

Luftreinhaltung, Haus-Systeme und Stromerzeugung

Tagungsband zum 6. Holzenergie-Symposium

20. Oktober 2007 17.00

ETH Zürich

Thomas Nussbaumer (Hrsg.)

Bezugsquelle

ENET
Egnacherstrasse 69
CH – 9320 Arbon
Telefon 071 440 02 55
Fax 071 440 02 56
Email enet@temas.ch

Handwritten signature

Inhaltsverzeichnis

	Vorwort	7
1	Ulrich Jansen: Bedeutung der Partikel- und Stickoxidemissionen aus Holzfeuerungen und Massnahmen zur Luftreinhaltung	9
2	Christian Gaegauf: Partikelemissionen verschiedener Holzfeuerungen	31
3	M. Oser, Th. Nussbaumer, B. Schweizer, M. Mohr und R. Figi: Untersuchung der Einflüsse auf die Partikelemissionen in einer Unterschubfeuerung	51
4	Philipp Hasler, Thomas Nussbaumer und Andres Jenni: Praxiserhebung über Stickoxidemissionen automatischer Holzfeuerungen	69
5	Roger Salzmann und Thomas Nussbaumer: Brennstoffstufung zur Stickoxidminderung in einer Unterschubfeuerung	91
6	Heinrich Huber: Kombination von kontrollierter Lüftung und Speicherofen im Minergie-Wohnhaus	109
7	Christian Völlmin: Stand und Entwicklungstendenzen von Pelletfeuerungen in Öfen und Kesseln	125
8	Michael Wagner: Einsatz von Holzgas in Verbrennungsmotoren	143
9	Philipp Morf, Philipp Hasler und Thomas Nussbaumer: Teerbildung und -konversion bei der Holzvergasung	159
10	Henrik Carlsen: Stirling engine for automatic wood furnaces	177
11	Rob Remmers: 25 MW-Holzkraftwerk mit stationärer Wirbelschichtfeuerung in Cujik (NL)	187
12	Samuel Stucki und Serge Biollaz: Wasserstofferzeugung aus Energieholz	197
13	Hans-Ulrich Schärer: Konsequenzen der Abstimmung über Energievorlagen in der Schweiz	211
	Autorenverzeichnis	215

Vorwort

Das 6. Holzenergie-Symposium findet auf den Tag zehn Jahre nach dem 1. Symposium statt. In diesen zehn Jahren sind in Bezug auf Verbrennungstechnik und Komfort grosse Fortschritte erzielt worden. In zahlreichen Beiträgen aus Forschung, Entwicklung und Praxis wurden an den bisherigen Symposien Ansätze aufgezeigt, die in ihrer Gesamtheit zu einer stetigen Weiterentwicklung beigetragen haben.

Die Holzenergie ist heute konkurrenzfähig, sie fördert Arbeitsplätze im Inland, sie trägt zur Waldpflege bei und sie hat eine breite Zustimmung erlangt. Da die Anforderungen bezüglich Ökologie, Komfort und Wirtschaftlichkeit stetig zunehmen, sind jedoch auch in Zukunft weitere Verbesserungen erforderlich und neue Techniken gefragt. Der vorliegende Tagungsband behandelt dazu folgende aktuelle Schwerpunkte:

- Nach der deutlichen Verbesserung der Ausbrandqualität sind heute vor allem die **Stickoxide und Aerosole** zentrale Themen sowohl der Luftreinhaltung als auch der Emissionsminderung.
- Eine optimale Wärmeausnutzung setzt eine geeignete Systemintegration voraus. Die erfreuliche Reduktion des Wärmebedarfs heutiger Häuser ergibt auch für die Holzfeuerungen neue Anforderungen, welche an den Beispielen von **Minergiehaus** und **Pelletfeuerungen** behandelt sind.
- Im Gegensatz zur Wärmeerzeugung kommt der Produktion von Strom- und Treibstoffen heute erst eine untergeordnete Rolle zu. Gerade diese Anwendungen sind aber für die Zukunft von besonderem Interesse. Grosses Potenzial haben der **Stirlingmotor** im kleinen sowie die **Vergasung mit Verbrennungsmotor** im mittleren Leistungsbereich, während die **Synthese von Treibstoffen** via grosstechnische Vergasung dereinst sogar den Einsatz in Brennstoffzellen ermöglichen kann.
- In einem Ausblick wird zudem die Stellung der Holzenergie in der Schweizerischen Energiepolitik behandelt.

Mit diesen Themen soll das Holzenergie-Symposium wiederum zu einem Erfahrungsaustausch beitragen und neue Tendenzen aufzeigen.

Bedeutung der Partikel- und Stickoxid-Emissionen aus Holzfeuerungen und Massnahmen zur Luftreinhaltung

Ulrich Jansen, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern

Zusammenfassung

Die Luftbelastung in der Schweiz ist nach wie vor ein aktuelles Problem. So sind über 2 Mio. Personen von schädlichen Stickstoffdioxid-Immissionen und an die 3,7 Mio. Personen von schädlichen Feinstaub (PM₁₀)-Immissionen betroffen. Besonders hohe spezifische Feinstaub- und Stickoxid-Emissionen hat die Quellgruppe der Holzfeuerungen. Diese Quellgruppe ist deshalb lufthygienisch problematisch. Bezogen auf die gesamten Stickoxid- bzw. Feinstaubemissionen der Schweiz beträgt der Emissionsanteil der Holzfeuerungen aber weniger als 5 Prozent. In der aktuellen Umwelt- und Energiepolitik des Bundes wurde deshalb bis anhin der negative Aspekt der Luftreinhaltung weniger gewichtet als die positiven Aspekte der Walderhaltung sowie der Energie- und Klimapolitik. Aus letzteren Gründen wird der Brennstoff Holz sogar intensiv gefördert. Lufthygienisch ist dies dann vertretbar, wenn sich die Förderung auf grössere, moderne, automatische Anlagen in ländlichen, noch wenig belasteten Gebieten beschränkt. Wegen der hohen Feinstaub-Emissionen sollten grössere Holzfeuerungen mittelfristig aber nur noch mit weitergehender Entstaubungstechnik betrieben werden können.

1 Einleitung

Die Anstrengungen des Bundes und der Kantone zur Luftreinhaltung haben sich in den letzten Jahren stark auf die Reduktion der gasförmigen Luftschadstoffe, insbesondere auf die Stickoxide (NO_x) und die flüchtigen organischen Substanzen (VOC) konzentriert. Dies vor allem im Hinblick auf die Reduktion der NO₂- und Ozonimmissionen, da die in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) festgelegten Immissionsgrenzwerte dieser beiden Schadstoffe weiträumig überschritten waren und immer noch sind. Kaum diskutiert wurde die Reduktion der partikelförmigen Emissionen, denn die von 1986 bis 1998 geltenden Immissionsgrenzwerte für Schwebestaub wurden höchstens vereinzelt lokal überschritten.

Im März 1998 sind die in der LRV bis anhin geltenden Immissionsgrenzwerte für den "Schwebestaub insgesamt" aufgrund neuer Erkenntnisse über die gesundheitlichen Auswirkungen von Schwebestaub durch neue Immissionsgrenzwerte für Schwebestaub (PM10^{*}) von 20 µg/m³ (Jahresmittelwert) und 50 µg/m³ (24-h-Mittelwert) abgelöst worden. Diese neuen PM10-Immissionsgrenzwerte sind gegenwärtig in den Städten und Agglomerationen sowie generell im Bereich stark befahrener Strassen grossräumig überschritten.

Diese veränderte Situation stellt für die Luftreinhaltepolitik des Bundes eine grosse Herausforderung dar, müssen doch die bisherigen, bereits getroffenen bzw. vorgesehenen Massnahmen im Lichte der neuen Grenzwerte nochmals überprüft und allenfalls erweitert werden.

Von dieser neuen Situation unmittelbar betroffen sind u.a. die Holzfeuerungen und sämtliche Feuerungen für Biomasse. Die vormals kaum zur Kenntnis genommen, im Vergleich zu den Öl- und Gasfeuerungen sehr hohen Staubemissionen werden zu einem Diskussionsthema. Die negativen lufthygienischen Auswirkungen der Holzverbrennung schmälern den Bonus der umweltfreundlichen, klimagasneutralen Holzfeuerung.

Ziel dieses Beitrages ist eine Darlegung der aktuellen Luftreinhalte-Politik des Bundes und deren Kontext zur aktuellen Förderungspolitik des Bundes in Bezug auf den Brennstoff Holz.

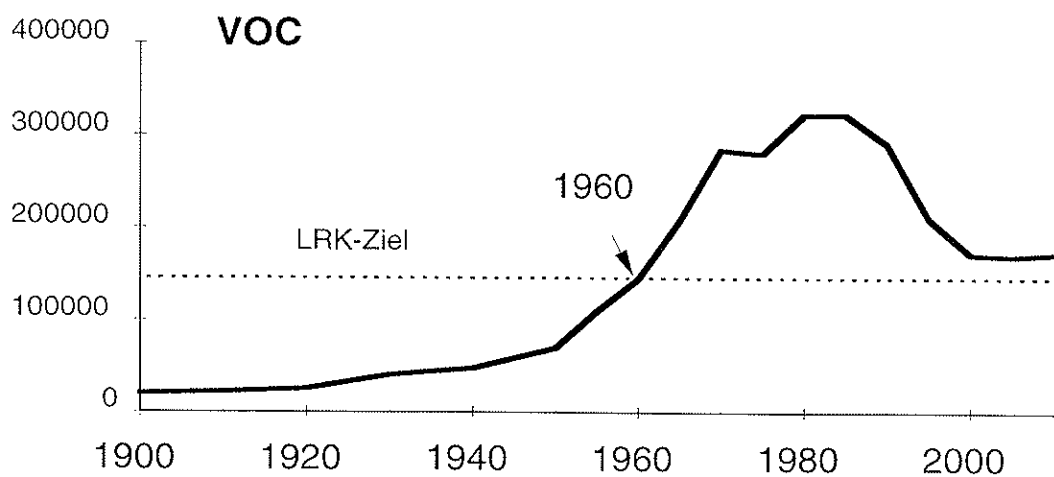
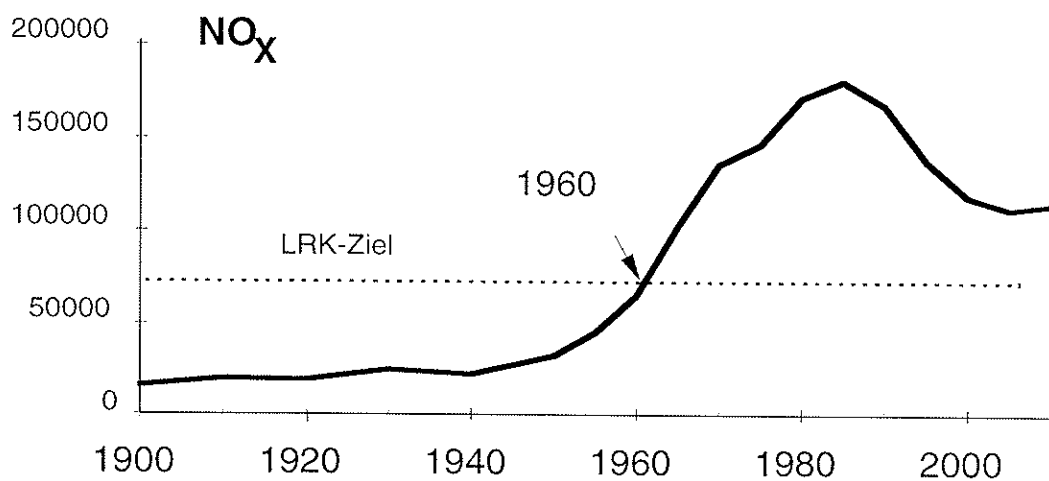
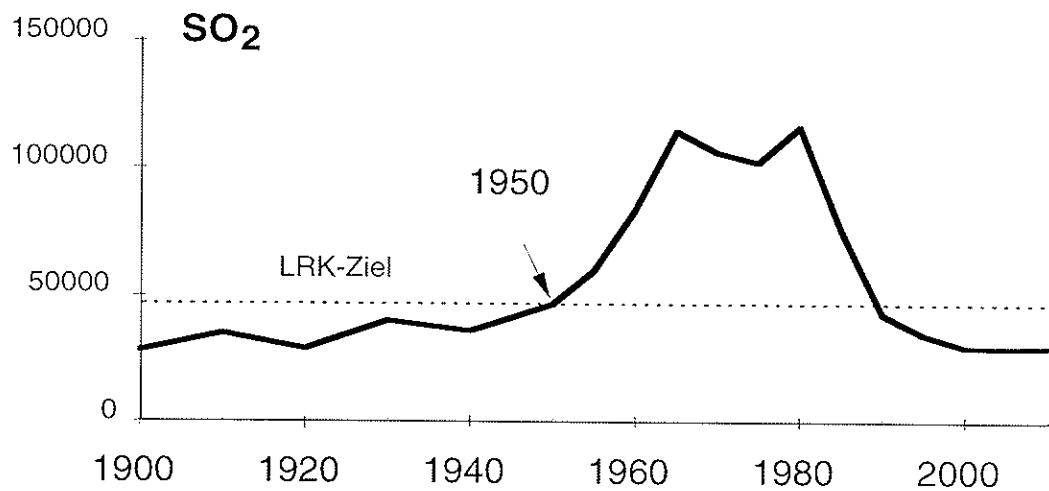
2 Stand der Luftreinhaltung in der Schweiz

2.1 Erzielte Verbesserungen

Die schweizerische Luftreinhaltepolitik beruht auf der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) und dem Luftreinhalte-Konzept (LRK) des Bundesrates. Dank zahlreicher realisierter Massnahmen (Vorschriften für Industrie- und Gewerbebetriebe sowie für Feuerungsanlagen, Abgasvorschriften für Motorfahrzeuge u.a.m.) konnten die Luftschadstoff-Emissionen zum Teil wesentlich vermindert werden (siehe Abb. 1). Entsprechend hat sich die Luftqualität in den letzten Jahren mehrheitlich verbessert.

* PM10, Particulate Matter, Feindisperse Schwebestoffe mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm.

Entwicklung der gesamtschweizerischen Emissionen von 1900 bis 2010
(in Tonnen/Jahr)



2.2 Hauptprobleme

Obwohl die Luftbelastung geringer geworden ist, werden bestimmte Immissionsgrenzwerte noch immer und zum Teil massiv überschritten. Die aktuelle Luftverschmutzung hat nach wie vor schädliche Auswirkungen auf Gesundheit und Umwelt. Tabelle 2 zeigt für ausgewählte Schadstoffe schematisch den Zustand der Luft in der Schweiz, verglichen mit den Immissionsgrenzwerten der LRV.

Tab. 2 Zustand der Luftbelastung in der Schweiz

	Stadt	Agglomeration	Land
Schwefeldioxid (SO ₂)			
Kohlenmonoxid (CO)			
Stickstoffdioxid (NO ₂)			
Ozon (O ₃)			
Feinstäube (PM ₁₀)			

-  Immissionsgrenzwerte praktisch überall eingehalten
-  Immissionsgrenzwerte teilweise überschritten
-  Immissionsgrenzwerte häufig / stark überschritten

Die räumlichen Unterschiede der Schadstoffbelastung sind gross. Noch immer lebt in der Schweiz ein grosser Teil der Bevölkerung in Gebieten, in denen ein oder mehrere Immissionsgrenzwerte überschritten sind (vgl. Tab. 3).

Tab. 3: Anzahl Personen in der Schweiz, die in Gebieten mit übermässigen Belastungen durch Stickstoffdioxid, lungengängigen Feinstaub bzw. Ozon leben.

Schadstoff	Zahl der von schädlichen Immissionen betroffenen Personen	Bezugsjahr
Stickstoffdioxid (NO ₂)	2.1 Mio.	1995
Feinstaub (PM10)	3.7 Mio.	1993
Ozon (O ₃ , Sommersmog)	6.8 Mio.	1994

Trotz grosser Fortschritte in den letzten zehn Jahren und den weiter zu erwartenden Verbesserungen zeigen die Emissionsbilanzen und die Prognosen bis 2010 - auch für die Immissionen -, dass die bisher rechtsverbindlich festgelegten Massnahmen nicht ausreichen, um die Luftreinhalteziele einzuhalten, die der Bundesrat bis 1995 realisieren wollte (vgl. Tab. 4). Sie genügen auch längerfristig nicht, um die Emissionen in dem Mass zu senken, das für einen nachhaltigen Schutz von Mensch und Umwelt erforderlich wäre. Im Gegenteil: Wenn z.B. der Verkehr entsprechend den aktuellen Prognosen wächst und keine zusätzlichen Massnahmen getroffen werden, werden die Schadstoffemissionen mittelfristig sogar wieder leicht ansteigen.

2.3 Handlungsbedarf

Der Handlungsbedarf wird durch die Schutzziele bestimmt. Die Tabelle 4 gibt eine Übersicht über den Reduktionsbedarf bei den verschiedenen Schadstoffen.

Tab 4: Zur Einhaltung der Schutzziele notwendige Emissionsreduktionen für verschiedene Schadstoffe gegenüber den Emissionen im Jahr 1995; Angaben in Prozent.

Schadstoff	Notwendige Emissionsreduktion in der Schweiz gegenüber dem Jahr 1995	aufgrund des Schutzzieles
SO ₂	0 % ca. 25 %	IGW SO ₂ CL Säure ¹
NO _x	ca. 50 % ca. 65 %	IGW NO ₂ IGW O ₃ CL Säure ¹ CL Stickstoff ²
VOC	ca. 60 %	IGW Ozon
Feinstäube	ca. 50 %	IGW PM10
NH ₃	40-50 %	CL Stickstoff ²
Kanzerogene Stoffe	So weit wie technisch möglich	Gesundheit

Erklärungen zur Tabelle:

IGW Immissionsgrenzwert der Luftreinhalte-Verordnung

CL Kritischer Belastungswert (critical load), der aufgrund internationaler Verpflichtungen längerfristig eingehalten werden soll (Genfer Konvention)

SO₂ Schwefeldioxid

NO_x Stickoxide (Stickstoffmonoxid und -dioxid)

NO₂ Stickstoffdioxid

O₃ Ozon

VOC flüchtige organische Verbindungen

PM10 lungengängige Feinstäube

NH₃ Ammoniak

¹ festgelegt im Protokoll über weitergehende Verminderungen der Schwefelemissionen

² ein entsprechendes Protokoll ist in Vorbereitung

Der zu hohe Ausstoss von Stickoxiden führt zu übermässigen Stickstoffdioxid- und Ozonbelastungen und zur Überdüngung naturnaher Ökosysteme. Aus diesen Gründen müssen die Stickoxide weiter vermindert werden.

Beim lungengängigen Feinstaub (PM10) zeichnet sich ab, dass eine Halbierung der Emissionen nötig ist, um die Belastung auf ein gesundheitlich tolerierbares Mass zu senken. Die Entstehung der Feinstaubbelastung ist allerdings sehr komplex. Um die Feinstaubbelastung zu senken, sind Reduktionen der Vorläuferstoffe und zusätzlich spezifische Massnahmen zur Verminderung der Feinstaubemissionen nötig.

Krebserregende Schadstoffe sind bereits in kleinsten Mengen schädlich - eine unschädliche Schwellenkonzentration gibt es nicht. Die Belastung muss deshalb so weit wie möglich gesenkt werden.

Damit in der Schweiz die Ziele für Ozon und die kritischen Belastungswerte betreffend Säure und Stickstoff erreicht werden können, ist es nötig, dass die Schweiz und auch die übrigen europäischen Länder weitere Massnahmen zur Emissionsreduktion treffen. Um die erforderliche Schadstoffverminderung in Europa zu erreichen, müssen die Arbeiten im Rahmen der Genfer Konvention weiter vorangetrieben werden.

2.4 Spezialproblem PM 10

Da bei den Holzfeuerungen besonders die PM10-Emissionen ein lufthygienisches Problem darstellen, wird im Rahmen dieses Beitrages etwas ausführlicher auf diese Problematik eingegangen.

2.4.1 Basis der PM10-Immissionsgrenzwerte nach LRV

Mit Beschluss vom 15. Dezember 1997 hat der schweizerische Bundesrat die Immissionsgrenzwerte Schwebestaub (PM10) festgelegt und in die LRV aufgenommen. Sein Entscheid basierte in erster Linie auf den Empfehlungen der Eidgenössischen Kommission für Lufthygiene (EKL) [1], welche ihrerseits auf über 100 wissenschaftlichen Studien im In- und Ausland Bezug nimmt.

Besonders erwähnenswert sind die Resultate aus zwei gross angelegten Studien in der Schweiz, bei welchen der Gesundheitszustand von über 15'000 Personen mit der aktuellen Luftverschmutzung in Bezug gebracht wurde (sog. epidemiologische Studien). Aus einer in der Schweiz in Auftrag gegebenen wissenschaftlichen Studie geht hervor, dass in der Schweiz pro Jahr 3800 vorzeitige Todesfälle und über 50'000 Fälle von Bronchitis auftreten, die in starkem Masse auf die zu hohen Schwebestaub-Konzentrationen zurückzuführen sind. Die daraus entstehenden Kosten für die Volkswirtschaft werden auf 2960 Millionen Franken pro Jahr beziffert.

2.4.2 Grössenverteilung

PM10 (Particulate Matter) sind feindisperse Schwebestoffe mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm. Die Form und Dichte dieser Partikel variieren stark. Partikel können fest oder flüssig sein und teilweise ihren Aggregatzustand in Abhängigkeit von Lufttemperatur und –feuchtigkeit ändern.

Um dem verschiedenen Verhalten der Partikel Rechnung zu tragen, wird PM10 häufig in folgende Grössenbereiche unterteilt:

- Ultrafeine Partikel < 0,08 µm
- Feine Partikel, zusammenfassend durch PM2,5 ausgedrückt: 0,08 bis 2,5 µm
- So genannte grobe Partikel: 2,5 bis 10 µm

Die ultrafeinen Partikel machen nur einen geringen Teil der gesamten PM10-Masse aus, ihre Anzahl beträgt jedoch in der Regel ein Vielfaches der restlichen Partikel, welche zur gesamten PM10-Masse beitragen.

2.4.3 Entstehungsmechanismen

PM10 ist ein komplexes physikalisch-chemisches Gemisch. Es besteht aus primär emittierten und aus sekundär gebildeten Komponenten natürlichen und anthropogenen Ursprungs.

Aus natürlichen Quellen von PM10 kommen hauptsächlich maritime Aerosole, Winderosion sowie Partikel biologischen Ursprungs in Frage. Dieser natürliche PM10-Anteil besteht überwiegend aus groben Partikeln (grösser 2,5 µm) und ist im Jahresdurchschnitt in der Schweiz praktisch bedeutungslos.

Bei den anthropogenen Entstehungsmechanismen wird im wesentlichen unterschieden zwischen:

- Primären Teilchen aus Verbrennungsprozessen (z.B. Russ). Meist werden sie als ultrafeine Teilchen kleiner 0,08 µm emittiert.
- Primären Teilchen aus mechanischen Prozessen (Abrieb, Aufwirbelung). Es handelt sich meist um grobe Partikel grösser als 2,5 µm.
- Sekundären Partikel, gebildet aus gasförmigen Vorläufern wie SO₂, NO_x, NH₃ und VOC. Ihre Grössenverteilung liegt im Bereich von 0,08 und 2,5 µm. In der Schweiz machen sie einen erheblichen Teil der PM10-Belastung aus.

2.4.4 Fragen zu den Wirkungsmechanismen

Die Wirkungsmechanismen der Partikel sind im Moment Gegenstand von intensiven Untersuchungen. Zahlreiche Fragen sind noch nicht ausreichend geklärt. Im Rahmen dieses Beitrages soll nur auf die Frage der Partikelgrösse und auf die Frage der Partikelzusammensetzung näher eingegangen werden.

Frage 1:

Sind die groben (2.5-10 µm) oder die feinen Partikel (<2.5 µm) aus gesundheitlicher Sicht wichtiger?

Dies ist noch Gegenstand von Untersuchungen. Aus Untersuchungen an Ratten mit ultrafeinen Titandioxid-Partikeln ergeben sich Hinweise, dass ultrafeine Partikel viel toxischer (schwere Entzündungsreaktionen, Lungenödem, Mortalität) wirken als die feinen. Schwebestaubproben der Aussenluft enthalten in der groben Fraktion aber auch gramnegative Bakterien, Endotoxine und andere Partikel biologischer Herkunft, welche Entzündungsvorgänge auslösen können. Die epidemiologischen Studien geben auf diese Frage noch keine Antwort. Meistens sind die gemessenen Konzentrationen von PM₁₀ und PM_{2.5} eng korreliert. Die grobe Fraktion der Schwebestaubpartikel (PM₁₀-PM_{2.5}) allein ist eher mit Asthmaanfällen und Husten assoziiert, dagegen sind höhere Konzentrationen der feinen Anteile (PM_{2.5}, Nitrate) oder des gesamten PM₁₀ eher von Herzrhythmusstörungen oder einem Anstieg der Gesamtsterblichkeit begleitet.

Frage 2:

Was ist für die Wirkung der Partikel von Bedeutung?

Aerosolpartikel sind in ihrer Zusammensetzung und ihrer Wirkung komplex. Bereits die Abscheidung von Partikeln, die keine für den Körper toxischen Substanzen enthalten, bedeutet eine Belastung für die Lunge, da die Partikel wieder entfernt werden müssen. Es wurde nachgewiesen, dass auch derartige, an sich "inerte" Partikel zu Krebs führen können (z.B. TiO₂, PAH-freier Russ). Viele Partikel in der Atemluft sind zudem Träger von krebserregenden Substanzen wie PAH, Cd und Cr^{VI}, von Schwermetallen und Säuren. Die epidemiologischen Studien zeigen klare Zusammenhänge zwischen der PM₁₀-Belastung und Herzkreislauf- sowie Atemwegserkrankungen. Hingegen gibt es bisher zu wenig Evidenz, um die beobachteten Wirkungen einzelnen Komponenten des Aerosols zuzuschreiben.

2.4.5 Die schweizerische PM10-Politik im Vergleich zum Ausland

Immissionsgrenzwerte

Folgende Länder haben analog zur Schweiz Immissionsgrenzwerte für PM10 erlassen:

Schweiz	20 µg/m ³ 50 µg/m ³	Jahresmittelwert Tagesmittel (darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden)
USA	50 µg/m ³ 150 µg/m ³	Jahresmittelwert 24-h-Mittelwert; 99-Perzentil Mittel über 3 Jahre
Kalifornien	30 µg/m ³ 50 µg/m ³	Jahresmittelwert, 1983 festgelegt 24-h-Mittelwert (1983)
Grossbritannien	50 µg/m ³	24-h-Mittelwert; 99.9-Perzentil, einzuhalten bis 2005*
Norwegen	40 µg/m ³ 70 µg/m ³	Halbjahresmittelwert, 1992 festgelegt 24-h-Mittelwert (1992)

In der Europäischen Gemeinschaft EU gelten nach der Richtlinie 1999/30/EU vom 22. April 1999 für PM10 die folgenden Grenzwerte (limit values):

PM10-Grenzwerte der EU		
<i>Stufe 1</i> (einzuhalten bis 1.1.2005):	40 µg/m ³ 50 µg/m ³	für das Jahresmittel für das Tagesmittel, darf nicht öfter als 35 Mal im Jahr überschritten werden
<i>Stufe 2</i> (einzuhalten ab 1.1.2010) [†] :	20 µg/m ³ 50 µg/m ³	für das Jahresmittel für das Tagesmittel, darf nicht öfter als 7 Mal im Jahr überschritten werden

In den **USA** wurden 1997 - zusätzlich zum PM10 - PM2.5-Grenzwerte eingeführt. Die Werte betragen: 15 µg/m³ für das Jahresmittel und 65 µg/m³ für das Tagesmittel (98-Perzentil, Mittel über 3 Jahre).[‡]

* Dieser Wert wurde im Frühjahr 2000 der EU angepasst

[†] Indicative value: Wird im Licht der neuen Erkenntnisse über Gesundheits- und Umweltauswirkungen und aufgrund der Erfahrungen mit Stufe 1 nochmals überprüft

[‡] Unter Berücksichtigung des Anteils, den PM2.5 an PM10 hat, ist der Grenzwert für das Jahresmittel etwa gleich streng wie derjenige der Schweiz.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die in der Schweiz geltenden Grenzwerte etwa gleich streng sind wie die Grenzwerte in andern Ländern, wenn sie auf wirkungsorientierten Kriterien beruhen.

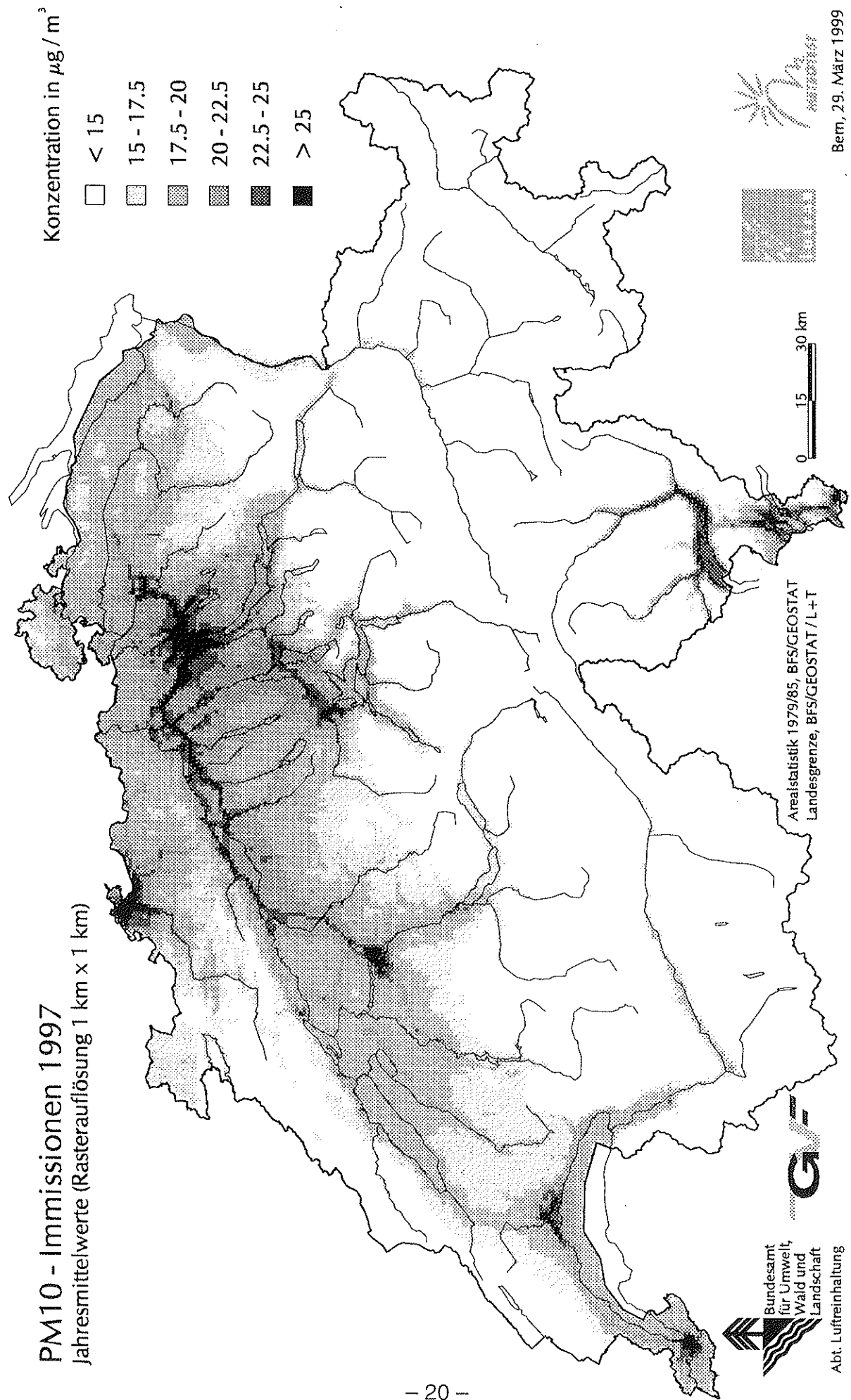
EU-Strategien zur Reduktion von PM10

Die Europäischen Union befasste sich in erster Linie im Rahmen des sog. Auto-Oil-Programmes mit den Feinpartikeln PM10. Die Strategie des Programmes zielt auf eine massive Verschärfung der Emissionsanforderungen bei leichten und schweren Motorfahrzeugen. Die EU hat in diesem Zusammenhang bereits stufenweise die entsprechenden Grenzwerte verschärft bzw. die Verschärfung angekündigt.

Den einzelnen Mitgliedstaaten fällt die Aufgabe zu, die Immissionsgrenzwerte für Feinstaub PM10 der 1. Tochterrichtlinie 1999/30/EG vom 22.4.1999 in das nationale Recht umzusetzen. Im Vordergrund steht wohl der Aufbau von Immissions-Messnetzen sowie das Erstellen von Emissionsinventaren für PM10. Konkrete Aktionsprogramme hinsichtlich der Feinstaubemissionen von Holzfeuerungen konnten nicht ausfindig gemacht werden.

Die Förderung der erneuerbaren Energien spielt auch in der EU eine wichtige Rolle. [2] Die energetische Nutzung von Biomasse nimmt dabei eine namhafte Rolle ein. Heute beträgt der Anteil an Biomasse etwa 3 % des gesamten Energieverbrauches. Das mögliche Potential wird bis 2010 auf 8,5 % geschätzt. In einigen Mitgliedstaaten beträgt der Anteil an Biomasse bereits heute über 10%.

Zu beachten ist, dass unter dem Begriff "Biomasse" sowohl Holz und Restholz, wie auch organische Rückstände aus der Landwirtschaft sowie insbesondere der brennbare Anteil von Hausmüll verstanden wird. Konsequenterweise sollen dann auch in erster Linie Grossanlagen mit den entsprechenden Emissionsminderungstechnologien gefördert werden. In diesem Kontext scheinen die PM10-Emissionen kein besonderes Problem darzustellen.



2.4.6 PM10-Belastung in der Schweiz

In der Schriftenreihe Umwelt Nr. 310 des BUWAL [3] wird die Immissionsbelastung der Schweiz durch Schwebestoffe PM10 berechnet und auf einer Immissionskarte wiedergegeben (siehe Abb. 2). Gleichzeitig werden die PM10-Komponenten nach Herkunft (lokal, regional, grossräumig) und nach ihrer chemischen Zusammensetzung dargestellt.

Für die typischen Standorte lassen sich die Anteile der Quellgruppen an der PM10-Belastung wie folgt gruppieren (Tab. 5):

Tab. 5 Anteile der Quellgruppen an der PM10-Belastung (primäre und sekundäre Partikel *)

Standorttyp	Strassenverkehr		Industrie/Gewerbe		Landwirtschaft		übrige	
	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	%
Stadt	13,4	46	10,0	35	3,3	11	2,2	8
Agglo, Verkehr	9,4	40	9,1	38	3,3	14	2,0	8
Agglo, übrige	7,4	34	9,2	42	3,3	15	2,0	9
Land, Verkehr	8,7	39	8,1	36	3,5	16	1,9	9
Land, übrige	5,5	31	7,2	40	3,5	19	1,8	10

Die Zusammenstellung in Tab. 3 lässt erkennen, dass der Strassenverkehr und Industrie und Gewerbe zusammen für 70-80% der PM10-Belastung verantwortlich ist. Daneben liefert die Landwirtschaft mit 11-19% einen spürbaren Beitrag zur Gesamtbelastung. Die übrigen Quellgruppe (z.B. Haushalte) und die aus natürlichen Quellen stammenden Partikel sind hingegen von untergeordneter Bedeutung (<10%).

2.5 PM10-Emissionsbilanz 1995 (primäre PM10-Emissionen)

Bei der nachfolgenden PM10-Emissionsbilanz (Tab. 6) werden aufgrund der bestehenden Emissionsinventare der Schweiz (BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 255 und Nr. 256) [4] die primären PM10-Emissionen abgeschätzt. Es handelt sich um eine provisorische Abschätzung, welche wegen der zum Teil unvollständigen Daten noch mit gewissen Unsicherheiten behaftet ist.

Zum Vergleich ist auf der gleichen Basis in Tabelle 7 die NO_x-Emissionsbilanz wiedergegeben.

* Auswertung von Figur 2, BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 310

Tab. 6 PM10- Emissionen der Schweiz, 1995 [4]

Quellgruppe	Massgebliche Quellen	PM10-Emissionen 1995	
		in Tonnen	in %
Verkehr	Subtotal	13'924	43,3
Energieversorgung	Subtotal	113	0,4
Haushalte	Feuerungen	793	2,5
	(davon Holz)	(710)	(2,2)
	Garten + Hobby	122	0,4
	andere	350	1,1
	Subtotal	1'264	3,9
Industrie/Gewerbe	Feuerungen Industrie	547	1,7
	(davon Holz)	(192)	(0,6)
	Feuerungen Gew./ Landw./ Dienst.	377	1,2
	(davon Holz)	(350)	(1,1)
	Industrie der Steine /Erden	1'206	3,8
	Mineralöl-Industrie	43	0,1
	Gaswerke	0	0,0
	Metallindustrie	806	2,5
	Lebensmittelindustrie	327	1,0
	Abfallentsorgung	1'760	5,5
	Baugewerbe inkl. Baumaschinen	4'486	14,0
	Kunststoffindustrie	231	0,7
	Gesundheitswesen	40	0,1
	Industrielle Maschinen	175	0,5
	Übrige	47	0,1
	Subtotal	10'045	31,3
Land- und Forstwirtschaft	Subtotal	6'794	21,1
Gesamttotal		32'140	100
davon Holzfeuerungen		1'252	3,9

Aus Tabelle 6 geht hervor, dass immerhin knapp 4 % der primären PM10-Emissionen von Holzfeuerungen emittiert werden. Im Vergleich zu den übrigen stationären Quellgruppen darf die Quellgruppe Holzfeuerung nicht als unerheblich bezeichnet werden.

Tab. 7 NOx- Emissionen der Schweiz, 1995 [4]

Quellgruppe	Massgebliche Quellen	NOx-Emissionen 1995	
		in Tonnen	in %
Verkehr	Subtotal	68'430	55,3
Energieversorgung	Subtotal	750	0,6
Haushalte	Feuerungen	8'980	7,2
	(davon Holz)	(1'420)	(1,2)
	Garten + Hobby	340	0,3
	andere	1'380	1,1
	Subtotal	10'700	8,6
Industrie/Gewerbe	Feuerungen Industrie	5'170	4,2
	(davon Holz)	(380)	(0,3)
	Feuerungen Gew./ Landw./ Dienst.	5'160	4,2
	(davon Holz)	(670)	(0,5)
	Industrie der Steine /Erden	7'210	5,8
	Mineralöl-Industrie	630	0,5
	Gaswerke	150	0,1
	Metallindustrie	320	0,3
	Lebensmittelindustrie	0	0
	Abfallentsorgung	6'000	4,8
	Baugewerbe inkl. Baumaschinen	6'910	5,6
	Kunststoffindustrie	30	0
	Gesundheitswesen	30	0
	Industrielle Maschinen	790	0,6
	Übrige	1'600	1,3
	Subtotal	34'000	27,5
Land- und Forstwirtschaft	Subtotal	9'950	8,0
Gesamttotal		123'830	100,0
davon Holzfeuerungen		2'470	2,0

Aus Tabelle 7 geht hervor, dass 2 % der NOx-Emissionen von Holzfeuerungen emittiert werden.

3 Luftreinhaltung im Kontext zur aktuellen Energie- und Klimapolitik

3.1 Luftreinhaltung und Energiepolitik

Die schweizerische Energiepolitik hat sich Anfang der 90er-Jahre das klare Ziel gesetzt, den Verbrauch fossiler Energien und der CO₂-Emissionen im Jahre 2000 auf dem Niveau von 1990 zu stabilisieren. Nachher sollen Verbrauch und Emissionen reduziert werden.

Die erneuerbaren Energien spielen in diesem Konzept eine wichtige Rolle. Zwar hat der Verbrauch an erneuerbaren Energien seit 1990 stetig zugenommen. Trotzdem beträgt ihr Anteil am Gesamtverbrauch heute lediglich 15 Prozent. Unter den erneuerbaren Energien dominiert die Wasserkraft. Ihr Anteil an der Elektrizitätsproduktion beträgt 60 Prozent.

Der Brennstoff Holz schlug 1999 gemessen am Endverbrauch nur mit gerade 2,4 % zu Buche.

Die Ziele der schweizerischen Energiepolitik sind in weiten Bereichen mit den Zielen der Luftreinhaltepolitik kompatibel. Der Energieverbrauch ist für den Ausstoss der namhaften Luftschadstoffe mitverantwortlich. Brenn- und Treibstoffe, die nicht verbrannt werden, belasten unsere Luft auch nicht mit Schadstoffen. Den wichtigsten Beitrag zur Luftreinhaltung liefert die Energiepolitik bei den Stickoxiden und dem Schwefeldioxid.

Leider trifft diese Argumentation beim Spezialfall der Holzfeuerungen nicht zu. Rein rechnerisch emittiert eine Holzfeuerung etwa 2,5 mal so viele Stickoxide und rund 200 bis 400 mal so viele Feinpartikel PM₁₀ wie eine moderne Ölfeuerung (vgl. Tab. 6). In diesem Kontext ist der Brennstoff Holz lufthygienisch ausgesprochen problematisch.

Kontrovers wurde die Situation nur deshalb nicht, weil der Anteil an Holzfeuerungen bezogen auf den Gesamtenergieverbrauch der Schweiz (2,4 %) nach wie vor als marginal zu bezeichnen ist und die Klima- und Forstpolitik des Bundes in starkem Masse für den Brennstoff Holz eintritt.

Tab. 8 Durchschnittliche Emissionsfaktoren für Holz-, Öl- und Gasfeuerungen
Durchschnittswerte ¹⁾

Feuerungsart	Heizwert H_u MJ/kg	Abgasvolumen ²⁾ m^3/kg	Emissionsfaktoren							
			SO ₂ mg/MJ	NO ₂ mg/MJ	CH ₄ mg/MJ	NMVOC mg/MJ	CO mg/MJ	Staub mg/MJ	PM10 mg/MJ	CO ₂ ⁴⁾ g/MJ
<u>Einzelraumheizungen</u>										
Cheminée (offen)* ³⁾	15	10	20	100	800	200	2'500	150	150	92 (0)
Kachelofen (Holzofen)* ³⁾	15	10	20	100	400	100	5'000	150	150	92 (0)
Ölofen*	42.6	12	25	40	2	8	100	1	1	73.7
Gasofen*	36 ^a	10 ^b	0.5	50	10	3	100	0.5	0.5	55
<u>Hausfeuerungen</u>										
Stückholz ³⁾	15	10	20	100	120	40	2'000	50	50	92 (0)
Heizöl EL (low NOx)	42.6	12	35	20	0.5	3	10	0.2	0.2	73.7
Heizöl EL (Durchschnitt) ¹⁾	42.6	12	48	40	1	6	17	0.2	0.2	73.7
Erdgas (low NOx)	36 ^a	10 ^b	0.5	10	6	2	14	0.1	0.1	55
Erdgas (Durchschnitt) ¹⁾	36 ^a	10 ^b	0.5	16	6	2	28	0.2	0.2	55
<u>Gewerbe, Industrie</u>										
Holzschnitzel (automat.) ³⁾	15	8	20	150	6	2	300	80	80	92 (0)
Restholz (automat.)* ³⁾	15	8	20	250	60	20	300	80	80	92 (0)
Heizöl Schwer	41.2	12	400	125	4	4	15	23	23	77
Heizöl EL (low NOx)	42.6	12	42	30	1	2	10	0.2	0.2	73.7
Heizöl EL (Durchschnitt) ¹⁾	42.6	12	48	48	1	2	11	0.3	0.3	73.7
Erdgas (low NOx)	36 ^a	10 ^b	0.5	20	6	2	14	0.1	0.1	55
Erdgas (Durchschnitt) ¹⁾	36 ^a	10 ^b	0.5	32	6	2	14	0.1	0.1	55

a) MJ/m³

b) m³/m³

Datenquelle: Handbuch "Emissionsfaktoren für stationäre Quellen", (1995) überarbeitete Werte)

(*) Arbeitswerte, nicht im Handbuch aufgeführt.

¹⁾ neuere und ältere Anlagen, Mix Stand 1999.

²⁾ bei Bezugssauerstoffgehalt nach LRV

³⁾ bei Holz- und Kohlefeuerungen können im Teillastbetrieb wesentlich höhere HC- und CO-Emissionen entstehen (bis zu einem Faktor 10).

⁴⁾ infolge des im Vergleich zu anderen Kohlestoffkreisläufen kurzen Kreislaufes beim Holz wird der Emissionsfaktor CO₂ für die energetische Verwendung oft gleich Null gesetzt.

3.2 Luftreinhaltung und Klimapolitik

1997 handelte die internationale Staatengemeinschaft in Kyoto ein Zusatzprotokoll zur Klimakonvention aus. Die Schweiz und die EU zum Beispiel verpflichteten sich, ihren Ausstoss an Treibhausgasen bis ins Jahr 2010 um 8 Prozent unter das Niveau von 1990 zu senken.

Die Schweiz will das Kyoto-Protokoll in erster Linie mit dem am 1. Mai 2000 in Kraft getretenen CO₂-Gesetz einhalten. Gesamthaft müssen die CO₂-Emissionen bis zum Jahre 2010 um 10 Prozent gegenüber 1990 gesenkt werden. Zudem sind Teilziele für Brennstoffe (minus 15 %) und Treibstoffe (minus 8 %) festgelegt.

Die Ziele sollen in erster Linie durch freiwillige Massnahmen der Wirtschaft und von Privaten erfüllt werden. Zeichnet sich ab, dass die Ziele verfehlt werden, führen Bundesrat und Parlament frühestens im Jahre 2004 eine CO₂-Abgabe ein.

Analog zur schweizerischen Energiepolitik sind die Ziele der Klimapolitik in weiten Bereichen mit den Zielen der Luftreinhaltungspolitik kompatibel. Die Reduktion der CO₂-Emissionen soll in erster Linie durch einen geringeren Brenn- und Treibstoffverbrauch erreicht werden, was gleichbedeutend ist mit einer generellen Reduktion der Luftschadstoff-Emissionen.

Besonders wichtig sind im Rahmen der Klimapolitik die erneuerbaren Energien, weil diese das nationale Emissionsinventar für CO₂ nicht belasten. Holzenergie wird im Rahmen der Klimapolitik als "CO₂-freier" Brennstoff stark gefördert. In diesem speziellen Punkt sind die Ziele der Klimapolitik mit jenen der Luftreinhaltungspolitik nicht verträglich.

3.3 Bisherige Konfliktstrategie

In der Schweiz befasst sich das Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) mit den Fragen der Luftreinhaltung bei Holzfeuerungen. Wie bereits der Name andeutet, ist dieses Amt auch für alle Bereiche der Wald- und Forstwirtschaft sowie für die nationale Klimapolitik zuständig. Seit Anfang 1998 sind zudem das BUWAL und das Bundesamt für Energie gemeinsam in das Eidgenössische Departement für Umwelt, Energie Verkehr und Kommunikation (UVEK) zusammengeführt worden.

Die vorstehenden Konstellationen haben schon früh dazu geführt, dass der Bereich der Walderhaltung, Holznutzung und Holzverbrennung stets als integrale Aufgabe der Umweltschutzbehörde betrachtet wurde. Es galt dabei, sowohl lokale Immissionsprobleme zu minimieren wie auch die Walderhaltung und die Waldpflege zu fördern. Daraus entstand ein Konzept aus gesetzlichen Vorschriften, Subventionen, Förderungsmassnahmen und Information.

Bestätigt wurde diese Strategie auch durch eine im Juni 2000 vom BUWAL publizierte Ökobilanz: "Heizenergie aus Heizöl, Erdgas oder Holz?". Die in der Schriftenreihe Umwelt Nr. 315 [5] erschienene Studie hat zum Ziel, Heizungssysteme mit den Energieträgern Heizöl, Erdgas und Holz in Bezug auf ihre ökologischen Auswirkungen zu vergleichen. Die Studie zeigt auf, welches Potential der Umweltbelastung die

verschiedenen Heizsysteme bei unterschiedlicher Betrachtungsweise aufweisen. Sie liefert hingegen keine Rangfolge "des besten Brennstoffes".

Zum Thema Holzfeuerungen und Umwelt wurde in der Schweiz bisher folgende Grundhaltung vertreten:

- Aus Sicht der Luftreinhaltung gelten Holzfeuerungen dann als lufthygienisch vertretbar, wenn die (relativ) strengen Emissionsbegrenzungen der Luftreinhalteverordnung erfüllt werden. Eine Förderung des Brennstoffes Holz lässt sich mit lufthygienischen Argumenten allerdings nicht rechtfertigen.
- Aus Sicht der Walderhaltung ist die Holznutzung einschliesslich der Holzverbrennung essentiell. Zur Sicherstellung der Waldpflege sollte die jährliche Nutzung von rund 4,5 Mio. m³ Holz sogar auf 6 Mio. m³ erhöht werden. Die Holzverbrennung wird deshalb aktiv gefördert.
- Im Rahmen der nationalen Energie- und Klimapolitik werden die erneuerbaren Energien stark gefördert. Rein objektiv betrachtet ist zwar die Wirkung dieser Massnahmen eher marginal. Nur lassen sich leider die grossen Schritte für eine wesentliche Reduktion der Klimagas-Emissionen politisch kaum durchsetzen.

Unter Berücksichtigung der vorstehenden Grundhaltungen basiert die Förderung der Holzfeuerungen von Seiten des Bundes auf folgenden Elementen:

- Förderung der Holzenergie-Forschung
- Förderung von grösseren Einzelprojekten mit modernen automatischen Holzfeuerungen für naturbelassenes Holz.
- Das BUWAL empfiehlt, solche Anlagen nur in ländlichen Gebieten mit geringen Schadstoffbelastungen zu realisieren.

4 Zukünftige Strategie Holzfeuerungen

Im Rahmen der Wald-, Energie- und Klimapolitik wird die bisherige Strategie der Förderung von Holzfeuerungen aller Voraussicht nach beibehalten. Aus Sicht der Luftreinhaltung dürfte aber mittelfristig eine differenziertere Förderungsstrategie angebracht sein.

Im Hinblick auf den aktuellen Handlungsbedarf im Bereich der Lufteinhaltung stehen sicher die Feinstaubemissionen PM₁₀ im Vordergrund. Holzfeuerungen lassen sich zukünftig mit gutem Gewissen nur noch dann als ausreichend umweltverträglich bezeichnen, wenn auch die Feinstaubemissionen weitergehend vermindert werden können.

Denkbar wäre in diesem Zusammenhang, dass grössere Holzfeuerungen nur dann maximale Förderbeiträge erhalten, wenn die Abgase weitergehend entstaubt sind. Damit dieses Konzept durchsetzbar wird, müssen allerdings noch einige technische

Hindernisse überwunden werden. Das BUWAL wird sich dafür einsetzen, dass im Rahmen zukünftiger Fördermittel für erneuerbare Energien die entsprechenden Mittel bereitgestellt werden.

5 Schlussfolgerungen

- Die Luftbelastung in der Schweiz ist nach wie vor ein aktuelles Problem. Über 2 Mio. Personen werden von schädlichen Stickstoffdioxid-Immissionen und an die 3,7 Mio. Personen von schädlichen Feinstaub(PM10)-Immissionen betroffen.
- Bei den Holzfeuerungen sind im Vergleich zu den Oel- und Gasfeuerungen die Feinstaubemissionen prioritär zu reduzieren.
- In erster Linie müssen technische Konzepte entwickelt werden, welche die Feinstaubemissionen PM10 der mittleren und grossen Anlagen erheblich reduzieren. Dies könnte z.B. im Rahmen zukünftiger Förderprogramme für Holzfeuerungen geschehen.
- Aus Gründen der Walderhaltung, Energie- und Klimapolitik wird der Bund weiterhin den Brennstoff Holz aktiv fördern. Aus Sicht der Luftreinhaltung sollte dies aber in erster Linie grössere automatische Anlagen in ländlichen, noch wenig belasteten Gebieten sein (z.B. im Rahmen von Nahwärmeverbünden).
- Mittelfristig sollten grössere Anlagen nur noch mit weitergehender Entstaubungstechnik gefördert werden.
- Als Folge dieser Entwicklung muss zur gegebenen Zeit auch eine Anpassung der LRV-Emissionsgrenzwerte für Staub und Stickoxide geprüft werden.

6 Literaturverzeichnis

- [1] BUWAL (1996): Schwebestaub, Messung und gesundheitliche Bewertung
Schriftenreihe Umwelt 270, Luft, Bern
- [2] EU (1997): Energy for the Futur: Renewable Sources of Energy, White Paper
COM(97)599 final(26.11.97)
- [3] BUWAL (1999): Modellierung der PM10-Belastung in der Schweiz, Schriftenrei-
he Umwelt Nr. 310, Luft, Bern
- [4] BUWAL (1995): Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der
Schweiz von 1900 bis 2010, Schriftenreihe Umwelt Nr. 256, Luft, Bern
und
BUWAL (1995): Luftschadstoff-Emissionen des Strassenverkehrs 1950 – 2010,
Schriftenreihe Umwelt Nr. 255, Luft, Bern
- [5] BUWAL (2000): Heizenergie aus Heizöl, Erdgas oder Holz?, Schriftenreihe
Umwelt Nr. 315, Ökobilanzen, Bern

Bezugsquelle für BUWAL-Publikationen:

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft
Dokumentation
3003 Bern
Fax: +41(0)31 324 02 16
Email: docu@buwal.amin.ch

Partikelemissionen verschiedener Holzfeuerungen

Christian Gaegauf, Ökozentrum Langenbruck, CH-4438 Langenbruck

Zusammenfassung

Partikel gelten als wichtiger Luftbelastungsfaktor. Die Quellen der Partikelemissionen stammen zu je einem Drittel aus Heizungen, Autoverkehr und Industrie. Aus luft-hygienischer Sicht sind die Partikelfrachten aus Feststofffeuerungen und hier vor allem Holzfeuerungen von Interesse. Bis heute liegen nur wenige Resultate von Partikelemissionen im Mikron- und Submikronbereich (Partikeldurchmesser $< 10 \mu\text{m}$) aus Holzfeuerungen vor. Als Teil einer laufenden umfassenden Untersuchung der Partikelemissionen aus Holzfeuerungen analysierte das Ökozentrum Langenbruck an zwei handbeschickten Feuerungen (Cheminéeofen und Speicherofen) sowie zwei automatischen Feuerungen (Pellets- und Holzschnitzelkessel) die Partikelemissionen. Dabei wurden der Gesamtstaub (Total Suspended Particles, TSP), die Partikelkonzentrationen und die Grössenverteilung untersucht. Zur Messung der Partikel unter $10 \mu\text{m}$ (PM 10) wurde die TSP-Messung mit einem PM 10-Zyklon ergänzt. Die Messung der Partikelfractionen von 0.01 bis $0.4 \mu\text{m}$ erfolgte mittels Mobilitätsanalyse mit einem *Differential Mobility Analyzer* (DMA) und *Condensation Particle Counter* (CPC) sowie der SMPS-Software (*Scanning mobility particle sizer*). Ein laseroptischer Aerosolspektrometer (LOAS) erfasste die Partikel im Grössenbereich $0.3 \dots 20 \mu\text{m}$. Anhand der Partikelanzahl- und Partikelgrössenverteilung konnten die fraktionierten Frachten unter Annahme von Partikelform (Kugel) und -dichte (Graphit) abgeschätzt werden. Mit dieser Abschätzung lässt sich feststellen, dass rund 95 % der Staubmasse aus den Feinpartikelfractionen bis $0.4 \mu\text{m}$ Mobilitätsdurchmesser stammen. Die Vorschaltung des PM 10-Zyklons brachte aus diesem Grunde keine statistisch relevante Veränderung der Gesamtstaubwerte. Die parallel im Abgaskamin und Verdünnungstunnel erhobenen TSP-Emissionsfaktoren unterschieden sich bei den Chargenfeuerungen etwas mehr, bei der Pelletsfeuerung waren sie praktisch identisch. Die Werte der Parallelmessungen im Verdünnungstunnel von TSP-Messungen und SMPS-Messungen mit den abgeschätzten Partikelfractionen liegen bei den handbeschickten Feuerungen sehr nahe. Bei der Pelletsfeuerung sind die Abweichungen grösser. Das Maximum der Partikelanzahl-Konzentrationen (Most frequent diameter, Mode) liegen bei den untersuchten Feuerungen im Bereich zwischen $80 - 110 \text{ nm}$ Mobilitätsdurchmesser.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Partikel gelten als wichtiger Luftbelastungsfaktor [1]. Die Quellen der Partikelemissionen stammen zu je einem Drittel aus Heizungen, Autoverkehr und Industrie. Aus luft-hygienischer Sicht sind die Partikelfrachten aus Feststofffeuerungen und hier vor allem Holzfeuerungen von Interesse. Bis heute liegen nur wenige Resultate von Partikelemissionen im Mikron- und Submikronbereich (Partikeldurchmesser $< 10 \mu\text{m}$) aus Holzfeuerungen vor [Hüglin, 2], [Gaegauf, 3]. In einer breit angelegten Untersuchung analysiert deshalb das Ökozentrum Langenbruck die Partikelemissionen verschiedener Holzfeuerungs-systeme unter Praxisbedingungen. In seinem *Labor für nachhaltige Energiesysteme* steht eine Infrastruktur mit modernsten Instrumenten zur Staubmessung und Analyse von Partikelemissionen aus Verbrennungsprozessen zur Verfügung. Die Partikelanalytik wurde in Kooperation mit dem Labor für Festkörperphysik an der Eidgenössischen Technischen Hochschule, Zürich und der Fachhochschule Biel aufgebaut.

Die mit diesem Projektvorhaben vorgeschlagene Messkampagne zielt auf eine Bestimmung der Frachten der verschiedenen Partikelfractionen zwischen 20 nm und $20 \mu\text{m}$ aus Holzfeuerungen im Praxisbetrieb.

In einem ersten Teil der Messkampagne wurden ausgewählte Anlagen kleinerer Leistung ($< 100 \text{ kW}$) untersucht. Schwerpunkt dabei war die Bestimmung der Grössenverteilung der Feinpartikel. Die Messanalytik erlaubte auch die Abschätzung der fraktionierten Partikelfrachten insbesondere auch der Fractionen unter $10 \mu\text{m}$ (PM 10-Emissionen).

2 Staub- und Partikelanalytik

2.1 Gesamtstaubmessung (TSP)

Für die gravimetrische Gesamtstaubmessung (Total Suspended Particles, TSP) gelangten zwei unterschiedliche Messverfahren zur Anwendung. Die TSP-Basiswerte der untersuchten Holzfeuerungen lieferte das gängige Quarzfilterhülsen-Messverfahren [BUWAL, 4]). Gleichzeitig wurden dazu TSP-Messungen mit Planfilter in Anlehnung an das US/EPA-Messverfahren [5] bzw. die ISO/DIS 13336 Norm [6] (Abbildung 1) zum Vergleich der beiden Messverfahren durchgeführt. In Abänderung zum USEPA-Messaufbau wurden der nachgeschaltete Kondensator zur Sammlung flüchtiger Aerosole sowie der Wasserdampf-Kondensator zur Bestimmung des Feuchtegehaltes des Abgases weggelassen.

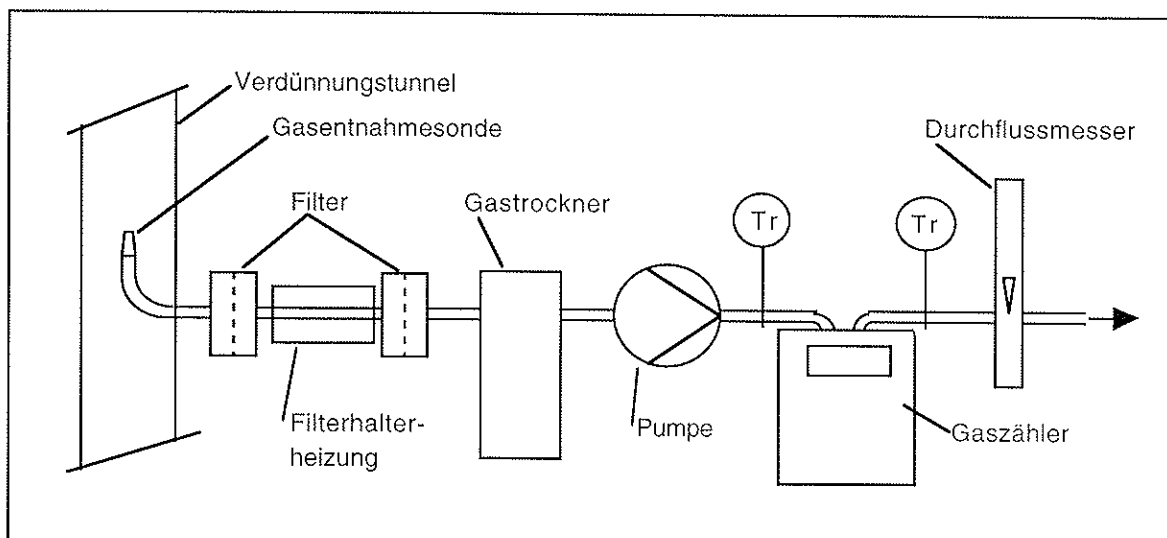


Abbildung 1 Gesamtstaubmessung mit Planfilter (Aufbau basierend auf ISO/DIS-Prüfnormenentwurf 13336) im Verdünnungstunnel

Die Abgasentnahme erfolgte über eine Absaugsonde mit einem 90° gekrümmten Chromstahlrohr mit auswechselbaren Düsen aus Aluminium. Mit den verschiedenen Absaugdüsen konnte die isokinetische Probenahme und das erforderliche Absaugvolumen für eine genügende Staubmenge justiert werden. In einigen Versuchen erfolgte die TSP-Messung parallel im Abgaskamin und im Verdünnungstunnel.

Im Hinblick auf die PM 10-Immissionsgrenzwerte ist es von Interesse, die Partikelfractionen der Holzfeuerungen zu kennen. Für die PM 10-Emissionsmessung wurde parallel zur TSP-Messung ein Zyklonfiltersystem verwendet. Das System besteht aus einem verschraubbaren Teflongehäuse als Filterhalter, dem ein Zyklonvorabscheider vorgeschaltet ist.

2.2 Fraktionierte Partikelmessung $300 \text{ nm} < dp < 20 \mu\text{m}$

Das verwendete Partikelmessgerät (Grimm, Typ 1.108) vermag Aerosole im Bereich von 300 nm bis 20 μm kontinuierlich zu erfassen. Alle 6 Sekunden gibt das Gerät Messwerte aus, die es erlauben eine Echtzeitmessung der Partikelkonzentrationen (Partikelanzahl/Liter) durchzuführen. Das Messprinzip basiert auf der Streulichtmessung der Einzelpartikel, wobei ein Halbleiterlaser als Lichtquelle dient (Laser-optischer Aerosolspektrometer, LOAS). Das Gerät klassiert die Partikel in 15 Größenklassen. Auswechselbare Düsen mit verschiedenen Querschnitten ermöglichen eine isokinetische Absaugung der Abgase. Kalte Umgebungstemperaturen ($< 10^\circ\text{C}$) und eine hohe Feuchtigkeit des Abgases führten zu Kondensatbildung im Partikelmessgerät. Es konnte aus diesem Grunde nur im Verdünnungstunnel mit verdünntem Abgas eingesetzt werden.

2.3 Fraktionierte Partikelmessung $10 \text{ nm} < dp < 400 \text{ nm}$

Die Grössenverteilung und Anzahlkonzentration der Partikel im Bereich zwischen 10 nm und 400 nm wurden mit der Mobilitätsanalyse bestimmt. In einer 2-Kammer-Verdünnungssonde wurde dem Abgasstrom Probegas entnommen und mit filtrierter Verdünnungsluft gemischt. Der Verdünnungsfaktor des Probegasgemisches kann über die Drehzahl einer Mischscheibe in der 2-Kammer-Verdünnungssonde eingestellt werden. Der Verdünnungsfaktor ergab sich aus dem Verhältnis der Anteile Verdünnungsluft zur gesamten Probegasmenge. Um Kondensationseffekte im Probegas zu verhindern, wurde der Verdünnungsfaktor so eingestellt, dass der Taupunkt von Wasserdampf deutlich unter der Umgebungstemperatur lag.

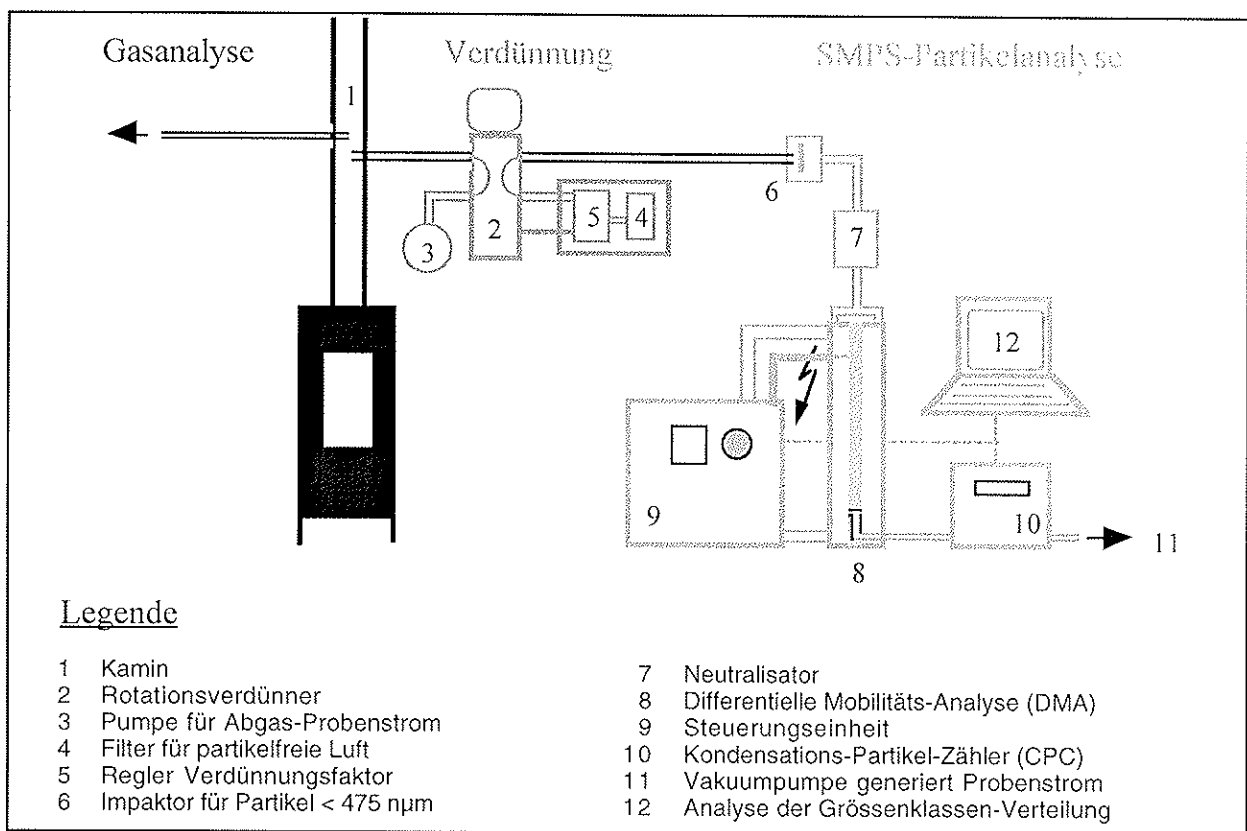


Abbildung 2 Nanopartikel-Analyse mit Mobilitätsanalyse (SMPS)

Ein mechanischer Impaktor mit Trennpunkt $0.475 \mu\text{m}$ separierte die groben Staubpartikel. Die Partikel im Probegas wurden zur Sicherstellung der natürlichen Ladungsverteilung mit einer radioaktiven Quelle bipolar ionisiert und im *Differential Mobility Analyzer* (DMA) bei einem konstanten Luftstrom auf Grund eines variablen elektrischen Feldes nach ihrer Massenmobilität selektioniert. Zum Nachweis und Zählen der selektionierten Partikel wurden diese in einer gesättigten Alkoholatmosphäre durch Kondensation vergrössert und im *Condensation Particle Counter* (CPC) über Lichtbeugung optisch erfasst. Die Partikel wurden als Funktion des jeweiligen elektrischen Feldes, das auf Grund der Massenmobilität die Kanalbreite respektive

den mittleren Partikeldurchmesser bestimmte, gezählt. Die Summe aller gezählten Partikel über den ganzen Messbereich entsprach demnach der Gesamt-Anzahlkonzentration (Total number concentration, TNC). Die Steuerung von DMA und CPC erfolgte mit der SMPS-Software (Scanning Mobility Particle Sizer). Ein Scan für die Partikelgrößenverteilung dauert minimal 1 Minute. Aus statistischen Gründen ist eine Scanzeit von 2.5 Minuten gewählt worden.

Die Darstellung der Partikelverteilung erfolgte nach der in der Aerosolmesstechnik üblichen Weise normiert auf die Kanalbreite [Willeke, 7]. Der Durchmesser der Partikel, welcher sich aus der Kanalbreite des Mobilitätsanalysegerätes ableitet, wurde logarithmisch dargestellt. Die kanalspezifische Partikelanzahl-Konzentration (Number concentration, NC) wurde aus dem Quotient von der bei dieser Kanalbreite gezählten Anzahl Partikel (dN) und dem Logarithmus der Kanalbreite ($d\log(dp)$) errechnet. Der Durchmesser dp entspricht dem Mobilitätsdurchmesser der Partikel.

3 Versuchsaufbau und untersuchte Feuerungen

3.1 Versuchsaufbau

Die Stückholz-Feuerstätten und Pelletsfeuerung wurden im Labor für nachhaltige Energiesysteme am Ökozentrum Langenbruck untersucht. Der Messaufbau basiert auf dem Normenentwurf *Solid fuel burning appliances* nach ISO/DIS 13336 und kombiniert einen Kalorimeterraum mit einem Verdünnungstunnel (Abbildung 3).

Der Verdünnungstunnel sammelt die gesamten Abgase der Feuerstätte am Ende des Abgaskamins und verdünnt sie mit Umgebungsluft. Ein Ventilator im Verdünnungstunnel sorgt für einen konstanten Volumenstrom (Constant flow sampling, CFS). Der Verdünnungstunnel erlaubt die Messung der Emissionsfrachten eines Abbrandes. Anhand der Frachten lassen sich die Emissionsfaktoren der Feuerungsaggregate als Schadstoffmasse bezogen auf die Energie- oder Masseneinheit des Brennstoffes angeben.

Der Laboraufbau mit Abgaskamin und Verdünnungstunnel ermöglichte die gleichzeitige Analyse der Größenverteilung von Feinstpartikeln im Kamin wie auch unter immissionsnahen Bedingungen im Verdünnungstunnel. Damit lassen sich mögliche Verschiebungen der Partikelgrößenverteilung durch Kondensation oder Rekoagulation unter Immissionsverhältnissen aufzeigen.

Die Schnitzelfeuerung wurde vor Ort auf ihre Partikelemissionen untersucht.

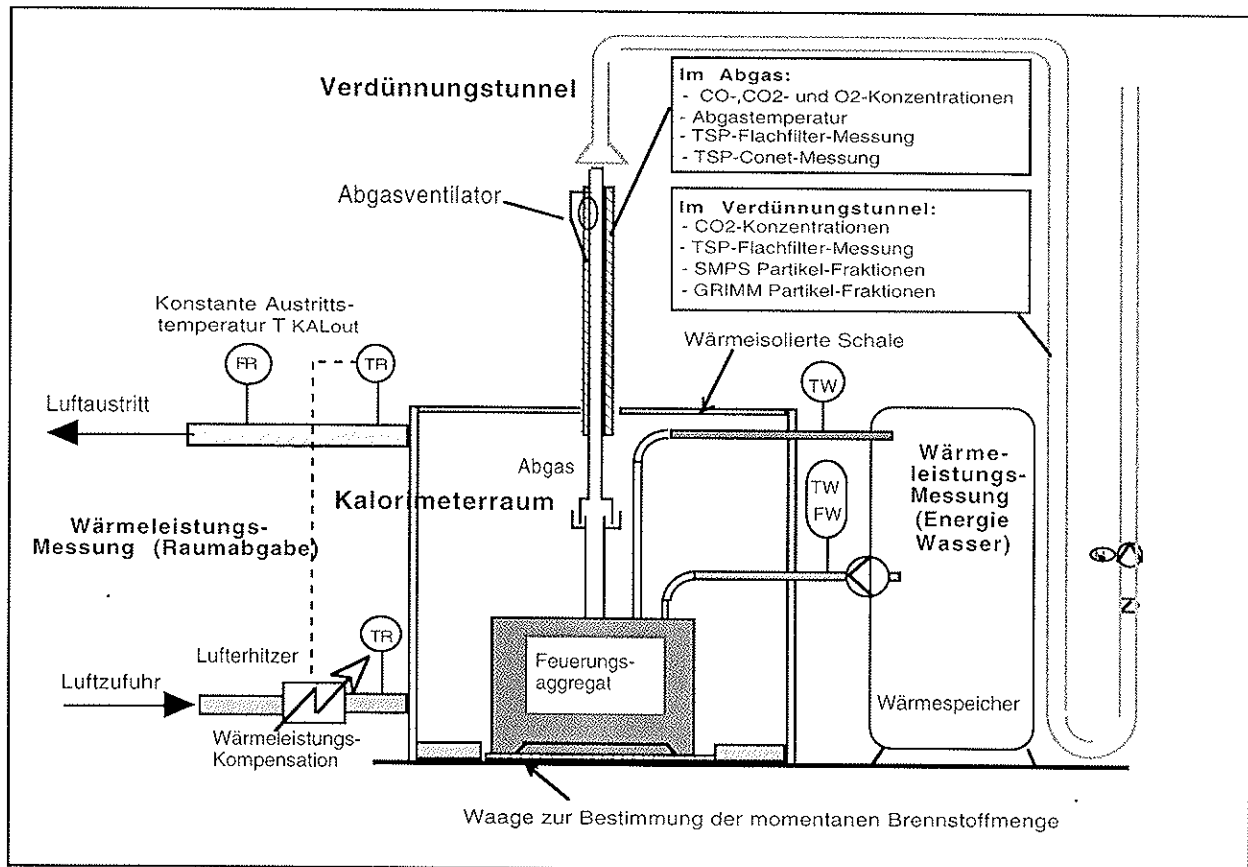


Abbildung 3 Labormessaufbau mit Kalorimeterraum und Verdünnungstunnel (Layout basierend auf ISO/DIS-Prüfnormenentwurf 13336)

3.2 Holzfeuerungen

Die Partikeluntersuchungen wurden an folgenden Feuerungen durchgeführt:

- Cheminéeofen für Stückholzscheiter
Gusskonstruktion, hitzebeständige Frontglasscheibe, 125 kg Apparategewicht; Nennleistung 6 kW; in der Brennkammer mit 29 Liter Volumen wurden 3 kg Buchenholz (3 Scheiter) mit 16 % Wassergehalt und einem Heizwert von 14.6 MJ/kg verbrannt.
- Speicherofen für Stückholzscheiter
Specksteinofen, 1125 Ofengewicht, Nennleistung 6 kW; in der Brennkammer mit 29 Liter Volumen wurden 7.5 kg Buchenholz mit 16 % Wassergehalt und einem Heizwert von 14.6 MJ/kg verbrannt.
- Pellets-Feuerung
Kessel mit automatischer Brennstoffdosierung im Leistungsbereich von 3 ... 16.5 kW, Brennstoffheizwert 15.8 MJ/kg und 8 % Wassergehalt.
- Holzschnitzel-Feuerung (Unterschubfeuerung)
Kessel mit automatischer Brennstoffdosierung im Leistungsbereich von 30 ... 70 kW, Brennstoffheizwert 9.9 MJ/kg und 60 % Wassergehalt.

3.3 Versuchsdurchführung

Im Cheminéeofen erfolgten die Messungen über mehrere Abbrände mit der zyklischen Aufgabe des Scheitholzes auf das Glutbett. Die Messungen am Cheminéeofen wurden über mehrere Brennstoffchargen gemacht. Eine Messperiode dauerte vom Auflegen bis zum vollständigen Abbrand der Brennstoffcharge. Mit der Abbrandwaage wurde das Versuchsende eruiert. Die Daten sind die Mittelwerte aus drei Abbränden. In einer Versuchsreihe erfolgte die parallele Messung von Gesamtstaub mit Filterhülsen, Planfilter und PM 10-Fraktion. Die Messung der Partikelverteilung mit SMPS wurde sowohl im Kamin wie im Verdünnungstunnel durchgeführt.

Die Messungen der Partikelverteilung erfolgten beim Speicherofen entsprechend seinem Praxisbetrieb. Die Brennstoffcharge wurde in den ausgekühlten Brennraum gelegt und entzündet. Ein Messzyklus startete mit dem Anzünden und endete nach vollständigem Abbrand der Brennstoffcharge.

4 Resultate

4.1 Partikelverteilung

Bei den Chargenfeuerungen lässt sich während dem Abbrand eine Veränderung der Partikelgrössenverteilung beobachten. Nach dem Auflegen des Scheitholzes auf die Grundglut im Cheminéeofen liegt das Maximum der Partikelanzahl-Konzentrationen (Most frequent diameter, Mode) bei Mobilitätsdurchmessern über 100 nm. Das Maximum fällt während dem Abbrand kontinuierlich bis auf 30 nm ab (Abbildung 4). In Abbildung 4 sind die beiden Bereiche von SMPS- und LOAS-Messung aufgezeichnet. Die Grössenverteilung im LOAS-Bereich (0.3 μm ... 20 μm) zeigt die gleiche Tendenz wie im SMPS-Messbereich: am Anfang sind die grössten Partikeldurchmesser zu verzeichnen, die im Laufe des Abbrandes abnehmen.

Die Gesamtstaubmessungen am Speicherofen wurden im Abgasrohr und im Verdünnungstunnel durchgeführt. Die Partikelverteilung wurde ausschliesslich im Verdünnungstunnel gemessen. Der Speicherofen erreicht nach dem Anzünden das Maximum der Partikelanzahl-Konzentrationen bei Durchmessern über 100 nm. Das Maximum fällt während dem Abbrand kontinuierlich auf 50 nm mit einem zweiten Mode bei ca. 20 nm (Abbildung 5).

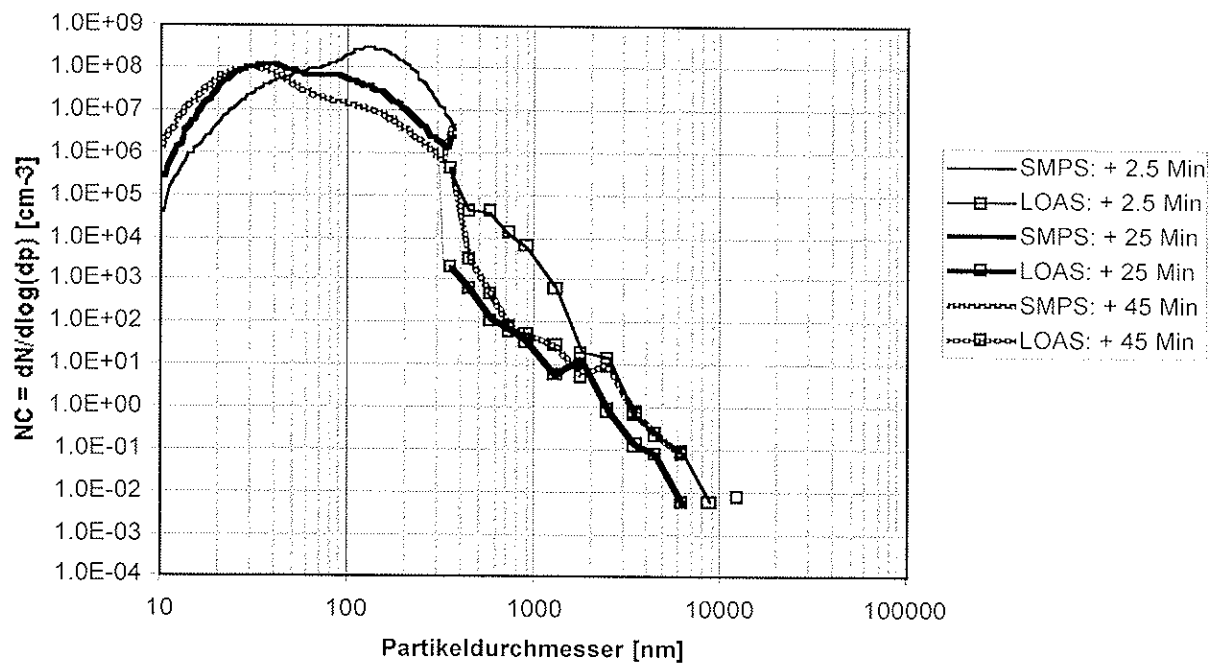


Abbildung 4 Cheminéeofen: Verteilung der Partikelgrößen verschiedener Abbrandphasen gemessen mit SMPS- und LOAS-Analysegerät (Messort: Verdünnungstunnel; Abbranddauer 57 Minuten)

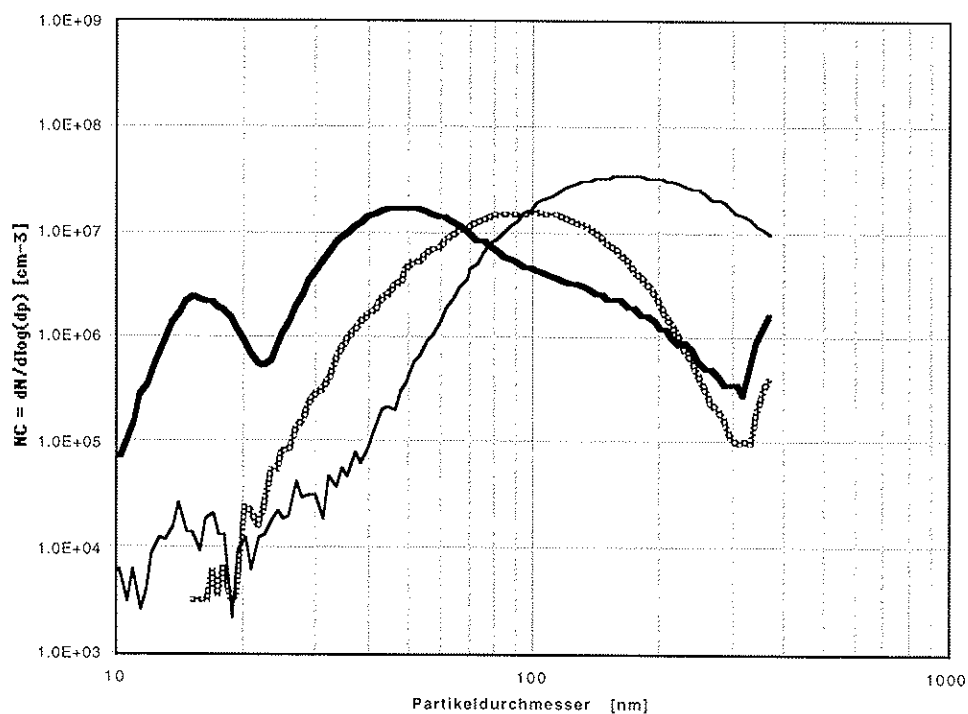


Abbildung 5 Speicherofen: Verteilung der Partikelgrößen gemessen im Verdünnungstunnel mit SMPS während verschiedenen Abbrandphasen

Bei der Pelletfeuerung erfolgten sämtliche Emissionsmessungen unter Nominallast. Der Gesamtstaub wurde sowohl im Abgasrohr wie im Verdünnungstunnel gemessen. Die Messung der Partikelverteilung erfolgte nur im Verdünnungstunnel. Das Maximum der Partikelanzahl-Konzentrationen liegt bei 90 nm. Die Partikelverteilung bleibt sehr stabil (Abbildung 6).

