gesundheitskritisch sind wie P, S, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U. Die Anteile der Emissionen dieser Elemente sind zu ihrem Eintrag über die Brennstoffe im Vergleich zu den Emissionsanteilen der weniger kritischen Elemente relativ hoch.

Um eine Vergleichbarkeit der untersuchten Anlagen zu ermöglichen, sind aufgrund unterschiedlicher Elementfreisetzungen aus dem Brennstoff während unterschiedlicher Lastphasen die Massenströme in mg/MJ jedes Elementes zwischen den Anlagen, jeweils differenziert nach Anheiz- (A), Nennlast- (N) und bei einer Anlage auch nach Ausbrandphase (Aus) dargestellt. In der Anheizphase wurde je Versuchsvariante nur eine Probenahme (Ausnahmen: Pelletofen, 2 Probenahmen) durchgeführt, so dass die daraus resultierenden Massenströme nicht repräsentativ sind. In der Nennlastphase wurden je Versuchsvariante drei Probenahmen (Ausnahme: Pelletofen, 4 Probenahmen und Scheitholzkessel, 2 Probenahmen) durchgeführt und der Mittelwert für die Berechnung der Massenströme herangezogen, so dass diese Werte, insbesondere bei den automatisch beschickten Anlagen auch aufgrund der Probenahmedauer als repräsentativ für die jeweiligen Bedingungen angesehen werden können.

In Tabelle 50 sind die Minima und Maxima der Massenströme der betrachteten Elemente in den beiden Phasen für alle Verbrennungsexperimente zusammengefasst. Zusätzlich ist der zwischen dem Minima und Maxima liegende Faktor dargestellt. Der Faktor des Medians der Anheiz- und Nennlastphase kann zur Beurteilung der Tendenz, ob die Anheizphase in Bezug

auf die Emissionen immer und für jedes Element kritischer zu betrachten ist, herangezogen werden.

11.2.1 Ergebnisse & Diskussion

Zwischen dem minimalen und dem maximalen Massenstrom eines Elements kann ein hoher Faktor liegen (s. Tabelle 50). So unterscheiden sich beispielsweise bei Cr der minimale und der maximale Massenstrom in der Anheizphase um Faktor 808, in der Nennlastphase um Faktor 101. Bei S dagegen sind nur kleine Unterschiede von Faktor 13 in der Anheizphase und 16 in der Nennlastphase festzustellen. Auch zwischen der Anheiz- und Nennlastphase kann es bei einem Element einen erheblichen Unterschied des Massenstromes geben.

Tabelle 50: Minima und Maxima der Massenströme [mg/MJ] der Elemente P, S, Cu, Zn, Ni, Cr, Sn, Ti, Pb, Bi, Sb und Cd aus den Kleinf Feuerungsanlagen in die Atmosphäre, unterteilt nach Anheiz- und Nennlastphase aller Feuerungsexperimente, mit Angabe des Faktors zwischen dem Maximalwert MAX und dem Minimalwert MIN.

	Anheizphase				1)	Nennlastphase				2)	3)
	MIN	MAX	Mittelwert	Median		MIN	MAX	Mittelwert	Median		
S	0,0338044	1,6188457	0,4162879	0,2997829	48	0,0838814	1,3599150	0,5604545	0,3420347	16	0,88
Cu	0,0004385	0,0240186	0,0042124	0,0020562	55	0,0006572	0,0115786	0,0029520	0,0021179	18	0,97
Zn	0,0135534	0,2923483	0,0931720	0,0556344	22	0,0177861	0,6161907	0,1225219	0,0545664	35	1,02
Ni	0,0001451	0,0631760	0,0059225	0,0011486	436	0,0001987	0,0182528	0,0037963	0,0015181	92	0,76
Mo	0,0000075	0,0003587	0,0000891	0,0000481	48	0,0000073	0,0005594	0,0001447	0,0000608	76	0,79
Co	0,0000147	0,0044268	0,0005447	0,0002443	300	0,0000216	0,0008136	0,0003125	0,0001383	38	1,77
Cr	0,0001663	0,1344090	0,0148676	0,0029647	808	0,0004222	0,0544122	0,0135241	0,0037666	129	0,79
Sn	0,0000053	0,0034052	0,0003831	0,0001021	642	0,0000162	0,0019517	0,0003033	0,0000824	120	1,24
Ti	0,0000130	0,0004584	0,0001226	0,0000705	35	0,0000123	0,0017705	0,0001406	0,0000793	144	0,89
Pb	0,0015254	0,0122064	0,0041449	0,0030304	8	0,0000682	0,0171626	0,0057432	0,0047622	252	0,64
Bi	0,0000046	0,0001158	0,0000290	0,0000183	25	0,0000020	0,0003602	0,0000536	0,0000227	179	0,81
U	0,0000001	0,0000069	0,0000016	0,0000011	49	0,0000001	0,0000014	0,0000005	0,0000005	25	2,18
Sb	0,0000004	0,0001556	0,0000489	0,0000455	429	0,0000101	0,0002652	0,0000681	0,0000334	26	1,36
Cd	0,0002653	0,0091051	0,0017042	0,0007326	34	0,0001082	0,0055179	0,0013174	0,0005968	51	1,23

1) Faktor MAX / MIN

2) Faktor MAX / MIN

3) Faktor Median Anheizphase / Median Nennlastphase

Da die pauschalen Minima und Maxima nur die Bandbreite der Massenströme in mg/MJ in die Filterasche darstellen, werden die anlagenspezifischen Elementmassenströme in die Atmosphäre für die Anheiz- und Nennlastphase der Kleinf Feuerungsanlagen in Tabelle 51 dargestellt. Die Großfeuerungsanlage wird aufgrund der Sonderstellung zu Vergleichszwecken herangezogen. Die dargestellten Werte in der Nennlastphase sind Mittelwert aus i.d.R. drei Messungen. Ausgenommen sind der Pelletofen mit vier in den Mittelwert eingehenden Messungen und der Scheitholzkessel mit zwei in den Mittelwert eingehenden Messungen. Bei Mittelwerten die aus Werten unterhalb der Nachweisgrenze resultieren, ist der Mittelwert mit „<“ angegeben. Bei Mittelwerten, bei denen ein bzw. zwei Messwerte unterhalb der NWG eingehen sind die Balken schräg (ein Messwert <NWG) bzw. gerade (zwei Messwerte <NWG) schraffiert.

Tabelle 51: Energienormierte Emissionen [mg/MJ] unterteilt nach Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus), n = 3, (Anlage 13 u. 14: n = 2, Anlage 5: n = 4) der Elemente S, Cu, Zn, Ni, Mo, Co, Cr, Sn, Tl, Pb, Bi, U Sb und Cd von allen untersuchten Verbrennungsanlagen.

Kursiv $\triangleq$ IWert <NWG; kursiv $\triangleq$ 2 Werte <NWG; kursiv $\triangleq$ 3 Werte <NWG

	1		2		3		4		5		6		7		8	
	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N	A	N
S	0,3	0,4	0,6	0,3	0,5	1,4	0,2	0,4	0,2	0,8	0,3	0,3	0,1	0,2	0,6	0,9
Cr	0,002	0,002	0,003	0,009	0,002	0,002	0,001	0,003	0,003	0,007	<u>0,0006</u>	<u>0,003</u>	0,02	0,01	0,1	0,04
Co	0,00007	<u>0,0001</u>	0,0002	<u>0,00007</u>	<0,0001	<u>0,00009</u>	<0,0001	<u>0,0001</u>	<0,0001	<u>0,00002</u>	<0,0005	<u>0,0006</u>	0,0004	0,0008	0,004	0,0008
Ni	0,0002	0,0004	0,0008	0,0002	0,001	0,0006	0,0005	0,001	0,001	0,0002	0,005	0,003	0,0007	0,005	0,06	0,02
Cu	0,003	0,006	0,007	0,002	0,004	0,004	0,002	0,002	0,002	0,009	0,02	0,002	0,001	0,001	0,008	0,002
Zn	0,05	0,1	0,1	0,03	0,2	0,2	0,06	0,09	0,1	0,06	0,3	0,2	0,03	0,04	0,03	0,05
Mo	0,0001	0,0003	0,0002	0,0006	0,0002	0,0002	0,001	0,001	0,0003	0,0001	0,00002	0,000007	0,00001	0,000009	<0,00002	<0,00001
Cd	0,0003	0,0005	0,0003	0,0001	0,002	0,002	0,006	0,006	0,0005	0,0001	0,009	0,006	0,002	0,002	0,003	0,003
Sn	0,003	0,0007	0,00008	0,00003	0,00009	0,0002	0,00003	0,00007	0,00009	0,00002	0,0004	<u>0,00006</u>	0,0001	0,0001	0,0003	<u>0,00004</u>
Sb	0,00007	0,0001	0,0001	0,00002	0,00005	0,00008	0,00002	0,00002	0,00005	0,00002	0,000002	<u>0,00001</u>	0,00006	<u>0,00004</u>	<0,0000009	<u>0,00001</u>
Tl	0,00005	0,0001	0,0001	0,00003	0,0005	0,0004	0,00008	0,0002	0,00009	0,00003	0,0004	0,0003	0,00005	0,0002	0,00009	0,00007
Pb	0,002	0,005	0,007	0,001	0,006	0,006	0,002	0,002	0,002	0,0007	0,01	0,01	0,002	0,003	0,005	0,005
Bi	0,000007	0,00002	0,00001	0,000003	0,00003	0,00006	0,00001	0,00001	0,000005	0,000002	0,00002	0,00002	0,000006	0,000006	0,00002	0,00001
U	<0,00000003	<u>0,00000005</u>	<0,0000009	<u>0,0000002</u>	0,000001	0,000001	0,000002	0,0000007	0,0000007	<0,0000008	0,000007	<0,00000006	0,000001	<u>0,0000006</u>	<0,0000001	<0,00000008
	9		10		11		12		13		14		15			
	A	N	A	N	A	N	A	N	A	Aus	N	A	Aus	N	N	N
S	0,3	0,3	0,1	0,3	0,6	0,2	0,2	1,09	0,7	0,2	1	1,6	0,6	1,2	1,5	
Cr	0,02	0,03	0,0003	0,004	0,003	0,004	0,006	0,02	0,01	0,008	0,05	0,008	0,04	0,02	0,005	
Co	<0,0002	0,0007	<0,00005	0,0002	0,0005	0,0001	0,00001	0,00007	0,0005	0,0003	0,0003	0,0004	0,0004	0,0005	0,0004	
Ni	0,004	0,01	0,0001	0,0005	0,001	0,001	0,002	0,007	0,002	0,0002	0,002	0,001	0,0008	0,003	0,01	
Cu	0,0005	0,002	0,0004	0,001	0,002	0,0007	0,001	0,001	0,002	0,0008	0,003	0,002	0,008	0,002	0,01	
Zn	0,01	0,02	0,03	0,05	0,05	0,04	0,1	0,6	0,2	0,03	0,2	0,03	0,05	0,03	0,6	
Mo	<0,000008	<0,00001	0,00004	0,0004	0,0004	<0,0003	0,00003	0,0006	0,00006	0,00006	0,00006	<0,00007	<0,00008	<0,00005	0,0004	
Cd	0,0008	0,0006	0,0003	0,0005	0,0003	0,0004	0,0005	0,002	0,003	0,0001	0,002	0,002	0,0002	0,0005	0,004	
Sn	<0,000005	0,0001	0,0001	0,0004	0,0004	0,0005	0,0004	0,002	0,00002	0,00008	0,00006	0,00002	0,0001	0,0004	0,0004	
Sb	<0,0000004	0,00005	0,00004	0,0001	0,0002	0,0001	0,00005	0,0003	<0,00003	<0,00003	0,00003	<0,00003	0,00007	0,00002	0,0004	
Tl	0,00001	0,00001	0,00003	0,00009	0,00006	0,00007	0,00003	0,00007	0,0002	0,0004	0,0003	0,00004	0,00003	0,00002	0,002	
Pb	0,002	0,002	0,003	0,01	0,006	0,009	0,005	0,02	0,003	0,009	0,006	0,002	0,003	0,002	0,06	
Bi	0,000007	0,00007	0,00003	0,00008	0,00005	0,00007	0,00008	0,0004	0,00002	0,000002	0,00003	0,0001	0,00005	0,00006	0,0005	
U	0,0000003	<u>0,00000005</u>	0,000001	0,000001	0,000004	<0,00000009	<0,0000003	<u>0,0000007</u>	0,000002	<0,00000009	0,000001	0,0000004	0,0000003	0,0000001	0,000008	

- 1) Fichtepellets, Pelletkessel ohne SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
2) Fichtepellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
3) Fichtepellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
4) Fichtepellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
5) Fichtepellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
6) Fichtepellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
7) Fichtepellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
8) Buchenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)
9) Buchenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)
10) Winterweizenstrohpellets, Hackschnitzeckessel mit EA, ohne SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
11) Winterweizenstrohpellets, Hackschnitzeckessel mit EA, mit SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
12) Miscanthuspellets, Hackschnitzeckessel mit EA, mit SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
13) Fichtenscheitholz, Scheitholzkessel (HDG Navara, 30 kW)
14) Buchenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)
15) Holzhackschnitzeckessel, Großfeuerungsanlage, Fichtenscheitholz (Müller TMV 15H, 650 kW)

Abbildung 86: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von S, Cr und Co mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen. Bei den Ergebnissen der Nennlastphase ist zusätzlich der Fehlerbalken für die 3 bzw. 4 (Pelletöfen) und 2 (Scheitholzkessel) Messungen an jeder Anlage dargestellt (Legende s. Abbildung 90).

Abbildung 87: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Ni, Cu und Zn mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen. Bei den Ergebnissen der Nennlastphase ist zusätzlich der Fehlerbalken für die 3 bzw. 4 (Pelletofen) und 2 (Scheitholzkessel) Messungen an jeder Anlage dargestellt (Legende s. Abbildung 90).

Abbildung 88: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Mo, Cd und Sn mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen. Bei den Ergebnissen der Nennlastphase ist zusätzlich der Fehlerbalken für die 3 bzw. 4 (Pelletofen) und 2 (Scheitholzkessel) Messungen an jeder Anlage dargestellt (Legende s. Abbildung 90).

Abbildung 89: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von TI, Sb und Bi mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen. Bei den Ergebnissen der Nennlastphase ist zusätzlich der Fehlerbalken für die 3 bzw. 4 (Pelletofen) und 2 (Scheitholzkessel) Messungen an jeder Anlage dargestellt (Legende s. Abbildung 90).

1 Wert <NWG 2 Werte <NWG: 3 bzw. alle Wert <NWG: <“Wert“

- 1) Pelletkessel (KWB Easyfire ohne SWT)
- 2) Pelletkessel (KWB Easyfire mit SWT)
- 3) Hackschnitzelkessel (Guntamatic Powerchip ohne EA, Fichtenholzhackschnitzel)
- 4) Hackschnitzelkessel (Guntamatic Powerchip mit EA, Fichtenholzhackschnitzel)
- 5) Pelletofen (Wodtke ivo.tec)
- 6) Kaminofen (Buderus Blueline ohne EA, Fichtenscheitholz)
- 7) Kaminofen (Buderus Blueline mit EA, Fichtenscheitholz)
- 8) Kaminofen (Buderus Blueline ohne EA, Buchenscheitholz)
- 9) Kaminofen (Buderus Blueline mit EA, Buchenscheitholz)
- 10) Hackschnitzelkessel (Guntamatic Powerchip ohne SWT, Winterweizenstrohpellets)
- 11) Hackschnitzelkessel (Guntamatic Powerchip mit SWT, Winterweizenstrohpellets)
- 12) Hackschnitzelkessel (Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets)
- 13) Scheitholzessel (HDG Navora, Fichtenscheitholz)
- 14) Scheitholzessel (HDG Navora, Buchenscheitholz)
- 15) Großfeuerungsanlage (Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel)

Abbildung 90: Anlagenspezifischer Vergleich der Elementmassenströme [mg/MJ] von Pb und U mit der Flugasche in die Atmosphäre: Trennung in Anheiz- (A), Nennlast- (N) und teilweise Ausbrandphase (Aus) von allen Anlagen. Bei den Ergebnissen der Nennlastphase ist zusätzlich der Fehlerbalken für die 3 bzw. 4 (Pelletofen) und 2 (Scheitholzessel) Messungen an jeder Anlage dargestellt.

Die Bewertung der einzelnen Anlagen anhand von Elementmassenströmen erweist sich als äußerst schwierig, da, wie die Minima und Maxima zeigen, die Massenströme sehr variabel sind und es elementspezifisch keinen einheitlichen Massenstrom bei verschiedenen Anlagen gibt. Dieser ist vom eingesetzten Brennstoff und von den anlagenspezifischen Abbrandbedingungen abhängig. Eine ausführliche Zusammenstellung der anlagenspezifischen energienormierten Emissionen der einzelnen Elemente in die Atmosphäre ist in Tabelle 51 zu finden. Eine relative Bewertung der Anlagen erfolgt in Abbildung 91.

Der Einsatz einer Sekundärmaßnahme reduziert den Eintrag von Elementen in den Rückstand auf dem Filter, wie beispielsweise Cd im Hackschnitzelkessel mit EA (0,002 bzw. 0,0006 mg/MJ ohne bzw. mit EA) oder Zn im Hackschnitzelkessel mit SWT (0,05 bzw. 0,04 mg/MJ ohne bzw. mit SWT). Ausnahmen sind Sb beim Kaminofen (Buchenscheitholz) und Sn beim Kaminofen (Fichtenscheitholz), wo der Einsatz einer Sekundärmaßnahme eine Erhöhung der Massenströme zur Folge hat. Der Einsatz von unterschiedlichen Brennstoffen in der gleichen Anlage hat ebenfalls einen Einfluss auf die Emissionen, wie z.B. Cd bei der Verbrennung von Fichte bzw. Buche im Kaminofen ohne EA (0,006 bzw. 0,003 mg/MJ) oder Pb im Hackschnitzelkessel mit Fichtenhackschnitzeln bzw. Winterweizenstrohpellets (0,006 bzw. 0,01 mg/MJ). Auch der Einsatz des gleichen Brennstoffes, wie beispielsweise Fichtenpellets im Pelletofen und Pelletkessel, kann zu unterschiedlichen Einträgen in den Rückstand auf dem Filter führen. Beispielsweise hat Pb im Pelletofen einen Eintrag von 0,0007 mg/MJ, im Pelletkessel ohne SWT dagegen von 0,005 mg/MJ in den Rückstand auf dem Filter. Cd hat im Pelletofen einen Massenstrom auf den Filter von 0,0001 mg/MJ und im Pelletkessel von 0,0005 mg/MJ.

Zusätzlich spielt auch die Brennstoffform und die Brennstoffart eine Rolle. Beispielsweise führt die Verbrennung von Fichtenscheitholz zu höheren Massenströmen von Cr (0,003 mg/MJ Kaminofen ohne EA, 0,008 mg/MJ Scheitholzessel) als die Verbrennung von Pellets (0,00007 mg/MJ Pelletofen, 0,002 mg/MJ Pelletkessel ohne SWT) und Hackschnitzel (0,002 mg/MJ ohne EA). Die Massenströme von Cd sind in der Nennlastphase bei der Verbrennung von Buchenscheitholz im Kaminofen und im Scheitholzessel (0,003 mg/MJ bzw. 0,0005 mg/MJ) geringer als bei der Verbrennung von Fichtenscheitholz (0,006 mg/MJ Kaminofen bzw. 0,002 mg/MJ Scheitholzessel).

Weiterhin hat auch die Elementkonzentration im Brennstoff einen Einfluss auf die Emissionen dieses Elementes. Beispielsweise unterscheidet sich Zn bezüglich der Konzentration mit 2 - 24 ppm im Brennstoff relativ stark, wobei es keinen klaren Trend zwischen halm- und holzartige Brennstoffen gibt. Tendenziell scheint eine hohe

Konzentration im Brennstoff zu einem hohen Massenstrom zu führen, wie an der Großfeuerungsanlage und dem Hackschnitzelkessel (Miscanthuspellets, Fichtenholzhackschnitzel) erkennbar ist. Eine niedrige Konzentration im Brennstoff führt, wie auch bei Cu, zu einem geringen Massenstrom, wie der Kaminofen (Buchenscheitholz), Hackschnitzelkessel (Strohpellets) und der Scheitholzessel (Buchenscheitholz) zeigen. Die Konzentration von Cu liegt in allen Brennstoffen im Bereich von 1 - 2 ppm. Eine Ausnahme mit ~5 ppm bildet Miscanthus, was sich direkt im hohen Massenstrom in der Nennlastphase äußert. Auch die Konzentration in den Holzhackschnitzeln die in der Großfeuerungsanlage eingesetzt wurden, ist etwas höher als bei den Brennstoffen der übrigen Anlagen, was einen erhöhten Massenstrom zur Folge hat. Ni hat eine relativ konstante Brennstoffkonzentration von ~1 ppm mit Ausnahme von Stroh (~9 ppm) und die in der Großfeuerungsanlage eingesetzten Holzhackschnitzel (~5 ppm). Wie auch bei Cr ist der Grund eine Kontamination bei der Probenaufbereitung mit der Schneid- und Zentrifugalmühle. Da die hohen Gehalte an Ni und Cr sekundär verursacht wurden und nicht in die Feuerungsanlage eingetragen wurden spiegelt sich der Konzentrationsunterschied nicht in den emittierten Massenströmen wider.

Bei S dagegen unterscheidet sich der Massenstrom in allen Anlagen nur um einen geringen Faktor. Die Konzentration im Brennstoff zwischen halm- und holzartigen Brennstoffen unterscheidet sich erheblich, was sich jedoch nicht im Massenstrom äußert. Hier nehmen neben den jeweiligen Abbrandbedingungen auch die Konzentrationen von Si, Ca, K und Cl Einfluss, da verschiedene Verhältnisse dieser Elemente zu einem unterschiedlichen Einbindungsverhalten in die Aschen und damit umgekehrt gekoppeltem Freisetzungsverhalten von S führen. Nach Ramperez C. et al. (2008) ist die Freisetzung von S niedrig, wenn das Verhältnis von K + Ca zu Si hoch und gleichzeitig das Verhältnis von K + Ca zu S hoch ist. Die Freisetzung von S ist auch niedrig wenn das Verhältnis von K zu Si hoch und von K zu Cl hoch ist. Die Freisetzung von S ist dagegen hoch, wenn das Verhältnis von K + Ca zu Si niedrig ist. Da halmartige Brennstoffe gegenüber holzartigen Brennstoffen eine erhöhte Konzentration an Si, Cl und auch K aufweisen, kann es u.U. aufgrund der Elementverhältnisse zu einer erhöhten Freisetzung von S als SO₂ in die Flugasche kommen. Der SO₂-Massenstroms des Pelletkessels (~1 mg/MJ) und Pelletofens (~5 mg/MJ) ist sehr niedrig, der des Kaminofens (Buchenscheitholz, ~50 mg/MJ sowie des Hackschnitzelkessels (Stroh- bzw. Miscanthuspellets, 50 bzw. 90 mg/MJ) dagegen wesentlich höher. Die Verhältnisse der Konzentrationen von K, Cl, Si und S in halmartigen Brennstoffen können sich dementsprechend in einer erhöhten SO₂-Freisetzung äußern. Dennoch haben auch andere

Faktoren einen Einfluss, wie das sehr hohe K + Ca zu Si und K + Ca zu S-Verhältnis im Buchenscheitholz zeigt (s. Tabelle 15).

Ein systematischer Unterschied im Massenstrom während der Anheizphase gegenüber der Nennlastphase ist bei allen Anlagen nicht zu erkennen, da es sowohl reduzierte Massenströme in der Anheizphase gegenüber der Nennlastphase wie beispielsweise bei Ni (A: 0,001 mg/MJ, N: 0,0006 mg/MJ), beim Hackschnitzelkessel (Fichtenholzhackschnitzel) oder Cd (A: 0,005 mg/MJ, N: 0,003 mg/MJ) beim Pelletkessel ohne SWT als auch umgekehrt geben kann, wie beispielsweise Sn (A: 0,00009 mg/MJ, N: 0,0002 mg/MJ) beim Hackschnitzelkessel (Fichtenholzhackschnitzel oder Pb bzw. Zn (A: 0,002 mg/MJ, N: 0,005 mg/MJ bzw. A: 0,05 mg/MJ, N: 0,1 mg/MJ) beim Pelletkessel ohne SWT.

Zusammengefasst zeigen die Ergebnisse, dass eine Bewertung der Anlagen schwierig ist, da die gesundheits- und umweltkritischen Elemente vom Brennstoff sich je nach Anlage vom Freisetzungs-, Kondensations- und Abscheidungsverhalten teilweise sehr stark unterscheiden. Eine Bewertung einer Anlage kann mit Bezug auf die energienormierten Emissionen der hier diskutierten Elemente und in Zusammenhang mit Parametern für die Güte der Verbrennung, wie Gehalt an CO, C_nH_m, Gesamtstaub, CO₂ und O₂ im Abgas, erfolgen.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
S															
Cu															
Zn															
Ni															
Mo															
Co															
Cr															
Sn															
Tl															
Pb															
Bi															
U															
Sb															
Cd															
CO															
C_nH_m															
NO₂															
Gesamtstaub															
CO₂ (Abgas)															
O₂ (Abgas)															

- 1) Fichtenpellets, Pelletkessel ohne SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
- 2) Fichtenpellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
- 3) Fichtenholzhackschmitzel, Hackschmitzelkessel ohne EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 4) Fichtenholzhackschmitzel, Hackschmitzelkessel mit EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 5) Fichtenpellets, Pelletofen (Wodtke ivo.tec, 13 kW)
- 6) Fichtenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)
- 7) Fichtenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)
- 8) Buchenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)

- 9) Buchenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus BlueLine Nr. 12, 8 kW)
- 10) Winterweizenstrohpellets Hackschmitzelkessel mit EA, ohne SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 11) Winterweizenstrohpellets, Hackschmitzelkessel mit EA, mit SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 12) Miscanthuspellets, Hackschmitzelkessel mit EA, Miscanthuspellets (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)
- 13) Fichtenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora, 30 kW)
- 14) Buchenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora, 30 kW)
- 15) Holzhackschmitzel, Großfeuerungsanlage, Fichtenholzhackschmitzel (Müller TMV 15H, 650 kW)

Abbildung 91: Matrix zur Bewertung der untersuchten Kleinf Feuerungsanlagen anhand der energienormierten Emissionen [mg/MJ] der Elemente S, Cu, Zn, Ni, Mo, Co, Cr, Sn, Tl, Pb, Bi, U, Sb und Cd und den Parametern CO, C_nH_m, NO₂, Gesamtstaub, CO₂ und O₂, zur Überprüfung der Verbrennungsgüte.

Die fünf Stufen der Bewertungsskala werden folgendermaßen abgegrenzt:

1. Stufe: $>2,5 * \text{Wert Median} \triangle$	4. Stufe: $>\text{Wert Median}/1,5 \triangle$
2. Stufe: $>1,5 * \text{Wert Median} \triangle$	5. Stufe: $<4. \text{ Stufe} \triangle$
3. Stufe: $>\text{Wert Median} \triangle$	

Ausnahme ist die Abgrenzung der einzelnen Stufen beim CO₂-Gehalt. Hier erfolgt die Abgrenzung für die 1. Stufe $<1,2 * \text{Wert Median}$, 2. Stufe $<1,1 * \text{Wert Median}$, 3. Stufe $<\text{Wert Median}$, 4. Stufe $<\text{Wert Median}/1,1$ und 5. Stufe $>4. \text{ Stufe}$. Die 5 Stufen der Bewertungsskala erstrecken sich nur über die energienormierten Emissionen und Werte der Verbrennungs-parameter der Kleinf Feuerungsanlagen. Die Einordnung der energienormierten Emissionen und Werte der Verbrennungsparameter der Großfeuerungsanlage erfolgen in Bezug auf die Werte der Kleinf Feuerungsanlagen. Faktoren, wie der organische Anteil, Zusammensetzung des Brennstoffes und die Brennstoffform haben einen Einfluss auf die Elementemissionen. Anhand der Matrix (s. Abbildung 91) lassen sich die Anlagen relativ bewerten. Der Pelletkessel mit SWT und der Pelletofen können in Bezug auf die in die Matrix aufgenommenen Kriterien als positiv eingestuft werden, der Kaminofen und der Scheitholzessel wie auch die Großfeuerungsanlage als ungenügend.

Der Vergleich zu Emissionen aus anderen Feuerungsanlagen, mit z.B. fossilen Energieträgern als Brennstoff, sollte anlagenspezifisch erfolgen. Hiermit können die Pros und Contras bei der Verbrennung von fester Biomasse relativiert werden (s. Kapitel 17).

Insgesamt kann auch gezeigt werden, dass die Konzentration eines Elementes im Brennstoff einen deutlichen Einfluss auf den Massenstrom des Elementes in die Abluft hat. Dies zeigt sich, neben der Großfeuerungsanlage, dessen Elementkonzentrationen im Brennstoff für die meisten der umweltbedeutsamen Element die höchsten in den eingesetzten Brennstoffen sind, auch z.B. im Pelletkessel oder Kaminofen mit fichtenartigen Brennstoffen, welche eine relativ hohe Konzentration an Zn und Pb haben und relativ große Mengen dieser Elemente emittieren. Genauso wichtig wie das Angebot der Elemente durch den Brennstoff sind für die Emissionen auch andere Parameter der Verbrennung wie Lambda, Verbrennungstemperatur, Verweilzeit im Brennraum, Brennraumgeometrie und Brennstoffform, welche sich von Element zu Element unterschiedlich auswirken. Mit Ausnahme der Brennstoffform und -art kann allerdings dem Einfluss dieser Faktoren in dieser Arbeit nicht nachgegangen werden, wobei auch der Einfluss der Brennstoffform aufgrund des Einsatzes in verschiedenen Anlagen schwierig zu bewerten ist, da hier auch die anderen Parameter Einfluss nehmen.

11.3 Verteilung der relativen Elementanteile im Feuerungssystem

Neben den anlagenspezifischen Elementmassenströmen sind insbesondere die relativen Anteile als Verteilungsmuster der einzelnen Elemente im Feuerungssystem von Bedeutung, da mit ihrer Hilfe die Verteilung der Elemente im System und daraus Elementsenken bzw. Abscheidungsloci darstellbar sind. Neben den einzelnen relativen Anteilen der Elemente in der jeweiligen Aschefraktion ist die Fraktion „Verluste“ als Differenz der Elementsummen zu 100 % gezeigt (s. Tabelle 53). Die Ursachen dieser Verluste werden in Kapitel 12 und 13.1 mit Hilfe von möglichen Senken im System erläutert und diskutiert.

Die Elementmittelwerte der verschiedenen aus den Anlagen entnommenen Aschefraktionen machen deutlich, dass P, Ca, Mg, Mn, Fe und U relativ hoch in der Rostasche angereichert sind, in den übrigen Aschefraktionen dagegen relativ gering. S, K, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi sind auch relativ hoch in der Rostasche angereichert, haben aber mit 7 % für K bis 52 % für Tl auch einen relativ hohen Anteil am Rückstand auf dem Filter. Auch im EA sind diese Elemente mit beispielsweise 13 % Sb mit 10 % Sn teilweise hoch angereichert. Im internen Wärmetauscher (int. WT) der Anlagen sind keine eindeutigen Anreicherungen bestimmter Elemente zu erkennen. Bei der Mittelwertbildung wurde der Rückstand aus dem int. WT des Pelletofens ausgenommen, da es hier vermutlich eine Kontamination mit anderen Aschen aus dem System gegeben hat.

Die relative Anreicherung im Kondensat aus dem externen Wärmetauscher (ext. WT) des Pelletkessels und des Hackschnitzelkessels ist für Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi relativ hoch und unterscheidet sich somit von den Anreicherungen in den Rückständen der internen Wärmetauscher in denen der relative Anteil bis auf Fe, wo vermutlich eine Kontamination durch das Material zugrunde liegt, relativ niedrig ist (s. Tabelle 52).

Tabelle 52: Relative Anteile [%] der Elemente P, S, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cr, Co, N, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U in der Rostasche, im int./ext. Wärmetauscher, im EA und im Filter der verschiedenen Feuerungsanlagen. Dargestellt ist der Mittelwert und die Standardabweichung der Aschen aller Anlagen (offensichtliche Ausreißer wurden nicht in die Mittelwertsberechnung einbezogen).

	Rostasche		int. WT		ext. WT		EA		Filter	
	Mittelwert	STD.	Mittelwert	STD.	Mittelwert	STD.	Mittelwert	STD.	Mittelwert	STD.
	n = 15		n = 4		n = 2		n = 6		n = 15	
P	97	41	0,15	0,16	1,05	0,14	0,31	0,26	1,47	1,35
S	33	20	0,53	0,58	0,82	0,08	2,25	2,92	9,16	8,98
K	57	20	0,19	0,21	0,44	0,39	0,92	1,33	7,50	8,35
Ca	101	36	0,13	0,14	0,61	0,55	0,07	0,06	0,17	0,17
Mg	99	35	0,11	0,12	0,52	0,62	0,08	0,07	0,21	0,25
Mn	101	42	0,39	0,05	3,71	3,79	0,18	0,15	0,36	0,33
Fe	114	59	4,63	5,02	1,70	0,82	2,28	3,43	5,00	4,76
Cr	38	56	0,09	0,09	2,96	3,32	0,43	0,74	15,25	27,23
Co	44	19	0,05	0,01	2,85	3,09	0,84	1,98	4,27	7,51
Ni	31	16	0,12	0,13	1,74	2,15	0,58	1,20	5,87	8,35
Cu	60	25	0,79	0,70	4,90	5,05	0,75	0,77	3,81	2,77
Zn	39	32	0,90	0,25	13,03	12,10	5,58	2,44	20,14	12,94
Mo	21	18	0,15	0,17	2,70	2,81	0,44	0,41	2,22	2,90
Cd	15	21	0,56	0,23	8,17	9,25	3,29	1,40	24,50	21,15
Sn	34	13	0,33	0,30	1,68	1,34	13,15	26,72	18,09	30,98
Sb	51	17	0,69	0,73	1,29	0,04	10,43	15,93	13,74	11,53
Tl	16	14	0,50	0,07	15,14	14,87	9,03	7,42	42,07	43,93
Pb	23	22	0,29	0,23	8,14	10,16	4,73	1,26	37,48	25,99
Bi	17	17	0,51	0,48	3,00	1,04	6,31	4,27	52,20	43,83
U	115	56	1,74	2,00	0,19	0,12	0,35	0,50	1,19	1,66

Tendenziell ist das durch den Mittelwert abgebildete Verteilungsmuster der relativen Elementanteile repräsentativ für alle untersuchten Feuerungsanlagen, so dass die Individualbetrachtungen (s. Tabelle 53) der relativen Anteile der Elemente in den Aschefractionen keine großen Unterschiede zeigen. Ausnahme: Die Anreicherung im Kondensat des Hackschnitzelkessels ist wesentlich höher als im Kondensat aus dem ext. WT des Pelletkessels.

Neben den in die Mittelwerte eingehenden Aschefractionen gibt es noch Anreicherungen im Rückstand aus dem Abgasweg zwischen Ofen und EA der von einer Anlage entnommen wurde und im Rückstand aus dem Verdünnungstunnel (VT) von zwei Anlagen. Im Rückstand der aus dem Abgasweg zwischen Ofen und EA beim Kaminofen entnommen wurde, sind Cr, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi relativ hoch angereichert. Im Rückstand aus dem Verdünnungstunnel sind Zn, Sn, C, Ni und Tl vereinzelt angereichert.

Tabelle 53: Relative Anteile [%] der Elemente in den verschiedenen im Feuerungssystem anfallenden Aschen.

	P	S	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Sn	Sb	Tl	Pb	Bi	U
Rostasche	42	14	35	40	39	41	52	41	28	14	29	19	16	2	32	22	4	5	3	39
int. WT	28	14	14	27	26	31	34	21	20	10	14	18	8	14	19	13	7	8	7	27
Filter	0,089	3,11	2,33	0,06	0,06	0,09	0,16	1,31	0,47	1,19	1,46	13,11	0,48	2,77	3,68	3,62	4,06	2,73	5,93	0,10
Verluste	29	69	49	33	35	28	14	38	52	75	56	50	76	81	45	62	85	84	84	34
Rostasche	93	72	56	94	87	109	101	59	64	23	48	44	56	64	58	64	39	56	54	86
Filter	0,72	13,7	20,8	0,08	0,14	0,34	0,79	2,92	1,28	1,35	8,70	29,3	10,3	7,41	128	20,2	16,0	39,1	55,9	0,28
Verluste	7	14	23	6	13	-10	-2	38	34	76	43	27	34	29	-87	16	45	5	-10	13
Rostasche	89	70	54	91	84	105	98	57	62	22	46	42	54	61	56	62	37	54	52	83
ext. WT	1,16	0,77	0,72	1,00	0,96	1,03	1,12	0,61	0,66	0,22	1,33	4,48	0,71	1,63	0,74	1,32	4,62	0,96	3,74	0,11
Filter	0,36	10,08	7,15	0,12	0,15	0,23	0,37	1,31	0,85	0,71	3,03	8,37	2,85	1,97	4,96	4,82	4,63	13,59	11,07	0,14
Verluste	9	19	38	8	15	-7	1	42	36	77	49	45	43	35	38	32	53	31	33	17
Rostasche	70	45	49	117	96	176	140	8	32	43	62	88	17	21	32	55	6	42	15	115
Ofen - EA	0,20	0,67	0,33	0,11	0,12	0,25	62,10	5,02	0,14	0,41	9,30	1,50	0,80	2,64	2,25	3,03	1,61	2,11	1,88	0,79
Filter	0,18	5,49	2,94	0,22	0,24	0,35	13,01	1,53	1,86	5,62	8,73	26,42	0,23	66,09	13,71	2,36	19,52	69,60	37,22	3,75
Verluste	29	49	48	-17	4	-76	-115	85	66	51	20	-15	82	10	52	40	73	-13	46	-19
Rostasche	70	45	49	117	96	176	140	8	32	43	62	88	17	21	33	55	6	42	15	115
Ofen - EA	0,20	0,67	0,33	0,10	0,12	0,25	61,8	5,0	0,14	0,41	9,3	1,5	0,80	2,6	2,2	3,0	1,6	2,1	1,9	0,79
EA	0,07	1,06	0,57	0,10	0,13	0,12	2,54	0,23	0,04	0,10	0,32	1,7	0,18	4,5	0,85	9,9	2,4	3,2	2,5	0,38
Filter	0,10	3,1	1,11	0,02	0,02	0,05	8,7	7,0	2,1	6,0	1,4	4,7	0,23	20,0	11,9	12,6	11,3	13,5	9,1	2,1
Verluste	29	50	49	-17	4	-76	-113	80	66	51	27	5	82	52	53	20	79	40	72	-18
Rostasche	173	40	65	110	154	106	72	7	64	37	82	81	4	9	42	66	29	47	17	147
Ofen - EA	0,32	2,3	0,24	0,21	0,19	0,64	334	1,1	5,4	1,9	2,9	4,4	1,91	6,1	50,3	*634	20,1	5,8	8,7	3,3
Filter	0,13	8,6	3,6	0,04	0,06	0,13	13,6	35,0	29,2	32,6	3,9	15,0	0,07	68,3	16,7	5,2	64,8	59,8	42,3	0,16
Verluste	-73	49	31	-10	-54	-6	-320	57	1	29	11	0	94	16	-9	-606	-14	-13	32	-50
Rostasche	173	39,8	65,3	110	154	106	72,5	7,2	64,1	36,8	82,2	80,8	4,1	9,4	41,9	66,0	28,9	47,2	17,2	147
Ofen - EA	0,32	2,3	0,24	0,21	0,19	0,64	333	1,1	5,4	1,9	2,9	4,4	1,9	6,1	50,2	634	20,1	5,8	8,7	3,3
E-Filter	0,26	4,9	0,29	0,14	0,14	0,43	*696	1,9	4,9	3,0	2,1	5,3	1,1	5,5	*68	42,2	18,6	6,4	*269	1,3
Filter	0,09	3,2	0,80	0,04	0,01	0,07	5,5	14,2	11,0	11,0	1,4	5,8	0,06	17,4	12,4	20,3	10,4	30,3	19,3	1,6
Verluste	-73	50	33	-10	-54	-7	-1007	76	15	47	11	4	93	62	-72	-662	22	10	-214	-53
Rostasche	115	27	67	154	118	108	240	20	22	56	56	6	8	1	26	49	1	3	17	182
int. WT	0,29	1,0	0,38	0,25	0,20	0,34	9,0	0,17	0,05	0,23	1,4	1,1	0,30	0,35	0,59	1,3	0,44	0,49	0,92	3,47
Filter	1,18	33,2	30,5	0,19	0,26	0,54	2,6	2,8	0,39	1,6	6,9	33,3	7,3	15,9	21,4	43,6	39,5	36,6	160	1,6
Verluste	-17	38	2	-54	-18	-9	-152	77	77	42	36	60	84	83	52	6	59	60	-78	-87

- 1) Fichtenpellets, Pelletofen (Wodtke ivo.tec, 13 kW)
- 2) Fichtenpellets, Pelletkessel ohne SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
- 3) Fichtenpellets, Pelletkessel mit SWT (KWB Easyfire USP 25, 25 kW)
- 4) Fichtenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 5) Fichtenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 6) Buchenscheitholz, Kaminofen ohne EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 7) Buchenscheitholz, Kaminofen mit EA (Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW)
- 8) Fichtenholzhacksnitzel, Hacksnitzelkessel ohne EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)

Elementmassenströme [mg/MJ] und relative Elementverteilung

Fortsetzung Tabelle 53:

	P	S	K	Ca	Mg	Mn	Fe	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Mo	Cd	Sn	Sb	Tl	Pb	Bi	U
Rostasche	115	27	67	154	118	108	240	20	22	56	56	6	8	1	26	49	1	3	17	182
int. WT	0,29	1,0	0,38	0,25	0,21	0,34	9,0	0,17	0,05	0,23	1,4	1,1	0,30	0,36	0,59	1,3	0,44	0,49	0,92	3,5
EA	0,81	6,9	3,61	0,11	0,15	0,15	8,2	0,29	0,07	0,28	1,2	5,6	0,70	1,7	2,0	6,0	6,4	5,5	13,5	0,37
Filter	0,19	4,3	5,3	0,03	0,05	0,10	0,74	1,7	0,25	1,7	2,0	8,9	2,1	3,9	2,9	7,4	10,1	8,6	23,1	0,5
Verluste	-16	60	24	-54	-18	-9	-158	77	78	42	39	78	89	93	69	37	82	83	46	-87
Rostasche	120	17	88	119	117	108	104	26	70	13	96	15	39	2	41	53	18	6	4	97
int. WT	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,44	0,29	0,00	0,04	0,01	0,18	0,69	0,01	0,76	0,07	0,06	0,57	0,09	0,09	0,01
EA	0,22	0,16	0,23	0,01	0,01	0,05	0,09	0,01	0,00	0,00	0,31	8,21	0,15	2,72	3,32	1,67	4,21	3,88	5,86	0,00
Filter	1,0	0,73	1,2	0,03	0,02	0,24	0,47	0,53	2,10	0,08	0,91	14,4	1,7	21,0	11,1	7,4	29,4	32,2	44,5	0,12
VT	0,09	0,32	0,03	0,01	0,01	0,91	3,5	0,06	0,97	0,05	0,27	1,2	0,20	0,41	2,4	0,70	0,47	0,31	0,36	0,01
Verluste	-22	82	11	-19	-17	-9	-8	73	27	87	2	61	58	73	42	37	47	58	45	3
Rostasche	120	17	88	119	117	108	104	26	70	13	96	15	39	2	41	53	18	6	4	97
int. WT	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,43	0,29	0,004	0,04	0,01	0,18	0,68	0,01	0,76	0,07	0,06	0,56	0,09	0,09	0,01
ext. WT	0,95	0,88	0,16	0,22	0,08	6,4	2,3	5,3	5,0	3,3	8,5	21,6	4,7	14,7	2,6	1,3	25,7	15,3	2,3	0,28
EA	0,22	0,16	0,23	0,01	0,01	0,05	0,09	0,01	0,004	0,002	0,31	8,2	0,15	2,7	3,3	1,7	4,2	3,9	5,9	0,004
VT	0,09	0,32	0,03	0,01	0,01	0,91	3,50	0,06	0,97	0,05	0,27	1,23	0,20	0,41	2,40	0,70	0,47	0,31	0,36	0,01
Filter	1,1	0,71	1,1	0,06	0,03	0,97	5,6	0,15	2,3	0,24	0,89	13,0	1,5	16,9	13,9	7,2	25,2	27,2	38,5	0,09
Verluste	-23	81	11	-20	-17	-17	-15	68	22	83	-6	41	54	62	37	36	26	47	49	2
Rostasche	98	19	77	100	100	92	127	29	30	40	90	29	31	1	33	27	9	3	1	74
int. WT	0,01	0,05	0,01	0,03	0,01	0,91	1,31	0,05	0,12	0,12	0,54	0,73	0,01	0,40	0,03	0,05	2,99	0,15	0,05	0,06
EA	0,29	0,31	0,59	0,05	0,04	0,28	0,55	0,12	0,06	0,09	0,24	4,51	0,30	2,62	1,78	1,13	18,40	5,59	3,88	0,05
VT	0,15	0,81	0,04	0,11	0,02	2,56	34,74	0,50	3,9	1,3	0,17	0,84	0,32	0,39	0,55	0,72	5,8	0,64	0,23	0,17
Filter	3,8	3,1	10,6	0,36	0,23	1,2	11,4	8,1	1,2	13,3	3,2	49,7	1,9	31,5	9,9	5,9	114	50,5	46,8	0,47
Verluste	-2	77	12	0	0	3	-75	63	65	45	5	16	67	64	54	65	-50	40	48	25
Rostasche	94	43	50	97	103	110	102	230	38	35	44	49	5	17	17	69	8	10	28	243
Filter	0,31	17,0	12,2	0,31	0,45	0,31	4,9	96,7	1,3	3,1	3,7	20,8	0,50	24,4	3,2	20,0	42,9	22,1	70,3	5,9
Verluste	5	40	38	3	-3	-10	-7	-227	61	61	52	31	94	59	79	12	49	68	2	-149
Rostasche	24	9	13	21	34	30	29	18	24	17	16	15	4	4	15	62	27	8	6	61
Filter	0,33	21,1	7,3	0,41	0,46	0,37	6,1	54,4	7,8	5,2	3,7	22,1	3,0	20,3	11,7	30,4	150	57,7	103	0,59
Verluste	76	70	80	79	66	69	65	27	68	77	80	63	96	76	73	7	-77	34	-9	39
Rostasche	65	11	36	73	65	36	87	6	37	7	31	4	6	1	15	15	1	7	2	55
Zyklon	36,6	39,0	16,9	28,0	27,6	31,9	59,4	4,5	23,9	5,0	23,9	59,7	9,0	90,4	77,9	66,6	74,3	90,6	98,3	28,3
Filter	2,2	9,9	5,5	0,55	0,93	0,48	1,1	1,2	1,9	4,5	7,2	37,5	1,1	49,8	5,7	15,1	89,3	98,6	116	0,41
Verluste	-3	40	42	-2	6	31	-47	88	37	84	38	-1	84	-41	2	3	-65	-96	-116	16

9) Fichtenholzhackschnitzel, Hackschnitzelkessel mit EA (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)

10) Winterweizenstrohpellets Hackschnitzelkessel mit EA, ohne SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)

11) Winterweizenstrohpellets, Hackschnitzelkessel mit EA, mit SWT (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)

12) Miscanthuspellets, Hackschnitzelkessel mit EA, Miscanthuspellets (Guntamatic Powerchip 20/30, 30 kW)

13) Fichtenscheitholz Scheitholzessel (HDG Navora, 30 kW)

14) Buchenscheitholz, Scheitholzessel (HDG Navora, 30 kW)

15) Holzhackschnitzel, Großfeuerungsanlage, Fichtenholzhackschnitzel (Müller TMV 15H, 650 kW)

11.3.1 Diskussion

Die im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Elemente zeigen, abhängig von den Verbrennungsbedingungen, dem eingesetzten Brennstoff, Anlagentyp etc. unterschiedliche Abscheidungsverhalten in den verschiedenen Aschefractionen, was sich in verschiedenen relativen Anteilen der Elemente ausdrückt. Auch die Gegenwart von internem und externem Wärmetauscher und EA sowie Zyklon modifizieren beträchtlich das Abscheideverhalten. Allen Anlagen gemein sind die Rostasche und die Filterflugasche. Die relativen Elementanteile zeigen, unabhängig von diesen Randbedingungen, dass bei den meisten Elementen der größte Anteil in die Rostasche gelangt. Dieses gilt insbesondere für Nährelemente wie P, S, K und Ca und die lithogenen Elemente Fe, Cr und U. Allerdings kann es zu einem relativ hohen Elementaustrag über die mobilisierbaren Aschefractionen kommen, welche sich als Rückstand in den externen/internen Wärmetauscher, dem EA, im VT und letztlich der Filterasche aufteilen können. Insbesondere für die umwelt- und gesundheitskritischen Elemente Cr, Zn, Cu, Pb, Cd, Sb, Bi und Tl kann der Austrag über die mobilen Aschefractionen erheblich sein und ihr Anteil mehrere 10er Prozent bezogen auf den Input betragen. Das Gleiche gilt auch für K und Fe. Das Element Fe hat allerdings einen besonders hohen Anteil im EA und Wärmetauscher, so dass hier eher von einer Kontamination durch das Material auszugehen ist. Vereinzelt sind auch extreme Anreicherungen von Elementen in den Flugaschen wie Sb und Tl festzustellen, welche zu extremen Überbefunden führen so dass von einer Kontamination auszugehen ist.

12 Aerosoldeposition im Abgasweg

Nach Sippula O. (2010) kann es in Verbrennungsanlagen zu Wechselwirkungen zwischen den freigesetzten feinen und groben Partikeln sowie Dämpfen und den sie umgebenden Materialien kommen. Die Ablagerungen können sich im und auf dem Material der Feuerraum-auskleidung, der Rauchrohre und der Heizgaszüge bilden. Bezüglich des abgeschiedenen Flugascheanteils gibt es allerdings nur sehr wenige Informationen. Z.B. gehen Jokiniemi J. & Sippula O. (2009) in einem modellierten Ansatz von einer Ablagerungsrate des Feinstaubes von 5 % in einem Holzkessel zur Wärme- und Energiebereitstellung aus. Kaufmann H. (1997) zeigt, dass von dem in einer 450 kW_{th} Rostfeuerung freigesetzten KCl rund 10 % als Ablagerung an den Kesselwänden zurückbleibt. Aufgrund des hohen Temperaturgradienten zwischen Abgas und Kesselwandung kommt es durch Thermophorese und durch Diffusion zu einer Abscheidung von feinen Partikeln in kühlen Zonen. Zum einen bedingt die Thermodiffusion eine Kondensation von Flugasche auf den Schamottwänden ($T > 700\text{ °C}$), zum anderen bedingt die

Thermophorese eine Ablagerung von festen Partikeln auf den Metallwänden im Kessel und Kamin ($T < 700\text{ °C}$).

Der Mechanismus der Thermophorese hat in Wärmetauschern eine entscheidende Bedeutung, wohingegen die Diffusion nur für ultrafeine Partikel unabhängig von den Temperaturbedingungen relevant ist (Eskola A.J. et al. 1998). Nach Pyykönen J. & Jokiniemi J. (2003) ist auch die Kondensation von gasförmig vorliegenden Alkalimetallen in Kesseln zur Energiebereitstellung ein wichtiger Abscheidemechanismus. Typischerweise ist die Abscheidung in Bereichen der Anlagen mit Abgasumlenkung bzw. Hindernissen höher. Allerdings gibt es in diesen Bereichen wiederum ein konstantes Abtragen und erneutes Aufwirbeln und Umverteilen der Ablagerung im Abgasstrom (Zbogar A. et al. 2009).

Im Rahmen dieser Arbeit konnten aufgrund bautechnischer Gegebenheiten und zeitlicher Einschränkungen nur bei zwei Verbrennungsversuchen die folgenden Bauteile im Abgasstrom teilweise gereinigt und das Material zur Analyse bereitgestellt werden: 1. Die Rückstände aus dem Verdünnungstunnel aus dem Versuch mit dem Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 bei den eingesetzten Brennstoffen Winterweizen- und Miscanthuspellets und 2. Die Rückstände aus dem Rohrstück zwischen Ofen und EA aus dem Versuch mit dem Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 bei den eingesetzten Brennstoffen Fichten- und Buchenscheitholz.

12.1 Aerosoldeposition im Abgasweg - Der Prüfstandsversuch

Der Abgasweg kann als Senke für Gesamtstaub und Elemente dienen. Für diese Arbeit wurden Aschefractionen aus dem Kaminrohr zwischen dem Ofen und dem EA aus der Versuchsreihe des Kaminofens Buderus Blueline und aus dem Verdünnungstunnel aus der Versuchsreihe mit dem Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip mit den Varianten Strohpellets und Miscanthuspellets als Brennstoff genommen.

Die relativen Elementanteile in diesen beiden Aschefractionen sind insgesamt sehr gering und nur für S, Fe, Cr, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb und Bi quantifizierbar. Ihre prozentualen Anteile in diesen Aschefractionen sind $< 1\%$. Ausnahmen mit erhöhten Anteilen sind Fe, Cu, Cr, Sn und Sb was auf eine Kontamination durch das Wandungsmaterial oder aus anderen Quellen schließen lässt. Entsprechend des geringen prozentualen Anteils sind auch die Massenströme in diese Aschefraktion sehr gering (s. Abbildung 78 bis 82).

12.2 Aerosoldeposition im Abgasweg - Zwei Feldversuche

Neben den Proben aus dem Abgasweg aus den Prüfstandsmessungen wurden zur Bilanzierung an zwei bereits in der Praxis installierten Feuerungsanlagen Proben von dem Brennstoff, von der Rostasche und Proben aus dem Kamin entnommen, um Elementbilanzierungen mit Hilfe der Zusammensetzung des eingesetzten Holzes und der Rostasche durchzuführen. Ziel war es, die unter den Prüfstandbedingungen am TFZ in Straubing erhaltenen Ergebnisse mit unter realistischen Bedingungen gewonnenen Ergebnissen zu vergleichen. Die Proben aus dem Kamin wurden von einem Schornsteinfeger gekehrt, so dass davon ausgegangen werden kann, dass ein Großteil des im Kamin abgelagerten Materials gewonnen wurde.

Bei dem ersten Ofen handelt es sich um den Pellet-Stückgut-Kombikessel **Therminator II** der Fa. Solarfocus, dessen Kamin am 17.08.2012 gekehrt wurde. Es wurden ~4,02 kg Kaminasche entnommen, welche in dem Zeitraum 15.12.2011 - 17.08.2012 angefallen sind. In dieser Zeit wurden ca. 13,3 Rm Buchenholz verbrannt, was bei einem angenommenen Gewicht des Raummeters Buchenholz von ~540 kg (Restfeuchte 20 %) ~7,2 t Buchenholz entspricht. Bei einer verbrannten Brennstoffmenge von ~7200 kg entstehen etwa 57600 Nm³ feuchtes Abgas (~8 Nm³/kg_{Brennstoff (FM)}). Bei einem Grenzwert der 2. Stufe der 1. BImSchV von 40mg/Nm³ für Scheitholzkessel würden ~2300 g Flugasche entstehen. Da der Wert unter realen Bedingungen i.d.R. von den Optimalwerten abweicht, kann die aus dem gemauerten Kamin entnommene Aschemenge als Großteil der anfallenden Flugasche angesehen werden. Im Gegensatz zur Kaminasche kann die Rostasche nicht vollständig entnommen werden, sondern nur eine Teilprobe. Die anfallende Masse der Rostasche kann mit einem theoretisch angenommenen Aschegehalt berechnet werden, der bei 0,5 - 1 % liegt (Rademacher P. 2005; Hartmann H. et al. 2000; Obernberger I. 1997b). Zu Vergleichszwecken werden in Tabelle 54 die Ergebnisse für einen Aschegehalt von 0,5 und 1 % dargestellt. Die Berechnung basiert auf den angenommenen Aschegehalten des in dieser Anlage verbrannten Buchenscheitholzes, woraus sich eine angefallene Rostaschemasse von 32 kg und 68 kg ergibt, was ~88 und ~94 % der Gesamtasche entspricht. Dieses stimmt ungefähr mit der Verteilung von der im System anfallenden Aschefractionen von Obernberger I. (1997b) überein. Der angenommene Aschegehalt stimmt mit dem am TFZ in Straubing sowie am GZG bestimmten Aschegehalt überein, so dass diese Aschegehalte als plausibel angenommen werden.

Als weitere Anlage wurde der Pelletkessel **Pellematic** der Fa. Ökofen genommen. Der Kamin dieses Ofens wurde am 19.10.2012 gekehrt. Da es sich hier um einen Pelletkessel mit Pellets als Brennstoff handelt, wird als Aschegehalte nur 0,3 % angenommen da Pellets einen sehr

geringen Aschegehalt aufweisen. Dieser Aschegehalt stimmt mit dem vom TFZ sowie mit dem am GZG ermittelten Aschegehalt überein. Auch die Summe der Elemente multipliziert mit Faktor 2 (~Umrechnung auf die Verbindung KCl, K₂SO₄, CaO etc.) ergibt einen Aschegehalt von ~0,3 %, so dass dieser Wert plausibel ist. Bei dem Flugascheanteil wurde von 6 % ausgegangen, was eine verlässliche Abschätzung darstellt, da bei einem entstehenden trockenen Abgasvolumen von ~9 Nm³/kg_{Brennstoff (FM)}, nach der 2. Stufe der 1. BImSchV mit einem Grenzwert von 20 mg/Nm³ Staubemission maximal 180 mg Flugasche pro eingesetzten kg Brennstoff (FM) entstehen würden. Die anfallende Aschemenge liegt bei einem Aschegehalt von 0,3% bei 3 g, so dass die Flugasche einen Anteil von 6 % hätte.

12.3 Ergebnisse

In Tabelle 54 und 55 sind die Ergebnisse der Berechnung des Pellet-Stückgut-Kombikessels Therminator II der Fa. Solarfocus und des Pelletkessels Pellematic der Fa. Ökofen dargestellt. Aufgrund des geringen Anteils der Kaminasche an der Gesamtasche sind die darin enthaltenen Elementmengen sehr gering. Trotzdem können die Konzentrationen der darin enthaltenen Elemente, insbesondere der flüchtigen Elemente, wie Cu, Zn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd, hoch sein.

Eine Änderung des Aschegehaltes hat keinen Einfluss auf den prozentualen Anteil des Elementes in der Kaminasche, da die Kaminaschemenge konstant ist und sich nur die Menge der Rostasche ändert. Eine Änderung des Aschegehaltes hat nur einen Einfluss auf die Elementwiederfindung. Allerdings können die vorausgesetzten Aschegehalte von 0,5 -1% und 0,3 % für Scheitholz bzw. Pellets als plausibel erachtet werden. Insgesamt sind die Elementwiederfindungen der Elemente Cu, Zn, Tl, Pb und Cd bei einem Aschegehalt von 0,5 % sehr gering. Bei Bi und Sb ist die Wiederfindung hoch, allerdings ist die Konzentration dieser Elemente im Brennstoff sehr gering, so dass es aufgrund der Nachweisgrenze zu Unschärfen in der Konzentrationsbestimmung kommen kann und diese Ergebnisse schwierig zu bewerten sind.

