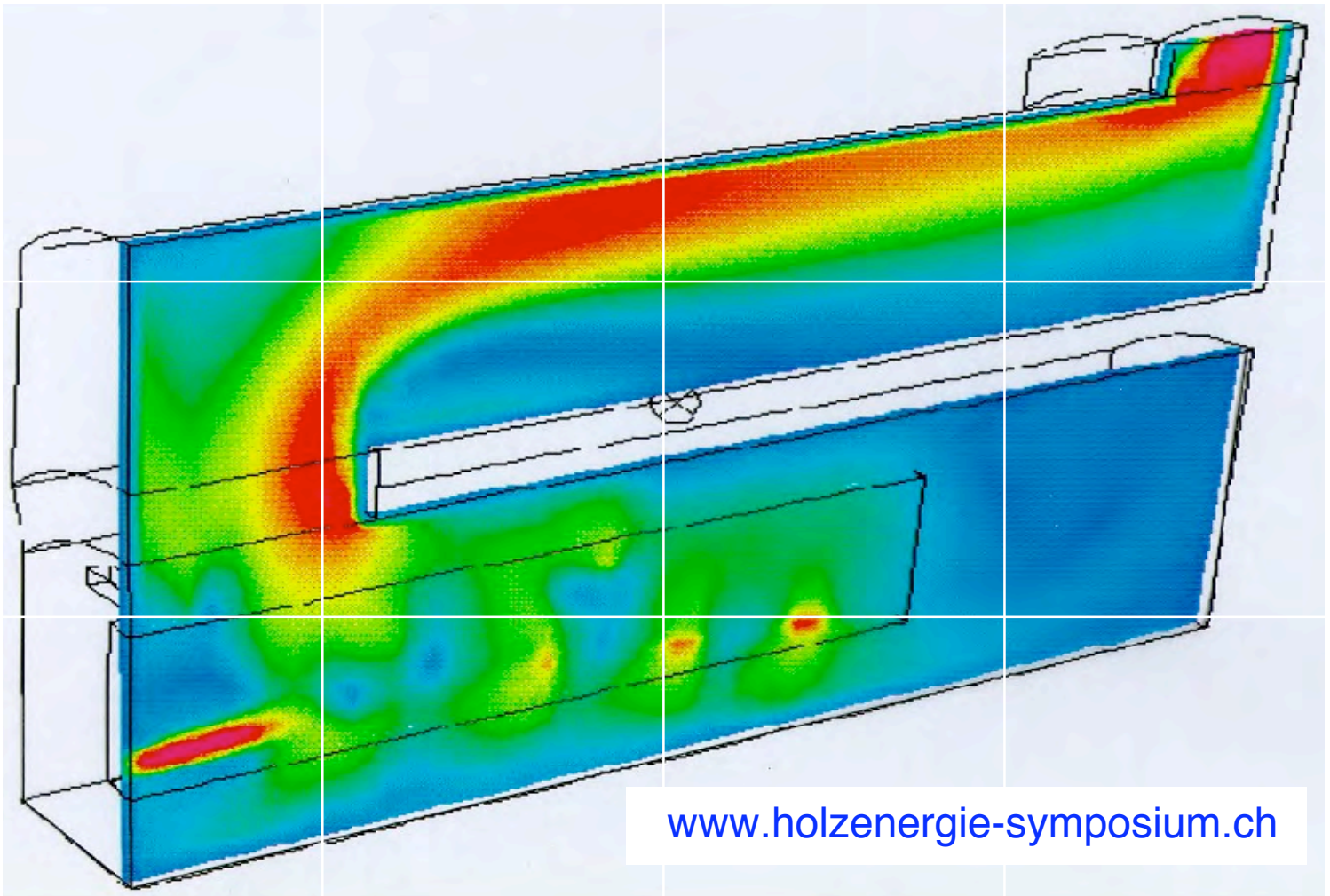


Thomas Nussbaumer (Hrsg.)

11. Holzenergie-Symposium

Potenzial und Technik zur Holzenergie-Nutzung

17. September 2010, ETH Zürich



Thomas Nussbaumer (Hrsg.):

11. Holzenergie-Symposium: Potenzial und Technik zur Holzenergie-Nutzung.

Tagung an der ETH Zürich am 17. September 2010, Verenum Zürich 2010

ISBN 3-908705-21-5

Bezugsquellen:

Holzenergie-Symposium, c/o TEMAS AG, Egnacherstrasse 69, CH – 9320 Arbon
Telefon 071 446 50 30, Fax 071 446 50 82, Email info@holzenergie-symposium.ch

Verenum, Langmauerstrasse 109, CH – 8006 Zürich, www.verenum.ch

Weitere Informationen: www.holzenergie-symposium.ch

Inhaltsverzeichnis

	Vorwort		5
1	K. Prins	Wood potential and future demand and supply for wood in Europe	7
2	R. Manser	Holzpotenzial der Schweiz und Entwicklungsstrategien aus Sicht des Bundes	23
3	H.-R. Streiff	Bedarf, Quellen und Bedarfsentwicklung für Säge- und Industrieholz	37
4	U. Elber	Bedarf an Energieholz zur Stromerzeugung	45
5	H.-J. Schmid	Strategie zur Energieholznutzung von SFIH Holzfeuerungen Schweiz	55
6	U. Baltensperger	Verhalten der Schadstoffe aus Holzfeuerungen in der Atmosphäre und Beitrag zum Feinstaub	59
7	Th. Nussbaumer	Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen und Klimaeffekt von Aerosolen aus der Biomasse-Verbrennung	67
8	W. Schultess	Vermeidung von Fehlauslegungen und Mängeln bei der Planung von Abgasreinigungsanlagen	91
9	A. Lauber	Charakterisierung der Partikelarten aus der Holzverbrennung und Eigenschaften in Elektroabscheidern	113
10	R. Haberl	Systembewertung von Jahresnutzungsgrad und Jahresemissionen für Kombianlagen Pellet und Solar	131
11	J. Good	Einfluss von Kaltstart und Teillast auf die Schadstoffemissionen von Stückholz- und Pelletheizungen	145
12	J. Dall Bentzen	Biomass furnace with updraft fixed bed gasification for 2 – 12 MW	173
13	S. Barsali	Externally Fired Micro Gas Turbine (75 kWe) for combined heat and power generation from solid biomass	179
	Autorenverzeichnis		195

Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen und Klimaeffekt von Aerosolen aus der Biomasse-Verbrennung

Thomas Nussbaumer, Hochschule Luzern, Horw und Verenum, Zürich

Inhalt

Zusammenfassung	67
1 Einleitung	68
1.1 Luftreinhaltung und Klima	68
1.2 Relevanz der Emissionen auf die Luftreinhaltung	68
1.3 Motivation und Zielsetzung	72
2 Partikelarten der primären Aerosole	74
3 Konversion des Kohlenstoffs	76
4 Teil 1: Emissionsfaktoren	80
5 Teil 2: Klimaeffekt	84
6 Schlussfolgerungen	86
7 Verdankung	87
8 Literatur	88

Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen und Klimaeffekt von Aerosolen aus der Biomasse-Verbrennung

Thomas Nussbaumer, Hochschule Luzern, Horw und Verenum, Zürich

Zusammenfassung

In der Schweiz werden die Grenzwerte für Feinstaub vor allem im Winter regelmässig überschritten. Ein erheblicher Teil des Russes stammt dabei aus der Biomasseverbrennung. Gleichzeitig zeigen Messungen an Holzfeuerungen, dass eine nicht-ideale Betriebsweise zu teilweise sehr hohen Emissionen an Staub und organischen Verbindungen führt. Unter diesem Aspekt wurden die Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen für das Bundesamt für Umwelt aktualisiert und in einer Arbeitstabelle zusammengestellt [Nussbaumer & Boogen 2010]. Im vorliegenden Beitrag werden ein Auszug dieser Tabelle mit mittleren Emissionsfaktoren sowie das Vorgehen zur Abschätzung der Emissionswerte vorgestellt. Gegenüber den bisherigen Annahmen wurden die Stickoxidemissionen teilweise nach unten korrigiert, die Staubemissionen dagegen bei einzelnen Kategorien erhöht. Bei den flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) wurde die Aufteilung auf Methan und Nicht-Methan-Verbindungen aufgrund von Messungen angepasst. Der Anteil Methan wurde dabei reduziert, wodurch ein geringerer Beitrag zur Klimaerwärmung und ein erhöhter Anteil an gesundheitsrelevanten Nicht-Methan-Kohlenwasserstoffen (NMVOC) resultiert. Da die verschiedenen Kohlenstoff-Fraktionen ganz unterschiedliche Wirkungen auf Gesundheit und Klima aufweisen, werden die Partitionierung des Kohlenstoffs als wichtige Fragestellung beurteilt und im Beitrag ein Vorschlag zu dessen Beschreibung eingeführt. Anhand von Messungen werden Orientierungswerte für die Konversions-Faktoren von Kohlenstoff in VOC, NMVOC und kondensierbare organischen Verbindungen (Condensable organic compounds, COC) vorgeschlagen und parallel dazu die Bildung von Russ als annähernd elementaren Kohlenstoff beschrieben. Aufgrund der verschiedenen Erscheinungsformen des Kohlenstoffs wird abgeleitet, dass eine einzige Messgrösse wie zum Beispiel eine Staubbmessung im heissen oder kalten Abgas das Schädigungspotenzial der Abgase nicht ausreichend beschreiben kann, sondern dass mindestens zwei Messgrössen für eine Begrenzung des Umweltschädigungspotenzials erforderlich sind. In Frage kommt dazu zum Beispiel eine separate Begrenzung der VOC-Emissionen und der partikulären Feststoffe, da mit diesen zwei Grössen den primären Feinstaub, die hochtoxischen Teere und die Vorläufersubstanzen für die umweltrelevanten sekundären organischen Aerosole (SOA) limitiert werden. In einem zweiten Teil werden die Klimaeffekte der einzelnen Aerosole in grundsätzlicher Form verglichen und aufgezeigt, dass Russ wegen der direkten Strahlungswirkung und der Beschleunigung des Abschmelzens von Eis und Schnee zu vermeiden ist, während insgesamt direkte und indirekte kühlende Effekte der Aerosole überwiegen und deshalb für Holzfeuerungen die Luftreinhalteziele von übergeordneter Bedeutung sind.

