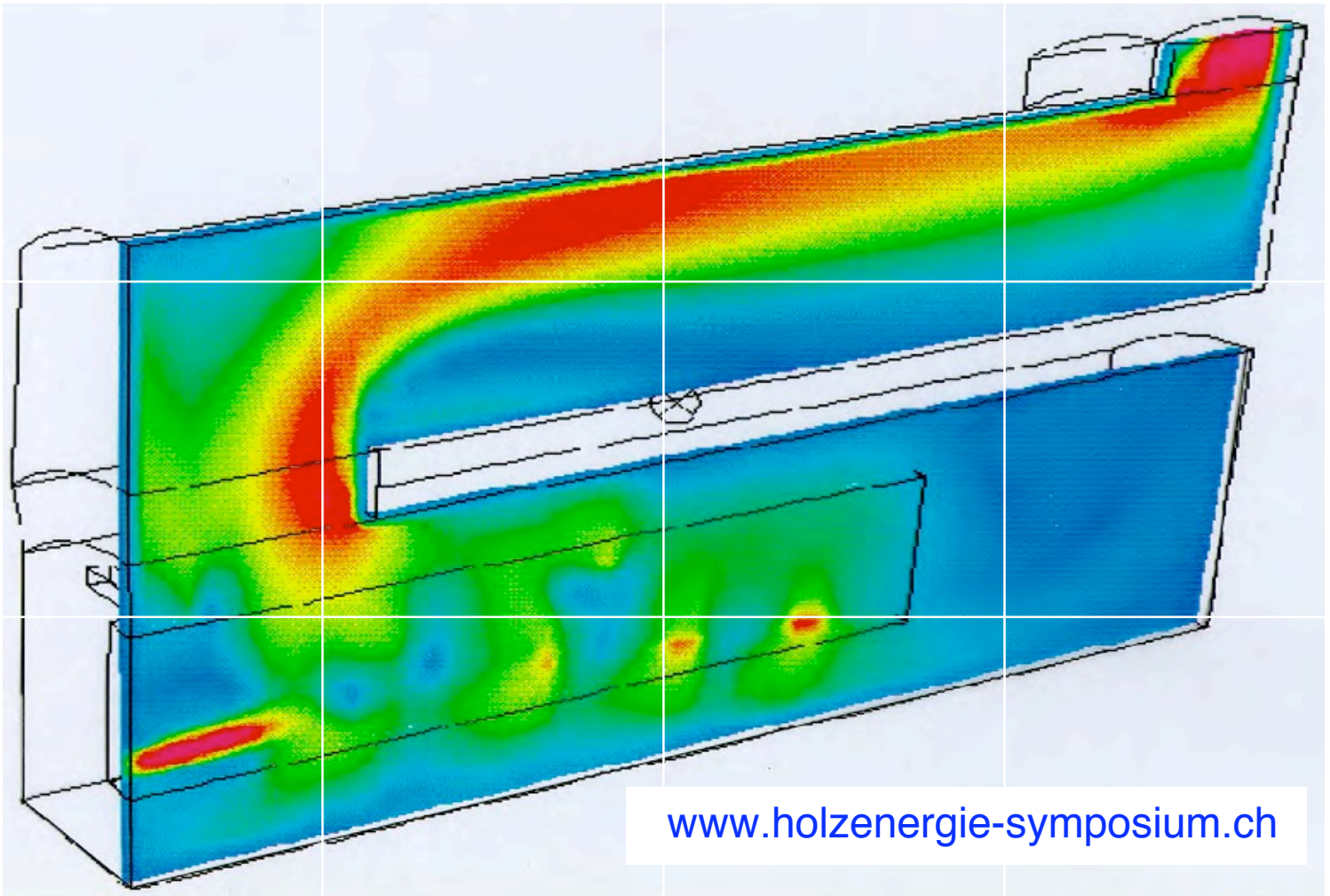


Thomas Nussbaumer (Hrsg.)

11. Holzenergie-Symposium

Potenzial und Technik zur Holzenergie-Nutzung

17. September 2010, ETH Zürich



Thomas Nussbaumer (Hrsg.):

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

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

ISBN 3-908705-21-5

Bezugsquellen:

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

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

Weitere Informationen: www.holzenergie-symposium.ch

Inhaltsverzeichnis

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

Vorwort

Im Jahr 1990 hat das Schweizer Volk den Energieartikel angenommen und damit die Reduktion fossiler und die Förderung erneuerbarer Energieträger in der Verfassung verankert. Auf dieser Basis wurde die Holzenergie in den letzten 20 Jahren in verschiedenen Programmen unterstützt. Wie die Entwicklung zeigt, war diese Förderung sehr erfolgreich, so dass der Energieholzverbrauch seit 1990, als das Holzenergie-Symposium ins Leben gerufen wurde, stetig zugenommen hat. Nun zeichnet sich ab, dass das Wachstum nicht unbegrenzt weiter gehen kann, da das Holzpotenzial begrenzt ist. Das Ziel des Bundes ist ausserdem eine Holznutzung nach dem Kaskadenprinzip mit Erhaltung der übergeordneten Schutz- und Erholungsfunktionen des Waldes, was auch bei der Nutzung von Energieholz zu beachten ist.

Dieses Spannungsfeld bildet den Rahmen zum 11. Holzenergie-Symposium, das sich der Frage nach dem Potenzial an Holz und den Strategien zu dessen Nutzung widmet. Kit Prins hat als ehemaliger Experte bei der UNECE/FAO profunde Kenntnis der Holzmärkte in Europa und beschreibt, wieviel Holz zur Verfügung steht und wie dies sinnvoll genutzt werden kann. Die spezifische Situation der Schweiz wird von Rolf Manser vom Bundesamt für Umwelt beleuchtet, während die am Markt als Nutzer auftretenden Akteure den Holzbedarf für die Bereiche Industrie, Elektrizität und Wärmeerzeugung aufzeigen. Diese Bestandesaufnahme dient als Basis zur Diskussion, welche Nutzungsarten zu unterstützen sind und wie ökologisch oder ökonomisch nachteilige Konkurrenzsituationen vermieden werden können.

Ein Nachteil der heutigen Holzenergienutzung betrifft ihr Beitrag zum Feinstaub, weshalb die Techniken zu deren Verminderung ein festes Thema der Tagung sind. Als Einführung in die Thematik beschreibt Prof. Dr. Urs Baltensperger das Verhalten der Schadstoffe in der Atmosphäre und leitet daraus Konsequenzen für die Holzenergie ab. Da Feinstaubabscheider heute ein Bestandteil automatischer Holzheizungen sind, zeigt Prof. Dr. Wulf Schultess auf, wie Mängel bei der Auslegung zu vermeiden sind. Weitere Themen widmen sich dem Einfluss der Betriebsweise auf die Schadstoffemissionen und Wirkungsgrade sowie neuen Konzepten zur effizienten Nutzung von Holz für Wärme und Strom.

Ich freue mich, wenn diese Themen dazu beitragen, das Energieholzpotenzial auszuerschöpfen und dabei die Prinzipien der Nachhaltigkeit zu beachten.

Prof. Dr. Thomas Nussbaumer
Hochschule Luzern – Technik & Architektur, Horw
Verenum, Zürich

Zürich, 17. September 2010

Wood potential and future demand and supply for wood in Europe

Is there enough wood and what are the options for governments and stakeholders? How much wood is available for energy?

Kit Prins, Carouge, Genève

Zusammenfassung

Holzpotenzial und zukünftige Entwicklung des Holzbedarfs und der Holzversorgung in Europa

Gibt es genügend Holz und was sind die Möglichkeiten für Regierungen und Akteure?

Wie viel Holz ist für Energiezwecke verfügbar?

Im Zusammenhang mit den ambitionierten Zielen für erneuerbare Energie steht die ausreichende Verfügbarkeit von Holz zur Debatte. Im Projekt "EUwood" wurden der Bedarf an Holz als Rohstoff und Energiequelle sowie das Potenzial an Waldholz und anderen Quellen wie Landschaftspflege- und Altholz abgeschätzt. Die Resultate wurden in der "Wood Resource Balance" zusammengefasst. Um die EU-Ziele für erneuerbare Energie zu erreichen werden im Jahr 2030 rund 750 Millionen Kubikmeter Holz benötigt, im Vergleich zu 350 Mio m³ im Jahr 2010. Der Gesamtbedarf beträgt rund 1350 Mio m³ pro Jahr. In einem mittleren Mobilisierungsszenario wird ein Potenzial von 1100 Mio m³ im Jahr 2030 abgeschätzt. Davon sind 59% aus Waldholz und die restlichen 41% aus anderen Quellen. Den politischen Willen zur Erreichung der Energieziele vorausgesetzt, führt das zu zunehmenden Spannungen im Gleichgewicht von Angebot und Nachfrage. Eine übergreifende Strategie mit Mobilisierung weiter Bereiche des Holzangebots unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit bei gleichzeitigen Anstrengungen zur Erhöhung der Energieeffizienz und zum Ausbau anderer erneuerbarer Energien als Holz wird vorgeschlagen.

Abstract

Ambitious targets for renewable energy have led to concern about the adequacy of future wood supply. The EUwood project has estimated future wood demand for raw material and energy, and the potential of wood supply, from forest biomass and other sources such as landscape care wood and post consumer recovered wood. It has brought these together in the Wood Resource Balance. To meet the EU targets for renewable energy about 750 million m³ of wood would be needed in 2030, compared to about 350 million m³ in 2010, leading to total wood demand of about 1350 million m³. The supply potential in 2030 is estimated at 1110 million m³, of which 59% from the forest and 41% from other sources, in a medium mobilisation scenario, a clear indication of rising tensions on the supply/demand balance, assuming political will to reach the renewable energy targets. A comprehensive strategy is proposed, with mobilisation of a wide range of wood supplies, on a sustainable basis, and efforts to improve energy efficiency and develop renewable energies other than wood.

1 Introduction

The enormous increase in interest in renewable energies, stimulated by concern for energy security and sustainable development, as well as a steep rise in prices of fossil fuels, has led to a focus on the outlook for wood energy. In turn this has led to concern about whether there will be enough wood to satisfy the need of society for wood energy. This concern has been increased by the fear of traditional wood using industries that their raw material would become scarce or too expensive.

Policy targets for renewable energy have been set in many countries and the European Union. The ambition of these targets has caused experts to question the received wisdom of recent decades: That Europe's forests are under-used. This question is extremely complex, because of the multiple uncertainties: About present levels of wood energy use, the outlook for demand, the contribution of the many under-reported sources of wood supply, the level of future costs and prices, and so on. In the absence of a comprehensive and robust model for this system, one approach has been to use an "accounting" approach to bring together projections and estimates for different components [Mantau, et al., 2008]. The Wood Resource Balance approach developed by Udo Mantau and his team, first for Germany and then for all European countries, has proved useful in bringing together all the components of the supply and demand balance. This approach, together with other models, such as EFISCEN, and econometric projections, is at the centre of outlook work for an EU-funded research project, EUwood, and of the latest UNECE/FAO European forest sector outlook study, EFSOS, to be published in 2011.

This paper is based chiefly on the draft EUwood final report which was submitted to the European Commission on 30 June 2010, and is under review by the Commission which will decide whether it may be published. The presentations made to a meeting of stakeholders in June 2010 are available on the internet at and are the basis for the data in this report:

http://ec.europa.eu/energy/renewables/events/index_en.htm.

The data in this paper may therefore be revised later.

2 Overview of the Wood Resource Balance approach

Using available information from regular statistical sources, the Balance estimates all the components of wood supply, whether from the forest (stemwood, logging residues) or not (residues, post consumer recovered wood, landscape care wood etc.) and consumption of wood in sawmills, wood based panel mills or pulp mills or as a source of energy. The volumes of wood consumed are estimated on the basis of conversion factors. Because of the treatment of residues, there is intentional double counting (e.g. a sawlog is consumed to make sawnwood, then the chips from it are used to make particle board, and then the particle board residues are used for energy), but this does not affect the balance as these volumes appear on both sides. This approach makes it possible not only to include all flows of wood, but also to quantify the "cascade use" of wood, i.e., the degree to which wood is reused and recycled between uses.

Because of the approach used, totals from the Wood Resource Balance approach are usually not directly comparable with data from more partial or specialised methods. Apparent inconsistencies arise, from the existence of unrecorded flows of wood e.g. unrecorded fellings, measurement errors and inconsistencies and inaccurate conversion factors. However, it also makes it possible to identify and even quantify the sources of errors, so that corrective action may be taken.

The Wood Resource Balance for the EU27, as calculated by EUwood is set out in table 1. The supply side in EUwood is potential, not actual, supply, so it is normal that the potential supply is higher than the actual consumption

Table 1 Wood resource balance 2010. Source: [Mantau, 2010].

Potential	2010	2010	Demand
Stemwood coniferous (ME)	362	196	Sawmilling
Stemwood non-coniferous (ME)	182	11	Veneer & plywood
Forest residues (ME)	118	143	Pulp
Bark (ME)	24	92	Panels
Landscape care wood (ME)	59	15	Other material uses
Short rotation plantations	-	21	Production solid wood fuels
Sawmill by-products	87	20	Forest sector internal energy
Other industrial residues	30	128	Biomass power plants
Black liquor	60	23	Households (pellets)
Solid wood fuels	21	155	Households (other)
Post consumer wood	52	0	Liquid biofuels
Total	994	805	Total

The main features of this balance are that in the EU27 in 2010:

- Energy uses of wood account for 45% of the total
- “Non-forest biomass” including industry residues, black liquor, landscape care wood and post consumer recovered wood account for a third of the potential wood supply
- The potential wood supply is nearly 200 million m³ higher than consumption¹.

¹ Revised figures indicate this “gap” might be smaller.

3 How important is wood energy now?

Recently there has been an improvement in the quality of statistics on the supply and use of wood energy, as countries have invested in the necessary surveys and forest sector experts have worked more with energy sector experts. At the international level, this has been reflected by the UNECE/FAO/IEA Joint Wood Energy Enquiry [Steierer, et al., 2007, UNECE/FAO, 2009]. To summarise the main features of the situation:

- About half of the energy wood is “indirect”, i.e., mostly industry residues, including black liquor.
- Private households are still the most important consumers of wood energy, followed by the forest industries, although other users, notably medium sized suppliers of combined heat and power are growing fast.
- Wood accounts for about half of renewable energy, far more than any other source, although the share of wood varies widely, according to the availability of wood, and the strength of other renewable energies.

Table 2 Supply and use of wood energy², 2006 Source: [Steierer, et al., 2007].

Europe

Inhabitants:	270.806.359				
Total wood energy generation Roundwood equivalent m ³ per inhabitant	0,68				
[1 000 m ³]	U1 Power and heat	U2 Industrial	U3 Private households	Sum (U1+U2+U3)	%
S1 Direct	5.383	1.052	76.097	82.531	45%
S2 Indirect	29.486	52.192	8.903	90.581	49%
S3 Recovered	8.960	27	2.612	11.599	6%
Sum (S1+S2+S3)	43.828	53.272	87.612		
%	24%	29%	47%		
				184.712	

² „Direct supply“ is from the forest,
„indirect“ from industry and
„recovered“ is post consumer recovered wood

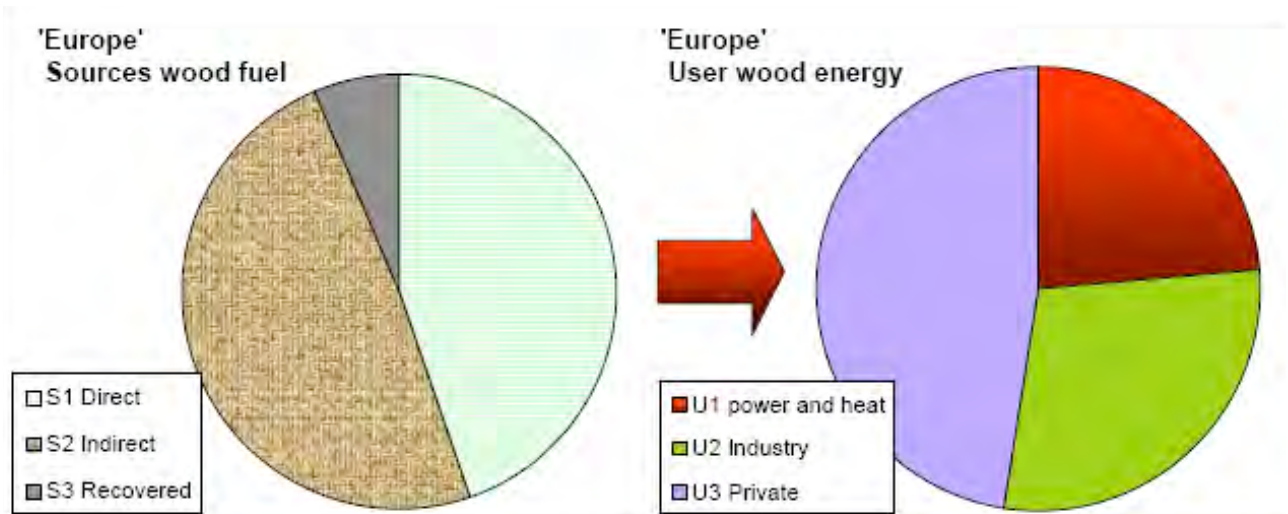


Figure 1 Supply and use of wood energy, 2006. Source: [Steierer, et al., 2007].

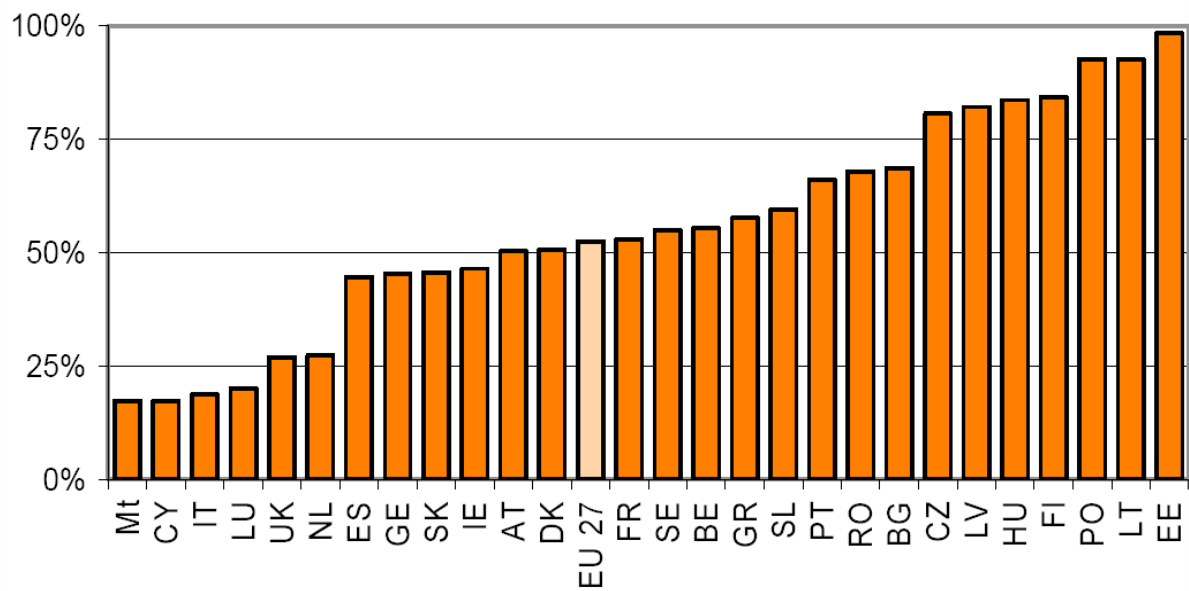


Figure 2 Share of wood in renewable energy sources in EU countries, 2007. Source: [Steierer, et al., 2007].

4 How much wood is needed to meet the energy targets?

To estimate how much wood will be needed, it is necessary to estimate the following:

- Total energy consumption, in particular whether energy efficiency targets will be met, decoupling energy consumption from economic growth.
- From total energy consumption, renewables consumption is calculated by the targets.
- The share of renewables taken by wood must be estimated.
- The efficiency of wood use for energy should also be taken into consideration.

EUwood assumed that energy efficiency targets are met, a trend which is in accordance with results for recent years, as well as countries’ official targets

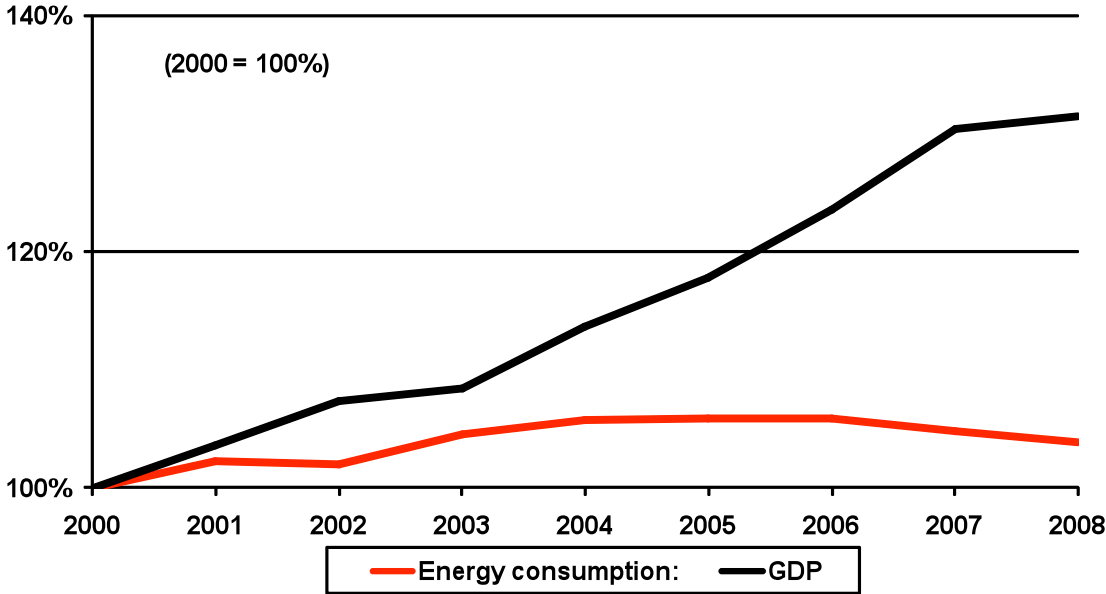


Figure 3 Energy consumption and GDP, EU27, 2000-2008.
Source: Data Eurostat, illustration: EUwood

It was also assumed that the share of wood in renewable energy would fall, from about 50% for the EU27 to about 40% (separate estimates were prepared for each country, taking account of national circumstances). This appears a reasonable assumption as other renewables such as solar, wind or tide, are in a phase of rapid expansion whereas conventional wood combustion is already a mature technology. It was also assumed that there would be no change in the efficiency of the use of wood for energy, in particular that the share of wood burnt in power plants (without combined heat and power CHP) would not increase. Given the much lower efficiencies of pure electricity generation, compared to CHP or heat production in households or industries, firing large quantities of wood in conventional power stations would reduce the overall efficiency of energy generation from wood.

On the basis of these assumptions, EUwood constructed the scenario summarised in Figure 4, which shows the total amount of wood needed to meet the EU27 renewable energy targets, with a breakdown by type of user in figure 5.

Wood consumption for energy generation should grow from 346 million m³ in 2010 (3.1 EJ) to 573 million m³ (5 EJ) in 2020 and might reach 752 million m³ in 2030 (6.6 EJ), more than

doubling in 20 years, if the targets are to be achieved, and under the relatively favourable assumptions outlined above. However, if the energy efficiency targets are not met, and energy efficiency stays at the 2010 level, a further 190 million m³ would be needed. On the other hand if other renewables grew faster than expected, and the share of wood fell to 35% of renewables, 190 million m³ less would be needed [Steierer, 2010]. These two figures confirm the necessity of considering the wider outlook, looking beyond the forest sector when reviewing the outlook for the sector.

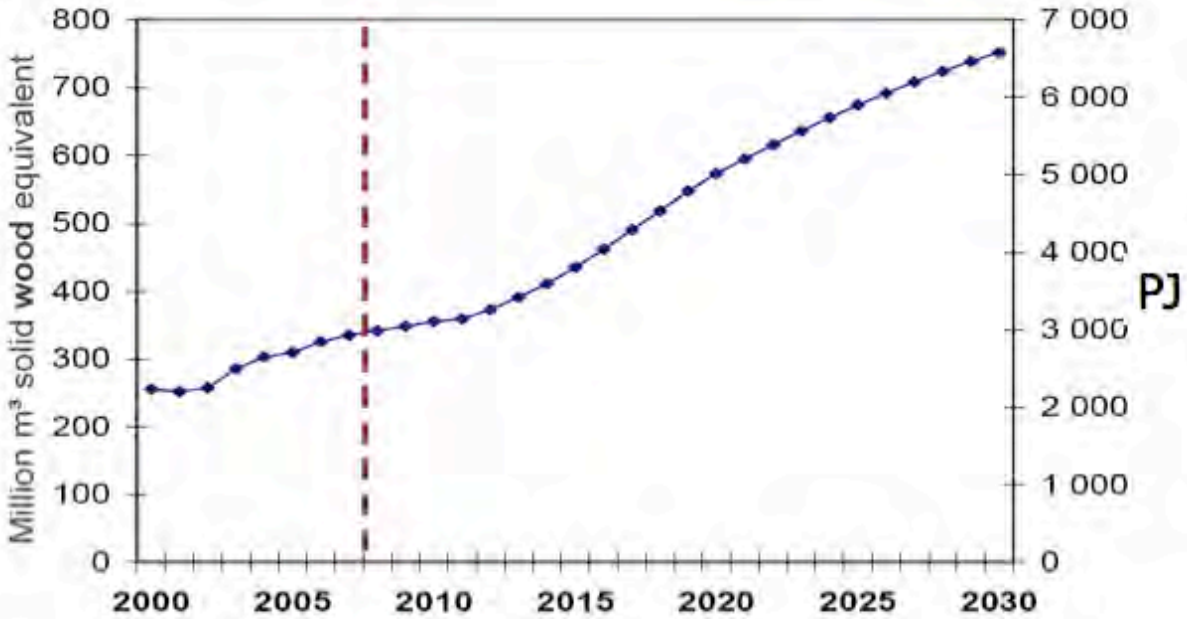


Figure 4 Wood needed to achieve the EU renewable energy targets. Source: [Steierer, 2010].

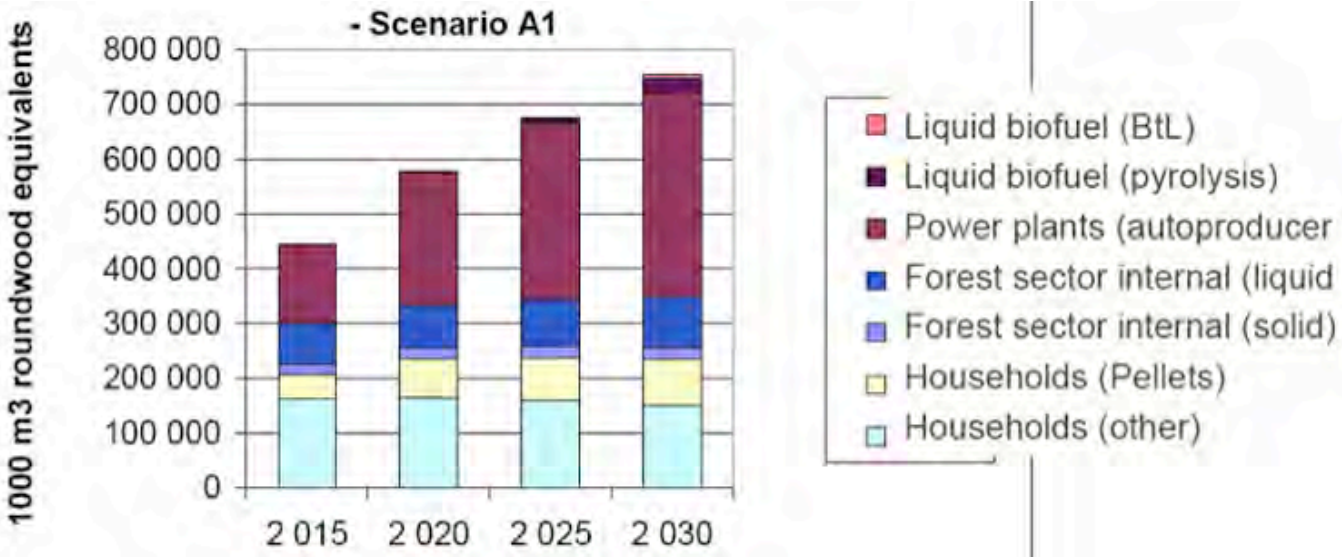


Figure 5 Possible future wood energy consumption in EU 27, by type of user. Source: [Steierer, 2010].

5 Outlook for the supply/demand balance for wood in the EU27

Wood Resource Balances were constructed for 2020 and 2030 to address the issue of whether there would be “enough” wood or not. They combined the following projections and estimates:

- Econometric projections of the future production and consumption of forest products.
- Estimates of wood needed to achieve the energy targets as described above.
- Projections of future forest biomass potential according to three different mobilisation scenarios.
- Estimates of future supply of residues, post consumer recovered wood and landscape care wood.
- Because of great uncertainty, and conflicting expert opinion, no specific assumptions were prepared for wood supply from other regions or from short rotation coppice, which were treated as residuals.

The theoretical potential from forest biomass (i.e. without any constraints apart from age structure, forest type and site class) was estimated using the EFISCEN model [Schelhaas, et al., 2007]. It is defined as a level of harvest which can be maintained over at least 50 years. The potential covered not only stemwood (from final cut and thinning) but also harvest residues, bark and stumps. Then the theoretical potential was constrained by a number of technical, environmental and social factors, varying according to the scenario. In all scenarios the areas at present under strict conservation management are not touched. The differences between the scenarios can be summarised as follows:

- In the high mobilisation scenario, wood mobilisation is given high priority, there is a high use of biomass (harvesting residues), and of stumps (Nordic countries and UK only), some harvesting constraints based on slope and site fragility are loosened, there is fertilisation and all forest owners are successfully mobilised to supply wood.
- In the medium mobilisation scenario, there is incomplete mobilisation of forest owners, no stump harvesting, and stricter constraints e.g. on slopes and fragile sites.
- In the low mobilisation, biomass harvesting guidelines are strict, forest owners are not mobilised and more areas are managed for conservation of biodiversity.

Both the medium and the high mobilisation scenarios would represent a significant intensification of management over present practice [Verkerk, et al., 2010].

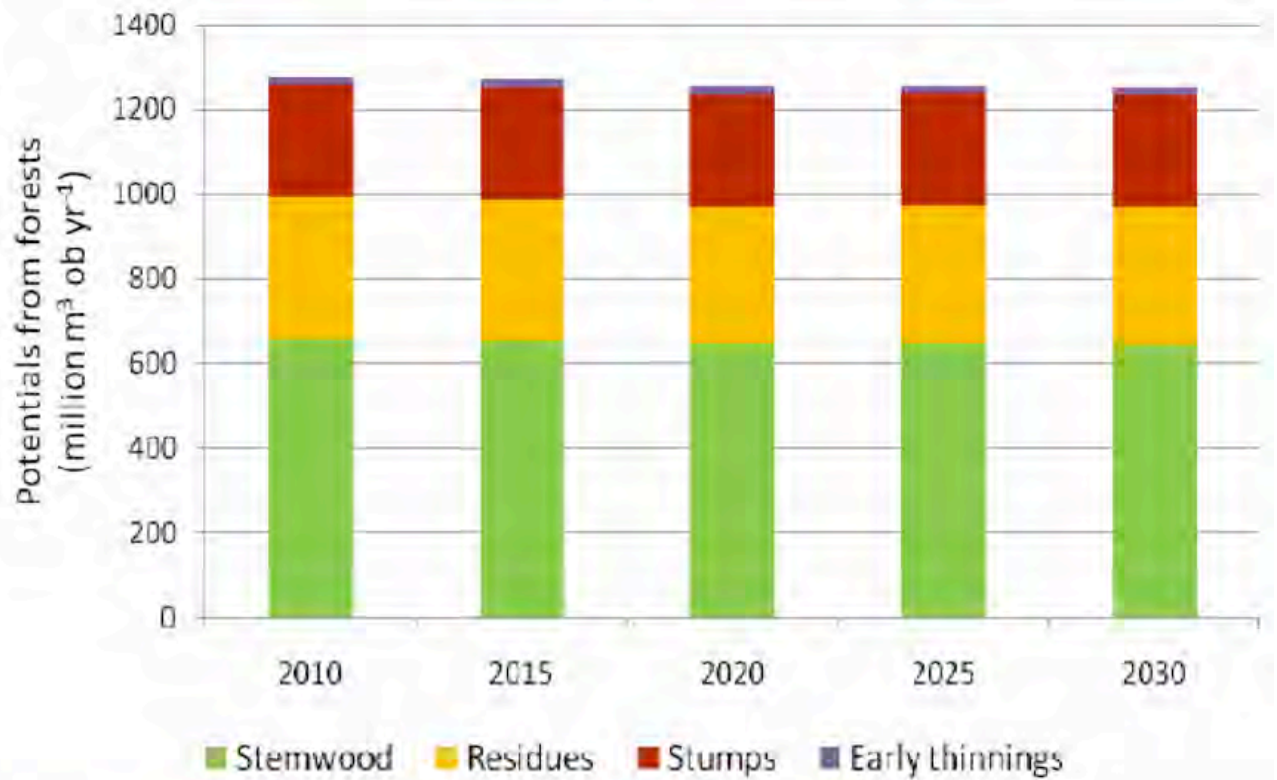


Figure 6 Theoretical biomass supply from EU forests. Source: [Verkerk, et al., 2010].

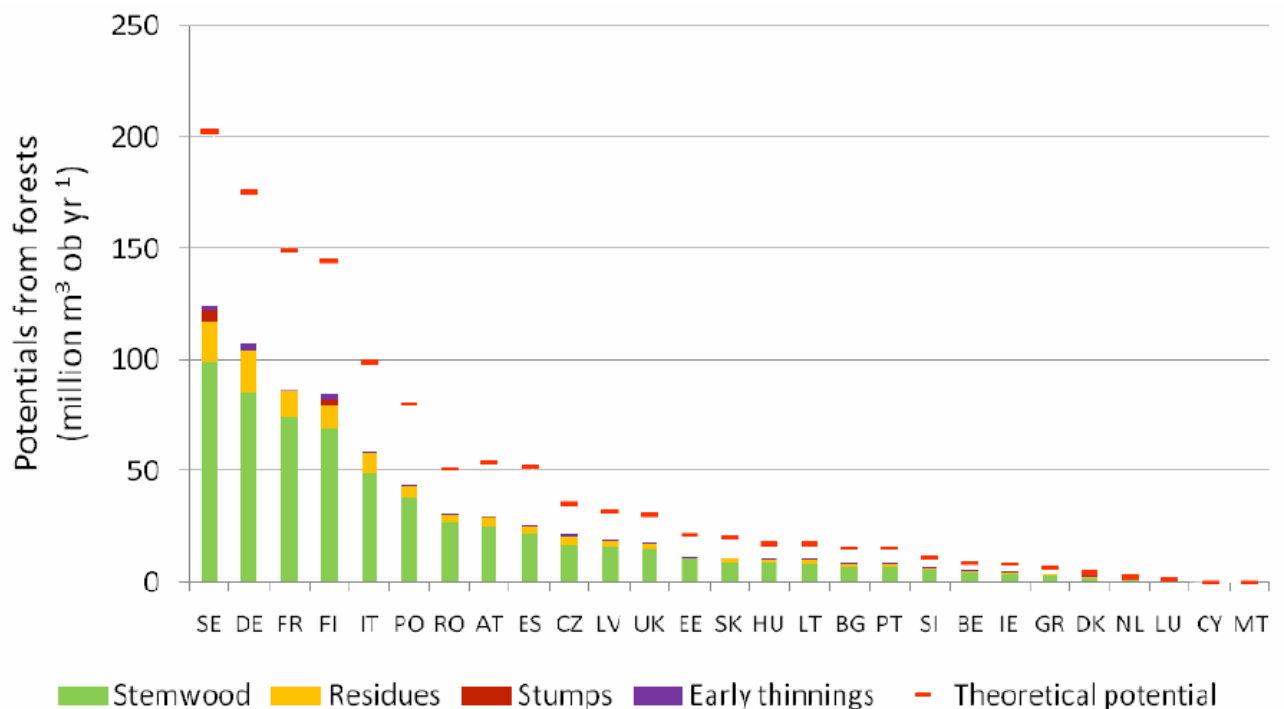


Figure 7 Realisable biomass supply from forests: medium mobilisation and theoretical potential. Source: [Verkerk, et al., 2010].

Table 3 presents the balance for 2030, with the medium mobilisation scenario, and figure 8 compares the three levels of mobilisation with the demand necessary to supply raw material and achieve the energy targets.

Figures 9 and 10 illustrate two strong trends emerging from the analysis, i.e., that the share of energy wood will rise and that the share of direct forest biomass will fall (as supply from residues, recovered wood etc increases).

To summarise:

- On a medium mobilisation scenario, demand for raw material, and renewable energy targets overtakes sustainable potential before 2020.
- On a high mobilisation scenario, it is difficult, but not impossible, to supply, on a sustainable basis, almost enough wood to satisfy the needs of the industry and to meet the targets for renewable energy.
- On a low mobilisation scenario, it is not possible to meet raw material demand and energy targets, on a sustainable basis with wood supply from the EU in 2020 or 2030.

Table 3 Wood Resource Balance, EU27 2010 and 2030 (million m³. ME = medium mobilisation)
Source: [Mantau, 2010].

Potential	2010	2030	2010	2030	Demand
Stemwood coniferous (ME)	362	356	196	247	Sawmilling
Stemwood non-coniferous (ME)	182	181	11	17	Veneer & plywood
Forest residues (ME)	118	120	143	200	Pulp
Bark (ME)	24	23	92	136	Panels
Landscape care wood (ME)	59	74	15	20	Other material uses
Short rotation plantations	-	-	21	54	Production solid wood fuels
Sawmill by-products	87	108	20	22	Forest sector internal energy
Other industrial residues	30	42	128	393	Biomass power plants
Black liquor	60	85	23	82	Households (pellets)
Solid wood fuels	21	54	155	151	Households (other)
Post consumer wood	52	67	0	29	Liquid biofuels
Total	994	1109	805	1349	Total

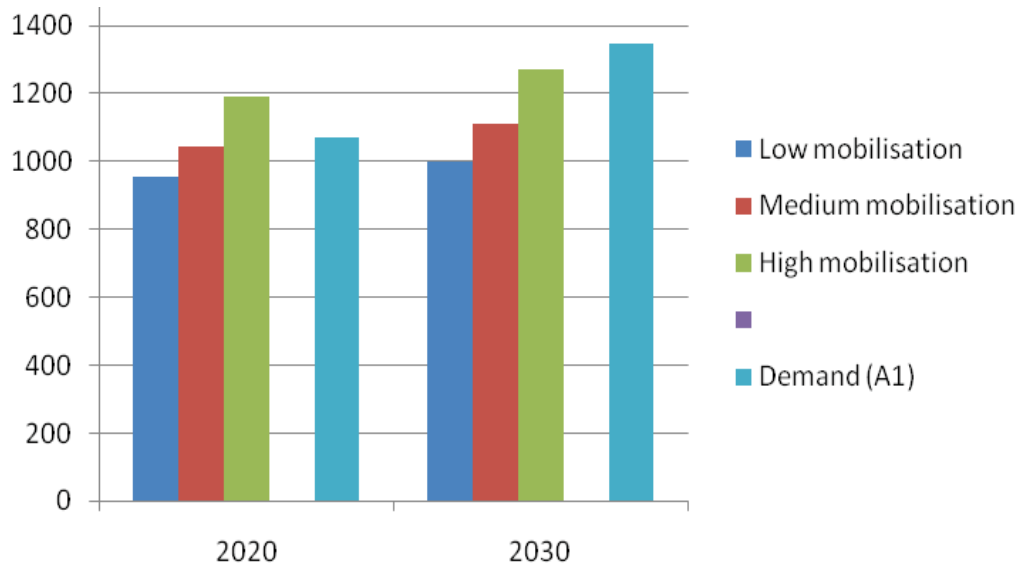


Figure 8 Potential and demand in the Wood Resource Balance EU27, 2020 and 2030 (million m³ p.a.). Source: calculated from [Mantau, 2010].

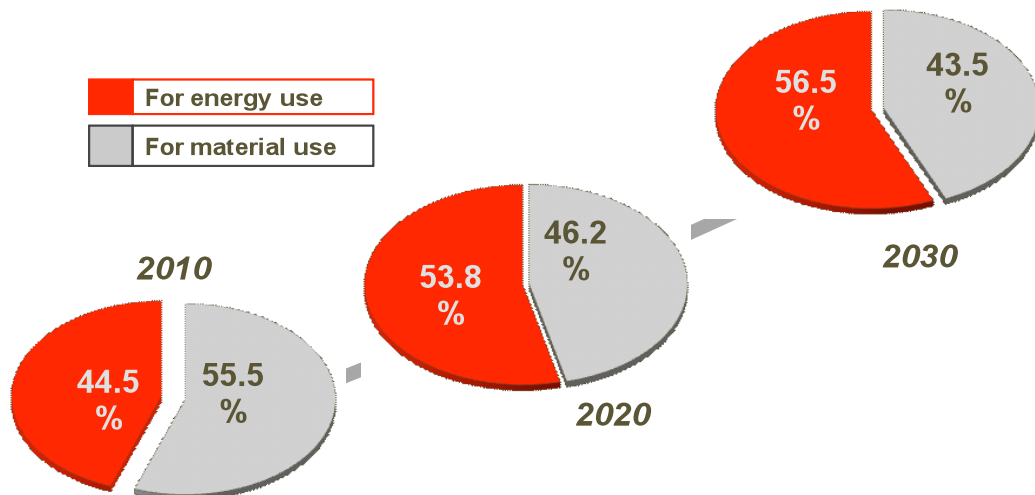


Figure 9 Shares of energy and material uses (% of consumption in Wood Resource Balance EU27) Source: [Mantau, 2010].

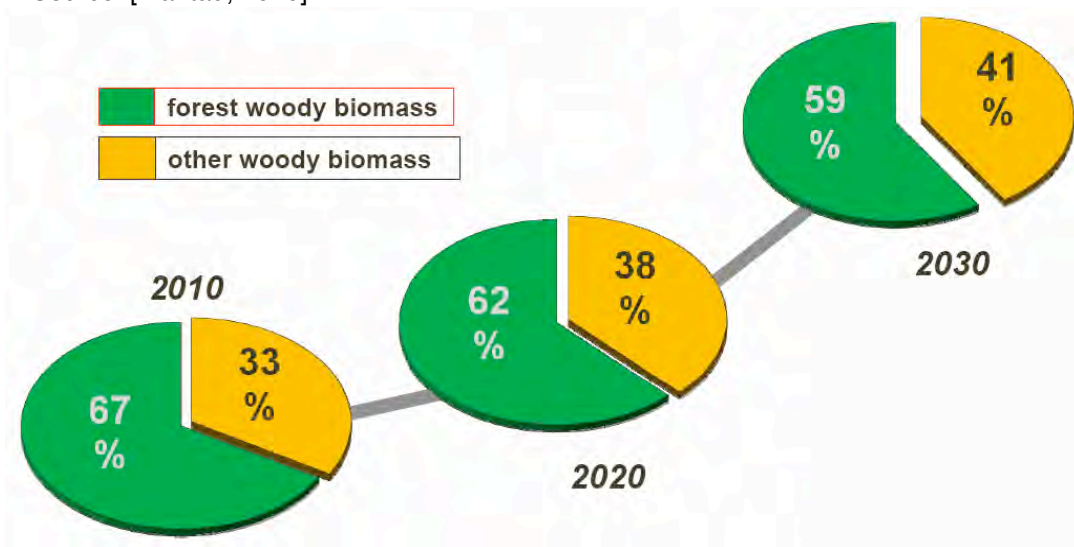


Figure 10 Share of forest woody biomass and other woody biomass in potential (% of potential in Wood Resource Balance). Source: [Mantau, 2010].

6 What response is needed from governments and stakeholders?

The analysis provided by the Wood Resource Balance demonstrates that a problem is emerging: Considerable political will and investment will be required to satisfy, on a sustainable basis, both the needs of the forest industries and the renewable energy targets. Nor should the many other functions of the forest be forgotten or minimised. The challenge facing the sector in Europe is to meet the raw material and energy needs of society while maintaining sustainability and fulfilling the many other functions and services of the forest.

EUwood has drawn up a strategy for a win-win solution for a sustainable supply/demand balance for wood, taking account of both material and energy needs [Prins, 2010]. Its main characteristic is that it takes a comprehensive approach, addressing both supply and demand issues. The main approaches can be schematically presented as follows:

SUPPLY

- Mobilise more wood from existing forests
 - Raise harvest levels
 - Use more parts of the tree (above ground and below ground biomass)
- Increase supply of wood from outside the forest
 - Industry residues
 - Landscape care wood, trees outside the forest
 - Post consumer recovered wood
- Expand forest area (short rotation coppice)
- Increase imports from other regions, if necessary and possible on a sustainable basis.

DEMAND

- Promote energy efficiency
- Promote use of renewables other than wood
- Use wood more efficiently, in industry and for energy.

Wood mobilisation is the topic of Good Practice Guidance prepared by the Forest Europe Liaison Unit Oslo, DG Agriculture and Rural Development and UNECE/FAO, based on widespread consultation and a number of case studies [Forest Europe Liaison Unit Oslo, DG Agriculture and Rural Development, UNECE/FAO, 2010]. The main elements it identifies are:

- Land tenure, management, co-ordination and planning
- Transport and logistics
- Markets and marketing: organisation and transparency
- Improved recovery channels
- Sources of and mechanisms for financing
- Legal and fiscal measures
- Silvicultural measures.

For **non forest biomass**, there are other mobilisation measures, including:

For industry residues, landscape care wood, trees outside the forest

- Comprehensive inventory as these sources are still not well understood and often very local
- Coordinated strategies
- Partnership approaches, bringing together the enterprises where this material “arises” and possible consumers
- Link to forest fire policy (necessary fuel reduction to limit fires produces wood which can be used for energy)

For post consumer recovered wood:

- Standardise classifications, as usable wood may be classified even as toxic waste for special incineration if there are not agreed limits and definitions
- Implement the EU Landfill Directive, as landfill is still the final destination of wood in many countries, despite the provisions of the Directive
- Put in place recovery circuits and markets (Germany and the Netherlands have demonstrated how effective and efficient these can be).

The establishment of large areas of short rotation coppice, or any other highly intensive silviculture, could make a major contribution to wood supply. At present this is of marginal importance in Europe, with the exception of some eucalyptus, willow and poplar plantations. If the entire “gap” in 2030 expected by the Wood Resource Balance were filled by the establishment of very productive short rotation coppice forest (say 15 m³/ha yr.), then about 2 million ha would be needed in the high mobilisation scenario, but 35 million ha in the low mobilisation scenario. However, major uncertainties surround this potential, which are still not well understood, about competition with agriculture and food supply, relative land prices and social preferences, consequences for biodiversity etc.. Such a development would represent a major change to Europe’s landscape and would certainly be controversial: It should be the subject of an open and transparent public debate which would establish society’s priorities for the use of a non-extendable resource, rural land.

If insufficient wood is available in Europe to cover the continent’s needs, the missing volume could in theory be imported from other regions, whether from fast growing plantations in the tropics or traditional temperate/boreal suppliers such as Canada or Russia. However, this option is also surrounded with major uncertainty, notably about the sustainable potential of other regions, and competition from other wood importing regions, such as China. There should also be assurance that supplies are truly from sustainable sources, and do not unfairly undercut European producers. EUwood assumed no change in trade patterns for wood raw material. Recently, some large power stations located near the coast have been proposed to be based at least partly on biomass imported from outside Europe, raising concerns about security and sustainability of supply, wood availability on world markets, and the carbon footprint of the whole operation.

A number of framework conditions must also be satisfied if sufficient wood is to be made available. EUwood identified the following:

- Full implementation of energy efficiency policies
- Non-wood renewables grow faster than wood energy
- Prices are stable at an adequate level
- Financial support for forest sector maintained or increased
- No structural shift in overseas trade pattern
- Insistence on (non-distorting) sustainability provisions in public procurement and green building
- Adequate research and development in the forest sector
- POLITICAL WILL.

It is also clear that some tradeoffs will be necessary, notably between wood mobilisation and biodiversity (both the medium and the high scenarios imply significantly more intense forest management, with probably negative effects on biodiversity) and between the forest sector's multiple roles in mitigating and adapting to climate change, for instance choosing between carbon sequestration in forest biomass and using forests to supply renewable fuels and materials to substitute for fossil fuels and non-renewable materials.

7 Conclusion

The need to meet renewable energy targets and thus contribute to overall sustainable development will test to the limit the wood supply capacity of Europe. It is necessary for all concerned to take the measure of the challenges, and take courageous decisions based on the best possible information.

8 References

- Forest Europe Liaison Unit Oslo, DG Agriculture and Rural Development, UNECE/FAO. 2010. Good Practice Guidance on the sustainable mobilisation of wood in Europe. Oslo/Brussels/Geneva : s.n., 2010. ISBN 978-92-79-13933-8.
- Mantau, Udo. 2010. Wood resource balance. [EC website] Brussels : s.n., June 2010. Presentations to EUwood stakeholders workshop. http://ec.europa.eu/energy/renewables/events/index_en.htm.
- Mantau, Udo, et al. 2008. Wood resources availability and demands – Part I National and regional wood resource balances 2005; . Geneva : UNECE/FAO, 2008. Background paper to the UNECE/FAO Workshop on Wood balances, Geneva,. http://www.unece.org/timber/workshops/2008/wood-balance/docs/wood%20availability_part1_final.pdf.
- Prins, Kit. 2010. Policy options for more wood. [EC website] Brussels : EUwood stakeholders meeting, June 2010. http://ec.europa.eu/energy/renewables/events/index_en.htm.
- Schelhaas, MartJan, et al. 2007. Model documentation for European Forest Information Scenario model (EFISCEN 3.1.3). Wageningen and Joensuu : Alterra and European Forest Institute, 2007. Alterra report 1559. EFI Technical report 26.
- Steierer, Florian. 2010. The biomass energy perspective. Energy consuming sectors. [EC website] Brussels : EUwood, June 2010. http://ec.europa.eu/energy/renewables/events/index_en.htm.
- Steierer, Florian, et al. 2007. Wood energy in Europe: a new estimate of volumes and flows. Geneva : UNECE/FAO, 2007.
- UNECE/FAO. 2009. Joint Wood Energy Enquiry 2008. Background data analysis. Geneva : UNECE/FAO, 2009. Presented to the Joint ECE/FAO Working Party on Forest economics and Statistics, May 2009. <http://timber.unece.org/fileadmin/DAM/meetings/jwee2-data-report-24march.pdf>.
- Verkerk, Hans, et al. 2010. Realisable biomass potential from European forests. Brussels : EUwood, 2010. Presentation to EUwood stakeholders meeting. http://ec.europa.eu/energy/renewables/events/index_en.htm.

Holzpotenzial der Schweiz und Entwicklungsstrategien aus Sicht des Bundes

Rolf Manser, Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Wald, Bern

Zusammenfassung

Energieholz, unser einheimischer nachwachsender Energieträger, wird seit einigen Jahren wieder vermehrt nachgefragt. Gründe dazu liegen in der allgemeinen Verknappung und Verteuerung der fossilen Energieträger und im grossen Fortschritt der Feuerungstechnik. Neue Feuerungsanlagen sind bedienungsfreundlich, weisen einen hohen Wirkungsgrad auf und sind auch lufthygienisch unbedenklich. Beachtenswert ist die Zunahme bei den grösseren Anlagen und Heizkraftwerken, die auch Strom produzieren. Dennoch bleibt der Beitrag der Holzenergie mit rund 4% des Endenergieverbrauchs bzw. 8% im Bereich der Wärme relativ bescheiden. Dazu werden derzeit jährlich rund 4.2 Millionen Kubikmeter Holz (alle Sortimente, feste Holzmasse) benötigt. Eine weitere Zunahme ist zwar möglich, sie dürfte aber bei rund 6,2 Millionen Kubikmeter pro Jahr an ihre Grenzen stossen. Das nachhaltig nutzbare Potenzial ist beschränkt und die Verwertung als Energieträger steht teilweise in Konkurrenz zur stofflichen Nutzung. Das BAFU setzt sich für das Ausschöpfen des Holznutzungspotenzials ein. Aus Sicht des BAFU ist es sinnvoll, das Holz kaskadenartig zu nutzen, d.h. wenn möglich zuerst stofflich und erst anschliessend, nach Ende des Lebenszyklus dieser Produkte, energetisch. Bei einem intensiveren Einsatz von Energieholz sind auch Risiken zu beachten:

- Die Förderung im Rahmen der kostendeckenden Einspeiseverordnung KEV kann den Wettbewerb verzerren.
- Nährstoffhaushalt der Waldböden und Aspekte der Luftreinhaltung müssen beachtet werden.

Das BAFU ist aber der Ansicht, dass Holz ein wichtiger (und auch emotionaler) Energieträger bleiben wird, der bei sachgemässer Verwendung einen wichtigen Beitrag für eine erfolgreiche Wald-, Klima- und Energiepolitik liefern kann.

1 Einleitung

Angesichts einer steigenden Nachfrage nach Energieholz wird von Branchenvertretern und Politikern zunehmend die Frage gestellt, ob in Zukunft diese Nachfrage mit dem potenziellen Angebot überhaupt gedeckt werden kann. Insbesondere hat die Holzwirtschaft Bedenken, dass ein weiterer Energieholzbedarf die stoffliche Verwertung des Holzes konkurrenzieren dürfte. Mittlerweile wird selbst im Holzenergiebereich befürchtet, dass die zunehmende Holzverbrennung in Grossanlagen die bestehenden und geplanten kleineren Holzfeuerungen bedrängen könnte.

Jahrhunderte lang wurde der Schweizer Wald übernutzt und im Zuge der Industrialisierung als Brennholzlieferant ausgebeutet. Dies ging so weit, dass im 19. Jahrhundert zahlreiche Hänge ins Rutschen kamen und Überschwemmungen das Schweizer Mittelland heimsuchten. Mit dem "Bundesgesetz betreffend die Oberaufsicht des Bundes über die Forstpolizei im Hochgebirge" wurde 1876 erstmals der Grundsatz der nachhaltigen Nutzung einer natürlichen Ressource gesetzlich verankert: Es soll nicht mehr Holz geschlagen werden als nachwächst. Dieser Grundsatz gilt heute noch – und die Diskussion entfacht sich nun erneut aufgrund des wachsenden Energiehungers und des Umsteigens von fossilen auf erneuerbare Energieressourcen.

Die heute wahrlich „brennende“ Frage für die Energieholzbranche, aber auch die Wald- und Holzwirtschaft, ist: „Wie viel Holz kann in Zukunft für stoffliche und energetische Zwecke genutzt werden, ohne den Wald in seinen vielfältigen Funktionen zu übernutzen und den wertvollen Rohstoff Holz optimal zu nutzen“?

Diese Frage ist berechtigt, denn es gibt kaum einen Wirtschaftszweig, der sich wie die Waldwirtschaft verhält und in derart langen Zeiträumen plant und wirtschaftet. So wird je nach Baumart, Standort und Nutzungskonzept ein Waldbestand durchschnittlich 80 bis 120 Jahre alt. Art und Intensität der Eingriffe müssen auf die Trägheit des Systems Rücksicht nehmen und können auf dynamische wirtschaftliche Trends nur beschränkt reagieren.

2 Politische Strategien und Massnahmen

2.1 Ressourcenpolitik Holz

Die Ressourcenpolitik Holz wurde durch das Bundesamt für Umwelt BAFU gemeinsam mit dem Bundesamt für Energie BFE und dem Staatssekretariat für Wirtschaft SECO entwickelt.

Ihr Hauptziel lautet:

Holz aus Schweizer Wäldern wird nachhaltig bereitgestellt und ressourceneffizient verwertet.

Teilziele der Ressourcenpolitik Holz sind:

1. Eine leistungsfähige Schweizer Waldwirtschaft schöpft das nachhaltig nutzbare Holzproduktionspotenzial des Schweizer Waldes aus.
2. Die Nachfrage nach stofflichen Holzprodukten nimmt in der Schweiz zu. Insbesondere steigt der Anteil von Holz im Gebäudepark Schweiz.
3. Die energetische Verwertung von Waldenergieholz, Flurholz und Altholz nimmt zu.
4. Die Ressource Holz wird kaskadenartig und mehrfach genutzt.
5. Die Innovationskraft der Wertschöpfungskette Holz nimmt zu.
6. Die Abstimmung mit anderen Sektoralpolitiken und Akteuren wird sichergestellt.

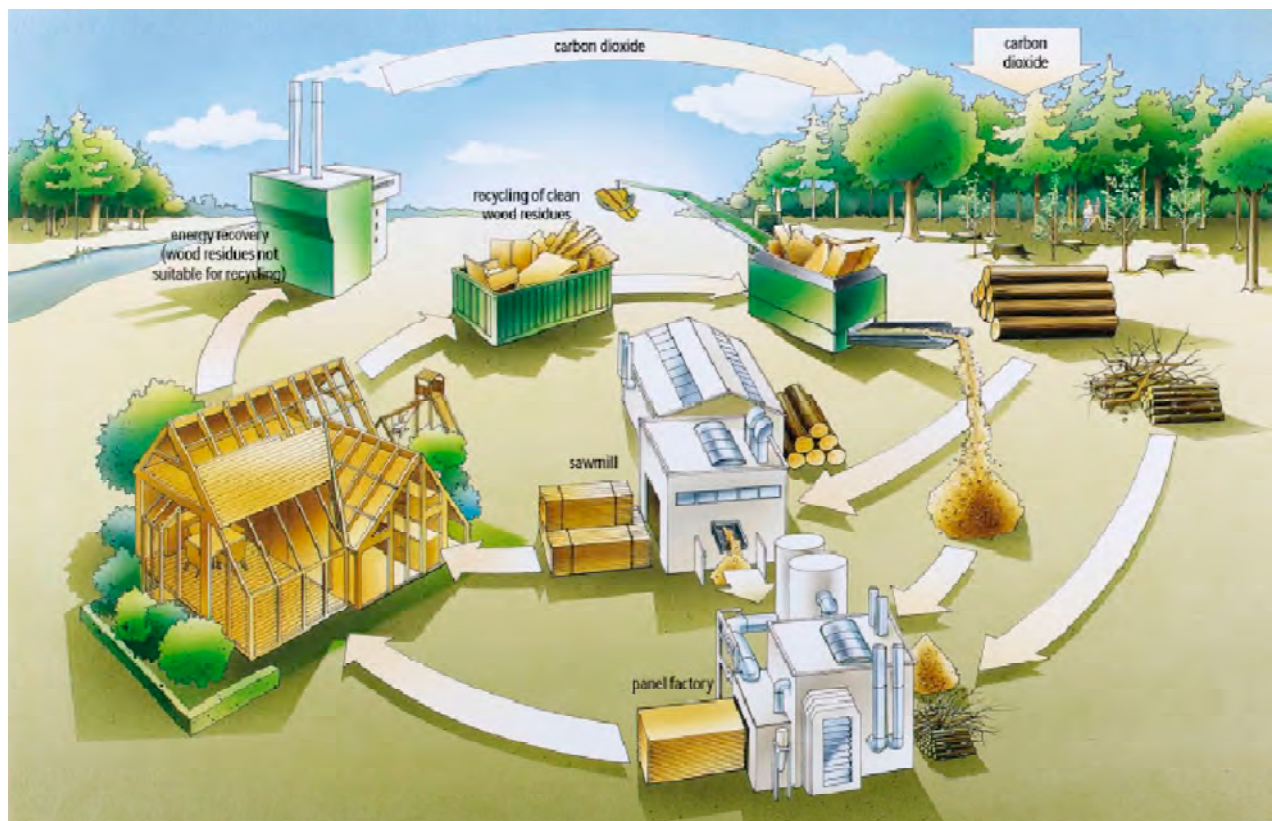


Bild 1 Kreisläufe der Ressourcenpolitik Holz.

Die drei ersten Teilziele der Ressourcenpolitik Holz sind quantifiziert und auf das Jahr 2020 ausgerichtet. So soll in dieser Zeitspanne

- das gesamte Nutzungspotenzial im Wald in einer Bandbreite von 8,0 – 8,5 Millionen Kubikmeter pro Jahr ausgeschöpft werden,
- der Pro-Kopf-Verbrauch an Schnittholz und Holzwerkstoffen um je 20% und der Holzanteil bei neuen Wohnbauten um 50% steigen,
- die Menge an Waldenergieholz in einer Bandbreite von 2,7 bis 3,2 Millionen Kubikmeter pro Jahr zunehmen.

Die Umsetzung erfolgt im Rahmen des Aktionsplans Holz. Eine erste Etappe 2009 bis 2012 ist im Gang.

Im Vordergrund steht die **Kaskadennutzung**. Sie ist ein wichtiger Grundsatz, um die Biomasse optimal zu verwerten. Das bedeutet: Die Nutzung soll mit der Verwertungslinie beginnen, welche die höchste Wertschöpfung aufweist, ökologisch den grössten Nutzen bringt und eine Mehrfachnutzung ermöglicht. Generell wird von einer rund vier bis fünfzehn Mal höheren Wertschöpfung ausgegangen, wenn Holz zuerst stofflich (z.B. im Bauwesen, für Möbel oder für Papier) und erst anschliessend, nach Beendigung des Lebenszyklus, energetisch genutzt wird. Auch zur Reduktion des CO₂-Beitrags haben Untersuchungen gezeigt, dass die Kaskadennutzung höhere positive CO₂-Effekte liefert [Taverna, 2007].

2.2 Energiepolitische Förderungen

In den letzten Jahren haben die Förderungen von Wärme und Strom aus erneuerbaren Energiequellen stark zugenommen. Dadurch wurden bislang für das Energieholz unrentable Verwertungspfade auch für die Energiewirtschaft interessant.

Mit der **kostendeckenden Einspeisevergütung (KEV)** ist 2008 ein Fördermittel eingesetzt worden, mit welchem der Anteil von Strom aus erneuerbaren Quellen erhöht werden soll. Das Parlament hat im Sommer 2010 beschlossen, den Finanzierungsbeitrag der KEV ab 2013 von 0,6 auf 0,9 Rappen pro kWh zu erhöhen. Dadurch werden rund 500 Millionen Franken gegenüber den heutigen 265 Millionen Franken zur Verfügung stehen. In diesem Zusammenhang ist davon auszugehen, dass die Nachfrage nach Energieholz nochmals stark zunehmen wird.

Aus der **Teilzweckbindung der CO₂-Abgabe auf Brennstoffen** stellen seit 2010 Bund und Kantone gemeinsam pro Jahr an die 300 Millionen Franken für die Sanierung von Gebäudehüllen und für erneuerbare Energien zur Verfügung. Auch hier wird das Holz profitieren, sei es als Bau- und Werkstoff, sei es als Energieträger. Mit dem Programm sollen bis 2020 ca. 2,2 Millionen Tonnen CO₂ reduziert werden.

3 Holzaufkommen und Holzverbrauch in der Schweiz

3.1 Holzaufkommen

Im Schweizer Wald wuchsen zwischen den zwei letzten Waldinventuren des Landesforstinventars LFI (1993–1995 und 2004–2006) jährlich durchschnittlich 9,7 Millionen Kubikmeter Schafftholz in Rinde nach. Mit Schafftholz ist das oberirdische Holz des Baumschaftes vom Stammanlauf bis zum Baumwipfel gemeint, d.h. ohne Astmaterial. Unter Berücksichtigung des Astmaterials sind es rund 10 Millionen Kubikmeter.

Das Holz wächst je nach Standortgüte, Höhenlage, Baumart und Bewirtschaftungsart unterschiedlich: Im Mittelland wachsen jährlich 12,7 Kubikmeter pro Hektare Wald, auf der Alpensüdseite sind es 5 Kubikmeter pro Hektare und Jahr.

3.2 Holzanfall und Holzverbrauch generell

Zwischen den erwähnten Inventuren des LFI wurden jährlich rund 9,1 Millionen Kubikmeter Schafftholz in Rinde als „Abgänge“ verzeichnet: rund 7,2 Millionen Kubikmeter pro Jahr wurden gemäss LFI genutzt, weitere 1.9 Millionen Kubikmeter pro Jahr oder 21% des Zuwachses sind abgestorben. In Dieser Periode haben die zunehmende Holz Nachfrage, aber auch Sturmschäden (Lothar), Trockenheit und Borkenkäferbefall zu diesen relativ hohen Abgängen geführt.

Auch die jährliche Forststatistik, die nur die effektiv verkauften Holzsortimente erfasst, weist für diese Periode steigende Holznutzungen aus. Die Forststatistik zeigt aber auch, dass in den letzten Jahren der Anteil des Energieholzes im Vergleich zu Stamm- oder Industrieholz deutlich zugenommen hat.

Gemäss Berechnungen des BAFU beläuft sich der gesamte Verbrauch an Holz und Holzprodukten in der Schweiz, unter Berücksichtigung des Aussenhandels und des Recyclings, auf jährlich rund 10,2 Millionen Kubikmeter. Davon entfallen rund 4.2 Millionen Kubikmeter bzw. 42% auf das Energieholz. 30% gehen in die Papier- und Kartonindustrie, 25% in Produkte aus Massivholz und Holzwerkstoffe; der Rest entfällt auf andere Verwendungen oder auf Verluste.

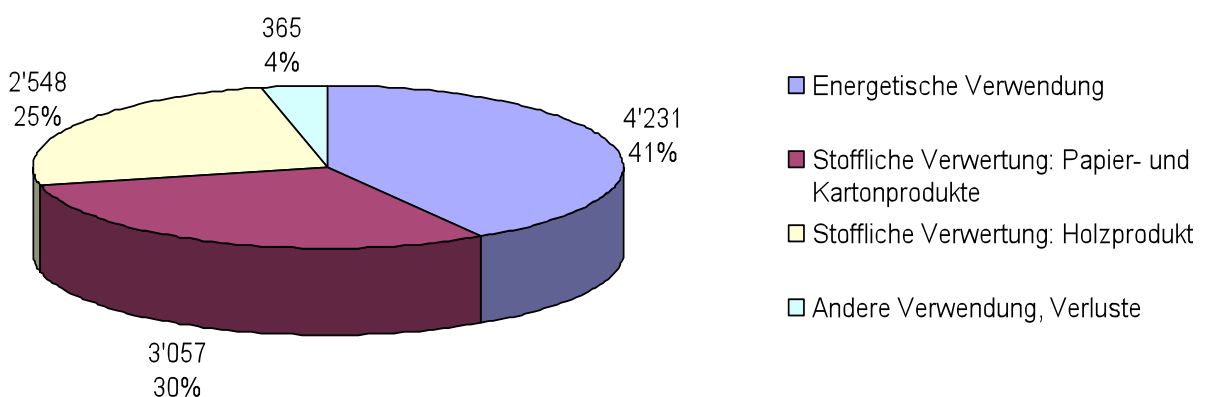


Bild 2 Endverbrauch des Holzes in der Schweiz, 2008 (in 1'000 Kubikmeter feste Holzmasse). Endverbrauch total: 10,2 Mio. m³ feste Holzmasse (Quelle BAFU, Materialfluss des Holzes).

3.3 Energieholzverbrauch

Die Holzenergiestatistik des Bundesamtes für Energie (BFE) bestätigt den zunehmenden Verbrauch an Energieholz. So wurden 2009 aus Holz 7'290 GWh Nutzenergie erzeugt (witterungsbereinigt), d.h. 4,3% mehr als 2008. Beim Brennstoffumsatz kommt deutlich heraus, dass vor allem automatische und grosse Feuerungen im Trend liegen. Mittlerweile macht die Holzenergie fast 4% des gesamten Endenergieverbrauchs und rund 8% im Bereich der Wärme aus.

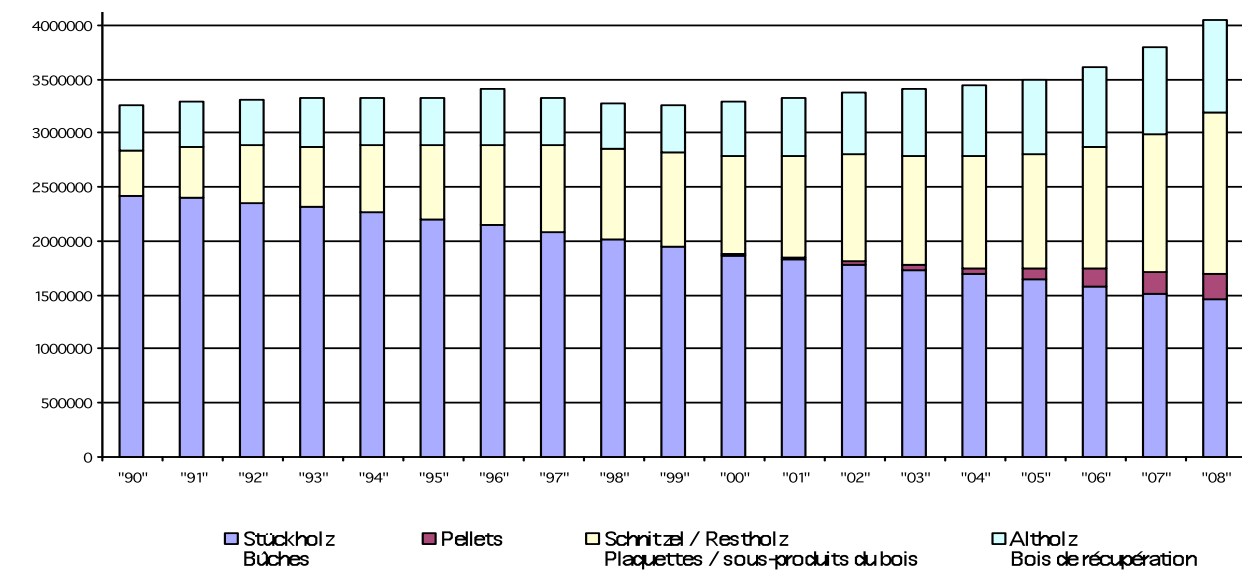


Bild 3 Energieholzverbrauch witterungsbereinigt (nach Sortimenten, in m³).

Quelle: Holzenergiestatistik 2009, BFE (kleinere Differenzen zu den Ergebnissen „Materialfluss“ (Grafik 2) sind durch unterschiedliche Berechnungsmethoden bedingt: Der Materialfluss zeichnet den Weg des Holzes vom Wald bzw. „von der Quelle“ bis zum Endverbrauch auf, die Holzenergiestatistik rechnet den Bedarf ausgehend von den Verbrennungskapazitäten hoch).