Bei Cu, Zn, Sb und Bi ergibt sich bei Erhöhung des Aschegehaltes eine deutliche Erhöhung der Wiederfindung, da diese Elemente eine hohe Konzentration in der Rostasche haben. Bei den Elementen Tl, Pb und Cd ist diese Erhöhung weniger ausgeprägt.

Die Elemente Tl, Pb und Cd haben eine sehr geringe Wiederfindung, die sich auch mit der Änderung des Aschegehaltes nur geringfügig ändert, da die Konzentration dieser Elemente in der Rostasche relativ gering ist. Die Konzentration dieser Elemente in der Kaminasche ist dagegen hoch, so dass eine mengenmäßige Änderung hier einen Einfluss hätte. Allerdings müsste auch hier eine deutlich größere Menge im Kamin angefallen sein, so dass geringe

Verluste während der Probenahme keinen Einfluss haben und die benötigte Menge nicht im Kamin abgeschieden wird.

Beim Pelletkessel mit einem Aschegehalt der Pellets von 0,3 % ist die Wiederfindung der Elemente Zn, Tl, Bi, Pb, Bi und Cd mit 9 - 14 % sehr gering, nur Cu mit 73 % und Sb mit 90 % hat eine gute Wiederfindung. Bei Sb allerdings lag der Gehalt im Brennstoff unterhalb der NWG (0,005 ppm), welche hier als Konzentration angenommen wurde, so dass die Wiederfindung tendenziell größer ist.

Als möglicher Fehler ist bei der Entnahme sowohl im Prüfstand als auch in der Praxis von einer unzureichenden Reinigung aufgrund der adhäsiven Eigenschaften des Staubes auszugehen. Aufgrund dessen können sich die prozentualen Elementgehalte geringfügig nach oben korrigieren. Dessen ungeachtet sind die abgeschiedenen Elementmengen nicht ausreichend, um etwaige Differenzen zwischen Elementeintrag und -austrag zu erklären.

Gemäß diesen Ergebnissen ist bei dem Abgasweg nicht von einer wesentlichen Elementsenke auszugehen.

Tabelle 54: Konzentrationen der Elemente Cu, Zn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd des im Pellet-Stückgut-Kombikessels Therminator II der Fa. Solarfocus eingesetzten Brennstoffes und Konzentrationen in der resultierenden Rostasche und Kaminasche (Berechnung der Elementmengen bei einem Aschegehalt (A) von 0,5 und 1 % und der daraus resultierenden Elementwiederfindung.

Element	Cu	Zn	Tl	Pb	Bi	Sb	Cd
Konzentration [ppm]							
Brennstoff	2,03	2,52	0,0027	0,293	0,0016	0,0076	0,08
Rostasche	167	223	0,0285	10,7	0,2223	1,13	1,51
Kaminasche	265	538	0,5609	49,3	2,32	1,20	19,9
Elementmenge [mg] im eingesetzten Brennstoff/in der daraus entstehenden Asche							
Brennstoff	14587	18120	19,5	2106	11,6	54,5	542
Rostasche A = 0,5 %	5996	7997	1,02	383	7,98	40,7	54,2
Rostasche A = 1 %	11993	15994	2,04	765	15,97	81,3	108,3
Kaminasche	1064	2161	2,25	198	9,32	4,83	80,0
Elementanteil Kaminasche [%]							
	7	12	12	9	80	9	15
Wiederfindung bei unterschiedlichen Aschegehalten (A) in %							
A = 0,5 %	48	56	17	28	149	83	25
A = 1,0 %	90	100	22	46	217	158	35

Tabelle 55: Konzentrationen der Elemente Cu, Zn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd des im Pelletkessel Pellematic der Fa. Ökofen eingesetzten Brennstoffes und Konzentrationen in der daraus anfallenden Rostasche und Kaminasche (Berechnung der sich jeweils ergebenden Elementmengen bei einem Aschegehalt von 0,3 % und der daraus resultierenden Elementwiederfindung).

Element	Cu	Zn	Tl	Pb	Bi	Sb	Cd
Konzentration [ppm]							
Brennstoff	0,939	11,6	0,02	1,23	0,0022	<0,005	0,22
Rostasche	221	259	0,22	14,7	0,0231	1,38	5,65
Kaminasche [	118	2920	4,83	360	0,6338	1,97	74,1
Elementmenge [mg] im eingesetzten Brennstoff/in der daraus entstehenden Asche							
Brennstoff	3757	46528	70	4931	8,63	20,00	875
Rostasche A = 0,3 %	2660	3111	3	176	0,28	16,56	68
Kaminasche	85	2102	3	259	0,46	1,42	53
Elementanteil Kaminasche [%]							
Elementanteil Kaminasche [%]	2	5	5	5	5	7	6
Wiederfindung bei einem Aschegehalt (A) in %							
Wiederfindung A = 0,3%	73	11	9	9	9	90	14

13 Die Feuerraumauskleidung: Quelle und/oder Senke für Elemente?

Die vorherigen Kapitel haben gezeigt, dass es insbesondere bei den Bilanzen bzw. Wiederfindungsraten der umweltbedeutsamen Elemente zu Minderbefunden kommt. Deshalb war eine Bemühung dieser Arbeit, zur Erklärung dieser Diskrepanzen weitere eventuelle Elementsenken im Verbrennungssystem zu entdecken. Der Grundgedanke war, dass die Feuerraumauskleidungen wie z.B. Schamotte die bei hohen Temperaturen freigesetzten Elemente aufnehmen können (z.B. durch Diffusion ins Mineralgitter, Abscheidung im internen Wärmegradienten des Materials, Thermophorese etc.). Vor diesem Hintergrund wurden örtlich hochauflösende Analysen an den Feuerraumauskleidungen einer Einzelraumfeuerungsanlage und einer Zentralfeuerungsanlage durchgeführt. Andererseits kann die Feuerraumauskleidung aufgrund von Abrieb während der Verbrennung, auch als Quelle für Elemente dienen und demzufolge ein kontaminierender Faktor sein und für verschiedene Elemente zu Wiederfindungen größer als 100 % beitragen.

Mit dem Laser-ICP-MS wurde ein parallel zum Emissionsstrom verlaufendes, hochaufgelöstes Elementprofil in cps angefertigt. Dieses soll den Verlauf der cps im Material parallel zum Emissionsstrom zeigen. Die Analyse des Materials mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES diente zur Bestimmung der generellen Zusammensetzung des Materials.

13.1 Die Feuerraumauskleidung: Senke für emittierte Elemente?

Um die Möglichkeit der Feuerraumauskleidung als Elementsenke zu verifizieren, wurde von der untersuchten Einzelraumfeuerungsanlage Buderus Blueline Nr. 12, mit einer Nennwärmeleistung von 8 kW, von der Feuerraumauskleidung die im Abgasstrom befindliche Umlenkplatte aus dem Dach entnommen. Als Referenz wurde die Umlenkplatte einer unbenutzten Feuerraumauskleidung genommen. Aus diesem Referenzstück („neu“) wurde ein Stück entnommen, aus der gebrauchten Umlenkplatte drei Stücke („alt 1“, „alt 2“, „alt 3“), um sowohl einen eventuell vorhandenen, parallel zum Feuerraum verlaufenden Elementkonzentrationsgradienten als auch Unterschiede der Elementkonzentrationen senkrecht zum Feuerraum zu erfassen (s. Abbildung 92).

Aus der untersuchten Zentralfeuerungsanlage Guntamatic Powerchip 20/30, mit einer Nennwärmeleistung von 30 kW, wurde ein Teil („alt“) aus der Deckenauskleidung des Feuerraums entnommen, welche dem Abgasstrom ausgesetzt war. Bei dem Referenzstück „neu“ handelt es sich wiederum um ein Stück einer unbenutzten Feuerraumauskleidung vom gleichen Feuerungsanlagentyp. Aus allen Teilen wurde jeweils ein repräsentatives Stück für den Totalaufschluss (s. Abbildung 93) aufbereitet und mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES analysiert. Zusätzlich wurde mit der örtlich hochauflösenden Mikroanalytik ein Elementkonzentrationsprofil senkrecht zur feuerabgewandten Seite hin zur feuerzugewandten Seite angefertigt, um eventuell vorhandene Elementkonzentrationsgradienten zu identifizieren.

Abbildung 92: Umlenkplatte, Buderus Blueline Nr. 12, 8 kW: A) unbenutztes Referenzstück, B) benutztes Stück, feuerzugewandte Seite oben, C) benutztes Stück, feuerabgewandte Seite oben.

Abbildung 93: Deckenplatte des Feuerraumes, Guntamatic Powerchip 20/30: A) Entnahmestelle des Stückes, B) Gesamtansicht Deckenplatte, feuerzugewandte Seite oben, C) gesägte Deckenplatte, D) Profildarstellung.

Der Festprobe kann bei der Analytik mit dem Laser ICP-MS im Gegensatz zur Analyse von flüssigen Proben kein interner Standard (IS) zugesetzt werden. Alternativ kann als IS ein Element herangezogen werden, welches über das gesamte Profil relativ konstante Intensitäten aufweist. Da das Material überwiegend aus Al_2O_3 und SiO_2 besteht, kommt u.U. die Al und Si in Betracht. Der Mittelwert der cps (counts per second) z.B. von Al liegt beim Guntamatic Powerchip 20/30 bzw. beim Buderus Blueline Nr. 12 bei ca. 6.000.000 cps bzw. bei ca. 5.400.000 cps (s. Abbildung 94). Da die Elemente relativ zum Standard quantifiziert und letztendlich normalisiert werden, wird aufgrund der starken Schwankung auf einen Bezug zu Al als internes Standardelement und somit auf eine Quantifizierung verzichtet, da dieses zu großen Fehlern, insbesondere bei niedrig konzentrierten Elementen wie den umweltbedeutsamen Elementen Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd etc. führt.

Abbildung 94: Intensitäten [cps] von Al in den Profilen der untersuchten Feuerraumauskleidungsstücke vom Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip (oben) und vom Kaminofen Buderus Blueline (unten).

13.1.1 Ergebnisse ICP-MS bzw. ICP-OES und Laser-ICP-MS vom Guntamatic Powerchip 20/30

In Abbildung 95 sind die mit dem Laser-ICP-MS analysierten Stücke aus dem gebrauchten bzw. ungebrauchten Stück der Feuerraumauskleidung dargestellt. Die makroskopische Darstellung zeigt eine schwarz-graue, feinkörnige Matrix in der überwiegend eckige, weiße, bis zu 0,5 mm große Einsprenglinge zu finden sind.

Abbildung 95: Darstellung der untersuchten Stücke der Feuerraumauskleidung vom Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30.

Die Analyse mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES nach dem Totalaufschluss repräsentiert die Zusammensetzung des Materials besser, da zur Probenherstellung ca. 200 g des Materials aufbereitet wurden.

Die Elementkonzentrationen der untersuchten Stücke der Feuerraumauskleidungen werden zum Vergleich mit den Analysedaten der oberen kontinentalen Kruste (s. Tabelle 56 und Abbildung 96) dargestellt. Ein Vergleich des ungebrauchten mit dem gebrauchten Stück kann mit Hilfe von Anreicherungsfaktoren (AF) anschaulich dargestellt werden. Der Anreicherungsfaktor dient zur Beurteilung der Anreicherung bzw. Verarmung eines Elementes in einem Material gegenüber der Elementkonzentration in einem anderen Material. Die Formel zur Berechnung des Anreicherungsfaktors lautet wie folgt:

$$AF = \frac{c_{A,E}}{c_{Br,E}}$$

$c_{A,E}, c_{Br,E}$: onzentration eines Elementes E in der Asche A bzw. im Brennstoff (Br)

Die Anreicherungsfaktoren zwischen dem unbenutzten und dem benutzten Stück der Feuerraumauskleidung des Guntamatic Powerchip schwanken bis auf einige Ausnahmen wie K, Mg, Mn Na, Rb, Ba, Tl, Cr, Sn und Cd um den Wert ~ 1 . Die Elemente K, Mg, Mn, Ba, Na, Rb, Cr, Sn und Tl sind im gebrauchten Material geringer konzentriert als im ungebrauchten Material. Das Element Cd ist im gebrauchten Material angereichert.

Bei einigen der analysierten Elemente gibt es eine Übereinstimmung bzw. eine geringe Anreicherung des Elementes gegenüber dem Material der oberen kontinentalen Kruste, wie bei Al, Li, Be, Ti, Sn, Mo, Y, Zr, Nb, den Seltenen Erden, Pb, Bi und Th. Andere Elemente sind im feuerfesten Material gegenüber der kontinentalen Kruste geringer konzentriert. Hierzu gehören die Elemente K, Mg, Fe, Cu, Zn, Ni, Na, Ba, Co, Rb, Sc, V, Cr, Ta, Cd, Sb und Tl.

Tabelle 56: Elementkonzentrationen [ppm] der Analyse mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES des gebrauchten und des ungebrauchten Stückes des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30, im Vergleich zur oberen kontinentalen Kruste nach Rudnick R.L. & Gao S. (2003).

		Kontinentale Kruste	ICP-MS bzw. ICP-OES						Kontinentale Kruste	ICP-MS bzw. ICP-OES			
			Gebraucht	Neu	AF					Gebraucht	Neu	AF	
P	[ppm]	650	697	605	1,15	Gd	[ppm]	4	3,71	3,22	1,15		
K ₂ O	[%]	2,8	0,10	0,92	0,11	Tb	[ppm]	0,7	0,62	0,53	1,18		
CaO	[%]	3,6	3,16	2,64	1,20	Dy	[ppm]	3,9	3,55	2,95	1,20		
MgO	[%]	2,5	0,10	0,20	0,51	Ho	[ppm]	0,83	0,66	0,54	1,23		
Mn	[ppm]	770	36,8	56,3	0,65	Er	[ppm]	2,3	1,98	1,60	1,24		
Li	[ppm]	24	191	132	1,46	Tm	[ppm]	0,3	0,26	0,20	1,27		
Na ₂ O	[%]	3,3	0,13	0,22	0,60	Yb	[ppm]	2	1,81	1,46	1,24		
Rb	[ppm]	84	3,8	38,0	0,10	Lu	[ppm]	0,31	0,25	0,20	1,25		
Sr	[ppm]	320	282	205	1,37	Hf	[ppm]	5,3	8,82	6,62	1,33		
Ba	[ppm]	630	66	268	0,25	Ta	[ppm]	0,9	0,02	0,02	0,83		
Fe ₂ O ₃	[%]	5,6	0,41	0,40	1,02	Th	[ppm]	11	17,5	13,9	1,26		
Al ₂ O ₃	[%]	15,4	31,9	31,9	1,00	Cr	[ppm]	92	34	53	0,63		
Be	[ppm]	2,1	2,01	2,03	0,99	Co	[ppm]	17	5,74	6,70	0,86		
Sc	[ppm]	14	8,60	6,20	1,39	Ni	[ppm]	47	32,9	28,8	1,14		
TiO ₂	[%]	0,6	0,60	0,40	1,48	Cu	[ppm]	28	15,6	12,6	1,24		
V	[ppm]	97	79,4	60,1	1,32	Zn	[ppm]	67	31,7	30,9	1,03		
Y	[ppm]	21	16,7	14,0	1,19	Mo	[ppm]	1,1	2,97	2,03	1,47		
Zr	[ppm]	190	289	223	1,30	Cd	[ppm]	0,09	0,1	0,0	4,17		
Nb	[ppm]	12	10,7	8,80	1,22	Sn	[ppm]	2,1	3,5	8,2	0,43		
La	[ppm]	31	36,6	32,4	1,13	Sb	[ppm]	0,4	0,4	0,3	1,37		
Ce	[ppm]	63	63,3	55,0	1,15	Tl	[ppm]	0,9	0,1	0,2	0,26		
Pr	[ppm]	7,1	6,56	5,84	1,12	Pb	[ppm]	17	29,0	29,3	0,99		
Nd	[ppm]	27	23,5	20,9	1,12	Bi	[ppm]	0,16	0,3	0,2	1,48		
Sm	[ppm]	4,7	4,52	4,01	1,13	U	[ppm]	2,7	2,9	2,5	1,14		
Eu	[ppm]	1	0,77	0,73	1,05

Abbildung 96: Anreicherungs faktoren [Elementgehalt im benutzten Schamotte] / [Elementgehalt im juvenilen Schamotte] vom Guntamatic Powerchip 20/30, ermittelt aus den Analysedaten des Totalaufschlusses.

13.1.2 cps-Profil des ungebrauchten und des gebrauchten Stückes der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.

Das mit dem Laser-ICP-MS analysierte unbenutzte und benutzte Stück ist in Abbildung 95 gegenübergestellt, um anhand der cps eventuelle Anreicherungen von Elementen zu erkennen. Für die beiden Stücken sind die cps gegen die Distanz zur feuerabgewandten Seite in μm für Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Sn, Pb und U dargestellt (s. Abbildung 97 bis 99). Diese werden als leichtflüchtig angesehen und könnten somit einen gradierten Verlauf bzw. eine Anreicherung im Material zeigen.

Die Konzentrationen von Bi, Cd, Sb und Tl liegen unterhalb der Nachweisgrenze, so dass keine Aussage über diese Elemente gemacht werden kann und kein cps-Verlauf dargestellt wird. Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Sn, Pb und U zeigen zwischen dem neuen Stück und dem gebrauchten Stück (s. Abbildung 95) keine eindeutigen Unterschiede der cps, so dass von keiner Anreicherung oder einem gradierten Verlauf dieser Elemente in diesem Material ausgegangen wird.

Abbildung 97: Profile [cps] der Elemente Cr, Co und Ni der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.

Abbildung 98: Profile [cps] der Elemente Cu, Zn und Sn der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.

Abbildung 99: Profile [cps] der Elemente Pb und U der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip 20/30.

13.1.3 Ergebnisse ICP-MS bzw. ICP-OES und Laser-ICP-MS vom Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12

In Abbildung 100 sind die mit dem Laser-ICP-MS analysierten Stücke der Umlenkplatte vom Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 dargestellt. Die beiden analysierten Stücke wurden aus der unbenutzten (links) bzw. benutzten (rechts) Umlenkplatte entnommen. Die makroskopische Darstellung zeigt eine gelbliche feinkörnige Matrix in der vereinzelt schwarze oder milchig-weiße, mitteldörnige Einsprenglinge zu finden sind. Dieses Material ist deutlich homogener als die Feuerraumauskleidung des Guntamatic Powerchip. Das mit dem Laser-ICP-MS analysierte Profil kann aufgrund der Feinkörnigkeit als repräsentativ für das Material angesehen werden. Allerdings macht die Feinkörnigkeit des Materials eine Zuordnung der Elemente zu einzelnen Körnern unmöglich. Die Analyse mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES

nach dem Totalaufschluss repräsentiert ebenfalls die Zusammensetzung des Materials, da zur Probenherstellung ca. 200 g des Materials aufbereitet wurden.

Abbildung 100: Mit dem Laser-ICP-MS analysierte Stücke aus der Umlenkplatte des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12.

Die Analyseergebnisse des ungebrauchten und gebrauchten Teils der Feuerraumauskleidung des Buderus BlueLine Nr. 12 sind in Tabelle 57 dargestellt.

Tabelle 57: Elementkonzentrationen [ppm] der Analyse mit dem ICP-MS bzw. ICP-OES des gebrauchten und des ungebrauchten Stückes des Kaminofens Buderus BlueLine Nr. 12, im Vergleich zur oberen kontinentalen Kruste nach Rudnick R.L. & Gao S. (2003).

		Kontinentale Kruste	ICP-MS bzw. ICP-OES						Kontinentale Kruste	ICP-MS bzw. ICP-OES			
			Gebraucht	Neu	AF					Gebraucht	Neu	AF	
P	[ppm]	650	347	179	1,94	Gd	[ppm]	4	11	6	1,73		
K ₂ O	[%]	2,8	1,22	0,81	1,50	Tb	[ppm]	0,7	1,94	1,00	1,95		
CaO	[%]	3,6	0,39	0,22	1,79	Dy	[ppm]	3,9	12,1	5,5	2,18		
MgO	[%]	2,5	0,38	0,35	1,09	Ho	[ppm]	0,83	2,27	0,99	2,30		
Mn	[ppm]	770	152	63,1	2,41	Er	[ppm]	2,3	6,60	2,84	2,32		
Li	[ppm]	24	281	254	1,11	Tm	[ppm]	0,3	0,83	0,35	2,36		
Na ₂ O	[%]	3,3	0,08	0,13	0,58	Yb	[ppm]	2	5,64	2,46	2,29		
Rb	[ppm]	84	74,0	46,3	1,60	Lu	[ppm]	0,31	0,72	0,32	2,21		
Sr	[ppm]	320	101	73	1,39	Hf	[ppm]	5,3	3,25	3,20	1,02		
Ba	[ppm]	630	408	267	1,53	Ta	[ppm]	0,9	0,22	0,19	1,15		
Fe ₂ O ₃	[%]	5,6	2,19	1,88	1,17	Th	[ppm]	11	25	20	1,25		
Al ₂ O ₃	[%]	15,4	32,3	34,83	0,93	Cr	[ppm]	92	59	85	0,69		
Be	[ppm]	2,1	7,67	3,68	2,08	Co	[ppm]	17	25	23	1,05		
Sc	[ppm]	14	23,4	26,5	0,88	Ni	[ppm]	47	51	102	0,50		
TiO ₂	[%]	0,6	1,13	1,24	0,91	Cu	[ppm]	28	57	37	1,55		
V	[ppm]	97	72,3	87,8	0,82	Zn	[ppm]	67	167	59	2,81		
Y	[ppm]	21	56,6	23,9	2,36	Mo	[ppm]	1,1	1,05	0,95	1,10		
Zr	[ppm]	190	108	104	1,04	Cd	[ppm]	0,09	1,07	0,03	32,5		
Nb	[ppm]	12	12,8	7,47	1,72	Sn	[ppm]	2,1	18	12	1,56		
La	[ppm]	31	67,8	47,9	1,42	Sb	[ppm]	0,4	2,49	0,85	2,91		
Ce	[ppm]	63	93,4	80,7	1,16	Tl	[ppm]	0,9	1,28	0,55	2,31		
Pr	[ppm]	7,1	13,4	9,75	1,38	Pb	[ppm]	17	90	42	2,15		
Nd	[ppm]	27	50,4	37,1	1,36	Bi	[ppm]	0,16	1,22	0,93	1,30		
Sm	[ppm]	4,7	11,3	7,72	1,47	U	[ppm]	2,7	13	7	2,02		
Eu	[ppm]	1	1,96	1,52	1,29								

Die Faktoren zeigen für einige Elemente Anreicherungen im gebrauchten Material (s. Tabelle 57 und Abbildung 101). Die Anreicherungsfaktoren sind für viele Elemente im Bereich um 1 zu finden. Abweichungen sind wie auch bei der Zentralfeuerungsanlage durch Unterschiede in der Mineralogie zu erklären. Auch die Elemente Sb und Bi können als Verbindung, z.B. als Färbemittel oder Sinterhilfsmittel, Anwendung finden. Demzufolge ist eine etwas höhere Konzentration gegenüber der kontinentalen Kruste möglich. Das Element Cd findet dagegen als Verbindung hier keine Anwendung, so dass die Konzentration von Cd in dem gebrauchten Material als angereichert anzusehen ist. Auch Zn hat im gebrauchten Material etwas höhere Gehalte, was ebenfalls auf eine Anreicherung schließen lässt.

Abbildung 101: Anreicherungsfaktoren vom Buderus Blueline Nr. 12, ermittelt aus den Analysendaten des Totalaufschlusses.

13.1.4 cps-Profil des ungebrauchten und gebrauchten Stückes der Feuerraumauskleidung des Kaminofens Buderus Blueline Nr. 12

Die Verläufe der cps der Elemente Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Bi, Pb und U sind in den Abbildungen 102 bis 105 für das neue Referenzstück („neu“) und für drei Stücke aus der gebrauchten Umlenkplatte („alt 1“, „alt 2“, „alt 3“) dargestellt.

Alle untersuchten Stücke der eingebauten Umlenkplatte zeigen für die Elemente Zn, Cd, Sb, Tl, Pb und Bi erhöhte cps, was auch auf eine erhöhte Konzentration gegenüber dem unbenutzten Stück schließen lässt. Im Stück „alt 1“ sind zusätzlich die cps der Elemente Cr, Co, Ni und Cu erhöht, nicht nur gegenüber dem neuen Stück, sondern auch gegenüber den Stücken „alt 2“ und „alt 3“. Dieses gilt auch für die Elemente Zn, Cd und Pb. Das Element Bi zeigt in allen drei Teilen des gebrauchten Stückes einen erheblichen Anstieg der Konzentration zur feuerzugewandten Seite. Mo zeigt in keinem der gebrauchten Stück gegenüber dem ungebrauchten Stück erhöhte cps.

Abbildung 102: Profile [cps] der Elemente Cr, Co und Ni eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.

Abbildung 103: Profile [cps] der Elemente Cu, Zn und Mo eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.

Abbildung 104: Profile [cps] der Elemente Cd, Sb und Tl eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.

Abbildung 105: Profile [cps] der Elemente, Pb, Bi und U eines unbenutzten und eines benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung vom Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12.

13.1.5 Senkenberechnung: Feuerraumauskleidung Buderus Blueline Nr. 12

Mit Berechnungen lässt sich zeigen, dass eine relativ große Menge des absolut im Brennstoff vorhandenen Elementgehaltes im Material der Feuerraumauskleidung theoretisch angereichert werden könnte. Eine kurze Berechnung für die Elemente Zn, Sn, Tl, Pb, Bi, Sb und Cd soll dies illustrieren (s. Tabelle 58). Die absoluten Gehalte in mg in der Umlenkplatte werden um die absoluten Gehalte des eingesetzten Brennstoffes korrigiert. Es wird davon ausgegangen, dass die Gesamtgehalte der betrachteten Elemente emittiert und nicht in den Rostaschen zurückgehalten werden. Dies ist nicht korrekt, wird aus Gründen der Vereinfachung und zur Illustration hier aber so behandelt. Zusätzlich wird hier nur die Umlenkplatte betrachtet. Die gesamte Feuerraumauskleidung umfasst aber zusätzliche Teile, wie Seitenteile und Rückwand, so dass die potentielle Speichermasse wesentlich größer ist.

Die absolut durch den Brennstoff über den gesamten Zeitraum bis zur Entnahme der Umlenkplatte eingebrachten Elementgehalte sind wesentlich geringer als die Elementgehalte, die in der gebrauchten Umlenkplatte vorhanden sind. Die Korrektur dieser Gehalte mit dem jeweiligen Brennstoffgehalt zeigt mit Ausnahme des Elementes Zn nur eine geringfügige Änderung der Gehalte des Materials und demzufolge auch der Elementkonzentrationen des Materials. Das Element Zn hat aufgrund der hohen Konzentration im Buchenscheitholz einen hohen absoluten Gehalt, so dass eine Korrektur der Gehalte im Auskleidungsmaterial eine starke Änderung der Konzentration zur Folge hat.

Tabelle 58: Berechnung des Senkenpotentials der Feuerraumauskleidung des Kaminofens Buderus Blueline Nr. 12 ausgehend von den Analysedaten eines gebrauchten Stückes der Auskleidung.

Element	Cd	Zn	Tl	Pb	Bi	Sb
Konzentration [ppm] Feuerraumauskleidung	1,07	167	1,28	89,7	1,22	2,49
Elementgehalt absolut Umlenkplatte [mg] ¹⁾	6,42	996	7,68	538,2	7,32	14,94
Konzentration [ppm] Buchenscheitholz	0,05	3,58	0,0015	0,1	0,0005	0,0024
Elementgehalt absolut Buchenscheitholz [mg] ²⁾	10	716	0,3	20	0,1	0,48
Elementgehalte absolut [mg] nach Abzug Elementgehalt Buchenscheitholz	0	280	7,38	518,2	7,22	13,46
Konzentration [ppm] Feuerraumauskleidung ohne potentiell kondensierte Elementgehalte	0	46,7	1,23	86,4	1,20	2,24

¹⁾ Masse der Umlenkplatte: ca. 6 kg

²⁾ Brennstoffmasse des bis zum Ausbau der Umlenkplatte eingesetzten Buchenscheitholzes: ca. 200 kg

Fazit: Bei der Berechnung zur Illustration des Senkenpotentials der Feuerraumauskleidung des Buderus Blueline Nr. 12 werden folgende Annahmen bzw. folgende Gegebenheiten zugrunde gelegt:

- Der gesamte Elementgehalt der betrachteten Elemente im Brennstoff wird emittiert.
- Der gesamte emittierte Elementgehalt wird in der Umlenkplatte angereichert.
- Die Berechnungen der Brennstoffkonzentrationen basieren auf Analysen des Brennstoffes, die im Rahmen dieser Arbeit stattfanden. Die Zusammensetzung des Brennstoffes kann jedoch von Abbrand zu Abbrand variieren.
- Bei früheren Abbränden in diesem Ofen sind neben dem hier betrachteten Buchenscheitholz eventuell auch andere Brennstoffe zum Einsatz gekommen.

Trotz dieser Randbedingungen wird erkennbar, dass das Senkenpotential des Materials ausreichend ist, um große Mengen von Elementen anzureichern. Es handelte sich hier nur um ein kleines Stück des Auskleidungsmaterials und es kann davon ausgegangen werden, dass weit mehr als die gesamte emittierte Elementmenge in der deutlich größeren Masse der Gesamtauskleidung von 25 kg untergebracht werden kann. Da aber die Temperatur- und Strömungsbedingungen im Brennraum unterschiedlich sind, können auch das Elementverhalten und die Anreicherung unterschiedlich sein. Aus diesem Grund kann von der Umlenkplatte nicht unbedingt auf das Gesamtmaterial der Auskleidung geschlossen werden. Aber das Potential zur Fixierung erscheint als sehr groß. Für genauere Aussagen sollten Analysen einer gesamten Feuerraumauskleidung erfolgen.

13.2 Die Feuerraumauskleidung: Quelle für Elemente?

Zusätzlich zum anhaftenden Bodenmaterial, welches dem der Verbrennungsanlage zugeführten Brennstoff anhaftet und demzufolge als Input mit in eine Stoffstromberechnung eingeht, kann es durch Abrieb der Feuerraumauskleidung im Feuerraum während der Probenahme oder durch Wechselwirkungen und Korrosionsvorgänge während des Abbrandes zu einer Elementzufuhr kommen (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) 2009), welche bei einer Stoffstromberechnung auf der Inputseite nicht berücksichtigt wird und schwer zu quanti-fizieren ist.

Um die Möglichkeit einer Kontamination durch die Auskleidung des Feuerraums einzuräumen, müssen Elemente betrachtet werden, deren Wiederfindung größer als 100 % ist und welche nicht alleine durch den Brennstoff in die Aschen eingetragen wurden.

Um diese Möglichkeit zu bewerten, werden im Folgenden von verschiedenen Elementen mit Wiederfindungsraten größer als 100 %, sowohl für den Guntamatic Powerchip als auch für den Buderus Blueline Berechnungen angestellt. Für die Berechnungen eignen sich

insbesondere Elemente, die im Material der Auskleidung gegenüber dem Pflanzenmaterial relativ hoch konzentriert sind.

Die Differenz zu 100% Wiederfindung kann in eine Elementmenge umgerechnet werden, die wiederum der Elementmenge im Abrieb des Auskleidungsmaterials gleichgesetzt werden kann. Der zur Erklärung der Überbefunde notwendige Abrieb des Auskleidungsmaterials des Feuerraumes bezieht sich beim Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip auf eine eingesetzte Brennstoffmenge von ~103 kg, was der eingesetzten Menge bei der Variante ohne EA entspricht. Beim Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12 bezieht sich die notwendige abgeriebene Menge auf einen Brennstoffeinsatz von ~8 kg, was der Versuchsvariante mit Buchenscheitholz als Brennstoff ohne EA entspricht.

Tabelle 59: Abschätzung der Elementmengen aus der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip und des Kaminofens Buderus Blueline mit Hilfe einer Abriebsberechnung.

Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip						
	Zr	Ti	Al	La	Th	U
Auskleidung [ppm]	289	3580	168696	36,6	17,5	2,9
Brennstoff [ppm]	0,073	2,39	34,5	0,026	0,0044	0,0017
Brennstoff [mg]	7,57	247,0	3562	2,66	0,45	0,17
Wiederfindung [%]	204	176	180	150	228	187
Differenz zu 100 %	104	76	80	50	128	87
≙ Abrieb Element [mg]	3,85	106,57	1582,46	0,89	0,25	0,08
≙ Abrieb Auskleidung [g]	13,3	29,8	9,4	24,20	14,4	27,5

Kaminofen Buderus Blueline						
	Y	Zr	Al	La	U	Th
Auskleidung [ppm]	56,6	108	171206	67,8	13,4	25,1
Brennstoff [ppm]	0,0064	0,0401	11,3	0,011	0,0006	0,0031
Brennstoff [mg]	0,0519	0,3243	91,32	0,0891	0,0049	0,0252
Wiederfindung [%]	141	103	154	169	150	115
Differenz zu 100 %	41	3	54	69	50	15
≙ Abrieb Element [mg]	0,015	0,009	32,0	0,04	0,002	0,003
≙ Abrieb Auskleidung [g]	0,27	0,08	0,19	0,54	0,12	0,13

13.3 Diskussion & Schlussfolgerung

Insgesamt können Unterschiede in den Elementkonzentrationen einiger Elemente zwischen der benutzten und unbenutzten Feuerraumauskleidung mit der Berechnung von Anreicherungs-faktoren identifiziert und mit Unterschieden in der mineralogischen Zusammensetzung der beiden Stücke begründet werden. Zu diesen Elementen zählen neben Al und Si die Elemente Y, Nb, Zr, Ta, Hf, die Seltenen Erden, U, Pb und Th. Ein Konzentrationsanstieg dieser Elemente geht mit einem Konzentrationsanstieg von Al einher.

Das gebrauchte Stück der Feuerraumauskleidung hat unwesentlich geringere Gehalte an Al, dafür aber höherer Konzentrationen an z.B. Th, U, den Seltenen Erden und Hf, so dass davon ausgegangen werden kann, dass das gebrauchte Material eine unerheblich andere mineralogische Zusammensetzung aufweist, welche sich auch auf Cd, Sb, Tl und Bi auswirken und zu Konzentrationsunterschieden führen kann, die nicht durch externe Anreicherung aufgrund der Freisetzung bei der Verbrennung zurückzuführen ist.

Wie bei der Feuerraumauskleidung der Zentralfeuerungsanlage Guntamatic Powerchip 20/30 muss auch bei der Einzelraumfeuerungsanlage bei der Betrachtung der Elemente von einer unterschiedlichen Mineralogie des aus dem Ofen entnommenen Stückes und des Referenzstückes ausgegangen werden. Aus diesem Grund ist eine Aussage für eine mögliche Anreicherung von Elementen wie Al, Si, Ca, K, Y, Zr, Nb, den Seltenen Erden, U und Th nicht möglich und aufgrund der geringen Bedeutsamkeit für die Umwelt auch von untergeordneter Relevanz. Die Elemente Cd, Sb, Tl, Cu und Zn weisen dagegen in den gebrauchten Stücken eine höhere Konzentration als im Referenzstück auf. Dieses wird auch durch die mit der Laser-ICP-MS angefertigten cps-Profile belegt, die für Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Bi, Pb und U erhöhte cps in den drei untersuchten Teilen des benutzten Stückes der Feuerraumauskleidung aufweisen. Ein entsprechender Gradient der cps auf der feuerabgewandten Seite ist für keines der Elemente mit Ausnahme von Bi erkennbar.

Es kann zusätzlich zu einer dünnen Krustenbildung auf dem Material kommen, wie eine frühere Untersuchung von abgeschabtem Material aus dem Pelletkessel KWB Easyfire zeigt. Dieses Material weist eine extreme Anreicherung von Cd (109 ppm), Pb (157 ppm), Zn (1700 ppm) Tl (0,4 ppm) und Bi (0,4 ppm) auf. Das Gleiche gilt für den Kaminofen Buderus BlueLine, bei dem auch abgeschabtes Material analysiert und 20 ppm Cd, 90 ppm Pb, 3 ppm Sb, 1,3 ppm Tl und 460 ppm Zn gemessen wurden.

Dementsprechend ist eine Anreicherung von Elementen nicht ganz auszuschließen, auch wenn diese nur μm bis wenige mm der Oberfläche der Auskleidung ausmachen. Untersuchungen hierzu müssen folgen, da die Auskleidungsfläche innerhalb einer Feuerungsanlage relativ groß sein kann und eine potentielle Senke darstellt. Allerdings muss der Einfluss der Feuerraumauskleidung als mögliche Elementsenke für jede Anlage separat getroffen werden, da eine pauschale Aussage wegen unterschiedlicher Ansprüche an das Material und daraus resultierenden mineralogischen Unterschieden wie auch Unterschiede im Aufbau des Materials und hier insbesondere des Porenvolumens und der Art der Poren, nicht möglich ist. Bei dem Material der Feuerraumauskleidung des Guntamatic Powerchip 20/30 ist von keiner Elementanreicherung auszugehen, was sowohl die Totalanalyse als auch die Analytik mit dem

Laser-ICP-MS ergeben haben. Unterschiede in den Elementkonzentrationen im gebrauchten versus ungebrauchten Material sind überwiegend durch Unterschiede in der Mineralogie erklärbar.

Das Material aus dem Feuerraum des Kaminofens Buderus Blueline Nr. 12 ist gegenüber der Feuerraumauskleidung des Hackschnitzelkessels Guntamatic Powerchip wesentlich homogener zusammengesetzt. Das theoretische Senkenpotential der Auskleidung vom Buderus Blueline Nr. 12 ist extrem hoch, so dass große Mengen von Elementen angereichert werden könnten. Die hohe Porosität dieser Auskleidung ermöglicht ein tiefes Eindringen der heißen Abgase, begünstigt zusätzlich die Ablagerung flüchtiger Elemente und trägt zusätzlich zur Wärmeabgabe über die Oberfläche bei. Im Gegensatz dazu sollen Zentralfeuerungsanlagen wie der Guntamatic einen möglichst hohen Kesselwirkungsgrad erreichen. Dementsprechend sind die Materialien auf eine schlechte Wärmeleitfähigkeit ausgelegt, was u.U. ein Eindringen des Abgases verhindert.

Die Berechnungen zum Quellenpotential der Auskleidungen zeigen, dass der Abrieb von Material für den Guntamatic-Hackschnitzelkessel mit einer Menge zwischen ~10 und ~30 g für die betrachteten Elemente bei einem Brennstoffeinsatz von ~108 kg vermeintlich erheblich sein müsste, um einen Anstieg der Konzentration der Aschen auf die erforderliche Konzentration herbeizuführen. Ein solcher Abrieb bedeutet bei Dauerbetrieb einen enormen Materialschwund. Die im Rahmen dieser Arbeit an diesem Kessel durchgeführten Abbrände hatten einen Brennstoffdurchsatz von ~10 kg pro Stunde. Ein Betrieb von 10 Stunden pro Tag würde einen Verbrauch von ~100 kg Brennstoff entsprechen. Bei einem Abrieb von ~20 g Auskleidungsmaterial pro 100 kg Brennstoff (s. Tabelle 59) wären das ~7,3 kg Auskleidungsmaterial pro Jahr. Bei einer angenommenen Masse der Auskleidung des Kessels von 200 kg würde das einer „Haltbarkeit“ von ~27 Jahren entsprechen.

Beim Kaminofen dagegen ist der Abrieb wesentlich geringer, allerdings bei Betrachtung der dafür verbrauchten Brennstoffmenge, die bei ca. 8 kg lag, trotzdem vermeintlich hoch. Bei einem täglichen Gebrauch würde ein solcher Abrieb ebenfalls, wenn auch in schwächerem Maße, zu einem Materialverlust führen. Bei einem Brennstoffverbrauch von ~8 kg pro Tag und einem Betrieb des Kaminofens von ~180 Tagen pro Jahr und einem Abrieb von ~0,2 g pro 8 kg Brennstoffeinsatz (s. Tabelle 59) würde das ~37 g abgeriebenes Material im Jahr entsprechen. Bei einer Masse des Auskleidungsmaterials von 25 kg würde das einer „Haltbarkeit“ von über 600 Jahren entsprechen. Basierend auf diesen Überschlagsrechnungen ist davon auszugehen, dass das Auskleidungsmaterial eine plausible Kontaminationsquelle der

im Verbrennungssystem anfallenden Aschen darstellt und so Überbefunde bei vielen Elementen erklärt werden können.

14 Filterpassierende Elemente

Aufgrund der Differenz zwischen Eintragsmengen durch den Brennstoff und Austragsmengen der verschiedenen im System anfallenden Aschen wurden Absorptionsversuche nach VDI-Richtlinie 3868 (Verein Deutscher Ingenieure 1994) durchgeführt. Die Richtlinie wird unter dem Aspekt der vollständigen Bestimmung der emittierten Stoffe durchgeführt, so dass neben der Abscheidung und Erfassung der Partikel nach VDI-Richtlinie 2066 der das Partikel-Rückhaltesystem passierende Gasstrom zusätzlich einer weiteren Abscheidestufe zugeführt wird.

Die Grundlage des Verfahrens basiert auf der isokinetischen Entnahme eines Teilvolumenstroms. Die Partikel werden auf einem Rückhaltesystem abgeschieden. Der dieses Partikel-Rückhaltesystem nach VDI-Richtlinie 2066 passierende Gasstrom enthält neben gas- und dampfförmig vorliegenden Stoffen auch im Filter nicht abgeschiedene Feinpartikel. Der Gasstrom wird durch ein Entnahmerohr gesaugt und strömungsproportional in einen oder mehrere Einzelgasvolumenströme, die einem oder mehreren parallel geschalteten Absorptionssystemen zugeführt werden, sowie einen Bypassvolumenstrom aufgeteilt.

Zur Ermittlung der filtergängigen Stoffe wurden zwei Versuchsvarianten mit zwei unterschiedlichen Absorptionslösungen durchgeführt.

14.1 Methodik

Die Messanordnung ist zweistufig aufgebaut. Zum einen besteht sie aus einem System zur Partikelabscheidung in Anlehnung an VDI-Richtlinie 2066, zum anderen aus einem Absorptionssystem, welches aus mindestens drei hintereinandergeschalteten und mit geeigneten Absorptionslösungen beschickten Gaswaschflaschen besteht. Das hier verwendete Absorptionssystem ist aus drei Waschflaschenkaskaden mit je drei aus Polypropylen bestehenden Gaswaschflaschen, die in einem Wasserbad mit einer Temperatur von ca. 14 °C stehen, aufgebaut (s. Abbildung 106).

Die verwendeten Gaswaschflaschen besitzen ein Volumen von 250 ml. Die Gaswäsche erfolgt durch das Durchleiten des gefilterten Abgases durch ca. 100 ml Absorptionslösung.

Der nach VDI-Richtlinie 2066 abgesaugte, isokinetische Teilvolumenstrom wird durch den Filterhalter mit einem Durchmesser von 150 mm und dem dazugehörigen Quarzfaserfilter geleitet. Der Teilvolumenstrom wird anschließend in einen Einzelgasvolumenstrom und einen

Bypassvolumenstrom aufgeteilt. Der Einzelgasvolumenstrom wird entsprechend der Messanordnung in drei Einzelgasvolumenströme à 1,5 l/Minute aufgeteilt. Eine separate Absaugung pro Waschflaschenbatterie war nicht möglich, so dass gemäß der Richtlinie ein Gesamteinzelgasvolumenstrom von 1,5 l/Minute pro Waschflaschenbatterie abgesogen wurde, was 0,27 Nm³/h gesamt entspricht.

Die Einstellung des abgesaugten Volumenstromes pro Waschflaschenbatterie erfolgt mittels Schwebekörper-Durchflussmesser (Rotameter). Eine automatische Regulation des abgesaugten Volumens ist auf der Einzelgasvolumenstromseite nicht möglich, so dass das Absaugvolumen manuell konstant gehalten und nachgeregelt werden muss. Der abgesaugte Volumenstrom auf der Bypassseite regelt sich gemäß der Abgasgeschwindigkeit automatisch. Aufgrund des konstanten Abbrandverhaltens des Kessels ist eine Nachjustierung des abgesaugten Volumenstromes auf der Einzelgasvolumenseite selten notwendig.

In Anlehnung an VDI-Richtlinie 3868 werden zwei Absorptionslösungen angesetzt, die zum einen aus 3 Volumenanteilen HCl und einem Volumenanteil HNO₃ besteht, wovon 1 Volumenanteil mit 9 Volumenanteilen Wasser versetzt wird, zum anderen wird die zweite Absorptionslösung aus 1 Volumenanteil HNO₃ und einem Volumenanteil H₂O₂ besteht, wovon 1 Volumenanteil mit 13 Volumenanteilen Wasser versetzt wird. Die Waschflaschen und die Aufbewahrungsflaschen wurden vor Inbetriebnahme sowie zwischen den beiden Versuchsvarianten mit 2%-iger HNO₃ gereinigt.

Die Elementkonzentrationen in den Absorptionslösungen wurden mit dem ICP-MS und ICP-OES gemessen.

Abbildung 106: Methodischer Aufbau der Absorptionsversuche nach VDI 3868: 1) 150 mm Filterhalter mit Entnahme des Teilvolumenstromes und Aufteilung in Einzelgas- und Bypassvolumenstrom, 2) 250 ml Gaswaschflasche mit Absorptionslösung, 3) Gaswaschflaschenbatterie 3x3, 4) Zusammenführung der drei Einzelgasvolumenströme zu einem Einzelgasvolumenstrom.

14.2 Ergebnisse

Basierend auf der Bilanzierung des vorhergehenden Abbrandexperimentes am Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 (s. Kapitel 4.1 und 10.2.2) mit Fichtenholzhackschnitzeln als eingesetzten Brennstoff wurden aus den Minderbefunden der davon betroffenen Elemente über Differenzgehalte und abgesaugtes Volumen erwartete Konzentrationen in den Absorptionslösungen berechnet. Die folgende Tabelle 60 stellt die Analyseergebnisse der Absorptionslösungen den erwarteten Gehalten gegenüber.

Tabelle 60: Elementkonzentrationen [ppm] in den Absorptionslösungen, den erwarteten Gehalten gegenübergestellt.

Element	Erwartete Gehalte [ppm]	HNO ₃ + HCl	H ₂ O ₂ + HNO ₃	Element	Erwartete Gehalte [ppm]	HNO ₃ + HCl	H ₂ O ₂ + HNO ₃
P	0	<0,04	<0,2	Nd	0	<0,00001	<0,00001
S	5,0	<0,02	<0,3	Sm	0	<0,000003	<0,000003
Na	0	<0,04	<0,1	Eu	0,00003	<0,000001	<0,000001
K	9,5	<0,1	<0,2	Gd	0	<0,000004	<0,000004
Ca	0	<0,006	<0,02	Tb	0	<0,0000006	<0,0000006
Mg	0	<0,001	<0,002	Dy	0	<0,000004	<0,000004
Mn	0	<0,001	<0,001	Ho	0	<0,0000008	<0,000001
Rb	0,3	<0,00007	<0,00008	Er	0	<0,000002	<0,000002
Cs	0,001	<0,000004	<0,000005	Tm	0	<0,0000002	<0,0000003
Sr	0,3	<0,00002	<0,00006	Yb	0,0001	<0,000004	<0,000004
Ba	0,9	<0,0001	<0,0001	Lu	0	<0,0000005	<0,0000005
Fe	0	<0,003	<0,05	Th	0	<0,000009	<0,000009
Al	0	<0,01	<0,007	Cr	0,2	<0,002	<0,01
Li	0	<0,0001	<0,00008	Co	0,06	<0,00006	<0,0001
Be	0	<0,00001	<0,000006	Ni	0,06	<0,004	<0,008
Sc	0	<0,0001	<0,0001	Cu	0,09	<0,006	<0,007
Ti	0	<0,0003	<0,0002	Zn	1,6	<0,002	<0,002
V	0	<0,08	<0,09	Mo	0,009	<0,0002	<0,0003
Y	0	<0,00002	<0,00002	Cd	0,03	<0,00001	<0,00002
Zr	0	<0,0002	<0,0002	Sn	0,002	<0,0002	<0,0002
Nb	0,0005	<0,00001	<0,00001	Sb	0,0001	<0,0002	<0,0002
Nb	0,0005	<0,00001	<0,00001	Tl	0,003	<0,000002	<0,000002
La	0	<0,00002	<0,00003	Pb	0,04	<0,006	<0,02
Ce	0	<0,00004	<0,00005	Bi	0	<0,000009	<0,00001
Pr	0	<0,000005	<0,000005	U	0	<0,00005	<0,00005

Die gemessenen Konzentrationen in den Absorptionslösungen liegen alle bis auf wenige Ausnahmen unterhalb der angegebenen Nachweisgrenzen. Die Konzentrationen einiger Elemente die in vereinzelt Gaswaschflaschen oberhalb der Nachweisgrenze liegen, sind im Bereich der Nachweisgrenze und in der Kaskade nicht reproduzierbar, so dass diese Konzentrationen als nicht verlässlich angesehen werden. Da es sich bei diesen Konzentrationen um Ausnahmen handelt, werden sie bei der Mittelwertbildung über die neun Waschflaschen nicht weiter berücksichtigt.

14.3 Diskussion & Schlussfolgerung

Die Mittelwerte von allen Konzentrationen in der Absorptionslösung sind unterhalb der Nachweisgrenze. Dementsprechend wird davon ausgegangen, dass keines der Elemente, welche bei der Bilanzbildung eine zu geringe Wiederfindung zeigt, in nennenswerten Gehalten filtergängig ist und somit vollständig im System bzw. im Bilanzraum verbleibt. Die wichtigste Schlussfolgerung ist hier, dass die Elemente mit zu geringen Wiederfindungsraten nicht in die Atmosphäre gelangen und der Filterstaub die wirkliche Menge repräsentiert, die die Umwelt bei der Verbrennung von Holz oder Stroh belastet.

15 Wasserlöslichkeit (Eluation)

Als Maß zur Beurteilung des toxikologischen Potentials von Feinstäuben in Bezug auf die anorganischen Inhaltsstoffe, wird der Austrag von Schadstoffen mit dem Abgas in das sie umgebende Medium betrachtet. Als das sie umgebende Medium wird die Atmosphäre und letztendlich die Lunge angesehen. Dabei ist die Wasserlöslichkeit der Elemente ein wichtiger Indikator für deren Gefährdungspotential, da vermutlich wasserlösliche Elemente leichter als fest an Partikel gebundene Elemente über die Alveolen in das Blut eintreten können. Hieran sollten sich auch die notwendige Abscheidemaßnahmen und Maßnahmen zur Verbesserung des Ausbrandes orientieren.

Die Auswahl eines geeigneten Eluationsverfahrens richtet sich üblicherweise nach der Art und den Eigenschaften des Schadstoffes und den Eigenschaften des zu untersuchenden Materials, in diesem Fall Flugasche. Da ausschließlich die Rückstände auf den Filtern auf deren Elementlöslichkeit untersucht werden, konnte sich an keine gängige Norm für eine Eluation gehalten werden, da zum einen die untersuchten Mengen äußerst gering sind und zum anderen die Untersuchung möglichst nahe an reale Situationen angelehnt sein soll. Vorhergehende Experimente bezüglich der Löslichkeit der auf den Filtern abgeschiedenen Flugstäube mit organischen Lösungsmitteln wie Oktanol oder Aceton brachte nicht zufriedenstellende Ergebnisse. Darüber hinaus wäre die Anwendung dieser Lösungsmittel nicht realitätsnah, da sie von den Bedingungen in der Lunge erheblich abweichen. Vorversuche in Form einer Eluation eines Filters aus einer Winterweizenstrohpelletfeuerung (Menge des Rückstandes auf dem Filter ist nicht bekannt) und Eluationen an Rückständen aus einem EA aus einer Fichtenholzhackschnitzel-Feuerung mit demineralisiertem Wasser (pH-Wert von 6,3) haben gezeigt, dass es bei Fichtenholzhackschnitzeln zu einem pH-Wert-Anstieg von bis zu 9,8 kommen kann (s. Tabelle 61). Versuche mit Aschen aus einem EA aus einer Miscanthuspelletfeuerung dagegen zeigen, dass der pH-Wert geringfügig sinken kann, von 6,3 auf 5,9.

Tabelle 61: Änderung des pH-Wertes von demin. H₂O durch den Einfluss verschiedener Flugaschen.

Probe	Probenart	Einwaage [g]	pH-Wert, demin. H ₂ O	pH-Wert im Eluat
1	Asche aus EA, Miscanthuspellets	0,2016	6,3	5,9
2		0,2111	6,3	5,9
3	Asche aus EA, Fichten-HHS	0,2078	6,3	9,8
4		0,2149	6,3	9,7
5	Filter MK360, beladen Winterweizenstrohpellets	1,5078 (Filter + Beladung)	6,3	7,4
6		1,4632 (Filter + Beladung)	6,3	6,9

Die für die hier durchgeführte Eluation eingesetzten Proben stammen aus einer Feuerung mit holzartigen und halmartigen Brennstoffen, so dass gemäß der Vorversuche zumindest bei der Verbrennung von Holzbrennstoffen von einem Anstieg des pH-Wertes ausgegangen werden kann. Um den Übergang der Elemente aus den Staubproben in die Lunge zu verstehen, sollten die Eluationen eigentlich bei pH 6,1 bis 6,3, dem Lungen-pH-Wert, erfolgen (Steinmann E. P. 1966). Um bei den Eluationsversuchen durch einen Anstieg des pH-Wertes bedingte Sorptionen an Gefäßwandungen und Ausfällungen der Elemente zu verhindern, musste allerdings die zur Eluation eingesetzte Lösung auf einen pH-Wert von ~2 eingestellt werden. Vorhergehende Eluationsversuche haben zusätzlich ergeben, dass es erhebliche Unstimmigkeiten zwischen Elementkonzentrationen des Totalaufschlusses und Elementkonzentrationen im Eluat gibt, wenn die Eluationsversuche nicht in saurem Milieu ablaufen. Es sind überwiegend große Minderbefunde von Elementen im Eluat zu verzeichnen. Dieses könnte zum einen an der angesprochenen Adsorption von Elementen und an der Zugabe der säurehaltigen internen Standardlösung für die ICP-MS-Messungen liegen, welche je nach abgeschiedener Staubmenge auf dem Filter zu unterschiedlichen pH-Absenkungen führte. Aufgrund dessen wurde daraufhin sowohl die Eluation als auch der Totalaufschluss am gleichen Probenmaterial durchgeführt.

15.1 Methodik

Die zur Bestimmung der Wasserlöslichkeit untersuchten Filterproben stammen aus der Durchbrandfeuerung von Buchenscheitholz mit Rinde in dem Kaminofen Chester Xtra der Fa. Astroflamm mit 6 kW Nennwärmeleistung. Der Ofen wird nicht explizit beschrieben, da im Vordergrund die Wasserlöslichkeit der im Filterstaub enthaltenen Elemente steht. Die Proben wurden an zwei aufeinanderfolgenden Tagen genommen und stammen aus dem unverdünnten Rohgas. Sie wurden je nach Messstelle (MS) im horizontalen oder im vertikalen Verlauf des Tunnels genommen. Die Probenahmeparameter der sechs beladenen Filter sind in Tabelle 62 dargestellt.

Tabelle 62: Messparameter bei der Probenahme zur Durchführung der Eluation.

Probenahme	16.01.2012			17.01.2012		
	Rohgas horizontal	Rohgas vertikal		Rohgas horizontal	Rohgas vertikal	
Abgastemperatur [°C]	180	180	180	170	170	170
Probenahmetemperatur [°C]	90	66	70	63	79	73
Probenahmedauer [Min]	116	116	116	117	117	117
Düsen [mm]	18	18	18	18	18	18
Luftdruck [mbar]	986,5	986,5	986,5	989	989	989
Förderdruck [Pa]	-13,7	-13,7	-13,7	-13,3	-13,3	-13,3
Gesamt abgesaugtes Volumen [l]	1198,9	1145,5	1155	1274,8	1217,6	1238,7
Filterausrichtung	horizontal	vertikal	vertikal	horizontal	vertikal	vertikal

Die insgesamt sechs beladenen und zwei unbeladenen Quarzfaserfilter mit einem $\varnothing$ von 150 mm wurden jeweils in zwei Hälften geteilt. Die eine Hälfte wurde zur Bestimmung der wasserlöslichen Elemente verwendet, die zweite Hälfte wurde als Referenz zur Beurteilung des wasserlöslichen Anteils herangezogen, indem an diesem Stück nach bekannten Vorgehen ein Aufschluss mit anschließender Analyse zur Ermittlung der Elementkonzentrationen durch-geführt wurde.

Zur Bestimmung der methodischen Hintergrundwerte wurden zwei unbeladene Quarzfaserfilter nach dem gleichem Vorgehen behandelt und anschließend analysiert. Da es aufgrund einer inhomogenen Beladung und Verteilung des Materials auf dem Filter sowie einer nicht exakten Teilung in zwei Hälften schwierig ist, gleiche Beladungen des Materials auf den beiden Hälften und in die Analyse zu bekommen, wurde der Filter nach Teilung am GZG noch einmal gewogen. Aus dieser Wägung wurden die tatsächlichen Beladungen des Filters für den Totalaufschluss und für die Bestimmung der Wasserlöslichkeit ermittelt. Die Beladungen weichen nur geringfügig voneinander ab, so dass auch der Fehler bei der Bestimmung der Elementkonzentrationen relativ gering ist. Eventuelle Verluste durch die Filterteilung wurden nicht erfasst, sind aber, wenn überhaupt vorhanden, minimal ausgefallen. Die Eluation der einen Filterhälfte wurde in einer 20 ml Einweg-Kunststoffspritze mit Luer-Lock durchgeführt. Nach Zuführung der Filterhälfte wurde die Spritze mit einem 25 mm Spritzenvorsatzfilter mit einer 0,45 μm PTFE-Membran der Fa. VWR verschlossen und mit 20 ml der auf den pH-Wert von ~2 eingestellten Lösung aufgefüllt. Die Interaktionszeit betrug anschließend 60 Minuten.

Das entstandene Eluat wurde direkt gefiltert, was notwendig ist, da sich bei der Eluation aus dem Feinstaub kleine Partikel lösen können, welche sich in dem Eluat befinden und bei der anschließenden Analyse mit der ICP-MS bzw. ICP-OES zu Verstopfungen führen können.

15.2 Ergebnisse

Die Mittelwerte der Elementkonzentrationen sowie die Nachweisgrenzen in der Trockensubstanz der analysierten Elemente des Totalaufschlusses und der Eluate sind in Tabelle 63 aufgelistet. Die Berechnung der Nachweisgrenze in der Trockensubstanz beruht auf dem Mittelwert der sechs Verdünnungsfaktoren.