1 Einleitung

1.1 Luftreinhaltung und Klima

Nationale Umweltschutzgesetze haben zum Ziel, die menschlichen Aktivitäten so einzuschränken, dass die lokalen und regionalen Wirkungen für Menschen, Fauna und Flora ein tolerierbares Mass nicht überschreiten. Luftreinhalte-Vorschriften begrenzen deshalb die Emissionen an Schadstoffen mit direkten Wirkungen auf die Umwelt. Langfristige Auswirkungen auf das globale Klima sind dagegen nicht berücksichtigt, weshalb zum Beispiel weder Kohlendioxid (CO₂) noch Distickstoffmonoxid (Lachgas, N₂O) begrenzt werden. Die vorliegende Zusammenstellung von Emissionsfaktoren im ersten Teil des Beitrags beschränkt sich auf die Luftreinhaltung und bezieht sich auf die in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) erfassten Schadstoffe. Als Ergänzung dazu wird im zweiten Teil der Aspekt der Klimawirkung in grundsätzlicher Form diskutiert.

1.2 Relevanz der Emissionen auf die Luftreinhaltung

In der Schweiz sind die Emissionsgrenzwerte für stationäre Anlagen sowie die Immissionsgrenzwerte für in der Umgebung zulässige Schadstoffkonzentrationen in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) festgelegt. Die Immissionsgrenzwerte an Feinstaub, Ozon und Stickstoffdioxid in der Umgebungsluft werden zum Teil häufig und stark überschritten [Jansen 2000]. Die einzelnen Schadstoffe treten dabei regional und jahreszeitlich unterschiedlich in Erscheinung. Zudem ist zu beachten, dass sich die als Immission wirksame Belastung aus der Emission an primären Schadstoffen und deren Konversion sowie der Bildung von sekundären Schadstoffen ergibt. Während der Wintersmog hauptsächlich durch Feinstaub verursacht wird, ist der Sommersmog vor allem durch die erhöhte Ozonbelastung in den Sommermonaten geprägt. Unter Lichteinwirkung findet die Bildung von bodennahen Ozon und sekundären organischen Aerosolen (SOA) statt. SOA tragen erheblich zum Feinstaub bei [Baltensperger et al. 2005, Robinson et al. 2007, Jimenez et al. 2009]. Zur Einhaltung der Immissionsgrenzwerte ergibt sich deshalb ein Handlungsbedarf zur Reduktion der Emissionen an Feinstaub (angegeben als Particulate Matter PM₁₀), Stickoxiden, flüchtigen organischen Verbindungen (Volatile Organic Compounds, VOC) sowie Ammoniak. Im Jahr 2000 wurde der Reduktionsbedarf für Ammoniak auf 40%–50%, für Feinstaub auf rund 50%, für VOC auf 60% und für Stickoxide auf 65% der jeweiligen Gesamtemission geschätzt [Jansen 2000]. Nach einer längeren Periode mit Wintersmog im Winter 2005/2006 wurde die Reduktion der Feinstaubbelastung als dringlich eingestuft, weshalb der Bundesrat im Januar 2006 den Aktionsplan gegen Feinstaub lancierte. Die Mehrzahl der Massnahmen betrifft dabei den Verkehr. Als zweite wesentliche Emittentengruppe wurden zudem drei Massnahmen für Holzfeuerungen getroffen [UVEK 2006, Jansen 2006, LRV 2010]:

1. Einführung eines **Konformitätsnachweises** mit Grenzwerten für Staub- und Kohlenmonoxid-Emissionen für Holzfeuerungen ≤ 350 kW.
2. **Verschärfung der Staubgrenzwerte** für Holzfeuerungen
 - ab 70 kW bis 500 kW auf 50 mg/m^3 (bei 13 Vol.-% O_2)
 - ab 500 kW auf 20 mg/m^3 (bis 1 MW bei 13 Vol.-% O_2 und ab 1 MW bei 11 Vol.-% O_2).
3. Initiierung von **Holzwärme- kraftwerken**.

Als Basis zur Einführung dieser Massnahmen diente unter anderem eine 2006 im "Positionspapier Feinstaub" zusammengestellte Abschätzung der Feinstaub-Emissionen der verschiedenen Emittentengruppen, gemäss der im Jahr 2000 in der Schweiz total 21'000 Tonnen Feinstaub emittiert worden waren [UVEK 2006]. Auf Basis der Holzenergie-Statistik sowie unter Annahme von Emissionsfaktoren wurde dabei ein Anteil der Holzfeuerungen von 8% abgeschätzt und zusätzlich 7% der offenen Verbrennung inklusive Forstabfällen zugeordnet (Bild 1.1).

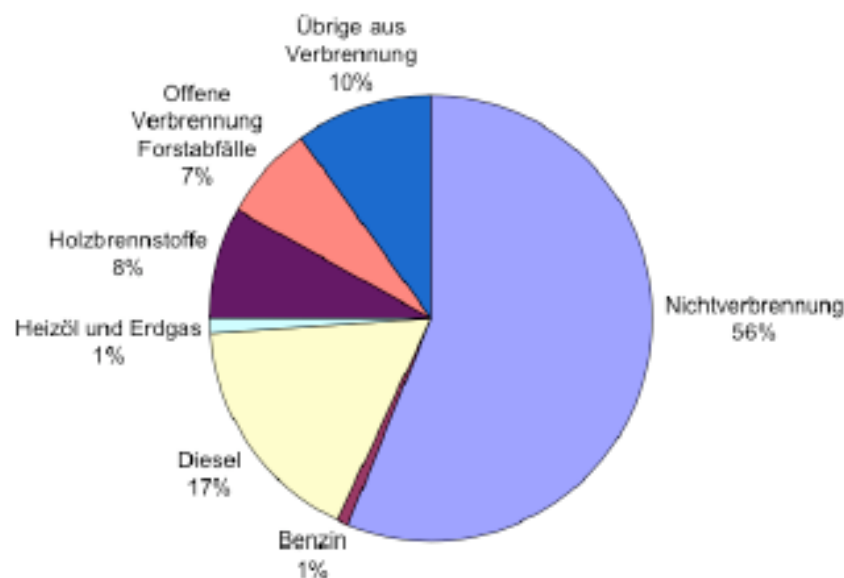


Bild 1.1 Quellen der Feinstaub-Emissionen im Jahr 2000 (Gesamtmenge rund 21'000 Tonnen PM10) nach Abschätzung des Bundesamts für Umwelt 2006 [UVEK 2006].

Die bisherigen Abschätzungen der Emissionen für Holzfeuerungen basieren auf den Informationen zu den installierten Feuerungsanlagen und den darin genutzten Brennstoffmengen sowie den Emissionsfaktoren der verschiedenen Feuerungen, die im "Arbeitsblatt Emissionsfaktoren Feuerungen" aufgeführt sind [BAFU 2005]. Für Holzfeuerungen ist dabei zu beachten, dass die Emissionen in der Praxis deutlich von den bei Abnahmemessungen oder bei Prüfstandsbedingungen erfassten Werten abweichen können, weshalb die Abschätzung der Emissionsfaktoren in der Praxis mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet ist und der Anteil der Holzfeuerungen nach Bild 1.1 möglicherweise unterschätzt wird. Diese Vermutung wird auch dadurch gestützt, dass im Feinstaub in der Umgebungsluft ein überproportionaler Anteil insbesondere an Russ und organischen Verbindungen gefunden wird, der aus der Biomasse-

severbrennung stammt. So wurde in Untersuchungen des Paul Scherrer Instituts gezeigt, das drei- bis viermal mehr Russ im winterlichen Misox aus den Holzfeuerungen als aus dem Verkehr stammt [PSI 2006, Prévot et al. 2006], während [Bond 2009] abschätzt, dass global 64% des Black carbon (BC)¹ im Feinstaub aus offener und häuslicher Verbrennung stammt. Dies betrifft hauptsächlich die Verbrennung von Biomasse, wobei der grössere Teil allerdings nicht aus Feuerungen stammt (Bild 1.2). Da Russ Licht absorbiert, verursacht er eine direkte stark wärmende Wirkung auf das Klima, so dass das globale Erwärmungspotenzial nach IPCC auf 100 Jahre rund 460 mal demjenigen von CO₂ entspricht (Tabelle 1.1).

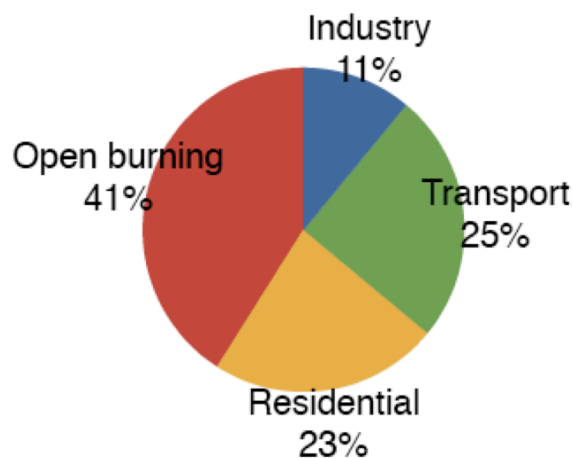


Bild 1.2 Globale Quellen an Black carbon (Russ) nach [Bond 2009].

Tabelle 1.1 Globales Erwärmungspotenzial (Global Warming Potential, GWP) für 20, 100 und 500 Jahre nach [IPCC 2007].

	GWP20	GWP100	GWP500
Black carbon	1600	460	140
Methane	72	25	7.6
Nitrous oxide	289	298	153
Sulfur oxides	-140	-40	-12
Organic carbon	-240	-69	-21
Carbon dioxide	1	1	1

¹ Black carbon (schwarzer Kohlenstoff) ist aufgrund seiner optischen Eigenschaften definiert, während Russ aufgrund der chemischen Struktur als beinahe elementarer Kohlenstoff mit einem hohe C/H-Verhältnis bestimmt ist. Trotz dieser unterschiedlichen Definition werden BC und Russ meist nicht unterschieden, sondern gleichgesetzt.