4 Holznutzungspotenzial in der Schweiz

4.1 Holznutzungspotenzial im Wald generell

Langfristig darf nicht mehr Holz genutzt werden als nachwächst. Kurz- bis mittelfristig hingegen kann, je nach Bestandesaufbau und in Abhängigkeit der jeweiligen Waldfunktionen, ein Vorratsabbau möglich und sinnvoll sein. Die effektiven Nutzungsmöglichkeiten werden in der Realität durch etliche Faktoren limitiert, wie z.B.

- Nutzungseinschränkungen in unzugänglichen Beständen, in Schutz-, Biodiversitäts- oder Erholungswäldern;
- Ernteverluste;
- Unterlassen von Holzschlägen aus wirtschaftlichen Überlegungen.

Ein gewisses Potenzial dürfte bei besserer Nutzung bisher liegender Sortimente bestehen, wie zum Beispiel Schlagabraum oder unverkäufliche Baumteile. Gerade diese Sortimente wären geeignet für die energetische Verwertung.

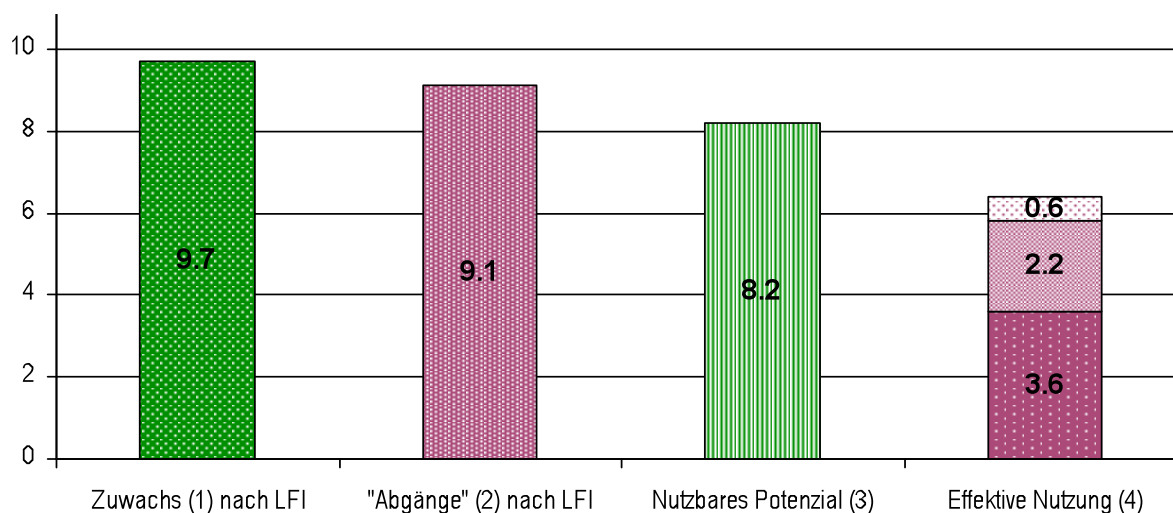


Bild 4 Zuwachs, Potenzial und Nutzung im Schweizer Wald (in Millionen Kubikmeter pro Jahr).

- (1) Zuwachs: Schaftholz in Rinde (Quelle: WSL, LFI3)
- (2) „Abgänge“: Nutzungen und Mortalität (Schaftholz in Rinde) (Quelle: WSL, LF3I)
- (3) Wirtschaftlich nutzbares Potenzial (Schaftholz in Rinde und Astmaterial) (Quelle: Hofer, 2008)
- (4) Nutzung im Jahr 2008: 6,4 Mio. m³ (3,6 Mio. m³ Stammholz; 2,2 Mio. m³ Energieholz inkl. Stammholz-Rinde; 0,6 Mio. m³ Industrieholz) (Quelle: Hochrechnungen BAFU auf Basis BFS, Forststatistik).

Das BAFU hat 2008 als Grundlage für die Ressourcenpolitik Holz eine Pilotstudie zum Waldholzpotenzial erstellen lassen, die derzeit überarbeitet und gegen Ende 2010 erscheinen wird. Die vorläufigen Ergebnisse bestätigen, dass das in der Pilotstudie – unter der Annahme „Ausschöpfen des Zuwachses“ – errechnete wirtschaftlich greifbare Potenzial im Wald von jährlich rund 8,2 Millionen Kubikmeter realistisch sein dürfte. Dabei würde der Anteil der qualitativ schlechteren Sortimente, die sich für die energetische Nutzung eignen würden, überproportional zunehmen. In der aktualisierten Studie werden vier verschiedene Szenarien berechnet:

- Szenario „**Basis**“: Vorrat langfristig konstant auf Niveau 2006, ca. 370 m³/ha.
- Szenario „**Kyoto optimiert**“: Kohlenstoffsénke für Kyoto-Protokoll, Vorratzzunahme auf ca. 470 m³/ha bis 2100.
- Szenario „**Hohe Nachfrage**“: Vorratsabbau auf ca. 250 m³/ha innerhalb 20 Jahren, Vorrat langfristig 250–270 m³/ha; Derbholznutzung in den ersten 20 Jahren ca. 12 Mio. m³/Jahr, danach 6 – 7 Mio. m³/Jahr.
- Szenario „**Zuwachs optimiert**“: Vorratsabbau auf ca. 300 m³/ha innerhalb 20 Jahren, Vorrat langfristig ca. 280 m³/ha.

Die waldpolitische Diskussion wird zeigen, welches Szenario grundsätzlich anzustreben sei. Was aber wirklich eintritt, hängt massgeblich vom Verhalten der Waldbesitzer und insbesondere von den realisierbaren Holzerlösen ab.

4.2 Potenziale beim Energieholz

Energieholz aus dem Wald allein vermag den Bedarf nicht zu decken. Es werden daher Bezugsquellen auch ausserhalb des Waldes (Biomassekulturen, Flurholz, Schwemmholz) oder innerhalb der Holzverwertung (Altholz, Restholz) gesucht. Ein Import von Energieholz macht derzeit ökonomisch kaum Sinn und findet nur in geringem Masse statt.

- **Waldenergieholz:** Beim Energieholz wurden nebst dem Schaftholz in Rinde auch die nutzbaren Anteile von Astmaterial mitgerechnet. Das wirtschaftlich nutzbare Energieholzpotential wurde dabei auf rund 3,1 Millionen Kubikmeter jährlich geschätzt [Hofer, 2008]. Auch wenn mit dem Energieholz keine hohen Erlöse erzielt werden können, sind die Erntekosten vergleichsweise tief, so dass daraus für die Waldeigentümer eine zwar bescheidene, aber willkommene Einnahmequelle resultieren kann.
- **Sonderfall Laubholz:** Im Zuge des in der Schweiz gesetzlich vorgeschriebenen naturnahen Waldbaus und insbesondere wegen der zu erwartenden Klimaerwärmung wird der Laubholzanteil in Zukunft voraussichtlich weiter ansteigen. Dieses steigende Angebot findet im industriellen Bereich aber nur schwachen Absatz. Die Sägereien benötigen gegenwärtig und bis auf weiteres vorwiegend Nadelholz, und zwar aus technischen und ökonomischen Gründen. Auch die Platten- und Papierindustrie setzt beim Wald-Industrieholz zu rund zwei Drittel Nadelholz ein. Die starke Nachfrage nach Nadelholz, aber auch Sturm- und Insektenschäden, führten dazu, dass im gut erschlossenen Mittelland in der letzten LFI-Periode (2004-2007) bereits mehr Nadelholz geerntet wurde als nachwächst [WSL, 2010]. Aus Mangel an industriellen Verarbeitungskapazitäten für Laubholz bzw. an Absatzmöglichkeiten für Laubholzprodukte verschiebt sich die Verwertung des Laubholzes zurzeit massiv in Richtung Holzenergie.
- **Restholz:** Das Restholz aus Sägereien und Weiterverarbeitung, das energetisch verwertet wird, dürfte im Zusammenhang mit den geplanten Kapazitätserweiterungen in den Sägereien bzw. mit der Verdrängung von Industrieholz-Sortimenten von gegenwärtig 0,9 Millionen Kubikmeter auf rund 1.2 Millionen Kubikmeter jährlich zunehmen.
- **Altholzpotezial:** Heute fallen jährlich ca. 1 Million Tonnen Altholz an, wobei die Hälfte bzw. rund 0,7 Millionen Kubikmeter energetisch verwertet werden. Der Rest wird exportiert. Die inländische energetische Verwertung dürfte auf jährlich 1,1 Million Kubikmeter ansteigen können [BAFU, 2008].
- **Flurholz:** Beim Flurholz gibt es ein gewisses Potenzial, das aber schwer zu nutzen ist. Das Flurholz fällt dezentral an, vor allem auf landwirtschaftlichen Flächen oder auf Böschungen längs Wasserläufen und Verkehrsträgern, und es besteht aus sehr unterschiedlichen Qualitäten. Eine von BAFU und BFE in Auftrag gegebene Studie ergab,

dass die derzeit ca. 0,3 Millionen Kubikmeter pro Jahr energetisch verwerteten Mengen verdoppelt werden könnten [Walther, 2009].

- **Biomassekulturen ausserhalb des Waldes:** Eine Studie im Auftrag der Wald- und Holzwirtschaft sowie des Bundes untersuchte vier denkbare Anbausysteme, von sehr intensiven (Chinaschilf) bis hin zu sehr extensiven Kulturen (Esche/Ahorn im Agroforstsystem). Die Resultate waren ernüchternd. Ohne Förderbeiträge schnitten sämtliche vier Ansätze schlecht ab, d.h. ohne Ertrag. Selbst intensive Weidekulturen, die am besten abschnitten, würden einen Verlust von ca. CHF 800.– pro Hektare und Jahr einfahren. Ohne Subventionen gibt es bei Biomassekulturen kaum Potenzial [Walther, 2008].

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass noch nicht alle Energieholzpotenziale ausgeschöpft sind. Die im Jahr 2008 energetisch genutzten 4,3 Millionen Kubikmeter können aufgrund unserer Schätzungen theoretisch noch um rund 2,0 Millionen Kubikmeter auf rund 6,3 Millionen Kubikmeter gesteigert werden.

Tabelle 1 Energieholzverbrauch 2008 und mögliches Energieholzpotenzial bis 2020.

Quellen:

- (1) BAFU, Materialfluss des Holzes 2010 (unter Berücksichtigung des Aussenhandels)
- (2) Flurholzstudie BAFU / BFE 2009
- (3) Ressourcenpolitik Holz 2008
- (4) Schätzungen BAFU.

Energieholz Sortiment	Verbrauch 2008 [Mio. m ³ /Jahr]	Potenzial 2020 [Mio. m ³ /Jahr]
Waldenergieholz (Stückholz, Schnitzel, Rinde, Holzabfälle)	2.1 (1)	3.1 (3)
Restholz aus Holzverarbeitung	0.9 (1)	1.2 (4)
Altholz	0.7 (1)	1.1 (3)
Flurholz	0.3 (2)	0.6 (2)
Altpapier (in KVA)	0.3 (1)	0.3 (4)
Biomassekulturen ausserhalb des Waldes	--	--
Total	4.3	6.3

5 Risiken einer intensiveren energetischen Holzverwertung

Holzenergie ist sinnvoll, da sie erneuerbar und CO₂-neutral ist. Holz ist regional verfügbar und leistet einen wichtigen Beitrag zur Energieversorgung und Versorgungssicherheit. Es ist jedoch zu beachten, dass der Anteil, welcher die Holzenergie an den Gesamtenergieverbrauch leisten kann auch bei einer möglichen Zunahme um 50% marginal bleiben wird. Neben den positiven Seiten gibt es jedoch Risiken oder Engpässe, die teils schwierig abschätzbar sind:

1. Unkoordinierte Errichtung von grossen Verbrennungskapazitäten
2. Konkurrenzierung der stofflichen Holzverwertung
3. Beeinträchtigung des Nährstoffhaushaltes der Böden
4. Export des Altholzes
5. Problematisches Flurholz
6. Lufthygienische Aspekte.

1. Grosse Verbrennungskapazitäten

Gegenwärtig sind rund ein Dutzend Anlagen mit installierter Kapazität über 5 MW in Betrieb oder in Bau bzw. in Planung. Insgesamt würden allein diese Anlagen an die 200 MW aufweisen und rund 0,8 Millionen Kubikmeter feste Holzmasse benötigen. Bereits heute zeichnet sich im Einzugsgebiet der bereits bestehenden Grossanlagen ein Kampf um das Holz ab, der auch bei den Betreibern von kleineren Anlagen Ängste um ihre Holzversorgung weckt. Den unbestrittenen Vorteilen der Grossanlagen hinsichtlich Wirkungsgrad und Lufthygiene steht eine aufwändige Logistik gegenüber. Eine koordinierte Gesamtplanung scheint aber zu fehlen. Die Einzugsgebiete einzelner Grossanlagen dürften sich überlappen und es wird vermutet, dass Holzpotenziale mehrfach „disponiert“ sein könnten. Um diese Konkurrenzsituation innerhalb der Holzenergie etwas zu entschärfen, sollten bei der Förderung von erneuerbaren Energien aus der Teilzweckbindung der CO₂-Abgabe auf Brennstoffen eher mittelgrosse Holzenergie-Anlagen zwischen 70 kW und ca. 5 MW bevorzugt werden. Damit liessen sich auch ökonomische Anliegen berücksichtigen (wie beispielsweise die Unterstützung leistungsfähiger Fernwärmenetze, die aber schwer finanzierbar sind), ohne indes lufthygienische Aspekte zu vernachlässigen.

2. Konkurrenzierung der stofflichen Holzverwertung

Die Ressourcenpolitik Holz postuliert das Primat der stofflichen Verwertung bzw. die mehrfache Nutzung der Ressource Holz. Dieses Teilziel ist allerdings schwer zu erreichen, denn die aktuelle Nachfrage nach Laubholz für die stoffliche Verwertung ist im Allgemeinen schwach und eine Trendwende ist nicht in Sicht. Im Weiteren ist für die Waldbesitzer die Bereitstellung von Energieholz-Sortimenten vergleichsweise kostengünstig, so dass für sie eine zwar bescheidene aber dennoch willkommene Einnahmequelle resultieren kann. Eine gewisse Konkurrenz zur Kaskadennutzung ist ferner die Förderung der Holzenergie zwecks Stromproduktion, wie dies namentlich bei der kostendeckenden Einspeiseverordnung KEV

der Fall ist. Dadurch entstehen Anreize für Investitionen in grössere Anlagen und somit auch Wettbewerbsverzerrungen zu Lasten der stofflichen Nutzung.

3. Nährstoffhaushalt der Waldböden

In den letzten 50 Jahren hat sich der Stickstoffeintrag aus der Luft verdreifacht, damit einher geht eine schleichende Bodenversauerung und letztlich eine Unterversorgung der Böden mit Nährstoffen. Die intensivere Verwertung der „minderwertigen“ Sortimente und des Schlagab- raums (Vollbaumernte) dürfte diese Problematik zusätzlich verschärfen. Etwa die Hälfte aller in einem Baum enthaltenen Nährstoffe entfallen auf Astmaterial mit einem Durchmesser von weniger als 7 cm sowie auf die Rinde. Auf belasteten Böden sollte deshalb auf eine Voll- baumnutzung verzichtet werden. Abklärungen, ob diese Nährstoffverluste durch Rückführung von Asche aus unbehandeltem Holz in den Wald kompensiert werden können, sind im Gang.

4. Altholz

Die Wald, Holz- und die Energiebranche wünschen, dass in der Schweiz vermehrt Altholz energetisch genutzt wird. Bislang lohnt es sich jedoch in kommerzieller Hinsicht Altholz nach Italien oder Deutschland zu exportieren, da dort die Preise höher sind als in der Schweiz. Im Jahr 2008 wurden 54% des Altholzes exportiert. Wenn das Altholz im Inland energetisch verwertet würde, könnte die eingesparte CO₂-Menge bis im Jahr 2020 bis auf rund 1,1 Milli- onen Kubikmeter oder 8 Promille der aktuellen CO₂-Äquivalentemissionen gesteigert werden [Taverna, 2010].

Zur Auslastung ihrer Kapazitäten würden KVA-Betreiber gerne vermehrt Altholz verbrennen. Die effizienteste Verwertung ist jedoch noch immer die direkte Wärmeproduktion oder eine wärmegeführte Stromproduktion – vorausgesetzt, dass die anfallende Wärme sinnvoll ge- nutzt werden kann und die lufthygienischen Vorgaben eingehalten werden.

5. Flurholz

Pflege von Hecken und Unterhalt von Gehölzen entlang von Verkehrsträgern oder Gewäs- sern sind Massnahmen, die aus Gründen des Landschaftsschutzes, der Verkehrssicherheit oder der Naturgefahrenprävention ohnehin nötig sind. Die Bereitstellung dieser Sortimente bereitet aber logistische Probleme. Im Weiteren kann es beim Flurholz – wie im Wald – nicht darum gehen, alles bis zum letzten Aststück zu verbrennen, denn gerade Asthaufen bieten Lebensraum für zahlreiche Lebewesen. Noch wenig untersucht sind ferner Qualitätspro- bleme der längs Strassen und Autobahnen anfallenden Biomasse, die mit Schwermetallen belastet und lufthygienisch problematisch sein könnte.

6 Fazit

Die verschiedenen erwähnten Potenzialstudien liefern wertvolle Hinweise, wie viel Energieholz in der Schweiz effektiv und nachhaltig genutzt werden kann. Aus Sicht des BAFU können die Nutzungen das Potenzial im Schweizer Wald (sämtliche Sortimenten) von rund 8,2 Millionen Kubikmeter bis im Jahr 2020 erreichen oder sogar leicht überschreiten. Dies gilt jedoch nur, wenn im Markt die entsprechende Nachfrage – zu interessanten Preisen – entsteht und wenn die Waldbesitzer diese Möglichkeiten auch nutzen [Pauli, 2010]. Speziell beim Energieholz dürfte der Wald gegenüber heute zusätzlich rund eine Million Kubikmeter beisteuern können und eine weitere Million Kubikmeter aus anderen Quellen dürfte ebenfalls möglich sein. Es ist also noch ein gewisses Potenzial vorhanden, das genutzt werden kann. Dieses Holz liegt aber nicht an der Strasse und wartet darauf abgeführt zu werden, vielmehr braucht es dazu Anstrengungen und innovative Ansätze. Wie auch immer: Die Grenzen der energetischen Holzverwertung zeichnen sich ab – „Bäume wachsen nicht in den Himmel“.

Um die Konkurrenz der energetischen gegenüber der stofflichen Verwertung zu entschärfen, kann das BAFU nur beschränkt korrigierend einwirken. Die ihm zur Verfügung stehenden Mittel sind: Aus- und Weiterbildung, Sensibilisierung sowie Förderung der überbetrieblichen Zusammenarbeit und des gemeinsamen Holzverkaufs in den Forstbetrieben. Gemeinsam mit der Regionalpolitik (Standortförderung) werden insbesondere die Möglichkeiten der Laubholzverarbeitung ausgelotet. Anders als das BFE mit der KEV verfügt das BAFU jedoch nicht über wirklich griffige Instrumente. Gerade die Förderung durch die KEV kann zum Teil problematische Begehrlichkeiten im Holzenergiesektor wecken und den Wettbewerb zur stofflichen Verwertung verzerren. Es sollte aus Sicht BAFU überprüft werden, ob eine Plafo-nierung der KEV-Förderung auf eine noch zu definierende MW-Leistung bzw. eine Reduktion der KEV-Beiträge pro kWh opportun sein könnte.

Holz, das der energetischen Verwendung zugeführt wird, hat auch Auswirkungen auf andere Umweltbereiche. Im Wald betrifft dies vor allem den Nährstoffhaushalt und bei der Verbrennung die Luftreinhaltung:

- Das BAFU wird vermehrt Grundlagen bereitstellen, um auf den verschiedenen Waldstandorten langfristig einen **ausgeglichenen Nährstoffhaushalt** zu erreichen. Nebst Standortuntersuchungen und Empfehlungen an die Bewirtschafter soll geprüft werden, wie geschlossene Nährstoffkreisläufe erreicht werden können. Die kontrollierte Rückführung von Holzasche könnte ein möglicher Ansatz sein.
- Die Aspekte der **Luftreinhaltung** gilt es mit einem funktionierenden Vollzug umzusetzen und auch weiterzuentwickeln. Um Feinstaubemissionen möglichst gering zu halten, wurden Lösungen in vornehmlich grossen Holzkraftwerken gesucht – ohne sich mit der Ressourcenallokation ausreichend auseinanderzusetzen. Technische Verbesserungen auch bei den kleineren Anlagen dürften beitragen, das Problem zu entschärfen.

In diesen beiden Bereichen stehen weitere Abklärungen an, welche Zusammenhänge aufzeichnen und Lösungsansätze entwickeln sollen.

Holz wird ein wichtiger (und auch emotionaler) Energieträger bleiben, der bei sachgemässer Verwendung einen wichtigen Beitrag für eine erfolgreiche Wald-, Klima- und Energiepolitik liefern kann.

7 Literatur

- Augustin, S., Suter, C.: *Holzasche – Wald*, Bundesamt für Umwelt (BAFU), 2010
- Bundesamt für Energie (BFE): *Schweizerische Holzenergiestatistik – Erhebung für das Jahr 2009, 2010*
- BFE, BLW, ARE, BAFU: *Biomassestrategie Schweiz – Strategie für die Produktion, Verarbeitung und Nutzung von Biomasse in der Schweiz*, 2009, 9 S.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU): *Jahrbuch Wald und Holz 2009*, Herausgeber BAFU, 2010
- Bundesamt für Umwelt (BAFU): *Materialfluss des Holzes 2008 (im Jahrbuch Wald und Holz 2010, in Vorbereitung)*
- Bundesamt für Umwelt (BAFU): *Ressourcenpolitik Holz - Strategie, Ziele und Aktionsplan Holz*, 2008, 30 S.
- Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL): *Schweizerisches Landesforstinventar – Ergebnisse der dritten Erhebung 2004 – 2006*, Herausgeber WSL und BAFU, 2010, 312 S.
- Hofer, P., Altwegg, J.: *Holznutzungspotenziale im Schweizer Wald auf Basis LFI3 – Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)*, 2008, 38 S.
- Krackler, V., et al.: *Verarbeitung und Verwendungsmöglichkeiten von Laubholz*. Im Rahmen des AP Holz, ETH Zürich, 2010, 130 S.
- Küchli, Ch.: *Umweltschutz begann im Wald. Schweizer Wald, Umwelt 2/2001*, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 2001
- Pauli, B., et al.: *Holz als Rohstoff und Energieträger - Dynamisches Holzmarktmodell und Zukunftsszenarien*, Schlussbericht, im Auftrag des BFE und des BAFU, 2010, 208 S.
- Taverna, R.: *Abschätzung des Altholzaufkommens und seine energetische Verwertung*. Im Auftrag des BAFU, 2010, 65 S.
- Taverna R., Hofer P., Werner F., Kaufmann E., Thürig E.: *CO₂-Effekte der Schweizer Wald- und Holzwirtschaft - Szenarien zukünftiger Beiträge zum Klimaschutz. Umwelt-Wissen Nr. 0739*. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 2007, 102 S.
- Thees, O.: *Schätzung des Potenzials an Energieholz im Schweizer Wald und Kalkulation der Bereitstellungspreise – Teilprojekt im Rahmen des Projekts ECOGAS im Auftrag von BFE und BAFU*, 2003, 53 S.
- Walther, R., Bernath, K.: *Energieholzpotenziale ausserhalb des Waldes*. Studie im Auftrag des BAFU und des BFE, 2009, 113 S.

Bedarf, Quellen und Bedarfsentwicklung für Säge- und Industrieholz

Hansruedi Streiff, Holzindustrie Schweiz, Bern

Zusammenfassung

Die Schweizer Sägeindustrie wächst und wird als Versorger der Papier- und Holzwerkstoff-Industrie mit Sekundärrohstoffen immer wichtiger. Der Trend wird getrübt durch die aktuell sinkende Holzernte und durch eine Forstpolitik, die sich einseitig am Waldnaturschutz orientiert. Mit Reservatsforderungen weit über jenen der Nachbarländer, strengen Bewirtschaftungsauflagen und Laubholzförderung wird das Angebot von Nadel-Rundholz verknappt und verteuert. Gleichzeitig fordert der Bund die Kaskadennutzung und missachtet, dass diese nur mit Nadelholz möglich ist: Aus dem Nadelwald kann viermal mehr Holz stofflich genutzt werden, als aus dem Laubwald. Der Laubwald ist zu über 80% ein reiner Energieholz- bzw Biomassewald, dessen weitere Förderung lediglich Naturschutzzielen entspricht, aber gegen das klimapolitische Ziel der Kohlenstoff-Speicherung im Gebäudepark verstösst.

1 Holzbedarf steigt

1.1 Sägeindustrie wächst

Seit Jahren wird kolportiert, die Schweiz exportiere ihren Rohstoff aus dem Wald direkt ins Ausland und führe die verarbeiteten Produkte dann wieder ein. Dafür stand lange und bildhaft der mit Trämlern beladene Lastwagen, der über Bündner Pässe nach Süden strebt. Und dafür standen in den Jahren nach dem Sturmereignis Lothar vom 26.9.99 auch mit Rundholz beladene Eisenbahnwagen.

Mittlerweile hat sich die Situation gründlich verändert: Bild 1 zeigt den starken Exportanstieg infolge Lothar-Sturm, und ab 2006 ein Sinken der Exporte. Seit 2009 sind die Exporte auch unter das Niveau gesunken, welches vor Lothar herrschte. Immer mehr eigenes Rundholz bleibt zur Verarbeitung im Land und der lange Zeit praktisch inexistenten Rundholzimport ist ein Thema geworden (über 100'000 m³ pro Jahr). Der Hauptgrund liegt darin, dass die Schweizer Sägeindustrie wettbewerbsfähiger geworden ist und Kapazitäten ausgebaut hat.

Der Waldbesitzer kann sich auf einen intensiven Wettbewerb zwischen verschiedenen Nachfragern verlassen und niemand muss mehr fürchten, auf geerntetem Nadelholz sitzen zu bleiben. Die Befürchtungen haben mittlerweile die Seite gewechselt: Es ist nicht mehr so klar, ob die Holzindustrie genug Rundholz bekommt. Trotz hohen Vorräten, guter Nachfrage und guten Preisen ist die Holzernte in den letzten zwei Jahren bedenklich gesunken. Da und dort,

weil Lothar wirklich Nadelholz-Substanz gekostet hat. Der grösste Teil des Nutzungsrückgangs bleibt aber unerklärlich und präsentiert die Rohstoff-Lieferanten als nicht ganz berechenbare Grösse: Bild 2 zeigt, dass die deutliche Anhebung der Preise in den Jahren 2006 und 2007 weniger stimulierenden Einfluss hatte als erwartet und oft behauptet. Und 2007 bis 2009 hat die Holzernte auf die leichte Preisabschwächung infolge Wirtschaftskrise (–8%) übermässig negativ reagiert (–22%).

Die regelmässige Versorgung der Holzindustrie hat in der Schweiz noch nicht genügend Stellenwert. Die Ernte des wichtigsten Sortimentes Fichte/Tanne-Rundholz hat 2009 mit 2,574 Millionen Kubikmeter einen Tiefpunkt erreicht – schon im laufenden Jahr dürfte die Inlandverarbeitung höher liegen und dann weiter steigen. Eine Rückkehr des Ernteniveaus über die 3 Millionen-Marke ist dringend nötig und ohne Sonderefforts machbar. Wie weit die Ernte überhaupt steigen kann, ist zu prüfen – und teilweise mit dem Bau neuer Waldstrassen zu ermöglichen.

1.2 Papier und Holzwerkstoffindustrie investiert

Holzwerkstoffe werden an drei Standorten produziert: Kronospan Menznau LU, Pavafibres Fribourg FR und Pavatex Cham ZG. In Perlen LU und Utzenstorf BE werden für die Papierherstellung Frischfasern verwendet (nebst Altpapier). Perlen nimmt im Herbst eine neue Papiermaschine in Betrieb, eine Investition von 460 Mio CHF.

Tabelle 1 Rohstoffbedarf der Schweizer Papier- und Holzwerkstoffindustrie in 1000 To atro pro Jahr.

			2007	2008	2009	2010	2011
Kronospan [4]	Waldindustrieholz	Nadel	114	113	142	190	115
		Laub	181	147	50	35	110
	Sägereirestholz	Nadel	210	225	170	150	150
Pavatex [5]	Waldindustrieholz	Nadel	2	2	2	2	2
	Sägereirestholz	Nadel	50	56	58	63	69
Perlen Papier [6]	Waldindustrieholz	Nadel	21	21	23	24	25
	Sägereirestholz	Nadel	78	78	75	75	87
Utzensdorf Papier [7]	Waldindustrieholz	Nadel	33	39	26	25	28

Ende 2008 wurde die Zellstoffproduktion Borregaard in Luterbach SO eingestellt. Deren Verbrauch lag zuletzt bei jährlich etwa 205'000 Tonnen atro Sägereirestholz und 30'000 Tonnen atro Waldindustrieholz (Laubholz). Mit dem Wegfall des Zellstoffwerkes ist der Bedarf der Schweizer Papier- und Holzwerkstoffindustrie um 28% zurück gegangen, von rund 850'000 auf 614'000 Tonnen atro pro Jahr. Dank der starken Verbrauchszunahme in der Holzenergie waren die Auswirkungen dieses Nachfragerückgangs für die Lieferanten nicht dramatisch. Fünf Jahre früher hätte das anders ausgesehen.



Bild 1 Nadel-Rundholz: Export und Import in 1000 m³ pro Jahr [1].

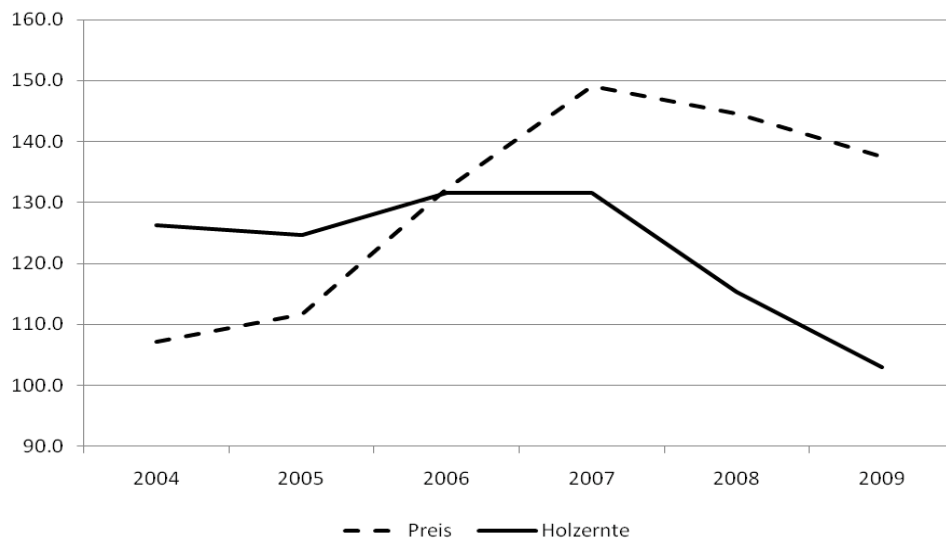


Bild 2 Nadel-Rundholz: Entwicklung Preise und Holzernte (Indices) [2].

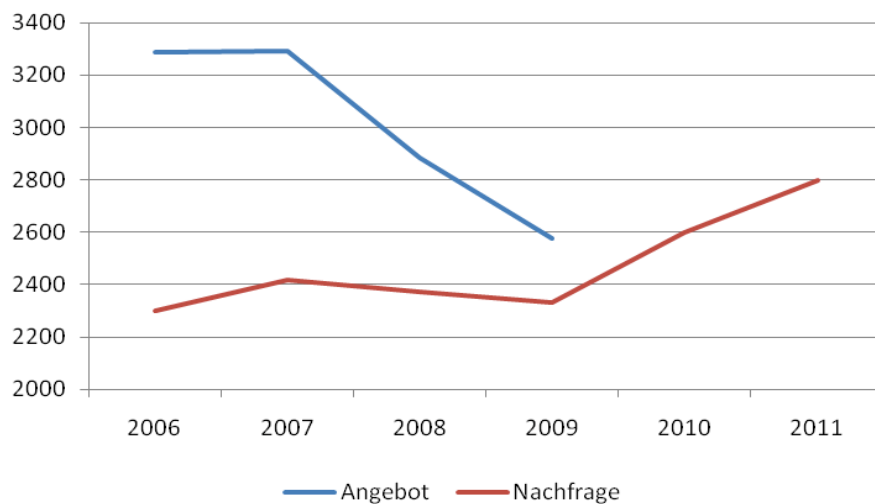


Bild 3 Nadel-Rundholz: Entwicklung von Angebot und Nachfrage in 1000 m³ pro Jahr [3].

2 Rohstoff-Quellen

2.1 Holzernte im Schweizer Wald

Die Holzernte 2009 wird in Tabelle 2 mit der Nachfrage der inländischen Säge-, Papier- und Holzwerkstoffindustrie im selben Jahr verglichen:

- Beim Nadel-Rundholz ist die Nachfrage fast auf Höhe des Angebots; die Differenz ist in Anbetracht des dezentralen Holzanfalls klein (nicht alles Holz fällt in der Nähe der Werke an). So gehen beispielsweise Jura-Mengen eher in benachbarte französische Werke als quer durch die Schweiz.
- Beim Nadel-Industrieholz ist die Nachfrage gar deutlich höher als das Angebot; entsprechend werden Importe getätigt.
- Beim Laubholz beträgt die Nachfrage weniger als 50% des Angebots – und das, obwohl das Angebot bereits teilweise an die schwache Nachfrage angepasst wurde. Wegen der schlechten Absatzmöglichkeiten für Buchen-Rundholz wird zum Teil die Durchforstung von Mischbeständen zurück gestellt; dadurch bleiben auch gut absetzbare Nadelholz-Stämme im Wald stehen.

Tabelle 2 Vergleich von Angebot und Nachfrage im Jahr 2009 in 1000 m³ bzw. To atro pro Jahr.

(1000)	Holzernte 2009	Nachfrage 2009	Nachfrage zu Holzernte
Nadel-Rundholz	2574 m ³	2330 m ³	91%
Laub-Rundholz	272 m ³	109 m ³	40%
Nadel-Industrieholz	292 m ³ 130 To atro	193 To atro	148%
Laub-Industrieholz	176 m ³ 111 To atro	50 To atro	45%
Nadel-Energieholz	482 m ³		
Laub-Energieholz	1066 m ³		
Total	4880 m³		

2.2 Sägewerks-Nebenprodukte

Bei der Gewinnung von parallelen Schnittholzprodukten aus konischem Rundholz fallen gegen 40% der Ausgangsmenge als Sägewerks-Nebenprodukte an, die stofflich oder energetisch genutzt werden können (Tabelle 3).

Das Nadel-Restholz wird stofflich und energetisch verwendet, je nach Sortiment und Nähe zu Restholzverarbeitern. Das Angebot von Nadel-Restholz mit jährlich 408'000 Tonnen atro trifft auf eine Nachfrage von 303'000 Tonnen atro der Holzwerkstoff-/Papierindustrie.

Tabelle 3 Sägewerksproduktion in 2009 in 1000 m³ bzw. To atro pro Jahr [8].

	1000 m ³ pro Jahr	1000 To atro pro Jahr
Nadel-Schnittholz	1413 m ³	
Laub- Schnittholz	68 m ³	
Nadel-Restholz	917 m ³	408 To atro
Laub- Restholz	40 m ³	25 To atro
Total	2439 m ³	

2.3 Rohstoff-Importe

Importe aus dem grenznahen Ausland sind möglich, in erster Linie für Betriebe mit Bahnanschluss. Der Wassergehalt der Rohstoffe ist aber sehr hoch (oft über 50% des Ladegewichtes), so dass lange Transporte zu teuer sind. Stärker auf Importe zu setzen ist keine echte Option.

3 Bedarfsentwicklung

3.1 Märkte rufen nach Nadelholz

Die Investitionen in die Säge-, Holzwerkstoff- und Papierindustrie setzen klare Zeichen in Richtung Mehrbedarf an Nadelholz. Sowohl die schweizerische als auch die internationale Sägeindustrie entwickelt neue Produkte und Bauanwendungen auf der Basis von Nadelholz. Das Landesforstinventar weist für die Schweiz auch nach einigem Substanzverlust durch den Sturm Lothar und entsprechenden Folgeschäden noch immer hohe Holzvorräte aus, die genutzt werden könnten. Szenarien zeigen auf, dass ein steigender Bedarf der Sägewerke noch lange aus dieser Quelle gedeckt werden könnte. Mit steigender Nadelholzverarbeitung können mehr Bauprodukte CO₂-speichernd verbaut werden.

3.2 Forstpolitik stellt sich quer

Unverständlich für die Schweizer Holzindustrie ist die Tatsache, dass der Waldnaturschutz massiv stärker betont wird als in den Nachbarländern:

- Nach dem Sturm Lothar wurden viele Nadelholzflächen mit Laubholz bestockt, obwohl sich dieses weit weniger gut stofflich nutzen lässt und die Nachfrage europaweit schon lange schwach ist. Dem überstrapazierten Sturmrisiko kann begegnet werden, wie der süddeutsche Grossprivatwald zeigt, indem die Bäume jünger, schlanker und kürzer geerntet werden.
- Die neuesten forstpolitischen Vorstellungen rufen nach 10% Waldreservaten und 10% Sonderwaldstandorten; dazu kommen noch etliche Prozente unzugängliche Gebiete und Wälder ohne Eingriff in den letzten Jahren. Kein anderes Land will so viel Waldfläche der Nutzung entziehen wie die Schweiz; Deutschland ist mit 5% „natürliche Waldentwicklung“ zufrieden (nicht einmal Reservats-Status). Wer will das wirklich? Und haben wir

damit wirklich mehr positive Umwelteffekte? Die Forstleute in den umliegenden Ländern sind ebenfalls gut ausgebildet und tragen Sorge zum Wald: Ein Sonderfall Schweiz macht nicht Sinn.

- Trotz unserer Waldbewirtschaftung auf vorbildlichem Niveau und trotz einmalig hohem Anteil zertifizierter Waldfläche werden neue Bewirtschaftungsvorschriften entwickelt, die die Holzernte verteuern oder in Einzelfällen gar verunmöglichen. Auch wenn das vielleicht nicht beabsichtigt ist: Das Zutrauen der Behörden in die Eigentümer und Bewirtschafter nimmt ab, ohne dass Anlass dazu besteht.

Die Branche wehrt sich mit politischen Vorstössen gegen die einseitige Forstpolitik. Die Vorstoss-Häufigkeit von 2009 ist in der Branchen-Geschichte bisher einmalig (Nationalräte Erich von Siebenthal, Sylvia Flückiger, Jean-François Rime).

Erfreulicher als die Versuche der Einflussnahme auf die zu stark verwaltungsgeprägte und einseitige Forstpolitik ist die positive Perspektive für Holz allgemein: Die Klimapolitik ruft nach verbautem Holz. Das sollte mithelfen, die Augen grosser Teile der Forstpolitik von der Orientierung am Waldnaturschutz zu lösen und für das „Holz-Schicksal“ nach dem Waldrand zu öffnen: Bis zur baulichen Anwendung bzw. bis zum Ersatz von anderen, weniger umweltfreundlicher Materialien. Waldnaturschutz beziehungsweise Extensivierung der Nutzung darf nicht mit Ökologie gleich gesetzt werden. Ökologie ist viel umfassender, und schliesst die Öko-Pluspunkte der Holzprodukte mit ein.

4 Kaskade wirklich umsetzen

4.1 Widerspruch im BAFU auflösen

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) äussert sich unisono mit der Branche zu Gunsten der kaskadenartigen Holznutzung: Zuerst so lange es geht stoffliche, dann erst energetische Verwertung. Dasselbe Bundesamt fördert Laubholz zu Lasten von Nadelholz. Zwischen diesen beiden Zielen besteht ein Konflikt, weil Nadelholz a priori geeignet ist für die stoffliche Verwertung und Laubholz a priori für die energetische. Es geht dabei nicht um die Brennwerte, sondern um die Form der Bäume und die Bedürfnisse der verarbeitenden Industrie.

Tabelle 4 Vergleich der stofflichen Ausbeute zwischen Nadel- und Laubholz [9].

Verwendung von 100 m ³		ab Wald	ab Sägewerk	ab Weiterverarbeitung	Stoffliche Nutzung
Nadelholz	Massivholz	78	48	42	42
	Industrie/Restholz für Papier- & HWS-Industrie	9	22	3	34
	Energieholz	13	8	3	
	Total	100			76
Laubholz	Massivholz	24	13	12	12
	Industrie/Restholz für Papier- & HWS-Industrie	10, davon 5 Energie			5
	Energieholz	66	11	1	
	Total	100			17

Betreffend Kohlenstoff-Fixierung gibt es einen deutlichen Öko-Punktsieg für das Nadelholz: Aus 100 Kubikmetern Holzernte wird beim Nadelholz viermal mehr Schnittholz, Papier und Holzwerkstoff erzeugt als aus Laubholz. Aus dem Laubwald dagegen wird kein Fünftel stofflich genutzt – der grösste Teil der Laubholznutzung hat einen sehr kurzen Wertschöpfungsweg, der Laubwald ist hochgradig ein Energie- bzw. Biomassewald (Tabelle 4).

Die vom Waldnaturschutz her motivierte Laubholzförderung bedeutet direkt Vernachlässigung von Kaskadennutzung und Wertschöpfung – sie steht im Widerspruch zu anderen Umweltzielen. 31% des Holzvorrates im Schweizer Wald sind bereits Laubholz. Der tatsächliche stoffliche Konsum von Massivholz und Holzwerkstoffen aus Laubholz liegt aber unter 2%. Nadelholz hat nicht nur einen sehr deutlichen Vorsprung in Sachen Kohlenstoff-Fixierung, sondern auch bezüglich Substitution von Plastik, Beton, Aluminium und Stahl.

4.2 Haltung der Branche

Die Sägeindustrie steht im Mittelpunkt der Frage *stoffliche versus energetische Nutzung*, weil sie grosse Holz mengen direkt ab Wald bezieht und nach der Verarbeitung Massivholz und Sägereirestholz in die stoffliche und die energetische Verwertung speist [10]. Die Sägeindustrie ist bestrebt, das Rohmaterial auf die bestmögliche Art zu verwerten und beide Kanäle zu speisen.

Die Strategie besteht vornehmlich aus

- Herstellung von nachhaltigen Holzprodukten für eine breite Anwendungspalette, die als Kohlenstoff-Lager wirken
- Intelligente Verwendung von Rinde und Nebenprodukten für die Erzeugung von Wärme und Strom, für eigene Prozesse, Nahwärmenetze und Einspeisung
- Herstellung von Bioenergieprodukten wie Pellets und Briketts.

Die Sägeindustrie setzt sich aber auch dafür ein, dass die Holzenergieförderung keine negativen Einflüsse folgender Art hat

- Verteuerung des Rohmaterials
- Umlenkung sägetauglicher Sortimente direkt in die energetische Nutzung
- Einschränkung der Belieferung anderer Restholz-Verbraucher
- Kein Klima-Bonus wenn keine Lagerungseffekte da sind.

5 Lösungsansatz

Für die Sicherung der Rohstoffbasis braucht es folgende politische Kurskorrekturen:

1. Die einseitige Orientierung der Forstpolitik am Waldnaturschutz wird aufgegeben; Holzproduktion, Kaskadennutzung und Kohlenstoff-Fixierung erhalten mehr Stellenwert.
2. Die Zusatzforderungen nach Biodiversitätsflächen und Reservaten werden nicht erfüllt.
3. Die Laubholzförderung wird eingestellt und stellenweise zu Gunsten Nadelholz korrigiert.
4. Die Wald-Verantwortlichen sind offen für Mehrleistungen des Schweizer Waldes zu Gunsten der Energie- und Klimapolitik.

Die anzustrebenden Effekte sehen wie folgt aus (Tabelle 5):

Tabelle 5 Auswirkung der Holzernte auf Mengen für stoffliche und energetische Nutzung in 1000 m³/a.

1000 m ³ /a	Holzernte			Nutzung	
	Nadelholz	Laubholz	Total	stofflich	energetisch
Holzernte 2009	3348	1514	4862	2802	2060
Rückkehr zu 06/07	4227	1469	5696	3462	2234
Ziel 3,5 Mio Nd Rundholz	4500	1700	6200	3700	2500

Die Holzernte kann ohne weitere Massnahmen wieder auf das Niveau von 2006/07 steigen, die stofflich verwertete Holzmenge steigt dadurch um 24%. Ein weiterer Anstieg der Holzern- te auf insgesamt 6,2 Mio m³/a (darin enthalten 3,5 Mio m³/a Nadel-Rundholz) ist ebenfalls möglich und wird mit folgenden Massnahmen erleichtert:

- Im teilweise unorganisierten Privatwaldgebiet wird die Holzmobilisierung bzw. der Vorratsabbau gefördert.
- Bund und Kantone verzichten auf die Verschärfung der Bewirtschaftungsvorschriften
- Der Holzenergie-Sektor löst das Laubholz-Problem zum grössten Teil
- Im unwegsamen Gebiet werden noch einige Erschliessungsanlagen gebaut.

6 Quellen

- [1] Zollstatistik Bundesamt für Statistik bis 2009; Prognosen des Verfassers für 2010/11
- [2] Preisindex: Produzentenpreisindex Bundesamt für Statistik, jeweils Periode Sept-Dez / Holzernte-Index: BAFU-Publikationen Erntemenge; daraus ein Index des Verfassers (2,5 Mio m³ = 100)
- [3] Angebot (Holzernte): BAFU / Nachfrage (Einschnitt): BFS bis 2009; Prognosen des Verfassers für 2010/11.
- [4] Angaben Kronospan-Einkauf, Walter Kunz @ 18.8.10
- [5] Angaben Pavatex-Einkauf, Hebert Christen @ 18.8.10
- [6] Angaben Perlen Papier-Einkauf, Brigitte Vogel @ 17.8.10
- [7] Angaben Utzensdorf Papier-Einkauf, Adrian Leuenberger @ 18.8.10
- [8] Sägereierhebung des Bundesamtes für Statistik
- [9] Ausbeute-Annahmen des Verfassers
- [10] EOS, June 2010: Position of the European Organisation of the Sawmill Industry, EOS aisbl, on the use of biomass and renewable energy sources

Bedarf an Energieholz zur Stromerzeugung

Urs Elber, Geschäftsführer Axpo Holz + Energie AG

Zusammenfassung

Bei der Planung eines Holzkraftwerks steht die Nutzung der Wärme im Vordergrund: Die Wärmeenergie und -leistung für einen Kunden (Industrie, Wärmeverbund, etc.) bestimmt die thermischen Parameter des Kraftwerks und damit auch die elektrische Leistung und Energie. Es lassen sich heute Gesamtwirkungsgrade (bezogen auf den Holzinput) von bis zu 85% erreichen. Der elektrische Wirkungsgrad hängt vor allem davon ab, wie hoch die Temperatur und der Druck der an Kunden abgegebenen Wärme ist. Wird so erzeugter Strom dazu verwendet, eine Wärmepumpe anzutreiben, sind Gesamtwirkungsgrade bezogen auf den Holzinput von mehr als 100% durchaus realistisch. Der erste limitierende Faktor für Anlagen zur Stromerzeugung ist also die Verfügbarkeit von entsprechend grossen Wärmesenken. Der zweite limitierende Faktor ist das Energieholz-Angebot. Hier ist wichtig, dass es verschiedene Formen von Energieholz gibt – mit jeweils unterschiedlichen Eigenschaften für unterschiedliche Arten und Grössen von Feuerungen. Während für kleine Feuerungen heute vor allem Holzpellets im Vordergrund stehen, sind für grössere Anlagen Waldhackschnitzel und Sägereiestholz geeignet. Generell gilt: Je kleiner die Feuerung, desto besser muss die Qualität des Brennstoffs sein. Für grosse Feuerungen (> 8 MW thermische Leistung) ist dies vor allem Rinde (ab Sägewerk), Schlagabraum (nur Ast- und Zweigmaterial), Flurholz (Strassen-, Garten- und Uferholzerei). Im Sinne einer Kaskadennutzung macht auch die Verwendung von Altholz Sinn. Obwohl auch hier die stoffliche Verwertung an erster Stelle stehen soll, sprechen in der Regel sehr grosse Transportdistanzen eher für eine Verwendung zur Energiegewinnung in der Schweiz. Der grösste Teil der in grossen Holzkraftwerken verwendeten Energieholz-Sortimente kann gar nicht in kleineren Feuerungen genutzt werden – damit besteht praktisch keine Rohstoffkonkurrenz zu kleineren Feuerungen. Zudem ist viel dieses Potenzials nirgends in einer Statistik erfasst. Vor allem die Beschaffung von Schlagabraum und Flurholz ist grösstenteils eine logistische Herausforderung und wird vorwiegend als Dienstleistung ausgeführt.

Wir glauben, dass es schweizweit noch hunderte von kommunalen Holzfeuerungen für kleinere Wärmeverbünde und grosse Gebäudekomplexe geben wird und auch lokal genügend Waldhackschnitzel vorhanden sind. Wir schätzen das Potenzial für Feuerungen um die 10 MW thermische Leistung auf maximal ein Dutzend Anlagen, für grosse Anlagen bis 40 MW thermischer Leistung auf nur noch einige wenige. Es gibt in der Schweiz unterschiedlich grosse Wärmesenken und beachtliche Holzpotenziale, die nur mit ganz grossen Anlagen ökologisch und ökonomisch verwertet werden können. Damit steigt insgesamt die Wertschöpfung für den Wald (mehr nutzbare Sortimente, generell höhere Nachfrage). Jede Wärmesenke und jede Art Energieholz hat ihre spezifische Anlage. Der Holzenergiebranche in der Schweiz würde es insgesamt sehr gut tun, mehr die Vorteile einer differenzierten, vermehrten Holznutzung als Ganzes zu unterstreichen, statt sich gegenseitig mit Argumenten gegen die eine oder andere Art und Grösse der Feuerung zu behindern.

1 Planung von Holzkraftwerken

1.1 Motivation: Strom aus Holz – wieso ?

Unabhängig von energiepolitischen Fragen kann davon ausgegangen werden, dass die Abhängigkeit von fossilen Energien nicht allein durch Energiesparen reduziert werden kann. Knapp die Hälfte der fossilen Brennstoffe werden zur Wärmeerzeugung verwendet, der andere Teil mehrheitlich für Mobilitätszwecke. Traditionell wird Holz für die direkte Wärmeerzeugung genutzt. Mit den richtigen Methoden an geeigneten Standorten kann aber eine teilweise Stromproduktion aus Holz Sinn machen, wie folgendes Beispiel mit 2 kg Holz zeigt:

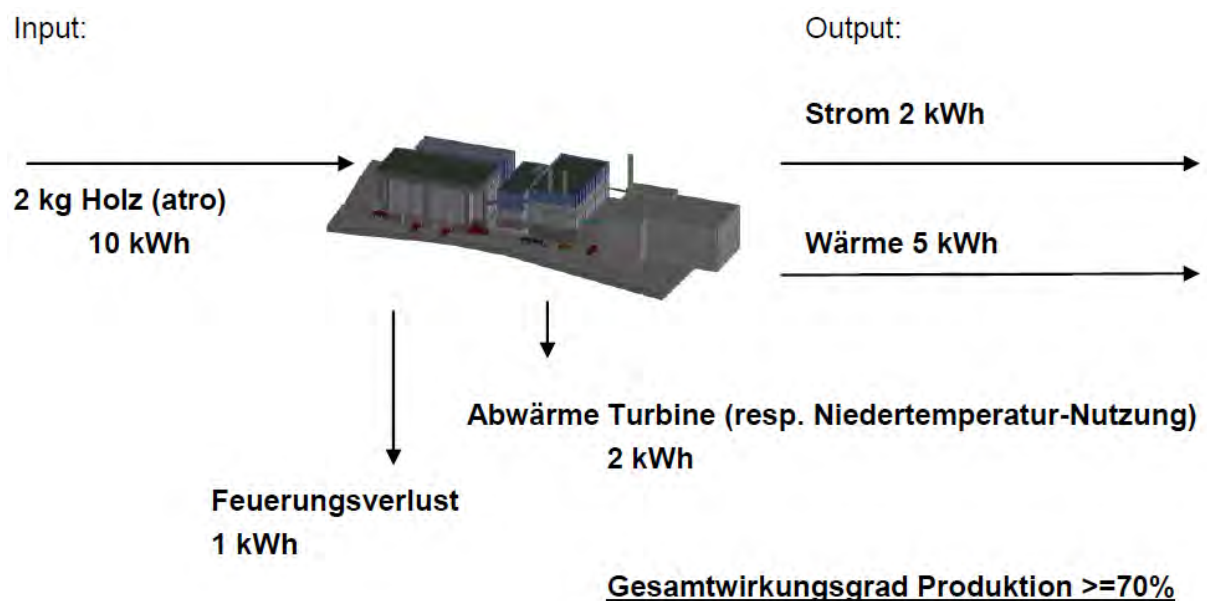


Bild 1 Bilanz der Wärmekraftkopplung mit Holz.

Das Beispiel in Bild 1 anhand typischer Werte mit einer Kondensationsturbine kann noch optimiert werden, indem die Niedertemperaturwärme genutzt wird. Je nach Standort ist dies in Planung. Mit einer Gegendruckturbine können Gesamtwirkungsgrade nahe beim feuerungstechnischen Wirkungsgrad erreicht werden (bis 85%). Ihr Einsatz hängt aber von der Struktur der Wärmeabgabe ab und der Stromwirkungsgrad ist geringer.

Abgesehen von der direkt genutzten Wärme kann der produzierte Strom vielfältig verwendet werden. Für jede Form von Primärenergien gilt, dass sie in eine möglichst hochwertige Energie-Form umgewandelt werden soll, wenn die Wirkungsgrade entsprechend hoch sind. Für Holz als Primärenergie kann der Einsatz der Wärmekraftkopplung dazu führen, dass ein Systemwirkungsgrad von über 100% erreicht wird, wenn der produzierte Strom zum Beispiel zum Antrieb von Wärmepumpen genutzt wird:

- Aus 10 kWh Holzinput werden 2 kWh Strom und 5 kWh Wärme produziert (Bild 1).
- Eine Wärmepumpe wandelt die 2 kWh Strom in 6 kWh Wärme um, so dass aus 10 kWh Holzinput insgesamt $5 + 6 = 11$ kWh Wärme erzeugt werden und somit ein Systemwirkungsgrad von 110% resultiert (Bild 2).

Die Wärmekraftkopplung wird in der Schweiz allerdings nicht an sehr vielen Standorten möglich sein.

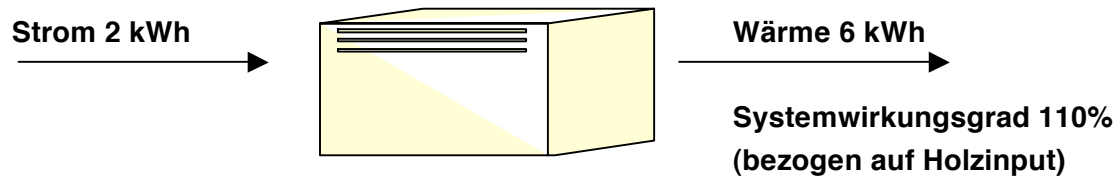


Bild 2 Umwandlung des Stroms in einer Wärmepumpe.

... oder man kann damit 12 km mit einem Elektroauto fahren, oder 333 h eine Sparlampe betreiben.

1.2 Technik

Es gibt verschiedene Methoden, Holz in Strom umzuwandeln. Innovative Projekte nutzen eine seit Jahrzehnten bekannte Technologie, die Holzvergasung. Die Herausforderung dabei ist weniger der Prozess an sich, sondern die Bereitstellung und Zuführung des Holzes mit konstantem Brennwert und Granularität, die kleine Toleranz bezüglich Fremdstoffen und die Gasreinigung am Ende. Dies sind wohl auch die Gründe, weshalb sich die Vergasung ausser in einigen Pionieranlagen bisher nicht wirklich durchsetzen konnte, obwohl vieles dafür spricht. So sind es eher die bekannten Dampfprozesse mit Turbinen, die für grosse Holzkraftwerke eingesetzt werden.

Als Feuerungen kommen entweder Rost- oder Wirbelschichtfeuerungen zur Anwendung, je nach Leistung, Brennstoff (Art, Variabilität, Granularität, Brennwert, etc.), baulichen Gegebenheiten, etc..

Abgesehen davon, dass es weder ökologisch noch ökonomisch sinnvoll ist, aus heimischer Biomasse vorwiegend Abwärme zu produzieren, hat der Gesetzgeber als Auflage für die Ausrichtung der kostendeckenden Einspeisevergütung (KEV) eine Wärmenutzung zwingend vorgeschrieben. Der minimale Wärmenutzungsgrad wird nach der Formel

$$(\eta_{\text{Strom}} \cdot 1.75) + \eta_{\text{Wärmenutzung}} \geq 70$$

berechnet, wobei der jeweilige Wirkungsgrad bezogen auf den Energieinput gerechnet wird. Grosse Holzkraftwerke sind also dort sinnvoll, wo sich eine entsprechende, heute mit fossilen Brennstoffen belieferte Wärmesenke befindet. Dies können Industriebetriebe mit Prozesswärmebedarf oder kleinere und grössere Wärmeverbände sein.

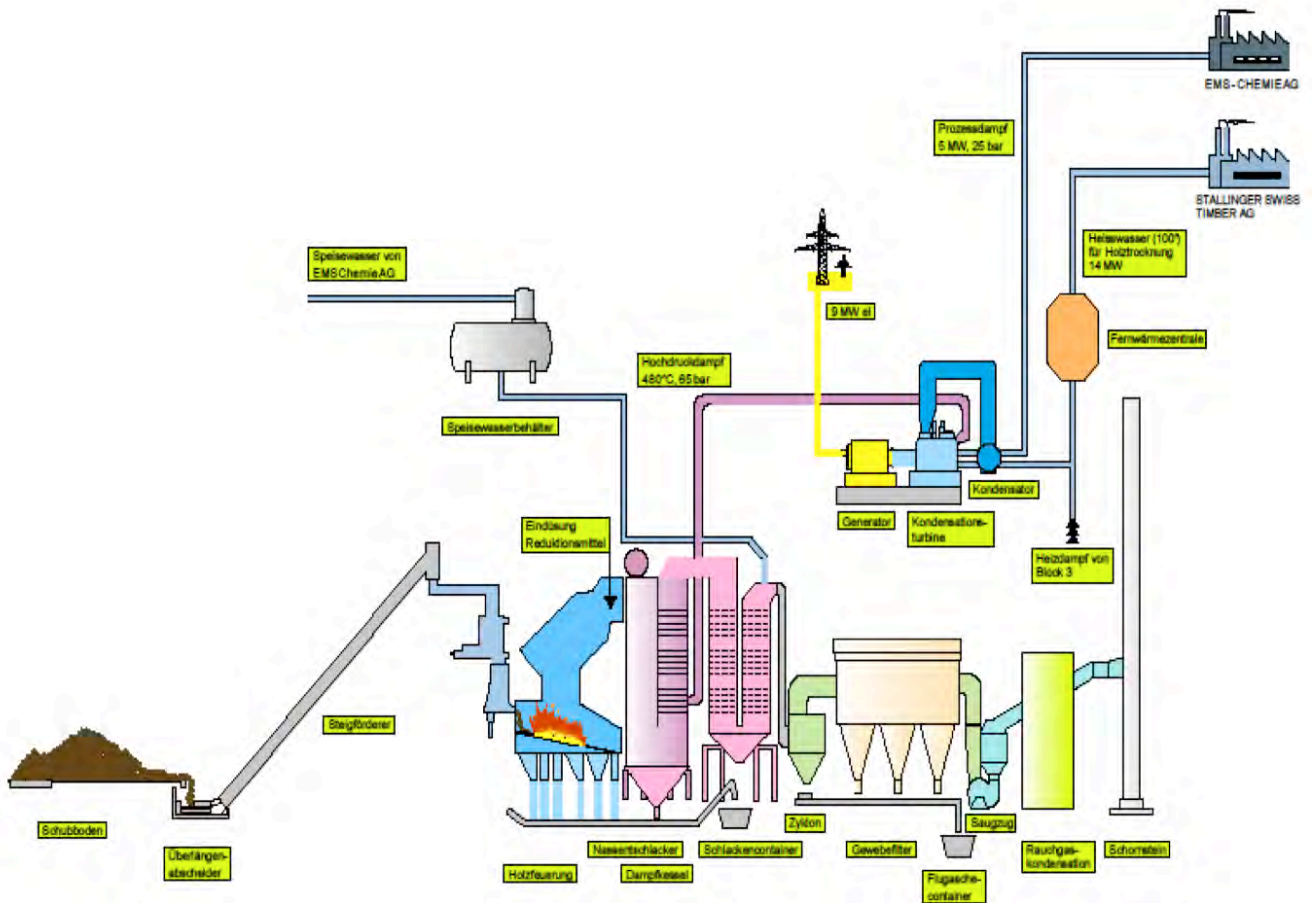


Bild 3 Funktionsprinzip eines Holzkraftwerkes .

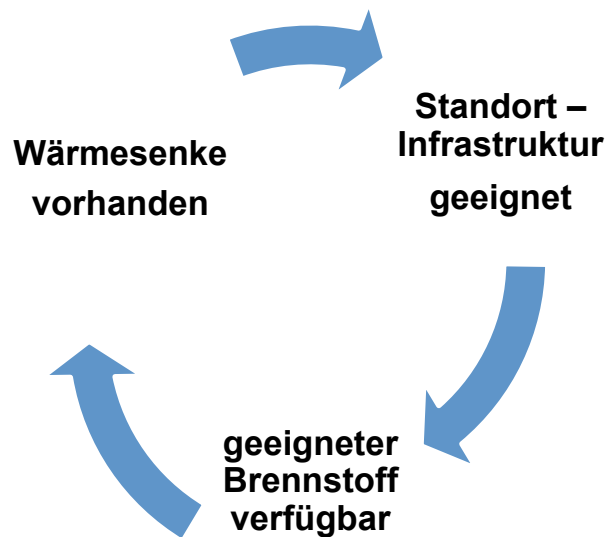


Bild 4 Auslegungskriterien

Die Grösse eines Holzkraftwerkes richtet sich nach dem Wärmedarf des Wärmekunden. Wichtig dabei ist auch, ob es sich vorwiegend um einen gleichmässigen oder einen ungleichmässigen Wärmebedarf handelt. Selbst grosse Anlagen können heute wärmegeführt gefahren werden. So kann der jeweilige Brennstoffinput dem aktuellen Wärmebedarf angepasst werden. Das Werk der Axpo Tegra in Domat/Ems ist heute in der Lage, eine Linie dynamisch bis auf 50% zu drosseln, ohne dass deshalb der Wirkungsgrad oder die Abgaswerte nicht mehr konform wären.

Die Investitionen in ein Holzkraftwerk sind hoch und betragen zwischen 1,2 und 3 Mio CHF pro MW thermischer Leistung (Feuerungsleistung). Entsprechend gross sind die Risiken, vor allem weil sich kein industrieller Wärmekunde auf einen 20-jährigen Vertrag mit garantierter Wärmeabnahme einlassen will.

Ein weiterer bestimmender Faktor ist die Verfügbarkeit von Holz, die Standortparameter und Transportmöglichkeiten.

Ganz abgesehen davon, dass erneuerbare Energien politisch durchaus im Trend liegen, sind im konkreten Projekt Widerstände die Regel. Betroffen davon sind auch viele anderen Formen der neuen erneuerbaren Energien (Wind, Wasserkraft, Biogas, etc.)

Es gibt nur wenige Standorte in der Schweiz, wo alle diese Parameter so zusammentreffen, dass eine Strom- und Wärmeproduktion aus Holz ohne finanzielle Verluste überhaupt denkbar ist. Nach einer ersten Euphorie werden nur einige Werke realisiert werden können. Der Bedarf an Energieholz wird also in erster Linie durch die erschliessbaren Wärmesenken und den vorhandenen Standortinfrastrukturen bestimmt und nicht durch die Finanzkraft des Investors.

2 Holz für Holzkraftwerke

2.1 Holzmengen

Bei einer Betriebsdauer von 8'000 Stunden pro Jahr mit Volllast bedeutet dies für die jeweiligen Grössen der Feuerungsleistung folgende Energie- und Holzmengen:

Tabelle1 Holzmengen in Abhängigkeit der thermischen Leistung

Leistung	Energie / a	Holz	Altholz	Frischholz, Rinde	Frischholz, Rinde
[MW_{th}]	[MWh/a]	[t atro/a]	[t/a]	[t/a]*	ca. [Sm³/a]*
10	80'000	15'400	19'100	35'400	110'000
20	160'000	30'800	38'200	70'800	220'000
40	320'000	61'600	76'400	141'600	440'000

*Menge hängt wesentlich von der verwendeten Qualität ab

Die effektiven Mengen sind in der Praxis kleiner, da durch wärmegeführten Betrieb weniger Holz benötigt wird.

Mit einem 40 MW th Holzkraftwerk lassen sich rund 64 GWh Strom erzeugen, was dem Verbrauch von ca. 16'000 Haushalten entspricht. Ebenfalls können damit zusätzlich mindestens 160 GWh Wärme genutzt werden, was dem Wärmebedarf von 10'000 EFH entspricht. Zusätzliche Nutzung ergibt sich aus der Niedertemperaturenergie.

2.2 Energieholzsortimente

Folgende Holzsortimente sind unter dem Begriff "Energieholz" zusammengefasst:

Verarbeitetes Holz:

- Holzbricketts
- Pellets
- Holzkohle

Kaskadennutzung:

- Unbelastetes Altholz (z.B. Verpackungsmaterial)
- Belastetes Altholz (z.B. Eisenbahnschwellen, in Holzkraftwerken nicht erlaubt)
- Siebüberlauf aus Kompogas-Anlagen

Sägereirestholz:

- Rinde
- Sägemehl
- Schnitzel

Hackholz:

- Waldhackschnitzel (in diversen Qualitäten)
- Gartenholz
- Flurholz (Uferholzerei, Strassenholzerei, Eisenbahnholzerei, etc.)
- Koppelprodukte aus Stammholznutzung (Schlagabraum)

2.3 Holzsortimente für Holzkraftwerke

Altholz



Je nach Standort macht unbelastetes Altholz als Primärenergie Sinn. Denn immerhin fällt das Altholz ungefragt an, muss entsorgt und damit sowieso transportiert werden. Heute werden der grössere Teil des anfallenden Altholzes in Deutschland energetisch verwertet oder in Italien zu billigen Spanholzplatten verarbeitet. Die grössere Nachfrage macht Altholz mittlerweile zum begehrten Rohstoff. Das führt dazu, dass auch für Altholz bezahlt werden muss. Dem gegenüber Frischholz immer noch günstigeren

Einkaufspreis stehen höhere Investitionen für Kessel und Abgasreinigung sowie höhere Betriebskosten (Metalltrennung, Ascheentsorgung, etc.) gegenüber.

Siebüberlauf aus Kompogas – Anlagen



Etwa 15–25 % des angelieferten organischen Abfalls besteht aus Holz, das am Ende des Prozesses (nach Trennung von Fremdstoffen) noch energetisch verwertet werden kann. Das Sortiment hat in jeder Dimension unregelmässige Ausmasse und einen hohen Wassergehalt.

Rinde

Je nach Baumart fallen 8–12% des Volumens an Rinde als Sägerei-Restprodukte an. Die grosse, unregelmässige Stückigkeit (5-30 cm), der relative hohe Aschenanteil (6%), der hohe Wassergehalt (60%) sowie der hohe Verschmutzungsgrad (Waldboden, Steine) machen diesen Rohstoff nur in grösseren Feuerungen als dominanten (> 30%) Brennstoff verwendbar. Rinde ist ein Koppelprodukt aus der Stammholzverarbeitung.

Hackschnitzel aus niedrigen Holzqualitäten



Sämtliches Holz, das weder als Stamm- noch als Industrieholz dient, kann als Energieholz verwendet werden. Schlechte Holzqualitäten wie Rotholz, Käferholz, Windwurfholz, dürres Holz, etc. oder dickere Äste werden zu qualitativ guten Hackschnitzeln zur Verwendung auch in kleineren Feuerungen verarbeitet. In der Regel wird diesen qualitativ guten Hackschnitzeln noch eine Menge der grösseren Äste aus Schlagabraum zugefügt. Diese guten Hackschnitzel können zwar auch in

grossen Holzfeuerungen problemlos verwendet werden, können aber aus wirtschaftlichen Überlegungen nur marginal zugekauft werden.

Hackschnitzel aus Schlagabraum

Bei der Stammholzernte stehen als weiteres Koppelprodukt dünnere Äste, Zweige (auch mit Nadeln) an. Die Qualität ist sehr unregelmässig, der Feinanteil und Wassergehalt hoch und der Aufwand zur Aufbereitung relativ gross. Zudem vermodert dieses Sortiment rasch und



muss innerhalb weniger Wochen verwendet werden. Grosse Holzkraftwerke direkt oder zusammen mit Partnern verfügen über eine entsprechende Hack- und Transportlogistik, um diesen für sie mengenmässig grössten Energieholzanteil zu beschaffen. Dieses Sortiment kann für kleinere Feuerungen höchstens einen geringen Anteil ausmachen, während es für grosse Holzfeuerungen das Hauptsortiment ist. Oft hat die Waldwirtschaft keine Wahl als dieses

Sortiment zu "beseitigen", sei es aus waldbaulichen Gründen (z.B. raschere Naturverjüngung) oder weil der gesellschaftliche Druck zu "aufgeräumten" Wäldern gross ist. Da dieser Teil des Schlagabraumes statistisch nicht wirklich erfasst ist, fällt dieses Holz ausserhalb der "offiziellen" Energieholzpotenziale an und steht nicht in Konkurrenz zu Hackschnitzeln für kommunale Nahwärmeverbünde.

Flur-, Ufer-, Landschafts- und Schwemmholz

Dieses Holz fällt in unregelmässigen Mengen in völlig unterschiedlichen Qualitäten an. Mit einer entsprechenden Logistik kann es für die energetische Verwendung verfügbar gemacht werden und macht in grossen Holzkraftwerken bereits über 4% des Holzanteiles aus. Auch dieses Sortiment ist in den Holzstatistiken unvollständig erfasst.

Logistik

Die Beschaffung der Energieholzsortimente für grosse Holzkraftwerke ist eine logistische Herausforderung. Die konsequente Vermeidung von Leerfahrten mit Gegenfahren, die Systematik der regionalen Koordination mit den einzelnen Forstbetrieben und vertiefte Kenntnisse der lokalen Gegebenheiten führen zu den Kosteneinsparungen, die die Verwendung dieser speziellen Holzsortimente erst ermöglicht.