Die Staubbmessungen und Partikelverteilung wurden bei der Holzschnitzelfeuerung nur im Abgasrohr gemacht. Der Brennstoff war bei den Messungen der Partikelverteilung nicht identisch mit dem bei der Gesamtstaubmessung. Die Messungen erfolgten aber bei der gleichen Schnitzeldosierung und Luftüberschusszahl. Das Maximum der Partikelanzahl-Konzentrationen liegt bei 80 nm. Die Partikelverteilung bleibt sehr stabil.

Die Parametervariation bei der Schnitzelfeuerung zeigt die Einflüsse von Brennraumbelastung (Feed) und Luftüberschuss auf die Partikelanzahl und -verteilung. Die Zunahme der Brennraumbelastung durch die Erhöhung des Schnitzelfeeds von 15 kg/h auf 20 kg/h führt zu einer Steigerung der Partikelemissionen um ca. 50 % (Abbildung 8).

Die Reduktion des Luftüberschusses von 2.2 (11.6 % O₂) auf 1.15 (2.7 % O₂) verminderte den Partikelaustritt um ca. 40 %. Dabei lässt sich auf eine Vergrößerung des Maximums der Partikelanzahl-Konzentrationen von 60 nm auf 85 nm feststellen (Abbildung 9).

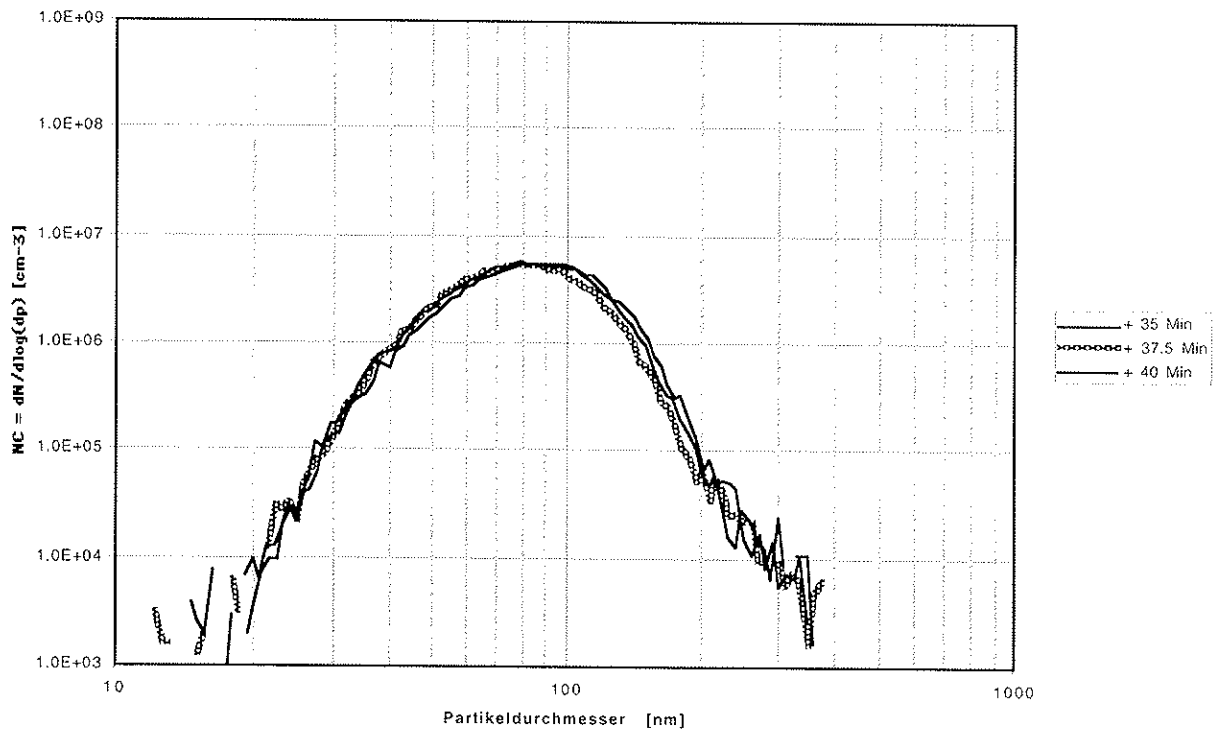


Abbildung 6 Pelletfeuerung: Verteilung der Partikelgrößen gemessen im Verdünnungstunnel mit SMPS bei Nennleistung

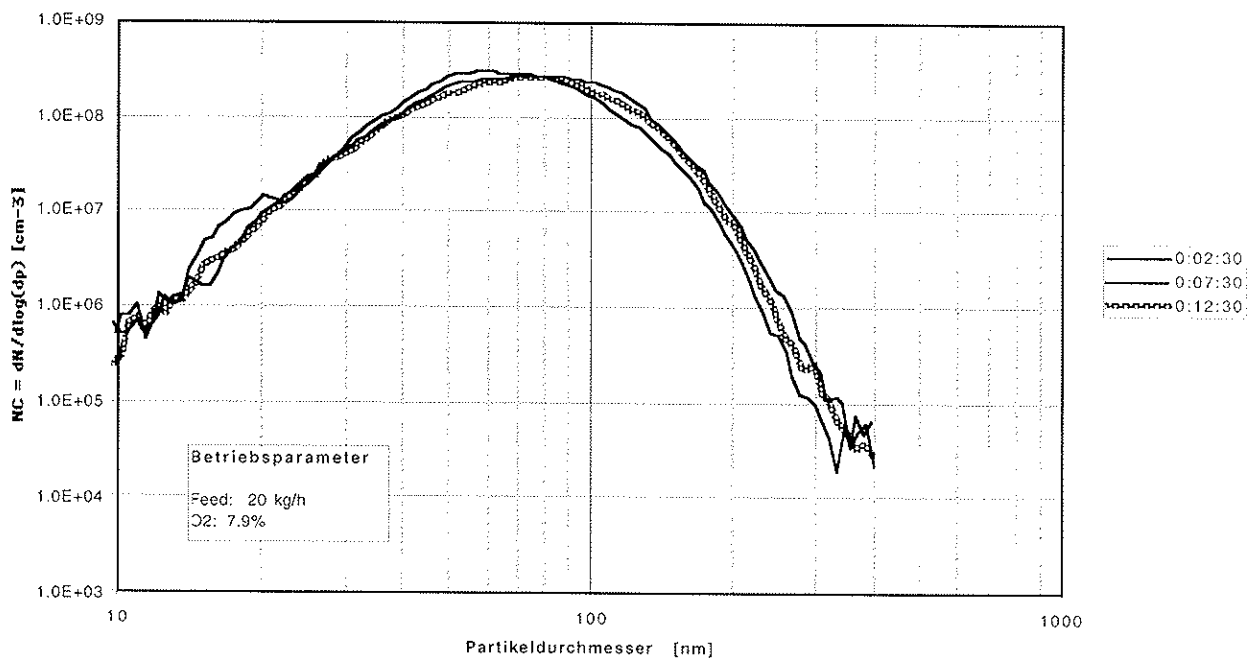


Abbildung 7 Holzsnitzel-Feuerung: Partikelverteilung gemessen mit SMPS bei 20 kg/h Schnitzelfeed und einer Luftüberschusszahl von 1.6.

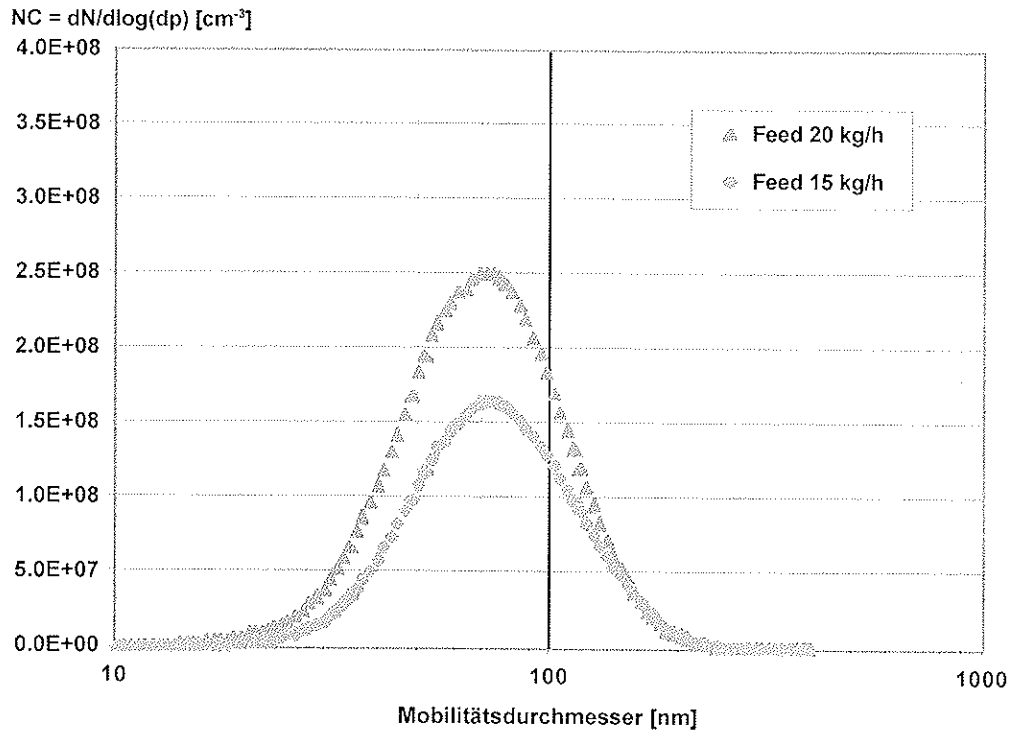


Abbildung 8 Partikelverteilung mit unterschiedlicher Feedrate (7.9 % Restsauerstoff bzw. Luftüberschusszahl 1.6)

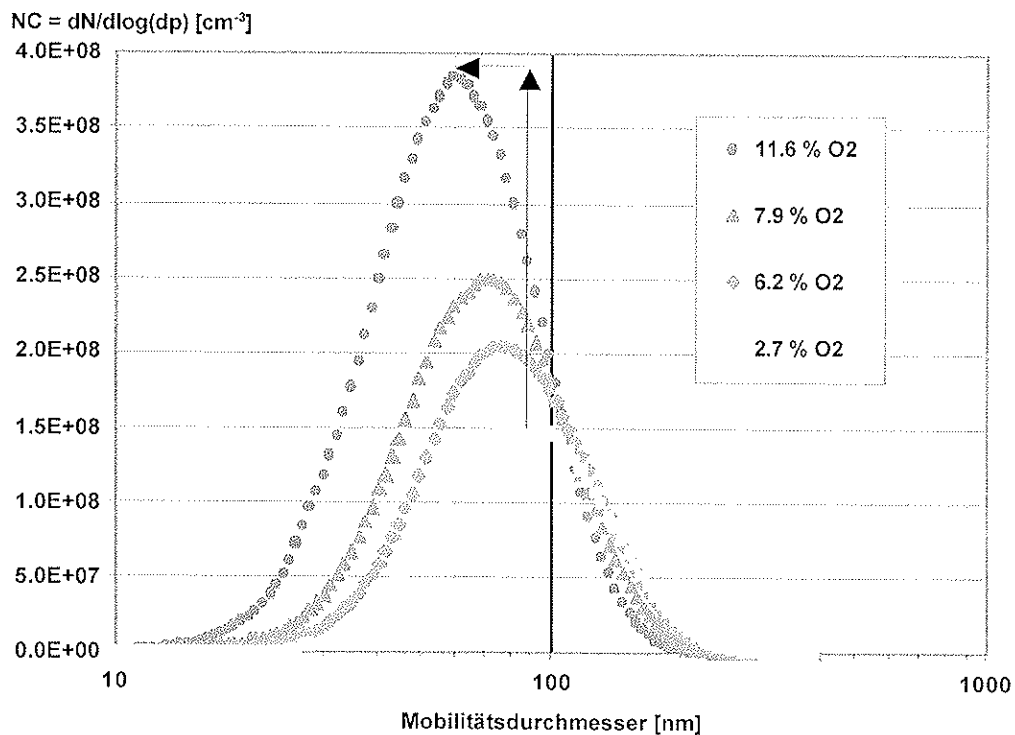


Abbildung 9 Partikelverteilung in Funktion verschiedener Luftüberschusszahlen zwischen 2.7 % (Luftüberschuss 1.15) und 11.6 % (Luftüberschuss 2.2) Restsauerstoff gemessen bei 20 kg/h Schnitzelfeed

4.2 Partikelfrachten

Aufgrund von Annahmen bezüglich Dichte und Partikelgeometrie lassen sich Abschätzungen der fraktionierten Partikelfrachten machen. Für die Hochrechnungen wurden die Dichten von Graphitkugeln angenommen. In Abbildung 10 sind die so hochgerechneten Partikelfrachten des Cheminéeofens dargestellt. Neben den Fraktionen ist auch die Summenkurve der Frachtanteile aufgeführt. Es zeigt sich, dass die Summenkurve gegen 400 nm verflacht, was bedeutet, dass keine substantziellen Beiträge an die Gesamtpartikelmasse von den Partikeln über 400 nm stammen.

Zum Vergleich finden sich in Abbildung 11 die Partikelfrachten der Pelletsfeuerung. Die Summenkurve verflacht gegen 200 nm. Die Partikel sind bei der Pelletsfeuerung kleiner. Der grösste Anteil der Partikelfracht stammt bei dieser Feuerung aus Fraktionen unter 200 nm.

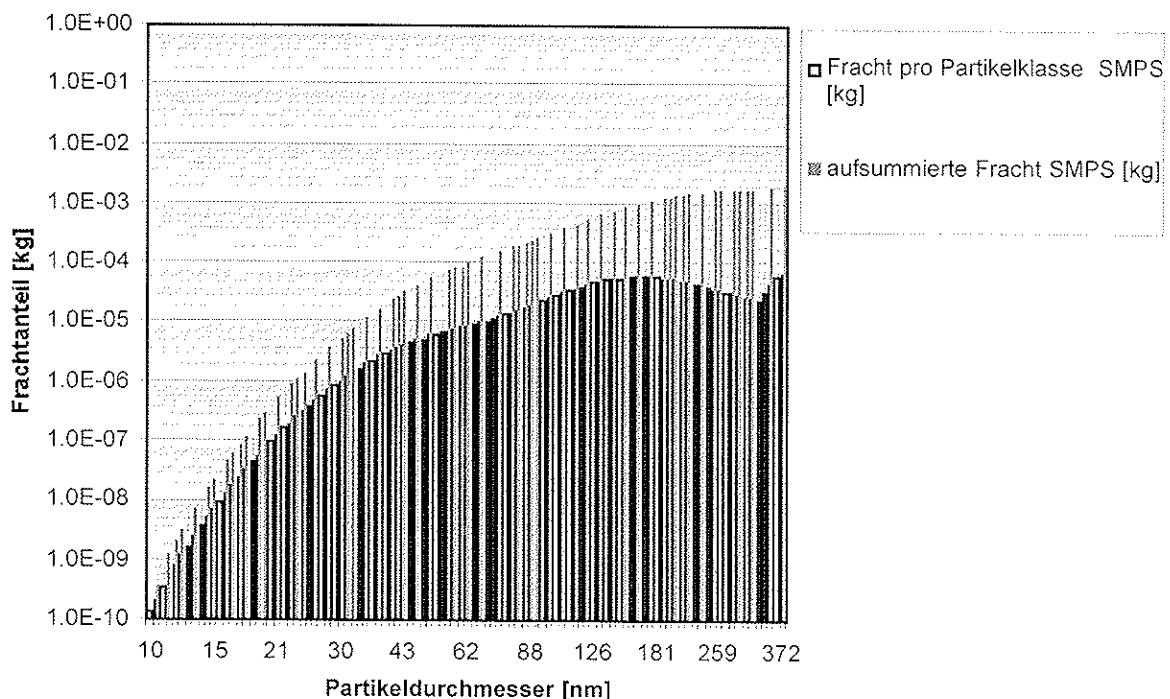


Abbildung 10 Cheminéeofen: Partikelfrachten der einzelnen Partikelfractionen und Summenkurve der Partikelmassen (Annahme kugelförmige Graphitpartikel)

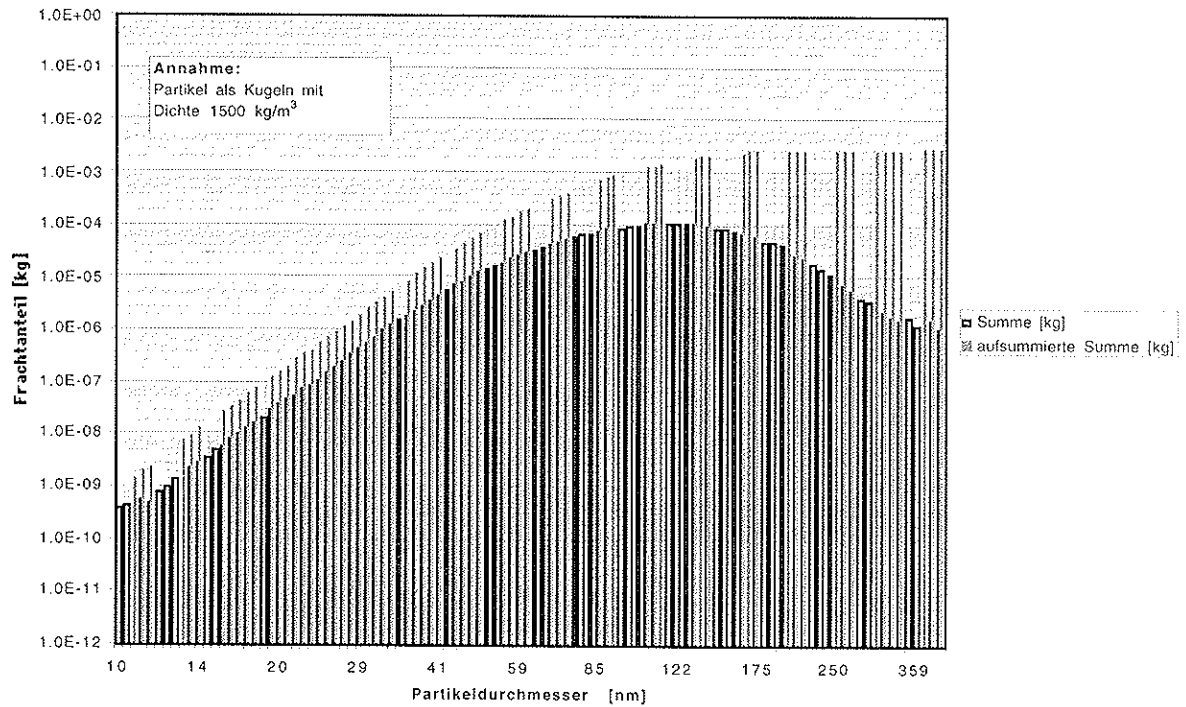


Abbildung 11 Pelletsfeuerung: Partikelfrachten der einzelnen Partikelfractionen und Summenkurve der Partikelmassen (Annahme kugelförmige Graphitpartikel)

4.3 Emissionsfaktoren

In der untenstehenden Tabelle sind die Emissionsfaktoren der untersuchten Feuerungen als Partikelmasse bzw. -zahl bezogen auf trockenen Brennstoff zusammengestellt. Es ist auch ersichtlich, an welchem Ort die Emissionen gemessen wurden.

Emissionsfaktoren					
Bezugsgrösse	Emissionsfaktoren bezogen auf Schadstoffmasse (g)				Emissionsfaktoren bezogen auf Partikelzahl (#)
Messgrösse Messverfahren Messort	Gesamtstaub (TSP) Filterhülsen Abgas	Gesamtstaub (TSP) Planfilter Abgas	Gesamtstaub (TSP) Planfilter Verdünnungstunnel	Partikel < 0.4 µm SMPS Verdünnungstunnel	Partikel < 0.4 µm SMPS Verdünnungstunnel
Feuerungstyp	g/kg Brennstoff _{trocken}	g/kg Brennstoff _{trocken}	g/kg Brennstoff _{trocken}	g/kg Brennstoff _{trocken}	#/kg Brennstoff _{trocken}
Cheminéeofen	0.25 ÷ 0.48	0.35 ÷ 0.69 0.33 ÷ 0.69 ¹⁾	-	-	6.33 ÷ 10.01 * 10 ¹⁶ 2)
Speicherofen	0.2 ÷ 0.33	0.29 ÷ 0.44	0.39 ÷ 0.71	0.5 ÷ 0.86	4.59 ÷ 39.5 * 10 ¹⁶
Pellets- feuerung	1.09 ÷ 1.58	1.55 ÷ 1.77	1.24 ÷ 1.83	1.12 ÷ 1.68	3.39 ÷ 12.8 * 10 ¹⁶
Pellets- feuerung	0.20 ÷ 0.40	0.30 ÷ 0.36	0.29 ÷ 0.43	0.13 ÷ 0.17	1.43 ÷ 1.69 * 10 ¹⁶
Schnitzel- feuerung	1.23 ÷ 1.43	1.29 ÷ 1.40	-	0.55 ÷ 0.64 ²⁾	-

¹⁾ PM 10-Messung im Abgaskamin

²⁾ Messung im Abgaskamin

5 Diskussion

5.1 Staubmessung mit Planfiltern, Filterhülsen und PM 10-Zyklon

Die Pelletsfeuerung erzielte die geringsten Staubwerte um 28 mg/m_n^3 (13 % O_2). Der Cheminéeofen lag mit seinen Staubwerten um 22 bis 40 mg/m_n^3 (13 % O_2). Der Speicherofen wurde in Anlehnung an den Praxisbetrieb aus dem kalten Zustand über einen Abbrand gemessen. Die Gesamtstaubemissionen erreichten wegen dem Kaltstart höhere Werte. Sie bewegten sich zwischen 107 und 137 mg/m_n^3 (13 % O_2). Die Staubwerte der Schnitzelfeuerung lagen bei 120 mg/m_n^3 (13 % O_2).

Während einer Messreihe am Cheminéeofen wurden gleichzeitig die Staubemissionen mit Filterhülsen, Planfilter sowie mit Planfilter und vorgeschaltetem Zyklon zur Abscheidung der Partikel über $10 \mu\text{m}$ gemessen. Die Werte zeigten, dass sich keine Unterschiede zwischen PM 10-Staubwerten und Gesamtstaubwerten (TSP) ergeben (Abbildung 12).

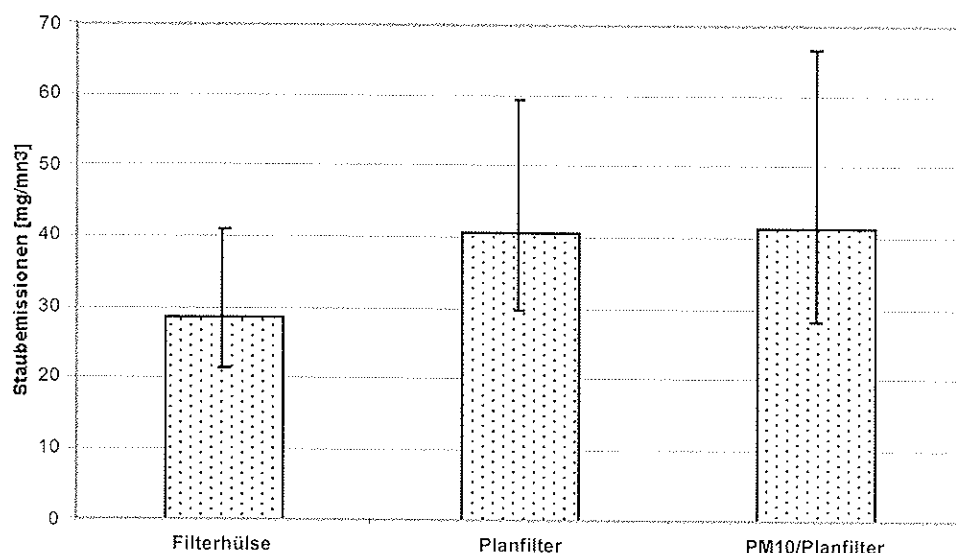


Abbildung 12 Vergleich der PM 10-Staubemissionen mit den Gesamtstaubmessungen (TSP mit Filterhülsen und Planfilter, Werte bezogen auf 13 % Sauerstoff) des Cheminéeofens

5.2 Staubfrachten in Funktion der Partikelfractionen

Die Staubfrachten der einzelnen Partikelklassen am exemplarischen Beispiel des Cheminéeofens zeigen, dass die Gesamtfracht vor allem aus den Partikelfractionen $< 400 \text{ nm}$ stammten. In Abbildung 13 sind die fraktionierten Partikelfrachten über den Bereich von 10 nm bis $20 \mu\text{m}$ dargestellt. Bis 370 nm entstammen die Daten der SMPS-Messung, über 370 nm dem laseroptischen Aerosolspektrometer, LOAS. Die abnehmende Anzahl der Partikel $> 300 \text{ nm}$ trägt bei der Aufsummierung der Frachten nur noch wenig zur Partikelmasse bei. Entsprechend verläuft die Frachtsummen-

kurve ab 300 nm in etwa bei konstantem Wert. Da SMPS und LOAS nur Partikelkonzentrationen messen, musste für die Berechnung der fraktionierten Frachten eine Partikeldichte ($1'500 \text{ kg/m}^3$) und eine Partikelgeometrie (Kugel) angenommen werden.

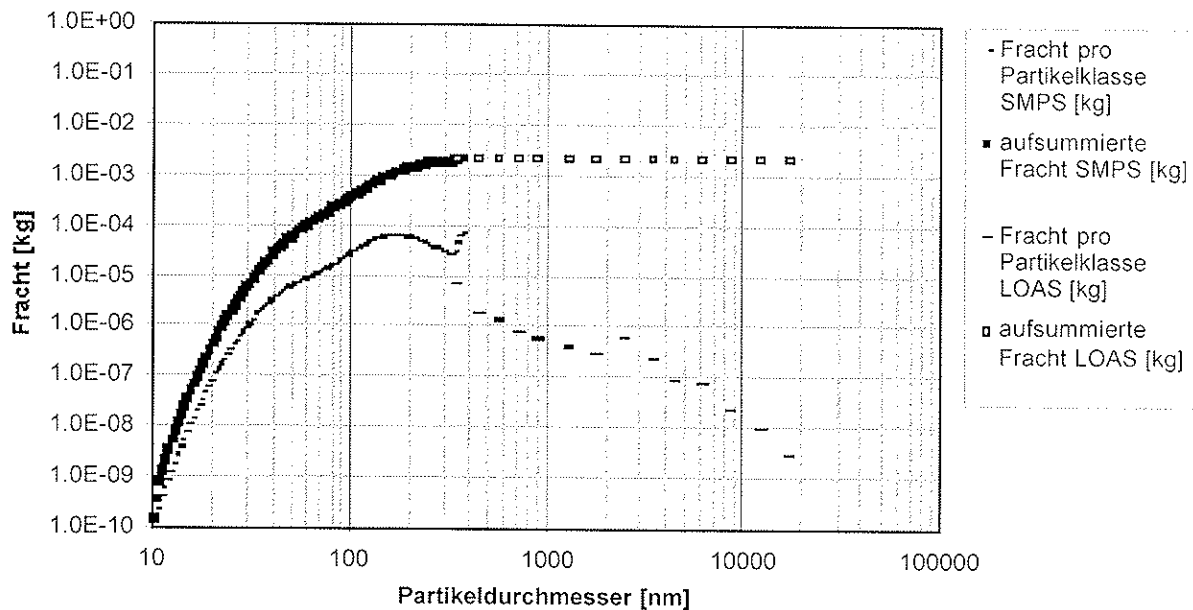


Abbildung 13 Fraktionierte Partikelfrachten am Beispiel des Cheminéeofens in den Grössenbereichen von 30 nm bis 20'000 nm.

In Abbildung 14 sind die TSP-Messungen im Abgas (FG) und im Verdünnungstunnel (DT) den hochgerechneten Staubfrachten aus der SMPS-Partikelmessung bis zu Partikel $< 400 \text{ nm}$ im Verdünnungstunnel (DT) gegenübergestellt. Die Messungen erfolgten bei identischem Abbrand.

Die Messwerte der Planfilter- und SMPS-Messungen für Partikel $< 400 \text{ nm}$ überschneiden sich bis auf die SMPS-Messung der Pelletsfeuerung. Es lassen sich keine eindeutigen Trends bezüglich Messmethode feststellen. Die hochgerechneten Emissionsfaktoren aus der SMPS-Partikelanzahl liegen bei der Pelletsfeuerung unter den TSP-Planfilterwerten.

Um unabhängig von der Partikeldichte und -geometrie zu sein, liessen sich die Partikelemissionsfaktoren auf der Basis der Partikelzahl pro Brennstoffmasse angeben (Abbildung 15). Die Messungen basieren auf der SMPS-Partikelanalyse für Partikel $< 400 \text{ nm}$.

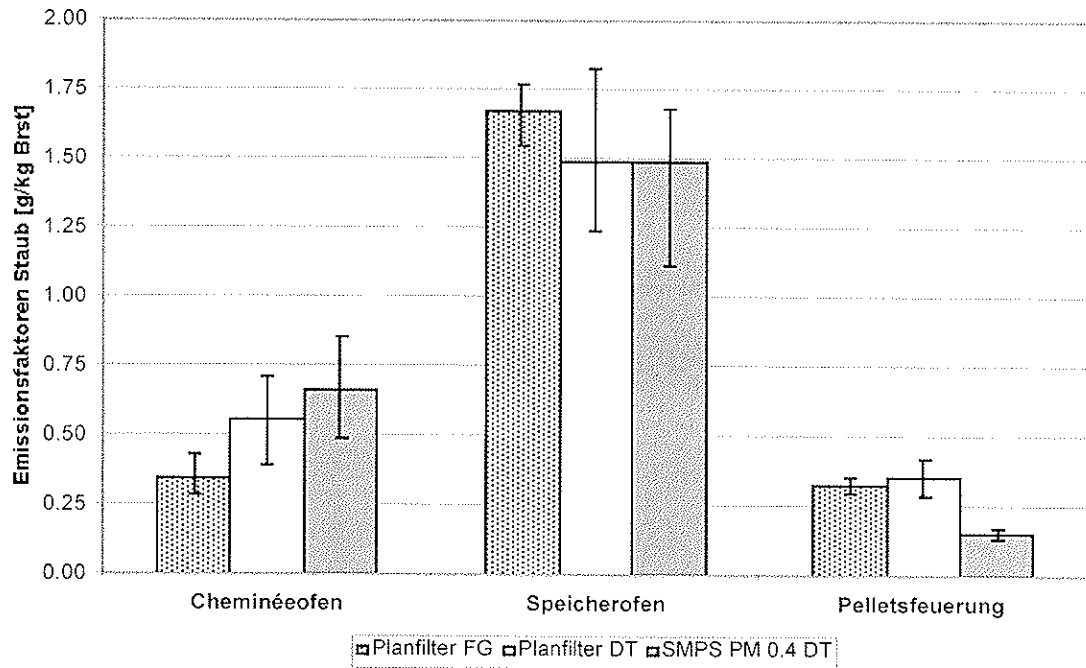


Abbildung 14 Emissionsfaktoren von Gesamtstaub im Abgas (Planfilter FG) und im Verdünnungstunnel (Planfilter DT) sowie mit den errechneten Partikelfrachten aus der Partikelgrößenverteilung unter 400 nm (SMPS PM 0.4 DT)

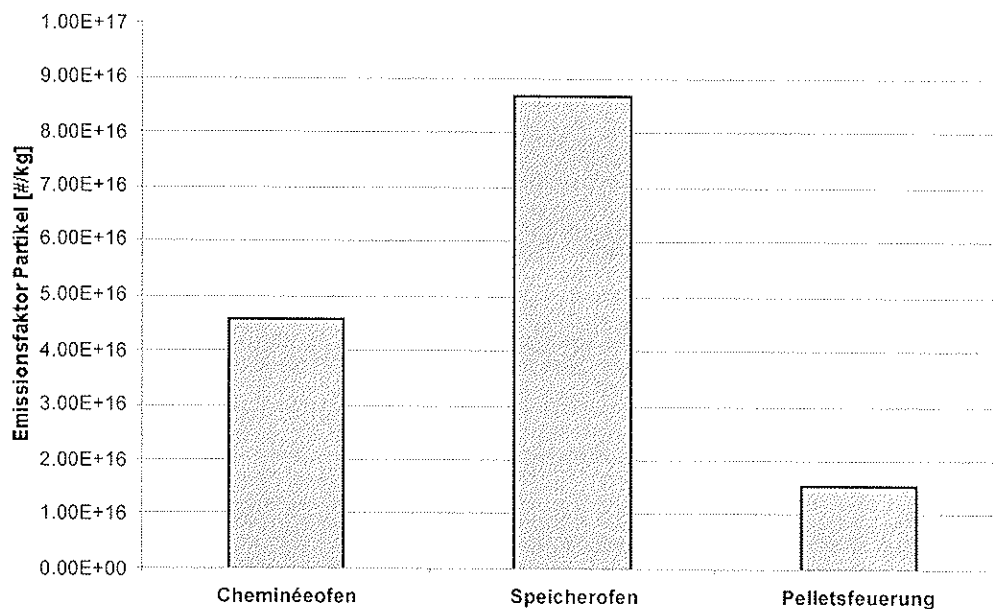


Abbildung 15 Emissionsfaktoren auf der Basis der gesamten Partikelzahl (TNC) bezogen auf das Brennstoffgewicht für Partikel < 400 nm

5.3 Partikelgrößenverteilung in Abgas und Verdünnungstunnel

Von der Partikelgröße und Größenverteilung interessierte die Gegenüberstellung der Messungen im Kamin und im Verdünnungstunnel. Die Partikelverteilung im Kamin weist beim Cheminéeofen die häufigste Partikelgröße (Most frequent diameter, Mode) um 40 nm auf, mit einer zweiten Mode bei 90 nm (Abbildung 16).

Die Partikelverteilung im Verdünnungstunnel hat eine flachere Größenverteilung mit der Mode bei 100 nm (Abbildung 17). Die Partikelkonzentration liegt bei beiden Messungen um $10^8/\text{cm}^3$. Die Partikel ändern sich in Anzahl und Größe nur geringfügig zwischen Abgaskamin und Verdünnungstunnel.

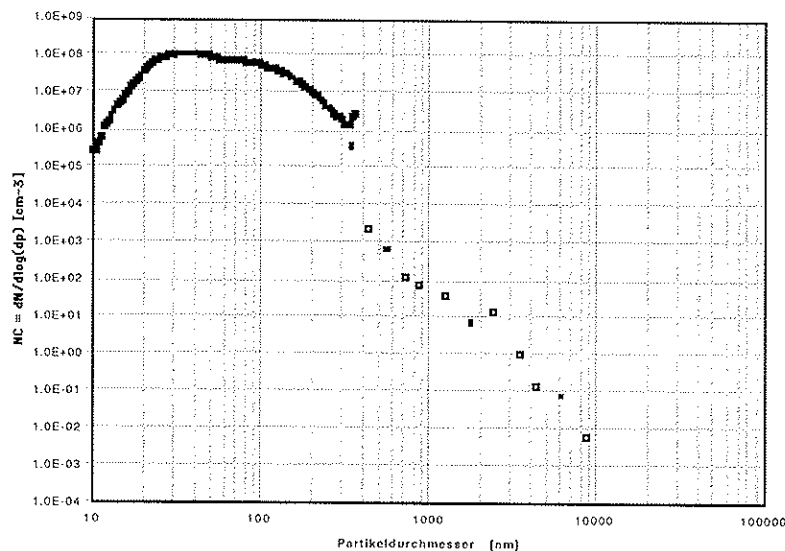


Abbildung 16 Cheminéeofen: Partikelverteilung im *Abgas* gemessen mit SMPS und LOAS

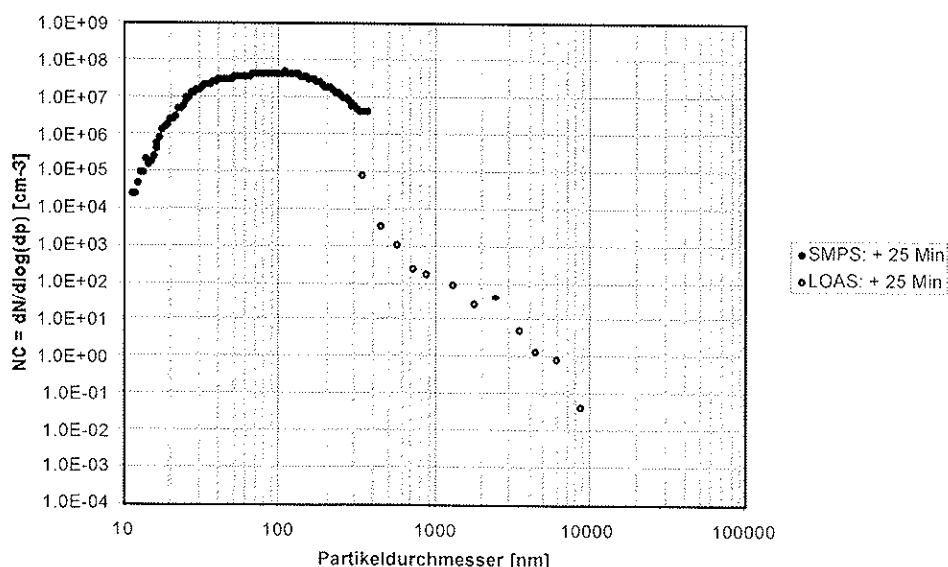


Abbildung 17 Cheminéeofen: Partikelverteilung im *Verdünnungstunnel* gemessen mit SMPS und LOAS

6 Schlussfolgerungen

- Bei den vier untersuchten Holzfeuerungen liegt die weitaus grösste Zahl der Partikel im Grössenbereich zwischen 30 nm bis 300 nm.
- Die handbeschickten Feuerungen weisen ein Maximum des Mobilitätsdurchmessers (Most frequent diameter, Mode) bei 110 nm auf. Die Partikelgrössenverteilung ändert bei den Chargenfeuerungen während dem Abbrand erheblich. Anfänglich emittieren die Feuerungen grössere Partikel, gegen den Ausbrand werden sie kleiner.
- Die Kurven der Partikelgrössenverteilung automatischer Feuerungen verlaufen bei gleichbleibenden Betriebsparametern sehr ähnlich. Sie sind aber von feuerungstechnischen Parametern wie z.B. Brennraumbelastung und Luftüberschuss abhängig. Das Maximum des Mobilitätsdurchmessers liegt bei 80 nm.
- Der grösste Partikelfrachtanteil stammt von den Partikelfractionen unter 400 nm. Bei den untersuchten Chargenfeuerungen verflachen die Summenkurven der fraktionierten Partikelfrachten über 300 nm Mobilitätsdurchmesser, bei den automatischen Feuerungen bei 200 nm.
- Die aufgrund von Annahmen bezüglich Partikeldichte und -geometrie hochgerechneten Staubfrachten der SMPS-Daten liegen bei den Feuerungen in der Grössenordnung der Filtermessungen.
- Die PM 10-Messung liegt im Bereich der Gesamtstaubmessung mit Planfilter oder Filterhülsen, dh. ein Vorschalten eines Abscheiders von 10 µm erübrigt sich zur Feststellung der PM 10-Emissionen.
- Es wurde kein relevanter Unterschied zwischen Partikelzahl und -verteilung zwischen Messungen im Abgas bzw. im Verdünnungstunnel festgestellt.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden ermöglicht durch die Förderung der folgenden Stellen:

- Bundesamt für Wald, Landschaft und Umwelt (BUWAL)
- Lufthygieneämter der Kantone Aargau, Baselland/Baselstadt, Bern, Luzern und Solothurn

Wir möchten uns für die Unterstützung und die kooperative Zusammenarbeit bedanken.

7 Literaturverzeichnis

- [1] Non-Biological Particles and Health, Committee on the Medical, Effects of Air Pollutants, HMSO Publication, (1995), London
- [2] Hüglin C., Gaegauf C., Kuenzel S., Burtscher H., Characterization of Wood Combustion Particles. Morphology, Mobility and Photoelectric Activity, Environmental Science and Technology, 31, p. 3439-3447 (1997)
- [3] Gaegauf C. K., Wieser U., Biomass Burner with Low Emissions of Particulates, Proceedings of the International Conference Würzburg, Germany, C.A.R.M.E.N. D-97222 Rimpfing, Germany (1998)
- [4] Emissions-Messempfehlung, BUWAL (1996).
- [5] US/EPA-Messverfahren Kategorie A (Method 5 – Determination of Particulate Emissions from Stationary Sources, Method 5G – Determination of Particulate Emissions from Wood Heaters from a Dilution Tunnel Sampling Location, Method 5H – Determination of Particulate Emissions from Wood Heaters from a Stack Sampling Location).
- [6] ISO/DIS 13336, Draft International Standard (DIS), Solid fuel burning appliances - Test method for determining power output, efficiency and flue gas emissions, International Organization for Standardization (1997)
- [7] Willeke, K., Baron, P.A., Aerosol Measurement (Principles, Techniques, and Applications), van Nostrand Reinhold, New York, (1993)

Untersuchung der Einflüsse auf die Partikelemissionen in einer Unterschubfeuerung

M. Oser¹, Th. Nussbaumer¹, B. Schweizer², M. Mohr³, R. Figi³

¹Verenum, Zürich, ²Tiba-Müller AG, Balsthal, ³EMPA, Dübendorf

Zusammenfassung

Holzfeuerungen belasten die Umwelt hauptsächlich aufgrund der Stickoxid- und Partikelemissionen. Für die Umweltrelevanz der Partikel sind neben der Gesamtfracht deren Korngrösse und Zusammensetzung entscheidend, bei der Grösse insbesondere, ob die Partikel lungengängig sind.

Ziel des vorliegenden Projekts ist aufzuzeigen, welche Mechanismen für die Partikelbildung verantwortlich sind und wie die Partikelemissionen durch die Betriebsparameter in einer automatischen Holzfeuerung beeinflusst werden. Dazu wurde eine Versuchsanlage mit einer 120 kW Unterschubfeuerung realisiert, die eine weitgehend unabhängige Variation der Betriebsparameter Luftüberschuss, Temperatur, Gasgeschwindigkeit, Abgasrezirkulation und Brennstoffeigenschaften (Typ, Feinanteil und Wassergehalt) ermöglicht. Bei den verschiedenen Betriebsbedingungen werden die Abgaszusammensetzung, die Partikelgrössenverteilung sowie die chemisch-physikalische Zusammensetzung der Partikel untersucht.

Erste Versuche mit Buchenholzschnitzeln zeigen, dass die Partikel bei guten Verbrennungsbedingungen hauptsächlich aus Salzen bestehen und einen Kohlenstoffgehalt von etwa 7 Gew.-% aufweisen. Der Anteil an organischem Kohlenstoff liegt lediglich bei etwa 1 Gew.-%, was bedeutet, dass nur ein äusserst geringer Anteil der Partikel direkt auf eine unvollständige Verbrennung zurückzuführen sind. Aus der Elementaranalyse der Partikel geht hervor, dass Kalium mit einem Anteil von über 30 Gew.-% neben Sauerstoff das wichtigste Element ist. In den salzförmigen Verbindungen liegen Kaliumsulfat, α -Kaliumsulfat und Kaliumchlorid sowie allenfalls weitere Kaliumverbindungen mit geringerer Molmasse vor.

Die Bestimmung der Korngrösse mittels Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) zeigt, dass die Partikel eine monomodale Anzahlverteilung mit einem Maximum zwischen 60 nm und 80 nm aufweisen. Die Massenverteilung ist dagegen bimodal mit einem zweiten Maximum bei etwa 10 μ m, wobei die submikrone Partikelfraktion von etwa drei Viertel der Masse ausmacht. Für zukünftige Emissionsminderungen sind diese submikronen Partikel von vordringlicher Bedeutung, da sie wegen ihrer Lungengängigkeit und der langen Aufenthaltsdauer in der Atmosphäre umweltrelevant sind und in Trägheitsentstaubern nicht abgeschieden werden.

In den bisherigen Messungen wurden die Betriebsparameter bei Verbrennung von Buchenholzschnitzeln mit einem Sekundärluftanteil von rund 35% und bei guter Ausbrandqualität wie folgt variiert:

- Feinanteil kleiner 3 mm zwischen 1,3 Gew.-% und 27,6 Gew.-%
- Luftüberschusszahl zwischen 1,3 und 3,0
mit Flammentemperaturen von 640°C bis 1020°C.

Aus der Variation des Feinanteils resultierte keine messbare Beeinflussung von Staubgehalt, Anzahl Partikel und Korngrössenverteilung. Der Luftüberschuss führte dagegen bei tiefen Werten zu einer höheren Partikelmassenkonzentration und bei sehr hohen Werten zu einer grösseren Partikelanzahl.

Die Variation in den genannten Bereichen führte zu einer Beeinflussung des Gesamtstaubgehalts und der Anzahl submikroner Partikel um lediglich rund einen Faktor 1,6 (zwischen 85 mg/Nm³ und 135 mg/Nm³ bzw. zwischen 8,4 10⁷/Ncm³ und 13,8 10⁷/Ncm³ bei 13 Vol.-% O₂). Die Korngrössenverteilung der submikronen Partikel wurde durch diese Variation nicht signifikant beeinflusst.

Die Variation weiterer Parameter ist Gegenstand der laufenden Untersuchungen.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Epidemiologische Studien zeigen, dass Lungenkrankheiten und Sterblichkeit in der Bevölkerung mit der Partikelkonzentration in der Umgebungsluft und ganz besonders mit den submikronen Partikeln korrelieren (z.B. [Dockery et al. 1993]). Die submikronen Partikel stammen zu einem grossen Teil aus Verbrennungsprozessen. Dies ist ein Grund dafür, dass die Feinstäube von zunehmendem Interesse für die Anstrengungen der Luftreinhaltung sind.

Partikel aus Holzfeuerungen setzen sich aus anorganischen Bestandteilen und unverbrannten Kohlenstoffverbindungen zusammen. Die anorganischen Verbindungen führen zu Partikel im submikronen Bereich, die bei einem vollständigen Ausbrand in der Brennkammer frei sind von organischen Substanzen. Bei unvollständiger Verbrennung können zusätzlich relevante Mengen an organischen Verbindungen im Abgas auftreten, die insbesondere auch an die Oberfläche der submikronen Partikel angelagert werden. Abgaspartikel von Holzfeuerungen können so auch zu lungengängigen Trägern kanzerogener Substanzen werden.

Nebst submikronen können auch grössere Partikel mit Durchmessern bis zu mehreren Mikrometern emittiert werden. Diese Partikel weisen in der Regel einen hohen Kohlenstoffgehalt auf und sind somit auf eine unvollständige Verbrennung zurückzuführen.

Die Gesundheitsrelevanz von luftgetragenen Partikeln ist abhängig von der Grösse, der chemischen Zusammensetzung und der Morphologie. In Tabelle 1 sind die ver-

schiedenen Partikeltypen aus der Verbrennung von Holz nach deren Bildung und Zusammensetzung dargestellt.

Tabelle 1 Partikeltypen aus der Verbrennung von Holz, eingeteilt nach deren Bildung und chemischen Zusammensetzung.

Partikel, die auch bei vollständiger Verbrennung entstehen	Partikel aus unvollständiger Verbrennung
Mineralische Bestandteile des Holzes	Elementarer Kohlenstoff (Holzkohle)
Fremdteile, die am Holz anhaften (Sand, Erde)	Organischer Kohlenstoff in Form von unverbrannten Holzbestandteilen
Salze (Sulfate, Nitrate, KCl usw.)	Organischer Kohlenstoff in Form von Teer (höherwertig, aus der Pyrolyse)
Metalloxide (z.B. Al_2O_3)	Organischer Kohlenstoff in Form von Russ (in der Flamme gebildet)

Die Schweizerische Luftreinhalte-Verordnung (LRV) begrenzt die Partikelemissionen von Holzfeuerungen aufgrund der Massenkonzentration (gravimetrisch auf einem Feinfilter abgeschiedener Staub). Von 70 kW bis 1 MW gilt ein Grenzwert von 150 mg/Nm^3 bei 13 Vol.-% O_2 , von 1 MW bis 5 MW von 150 mg/Nm^3 bei 11 Vol.-% O_2 und ab 5 MW von 50 mg/Nm^3 bei 11 Vol.-% O_2 . Gesundheitsrelevante Grössen wie chemische Zusammensetzung oder Grösse der Partikel werden bis dato nicht berücksichtigt.

Bei der Verbrennung naturbelassener Holzbrennstoffe werden diese Grenzwerte in der Regel mit Einsatz von Trägheitsentstaubern, welche vor allem eine Abscheidewirkung für Partikel grösser $2 \mu\text{m}$ bis $5 \mu\text{m}$ aufweisen, eingehalten. Holzfeuerungen weisen um ein Vielfaches höhere Partikelemissionen auf als Öl- und Gasfeuerungen: Im Kamin beträgt die Emission an Partikeln für eine automatische Holzfeuerung rund 109 kg/TJ Nutzenergie im Vergleich zu $0,11 \text{ kg/TJ}$ für Heizöl und $0,10 \text{ kg/TJ}$ für Erdgas [BUWAL 2000]. Die Gesamtemissionen mit Berücksichtigung von Brennstoffbereitstellung, Transport und Anlagenbetrieb betragen rund 117 kg/TJ für Holz, $9,9 \text{ kg/TJ}$ für Heizöl und $5,8 \text{ kg/TJ}$ für Erdgas.

Bei einem Vergleich der gesamten Umweltauswirkungen tragen vor allem die Partikel- und die Stickoxidemissionen zum Schädigungspotenzial der Holzfeuerungen bei: Nach Methode der ökologischen Knappheit tragen die Partikel 36,5% und die Stickoxide 38,6% zur Umweltbelastung einer automatischen Holzfeuerung bei, während alle anderen Faktoren zusammen knapp 25% ausmachen [BUWAL 2000]. Bei der

totalen Umweltbelastung schneidet Holz im Vergleich zu Heizöl besser ab, im Vergleich zu Erdgas aber schlechter (im Verhältnis Erdgas : Holz : Heizöl von 1 : 1,32 : 1,72). Bei einer Bewertung des Bedarfs an nicht erneuerbarer Energie schneidet Holz dagegen um rund einen Faktor 15 besser ab als Heizöl und Erdgas.

Zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit von Holzfeuerungen sind somit vor allem die Partikel- und die Stickoxidemissionen zu vermindern. Eine allfällige Notwendigkeit zukünftiger Massnahmen kann sich bei den Partikeln auch daraus ergeben, dass in der Schweiz die Immissionsgrenzwerte für Feinstäube kleiner 10 µm (PM10) überschritten sind und auch in anderen europäischen Ländern sowie in den USA Bestrebungen zur Verminderung der Immissionsbelastung an Feinstäuben bestehen.

Bei Minderung von Partikelemissionen ist es sinnvoll, zuerst die primären Massnahmen auszuschöpfen. Die Kenntnis der Bildungsmechanismen von Partikeln bei der Holzverbrennung und der Einflussgrössen auf die Partikelemissionen sollen dazu eine Basis liefern.

1.2 Zielsetzung

Die vorliegende Arbeit soll aufzeigen, welche Mechanismen für die Bildung von Abgaspartikeln in automatischen Holzfeuerungen verantwortlich sind und wie die Partikelemissionen durch die Betriebsparameter beeinflusst werden. Dazu werden die Einflüsse der folgenden Parameter experimentell untersucht:

- **Luftüberschuss** in der primären Verbrennungszone sowie in Reduktionszone und Nachbrennkammer (Vergleich zwischen konventionellem Betrieb und Low-NO_x-Betrieb durch Luftstufung)
- **Temperatur** in Brennstoffbett und Feuerraum
- **Feinanteil im Brennstoff** (Korngrössenverteilung des Brennstoffs)
- **Brennstoffart** (Nadelholz/Laubholz, Rinde/Stammholz, naturbelassenes Holz/Restholz, Aschegehalt durch Fremddanteile wie Sand, welcher in Rindenbrennstoff von Bedeutung ist)
- **Wassergehalt** des Brennstoffs bzw. Wasserdampfgehalt im Brennraum
- **Abgasrezirkulation** (in Brennstoffbett oder Primärluft mit Variation des Anteils)
- **Gasgeschwindigkeit** im Brennstoffbett
- **Höhe des Glutbetts.**

Die erarbeiteten Grundlagen sollen das Verständnis der Partikelbildung vertiefen und als Basis für technische Ansätze zur Partikelminderung dienen.

2 Versuchsdurchführung

2.1 Versuchsanlage

Zur Untersuchung der oben genannten Einflüsse wurde eine Versuchsanlage konzipiert, bei welcher die verschiedenen Parameter weitgehend unabhängig voneinander variiert werden können. Im Gegensatz zu einer Praxisanlage, bei der zum Beispiel Luftüberschuss und Feuerraumtemperatur direkt miteinander korreliert sind, werden Massnahmen zur Entkopplung der Parameter notwendig. Dazu sind die Möglichkeiten eines Wärmeentzugs im Brennstoffbett sowie der Primärluftvorwärmung vorgesehen. Zur Untersuchung des Einflusses des Wassergehalts ist zudem eine Wassereindüsung angebracht. Im weiteren wurde eine Vorrichtung konzipiert, die einen Betrieb mit definiertem Feinanteil im Brennstoff ermöglicht.

Die Versuchsanlage verfügt über eine Unterschubfeuerung mit 120 kW Nennleistung. Als Besonderheiten sind eine Abgasrückführung, eine Wasserkühlung des Brennstoffbetts, eine Wassereindüsung in den Brennraum sowie eine Zudosierung von Feinanteil zum Brennstoff angebracht worden (Abbildung 1).

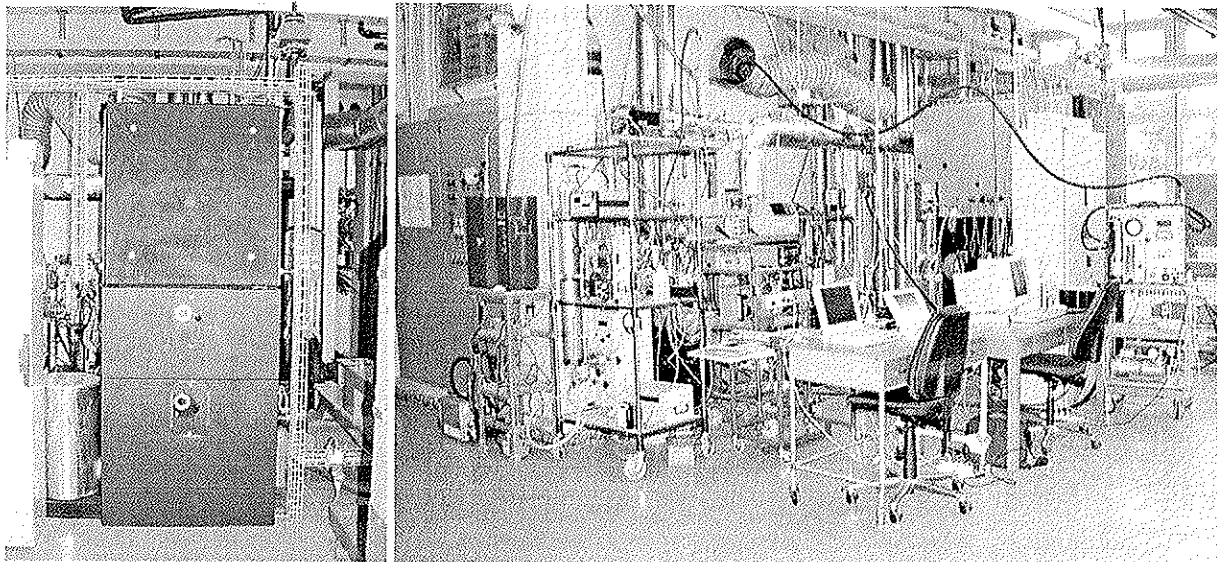


Abbildung 1 Ansicht der Versuchsanlage an der EMPA:
Links: Automatische Unterschubfeuerung mit einer Nennleistung von 120 kW (Tiba-Müller AG).
Rechts: Übersicht über die Versuchsanlage mit der Unterschubfeuerung, dem zugehörigen Steuerkasten, dem Abgaskanal, der gesamten Partikelmess-technik (links) und der Datenerfassung.

Die Holzbereitstellung geschieht über Big Bags und einem Brennstoffsilo mit einem Fassungsvermögen von $1,2 \text{ Sm}^3$. Zur Variation der Brennstoffkorngrösse wurde eine Vorrichtung konzipiert, welche die Aussiebung des Feinanteils und eine definierte Zudosierung des Feinanteils ermöglicht (Abbildung 2). Um die Partikelemissionen aus der Verbrennung zu beurteilen, wurde auf den Einsatz eines Abscheiders verzichtet.

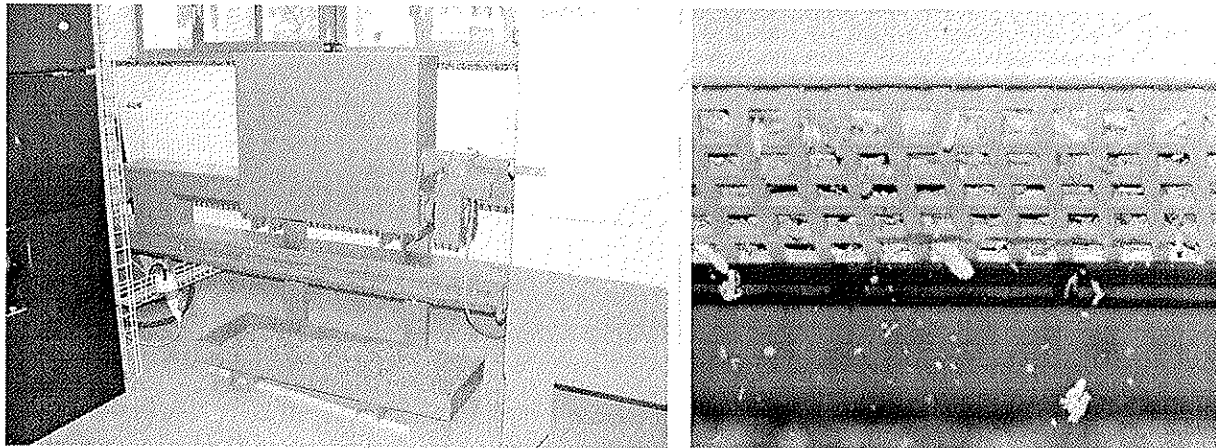


Abbildung 2 Vorrichtung zur kontinuierlichen Aussiebung des Feinanteils über ein Lochblech unterhalb der Förderschnecke (rechts). Der Feinanteil des Holzes fällt in eine Sammelwanne (links). Der so gewonnene Feinanteil wird in einen über der Förderschnecke befindlichen Behälter geleert und kann über eine zweite Förderschnecke bei Bedarf in den Kanal der Haupt-Förderschnecke zudosiert werden (links).

2.2 Messprogramm

Die Messungen finden vom März 2000 bis zum September 2001 statt. Die hier präsentierten Resultate stammen aus der ersten Versuchsphase. Aufgrund der Zielsetzung sollen in Versuchsreihen von mehreren Stunden Anlagenbetrieb die Einflüsse der wichtigsten Parameter auf Bildung und Emission der Partikel bestimmt werden.

Bei der Variation der Betriebsparameter wird von einem *Referenzbetrieb* ausgegangen, von dem aus einzelne Parameter signifikant verändert werden. Als Referenzbrennstoff dienen Waldhackschnitzel Buche mit einem Wassergehalt von rund 40% und geringem Fremd-, Fein- und Rindenanteil. Als Referenzparameter wurden eine Luftüberschusszahl von 1,8, ein Sekundärluftanteil von 35%, eine Feuerungsleistung von 75% der Nennleistung und ein Feuerraumunterdruck von 40 Pa festgelegt. Weiter werden beim Referenzversuch die Komponenten Abgasrezirkulation, Primärluftvorwärmung, Glutbettkühlung und Wassereindüsung nicht eingesetzt, so dass die Abgaszusammensetzung im Referenzversuch derjenigen einer konventionellen Feuerung vor Zyklon entspricht.

2.3 Messtechnik

Für die Überwachung aller feuerungstechnisch relevanter Größen werden konventionelle Messverfahren für CO_2 , O_2 , CO , Temperaturen, Leistungen und Volumenströme eingesetzt und die Daten kontinuierlich erfasst.

Zur Charakterisierung der Partikel im Abgas werden mehrere Messverfahren parallel eingesetzt: Zur Bestimmung der Gesamtstaubmasse werden Planfilter verwendet (Beladungsdauer 20 oder 30 Minuten), die anschliessend auch der chemischen Par-

tikelanalytik dienen. Zur Ermittlung der Partikelgrößenverteilung werden ein elektrischer Niederdruckimpaktor (Electric Low Pressure Impactor, ELPI) sowie ein Scanning Mobility Particle Sizer SMPS (bestehend aus DMA und CPC) eingesetzt. Die Messverfahren sind in [Mohr und Schmatloch 1998] beschrieben. Punktuell werden ergänzende Untersuchungen mit einem Andersen Kaskadenimpaktor, einem Kalman-Impaktor sowie einem Rasterelektronenmikroskop (REM) durchgeführt.

Bei der chemischen Partikelanalytik werden die Massenanteile der Elemente C, H, Cl, P, K, S, Na, Ca, Mg, Fe, Al, Mn und Zn bestimmt. Weiter wird zwischen organischem und anorganischem Kohlenstoff unterschieden, wobei der totale organische Kohlenstoff (TOC) als Differenz zwischen totalem Kohlenstoff (TC) und anorganischem Kohlenstoff (IC) bestimmt wird. Die Analyse von Chlorid erfolgt nach einer Heisswasserextraktion mittels Ionenchromatografie. Die Analyse von Alkali-, Erdalkali- und Schwermetallen sowie Phosphor und Schwefel wird durch offenen Aufschluss mit Salpetersäure direkt mittels Plasma-Emissions-Spektrometrie (ICP-OES) durchgeführt. Für die Analyse der Elemente C, H und N werden die Proben in einem katalytisch arbeitenden Verbrennungsofen bei 1000°C verbrannt und die entstehenden Gase mittels entsprechender Detektoren erfasst. Zur Bestimmung der chemischen Struktur wird zusätzlich Röntgenspektrometrie eingesetzt.

3 Resultate

Tabelle 2 (Folgende zwei Seiten):

Zusammenstellung der wichtigsten Versuchsdaten bei den untersuchten Betriebspunkten. Ausgegangen wird von einem Standardbetrieb mit für eine automatische Holzfeuerung geeigneten Feuerungseinstellungen (1. Spalte). In der 1. Zeile ist jeweils die Änderung zu diesem Standardbetrieb angegeben. **: x-facher Feinanteil im Vergleich zur ursprünglichen, d.h. angelieferten Holzschnitzelzusammensetzung;

***: Angabe des pro Versuch mittleren Maximalwerts anstatt der Standardabweichung, da die Grösse nicht symmetrisch um den Mittelwert schwankt (Abbildung 4)

Grösse	Einheit	Standard	Lambda=1.3	Lambda=1.4
VORGABEN:				
Brennstoff				
Brennstofftyp	Text	WHS Buche	WHS Buche	WHS Buche
Wassergehalt	%	40	40	40
Feinanteil	x-fach **	0	0	0
Luft				
Gesamtluftüberschuss	-	1.8	1.3	1.4
Anteil Sekundärluft	%	35	35	35
Leistung				
Wärmeleistung	% Nennleistung	75	75	75
MESSUMFANG:				
Anzahl 30-Min. Messungen	-	14	3	4
Anzahl Planfiltermessungen	-	18	6	4
Anzahl SMPS-Messungen	-	9	0	3
Anzahl Impaktormessungen	-	2	0	0
Anzahl chem. Analysen	-	1	0	1
MESSDATEN:				
Holz				
Wassergehalt	Massen-%		40	
Aschegehalt (wasserfrei)	Massen-%		0.6	
Heizwert (wasser- und aschefrei)	MJ/kg		18.25	
Schnitzel < 3 mm	Massen-%		1.3	
Schnitzel > 3 mm und < 3 cm	Massen-%		88.5	
Schnitzel > 3 cm	Massen-%		10.2	
C-Anteil	Massen-%		46.8	
K-Anteil	Massen-%		0.10	
Ca-Anteil	Massen-%		0.28	
S-Anteil	Massen-%		0.002	
H-Anteil	Massen-%		6.3	
Mg-Anteil	Massen-%		0.03	
Cl-Anteil	Massen-%		0.001	
Na-Anteil	Massen-%		<0.0013	
P-Anteil	Massen-%		0.009	
Fe-Anteil	Massen-%		0.006	
Zn-Anteil	Massen-%		0.001	
Mn-Anteil	Massen-%		0.001	
Al-Anteil	Massen-%		0.002	
Feuerung				
Wärmeleistung	kW	100 ± 5	109 ± 2	119 ± 5
Feuerraumtemperatur	°C	972 ± 10	993 ± 34	—
Glutbetttemperatur	°C	380 ± 40	319 ± 16	347 ± 35
Abgas				
Temperatur	°C	181 ± 12	164 ± 6	216 ± 8
Normvolumenstrom	Nm³/h	192 ± 12	161 ± 12	181 ± 5
Gesamtluftüberschuss	-	1.78 ± 0.04	1.28 ± 0.02	1.39 ± 0.02
CO₂-Konzentration	Vol.-%	11.6 ± 0.3	16.0 ± 0.2	15.0 ± 0.3
CO-Konzentration ***	mg/Nm³ (13%O₂)	14 / 147	549 / 1172	21 / 628
Partikel im Abgas				
Partikelkonzentration	mg/Nm³ (13%O₂)	100 ± 11	116 ± 4	118 ± 7
Anteil über 1 µm	Massen-%	28 ± 1	—	—
Anzahl Partikel <700nm	10⁷/Ncm³ (13%O₂)	10.5 ± 1.0	—	10.0 ± 1.3
Häufigster Partikeldurchmesser	nm	73 ± 4	—	70 ± 3
C-Anteil	Massen-%	6.7	—	7.9
Organischer C-Anteil	Massen-%	1.1	—	2.4
Anorganischer C-Anteil	Massen-%	5.7	—	5.5
K-Anteil	Massen-%	32.5	—	53
Ca-Anteil	Massen-%	6.0	—	3.0
S-Anteil	Massen-%	4.8	—	9.2
H-Anteil	Massen-%	2.7	—	1.7
Mg-Anteil	Massen-%	0.72	—	0.23
Cl-Anteil	Massen-%	0.49	—	—
Na-Anteil	Massen-%	0.27	—	0.68
P-Anteil	Massen-%	0.18	—	0.10
Fe-Anteil	Massen-%	0.083	—	0.051
Zn-Anteil	Massen-%	0.061	—	0.120
Mn-Anteil	Massen-%	0.058	—	0.048
Al-Anteil	Massen-%	0.055	—	0.022
Rest-Anteil, hauptsächlich O	Massen-%	45.4	—	24.0

Grösse	Einheit	Lambda=3.0	Feinant. höher	Feinant. hoch
VORGABEN:				
Brennstoff				
Brennstofftyp	Text	WHS Buche	WHS Buche	WHS Buche
Wassergehalt	%	40	40	40
Feinanteil	x-fach **	0	7	12
Luft				
Gesamtluftüberschuss	-	3.0	1.8	1.8
Anteil Sekundärluft	%	35	35	35
Leistung				
Wärmeleistung	% Nennleistung	75	75	75
MESSUMFANG:				
Anzahl 30-Min. Messungen	-	3	3	3
Anzahl Planfiltermessungen	-	6	4	6
Anzahl SMPS-Messungen	-	3	0	0
Anzahl Impaktormessungen	-	0	0	0
Anzahl chem. Analysen	-	0	1	0
MESSDATEN:				
Holz				
Wassergehalt	Massen-%	40	40	40
Aschegehalt (wasserfrei)	Massen-%	0.6	1.5	1.9
Heizwert (wasser- und aschefrei)	MJ/kg	18.25	18.27	18.29
Schnitzel < 3 mm	Massen-%	1.3	19.1	27.6
Schnitzel > 3 mm und < 3 cm	Massen-%	88.5	73.1	65.8
Schnitzel > 3 cm	Massen-%	10.2	7.8	6.6
C-Anteil	Massen-%	46.8	46.4	46.2
K-Anteil	Massen-%	0.10	0.11	0.11
Ca-Anteil	Massen-%	0.28	0.53	0.64
S-Anteil	Massen-%	0.002	0.002	0.002
H-Anteil	Massen-%	6.3	6.3	6.3
Mg-Anteil	Massen-%	0.03	0.04	0.04
Cl-Anteil	Massen-%	0.001	0.001	0.001
Na-Anteil	Massen-%	<0.0013	<0.0013	<0.0013
P-Anteil	Massen-%	0.009	0.011	0.013
Fe-Anteil	Massen-%	0.006	0.013	0.016
Zn-Anteil	Massen-%	0.001	0.001	0.001
Mn-Anteil	Massen-%	0.001	0.002	0.003
Al-Anteil	Massen-%	0.002	0.004	0.006
Feuerung				
Wärmeleistung	kW	98 ± 2	104 ± 10	108 ± 2
Feuerraumtemperatur	°C	673 ± 25	988 ± 5	989 ± 17
Glutbetttemperatur	°C	431 ± 8	322 ± 21	290 ± 24
Abgas				
Temperatur	°C	172 ± 4	197 ± 4	168 ± 4
Normvolumenstrom	Nm³/h	299 ± 9	196 ± 22	193 ± 3
Gesamtluftüberschuss	-	3.00 ± 0.03	1.77 ± 0.03	1.69 ± 0.01
CO₂-Konzentration	Vol.-%	6.6 ± 0.1	11.5 ± 0.2	12.1 ± 0.1
CO-Konzentration ***	mg/Nm³ (13%O₂)	4300	19 / 67	25 / 200
Partikel im Abgas				
Partikelkonzentration	mg/Nm³ (13%O₂)	101 ± 13	111 ± 7	110 ± 7
Anteil über 1 µm	Massen-%	—	—	—
Anzahl Partikel <700nm	10⁷/Ncm³ (13%O₂)	13.2 ± 0.6	—	—
Häufigster Partikeldurchmesser	nm	66 ± 3	—	—
C-Anteil	Massen-%	—	6.0	—
Organischer C-Anteil	Massen-%	—	1.0	—
Anorganischer C-Anteil	Massen-%	—	5.0	—
K-Anteil	Massen-%	—	29	—
Ca-Anteil	Massen-%	—	8.7	—
S-Anteil	Massen-%	—	5.8	—
H-Anteil	Massen-%	—	0.87	—
Mg-Anteil	Massen-%	—	0.97	—
Cl-Anteil	Massen-%	—	0.37	—
Na-Anteil	Massen-%	—	0.25	—
P-Anteil	Massen-%	—	0.25	—
Fe-Anteil	Massen-%	—	0.14	—
Zn-Anteil	Massen-%	—	0.088	—
Mn-Anteil	Massen-%	—	0.055	—
Al-Anteil	Massen-%	—	0.1	—
Rest-Anteil, hauptsächlich O	Massen-%	—	47.4	—

3.1 Referenzbetrieb

Die Anlage konnte bei den Vorgaben für den Referenzbetrieb nach Kapitel 3.2 in einem stabilen Zustand gehalten werden, wie der zeitliche Verlauf der Gesamtluftüberschusszahl zeigt (Abbildung 3).

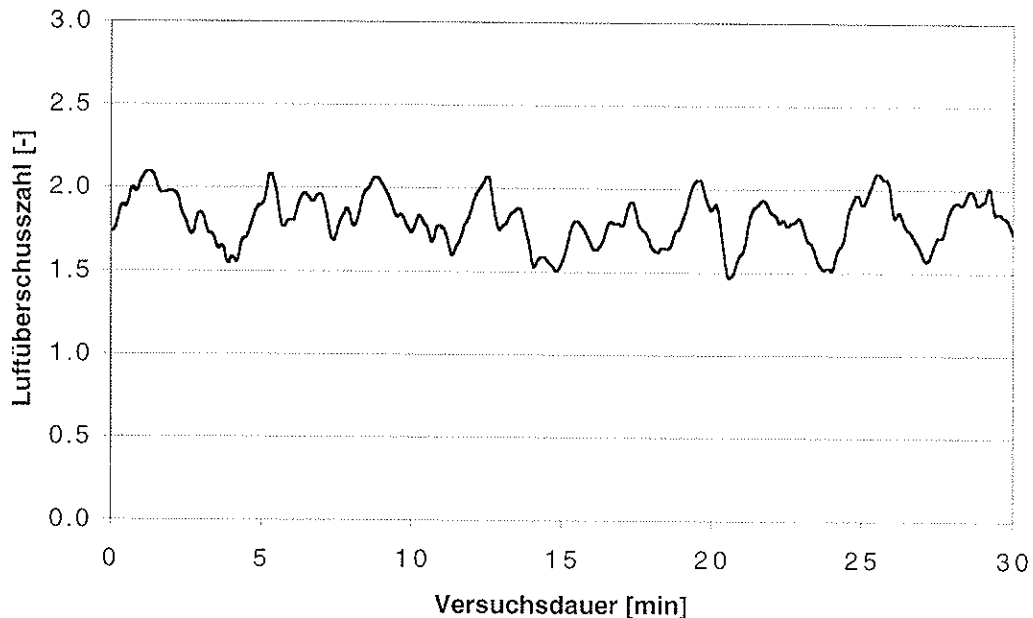


Abbildung 3 Verlauf der Gesamtluftüberschusszahl bei Referenzbetrieb während einer Messphase von 30 Minuten. Die durchschnittliche Gesamtluftüberschusszahl beträgt hier 1,81.

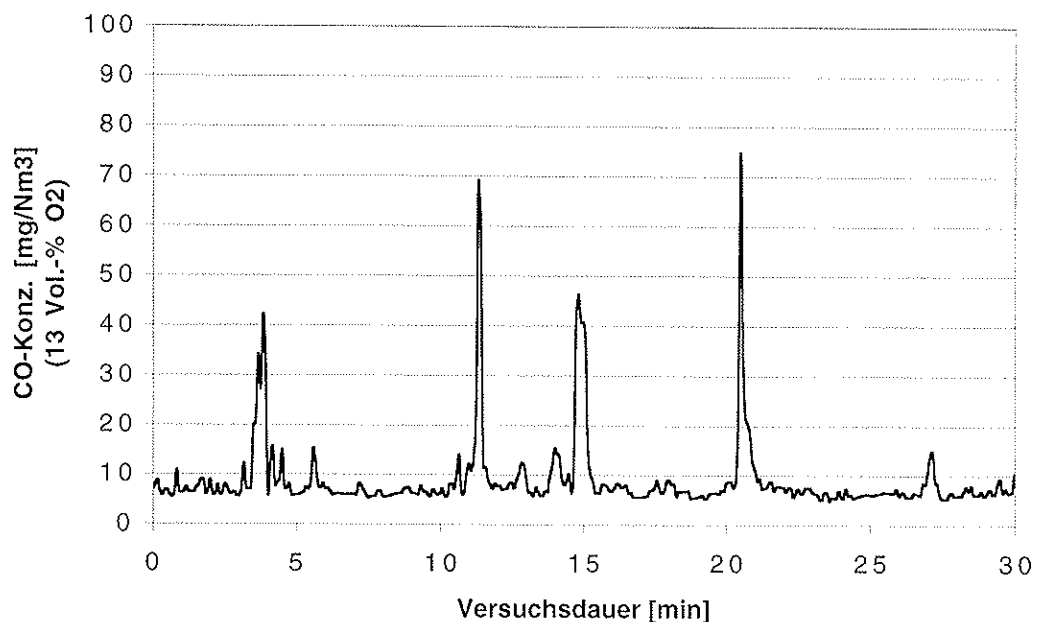


Abbildung 4 Verlauf des CO-Gehalts im Abgas bei Referenzbetrieb während einer Messphase von 30 Minuten. Typisch ist der Verlauf in Form eines Grundniveaus, welcher von einzelnen Konzentrationsspitzen überlagert wird. Der durchschnittliche CO-Gehalt liegt in der Größenordnung der Messgenauigkeit und unter 20 mg/Nm³ bei 13 Vol.-% O₂.

Der Verlauf des CO-Gehalts zeigt typischerweise ein Grundniveau von unter 30 mg/Nm^3 bei 13 Vol.-% O_2 , welchem einzelne kurzfristige Peaks bis maximal 150 mg/Nm^3 bei 13 Vol.-% O_2 überlagert werden. Ein typischer Verlauf der CO-Konzentration ist in Abbildung 4 dargestellt. Das tiefe Niveau der CO-Konzentration bestätigt den guten Ausbrand im Standardbetrieb. Höhere CO-Konzentrationen treten in den ersten drei Stunden nach Inbetriebnahme der Feuerungsanlage auf.

Die Wärmeleistung wird beim Standardbetrieb mit 75% der Nennleistung vorgegeben. Gemäss Wärmezähler wird so eine Wärmeleistung von etwa 100 kW abgegeben. Die oberhalb der Retorte gemessene Feuerraumtemperatur liegt knapp unter 1000°C . Die an einer festen Stelle in der Retorte gemessene Glutbettemperatur (Gastemperatur im Glutbett) ist ein Mass für die Glutbetthöhe: Je höher das Glutbett ist, desto grösser ist der Abstand von der Flamme zur Temperaturmessstelle und desto tiefer ist dort die Temperatur. Die Glutbettemperatur beträgt beim Standardbetrieb etwa 380°C . (Tabelle 2, 1. Spalte)

Partikel im Abgas: Zur Überprüfung der gewählten Staubmessmethode mit den Planfiltern wurden Parallelmessungen mit Filterhülsen, also dem Standardverfahren, bei einer Messdauer von 30 Min. durchgeführt. Mit dem Planfilter wurde eine Staubkonzentration von 111.3 mg/Nm^3 bei 13% O_2 ermittelt, mit der Filterhülse 108.3 mg/Nm^3 bei 13% O_2 . Die Verfahren stimmen im Rahmen der üblichen Messunsicherheit somit gut überein.

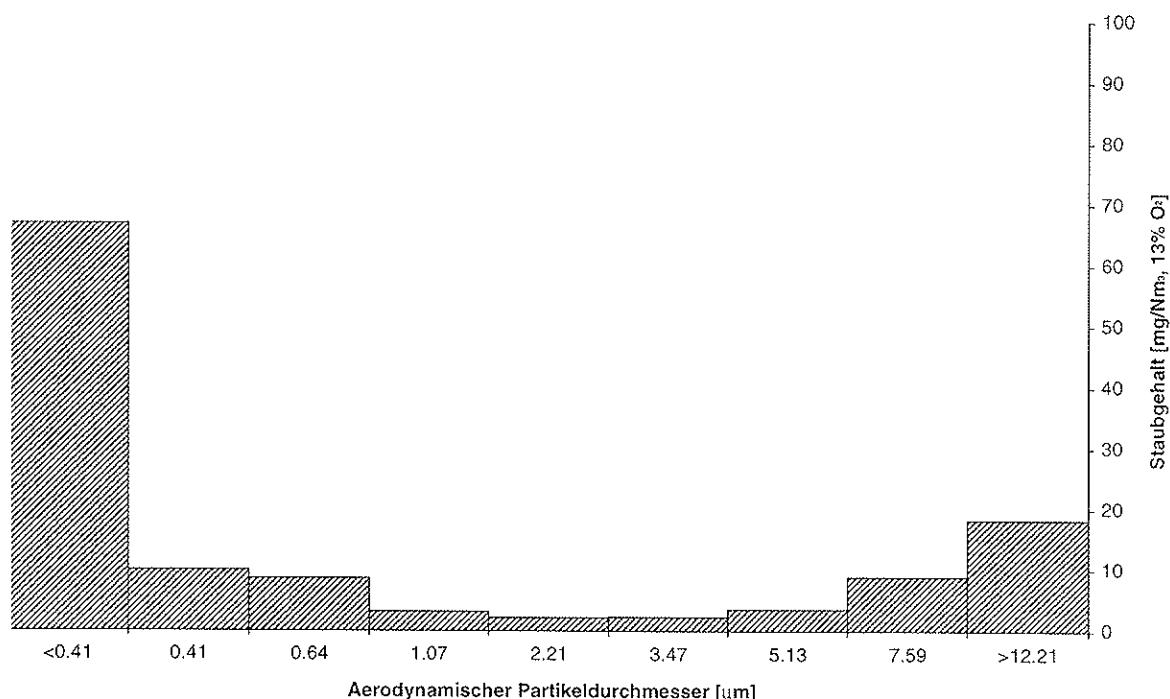


Abbildung 5 Beispiel einer Partikelmassenverteilung bei Standardbetrieb gemessen mit einem Andersen Impaktor. Die Gesamtstaubkonzentration beträgt 124 mg/Nm^3 bei 13% O_2 . Die Luftüberschusszahl liegt bei 1.79.

Die Partikelkonzentration beim Standardbetrieb liegt im Mittel bei 100 mg/Nm^3 bezogen auf 13% O_2 (Tabelle 2). Die mit einem Andersen Impaktor bestimmte Partikelgrössenverteilung (Abbildung 5) zeigt eine bimodale Massenverteilung mit einem Hauptpeak unter $0.4 \text{ }\mu\text{m}$ und einem zweiten, kleineren Peak bei etwa $10 \text{ }\mu\text{m}$. (Aus den Messungen geht nicht hervor, ob der zweite Peak bei $9 \text{ }\mu\text{m}$ oder bei $15 \text{ }\mu\text{m}$ – also bei der 1. oder 2. Stufe des verwendeten Impaktors liegt –, da die 1. Stufe auch die viel grösseren Partikel beinhaltet.) Bei der Anzahlverteilung ist der zweite Peak nicht vorhanden, da er von wenigen Partikeln mit relativ grosser Masse stammt. Etwa drei Viertel der Partikelmasse stammt von Partikeln mit einem aerodynamischen Durchmesser unter $1 \text{ }\mu\text{m}$. Diese Partikelfraktion kann auch mit einem idealen Trägheitsabscheider nicht zurückgehalten werden. Dies bedeutet, dass ein Staubgehalt von 50 mg/Nm^3 (13% O_2) mit Trägheitsabscheidern auch bei geeigneten Betriebsbedingungen nicht erreicht werden kann. Die Partikelgrössenverteilungen im submikronen Bereich, welcher mit den Andersen Impaktor-Messungen nur dreistufig und nur bis zu $0.4 \text{ }\mu\text{m}$ aufgelöst werden kann, wurden mit dem SMPS gemessen.