Zur Abschätzung der Emissionen aus Holzfeuerungen ist zu beachten, dass vor allem bei handbeschickten Feuerungen ein grosser Einfluss der Betriebsweise auf die Emissionen möglich ist [Klippel & Nussbaumer 2007, Nussbaumer et al. 2008, Doberer et al. 2009, Good et al. 2010]. Im Weiteren ist entscheidend, dass die Toxizität der Feinstäube aus Holzfeuerungen je nach Verbrennungszustand drastisch unterschiedlich sein kann [Nussbaumer 2005]. So konnte für vorwiegend salzartigen Feinstaub aus einer guten Verbrennung von Waldhackschnitzeln in einer automatischen Feuerung eine deutliche geringere Toxizität als von Dieseleruss nachgewiesen werden, während für Russ und Teer aus unvollständiger Verbrennung von Holz in einem Ofen mit gedrosselter Luftzufuhr eine viel höhere Toxizität resultierte [Klippel & Nussbaumer 2007]. Diese Resultate wurden kürzlich in ähnlichen Untersuchungen bestätigt [Kelz et al. 2010]. Für Holzstäube aus guter Verbrennung wurde dabei gezeigt, dass die Entzündungswirkung etwas geringer als für Dieseleruss und deutlich geringer als für urbane Aerosole ist.

Aufgrund der Kenntnisse zum Betriebseinfluss wurde von [Vock et al. 2006] eine Abschätzung der Emissionsfrachten der im Kanton Zürich installierten Holzfeuerungen durchgeführt. Dabei wurde eine Matrix-Methode entwickelt, bei der für jeden Feuerungstyp mittlere Emissionsfaktoren für drei verschiedene Betriebsarten von "Prüfstand" über "typisch" bis "schlechter Betrieb" angenommen und je Kategorie prozentuale Anteile an nicht optimal betriebenen Feuerungen vorausgesetzt wurden. Im Vergleich zu handbeschickten Feuerungen liegt für automatische Holzfeuerungen eine besser dokumentierte Praxiserhebung zu den Feinstaub- und Stickoxidemissionen vor [Hasler et al. 2000]. Diese Daten dienen als Basis für die Emissionsfaktoren der heute in Betrieb stehenden Anlagen, während für die zukünftige Entwicklung die Verschärfung der LRV-Grenzwerte zu berücksichtigen ist. Diese kommt für Neuanlagen schrittweise zum Tragen, nämlich für Anlagen ab 1 MW seit 1.7.2007, ab 500 kW seit 1.1.2008 sowie ab 70 kW ab 1.1.2012 sowie für bestehende Feuerungen mit einer entsprechenden Zeitverzögerung.

Daneben ist bekannt, dass nebst den LRV-konformen Brennstoffen unerlaubte Brennstoffe und Abfälle in Feuerungen sowie offenen Feuern verbrannt werden. Obwohl dabei auch erhöhte Emissionen an Feinstaub auftreten können, ist eine noch drastischere Wirkung auf die Emissionen an polychlorierten Dibenzo-*p*-Dioxinen und Furanen (PCDD/F) zu finden [Nussbaumer 2004].

1.3 Motivation und Zielsetzung

Trend 1: Unterschätzung des Feinstaubes

Es wird vermutet, dass der Beitrag der Holzverbrennung zum Feinstaub in der Umgebungsluft in der Schweiz unterschätzt wird. Gründe:

1. Der grosse **Einfluss der Betriebsweise** auf die Schadstoffemissionen.
2. Der Beitrag der **kondensierbaren organischen Verbindungen (Condensable organic compounds, COC)** zum primären Feinstaub, der durch die Bestimmung des gravimetrischen Staubgehalts im heissen Abgas nach LRV nicht erfasst wird.
3. Der Beitrag der **sekundären organischen Aerosole (SOA)**, der durch Staubmessungen im Abgas nach LRV ebenfalls nicht erfasst ist und auch durch Messung der kondensierbaren Verbindungen durch Abkühlung oder Verdünnung der Abgase nicht erfasst wird.

Diese drei Faktoren sind in erster Linie für handbeschickte Feuerungen entscheidend und können dazu führen, dass deren Beitrag zum Feinstaub unterschätzt wird.

Trend 2: Überschätzung des künftigen Beitrags

Im Gegenzug ist für die zukünftige Entwicklungen ein Trend zu tieferen Staubemissionen vor allem bei automatischen Feuerungen zu berücksichtigen. Grund:

- Die **Verschärfung der LRV-Grenzwerte** auf 1.1.07, 1.1.08 und 1.1.12 bewirkt eine Reduktion der Staubemissionen vor allem der automatischen Holzfeuerungen.

Ziel Teil 1: Emissionsfaktoren

Ziel der Aktualisierung der Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen ist, diese Trends auf die Staubemissionen zu berücksichtigen. Im Weiteren soll die bisherige Einteilung der Feuerungskategorien den Kategorien der Holzenergiestatistik angepasst werden [[Holzenergiestatistik 2010](#)]. Darauf basierend sollen schliesslich auch die Emissionsfaktoren der weiteren Schadstoffe (Kohlenmonoxid, Stickoxide und organische Verbindungen) aktualisiert werden, wobei aufgrund der unterschiedlichen Umweltauswirkungen insbesondere die Verteilung der organischen Verbindungen ausführlich beschrieben werden soll.

Ziel Teil 2: Klimawirkung

Kohlenstoff hat in der Umgebung je nach Art des Vorliegens unterschiedliche Wirkungen:

- Kohlenstoff in Form von Russ, CH₄ und CO₂ weist (in dieser Reihenfolge) direkte klimaerwärmende Wirkungen auf, während
- organische Verbindungen sowie Russ gesundheitsschädigend wirken.

Da in den letzten Jahren der starke wärmende Effekt von Black carbon verstärkt diskutiert wurde, stellt sich die Frage, wie weit die durch Biomasseverbrennung erzielte Substitution von fossilem CO₂ durch den wärmenden Effekt des Russes allenfalls kompensiert wird.² Nebst der wärmenden Wirkungen weisen Aerosole aber auch kühlende Wirkungen auf. Aus diesem Grund sollen im zweiten Teil die wärmenden und kühlenden Effekte der Schadstoffe aus der Biomasseverbrennung in grundsätzlicher Form gegenübergestellt und diskutiert werden.






² Aufgrund der gleichen Fragestellung wurde etwa in Untersuchungen in Schweden bei schlecht betriebenen Stückholzheizungen gezeigt, dass die Treibhauswirkung der hohen Methan-Emissionen aus unvollständiger Verbrennung die Einsparung an CO₂ unter Annahme eines CO₂-Äquivalents von 21 kg CO₂ pro kg CH₄ um einen Faktor 2 überkompensieren kann [[Johansson et al. 2004](#)].

2 Partikelarten der primären Aerosole

Zur Beurteilung des Beitrags von Holzfeuerungen zum Feinstaub ist zu beachten, dass nach Betriebszustand ganz unterschiedliche primäre Aerosole zu unterscheiden sind, die in folgende drei Klassen unterteilt werden können:

1. **Russ** ist im Brennstoff nicht enthalten und wird durch Synthese aus Kohlenwasserstoffen bei hoher Temperatur und unter Sauerstoffmangel gebildet.
2. **Mineralische Verbindungen (Salze)** werden bei hoher Temperatur im Glutbett aus den Asche bildenden Mineralstoffen in die Gasphase transferiert und kondensieren im Abgas zu Feststoffen. Sie treten vor allem bei guten Verbrennungsbedingungen mit ausreichendem Sauerstoffangebot im Glutbett in hohem Mass in Erscheinung und sind deshalb Hauptbestandteil der Partikel in gut betriebenen automatischen Holzfeuerungen.
3. **Organische Kondensate (Condensable organic compounds, COC, auch Teer genannt)** werden vorwiegend bei tiefen Verbrennungstemperaturen in hohem Mass emittiert, da sie aus Zersetzungsprodukten des Holzes stammen, die nur unvollständig weiterreagieren.

Bild 2.1 zeigt eine Gegenüberstellung der verschiedenen Partikeltypen. Die Unterscheidung dieser drei Verbindungsklassen ist auch im Zusammenhang mit der Abgasreinigung von Bedeutung, da die drei Partikelarten grundsätzlich unterschiedliche Eigenschaften aufweisen. Im Zusammenhang mit dem Verhalten in elektrischen Staubabscheidern ist insbesondere die stark unterschiedliche elektrische Leitfähigkeit entscheidend, wie in einem separaten Beitrag von [\[Lauber & Nussbaumer 2010\]](#) ausgeführt wird.

Partikelarten und -eigenschaften	Flammen-Verbrennung			Pyrolyse
	T hoch (> 800°C) O ₂ = 0	– Mix –	T hoch (> 800°C) O ₂ ideal	T tief viel oder wenig O ₂
				 
Art	Russ	↔	Salz	Condensable Organic Compounds COC
Aufbau	EC / BC chemisch / optisch C/H > 6...8	↔	C als Karbonat (CC) u.a. Salze	OC = TC-EC-CC C/H < 2
Farbe	schwarz	↔	weiss	braun keine
Gesundheit	toxisch karzinogen entzündlich	↔	kaum toxisch kaum karzinogen entzündlich (kaum Si)	stark toxisch stark karzinogen entzündlich
Klima: Direkt	↑ absorbiert Licht und wärmt Atm.*	↔	↓ streut Licht und kühlt Atm.	↓ streut und absorbiert
Klima: Indirekt	↑ Schnee-Albedo ↓	↓	↓	↓
Alle Partikel wirken als Keime für Wolken und kühlen durch Cloud albedo und Cloud lifetime effect				

