

Miljøprojekt Nr. 649 2001

Måling af dioxinmissionen fra udvalgte sekundære kilder

Ole Schleicher, Allan Astrup Jensen og Peter Blinksbjerg
dk-TEKNIK Energi & Miljø

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

INDHOLD	3
FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 BAGGRUND FOR UNDERSØGELSEN	17
2 METODE	18
2.1 UDVÆLGELSE AF ANLÆG	18
2.2 MÅLEMETODE	18
2.3 ANLÆGSDATA OG RAPPORTERING	19
2.4 ANALYSE	20
2.5 DATAPRÆSENTATION	20
2.5.1 <i>Detektionsgrænser</i>	21
2.5.2 <i>Usikkerheder</i>	21
2.5.3 <i>Blindværdi</i>	22
2.5.4 <i>TEQ enheder</i>	22
2.5.5 <i>Congener mønstre og I-TEQ procenter</i>	23
3 RESULTATER	25
3.1 HALM	25
3.1.1 <i>6,3 MW Fjernvarmeværk</i>	25
3.1.2 <i>Helballefyret 300 kW gårdanlæg</i>	26
3.1.3 <i>Kraftvarmeværker</i>	28
3.1.4 <i>Sammenfatning halmfyring</i>	31
3.2 TRÆ OG SPÅNPLADEFLIS	32
3.2.1 <i>6,3 MW fjernvarmeværk</i>	32
3.2.2 <i>51 MW kraftvarmeværk</i>	35
3.2.3 <i>5 kW brændeovn</i>	36
3.2.4 <i>19 kW stokerfyre</i>	40
3.2.5 <i>Sammenfatning træbrændsel</i>	42
3.3 GRILLSTEGNING	43
3.3.1 <i>Forsøgsbeskrivelse</i>	43
3.3.2 <i>Måleresultater og kommentarer</i>	44
3.4 SPILDOLIE	47
3.4.1 <i>Uraffineret spildolie i Marstal Fjernvarme</i>	47
3.4.2 <i>Genraffineret spildolie i Odense Fjernvarme</i>	49
3.4.3 <i>Genraffineret spildolie i Silkeborg Fjernvarme</i>	50
3.4.4 <i>Sammenfatning spildolie</i>	51
3.5 KREMATORIER	53
3.5.1 <i>Holbæk Krematorium</i>	53
3.5.2 <i>Odense Krematorium</i>	54
3.5.3 <i>Sammenfatning krematorier</i>	56
4 DISKUSSION	58
4.1 HALMFYRING	59

4.2	TRÆFYRING	60
4.3	GRILLSTEGNING	63
4.4	SPILDOLIE	64
4.5	KREMATORIER	65
4.6	CONGENERMØNSTRE OG I-TEQ PROCENTER	66
5	KONKLUSION	68
	BILAG	72
	Bilag A: Usikkerhed	
	Bilag B: Resumé af Miljøprojekt 249, 1994. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne.	
	Bilag C: Måleresultater	

Tabel 1. TEF værdier	23
Tabel 2. Emissionsfaktorer for oprevet halm i 6,3 MW fjernvarmekedel	26
Figur 1. Dioxinmønstre for oprevet halm i 6,3 MW fjernvarmekedel	26
Tabel 3. Emissionsfaktorer for hel halmballe i 300 kW gårdanlæg	27
Figur 2. Dioxinmønstre for hel halmballe i 300 kW gårdanlæg	28
Tabel 4. Elsamprojekt målinger på 3 biomassefyrede kraftvarmeanlæg	29
Figur 3. Dioxinmønstre for halm i Rudkøbing KVV	30
Figur 4. Dioxinmønstre for halm i Enstedværket	30
Figur 5. Dioxinmønstre for halm i Måbjergværket	30
Tabel 5. Emissionsfaktorer for halmfyring	31
Tabel 6. Emissionsfaktorer for spånpladeflis i 6,3 MW fjernvarmekedel	33
Tabel 7. Emissionsfaktorer for træflis i 6,3 MW fjernvarmekedel	33
Figur 6. Dioxinmønstre for spånpladeflis i 6,3 MW fjernvarmekedel	34
Figur 7. Dioxinmønstre for træflis i 6,3 MW fjernvarmekedel	34
Figur 8. Dioxinmønstre for gennemsnit af hver type brændsel	35
Tabel 8. Emissionsfaktorer for 51 MW træfyret kraftvarmeværk	35
Figur 9. Dioxinmønstre for 51 MW kraftvarmeværk	36
Tabel 9. Emissionsfaktorer for birkebrænde i 5 kW brændeovn	37
Tabel 10. Emissionsfaktorer for ovtørret bøg i 5 kW brændeovn	37
Figur 10. Dioxinmønstre for birketræ i 5 kW brændeovn	39
Figur 11. Dioxinmønstre for ovtørret bøgetræ i 5 kW brændeovn	39
Figur 12. Dioxinmønstre som koncentration for 4 målinger i brændeovn	40
Tabel 11. Emissionsfaktorer for træpiller i 19 kW stokerfyr	41
Figur 13. Dioxinmønstre for træpiller i 19 kW stokerfyr	41
Tabel 12. Emissionsfaktorer for alle træbrændsler	42
Figur 14. Grillforsøgsopstilling	43
Figur 15. Grillstegning	44
Tabel 13. Emissionsfaktorer for forsøg med grillstegning	44
Tabel 14. Emissionsfaktorer for grillstegning korrigeret for brændværdi	45
Figur 16. Dioxinmønstre for grillstegning	46
Figur 17. Dioxinmønstre for grillstegning og natfyring med bøgetræ	46
Tabel 15. Emissionsfaktorer for uraffineret spildolie i 2,8 MW kedel	48
Figur 18. Dioxinmønstre for uraffineret spildolie i 2,8 MW kedel	49
Tabel 16. Emissionsfaktorer for genaffineret spildolie i 23 MW kedel	49
Figur 19. Dioxinmønstre for raffineret spildolie i 23 MW kedel	50
Tabel 17. Emissionsfaktorer for genaffineret spildolie i 15 MW kedel	51
Figur 20. Dioxinmønstre for genaffineret spildolie 15 MW kedel	51
Tabel 18. Eksempel på renhed af genaffineret og urensset spildolie	52
Tabel 19. Emissionsfaktorer for Holbæk Krematorium	54
Figur 21. Dioxinmønstre for Holbæk Krematorium	54
Tabel 20. Emissionsfaktorer for Odense Krematorium	55
Figur 22. Dioxinmønstre for Odense Krematorium	56
Figur 23. Dioxinmønstre for gennemsnit af målingerne på krematorier	56