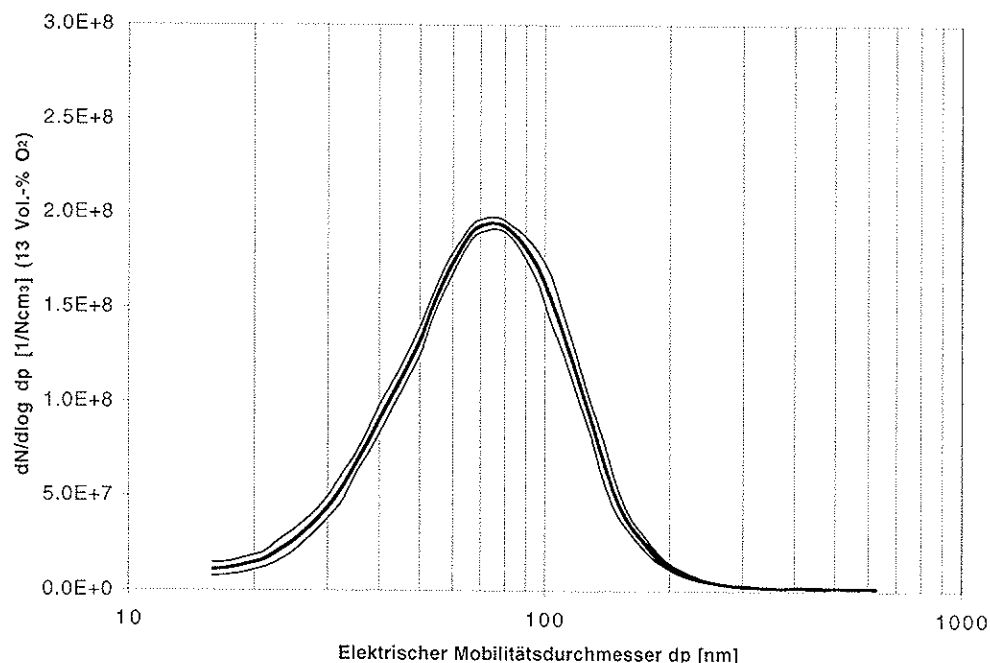


Abbildung 6 Reproduzierbarkeit der Messungen mit dem SMPS: Dargestellt sind die Mittelwertkurve und die zugehörigen Standardabweichungen der Partikelgrössenverteilung aus vier halbstündigen Messungen verteilt über 4 Stunden. Der häufigste Durchmesser beträgt 75 nm und die mittlere Konzentration der Partikel kleiner 700 nm ist $1.02 \times 10^8 / \text{Ncm}^3$ bei 13% O_2 .

Reproduzierbarkeit der SMPS-Messungen: Abbildung 6 zeigt die Mittelwertkurve und die zugehörigen Standardabweichungen aus vier halbstündigen Messungen am selben Tag. Die Standardabweichungen sind äusserst gering und die Reproduzierbarkeit ist sehr gut. In Abbildung 7 befindet sich dieselbe Darstellung für 9 halbstündige

Messungen an drei unterschiedlichen Tagen, insgesamt über einen Zeitraum von 2 Monaten. Die Standardabweichungen liegen auch hier noch unter 10% des Messwerts, sind aber deutlich höher als diejenigen in Abbildung 6. Die zusätzlichen Abweichungen können auf die Summe von unterschiedlichen Verschmutzungsgraden der Anlage, kleinen Veränderungen des Brennstoffs und geringfügigen Veränderungen des Messsystems zurückgeführt werden.

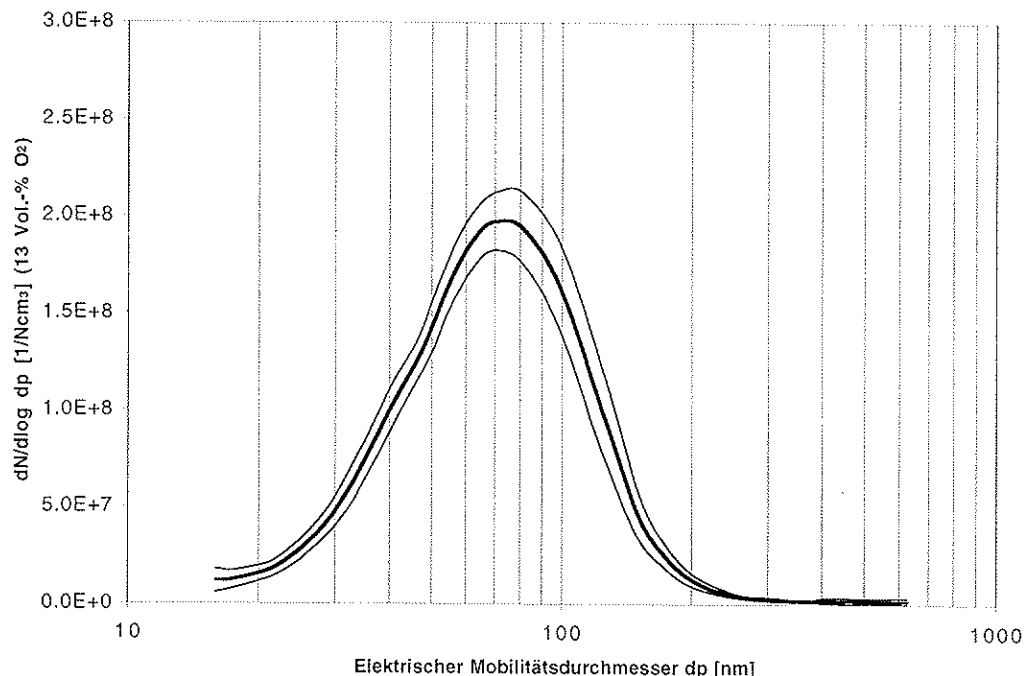


Abbildung 7 Partikelgrößenverteilung bei Standardbetrieb: Dargestellt sind die Mittelwertkurve und die zugehörigen Standardabweichungen aus 9 halbstündigen Messungen an drei verschiedenen Tagen über einen Zeitraum von zwei Monaten. Der häufigste Durchmesser beträgt 73 nm und die mittlere Konzentration der Partikel kleiner 700 nm ist $1.05 \times 10^8 / \text{Ncm}^3$ bei 13% O_2 .

Der häufigste Partikeldurchmesser liegt beim Standardbetrieb bei 73 ± 4 nm (Tabelle 2). Dies ist in der gleichen Größenordnung wie bei den Partikeln aus Dieselmotoren (z.B. [Bach et al. 1998, Mayer et al. 1997]). Völlig unterschiedlich zu Partikeln aus motorischer Verbrennung ist hingegen die chemische Zusammensetzung, welche in Tabelle 2, 1. Spalte zusammengestellt ist. So liegt der Kohlenstoffanteil nur bei knapp 7 Gew.-% und der organische Kohlenstoffanteil beträgt 1,1 Gew.-%.

Der geringe organische Kohlenstoffanteil bedeutet, dass der Holzausbrand sehr gut ist (gute Verbrennungsbedingungen) und kaum Partikel aus unvollständiger Verbrennung (Tabelle 1) im Abgas vorhanden sind.

Die hohen Anteile an Kalium und Calcium zeigen, dass bei den vorliegenden Verbrennungsbedingungen der weitaus grösste Teil der Abgaspartikel aus Salzen besteht. Die mittels Röntgendiffraktion gefundenen kristallinen Strukturen sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Weitere kristalline Verbindungen in relevanten Konzentrationen können mit dieser Methode nicht ausgeschlossen werden. Aufgrund des sehr hohen Kaliumgehalts von über 30% (Tabelle 2) wird klar, dass weitere Kaliumverbindungen mit geringerer Molmasse (z.B. K_2O) vorhanden sein müssen.

Tabelle 4 Mengenanteile kristalliner Verbindungen der auf Planfilter gesammelten Partikelfractionen unter Standardversuchsbedingungen. Die Verbindungen Calcium-Magnesium-Carbonat und Kaliumchlorid sind aufgrund der Interferenzlinienvielzahl nicht eindeutig nachweisbar. Calciumcarbonat ist in geringen Mengen auch im Blindfilter vorhanden.

Mengenanteil	Kristalline Verbindungen:	Mineralname:	Chem. Formel
gross	Calciumcarbonat	Calcit	CaCO_3
mittel	Kaliumsulfat	Arcanit	K_2SO_4
	Calcium-Magnesium-Carbonat	Dolomit	CaMgCO_3
	Calciumoxid	Lime	CaO
klein	α -Kaliumsulfat	---	$\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_7$
	Magnesiumoxid	Periklas	MgO
	Kaliumchlorid	Sylvit	KCl

3.2 Variation des Luftüberschusses

Zur Beurteilung des Einflusses der Luftüberschusszahl bei gleicher Luftstufung (35% Sekundärluft) wurde eine Variation in stationären Betriebszuständen von 1,3 bis 3,0 durchgeführt. Die zugehörigen Messdaten sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Der Einfluss auf die Partikelkonzentrationen sind in diesem Variationsbereich relativ gering (Abbildung 8). Die Senkung der Luftüberschusszahl von 1,8 auf 1,4 bzw. 1,3 bewirkt eine Zunahme der Partikelkonzentration um etwa 20%, während die Erhöhung der Luftüberschusszahl von 1,8 auf 3,0 zu keiner signifikanten Änderung der Partikelkonzentration führt.

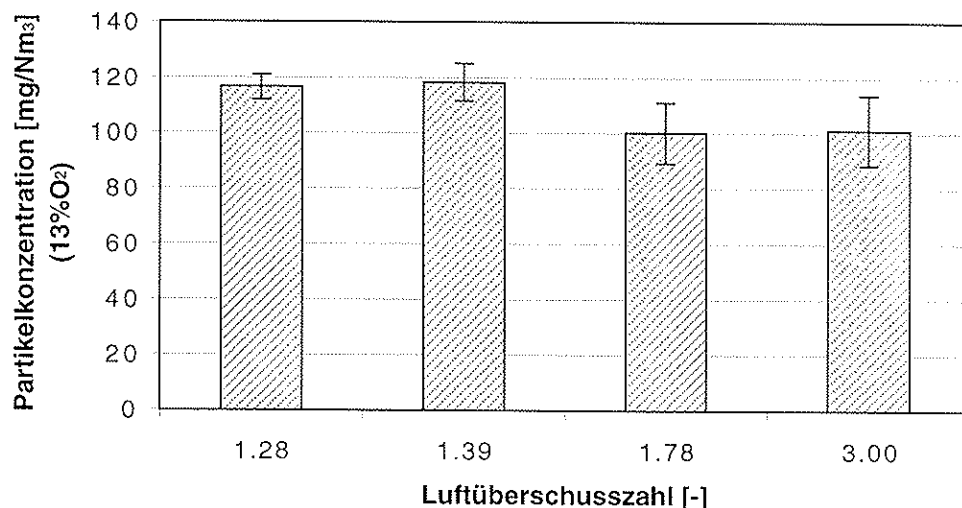


Abbildung 8 Partikelkonzentrationen im Holzfeuerungsabgas in Abhängigkeit von der Luftüberschusszahl bei gleicher Luftstufung (35% Sekundärluft) und Feuerungsleistung (75% der Nennleistung).

Auch bei Betrachtung der submikronen Partikelgrößenverteilungen sind die Unterschiede aufgrund der Luftüberschussvariation relativ klein (Abbildung 9). Der häufigste Partikeldurchmesser liegt stets zwischen 60 nm und 80 nm. Durch die Senkung der Luftüberschusszahl von 1,8 auf 1,4 steigt die Anzahl der submikronen Partikel

(Tabelle 2) nicht signifikant, obwohl die Gesamtpartikelmasse um knapp 20% angestiegen ist (Abbildung 8). Die Steigerung der Luftüberschusszahl von 1,8 auf 3,0 bewirkt einen Anstieg der Anzahl submikroner Partikel um etwa 25%, obwohl die Gesamtpartikelmasse unverändert bleibt. Aufgrund dieser Resultate ist zu vermuten, dass der Anteil an submikronen Partikeln mit steigendem Luftüberschuss im Bereich von 1,4 bis 3,0 (35% Sekundärluft) etwas ansteigt.

Die elementare Zusammensetzung der Partikel bei den Luftüberschusszahlen 1,4 und 1,8 sind in Tabelle 2 zusammengestellt. Der Anteil des Elements Sauerstoff wurde nicht bestimmt, wobei davon ausgegangen werden kann, dass der Massenanteil des Sauerstoffs etwa dem nicht bestimmten Rest entspricht.

Der Anteil an organischem Kohlenstoff steigt bei Senkung der Luftüberschusszahl von 1,8 auf 1,4 nur geringfügig um 1,3 Gew.-% auf 2,4 Gew.-%, was auch etwa der Änderung des Gesamtkohlenstoffanteils entspricht. Der Partikelanteil aus unvollständiger Verbrennung ist also auch bei einer Luftüberschusszahl von 1,4 (35% Sekundärluft) gering.

Der tiefere Luftüberschuss von 1,4 und damit die geringere zur Verfügung gestellte Menge an Sauerstoff bewirkt auch in den Abgaspartikeln einen geringeren Anteil an Sauerstoffatomen (24% anstatt 48%). Hingegen ist der Anteil an Kalium noch höher (über 50%). Aufgrund des Verhältnisses zwischen Kalium und Sauerstoff ist zu schliessen, dass vor allem der Anteil an niedrigmolaren Kaliumverbindungen wie Kaliumoxid ansteigt.

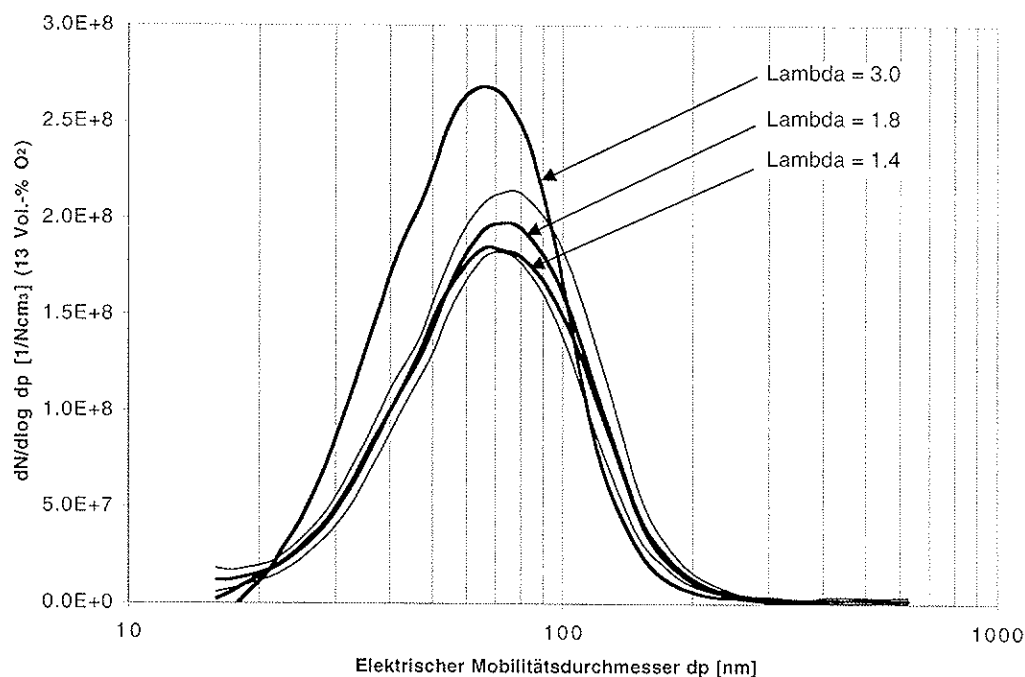


Abbildung 9 Einfluss der Luftüberschusszahl Λ auf die Bildung submikroner Partikel bei gleicher Luftstufung (35% Sekundärluft) und Feuerungsleistung (75% der Nennleistung). Für die Luftüberschusszahl von 1,8 ist neben der Mittelwertkurve die Standardabweichungen eingetragen.

3.3 Variation des Feinanteils im Brennstoff

Die bis anhin dargestellten Untersuchungen wurden alle mit Buchen-Waldhackschnitzeln mit geringem Feinanteil durchgeführt. Der Massenanteil an Schnitzeln unter 3 mm lag bei 1,3%. Zur Beurteilung des Einflusses der Schnitzelgrösse wurde der vorgängig dem Brennstoff entnommene Feinanteil in grossen Mengen zudosiert, so dass der verwendete Brennstoff gegenüber dem Ausgangsmaterial etwa das 7-fache bzw. das 12-fache an Feinanteil aufweist. Der Massenanteil an Schnitzeln unter 3 mm liegt dann bei 19,1% bzw. bei 27,6%. Die Versuche mit erhöhtem Feinanteil sind dem Standardversuch in Tabelle 2 gegenübergestellt.

Beim Versuch mit 12-fach überhöhtem Feinanteil und gleichem Holzeinschub über die Förderschnecke (gleiches Schüttvolumen) sinkt die Luftüberschusszahl geringfügig von 1,78 auf 1,69 ab.

Auf die Partikelkonzentration im Abgas hat die hohe Menge an Feinanteil keine signifikante Auswirkung. Der Mittelwert steigt von 100 mg/Nm³ auf 111 mg/Nm³ bzw. 110 mg/Nm³ an (Tabelle 2). Auch die elementare Zusammensetzung der Abgaspartikel aus der Verbrennung mit geringem Feinanteil (Standardbetrieb) und hohem Feinanteil (7-fach überhöht) zeigt nur geringfügige und nicht signifikante Unterschiede.

Der Feinanteil bei Waldhackschnitzeln Buche scheint somit keinen wesentlichen Einfluss auf die Partikelbildung zu haben. Rückschlüsse auf den Einfluss noch feinerer Anteile wie zum Beispiel Sägespäne sind damit allerdings nicht möglich.

4 Schlussfolgerungen

Die Verbrennung von Buchen-Waldhackschnitzeln mit gutem Ausbrand führt in der untersuchten Unterschubfeuerung ohne Zyklon zu Staubgehalten im Abgas zwischen 85 mg/Nm³ und 135 mg/Nm³ bei 13 Vol.-% O₂ für einen Betrieb in folgenden Betriebsbereichen:

- Feinanteil kleiner 3 mm zwischen 1,3 Gew.-% und 27,6 Gew.-%
- Luftüberschusszahl zwischen 1,3 und 3,0
mit Flammentemperaturen von 640°C bis 1020°C.

Die Veränderung der Betriebsparameter in diesen Bereichen hat somit den Gesamtstaubgehalt im Abgas innerhalb einer Bandbreite von lediglich rund einem Faktor 1,6 beeinflusst.

Auch auf die Partikelgrössenverteilung im submikronen Bereich ist der Einfluss der erwähnten Parameter gering. Es liegt stets eine monomodale Anzahlverteilung vor, wobei der häufigste Partikeldurchmesser zwischen 60 nm und 80 nm liegt. Etwas grösser sind die Unterschiede bei der Anzahl submikroner Partikel (unter 700 nm), wo die Werte zwischen 8,4 10⁷/Ncm³ und 13,8 10⁷/Ncm³ schwanken, was wie beim Gesamtstaubgehalt etwa einem Faktor 1,6 entspricht.

In Tabelle 5 ist zusammengestellt, welche Feuerungsparameter auf welche Partikelkenngrösse einen signifikanten Einfluss zeigte.

Tabelle 5 Einfluss verschiedener Feuerungsparameter auf charakteristische Grössen der Abgaspartikel. *Die Feuerraumtemperatur ist in den bisherigen Versuchen noch nicht unabhängig von der Luftüberschusszahl variiert worden.
 –: keine signifikante Änderung feststellbar;
 ?: aufgrund der bisherigen Ergebnisse keine Aussage möglich.

Auswirkung auf	Gesamt-Staub-gehalt	Anzahl Submikroner Partikel	Häufigster Partikel-durchmesser	Anteil Organischer Kohlenstoff	Anteil Sauerstoff
Erhöhung von					
Luftüberschuss					
1,4 auf 1,8	Abnahme	–	–	Abnahme	Zunahme
1,8 auf 3,0	–	Zunahme	–	?	?
Feuerraumtemperatur*					
670°C auf 1000°C	–	?	–	?	?
Feinanteil < 3mm					
1,3 auf 27,6 Gew.-%	–	?	?	–	–

Im Gegensatz zur Anzahlverteilung sind bei der Massenverteilung auch Partikel mit Korngrössen über 1 µm relevant. Für einen Standardversuch mit üblichen Feuerungseinstellungen wurde mittels Andersen Kaskadenimpaktor eine bimodale Verteilung gefunden, welche nebst dem Peak im submikronen Bereich einen zweiten bei rund 10 µm aufweist (Abbildung 5). Der Partikelmassenanteil mit Partikeldurchmessern über 1 µm liegt bei etwa einem Viertel. Selbst mit einem idealen Trägheitsabscheider, welcher alle Partikel grösser als 1 µm abscheidet und unter Berücksichtigung der tiefsten gemessenen Partikelkonzentration von 85 mg/Nm³ kann somit eine Partikelkonzentration von 50 mg/Nm³ nicht erreicht werden.

Die Partikel der untersuchten automatischen Holzfeuerung weisen eine ähnliche Grössenverteilung auf wie motorische Abgaspartikel, obwohl die chemische Zusammensetzung völlig unterschiedlich ist: Motorische Abgaspartikel bestehen grösstenteils aus Kohlenstoff, während die Partikel aus Holzfeuerungen hauptsächlich aus Salzen bestehen.

Verdankung

Die vorliegende Untersuchung wird unterstützt vom Bundesamt für Energie und vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

5 Literatur

- Bach, C.; Heeb, N.; Mattrel, P. und Mohr, M.: Wirkungsorientierte Bewertung von Automobilabgasen, *MTZ Motortechnische Zeitschrift* 59 (1998) 11
- BUWAL: *Heizenergie aus Heizöl, Erdgas oder Holz*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 315, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, erarbeitet durch F. Kessler und R. Frischknecht, Bern 2000
- Dockery, D. et al.: An association between air pollution and mortality in six U.S. cities, *The New England Journal of Medicine* 24, Vol. 329, 9. Dezember 1993, 1753-1759
- Hasler, P. und Nussbaumer, T.: Aerosole aus Biomassefeuerungen: Grundlagen, Eigenschaften und Abscheidung. 5. *Holzenergie-Symposium*, 16. Oktober 1998, ETH Zürich, Bundesamt für Energie, Bern 1998, 45–74
- Mayer, A.; Czerwinski, J.; Matter, U.; Wyser, M.; Scheidegger, Kieser, D. und Weidhofer: VERT: Diesel Nano-Particulate Emissions: Properties and Reduction Strategies, *First International ETH-Workshop on Nanoparticle Measurements*, Laboratorium für Festkörperphysik, ETH Zürich, 1997
- Mohr, M. und Schmatloch, V.: Charakterisierung der Partikelemission aus Stückholzfeuerungen mit modernen Messtechniken, 5. *Holzenergie-Symposium*, 16. Oktober 1998, ETH Zürich, Bundesamt für Energie, Bern, 75–84
- Nussbaumer, T. und Hasler, P.: Bildung und Eigenschaften von Aerosolen aus Holzfeuerungen, *Holz als Roh-und Werkstoff* 57 (1999) 13–22

Praxiserhebung über Stickoxidemissionen automatischer Holzfeuerungen

Philipp Hasler¹, Thomas Nussbaumer¹ und Andres Jenni²

¹Verenum, Zürich; ²Ardens GmbH, Liestal

Zusammenfassung

Holzfeuerungen weisen gegenüber Öl- und Gasfeuerungen mehrfach höhere Stickoxidemissionen pro Nutzwärmeeinheit auf. Da Emissionen aus Feuerungsanlagen konzentriert in Massnahmegebieten anfallen, haben einzelne Kantone auch für Holzfeuerungen verschärfte Grenzwerte eingeführt.

Die vorliegende Studie zeigt den Stand der Technik von automatischen Holzfeuerungen in Bezug auf die Stickoxidemissionen anhand von Abnahme- und Kontrollmessungen im praxisnahen Betrieb auf. Die mit Unterstützung von Amtsstellen und Firmen erstellte Datenbank umfasst Messwerte von mehr als 250 in der Schweiz installierten Holzfeuerungen beim Betrieb mit naturbelassenen Holzschnitzeln, Restholz und Altholz.

Bei der Verbrennung von naturbelassenen Holzschnitzeln (LRV Kat. b) wird annähernd eine Normalverteilung der NO_x-Emissionen beobachtet. Die über sämtliche Hersteller kumulierten Häufigkeitsverteilungen der NO_x-Emissionen verlaufen im Konzentrationsbereich von 100 bis 300 mg/Nm³ (alle Angaben bei 11 Vol.-% O₂) relativ flach und zeigen geringe Unterschiede zwischen Unterschub- und Rostfeuerungen. Rund 50% der Messwerte liegen im Bereich von 220 mg/Nm³.

Die Verbrennung von Altholz führt im Mittel zu höheren NO_x-Emissionen als diejenige von naturbelassenem Holz. Allerdings können Altholzfeuerungen auch vergleichbare NO_x-Emissionen aufweisen wie Holzfeuerungen mit naturbelassenen Holzschnitzeln. Die am stärksten variierenden und die höchsten NO_x-Emissionen zeigen Restholzfeuerungen.

Die NO_x-Emissionen von Rost- und Unterschubfeuerungen weisen keine signifikanten Unterschiede auf für LRV Kat. b. Von sämtlichen untersuchten Feuerungstypen und Herstellern gibt es NO_x-Messwerte, die unter 200 mg/Nm³ liegen. Selbst bei der Rindenverbrennung sind Werte deutlich unter 200 mg/Nm³ möglich.

Einige Rostfeuerungen zeigen eine klare Abhängigkeit der NO_x-Emissionen von der Kessellast, indem bei sinkender Last geringere NO_x-Emissionen auftreten. Unterschubfeuerungen zeigen diese Tendenz dagegen kaum oder deutlich schwächer.

Obwohl der Gesamtluftüberschuss nicht zwingend einen Einfluss auf die NO_x-Emissionen hat, wird bei einzelnen Anlagentypen ein NO_x-Minderungseffekt mit sinkendem Luftüberschuss festgestellt. Die Stickoxidemissionen können allerdings auch bei tiefer Luftüberschusszahl hoch sein, wenn z.B. die Temperatur zu tief oder die Ver-

weilzeit in der Reduktionszone zu kurz ist. Anhand einer über einen Zeitraum von mehreren Jahren ausgemessenen Anlage konnte gezeigt werden, dass bei gleichem Brennstoff auf derselben Anlage alleine durch die Einstellung der Verbrennungsluftmengen eine signifikante NO_x -Minderung möglich ist, die nahe dem maximalen Wert liegt, welcher in einer Laborfeuerung bei optimaler zweistufiger Verbrennung und einem Brennstoff mit vergleichbarem Stickstoffgehalt ermittelt wurde.

Die Auswertungen zeigen, dass ein Vergleich oder eine Beurteilung von verschiedenen Holzfeuerungen nicht möglich ist anhand von Abnahme- und Kontrollmessungen, sondern dass ein *Anlagenvergleich* systematische Untersuchungen zur Ermittlung der NO_x -Kennfelder und eine *Anlagenbeurteilung* im Hinblick auf das NO_x -Minderungspotenzials zusätzlich weitere Kenndaten erfordert.

1 Ausgangslage und Zielsetzung

Die Stickoxidemissionen in der Schweiz stammen mit einem Anteil von rund 59% aus dem Verkehr (BUWAL 1995, Stand 2000). Industrie und Gewerbe tragen rund 26%, Land- und Forstwirtschaft 9% und die Haushalte 6% zu den gesamten Stickoxidemissionen bei. Die Emissionen der Feuerungsanlagen für Holz und fossile Brennstoffe sind ihrerseits Teil der Emissionen aus Industrie und Gewerbe (z.B. Holzfeuerungen in der Holzverarbeitenden Industrie) und der Haushalte (Heizungen). Industrie, Gewerbe und Haushalte tragen zwar zu weniger als einem Drittel der Stickoxidemissionen bei, dies jedoch konzentriert in Massnahmengebieten, weshalb die Anstrengungen zur Emissionsminderung auch diese Kategorien und darunter auch die Heizungsanlagen umfassen. Für Öl- und Gasheizungen haben die heutigen Vorschriften den Einsatz von Low- NO_x -Techniken zur Konsequenz. Für Ölkessel bis 350 kW werden die Vorschriften mittels Typenprüfung und Begrenzung des zulässigen Stickstoffgehalt im Heizöl vollzogen.

Für Holzfeuerungen wurde in der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) ein NO_x -Grenzwert von 250 mg/Nm^3 festgelegt, der bei Überschreiten eines Massenstromes von $2,5 \text{ kg/h}$ zur Anwendung gelangt. Da Holzfeuerungen jedoch um ein Mehrfaches höhere Stickoxidemissionen pro Nutzwärme als Öl- und Gasfeuerungen aufweisen, haben einzelne Kantone in Massnahmengebieten verschärfte Grenzwerte für Holzfeuerungen eingeführt. Diese sollen gewährleisten, dass für naturbelassene Holzbrennstoffe nur Feuerungsanlagen eingesetzt werden, welche bezüglich Stickoxidemissionen dem Stand der Technik entsprechen.

Die vorliegende Studie soll den Stand der Technik von automatischen Holzfeuerungen in Bezug auf die Stickoxidemissionen anhand von Abnahme- und Kontrollmessungen sowie von dokumentierten Messungen in der Literatur im praxisnahen Betrieb aufzeigen. Im weiteren sollen die Einflüsse der wichtigsten Parameter aufgezeigt werden. Die hier vorgestellten Resultate sind Teil einer Studie zur Datenerhebung und Auswertung von Stickoxid- und Staubemissionen von automatischen Holzfeuerungen [Hasler et al. 2000].

2 Vorgehen

Basis für die statistische Datenauswertung bilden die bei kantonalen Ämtern und bei Feuerungsherstellern während der letzten Jahre dokumentierten Abnahme- und Kontrollmessungen an automatischen Holzfeuerungen. Als Ergänzung dazu werden Ergebnisse von Prüfstandsmessungen verwendet.

Die vorhandenen Messdaten werden soweit möglich kategorisiert, um Rückschlüsse auf die verschiedenen Einflussfaktoren zu ermitteln. Schwerpunkt bilden die Ergebnisse aus Messungen an Holzfeuerungen mit naturbelassenen Holzschnitzeln.

3 Entstehung von Stickoxid-Emissionen

Stickoxide NO_x (NO und NO_2) stammen hauptsächlich aus Verbrennungsprozessen und tragen zur Bildung von bodennahem Ozon und sauren Niederschlägen bei. Quelle dieser Stickoxidemissionen sind der Luftstickstoff sowie im Brennstoff gebundener Stickstoff. Die wichtigsten Bildungswege sind [Leuckel et al. 1979, Kolar 1990]:

1. *Thermische Stickoxide* entstehen bei hohen Temperaturen aus molekularem Stickstoff und Sauerstoff der Verbrennungsluft.
2. *Prompt-Stickoxide* werden bei Anwesenheit von Kohlenwasserstoff-Radikalen ebenfalls aus Luftstickstoff und Luftsauerstoff gebildet.
3. *Brennstoffstickoxide* entstehen beim Abbau stickstoffhaltiger Brennstoffe aus chemisch gebundenem Stickstoff.

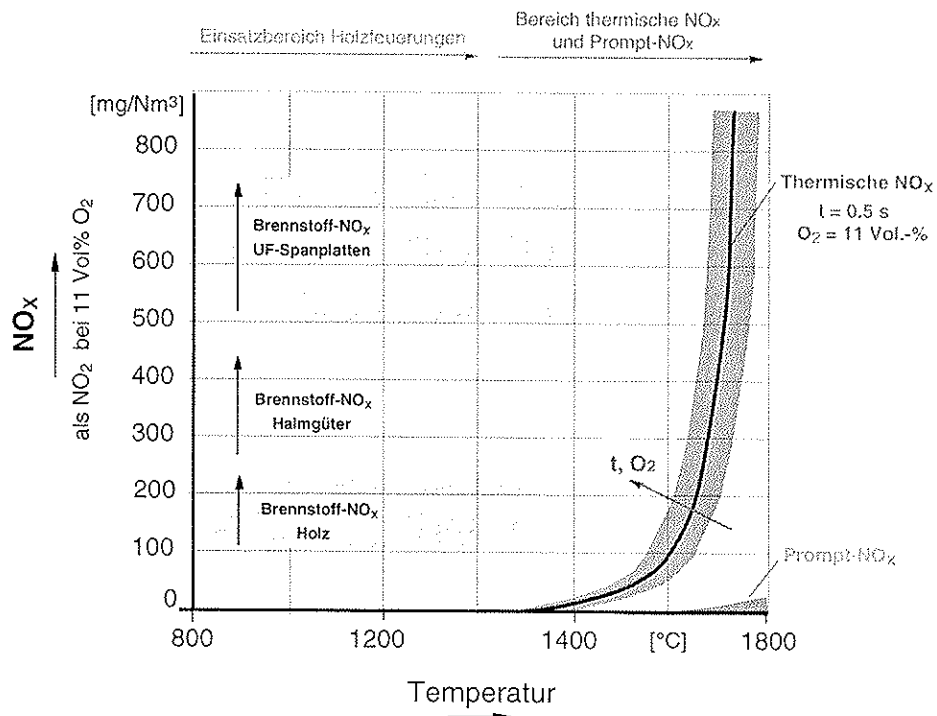


Abbildung 1: Brennstoffstickoxide, thermische Stickoxide und Prompt-Stickoxide in Funktion der Feuerraumtemperatur mit typischen Bereichen für Holz, Halmgüter und UF-Spanplatten (Richtwerte).

Abbildung 1 zeigt die aus den drei Bildungsmechanismen zu erwartenden Stickoxidemissionen in Abhängigkeit der Temperatur. Für die bei Holzfeuerungen typischen Temperaturen sind die thermischen Stickoxide und Prompt-Stickoxide nur von untergeordneter Bedeutung [Nussbaumer 1989]. Quelle für die Stickoxidemissionen bei Holzfeuerungen ist demnach der **Stickstoffgehalt im Brennstoff**.

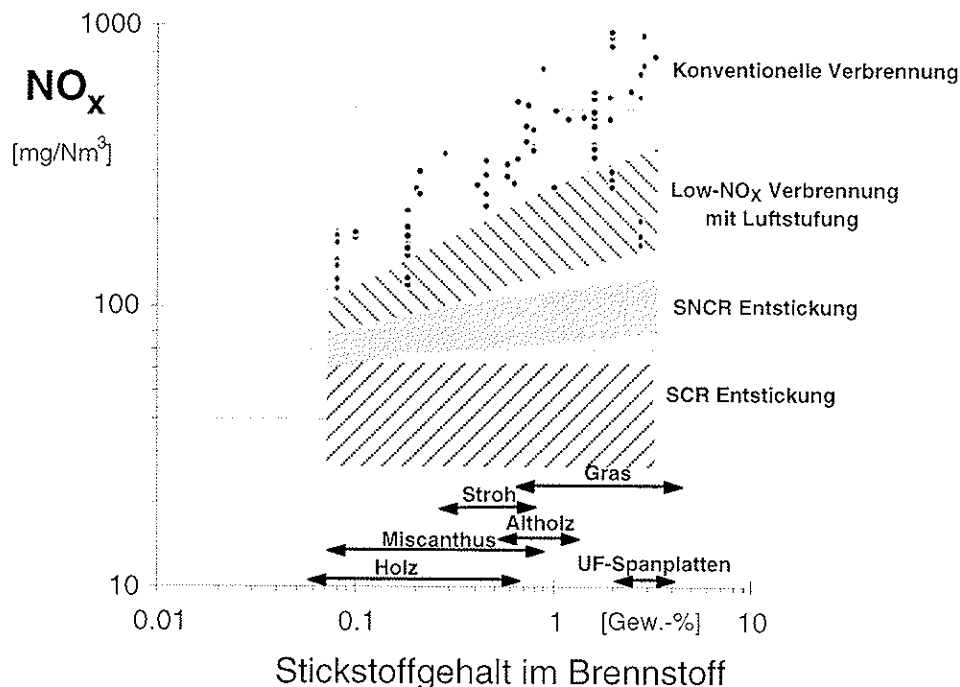


Abbildung 2: Bereiche von Stickoxidemissionen (Bezugsgrösse: 11 Vol.-% O₂) in automatischen Holzfeuerungen als Funktion des Brennstoff-Stickstoffgehalts für konventionelle Verbrennung und Low-NO_x-Verbrennung mit Luftstufung sowie erzielbare Werte mit Abgasentstickung durch SNCR und SCR. Brennstoffe: Holz, UF-Spanplatten, Gras, Stroh, Miscanthus. Zusammenstellung von rund 70 verschiedenen Messungen nach [Nussbaumer 1997] und [Biollaz et al. 1996].

Allerdings sind die Stickoxidemissionen nicht nur vom Brennstoff abhängig, wie die Abbildung 2 zeigt. Bei gleichem N-Gehalt von z.B. 0,1 Gew.-% werden Stickoxidemissionen zwischen 80 mg/Nm³ (Minimum bei Low-NO_x Verbrennung mit Luftstufung) und 200 mg/Nm³ (Maximum bei konventioneller Verbrennung) beobachtet.

Die eingesetzte **Verbrennungstechnologie** spielt daher ebenfalls eine bedeutende Rolle, da sie die technischen Voraussetzungen für eine Stickoxidminderung schafft. Zur NO_x-Minderung kommen sowohl Primärmassnahmen ohne Verwendung von Zusatzstoffen als auch Sekundärmassnahmen mit Einsatz eines Reduktionsmittels zum Einsatz. Die wichtigsten Primärmassnahmen sind Luftstufung und Brennstoffstufung. Luftstufung kommt vor allem für Brennstoffe ohne ausgeprägte Verschlackungsneigung und für Anlagen ab etwa 100 kW zum Einsatz, während die Brennstoffstufung erst an einer Laboranlage untersucht wurde und in der Praxis bisher nicht zur

Anwendung gelangte. Bei der Luft- und Brennstoffstufung erfolgt die Umwandlung des Brennstoffstickstoffs zu molekularem Stickstoff (N_2) in einer unter Sauerstoffmangel betriebenen Reduktionszone, in welcher die stickstoffhaltigen Zwischenprodukte reagieren können [Nussbaumer 1997].

Eine NO_x -Minderung setzt die Einhaltung einer understöchiometrischen Zugabe von Primärluft und einer guten Vermischung der Gase in der Reduktionszone voraus. Bei der Luftstufung ist für eine massgebliche Stickoxidminderung zudem eine Temperatur von rund $1'100^\circ C$ und eine Verweilzeit von rund 0.5 Sekunden in der Reduktionszone erforderlich [Keller 1994].

Das Ausmass der Stickoxidminderung mittels primären Massnahmen hängt demnach nebst der Feuerungskonstruktion auch vom **Betrieb** ab.

Zusammenfassend lässt sich somit festhalten, dass die Stickoxidemissionen von Holzfeuerungen von mehreren Faktoren bestimmt werden, die zum Teil voneinander abhängig sind und zum Teil unabhängig sind, und die im wesentlichen folgenden Hauptfaktoren zugeordnet werden können:

1. **Brennstoff**
2. **Feuerungstechnik**
3. **Betrieb.**

Eine zentrale Grösse beim Brennstoff ist der Stickstoffgehalt. Daneben können weitere Faktoren direkt oder indirekt eine Rolle spielen, wie zum Beispiel der Wassergehalt, welche die Verbrennungstemperatur und die Zusammensetzung der Flamme beeinflusst.

Bei der Feuerungstechnik ist von Bedeutung, ob eine Reduktionszone vorhanden ist. Daneben können zahlreiche Faktoren eine Rolle spielen wie zum Beispiel Rostbelegung, Rostkühlung, Strömungsführung, Unterschub-/Rostprinzip, Einsatz von Abgasrezirkulation usw., deren Einfluss nicht sicher bekannt ist.

Beim Betrieb ist davon auszugehen, dass die oben erwähnten Parameter wie Luftüberschuss und Temperatur eine Rolle spielen, im weiteren allenfalls der Lastzustand, die Betriebsweise (stationär, Ein/Aus) und weitere.

Einige der Faktoren hängen von verschiedenen Parametern ab, so zum Beispiel die Temperatur, welche eine Folge ist vom Wassergehalt im Brennstoff, der die durch die Feuerungstechnik bestimmten Wärmeabfuhr im Feuerraum, sowie dem durch den Betrieb bestimmten Luftüberschuss.

4 Resultate der Datenerhebung

4.1 Bemerkungen zu den Messdaten

Abnahme- und Kontrollmessungen an betrieblichen Holzfeuerungsanlagen werden im folgenden als *Feldmessungen* bezeichnet, Messungen auf Prüfständen als *Prüfstandsmessungen*.

Bei Feldmessungen ist eine detaillierte Beschreibung und Analyse von Brennstoff, Anlage und Betriebsweise meistens nicht Teil des Messauftrages und demnach nicht in den Berichten enthalten. Von den Brennstoffen ist in der Regel lediglich die Brennstoffkategorie gemäss LRV angegeben, in vereinzelt Fällen zudem die Holzart (z.B. Rinde, Buche, Kompostholz) oder die Brennstofffeuchte.

Die am besten dokumentierten Berichte stammen von Prüfstandsmessungen, die mindestens den Brennstoff und den Anlagenbetrieb ausreichend beschreiben. Die hier verwendeten Prüfstandsergebnisse stammen aus Messreihen bei Vollastbetrieb mit naturbelassenen Holzschnitzeln oder Pellets (LRV Kat. b) an kleinen und mittleren Anlageleistungen (15 kW bis 300 kW).

Die grafische Darstellung der Daten erfolgt nachfolgend in vielen Fällen als Balkendiagramme mit Vertrauensbereichen. Die Ermittlung der Vertrauensbereiche basiert auf einer statistischen Datenauswertung (Vertrauensbereich = Mittelwert $\pm$ Konfidenzintervall; 90% Niveau) und gilt streng genommen nur für normalverteilte Daten. Da vermutlich nicht alle Datensätze eine Normalverteilung aufweisen, kann der Vertrauensbereich vom effektiven Messbereich abweichen.

Sämtliche Emissionsmessdaten in diesem Bericht beziehen sich sofern nicht ausdrücklich anders vermerkt auf folgende Grössen:

Bezugsgrösse:	11 Vol.-% O ₂
Stickoxide NO _x :	gemessen als NO, angegeben als NO ₂

Die Brennstoffklassierung erfolgt gemäss der Luftreinhalte-Verordnung LRV (Stand 12.10. 1999), Anhang 5, Absatz 3 (Holzbrennstoffe).

Die in den folgenden Kapiteln diskutierten Vergleiche erfordern im Idealfall entweder identische Brennstoffe (d.h. gleiche Holzart, Charge, Feuchte etc.) und/oder die gleichen Feuerungstypen. Diese Anforderungen sind trotz der umfangreichen Datenbank von mehr als 1000 Einzelmesswerten nur in Ausnahmefällen erfüllt, so dass die Vergleiche mehrheitlich bei möglichst vergleichbaren Parametern (z.B. Buche als Brennstoff) erfolgen.

Als Orientierungshilfe für den Vergleich von Emissionsmesswerten sind in der Tabelle 1 die theoretisch maximal möglichen NO_x-Emissionen bei verschiedenen Brennstoff-Stickstoffgehalten aufgeführt. Die Angaben basieren auf den Annahmen, dass der gesamte Stickstoff im Brennstoff in Stickoxid (gerechnet als NO₂) übergeht und dass keine thermische NO-Bildung stattfindet.

Tabelle 1: Theoretische Maximaemissionen von Stickoxid (als NO₂) bei verschiedenen Stickstoffgehalten im Brennstoff.

Bemerkungen: 0.1 Gew.-% N = typischer Wert für Nadelholz; 0.2 Gew.-% N = typischer Wert für Laubholz; 3 Gew.-% N = typischer Wert für unbeschichtete Spanplatten.

N-Gehalt im Brennstoff	Theoretische Maximaemission von NO _x im Abgas bei	
	11% O ₂	13% O ₂
0.1 Gew.-%	340	270
0.2 Gew.-%	690	550
3.0 Gew.-%	10290	8230

Die Herstellernamen sind durch Buchstaben A, B, C etc. anonymisiert. Die Benennung erfolgt jeweils für jede Grafik neu und in zufälliger Reihenfolge, so dass derselbe Buchstabe für verschiedene Herstellernamen verwendet wird.

4.2 Überblick

Die Abbildung 3 zeigt die über sämtliche Feuerungstypen ermittelte Verteilung sowie die Vertrauensbereiche der gemessenen NO_x-Gehalte im Abgas bei der Verbrennung verschiedener Holzbrennstoffe und von Altholz gemäss LRV. Die Ermittlung der Verteilungen erfolgt dabei unabhängig des eingesetzten Feuerungstyps (Rost- oder Unterschubfeuerung), des Anlagenbetriebes (Teil-/Vollast; Luftüberschusszahl λ etc.) oder der Holzart (z.B. bei naturbelassenem Holz: Fichte, Buche, Rinde).

Bei der Verbrennung von naturbelassenen Holzschnitzeln (LRV Kat. b) wird dabei annähernd eine Normalverteilung der NO_x-Emissionen beobachtet. Normalverteilungen können durch die statistische Variation eines einzelnen Parameters (z.B. natürliche Variation des Stickstoffgehalts im Brennstoff) entstehen.

Die Verbrennung von Altholz führt im Mittel zu höheren NO_x-Emissionen als diejenige von naturbelassenem Holz. Allerdings können Altholzfeuerungen (ohne Sekundärmassnahmen) durchaus vergleichbare NO_x-Emissionen aufweisen wie Holzfeuerungen mit naturbelassenen Holzschnitzeln.

Erwartungsgemäss zeigen Restholzfeuerungen die am stärksten variierenden und die höchsten NO_x-Emissionen. Die Hauptursache für die grosse Schwankungsbreite bei Restholzfeuerungen sind die Stickstoffgehalte der entsprechenden Brennstoffsortimente. Restholz gemäss LRV kann z.B. Massivholzschnitzel von Schreinereien (tiefe N-Gehalte von z.B. 0.2 Gew.-%) oder Spanplattenschnitzel aus der Möbelfabrikation (hohe N-Gehalte von z.B. > 2 Gew.-%) umfassen. NO_xMessungen von Restholzfeuerungen sind deshalb für den Vergleich von anlagen- oder betriebspezifischen Einflussfaktoren ungeeignet.

Der am besten definierte Holzbrennstoff sind naturbelassene Holzschnitzel, obwohl auch diese Kategorie unterschiedliche Holzarten wie Fichte, Buche oder Rinde mit

entsprechend verschiedenen Stickstoff-Gehalten beinhaltet. Das Schwergewicht der Auswertung in den folgenden Kapiteln erfolgt mit Daten aus Emissionsmessungen mit naturbelassenen Holzschnitzeln (LRV Kat. b).

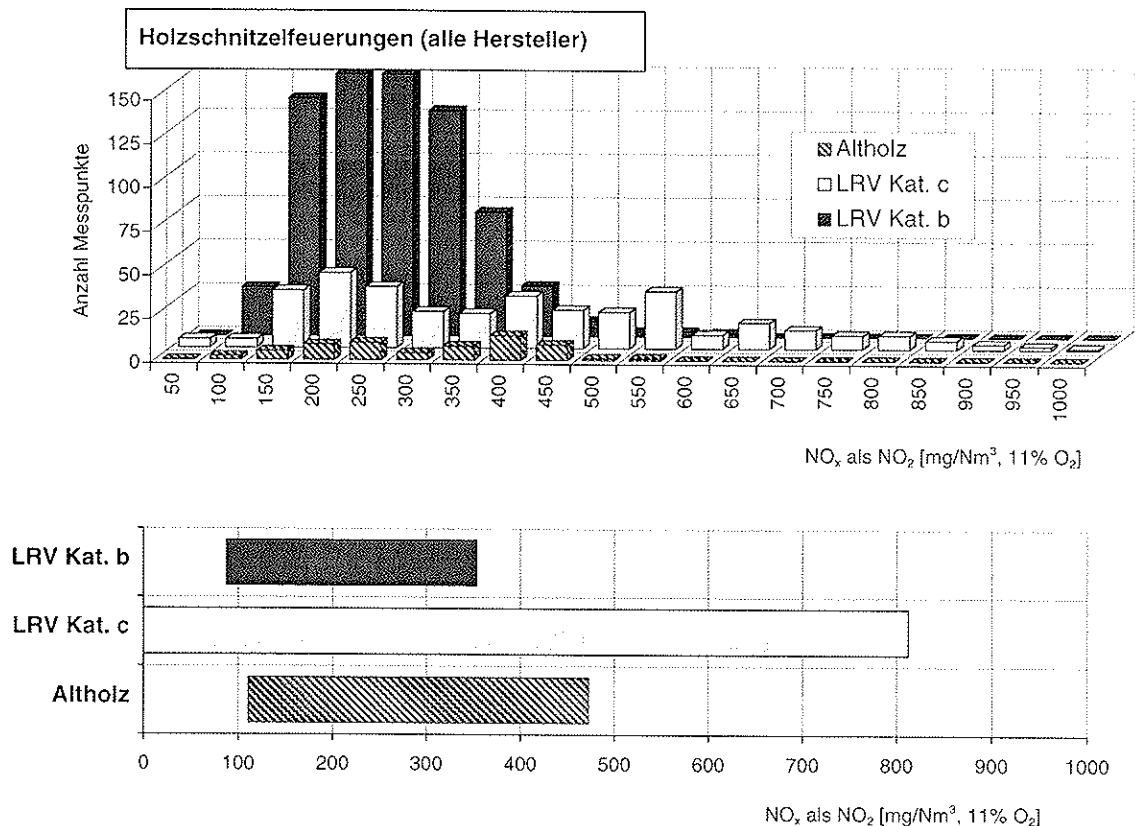


Abbildung 3: Verteilung der NO_x-Emissionsmesswerte und die Vertrauensbereiche der Mittelwerte bei der Verbrennung verschiedener Holzbrennstoffe und Altholz gemäß LRV

Bemerkungen: Der erste Wertebereich in der Verteilungsfunktion (obere Grafik; 1. Feld links auf der X-Achse) beinhaltet NO_x-Messwerte von 0 .. 50 mg/Nm³; LRV Kat. b (750 Messpunkte; 183 Anlagen), LRV Kat. c (337 Messpunkte; 88 Anlagen), Altholz (48 Messpunkte; 12 Anlagen); Keine der hier untersuchten Anlagen weist Sekundärarmassnahmen zur Stickoxidminderung (SNCR oder SCR) auf.

Die Abbildung 4 zeigt eine Zusammenstellung der NO_x-Emissionen bei der Verbrennung von naturbelassenen Holzschnitzeln in Unterschub- und Rostfeuerungen verschiedener Hersteller unabhängig vom Anlagenbetrieb und der Holzart.

Dabei zeigt sich, dass Rost- und Unterschubfeuerungen keine signifikanten Unterschiede in den NO_x-Emissionen aufweisen. Von sämtlichen untersuchten Feuerungstypen und Herstellern gibt es NO_x-Messwerte, die unter 200 mg/Nm³ liegen. Von rund 1/3 der Hersteller gibt es dokumentierte NO_x-Gehalte <100 mg/Nm³ und von 5 der insgesamt 17 untersuchten Anlagegruppen liegen sämtliche NO_x-Messwerte unter 200 mg/Nm³.

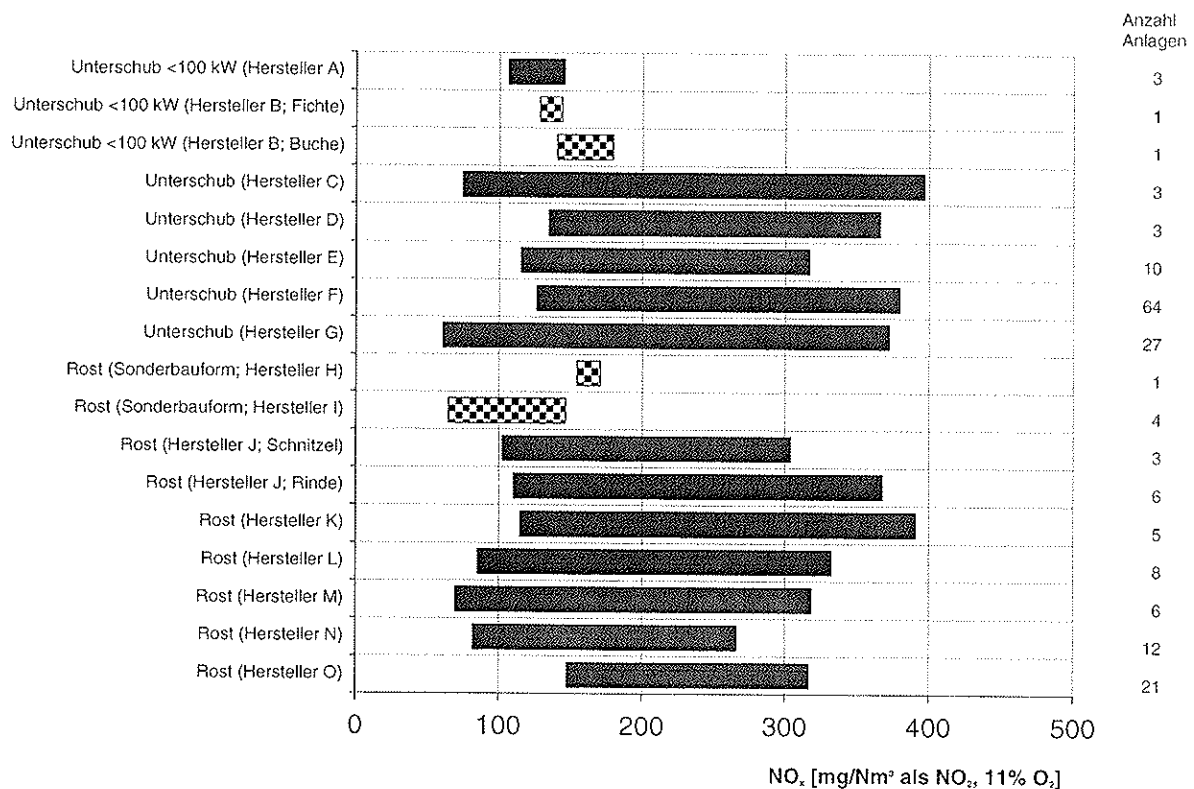


Abbildung 4: Vertrauensbereiche der NO_x-Emissionen von Unterschub- und Rostfeuerungen verschiedener Hersteller für die LRV Brennstoffkategorie b (naturbelastete Holzschnitzel exkl. Rinde).

Bemerkungen: Ergebnisse aus Prüfstandsmessungen sind als karierte Balken gekennzeichnet; Die Stichproben der einzelnen Datengruppen weisen verschiedene Umfänge auf.

Die Vertrauensbereiche der NO_x-Emissionen streuen teilweise beträchtlich, was auch auf die verschiedenen Stickstoffgehalte in den Brennstoffen (z.B. Buche, Rinde etc.) und Betriebsbedingungen (Kessellast, Luftüberschuss) zurückzuführen ist.

Die NO_x-Emissionen scheinen sowohl für Unterschub- als auch für Rostfeuerungen keine Abhängigkeit von der Kesselnennleistung aufzuweisen. Im weiteren ist aus den Daten kein Zusammenhang zwischen dem Baujahr und den NO_x-Emissionen erkennbar [Hasler et al. 2000].

Die Abbildung 5 zeigt die Verteilungen der NO_x-Emissionen bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz in Rostfeuerungen zweier Hersteller. Während die NO_x-Werte von Hersteller A annähernd eine Normalverteilung ergeben mit einem Maximum bei rund 240 mg/Nm³, ist die Verteilung der NO_x-Messwerte bei den Rostfeuerungen von Hersteller B etwas breiter und weist einen etwas tieferen mittleren Wert auf. Gleichartige Brennstoffe vorausgesetzt, ermöglichen konstruktive und/oder betriebliche Massnahmen die NO_x-Emissionen bei Anlagen von Hersteller B zu beeinflussen.

Analoge Effekte wie die Rostfeuerungen zeigen auch Unterschubfeuerungen (Abbildung 6). Die Anlagen von Hersteller D (welcher nicht mit Hersteller B aus Abbildung 5 identisch ist) weisen eine breitere Verteilung der NO_x-Emissionen mit tieferem mittleren Wert auf als diejenigen von Hersteller C.

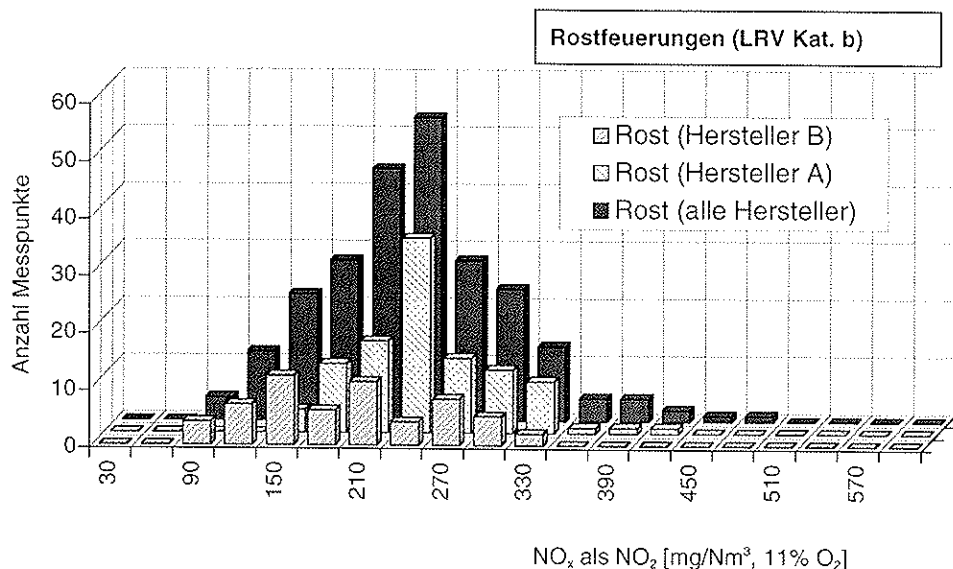


Abbildung 5: Statistische Verteilung der NO_x -Messwerte von (Vorschub-) **Rostfeuerungen** zweier Hersteller für die LRV Brennstoffkategorie b

Bemerkungen: Anzahl Anlagen: 61 (alle Hersteller), 21 (Hersteller A), 18 (Hersteller B); Die Daten stammen nur aus Feldmessungen.

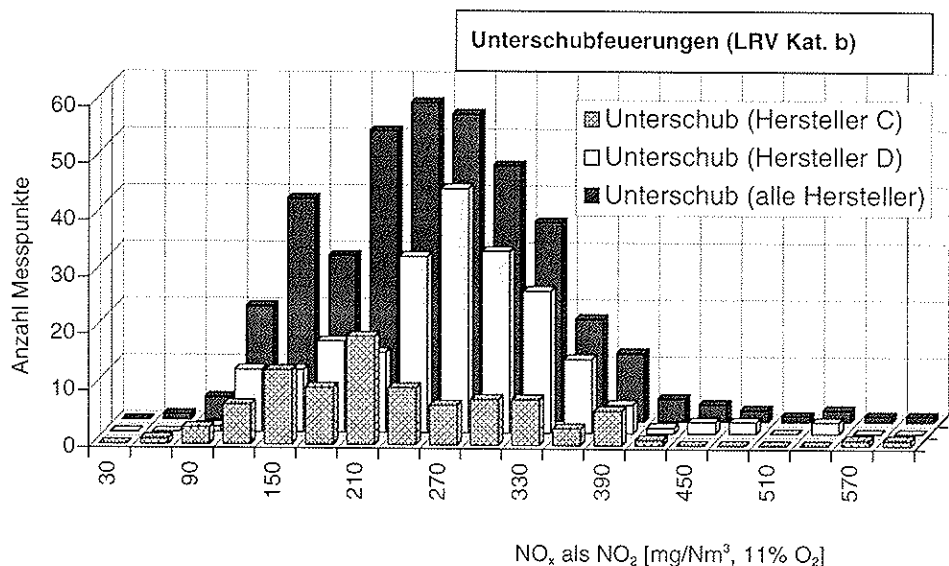


Abbildung 6: Statistische Verteilung der NO_x -Messwerte von **Unterschubfeuerungen** zweier Hersteller für die LRV Brennstoffkategorie b

Bemerkungen: Alle Hersteller (456 Messpunkte; 108 Anlagen); Hersteller C (104 Messpunkte; 27 Anlagen); Hersteller D (206 Messpunkte; 64 Anlagen); Die Daten stammen nur aus Feldmessungen.

Abbildung 7 zeigt die kumulierten Häufigkeitsverteilungen aller NO_x -Emissionen aus Rost- und Unterschubfeuerungen. Die beiden Verteilungen unterscheiden sich nicht wesentlich. Im Konzentrationsbereich zwischen 100 mg/Nm^3 und 300 mg/Nm^3 verlaufen die kumulierten Verteilungen relativ flach, wobei rund 90% aller (untersuchten)

Rostfeuerungen Stickoxidemissionen $<300 \text{ mg/Nm}^3$ (bei 11% O_2) und nur noch gut 10 % der Anlagen Werte $<150 \text{ mg/Nm}^3$ aufweisen.

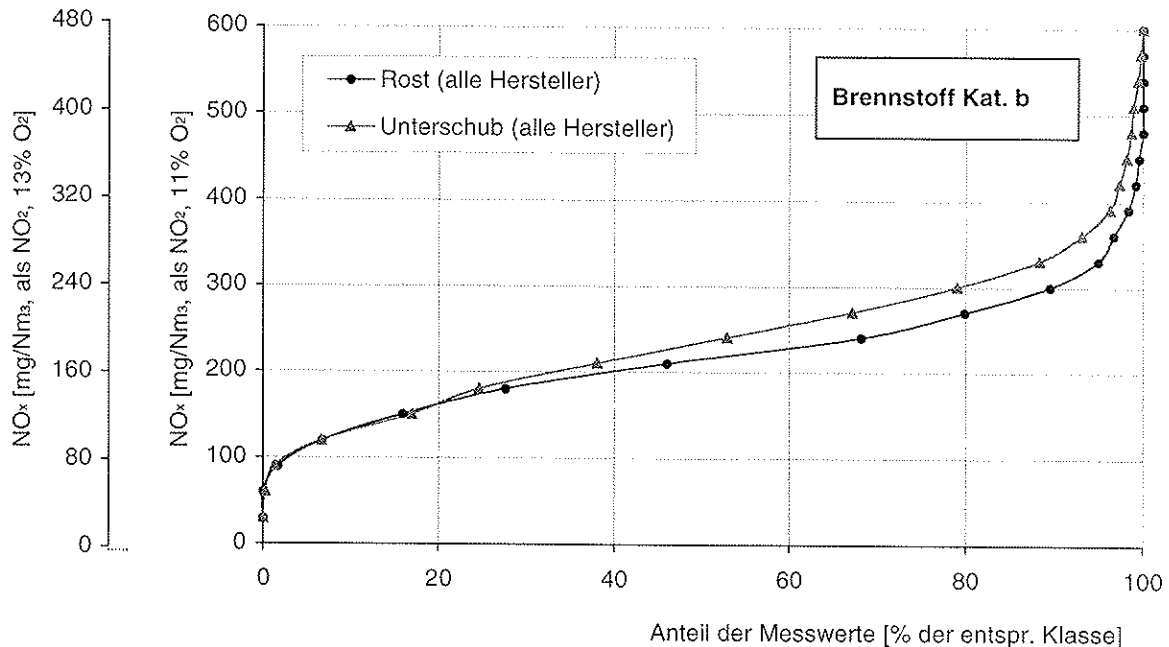


Abbildung 7: Kumulierte Häufigkeitsverteilung der NO_x -Emissionen als prozentuale Anteile in der Grundgesamtheit von Rost- oder Unterschubfeuerungen

Bemerkungen: Die Daten stammen nur aus Feldmessungen

4.3 Vergleich zwischen Feld- und Prüfstandsmessungen

Buchenholz ist ein Brennstoff, welcher bei Prüfstandsmessungen häufig und bei Feldmessungen gelegentlich z.B. als Referenzbrennstoff eingesetzt wird. Ein exakter Vergleich der NO_x -Emissionen zwischen Feld- und Prüfstandsmessungen würde allerdings Messwerte aus Versuchen mit identischen Feuerungsmodellen und identischen Brennstoffen (gleiche Charge) erfordern. Derartige Ergebnisse liegen nicht vor, so dass der Vergleich anhand einer Zusammenstellung aller vorhandenen Messwerte mit vergleichbarem Brennstoff in den verschiedensten Feuerungstypen erfolgt. Für Buchenholz ist die entsprechenden Abbildung in Kapitel 4.6 dargestellt (Abbildung 13). Dabei lässt sich kein signifikanter Unterschied in den NO_x -Emissionen zwischen Feld- und Prüfstandsmessungen ableiten. Bei Pellets können die Unterschiede zwischen Feld- und Prüfstandsmessungen jedoch beträchtlich sein (siehe Abbildung 8), wobei nicht erkennbar ist, ob die Unterschiede auf konstruktive Eigenheiten, den Anlagenbetrieb oder auf unterschiedliche Stickstoffgehalte im Brennstoff zurückzuführen sind.

4.4 Brennstoffbedingte Stickoxidemissionen

Abbildung 8 zeigt die Variation der NO_x -Gehalte beim Einsatz verschiedener Brennstoffe der LRV Kategorie b. Für diesen Vergleich wird keine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Feuerungstypen und dem Anlagenbetrieb vorgenommen.

Erwartungsgemäss weisen Messungen mit Fichten- oder Buchenholz tendenziell geringere NO_x -Emissionen auf als Rinde oder Gemische aus Rinde und Kompostholz. Die Verbrennung von Fichtenschnitzeln auf dem Prüfstand führt (bei vergleichbaren Luftüberschusszahlen und Lastpunkten) zu rund 40 mg/Nm^3 geringeren NO_x -Gehalten als die von Buchenschnitzeln, was den geringeren Stickstoffgehalt in Fichte widerspiegelt.

Ein unerwartet breiter Bereich der NO_x -Emissionen wird bei der Verbrennung von Pellets beobachtet, insbesondere bei den Ergebnissen aus Feldmessungen. Die NO_x -Gehalte schwanken bei Feldmessungen von 80 mg/Nm^3 bis 420 mg/Nm^3 , während die gemessenen Werte auf dem Prüfstand im Bereich zwischen 90 mg/Nm^3 und 170 mg/Nm^3 liegen.

Bei Rinde variieren die NO_x -Messwerte im Bereich von 120 mg/Nm^3 bis 410 mg/Nm^3 . Die im Mittel höchsten NO_x -Messwerte werden bei der Verbrennung von Gemischen von Rinden mit Kompostholz beobachtet. Aufgrund der vorliegenden Daten sind die erhöhten Werte bei diesen Gemischen vermutlich auf erhöhte Stickstoffgehalte im Brennstoff zurückzuführen.

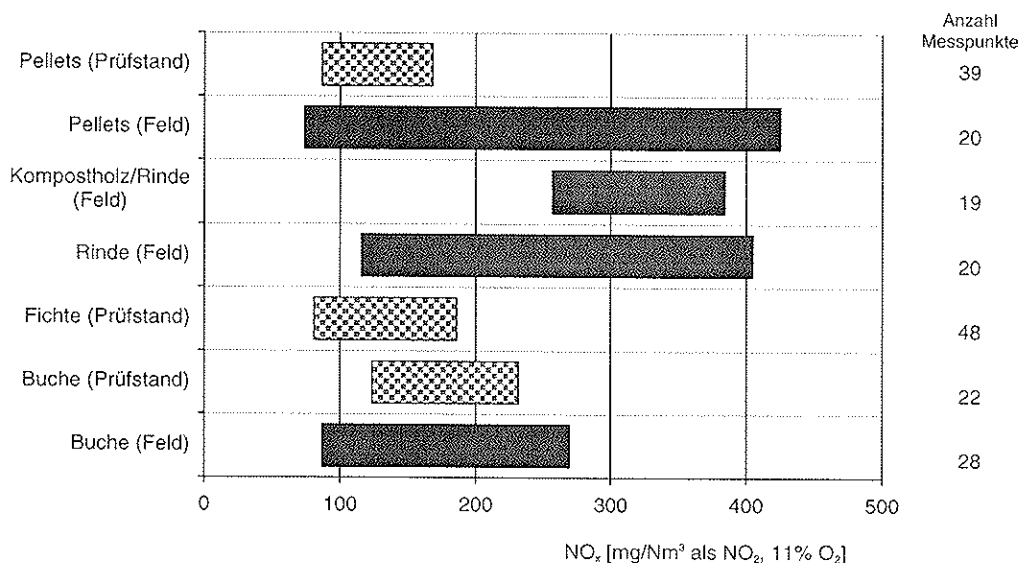


Abbildung 8: Vertrauensbereiche der NO_x -Emissionen beim Einsatz von verschiedenen naturbelassenen Holzbrennstoffen (LRV Kat. b) in automatischen Feuerungen

Bemerkung: Ergebnisse aus Prüfstandsmessungen sind als karierte Balken gekennzeichnet.

4.5 Betriebliche Einflüsse auf die Stickoxidemissionen

4.5.1 Lastabhängigkeit der Stickoxidemissionen

Abbildung 9 zeigt die Abhängigkeit der NO_x -Emissionen von der Kessellast für Rostfeuerungen von zwei Herstellern. Die Rostfeuerungen von Hersteller A zeigen eine klare Abhängigkeit der NO_x -Emissionen von der Kessellast, indem bei sinkender Last geringere NO_x -Emissionen auftreten. Ein analoges Verhalten wird auch bei Rostfeuerungen eines anderen Herstellers beobachtet. Die Feuerungen von Hersteller B zeigen hingegen bei variabler Kessellast keinen Trend zu veränderten NO_x -Emissionen.

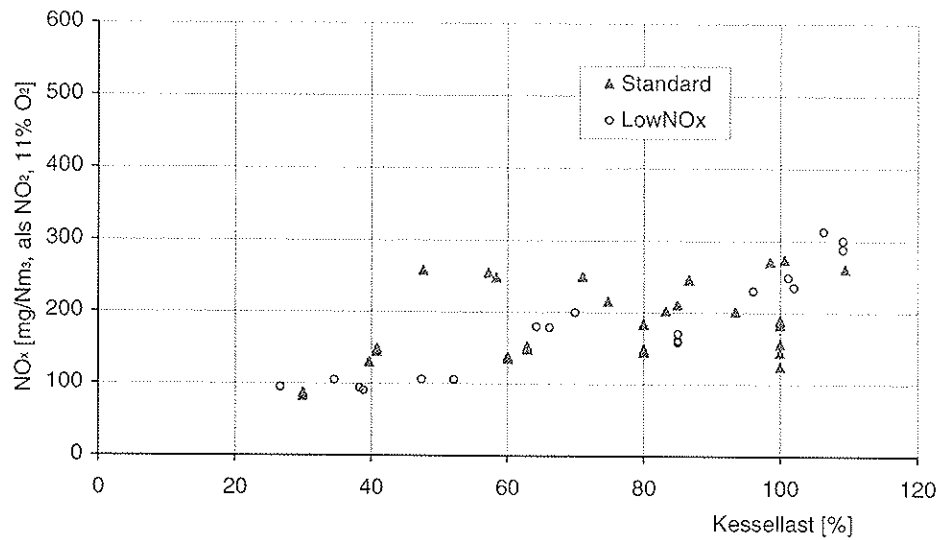
Die NO_x -Minderung bei sinkender Last an Rostfeuerungen von Hersteller A ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf eine günstige Stöchiometrie ($\lambda < 1$ in Reduktionszone) und eine ausreichend hohe Verweilzeit und Temperatur der Verbrennungsgase in der Reduktionszone zurückzuführen. Beim Hersteller B ist entweder die Luftüberschusszahl bereits in der Reduktionszone > 1 , die Verweilzeit zu kurz und/oder die Temperatur auch bei Teillast zu tief, so dass keine NO_x -Minderung stattfindet.

Das Standardmodell weist über den gesamten Lastbereich eine gleichmässig tiefe Luftüberschusszahl λ auf, während das Low- NO_x -Modell mit sinkender Last höhere λ -Werte hervorruft.

Im Gegensatz zu einigen Rostfeuerungskonstruktionen zeigen die NO_x -Emissionen von Unterschubfeuerungen keine (oder zumindest eine deutlich schwächere) Lastabhängigkeit.

Hersteller A vertreibt nebst Standardmodellen auch Rostfeuerungen mit der Bezeichnung Low- NO_x . Die NO_x -Emissionen des Low- NO_x -Modells sind allerdings nicht generell tiefer als diejenigen des Standardmodells (Abbildung 10). Interessant sind in diesem Zusammenhang die Erkenntnisse, dass beim Low- NO_x Modell auch bei hohem λ tiefe Stickoxidemissionen möglich sind und die λ /Last-Charakteristiken der beiden Modelltypen verschieden sind.

Rostfeuerung Hersteller A



Rostfeuerung Hersteller B

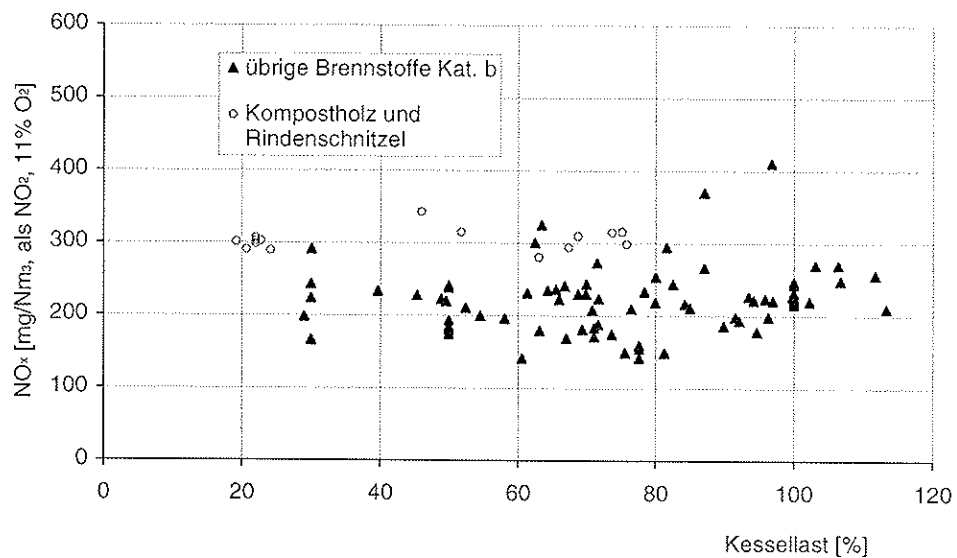


Abbildung 9: NO_x-Emissionen in Abhängigkeit der Kessellast von Rostfeuerungen zweier Hersteller beim Einsatz von naturbelassenen Holzschnitzeln (LRV Kat. b)

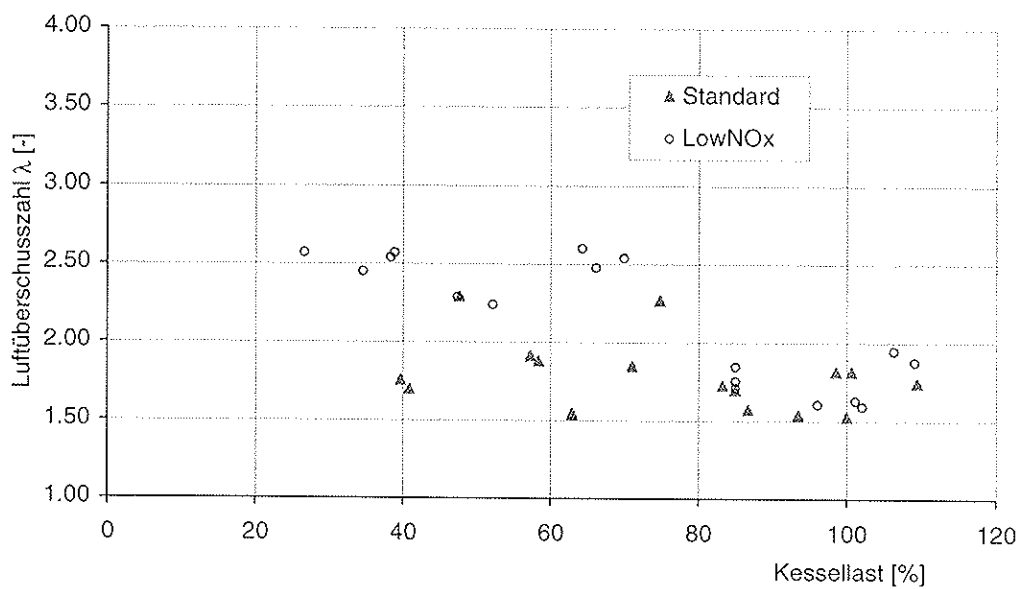
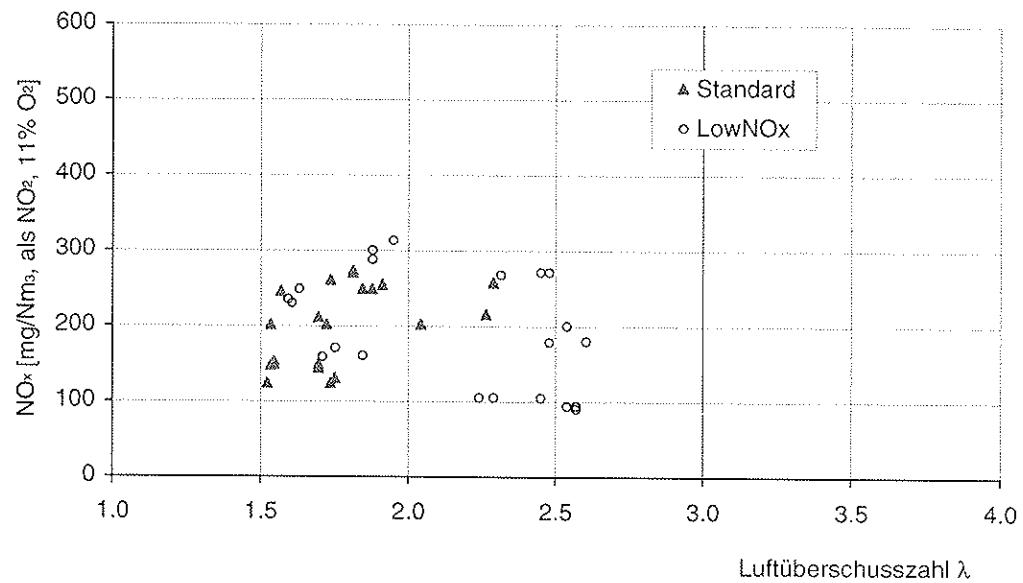


Abbildung 10: NO_x-Emissionen in Funktion der Luftüberschusszahl λ und Charakteristik zwischen λ und Kessellast für zwei Vorschubrostfeuerungstypen von Hersteller A

4.5.2 Einfluss der Luftüberschusszahl auf die Stickoxidemissionen

Die NO_x -Emissionen einer Holzfeuerung sind in jedem Falle vom Stickstoffgehalt im Brennstoff beeinflusst und können zudem von der Kessellast abhängen (Abbildung 9). Zur Ermittlung der NO_x -/ λ -Charakteristik eignen sich demnach vor allem Messdaten von Untersuchungen mit gleichem Brennstoff und vergleichbarer Last.

Das Verhalten der NO_x -Emissionen in Abhängigkeit der Luftüberschusszahl λ ist in Abbildung 11 für Buchenschnitzel bei Kessellasten über 70% dargestellt. Die Messdaten stammen aus Unterschub- und Rostfeuerungen verschiedener Hersteller. Obwohl der Gesamtluftüberschuss nicht zwingend einen Einfluss auf die NO_x -Emissionen hat, lässt die Darstellung einen NO_x -Minderungseffekt mit sinkendem λ -Wert vermuten, wobei NO_x -Emissionen von $<200 \text{ mg/Nm}^3$ erst bei λ -Werten <1.7 beobachtet werden. Die Ursache liegt vermutlich darin, dass Feuerungen mit tiefem Gesamtluftüberschuss eine konsequent gestufte Verbrennungsführung mit einer Reduktionszone erfordern, während Feuerungen mit hohem Gesamtluftüberschuss entweder keine Reduktionszone oder bereits in der Reduktionszone λ_{prim} -Werte >1 aufweisen.

Die Stickoxidemissionen können allerdings auch bei tiefer Luftüberschusszahl hoch sein, wenn z.B. die Temperatur zu tief oder die Verweilzeit in der Reduktionszone zu kurz ist.

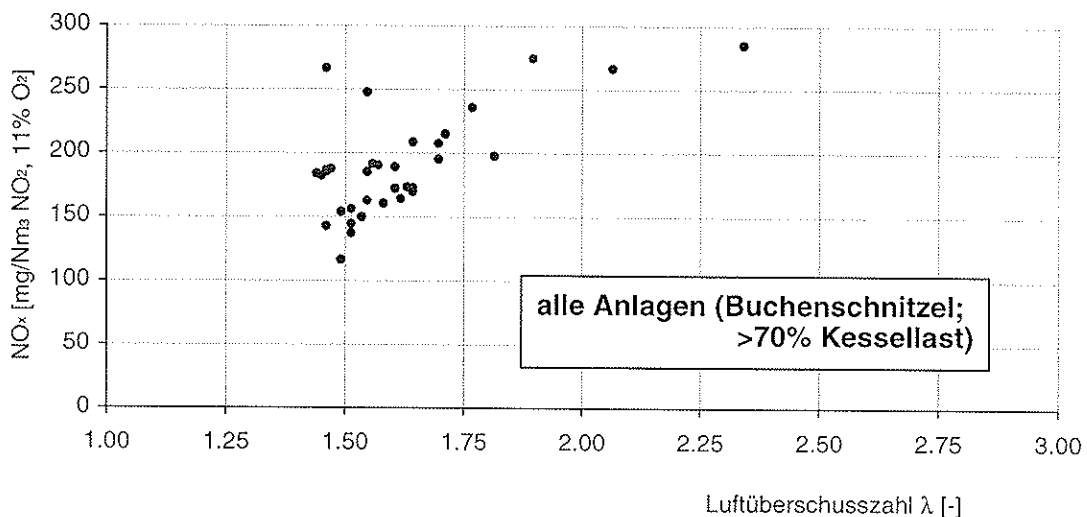


Abbildung 11. NO_x -Emissionen in Abhängigkeit der Luftüberschusszahl λ bei Kessellasten von $>70\%$ in verschiedenen Holzfeuerungen mit Buchenschnitzeln

Bemerkungen: Die Messdaten stammen von Unterschub- (4 Hersteller; Feld- und Prüfstandsmessungen) und Rostfeuerungen (2 Hersteller; Feld- und Prüfstandsmessungen); Die gemessenen CO-Gehalte in den Abgasen betragen zwischen 4 mg/Nm^3 und 330 mg/Nm^3 (Mittelwert: 90 mg/Nm^3)

Die Abbildung 12 zeigt die NO_x/λ -Charakteristik einer Unterschubfeuerung, die über einen Zeitraum von mehreren Jahren bei gleichen Lastpunkten ausgemessen wurde. Die NO_x -Emissionen nehmen wie im vorangegangenen Fall mit sinkendem λ ab, wobei NO_x -Emissionen $<200 \text{ mg/Nm}^3$ wiederum λ -Werte von <1.7 verlangen. Bei einer Luftüberschusszahl $\lambda=1.5$ ist gegenüber λ -Werten >2 eine NO -Minderung von rund 55% möglich (Messwert bei $\lambda=1.45$ mit $270 \text{ mg/Nm}^3 \text{ NO}_x$ nicht berücksichtigt). Dieser Wert liegt ziemlich nahe dem maximalen Wert von rund 60%, welcher in einer Unterschub-Laborfeuerung bei optimaler zweistufiger Verbrennung und einem Brennstoff mit vergleichbarem Stickstoffgehalt ermittelt wurde [Keller 1994]. Die untersuchte Unterschubfeuerung zeigt im übrigen keine Lastabhängigkeit der NO_x -Emissionen.