2.4 Potenzial für Holzkraftwerke

Mit dem bekannten und offiziell kommunizierten Holzenergie-Potenzial, zusammen mit anderen Rahmenbedingungen, ist eine Fortsetzung des Trends zu kommunalen Nahwärmeverbänden wahrscheinlich. Unserer Einschätzung nach liegt das Potenzial (Wärmebedarf und Holzenergiepotenzial) bei weiteren 800 Anlagen im thermischen Leistungsbereich von 100 kW bis 2 MW. In dieser Leistungsklasse ist eine Stromproduktion nicht sinnvoll. Erst ab ca. 6 MW thermischer Leistung ist eine Stromproduktion denkbar.

Zusätzlich dürfte das Potenzial für grosse Holzkraftwerke (30 ... 50 MW_{th}) nur noch klein sein. Als realistisch erachten wir ein Dutzend Anlagen in der Leistungsklasse um die 12 MW_{th}.

3 Holzenergie und Wahrnehmung

Mit dem Aufkommen von Heizöl in den 50-er Jahren nahm die Bedeutung von Holz als Energieträger laufend ab und wurde immer weniger als existenziell wahrgenommen. Der Wald und die Holzenergie sind mit vielen Problemen konfrontiert worden:

- Waldsterben
- Notorische Defizite in den Forstbetrieben
- Grossflächige Stürme (Vivian 1991, Lothar 1999)

Seit ein paar Jahren gewinnt die Holzenergie wieder an Bedeutung, aber auch hier sind rasch Probleme entstanden:

- Feinstaubthematik
- Holzangel
- Angst vor "leergeräumten" Wäldern

Während im Stückholz die Anzahl Kunden zwar zu-, aber die Menge insgesamt abnimmt, ist das Wachstum von kommunalen Hackschnitzelfeuerungen für Nahwärmeverbände gross. Für Kleinfeuerungen stehen mit Holzpellets erstmals auch echte Alternativen zur Ölheizung zur Verfügung. Auch hier gab es Probleme:

- Gebremstes Wachstum im Pelletmarkt durch unberechenbare Preisschwankungen
- Erkenntnis, dass Holz als Energieträger sich nicht völlig unabhängig vom fossilen Preisniveau entwickeln wird
- Holzenergiebranche wirkt in der Öffentlichkeit uneins.

Dies sorgt für Unsicherheit und wirkt insgesamt dämpfend. Insbesondere die Angst, dass es nicht genügend Holz für einzelne Projekte geben soll, ist unbegründet:

- Die Aussagen kommen weniger aus der Forstwirtschaft als von Herstellern von kleineren Feuerungen
- Energieholz hat umgekehrte Skaleneffekte, d.h. je mehr Holz an einem Standort benötigt wird, desto teurer wird das Holz. Somit werden lokale und kommunale Projekte immer im Vorteil sein und können nie von Grossprojekten "leergekauft" werden. Die Marge bei grossen Holzkraftwerken ist, wenn überhaupt, sehr klein (die kostendeckende Einspeisevergütung erlaubt, wie der Name sagt, höchstens eine kostendeckende Produktion)
- Für grosse Holzkraftwerke werden mehrheitlich Sortimenten verwendet, die einerseits statistisch gar nicht richtig erfasst sind (z.B. unterste Kategorie Schlagabraum), oder die in kleineren Anlagen gar nicht verwendet werden können (z.B. unbearbeitete Rinde aus Sägereien, Altholz). Eine Rohstoffkonkurrenz zwischen kleineren und grossen Holzenergieanlagen besteht faktisch nicht.
- Das Holz am Ende der Kaskade energetisch nutzen. Altholz wird heute immer noch mehrheitlich ins Ausland transportiert, ist aber ein wertvoller Rohstoff. Weiter gewinnt der Siebüberlauf aus Kompogas-Anlagen laufend an Bedeutung, da die holzartigen Bestandteile nicht fermentiert werden können.
- Eine erhöhte Nachfrage nach Holz führt zu einer höheren Wertschöpfung im Wald. Wird aber aus der Branche Angst geschürt, besteht die Gefahr, dass das vorhandene Potenzial gar nie ausgenutzt werden wird.
- Die Gefahr einer Übernutzung durch grosse Holzkraftwerke besteht faktisch nicht, denn diese sind äusserst empfindlich gegenüber Preissteigerungen des Energieholzes.

Die Holzenergie würde am meisten profitieren, wenn die Branche gemeinsam gegen Vorurteile und Bedenken für diese Energieart kämpfen und sich nicht weiter aus politischen oder wirtschaftlichen Interessen gegenseitig behindern würde.

Strategie zur Energieholznutzung von SFIH Holzfeuerungen Schweiz

Hans-Jürg Schmid, Präsident SFIH Holzfeuerungen Schweiz

Zusammenfassung

Holzkraftwerke ab 15 MW thermische Leistung sollten nur dann gebaut werden, wenn möglichst Altholz eingesetzt werden kann, die Holzreserven der Region dies problemlos zulassen und beim Einsatz von Waldholz keine Energie vernichtet wird. Überdimensionale Anlagen bringen den Holzmarkt durcheinander, erzeugen lange Transportwege für das Energieholz und gefährden die Entwicklung konventioneller Anlagen.

Das Ziel der SFIH ist, dass das noch vorhandene Potential insbesondere bei Waldholz dort eingesetzt wird, wo es anfällt. Wir wollen Anlagen erstellen, die das Holz optimal nutzen. Das können Kleinanlagen sein, die bei Minergiebauten die noch notwendige Energie liefern, Einzelöfen, die in den Übergangszeiten sinnvoll sind und das Wohnen gemütlicher machen, Stückholzkessel, die optimal mit Sonnenenergie kombiniert werden, kleinere und grössere, automatische Feuerungen mit Pellets oder Schnitzel an Standorten, wo entsprechende Holz-mengen vorhanden sind und für Fernwärmeanlagen, bei denen die Gebäude mit vernünftigen Leitungslängen angeschlossen werden können.

Die Entwicklung von Produkten mit tieferen Emissionen und hohem Wirkungsgrad war in der letzten Zeit rasant und wird weiter vorangetrieben, allerdings nur dann, wenn wir auch Absatzchancen haben.

1 Einleitung

Die vorliegenden Feststellungen erfolgen aus Sicht des Präsidenten der SFIH, also der Hersteller und Importeure von Wohnraumfeuerungen, Holzenergieanlagen bis hin zu grösseren Fernheizungsanlagen.

In der Schweiz hat die Energieholzverwertung in den letzten 5 bis 10 Jahren massiv zugenommen. Dies durch gezielte Förderung des Bundes und der Kantone, aber auch zunehmend durch rationellere Holzenergieanlagen in allen von uns gelieferten Grössen.

Die Holzenergie hat auch die Vorgaben des Bundes für den Einsatz von alternativen Energien am besten erfüllt.

Nun steht der Schweiz aber Holz nicht in unbeschränkter Masse zur Verfügung, sondern die Holzreserven können durch den Einsatz von konventionellen Anlagen in absehbarer Zeit voll genutzt werden.

Holz ist für Holzkraftwerke, die primär auf Stromerzeugung aus Holz zielen, nur dank der kostendeckenden Einspeisevergütung KEV, also kostendeckende Vergütungen der Stromproduktionen interessant.

Dem SFIH ist bewusst, dass diese Vergütungen existieren, unabhängig davon, ob diese nun sinnvoll sind oder nicht. Es ist uns auch bewusst, dass wir eine freie Marktwirtschaft haben und wir keinem verbieten können solche Projekte zu realisieren. Diese sollten aber auch volkswirtschaftlich sinnvoll sein und auf den regionalen Holzmarkt Rücksicht nehmen.

So hat der SFIH als Beispiel keine Veranlassung, gegen eine solche Anlage zu sein, wenn darin zu 100% Altholz eingesetzt wird. Dies ist sogar sinnvoll.

Wir sind allerdings nicht einverstanden damit, wenn bei Kraftwerken, die gleichzeitig als stromgeführte Anlage betrieben werden, Waldholz eingesetzt wird und die Verwendung der thermischen Energie oft nicht möglich ist. Als Resultat wird dann mit wertvollem Waldholz oder auch Restholz aus der Sägerei Energie vernichtet.

Es kann nicht im Sinne alternativer Energie sein, dass Holz aus grossen Distanzen transportiert wird, wenn das Holz in unmittelbarer Nähe für gute Anlagen eingesetzt werden kann.

Die beschränkte Ressource an Energieholz verlangt einen vernünftigen und dezentralen Einsatz unseres Holzpotenzials. Dazu gehört auch, dass bei der Planung eines grossen Werkes zuerst das Holzpotenzial der Region geprüft wird, bevor die Anlage fertig geplant und beschlossen ist.

2 Bedingungen

Aus Sicht der SFIH müssten folgende Bedingungen berücksichtigt werden:

- Als Energieholz soll nur dasjenige Holz verwendet werden, das nicht einer höheren Nutzung zugeführt werden kann.
- Die Anforderungen der KEV müssen zwingend eingehalten werden.
- Thermische Verbraucher, welche der Berechnung zugrunde liegen und als „Energievernichter“ zu bewerten sind, dürfen nicht gerechnet werden (Schnitzel trocknen, unnötige Hallenheizungen etc.).
- Da das Holz dezentral eingesetzt werden sollte, muss Waldholz im Umkreis von 25 km bezogen werden können, ohne dass eine massive Verknappung im Umkreis erfolgt.
- Fernleitungslängen und Anschlüsse müssen den Vorgaben von QM Holzheizwerke® entsprechen.
- Wenn möglich Einsatz von Altholz (Filteranlage vorhanden).
- Die örtliche Verkehrssituation muss den Zusatzverkehr verkraften können.

3 Forderung SFIH an allgemeine Vorschriften

Die KEV schreibt wohl einen Gesamtnutzungsgrad vor, toleriert jedoch, dass neben der Nutzung der thermischen Energie auch Energie vernichtet wird, wenn der Nutzungsgrad eingehalten wird. Die SFIH ist der Meinung, dass keine Energie aus Waldholz vernichtet werden darf. Dies sollte nur bei Einsatz von Altholz möglich sein.

Die Energieholzreserven aus Waldholz müssen zwingend in die Planung entsprechender Anlagen einfließen und mit der Bewilligung der Anlage abgegeben werden.

4 Vergleiche bei Nutzung der Holzenergie

Bei Grosskraftwerken wird immer die Filtertechnik hervorgehoben und mit konventionellen Anlagen verglichen, die LRV-Werte werden als Berechnung dazugezogen.

Der Vergleich muss aber mittels Anlagen mit moderner Nutzung gemacht werden. Dabei muss festgehalten werden, dass die Holzenergie massive Fortschritte in Bezug auf Emissionen erzielt hat.

Es werden immer öfters grosse Anlagen im Bereich von 2 MW bis 6 MW mit Filter und Kondensationsanlagen eingesetzt und damit höhere Wirkungsgrade erzielt.

Wir haben heute Filter die bei Pellets, Werte von 5 mg/m^3 Staub ermöglichen.

Dies zeigt, dass nicht nur grosse Anlagen eine gute Filtertechnik haben. Die Werte der Emissionen und der Wirkungsgrade haben sich massiv verändert.

Die nachstehende Folie zeigt, welche Fortschritte die Holzenergie in die letzten Jahren erzielt hat und was zu erwarten ist.

Dazu müssen der Wirkungsgrad einer Anlage und die Transportwege, die teilweise einige hundert Kilometer betragen, berücksichtigt werden.

Grosskraftwerke können auch nicht mit Werten von Wohnraumfeuerungen verglichen werden. Im kleineren Bereich wie Objekte im Minergie-Standard können diese beispielsweise von den Kosten und den Verlusten der Fernleitung her gar nicht an einer Fernheizung angeschlossen werden.

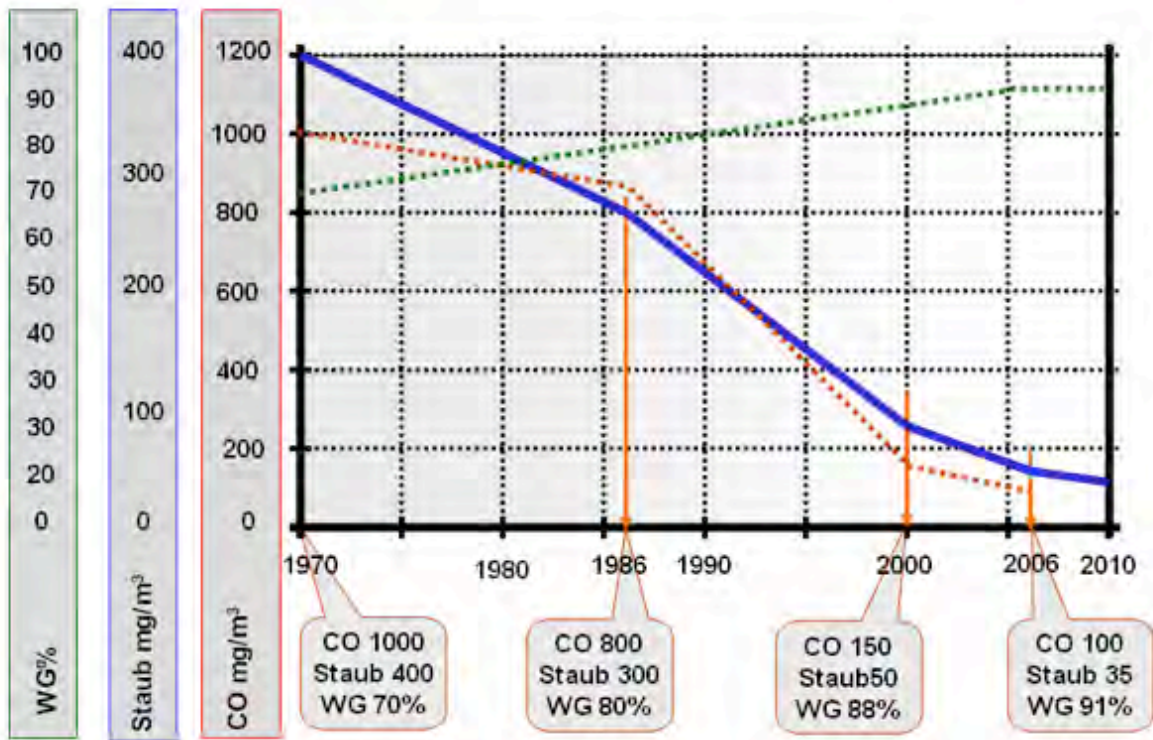


Bild 1 Entwicklung Emissionen Stückholzkessel.

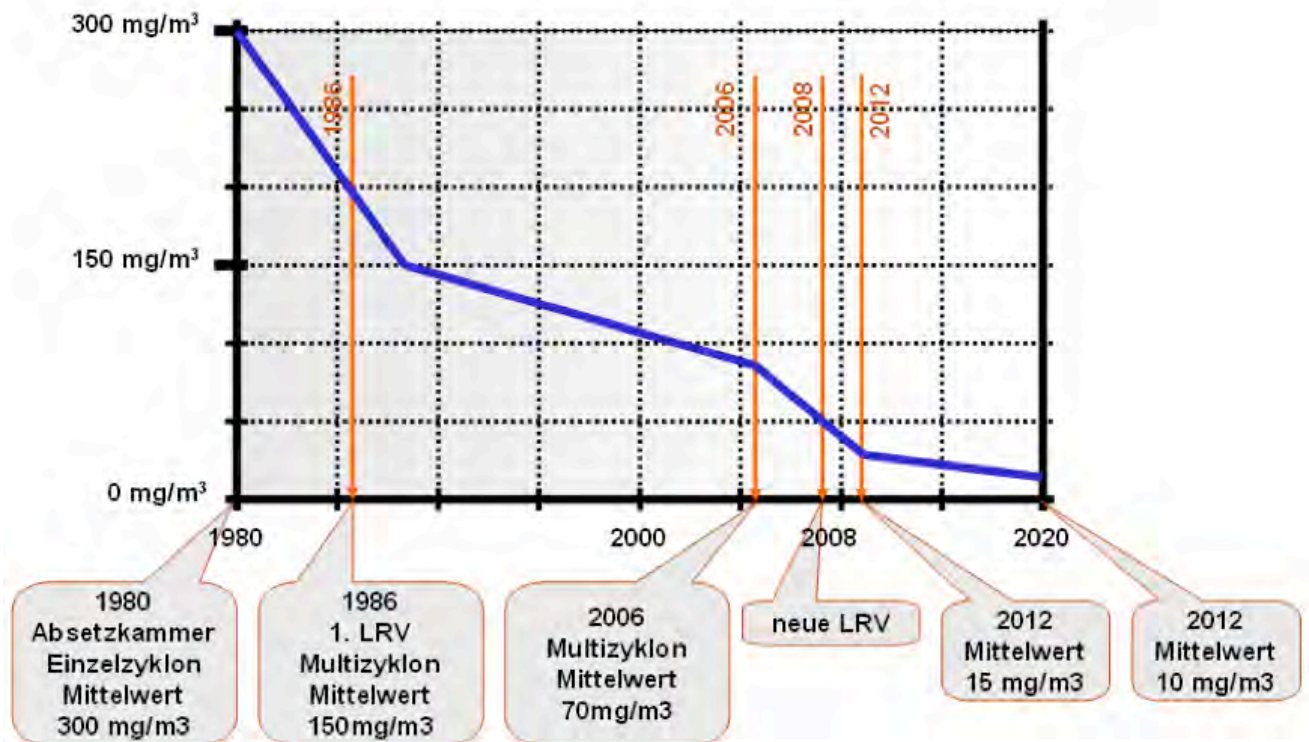


Bild 2 Entwicklung Staubemissionen neuer Kesselanlagen ab 150 kW.

Verhalten der Schadstoffe aus Holzfeuerungen in der Atmosphäre und Beitrag zum Feinstaub

Urs Baltensperger, Maarten F. Heringa, Claudia Mohr, Valentin Lanz, Peter F. DeCarlo, Josef Dommen, Ernest Weingartner, André S.H. Prévôt, Paul Scherrer Institut, 5232 Villigen PSI

Zusammenfassung

Der Einsatz von Holz für Heizzwecke ist als erneuerbare Ressource günstig für das Klima, hat aber wegen substantiellen Emissionen negative Auswirkungen auf die Luftqualität. Neben Partikeln werden bei der Verbrennung auch gasförmige Verbindungen emittiert. Diese werden in der Atmosphäre oxidiert und können dadurch zur Feinstaubkonzentration beitragen. Dieses Aerosolbildungspotenzial wurde in der PSI-Smogkammer für drei verschiedene Ofentypen untersucht. Die Resultate ergeben einen erheblichen Beitrag an derartigem sekundärem organischem Aerosol. Dies bedeutet, dass in zukünftigen Emissionsinventaren dieses sekundäre Aerosol in die Überlegungen mit einbezogen werden sollte.

Abstract: Behaviour of air pollutants from wood combustion and their contribution to particulate matter in the atmosphere

The use of wood for heating purposes is, as a renewable energy resource, beneficial for climate, however, it results in emissions of particulate matter and thus in a reduced air quality. Besides particles gases are also emitted. These gases are oxidized in the atmosphere and can in this way contribute to so-called secondary organic aerosol. The formation potential of secondary organic aerosol was investigated in the PSI smog chamber. The results show that this formation potential can be substantial and needs to be considered in future emission inventories.

1 Einleitung

Die Belastung der Luft mit Feinstaub (auch als Aerosol bezeichnet) ist eines der grössten Probleme der Luftreinhaltung. Dies ist nicht nur in der Schweiz, sondern in praktisch allen Gebieten auf der Welt der Fall, wo viele Leute leben. In der Schweiz wurde ein Grenzwert für PM10 (partikuläre Masse mit einem Durchmesser von bis zu 10 µm) von 20 µg/m³ festgelegt. Man unterscheidet primäre und sekundäre Beiträge. Als primären Feinstaub bezeichnet man direkt emittierte Partikel, die beispielsweise bei Abriebsprozessen oder bei unvollständiger Verbrennung von Brenn- und Treibstoffen entstehen (z.B. Dieseleruss oder Russ aus der Holzverbrennung). Sekundäre Beiträge stammen aus ursprünglich gasförmigen Stoffen, die erst in der Atmosphäre Feinstaub bilden. Bild 1 zeigt eine Zusammensetzung des Feinstaubes an verschiedenen Orten in der Schweiz [Gianini et al. 2010].

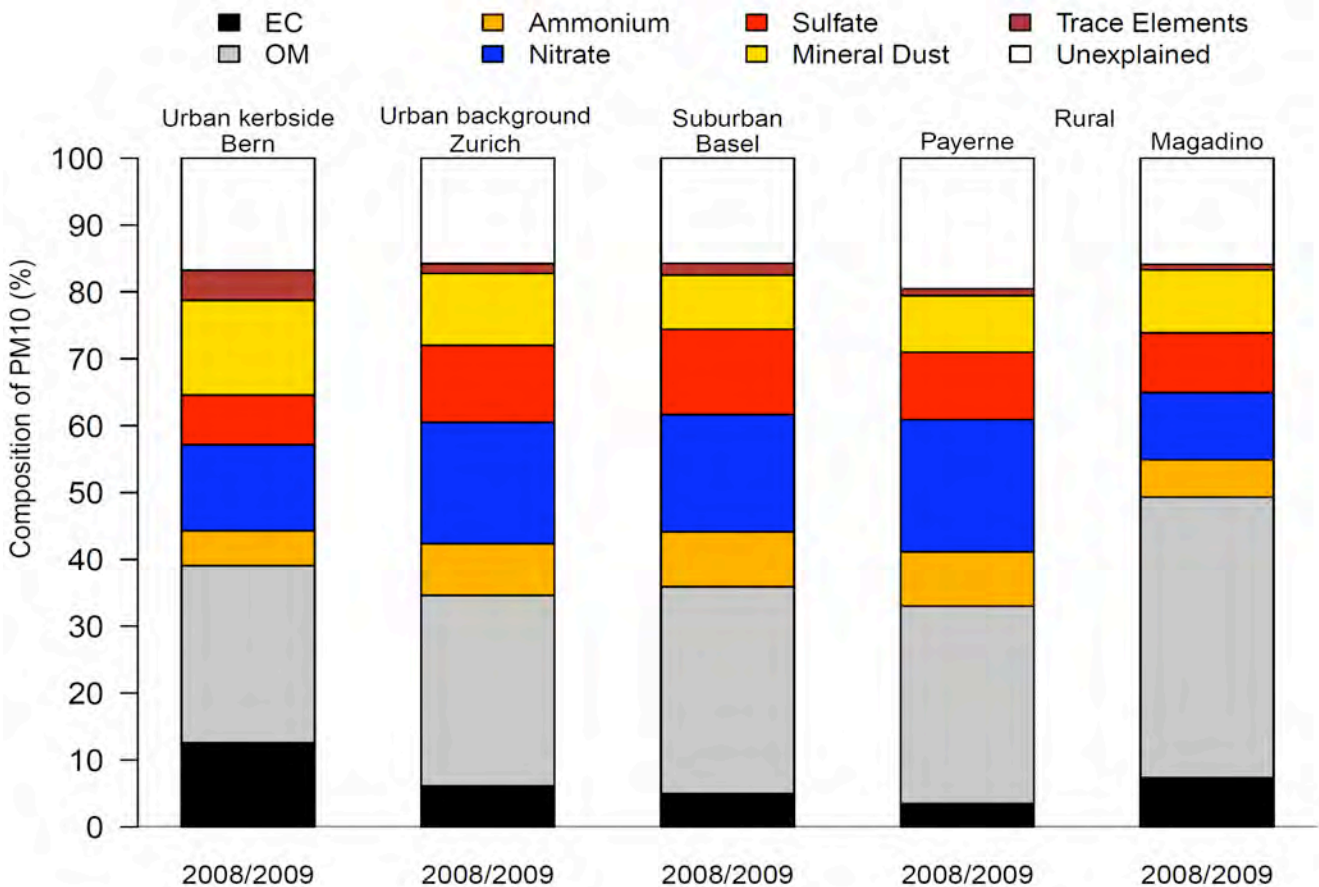


Bild 1 Zusammensetzung von Feinstaub an verschiedenen Standorten in der Schweiz [Gianini et al. 2010].

Dabei gehören EC (Elemental carbon, elementarer Kohlenstoff, oft auch als schwarzer Kohlenstoff bezeichnet), Mineral dust (Mineralstaub) sowie Trace elements (Spurenelemente) zu den primären Stoffen. Ammonium, Sulfat und Nitrat auf der anderen Seite gehören hauptsächlich zum sekundären Feinstaub. Der Beitrag der verschiedenen Quellen zu Nitrat und Sulfat kann relativ gut abgeschätzt werden mit der Annahme, dass ihr Anteil proportional ist zum Emissionsanteil der Stickoxide bzw. von Schwefeldioxid. Der Anteil an organischen Ver-

bindungen (Organic matter, OM) kann dagegen aus primären Quellen stammen oder erst sekundär in der Atmosphäre gebildet werden. Bei den sekundären organischen Verbindungen kommt als zusätzliches Problem dazu, dass ihre Bildung nicht *a priori* abschätzbar ist, da die Flüchtigkeit und chemische Zusammensetzung der in der Atmosphäre gebildeten Produkte wichtig ist.

Chemische Analysen des Feinstaubes in der Umgebungsluft zeigen einen hohen Anteil an organischen Verbindungen. Dies gilt nicht nur für die Schweiz sondern weltweit (Bild 2). Jimenez et al. [2009] konnten zeigen, dass die organische Masse in der Nordhemisphäre typischerweise zwischen 20% und 70% zum nicht-refraktären (bei zirka 600 °C flüchtigen) PM1 (Partikuläre Masse der Partikel mit aerodynamischem Durchmesser < 1µm) beiträgt. Diese Partikel haben verstärkte negative Auswirkungen auf die Gesundheit und werden deshalb häufig auch noch separat erfasst. Alle im Bild dargestellten Kuchendiagramme entsprechen einer mehrwöchigen Messkampagne. Aus dem Bild geht hervor, dass das sekundäre organische Aerosol die organische Masse an allen Orten (städtisch und ländlich) dominiert.

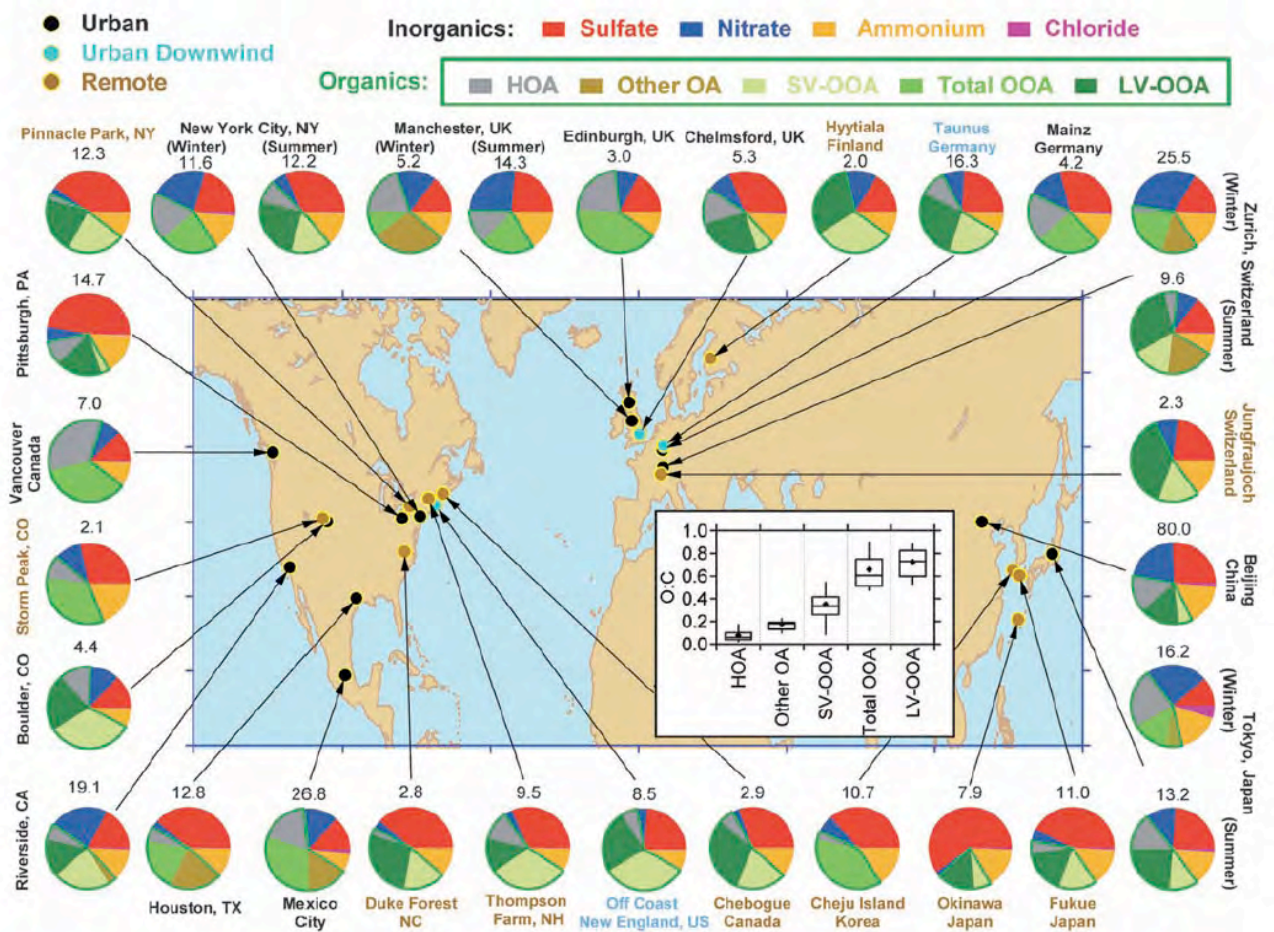


Bild 2 Mittlere Zusammensetzung des nicht-refraktären PM1 an verschiedenen Standorten der Nordhemisphäre [Jimenez et al. 2009].

HOA (Hydrocarbon-like organic aerosol) besteht vornehmlich aus primären Emissionen aus dem Verkehr,

Other OA stammt aus Holzfeuerungs- und anderen Quellen,

OOA (auch LV-OOA und SV-OOA) aus sekundär gebildetem organischem Feinstaub.

Dies bedeutet also, dass die sekundär aus flüchtigen organischen Kohlenstoffen gebildeten organischen Partikel mehr zum Feinstaub beitragen als die primär emittierten. Die Bildungsmechanismen dieser sekundären organischen Aerosole waren in den letzten Jahren und sind immer noch ein Schwerpunkt der Feinstaub-Forschung [Hallquist et al. 2009].

Holz ist ein wertvoller erneuerbarer Energie-Rohstoff. Dessen Verbrennung ist jedoch häufig unvollständig und führt deshalb zu unerwünschten Feinstaub-Emissionen. Das Paul Scherrer Institut hat in den letzten Jahren an verschiedenen Standorten in der Schweiz und im Ausland mit einer Kombination von Methoden (Aerosolmassenspektrometer, Kohlenstoff-14-Bestimmung, Aethalometer) den Feinstaub detailliert charakterisiert und daraus den Anteil aus Holzfeuerungen (und offenen Feuern) bestimmt [Alfarra et al. 2007, Lanz et al. 2007, 2008, Szidat et al. 2007]. Der Holzfeuerungs-Anteil an PM₁ kann insbesondere in Alpentälern, in denen überwiegend mit Holz geheizt wird, über 50% des gesamten Feinstaubs ausmachen [Alfarra et al. 2007, Szidat et al. 2007]. Auch in Zürich beträgt der Anteil an PM₁ aus Holzfeuerungen im Winter etwa 20% [Energiespiegel].

Holzfeuerungen emittieren nicht nur Feinstaub, sondern auch gasförmige Verbindungen. Diese Gase werden in der Atmosphäre oxidiert. Dadurch entstehen häufig weniger flüchtige Verbindungen, die auf den bestehenden Feinstaubteilchen kondensieren. Dies erhöht die Feinstaub-Massenkonzentration. Um diese zusätzlichen Feinstaubmengen besser quantifizieren zu können, wurden die Abgase verschiedener Öfen in die Smogkammer am Paul Scherrer Institut geleitet, wo diese Umwandlungsprozesse untersucht wurden.

2 Experimentelles

Bild 3 zeigt die verwendeten Öfen. Nebst einem alten Ofen wurden ein moderner Ofen und ein Pellet-Ofen eingesetzt.

Bild 4 zeigt den Aufbau des Experiments an der PSI-Smogkammer. Die PSI-Smogkammer besteht aus einem würfelförmigen Teflonsack mit 27 m³ Volumen. Xenon-Lampen (mit einer Leistung von 16 kW) sorgen für künstliches Licht, welches weitgehend der natürlichen Sonnenstrahlung entspricht. Die Kammer sowie die Instrumentierung sind in Paulsen et al. [2005] detailliert beschrieben. Eine beheizte Zuleitung führte das Abgas über eine Verdünnungsstufe in die Smogkammer. Die Füllung der Kammer wurde so gesteuert, dass sich Konzentrationen ergaben, die repräsentativ für Umgebungskonzentrationen waren. Die Partikelanzahlkonzentration und die Partikelgrößenverteilung wurden mit einem Kondensationskernzähler (Condensation particle counter, CPC) und einem Mobilitätsspektrometer (Scanning mobility particle sizer, SMPS) gemessen. Die Massenkonzentration an schwarzem Kohlenstoff (black carbon, BC) wurde mit einem Mehrwinkelabsorptionsphotometer (multi-angle absorption photometer, MAAP) bestimmt, und die Massenkonzentration und die Eigenschaften des organischen Kohlenstoffs wurden mit einem Aerosolmassenspektrometer (High-resolution time-of-flight aerosol mass spectrometer (ToF-AMS) ermittelt. Die Konzentration verschiedener Gase (CO, CO₂, Ozon, NO_x) sowie Temperatur und Luftfeuchtigkeit wurden mit entsprechenden Monitoren gemessen.



Bild 3 Die verwendeten Öfen. Links ein alter Ofen (Weso, Baujahr ca. 1960); rechts ein moderner Ofen (Attika, Baujahr 2009) und in der Mitte ein Pellet-Ofen (Rüegg, Baujahr 2007).

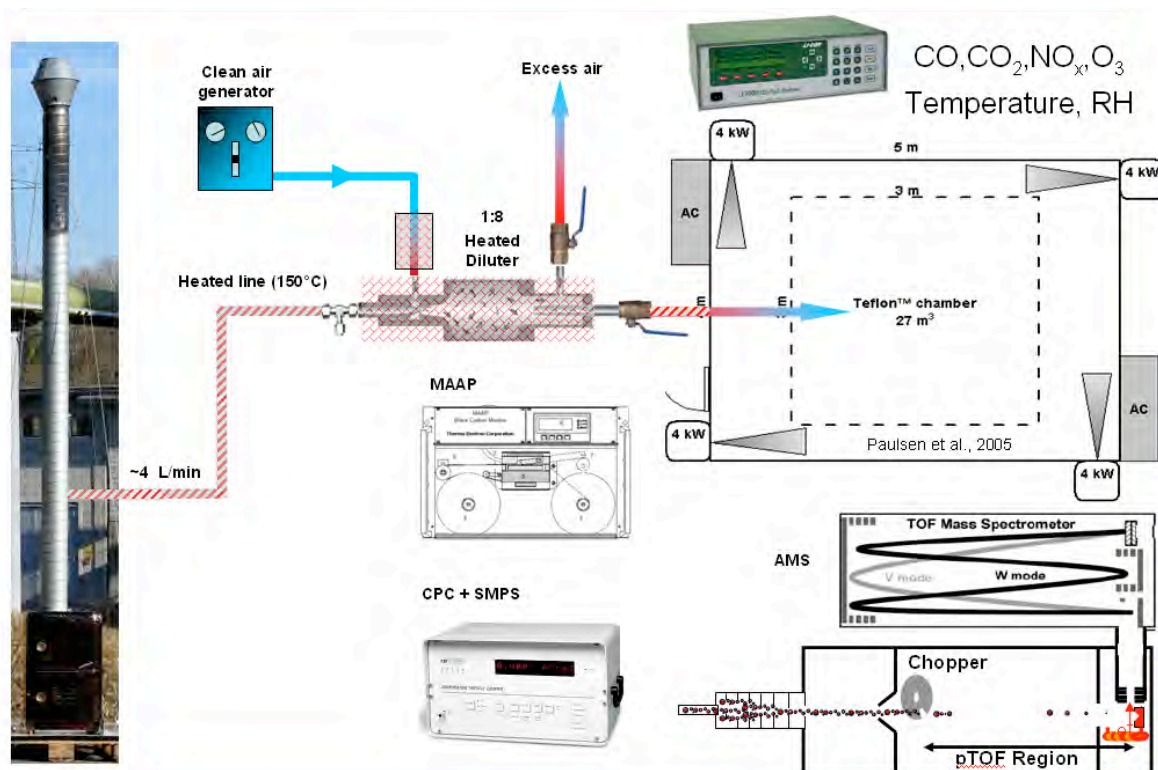


Bild 4 Aufbau der Experimente an der PSI-Smogkammer.

3 Resultate

Bild 5 zeigt ein typisches Experiment. Zu Beginn wurde die Kammer mit dem Abgas des Ofens gefüllt (Attika-Ofen, Probenahme während der Startphase). Nachdem sich die Konzentration stabilisiert hatte, ergab sich eine BC-Konzentration von ca. $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ und eine Konzentration des organischen Kohlenstoffs (Org) von ca. $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Die kontinuierliche Abnahme von BC ist durch Wandverluste bedingt. Da diese Wandverluste für alle Komponenten gleichermaßen zutreffen, wurde die Abnahme von BC verwendet, um für die Wandverluste des organischen Kohlenstoffs zu korrigieren. Die Abnahme der organischen Kohlenstoffmasse von ca. $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf Null während ca. 15 Minuten (45 bis 30 Minuten bevor das Licht angeschaltet wurde) ist dadurch bedingt, dass ein Partikel-Filter vor das AMS geschaltet wurde, um die Querempfindlichkeit des AMS-Signals zur reinen Gasphase zu prüfen. Unmittelbar nach dem Einschalten des Lichts steigt die Konzentration der organischen Kohlenstoffmasse an, um nach ca. 2 Stunden wieder leicht abzunehmen. Letzteres ist durch Wandverluste bedingt; nach entsprechender Korrektur (Org_WLC) steigt die Konzentration bis zum Ende des Experiments 5 Stunden nach Einschalten des Lichts an und erreicht einen Wert von ca. $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dies bedeutet, dass bei diesem Experiment nach 5 Stunden Alterung fast 80% des gesamten organischen Aerosols aus sekundären Bildungsprozessen stammt, während nur gut 20% direkt als primäres organisches Aerosol emittiert wurden. Diese Zahlen belegen die Wichtigkeit der vorliegenden Untersuchungen.

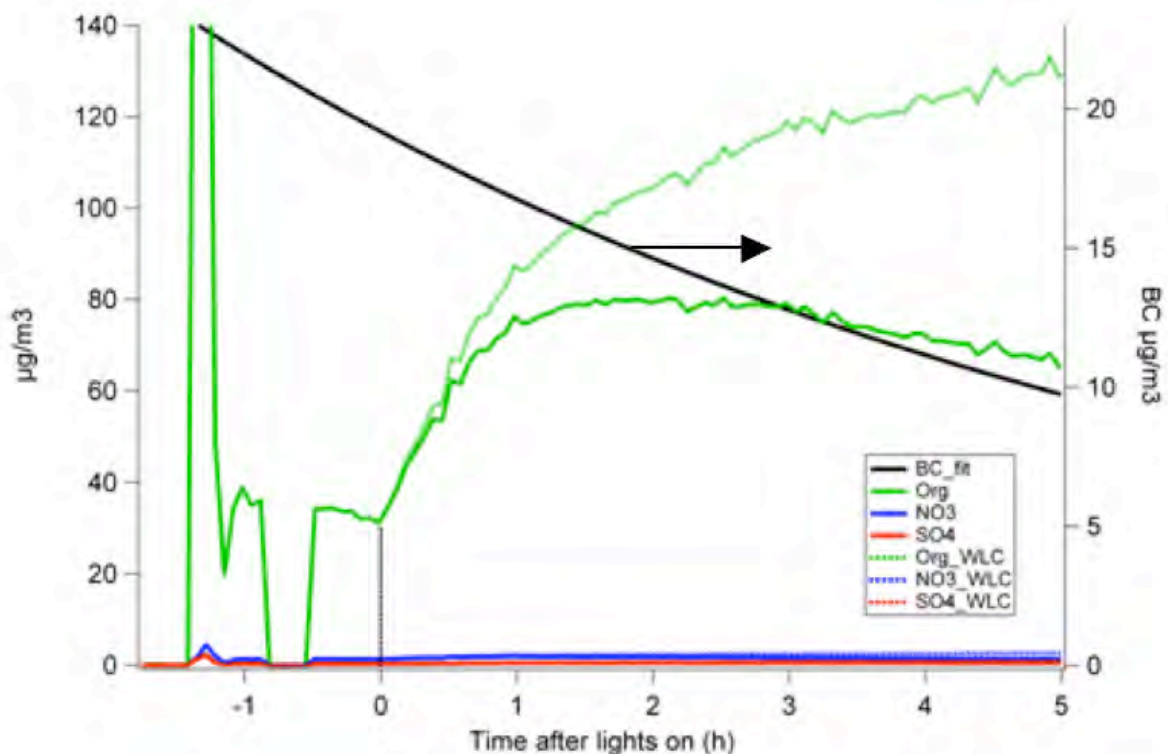


Bild 5 Verlauf der Konzentrationen von BC (Black carbon, rechte Achse) und von organischem Kohlenstoff (Org, linke Achse). Für Org sind die Kurven ohne und mit Wandverlusten (Wall loss correction, WLC) abgebildet. Unter Berücksichtigung der Wandverluste steigt die Konzentration des organischen Kohlenstoffs von ca. $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ auf etwa $130 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an. Nitrat (NO_3^-) und Sulfat (SO_4^{2-}) wurden vom AMS mitgemessen, fallen jedoch in diesem Experiment nicht ins Gewicht.

Bild 6 zeigt die Resultate von allen drei verwendeten Öfen. Um die Ergebnisse miteinander vergleichen zu können, wurden die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff mit dem Anstieg der CO₂-Konzentration während der Füllung der Smogkammer normiert. Da CO₂ bei weitem den grössten Anteil der Verbrennungsprodukte ausmacht, wird damit eine Normierung auf die Menge an eingesetztem Brennstoff ermöglicht.

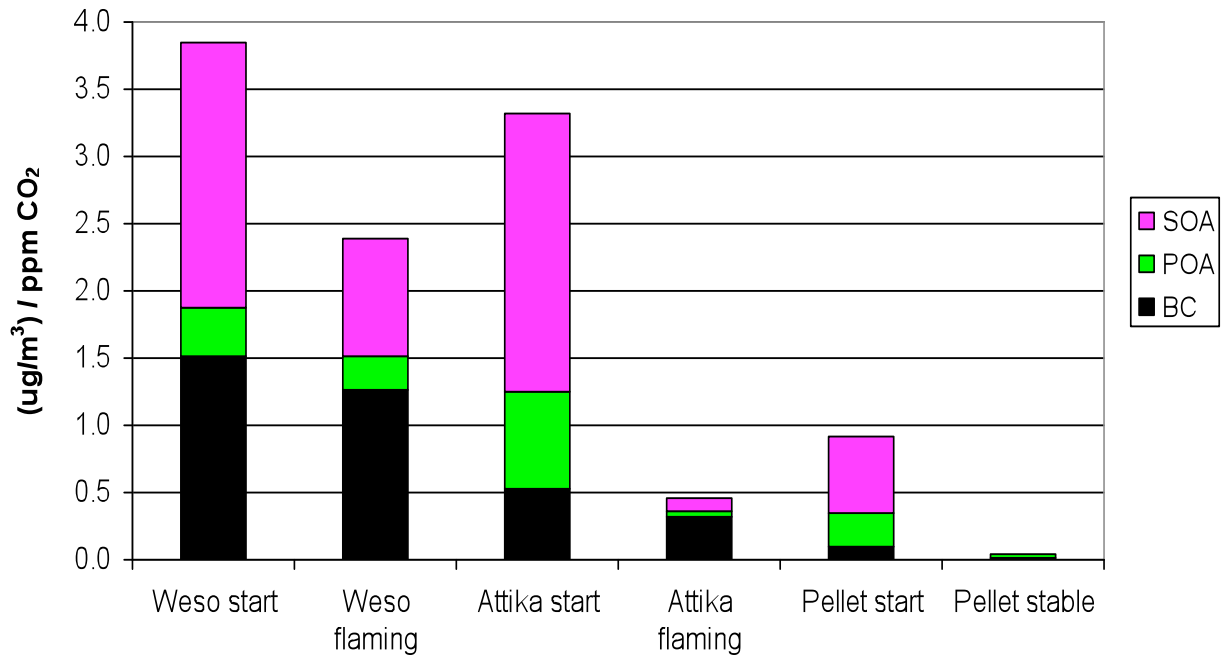


Bild 6 Konzentrationen von schwarzem Kohlenstoff (BC), primärem organischem Aerosol (POA) und sekundärem organischem Aerosol (SOA). Alle Daten sind normiert auf den Anstieg der in der Kammer gemessenen CO₂-Konzentration während der Füllung und damit auf die Menge an eingesetztem Brennstoff.

4 Schlussfolgerungen

Aus den Daten in Bild 6 ergeben sich die folgenden Schlussfolgerungen:

- In der Startphase ergeben sich zum Teil deutlich höhere Emissionen als in der stabilen Verbrennungsphase.
- Während der alte und der neue Ofen in der Startphase ähnlich abschneiden, ergeben sich beim neuen Ofen während der stabilen Phase deutlich geringere Emissionen.
- Der Pellet-Ofen erzeugt deutlich geringere Emissionen als die beiden anderen Öfen in der vergleichbaren Phase.
- In fast allen Fällen überwiegt das sekundäre organische Aerosol deutlich gegenüber dem primären organischen Aerosol. Dieses zusätzliche Aerosolbildungspotenzial muss deshalb in zukünftigen Emissionsinventaren in die Überlegungen miteinbezogen werden.

5 Verdankungen

Diese Arbeiten wurden vom Kompetenzzentrum für Umwelt und Nachhaltigkeit (Competence Centre for Environment and Sustainability, CCES) im Rahmen des Projekts IMBALANCE sowie vom Bundesamt für Energie unterstützt. Wir danken der Firma Attika Feuer AG, die uns für diese Experimente kostenlos einen Ofen zur Verfügung stellte.

6 Literatur

- Alfarra, M.R., A.S.H. Prévôt, S. Szidat, J. Sandradewi, S. Weimer, V.A. Lanz, D. Schreiber, M. Mohr, U. Baltensperger: Identification of the mass spectral signature of organic aerosols from wood burning emissions, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 41, 2007, 5770-5777
- Energiespiegel: Energiespiegel Nr. 19, http://gabe.web.psi.ch/pdfs/Energiespiegel_19d.pdf).
- Gianini M.F.D., C. Hueglin, R. Gehrig, A. Fischer, A. Wichser, A. Ulrich: Variation of PM10 chemical composition between kerbside, urban, suburban and rural sites in Switzerland, Proc. Nanopartikelkonferenz, ETH Zürich, 2010
- Hallquist, M., J.C. Wenger, U. Baltensperger, Y. Rudich, D. Simpson, M. Claeys, J. Dommen, N.M. Donahue, C. George, A.H. Goldstein, J.F. Hamilton, H. Herrmann, T. Hoffmann, Y. Iinuma, M. Jang, M.E. Jenkin, J.L. Jimenez, A. Kiendler-Scharr, W. Maenhaut, G. McFiggans, Th.F. Mentel, A. Monod, A.S.H. Prevot, J.H. Seinfeld, J.D. Surratt, R. Szmigielski, J. Wildt: The formation, properties and impact of secondary organic aerosols: current and emerging issues, *Atmos. Chem. Phys.*, Vol. 9, 2009, 5155-5235
- Jimenez, J.L., M.R. Canagaratna, N.M. Donahue, A.S.H. Prevot, Q. Zhang, J.H. Kroll, P.F. DeCarlo, J.D. Allan, H. Coe, N.L. Ng, A.C. Aiken, K.S. Docherty, I.M. Ulbrich, A.P. Grieshop, A.L. Robinson, J. Duplissy, J.D. Smith, K.R. Wilson, V.A. Lanz, C. Hueglin, Y.L. Sun, J. Tian, A. Laaksonen, T. Raatikainen, J. Rautiainen, P. Vaattovaara, M. Ehn, M. Kulmala, J.M. Tomlinson, D.R. Collins, M.J. Cubison, E.J. Dunlea, J.A. Huffman, T.B. Onasch, M.R. Alfarra, P.I. Williams, K. Bower, Y. Kondo, J. Schneider, F. Drewnick, S. Borrmann, S. Weimer, K. Demerjian, D. Salcedo, L. Cottrell, R. Griffin, A. Takami, T. Miyoshi, S. Hatakeyama, A. Shimojo, J.Y. Sun, Y.M. Zhang, K. Dzepina, J.R. Kimmel, D. Sueper, J.T. Jayne, S.C. Herndon, A.M. Trimborn, L.R. Williams, E.C. Wood, A.M. Middlebrook, C.E. Kolb, U. Baltensperger, D.R. Worsnop: Evolution of organic aerosols in the atmosphere, *Science*, Vol. 326, 2009, 1525-1529
- Lanz, V.A., M.R. Alfarra, U. Baltensperger, B. Buchmann, C. Hueglin, A.S.H. Prévôt: Source apportionment of submicron organic aerosols at an urban site by factor analytical modelling of aerosol mass spectra, *Atmos. Chem. Phys.*, Vol. 7, 2007, 1503-1522.
- Lanz, V.A., M.R. Alfarra, U. Baltensperger, B. Buchmann, C. Hueglin, S. Szidat, M.N. Wehrli, L. Wacker, S. Weimer, A. Caseiro, H. Puxbaum, A.S.H. Prevot: Source attribution of submicron organic aerosols during wintertime inversions by advanced factor analysis of aerosol mass spectra, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 42, 2008, 214-220
- Lanz, V.A., M.R. Alfarra, U. Baltensperger, B. Buchmann, C. Hueglin, S. Szidat, M.N. Wehrli, L. Wacker, S. Weimer, A. Caseiro, H. Puxbaum, A.S.H. Prevot: Source attribution of submicron organic aerosols during wintertime inversions by advanced factor analysis of aerosol mass spectra, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 42, 2008, 214-220
- Paulsen, D. J. Dommen, M. Kalberer, A.S.H. Prévôt, R. Richter, M. Sax, M. Steinbacher, E. Weingartner, U. Baltensperger: Secondary organic aerosol formation by irradiation of 1,3,5-trimethylbenzene-NO_x-H₂O in a new reaction chamber for atmospheric chemistry and physics, *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 39, 2005, 2668-2678
- Szidat, S., A.S.H. Prévôt, J. Sandradewi, M.R. Alfarra, H.A. Synal, L. Wacker, U. Baltensperger: Dominant impact of residential wood burning on particulate matter in alpine valleys during winter, *Geophys. Res. Lett.*, Vol. 34, 2007, L05820, doi:10.1029/2006GL028325

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

Thomas Nussbaumer, Hochschule Luzern, Horw und Verenum, Zürich

Zusammenfassung

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

1 Einleitung

1.1 Luftreinhaltung und Klima

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

1.2 Relevanz der Emissionen auf die Luftreinhaltung

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

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

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

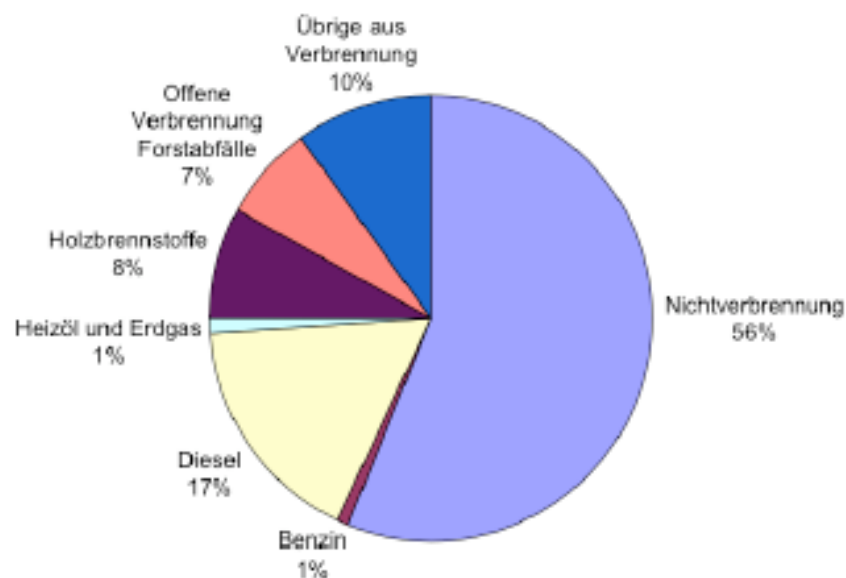


Bild 1.1 Quellen der Feinstaub-Emissionen im Jahr 2000 (Gesamtmenge rund 21'000 Tonnen PM10) nach Abschätzung des Bundesamts für Umwelt 2006 [UVEK 2006].

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

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

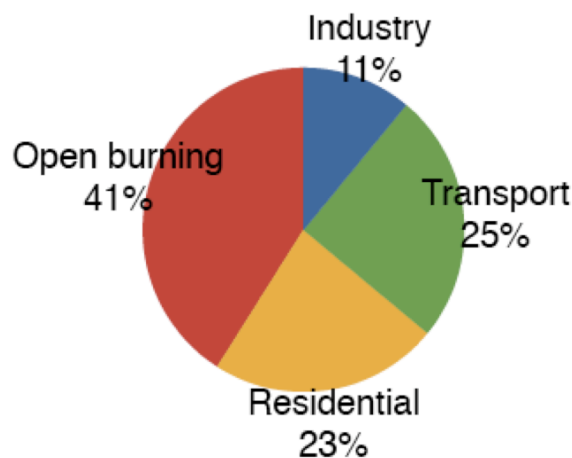


Bild 1.2 Globale Quellen an Black carbon (Russ) nach [Bond 2009].

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

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

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

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

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

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

1.3 Motivation und Zielsetzung

Trend 1: Unterschätzung des Feinstaubs

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

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

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

Trend 2: Überschätzung des künftigen Beitrags

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

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

Ziel Teil 1: Emissionsfaktoren

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

Ziel Teil 2: Klimawirkung

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

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

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





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

2 Partikelarten der primären Aerosole

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

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

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

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

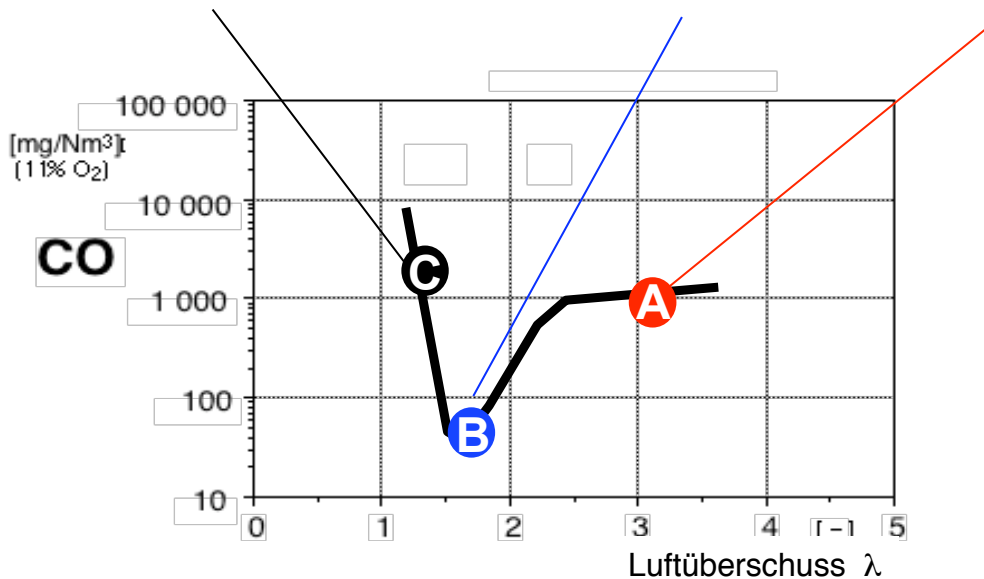


Bild 2.1 Arten und Eigenschaften der primären Aerosole aus der Holzverbrennung (oben) und Beispiel der Bedingungen zur Partikelbildung in Holzfeuerungen im CO/Lambda-Diagramm (unten). COC wird bei tiefer Verbrennungstemperatur emittiert. Dies kann wie im gezeigten Beispiel bei zu hohem Luftüberschuss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

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

3 Konversion des Kohlenstoffs

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

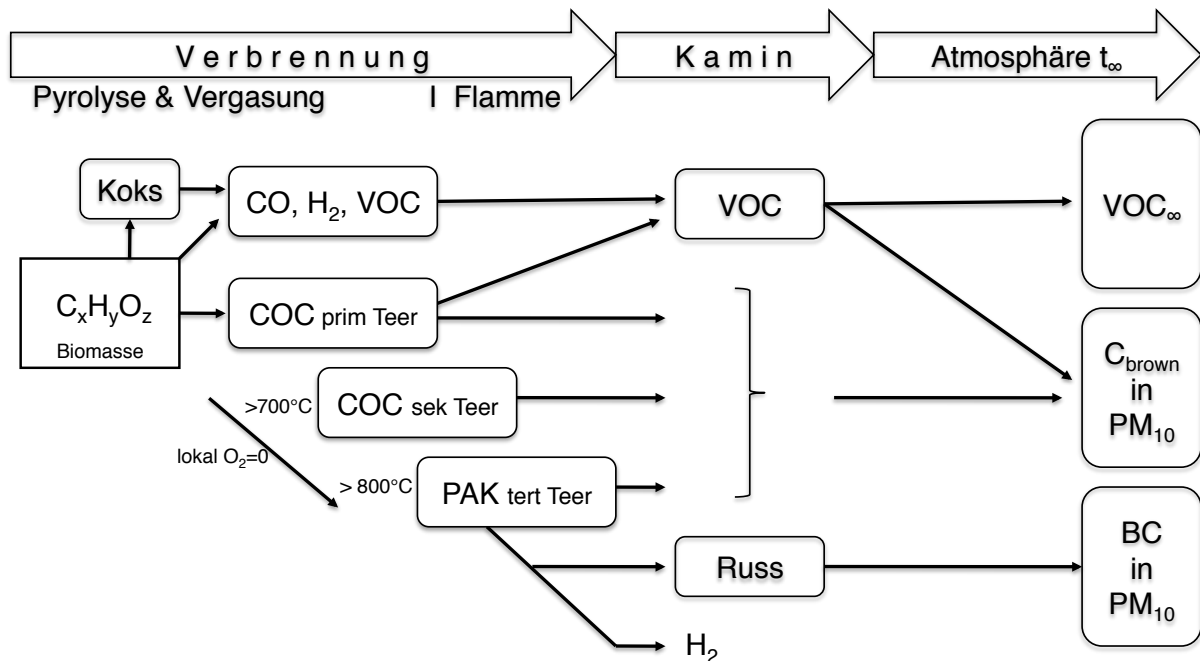


Bild 3.1 Konversion des Kohlenstoffs im Brennstoff über die Zwischenprodukte der Verbrennung, die Emissionen im Kamin bis zu den Immissionen in der Atmosphäre nach Verdünnung und fotochemischer Reaktion von VOC zu SOA.

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

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

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

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

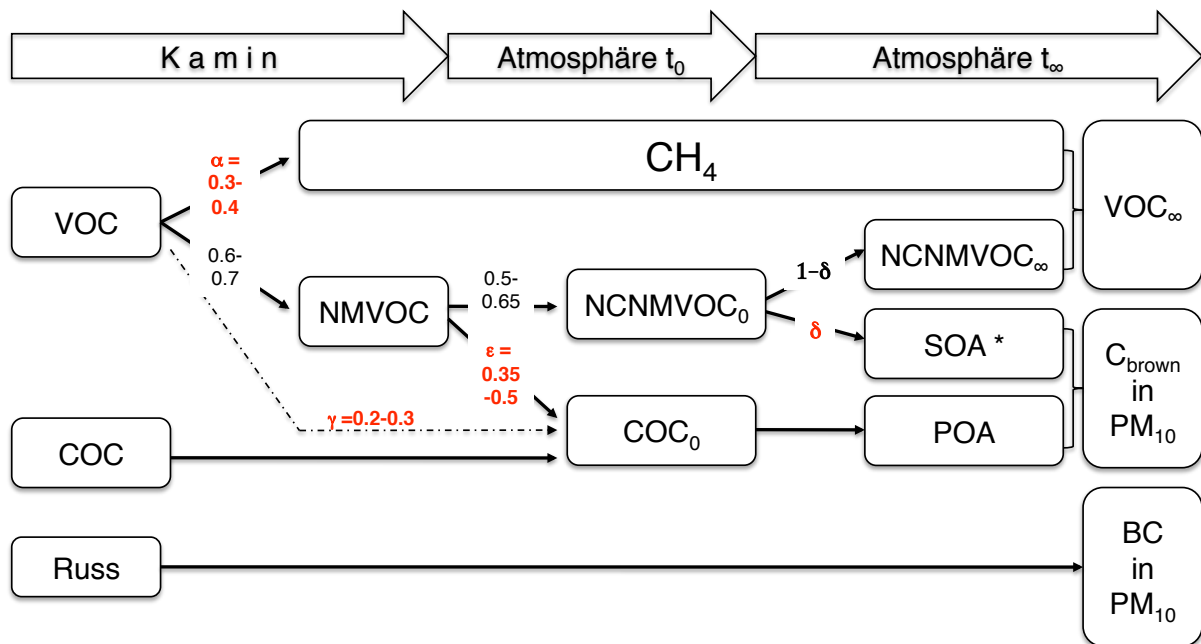


Bild 3.2 Konversion der Kohlenwasserstoffe mit Definition der Fraktionierungs-Faktoren α , ε und γ .
*Bei SOA ist zu beachten, dass die Masse durch Aufnahme weiterer Elemente (O, N, u.a.) deutlich zunehmen kann.

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

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

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

$f = 2.2-2.6$ (2.4) für Holzrauch.

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

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

- VOC und CH_4 werden on-line mittels Flammen-Ionisations-Detektor (FID) bestimmt, wobei die CH_4 -Bestimmung nach Abtrennung der NMVOC erfolgt. Wenn die Messung von VOC bei 160°C erfolgt, sind die COC grossteils enthalten, so dass die VOC-Messung als Indikator für VOC und COC dient.
- COC wird separat durch gravimetrische Teerbestimmung mittels Quenchen nach EPA-Methode 5H und Analyse der Kondensate auf (TC, OC, EC, CC) bestimmt.
- Russ wird durch gravimetrische Feststoffmessung im heissen Abgas nach LRV bzw. VDI und anschliessende C-Analyse des Feststoffs (TC, OC, EC, CC) erfasst.

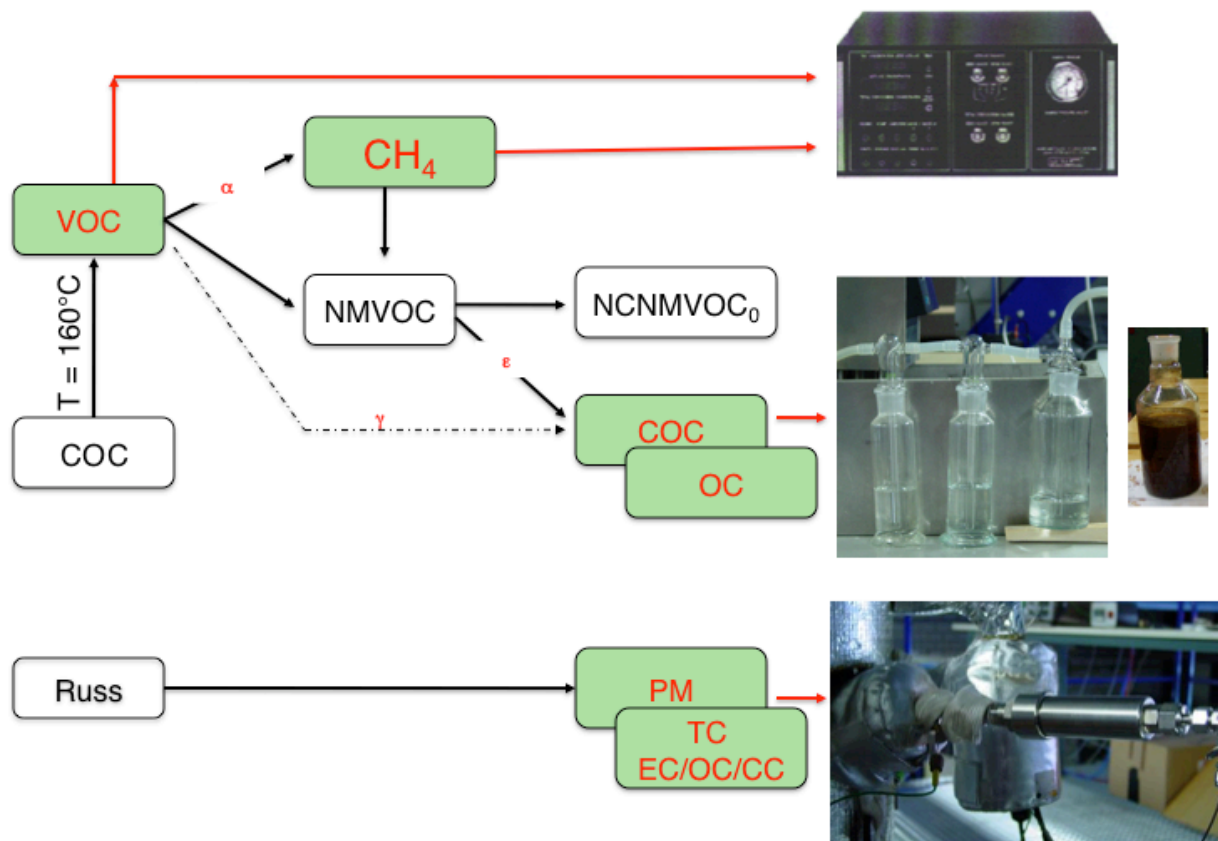


Bild 3.3 Analyse der Kohlenstoff-Fractionen: 1. VOC mittels FID (sofern bei 160°C inklusive Hauptanteil von COC), 2. CH_4 mittels FID nach Abtrennung von NMVOC, 3. Kondensat durch Quenchen und Sammeln in Impinger und Backup-Filter, 4. COC durch OC-Bestimmung der Kondensate, 5. PM als Gesamtstaub im heissen Abgas, 6. Russ durch EC-Bestimmung und organische Masse durch OC-Bestimmung.

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

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

Quellen:

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

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

4 Teil 1: Emissionsfaktoren

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

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

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

Als Basis für die Aktualisierung der Emissionsfaktoren dienen folgende Quellen:

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

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

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

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

Tabelle 4.3 zeigt die Emissionsfaktoren für das Jahr 2035.

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

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

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

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

5 Teil 2: Klimaeffekt

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

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

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

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

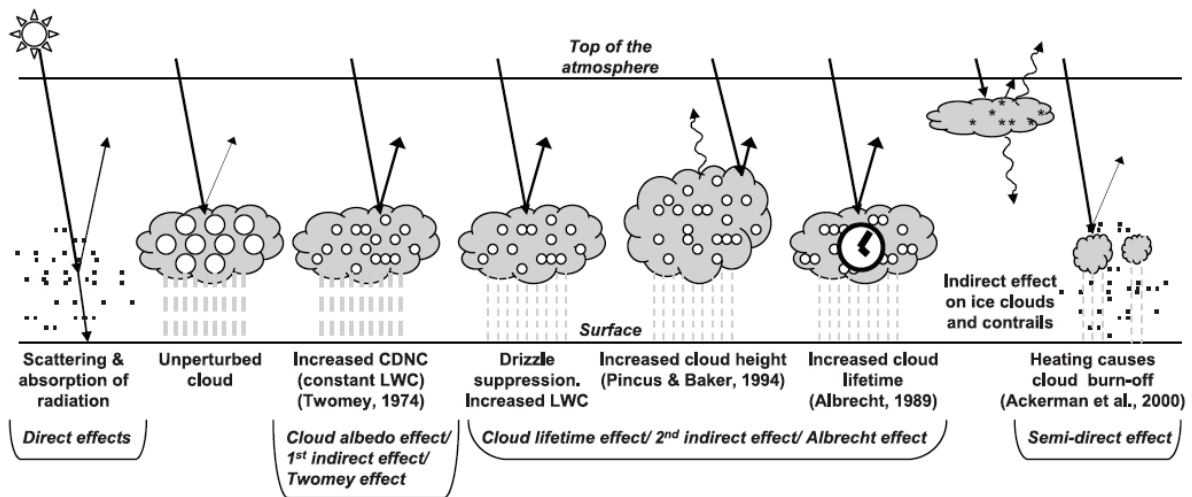


Figure 2.10. Schematic diagram showing the various radiative mechanisms associated with cloud effects that have been identified as significant in relation to aerosols (modified from Haywood and Boucher, 2000). The small black dots represent aerosol particles; the larger open circles cloud droplets. Straight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

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

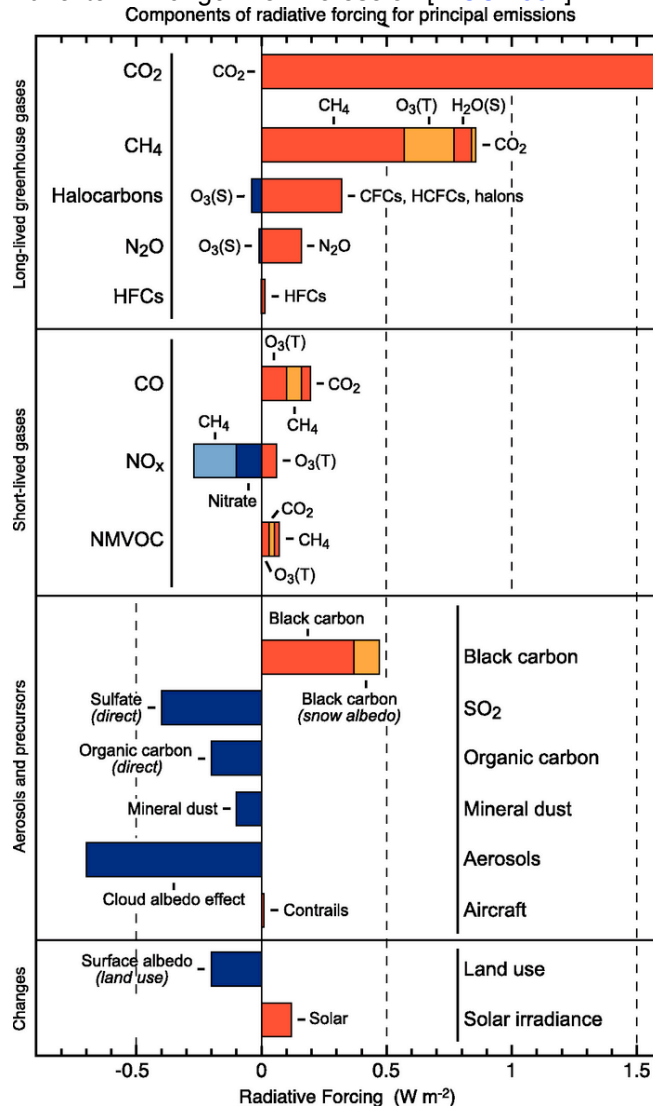


Bild 5.2 Wirkung einzelner Verbindungen und Effekte auf den Strahlungshaushalt der Erde nach [IPCC 2007].