Forord

Denne rapport er en del af det arbejde, Miljøstyrelsen som Lead-Country indenfor OSPAR-konventionen på dioxin har iværksat for at danne et bedre overblik over danske emissioner af dioxin og kilderne hertil.

Rapporten præsenterer resultaterne af en række målinger på udvalgte mindre fyringsanlæg, fyret med specifikke brændsler, samt resultaterne af flere nyere målinger på tilsvarende fyringsanlæg med samme typer brændsler.

Undersøgelsen er udført i Referencelaboratoriets regi og under Referencelaboratoriets styregruppe

Teknologisk Institut i Århus har udført målingerne på brændeovn, træpillefyr og halmfyret gårdanlæg, og dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ har udført de øvrige målinger.

Alle analyserne for dioxiner og furaner, både fra de udførte og de refererede målinger, er udført af ERGO Forschungsgesellschaft GmbH i Hamburg.

Rapporten er udarbejdet af Ole Schleicher, Allan Astrup Jensen og Peter Blinksbjerg, dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ.

Der rettes en stor tak til de virksomheder, der velvilligt har stillet deres fyringsanlæg til rådighed, samt for den hjælp de har ydet ved gennemførelse af målingerne.

Sammenfatning og konklusioner

Denne rapport præsenterer resultaterne af en række nyere målinger på udvalgte mindre fyringsanlæg, indfyret med specifikke brændsler. De fleste resultater er fra målinger, der er udført som et led i projektet, og de er suppleret med en række nyere målinger på tilsvarende anlægstyper og brændsler.

Anlægstyperne og brændslerne er:

- Halm i et gårdanlæg, et 6 MW fjernvarmeværk og 3 kraftvarmeværker på 10, 40 og 95 MW.
- Træ i en brændeovn, et lille stokerfyr, et 6 MW fjernvarmeværk og et 51 MW kraftvarmeanlæg.
- Spånpladeflis i et 6 MW fjernvarmeværk.
- Spildolie på 3 anlæg på 3, 15 og 23 MW.
- Krematorier.
- Grillstegning med 2 slags grillbriketter.

Alle emissionsfaktorerne i denne rapport ligger i den lave ende af de intervaller, der er angivet i andre opgørelser, som i høj grad er baseret på ældre danske og udenlandske målinger. Manglen på emissionsfaktorer i den høje ende af intervallerne er dog ikke bevis for, at de ikke findes. Der kan tænkes at være anlæg i Danmark, som har meget højere dioxinmissioner på grund af dårlige og varierende forbrændingsforhold, mangelfuld styring og overvågning eller måske uhensigtsmæssigt indrettede fyrrum og mangelfuld røggasrensning. Med de danske miljøkrav og kontrolforanstaltninger for fyringsanlæg anses det ikke for sandsynligt, at der findes mange af den slags anlæg i Danmark.

De større halm- og træfyrede anlæg repræsenterer den bedre ende af danske anlæg, hvad angår rensning af røggassen for partikler. Da en del af dioxinerne findes på partiklerne, så vil en større partikelemission normalt også betyde en større dioxinmission. Der er derfor beregnet en større øvre grænse i de angivne emissionsintervaller i forhold til en større partikelemission svarende til grænseværdien på 40 mg/m³(n,t,10% O₂).

Halm:

Større anlæg med en god kontinuer forbrænding, en høj fyrrumstemperatur og en effektiv partikelrensning.

Målte emissioner. Emissionsfaktor: 5 - 32 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,001 - 0,005 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)¹

Beregnet større øvre grænse i forhold til en større partikelemission.
Emissionsfaktor: 5 - 200 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,001 - 0,03 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Mindre gårdanlæg med diskontinuer og dårligere styret forbrænding og ingen partikelrensning.

¹ Normaltilstanden tør gas, 0°C, 101,3 kPa og 10% ilt.

Emissionsfaktor: 5.000 - 10.000 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,6 - 1,2 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

De angivne emissioner menes at være repræsentative for de fleste halmfyrede anlæg i Danmark.

Træ og spånplade:

Større anlæg med en god kontinuer forbrænding, en høj fyrrumstemperatur og en effektiv partikelrensning.

Målte emissioner. Emissionsfaktor: 26 - 95 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration: 0,002 - 0,016 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Beregnet større øvre grænse i forhold til en større partikelemission.

Emissionsfaktor: 26 - 300 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration: 0,002 - 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Mindre halvautomatiske stokerfyr med kontinuer styret forbrænding, lav temperatur og ingen partikelrensning.