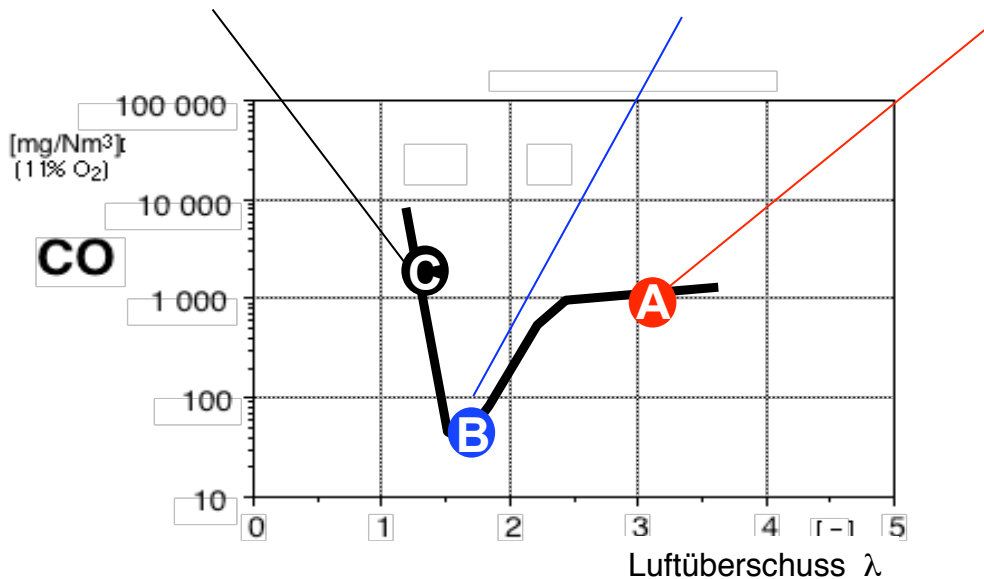


Bild 2.1 Arten und Eigenschaften der primären Aerosole aus der Holzverbrennung (oben) und Beispiel der Bedingungen zur Partikelbildung in Holzfeuerungen im CO/Lambda-Diagramm (unten). COC wird bei tiefer Verbrennungstemperatur emittiert. Dies kann wie im gezeigten Beispiel bei zu hohem Luftüberschuss auftreten, es kann aber auch bei Luftmangel und tiefer Temperatur auftreten.

*[Bond 2007] beschreibt, dass BC bei einer Betrachtung von 20 Jahren die 2000-fache Klimawirkung wie CO₂ aufweist. [ICCT 2009] beschreibt, dass BC für 0.34 Wm⁻² von total 1.6 Wm⁻² anthropogener Erhöhung der Strahlungsleistung ist.

3 Konversion des Kohlenstoffs

Der organische Kohlenstoff im Brennstoff wird in der Pyrolyse vorab in Koks (fest), gasförmige Verbindungen (CO, VOC) und kondensierbare Verbindungen (COC in Form primärer Teere umgewandelt, wie in Bild 3.1 dargestellt.

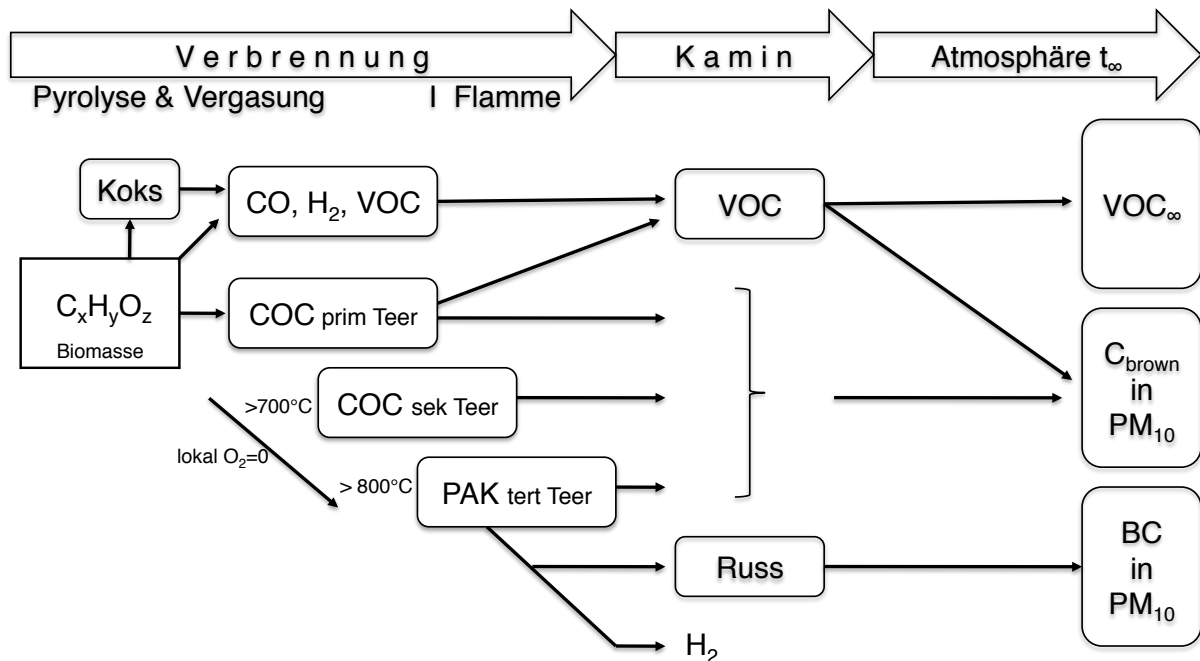


Bild 3.1 Konversion des Kohlenstoffs im Brennstoff über die Zwischenprodukte der Verbrennung, die Emissionen im Kamin bis zu den Immissionen in der Atmosphäre nach Verdünnung und fotochemischer Reaktion von VOC zu SOA.

Primäre Teere können bei ausreichend hohen Temperaturen zu sekundären und schliesslich zu tertiären Teeren mit grossen Anteilen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) reagieren. Bei Abwesenheit von Sauerstoff und Temperaturen ab rund 800°C kann schliesslich die Synthese zu Russ unter Abspaltung von Wasserstoff erfolgen. Russ tritt im Kamin und in der Atmosphäre als Feststoff in Erscheinung, in der Atmosphäre wird er als Black carbon wahrgenommen. Die kondensierbaren Verbindungen kondensieren grossteils nach Abkühlung in der Atmosphäre und tragen zur organischen Fraktion im Feinstaub bei. Der Grossteil der organischen partikulären Masse in der Atmosphäre stammt jedoch oftmals aus sekundären organischen Aerosolen, die durch fotochemische Reaktionen aus VOC gebildet werden, wie in Bild 3.2 separat ausgeführt. Dadurch sinkt die in der Atmosphäre verbleibende Masse an VOC. Die Masse an SOA kann dagegen die ursprüngliche Masse der VOC infolge Aufnahme weiterer Elemente deutlich übersteigen. Für Holzrauch wurde eine Massenzunahme um einen Faktor 2,2 bis 2,6, im Mittel 2,4 gefunden [Turpin & Lim 2001] und was in der Legende zu Bild 3.2 mit dem Faktor f beschrieben ist.

Für die Emissionsfaktoren an PM₁₀ und VOC aus Holzfeuerungen wird zwischen Emissionen im Kamin und Emissionsfaktoren umgehend nach dem Eintritt in die Atmosphäre mit Verdünnung und Abkühlung mit Umgebungsluft unterschieden. Obwohl die dabei zusätzlich erfassten Kondensate im Kamin gasförmig vorliegen, werden sie noch den primären Aerosolen

zugeordnet, da sie im Abgas bereits enthalten waren. Sekundäre Aerosole bezeichnen dagegen Verbindungen, die erst durch chemische Reaktion in der Atmosphäre aus gasförmigen Vorläufersubstanzen gebildet werden.

Für die Beschreibung von Emissionsfaktoren muss unterschieden werden zwischen den Emissionen im Kamin und den nach Abkühlung in Erscheinung tretenden Emissionen, die im vorliegenden Beitrag als "Emissionsfaktoren Atmosphäre" bezeichnet werden. Zur Unterscheidung sind die Beiträge der flüchtigen organischen Verbindungen (Volatile Organic Compounds, VOC) von Bedeutung. Zu deren Erfassung werden die Konversion von VOC gemäß Bild 3.2 beschrieben und die Konversions-Faktoren α , ε und γ als Hilfsgrößen eingeführt, deren Definitionen und Bedeutung in [Nussbaumer & Boogen 2010] ausführlich beschrieben ist.

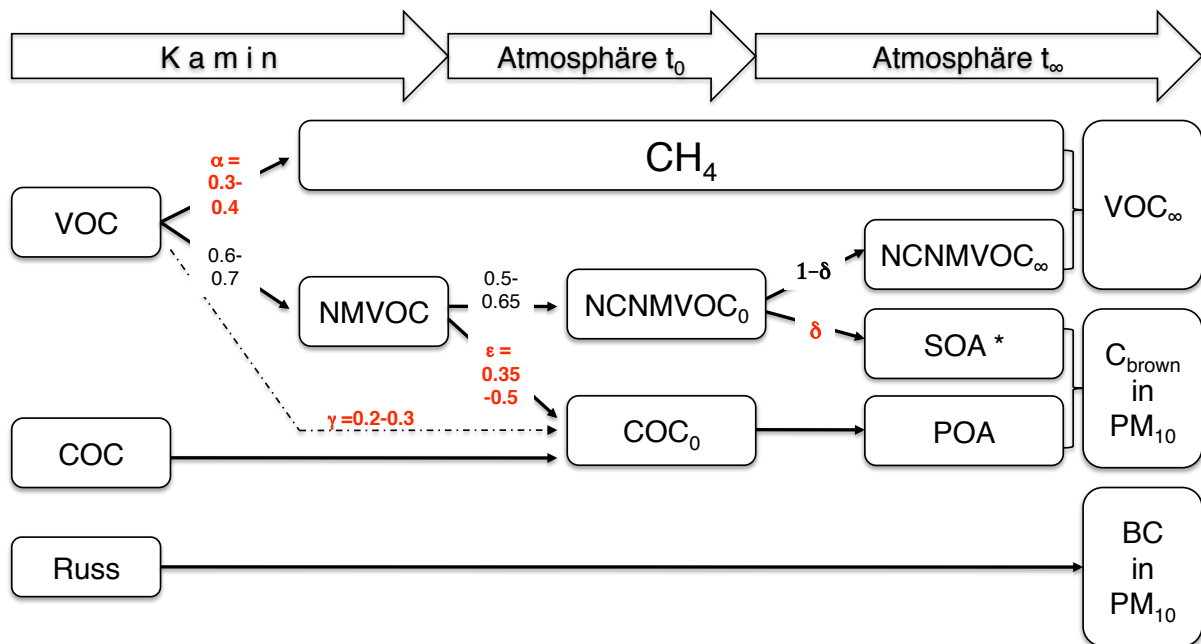


Bild 3.2 Konversion der Kohlenwasserstoffe mit Definition der Fraktionierungs-Faktoren α , ε und γ .
*Bei SOA ist zu beachten, dass die Masse durch Aufnahme weiterer Elemente (O, N, u.a.) deutlich zunehmen kann.