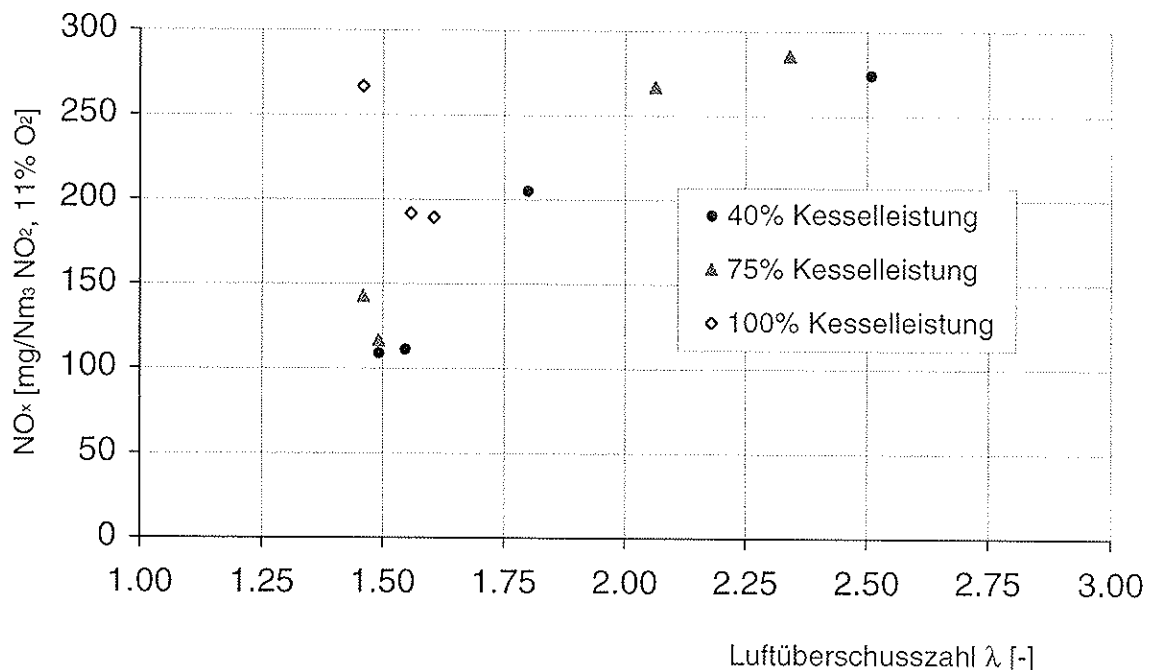


Abbildung 12: NO_x -Emissionen in Abhängigkeit der Luftüberschusszahl λ in einer 650 kW Unterschubfeuerung

Bemerkung: Der Brennstoff besteht mehrheitlich aus Buchenschnitzeln

Das Beispiel in Abbildung 12 zeigt deutlich, dass bei gleichem Brennstoff auf derselben Anlage alleine durch die Einstellung der Verbrennungsluftmengen eine signifikante NO -Minderung möglich ist. Ob es sich dabei um ein generelles oder anlagenspezifisches Phänomen handelt, lässt sich aufgrund der vorhandenen Daten nicht abschliessend beurteilen.

Die Ausführungen zeigen auch deutlich die Problematik eines Anlagenvergleichs verschiedener Feuerungskonstruktionen selbst bei bekanntem Brennstoff.

4.6 Konstruktive Einflüsse auf die Stickoxidemissionen

Anhand der vorliegenden Datenunterlagen lassen sich keine detaillierten Unterschiede in den Feuerungskonstruktionen ableiten, da entweder die entsprechenden Angaben nicht zugänglich sind oder die Messungen mit verschiedenen Brennstoffen und/oder Betriebszuständen durchgeführt wurden. Trotzdem lassen sich aus einigen Messdaten Aussagen über das Vorhandensein und/oder das Ausmass von Stickoxid mindernden Massnahmen ableiten.

In der Abbildung 13 sind die Versuchsergebnisse aus Messungen mit Buchenholz als Brennstoff in verschiedenen Feuerungstypen zusammengefasst. Die mittleren NO_x -Konzentration bewegen sich im Bereich von rund 120 mg/Nm^3 bis rund 200 mg/Nm^3 . Die geringsten als auch die höchsten NO_x -Messwerte stammen aus Feldmessungen an derselben Unterschubfeuerung (Hersteller E; 1 Modelltyp). Das Verhalten dieser Feuerung wurde in Kapitel 4.5.2 (Abbildung 12) eingehender diskutiert.

NO_x -Messwerte um 100 mg/Nm^3 können zwei der insgesamt acht untersuchten Hersteller bzw. Modelle aufweisen. Dabei handelt es sich je um eine Rost- und eine Unterschubfeuerung. Der Anlagenbetrieb der Rostfeuerung erfolgt jedoch mit rindenfreien Buchenschnitzeln, die dadurch einen geringeren Stickstoffgehalt im Brennstoff aufweisen, so dass mit üblichen Buchenschnitzeln nur die Unterschubfeuerung (Hersteller E) NO_x -Emissionswerte um 100 mg/Nm^3 erreicht.

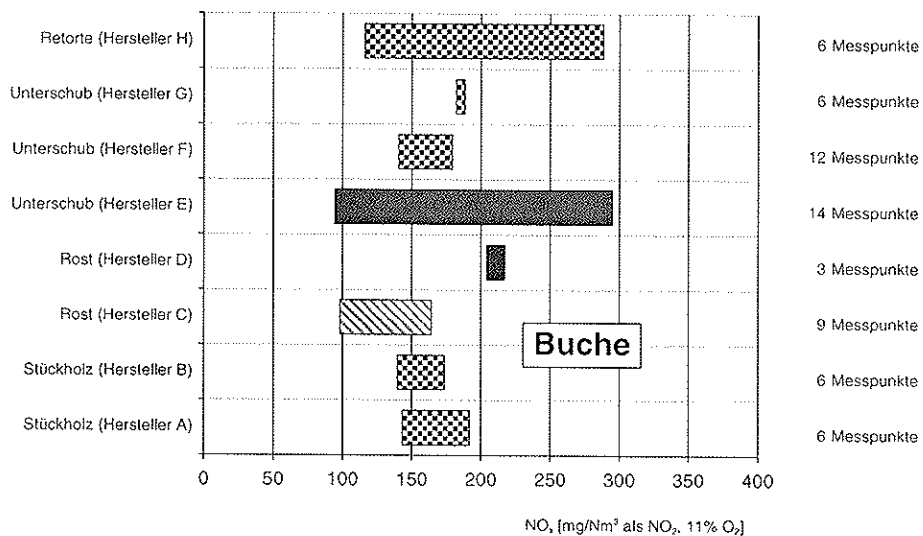


Abbildung 13: Vertrauensbereiche der NO_x -Emissionen bei der Verbrennung von Buche in verschiedenen Feuerungstypen

Bemerkungen: Die Messpunkte stammen von Einzelanlagen; Ergebnisse aus Prüfstandsmessungen sind als karierte Balken gekennzeichnet; Der Betrieb der Rostfeuerung von Hersteller C (schraffierte Fläche) erfolgt mit rindenfreien Buchenschnitzeln.

Der Vergleich der NO_x -Gehalte aus den Prüfstandsmessungen zeigt für alle untersuchten Feuerungstypen keine signifikanten Unterschiede. Die Mittelwerte bewegen sich in einem relativ engen Bereich von 160 mg/Nm^3 (Stückholz Hersteller B) bis 200 mg/Nm^3 (Retorte Hersteller H). Allerdings sind auch bei Rinde vergleichbar tiefe NO_x -Messwerte möglich (siehe Abbildung 8).

Im Gegensatz zu Buchenholz zeigen Prüfstandsergebnisse aus Versuchen mit Fichte Unterschiede in den NO_x -Emissionen (Abbildung 14). Die deutlich geringsten Messwerte zeigt eine kombinierte Stückholz-/Schnitzel-Feuerung (Hersteller A). Interessant ist zudem, dass eine Stückholzfeuerung desselben Herstellers eher hohe NO_x -Messwerte aufweist. Die übrigen Hersteller weisen bei Fichtenbrennstoff mehrheitlich vergleichbare NO_x -Messwerte auf.

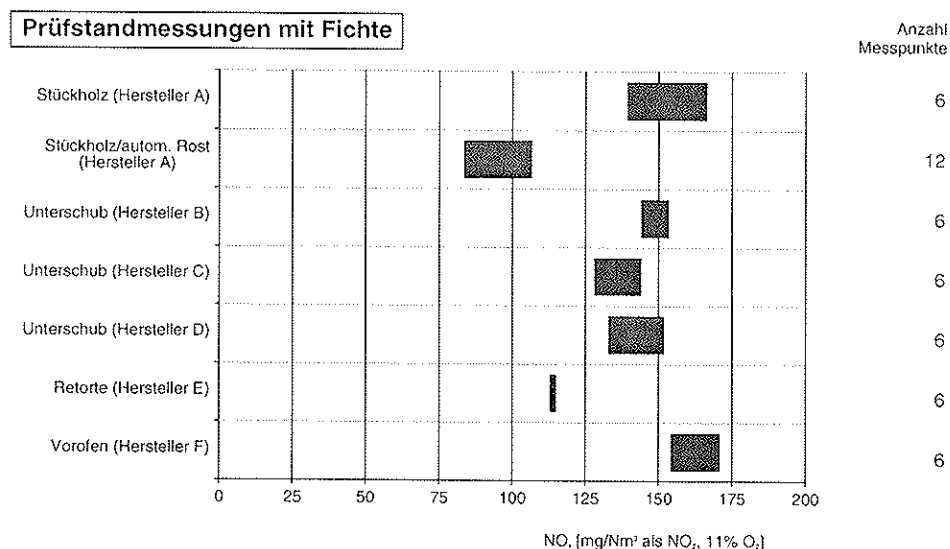


Abbildung 14: Vertrauensbereiche der NO_x -Emissionen bei der Verbrennung von Fichte in verschiedenen Feuerungstypen auf dem Prüfstand

Bemerkungen: Die Meswerte stammen von Einzelanlagen; Ergebnisse aus Prüfstandsmessungen sind als karierte Balken gekennzeichnet; Die CO -Gehalte im Abgas bewegen sich bei Schnitzelfeuerungen zwischen 30 mg/Nm^3 und 340 mg/Nm^3 , bei Stückholzfeuerungen zwischen 70 mg/Nm^3 und 90 mg/Nm^3 .

5 Schlussfolgerungen

Der Umfang der Datenbank, welcher Messwerte von mehr als 250 Holzfeuerungen umfasst, dürfte ein repräsentatives Abbild der in der Schweiz installierten Holzfeuerungen wiedergeben.

Die Auswertungen zeigen, dass Restholzfeuerungen deutlich stärker variierende und höhere mittlere NO_x -Emissionen aufweisen als Feuerungen für naturbelassenes Holz, was auf den Brennstoffstickstoff zurückgeführt wird. Die Verbrennung von Altholz führt im Mittel zu leicht höheren NO_x -Emissionen als diejenige von naturbelassenem Holz, wobei Altholzfeuerungen jedoch auch vergleichbare NO_x -Emissionen wie Feuerungen mit naturbelassenem Holz aufweisen können.

Die über sämtliche Hersteller kumulierten Häufigkeitsverteilungen der NO_x -Emissionen für naturbelassenes Holz (LRV Kat. b) verlaufen relativ flach und zeigen nur geringe Unterschiede zwischen Unterschub- und Rostfeuerungen. Rund 80 % bis 90 % aller (untersuchten) Feuerungen weisen NO_x -Emissionen $< 300 \text{ mg/Nm}^3$ (bei 11% O_2) auf, unter 150 mg/Nm^3 sind es nur noch gut 10%.

Einige Rostfeuerungstypen zeigen eine klare Abhängigkeit der NO_x -Emissionen von der Kessellast, indem bei sinkender Last geringere NO_x -Emissionen auftreten. Unterschubfeuerungen zeigen diese Tendenz kaum oder zumindest deutlich schwächer.

Die Gesamtluftüberschusszahl λ kann einen grossen Einfluss auf die NO_x -Emissionen haben, indem einige Anlagentypen bei tieferen λ -Werten (zwischen 1,5 und 1,7) deutlich geringere NO_x -Emissionen zeigen.

Es gibt Holzfeuerungen, die ein hohes NO_x -Minderungspotenzial aufweisen. Im vorliegenden Datenumfang wurden signifikante Low- NO_x Effekte bei vereinzelt Feuerungen mit Fichten- und Buchenschnitzeln sowie bei vereinzelt Rindenfeuerungen beobachtet. Die Nutzung dieses Potenzials erfordert jedoch eine konsequente Optimierung des Anlagenbetriebs und zwar prioritär auf möglichst tiefe λ -Werte. Anhand der vorhandenen Daten kann das Potenzial zur gesamtschweizerischen NO_x -Emissionsminderung durch Anlagenoptimierung nicht sicher abgeschätzt werden, da die Verteilung der installierten Feuerungstypen nicht genau bekannt ist.

Aufgrund der vorangehend genannten Effekte ist ein Vergleich und eine Beurteilung von Holzfeuerungen verschiedener Hersteller und/oder Modelle nicht möglich anhand von Abnahme- und Kontrollmessungen. Ein *Anlagenvergleich* erfordert systematische Untersuchungen bei identischem oder genau definiertem Brennstoff zur Ermittlung der NO_x -Kennfelder (NO_x in Abhängigkeit von Luftüberschusszahl, Last, usw.). Eine *Anlagenbeurteilung* im Hinblick auf das NO_x -Minderungspotenzial erfordert zusätzlich eine Reihe von weiteren Kenndaten.

Die Festlegung von NO_x -Grenzwerten für Holzfeuerungen ist mit dem Problem verbunden, dass die NO_x -Emissionen von zahlreichen teilweise unabhängigen Faktoren abhängen – die den Haupteinflussgrössen *Brennstoff*, *Feuerungstechnik* und *Betrieb* zugeordnet werden können –, und dass eine klare Zuordnung der NO_x -Emissionen zu diesen Einflussgrössen nicht generell möglich ist.

Verdankung

Die vorliegende Untersuchung wurde unterstützt vom Bundesamt für Energie und vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.

Das grosse Interesse der angefragten Institutionen und Firmen sowie deren Unterstützung bei der Datenerhebung hat wesentlich zum Gelingen der Untersuchung beigetragen. Die Unterlagen ermöglichten eine umfangreiche Datenbank, die eine statistische Auswertung erlaubt und ein repräsentatives Bild der Stickoxidemissionen der in der Schweiz installierten automatischen Holzfeuerungen wiedergeben dürfte.

Folgende Institutionen und Firmen haben Messberichte zur Verfügung gestellt, was an dieser Stelle verdankt wird:

Amtliche Stellen (in alphabetischer Reihenfolge)

Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Kanton Zurich, 8090 Zürich

Amt für Gesundheit und Umwelt (AGU), Stadt Zürich, 8035 Zürich

Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit, 6431 Schwyz

Amt für Umwelt, Kanton Graubünden, 7001 Chur

Amt für Umwelt, Kanton Thurgau, 8510 Frauenfeld

Amt für Umwelt, Kanton Zug, 6301 Zug

Amt für Umwelt, Luftreinhaltung und Bodenschutz, Kanton AR, 9102 Herisau

Amt für Umweltschutz und Lebensmittelkontrolle, Luftemissionen, 3000 Bern 7

Amt für Umweltschutz, Kanton Nidwalden, 6371 Stans

Amt für Umweltschutz, Kanton Luzern, 6002 Luzern

Amt für Umweltschutz, Kanton St. Gallen, St. Gallen

Bundesanstalt für Landtechnik (BLT) Wieselburg, A-3250 Wieselburg

Département des transports, de l'équipement et de l'environnement, Service de la protection de l'environnement, Canton du Valais, 1951 Sion

Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit (KIGA), Kanton Bern, 3011 Bern

Lufthygieneamt beider Basel, 4410 Liestal

Service de l'environnement et de l'énergie SEVEN, 1066 Epalinges

Stadt St. Gallen, Umweltfachstelle Feuerungsanlagen, 9001 St. Gallen

Ufficio della protezione dell'aria, Repubblica e cantone Ticino, 6501 Bellinzona

Firmen (in alphabetischer Reihenfolge)

Gebrüder Tobler AG, Haustechniksysteme, 9001 St. Gallen

Köb Wärmetechnik AG, 6010 Kriens

Lorenz Wärmetechnik AG, 8450 Andelfingen

Schmid AG, 8360 Eschlikon

Tiba-Müller AG, 4710 Balsthal

6 Literatur

- Biollaz, S.; Nussbaumer, Th.: *Einsatz von Rostfeuerungen für Holz und Halmgüter*, 4. Holzenergie-Symposium, 18.10.1996, ETH Zürich, ENET, Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern 1996, 9 – 41
- BUWAL 1995: *Vom Menschen verursachte Luftschadstoff-Emissionen in der Schweiz von 1900 bis 2010*, Schriftenreihe Umwelt Nr. 256, BUWAL, Bern 1995
- Hasler, Ph; Nussbaumer, Th.; Jenni, A.: *Stickoxid- und Staubemissionen von automatischen Holzfeuerungen – Erhebung und Auswertung von Emissionsdaten*, Bundesamt für Energie, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, in Vorbereitung (2000)
- Keller, R.: *Primärmassnahmen zur NO_x-Minderung bei der Holzverbrennung mit dem Schwerpunkt der Luftstufung*, Diss ETH Nr. 10514, Zürich 1994
- Kolar, J.: *Stickstoffoxide und Luftreinhaltung*, Springer 1990, ISBN 3-540-50935-6
- Leuckel, W.; Römer, R.: *Schadstoffe aus Verbrennungsprozessen*, VDI-Bericht Nr. 346 (1979)
- Nussbaumer, Th.: *Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz*, Diss ETH 8838, Zürich 1989
- Nussbaumer, Th.: *Primär- und Sekundärmassnahmen zur NO_x-Minderung bei Biomassefeuerungen*, VDI-Tagung Thermische Biomassenutzung, Salzburg, 23. und 24. April 1997, VDI Bericht 1319, 141 – 166

Brennstoffstufung zur Stickoxidminderung in einer Unterschubfeuerung

Roger Salzmann¹ und Thomas Nussbaumer²

¹Institut für Energietechnik, ETH Zürich, ²Verenum, Zürich

Zusammenfassung

Zur Verminderung von Brennstoff-Stickoxide, die in Holzfeuerungen vorherrschend sind, kommen die Verfahren der Luftstufung und Brennstoffstufung in Frage. Der Einsatz der Luftstufung mit Reduktionskammer ist in einer früheren Arbeit an einer Laboranlage untersucht worden. Die Umsetzung in die Praxis hat gezeigt, dass das Minderungspotenzial oftmals nicht erzielt werden konnte und dass die für die Luftstufung erforderliche hohe Temperatur von rund 1'150 °C problematisch sein kann. Ziel der vorliegenden Arbeit war deshalb aufzuzeigen, ob die Brennstoffstufung, welche bis anhin nur mit gasförmigen, flüssigen oder pulverförmigen Zweitbrennstoffen eingesetzt wurde, bei automatischen Holzfeuerungen für den Einsatz mit nicht-pulverförmigen Brennstoffen geeignet ist. Dazu wurde ein neues Konzept der Brennstoffstufung durch zwei Unterschubretorten in Serie realisiert. Untersucht wurde die Verbrennung von Holzschnitzeln (H) und Spanplattenresten (UF) in allen möglichen Kombinationen von Erst- und Zweitbrennstoff (H/H, H/UF, UF/UF, UF/H), wobei der Energieanteil des Zweitbrennstoffs von 20 % bis 40 % variiert wurde.

Als wichtigste Parameter für die NO_x-Minderung zeigten sich die Temperatur in der Reduktionszone, die Stöchiometrie, die Mischung und die Verweilzeit. Unter geeigneten Bedingungen wurden im Vergleich zu konventioneller Verbrennung bis zu 65 % NO_x-Minderung für Holz und bis zu 75 % für Spanplatten erzielt. Die Brennstoffstufung weist damit ein Minderungspotenzial auf, das mit Luftstufung unter idealen Bedingungen vergleichbar oder geringfügig höher ist.

Bei Brennstoffstufung wird die maximale NO_x-Minderung ohne Bildung von Lachgas bereits bei Temperaturen in der Reduktionszone von 900 °C bis 1000 °C erzielt, was deutlich tiefer ist als bei Luftstufung. Gleichzeitig ist die Brennstoffstufung wesentlich unempfindlicher gegenüber Abweichungen von der optimalen Luftzahl. Diese beiden Faktoren sind wesentliche Vorteile für die Praxisumsetzung der Brennstoffstufung im Vergleich zur Luftstufung, weshalb die Brennstoffstufung als interessante Option beurteilt wird. Im weiteren kann eine Anlage mit Brennstoffstufung bei Bedarf auch mit einem Brennstoff in Luftstufungs-Modus betrieben werden, was eine breite Lastvariation ermöglichen kann. Zur Realisierung der Brennstoffstufung ist gegenüber einer konventionellen Feuerung mit einem Mehraufwand für zwei unabhängige Brennstoffzuführungen und für eine geeignete Prozessregelung zu rechnen.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Während die thermische Verwertung von Holz und Biomasse bei nachhaltiger Nutzung weitgehend CO₂-neutral ist, entstehen gleichzeitig verschiedene umweltrelevante Emissionen. Eine wichtige Gruppe von Schadstoffen sind die Stickoxide NO_x (NO, NO₂). Sie sind gesundheitsschädlich (Atemwegserkrankungen, Reizungen, etc.), verursachen Schäden an Natur und Infrastruktur (saurer Regen, Überdüngung von Ökosystemen) und beeinflussen die Ozonbildung in der Atmosphäre.

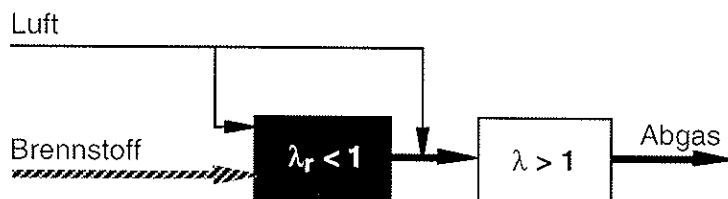
Stickoxide können in einem Verbrennungsprozess auf verschiedene Art gebildet werden. Bei der thermischen Bildung entsteht NO bei hohen Temperaturen aus Sauerstoff und Luftstickstoff. Die prompte NO-Bildung tritt bei kohlenwasserstoffhaltigen Brennstoffen auf, wo Luftstickstoff in der brennstoffreichen Flammenzone bei hohen Temperaturen von Brennstoffradikalen zu Stickstoffverbindungen reduziert wird, welche dann zu NO_x oxidieren. Wichtige Parameter bei diesen Mechanismen sind die *Temperatur*, der *Sauerstoffgehalt* und die *Verweilzeit*. Diese Parameter werden deshalb auch in der vorliegenden Untersuchung besonders berücksichtigt. Bei stickstoffhaltigen Brennstoffen ist der Stickstoffgehalt ein zusätzlicher Parameter für die NO_x-Emissionen. Bei Holzfeuerungen mit typischen Verbrennungstemperaturen von weniger als 1400 °C stammen die Stickoxide hauptsächlich aus dem Brennstoffstickstoff [Nussbaumer 1989]. Entsprechend dem stark unterschiedlichen Stickstoffgehalt in Biomasse von 0,1 Gew.-% (Stammholz) bis 4 Gew.-% (UF-Spanplatten) können auch die resultierenden primären Stickoxidemissionen variieren.

Wenn die Quelle der Stickoxidemission bekannt ist, können gezielte Massnahmen zur Beeinflussung der Bildung und zur Reduzierung der Emission ergriffen werden. Die wichtigsten Primärmassnahmen bei thermischen Stickoxiden sind: Absenkung der Temperatur durch geeigneten Wärmeentzug, Absenkung des Sauerstoffgehalts in der Flamme und Kontrolle der Verweilzeiten in der heissen Zone. Zur Stickoxidminderung für Brennstoff-Stickoxide kommen als Primärmassnahmen vor allem verschiedenen Arten der gestuften Verbrennungsführung in Frage. Die wichtigsten Varianten der gestuften Verbrennung sind die Luftstufung und die Brennstoffstufung (englisch *fuel staging* oder auch *reburning*). Abbildung 1 zeigt die Prinzipien der beiden Prozesse.

Um die Wirkungsweise der gestuften Verbrennung zu verstehen, muss der Bildungsmechanismus der Stickoxide aus dem Brennstoffstickstoff betrachtet werden. Die vier Verbrennungsphasen des Holzes (Trocknung, Pyrolyse, Vergasung, vollständige Oxidation) durchläuft der Stickstoff in verschiedenen Verbindungen. Primäre Verbindungen sind HCN und die aminen Formen NH₃. Diese Verbindungen können entweder zu NO oxidieren oder molekularen Stickstoff N₂ bilden, wie in Abbildung 2 vereinfacht gezeigt. Die Umwandlung von Holzstickstoff zu N₂ und von bereits gebildetem NO zu N₂ kann durch Luft- oder Brennstoffstufung beeinflusst

werden, indem eine *Reduktionszone* mit brennstoffreichem Gemisch gebildet wird. Wichtige Parameter sind dabei der Luftüberschuss (Luftzahl λ), die Temperatur, die Verweilzeit und die Durchmischung.

Luftstufung



Brennstoffstufung

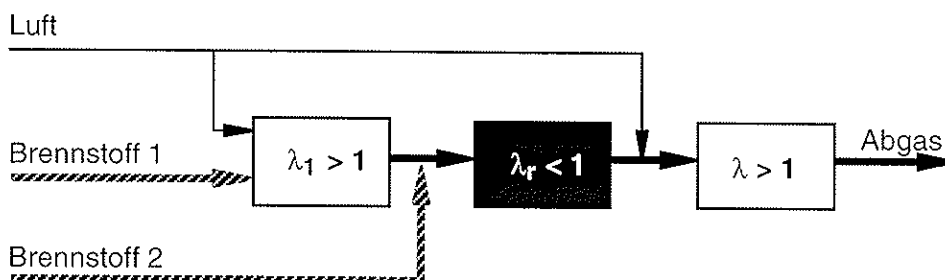


Abbildung 1 Schematische Darstellung der Luft- und Brennstoffstufung mit schwarz gekennzeichneter Reduktionszone.

Bei der Luftstufung wird die Luft so zugeführt, dass die erste Verbrennungsstufe mit Luftmangel betrieben ($\lambda < 1$) wird. Nach ausreichender Verweilzeit wird die Ausbrandluft zugegeben, um die Oxidation der Gase zu vervollständigen. Bei der Brennstoffstufung wird dagegen durch Zugabe von Zweitbrennstoff in den Prozess eine brennstoffreiche Zone geschaffen. Darin können die in der ersten Zone gebildeten Stickoxide reduziert werden mit den aus dem Zweitbrennstoff freigesetzten Verbindungen. Nach dieser Reduktionszone wird Ausbrandluft zugegeben für den vollständigen Ausbrand der Gase.

Holzbrennstoffe zeichnen sich aus durch einen hohen Flüchtigkeitsanteil (80 – 85 %). Sie sind also sehr reaktiv und daher grundsätzlich gut geeignet als Zweitbrennstoff zur Brennstoffstufung. Bis anhin wurde Biomasse als Zweitbrennstoff allerdings nur in pulverförmiger Form eingesetzt. Der Stickstoffgehalt im Zweitbrennstoff kann zudem von Vorteil sein, da er NO-reduzierende Spezies (NH_3) in der Reduktionszone erzeugt.

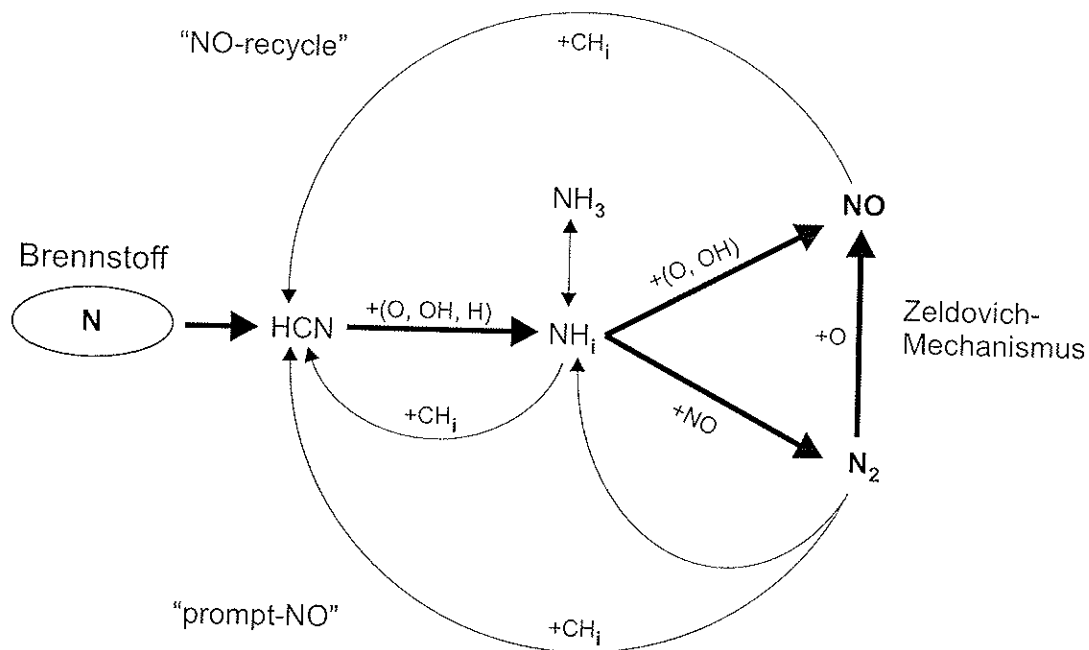


Abbildung 2 Vereinfachter Bildungsmechanismus von NO_x aus Brennstoffstickstoff

Die Luftstufung wurde als Primärmaßnahme zur Stickoxidminderung bei der Holzverbrennung eingehend untersucht [Keller 1994]. Die Forschung an einer Laborfeuerung hat gezeigt, dass unter optimalen Bedingungen eine NO_x -Reduktion von 66% bei der Holzverbrennung und von 72% bei der Verbrennung von Spanplattenresten erzielt werden kann. Dafür muss die Luftzahl in der Reduktionszone zwischen 0,6 und 0,8 liegen, die Temperatur ca. $1'150^\circ\text{C}$ betragen bei einer Verweilzeit von 0,5 s.

Bei der Umsetzung der Luftstufung in die Praxis konnte dieses Potenzial bis anhin jedoch nicht in allen Fällen erzielt werden. Da bei nahstöchiometrischer Verbrennung hohe Temperaturen auftreten, müssen bei trockenen Brennstoffen Massnahmen zur Kühlung der Reduktionszone ergriffen werden (Abgasrückführung, Strahlungskühlung, Wassereinspritzung). Bei sehr nassen Brennstoffen (Wassergehalt 50% und mehr) kann das Erreichen des optimalen Temperaturfensters im Teillastbereich schwierig sein. Ungeeignet ist die Luftstufung ausserdem für aschereiche Brennstoffe mit tiefem Ascheschmelzpunkt. Bei Rostfeuerungen muss der vollständige Ascheausbrand durch eine entsprechende Zonenaufteilung der Luft garantiert werden. Eine leistungsfähige Prozessregelung ist Voraussetzung, um eine hohe Reduktionsrate gewährleisten zu können. Ein Konzept, das sich dazu bereits in der Praxis bewährt hat ist die CO/λ -Regelung [Good et al. 1998].

1.2 Zielsetzung

Als alternatives Konzept zur Luftstufung sollte in dieser Arbeit die Realisierbarkeit der Brennstoffstufung bei automatischen Holzfeuerungen und deren Potenzial untersucht werden. Das gewählte Konzept der Brennstoffstufung für automatische Holzschnitzelfeuerungen verwendet stückige Formen von Holzbrennstoffen sowohl

als Erst- als auch als Zweitbrennstoff, wobei die Verbrennung in zwei Festbetten abläuft. Damit unterscheidet es sich von anderen Arten der Brennstoffstufung, welche als Zweitbrennstoff gasförmige, flüssige oder pulverförmige Stoffe einsetzen. Zu diesem Zweck wurde in Zusammenarbeit mit der Firma Tiba Müller AG ein neues Feuerungskonzept in einer Versuchsanlage realisiert und untersucht. Um das Verständnis der Brennstoffstufung zu vertiefen und den Einfluss der verschiedenen Parameter abzuschätzen, wurde begleitend eine Modellierung der Stickstoffkonversion erarbeitet [Salzmann 2000].

2 Versuchsdurchführung

2.1 Versuchsanlage

Abbildung 3 zeigt die Versuchsanlage zur Brennstoffstufung mit einer thermischen Leistung von rund 75 kW. Die Anlage besteht aus zwei übereinander angeordneten Unterschubfeuerungen, welche ihrer Aufgabe entsprechend unterschiedlich ausgelegt sind. Die erste Feuerung ist eine kompakte Unterschubfeuerung mit Brennkammer, Primär- und Sekundärluft. Der zweiten Unterschubfeuerung folgt eine Reduktionskammer, welche verschiedene Probeöffnungen und Messstellen aufweist. Die Ausbrandluft nach der zweiten Stufe kann in drei Ebenen zugegeben werden, wodurch sich verschiedene Verweilzeiten ergeben. Die Retorte der zweiten Stufe sowie die Reduktionskammer sind wassergekühlt und erlauben einen kontrollierten Wärmeentzug. Der grösste Teil der Wärme wird jedoch im Hauptwärmetauscher (Kessel) entzogen.

Die Versuchsanlage kann in drei verschiedenen Betriebsmoden gefahren werden, nämlich als konventionelle Feuerung, als Feuerung mit Luftstufung und Reduktionskammer sowie als Anlage mit Brennstoffstufung (Abbildung 4). Damit lassen sich die Emissionen dieser drei Verbrennungsarten auf einer Anlage direkt vergleichen. Für die Messung der Emissionen bei konventioneller Verbrennung und bei Luftstufung wird nur die zweite Stufe betrieben.

Bei Brennstoffstufung wird die erste Stufe mit einer Luftzahl von 1,2 bis 1,3, d.h. überstöchiometrische Verbrennung, betrieben. Der O_2 -Gehalt wird mit einer Lambdasonde gemessen und von der SPS der Anlage geregelt. Die Retorte der zweiten Stufe ist wassergekühlt. Damit wird einerseits der Rost vor thermischer Überbeanspruchung geschützt, andererseits kann die Temperatur des Abgases der ersten Stufe in einem gewissen Bereich beeinflusst werden. Das Abgas der ersten Stufe liefert die Wärme und die Vergasungsmittel O_2 , CO_2 und H_2O für die Vergasung des Zweitbrennstoffes. Bei entsprechenden Bedingungen sollen dann die Stickoxide der ersten Stufe und der Stickstoff des Zweitbrennstoffes durch die Vergasungsprodukte der zweiten Stufe in der Reduktionskammer zu N_2 reduziert werden. Durch die Zugabe der Ausbrandluft an gewünschter Stelle wird anschliessend die Verbrennung vervollständigt.

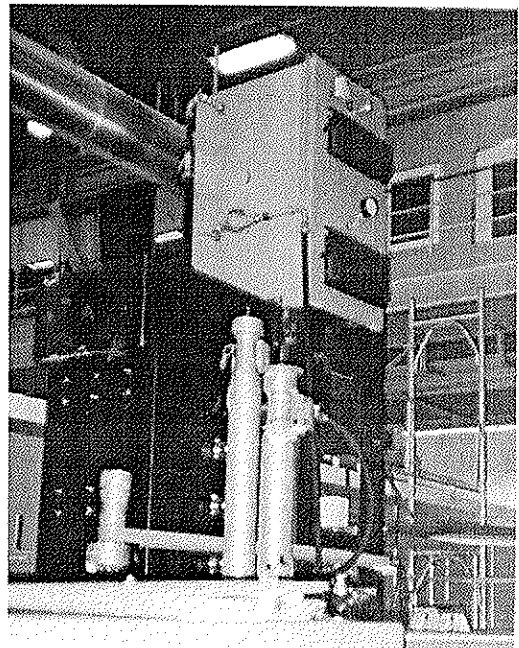
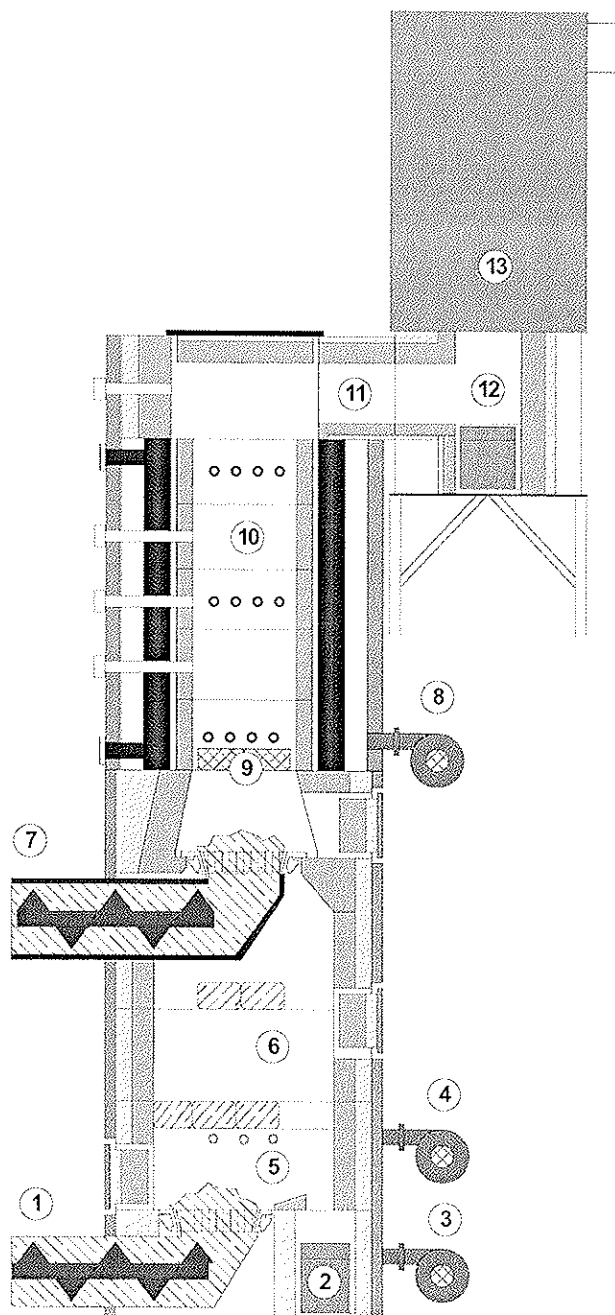


Abbildung 3 Versuchsanlage zur Brennstoffstufung an der ETH Zürich: 1. Unterschubretorte der ersten Stufe, 2. Aschenbehälter, 3.,4 Luftzufuhr, 5. Primärzone, 6. Brennkammer, 7 Unterschubretorte der zweiten Stufe, 8. Luftzufuhr, 9. Mischelement, 10. Reduktionskammer 11. Brennkammer 12. Aschenbehälter, 13. Kessel.

Die Versuchsanlage ist ausgestattet mit diversen Temperaturmessstellen und zwei Gasanalyseeinheiten für die Messung der Gaszusammensetzung im Abgas und in der Reduktionskammer (Tabelle 1). Weitere Messgrößen sind die zugeführten Luftmengen und die abgeführten Wärmemengen. Alle Messdaten werden mittels Datenerfassung kontinuierlich erfasst und für die weitere Auswertung auf dem Messrechner gespeichert. Die Brennstoffeigenschaften wurden im Labor bestimmt.

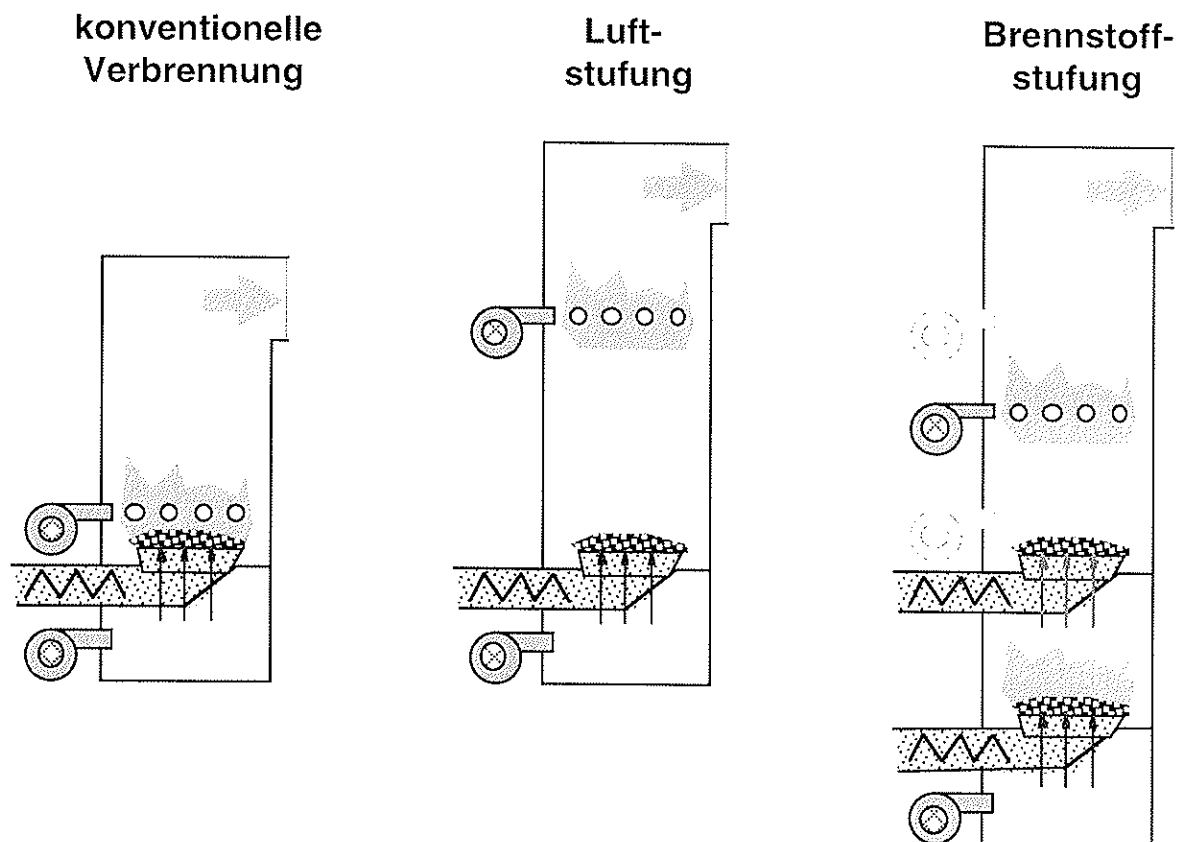


Abbildung 4 Betriebsmoden der Versuchsanlage: Konventionelle Verbrennung, Luftstufung mit Reduktionskammer und Brennstoffstufung

Tabelle 1 Messgrößen und Messmethoden

MESSSTELLE	MESSGRÖSSE	METHODE
<i>Abgas</i>	O ₂	paramagnetisch
	NO, NO ₂	CLD
	CO, CO ₂	NDIR
<i>Reduktions- kammer</i>	C _x H _y	FID
	CO, CO ₂	NDIR
	CH ₄	NDIR
	H ₂	HCD
	O ₂	paramagnetisch
	NO, NO ₂	CLD
	HCN, NH ₃ , N ₂ O	FTIR

2.2 Messprogramm

Als Versuchsgrößen für die Experimente wurden festgelegt:

- Brennstoff
- Stöchiometrie in der Reduktionskammer
- Temperatur in der Reduktionskammer
- Verweilzeit in der Reduktionskammer

Als Brennstoffe wurden zwei Holzbrennstoffe mit unterschiedlicher Zusammensetzung gewählt, nämlich Waldhackschnitzel (H), stellvertretend für Biomasse mit tiefem Stickstoffgehalt, und UF-Spanplatten (UF) als Brennstoff mit hohem Stickstoffgehalt. Die genauen Charakteristiken sind in Tabelle 2 ersichtlich. Für die Brennstoffstufung ergeben sich daraus vier Kombinationen für den Erst- und Zweitbrennstoff: H/H, H/UF, UF/H und UF/UF. In der Folge wurden alle vier Kombinationen untersucht.

Tabelle 2 Verwendete Brennstoffe und ihre Kennwerte

			HOLZSCHNITZEL	UF-SPANPLATTE
Wasser		g/100g	17.9	4.7
Asche	wf	g/100g	1.0	1.3
Flüchtiger Anteil	wf	g/100g	83.0	79.9
Koks	wf	g/100g	16.0	18.8
Brennwert H_o		MJ/kg	16.13	18.91
Heizwert H_u		MJ/kg	14.74	17.54
C	wf	g/100g	49.6	49.2
H	wf	g/100g	5.34	6.0
O	wf	g/100g	44.9	41.1
N	wf	g/100g	0.18	3.58
S	wf	g/100g	0.03	0.12
NO ₂ max. aus N		mg/Nm ³ bei 11% O ₂	720	12300
Eigenschaften der Bettasche:				
Erweichungstemperatur			1280°C	1230°C
Halbkugelpunkt			1310°C	1260°C
Fliesspunkt			1360°C	1290°C

wf: bezogen auf wasserfreie Masse

Die Stöchiometrie, d.h. die Luftzahl in der Reduktionskammer λ_R kann nicht direkt gemessen werden, sondern muss aus der Luftzahl der ersten Stufe, den Massenströmen und den Brennstoffeigenschaften berechnet werden. Eine bei der Brennstoffstufung interessierende Grösse ist das Verhältnis der eingebrachten Brennstoff-

bzw. Energieströme. Das Verhältnis des durch den Sekundärbrennstoff eingebrachten Energiestroms zum gesamten Energieinput wird als *reburn fuel rate RFR* bezeichnet:

$$RFR = \frac{m_2 \cdot H_{u_2}}{m_1 H_{u_1} + m_2 H_{u_2}}$$

Die Umrechnung zwischen RFR und der Luftzahl lautet:

$$\lambda_R = \frac{\lambda_1}{1 + \left[\frac{RFR}{1 - RFR} \cdot \frac{H_{u_1}}{H_{u_2}} \cdot \frac{L_{min_2}}{L_{min_1}} \right]}$$

Zwischen RFR und der Luftzahl in der Reduktionszone besteht ein linearer Zusammenhang (Abbildung 5). Ein steigender RFR Wert ist somit gleichbedeutend mit einer abnehmenden Luftzahl in der Reduktionszone.

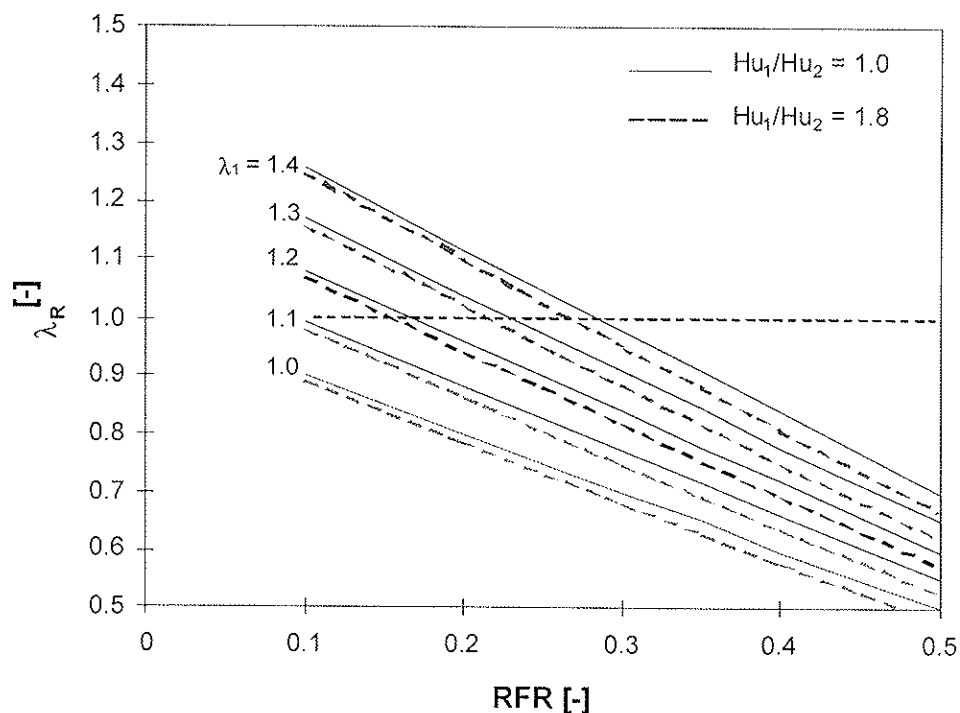


Abbildung 5 Beziehung zwischen Stöchiometrie in Reduktionszone und RFR bei Brennstoffstufung

3 Resultate

Um eine Bezugsbasis für den Vergleich der NO_x -Emissionen und der Wirkung der Versuchsparameter zu schaffen, wurden mit den zwei Versuchsbrennstoffen auch Messungen bei ungestufter Verbrennung und bei Luftstufung mit Reduktionskammer durchgeführt. Diese Resultate sind in Abbildung 6 dargestellt. Die Resultate zeigen eine starke Abhängigkeit der NO_x -Emissionen von der Gesamtluftzahl bei ungestufter Verbrennung, d.h. mit einer Regelung der Luftzahl kann auch bei konventioneller Verbrennung eine Reduktion der Emissionen erreicht werden. Der Effekt der Luftstufung mit Reduktionskammer wird aus der Abbildung ebenso deutlich ersichtlich. Bei einem Bezugswert von $\lambda = 1,8$ ergibt sich für die verwendeten Spannplatten eine NO_x -Reduktion von 550 mg/Nm^3 auf 150 mg/Nm^3 bei 11% O_2 und für Holz von 260 mg/Nm^3 auf 90 mg/Nm^3 . Alle Werte sind gemessen bei niedrigem CO-Gehalt im Abgas ($\text{CO} < 250 \text{ mg/Nm}^3$), d.h. bei gutem Ausbrand.

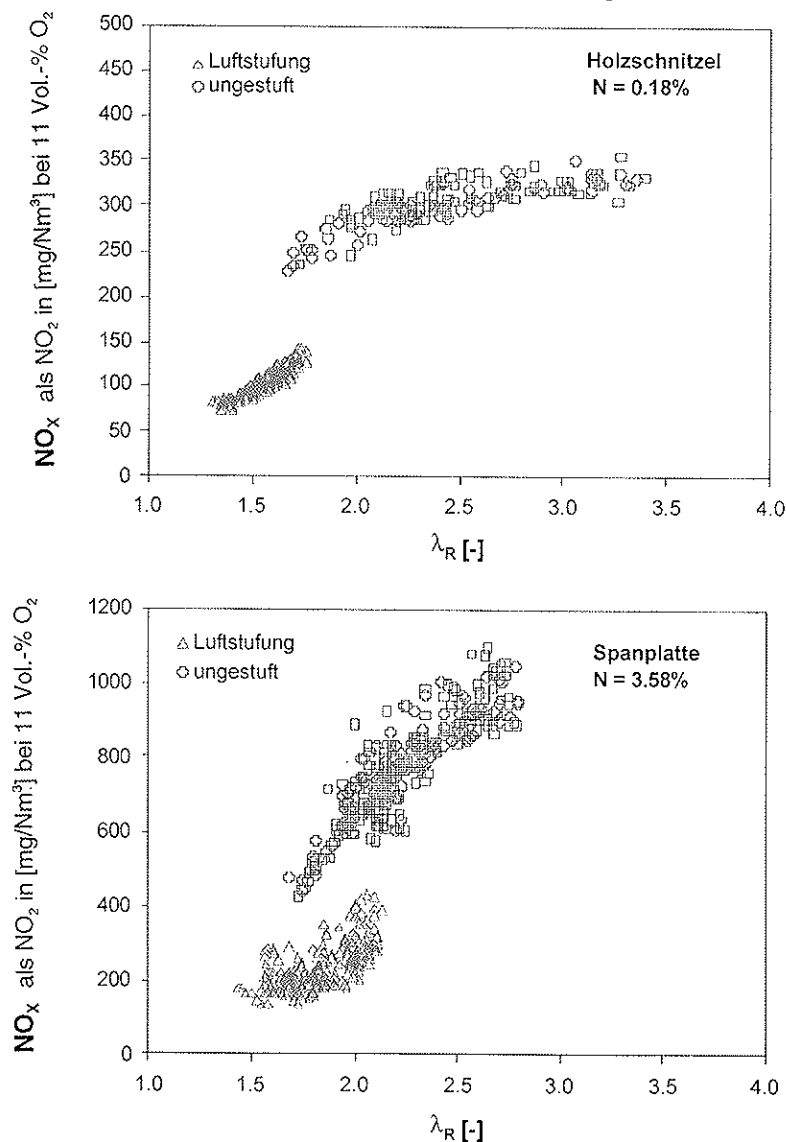


Abbildung 6 NO_x -Emissionen von ungestufter Verbrennung und Luftstufung mit Reduktionskammer von Holzschnitzel und Spanplatte auf der Versuchsanlage

Die zwei wichtigsten Versuchsparameter bei der Brennstoffstufung sind die Stöchiometrie und die Temperatur in der Reduktionszone. Den Einfluss dieser beiden Parameter auf die NO_x -Emissionen zeigt Abbildung 7. Bereits bei gemessenen Temperaturen ab $750\text{ }^\circ\text{C}$ ist eine deutliche Reduktion der Emissionen feststellbar, wobei diese Temperaturen mit Thermoelementen gemessen wurden. Die *effektive Gastemperatur* ist jeweils zwischen $50\text{ }^\circ\text{C}$ und $100\text{ }^\circ\text{C}$ höher als die mit Thermoelement gemessene, wie Vergleichsmessungen mit einem Absaugepyrometer zeigten. Die maximale NO_x -Reduktion wird ab einer gemessenen Temperatur von $800\text{ }^\circ\text{C}$ $850\text{ }^\circ\text{C}$ erreicht, wobei die Unterschiede zwischen den getesteten Brennstoffkombinationen gering sind. Für eine maximale NO_x -Minderung ist somit in der Reduktionszone eine reale Temperatur ab rund $900\text{ }^\circ\text{C}$ ideal. Ein limitierender oberer Wert kann aufgrund der vorliegenden Resultate nicht sicher beurteilt werden, jedoch ist reicht das Temperaturfenster für eine massgebliche Minderung sicher *bis über* $1'000\text{ }^\circ\text{C}$ reale Gastemperatur.

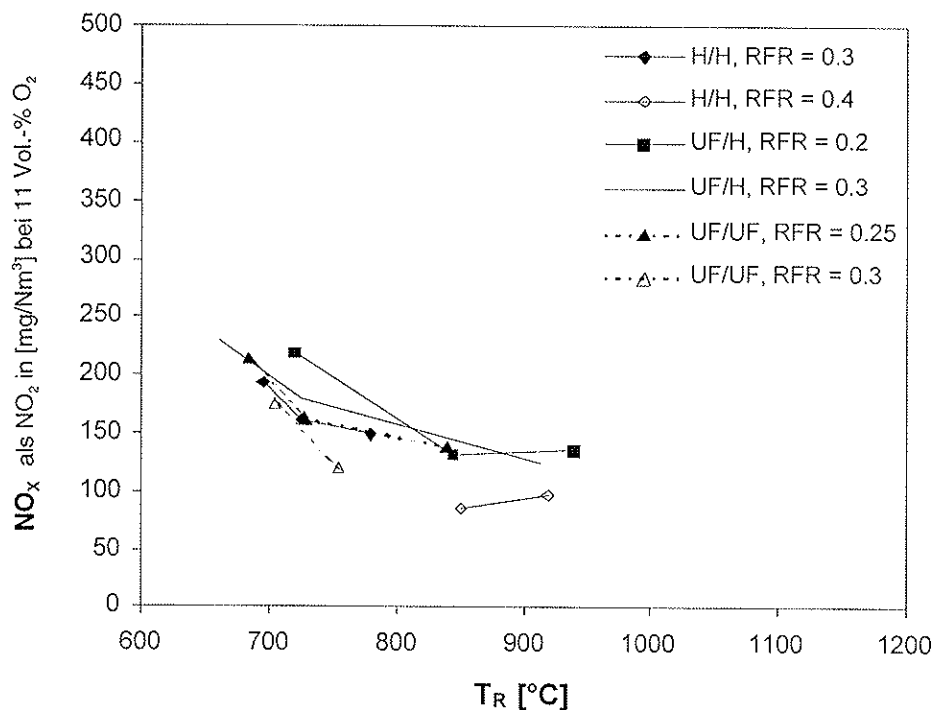


Abbildung 7 Einfluss der Temperatur in der Reduktionskammer auf die NO_x -Emissionen bei Brennstoffstufung (UF: Spanplatte, H: Holzschnitzel)

Mit sinkender Luftzahl bzw. steigendem RFR-Wert nimmt die Reduktion zu (Abbildung 8). Für die Kombination Holz/Holz konnten NO_x -Emissionen von weniger als 100 mg/Nm^3 bei 11 Vol.-% O_2 gemessen werden. Bei der Verbrennung von Spanplatten lagen die NO_x -Emissionen bei 120 mg/Nm^3 , wobei diese Reduktion sowohl mit Holz als auch mit Spanplatte als Zweitbrennstoff erreicht worden sind. Die mittlere Verweilzeit lag bei diesen Messungen bei rund 2 Sekunden. Eine Verkürzung der Verweilzeit auf 1,2 Sekunden und hatte um 10 % bis 15 % höhere NO_x -Emissionen zur Folge. Die Brennstoffstufung weist im optimalen Temperaturbereich

eine deutlich geringere Abhängigkeit der NO_x -Reduktion von der Stöchiometrie in der Reduktionszone auf als die Luftstufung (Abbildung 9), was für den praktischen Betrieb von Vorteil ist.

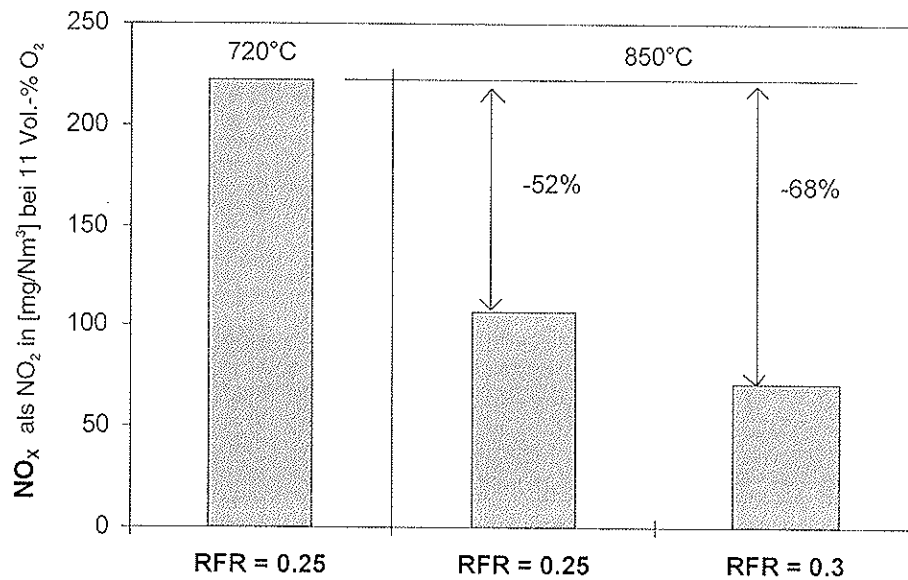


Abbildung 8 Einfluss von RFR auf die NO_x -Emissionen bei der Brennstoffstufung H/UF (RFR=0,25: $\lambda_R=0,94$, RFR=0,3: $\lambda_R=0,87$)

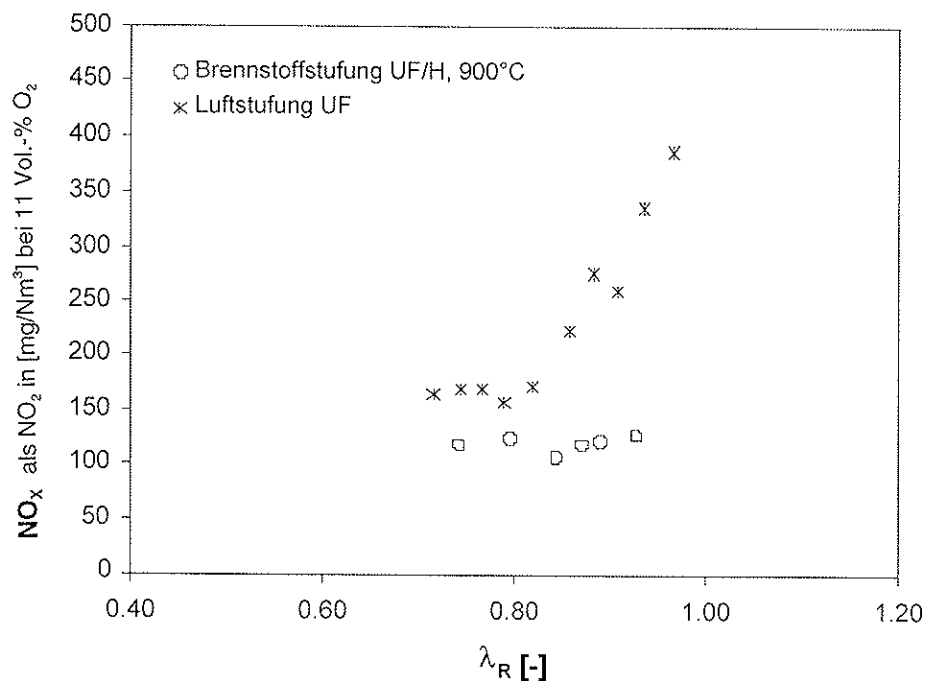


Abbildung 9 Einfluss der Stöchiometrie auf die NO_x -Emissionen bei Luftstufung (Spanplatte, $T_R = 1050\text{-}1080^\circ\text{C}$) und Brennstoffstufung (Span/Holz, $T_R = 900^\circ\text{C}$)

4 Modell

Für die theoretische Betrachtung der Brennstoffstufung wurde ein einfacher Modellansatz, in welchem die einzelnen Stufen der Brennstoffstufung als chemische Reaktoren mit bekannten Eigenschaften beschrieben werden, gewählt (Abbildung 10). Die zwei Modellreaktoren sind der Propfenströmungsreaktor (*PFR: plug flow reactor*) und der Rührkesselreaktor (*PSR: perfectly stirred reactor*). Diese zwei Reaktoren beschreiben die Extremformen für chemische Reaktoren. Beim PFR tritt keine axiale Vermischung auf. Der PSR hingegen setzt eine vollständige Vermischung aller Reaktanden voraus.

Der reale Reaktor kann entweder als Einzelfall oder als Kombination der beiden Reaktorformen beschreiben werden, was eine idealisierte Näherung des realen Strömungszustandes in der Feuerung ergibt. Diese Betrachtungsweise ermöglicht, den komplexen chemischen Reaktionsmechanismus bei der Brennstoffstufung analytisch zu untersuchen. Für die Beschreibung der Chemie wurde der GRI-Mechanismus Version 2.11 ins Modell implementiert [GRI] welcher 49 Spezies und 279 Reaktionen umfasst. Die Berechnungen wurden mit dem CHEMKIN II Software-Paket durchgeführt [Kee 1990].

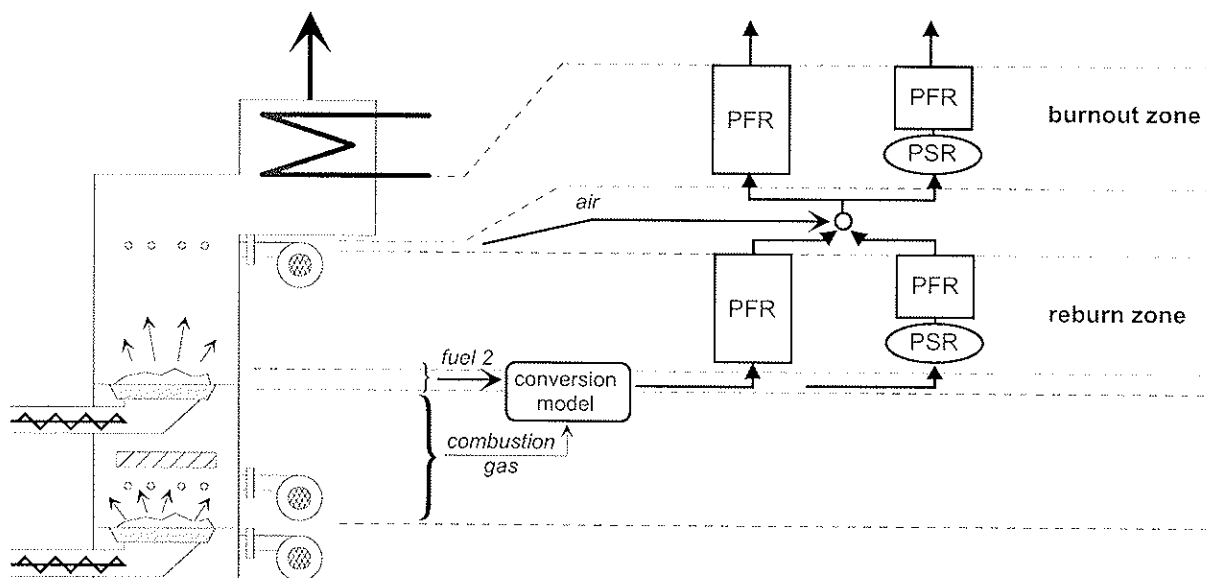


Abbildung 10 Simulationsmodelle für die Brennstoffstufung

Als Beispiel für das Ergebnis der Modellsimulationen sind in Abbildung 11 die berechneten NO_x -Reduktionen (R: Reduktion in Prozent) für die Brennstoffstufung von Spanplatte mit Holz in Funktion der Reduktionskammertemperatur bei verschiedenen Ausbrandtemperaturen dargestellt. Das theoretische Reduktionspotential liegt aufgrund der teils idealisierten Annahmen noch höher als die gemessenen Werte. Die Inputdaten stammen von den Berechnungen gemäss Abbildung 12, Modell PSR und PFR in Serie mit Verweilzeit $\tau_{\text{PSR}} = 1.0\text{s}$. Der Verlauf, d.h. der Einfluss der Temperatur in der Reduktionszone auf die NO_x -Reduktion ist in gutem Einklang mit den Messungen. Die Modellberechnungen zeigen auch, dass die Ausbrandtempe-

ratur nicht tiefer liegen sollte als die Temperatur in der Reduktionszone, mindestens jedoch 900 °C oder mehr. Ist dies nicht der Fall, können an Stelle von NO_x auch N_2O -Emissionen in nachweisbaren Mengen auftreten, welche aus ökologischer Sicht unerwünscht sind (Abbildungen 13).

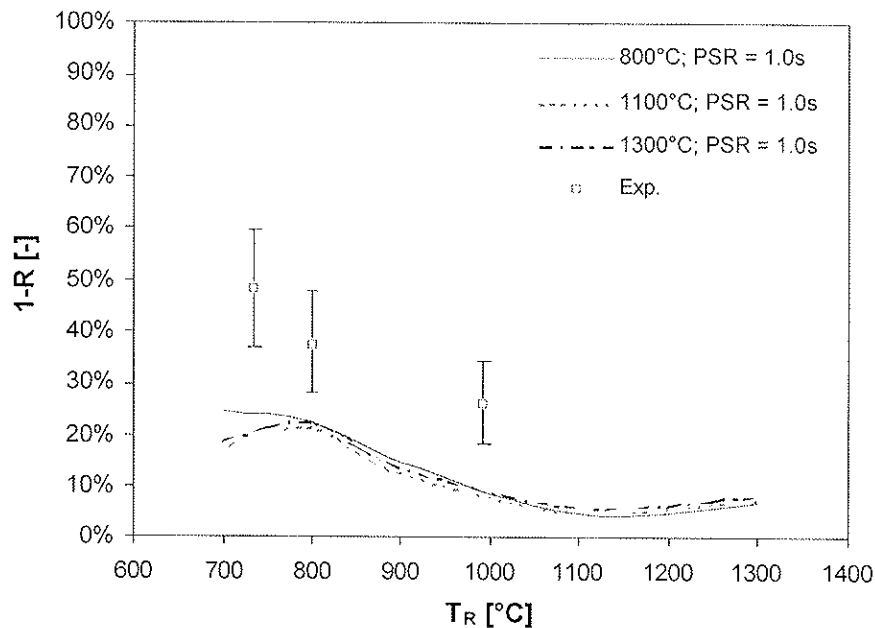


Abbildung 11 Berechnete und gemessene NO_x -Reduktion bei Brennstoffstufung für Spanplatte/Holz (UF/H) bei $\text{RFR} = 0,3$ ($\lambda_R = 0,86$), Annahme Brennkammer = PFR

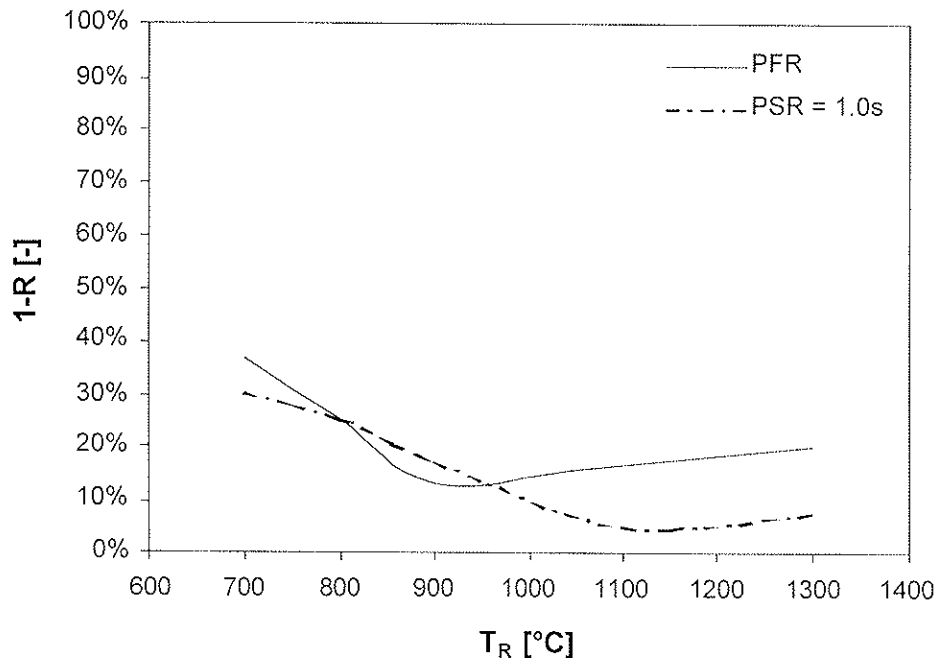
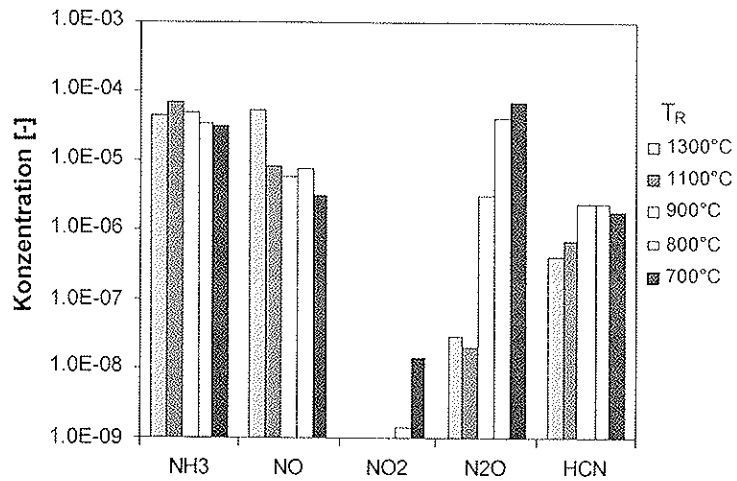
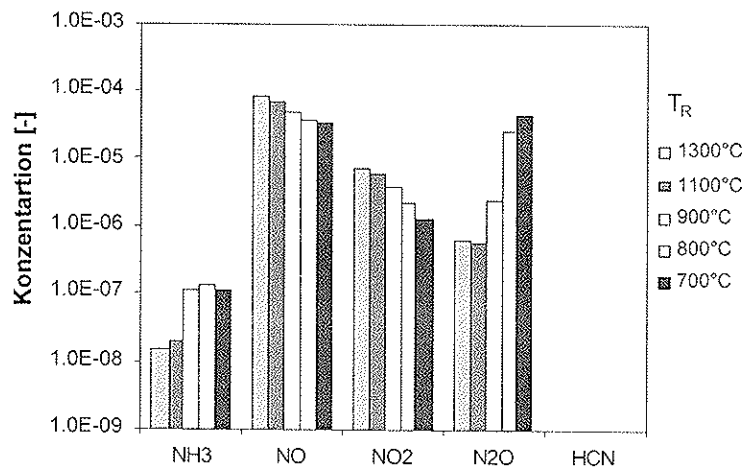


Abbildung 12 Berechnete NO_x -Reduktion im der Reduktionszone bei Brennstoffstufung UF/H bei $\text{RFR} = 0,3$ ($\lambda_R = 0,86$), Modell PFR und Modell PSR+PFR

Reduktionskammer:



Abgas: $T_{BK} = 800^\circ\text{C}$



Abgas: $T_{BK} = 1300^\circ\text{C}$

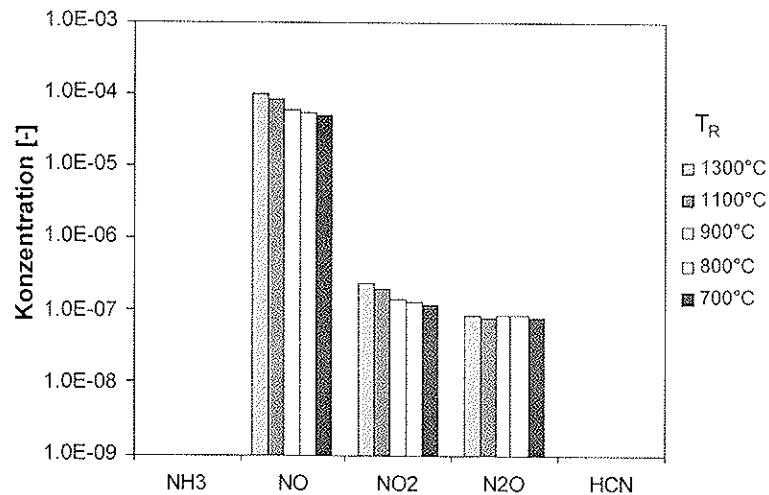


Abbildung 13 Berechnete Konzentrationen der N-Spezies in der Reduktionskammer und im Abgas bei Brennstoffstufung für UF/H bei $RFR = 0.3$ ($\lambda_r = 0,86$). Reduktionskammer: Modell PFR ($\tau = 2s$), Brennkammer: Modell

5 Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Arbeit wird gezeigt, dass ein neuentwickeltes Konzept der Brennstoffstufung für automatische Holzfeuerungen geeignet ist zur Reduktion der Stickoxide. Die wichtigsten Betriebsparameter sind die Temperatur und die Luftzahl in der Reduktionszone. Die Experimente zeigen, dass eine deutliche NO_x -Minderung ohne Bildung von Lachgas schon bei Temperaturen von 900 °C bis 1000 °C erzielt wird, also bei deutlich tieferen Temperaturen als für die Luftstufung.

Für die Verbrennung von Spanplatten konnte mit Brennstoffstufung eine geringfügig höhere NO_x -Reduktion erreicht werden als mit Luftstufung, nämlich 78% gegenüber 72%. Für Holzschnitzel lagen die maximalen Reduktionen für beide Massnahmen bei etwa 66%. Die Brennstoffstufung hat sich als weniger empfindlich gegenüber Schwankungen in der Reduktionszone erwiesen, was für die praktische Anwendung von Vorteil sein kann. Eine Luftzahl von 0,85 bis 0,95 ist bei optimalen Bedingungen ausreichend, um eine deutliche NO_x -Minderung zu erreichen. Der Einfluss des Stufenbrennstofftyps auf die optimale Temperatur und Luftzahl in der Reduktionszone ist nicht signifikant.

Zur Analyse des Einflusses der wichtigsten Betriebsparameter wurde die NO_x -Minderung modelliert unter Verwendung eines Modells aus einer Serieschaltung von Rührkessel- und Rohrströmungsreaktoren gekoppelt mit einem Reaktionsmechanismus für die Stickstoffchemie. Obwohl das Modell aufgrund der Vereinfachungen nur beschränkte quantitative Aussagen zulässt, erlaubt es doch Abschätzungen über die Auswirkungen von Parameteränderungen auf die NO_x -Minderung. Die berechneten Tendenzen bezüglich des Einflusses von Temperatur und Luftzahl in der Reduktionszone stimmen gut mit den gemessenen Beobachtungen überein. Zudem gibt das Modell wichtige Hinweise auf die optimalen Ausbrandbedingungen und die potenzielle Lachgasbildung bei einem Betrieb der Anlage bei zu tiefen Temperaturen.

Wie die verschiedenen Betriebsarten der Versuchsanlage zeigen, kann eine Anlage zur Brennstoffstufung auch mit nur einem Brennstoff als konventionelle Feuerung oder im Modus der Luftstufung betrieben werden. Dies ergibt die Möglichkeit einer Lastvariation in einem breiten Bereich. Demgegenüber führt die Brennstoffstufung zu einem Mehraufwand durch die Notwendigkeit von zwei unabhängigen Brennstoffzuführungen und der aufwendigeren Regelung. Das vorgestellte Konzept der Brennstoffstufung ist jedoch insgesamt eine interessante Option zur NO_x -Minderung bei automatischen Holzfeuerungen und es kann als Basis dienen für neue Anlagentypen, welche sich dank ihrer Flexibilität durch tiefe NO_x -Emissionen über den gesamten Lastbereich auszeichnen.

Verdankung

Das Forschungsprojekt wurde in Zusammenarbeit mit der Firma Tiba-Müller AG, Balsthal durchgeführt und unterstützt vom Bundesamt für Energie sowie vom Bundesamt für Bildung und Wissenschaft.

6 Literatur

Good J., Salzmann R., Nussbaumer Th.: *Konstruktive Massnahmen und Prozessregelung zur Optimierung der NO_x-Minderung durch Luftstufung in einer Unterschubfeuerung*, Schlussbericht im Auftr. von Bundesamt für Energie, 1998

Kee, R.; Rupley, F; Miller, J.: *Chemkin II: Fortran chemical kinetics package for the analysis of gas phase chemical kinetics*, SAND89-8009, Sandia National Laboratories, 1990

Keller, R.: *Primärmassnahmen zur NO_x-Minderung bei der Holzverbrennung*, Diss ETH Nr. 10514, 230 S., Zürich 1994

Nussbaumer, Th.: *Schadstoffbildung bei der Verbrennung von Holz*, Diss ETH Nr. 8838, 195 S., Zürich 1989

Nussbaumer, Th.: *Primary and secondary measures for NO_x reduction in Biomass combustion. In Developments in Thermochemical Biomass Conversion*; Blackie Academic and Professional, 1997

Salzmann, R.: *Fuel staging for NO_x reduction in automatic wood furnaces*, PhD Thesis ETH Nr. 13531, Zürich 2000

GRI: http://euler.berkeley.edu/gri_mech/

Kombination von kontrollierter Lüftung und Speicherofen im Minergie-Wohnhaus

Heinrich Huber, HTA Luzern, Horw

Zusammenfassung

Durch zunehmend bessere Wärmedämmung und kontrollierte Wohnungslüftung wird der Heizenergiebedarf von Wohnhäusern stark verringert. Ein Holzofen im Wohnzimmer kann den verbleibenden Heizenergiebedarf decken. Mit verschiedenen Kombinationen von kontrollierter Wohnungslüftung und Speicherofen, sowie ev. einer kleinen Solaranlage kann der MINERGIE-Standard erreicht werden. Die vom Speicherofen produzierte Wärme kann über freie Luftströmung, ein Wassersystem oder eine Lüftungsanlage verteilt werden. Bei einer Wärmeverteilung über die Lüftung sind folgende Punkte zu beachten:

- Der Ofen soll eine grosse Speichermasse haben. Die Wärme soll zu einem möglichst grossen Teil an die Lüftung und zu einem möglichst kleinen Teil an den Aufstellungsraum abgegeben werden
- Luftheizungen sollten nur eingesetzt werden, wenn die Transmissionswärmeverluste bei max. 12 W pro m² Energiebezugsfläche liegen und über die Lüftungsanlage eine Wärmeleistung von maximal 2 kW verteilt werden muss
- Die Funktion einer Anlage soll für die BenutzerInnen nachvollziehbar und Bedienung selbsterklärend sein

Heute fehlen einfache Hilfsmittel für die Planung und Auslegung von Ofen-Speichermassen, Luftregistern und für die Wärmeverteilung über freie Luftströmung. In diesen Bereichen wären angewandte Forschungs- und Entwicklungsprojekte wünschenswert.

In diesem Beitrag werden Konzepte für Einfamilienhäuser sowie Reihen- oder Doppel-Einfamilienhäuser vorgestellt. Schwerpunktmässig wird die Wärmeverteilung über Lüftungsanlagen behandelt. Es werden Planungshinweise zu Gebäude, Lüftungsanlage, Ofen, Luftregister und Koordination gegeben und ein Beispiel eines Ofens mit Luftregister wird vorgestellt.

1 Ausgangslage

Die neue SIA-Norm 180 [1] verlangt luftdichte Gebäudehüllen. Eine Luftzufuhr von aussen ist daher unverzichtbar, um hohe Schadstoffkonzentrationen und Raumluftfeuchten sowie Gerüche zu vermeiden. Aus den gleichen Gründen ist eine Komfortlüftung integraler Bestandteil des MINERGIE-Standards [2]. Den grössten Nutzen bietet die mechanische Lüftung mit Zu- und Abluft sowie Wärmerückgewinnung.

Durch zunehmend bessere Wärmedämmung und kontrollierte Wohnungslüftung wird sowohl der Heizenergiebedarf stark verringert, wie auch die Heizsaison verkürzt. Die Heizung reduziert sich immer mehr zur Frage der Spitzendeckung.

Ein Holzofen im Wohnbereich gehört für viele Bauherren zur guten Wohnatmosphäre. Kann mit dem Ofen im Wohnzimmer ein gut gedämmtes und dichtes Einfamilien- oder Reiheneinfamilienhaus beheizt werden und kann dadurch auf ein weiteres Heizsystem verzichtet werden? In verschiedenen Wohnhäusern wurde dieses Konzept mit unterschiedlichem Erfolg realisiert.

Abgrenzung

Dieser Beitrag behandelt hauptsächlich Systeme für Einfamilienhäuser sowie Doppel- und Reiheneinfamilienhäuser, die den MINERGIE-Standard erfüllen. Dabei befindet sich ein Speicherofen (Holzofen mit Stückholzfeuerung) im Wohnbereich, das heisst meist im Wohnzimmer.

Systeme mit Hypokausten werden hier nicht behandelt. Eine Entwicklung, die in den Rahmen dieses Beitrags passen würde, ist in [3] beschrieben.

2 Kontrollierte Wohnungslüftung

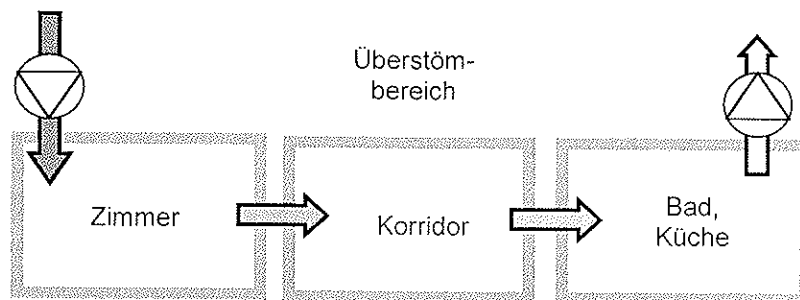
Der Begriff „kontrollierte Wohnungslüftung“ wird nicht in allen Ländern gleich angewendet. Während in Deutschland bereits eine einfache Abluftanlage als ‚kontrollierte Lüftung‘ bezeichnet werden kann, sind in der Schweiz meistens nur Anlagen gemeint die folgende Punkte erfüllen:

- Die Aussenlufterneuerung ist gleichmässig und unabhängig von äusseren Einflüssen (Wind, Temperatur)
- Die in der Abluft enthaltene Wärmeenergie wird zum grossen Teil genutzt (Wärmerückgewinnung oder Abwärmenutzung)
- Der Frischluftvolumenstrom pro Zimmer liegt bei mindestens 30 m³/h

In diesem Beitrag werden nur Anlagen als ‚kontrollierte Wohnungslüftung‘ bezeichnet, die diese drei Kriterien erfüllen.