Tabelle 63: Mittelwerte der Elementkonzentrationen [ppm] der Filter und Eluate sowie der Nachweisgrenze [ppm]

Element	NWG Filter	NWG Eluat	Konz. Filter	Konz. Eluat	Element	NWG Filter	NWG Eluat	Konz. Filter	Konz. Eluat
[ppm; Lsg.]					[ppm; Lsg.]				
Pflanzenverfügbare Elemente					Schwermetalle				
P	24,1	2,8	86,8	119	Cr	21,6	9,57	<21,6	<9,57
S	320	213	4645	17131	Co	0,2	0,4	0,662	0,624
K	21,5	44,5	56771	65645	Ni	3,75	4,98	8,07	4,28
Ca	177	118	379	432	Cu	2,79	3,70	27,6	9,69
Mg	68,8	27,8	120	157	Zn	62,7	83,5	500	426
Mn	1,42	3,27	75,0	75,5	Mo	20,5	26,8	<20,5	<26,8
Li	0,6	0,7	4,12	4,18	Cd	0,05	0,07	12,2	7,36
Na	259	173	<259	<173	Sn	0,003	0,004	0,822	0,091
Rb	0,1	0,2	197	143	Sb	0,007	0,01	0,29	0,04
Cs	0,04	0,05	2,35	1,40	Tl	0,003	0,003	0,355	0,197
Sr	2,02	2,36	2,90	<2,36	Pb	1,22	1,64	29,3	5,30
Ba	102	119	<102	<119	Bi	0,0004	0,0005	0,3040	0,0286
					U	0,0001	0,0003	0,0068	0,0012
Lithogene Elemente									
Fe	0,9	2,46	10,4	9,84	Nd	0,02	0,03	0,04	<0,03
Al	158	39,6	<158	<39,6	Sm	0,003	0,004	0,006	<0,004
Be	0,005	0,006	0,028	0,014	Eu	0,0002	0,0002	0,004	<0,0002
Sc	0,005	0,003	0,007	0,013	Gd	0,001	0,001	0,006	<0,001
Ti	1,83	0,02	101	<0,02	Tb	0,0005	0,001	0,001	<0,001
V	9,86	4,77	<9,86	<4,77	Dy	0,002	0,002	0,007	<0,002
Y	0,01	0,02	0,04	<0,02	Ho	0,0004	0,001	0,001	<0,001
Zr	0,004	0,005	1,06	0,13167	Er	0,002	0,002	0,003	<0,002
Nb	0,002	0,003	0,109	0,016	Tm	0,0002	0,0003	0,0004	<0,0003
La	1,13	1,29	<1,13	<1,29	Yb	0,001	0,002	0,004	<0,002
Ce	0,7	0,8	0,8	<0,8	Lu	0,0002	0,0002	0,0004	<0,0002
Pr	0,006	0,007	0,009	<0,007	Th	0,0002	0,0002	0,0122	0,001

Die Elementkonzentrationen der Elemente Al, V, Cr und Ba liegen sowohl in den Lösungen des Aufschlusses vom Filter als auch im Eluat unterhalb der Nachweisgrenze, so dass von diesen Elementen keine Löslichkeit berechnet werden kann. Die Löslichkeit der Elemente Ti, Cu, U, Fe, Sr, Sc, Co, Mo und der Seltenen Erden sind geringer als die in Abbildung 107 angegebenen Werte, da die Konzentration dieser Elemente im Eluat kleiner als die NWG ist. Für die Elemente Bi, Sn, Zr, Th, Nb, Sb, Pb, Be, Tl, Cd, Cs, Rb, Li, Zn, Mn, Ca, K, Mg und P können prozentuale Löslichkeitsanteile berechnet werden, die den in Abbildung 107 angegebenen Werten entsprechen. Da Kalium als Sulfat oder Chlorid eine sehr gute Löslichkeit aufweist, werden die übrigen Elemente relativ auf die Löslichkeit von Kalium bezogen.

Die Elemente P, Mg, Ca, Mn, Zn, Rb, Cs und Cd sind mit einem relativen Anteil, bezogen auf Kalium, von 100 bis 50 % sehr gut löslich. Es folgen die Elemente Tl und Be, die mit ~50 % gut löslich sind. Die Elemente Pb, Nb, Sb, Th, Zr und Bi zeigen mit 33 bis 7 % auch noch eine hohe Löslichkeit.

Abbildung 107: Löslichkeit der Elemente relativ zu Kalium der Durchbrandfeuerung im Kaminofen Chester Xtra der Fa. Astroflamm, 6 kW, Buchenscheitholz. Bei den kreisförmig gekennzeichneten Elementen liegt der Verhältniswert unter dem angegebenen Maximalwert (angedeutet durch die roten Pfeile).

15.3 Diskussion & Schlussfolgerung

Die Diskussion wird in Zusammenhang mit dem folgenden Kapitel in Abschnitt 16.2 geführt.

16 Phasenanalyse von Rückständen aus dem elektrostatischen Abscheider Spanner Re²

Zur qualitativen Bestimmung der in den Flugaschen enthaltenen kristallinen Phasen wurde eine Phasenanalyse mit einem Philips X`Pert MPD Diffraktometer durchgeführt. Die Messdaten wurden mit dem X`Pert Data Collector erfasst. Die Auswertung der Diffraktogramme erfolgte unter Zuhilfenahme der Software High Score.

Die Analyse wurde mit einer Cu-Anode durchgeführt. Die Wellenlänge der Röntgenstrahlung beträgt $\text{Cu}_{K\alpha 1} = 1,540598 \text{ \AA}$ und $\text{Cu}_{K\alpha 2} = 1,544426 \text{ \AA}$.

Die Anregungsspannung beträgt 40 kV und die Stromstärke 30 mA.

Die Messung wurde von $4 - 70 2\theta$ mit einer Schrittweite von $0,020^\circ$ durchgeführt. Die Zählzeit betrug bei einer Anzahl der Proben 2 Sekunden und wurde dann auf 5 Sekunden erhöht.

Die Löslichkeit von Elementen bestimmt maßgeblich das toxische Potential eines Elementes. Somit ist die Bindungsform des jeweiligen Elementes von Interesse. Aus diesem Grund wurden zur Identifizierung von Mineralphasen von dem Rückstand in dem EA Spanner R²,

welcher im Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 eingesetzt worden sind, Röntgendiffraktogramme angefertigt. Da der Rückstand auf den Filtern zu gering ist, um eine röntgendiffraktometrische Analyse durchzuführen, wurde auf diese Rückstände aus dem Abgasstrom zurückgegriffen. Hierzu eignen sich am ehesten die Rückstände aus dem EA. Die Phasenzusammensetzung sollte trotz Kondensation und Phasenbildung im Verdünnungstunnel mit der des Filterstaubes vergleichbar sein, da der EA auch Umgebungsluft ansaugt, also auch hier dementsprechend schon eine Verdünnung und Abkühlung des Abgases erfolgt. Mit der Röntgendiffraktometrie können nur Mineralphasen mit einem Anteil von >1 Vol.-% einwandfrei identifiziert werden, wodurch in diesen Rückständen des EA nur Phasen der Hauptelemente K, Ca und Na identifizierbar sind. Neben den quantifizierten Anionen Phosphat und Sulfat sind die Oxide, Carbonate und Chloride die Hauptanionen der Stäube.

Abbildung 108: Röntgendiffraktogramme 2θ der Rückstände im EA aus der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln, Winterweizenstrohpellets und Miscanthuspellets in der Feuerungsanlage Guntamatic Powerchip 20/30 mit Benennung der Hauptphasen (Syl. $\triangleq$ Sylvit, Aph. $\triangleq$ Aphthitalit und Arc. $\triangleq$ Arcanit).

Abbildung 109: Relative Intensitäten [%] der Peaks der Phasen Sylvit, Aphthitalit und Arcanit zum Vergleich mit den Röntgendiffraktogramme 2θ der Rückstände im EA aus der Verbrennung von Fichtenholz hackschnitzeln, Winterweizenstrohpellets und Miscanthuspellets in der Feuerungsanlage Guntamatic Powerchip 20/30

16.1 Ergebnisse

Die Diffraktogramme zeigen in den Rückständen im EA aus der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln, Stroh- und Miscanthuspellets als eindeutig identifizierbare Mineralphasen Arcanit, Kaliumsulfat, Aphthitalit, ein Kalium-Natrium-Sulfat und Sylvit, Kaliumchlorid (s. Abbildung 108). Zum Vergleich sind die relativen Intensitäten der Hauptphasen dargestellt (s. Abbildung 109). Neben diesen drei Hauptphasen können insbesondere im Rückstand des EA von der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln noch andere, nicht identifizierbare Mineralphasen vorhanden sein. Die Rückstände aus dem EA von der Verbrennung von Winterweizenstroh- und Miscanthuspellets bestehen überwiegend aus KCl. Auch im Rückstand aus dem EA bei der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln ist KCl zu finden. Zusätzlich besteht der Rückstand hier zu einem großen Anteil aus K_2SO_4 , der auch zu einem geringen Anteil im Rückstand aus dem EA bei der Verbrennung der beiden halmartigen Brennstoffe zu identifizieren ist. Zusätzlich findet sich im Rückstand aus dem EA, der aus der Verbrennung von Winterweizenstrohpellets stammt noch ein Kalium-Natrium-Sulfat. Anhand der Peakgröße ist abzuschätzen, dass der Gehalt an Sylvit im Rückstand des EA bei der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln geringer ist als bei der Verbrennung von Stroh- bzw. Miscanthuspellets. Der Gehalt an Arcanit ist im Rückstand des EA bei der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln etwas höher. Bei der Verbrennung von Stroh- bzw. Miscanthuspellets entsteht dagegen Arcanit nur in sehr geringen Gehalten. Aphthitalit scheint nicht oder nur untergeordnet bei der Verbrennung von Fichtenholzhackschnitzeln und Miscanthuspellets zu entstehen. Bei der Verbrennung von Strohpellets ist es dagegen die zweithäufigste Phase.

16.2 Diskussion & Schlussfolgerung

Die Gehalte an K, S und Cl sind in naturbelassenem Holz gering, in halmgutartigen Brennstoffen höher (Kaltschmitt M. et al. 2009). Da diese Elemente zu den Aerosolbildnern gehören, gelangen sie bei der Feuerung, abhängig von den jeweiligen Bedingungen, bei einer vollständigen Verbrennung in nennenswerten Gehalten in die Flugasche. Beispielsweise geht Kalium zu 16 bis 36 %, Natrium zu 2 bis 10 %, Zink zu 30 bis 82 %, Blei zu 80 bis 100 %, Schwefel zu 87 bis 93 % und Chlor zu 97 bis 99 % in die Atmosphäre (Hartmann H. et al. 2007; Obernberger I. 2008).

Die daraus resultierenden Verbindungen finden sich zu einem Großteil im Abgas wieder. Hierbei handelt es sich um anorganische Bestandteile des Brennstoffes, die nach der Fragmentierung und Verdampfung der Brennstoffpartikel bei wieder sinkenden Temperaturen über Nukleation, Koagulation sowie direkte Kondensation entstehen, wie KCl, K_2SO_4 und

Nitrate (Kauppinen E.I. und Pakkanen T.A. 1990; Jokiniemi J. et al. 1990; Baxter L.L 1992; Baxter L.L. et al. 1994). Kaliumsulfat entsteht durch Nukleation bei 1050 °C, Kaliumchlorid durch Kondensation bei niedrigeren Temperaturen von 650 °C (Strand M. 2004). Die beiden Phasen zusammen machen häufig zwischen 80 und 90 % der gesamten Aerosolfracht aus (Christensen K.A. & Livbjerg H. 1996). Auch die Phasenanalyse bestätigt, dass die wesentlich identifizierbaren Phasen Chloride und Sulfate des Elementes Kalium sind (s. Abbildung 109). Bei der Verbrennung von Stroh entsteht ein Kalium-Natrium-Sulfat, was durch die relativ hohe Konzentration an Natrium im Brennstoff verursacht wird.

Rückschlüsse auf die Löslichkeit anhand der röntgendiffraktometrischen Bestimmung von Mineralphasen sind nur sehr eingeschränkt möglich, da toxikologisch relevante Elemente in zu geringen Konzentrationen im Brennstoff und in der Asche vorliegen und keine eigenen bzw. nachweisbaren Phasen bilden könnten. Die Phasenanalyse hat gezeigt, dass Kalium überwiegend als gut lösliches Chlorid und Sulfat vorliegt. Bei Mg, Ca, Zn und Mn, die eine ebenso gute Löslichkeit wie Kalium aufweisen, kann davon ausgegangen werden, dass sie ebenfalls als gut lösliche Salze der Elemente, wie Chloride oder Sulfate vorliegen. Das Element Rb dürfte aufgrund des ähnlichen Ionenradius und der Ladung an Stelle des K in die Struktur der K-Phasen aufgenommen werden. Damit ist leider nicht erklärbar, dass seine Löslichkeit geringer als die von K ist. Bei den refraktären Elementen Zr und Nb ist davon auszugehen, dass sie noch in ihren ursprünglichen, bodenbürtigen Mineralphasen eingebettet sind und somit kaum in Lösung gehen. Die geringen gelösten Anteile könnten an feinste Partikel gebunden sein, die bei der Filtration nicht zurückgehalten wurden.

Von den Elementen deren Konzentrationen in den Filteraschen und den Eluaten kleiner als die Nachweisgrenze sind, können keine prozentualen Löslichkeitsanteile berechnet werden. Es wird davon ausgegangen, dass aufgrund der geringen Konzentration dieser Elemente in der Probe bzw. aufgrund der geringen Löslichkeit keine bzw. nur eine sehr geringe toxische Wirkung zu erwarten ist, so dieses Element ein toxisches Potential besitzt. Dieses gilt für Ti, Al, V und Cr.

Da die vorliegenden Phasen relevant für die Löslichkeit eines Elementes sind, bestimmen diese auch das toxikologische Potential von Emissionen bei der Verbrennung, welche wiederum abhängig von den jeweiligen Feuerungsbedingungen und dem eingesetzten Brennstoff sind. Demzufolge sind die Ergebnisse hier nicht komplett auf eine andere Feuerung übertragbar. Es ist aber davon auszugehen, dass die toxikologisch relevanten Elemente Bi, Tl, Zn, Pb und Cd in steigender Reihenfolge im 10er Prozentbereich löslich sind und damit aufgrund ihrer hohen Gehalte in der Flugasche ein hohes gesundheitsgefährdendes

Potential beinhalten. Unklar bleibt, wie der nicht lösliche Anteil der umweltbedeutsamen Elemente im Staub von seiner Gefährdung her einzuschätzen ist. Um eine relative Angabe der Gefährdung zu erhalten, werden im folgenden Kapitel die Emissionen bei der Holz- und Strohverbrennung mit den Emissionen bei der Kohle- und Ölverbrennung gegenübergestellt.

17 Feinstaub- und Schwermetallemissionen bei der Verbrennung von Holz und Stroh im Vergleich zu Kohle-, Öl und Gasverbrennung

Als Referenz für die Emissionen aus der Verbrennung von Biomasse können neben den auch in dieser Arbeit untersuchten Emissionen aus der Verbrennung von Biogas, ebenfalls die Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Energieträgern dienen. Allerdings liegen nach Pfeiffer F. et al. (2000) die bisherigen Schwerpunkte der Untersuchungen zum Emissionsverhalten von Öl- und Erdgasfeuerungen auf der Bestimmung der Emissionen von CO-, NO_x- und Kohlenwasserstoffen unter stationären Bedingungen in Prüfstandsuntersuchungen.

Neben den Emissionen von CO und TOC sind unter Berücksichtigung des toxischen Potentials und zum Vergleich mit Biomassefeuerungsanlagen die Emissionsfaktoren des Gesamtstaubes und insbesondere der Schwermetalle bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen interessant, auf die im Folgenden Bezug genommen wird. Da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf den anorganischen Emissionen und dem daraus abgeleiteten toxischen Potentials liegt, wird auf einen Vergleich mit gasförmigen Emissionen verzichtet.

Als Emissionsfaktor wird nach Jörß W. & Handke V. (2007) ein für die Emissionsursache repräsentativer Schadstoffausstoß pro Mengeneinheit durch Messung, Bilanzierung oder Expertenschätzung ermittelt.

Emissionsfaktoren für den bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen auftretenden Gesamtstaub sind in der Literatur relativ zahlreich zu finden. Allerdings ist auf die Anlagenart, Anlagengröße, Einbau von Filteranlagen und andere Bedingungen zu achten, bei der die Faktoren ermittelt wurden. Z.B. führen reale Bedingungen wie Aufstellungsort, Wartungszustand und Einstellung durch den Installateur zu einem unterschiedlichen Emissionsverhalten gegenüber Messungen am Prüfstand (Haltiner E. W. 1996a, 1996b; Ruyck J. & Distelsmans M. 1993). Dagegen sind Felduntersuchungen unter realen Bedingungen zur Untersuchung des Emissionsverhaltens in der Regel kosten- und zeitintensiv und aus diesem Grund auf exemplarische Anlagen beschränkt (Baumgärtner K.-H 1993).

Die Emissionsfaktoren von Gesamtstaub für Braunkohle wurden von Fritsche U. et al. (1989) und Struschka M. et al. (2008) beim Einsatz von Briketts berechnet. Die Faktoren reichen von 11 bis 481 mg/MJ und die Anlagengrößen von <15 kW bis <50 kW. Bei Böhmer S. et al. (2007), Fritsche U. et al. (1989) und Struschka M. et al. (2008) sind Emissionsfaktoren von Gesamtstaub für die Verbrennung von Erdgas zu finden, die mit 0,003 bis 0,5 mg/MJ sehr gering sind. Das Maximum von 0,5 mg/MJ wurde von Böhmer S. et al. (2007) für ein Heizkraftwerk in Österreich mit einer Leistung <50 MW angegeben. Struschka M. et al. (2008) ermittelt einen Emissionsfaktor von 0,03 mg/MJ für Gasfeuerungsanlagen <50 kW.

Bei Fritsche U. et al. (1989) und Struschka M. et al. (2008) sind Emissionsfaktoren von Gesamtstaub im Bereich von 0,1 bis 3,4 mg/MJ für Heizöl (extra leicht) für Feuerungsanlagen im Bereich <50 kW aufgeführt. Bei Böhmer S. et al. (2007) liegen für Heizöl (leicht, mittel) Emissionsfaktoren für Heizkraftwerke/Heizwerke <50 MW vor. Heizöl (leicht) weist einen Emissionsfaktor von 16 mg/MJ, Heizöl (mittel) von 19 mg/MJ auf. Ebenso sind bei Böhmer S. et al. (2007), Poupa S. (2001) und Wieser M. & Kurzweil A. (2003) Emissionsfaktoren für Anlagen in diesem Leistungsbereich beim Einsatz von Heizöl (schwer) zu finden. Das Minimum liegt bei 2 mg/MJ, das Maximum bei 22 mg/MJ. Bei Wieser M. & Kurzweil A. (2003) sind Emissionsfaktoren von Gesamtstaub beim Einsatz von Steinkohle, Heizöl, (schwer) und Erdgas in Feuerungsanlagen in einem Leistungsbereich von >50 MW_{th} aufgeführt. Der Emissionsfaktor liegt für Steinkohle bei 1 mg/MJ, für Heizöl (schwer) bei 2 mg/MJ und für Erdgas bei <1 mg/MJ. Bei Böhmer S. et al. (2007) sind Emissionsfaktoren von Steinkohle und Braunkohle in der Industrie zu finden. Für Steinkohle liegt der Emissionsfaktor bei 46 mg/MJ, für Braunkohle bei 50 mg/MJ.

Emissionsfaktoren von Schwermetallen für fossile Brennstoffe sind in der Literatur sehr eingeschränkt zu finden und kritisch zu betrachten, da einerseits die Anlagengröße nicht mit der in dieser Arbeit betrachteten Anlagengröße übereinstimmt, es andererseits auch erhebliche Abweichungen zwischen den von verschiedenen Autoren ermittelten Emissionsfaktoren gibt. Trotz der breiten Variation der in der Literatur befindlichen Emissionsfaktoren für fossile Energieträger sollen diese Faktoren zum Vergleich mit den in dieser Arbeit ermittelten Faktoren herangezogen werden. Sie werden im Folgenden vorgestellt.

Böhmer S. et al. (2007) trug die Emissionsfaktoren der Elemente Cd, Hg und Pb aus der Verbrennung von Steinkohle, Braunkohle, Heizöl (leicht), Heizöl (mittel) und Heizöl (schwer) in Heizkraftwerken <50 MW zusammen (s. Tabelle 64).

Tabelle 64: Emissionsfaktoren von Cd, Hg und Pb von Heizkraftwerken <50 MW unterteilt nach verschiedenen Brennstoffen (Böhmer S. et al. 2007)

	Cd	Hg (mg/MJ)	Pb
Steinkohle	0,00007	0,0018	0,0091
Braunkohle	0,00041	0,0046	0,00096
Heizöl leicht	0,00005	0,00002	0,00005
Heizöl mittel	0,0005	0,00004	0,00012
Heizöl schwer	0,0005	0,00008	0,00013
Hackschnitzel	0,0025	0,0019	0,0125

Bei Winiwarter W. & Schneider M. (1995) sind die Emissionsfaktoren der acht Metalle As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn sowie Se für den Hausbrand in Österreich zu finden (s. Tabelle 65), wobei auch hier die Datengrundlage von verschiedenen Autoren stammt.

Feinstaub- und Schwermetallemissionen bei der Verbrennung von Holz und Stroh im Vergleich zu Kohle-, Öl und Gasverbrennung

Tabelle 65: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se und Zn für den Hausbrand in Österreich (umgerechnet in mg/MJ anhand von mittleren Energiegehalten) (Winiwarter W. & Schneider M. 1995).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg (mg/MJ)	Ni	Pb	Se	Zn
Kohle	0,0382	0,0048	0,0287	0,0382	0,0318	0,0573	0,0796	0,0048	0,0096
Öl	0,0014	0,0012	0,0005	0,0012		0,0012	0,0047	0,0023	
Holz	0,0278	0,0167		0,0056	0,5556		0,3889		0,0111

Ebenfalls bei Winiwarter W. & Schneider M. (1995) ist eine Zusammenstellung von Emissionsfaktoren vom Einsatz von Steinkohle, Braunkohle und Schweröl in Dampfkesseln von verschiedenen Autoren zu finden. (s. Tabelle 66).

Tabelle 66: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se und Zn vom Einsatz von Steinkohle, Braunkohle und Schweröl in Dampfkesseln nach verschiedenen Autoren (Winiwarter W. & Schneider M. 1995).

	As (mg/MJ)	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Literatur	Bezugs- jahr
Steinkohle	0,0170	0,0185			0,0085		0,059		0,0852	Axenfeld et al.	1982
	0,0693	0,0219			0,0274		0,2400		0,3456	Axenfeld et al.	1982
	0,0222	0,0033	0,0422	0,0648	0,0119	0,0393	0,0815	0,0041	0,0889	Brumsack et al.	1981
	0,2111	0,0170	0,0033	0,0037	0,0130	0,1000	0,8370	0,0296	0,5556	Brumsack et al.	1981
	0,0048	0,0007	0,0233			0,6296	0,0189		0,0222	Häsänen et al.	1980/81
	0,0031	0,0001	0,0017	0,0041	0,0093	0,0041	0,0074	0,0185	0,0167	van der Most, Veldt (NL)	?
	0,0285	0,0026	0,0152	0,0170	0,0067	0,0315	0,0741	0,0015	0,1259	van der Most, Veldt (D)	1982
	0,0285	0,0026	0,0152	0,0170	0,0067	0,0315	0,0741	0,0015	0,1259	Jockel & Hartje	1982
	0,0048	0,0004			0,0041		0,0119			Jockel	1990
	0,0056	0,0004	0,0019	0,0037	0,0074	0,0074	0,0111	0,0111	0,0222	abgeschätzt	
Braunkohle	0,0100	0,0030			0,0050		0,0345		0,0495	Axenfeld et al.	1982
	0,0480	0,0150			0,0170		0,1725		0,2400	Axenfeld et al.	1982
	0,0039	0,0002	0,0047	0,0049	0,0112	0,0025	0,0065	0,0047	0,0184	Brumsack et al.	1981
	0,0038	0,0002			0,0020	0,0000	0,0066	0,0009	0,0149	Heinrichs	vor 1982
	0,0020	0,0002	0,0015	0,0010	0,0030	0,0020	0,0020		0,0050	van der Most, Veldt	1982
	0,0020	0,0002	0,0015	0,0010	0,0030	0,0020	0,0020		0,0050	Jockel & Hartje	1982
	0,0003				0,0012		0,0003			Jockel	1990
	0,0005	0,0001	0,0008	0,0005	0,0020	0,0008	0,0010	0,0010	0,0025	abgeschätzt	
			0,0061			0,8500	0,0099	0,0304		Häsänen et al.	1980/81
Schweröl	0,0500	0,0500	0,1250	0,0500		1,7500	0,0650	0,0500	0,0025	van der Most, Veldt	?
	0,0070	0,0005	0,0100	0,0025	0,0075	1,2500	0,0400	0,0002	0,0110	Jockel & Hartje	1982
	0,0075	0,0006			0,0075		0,0406			Jockel	1990
	0,0250	0,0250	0,0600	0,0250	0,0100	1,0000	0,0300	0,0250	0,0010	abgeschätzt	

Jockel W. & Hartje J. (1995) lieferten repräsentative Daten von Kohlekraftwerken zur Erzeugung von Strom und von Schwerölfeuerungen zur Erzeugung von Wärme in Deutschland (s. Tabelle 67). Der Emissionsfaktor für das Element Cd ist mit 0,00083 mg/MJ bei der Verbrennung von Steinkohle am höchsten. Auch bei dem Element As hat die Steinkohlefeuerung mit 0,0083 mg/MJ den höchsten Faktor, Braunkohle mit 0,0015 mg/MJ

Feinstaub- und Schwermetallemissionen bei der Verbrennung von Holz und Stroh im Vergleich zu Kohle-, Öl und Gasverbrennung

den geringsten. Bei den Elementen Pb und Hg weist ebenfalls die Steinkohlefeuerung mit 0,026 bzw. mit 0,0079 mg/MJ den höchsten Faktor auf, gefolgt von der Schwerölfeuerung mit 0,02 bzw. mit 0,004 mg/MJ. Bei den Elementen Cr und Ni zeigt die Schwerölfeuerung mit 0,0054 bzw. 0,32 mg/MJ den höchsten Faktor, gefolgt von der Steinkohlenfeuerung mit 0,0039 und 0,0081 mg/MJ.

Tabelle 67: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Ni, Pb und Hg von Kohlekraftwerken zur Erzeugung von Strom und von Schwerölfeuerungen zur Erzeugung von Wärme in Deutschland (Jockel W. & Hartje J. 1995).

	As	Cd	Cr	Ni	Pb	Hg
	(mg/MJ)					
Steinkohle	0,0083	0,00083	0,0039	0,0081	0,026	0,0079
Braunkohle	0,0015	0,00024	0,0012	0,0015	0,00015	0,00024
Heizöl S	0,0035	0,0002	0,0054	0,3156	0,0197	0,0037

Struschka M. et al. (2008) berechneten die Emissionsfaktoren für die Elemente As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V und Zn für Feuerungsanlagen im Haushalt in Deutschland im Bezugsjahr 2005 (s. Tabelle 68). Hierbei wurde zwischen den Brennstoffen Heizöl (extra leicht), Brenngas, Steinkohle, Braunkohle und Holz unterschieden. Für Heizöl (extra leicht) wurden keine Emissionsfaktoren der betrachteten Elemente berechnet. Für Erdgas gibt es nur bei Hg einen Emissionsfaktor von 0,06 mg/MJ. Bei Steinkohle als Brennstoff wird zwischen Steinkohle, Steinkohlenkoks und Steinkohlenbriketts unterschieden; bei Braunkohlen werden nur Briketts als Brennstoff betrachtet. Allerdings werden hier die beiden Abbauggebiete im Rheinland und in der Lausitz unterschieden.

Tabelle 68: Emissionsfaktoren von As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V und Zn für die Brennstoffe Heizöl (extra leicht), Brenngas, Steinkohle, Braunkohle und Holz für Feuerungsanlagen im Haushalt in Deutschland im Bezugsjahr 2005 (Struschka M. et al. 2008).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
	(mg/MJ)								
Heizöl extra leicht									
Brenngase					0,06				
Steinkohlen	3,2	4,0			3,6		230	7	
Steinkohlenkoks	4,4	1,4			3,6		120	6,0	
Steinkohlenbriketts	4,1	11			3,6		215	6,0	
Braunkohlenbriketts	3,2	0,37	5,3	0,48	2,3	5,8	8,8	2,8	6,4
Rheinisches BKB	7,6	0,41	15	0,90	2,3	8,9	4,1	2,8	2,3
Lausitzer BKB	0,71	0,35	0,74	0,29	2,3	4,3	11		8,4
Holzbrennstoffe	0,38	2,1	11	9,3	0,56	1,5	15	0,031	233

Sippula O. et al. (2009) ermittelten die Emissionsfaktoren von Schwerölfeuerungen verschiedener Größen (s. Tabelle 69).

Feinstaub- und Schwermetallemissionen bei der Verbrennung von Holz und Stroh im Vergleich zu Kohle-, Öl und Gasverbrennung

Tabelle 69: Emissionsfaktoren von Al, As, Ca, Cd, Cl, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, SO₄, Sb, Tl, V und Zn von Schwerölfeuerungen verschiedener Größen (Sippula O. et al. 2009).

	Anlage A ¹⁾ (mg/MJ)	Anlage B ²⁾		Anlage A ¹⁾ (mg/MJ)	Anlage B ²⁾
Al	0,012	k. W.	Mg	0,008	0,023
As	0,00012	k. W.	Mn	0,0025	<NWG
Ca	<NWG	<NWG	Na	0,13	0,13
Cd	<NWG	<NWG	Ni	0,13	0,20
Cl	<NWG	<NWG	Pb	0,00091	<NWG
Co	0,0027	<NWG	SO ₄	3,87	1,97
Cr	0,027	<NWG	Sb	0,00048	<NWG
Cu	0,0015	<NWG	Tl	<NWG	k. W.
Fe	0,13	k. W.	V	0,17	0,17
K	0,027	<NWG	Zn	0,0072	k. W.

¹⁾ Schwerölfeuerung 4 MW

²⁾ Schwerölfeuerung 7 MW

In Jungbluth N. (2007) finden sich Emissionsdaten von Heizöl (extra leicht) und Heizöl (schwer). Heizöl (extra leicht) ist arm an Spurenelementen. Allerdings kann es durch Kontakt mit Metallen zu Spuren von Al, Cu, Fe, Zn oder Cr kommen (s. Tabelle 70).

Tabelle 70: Emissionsfaktoren von Spurenelementen für Heizöl (extra leicht) und (schwer) (Jungbluth N. 2007).

Element	Brennstoff µg/kg	LowNOx	Brennwert mg/MJ _{in}	Heizöl (schwer)
Chlor (als HCl)	4000 ¹⁾	94	0 ³⁾	1,44
Fluor (als HF)	400 ¹⁾	9	0,045 ⁶⁾	0,144
Kupfer	30 ²⁾	0,0007	0,0004 ⁴⁾	-
Zink	30 ²⁾	0,0007	0,0005 ⁵⁾	-

¹⁾ BUWAL 1993, ²⁾ DGMK 1987a, ³⁾ Abscheidegrad 100%, ⁴⁾ Abscheidegrad 43%, ⁵⁾ Abscheidegrad 29%, ⁶⁾ Abscheidegrad 50% angenommen

17.1 Diskussion & Schlussfolgerung

Eine Vergleichbarkeit von Emissionsfaktoren von konventionellen fossilen Brennstoffen mit Emissionsfaktoren von der Verbrennung holzartiger und halmartiger Biomasse ist schwierig, da in der Literatur überwiegend Emissionsfaktoren einer sehr begrenzten Anzahl an Elementen, die überwiegend aus Großfeuerungsanlagen stammen, zu finden sind. Dementsprechend muss der Vergleich unter Beachtung der jeweiligen Anlage und den jeweiligen Bedingungen erfolgen.

Allerdings kann die Gesamtheit der Emissionsfaktoren herangezogen werden, um die Variationsbreite des Emissionsfaktors jeden Elements abzuschätzen und zu einer Aussage bezüglich des relativen Gefährdungspotentials gegenüber fossilen Brennstoffen zu gelangen:

Das Element Cd hat beispielsweise in der Nennlastphase energienormierte Emissionen in den hier untersuchten Kleinfeuerungsanlagen im Bereich von 0,00001 - 0,06 mg/MJ. Der Massenstrom in der Großfeuerungsanlage des TFZ liegt bei 0,004 mg/MJ. Der von

verschiedenen Autoren vorgestellte Massenstrom von Cd für fossile Brennstoffe liegt, abhängig von der Anlage und dem Brennstoff, im Bereich von 0,00005 - 0,02 mg/MJ. Bei der Verbrennung von Biomasse liegen die energienormierten Emissionen des Elementes Pb in der Nennlastphase bei 0,0007 - 0,02 mg/MJ, bei der Großfeuerungsanlage um 0,06 mg/MJ. Der Massenstrom für dieses Element liegt nach verschiedenen Autoren für fossile Brennstoffe bei 0,00005 - 0,23 mg/MJ. Einen Überblick über die energienormierten Emissionen der in dieser Arbeit betrachteten umweltbedeutsamen Elemente gibt die Zusammenstellung in Tabelle 51, die auch zwischen Emissionen in der Anheiz-, Nennlast-, und teilweise in der Ausbrandphase unterscheidet. Zusätzlich sind in der Literatur Emissionsfaktoren des Elementes Hg zu finden, welches in dieser Arbeit nicht analysiert wurde. Die Emissionsfaktoren liegen im Bereich von 0,00002 - 0,004 mg/MJ. Holzartige Brennstoffe haben bei dem Element Hg je nach Autor mit 0,0006, 0,01 und 0,002 mg/MJ im Vergleich zu anderen Brennstoffen vergleichsweise hohe Faktoren.

Insgesamt unterscheiden sich die in dieser Arbeit für die verschiedenen Anlagen, Betriebsvariationen und Brennstoffe berechneten energienormierten Emissionen nicht wesentlich von dem Massenstrom, welcher in der Literatur für die ausgewählten Elemente für konventionelle fossile aber auch holzartige Brennstoffe von verschiedenen Autoren berechnet zu finden ist. In den Abbildungen wird nicht zwischen der Anlagengröße, speziellen Brennstoffart, z.B. Heizöl leicht, mittel oder schwer, unterschieden. Die Kompilation der Literaturdaten im Vergleich zu den in dieser Arbeit berechneten energienormierten Emissionen zeigt, dass der Einsatz von holzartigen bzw. halmartigen Brennstoffen zur Wärmeerzeugung in Hinsicht auf den Elementmassenstrom mit einem ähnlichen toxikologischen Potential zu bewerten ist, wie der Einsatz von Kohle oder teilweise Öl (s. Abbildung 110 und 111). Insbesondere der Einsatz von Heizöl leicht in Hausfeuerungen kann aufgrund der überwiegend sehr geringen Elementkonzentrationen einen geringen Massenstrom zur Folge haben, der allerdings auf wenige Elemente beschränkt ist. Der Einsatz von Erdgas als Energielieferant hat nahezu keinen Elementmassenstrom, mit Ausnahme von Hg, zur Folge.

Abbildung 110: Energienormierte Emissionen [mg/MJ] der Elemente Cd, Pb und Cr der in dieser Arbeit untersuchten Biomassefeuerungsanlagen im Vergleich zu den aus der Literatur stammenden Emissionsfaktoren von Öl, Stein- und Braunkohle.

Abbildung 111: Energienormierte Emissionen [mg/MJ] der Elemente Ni, Cu und Zn der in dieser Arbeit untersuchten Biomassefeuerungsanlagen im Vergleich zu den aus der Literatur stammenden Emissionsfaktoren von Öl, Stein- und Braunkohle.

18 Schlussbetrachtung und Ausblick

Ziel der Arbeit war es, am Beispiel von fünf verschiedenen Kleinf Feuerungsanlagen und einer Großfeuerungsanlage, Stoffstrombilanzen ausgewählter anorganischer gesundheits- und umweltschädlicher Elemente zur relativen Bewertung des gesundheitsgefährdenden Potentials zu erstellen. Dieses Potential kann nur in Kontext mit den organischen Bestandteilen des Feinstaubes beurteilt werden, was in einer am Helmholtz Zentrum München parallel laufender Doktorarbeit untersucht wird. Zusätzlich müssen die realen Auswirkungen von Feinstäuben auf die Gesundheit, z.B. mit geplanten Zelltests, untersucht werden.

Für die Berechnung von Ein- und Austrägen, insbesondere der umweltrelevanten Elemente ist eine zuverlässige Bilanz dieser Elemente notwendig. Die Erstellung der Elementbilanzen erfolgt auf Basis des Inputs:

- Eintrag der Elementmenge über den Brennstoff (Bezug: chemische Analyse des Brennstoffs)

Und des Outputs:

- Austrag als Asche (Rostasche)
- Austrag als Anhaftungen im Wärmeübertrager
- Austrag als Rückstand im EA
- Austrag als Kondensat im SWT
- Austrag als Anhaftung im Abgasweg
- Austrag als staubförmige Emissionen

Der Bilanzraum umfasst also den zugeführten Brennstoff und alle aus dem System gewinnbaren Aschefractionen inklusive der Filterasche. Außerhalb des Bilanzierungsraumes liegen nicht aus dem System gewinnbare Asche- bzw. Elementmengen. Zusätzlich wurden Emissionen einer Biogasanlage untersucht, die als Referenz herangezogen wurde.

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass es einer enormen Herausforderung bedarf plausible Elementbilanzen zu erhalten. Die Wiederfindung der Elemente ist insbesondere für die umweltbedeutsamen Elemente S, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U, die im Fokus dieser Arbeit standen, i.d.R. erheblich geringer als 100 %. Bei anderen Elementen dagegen wie Al, Ti, die Seltenen Erden und Zr, ist die Wiederfindung teilweise erheblich größer als 100 %. Auch die Bilanzierung an zwei in der Praxis installierten Zentralfeuerungsanlagen ergibt eine zu geringe Wiederfindung der meisten der umweltbedeutsamen Elemente.

Die aus der Anlage entnommenen Aschen sowie die meisten eingesetzten Brennstoffe sind relativ homogen, so dass die Abweichungen von 100 % hiermit nicht erklärt werden können.

Die Elementkonzentrationen im Scheitholz können aufgrund des variablen Rindenanteils erheblich schwanken. Allerdings wird auch hier nicht davon ausgegangen, dass extreme Analysedaten repräsentativ für das gesamte eingesetzte Material sind. Bei Überbefunden besteht die Möglichkeit, dass es während der Feuerung durch Korrosionsvorgänge im Brennraum zu einem Abrieb der Auskleidung des Feuerraumes und daraufhin zu einer Kontamination der Brennraumasche kommt (Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) 2009). Berechnungen haben gezeigt, dass dieses durchaus eine plausible Erklärung der Überbefunde von vielen Elementen ist. Minderbefunde können zurzeit noch nicht plausibel erklärt werden. Als eine Möglichkeit der Minderung der Elementmengen wird ebenfalls die Auskleidung des Feuerraums angesehen, welche, insbesondere bei einem untersuchten Kaminofen, große Mengen an aus dem Brennstoff emittierten Elementen aufnehmen könnte. In Hinblick auf die Bedeutsamkeit der Elemente für die Umwelt konnte sichergestellt werden, dass die bei der Bilanzierung fehlenden Elemente nicht in die Atmosphäre entweichen. Unklar bleibt, wie groß dieses Senkenpotential ist und ob sich eine Art Steady-State einstellt, wo sich Abgase und Aufnahme im Gleichgewicht befinden. Letztendlich bleibt die Frage nach Senken innerhalb der Verbrennungsstätte offen. Zukünftig müssen hier systematische Untersuchungen verschiedener Feuerraumauskleidungen durchgeführt werden, da sich die Feuerraumauskleidung evtl. als Senke für Elemente eignet und aktiv als Abscheider genutzt werden kann. Auch weiterführende Untersuchungen der Ablagerungen im Abgasweg sowohl am Prüfstand als auch in der Praxis sind angeraten.

Für die Erstellung verlässlicher Elementbilanzen als Basis für Elementströme und der relativen Verteilung war eine Probenahme vollständiger Brennzyklen notwendig, die sowohl die Anheiz-, die Nennlast- und gegebenenfalls auch die Ausbrandphase umfasste. Aufgrund der unterschiedlichen bauartbedingten Gegebenheiten umfassten die drei Phasen unterschiedliche Zeiträume bzw. wurden verschieden festgelegt. Da die Probenahmen Zeiträume umfassen, welche von einem nach VDI 2066/Blatt 1 eingesetzten 45 mm Filter nicht erfasst werden können, wurde aufgrund der Anforderungen in dieser Arbeit vom TFZ Straubing ein Filterhalter aus Teflon zur Aufnahme von Filtern mit einem Durchmesser von 150 mm entwickelt und gebaut. Dieser ermöglichte eine Langzeitprobenahme und die Sammlung großer Staubmengen für eine verlässliche Analytik mit hoher Nachweisstärke. Die zwei pro Versuchsvariante im verdünnten Abgas durchgeführten Probenahmen auf Filtern mit einem 150 mm bzw. 45 mm Durchmesser haben gezeigt, dass es hier teilweise zu Abweichungen kommt, u. U. aufgrund der Belastungstoleranz des Filters. Diese Abweichungen müssen bei zukünftigen Messungen reduziert werden, da unterschiedliche

Beladungen der Filter letztendlich zu verschiedenen Elementkonzentrationen im Abgas bzw. energienormierten Emissionen führen, welche in die Elementbilanz eingehen. Dieses kann trotzdem nicht die teilweise großen Minderbefunde einiger Elemente erklären.

Die relative Verteilung der Elemente in den verschiedenen anlagenspezifischen Aschefractionen offenbart, dass sich die Elemente in den Anlagen keineswegs einheitlich in den einzelnen Aschefractionen verteilen, sondern dass es auch hier große Unterschiede in den verschiedenen Anlagen gibt. Aufgrund des hohen relativen Anteils der Rostasche an der Gesamtasche können sich relativ große Mengen der Elemente in dieser Fraktion anreichern. Allerdings sind auch relativ große Anteile der Elemente S, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Pb, Bi und U in der Flugasche vorhanden.

Dem Vorteil von Holz und Stroh als nachhaltiger Energielieferant zur Nutzung in Groß- und Kleinfeuerungsanlagen stehen die vermeintlich vergleichsweise hohen Emissionen an Luftschadstoffen insbesondere Feinstaub gegenüber (Nussbaumer Th. & Klippel N. 2006). Grundsätzlich muss bei der Flugasche zwischen Stäuben aus einer unvollständigen und einer vollständigen Verbrennung unterschieden werden. Die entstehende Flugasche setzt sich aus organischem Material und Verbindungen von allen Elementen zusammen. Die Summe aus beiden ist der Gesamtstaub. Die Verhältnisse dieser beiden Bestandteile sind abhängig von den unterschiedlichen Bedingungen bei der Verbrennung wie Sauerstoffangebot, Glutbetttemperatur, Verweilzeit in der Brennkammer und Durchmischung der Verbrennungsgase mit Sauerstoff. Neben den anorganischen Emissionen stellen die organischen Emissionen ein vermutlich größeres toxikologisches Potential dar. Eine unvollständigere Verbrennung kann u.U. sogar einen positiven Einfluss auf die anorganischen Emissionen haben, da diese durch das emittierte organische Material verdünnt würden und im Feinstaub geringer konzentriert wären. Auf die energienormierten Emissionen sollte dieses theoretisch keinen Einfluss haben.

Zwischen den Elementen gibt es erhebliche Unterschiede bei den energienormierten Emissionen, welche maßgeblich von den Eingangskonzentrationen im Brennstoff abhängig sind, aber auch durch weitere Faktoren wie den Verbrennungsbedingungen und den Konzentrationen an aerosolbildenden Elementen beeinflusst werden. Eine hohe Gesamtstaubemission geht nicht unbedingt mit einem erhöhten Elementmassenstrom einher. Z.B. ist die Gesamtstaubemission der Großfeuerungsanlage relativ gering, die Massenströme der meisten Elemente allerdings ziemlich hoch. Ein Hackschnitzelkessel mit Miscanthuspellets als Brennstoff weist sehr hohe Gesamtstaubemissionen auf und der Elementmassenstrom ist für viele Elemente im Vergleich zwar erhöht, aber nicht der höchste.

Bedingungen, die zu einer unvollständigen Verbrennung führen, können eine Erhöhung der Gesamtstaubemission nach sich ziehen, nicht aber unbedingt eine Erhöhung der Massenströme der Elemente sondern eine Erhöhung der Emissionen von organischem Material.

Insgesamt kann aus rein anorganischer Sicht also nicht mit Bestimmtheit gesagt werden, dass eine vollständige Verbrennung ein geringeres toxisches Potential aufweist als eine unvollständige Verbrennung. Da aber die Summe der Massenströme von anorganischen Elementen nicht größer sein kann als der Gesamtstaubmassenstrom, führt eine Reduzierung der Gesamtstaubemission in jedem Fall zu einer Reduzierung des toxischen Potentials der Nicht-C-Komponente.

Die zur Untersuchung herangezogenen Feuerungsanlagen mit ihren unterschiedlichen Feuerungsprinzipien emittieren bauartbedingt unterschiedliche Gesamtstaubmengen. Beispielsweise emittiert der manuell beschickte Kaminofen mit dem Prinzip des oberen Abbrandes, chargenweiser Beladung des Feuerraumes, Naturzug und unregelmäßiger Luftzufuhr, wesentlich höhere Staubmengen als automatisch beschickte Kleinfeuerungsanlagen mit ihren unterschiedlichen Feuerungsprinzipien, wie unteren Abbrand, Unterschub- oder Abwurf- oder Abwurf- oder kontinuierlicher Brennstoffdurchsatz, Regelung der Primär- und Sekundärluftzufuhr usw. Aber auch hier können suboptimale Einstellungen zu hohen Emissionen führen, wie an einem Hackschnitzelkessel mit Miscanthuspellets als Brennstoff deutlich wird. Die beiden Großfeuerungsanlagen wurden als Referenz herangezogen, wobei die Biogasanlage als Referenz für extrem niedrige Elementemissionen dient.

Die Darstellung der anlagenspezifischen Elementströme in mg/MJ in die verschiedenen im System anfallenden Aschefractionen und die spezielle Betrachtung des Rückstandes auf den Filtern sowie die relative Verteilung der zum Teil gesundheitlich und umweltrelevanten Elemente S, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Sb, Tl, Bi, Pb und U in den verschiedenen Aschefractionen ermöglicht den Vergleich der verschiedenen Anlagen und bei verschiedenen Betriebsvariationen. Ein eventuell vorhandenes, unterschiedliches toxikologisches Potential aufgrund verschiedener Emissionen wird sichtbar gemacht.

Güteparameter der Verbrennung wie CO, C_nH_m, CO₂ und O₂, die Gesamtstaubemissionen und die energienormierten Emissionen von einigen umweltbedeutsamen Elementen zur Bewertung der verschiedenen Anlagen zeigen, dass der Pelletofen, der Pelletkessel mit SWT, der Hackschnitzelkessel (Fichtenholzhackschnitzel) mit EA und auch der Scheitholz- oder Scheitholz- (Buchenscheitholz) die für diese Parameter günstigsten Anlagen sind. Der Scheitholz- oder Scheitholz- (Fichtenscheitholz) und der Hackschnitzelkessel (Miscanthuspellets) sind, wie auch die

Großfeuerungsanlage, verhältnismäßig ungünstige Anlagen. Suboptimale Einstellungen des Hackschnitzelkessels für den Brennstoff Miscanthus führen zu den höchsten Emissionen von allen Anlagen. Auch beim Kaminofen sind die Gesamtstaubemissionen sehr hoch, können aber durch Einsatz eines EA wie auch beim Hackschnitzelkessel deutlich reduziert werden. Der Einsatz eines SWT führt ebenfalls zu einer Reduzierung der Emissionen, so dass auch dessen Einsatz als sinnvoll erachtet wird (s. Abbildung 91 und 112).

Abbildung 112: Relative Bewertung des Emissionsverhalten der Anlagen anhand der in Kapitel 11.2 vorgestellten Matrix.

Auch die Brennstoffart und -form kann wie im Fall des Kaminofens erkennbar einen Einfluss auf die Emissionen haben. Fichtenscheitholz hat geringere Emissionen zur Folge als das in der gleichen Anlage eingesetzte Buchenscheitholz. Beim Scheitholzessel dagegen hat das Buchenscheitholz für die Umwelt günstigere Emissionen zur Folge.

Zwischen der Anheiz- und Nennlastphase können i.d.R. keine Unterschiede ausgemacht werden.

Neben dem Gesamtstaub, für den für Klein- und Großfeuerungsanlagen gesetzliche Typenprüfungsgrenzwerte vorhanden sind, gibt es auch für anorganische Inhaltstoffe, wie Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Sn, Sb, Tl, Bi, Pb und U, gesetzliche Beschränkungen für Großfeuerungsanlagen, welche auch als Orientierung für Kleinfeuerungsanlagen herangezogen werden. Diese liegen, angegeben als Summe der Massenkonzentration für z.B. Tl und Cd bei $0,05 \text{ mg/m}^3$, für Pb, Co und Ni bei $0,5 \text{ mg/m}^3$ sowie für Sb, Cr, Cu und Sn bei 1 mg/m^3 . Alle Anlagen würden den in der TA-Luft festgelegten Elementmassenstrom von Cd, Tl, Ni, Pb, Co, Sb, Cr, Cu, Mn, V und Sn von Großfeuerungsanlagen, umgerechnet von Volumen (m^3) - auf Energieeinheiten (MJ), einhalten.

Zusammen mit den Emissionen von Gesamtstaub und Elementen kann als Indikator für einen ungünstigen Einfluss auf die Umwelt die Wasserlöslichkeit der Elemente genommen werden. Die umweltbedeutsamen Elemente Bi, Sn, Pb, Tl, Cd, Sb und Zn haben eine Löslichkeit

relativ zu K von 7 - 70 %. Unklar ist allerdings, wie der nicht lösliche Anteil der umweltbedeutsamen Elemente im Staub von seiner Gefährdung her einzuschätzen ist.

Solange keine geeigneten einheitlichen Bewertungsschemata der Toxizität von Feinstäuben zur Verfügung stehen, scheint der Vergleich der Massenströme normiert auf genutzte Energieeinheiten relativ zu den Emissionsfaktoren der Elemente von konventionellen fossilen Brennstoffen, wie Kohle und Öl, für eine toxikologische Einschätzung geeignet zu sein. So erfolgte neben einem anlageninternen Vergleich mit den Elementemissionsfaktoren für konventionelle fossile Brennstoffe ein externer Vergleich.

Die Emissionsfaktoren bei der Verbrennung von Kohle und Öl stammen aus verschiedenen, teilweise relativ alten Quellen und variieren, wie auch die in dieser Arbeit ermittelten Emissionsfaktoren, vergleichsweise stark, so dass die Betrachtung unter den jeweiligen Bedingungen, insbesondere des Anlagentyps, erfolgen müsste. Für eine Einschätzung der in dieser Arbeit berechneten energienormierten Emissionen wird in Abbildung 110 und 111 bei den Literaturdaten der Emissionen von Öl und Kohle nicht zwischen Anlagengröße, Brennstoffform usw. unterschieden. Der Vergleich der Literaturdaten der energienormierten Massenströme von Cd, Pb, Cu, Cr, Ni und Zn von Öl und Kohle zu den in dieser Arbeit berechneten energienormierten Emissionen von Holz und Stroh macht deutlich, dass biogene Festbrennstoffe i.d.R. vergleichbare oder geringere Emissionen aufweisen.

Allerdings ist nach Struschka M. et al. (2007) der Bestand an installierten Feuerstätten im Geltungsbereich der 1. BImSchV im Jahr 2005 mit ~14 Millionen Anlagen für Festbrennstoffe (Kohlen- und Holzbrennstoffe) um einen Faktor ~2 höher als Feuerungsanlagen für Heizöl (extra leicht). Feuerungsanlagen für Brenngase liegen in einem ähnlichen Bereich wie die Anzahl der Feuerungsanlagen für Festbrennstoffe, emittieren aber, mit Ausnahme von Hg, nahezu keine Elemente, so dass das toxikologische Potential gering ist. In Hinblick auf steigende Preise für fossile Brennstoffe und aus politischen Gründen wird es voraussichtlich zu einem Anstieg von Feuerungsanlagen für holzartige bzw. nicht-holzartige Brennstoffe kommen. Demzufolge ist zukünftig eine Reduzierung der Staubemissionen durch Sekundärmaßnahmen und weiterer Optimierung der Anlagen- und Verbrennungstechniken mit der damit verbundenen Reduzierung von Elementemissionen dringend notwendig. Für den Gesetzgeber müssen auch für Kleinf Feuerungsanlagen Grundlagen für die einzuhaltende Güte der Brennstoffe (Feuchtigkeit, Schmutzbelastung etc.) und erweiterte Emissionsgrenzwerte erarbeitet werden.

Literaturverzeichnis

Ackermann-Liebrich, U., Leuenberger, P., Schwartz, J. Schindler, C., Monn, C., Bolognini, G., Bongard, J. P., Brändli, O., Domenighetti, G., Elsasser, S., Grize, L., Karrer, W., Keller, R., Keller-Wossidlo, H., Künzli, N., Martin, B. W., Medici, T. C., Perruchoud, A. P., Schöni, M. H., Tschopp, J. M., Villiger, B., Wüthrich, B., Zellweger, J. P., Zemp, E. (1997): Lung function and long term exposure to air pollutants in Switzerland. Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults (SAPALDIA) Team. In: Am. J. Respir. Crit. Care Med. 155 (1), S. 122-129.

Agst, J. (1997): Die feuerfesten Baustoffe. 9. Aufl. Moers: Agst.

Andersson, O. & Marklund, S. (1998): Emissions of organic compounds from biofuel combustion and influence of different control parameters using a laboratory scale incinerator. In: Chemosphere 1998 (36), S. 1429-1443.

Anonymous (2007): Dynamik bei den Festbrennstoffen hält an. In: Brennstoffspiegel 2007 (2), S. 47–49. Online verfügbar unter <http://www.brennstoffspiegel.com/frame.php?module=articles&id=1790&page=1&menu=2>, zuletzt geprüft am 02.02.2013.

Aramaki, S. & Roy, R. (1962): Revised Phase Diagram for the System $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-SiO}_2$. In: J American Ceramic Society 45 (5), S. 229-242.

Atkins, P.W (1990): Physikalische Chemie. 2., korrig. Nachdr. d. 1. Aufl., Weinheim: VCH.

Baumbach, G. & Baumann, K. (1994): Luftreinhaltung. Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen, Meßtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. 3. Aufl. Berlin: Springer, 431 S.

Baumbach, G. & Heller, H.G (2004): Wege zu einer sauberen Holzverbrennung. In „Nachwachsende Rohstoffe für Baden-Württemberg - Forschungsprojekte für den Ländlichen Raum“, Tagung am 14.8.2004 in Stuttgart-Hohenheim. Online verfügbar unter <http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/servlet/PB/show/1119149/>, zuletzt geprüft am 02.02.2013.

Baumgärtner, K.-H (1993): Partikelemissionen aus Leichtölfeuerungen - Charakterisierung und Vermeidung. Dissertation an der Rheinisch - Westfälischen Technischen Hochschule (RWTH) Aachen, 138 S.

Baxter, L.L (1992): Char Fragmentation and Fly Ash Formation during Pulverized-Coal Combustion. In: Combustion and Flame 90 (2), S. 174-184.

Baxter, L.L., Jenkins, B.M., Miles, T.R. (1994): Alkalies in alternative biofuels. FACT. In: Combustion Modeling, Scaling and Air Toxins, ASME 1994 (Vol. 18).

Baxter, L.L., Miles, T.R., Jenkins, B.M., Milne, T., Dayton, D., Bryers, R.W., Oden, L.L. (1998): The behavior of inorganic material in biomass-fired power boilers: field and laboratory experiences. In: Fuel Processing Technology (54), S. 47-78.

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU) (2009): Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. Hrsg: Bayerisches Landesamt für Umwelt Bürgermeister-Ulrich-Straße 160 86179 Augsburg. Online verfügbar unter <http://www.lfl.bayern.de/iab/boden/36526/>, zuletzt geprüft am 04.04.2013.

Böhmer, S., Fröhlich, M., Köther, T., Krutzler, T., Nagl, T., Pölz, W., Poupa, S., Rigler, S., Storch, A., Thanner, G. (2007): Aktualisierung von Emissionsfaktoren als Grundlage für den Anhang des Energieberichts. Report REP-0075, Umweltbundesamt, Wien, 2007, 18 S.

Böhmer, S., Gallauner, T., Gössl, M., Krutzler, T., Moser, G. (2010):

Biomassefeuerungsanlagen im Leistungsbereich zwischen 400 KW bis 10 MW. Report 0282, Umweltbundesamt Österreich, Wien, 2010, 76 S. Online verfügbar unter http://www.umwelttechnik.at/fileadmin/content/Downloads/UBA_Biomassefeuerungen.pdf, zuletzt geprüft am 03.05.2013.

Boman, B.C., Forsberg, A.B., Järholm, B.G. (2003): Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. In: Scand J Work Environ Health 29 (4), S. 251-260.

Bomann, Ch. (2005): Particulate and gaseous emissions from residential biomass combustion. In: Dissertation, Energy Technology and Thermal Process Chemistry Umeå University, Schweden, 60 S.

Bowen, N.L & Greig, J. W. (1924): The system $\text{Al}_2\text{O}_3 - \text{SiO}_2$. In: J. Amer. Soc. (7), S. 238-410.

Braun-Fahrländer, C., Ackermann-Liebrich, U., Schwartz, J., Gnehm, H.P., Rutishauser, M., Wanner, H.U. (1992): Air pollution and respiratory symptoms in preschool children. In: Am Rev Respir Dis. 145 (1), S. 42-47.

Brunner, T. (2006): Aerosol and coarse fly ashes in fixed-bed biomass combustion. Dissertation an der Eindhoven University of Technology (Faculty of Mechanical Engineering), The Netherlands, In: Eigenverlag T. Brunner, 170 S.

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2012): Basisdaten Bioenergie Deutschland. Stand Januar 2005. Online verfügbar unter http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Bioenergie-NachwachsendeRohstoffe/FNR-Basisdaten-Bioenergie-2012.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 05.02.2013.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002a): Bundes-Immissionsschutzgesetz. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge. "Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 26. September 2002 (BGBl. I S. 3830), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 27. Juni 2012 (BGBl. I S. 1421) geändert worden ist".

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2002b): Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz. Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft (TA-Luft). Allgemeine Verwaltungsvorschrift. Erlassen aufgrund §48 BImSchG.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2006): Eckpunktepapier Novellierung der 1. BImSchV; Stand 10. November 2006 Online verfügbar unter http://www.getreideheizung.de/media/politik/eckpunktepapier_10nov06.pdf, zuletzt geprüft am 22.07.2013.

Campbell, J. A., Smith, R. D., Davis L. E., Smith, K. L. (1979): Characterisation of micron-size fly ash particles by X-ray photoelectron spectroscopy (ESCA). In: Science of the Total Environment (12), 75 S.

Charlson, R.J. & Pilat, M.J. (1969): Climate: The Influence of Aerosols. In: J. Appl. Meteorol. 10, S. 1001-1002.

Christensen, K.A. & Livbjerg, H. (1996): A Field Study of Submicron Particles from the Combustion of Straw. In: Aerosol Sci. and Tech. 1996 (25), S. 185-199.