Es gilt: $m(\text{SOA}) = f \delta m(\text{NCNMVOC}_0)$ und für den Faktor f nach [Turpin & Lim 2001]:

$f = 1.6 \pm 0.2$ für urbane Aerosole,

$f = 2.1 \pm 0.2$ für nicht-urbane Aerosole,

$f = 2.2-2.6$ (2.4) für Holzrauch.

Nach Austritt der Abgase in die Umgebungsluft zum Zeitpunkt t_0 erfolgt eine Abkühlung, die zur Auftrennung der NMVOC in eine kondensierbare Fraktion COC und eine gasförmig verbleibende Fraktion NCNMVOC führt. COC trägt in der Umgebungsluft direkt in Form von primären organischen Aerosolen (POA) zum Feinstaub bei. NCNMVOC teilt sich auf in die auch nach Tagen oder Wochen gasförmig verbleibenden NCNMVOC sowie die durch fotochemische Reaktionen zu sekundären organischen Aerosolen umgewandelten Verbindungen (SOA), die zusammen mit POA den organischen Anteil im Feinstaub ausmachen. Methan und die verbleibenden NCNMVOC bilden die Immission an VOC in der Umgebungsluft. Die Folgereaktionen nach Einmischung der Abgase in die Atmosphäre bis t_∞ , bei der auch der Faktor δ nach Bild 3.2 in Erscheinung tritt, werden an dieser Stelle nicht weiter behandelt.

Zur Abschätzung der primären Aerosole und der potenziellen Bildung von sekundären Aerosolen aus Holzfeuerungen ist die Fraktionierung der VOC und somit die Bestimmung der entsprechenden Konversions-Faktoren von Bedeutung. Die in Bild 3.2 angegebenen Zahlenwerte für α , ϵ und γ sind orientierende Werte, die in verschiedenen Messreihen zwischen 2008 und 2010 im Forschungslabor Bioenergie an der Hochschule Luzern an Holzöfen und Holzkesseln ermittelt wurden. Dazu kamen bis anhin die in Bild 3.3 gezeigten Analysemethoden zum Einsatz:

- VOC und CH₄ werden on-line mittels Flammen-Ionisations-Detektor (FID) bestimmt, wobei die CH₄-Bestimmung nach Abtrennung der NMVOC erfolgt. Wenn die Messung von VOC bei 160°C erfolgt, sind die COC grossteils enthalten, so dass die VOC-Messung als Indikator für VOC und COC dient.
- COC wird separat durch gravimetrische Teerbestimmung mittels Quenchen nach EPA-Methode 5H und Analyse der Kondensate auf (TC, OC, EC, CC) bestimmt.
- Russ wird durch gravimetrische Feststoffmessung im heissen Abgas nach LRV bzw. VDI und anschliessende C-Analyse des Feststoffs (TC, OC, EC, CC) erfasst.

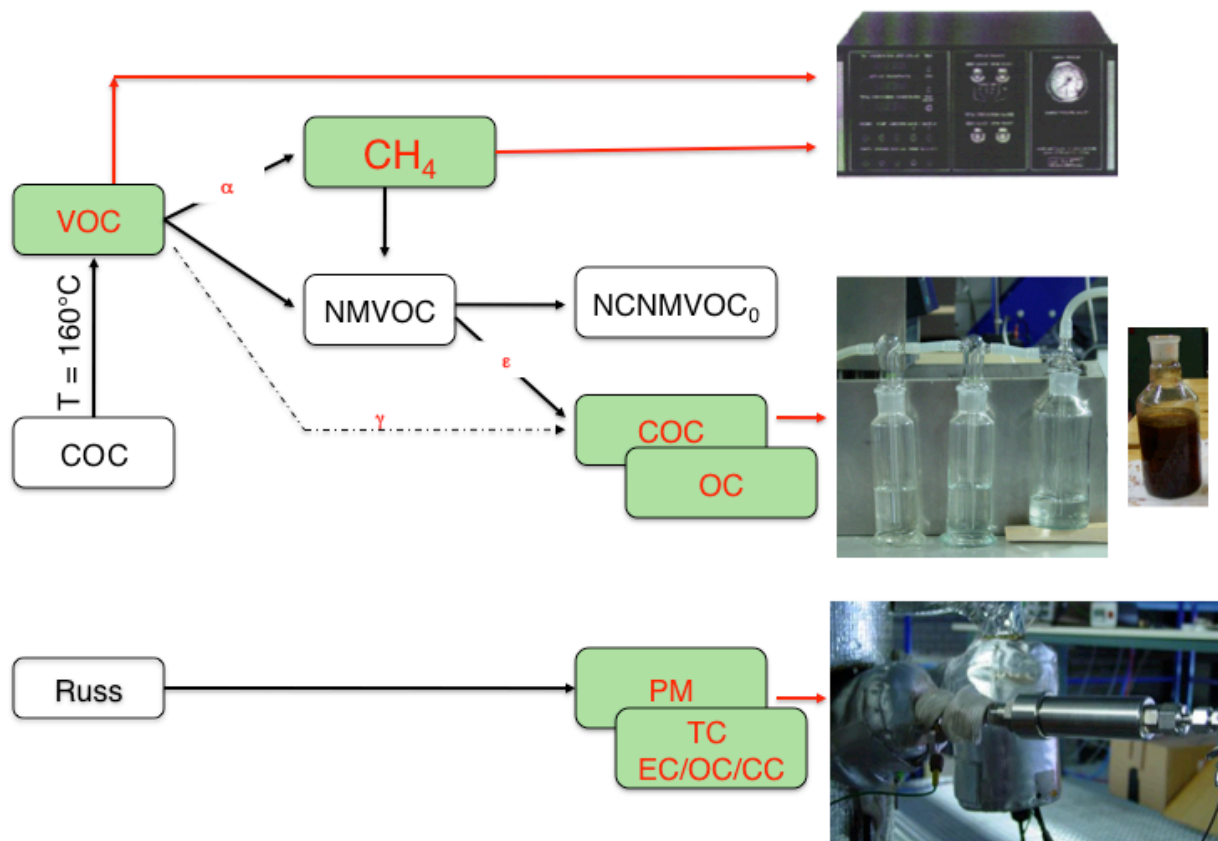


Bild 3.3 Analyse der Kohlenstoff-Fractionen: 1. VOC mittels FID (sofern bei 160°C inklusive Hauptanteil von COC), 2. CH₄ mittels FID nach Abtrennung von NMVOC, 3. Kondensat durch Quenchen und Sammeln in Impinger und Backup-Filter, 4. COC durch OC-Bestimmung der Kondensate, 5. PM als Gesamtstaub im heissen Abgas, 6. Russ durch EC-Bestimmung und organische Masse durch OC-Bestimmung.

Tabelle 3.1 zeigt eine Zusammenstellung der direkt und indirekt ermittelten Werte für α , ε und γ . Als Ergänzung sind der im bisherigen Arbeitsblatt Emissionsfaktoren verwendete Wert sowie ein indikativer Vergleichswert von [Ortega 2008] angegeben. Obwohl die Grössenordnung der Faktoren aus diesen Erhebungen hervorgeht, sind die beschriebenen Werte erst orientierender Natur und es besteht wegen der grossen Bedeutung der Partition des Kohlenstoffs in die unterschiedlichen Verbindungen ein Interesse, diese Faktoren für verschiedene Anwendungen und Brennstoffe zu erheben.

Tabelle 3.1 Zahlenwerte für die Faktoren α und γ sowie daraus abgeleitet für ε .
*Indirekte Bestimmung aus $\text{VOC}_{\text{Kamin}}$, SP und ?DT? nach [Nussbaumer & Boogen 2010].

Quellen:

- 1 BAFU Arbeitsblatt Emissionsfaktoren Feuerungen, Stand 2005 [BAFU 2005]
- 2 Messungen 2009 von α an Kesseln, γ an einem Holzofen, ε aus γ und α [Nussbaumer & Boogen 2010].
- 3 Messungen 2010 von α , γ und ε an vier Stückholzkesseln (3 moderne, 1 alter).
- 4 [Ortega 2008].

Faktor	Quelle	1	2	3	4	Bestimmung eigene Messungen (2 und 3)
		Emissionsfaktoren BAFU 2005	Messungen Holzkessel und -öfen 2009	Messungen Holzkessel 2010	Ortega 2008	
$\alpha = \frac{\text{CH}_4_{\text{Kamin}}}{\text{VOC}_{\text{Kamin}}}$		75%	30%	41±17%	–	direkt durch Messung von CH ₄ und VOC
$\gamma = \frac{\text{COC}}{\text{VOC}}$		–	24%	30±14%	35%*	direkt durch Messung von COC und VOC
$\varepsilon = \frac{\text{COC}}{\text{NMVOC}}$		–	(34%)	51±12	–	2: indirekt geschätzt mit α und $\varepsilon = \frac{\gamma}{1-\alpha}$ 3: direkt durch Messung von COC und NMVOC

4 Teil 1: Emissionsfaktoren

Tabelle 4.1 zeigt die bis anhin verwendeten Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen nach Arbeitsblatt [BAFU 2005]. Die kursiv eingetragenen Werte für VOC und $\alpha = \text{CH}_4/\text{VOC}$ sind rechnerisch aus CH_4 und NMVOC abgeleitet.

Tabelle 4.1 Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen nach Arbeitsblatt BAFU 2005 [BAFU 2005].
VOC und α (kursiv): Berechnete Hilfsgrössen.