Emissionsfaktor: 210 - 530 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration: 0,03 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Brændeovne med diskontinuer forbrænding, manuel styring og ingen partikelrensning.

Emissionsfaktor: 610 - 5.100 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration: 0,1 - 0,8 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Resultaterne fra stokerfyret og brændeovnen udviser meget stor overensstemmelse med målingerne i Miljøprojekt nr. 249 fra 1994¹.

De angivne emissioner menes at være repræsentative for de fleste træfyrede anlæg i Danmark.

Grillstegning:

Emissionsfaktor: 5.500 - 14.800 ng I-TEQ/ton grillbriketter
eller 13 - 30 ng I-TEQ/grillstegning med 2 kg grillbriketter
Koncentration: 0,5 - 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Emissionen kan ud fra iltkoncentrationen i fortyndingskanalen beregnes til mellem 0,5 og 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂). De reelt forekommende koncentrationer vurderes at være væsentligt mindre, da røggassen fra en grill hurtigt blandes op med store mængder luft. I fortyndingskanalen, hvor temperaturen var 39 til 56 °C, var koncentrationerne mellem 0,02 og 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t).

Spildolie:

Uraffineret spildolie i en fjernvarmekedel.

Emissionsfaktor: 330 - 1.640 ng I-TEQ/ton olie
Koncentration: 0,02 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Bestemmelsen er dog noget usikker, da de 4 prøver, den er baseret på, ikke stemmer helt overens.

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

Raffineret spildolie i 2 fjernvarmekedler.

Ved normal drift på 2 veljusterede anlæg.

Emissionsfaktor: 29 - 36 ng I-TEQ/ton olie

Koncentration: 0,002 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Under unormale forhold på det ene anlæg med dårlig forbrænding og forhøjet sodindhold.

Emissionsfaktor: 970 ng I-TEQ/t olie

Koncentration: 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Der er dog kun tale om en måling over 2 timer mod normalt 6 timer, hvor den høje værdi på anlægget med dårlig forbrænding kan skyldes andre forhold omkring prøvetagning eller analyse. Denne måling kunne tyde på, at der måske kan ske en eksponentiel stigning i dioxinmission ved dårlig og sodende forbrænding af et brændsel, som normalt giver en lav dioxinmission.

Krematorier:

Målinger på 3 krematorieovne på 2 krematorier.

Emissionsfaktor: 180 - 930 ng I-TEQ/kremering

Koncentration: 0,2 - 0,7 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Et gennemsnit af alle målingerne vægtet efter antal kremeringer i hver måling giver en emissionsfaktor på 350 ng I-TEQ/kremering, og en koncentration på 0,3 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

Congener mønstre og I-TEQ procenter:

Der er vist kongener mønstre og I-TEQ procenter for alle de udførte og refererede målinger.

Et kongener mønster er en grafisk visning af koncentrationen eller mængden af hver enkelt, eller grupper, af de 17 kongener, der normalt bliver analyseret.

I-TEQ procenten er vægten af de 17 kongener i I-TEQ enheder, dvs. efter omregning med TEF faktorerne, i procent af vægten før omregningen.

Der er vist karakteristiske dioxinmønstre og I-TEQ procenter for hver type anlæg og brændsel. De udviser stor overensstemmelse mellem målinger på samme brændsel og forbrændingsforhold, og mellem forskellige anlæg med sammenlignelige forbrændingsforhold. Det er påvist, at de karakteristiske mønstre og I-TEQ procenter ænders markant med ændrede forbrændingsforhold. Det viser, at mønstre og I-TEQ procenter formentlig kan bruges til en simpel og effektiv kvalitetskontrol af udførte målinger. Kontrollen kan anvendes både til kontrol af to samtidige målinger mod hinanden, og til kontrol i forhold til tidligere målinger på samme anlæg.

En god måling vil have stor overensstemmelse mellem dioxinmønstre og I-TEQ procenterne for de to samtidige prøver. Hvis der også er overensstemmelse med mønstre og procenter fra tidligere målinger, kan det underbygge at brændsel og driftsforhold er sammenlignelige.



I-TEQ procenten er vægtet efter toksicitetsfaktorerne, og det betyder at en stor afvigelse på en congener med en lille TEF faktor (Toxicity Equivalence Factor) ikke får så stor betydning for I-TEQ procenten, som den kan have på mønsteret.

I-TEQ procenten kan bruges til den første og hurtige kontrol af målingerne, om de svarer til det normale niveau for anlægget, eller anlægs- og brændselstypen. Gentagne målinger på et anlæg vil give erfaringer med variationsbredden for I-TEQ procenten.

Afviger I-TEQ procenten fra det normale, er der grund til at undersøge mønstrene nærmere. Hvis de afviger markant fra tidligere målinger, vil det enten indikere, at der har været fejl på målingerne, eller at anlægget under målingen har kørt med væsentligt ændrede driftsparametre eller en anden type eller sammensætning af brændslet.

I foråret 2001 har Miljøstyrelsens Referencelaboratorium for måling af emissioner til luften påbegyndt opbygning af en database for dioxinmålinger i Danmark. Databasen opbygges primært omkring registrering af målinger på affaldsforbrændingsanlæg med mulighed for senere udvidelse med andre dioxinkilder og eventuelt andre stoffer. Databasen opbygges, så den indeholder dioxinmønstre og I-TEQ procenter, hvorved teorien om at de kan anvendes til kvalitetskontrol af målingerne, vil blive afprøvet på et stort antal målinger.

Summary and conclusions

This report presents the results from a new investigation of emission of dioxin and furans from smaller combustion plants. Most of the results are from measurements initiated by this project, and they are supplemented by results from other recent measurements on similar plants.