- Christensen, K.A., Stenholm M., Livbjerg H. (1998):** The formation of submicron aerosolparticles, HCl and SO₂ in straw-fired boilers. In: Journal of Aerosol Science (29), S. 421-444.
- Clarke, L. B. & Sloss, L.L. (1992):** Trace elements. Emissions from coal combustion and gasification. London: IEA Coal Research, 111 S.
- Crosby, D. G. (1998):** Environmental toxicology and chemistry. New York, NY [u.a.]: Oxford Univ. Press (Topics in environmental chemistry), 350 S.
- Deutscher Bundestag (2009):** Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV). In: Deutscher Bundestag Drucksache (11/74, 25.11.2009). Online verfügbar unter <http://dipbt.bundestag.de/dip21/btd/17/000/1700074.pdf>, zuletzt geprüft am 02.02.2013.
- Deutscher Bundestag (2010):** Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen - 39. BImSchV). In: Deutscher Bundestag Drucksache (17/508, 25.01.2010). Online verfügbar unter <http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/17/005/1700508.pdf>, zuletzt geprüft am 02.02.2013.
- Deutsches Institut für Normung (Hrsg.) (2004):** CEN/TS 14775: 2004 (Feste Biobrennstoffe - Verfahren zur Bestimmung des Aschegehaltes). Beuth, Berlin, 2004.
- Dockery, D. W., Cunningham, J., Damokosh, A. I., Neas, L. M., Spengler, J. D., Koutrakis, P. et al. (1996):** Health effects of acid aerosols on North American children: respiratory symptoms. In: Environ. Health Perspect. 104 (5), S. 500-505.
- Dockery, D. W., Speizer, F. E., Stram, D. O., Ware, J. H., Spengler, J. D., Ferris, B. G. (1989):** Effects of inhalable particles on respiratory health of children. In: Am. Rev. Respir. Dis. 139 (3), S. 587-594.
- Dockery, D. W., Ware, J. H., Ferris, B. G., Speizer, F. E., Cook, N. R., Herman, S. M. (1982):** Change in pulmonary function in children associated with air pollution episodes. In: J Air Pollut Control Assoc 32 (9), S. 937-942.
- Dockery, D., Pope, C.A., Xu, X., Spengler, J., Ware, J., Fay, M., Ferris, B. und Speizer, F. (1993):** An association between air pollution and mortality in six U.S.cities. In: New England Journal of Medicine. (329), S. 1753-1759.
- Dockery, D.W. (2001):** Epidemiologic evidence of cardiovascular effects of particulate air pollution. In: Environ Health Perspect (109 (Suppl 4)), S. 483-496.
- Dockery, D.W., Stone, P.H. (2007):** Cardiovascular Risks from Fine Particulate Air Pollution. In: N Engl J Med 356 (5), S. 511-513.
- Du, N.-S. (2010):** Fa. Retsch; Materialanalyse zum Zubehör der Hochleistungs-Schneidmühle SM 2000 und der Ultra-Zentrifugalmühle ZM 100, 19.04.2010. Per Mail an Torben Seidel.
- Ellner-Schuberth, F. (2008):** Minderung von Staubemissionen aus Biomassekleinfeuerungen -Messergebnisse und Erfahrungsberichte-. 10.Juni 2008 München, Fachforum Saubere Holz- und Pelletfeuerungen
- Ellner-Schuberth, F., Hartmann, H., Turowski, P., Roßmann, P. (2010):** Partikelemissionen aus Kleinfeuerungen für Holz und Ansätze für Minderungsmaßnahmen. In: Berichte aus dem TFZ 22, Straubing, April 2010, 134 S.
- Ensor, D.S., Porph, W.M., Pilat, M.J., Charlson, R.J (1971):** Influence of the Atmospheric Aerosol on Albedo. In: J. Appl. Meteorol. 10, S. 1303-1306.

- Eskola, A.J., Jokiniemi, J.K., Lehtinen, K.E.J., Vakkilainen, E. (1998):** Modelling alkali salt deposition on kraft recovery boiler heat exchangers in the superheater section. In: Tappi Proceedings, The 1998 International Chemical Recovery Conference. 1-4 June, Tampa, S. 469-486.
- Fahlke, J. (1994):** Spurenelementbilanzierungen bei Steinkohlefeuerungen am Beispiel einer Trocken- und einer Schmelzfeuerung unter Berücksichtigung der Rauchgasreinigungsanlagen. In: VDI Fortschritt-Berichte Nr. 120, Reihe 15: Umwelttechnik, 1994, 183 S.
- Ferge, T., Maguhn, J., Hafner, K., Mühlberger, F., Davidovic, M., Warnecke, R., Zimmermann, R. (2005):** On-Line Analysis of Gas-Phase Composition in the Combustion Chamber and Particle Emission Characteristics during Combustion of Wood and Waste in a Small Batch Reactor. In: Environ. Sci. Technol. 39 (6), S. 1393-1402.
- Flagan, R. C. & Seinfeld, J. H. (1988):** Fundamentals of air pollution engineering. Englewood Cliffs, N.J: Prentice Hall, 562 S.
- Förderverein Bioenergiedorf Jühnde e.V.** Online verfügbar unter http://www.foerderverein-bioenergiedorf.de/pan_bhk.html, zuletzt geprüft am 07.02.2013.
- Fritsche, U., Rausch, L., Simon, K.-H. (1989):** Umweltwirkungsanalyse von Energiesystemen: Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS). Endbericht, Öko-Institut, Wissenschaftliches Zentrum III an der Gesamthochschule Kassel, Darmstadt/Kassel, August 1989, 424 S.
- Funke, T. H. (2007):** Temperatur- und Spannungsberechnungen zur Analyse und Optimierung der Aufheiz- und Abkühlphase beim Brand von Schamottesteinen. Dissertation, Universität Duisburg-Essen, 185 S.
- Gieré, R., Carleton, L. E., Lumpkin, G. R. (2003):** Micro- and nanochemistry of fly ash from a coal-fired power plant. In: American Mineralogist 88 (11-12), S. 1853-1865.
- Gras, B. (2006):** Untersuchung von Holzaschen aus Kleinfeuerungsanlagen - Erkennen von Brennstoffmissbrauch. Freie und Hansestadt Hamburg. Behörde für Soziales, Familie, Gesundheit und Verbraucherschutz. Institut für Hygiene und Umwelt. Online verfügbar unter <http://www.hamburg.de/contentblob/112042/data/holzasche-2006.pdf>, zuletzt geprüft am 02.02.2013.
- Gretschner, H. (2000):** Entstehung von Aerosolen durch heterogene Keimbildung bei der Absorption und Kondensation. Fortschritts - Bericht VDI Reihe 3 Nr. 650, VDI Verlag, Düsseldorf 2000, 143 S.
- Haltiner, E. W. (1996a):** In der Praxis durchgefallen. In: TAB (7), S. 36-39.
- Haltiner, E. W. (1996b):** In der Praxis durchgefallen. In: HLH 47 (3), S. 56-62.
- Harders, F. & Kienow, S. (1960):** Feuerfestkunde. Berlin: Springer, 981 S.
- Hartmann, H. (2001):** Die energetische Nutzung von Stroh und strohähnlichen Brennstoffen in Kleinanlagen. In: Gülzower Fachgespräche 17 ("Energetische Nutzung von Stroh, Ganzpflanzengetreide und weiterer halmgutartiger Biomasse"), S. 62-84. Online verfügbar unter http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_33gfg17stroh.pdf, zuletzt geprüft am 02.02.2013.
- Hartmann, H. (Hg.) (2007):** Handbuch Bioenergie-Kleinanlagen. 2. vollst. überarbeitete Auflage. Sonderpublikation des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMELV) und der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. Gülzow, 2007, 224 S.

Hartmann, H. (2010): Übertrocknung von Biomasse. Straubing, 11.02.2010. Freundliche mündliche Mitteilung an Torben Seidel.

Hartmann, H. (2012): Emissionsminderung bei der Verbrennung von Holz und Stroh. Fachtagung: Chancen und Risiken der Bioenergie im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung. 24.-25. Januar 2012 in Göttingen

Hartmann, H., Böhm, T., Maier, L. (2000): Naturbelassene biogene Festbrennstoffe - umweltrelevante Eigenschaften und Einflussmöglichkeiten. Schriftenreihe "Materialien", Nr. 154 des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 155 S.

Hartmann, H., Kaltschmitt, M., Puttkamer, T. v., Hering, T., Pilz, M. (2004): Auswirkungen der Eigenschaften biogener Festbrennstoffe. In: Voraussetzungen zur Standardisierung biogener Festbrennstoffe, Schriftenreihe „Nachwachsende Rohstoffe“, Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 2004 (23), 678 S.

Hartmann, H., Rossmann, P., Turowski, P., Ellner-Schuberth, F., Hopf, N., Bimüller, A. (2007): Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungen - Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte. In: Berichte aus dem TFZ 13, Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, Straubing, 126 S.

Hartmann, H., Schmid, V., Link, H., Roßmann, P., Decker, T., Ester, S., Wazula, H. (2005): Vereinfachte Überwachung der Staubemissionen bei Holz-Kleinfeuerungsanlagen (Delta-p-Methode). In: Schriftenreihe "Materialien", Nr. 183 des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, 40 S.

Hartmann, H., Turowski, P., Ellner-Schuberth, F. (2008): Feinstaubemissionen aus kleinen Holzfeuerungen - Aktuelle Forschungsergebnisse. 16. C.A.R.M.E.N.-Symposium „Im Kreislauf der Natur-Naturstoffe für die modernen Gesellschaft“, 07.-08.07.2008. Würzburg.

Hauk, G. (2008): Feinstaub - Allgemeinübersicht. Verband der Ärzte im öffentlichen Gesundheitsdienst des Landes Mecklenburg - Vorpommern, Güstrow, April 2008.

Heinrichs, H. (1977): Emissions of 22 elements from brown-coal combustion. In: Naturwissenschaften 64 (9), S. 479-481.

Heinrichs, H. (1982): Trace element discharge from a brown coal fired power plant. In: Environmental Technology Letters 3 (1-11), S. 127-136.

Heinrichs, H., Brumsack, H.J., Lange, H. (1984): Emissionen von Steinkohle- und Braunkohlekraftwerken der Bundesrepublik Deutschland. In: Fortschritte der Mineralogie (62), S. 79-105.

Hinds, W. C. (1999): Aerosol technology. Properties, behavior and measurement of airborne particles. 2. Aufl. New York, [etc.]: John Wiley & Sons, 483 S.

HKI (Industrieverband Haus, Heiz-und Küchentechnik e.V.). Online verfügbar unter <http://www.baulinks.de/webplugin/2010/1190.php4>, zuletzt geprüft am 05.02.2013.

Huber, S. & Frieß, H. (1997): Emissionen bayerischer Biomassefeuerungen - Ergebnisse einer Grundsatzuntersuchung. In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. 22 S. Online verfügbar unter http://www.lfu.bayern.de/energie/biogene_festbrennstoffe/doc/biomassefeuerungen.pdf, zuletzt geprüft am 02.02.2013.

Huber, S. & Friess, H. (1998): Emissions of Biomass Combustion Plants. In: Kopetz, H., u.a. (Hrsg.): Biomass for Energy and Industry, CARMEN, Würzburg - Rimpar, 1998.

Hutzinger, O. (1991): Was ist ein Schadstoff. In: Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung 3 (5), S. 259.

ISO 1171:2010-06: Feste mineralische Brennstoffe - Bestimmung des Aschegehaltes.

ISO 836:2001 (2001): Terminology for refractories.

Jakob, A., Stuck, S., Struis, R. P. W. J. (1996): Complete Heavy Metal Removal from Fly Ash by Heat Treatment: Influence of Chlorides on Evaporation Rates. In: Environ. Sci. Technol. 30 (11), S. 3275-3283.

Jensen, J. R., Nielsen, L. B., Schultz-Møller, C., Wedel, S., Livbjerg, H. (2000): The Nucleation of Aerosols in Flue Gases with a High Content of Alkali - A Laboratory Study. In: Aerosol Science and Technology 33 (6), S. 490-509.

Jockel, W. & Hartje, J. (1995): Die Entwicklung der Schwermetallemission in der Bundesrepublik Deutschland von 1985 bis 1995. Luftreinhaltung Forschungsbericht 94 -104 03 524. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. TÜV Rheinland Sicherheit und Umweltschutz GmbH Institut für Umweltschutz und Energietechnik.

Johansson, L. S., Leckner, B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C., Potter, A. (2004): Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. In: Atmospheric Environment 38 (25), S. 4183-4195.

Jokiniemi, J. & Sippula, O. (2009): Modelling Fine Particle Formation and Alkali Metal Deposition in BFB Combustion. Finnish-Swedish Flame Days 2009. January 28-29, Naantali, Finland, The Finnish and Swedish National Committees of The International Flame Research Foundation (IFRF).

Jokiniemi, J., Lazaridis, M., Lehtinen, K. E.J, Kauppinen, E. I. (1994): Numerical simulation of vapour-aerosol dynamics in combustion processes. In: Journal of Aerosol Science 25 (3), S. 429-446.

Jokiniemi, J., Mäkynen, J., Kauppinen, E. (1990): Aerosol Behaviour in Coal Combustion Processes. In: J. Aerosol Sci. 21 (1), S. 74-744.

Jörß, W. & Handke, V. (2007): Emissionen und Maßnahmenanalyse Feinstaub 2000 - 2020. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsbericht 204 42 202/2 UBA-FB 000965. Dessau-Roßlau, August 2007, 67 S.

Jungbluth, N. (2007): Erdöl. In: Bilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und der Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz (Ed. Dones, R.). Ecoinvent report No. 6-IV, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH.

Kaltschmitt, M. (2007): Energie aus Biomasse. Vorlesung, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Technische Universität Hamburg-Harburg, WS 2007/2008.

Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H. (2009): Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren: Springer, 1032 S. Online verfügbar unter <http://books.google.de/books?id=QpMM93jkficC>, zuletzt geprüft am 01.05.2013.

Katsouyanni, K. (2003): Ambient air pollution and health. In: British Medical Bulletin 68 (1), S. 143-156.

Kaufmann, H. (1997): Chlorine-Compounds in Emissions and Residues from the Combustion of herbaceous biomass. Diss. ETH No. 12429, 144 S.

- Kauppinen, E. I., Pakkanen, T. A. (1990):** Coal combustion aerosols: a field study. In: Environ. Sci. Technol. 24 (12), S. 1811-1818.
- Kennedy, I. M. (2007):** The health effects of combustion-generated aerosols. In: Proceedings of the Combustion Institute 31 (2), S. 2757-2770.
- Kessler, F., Knechtle, N., Frischknecht, R. (2000):** Heizenergie aus Heizöl, Erdgas oder Holz. In: BUWAL-Bericht, Schriftenreihe Umwelt Nr. 315, 161 S.
- Kittelson, D. B. (1998):** Engines and nanoparticles. In: Journal of Aerosol Science 29 (5-6), S. 575-588.
- Klippel, N. & Nussbaumer, Th. (2007a):** Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen. In: Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Schlussbericht, Zürich 2007, 63 S.
- Klippel, N. & Nussbaumer, Th. (2007b):** Wirkung von Verbrennungspartikeln - Vergleich der Umweltrelevanz von Holzfeuerungen und Dieselmotoren. In: Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Schlussbericht, Zürich 2007.
- Knudsen, J.N., Jensen, P. A., Dam-Johansen, K. (2004):** Transformation and Release to the Gas Phase of Cl, K, and S during Combustion of Annual Biomass. In: Energy & Fuels 18 (5), S. 1385-1399.
- Kollenberg, W. (Hg.) (2009):** Technische Keramik. Grundlagen, Werkstoffe, Verfahrenstechnik. 2. Aufl. Essen: Vulkan-Verl, 564 S.
- Konopicky, K. (1955):** Zur Theorie der Schamotte-Erzeugnisse. In: Berichte der DKG. 32 (9), S. 257-261.
- Konopicky, K. (1957):** Feuerfeste Baustoffe. Düsseldorf: Stahleisen, 553 S.
- Krzikalla, N. (1969):** Das Verhalten ausgewählter Spurenelemente in GuD - Kraftwerken mit integrierter Kohlevergasung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Angewandte Systemanalyse Nr. 69, 1993, 225 S.
- Kulmala, M., Vesala, T., Laaksonen, A. (2000):** Physical chemistry of aerosol formation. In: Aerosol Chemical Processes in the Environment (Ed. Spurny, S.), Boca Raton: Lewis Publishers, S. 23-46.
- Künzli, N., Avol, E., Wu, J., Gauderman, J.W., Rappaport, E., Millstein, J. et al. (2006):** Health effects of the 2003 Southern California wildfires on children. In: Am. J. Respir. Crit. Care Med. 174 (11), S. 1221-1228.
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F.E., Dockery, D.W (2006):** Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities Study. In: Am J Respir Crit Care Med. 173 (6), S. 667-672.
- Lahl, U. (2005):** Feinstaub - eine gesundheitspolitische Herausforderung. Vortrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zum 46. Kongress Deutsche Gesellschaft für Pneumologie. Berlin, 17.03.2005.
- Landesverband Schreinerhandwerk Baden-Württemberg (2009):** Fachinformation 12/2009 Gesetzliche Rahmenbedingungen bei Holzfeuerungen, 6. S. Online verfügbar unter http://www.umweltschutz-bw.de/PDF_Dateien/Downloadbereich/Downloads_2011/Fachinfo1_BImSchV.pdf, zuletzt geprüft am 22.07.2013.

- Lasselsberger, L. (2000):** Kleinf Feuerungen für Holz. Verbrennungstechnik/Stand der Technik/Regelwerke/Entwicklung. Darstellung der Umsetzung von Entwicklungsarbeiten an Kleinf Feuerungen für Holz in Österreich. Dezember 2000. Bundesanstalt für Landtechnik (BLT), Wieselburg, Österreich. Online verfügbar unter <http://www.blt.bmlfuw.gv.at/vero/forschbe/kleinf eu/kleinf eu.pdf>, zuletzt geprüft am 27.04.2013.
- Launhardt, T. (2002):** Umweltrelevante Einflüsse bei der thermischen Nutzung fester Biomasse in Kleinanlagen - Schadstoffemissionen, Aschequalität und Wirkungsgrad. Dissertation, Lehrstuhl für Landtechnik, Technische Universität München, München, 2002, 216 S.
- Launhardt, T., Hartmann, H., Link, H., Schmid, V. (2000):** Verbrennungsversuche mit naturbelassenen biogenen Festbrennstoffen in einer Kleinf Feuerungsanlage - Emissionen und Aschequalität. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), München, 2000, Reihe "Materialien", Nr. 156, 133 S.
- Lehtinen, K.E.J (1997):** Theoretical studies on aerosol agglomeration processes. PhD Thesis, VTT Technical Research Centre of Finland, VTT Publications 304, Espoo, 45 S.
- Lenz, V. (2010):** Feinstaubminderung im Betrieb von Scheitholzkaminöfen unter Berücksichtigung der toxikologischen Relevanz. Dissertation, TU Hamburg - Harburg, 2010, 142 S.
- Lenz, V. (2012):** Emissionsminderungsmaßnahmen bei Halmgutfeuerungsanlagen. 2. Internationale Fachtagung Strohenergie. Berlin, 29. und 30. März 2012
- LfU/UMEG:** Massenanteil der eingeatmeten Partikel und deren Abscheidung im menschlichen Atemtrakt in Abhängigkeit von ihrem aerodynamischen Durchmesser. Online verfügbar unter <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/18796/>, zuletzt geprüft am 02.01.2012.
- Lide, D.R. (1997):** CRC handbook of chemistry and physics. 1997-1998, a ready-reference book of chemical and physical data. 78. Aufl. Boca Raton [u.a.]: CRC Press, 2664 S.
- Lighty, J.S., Veranth, J., Sarofim, A. (2000):** Combustion aerosols: Factors governing their size and composition and implications to human health. In: Journal of the Air & Waste Management Association (50), S. 1565-1618.
- Lin, J. (2004):** Characterization of the concentration and distribution of urban submicron (PM1) aerosol particles. In: Atmospheric Environment 38 (3), S. 469-475.
- Lindau, L. (1983):** Mercury sorption to coal fly ash. In: Staub, Reinhaltung der Luft 43 (4), S. 166-167.
- Linton, R., Loh, A., Natusch, D., Evans, C., Williams, P. (1976):** Surface predominance of trace elements in airborne particles. In: Science 191 (4229), S. 852-854.
- Livbjerg, H. (2001):** Aerosol formation from straw combustion - Danish experiences. Aerosols from biomass combustion, international seminar, International Energy Agency (IEA) and Swiss Federal Office of Energy, ISBN 3-908705-00-2, Zurich, 2001, S. 29-30.
- Lura, P. (2010):** Werkstoffe I: Porosität, Porengrößenverteilung, Wassertransport. Vorlesungsunterlagen ETH Zürich, Institute für Building Materials. Online verfügbar unter http://www.ifb.ethz.ch/education/bachelor_werkstoffe1/2010FS/Vorlesung5_Porositat_folien, zuletzt geprüft am 02.02.2013.
- Maier, H., Dahl, P., Gutberlet, H., Dieckmann, A. (1992):** Schwermetalle in kohlebefeuerten Kraftwerken. In: VGB Kraftwerkstechnik 72 (5), S. 439-443.

- Mantau, U. & Sörgel, C. (2006):** Energieholzverwendung in privaten Haushalten. Marktvolumen und verwendete Holzsortimente. Zwischenbericht vom 06.07.2006.
- McNallan, M.J., Yurek, G.J., Elliott, J.F (1981):** The formation of inorganic particulates by homogeneous nucleation in gases produced by the combustion of coal. In: Combustion and Flame 42, S. 45-60.
- Mengel, K. (1972):** Ernährung und Stoffwechsel der Pflanze. 4. Aufl. Stuttgart: G. Fischer, 470 S.
- Merian, E. (1991):** Metals and their compounds in the environment - Occurrence, analysis, and biological relevance. Weinheim [u.a.]: VCH, 1438 S.
- Merten, D., Falkenberg, D., Nill, M., Kaltschmitt, M. (2004):** Wärmegewinnung aus Biomasse - Energieverbrauch der privaten Haushalte und des Sektors Gewerbe, Handel und Dienstleistungen (GHD). Anlagenband zum Abschlussbericht. Institut für Energetik und Umwelt gGmbH, Leipzig.
- Michelsen, H.P., Frandsen, F., Dam-Johansen, K., Larsen, O.H. (1998):** Deposition and high temperature corrosion in a 10 MW straw fired boiler. In: Fuel Processing Technology 54 (1-3), S. 95-108.
- MÜLLER AG Holzfeuerungen:** Unterschubfeuerungen. Online verfügbar unter <http://www.mueller-holzfeuerungen.ch/download.php?f=b70956adea94cb7f55b1fe0892059664>, zuletzt geprüft am 05.02.2013.
- Naeher, L. P., Brauer, M., Lipsett, M., Zelikoff, J. T., Simpson, Ch D., Koenig, J. Q., Smith, K. R. (2007):** Woodsmoke Health Effects: A Review. In: Inhalation Toxicology 19 (1), S. 67-106.
- Newman, M. C.; Clements, W.H. (2008):** Ecotoxicology. A comprehensive treatment. Boca Raton, Fla: CRC Press, 880 S.
- Nissler, D. & Wachsmann, U. (2011):** Statusbericht zur Umsetzung des Integrierten Energie- und Klimaschutzprogramms der Bundesregierung. Umweltbundesamt. Climate Change Nr. 06/2011. Online verfügbar unter <http://www.uba.de/uba-info-medien/3971.html>, zuletzt geprüft am 26.03.2013.
- Norm: DIN 51060:2000-06 (2000):** Feuerfeste keramische Rohstoffe und feuerfeste Erzeugnisse - Definition der Begriffe feuerfest, hochfeuerfest.
- Novaković, A., van Lith, S.C., Frandsen, F.J., Jensen, P.A., Holgersen, L.B. (2009):** Release of Potassium from the Systems K-Ca-Si and K-Ca-P. In: Energy Fuels 23 (7), S. 3423-3428.
- Nussbaumer, T., Good, J., Jenni, A., Koch, P., Rutschmann, C. (1995):** Projektieren automatischer Holzfeuerungen. Impulsprogramm PACER, Bundesamt für Konjunkturfüragen, 196 S.
- Nussbaumer, Th. (1989):** Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz. Dissertation. Hrsg.: Laboratorium für Energiesysteme, ETH Zürich. Zürich 1989: Juris Druck + Verlag, 193 S. Schriftenreihe "Forschungsberichte", Nr. 6, 193 S.
- Nussbaumer, Th. (2001):** Aerosols from biomass combustion. International Seminar at 27 June 2001 in Zurich by IEA Bioenergy Task32 and Swiss Federal Office of Energy, Verenum, Zurich 2001.

- Nussbaumer, Th. (2003):** Combustion and Co-combustion of Biomass: Fundamentals, Technologies, and Primary Measures for Emission Reduction. In: *Energy Fuels* 17 (6), S. 1510-1521.
- Nussbaumer, Th. & Hasler, P. (1999):** Bildung und Eigenschaften von Aerosolen aus Holzfeuerungen. In: *Holz als Roh- und Werkstoff* (57), S. 13-22.
- Nussbaumer, Th. & Klippel, N. (2006):** Schadstoffarme Verbrennung. In: *TEC* 21 132 (48), S. 5-9.
- Oberdörster, G. (1996):** Effects of Ultrafine Particles in the Lung and Potential Relevance to Environmental Particles. In: J.C.M Marijnissen und L. Gradoń (Hg.): *Aerosol Inhalation: Recent Research Frontiers*: Springer Netherlands, S. 165-173.
- Obernberger, I. (1997a):** Nutzung fester Biomasse in Verbrennungsanlagen unter besonderer Berücksichtigung des Verhaltens aschebildender Elemente. In: *Schriftenreihe Thermische Biomassenutzung*, dbv, Graz 1997 (1), 349 S.
- Obernberger, I. (1997b):** Thermische Biomassenutzung. Technik und Realisierung, Tagung Salzburg, 23. und 24. April 1997. Düsseldorf: VDI-Verl.
- Obernberger, I. (2008):** Aktuelle Forschungsergebnisse bei der Feinstaub- und NO_x-Bildung bei der Verbrennung von Stroh. 1. Internationale Fachtagung Strohenergie. Jena, 2008.
- Obrusnik, Stárková, B., Blažek, J. (1989):** Composition and morphology of stack emissions from coal and oil fuelled boilers. In: *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Articles 133 (2), S. 377-390.
- Orasche, J., Schnelle-Kreis, J., Schön, C., Hartmann, H., Ruppert, H., Arteaga-Salas, J.M., Zimmermann, R. (2013):** Comparison of Emissions from Wood Combustion. Part 2: Impact of Combustion Conditions on Emission Factors and Characteristics of Particle-Bound Organic Species and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Related Toxicological Potential. In: *Energy Fuels* 2013, 27 (3), S. 1482-1491.
- Orasche, J., Seidel, T., Hartmann, H., Schnelle-Kreis, J., Chow, J.C., Ruppert, H., Zimmermann, R. (2012):** Comparison of Emissions from Wood Combustion. Part 1: Emission Factors and Characteristics from Different Small-Scale Residential Heating Appliances Considering Particulate Matter and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Related Toxicological Potential of Particle-Bound Organic Species. In: *Energy & Fuels* 2012, (26) 11, S. 6695-6704.
- Orozco-Levi, M. (2006):** Wood smoke exposure and risk of chronic obstructive pulmonary disease. In: *European Respiratory Journal* 27 (3), S. 542-546.
- Oser, M. (2003):** Grundlagen der Aerosolbildung in Holzfeuerungen. Beeinflussung der Partikelemissionen durch Primärmassnahmen und Konzept für eine partikelarme automatische Holzfeuerung (Low-Particle-Feuerung), Schlussbericht, Bern, Bundesamt für Energie, 97 S.
- Oser, M., Nussbaumer, Th., Müller, P., Mohr, M., Figi, R. (2004):** Mechanisms of Particle Formation in Biomass Combustion. 2nd World Conference and Technology Exhibition on Biomass for Energy, Industry, and Climate Protection, Rome 2004.
- Pavageau, M.-P., Pécheyran, C., Krupp, E. M., Morin, A., Donard, O.F.X. (2002):** Volatile metal species in coal combustion flue gas. In: *Environ. Sci. Technol.* 36 (7), S. 1561-1573.

- Peters, A., Dockery, D.W., Muller, J. E., Mittleman, M.A. (2001):** Increased Particulate Air Pollution and the Triggering of Myocardial Infarction. In: *Circulation* 103 (23), S. 2810-2815.
- Peters, A., Wichmann, H.E., Tuch, T., Heinrich, J., Heyder, J. (1997):** Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. In: *J. Am J Respir Crit Care Med.* 155 (4), S. 1376-1383.
- Pfeiffer, F., Struschka, M., Baumbach, G. (2000):** Ermittlung der mittleren Emissionsfaktoren zur Darstellung der Emissionsentwicklung aus Feuerungsanlagen im Bereich Haushalte und Kleinverbraucher. In: Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben 295 46 364, UBA-Texte Nr. 14-00, Umweltbundesamt, Berlin, 2000.
- Pio, C. A., Legrand, M., Oliveira, T., Afonso, J., Santos, C., Caseiro, A. et al. (2007):** Climatology of aerosol composition (organic versus inorganic) at nonurban sites on a west-east transect across Europe. In: *J. Geophys. Res.*, 112, D23S02, S. 15
- Pope, C.A. & Dockery, D.W. (1992):** Acute health effects of PM10 pollution on symptomatic and asymptomatic children. In: *Am. Rev. Respir. Dis.* 145 (5), S. 1123-1128.
- Pope, C.A., Dockery, D.W., Spengler, J.D., Raizenne, M.E. (1991):** Respiratory health and PM10 pollution. A daily time series analysis. In: *Am. Rev. Respir. Dis.* 144 (3 Pt 1), S. 668-674.
- Pope, C.A., Ezzati, M., Dockery, D.W. (2009):** Fine-Particulate Air Pollution and Life Expectancy in the United States. In: *N Engl J Med* 360 (4), S. 376-386.
- Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath, C.W. (1995):** Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. In: *Am. J. Respir. Crit. Care Med.* 151 (3 Pt 1), S. 669-674.
- Pope, C.A., Muhlestein, J.B., May, H.T., Renlund, D.G., Anderson, J.L., Horne, B.D (2006):** Ischemic heart disease events triggered by short - term exposure to fine particulate air pollution. *Circulation*. In: *Coronary Heart Disease* 114 (23), S. 2443-2448.
- Poupa, S. (2001):** Emissionsfaktoren als Grundlage für die österreichische Luftschadstoff-Inventur. Stand 1999. Umweltbundesamt GmbH (Federal Environment Agency Ltd), Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2001, S. 23.
- Pyykönen, J. & Jokiniemi, J. (2003):** Modelling alkali chloride superheater deposition and its implications. In: *Fuel Processing Technology* 80 (3), S. 225-262.
- Raab, K. & Obernberger, I. (2005):** Physikalische Charakteristika und chemische Zusammensetzung. In Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.) „Leitfaden Bioenergie - Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen“, S. 162-180.
- Rabinovitch, N. (2006):** Particulate Levels Are Associated with Early Asthma Worsening in Children with Persistent Disease. In: *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 173 (10), S. 1098-1105.
- Rademacher, P. (2005):** Contents of nutrient elements in tree components of economical important species in relation to their residual utilisation. In: *Holz Roh Werkst* 63 (4), S. 285-296.
- Ramperez, C., Ramperez, M., Pude, R., Müller, M. (2008):** Freisetzung anorganischer Spurestoffe und Ascheverhalten bei der Verbrennung von *Miscanthus* und *Switchgrass*. 5. Internationale *Miscanthus*-Tagung, 27.-28. November 2008, Neuchatel, Schweiz. Online verfügbar unter http://www.miscanthus-society.com/Verbrennung_UniBN_FZJ_f.pdf, zuletzt geprüft am 03.04.2013.

- Rasch H. & Rickmann K. (1989, 1990):** Vergleichende Betrachtungen zur Schmelzphasenbildung anhand von Mehrstoffsyste-men. cfi/Berichte der DKG, 66. Jg. (1989), Heft Nr. 9, S.375-379, Heft Nr. 10, S. 446-448, Heft Nr. 11/12, S. 512-515 und 67. Jg. (1990), Heft Nr. ½, S. 16-19, Heft Nr. 10, Heft Nr. 4, S. 157-161, Heft Nr. 9, S. 389-394.
- Rentz, O. & Martel, Ch. (1998):** Analyse der Schwermetallströme in Steinkohlefeuerungen - Einfluß der Kohlesorte und des Lastzustandes. Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF), Deutsch-Französisches Institut für Umweltforschung (DFIU), Universität Karlsruhe (TH), Juni 1998, 254 S.
- Routschka, G. & Wuthnow, H. (Hrsg.) (2007):** Taschenbuch Feuerfeste Werkstoffe. Aufbau, Eigenschaften, Prüfung. 4. Aufl. Essen: Vulkan-Verl., 656 S.
- Routschka, G. & Granitzki, K.-E. (2000):** Refractory Ceramics. In: Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry. Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.
- Rudnick, R.L. & Gao, S. (2003):** Composition of the Continental Crust. In: Rudnick R.L. [Hrsg.]: The Crust - Treatise on Geochemistry 3. Elsevier-Pergamon, Oxford u.a., S. 1-64.
- Ruppert, H. (1994):** Totalaufschluß von Gesteinen und Böden mit Säuren zur nachfolgenden Bestimmung der Element-Gesamtgehalte. Skript zum Praktikum der analytischen Geologie, IGDL, unveröffentlicht, Universität Göttingen,.
- Ruyck, J. & Distelsmans, M. (1993):** Comparative study on emissions from gas fired and oil fired residential boilers. In: Second International Conference on Combustion Technologies for a Clean Environment. Lisabon, Portugal. (27.1), S. 19-22.
- Salmang, H., Scholze, H., Telle, R. (2007):** Keramik. 7. Aufl. Berlin, New York: Springer.
- Samara, C. (2005):** Chemical mass balance source apportionment of TSP in a lignite-burning area of Western Macedonia, Greece. In: Atmospheric Environment 39 (34), S. 6430-6443.
- Sarofim, A.F., Howard, J.B., Padia, A.S. (1977):** The Physical Transformation of the Mineral Matter in Pulverized Coal Under Simulated Combustion Conditions. In: Combustion Science and Technology 16 (3-6), S. 187-204.
- Sauer, B. (2009):** Elementgehalte und Stoffströme bei der Strom- und Wärmegewinnung im Bioenergiedorf Jühnde. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen, 2010, 124 S.
- Schulle, W. (1990):** Feuerfeste Werkstoffe. Feuerfestkeramik, Eigenschaften, prüftechnische Beurteilung, Werkstofftypen , mit 143 Tabellen. 1. Aufl. Leipzig: Dt. Verl. für Grundstoffindustrie.
- Schwartz, J., Dockery, D.W., Neas, L.M. (1996):** Is daily mortality associated specifically with fine particles? In: J Air Waste Manag Assoc 46 (10), S. 927-939.
- Seidel, T., Orasche, J., Ruppert, H., Schnelle-Kreis, J., Hartmann, H. (im Druck):** Emissions of Organic and Inorganic Pollutants during the Combustion of Wood, Straw and Biogas. In: Ruppert H. Kappas M. & Ibendorf J. [Hrsg.] - Sustainable Bioenergy Production - an Integrated Approach. Springer, Berlin u. a. Kapitel 13.
- Seinfeld, J. H. & Pandis, S. N. (1998):** Atmospheric chemistry and physics. From air pollution to climate change. New York: Wiley, 1203 S.
- Senior, C. L. & Flagan, R. C. (1982):** Ash Vaporization and Condensation During Combustion of a Suspended Coal Particle. In: Aerosol Science and Technology 1 (4), S. 371-383.
- Simon, K. (2009):** Einführung in die geochemische Analytik. Skript zur Vorlesung: Instrumentelle Analytik. 75 S., unveröffentlicht, Universität Göttingen.

Simpson, D., Yttri, K.E., Klimont, Z., Kupiainen, K., Caseiro, A., Gelencsér, A. et al. (2007): Modeling carbonaceous aerosol over Europe: Analysis of the CARBOSOL and EMEP EC/OC campaigns. In: J. Geophys. Res. 112 (D23).

Singh, H.B. (1995): Composition, chemistry, and climate of the atmosphere. New York: John Wiley & Sons, 527 S.

Sippula, O. (2010): Fine Particle Formation and Emissions in Biomass Combustion. Dissertation, Department of Environmental Science, Faculty of Science and Forestry, University of Eastern Finland, Kuopio, Finland, 2010, 68 S.

Sippula, O., Hokkinen, J., Puustinen, H., Yli-Pirilä, P., Jokiniemi, J. (2007): Fine Particle Emissions from Biomass and Heavy Fuel Oil Combustion without Effective Filtration (BIOPOR). VTT Working Papers 72, VTT Technical Research Centre of Finland, 45 S.

Sippula, O., Hokkinen, J., Puustinen, H., Yli-Pirilä, P., Jokiniemi, J. (2009): Comparison of particle emissions from small heavy fuel oil and wood-fired boilers. In: J. Atm. Environ. 43, S. 4855-4864.

Smith, R.D. (1980): The trace element chemistry of coal during combustion and the emissions from coal-fired plants. In: Progress in Energy and Combustion Science 6, S. 53-119.

Smith, R.D. & Baer, D.R. (1983): Fly ash surface formation and segregation during heating. In: Atmospheric Environment (1967) 17 (8), S. 1399-1409.

Stahl-Eisen-Werkstoffblatt 917 (1984): Keramische feuerfeste Werkstoffe, Schamottesteine für allgemeine industrielle Einsatzzwecke (Steingruppe A bis 45 % Al_2O_3).

Steenari, B.-M. (1998): Chemical Properties of FBC ashes. Thesis (Ph. D.) - Chalmers University of Technology, 1998, 72 S.

Steinmann, E. P. (1966): Das pH und der Gasaustausch im Bronchialbaum. In: Beitr. Klin. Tuberk. 134 (1), S. 69-74.

Strand, M. (2004): Particle Formation and Emission in Moving Grate Boilers Operation on Woody Biomass. Växjö, November 2004.

Struschka, M., Zuberbühler, U., Dreiseidler, A., Dreizler, D., Baumbach, G. (2003): Ermittlung und Evaluierung der Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen im Bereich der Haushalte und Kleinverbraucher sowie Ableitung von geeigneten Maßnahmen zur Emissionsminderung. Nr. 41/2003, Umweltbundesamt.

Struschka, M., Kilgus, D., Springmann, M., Baumbach, G. (2008): Effiziente Bereitstellung aktueller Emissionsdaten für die Luftreinhaltung. Nr. 44/2008, Bereich Luft und Luftreinhaltung, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt, 107 S.

Struschka, M., Springmann, M., Goy, J., Schäfer, C. (2010): Feinstaubemissionen moderner Heizkessel. Institut für Feuerungs- und Kraftwerkstechnik, Universität Stuttgart. Online verfügbar unter http://www.iwo.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Fachwissen/Kurzfassung_Feinstaub-Studie.pdf, zuletzt geprüft am 01.05.2013.

Süka Heizgeräte GmbH: Einführung in die Wärmelehre. Online verfügbar unter <http://www.sueka.de/waermelehre.html>, zuletzt geprüft am 04.02.2013.

Tauber, C. (1988): Spurenelemente in Flugaschen. Kohle, Kraftwerk, Umwelt. Köln [Germany]: Verlag TÜV Rheinland.

- Thomas, R. (2004):** Practical guide to ICP-MS. New York, NY: Marcel Dekker.
- Thomas, R. (2008):** Practical guide to ICP-MS. A tutorial for beginners. 2. Aufl. Boca Raton: CRC Press.
- Tillman, D.A. (1994):** Trace metals in combustion systems. San Diego: Academic Press.
- Tissari, J., Sippula, O., Kouki, J., Vuorio, K., Jokiniemi, J. (2008):** Fine Particle and Gas Emissions from the Combustion of Agricultural Fuels Fired in a 20 kW Burner. In: Energy Fuels 22 (3), S. 2033-2042.
- Tsyro, S., Simpson, D., Tarrasón, L., Klimont, Z., Kupiainen, K., Pio, C., Yttri, K. E. (2007):** Modeling of elemental carbon over Europe. In: J. Geophys. Res., 112, 23, D23S19.
- Turowski, P. (2011):** Anlagenbeschreibung der Öfen, 27.05.2011. Per Mail an Torben Seidel.
- Twomey, S. (1977):** The Influence of Pollution on the Shortwave Albedo of Clouds. In: J. Atmos. Sci. 34 (7), S. 1149-1152.
- Umweltbundesamt (2009):** Entwicklung der Luftqualität in Deutschland. Umweltbundesamt, Fachgebiet II 4.2 "Beurteilung der Luftqualität". Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/3760.html>, zuletzt geprüft am 01.05.2013
- Umweltbundesamt (2011):** Feinstaubemissionen (PM₁₀) aus Kleinfeuerungsanlagen. In: Zentrales System Emissionen (Stand Oktober 2011). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeIdent=2368>, zuletzt geprüft am 01.05.2013.
- Umweltbundesamt (2013):** Feinstaub (PM₁₀), jährliche Auswertungen Feinstaub. Online verfügbar unter http://www.env-it.de/luftdaten/download/public/docs/pollutants/PM10/Jahr/PM10_2012.pdf, zuletzt geprüft am 01.05.2013.
- US-EPA (US Environmental Protection Agency) (2004):** Air quality criteria for particulate matter 930 (Final report, Oct 2004). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, EPA 600/ 931 P-99/002aF-bF. 2004. Online verfügbar unter <http://cfpub.epa.gov/ncea/cfm/recordisplay.cfm?deid=87903#Download>, zuletzt geprüft am 29.03.2013.
- Van Lith, S.C., Jensen, P.A., Frandsen, F.J., Glarborg, P. (2008):** Release to the Gas Phase of Inorganic Elements during Wood Combustion. Part 2: Influence of Fuel Composition. In: Energy Fuels 22 (3), S. 1598-1609.
- Verein Deutscher Ingenieure (Hg.) (2006):** Messen von Partikeln - Staubmessungen in strömenden Gasen -Gravimetrische Bestimmung der Staubbeladung - Übersicht. Technische Regel VDI 2066 Blatt 1:2006-11. Berlin: Beuth-Verlag.
- Verein Deutscher Ingenieure. (Hg.) (1994):** Messen der Gesamtemission von Metallen, Halbmetallen und ihren Verbindungen - Manuelle Messung in strömenden, emittierten Gasen - Probenahmesystem für partikelgebundene und filtergängige Stoffe. Technische Regel VDI 3868 Blatt 1:1994-12. Berlin: Beuth-Verlag.
- Verhulst, D., Buekens, A., Spencer, P. J., Eriksson, G. (1996):** Thermodynamic Behavior of Metal Chlorides and Sulfates under the Conditions of Incineration Furnaces. In: Environ. Sci. Technol. 30 (1), S. 50-56.
- Weiland, P. (2008):** Wissenschaftliche Begleitung der Strom- und Wärmeversorgung des Bioenergiedorfes Jühnde. Abschlußbericht, Oktober 2008, Institut für Agrartechnologie und

Biosystemtechnik Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI) Braunschweig, Braunschweig, Oktober 2008.

Whitby, K. T. (1978): The physical characteristics of sulfur aerosols. In: Atmospheric Environment (1967) 12 (1-3), S. 135-159.

Wichmann, H.E., Spix, C., Tuch, T., Wölke, G., Peters, A., Heinrich, J. et al. (2000): Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany, Part I: Role of particle number and particle mass. Health Effects Institute, Cambridge, MA., S. 1-96.

Wieser, M. & Kurzweil, A. (2003): Emissionsfaktoren als Grundlage für die österreichische Luftschadstoff-Inventur. Stand 2003. Umweltbundesamt, Wien, Österreich, 2003.

Wiinikka, H. & Gebart, R. (2005): The influence of fuel type on particle emissions in combustion of biomass pellets. In: Combustion Science and Technology 177 (4), S. 741-763.

Wilson, W. E. & Suh, H. H. (1997): Fine particles and coarse particles: concentration relationships relevant to epidemiologic studies. In: J Air Waste Manag Assoc 47 (12), S. 1238-1249.

Wilson, W.E., Spiller, L.L., Ellestad, T.G., Lamothe, P.J., Dzubay, T.G., Stevens, R.K. et al. (1977): General Motors sulfate dispersion experiment: summary of EPA measurements. In: Journal of the Air and Waste Management (27), S. 46-51.

Winiwarter, W. & Schneider, M. (1995): Abschätzung der Schwermetallemissionen in Österreich. UBA-95-108. Umweltbundesamt, Wien.

Woodruff, T. J., Axelrad, D. A., Kyle, A.D., Nweke, O., Miller, G. G., Hurley, B. J. (2004): Trends in environmentally related childhood illnesses. In: Pediatrics 113 (4 Suppl), S. 1133-1140.

www.guntamatic.com, zuletzt geprüft am 25.03.2013.

www.hdg-bavaria.com, zuletzt geprüft am 25.03.2013.

www.kwb.at, Pelletheizung KWB Easyfire 10-30 kW, zuletzt geprüft am 25.03.2011.

www.wodtke.com, zuletzt geprüft am 25.03.2013.

www.carbonizer.de, zuletzt geprüft am 06.02.2013.

Zanobetti, A., Wand, M. P., Schwartz, J., Ryan, L. M. (2000): Generalized additive distributed lag models: quantifying mortality displacement. In: Biostatistics 1 (3), S. 279-292.

Zbogar, A., Frandsen, F., Jensen, P.A., Glarborg, P. (2009): Shedding of ash deposits. In: Progress in Energy and Combustion Science 35 (1), S. 31-56. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036012850800040>, zuletzt geprüft am 01.05.2013.

Zeldovich, Y.A. (1946): The oxidation of nitrogen in combustion and explosions. In: Acta Physicochim. USSR 21:577.

Zemp, E., Elsasser, S., Schindler, C., Künzli, N., Perruchoud, A. P., Domenighetti, G. et al. (1999): Long-term ambient air pollution and respiratory symptoms in adults (SAPALDIA study). The SAPALDIA Team. In: Am. J. Respir. Crit. Care Med. 159 (4 Pt 1), S. 1257-1266.

Zimmer, A. (1999): Formelsammlung Verbrennungslehre. FH Köln. Online verfügbar unter http://www.f09.fh-koeln.de/imperia/md/content/institut_tga/fachschaft/grundstudium/verbrennungslehre/verbrennungslehre_formelsammlung.pdf, zuletzt geprüft am 02.02.2013.

Zink, I. (2010): Nanopartikel: Lasergenerierte Herstellung Keramischer Nanopartikel-aerosole: Diplomica Verlag GmbH. S. 96.

Zuberbühler, U. (2002): Maßnahmen zur feuerungsseitigen Emissionsminderung bei der Holzverbrennung in gewerblichen Feuerungsanlagen. Dissertation, Universität Stuttgart, 2002, S. 122.

Zuberbühler, U. & Baumbach, G. (2000): Entwicklung eines Feuerungskonzeptes zur Verbesserung des Ausbrandes bei gleichzeitiger NO_x-Verminderung bei der Holzverbrennung im gewerblichen Bereich. BWPLUS „Projektträgerschaft Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung“, Forschungszentrum Karlsruhe, S. 59.

19 Anhang

Tabellenverzeichnis

Tabelle A-71: Durchschnittliche Biogaszusammensetzung des BHKW Jühnde als Beispiel für die Variation der Methangehalte einer Biogasanlage.....	297
Tabelle A-72: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Fichtenpellets.	298
Tabelle A-73: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Fichtenscheitholz.	299
Tabelle A-74: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Buchenscheitholz.	300
Tabelle A-75: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Fichtenholzhackschnitzel.	301
Tabelle A-76: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Winterweizenstrohpellets.	302
Tabelle A-77: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Miscanthuspellets.	303
Tabelle A-78: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Holzhackschnitzel.	304
Tabelle A-79: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand im Feuerraum, Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.	305
Tabelle A-80: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand des internen Wärmetauschers, Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.	306
Tabelle A-81: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.	307
Tabelle A-82: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand des externen Wärmetauschers (Kondensat), Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.	308
Tabelle A-83: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Fichtenscheitholz.	309
Tabelle A-84: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Fichtenscheitholz.	310
Tabelle A-85: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Rauchrohr zwischen Ofen und elektrostatischem Abscheider, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Fichtenscheitholz.	311
Tabelle A-86: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.	312
Tabelle A-87: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.	313
Tabelle A-88: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Rauchrohr zwischen Ofen und elektrostatischem Abscheider, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.	314
Tabelle A-89: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.	315
Tabelle A-90: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.	316
Tabelle A-91: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem internen Wärmetauscher, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.	317
Tabelle A-92: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	318
Tabelle A-93: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	319
Tabelle A-94: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem internen Wärmetauscher, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	320
Tabelle A-95: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem externen Wärmetauscher (Kondensat), Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	321
Tabelle A-96: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Verdünnungstunnel, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	322
Tabelle A-97: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.	323
Tabelle A-98: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.	324
Tabelle A-99: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem internen Wärmetauscher, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.	325
Tabelle A-100: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Verdünnungstunnel, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.	326
Tabelle A-101: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Scheitholzessel HDG Navora, Fichtenscheitholz.	327

Tabelle A-102: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Scheitholzkessel HDG Navora, Buchenscheitholz.	328
Tabelle A-103: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.	329
Tabelle A-104: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Zyklon, Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.	330
Tabelle A-105: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials NJV 94-5 gemessen mit dem ICP-MS.	331
Tabelle A-106: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials TW 45 gemessen mit dem ICP-MS.	332
Tabelle A-107: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] der Referenzmaterialien BCR-129, GBW 10052 und Jlk-1 gemessen mit dem ICP-MS.	333
Tabelle A-108: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials NJV 94-5 gemessen mit dem ICP-OES.	334
Tabelle A-109: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials TW 45 gemessen mit dem ICP-OES.	335
Tabelle A-110: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] der Referenzmaterialien BCR-129, GBW 10052 und Jlk-1 gemessen mit dem ICP-OES.	336
Tabelle A-111: Zusammenfassung der gemessenen und der berechneten Versuchsparmeter der einzelnen Abbrände für jede untersuchte Feuerungsanlage.	337
Tabelle A-112: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.	342
Tabelle A-113: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.	344
Tabelle A-114: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.	346
Tabelle A-115: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Buchenscheitholz.	348
Tabelle A-116: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.	350
Tabelle A-117: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.	352
Tabelle A-118: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.	354
Tabelle A-119: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Scheitholzkessel, HDG Navora, Fichtenscheitholz.	356
Tabelle A-120: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Scheitholzkessel, HDG Navora, Buchenscheitholz.	357
Tabelle A-121: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Großfeuerungsanlage, Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.	358
Tabelle A-122: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.	359
Tabelle A-123: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.	359
Tabelle A-124: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.	359
Tabelle A-125: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Buchenscheitholz.	360
Tabelle A-126: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhackschnitzel.	360
Tabelle A-127: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets.	360
Tabelle A-128: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets.	361
Tabelle A-129: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Scheitholzkessel, HDG Navora, Fichtenscheitholz.	361
Tabelle A-130: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Scheitholzkessel, HDG Navora, Buchenscheitholz.	361
Tabelle A-131: Berechnung der auf den Filtern abgeschiedenen Staubmenge und der in den Aufschluss eingebrachten Staubmenge.	362
Tabelle A-132: Zur Bestimmung des Verdünnungsfaktors den Filtern zugegebene Flüssigkeit [g].	364

Tabelle A-133: Elementkonzentrationen [ppm] in den zur Bestimmung der Elementlöslichkeit genommenen Filtern. Hier: Elementkonzentrationen im Totalaufschluss.	365
Tabelle A-134: Elementkonzentrationen [ppm] in den zur Bestimmung der Elementlöslichkeit genommenen Filtern. Hier: Elementkonzentrationen im dazugehörigen Eluat.	366

Verbrennungsrechnung (Festbrennstoffe)

Um eine vollständige Bilanzierung eines Abbrandes darzustellen, war es notwendig, die Masse [μg] pro Element in den eingesetzten Edukten und den entstehenden Produkten (meist Aschen) zu kennen. Die Mengen der eingesetzten Brennstoffe sowie verschiedener anfallender Aschen (Brennraumasche, Kondensate, Rückstand im EA, etc.) konnten vollständig aus der Anlage entnommen, eingewogen und analysiert werden. Anders sah es dahingegen bei den Aschen aus, die aus dem Abgas gefiltert wurden. Da das grundlegende System die Beprobung eines isokinetischen Teilstroms war, wurden auf dem Filter im Abgas dementsprechend auch nur Teile der gesamten emittierten Flugasche abgelagert und gewogen. Diese Teilmenge konnte mit der Verbrennungsrechnung auf die gesamte emittierte Masse hochgerechnet werden. Die Berechnung erfolgte auf Grundlage von Formeln aus der Verbrennungslehre (Lasselsberger, L. 2012; Zimmer, A. 1999).

Ausgangspunkt war die Analyse der Brennstoffe. Die festen Massenanteile der Elemente im Brennstoff (Br) werden in kg/kg Rohmasse angegeben und mit kleinen Buchstaben bezeichnet:

- Kohlenstoffgehalt (c): $\mu\text{C} \Rightarrow c \text{ [kgC/kgBr]}$
- Wasserstoffgehalt (h) $\mu\text{H} \Rightarrow h \text{ [kgH/kgBr]}$
- Schwefelgehalt (s): $\mu\text{S} \Rightarrow s \text{ [kgS/kgBr]}$
- Stickstoffgehalt (n) $\mu\text{N} \Rightarrow n \text{ [kgN/kgBr]}$
- Sauerstoffgehalt (o)
- Aschegehalt (a)
- Wassergehalt (H_2O)

Die brennbaren Bestandteile des Brennstoffes können mit Sauerstoff folgende Verbindungen eingehen:

C	+	O_2	=	CO_2
1 kmol		1 kmol		1 kmol
12 kg		32 kg		44 kg
12 kg		22,41 m ³		22,41 m ³
1 kg		1,867 m ³		1,867 m ³
2H_2	+	O_2	=	$2\text{H}_2\text{O}$
2 kmol		1 kmol		2 kmol
4 kg		32 kg		36 kg
4 kg		22,41 m ³		44,82 m ³
1 kg		5,6 m ³		11,2 m ³

S	+	O_2	=	SO_2
1 kmol		1 kmol		1 kmol
32 kg		32 kg		64 kg
32 kg		22,41 m ³		22,41 m ³
1 kg		0,7 m ³		0,7 m ³

Mit Hilfe der Gleichungen und der gerundeten Molmassen lassen sich der erforderliche Luftbedarf und die Abgasmenge berechnen.

Die theoretisch zur vollständigen Verbrennung insgesamt notwendige, auf die Brennstoffmenge bezogene Sauerstoffmenge ist der Mindestsauerstoffbedarf $O_{2,min}$ der sich wie folgt berechnet:

$$O_{2,min} = \frac{c}{12} + \frac{h}{4} + \frac{s}{32} - \frac{o}{32} * 22,4 \quad \frac{m_n^3 O_2}{kg Br}$$

$$O_{2,min} = 1,867 * c + 5,6 * h + 0,7 * s - 0,7 * o \quad \frac{m_n^3 O_2}{kg Br}$$

Die theoretisch zur vollständigen Verbrennung insgesamt notwendige, auf die Brennstoffmenge bezogene Luftmenge (L) ist der Mindestluftbedarf l_{min} der sich wie folgt berechnet:

$$l_{min} = \frac{O_{2,min}}{0,21} \quad \frac{m_n^3 L}{kg Br}$$

Bei einer Verbrennung muss unter realen Bedingungen mehr Luft zugeführt werden, als theoretisch erforderlich wäre. Das Verhältnis der tatsächlich zugeführten Luftmenge I_{tats} zur theoretisch bei vollständiger Verbrennung notwendigen Mindestluftmenge I_{min} heißt Luftverhältnis λ und berechnet sich wie folgt:

$$\lambda = \frac{I_{tats}}{I_{min}}$$

In der Verbrennungslehre wird für eine Abgasmenge das Formelzeichen ϑ verwendet. Die aus dem Brennstoff entstehende trockene (tr) Abgasmenge $\vartheta_{a,tr}$ berechnet sich wie folgt. Es handelt sich hier um die auf eine Brennstoffmenge in kg bezogene Abgasmenge im Normzustand:

$$\vartheta_{a,tr} = \vartheta_{O_2} + \vartheta_{N_2} + \vartheta_{CO_2} + \vartheta_{SO_2} \quad \frac{m_n^3 A}{kg Br}$$

$$\vartheta_{O_2} = \lambda - 1 * l_{min} * 0,21 \quad \frac{m_n^3 O_2}{kg Br}$$

$$\vartheta_{N_2} = 0,8 * n + \lambda * l_{min} * 0,79 \quad \frac{m_n^3 N_2}{kg Br}$$

$$\vartheta_{CO_2} = 1,85 * c \quad \frac{m_n^3 CO_2}{kg Br}$$

$$\vartheta_{SO_2} = 0,68 * s \quad \frac{m_n^3 SO_2}{kg Br}$$

Auf Basis dieser Formeln lässt sich das für diese Arbeit relevante entstehende Gesamtvolumen des trockenen Abgases bestimmen, welches zur Berechnung der Gesamtemissionen auf eine spezifisch eingesetzte Brennstoffmenge herangezogen wird.

Nach VDI-Richtlinie 2066 wurde das isokinetisch abgesaugte Gasvolumen durch eine Gasuhr gemessen und in Nm³ angegeben. Die Filterbeladung wurde mittels Wägung bestimmt. Der Quotient aus Beladung (mg) und abgesaugtem Teilvolumen (Nm³) ergab den Staubgehalt pro Nm³. Dieser wurde mit dem tatsächlich anfallenden trockenen Abgasvolumen $\vartheta_{a,tr}$ multipliziert.

$$\text{Staubgehalt} \frac{mg}{Nm^3} = \text{Filterbeladung } mg * \text{Normvolumen, trocken } Nm^3$$

Der Faktor durch Verdünnung aufgrund zugeführter Außenluft in den Verdünnungstunnel wurde über das Verhältnis $CO_{2Rohgas}/CO_{2verdünnt}$ herausgerechnet, so dass sich die Staubmengen auf das unverdünnte Abgas beziehen.

Beispiel: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip ohne EA, Fichtenholzhackschnitzel, 2. Abbrand. Während der Versuchsdauer von 2 Stunden wurden 18,03 kg Brennstoff verbraucht, durch Addition des in der Probenahmepause verbrauchten Brennstoffes 46,37 kg. Die per Wägung erfasste Filterbeladung betrug 61,2 mg bei einem abgesaugten Volumen von 1,9 Nm³, was einer Konzentration von 32,2 mg/Nm³ entspricht. Laut Verbrennungsrechnung beträgt das tatsächlich anfallende trockene Abgasvolumen 5,7 Nm³/kg Brennstoff_{FM}. Bei einem Verbrauch von 46,37 kg Brennstoff würden demzufolge 265 Nm³ trockenes Abgas entstehen. Multipliziert mit der Staubkonzentration im Abgas ergeben sich 8,5 g Staub im verdünnten Abgas. Wird der Verdünnungsfaktor rausgerechnet (~2,2), ergeben sich 19,04 g Flugstaub für die eingesetzte Brennstoffmenge von 46,37 kg. Die einzelnen Berechnungen sowie die Verdünnungsfaktoren sind im Anhang Tabelle A-112 - 130 angefügt.