6 Schlussfolgerungen

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

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

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

7 Verdankung

Die vorliegenden Arbeiten wurden unterstützt von:

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

8 Literatur

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

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

Vermeidung von Fehlauslegungen und Mängeln bei der Planung von Abgasreinigungsanlagen

Wolf Schultess, Sachverständigenbüro, Karlsruhe

Zusammenfassung

Im Beitrag werden die Anforderungen an die Emissionsminderung und den Stand der bestverfügbaren Technik für die Abgasreinigung von Biomassefeuerungen dargestellt. Da die Planung und Auslegung von Abgasreinigungsanlagen auf empirisch gewonnenen Erfahrungen und Kenntnissen aufbauen, gehört die Vermeidung der Auslegungsfehler und Mängel bei Abgasreinigungsanlagen nach Biomassefeuerungen neben den gesetzlichen Anforderungen zu den wichtigsten Aufgaben der Planung. Aus diesem Grund werden zuerst typische Fehler und Mängel beschrieben, bevor abschliessend auf wichtige und grundlegende Anforderungen der Planung eingegangen wird.

1 Abgasbedingungen

Die Reinigung der Abgase aus Festbrennstoff-Feuerungsanlagen, insbesondere aus Biomassefeuerungsanlagen, gehört zu den anspruchsvollsten und schwierigsten Aufgaben der Abgasreinigungstechnik. Dies liegt vor allem am Brennstoff und an den Verbrennungsbedingungen. Auch im naturbelassenen Holz sind beachtenswerte Gehalte an Schadstoffen, wie zum Beispiel an Schwefel und Chlor enthalten. Durch die Rinde und/oder den Holztransport im Wald erhöht sich der Ascheanteil, der dadurch auch sandige und damit abrasive Partikel enthalten kann. Ausserdem besteht naturbelassenes Holz nur noch selten aus reiner Holzmasse. Die Erfahrungen zeigen, dass die Verknappung bzw. Verteuerung dieses Energieträgers auch dazu führt, dass die Verunreinigungen im Brennstoff zunehmen.

Holz verbrennt bekanntermassen binär. Nach dem Trocknungsprozess folgt zunächst der dominante Teil der Verbrennung: Die Ausgasung von Kohlenwasserstoffen und deren Verbrennung. Der zweite Teil besteht aus der Verbrennung der beim Ausgasen zurückbleibenden Holzkohle. Die Verbrennung erfolgt in der Regel auf einem Rost. Dort wird grobstückiger Brennstoff eingesetzt, wodurch keineswegs ideale Verbrennungsbedingungen entstehen. Die Folge davon ist, dass der Ausbrand Defizite aufweisen kann. Diese nachteiligen Bedingungen sind vor allem bei kleinen Feuerungsanlagen vorhanden, die unregelmässig bzw. absatzweise betrieben werden.

Die Abgase enthalten deshalb folgende Schadstoffe (Bild 1):

- Flugasche, teilweise sehr fein, teilweise als Russ, teilweise auch abrasiv wirkend
- Schwefeloxide (SO_2 , untergeordnet SO_3)
- Chlorwasserstoff (als HCl) sowie in Spuren von Fluorwasserstoff (als HF)
- Kohlenmonoxid (CO)
- Stickstoffoxide (NO_x , als NO_2)
- Kohlenwasserstoffe (als Cges.)
- Dioxine und Furane (nur bei schlechten Verbrennungsbedingungen relevant)
- Benzo(a)pyren und PCB (nur bei schlechten Verbrennungsbedingungen relevant)

Die genannten Stoffe, deren Eigenschaften, die Feuchtigkeit der Abgase sowie daraus resultierende Bedingungen (z. B. Säuretaupunkt) erzeugen den hohen Anspruch an die Abgasreinigung. Die Nichtbeachtung dieser Bedingungen führt zu den relativ häufig vorkommenden Problemen, über die berichtet wird.

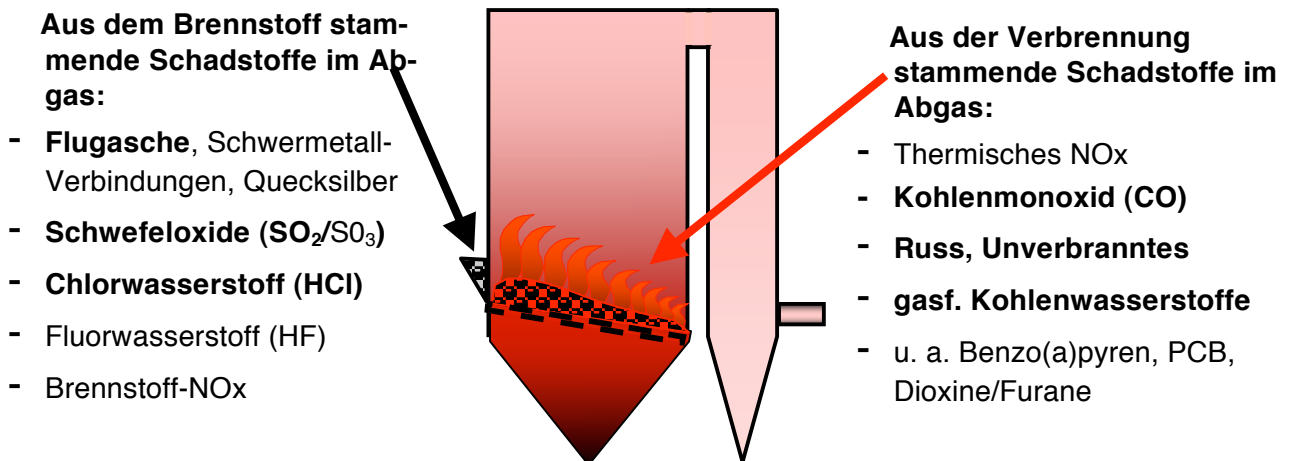


Bild 1 Herkunft der wichtigsten Luftschadstoffe aus Abgasen von Biomassefeuerungen.

2 Stand der Abgasreinigungstechnik

Der Stand der Technik für Biomassefeuerungsanlagen wird vor allem durch die gesetzlichen Vorgaben zur Einhaltung der Emissionsgrenzwerte bestimmt. Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz ist vor allem die Partikelabscheidung, die Entstaubung der Abgase, zu beachten.

Grundsätzlich können alle vier dafür vorhandenen Verfahren der Partikelabscheidung für die Aufgabenstellung genutzt werden. Allerdings begrenzt die Leistungsfähigkeit dieser Verfahren die Einsatzmöglichkeiten für die Abgasreinigung von Biomassefeuerungen entsprechend nachfolgender Darstellung.

1. Die **mechanische Partikelabscheidung** ist für die heutigen Grenzwertanforderungen nicht mehr ausreichend geeignet. Für die Vorabscheidung von Partikeln bzw. für die Funkenabscheidung wird diese einfache Verfahrenstechnik jedoch üblicherweise eingesetzt, um Nachteile für die nachfolgenden Endabscheider zu vermeiden.
2. Die **nassmechanische Abscheidung** durch Wäscher wurde bislang gelegentlich in Form von „Kondensationswäschern“ – meist für kleine Feuerungsanlagen (< 10 MW) – eingesetzt, um die Kondensationswärme ebenfalls nutzen zu können. Der Namensanteil „Wäscher“ wird hier jedoch der Aufgabenstellung nicht gerecht, weil die Waschabscheidung bei diesen Systemen für die Einhaltung eines zeitgemässen Grenzwertes nicht ausreicht. Diese Form der Abscheidung benötigt eigentlich eine leistungsstarke Partikelvorabscheidung, um Verschmutzungen im Wäscher zu vermeiden. In Verbindung mit dem Einsatz von mechanischen Vorabscheidern (Zyklonen) hält der Autor diese Technik trotz der grösseren Energieeffizienz für nicht empfehlenswert. Sie ist dann wegen potenzieller Verschmutzungsneigung und erhöhter Korrosionsgefahr nicht so verfügbar, wie dies bei Feuerungsanlagen erforderlich ist. Zur Einhaltung der heute geltenden Grenzwerte muss dann noch ein Nass-Elektroabscheider nachschaltet werden. In dieser Konzeption ist die Anlagentechnik dann jedoch zu aufwändig. Der Autor kennt nur wenige Einsatzfälle, bei denen diese Technik tatsächlich empfehlenswert war.

Die mangelnde Eignung der beiden Verfahrensgruppen der mechanischen Abscheider (trocken und nassmechanisch) geht auch aus Bild 2 hervor, das die Fraktionsabscheidelinien der Partikelabscheide-Verfahren zeigt.

3. Für die reine Flugascheabscheidung wird die **elektrische Abscheidung** im Trocken-Elektroabscheider – überwiegend einfeldrig ausgeführt (Bild 3) – bevorzugt. Damit können die gesetzlichen Anforderungen der Grenzwerteinhaltung erfüllt werden. Elektroabscheider sind betriebskostengünstig und hochverfügbar. In einfeldriger Ausführung können allerdings Defizite der Feinstaubabscheidung vorhanden sein. Für die simultane Abscheidung auch anderer, überwiegend gasförmiger Schadstoffe ist diese Technik weniger geeignet. Zu beachten ist ausserdem, dass Elektroabscheider vor allem dann, wenn sie im Bereich einer Abgastemperatur von mehr als 170° – 180°C eingesetzt werden, die Dioxin- und Furanbildung durch die de novo-Synthese begünstigen. Es muss angenommen werden, dass dann PCDD/F-Emissionen mit Konzentrationen von mehr als 0,1 ng/m³ in den emittierten „Reingasen“ auftreten können.

4. Wenn sehr niedrige Gehalte an Reststaub oder Feinstaub einzuhalten sind oder wenn nebst der Flugasche auch saure Schadgase (SO_x und HCl) abgeschieden werden müssen, oder wenn diese stets bei der Verbrennung von Biomasse vorkommenden Schadstoffe Nachteile (z.B. Korrosion) erzeugen, ist die Nutzung der **filternden Abscheidung** vorteilhaft. Für die zusätzliche Schadgasabscheidung wird diese dann in Verbindung mit der Dosierung von alkalischen Sorbenzien eingesetzt. Als Sorbens werden überwiegend Mischungen aus Kalziumhydroxid $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$ und Herdofenkoks (HOK) im Verhältnis von ~ 95 zu $\sim 5\%$, gelegentlich auch Natriumbicarbonat $[\text{NaHCO}_3]$ in Mischung mit HOK verwendet. Bild 4 zeigt ein Schema eines filternden Abscheiders mit angedeutetem Sorptionsreaktor. Mit dieser Abgasreinigungstechnik werden auch Feuerungsanlagen ausgerüstet, die wegen der (Mit-)Verbrennung von Altholz oder Ersatzbrennstoffen im Geltungsbereich der 17. BImSchV liegen. Bei Einsatz der Klassen AI und AII empfiehlt sich diese Abgasreinigungstechnik ebenfalls.

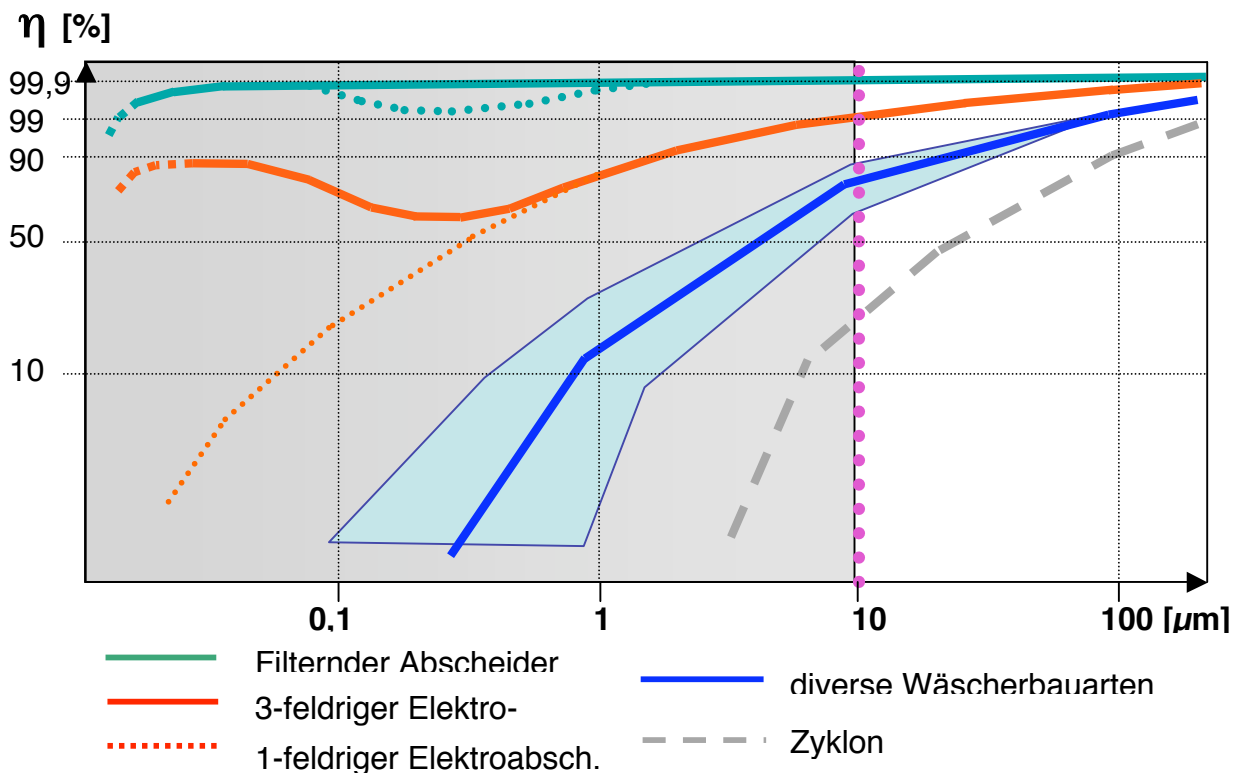


Bild 2 Fraktionsabscheidekennlinien der vier Entstaubungs-Verfahren.

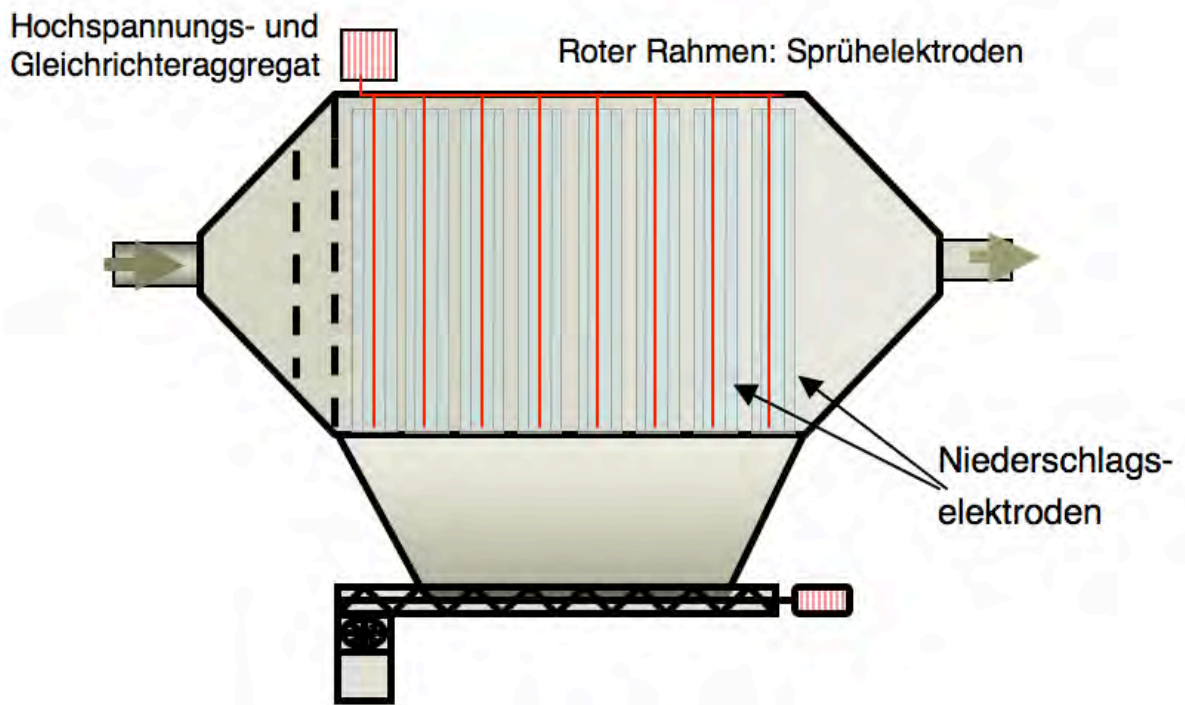


Bild 3 Schema eines einfeldrigen Trocken-Elektroabscheiders.

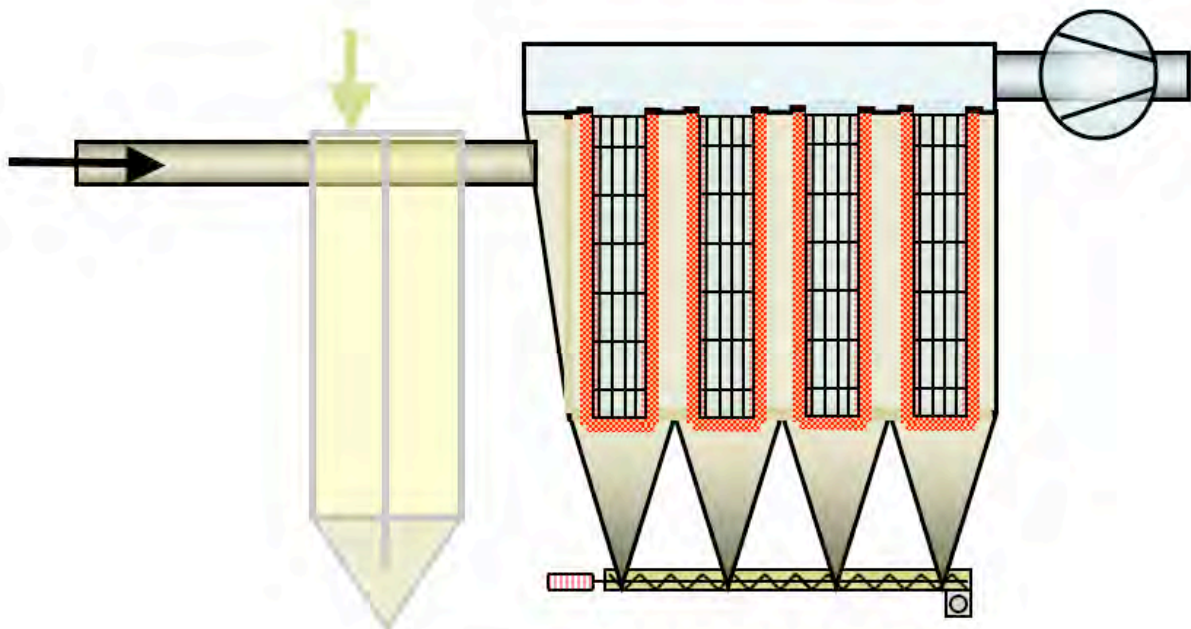


Bild 4 Schema eines Filterabscheiders mit angedeutetem Sorptionsreaktor.

3 Schäden, Mängel, Defizite an Abgasreinigungsanlagen von Biomasse-Feuerungen

Um dem Thema gerecht zu werden, wird zunächst auf die wichtigsten Fehlinterpretationen und Mängel an Abgasreinigungsanlagen für Biomasse-Feuerungen eingegangen. Dafür werden typische Beispiele für Defizite und Schäden von Abgasreinigungsanlagen aus der knapp 30-jährigen Tätigkeit des Autors als Sachverständiger, Gutachter und Sanierer vorgestellt. Die Auflistung und Beschreibung von Beispielen erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Neben den aufgeführten und beschriebenen Beispielen gibt es zweifellos noch andere Defizite oder Schäden. So wird auf eine detaillierte Behandlung des am häufigsten vorkommenden Mangels verzichtet: Die Abscheider sind zu klein bzw. werden zu klein ausgelegt.

3.1 Verfahrenswahl und Anlagenausführung

Bei der Wahl des zum Einsatz kommenden Verfahrens stellt der Autor häufig fest, dass wichtige Anforderungskriterien nicht ausreichend beachtet werden. So wird zum Beispiel der Elektroabscheider wegen der hohen Verfügbarkeit oft auch dann eingesetzt, wenn Altholz mit verbrannt wird oder zu einem späteren Zeitpunkt eingesetzt werden soll und Grenzwerte für HCl, SO₂, Benzo(a)pyren und Dioxine/Furane eingehalten werden müssen.

Auch die Wahl von Waschverfahren kann für Biomassefeuerungen erhebliche Probleme der Verschmutzung, Korrosion und Leistungserfüllung zur Folge haben.

Deswegen wird nachfolgend nochmals auf die vier Verfahren zur Partikelabscheidung und deren häufigsten Defizite eingegangen.

Bei der Anlagenausführung ist immer wieder auffällig, dass zur Anlagen gehörende Aggregate oder Teile zu klein ausgelegt werden. Dies betrifft vor allem die Staubaustrags- und Staubförderaggregate.

Die Tendenz zur Beistellung von Anlagenteilen, wie zum Beispiel den Ventilator oder die EMSR-Technik, gibt dem Vertragspartner für den Einbau der Abgasreinigungstechnik bei auftretenden Mängeln oder Problemen die Möglichkeit, seine Gewährleistungsverpflichtungen einzuschränken oder komplett abzulehnen.

3.2 Multi- oder Einzelzyklone

Die von Feuerungsanlagenbetreibern wegen ihrer Verfügbarkeit, Kompaktheit und ihrer geringen Einbaukosten bevorzugten Zyklone können auch als Vorabscheider Mängel aufweisen. Der Autor bewertet immer wieder folgende Defizite:

- a) Austragsprobleme wegen zu kleiner oder undichter Austragsöffnungen,
- b) starker Wandverschleiss durch abrasive Anteile in der Flugasche,
- c) zu geringe Abscheideleistung (vor allem für nachfolgende Wäscher relevant).

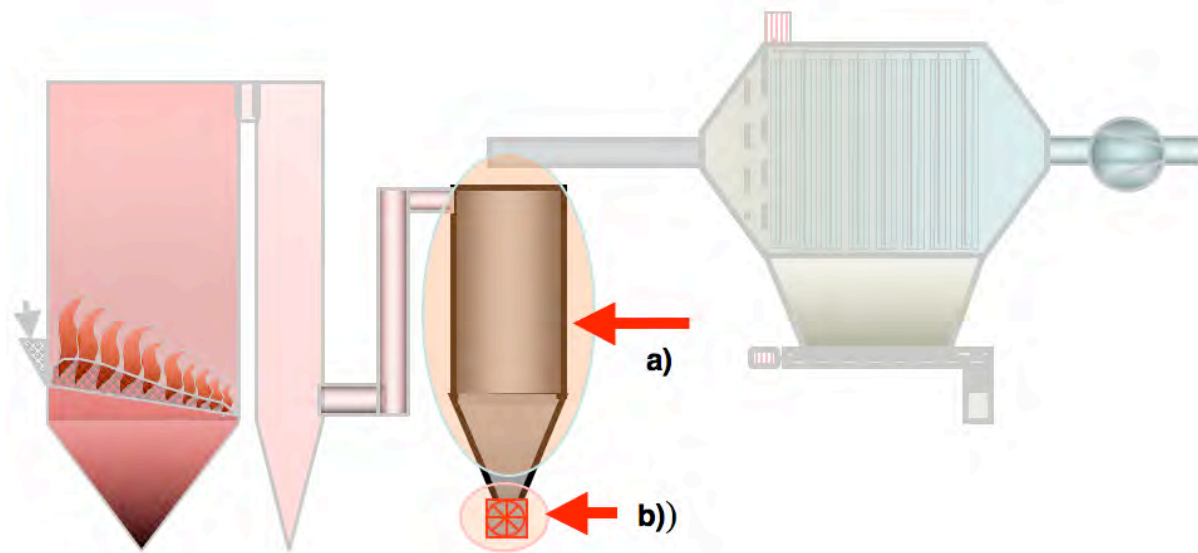


Bild 5 Zyklonmängel durch Abrasion (a), durch zu kleine oder undichte Zellenradschleusen.

a) Austragsprobleme. Austragsprobleme sind aus dem Einsatz von Vorabscheidern für Altholzverbrennungsanlagen bekannt, in denen durch Bauschuttbeimengungen im Abrissholz die Menge an vorabgeschiedenen Grobstäuben die Austragsöffnung der Zyklone mit 300 mm Durchmesser verstopfte. Bei der Verbrennung von naturbelassenem Holz ist nicht zu erwarten, dass derartige Probleme entstehen. Auch bei undichten Austragsschleusen kann Staubbildung im Abscheider entstehen.

b) Abrasion in Zyklonen. Zu starker Abrasion in Zyklonen kommt es,

- wenn das Holz bzw. die Rinde stark mit sandigen Partien verunreinigt wird. Dies ist in der Regel dann der Fall, wenn Baumstämme beim Abtransport über den Boden geschleift werden. auch aus der Immission von feinem Sand in der Luft – gelegentlich sogar Sand aus der Sahara – entstehen erhöhte silikatische Anteile in der Baumrinde;
- wenn im Brennstoff verschmutzte Althölzer – beispielsweise geschredderte Paletten – verbrannt werden;
- oder wenn im Holz leichtflüchtige Metalle (meist Schwermetalle) vorhanden sind, die bei der Verbrennung verdampfen und dann im Kessel als abrasive glaskugelartige Partikel sublimieren.

c) Zu geringe Abscheideleistung. Die Abscheidung in mechanischen Abscheidern, zum Beispiel Zyklonen, ist unter anderem von der Partikelgröße abhängig. In den für Biomassefeuerungen zum Einsatz kommenden Zyklonen werden vor allem Partikel mit einer Größe von $> \sim 10 \mu\text{m}$ abgeschieden. Ein Teil der aus dem Holz stammenden Flugasche ist jedoch feiner. Deshalb liegt der Abscheidegrad von Zyklonen selten höher als 80%. Dieser reicht aus, um Funken mit einem relevanten thermischen Potenzial aus den Abgasen abzuscheiden. Russ und andere durchaus zu beachtende Feinstaubanteile, z. B. die Chloride von Kalzium, Kalium und Magnesium sowie Schwermetallchloride, werden überwiegend nicht im Zyklon abgeschieden.

3.3 Wäscher

Auf den Einsatz von Wäschern wurde bereits eingangs eingegangen. Als reine Waschabscheider werden Wäscher für Biomasse-Feuerungen nicht genutzt,

- weil sie die erforderliche Abscheideleistung für den Feinstaub mit hohem Russgehalt nicht gewährleisten,
- weil sie wegen der sauren Bestandteile säure- bzw. korrosionsfest ausgeführt sein müssen
- und weil sie die Problemstellung aus dem Abgas ins Washwasser übertragen, das dann eigentlich noch gereinigt und neutralisiert werden müsste.

In Form der gelegentlich in alpinen Ländern genutzten **Kondensationswäscher** dienen diese „Abscheider“ eher der weitergehenden Wärmenutzung als der Partikelabscheidung. Bei ungenügender Flugaschevorabscheidung (z.B. durch Zykloneinsatz) muss mit Verschmutzung von Kondensationswäschern gerechnet werden. Ausserdem lässt sich selbst bei Verwendung von hoch vergütetem Stahl Korrosion durch die im Abgas vorhandenen Chloride nicht vermeiden – es sei den, die Chloride werden vor Eintritt durch geeignete Techniken aus den Abgasen entfernt.

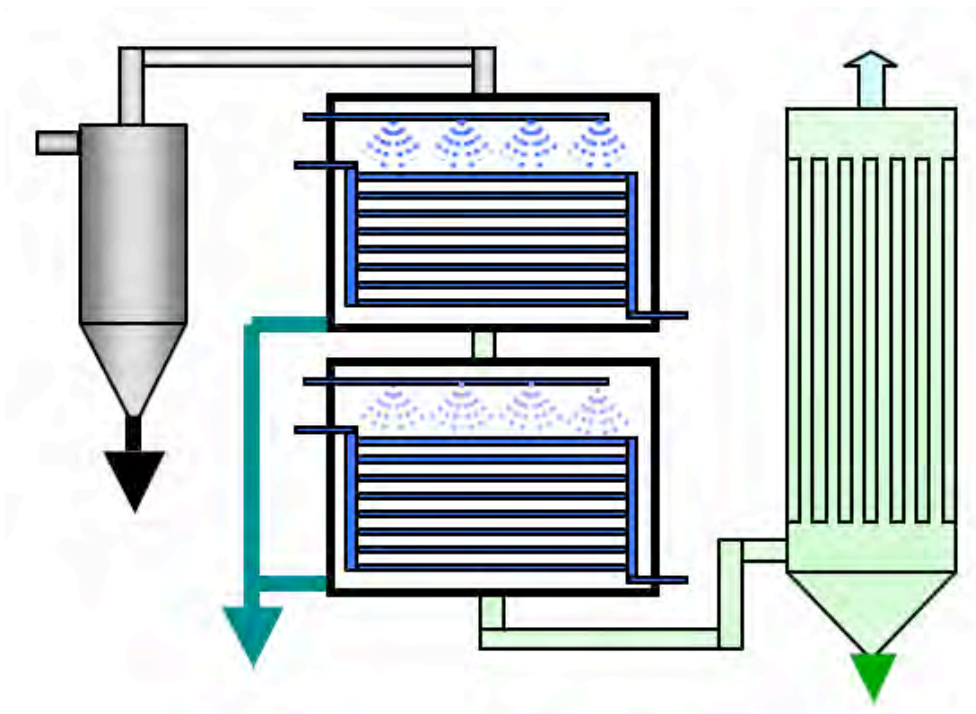


Bild 6 Schema einer Abgasreinigungs-Anlage aus Zyklon, Verdampfungskühler/Wärmetauscher, Kondensationswäscher und Nass-Elektroabscheider.

3.4 Elektroabscheider

Den Einsatz der deutlich leistungsfähigeren Nass-Elektroabscheider kennt der Autor nur in Verbindung mit den Kondensationswäschern. Sie sind dann in der Regel ohne nennenswerte Nachteile zu betreiben. Auch die Entstehung neuer Schadstoffe – z. B. durch de novo-Synthese – kommt bei Nass-Elektroabscheidern nicht vor.

Für die reine Flugascheabscheidung werden Trocken-Elektroabscheider bevorzugt, weil sie wartungsarm, energieeffizient und hochverfügbar sind. Trotz der guten Verfügbarkeit dieser Elektroabscheider hat der Autor jedoch auch Mängel bzw. Betriebsstörungen an Trocken-Elektroabscheidern untersucht, die zum Teil durch die eingangs genannten, anspruchsvollen Abgasbedingungen von Biomasse-Feuerungsanlagen verursacht wurden. Folgende Mängel wurden untersucht und durch Sanierungsmassnahmen abgestellt:

- a) Abscheideprobleme durch Störungen an den Isolatoren
- b) Abscheideprobleme durch Anbackungen an den Niederschlagselektroden oder durch ungleichmässige Durchströmung des elektrischen Feldes
- c) Ablagerungen von abgeschiedenem Staub im Filterbunker
- d) Hot-spots, Glimmbrände und offene Brände.

Bild 7 zeigt das Schema eines Elektroabscheiders, in dem auf zwei typische Mängel hingewiesen wird.

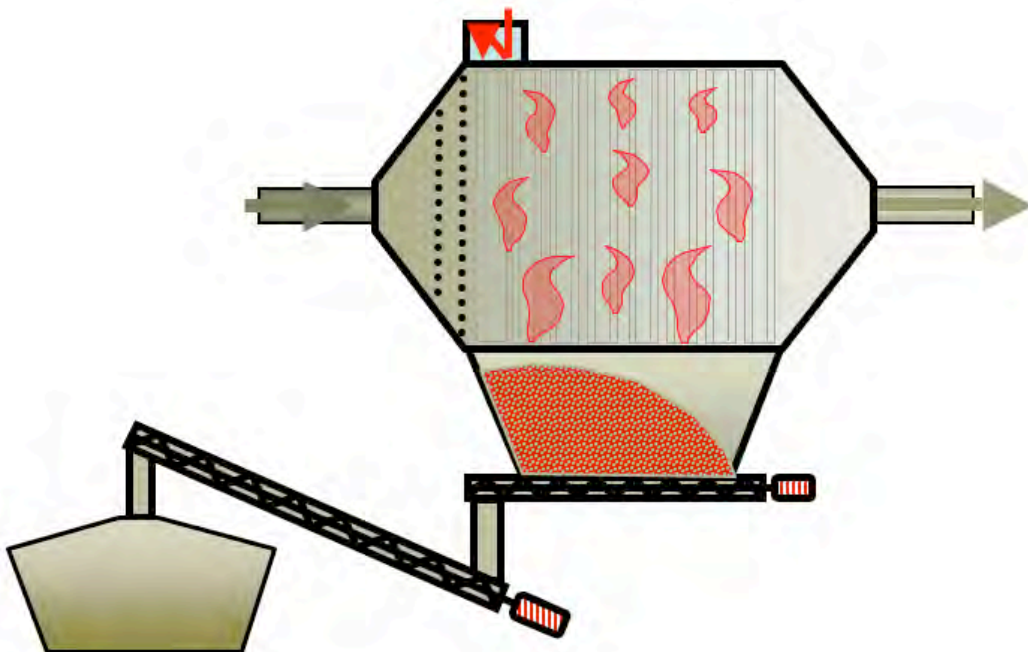


Bild 7 Elektroabscheider mit Austragsmängeln:
- Ausbildung von russreichen Ablagerungen im Elektroabscheider-Bunker,
- Entstehung eines Glimmbrandes und anschliessend eines offenen Brandes.

- Zu a)** Die Beeinträchtigung oder der Zusammenbruch des elektrischen Feldes wird bei Elektroabscheidern nach Biomassefeuerungen häufig durch verschmutzte Isolatoren verursacht, bei der der elektrisch leitende Staubbelag durch Russ verursacht wird. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass die elektrische Leitfähigkeit von Russ zusätzlich durch adsorbierte saure Schadgase (vor allem SO_3) erhöht wird.
- Zu b)** Die feine, alkalische Flugasche führt gelegentlich zu Anbackungen an den Niederschlags Elektroden und/oder zu Verkrustungen an den Sprühelektroden, wodurch die Konstanz, Geometrie bzw. die Funktion des elektrischen Feldes nachteilig beeinflusst wird. Auch dieser Vorgang wird durch die Anwesenheit von elektrisch leitenden Stoffen in der Flugasche (z. B. verkockte Partikel, Russ und adsorbierte saure Schadgase) verstärkt. Anbackungen an Niederschlags- oder Sprühelektroden führen zu Durchströmungsdefiziten und/oder zu Störungen des elektrischen Feldes, die wiederum einen nachteiligen Einfluss auf die Abscheideleistung erzeugen.
- Zu c)** Bei Verwendung des Elektroabscheider-Bunkers als Zwischensilo, bei undichten Austragsaggregaten oder bei nicht funktionsgerechten Konstruktionen für den Elektroabscheider-Bunker (Wandneigung, Wandrauigkeit durch Korrosionen, Kondensation mangels ausreichendem Wärmeschutz) kann es in diesem Bereich des Abscheiders zur Aufstauung von abgeschiedener Flugasche kommen.
- Zu d)** Hot-spots oder Brände entstehen nur, wenn sich durch den vorgenannten Mangel oder durch Bedienungsfehler im Elektroabscheider Flugasche ansammeln kann, die eine für die Entwicklung dieser Schadensereignisse ausreichend grosse Brandlast, überwiegend unverbrannter Brennstoff und Russ, beinhalten. Auf derartige, relativ häufige Schadensfälle wird im Zusammenhang mit der Behandlung der filternden Abscheider noch detailliert eingegangen.

3.5 Filternde Abscheider

Obwohl moderne Filterabscheider heute nicht mehr die für sie typischen Nachteile der mangelnden Verfügbarkeit durch Verstopfung des Filtermaterials aufweisen, gehören sie noch nicht zu den bevorzugten Endabscheidern. Dies liegt häufig daran, dass Auslegungsfehler das Bild über filternde Abscheider trübt. Die wenigen am Markt operierenden erfahrenen Lieferfirmen für Filteranlagen beherrschen diese Technik jedoch so gut und sicher, dass sie neben der hohen Abscheideleistung auch eine Anlagenverfügbarkeit von 98% gewährleisten.

Die Abscheidesicherheit von Filterabscheidern auch für sehr feine Stäube und ökologisch relevante Staubinhaltsstoffe sowie die Nutzbarkeit für die Abscheidung von sauren Schadgasen, Quecksilber und hochmolekularen Kohlenwasserstoffen machen die filternden Abscheider jedoch vielfach für die Abgasreinigung von Biomassefeuerungen unentbehrlich. Dennoch sind diese Abscheider einem erhöhten Risiko ausgesetzt, das durch zahlreiche Mängel, Schadensfälle und Havarien beschrieben werden kann. Der Autor hat in seiner jahrzehntelangen Gutachter- und Sachverständigentätigkeit am häufigsten Filteranlagen bewertet und saniert. Dabei traten vor allem die nachfolgend aufgelisteten Mängel auf, die überwiegend auf Konstruktions- und Auslegungsfehler zurückgeführt werden können:

Auslegungs- und Konstruktionsmängel:

- zu hohe Filterflächenbelastung,
- ungeeignetes Filtermaterial,
- aerodynamische Mängel der Anströmung und Durchströmung der Filter,
- aerodynamische Mängel der pneumatischen Filterabreinigung,
- falsche Materialwahl bzw. Mängel des Korrosionsschutzes,
- konstruktive Ausführungsmängel.

Neben Bedienungsfehlern, der Art und Qualität des Brennstoffs sowie der Feuerungsführung sind die oben genannten Auslegungs- und Konstruktionsmängel überwiegend die Ursache für die nachfolgend aufgeführten Mängel und Schäden.

Schäden:

- a) zu starker Verschleiss des Filtermaterials und Standzeitprobleme,
- b) zu hoher Filterwiderstand und zu hoher Druckluftverbrauch,
- c) zu hohe Reststaubkonzentrationen,
- d) Ablagerungen und Verlegungen der Abgas- und Staubförderwege,
- e) Hot-spots, Glimmbrände, Schadensfeuer,
- f) Korrosionen, Materialzerstörungen.

Zu a), b) und c): Verschleiss, Filterwiderstand und zu hohe Reststaubkonzentrationen

Ein starker Verschleiss des Filtermaterials kann auf verschiedene Ursachen, wie z.B. die falsche Materialwahl, die zu kleine Filterfläche, eine ungünstige Anströmung oder eine ungenügende Abreinigungstechnik, zurückgeführt werden.

Die falsche Wahl des Filtermaterials ist in den letzten Jahren selten geworden. Dieser Fehler passiert eigentlich nur noch unerfahrenen Newcomern der Branche.

Aber auch erfahrene Filteranlagenhersteller vernachlässigen immer noch die aerodynamischen Grundlagen von Strömungen. Es wird nicht oder zu wenig berücksichtigt, dass strömende Gase eine Masse besitzen. Sie unterliegen damit den Trägheitsgesetzen. Die Nichtbeachtung dieser Gesetzmässigkeiten kann vor allem bei der Einströmung der Rohgase ins Filter oder bei der Filterdurchströmung zu Nachteilen der Filterbelastung und unterschiedlich starkem Verschleiss der Filtermedien führen. Durchströmungsmängel von Abgasreinigungsanlagen kommen im gesamten Anwendungsgebiet von Filteranlagen vor. Sie sind folglich nicht typisch für die Abgasreinigung von Biomassefeuerungsanlagen und sie werden gelegentlich auch durch den Zwang zur kompakten Bauweise der Filter verursacht. Die Bilder 8 bis 11 zeigen typische aerodynamische Mängel von Filteranlagen.

Bild 8

Schema einer nachteiligen Filteran- und -durchströmung:

Rohgas-Anströmung- und Reingas-Abströmung auf der Längsseite des Filters.

Durchströmungsmaximum auf der An- und Abströmseite.

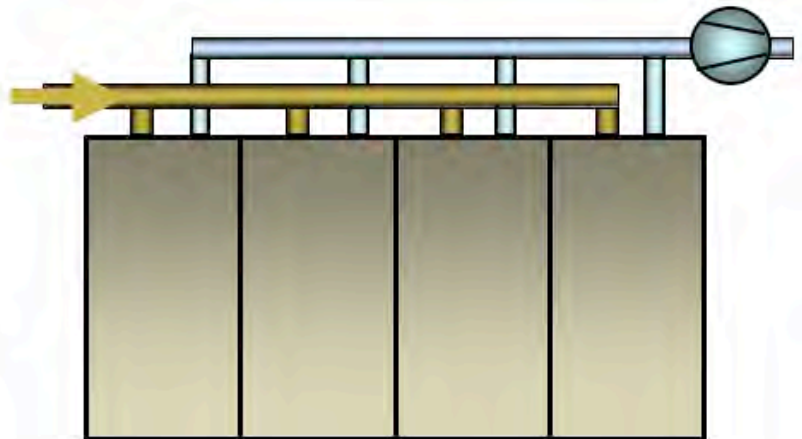


Bild 9

Schematische Darstellung eines Durchströmungsmangels von Filteranlagen:

Rohgasanströmung und Reingasabströmung von der Stirnseite des Filters.

Durchströmungsmaximum im ersten Drittel des Filters.

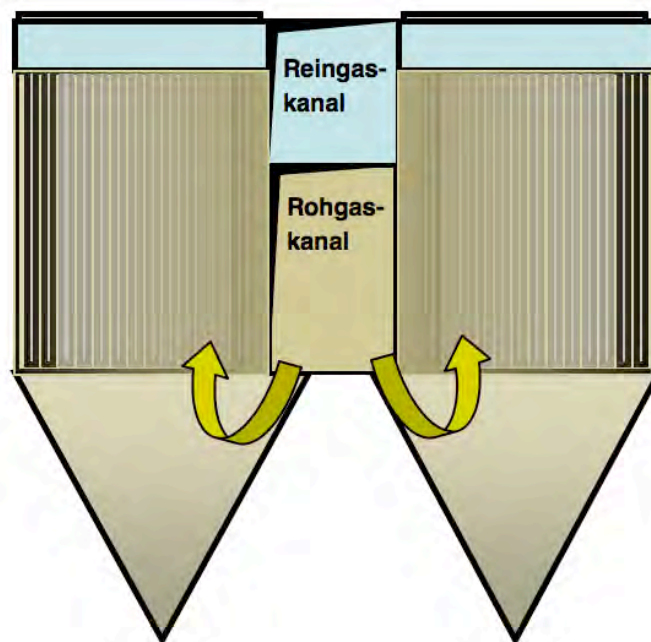
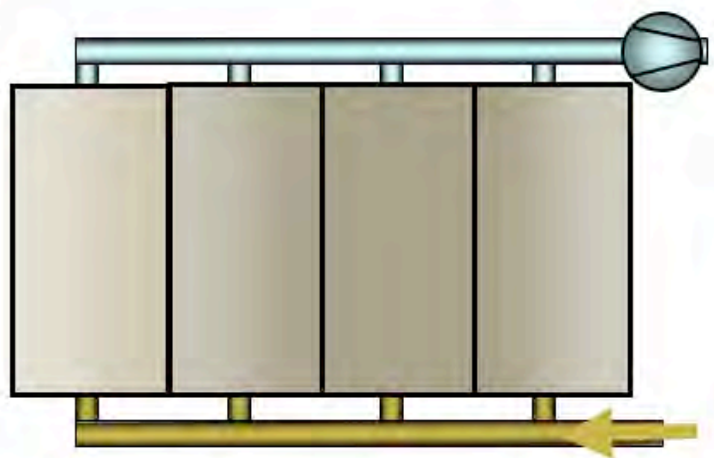


Bild 10 Durchströmungsdefizite durch übereinander liegende Roh- und Reingaskanäle. Die innen liegenden Filterbereiche werden stärker durchströmt als die aussen liegenden.

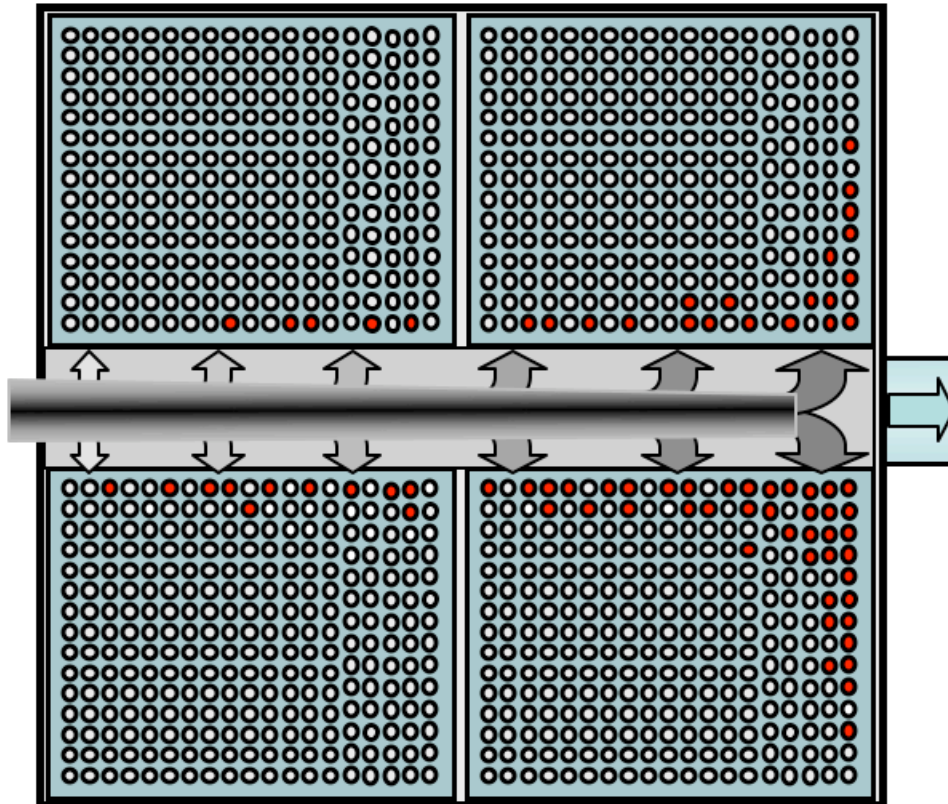


Bild 11 Durchströmungsdefizite durch übereinander liegende Roh- und Reingaskanäle. Die innen liegenden Filterbereiche werden stärker durchströmt als die aussen liegenden.

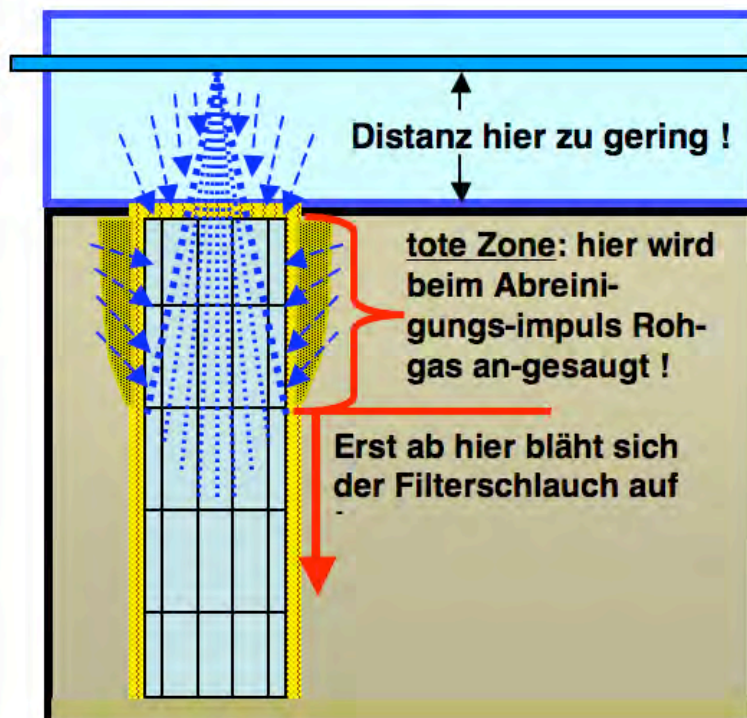


Bild 12 Schlauchoberteil Mangel der Abreinigungs-Konstruktion: Die Distanz zwischen Blasrohr und Filterschlauchöffnung ist zu klein. Das Oberteil des Schlauches wird nicht abgereinigt.

Durchströmungsmängel von Filtern werden gelegentlich auch durch den Zwang zur kompakten Bauweise der Filter verursacht. Sie fallen nicht vorrangig als Mängel auf, sind aber oft verantwortlich für zahlreiche Probleme wie z.B. Staubablagerungen mit zahlreichen anderen nachteiligen

Eine andere Form von aerodynamischen Mängeln kann bei der Abreinigung von Filterschläuchen auftreten. Auch für diese Funktion gelten die Gesetze der Aerodynamik, die bei der konstruktiven Gestaltung nicht ausreichend beachtet werden. Diese Mängel entstehen beispielsweise, wenn die Blasrohre zu nah bei den Schlauchöffnungen liegen. Bild 12 zeigt einen derartigen Mangel der Abreinigungs konstruktion.

Der Wunsch der Anlagenbetreiber nach kostengünstigen Filterausführungen, der dadurch entstehende Wettbewerbs- bzw. Preisdruck und gelegentlich auch das verfügbare Platz-/Raumangebot für den Einbau bzw. die Nachrüstung von Filtern führen leider dazu, dass Filter immer wieder zu klein ausgeführt werden. Die daraus resultierenden Nachteile können den Filterherstellern und der Filtertechnik nicht im vollen Umfang angelastet werden. Die Tendenz zum Sparen bei den Einbaukosten ist grundsätzlich fragwürdig, weil sie fast immer zu höheren Kosten durch den Anlagenwiderstand, Verschleiss, Reparaturen und den Ersatzteildienst führt.

Neben der Verstopfung von Filtermaterial, einem zu hohen Filterdifferenzdruck, zu hohem Druckluftverbrauch und vor allem dem Rückgang der Abgasmenge mit nachteiligem Einfluss auf die Verbrennung und Leistung der Energieanlage hat die zu hohe Filterflächenbelastung oder die falsche Wahl des Filtermaterials ausserdem noch den für die Nutzung der Anlage entscheidenden Mangel, dass die hohe Intensität der Abreinigung zu einer Erhöhung der Reststaubkonzentration bis über den Grenzwert führen kann.

Der Autor hat gerade in jüngster Zeit mehrfach Filteranlagen begutachtet, bei denen die Reststaubkonzentration deshalb auf Werte von $20 - 50 \text{ mg/m}^3_n$ angestiegen ist.

Deshalb ist der Einsatz von fachlicher Erfahrung und Kompetenz gerade bei der Filterauslegung, speziell bei der Beachtung von Abgasbedingungen und der dazu passenden Filterfläche, Abreinigungstechnik und Wahl des Filtermaterials, eine wichtige Voraussetzung dafür, dass der Betreiber und der Anlagenhersteller keine wirtschaftlichen Nachteile erfahren.

Zu d) Staubablagerungen

Staubablagerungen werden häufig durch die vorstehend behandelten aerodynamischen Mängel des pneumatischen Abgas- und/oder Sorptionsmitteltransportes verursacht. Daneben gibt es weitere Ursachen der Staubablagerungen, Anbackungen und Verlegungen der Förderwege mit erheblichen Folgen für die Funktion, Standzeit, Leistung und Sicherheit der Abgasreinigungstechnik. Staubablagerungen mit erheblichen betrieblichen Nachteilen treten vor allem in den Staubsammeltrichtern oder -wannen sowie an in den Rohgasbereich hineinragenden Armaturen auf. Die Ursachen dafür sind:

- die Nutzung der Staubsammelspitzen als Puffersilo, diskontinuierlicher Staubabtransport,
- zu grosser Staubmengenanstieg bzw. zu geringer Förderleistung der Austragsaggregate,
- Undichtigkeiten an den Schleusen, zu starker Lufteintritt, der den auszutragenden Staub in das Filter zurückträgt,
- zu enge Auslassöffnungen über den Austragsaggregaten mit der Folge von Brückenbildung,
- zu geringer Wandneigung der Staubsammeltrichter,
- zu tiefer Temperatur bzw. zu hoher Auskühlung in den nur schwach durchströmten Staubsammelspitzen mit der Folge von Kondensation und Korrosion,
- zu hoher Wandrauigkeit (vielfach durch entstehende Korrosion),
- die hygroskopische Wirkung entstehender Salze, z.B. CaCl_2 oder ZnCl_2 ,
- die Neigung von CaO , MgO , CaSO_3 und CaSO_4 in Verbindung mit H_2O zum Abbinden und Aushärten.

Ablagerungen können – wenn sie erst einmal entstanden sind – bis in den Bereich der Filterelemente anwachsen. Sie führen dann zwangsläufig zur Reduzierung der Abscheideleistung und schlimmstenfalls zum Zusammenbruch der Absaugung.

Im Zusammenhang mit dem Thema „Ablagerungen“ wird auch auf die Wirkung von Russ hingewiesen, der durch ein hohes Haftvermögen Ablagerungen verursachen oder unterstützen kann.

Ein weiterer, immer wieder zu beobachtender Mangel entsteht durch Staubanlagerungen an den Filterelementen, ebenfalls mit diversen Ursachen:

- das oben erwähnte Anwachsen der Staubablagerungen aus den Staubsammelspitzen heraus bis in den Filterbereich,
- zu hohe Filterflächenbelastung,
- ungleichmässige Anströmung der Filterelemente durch aerodynamische Einström- und Verteilungsmängel des Filters,
- mit aerodynamischen Mängeln behaftete Abreinigungs konstruktion (besonders in den oberen 100 – 150 mm von Filterschläuchen wirksam),
- ungeeignetes Filtermaterial mit hoher irreversibler Staubeinlagerung.

Versteifungseinbauten im Rohgasraum können ebenfalls zu Staubablagerungen im Rohgasraum und zwischen den Filterelementen führen. Sie sollten in Rohgasräumen nur bei berechtigten Ausnahmen vorhanden sein.

Bei Biomassefeuerungen wird die Neigung zu Stauban- und -ablagerungen durch den hohen Feinstaubanteil in der Flugasche, durch Russ sowie durch gelegentlich bei Mitverbrennung

von lackiertem Altholz in der Flugasche vorhandene Blei- und Zinkchloride im Abgas noch verstärkt.

Die Wirkung von Staubablagerungen an und zwischen den Filterelementen, die nicht mehr oder nur zu schwach vom Abgasstrom durchströmt werden, reicht vom Druckverlustanstieg über die stärkere Belastung der noch freien Filterflächen mit Anstieg der Restemissionen und erhöhtem Druckluftverbrauch bis hin zum völligen Zusammenbruch der Absaugung (Funktionsunfähigkeit).

Durch Flugascheablagerungen kann es zu Hot-spots – Glimmbränden oder offenen Bränden kommen, wenn in der abgelagerten Asche eine ausreichende Brandlast vorhanden ist. Auf diese Form der Schadensbildung wird nachfolgend separat eingegangen.

e) Brände, Glimmbrände

Brände und Glimmbrände sind als Schadensfälle typisch für die Abgasreinigung von Biomasse-Rostfeuerungen. In manchen Fällen ist diese Form der Havarie sogar schon vorgekommen, ohne dass die Gründe der Verursachung erkannt wurden. Auftretende Filtermedienzerstörungen wurden vielfach mit Übertemperaturen begründet. In der Regel werden Brände bzw. Glimmbrände in Abgasreinigungsanlagen nicht durch Funkenflug verursacht. Der obligatorische Zyklon scheidet Funken, die das Potenzial für die Brandauslösung besitzen, in der Regel sicher ab. Kleine Funken ($< 10 \mu\text{m}$) besitzen kein ausreichendes Potenzial für die Zündung von Brandlasten im Filter. Ohne Vorabscheidung können ins Filter gelangende Funken jedoch eine Brandlast zünden, wenn diese durch hohe Russkonzentrationen, verkockte Brennstoffteilchen oder durch Entmischung von Herdofenkoks und Kalziumhydroxid im abgelagerten Staub vorhanden ist. Letzteres kommt selten und nur bei aerodynamischen Defiziten der Rohgasströmung vor. Hohe Kohlenstoffkonzentrationen in der Flugasche (> 20 Gew.-%) sind dagegen bei Biomasse-Rostfeuerungen immer wieder vorhanden. Durch den Brennstoffeinfluss und noch mehr durch die Verbrennungsbedingungen bei Rostfeuerungen mit starkem Lastwechsel und häufigen An- und Abfahrphasen (reine Heizwerke oder Trocknungsprozesse) können die zur Russbildung führenden Ausbrandbedingungen nicht vermieden werden.

Die in der Flugasche vorhandenen kohlenstoffreichen Stoffe (Russ, verkockte Brennstoffreste, Herdofenkoks oder Aktivkohle) adsorbieren durch ihre grossen inneren Oberflächen unter anderem Sauerstoff. Im innigen Kontakt mit den Kohlenstoffoberflächen kommt es dann zu einer langsamen exothermen Reaktion zwischen Kohlenstoff und Sauerstoff. Die dabei entstehende Wärme wird üblicherweise durch das Abgas aufgenommen und abgeführt. Wenn es jedoch zur irreversiblen Ablagerung von russreicher Flugasche kommt und wenn diese Ablagerungen nicht mehr bzw. nicht mehr ausreichend vom Abgas durchströmt werden, kann die allmähliche Erwärmung bei dem gegebenen Sauerstoffangebot zunächst zu einem Glimmbrand, beim Abfahren der Filteranlage, bei sonstigem Lufteinbruch zum Beispiel an den Austragsaggregaten oder beim Öffnen von rohgasseitigen Arbeitstüren aber auch zum offenen Brand führen. Diese Brände entstehen bevorzugt in den Staubsammelbunkern der Abscheider (auch Elektroabscheider), in Übergabestellen der Förderwege, im Reststoffsilo und beim Be- und Entladen von Silofahrzeugen. Bild 13 zeigt die am häufigsten durch (Glimm-)Brände betroffenen Anlagenbereiche einer Abgasreinigungsanlage.

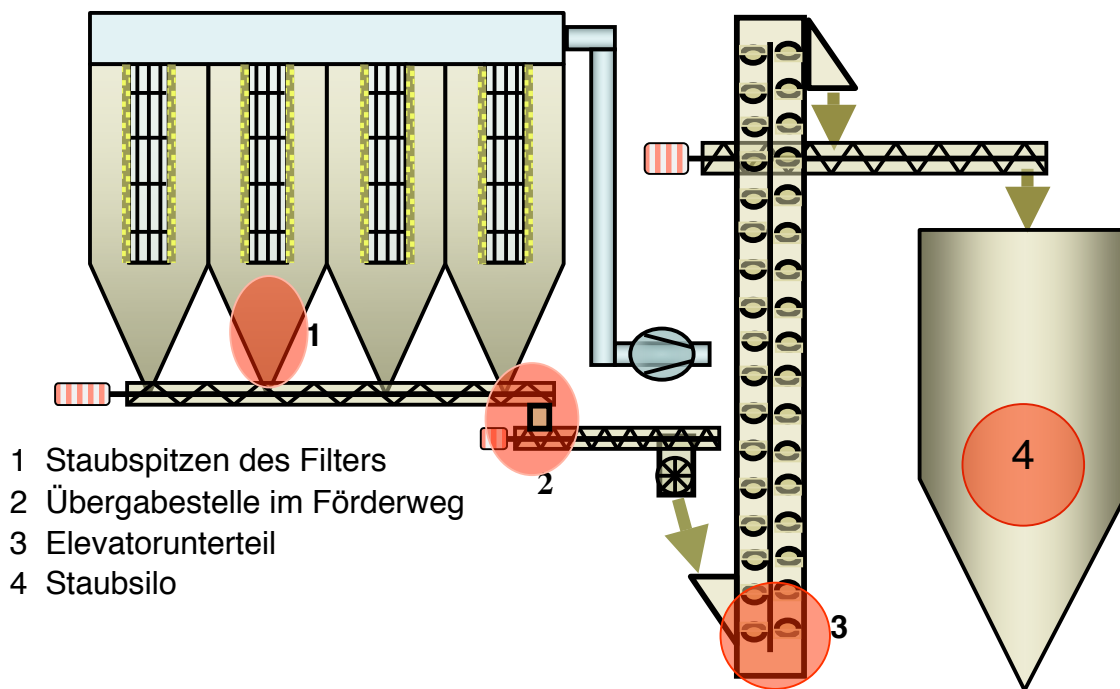


Bild 13 Durch (Glimm-)Brände häufig betroffene Anlagenteile einer Abgasreinigungsanlage.

Zu einer anderen Form von thermisch verursachten Schäden kann es an den Filtermedien kommen, wenn dort mangels ausreichender Abreinigung längerfristige Anlagerungen von kohlenstoffreicher Flugasche vorhanden sind. Dabei werden thermisch verursachte Schäden an Filtermedien keineswegs immer durch Glimmbrände oder zu hohe Abgastemperaturen verursacht. Auch deutlich über den Abgastemperaturen liegende Filterkuchentemperaturen können bei langfristiger Einwirkung zu kürzeren Standzeiten des Filtermaterials führen. Die Ursachen derart hervorgerufenen Schäden sind in der Regel schwer zu erkennen.

Auch die immer wieder stattfindende Aufschumpfung des Filtermaterials auf die Stützkörper wird gelegentlich durch exotherme Reaktionen im Filterkuchen und nicht durch zu hohe Abgastemperaturen hervorgerufen.

Diese Form der thermischen Zerstörung von Filtermaterial ist sicherlich häufiger vorgekommen als in der Branche bekannt geworden ist. Sie ist jedoch schwer nachweisbar und wird deshalb als Ursache für Materialzerstörung selten anerkannt. Wenn der direkte (optische) Nachweis dieser thermischen Zerstörung von Filtermaterial nicht möglich ist, können nur hohe Kohlenstoffkonzentrationen in der Flugasche und ein hoher, oft irreversibel ansteigender Filterwiderstand als Indikatoren für die Möglichkeit dieser Zerstörung herangezogen werden. Das Phänomen der Glimmbrandbildung ist auch aus Förderwegen oder Flugaschesilos bekannt, wo es nur dann zum offenen Brand kommt, wenn die betroffenen Aggregate geöffnet oder wenn Silos entleert werden. Das heisst, das Vorhandensein von ausreichend Luftsauerstoff ist in jedem Fall – auch im Filter – eine wichtige Voraussetzung für die Entstehung offener Brände.

Vielfach gelangt der Reststoff mit Glimmnestern sogar in den Silofahrzeugen bis zum Entsorger und kann dort zu Schäden, beispielsweise an den Blasleitungen oder den Siloaufsatzfiltern führen.

Auch in Elektroabscheidern kommen Glimmbrände durch kohlenstoffreiche Ablagerungen im Staubaustragsbereich vor. Bei Lufteintritt in den Bereich derartiger Staubablagerungen entstehen offene Schadensbrände, die zur vollständigen Zerstörung von Elektroabscheidern führen können. Der Autor hat diese Schadensart vor allem dann untersucht und bewertet,

- wenn durch den Betrieb der Feuerungsanlage mit starken Lastwechseln oder häufigen An- und Abfahrzuständen der Anteil an Russ in der Flugasche besonders hoch war
- und wenn diese an Kohlenstoff reiche Flugasche wegen Störungen nicht aus dem Staubunker unter dem Elektroabscheider ausgelesen wurde. In einem Fall war die dort eingesetzte Zellschleuse derart undicht, dass die an dieser Stelle in das Filter einströmende Aussenluft den Rückstau des Staubes erzeugte und gleichzeitig genug Luftsauerstoff für die thermische Reaktion in den Elektroabscheider einbrachte. In einem anderen Fall hat der Anlagenbetreiber den gross dimensionierten Filterbunker als Zwischenlager für die abgeschiedene Flugasche benutzt.

f) Korrosionen

Auch bei Verbrennung von naturbelassenem Holz sind im Abgas die sauren Komponenten SO_2 und HCl vorhanden. Von diesen wirkt insbesondere das HCl als Gas oder in seinen chloridischen Verbindungen korrosiv auf den üblicherweise verwendeten „schwarzen Stahl“ (St 37). Auch vergüteter Stahl wird angegriffen, vor allem wenn zusätzlich Feuchtigkeit im Abgas, zum Beispiel durch Wandkondensation, auftritt.

Die Filterrohrgasseite von Abgasreinigungsanlagen ist durch die alkalische Flugasche und gegebenenfalls durch die Zudosierung von alkalisch wirkenden Sorbenzien im bestimmungsgemässen Betriebszustand ausreichend vor Korrosion geschützt. Ein korrosiver Angriff kann jedoch entstehen, wenn Staubablagerungen langfristig an den Wandungen im Rohgasraum vorhanden sind. Diese als „Hinterschmutzkorrosion“ bekannte Einwirkung wird durch die Diffusion der sauren Schadgase durch die Staubschicht und die anschliessende Kondensation verursacht. Dabei wirkt die Schmutzschicht auf der Wand wie ein Wärmeisolator zwischen Abgas und auskühlender Wandfläche.

Durch die Bindung der sauren Schadgase an alkalische Flugasche und/oder das zudosierte Sorptionsmittel sind auf der Reingasseite von Filtern in der Regel nur Säurereste vorhanden. Deswegen wird überwiegend auf Korrosionsschutz der Reingasseite verzichtet. Dabei wird regelmässig unterschätzt, dass dort die schützende Wirkung der alkalischen Flugasche oder des Sorbens fehlt.

Noch vorhandene Säurereste besitzen auch bei geringen Konzentrationen noch eine korrosive Wirkung, die dann zu einem Materialangriff führen wird, wenn mit den Säureresten auch Feuchtigkeit (als Wasserdampf oder als Kondenswasser) einwirken kann.

Die Korrosionen auf der Reingasseite von Filtern entstehen vor allem durch häufiges Öffnen der Arbeitstüren und durch die deshalb nie völlig vermeidbaren Undichtigkeiten in dem Anlagenbereich, in dem üblicherweise der höchste Unterdruck vorhanden ist.

Im Zusammenhang mit der Korrosion auf der Reingasseite von Filtern wird darauf hingewiesen, dass bei Anwesenheit von Säurebildnern – und seien es auch nur Spuren davon – Zink

basierender Korrosionsschutz oder Verzinkung ungeeignet sind, weil Zink zur Reaktion mit den Säuren, insbesondere HCl und H₂SO₄ neigt.

Ein drittes Schadensbild entsteht durch direkte Einwirkung von Salz- oder Schwefelsäure auf das Stützkorbmaterial, beispielsweise durch feucht werdenden Filterkuchen am unteren Ende bei Defiziten der Filterabreinigung. Bei diesem direkten Säureangriff entsteht an den Filterstützkörben durch die Einwirkung der Säuren Spannungsrisskorrosion, die zur raschen Zerstörung der Stützkörbe und danach der Filterschläuche führt. Diese Mängel treten auch bei Einsatz von „korrosionsfestem“ Stützkorbmaterial auf, weil zum Beispiel gegen HCl-Einwirkung kein Stahl vollständig widerstandsfähig ist. Besser geeignet sind Kunststoff beschichtete Stützkörbe, die aber wegen der geringen mechanischen Festigkeit der Beschichtung ungern eingesetzt werden.

4 Massnahmen zur Vermeidung von Fehlauselegungen und Mängeln

Die Behandlung des Themas setzt die Kenntnis der Fehlauselegungen und Mängel voraus. Aus diesem Grund wurde dieses Themas ausführlich behandelt. Die Vermeidung von Fehlern basiert vor allem auf der Umsetzung von Erfahrung und fachlicher Kompetenz aus einschlägiger Praxistätigkeit des Planers. Somit beginnt bei der Wahl des Planers bereits eine wichtige Voraussetzung für die fehler- und mängelfreie Anlagenausführung.

Die Abgasreinigungstechnik ist eine eigenständige verfahrenstechnische Disziplin, die weder bei der Planung noch bei der Lieferung mit der Energieanlage „in einen Topf geworfen“ werden sollte – es sei denn der Planer und die Lieferfirma besitzen nachweislich Erfahrungen und fachliche Kompetenz auch in Sachen Abgasreinigung. Der Autor erlebt als Sachverständiger oder Sanierer immer wieder, dass die Aufgabenstellung „Abgasreinigung“ dem Planer für die Energietechnik mit übergeben wird, der dann die Aufgabe an den Vertragspartner für die Lieferung der Energieanlagentechnik delegiert. Dies muss nicht, kann aber bereits der erste schwere Nachteil für die Qualität der Abgasreinigungstechnik sein. Weitere Grundanforderungen haben direkt mit den dargestellten Mängeln und Fehlauselegungen zu tun.

Beim **Brennstoff** ist vor allem bei naturbelassener Biomasse auf die Reinheit und Einhaltung dieser Anforderung „naturbelassen“ zu achten. Diese Aufgabenstellung wird immer komplexer, weil die Brennstoffversorger die Abtrennung anderer Brennstoffe nicht vollständig durchführen (können) oder weil mangels Masse gern andere Brennstoffe zugemischt werden. Dies kann erhebliche Nachteile für die Einhaltung von Grenzwerten und die Vermeidung von Abrasion und Korrosionen erzeugen.

Einen ebenso beachtenswerten Einfluss hat die Feuchtigkeit des Brennstoffes. Die Brennstofflagerung unter Dach wird deshalb nachdrücklich empfohlen.

Auch die Brennstofftrocknung stellt eine Möglichkeit für die Verbrennungsoptimierung dar. Dafür kann durchaus der Wärmeinhalt der Abgase verwendet werden, wenn dabei die besonderen Anforderungen der Trocknung von Biomasse an die Abgasreinigung berücksichtigt werden. Die Reinigung von Abgasen aus Biomasse-Feuerungen mit anschliessender direkter

Trocknung des Brennstoffes mit den Abgasen stellt einen besonders hohen technischen Anspruch an die Abgasreinigungstechnik.