The fuels and plants are:

- Straw in a farm-size boiler, a 6 MW district heating station and 3 larger combined power and heating stations at 10, 40 and 95 MW.
- Wood in a stove, a small automatic stoker boiler, a 6 MW district heating station and a 51 MW power plant.
- Chipboard residue in a 6 MW district heating station.
- Waste oil in 3 district heating stations at 3, 15 and 23 MW.
- Crematories.
- Barbecuing with 2 types of briquettes.

All emission factors in this report were in the lower end of the intervals given in other investigations, based on older Danish and foreign measurements. The lack of emission factors in the higher end of the intervals does not indicate, that they do not exist. There may be plants in Denmark with substantially higher emission factors, because of poor combustion and/or large variation in the combustion conditions, or maybe inappropriately arranged combustion chambers or insufficient flue gas cleaning. However, the numbers are considered to be low, due to the Danish environmental regulation and control measuring for combustion plants.

The larger straw and wood fired plants represent the better part of the Danish plants in relation to flue gas cleaning for particles. As a substantial part of the dioxins and furans will normally be found on the particle phase, an adjusted emission factor has been calculated in relation to a higher emission of particles, up to the emission level value of $40 \text{ mg/m}^3(\text{s,d},10\%\text{O}_2)^1$.

Straw:

Larger plants with a good continuous combustion, a high combustion temperature, and efficient flue gas cleaning.

Measured emission.

Emission factor: 5 - 32 ng I-TEQ/ton straw
Concentration: 0.001 - 0.005 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

Adjusted emission in relation to a higher emission of particles.

Emission factor: 5 - 200 ng I-TEQ/ton straw
Concentration: 0.001 - 0.03 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

Small farm-size boiler, with discontinuous combustion and no flue gas cleaning.

Emission factor: 5.000 - 10.000 ng I-TEQ/ton Straw
Concentration: 0.6 - 1.2 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

¹ Standard conditions: Dry gas, 0°C, 101,3 kPa and 10% Oxygen.

The emission factors are considered to be representative for the majority of the straw fired plants in Denmark.

Wood and chipboard:

Bigger plants with a good continuous combustion, a high combustion temperature, and efficient flue gas cleaning.

Measured emission.

Emission factor: 26 - 95 ng I-TEQ/ton wood
Concentration: 0.002 - 0.016 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

Adjusted emission in relation to a higher emission of particles.

Emission factor: 26 - 300 ng I-TEQ/ton wood
Concentration: 0.002 - 0.05 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

Small semiautomatic stoker boilers, with continuous combustion, lower combustion temperature and no flue gas cleaning.

Emission factor: 210 - 530 ng I-TEQ/ton wood
Concentration: 0.03 - 0.07 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

Wood stove, with discontinuous combustion, manual control and no flue gas cleaning.

Emission factor: 610 – 5.100 ng I-TEQ/ton wood
Concentration: 0.1 – 0.8 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

The results from the stoker boiler and the wood stove show a close compliance with the figures given in the Danish investigation “Miljøprojekt nr. 249 from 1994¹.”

The emission factors are considered to be representative for the majority of the wood and particleboard fired plants in Denmark.

Barbecue:

Emission factor: 5,500 – 14,800 ng I-TEQ/ton briquette
or: 13 - 30 ng I-TEQ/barbecuing with 2 kg briquettes
Concentration: 0.5 - 1 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

From the oxygen concentration in the dilution channel the concentration can be calculated to be between 0.5 and 1 ng I-TEQ/m³(s,d,10% O₂). The actual concentration is considered to be much lower, due to the rapid mixing of the flue gas from the barbecue with large quantities of air. In the dilution channel, where the temperature was 39 to 56 °C, the concentrations were between 0.02 and 0.05 ng I-TEQ/m³(s,d).

Waste oil:

Unrefined waste oil in a district heating station.

Emission factor: 330 - 1.640 ng I-TEQ/ton oil
Concentration: 0,02 - 0,07 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

This determination has a high degree of uncertainty, due to very different results for the four samples.

Refined waste oil in 2 district heating stations:

By normal operation in the 2 well adjusted plant.

Emission factor: 29 - 36 ng I-TEQ/ton oil
Concentration: 0.002 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

By abnormal operation, poor combustion and increased soot emission in one of the plants.

Emission factor: 970 ng I-TEQ/t oil
Concentration: 0.05 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

The last figure is only based on one sample taken over 2 hours instead of the normal 6 hours, and the high value can be due to mistakes in sampling or analysis. But if the figure is correct, it indicates that there might be an exponential increase in emission of dioxin, if a fuel that normally gives low emission is burned under poor conditions with increased soot emission.

Crematories:

Measuring on 3 crematory furnaces in 2 crematories.

Emission factor: 180 - 930 ng I-TEQ/cremation
Concentration: 0.2 – 0.7 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂)

An average of all samples weighted after the number of cremations in each sample, gives an Emission factor of 350 ng I-TEQ/cremation, and a concentration of 0.3 ng I-TEQ/m³(s,d,10%O₂).

Congener pattern and I-TEQ percents:

Congener pattern and I-TEQ percents for all the samples is shown.

A congener pattern is a graphic view of the concentration or amount of each single or group of the 17 congeners normally analysed.

The I-TEQ percent is the weight of the 17 congeners in I-TEQ units, in percent of the weight before the conversion.

The congener pattern and the I-TEQ percents for each type of plant and fuel, shows a high degree of compliance, within the same fuel and combustion condition, independent of the type of plant. It has been shown, that the congener pattern and the I-TEQ percents change significantly with changes in the combustion conditions in the same plant. It shows that the congener pattern and the I-TEQ percents can be used as a simple and effective quality control of the conducted measuring. The control can be performed either on two samples from the same measuring against each other, or to control new samples against earlier samples from the same plant.