Wenn möglich wird die Luft quer durch die Wohnung geführt: Zuluft wird in den Schlafzimmern eingeblasen und überströmt von dort in den Korridor. Nachher wird die Luft in Bad, WC und Küche geführt und dort abgesogen. Diese Art von Luftführung wird als Kaskadenlüftung bezeichnet (Fig. 1).

Bei Anlagen mit mechanisch geförderter Zuluft sollen die Fördermengen von Zu- und Abluftventilator gleich gross sein.

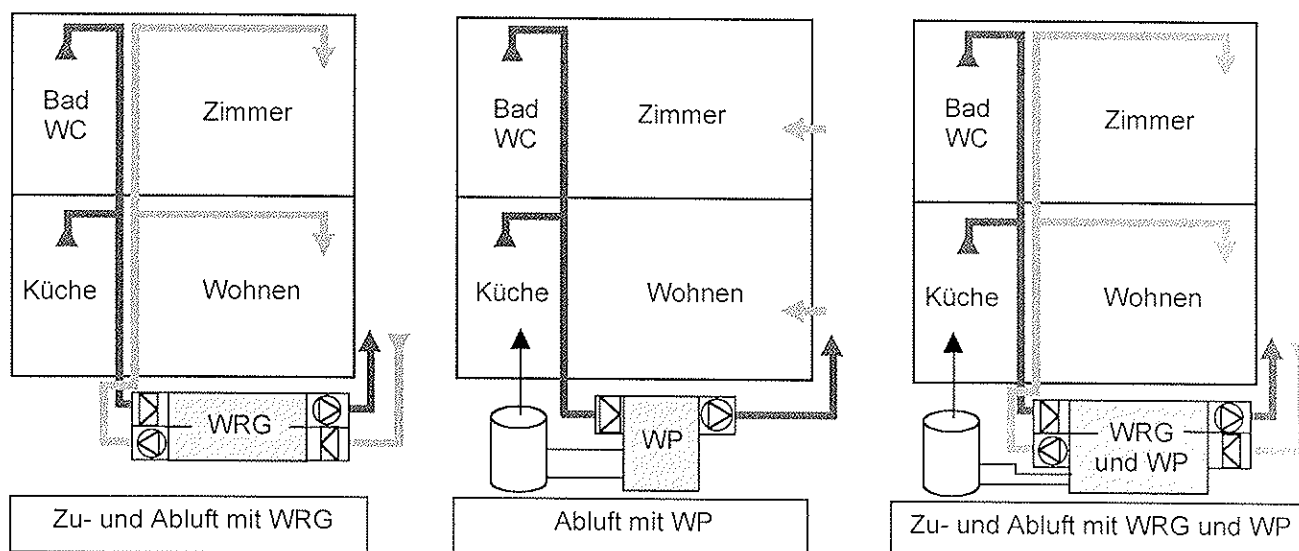


Figur 1: Prinzip der Kaskadenlüftung

Luftführung und Wärmenutzung können verschieden kombiniert werden. Für Einfamilienhäuser, die den MINERGIE-Standard erreichen, stehen folgende Anlagentypen zur Diskussion:

- **Zu- und Abluft mit Wärmerückgewinnung (WRG)**
Das Lüftungsgerät ist mit einem Plattenwärmeübertrager ausgerüstet und überträgt Wärme aus der Abluft an die Zuluft
- **Abluft mit Abluft-Wärmepumpe (Abluft-WP)**
Nur die Abluft wird mechanisch gefördert. Die Zuluft wird durch Aussenluft-Durchlässe zugeführt. Eine Abluftwärmepumpe erwärmt das Warmwasser
- **Zu- und Abluft mit WRG und Abluft-WP**
Neben der WRG ist eine Abluft-WP vorhanden. Die Abluft-WP erwärmt das Warmwasser und die Zuluft. Der Nutzen der Abluft-WP wird erhöht, wenn die Aussenluft in einem grosszügig dimensionierten Lufterdregister vorgewärmt wird

Weiter ist die Einzelraumlüftung zu erwähnen, die vor allem im Sanierungsbereich Vorteile hat. Dabei ist jeder Raum mit einem eigenen kleinen Lüftungsgerät ausgerüstet.



Figur 2: Anlagentypen für kontrollierte Wohnungslüftung

3 Energiekonzepte für Kombinationen

Die Ausgangslage für konzeptionelle Überlegungen könnte ein geplantes Einfamilienhaus (auch Reihen- oder Doppel-EFH) sein, das nach MINERGIE-Standard gebaut werden soll. Mit einem Standort im schweizerischen Mittelland, einer Energiebezugsfläche von ca. 200 m² und einer Wärmedämmstärke von 20 bis 25 cm sind die Daten repräsentativ für Hunderte von Häusern, die jährlich gebaut werden. Die Situation kann auch auf energetisch gute Sanierungen übertragen werden.

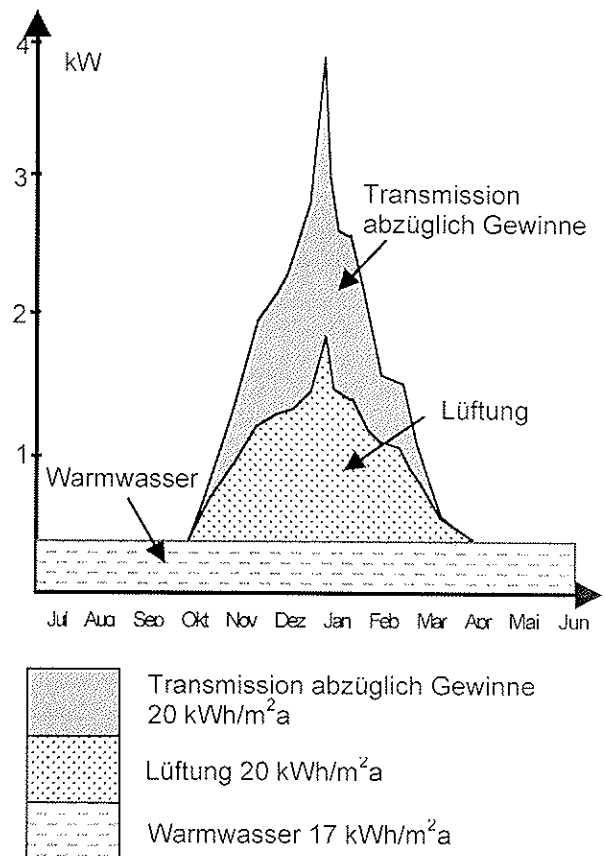
Die Bauherrschaft möchte mit einem Holzofen im Wohnbereich heizen, der Arbeitsaufwand soll sich jedoch in Grenzen halten.

Eine Energiebedarfsberechnung nach SIA 380/1 liefert folgende Resultate: Mit einer natürlichen Lüftung beträgt der Heizenergiebedarf 8000 kWh/a. Der Bedarf für Warmwasser liegt bei 3400 kWh/a. Der Wärmeleistungsbedarf beträgt rund 4 kW. (Fig. 3)

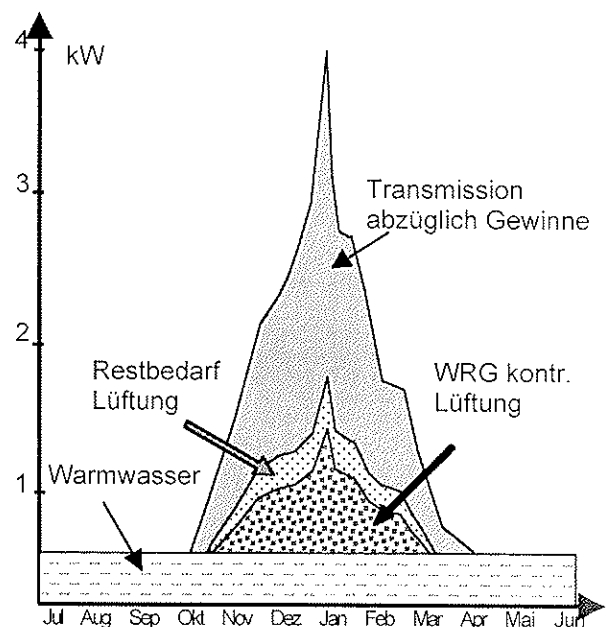
Würde der ganze Wärmebedarf mit Holz gedeckt, wären dazu rund 8 Ster Buche erforderlich (Nutzungsgrad 70%). Einerseits ist bei dieser Lösung (Ausgangslage) der Arbeitsaufwand für die Bauherrschaft zu gross und andererseits wird der MINERGIE-Standard nicht erreicht (s. Tabelle 1).

3.1 Holz, WRG und Sonne

In Variante 1 (Figur 4) wird eine kontrollierte Wohnungslüftung mit Wärmerückgewinnung installiert. Dies reduziert den Heizenergiebedarf um 35 bis 40%. Eine Solaranlage mit 4 m² Absorberfläche kann knapp 50% des Warmwassers solar erwärmen, der Rest wird direkt elektrisch erwärmt. Der Holzverbrauch liegt noch bei ca. 4 Ster Buche. Zusätzlich sind ca. 400 kWh Strom für die kontrollierte Lüftung und 2000 kWh für die Wassererwärmung erforderlich.



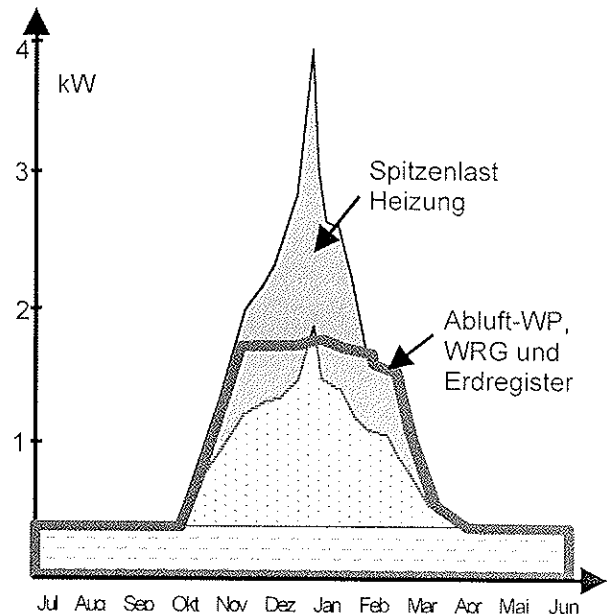
Figur 3: Jahresgang Wärmebedarf der Ausgangslage



Figur 4: Jahresgang Wärmebedarf Variante 1, Lüftung mit WRG

3.2 Holz und Abluft-Wärmepumpe

Bei Variante 2 (Figur 5) wird eine kontrollierte Wohnungslüftung mit WRG und Abluft-Wärmepumpe eingesetzt. Die Aussenluft wird in einem Erdregister vorgewärmt. Die Wärmepumpe erwärmt das Warmwasser und die Zuluft. Mit der warmen Zuluft kann in der Übergangszeit geheizt werden. Gegenüber der ersten Variante verkürzt sich die Heizzeit für Holz und der Holzverbrauch reduziert sich auf knapp 2 Ster Buche (Nutzungsgrad 60%). Der jährliche Elektrizitätsverbrauch für der Wärmepumpe und für die Luftförderung liegt bei rund 3500 kWh.



Figur 5: Jahresgang Wärmebedarf Variante 2, Abluftwärmepumpe für Warmwasser und Zulufterwärmung

3.3 Variantenvergleich

In Tabelle 1 ist der spezifische Energieverbrauch der Varianten dargestellt. Beim MINERGIE-Standard wird die elektrische Energie mit dem Faktor 2 gewichtet. Holz erhält einen Bonus und darf in der Berechnung des bewerteten Energieverbrauchs so eingesetzt werden, wie wenn der Nutzungsgrad bei 125% liegen würde. Bei der Ausgangslage wird der Elektrizitätsverbrauch einer Abluftanlage eingesetzt.

Variante	Ausgangslage	Variante 1 Lüftung mit WRG	Variante 2 Abluft-WP
Wärmeenergiebedarf	57 kWh/m ² .a	57 kWh/m ² .a	57 kWh/m ² .a
Wärmeproduktion			
Holzofen	57 kWh/m ² .a	25 kWh/m ² .a	10 kWh/m ² .a
Solaranlage	-	8 kWh/m ² .a	-
elektr. Wassererwärmung	-	9 kWh/m ² .a	-
WRG und Erdregister	-	15 kWh/m ² .a	15 kWh/m ² .a
Wärmepumpe	-	-	32 kWh/m ² .a
Effektiver Endenergieverbrauch			
Holz	82 kWh/m ² .a	36 kWh/m ² .a	17 kWh/m ² .a
Elektrizität	1 kWh/m ² .a	11 kWh/m ² .a	18 kWh/m ² .a
Gewichteter Energieverbrauch MINERGIE (Grenzwert 45 kWh/m ² .a)	48 kWh/m ² .a (nicht erfüllt)	42 kWh/m ² .a	44 kWh/m ² .a

Tabelle 1: Spezifischer Energieverbrauch der Varianten

Die beiden Varianten 1 und 2 stellen Möglichkeiten dar, um den MINERGIE-Standard zu erreichen; sie sind aber nur bedingt miteinander vergleichbar. Besonders bei der Wassererwärmung sind beliebig viele Untervarianten denkbar (grössere Solaranlage, mit Holzofen, ...). Der Vergleich von energetischen Kennwerten muss sich deshalb auf einzelne Aspekte beschränken.

Der elektrothermische Verstärkungsfaktor (ETV) einer kontrollierten Wohnungslüftung mit WRG liegt im Bereich von 7 bis 10. Eine Abluft-Wärmepumpe für Wasser- und Zulufterwärmung (ohne die im gleichen Gerät eingebaute WRG) erreicht einen ETV von 2 bis 2.5. Diese Werte lassen sich bei fachgerechter Ausführung und guten neuen Geräten realisieren (vgl. Abschnitt 5.2).

Eine kontrollierte Wohnungslüftung mit WRG lässt sich heute bezüglich Elektrizitätsverbrauch gut rechtfertigen. Bei der Abluft-Wärmepumpe ist die Situation anders: Aus rein energetischen Überlegungen ist eine Wärmeproduktion mit Holz gegenüber einer Abluft-Wärmepumpe zu bevorzugen.

Der Vorteil der Abluft-Wärmepumpe liegt darin, dass sie (in Kombination mit einem Speicherofen) den Arbeitsaufwand reduziert. Ob eine Abluft-Wärmepumpe eingesetzt werden soll, ist also eine Komfortfrage. Wer wegen dem Arbeitsaufwand eine Abluft-Wärmepumpe wählt, geht bezüglich Energie einen Kompromiss ein: Mit Holz heizen wäre energetisch vorteilhafter, aber aus Bequemlichkeit elektrisch heizen wäre schlechter.

4 Anlagekonzepte

Die Energiekonzepte zeigen, dass mit Kombinationen von kontrollierter Lüftung und Speicherofen (sowie ev. Solaranlage) der MINERGIE-Standard erreicht werden kann.

Die zentrale Frage beim Anlagekonzept ist, wie die Wärme des Speicherofens im Gebäude verteilt wird. Wenn eine kontrollierte Lüftung vorhanden ist, könnte das Luftleitungsnetz zur Wärmeverteilung genutzt werden. Die Funktionen Lüften und Heizen werden bei diesem Ansatz gekoppelt. Lüften und Heizen können aber selbstverständlich auch getrennt werden. Die folgenden Varianten zeigen mögliche Lösungen, es sind weitere Varianten und Kombinationen denkbar.

4.1 Wärmeverteilung über freie Luftströmung

Das technisch einfachste Anlagekonzept ist eine Wärmeverteilung über freie Luftströmung im Gebäude. Der Ofen steht dabei typischerweise im Erdgeschoss und die Wärme verteilt sich über Schwerkraftströmung. Damit die Wärmeenergie die Zimmer erreicht, müssen die Zimmertüren offen sein. Der spezifische Wärmeleistungsbedarf soll selbst für MINERGIE-Verhältnisse tief sein und der Grundriss muss offen gestaltet werden. Bei mehr als zwei Geschossen kann die Wärmeverteilung problematisch werden. Die Projektierung basiert heute weitgehend auf der Erfahrung von wenigen Ofenbauern.

Bei dieser Wärmeverteilung kann mit jeder Art von kontrollierter Wohnungslüftung der MINERGIE-Standard erreicht werden, also auch mit den einfachen Lösungen Einzelraumlüftung und Abluftanlage (mit Abluft-Wärmepumpe). Den besten Komfort bietet hier eine Abluft-Wärmepumpe mit Zulufterwärmung. Durch die warme Zuluft werden die Zimmer auch bei geschlossenen Türen temperiert. Zudem muss nicht die ganze Heizleistung über die freie Luftströmung transportiert werden.

Eine Untervariante dieses Anlagekonzepts sind Speicheröfen mit Satelliten.

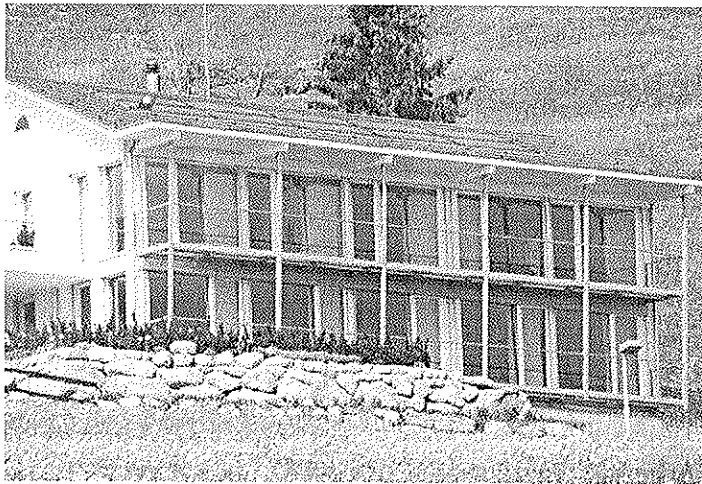
4.2 Wärmeverteilung über Wasser oder Wasser/Luft

Der Speicherofen gibt einen möglichst grossen Teil der produzierten Wärme an einen Heizungsspeicher ab. Die klassische Lösung ist eine Wärmeverteilung über eine Pumpen-Warmwasserheizung (Heizkörper oder Bodenheizung). Diese Lösung bietet eventuell bei Sanierungen die einzige Möglichkeit, um einen Speicherofen als Vollheizung einzusetzen.

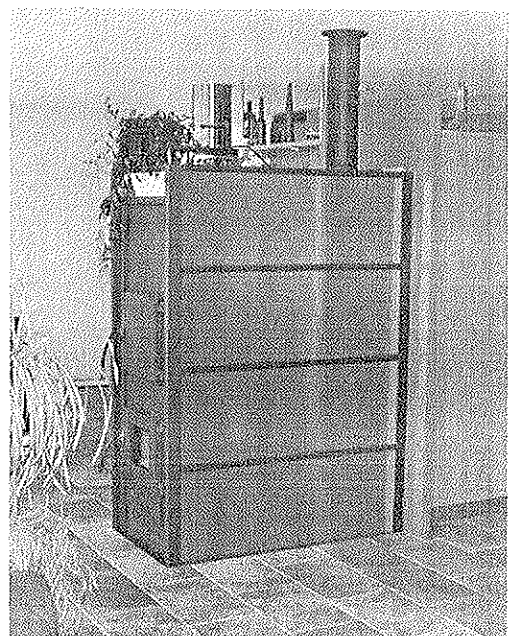
Eine zweite Variante der Wärmeverteilung ist, über das Wassersystem die Zuluft zu erwärmen. Für verschiedene Zonen (z.B. Süd- und Nordseite, pro Geschoss oder Einliegerwohnung) können separate Luftnachwärmer eingesetzt werden. Wasserbeheizte Luftnachwärmer können besser geregelt werden als Abluft-Wärmepumpen.

Mit einem kombinierten Speicher für Heizung und Warmwasser kann im Winter mit dem Holzofen Wasser erwärmt werden. In dieses Konzept kann gut eine Solaranlage integriert werden, die das Warmwasser im Sommer erwärmt sowie die Heizung unterstützt. Dies spricht dafür, dass keine Abluftwärmepumpe für die Wassererwärmung eingesetzt wird. Gegen eine Abluftwärmepumpe sprechen zudem die Investitionen: Die Einbindung des Ofens in ein Wassersystem und die Solaranlage sind bereits relativ teuer, also sollte ein günstiges Lüftungsgerät gewählt werden.

Figuren 6 und 7 zeigen ein Wohn- und Bürohaus, das durch eine gute Gebäudehülle, aktive und passive Sonnenenergienutzung, kontrollierte Lüftung mit Wärmerückgewinnung sowie Holzofen einen Endenergieverbrauch erreicht, der unter einem Drittel des MINERGIE-Standards liegt [4]. Der Speicherofen gibt rund zwei Drittel seiner Wärmeproduktion an ein Wassersystem und ein Drittel an den Raum ab. Die Wärmeverteilung erfolgt über eine Bodenheizung.



Figur 6 (oben) : MINERGIE-Wohn- und Bürohaus mit Solaranlage und Speicherofen [4]

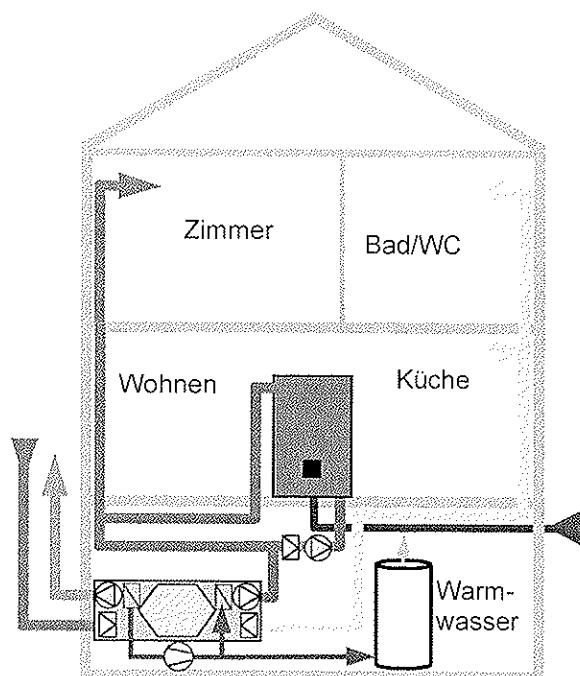


Figur 7: Speicherofen mit Wasserregister

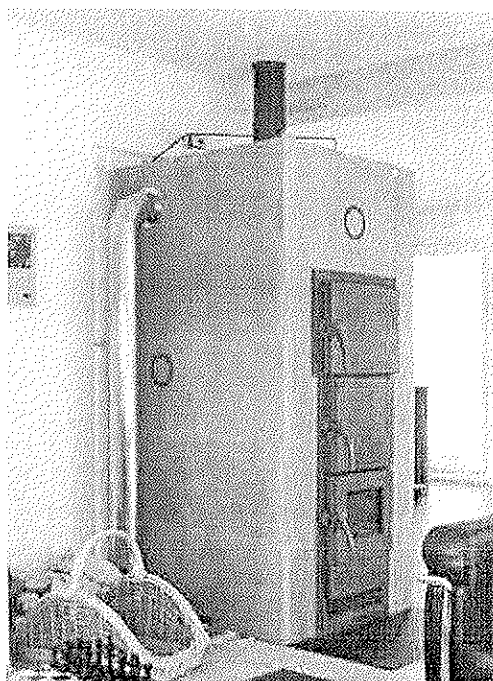
Eine bisher noch nicht realisierte Variante wäre, die Zuluft in Einzelraumlüftungsgeräten nachzuwärmen. Dadurch wäre eine raumweise Bedarfssteuerung (Temperatur und Luftqualität) möglich.

4.3 Wärmeverteilung nur über die kontrollierte Lüftung

Die Transmissionswärmeverluste in den Zimmern, ausser im Raum in dem der Ofen steht, werden über warme Zuluft gedeckt. Eine Heizkörper- oder Bodenheizung ist nicht vorhanden. Der Speicherofen ist mit einem Register zur Lufterwärmung ausgerüstet.



Figur 8: Wärmeverteilung über kontrollierte Lüftung, Abluft-Wärmepumpe für Zuluft- und Wassererwärmung



Figur 9: Speicherofen mit Luftregister (Fabrikat Chiquet Energietechnik AG)

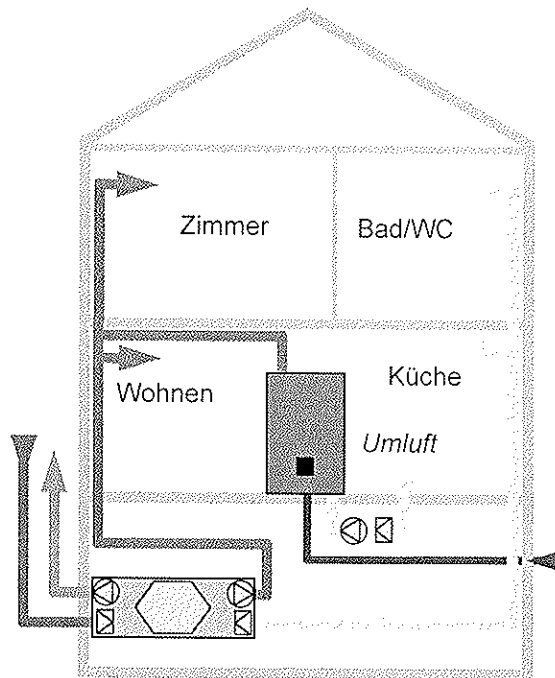
Figur 8 zeigt ein stark vereinfachtes Schema einer Anlage mit einer Abluftwärmepumpe, die sowohl das Warmwasser wie auch die Zuluft erwärmt. Die Wärmeverteilung über die kontrollierte Lüftung lässt sich auch bei Lüftungsanlagen mit Wärmerückgewinnung realisieren. Figur 9 zeigt den Speicherofen mit einem gemauerten Luftregister aus einem P+D-Projekt [5].

4.4 Wärmeverteilung über Umluft

Ein Holzofen mit Luftregister muss nicht unbedingt in eine kontrollierte Wohnungslüftung integriert werden. Es können zwei teilweise oder vollständig getrennte Lüftungsanlagen realisiert werden: Die eine versorgt das Gebäude mit Frischluft (kontrollierte Wohnungslüftung), die andere verteilt die Wärme des Holzofens (Umluft). Der Vorteil dieser Lösung ist, dass jede Lüftungsanlage ihrer Aufgabe entsprechend ausgelegt und betrieben werden kann.

Figur 10 zeigt ein vereinfachtes Schema einer Anlage, bei der die Lüftungsanlagen teilweise getrennt sind. Im Erdgeschoss wird nur von der WRG erwärmte Frischluft zugeführt. Die Leitungen im Obergeschoss werden sowohl für die Frischluft- wie auch für die Wärmeversorgung genutzt.

In einem neuen P+D-Projekt [7], mit einem ähnlichen Ofen wie in Figur 9 abgebildet, wird die Wärme über ein separates Umluftsystem verteilt.



Figur 10: Wärmeverteilung über Umluft und teilweise über das Leitungsnetz der kontrollierten Lüftung (Obergeschoss)

5 Umsetzung und Details

In der Schweiz dürfte es einige Dutzend Einfamilienhäuser (inkl. Reihen- und Doppel-EFH) geben, bei denen sowohl eine kontrollierte Wohnungslüftung, wie auch ein Speicherofen vorhanden ist. Bei diversen Objekten wurden gleiche Mängel und Optimierungspotentiale genannt:

- Der Heizenergiebedarf ist grösser als geplant. Dadurch entsteht ein unerwartet hoher Arbeitsaufwand für die Holzfeuerung. In einigen Fällen mit Luftheizung kann die erforderliche Heizleistung nicht erbracht werden.
- Die Anlage ist kompliziert gebaut. Zu viele Klappen, Bypässe, Ventilatorstufen und Nachwärmer sowie parallele Wärmeverteilungen (Luft- und Wasser) machen einige Anlage unübersichtlich, schwer regulierbar und störungsanfällig.
- Die Arbeitszahl der Abluftwärmepumpe liegt unter den Erwartungen
- Die Wärmeverteilung über die Lüftung funktioniert infolge Leckagen oder mangelhafter Wärmedämmung unbefriedigend
- Cheminée-Öfen sind für die hier behandelten Konzepte kaum geeignet: Durch zu kleine Speichermassen muss zu häufig gefeuert werden und es entstehen Leistungsspitzen, die über die Lüftung kaum verteilt werden können.

Bei den meisten Mängeln liegt die Ursache nicht im Konzept, sondern in der Umsetzung (Projekt und Ausführung). Es scheint so, dass bei diesen Anlagentypen heute eher Detailfragen als das Konzept Probleme bereiten.

5.1 Gebäude

Beim Einsatz einer kontrollierten Wohnungslüftung soll die Gebäudehülle eine überdurchschnittliche Luftdichtigkeit aufweisen. Der $n_{L,50}$ -Wert soll unter 1 h^{-1} liegen, als Zielwert sollte 0.6 h^{-1} angestrebt werden.

Gebäude mit Luftheizung

Die spezifischen Transmissionswärmeverluste sollen max. 12 W pro m^2 Energiebezugsfläche (EBF) betragen.

Die Nassräume liegen mit Vorteil in der Kernzone. Dadurch haben sie keine Transmissionswärmeverluste und benötigen keine Zuluft.

Der Ofen soll im Raum mit dem grössten Wärmeleistungsbedarf stehen. Die Wärmeleistung, die über die Lüftung verteilt werden muss, sollte bei höchstens 2 kW liegen.

5.2 Lüftungsanlage

Die Detailplanung von Lüftungsanlagen ist nicht Gegenstand dieses Beitrags. Hier werden nur Punkte aufgeführt, die bei den behandelten Konzepten von Bedeutung sind.

Lüftungsgeräte

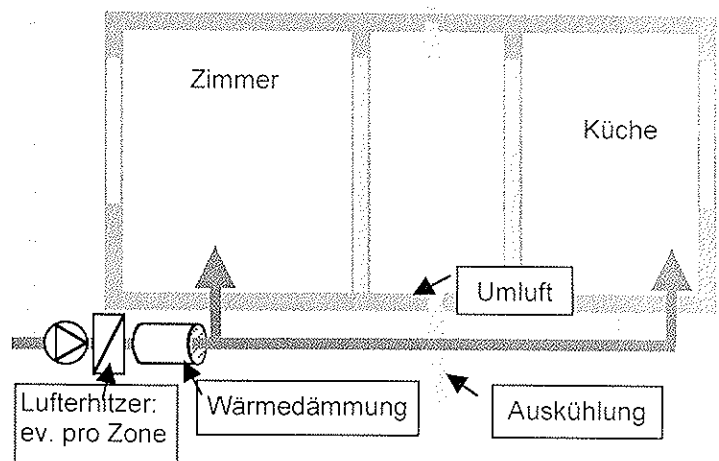
Die Wärmerückgewinnung sollen einen Austauschgrad (auch ‚Rückwärmzahl‘ genannt) von mindestens 80% haben. Bei einem Einfamilienhaus liegt der Luftvolumenstrom bei rund $150 \text{ m}^3/\text{h}$, die elektrische Aufnahmeleistung der Ventilatoren soll dabei maximal 50 Watt betragen. Wenn diese zwei Bedingungen eingehalten werden, kann mit einem elektrothermischen Verstärkungsfaktor (ETV) von 7 bis 10 gerechnet werden.

Luftheizung

Oft besteht der Wunsch, Heizung und Lüftung in einem System zu kombinieren. Erfolgskontrollen zeigen, dass bei getrennten Systemen für Heizung und Lüftung die Zufriedenheit der Benutzer grösser ist und weniger Mängel auftreten. Trotzdem werden in Zukunft vermutlich mehr Luftheizungen gebaut. Ein wachsendes Einsatzgebiet können Reihen-Einfamilienhäuser mit sehr guter Wärmedämmung (Passivhaus-Standard) sein.

Folgende Punkte sind bei heute realisierten Luftheizungen teilweise kritisch:

- Pro Haus oder Wohnung ist nur ein Lufterhitzer installiert. Eine Einzelraumregelung ist nicht möglich. Oft werden unterschiedliche Raumtemperaturen (kühle Schlafzimmer) gewünscht. Eine Luftheizung mit Einzelraumregelung ist teurer als zwei getrennte Systeme.
- Warme Luft kühlt beim Transport schnell ab. Einerseits können grosse Verteilverluste entstehen, andererseits kann die Wärme im Gebäude falsch verteilt werden. Die Wärmedämmung von Warmluftleitungen im unbeheizten Bereich sollte bei min. 80 mm lie-



Figur 11: Prinzip Luftheizung

gen.

- Zuluft muss wegen der Heizung auch in Räume geführt werden, die bei einer Kaskadenlüftung nur Abluft haben. Hier ist speziell die Küche zu erwähnen.
- Je nach Wärmeleistungsbedarf wird ein Luftvolumenstrom benötigt, der weit über dem hygienisch erforderlichen Wert liegt. Ein Teil dieser Luft ist meistens Umluft (vgl. Tabelle 2). Der grosse Luftvolumenstrom erfordert eine grössere Anlage als eine reine Komfortlüftung. Zudem sind aufwendige Lösungen für Überströmung und Schalldämmung erforderlich

Gebäude	Spezifischer Wärmeleistungsbedarf *	Luftwechsel	Umluftanteil	Zulufttemperatur
Heutiger Neubau	ca. 30 W/m ²	ca. 3 h ⁻¹	ca. 70 %	30 – 35°C
„Niedrigenergiehaus“	ca. 15 W/m ²	ca. 1 h ⁻¹	ca. 50 %	35 – 45°C
Passivhaus	< 10 W/m ²	ca. 0.6 h ⁻¹	0 %	35 – 40 °C

* Nettofläche

Tabelle 2: Richtwerte für Luftheizungen

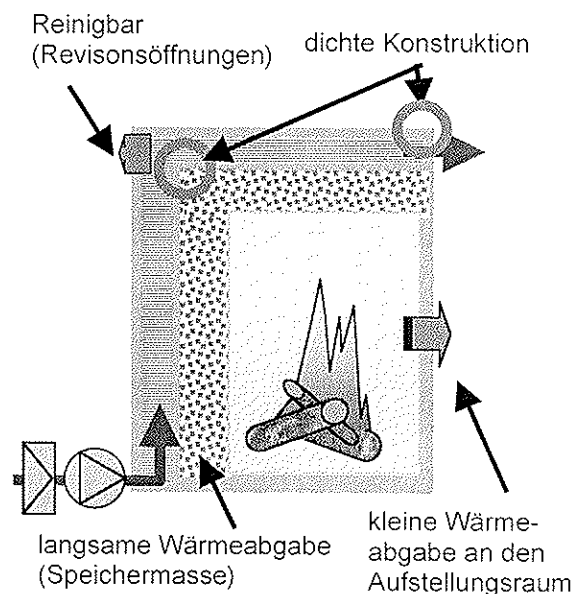
5.3 Speicherofen

Ofen

Die kontrollierte Wohnungslüftung prägt die Druckverhältnisse im Haus und könnte die Verbrennung stören. Die Verbrennungsluft soll daher raumluftunabhängig, das heisst direkt von aussen zugeführt werden.

Die Speichermasse ist der Aufgabe einer Brennstoffcharge anzupassen. Bei Auslegebedingungen soll höchstens zweimal pro Tag geheizt werden.

Die Wärme soll zu einem möglichst hohen Teil an das Luftregister oder Wasserregister abgegeben werden und zu einem möglichst kleinen Teil an den Aufstellungsraum. In einem typischen Reiheneinfamilienhaus sollte die mittlere Abgabeleistung an den Raum nicht mehr als 1 kW betragen.



Figur 12: Details Ofen mit Luftregister

Luftregister

Das Luftregister muss eine hohe Dichtigkeit aufweisen. Die Leckage soll bei höchstens 3% des Durchflusses liegen.

Das Luftregister muss reinigbar sein.

Um einen guten Kompromiss zwischen Wärmeübergang und Druckverlust zu erreichen sollte die Luftgeschwindigkeit im Register bei ca. 2.5 bis 3 m/s liegen.

Die Oberflächentemperaturen sollen möglichst unter 80°C liegen, damit keine Staubverschmelzung stattfindet.

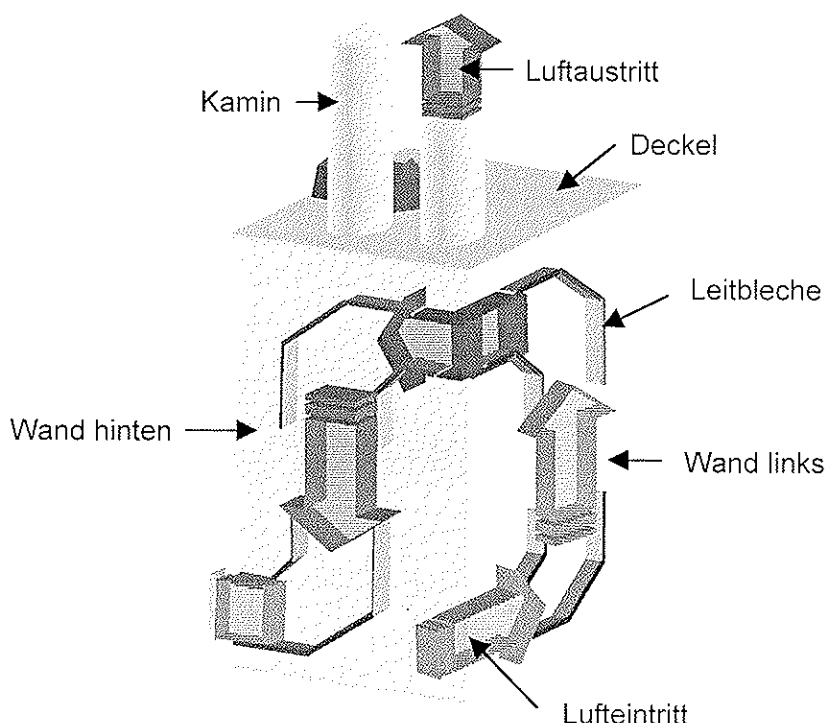
Bei Luftheizungen ist eine möglichst konstante Wärmeleistung erwünscht. Aus dieser Sicht ist eine grosse Speichermasse anzustreben. Die Leistungsschwankungen bei

Nennlast (alle 12 Stunden einfeuern) sollten nach oben und unten nur etwa 30% vom Mittelwert abweichen.

Beispiel eines Speicherofens mit Luftregister

Der vorgestellte Ofen (Figur 14) wurde im Rahmen eines Pilot- und Demonstrationsprojekts [7] gebaut. Der gemauerte Speicherofen hat eine Nennleistung von 4 kW. Davon werden 3 kW über das Luftregister abgeführt und ca. 1 kW geht direkt an den Aufstellungsraum. Bei Auslegebedingungen muss zweimal täglich eingefeuert werden. Der Nenn-Luftvolumenstrom durch das Luftregister liegt bei 300 m³/h, dabei ist der Druckverlust 60 Pa. Bei Nennlast liegt die Lufttemperatur beim Eintritt bei 25°C und beim Austritt bei 55°C.

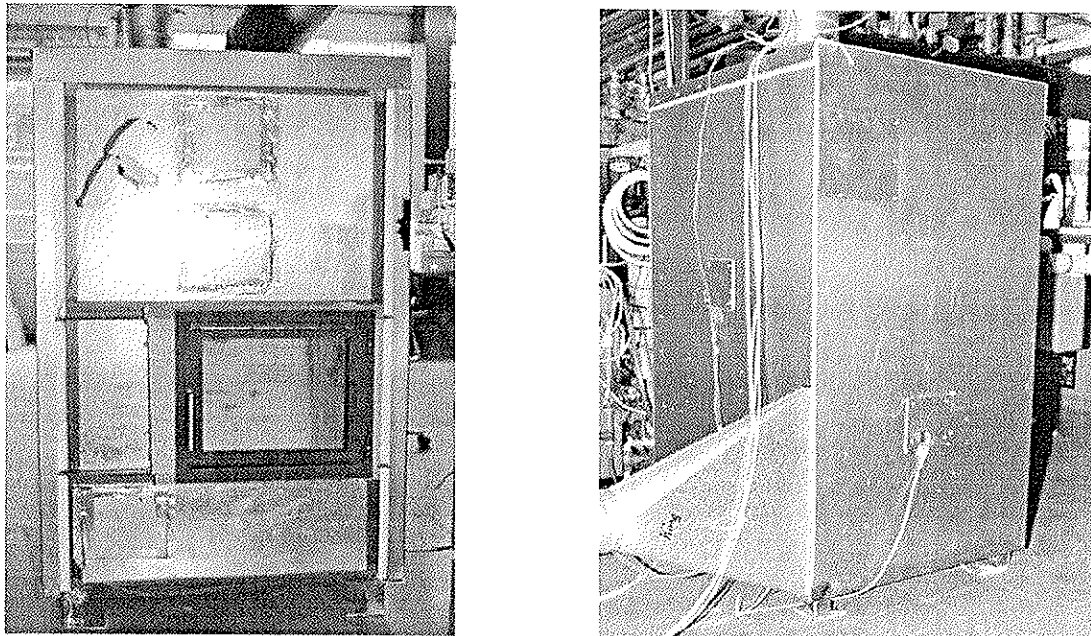
Der gesamte Ofen wiegt rund eine Tonne. Die Höhe ist 1.6 m, Breite und Tiefe messen je ca. 0.9 m. Das Luftregister umschliesst die Seitenwände, die Rückwand und die obere Seite des Ofens. Die Aussenhülle ist aus Chromstahl, innen grenzt es an die verputzte Oberfläche des Ofens. Die Luft wird in Serie durch alle Wände geführt (Fig. 13). Der gesamte Ofen ist aussen mit Gusschamott verkleidet.



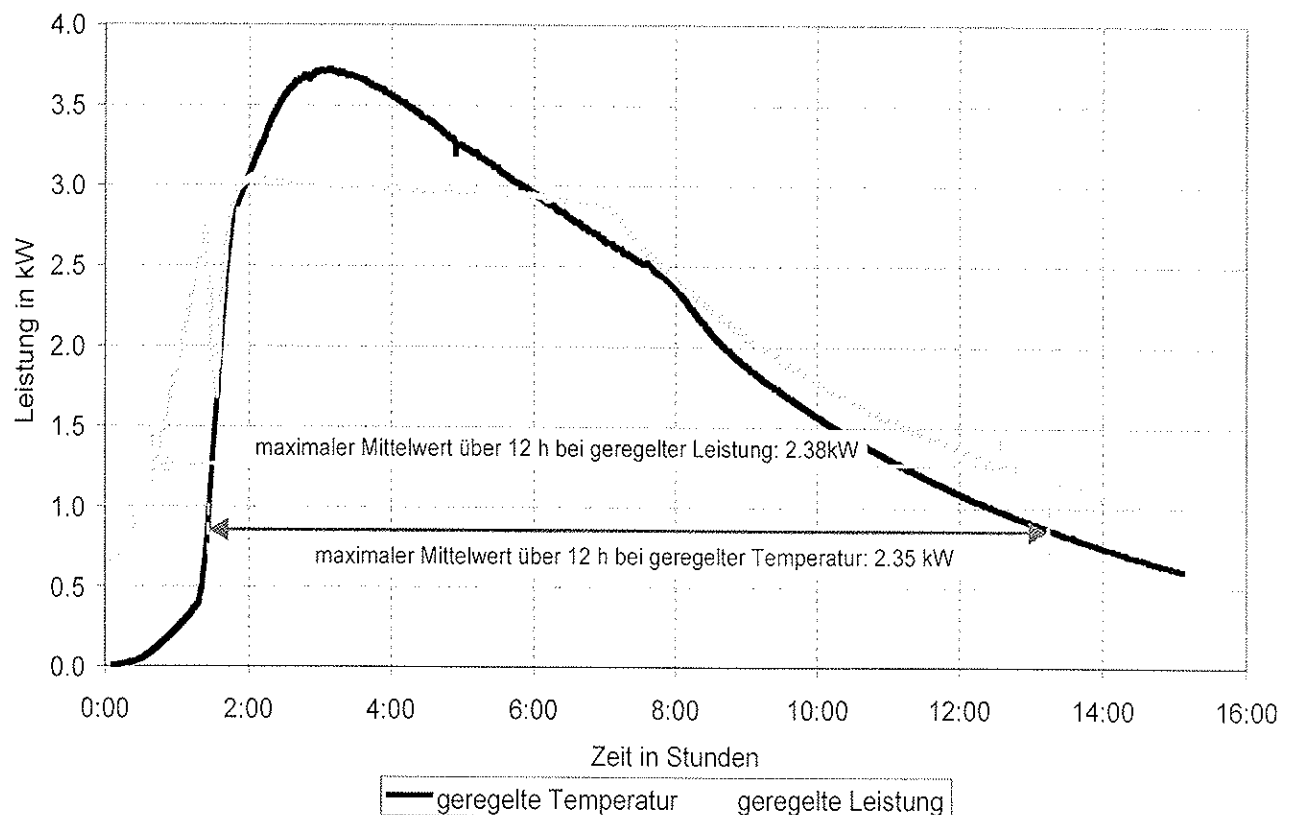
Figur 13: Luftführung im Luftregister

Auf Grund der Fertigungstoleranzen wurde entschieden, dass der Luftspalt im Register eine Höhe von mindestens 40 mm hat. Kleinere Höhen wären aus Sicht des Wärmeübergangs besser. Bei der zu erwartenden Herstellungsgenauigkeit wäre aber das Risiko gross, dass entweder der Druckverlust zu hoch oder die Wärmeleistung zu tief würde. Die Metallkonstruktion des Luftregisters ist als Einzelanfertigung teuer. Damit mit dieser Lösung eine günstige Vollheizung realisiert werden kann, müssten die Metallarbeiten standardisiert und teilweise automatisiert werden. Das bedeutet, dass jährlich über hundert Öfen dieser Art gebaut werden müssten. Im Rahmen von einfachen Prüfstandmessungen wurden verschiedene Betriebsarten des Luftregisters untersucht [8]. In einem Versuch wurde die Abgabeleistung des Luftregisters über die Ventilator-

drehzahl geregelt. Der Leistungsverlauf ist in Figur 15 dargestellt. Der Versuch hat gezeigt, dass die Speichermasse des Ofens bis zu einem gewissen Grad bewirtschaftet werden kann. Wo die Möglichkeiten und Grenzen der Speicherbewirtschaftung liegen konnte im Rahmen dieser relativ einfachen Experimente noch nicht untersucht werden.



Figur 14: Speicherofen mit einem Luftregister mit Stahlblech-Aussenmantel (Hersteller: Von Wyl Öfen, Kägiswil)



Figur 15: Leistungsabgabe des Ofens über das Luftregister mit geregelter Austrittstemperatur und geregelter Leistung

5.4 Koordination

Bei Einfamilienhäusern wird immer weniger ein HLK-Planungsbüro zugezogen oder die Leistungen des Ingenieurs beschränken sich auf das Konzept. Die beteiligten Unternehmer sind für die Koordination verantwortlich. Bei Anlagen mit Luftheizung müssen der Ofenbauer, resp. Hafner und der Lüftungsinstallateur folgende Punkte koordinieren:

- **Konzeptverantwortung**

Wer ist verantwortlich für die Leistungsbestimmung sowie für die Festlegung der Temperaturen und Luftvolumenströme? Wer erstellt das Prinzipschema und die Funktionsbeschreibung der Gesamtanlage?

- **Brandschutz**

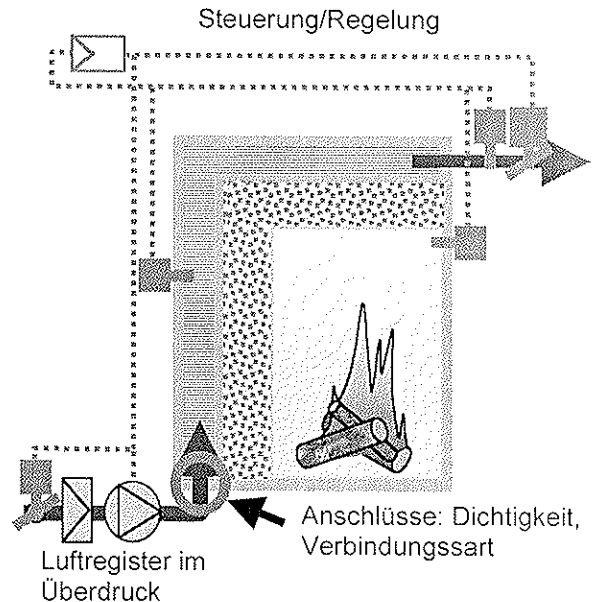
Es dürfen nur zugelassene Komponenten eingesetzt werden. Die Sicherheitseinrichtungen (z.B. Thermostaten) sind festzulegen. Mit der lokalen Feuerschau sind Vorabklärungen durchzuführen.

- **Verbrennungsluftzufuhr**

Die Art und Führung der Verbrennungsluftzufuhr muss festgelegt werden

- **Einbindung in die Lüftungsanlage**

Im Luftregister soll aus sicherheitstechnischen Überlegungen ein Überdruck vorhanden sein. Der Ventilator ist also vor dem Luftregister anzuordnen. Die Luft muss vor dem Eintritt ins Luftregister gefiltert werden (min. Grobfilter G3). Die Verbindung zwischen Luftregister und Lüftung muss dicht sein. Die Verbindungsart und die Dimension sind festzulegen. Durchbrüche für den Anschluss der Luftleitungen sind so zu gestalten, dass eine dichte Verbindung gewährleistet ist.



Figur 16: Koordination und Schnittstellen zwischen Ofen und Lüftung

6 Offene Fragen

Gestaltung und Bewirtschaftung der Ofen-Speichermasse

Wie weit Wärmeenergie in der Ofenmasse gespeichert und über ein Luftregister beliebig abgegeben werden kann, lässt sich aus bisher durchgeführten Arbeiten nicht sagen. Bei weiteren messtechnischen Untersuchungen wäre es wesentlich, identische Startbedingungen zu schaffen. Für typische Situationen im Heizbetrieb ist dies nicht trivial. Neben Messungen wären auch theoretische Modelle zu bilden und Simulationsberechnungen durchzuführen.

Einfache Auslegung und Einbindung von Luftregistern

Luftregister werden heute entweder pragmatisch und unsystematisch oder dann mit grossem Zeitaufwand ausgelegt. Die Regelung und die Einbindung in die Lüftung wurden in bisherigen Anlagen individuell und teilweise aufwendig (teuer) gelöst. Wünschenswert wären Hilfsmittel, die den Planungsaufwand reduzieren und einfache Lösungen aufzeigen.

Wärmeverteilung über freie Luftströmung

Es gibt keine allgemeinen Planungswerkzeuge für die Wärmeverteilung von Speicheröfen über freie Luftströmung. Neben der Analyse von gut und schlecht funktionierenden Anlagen müsste die Luftströmung im Gebäude mit Simulationsberechnungen untersucht werden. Dabei sollte auch die Wechselwirkung mit verschiedenen Arten von kontrollierter Wohnungslüftung berücksichtigt werden. Das Resultat einer Untersuchung sollte eine Broschüre oder ein einfach zu bedienendes PC-Programm sein.

7 Schlussfolgerungen

Planungshinweise

Es gibt heute keine spezifischen und anerkannten Planungsregeln für die behandelten Systeme. Die folgenden Hinweise sind aus Erfahrungen abgeleitet und gelten für Einfamilienhäuser (auch Doppel- und Reihen-EFH) in denen die Wärme über eine Lüftung verteilt wird:

- **Speicheröfen**

Brennstoffcharge und Ofen-Speichermasse sind der Aufgabe entsprechend aufeinander abzustimmen. Die Leistungsabgabe an die Luft sollte nach 12 h noch etwa bei der Hälfte der maximalen Leistung liegen. Die Wärme soll zu einem möglichst grossen Teil an die Lüftung und zu einem möglichst kleinen Teil an den Aufstellungsraum abgegeben werden.

- **Luftheizung**

Die Planung und Ausführung von Luftheizungen ist anspruchsvoll. Luftheizungen sollten nur eingesetzt werden, wenn die Transmissionswärmeverluste bei max. 12 W pro m² EBF liegen und über die Lüftungsanlage eine Wärmeleistung von maximal 2 kW verteilt werden muss. Warmluftleitungen müssen möglichst kurz, dicht und gut wärmegeämmt sein.

- **Einfache Anlagen**

Viele Betriebsvarianten können zum Overkill führen. Zum Beispiel können parallele Wärmeverteilungen (Luft- und Wasser), multivalente Wassererwärmungen (Sonne, Holz, Wärmepumpe und Elektroheizeinsatz) Anlagen unübersichtlich, schwer einregulierbar und störungsanfällig machen. Die Funktion einer Anlage soll für die BenutzerInnen nachvollziehbar und Bedienung möglichst selbsterklärend sein.

- **Abluftwärmepumpen**

Bei Anlagen mit Zu- und Abluft soll die Aussenluft in einem grosszügig dimensionierten Erdregister vorgewärmt werden. Leistung und Arbeitszahl von Abluft-Wärmepumpen sollen vorsichtig angenommen werden. Angaben von Lieferanten sind teilweise optimistisch und gelten nur bei bestimmten Bedingungen.

Weitere Arbeiten

Heute fehlen Hilfsmittel für die Planung und Auslegung von Ofen-Speichermassen, von Luftregistern und für die Wärmeverteilung über freie Luftströmung. In diesen Bereichen wären angewandte Forschungs- und Entwicklungsprojekte wünschenswert.

8 Literatur und Quellenangaben

- [1] SIA-Norm 180: Wärme- und Feuchteschutz im Hochbau. SIA, Zürich, Ausgabe 1999
- [2] MINERGIE Nutzungsreglement und div. Broschüren. Verein MINERGIE, Bezugsquelle Kantonale Energiefachstellen oder Internet www.minergie.ch
- [3] Rüegg P.: Kleinholzfeuerung mit Feststoffspeicher als Alleinheizung. Rüegg Cheminée AG, Zumikon, BFE-Jahresbericht 1999
- [4] Wohn- und Bürohaus Spescha, Schwyz, Schweizer Solarpreis 1999 (Internet: www.solar91.ch)
- [5] Langenick I.: P+D-Projekt DEFH am Birkenweg 8, Hochdorf. BFE-Projekt-Nr 27983. Hochdorf, 2000
- [6] Bienz J.: P+D-Projekt Grasswil. BFE-Projekt-Nr 37106. Chiquet Energietechnik AG, Ormalingen, 2000
- [7] Imbach K.: P+D-Projekt Luftheizung mit Holzofen bei einer EFH-Sanierung. BFE-Projekt-Nr 34543. Verband Schweizerischer Hafner- und Plattengeschäfte, Olten, 1999
- [8] Huber H.: Holzofen mit Luftregister, Aktennotiz zur Labormessung. BFE-Projekt-Nr 34543, HTA Luzern, Horw, 2000

Bilder

Figuren 6 und 7: Haus-Technik-Planung Otmar Spescha, CH-6430 Schwyz

Stand und Entwicklungstendenzen von Pelletfeuerungen in Öfen und Kesseln

Christian Völlmin, Sopra Solarpraxis AG, Ormalingen

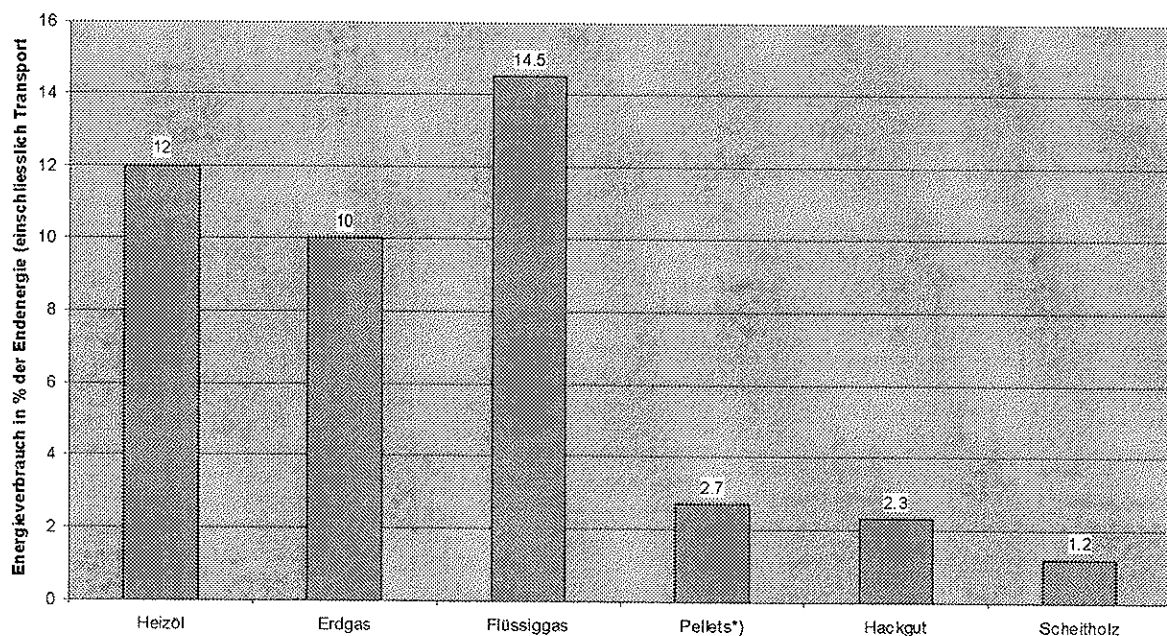
Zusammenfassung

Pelletfeuerungen sind seit den frühen 80-iger Jahren in den USA weit verbreitet und tauchten vor einigen Jahren in Europa auf; zuerst in skandinavischen Ländern später via Österreich auch in der Schweiz. In Schweden, mit hohen Preisen für nicht erneuerbare Brennstoffe und grossen Mengen an für die Pelletherstellung gut geeigneten Holzreststoffen, haben Pelletfeuerungen einen grossen Erfolg. Mit konsequenter Holzenergieförderung kann auch unser Nachbarland Österreich eine beispiellose Entwicklung vorzeigen. Das zeigt sich vor allem beim Feuerungsmarkt; sind doch fast alle in der Schweiz gehandelten Geräte aus Österreich. Bei den eingesetzten Geräten handelt es sich um Ofen- und Kesselfeuerungen meistens für den Kleinbereich. Dank des homogenen Brennstoffs ist die Verbrennungstechnik nicht sehr aufwändig. Die daraus resultierenden Vorteile einer quasi automatischen Feuerung und von Investitionskosten zwischen konventionellen Ölheizungen und automatischen Klein-Schnitzelfeuerungen verhelfen den Pelletfeuerungen zu einer äusserst attraktiven Stellung im Heizungsmarkt mit steigenden Kosten für Öl. Einzig die Wartung (Entaschung und Wärmetauscherreinigung) ist aufwändiger als bei einer vergleichbaren Öl-, Gas oder Elektroheizung. Dafür kommen die Vorteile eines einheimischen und CO₂-neutralen Brennstoffs voll zum Tragen.

Hindernisse, die der schnellen Verbreitung in der Schweiz entgegenstehen, sind häufig mangelndes Vertrauen in den schon bestehenden Pelletmarkt und vorläufige Zurückhaltung gegen neue Techniken. Mit weiter verbesserter Betriebssicherheit und Qualitätssicherung bei der Brennstoffherstellung, sowie effizienter und garantierter Brennstofflieferung wird die Pelletfeuerung eine starke Lösung gegen die konventionellen Feuerungen mit Öl und Gas sein.

1 Brennstoff Pellets

Üblicherweise werden die Pellets zur Verfeuerung aus naturbelassenem Restholz hergestellt. Die Verdichtung der Holzmasse ermöglicht die gleichzeitige Bindung zu relativ stabilen Presslingen. Die Presslinge haben meist einen Durchmesser von 5 – 10 mm und eine Länge von max. 30 mm. Die Feuchtigkeit ist unter 10 %. Das Schüttgewicht entspricht ungefähr 650 kg/m^3 , die Materialdichte $1,2 \text{ kg/dm}^3$. Für den Heizwert eines kg Pellets betragen die Angaben 4,9 bis 5,2 kWh. Ein m^3 Pellets hat demnach einen Energieinhalt von ca. 3200 kWh, eine Tonne ca. 5MWh. Als Energieäquivalent zu Öl kann angenähert gesagt werden, dass 2 kg Pellets einem Liter Öl entsprechen. Der Aufwand zur Trocknung und Herstellung der Pellets beträgt etwa 180 kWh/t was einem Anteil von 3.6 % des Heizwerts entspricht (Angabe der Fa. Bühler, Mühlenbau).



*) Rohstoff Holzspäne

Abbildung 1 Energieverbrauch durch Gewinnung, Umwandlung und Zustellung. (Quelle: Regionalentwicklung Bregenzerwald (Hrsg.): Holzpellets Studie Vorarlberg)

1.1 Potenzial in der Schweiz

Pellets werden zu Zeit hauptsächlich aus Sägemehl hergestellt. Sägemehl ist in grossen Mengen trocken und feucht als Entsorgungsprodukt in grossen Mengen vorhanden. Nach Angabe des SHIV fallen in der Schweiz 275'000 m^3 Säge- und Hobel-späne an, was etwa 180'000 Tonnen entspricht. Dieser Rohstoff könnte kurzfristig zu

Pellets gepresst werden. Bei einem Brennstoffbedarf von ca. 5 m³ für ein Einfamilienhaus könnten über 50'000 Häuser beheizt werden.

1.2 Pelletherstellung

Die Herstellung der Pellets aus Sägemehl ist relativ einfach. Daneben besteht ein gewisser Trend zur Verwendung von Hackgut für die Herstellung von Pellets. Ob es sinnvoll ist, das Waldholz in einem zweistufigen Verfahren zu Pellets zu formen, bleibt dahingestellt. Die Holzrohmasse, zerkleinert und getrocknet, wird in Flach- oder Ringmatrizenpressen unter Freisetzung von Lignin ohne Zusatzstoffe zu Pellets verpresst. Drei Arbeitsschritte sind zu durchlaufen: Vorbehandlung (Zerkleinern, Trocknen und evtl. Bedampfen), Pressen und Kühlen. Je nach Rohmaterialzustand können die Arbeitsschritte variieren. Gefahren zur Verunreinigung sind gemäss Aussage der Pelletierungs-Spezialisten nicht allzu gross, da sich sonst sofort die Selbstklebeeigenschaften bei der Pressung verändern. Die Herstellung von Pellets aus weiterer Biomasse aus landwirtschaftlicher Produktion wird diskutiert, ist aber, solange die Nachfrage mit Pellets aus Restholz gedeckt werden kann, noch nicht interessant. Die Verbrennung von gepresstem Chinaschilf, Energiegras, Getreiderückständen und ähnlichem ist wegen der Verschlackung bei der Verbrennung heute immer noch mit grossen Problemen verbunden. Ausserdem sind die Pelletierverfahren für die meisten Materialien noch nicht ausgereift und erprobt.

Die Verpressung der Holzrohmasse beansprucht die eingesetzten Matrizenpressen enorm. Mit der Beimischung von Substanzen, die die Gleiteigenschaften verbessern, können bedeutend längere Standzeiten der Pressen erreicht werden, was direkt zu günstigeren Pellets führt. Als mögliche Beimischungen werden Raps und ähnliche schmierstoffhaltige Pflanzen sowie ausgenutztes Speiseöl genannt. Da die Luftreinhalte-Verordnung (LRV) nur naturbelassenes Holz als Brennstoff für kleine Holzfeuerungen gestattet, sind abklärende Untersuchungen der Auswirkungen auf die Verbrennungsemissionen bei den zur Diskussion stehenden Zugaben erforderlich.

1.3 Qualitätssicherung

In Österreich sind die Qualitätskriterien für Pellets in einer eigenen Norm ÖNORM M 7.135 festgelegt. Darin ist festgelegt, dass keine Bindemittel zur Herstellung verwendet werden dürfen. Die Anforderungen erstrecken sich auf Heizwert und technische Eigenschaften, umfassen aber auch mögliche Verunreinigungen durch Fremdstoffe wie Holzschutzmittel, Lacke, Beschichtungen etc.. Limitiert sind auch der Schwefel-, Stickstoff- und Chlorgehalt.

Die Deutsche DIN Norm 51731 legt die Anforderungen und Prüfungen für Presslinge aus naturbelassenem Holz fest. Pellets werden unter der Grössengruppe HP 5 behandelt. Die vorliegende Norm kennt Grenzwerte für Schwermetalle sowie Schwefel-Chlor- und Stickstoffgehalt.

In der Schweiz soll die DIN Norm als Schweizerische Norm ohne Änderungen übernommen werden. Sie sollte als SNV Norm ab 2001 in Kraft treten. Es ist vorgesehen, die Qualität mit einem Qualitätssiegel VHe (Schweizerische Vereinigung für Holzenergie) auszuzeichnen. Die LRV schliesst Presslinge bei den Holzbrennstoffen ein. Von der Seite der Pelletproduzenten her wäre gewünscht, dass dem Pelletierprozess natürliche Additive zur Verminderung der Pressverluste und je nach dem zur Verbesserung der Bindeeigenschaften beigemischt werden könnten. In der DIN Norm und der ÖNORM ist dies aber ausdrücklich untersagt.

Eine zukünftige Euro Norm für Bio Brennstoffe ist in Vorbereitung. Sie wird die Pellets sicherlich einschließen. In der CEN Normengruppe ist die Schweiz durch die FAT vertreten.

Tabelle 1 Vergleich der Pelletnormen

	ÖNORM M 7135		DIN 51 731	SS 18 71 20		
	Holzpellets	Rindenpellets	HP 5 Presslinge	Gruppe 1	Gruppe 2	Gruppe 3
Abmessungen	Ø: 4 – 20 mm L: ≤ 100 mm	Ø: 4 – 20 mm L: ≤ 100 mm	Ø: 4 – 10 mm L: < 50 mm	Ø: ≤ 25 mm L: max. 4xØ	Ø: ≤ 25 mm L: max. 5xØ	Ø: ≤ 25 mm L: max. 6xØ
Rohdichte	≥ 1.0 kg/dm ³	≥ 1.0 kg/dm ³	≥ 1.0 – 1.4 kg/dm ³			
Wassergehalt	≤ 12 %	≤ 18 %	≤ 12 %	≤ 10 %	≤ 10 %	≤ 12 %
Schüttgewicht				≥ 600 kg/m ³	≥ 500 kg/m ³	≥ 500 kg/m ³
Aschegehalt*	≤ 0.5 %	≤ 6.0 %	≤ 1.5 %	≤ 0.7 %	≤ 1.5 %	≤ 1.5 %
Heizwert*	≥ 18 MJ/kg	≥ 18 MJ/kg	17.5 – 19.5 MJ/kg	≥ 16.9 MJ/kg	≥ 16.9 MJ/kg	≥ 15.1 MJ/kg
Schwefelgehalt*	≤ 0.04 %	≤ 0.08 %	≤ 0.08 %	≤ 0.08 %	≤ 0.08 %	Angabe in %
Stickstoffgehalt*	≤ 0.3 %	≤ 0.6 %	≤ 0.3 %			
Chlorgehalt*	≤ 0.02 %	≤ 0.04 %	≤ 0.03 %	≤ 0.02 %	≤ 0.02 %	Angabe in %
Arsen			0.8 mg/kg			
Cadmium			0.5 mg/kg			
Chrom			8 mg/kg			
Kupfer			5 mg/kg			
Quecksilber			0.05 mg/kg			
Blei			10 mg/kg			
Zink			100 mg/kg			
EOX			3 mg/kg			
Bindemittel				Anteil und Art muss angegeben werden		
Ascheschmelzpunkt				Initialtemperatur		

* bezogen auf die Darrmasse

** bezogen auf die gelieferte Masse

2 Pelletfeuerungen

2.1 Feuerungstechniken

Die Verbrennung der Pellets ist grundsätzlich immer gleich. Der Brennstoff wird leistungsabhängig über ein Fall- oder Unterschubrohr mit Rückbrandsicherung in eine Brenneinrichtung eingebracht. Die Pellets verbrennen in einer Schale oder Retorte. Die Brennschalen sind unterschiedlich ausgebildet. Sie haben Vorrichtungen zur Entaschung und Entschlackung. Die einfachsten Systeme fangen die Asche in der grossen Brennschale auf und müssen von Zeit zu Zeit geleert werden (z.B. mit Staubsauger). Automatische Entleerung der Brennschale wird in verschiedenen Techniken ausgeführt. Mit manuell zu betätigendem Schieber, über automatische Klapp- oder Schieberoste bis zu selbsttätiger, regelmässiger Schalenumdrehung. Rotierende Kratzeinrichtungen werden bei den eingeschobenen Brennern angewendet. Diese Technik scheint am besten geeignet zu sein, wenn grosser Brennstoffumsatz verlangt ist. Komfortable Anlagen verfügen über eine automatische Aschenaustragung. Sonst wird die Asche aus dem Sammelbehälter unterhalb der Feuerung ca. alle paar Wochen entfernt. Die Rückbrandsicherung ist gewährleistet durch rückbrandsichere Fallrohre, Zellradschleusen oder thermostatisch ausgelöste Löscheinrichtungen.

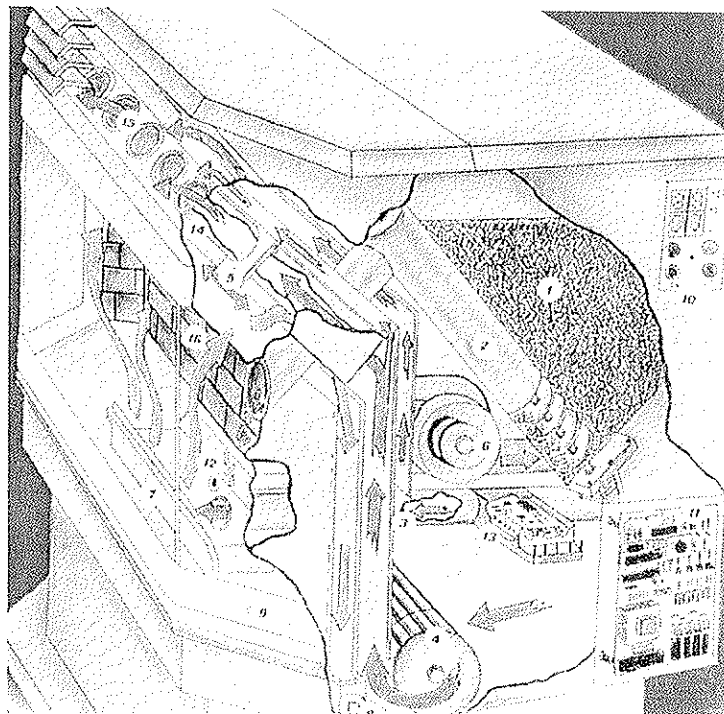


Abbildung 2 Verbrennung in Schale mit Fallrohr (üblich bei Heizöfen)

Verschiedene Methoden sorgen für eine gute Verbrennung. Schamottierte Brennkammern mit im Brennhals zugeführter Sekundärluft und grosser Nachverbrennungszone oder auch freier Ausbrand in isolierter Zone ohne gesonderte Primär- und Sekundärluft führen zu den hervorragenden Ausbrandresultaten. Fast alle Feuerungen verfügen über eine automatische Startvorrichtung mit Glühstab oder Heissluftgebläse.

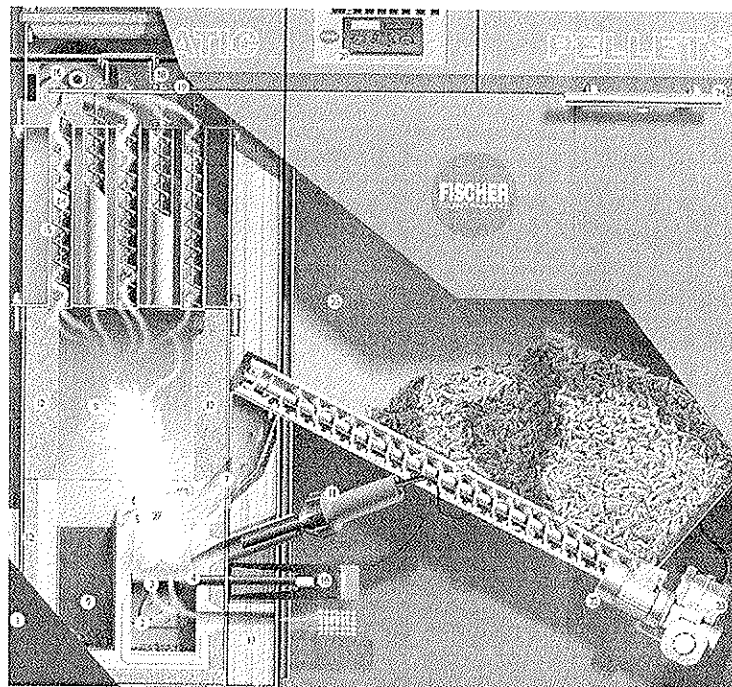


Abbildung 3 Verbrennung in Brennraum mit Hebeförderer und Fallrohr.

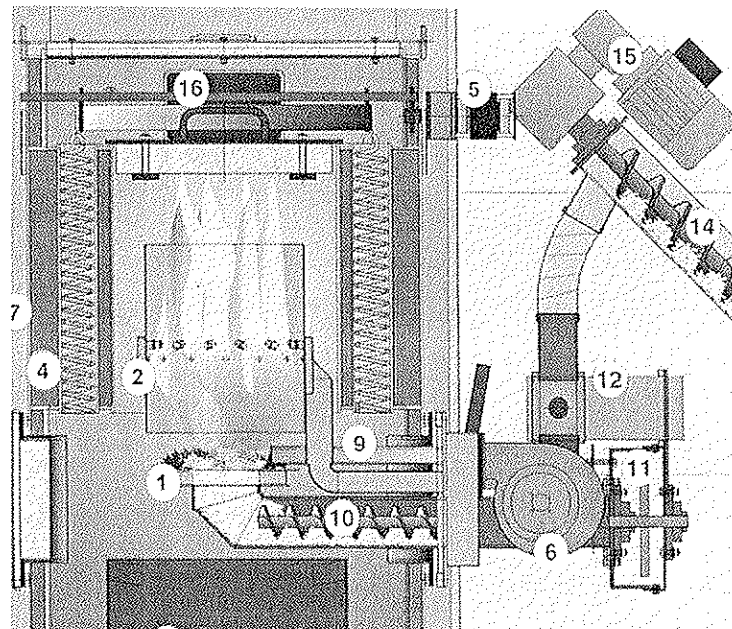


Abbildung 4 Verbrennung in Brennraum mit Unterschubbrenner.

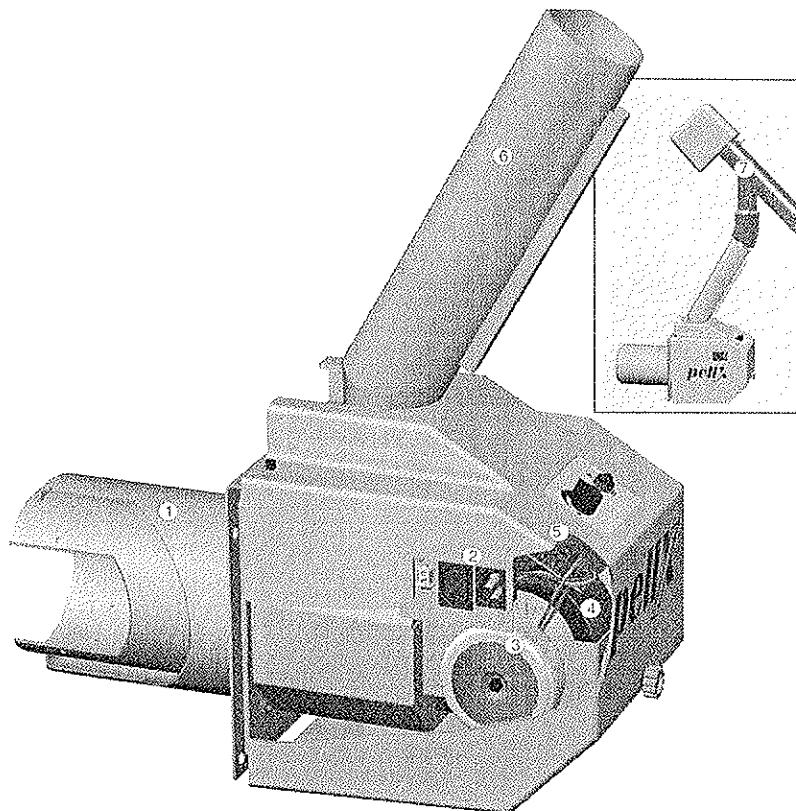


Abbildung 5 Kleinbrenner für Einbau in Kessel (z.B. Ölkessel)

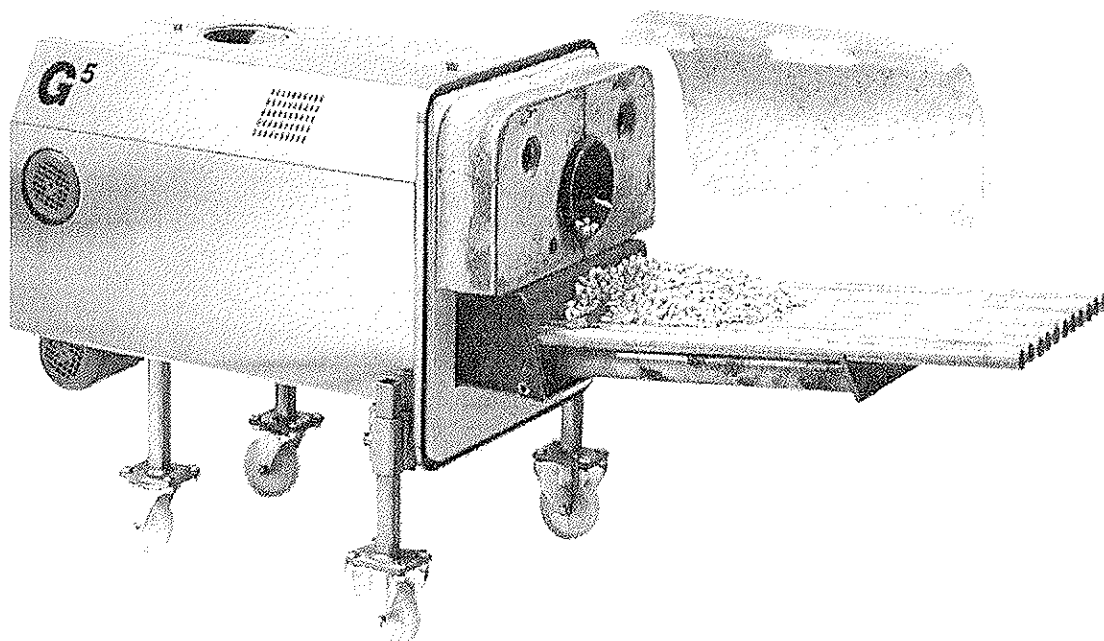


Abbildung 6 Grossbrenner für Einschub in Kessel

2.2 Feuerungs- und Leistungsregelung

Über die Kesseltemperatur wird üblicherweise die Leistungsregelung ausgeführt. Dabei werden die Brennstoff- und Verbrennungsluftmenge leistungsbezogen aufgrund der Kesseltemperatur geregelt. Temperatursensoren im Abgas oder im Brennraum überwachen den Anzünd- und Betriebszustand. Teilweise sind die Feuerungen mit Abbrandregelungen ausgerüstet. Eine Restsauerstoffsonde im Abgas optimiert den Abbrand leistungsbezogen auf minimale Emissionen mittels Einstellung der Primär- und Sekundärluft sowie dem drehzahlgesteuerten Abgasgebläse.

Pelletfeuerungen, die im Wohnbereich stehen, werden über einen Raumthermostaten direkt leistungsgeregt. Es gibt Geräte, bei denen die Abbrandleistung vorgegeben werden kann. Beim Unterschreiten der minimalen Leistung stellt die Anlage ab, um bei erneutem Wärmebedarf wieder automatisch zu starten.

2.3 Verbrennungsqualität

Pelletfeuerung verbrennen dank des homogenen Brennstoffs und der kontinuierlichen Brennstoffzuführung in den Brennraum gut. Die Probleme der Stückholzfeuerung wie Lochbrand und unregelmässige Brennstoffstückigkeit sind nicht vorhanden. Die Gegenüberstellung der Verbrennungsergebnisse von geregelten und ungeregelten Feuerungen in Tabelle 2 (Messungen der Bundesanstalt für Landtechnik Wieselburg und TU München) zeigt die generell guten Verbrennungsergebnisse.

Die Verbrennungsregelung kann allenfalls im Dauerbetrieb etwas bringen, wenn kein Speicher eingesetzt wird.

2.4 Fördertechniken

Es werden zwei Fördersysteme unterschieden. Als erste ist die mechanische Förderung mit Schnecken (starr oder flexibel) zu erwähnen, und als zweite die Austragung durch Saugförderung.

Die Saugförderung ist relativ laut, ermöglicht aber den Transport der Pellets bis zu 20 Meter und auch um Ecken. Wichtig ist für dieses Fördersystem, dass die Pellets nirgends mit Feuchtigkeit (auch Luft!) in Berührung kommen, damit das Saugrohr nicht verklebt. Die Pellets werden zyklisch in einen Vorbehälter der Feuerung gesaugt.

Beim System mit Förderschnecke werden die Pellets direkt aus dem Silo kontinuierlich nach Bedarf zum Brenner gebracht. Mit der starren Schnecke kann üblicherweise nur vom Siloboden direkt über einen Winkel zum Brenner gefördert werden. Die flexible Schnecke kann nur in grossen Radien ($> 1.6 \text{ m}$) fördern (was grosse Raumhöhe erfordert!).

Tabelle 2 Emissionen einiger geregelter und ungeregelter Pelletfeuerungen

Bezeichnung (Verkauf CH)	Typ	Verbrennungs Regelung	Wärmeleistung [kW]	CO [mg/m ³] bei 13 Vol.-% O ₂	Staub [mg/m ³]	η [%]
-----------------------------	-----	--------------------------	-----------------------	--	-------------------------------	----------

Kellerkessel

Hargassner ¹⁾	HSV30/WTH25	ja	27.9	34	23	90.2
			7.9	82		90.7
Sommerau- Lindner ¹⁾	SL-P 25	nein	24.2	37	25	93.1
			4.2	89		92.8
Pellimat ¹⁾	PE 25	nein	24.5	223	22	86.4
			5.0	206		80.3
Ökofen	Pellematic PE 30	nein	31.2	14	76	92.3
			8.9	356		88.2
Biotech (id. Lohberger)	PZ 15	nein	14.1	85	17	88.6
			2.5	192		83.4

Stubenkessel

ABK	ZWC 15	nein	16.8 (9.2 ²⁾)	129	10	9.8 ³⁾
			5.5 (2.8 ²⁾)	769		7.1 ³⁾
RIKA	Compello	nein	11.3 (4.7 ²⁾)	340	77	13.8 ³⁾
			3.5 (1.4 ²⁾)	696		19.4 ³⁾
Wodtke	Primärofen	nein	10 (6 ²⁾)	72	<10	91
			3	263	<20	87

1) mit Typenprüfung CH

2) Wasserleistung

3) Abgasverlust

2.5 Pelletlager

Verschiedene Formen der Pelletlagerung sind gebräuchlich. Am weitesten verbreitet sind ortsfeste Silos neben dem Heizraum, die gemäss den feuerpolizeilichen Richtlinien ausgestattet sein müssen. Wichtig ist vor allem eine optimale Staumdichtigkeit, damit beim Befüllen der Staub wirklich nur durch den Entlüftungsstutzen entweicht. Als beste Befüllungsmethode hat sich die direkte Rückführung in den Silowagen ab Entlüftungsstutzen bewährt. Leider sind in der Schweiz keine Lieferfahrzeuge entsprechend ausgerüstet. Ein Absauggebläse mit Filtersack hat sich auch bewährt, ist aber ziemlich aufwändig. Sehr schnell haben sich die bei der Feuerwehr und den Futtermitteltransporten üblichen Storzkupplungen durchgesetzt.