Verbrennung von Biogas

Da neben der Beprobung der Emissionen bei der Verbrennung von holzartigen und halmartigen Biomassen, deren Verbrennungsrechnung in dem vorangegangenen Kapitel erläutert wurde, auch eine Beprobung der Emissionen bei der Biogasverbrennung stattgefunden hat, wird im Folgenden kurz die Verbrennung von Biogas erläutert. Der Energiegewinn bei der Verbrennung von Biogas kommt aus der Verbrennung von Methan, welches den größten Anteil am Biogas ausmacht.

Bei der Verbrennung wird aus Gründen der Vereinfachung bei der Zusammensetzung von Biogas von 50 % CH₄ und 50% CO₂ ausgegangen und bei der Luft von einer Zusammensetzung von 21 Vol.-% O₂ und 79 Vol.-% (N₂, CO₂, Edelgase, etc.). Die durchschnittliche Biogaszusammensetzung in Jühnde scheint geringfügig höhere CH₄-Gehalte zu haben (Weiland P. 2008). Allerdings sind die monatlichen Messwerte erheblichen Schwankungen unterworfen, so dass eine Annahme von 50 % CH₄ als ausreichend angenommen wird und aus Berechnungsgründen einfacher zu handhaben ist. Die exakten Werte sind Tabelle A-71 zu entnehmen. Folgende Formel zeigt die stöchiometrische Biogasverbrennung:

1 m³ Biogas + 4,76 m³ Verbrennungsluft → 5,76 m³ Abgas (mit 1 m³ CO₂ und 1 m³ H₂O).

Bei der Verbrennung von 1 m³ Biogas, zusammengesetzt aus 50 % CH₄ und 50 % CO₂, mit natürlicher Luft (21 Vol.-% O₂ und 79 Vol.-% (N₂, CO₂, Edelgase etc.)) entsteht ein Abgasvolumen von 5,76m³, welches aus 1 m³ CO₂ und 1 m³ H₂O aus der stöchio-metrischen Verbrennung von Biogas stammt sowie aus 3,76 m³ (N₂, CO₂, Edelgase etc.) aus der zugeführten Verbrennungsluft. Das entspricht 17,36 % H₂O und CO₂ und 65,27 % (N₂, CO₂, Edelgase etc.).

Tabelle A-71: Durchschnittliche Biogaszusammensetzung des BHKW Jühnde als Beispiel für die Variation der Methangehalte einer Biogasanlage (Weiland P. 2008).

2006-2008	CH ₄ Vol. %	O ₂ Vol. %	H ₂ S ppm
Jan 06*	47,5	-	130
Feb 06*	49	-	47
Mrz 06*	50,8	0,9	35
Apr 06*	51,2	0,6	27
Mai 06*	51	0,9	40
Jun 06*	50,5	0,6	40
Jul 06	49	0,8	372
Aug 06*	50	0,9	53
Sep 06	50,1	0,7	173
Okt 06	(57,4)**	0,8	86
Nov 06	49,9	0,9	84
Dez 06	52,4	0,6	142
Jan 07	51,4	0,8	109
Feb 07	50,2	0,6	132
Mrz 07	50,4	0,3	163
Apr 07	50,2	0,6	228
Mai 07	49,8	0,7	177
Jun 07	52,2	0,7	133
Jul 07	(44,2)**	(2,2)**	(428)**
Aug 07	50,1	0,8	170
Sep 07	51,3	0,6	186
Okt 07	52,4	0,6	118
Nov 07	52,2	0,6	64
Dez 07	51,7	0,8	65
Jan 08	51,2	0,8	63
Feb 08	51,9	0,8	70
Mrz 08	50,2	0,6	64
Apr 08	(44,1)**	(3,2)**	(282)**
Mai 08	(56,7)**	0,9	124
Jun 08	51,7	1	92
Jul 08	51,5	0,8	132
Aug 08	51,8	1	72

* Daten stammen aus vTi Messungen

** offensichtliche Fehlmessung bzw. fehlerhafte Mittelwertbildung des Systems

Elementkonzentrationen [ppm] in den eingesetzten Brennstoffen

mit * gekennzeichnete Werte sind offensichtliche Ausreißer bzw. Fehlmessung und wurden nicht in die Mittelwertberechnung einbezogen.

Tabelle A-72: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Fichtenpellets.

Aufschlußnr.:	1	2	3	4	5	6	7	8
Pflanzenverfügbare Elemente								
P	70	69	59	52	46	46	54	56
S	64	64	63	60	51	53	46	50
K	404	398	436	366	327	348	383	394
Ca	819	838	852	718	705	693	810	807
Mg	137	140	140	127	119	116	139	135
Mn	127	127	132	98	115	110	136	115
Li	0,06	0,06	0,07	0,06	0,04	0,07	0,05	0,06
Na	12	12	11	13	7	7	<13	<13
Rb	1,88	1,87	1,81	1,95	1,67	2,11	1,78	1,77
Cs	0,023	0,023	0,028	0,021	0,017	0,024	<8	<8
Sr	3,44	3,47	3,35	4,11	3,56	4,03	3,19	3,12
Ba	9,44	9,74	9,72	8,59	8,72	9,69	8,97	9,09
Lithogene Elemente								
Fe	71	74	66	86	63	55	64	67
Al	50,3	49	46,2	53,6	45,9	35,6	43,5	48
Be	<0,005	<0,006	<0,00006	0,004	0,0031	0,0016	0,0017	0,0026
Sc	<0,04	<0,05	<0,01	0,004	<0,004	<0,004	<0,01	<0,01
Ti	3,5	3,6	4,5	4,2	3,2	2,8	2,9	3,3
V	<0,3	<0,3	0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<2	<2
Y	<0,03	<0,05	0,032	0,023	0,022	0,017	0,019	0,019
Zr	0,157	0,209	0,214	0,134	0,141	0,056	0,09	0,129
Nb	<0,03	<0,05	0,025	0,017	0,015	0,012	0,013	0,014
La	0,039	0,035	*1,62	<0,06	<0,06	<0,06	0,051	0,041
Ce	0,063	0,057	0,096	0,077	0,094	0,065	0,082	0,069
Pr	0,007	0,006	0,01	0,008	0,01	0,006	0,008	0,008
Nd	0,029	0,025	0,041	0,032	0,039	0,024	0,032	0,029
Sm	<0,05	<0,03	0,008	0,006	0,006	0,004	0,005	0,005
Eu	<0,001	<0,002	0,001	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,0008	0,0009
Gd	<0,07	<0,08	0,006	0,008	0,006	0,005	0,004	0,004
Tb	<0,7	<0,8	0,0009	0,0006	0,0005	0,0004	0,0006	0,0007
Dy	0,0053	0,0056	0,0057	0,0042	0,0041	0,003	0,0036	0,0041
Ho	<0,04	<0,04	0,001	0,0008	0,0007	0,0005	0,0006	0,0007
Er	0,0033	0,0033	0,0031	0,0024	0,0023	0,0017	0,0019	0,0022
Tm	<0,001	<0,001	0,0003	0,0002	0,0002	0,0001	0,0002	0,0002
Yb	0,003	0,003	0,0038	0,002	0,0017	0,0013	<0,004	0,0055
Lu	<0,03	<0,03	0,0004	0,0002	0,0002	0,0001	<0,0002	0,0004
Th	0,008	0,005	0,021	0,014	0,021	0,01	0,007	0,009
Schwermetalle								
Cr	1,1	1,4	<2	<1	<1	1,2	1,9	1,3
Co	<0,5	<0,5	0,09	0,04	0,18	0,31	0,16	0,17
Ni	<0,2	<0,3	<2	0,26	0,4	0,4	0,7	0,8
Cu	2,19	2,39	1,35	1,11	0,94	0,96	1,26	1,23
Zn	9,81	10,25	9,45	8,15	7,37	8,58	9,78	9,14
Mo	0,038	0,047	<0,0005	0,0265	0,0244	0,03	0,1103	0,1069
Cd	0,13	0,129	0,126	0,114	0,132	0,123	0,136	0,147
Sn	<0,005	<0,006	0,021	0,02	0,01	<0,008	0,009	0,011
Sb	0,013	0,013	0,011	0,011	0,008	0,01	0,011	0,013
Tl	0,02	0,02	0,019	0,014	0,017	0,019	0,017	0,017
Pb	0,27	0,27	0,29	0,25	0,23	0,22	0,23	0,23
Bi	0,0005	<0,001	0,0005	0,0013	<0,0004	0,0005	<0,02	<0,01
U	0,004	0,004	0,004	0,003	0,003	0,002	0,001	0,002

Tabelle A-73: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Fichtenscheitholz.

Aufschlußnr	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Pflanzenverfügbare Elemente																		
P	99	155	65	110	111	106	22	31	84	18	27	77	92	66	138	84	62	118
S	86	101	67	89	91	85	45	53	52	31	41	37	83	74	98	70	59	84
K	557	634	1007	589	588	563	337	588	522	300	535	472	685	593	681	662	538	562
Ca	2046	2359	1397	2079	2088	2021	563	956	786	585	979	801	1070	1275	1803	1117	1350	1728
Mg	137	161	205	144	147	140	91	123	128	99	134	137	128	114	216	137	121	212
Mn	299	347	288	312	312	301	116	425	143	142	506	163	193	201	501	202	239	529
Li	0	<0,04	0,09	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,03	<0,02	<0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	<0,02	0,02	0,02
Na	46	7	9	7	6	6	<3	<3	<3	<13	<13	<13	3	3	5	<13	<13	<13
Rb	1,68	1,39	3,58	1,5	1,51	1,44	0,81	0,9	0,98	0,78	0,88	0,97	1,14	0,82	1,26	1,08	0,77	1,28
Cs	0,005	0,006	<0,02	<0,007	0,007	<0,007	<0,1	<0,1	<0,1	<8	<8	<8	<0,1	<0,1	<0,1	<8	<8	<8
Sr	5,32	4,53	8,96	4,19	4,2	4,93	2,22	2,43	2,87	2,21	2,38	2,89	2,32	4,85	5,75	2,19	4,7	5,64
Ba	25,68	24,43	20,24	23,5	23,4	22,75	7,74	14,25	16,83	7,41	13,73	16,44	13,8	26,19	39,05	13,07	24	38,18
Lithogene Elemente																		
Fe	7	10	<36	<9	<10	<10	5	4	4	4	5	5	12	7	10	14	12	19
Al	13	13,2	41,8	9,4	11,7	9,5	4,7	7,2	7,6	3,7	6,6	4,8	11,1	0,025	0,0026	8,8	7,7	16,7
Be	0,0026	<0,006	0,004	0,0022	0,0025	0,0027	<0,0008	0,0012	0,0022	<0,0008	<0,0009	0,002	0,0015	0,0025	0,0026	0,0021	0,0025	0,0063
Sc	<0,003	<0,05	<0,003	<0,005	<0,005	<0,005	<0,05	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,01	<0,01	<0,01
Ti	0,7	1,2	4	0,7	0,8	0,8	0,2	0,3	0,5	<0,2	<0,2	0,2	0,8	0,8	1,5	0,3	0,3	0,6
V	<0,09	<0,3	0,86	<0,09	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<2	<2	<2	<0,1	<0,1	<0,1	<2	<2	<2
Y	0,006	<0,04	0,017	0,006	0,006	0,006	0,006	0,004	0,005	0,006	0,003	0,005	0,005	0,014	0,013	0,004	0,011	0,014
Zr	<0,02	3,54	0,07	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02	<0,009	<0,009	<0,009	0,07	<0,02	0,03	<0,009	0	0,07
Nb	0,005	0,144	<0,1	0,003	0,003	0,002	0,001	0,002	0,003	<0,0008	<0,0009	<0,0009	0,002	0,003	0,004	<0,0008	0,002	0,002
La	0,018	0,014	0,025	<0,07	<0,07	0,094	0,02	0,015	0,016	0,02	0,017	0,016	0,015	0,036	0,035	0,012	0,034	0,03
Ce	0,0201	0,0151	0,0432	0,0191	0,0188	0,0175	0,0255	0,0182	0,0197	0,0263	0,0245	0,0205	0,0185	0,0459	0,0502	0,0146	0,0442	0,0421
Pr	0,0024	0,0018	0,0045	0,0022	0,0022	0,002	0,0022	0,0017	0,002	0,0024	0,0021	0,0021	0,0018	0,0061	0,0053	0,0016	0,0059	0,0045
Nd	0,0086	0,0059	0,0177	0,0074	0,0079	0,0072	0,0079	0,0055	0,0075	0,0081	0,0071	0,0071	0,0065	0,0218	0,0197	0,0005	0,0205	0,0138
Sm	0,0019	<0,03	0,004	0,0016	0,0016	0,0015	0,0014	0,0011	0,0017	0,0014	0,0015	0,0014	0,0012	0,0045	0,004	0,001	0,0041	0,0033
Eu	0,0018	<0,02	0,0011	<0,0002	<0,0003	<0,0003	0,0004	0,0007	0,0008	0	<0,0004	<0,0004	0,0007	0,0015	0,0019	<0,0004	0,0003	0
Gd	0,0032	<0,08	0,004	0,0061	0,0054	0,0043	0,0015	0,0014	0,0019	0,0012	0,0016	0,0016	0,0015	0,0043	0,004	0,001	0,0041	0,0035
Tb	0,0027	<0,8	0,0047	0,0002	0,0019	0,0016	0,0017	0,0014	0,0018	0,00018	0,00014	0,00016	0,00019	0,00057	0,0005	0,00013	0,00057	0,00043
Dy	0,0014	<0,005	0,0029	0,001	0,001	0,0009	0,0009	0,0007	0,0009	0,0008	0,0008	0,0008	0,001	0,003	0,0026	0,0006	0,0027	0,00025
Ho	0,0002	<0,04	0,0005	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0005	0,0004	0,0001	0,0005	0,0004
Er	0,0006	<0,0006	0,0016	0,0004	0,0004	0,0004	0,0004	0,0003	0,0004	0,0004	0,0003	0,0003	0,0005	0,0015	0,0013	0,0003	0,0013	0,0012
Tm	0,00008	<0,001	0,00017	0,00003	0,00003	0,00003	0,00003	0,00004	0,00004	<0,00002	0,00003	0,00002	0,00006	0,00021	0,00015	0,00003	0,00023	0,00013
Yb	0,0048	0,001	0,0018	0,0004	0,0004	0,0003	<0,002	<0,002	<0,002	<0,004	<0,004	<0,004	<0,002	0,0089	0,0034	<0,004	0,0197	<0,004
Lu	0,0002	<0,03	0,0002	0,00005	0,00004	0,00004	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0001	0,0005	0,0002	<0,0002	0,0011	0,0002
Th	0,001	<0	0,005	<0,0007	<0,0007	<0,0007	0,0002	0,0003	0,0004	0,0004	0,0012	0,0004	0,0007	0,0004	0,0025	0,0005	0,0008	0,0016
Schwermetalle																		
Cr	0,6	1,6	4,1	<1	<1	<1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	1,4	0,3	0,5	<0,2	0,3	0,3
Co	0,6	0,69	0,93	0,59	0,58	0,53	0,13	0,17	0,13	0,07	0,17	0,11	0,21	0,36	0,72	0,13	0,37	0,76
Ni	1,3	1	1,1	1,3	1,2	1,3	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,2	0,9	0,83	1	0,8	0,3	1
Cu	1,22	2,25	1,34	1,26	1,34	1,23	0,69	0,62	0,59	0,7	0,61	0,58	1,39	0,83	1,25	1,12	0,67	1,23
Zn	14,81	15,37	17,59	13,3	13,31	13,18	5,59	6,74	4,61	6,14	7,09	4,85	9,43	8,27	18,32	9,48	6,83	20,11
Mo	0,048	0,059	0,069	0,045	0,043	0,037	<0,1	<0,1	<0,112	0	<0,03	<0,03	0,373	0,149	<0,1	0,08	<0,0246	<0,0244
Cd	0,016	0,135	0,249	0,119	0,121	0,117	0,06	0,133	0,112	0,057	0,132	0,108	0,086	0,127	0,213	0,081	0,124	0,213
Sn	0,018	<0,005	<0,006	0,024	0,014	0,012	0,008	0,004	0,009	<0,0009	0,001	<0,0009	0,006	0,005	<0,004	<0,0009	<0,0009	*0,04876
Sb	0,003	0,005	0,005	0,003	0,003	0,019	<0,05	<0,05	<0,05	0	0	0	<0,05	<0,05	<0,05	0,002	0,002	0,002
Tl	0,0301	0,03	0,0238	0,0306	0,03	0,0303	<0,01	0,0112	<0,01	0,0061	0,0119	0,0058	<0,01	<0,01	0,0137	0,0076	0,0071	0,0127
Pb	0,177	0,162	0,39	0,152	0,156	0,147	<0,2	0,32	<0,2	0,089	0,4	0,165	0,352	0,396	<0,2	0,445	0,523	0,032
Bi	0,00072	<0,001	0,00042	0,00109	<0,0005	0,00079	<0,0005	<0,0005	<0,0005	<0,01	<0,02	<0,02	0,00058	0,00057	<0,0005	<0,001	<0,01	<0,01
U	0,0003	<0,002	0,0022	0,0002	0,0004	0,0002	<0,0002	0,0003	<0,0002	0,0001	0,0002	0,0002	0,0002	<0,0002	0,0025	0,0005	0,0002	0,0006

Anhang

Tabelle A-74: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Buchenseitholz.

Aufschlußnr.:																	
Pflanzenverfügbare Elemente																	
P	85	75	101	81	82	80	101	116	76	97	111	74	128	79	90	122	84
S	107	96	118	109	110	108	108	118	97	147	94	89	126	90	99	110	84
K	804	742	712	722	743	671	1661	1308	1215	1684	1228	1192	1184	883	1608	1113	84
Ca	1315	1245	1331	1243	1239	1199	2596	1188	610	2814	1267	666	1362	798	977	1416	1015
Mg	168	143	139	143	136	160	304	207	176	341	229	199	155	116	169	168	179
Mn	168	163	174	164	166	160	25	134	168	26	173	170	114	91	92	154	175
Li	0,13	0,07	0,07	0,08	0,08	0,14	0,1	0,01	0,02	0,07	<0,02	<0,02	0,19	0,2	0,2	0,14	0,18
Na	2	<10	3	3	3	3	5	4	4	<13	<13	<13	2	<2	<2,14	<13	<13
Rb	1,97	2,41	1,76	2	2,05	1,97	3,63	7,97	14,74	3,61	7,33	10,3	1,18	0,89	1,68	1,17	1,62
Cs	<0,02	0,0113	0,0104	0,0097	0,0095	0,009	<0,08	<0,08	<0,08	<8	<8	<8	<0,079	<0,08	<0,08	<8	<8
Sr	6,78	7,29	6,28	6,17	6,23	6,14	37,94	8,22	6,95	27,78	7,69	6,06	7,04	4,99	5,54	6,61	5,21
Ba	32,3	34,9	31,1	31	31,3	29,5	27,6	29,1	29,2	26,2	28,4	25,6	27,3	19,1	20,1	25,2	19,6
Lithogene Elemente																	
Fe	<35	29	23	18	19	19	7	5	4	15	9	7	13	5	6	20	10
Al	20	17	20	19	20	18	8	6	6	0,002	6	7	20	4	5	13	5
Be	0,033	0,005	<0,005	0,005	0,004	0,005	0,002	0	0,003	<0,01	<0,0099	0,003	0,003	0,004	0,005	0,001	0,006
Sc	<0,003	<0,003	<0,04	<0,004	<0,004	<0,004	<0,04	<0,04	<0,04	<0,01	<0,01	<0,01	<0,04	<0,04	<0,04	<0,01	<0,01
Ti	1,9	0,9	1,6	1,6	1,6	1,6	0,7	0,6	0,6	0,2	<2	<2	1,9	0,5	0,5	0,7	0,2
V	0,804	<0,09	<0,3	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<2	<2	<2	<0,08	<0,08	<0,08	<2	<2
Y	0,011	0,011	<0,03	0,013	0,012	0,011	0,003	0,005	0,003	0,002	0,002	0,001	0,014	0,006	0,008	0,01	0,006
Zr	0,075	0,057	0,044	0,058	0,069	0,044	0,019	0,021	0,025	<0,009	<0,009	<0,009	0,124	<0,02	<0,02	<0,009	0,011
Nb	<0,1	0,018	<0,03	0,008	0,008	0,007	0,006	0,007	0,008	<0,0009	<0,0009	<0,0009	0,02	0,004	0,003	<0,0009	0,001
La	0,028	0,031	0,023	<0,06	<0,06	<0,06	0,006	0,005	0,006	0,005	0,003	0,002	0,075	0,047	0,055	0,052	0,052
Ce	0,0483	0,0444	0,0325	0,0464	0,0364	0,0374	0,0072	0,006	0,01	0,0079	0,0035	0,0061	0,0755	0,0284	0,0396	0,0347	0,0301
Pr	0,0048	0,0048	0,0034	0,0048	0,0037	0,0041	0,0007	0,0008	0,011	0,0007	0,0005	0,0003	0,0099	0,0045	0,0054	0,0058	0,005
Nd	0,0186	0,0181	0,0128	0,0179	0,0141	0,0151	0,0028	0,0032	0,0048	0,0027	0,0018	0,0015	0,0349	0,0157	0,0176	0,0191	0,016
Sm	0,0033	0,0036	<0,03	0,0035	0,0027	0,0031	0,0007	0,0008	0,0011	<0,0005	0,0005	0,0018	0,0028	0,0036	0,0036	0,0025	0,003
Eu	0,0012	0,0014	<0,001	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,0013	0,0012	0,0007	<0,00004	<0,00004	<0,00004	0,0016	0,0012	0,0012	<0,00005	<0,00004
GD	0,0033	0,0049	<0,07	0,0063	0,0066	0,0052	0,0012	0,0015	0,0016	0,0008	0,0008	0,0006	0,0057	0,0029	0,0032	0,0032	0,0031
Tb	0,0003	0,0004	<0,7	0,0003	0,0003	0,0002	0,00007	0,0001	0,0001	0,00007	0,00007	0,00005	0,0005	0,0003	0,0003	0,0002	0,0003
Dy	0,0019	0,0028	<0,04	0,0023	0,002	0,0018	0,0006	0,0008	0,0007	0,0003	0,0003	0,0003	0,003	0,0014	0,0017	0,002	0,0016
Ho	0,0003	0,0005	<0,03	0,0004	0,0003	0,0003	0,0001	0,0001	0,0001	0,00009	0,00008	0,00005	0,0005	0,0002	0,0002	0,0003	0,0001
Er	0,001	0,0014	0,0008	0,0011	0,0011	0,001	0,0004	0,0005	0,0004	0,0002	0,0001	0,0001	0,0015	0,0005	0,0007	0,0008	0,0007
Tm	0,00015	0,00017	<0,001	0,00013	0,00011	0,0001	0,00008	0,00008	0,00014	<0,00002	0,00002	0,00002	0,00017	0,00005	0,00007	0,00006	0,00012
Yb	0,0017	0,0071	0,0014	0,001	0,001	0,001	0,0082	0,0041	0,0172	<0,004	<0,004	0,0052	0,0026	0,0018	0,0021	<0,004	0,0136
Lu	0,0001	0,0004	<0,03	0,0001	0,0001	0,0001	0,0004	0,0002	0,0008	<0,0002	<0,0002	0,0003	0,0002	0,0001	0,0001	<0,0002	0,0007
Th	0,0101	0,0077	<0	0,0084	0,0045	0,0051	0,0003	0,0007	0,0007	0,0005	0,0004	0,0006	0,0086	0,0006	0,0008	0,0033	0,0004
Schwermetalle																	
Cr	5,5	4,5	2,9	1,9	2,2	2,3	0,1	0,3	0,2	<0,2	<0,2	<0,2	0,3	0,3	<0,2	1,3	<0,2
Co	<0,3	0,14	<0,4	0,06	0,1	0,04	<0,04	0,07	<0,04	0,03	0,02	0,06	0,1	0,14	0,07	0,08	0,07
Ni	2,62	2,79	1,11	1,17	1,42	1,44	0,39	0,54	0,27	0,34	0,48	0,38	0,67	0,54	0,77	1,25	0,64
Cu	1,29	1,23	2,04	1,16	1,17	1,21	0,92	1,33	1,03	0,96	1,31	1,1	1,12	0,91	0,87	1,11	0,94
Zn	3,95	3,36	3,89	3,29	3,15	3,06	3,61	4,05	3,12	3,9	4,14	3,4	2,58	2,06	2,59	2,67	2,21
Mo	0,289	0,125	0,156	0,156	0,22	0,188	<0,1	<0,0	<0,1	<0,03	<0,03	<0,03	<0,09	<0,09	<0,09	<0,03	<0,03
Cd	0,052	0,044	0,048	0,045	0,046	0,046	0,021	0,058	0,074	0,018	0,055	0,069	0,046	0,045	0,076	0,041	0,043
Sn	<0,006	0,008	<0,005	<0,008	<0,008	<0,0081	0,007	0,013	0,007	0,0022	<0,0009	<0,0009	0,012	0,007	0,005	0,005	<0,0009
Sb	0,0023	0,0027	0,0036	0,0026	0,0025	0,0027	<0,04	<0,04	<0,04	0,0021	0,0013	0,0011	<0,04	<0,04	<0,04	0,0013	0,0004
Tl	0,0016	0,0013	<0,00	0,0009	0,0009	0,0009	<0,0085	<0,009	<0,009	0,0025	0,0027	0,0006	<0,009	<0,009	<0,009	0,0002	<0,0003
Pb	0,1267	0,1218	0,1093	0,103	0,1066	0,1037	<0,134	<0,1	<0,1	0,0753	0,0822	0,0484	<0,0822	<0,1	<0,1	0,0607	0,061
Bi	<0,0001	0,00044	<0,0005	<0,0004	<0,0004	<0,0004	0,00048	<0,0004	<0,0004	<0,02	0,0822	0,0484	0,0018	<0,00043	0,00662	<0,02	<0,02
U	0,0013	0,0014	<0,002	0,0014	0,0011	0,0011	0,0001	0,0002	0,0001	0,0002	0,0001	0,0001	0,0011	0,0001	0,0002	0,0006	0,0001

Tabelle A-75: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Fichtenholzhackschnitzel.

Aufschlußnr.:	1	2	3	4	5	6	7
Pflanzenverfügbare Elemente							
P	63	82	62	60	63	66	56
S	83	96	79	77	83	75	76
K	931	1004	846	765	941	924	903
Ca	1326	1452	1264	1247	1278	1409	1535
Mg	194	213	194	193	197	215	220
Mn	115	127	114	112	101	124	120
Li	0,04	0,04	0,07	0,07	0,07	0,07	0,05
Na	*72	14	11	10	11	<13	<13
Rb	4,04	3,37	3,54	3,26	3,69	3,18	3,13
Cs	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	<8	<8
Sr	9,49	8,65	8,45	8,34	8,41	8,14	9,06
Ba	22	20	19	19	20	19	24
Lithogene Elemente							
Fe	30	33	31	24	25	16	17
Al	48	40,9	60,5	*145	37	45,2	37,4
Be	0,002	<0,005	0,005	0,005	0,005	0,003	0,004
Sc	0,005	<0,04	<0,005	<0,005	0,005	<0,01	<0,01
Ti	3,4	3	3,7	3,3	3,2	2,4	2,3
V	<0,094	<0,3	<0,1	<0,1	<0,09	<2	<2
Y	0,018	<0,03	0,017	0,018	0,019	0,013	0,016
Zr	0,076	0,147	0,099	0,089	0,077	0,093	0,081
Nb	0,015	<0,03	0,014	0,013	0,012	0,014	0,012
La	0,032	0,031	<0,073	<0,07	<0,07	0,029	0,04
Ce	0,0491	0,0491	0,0515	0,05	0,0451	0,0452	0,0564
Pr	0,0057	0,0054	0,0057	0,0057	0,0051	0,0054	0,0064
Nd	0,022	0,0216	0,0216	0,0223	0,019	0,0204	0,0255
Sm	0,004	<0,03	0,004	0,004	0,004	0,003	0,005
Eu	0,0015	<0,002	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,001	0,0003
Gd	0,0049	<0,07	0,0063	0,0067	0,0066	0,0041	0,0048
Tb	0,0006	<0,7	0,0004	0,0004	0,0004	0,0005	0,0006
Dy	0,0039	<0,004	0,0031	0,0032	0,0032	0,003	0,0036
Ho	0,0007	<0,04	0,0006	0,0006	0,0006	0,0005	0,0006
Er	0,0021	0,0016	0,0017	0,0018	0,002	0,0016	0,0019
Tm	0,0002	<0,001	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
Yb	0,0035	0,002	0,0014	0,0015	0,0018	0,0111	0,0108
Lu	0,0003	<0,03	0,0002	0,0002	0,0002	0,0006	0,0006
Th	0,006	0,003	0,006	0,007	0,005	0,004	0,005
Schwermetalle							
Cr	1,3	2	2	<1	<1	0,9	0,9
Co	0,58	0,69	0,59	0,52	0,56	0,63	0,14
Ni	1	0,5	1,4	0,7	0,8	0,8	0,8
Cu	1,23	2,1	1,64	2,43	1,07	1,02	0,97
Zn	17,0	16,5	14,3	14,1	14,8	13,9	16,0
Mo	0,065	0,089	0,099	0,059	0,062	0,059	0,057
Cd	0,226	0,244	0,226	0,221	0,227	0,247	0,291
Sn	0,025	<0,005	0,017	0,031	0,019	0,026	0,008
Sb	0,004	0,005	0,005	0,004	0,004	0,005	0,006
Tl	0,025	0,03	0,024	0,022	0,025	0,021	0,023
Pb	0,436	0,394	0,378	0,364	0,382	0,314	0,35
Bi	0,001	0,0005	0,0007	0,0008	0,0006	<0,02	<0,01
U	0,003	0,003	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002

Tabelle A-76: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Winterweizenstrohpellets.

Aufschlußnr.:	1	2	3	4	5
Pflanzenverfügbare Elemente					
P	239	266	267	272	275
S	715	724	726	742	750
K	4754	4978	4930	5089	4868
Ca	2824	2854	2861	2954	3216
Mg	829	876	869	900	966
Mn	17	18	18	19	21
Li	1,18	2,58	4,54	2,77	1,95
Na	327	171	173	175	79
Rb	2,42	1,87	1,78	1,9	1,78
Cs	0,04	0,03	0,03	0,03	<8
Sr	20	15	14	15	13
Ba	25	22	18	21	23
Lithogene Elemente					
Fe	298	323	339	342	135
Al	279	297	300	311	296
Be	0,012	0,012	0,019	0,012	0,009
Sc	0,045	0,047	0,045	0,048	0,043
Ti	21,3	26,8	22,8	31,3	21,4
V	0,23	0,17	0,23	0,25	<2
Y	0,110	0,121	0,130	0,120	0,102
Zr	1,27	0,963	0,839	1,181	1,066
Nb	0,109	0,083	0,08	0,104	0,104
La	0,24	0,198	0,175	0,192	0,201
Ce	0,3948	0,3467	0,3019	0,3459	0,3413
Pr	0,0444	0,0386	0,0332	0,0379	0,0389
Nd	0,1732	0,149	0,1273	0,1462	0,1498
Sm	0,0335	0,0289	0,0243	0,0285	0,0313
Eu	0,0069	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,0061
Gd	0,0333	0,04	0,0323	0,0394	0,0271
Tb	0,005	0,003	0,003	0,003	0,004
Dy	0,0277	0,023	0,0221	0,0228	0,0246
Ho	0,0053	0,0045	0,0045	0,0045	0,0049
Er	0,0167	0,0135	0,0141	0,0135	0,0149
Tm	0,0021	0,0017	0,0019	0,0017	0,0019
Yb	0,019	0,012	0,020	0,013	0,027
Lu	0,0023	0,0017	0,0021	0,0017	0,0026
Th	0,071	0,059	0,047	0,057	0,04
Schwermetalle					
Cr	18,7	5,8	13,2	4,4	18,4
Co	0,15	0,13	0,15	0,14	0,14
Ni	8,4	8,8	9,4	9,6	10,4
Cu	1,58	1,86	2,11	1,93	1,58
Zn	5,98	6,16	6,14	6,24	5,61
Mo	0,332	0,345	0,351	0,36	0,443
Cd	0,044	0,042	0,039	0,042	0,053
Sn	0,062	0,056	0,051	0,055	0,071
Sb	0,03	0,03	0,03	0,03	0,04
Tl	0,005	0,005	0,004	0,005	0,005
Pb	0,51	0,66	0,55	0,50	0,61
Bi	0,003	0,003	0,003	0,003	<0,02
U	0,022	0,0179	0,0144	0,0189	0,0126

Tabelle A-77: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Miscanthuspellets.

Aufschlußnr.:	1	2	3	4	5	6
Pflanzenverfügbare Elemente						
P	368	434	447	450	409	462
S	455	494	500	501	483	516
K	5635	6325	6463	6412	5965	6034
Ca	818	879	927	924	868	1041
Mg	638	716	739	741	724	814
Mn	8	9	9	9	9	11
Li	0,04	0,09	0,08	0,08	0,09	0,09
Na	74	21	21	21	<13	<13
Rb	1,56	1,28	1,3	1,31	1,22	1,25
Cs	0,004	<0,006	<0,006	<0,006	<8	<8
Sr	12	9,46	9,8	9,76	9,61	10,97
Ba	9,7	9,1	9,6	9,6	8,5	12,7
Lithogene Elemente						
Fe	84	93	99	102	42	42
Al	39	40,6	44,3	44,6	31,9	50,7
Be	0,001	0,001	0,001	<0,0006	0,001	0,002
Sc	<0,003	<0,004	<0,004	<0,004	<0,01	<0,01
Ti	5,3	7,3	7	7,7	3,4	7
V	<0,1	<0,08	<0,08	<0,08	<2	<2
Y	0,0132	0,0149	0,0141	0,0146	0,0125	0,0136
Zr	0,138	0,1	0,189	0,096	0,102	0,179
Nb	0,014	0,024	0,012	0,017	0,017	0,029
La	0,022	<0,06	<0,06	<0,06	0,036	0,027
Ce	0,0353	0,0792	0,0418	0,044	0,0609	0,0442
Pr	0,0039	0,0057	0,0045	0,0048	0,0063	0,0052
Nd	0,0151	0,0225	0,0176	0,0185	0,0231	0,0195
Sm	0,0031	0,0039	0,0033	0,0035	0,0045	0,0038
Eu	0,0008	<0,00002	<0,00002	<0,00002	0,0006	0,0006
Gd	0,003	0,0048	0,0052	0,0049	0,0043	0,0032
Tb	0,0004	0,0003	0,0003	0,0003	0,0004	0,0005
Dy	0,0026	0,0025	0,0024	0,0025	0,0029	0,003
Ho	0,0005	0,0005	0,0004	0,0004	0,0005	0,0005
Er	0,0016	0,0015	0,0014	0,0014	0,0016	0,0019
Tm	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002	0,0003	0,0003
Yb	0,003	0,002	0,001	0,001	0,005	0,008
Lu	0,0002	0,0002	0,0002	0,0001	0,0003	0,0005
Th	0,006	0,019	0,007	0,007	0,006	0,005
Schwermetalle						
Cr	1,5	<1	1,7	1,7	6,7	1,9
Co	0,06	0,04	0,07	0,06	0,06	0,1
Ni	0,58	0,53	0,76	0,62	*3,54	0,67
Cu	3,75	4,58	5,37	10,0	3,29	5,21
Zn	17,1	18,6	18,9	20,0	13,6	16,3
Mo	0,223	0,239	0,259	0,258	1,091	0,285
Cd	0,064	0,073	0,067	0,074	0,082	0,099
Sn	0,173	0,173	0,24	0,195	0,336	0,346
Sb	0,054	0,046	0,028	0,142	0,024	0,054
Tl	0,001	0,0008	0,0008	0,0008	0,0007	0,0009
Pb	0,57	0,53	0,66	0,52	0,31	0,50
Bi	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,02	<0,02
U	0,002	0,002	0,003	0,003	0,001	0,002

Tabelle A-78: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Brennstoff: Holzhackschnitzel.

Aufschlußnr.:	1	2
Pflanzenverfügbare Elemente		
P	263	266
S	232	233
K	1650	1711
Ca	3051	3409
Mg	404	469
Mn	179	207
Li	0,47	0,4
Na	173	78
Rb	7,3	6,52
Cs	0,09	<8
Sr	13	9,2
Ba	27,4	24,3
Lithogene Elemente		
Fe	354	185
Al	614	668
Be	0,029	0,033
Sc	0,085	0,068
Ti	54,5	47
V	0,508	<2
Y	0,223	0,196
Zr	1,186	1,125
Nb	0,214	0,204
La	0,704	0,522
Ce	1,2	0,86
Pr	0,1417	0,0992
Nd	0,5501	0,3799
Sm	0,105	0,0703
Eu	0,0134	0,0103
Gd	0,0838	0,0598
Tb	0,0115	0,0075
Dy	0,0631	0,0409
Ho	0,0111	0,0074
Er	0,0322	0,0217
Tm	0,0038	0,0025
Yb	0,0391	0,0186
Lu	0,004	0,002
Th	0,107	0,12
Schwermetalle		
Cr	13,5	1,6
Co	0,361	0,254
Ni	6,4	3,1
Cu	2,2	2,2
Zn	21,8	25,3
Mo	0,74	0,57
Cd	0,122	0,115
Sn	0,077	0,097
Sb	0,041	0,045
Tl	0,026	0,035
Pb	0,76	1,19
Bi	0,01	<0,02
U	0,03	0,03

Elementkonzentrationen [ppm] in den aus den einzelnen Feuerungsanlagen entnommen Aschefractionen.

Tabelle A-79: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand im Feuerraum, Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.

Aufschlußnr.	1	2	3	4	5	6
Pflanzenverfügbare Elemente						
P	5376	6283	4887	4304	6710	5512
S	1286	1433	1329	1177	1695	1384
K	35200	33728	32464	29408	14476	29055
Ca	73927	72245	64826	58503	91290	72158
Mg	11971	11947	10998	9857	14457	11846
Mn	11501	11406	9600	8795	15496	11359
Li	4,8	4	14,3	21,1	2,8	9,4
Na	1290	1088	1257	1083	2325	1408
Rb	293	130	129	104	43,5	140
Cs	1,82	1,99	1,44	1,27	1,22	1,55
Sr	550	245	205	202	200	280
Ba	1620	860	727	713	512	886
Lithogene Elemente						
Fe	8107	8569	7306	6348	10592	8184
Al	6582	6484	6017	5004	7318	6281
Be	0,32	0,31	0,62	0,60	0,11	0,39
Sc	0,67	0,55	1,02	0,85	0,6	0,74
Ti	394	383	320	293	464	371
V	4,3	<3	51,5	54	<12	36,6
Y	2,92	2,4	2,08	1,86	1,68	2,19
Zr	22,1	14,9	10,6	8,6	6,8	12,6
Nb	2,03	2,01	1,51	1,47	1	1,6
La	5,2	5,74	4,19	4,31	4,27	4,74
Ce	8,49	9,55	7,25	7,22	7,44	7,99
Pr	0,99	1,08	0,81	0,8	0,82	0,9
Nd	3,82	4,19	3,1	3,11	3,2	3,48
Sm	0,73	0,81	0,58	0,59	0,59	0,66
Eu	0,01	0,101	<0,0004	<0,0002	0,062	0,058
Gd	0,635	0,72	0,596	0,486	0,478	0,583
Tb	0,086	0,093	0,07	0,05	0,054	0,071
Dy	0,511	0,583	0,445	0,34	0,313	0,438
Ho	0,097	0,105	0,085	0,064	0,057	0,082
Er	0,288	0,321	0,268	0,198	0,178	0,25
Tm	0,036	0,040	0,031	0,026	0,019	0,0303
Yb	0,252	0,3	0,466	0,542	0,219	0,356
Lu	0,034	0,038	0,04	0,04	0,022	0,035
Th	1,59	1,46	1,2	1,41	1,38	1,41
Schwermetalle						
Cr	87	98	99	239	115	128
Co	12,3	12	9,7	7,0	9,6	10,1
Ni	16	25	20	10	19	18
Cu	95	90	91	81	86	89
Zn	113	<4	103	97	143	114
Mo	2,2	2,4	1,7	1,4	1,6	1,8
Cd	0,87	0,85	0,59	0,56	0,61	0,69
Sn	1,09	1,25	0,79	0,76	0,78	0,94
Sb	0,71	0,71	0,49	0,46	0,45	0,56
Tl	0,189	0,197	0,147	0,144	0,132	0,162
Pb	3,05	2,84	2,35	2,67	2,79	2,74
Bi	0,004	0,004	<0,01	<0,005	0,004	0,004
U	0,344	0,321	0,253	0,239	0,243	0,28

Tabelle A-80: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand des internen Wärmetauschers, Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.

Aufschlußnr.	1	2	3	4	5
Pflanzenverfügbare Elemente					
P	14590	13226	14588	11001	13251
S	6916	6660	6915	6159	7241
K	42389	44611	42394	39205	47029
Ca	168628	190966	168467	153288	189277
Mg	28232	29706	28130	24999	29813
Mn	26666	41814	26641	24093	34361
Li	7,9	10,7	7,9	19,4	4,5
Na	2151	2338	2150	2236	2664
Rb	141,5	321,9	141,5	109,8	112,7
Cs	1,93	1,82	1,93	1,41	1,26
Sr	564,2	1287,3	563,8	422,8	395,2
Ba	1640	3788	1638	<2	1082
Lithogene Elemente					
Fe	19261	19973	19504	17758	19275
Al	12277	12613	12318	11609	11989
Be	0,48	0,73	<1	0,97	0,5
Sc	1,46	1,44	1,33	1,28	<0,04
Ti	832	834	825	524	824
V	4,8	11,8	<10	82,2	0
Y	4,85	5,67	4,85	3,77	2,76
Zr	40,4	41,6	40,3	27,3	9
Nb	4,24	4,38	4,25	3,03	2,16
La	12,4	12,0	12,4	10,8	7,16
Ce	20,59	19,61	20,6	16,57	12,3
Pr	2,36	2,33	2,36	1,78	1,4
Nd	9,33	8,99	9,34	6,75	5,48
Sm	1,72	1,73	1,72	1,31	1
Eu	0,232	<0,00006	0,233	<0,0003	0,094
Gd	1,5	1,48	1,50	0,89	0,79
Tb	0,199	0,197	0,2	0,134	0,1
Dy	1,16	1,10	1,16	0,83	0,56
Ho	0,209	0,204	0,21	0,149	0,103
Er	0,615	0,592	0,615	0,466	0,306
Tm	0,079	0,073	0,080	0,055	0,037
Yb	0,593	0,552	0,594	1,25	0,244
Lu	0,076	0,072	0,076	0,095	0,034
Th	3,37	3,86	3,41	2,88	2,05
Schwermetalle					
Cr	234	223	234	260	260
Co	34,4	29	31,6	20,4	17,2
Ni	55	46	43	41	57
Cu	165	176	168	201	97
Zn	<4	1418	1342	1253	1517
Mo	4,7	4,7	4,6	2,3	2,6
Cd	17,8	18,9	17,8	10,9	12,0
Sn	2,78	2,65	2,88	1,79	1,43
Sb	1,39	1,49	1,39	0,92	0,93
Tl	1,18	1,27	1,18	0,93	0,83
Pb	18,8	20,9	18,8	15,0	13,3
Bi	0,052	0,052	0,053	0,033	0,025
U	0,806	0,937	0,807	0,671	0,476

Tabelle A-81: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	8513	7267	7282
S	6129	6254	6075
K	40540	31361	43468
Ca	96540	107258	101473
Mg	16307	16843	16357
Mn	15309	19313	16211
Li	8,4	8,1	9,3
Na	1287	1255	1347
Rb	124,8	97,3	141,3
Cs	1,48	1,36	*24,4
Sr	334,7	373,7	386,7
Ba	980	1069	1108
Lithogene Elemente			
Fe	9844	10319	9792
Al	6890	7372	7474
Be	0,361	0,393	0,419
Sc	0,64	0,79	0,78
Ti	437	443	436
V	<3	5,1	5
Y	3,08	2,62	2,85
Zr	28,1	15,5	20,4
Nb	2,17	2,01	2,15
La	19,63	6,13	5,79
Ce	33,21	9,87	9,26
Pr	3,77	1,14	1,06
Nd	14,51	4,38	4,07
Sm	2,3	0,85	0,77
Eu	0,125	0,175	0,104
Gd	1,691	0,714	0,665
Tb	<7	0,097	0,089
Dy	0,889	0,547	0,519
Ho	<0,4	0,099	0,096
Er	0,416	0,298	0,289
Tm	<0,007	0,037	0,035
Yb	0,326	0,348	0,288
Lu	<0,3	0,04	0,04
Th	5	1,99	1,59
Schwermetalle			
Cr	126	118	114
Co	16,5	18,6	17,8
Ni	18	21	23
Cu	135	95	100
Zn	543	511	568
Mo	5	4,8	5
Cd	12,4	12,7	13,2
Sn	0,81	2,31	1,27
Sb	1,09	1,13	1,22
Tl	1,08	1,15	1,10
Pb	20,1	22,2	21,23
Bi	0,064	0,066	0,065
U	0,578	0,449	0,374

Tabelle A-82: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand des externen Wärmetauschers (Kondensat), Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets. Einer der beiden Aufschlüsse wurde nur mit dem ICP-MS gemessen.

Aufschlußnr.:	1	2
Pflanzenverfügbare Elemente		
P		7758
S		5141
K		32181
Ca		91453
Mg		14985
Mn		14620
Li	28,8	20,7
Na		951
Rb	209	160
Cs	12,3	11,1
Sr	174	136
Ba		120
Lithogene Elemente		
Fe		9047
Al	0	6506
Be	0,075	<0,06
Sc	*0,098	0,61
Ti		388
V		2,1
Y	0,23	0,23
Zr	0,8	0,7
Nb	<0,002	<0,07
La	0,41	0,37
Ce	0,51	0,47
Pr	0,06	0,05
Nd	0,24	0,22
Sm	0,04	<0,06
Eu	0,016	0,006
Gd	0,044	<0,2
Tb	0,006	<2
Dy	0,037	<0,009
Ho	0,007	<0,08
Er	0,021	0,014
Tm	0,003	<0,002
Yb	0,018	0,017
Lu	0,002	<0,06
Th	0,06	0,0547
Schwermetalle		
Cr		102
Co	12,9	12,5
Ni		16
Cu		223
Zn		4776
Mo	4,7	4,3
Cd	23,8	26,1
Sn	1,39	1,12
Sb	1,69	1,88
Tl	9,76	10,2
Pb	27,7	29,0
Bi	0,312	0,3504
U	0,042	0,0445

Tabelle A-83: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3	4	5
Pflanzenverfügbare Elemente					
P	6804	6502	5966	8861	8502
S	2088	4058	3718	5368	5095
K	38236	54854	49838	26909	18836
Ca	190150	176103	<45	270630	256768
Mg	17221	16147	15050	21813	20744
Mn	68972	53323	10	98065	97828
Li	6,3	3,3	6,8	2,6	2,4
Na	471	514	484	762	797
Rb	61,6	55,3	51,2	23,4	19
Cs	0,34	0,3	0,33	<0,4	<0,4
Sr	456	259	289	380	369
Ba	2965	saturated	saturated	1922	1882
Lithogene Elemente					
Fe	751	1113	1172	1420	1339
Al	2096	1962	1833	2462	2346
Be	0,374	0,261	0,323	0,26	0,22
Sc	<0,01	0,27	0,31	<0,04	<0,04
Ti	198	102	119	187	177
V	6,3	5,2	6,4	<12	<12
Y	1,38	1,19	1,1	1,17	1,14
Zr	4,9	1,9	2	1,7	1,6
Nb	<0,5	0,35	0,41	0,44	0,41
La	3,79	2,47	2,96	2,79	2,66
Ce	5,01	3,45	4,07	3,72	3,5
Pr	0,54	0,38	0,44	0,39	0,37
Nd	1,94	1,36	1,58	1,43	1,36
Sm	0,38	0,26	0,32	0,27	0,26
Eu	0,27	<0,0003	<0,0002	<0,0002	2
Gd	0,411	0,274	0,451	0,272	0,252
Tb	0,049	0,028	0,034	0,034	0,03
Dy	0,257	0,185	0,198	0,182	0,172
Ho	0,043	0,032	0,034	0,031	0,03
Er	0,123	0,094	0,097	0,085	0,09
Tm	0,0135	0,0088	0,0095	0,0089	0,0098
Yb	0,134	0,14	0,175	0,118	0,103
Lu	0,014	0,012	0,014	0,011	0,011
Th	0,45	0,22	0,35	0,31	0,24
Schwermetalle					
Cr	27	8	31	27	25
Co	19,7	15,5	16,1	16,9	17,3
Ni	53	42	39	52	47
Cu	88	98	99	76	78
Zn	975	1079	1014	1584	1502
Mo	2,2	1,3	1,4	0,4	0,4
Cd	4,41	3,39	3,07	3,52	3,4
Sn	0,74	0,44	0,45	0,5	0,47
Sb	0,41	0,42	0,29	0,35	0,34
Tl	0,231	0,157	0,173	0,167	0,156
Pb	15,1	10,0	10,9	13,2	12,7
Bi	0,019	0,009	0,017	0,014	0,015
U	0,128	0,064	0,08	0,075	0,067

Tabelle A-84: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3	4
Pflanzenverfügbare Elemente				
P	375	353	399	375
S	4638	3981	5554	4724
K	21100	18890	25222	21737
Ca	8537	7330	11192	9019
Mg	1167	1038	1489	1231
Mn	2040	1421	2798	2086
Li	1,9	4,9	1	2,6
Na	151	272	439	287
Rb	49,1	41,5	37,5	42,7
Cs	0,51	0,4	<0,5	0,45
Sr	37,3	19,2	15,9	24,1
Ba	137	98	85	107
Lithogene Elemente				
Fe	1016	732	1391	1046
Al	160	127	124	137
Be	0,02	0,058	0,15	0,076
Sc	<0,01	0,27	0	0,13
Ti	16	18	16	17
V	1,9	31,6	<14	16,8
Y	0,11	0,07	0,08	0,09
Zr	2,4	1,5	1,3	1,7
Nb	<0,5	0,03	0,05	0,04
La	11,6	6,91	8,63	9,05
Ce	10,6	6,1	7,86	8,17
Pr	0,07	0,04	0,05	0,05
Nd	0,13	0,09	0,1	0,11
Sm	0,02	0,01	0,02	0,02
Eu	0,008	<0,0003	0	0,004
GD	0,105	0,074	0,058	0,079
Tb	0,004	0,003	0,002	0,003
Dy	0,018	0,012	0,011	0,013
Ho	0,003	0,002	0,002	0,002
Er	0,009	0,007	0,007	0,008
Tm	0,0011	0,0009	0,0021	0,0014
Yb	0,007	0,035	0,01	0,017
Lu	0,001	0,002	0	0,001
Th	0,03	0,01	0,01	0,02
Schwermetalle				
Cr	27	55	15	32
Co	1,6	0,7	0,7	1
Ni	9	<8	1	5
Cu	37	16	13	22
Zn	1124	1029	1467	1207
Mo	0,9	0,4	0,4	0,6
Cd	46,3	31,6	35,1	37,7
Sn	0,79	0,47	0,78	0,68
Sb	0,83	1,42	7,61	3,28
Tl	4	3,215	3,235	3,48
Pb	56,3	40,8	43,4	46,8
Bi	0,138	0,102	0,14	0,127
U	0,017	0,011	0,012	0,013

Tabelle A-85: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Rauchrohr zwischen Ofen und elektrostatischem Abscheider, Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	224	1460	1106
S	298	4149	3638
K	4956	15043	14050
Ca	1664	13428	11798
Mg	186	1472	1318
Mn	455	6054	5647
Li	0,2	1,6	5,6
Na	12	<1560	341
Rb	8,4	36,3	30,9
Cs	<0,1	0,53	0,36
Sr	103	662	564
Ba	128	545	564
Lithogene Elemente			
Fe	4468	31256	33102
Al	1116	1220	1053
Be	<0,01	<1	0,075
Sc	<0,01	<1	0,33
Ti	12	33	42
V	0,7	<11	59,6
Y	0,07	0,2	0,22
Zr	5,5	12,6	13,2
Nb	<0,5	<0,4	0,21
La	0,08	0,55	<0,8
Ce	0,16	1,03	0,96
Pr	0,01	0,07	0,06
Nd	0,04	0,27	0,22
Sm	0,01	0,05	0,05
Eu	0,006	<0,002	<0,0004
Gd	0,011	0,066	0,075
Tb	0,001	<0,02	0,008
Dy	0,01	<0,8	0,049
Ho	0,001	<8	0,01
Er	0,006	<0,05	0,03
Tm	0,0008	<0,4	0,005
Yb	0,008	0,044	0,371
Lu	0,001	0,043	0,019
Th	0,05	<1,1	0,08
Schwermetalle			
Cr	206	1384	354
Co	<1	3,9	2,8
Ni	5	34	20
Cu	102	829	843
Zn	182	1254	1373
Mo	0,6	3,9	2,9
Cd	4,13	34,01	21,1
Sn	0,45	2,91	1,48
Sb	0,2	1,16	1,35
Tl	0,48	3,29	2,43
Pb	5,24	46,8	31,8
Bi	0,011	0,145	0,105
U	0,01	0,035	0,03

Tabelle A-86: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, Buchenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3	4	5
Pflanzenverfügbare Elemente					
P	10360	10359	12079	14917	14986
S	3741	2001	3979	4689	4657
K	91229	91228	102212	23410	14456
Ca	103155	103154	120821	142377	145961
Mg	21162	20606	22783	27222	28205
Mn	9668	9668	11200	14444	14782
Li	7,3	7,4	13,5	4,9	5,3
Na	413	412	596	1149	1094
Rb	200,8	201,5	180,1	50,1	27,6
Cs	1,66	1,56	1,79	1,51	1,39
Sr	306,4	326	309,1	320	302
Ba	2233	1761	saturated	1490	1433
Lithogene Elemente					
Fe	590	590	882	1046	1029
Al	1351	1455	1621	1750	1744
Be	0,393	0,386	0,58	0,36	0,29
Sc	0,29	<0,01	0,31	<0,0394	<0,04
Ti	93	95	101	130	126
V	<1	3,9	4,9	<12	<12
Y	0,84	0,84	0,91	0,82	0,87
Zr	2,7	2,8	2,6	1,4	1,3
Nb	0,41	<0,5	0,42	0,36	0,32
La	1,96	1,95	1,68	1,77	1,57
Ce	2,76	2,76	2,3	2,61	2,18
Pr	0,31	0,31	0,26	0,29	0,24
Nd	1,16	1,16	0,97	1,1	0,94
Sm	0,24	0,24	0,2	0,21	0,18
Eu	0,13	0,13	<0,0002	<0,0002	<0,0002
Gd	0,246	0,246	0,324	0,226	0,189
Tb	0,03	0,03	0,024	0,023	0,02
Dy	0,159	0,159	0,145	0,132	0,131
Ho	0,027	0,026	0,025	0,023	0,022
Er	0,074	0,073	0,072	0,065	0,066
Tm	0,008	0,0079	0,0072	0,0061	0,0079
Yb	0,076	0,076	0,116	0,129	0,098
Lu	0,008	0,008	0,01	0,01	0,009
Th	0,44	0,44	0,29	0,34	0,27
Schwermetalle					
Cr	8	18	18	7	11
Co	4,1	3	4,7	3,6	3,6
Ni	32	30	30	35	38
Cu	88	74	116	73	75
Zn	176	166	238	282	283
Mo	0,5	0,9	0,9	0,3	0,4
Cd	<0,5	0,55	0,36	0,31	0,3
Sn	0,23	0,22	0,29	0,27	0,27
Sb	0,08	0,14	0,13	0,12	0,11
Tl	<0,04	0,055	0,034	0,027	0,026
Pb	2,5	4,01	4,5	3,55	3,34
Bi	<0,003	0,004	0,011	0,006	0,004
U	0,092	0,092	0,087	0,083	0,081

Tabelle A-87: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	370	394	271
S	8791	7227	9293
K	4602	4044	4898
Ca	2836	2640	3500
Mg	353	329	478
Mn	758	794	1126
Li	0,4	0,2	<0,6
Na	95	203	275
Rb	18,8	10	13,2
Cs	0,2	0,2	<0,4
Sr	23,2	14,4	14,8
Ba	345	269	227
Lithogene Elemente			
Fe	101837	93400	256765
Al	258	267	254
Be	<0,01	<0,004	<0
Sc	<0,01	<0,04	<0,04
Ti	27	11	41
V	4,3	0,6	10
Y	0,05	0,04	0,06
Zr	24,7	2,4	1,4
Nb	1,53	0,96	1,06
La	0,2	<0,8	0,2
Ce	0,29	0,25	0,32
Pr	0,02	0,02	0,03
Nd	0,11	0,09	0,1
Sm	0,02	0,01	0,02
Eu	0,0188	<0,0004	<0,0002
GD	0,024	0,029	0,027
Tb	0,002	0,001	0,002
Dy	0,012	0,012	0,012
Ho	0,002	0,002	0,002
Er	0,007	0,006	0,007
Tm	0,0009	0,0006	0,0017
Yb	0,017	0,007	0,016
Lu	0,0015	0,0008	0,0007
Th	0,04	0,03	0,05
Schwermetalle			
Cr	42	<8	86
Co	8,6	2,3	4,3
Ni	34	18	93
Cu	32	48	37
Zn	182	299	356
Mo	4,3	2,5	3,2
Cd	4,72	3,51	3,55
Sn	9,3	6,66	6,99
Sb	1,67	1,47	1,35
Tl	0,495	0,366	0,357
Pb	12,1	7,51	8,06
Bi	5,461	0,038	0,041
U	0,014	0,01	0,015

Tabelle A-88: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Rauchrohr zwischen Ofen und elektrostatischem Abscheider, Kaminofen Buderus Blueline Nr. 12, Buchenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	792	895	672
S	7753	7506	6315
K	7037	7820	6472
Ca	7876	9183	6876
Mg	942	1164	901
Mn	2444	2960	2050
Li	1	1,7	0,4
Na	183	<1555	242
Rb	21,7	23,8	13,9
Cs	0,31	0,44	0,33
Sr	75,4	59,1	36
Ba	1081	726	742
Lithogene Elemente			
Fe	102190	217291	83128
Al	1138	794	655
Be	<0,01	<0,9	0,009
Sc	<0,01	<1	<0,04
Ti	69	88	23
V	4,4	18,1	0,7
Y	0,15	0,16	0,12
Zr	82,4	34,6	71
Nb	<0,5	0,92	0,63
La	0,66	0,95	<0,7
Ce	0,87	1,51	1,17
Pr	0,08	0,1	0,09
Nd	0,31	0,4	0,33
Sm	0,06	0,07	0,06
Eu	0,071	<0,002	<0,0003
Gd	0,104	0,069	0,097
Tb	0,007	<0,02	0,007
Dy	0,043	<0,8	0,048
Ho	0,009	<8	0,009
Er	0,03	<0,05	0,031
Tm	0,0043	<0,4	0,004
Yb	0,063	0,05	0,036
Lu	0,007	0,043	0,005
Th	0,13	<1,1	0,11
Schwermetalle			
Cr	74	121	7
Co	17,7	10,6	3,2
Ni	50	99	21
Cu	72	144	79
Zn	281	591	443
Mo	13,3	12	5,9
Cd	8,31	9,72	6,47
Sn	13,0	11,3	7,4
Sb	26,3	3,76	95,7
Tl	0,881	0,95	0,622
Pb	17,6	18,5	10,7
Bi	0,113	0,098	0,119
U	0,073	0,061	0,053

Tabelle A-89: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.