The pattern and the I-TEQ percents from two samples from the same measuring should show a very high degree of coincidence and be in compliance with earlier measurements. The I-TEQ percents may be considered as a control weighted after the TEF factors. A large deviation on a single congener with a low TEF factor will have a heavy effect on the congener pattern but a very low effect on the I-TEQ percent.

The I-TEQ percent can be used as a first and quick control of the samples to see if it is in accordance with the normal value and level for the particular plant, or the type of plant and fuel. Repeated measuring on a plant will give experience with the variation range of the I-TEQ percent.

If the I-TEQ percent deviates from the normal range it indicates incorrect results, and further investigation of the congener pattern should be performed. There may be a failure on the sampling or analysis, the operation of the plant deviate from the normal, or the fuel could be differ from normal.

In the spring 2001 the Danish EPA Reference Laboratory for Measurement of Emissions to the Air, will start to establish a database for dioxin emission measuring in Denmark. The database will be designed mainly to register data from Danish incinerators, but with the possibility to expand it to include other sources and other substances. The database will be designed to contain congener pattern and I-TEQ percents so that the theory about quality control with the pattern and percents can be evaluated with a great number of data.

1 Baggrund for undersøgelsen

I forbindelse med Miljøstyrelsens forpligtelser inden for OSPAR-konventionen (OSlo PARis konventionen) er der behov for at tilvejebringe yderligere information om dioxinemissionen i Danmark, i andre OSPAR-lande og i Østersøregionen som helhed.

På baggrund af Esbjerg-deklarationen om generationsmål for miljøfarlige stoffer vedtog OSPARs ministermøde i 1998 en strategi for miljøfarlige stoffer med generationsmålet at reducere dem ned til, eller tæt på baggrundsværdierne inden 2020.

Dioxin indgår som ét af de 15 stoffer på listen over prioriteret handling.

Danmark blev i efteråret 1999 Lead-Country på dioxin sammen med Belgien, og denne opgave indebærer:

1. At der dannes et overblik over danske emissioner samt kilder til emissioner.
2. At der indhentes oplysninger om dioxinforureningen og kilder til dioxinforurening i andre OSPAR-lande.
3. Et nyt Danced projekt i Østersøregionen, med formålet at få et overblik over omfanget af dioxinforureningen i regionen, især i Polen, Rusland og de baltiske lande. Set i forhold til forureningen med dioxin i Østersøen er det vigtigt at opnå et overblik over tidligere og eksisterende kilder til dioxinforurening i de nævnte lande.

Denne undersøgelse har til formål at bidrage til punkt 1 med forøget viden om emissionerne af dioxin fra mindre forbrændingsanlæg m.v., på baggrund af konkrete orienterende målinger.

2 Metode

2.1 Udvalgelse af anlæg

Miljøprojektet ”Baggrundsdokument for fastsættelse af luftemissionsgrænseværdi for dioxin”¹ indeholder en oversigt over kendte kilder samt en vurdering af, hvor pålidelige de foreliggende data er. Med udgangspunkt i oversigten er der udvalgt de kilder, som indgår i denne undersøgelse. Alle kilderne blev inddelt i tre grupper:

1. Gruppen, hvor eksisterende datagrundlag anses for at være tilstrækkeligt og brugbart, eller emissionen med sikkerhed er meget lille.
2. Gruppen, der baseres på virksomhedsfinansierede målinger.
3. Gruppen, hvor målingerne foretages i Referencelaboratoriets regi.

Denne undersøgelse omfatter gruppe 3, med afrapportering af de gennemførte målinger. Desuden vises resultaterne fra en række andre nyere målinger på tilsvarende anlæg med samme typer brændsler indhentet via amterne.

Gruppe 3 omfatter en række mindre kilder, som hovedsagelig findes i private hjem eller på mindre virksomheder, hvor det vurderes at være vanskeligt og/eller urimeligt at kræve egenfinansierede målinger på enkelte af de mange anlæg, der findes.

Kilderne i gruppe 3 er alle fyringsanlæg med de nedennævnte brændselstyper:

- Halm på anlæg større end 1 MW
- Halm på anlæg mindre end 1 MW
- Træ på anlæg større end 1 MW (rent træ)
- Træ med lim (spånpladerester)
- Træ i brændeovn*
- Træpiller på anlæg mindre end 1 MW*
- Spildolie på anlæg større end 1 MW
- Krematorium
- Grillstegning med trækul og briketter

Målingerne på de med * mærkede anlæg blev foretaget af Teknologisk Institut på deres prøvestand for mindre fyringsanlæg i Århus. Målingen ”Halm på anlæg mindre end 1 MW” skulle have været udført på TI’s prøvestand i Horsens, men blev i stedet udført på et gårdanlæg.

2.2 Målemetode

Det er et generelt krav til prøvetagningen, at CEN-standard EN 1418 del 1 om prøvetagning skal følges, mens standardens del 2 og 3 om oprensning og analyse skal følges for laboratoriearbejdet.

¹ Allan Astrup Jensen, Peter Blinksbjerg. Baggrundsdokument for fastsættelse af grænseværdi for Dioxin. Miljøprojekt. Oktober 1999. RefLab. [Findes på Web adressen: www.dk-teknik.dk.htm]

Som beskrevet i standarden, er det generelle princip for prøvetagning af dioxiner, at en gasprøve udsuges isokinetisk fra kanalen, og dioxinerne opsamles både på et filter, i en kondensatflaske og i en fast eller flydende adsorbent (afhængigt af det valgte prøvetagningssystem). Alle dele af prøvetagningssystemet til og med adsorbenten, der er i kontakt med gassen, skal være lavet af glas (og/eller titan).