Bei der Dimensionierung des Silos ist zu beachten, dass der Rutschwinkel von eingefüllten Pellets bei über 45° Neigung liegt. D.h. bei einer Bodenaustragung mit Schnecke, dass der Silo höchstens zu 2/3 des Gesamtvolumens genutzt werden kann. Teilweise werden Zwischenböden mit einer Neigung > 45° zu den Austrags-

gungsschnecken gebaut. Der Schüttwinkel bildet sich aber auch von selbst; mit dem Nachteil, dass diese Pellets höchstens eine stille Reserve bilden und mit den Jahren vermodern könnten. Dem Einfluss von Feuchtigkeit ist allergrösste Aufmerksamkeit zu schenken, da sich die Pellets bei Aufnahme von Feuchtigkeit wie Schwämme ausdehnen. Die enorme Sprengkraft kann auch stärkste Silo zerstören. Ein doppelter Boden, Vorwände und feuchtigkeitshemmende Anstriche halten diese Probleme unter Kontrolle.

Ein Sacksilo aus atmungsaktivem Stoff, in ein Traggestell eingehängt, bietet eine günstige Alternative. Der Lagersack kann bis 3 Tonnen Pellets aufnehmen, wird vom Tankwagen befüllt und kann entweder von Hand chargenweise entleert oder mit einer automatischen Austragung ausgerüstet werden. Ein Staubsackfilter gehört standardmässig zur Ausrüstung.

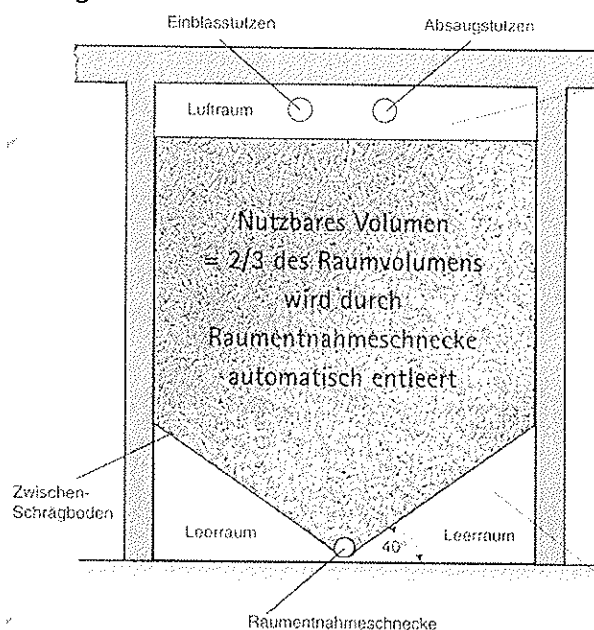


Abbildung 6 Pellet Silo mit Austragung und Schrägboden

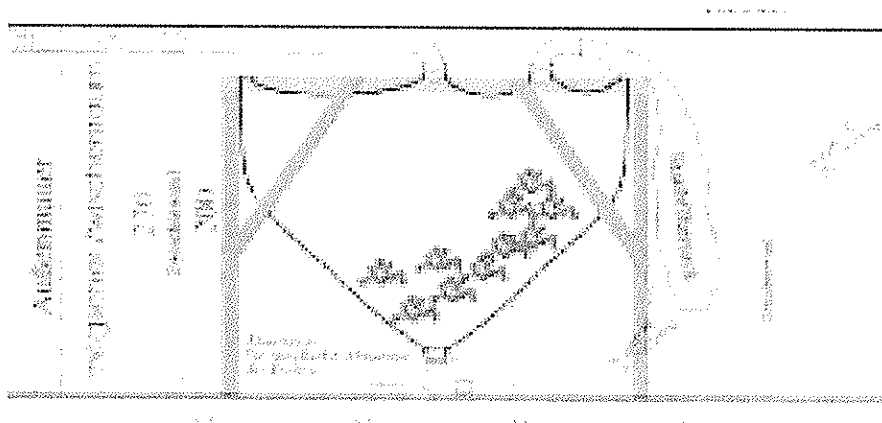


Abbildung 7 Pellet Sacksilo mit Austragung

3 Einsatzgebiet

Die Verbrennung von Pellets ist relativ einfach, da der Brennstoff ziemlich homogen ist. Die gute Förderfähigkeit ermöglicht eine kontinuierliche Beschickung der Feuerung. Die Leistung ist einfach regulierbar. Der Brennstoff ist fast staub- und geruchlos, er kann gut transportiert werden und ist einfach in kleinen Mengen zu handhaben. Pelletfeuerung eignen sich für Neu- und Altbauten. Die Platzbedürfnisse eines Kellerkessel entsprechen mit Siloanlage etwa einer Ölfeuerung mit Tankanlage. Einen Wärmespeicher braucht es üblicherweise nicht, da die Leistungsregelung kombiniert mit automatischer Anfeuerung auch bei kleinem Wärmeleistungsbedarf einen einwandfreien Betrieb gewährleistet. Sobald Wärme verlangt wird, startet die Feuerung mittels eines Glühstabs oder eines Heissluftgebläses wieder von selbst.

Allerdings kann ein Speicher dennoch Vorteile bieten, da die hydraulische Einbindung einfacher wird, die Regelfähigkeit für optimale Wärmeverteilung energieeffizienter ausgeführt werden kann und – bei Verwendung eines Speichers mit Warmwassereinsatz – die gleichzeitige Nutzung von Sonnenwärme ohne grossen Zusatzaufwand möglich ist. Einzelöfen könnten als Ersatz für Elektroeinzelspeicher verwendet werden, wenn ein Kamin vorhanden ist oder eingebaut werden kann.

3.1 Einzelraumfeuerung

Pelletfeuerungen in der Art der alten Zimmeröfen sind heute marktbeherrschend. Sie ermöglichen mit regelmässigen Brennstoffauffüllungen des Kleinsilos mit handlichen Säcken à 15 oder 20 kg einen emissionsarmen Dauerbrand mit Leistungsregelung. Die Leistungsregelung ist je nach Produkt verschieden und geht von Ein/Aus-Betrieb bis zu einer ausgeklügelten verbrennungsoptimierten Regelung.

3.2 Kessel kombiniert mit hydraulischer Wärmeverteilung

Hier sind grundsätzlich unterschiedliche Produkte auszumachen.

Zentralheizungskessel mit Pelletbrenner bestehen aus einem üblichen Kessel wie ein Ölkessel. Anstelle des Ölbrenners steckt ein Pelletbrenner, der entweder als Retorten- oder als Rohrbrenner ausgeführt ist. Die meisten Produkte stammen aus Schweden. Sie funktionieren mit automatischer Zündung und Entaschung. Die Zuführung der Pellets erfolgt über Schneckenförderung. Leistungsbereich: 10 bis 50 kW.

Kompakte Kellerkessel mit integriertem Brenner sind ähnlich wie eine Schnitzel Feuerung. Die Anlagen sind sehr klein und umfassen alle notwendigen Einrichtungen

inklusive einem Brennstoff-Vorratsbehälter der von Hand oder automatisch z.B. mit Gebläseförderung aus dem Hauptvorrat gefüllt werden kann. Leistungsbereich von 5 bis 25 kW und 10 bis 50 kW.

Zentralheizungsöfen auf der Basis einer Pelletfeuerung mit 2 – 3 Tages-Silo. Diese Anlage eignet sich als Etagenofen und zur Beheizung energieoptimierter Einfamilienhäuser. Das Äussere entspricht einem Cheminéeofen. Die Feuerung funktioniert automatisch nach Wärmebedarf. Entaschung manuell ca. 1 x pro Monat. Leistungsbereich: 1 bis 6 kW direkt und 2 bis 10 kW auf das Wasser.

Grosspelletbrenner auf Warmwasser- oder Dampfkessel. Diese Brenner funktionieren optimal geregelt und mit wenig Wartungsaufwand in Grossanlagen. Sie eignen sich besonders als Ersatz von Grossölbrennern und ihr Einsatz ist vor allem in Schweden weit verbreitet. Leistungsbereich: 200 bis 500 kW.

4 Brennstoffversorgung

In der Schweiz sind die Pellets heute vor allem in kleinen Säcken von 20 kg im Handel (in Österreich 15 kg). Ein grosser Teil der heute in der Schweiz verkauften Pellets wird importiert. Ein Hersteller ist mit einem Schweizerprodukt auf dem Markt. Sein Umsatz ist steigend, aber noch nicht rentabel. Er betreibt eine Grastrocknungsanlage mit Futtermittelpresse. Zur Auslastung im Winter ist die Herstellung der Pellets von grossem Interesse. In der welschen Schweiz besteht an Pelletfeuerungen wegen der bequemen Bedienung viel Interesse. Gleichzeitig sind Bestrebungen im Gang, Pellets aus Holzschnitzeln herzustellen, um regionale Absatzsorgen mit Schnitzeln loszuwerden. In Genf soll mit Unterstützung eines Grossverteilers ein Werk anstelle einer Mühle in Betrieb genommen werden. Das Interesse am Schweizer Markt ist gross. Der Mühlenbauer Bühler fabriziert Pelletpresswerke und möchte in der Schweiz solche aufbauen. Vorerst orientiert sich die Technik aber noch stark an Schweden und an Österreich.

5 Betriebserfahrungen

Erste Erfahrungen in der Schweiz zeigen, dass sich Kleinanlagen in Einfamilienhäusern gut bewähren, wenn die Anlage gut geplant und ausgeführt wird. Fast alle bekannten und in der Schweiz verkauften Produkte erfüllen die Erwartungen. Die Verfügbarkeit ist gut. Was häufig unterschätzt wird, ist der Wartungsaufwand, da die Technik als ebenso komfortabel wie Öl oder Gas angepriesen wird. Eine tägliche Kontrolle ist ratsam und eine wöchentliche Reinigung des Wärmetauschers und des Brenners notwendig. Die Ascheentnahme aus dem Sammelbehälter ist meistens

nicht so häufig notwendig. Grösste Schwachstelle der Anlagen sind die Fördereinrichtungen, die zwar robust gebaut sind, aber auch hohen Beanspruchungen ausgesetzt werden. Sauberkeit und saisonale Kontrolle können Ausfälle verhindern.

6 Hindernisse und Probleme

Trotz der neuen Technik sind keine grossen Probleme aufgetreten. Bekannt sind Abbrandschwierigkeiten bei ungenügender Pelletqualität. Insbesondere müssen die Dichte und die Grösse der Presslinge den Anforderungen der Normen entsprechen, um bei der Verbrennung die erwünschten Resultate zu zeigen. Die Geräte sind nach den neuesten Kesselnormen der CEN geprüft und erfüllen die Anforderungen gut. Ob die guten Messresultate der Prüfstellen in der Praxis bestätigt werden, ist noch nicht klar. Da ist Bedarf an exakten Feldmessungen über längere Messdauer bei Anlagen, die schon einige Zeit in Betrieb stehen.

6.1 Gesicherte Brennstoffversorgung

Die Herstellung der Pellets in der Schweiz hat viel Interesse ausgelöst, so dass wir davon ausgehen können, dass bald mehrere Produzenten auf dem Markt sein werden. Pellets sind wegen ihrer guten Transportierbarkeit "herkunftslos" und es braucht eine gute Qualitätssicherung, um zu verhindern, dass verunreinigte oder schlecht gepresste Pellets von irgendwoher auf den Markt kommen. Diese Tatsache zeigt deutlich, wie wichtig normgerechte Pellets mit Qualitätslabel für den Verbraucher sind.

Die Brennstoffversorgung der Heizungsbetreiber ist noch nicht in jedem Bereich optimal. Insbesondere gibt die lose Lieferung in ortsfeste Silos knifflige Probleme zu lösen. In erster Linie ist das der Staub, der bei der Einblasung der Pellets entsteht. Die heute in der Schweiz genutzten Fahrzeuge sind Futtermitteltransportfahrzeuge mit effizienten Gebläsen, um Granulatfutter schnell in die Futtersilos entladen zu können. Der Vorteil ist, dass diese Fahrzeuge optimal ausgelastet werden können und wenig Leerfahrten produzieren. Für die Staubabsaugung ist keine Einrichtung eingebaut und ein separates Absauggebläse mit Filter ist umständlich und hat auf diesen Fahrzeugen auch keinen Platz. Bei Kleinlieferungen ist die genaue Liefermenge schwer zu belegen, da die Fahrzeuge nicht mit Waagen ausgerüstet sind.

6.2 Betrieb und Wartung

Die Feuerungen zeigen im Betrieb teilweise Störungen, die auf mangelhafte Reinigung zurückzuführen sind. Wenn keine automatische Entaschung vorhanden ist,

muss mit Störungen gerechnet werden, wenn die Feuerung zu lange sich selbst überlassen wird.

Geräte, die im Wohnbereich installiert werden und in die hydraulische Wärmeverteilung eingebunden sind, stellen grosse Anforderungen an die Abstimmung des Verhältnisses zwischen direkter und indirekter Wärmeabgabe. Bei kleinem Wärmeleistungsbedarf im Aufstellraum, der meistens viel Passivwärme aufnimmt, kann die Anlage zu wenig Wärme an die Zentralheizung abgeben. Falls die Anlage ohne Speicher betrieben wird, und die Feuerung entsprechend dem Raumwärmebedarf gedrosselt wird, ist nur eine kleine Flamme ersichtlich, was sicher nicht dem Wunsch nach schöner Feuersicht entspricht. Überhaupt ist die Feuersicht eines der grössten Probleme, wenn die Feuerung im Wohnraum als "Cheminéeofen" betrieben werden soll. Bei grossem Sichtfenster beträgt die Wärmeabgabe einer schön ausgebildeten Flamme sehr schnell mehr als 5 kW.

7 Entwicklungsbedarf

Den Entwicklungsbedarf und den Entwicklungstrend sehe ich in drei Bereichen: Pelletherstellung, Pelletvertrieb und weitere Optimierung der Feuerungen.

7.1 Pelletherstellung

Um die Pelletherstellung mit weniger Energie bewerkstelligen zu können, braucht es unbedingt Kenntnisse über die Folgen bei der Verbrennung der Pellets mit allfälligen Beigaben. Die Beigaben sollten den Energieverbrauch der Pressen senken können und gleichzeitig die Standzeit der Pressmatrizen und Rollen verlängern. Bei der heutigen Normenregelung, die ab nächstem Jahr auch in der Schweiz Gültigkeit haben wird, sind keinerlei Zusätze erlaubt. Gleichwohl ist bekannt, dass bei der Verpressung grössere Schäden der Pressen teilweise nur mit Beimischung von Gleitstoffen verhindert werden können. Es wäre gut vorstellbar, dass die kontrollierte Beimischung von z.B. Raps diese Forderungen erfüllen könnte. Sicher muss aber der Nachweis der Unschädlichkeit erbracht werden mit genauen Vorschlägen für Richtlinien, von welchen Stoffen maximal wieviel beigemischt werden kann. In der Schweiz hätte das zusätzlich eine Anpassung der LRV zur Folge, da gemäss LRV einzig naturbelassenes Holz in Kleinanlagen verbrannt werden darf. Selbstverständlich könnten "belastete" Pellets aus Rest- und Althölzern in Spezialfeuerungen schon heute verbrannt werden.

7.2 Pelletvertrieb

Eine Forderung soll Leitlinie für den Pelletvertrieb sein: Es soll so gut funktionieren und die gleiche Zuverlässigkeit zeigen wie heute eine Heizöl-Lieferung. Diese Forderung kann nur erfüllt werden, wenn sowohl Klein- und Grossbezüger nachgewiesenermassen das erhalten, was sie bestellt haben und was schlussendlich auch abgeladen wurde. Es gilt herauszufinden, welches die richtige Art ist, die Pellets in der Schweiz zu den Kunden zu bringen. Zentrale oder dezentrale Verteilung? Fahrzeuge mit Chargenkammern oder mit kontinuierlicher Waage? Verlauf über Brennholzbörse oder über den regionalen Brennstoffhändler? Diese Fragen sollten gestellt und beantwortet werden, damit den Pellets nichts im Wege steht.

7.3 Technik

Die heutige Technik für den Kellerkessel scheint ausgereift zu sein. Verbesserungen sind möglich zur Vereinfachung der Wartung. Ziel sollte sein, einen saisonalen Wartungsrhythmus zu erreichen. Störungsdiagnosen sind für den Service unabdingbar. Die automatische Reinigung der Wärmetauscherzüge, zum Teil heute schon bei einzelnen Feuerungen vorhanden, muss den garantierten Wirkungsgrad sicherstellen. Bedarf besteht an effizienten Regelkonzepten für Wohnraumfeuerungen, die sicherstellen, dass ein Haus einigermaßen gleichmässig beheizt wird. Regelkonzepte können aber die Heizeigenschaften der Feuerungen nicht ausschliesslich bestimmen. Es gilt auch die richtigen Lösungen für die Gestaltung der Apparate zu erarbeiten.

Feuerungen im Wohnbereich werden hauptsächlich nach optischen Kriterien gekauft. Das Gerät soll nicht nur schön aussehen, sondern allen Ansprüchen auf das Feuerbild gerecht werden. Gefragt sind grosse Sichtscheiben. Pelletfeuer wie sie heute hauptsächlich anzutreffen sind, haben das Bild eines ausbrechenden Vulkans. Das Flammenbild ist V-förmig und eine Glut ist nicht sichtbar. Das Scheitholzfeuer dagegen zeigt ein bewegtes Flammenbild aus einem Glutstock. Falls der Geschmack sich mit dem heutigen Pelletfeuer nicht zufrieden gibt, wird das die Konstrukteure noch fordern. Eine grosse Sichtscheibe läuft dem Bedürfnis von wenig Leistung und kontinuierlichem Abbrand entgegen, da sie mit lebhaftem Flammenbild automatisch auch viel Leistung an den Raum abgibt.

8 Schlussfolgerungen

Falls die Entwicklung in der Schweiz ähnlich wie in Österreich in Gang kommen sollte, dann wird der Brennstoff Pellets und die Verbrennung von Pellets im häuslichen Bereich enormen Zuwachs erhalten. Voraussetzung ist aber eine gezielte Förderung der erneuerbaren Energien und insbesondere der Pellets-Herstellung wie sie in Österreich von den verschiedenen Bundesländern intensiv betrieben wird. Die Verbreitung in der Schweiz ist vor allem im Kleinbereich abzusehen, da die Pelletfeuerungen dem Brennstoff Öl und Gas recht ähnlich kommen. Ob die Pellets für Grossfeuerungen wie in Schweden in der Schweiz Verbreitung finden werden, hängt sehr stark mit den Kosten für Lagerung und Verteilung zusammen. Sobald die Anlagen für die Pelletverbrennung deutlich günstiger sind als die Schnitzelfeuerungen mit den grossen Investitionen im Silo- und Förderbereich, sind die Mehraufwendungen für die Herstellung der Pellets gerechtfertigt. Die leichtere Handhabung der Pellets für die Verbrennungsoptimierung und Emissionsminderung dürften dieser Technik dann auch im Grossbereich sehr schnell zum Durchbruch verhelfen.

Voraussetzung für die Verbreitung der Pelletfeuerungen ist ein funktionierendes Netz von Verkaufsstellen mit einem hochstehenden Angebot von konstanter Qualität und einem Marktpreis.

Starke Märkte sind im Neubaubereich für Ein- und Mehrfamilienhäuser wahrscheinlich. Die Argumente des erneuerbaren Brennstoffes und die nur kleinen Investitionsmehrkosten gegenüber einer konventionellen Heizung (ca. 15 %) können den Durchbruch bringen, insbesondere wenn jetzt noch Fördermittel (Lothar) vorhanden sind. Der leichte Wartungsmehraufwand wird durch den sicher verfügbaren Brennstoff aus eigenem Boden aufgewogen. Ein wichtiger Zukunftsmarkt könnte der Brennerersatz auf bestehenden Ölkesseln werden. Diese Technik wird in Schweden schon sehr breit mit grossem Erfolg eingesetzt. Dabei ist zu beachten, dass in Schweden dank Energieabgaben Pellets günstiger sind als Heizöl. Mit einem weiteren Anstieg des Ölpreises wie in den letzten paar Monaten kann mit einem sicheren Erfolg für den Brennstoff Pellets gerechnet werden.

9 Literatur

Heizen mit Holzpellets, Energieinstitut Vorarlberg Okt. 1998

Holzpellets und Pelletheizanlagen, C.A.R.M.E.N. Schriften Nov. 1999

Heizen mit Biomassepellets, Tagungsband Fachtagung 16. Okt. 98, Voralberg

Holzpellets, Tagungsband 1. Europ. Exp. Forum Okt. 1999, Salzburg

Einbau von Holzpelletsheizungen, ÖKL-Merkblatt Nr. 66 2. Auflage, 1999

Kleinf Feuerungen im Wohnbereich, Regionalenergie Steiermark, Feb. 1998

Automatische Holzfeuerungen, Regionalenergie Steiermark, Juli 1999

Holzpellets: Brennstoff mit Power, Energie Innovation E2000, Apr. 1999

Holzfeuerungen mit Zukunft, L. Lasselsberger, Artikel BLT Wieselburg 99

PelletsNews Aktuelle Information vom Pelletsverband Austria
(e-mail: pva@magnet.at)

Einsatz von Holzgas in Verbrennungsmotoren

Michael Wagner, Jenbacher AG, A-6200 Jenbach

Zusammenfassung

Die Vergasung von Biomasse und die Nutzung des so erzeugten Gases in Gasmotoren stellt hinsichtlich des elektrischen Gesamtwirkungsgrades ein effizientes Anlagenkonzept dar. Turboaufgeladene 4-Takt-Gas-Magermotoren zeichnen sich durch hohe spezifische Leistungen und hohe Wirkungsgrade aus. Mit dem Magerkonzept und der guten Abmagerbarkeit von wasserstoffhaltigen Gasgemischen können sehr niedrige NO_x-Emissionen erreicht werden. Hingegen sind die CO-Emissionen im Motor-Rohabgas weit über den üblicherweise einzuhaltenden Limits. Mit Oxidationskatalysatoren kann das CO reduziert werden. Um wirtschaftliche Katalysatorstandzeiten erreichen zu können, ist es allerdings erforderlich, dass das Holzgas – und somit das Motorabgas – frei von jeglichen Katalysatorgiften ist, was entsprechende Anforderungen an die Treibgasreinigung stellt. Die Firma Jenbacher AG beschäftigt sich intensiv mit der Nutzung sogenannter Sondergase und an einigen realisierten Anlagen konnten auch erste Erfahrungen bei der motorischen Nutzung von Holzgas gesammelt werden.

1 Einleitung

Die Gewinnung von Strom aus Biomasse ist durch deren Vergasung und über die Nutzung des Gases in einem Gasmotor am effektivsten zu lösen. Je nach Vergasungskonzept werden sogenannte "Kaltgaswirkungsgrade" von 70 bis 90 % erreicht. Wird das Pyrolysegas in einem Gasmotor genutzt, so lassen sich Verstromungswirkungsgrade von ca. 25 % – 30 %, bezogen auf den Primärenergieeinsatz, erreichen. Zusätzlich kann ein erheblicher Anteil an thermischer Energie auf einem Temperaturniveau der für BHKW-Anlagen üblichen Auslegung von 70 °/ 90 °C genutzt werden.

Bei ausreichender Gasreinigung (Entteerung und Entstaubung) ist das Pyrolysegas sehr gut für die motorische Verbrennung geeignet. Durch moderne Regelungstechnik lassen sich auch die Schwankungen in der Gaszusammensetzung problemlos be-

herrschen. Weiters stellen die an sich bescheidenen Heizwerte von Pyrolysegasen für aufgeladene 4-Takt-Magermotoren kein Problem dar.

Durch die intensive Beschäftigung mit Gasmischungen von H_2 und CO (speziell im Zusammenhang mit EU-Projekten) konnten wesentliche Fortschritte bei der verbrennungstechnischen Analyse gewonnen werden.

Wesentlich ist, dass nicht der Heizwert, sondern bei Anwesenheit von Wasserstoff die weiten Zündgrenzen und die hohe laminare Flammengeschwindigkeit von H_2 zur Nutzungsmöglichkeit im Motor beitragen. Das Bild 1 zeigt die grossen Unterschiede der Heizwertuntergrenzen verschiedener Gasmischungen. Während ein Gasmisch von 15 % H_2 mit 85 % N_2 (Heizwert $1,67 \text{ MJ/Nm}^3$) noch mit einigen Motoranpassungen zu einem zufriedenstellenden Laufverhalten führt, ist bei einem Gemisch von 18 % C_3H_8 mit 82 % CO_2 (Heizwert $16,95 \text{ MJ/Nm}^3$) die Grenze erreicht. D.h., dass der Heizwert nur einen „informativen“ Charakter hat.

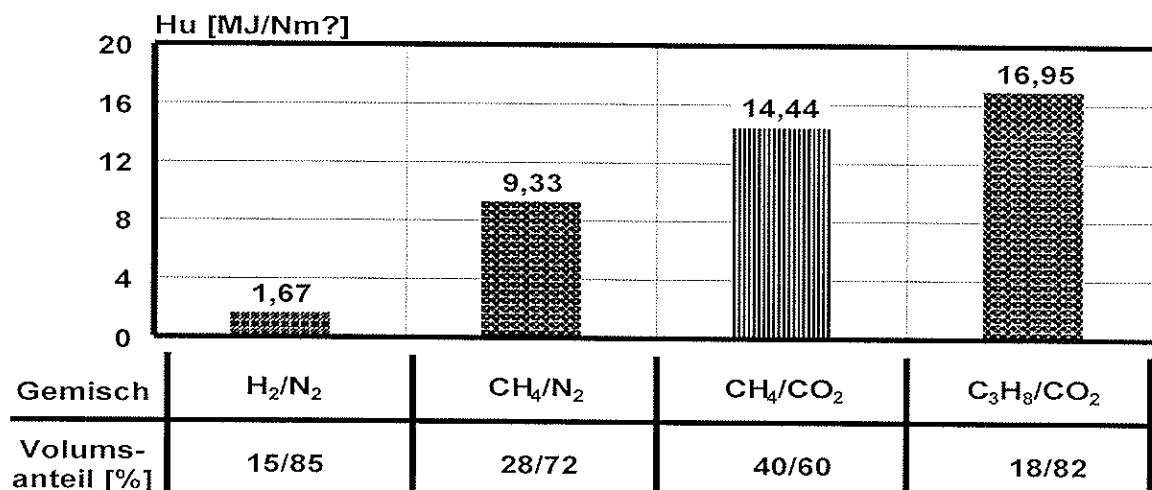


Bild 1 Heizwertlimits von Gasmischungen für Gasmotoren

Entscheidend für die Nutzungsmöglichkeit, speziell bei aus Biomasse gewonnenen Gasen, ist ein möglichst hoher Anteil an H_2 . Bei tiefen Heizwerten und H_2 -Anteilen um 7 % ist ein höherer Anteil von CH_4 sogar kontraproduktiv und verhindert die Flammenausbreitung im Brennraum.

2 Gaskennwerte und die Anforderungen eines Gasmotors an die Gasqualität

Gase bzw. deren Bestandteile haben unterschiedliche Eigenschaften, die sich durch ihre Kennzahlen wie der Methanzahl, dem Heizwert und der laminaren Flammgeschwindigkeit, um nur einige zu nennen, beurteilen lassen. Diesen Kennzahlen ist durch Massnahmen am Motor Rechnung zu tragen, um eine ideale Energieumsetzung erreichen zu können.

2.1 Brenn- und Heizwert

Die Jenbacher AG hat sich auch darauf spezialisiert, sowohl Gase mit besonders niedrigem Heizwert (bei Gasen aus der chemischen Industrie um $0,50 \text{ kWh/Nm}^3$!), geringen Methanzahlen (z.B. hohen Wasserstoffanteilen) und damit geringer Klopffestigkeit, als auch Gase mit sehr hohem Heizwert bis 34 kWh/Nm^3 (Butan) zu nutzen (Bild 2).

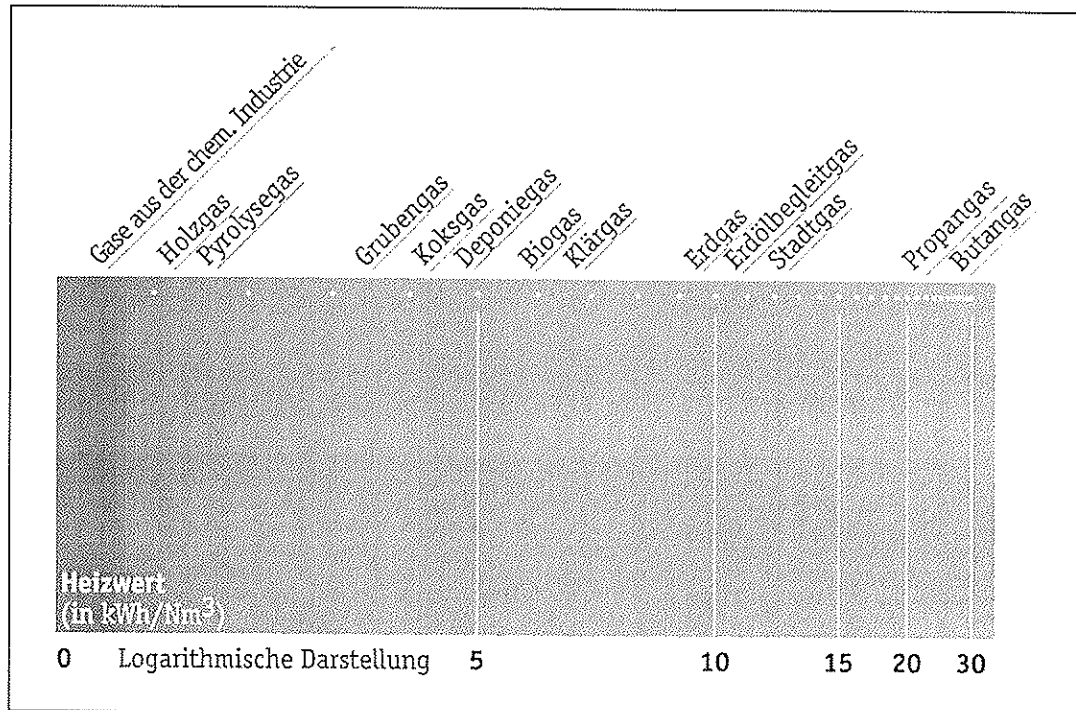


Bild 2 Heizwerte verschiedener Gase

2.2 Methanzahl

Die bestimmende Größe zur Beurteilung der Klopffestigkeit von Brenngasen ist die Methanzahl (MZ). Sie ist mit der Oktanzahl für Benzinbetrieb vergleichbar und gibt das prozentuale Methan-Volumenverhältnis einer Methan-Wasserstoffmischung an, die in einem Prüfmotor unter definierten Randbedingungen dieselbe Klopffstärke aufweist wie das zu untersuchende Gas. Wenn z. B. Erdgas H eine Methanzahl von 85 aufweist, so heisst das, dass unter bestimmten motorischen Bedingungen dieses Erdgas die gleiche Klopffstärke aufweist wie ein Gemisch aus 85 % Methan und 15 % Wasserstoff.

2.3 Laminare Flammengeschwindigkeit

Zur Beurteilung der Verwendbarkeit von Brenngasen bzw. Brenngasgemischen zur Nutzung in Gas-Ottomotoren ist u.a. die Kenntnis der laminaren Flammengeschwindigkeit erforderlich. Die laminare Flammengeschwindigkeit ist jene Geschwindigkeit, mit der an der Oberfläche des Flammeninnenkegels die Oxidation bzw. Reaktion zwischen den brennbaren Gasbestandteilen und dem Sauerstoff stattfindet. Sie ist von der Luftzahl λ abhängig und erreicht ihr Maximum je nach Gas kurz vor $\lambda = 1$.

Bei bekannter laminarer Flammengeschwindigkeit des Gas/Luftgemisches und bekannten Strömungszuständen im Brennraum kann der Verbrennungsverlauf relativ gut abgeschätzt werden. Damit wird der Verbrennungsprozess der thermodynamischen Behandlung zugänglich und es können Simulationsrechnungen durchgeführt werden.

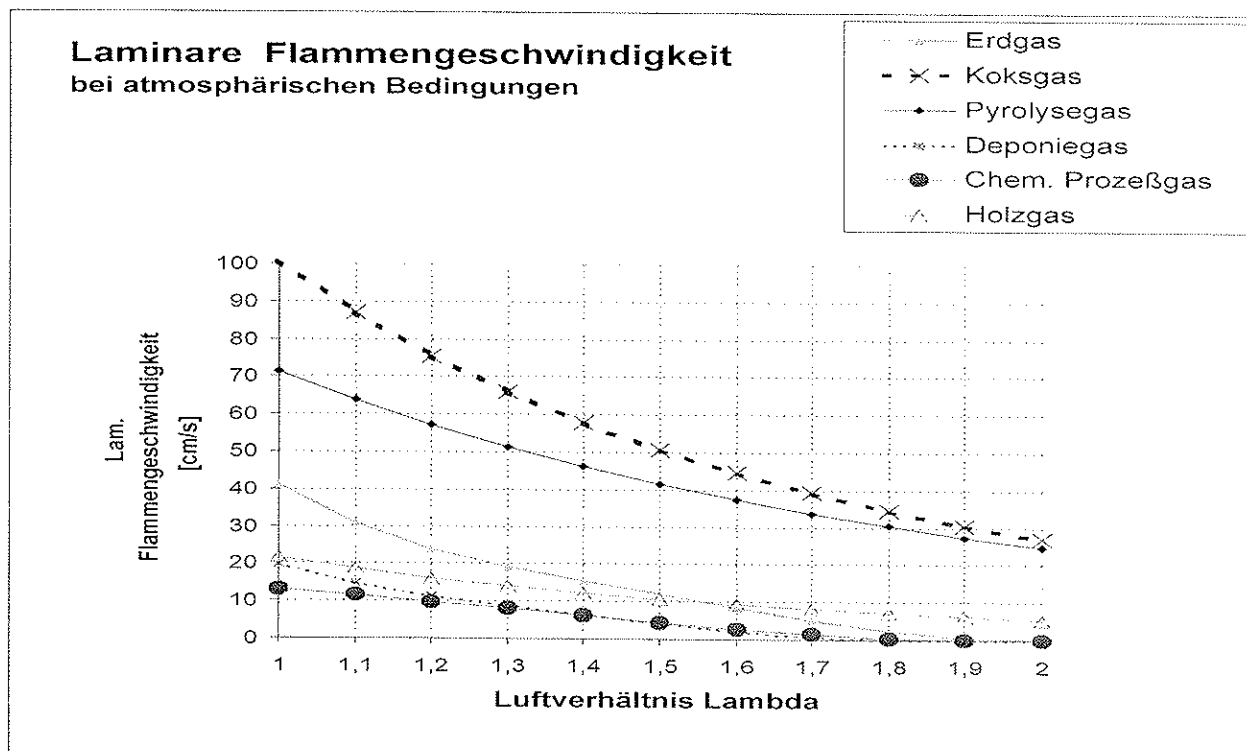


Bild 3 Verlauf der laminaren Flammengeschwindigkeit verschiedener Gasgemische. Die experimentelle Ermittlung der laminaren Flammengeschwindigkeit ist relativ aufwendig und es liegen nur für einige bekannte Brenngase gut abgesicherte Messwerte vor.

Für die Vielzahl der möglichen Brenngase, die von den "Standardgasen" Erdgas, Biogas- oder Propangas abweichen, war es notwendig, eine analytische Beziehung für die Flammengeschwindigkeit in Abhängigkeit von der chemischen Zusammensetzung und dem Verbrennungsluftverhältnis zu erstellen. Eine mathematisch exakte Lösung des Problems lässt sich aufgrund der komplizierten chemischen und

physikalischen Vorgänge während der Verbrennung nicht angeben. Zur Beurteilung der motorischen Verbrennung genügt es jedoch, eine Näherungslösung zu finden, die die laminare Verbrennungsgeschwindigkeit mit einer Genauigkeit von ca. $\pm 10\%$ anzugeben ermöglicht.

Es wurde in der Folge eine Beziehung entwickelt, die die Flammengeschwindigkeit von Gasgemischen mit ausreichender Genauigkeit beschreibt und zur grundsätzlichen Beurteilung der motorischen Nutzbarkeit eines Gases ausreicht.

3 Erfahrungen bei der motorischen Nutzung von Gasen aus Vergasungsprozessen

3.1 Anlage WUT-Wamsler Umwelttechnik

Wie in der Einleitung beschrieben, ist bei modernen Magermotoren die Konzeption der Aufladung zur Erreichung einer möglichst hohen Leistungsausbeute besonders wichtig. Die ersten Erfahrungen dazu wurden bei dem EU-Projekt JOR 2CT 118 gemacht. Es wurde ein containerisiertes Gasmotormodul vom Typ J 208 GS eingesetzt. Mit dem ausgeführten Gasmotor konnte ein Mitteldruck von 10 bar (entspricht einer Motorleistung von 200 kW) erreicht werden. Für diese Motorgrösse werden dieselben Turbolader eingesetzt wie sie auch bei Nutzfahrzeugmotoren üblich sind. Diese Turbolader zeichnen sich durch breite Kennfelder für den Instationärbetrieb aus und sind nicht auf sehr hohe Wirkungsgrade von Turbine und Verdichter getrimmt. Dennoch konnte ein Wirkungsgrad mit dem Motor von knapp 36 % erreicht werden (siehe Bild 4). Die Klopfgrenze kann bei der Nutzung von Holzgas durch eine magere Verbrennung (niedere NO_x -Emissionen und höheres λ) zu höheren Mitteldrücken verschoben werden.

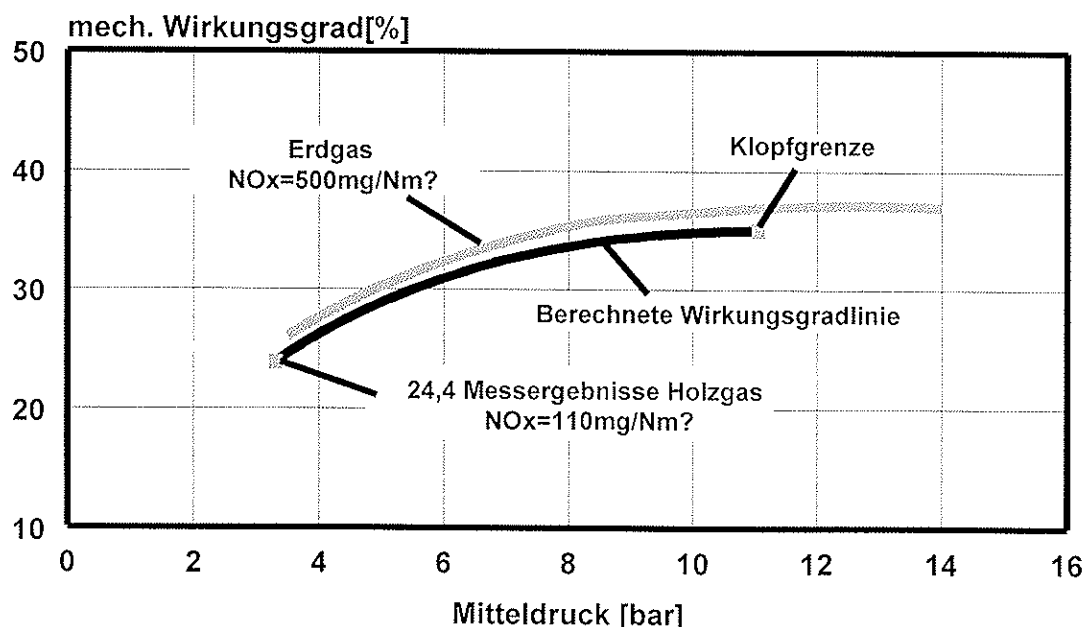


Bild 4 Wirkungsgrad des Gasmotors J 208 GS mit Holzgas

3.2 Müllpyrolyse Thermoselect

Bei der Thermoselect-Anlage in Fondotoce war ein Jenbacher 12-Zylindermotor Baureihe 6 (J 612 GS) mehr als 6 700 Bh mit dem bei diesem Verfahren anfallenden Gas in Betrieb. Von allen bekannten Sondergasnutzungen sind bei diesem Verfahren die Anforderungen an den Motor am höchsten, da sich die Zusammensetzung und die Gasmenge je nach dem sich in der Anlage befindlichen Mülls ständig ändert. Das Bild 5 zeigt dazu einen Verlauf der Anteile von H_2 , CO und CO_2 bzw. des sich daraus ständig verändernden Heizwertes. Der Langzeittrend bei der Gaszusammensetzung weist bei den H_2 -Gehalten Unterschiede zwischen 15 % und 52 % auf. Die patentierte Jenbacher-LEANOX-Magermotor-Regelung ist jederzeit in der Lage, die Schwankungen der Gasqualität auszuregeln.

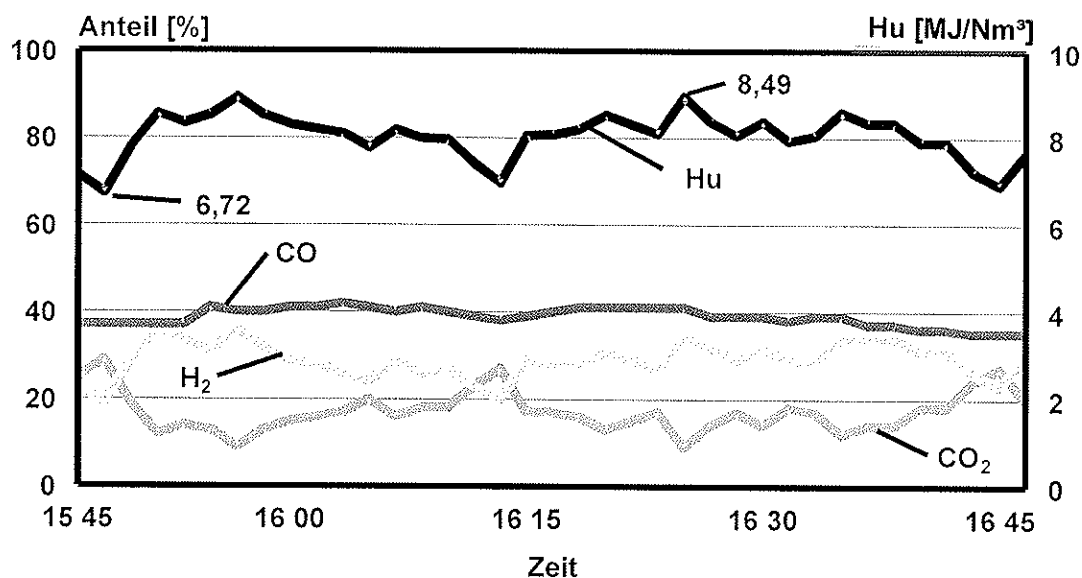


Bild 5 Zeitlicher Verlauf der Gaszusammensetzung der Pilotanlage von Thermoselect (Fondotoce)

Um einen rückzündungsfreien Betrieb des Motors sicherzustellen, wird ab einem H_2 -Gehalt von 40 % auch das Lambda von 2,3 auf 2,8 angehoben. Zusätzlich schwankt die Gasmenge ebenfalls um den Faktor zwei, so dass neben den regelungstechnischen Eingriffen in die Verbrennung auch die Last je nach Gasmenge angepasst wird. Die Reinheit des aus dem Verfahren gewonnenen Gases läßt den Einsatz eines Oxidationskatalysators zu. Nach der oben genannten Betriebsdauer hatte der Oxidationskatalysator noch eine Umsatzrate von über 90 %.

3.3 Anlage Easymod TVR in Boizenburg

Im August 1999 konnte erstmals der Motor des Types J 612 GS mit dem Holzgas gestartet werden, die eigentliche Inbetriebnahme mit ausführlichen Messungen und Motorabstimmungen erfolgte im November 1999. Das Bild 5 zeigt den Vergleich der von der Modellanlage hochgerechneten Gasqualität zu den dann bei den Versuchen vorgefundenen Werten.

Speziell der H_2 -Gehalt und der Anteil an CH_4 unterscheiden sich massgeblich von der Hochrechnung. Der Heizwert des tatsächlich am Motor anstehenden Holzgases liegt etwa um 20 % niedriger als ursprünglich angenommen.

Die Analyse der Verbrennungseigenschaften zeigt den für den Motor relevanten Unterschied (siehe Bild 6), die laminare Flammengeschwindigkeit des tatsächlich vorhandenen Gases ist wegen des geringeren Anteiles an H_2 wesentlich kleiner. Für den Motor bedeutet das eine anders ausgelegte Aufladegruppe und ein anderes Lambda des Betriebspunktes bei Volllast (bei $NO_x = \text{const.}$).

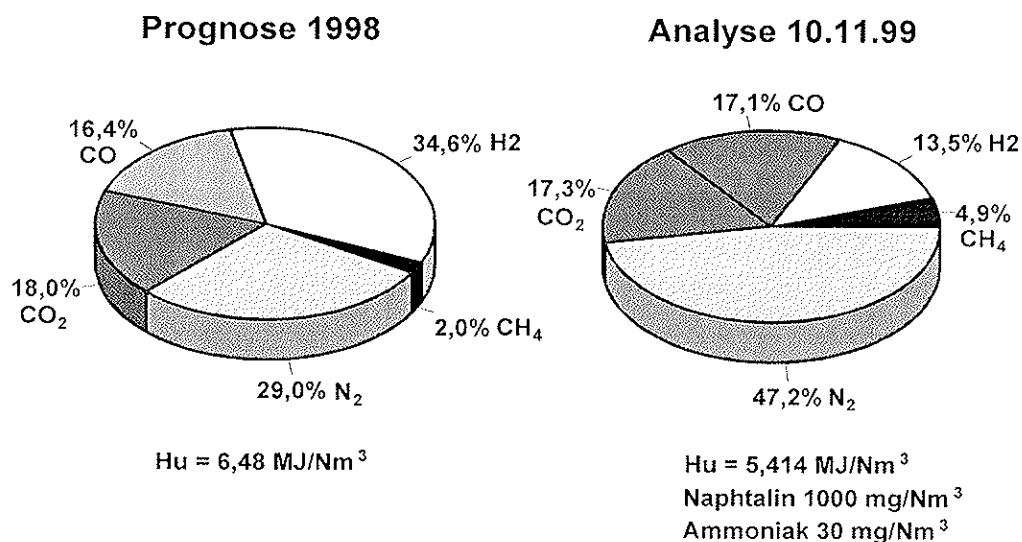


Bild 6 Vergleich der Gasqualität Hochrechnung/Iststand an der Anlage Boizenburg

Im Bild 7 ist deutlich erkennbar, dass der Wasserstoff die für die Flammenausbreitung entscheidende Komponente ist.

Beide Gastypen sind aus Sicht des Motorherstellers als hervorragend zur Nutzung im Motor zu bezeichnen. D.h., für den Motor ist es zur Erreichung der Mitteldrücke (nach dem Stand der Technik) an sich irrelevant, wie das Gas bei ausreichendem H_2 -Gehalt aussieht. Im Wesentlichen ist die mögliche Leistung nur von der Qualität der Aufladegruppe abhängig.

Das Bild 8 zeigt die Emissionen nach der Inbetriebnahme, die NO_x -Werte sind durch das Lambda sehr gut einstellbar und könnten zu Lasten des Mitteldruckes (Leistungsausbeute) noch weiter gesenkt werden. Die CO -Emission des Motors vor dem

Katalysator liegt im erwarteten Bereich bei rund 3 150 mg/Nm³. Nach der Erstausslegung der Aufladegruppe wurde zur Einhaltung von 250 mg NO_x/Nm³ ein Betriebspunkt des Motors von knapp über Lambda = 2 erwartet. Durch die andere Gaszusammensetzung konnte das Verbrennungsluftverhältnis auf 1,78 abgesenkt werden. Der Grund dafür ist der höhere Anteil an der inerten Gaskomponente N₂.

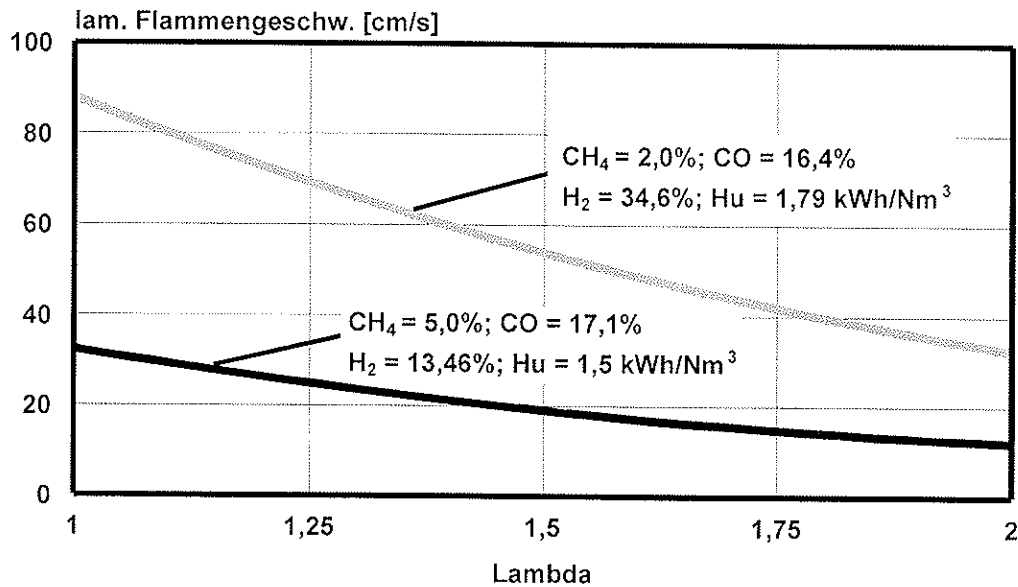


Bild 7 Auswertung der laminaren Flammengeschwindigkeiten

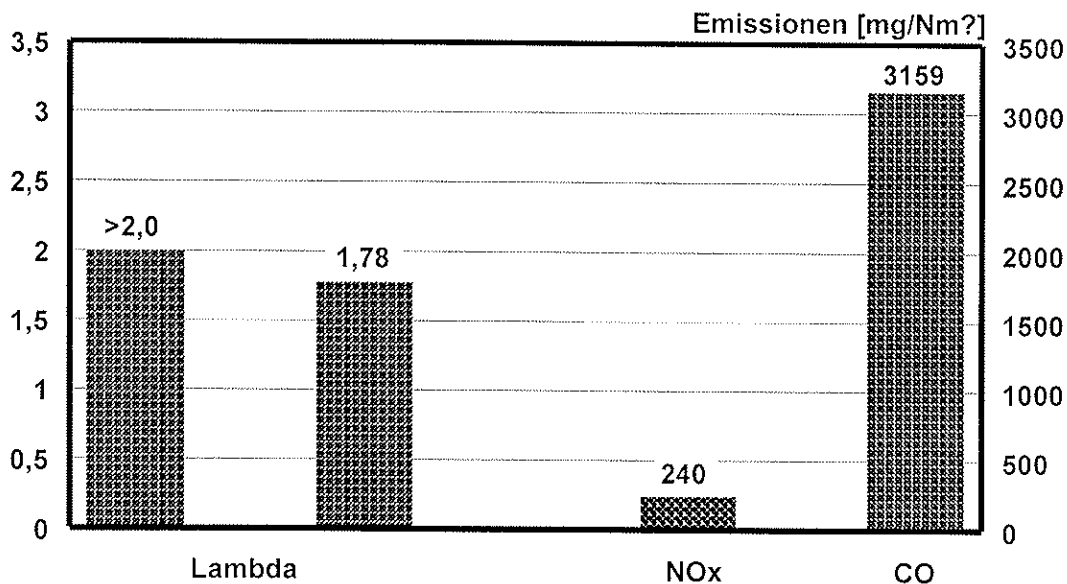


Bild 8 Lambda und NO_x/CO-Emissionen nach der Inbetriebnahme von Boizenburg

Um zusätzliche Informationen betreffend der Qualität der Verbrennung zu haben, wurde während der Inbetriebnahme der Zylinderdruck indiziert. Die in Bild 9 gezeigte Auswertung der Verbrennung zeigt die hervorragenden Eigenschaften des am Motor verfügbaren Holzgases. Die Dauer der Verbrennung ist durch den vorhandenen Wasserstoff als sehr kurz (95 % Umsatz bei 40° Kurbelwelle) zu bezeichnen, daraus ist zu schliessen, dass der Motorwirkungsgrad den der Erdgasversion erreichen könnte.

Leider war zum Messzeitpunkt die Messung des Gasverbrauches des Motors nicht geeicht, so dass der tatsächliche Wirkungsgrad nicht bestimmt werden konnte. Gesamtheitlich ist das Holzgas der Anlage Boizenburg zumindest für eine kurzweilige Betrachtung als sehr gut zu bezeichnen. Leider ist derzeit die weitere Betriebsführung der Anlage unklar, so dass momentan ein Stillstand des Know-How-Gewinnes an der Anlage besteht. Der ebenfalls für die Gasmotoren kritische Wert an NH_3 lag bei den Messungen bei 30 mg/Nm^3 , dieser Wert ist gemäss den Erfahrungen mit anderen Gasen um etwa den Faktor 4 zu hoch. Moderne Verfahren (Ni-Katalysator) sollten auch bei diesem kritischen Wert eine Lösung bringen können.

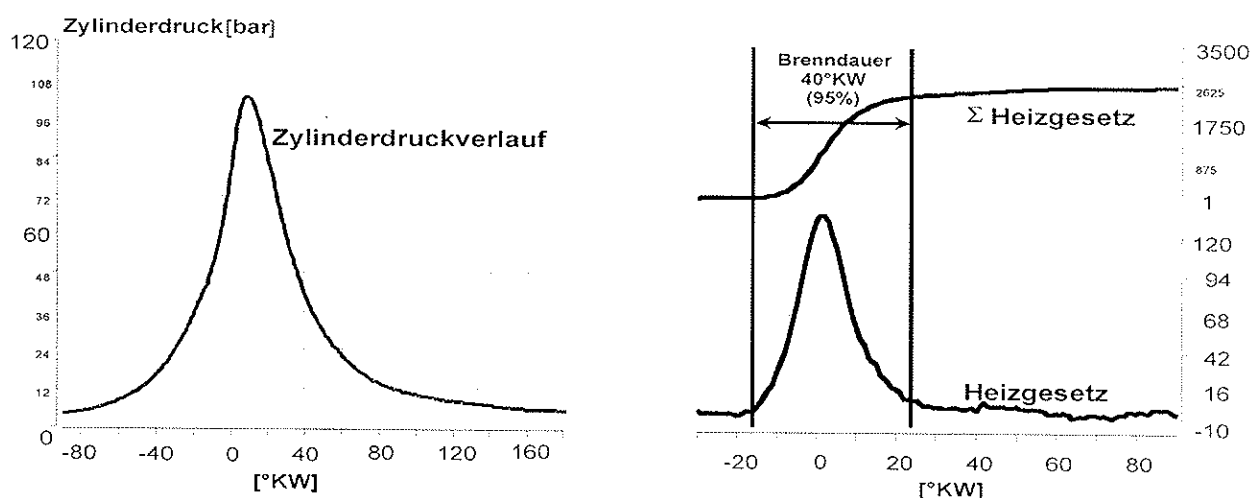


Bild 9 Verbrennungsauswertung der Versuche in Boizenburg

3.4 Holzvergasungsanlage Vølund in Harboøre/Dänemark

Im Jahr 1993 wurde in Harboøre/Dänemark ein Vergaser der Firma Vølund in Betrieb genommen. Der kommerzielle Vergaserbetrieb diente zur Wärmeversorgung eines Nahwärmenetzes mit 560 Verbrauchern. Das Prinzip der Gegenstromvergasung wurde vor allem aufgrund der Einsetzbarkeit von Vergasungsgut mit einer Feuchte von bis zu 50 % gewählt. Das Produktgas besteht aus ca. 15 – 18 % Wasserstoff, 25 – 28 % CO , 7 – 10 % CO_2 , 3 – 5 % CH_4 und der Rest ist N_2 und Wasserdampf.

Nach der Inbetriebnahme eines komplexen Gasreinigungssystems, das aus Wäschern, Wärmetauschern und einem elektrostatischen Filter besteht, wurden Anfang 2000 zwei Jenbacher Aggregate vom Typ JMS 320 GS installiert und in Betrieb genommen.

Jeder Motor hat eine elektrische Leistung von 648 kW und eine thermische Leistung von 883 kW. Die Motorenanlage konnte bisher über ca. 500 Betriebsstunden erfolgreich betrieben werden. Eine längere Betriebszeit war aufgrund der noch nicht gelösten Entsorgung des anfallenden Kondensats aus dem Holzgas nicht möglich. Motorbefundungen ergaben keinen erhöhten Verschleiss und Verunreinigungen.

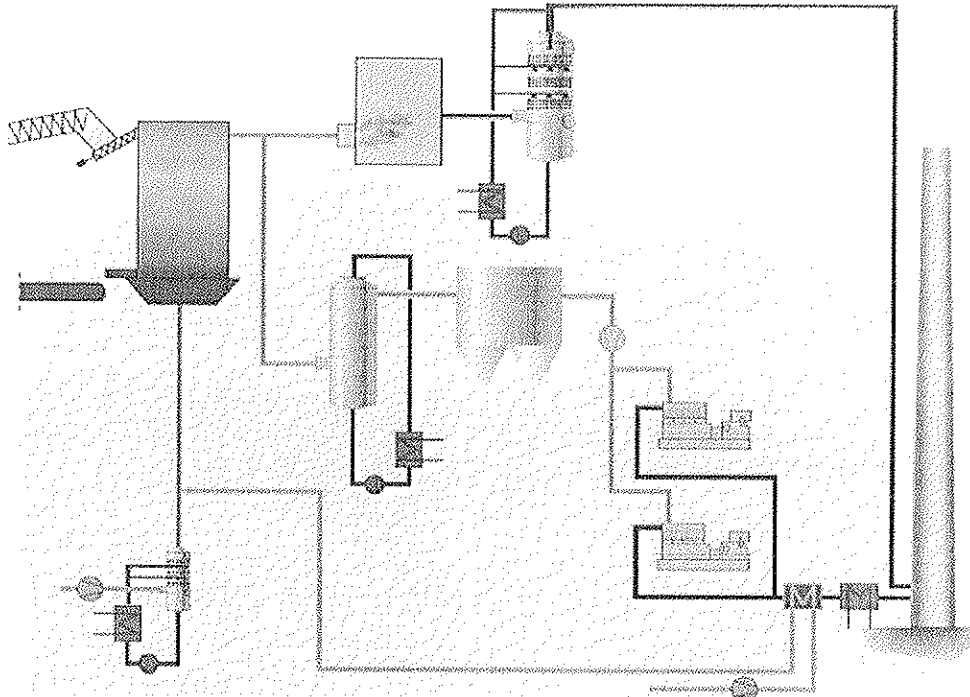


Bild 10 Anlagenkonzept

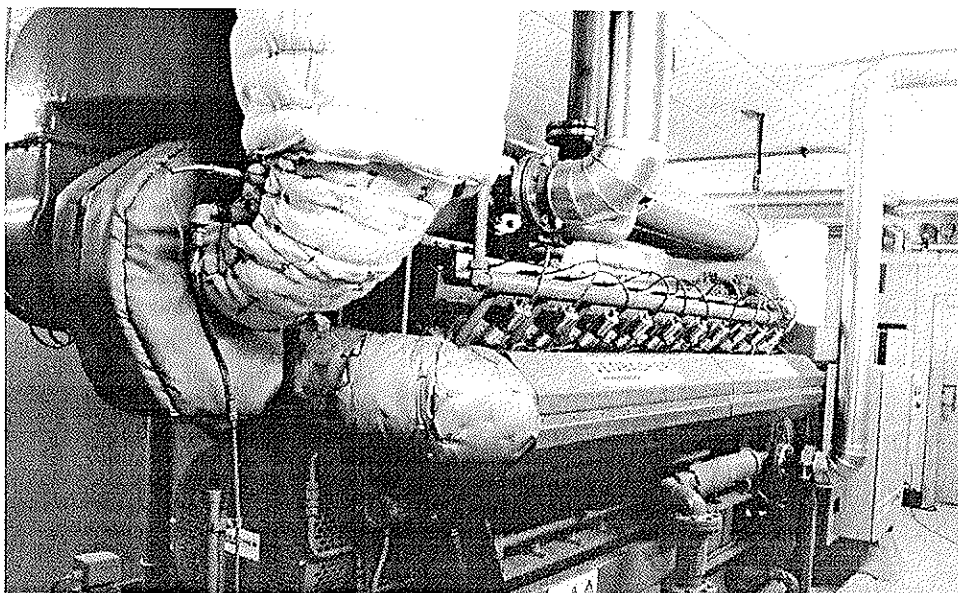
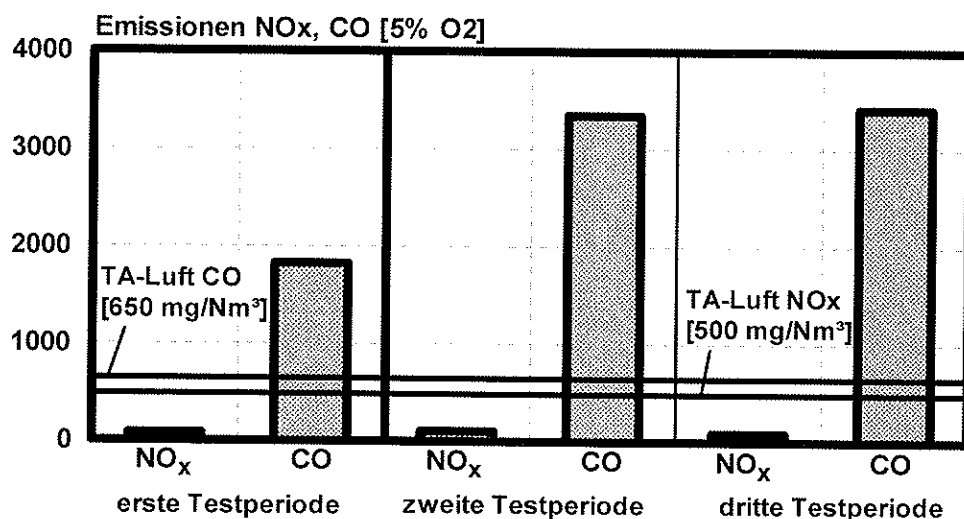


Bild 11 Jenbacher Blockheizkraftwerksmodul JMS 320 GS-S.L

4 Emissionen

Speziell der H_2 -Anteil schafft die Voraussetzung, sehr mager zu verbrennen und damit ausgezeichnete NO_x -Emissionen zu erreichen. Das Bild 12 zeigt Ergebnisse der Emissionen des EU-Projektes JOR 2CT 118 mit dem Motor des Typs J 208 GS [1]. Dieser Motor war mit einer modernen Magerregelung ausgerüstet, so dass ein sicherer Motorbetrieb bei $110 \text{ mg } NO_x/Nm^3$ gewährleistet werden konnte. Die Magergrenze des Motors lag bei der gegebenen Gasqualität bei $55 \text{ mg } NO_x/Nm^3$. Die TA-Luft schreibt dagegen als Grenzwert $500 \text{ mg } NO_x/Nm^3$ vor. Wie im Bild 9 gezeigt, gibt es jedoch erhebliche Probleme bei der Einhaltung der CO-Emissionen.

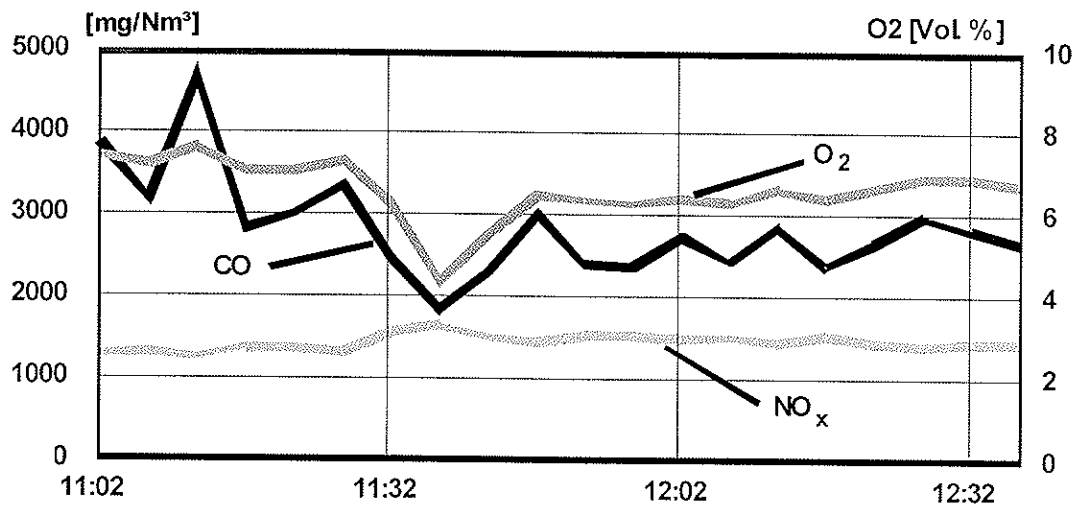


Quelle: JES JOR 2CT118

Bild 12 Emissionsmessungen an einem Gasmotor mit Holzgas (EU-Projekt JOR 2CT118)

Je nach der Zusammensetzung des Pyrolysegases wird der Grenzwert nach TA-Luft um den Faktor 3 bis 5 überschritten. Die hohen CO-Emissionen werden durch den Schlupf an unverbranntem Holzgas verursacht. Gemäss den Erfahrungen aus dem Betrieb mit Erdgas liegt der Schlupf, je nach Qualität der Verbrennung, zwischen 2 und 5 %. Ein ähnliches Verhalten zeigt der Saugmotor KHD GA 6M 861G (Bild 13), der bei einem Projekt in der Schweiz zum Einsatz kam [4]. Da das Lambda nicht durch eine Regelungseinheit konstant gehalten wird, schwanken die Emissionen in einem relativ grossen Bereich. Bei diesem Motor wird das Lambda über Drosselklappen in den Leitungen für Luft und Gas manuell beeinflusst. Die Einhaltung des vorgegebenen TA-Luftgrenzwertes von $650 \text{ mg } CO/Nm^3$ ist durch verbrennungstechnische Massnahmen nicht möglich. Zusätzlich schwankt bei diesem Motor auch die Leistung, da der Leistungsregler nicht aktiv war. Im Bild 14 sind exemplarisch die Gasanalysen gezeigt.

Bei dem EU-Projekt JOR 2CT 118 lag der H_2 -Anteil bei den Versuchen zwischen 9 und 12 %, der CO-Anteil bewegte sich zwischen 20 und 26 %.



Quelle: Hydrotect AG

Bild 13 Emissionen eines nicht Lambda-geregelten Saugmotors

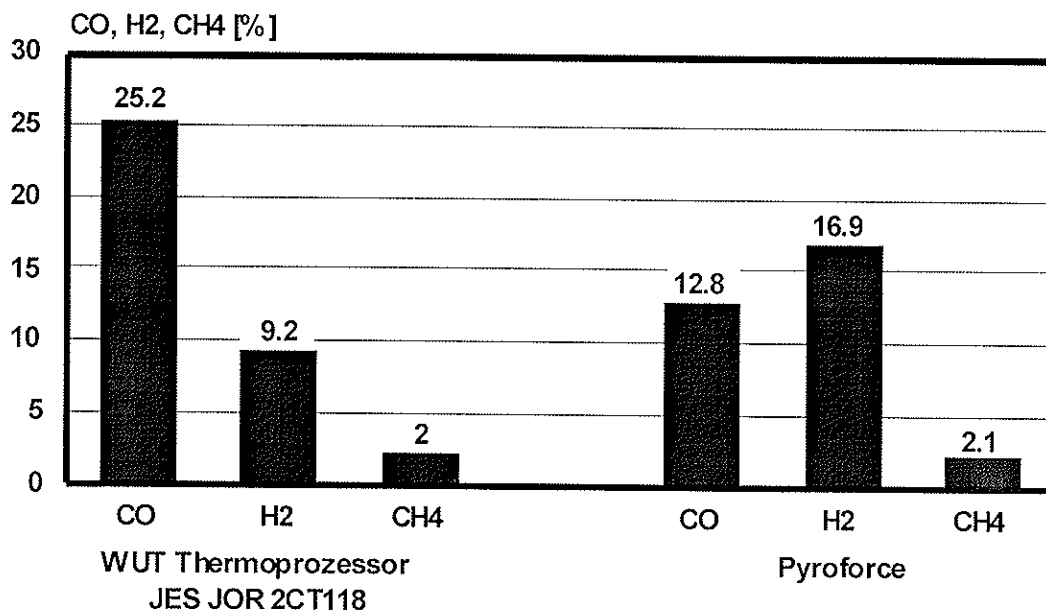


Bild 14 Gasanalysen verschiedener Vergasungsprozesse

Die Gasanalyse des Pyroforce-Vergasers zeigt mehr H₂ (14 bis 17 %) bei geringeren Anteilen an CO (12 bis 18 %) [4], die CH₄-Anteile mit ca. 2 % sind praktisch gleich.

4.1 Ergebnisse von Versuchen mit Oxidationskatalysatoren mit Holzgas

Zur Einhaltung des CO-Grenzwertes nach TA-Luft von 650 mg/Nm^3 ist in jedem Fall eine Abgasnachbehandlung notwendig. Eine thermische Nachverbrennung ist aufgrund des hohen Inertgasanteiles energetisch ungünstig. Es ist daher zweckmässig, sich mit der Technologie des Oxidationskatalysators zu beschäftigen. Versuche mit Oxidationskatalysatoren im Deponiegaseinsatz, mit Anteilen an Katalysatorgiften, ergaben die Erfordernis einer hohen Gasreinheit. Bei Deponiegasanlagen wird das CO durch die Zwischenreaktion bei der Verbrennung von Methan verursacht. Typische Emissionswerte liegen hier zwischen 550 und $1\,100 \text{ mg CO/Nm}^3$ (bez. auf $5\% \text{ O}_2$ im Abgas). Je nach Deponiestandort konnten ausreichende Umsatzraten des Oxikats von knapp $1\,000 \text{ Bh}$ erreicht werden. Für einen kommerziellen Einsatz der Oxidationskatalysatoren ist das jedoch zu wenig. Um die Eigenschaften von Holzgas auf einen Oxidationskatalysator zu ermitteln, wurden an der Hydrotest-Pyroforce-Anlage in Emmenbrücke sogenannte Zeitraffertests (sechsfach höhere Raumgeschwindigkeit als üblich) durchgeführt. Die Randbedingungen waren durch die vorhandene Gasreinigung (Nasswäsche) vorgegeben.

Das Ergebnis ist im Bild 15 zu sehen. Bereits der neuwertige Oxikat erreichte durch die zu grosse Raumgeschwindigkeit nur eine Umsatzrate von 64% . Schon nach 30 Bh halbierte sich die Umsatzrate. Nach Korrektur auf eine richtige Oxikatauslegung ist festzustellen, dass das angebotene Holzgas ca. eine um Faktor 5 schlechtere Eignung für den Katalysator aufweist, als ein Pilotversuch mit Deponiegas in Wien (Rautenweg) zeigte. Ein Einsatz eines Oxidationskatalysators wäre unter diesen Randbedingungen undenkbar.

Im Fall von Deponiegas ist Si als wesentlicher Schadstoff erkannt worden. Auch Schwermetalle und Phosphor wurden als starke Katalysatorgifte detektiert. Das Si gelangt über gasförmige Siloxane an die Katalysatoroberfläche und deckt diese in Form von SiO_2 weitgehend ab [5]. Das SiO_2 kann durch geeignete Waschung wieder von der aktiven Schicht entfernt werden. Die Waschvorgänge können jedoch nicht beliebig oft durchgeführt werden, da auch der "washcoat", an dem die Edelmetallschicht anhaftet, teilweise entfernt und die Aktivität des Katalysators gemindert wird.

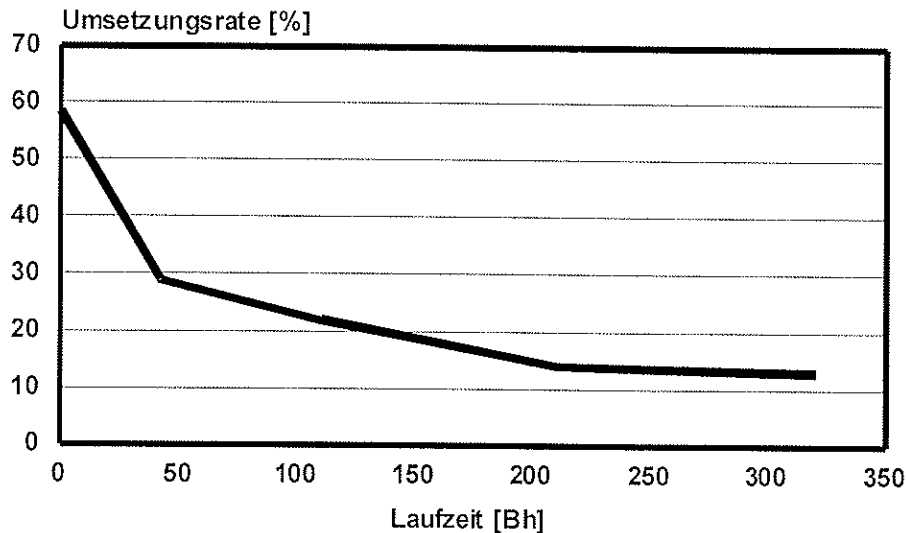


Bild 15 Umsatzrate eines Oxidationskatalysators bei Holzgaseinsatz

Die Ergebnisse haben gezeigt, daß die vorhandene Gasqualität für den Einsatz eines Katalysators bei weitem nicht ausreichend ist, wie die nachstehende Betrachtung verdeutlicht. Der Gasmotor mit 60 kW Leistung benötigt pro Stunde 156 Nm^3 Holzgas. Die Summe von Zn und Pb nach der Gasreinigungseinheit beträgt $8,2 \text{ mg/Nm}^3$. Wird dieser Wert mit der stündlich benötigten Gasmenge multipliziert, so durchwandern 1,27 Gramm der Metallkomponenten den sehr empfindlichen Katalysator. Ein Teil dieser Elemente lagert sich an der Oberfläche ab und deaktiviert die katalytische Schicht.

Um dem Katalysator eine Überlebenschance zu geben, muss die Schwermetallfracht auf alle Fälle auf Werte kleiner als in Summe $0,5 \text{ mg/Nm}^3$ gebracht werden. Nach den Angaben von Katalysatorherstellern ist für die Deaktivierung des Katalysators die Form der Metalloxide bzw. deren chemische Verbindungen entscheidend. Je nach Typ besteht auch die Chance, den Katalysator durch einen Waschvorgang wieder zu aktivieren.

5 Schlussfolgerungen

Die Vergasung von Biomasse und Nutzung des gewonnenen Pyrolysegases in Gasmotoren ergibt die höchsten Verstromungswirkungsgrade. Durch den Anteil an H_2 lassen sich sehr tiefe NO_x -Emissionen erreichen. Die CO-Emissionen können nur durch eine Abgasnachbehandlung auf das erforderliche TA-Luft Niveau von 650 mg/Nm^3 gebracht werden. Am günstigsten scheint der Einsatz eines Oxidationskatalysators zur Einhaltung des Limits zu sein. Der Oxidationskatalysator ist jedoch empfindlich in Bezug auf diverse Katalysatorgifte. Um die Voraussetzungen für einen Einsatz dieser Technik zu schaffen, muss das Holzgas von den mitgeführten Schadstoffen weitgehend befreit werden. Als erreichbare Größenordnung der Summe von metallischen Komponenten wurde ein Wert von maximal $0,5 \text{ mg/Nm}^3$ gefunden. Mit diesem Anteil ist aus heutiger Sicht ein Katalysatoreinsatz bei Holzgas realistisch.

Literatur

- [1] G.R.Herdin: *Abschlussreport zum EU-JOR2CT118-Projekt*
- [2] G.R.Herdin: *Gemischbildung bei Gasmotoren*, Vortrag Haus der Technik Essen 1995
- [3] G.Herdin, F. Gruber: The Use of H_2 Content Process Gases in Gas Engines, *ASME Conference 1997*, Fort Collins, Colorado
- [4] Gemperle, Etschmann, Hofer: *Abschlussbericht zu Messungen an der Pyroforce-Anlage*, Schweizer Bundesamt für Energie, Bern 1997
- [5] G.R. Herdin, F. Gruber, R. Küffmeier, A. Brandt: Solutions for Siloxane Problems at Gas Engines Utilizing Landfill and Sewage Gas, *ASME Spring Conference*, 2000 in San Antonio
- [6] G.R. Herdin, M. Wagner: Erfahrungen mit der motorischen Nutzung von Gasen aus Pyrolyse und sonstigen Vergasungsprozessen, *DGMK-Fachbereichstagung*, VELEN April 2000

Teerbildung und -konversion bei der Holzvergasung

Ph. Morf¹, Ph. Hasler², Th. Nussbaumer²

¹Institut für Energietechnik, ETH Zürich, ²Verenum, Zürich

Zusammenfassung

Hohe Teergehalte und ungünstige Teerzusammensetzungen können den Einsatz von Produktgas in Motoren zur Stromerzeugung erschweren oder verunmöglichen. Der Teergehalt sowie die Teerzusammensetzung im Produktgas von Biomassevergasern werden durch Sekundärreaktionen im Reaktor wesentlich beeinflusst. Ziel dieses Projekts ist deshalb, die Teerkonversion durch verschiedene Typen von sekundären Reaktionen während der Holzvergasung in Festbettreaktoren zu beschreiben.

Zur Untersuchung der Teerkonversion wurde ein Laborreaktor aufgebaut, welcher eine Aufteilung zwischen primärer Teerbildung im Festbett sowie homogenen und heterogenen Sekundärreaktionen ermöglicht. Wesentlicher Bestandteil des Projektes ist auch die Evaluierung von geeigneten Methoden zur chemischen Analyse von Biomasse-teeren. In der vorliegenden Arbeit werden sowohl die Gelpermeationschromatografie (GPC) als auch die Gaschromatografie/Massenspektrometrie (GC/MS) eingesetzt.

Die Resultate von heterogenen Versuchen zeigen, dass mit dem Laborreaktor die Reaktionsbedingungen für Teere in einem realen Festbettvergaser simuliert werden können. Die Experimente zur homogenen Teerkonversion mit langen Gasverweilzeiten zeigen, dass sich die Teerzusammensetzung im Laufe der thermischen Behandlung von Pyrolysegas drastisch ändert und zwar vom «Primärteer» aus sauerstoffhaltigen Verbindungen hin zum konvertierten Teer, welcher beinahe ausschliesslich polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) umfasst.

1 Einleitung

1.1 Die Festbett-Vergasung von Biomasse in der Anwendung

Die Vergasung von Biomasse im Festbettreaktor bietet die Möglichkeit zur dezentralen Wärme- und Stromproduktion in Anlagen von rund 100 kW_e bis 500 kW_e. Die Vorteile dieser Art der Stromproduktion aus Holz gegenüber des herkömmlichen Dampfprozesses sind:

- höherer Stromnutzungsgrad (12 % – 25 %) im Leistungsbereich von Kleinanlagen (100 kW_e – 500 kW_e) als für Dampfmotor- oder Dampfturbinenprozesse (8 % – 12 % für Kleinanlagen mit Wärmekraftkopplung (WKK) [Nussbaumer et al., 1997]).
- relativ einfache Technologie, v. a. für die Komponenten Reaktor und Verbrennungsmotor, daher geringere Investitionskosten für dezentrale Kleinanlagen.

Ein System zur Stromproduktion durch die Festbett-Vergasung von Biomasse umfasst die Hauptkomponenten Vergasungsreaktor, Gasreinigung und Verbrennungsmotor (Abb. 1).

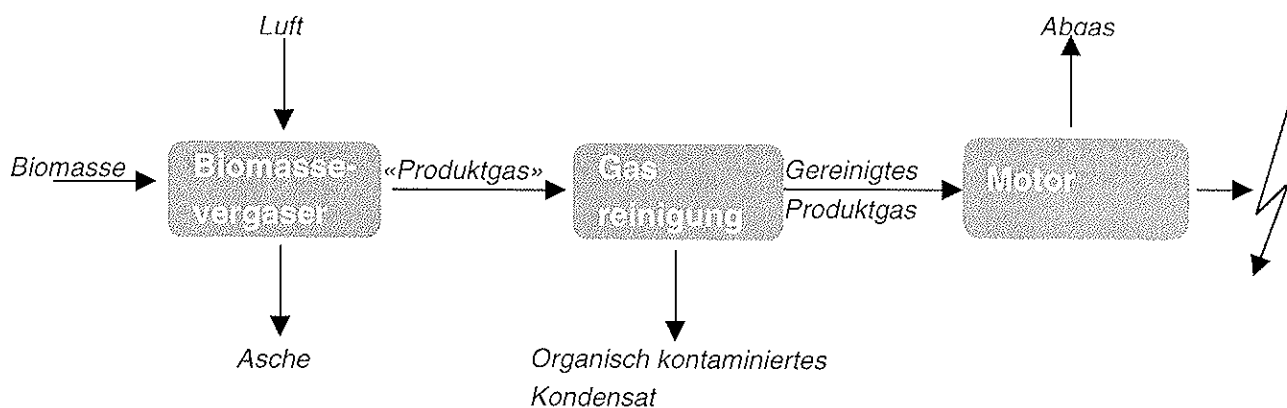


Abb. 1: Biomasse-Vergasungssystem zur Stromproduktion

Im *Vergasungsreaktor* wird dem festen Brennstoff eine unterstöchiometrische Menge an Oxidationsmittel (im Falle von Festbettvergaser meistens Luft) zugeführt. Dabei verbrennt ein Teil des Brennstoffs, wobei die freigesetzte Wärme als Energie für die eigentlichen Vergasungsprozesse dient. Das hierbei erzeugte Gas ist ein Gemisch aus Wasserstoff, Kohlenmonoxid, Kohlendioxid, Wasserdampf, Methan und Luftstickstoff und wird als Produktgas bezeichnet. Es enthält je nach Prozessführung mehr oder weniger grosse Mengen an Teerverbindungen.

Der Begriff «Teer» ist in der Literatur nicht eindeutig definiert (s. hierzu [Morf und Nussbaumer, 1998]). Eine gängige Definition beschreibt Teere als alle bei Zimmertemperaturen kondensierbaren organischen Verbindungen aus Gasen von Pyrolyse- oder Vergasungsprozessen. Diese Teere können die Nutzung des Produktgases in Verbrennungsmotoren erschweren oder verunmöglichen. Aus diesem Grunde hat die Komponente *Gasreinigung* eine entscheidende Bedeutung bezüglich der Funktionstüchtigkeit eines solchen Systems, weshalb im folgenden kurz die verschiedenen Verfahren zur Gasreinigung diskutiert werden.

1.2 Gasreinigungssysteme für Biomassevergaser

Ein Gasreinigungssystem für die Reinigung von Produktgasen aus Holzvergasern muss eine effiziente Abscheidung von Partikeln und Teeren gewährleisten. Aufgrund heutiger Leistungsdaten von bestehenden Gleichstromvergasern wird postuliert, dass die Gasreinigung einen Abscheidegrad von mindestens 90 % bezüglich Teer und Partikeln aufweisen sollte, um eine für Verbrennungsmotoren genügende Gasqualität zu erreichen [Hasler et al., 1998]. Abb. 2 zeigt die Teerabscheidegrade von verschiedenen Verfahren im Vergleich.