2005	Arbeitsblatt BAFU 2005	NO ₂ [mg/MJ]	CO [mg/MJ]	VOC <i>[mg/MJ]</i>	CH ₄ [mg/MJ]	NMVOC [mg/MJ]	Staub [mg/MJ]	α <i>CH₄/VOC</i>
	Offene Cheminées	120	3000	<i>930</i>	700	230	100	<i>0.75</i>
	Kachelofen (Holzofen)	120	5000	<i>600</i>	450	150	100	<i>0.75</i>
	Stückholz passiv	90	3000	<i>175</i>	130	45	50	<i>0.74</i>
	Stückholz mit Ventilator	150	1700	<i>95</i>	70	25	10	<i>0.74</i>
	Pellet mit Ventilator	170	250	<i>27</i>	20	7	30	<i>0.74</i>
	Holz schnitzel < 1000 kW	260	600	<i>11</i>	8	3	90	<i>0.73</i>
	Holz schnitzel > 1000 kW	130	90	<i>11</i>	8	3	50	<i>0.73</i>
	Restholz > 1000 kW	450	220	<i>95</i>	70	25	60	<i>0.74</i>

Als Basis für die Aktualisierung der Emissionsfaktoren dienen folgende Quellen:

1. Die Erhebung von [Vock et al. 2006] betreffend Emissionsfaktoren für den Kanton Zürich unter Berücksichtigung eines Anteils schlecht betriebener Feuerungen.
2. Diverse Emissionsmessungen der Jahre 2008 bis 2010 im Forschungslabor Bioenergie der Hochschule Luzern.
3. Daten von Prüfstandsmessungen, die im Rahmen einer Machbarkeitsstudie zu einer Umweltetikette für Holzfeuerungen ausgewertet wurden [Frischknecht et al. 2010] und hier als Vergleichswerte für optimal erreichbare Emissionswerte dient.
4. Literaturquellen, die in [Nussbaumer & Boogen 2010] aufgeführt ist.
5. Angaben von Firmen zu aktuellen Entwicklungen und Trends.

Auf dieser Basis werden die Emissionsfaktoren im Wesentlichen wie folgt aktualisiert:

1. Da die Stickoxide vorwiegend aus dem Brennstoffstickstoff stammen, wurden sie einheitlicher bewertet und für die meisten Kategorien eine Korrektur nach unten vorgenommen.
2. Die Kohlenmonoxidwerte wurden als in der Grössenordnung richtig bewertet und nur teilweise geringfügig angepasst.
3. Das Verhältnis zwischen Methan und NMVOC wurde deutlich verändert und der Faktor α von 0,75 auf 0,4 korrigiert. Es ist nicht auszuschliessen, dass eine Korrektur auf einen noch tieferen Wert von z.B. 0,3 die Realität noch besser abbildet. Da erst wenig Daten vorliegen, erfolgt jedoch vorab eine erste Aktualisierung in die entsprechende Richtung.
4. Die Staubwerte werden insbesondere für handbeschickte Feuerungen teilweise nach oben angepasst, womit die in [Vock et al. 2006] ausgeführte Bewertung eines Teils schlecht betriebener Feuerungen berücksichtigt wird. Demgegenüber wird für die zukünftig erwarteten Emissionswerte eine deutliche Korrektur zu tieferen Werten im Jahr 2035 prognostiziert, da für automatische Feuerungsanlagen davon ausgegangen wird, dass zur sicheren Einhaltung der verschärften Grenzwerte ein breiter Einsatz von Feinstaubabscheidern erforderlich wird. Die so korrigierten Werte setzen deshalb einen strikten Vollzug der Luftreinhalte-Verordnung voraus.
5. Um die Anwendbarkeit der Emissionsfaktoren zu verbessern, erfolgt gleichzeitig eine Unterteilung nach den in der Holzenergiestatistik verwendeten Kategorien. Dabei ist allerdings zu beachten, dass einzelne Kategorien keine sichere Zuordnung der Emissionswerte ermöglichen. So fehlt etwa bei "Holz-WKK-Anlagen" und bei "Erneuerbaren Abfällen ohne Ziffer 71" die Angabe der Leistungsgrösse, weshalb mehrere Einteilungen nach LRV möglich sind. Im Weiteren ist die Verteilung von Alt- und Restholz, das aufgrund des erhöhten Stickstoffgehalts zu höheren Stickoxidemissionen führt, bei einigen Kategorien unklar. Aus diesen Gründen stellen auch die Emissionsfaktoren des aktualisierten und erweiterten Arbeitsblatts nur Anhaltswerte für die Grössenordnung der im Mittel zu erwartenden Emissionen dar, die Methoden bedingt mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet sind und von denen einzelne Anlagen erheblich abweichen können.

Tabelle 4.2 zeigt die so abgeschätzten Emissionsfaktoren für das Jahr 2008.

Tabelle 4.3 zeigt die Emissionsfaktoren für das Jahr 2035.

Tabelle 4.2 Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen im Jahr 2008 [Nussbaumer & Boogen 2010].
 Kategorien nach Holzenergiestatistik.
 AHF = Automatische Holzfeuerungen, HVB = Holzverarbeitende Betriebe.
CH₄ und *NM VOC* (kursiv): Berechnete Hilfsgrössen.

2008 Nr.	Emissionsfaktoren 2008 Kategorie	NO ₂ [mg/MJ]	CO [mg/MJ]	VOC [mg/MJ]	<i>CH₄</i> [mg/MJ]	<i>NM VOC</i> [mg/MJ]	Staub [mg/MJ]	α CH ₄ /VOC
1	Offene Cheminées	80	3000	600	<i>240</i>	<i>360</i>	100	0.40
2,3,4a,5	Raumheizer feste Brennstoffe	80	3000	600	<i>240</i>	<i>360</i>	100	0.40
4b	Raumheizer Holzpellets	60	300	50	<i>20</i>	<i>30</i>	60	0.40
6, 7	Einzelherde	70	5000	800	<i>320</i>	<i>480</i>	200	0.40
8,9	Stückholzkessel	80	1500	50	<i>20</i>	<i>30</i>	50	0.40
10	Doppel-/Wechselbrandkessel	70	5000	800	<i>320</i>	<i>480</i>	200	0.40
11a	AHF < 50 kW	120	600	30	<i>12</i>	<i>18</i>	100	0.40
11b	Pelletkessel < 50 kW	60	200	15	<i>6</i>	<i>9</i>	50	0.40
12a, 14a	AHF 50–500 kW a. HVB	120	500	15	<i>6</i>	<i>9</i>	100	0.40
12b, 14b	Pelletkessel 50–500 kW	60	150	15	<i>6</i>	<i>9</i>	50	0.40
13, 15	AHF 50–500 kW i. HVB	220	500	10	<i>4</i>	<i>6</i>	100	0.40
16a	AHF > 500 kW a. HVB	150	300	10	<i>4</i>	<i>6</i>	100	0.40
16b	Pelletkessel > 500 kW	70	150	10	<i>4</i>	<i>6</i>	50	0.40
17	AHF > 500 kW i. HVB	220	300	10	<i>4</i>	<i>6</i>	100	0.40
18	Holz-WKK-Anlagen	150	300	10	<i>4</i>	<i>6</i>	100	0.40
19	Ern. Abfälle ohne Ziff. 71	190	300	10	<i>4</i>	<i>6</i>	100	0.40

Tabelle 4.3 Emissionsfaktoren für Holzfeuerungen im Jahr 2035 [Nussbaumer & Boogen 2010].
 Kategorien nach Holzenergiestatistik.
 AHF = Automatische Holzfeuerungen, HVB = Holzverarbeitende Betriebe.
CH₄ und NMVOC (kursiv): Berechnete Hilfsgrößen.

2035 Nr.	Emissionsfaktoren 2035 Kategorie	NO ₂ [mg/MJ]	CO [mg/MJ]	VOC [mg/MJ]	CH ₄ [mg/MJ]	NMVOC [mg/MJ]	Staub [mg/MJ]	α CH ₄ /VOC
1	Offene Cheminées	80	3000	600	240	360	100	0.40
2,3,4a,5	Raumheizer feste Brennstoffe	85	2000	400	160	240	50	0.40
4b	Raumheizer Holzpellets	70	200	25	10	15	30	0.40
6, 7	Einzelherde	70	3000	600	240	360	150	0.40
8,9	Stückholzkessel	85	1000	25	10	15	30	0.40
10	Doppel-/Wechselbrandkessel	70	3000	600	240	360	150	0.40
11a	AHF < 50 kW	120	300	20	8	12	80	0.40
11b	Pelletkessel < 50 kW	70	100	10	4	6	20	0.40
12a, 14a	AHF 50–500 kW a. HVB	120	250	10	4	6	40	0.40
12b, 14b	Pelletkessel 50–500 kW	80	100	10	4	6	20	0.40
13, 15	AHF 50–500 kW i. HVB	220	250	5	2	3	40	0.40
16a	AHF > 500 kW a. HVB	150	200	5	2	3	20	0.40
16b	Pelletkessel > 500 kW	100	100	5	2	3	20	0.40
17	AHF > 500 kW i. HVB	220	200	5	2	3	20	0.40
18	Holz-WKK-Anlagen	150	200	5	2	3	20	0.40
19	Ern. Abfälle ohne Ziff. 71	190	200	5	2	3	20	0.40

5 Teil 2: Klimaeffekt

Die menschlichen Aktivitäten haben zahlreiche Wirkungen auf das regionale und globale Klima. Eine direkte Wirkung auf die Erdtemperatur und das globale Klima hat die Anreicherung von Spurengasen und Aerosolen in der Atmosphäre, welche zu einer Veränderung der Strahlungsbilanz der Erde führt. Spurengase (CO_2 , N_2O , CH_4 und FCKW und weitere) sowie Aerosole absorbieren langwellige Infrarotstrahlung und reduzieren so die Wärmeabstrahlung der Erde, was als Treibhauseffekt bezeichnet wird und zu einem erhöhten Strahlungsantrieb (Radiative forcing) der Erde führt. Demgegenüber wird der Strahlungsantrieb durch Effekte wie direkte Abschattung und Wolkenbildung reduziert, weshalb wärmende und kühlende Wirkungen bewertet werden müssen. Das IPCC schätzt die Wirkungen der Veränderung des Strahlungshaushalts der Erde durch anthropogene Aktivitäten seit 1750 auf $+1,6 \text{ W/m}^2$ (in einer Bandbreite von $+0,6$ bis $+2,4 \text{ W/m}^2$), was einer Erhöhung der Erdtemperatur von $0,8^\circ\text{C} \pm 0,2^\circ\text{C}$ entspricht [IPCC 2007].