Standarden er ikke specifik og tillader en række forskellige prøvetagningsprocedurer med mange valgmuligheder for flere delkomponenter.

For at sikre så ensartede prøvetagningsbetingelser som muligt, så resultaterne med større sikkerhed kunne sammenlignes, blev frihedsgraderne ved prøvetagningen begrænset mest muligt. Følgende blev specificeret for målingerne:

- Filter/kondensermetoden skal anvendes.
- Der skal anvendes kvartsuldfiltre.
- Der skal anvendes XAD eller PUF som adsorbent.
- Hver måling skal bestå af 4 prøver, med to samtidige prøver på 2 forskellige dage.
- Prøvetagningstiden sættes til mindst 6 og højst 8 timer.
- Der skal laves en blindprøve for hver 4 prøvetagninger.
- Efter prøvetagningen skylles glasudstyret med acetone og toluen.

Nogle af målingerne blev foretaget over kortere tid end de specificerede mindst 6 timer for at få prøvetagningstiden til at passe med en, eller et antal, cykler i den proces, emissionen blev målt fra.

Målingerne på de helt små anlæg, brændeovn og træpillefyr blev valgt udført med to samtidige prøver ved forskellige driftsbetingelser. Prøverne fra grillstegning blev valgt at være enkeltprøver ved to forskellige driftsformer og to forskellige slags grillbriketter.

Ikke alle de målinger, der er indhentet fra amterne, opfylder de stillede krav til prøvetagning, idet prøvetagningstiden for de fleste er kortere end de specificerede 6 timer, og ingen af dem er udført med 2 x 2 prøver. På øvrige punkter opfylder de stillede krav. Det vurderes, at afvigelserne medfører en større usikkerhed på målingerne, men da resultaterne vurderes at bidrage væsentligt til dokumentation af dioxinemissionen fra de pågældende anlægstyper, medtages de på trods af den større usikkerhed.

2.3 Anlægsdata og rapportering

Ud over rapportering af de almindelige måletekniske forhold og resultater stilles der i standarden følgende krav til rapportens indhold.

- Rapporten skal som minimum indeholde nedenstående oplysninger sammen med eventuelle andre oplysninger, som kan have en betydning for dannelsen af dioxiner og furaner, eller i øvrigt have betydning for vurdering af resultaterne:
- En beskrivelse af virksomheden og det anlæg der måles på.
- En beskrivelse af prøvetagningsmetoden.
- Summen af koncentrationerne af dioxiner og furaner skal opgives som I-TEQ koncentration.

- Hvis der forekommer resultater under analysemetodens detektionsgrænse for en eller flere isomere/congenere, skal I-TEQ koncentrationen opgives som et interval, hvis yderpunkter bestemmes af:
 - I-TEQ summen af alle congenere, hvor værdien af congenere under detektionsgrænsen sættes til 0 (nul), og
 - I-TEQ summen af alle congenere, hvor værdien af congenere under detektionsgrænsen sættes lig med detektionsgrænsen.
- Registrerede driftsparametre:
 - Kontinuerlig måling af O₂, CO og temperatur med 10 sekunders aflæsningsinterval og 2-minutters middelværdier.
 - Trendkurver, måleperiodens middelværdi samt 1. standardafvigelse opgives.
 - Volumenstrøm og vandindhold bestemmes manuelt.
 - Ved store variationer i volumenstrømmen, f.eks. krematorier, måles gashastigheden kontinuert i et punkt og opgives med trendkurve og middelværdi for måleperioden.
- Registrerede anlægsdata:
 - Kedlens nominelle ydelse.
 - Indfyret effekt og leveret effekt i måleperioden.
 - Brændselstype, kvalitet og mængde i måleperioden.
 - Temperaturforløb og opholdstid i fyrrum, specielt for nedkøling i området 550°C til 250°C.

Det har generelt ikke været muligt at indhente oplysninger om temperaturforløb og opholdstid i fyrrummet. Det er oplysninger, der sjældent er tilgængelige på anlæggene, hvis de overhovedet findes.

2.4 Analyse

Prøverne skal analyseres som angivet i CEN-standard EN 1948 del 2 og 3.

2.5 Datapræsentation

For at gøre datapræsentationen så overskuelig som muligt, er antallet af data i rapportdelen, søgt begrænset. Alle data og værdier findes i bilagsdelen.

Alle emissionskoncentrationer opgives ved referencetilstanden (n,t,10%O₂), dvs. tør luft ved normaltstanden 0°C, 101,3 kPa og 10% O₂, som er den almindeligt gældende referencetilstand for de fleste forbrændingsprocesser, der indgår i undersøgelserne. Spildoliefyrede anlæg har dog normalt en referencetilstand på 3 % O₂, men for at bevare ensartetheden er koncentrationerne herfra også opgivet ved 10 % O₂.

Sammen med resultaterne fra målingerne på de udvalgte anlæg, rapporteres en række nyere målinger på tilsvarende eller sammenlignelige anlæg og brændsler.