Aufschlußnr.	1	2	3	4
Pflanzenverfügbare Elemente				
P	13477	10322	9950	13641
S	3574	3387	3190	3986
K	106672	103210	98457	73873
Ca	292961	0	0	367840
Mg	38261	35486	34411	44103
Mn	22995	8985	15515	32554
Li	8,4	14,5	14,6	6,9
Na	2270	2185	1954	*3207
Rb	249,9	180	175,1	126,2
Cs	1,62	1,2	1,02	1,17
Sr	1286,3	969,6	916,4	935,7
Ba	3064	2020	1777	2302
Lithogene Elemente				
Fe	10287	7716	8392	12456
Al	12762	11854	11271	14782
Be	0,444	0,878	0,568	0,54
Sc	1,79	1,64	1,56	2
Ti	904	619	713	1091
V	7,4	3,5	7,4	<12
Y	5,8	4,52	4,06	3,97
Zr	42,6	31,6	33,7	1,5
Nb	3,84	0,17	0,73	1,97
La	9,66	8,18	6,78	6,83
Ce	15,6	12,9	10,5	11,0
Pr	1,77	1,41	1,21	1,25
Nd	7,01	5,26	4,72	4,94
Sm	1,33	1,09	0,95	0,91
Eu	0,18	*0,448528	<0,0002	0,065
Gd	1,237	0,886	1,767	0,873
Tb	<6	0,129	0,116	0,122
Dy	1,023	0,8	0,78	0,737
Ho	<0,3	0,148	0,152	0,148
Er	0,589	0,456	0,459	0,442
Tm	0,029	0,053	0,059	0,057
Yb	0,619	0,58	0,687	0,437
Lu	<0,2	0,066	0,072	0,058
Th	2,28	2,07	2,31	1,39
Schwermetalle				
Cr	69	<20	31	41
Co	23,7	17,4	17,4	15,7
Ni	77	82	61	102
Cu	151	145	136	96
Zn	130	133	124	192
Mo	1,9	0	0,5	1
Cd	0,35	0,22	0,17	0,25
Sn	1	<0,2	<0,1	0,75
Sb	0,68	0,09	0,15	0,48
Tl	0,05	0,014	0,027	0,033
Pb	2,01	1,17	1,54	1,66
Bi	0,016	<0,008	<0,005	0,024
U	0,671	0,622	0,734	0,455

Tabelle A-90: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider,; Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.

Aufschlußnr.	1	2
Pflanzenverfügbare Elemente		
P	7315	5543
S	64171	72212
K	383584	407919
Ca	19519	18454
Mg	3811	3711
Mn	2335	1826
Li	12,8	18,2
Na	3716	3583
Rb	987,8	883,2
Cs	11,22	9,66
Sr	99,7	119
Ba	338	292
Lithogene Elemente		
Fe	26688	24031
Al	1964	1818
Be	0,103	0,134
Sc	<0,3	0,22
Ti	111	119
V	2,7	4,3
Y	0,58	0,57
Zr	4	3
Nb	0,51	0,32
La	1,1	<1
Ce	1,66	1,55
Pr	0,18	0,16
Nd	0,73	0,63
Sm	<0,2	0,13
Eu	0,012	0,001
Gd	<0,6	0,112
Tb	<6	0,016
Dy	0,106	0,097
Ho	<0,3	0,018
Er	0,058	0,059
Tm	<0,006	0,006
Yb	0,052	0,054
Lu	<0,2	0,007
Th	0,22	0,24
Schwermetalle		
Cr	70	32
Co	5,1	3,4
Ni	31	29
Cu	208	221
Zn	10191	10457
Mo	8,5	3,3
Cd	60,0	39,4
Sn	6,4	4,15
Sb	3,98	2,78
Tl	19,8	18,4
Pb	278	220
Bi	1,37	1,13
U	0,099	0,093

Tabelle A-91: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem internen Wärmetauscher, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.

Aufschlußnr.	1	2
Pflanzenverfügbare Elemente		
P	4799	3786
S	20731	17776
K	81324	73650
Ca	81223	72904
Mg	9881	9218
Mn	8219	9976
Li	7,2	6,1
Na	1594	1536
Rb	236,6	159,7
Cs	2,62	1,82
Sr	291,8	212
Ba	818	848
Lithogene Elemente		
Fe	48048	56776
Al	7624	6831
Be	0,165	0,159
Sc	0,95	0,74
Ti	393	250
V	7,5	6,7
Y	5,92	3,25
Zr	450	435
Nb	1,19	0,92
La	6,41	5,66
Ce	10,06	7,3
Pr	1,1	0,78
Nd	4,18	2,85
Sm	0,74	0,55
Eu	0,064	0,026
GD	0,685	0,444
Tb	<5	0,074
Dy	0,796	0,546
Ho	<0,5	0,138
Er	0,863	0,57
Tm	0,115	0,098
Yb	1,375	0,968
Lu	0,285	0,179
Th	2,89	1,96
Schwermetalle		
Cr	76	34
Co	7,8	5
Ni	51	43
Cu	388	567
Zn	2962	4837
Mo	6,4	3,1
Cd	24,3	14,7
Sn	3,49	2,33
Sb	1,63	1,15
Tl	2,86	2,06
Pb	49,0	34,3
Bi	0,196	0,124
U	2,05	1,37

Tabelle A-92: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

Aufschlußnr.				
Pflanzenverfügbare Elemente				
P	5531	5786	5659	8221
S	2350	2354	1812	3141
K	104543	57415	103828	76885
Ca	64120	59882	61737	92223
Mg	19043	18325	18777	25830
Mn	375	353	334	547
Li	27,6	81	38,4	24,2
Na	8507	3534	3476	4994
Rb	39,9	13,4	33,3	16,2
Cs	0,66	0,47	0,6	0,55
Sr	332	172	275,	292
Ba	495	340	327	417
Lithogene Elemente				
Fe	5416	5147	5265	7777
Al	6067	6004	6246	8362
Be	0,103	0,454	0,207	0,16
Sc	1,05	1,01	0,99	1,4
Ti	483	369	496	637
V	4,4	5,7	5,3	<12
Y	2,41	1,56	2,26	1,93
Zr	16,7	9,1	15,2	10,1
Nb	1,92	1,08	1,58	1,45
La	5	2,92	4,71	3,99
Ce	8,47	5,35	7,41	6,74
Pr	0,96	0,6	0,82	0,75
Nd	3,74	2,32	3,21	2,98
Sm	0,72	0,46	0,61	0,53
Eu	0,109	0,045	<0,0002	0,086
Gd	0,637	0,331	0,912	0,475
Tb	0,089	0,056	0,07	0,066
Dy	0,515	0,357	0,473	0,404
Ho	0,095	0,067	0,091	0,077
Er	0,293	0,203	0,275	0,236
Tm	0,038	0,025	0,035	0,029
Yb	0,269	0,4	0,251	0,211
Lu	0,037	0,036	0,034	0,03
Th	1,27	0,93	1,32	1,01
Schwermetalle				
Cr	75	55	14	107
Co	2	1,7	2,2	2
Ni	26	19	20	32
Cu	32	38	35	30
Zn	16	23	11	19
Mo	3,6	1,3	3,3	3
Cd	0,02	0,02	0,01	<0,02
Sn	0,56	0,29	0,4	0,65
Sb	0,43	0,25	0,29	0,42
Tl	0,01	0,025	<0,005	<0,006
Pb	0,49	0,96	0,45	0,67
Bi	<0,0004	<0,008	<0,005	0,002
U	0,373	0,278	0,367	0,305

Tabelle A-93: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	13400	16783	15092
S	25501	35695	30598
K	271813	306326	289070
Ca	4356	4858	4607
Mg	1367	1641	1504
Mn	221	277	249
Li	8,8	30,4	19,6
Na	7881	11627	9754
Rb	115	106	110
Cs	2,11	1,94	2,02
Sr	19,9	20,8	20,4
Ba	42	44	43
Lithogene Elemente			
Fe	3039	9960	6499
Al	331	444	387
Be	0,006	<0,01	0,006
Sc	<0,1	<0,09	<0,09
Ti	25	105	65
V	<4	<2	<2
Y	0,04	0,08	0,06
Zr	<0,7	0,6	0,6
Nb	0,07	0,08	0,08
La	0,2	<1,3	0,2
Ce	0,34	0,33	0,34
Pr	0,03	0,03	0,03
Nd	0,14	0,14	0,14
Sm	0,02	0,02	0,02
Eu	0,005	0,008	0,007
Gd	0,024	0,025	0,025
Tb	0,003	0,003	0,003
Dy	0,017	0,019	0,018
Ho	0,003	0,003	0,003
Er	0,009	0,01	0,01
Tm	0,0011	0,0011	0,0011
Yb	<0,01	0,009	0,009
Lu	<0,001	0,001	0,001
Th	0,04	0,04	0,04
Schwermetalle			
Cr	14	24	19
Co	0,1	<0,9	0,1
Ni	<3	5	5
Cu	137	155	146
Zn	13280	12149	12715
Mo	15,4	12	13,7
Cd	38,2	23,8	31
Sn	64,2	37,2	50,67
Sb	17,6	11,1	14,4
Tl	5,38	5,51	5,45
Pb	671	454	562
Bi	5,06	4,24	4,65
U	0,018	0,02	0,019

Tabelle A-94: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem internen Wärmetauscher, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

Aufschlußnr.	1	2	3	4
Pflanzenverfügbare Elemente				
P	2694	3294	3162	3050
S	26478	24355	24358	25064
K	64789	65544	67282	65872
Ca	26272	25562	26271	26035
Mg	5615	5951	6079	5882
Mn	14095	10243	6015	10118
Li	7,9	12	12,6	10,8
Na	<351	2195	2244	2219
Rb	95,3	66,7	60,7	74,2
Cs	1,04	0,87	0,97	0,96
Sr	120,5	112,9	98,9	110,8
Ba	258	239	245	247
Lithogene Elemente				
Fe	169929	81427	53977	101778
Al	2621	3442	2941	3001
Be	0,104	0,081	0,057	0,081
Sc	<0,09	0,22	0,19	0,2
Ti	350	99	157	202
V	12,8	24,7	3,1	13,6
Y	0,66	0,3	0,5	0,48
Zr	9,3	11,9	33,2	18,1
Nb	0,91	0,73	0,54	0,73
La	1,69	1,9	1,83	1,81
Ce	2,78	2,95	2,54	2,76
Pr	0,31	0,32	0,33	0,32
Nd	1,23	1,21	1,27	1,24
Sm	0,23	0,25	0,24	0,24
Eu	0,036	0,034	<0,0002	0,035
Gd	0,193	0,204	0,244	0,214
Tb	0,027	0,03	0,024	0,027
Dy	0,163	0,179	0,168	0,17
Ho	0,031	0,033	0,032	0,032
Er	0,095	0,109	0,105	0,103
Tm	0,0123	0,0131	0,0138	0,0131
Yb	0,091	0,193	0,108	0,131
Lu	0,012	0,019	0,016	0,016
Th	0,38	0,43	0,54	0,45
Schwermetalle				
Cr	81	69	46	65
Co	13,7	5	4,1	7,6
Ni	104	38	49	64
Cu	720	231	264	405
Zn	4136	4565	6509	5070
Mo	5,2	4,1	2,6	4
Cd	52,6	34,9	36,6	41,4
Sn	6,6	4,74	3,54	4,96
Sb	2,89	2,16	1,75	2,27
Tl	3,83	3,14	3,48	3,48
Pb	72,9	67,2	48,0	62,7
Bi	0,435	0,379	0,263	0,359
U	0,127	0,163	0,167	0,152

Tabelle A-95: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem externen Wärmetauscher (Kondensat), Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	22472	22920	22670
S	61867	57738	54030
K	81101	78921	57661
Ca	64078	58770	55806
Mg	6886	6764	6428
Mn	11185	10950	10423
Li	12,2	21,9	40,4
Na	12255	10711	10807
Rb	108	71,2	50,9
Cs	2,32	2,09	1,78
Sr	297,3	224	158
Ba	1953	<1	1108
Lithogene Elemente			
Fe	57157	57125	62187
Al	11598	11558	11103
Be	0,933	0,924	2,038
Sc	0,33	0,48	0,29
Ti	195	139	241
V	25,5	29,9	25,8
Y	5,7	4,18	3,27
Zr	2,2	1,7	1,1
Nb	1,68	1,33	0,98
La	9,38	8,86	6,79
Ce	9,05	8,23	6,68
Pr	1,1	0,99	0,81
Nd	4,15	3,69	3,01
Sm	0,82	0,76	0,61
Eu	0,159	<0,0002	0,091
Gd	0,889	1,11	0,601
Tb	0,126	0,109	0,09
Dy	0,785	0,716	0,583
Ho	0,149	0,14	0,108
Er	0,425	0,395	0,31
Tm	0,0508	0,0471	0,0394
Yb	0,388	0,352	1,055
Lu	0,046	0,043	0,072
Th	0,25	0,19	0,17
Schwermetalle			
Cr	9055	2964	5345
Co	73,4	50	76,7
Ni	3897	2356	1963
Cu	1422	1390	1333
Zn	17105	6894	11126
Mo	146	204	113
Cd	80,5	54,5	40,8
Sn	19,6	13,16	9,37
Sb	5,07	3,67	2,64
Tl	12,7	11,5	10,7
Pb	1056	688	590
Bi	0,763	0,598	0,532
U	0,507	0,4	0,379

Tabelle A-96: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Verdünnungstunnel, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

Aufschlußnr.	1
Pflanzenverfügbare Elemente	
P	3663
S	34921
K	18440
Ca	6255
Mg	1949
Mn	2557
Li	1
Na	1292
Rb	40,2
Cs	0,65
Sr	44,9
Ba	1878
Lithogene Elemente	
Fe	150436
Al	831
Be	0,051
Sc	<0,08
Ti	470
V	25,8
Y	0,14
Zr	2,4
Nb	0,42
La	0,49
Ce	1,93
Pr	0,08
Nd	0,33
Sm	0,07
Eu	0,004
Gd	0,111
Tb	0,008
Dy	0,044
Ho	0,008
Er	0,024
Tm	0,0027
Yb	0,074
Lu	0,005
Th	0,08
Schwermetalle	
Cr	115
Co	21,2
Ni	67
Cu	72
Zn	1104
Mo	11,1
Cd	2,7
Sn	21,3
Sb	3,5
Tl	0,353
Pb	26,2
Bi	0,166
U	0,027

Tabelle A-97: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	16486	17630	21171
S	3034	4232	4964
K	235733	260738	124906
Ca	37154	34679	47674
Mg	29179	31025	35575
Mn	375	328	486
Li	3,5	4,6	2,3
Na	<344	909	1109
Rb	43,8	38,5	14,5
Cs	0,11	0,15	<0,4
Sr	360	305	299
Ba	388	336	284
Lithogene Elemente			
Fe	4153	3883	4952
Al	1543	1645	1781
Be	0,05	0,036	0,22
Sc	0,15	1,98	0,1
Ti	183	181	234
V	<3	6	<12
Y	0,56	0,44	0,43
Zr	3,7	4,2	3
Nb	0,5	0,46	0,47
La	1,09	*7,578	0,89
Ce	1,67	1,54	1,36
Pr	0,18	0,16	0,15
Nd	0,72	0,61	0,59
Sm	0,14	0,12	0,1
Eu	0,021	<0,0002	0,008
Gd	0,124	0,214	0,089
Tb	0,015	0,014	0,011
Dy	0,1	0,097	0,082
Ho	0,02	0,019	0,015
Er	0,059	0,059	0,049
Tm	0,0078	0,0071	0,007
Yb	0,067	0,07	0,043
Lu	0,007	0,008	0,006
Th	0,25	0,2	0,19
Schwermetalle			
Cr	47	14	41
Co	1	0,9	0,7
Ni	11	8	13
Cu	208	267	165
Zn	206	215	237
Mo	4,9	6,6	4,2
Cd	0,09	0,02	0,02
Sn	4,59	2,96	3,18
Sb	0,87	0,58	0,61
Tl	0,003	0,003	<0,006
Pb	0,59	0,64	0,56
Bi	0,003	<0,005	0,004
U	0,085	0,075	0,067

Tabelle A-98: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem elektrostatischen Abscheider, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.

Aufschlußnr.	1
Pflanzenverfügbare Elemente	
P	8831
S	10920
K	256137
Ca	3232
Mg	2250
Mn	191
Li	7,4
Na	369
Rb	98,7
Cs	0,96
Sr	28,1
Ba	45
Lithogene Elemente	
Fe	3011
Al	188
Be	0,007
Sc	0,09
Ti	16
V	3,5
Y	0,05
Zr	0,7
Nb	0,02
La	0,19
Ce	0,27
Pr	0,03
Nd	0,12
Sm	0,02
Eu	0,001
GD	0,013
Tb	0,002
Dy	0,012
Ho	0,002
Er	0,006
Tm	0,0008
Yb	0,009
Lu	0,001
Th	0,02
Schwermetalle	
Cr	23
Co	0,2
Ni	4
Cu	92
Zn	5583
Mo	8,3
Cd	14,4
Sn	30,9
Sb	4,72
Tl	1,16
Pb	204
Bi	3,14
U	0,008

Tabelle A-99: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem internen Wärmetauscher, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.

Aufschlußnr.	1	2
Pflanzenverfügbare Elemente		
P	3372	3173
S	26422	20597
K	74910	63470
Ca	26975	22734
Mg	6023	5529
Mn	12572	6209
Li	8,5	11,8
Na	<334	1832
Rb	75,9	52,1
Cs	0,93	0,8
Sr	127	101
Ba	298	213
Lithogene Elemente		
Fe	161453	53143
Al	2760	2338
Be	0,067	0,057
Sc	<0,09	0,21
Ti	328	130
V	14,7	3,2
Y	0,73	0,39
Zr	26,2	11,5
Nb	1,06	0,44
La	1,85	1,61
Ce	3,04	2,59
Pr	0,35	0,29
Nd	1,36	1,12
Sm	0,25	0,22
Eu	0,033	<0,0002
Gd	0,216	0,251
Tb	0,031	0,024
Dy	0,187	0,16
Ho	0,036	0,031
Er	0,108	0,093
Tm	0,0143	0,0115
Yb	0,105	0,086
Lu	0,014	0,011
Th	0,48	0,41
Schwermetalle		
Cr	221	56
Co	11,4	6,6
Ni	106	56
Cu	5752	389
Zn	20426	6424
Mo	4,9	0,6
Cd	40,8	25,1
Sn	10,4	3,87
Sb	3,98	1,66
Tl	3,01	2,63
Pb	95	63
Bi	0,751	0,393
U	0,168	0,133

Tabelle A-100: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Verdünnungstunnel, Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.

Aufschlußnr.	1
Pflanzenverfügbare Elemente	
P	4864
S	29256
K	17034
Ca	7272
Mg	1122
Mn	1840
Li	0,6
Na	5605
Rb	30,4
Cs	0,42
Sr	29
Ba	378
Lithogene Elemente	
Fe	197464
Al	721
Be	0,011
Sc	<0,1
Ti	70
V	29,2
Y	0,13
Zr	1,8
Nb	0,49
La	0,38
Ce	0,59
Pr	0,06
Nd	0,24
Sm	0,04
Eu	<0,001
Gd	0,051
Tb	0,006
Dy	0,033
Ho	0,006
Er	0,02
Tm	0,0022
Yb	0,023
Lu	0,002
Th	0,1
Schwermetalle	
Cr	100
Co	19,4
Ni	62
Cu	65
Zn	1069
Mo	9,2
Cd	2,18
Sn	9,85
Sb	3,11
Tl	0,379
Pb	23,9
Bi	0,193
U	0,029

Tabelle A-101: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Scheitholzessel HDG Navora, Fichtenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3	4
Pflanzenverfügbare Elemente				
P	7776	11574	9212	9523
S	2130	3837	4293	4405
K	40004	42101	18701	32685
Ca	123619	145301	151217	159640
Mg	15625	16863	17625	18614
Mn	29934	26928	43555	46751
Li	5,8	5,3	4	3,4
Na	430	333	803	772
Rb	35,6	30,5	10,8	17,8
Cs	<1	0,11	<0,4	<0,4
Sr	298	249,4	208,2	203,5
Ba	1891	1573	1290	1263
Lithogene Elemente				
Fe	1355	1231	1521	1557
Al	2700	2443	2804	2907
Be	0,19	0,152	0,08	0,11
Sc	<0,3	<0,07	<0,04	<0,04
Ti	293	280	293	319
V	<0,2	<1	<12	<12
Y	1,21	52,1	0,9	0,92
Zr	6,1	8,3	2,5	3,4
Nb	1,23	1,17	0,61	0,74
La	2,49	2,26	1,95	1,96
Ce	3,57	3,33	2,84	2,83
Pr	0,39	0,37	0,31	0,31
Nd	1,4	1,38	1,19	1,14
Sm	0,27	0,26	0,21	0,21
Eu	<0,001	0,048	<0,0002	<0,0002
Gd	0,273	0,268	0,193	0,221
Tb	0,034	0,033	0,025	0,026
Dy	0,203	0,196	0,14	0,147
Ho	0,038	0,037	0,027	0,027
Er	0,112	0,115	0,077	0,082
Tm	0,0143	0,0155	0,01	0,0095
Yb	0,224	0,308	0,082	0,081
Lu	0,018	0,024	0,008	0,01
Th	0,43	0,4	0,34	0,33
Schwermetalle				
Cr	136	136	159	173
Co	20,8	20,1	14,6	14,8
Ni	33	30	28	29
Cu	61	51	46	47
Zn	545	414	764	810
Mo	<1	2,6	0,3	0,3
Cd	3,16	2,64	2,26	2,25
Sn	0,45	0,45	0,29	0,32
Sb	<0,6	0,21	0,15	0,16
Tl	<0,1	0,092	0,087	0,076
Pb	3,96	4	3,69	3,51
Bi	0,023	0,011	0,016	0,017
U	0,111	0,114	0,088	0,081

Tabelle A-102: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Scheitholzessel HDG Navora, Buchenscheitholz.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	2059	3339	2590
S	436	1405	1161
K	17647	27785	7509
Ca	18803	31721	24175
Mg	4479	7402	5682
Mn	2773	4847	3708
Li	2	2,6	1,7
Na	137	270	602
Rb	37,8	40,4	13,6
Cs	<1	<0,4	<0,4
Sr	78,4	81,1	61,8
Ba	302	318	229
Lithogene Elemente			
Fe	220	473	322
Al	129	907	613
Be	0,073	0,25	0,08
Sc	<235	0	0
Ti	62	113	81
V	<41	<12	<12
Y	0,4	0,54	0,39
Zr	2,4	1,3	0,7
Nb	0,35	0,42	0,25
La	0,88	1,17	0,79
Ce	0,8	1,22	0,81
Pr	0,12	0,17	0,12
Nd	0,46	0,61	0,45
Sm	0,1	0,12	0,09
Eu	0,016	0,01	0,008
Gd	0,105	0,137	0,097
Tb	0,016	0,019	0,013
Dy	0,095	0,113	0,078
Ho	0,016	0,018	0,014
Er	0,041	0,05	0,031
Tm	0,0052	0,006	0,0045
Yb	0,183	0,041	0,043
Lu	0,011	0,004	0,003
Th	0,07	0,16	0,08
Schwermetalle			
Cr	8	16	13
Co	2,7	2,7	1,9
Ni	13	18	13
Cu	17	18	13
Zn	35	48	32
Mo	<1	0,1	<0,06
Cd	0,25	0,27	0,19
Sn	0,11	0,12	0,08
Sb	<0,6	0,11	0,07
Tl	<0,1	0,01	0,006
Pb	<2	0,74	0,47
Bi	0,006	0,009	0,007
U	0,023	0,035	0,024

Tabelle A-103: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] in der Rostasche, Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	11067	17437	13603
S	2121	1899	2427
K	53534	56360	37828
Ca	170903	185196	226010
Mg	21790	21313	26706
Mn	5012	5090	7242
Li	15,6	15,9	13,2
Na	6782	6437	8737
Rb	116,9	96,7	45,7
Cs	2,19	2,03	1,76
Sr	452	344	300
Ba	655	513	511
Lithogene Elemente			
Fe	18277	16642	22694
Al	29556	27984	35381
Be	0,74	0,815	0,81
Sc	4,22	3,77	5,4
Ti	1971	2007	2388
V	31,2	25,2	32
Y	11,9	68,78	9,07
Zr	100,7	115,1	6,7
Nb	5,19	6,97	1,6
La	19,3	16,9	16,2
Ce	31,1	27,5	26,8
Pr	3,73	3,21	3,06
Nd	14,6	12,4	12,2
Sm	2,83	2,39	2,24
Eu	0,454	0,418	0,365
Gd	2,509	2,25	2,049
Tb	0,372	0,314	0,288
Dy	2,316	2,015	1,73
Ho	0,447	0,387	0,342
Er	1,382	1,187	1,031
Tm	0,1813	0,1581	0,1332
Yb	1,47	1,14	0,95
Lu	0,186	0,158	0,131
Th	4,83	4,7	4,07
Schwermetalle			
Cr	49	21	39
Co	10,7	11	6,2
Ni	28	23	28
Cu	64	52	55
Zn	72	57	96
Mo	2,1	6,2	1,4
Cd	0,16	0,04	0,13
Sn	1,06	1,21	0,87
Sb	<0,6	0,64	0,45
Tl	<0,1	0,035	0,033
Pb	5,61	4,89	6,03
Bi	0,012	0,005	0,008
U	1,44	1,40	1,22

Tabelle A-104: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] im Rückstand aus dem Zyklon, Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel..

Aufschlußnr.	1	2	3
Pflanzenverfügbare Elemente			
P	19800	17273	21899
S	18005	17123	20243
K	65210	57364	50048
Ca	169697	168240	213377
Mg	23853	21379	28105
Mn	11083	11736	14814
Li	21,3	17,5	15,7
Na	6868	5697	8393
Rb	237	187	104
Cs	5,38	4,16	3,77
Sr	570	442	390
Ba	1188	851	842
Lithogene Elemente			
Fe	33181	28908	35529
Al	43284	37464	50671
Be	1,378	1,39	1,14
Sc	6,12	4,95	7,3
Ti	2927	2933	1364
V	51,8	39,9	48
Y	11,6	65,9	7,58
Zr	25,9	53,4	1,6
Nb	8,4	11,25	0,04
La	32,6	22,7	22,8
Ce	56,4	35,9	38,1
Pr	6,28	4,25	4,3
Nd	23,9	16,1	16,8
Sm	4,27	2,94	2,94
Eu	0,481	0,386	0,36
Gd	3,39	2,40	2,36
Tb	0,439	0,313	0,303
Dy	2,40	1,78	1,70
Ho	0,419	0,311	0,31
Er	1,25	0,92	0,90
Tm	0,14	0,11	0,10
Yb	0,988	0,823	0,701
Lu	0,127	0,103	0,096
Th	7,49	6,8	5,72
Schwermetalle			
Cr	47	67	92
Co	18,9	17,2	8,5
Ni	44	44	57
Cu	126	105	94
Zn	2337	1600	4655
Mo	7,6	24,1	4,4
Cd	27	20	19
Sn	18,7	15,1	7,66
Sb	8,32	6,6	2,68
Tl	4,95	4,32	4,41
Pb	203	156	177
Bi	1,57	1,489	1,10
U	1,87	1,74	1,56

Gemessene Elementkonzentrationen [ppm] in den verschiedenen Referenzmaterialien

Tabelle A-105: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials NJV 94-5 gemessen mit dem ICP-MS.

	NJV 94-5																			
	Messung 18.05.2011	Messung 26.10.2010	Messung 30.9.2011	Messung 25.3.2010	Messung 8.3.2012	Messung 9.12.2012	Messung 24.11.09	Messung 9.6.2010	Messung 24.6.2010	Messung 2.8.2010	Messung 1.4.2011	Messung 28.2011	Messung 30	Messung 28	Messung 30	Messung 28	Messung 30	Messung 28	Messung 30	Messung 17.09.2012
Ba135	21	28	25	35	30	29	27	30	31	30	30	28	30	28	30	28	29	29	29	29
Be9	0,008	0,002	0,003	0,004	<0,006	0,001	0,001	<0,04	<0,003	<0,006	0,001	0,001	0,003	0,002	0,003	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001
Bi209	0,002	0,005	0,004	<0,02	0,004	0,006	0,004	0,002	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,005	0,003	0,004	0,003	0,004	0,004
Cd114	0,191	0,205	0,191	0,306	0,251	0,236	0,217	0,264	0,265	0,244	0,223	0,243	0,25	0,237	0,246	0,237	0,246	0,237	0,246	0,246
Ce140	0,031	0,061	0,045	0,081	0,066	0,043	0,051	0,052	0,078	0,047	0,07	0,043	0,046	0,04	0,052	0,04	0,052	0,04	0,052	0,052
Co59	0,05	0,091	0,070	0,070	0,074	0,0637	0,0543	0,0594	0,0743	<0,3	0,0659	0,083	0,0705	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Cr53	<79	1,72	<2	<2	<12	<15	<2	<75	3,712	5,3	<56	<8	<6	<16	<15	<15	<15	<15	<15	<15
Cs133	<0,2	0,04	0,03	<8	0,04	<37	0,03	0,04	<0,02	0,05	0,04	<0,1	<0,08	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Cu63	1,5	1,7	1,7	2,1	1,7	1,86	<1,28	2,42	2,26	3,09	1,76	1,93	2,02	1,64	1,59	1,64	1,59	1,64	1,59	1,59
Dy163	0,001	0,003	0,002	0,004	0,002	0,002	0,002	0,004	0,003	<0,0047	0,004	0,002	0,002	0,002	0,004	0,002	0,004	0,002	0,004	0,004
Er166	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,00098	0,001	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,006	0,001	0,006	0,001	0,006	0,006
Eu151	<0,0001	<0,00002	<0,00004	<0,00004	<0,0001	0,0005	0,00063	0,0008	0,002	<0,002	0,0001	<0,0001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Fe57	44	146	40	40	78	46	49	90	73	62	65	82	63	77	59	77	59	77	59	59
Gd157	0,005	0,007	0,004	0,006	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	<0,08	0,005	0,003	0,003	0,003	0,005	0,003	0,005	0,003	0,005	0,005
Hol165	<0,0005	0,0007	0,0006	0,0009	0,0000	0,0006	0,0003	0,0009	0,0006	<0,04	0,0008	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,0005	0,001	0,001
La139	0,026	0,07	<0,123	0,057	0,047	0,035	0,04	0,041	0,054	0,038	0,053	0,036	0,039	0,035	0,045	0,039	0,045	0,035	0,045	0,045
Li7	<0,3	0,031	0,023	0,05	0,023	0,027	<0,02	<0,1	0,044	<0,04	0,027	0,034	0,033	0,022	0,034	0,033	0,022	0,034	0,033	0,022
Lu175	<0,0003	0,0003	0,0000	0,0010	0,0002	0,0003	0,0001	0,0004	0,0002	<0,03	0,0003	0,0009	0,0003	0,0002	0,003	0,0002	0,003	0,0002	0,003	0,003
Mo95	<0,1	0,035	0,034	<0,03	0,025	0,019	<0,02	<0,07	0,017	<0,3	<0,05	<0,1	<0,09	0,052	<0,04	<0,09	0,052	<0,04	<0,09	<0,04
Nb93	0,023	0,009	0,015	0,055	0,01	0,023	0,01	0,046	<0,1	<0,04	0,008	0,014	0,008	<0,031	<0,03	<0,031	<0,03	<0,031	<0,03	<0,03
Nd143	0,011	0,024	0,019	0,035	0,028	0,018	0,021	0,025	0,032	0,021	0,03	0,019	0,02	0,017	0,024	0,017	0,024	0,017	0,024	0,024
Ni60	1,71	0,88	0,69	0,479	0,606	0,368	0,321	<0,9	0,521	<0,3	<0,4	1,3	0,405	0,937	0,412	0,405	0,937	0,412	0,412	0,412
Pb208	0,407	0,547	0,504	0,538	0,485	0,555	0,47	0,556	0,594	0,579	0,553	0,654	0,443	0,495	0,481	0,443	0,495	0,481	0,481	0,481
Pr141	0,003	0,006	0,004	0,009	0,007	0,005	0,006	0,004	0,008	0,005	0,008	0,005	0,005	0,004	0,006	0,005	0,004	0,004	0,006	0,006
Rb85	4,1	4,8	5,3	6,1	5,0	5,3	4,7	5,2	5,8	5,3	5,8	6,5	5,7	5,4	5,3	5,7	5,4	5,3	5,4	5,3
Sb121	0,012	0,014	0,014	0,021	0,015	0,014	0,013	0,019	0,017	0,017	0,015	<0,06	<0,04	0,013	0,014	<0,06	0,013	0,014	0,013	0,014
Sc45	<1	<0,02	<0,04	<0,02	<0,2	<0,04	0,012	<4,46	<0,04	<0,3	<0,2	<0,06	<0,03	<0,54	<0,5	<0,06	<0,54	<0,5	<0,5	<0,5
Sm147	0,002	0,004	0,003	0,006	0,004	0,003	0,004	0,006	0,005	<0,03	0,005	0,003	0,003	0,002	0,004	0,003	0,002	0,004	0,002	0,004
Sn118	0,01	0,015	<0,02	0,021	0,012	0,016	<0,01	<0,06	<0,006	<0,005	0,002	0,015	0,018	0,017	0,019	0,018	0,017	0,019	0,017	0,019
Sr88	8	10	9	13	10	10,775	9,4	10,6	12,0	9,2	12,0	13,1	12,0	12,9	13,9	12,0	12,9	13,9	12,9	13,9
Tb159	<0,0004	0,0004	0,0004	0,0008	0,0005	0,0005	0,00041	0,0005	0,0006	<0,8	0,0006	0,0004	0,00047	0,0004	0,0006	0,0004	0,0006	0,0004	0,0006	0,0006
Th232	0,0101	0,008	0,005	0,008	0,007	0,0043	0,0058	0,0032	0,011	<0,002	0,008	0,0048	0,0036	0,0031	0,0042	0,0048	0,0036	0,0031	0,0042	0,0042
Ti47	<0,983	2,9	3,2	3,1	3,4	2,2	2,6	<6	3,2	1,9	2,8	3,4	2,5	3,1	2,7	3,1	2,5	3,1	2,7	2,7
Ti205	0,12	0,162	0,144	0,161	0,143	0,157	0,145	0,154	0,156	0,16	0,15	0,149	0,114	0,15	0,153	0,114	0,15	0,153	0,15	0,153
Tm169	0,00014	0,0002	0,0002	0,0005	0,0002	0,00026	0,0001	0,0004	0	<0,001	0	0,0002	0,0002	0,0003	0,001	0,0002	0,0002	0,0003	0,001	0,001
U238	0,001	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,004	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	0,002	0,002	0,002	0,003	0,003
V51	<30	0,16	0,255	<2	<5	<5	<0,6	<34	0,998	1,11	<5	<5	<3	<6	<6	<3	<6	<6	<6	<6
Y89	0,012	0,019	0,016	0,017	0,017	0,018	0,012	0,022	0,02	<0,04	0,023	0,014	0,016	0,016	0,041	0,016	0,016	0,016	0,041	0,041
Yb173	0,001	0,002	0,001	0,027	0,001	0,003	0,001	<0,002	0,002	0,002	0,014	0,003	0,003	0,001	0,012	0,003	0,001	0,012	0,001	0,012
Zn66	25	28	28	33	39	35	32	42	39	37	38	36	34	35	34	36	34	35	34	34
Zr90	<0,1	0,07	0,06	0,09	<0,06	<0,8	0,1	0,5	0,3	0,06	<0,08	0,2	0,1	0,4	0,06	0,2	0,1	0,4	0,06	0,06

Tabelle A-106: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials TW 45 gemessen mit dem ICP-MS.

TW 45		Messung 25.3.2010	Messung 9.12.2012	Messung 9.6.2010	Messung 24.6.2010	Messung 2.8.2010	Messung 1.4.2011		Messung 17.09.2012			
	Ba135	377	376	385	370	367	351	366	364	348	383	380
	Be9	2,6	2,5	2,8	2,8	2,8	1,8	2,9	2,3	3,6	2,9	2,4
	Bi209	0,239	0,265	0,249	0,263	0,274	0,266	0,27	0,229	0,215	0,245	0,237
	Cd114	0,177	0,18	0,888	0,186	0,139	0,164	0,168	0,163	0,199	0,205	0,213
	Ce140	81	167	76	79	79	80	79	91	103	115	115
	Co59	16	15	15	15	15	16	15	17	17	18	18
	Cr53	53	64	110	205	<63	<169	<168	<195	<191	<197	<180
	Cs133	7,3	7,3	7,0	7,2	7,0	6,8	7,1	7,9	7,2	7,9	7,8
	Cu63	33	29	47	43	31	32	31	30	29	32	31
	Dy163	5,4	5,3	5,3	5,3	5,5	5,6	5,7	6,0	7,1	7,9	7,3
	Er166	3,4	3,2	3,2	3,2	3,4	3,4	3,4	3,5	4,3	4,7	4,3
	Eu151	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	1,3	1,5	1,7	1,6
	Fe57	35360	86381	37700	28603	28465	45854	36402	53924	45494	46618	51264
	Gd157	5,9	5,7	5,9	5,7	5,9	6,1	6,1	6,7	7,9	8,7	8,2
	Ho165	1,1	1,0	1,0	0,8	1,1	1,1	1,1	1,2	1,4	1,6	1,4
	La139	48	48	47	47	48	46	47	55	59	66	66
	Li7	43	43	61	42	39	34	55	36	54	46	39
	Lu175	0,44	0,43	0,42	0,46	0,45	0,46	0,46	0,47	0,57	0,64	0,58
	Mo95	0,42	0,69	0,40	<3	<0,5	<3	<3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Na23	5022	12586	23378	43246	6443	6098	9508	6616	8398	7730	5496
	Nb93	17,0	12,9	16,7	17,4	17,5	18,0	17,9	18,8	18,9	20,3	19,9
	Nd143	37	37	35	36	36	35	36	40	47	52	51
	Ni60	60	60	59	55	57	60	57	62	63	68	68
	Pb208	33	35	38	36	33	40	27	32	22	31	34
	Pr141	9,7	9,6	9,2	9,3	9,2	9,1	9,5	10,6	12,6	14,0	13,5
	Rb85	139	318	150	129	161	187	165	187	190	170	162
	Sb121	1,2	1,0	1,2	1,1	1,1	<1	<1	1,1	1,1	1,2	1,2
	Sc45	13	14	15	18	<2	14	17	14	22	20	20
	Sm147	6,9	7,0	6,6	6,7	6,7	6,7	6,8	7,4	8,9	9,6	9,3
	Sn118	3,63	3,36	4,15	3,39	3,43	3,39	3,67	3,73	3,80	4,24	4,20
	Sr88	83	181	100	90	93	107	91	104	90	101	96
	Tb159	0,90	0,87	0,88	<8	0,87	0,89	0,90	0,99	1,16	1,31	1,21
	Th232	10,1	13,2	12,6	13,2	13,7	13,8	11,2	15,0	16,4	19,0	19,3
	Ti47	4005	8409	3996	3704	3809	4100	4046	5549	5716	5843	5972
	Tl205	0,70	0,79	0,81	0,76	0,72	0,68	0,53	0,76	0,69	0,76	0,76
	Tm169	0,45	0,42	0,42	0,36	0,45	0,46	0,46	0,48	0,58	0,65	0,60
	U238	2,5	3,4	3,2	3,2	3,5	3,6	2,8	3,7	4,2	4,8	4,8
	V51	86	86	101	121	<50	116	<97	79	110	96	95
	Y89	24,9	26,2	25,1	23,9	26,0	22,0	26,3	30,1	38,2	43,0	41,6
	Yb173	3,05	2,93	2,87	2,91	3,14	3,30	3,19	2,95	2,87	3,11	2,90
	Zn66	113	109	131	111	114	111	95	103	103	116	115
	Zr90	138	319	156	145	155	166	156	150	162	178	169

Tabelle A-107: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] der Referenzmaterialien BCR-129, GBW 10052 und Jlk-1 gemessen mit dem ICP-MS.

BCR 129												
	Messung 25.3.2010	Messung 9.12.2012	Messung 24.11.09	Messung 17.09.2012								
Ba135	11	11	11	12								
Be9	<0,006	0,009	<0,0337	0,01								
Bi209	<0,0007	0,0006	0,0010	0,0000								
Cd114	0,0939	0,0965	0,1081	0,0887								
Ce140	0,1569	0,1104	0,1604	0,1257								
Co59	0,092	0,068	0,089	0,1								
Cr53	<13	<2	<72	<15								
Cs133	0,073	0,516	0,07	0,083								
Cu63	8,9	7,6	9,6	7,9								
Dy163	0,006	0,005	0,004	0,006								
Er166	0,003	0,002	0,003	0,003								
Eu151	0,001	0,001	<0,0005	0,002								
Fe57	136	114	165	140								
Gd157	0,01	0,007	0,005	0,01								
Ho165	0,001	0,0009	0,001	0,001								
La139	0,096	0,074	0,095	0,085								
Li7	0,066	<0,02	<0,1	0,093								
Lu175	0	0,0004	0	0,0005								
Mo95	1,11	0,93	0,61	1,06								
Nb93	0,026	0,034	0,017	<0,03								
Nd143	0,068	0,048	0,071	0,054								
Ni60	4,7	3,8	4,3	4,4								
Pb208	1,2	1,2	1,4	1,2								
Pr141	0,018	0,013	0,017	0,014								
Rb85	37	73	39	51								
Sb121	0,060	0,067	0,104	0,044								
Sc45	<0,2	0,058	<4	<0,5								
Sm147	0,01	0,008	0,009	0,009								
Sn118	0,0594	<0,01	<0,06	0,0553								
Sr88	21	39	20	28								
Tb159	0,001	0,00087	0,001	0,001								
Th232	0,0113	0,0126	0,0164	0,0176								
Ti47	12	10	12	15								
Ti205	0,005	0,005	<0,02	0,005								
Tm169	0,0005	0,0004	0,0005	0,0005								
U238	0,004	0,004	0,004	0,005								
V51	<5	0,758	<32	<6								
Y89	0,034	0,031	0,033	0,039								
Yb173	0,003	0,0026	0,0039	0,005								
Zn66	30	25	32	23								
Zr90	0,2	0,1	0,2	0,2								

GBW 10052												
	Messung 17.09.2012	Messung 13.02.2013										
	38	42	41									
	0,017	0,016	0,014									
	0,025	0,035	0,033									
	0,078	0,063	0,058									
	1,139	0,816	0,805									
	0,300	0,309	0,291									
	<15	<6	<6									
	0,540	0,593	0,576									
	20	25	24									
	0,080	0,042	0,044									
	0,050	0,025	0,026									
	0,019	0,012	0,011									
	326	353	341									
	0,088	0,065	0,067									
	0,016	0,008	0,009									
	0,795	0,546	0,542									
	0,398	0,386	0,384									
	0,006	0,004	0,004									
	0,123	0,087	0,091									
	0,105	0,145	0,131									
	0,453	0,317	0,313									
	5,9	6,3	5,8									
	1,169	1,676	1,509									
	0,120	0,088	0,087									
	101	92	88									
	0,058	0,048	0,047									
	<0,54	0,090	0,060									
	0,087	0,062	0,063									
	0,236	0,237	0,184									
	39	33	31									
	0,013	0,007	0,007									
	0,103	0,099	0,092									
	44	35	35									
	0,042	0,051	0,048									
	0,007	0,005	0,005									
	0,066	0,062	0,057									
	<6	<29	<2									
	0,893	0,517	0,542									
	0,034	0,030	0,031									
	29	36	35									
	11	9	9									

JLK -1												
	Messung 17.05.2011	Messung 26.10.2010	Messung 29.9.2011	Messung 8.3.2012	Messung 17.09.2012							
	410	418	543	559	543							
	1,7	2,5	3,0	3,7	2,6							
	0,7	1,1	1,1	0,9	1,0							
	*8	0,4	0,4	0,5	0,5							
	63	65	66	84	79							
	16	15	14	15	16							
	<735	73,4	30,8	<31	<119							
	9	11	12	<130	<284							
	68	55	52	51	55							
	5	7	7	8	7							
	3,1	4,2	4,3	4,8	4,3							
	0,9	1,0	1,0	1,3	1,2							
	34341	70583	17300	19891	27028							
	5,4	13,1	8,9	8,1	7,4							
	1,0	1,4	1,4	1,6	1,4							
	35	37	46	46	44							
	35	61	69	78	52							
	0,4	0,6	0,5	0,6	0,6							
	5,9	2,6	1,4	1,6	1,7							
	12	14,1	13,6	15,7	15,2							
	28	34	36	38	35							
	152	58	27,5	30,9	32,9							
	35	41,7	42,3	36,7	40,4							
	6,81	8,7	9,3	9,6	9,1							
	114	119	120	134	136							
	3,6174	1,6	1,7	2,0	1,9							
	<9,19	15	15	10	13							
	5,5	7,3	7,8	8,2	7,7							
	4,0	4,5	4,6	5,5	5,4							
	55	61	77	66	66							
	0,801	1,0	1,0	1,3	1,2							
	14	21	19	13	16							
	2834	3566	3197	2711	3062							
	0,7	1,0	0,9	0,8	0,8							
	0,4	0,6	0,6	0,7	0,6							
	2,87	4,2	3,9	2,5	3,2							
	<276	101	108	<25	87							
	28	33	38	32	36							
	2,915	3,9	3,9	4,7	4,1							
	<184	119	122	127	126							
	88	93	106	117	122							

Tabelle A-108: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials NJV 94-5 gemessen mit dem ICP-OES.

	Messung 18.05.2011	Messung 26.10.2010	Messung 30.9.2011	Messung 25.3.2010	Messung 8.3.2012	Messung 9.12.2012	Messung 24.11.09	Messung 9.6.2010	Messung 24.6.2010	Messung 2.8.2010	Messung 1.4.2011	Messung 17.09.2012)		
Al 308.215	232	228	239	236	235	234	210	65	250	261	246	249	276	268
Al 396.153	214	224	223	214	210	217	198	101	241	248	211	240	252	244
Ba 455.403	29,5	25	25,6	27	28,5	30,1	27,8	52,2	20,5	23,7	30	34,2	34,7	33,1
Be 313.042	<0,07	<0,01	<0,02	<0,7	<0,05	<0,04	<0,03	<0,06	<0,001	<0,03	<0,07	<0,05	<0,02	<0,02
Ca 317.933	3158	2868	2977	3080	2859	3112	2782	744	3126	3142	3135	3055	3313	3271
Co 228.616	<0,5	<0,04	<0,08	<0,2	<0,7	<0,3	<0,6	<1	<0,3	<0,5	<0,2	<0,1	<0,3	0,3
Cr 267.716	<0,4	1	<2,05	1	1,4	<0,5	<1	*12	<2	1,5	0,6	2	<0,23	0,3
Cu 324.752	<0,6	1	1,9	1,8	1,7	1,8	1,1	23,4	<3	<4	1,9	2,5	2,1	1,8
Fe 259.939	<6	56	56	54	53	60	46	208	<37	64	61	49	69	59
Fe 238.204	<8	55	56	48	52	5	46	206	<37	63	59	63	50	61
K 766.490	<68	926	968	899	953	1003	918	12977	982	960	1015	1001	1064	1051
Li 670.784	<0,4	<0,08	<0,2		<0,8		<0,6	1,2	0,2	0,2	<0,2	<0,2	0	0
Mg 285.213	295	261	270	249	256	291	244	101	277	283	281	274	304	297
Mg 279.077	268	257	270	282	258	280	246	102	281	291	273	284	277	291
Mn 257.610	154	146	154	164	149	135	146	84	147	160	159	133	135	128
Mo 202.031	<0,7	<0,2	<0,4	<0,5	<2	<0,6	<0,73	<1,4	<1,38	<0,6	<0,4	<10	<7	<0,5
Na 589.592	<5	25	26	12	27	<29	28	278	28	29	58	40	31	33
Na 588.995	<3	26	35	<13,2	<107	<29	26	169	22	31	103	60	31	42
Ni 231.604	<0,5	<1	<2,05	0,3	<0,904	<0,3	0,8	4,7	<0,3	<0,8	<0,6	<5,5	<3,7	0,7
Ni 221.648	<0,6	<2	<4	<0,3	<1	<1	<0,9	<0,6	<0,8	0,9	<4	<1,2	<0,9	<15,3
P 214.914	190	178	194	194	183	194	173	103	195	237	184	206	200	212
P 178.221	205	175	186	183	183	199	183	93	182	229	206	212	200	208
S 181.975	<10	121,8	129	123	124	156	131	1403	139	137	134	139	142	148
S 180.669	173	158,5	166	156	156	177	151	1315	189	174	173	182	176	182
Sc 361.383	<0,02	<0,004	<0,008	<0,01	<0,03	<0,01	<0,04	<0,1	<0,003	<0,05	<0,01	<25	<17	<0,008
Sr 407.771	10,5	10	10,7	9,7	10,3	11	9,8	6	7,9	11,4	11	11,3	11,1	25
Ti 336.121	<0,1	2	2,54	2,37	2,16	1,87	2,35	<17,32	1,86	<7,93	2,22	<4	<3	2,23
Ti 334.940	<0,3	2	2,56	2,45	2,16	0,15	2,4	<17,58	1,87	<8	2,18	2,33	1,67	2,27
V 290.880	<0,3	<0,08	<0,2		<0,9	<3	<0,6	<0,7	<0,3	<0,3	<0,4	<4	<3	
Zn 213.857	<2	33,9	35	35	33	35	32	801	29	35	34	35	35	38
Zr 343.823	<0,4	<12	<4		<4	<2		5,1	<0,	<2				

Tabelle A-109: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] des Referenzmaterials TW 45 gemessen mit dem ICP-OES.

TW 45		Messung 25.3.2010	Messung 9.12.2012	Messung 9.6.2010	Messung 24.6.2010	Messung 2.8.2010	Messung 1.4.2011	Messung 17.09.2012				
	Al 308.215	75706	82107	77837	79908	77090	82949	81373	103398	97036	102255	113685
	Al 396.153	74295	80490	76950	76518	75232	80867	78396	74018	71098	73017	79042
	Ba 455.403	365	390	258	286	370	404	429	408	391	401	438
	Be 313.042	0,8	0,8	1,8	0,5	1	1,4	<1	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
	Ca 317.933	23816	26092	24329	24751	25081	25855	25554	26831	25236	26526	28711
	Co 228.616	21	27	25	24	25	23	25	25	25	25	30
	Cr 267.716	80	106	97	111	102	89	71	105	75	46	42
	Cu 324.752	33	33	<24	<34	31	43	35	31	31	33	34
	Fe 259.939	46947	51884	48876	49723	48363	49426	49455	50909	49975	51919	47893
	Fe 238.204	46672	51635	48800	49547	48218	49267	49220	53799	52623	54671	50206
	K 766.490	30065	31609	30180	29481	29369	31749	30849	31874	29826	30768	34221
	Li 670.784	50	49	48	46	47	51	52				
	Mg 285.213	21310	23212	21685	22182	21650	22951	22517	23862	22731	23528	25860
	Mg 279.077	21225	23020	22281	22582	22065	23154	22947	23640	22250	23475	25243
	Mn 257.610	498	548	420	529	517	554	551	560	525	550	605
	Mo 202.031	<7	<4	<13	<6	<4	<203	<201	<6	<6	<6	<5
	Na 589.592	6279	6560	6208	6180	6691	6802	6462	6571	6228	6424	7065
	Na 588.995	6063	6374	6176	5787	6597	7137	6350	6767	6357	6488	7333
	Ni 231.604	70	78	72	69	66	<111	<110	72	71	71	76
	Ni 221.648	67	71	65	72	82	49	<25	<195	<191	<197	<180
	P 214.914	353	375	370	454	345	379	373	437	389	406	455
	P 178.221	337	433	315	403	405	464	418	353	371	412	450
	S 181.975	3042	3525	3484	3426	3096	3329	3382	3388	3318	3411	3769
	S 180.669	4239	4607	4848	4435	4372	4675	4588	4676	4510	4663	4980
	Sc 361.383	13	14	13	14	14	<498	<492	14	13	14	15
	Sr 407.771	84	91	65	88	85	91	90	360	99	250	172
	Ti 336.121	4100	4329	4109	4242	4160	4407	4380	5147	5068	5248	4848
	Ti 334.940	4116	4433	4214	4303	4194	4498	4455	5103	5015	5209	480
	V 290.880	102	115	107	107	104	126	121				
	Zn 213.857	104	119	72	113	108	114	106	118	122	122	135
	Zr 343.823	154		53	149	130						

Tabelle A-110: Einzelmessungen der Elementkonzentrationen [ppm] der Referenzmaterialien BCR-129, GBW 10052 und Jlk-1 gemessen mit dem ICP-OES.

BCR 129																
Messung 25.3.2010	Messung 9.12.2012	Messung 24.11.09	Messung 17.09.2012	GBW 10052												
Al 308.215	102	100	221	104	Messung 17.09.2012	Messung 13.02.2013	JLK -1					Messung 17.05.2011	Messung 26.10.2010	Messung 29.9.2011	Messung 8.3.2012	Messung 17.09.2012
Al 396.153	102	112	246	111	1887	1424	1409	82520	82565	85762	107969	83436	121470	83233		
Ba 455.403	11.4	11.7	30.2	11.5	1736	1461	1445	79038	81782	82531	74191	79238		672		
Be 313.042	<0,05	0,04	<0,06	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,6	0,68	0,95	<11	<0,3	<0,2	<0,2		
Ca 317.933	6014	6125	2931	6204	12054			4660	4221	4464	5029	4621	5262			
Co 228.616	<0,7	<0,7	<1	<0,3	<0,3	0,17	0,29	20	21	21	27	24	32			
Cr 267.716	3,32	2,64	<0,8	2,35	1	1,1	1,1	35	68	<20	54	48	52			
Cu 324.752	9	8	<7	9	25	23	23	61	62	61	54	60	63			
Fe 259.939	107	115	49	112	349	622	261	45244	58241	64239	51117	46507	51732			
Fe 238.204	107	115	49	101	312	277	277	46247	57349	63954	55987	4624	54548			
K 766.490	31272	31614	929	31656	15946	13815	13820	22138	21099	22117	22004	22155	25464			
Li 670.784	<0,8	<0,7	<0,2					50	47	48						
Mg 285.213	1366	1401	256	1479	2198	1962	1941	10406	9400	9876	9618	10414	11266			
Mg 279.077	1330	1345	261	1363	2115	1778	1747	9580	9404	9721	10870	9981	11055			
Mn 257.610	71	73	132	72	1807	1297	1288	1819	1671	1648	2152	1797	2113			
Mo 202.031	<2	1,3	<1	0,8	<0,5	<0,2	<0,2	<6	<2	<4	<7	<4	<6			
Na 589.592	3508	3586	28	3453	101	77	97	7939	7931	7735	3762	7474	8685			
Na 588.995	3196	3511	<20	3543	117	62	108	8377	7600	7575	3679	7447	8943			
Ni 231.604	4,6	4,8	<2	4,3	5	5	5	36	65	30	39	36	39			
Ni 221.648	4,5	3,3	<0,5	<15	<15	4	5	25	44	<40	37	35	<198			
P 214.914	2230	2299	243	2236	2738	1437	1472	881	893	952	995	915	1070			
P 178.221	2213	2311	230	2257	2580	1308	1280	958	830	895	911	894	1016			
S 181.975	2847	3038	145	3026	4432	4357	4267	587	493	462	386	623	545			
S 180.669	2773	2920	168	2988	4354	4231	4134	1195	985	1020	944	1092	1236			
Se 361.383	0,04	<0,05	<0,09	0,011	0,07	<0,06	<0,06	14	13	14	14	14	16			
Sr 407.771	21	21	10	87	63	29	29	63	61	64	62	65	162			
Ti 336.121	6	6,7	<16	5,3	27	23	24	3791	3904	4062	5882	3796	5225			
Ti 334.940	6	6,9	<17	5,4	28	23	24	3811	3934	4083	5368	305	5186			
V 290.880	<1	<0,7	<0,6			<0,4	<0,4	116	117	120		*1488				
Zn 213.857	27	27	33	27	35	30	30	148	136	142	138	148	162			
Zr 343.823	<4		6,8					106	114	288		115				

Zusammenfassung der gemessenen und berechneten Versuchsparmeter der einzelnen Abbrände.

Tabelle A-111: Zusammenfassung der gemessenen und der berechneten Versuchsparmeter der einzelnen Abbrände für jede untersuchte Feuerungsanlage.