Die Verbrennung selbst sollte so gut und vollständig wie möglich erfolgen. Diese Anforderung wird vom Anlagenbetreiber in der Regel auch mit Sorgfalt verfolgt, weil er dadurch eine bessere Brennstoffnutzung und Energieeffizienz erreicht. In vielen Fällen, in denen beispielsweise häufiger oder schneller Lastwechsel nicht vermeidbar ist, wird es jedoch immer wieder zu schlechtem Ausbrand mit Nachteilen für die Abgasreinigung kommen. Dafür ist letztere dann eben auszulegen.

Die Verfahrenswahl der Abgasreinigung wird vorrangig durch die Anforderungen an die Emissionsminderung und die Verfügbarkeit bestimmt. Dabei gelten folgende Grundsätze:

- Für die einfache Flugascheabscheidung bieten sich **einfeldrige Trocken-Elektroabscheider** an.
- Für die eventuell erforderliche simultane Schadgasabscheidung (HCl, SO_x) zusammen mit der Flugascheabscheidung oder für sehr weitgehende Feinstaubabscheidung (Grenzwert < 3 mg/m³_n) wird ausschliesslich die **filternde Abscheidung** mit Precoating bzw. mit konditionierter Trockensorption empfohlen.
- **Mechanische Abscheider**, auch leistungsfähige Zyklone, können nicht mehr als Endabscheider verwendet werden. Als Vorabscheider sollten sie möglichst als Tangentialzyklone ausgeführt sein. Dabei genügt eine Auslegung für die Abscheidung von Partikeln mit einem Durchmesser von > 10 µm üblicherweise den Anforderungen. Zyklone sollten mit einem soliden, austauschbaren Verschleisschutz ausgerüstet sein. Die Dimensionierung des Staubaustrages ist den jeweiligen Anforderungen anzupassen.
- **Wäscher** sind für als Endabscheider ebenfalls nicht leistungsfähig genug. Bei der immer stärker gewünschten zusätzlichen Energienutzung mit Hilfe von „Kondensationswäschern“ sollte in jedem Fall die Partikelabscheidung durch einen leistungsfähigen Abscheider gewährleistet sein. Noch sinnvoller ist die Vorschaltung eines Filterabscheiders mit konditionierter Trockensorption oder – bei Abgastemperaturen von mehr als 150°C – eines Filterabscheiders inklusive Bicar-Verfahren, um dann neben der 90%–95%-igen Abscheidung von HCl und SO_x auch eine weitgehende Restwärmenutzung realisieren zu können. Bild 14 und Bild 15 zeigen die beiden Ausführungsformen der Abgasreinigung mit Restwärmenutzung, bei Schema a) mit Hilfe eines Kondensations-Wärmetauschers, bei Schema b) mit Hilfe eines Rekuperators.

In beiden Fällen (Bild 14 und Bild 15) steht nach der Abscheidung von Flugasche, Chlorwasserstoff und Schwefeloxiden noch eine Temperaturspanne von ca. 70° – 80°C für die Restwärmenutzung aus den Reingasen zur Verfügung. Im Zusammenhang mit der Restwärmenutzung wird nochmals auf die direkte Trocknung der Biomasse mit Hilfe der Abgase hingewiesen. Für die dann noch mögliche Restwärmenutzung (insbesondere Kondensationswärme) wird die Anlagentechnik entsprechend Bild 14 empfohlen.

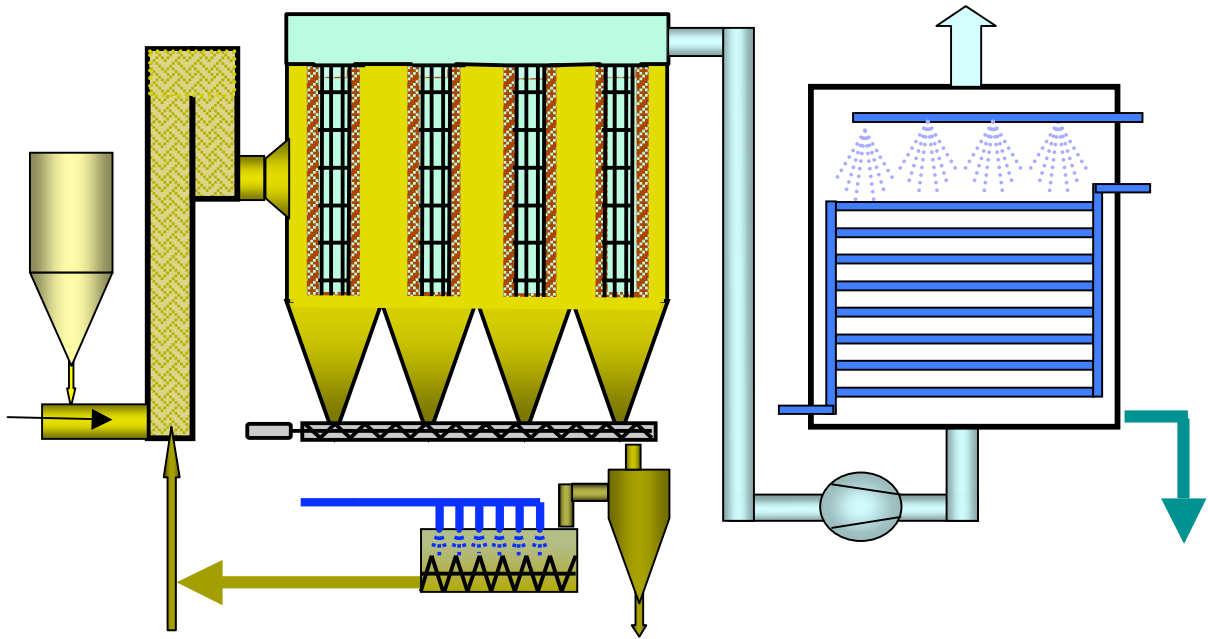


Bild 14 Schema einer Abgasreinigungsanlage mit konditionierter Trockensorption, Filterabscheider und Kondensations-Wärmetauscher.

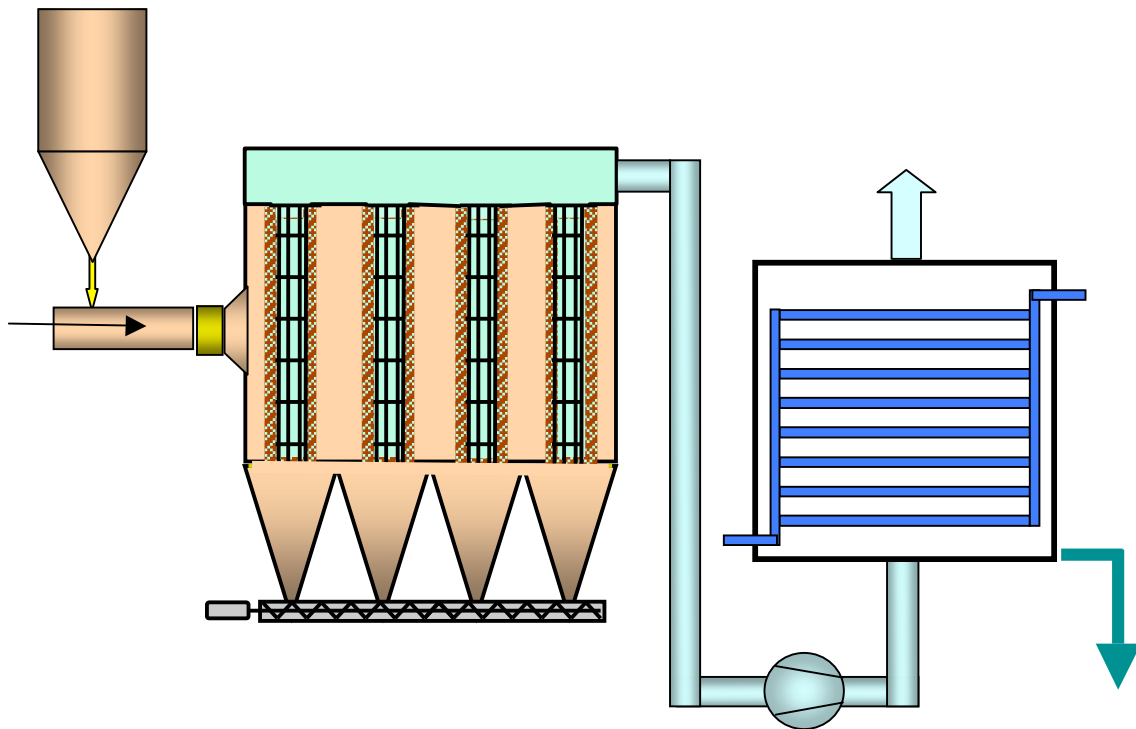


Bild 15 Schema einer Abgasreinigungsanlage mit Bicar-Verfahren, Filterabscheider und Rekuperator.

Bei **elektrischen Abscheidern** sind Konstruktionen zu verwenden, die eine gleichmässige und langsame Durchströmung ($< 3\text{m/s}$) des elektrischen Feldes gewährleisten. Der Vermeidung von Anbackungen an den Einbauten (Sprüh- und Niederschlagselektrode) ist besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Dementsprechend ist die Art und Leistung der Abklopfung auszulegen. Die Isolatoren sollten durch Spülung frei von Staubanlagerungen gehalten werden. Es ist sicher zu stellen, dass der Staub aus den Staubwannen oder Staubspitzen stets kontinuierlich entfernt wird. Die Austragsschleusen sollten so dicht wie möglich sein, damit keine Aussenluft zuströmen kann. Die Aufgabenstellung wird nur von einschlägig erfahrenen Elektroabscheider-Firmen beherrscht.

Bei **filternden Abscheidern** ist die Zahl der beachtenswerten Kriterien erheblich grösser, weil diese Abscheider immer noch ein Defizit an Verfügbarkeit gegenüber den Elektroabscheidern besitzen. Nachfolgend werden die wichtigsten Kriterien aufgelistet, die bei der Planung fachkompetent beachtet werden sollten.

- Es sollten nur Schlauch oder Flachschauchfilter zum Einsatz kommen. Patronen- oder Kassettenfilter sind für Biomassefeuerungen nicht oder weniger geeignet.
- Die Filterflächenbelastung soll einen Wert von $1\text{ m}^3/\text{m}^2\text{ min}$ nicht überschreiten.
- Das Filtermaterial soll Standzeiten von mindestens 15 000 Betriebsstunden erreichen.
- Durch gleichmässige An- und Durchströmung der Filter kann der unterschiedliche Verschleiss des Filtermaterials verhindert werden.
- Die Filterabreinigung ist konstruktiv nach aerodynamischen Grundlagen auszubilden, um eine effektive, aber auch schonende und Druckluft sparende Abreinigung zu gewährleisten.
- Staubablagerungen sind durch Einsatz geeigneter Filterkonstruktionen zu vermeiden.
- Der kontinuierliche und vollständige Austrag des abgeschiedenen und abgereinigten Staubes ist sicher zu stellen.
- Durch geeignete Materialwahl ist zu gewährleisten, dass Korrosionen vermieden werden. Dies gilt besonders für den Reingasraum von Filterabscheidern, bei dem wegen der dort befindlichen Türen oder Arbeitsöffnungen besonders auf anhaltende Gasdichtheit zu achten ist.
- Auch die stets umfassende Wärmedämmung und die Begleitheizungen dienen vor allem dem Korrosionsschutz und der Verhinderung von Ablagerungen und Staubbildung.

In allen Fällen ist auf grosszügige Auslegung und Dimensionierung der Abscheider und dazu gehörender Anlagenteile entsprechend bestverfügbarem Stand der Technik zu achten. Zur soliden und mängelfreien Anlagenausführung gehören vor allem umfangreiche Kenntnisse und Erfahrungen mit der Abgasreinigung für Biomassefeuerungen. Deswegen wird abschliessend nochmals betont, dass die Planung von derartigen Anlagen möglichst von unabhängigen, lieferneutralen und erfahrenen Praktikern der Abgasreinigungstechnik ausgeführt werden sollte, die Ihre Befähigung nachweisen können, Gewährleistungsverpflichtungen für ihre Leistungen übernehmen und zu pauschalen Bedingungen anbieten können.

Charakterisierung der Partikelarten aus der Holzverbrennung und Eigenschaften in Elektroabscheidern

Adrian Lauber und Thomas Nussbaumer
Hochschule Luzern – Technik & Architektur, Horw

Zusammenfassung

In einem elektrostatischen Staubabscheider im Labormassstab wurden typische Partikel aus unterschiedlichen Verbrennungszuständen von Holz gesammelt und untersucht. Dazu wurde ein Pelletkessel konstruktiv modifiziert und bei unterschiedlichen Einstellungen betrieben, die entsprechend dem Verbrennungszustand zu folgenden drei Partikelarten führten:

1. Salze aus guter Verbrennung bei hoher Temperatur und idealem Luftüberschuss,
2. Russ aus der Verbrennung bei hoher Temperatur mit lokalem Luftmangel und
3. kondensierbare organische Verbindungen (Condensable Organic Compounds, COC) aus der Verbrennung bei tiefer Temperatur mit hohem Luftüberschuss.

Anhand der chemischen Reaktionen der Holzverbrennung wird die Bildung der drei Partikelarten beschrieben und den unterschiedlichen Verbrennungszuständen zugeordnet. Mittels Analyse der chemischen und physikalischen Eigenschaften konnten die Partikel identifiziert und die Klassierung validiert werden. So wurde für Salze ein geringer, für Russ und COC dagegen ein hoher Kohlenstoffgehalt nachgewiesen. Russ und COC unterscheiden sich durch signifikant unterschiedliche Anteile an Kohlenstoff und Wasserstoff. So beträgt das molare C/H-Verhältnis von Russ rund 6,44, was das beinahe elementare Vorliegen des Kohlenstoffs bestätigt. COC weist mit einem C/H-Verhältnis von 1,24 dagegen einen organischen Aufbau auf. Für das Verhalten der Partikel im Elektroabscheider ist jedoch vor allem deren elektrische Leitfähigkeit entscheidend, weshalb der Staubwiderstand bei verschiedenen Temperaturen und Feuchtigkeitsgehalten bestimmt und gezeigt wurde, dass die Leitfähigkeit eine signifikante Abhängigkeit von Partikeltyp und Abgasfeuchte aufweist. Salze weisen eine ideale Leitfähigkeit auf, so dass die Partikel auf der Niederschlagselektrode abgeschieden werden und zu einer homogenen und einfach abzureinigenden Staubschicht führen. Russ führt dagegen wegen der sehr hohen Leitfähigkeit zum Aufbau von Agglomeraten und in der Folge zu Wiedereintrag in die Gasströmung. COC sind dagegen nur schlecht leitfähig, was zum Aufbau einer elektrisch isolierenden Staubschicht führt, die bei tiefer Abgasfeuchte Rücksprühen verursacht und den Betrieb und Abscheidegrad des Elektroabscheiders limitiert. Für die Auslegung und den Betrieb von Elektroabscheidern bei Holzfeuerungen müssen diese spezifischen Eigenschaften der Partikel demnach unbedingt beachtet werden. Die Kenntnis dieser Eigenschaften und deren Abhängigkeit vom Betriebszustand kann zur Optimierung von Auslegung und Betrieb der Elektroabscheider genutzt werden.

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Elektrostatische Partikelabscheider oder kurz Elektroabscheider kommen seit längerem für automatische Holzfeuerungen im Leistungsbereich über 1 MW zum Einsatz. Daneben führt die Verschärfung der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) auch für Holzfeuerungen unter 1 MW zu einem Bedarf an Feinstaubabscheidern. Für Elektroabscheider ergeben sich damit folgende Einsatzgebiete bei Holzfeuerungen:

- Klein-Elektroabscheider für Holzfeuerungen von 5 kW – 70 kW (neu)
- Elektroabscheider für automatische Holzfeuerungen von 70 kW – 1 MW (neu)
- Elektroabscheider für automatische Holzfeuerungen ab 1 MW (bekannt).

In Ländern mit verschärften Emissionsgrenzwerten wurden in den letzten Jahren auch für die zwei neuen Kategorien bis 1 MW Elektroabscheider entwickelt und auf den Markt gebracht. Dabei ist zu beachten, dass grössere automatische Holzfeuerungen in der Regel eine hohe Ausbrandqualität erzielen können und dies dank Regelungstechnik und Kontrolle der Anlagen meist auch im Praxisbetrieb sicher stellen. Kleinfeuerungen weisen dagegen oft Phasen mit unvollständiger Verbrennung auf, was zu hohen Anteilen an Russ und/oder kondensierbaren organischen Verbindungen (Condensable Organic Compounds, COC) führt.

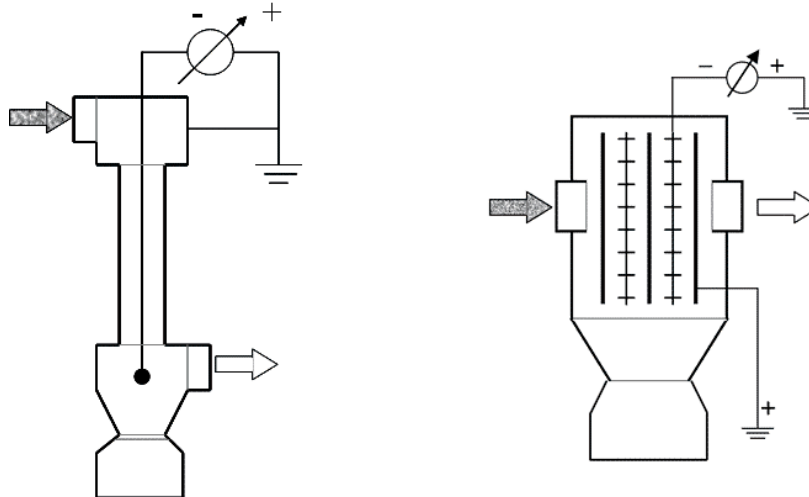


Bild 1 Aufbau von Elektroabscheidern.
Links: Röhren-Elektroabscheider, rechts: Platten-Elektroabscheider.

Der Abscheidegrad von Elektroabscheidern ist abhängig von den Eigenschaften der Partikel und der Abgase. Elektrisch sehr gut leitfähige Partikel wie Russ können Agglomerate bilden, die durch Wiedereintrag von der Niederschlagselektrode zurück in den Abgasstrom gelangen und damit den Abscheidegrad verringern können. Elektrisch schlecht leitfähige Partikel können zu einer isolierenden Staubschicht auf der Niederschlagselektrode und in der Folge zu unerwünschtem Rücksprühen führen, was die Leistung des Abscheiders begrenzt und zum Beispiel für COC erwartet wird. Für den Einsatz von Feinstaubabscheidern ist deshalb ent-

scheidend, dass die Eigenschaften der bei verschiedenen Verbrennungszuständen auftretenden Partikel bekannt sind und bei Auslegung und Betrieb der Abscheider berücksichtigt werden. Bei Fehlen entsprechender Kenntnisse besteht die Gefahr, dass die Abscheider ungeeignet betrieben werden oder im Praxisbetrieb nur stark reduzierte Abscheidegrade erzielen.

Das Prinzip der elektrostatischen Abscheidung ist seit rund einem Jahrhundert bekannt, Bild 1 zeigt die Ausführung von Elektroabscheidern in Röhren- und Plattenbauweise. In der Literatur sind Auslegungsparameter für verschiedene Gaszusammensetzungen und Partikeleigenschaften zu finden [1–3]. Diese basieren jedoch weitgehend auf konstanten Betriebsbedingungen, wie dies in thermischen Kraftwerken der Fall ist. Zusätzlich sind die Partikeleigenschaften hauptsächlich aus der Kohleverbrennung bekannt. Für Holzfeuerungen sind dagegen kaum Daten verfügbar [4]. Für die Anwendung von Elektroabscheidern an Holzfeuerungen sind deshalb folgende Punkte zu beachten:

1. Partikel von kleinen Holzfeuerungen bestehen aus verschiedenen Komponenten. Diese können vereinfacht in drei Kategorien eingeteilt werden:
 1. Anorganische Partikel (Salze)
 2. Russ (Feststoffpartikel aus nahezu elementarem Kohlenstoff)
 3. Kondensierbare organische Komponenten (COC)
2. Die Konzentrationen an H_2O , CO , CO_2 und O_2 im Abgas können in weiten Bereichen variieren. Dadurch verändern sich auch die Abscheidebedingungen im Elektroabscheider, da zum Beispiel der Wasserdampfgehalt die elektrische Leitfähigkeit beeinflusst.
3. Holzfeuerungen werden meistens für Heizzwecke eingesetzt, was oft mit häufigem Ein-/Aus-Betrieb und nur kurzen stationären Verbrennungsphasen verbunden ist [5]. In der Startphase können tiefe Abgastemperaturen und erhöhte Konzentrationen an organischen Kondensaten auftreten. Als Folge davon können Wasserdampf und wenn vorhanden auch kondensierbare organische Verbindungen im Elektroabscheider kondensieren. Um dies zu verhindern, werden Elektroabscheider üblicherweise bei tiefen Abgastemperaturen ausgeschaltet. Dies kann zu einer tiefen Verfügbarkeit des Abscheiders und damit zu hohen Emissionen im realen Betrieb führen.

1.2 Ziel

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist die Bestimmung der Abscheideeigenschaften der bei verschiedenen Betriebszuständen auftretenden Partikeln aus Holzfeuerungen als Basis für die Auslegung und die Regelung von Elektroabscheidern. Zusätzlich sollen Betriebsprobleme wie Rücksprühen und Wiedereintrag spezifischen Betriebsbedingungen und Staubeigenschaften zugeordnet werden, um damit den Betrieb von Feuerung und Elektroabscheider aufeinander abzustimmen und zu verbessern.

2 Theorie

Bei der Holzverbrennung sind drei Verbindungsarten zu unterscheiden, die im Abgas als Feststoff vorliegen oder nach Abkühlung in der Atmosphäre zum Feinstaub beitragen können und vereinfachend als Salz, Russ und kondensierbare organische Verbindungen (COC) bezeichnet werden. Die Bildungsmechanismen sind in Bild 2 dargestellt. Diese drei Kategorien haben komplett unterschiedliche chemische und physikalische Eigenschaften:

1. Anorganische Partikel, hauptsächlich Salze, werden aus den mineralischen Aschebestandteilen des Brennstoffs gebildet und dominieren bei optimaler Verbrennung.
2. Russ wird aus organischen Vorläufersubstanzen in Zonen mit hoher Temperatur und lokalem Luftmangel gebildet. Flüchtige Komponenten und primäre Teere reagieren zu sekundären Teeren und bilden polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die bei hoher Temperatur *und* Abwesenheit von Sauerstoff durch Freisetzung von Wasserstoff zu Russ reagieren können. Die Bildung von sekundären Teeren findet ab 700°C bis 850°C in relevantem Mass statt und die anschließende Synthese zu Russ ebenfalls erst in ausgeprägtem Mass bei Temperaturen ab rund 850°C.
3. COC werden in mehreren Prozessen gebildet:
 - Bei tiefer Temperatur werden flüchtige oder kondensierte organische Komponenten aus der Pyrolyse gebildet. Die Charakteristik ist unter anderem abhängig von der Verweilzeit, Aufwärmrate und Temperatur.
 - Bei mittlerer Temperatur und lokalem Luftmangel können flüchtige organische Komponenten zu sekundären Teeren in Form von COC konvertieren.

Automatische Holzfeuerungen können eine annähernd vollständige Verbrennung erzielen, sie weisen jedoch wegen der hohen Temperaturen eine hohe Freisetzung von Salzen auf, weshalb die Partikelfracht überwiegend aus Salzen besteht. In der Startphase und bei unsachgemäßem Betrieb können aber auch COC und Russ emittiert werden.

Unvollständige Verbrennung tritt oft bei handbeschickten Feuerungen auf, wobei COC und Russ die Partikelfracht dominieren. Wegen der ausgeprägten Temperaturabhängigkeit der Bildung sekundärer Teere und insbesondere der Synthese von Russ treten nur bei hoher Temperatur entsprechend hohe Russgehalte auf. Bei tiefer Temperatur findet dagegen keine Russbildung statt, so dass bei unvollständiger Verbrennung COC dominieren. Je nach Temperatur und Prozessführung ist deshalb oft eine der beiden Partikeltypen vorherrschend.

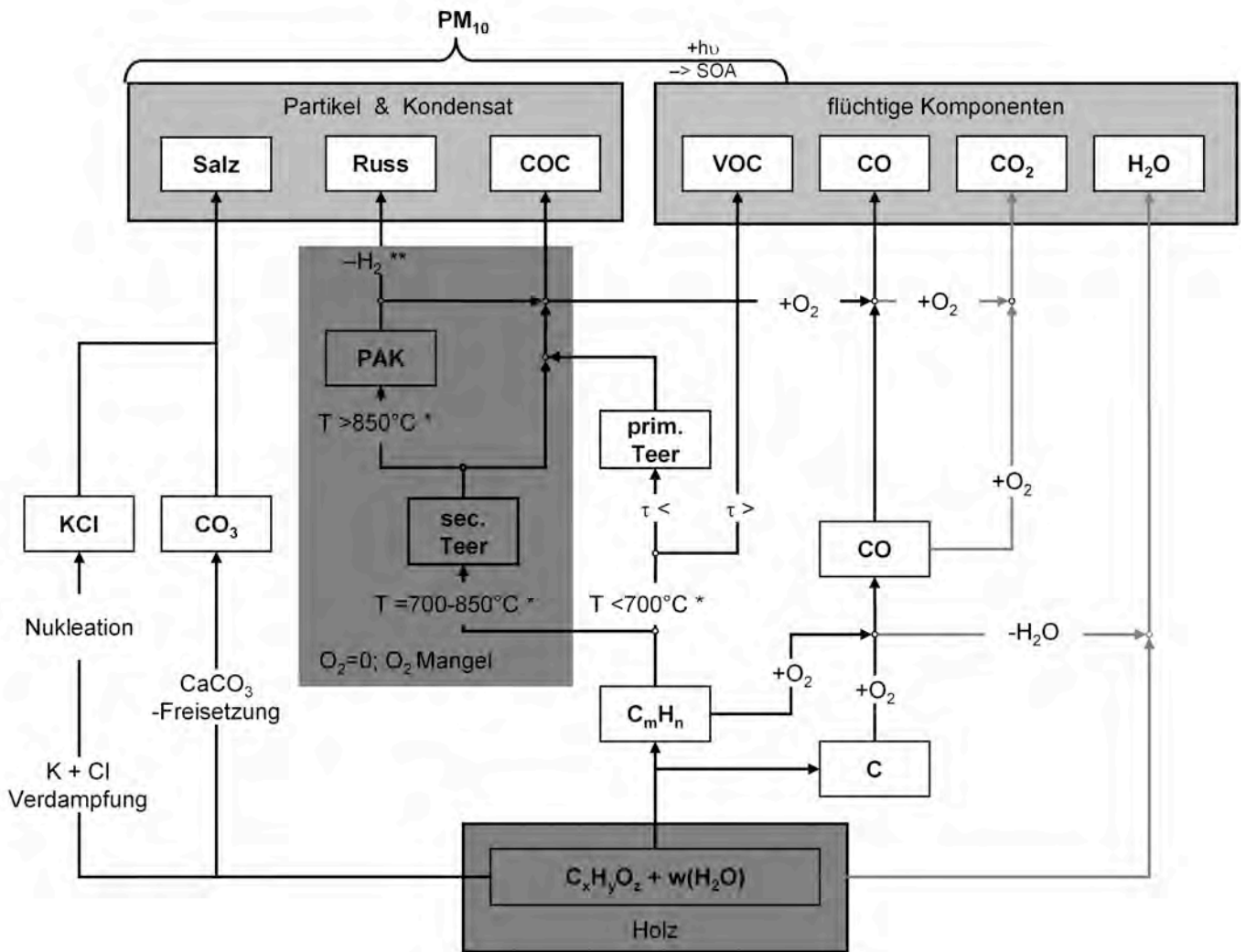


Bild 2 Mechanismen der Aerosolbildung bei der Holzverbrennung. *[6], **[7].

3 Methode

Für die Experimente wurde ein Rohr-Elektroabscheider im Labormassstab aufgebaut und an einen Pelletkessel mit modifizierter Brennkammer angeschlossen (Bild 3). Durch die Modifikation konnten Betriebspunkte kontinuierlich betrieben werden, die üblicherweise nur in transienten Phasen, wie zum Beispiel während des Startvorgangs, auftreten.

Der Elektroabscheider wurde auf einen für Kleinanlagen typischen Abscheidegrad ausgelegt, der für den gesamten Bereich der Partikelgrößen knapp über 90% beträgt. Der Abscheidegrad für das typische Korngrössenspektrum von Holzfeuerungen liegt bei über 95% (Bild 3).

Die elektrische Leitfähigkeit der Partikel wurde entsprechend IEEE Standard 548-1984 gemessen. Aufgrund eines fehlenden gültigen Standards wurde der alte Standard verwendet. Die Relevanz der Widerstandsmessung für Elektroabscheider wird in [10] beschrieben.

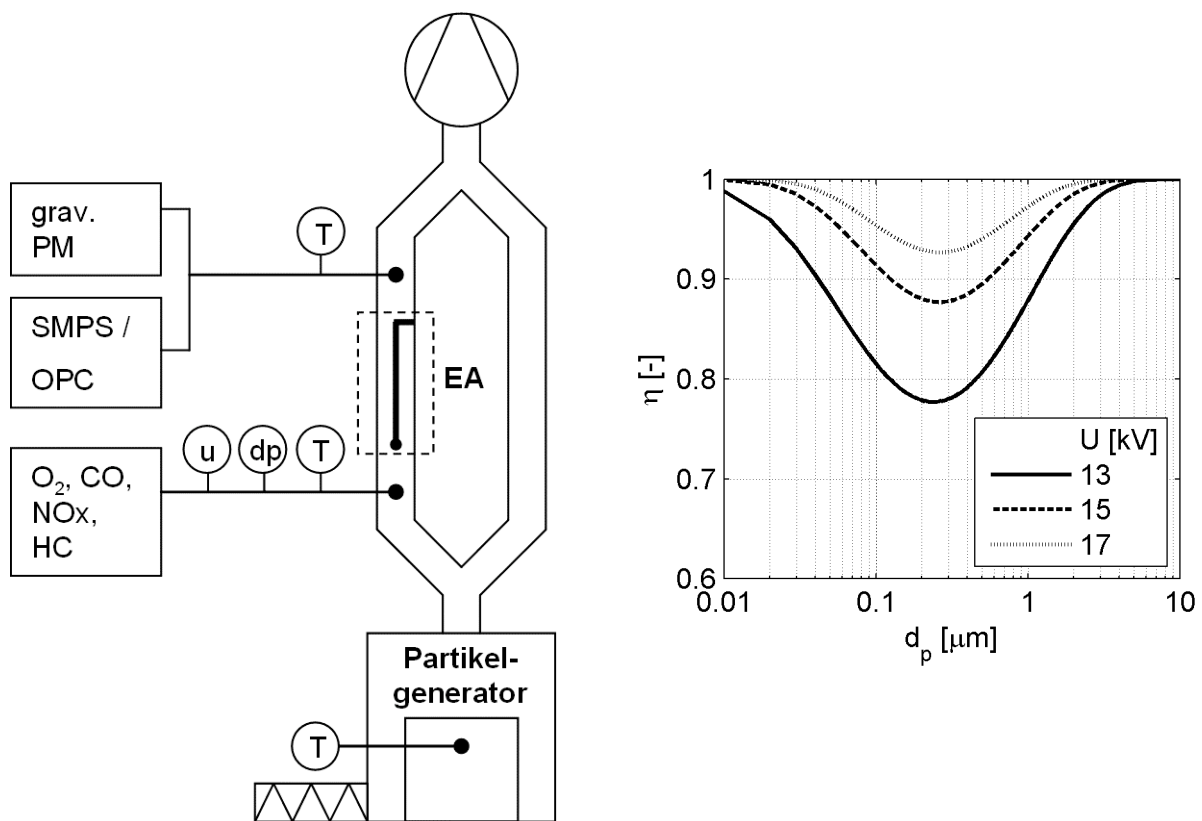


Bild 3 Links: Messaufbau. Rechts: Berechneter Abscheidegrad für den Labor-Elektroabscheider in Funktion der Partikelgröße und der Spannung. Kenngrößen des Elektroabscheider: L 1000 mm, D 100 mm, u 1 m/s, SCA 45 s/m, U_{max} -65kV.

4 Resultate

4.1 Partikelarten

Bei der Holzverbrennung können drei Zustände unterschieden werden, die unter anderem vom Luftüberschuss in der Brennkammer abhängig sind [11]. Bild 4 zeigt die im Labor-Elektroabscheider gefundenen Partikel für die drei Betriebspunkte mit unterschiedlichen Luftüberschusszahlen:

- Betriebspunkt A Bei hohem Luftüberschuss wird nur eine tiefe Verbrennungstemperatur erzielt, was zu einer unvollständigen Verbrennung führt. Bei tiefer Temperatur findet jedoch keine Bildung von Russ statt, weshalb primäre und sekundäre Teere aus der Pyrolyse die Partikelfracht dominieren. Diese liegen im Abgas als COC vor, welche aufgrund der organischen Zusammensetzung einen hohen Wasserstoffgehalt und damit ein kleines C/H-Verhältnis aufweisen, was durch die chemische Analyse bestätigt wird (Tabelle 1 und 2).
- Betriebspunkt B Bei optimalem Luftüberschuss wird eine annähernd vollständige Verbrennung erzielt. Dazu müssen die Verbrennungsgase und die Luft gut gemischt und ein Quenchen der Flamme verhindert werden. Unverbrannter Kohlenstoff wird dann nur in geringen Mengen emittiert, weshalb der Feinstaub im Abgas vorwiegend aus anorganischen Asche-Bestandteilen in Form von Salzen besteht.
- Betriebspunkt C Bei tiefem Luftüberschuss wird in sauerstofffreien Zonen in der heissen Flamme Russ gebildet, indem primäre Teere aus der Pyrolyse vorab zu sekundären Teeren führen, die im Weiteren zu PAK und schlussendlich bei weiterem Partikelwachstum unter der Freisetzung von Wasserstoff zu Russ führen. Infolge der Freisetzung von Wasserstoff weist der verbleibende Russ ein hohes C/H-Verhältnis auf, was gemäss Analyse bestätigt wird (Tabelle 1 und 2).

Bei der Zuordnung der Partikelarten zu den Betriebspunkten ist zu beachten, dass hohe Teergehalte nicht nur bei hohem Luftüberschuss auftreten. Vielmehr kann Teer vor allem in handbeschickten Holzfeuerungen auch bei Luftmangel auftreten, wenn im Feuerraum tiefe Temperaturen herrschen, was zum Beispiel beim Start eines Holzofens oder bei Verwendung von zu feuchtem Holz der Fall ist. Sofern wie hier Luftmangel bei hoher Flammtemperatur herrscht, kann jedoch Russbildung auftreten.

Aus der chemischen Zusammensetzung und den physikalischen Eigenschaften gemäss Tabelle 1 ist zu erwarten, dass Salze für den Betrieb von Elektroabscheidern optimal sind, während Russ zu Wiedereintrag und COC zu Rücksprühen führt. Da beim Start oder bei nicht-idealem Betrieb hohe Konzentrationen an Russ oder COC auftreten können, werden Elektroabscheider ausserhalb des optimalen Betriebspunkts der Feuerung oft ausgeschaltet, was zu unerwünschten Emissionen führt.

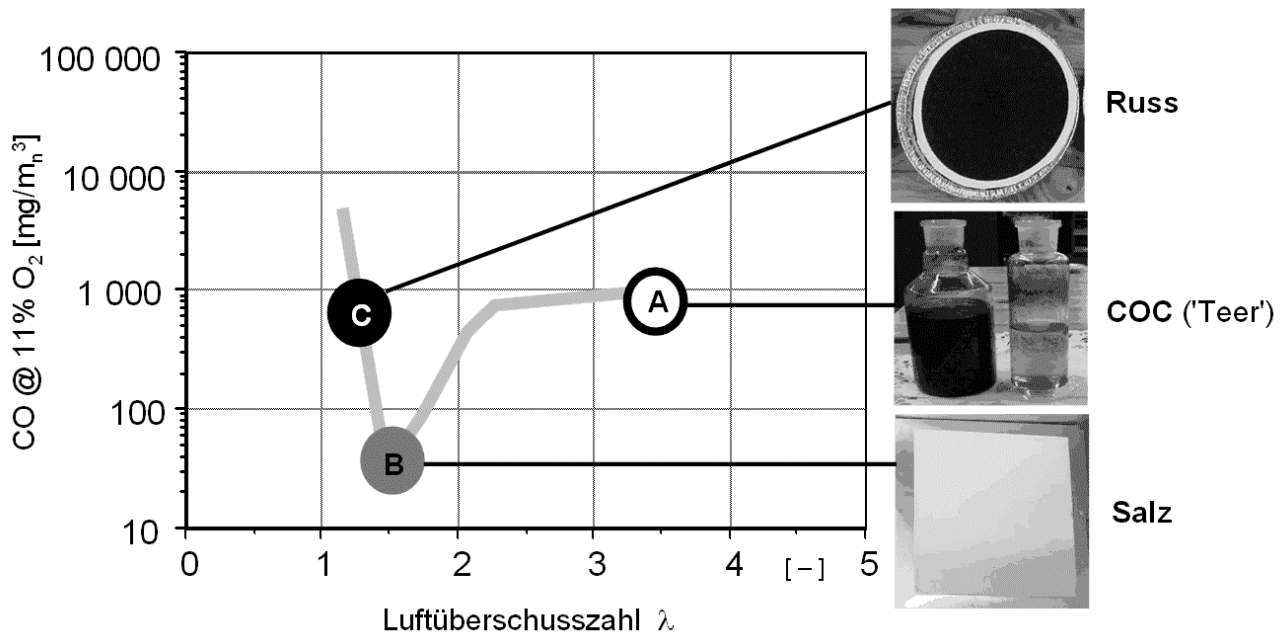


Bild 4 Betriebspunkte der Holzverbrennung dargestellt im CO/Lambda-Diagramm nach [11]. Die drei Zustände entsprechend den drei Partikeltypen Russ, Salze und COC, abhängig von der Luftüberschusszahl und anderen Parametern.

Tabelle 1 Chemische und elektrische Eigenschaften der drei Partikelarten und deren Eignung für Elektroabscheider gemäss Theorie [1,8,9].

*primäre Teere: isolierend, sekundäre Teere und PAK: halbleitend.

Partikel-Typ	Salze	Russ	COC
Eigenschaft			
Molares Verhältnis C/H	–	> 6 – 8	≈1 (< 2)
Elektrische Leitfähigkeit	mittel	hoch	gering, teilweise isolierend*
Eignung für Elektroabscheider	ideal	nicht ideal wegen Gefahr von Wiedereintrag	nicht ideal wegen Rücksprühen und Gefahr von Verklebungen

4.2 Zusammensetzung der Partikel

Infolge der Freisetzung von Wasserstoff bei der Russbildung weisen Russ und COC ein signifikant unterschiedliches C/H-Verhältnis auf und lassen sich damit eindeutig identifizieren, wie aus der Elementaranalyse hervorgeht (Tabelle 2). Bild 5 zeigt die Zustände der Verbrennung anhand von Emissionen, Temperatur und Luftüberschuss und Partikel-Zusammensetzung. Zusammen mit der chemischen Analyse bestätigen die Resultate die Abhängigkeit der Partikeleigenschaften von der Luftüberschusszahl (λ), was die Klassierung in drei Verbrennungs-Zustände zulässt.

- Bei $\lambda = 1.2$ wird durch lokalen Sauerstoffmangel **Russ** gebildet (bei moderaten CO- und HC-Konzentration). Dies führt zu Wiedereintrag von agglomerierten Partikeln.
- Bei $\lambda = 1.55$ wird eine annähernd vollständige Verbrennung erzielt und erzeugt hauptsächlich anorganische Partikel in Form von **Salzen**.
- Durch Erhöhung des Luftüberschusses auf $\lambda = 3.5$ wurde ein stabiler Betriebspunkt mit hohen Konzentrationen an CO und HC erreicht. Die in diesem Betriebspunkt gebildeten **COC** verursachten Rücksprühen, wodurch der Abscheidegrad geringfügig reduziert wurde.

Tabelle 2 Kohlenstoffgehalt und Elementar-Zusammensetzung der Partikel.
1) thermische Kohlenstoffanalyse, 2) Elementaranalyse.

Analyse	Element	Einheit	Russ	Salz	COC
1	C (Gesamt-C)	Gew.-%	51.4	15.2	45.2
2	C	Gew.-%	41.0	14.5	36.0
	H	Gew.-%	0.53	0.45	2.41
	N	Gew.-%	0.28	0.53	0.73
	S	Gew.-%	3.12	5.12	1.53
	C/H	Mol/Mol	6.44		1.24

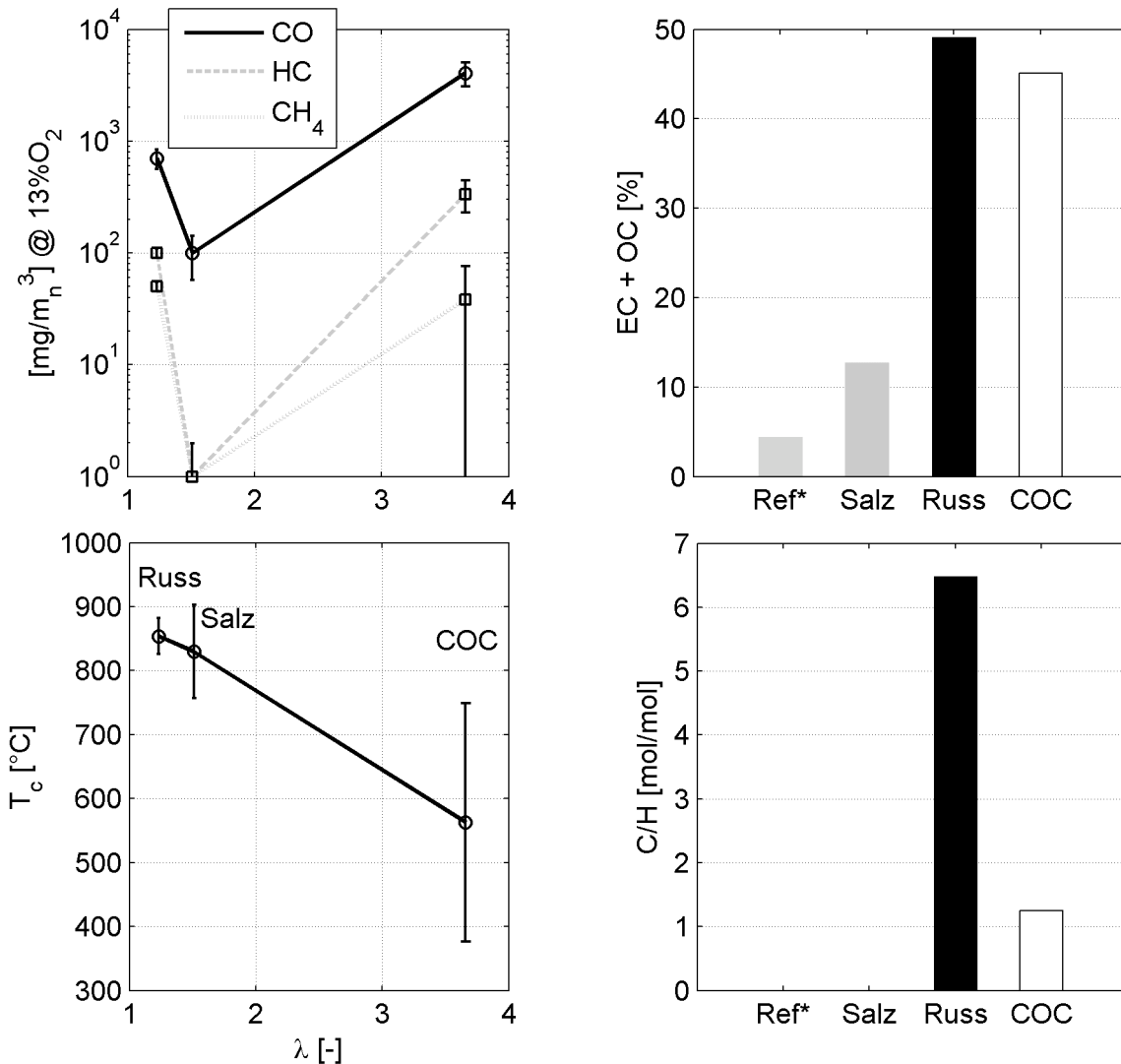


Bild 5 Links: Charakteristik der drei Betriebspunkte am modifizierten Pelletkessel. Rechts: Chemische Analyse der drei Partikeltypen. Zusätzlich sind die Resultate einer Staubprobe aus einem kommerziellen Elektroabscheider an einer automatischen Hackschnitzelfeuerung als „Ref“ eingezeichnet.

Bild 6 zeigt die Resultate der Analysen zur elektrischen Leitfähigkeit der Partikel. Dargestellt ist der Staubwiderstand (also die Leitfähigkeit⁻¹) als Funktion der Temperatur in trockener und in feuchter Umgebung. Ein Gehalt von 5 Vol.-% Wasserdampf entspricht etwa der unteren Grenze von Abgasen aus Holzfeuerungen und kann in einem Holzofen bei hohem Luftüberschuss auftreten. 20% Wasserdampfgehalt entspricht etwa der oberen Grenze, die bei tiefem Luftüberschuss und nassem Holz in einer Waldhackschnitzelfeuerung möglich ist. Analysiert wurden die drei Staubproben aus dem Labor-Elektroabscheider sowie eine Probe aus einem kommerziellen Elektroabscheider an einer automatischen 1 MW Hackschnitzelfeuerung. Die Analyse für diese als „Referenz“ bezeichnete Probe erfolgte bei dem in Realität auftretenden Wasserdampfgehalt von 13 Vol.-%.

Der Staubwiderstand von Salz aus der Versuchsanlage und von Partikeln aus der Referenzprobe liegen zumindest zwischen 120°C und 200°C in dem für Elektroabscheider idealen

Bereich. Da der Staubwiderstand jedoch stark von der Temperatur und der Abgasfeuchte abhängig ist, muss auch für diese Stäube der Wassergehalt bei Auslegung und Betrieb der Anlage berücksichtigt werden. Im feuchten Abgas wird die Leitfähigkeit für Salz bei Temperaturen unterhalb von 120 °C kritisch. Trockenes Abgas wird für Salz ab 200 °C kritisch, während für COC erst ab 170 °C geeignete Bedingungen auftreten. Durch den variierenden Luftüberschuss und Holzfeuchte ist deshalb für Partikel aus der Holzfeuerung der optimale Betrieb nur in einem engen Temperaturbereich möglich. Obwohl Analysen für spezifische Anwendungen empfohlen werden, können die Resultate in Bild 6 als qualitativer Indikator für die Anlagenoptimierung bei verschiedenen Partikeltypen genutzt werden.

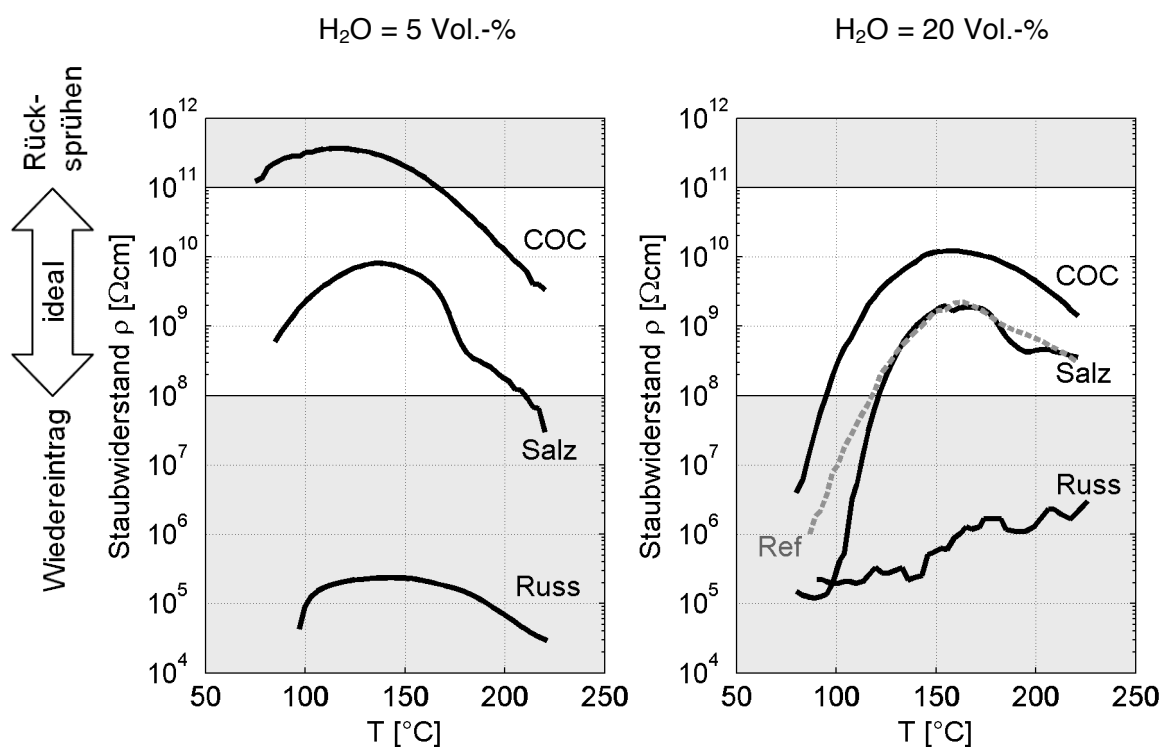


Bild 6 Staubwiderstand (Leitfähigkeit⁻¹) von Russ, Salz und COC aus dem Labor-Elektroabscheider in den oben beschriebenen Betriebspunkten für trockene (links) und feuchte Abgase (rechts). 5 Vol.-% H₂O entspricht z.B. einem Luftüberschuss von 3,0 bei einer Holzfeuchtigkeit von 5 Gew.-%. 20 Vol.-% H₂O entspricht z.B. einem Luftüberschuss von 1,2 bei einer Holzfeuchtigkeit von 50 Gew.-%. Die Referenzprobe "Ref" stammt aus einem kommerziellen Elektroabscheider einer automatischen Waldhackschnitzelfeuerung und wurde bei einem 13 Vol.-% H₂O analysiert entsprechend einem Luftüberschuss von 1,5 und einer Holzfeuchtigkeit von 30 Gew.-%. Der ideale Bereich der Leitfähigkeit zur Staubabscheidung in Elektroabscheidern ist gemäss Parker als "ideal" eingezeichnet [2]. Höhere Staubwiderstände führen zu Rücksprühen, höhere Leitfähigkeit dagegen zu Wiedereintrag.

4.3 Schichtaufbau

Die elektrische Leitfähigkeit bestimmt den Schichtaufbau im elektrischen Feld, weshalb die Staubschicht an der Niederschlagsselektrode von der Partikelart abhängig ist. Russ bildet eine verästelte Schicht, die dabei entstehenden Agglomerate haben nur eine schwache adhäsive Bindung zur Wand (Bild 7). Dies kann zu Wiedereintrag von agglomerierten Partikeln führen. Salz bildet eine homogene Schicht, welche problemlos mit den gängigen Abreinigungseinrichtungen entfernt werden kann. Bei COC ist die Schicht zwar ebenfalls homogen, jedoch klebrig, was die Abreinigung erschwert und zu Problemen führen kann.

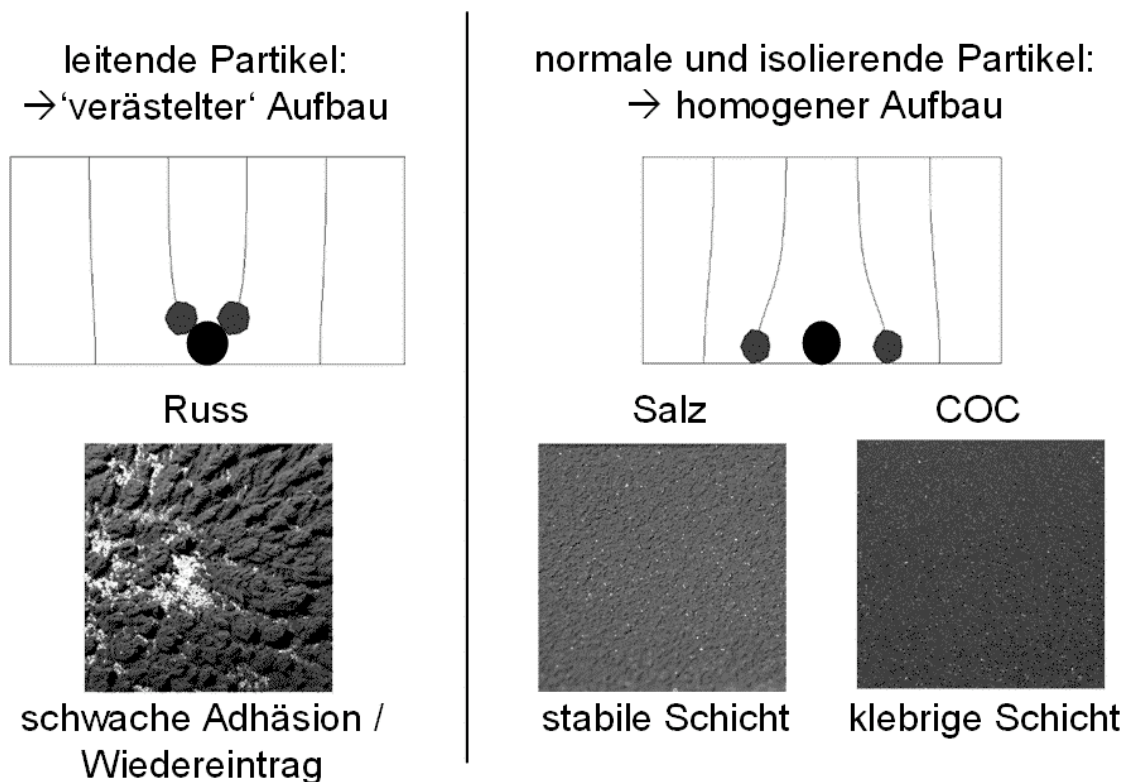


Bild 7 Mechanismen des Schichtaufbaus verschiedener Stäube im elektrischen Feld nach [12], links für elektrisch sehr gut leitende Partikel und rechts für elektrisch isolierende und normal leitende Partikel. Die Bilder zeigen die Staubschichten aus dem Labor-Elektroabscheider von links nach rechts wie folgt:

1. Verästelte grobe Russ-Agglomerate aus der Verbrennung von Holz unter Luftmangel (Black Carbon, vorwiegend elementarer Kohlenstoff),
2. Homogene graue Staubschicht aus dem optimalen Betrieb, und
3. Klebrige braune Staubschicht aus dem Betrieb mit hohem Luftüberschuss (Brown Carbon, hauptsächlich organischer Kohlenstoff).

4.4 Abscheidegrad

Tabelle 3 und Bild 8 zeigen den Abscheidegrad, welcher für die drei Partikeltypen erzielt wurde. Für Salz wurde der berechnete Abscheidegrad von 90% problemlos erreicht. Für COC ist der Abscheidegrad geringfügig tiefer, da das elektrische Feld zur Verhinderung von Rücksprühen reduziert werden musste. Für Russ ist die Abscheideleistung in Bezug auf die Anzahlkonzentration geringfügig tiefer, die Abscheidung der Massenkonzentration beträgt jedoch nur noch 16% und ist somit drastisch reduziert, was auf den Wiedereintrag von agglomerierten Partikeln zurückzuführen ist, wie dies auch aus der Korngrößenverteilung in Bild 9 hervorgeht. Diese zeigt eine Reduktion des Modalwerts der Anzahlkonzentration von Russ um rund eine Größenordnung, während gleichzeitig die Partikel mit Korngrößen von mehr als 0,5 Mikrometern um rund eine Größenordnung zunehmen. Der Elektroabscheider funktioniert bei dieser Betriebsweise für Russ somit in erster Linie als Agglomerator und nur in geringem Mass als Abscheider. Dieser Effekt kann zum Beispiel für kleine Elektroabscheider an Holzöfen entscheidend sein, wo oft Abscheidegrade in Bezug auf die Masse von unter 80% erreicht werden. Der Effekt muss bei der Auslegung und Berechnung der Abscheidegrade berücksichtigt werden. In Bezug auf die Gesundheitseffekte des Feinstaubes kann die Agglomeration zu grösseren Partikeln zwar als Verbesserung bewertet werden, die Emission von agglomeriertem Russ ist jedoch ebenfalls unerwünscht und sie kann zumindest lokal negative Auswirkungen haben.

Tabelle 3 Abscheidegrad bezogen auf Masse- und Anzahlkonzentration von Russ, Salz und COC.

Partikel Typ		Russ	Salz	COC
Betriebsgrösse				
Luftüberschuss λ	[-]	1.2	1.55	3.5
CO	[mg/m _n ³] bei	1000	70	4000
VOC	13 Vol.-% O ₂	20	2	400
PM Masse vor Elektroabscheider	[mg/m _n ³] bei	50	30	50
PM nach Elektroabscheider	13 Vol.-% O ₂	42	3	7
Abscheidegrad Masse	[%]	16	90	86
PM Anzahl vor Elektroabscheider	[cm _n ⁻³]	6.0 10 ⁷	6.0 10 ⁷	9.6 10 ⁷
PM Anzahl nach Elektroabscheider	[cm _n ⁻³]	7.5 10 ⁶	4.8 10 ⁶	9.0 10 ⁶
Abscheidegrad Anzahl	[%]	88	92	90

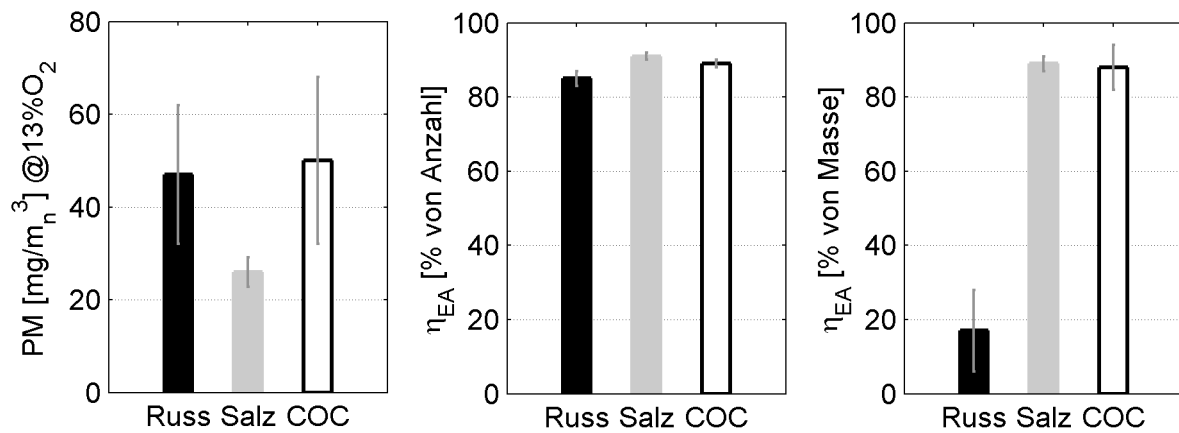


Bild 8 Von links nach rechts:
 1. Gravimetrische Staub-Massenkonzentrationen im Rohgas für Russ, Salz und COC,
 2. Abscheidegrad bezogen auf Anzahlkonzentration und
 3. Abscheidegrad bezogen auf Massenkonzentration.

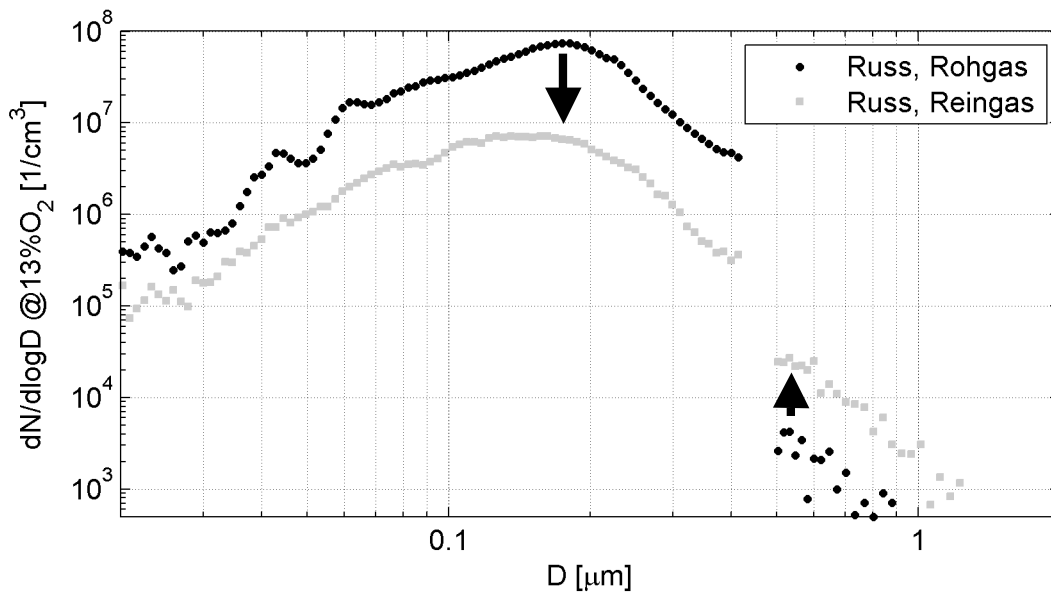


Bild 9 Kongrößenverteilung von Russ gemessen mit SMPS und OPC bei ausgeschaltetem und eingeschaltetem Elektroabscheider.

4.5 Elektrisches Verhalten des Elektroabscheiders

Im Praxisbetrieb von Holzfeuerungen liegen in der Regel keine Informationen zur elektrischen Leitfähigkeit der Stäube vor. Bei der Darstellung der Stromdichte in Funktion der Spannung kann jedoch Rücksprühen aufgrund einer elektrisch isolierenden Staubschicht erkannt werden. Bild 10 zeigt das Auftreten von Rücksprühen im Labor-Elektroabscheider beim Betrieb mit COC durch ansteigen der Stromdichte bei konstanter oder gar sinkender Spannung. Zu hohe Leitfähigkeit wie im Fall von Russ kann mit dieser Methode aber nicht detektiert werden.

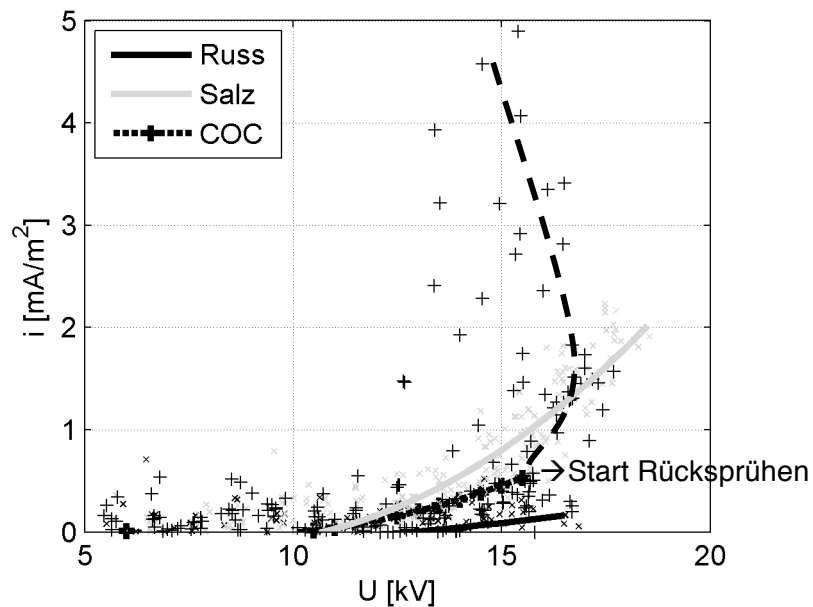


Bild 10 Stromdichte als Funktion der Spannung und abhängig vom Partikeltyp.

5 Schlussfolgerungen

In einem Labor Elektroabscheider wurden Partikel aus verschiedenen Verbrennungsbedingungen gesammelt und in Bezug auf chemische und elektrische Eigenschaften analysiert. Daraus können folgende drei Partikeltypen identifiziert und den unterschiedlichen Verbrennungs-Zuständen zugeordnet werden:

- Russ aus der Verbrennung bei hoher Temperatur und mit lokalem Luftmangel,
- mineralische Partikel wie Salze, die bei hoher Verbrennungstemperatur und lokal genügend Sauerstoff gebildet werden,
- kondensierbare organische Verbindungen (COC), die bei tiefer Verbrennungstemperatur emittiert werden.

Die drei Partikelarten weisen komplett unterschiedliche physikalische und chemische Eigenschaften auf, wobei für das Verhalten im Elektroabscheider vor allem die elektrische Leitfähigkeit bzw. der Staubwiderstand entscheidend ist. Salze aus der vollständigen Verbrennung weisen ideale Eigenschaften für die Abscheidung in Elektroabscheidern auf. Russ hat eine sehr hohe Leitfähigkeit. Dies ermöglicht eine hohe Abscheideleistung, führt aber zu Wiedereintrag von agglomerierten Partikeln. Kondensierbare organische Verbindungen weisen eine geringe Leitfähigkeit auf. Dies kann Rücksprühen verursachen, wodurch der Betrieb des Elektroabscheiders eingeschränkt und die Abscheideleistung reduziert wird. Im Weiteren führen Kondensate zu einer klebrigen Staubschicht, was die Abreinigung der Niederschlags-elektrode erschwert oder verunmöglicht.

Während der Betrieb von Elektroabscheidern für Holzfeuerungen bei optimalen und stationären Bedingungen mit vorwiegend anorganischen Partikeln im Abgas unkritisch ist, können unter anderem bei folgenden Bedingungen Betriebsprobleme auftreten:

- Während der Startphase oder bei Verwendung von zu feuchtem Holz infolge von bei tiefer Temperatur gebildeten COC.
- Bei Drosselung der Luftzufuhr infolge von bei hoher Temperatur in Zonen mit lokalem Luftmangel gebildetem Russ.

Die Resultate zeigen, dass ein Elektroabscheider nur tiefe Emissionen garantieren kann, wenn die Feuerung optimal betrieben wird. In transienten Phasen können die Emissionen im Reingas nicht nur durch die erhöhten Rohgas-Emissionen, sondern zusätzlich durch die gleichzeitig reduzierte Abscheideleistung des Elektroabscheiders ansteigen. Detaillierte Informationen zum Einfluss des Betriebspunkts der Feuerung auf die Charakteristik der Partikel ermöglichen eine verbesserte Auslegung des Elektroabscheider und eine Anpassung des Betriebs an die Anforderungen von kleinen und mittleren Holzfeuerungen.

6 Empfehlungen und Ausblick

Um die Gesamtemissionen von mit Elektroabscheidern ausgerüsteten Holzfeuerungen im Praxisbetrieb zu reduzieren, ist die Erzielung einer hohen Verfügbarkeit und einer hohen Abscheideleistung der Elektroabscheider entscheidend, wozu folgende Faktoren beitragen:

1. Eine optimale Anlagenauslegung und System-Integration ermöglichen eine stationäre Betriebsführung, z.B. mit zwei Kesseln und zwei Elektroabscheidern für variierende Lastfälle.

2. Mittels Prozessintegration mit einer Regelung des Elektroabscheiders aufgrund von spezifischen Informationen als Indikator für den momentanen Partikeltyp kann der Betriebsbereich des Elektroabscheiders vergrössert werden. Als Informationen stehen insbesondere folgende Grössen zur Verfügung:
 - Abgastemperatur,
 - Luftüberschuss,
 - Verbrennungstemperatur,
 - Holzfeuchte.

3. Massnahmen um Wiedereintrag zu verhindern:
 - Limitierung der Gasgeschwindigkeit im Elektroabscheider auf unter 1,5 m/s,
 - Optimierung der Niederschlagselektroden,
 - Verkürzung der Abreinigungsintervalle während Betriebsphasen mit Wiedereintrag.

7 Literatur

- [1] White, H. J. (1969), Entstaubung industrieller Gase mit Elektrofiltern. Leipzig, VEB.
- [2] Parker, K.R (1997), Applied Electrostatic Precipitation, Blackie Academic & Professional, London
- [3] Parker, K.R (2003), Electrical operation of electrostatic precipitators, The Institution of Electrical Engineers
- [4] R. Frey, 9. Holzenergie-Symposium, Verenum Press, Zürich 2006, ISBN 3-908705-14-2
- [5] J. Good, T. Nussbaumer, 10. Holzenergie-Symposium, Verenum Press, Zürich 2008, ISBN 3-908705-19-3
- [6] Evans, R. J.& T. A. Milne (1987). Molecular Characterization of the Pyrolysis of Biomass. 1. Fundamentals. Energy & Fuels 1(2): 123-137.
- [7] Jess, A. (1996). Mechanisms and kinetics of thermal reactions of aromatic hydrocarbons from pyrolysis of solid fuels. Fuel 75(12): 1441-1448.
- [8] Leuckel, W.& R. Römer (1979). Schadstoffe aus Verbrennungsprozessen. Ludwigs-hafen, VDI 346.
- [9] Römpp (1989). Chemie-Lexikon. Stuttgart.
- [10] Wiggers, H., Nasri, S. (2008). Staubwiderstandsmessungen bei Elektrofilter-typischen Stromdichten. Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft, 68 (2008) Nr. 5, 177–181.
- [11] T. Nussbaumer, Energy & Fuels, Vol. 17, No 6, 2003, 1510–1521
- [12] Blanchard, D. et al.: Correlation Between Current Density and Layer Structure for Fine Particle Deposition in a Laboratory Electrostatic Precipitator. IEEE Transactions on Industry Applications, Vol. 38, No 3, 2002, 832–839

Verdankung

Die vorliegenden Arbeiten wurden unterstützt von:

- Bundesamt für Energie (BfE)
- Kommission für Innovation und Technologie (KTI).

Systembewertung von Jahresnutzungsgrad und Jahresemissionen für Kombianlagen mit Pelletkessel und Solaranlage

R. Haberl¹, L. Konersmann¹, E. Frank¹, J. Good², T. Nussbaumer²

¹Institut für Solartechnik SPF, Rapperswil

²Hochschule Luzern – Technik & Architektur, Horw

Zusammenfassung

Im Rahmen des Projektes PelletSolar-2 wurden zwei Kombianlagen mit Pelletkessel und Solaranlage mit der am SPF entwickelten Concise Cycle Test Methode geprüft. Dabei werden die Bedingungen eines typischen Jahres in einem 12-tägigen Prüfzyklus simuliert, während dem die Anlage ohne Eingriffe von aussen funktionieren muss. Mit Hilfe der Messdaten wurden Simulationsmodelle des jeweiligen Systems validiert, die dazu dienen, jahresbasierte Kennwerte zu errechnen. Ergänzend zur energetischen Bewertung der Systeme wurden die Emissionen der Pelletkessel im dynamischen Betrieb berücksichtigt. Basis dazu bildeten Emissionsfaktoren in Abhängigkeit der Betriebsphase, die in einem separaten Projekt an der Hochschule Luzern ermittelt und in die Berechnungen einbezogen wurden.