2.5.1 Detektionsgrænser

Detektionsgrænsen bør normalt være mindre end 10 % af den emissionsgrænseværdi, der skal kontrolleres. De industriallæg, der er målt på, er omfattet af en emissionsgrænseværdi på 0,1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂), som angivet i Miljøstyrelsens luftvejledning fra august 2001¹, og denne grænseværdi anvendes til sammenligning. I den tidligere luftvejledning² var grænseværdien for industriallæg fastsat til 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

Detektionsgrænsen for analysen er normalt nogle få pg/prøve for hver congener, men den afhænger i hvert enkelt tilfælde af renheden af prøvematrixen. For at få den samlede detektionsgrænse for prøven, skal detektionsgrænsen på nogle få pg/prøve ganges med I-TEF faktoren for hver af de 17 kongener, der analyseres og adderes. Detektionsgrænsen vil normalt ligge væsentligt under 10 % af den kommende grænseværdi på 0,1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

For en række af prøverne er der fundet en eller flere kongener i koncentrationer mindre end detektionsgrænsen, men for at gøre talmaterialet mere overskueligt, er det valgt kun at opgive den højeste værdi, hvor detektionsgrænsen er medtaget i rapportdelen. I bilagsdelen findes alle værdierne.

Det skal bemærkes, at resultater under detektionsgrænsen kun forekommer for prøver med meget lave dioxinkoncentrationer.

2.5.2 Usikkerheder

Den samlede usikkerhed på en måling består af usikkerheden på prøvetagningen og usikkerheden på analysen.

Usikkerheden på prøvetagningen afhænger dels af de anvendte instrumenter og metoder, og dels af målestedets indretning. Bidraget til usikkerheden fra de anvendte instrumenter og metoder vurderes til at være samme størrelse for alle målingerne, mens der kan være betragtelig forskel på bidraget fra målestedets indretning.

En eksakt angivelse af den samlede usikkerhed på prøvetagningen kræver et uforholdsmæssigt stort ressourceforbrug, hvorfor prøvetagningsusikkerheden erfaringsmæssigt fastsættes til ±15 %.

Usikkerheden på analysen er fra laboratoriet (ERGO i Hamburg) opgivet til at være ±25 % for prøver med <10 ng pr. prøve, svarende til gaskoncentrationer < 1 ng/m³(n,t) ved et prøvelumen på 10 m³.

Den samlede usikkerhed kan estimeres som kvadratroden af kvadratsummen af de enkelte bidrag, og kan estimeres til ±30 %. I bilag A er den samlede usikkerhed på målingerne (koncentrationsbestemmelse) estimeret til ca. 30 % ud fra de aktuelt målte værdier. Det må konkluderes, at målingerne er gennemført med en forventet og tilfredsstillende usikkerhed.

Det skal bemærkes, at ovenstående værdier gælder for den enkelte måling.

¹ Vejledning fra Miljøstyrelsen. Nr. 2/2001. Luftvejledningen. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Gældende fra august 2001.

² Vejledning fra Miljøstyrelsen. Nr. 6/1990. Luftvejledningen. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder. Ophævet i august 2001.

2.5.3 Blindværdi

For hver sæt prøver á 4 stk. udtages en blindprøve. Blindprøven udtages ved at montere filter og adsorbenten i måleudstyret og opvarme filteret til driftstemperaturen. Filter og adsorbent demonteres, og glasudstyr skylles som efter en måling med acetone og toluen. Blindprøven består af filter, adsorbent og skyllevæskerne, som analyseres ligesom prøverne.

Blindprøver skal normalt have værdier, der er mindre end 10 % af prøverne, målt som vægt pr. prøve.

Ifølge CEN standarden EN 1948 skal der ikke korrigeres for blindværdierne.

Ved måling af meget lave koncentrationer, som ligger væsentligt under emissionsgrænseværdien på 0,1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂), kan dette krav ofte ikke opfyldes. Flere af målingerne har da også så lave værdier, at blindprøverne udgør væsentligt mere end 10 % af prøvernes værdi. De prøver er derfor behæftet med en større usikkerhed i nedadgående retning, og de skal derfor betragtes som maksimale værdier.

Blindværdier opgives ikke i rapporten, men kan findes i bilagene, beregnet i % af hver måling.

2.5.4 TEQ enheder

Alle målte værdier for dioxiner opgives i I-TEQ, og refererede værdier fra andre undersøgelser opgives så vidt muligt også i I-TEQ.

For at fremtidssikre de målte værdier opgives de i bilagsdelen også som WHO-TEQ, som anvendes til human risikovurdering af fødevarer og foderstoffer. WHO-TEF faktorerne kan tænkes engang i fremtiden også at blive standard for emissionsmålinger i stedet for I-TEF værdierne, hvilket dog forudsætter ændringer i CEN standarden om prøvetagning og analyse, EN 1948, og i EU direktivet om forbrænding af affald.

Emissionen i WHO-TEQ giver for affaldsforbrændingsprocesser oftest lidt højere værdier end I-TEQ, fordi TEF værdien for 12378-PentaCDD er øget fra 0,5 til 1.

I-TEF og WHO-TEF værdierne ses i tabel 1.

Tabel 1. TEF værdier

Congener	I-TEF	WHO-TEF
2378-Tetra-CDD	1	1
12378-Penta-CDD	0,5	1
123478-Hexa-CDD	0,1	0,1
123678-Hexa-CDD	0,1	0,1
123789-Hexa-CDD	0,1	0,1
1234678-Hepta-CDD	0,01	0,01
OCDD	0,001	0,0001
2378-Tetra-CDF	0,1	0,1
12378-Penta-CDF	0,05	0,05
23478-Penta-CDF	0,5	0,5
123478-Hexa-CDF	0,1	0,1
123678-Hexa-CDF	0,1	0,1
123789-Hexa-CDF	0,1	0,1
234678-Hexa-CDF	0,1	0,1
1234678-Hepta-CDF	0,01	0,01
1234789-Hepta-CDF	0,01	0,01
OCDF	0,001	0,0001

De grå felter viser, hvor der er forskel på TEF værdierne.