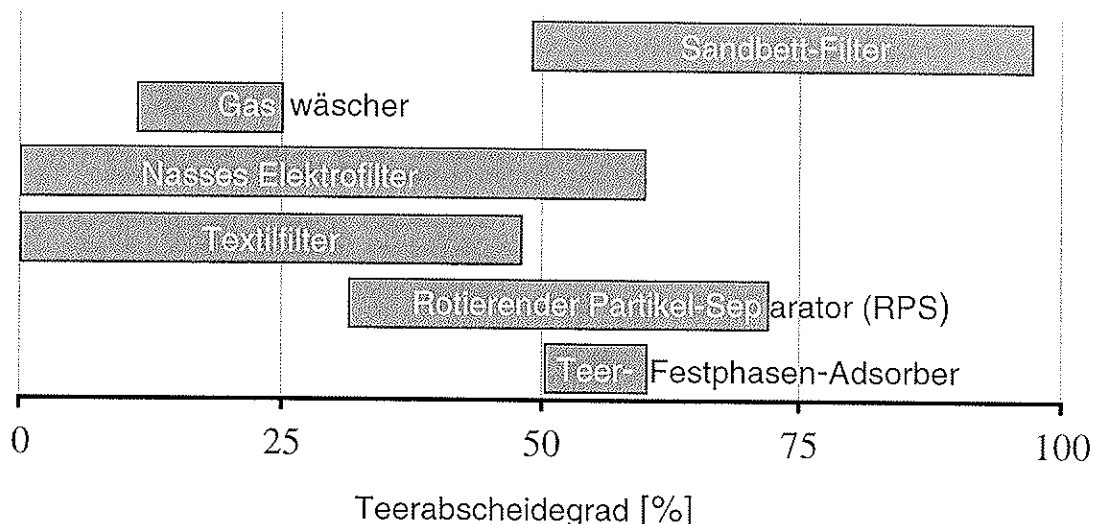


Abb. 2: Teerabscheidegrade verschiedener Systeme zur Reinigung von Produktgasen aus Biomasse-Vergasern [Hasler und Nussbaumer 1999].

Wie der Darstellung entnommen werden kann, erreicht lediglich das Sandbett-Filter den geforderten Wert. Allerdings weist es einen breiten Leistungsbereich auf, welcher auch ungenügende Betriebszustände beinhaltet. Dies wird auch durch Abb. 3 verdeutlicht, in welcher die absolute Gasqualitäten nach einem Sandbettfilter bzw. nach einem Wasserturm bei verschiedenen Betriebszuständen einer Vergasungsanlage dargestellt werden. Bei der Interpretation von Abb. 3 muss beachtet werden, dass die eingezeichneten Werte bei unterschiedlich hohen Frachten an Teeren und Partikeln im Rohgas gemessen wurden, weshalb der Wäscher bei einigen Betriebszuständen bessere absolute Werte hervorbringt als das Sandbettfilter, obwohl die durchschnittliche relative Abscheideleistung des Wäschers bezüglich Teer stets unter derjenigen des Sandbettfilters liegt (vgl. Abb. 2).

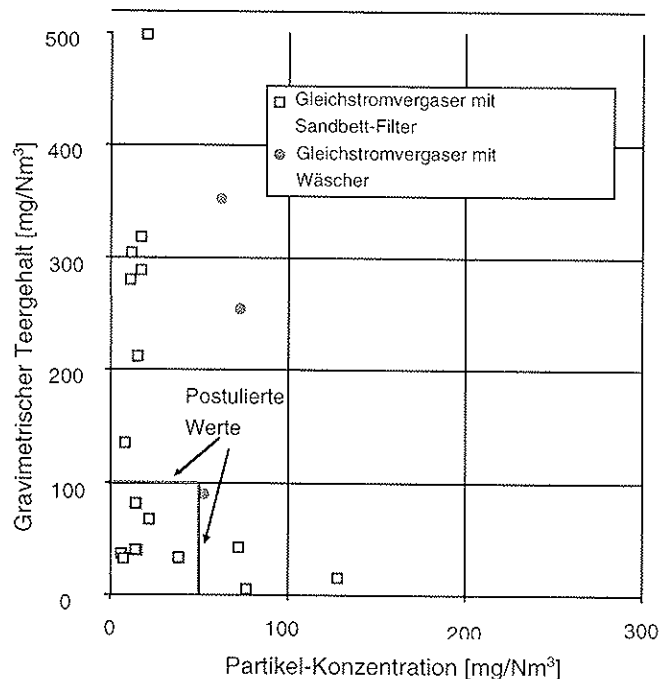


Abb. 3: Gasqualitäten bei unterschiedlichen Betriebszuständen von zwei Vergaser-Systemen mit Sandbettfilter bzw. Wäscher zur Gasreinigung [Hasler 1998].

Die Übersicht zeigt, dass die heutigen Gasreinigungssysteme noch nicht in der Lage sind, eine konstante, genügende Produktgasqualität für den Einsatz in Verbrennungsmotoren zu liefern. Zu diesem Schluss kommt auch eine Studie, in welcher die verschiedenen Verfahren miteinander verglichen werden [Hasler et al., 1998].

Beim Vergleich der Wirtschaftlichkeit von verschiedenen Gasreinigungsverfahren muss berücksichtigt werden, dass alle heutigen Systeme ein organisch stark kontaminiertes Abwasser produzieren. Dies ist auch für sogenannt «trockene» Gasreinigungsverfahren (Sandbettfilter, Textilfilter etc) der Fall. Die Behandlung dieser Abwässer vor ihrer Einleitung ins öffentliche Abwassernetz ist aufgrund ihrer hohen Belastung mit Phenolen [Morf et al., 1998] gesetzlich vorgeschrieben und kann eine beträchtliche Erhöhung der Betriebskosten der Gesamtanlage bewirken.

Zusammenfassend kann also festgehalten werden, dass der Gasreinigung bei der Vergasung von Biomasse eine entscheidende Rolle sowohl bezüglich der Funktionsfähigkeit als auch bei der Wirtschaftlichkeit von Gesamtsystemen zukommt.

Primärmassnahmen zur Teerminderung stellen eine alternative Strategie zur Lösung des Problems der Gasqualität von Biomassevergäsern dar. Wenn dadurch eine Verminderung der Teerfrachten in der Gasreinigung erzielt oder gar ganz auf eine Teerabscheidung verzichtet werden kann, können die Einsatzmöglichkeiten von Festbettvergäsern verbessert werden. In Frage kommen geeignet ausgelegte Reaktoren und speziell entwickelte Verfahren und Betriebsweisen der Vergasung, welche eine für den Motorenbetrieb möglichst günstige Produktgasqualität liefern.

Das Ziel des vorliegenden Projekts ist, Grundlagenkenntnisse zur Verbesserung der Produktgasqualität von Biomassevergaser zu erarbeiten. Der Schwerpunkt bilden dabei die *sekundären Teerreaktionen* (nicht zu verwechseln mit sekundären Massnahmen zur Verbesserung der Gasqualität), auf welche im folgenden eingegangen wird.

1.3 Teerbildung und -konversion während der Vergasung von Biomasse im Festbett

Die Vergasung von Biomasse umfasst verschiedene Subprozesse, welche auch für die Teerbildung unterschiedliche Bedeutungen haben. Im Fall von Festbettvergaser können diese Subprozesse horizontal stratifizierten Zonen zugeordnet werden. Abb. 4 zeigt die unterschiedliche Abfolge der Subprozesse für die beiden gängigsten Grundbauformen von Festbettvergaser.

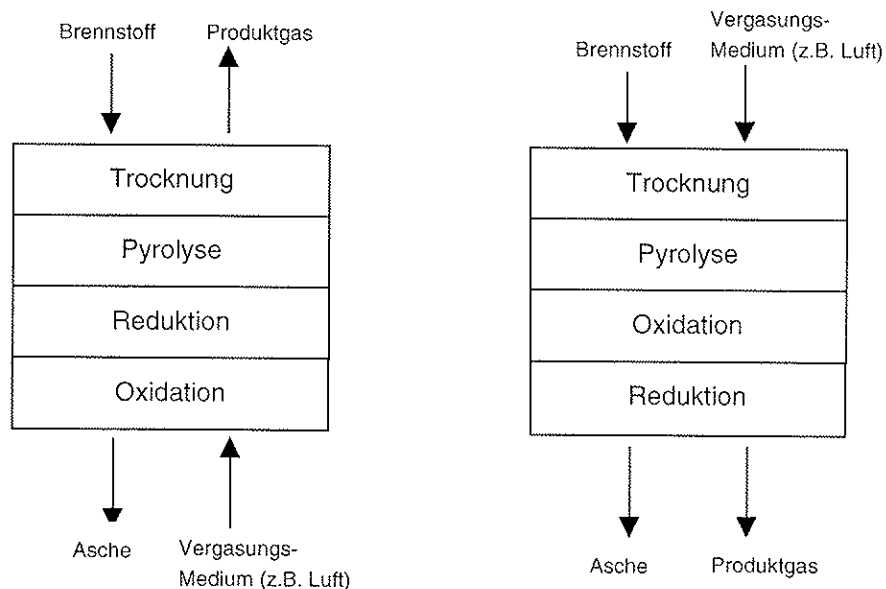


Abb. 4: Abfolge der Subprozesse der Vergasung bei einem aufsteigenden Gegenstromvergaser (links) und einem absteigenden Gleichstromvergaser (rechts)

Teere treten nun als Produkte der *Pyrolyse* im Vergasungsprozess erstmalig auf. Diese sogenannte *primäre Teerbildung* bei der Pyrolyse ist unvermeidbar. Nach ihrer Bildung aus der festen Phase (Brennstoffpartikel) unterliegen die Primärteerdämpfe jedoch sekundären Teerreaktionen, welche die Teermasse und die -zusammensetzung massgeblich verändern. Sekundäre Teerreaktionen treten bereits im Brennstoffpartikel selbst als auch im Festbett auf (Abb. 5).

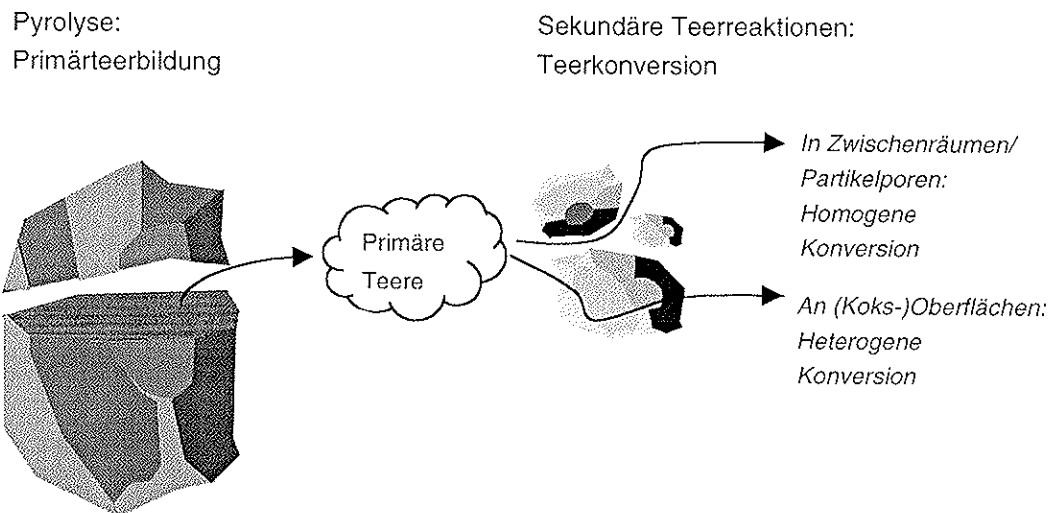


Abb. 5: Schematische Darstellung der Prozesse der primären Pyrolyse und der nachfolgenden sekundären Teerreaktionen

Entsprechend der an den Reaktionen beteiligten Phasen kann die Teerkonversion durch sekundäre Teerreaktionen in folgende Klassen gegliedert werden:

- Homogene Teerreaktionen: Reaktionen in der Gasphase, wie z.B. das «Cracken», die partielle Oxidation und die Repolymerisation von Teerverbindungen
- Heterogene Teerreaktionen an den Oberflächen von teilweise pyrolysierten Biomasse- oder Kokspartikeln. Grundsätzlich sind dieselben Reaktionstypen wie im homogenen Fall möglich, jedoch kann die Anwesenheit von entsprechenden Oberflächen einen katalytischen Effekt haben.

Aufgrund dieser sekundären Teerreaktionen können auch die unterschiedlichen Produktgasqualitäten der beiden gebräuchlichsten Bauformen von Festbettvergäsern (aufsteigender Gegenstromvergaser und absteigender Gleichstromvergaser, s. Abb. 4) erklärt werden: Bei Gleichstromvergäsern passieren Pyrolyseprodukte vor ihrem Austritt aus dem Reaktor die heiße Reduktionszone, in welcher Temperaturen von 700 °C bis 1000 °C ein thermisches Cracken von höhersiedenden Teerverbindungen bewirken. Beim Gegenstromvergaser hingegen werden Gase aus der heißen Oxidationszone mit Produkten aus der kühleren Pyrolysezone gemischt. Es gelangen deshalb kaum gecrackte Pyrolyseprodukte in den Reaktorausstritt, was zu erhöhten Kohlewasserstoff- und Teeremissionen dieses Reaktortyps führt.

Sind die wichtigsten Mechanismen der sekundären Teerreaktionen bekannt, können Teergehalt und -zusammensetzung durch entsprechende Reaktorbedingungen kontrolliert werden. Während zur Pyrolyse zahlreiche Untersuchungen in der Literatur dokumentiert sind, existieren nur wenige Studien, welche sich explizit mit den sekundären Teerreaktionen befassen [Boroson, 1987, Morf und Nussbaumer, 1998]. Die vorhandenen Literaturstellen beziehen sich hauptsächlich auf die homogene Teerkonversion [Brandt und Hendriksen, 1996, Diebold, 1985, Liden, 1985], Studien zur heterogenen Teerkonversion sind hingegen noch seltener zu finden [Boroson, 1987]. Das Ziel des laufenden Projektes ist deshalb, die sekundären Teerreaktionen systematisch experimentell zu untersuchen. Aufgrund der experimentell gewonnenen Daten sollen Mechanismen der Teerkonversion im Festbett eines Biomassevergasers verdeutlicht und beschrieben werden. Die mathematische Beschreibung besteht im Idealfall aus einem kinetischen Modell, welches auch die Zusammensetzung der Teere im Produktgas berücksichtigt. Ein solches Modell kann dazu beitragen, Reaktorauslegung und –betrieb hinsichtlich der Produktgasqualität zu optimieren.

2 Experimente

2.1 Laborreaktor zur Untersuchung der Teerkonversion

Zur Untersuchung der Teerkonversion unter realen Festbett-Bedingungen wurde im vorliegenden Projekt ein Laborreaktor-System entwickelt (Abb. 6). Die dem Design zugrunde liegende Idee liegt in der örtlichen und zeitlichen Trennung der primären Pyrolyse und der sekundären Teerreaktionen.

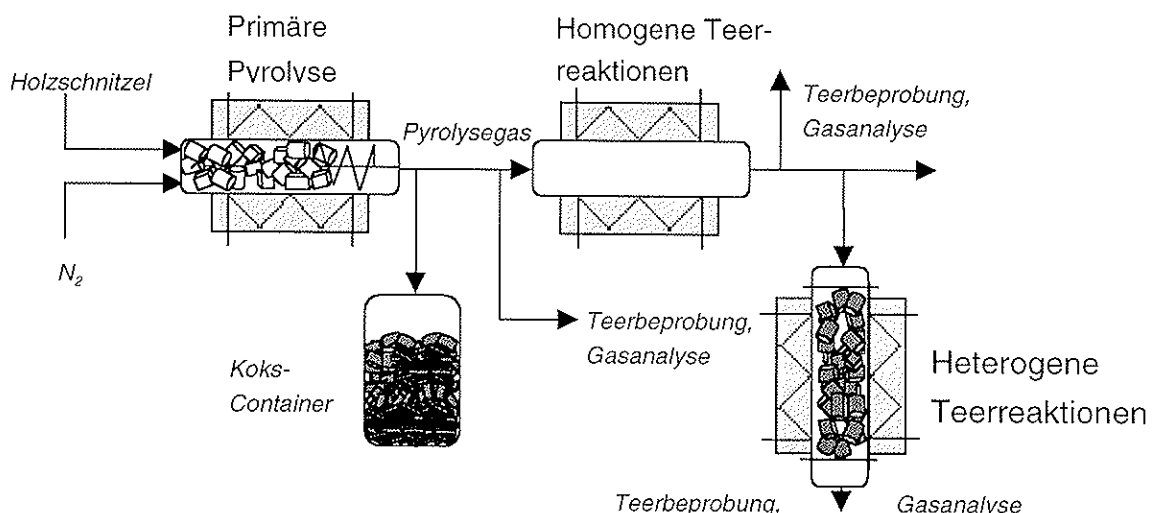


Abb. 6: Prinzipschema des Laborreaktor-Systems zur Untersuchung der Teerkonversion

Nach der Erzeugung eines teerhaltigen Pyrolysegas in der Pyrolyseeinheit («Primäre Pyrolyse», operationell definiert), wird es mittels eines Trärgastromes (N_2) in die nachfolgenden Reaktoreinheiten gespült, wo homogene bzw. homogene und heterogene

Teerreaktionen ablaufen können. Die herausragenden Merkmale dieses Laborreaktor-Systems sind *die kontinuierliche Betriebsweise*, welche eine konstante und definierte Pyrolysegaszusammensetzung garantiert, und der Einsatz von *Holzschnitzeln mit praxisrelevanter Korngrösse* (10 mm bis 20 mm Kantenlänge) als Brennstoff.

Die technische Umsetzung dieser beiden Merkmale führte zum Design des Pyrolysereaktors, bei welchem der Brennstoff als Festbett mittels einer Förderschnecke durch einen von aussen beheizten Röhrenreaktor geführt wird. Diese Wahl des Pyrolysereaktors erlaubt die Produktion eines «Primärpyrolysegases», welches unter ähnlichen Bedingungen wie in einem realen technischen Festbett entsteht. Dies ist eine wichtige experimentelle Randbedingung, da sekundäre Teerreaktionen unmittelbar nach der Bildung der Teerdämpfe aus der Holzfestphase ablaufen, weshalb «primäre» Teere aus einem Festbett eine andere Zusammensetzung aufweisen als solche aus Experimenten mit Einzelpartikeln (aufgrund unterschiedlicher Heizraten etc., vgl. [Morf et al., 2000]).

Im folgenden wird die Bezeichnung «Primärteer» für die Teere am Ausgang der Pyrolyseeinheit verwendet, obwohl auch diese Teere schon zu einem gewissen Grad sekundäre Reaktionen eingegangen sind.

Das Verfahren für den Betrieb der Pyrolyseeinheit ist für alle Experimente im wesentlichen wie folgt: Durch die kontinuierliche Pyrolyse von Fichtenholzschnitzeln (Förderrate: 1,6 kg/h) bei einer mittleren Reaktortemperatur von rund 400 °C wird ein Pyrolysegas mit einem hohen Gehalt an «Primärteeren» (rund 300 g/Nm³) produziert, welches mit einem Stickstoffstrom (0,2/0,4 Nl/s) in die nachfolgenden Reaktoreinheiten gespült wird. Am Ende der Pyrolyseeinheit wird der bei Pyrolyse ebenfalls gebildete Holzkoks vom Gas separiert und in einem Container für die Dauer einer Serie von Experimenten gelagert.

Je nach Art des Experiments (homogene/heterogene Teerkonversion) werden die entsprechenden Reaktoren bei unterschiedlichen Temperaturen und Gasverweilzeiten betrieben. Vor und nach den Teerkonversionsreaktoren werden Teerproben gezogen und die Konzentrationen von nicht-kondensierbaren Gasen (CO, CO₂, CH₄, H₂) online gemessen. Die Gasvolumenströme werden mittels eines eigens für diese Bedingungen (Temperaturen bis 400 °C, partikel- und kondensathaltiges, korrosives Gas) entwickelten Pitotrohr-Systems gemessen.

2.2 Teeranalytik

Die kontinuierliche Betriebsweise des Reaktorsystems erlaubt es, während jedes interessierenden stationären Betriebszustandes eine Teerprobe zu ziehen, die später mit unterschiedlichen Verfahren analysiert werden kann. Die Teere werden mittels Impingerflaschen, welche ein organisches Lösemittel enthalten, aus dem Gasstrom ausgewaschen. Ein für diesen Zweck angepasstes Liquid-Quench-System erleichtert diese Prozedur wesentlich. Die eingesetzten Verfahren zur Analytik von Biomasseteeren werden im folgenden Abschnitt diskutiert.

Informationsgehalt der Analyseresultate über die Gemischzusammensetzung	Analysemethode	Art der Information
 hoch Gering bzw. Null	Gaschromatografie/Massenspektrometrie (GC/MS)	Identifikation und Quantifizierung von Einzelsubstanzen
	Gelpermeationschromatografie mit UV-Detektion (GPC/UV), Auswertung mit chemometrischen Methoden	
	Gelpermeationschromatografie mit UV-Detektion (GPC/UV)	(Molekulargewichtsverteilung)
	Simulierte Destillation	Siedepunktkurve des Gemisches
	Verdampfungsrückstand	Gravimetrischer Teergehalt

Die Wahl der Lumps sollte von der Reaktivität und den chemischen Eigenschaften der Inhaltsstoffe eines Gemisches abhängen. Um den Aufwand in Grenzen zu halten werden die Lumps in der Praxis oft den Analysemöglichkeiten angepasst. Tabelle 1 umfasst Analysetechniken, welche auf die Teerproben aus dem laufenden Projekt angewandt werden. Sie werden im Hinblick auf die Durchführbarkeit und auf das Lumping im nachfolgenden besprochen.

Verdampfungsrückstand

Die Bestimmung des Verdampfungsrückstandes liefert den sogenannten *gravimetrischen Teergehalt*. Diese Methode ist das im Anwendungsbereich der Biomassevergasung am weitesten verbreitete Verfahren zur Bestimmung des Teergehalts in Produktgasen. Der gravimetrische Teergehalt stellt auch den einfachst möglichen Lump zur Beschreibung der Reaktionskinetik von Biomasseteer dar. Er liefert jedoch keine Informationen über die Zusammensetzung der Teere.

Simulierte Destillation

Die simulierte Destillation wird in einer Gaschromatografie-Säule durchgeführt und liefert letztendlich die Siedekurve (True Point Boiling [TPB] Curve) von komplexen Gemischen. Sie wird deshalb auch in der Petrochemie zur Charakterisierung komplexer Kohlenwasserstoffgemische verwendet. Die TPB-Kurve kann schliesslich zur Lump-Bildung in diskrete Werte unterteilt werden [Mertl, 1992]. Das Analyseverfahren wurde für das vorliegende Projekt getestet, aber als untauglich befunden, da die Teerproben alle hauptsächlich aus dem Lösungsmittel 1-Methoxy-2-Propanol bestehen, welches bei der Analyse den Siedekurvebeginn der Teere überdeckt.

Gelpermeationschromatografie mit UV-Detektion (GPC/UV)

Die GPC wird zur Analyse von komplexen Stoffgemischen eingesetzt, um deren Molekulargewichtsverteilung (MGV) zu bestimmen. Mit dieser Absicht wurde die Methode auch im vorliegenden Projekt getestet, da die MGV die Charakterisierung von komplexen Gemischen und somit auch die Definition von Lumps auf eine relative einfache Art und Weise ermöglicht. Beim Vergleich der Analyseresultate von Teermodellsubstanzen mit solchen von Teerproben aus dem Versuchsreaktor wurde jedoch festgestellt, dass GPC im Falle von Biomasseteerproben keine Gemischauftrennung nach Molekulargewichten bewirkt. Dies ist in einigen wenigen früheren Studien schon angedeutet worden. Als Grund werden Interaktionen des Analyse-Lösungsmittels mit gewissen Teerverbindungen (z.B. Phenole) genannt [Johnson und Chum 1988].

Die Methode ist dennoch interessant zur Analyse von Biomasseteeren, da sie gegenüber anderen Analysemethoden Vorteile (z.B. kein Verdampfen der Probe) aufweist. Im weiteren liefert sie eine schnelle Methode der qualitativen Teercharakterisierung. Der Einsatz eines GPC/UV-Analysegerätes mit UV-Multiwellendetektion eröffnet zudem die Möglichkeit, mit Hilfe sogenannter chemometrischer Methoden einzelne Substanzen zu identifizieren und zu quantifizieren. Die Entwicklung solcher computergestützten Methoden sind Teil des laufenden Projektes.

Gaschromatografie/Massenspektrometrie (GC/MS)

Diese Analysemethode ist Standard in den Analyselabors. Sie gilt als zuverlässiges Mittel auch für quantitative Analysen von Einzelsubstanzen. Bei deren Anwendung wur-

de im Laufe des Projekts jedoch festgestellt, dass Matrixeffekte von Biomasseteerproben bei scheinbar unproblematischen Standard-Analyseprogrammen (z.B. Analyse von polyaromatischen Kohlenwasserstoffen [PAK]) beträchtliche Fehler bewirken können. Die Identifikation und Quantifizierung der 40 wichtigsten in den Teeren vorkommenden Substanzen ist zeitlich sehr aufwendig und teuer, da die unterschiedlichen in den Teeren vorkommenden Stoffklassen mehrere Analysedurchgänge auf verschiedenen GC-Säulen erfordert.

Für das laufende Projekt werden die Bestimmung des Verdampfungsrückstandes, GPC/UV und GC/MS angewendet. Da letztere beide Methoden Informationen zu in den Teerproben enthaltenen Einzelsubstanzen liefern, ist es notwendig, unter diesen eine Auswahl der quantitativ wichtigsten zu treffen.

3 Resultate und Diskussion

3.1 Versuche zur homogenen Teerkonversion

Die Versuche zur homogenen Teerkonversion wurden wie folgt durchgeführt. Die Pyrolyseeinheit des Laborreaktorsystems wurde wie in Abschnitt 3.1 erläutert betrieben, um ein teerhaltiges «Primärpyrolysegas» zu produzieren. Dieses wurde in einen nachfolgenden Reaktor gespült, welcher bei verschiedenen Temperaturen bis zu von 580 °C bis 980 °C betrieben wurde. Es wurde eine Versuchsreihe durchgeführt, bei welcher sehr lange Gasaufenthaltszeiten (bis zu 13 s) die Annäherung an die Gleichgewichtszusammensetzung des Gases ermöglichen sollten.

Abb. 7 zeigt die Molströme der gemessenen nicht-kondensierbaren Gase bei den verschiedenen Temperaturen. Wie erwartet nehmen alle diese Gasspezies mit zunehmender Reaktortemperatur zu.

Kohlenmonoxid, Kohlendioxid sowie Methan sind «primäre» Pyrolyseprodukte, d.h. sie kommen bereits im nicht-konvertierten, «primären» Pyrolysegas vor (die beiden Datenpunkte um 400 °C). Auf der anderen Seite ist der Wasserstoff offensichtlich ein Indikator für das Auftreten von sekundären Teerreaktionen, da er die grösste Zunahmerate aufweist. Der Wasserstofffluss ist schliesslich bei 980 °C rund 20 mal grösser als im «primären» Pyrolysegas.

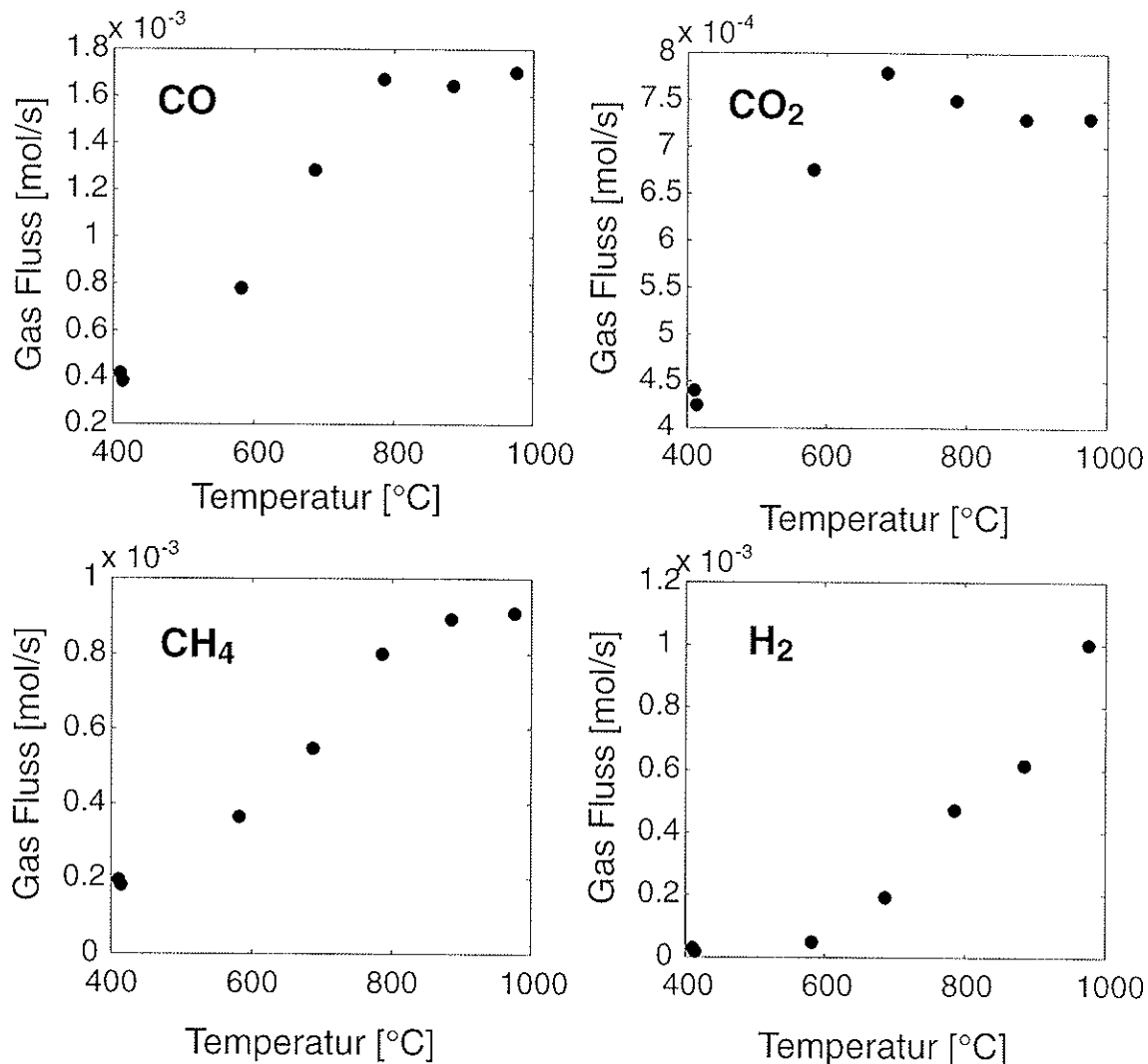


Abb. 7: Molare Gasströme von nicht-kondensierbaren Gasen während der homogenen Teer-konversion mit langen Gasverweilzeiten

Von den Teerproben aus der homogenen Teerkonversionsreihe mit langen Gasaufenthaltszeiten wurden, nebst der GPC/UV-Analyse, auch die gravimetrischen Teerwerte bestimmt (s. Abb. 8). Sie zeigen gegenüber den nicht-kondensierbaren Gasen gerade das gegenläufige Verhalten (abnehmende Werte mit zunehmender Temperatur). Dies war zu erwarten, da das homogene «Cracking» von Teeren, welches in der homogenen Gasphase unter diesen Reaktorbedingungen abläuft, die Zerlegung der grossen Teermoleküle in kleinere (z.B. die gemessenen nicht kondensierbaren Gase) bedeutet.

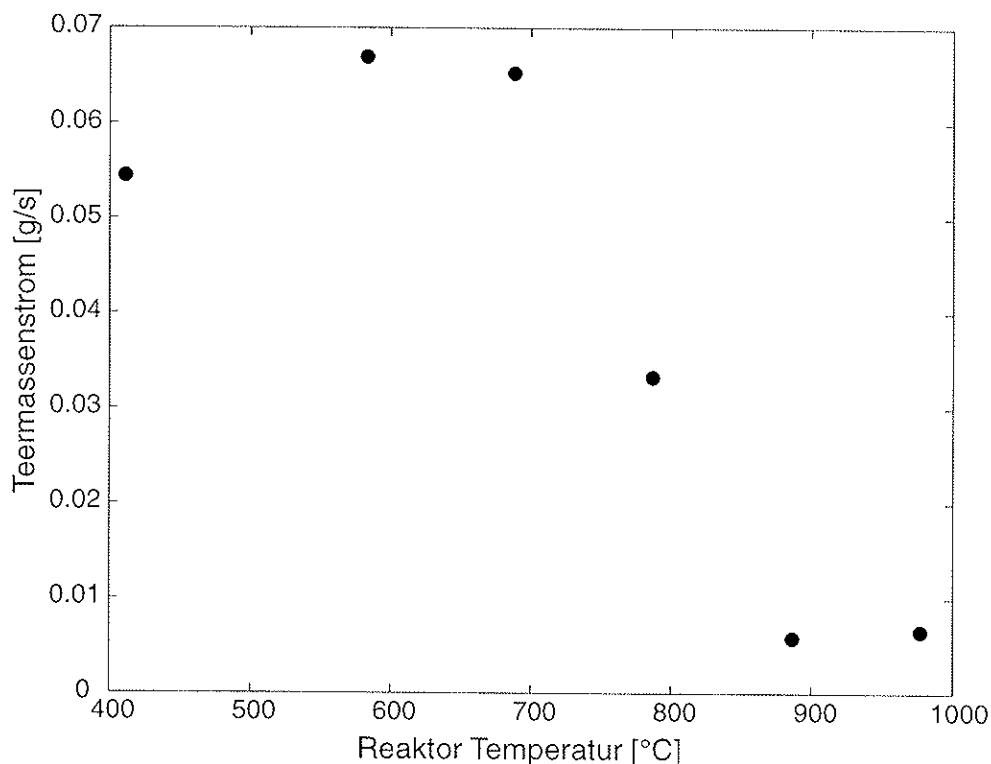


Abb. 8: Gravimetrischer Teermassenstrom während der homogenen Teerkonversion

Wie in früheren Studien zum Thema Biomasseteer bereits erwähnt [Morf und Nussbaumer 1998], ist nicht nur die *Teermasse* (d.h. der gravimetrische Teergehalt) im Produktgas hinsichtlich dessen Eignung als Motorentreibstoff von Bedeutung, sondern ebenfalls die *Teerzusammensetzung*. Deshalb ist die Beschreibung der sich ändernden Teerzusammensetzung unter verschiedenen Reaktorbedingungen eines der Hauptziele.

Dazu wurde eine GPC-Analyse von jeder Teerprobe aus der Reihe der homogenen Konversion bei langen Verweilzeiten erstellt. Die aus der Analyse resultierenden «Teerprofile» (Chromatogramme bei 215 nm UV Absorption) sind in Abb. 9 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass die homogene Teerkonversion den Bereich der verschiedenen Molekularklassen von Teeren drastisch reduziert. Ein klarer Trend hin zu Verbindungen, welche längere Retentionszeiten in der Chromatografie-Säule aufweisen, kann festgestellt werden. Um nun die Trends aus dieser Abfolge von Teerprofilen interpretieren zu können, wurden sie mit den Profilen von bekannten Einzelsubstanzen von Teeren verglichen. Diese Analyse ergab folgendes Resultat:

Der «primäre» Biomasseteer (in der Pyrolyseeinheit bei rund 410 °C produziert) besteht hauptsächlich aus sauerstoffhaltigen Verbindungen wie z.B. Phenolen, Säuren und Furanen, sowie aus Alkoholen, Ketonen und Guaiakolen. Diese Verbindungen verschwinden zunehmend mit steigender Temperatur. Auf der anderen Seite hingegen nehmen die PAK mit zunehmender Temperatur zu. Die Teerprobe, welche bei der höchsten Reaktortemperatur gewonnen wurde, besteht fast ausschliesslich aus PAK, mit einem geringen Anteil an Phenolen. Die quantitative GC/MS-Analyse dieser Probe zeigt, dass die Summe der als umweltgefährdend bekannten PAK (US-EPA-PAK) rund

25 mal höher als bei der «Primärteer»probe ist. Diese hochkonvertierten Teere haben demnach ein grosses toxisches Potential.

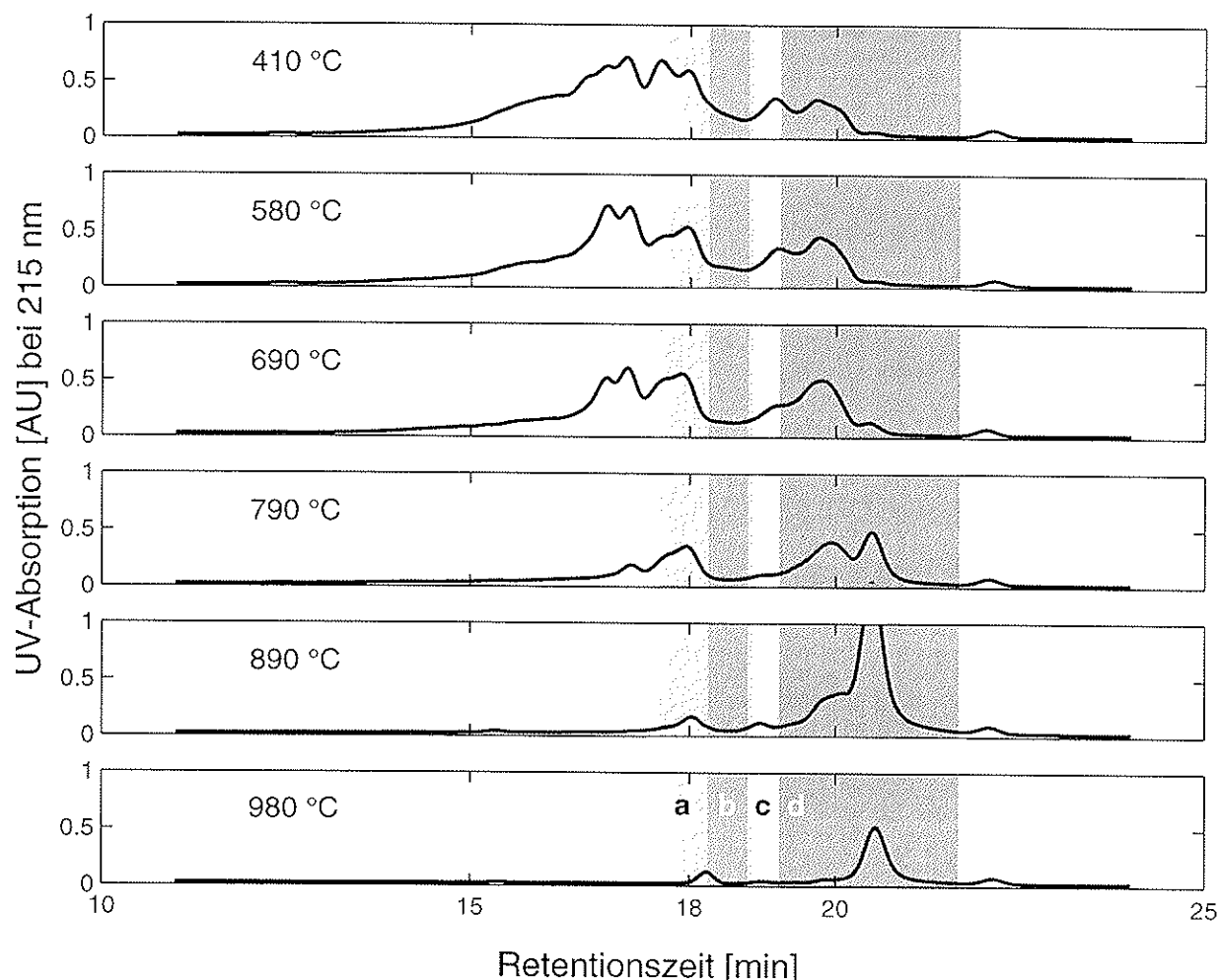


Abb. 9: Teerprofile aus der Versuchsreihe zur homogenen Teerkonversion. Schattierte Bereiche: a: Phenole, b: organische Säuren, c: Furane, d: PAK

3.2 Simulation der Teerkonversion unter Bedingungen von realen Festbett-Vergasern

Wie in der Einleitung dargelegt, sollen die Ergebnisse dazu dienen, reale Vergasungsreaktoren hinsichtlich der Produktgasqualität zu optimieren. Aus diesem Grund ist es wichtig, dass mit dem oben beschriebenen Laborsystem auch Reaktionsbedingungen simuliert werden können, wie sie in realen Festbett-Vergasern herrschen. Nebst Experimenten zur homogenen Teerkonversion wurden deshalb auch Versuche durchgeführt, bei welchen das «Primäre» Pyrolysegas durch ein Koksfestbett geleitet wurden, (sogenannte heterogene Teerkonversion). Die Analyseresultate von unter solchen Bedingungen gewonnenen Teerproben wurden mit Teerproben aus dem Auslass eines realen absteigenden Gleichstromvergasers (Open-top Vergaser, [Sharan et al., 1997]) vergli-

chen. Die Ergebnisse dieses Vergleichs zeigt Abb. 10. Es sind jeweils die Chromatogramme aus der GPC/UV-Analyse bei 215 nm UV-Absorption dargestellt. Daraus geht hervor, dass beide Teerproben sehr ähnliche Chromatogramme produzieren.

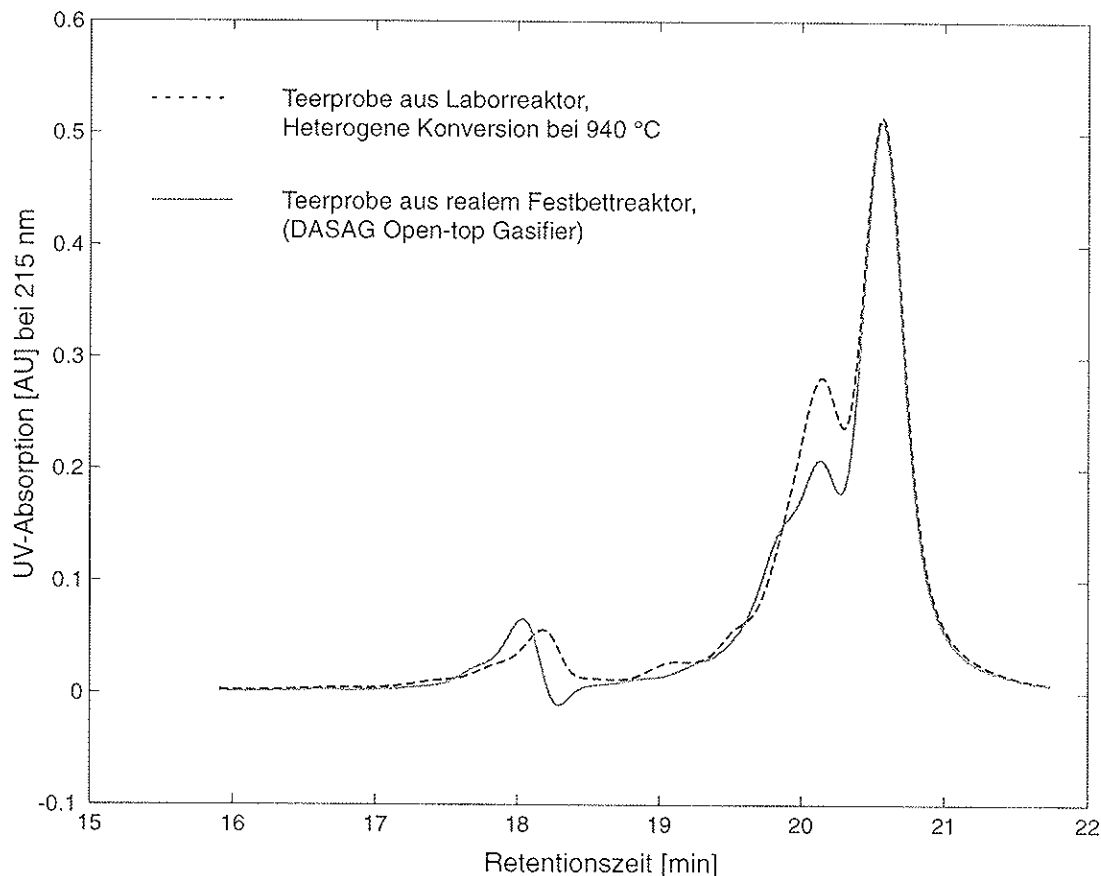


Abb. 10: Profile von Teerproben aus dem Laborreaktor (heterogener Versuch) und aus einem realen Festbett-Vergaser

Sie zeigen das Vorkommen der selben Verbindungsklassen, in leicht unterschiedlichen Mengenverhältnissen. Der Peak bei 18 Minuten stammt von den phenolischen Verbindungen in den beiden Proben. Die Hauptpeaks (stark überlappend im Bereich ab 19 min.) werden durch PAK (mit Naphthalin als deren quantitativ wichtigsten Komponente) hervorgerufen. Mit der Versuchsanlage können demnach die Reaktionsbedingungen in realen Vergasungsreaktoren simuliert werden. Das Ergebnis des Vergleichs deutet ebenfalls darauf hin, dass der im Vergaser vorhandene Sauerstoff für die Teerkonversion (partielle Oxidation) nur eine untergeordnete Rolle spielt, da im Laborreaktorsystem bei der heterogenen Teerkonversion ohne zusätzlichen Sauerstoff ähnliche Teerzusammensetzungen wie in realen Systemen erzeugt werden können.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Es wurde ein Laborreaktorsystem zur experimentellen Untersuchung der sekundären Teerreaktionen aufgebaut. Das Reaktorsystem ermöglicht die Simulation von Reaktionsbedingungen für Teere, wie sie in realen Festbettvergasern vorkommen. Die homogene Teerkonversion bewirkt neben der Verminderung der Teermasse eine drastische Änderung der Zusammensetzung der Teere. So führen z.B. Reaktortemperaturen von 1000 °C und lange Gasverweilzeiten (mehrere Sekunden) zu Teeren, welche fast ausschliesslich aus PAK bestehen.

Die durch die laufende Untersuchung gewonnenen Kenntnisse können auf verschiedene Weise in der Praxis genutzt werden:

- Eine adäquate Beschreibung der Teerkonversion resultiert im Idealfall in der Formulierung eines Kinetikmodells, welches bei der Auslegung und beim Betrieb von Biomassevergasern zur Optimierung der Produktgasqualität verwendet werden kann. Gelingt eine geeignete Detaillierung des Modelles durch mehrere «Lumps», so könnten z.B. auch Reaktorbedingungen gewählt werden, welche zwar nicht zu minimalen Teergehalten im Produktgas führen, aber hinsichtlich einer möglichst effizienten nachgeschalteten Gasreinigung optimiert sind [Evans und Milne, 1997].
- Bei Kenntnis der Trends in der Teerkonversion können die Betriebszustände von bestehenden Vergasern anhand von Teerproben diagnostiziert werden. So liefert die GPC-Analyse mit den resultierenden Teerprofilen die Möglichkeit, Teere rasch zu charakterisieren. Aufgrund des Auftretens bestimmter Teerverbindungsklassen (z.B. «Phenole») kann auf das Reaktionsregime (Temperatur und Verweilzeit der Gase) im Reaktor geschlossen werden.

Verdankung

Das Forschungsprojekt wird unterstützt vom Bundesamt für Energie.

5 Literatur

Johnson, D. K., Chum, H. L.: Some Aspects of Pyrolysis Oils Characterization by High-Performance Size Exclusion Chromatography. In: Soltes, J., Milne, T. A.: Pyrolysis Oils from Biomass: Producing, Analyzing, Upgrading. American Chemical Society, 1988

- Nussbaumer, Th., Neuenschwander, P., Hasler, Ph., Jenni, A., Bühler, R.:* Energie aus Holz - Vergleich der Verfahren zur Produktion von Wärme, Strom und Treibstoff aus Holz. Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern, 1997
- Morf, Ph., Nussbaumer, Th.:* Grundlagen zur Teerbildung bei der Holzvergasung. BFE Zwischenbericht. Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern, 1998
- Hasler, Ph., Morf, Ph., Bühler, R., Nussbaumer, Th.:* Gas Cleaning and Waste Water Treatment for Small Scale Biomass Gasifiers. Final Report for the EU project JOR3-CT95-0084, Swiss Federal Office of Energy, Bern, 1998.
- Hasler, Ph.:* Producer gas quality from fixed bed gasifiers before and after gas cleaning. R. Bühler (Ed): IC engines for LCT gas from biomass gasifiers, Bundesamt für Energie, Bern 1998
- Hasler, P.; Nussbaumer, T.:* Gas cleaning for IC engine applications from fixed bed biomass gasification. Biomass and Bioenergy 16 (1999) 385–395
- Morf, Ph., Hasler, Ph., Nussbaumer, Th.:* A Jet-Loop Reactor for the Adsorptive Treatment of Waste Waters from Biomass Gasification Processes. Proceedings of the International Conference Biomass for Energy and Industry. Würzburg, 1998.
- Boroson, M. L.:* Secondary Reactions of Tars from Pyrolysis of Sweet Gum Hardwood. Ph. D. Thesis, Massachusetts Institute of Technology, 1987.
- Brandt, P., Hendriksen, U.:* Decomposition of tar in pyrolysis gas by partial oxidation and thermal cracking. In: Chartier et al. (Eds.): Biomass for Energy and the Environment. Elsevier, Oxford, 1996.
- Diebold, J. P.:* The Cracking Kinetics of Depolymerized Biomass Vapors in a Continuous, Tubular Reactor. M. S. Thesis, Dept. Of Chemical and Petroleum-Refining Engineering, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 1985.
- Liden, A. G.:* A Kinetic and Heat Transfer Modelling Study of Wood Pyrolysis in a Fluidized Bed. MASc Thesis, Dept. Of Chemical Engineering, University of Waterloo, 1985.
- Morf, Ph., Hasler, Ph., Nussbaumer, Th.:* Mechanisms of Tar Conversion during Fixed-Bed Gasification. Proceedings of the 1st World Conference and Exhibition on Biomass for Energy and Industry. Sevilla, Spain, 2000.
- Mertl, M.:* Ein reaktionskinetisches Modell zur Simulation eines industriellen Hydrocrackers. Dissertation TU Carolo-Willhelmina zu Braunschweig, 1992.
- Sharan, H., Bühler, R., Giordano, P., Hasler, Ph., Salzmann, R., Dasappa, S., Sridhar, B., Girish, B.:* Adaption of the IISC-Dasag Gasifier For Application in Switzerland. Swiss Federal Office of Energy, Bern, 1997.
- Evans, R. J., Milne, T. A.:* Chemistry of tar formation and maturation in the thermochemical conversion of biomass. In: Bridgewater et al. (Eds.): Developments in Thermochemical Conversion of Biomass. Chapman & Hall, 1997.

Stirling engine for automatic wood furnaces

Henrik Carlsen, Technical University of Denmark, Lyngby (DK)

Zusammenfassung

Stirlingmotor für automatische Holzfeuerungen

Im vorliegenden Beitrag wird die erste voll automatisierte Wärmekraftkopplungsanlage (WKK) mit Stirlingmotor für Biomassebrennstoffe vorgestellt, welche im unüberwachten Betrieb arbeitet und mehr als einige wenige kW Leistung erbringt. Die Anlage verfügt über rund 1400 Betriebsstunden im Praxiseinsatz mit Holzschnitzeln und dient zur Stromeinspeisung ins Netz und zur Erzeugung von Heizwärme für einen Bauernhof. Der erfolgreiche Praxistest wird als wichtiger Durchbruch für die Entwicklung von Biomasse befeuerten WKK-Anlagen im kleinen Leistungsbereich betrachtet. Die erste Anlage weist eine elektrische Leistung von 29 kW_e auf und erreicht einen elektrischen Wirkungsgrad von 18 % bezogen auf den Heizwert von Holzschnitzeln mit 40 % Wassergehalt und bei einem Temperaturniveau des Fernwärmenetzes von 85°C.

Die Erfahrungen mit der ersten Anlage dienen für die Überarbeitung der Stirlingmotor-Anlage zur Erreichung des Zielwerts für die elektrische Leistung von 35 kW_e. Basis für die neue Verbrennungseinheit ist ein aufsteigender Vergaser, wodurch eine Erhöhung des Wirkungsgrads und eine Vereinfachung der Regelbarkeit der Wärmezufuhr zum Stirlingmotor erwartet wird. Der Holzvergaser ist bereit für die Vortestphase und die Inbetriebnahme der Anlage für Praxistests ist auf Frühling 2001 geplant. Gleichzeitig wurde ein kleinerer Stirlingmotor mit einer elektrischen Leistung von 9 kW_e entwickelt, von dem zwei Maschinen gebaut und ausgetestet werden. Die Motoren wurden während über 250 Stunden getestet und die Resultate sind sehr zufriedenstellend.

Abstract

For the first time, biofuels have been used in a fully automated Stirling engine combined heat and power (CHP) plant producing more than a few kW in unmanned operation. The plant has been in field operation for approximately 1400 hours using wood chips as fuel for production of electricity to the utility and heat for heating of a farm. The successful field test is regarded as an important break through for the development of small scale CHP-plants based on biofuels. The power output of the plant was 28 kW_e and the efficiency is 18 % based on lower heat content of wood chips with a water content of the wood chips of 40 %. The temperature of the water from the plant to the district heating system is 85°C.

The experience from the first plant has been used for the redesign of the Stirling engine plant in order to obtain the target power output of 35 kW. The new wood chips combustion system is based on an updraft gasifier, which is expected to improve efficiency and simplify the control of the heat input to the Stirling engine. The wood chips gasifier is ready for initial testing and the plant is expected to be ready for field tests in the beginning of 2001.

A smaller engine with an electric power output of 9 kW has also been developed and two engines are manufactured and tested. The engines have been tested for more than 250 hours respectively, and the test results are very satisfactory.

1 Introduction

Efficient utilisation of biomass for energy can be achieved with a minimum of environmental impact, if biomass is used for small-scale combined heat and power (CHP) production in smaller towns and villages close to biomass production sites as well as in the wood processing industries. Moreover, small-scale CHP production has considerable advantages for isolated regions that are not sufficiently or are not at all connected to the grid.

In the range of electric power output up to 300 – 400 kW, Stirling engines are presently the only useful technology for CHP generation based on bio-fuels, which has the potential to meet the technical and economic demands in an environmental acceptable way.

Nearly 10 years ago activities were initiated in Denmark, which aimed at the development of Stirling engines for CHP using biomass as fuel. As part of these activities a 9 kW_e Stirling engine for biogas and a 35 kW_e Stirling engine for wood chips are developed. The goal of the development program is to develop Stirling engine CHP plants in the range from 9 kW to 400 kW of electric power. Below is a summery of the Danish Stirling activities presented with a focus on development and test results from the 35 kW_e Stirling engine plant.

2 Design of a 35 kW_e Stirling engine

2.1 General Considerations

The advantage of the Stirling engine when combustion of biomass is concerned is that the combustion is not inside the cylinders as in an internal combustion engine. Actually the Stirling engine has more in common with the steam engine. It is based on a closed cycle, where the working gas (normally pressurised He, H₂, N₂ or air) alternately is compressed in a cold cylinder volume and expanded in a hot cylinder volume. The heat input from the combustion of fuel is transferred from the outside to the working gas through a hot heat exchanger (the heater which can be compared to the boiler of a steam engine plant) at a high temperature (typically 950 K – 1000 K). The heat, which is not converted into work on the shaft, is rejected to the cooling water in a cold heat exchanger (the cooler) at 300 K – 350 K. Figure 1 shows the basic principle of the Stirling cycle:

The combustion in a Stirling engine can be compared to a conventional furnace, although the temperature at the surface of the heat transfer surfaces is much higher. The high surface temperature may easily result in fouling of the heater surfaces when biofuels are used because of the content of ashes in the fuel. Results from tests with Stirling engines designed for conventional gas or liquid fuels has verified the problems, as the tests were terminated in a few hours because of fouling of the narrow passages of the heater surfaces. Solid fuels require much more space in the combustion chamber compared to gas or oil, because of the time needed for the combustible particles to be completely burned. Furthermore, the distance between tubes and fins in the convection part have to be adapted to the content of particles in the combustion products.

The hot heat exchanger in the new 35 kW_e Stirling engine is designed specifically for utilisation of biofuels. The four heater panels form a large combustion chamber and narrow passages in the heater section are avoided in order to adapt solid fuel combustion gases. The heat transfer rate is kept at around 50 kW per m² corresponding to common practice in steam plants for bio-fuels.

The design of the remaining Stirling engine components is adapted to the solid fuel heater, resulting in a quite large engine compared to automotive Stirling engines.

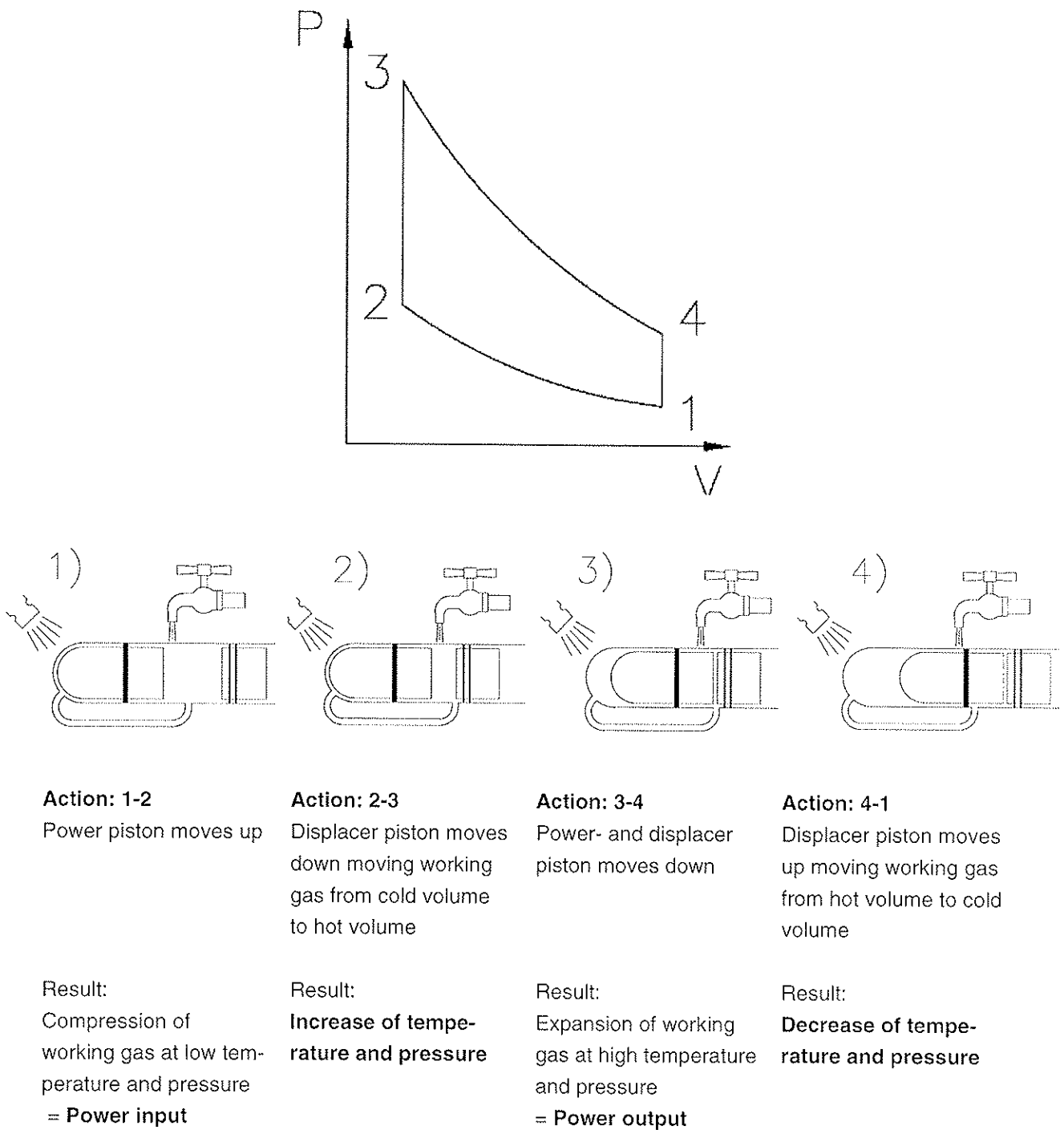


Figure 1 The Stirling engine cycle. The basic principle of the Stirling cycle can be illustrated in a p-v-diagram (pressure / volume). The steps in the diagram are explained below. The shown engine has two pistons in one cylinder, which is the most simple, layout of the Stirling engine.

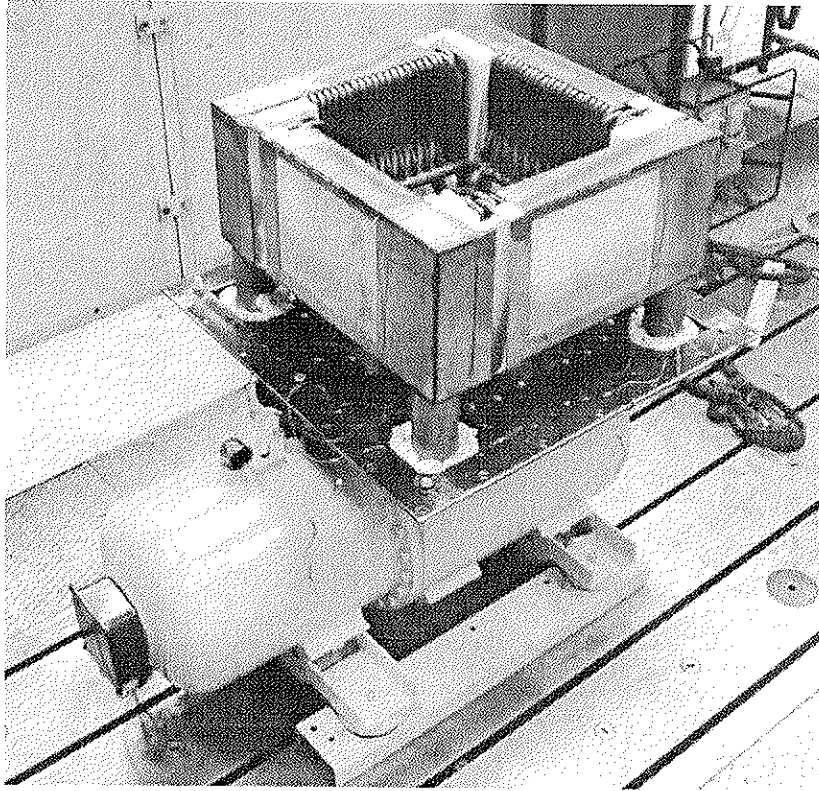


Figure 2 Picture of 35 kW Stirling engine with heater panels.

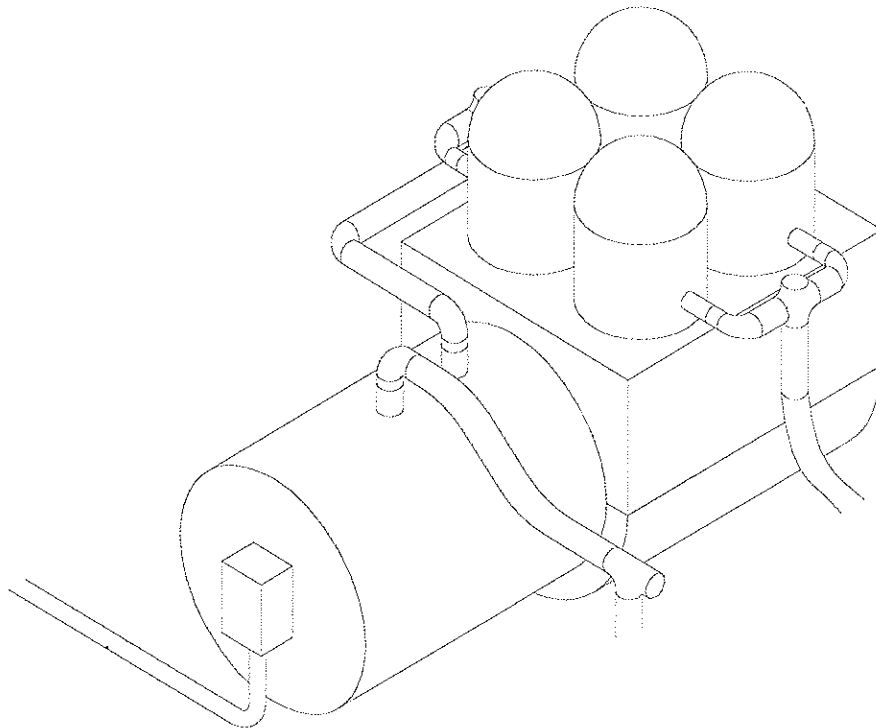


Figure 3 Sketch of the 35 kW Stirling engine without heaterpanels.

2.2 Mechanical Design

The 35 kW_e engine has four cylinders arranged in a square with the cylinders parallel to each other. Helium is used as working gas at 4 MPa mean pressure. The engine is designed as a hermetically sealed unit with the generator incorporated in the pressurised crank casing just like a hermetically sealed compressor for refrigeration, where the electric motor is incorporated in a hermetically sealed unit. Only static seals are necessary and the only connections from the inside of the hermetically sealed crankcase to the surroundings are the cable connection between the generator and the grid.

The asynchronous generator, which is also used as starter motor, has 6 poles corresponding to an engine speed of 1010 rpm when coupled directly to the power grid (50 Hz AC).

An engine for CHP will normally run 5000 – 6000 hours per year at full load. Service intervals must be kept at a minimum, as service is a considerable cost in small CHP plants. To meet these demands the moving parts of the Stirling engine have been designed for long lifetimes. A special crank mechanism eliminates the guiding forces on the cross heads eliminating the need for oil lubrication. Grease lubricated needle and roller bearings are used and the calculated lifetime of the bearings is more than 50 000 hours. Piston rings and rod seals, which are made from PTFE-materials, are expected to last for 10 000 – 15 000 hours. Service intervals are expected to be about 5 to 10 times longer than the service intervals for small internal combustion engines and the requirement for service will only be slightly greater than for a conventional furnace for wood chips.

When the laboratory tests of the first engine were finished the engine was mounted on the combustion system (see part 3 figure 4) and more than 1400 hours of field tests were made. Results from the field tests have now been used for a redesign of the engine in order to improve the performance. A new engine is manufactured and it is now tested in the laboratory using natural gas as fuel. The majority of the components have been redesigned in order to obtain:

- Improvement of power output from 28 kW_e to 35 kW_e
- Improvement of efficiency from 18 % to 20 %
- Improvement of mechanical safety against breakdown
- Reduction of noise.

The specifications for the first engine and the second redesigned engine are shown in table 1.

Table 1 Specifications of the 35 kW_{el} Stirling engines

	1. Engine design	2. Engine design
Electric power output, kW	32	36
Shaft output, kW	36	40
Bore, mm	140	142
Stroke, mm	74	76
Number of cylinders	4	4
Speed, rpm	1010	1010
Mean pressure, MPa	4.0	4.3
Working gas	Helium	Helium
Max. heater temp., K	1023	1013
Engine weight, kg	1400	1500
Engine-length, m	1.3	1.3
width, m	0.8	0.8
height, m	1.2	1.2

3 Wood chip combustion system

The development of the wood chip combustion system for the first 35 kW_e prototype engine is based on a step grate furnace for wood chips, which has been adapted for the Stirling engine. The heat in the flue gases leaving the Stirling engine heater at a temperature of 750°C are utilised in a counter flow heat exchanger for the heating of the combustion air. The preheated air has a temperature of 600 – 650°C, resulting in very high temperatures in the combustion chamber.

The Stirling engine is mounted upside down on top of the combustion chamber. Primary air is supplied under the furnace grate and the nozzles for secondary air are placed so that radiation from the combustion of gases can be transferred to the Stirling engine heater section.

A considerable effort has been put into the development of the temperature control system. The control of the temperature in the heater is more complicated than in a conventional wood chip furnace or steam boiler as the control system has to be fast and accurate.

To keep the operating costs at a minimum, small scale plants will have to run in unmanned operation for days or weeks. To meet this requirement the system has been fully automated. Any engine failure will be detected by the engine electronics and the combustion system will immediately be shut down.

Up to this point the plant has run for approximately 1400 hours using wood chips as fuel. Test results compared to the design target are shown in table 2.

Table 2 Results from Field tests

	Design Target	Obtained
Max. electric power output	35 kW	28 kW
Auxiliaries (blowers ...)	2 kW	2 kW
District heat	100 kW	104 kW
Wood chips consumption. (40% water cont.)	55 kg/h	52 kg/h
Electric efficiency	22 %	18 %
Energy utilisation	85 %	87 %

The decrease in power output from design to obtained on biofuel is partly because it was necessary to reduce the temperature of the hot heater tubes, and it was necessary to increase the temperature in the cooling water to 85°C in order to adapt to the demands of the existing heating system. The adjustments of the temperatures resulted in a reduction in the full load electric power to approximately 28 kW_e and a heating power output of 100 kW. The heat output of the plant corresponds to the heat requirement for 30 – 40 single family houses in Scandinavia, if a gas or oil furnace is present for peak load on the coldest days.

The efficiency depends on the water content in the wood chip fuel. The efficiency is approximately 18 % when the water content of the wood chips is 40 %. The efficiency is calculated as the electric power compared to the lower heat content of the wood chips. If the wood chip water content is higher, the efficiency decreases because of the increased difference in the hot and cold capacity flow in the air preheater. During the test run different qualities of wood chips were used. Water content of 60 % has been measured, and the plant was still running well.

The plant ran for 500 hours on wood chips before the hot heat exchanger was cleaned. The deposits do not reduce the heat transfer significantly, and the performance was almost unaffected. The deposits are easy to remove with a stiff brush and pressurised air, and there are no signs of serious corrosion of the heater tubes.

The results from the field test have been very promising, and the main problems concerning utilisation of wood chips in a Stirling engine for combined heat and power are regarded as solved.

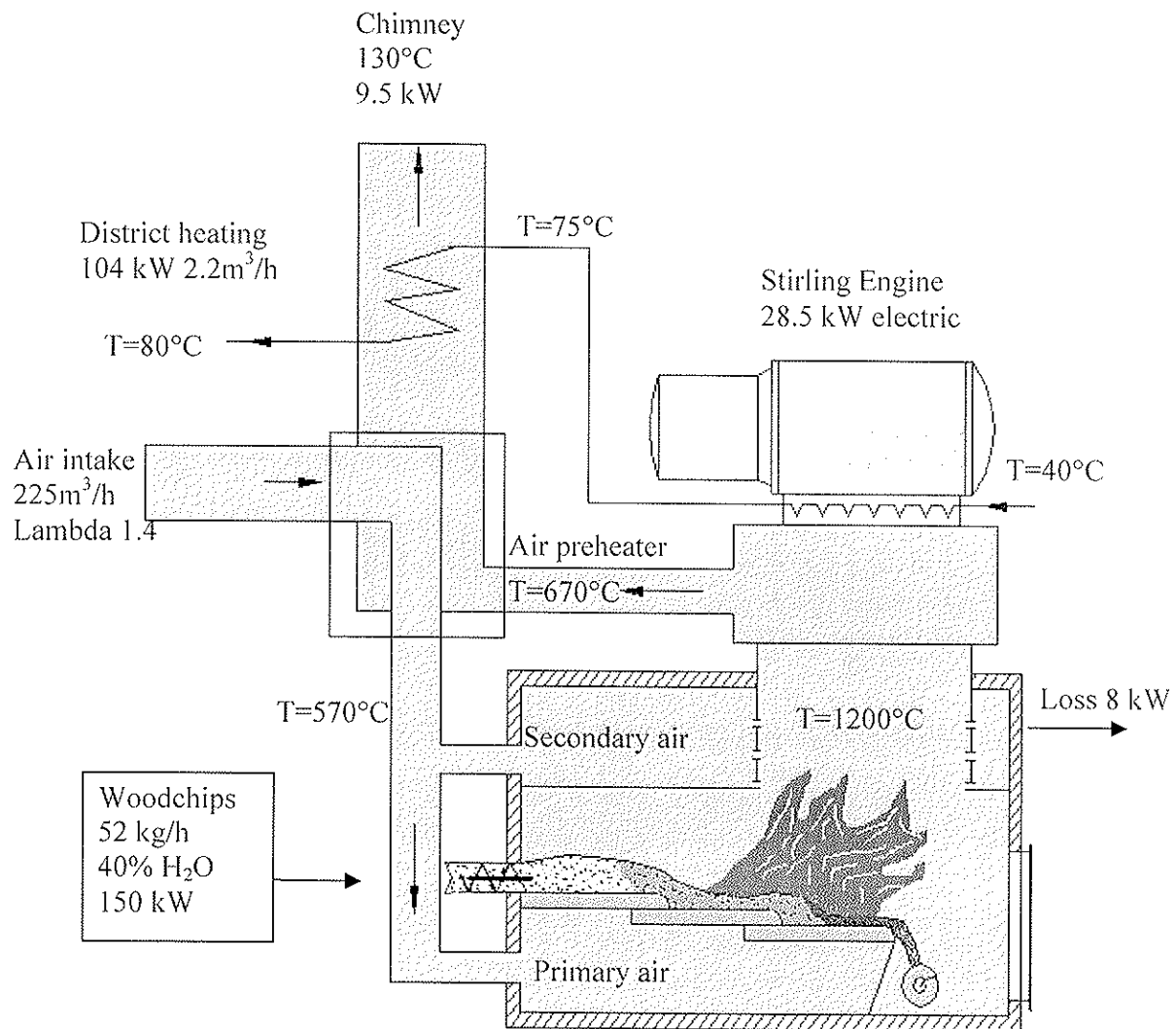


Figure 4 Sketch of wood chips combustion system with airpreheater and Stirling engine.

4 Second engine/plant

Another method for the combustion system has been chosen for the second engine. Instead of combustion on a furnace grate, wood chips are gasified in an upstream gasifier and the gas is fed into a gas burner without any cleaning. The burner is mounted on top of the Stirling engine. The advantages of this system are that the gas produced by the gasifier has a relatively low content of particles, and that the combustion process can be better controlled than in a traditional grate system.

The design of the gasifier is based on the experience from large upstream gasifiers, which have been developed in Denmark within the last few years. The wood chips are fed into the top of a reactor by a screw conveyor, while air for gasification is fed through a grate in the bottom of the reactor. An air preheater is installed to preheat the combustion air up to 600°C.

When the laboratory tests of the redesigned Stirling engine is finished and initial tests with the gasifier are completed, the Stirling engine will be connected to the gasifier. The new plant is expected to be ready for field tests in the beginning of 2001.

5 Future development

When the plant has been running without major problems using wood chips as fuel, it is time for initiating the next step, which include the manufacture and test of 6 to 8 engines and combustion systems. The object is that it will be possible to sell 35 kW_e engines and plants on semi-commercial basis in 2003.

Furthermore, the EU-Commission has supported a new project aiming at the development of a Stirling engine CHP plant for biofuels with a power output of 75 kW_e. The project was initiated in September 2000, and it is scheduled to 3 years.

6 Final remarks

A 35 kW_e Stirling engine has been developed primarily for utilisation of wood chips in small combined heat and power (CHP) plants. The engine is designed as a hermetically sealed unit. Several advantages are obtained with this design, as problems with leaks and wear of rod seals etc. are eliminated. A new crank mechanism, eliminating the need for oil in the crankcase, has shown to be very suitable for the purpose.

Two engines are built and tested. The electric power output of the first engine is 28 kW and the efficiency is 18 % when the water content of the wood chips is 40 %. A second engine is now tested in the laboratory.

The first Stirling engine plant was tested successfully for 1400 hours using wood chips as fuel. The test has shown that the heat to the Stirling engine can be transferred in the heater without causing problems with slagging. The field tests of a second plant are initiated in the beginning of 2001. The Stirling engine R & D program is expected to result in commercial available small scale combined heat and power plants in 2003.

Acknowledgment

The Stirling engine development projects are funded by the Danish Energy Agency and the EU-Commission and it is carried out as a co-operation between Department of Energy Engineering, Technical University of Denmark, and several industrial companies.

25 MW Holzkraftwerk mit stationärer Wirbelschichtfeuerung in Cuijk (NL)

Rob Remmers, Essent Energy Systems Zuid BV, AE Valkenswaard (NL)

Zusammenfassung

Essent, das grösste Energieversorgungsunternehmen (EVU) der Niederlanden, hat im letzten Jahr im niederländischen Cuijk ein holzgefeuertes Kraftwerk in Betrieb genommen. Das Kraftwerk konvertiert jährlich etwa 275 000 Tonnen nicht kontaminiertes Frischholz zu etwas mehr als 200 GWh elektrischer Energie. Die Anlage ist auf Wärmeauskopplung vorbereitet. Das Kraftwerk ist Resultat eines Übereinkommens zwischen der Regierung und den EVU's, im Jahr 2000 drei Prozent der gelieferten Elektrizität aus erneuerbaren Quellen zu beziehen. Die Zentrale ist unterdessen mehr als ein Jahr in Betrieb und hat in dieser Zeit schon viele wertvolle Erfahrungen geliefert. Auslöser für dieses erste grosse Biomasse-Energieprojekt in den Niederlanden war die Entwicklung eines Marktes von minderwertigem Holz.

Die Wahl der weitentwickelten Wirbelschichttechnologie als Verbrennungstechnik hat sich bereits bewährt: Die Vollast-Betriebszeit während der letzten 6 Monaten betrug fast 90 %. Dabei konnten bereits Erfahrungen gesammelt werden hinsichtlich der Abgasreinigung, dem Verhalten des Brennstoffs im Kessel und Fördersystem sowie der Flugsche.

1 Einleitung

Essent ist ein holländisches Multi utility-Unternehmen mit drei Hauptaktivitäten für einen (teilweise) offenen Markt: Energie, Kabelcom und Umwelt. Essent ist in 1999 entstanden durch die Fusion von PNEM, MEGA en EDON. Auf dem Energiesektor ist Essent mit 2,3 Millionen Kunden das grösste Unternehmen der Niederlanden und will auch in Europa eine bedeutende Rolle spielen. In Düsseldorf ist das erste ausländische Verkaufsbüro eröffnet worden und von den Stadtwerken Bremen ist ein Mehrheitsanteil gekauft worden.

Die Niederländischen Behörden haben innerhalb der Europäischen Gemeinschaft eine Emissionsreduktion akzeptiert von 6% CO₂-Äquivalent in der Periode 2008 bis 2012 im Vergleich zum Niveau von 1990. Dies entspricht ungefähr 50 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalent, wovon die Hälfte in den Niederlanden realisiert werden muss. Erneuerbare Energien machen mit ungefähr 4 % einen bescheidenen Teil aus von diesem Reduktionsziel. Um das Ziel zu erreichen, muss in 2020 10 % der verwendeten Energiemenge (das bedeutet 270 PJ) aus erneuerbaren Energieträgern erzeugt werden.

Zur Realisierung des eigenen Zieles für das Jahr 2000 hat Essent unter anderem 1998 den Auftrag zum Bau des Biomasse-Energiekraftwerkes erteilt, das Ende 1999 im Niederländischen Cuijk (bei Nimwegen) in Betrieb genommen wurde. Ausser aus der Cuijk-Zentrale bezieht Essent ihre erneuerbare Energie vor allem aus Windparks sowie aus Gas von Abfalldeponien. Im weiteren ist die Vergärung von Gülle jetzt am Anfang. Zudem hat Essent kürzlich eine Vergasungsanlage für Altholz in Betrieb genommen mit einer ungefähr gleichen thermischen Leistung wie die der Cuijk-Zentrale. Das Gas wird in einem Kohlekraftwerk zugefeuert. Essent mit mehr als 50 % Anteil der grösste Niederländische Produzent von erneuerbarer Energie.

2 Vorbereitungsarbeiten

Als Vorbereitung auf den Start vom Biomasse-Energie Projekt, sind in 1995 mit Hilfe von externen Büros einige Studien durchgeführt worden. Die wichtigsten Folgerungen waren:

- a) Der Bio-Brennstoffmarkt ist neu und bringt darum sowohl vom Markt als auch vom Gesichtspunkt von Genehmigungsleistung aus so viele Ungewissheiten mit sich, dass (vorläufig) nur nicht kontaminiertes Holz genutzt wird.
- b) Verbrennung ist die einzige Technologie, die für eine unabhängige Anlage von Beginn an eine hohe Betriebszeit garantieren kann.

Erst in der Angebotsphase wurde auf Grund des Preis-Leistungs-Verhältnisses der definitive Entscheid für eine stationäre Wirbelschichtfeuerung getroffen. Das Prinzip der Wirbelschichtfeuerung kombiniert einen hohen Wirkungsgrad mit einem hohen Grad an Brennstoff-Flexibilität. Um Probleme mit Beschwerden in der Genehmigungsphase so weit wie möglich zu begegnen, wurde sowohl mit Behörden als auch in der Öffentlichkeit aktiv kommuniziert. Um die Personalkosten herab zu setzen, wurde ein hohes Automatisierungsniveau gewählt, bei dem die Zentrale abends und am Wochenende ohne Besatzung funktionieren kann. Die Bedienung und Überwachung findet dann vom regionalen Bedienungszentrum in Eindhoven aus in ungefähr 70 km Entfernung statt. Der Bau wurde als 'Turnkey-Projekt' an ein Konsortium vergeben von Siemens Neder-

land (Bau- und Projektleitung, Turbosatz, Rückkühlanlage und gesamte Elektro- und Leittechnik), Heijmans Industrie Services (Bauten) und Kvaerner Pulping (Kessel, Brennstofflagerung und -transport, Abgasreinigung). Am 1. April 1998 war der erste Spatenstich, Ende August 1999 wurde zum ersten Mal „grüne“ Elektrizität an das öffentliche Netz geliefert. Tabelle 1 zeigt die wichtigste Betriebsdaten der Zentrale.

Tabelle 1 Betriebsdaten (Entwurf)

Investition	Dfl 108 Millionen
Brennstoff	Späne/Schnittholz 225 000 t/a (bei 40% Feuchte)
Holzlagerung (intern)	2 x 5000 m ³
Feuerungstyp	Stationäre Wirbelschicht
Bettdimension	6 x 6,8 m
Thermische Leistung	82,6 MW
Dampfmenge	100 t/h
Dampfparameter	100 bar, 525 °C
Eigenbedarf an Strom	Max. 3 MW
Netto Wirkungsgrad	29,8 %
Netto Stromerzeugung	24,6 MW
NO _x -Emissionen (bei 6% O ₂)	< 90 mg/Nm ³

3 Bio-Energie-Zentrale Cuijk in der Praxis

Die Zentrale ist in Oktober 1999 in Betrieb gegangen. Abbildung 1 zeigt eine Ansicht des Werkes und das Fließbild der Anlage.

3.1 Brennstoff

Zur Energieerzeugung wird nur nicht-kontaminiertes, minderwertiges Holz verbrannt. Die gesamte Holzmenge wird von drei Hauptlieferanten aus unterschiedlichen Segmenten angeliefert, nämlich:

- Holz aus Forstwirtschaft
- Späne von Sägewerken und
- Schnittholz aus Grünanlagen von Gemeinden.