Die Labortests der Systeme zeigen, dass beide Anlagen in der Lage sind, die Anforderungen von Raumheizung und Warmwasserbereitung zu decken. Es wird jedoch auch deutlich, dass auf Systemebene noch erhebliches Verbesserungspotenzial besteht, insbesondere durch Sicherstellung eines modulierenden Betriebs der Pelletkessel mit Gewährleistung guter Betriebsbedingungen bei Teillast.

Die Auswertungen der Messdaten mit den Simulationsmodellen zeigen, dass die Systemnutzungsgrade der Anlagen mit 63 % bzw. 68 % relativ niedrig sind. Im System 1 sind dafür unter anderem hohe Verluste durch nicht wärmegeämmte Rohrverbindungen sowie ein hoher Luftüberschuss und als Folge davon hohe Abgasverluste im Teillastbetrieb verantwortlich. Im System 2 trägt besonders das taktende Betriebsverhalten des Pelletkessels mit sehr kurzen Taktzyklen und entsprechend häufigen Start- und Ausbrandphasen zu hohen Verlusten bei. In System 1 verursacht die Regelung des Pelletkessel nahezu 1300 Starts pro Jahr, im System 2 mehr als 2300. Die Schadstoffmessungen zeigen, dass die Emissionen an Kohlenmonoxid und gasförmigen Kohlenwasserstoffen durch das häufige Takten mit grosser Anzahl Start- und Ausbrandphasen stark ansteigen, während die Auswirkungen auf die Staubemissionen gering sind.

1 Einleitung

Die Integration von Solarkollektoren in eine Pellet-Heizungsanlage bietet grosses Potenzial zur Brennstoffeinsparung und kann den Jahresnutzungsgrad des Pelletkessels erheblich erhöhen [Konersmann et al. 2007]. Die effiziente Funktionsweise eines solchen Kombisystems hängt stark von der Auslegung, der Installation und der Regelung der Komponenten sowie der Hydraulik ab. Dabei besteht die spezielle Herausforderung darin, zwei unterschiedliche Wärmequellen so zu verbinden, dass der Wärmebedarf für die Raumheizung und die Warmwasser-Bereitstellung effektiv gedeckt werden kann. Das Zusammenspiel der einzelnen Komponenten hat dabei einen massgeblichen Einfluss sowohl auf die Energieeffizienz als auch auf die Emissionen der Anlage.

Zur Bewertung des Zusammenspiels der einzelnen Anlagenkomponenten muss die Anlage im dynamischen Systembetrieb untersucht werden. Um den hohen messtechnischen Aufwand eines Feldtests und dessen Dauer von mehr als einem Jahr zu umgehen, wurde die am SPF entwickelte Methode „Concise Cycle Test“ (CCT) verwendet [Haberl et al. 2009]. Mit diesem zwölf-tägigen Systemtest wurden zwei verschiedene Systeme inklusive Pelletkessel, Hydraulik und Regelung auf einem Labor-Prüfstand im realitätsnahen Systembetrieb untersucht. Neben der energetischen Bewertung wurden die Systeme auch hinsichtlich ihres Emissionsverhaltens untersucht. Hierzu wurden in einem separaten Projekt an der Hochschule Luzern (HSLU) Emissionsfaktoren der Kessel in Abhängigkeit des Betriebszustandes ermittelt. Dazu gehörten unter anderem Start- und Stopp-Phasen, Lastwechsel und auch verschiedene stationäre Teillastzustände. Mit der Kenntnis des Betriebsverhaltens der Kessel aus dem CCT-Systemtest und mit den Emissionsfaktoren einzelner Betriebszustände war es möglich, die Jahresemissionsfrachten zu ermitteln.

2 Vorgehen

Kern der CCT-Prüfmethode bildet eine 12-tägige Messung des Systems im dynamischen Betrieb. Dazu wird das komplette Heizsystem mit Ausnahme der Solarkollektoren auf dem Prüfstand installiert (Bild 1). Die Hardware des Prüfstands emuliert sowohl die Last eines Einfamilienhauses für Raumheizung und Warmwasser als auch die Temperaturen der Solarkollektoren entsprechend einer parallel zum Test durchgeführten TRNSYS-Simulation. Die dem Test zugrunde liegenden Klimadaten entsprechen einem durchschnittlichen Jahr im schweizerischen Mittelland, wobei vereinfacht ausgedrückt jeder Tag den Randbedingungen von Aussentemperatur, solarer Einstrahlung etc. eines Monats entspricht. Das geprüfte Heizsystem muss während der Prüfdauer wie im realen Betrieb ohne Eingriffe von aussen funktionieren, um die Last aus Heizung und Warmwasserbereitung gemäss den gestellten Anforderungen zu decken.

Anhand des 12-Tages Tests können die Funktionalität des Systems geprüft sowie eine detaillierte Bewertung des Betriebsverhaltens ermittelt werden. Eine direkte Skalierung der Messergebnisse zu Jahreskennwerten (mit dem Faktor 365/12) liefert jedoch aus folgenden Gründen nur sehr unpräzise Resultate:

- Der 12-Tägige Testzyklus verkürzt die saisonalen Fluktuationen und erhöht somit den Effekt der Speicherwirkung des Wasserspeichers und vor allem der thermischen Masse des Gebäudes. Dies führt zu einer Überbewertung des Solarertrages und somit zu einem geringeren Nachheizbedarf [Vogelsanger et al. 2002].
- Während des Tests ist der kumulierte Energiebedarf zur Raumheizung zwischen verschiedenen Systemen nicht identisch. Jedes der Systeme bestimmt nach eigenen Regelalgorithmen den nötigen Wärmebedarf des Gebäudes. Zu einem fairen Vergleich der Systeme untereinander muss der Energiebedarf des Gebäudes übereinstimmen.

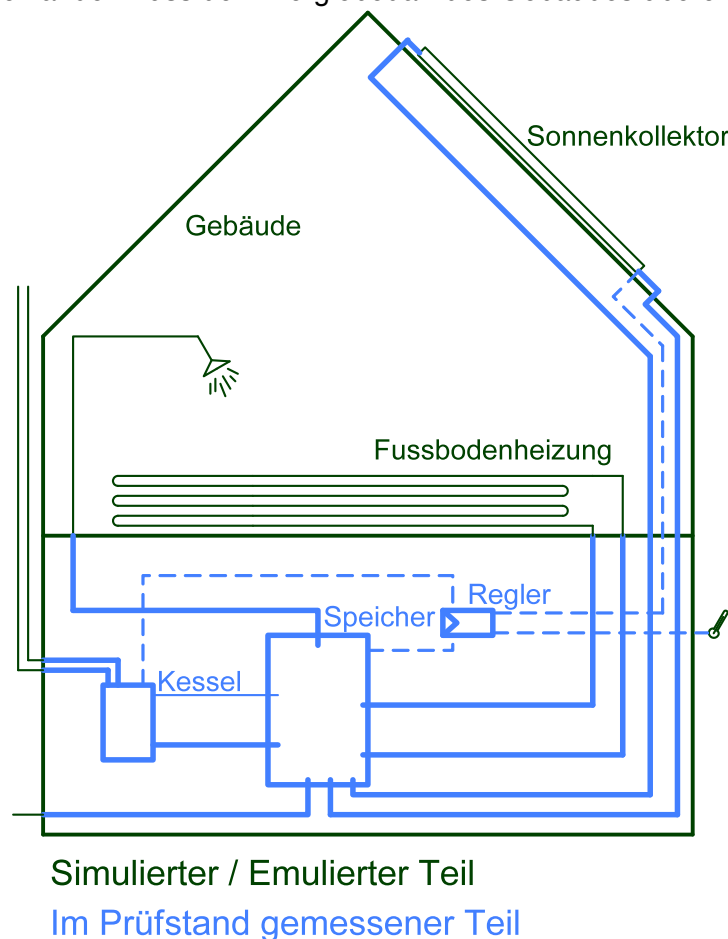


Bild 1 Konzept der Laborprüfung. Das Haus mit Heizverteilung (Fussbodenheizung) und die Kollektoren werden simuliert bzw. emuliert. Kessel und Speicher, sowie alle Regel- und Steuerungsgeräte sind installiert und werden gemessen.

Deswegen werden die jahresbasierten Kennwerte durch Simulationen ermittelt, wobei analog zur interaktiven Gebäudesimulation am Prüfstand das Simulationsprogramm TRNSYS [Klein et al. 2000] verwendet wird. Dafür wird ein Modell der Anlage im Simulationsprogramm aufgebaut und mit Hilfe der Messdaten validiert. Dieses Modell dient zur Berechnung der Kennwerte wie Jahresnutzungsgrad von Pelletkessel und Gesamtsystem, Brennstoffverbrauch und solarem Deckungsgrad. Durch das Simulationsmodell können ausserdem ohne weitere aufwändige Tests verschiedene Varianten von Regelung und Hydraulik untersucht werden. Neben der energetischen Bewertung wurde auch eine quantitative Bewertung aus emissions-technischer Sicht durchgeführt. Hierzu wurden die in Horw ermittelten Emissionsfaktoren der Pelletkessel in das Simulationsmodell des SPF integriert.

3 Ergebnisse

Es wurden zwei Pellet-Solar kombinierte Systeme geprüft. In beiden Anlagen erfolgte die Bereitstellung der Wärme zur Raumheizung durch einen bivalenten Speicher, der durch den Pelletkessel und die jeweilige Solaranlage beladen wurde. Die Beladung durch den Pelletkessel kann dabei im modulierenden Betrieb erfolgen. Im System 1 wurde das Brauchwarmwasser durch einen externen Wärmeübertrager (Frischwasserstation) bereitet, während in System 2 ein Tank-in-Tank System Anwendung fand.

3.1 Systemtests

Die Systemtests belegen in beiden Fällen die generelle Funktionsfähigkeit der Systeme. Die Anforderungen an den Komfort wurden erfüllt, d.h. die Solltemperatur des Gebäudes wurde stets eingehalten und die Bereitstellung von Brauchwarmwasser erfolgte gemäss den Anforderungen. Die wichtigsten Daten zu den Tests sind in der Tabelle 1 zusammengefasst. Der Pelletverbrauch während der 12-tägigen Testperiode war in beiden Systemen nahezu identisch. Allerdings wurde im System 2 ca. 7 % mehr Wärme an das Gebäude geliefert.

Tabelle 1 Ergebnisse der 12-Tagestests

Grösse	Einheit	System 1	System 2
Speichervolumen	[m ³]	0.95	0.75
Nennleistung Pelletkessel	[kW]	10	11
Kollektorfläche	[m ²]	12.0	12.5
Energieeintrag Pellets	[kWh]	698.7	697.5
Energieeintrag Kollektorkreis	[kWh]	180.1	180.3
Energieverbrauch Raumwärme und Warmwasser	[kWh]	625.0	667.8
Anzahl der Brennerstrats	[-]	44	74
Durchschnittliche Speichertemperatur	[°C]	50.2	48.4
Jahresnutzungsgrad Pelletkessel	[-]	0.80	0.85

In beiden Fällen konnte die angestrebte modulierende Betriebsweise des Pelletkessel zur Beladung des für die Raumheizung reservierten Puffervolumens nicht erreicht werden. Unter den realistischen Lastbedingungen des CCT arbeiteten die Pelletkessel jeweils in taktender Betriebsweise, wobei im System 2 die Taktzyklen deutlich kürzer sind als in System 1. Der Kessel aus System 1 startete 44 mal, in System 2 traten 74 Brennerstarts auf. Bild 2 und Bild 3 illustrieren den Verlauf der Systemtests exemplarisch anhand des vierten Testtages.

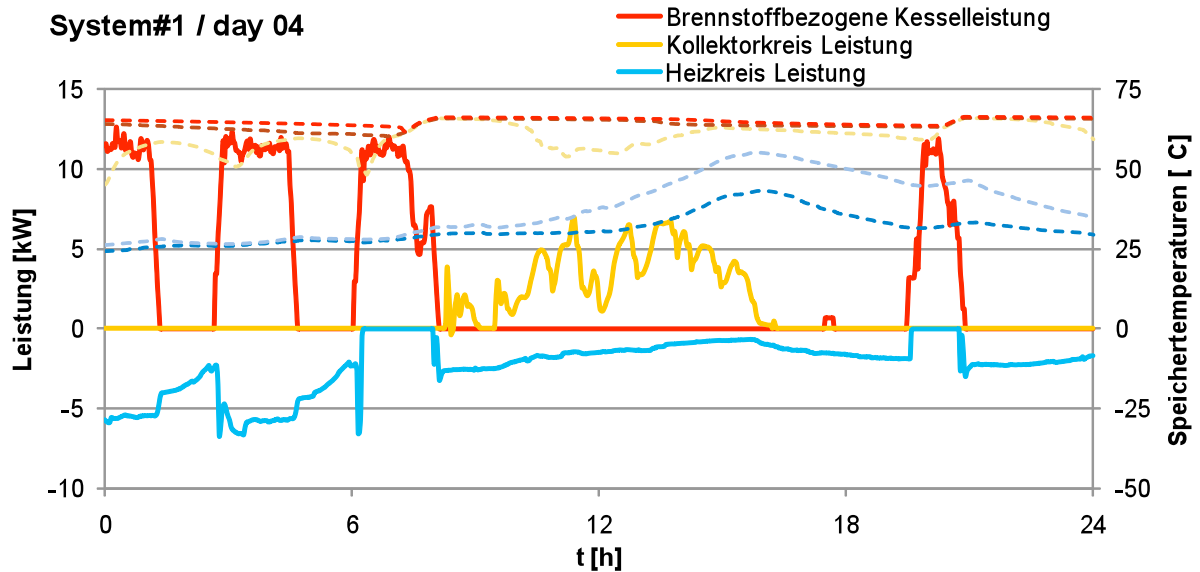


Bild 2 Verlauf der Messung von System 1 am vierten Test-Tag. Der Kessel läuft im On-Off-Betrieb, bis er aufgrund des solaren Eintrags über die Mittagszeit für eine längere Periode ausschaltet.

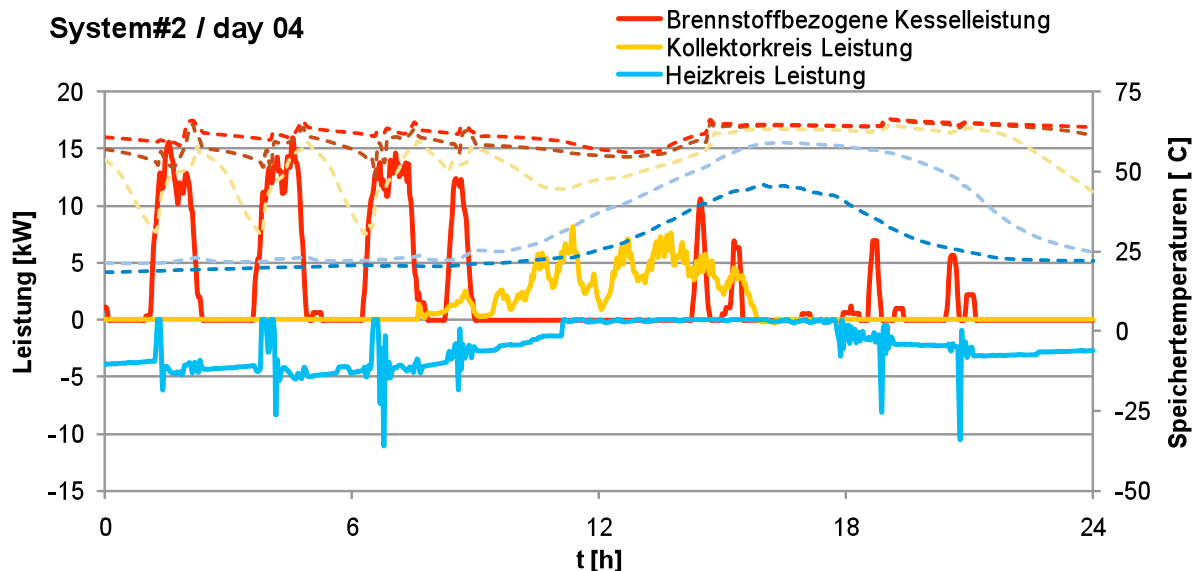


Bild 3 Verlauf der Messung von System 2 am vierten Test-Tag. Analog zu System 1 in Bild 2 läuft auch hier der Kessel in Taktintervallen, bis er aufgrund des solaren Wärmeeintrages in den Speicher ausschaltet. Die Taktintervalle sind aufgrund der hydraulischen Einbindung noch kürzer als in System 1.

3.2 Emissionsfaktoren

Nach Abschluss der Systemtests wurden im Labor der HSLU in Horw die Emissionen in Abhängigkeit des Betriebszustandes ermittelt [Good et al. 2009]. Die zur Ermittlung der Jahresemissionsfrachten nach der hier durchgeführten Methode nötigen Daten sind dabei die Emissionsfaktoren während der verschiedenen Betriebsphasen mit Angabe der jeweils zugehörigen Dauer und zugeführter Energie. Diese Daten sind nachfolgend in Tabelle 2 und Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 2 Emissionsfaktoren (aus gewichteten Konzentrationen), Betriebsphasen und Energieflüsse des Pelletkessel von System 1. Quelle: [Good et al. 2009]

	Stationär				Instationär						
	100%	70%	50%	30%	100% --> 70%	70% --> 50%	50% --> 70%	70% --> 100%	Kalt- start	Warm- start	Aus- schalten
Luftüberschuss [-]	2.3	2.6	2.9	3.1	2.5	3.1	2.7	2.3	9.7	3.2	9.8
CO [mg/MJ]	123.9	196.6	365.3	777.3	94.4	239.6	299.6	184.1	593.8	644.2	2386.4
Gesamt-KW [mg/MJ]	2.2	1.4	11.1	5.3	0.3	0.6	0.8	0.5	61.6	10.7	66.3
Methan [mg/MJ]	1.4	1.2	10.6	2.5	0.3	0.4	0.3	0.1	18.2	4.7	30.9
Nichtmethan-KW [mg/MJ]	2.1	1.4	10.7	2.8	0.6	0.2	0.5	0.4	46.6	7.2	35.4
NO _x [mg/MJ]	63.3	64.5	61.8	59.3	14.7	16.0	24.3	24.3	40.8	68.3	37.2
Feststoff gravimetrisch [mg/MJ]	17.9	16.0	17.1	20.5	21.5	33.8	19.6	17.2	26.9	26.2	
Feinpartikel SMPS+OPC [mg/MJ]	19.8	17.8	30.0	34.5	19.8	30.0	19.8	27.0	18.6	15.0	10.0
Dauer [min]	360.0	360.0	360.0	360.0	13.12	12.96	10.83	22.55	12.86	10.37	0.18
Zugeführte Energie [MJ]	269.6	233.3	177.98	84.67	11.0	7.2	9.1	13.9	11.5	11.5	0.3
Zugeführte Leistung [kW]	12.5	10.8	8.2	3.9							

Tabelle 3 Emissionsfaktoren (aus gewichteten Konzentrationen), Betriebsphasen und Energieflüsse des Pelletkessel von System 2. Quelle: [Good et al. 2009]

	Stationär			Kaltstart		Taktten		
	100%	70%	30%	Zyklus	Warmstart	Stationär	Stop	
Luftüberschuss [-]	1.7	1.8	2.2	8.1	3.1	4.6	1.7	7.4
CO [mg/MJ]	7.6	1.5	28.3	802.5	1032.9	1691.9	13.3	4017.2
Gesamt-KW [mg/MJ]	0.2	0.2	0.4	48.7	16.3	83.8	2.1	72.3
Methan [mg/MJ]	0.1	0.1	0.2	12.8	4.0	20.4	0.2	14.1
Nichtmethan-KW [mg/MJ]	0.1	0.1	0.2	35.8	12.4	63.4	1.9	58.3
NO _x [mg/MJ]	68	68	66	73	71	76	66	50
Feststoff gravimetrisch [mg/MJ]	12.7	10.0	6.0	14.3	11.7	11.7		
Feinpartikel SMPS+OPC [mg/MJ]	15.4	10.2	13.1	40.3	13.1	13.1		
Dauer [min]	360.0	360.0	360.0	14.1	35.9	8.0	12.2	15.8
Zugeführte Energie [MJ]	264.38	181.44	69.12	3.28	11.64	1.76	8.02	1.85
Zugeführte Leistung [kW]	12.2	8.4	3.2	3.9	5.4	3.7	11.0	2.0

3.3 Jahressimulationen: Energetische Bewertung

Zur Berechnung der Jahreskennwerte wurden im modular aufgebauten Simulationsmodell TRNSYS alle Komponenten des Systems integriert und analog der realen Regelung und Hydraulik miteinander verbunden. Mittels einer Parameteridentifikation wurde das Simulationsmodell so weit angepasst, bis die Rechenergebnisse und Messdaten des 12-Tage-Zyklus in engen Grenzen übereinstimmten. Mit diesem validierten Modell wurden anschließend Jahreskennwerte ermittelt. Die Vorgehensweise ist in Bild 4 dargestellt. In Tabelle 4 sind die Ergebnisse der Jahressimulationen beider Systeme dargestellt.

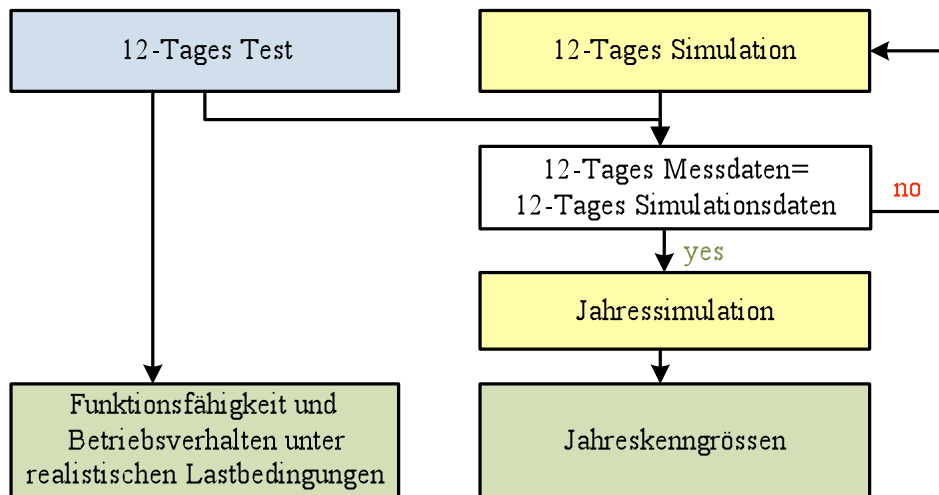


Bild 4 Vorgehensweise zur Ermittlung jahresbasierter Kennwerte.

Tabelle 4 Ergebnisse der Jahressimulationen zur energetischen Bewertung der Systeme.

			System 1	System 2
Energie Input	Pelletseintrag	[kWh]	20789	19683
	Kollektoreintrag	[kWh]	4645	4824
	Elektrischer Eintrag	[kWh]	1360	776
	Elektrischer Eintrag (gewichtet)	[kWh]	4080	2328
	Total	[kWh]	26794	25283
	Total (gewichtet)	[kWh]	29514	26835
Energie Output	Raumheizung	[kWh]	15505	15507
	Warmwasser	[kWh]	2799	2799
	Verluste	[kWh]	7102	6159
	Total	[kWh]	25406	24464
Verluste	Kessel	[kWh]	3772	2948
	Speicher	[kWh]	1493	1784
	Rohrleitungen	[kWh]	1753	1424
Kessel-spezifische Werte	Anzahl Brennerstarts	[-]	1296	2326
	Brennerlaufzeit	[h]	1671	1652
	Wasserseitig bilanz. Energieeintrag	[kWh]	16933	16732
	El. Eintrag Pelletkessel	[kWh]	235	277
	El. Eintrag Pelletkessel (gewichtet)	[kWh]	706	832

Anhand der Simulationsergebnisse wurde der Jahresnutzungsgrad des jeweiligen Kessels nach Formel 1 berechnet. In beiden Fällen wurde ein Nutzungsgrad von über 80 % erreicht. Der Systemnutzungsgrad wurde bezogen auf den Pelletverbrauch (Formel 2) sowie unter Berücksichtigung von solarem Eintrag und elektrischem Stromverbrauch (Formel 3) berechnet.

Jahresnutzungsgrad $JNG_K = \frac{Q_{wat}}{Q_{pellet}}$ Formel 1

Systemnutzungsgrad Pelletkessel $\eta_{S,pe} = \frac{Q_{Heiz} + Q_{WW}}{Q_{Pellet}}$ Formel 2

Systemnutzungsgrad Kombisystem $\eta_{S,pe+so+el} = \frac{Q_{Heiz} + Q_{WW}}{Q_{Pellet} + Q_{solar} + F_{el} * E_{el}}$ Formel 3

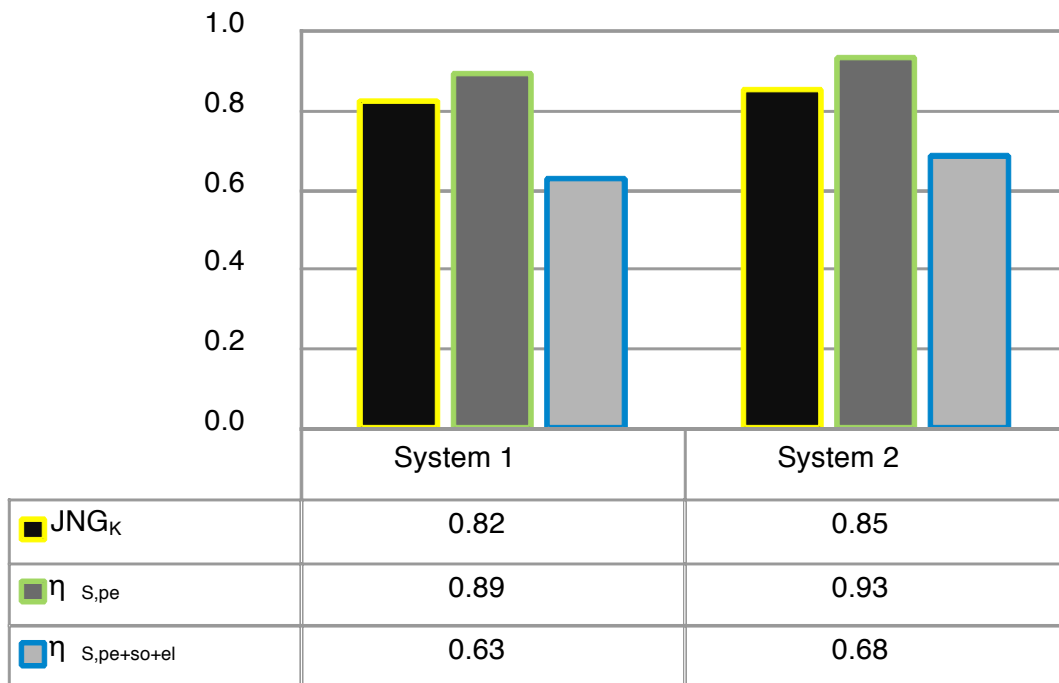


Bild 5 Nutzungsgrade der simulierten Systeme.

3.4 Jahressimulationen: Emissionstechnische Bewertung

In der Simulation der Anlage wird der Betriebszustand des Kessels zu jedem Zeitpunkt berechnet. Durch die Integration der Emissions-Messdaten in das Simulationsmodell können jeder Betriebsphase die entsprechenden Emissionsfaktoren zugeordnet werden. Die Aufsummierung der in den einzelnen Zeitschritten berechneten Emissionen ergibt dann die Jahresemissionsfracht. Die Ergebnisse der Simulation sind in Tabelle 5 gezeigt.

Tabelle 5 Jahresemissionsfrachten der Systeme berechnet aus den Jahressimulationen.

		System 1	System 2
CO	[kg]	16.87	20.91
Gesamt-KW	[g]	384.9	569.1
Methan	[g]	177.1	128.1
Nichtmethan-KW	[g]	301.6	441.0
NO _x	[kg]	4.76	4.84
Feststoff gravimetrisch	[kg]	1.46	

Aus den Jahresemissionsfrachten und der verbrauchten Brennstoffmenge lassen sich die spezifischen Emissionen der Geräte bestimmen. Diese sind analog zu den errechneten Nutzungsgraden abhängig von der Betriebsweise bzw. der Einbindung der Geräte in das Gesamtsystem. Tabelle 6 zeigt die spezifischen Emissionen für den berechneten Fall.

Tabelle 6 Spezifische Emissionen der Systeme berechnet aus den Jahressimulationen.

		System 1	System 2
CO	[mg/MJ]	225.39	295.13
Gesamt-KW	[mg/MJ]	5.14	8.03
Methan	[mg/MJ]	2.37	1.81
Nichtmethan-KW	[mg/MJ]	4.03	6.22
NO _x	[mg/MJ]	63.54	68.35
Feststoff gravimetrisch	[mg/MJ]	19.56	

In Bild 6 und Bild 7 sind die CO Emissionen der Pelletkessel beider Systeme, aufgeteilt auf Emissionen während der Start- und Stopp-Phase, sowie die Anzahl der Starts als Monatswerte dargestellt.

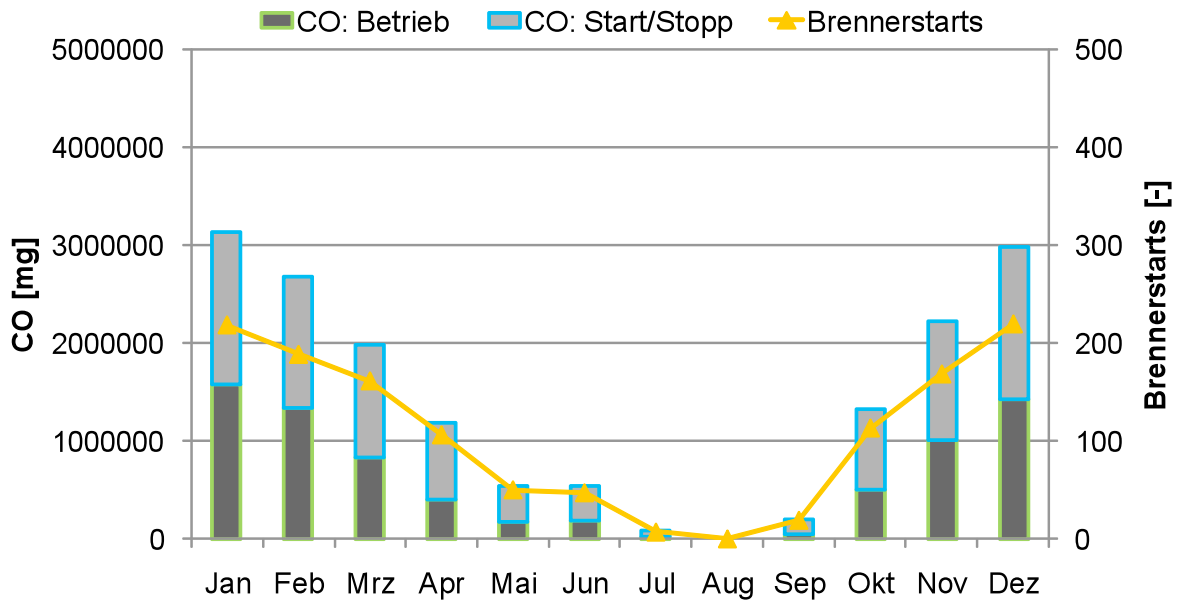


Bild 6 CO-Emissionen und Anzahl der Starts des Pelletkessel aus System 1, aufgeteilt auf Emissionen in Start- und Stopphase und Emissionen während des Betriebes.

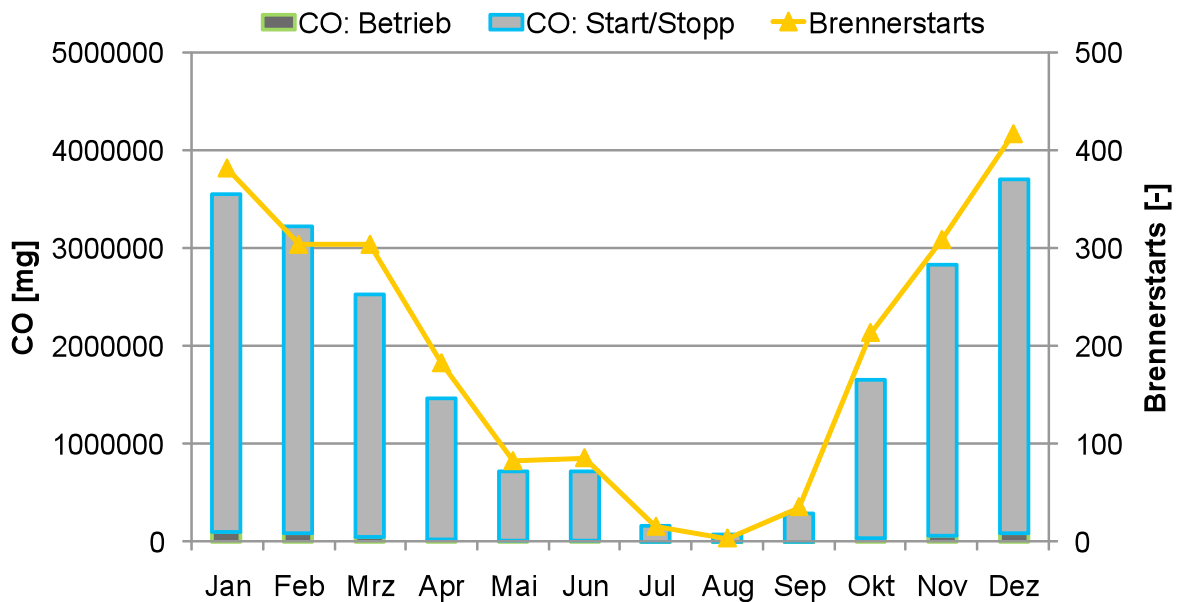


Bild 7 CO-Emissionen und Anzahl der Starts des Pelletkessel aus System 2, aufgeteilt auf Emissionen in Start- und Stopphase und Emissionen während des Betriebes.

4 Diskussion

4.1 Systemtest

In beiden getesteten Systemen waren modulierende Pelletkessel im Einsatz, jedoch vermochte aufgrund der hydraulischen und regeltechnischen Einbindung keines der beiden Geräte diese Möglichkeit zu nutzen: Die Pelletkessel liefen stets im On-/Off-Betrieb und modulierten kaum bis gar nicht. Die Ursache dieser Betriebsweise ist für beide Systeme unterschiedlich. System 1 hat während der Messungen häufig getaktet, weil aufgrund des konstanten Volumenstroms, der konstanten Rücklauftemperatur und des minimalen Vorlauf-Sollwerts eine Leistungsreduktion erst bei einem Anstieg des Rücklaufs über den für die Rücklaufhochhaltung eingestellten Wert erfolgen konnte. Zu diesem Zeitpunkt war aber der Pufferspeicher jeweils bereits wieder vollständig geladen.

Im System 2 wurde die Beladung durch den Kessel und die Entnahme für die Raumheizung am selben Speicheranschluss realisiert. Obwohl sowohl der Warmwasser-Bereich des Kombispeichers als auch der Raumheizungsbereich über einen eigenen Temperaturfühler verfügen, welcher die Kesselanforderung regeln sollte, spricht bei dieser Anordnung immer als erstes der Warmwasserfühler an und der Kessel lädt den Speicher praktisch immer im Warmwasser-Modus mit Volllast und einer Laufzeit von durchschnittlich 30 Minuten. Diese Einbindung des Kessels ins Gesamtsystem führte zu einer sehr ungünstigen Betriebsweise des Gerätes, wobei dieses per se sehr positive Eigenschaften aufweist (hoher Wirkungsgrad, hohe Modulationsbreite, niedriger elektrischer Verbrauch für Pumpen und Zündenergie, tiefe Vorlauftemperaturen). Dies unterstreicht die Wichtigkeit der Betrachtung von Heizsystemen auf der Systemstufe.

4.2 Emissionsfaktoren

Die durchgeführten Emissionsmessungen liefern wichtige Erkenntnisse zur Emissionscharakteristik von Pelletkesseln im dynamischen Betrieb. Diese stehen im Gegensatz zu den Emissionsmessungen, welche standardmässig bei Zulassungsprüfungen im Stationärbetrieb durchgeführt werden. Bis dato wurden nur wenige Resultate zu diesem Thema publiziert [Fiedler et al. 2009]. Im Vergleich der beiden Kessel wird ein grosser Unterschied im Emissionsverhalten der Geräte deutlich:

Der Kessel aus System 1 zeigt eine deutliche Erhöhung der Emissionen (CO) (bei gleichzeitig hohem Luftüberschuss) bei Teillast, während die Emissionen in Start- und Stopp-Phase in Vergleich zu System 2 weniger stark ansteigen (Tabelle 1 und Tabelle 2). Unter diesen Voraussetzungen würde sich die modulierende Betriebsweise negativ auswirken. Könnte jedoch ein tieferer Luftüberschuss im Teillastbetrieb sichergestellt werden, könnte mit dem modulierenden Betrieb auch hier die Jahresemissionsfracht gesenkt und somit die Umweltbelastung reduziert werden. Zudem hätte dies auch energetisch positive Auswirkungen.

Der Kessel aus System 2 zeigt dagegen sehr niedrige Emissionswerte im gesamten Modulationsbereich, aber vergleichsweise hohe Emissionen in der Startphase und der Stopphase.

Hier ist offensichtlich, dass allein aus emissionstechnischer Sicht eine modulierende Betriebsweise zur Reduktion der Anzahl Starts und Stopps anzustreben ist.

Die Messungen zeigen auch, dass die Emissionen von Staub und Feinpartikeln nicht direkt mit den CO-Werten korrelieren. Die Messungen während des Taktbetrieb bewegen sich entgegen der ursprünglichen Erwartungen in der gleichen Grössenordnung wie während des stationären Betriebs.

4.3 Jahressimulationen: Energetische Bewertung

Es bestehen grosse Unterschiede zwischen den beiden Systemen hinsichtlich der Effizienz der Komponenten und der jeweiligen Lösung als Gesamtsystem mit dem entsprechenden Einfluss auf den Energieverbrauch.

Der nach Formel 1 bestimmte **Jahresnutzungsgrad** des Pelletkessel aus System 1 liegt mit 82 % um ca. 6 % tiefer als der beste am SPF gemessene Wirkungsgrad im Stationärbetrieb des Gerätes [Haberl et al., 2009]. In System 2 beträgt der Jahresnutzungsgrad trotz der schlechten Einbindung 85 % während der Wirkungsgrad im Stationärbetrieb mit bis zu 93 % gemessen wurde. Hier besteht ein deutliches Verbesserungspotenzial des Jahresnutzungsgrades durch eine bessere Systemeinbindung.

Der (nach Formel 3) bestimmte **Systemnutzungsgrad** unter Berücksichtigung von Pelletverbrauch, solarem Eintrag und elektrischem Stromverbrauch beträgt 63 % (System 1) bzw. 68 % (System 2). Dies verdeutlicht die hohen Verluste von Kessel, Speicher und Leitungen, wobei die Höhe der Verluste meist in der aufgeführten Reihenfolge abnimmt. In System 1 wurden jedoch nicht wärmegeämmte Rohrleitungen verwendet, so dass die Leitungsverluste die Speicherverluste übersteigen. Die Verluste des Speichers aus System 2 sind trotz des kleineren Volumens höher als in System 1. Die Ursache dafür sind die bauartbedingten Anschlussverluste des Speichers. Die grössten Verluste der Systeme werden durch die Pelletkessel verursacht. Innovative Konzepte zur Vermeidung dieser Verluste sind Speicherintegrierte Kessel zur Vermeidung von Verlusten durch Konvektion und Strahlung an die Umgebung oder kondensierende Kessel zur Reduktion der Abgasverluste.

4.4 Jahressimulationen: Emissionstechnische Bewertung

Das dynamische Betriebsverhalten von Pelletkesseln bestimmt neben der energetischen Effizienz auch deren Emissionsverhalten. Die berechneten spezifischen Emissionen (in mg/MJ) der getesteten Pelletkessel liegen über den erreichbaren Emissionswerten im stationären Betrieb. In System 1 sind die Emissionen in den Start- und Stopp-Phasen ungefähr für die Hälfte der Gesamtemissionen verantwortlich (siehe Bild 6).

Die spezifischen Emissionen des Kessels aus System 2 sind bedingt durch dessen Betriebsweise sehr viel höher als die niedrigen Emissionen im Stationärbetrieb. In Bild 7 wird deutlich, dass die CO-Emissionen dieses Gerätes im taktenden Betrieb fast ausschliesslich aus Emissionen der Start- und Stopp-Phase bestehen. Zur Verminderung der Emissionen muss also unbedingt die Anzahl der Starts reduziert werden.

5 Schlussfolgerungen

- Alle bisher am SPF getesteten Kombianlagen mit Pelletkessel und Solaranlage waren in der Lage, den Wärmebedarf für Raumheizung und Warmwasser sicher zu decken. Die Effizienz der einzelnen Anlagen kann jedoch noch deutlich gesteigert werden. Die Ursachen für die tiefen Jahresnutzungsgrade der Gesamtsysteme liegen vor allem auf der Systemebene und dabei insbesondere bei der Regelung und Hydraulik der Anlagen. Die einzelnen Komponenten sowie deren Regelstrategie sollten besser auf den realen Betrieb abgestimmt und deren Eignung in einem realitätsnahen Test geprüft werden.
- Beim simulierten Praxisbetrieb zeigte sich, dass beide untersuchten Pelletkessel die Möglichkeiten der Leistungsregelung und des Teillastbetriebs nicht ausschöpfen. Im ersten System verursacht der vergleichsweise hohe und bei Teillast noch ansteigende Luftüberschuss hohe Verluste und erhöhte CO-Emissionen. Im Fall des zweiten Pelletkessels kommt dagegen die Möglichkeit des stufenlosen Teillastbetriebs im Praxisbetrieb praktisch nicht zum Einsatz, so dass als Folge davon ein On-/Off-Betrieb mit kurzen Taktzyklen und häufigen Start- und Ausbrandphasen resultiert und zu erhöhten Verlusten und CO-Emissionen führt.
- Die Start- und Ausbrandphasen führen auch zu erhöhten Emissionen an gasförmigen Kohlenwasserstoffen, während die Feststoffe nur geringfügig ansteigen. Demgegenüber verursacht der Teillastbetrieb mit hohem Luftüberschuss und erhöhten CO-Emissionen praktisch keine Erhöhung an Kohlenwasserstoffen und Gesamtstaub, ist jedoch wegen der hohen Verluste zu vermeiden.
- Nebst dem Einfluss von Hydraulik und Regelung ist entscheidend, die Verluste der einzelnen Komponenten möglichst gering zu halten. Die fehlende Wärmedämmung von Rohrverbindungen oder eine schlechte Ausführung von Speicheranschlüssen führt zu hohen und einfach vermeidbaren Verlusten, während die Wärmeverluste an die Umgebung durch in die Speicher integrierte Brenner reduziert werden könnten.

6 Verdankung

Die Autoren danken dem Bundesamt für Energie und den beteiligten Herstellern für die Unterstützung der vorgestellten Arbeiten.

7 Literatur

- Fiedler, F.; Persson, T.: Carbon Monoxide Emissions of Combined Pellet and Solar Heating Systems, *Applied Energy*, 86(2), 2009, 135-143.
- Good, J.; Nussbaumer, T.: Emissionsfaktoren moderner Pelletkessel unter typischen Heizbedingungen. Bundesamt für Energie BFE, Bern, 2009.
- Haberl, R. et al.: PelletSolar-2 - Systemoptimierung von Pelletfeuerungen in Kombination mit thermischen Solaranlagen basierend auf dynamischen Simulationen und Messungen im Prüfstand. Jahresbericht, Bundesamt für Energie BFE, Bern, 2009.
- Haberl, R. et al.: Holistic System Testing - 10 Years of Concise Cycle Testing. In: *Solar World Congress 2009*, Johannesburg, South Africa, 351-360.
- Klein, S. A. et al.: TRNSYS 16, a transient system simulation program – reference manual. Solar Energy Laboratory University of Wisconsin – Madison, Madison, <http://sel.me.wisc.edu/trnsys>, USA, 2000.
- Konersmann, L. et al.: PelletSolar – Leistungsanalyse und Optimierung Pellet-Solarkombinierter Systeme für Heizung und Warmwasser. BFE Schlussbericht, 2007.
- Vogelsanger, P. et al.: The Concise Cycle Test Method – A Twelve Day System Test. IEA SH&C Task 26 Technical Report, 2002.

Einfluss von Kaltstart und Teillast auf die Schadstoffemissionen von Stückholz- und Pelletheizungen

Jürgen Good^{1,2}, Daniel Obermayr², Thomas Nussbaumer^{1,2}

¹ Hochschule Luzern – Technik & Architektur, Horw

² Verenum, Zürich

Zusammenfassung

Holzfeuerungen verursachen während der Start- und Ausbrandphase sowie bei taktendem Betrieb erhöhte Schadstoffemissionen. Diese Betriebsphasen werden bei der heutigen Typenprüfung nicht oder nur teilweise erfasst, weshalb im vorliegenden Beitrag die Bedeutung der Start- und Ausbrandphase bei Stückholz- und Pelletkesseln sowie bei Pelletkesseln zusätzlich der Einfluss des taktenden Betriebs untersucht werden. Im Vordergrund stehen dabei die lufthygienisch besonders relevanten, zum Feinstaub in der Umgebungsluft beitragenden Schadstoffe, also die Staubemissionen und die organischen Verbindungen, letztere unterteilt in kondensierbare primäre Aerosole und flüchtige Verbindungen als Vorläufer für sekundäre organische Aerosole. Im Forschungslabor der Hochschule Luzern – Technik & Architektur wurden dazu drei moderne und ein alter Stückholzkessel sowie zwei moderne Pelletkessel untersucht. Die Messgrößen umfassen O₂, CO₂, CO, flüchtige organische Verbindungen (VOC), CH₄, Nicht-Methan-VOC, gravimetrischer Staub, kondensierbare organische Verbindungen (COC) sowie die Anzahlkonzentration und Korngrößenverteilung der Partikel.

Die Resultate zeigen, dass die Startphase für einen erheblichen Teil der Gesamtfracht an organischen Verbindungen in Form von VOC und COC verantwortlich ist, während die Staubemissionen zwar kurzfristig erhöht, jedoch in der Gesamtfracht nicht durch die Startphase dominiert. Die Ausbrandphase ist bei Stückholzkesseln vor allem für die Fracht an CO bedeutend, bei Pelletkesseln sind die Stopp-Phasen jedoch auch für die organischen Verbindungen entscheidend. Im Weiteren wird gezeigt, dass während der Startphase eine Korrelation zwischen VOC und CO besteht. Um die Umweltrelevanz während der Startphase zu bewerten, kommt deshalb zum Beispiel die Messung von VOC oder von CO als Ersatz für VOC in Frage. Da die Startphase einen erheblichen Anteil der gesundheitsrelevanten Emissionen verursacht, ist deren Einbezug in die künftige Typenprüfung zu prüfen. Allerdings wurde für die untersuchten Stückholzkessel nur eine unbefriedigende Reproduzierbarkeit der Startphase mit bis zu einem Drittel schlechter Starts erzielt, was die Berücksichtigung der Startphase erschwert und einen Entwicklungsbedarf für die Feuerungen aufzeigt. Da die Gesamtemissionen bei Pelletkesseln durch die Start- und Stopp-Phasen erhöht werden, ist ein Betrieb mit langen stationären Phasen (für die untersuchten Kessel mit einem Richtwert von mindestens 90 Minuten) anzustreben, was bei der Anlagenplanung zu berücksichtigen ist und wozu ein Wärmespeicher vorteilhaft sein kann.

1 Einleitung

Startphasen und Teillastbetrieb können bei Holzheizungen zu erhöhten Schadstoffemissionen führen. Da diese Betriebszustände bei Abnahmemessungen nach Luftreinhalte-Verordnung (LRV, [1]) und bei der heutigen Typenprüfung nicht oder nur teilweise erfasst werden und in der Praxis auch mit geprüften Anlagen erhöhte Emissionen auftreten können, sollen in der vorliegenden Arbeit die Bedeutung der Startphase für Stückholzkessel sowie der Einfluss von Startphase und Teillastbetrieb bei Pelletkesseln untersucht werden. Gleichzeitig soll abgeklärt werden, welche Schadstoffkomponenten während der Startphase besonders relevant sind und wieweit Korrelationen zwischen den verschiedenen Schadstoffen bestehen. Unter den Schadstoffen stehen die zum Feinstaub in der Umgebungsluft beitragenden Verbindungen im Vordergrund, also die Feststoffemissionen und die kondensierbaren organischen Verbindungen als primäre Aerosole sowie die flüchtigen organischen Verbindungen als Vorläufer von sekundären organischen Aerosolen. Entsprechende Untersuchungen wurden für verschiedene Holzöfen durchgeführt und sind in einem separaten Bericht dokumentiert [2]. In der vorliegenden Arbeit soll im Zusammenhang mit Stückholzkesseln die Frage vertieft werden, ob eine Messung des Kaltstarts als Ergänzung für die künftige Typenprüfung einbezogen werden soll und falls ja, welche Parameter zur Messung vorgeschlagen werden. Im Zusammenhang mit Pelletkesseln stehen die hydraulische Einbindung und der Einfluss der Betriebsweise der Heizanlagen im Vordergrund und es soll insbesondere abgeklärt werden, welcher Einfluss ein taktender Betrieb auf die Gesamtemissionen aufweist und wie weit sich die Startphasen auf die Gesamtemissionen auswirken.

Die vorgestellten Untersuchungen werden im Rahmen verschiedener Projekte durchgeführt, die vom Bundesamt für Umwelt und vom Bundesamt für Energie unterstützt werden.

Die Thematik der Kaltstartmessung für Stückholzkessel wird in Zusammenarbeit mit Holzenergie Schweiz und Holzfeuerungen Schweiz SFIH bearbeitet.

Die Untersuchung der Pelletkessel dient als Datenbasis zur Simulation der Jahresemissionen für das Institut für Solartechnik (SPF) der Hochschule Rapperswil.

2 Stückholzheizungen

2.1 Hintergrund und Zielsetzung

Holzfeuerungen müssen in der Schweiz die Emissionsgrenzwerte der LRV [1] einhalten. Für mit naturbelassenem Brennholz betriebene Feuerungen bis 70 kW ist lediglich ein Grenzwert für Kohlenmonoxid (CO) von 4000 mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2 vorgeschrieben (LRV Anhang 3, Ziffer 522). Für Neuanlagen wurde allerdings mit der LRV 2007 auch der Nachweis einer Konformitätserklärung eingeführt, aus dem die Notwendigkeit einer Typenprüfung abgeleitet wird. Diese basiert für Holzkessel unter anderem auf der europäischen Norm EN 303-5 und beinhaltet nebst einem CO-Grenzwert von 800 mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2 auch einen Staubgrenzwert von 60 mg/m_n^3 mit einer Verschärfung auf 50 mg/m_n^3 per 1.1.2011 (LRV Anhang 4, Ziffer 212 d [1]).

Die EN 303-5 [3] verlangt in der aktuell besten Klasse von handbeschickten Stückholzkesseln bis 50 kW folgende Emissionsgrenzwerte:

- Kohlenmonoxid (CO): 2 500 mg/m_n³ bei 10 Vol.-% O₂
- Organische gasförmige Stoffe (OGC): 100 mg/m_n³ bei 10 Vol.-% O₂
- Staub 150 mg/m_n³ bei 10 Vol.-% O₂.

Die organischen gasförmigen Stoffe (OGC) nach EN bezeichnen die Masse der Gesamt-Kohlenwasserstoffe (Total hydrocarbons THC) oder auch VOC (Volatile organic compounds) angegeben als Gesamtkohlenstoff (C).

Die EN 303-5 ist in Revision und die Grenzwerte werden voraussichtlich per Ende 2011 deutlich verschärft. Die für die neue beste Klasse vorgeschlagenen Emissionsgrenzwerte betragen [4]:

- Kohlenmonoxid (CO): 700 mg/m_n³ bei 10 Vol.-% O₂
- Organische gasförmige Stoffe (OGC): 30 mg/m_n³ bei 10 Vol.-% O₂
- Staub 60 mg/m_n³ bei 10 Vol.-% O₂.

Dies entspricht für CO rund 500 mg/m_n³, OGC rund 20 mg/m_n³ und Staub rund 45 mg/m_n³ bei 13 Vol.-% O₂. Daneben wird in der Schweiz von Holzenergie Schweiz ein Qualitätssiegel für Holzöfen und Holzkessel vergeben, für das ist unter anderem die Einhaltung von Emissionswerten verlangt wird, die das gesetzliche Minimum unterschreiten. Auch das Qualitätssiegel soll per 2011 verschärft werden.

Trotz kontinuierlicher Verbesserungen der Holzheizungen treten in der Praxis häufig Klagen wegen Belästigung durch Geruch und Feinstaub aus Holzheizungen auf. Einzelne Erfahrungen dazu betreffen auch Feuerungen mit Qualitätssiegel oder solche, die die Grenzwerte der EN 303-5 einhalten. Es gibt Hinweise, dass vor allem die Startphasen zu Klagen führen. Verschiedene Messungen bestätigen, dass die Startphase bei korrekt betriebenen Holzheizungen zu erhöhten Emissionen führt, so zum Beispiel [5]. Bei schlecht betriebenen Holzheizungen können die Emissionen demgegenüber während langer Zeit auf einem hohen Niveau verbleiben, was zum Beispiel an einem schlecht betriebenen Holzofen in der Schweiz sowie an Stückholzkesseln ohne Speicher in Schweden gezeigt wurde [6].

Da die Startphase bisher weder bei der Typenprüfung nach EN 303-5 noch bei der LRV erfasst, jedoch als häufige Ursache für Klagen vermutet wird, verfolgt die vorliegende Arbeit folgende Ziele [7]:

1. Untersuchung der Startphase bei Stückholzkesseln:

- Beitrag der Startphase an die Gesamtfracht der Emissionen (gasförmig und Staub) während eines Abbrands (Startphase, stationäre Phase, Ausbrand, gesamter Abbrand).
- Relevanz der Startphase im Hinblick auf Geruchsimmissionen.
- Vergleich der Emissionswerte von Startphase und Emissionswerten aus Typenprüfung.
- Einfluss von Randbedingungen auf die Startphase wie Kaminzug, Kesseltemperatur, Hydraulik (Rücklaufhochhaltung) und Startzeitpunkt des Abgasventilators.

2. Abklärung ob und wie die Startphase in eine Prüfung integriert werden kann:

- Reproduzierbarkeit des Abbrandverhaltens während der Startphase.
- Korrelationen zwischen Kohlenmonoxid (CO), Kohlenwasserstoffen (KW) und Staub.
- Vorschlag einer Leitgrösse / eines Indikators für die Beurteilung der Startphase.
- Vorschlag eines entsprechenden Grenzwerts für die Beurteilung der Startphase.
- Empfehlung, wie die Startphase in das Testprozedere der EN303-5 integriert werden kann.

2.2 Vorgehen

2.2.1 Untersuchte Stückholzkessel

Für die Beurteilung der Startphase wurden vier Stückholzkessel im Leistungsbereich von 30 kW bis 50 kW mit unterem oder unterem seitlichen Abbrand untersucht (Bild 1). Drei davon entsprechen dem heutigen Stand der Technik, ihre Emissionen liegen unter den gesetzlichen Anforderungen und sie wurden alle mit dem Qualitätssiegel ausgezeichnet. Zusätzlich wurde ein altes Modell (Baujahr 1983) in die Untersuchung miteinbezogen, das nicht mehr dem Stand der Technik entspricht und den Kaltstarteinfluss am Beispiel einer einfachen Konstruktion aufzeigen soll. Dieser Kessel hat nur eine gemeinsame Zuluftklappe für Primär- und Sekundärluft, die über einen Kesselthermostaten entweder geöffnet oder, bei Übertemperatur, geschlossen wird.

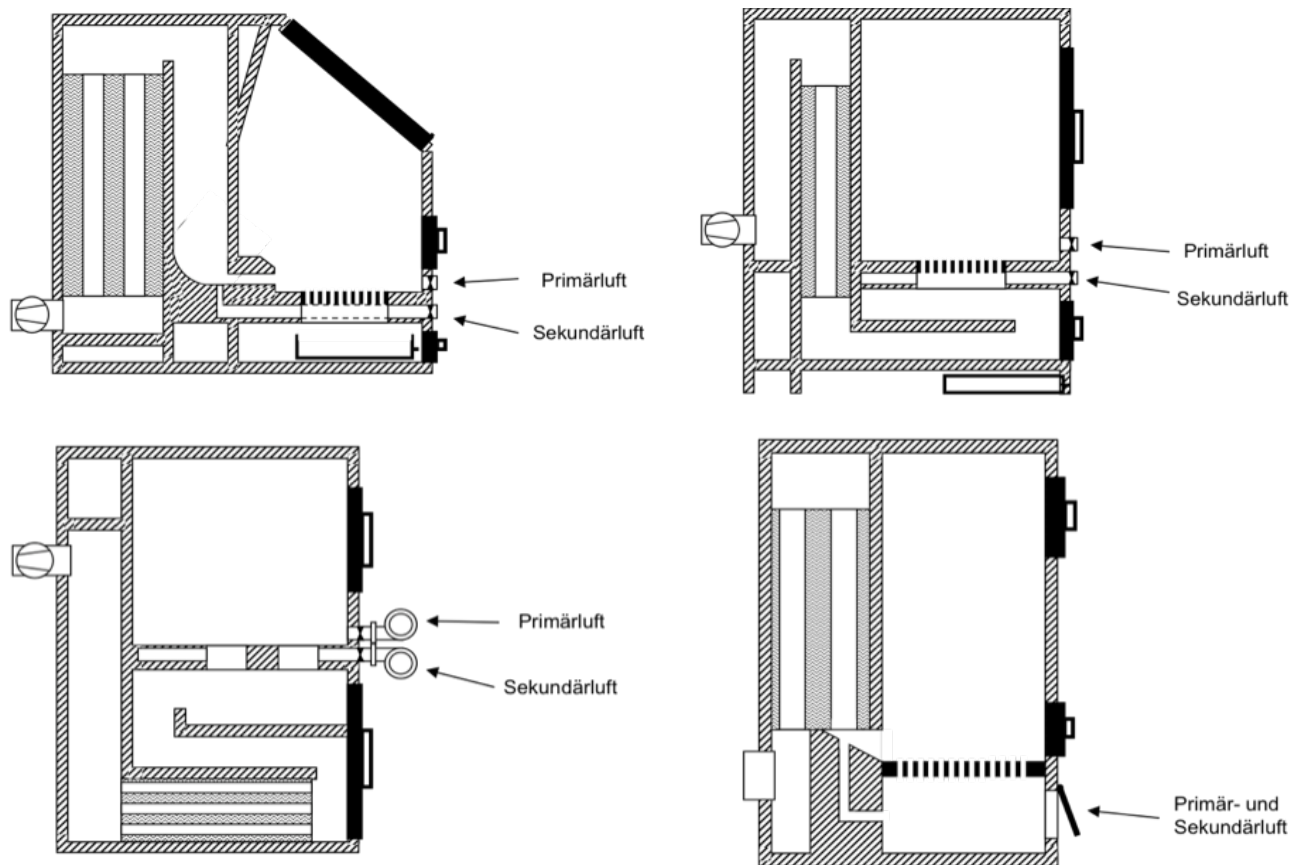


Bild 1 Schematische Darstellungen der verwendeten Stückholzkessel.

2.2.2 Versuchsprogramm und Messaufbau

Die Untersuchung wurde im Forschungslabor der Fachgruppe Bioenergie an der Hochschule Luzern durchgeführt. Nach verschiedenen Vorversuchen wurden insgesamt 32 Versuche bei Nenn-Wärmeleistung durchgeführt (Tabelle 1). Bild 2 zeigt den Versuchsaufbau mit der Messtechnik für die Bestimmung folgender Komponenten:

- Kontinuierliche Analyse der Abgaszusammensetzung:
O₂, CO₂, CO, NO_x, VOC, CH₄ und NMVOC (berechnet aus VOC und CH₄)
- Abgastemperatur, Abgasgeschwindigkeit, Kaminzug, Abgasvolumenstrom
- Luftüberschuss
- feuerungstechnischer Wirkungsgrad
- Feuerungswärmeleistung
- Vor- und Rücklauftemperatur, Durchflussmengen
- Kesselleistung
- Gesamtstaub gravimetrisch (Solid particles SP) nach VDI 2066 mit Probenahme auf Planfilter (Probennahmedauer 15 min oder 30 min)
- Kondensat in Anlehnung an EPA 5-H
- Korngrössenspektrum und Anzahlverteilung (Particle number, PN) mittels Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS) und Optical Particle Counter (OPC) (Probennahmedauer 3 min). Diese Daten werden auch auf Massenkonzentration umgerechnet.

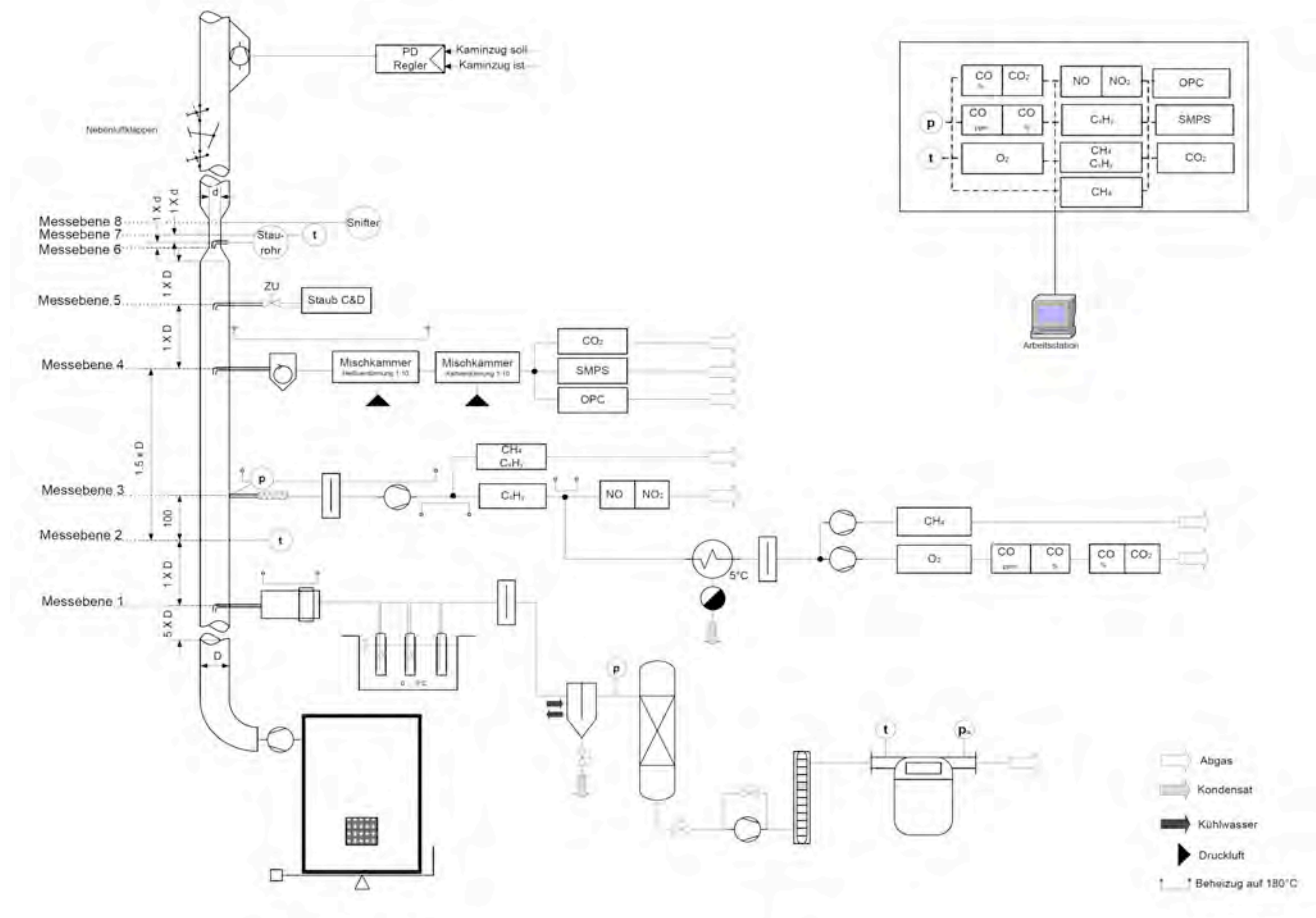


Bild 2 Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus und der Anordnung der Messtechnik.

Tabelle 1: Versuchsprogramm der untersuchten Betriebszustände der einzelnen Kessel.

Kessel \ Betriebszustände	1	2	3	4	Gesamt
	Unterer seitlicher Abbrand	Unterer vertikaler Abbrand	Unterer vertikaler Abbrand	Unterer seitlicher Abbrand	
Kaltstart	6	6	6	4	22
Typenprüfung EN 303-5	2	2	2		6
Einfluss Kaminzug	1	2	1		4
Einfluss Kesseltemperatur	1	1	1		3
Einfluss Wärmeabnahme	1	1			2
Einfluss Anzünden			1		1

2.2.3 Mittelwertbildung und Normierung von Schadstoffkonzentrationen

Während der Startphase sind die Abbrandbedingungen bei einem Stückholzkessel instationär. Für eine korrekte Berechnung wurde deshalb der Abgasvolumenstrom gemessen und zur Bestimmung einer normierten mittleren Schadstoffkonzentration nach [8] berücksichtigt. Zum Vergleich wurden auch andere Berechnungsmethoden angewendet, insbesondere die Mittelwertbildung mit anschließender Normierung ohne Gewichtung mit dem Abgasvolumenstrom.

2.2.4 Anfeuerungszprozedur und Brennstoff

Um eine gute Reproduzierbarkeit der Startphase zu erzielen, wurden für das Anfeuern die Vorgaben der Hersteller mit dem aktuellen Wissensstand 'Richtig Anfeuern' [9] kombiniert. Als Anfeuermodul wurden handelsübliche Kanthölzer (Fichte/Tanne) mit einer Kantenlänge von 48 x 24 mm und einer Länge von 30 cm bis 50 cm je nach Kessel (Bild 3) verwendet, in der Regel in einer Menge von ca. 1.3 kg. Zum Anzünden wurden zwei bis drei Anzündhilfen aus wachsgetränkter Holzwohle verwendet. Die Anzündhilfen sollen dabei für eine gleichmässige Ausbreitung der Flammen über den ganzen Rostbereich sorgen. Auf das Anfeuermodul wurden erst gespaltene oder kleinere Holzscheiter aufgeschichtet, anschliessend die normal grossen Holzscheiter. Die zeitliche Abfolge von Anzünden, Starten des Abgasgebläses und Schließen der Kesseltüre variierte je nach Kessel. Bei Kessel 1 und 2 musste die Kesseltüre nach Überschreiten einer vorgegebenen Abgastemperatur geschlossen werden. Bei Kessel 3 und 4 erfolgte das Schliessen der Kesseltüre, sobald eine ausreichende Flammene Ausbildung im Brennraum zu beobachten war. Da die Vorgaben zur Bedienung einen Ermessensspielraum offen lassen, ergibt sich die Möglichkeit eines Einfluss des Betreibers auf den Anfeuerungsvorgang, der auch für die Durchführung der Versuche nicht vollständig ausgeschaltet werden kann. Für die gesamte Versuchsreihe wurden Buchenscheite mit einer Länge von 50 cm und einer Holzfeuchtigkeit von ca. 15 % verwendet. Für die Versuche wurde der Füllschacht jeweils mindestens drei Viertel bis vollständig gefüllt, dies entsprach je nach Kessel einer Füllmenge von ca. 35 kg bis 50 kg.

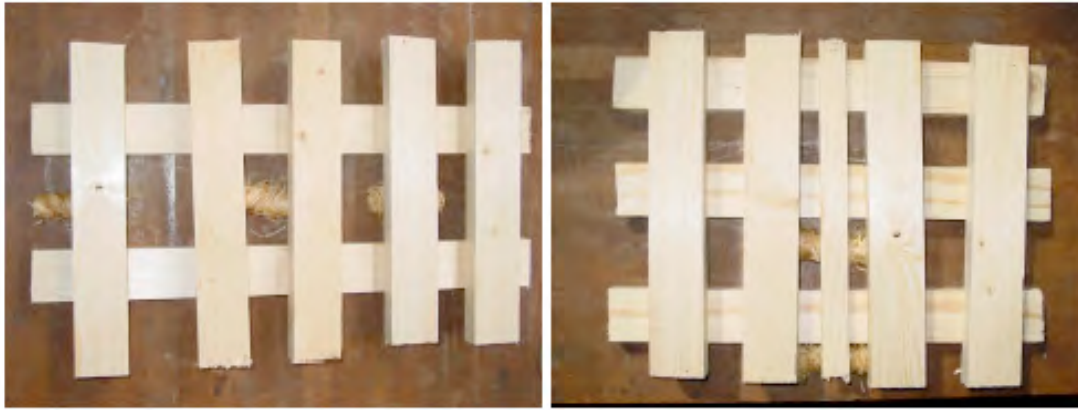


Bild 3 Anordnung von Anfeuermodul mit Anzündhilfe bei unterem vertikalen Abbrand (links) und unterem seitlichen Abbrand (rechts).

2.2.5 Messprozedere

a) Einzelabbrand mit Startphase

Bei Versuchen mit einem einzelnen Abbrand wurde das Messprozedere gemäss Bild 4 gewählt. Die gravimetrische Gesamtstaubmessung (SP) in der Startphase wurde mit dem Einschalten des Abgasventilators gestartet. Um eine zeitlich aufgelöste Information zum Gesamtstaub während der Startphase zu erhalten, wurden jeweils drei aufeinanderfolgende Probenahmen mit einer Dauer von je 15 Minuten durchgeführt. Die erste Probenahme wurde mit dem Einschalten des Abgasventilators gestartet. Im stationären Betriebszustand bei konstanten Abbrandbedingungen (Abgastemperatur und O_2 -Gehalt annähernd konstant) wurde eine 30-minütige Probenahme vorgenommen. Der Beginn des Ausbrands wurde mit dem Verhältnis von CO_2 [Vol.-%] zu CO [Vol.-%] ≤ 10 definiert und während des Ausbrands ebenfalls eine 30- bis 45-minütige Probenahme vorgenommen. Bei ausgewählten Versuchen wurde zusätzlich zur gravimetrischen Gesamtstaubmessung eine Kondensatmessung durchgeführt. Mit diesem Messprozedere konnte einerseits die Startphase erfasst und charakterisiert werden, andererseits konnten Emissionen und Frachten von Startphase, stationärer Phase und Ausbrand miteinander verglichen werden.