		Abgesaugtes Volumen	Staub	Staub	Staub Unver- dünnt	Staub	Abgesaugtes Volumen	Staub	Staub	Staub, unver- dünnt	Staub	Diff. [%] Staub
		Nm3	[mg]	mg/ Nm³	mg/ Nm³	mg/Nm³ 13% O₂	Nm3	[mg]	mg/ Nm³	mg/ Nm³	mg/Nm³, 13% O₂	mg/Nm³
		Filter Ø 45 mm					Filter Ø 150 mm					
1)	Anheizphase	0,6	12,1	20,2	26,74	23,8	0,6	7,49	12,2	16,2	14,4	39,3
	Messung 1	1,6	26,9	16,8	22,06	19,0	1,6	21,22	13,4	17,7	15,2	20,0
	Messung 2	1,6	25,8	16,1	21,18	18,7	3,5	48,08	13,7	18,0	15,8	15,2
	Messung 3	1,7	26,0	15,3	19,85	16,9	3,7	59,05	15,8	20,5	17,4	3,1
2)	Anheizphase	0,6	6,9	11,5	31,16	24,2	1,50	15,1	10,1	27,4	21,2	12,2
	Messung 1	1,5	13,1	8,7	23,49	18,4	3,90	36,9	9,5	25,6	20,0	8,9
	Messung 2	1,5	14,0	9,3	25,88	20,6	3,80	34,4	9,0	25,2	20,0	2,8
	Messung 3	1,6	13,7	8,6	24,2	19,2	4,00	30,3	7,6	21,3	16,9	11,9
3)	Anheizphase1	0,5	10,0	19,9	48,90	44,4	1,00	21,1	21,1	51,9	47,1	6,1
	Anheizphase2	0,9	13,9	15,4	47,17	66,1	1,60	40,6	25,4	77,4	108,4	64,2
	Messung 1	2,1	23,0	11,0	17,70	13,6	4,00	45,7	11,4	18,5	14,2	4,4
	Messung 2	2,2	25,4	11,5	22,30	20,7	4,10	22,5	5,5	10,6	9,9	52,4
4)	Messung 3	2,0	22,1	11,1	17,11	12,6	4,00	47,6	11,9	18,4	13,6	7,7
	Messung 4	2,0	22,9	11,5	17,7	13,1	4,00	44,5	11,1	17,2	12,7	2,9
	Anheizphase	0,4	19,0	53,2	164,5	245,1	0,9	34,10	37,9	117,2	174,7	28,7
	Messung 1	0,6	16,9	32,0	92,8	97,8	1,3	32,98	25,4	73,6	77,6	20,7
5)	Messung 2	0,6	17,9	30,3	90,9	106,3	1,5	41,96	28,0	83,8	98,0	7,8
	Messung 3	0,7	9,3	15,5	47,0	56,1	1,5	28,36	18,9	57,5	68,5	22,2
	Anheizphase	0,70	10,3	14,68	56,11	83,1	1,6	23,42	14,6	56,0	82,8	0,3
	Messung 1	0,60	4,8	8,48	24,82	28,1	1,3	7,06	5,4	15,9	18,0	36,0
6)	Messung 2	0,60	4,1	7,07	21,43	24,1	1,3	16,94	13,0	39,5	44,5	84,3
	Messung 3	0,60	10,8	17,70	55,38	68,0	1,3	15,00	11,5	36,1	44,3	34,8
	Anheizphase	0,6	31,1	49,7	147,2	375,5	1,4	31,08	22,2	65,8	167,7	55,3
	Messung 1	0,6	22,4	38,2	119,6	142,7	1,3	42,36	32,6	102,0	121,7	14,7
7)	Messung 2	0,5	16,9	30,9	95,9	126,6	1,3	34,44	26,5	82,3	108,6	14,2
	Messung 3	0,6	58,6	99,8	323,9	478,8	1,3	89,96	69,2	224,6	332,1	30,6
	Anheizphase	0,5	6,8	15,9	34,9	47,3	1,0	11,74	11,7	25,7	34,8	26,3
	Messung 1	0,4	11,7	28,6	63,7	92,6	0,9	13,80	15,3	34,1	49,6	46,5
8)	Messung 2	0,4	7,5	19,7	44,6	63,5	0,9	16,28	18,1	41,0	58,3	8,1
	Messung 3	0,5	12,0	28,9	65,6	102,5	1,0	16,58	16,6	37,7	58,9	42,6
	Anheizphase	1,60	48,3	84,6	189,0	135,1	1,6	46,66	29,2	65,1	46,5	65,5
	Messung 1	1,90	56,8	27,8	58,7	37,3	1,9	61,18	32,2	68,1	43,3	16,0
9)	Messung 2	4,00	119,7	15,2	31,1	19,7	4,0	131,30	32,8	67,3	42,7	116,7
	Messung 3	4,00	125,7	31,9	61,7	39,2	4,0	134,02	33,5	64,8	41,1	5,1
	Anheizphase	1,60	13,9	9,0	17,5	13,0	1,6	16,68	10,4	20,2	15,1	15,8
	Messung 1	4,00	23,5	6,1	11,9	7,6	4,0	15,58	3,9	7,7	4,9	35,6
10)	Messung 2	4,00	70,0	18,2	35,7	22,6	4,0	56,22	14,1	27,6	17,5	22,7
	Messung 3	3,90	88,6	23,5	45,5	29,0	3,9	74,98	19,2	37,3	23,7	18,0
	Anheizphase	1,60	16,1	11,3	34,0	25,3	1,6	39,84	24,9	74,8	55,7	119,8
	Messung 1	2,60	57,7	24,8	77,6	66,9	2,6	34,34	13,2	41,3	35,6	46,7
11)	Messung 3	2,40	89,1	40,9	130,4	113,4	2,4	80,52	33,5	107,0	93,0	17,9
	Messung 5	2,4	12,0	5,5	17,5	14,8	2,4	47,6	19,8	63,0	53,5	261,1
	Anheizphase	1,60	275,7	171,3	562,4	402,3	1,7	44,34	26,1	85,6	61,3	84,8
	Messung 1	3,20	52,6	16,4	52,3	46,0	3,3	47,76	14,5	46,1	40,5	11,8
12)	Messung 2	3,20	53,1	16,6	53,6	46,4	3,3	55,90	16,9	54,7	47,3	2,0
	Messung 3	3,20	54,4	17,0	54,5	47,9	3,3	49,88	15,1	48,5	42,6	11,0
	Anheizphase	1,20	46,7	39,5	120,5	88,4	1,2	22,3	18,6	56,8	41,7	52,9
	Messung 1	2,50	215,7	88,1	290,7	241,4	2,5	221,5	88,6	292,1	242,6	0,5
13)	Messung 2	1,70	195,5	120,1	387,2	307,1	1,7	172,0	101,2	326,1	258,7	15,8
	Messung 3	0,60	141,2	245,7	795,7	631,3	0,6	118,8	198,0	641,2	508,7	19,4
	Messung 4	1,30	207,1	169,3	555,2	437,4	1,3	199,0	153,1	502,1	395,6	9,6
	Messung 1						1,38	56,4	41,0		26,0	
14)	Messung 2						1,14	44,9	39,3		25,6	
	Messung 3						2,33	87,5	37,6		24,1	
	Anheizphase	1,9	44,5	22,9	72,85	51,9	1,95	28,4	14,6	46,3	33,0	36,4
	Nennlast 1	1,8	19,6	11,0	37,85	23,5	1,76	18,3	10,4	35,7	22,1	5,8
15)	Nennlast 2	1,9	20,9	10,7	41,71	24,2	1,96	21,6	11,0	42,9	24,9	2,9
	Ausbrand	0,8	7,1	8,4	28,19	42,8	0,84	11,5	13,7	46,1	70,1	63,6
	Anheizphase	1,2	23,7	19,0	58,05	63,8	1,86	49,4	26,6	81,2	89,2	39,9
	Nennlast 1	2,2	21,2	9,6	39,22	20,7	2,21	20,5	9,3	38,0	20,0	3,2
15)	Nennlast 2	2,2	19,3	8,9	36,48	19,2	2,17	23,9	11,0	45,1	23,7	23,7
	Ausbrand	1,9	29,7	15,6	60,11	52,9	1,90	38,9	20,5	79,20	69,7	31,7

- 1) Pelletkessel KWB Easyfire ohne SWT; 25 kW; Fichtenpellets
- 2) Pelletkessel KWB Easyfire mit SWT; 25 kW; Fichtenpellets
- 3) Pelletofen Wodtke ivo.tec; 13 kW; Fichtenpellets
- 4) Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 ohne EA; 8 kW; Fichtenscheitholz
- 5) Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 mit EA; 8 kW; Fichtenscheitholz
- 6) Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 ohne EA; 8 kW; Buchenscheitholz
- 7) Kaminofen Buderus BlueLine Nr. 12 mit EA; 8 kW; Buchenscheitholz
- 8) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 ohne EA; 30 kW; Fichten-HHS
- 9) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 mit EA; 30 kW; Fichten-HHS
- 10) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 ohne SWT; 30 kW; Strohpellets
- 11) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30 mit SWT; 30 kW; Strohpellets
- 12) Hackschnitzelkessel Guntamatic Powerchip 20/30; 30 kW; Miscanthuspellets
- 13) Großfeuerungsanlage Müller TMV 15H; 650 kW; Holzhackschnitzel
- 14) Scheitholzessel HDG Navora; 30 kW; Fichtenscheitholz
- 15) Scheitholzessel HDG Navora ; 30 kW; Buchenscheitholz

Fortsetzung Tabelle A-1111

		CO	C _n H _m	NO ₂	HCl	CH ₄	SO ₂
		mg/Nm ³ , 13 % O ₂					
1)	Anheizphase	73,6	5,5	119,7	<1	2,5	5,5
	Messung 1	18,8	1,2	119,5	<1	1,9	1,0
	Messung 2	25,4	1,0	118,5	<1	2,1	1,1
	Messung 3	17,7	1,9	112,1	<1	1,4	2,4
2)	Anheizphase	118,4	9,0	123,2	<1	3,7	19,6
	Messung 1	29,8	3,6	128,8	<1	1,9	10,5
	Messung 2	23,8	2,5	121,9	<1	1,7	14,4
	Messung 3	23,4	1,9	121,7	<1	1,6	12,2
3)	Anheizphase1	600,5	35,6	126,6	<1	11,2	11,2
	Anheizphase2	733,7	50,2	124,5	<2	15,8	64,1
	Messung 1	334,7	10,2	134,3	<1	4,8	<0
	Messung 2	524,2	17,3	132,5	<2	6,6	7,7
	Messung 3	321,2	6,2	125,9	<1	3,6	16,4
4)	Messung 4	308,7	6,1	126,2	<1	3,4	15,6
	Anheizphase	3551	474	135,0	<2	k.W.	510
	Messung 1	1898	122	114,0	<2	k.W.	69
	Messung 2	2508	183	97,0	<2	k.W.	30
5)	Messung 3	2706	225	110,0	<2	k.W.	61
	Anheizphase	5506,9	1118,2	163,0	<2	k.W.	716,5
	Messung 1	3297,1	323,0	113,0	<2	k.W.	56,0
	Messung 2	2988,1	327,0	123,0	<2	k.W.	101,9
6)	Messung 3	3659,3	772,9	162,0	<2	k.W.	757,2
	Anheizphase	5523,1	1856,2	181,0	<4	k.W.	1120,2
	Messung 1	2420,0	175,4	179,0	<2	k.W.	75,3
	Messung 2	2053,7	216,9	171,0	<2	k.W.	110,9
7)	Messung 3	3533,7	1318,1	175,0	<2	k.W.	1007,7
	Anheizphase	3281,2	206,6	165,0	<2	k.W.	55,9
	Messung 1	2831,8	599,4	215,0	<2	k.W.	313,1
	Messung 2	2262,0	426,6	196,0	<2	k.W.	251,1
8)	Messung 3	2328,5	799,3	199,0	<3	k.W.	431,1
	Anheizphase	656,8	21,5	155,0		k.W.	0,0
	Messung 1	119,1	0,9	182,0		k.W.	0,0
	Messung 2	98,3	0,5	179,0		k.W.	0,0
9)	Messung 3	103,1	0,4	178,0		k.W.	0,0
	Anheizphase	675,1	23,4	161,0		k.W.	
	Messung 1	168,2	1,1	172,0		k.W.	
	Messung 2	104,5	0,4	169,0		k.W.	
10)	Messung 3	102,5	0,4	167,0		k.W.	
	Anheizphase	843,9	112,4	345,0	<1	40,6	103,7
	Messung 1	352,5	35,9	359,0	12,9	15,4	136,5
	Messung 3	475,9	44,6	355,0	18,9	18,9	137,4
11)	Messung 5	194,7	11,1	347,0	15,9	5,9	141,8
	Anheizphase	301,3	29,7	364,0	1,6	11,1	169,0
	Messung 1	327,0	22,4	345,0	18,0	9,8	149,8
	Messung 2	231,5	14,2	356,0	21,0	7,0	148,5
12)	Messung 3	285,9	23,0	349,0	22,4	10,0	146,6
	Anheizphase	966,2	118,7	285,0	3,8	42,9	73,9
	Messung 1	937,7	146,3	278,0	34,7	48,0	75,1
	Messung 2	908,9	165,8	278,0	38,4	44,7	69,7
13)	Messung 3	1922,6	399,6	274,0	37,2	107,2	72,7
	Messung 4	1730,5	421,5	277	38,7	94,9	72,1
	Messung 1	13,4		349,3	6,1		43,0
	Messung 2	17,4		337,1	6,4		37,9
14)	Messung 3	14,5		328,3	6,4		38,2
	Anheizphase	472,0	63,4	209,5	<1	23,2	32,4
	Nennlast 1	45,9	4,3	210,9	<1	2,3	8,3
	Nennlast 2	27,1	2,2	166,6	<1	1,6	0,2
15)	Ausbrand	6717,2	43,7	73,9	<2	43,1	<0
	Anheizphase	2406,9	313,2	279,8	<2	113,0	57,3
	Nennlast 1	29,7	2,0	230,1	<1	1,6	16,7
	Nennlast 2	14,0	0,6	200,8	<1	1,6	10,5
	Ausbrand	5665,4	3,0	95,1	<1	3,4	2,8

Fortsetzung Tabelle A-111

		Abgastemp. Wärme taucher			Betriebs- volumen- strom (Abgas)	Kamin- druck	CO ₂	CO ₂ verd.	O ₂	λ	Wasserdampf- gehalt bezogen auf trockenes Abgas
		°C	°C	°C	m ³ /h	pascal	Vol.-%	Vol.-%	Vol.-%		%
		Eintritt	Austritt	Diff.		vor	nach	nach	nach	nach	nach
1)	Anheizphase	99,6	37,7	61,9	84,7	-21,1	9,1	6,7	12,0	2,4	5,1
	Messung 1	123,6	39,7	83,9	89,6	-23,5	9,4	7,0	11,7	2,2	5,1
	Messung 2	124,4	39,5	84,9	85,6	-23,6	9,2	6,9	11,9	2,3	5,0
	Messung 3	124,0	39,0	85,0	87,0	-22,2	9,5	7,2	11,6	2,2	5,1
2)	Anheizphase	107,8			80,7	-15,6	10,5	3,8	10,7	2,0	8,9
	Messung 1	121,7			73,7	-16,9	10,4	3,6	10,8	2,0	8,8
	Messung 2	123,0			80,7	-17,3	10,2	3,6	10,9	2,0	8,7
	Messung 3	124,7			79,8	-17,1	10,2	3,8	10,9	2,0	8,8
3)	Anheizphase1	59,5			48,9	-15,6	8,9	3,5	12,2	2,4	7,5
	Anheizphase2	47,8			71,0	-12,0	5,8	2,5	15,3	2,5	5,0
	Messung 1	99,8			75,4	-17,7	10,6	4,8	10,6	1,9	8,9
	Messung 2	93			77,7	-16,4	8,8	4,0	12,4	2,1	7,3
	Messung 3	99,5			72,8	-19,1	11,0	5,0	10,1	1,8	9,1
	Messung 4	99,4			72,6	-19,1	11,0	5,0	10,2	1,8	9,1
4)	Anheizphase	202,1			36,3	-9,2	5,5	1,7	15,6	6,4	6,6
	Messung 1	314,9			45,5	-10,7	7,7	2,5	13,4	2,9	7,9
	Messung 2	299,5			42,2	-10,5	6,9	2,2	14,2	3,6	7,0
	Messung 3	288,4			40,8	-10,5	6,8	2,1	14,3	3,3	7,0
5)	Anheizphase	207,0			34,7	-7,4	5,6	1,4	15,6	7,2	6,6
	Messung 1	304,9			43,1	-10,4	7,1	2,3	13,9	3,1	7,4
	Messung 2	287,2			39,6	-10,1	7,1	2,2	13,9	3,4	7,5
	Messung 3	265,0			37,7	-10,3	6,7	2,0	14,5	3,2	7,4
6)	Anheizphase	154,4			33,5	-6,9	3,3	0,9	17,9	11,9	4,8
	Messung 1	312,4			47,9	-9,0	6,8	2,2	14,3	3,8	7,5
	Messung 2	279,2			42,8	-8,5	6,2	1,9	14,9	3,9	7,1
	Messung 3	261,3			41,1	-8,8	5,8	1,7	15,6	4,5	6,9
7)	Anheizphase	245,1			43,9	-9,8	5,9	2,6	15,1	8,8	6,4
	Messung 1	263,5			43,7	-10,8	5,6	2,4	15,5	5,5	6,5
	Messung 2	283,3			44,2	-11,8	5,7	2,4	15,4	4,4	6,4
	Messung 3	258,6			41,9	-10,8	5,2	2,2	15,9	5,7	6,3
8)	Anheizphase	100,8			93,9	-11,5	11,8	5,5	9,8	2,8	11,8
	Messung 1	156,1			88,8	-8,7	12,9	5,4	8,4	1,6	13,0
	Messung 2	161,3			90,9	-9,2	12,9	5,7	8,4	1,6	12,8
	Messung 3	167,1			95,5	-6,6	12,9	5,9	8,4	1,6	12,5
9)	Anheizphase	98,8			88,7	-10,4	11,4	5,3	10,2	2,3	11,2
	Messung 1	149,8			94,1	-9,4	12,8	6,1	8,5	1,6	13,4
	Messung 2	161,6			96,1	-8,0	13,0	6,2	8,4	1,6	13,4
	Messung 3	167,4			97,2	-6,5	12,9	6,2	8,4	1,6	13,3
10)	Anheizphase	104,0			109,8	-12,9	11,3	3,2	11,1	2,3	10,3
	Messung 1	162,1			116,5	-14,3	12,5	3,8	8,7	1,7	11,7
	Messung 3	170,8			114,3	-14,5	12,7	3,8	8,5	1,7	11,8
	Messung 5	174,4			119,8	-14,7	12,7	3,8	8,5	1,7	11,6
11)	Anheizphase	111,0	33,1	77,9	136,0	-32,0	10,0	2,9	11,2	20,2	9,8
	Messung 1	158,3	39,2	119,1	109,0	-8,7	12,7	3,8	8,5	1,7	11,9
	Messung 2	162,5	40,1	122,3	108,9	-8,3	12,5	3,7	8,7	1,7	11,8
	Messung 3	165,3	42,2	123,1	108,2	-7,9	12,7	3,8	8,4	1,7	11,9
12)	Anheizphase	111,1			105,8	-13,0	11,0	3,4	10,3	11,7	10,1
	Messung 1	172,3			107,6	-13,2	13,3	3,8	8,0	1,6	11,4
	Messung 2	184,6			100,7	-13,6	12,9	3,8	8,3	1,7	10,9
	Messung 3	186,5			92,5	-13,5	12,9	3,8	8,3	1,7	10,9
	Messung 4	188,3			91,5	-13,5	12,6	3,7	8,4	1,7	10,8
13)	Messung 1	150,0			1612,9	-300,0	12,0		8,4	1,7	16,5
	Messung 2	140,0			1330,7	-300,0	11,7		8,7	1,7	16,2
	Messung 3	140,0			1330,7	-300,0	11,9		8,5	1,7	16,2
14)	Anheizphase	99,0			96,2	-9,0	11,7	3,4	9,8	7,7	13,7
	Nennlast 1	124,5			93,7	-8,9	13,5	3,6	8,1	1,5	15,3
	Nennlast 2	128,2			90,8	-8,8	14,3	3,4	7,2	1,4	12,8
	Ausbrand	110,4			72,7	-11,2	5,0	1,5	15,7	4,8	1,7
15)	Anheizphase	97,8			113,8	-9,3	7,6	3,1	13,7	13,0	10,6
	Nennlast 1	140,6			108,0	-8,8	16,1	3,6	5,8	1,3	20,0
	Nennlast 2	137,3			97,3	-9,1	15,8	3,6	5,8	1,3	14,4
	Ausbrand	116,2			75,7	-10,4	8,7	2,3	11,9	2,9	2,0

Fortsetzung Tabelle A-111

		CO	C _n H _m	NO ₂	HCl	CH ₄	SO ₂	Staub	Luftdruck	Normvolumen- strom unverdünn	Geschwindigkeit Messstrecke unverdünn
		g/h nach	g/h nach	g/h nach	g/h nach	g/h nach	g/h nach	g/h VDI	mbar	m³/h	m/s
1)	Anheizphase	4,1	0,3	6,3		0,1	0,3	1,5	984,1	57,6	1,3
	Messung 1	1,1	0,1	6,7		0,1	0,1	1,3	984,5	57,0	1,4
	Messung 2	1,3	0,1	6,2	0,0	0,1	0,1	1,2	984,9	54,4	1,3
	Messung 3	1,0	0,1	6,2	0,0	0,1	0,2	1,1	984,0	55,3	1,4
2)	Anheizphase	3,6	0,3	3,0	0,0	0,1	0,5	1,6	982,9	51,7	1,3
	Messung 1	0,7	0,1	2,8	0,0	0,0	0,2	1,0	982,4	45,4	1,2
	Messung 2	0,5	0,1	2,8	0,0	0,0	0,3	1,2	983,0	49,7	1,3
	Messung 3	0,5	0,0	2,7	0,0	0,0	0,3	1,3	983,5	48,9	1,3
3)	Anheizphase 1	25,8	1,5	5,3	<0	0,5	1,1	1,5	973,8	33,8	1,7
	Anheizphase 2	27,7	1,9	6,4	<0	0,6	2,3	1,9	987,8	53,2	3,4
	Messung 1	20,2	0,6	8,1	0	0,3	<0	1,1	975,1	46,1	2,7
	Messung 2	29,8	1,0	7,8	<0	0,4	2,4	1,2	976,8	49,3	2,7
4)	Messung 3	19,4	0,4	7,6	0	0,2	1,0	1,1	987,8	44,4	1,8
	Messung 4	18,5	0,4	7,6	0	0,2	0,9	1,1	988,4	44,3	1,8
	Anheizphase	44,5	8,6	1,9	<0	k.W.	6,2	3,0	975,0	18,4	0,6
	Messung 1	33,9	2,3	2	<0	k.W.	1,9	1,7	974,3	18,8	0,7
5)	Messung 2	38,7	3,3	1,5	<0	k.W.	0,5	1,6	974,3	18,0	0,7
	Messung 3	40,5	3,4	1,7	<0	k.W.	0,9	0,8	974,1	17,8	0,6
	Anheizphase	66,8	13,5	2,0	<0	k.W.	8,7	1,0	973,1	17,6	0,5
	Messung 1	53,1	5,2	1,8	<0	k.W.	1,0	0,5	971,8	18,2	0,7
6)	Messung 2	46,0	5,1	1,9	<0	k.W.	2,1	0,4	970,8	17,3	0,6
	Messung 3	50,4	10,5	2,3	<0	k.W.	10,6	0,9	970,0	17,0	0,6
	Anheizphase	42,8	14,4	1,4	<0	k.W.	9,3	3,1	969,0	19,3	0,5
	Messung 1	40,3	2,9	3,0	<0	k.W.	2,0	2,2	968,8	19,9	0,8
7)	Messung 2	29,3	3,1	2,5	<0	k.W.	2,2	1,8	968,6	18,9	0,7
	Messung 3	44,0	16,1	2,3	<1	k.W.	13,4	5,8	968,6	18,6	0,6
	Anheizphase	50,0	3,2	2,6	<0	k.W.	1,2	0,7	968,6	20,6	0,7
	Messung 1	38,4	8,1	3,0	<0	k.W.	5,7	1,3	967,6	19,8	0,7
8)	Messung 2	30,0	5,4	2,7	<0	k.W.	4,0	0,9	966,3	19,3	0,7
	Messung 3	28,6	9,8	2,5	<0	k.W.	5,9	1,3	964,6	19,2	0,7
	Anheizphase	56,8	1,8	14,0				9,6	984,1	58,3	1,5
	Messung 1	9,1	0,1	14,0				3,0	980,2	48,4	1,4
9)	Messung 2	7,6	0,0	14,0				1,6	980,3	49,1	1,4
	Messung 3	8,3	0,0	14,0				3,3	980,9	51,1	1,5
	Anheizphase	54,2	1,7	13,0				1,0	985,1	56,4	1,4
	Messung 1	13,7	0,1	14,0				0,6	985,6	52,1	1,5
1)	Messung 2	8,5	0,0	14,0				1,8	985,3	51,8	1,5
	Messung 3	8,3	0,0	14,0				2,4	984,7	51,7	1,5
	Anheizphase	75,0	9,9	32,0	<1	3,3	9,5	0,8	979,6	67,6	1,7
	Messung 1	32,0	3,3	35,0	1,2	1,3	13,1	1,6	979,1	63,2	1,8
1)	Messung 3	42,2	4,0	33,0	1,8	1,6	12,8	2,5	979,0	60,3	1,8
	Messung 5	18,4	1,1	34,0	1,6	0,5	14,0	0,3	977,9	63,6	1,9
	Anheizphase	29,7	3,0	39,0	0,2	1,0	17,4	13,7	976,4	80,1	2,1
	Messung 1	27,7	1,9	31,0	1,6	0,8	13,3	0,9	975,9	57,3	1,7
1)	Messung 2	19,3	1,2	31,0	1,8	0,6	12,9	0,9	975,0	56,7	1,7
	Messung 3	23,4	1,9	31,0	2,0	0,8	12,8	0,9	974,3	55,9	1,7
	Anheizphase	86,1	10,5	27,0	0,5	3,6	7,1	2,6	983,0	65,5	1,7
	Messung 1	82,7	12,8	26,0	3,2	4,0	6,9	5,1	982,8	57,6	1,7
1)	Messung 2	72,5	13,1	23,0	3,2	3,3	5,7	6,3	982,7	52,6	1,6
	Messung 3	140,8	29,8	21,0	2,8	7,4	5,5	11,8	982,7	48,2	1,7
	Messung 4	123,9	28,9	20	2,8	6,4	5,3	8,0	982,8	47,5	1,7
	Messung 1	11,7		302,4					984,9	866,2	4,7
1)	Messung 2	12,8		247,2					984,9	733,9	3,7
	Messung 3	10,7		240,7					984,7	733,7	3,7
	Anheizphase	53,1	7,8	18,4	<1	2,8	3,6	4,5	972,9	61,9	5,4
	Nennlast 1	4,1	0,4	18,7	<0	0,2	0,8	2,1	972,6	55,1	5,3
1)	Nennlast 2	2,5	0,2	15,5	<2	0,1	0,3	2,3	972,1	54,0	5,2
	Ausbrand	259,0	1,4	3,7	<1	1,3	<0	1,4	972,3	49,6	4,1
	Anheizphase	156,7	23,0	17,6	<0	7,9	4,9	12,8	967,2	77,6	6,3
	Nennlast 1	3,2	0,2	24,7	<0	0,2	1,8	7,8	966,7	56,7	6,0
1)	Nennlast 2	1,4	0,1	20,6	<0	0,2	1,2	7,0	966,0	54,0	5,4
	Ausbrand	371,4	0,2	6,4	<2	0,2	0,5	2,9	964,7	49,1	4,2

Fortsetzung Tabelle A-111

		Brenn- stoff	Wasser- gehalt	Kessel leistung	Leistung Abgwt.	Abgasverlust nach Kessel Abgwt.		Wirkun- gs- grad indirekt	Konde- nsat		Hydraulik Abgwt.	
		kg/h	%	kW	kW	%	%	%	l / Std.	pH-Wert	°C Rückl.	°C Vorl.
1)	Anheizphase	9,8	7,7	15,7	4,0	6,2	1,3	93,8	1,1	6,6	25,5	35,8
	Messung 1	6,0	7,7	25,4	2,3	7,8	1,3	92,2	1,1	6,6	27,7	34,8
	Messung 2	5,8	7,7	24,8	2,3	8,0	1,3	92,0	1,1	6,6	27,8	34,3
	Messung 3	5,9	7,7	25,5	3,7	7,7	1,2	92,3	1,1	6,6	27,5	33,5
2)	Anheizphase	7,9	7,7	19,5		6,0		93,9				
	Messung 1	6,1	7,7	25,8		7,0		93,0				
	Messung 2	6,1	7,7	25,5		7,2		92,8				
	Messung 3	6,0	7,7	25,6		7,3		92,7				
3)	Anheizphase 1	4,9	7,5	6,2		2,8		97,1				
	Anheizphase 2	3,4	5,0	4,3		3,1		96,8				
	Messung 1	3,1	8,9	12,9		4,9		95,0				
	Messung 2	2,6	7,3	10,7		5,4		94,6				
	Messung 3	3,2	9,1	13,0		4,9		95,0				
	Messung 4	3,2	9,1	13,0		4,9		95,0				
4)	Anheizphase	1,8	12,6									
	Messung 1	1,9	12,6									
	Messung 2	1,7	12,6									
	Messung 3	1,7	12,6									
5)	Anheizphase	1,5	12,6									
	Messung 1	1,7	12,6									
	Messung 2	1,8	12,6									
	Messung 3	1,9	12,6									
6)	Anheizphase	1,1	13,1									
	Messung 1	1,8	13,1									
	Messung 2	1,6	13,1									
	Messung 3	1,4	13,1									
7)	Anheizphase	1,9	13,1									
	Messung 1	1,7	13,1									
	Messung 2	1,6	13,1									
	Messung 3	1,7	13,1									
8)	Anheizphase	9,9	23,0	14,4		5,5		94,5				
	Messung 1	9,0	23,0	30,1		7,7		92,3				
	Messung 2	8,7	23,0	30,7		8,1		91,9				
	Messung 3	9,2	23,0	31,2		8,6		91,4				
9)	Anheizphase	10,4	23,0	13,8		5,3		94,7				
	Messung 1	9,2	23,0	29,7		7,5		92,5				
	Messung 2	9,0	23,0	31,1		8,1		91,9				
	Messung 3	9,3	23,0	31,2		8,4		91,6				
10)	Anheizphase	9,3	7,3	11,8		5,0		94,6				
	Messung 1	8,7	7,3	31,2		7,8		92,0				
	Messung 3	8,9	7,3	32,7		8,3		91,4				
	Messung 5	9,3	7,3	32,2		8,2		91,8				
11)	Anheizphase	11,4	7,3	14,7	3,1	6,8	0,6	93,0	1,8	1,9	24,9	28,4
	Messung 1	8,8	7,3	30,9	2,9	7,9	0,9	91,9			25,0	30,0
	Messung 2	8,2	7,3	31,1	2,9	8,1	0,8	91,8			25,0	30,0
	Messung 3	8,9	7,3	31,5	3,0	8,2	0,9	91,6			25,0	30,0
12)	Anheizphase	10,9	10,1	12,2		5,5		94,0				
	Messung 1	9,0	11,4	31,5		7,8		91,7				
	Messung 2	9,1	10,9	31,5		8,6		90,9				
	Messung 3	8,1	10,9	31,4		8,7		91,3				
	Messung 4	8,6	10,8	30,1		9,0		91				
13)	Messung 1	161,7	36,9	440,0		10,8		89,2				
	Messung 2	138,9	36,9	380,0		10,3		89,7				
	Messung 3	143,6	36,9	393,4		10,2		89,8				
14)	Anheizphase	14,0	16,5	13,1		5,4		94,6				
	Nennlast 1	11,0	16,5	29,8		6,1		93,9				
	Nennlast 2	9,3	16,5	36,1		6,0		94,0				
	Ausbrand	0,5	16,5	22,3		16,0		84				
15)	Anheizphase	11,0	15,0	6,0		7,1		92,9				
	Nennlast 1	15,1	15,0	37,4		6,0		94,0				
	Nennlast 2	10,6	15,0	40,9		6,0		91,0				
	Ausbrand	1,8	15,0	29,4		11,1		88,9				

Berechnung der absolut pro Abbrand entstehenden Filterstaubmenge.

In den Tabellen verwendete Abkürzungen:

- 1) Abgesaugtes Volumen (Nm³)
- 2) Filterbeladung (mg)
- 3) Filterbeladung (mg/Nm³), verdünnt und unverdünnt: Umrechnung anhand von CO_{2Rohgas} - CO_{2verd. Abgas}
- 4) Beladung absolut (g), verdünnt und unverdünnt: Berechnung mit dem entstehenden trocknen Abgasvolumen
- 5) Tatsächlich verbrauchte Brennstoffmenge (kg): Um die Probenahmezeiten nach oben korrigierte Menge

Der Sauerstoffbedarf, Luftbedarf, etc. wird nach den in der Arbeit vorgestellten Formeln berechnet. Die Umrechnung von verdünntem auf unverdünntes Abgas erfolgt mit den in Tabelle A-122 - A-130 vorgestellten Faktoren.

Tabelle A-112: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 3,385kg (Filter Nr.11) - Anheizphase					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,82356	Nm ³ /kgFM	2,7877	Nm ³ /xkgFM	3,385
Luftbedarf	3,94480	Nm ³ /kgFM	13,3532	Nm ³ /xkgFM	3,385
trockenes Abgasvolumen (bei λ = 1*):	3,88788	Nm ³ /kgFM	13,1605	Nm ³ /xkgFM	3,385
Wasserdampfvolumen:	0,75700	Nm ³ /kgFM	2,5624	Nm ³ /xkgFM	3,385
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,78859	Nm ³ /kgFM	2,6694	Nm ³ /xkgFM	3,385
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20283	Nm ³ /kgFM	0,6866	Nm ³ /xkgFM	3,385
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00023	Nm ³ /kgFM	0,0008	Nm ³ /xkgFM	3,385
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00006	Nm ³ /kgFM	0,0002	Nm ³ /xkgFM	3,385
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	8,87948	Nm ³ /kgFM	30,0570	Nm ³ /xkgFM	3,385
Feuchtes Rauchgasvolumen	9,63648	Nm ³ /kgFM	32,6195	Nm ³ /xkgFM	3,385
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1	21,1	21,1	0,63	
Unverdünnt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			51,9	1,56	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 8,408kg (Filter Nr.12)					
Sauerstoffbedarf	0,82356	Nm ³ /kgFM	6,9245	Nm ³ /xkgFM	8,408
Luftbedarf	3,94480	Nm ³ /kgFM	33,1679	Nm ³ /xkgFM	8,408
trockenes Abgasvolumen (bei λ = 1*):	3,88788	Nm ³ /kgFM	32,6893	Nm ³ /xkgFM	8,408
Wasserdampfvolumen:	0,75700	Nm ³ /kgFM	6,3648	Nm ³ /xkgFM	8,408
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,78859	Nm ³ /kgFM	6,6304	Nm ³ /xkgFM	8,408
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20283	Nm ³ /kgFM	1,7054	Nm ³ /xkgFM	8,408
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00023	Nm ³ /kgFM	0,0019	Nm ³ /xkgFM	8,408
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00006	Nm ³ /kgFM	0,0005	Nm ³ /xkgFM	8,408
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	7,40896	Nm ³ /kgFM	62,2946	Nm ³ /xkgFM	8,408
Feuchtes Rauchgasvolumen	8,16596	Nm ³ /kgFM	68,6594	Nm ³ /xkgFM	8,408
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	4	40,6	10,1	0,63	
Unverdünnt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			16,4	1,02	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 6,664 kg (Filter Nr.13)					
Sauerstoffbedarf	0,82356	Nm ³ /kgFM	5,4882	Nm ³ /xkgFM	6,664
Luftbedarf	3,94480	Nm ³ /kgFM	26,2882	Nm ³ /xkgFM	6,664
trockenes Abgasvolumen (bei λ = 1*):	3,88788	Nm ³ /kgFM	25,9088	Nm ³ /xkgFM	6,664
Wasserdampfvolumen:	0,75700	Nm ³ /kgFM	5,0446	Nm ³ /xkgFM	6,664
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,78859	Nm ³ /kgFM	5,2551	Nm ³ /xkgFM	6,664
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20283	Nm ³ /kgFM	1,3517	Nm ³ /xkgFM	6,664
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00023	Nm ³ /kgFM	0,0015	Nm ³ /xkgFM	6,664
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00006	Nm ³ /kgFM	0,0004	Nm ³ /xkgFM	6,664
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	8,93025	Nm ³ /kgFM	59,5112	Nm ³ /xkgFM	6,664
Feuchtes Rauchgasvolumen	9,68724	Nm ³ /kgFM	64,5558	Nm ³ /xkgFM	6,664
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	4,1	45,7	11,2	0,66	
Unverdünnt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			21,5	1,28	

Fortsetzung Tabelle A-112

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 3,293kg (Filter Nr. 14) - Anheizphase					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,82356	Nm³/kgFM	2,7120	Nm³/xkgFM	3,293
Luftbedarf	3,94480	Nm³/kgFM	12,9902	Nm³/xkgFM	3,293
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,88788	Nm³/kgFM	12,8028	Nm³/xkgFM	3,293
Wasserdampfvolumen:	0,75700	Nm³/kgFM	2,4928	Nm³/xkgFM	3,293
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,78859	Nm³/kgFM	2,5968	Nm³/xkgFM	3,293
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20283	Nm³/kgFM	0,6679	Nm³/xkgFM	3,293
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00023	Nm³/kgFM	0,0008	Nm³/xkgFM	3,293
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00006	Nm³/kgFM	0,0002	Nm³/xkgFM	3,293
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	13,57344	Nm³/kgFM	44,6973	Nm³/xkgFM	3,293
Feuchtes Rauchgasvolumen	14,33043	Nm³/kgFM	47,1901	Nm³/xkgFM	3,293
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,6	22,5	14,1	0,63	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			43,0	1,92	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 7,442kg (Filter Nr.15)					
Sauerstoffbedarf	0,82356	Nm³/kgFM	6,1289	Nm³/xkgFM	7,442
Luftbedarf	3,94480	Nm³/kgFM	29,3572	Nm³/xkgFM	7,442
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,88788	Nm³/kgFM	28,9336	Nm³/xkgFM	7,442
Wasserdampfvolumen:	0,75700	Nm³/kgFM	5,6336	Nm³/xkgFM	7,442
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,78859	Nm³/kgFM	5,8687	Nm³/xkgFM	7,442
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20283	Nm³/kgFM	1,5095	Nm³/xkgFM	7,442
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00023	Nm³/kgFM	0,0017	Nm³/xkgFM	7,442
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00006	Nm³/kgFM	0,0004	Nm³/xkgFM	7,442
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	7,11162	Nm³/kgFM	52,9246	Nm³/xkgFM	7,442
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,86861	Nm³/kgFM	58,5582	Nm³/xkgFM	7,442
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	4	47,6	11,9	0,63	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			18,4	0,98	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 7,762kg (Filter Nr.16)					
Sauerstoffbedarf	0,82356	Nm³/kgFM	6,3924	Nm³/xkgFM	7,762
Luftbedarf	3,94480	Nm³/kgFM	30,6196	Nm³/xkgFM	7,762
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,88788	Nm³/kgFM	30,1777	Nm³/xkgFM	7,762
Wasserdampfvolumen:	0,75700	Nm³/kgFM	5,8758	Nm³/xkgFM	7,762
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,78859	Nm³/kgFM	6,1210	Nm³/xkgFM	7,762
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20283	Nm³/kgFM	1,5744	Nm³/xkgFM	7,762
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00023	Nm³/kgFM	0,0018	Nm³/xkgFM	7,762
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00006	Nm³/kgFM	0,0005	Nm³/xkgFM	7,762
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	7,12261	Nm³/kgFM	55,2857	Nm³/xkgFM	7,762
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,87961	Nm³/kgFM	61,1615	Nm³/xkgFM	7,762
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	4	44,5	11,1	0,61	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			17,2	0,95	

Tabelle A-113: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 6,663kg (Filter Nr.1)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,87146	Nm³/kgFM	7,64619	Nm³/xkgFM	8,77
Luftbedarf	4,17426	Nm³/kgFM	36,62493	Nm³/xkgFM	8,77
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	4,14344	Nm³/kgFM	36,35454	Nm³/xkgFM	8,77
Wasserdampfvolumen:	0,60447	Nm³/kgFM	5,30364	Nm³/xkgFM	8,77
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,86402	Nm³/kgFM	7,58091	Nm³/xkgFM	8,77
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20853	Nm³/kgFM	1,82962	Nm³/xkgFM	8,77
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00044	Nm³/kgFM	0,00389	Nm³/xkgFM	8,77
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00011	Nm³/kgFM	0,00094	Nm³/xkgFM	8,77
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	9,51537	Nm³/kgFM	83,48784	Nm³/xkgFM	8,77
Feuchtes Rauchgasvolumen	10,11984	Nm³/kgFM	88,79148	Nm³/xkgFM	8,77
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	0,6	7,49	12,48	1,04	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			16,56	1,38	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 14,831kg (Filter Nr.2)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,87146	Nm³/kgFM	12,92497	Nm³/xkgFM	14,83
Luftbedarf	4,17426	Nm³/kgFM	61,91008	Nm³/xkgFM	14,83
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	4,14344	Nm³/kgFM	61,45301	Nm³/xkgFM	14,83
Wasserdampfvolumen:	0,60447	Nm³/kgFM	8,96518	Nm³/xkgFM	14,83
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,86402	Nm³/kgFM	12,81463	Nm³/xkgFM	14,83
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20853	Nm³/kgFM	3,09275	Nm³/xkgFM	14,83
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00044	Nm³/kgFM	0,00657	Nm³/xkgFM	14,83
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00011	Nm³/kgFM	0,00159	Nm³/xkgFM	14,83
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	9,18243	Nm³/kgFM	136,18826	Nm³/xkgFM	14,83
Feuchtes Rauchgasvolumen	9,78690	Nm³/kgFM	145,15343	Nm³/xkgFM	14,83
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,6	21,22	13,26	1,81	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			17,42	2,37	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 13,409kg (Filter Nr.3)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,87146	Nm³/kgFM	11,68558	Nm³/xkgFM	13,41
Luftbedarf	4,17426	Nm³/kgFM	55,97345	Nm³/xkgFM	13,41
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	4,14344	Nm³/kgFM	55,56021	Nm³/xkgFM	13,41
Wasserdampfvolumen:	0,60447	Nm³/kgFM	8,10550	Nm³/xkgFM	13,41
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,86402	Nm³/kgFM	11,58582	Nm³/xkgFM	13,41
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20853	Nm³/kgFM	2,79618	Nm³/xkgFM	13,41
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00044	Nm³/kgFM	0,00594	Nm³/xkgFM	13,41
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00011	Nm³/kgFM	0,00143	Nm³/xkgFM	13,41
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	9,39573	Nm³/kgFM	125,98918	Nm³/xkgFM	13,41
Feuchtes Rauchgasvolumen	10,00020	Nm³/kgFM	134,09468	Nm³/xkgFM	13,41
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	3,5	48,08	13,74	1,73	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			18,06	2,28	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 29,778kg (Filter Nr.4)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,87146	Nm³/kgFM	25,95006	Nm³/xkgFM	29,78
Luftbedarf	4,17426	Nm³/kgFM	124,29978	Nm³/xkgFM	29,78
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	4,14344	Nm³/kgFM	123,38209	Nm³/xkgFM	29,78
Wasserdampfvolumen:	0,60447	Nm³/kgFM	17,99981	Nm³/xkgFM	29,78
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,86402	Nm³/kgFM	25,72854	Nm³/xkgFM	29,78
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20853	Nm³/kgFM	6,20946	Nm³/xkgFM	29,78
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00044	Nm³/kgFM	0,01319	Nm³/xkgFM	29,78
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00011	Nm³/kgFM	0,00318	Nm³/xkgFM	29,78
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	9,06349	Nm³/kgFM	269,89001	Nm³/xkgFM	29,78
Feuchtes Rauchgasvolumen	9,66797	Nm³/kgFM	287,88982	Nm³/xkgFM	29,78
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	3,7	59,05	15,96	4,31	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			20,70	5,59	

Fortsetzung Tabelle A-113

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 21,9kg (Filter Nr.5)					
Sauerstoffbedarf		0,87146	Nm³/kgFM	19,08497	Nm³/xkgFM 21,9
Luftbedarf		4,17426	Nm³/kgFM	91,41623	Nm³/xkgFM 21,9
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		4,14344	Nm³/kgFM	90,74132	Nm³/xkgFM 21,9
Wasserdampfvolumen:		0,60447	Nm³/kgFM	13,23795	Nm³/xkgFM 21,9
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,86402	Nm³/kgFM	18,92204	Nm³/xkgFM 21,9
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20853	Nm³/kgFM	4,56675	Nm³/xkgFM 21,9
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00044	Nm³/kgFM	0,00970	Nm³/xkgFM 21,9
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00011	Nm³/kgFM	0,00234	Nm³/xkgFM 21,9
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		8,24634	Nm³/kgFM	180,59478	Nm³/xkgFM 21,9
Feuchtes Rauchgasvolumen		8,85081	Nm³/kgFM	193,83273	Nm³/xkgFM 21,9
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	4	36,9	9,2	1,67	
Unverdünnung (korrigiert mit CO ₂ -Faktor)			25,0	4,52	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 8,112kg (Filter Nr.6) (Anbrandphase)					
Sauerstoffbedarf		0,87146	Nm³/kgFM	7,06928	Nm³/xkgFM 8,112
Luftbedarf		4,17426	Nm³/kgFM	33,86157	Nm³/xkgFM 8,112
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		4,14344	Nm³/kgFM	33,61158	Nm³/xkgFM 8,112
Wasserdampfvolumen:		0,60447	Nm³/kgFM	4,90348	Nm³/xkgFM 8,112
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,86402	Nm³/kgFM	7,00893	Nm³/xkgFM 8,112
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20853	Nm³/kgFM	1,69157	Nm³/xkgFM 8,112
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00044	Nm³/kgFM	0,00359	Nm³/xkgFM 8,112
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00011	Nm³/kgFM	0,00087	Nm³/xkgFM 8,112
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		8,44983	Nm³/kgFM	68,54504	Nm³/xkgFM 8,112
Feuchtes Rauchgasvolumen		9,05431	Nm³/kgFM	73,44852	Nm³/xkgFM 8,112
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	1,51	15,1	10,04	0,69	
Unverdünnung (korrigiert mit CO ₂ -Faktor)			27,10	1,86	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 15,19kg (Filter Nr.7)					
Sauerstoffbedarf		0,87146	Nm³/kgFM	13,23747	Nm³/xkgFM 15,19
Luftbedarf		4,17426	Nm³/kgFM	63,40697	Nm³/xkgFM 15,19
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		4,14344	Nm³/kgFM	62,93884	Nm³/xkgFM 15,19
Wasserdampfvolumen:		0,60447	Nm³/kgFM	9,18194	Nm³/xkgFM 15,19
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,86402	Nm³/kgFM	13,12447	Nm³/xkgFM 15,19
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20853	Nm³/kgFM	3,16753	Nm³/xkgFM 15,19
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00044	Nm³/kgFM	0,00673	Nm³/xkgFM 15,19
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00011	Nm³/kgFM	0,00162	Nm³/xkgFM 15,19
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		8,42672	Nm³/kgFM	128,00194	Nm³/xkgFM 15,19
Feuchtes Rauchgasvolumen		9,03120	Nm³/kgFM	137,18388	Nm³/xkgFM 15,19
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	3,90	34,4	8,81	1,13	
Unverdünnung (korrigiert mit CO ₂ -Faktor)			24,52	3,14	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 14,157kg (Filter Nr.8)					
Sauerstoffbedarf		0,87146	Nm³/kgFM	12,33725	Nm³/xkgFM 14,157
Luftbedarf		4,17426	Nm³/kgFM	59,09496	Nm³/xkgFM 14,157
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		4,14344	Nm³/kgFM	58,65867	Nm³/xkgFM 14,157
Wasserdampfvolumen:		0,60447	Nm³/kgFM	8,55752	Nm³/xkgFM 14,157
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,86402	Nm³/kgFM	12,23194	Nm³/xkgFM 14,157
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20853	Nm³/kgFM	2,95212	Nm³/xkgFM 14,157
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00044	Nm³/kgFM	0,00627	Nm³/xkgFM 14,157
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00011	Nm³/kgFM	0,00151	Nm³/xkgFM 14,157
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		8,33375	Nm³/kgFM	117,98083	Nm³/xkgFM 14,157
Feuchtes Rauchgasvolumen		8,93822	Nm³/kgFM	126,53835	Nm³/xkgFM 14,157
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	3,80	30,3	7,97	0,94	
Unverdünnung (korrigiert mit CO ₂ -Faktor)			22,40	2,64	

Tabelle A-114: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Fichtenscheitholz.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,915kg (Filter Nr. 29, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84873	Nm³/kgFM	1,62532	Nm³/xkgFM	1,915
Luftbedarf	4,06538	Nm³/kgFM	7,78521	Nm³/xkgFM	1,915
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,99857	Nm³/kgFM	7,65726	Nm³/xkgFM	1,915
Wasserdampfvolumen:	0,60863	Nm³/kgFM	1,16552	Nm³/xkgFM	1,915
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,80471	Nm³/kgFM	1,54101	Nm³/xkgFM	1,915
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	0,38539	Nm³/xkgFM	1,915
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00091	Nm³/kgFM	0,00174	Nm³/xkgFM	1,915
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00044	Nm³/xkgFM	1,915
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	14,16610	Nm³/kgFM	27,12808	Nm³/xkgFM	1,915
Feuchtes Rauchgasvolumen	14,77472	Nm³/kgFM	28,29360	Nm³/xkgFM	1,915
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1	34,1	37,9	1,03	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			117,2	3,18	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,000 kg+0,85 kg Zwischenaufgabe (Filter Nr.30, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84873	Nm³/kgFM	2,41888	Nm³/xkgFM	2,85
Luftbedarf	4,06538	Nm³/kgFM	11,58634	Nm³/xkgFM	2,85
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,99857	Nm³/kgFM	11,39593	Nm³/xkgFM	2,85
Wasserdampfvolumen:	0,60863	Nm³/kgFM	1,73458	Nm³/xkgFM	2,85
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,80471	Nm³/kgFM	2,29341	Nm³/xkgFM	2,85
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	0,57356	Nm³/xkgFM	2,85
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00091	Nm³/kgFM	0,00259	Nm³/xkgFM	2,85
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00065	Nm³/xkgFM	2,85
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	10,21626	Nm³/kgFM	29,11634	Nm³/xkgFM	2,85
Feuchtes Rauchgasvolumen	10,82489	Nm³/kgFM	30,85092	Nm³/xkgFM	2,85
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1	32,98	25,4	0,74	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			73,6	2,14	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,04kg (Filter Nr. 31, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84873	Nm³/kgFM	1,73141	Nm³/xkgFM	2,04
Luftbedarf	4,06538	Nm³/kgFM	8,29338	Nm³/xkgFM	2,04
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,99857	Nm³/kgFM	8,15708	Nm³/xkgFM	2,04
Wasserdampfvolumen:	0,60863	Nm³/kgFM	1,24160	Nm³/xkgFM	2,04
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,80471	Nm³/kgFM	1,64160	Nm³/xkgFM	2,04
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	0,41055	Nm³/xkgFM	2,04
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00091	Nm³/kgFM	0,00186	Nm³/xkgFM	2,04
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00046	Nm³/xkgFM	2,04
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	11,44413	Nm³/kgFM	23,34602	Nm³/xkgFM	2,04
Feuchtes Rauchgasvolumen	12,05275	Nm³/kgFM	24,58761	Nm³/xkgFM	2,04
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	2	41,96	28,0	0,65	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			83,8	1,96	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,095kg (Filter Nr. 32, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84873	Nm³/kgFM	1,77809	Nm³/xkgFM	2,095
Luftbedarf	4,06538	Nm³/kgFM	8,51698	Nm³/xkgFM	2,095
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,99857	Nm³/kgFM	8,37701	Nm³/xkgFM	2,095
Wasserdampfvolumen:	0,60863	Nm³/kgFM	1,27507	Nm³/xkgFM	2,095
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,80471	Nm³/kgFM	1,68586	Nm³/xkgFM	2,095
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	0,42162	Nm³/xkgFM	2,095
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00091	Nm³/kgFM	0,00191	Nm³/xkgFM	2,095
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00048	Nm³/xkgFM	2,095
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	11,58342	Nm³/kgFM	24,26726	Nm³/xkgFM	2,095
Feuchtes Rauchgasvolumen	12,19205	Nm³/kgFM	25,54234	Nm³/xkgFM	2,095
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	2	28,36	18,9	0,46	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			57,5	1,39	

Fortsetzung A-114

					5)
Sauerstoffbedarf		0,84873	Nm³/kgFM	1,72292	Nm³/xkgFM 2,03
Luftbedarf		4,06538	Nm³/kgFM	8,25273	Nm³/xkgFM 2,03
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,99857	Nm³/kgFM	8,11710	Nm³/xkgFM 2,03
Wasserdampfvolumen:		0,60863	Nm³/kgFM	1,23551	Nm³/xkgFM 2,03
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,80471	Nm³/kgFM	1,63355	Nm³/xkgFM 2,03
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20125	Nm³/kgFM	0,40853	Nm³/xkgFM 2,03
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00091	Nm³/kgFM	0,00185	Nm³/xkgFM 2,03
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00023	Nm³/kgFM	0,00046	Nm³/xkgFM 2,03
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		13,72756	Nm³/kgFM	27,86695	Nm³/xkgFM 2,03
Feuchtes Rauchgasvolumen		14,33619	Nm³/kgFM	29,10246	Nm³/xkgFM 2,03

	1)	2)	3)	4)
Verdünnt (Probenahme im VT)	2	23,42	14,6	0,41
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			56,0	1,56

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,045 kg + 1,23 kg Zwischenauflage (Filter Nr. 36, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,84873	Nm³/kgFM	2,77959	Nm³/xkgFM 3,275
Luftbedarf		4,06538	Nm³/kgFM	13,31413	Nm³/xkgFM 3,275
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,99857	Nm³/kgFM	13,09532	Nm³/xkgFM 3,275
Wasserdampfvolumen:		0,60863	Nm³/kgFM	1,99325	Nm³/xkgFM 3,275
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,80471	Nm³/kgFM	2,63541	Nm³/xkgFM 3,275
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20125	Nm³/kgFM	0,65909	Nm³/xkgFM 3,275
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00091	Nm³/kgFM	0,00298	Nm³/xkgFM 3,275
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00023	Nm³/kgFM	0,00074	Nm³/xkgFM 3,275
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		11,33632	Nm³/kgFM	37,12643	Nm³/xkgFM 3,275
Feuchtes Rauchgasvolumen		11,94494	Nm³/kgFM	39,11968	Nm³/xkgFM 3,275

	1)	2)	3)	4)
Verdünnt (Probenahme im VT)	1	7,06	5,4	0,20
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			15,9	0,59

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,000 kg (Filter Nr. 37, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,84873	Nm³/kgFM	1,69746	Nm³/xkgFM 2
Luftbedarf		4,06538	Nm³/kgFM	8,13077	Nm³/xkgFM 2
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,99857	Nm³/kgFM	7,99714	Nm³/xkgFM 2
Wasserdampfvolumen:		0,60863	Nm³/kgFM	1,21725	Nm³/xkgFM 2
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,80471	Nm³/kgFM	1,60941	Nm³/xkgFM 2
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20125	Nm³/kgFM	0,40250	Nm³/xkgFM 2
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00091	Nm³/kgFM	0,00182	Nm³/xkgFM 2
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00023	Nm³/kgFM	0,00045	Nm³/xkgFM 2
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		10,96511	Nm³/kgFM	21,93023	Nm³/xkgFM 2
Feuchtes Rauchgasvolumen		11,57374	Nm³/kgFM	23,14748	Nm³/xkgFM 2

	1)	2)	3)	4)
Verdünnt (Probenahme im VT)	1	16,94	13,0	0,29
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			39,5	0,87

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,065kg (Filter Nr. 38, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,84873	Nm³/kgFM	1,75263	Nm³/xkgFM 2,065
Luftbedarf		4,06538	Nm³/kgFM	8,39502	Nm³/xkgFM 2,065
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,99857	Nm³/kgFM	8,25705	Nm³/xkgFM 2,065
Wasserdampfvolumen:		0,60863	Nm³/kgFM	1,25681	Nm³/xkgFM 2,065
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,80471	Nm³/kgFM	1,66172	Nm³/xkgFM 2,065
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20125	Nm³/kgFM	0,41558	Nm³/xkgFM 2,065
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00091	Nm³/kgFM	0,00188	Nm³/xkgFM 2,065
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00023	Nm³/kgFM	0,00047	Nm³/xkgFM 2,065
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		11,53220	Nm³/kgFM	23,81399	Nm³/xkgFM 2,065
Feuchtes Rauchgasvolumen		12,14082	Nm³/kgFM	25,07080	Nm³/xkgFM 2,065

	1)	2)	3)	4)
Verdünnt (Probenahme im VT)	1	15	11,5	0,27
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			36,1	0,86

Tabelle A-115: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Kaminofen, Buderus Blueline Nr. 12, Buchenseitholz.**Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,85 kg (Filter Nr. 39, ohne E-Filter)**

					5)
Sauerstoffbedarf	0,79836	Nm³/kgFM	1,47697	Nm³/xkgFM	1,85
Luftbedarf	3,82411	Nm³/kgFM	7,07460	Nm³/xkgFM	1,85
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,77507	Nm³/kgFM	6,98387	N³/xkgFM	1,85
Wasserdampfvolumen:	0,59805	Nm³/kgFM	1,10638	Nm³/xkgFM	1,85
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,77006	Nm³/kgFM	1,42462	Nm³/xkgFM	1,85
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	0,37738	Nm³/xkgFM	1,85
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00153	Nm³/kgFM	0,00283	Nm³/xkgFM	1,85
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00075	Nm³/xkgFM	1,85
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	22,41543	Nm³/kgFM	41,46854	Nm³/xkgFM	1,85
Feuchtes Rauchgasvolumen	23,01347	Nm³/kgFM	42,57493	Nm³/xkgFM	1,85
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,4	31,08	22,2	0,92	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			72,1	2,99	

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,945 kg + 0,54 kg (Zwischenaufgabe) (Filter Nr.40, ohne E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf	0,79836	Nm³/kgFM	1,98392	Nm³/xkgFM	2,485
Luftbedarf	3,82411	Nm³/kgFM	9,50292	Nm³/xkgFM	2,485
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,77507	Nm³/kgFM	9,38104	Nm³/xkgFM	2,485
Wasserdampfvolumen:	0,59805	Nm³/kgFM	1,48614	Nm³/xkgFM	2,485
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,77006	Nm³/kgFM	1,91361	Nm³/xkgFM	2,485
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	0,50691	Nm³/xkgFM	2,485
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00153	Nm³/kgFM	0,00380	Nm³/xkgFM	2,485
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00101	Nm³/xkgFM	2,485
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	11,09736	Nm³/kgFM	27,57694	Nm³/xkgFM	2,485
Feuchtes Rauchgasvolumen	11,69540	Nm³/kgFM	29,06308	Nm³/xkgFM	2,485
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,3	42,36	32,6	0,90	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			96,5	2,66	

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,81kg (Filter Nr. 41, ohne E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf	0,79836	Nm³/kgFM	1,44503	Nm³/xkgFM	1,81
Luftbedarf	3,82411	Nm³/kgFM	6,92164	Nm³/xkgFM	1,81
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,77507	Nm³/kgFM	6,83287	Nm³/xkgFM	1,81
Wasserdampfvolumen:	0,59805	Nm³/kgFM	1,08246	N³/xkgFM	1,81
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,77006	Nm³/kgFM	1,39382	Nm³/xkgFM	1,81
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	0,36922	Nm³/xkgFM	1,81
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00153	Nm³/kgFM	0,00277	Nm³/xkgFM	1,81
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00073	Nm³/xkgFM	1,81
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	12,13461	Nm³/kgFM	21,96365	Nm³/xkgFM	1,81
Feuchtes Rauchgasvolumen	12,73266	Nm³/kgFM	23,04612	Nm³/xkgFM	1,81
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,3	34,44	26,5	0,58	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			83,0	1,82	

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,94kg (Filter Nr. 42, ohne E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf	0,79836	Nm³/kgFM	1,54882	Nm³/xkgFM	1,94
Luftbedarf	3,82411	Nm³/kgFM	7,41877	Nm³/xkgFM	1,94
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,77507	Nm³/kgFM	7,32363	Nm³/xkgFM	1,94
Wasserdampfvolumen:	0,59805	Nm³/kgFM	1,16021	Nm³/xkgFM	1,94
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,77006	Nm³/kgFM	1,49392	Nm³/xkgFM	1,94
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	0,39573	Nm³/xkgFM	1,94
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00153	Nm³/kgFM	0,00297	Nm³/xkgFM	1,94
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00079	Nm³/xkgFM	1,94
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	12,80332	Nm³/kgFM	24,83845	Nm³/xkgFM	1,94
Feuchtes Rauchgasvolumen	13,40137	Nm³/kgFM	25,99866	Nm³/xkgFM	1,94
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,3	89,96	69,2	1,72	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			214,9	5,34	