Aerosole (Feststoffe und Tröpfchen) verursachen direkte Wirkungen in der Atmosphäre durch Streuung und Absorption von Licht und Wärmestrahlung sowie indirekte Wirkungen durch Beeinflussung der Wolkenbildung (Bild 5.1). Im Weiteren wird durch Deposition von Aerosolen auf Schnee- und Eisflächen das Reflexionsvermögen der Erde verändert, was lokale Auswirkungen verursachen kann. Die Aerosole haben somit teilweise kühlende und teilweise wärmende Wirkungen, die netto die in Bild 5.2 abgeschätzten Effekte verursachen.

Während für Holzfeuerungen bis anhin vor allem die Wirkungen der Schadstoffemissionen auf die Luftreinheit im Vordergrund standen, stellt sich durch die von verschiedenen Quellen dargestellte drastische Wirkung von Russ auf die Erderwärmung [Bond 2007, ICCT 2009] die Frage, ob und wie weit der durch die Substitution von fossilem CO_2 erwünschte Effekt der Biomasseverbrennung durch Russ kompensiert wird. Diese Frage kann an dieser Stelle nicht beantwortet werden, aber es soll anhand einer Bewertung der von Bond und IPCC genannten Werte die Grössenordnung der einzelnen Wirkung abgeschätzt werden. Diese diene auch als Diskussionsbasis im Rahmen der vom Bundesamt für Umwelt geleiteten Arbeitsgruppe über grenzüberschreitende Luftverschmutzung [Nussbaumer 2010]:

Bei einem für die Biomasse von [Bond 2009] geschätzten Anteil von 64% am Black carbon (Bild 1.2) ist davon auszugehen, dass ihr Beitrag zum Brown carbon noch deutlich grösser ist. Bei Bewertung der direkten Netto-Wirkung nach IPCC kompensiert die kühlende Wirkung von Brown carbon damit die wärmende von Russ beinahe. Im Weiteren ist zu beachten, dass die Hauptwirkung der Aerosole durch indirekte Effekte entsteht, insbesondere durch die Wolkenbildung (Cloud albedo effect) und die infolge kleinerer Tröpfchen längerer Lebensdauer der Wolken (Cloud lifetime effect). Wie zum Beispiel von [Leaitch et al. 2010] gezeigt ist dabei zu beachten, dass auch organische Materie aus der Biomasseverbrennung Wolkenbildung verursacht, was etwa für Sulfate seit längerem bekannt ist (z.B. [Boucher & Lohmann 1995]). Daneben führt Black carbon durch Ablagerung auf Eis und Schnee zu einer Beschleunigung des Abschmelzens, was selbst bei gleich bleibender Temperatur grosse Veränderungen bewirken und zum Beispiel die Situation in der Himalaja-Region entscheidend beeinflussen kann, wenn auch die entsprechenden Prognosen des IPCC insbesondere zu diesen Auswirkungen in der Zwischenzeit korrigiert wurden.

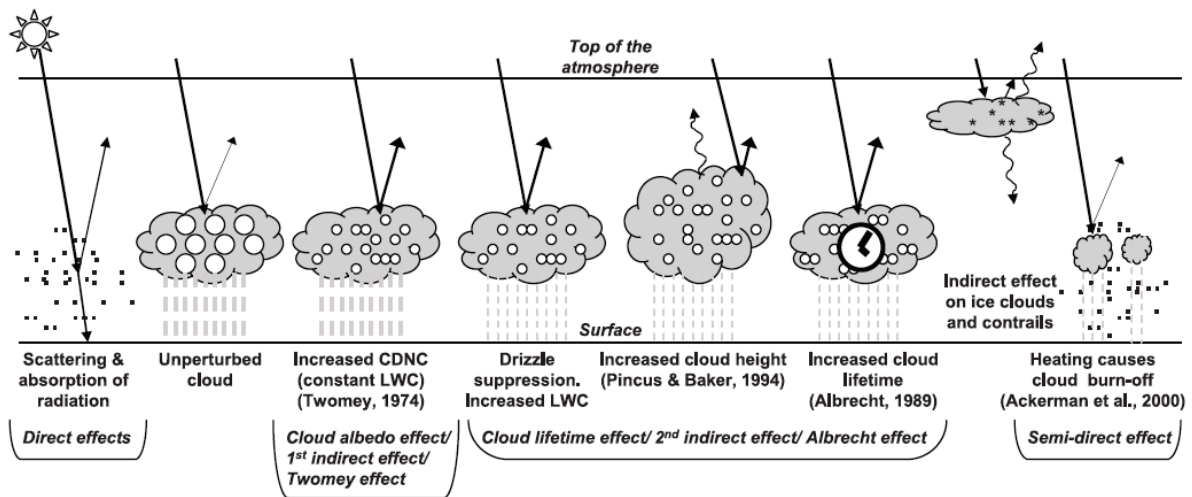


Figure 2.10. Schematic diagram showing the various radiative mechanisms associated with cloud effects that have been identified as significant in relation to aerosols (modified from Haywood and Boucher, 2000). The small black dots represent aerosol particles; the larger open circles cloud droplets. Straight lines represent the incident and reflected solar radiation, and wavy lines represent terrestrial radiation. The filled white circles indicate cloud droplet number concentration (CDNC). The unperturbed cloud contains larger cloud drops as only natural aerosols are available as cloud condensation nuclei, while the perturbed cloud contains a greater number of smaller cloud drops as both natural and anthropogenic aerosols are available as cloud condensation nuclei (CCN). The vertical grey dashes represent rainfall, and LWC refers to the liquid water content.

Bild 5.1 Direkte und indirekte Wirkungen von Aerosolen [IPCC 2007].

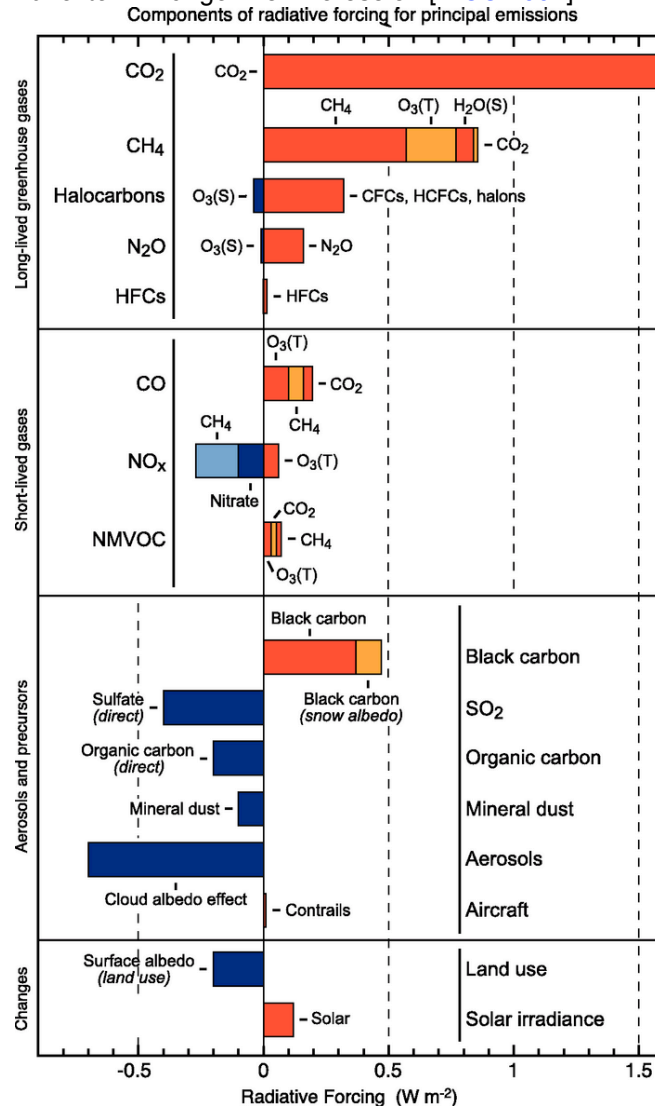


Bild 5.2 Wirkung einzelner Verbindungen und Effekte auf den Strahlungshaushalt der Erde nach [IPCC 2007].

6 Schlussfolgerungen

- Aufgrund von Messdaten und Praxiserfahrungen konnten die Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen aktualisiert und den Kategorien nach Holzenergiestatistik zugeordnet werden. Im Vergleich zu den bisherigen Emissionsfaktoren werden folgende Anpassungen vorgeschlagen:
 - die Stickoxide werden tendenziell tiefer eingeschätzt,
 - die Kohlenmonoxidemissionen teilweise geringfügig verändert,
 - der Anteil Methan an VOC wird von 75% auf 40% oder weniger reduziert und im Gegenzug der Anteil gesundheitsrelevanter NMVOC erhöht,
 - die Feststoffgehalte heutiger handbeschickter Feuerungen werden teilweise höher eingeschätzt, um den Betriebseinfluss zu berücksichtigen. Im Gegenzug werden für künftige Anlagen vor allem im Leistungsbereich automatischer Holzfeuerungen für die Zukunft deutliche Reduktionen angenommen, sofern die Verschärfung der Luftreinhalte-Verordnung konsequent vollzogen wird.
- Holzfeuerungen verursachen verschiedene Schadstoffe, die auf unterschiedliche Art zum Feinstaub in der Umgebungsluft beitragen und teilweise ganz unterschiedliche Wirkungen auf die Gesundheit und das Klima aufweisen. Der Beitrag zum Feinstaub setzt sich dabei aus folgenden Gruppen von Schadstoffen zusammen:
 - a) **Primäre Aerosole** in Form von 1. Salzen, 2. Russ und 3. kondensierbaren organischen Verbindungen (COC).
 - b) **Sekundäre organische Aerosole (SOA)** durch fotochemische Reaktion von flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) in der Atmosphäre.
- Die Gesundheits-Relevanz dieser Schadstoffe ist teilweise erheblich, weshalb die Auswirkungen der Holzfeuerungen auf die Luftreinhaltung als vordringliche Aufgabenstellung bewertet wird.
- Priorität zur Verminderung der Umweltauswirkungen von Holzfeuerungen haben:
 1. die Reduktion von **COC** wegen ihrer hohen Gesundheitsrelevanz,
 2. die Reduktion von **VOC** als Vorläufer für schädliche SOA sowie – sofern im heißen Abgas gemessen – als Vorläufer für COC,
 3. die Reduktion von **Russ** wegen gesundheitlicher und klimatischer Effekte.