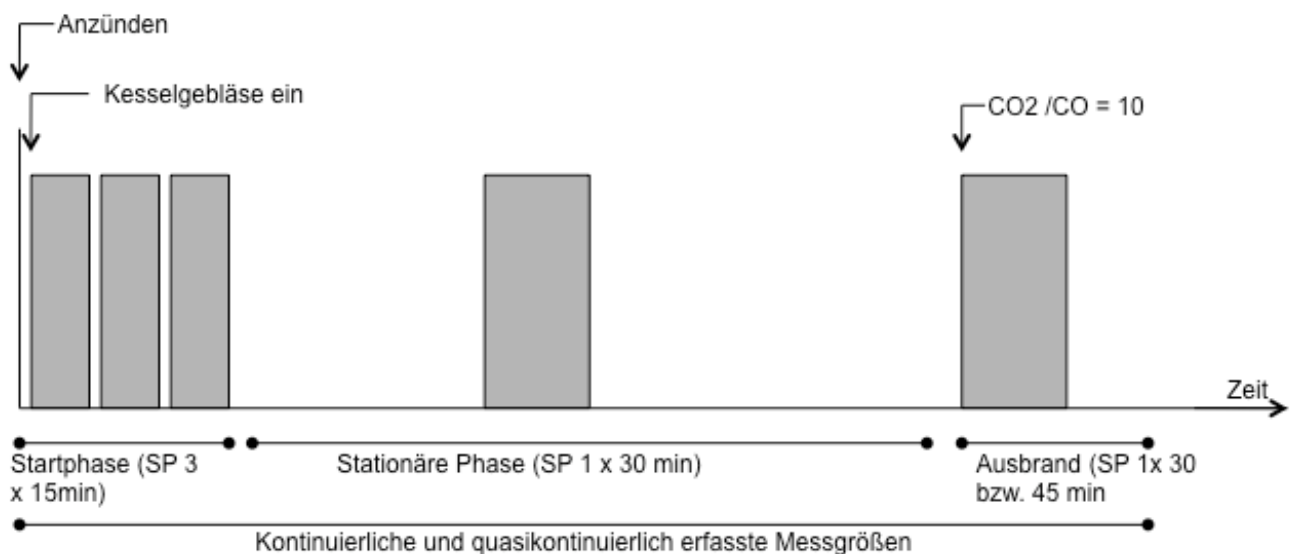


Bild 4 Messprozedere für Versuche mit einzeltem Abbrand: Startphase, stationäre Phase und Ausbrand (die grauen Bereiche zeigen eine gravimetrische Feststoffmessung SP an, während der in der Regel auch eine Kondensatmessung durchgeführt wurde).

b) Zwei aufeinanderfolgende Abbrände gemäss Typenprüfung nach EN 303-5

Nach EN 303-5 wird bei der Typenprüfung mit einer ersten Brennstoff-Charge eine Grundglut aufgebaut. Die eigentliche Prüfung beginnt unmittelbar mit dem ersten Nachlegen auf diese Grundglut, umfasst anschliessend ein weiteres Nachlegen und dauert bis zum Erreichen der ursprünglichen Grundglut. Insgesamt werden in einer Typenprüfung somit zwei Abbrände ohne Start- und ohne Ausbrandphase bewertet.

Bild 5 zeigt das Messprozedere für Versuche mit zwei aufeinanderfolgenden Abbränden gemäss Typenprüfung nach EN 303-5 mit der zeitlichen Verteilung der vier gravimetrischen Gesamtstaubmessungen, das bei Versuchen gemäss Typenprüfung angewendet wurde.

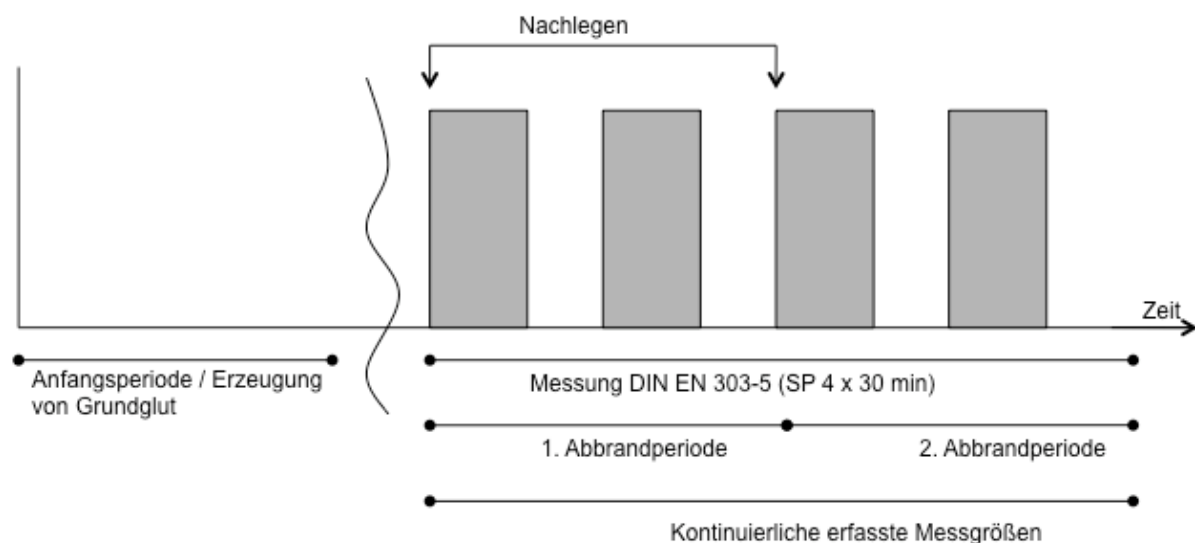


Bild 5 Messprozedere für Versuche mit zwei aufeinanderfolgenden Abbränden gemäss Typenprüfung nach EN 303-5.

2.3 Resultate

2.3.1 Startverhalten der Stückholzkessel

Bild 7 und Tabelle 2 zeigen das Startverhalten der vier untersuchten Stückholzkessel anhand der CO-Emissionen. Die Mittelungsdauer wird dabei zwischen 0–15 Minuten bis maximal 0–60 Minuten variiert. Bei allen drei modernen Kesseln zeigen sich zwei Klassen von Startphasen, die als 'gute Starts' und 'schlechte Starts' bezeichnet werden. Bei einem guten Start sinken die CO-Emissionen vergleichsweise rasch auf ein tiefes Niveau und die Werte sind vergleichsweise gut reproduzierbar. Bei Kessel 1 unterschreiten sie zum Beispiel den Wert von 2000 mg/m_n^3 bei 13 Vol.-% O_2 bereits nach rund 20 Minuten, bei Kessel 2 und 3 nach rund 30 bis 45 Minuten. Unerwarteterweise ist ungefähr jeder dritte Start schlecht. Bei einem schlechten Start zeigen Kessel 2 und 3 ein kritisches Startverhalten, da die CO-Emissionen auch nach 60 Minuten noch über 4000 mg/m_n^3 betragen. Kessel 1 zeigt ein etwas weniger kritisches Startverhalten. Nur während der ersten 15 Minuten sind die CO-Emissionen hoch, nach rund 30 Minuten sind sie unter 4000 mg/m_n^3 und nach 45 Minuten betragen sie weniger als 2000 mg/m_n^3 . Der alte Kessel 4 zeigt ausschliesslich schlechte Starts. Zusammenfassend zeigen sich folgende Erkenntnisse:

- Das Startverhalten der drei modernen Stückholzkessel kann in zwei Klassen eingeteilt werden, nämlich gute Starts und schlechte Starts (Bild 6).

- Bei einem guten Start sind die Emissionen bereits nach rund 30 Minuten auf einem tiefen Niveau.
- Gute Starts sind vergleichsweise gut reproduzierbar. Nach 30 Minuten liegen die CO-Emissionen im kumulierten Mittel unter 4000 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂.
- Bei einem schlechten Start kann die Startphase über 60 Minuten dauern. Trotz 'optimalem' Betreiberverhalten beim Anfeuern waren bei den Versuchen nur rund zwei Drittel der Startphasen gut. Da schlechte Starts sicher verhindert werden sollten, ergibt sich ein Entwicklungsbedarf.

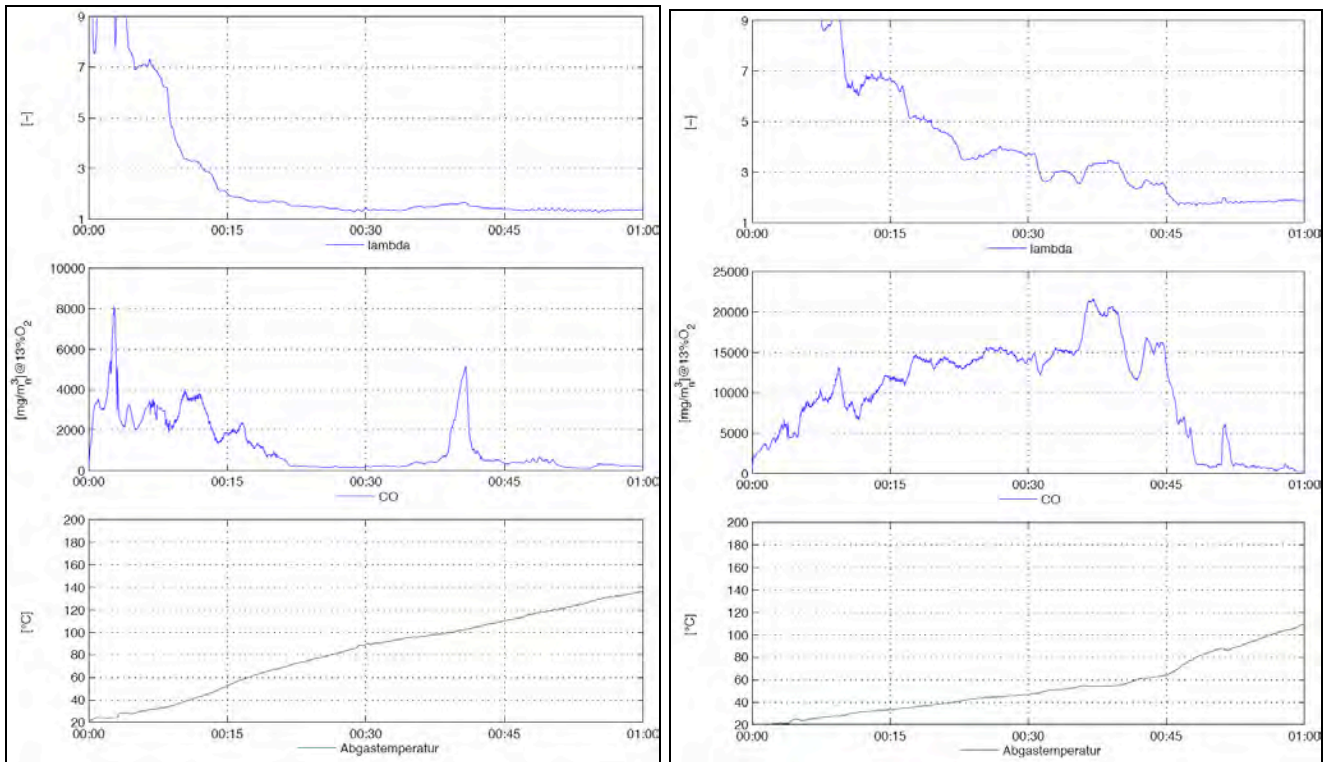


Bild 6 Beispiel eines 'guten' Starts (links) und eines 'schlechten' Starts (rechts).

Tabelle 2 Startverhalten der untersuchten Stückholzkessel dargestellt anhand der CO-Emissionen. (Berechnungsmethode C).

Kessel	Startverhalten	CO Emissionen in [mg/m ³] bei 13%O ₂			
		Mittelwerte über unterschiedliche Intervalle			
		0- 15min	0- 30min	0- 45min	0- 60min
1	gut (4/6)	2619	911	601	710
	schlecht (2/6)	8152	3352	1840	1283
2	gut (3/5)	3088	2699	1485	976
	schlecht (2/5)	4416	5426	6359	4131
3	gut (3/5)	3531	3285	2005	1377
	schlecht (2/5)	9755	9517	9617	6115
4	schlecht (4/4)	8079	5219	5386	7264

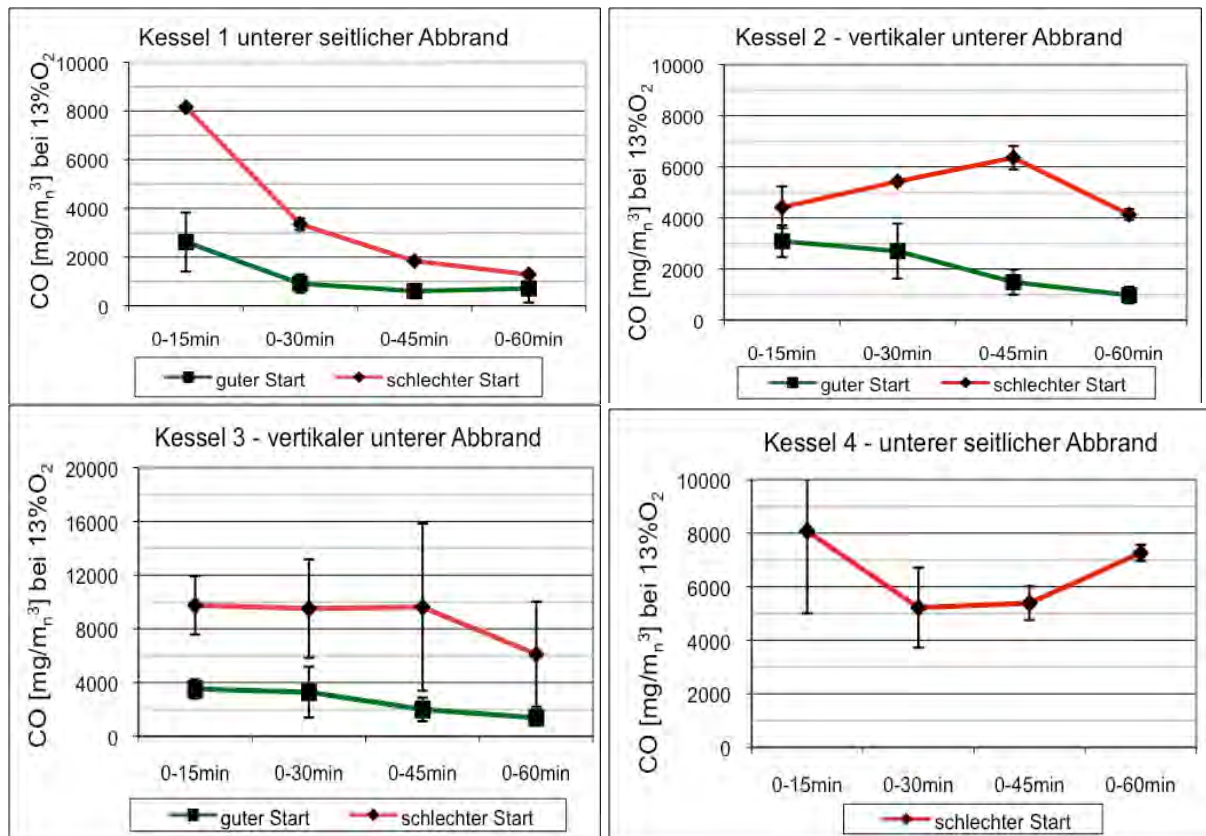


Bild 7 CO-Emissionen der untersuchten Stückholzkessel während der Startphase, berechnet als Mittelwert von 0-15 / 0-30 / 0-45 / 0-60 Minuten, Mittelung aller Versuche zum Startverhalten.

2.3.2 Emissionen der Typenprüfung (EN 303-5) im Vergleich zur Startphase

Bild 8 zeigt die Emissionen bei der Typenprüfung nach EN 303-5 im Vergleich zum Startverhalten bei guten und schlechten Starts. Erkenntnis:

- Die bei der Typenprüfung erfassten Emissionswerte lassen keine Rückschlüsse zu auf das Emissionsverhalten während der Startphase.
- Vergleich Startphase und Typenprüfung für gute Starts:
 - Feststoffe (SP) sind Faktor 2 bis 4 über Typenprüfungs-Wert
 - CO und VOC sind Faktor 5 bis 10 über Typenprüfungs-Wert.
- Vergleich für schlechte Starts:
 - Feststoffe (SP) sind Faktor 5 bis 10 über Typenprüfungs-Wert
 - CO und VOC sind Faktor 20 bis 200 über Typenprüfungs-Wert.

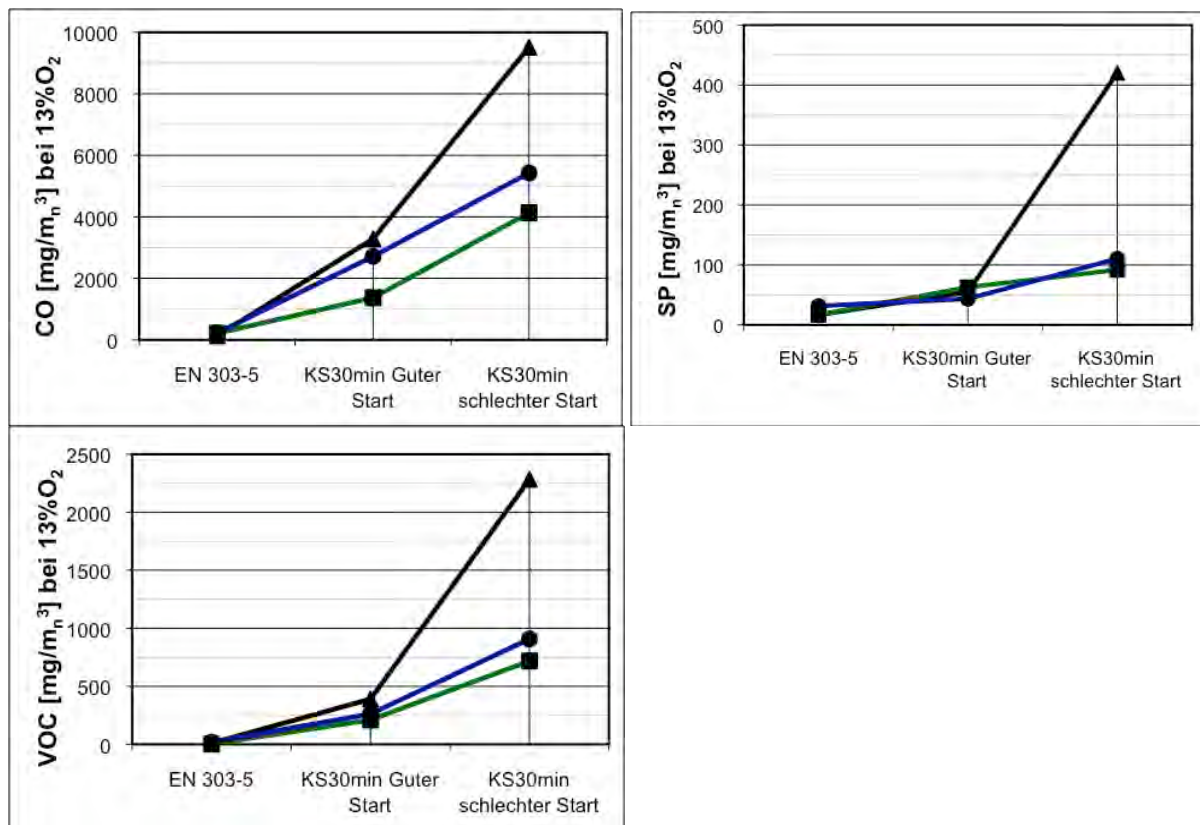


Bild 8 Emissionen an CO, VOC und Feststoffen (SP) der Typenprüfung (EN 303-5) im Vergleich zu Emissionen während der Startphase (Mittelwert von 0-30 Minuten) für gute Starts und schlechte Starts der drei modernen Stückholzkessel.

2.3.3 Schadstoff-Frachten während der Startphase

Bild 9 zeigt den Verlauf der kumulierten Frachten eines einzelnen Abbrands mit gutem Start bei Kessel 1. Für CO werden rund 90% der emittierten Fracht in der Ausbrandphase freigesetzt. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Sekundärluftklappe ganz geschlossen wird, um eine Auskühlung des Kessels zu vermeiden (mögliche Empfehlung, Sekundärluftklappe etwa geöffnet lassen bis Abgasventilator ausgeschaltet wird). Gerade umgekehrt verhält es sich bei VOC, rund 70 % der emittierten Fracht werden in der Startphase freigesetzt. Da die gravimetrische Feststoffmessung nicht kontinuierlich erfolgen kann, ist in Bild 9, unten, die kumulierte Fracht der Feststoffe (Particulate matter PM) berechnet aus Anzahlkonzentration und Korngrößenanalyse (SMPS/OPC) dargestellt. In der eigentlichen Startphase werden rund 30% der so bestimmten PM freigesetzt. Bild 10 zeigt die prozentuale Aufteilung der emittierten Frachten und umgesetzten Brennstoffmengen für die Startphase, die stationäre Betriebsphase und den Ausbrand, gemittelt über Versuche mit einem einzelnen Abbrand. Die modernen Stückholzkessel verhalten sich ähnlich, der alte Kessel 4 verhält sich dagegen atypisch, da die Gesamtluftklappe in der stationären Betriebsphase durch die Steuerung periodisch geöffnet und geschlossen wird.

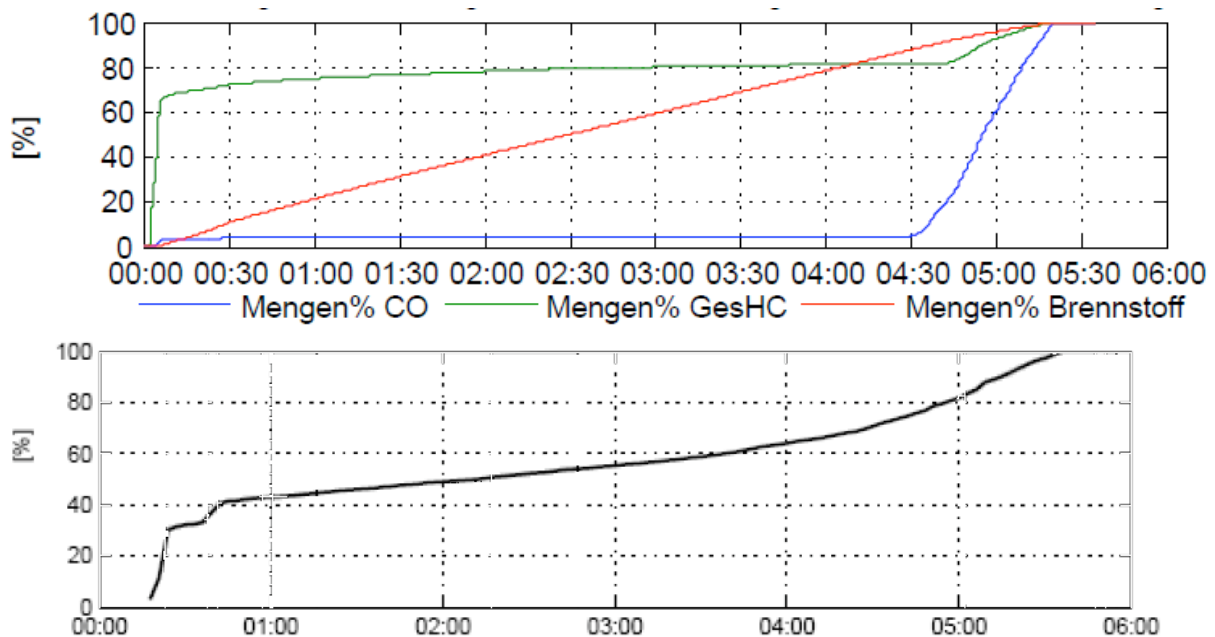


Bild 9 Kumulierte Fracht im Verlauf eines Abbrands mit gutem Start für Kessel 1.
 Oben: CO, Gesamt-Kohlenwasserstoffe VOC und Brennstoffumsetzung.
 Unten: Staub angegeben als PM, berechnet aus Anzahlkonzentration und Korngrößenanalyse (SMPS /OPC).

Zusammenfassend zeigen sich folgende Erkenntnisse:

- Die CO-Frachten der Startphase sind unbedeutend, da rund 80%-90% des CO in der Ausbrandphase freigesetzt werden.
- Die VOC-Frachten sind in der Startphase sehr bedeutend, da rund 60%-90% in der Startphase freigesetzt werden. Bei einem schlechten Start wird in der Startphase rund die 5-fache Masse an VOC wie bei einem guten Start freigesetzt.

- Die Frachten an Nichtmethan-Kohlenwasserstoffen (NMVOC) sind in der Startphase sehr bedeutend, da rund 60%-90% in der Startphase freigesetzt werden
- Die NO_x-Frachten der Startphase sind unbedeutend, da nur rund 10% in der Startphase freigesetzt werden.
- Da die gravimetrische Staubmessung nur eine zeitliche Auflösung von 15 Minuten ermöglicht, werden als Indikator für die Staubemissionen zusätzlich die aus der Anzahlkonzentration und Korngrößenanalyse berechneten Frachten beurteilt. Bei Kessel 2 und 3 sind sie in der Startphase unbedeutend, bei Kessel 1 sind sie bedeutend.

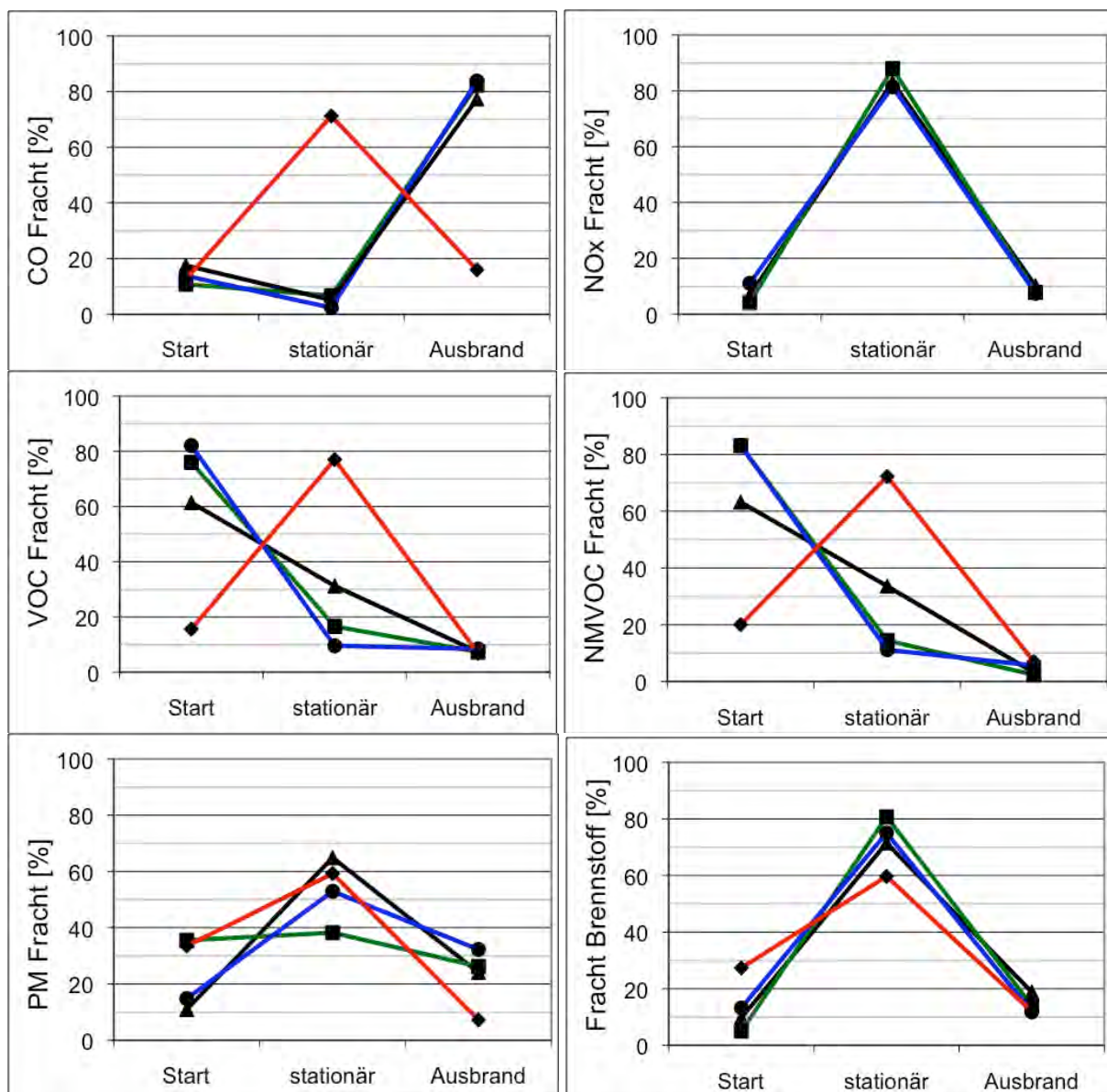


Bild 10 Aufteilung der Gesamtfracht der Emissionen von Einzel-Abbränden der untersuchten Kessel in Start, stationär und Ausbrand; Kessel 1 (grün), Kessel 2 (blau), Kessel 3 (schwarz) und Kessel 4 (rot). Mittel über mehrerer Versuche mit Einzelabbrand. Die Dauer der Startphase ist kesselspezifisch, als Ende wurde definiert, wenn die Emissionen das stationäre Niveau erreichten.

2.3.4 Relevanz von VOC in der Startphase

Die Messung von VOC, Methan und NMVOC im gasförmigen Zustand sowie die Messung und Analyse der kondensierbaren organischen Substanzen (Condensable organic compounds, COC) ermöglichen eine Partitionierung der VOC wie in [10] beschrieben. Bild 11 zeigt die entsprechenden mittleren Faktoren für jeweils einen ganzen Abbrand.

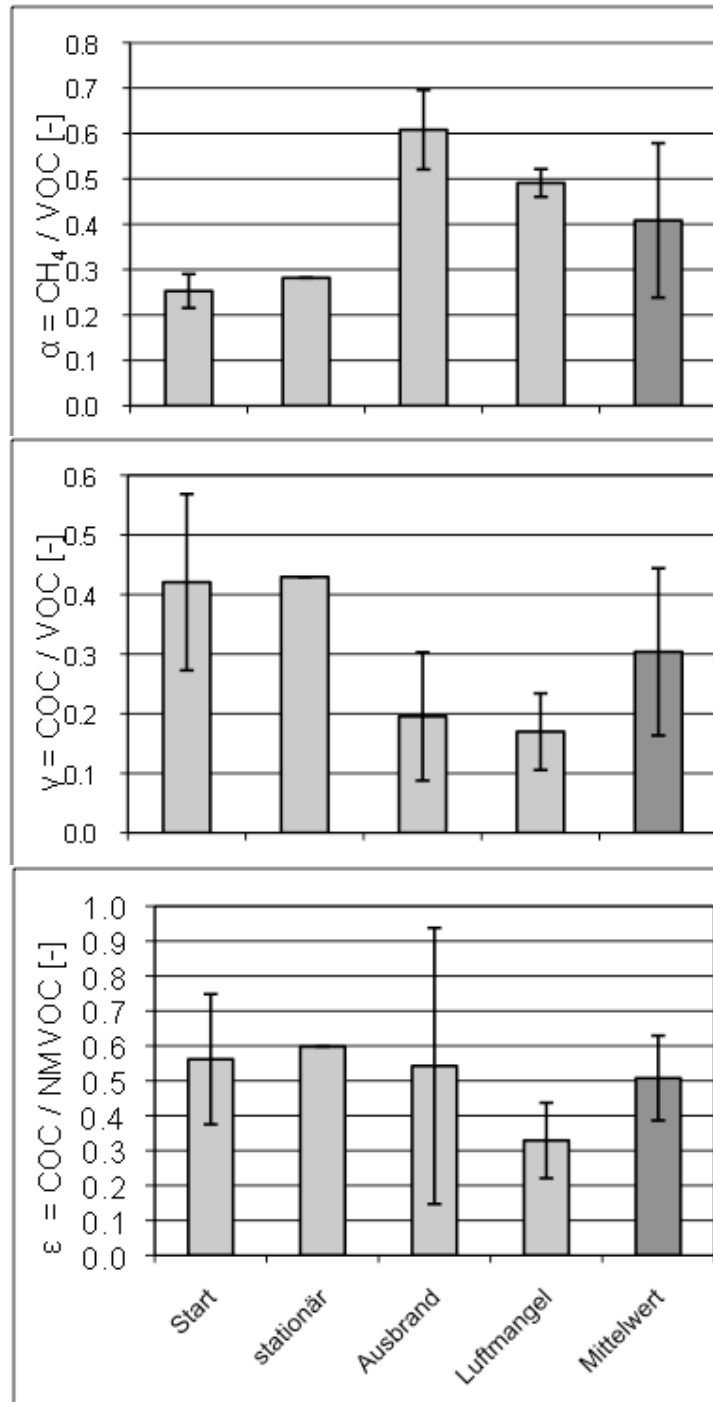


Bild 11 Fraktionierungsfaktoren der Gesamt-Kohlenwasserstoffe VOC der untersuchten Stückholzkessel während der einzelnen Betriebsphasen und als Mittelwert.

Daraus gehen folgende Erkenntnisse hervor:

- Während der Startphase machen die NMVOC rund 75% der VOC aus, im Mittel über den ganzen Abbrand rund 60% (Faktor $(1 - \alpha)$ in Bild 11).
- Rund 55% dieser NMVOC sind COC (Faktor ε in Bild 11). Die stark gesundheitsrelevanten COC machen somit insgesamt rund 40% der in der Startphase freigesetzten VOC aus (Faktor γ in Bild 11).
- Da ein Grossteil der VOC-Fracht (60% bis 85%) während der Startphase emittiert wird, ist die Startphase auch für die COC-Fracht dominierend.

COC können allerdings auch durch Fehlbetrieb während der stationären Phase auftreten. So wurde zum Beispiel bei Holzöfen unter Luftmangel-Betrieb ein drastischer Anstieg von COC gefunden und gezeigt, dass die COC-Fracht bei schlechten Betriebsbedingungen bis zu einem Faktor 10 höher sein kann als die Staubemissionen (Bild 12, [2]).

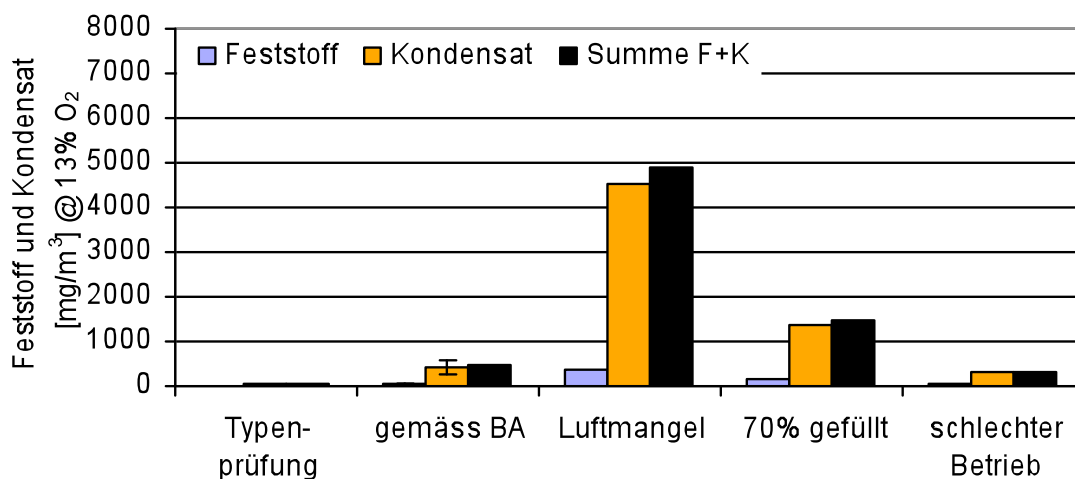


Bild 12 Einfluss der Betriebsweise auf die Feststoffemissionen während der stationären Betriebsphase [Doberer et al. 2009]. Ein Befüllung mit 70% des Füllschachts [2].

2.3.5 Korrelationen zwischen Emissionen in der Startphase

Da die Messung der besonders gesundheitsrelevanten COC sowie die Messung der gravimetrischen Feststoffe aufwändig sind, besteht ein Interesse an einfach zu messenden Leitsubstanzen.

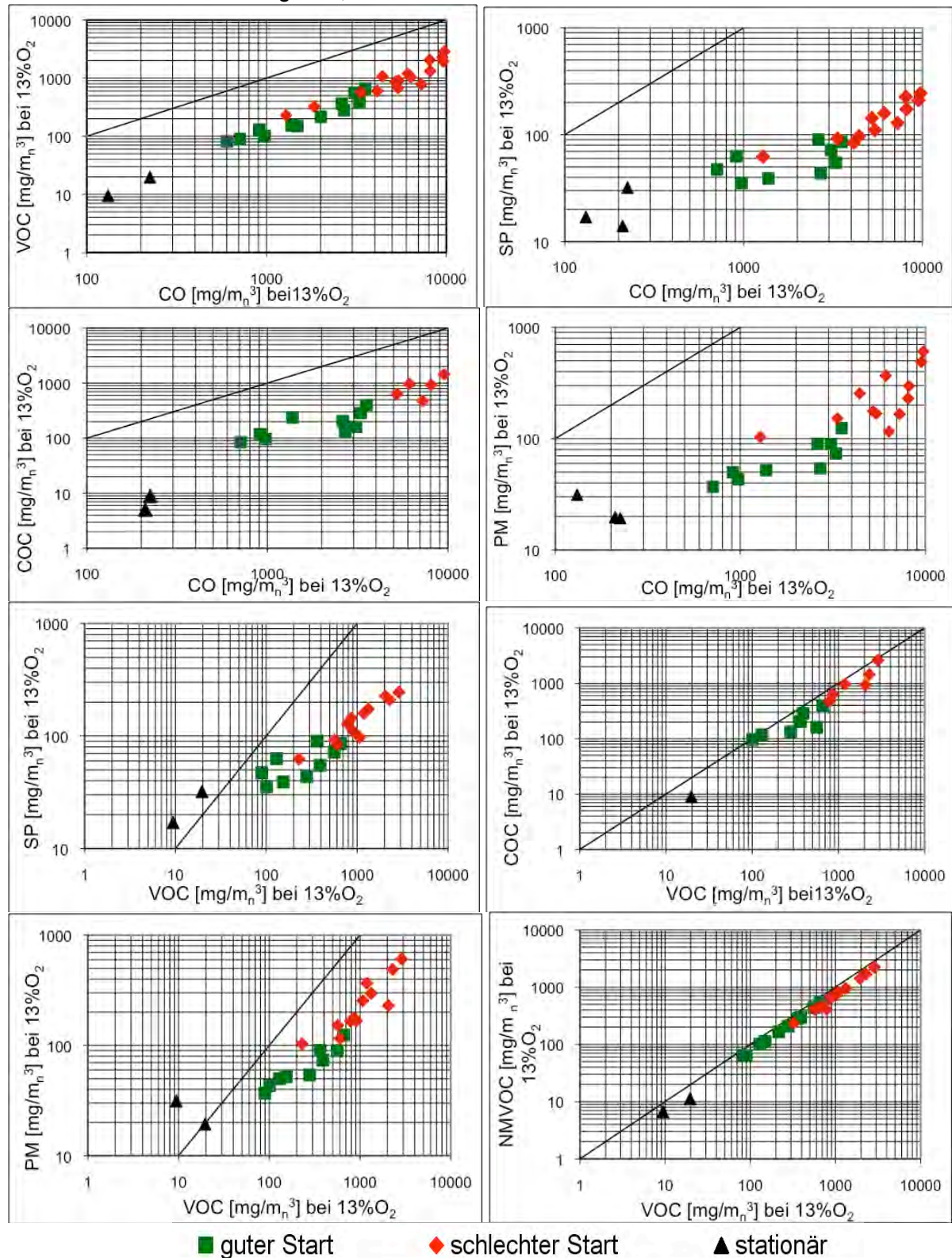


Bild 13 Korrelationen zwischen verschiedenen Emissionen während der Startphase aller untersuchten Stückholzkessel. Zur Orientierung ist die Hilfsgerade $y = x$ eingezeichnet. Mittelwerte aufgeteilt in Versuche mit gutem Start (grün) und schlechten Start (rot). Mittelwerte der stationären Phase (schwarz) zum Vergleich.

Aus den Korrelationen in Bild 13 werden folgende Erkenntnisse abgeleitet:

- NMVOC korrelieren in der Startphase gut mit VOC.
- COC korrelieren in der Startphase ebenfalls gut mit VOC.
- VOC korrelieren in der Startphase gut mit CO und sind knapp ein Faktor 10 tiefer als CO.
- In der Startphase korrelieren sowohl der gravimetrische Staub SP als auch die aus der Anzahlkonzentration und Korngrößenverteilung berechnete Massenkonzentration PM mit CO und mit VOC, wobei die Abhängigkeit weniger ausgeprägt ist als zwischen VOC und CO.

2.3.6 Weitere Einflüsse auf die Startphase

Kaminzug

Der Versuchsaufbau erlaubt, einen Kaminzug vorzugeben und zu regeln. Es wurde der vom Kessellieferant vorgegebene Kaminzug eingestellt. In der Regel wurde der Kaminzug während der gesamten Versuchsdauer auf 12 Pa geregelt. Um den Einfluss des Kaminzugs auf die Startphase zu untersuchen, wurden die ersten 60 Minuten eines Versuchs mit auf 60% reduziertem Kaminzug, also mit ca. 7 Pa durchgeführt. Der Einfluss des von 12 Pa auf 7 Pa reduzierten Kaminzugs während der Startphase ist uneinheitlich. Bei den Kesseln 2 und 3 mit unterem vertikalen Abbrand (Sturzbrand) führt er zu leicht tieferen CO-Emissionen während der Startphase (Bild 14). Bei Kessel 1 mit unterem seitlichen Abbrand führt er zu einer Verschlechterung, die CO-Emissionen liegen bei zwei Wiederholungen im Bereich der schlechten Starts.

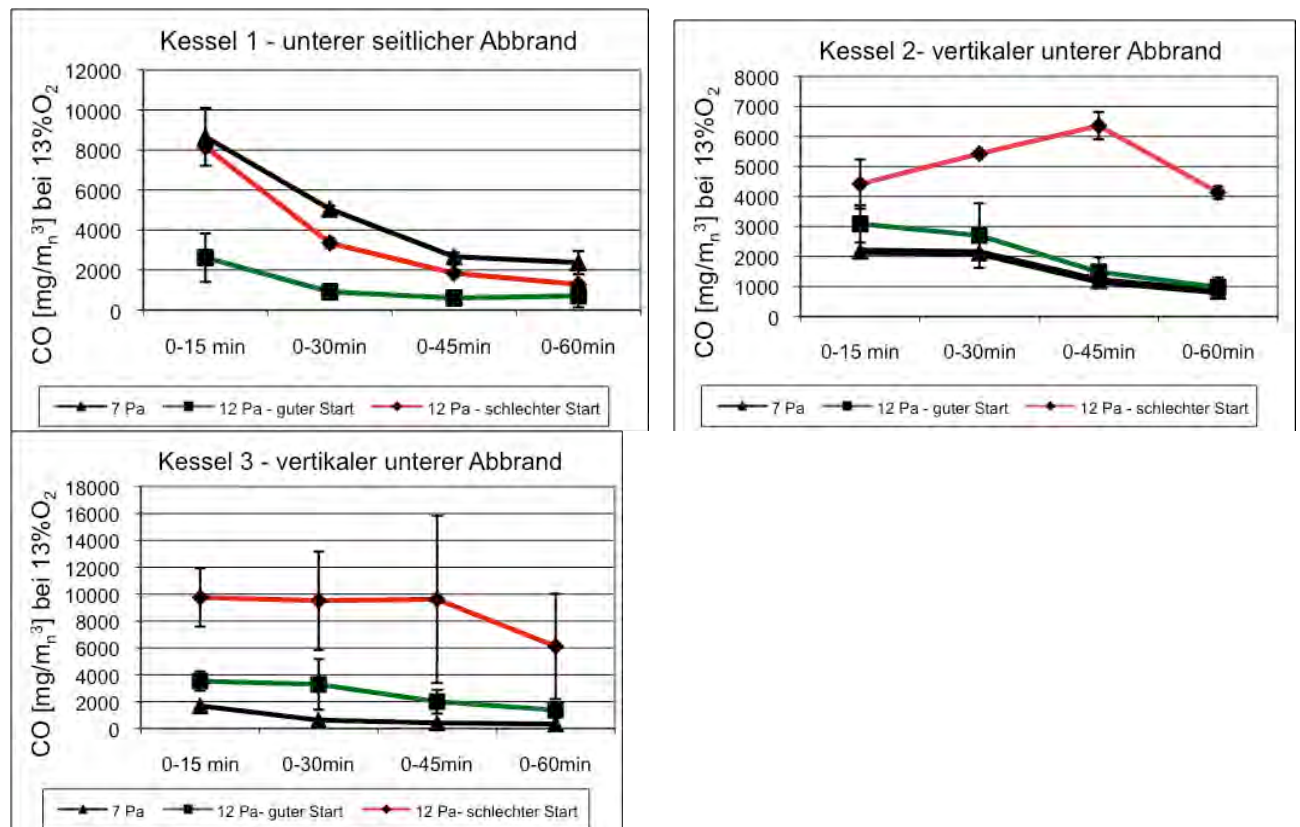


Bild 14 Einfluss von reduziertem Kaminzugs während der Startphase. Kumulierte Mittelwerte.

Kesseltemperatur

Die Referenzversuche wurden jeweils mit ausgekühltem Kessel, also mit einer Kesseltemperatur von 20 °C bis 25 °C durchgeführt. Dazu wurde der vom vorangegangenen Versuch betriebswarme Kessel über Nacht durch das Wärmeabnahmesystem aktiv ausgekühlt. Um den Einfluss der Kesseltemperatur auf die Startphase zu untersuchen, wurden ausgewählte Versuche mit höheren Kesseltemperaturen durchgeführt (Tabelle 3).

Tabelle 3 Kesseltemperatur bei Versuchsbeginn.

Kessel	Kesseltemperatur bei Versuchsbeginn [°C]	Vermutete Brennkammer-temperatur bei Versuchsbeginn	Auskühldauer zum vorangegangenen Versuch [h]
1,2,3,4	20 - 25 (Referenz)	niedrig	12 (aktiv)
1	70 - 90	hoch	2 (passiv)
2	70 - 90	mittel	12 (passiv)
3	55	mittel	12 (passiv)

Bei Kessel 1 zeigt erhöhte Kesseltemperatur keinen Einfluss auf das Startverhalten. Bei Kessel 2 und 3 zeigt höhere Kesseltemperatur einen positiven Einfluss auf das Startverhalten. Erkenntnis:

- Um vergleichbare Randbedingungen bei der Untersuchung der Startphase einhalten zu können, sollen Kessel während rund 12 Stunden mit aktiver Rückkühlung/Wärmeabnahme auf Umgebungstemperatur gekühlt werden.

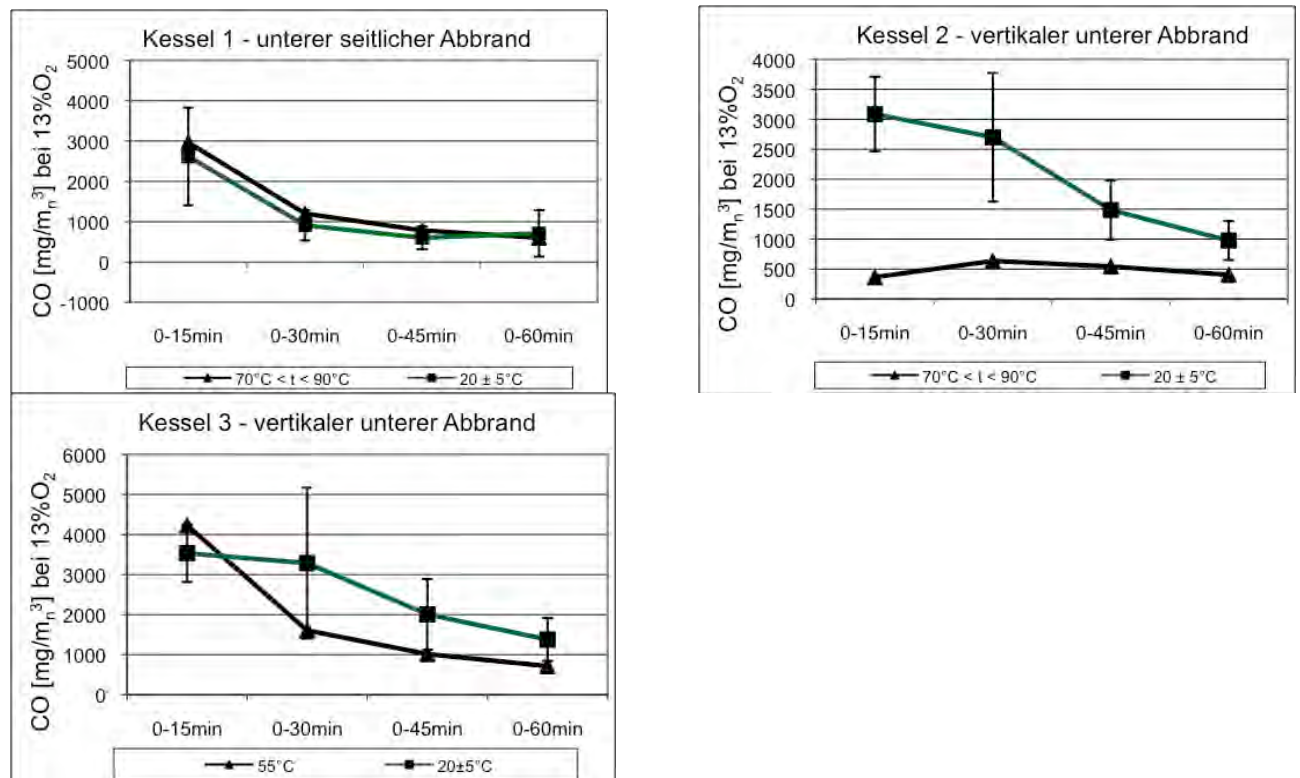


Bild 15 Einfluss von erhöhter Kesseltemperatur während der Startphase. Kumulierte Mittelwerte.

Einfluss der Hydraulik (Rücklaufhochhaltung)

Um praxisnahe Versuchsbedingungen zu erreichen, wurden die Kessel beim Anfeuern im Referenzfall mit Rücklaufhochhaltung betrieben, d.h. die Wärmeabfuhr wurde erst aktiviert, wenn die Kesselrücklauf­temperatur einen vorgegebenen Wert (z.B. 60°C) überschritt. Die Kesselvorlauf­temperatur wurde anschliessend auf ca. 80°C geregelt, so dass keine Abschaltung infolge Über­temperatur auftrat und die kesselinterne Steuerung keine Verminderung der Kesselleistung auslö­sen konnte (Bild 16 oben). Um den Einfluss der Hydraulik bzw. der Rücklaufhochhaltung zu unter­suchen, wurde der Kessel während der Startphase ohne Rücklaufhochhaltung betrieben, also bereits von Versuchsbeginn an gekühlt.

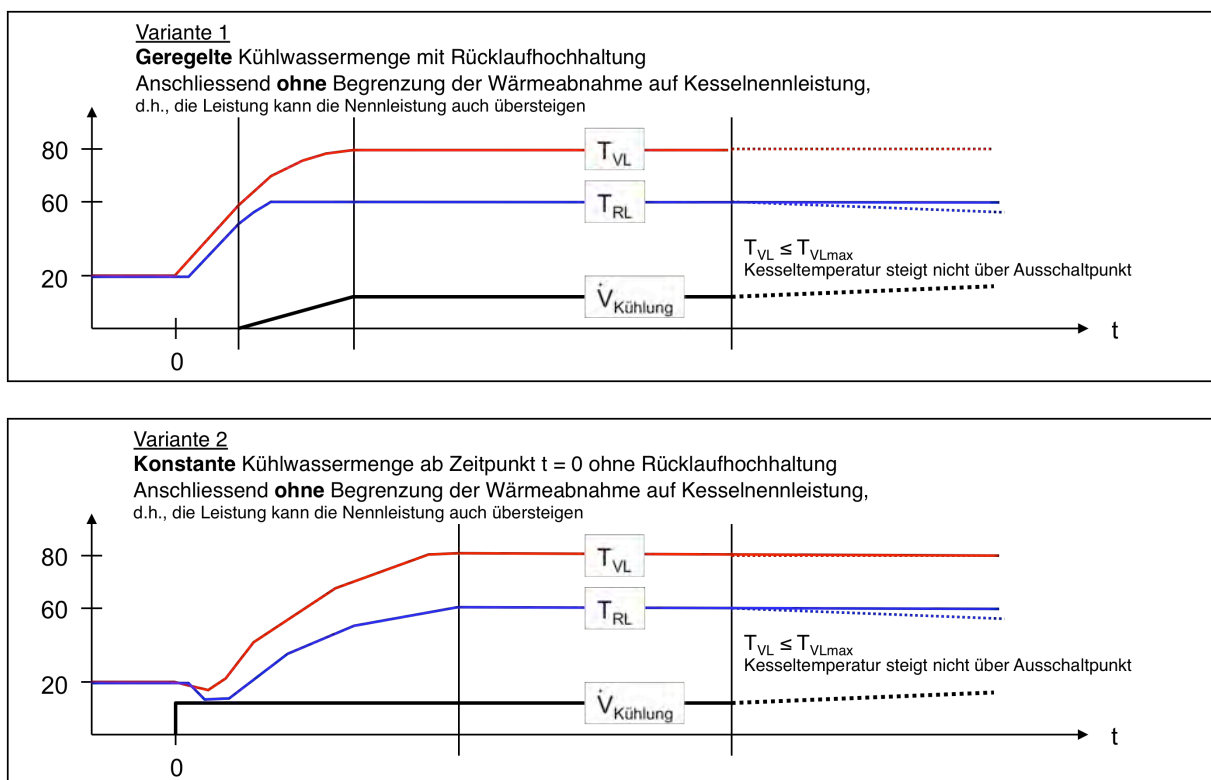


Bild 16 Messprozedere für Versuche mit zwei aufeinanderfolgenden Abbränden gemäss Typenprüfung nach EN 303-5.

Es ist kein signifikanter Einfluss von aktiver oder inaktiver Rücklaufhochhaltung auf die Emissionen während der Startphase erkennbar.

Verzögerter Startzeitpunkt des Abgasventilators

Der Zeitpunkt des Startens des Abgasventilators wurde bei Kessel 2 untersucht. In der Regel wurde das Abgasgebläse rund 5 Minuten nach dem Anzünden gestartet. Um den Einfluss des Startzeitpunkts zu untersuchen, wurde der Abgasventilator erst 10 Minuten nach dem Anzünden gestartet. Beim untersuchten Kessel mit Sturzbrand ist ein deutlich positiver Einfluss des verzögerten Startzeitpunkts (10 Minuten anstatt 5 Minuten nach Anzünden) auf die Emissionen während der Startphase erkennbar. Bei Kesseln mit Sturzbrand scheint der Zeitpunkt des Startens des Abgasventilators einen grossen Einfluss auf die Emissionen während der Startphase zu haben, weshalb das Startverhalten durch eine auf den spezifischen Kessel anzupassende Automatisierung verbessert werden kann. Ansätze dazu zeigt beispielsweise [11].

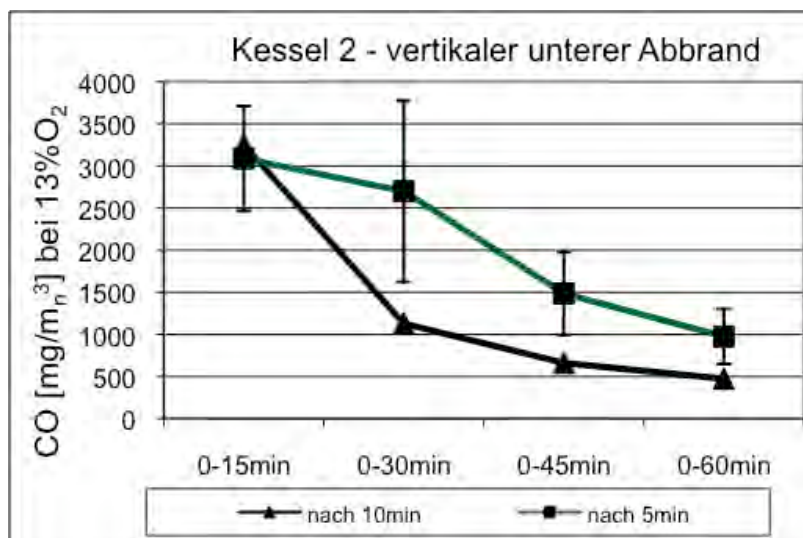


Bild 17: Einfluss des Startzeitpunkts des Abgasventilators. Kumulierte Mittelwerte.

2.4 Schlussfolgerungen Stückholzkessel

Emissionen während der Startphase

- Wegen ihrer hohen Relevanz für Gesundheit und Geruchsbelästigung werden flüchtige und insbesondere kondensierbare organische Verbindungen (VOC und COC) als entscheidend zur Beurteilung der Startphase erachtet.
- In der Startphase werden rund 60% bis 85% der Gesamtfracht an VOC und in ähnlichem Mass auch an COC freigesetzt.
- Obwohl die CO-Emissionen beim Start hoch sind, sind die CO-Frachten der Startphase von untergeordneter Bedeutung, da rund 80% bis 90% der CO-Fracht in der Ausbrandphase freigesetzt werden.
- Die Feststoffemissionen während der Startphase sind ebenfalls von untergeordneter Bedeutung für die Gesamtfracht.
- VOC kann in der Startphase als Leitsubstanz für NMVOC und COC dienen.
- Während der Startphase besteht auch eine Korrelation zwischen CO und VOC, weshalb auch das einfacher messbare CO als erste Näherung für das Emissionspotenzial an NMVOC und COC in Frage kommt.

Einbezug der Startphase in die Typenprüfung nach EN 303-5

- Die Emissionswerte der Typenprüfung nach EN 303-5 erlauben keinen gesicherten Rückschluss auf das Emissionsverhalten in der Startphase eines Stückholzkessels.
- Da die Startphase erheblich zur Gesamtfracht an den besonders gesundheitsrelevanten organischen Schadstoffemissionen beiträgt, ist in der nächsten Revision der EN 303-5 (in rund 3 bis 5 Jahren) eine Bewertung der Startphase in Betracht zu ziehen.
- Als Leitgrösse zur Beurteilung der gesundheitsrelevanten Emissionen während der Startphase kommen die Erfassung von VOC oder als Ersatzgrösse von CO in Frage. Eine gravimetrische Staubmessung wird dagegen nicht als vordringlich bewertet.
- Kritisch für einen Einbezug der Startphase in die Typenprüfung ist die in den vorliegenden Messungen gefundene ungenügende Reproduzierbarkeit der Startphase mit einem unerwartet grossen Anteil an schlechten Starts mit deutlich erhöhten Emissionswerten. Bei den zwei Sturzbrandkesseln zeigte der Zeitpunkt des Startens des Abgasventilators und des Schliessens der Kesseltüre eine grosse Sensitivität auf die Startphase. Zur Vermeidung häufiger schlechter Starts sind geeignete Massnahmen zu prüfen.
- Um vergleichbare Randbedingungen bezüglich Kesseltemperatur beim Starten einhalten zu können, sollen Kessel während rund 12 Stunden mit aktiver Rückkühlung/Wärmeabnahme auf Umgebungstemperatur gebracht werden.

Entwicklungsbedarf

- Um den Einfluss des Betreibers während der Startphase zu verringern, soll das Anfeuer-Prozedere konstruktiv und regelungstechnisch verbessert werden. Voraussetzung bleibt die korrekte Anwendung des Anfeuermoduls und das korrekte Aufschichten von trockenen Holzscheiten durch den Betreiber. Nach dem Anzünden sollte die Kesseltüre sofort geschlossen werden dürfen. Die Kesselsteuerung verfügt dann über ein Startprogramm, mit dem z.B. der Abgasventilator zu Beginn mit niedriger Drehzahl die Ausbreitung der Flammen über den ganzen Rostbereich ermöglicht und anschliessend sanft auf Nennleistung regelt.
- Die hohen CO-Emissionen in der Ausbrandphase könnten verringert werden, wenn die Sekundärluftklappe nicht zu Beginn des Ausbrands, sondern erst nach Ausschalten des Abgasventilators vollständig geschlossen wird.

3 Pelletheizungen

3.1 Vorgehen

In einer weiteren Untersuchung [12] wurden die Schadstoffemissionen von zwei modernen Pelletkesseln gemessen und Emissionsfaktoren unter typischen Betriebsbedingungen zur Bereitstellung von Warmwasser und Heizwärme in Wohnhäusern (EFH und MFH) bestimmt. Dazu wurde ein typischer Betrieb der Pelletkessel simuliert, wie er beim Einsatz mit und ohne Wärmespeicher und mit und ohne solare Warmwassererwärmung in Gebäuden auftritt. Nebst stationären Leistungsstufen unter Voll- und Teillast wurden auch die Startphasen aus dem kalten und warmen Zustand, der Lastwechsel, der taktende Betrieb und das Ausschalten untersucht. Wie bei den Stückholzkesseln wurde nebst den Schadstoffen wurde der Abgasvolumenstrom erfasst und zur Bestimmung gewichteter Emissionsdaten verwendet. Daraus wurden Emissionsfaktoren unter verschie-

denen Heizbedingungen berechnet, die vom Institut für Solartechnik (SPF) der Hochschule Rapperswil zur Bestimmung von Jahres-Emissionsfrachten der Pelletkessel verwendet werden [13], [14].

3.2 Resultate

3.2.1 Stationärer Betrieb bei Nennleistung und Teillast

Bei stationärem Betrieb erreichen die Pelletkessel annähernd die Emissionswerte der Typenprüfung. Bild 18 zeigt die Emissionen eines modernen Pelletkessels beim Kaltstart, anschliessendem Betrieb bei Nennleistung und beim Ausschalten. Tabelle 4 zeigt eine Übersicht der Resultate für stationären Betrieb bei verschiedenen Laststufen.

Tabelle 4 Emissionen der Pelletkessel bei stationärem Betrieb in verschiedenen Leistungsstufen.

Gewichtete Konzentrationen				Pelletkessel 1				Pelletkessel 2					
				Stationärer Betrieb bei							Stationärer Betrieb bei		
				100%	70%	50%	30%	100%	70%	30%			
Lambda			[-]	2.3	2.6	2.9	3.1	1.7	1.8	2.2			
CO	CO	[mg/m³]	@13%O₂	193.7	307.3	570.7	1214.6	11.9	2.4	44.2			
Gesamt-KW	VOC	[mg/m³]	@13%O₂	3.5	2.3	17.3	8.2	0.3	0.3	0.7			
Methan	CH ₄	[mg/m ³]	@13%O ₂	2.1	1.9	16.6	3.9	0.1	0.1	0.3			
Nichtmethan	NMVOC	[mg/m ³]	@13%O ₂	3.3	2.2	16.7	4.4	0.2	0.2	0.4			
NO _x	NO _x	[mg/m ³]	@13%O ₂	99	101	97	93	106	106	103			
Feststoff grav.		[mg/m³]	@13%O₂	28	25	27	32	19	16	9			
Partikel	Massenkonz.	[mg/m ³]	@13%O ₂	31	28	47	54	24	16	21			
Partikel	Anzahlkonz.	[1/cm ³]	@13%O ₂	3.0E+07	2.1E+07	1.2E+07	9.3E+06	4.2E+07	2.4E+07	8.2E+06			
Partikel	Grösse		[nm]	72.7	76.5	83.9	94.5	72.7	74.7	82.4			

3.2.2 Takten

Taktender Betrieb kommt bei Pelletkesseln vergleichsweise häufig vor. Beim Takten wird der betriebswarme Kessel gestartet bzw. gezündet, bleibt einige Zeit in Betrieb und schaltet wieder aus. Bei den beiden untersuchten Kesseln dauert das Starten rund 10 bis 15 Minuten. Das Ausschalten dauert vom Ausbrennen der Pellets bis zum Ausschalten des Gebläses rund 15 Minuten. Bild 19 zeigt die Emissionen eines Pelletkessels bei nicht-modulierendem Takten und einem Leistungsbedarf von 30% der Nennleistung, d.h. der Kessel regelt nach dem Starten auf Nennleistung und schaltet aus, sobald die Kesselausschalttemperatur überschritten wird. Dann werden das Gebläse ausgeschaltet und die Luftklappen geschlossen. Durch die Gewichtung der Emissionen mit dem Abgasvolumenstrom werden hohe Konzentrationen beim ausgeschalteten Zustand nicht mitberücksichtigt, da der Volumenstrom im Fall der annähernd dichten Klappen im geschlossenen Zustand als Null angenommen wird. Bei jedem Starten und jedem Ausschalten ist ein Emissionspeak zu erkennen. Beim Ausschalten werden dies Peaks nur solange berücksichtigt, bis die Luftklappen geschlossen sind.

Tabelle 5 zeigt die mit dem Abgasvolumenstrom gewichteten Emissionen bei Takten im Vergleich zu stationärem Betrieb. Während die CO- und VOC-Emissionen beim Takten deutlich erhöht sind, sind die Feststoffemissionen nicht erhöht.

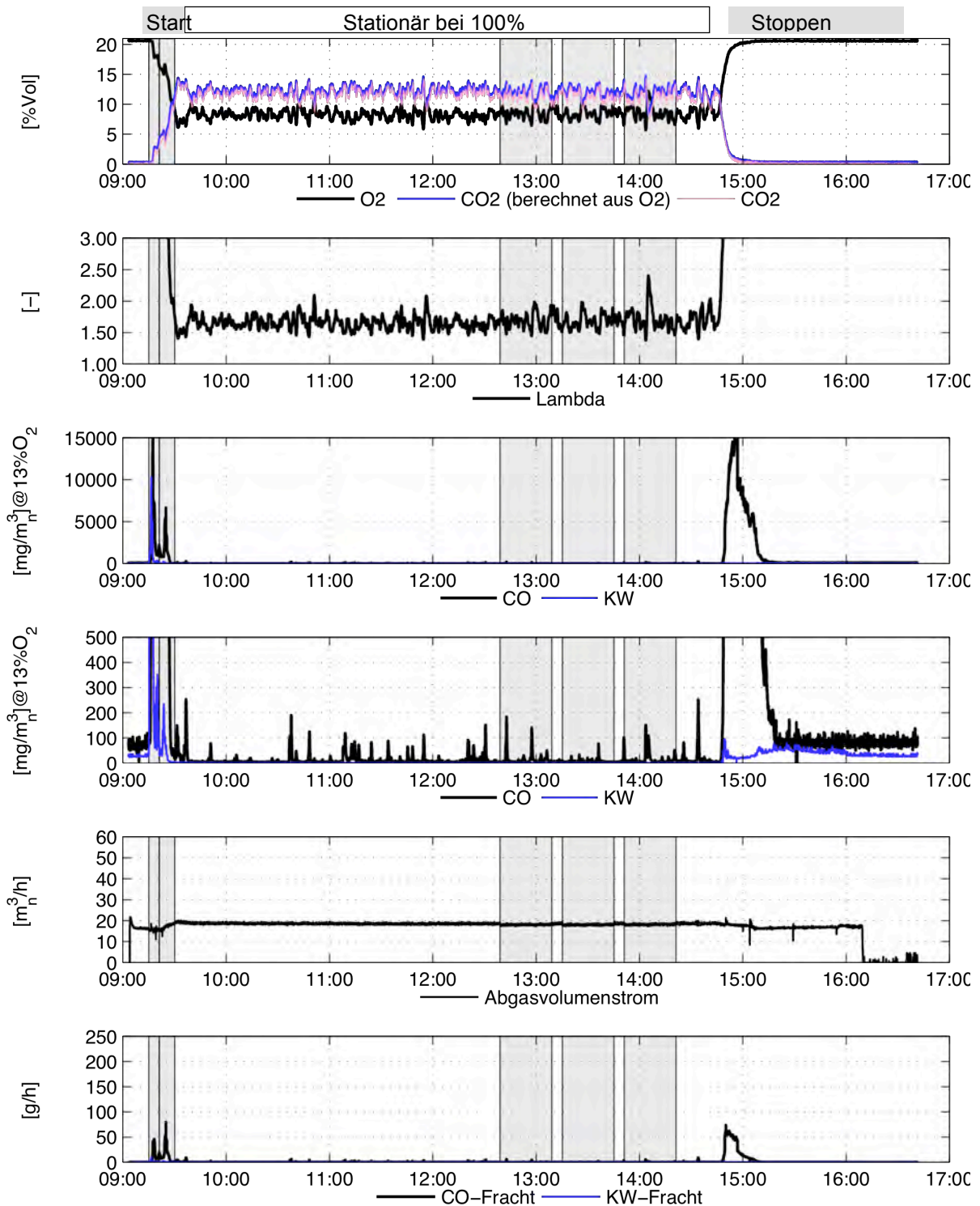


Bild 18 Emissionsverhalten von Pelletkessel 2 bei stationärem Betrieb bei Nennlast (100%).

1: O₂- und CO₂-Gehalt, 2: Luftüberschusszahl Lambda, 3: CO- und Kohlenwasserstoff (KW)-Gehalt bis 15'000 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂ 4: CO- und Kohlenwasserstoff (KW)-Gehalt bis 1'000 mg/m³ bei 13 Vol.-% O₂, 5: Abgasvolumenstrom, 6: CO- und KW-Fracht.
3 und 4 zeigen die gleichen Grössen in unterschiedlichen Skalierungen.