Fortsetzung Tabelle A-115

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,89 kg (Filter Nr. 44, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,79836	Nm³/kgFM	1,50890	Nm³/xkgFM 1,89
Luftbedarf		3,82411	Nm³/kgFM	7,22757	Nm³/xkgFM 1,89
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,77507	Nm³/kgFM	7,13487	Nm³/xkgFM 1,89
Wasserdampfvolumen:		0,59805	Nm³/kgFM	1,13031	Nm³/xkgFM 1,89
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,77006	Nm³/kgFM	1,45542	N³/xkgFM 1,89
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20399	Nm³/kgFM	0,38554	Nm³/xkgFM 1,89
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00153	Nm³/kgFM	0,00289	Nm³/xkgFM 1,89
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00041	Nm³/kgFM	0,00077	Nm³/xkgFM 1,89
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		12,65304	Nm³/kgFM	23,91424	Nm³/xkgFM 1,89
Feuchtes Rauchgasvolumen		13,25108	Nm³/kgFM	25,04455	Nm³/xkgFM 1,89
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	1	11,74	11,7	0,28	
Unverdünt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			25,7	0,61	

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,965 kg (Filter Nr. 45, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,79836	Nm³/kgFM	1,55121	Nm³/xkgFM 1,943
Luftbedarf		3,82411	Nm³/kgFM	7,43025	Nm³/xkgFM 1,943
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,77507	Nm³/kgFM	7,33495	Nm³/xkgFM 1,943
Wasserdampfvolumen:		0,59805	Nm³/kgFM	1,16200	Nm³/xkgFM 1,943
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,77006	Nm³/kgFM	1,49624	Nm³/xkgFM 1,943
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20399	Nm³/kgFM	0,39635	Nm³/xkgFM 1,943
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00153	Nm³/kgFM	0,00297	Nm³/xkgFM 1,943
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00041	Nm³/kgFM	0,00079	Nm³/xkgFM 1,943
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		13,41164	Nm³/kgFM	26,05881	Nm³/xkgFM 1,943
Feuchtes Rauchgasvolumen		14,00968	Nm³/kgFM	27,22081	Nm³/xkgFM 1,943
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	0,9	13,8	15,3	0,40	
Unverdünt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			34,1	0,89	

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,870 kg + 0,65 kg (Zwischenaufgabe) (Filter Nr. 46, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,79836	Nm³/kgFM	2,01187	Nm³/xkgFM 2,52
Luftbedarf		3,82411	Nm³/kgFM	9,63676	N³/xkgFM 2,52
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,77507	Nm³/kgFM	9,51316	Nm³/xkgFM 2,52
Wasserdampfvolumen:		0,59805	Nm³/kgFM	1,50708	Nm³/xkgFM 2,52
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,77006	Nm³/kgFM	1,94056	Nm³/xkgFM 2,52
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20399	Nm³/kgFM	0,51405	Nm³/xkgFM 2,52
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00153	Nm³/kgFM	0,00385	Nm³/xkgFM 2,52
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00041	Nm³/kgFM	0,00102	Nm³/xkgFM 2,52
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		13,21488	Nm³/kgFM	33,30149	Nm³/xkgFM 2,52
Feuchtes Rauchgasvolumen		13,81292	Nm³/kgFM	34,80857	Nm³/xkgFM 2,52
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	0,9	16,28	18,1	0,60	
Unverdünt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			41,0	1,37	

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 1,875 kg + 0,475 kg (Zwischenaufgabe) (Filter Nr. 47, mit E-Filter)

					5)
Sauerstoffbedarf		0,79836	Nm³/kgFM	1,87615	Nm³/xkgFM 2,35
Luftbedarf		3,82411	Nm³/kgFM	8,98666	Nm³/xkgFM 2,35
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):		3,77507	Nm³/kgFM	8,87140	Nm³/xkgFM 2,35
Wasserdampfvolumen:		0,59805	Nm³/kgFM	1,40541	Nm³/xkgFM 2,35
Volumen des Kohlenstoffdioxides:		0,77006	Nm³/kgFM	1,80965	Nm³/xkgFM 2,35
maximaler Kohlenstoffanteil:		0,20399	Nm³/kgFM	0,47937	Nm³/xkgFM 2,35
Volumen des Stickstoffdioxides:		0,00153	Nm³/kgFM	0,00359	Nm³/xkgFM 2,35
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:		0,00041	Nm³/kgFM	0,00095	Nm³/xkgFM 2,35
tatsächliches trockenes Abgasvolumen		14,46194	Nm³/kgFM	33,98555	Nm³/xkgFM 2,35
Feuchtes Rauchgasvolumen		15,05998	Nm³/kgFM	35,39096	Nm³/xkgFM 2,35
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	1	16,58	16,6	0,56	
Unverdünt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			37,7	1,28	

Tabelle A-116: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Fichtenholzhackschnitzel.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 46,369kg (Filter Nr. 49, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	34,65200	Nm³/xkgFM	46,369
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	165,98171	Nm³/xkgFM	46,369
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	163,25386	Nm³/xkgFM	46,369
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	38,07344	Nm³/xkgFM	46,369
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	32,85458	Nm³/xkgFM	46,369
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	9,33169	Nm³/xkgFM	46,369
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,03713	Nm³/xkgFM	46,369
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,01055	Nm³/xkgFM	46,369
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,70988	Nm³/kgFM	264,76145	Nm³/xkgFM	46,369
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,53098	Nm³/kgFM	302,83489	Nm³/xkgFM	46,369
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,9	61,18	32,2	8,53	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂-Faktor)			71,9	19,04	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 21,764kg (Filter Nr. 50, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	16,26445	Nm³/xkgFM	21,764
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	77,90605	Nm³/xkgFM	21,764
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	76,62570	Nm³/xkgFM	21,764
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	17,87035	Nm³/xkgFM	21,764
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	15,42080	Nm³/xkgFM	21,764
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,37997	Nm³/xkgFM	21,764
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,01743	Nm³/xkgFM	21,764
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00495	Nm³/xkgFM	21,764
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,70566	Nm³/kgFM	124,17808	Nm³/xkgFM	21,764
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,52676	Nm³/kgFM	142,04844	Nm³/xkgFM	21,764
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	4	131,3	32,8	4,08	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂-Faktor)			69,4	8,62	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 19,880kg (Filter Nr.51, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	14,85652	Nm³/xkgFM	19,88
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	71,16212	Nm³/xkgFM	19,88
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	69,99260	Nm³/xkgFM	19,88
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	16,32341	Nm³/xkgFM	19,88
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	14,08590	Nm³/xkgFM	19,88
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,00082	Nm³/xkgFM	19,88
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,01592	Nm³/xkgFM	19,88
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00452	Nm³/xkgFM	19,88
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,72154	Nm³/kgFM	113,74428	Nm³/xkgFM	19,88
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,54264	Nm³/kgFM	130,06769	Nm³/xkgFM	19,88
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	4	134	33,5	3,81	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂-Faktor)			68,7	7,81	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 15,141kg (Filter Nr. 52, Anheizphase ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	11,31502	Nm³/xkgFM	15,141
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	54,19847	Nm³/xkgFM	15,141
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	53,30774	Nm³/xkgFM	15,141
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	12,43223	Nm³/xkgFM	15,141
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	10,72810	Nm³/xkgFM	15,141
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,04710	Nm³/xkgFM	15,141
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,01212	Nm³/xkgFM	15,141
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00344	Nm³/xkgFM	15,141
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,19804	Nm³/kgFM	93,84457	Nm³/xkgFM	15,141
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,01914	Nm³/kgFM	106,27679	Nm³/xkgFM	15,141
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,6	46,66	29,2	2,74	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂-Faktor)			56,4	5,29	

Fortsetzung Tabelle A-116

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 11,578kg (Filter Nr. 53, mit E-Filter Anheizphase)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	8,65235	Nm³/xkgFM	11,578
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	41,44442	Nm³/xkgFM	11,578
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	40,76329	Nm³/xkgFM	11,578
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	9,50666	Nm³/xkgFM	11,578
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	8,20355	Nm³/xkgFM	11,578
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	2,33005	Nm³/xkgFM	11,578
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,00927	Nm³/xkgFM	11,578
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00263	Nm³/xkgFM	11,578
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,41049	Nm³/kgFM	74,22064	Nm³/xkgFM	11,578
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,23159	Nm³/kgFM	83,72730	Nm³/xkgFM	11,578
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	1,6	16,68	10,4	0,77	
Unverdünnung (korrigiert mit CO₂-Faktor)			20,2	1,50	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 24,413kg (Filter Nr. 54, mit E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	18,24407	Nm³/xkgFM	24,413
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	87,38837	Nm³/xkgFM	24,413
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	85,95217	Nm³/xkgFM	24,413
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	20,04544	Nm³/xkgFM	24,413
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	17,29774	Nm³/xkgFM	24,413
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,91308	Nm³/xkgFM	24,413
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,01955	Nm³/xkgFM	24,413
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00555	Nm³/xkgFM	24,413
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,73371	Nm³/kgFM	139,97712	Nm³/xkgFM	24,413
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,55481	Nm³/kgFM	160,02256	Nm³/xkgFM	24,413
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	4	15,58	3,9	0,55	
Unverdünnung (korrigiert mit CO₂-Faktor)			7,7	1,07	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 23,234kg (Filter Nr. 55, mit E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	17,36299	Nm³/xkgFM	23,234
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	83,16804	Nm³/xkgFM	23,234
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	81,80120	Nm³/xkgFM	23,234
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	19,07737	Nm³/xkgFM	23,234
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	16,46236	Nm³/xkgFM	23,234
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,67581	Nm³/xkgFM	23,234
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,01861	Nm³/xkgFM	23,234
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00528	Nm³/xkgFM	23,234
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,66512	Nm³/kgFM	131,62342	Nm³/xkgFM	23,234
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,48622	Nm³/kgFM	150,70078	Nm³/xkgFM	23,234
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	4	56,22	14,1	1,85	
Unverdünnung (korrigiert mit CO₂-Faktor)			27,6	3,63	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 21,292kg (Filter Nr. 56, mit E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,74731	Nm³/kgFM	15,91172	Nm³/xkgFM	21,292
Luftbedarf	3,57958	Nm³/kgFM	76,21649	Nm³/xkgFM	21,292
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,52075	Nm³/kgFM	74,96390	Nm³/xkgFM	21,292
Wasserdampfvolumen:	0,82110	Nm³/kgFM	17,48280	Nm³/xkgFM	21,292
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,70855	Nm³/kgFM	15,08637	Nm³/xkgFM	21,292
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,28498	Nm³/xkgFM	21,292
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00080	Nm³/kgFM	0,01705	Nm³/xkgFM	21,292
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00484	Nm³/xkgFM	21,292
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,69385	Nm³/kgFM	121,23341	Nm³/xkgFM	21,292
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,51494	Nm³/kgFM	138,71621	Nm³/xkgFM	21,292
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnung (Probenahme im VT)	3,9	74,98	19,2	2,33	
Unverdünnung (korrigiert mit CO₂-Faktor)			37,3	4,53	

Tabelle A-117: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Winterweizenstrohpellets.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 10,288kg (Filter Nr. 59, mit E-Filter, ohne WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	8,66883	Nm³/xkgFM	10,29
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	41,52336	Nm³/xkgFM	10,29
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	40,84094	Nm³/xkgFM	10,29
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	6,21643	Nm³/xkgFM	10,29
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	8,21918	Nm³/xkgFM	10,29
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	2,07044	Nm³/xkgFM	10,29
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,00929	Nm³/xkgFM	10,29
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00234	Nm³/xkgFM	10,29
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,81973	Nm³/kgFM	70,16137	Nm³/xkgFM	10,29
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,42397	Nm³/kgFM	76,37781	Nm³/xkgFM	10,29
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	1,6	39,84	24,9	1,75	
Unverdünt (korrigiert mit CO₂-Faktor)			74,8	5,25	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 23,093kg (Filter Nr. 60, mit E-Filter, ohne WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	19,45853	Nm³/xkgFM	23,09
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	93,20558	Nm³/xkgFM	23,09
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	91,67378	Nm³/xkgFM	23,09
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	13,95374	Nm³/xkgFM	23,09
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	18,44920	Nm³/xkgFM	23,09
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,64743	Nm³/xkgFM	23,09
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,02085	Nm³/xkgFM	23,09
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00525	Nm³/xkgFM	23,09
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,18499	Nm³/kgFM	142,82999	Nm³/xkgFM	23,09
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,78923	Nm³/kgFM	156,78373	Nm³/xkgFM	23,09
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	2,6	34,34	13,2	1,89	
Unverdünt (korrigiert mit CO₂-Faktor)			41,3	5,90	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 41,904kg (Filter Nr. 62, mit E-Filter, ohne WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	35,30898	Nm³/xkgFM	41,9
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	169,12859	Nm³/xkgFM	41,9
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	166,34902	Nm³/xkgFM	41,9
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	25,32012	Nm³/xkgFM	41,9
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	33,47748	Nm³/xkgFM	41,9
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	8,43311	Nm³/xkgFM	41,9
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,03784	Nm³/xkgFM	41,9
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00953	Nm³/xkgFM	41,9
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,06787	Nm³/kgFM	254,26790	Nm³/xkgFM	41,9
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,67211	Nm³/kgFM	279,58803	Nm³/xkgFM	41,9
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	2,4	80,52	33,6	8,53	
Unverdünt (korrigiert mit CO₂-Faktor)			107,0	27,20	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 39,633kg (Filter Nr. 64, mit E-Filter, ohne WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	33,39540	Nm³/xkgFM	39,63
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	159,96262	Nm³/xkgFM	39,63
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	157,33369	Nm³/xkgFM	39,63
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	23,94789	Nm³/xkgFM	39,63
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	31,66316	Nm³/xkgFM	39,63
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	7,97608	Nm³/xkgFM	39,63
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,03579	Nm³/xkgFM	39,63
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00901	Nm³/xkgFM	39,63
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,10480	Nm³/kgFM	241,95161	Nm³/xkgFM	39,63
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,70904	Nm³/kgFM	265,89949	Nm³/xkgFM	39,63
	1)	2)	3)	4)	
Verdünt (Probenahme im VT)	2,4	47,58	19,8	4,80	
Unverdünt (korrigiert mit CO₂-Faktor)			63,0	15,25	

Fortsetzung Tabelle A-117

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 15,628kg (Filter Nr. 65, mit E-Filter, mit WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	13,16840	Nm³/xkgFM	15,63
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	63,07612	Nm³/xkgFM	15,63
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	62,03948	Nm³/xkgFM	15,63
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	9,44308	Nm³/xkgFM	15,63
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	12,48535	Nm³/xkgFM	15,63
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,14511	Nm³/xkgFM	15,63
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,01411	Nm³/xkgFM	15,63
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00355	Nm³/xkgFM	15,63
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	7,72616	Nm³/kgFM	120,74442	Nm³/xkgFM	15,63
Feuchtes Rauchgasvolumen	8,33040	Nm³/kgFM	130,18750	Nm³/xkgFM	15,63
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,6	44,34	27,7	3,35	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			91,0	10,99	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 21,919kg (Filter Nr. 66, mit E-Filter, mit WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	18,46930	Nm³/xkgFM	21,92
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	88,46720	Nm³/xkgFM	21,92
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	87,01327	Nm³/xkgFM	21,92
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	13,24436	Nm³/xkgFM	21,92
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	17,51129	Nm³/xkgFM	21,92
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,41116	Nm³/xkgFM	21,92
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,01979	Nm³/xkgFM	21,92
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00499	Nm³/xkgFM	21,92
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,09478	Nm³/kgFM	133,59137	Nm³/xkgFM	21,92
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,69902	Nm³/kgFM	146,83574	Nm³/xkgFM	21,92
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	3,2	47,76	14,9	1,99	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			47,6	6,36	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 17,327kg (Filter Nr. 67, mit E-Filter, mit WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	14,60001	Nm³/xkgFM	17,33
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	69,93345	Nm³/xkgFM	17,33
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	68,78411	Nm³/xkgFM	17,33
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	10,46969	Nm³/xkgFM	17,33
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	13,84270	Nm³/xkgFM	17,33
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,48703	m³/xkgFM	17,33
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,01565	Nm³/xkgFM	17,33
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00394	Nm³/xkgFM	17,33
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,19024	Nm³/kgFM	107,25829	Nm³/xkgFM	17,33
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,79448	Nm³/kgFM	117,72797	Nm³/xkgFM	17,33
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	3,2	55,9	17,5	1,87	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			56,4	6,05	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 17,370kg (Filter Nr. 68, mit E-Filter, mit WT)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	14,63624	Nm³/xkgFM	17,37
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	70,10700	Nm³/xkgFM	17,37
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	68,95481	Nm³/xkgFM	17,37
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	10,49567	Nm³/xkgFM	17,37
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	13,87705	Nm³/xkgFM	17,37
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,49569	Nm³/xkgFM	17,37
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,01568	Nm³/xkgFM	17,37
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00395	Nm³/xkgFM	17,37
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,07805	Nm³/kgFM	105,57565	Nm³/xkgFM	17,37
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,68229	Nm³/kgFM	116,07132	Nm³/xkgFM	17,37
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	3,2	49,88	15,6	1,65	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			50,0	5,28	

Tabelle A-118: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip 20/30, Miscanthuspellets.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 10,967kg (Filter Nr. 71, ohne E-Filter, Anheizphase)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	9,24097	Nm³/xkgFM	10,967
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	44,26387	Nm³/xkgFM	10,967
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	43,53641	Nm³/xkgFM	10,967
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	6,62671	Nm³/xkgFM	10,967
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	8,76163	Nm³/xkgFM	10,967
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	2,20709	Nm³/xkgFM	10,967
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,00990	Nm³/xkgFM	10,967
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00249	Nm³/xkgFM	10,967
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,99043	Nm³/kgFM	76,66403	Nm³/xkgFM	10,967
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,59467	Nm³/kgFM	83,29075	Nm³/xkgFM	10,967
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,2	22,32	18,6	1,43	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			56,79	4,35	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 23,967kg (Filter Nr. 72, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	20,19497	Nm³/xkgFM	23,967
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	96,73313	Nm³/xkgFM	23,967
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	95,14335	Nm³/xkgFM	23,967
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	14,48185	Nm³/xkgFM	23,967
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	19,14745	Nm³/xkgFM	23,967
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	4,82332	Nm³/xkgFM	23,967
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,02164	Nm³/xkgFM	23,967
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00545	Nm³/xkgFM	23,967
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,78555	Nm³/kgFM	138,66239	Nm³/xkgFM	23,967
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,38980	Nm³/kgFM	153,14424	Nm³/xkgFM	23,967
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	2,5	221,5	88,6	12,28	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			292,13	40,51	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 18,369kg (Filter Nr.73, ohne E-Filter)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	15,47801	Nm³/xkgFM	18,369
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	74,13906	Nm³/xkgFM	18,369
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	72,92061	Nm³/xkgFM	18,369
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	11,09931	Nm³/xkgFM	18,369
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	14,67516	Nm³/xkgFM	18,369
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,69673	Nm³/xkgFM	18,369
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,01659	Nm³/xkgFM	18,369
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00418	Nm³/xkgFM	18,369
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,95284	Nm³/kgFM	109,34773	Nm³/xkgFM	18,369
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,55708	Nm³/kgFM	120,44704	Nm³/xkgFM	18,369
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,7	172	101,2	11,06	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			326,10	35,66	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 10,078kg (Filter Nr. 74, mit E-Filter Anheizphase)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,84262	Nm³/kgFM	8,49188	Nm³/xkgFM	10,078
Luftbedarf	4,03610	Nm³/kgFM	40,67578	Nm³/xkgFM	10,078
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,96976	Nm³/kgFM	40,00729	Nm³/xkgFM	10,078
Wasserdampfvolumen:	0,60424	Nm³/kgFM	6,08954	Nm³/xkgFM	10,078
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,79891	Nm³/kgFM	8,05140	Nm³/xkgFM	10,078
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	2,02818	Nm³/xkgFM	10,078
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00090	Nm³/kgFM	0,00910	Nm³/xkgFM	10,078
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00229	Nm³/xkgFM	10,078
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,92946	Nm³/kgFM	59,75710	Nm³/xkgFM	10,078
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,53370	Nm³/kgFM	65,84664	Nm³/xkgFM	10,078
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	0,6	118,8	198,0	11,83	
Unverdünn (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			641,20	38,32	

Fortsetzung Tabelle A-118**Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 17,373kg (Filter Nr. 75, mit E-Filter)**

					5)		
Sauerstoffbedarf			0,84262	Nm³/kgFM	14,63877	Nm³/xkgFM	17,373
Luftbedarf			4,03610	Nm³/kgFM	70,11911	Nm³/xkgFM	17,373
trockenes Abgasvolumen (bei λ = 1*):			3,96976	Nm³/kgFM	68,96672	Nm³/xkgFM	17,373
Wasserdampfvolumen:			0,60424	Nm³/kgFM	10,49748	Nm³/xkgFM	17,373
Volumen des Kohlenstoffdioxides:			0,79891	Nm³/kgFM	13,87945	Nm³/xkgFM	17,373
maximaler Kohlenstoffanteil:			0,20125	Nm³/kgFM	3,49629	Nm³/xkgFM	17,373
Volumen des Stickstoffdioxides:			0,00090	Nm³/kgFM	0,01569	Nm³/xkgFM	17,373
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:			0,00023	Nm³/kgFM	0,00395	Nm³/xkgFM	17,373
tatsächliches trockenes Abgasvolumen			6,05330	Nm³/kgFM	105,16407	Nm³/xkgFM	17,373
Feuchtes Rauchgasvolumen			6,65755	Nm³/kgFM	115,66155	Nm³/xkgFM	17,373
	1)	2)	3)	4)			
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,3	199	153,1	16,10			
Unverdünnt (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			502,13	52,81			

Tabelle A-119: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Scheitholzkessel, HDG Navora, Fichtenscheitholz.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 15,573 kg (Filter Nr. 1)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,81039	Nm³/kgFM	12,62027	Nm³/xkgFM	15,57
Luftbedarf	3,88176	Nm³/kgFM	60,45059	Nm³/xkgFM	15,57
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,81796	Nm³/kgFM	59,45710	Nm³/xkgFM	15,57
Wasserdampfvolumen:	0,58113	Nm³/kgFM	9,05001	Nm³/xkgFM	15,57
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,76836	Nm³/kgFM	11,96565	Nm³/xkgFM	15,57
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,13404	Nm³/xkgFM	15,57
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00087	Nm³/kgFM	0,01352	Nm³/xkgFM	15,57
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00354	Nm³/xkgFM	15,57
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	6,48780	Nm³/kgFM	101,03446	Nm³/xkgFM	15,57
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,06893	Nm³/kgFM	110,08447	Nm³/xkgFM	15,57
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,95	28,96	14,8	1,50	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			47,16	4,76	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 19,371 kg (Filter Nr. 2)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,81039	Nm³/kgFM	15,69815	Nm³/xkgFM	19,37
Luftbedarf	3,88176	Nm³/kgFM	75,19350	N³/xkgFM	19,37
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,81796	Nm³/kgFM	73,95772	Nm³/xkgFM	19,37
Wasserdampfvolumen:	0,58113	Nm³/kgFM	11,25717	Nm³/xkgFM	19,37
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,76836	Nm³/kgFM	14,88388	Nm³/xkgFM	19,37
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,89838	Nm³/xkgFM	19,37
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00087	Nm³/kgFM	0,01682	Nm³/xkgFM	19,37
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00441	Nm³/xkgFM	19,37
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,67182	Nm³/kgFM	109,86887	Nm³/xkgFM	19,37
Feuchtes Rauchgasvolumen	6,25296	Nm³/kgFM	121,12603	Nm³/xkgFM	19,37
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,76	16,95	9,6	1,06	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			33,07	3,63	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 14,958 kg (Filter Nr. 3)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,81039	Nm³/kgFM	12,12188	Nm³/xkgFM	14,96
Luftbedarf	3,88176	Nm³/kgFM	58,06331	Nm³/xkgFM	14,96
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,81796	Nm³/kgFM	57,10906	Nm³/xkgFM	14,96
Wasserdampfvolumen:	0,58113	Nm³/kgFM	8,69262	Nm³/xkgFM	14,96
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,76836	Nm³/kgFM	11,49311	Nm³/xkgFM	14,96
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	3,01027	Nm³/xkgFM	14,96
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00087	Nm³/kgFM	0,01299	Nm³/xkgFM	14,96
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00340	Nm³/xkgFM	14,96
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	5,38480	Nm³/kgFM	80,54586	Nm³/xkgFM	14,96
Feuchtes Rauchgasvolumen	5,96594	Nm³/kgFM	89,23848	Nm³/xkgFM	14,96
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	1,96	20,69	10,6	0,85	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			41,03	3,31	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 5kg (Filter Nr. 4)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,81039	Nm³/kgFM	4,05197	Nm³/xkgFM	5
Luftbedarf	3,88176	Nm³/kgFM	19,40878	Nm³/xkgFM	5
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,81796	Nm³/kgFM	19,08980	Nm³/xkgFM	5
Wasserdampfvolumen:	0,58113	Nm³/kgFM	2,90567	Nm³/xkgFM	5
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,76836	Nm³/kgFM	3,84179	Nm³/xkgFM	5
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20125	Nm³/kgFM	1,00624	Nm³/xkgFM	5
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00087	Nm³/kgFM	0,00434	Nm³/xkgFM	5
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00023	Nm³/kgFM	0,00114	Nm³/xkgFM	5
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	14,24606	Nm³/kgFM	71,23030	Nm³/xkgFM	5
Feuchtes Rauchgasvolumen	14,82719	Nm³/kgFM	74,13597	Nm³/xkgFM	5
	1)	2)	3)	4)	
Verdünnt (Probenahme im VT)	0,84	9,54	11,4	0,81	
Unverdünnt (korrigiert mit CO₂ - Faktor)			38,27	0,55	

Tabelle A-120: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Scheitholzkessel, HDG Navora, Buchenscheitholz.

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 11 kg (Filter Nr. 6)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,78090	Nm³/kgFM	8,58995	Nm³/xkgFM	11
Luftbedarf	3,74050	Nm³/kgFM	41,14550	Nm³/xkgFM	11
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,69253	Nm³/kgFM	40,61779	Nm³/xkgFM	11
Wasserdampfvolumen:	0,58497	Nm³/kgFM	6,43467	Nm³/xkgFM	11
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,75323	Nm³/kgFM	8,28550	Nm³/xkgFM	11
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	2,24386	Nm³/xkgFM	11
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00150	Nm³/kgFM	0,01646	Nm³/xkgFM	11
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00446	Nm³/xkgFM	11
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	7,24449	Nm³/kgFM	79,68943	Nm³/xkgFM	11
Feuchtes Rauchgasvolumen	7,82946	Nm³/kgFM	86,12410	Nm³/xkgFM	11
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,86	45,01	24,2	1,93	
Unverdünn (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			74,03	5,90	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 22,5 kg (Filter Nr.7)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,78090	Nm³/kgFM	17,57034	Nm³/xkgFM	23
Luftbedarf	3,74050	Nm³/kgFM	84,16124	Nm³/xkgFM	23
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,69253	Nm³/kgFM	83,08185	Nm³/xkgFM	23
Wasserdampfvolumen:	0,58497	Nm³/kgFM	13,16183	Nm³/xkgFM	23
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,75323	Nm³/kgFM	16,94762	Nm³/xkgFM	23
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	4,58971	Nm³/xkgFM	23
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00150	Nm³/kgFM	0,03366	Nm³/xkgFM	23
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00912	Nm³/xkgFM	23
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	4,68195	Nm³/kgFM	105,34381	Nm³/xkgFM	23
Feuchtes Rauchgasvolumen	5,26692	Nm³/kgFM	118,50564	Nm³/xkgFM	23
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	2,21	19,27	8,7	0,92	
Unverdünn (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			35,77	3,77	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 18,3kg (Filter Nr. 8)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,78090	Nm³/kgFM	14,29054	Nm³/xkgFM	18
Luftbedarf	3,74050	Nm³/kgFM	68,45114	Nm³/xkgFM	18
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,69253	Nm³/kgFM	67,57324	Nm³/xkgFM	18
Wasserdampfvolumen:	0,58497	Nm³/kgFM	10,70495	Nm³/xkgFM	18
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,75323	Nm³/kgFM	13,78406	Nm³/xkgFM	18
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	3,73296	Nm³/xkgFM	18
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00150	Nm³/kgFM	0,02738	Nm³/xkgFM	18
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00741	Nm³/xkgFM	18
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	4,78225	Nm³/kgFM	87,51526	Nm³/xkgFM	18
Feuchtes Rauchgasvolumen	5,36722	Nm³/kgFM	98,22021	Nm³/xkgFM	18
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	2,17	19,92	9,2	0,80	
Unverdünn (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			37,66	3,30	
Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 2,7 kg (Filter Nr. 9)					
					5)
Sauerstoffbedarf	0,78090	Nm³/kgFM	2,10844	Nm³/xkgFM	2,7
Luftbedarf	3,74050	Nm³/kgFM	10,09935	Nm³/xkgFM	2,7
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	3,69253	Nm³/kgFM	9,96982	Nm³/xkgFM	2,7
Wasserdampfvolumen:	0,58497	Nm³/kgFM	1,57942	Nm³/xkgFM	2,7
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,75323	Nm³/kgFM	2,03371	Nm³/xkgFM	2,7
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20399	Nm³/kgFM	0,55076	Nm³/xkgFM	2,7
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00150	Nm³/kgFM	0,00404	Nm³/xkgFM	2,7
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00041	Nm³/kgFM	0,00109	Nm³/xkgFM	2,7
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	8,10813	Nm³/kgFM	21,89196	Nm³/xkgFM	2,7
Feuchtes Rauchgasvolumen	8,69310	Nm³/kgFM	23,47138	Nm³/xkgFM	2,7
	1)	2)	3)	4)	
Verdünn (Probenahme im VT)	1,90	33,24	17,5	0,38	
Unverdünn (korrigiert mit CO ₂ - Faktor)			67,58	1,48	

Tabelle A-121: Berechnung der absolut anfallenden Filteraschemenge [g]. Großfeuerungsanlage, Müller TMV 15H, Holzhackschnitzel.**Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 162 kg (Filter Nr. 184)**

					5)
Sauerstoffbedarf	0,61841	Nm³/kgFM	100,18218	Nm³/xkgFM	162
Luftbedarf	2,96215	Nm³/kgFM	479,86865	Nm³/xkgFM	162
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	2,90960	Nm³/kgFM	471,35521	Nm³/xkgFM	162
Wasserdampfvolumen:	0,44266	Nm³/kgFM	71,71042	Nm³/xkgFM	162
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,58240	Nm³/kgFM	94,34886	Nm³/xkgFM	162
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20017	Nm³/kgFM	32,42674	Nm³/xkgFM	162
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00071	Nm³/kgFM	0,11431	Nm³/xkgFM	162
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00024	Nm³/kgFM	0,03929	Nm³/xkgFM	162
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	4,83606	Nm³/kgFM	783,44172	Nm³/xkgFM	162
Feuchtes Rauchgasvolumen	5,27872	Nm³/kgFM	855,15213	Nm³/xkgFM	162

	1)	2)	3)	4)
Unverdünnte Probenahme	1,4	62,9	44,9	35,20

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 139 kg (Filter Nr.185)

					5)
Sauerstoffbedarf	0,61841	Nm³/kgFM	85,95878	Nm³/xkgFM	139
Luftbedarf	2,96215	Nm³/kgFM	411,73915	Nm³/xkgFM	139
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	2,90960	Nm³/kgFM	404,43441	Nm³/xkgFM	139
Wasserdampfvolumen:	0,44266	Nm³/kgFM	61,52931	Nm³/xkgFM	139
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,58240	Nm³/kgFM	80,95365	Nm³/xkgFM	139
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20017	Nm³/kgFM	27,82295	Nm³/xkgFM	139
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00071	Nm³/kgFM	0,09808	Nm³/xkgFM	139
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00024	Nm³/kgFM	0,03371	Nm³/xkgFM	139
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	4,97623	Nm³/kgFM	691,69545	Nm³/xkgFM	139
Feuchtes Rauchgasvolumen	5,41888	Nm³/kgFM	753,22475	Nm³/xkgFM	139

	1)	2)	3)	4)
Unverdünnte Probenahme	1,1	45,7	41,5	28,74

Bezogen auf ein Brennstoffverbrauch von 288 kg (Filter Nr. 186)

					5)
Sauerstoffbedarf	0,61841	Nm³/kgFM	178,10165	Nm³/xkgFM	288
Luftbedarf	2,96215	Nm³/kgFM	853,09982	Nm³/xkgFM	288
trockenes Abgasvolumen (bei $\lambda = 1^*$):	2,90960	Nm³/kgFM	837,96483	Nm³/xkgFM	288
Wasserdampfvolumen:	0,44266	Nm³/kgFM	127,48519	Nm³/xkgFM	288
Volumen des Kohlenstoffdioxides:	0,58240	Nm³/kgFM	167,73130	Nm³/xkgFM	288
maximaler Kohlenstoffanteil:	0,20017	Nm³/kgFM	57,64754	Nm³/xkgFM	288
Volumen des Stickstoffdioxides:	0,00071	Nm³/kgFM	0,20321	Nm³/xkgFM	288
maximaler Stickstoffdioxid-Anteil:	0,00024	Nm³/kgFM	0,06984	Nm³/xkgFM	288
tatsächliches trockenes Abgasvolumen	4,89842	Nm³/kgFM	1410,74608	Nm³/xkgFM	288
Feuchtes Rauchgasvolumen	5,34108	Nm³/kgFM	1538,23127	Nm³/xkgFM	288

	1)	2)	3)	4)
Unverdünnte Probenahme	2,3	84,2	36,6	51,65

Berechnung des Verdünnungsfaktors pro Abbrand mit Hilfe des CO₂- Gehaltes.

Tabelle A-122: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Pelletofen, Wodtke ivo.tec, Fichtenpellets.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
O ₂	Messwert*	12,197	10,562	12,389	15,287	10,149	10,172	10,9247934	10,7933884
CO ₂	Messwert*	8,870	10,603	8,781	5,765	11,049	11,033	10,2487603	10,3619835
NO ₂	Messwert*	0,007	0,009	0,007	0,004	0,008	0,008	0,00747934	0,00801901
CO	Messwert*	0,053	0,035	0,045	0,042	0,035	0,033	0,00235372	0,00304463
CO ₂ verdünnt	Messwert*	3,460	4,780	4,000	2,530	4,990	4,990	3,59479339	3,60487603
CO ₂ max.	berechnet	0,203	0,203	0,203	0,203	0,203	0,203	0,20852732	0,20852732
Faktor		2,46	2,11	2,08	2,18	2,10	2,10	2,78306723	2,81147951
Faktor via CO ₂		2,58	2,23	2,21	2,30	2,22	2,22	2,87130303	2,89493616

Tabelle A-123: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Pelletkessel, KWB Easyfire, Fichtenpellets.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
O ₂	Messwert*	12,009	11,688	11,917	11,584	10,689	10,931	10,925	10,793
CO ₂	Messwert*	9,072	9,406	9,192	9,530	10,463	10,221	10,249	10,362
NO ₂	Messwert*	0,007	0,007	0,007	0,006	0,008	0,007	0,007	0,008
CO	Messwert*	0,007	0,002	0,002	0,002	0,012	0,002	0,002	0,003
CO ₂ verdünnt	Messwert*	6,729	7,041	6,860	7,208	3,779	3,702	3,595	3,605
CO ₂ max.	berechnet	0,209	0,209	0,209	0,209	0,209	0,209	0,209	0,209
Faktor		1,327	1,313	1,315	1,297	2,709	2,701	2,783	2,811
Faktor via CO ₂		1,350	1,338	1,342	1,324	2,787	2,779	2,871	2,895

Tabelle A-124: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Kaminofen, Buderus BlueLine Nr. 12, Fichtenscheitholz.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
O ₂	Messwert*	15,632	13,411	14,159	14,290	15,595	13,930	13,897	14,485
CO ₂	Messwert*	5,492	7,736	6,864	6,769	5,566	7,102	7,130	6,741
NO ₂	Messwert*	0,004	0,005	0,004	0,005	0,005	0,005	0,005	0,006
CO	Messwert*	0,191	0,144	0,172	0,182	0,298	0,233	0,212	0,238
CO ₂ verdünnt	Messwert*	0,938	2,200	1,880	1,692	2,620	2,402	2,410	2,189
CO ₂ max.	berechnet	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201
Faktor		5,482	3,307	3,488	3,799	1,977	2,821	2,824	2,853
Faktor via CO ₂		6,063	3,563	3,708	4,070	2,141	2,988	2,990	3,118

Tabelle A-125: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Kaminofen, Buderus BlueLine Nr. 12, Buchenscheitholz.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
O ₂	Messwert*	17,864	14,293	14,941	15,589	15,093	15,498	15,377	15,877
CO ₂	Messwert*	3,266	6,783	6,228	5,830	5,898	5,590	5,705	5,210
NO ₂	Messwert*	0,003	0,007	0,006	0,006	0,006	0,007	0,007	0,006
CO	Messwert*	0,173	0,162	0,124	0,191	0,194	0,156	0,127	0,119
CO ₂ verdünnt	Messwert*	1,663	2,507	2,188	2,115	1,355	2,315	2,245	1,995
CO ₂ max.	berechnet	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204
Faktor		1,832	2,598	2,690	2,485	4,234	2,308	2,432	2,494
Faktor via CO ₂		1,987	2,732	2,880	2,789	4,452	2,439	2,568	2,643

Tabelle A-126: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Fichtenholzhacksnitzel.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
O ₂	Messwert*	8,403	8,388	8,398	9,807	10,248	8,545	8,388	8,420
CO ₂	Messwert*	12,881	12,893	12,857	11,809	11,416	12,822	12,986	12,921
NO ₂	Messwert*	0,014	0,014	0,014	0,011	0,011	0,013	0,013	0,013
CO	Messwert*	0,015	0,012	0,013	0,074	0,073	0,021	0,013	0,013
CO ₂ verdünnt	Messwert*	5,406	5,714	5,891	5,546	5,310	6,065	6,159	6,208
CO ₂ max.	berechnet	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201	0,201
Faktor		2,233	2,115	2,050	1,934	1,941	1,968	1,962	1,942
Faktor via CO ₂		2,393	2,265	2,190	2,137	2,159	2,121	2,115	2,088

Tabelle A-127: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Hackschnitzelkessel, Guntamatic Powerchip, Winterweizenstrohpellets.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5	Abbrand 6	Abbrand 7	Abbrand 8
O ₂	Messwert*	11,096	8,749	8,513	8,546	11,187	8,518	8,687	8,443
CO ₂	Messwert*	11,283	12,486	12,712	12,670	10,000	12,675	12,490	12,714
NO ₂	Messwert*	0,021	0,027	0,027	0,026	0,022	0,026	0,027	0,027
CO	Messwert*	0,084	0,043	0,059	0,024	0,030	0,041	0,029	0,036
CO ₂ verdünnt	Messwert*	3,200	3,800	3,800	3,800	2,900	3,800	3,700	3,800
CO ₂ max.	berechnet	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204	0,204
Faktor		3,003	3,128	3,189	3,180	3,283	3,187	3,229	3,207

Tabelle A-128: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Hackschnittkessel, Guntamatic Powerchip, Miscanthuspellets.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4	Abbrand 5
Faktor via CO ₂		3,557	3,309	3,370	3,359	3,401
O ₂	Messwert*	10,252	8,026	8,318	8,259	8,435
CO ₂	Messwert*	11,011	13,308	12,937	12,859	12,618
NO ₂	Messwert*	0,019	0,022	0,021	0,021	0,021
CO	Messwert*	0,104	0,122	0,115	0,245	0,217
CO ₂ verdünnt	Messwert*	3,400	3,800	3,800	3,800	3,700
CO ₂ max.	berechnet	0,203	0,203	0,203	0,203	0,203
Faktor		3,053	3,298	3,223	3,238	3,280
Faktor via CO ₂		3,264	3,528	3,429	3,409	3,436

Tabelle A-129: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Scheitholzkessel, HDG Navora, Fichtenscheitholz.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4
O ₂	Messwert*	9,713	8,090	7,213	15,735
CO ₂	Messwert*	11,790	13,540	14,267	5,045
NO ₂	Messwert*	0,014	0,017	0,014	0,002
CO	Messwert*	0,053	0,006	0,004	0,353
CO ₂ verdünnt	Messwert*	3,400	3,600	3,400	1,500
CO ₂ max.	berechnet	0,201	0,201	0,201	0,201
Faktor		3,182	3,437	3,886	3,364
Faktor via CO ₂		3,496	3,791	4,233	3,426

Tabelle A-130: Berechnung des Faktors zwischen verdünntem und unverdünntem Abgas der einzelnen Abbrände: Scheitholzkessel, HDG Navora, Buchenscheitholz.

		Abbrand 1	Abbrand 2	Abbrand 3	Abbrand 4
O ₂	Messwert*	11,240	5,809	5,789	11,866
CO ₂	Messwert*	10,195	16,094	15,761	8,788
NO ₂	Messwert*	0,016	0,021	0,019	0,005
CO	Messwert*	0,207	0,005	0,002	0,515
CO ₂ verdünnt	Messwert*	3,100	3,600	3,600	2,300
CO ₂ max.	berechnet	0,204	0,204	0,204	0,204
Faktor		3,058	4,099	4,104	3,858
Faktor via CO ₂		3,318	4,509	4,415	3,870

Anhand der Beladung des Filters Berechnung der einzelnen Masse des Staubes auf dem Filter für den Aufschluss.
Tabelle A-131: Berechnung der auf den Filtern abgeschiedenen Staubmenge und der in den Aufschluss eingebrachten Staubmenge.

	Versuchs- datum	Planfilter Nr.	Einwaage1 unbeladen, trocken[g]	Auswaage1 beladen, ganz, nass[g]	Auswaage2 beladen, ausgestanzt, nass[g]	Auswaage3 beladen, ausgestanzt, trocken [g]	unbeladen, ausgestanzt, trocken [g]	Beladung total [mg]	Einwaage in Aufschluß [mg]
KWB Pellets	27.-28.10.09	1	1,4816	1,4922	1,3740	1,3650	1,3642	7,4909	6,8667
		2	1,4682	1,4912	1,3729	1,3653	1,3517	21,2182	19,4500
		3	1,4973	1,5472	1,4229	1,4166	1,3770	48,0818	44,0750
		4	1,4739	1,5362	1,4111	1,4052	1,3539	59,0455	54,1250
	28.-29.10.09	6	1,4938	1,5079	1,3873	1,3832	1,3743	15,1455	13,8833
		5	1,4539	1,5021	1,3815	1,3666	1,3372	36,9364	33,8583
		7	1,4675	1,5019	1,3820	1,3767	1,3503	34,3545	31,4917
WODTKE Pellets	08.-09.12.09	8	1,5090	1,5410	1,4158	1,4110	1,3864	30,2727	27,7500
		11	1,6410	1,6632	1,5301	1,5236	1,5097	21,1091	19,3500
		12	1,5647	1,6096	1,4773	1,4715	1,4361	40,5727	37,1917
		13	1,6838	1,7342	1,5927	1,5854	1,5464	45,7273	41,9167
		14	1,5520	1,5832	1,4550	1,4433	1,4263	22,5091	20,6333
		15	1,5366	1,6426	1,5003	1,4522	1,4035	47,6182	43,6500
		16	1,6413	2,8567	2,5378	1,5453	1,4581	44,4818	40,7750
Buderus Fichte/Buche	04.05.2010	29	1,5151	1,6002	1,3342	1,2910	1,2632	34,1000	28,4167
		30	1,5107	1,5595	1,3072	1,2864	1,2663	32,9800	27,4833
		31	1,4308	1,4784	1,2375	1,2273	1,1977	41,9600	34,9667
		32	1,4618	1,4960	1,2523	1,2418	1,2237	28,3600	23,6333
		35	1,5181	1,5508	1,3020	1,2846	1,2745	23,4200	19,5167
		36	1,5215	1,5329	1,2781	1,2738	1,2686	7,0600	5,8833
		37	1,5121	1,5331	1,2783	1,2742	1,2608	16,9400	14,1167
	05.05.2010	38	1,4814	1,5167	1,2661	1,2470	1,2366	15,0000	12,5000
		39	1,5126	1,6198	1,3426	1,2864	1,2537	31,0800	25,9000
	10.05.2010	40	1,5192	1,5708	1,3079	1,3013	1,2649	42,3600	35,3000
		41	1,4808	1,5297	1,2725	1,2627	1,2318	34,4400	28,7000
		42	1,4920	1,6576	1,3835	1,3183	1,2453	89,9600	74,9667
	11.05.2010	44	1,5041	1,5224	1,2647	1,2632	1,2495	11,7400	9,7833
		45	1,5012	1,5224	1,2662	1,2625	1,2486	13,8000	11,5000
		46	1,5220	1,5369	1,2847	1,2819	1,2722	16,2800	13,5667
		47	1,4821	1,5050	1,2572	1,2489	1,2381	16,5800	13,8167

Fortsetzung Tabelle A-131:

Guntamatic HHS	17+19.05.10	49	1,4993	1,5624	1,3009	1,3004	1,2484	61,1800	50,9833
		50	1,5163	1,6446	1,3752	1,3730	1,2679	131,3000	109,4167
		51	1,4963	1,6320	1,3620	1,3586	1,2488	134,0200	111,6833
		52	1,4891	1,5649	1,3038	1,2798	1,2406	46,6600	38,8833
		53	1,5108	1,5260	1,2745	1,2729	1,2618	16,6800	13,9000
	18.05.2010	54	1,5095	1,5316	1,2721	1,2709	1,2537	15,5800	12,9833
		55	1,4853	1,5410	1,2870	1,2846	1,2405	56,2200	46,8500
		56	1,5041	1,5908	1,3180	1,3159	1,2462	74,9800	62,4833
		59	1,5162	1,5295	1,4217	1,2967	1,4093	39,8400	33,2000
		60	1,5169	1,5525	1,4232	1,2927	1,3906	34,3400	28,6167
Guntamatic Winterweizen- strohpellets	15_16.06.10	62	1,5216	1,6107	1,4704	1,3351	1,3891	80,5200	67,1000
		64	1,5333	1,5701	1,4414	1,3174	1,4076	47,5800	39,6500
		65	1,5261	1,5599	1,4275	1,3087	1,3966	44,3400	36,9500
		66	1,5192	1,5748	1,4435	1,3058	1,3925	47,7600	39,8000
		67	1,5149	1,5667	1,4364	1,3090	1,3889	55,9000	46,5833
	17.06.2010	68	1,5130	1,5676	1,4332	1,3024	1,3833	49,8800	41,5667
		71	1,5306	1,5604	1,4289	1,2941	1,4016	22,3200	18,6000
		72	1,5891	1,8103	1,5123	1,5088	1,3275	221,4600	184,5500
		73	1,5859	1,7657	1,4694	1,4649	1,3198	171,9800	143,3167
		74	1,5312	1,6575	1,3793	1,3750	1,2742	118,8000	99,0000
TFZ-Kessel	22.06.2010	75	1,4937	1,7066	1,4153	1,4106	1,2387	199,0200	165,8500
		184	1,5566	1,6141	1,4786	1,4786	1,4259	56,4182	51,7167
		185	1,5004	1,5442	1,4184	1,4165	1,3782	44,8727	41,1333
		186	1,5122	2,0841	1,9231	1,4664	1,3954	87,5091	80,2167
		1	1,4877	1,5384	1,4087	1,3898	1,3623	28,4455	26,0750
HDG Navora Fichte	08.02.2011	2	1,4899	1,5085	1,383	1,3825	1,3659	18,2818	16,7583
		3	1,4765	1,4972	1,3723	1,3733	1,3533	21,6455	19,8417
		4	1,5964	1,6054	1,4724	1,4739	1,4641	11,4909	10,5333
		6	1,5127	1,5747	1,4465	1,4319	1,3895	49,3727	45,2583
		7	1,5462	1,5741	1,443	1,4361	1,4174	20,4545	18,7500
HDG Navora Buche	15.02.2011	8	1,4613	1,4821	1,3612	1,3614	1,3421	23,8636	21,8750
		9	1,4748	1,5074	1,386	1,3876	1,3560	38,9455	35,7000

Tabelle A-132: Zur Bestimmung des Verdünnungsfaktors den Filtern zugegebene Flüssigkeit [g].

	Flaschenr.	Filternr.:	Filter+Flasche Wasser [g]	Flasche+Deckel [g]	Filtergewicht [g]	Gewicht Wasser [g]
Buderus	1	29	50,4791	14,9964	1,2632	34,2195
	2	30	50,3346	14,9494	1,2663	34,1189
	3	31	50,8323	15,3073	1,1977	34,3273
	4	32	47,8033	15,0989	1,2237	31,4807
	5	33	50,1476	15,0751	Blank	
	6	34	51,0087	15,2189	Blank	
	7	35	51,1435	15,0740	1,2745	34,7950
	8	36	51,3798	15,0087	1,2686	35,1025
	9	37	51,3535	15,2510	1,2608	34,8417
	10	38	50,8249	15,2121	1,2366	34,3762
	11	39	50,938	14,9846	1,2537	34,6997
	12	40	51,2431	15,0002	1,2649	34,9780
	13	41	44,0338	15,1337	1,2318	27,6683
	14	42	47,3096	15,0895	1,2453	30,9748
	15	43	43,2168	14,9187	Blank	
	16	44	45,7839	15,0853	1,2495	29,4491
	17	45	49,6342	15,0203	1,2486	33,3653
	18	46	49,0115	14,8521	1,2722	32,8872
	19	47	50,996	14,9463	1,2381	34,8116
Guntamatic HHS	20	48	46,6972	15,0941	Blank	
	21	49	45,8832	15,1144	1,2484	29,5204
	22	50	45,914	15,1354	1,2679	29,5107
	23	51	47,007	15,0232	1,2488	30,7350
	24	52	45,6085	14,8873	1,2406	29,4806
	25	53	45,9849	14,9480	1,2618	29,7751
	26	54	46,105	14,9101	1,2537	29,9412
	27	55	47,3581	14,8204	1,2405	31,2972
	28	56	46,2282	15,0569	1,2462	29,9251
	29	57	45,8118	14,7410	1,4093	29,6615
	30	58	47,176	15,0412	1,3906	30,7442
Guntamatic Stroh & Miscanthus	31	59	41,1745	15,2067	1,4562	24,5116
	32	60	40,817	15,0175	1,3891	24,4104
	33	62	41,3174	14,7879	1,4938	25,0357
	34	64	38,813	15,0743	1,4076	22,3311
	35	65	41,2998	15,0822	1,3966	24,8210
	36	66	41,5317	15,0927	1,3925	25,0465
	37	67	41,5441	15,1450	1,3889	25,0102
	38	68	42,0289	15,3375	1,3833	25,3081
	39	70	41,7223	15,0215	Blank	
	40	71	41,6788	14,9437	1,4016	25,3335
	41	72	39,6412	14,8570	1,3275	23,4567
	42	73	41,3241	14,8969	1,3198	25,1074
	43	74	42,2394	14,1993	1,2742	26,7659
	44	75	41,7097	15,3365	1,2387	25,1345
TFZ-Kessel	45	184	41,7751	14,8853	1,4259	25,4639
	46	185	47,4269	15,0645	1,3782	30,9842
	47	186	46,4068	15,1774	1,3954	29,8340
Nullmessung	48	187	47,9043	15,0642	1,4880	31,3521
	49	188	47,4866	15,3565	1,4656	30,6645
HDG Navora	50	1	42,3622	15,2051	1,3623	25,7948
	1	2	41,1688	14,2142	1,3659	25,5887
	2	3	46,4533	14,2506	1,3533	30,8494
	3	4	47,0512	14,313	1,4641	31,2741
	4	6	45,05	14,1174	1,3895	29,5431
	5	7	47,5273	14,8375	1,4174	31,2724
	6	8	41,098	14,2311	1,3421	25,5248
	7	9	41,7476	14,5044	1,3560	25,8872
	8	10	40,9603	14,3298	Blank	

Eluation: Elementkonzentrationen [ppm] der einzelnen Filter und der dazugehörigen Eluate zur Bestimmung der Löslichkeit.

Tabelle A-133: Elementkonzentrationen [ppm] in den zur Bestimmung der Elementlöslichkeit genommenen Filtern. Hier: Elementkonzentrationen im Totalaufschluss.

	Filter Nr. 1	Filter Nr. 2	Filter Nr. 3	Filter Nr. 4	Filter Nr. 5	Filter Nr. 6
Pflanzenverfügbare Elemente						
P	45	39	65	123	110	13
S	4780	3470	3656	4521	6444	5001
K	46032	44359	46039	70192	65618	68384
Ca	257	218	412	493	397	496
Mg	83	90	141	142	117	149
Mn	46	44	60	104	89	108
Li	2,35	1,89	1,36	2,43	9,59	7,09
Na	<168	<208	<212	<293	<344	<329
Rb	175	175	186	257	220	168
Cs	2	2	2,1	2,9	2,9	2,2
Sr	2	<2	<2	3	4	3
Ba	<66	<82	<84	<115	<135	<130
Lithogene Elemente						
Fe	9,3	4,2	26,1	6,5	3,8	12,4
Al	<103	<127	<130	<179	<210	<201
Be	0,015	0,022	0,022	0,027	0,044	0,037
Sc	<0,003	<0,004	0,007	0,007	<0,007	<0,007
Ti	217	117	14	30	128	103
V	7	<8	<8	<11	<13	<13
Y	0,025	0,017	0,016	0,075	0,0444	0,0406
Zr	0,81	0,76	0,79	1,37	1,37	1,25
Nb	0,079	0,084	0,084	0,151	0,130	0,128
La	<0,7	<0,9	<0,9	<1	<2	<1
Ce	<0,5	<0,5	<0,5	0,8	<0,9	<0,8
Pr	0,004	<0,005	<0,005	0,012	<0,008	0,011
Nd	<0,02	<0,02	<0,02	0,05	<0,03	0,0430
Sm	0,0033	0,003	0,0035	0,0114	0,0054	0,01
Eu	0,0026	0,0023	0,0032	0,0054	0,0039	0,0044
Gd	0,00087	<0,0004	0,0045	0,0161	0,0068	0,0037
Tb	0,00073	0,0004	0,0006	0,0022	0,0013	0,0013
Dy	0,00456	0,0029	0,0029	0,0136	0,0078	0,0073
Ho	0,00081	0,0006	0,0005	0,0027	0,0013	0,0012
Er	0,00227	0,0019	0,0016	0,0076	0,0038	0,0035
Tm	0,00021	0,0002	<0,0002	0,0009	0,0004	0,0004
Yb	0,00427	0,0024	0,0014	0,0068	0,0037	0,0027
Lu	0,00034	0,0002	<0,0002	0,0008	0,0004	0,0003
Th	0,00770	0,0071	0,0090	0,0207	0,0152	0,0137
Schwermetalle						
Cr	<14	<17	37	<25	<29	<28
Co	0,27	0,45	0,31	1,29	<0,3	0,98
Ni	5,07	3,17	3,36	18	11	<5
Cu	24	21	23	34	36	29
Zn	295	336	363	505	854	646
Mo	<13	<17	<17	64	<27	57
Cd	9,02	8,92	8,8	13	19	15
Sn	0,528	0,571	0,575	1,31	1,10	0,85
Sb	0,200	0,218	0,218	0,376	0,368	0,333
Tl	0,290	0,304	0,340	0,468	0,387	0,338
Pb	20	19	23	31	46	37
Bi	0,467	0,211	0,239	0,275	0,377	0,254
U	0,005	0,002	0,003	0,011	0,009	0,012

Tabelle A-134: Elementkonzentrationen [ppm] in den zur Bestimmung der Elementlöslichkeit genommenen Filtern. Hier: Elementkonzentrationen im dazugehörigen Eluat.

	Eluat 1	Eluat 2	Eluat 3	Eluat 4	Eluat 5	Eluat 6
Pflanzenverfügbare Elemente						
P	56	54	62	169	157	216
S	10350	12234	10322	18881	25388	25612
K	48495	46456	43024	78099	82628	95165
Ca	245	239	316	575	528	690
Mg	104	101	121	199	174	246
Mn	40	38	42	106	98	129
Li	2,48	<0,6	<0,5	4,24	4,54	5,45
Na	<115	<145	<133	<200	<224	251
Rb	69	144	132	158	167	188
Cs	0,9	1,2	1,1	1,6	1,7	1,9
Sr	<2	<2	<2	<3	<3	<3
Ba	<79	<100	<92	<138	<155	<151
Lithogene Elemente						
Fe	<1,63	<2	9,84	<3	<3	<3
Al	<26	<33	<31	<46	<51	<50
Be	0,0148	0,0076	0,0067	0,0162	0,0227	0,0171
Sc	<0,002	<0,002	0,013	<0,003	<0,004	<0,004
Ti	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02
V	<3	4,51	<4	<6	<6	<6
Y	<0,01	<0,01	<0,01	<0,02	<0,02	<0,02
Zr	0,39	0,11	0,06	0,03	0,13	0,07
Nb	0,050	0,006	0,0033	<0,003	0,013	0,0087
La	<0,9	4	<1	<2	<2	<2
Ce	<0,5	2,2	<0,6	<0,9	<1	<1
Pr	<0,005	<0,006	<0,005	<0,008	<0,009	<0,009
Nd	<0,02	<0,02	<0,02	<0,03	<0,04	<0,04
Sm	<0,003	<0,003	<0,003	<0,005	<0,005	<0,005
Eu	0,0011	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0003	<0,0003
Gd	<0,0004	0,0092	<0,0005	<0,0008	<0,0009	<0,0009
Tb	<0,0004	<0,0005	<0,0005	<0,0007	<0,0008	<0,0007
Dy	<0,001	<0,002	<0,002	<0,003	<0,003	<0,003
Ho	<0,0003	<0,0004	<0,0004	<0,0006	<0,0007	<0,0007
Er	<0,001	<0,002	<0,002	<0,002	<0,003	<0,003
Tm	<0,0003	<0,0002	<0,0002	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Yb	<0,001	<0,001	<0,001	<0,002	<0,002	<0,002
Lu	<0,0002	<0,0002	<0,0002	<0,0003	<0,0003	<0,0003
Th	0,0036	0,0008	0,0016	0,0005	0,0007	0,0008
Schwermetalle						
Cr	<6	<8	<7	<11	<12	<12
Co	<0,3	<0,3	0,6	<0,4	<0,5	0,7
Ni	4	<4	<4	<6	<7	<6
Cu	10	<3	<3	<4	<5	<5
Zn	248	212	202	560	638	694
Mo	<18	<23	<21	<31	<35	<34
Cd	6	4	4	9	10	11
Sn	0,34	<0,003	0,004	<0,004	0,012	0,009
Sb	0,113	0,011	0,0143	0,0281	0,0524	0,0456
Tl	0,133	0,154	0,135	0,199	0,278	0,286
Pb	13	2	<1	3	5	4
Bi	0,111	0,021	0,007	0,002	0,023	0,008
U	0,001	0,002	<0,0002	<0,0004	<0,0004	<0,0004