- Massnahmen zur Reduktion der organischen Verbindungen und des Russes stehen nicht im Zielkonflikt, da beides Produkte aus unvollständiger Verbrennung sind. Dennoch sind zwei Faktoren zu beachten:
 1. Die Bedingungen zur Reduktion von organischen Verbindungen und von Russ sind unterschiedlich, weshalb Massnahmen zur Reduktion einer Schadstoffgruppe nicht zwingend sicherstellen, dass auch die zweite Schadstoffgruppe vermieden wird. Konkret bedeutet dies, dass Verbrennungszustände mit geringem Russgehalt und hohen organischen Emissionen möglich sind, aber auch Zustände mit hohem Russgehalt und geringen organischen Emissionen.
 2. Zur Beurteilung der Umweltrelevanz der Schadstoffe aus Holzheizungen ist die Messung einer der zwei Schadstoffgruppen nicht ausreichend. Vielmehr sind für eine umfassende Beurteilung mindestens zwei Messgrössen erforderlich. In Frage kommt zum Beispiel die Messung von VOC im heissen Abgas zur summarischen Erfassung von VOC und COC bei gleichzeitiger Messung des filtrierbaren Feststoffs. Bereits durch eine Begrenzung dieser zwei unabhängigen Grössen kann eine übermässige Umweltbelastung sicher vermieden werden, obwohl für eine vertiefte Kenntnis des Verbrennungszustands weitere Informationen wie etwa die Zusammensetzung des Feststoffs erforderlich wären.

- Russ gilt als diejenige Form des Kohlenstoffs, welche die höchstmögliche direkte Erhöhung des Strahlungshaushalts der Erde bewirkt. Daneben verursacht die Ablagerung von dunklen Partikeln insbesondere in Form von Black carbon ein beschleunigtes Abschmelzen von Eis und Schnee, weshalb die Emission von Russ nicht nur aus Gesundheits-, sondern auch aus Klimaschutzgründen zu vermeiden ist. Daneben weisen die verschiedenen Aerosole aus Holzfeuerungen auch kühlende Effekte auf, indem sie als Keime zur Wolkenbildung wirken und im Falle von weissen und braunen Partikeln aufgrund ihrer Lichtstreuung.

7 Verdankung

Die vorliegenden Arbeiten wurden unterstützt von:

- Bundesamt für Umwelt (BAFU)
- Bundesamt für Energie (BFE)

8 Literatur

- BAFU 2005: Bundesamt für Umwelt: *Arbeitsblatt Emissionsfaktoren Feuerungen*, Stand September 2005, Bern, 2005
- Baltensperger, U., M. Kalberer, J. Dommen, D. Paulsen, M. R. Alfarra, H. Coe, R. Fisseha, A. Gascho, M. Gysel, S. Nyeki, M. Sax, M. Steinbacher, A. S. H. Prevot, S. Sjögren, E. Weingartner, R. Zenobi: Secondary organic aerosols from anthropogenic and biogenic precursors, *Faraday Discuss.*, 2005, 130, 265–278
- Bond, T.: Black carbon: Emission sources and prioritization, *2009 International Workshop on Black Carbon*, 5-6 Jan 2009. London, UK.
- Bond, T.: *Testimony for the Hearing on Black Carbon and Climate Change*, House Committee on Oversight and Government Reform, United States House of Representatives, October 18, 2007.
- Boucher, O.; Lohmann, U.: The sulfate-CCN-cloud albedo effect, *Tellus* (1995) 47B, 281–300
- Doberer, A.; Nussbaumer, Th.: Influence of operation type on particulate emissions from residential wood combustion, *13th ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles*, June 22 – 24 2009, Zurich 2009
- Frischknecht, R.; Stucki, M.; Nussbaumer, Th.: *Machbarkeitsstudie für eine Umweltetikette für Holzfeuerungen*, ESU-Services Uster, Verenum Zürich, Bundesamt für Umwelt, 2010
- Good, J.; Obermayr, D.; Nussbaumer, Th.: Einfluss von Kaltstart und Teillast auf die Schadstoffemissionen von Stückholz- und Pelletheizungen, *11. Holzenergie-Symposium*, 17. September 2010, ETH Zürich, 2010, ISBN 3-908705-21-5, 145–168
- Hasler, Ph.; Nussbaumer, Th. und Jenni, A.: *Praxiserhebung über Stickoxid- und Partikelemissionen automatischer Holzfeuerungen*, Bundesamt für Energie, Bern 2000
- Holzenergiestatistik: *Schweizerische Holzenergiestatistik*, Erhebung für das Jahr 2009, Bundesamt für Energie, Bern, August 2010
- ICCT 2009: Walsh, M.; Nichols, M.; Bremauntz, A.; Bracho, L.; Williams, M.; Friedrich, A.; Lloyd, A.; Greenbaum, D.; Hanyu, J.: A policy-relevant summary of black carbon climate science and appropriate emission control strategies, International Council on Clean Transportation, ICCT, *International Workshop on Black Carbon*, 5-6 January 2009, London, UK.
- IPCC 2007: *IPCC Fourth Assessment Report (AR4)*. Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.): Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 2007
- Jansen, U.: Aktionsplan Feinstaub des Bundes im Bereich Holzfeuerungen und verschärfte Emissionsgrenzwerte, *9. Holzenergie-Symposium*, 20. Oktober 2006, ETH Zürich, 2006, ISBN 3-908705-14-2, 7–12
- Jansen, U.: Bedeutung der Partikel- und Stickoxid-Emissionen aus Holzfeuerungen und Massnahmen zur Luftreinhaltung, *6. Holzenergie-Symposium*, 20. Oktober 2000, ETH Zürich, 2000, 9–30
- Jimenez, J., et al.: Evolution of organic aerosols in the atmosphere, *Science*, Vol. 326, 2009, 1525–1529
- Johansson, L.; Leckner, B.; Gustavsson, L.; Cooper, D.; Tullin, C.; Potter, A.: Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets, *Atmospheric Environment*, Vol 38, Issue 25, 2004, 4183–4195

- Kelz, J.; Brunner, T.; Obernberger, I.; Jalava, P.; Hirvonen, M.-R.: PM emissions from old and modern biomass combustion systems and their health effects, *18th European Biomass Conference*, 3–7 May 2010, Lyon (F), ETA Florence & WIP Munich
- Klippel, N.; Nussbaumer, T.: Health relevance of particles from wood combustion in comparison to Diesel soot, *15th European Biomass Conference*, Berlin 7–11 May 2007
- Lauber, A.; Nussbaumer, Th.: Charakterisierung der Partikelarten aus der Holzverbrennung und Eigenschaften in Elektroabscheidern, *11. Holzenergie-Symposium*, 17. September 2010, ETH Zürich, 2010, ISBN 3-908705-21-5, 113–130
- Leaitch, W, Lohmann, U. et al.: Cloud albedo increase from carbonaceous aerosol, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 10, 2131–2168, 2010
- LRV: *Luftreinhalte-Verordnung vom 16. Dezember 1985*, Stand am 15. Juli 2010, Der Schweizerische Bundesrat, Artikel 814.318.142.1
- Nussbaumer, T.; Boogen, N.: *Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen – Aktualisierung des Arbeitsblatts Emissionsfaktoren Feuerungen und Vorabklärungen zur Bestimmung des Kondensatanteils*, Bundesamt für Umwelt, Bern 2010, ISBN 3-908705-22-3
- Nussbaumer, Th.; Doberer, A.; Klippel, N.; Bühler, R.; Vock, W.: Influence of Ignition and Operation Type on Particle Emissions from Residential Wood Combustion, *16th European Biomass Conference and Exhibition*, Valencia, 2–6 June 2008, ETA-Florence, ISBN 978-88-89407-58-1
- Nussbaumer, Th.: Dieseleruss und Holzfeinstaub grundverschieden, *Holz-Zentralblatt*, 131. Jg., Nr. 70 (2005), 932–933
- Nussbaumer, Th.: *Dioxin- und PAK-Emissionen der illegalen Abfallverbrennung*, Umwelt-Materialien Nr. 172, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern 2004
- Nussbaumer, Th.: *Overview on Technologies for Biomass Combustion and Emission Levels of Particulate Matter*, prepared for Swiss Federal Office for the Environment (FOEN) as a contribution to the Expert Group on Techno-Economic Issues (EGTEI) under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP), Berne 2010, ISBN 3-908705-20-7
- Ortega, M.: Improved combustion in wood stoves, *Master Thesis*, NTNU, Trondheim 2008, and presentation at *SINTEF workshop* in Trondheim 2008.
- Prévôt, A.; Wehrli, M.; Alfarrà, M.; Lanz, V.; Szidat, S.; Hueglin, C.; Gehrig, R.; Sandradewi, J.; Weimer, S.; Baltensperger, U.: The high PM₁₀ episode in January/ February 2006, *10. International ETH-Conference on Combustion Generated Nanoparticles*, Zürich, 21 - 23 August 2006
- PSI: *Medienmitteilung*, Paul Scherrer Institut, Villigen-PSI, 20. Januar 2006
- Robinson, A.; Donahue, N.; Shrivastava, M.; Weitkamp, E.; Sage, A.; Grieshop, A.; Lane, T.; Pierce, J.; Pandis, S.: Rethinking Organic Aerosols: Semivolatile Emissions and Photochemical Aging, *Science*, Vol 315, 2 march 2007, 1259–1262
- Turpin, B.; Lim, J.: Species Contributions to PM_{2.5} Mass Concentrations: Revisiting Common Assumptions for Estimating Organic Mass, *Aerosol Science and Technology* 35: 602–610 (2001)
- UVEK 2006: Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation UVEK, Bundesamt für Energie BFE und Bundesamt für Umwelt BAFU: *Positionspapier Feinstaub aus Holzfeuerungen*, Bern, 17. März. 2006
- Vock, W.; Nussbaumer, Th.; Jenni, A.; Gaegauf, Ch.; Bühler, R.: *Emissionsbilanzen für Feinstäube und Stickoxide: Stand 2005, Auswirkung der LRV 06 und weiteren Massnahmen*, Schlussbericht zu Handen AWEL Kanton Zürich, 2006