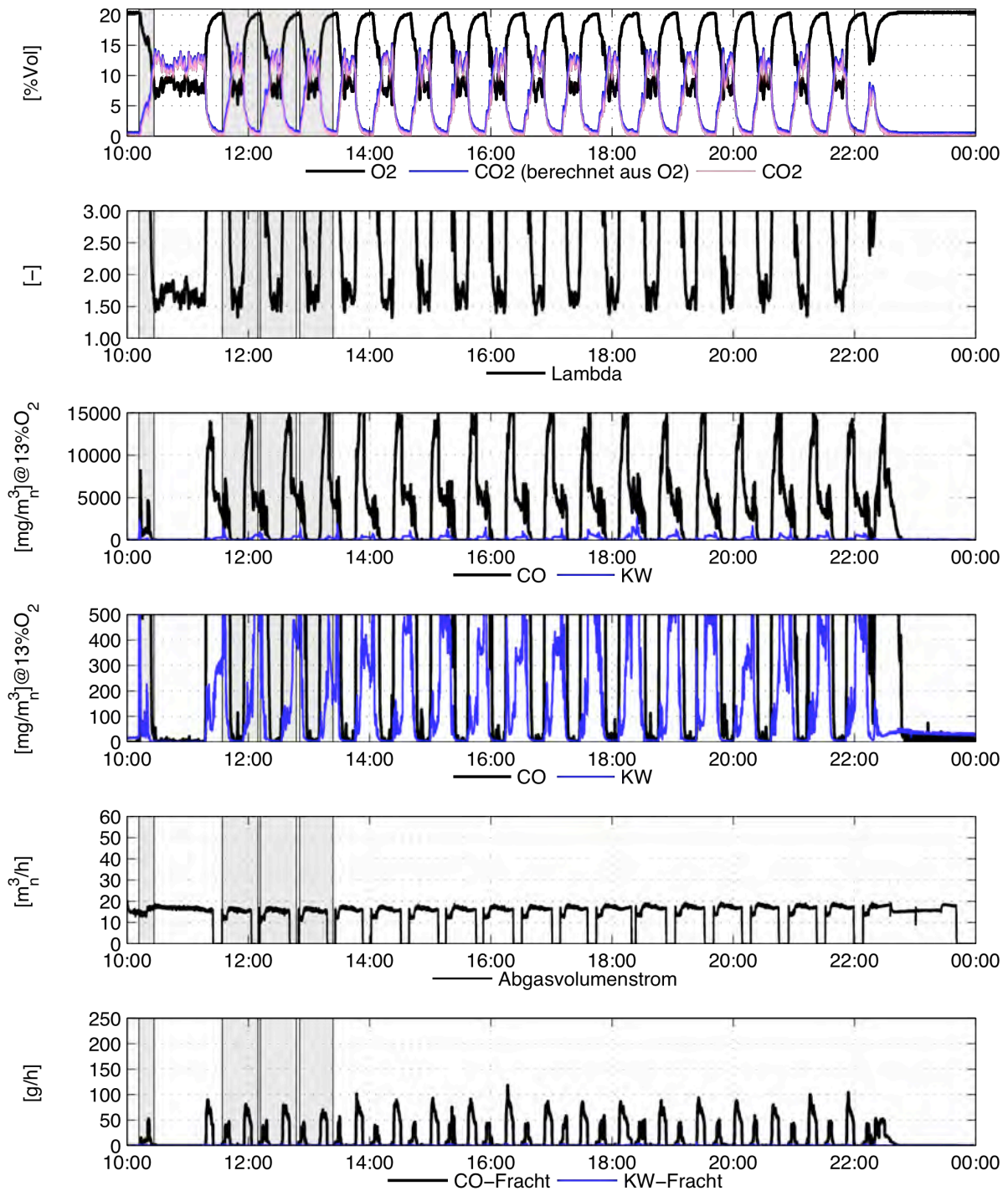


Bild 19 Emissionsverhalten von Pelletkessel 2 bei nicht-modulierendem Taktbetrieb (100%-Takten bei 30% Last).

1: O₂- und CO₂-Gehalt, 2: Luftüberschusszahl Lambda, 3: CO- und Kohlenwasserstoff (KW)-Gehalt bis 15'000 mg/m_n³ bei 13 Vol.-% O₂ 4: CO- und Kohlenwasserstoff(KW)-Gehalt bis 1'000 mg/m_n³ bei 13 Vol.-% O₂, 5: Abgasvolumenstrom, 6: CO- und KW-Fracht.
 3 und 4 zeigen die gleichen Grössen in unterschiedlichen Skalierungen.

Tabelle 5 Emissionen der Pelletkessel bei instationärem im Vergleich zum stationären Betrieb.

Gewichtete Konzentrationen			Starten		Stop	100% Takten	mod. Takten	100% Takten	Stationär	
			Kaltstart	Warmstart		bei 50% Last	bei 30% Last	bei 30% Last	100%	30%
Pelletkessel 1						Ganzer Zyklus				
Lambda		[-]	9.7	3.2	9.8	4.0	4.3	3.4	2.3	3.1
CO	CO	[mg/m³] @13%O₂	928	1007	3729	809	920	830	193.7	1214.6
Gesamt-KW	VOC	[mg/m³] @13%O₂	96	17	104	20	16	22	3.5	8.2
Methan	CH ₄	[mg/m ³] @13%O ₂	28	7	48	7	8	8	2.1	3.9
Nichtmethan	NMVO	[mg/m ³] @13%O ₂	73	11	55	13	10	16	3.3	4.4
NO _x	NO _x	[mg/m ³] @13%O ₂	64	107	58	94	102	22	99	93
Feststoff grav.		[mg/m³] @13%O₂	42	41		32	34	39	28	32
Partikel	Massenkonz.	[mg/m ³] @13%O ₂	59	25		48	56	79	31	54
Partikel	Anzahlkonz.	[1/cm ³] @13%O ₂	3.7E+07	2.9E+07		2.7E+07	2.2E+07	2.3E+07	3.0E+07	9.3E+06
Partikel	Grösse	[nm]	79	71		76	80	102	72.7	94.5
Pelletkessel 2										
Lambda		[-]	8.1	4.6	7.4			3.1	1.7	2.2
CO	CO	[mg/m³] @13%O₂	1254	2644	6277			1614	11.9	44.2
Gesamt-KW	VOC	[mg/m³] @13%O₂	76	131	113			26	0.3	0.7
Methan	CH ₄	[mg/m ³] @13%O ₂	20	32	22			6	0.1	0.3
Nichtmethan	NMVO	[mg/m ³] @13%O ₂	56	99	91			19	0.2	0.4
NO _x	NO _x	[mg/m ³] @13%O ₂	114	119	78			111	106	103
Feststoff grav.		[mg/m³] @13%O₂	22					18	19	9
Partikel	Massenkonz.	[mg/m ³] @13%O ₂	63					21	24	21
Partikel	Anzahlkonz.	[1/cm ³] @13%O ₂	8.5E+07					3.6E+07	4.2E+07	8.2E+06
Partikel	Grösse	[nm]	66					59	72.7	82.4

4 Schlussfolgerungen

4.1 Stückholzkessel

- Bei den untersuchten, modernen Stückholzkesseln führt die Startphase zu deutlich erhöhten Schadstoffemissionen an flüchtigen und kondensierbaren organischen Verbindungen (VOC und COC), die als gesundheitsrelevant beurteilt werden.
- Die Qualität der Startphase wird durch die Messung des stationären und betriebswarmen Zustands der Kessel nach heutiger Typenprüfung nicht sicher erfasst, weshalb ein Einbezug der Startphase für künftige Typenprüfungen in Betracht zu ziehen ist.
- Während der Startphase treten auch erhöhte Emissionen an Kohlenmonoxid auf. Diese sind in Bezug auf Lufthygiene von geringer Bedeutung, ausserdem wird die Gesamtfracht an CO im Gegensatz zu der organischen Fracht durch hohe CO-Emissionen während des Ausbrands dominiert.
- Da während der Startphase ein gleichläufiger Trend zwischen CO und organischen Verbindungen besteht, kann CO während der Startphase auch als Indikator für die organischen Verbindungen dienen.
- Obwohl während der Startphase auch kurzfristig erhöhte Partikelemissionen auftreten, ist die Startphase für die Gesamtfracht an gravimetrisch bestimmtem Staub nicht dominierend, weshalb die Bewertung von organischen Verbindungen (direkt oder vereinfachend durch CO als Indikator) als vordringlich beurteilt wird.
- Eine allfällige Berücksichtigung der Startphase bei der Typenprüfung wird allerdings dadurch erschwert, dass aufgrund der vorliegenden Erfahrungen mit einer ungenügenden Reproduzierbarkeit des Startverhaltens zu rechnen ist, da bei einem erheblichen Anteil der Starts eine schlechte Anfahrphase mit bis zu fünfmal höheren Emissionen resultierte.
- Es wird deshalb als vordringliches Ziel künftiger Entwicklungen betrachtet, das Anfahrverhalten konstruktiv und regeltechnisch sowie durch präzisere Anleitungen so zu verbessern, dass die Wahrscheinlichkeit von schlechten Anfahrphasen deutlich verringert wird.
- Daneben sind auch weitere Störeinflüsse zum Beispiel durch den Brennstoff und den Kaminzug sowohl für künftige Verbesserungen als auch für die Anweisungen zur Typenprüfung zu berücksichtigen.

4.2 Pelletkessel

- An den zwei untersuchten Pelletkesseln tragen sowohl die Start- als auch die Stopp-Phase entscheidend zur Gesamtfracht an organischen Verbindungen bei¹. In einem Fall verursacht das Starten aus warmem Zustand jedoch deutlich geringere Emissionen als aus kaltem Zustand.
- Auch die Staubemissionen weisen sowohl während der Start- als auch während der Stopp-Phase erhöhte Werte auf. Im Gegensatz zu den organischen Verbindungen ist der Beitrag der Start- und Stopp-Phase zur Gesamtfracht jedoch nur von untergeordneter Bedeutung².
- Bei stationärem Betrieb sind die Emissionen gering und liegen bei einem Pelletkessel sogar unter den bei der Typenprüfung ausgewiesenen Werten.
- Je nach Regelungskonzept und hydraulischer Einbindung mit oder ohne Wärmespeicher treten auch Taktzyklen auf, bei denen nach dem Starten nur eine kurze Phase mit stationärem Betrieb und anschliessend wieder das Ausschalten und eine mehr oder weniger lange Stillstandsphase folgen. Da die Emissionen bei jedem Start- und Stoppvorgang einige Minuten lang deutlich höher sind als bei stationärem Betrieb, ist dieser taktende Betrieb grundsätzlich unerwünscht. Um die Emissionsgrenzwerte auch bei Einbezug von Start und Stopp im Mittel einzuhalten, sind für die untersuchten Kessel Laufzeiten von mindestens 80 bis 90 Minuten erforderlich³. Aus der Praxis ist aber bekannt, dass die Laufzeiten pro Start teilweise nur 15 Minuten betragen können, sofern die Kessel ohne Wärmespeicher betrieben werden oder die hydraulische Einbindung so ausgeführt ist, dass der Kessel trotz Wärmespeicher taktend betrieben wird.

5 Verdankung

Die vorliegenden Arbeiten wurden unterstützt von:

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

¹ Im Fall der Pelletheizungen erfolgte die Bestimmung der organischen Verbindungen nur mit Messung von VOC und NMVOC, da die COC-Frachten aufgrund der vergleichsweise kurzen Phasen mit im Vergleich zu Stückholzfeuerungen moderaten VOC-Konzentrationen keine ausreichende Genauigkeit für eine COC-Analyse ermöglichen.

² In der vorliegenden Untersuchung wird dies durch Messung von Partikelanzahl- und Korngrößenverteilung mittels SMPS und OPC gezeigt, wobei kurzfristige Peaks im Sekundenbereich nicht erfasst werden, diese jedoch gemäss einer Betrachtung von Sekundenwerten mittels ELPI für die Gesamtfracht auch nicht von Bedeutung sind [15].

³ Die erhöhten Emissionen durch Start und Stopp werden dabei durch eine Unterschreitung der Grenzwerte während des stationären Betriebs kompensiert.

6 Literatur

- [1] Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. Dezember 1985 (Stand am 15. Juli 2010), Artikel 814.318.142.1. Der Schweizerische Bundesrat, Bern 2010
- [2] Doberer, A.; Good, J.; Nussbaumer, Th.: Partikelemissionen von Holzfeuerungen bis 70 kW – Betriebseinfluss auf die Feinstaubemissionen von Holzfeuerungen, Zwischenbericht Phase 1 – Holzöfen, im Auftrag Bundesamt für Energie und Bundesamt für Umwelt, Hochschule Luzern – Technik & Architektur, Horw, Mai 2009
- [3] EN 303-5: Teil 5: *Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistung bis 300 kW, Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung*, Deutsche Fassung EN 303-5 : 1999
- [4] prEN 303-5_d: Zentral-Heizkessel - Teil 5: *Heizkessel für feste Brennstoffe, hand- und automatisch beschickte Feuerungen, Nenn-Wärmeleistung bis 500 kW - Begriffe, Anforderungen, Prüfungen und Kennzeichnung*, Entwurf August 2010
- [5] Nussbaumer, Th.; Doberer, A.; Klippel, N.; Bühler, R.; Vock, W.: Influence of Ignition and Operation Type on Particle Emissions from Residential Wood Combustion, *16th European Biomass Conference and Exhibition*, Valencia, 2–6 June 2008
- [6] Nussbaumer, Th.; Klippel, N.; Johansson, L.: Survey on Measurements and Emission Factors from Biomass Combustion in IEA Countries, *16th European Biomass Conference and Exhibition*, Valencia, 2–6 June 2008
- [7] Good, J.; Nussbaumer, T.: *Prüfverfahren für die Startphase auf der Basis von EN 303-5, Teil 1: Stückholzkessel*, Bundesamt für Energie, in Bearbeitung.
- [8] Nussbaumer, Th.; Wagner, D.: A New Method to measure the integrated Amount of Pollutants from nonstationary Wood Combustion Processes. *Advances in Thermochemical Biomass Conversion*, Blackie Academic & Professional, London 1994, ISBN 0 7514 0171 4
- [9] *Richtig Anfeuern Holzfeuerungen mit unterem Abbrand*, Holzenergie Schweiz, Zürich 2007
- [10] Nussbaumer, Th.: Emissionsfaktoren von Holzfeuerungen und Klimaeffekt von Aerosolen aus der Biomasse-Verbrennung, *11. Holzenergie-Symposium*, 17. September 2010, ETH Zürich, 2010, ISBN 3-908705-21-5, 67–90
- [11] Salerno, B.: *Emissionsarme Startphase bei Stückholzkessel*, Bundesamt für Energie, 2010
- [12] Good, J.; Nussbaumer, T.: *Emissionsfaktoren moderner Pelletkessel unter typischen Heizbedingungen*, Bundesamt für Energie, 2009
- [13] Haberl, R.; Konersmann, L.; Frank, E.: Erweiterte Systembewertung mit dem Concise Cycle Test am Beispiel von PelletSolar, Tagungsband des 20. *OTTI Symposium Thermische Solarenergie*, Bad Staffelstein, Mai 2010
- [14] Haberl, R.; Konersmann, L.; Frank, E.; Good, J.; Nussbaumer, T.: Systembewertung von Jahresnutzungsgrad und Jahresemissionen für Kombianlagen mit Pelletkessel und Solaranlage, *11. Holzenergie-Symposium*, 17. September 2010, ETH Zürich, 2010, ISBN 3-908705-21-5, 131–144
- [15] Myat Win, K.; Paavilainen, J.; Persson, T.: *Emissions Characterisation of residential pellet boilers during start-up and stop periods*, Solar Energy Research Center SERC, Högskolan Dalarna, 78188 Borlänge, Sweden, 2010 (report partly published in: Myat Win, K.; Persson, T.: Emissions characteristics of a residential pellet boiler and a stove, World Bioenergy 2010, Conference, 25–27 May 2010, Jönköping (S))

Biomass furnace with updraft fixed bed gasification for 2 – 12 MW

Jens Dall Bentzen, DALL Energy, Dänemark

Zusammenfassung

Biomasse-Feuerung mit aufsteigender Festbettvergasung für 2 – 12 MW

Dall Energy wurde im Jahr 2008 von Jens Dall Bentzen, der über langjährige Erfahrung in Forschung und Entwicklung von Biomasse-Vergasungs- und Verbrennungsanlagen verfügt, gegründet. Die erste Entwicklung eines Verdampfungskühlers zur Energiereückgewinnung steht an einer Verbrennungsanlage in Dänemark im Einsatz. Die zweite Entwicklung betrifft eine neue Biomasse-Feuerung mit folgender Zielsetzung:

- hohe Brennstoff-Flexibilität
- tiefe Emissionen
- hohe Ausbrandqualität und
- tiefe Unterhaltskosten.

Das Feuerungsprinzip basiert auf einer aufsteigenden Festbettvergasung mit nachgeschalteter Brennkammer und zeichnet sich durch folgende Besonderheiten aus:

- Im Brennstoffbett herrschen geringe Gasgeschwindigkeiten, so dass ein sehr niedriger Feststoffgehalt im Rohgas resultiert.
- Im aufsteigenden Vergaser befinden sich keine bewegten Teile in der heißen Verbrennungszone, was niedrige Unterhaltskosten ermöglicht.
- Durch das Prinzip der Festbettvergasung werden sehr geringe Emissionen an Kohlenmonoxid, Staub und Stickoxiden erzielt.
- Die Anlage verfügt über eine Verbrennungsluft-Befeuchtung und eine Abgaskondensation und erlaubt die Verbrennung von trockenem bis nassem Brennstoff mit Wirkungsgraden von rund 115%.
- Dank der geringen Staubgehalte im Abgas entfällt eine Feinstaubabscheidung und die Abgaskondensationsanlage kann einfach aufgebaut werden.

Das Funktionsprinzip wurde an einer 2 MW-Pilotanlage demonstriert. Eine kommerzielle 8 MW-Anlage wurde bestellt und ist derzeit in Planung, weitere Projekte sind in Vorbereitung.

1 Introduction

Dall Energy was founded by Jens Dall Bentzen in 2008 who had 15 years of experience with Research and Development of biomass gasification, combustion, and district heating. The vision is to develop and implement new improved biomass technologies which solve the challenges the plant operators have today. The first invention was a system to cool flue gas by evaporative cooling and to recover the energy in a condensing unit. This system has been verified in a lab scale gasifier and a full scale biomass combustion plant is being prepared in Denmark. The next invention was a new biomass furnace which was designed for

- Fuel flexibility
- Low emissions
- High burnout
- Low maintenance costs.

A 2 MW pilot plant has verified the advantages of the furnace and has led to a first commercial contract for a 8 MW plant being built in Denmark.

Further we a new filter for removal of particles from condensates from flue gas condensation systems was developed. Two filters are in operation in Denmark.

Table 1 Comparison: Standard biomass combustion system – Dall Energy combustion system

		Standard	Dall Energy
Furnace			
Fuel		Dry <u>or</u> wet	Dry <u>and</u> wet
CO 100% load	mg/m _n ³	100	15
CO 20%	mg/m _n ³	500	15
CO 10%	mg/m _n ³	N.A.	15
Dust	mg/m _n ³	200-1000	20
NOx	mg/m _n ³	250-300	150-175
Carbon in Ash	%	20-50%	<5%
Maintenance costs		High	Low
System			
Particle separator		Multi cyclone	None
Efficiency (LHV)		90-105%	115%
Condensate filter		Complex	Simple

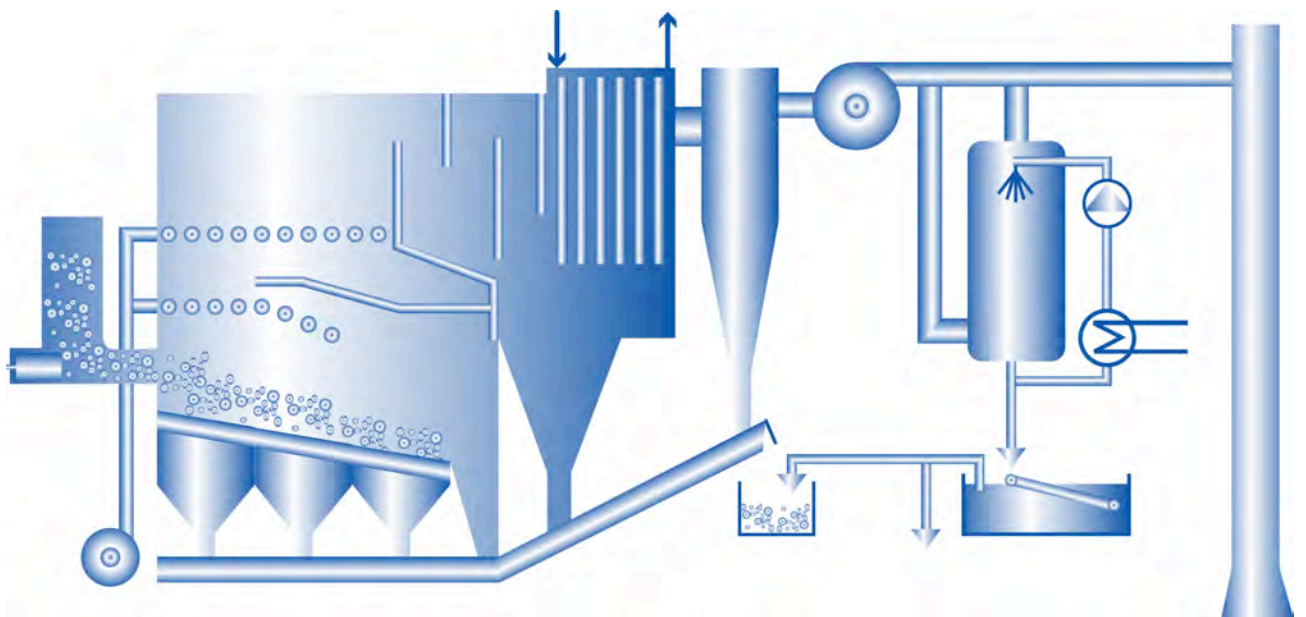


Figure 1 Standard biomass combustion system

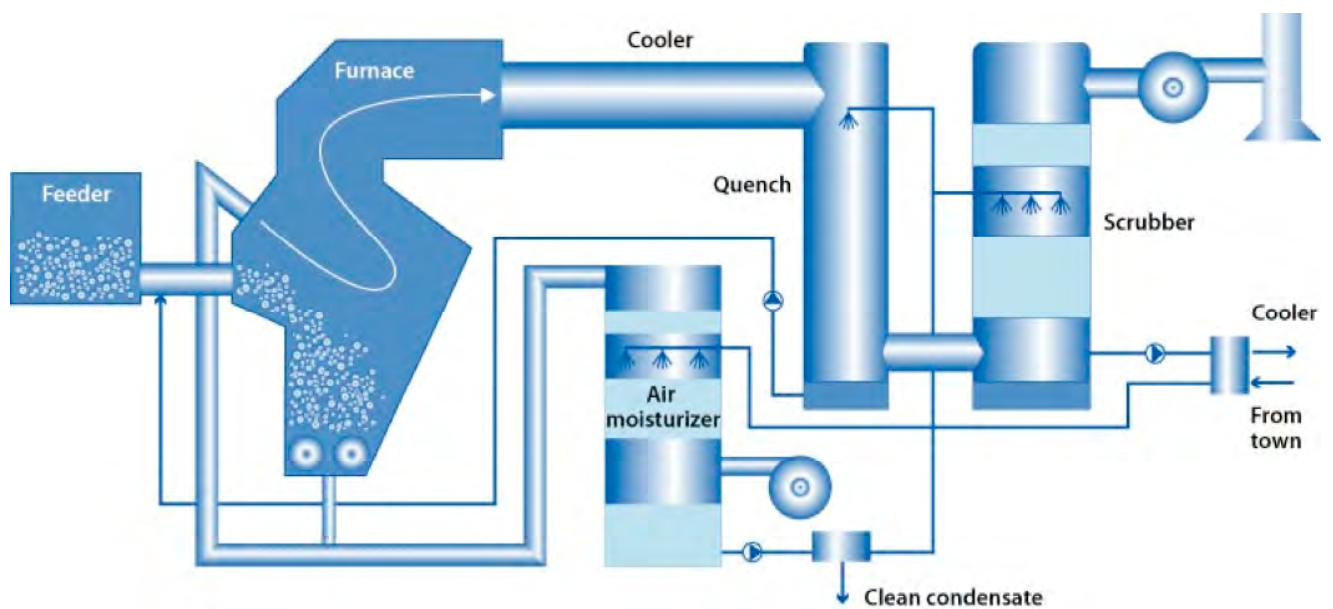


Figure 2 Dall Energy combustion system

2 The Dall Energy Furnace

The Dall Energy furnace combines updraft gasification and gas combustion. Updraft gasification is a robust and flexible way to convert biomass into gas. By combusting the gas in the same reactor we eliminate all problems of tar condensation.

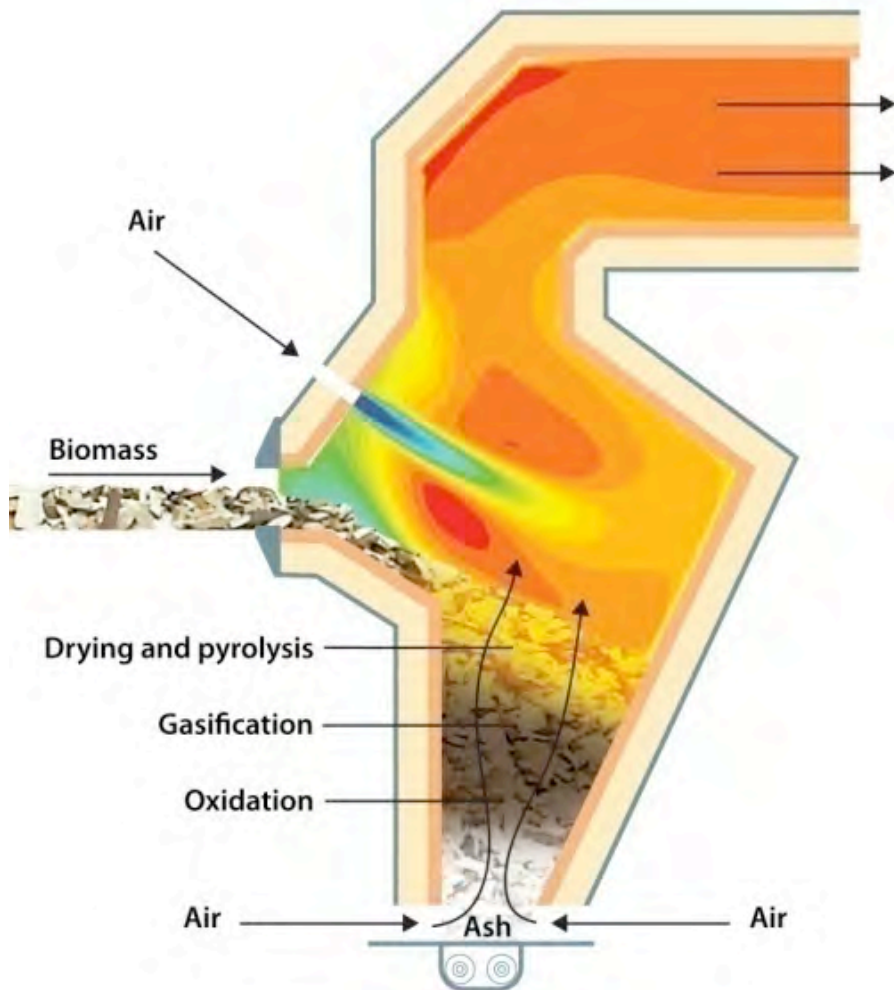


Figure 3 Combination of updraft gasification and gas combustion.

Simple air system

In typical biomass furnaces air is added to most of the main process steps.

In a Dall Energy furnace air is only added to the gas combustion stage and to the ash burn out stage. These are the only processes that really need oxygen.

Dust

The gas velocity in the gasification section is very low and the turbulent part of the gas combustion is away from the gasification bed. Therefore the amount of dust in the flue gas leaving the furnace is extremely low.

Service

The Dall Energy Furnace is designed, so there are no hot moving parts. The maintenance cost are therefore very low.

Operation

During 2009 a 2 MW furnace was built and tested at our partner (SEM Steelindustry). The results of the test verified the design data of the furnace. The plant operator of the district heating system in the nearby town Bogense saw the pilot plant in operation. During the spring 2010 a commercial contract of a 8 MW plant for Bogense was made.

During 2010 several more tests have been made.

On June 17, 2010 the Danish Biomass plant operator visited the pilot plant. Now several projects are being prepared in Denmark



Figure 4 2 MW pilot during operation June 17, 2010.

Acknowledgments

Spraying Systems Co. (USA) has invested in and supported Dall Energy.

Dall Energy projects has been financially supported by Energinet.dk and EUDP.

Externally Fired Micro Gas Turbine (75 kWe) for combined heat and power generation from solid biomass

Concept, efficiency, cost, and experiences
from pilot and commercial plants in Italy

Stefano Barsali, Giulia Ludovici

Department of Electrical Systems and Automation
University of Pisa, Pisa, Italy

Zusammenfassung

Extern befeuerte Mikro-Gasturbine (75 kWe) zur Wärmekraftkopplung mit fester Biomasse

Konzept, Wirkungsgrad, Kosten und Betriebserfahrungen von Pilotanlagen und kommerziellen Anlagen in Italien

Die Möglichkeit zur direkten Nutzung von fester Biomasse im Umkreis der Anlagen wird als Schlüssel zum Erfolg kleiner Anlagen im Vergleich zu Technologien gesehen, die grosse Anlagen oder komplexe Brennstoffaufbereitung verlangen. Die Universität Pisa hat zusammen mit der Firma TEP srl eine extern befeuerte Mikrogasturbine entwickelt und gebaut, die auf einer für Erdgas konstruierten Turbec T100 Mikro-Gasturbine basiert. Einige Anlagen mit 75 kW elektrischer Leistung und 200 bis 250 kW Wärmeauskopplung wurden an industrielle Nutzer verkauft und weitere Bestellungen liegen vor. Das Anlagenkonzept umfasst den Wärmeerzeuger, die Mikrogasturbine und den Regenerator zur Wärmerückgewinnung. Die Biomasse wird durch eine für verschiedene Sortimenten ausgelegte Schnecke zugeführt, die mit einem Sicherheitssystem zur Verhinderung von Rückbrand ausgestattet ist. Die Anlage ist auf 7000 Vollbetriebsstunden pro Jahr und eine jährliche Stromproduktion von 500 MWh ausgelegt. Nebst einigen periodischen Unterhaltsarbeiten erfolgt während der restlichen Zeit des Jahres ein voll automatisierter Betrieb. Das Herzstück der Anlage ist die mit Wärmeübertragern verbundene Mikroturbine, die nach dem regenerativen Brayton-Prozess mit sauberer Luft als Prozessmedium betrieben wird. Die für einen konventionellen Betrieb erforderlichen Erdgasbrenner sind durch Hochtemperatur-Wärmeübertrager ersetzt, die zur Erwärmung der Prozessluft durch die Biomasse-Verbrennung dienen. Die Brennstoffzuführung wird je nach Biomasse-Sortiment angepasst.

Die Brennkammer ist mit keramischer Ausmauerung ausgeführt und verfügt über drei Ventilatoren zur Luftzuführung in drei Ebenen. Dadurch werden eine hohe Ausbrandqualität und

tiefe Stickoxidemissionen erzielt. Der Wärmübertrager ist in die Brennkammer integriert und verfügt über eine Strahlungs- und eine Konvektionszone. Die saubere Prozessluft wird in den Rohren geführt, das Abgas auf der Rohraussenseite, so dass eine Reinigung der Rohrin-nenseite entfällt.

Einige Anlagen sind seit ein paar Jahren in Betrieb und stehen in regelmässigem Gebrauch. Verschiedene Tests wurden durchgeführt und Betriebsdaten gesammelt. Für die Turbine konnte ein Wirkungsgrad von 25,9% ermittelt werden. Im Vergleich resultiert mit Erdgas bei einer Turbinen Eintrittstemperatur von 950°C eine Leistung von 100 kW elektrisch und ein Wirkungsgrad von 30%. Der für Biomasse ermittelte Wert entspricht damit den Erwartungen gemäss der Anlagenauslegung. Für die Gesamtanlage kann beim Betrieb mit Biomasse je nach Bewertung der Feuchtigkeit ein Wirkungsgrad von rund 17% bzw. 17,7% elektrisch so-wie ein Wärmenutzungsgrad von 68% erzielt werden. Abgasanalysen zeigen, dass die Emis-sionsgrenzwerte bei stationärem Nennlastbetrieb sicher eingehalten werden. Allerdings füh-ren bereits geringfügige Änderungen der Luftmengen zu Abweichungen, so dass in transi-enten Phasen Grenzwertüberschreitungen auftreten können.

Bis anhin wurden vier Anlagen an Industriestandorten installiert, von denen derzeit drei in Betrieb stehen. Die Anlagen weisen über 1700 bis 2500 Betriebsstunden auf. Zwei der vier Anlagen stehen in holzverarbeiteten Betrieben, zwei bei Unternehmen, die Holzschnitzel von lokalen Versorgern beziehen. Eine weitere Anlage wird derzeit als Forschungsanlage in-stalliert. Im Weiteren liegen fünf Bestellungen vor. Einige davon verfügen zusätzlich über ein Modul mit Organic Rankine Cycle (ORC), um den elektrischen Wirkungsgrad durch Nutzung der Niedertemperaturabwärme zu erhöhen.

Die installierten Anlagen weisen Investitionskosten von Euro 400'000.– bis 450'000.– auf. Die Technologie ist damit ein Kompromiss zwischen Wirkungsgrad und Kosten. Weitere Verbes-serungen zur Kostenreduktion sind derzeit im Gang. Gleichzeitig laufen in der Forschung Arbeiten zur Wirkungsgraderhöhung des thermodynamischen Prozesses, der elektromecha-nischen Komponenten, der Hilfskomponenten und durch Integration eines ORC-Moduls.

Abstract

The possibility to directly use solid biomass collected in the plant neighbourhoods might be the key towards the success of small plants against other solutions which need large sizes and/or complex fuel processing treatments.

During the last years the University of Pisa, jointly with TEP srl¹, has designed, built and tested an externally fired micro gas turbine (EFMGT) adopting a Turbec T100 microturbine. Some units, each supplying 75 kW of electricity from the direct use of solid biomasses, as well as useful heat for local thermal users, have been sold to industrial users and some more orders have been recently placed. The paper presents the details of the plant and shows the experience from the operation of some installations which are currently running in various conditions and discusses the results achieved. The system is patented by TEP srl. Power-tepTM is a registered trademark of TEP srl.

¹ TEP srl, via G. Volpe, 92, I-56121 Pisa, Italy, tel. +3905044421, e-mail: alessandro.strambi@3eingegneria.it

1 Introduction

Today, only medium and large scale plants are able to directly use solid biomass for electricity generation. Usually steam turbines are coupled to biomass fired boilers. A different approach is to process the fuel through chemical reactions (gasification, pyrolysis) to obtain a gaseous or liquid fuel to be used in reciprocating engines.

Gas turbines can be used only through an external heat generator where the biomass is burnt for heating the air of the primary Brayton cycle, through a high temperature heat exchanger.

All these solutions need a minimum economical size which corresponds to electricity generation above some hundred kilowatts. Also plants for chemical treatments need a rather large size. As a consequence, the logistics aspects for biomass collection, storage and delivery might have a significant impact on the economical and environmental costs of a project.

Small plants, able to directly use solid biomasses collected in the plant neighbourhoods, have the chance to overcome these drawbacks. According to detailed theoretical studies [1], an externally fired micro gas turbine has the opportunity of reaching electrical efficiency higher than the other technological choices.

The possibility of adapting some commercial micro gas turbines (in the size of some tens of kW), by replacing the gas burners with an external biomass heat generator, has been investigated during the last years and, finally, the University of Pisa, jointly with TEP srl, has designed, built and tested an externally fired micro gas turbine (EFMGT) supplying 75 kW of electricity as well as 200 kW to 250 kW of useful heat.

Today, there are some industrial applications already installed and running. The system is patented by Tep srl. PowertepTM is a registered trademark of Tep srl.

2 Plant characteristics

The plant scheme includes the biomass fired heat generator, the microturbine and the regenerative heat exchanger. Figure 1 gives a view of one of the possible configurations. The photograph in figure 2 shows one of the plants actually installed at an industrial user. The principle scheme is drawn in Fig. 3. Biomass is provided to the heat generator through a screw conveyor, which is designed for the majority of solid biomasses.

The plant is designed for up to 7000 yearly operating hours and for generating 500 MWh/y of electricity. Some periods for planned checks and maintenance have a given schedule. During the rest of the year the system is fully automatic.

The core of the system is a microturbine connected to some heat exchangers in a regenerative Brayton cycle using clean air as process fluid. The usual burners of the microturbine are replaced by a high temperature heat exchanger for heating the process air from the biomass combustion.

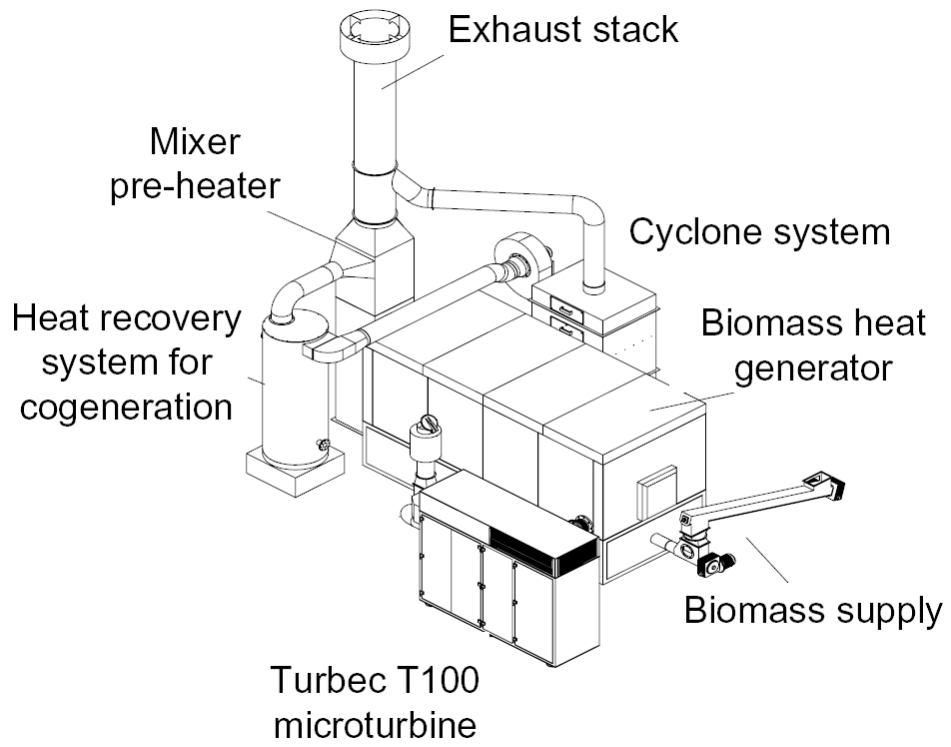


Figure 1 Layout of one of the plants installed



Figure 2 One of the installed plants

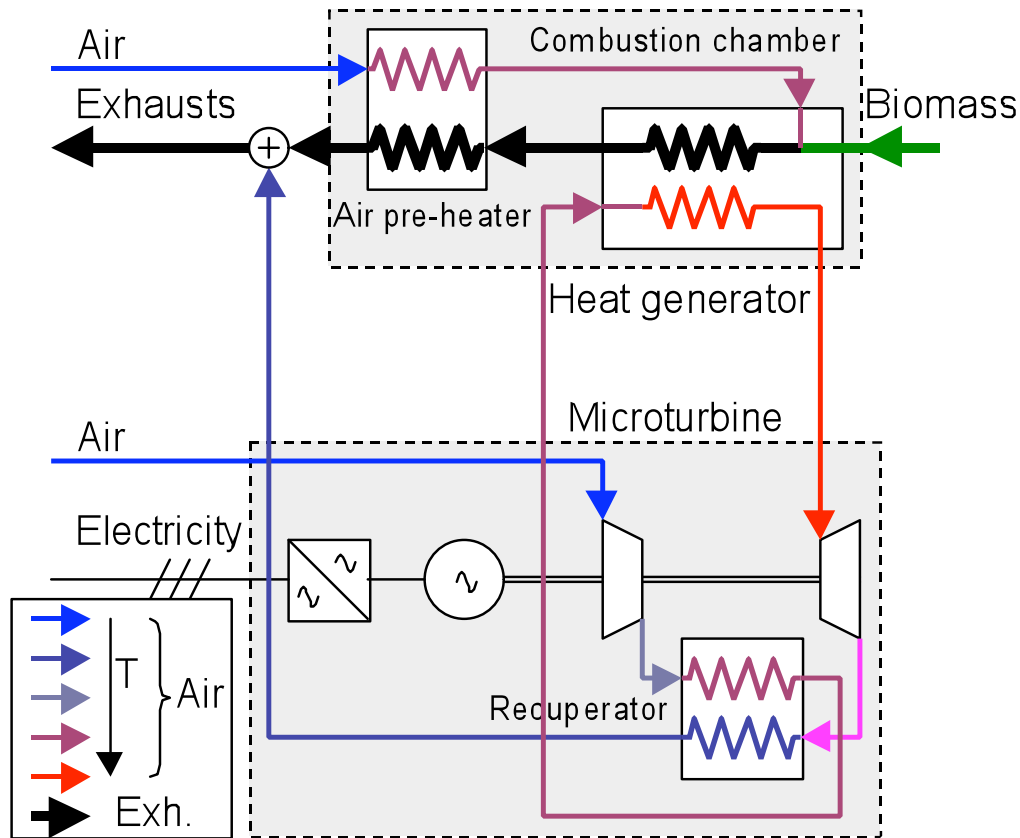


Figure 3 Principle scheme of the plant with surface pre-heater

Figure 3 refers to one of the schemes adopted, showing the main components and the flows of the combustion air and process air. In this scheme, combustion air and process air are fully decoupled. The process air is pressurized by a centrifugal compressor, directly connected to the turbine shaft, and forced into the regenerative heat exchanger before flowing in the high temperature heat exchanger inside the biomass fired heat generator. After crossing the turbine, the expanded, but still hot, air flows into the regenerative heat exchanger (recuperator) for warming the compressed clean air. With this scheme, air enters both in the microturbine (0.7 kg/s) and in the heat generator (0.3 kg/s). The exhaust flow is the sum of these two contributions (1 kg/s) and supplies a thermal load through a heat exchanger.

Alternatively, the turbine output can be used, with an additional thermal contribution from the exhausts, as combustion air in the biomass heat generator. This second solution, directly exploits the microturbine output for supplying pre-heated air to the combustion chamber, as shown in figure 4 where the modified upper part is shown. The internal surface air pre-heater is replaced with a mixer-pre-heater, which is designed to recover the heat available in the combustion exhausts and increase the temperature of the microturbine output before using it as combustion air.

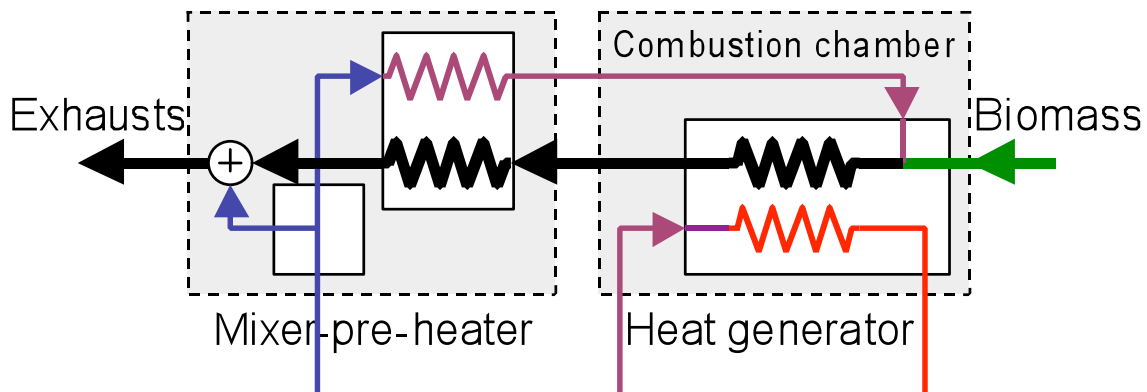


Figure 4 Upper part of the scheme of the plant with external mixer-pre-heater

With this scheme air only enters into the microturbine and the exhaust flow is 0.7 kg/s. This solution increases the system efficiency and reduces the consumption of the large exhaust extraction fan.

In both cases the heat still available in the exhaust is used to supply local thermal loads. The maximum amount, which can be actually exploited, depends on the characteristics of the thermal load itself and is anyway limited by the need of releasing the exhausts not below 110–120°C. In the second case, the amount of heat, which is “necessarily” wasted in the 120°C exhausts, is lower, since the exhaust flow is only 0.7 kg/s instead of 1 kg/s.

2.1 Fuel supply system

Depending on the biomass to be used, the fuel supply system can be adapted for easing the procedure. Roll-on containers with an automatic downloading system (fig. 5) have been designed and applied in some installations.

In these cases containers are filled directly where the biomass is produced (even with a moving chipping machine). Then, a couple of containers is used and the time for replacing the emptied one have been reduced to a few minutes. Each container includes a rack system for the automatic download of the biomass into the hopper which, in turns, feeds the biomass flow regulator. The screw conveyor then directly supplies the heat generator and the biomass flow is controlled through the inverter drive of the conveyor itself.



Figure 5 A plant with roll-on containers and container downloading system

In other cases, a buried reservoir is used which can be easily filled directly by the trucks (fig. 6). A belt or a screw conveying system then supplies the hopper.



Figure 6 A plant with buried reservoir

2.2 The heat generator

The solid fuel reaches the combustion chamber via a screw conveyor equipped with a safety system for avoiding the risk of backdraught. The heat generator is fully shielded with a ceramic fibre structure and is built using refractory bricks.

Air is injected through three separate fans at three different levels inside the combustion chamber for getting a clean three level combustion, which reduces the amount of carbon-oxide and nitrogen-oxides.

The high efficiency heat exchanger is built inside the heat generator itself and includes both a radiant and a convective section. The clean process air flows inside the exchanger tubes while the hot exhausts remain outside the tubes themselves. Therefore, the internal side does not need to be cleaned.

The residual heat in the exhausts is partly used for pre-heating the combustion air through a properly designed heat exchanger, and finally for the direct use.

2.3 The microturbine

The microturbine adopted in this plant is based on the Turbec T100 machine (a 100 kW, single shaft, high speed microturbine), which has been adapted for the operation with an external combustion system. In this configuration, it delivers up to 75 kW of electricity and is designed for indoor installation and on-grid operation.

The centrifugal compressor, with a 4.5 compression ratio, is on the same shaft of the turbine and of the electricity generator.

The expansion turbine receives hot air at around 850°C and outputs expanded air at 650°C.

The generator supplies electricity at 500 V and 2333 Hz which is then converted through an AC/DC/AC converter to the grid values (400 V, 50 Hz). The converter is also used in a

reverse configuration to start the turbine using the generator as a cranking motor, after the temperature in the heat generator reached a suitable level. No natural gas is needed even during start-up.

The microturbine genset includes the regenerative heat exchanger which enables improving the electrical efficiency.

2.4 Control system

The overall plant control system includes the microturbine and the heat generator controllers. The microturbine controller is included in the genset package and only the fuel controller has been removed.

The power demand from the operator, which originally is used to control the natural gas demand, now determines the temperature set-point to the heat generator controller.

The heat generator is then equipped with a PLC and acts basing on the measures of several operational variables to control the mass of the biomass to be supplied according to the temperature demand from the turbine controller, as well as the combustion air and the pressure in the combustion chamber, which is kept lower than the atmospheric value.

The rotating speed of the turbine is then determined for keeping the DC busbar voltage at a constant value suitable for operating of the inverter at the desired power.

3 Experience on users' and test plants

Some plants have been operating since a couple of years and are regularly used by their owners.

One plant is now installed at the manufacturer premises and is used for performing several kinds of tests, mainly devoted to check the plant performance with different shapes of fuel.

3.1 Operating results

This paragraph shows the results of a couple of interesting tests performed on one plant at the manufacturer premises. The first test lasted for 4 hours and included the start-up and the shut-down of the system. The pictures below show the central phase of the test and the data achieved in the steady phase of the test were used to assess the energy balance of the plant and its efficiency. Data have been averaged on a 15 minute basis.

The first hour of operation includes the plant start-up and its ramping towards the rated power and is not shown in the graphs. After that, the plant reaches the maximum net power output of 70 kW.

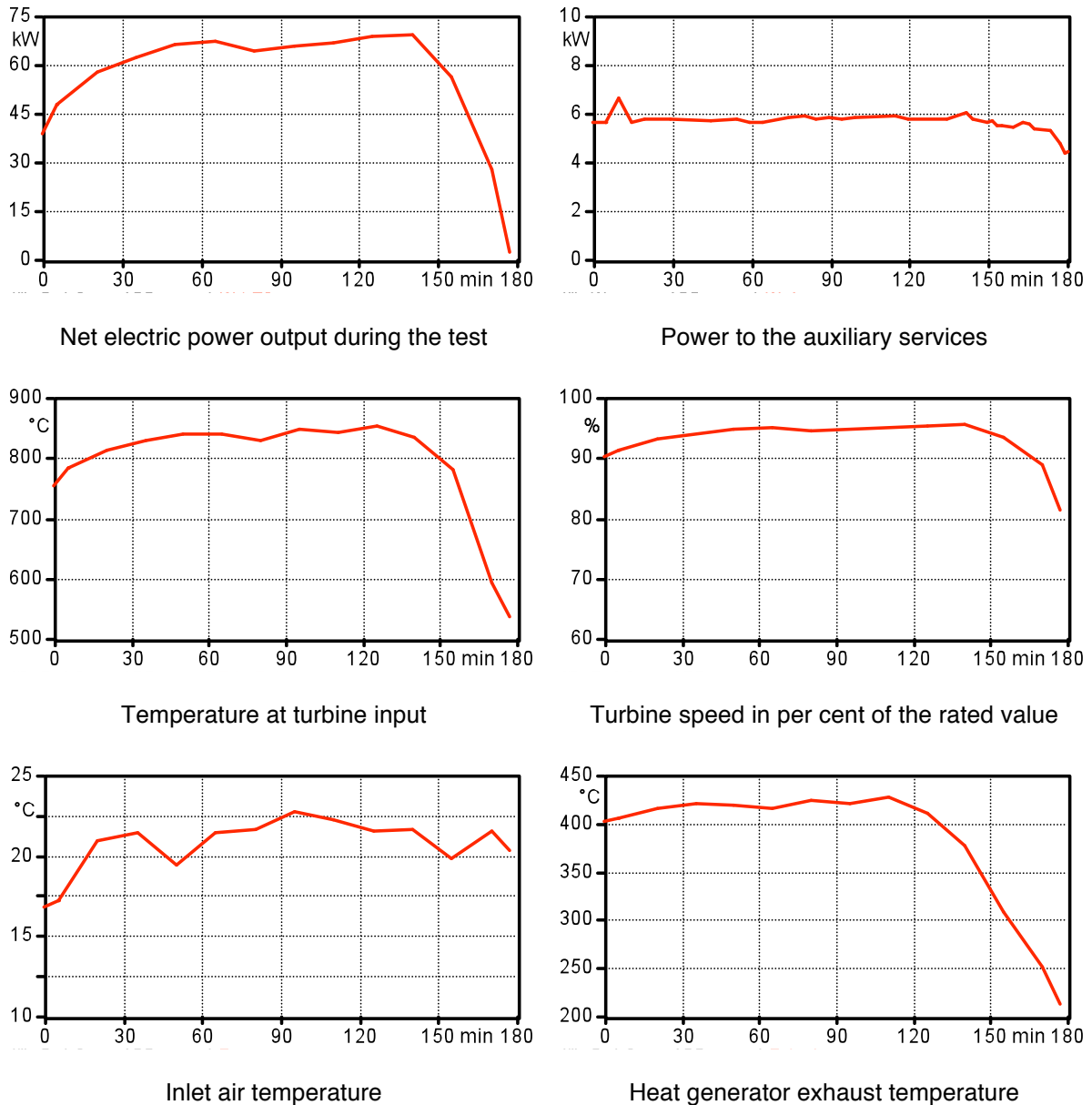


Figure 7 Main results during test 1

During the whole operation, the power for the auxiliary services is near to be constant, since it is mainly due to the exhaust extraction fan which is used to keep the combustion chamber at a pressure lower than the atmospheric value. The 6 kW value sums all the auxiliaries including the biomass conveying systems.

Air temperature before entering the turbine is 850°C, which is 100°C below the design turbine temperature when powered with natural gas. This is a technological constraint of the material used for the high temperature heat exchanger as it is a compromise between the need of high temperature and the cost of the overall system. The efficiency will then be affected by some per cent.

A further issue which decreases the efficiency is the local environment temperature which, in turns, is affected by the plant operation. The test system is installed indoor and the inlet air quickly reaches 22°C.

A second test was made using a different fuel and was mainly used for checking the various temperatures along the circuits. Data was sampled with a one-minute time scale.

In figure 8 temperatures measured along the process air circuit are reported. Air enters the heat generator at 520°C and reaches the turbine at 850°C. After expansion is at 540°C and decreases down to 175°C after the recuperator.

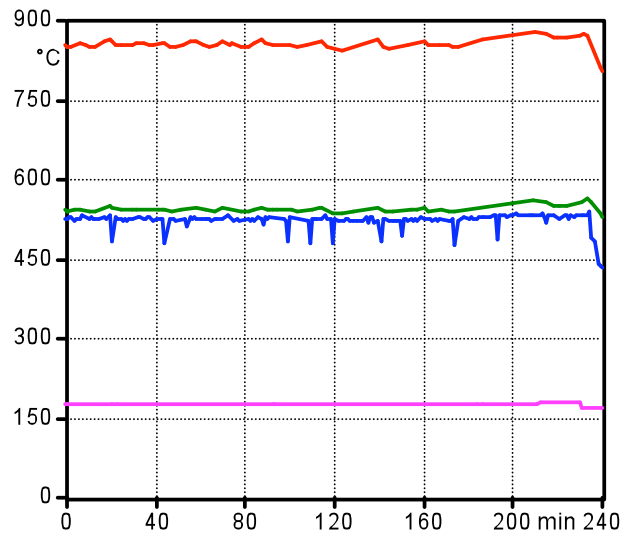
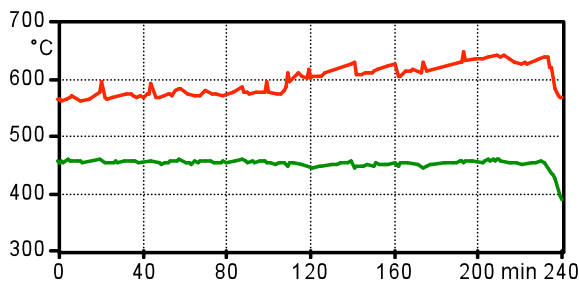
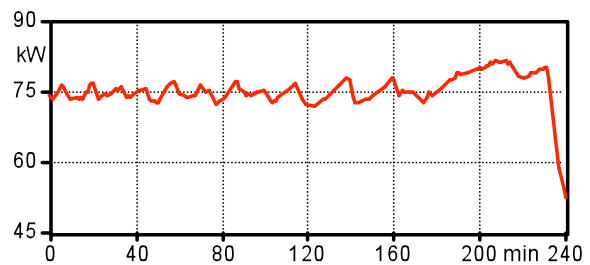


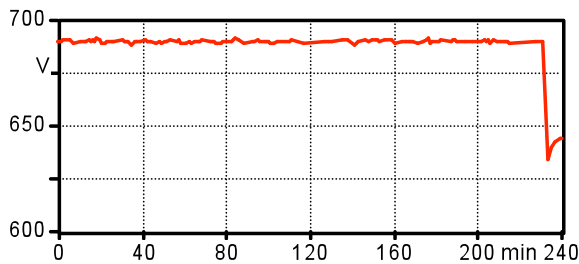
Figure 8 Process air circuit temperatures (from highest to lowest: turbine inlet, turbine outlet, heat exchanger inlet, recuperator outlet)



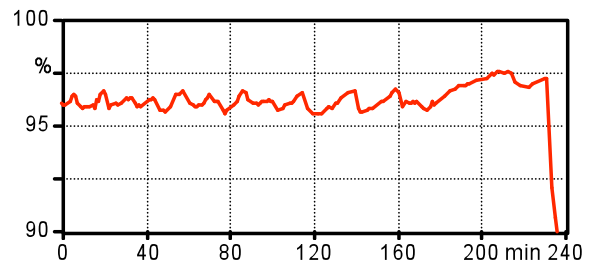
Combustion air temperatures: Heat exchanger outlet (highest), heat generator outlet (lowest)



Net electric power output



Voltage on the DC busbar



Turbine speed in per cent of the rated value

Figure 9 Main results during test 2

In the graphs below in figure 9, the first one refers to the combustion air circuit and shows the temperature of the exhausts at 450°C, while, after the heat exchanger and before the pre-heater is around 600°C. During the test the turbine runs at around 75 kW (second graph). The last two graphs show the action of the turbine speed regulator which slightly moves the turbine speed for keeping the DC voltage constant. The comparison of power and speed curves confirms that the turbine speed is strongly correlated to the power produced.

3.2 Performance and efficiency results

The fuel used for the first test was made of wood chip. A sample was characterized in the University labs and revealed 38.8% moisture content as a fraction of the whole mass and a Higher Heating Value of 17680 kJ/kg as well as a Lower Heating Value of 16880 kJ/kg for the dry material.

The process air flowing through the heat exchanger has a mass flow of 0.68 kg/s and, during the steady state operation, is heated from 506°C up to 850°C. It means that 270 kW are transferred to the process air inside the heat generator. The microturbine efficiency, assessed as the ratio between this value and the net power output, is therefore 25.9%.

This value is consistent with the rated data provided by the microturbine manufacturer for the natural gas fired unit. When running with natural gas, the turbine outputs 100 kW with a 30% electric efficiency and a turbine inlet temperature of 950°C. These figures are assessed with a compressor inlet air at 15°C.

The operation at an inlet air temperature of 22°C (as shown in fig. 7), instead of 15°C, causes an efficiency reduction of roughly 4% as described in the literature [2].

Besides, due to technological limits on the high temperature heat exchanger, the turbine inlet temperature is 850°C (fig. 8) instead of 950°C. According to [1], this affects the turbine efficiency, scaling it down to around 26-27%. Accounting for the further reduction of 4% we derive that the theoretical efficiency ought to be 25-26%, which is the value obtained from the measurements.

Concerning the overall efficiency, from biomass to electricity output, referring to the HHV and accounting to a wet biomass average supply of 150 kg/h, the dry biomass flow is 92 kg/h that is 450 kW of heat. This value would give an overall efficiency of 15.6%.

If we account for the heat spent for evaporating the water content, we obtain the performance of the plant supplied with dry material. The amount of 58 kg/h of water needs 36.5 kW for being evaporated; thus the useful heat is 413.5 kW and the efficiency is then 17%.

Referring to the LHV and still accounting for the heat spent for water evaporation the useful heat is 395 kW and the efficiency sums to 17.7%.

The heat generator has an exchange efficiency given by the ratio between the heat supplied to the process air (270 kW) and the heat content in the fuel (either 450 kW, 413.5 kW or 395 kW depending on the reference used). The heat generator efficiency is therefore either 60%, 65% or 68%.

Finally the useful heat for cogeneration is recovered from mixing the output from the turbine after the regenerative heat exchanger (0.68 kg/s @ 200°C) and the exhaust output from the heat generator (0.3 kg/s @ 420°C). The heat content referring to the system inlet temperature of 20°C is 250 kW.

The amount that can be actually used depends on the thermal process. Anyway a minimum exhaust temperature must be assured around 120°C. Therefore 150-200kW can be used in this configuration.

Turbine power and temperature data collected during the second test have been plotted in figure 10 compared with the theoretical values. If we except the start-up transient the turbine behavior exactly matches the calculated values.

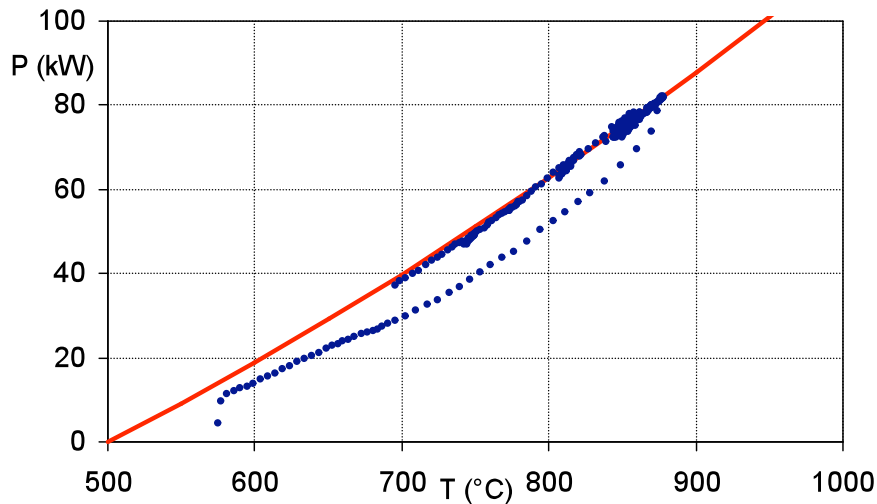


Figure 10 Power output vs turbine input temperature: theoretical values (solid line), measured values (dots).

3.3 Pollutant emissions

Pollutant emissions from the cogeneration plant have the chance to be very low. The three level air injection ensures that the combustion only produces minimal amounts of NO_x. On the other side, sulfur content in wood biomasses is very low, while the use of a lambda probe enables an accurate control of the combustion for keeping carbon oxide at the lowest level. Particulate is limited through a cyclone system, and, if needed, the performance can be improved by installing sock filters. During the tests, samples from the exhausts have been analysed by qualified labs and the results show the values reported in table 1 for the plant operating at rated power. The results reveal that pollutant emissions are strongly influenced even by small changes in the combustion air flow. In some cases, mainly during transient phases, carbon monoxid overcame the limits. During full load and steady operation (test 1 in table 1) the emissions are well within the limits.

Table 1 Pollutant content during some tests

Pollutant (mg/m ₃) at standard conditions and 11% O ₂	1	2	3	4	5	Italian limits
Particulate matter	9.5	24.2	117.7	4	-	100
Carbon monoxide (CO)	183	366	132	422	535.2	350
Nitrogen dioxide (NO ₂)	163	65	62	73	207.2	500

Recent activity of the research group is devoted to deploying a mathematical dynamic model of the system aimed to the optimisation of the combustion control system and the temperature profile along the circuits.

3.4 Operating units

Four plants have been installed in industrial sites and three are currently running. Two units are used by operators in the wood sector and exploit the residual material from the manufacture process. Other two units are owned by operators who buy wood chip from local suppliers. There is a further unit presently installed at the manufacturer premises and is used as research unit.

Table 2 summarises the main characteristics of the industrial plants already running. It's worth mentioning that the first plant in the table list has performed more than 800 start-up/shut-down cycles due to the specific characteristics of the user.

Table 2 Characteristics of the industrial plants presently in operation. Plant 1 has been recently stopped and will be dismantled

#	Fuel	Fuel storage	Thermal use	Pwr kW	Inst.	Op. hrs
1	Manuf. residuals	Silos	None	50	May '08	2500
2	Wood chip	Roll-on container	Warm water for district heating 200kW	75	Sept '09	1700
3	Wood chip	Buried reservoir	Warm water for district heating and cooling 200 kW	75	Oct '09	1700
4	Manuf. residuals	Silos	Heat and cool	75	Apr '10	2000

There are also orders placed for five more plants, a couple of them using an Organic Rankine Cycle (ORC) for increasing the electricity generation, since available heat can not be usefully exploited. The integration of the ORC is part of a research project partly funded by the Tuscany region administration (see 4.5). In one case the project includes more units connected to one larger ORC.

The cost of each installed unit is around 400 – 450 k€. The adopted technology is the compromise between system efficiency and cost. The improvements now under study have the goal to reduce the cost of the delivered kWh.

4 Further developments

Research in progress aims to improve the overall electrical efficiency by optimising several issues as described in the following sub-sections.

4.1 Increase of the turbine inlet temperature

Turbine inlet temperature, as mentioned before and described in [1], is the most important parameter affecting the system performance. Different materials are under study for being used in the high temperature heat exchanger to enable reaching higher temperatures. The critical issue is to find the optimal compromise between the additional costs for high performance materials and the increased revenue from the increased electricity generation.

4.2 Cooling of compressor inlet air

The second parameter which affects the regenerative Brayton cycle efficiency is the temperature of the air at the compressor inlet. Cold air needs less energy for being compressed. Two options are under study. The first is to use an electrical chiller, which is an industrial product and proves high performances and low costs, and the second is to adopt an absorption chiller which is able to exploit the heat available in the exhausts. The first solution will be tested in the next months.

4.3 Improve of the electrical efficiency

The electro-mechanical conversion efficiency in the generator-inverter system shows not very high performances, mainly due to the losses caused by the large harmonic content in the generator currents. The rectifying stage of the conversion system is a simple diode bridge working at around 2 kHz. Some improvements can be achieved by adopting a force-commutated converter capable of giving a current waveform closer to the ideal sinusoid. The maximum operating frequency of the static devices today available on the market is the main limit towards this solution.

4.4 Electrical auxiliary services

The electrical auxiliary services consume up to 6 kW out of 75–80 kW of gross electrical generation. The largest motor is the exhaust extraction fan which can demand up to 5 kW and is always in service even during the start up and shut down phases as well as when the plant runs at reduced power. The use of high efficiency motors can strongly reduce these values. It's worth noticing that the energy produced by the biomass plant (and thus the avoided losses) are often remunerated with very favorable tariffs.

Another chance is given by the possibility to directly connect the auxiliary motor drives to the internal DC bus of the turbine genset and avoid the double DC-AC-DC conversion and the related losses.

4.5 Combined cycle

The research group is now developing a project partly funded by the Tuscany Region administration for coupling an Organic Rankine Cycle (ORC), supplied by the system exhausts, to the microturbine Brayton cycle.

The additional electric power produced should increase the generation up to 90–100 kW without increasing the fuel consumption. This solution is particularly useful where thermal energy cannot easily be exploited for a direct usage.

5 Remarks

Some years of experience in designing, building and testing the externally fired microturbine structure have enabled the research team involved to transfer their scientific knowledge into an industrial product which meets efficiency, cost effectiveness as well as reliability targets. The efficiency values assessed during the tests have shown the system adequacy for competing against the other solutions and for perhaps being the only solution for the direct use of solid biomass for electricity generation in the range of power below 100 kW. Also operational performances shown by the plants installed at industrial users reveal a good reliability of the overall system. The results achieved have encouraged more users to place orders for some units; some will be delivered soon and will start operating in the next months. The research team is still working for further increasing the system efficiency by the optimization of the thermodynamic cycle, the improvement of the electrical efficiency of the electro-mechanical components and the auxiliary services and by exploiting the residual heat by an Organic Rankine Cycle.

6 References

- [1] M. Kautz, U. Hansen: “The externally fired gas turbine (EFGT-cycle) for decentralised use of biomass”, *Applied Energy*, Volume 84, Issues 7-8, July-August 2007, Pages 795-805
- [2] E. Macchi et al.: “La cogenerazione a gas naturale” in Italian, ISBN 88-7398-016-3, Polipress, Milan, Italy, 2006
- [3] S. Barsali, M. Ceraolo, R. Giglioli, P. Pelacchi, “Microturbines for dispersed generation”, International conference on electricity distribution, CIRED 1999, Nice, France, June 1-4, 1999
- [4] S. Banetta, S. Barsali, “A test facility for distributed cogeneration: experiences on a microturbine and chiller based plant” International conference on electricity distribution, CIRED 2003, Barcelona, Spain, May 12-15, 2003
- [5] S. Barsali, R. Giglioli, D. Poli (Università di Pisa), P. Caramuscio, C. Tabasso (Enel), “Electricity and solid fuel production by small biomass plants vs CHP and district heating”, 16th European Biomass Conference & Exhibition. Valencia, Spain, June 2-6, 2008.
- [6] S. Barsali, M. Cellini, R. Giglioli, D. Poli “An externally fired micro gas turbine plant for combined heat and power generation from solid biomass: a practical experience” 18th European Biomass Conference & Exhibition. Lyon, France, May 3-7, 2010

Autorenverzeichnis

Prof. Dr. Urs **Baltensperger**
Labor für Atmosphärenchemie
Paul Scherrer Institut
5232 Villigen PSI
Email urs.baltensperger@psi.ch
Internet <http://lac.web.psi.ch/>

Prof. Dr. Stefano **Barsali**
Dipartimento di Sistemi Elettrici e Automazione
Università di Pisa
I – 56122 Pisa
Email barsali@dsea.unipi.it
Internet www.dsea.unipi.it/

Urs **Elber**
Axpo Holz + Energie AG, Geschäftsführer
Flughofstrasse 54
8152 Glattbrugg
Email urs.elber@axpo-holz.ch
Internet www.axpo-holz.ch

Jens Dall **Bentzen**
Dall Energy, Venlighedsvej 2
DK – 2970 Hørsholm
Email jdb@dallenergy.com
Internet www.dallenergy.com

Dr. Jürgen **Good**
1) Fachgruppe Bioenergie
Hochschule Luzern – Technik & Architektur
CH – 6048 Horw
Internet www.hslu.ch
2) Verenum
Langmauerstrasse 109
CH – 8006 Zürich
Email juergen.good@verenum.ch
Internet www.verenum.ch

Robert **Haberl**
Institut für Solartechnik SPF
Hochschule für Technik Rapperswil HSR
Oberseestrasse 10
8640 Rapperswil
Email Robert.Haberl@solarenergy.ch
Internet www.solarenergy.ch

Kit Prins

bis 2009 bei FAO/UNECE
17 chemin Fillion
1227 Carouge (GE)
Email kit.prins@gmail.com

Adrian Lauber

Fachgruppe Bioenergie
Hochschule Luzern – Technik & Architektur
CH – 6048 Horw
Email adrian.lauber@hslu.ch
Internet www.hslu.ch

Rolf Manser

Abteilung Wald, Abteilungsleiter
Bundesamt für Umwelt
3003 Bern
Email rolf.manser@bafu.admin.ch
Internet www.bafu.admin.ch

Prof. Dr. Thomas Nussbaumer

1) Fachgruppe Bioenergie
Hochschule Luzern – Technik & Architektur
CH – 6048 Horw
Internet www.hslu.ch
2) Verenum
Langmauerstrasse 109
CH – 8006 Zürich
Email thomas.nussbaumer@verenum.ch
Internet www.verenum.ch

Hans-Jürg Schmid

Präsident Holzfeuerungen Schweiz SFIH
c/o Schmid AG Holzfeuerungen, Hörnlistrasse 12
8360 Eschlikon
Email hj@holzfeuerung.ch
Internet www.holzfeuerung.ch

Prof. Dr. Wulf Schultess

Sachverständigenbüro Dr.-Ing. W. Schultess
Schilling-von-Canstatt-Str. 27
D – 76228 Karlsruhe
Email buero@schultess-w.de
Internet www.schultess-w.de

Hans-Ruedi Streiff

Holzindustrie Schweiz, Direktor, Mottastrasse 9
3000 Bern 6
Email streiff@holz-bois.ch
Internet www.holz-bois.ch