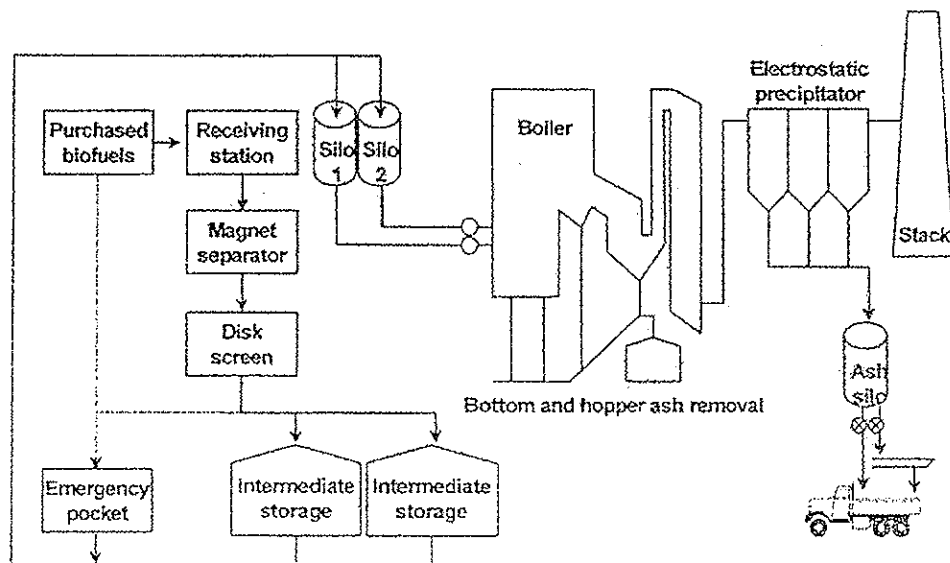
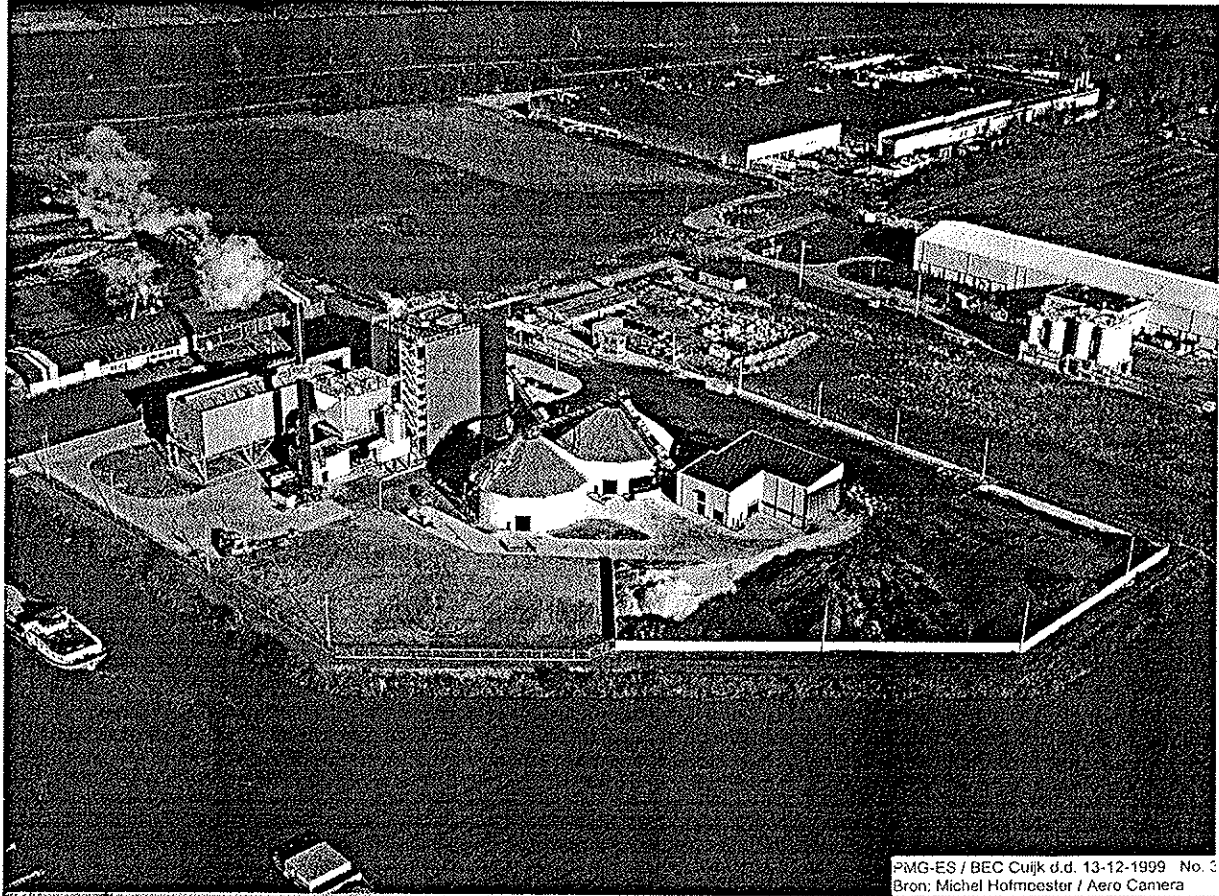


Abbildung 1 Ansicht und Fließbild des Bio-Energie-Kraftwerks in Cuijk.

Die Ablieferung des Holzes geschieht nur tagsüber an Wochentagen. In zwei Silos kann maximal 10 000 m³ Brennstoff gelagert werden, was für knapp vier Tage Nominalproduktion ausreicht. Die Zulieferung geschieht noch hauptsächlich mit LKW's, wird aber, dank der günstigen Lage am Fluss, in der Zukunft teilweise mit dem Schiff stattfinden.

Am Anfang haben die Eigenschaften des Holzes zu manchen Probleme geführt. Gebrochenes Holz liefert im Vergleich zu geschnittenem Holz mehr Probleme beim Transport da es die Neigung hat, zusammen zu kleben. Verstopfung beschränkt die Möglichkeit der unbemannten Betriebsführung.

Der Anteil Sand war am Anfang im Mittel rund 8 – 10 % bezogen auf Trockensubstanz. Zu viel Sand im Brennstoff verursacht eine zu schnelle Verschmutzung des Sandbetts und gleichzeitig eine wahrnehmbare Abnützung des Transportsystems. Ausserdem wird die Menge Asche stark erhöht.

3.2 Dampfparameter

Um den Wirkungsgrad zu erhöhen wurden ziemlich hohe Dampfparameter gewählt. Im Kessel wird Dampf mit einer Temperatur von 522 °C und einem Druck von 100 bar produziert. Um Korrosion zu vermeiden, wurde extra in hochwertiges Überhitzermaterial investiert. Die gesamte Dampfmenge wird vorläufig ausschliesslich zur Elektrizitätsproduktion genutzt. Die Netto Leistung beträgt mehr als 25 MW elektrisch bei einem Wirkungsgrad von fast 30 %. Der minderwertige Dampf wird in einer Rückkühlanlage mit Luftkühlung kondensiert, die Verwendung von Flusswasser war nicht erlaubt.

Trotz dem Einsatz von Dampfreinigung zeigt sich vor allem auf dem Überhitzer Ablagerungen (Abbildung 2). Zusammen mit ECN und Kvaerner wird das Phänomen untersucht und optimiert. Korrosion an dem Metall bleibt bis jetzt aus.

Die Verschmutzung des Katalysators ist weniger stark als erwartet und wie es jetzt aussieht wird die erwartete Standzeit auch eingehalten. Der Lieferant, Hitachi (Japan) wird in Cuijk Methoden ausprobieren um den Katalysatoren zu regenerieren.

Zusammen mit den Behörden und Instituten wird versucht einen direkten Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung von Brennstoff und Abgas zu finden. Die ersten Versuche ergeben gute Hoffnungen.

In Abbildung 3 ist die Wirkung der Abgasreinigungsanlage schematisch dargestellt.

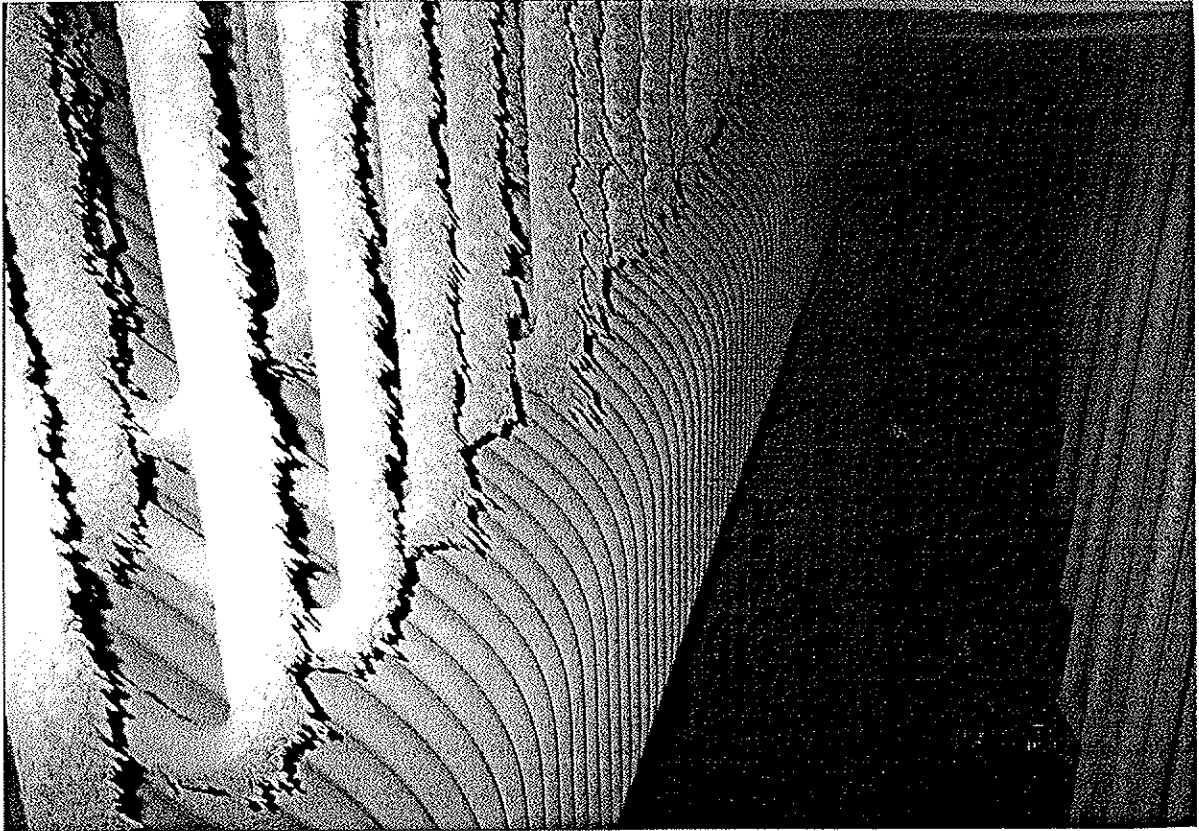


Abbildung 2 Ablagerung auf Überhitzer 3

3.3 Emissionen

Um die strengen Niederländischen Emissionsanforderungen einzuhalten, werden eine kombinierte katalytische und nicht-katalytische DeNOx-Anlage und ein Elektrofilter eingesetzt. Die wichtigsten Vorgaben der Niederländischen Behörden und die Resultate der bisherigen Messungen sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2 Emissionsdaten (bei 6% O₂ im Rauchgas)

Komponente	Forderung (mg/m ³)	Messung (max.) (mg/m ³)
C _x H _y	15	< 2
Staub	20	8
Schwermetalle	1,5	0,3
Cadmium	0,075	0,001
Quecksilber	0,075	0,018
HCl	15	14,3
HF	1,5	0,53
SO ₂	250	7
NO _x	100	74
NH ₃	5	9

Die DeNOx-Anlage ist zweistufig zusammen aufgebaut. Zuerst wird eine wässrige Ammoniaklösung in das Feuer eingedüst. Damit die Eindüsung im richtigen Temperaturfenster erfolgt, sind Düsen auf zwei verschiedenen Höhen vorhanden. Die Eindüsung mit viel Trägerluft versichert eine gute Mischung. Der nachgeschaltete Katalysator erniedrigt den NO_x-Gehalt noch weiter und beschränkt Ammoniak im Abgas bis auf 3,8 mg/Nm³ (bei 6% O₂).

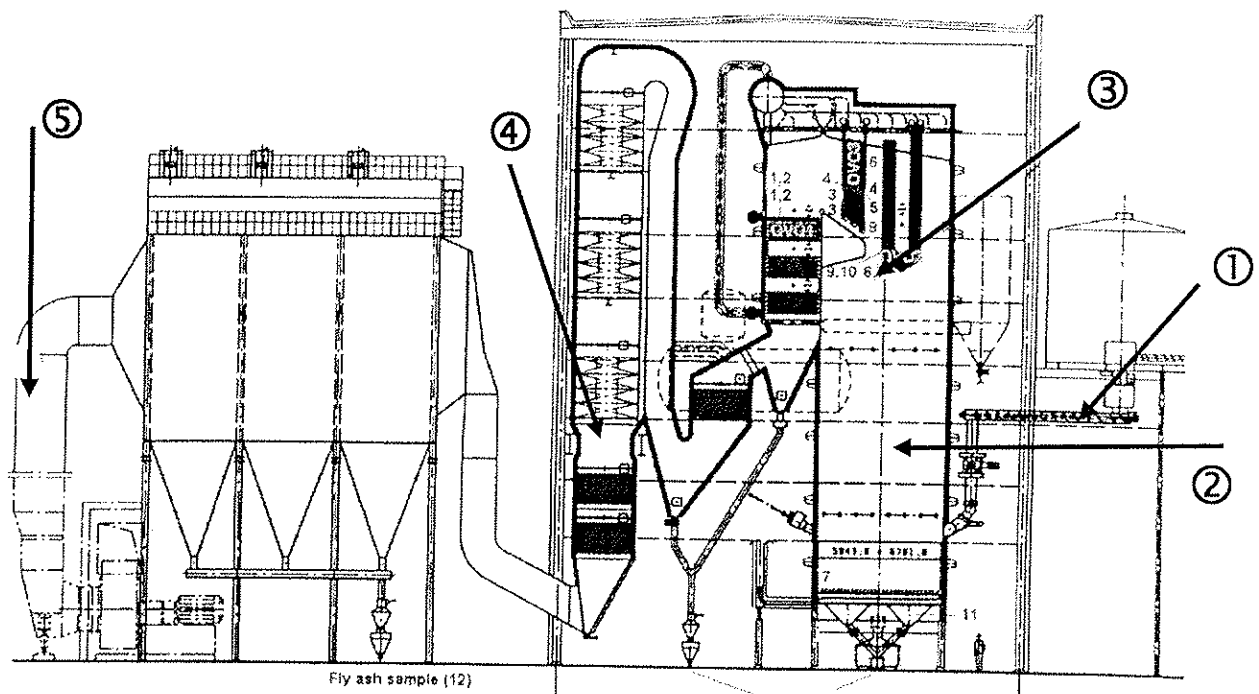


Abbildung 3 Schnittbild der Anlage mit Angaben zu Brennstoff und Emissionen:

1	N ₂ im Brennstoff	0,9% waf
2	NO _x im Feuer	234 mg/Nm ³
3	NO _x nach NH ₄ OH-Dosierung	140 mg/Nm ³
4	NO _x nach Katalysator	<100 mg/Nm ³
5	Staub	<20 mg/Nm ³

3.4 Asche

Aus dem Prozess bleiben Flugasche und Bettasche übrig.

Flugasche. Am Anfang enthält der Brennstoff viel Sand, so dass entsprechend auch ungefähr 8 – 10% des trockenen Brennstoffgewichts als Flugasche abgeschieden wurde. Im Moment beträgt dieser Anteil noch ungefähr 4 %.

Das grösste noch zu lösende Problem ist die Menge unverbrannter Kohlenstoff in der Asche. Dieser führt zu folgenden Nachteilen:

- Unverbrannter Kohlenstoff in der Flugasche liefert keine Energie,
- für die Verwendung der Asche als Rohstoff im Bau ist Kohlenstoff unerwünscht,
- noch brennender Kohlenstoff kann die Temperatur der Asche erhöhen. Es kann so weit gehen, dass die Asche im Silo noch agglomeriert,
- die Kohlenmonoxid-Konzentration wird höher.

Möglichkeiten zur Verwendung der Aschen als Düngemittel werden untersucht. Die ziemlich hohen Schwermetall-Gehalte gelten wahrscheinlich als eine der wichtigsten Schwellen.

Bettasche. Die Menge Bettsand die pro Zeit erneuert werden muss ist viel grösser als erwartet (7 Tonnen pro Tag statt 1,5). Deren Entsorgung kostet ca. Dfl 100 pro Tonne. Am Anfang ist viel Grünschnitt mit Laub und Sand verbrannt worden. Auch Steine und Metalle sind häufig in den Kessel gekommen. Jetzt ist das viel weniger der Fall, aber die Erneuerungsfrequenz hat sich kaum geändert. Zusammen mit dem Kessellieferant und ECN wird untersucht ob und wie das Prozess zu verbessern ist.

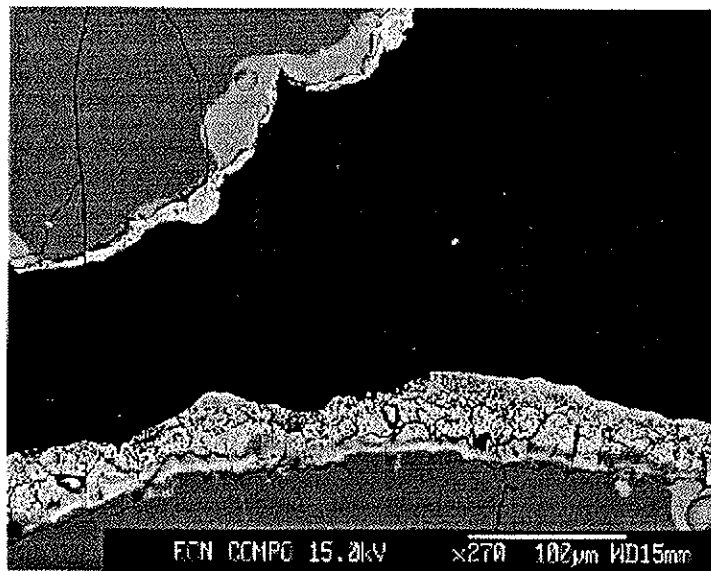


Abbildung 4 Bettsand Cuijk. Quelle: ECN

3.5 Verfügbarkeit

Die Wahl für eine erfahrene Technologie macht bereits kurze Zeit nach der Inbetriebnahme deutlich, dass eine hohe Nominal-Produktionszeit möglich ist. Ausgangspunkt war die Annahme, dass die Installation minimal 7 000 Stunden pro Jahr auf Vollast betrieben werden sollte. Bereits heute beträgt die Vollast-Verfügbarkeit auf Jahresbasis fast 7 500 Stunden.

In Abbildung 5 ist die Verfügbarkeit pro Woche und der kumulative Mittelwert (1–26 2000) dargestellt. In den Wochen 17 und 18 erfolgt die geplante Wartung. In den Wochen 6, 8, 11 und 23 traten Probleme mit der Brennstoffförderung auf. Wenn sich diese Probleme beheben lassen, ist eine Verfügbarkeit von weit über 90% erreichbar.

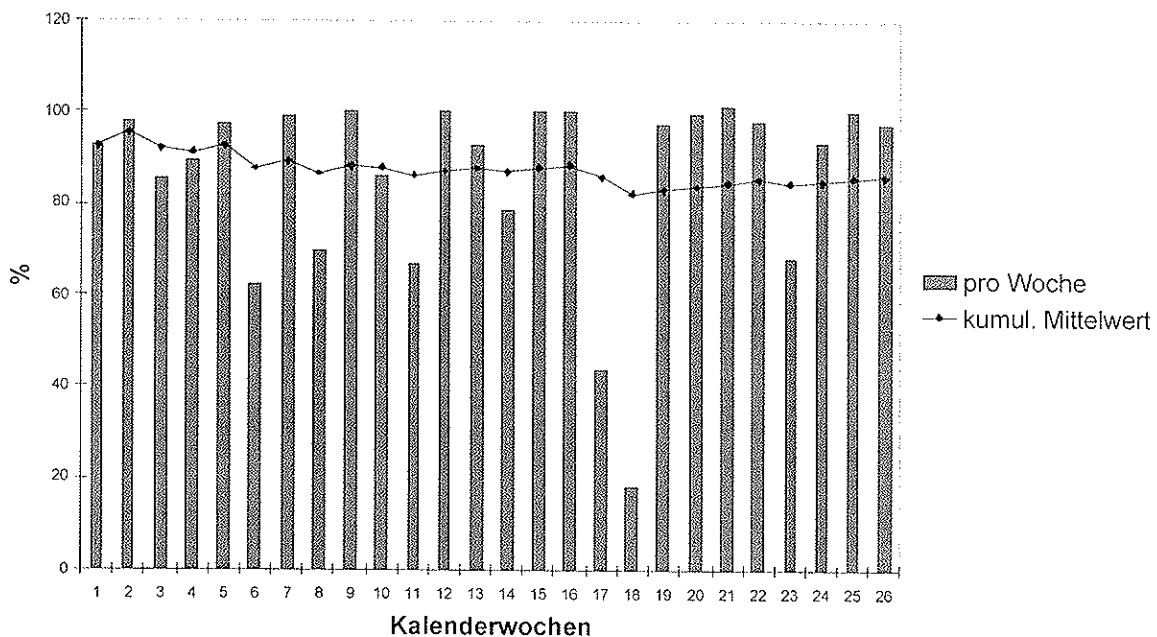


Abbildung 5 Vollast-Verfügbarkeit der Bio-Energie Zentrale

4 Schlussfolgerungen

Nachdem das Biomasse-Kraftwerk rund anderthalb Jahre in Betrieb steht ist deutlich geworden, dass die Zentrale viele Daten liefert. Darüber hinaus ist auch klar geworden, dass trotz 25 Jahren Erfahrung mit Wirbelschichtanlagen vieles im Verbrennungsprozess anlagentypisch ist und Nachforschung braucht.

Vom Energieholzmarkt her hat die Zentrale neue Effekte generiert, die durch kleine dezentrale Anlagen niemals möglich gewesen wären. Die Gemeinden sind sich bewusst geworden, dass Schnittholz eine bessere Verwertung haben kann als kompostieren, unkontrolliert verbrennen oder deponieren und auch die Forstverwaltungen sehen die Möglichkeiten, den Waldunterhalt mit Energieholz zu finanzieren. Trotz Subventionen kann allerdings auch eine mittelgrosse Anlage nicht Holz, wie viele Leute hoffen, in Gold verwandeln. Die durchschnittlichen Preise, welche die Spanplatten- und MDF-Industrie für Restholz bezahlt sind viel höher als die Preise die (in Holland) für Brennstoff bezahlt werden können.

Wasserstoffherzeugung aus Energieholz

Samuel Stucki, Serge Biollaz, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

Zusammenfassung

Mit der Entwicklung von Brennstoffzellen für den Fahrzeugantrieb und für die dezentrale Wärmekraftkopplung wird die Verfügbarkeit von Wasserstoff mittelfristig an Bedeutung gewinnen. Die Produktion von Wasserstoff aus Energieholz ist technisch möglich und eröffnet Wege, erneuerbare Ressourcen für zukünftige Brennstoffzellensysteme zu erschliessen. Wasserstoff entsteht neben anderen brennbaren Gasen bei der Vergasung von Holz. Um die Wasserstoffausbeute zu optimieren, müssen das Rohgas aus dem Vergasungsprozess mit Wasserdampf umgesetzt und Inertanteile abgetrennt werden. Wirkungsgrade von 50% sind für die Produktion von reinem Wasserstoff aus Holz mit klassischer Verfahrenstechnik zu erwarten. Diese basiert auf den in der Petrochemie gängigen grosstechnischen Verfahren, welche vom Massstab her für die dezentrale Nutzung von Energieholz wenig geeignet sind. Die technische Herausforderung ist die Entwicklung neuer, kompakter Verfahren, welche mit einem Minimum an Prozessschritten und Temperaturniveaus auskommen und auch im kleinen Massstab einen hohen Wirkungsgrad erlauben. Solche Verfahren, welche Inertanteile und CO_2 bei hohen Temperaturen abtrennen, sind im Forschungs- und Entwicklungsstadium. Alternativen zum Wasserstoff als Energieträger sind Methanol als flüssiger Treibstoff, Methan als leitungsgebundener Energieträger oder die direkte Verstromung von Holzgas in der Hochtemperaturbrennstoffzelle.

1 Einleitung

Die Attraktivität von Wasserstoff als chemischer Energieträger liegt darin begründet, dass er schadstofffrei und mit hohem Wirkungsgrad in Nutzenergie umgewandelt werden kann. Während die sogenannte Wasserstoffwirtschaft in den Siebzigerjahren als Antwort auf verknappende Ölvorkommen propagiert wurde, stehen heute vor allem die Vorteile von Wasserstoff als Brennstoff ohne schädliche Emissionen im Vordergrund. Die Brennstoffzellentechnik wurde in den vergangenen zehn Jahren mit grossem F&E-Aufwand weiterentwickelt für Anwendungen im Strassenverkehr (schadstofffrei betreibbare, auftankbare Elektroautos) und in der Wärmekraftkoppelung (geräusch- und wartungsarme dezentrale Strom- und Wärmeversorgung). Reiner Wasserstoff ist der ideale Brennstoff für alle Brennstoffzellensysteme. Für einige der heute als aussichtsreich eingestuften Brennstoff-

zellen-Technologien ist die Verfügbarkeit von reinem Wasserstoff Voraussetzung. Beide Anwendungen, im Strassenverkehr und in der WKK, sind energietechnische Gebiete mit grossem Wachstumspotenzial.

Wasserstoff ist als Brennstoff Kohlenstoff-frei, allerdings nur in der Masse, als zu dessen Erzeugung Kohlenstoff-freie bzw. -neutrale Ressourcen genutzt werden. Wasserstoff kann nur dann als langfristig nachhaltige Lösung angesehen werden, wenn er aus erneuerbaren Ressourcen erzeugt wird. Heute wird Wasserstoff überwiegend als Chemierohstoff für grosstechnische Synthesen (Ammoniak, Methanol) aus fossilen Brennstoffen, vor allem aus Erdgas gewonnen. Mögliche Wege zu Wasserstoff aus erneuerbaren Ressourcen sind in Abb. 1 schematisch dargestellt.

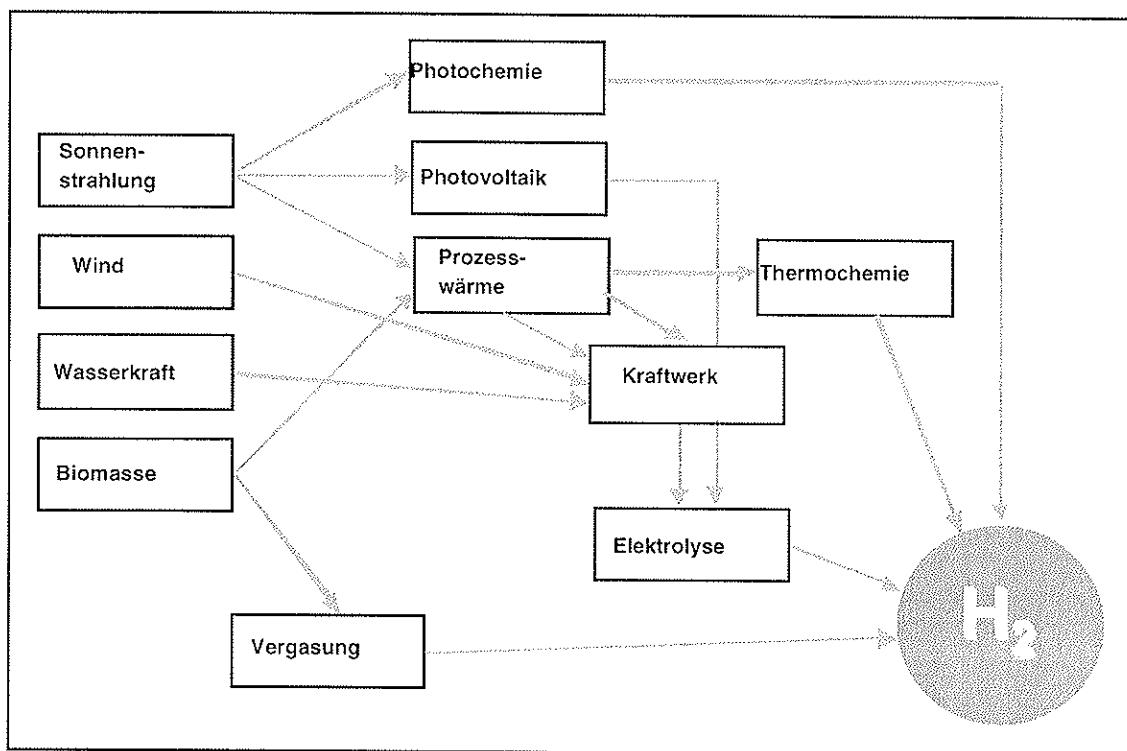


Abb. 1: Wege zu Wasserstoff aus erneuerbaren Ressourcen. Mit heute verfügbarer Technik lässt sich nur Biomasse ohne Umweg über elektrische Energie mit gutem Wirkungsgrad in Wasserstoff umwandeln.

Die Produktion von Wasserstoff aus Solarenergie, Wind- und Wasserkraft kann heute in technisch relevanten Anlagen nur über den Umweg über elektrische Energie realisiert werden. Der Weg über direkte thermochemische Umwandlung von konzentrierter Sonnenstrahlung und über die photochemische Dissoziation stecken noch im Stadium der Forschung. Die Elektrolyse ist eine zwar effiziente, aber kostspielige Technik zur Umwandlung von elektrischer Energie in Wasserstoff. Elektrolyse kommt nur in Nischen zum Einsatz für Orte und Zeiten, wo Strom zu sehr niedrigen Kosten verfügbar ist (Stucki, 1991), oder für relativ kleine An-

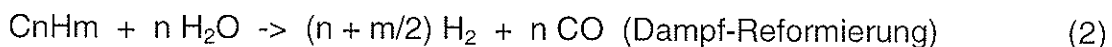
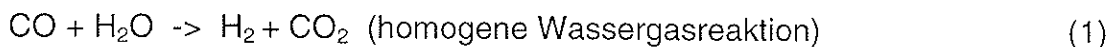
wendungen, wo die Produktion vor Ort mit dem Antransport von Wasserstoff über grössere Distanzen konkurriert. Die triviale Tatsache, dass Wasserstoff aus Elektrolyse immer teurer ist als Strom, limitiert die Anwendungen der Wasserelektrolyse mit den heutigen Randbedingungen bezüglich verfügbare Primärenergien. Diese Randbedingungen sind heute durch die absolute Dominanz der fossilen chemischen Energieträger als Primärenergie gegeben und nicht durch Strom aus solaren oder nuklearen Quellen.

Die einzige erneuerbare Energieform, welche ohne Umweg über die elektrische Energie zu Wasserstoff umgewandelt werden kann, ist Biomasse. Biomasse ist ein chemischer Energieträger und die Umwandlung von Biomasse zu Wasserstoff (über die sog. Dampfreformierung) kann als chemische Umsetzung ohne Carnot-Limitierung erfolgen. Grundsätzlich verläuft die Umsetzung von Biomasse zu Wasserstoff ähnlich wie die Produktion von Wasserstoff aus fossilen Brennstoffen (Erdgas, Erdölfraktionen), welche im grosstechnischen Masstab in Ammoniak- und Methanolsyntheseanlagen, aber auch in Raffinerien realisiert ist.

Wasserstoff ist heute (noch) kein universeller Brennstoff mit einer dafür eingerichteten dezentralen Infrastruktur (H₂-Gasnetz), welche Produktion und Verbrauch örtlich und zeitlich entkoppeln würde. Wasserstoffanlagen müssen deshalb so ausgelegt werden, dass sie zeitlich und von der Kapazität her auf die wasserstoffverbrauchenden Prozesse abgestimmt sind.

2 Chemische Grundlagen

Wasserstoff entsteht aus Holz durch Pyrolyse und Vergasung bei hohen Temperaturen. Die Vergasung mit Luft liefert ein Gemisch aus Stickstoff, Kohlenmonoxid, Kohlendioxid, Wasserstoff, Methan und kondensierbaren Kohlenwasserstoffen (Teere). Alle brennbaren Anteile im Rohgas können durch Reaktion mit Wasserdampf zu Wasserstoff umgesetzt werden nach den folgenden Reaktionen:



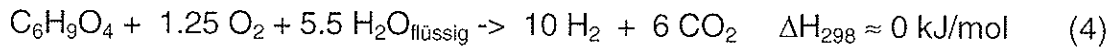
Die homogene Wassergasreaktion ist leicht exotherm, die Reformierung von Kohlenwasserstoffen ist endotherm.

Theoretisch lässt sich eine Bruttoreaktionsgleichung für die Dampfreformierung von Holz aufschreiben:



Die Umsetzung von Holz mit Wasser zu Wasserstoff ist endotherm und erfordert gemäss Gl. (3) brutto einen Wärmeeintrag von ca. 709 kJ/mol, oder 4.9 MJ/kg. Zum Vergleich: der Heizwert von wasser- und aschefreiem Holz liegt bei 18.5 MJ/kg. In der autothermen Prozessführung wird soviel Sauerstoff bzw. Luft zum System zu-

dosiert, dass die Reaktionswärme durch Verbrennung eines Teils der Biomasse gedeckt wird. Gleichung (4) gibt die idealisierte Reaktionsstöchiometrie für die autotherme Kombination von partieller Oxidation (Reaktion mit unterschüssigem Sauerstoff) und Reformierung:



Die Zufuhr der Reaktionsenthalpie erfolgt in der Regel über die Zudosierung unterstöchiometrischer Mengen von Verbrennungsluft bzw. Sauerstoff. Andere Verfahren trennen die endothermen Reaktionen (Pyrolyse, Dampfreformierung, Wassergasreaktion) örtlich von der exothermen Verbrennung und transferieren die Wärme von der Verbrennungszone zur Vergasungszone, entweder über eine Wärmetauscherwand, oder über ein festes Wärmeträgermedium. In diesem Fall spricht man von allothermer Vergasung.

Die Umsetzungen gemäss Gl. 3 bzw. 4 sind in hohem Masse idealisiert. Bei der Reaktion von Holz mit Dampf entstehen nicht nur Wasserstoff und CO_2 als einzige Produkte, sondern ein ganzes Spektrum von Gasen (neben H_2 und CO_2 auch CO , CH_4 und Teere). Zwischen CO_2 , CO , CH_4 und H_2 stellt sich mit Wasserdampf ein Gleichgewicht ein, welches von der Temperatur abhängig ist. Alle Komponenten dieses Gleichgewichts sind im Rohgas enthalten. Bei den hohen Temperaturen, welche im Vergaser herrschen ($>800^\circ\text{C}$), liegt das Gleichgewicht tendenziell auf der linken Seite, abhängig vom eingesetzten Wasserüberschuss. Bei der raschen Abkühlung der Gase bleibt die Zusammensetzung erhalten, da sich das Gleichgewicht bei niedrigeren Temperaturen in Abwesenheit von Katalysatoren nur langsam einstellt. Die Wasserstoffausbeute lässt sich auf Kosten der CO -Ausbeute verschieben durch Gleichgewichtseinstellung über einem nachgeschalteten Katalysatorbett bei Temperaturen um 300°C .

3 Verfahren zur Wasserstofferzeugung aus Holz

3.1 Vergasung mit konventioneller Aufarbeitung des Gases

Eine Anzahl von Vergasungsverfahren, gekoppelt mit entsprechenden Gasaufbereitungsverfahren zur Reinigung des Rohgases und zur Anreicherung, bzw. Feinreinigung von Wasserstoff, sind in der Literatur beschrieben worden. Die Verfahren basieren auf grosstechnischen Vergasungsprozessen (allotherme oder autotherme Wirbelschichtvergaser), gekoppelt mit Gasaufbereitungstechnologien, wie sie aus der grosstechnischen Wasserstoffproduktion bekannt sind. Abb. 2 zeigt ein typisches Verfahrensschema zur Wasserstoffproduktion aus Biomasse (Larson, 1993).

Nach einer mechanischen und thermischen Vorbehandlung (hacken, trocknen) wird das Holz in den Vergasungsprozess eingeführt. Als Vergasertypen werden in der Literatur einerseits Wirbelschichtvergaser mit Sauerstoff/Dampf als Vergasungsmittel beschrieben (Beispiele dafür sind die Vergasertechnologien von TPS,

Renugas, Lurgi (Hasler, 1994), oder allotherme Vergaser, welche in geeigneter Weise den Vergasungsschritt und die exotherme Verbrennungsstufe trennen. Beispiele für allotherme Vergaser mit Wärmeträger: die gestufte Reformierung von DMT (Mühlen, 1999), (Fleck, 1996), Battelle Columbus Verfahren (Feldmann, 1988). Die allothermen Vergasertypen mit indirekter Beheizung über ein Wärmeträgermedium haben den Vorteil, dass sie keine Sauerstoffabtrennung erfordern und trotzdem ein Synthesegas mit minimalen Stickstoffgehalten zu erzeugen erlauben. Zudem sind die erzielbaren Wasserstoffgehalte im Rohgas höher, da über den in der Verbrennungszone ausgeschleusten Pyrolysekoks das Kohlenstoff-Wasserstoff-Verhältnis höher ist als im Holz (es wird im wesentlichen der vorwiegend aus Kohlenstoff bestehende Pyrolysekoks in der Verbrennungszone umgesetzt).

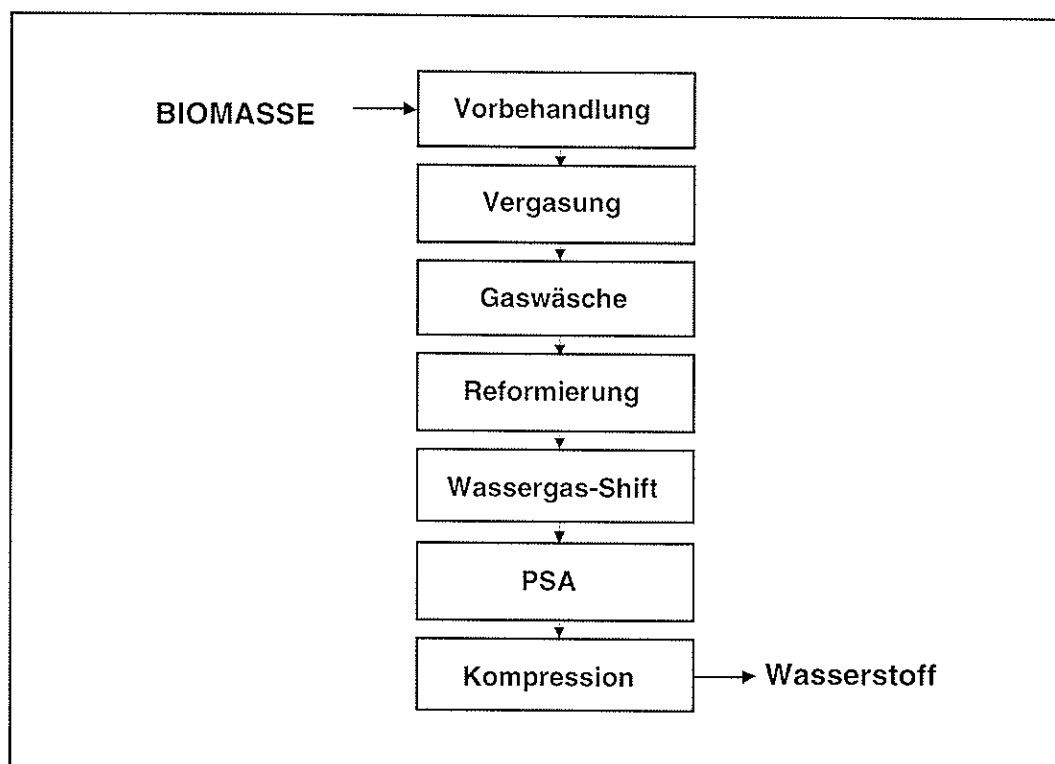


Abb. 2: Block-Fliessbild einer Wasserstoffproduktionsanlage aus Holz (Larson, 1993)

In der Rohgasreinigungsstufe wird das Gas für die nachfolgenden katalytischen Stufen gereinigt. Um die 5 bis 10% Methan im Rohgas zu Wasserstoff umsetzen zu können, muss eine katalytische Reformerstufe bei 900°C nachgeschaltet werden. Nach der Reformerstufe wird das Gas abgekühlt und über geeigneten Katalysatorbetten erst bei 370°C (High Temperature Shift), dann bei 200°C (Low Temperature Shift) mit Wasserdampf zu Wasserstoff und CO₂ umgesetzt. Für die Abtrennung von Wasserstoff aus den resultierenden Gasgemischen bestehen heute verschiedene Alternativen: Bei der PSA (=Pressure Swing Adsorption) wird das Gas unter Druck durch ein Bett von geeigneten Adsorbentien geleitet, an welchen die unerwünschten Gaskomponenten (CO₂, Inertanteile, Spuren) bevorzugt adsorbieren und den Wasserstoff durchlassen. Sobald das Bett voll beladen ist, wird die Gaszufuhr ge-

stoppt und die adsorbierten Gase werden bei niedrigem Druck wieder desorbiert. Eine Alternative ist die Abtrennung über Membranen: Dünne Polymerfilme oder keramische Materialien, welche Wasserstoff bevorzugt durchdiffundieren lassen, können für diese Trennaufgabe ebenso eingesetzt werden.

Die erzielbaren Ausbeuten und die Wirtschaftlichkeit der Wasserstoffproduktion auf der Basis einer gestuften Dampfreformierung von Holz und der Abtrennung des Wasserstoffs über eine PSA wurden von verschiedenen Autoren gerechnet (Mann, 1995; Spath, 2000; Larson, 1993). Der gerechnete Gesamtwirkungsgrad für die Wasserstofferzeugung nach diesen klassischen Verfahren im Massstab von >100 MW Brennstoffleistung liegt (mit allothermer Vergasertechnologie) bei 50%. Zum Vergleich: die Wasserstoffproduktion durch Dampfreformierung von Erdgas läuft in energietechnisch integrierten Grossanlagen mit Wirkungsgraden von 70% (Ullmann). Der relativ geringe Gesamtwirkungsgrad der Wasserstofferzeugung aus Holz ist vor allem auf Verluste bei der Vergasung und Gasreinigung (Quenchkühlung für die nasse Wäsche des Gases, Wiederaufheizung des Gases für die Reformierung der Methananteile) zurückzuführen.

Larson und Katofsky (Larson, 1993) haben die Kosten für die Wasserstoffproduktion aus Holz abgeschätzt und mit denjenigen für die Produktion aus Kohle bzw. Erdgas verglichen, wobei für alle drei Primärenergieträger zum Vergleich die gleichen Kosten pro Heizwert angenommen wurden. Die Wasserstoffgestehungskosten sind demnach für Erdgas um ca. 30% günstiger und für Kohle um ca. 50% teurer als für Holz als Primärenergie. Diese Kosten- und Wirkungsgradrechnungen basieren auf einer Anlagengrösse von 350 MW bzw. 1650 t_{atro}/Tag. Diese Anlagengrösse für Holzenergieanlagen (entspricht ca. 1 Mio m³/Jahr) bedingt ein sehr grosses Einzugsgebiet für den Rohstoff Energieholz mit entsprechenden logistischen Problemen und ist zumindest für die Schweiz nicht sinnvoll.

Andererseits stellt sich die Frage der sinnvollen Anlagengrösse auch aus dem Gesichtspunkt der Verwendung des produzierten Wasserstoffs und der im Prozess anfallenden Abwärme. In Abb. 3 sind mögliche stoffliche oder energetische Wasserstoffanwendungen aufgetragen über dem Leistungsbereich (im logarithmischen Massstab). Aus heutiger Sicht ist Wasserstoff als Brennstoff vor allem im Zusammenhang mit der allmählich auf dem Markt erscheinenden Brennstoffzellentechnologie interessant. Brennstoffzellen, zumindest die bei niedrigen Temperaturen betriebenen Membranbrennstoffzellen (PEMFC), sind auf Wasserstoff als Brennstoff angewiesen. Auf absehbare Zeit ist nicht damit zu rechnen, dass Wasserstoff als leitungsgebundener Energieträger (als Ersatz für oder in Konkurrenz zu Erdgas) angeboten wird und der Wasserstoff für den Betrieb der Brennstoffzellen muss deshalb vor Ort produziert werden. Erst eine flächendeckende Einführung von Wasserstoff als leitungsgebundener Energieträger könnte zu einer örtlichen und zeitlichen Entkoppelung von Produktions- und Nutzungskapazitäten führen (beispielsweise Produktion des Wasserstoffs in relativ grossen Anlagen und Einspeisung ins Netz; dezentrale Nutzung mit Brennstoffzellen). Solange der Wirkungsgrad für die Wasserstofferzeugung aus Holz nicht wesentlich höher als 50% ist, macht eine grosstechnische Wasserstoffproduktion auch nur dann Sinn,

wenn die anfallende Wärme möglichst gut genutzt werden kann. Auch diese Randbedingung schränkt die Wahl möglicher Standorte für grosstechnische Wasserstoffproduktionsanlagen ein.

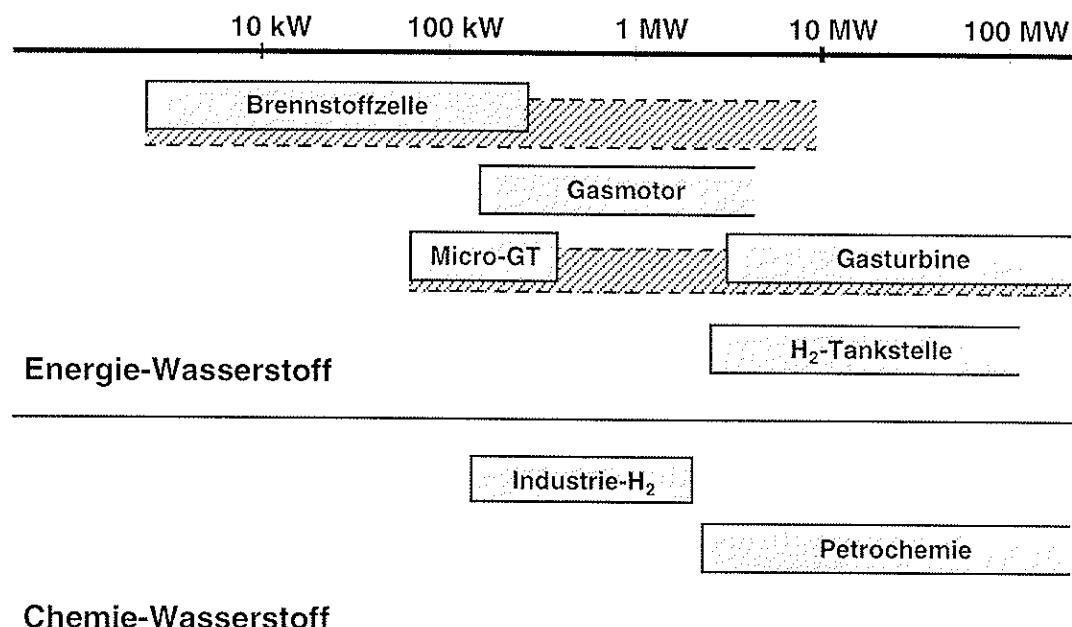


Abb. 3: Anwendungsbereiche von Wasserstoff, aufgetragen über einer logarithmischen Leistungsskala. Interessante neue Anwendungen für Wasserstoff entwickeln sich im Bereich Brennstoffzellen für Wärme-Kraft-Koppelung und im Bereich Mobilität (H₂-Tankstelle).

3.2 Alternativen zu konventioneller Technik der Gasaufbereitung zu Wasserstoff: Technologien für integrierte Vergasung/Gasaufbereitung

Die Analyse der konventionellen Technik zur Produktion von Wasserstoff aus Biomasse zeigt deutlich, dass die von der Kohle-, Gas- und Oelverarbeitung abgeleiteten Technologien aus Massstabsgründen in der Schweiz schlecht mit der Nutzung von Energieholz vereinbar sind. Um den speziellen Randbedingungen bei der Energieholznutzung Rechnung zu tragen, ist deshalb die Entwicklung neuer, spezifisch für die dezentrale Holznutzung angepasster Technologien erforderlich.

Eine Sammlung von Kriterien für dezentrale Wasserstofferzeugung aus Holz ist in Abb. 4 dargestellt. Um den Betriebsanforderungen zu genügen, müssen eine Reihe von technischen Voraussetzungen erfüllt werden. Dezentrale Wasserstoffproduktion aus Holz erfordert demnach eine kompakte Technik, bei welcher die Vergasungsstufe und die Gasaufbereitung zu Wasserstoff möglichst bei der gleichen (hohen) Temperatur ablaufen sollten.

Um das Ziel einer kompakten Prozessintegration erreichen zu können, muss die Gasaufbereitung eine selektive Trennstufe beinhalten, welche es erlaubt, die Gleichgewichtslimitierung des Wassergas-Gleichgewichts bei hohen Temperaturen zu umgehen und gleichzeitig eine hohe Wasserstoffanreicherung zu erzielen. Die Trennstufe muss bei hohen Temperaturen erfolgen, was eine Herausforderung bezüglich Materialauswahl und Prozessführung bedeutet. Die Entwicklung von kompakten und integrierten Verfahren der Wasserstoffproduktion aus Holz sind ein aktuelles Forschungsthema. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt kann noch nicht ausgesagt werden, ob sie erfolgreich umgesetzt werden können. In der Folge werden zwei in Entwicklung stehende Verfahren kurz erläutert.

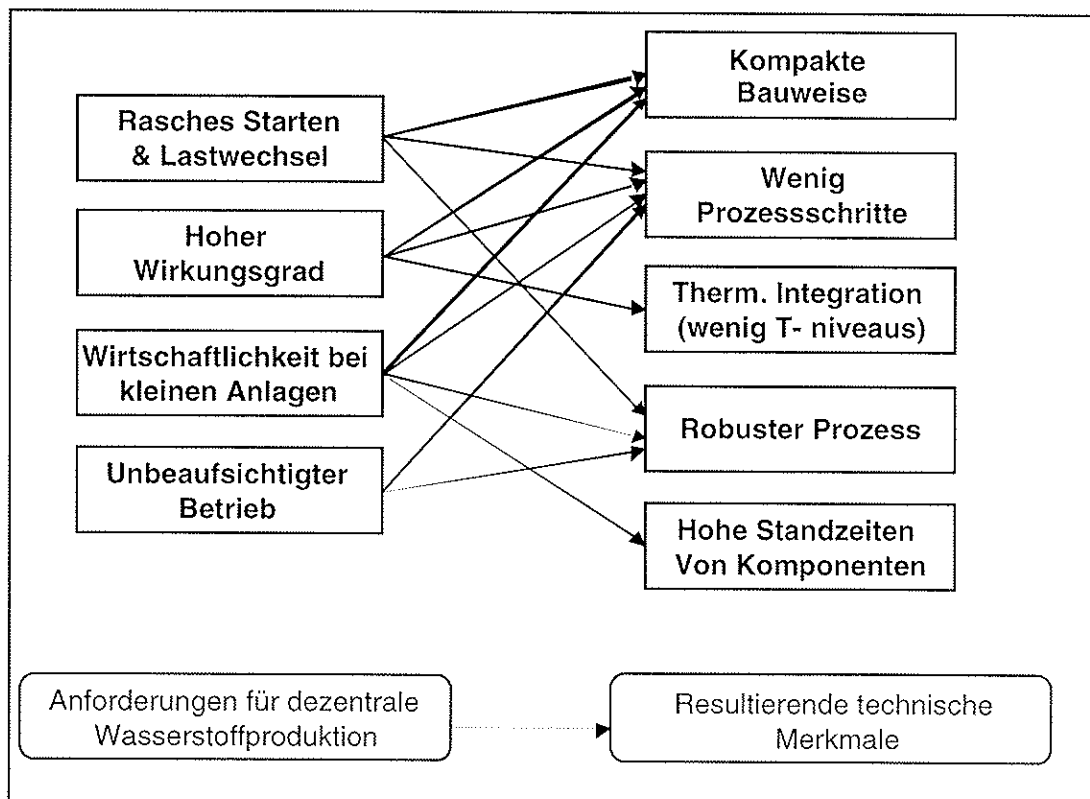


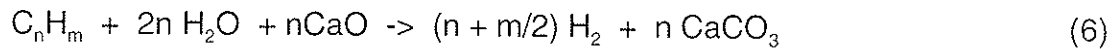
Abb. 4: Anforderungen an Anlagen für dezentrale Wasserstoffproduktion aus Holz und resultierende technische Merkmale der zu entwickelnden Technik.

3.2.1 Verfahren mit integrierter CO₂- Separation: AER-Verfahren (Absorption Enhanced Reforming)

Beim AER-Verfahren (Specht, 2000) wird CO₂, welches bei der Dampfreformierung (Reaktion 2) bzw. der Wassergasreaktion (Reaktion 1) entsteht, durch gebrannten Kalk (CaO) absorbiert.



Es resultiert als (idealisierte) Gesamtreaktion:



Die Reaktion (5), die Bildung von Kalk ($CaCO_3$) aus gebranntem Kalk, setzt dabei die für die Reformierung benötigte Wärme frei. Anstelle von Kalk können auch das gemischte Carbonat Dolomit oder ähnliche Stoffe eingesetzt werden. Die Absorption von CO_2 bewirkt, dass sich das Gleichgewicht der Wassergasreaktion auch bei relativ geringen Wasserdampfdrücken und hohen Temperaturen auf die Seite des Wasserstoffs verschiebt. In einer zweiten Reaktionszone wird durch Verfeuern eines Teils des Holzes (vorzugsweise die bei der Reaktion (6) nicht umgesetzten Anteile an Holzkohle) die zum Brennen von Kalk benötigte Wärme erzeugt. Die beiden Teilprozesse des Verfahrens sind in Abb. 5 schematisch dargestellt. Das Verfahren könnte interessant werden, wenn es gelingt, die beiden Schritte in einer Anlage miteinander zu kombinieren. In Frage kommen kombinierte Wirbelschichtverfahren, analog zum FICFB-Verfahren (Fleck, 1996), oder auch Festbettverfahren, wobei die Vergasungsreaktion und die Reformierung dann getrennt ablaufen müssten. Die zum Absorbieren von CO_2 eingesetzten Materialien sind zugleich als Katalysatoren für die Zersetzung von Teeren bekannt, was die Vollständigkeit der Reformierungsreaktion unterstützt. Das bei der Wasserdampfvergasung von Holz entstehende Methan wird jedoch durch den Katalysator nicht umgesetzt und allenfalls müssen dem Prozess zusätzliche, für die Methanreformierung aktive Katalysatoren zugesetzt werden.

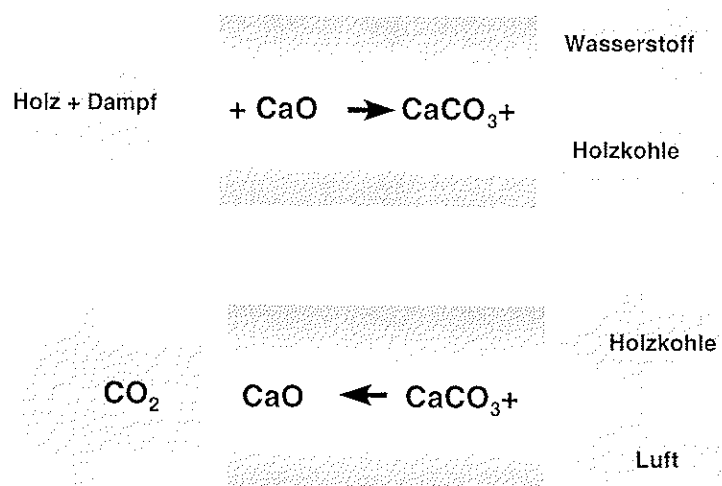


Abb. 5: Idealisiertes Schema des AER-Verfahrens zur *in situ*-Abtrennung von Kohlendioxid bei der gestuften Vergasung von Biomasse.

3.2.2 Verfahren mit indirekter Wassergas- bzw. Reforming-Reaktion: Metalloxid-Redox-Prozess

Im Redoxverfahren wird mit dem Schwachgas aus einem Vergaser ein Metalloxid von einer höheren zu einer niedrigeren Oxidationsstufe reduziert. Dabei werden möglichst alle brennbaren Anteile des Gases (inklusive Teere) umgesetzt und es bleibt ein Restgas mit einem geringen Anteil an nicht umgesetztem Brenngas (die erreichbaren Umsätze der brennbaren Anteile richten sich nach den festkörperchemischen Gleichgewichten der beteiligten Oxidmaterialien). Die reduzierten Metalloxide werden in einem zweiten Schritt durch überschüssigen Wasserdampf unter Bildung von Wasserstoff wieder oxidiert. Das Reaktionsschema ist in Abb. 6 dargestellt. Im Gegensatz zum AER-Verfahren wird im Redoxverfahren der Wasserstoff ausschliesslich durch Wasserspaltung am reduzierten Oxidmaterial erzeugt und es können entsprechend hohe Reinheiten des Wasserstoffs erwartet werden. Die Reaktionen mit dem Oxidmaterial finden bei Temperaturen um 800 bis 900 °C statt, d.h. im gleichen Bereich wie die Vergasung. Es sollte also möglich sein, die Vergasung und die Gasaufbereitung thermisch zu integrieren.

Von zentraler Bedeutung für das Verfahren sind die für den Redoxprozess verwendeten Materialien, Oxide des Eisens, bzw. Mischoxide mit anderen Metallanteilen. Die Reaktion ist in Abb. 5 aus Gründen der Vereinfachung für reines Eisenoxid formuliert. Die in der Literatur beschriebenen Verfahren basieren ausschliesslich auf Eisenoxid (Hacker, 1998) und haben deshalb inhärente thermodynamische Limitationen bezüglich Wirkungsgrad (Biollaz, 2000). Es ist zu erwarten, dass der Systemwirkungsgrad durch Verwendung von modifizierten Oxidmaterialien verbessert werden kann.

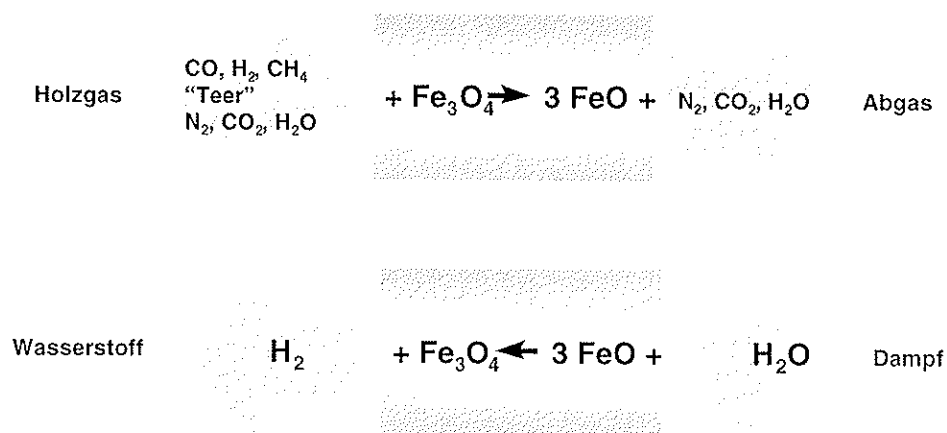
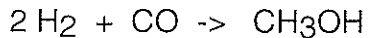


Abb. 6: Idealisiertes Reaktionsschema für die Produktion von Wasserstoff durch den Metalloxid-Redox-Prozess.

4 Alternativen zur Wasserstoffproduktion aus Holz

4.1 Methanol

Anstelle der Konvertierung von CO zu Wasserstoff und dessen Abtrennung von den anderen Komponenten des Gases kann das Synthesegas nach geeigneter Reinigung, Stöchiometrieeinstellung (= selektive Entfernung von Kohlenstoff bzw. Anreicherung von Wasserstoff im Gas) und Kompression katalytisch zu Methanol umgesetzt werden:



Das resultierende Produkt ist flüssig und hat dadurch bessere Eigenschaften als Wasserstoff bezüglich Lager- und Transportierfähigkeit. Larson und Katofsky haben die Produktion von Methanol und von Wasserstoff aus Biomasse miteinander und mit der Produktion aus Erdgas verglichen. Demnach ist die Umsetzung des Holzgases zu Methanol in Grossanlagen um ca. 20% teurer als die Gewinnung von Wasserstoff. Trotzdem rechtfertigt der geringere Aufwand für die Speicherung und Lagerung die Entwicklung von Verfahren für die Methanolsynthese aus Holzgas. Die vom BFE mitfinanzierte Studie BIOMETH (Stucki, 1996) kam zum Schluss, dass die Produktion von Methanol aus Holz in einer technisch repräsentativen Demonstrationsanlage in der Schweiz mit heute verfügbarer Technik dann realisierbar ist, wenn von Altholz als Rohmaterial ausgegangen wird, wenn weiter das Methanol als Treibstoff ohne Steuer verkauft werden kann und wenn schliesslich 50% der Investitionen in die Erstanlage à fonds perdu abgeschrieben werden.

Auf der Basis der in der BIOMETH-Studie ausgewiesenen Ergebnisse versuchte das PSI in mehreren Anläufen, die BIOMETH-Idee einer neuen Verwertungsschiene für Altholz und ähnliche Materialien umzusetzen, d.h. die Voraussetzungen zu schaffen, eine Demonstrationsanlage in der Schweiz zu realisieren. Bis heute ist es jedoch nicht gelungen, für eine Anlage der vorgestellten Grösse eine Trägerschaft und die notwendige finanzielle Unterstützung zu finden. Einerseits zeigt es sich, dass die Verfügbarkeit der in der Studie zu Grunde gelegten Abfallsortimente (Altholz) für die BIOMETH-Anlage innerhalb eines sinnvollen Perimeters der Anlage in ausreichender Menge nicht gesichert ist: für die Verwertung von Altholz gibt es in der Zwischenzeit eine Reihe konkurrierender Pfade, von der rein thermischen Nutzung in Feuerungen oder KVA's bis hin zur Nutzung als Rohmaterial für (ökologisch fragwürdige) Spanplattenproduktion im Ausland. Andererseits besteht auf dem heutigen Treibstoffmarkt momentan noch kein Bedarf für neue Treibstoffe, welche eine neue Tankstelleninfrastruktur bedingen würden. Die Argumente der Erneuerbarkeit und der Auslandsunabhängigkeit von Methanol aus Biomasse reichen, für sich allein genommen, in der gegenwärtigen Situation nicht aus, um in eine Demonstrationsanlage und in die notwendige Infrastruktur auf der Ebene Fahrzeug und der Ebene Treibstofflogistik zu investieren.

Die Diskussion über die Treibstoffversorgung der von der Automobilindustrie in einem Zeithorizont von 5 bis 10 Jahren angekündigten Brennstoffzellenfahrzeuge

ist in vollem Gang. In Deutschland hat sich ein breites Konsortium aus der Automobilindustrie, der Erdölversorgungsunternehmen und der Bundesregierung gebildet ("Verkehrswirtschaftliche Energiestrategie"), um gemeinsam eine Empfehlung für die langfristigen Optionen für die Versorgung mit Treibstoffen zu erarbeiten. Die Ergebnisse dieser Initiative werden per Ende 2000 erwartet. Als Alternativen für die langfristige Versorgung werden vor allem Wasserstoff und Methanol diskutiert. Obwohl Methanol in einer Übergangsphase als Treibstoff für das Brennstoffzellenfahrzeug Chancen eingeräumt werden, ist wohl damit zu rechnen, dass langfristig Wasserstoff als universaler Treibstoff angeboten werden wird. Ein Szenario für eine Übergangsphase bevor Wasserstoff flächendeckend verfügbar wird, ist die Nutzung des Erdgasnetzes als Verteilschiene, mit dezentralen Reformieranlagen zur Bereitstellung von Wasserstoff an der Tankstelle. In diesem Zusammenhang würde auch die Methan-Schiene für die Verwertung von Energieholz interessant.

4.2 Methan

Die Vergasung von Holz liefert immer auch Methan als Nebenprodukt. Methan ist ein etablierter Energieträger, welcher leitungsgebunden im Markt angeboten wird. Das Erdgasnetz bietet die attraktive Möglichkeit, einen sauber nutzbaren Energieträger zeitlich und örtlich unabhängig von der Nutzung zu produzieren. Mit einer bezüglich Methanausbeute optimierten Vergasung, einer nachträglichen katalytischen Konvertierung des Gases zu Methan und einer Abtrennung von Inertanteilen sollte es möglich sein, synthetisches Erdgas zu produzieren und ins Netz einzuspeisen. Der technische Aufwand und die resultierenden Kosten dürften sich für die Methanisierung von Holzgas in der gleichen Grössenordnung bewegen, wie die Produktion von Methanol. Auch hier gilt, dass für die Umsetzung von an sich bekannter Technik der Herstellung von synthetischem Erdgas aus Holz als Rohstoff technische Anpassungen der Anlagentechnik erforderlich sind.

Die Aufarbeitung von Biogas aus der Vergärung von Grüngut und dessen Einspeisung ins Gasnetz wird in der Schweiz bereits praktiziert (Kompogas). Die Vermarktung als steuerbefreiter Treibstoff ("Greengas"), der unabhängig vom Ort und Zeit der Produktion vom Gasnetz bezogen werden kann, scheint erfolgreich zu sein. Aus den Erfahrungen mit Kompogas ist zu erwarten, dass die Einführung von Methan aus Holz als sauberer erneuerbarer Treibstoff einfacher auf dem Markt einzuführen ist, als Methanol. Dabei kann von den positiven Assoziationen, welche mit Erdgas verbunden sind (sauber, umweltfreundlich, zuverlässig), profitiert werden. Methanol auf der anderen Seite wird, zu recht oder unrecht, als gefährliche, giftige Chemikalie wahrgenommen.

4.3 Direkte Kopplung Holzvergasung/Brennstoffzelle

Die heute mit grossem Aufwand von der Automobilindustrie entwickelten Brennstoffzellen für mobile Anwendungen basieren auf der Protonenaustauscher-Membran Technologie (Proton Exchange Membrane Fuel Cells: PEMFC), welche in der Schweiz vom PSI entwickelt wird (Büchi, 1999). Diese Brennstoffzellen funk-

tionieren bei Temperaturen bis 90°C und zeichnen sich dadurch aus, dass sie mit hohen Leistungsdichten betrieben und sofort kalt gestartet werden können. Diesen für die Anwendung im Auto wichtigen Vorteilen steht als Nachteil die Vergiftungsempfindlichkeit der Elektroden gegenüber. Wegen der geringen Arbeitstemperatur sind die Elektrokatalysatoren der PEM Brennstoffzellen empfindlich auf Spuren von Kohlenmonoxid. Für die Wasserstofferzeugung bedeutet dies, dass der Wasserstoff sehr fein gereinigt werden muss, mit entsprechenden Kostenfolgen.

Für stationäre WKK-Anwendungen gut geeignet sind die Hochtemperaturbrennstoffzellen mit keramischen Elektrolyten (SOFC = Solid Oxide Fuel Cells), wie sie beispielsweise von Sulzer für die Haustechnik entwickelt werden (Diethelm, 1999). SOFC können nicht nur Wasserstoff, sondern bei einer Betriebstemperatur um 900°C auch direkt Reformat aus einem Reformer verstromen. Die oben diskutierten Gastrennstufen, welche für die Herstellung von reinem Wasserstoff aus Holzgas erforderlich sind, erübrigen sich bei der SOFC-Technologie und es stellt sich die Frage, ob, ebenfalls im Sinne einer Systemintegration, die Vergasung von Holz direkt mit einer SOFC gekoppelt werden kann. Insbesondere stellt sich die Frage, ob die Elektrodenstrukturen der SOFC von den Spurenstoffen im Holzgas (Teere und Partikel) beeinträchtigt werden. Der prinzipielle Vorteil einer Koppelung von Holzvergasung mit SOFC Technik liegt darin, dass beide Systemteile bei der gleichen Temperatur laufen und so das wichtige Kriterium der thermischen Integration gegeben ist.

5 Schlussfolgerungen

Holz ist ein chemischer Energieträger und als solcher geeignet, zur Bereitstellung von Grundchemikalien bzw. synthetischen Treibstoffen genutzt zu werden. In der Vergangenheit wurden Technologien für die Umsetzung von Holz zu homogenen chemischen Energieträgern ausschliesslich auf der Basis der aus der Erdöl- und Kohleverarbeitung bekannten Verfahren entwickelt. Diese Verfahren beruhen auf Techniken, welche wirtschaftlich erst im sehr grossen Massstab interessant werden und die wirtschaftliche Umsetzung solcher Verfahren ist deshalb in der Regel schwierig. Die technologische Herausforderung für die Realisierung von Anlagen, welche Wasserstoff aus Holz produzieren können, besteht in der Entwicklung von kompakten Verfahren mit einem hohen Grad an wärmetechnischer Integration und einem Minimum an separaten Verfahrensstufen. Nur damit lassen sich Wege für die Nutzung von Wasserstoff in zukünftigen Brennstoffzellensystemen für mobile und stationäre Anwendungen aufzeigen.

6 Literatur

- Biollaz, S., Sturzenegger, M., Stucki, S.; Redox Process for the Production of Clean Hydrogen from Biomass. Adv. in Thermochem. Biomass Conversion, A.V. Bridgwater, Ed., 2000, in press.
- Büchi, F.N., Marmy, C., Scherer, G.G. Development of a 2 kW PEFC fuel cell system. Proc. 3rd International Fuel Cell Conference, Nagoya, Japan, 1999, p. 65.
- Diethelm, R., de Lainsecq, M. Lautloses Minikraftwerk; SMM Schweizer Maschinenmarkt Nr. 28-1999
- Feldmann, H.F., Paisley, M.A., Appelbaum, H.R., Taylor, D.R. Conversion of Forest Residues to a Methane-rich Gas in a High-Throughput Gasifier; Battelle Pacific Northwest Laboratory, Richland 1988
- Fleck, T., Hofbauer, H. Rauch, R., Veronik, G.; The FICFB Gasification Process" Proc. Of the IEA Bioenergy Meeting banff, Canada May 1996
- Hacker, V., Faleschini G., Fuchs H., Fankhauser R., Simader G., Ghaemi M., Spreitz B., Friedrich K.; Usage of Biomass Gas for Fuel Cell by the SIR Process J. Power Sources 71, pp. 226-30 (1998)
- Hasler, P., Nussbaumer, Th., Bühler, R. Vergasung von Biomasse für die Methanolsynthese; Schlussbericht im Sektor Technik Projekt Biometh, Bundesamt für Energiewirtschaft, Bern, April 1994
- Larson E.D., Katofsky R.E., Production of Hydrogen and Methanol via Biomass Gasification, Adv. in Thermochem. Biomass Conversion, A.V. Bridgwater, Ed., 1993; p 495-510.
- Mann, M.K., Technical and economic Assessment of Producing hydrogen by Reforming Syn-gas from Battelle Indirectly-heated Biomass Gasifier. NREL Report no. NREL/TP-431-8143. Golden CO, 1995
- Mühlen, H.J., Schmid C., Teodora, D., Wasserstoff aus Biomasse – die gestufte Reformierung. Achtes Symposium Festbrennstoffe aus Biomasse und umweltfreundliche Energietechnik, Nov. 1999, Tagungsband pp142-149
- Schmid AG, Kompogas, Ein neuartiges Verfahren zur Gewinnung von Energie und hochwertiger Komposterde aus organischen Haushalts- und Gewerbeabfällen. Firmenschrift, Glattbrugg 1992.
- Spath, P., Mann, M.; (1998). "Technoeconomic Assessment of Four Biomass-to-Hydrogen Conversion Technologies", XII World Hydrogen Energy Conference, June 21-26, 1998, Buenos Aires, Argentina.
- Specht, M., Bandi, A., Baumgart, F., Moellenstedt, T., Weimer T., 13th World Hydrogen Energy Conference, 12-15 June 2000, Beijing, PR China; Proc. "Hydrogen Energy Progress XIII", Z.Q. Mao, T.N. Veziroglu, (Eds.) p. 1203
- Steinfeld, A., Palumbo, R. Fuels from sunlight and water.
http://www1.psi.ch/www_f5_hn/Solar/solarchem.pdf
- Stucki S. The cost of electrolytic hydrogen from off-peak power Int. J. Hydrogen Energy, 16 (1991) 461-467
- Stucki, S. BIOMETH, Methanolproduktion aus Biomasseabfällen in der Schweiz, Phase 1: Machbarkeitsstudie, Schlussbericht, August 1996, Bundesamt für Energiewirtschaft Bern.
- Ullmann Enzyklopädie Technische Chemie, Band 24, Kapitel Wasserstoff.

Konsequenzen der Abstimmung über Energievorlagen in der Schweiz

H.U. Schärer, Leiter Sektion Erneuerbare Energien, Bundesamt für Energie, Bern

Das Volk hat am 24. September sowohl die Solarinitiative als auch eine Förderabgabe auf nicht erneuerbaren Energien (Förderabgabegesetz FAG) und eine Lenkungsabgabe auf nicht erneuerbaren Energien („Grundnorm“) abgelehnt.

Die bei einer Annahme des FAG erhofften, bereits bis ins Detail vorbereitete Verstärkungen der Programminhalte auf der Basis von rund 450 Mio Franken pro Jahr werden nun also nicht umgesetzt werden können. Trotzdem wird es ab nächstem Jahr ein Nachfolgeprogramm zu Energie 2000 geben. Bei dessen Start im Jahre 1991 wurde von einem Finanzbedarf von jährlich 170 Mio Franken ausgegangen, was aber nie bewilligt worden war. Grundlage wird wie bisher (ab 1998) das Energiegesetz sein. Wir gehen davon aus, dass nur etwa gleich hohe finanzielle Mittel zur Verfügung stehen werden wie für Energie 2000 – rund 50 Mio Franken jährlich.

Abgesehen davon, dass wesentlich kleinere Brötchen gebacken werden müssen als erhofft, hat die Ablehnung noch weitere Konsequenzen:

Das Energiegesetz schreibt vor, dass die bisherigen Subventionsmittel des Bundes den Kantonen als Globalbeiträge auszurichten sind – nach Massgabe der Kantonsmittel und der Wirksamkeit der kantonalen Programme. Der Bund kann nur noch Finanzbeiträge an Projekte nationaler Bedeutung gewähren. Die Kantone müssen mindestens gleich hohe eigene Mittel wie die Globalbeiträge in ihr kantonales Programm investieren. Sie können aber die Bundesmittel grundsätzlich nach eigenem Ermessen verwenden – für entweder nur Finanzbeiträge an Anlagen oder „indirekte“ Massnahmen wie Information, Beratung, Qualitätssicherung etc. – oder für beides. Wohl wird es nun nicht 26 verschiedene Programme geben; dass mindestens in den verschiedenen Landesregionen unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt werden, ist jedoch wahrscheinlich. Dagegen ist an sich nichts einzuwenden, wenn sie den Möglichkeiten der verschiedenen Regionen optimal angepasst sind. Ob dies dann auch für die nationalen Ziele optimal sein wird, muss sich noch weisen. Sicher aber wird die Steuerung des nationalen Nachfolgeprogramms zu Energie 2000 einiges schwieriger werden. Für Investoren und Anbieter heisst die Kantonalisierung der Subventionen, dass sie für jedes Projekt wissen müssen, ob der Standortkanton nun Finanzbeiträge gibt, nach welchen Kriterien und unter welchen Bedingungen er dies tut.

Eine weitere Konsequenz, auf der Basis des Energiegesetzes fortfahren zu müssen, ist die, dass die Kredite jedes Jahr neu beantragt und vom Parlament bewilligt werden müssen; eine Übertragung von allfällig wegen Projektverzögerungen Ende des Kalenderjahres noch vorhandenen Mitteln ist nach wie vor nicht möglich. Mit dem FAG hingegen wären rollende Planung und längerfristige Sicherheit über die verfügbaren Mittel gegeben gewesen. Mit einem vor allem von der herstellenden Industrie zu Recht gefürchteten „Stop and Go“ der Unterstützungen wird damit auch künftig zu rechnen sein.

Wie steht es mit den erneuerbaren Energien im Nachfolgeprogramm zu Energie 2000 ?

Das bisherige Bundes-Subventionsprogramm für Solaranlagen wird nach dem vorhin Gesagten also abgeschlossen werden. Das dürfte vor allem die Photovoltaik treffen: Es ist kaum anzunehmen, dass viele Kantone dafür Finanzbeiträge ausrichten werden.

Während fast des ganzen Programms Energie 2000 wurden vom Bund auch Finanzbeiträge an Holzheizungen mit mehr als 100 kW Leistung gewährt. Nun konnte diese Bundes-Finanzhilfe im Rahmen des Programms zur Beseitigung der Folgen des Orkans Lothar noch verstärkt werden. Das Programm ist allerdings auf vier Jahre befristet. Die Holzenergie wird also bis Ende 2003 von den gleichen Bedingungen profitieren, wie sie das FAG geboten hätte. Ab 2004 werden dann auch für die Holzenergie nur noch kantonale Finanzbeiträge möglich sein. Sie dürften zudem in der Regel nicht mehr so hoch ausfallen wie diejenigen im Rahmen von Lothar.

Abgesehen von den direkten Finanzbeiträgen an Anlagen wird das Nachfolgeprogramm zu Energie 2000 ähnlich aussehen wie dieses selber: In Zusammenarbeit zwischen Bund, Kantonen und der Wirtschaft sollen die erfolgreichen Massnahmen zur indirekten Förderung der erneuerbaren Energien (Marketing) fortgeführt werden. Die Leitung wird voraussichtlich die Sektion Erneuerbare Energien des Bundesamts für Energie haben und damit das in Energie 2000 zuständige Ressort Regenerierbare Energien ablösen. Ein wesentliches Verdienst des Ressorts ist, Strukturen erhalten resp. geschaffen zu haben, die ihre wesentliche Promotionsrolle am Markt auch künftig spielen können – und dies auch tun werden. Die Rede ist von den Netzwerken Swissolar, Vereinigung für Holzenergie VHe, Fördergemeinschaft Wärmepumpen Schweiz FWS, SuisseEole, Biomasse Schweiz und Interessengemeinschaft Schweizerische Kleinkraftwerk-Besitzer ISKB. Sie haben sich kürzlich in der Agentur für Erneuerbare Energien und Energieeffizienz AEE zusammengeschlossen. Sie und allenfalls weitere Wirtschaftsorganisationen werden auch künftig die wichtigsten Akteure zur Promotion der erneuerbaren Energien sein. Die Ziele, der einzuschlagende Weg und mögliche Aufgabenteilung sind in der „Strategie 2000-2010 erneuerbare Energien“ vom 30. Juni 2000 festgehalten¹.

¹ Erhältlich beim Bundesamt für Energie, 3003 Bern (Tel 031 322 56 11)

Welche finanzielle Unterstützung des Bundes können die Partner der Privatwirtschaft erwarten – und wofür ?

Im bisherigen Programm Energie 2000 haben die erneuerbaren Energien davon profitiert, dass in den ersten 8 Jahren der Energienutzungsbeschluss ENB für die Mittelverteilung massgebend war. Sie waren für erneuerbare Energien und Abwärmenutzung zu verwenden. Alle Massnahmen zur rationellen Energienutzung etwa im Gebäudebereich oder in der Industrie konnten hingegen kaum unterstützt werden. Der ENB wurde 1998 vom Energiegesetz abgelöst. Danach sind nun auch alle Promotionsmassnahmen zur rationellen Energienutzung unterstützungsberechtigt. Das bedeutet leider bei gleich bleibendem Gesamtbudget des Programms, dass den erneuerbaren Energien im Nachfolgeprogramm weniger Mittel zur Verfügung stehen werden. Wir müssen davon ausgehen, dass sie um mindestens 30% reduziert sein werden. Für die Programmpartner der Wirtschaft bedeutet dies, dass sie ihren Eigenfinanzierungsgrad erhöhen, zusätzliche Mittel von den Kantonen erhalten, ihre Mitglieder zu mehr Eigenleistungen motivieren oder aber im schlimmsten Fall ihre Aktivitäten einschränken müssen. Das wäre natürlich für den Erfolg des Programms verhängnisvoll.

Eine Ausnahme betrifft in den nächsten drei Jahren wiederum die Holzenergie: Aus den Mitteln für Lothar sind auch indirekte Massnahmen wie Machbarkeitsstudien, Information und Beratung möglich. Die VHe wird deshalb vorderhand nicht Kürzungen der Bundesbeiträge in Kauf nehmen müssen. Alle an der Holzenergie interessierten Kreise sind aber sicher gut beraten, sich heute schon auf sieben magere Jahre nach Lothar einzustellen.

Die finanzielle Unterstützung der Aktivitäten von Programmpartnern der Wirtschaft durch den Bund wird auch bisher aus Beiträgen an deren Informations- und Beratungstätigkeiten, an Massnahmen zur Qualitätssicherung inkl. der Aus- und Weiterbildung bestehen. Das BFE versteht sich zudem auch weiterhin als Dienstleister für die Akteure der Wirtschaft, indem es im Rahmen seiner Möglichkeiten erfolversprechende, marktorientierte Entwicklungen, Grundgearbeiten für bessere Vermarktungsargumente erneuerbarer Energien, Entscheidungsgrundlagen für potenzielle Investoren finanzieren sowie den internationalen Informations- und Erfahrungsaustausch sicher stellen wird.

Autorenverzeichnis

Dr. Serge Biollaz

Paul Scherrer Institut, Labor für Energie und Stoffkreisläufe, CH – 5232 Villigen PSI

Prof. Henrik Carlsen

Dept. of Energy Engineering, Technical University of Denmark, DK – 2800 Lyngby

Renato Figi

EMPA, Abt. Anorg. Analytik/Feststoffcharakterisierung, Überlandstrasse, CH – 8600 Dübendorf

Christian Gaegauf

Ökozentrum Langenbruck, Schwengistrasse 12, CH – 4438 Langenbruck

Dr. Philipp Hasler

Verenum, Langmauerstrasse 109, CH – 8006 Zürich

Heinrich Huber

Hochschule Technik+Architektur Luzern, Technikumsstrasse 21, CH – 6048 Horw

Ulrich Jansen

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Sekt. Feuerungen und Energie, CH - 3003 Bern

Andres Jenni

Ardens GmbH, Grammetstrasse 14, CH – 4410 Liestal

Dr. Martin Mohr

EMPA, Abt. Verbrennungsmotoren/Feuerungen, Überlandstrasse, CH – 8600 Dübendorf

Philipp Morf

Institut für Energietechnik, LTNT, ETH Zentrum (ML), CH – 8092 Zürich

PD Dr. Thomas Nussbaumer

Verenum, Langmauerstrasse 109, CH – 8006 Zürich

Dr. Michael Oser

Verenum, Langmauerstrasse 109, CH – 8006 Zürich

Rob Remmers

Essent Energy Systems Zuid BV, Postfach 218, NL – 5550 AE Valkenswaard

Dr. Roger Salzmann

bis 1999: Institut für Energietechnik, LTNT, ETH Zentrum (ML), CH – 8092 Zürich
aktuelle Anschrift: Bytics Technologie AG, Seestrasse 60a, 8610 Uster

Hans-Ulrich Schärer

Bundesamt für Energie, Sektion Erneuerbare Energien, CH – 3003 Bern

Beat Schweizer

Tiba-Müller AG, Bechburgersrasse 21, CH – 4710 Balsthal

Dr. Samuel Stucki

Paul Scherrer Institut, Labor für Energie und Stoffkreisläufe, CH – 5232 Villigen PSI

Christian Völlmin

Sopra Solarpraxis AG, Hombergstrasse 4, CH – 4466 Ormalingen

Michael Wagner

Jenbacher AG, A – 6200 Jenbach