2.5.5 Congener mønstre og I-TEQ procenter

Der vises congener mønstre og I-TEQ procenter for alle de udførte og refererede målinger.

Et congener mønster er en grafisk visning af koncentrationen eller mængden af hver enkelt, eller grupper af isomere af de 17 congenere, der normalt bliver analyseret.

I-TEQ procenten er vægten af de 17 congenere i I-TEQ enheder, dvs. efter omregning med TEF faktorerne, i procent af vægten før omregningen.

Det forventes, at ethvert fyringsanlæg vil emitte dioxiner med et karakteristisk congener mønster og I-TEQ procent, som kun varierer meget lidt, så længe anlægget kører med samme type brændsel og driftsforhold. Det antages derfor, at I-TEQ procenter og congener mønstre kan anvendes til en kvalitetskontrol af udførte målinger ved at sammenligne procenter og mønstre fra tidligere målinger på anlægget. Hvis der ikke er overensstemmelse, kan det enten være forårsaget af fejl i prøvetagning eller i analyse, eller at der har været væsentlige ændringer i anlæggets driftsforhold eller i det anvendte brændsel.

Der er to formål med at vise mønstrene.

1. At tilvejebringe et datamateriale til verificering af hvorvidt I-TEQ procenter og congener mønstre kan anvendes til en kvalitetskontrol af prøvetagning og analyse.
2. At vise de karakteristiske mønstre, der normalt findes for et givet type brændsel og forbrændingsanlæg, så det kan sammenlignes med andre mønstre

fra andre typer anlæg og brændsler og derved vise ligheder og forskelle samt spore kilderne.

Der findes ingen standard eller almindeligt anerkendt måde at vise mønstrene på. Man kan vælge at bruge de konkrete vægtenheder (pg eller ng/m³), og/eller man kan bruge I-TEQ værdier (eller WHO-TEQ). Værdierne kan også normeres i forhold til en bestemt congener eller omregnes til % af den samlede emission. Man kan tage hver congener for sig eller slå nogle af dem sammen i grupper, så hexa-, penta- og hepta-congenererne slås sammen i hver deres gruppe. Sidst kan mønstrene også vises i forskellige diagramtyper. Der er således et utal af muligheder, som gør det vanskeligt at sammenligne mønstre fra litteraturen.

I denne rapport er der valgt følgende hovedmåde at vise mønstrene på:

- De målte vægtenheder for hver congener omregnes til % af den samlede vægt. Hvis nogen af congenererne er under detektionsgrænsen, medtages de med detektionsgrænsen.
- Hver congener vises for sig selv, dvs. ingen slås sammen i grupper.
- Det er valgt at vise mønstrene i kurveform, da de anses for at være nemmest at overskue og sammenligne.
- Sammen med mønsteret opgives den samlede koncentration af kongener i ng/m³(n,t) ved referencetilstanden 10 % O₂.

I forbindelse med mønstrene opgives I-TEQ procenterne.

Visningen i vægt % gør mønstrene uafhængig af koncentration og TEF værdier, og mønstrene fra alle typer målinger kan derfor direkte sammenlignes.

3 Resultater

Resultaterne af målingerne er grupperet efter brændselstype, således at der kan sammenlignes mellem forskellige anlægstyper, når der er målt på flere forskellige.

Flere steder er medtaget resultaterne af nyere målinger på samme type anlæg, med samme brændselstyper, halm, træ og spildolie, og krematorier.

3.1 Halm

Der er udført målinger på to anlæg, der fyrer med halm:

- Høng Fjernvarme på 6,3 MW, der fyrer med oprevet halm.
- Et 300 kW helballefyret gårdanlæg.

Desuden gengives resultaterne fra målinger på 3 ELSAM halmfyrede kraftværker.

3.1.1 6,3 MW Fjernvarmeværk

Der er foretaget målinger på Høng Fjernvarmeværk på Vestsjælland.

3.1.1.1 Anlægsbeskrivelse

Værket har en halmfyret 6,3 MW Nordfab-Weis varmtvandskedel, der producerer 101°C varmt fjernvarmevand.

Hesstonballer oprives, og halmen indfyres med et Nordfab Strawdivider indfyringssystem med hydrauliske indskubber, der styres i 10 trin. Kedlen har 6 ristetrin og skrabetransportør for slagter til container.

Anlægget har røggasrensning med Simatek cyklon og posefilter. Støvemissionen er ved to tidligere målinger bestemt til henholdsvis 5 og 27 mg/m³(n,t,10% O₂). Temperaturen efter kedlen er ca. 120°C, og den falder gennem cyklon og filter til ca. 110°C efter filteret.

Målingerne blev udført den 21. og 22. december 1999.

På begge måledage blev der anvendt hvedehalm med et vandindhold på ca. 12 vægt% (tør basis), fra samme leverandør. Alt værkets halm kommer fra leverandører indenfor en radius af ca. 30 km. Leverandørerne er kontraktligt forpligtiget til at lade halmen ligge og ”ose af” i mindst 8 dage efter mejetærskning og inden presning i baller. Det giver et bedre halm med færre forbrændingstekniske problemer i kedlen.

Værket har en energiudnyttelse på 3,7 MW/t halm som årsgennemsnit eller 270 kg halm/MW. Under målingerne er udnyttelsen beregnet til 268 kg halm/MW

Under målingerne har anlægget kørt med normal drift, som i den periode har været op til 110 % af designkapaciteten på 6,3 MW.

3.1.1.2 Måleresultater og kommentarer

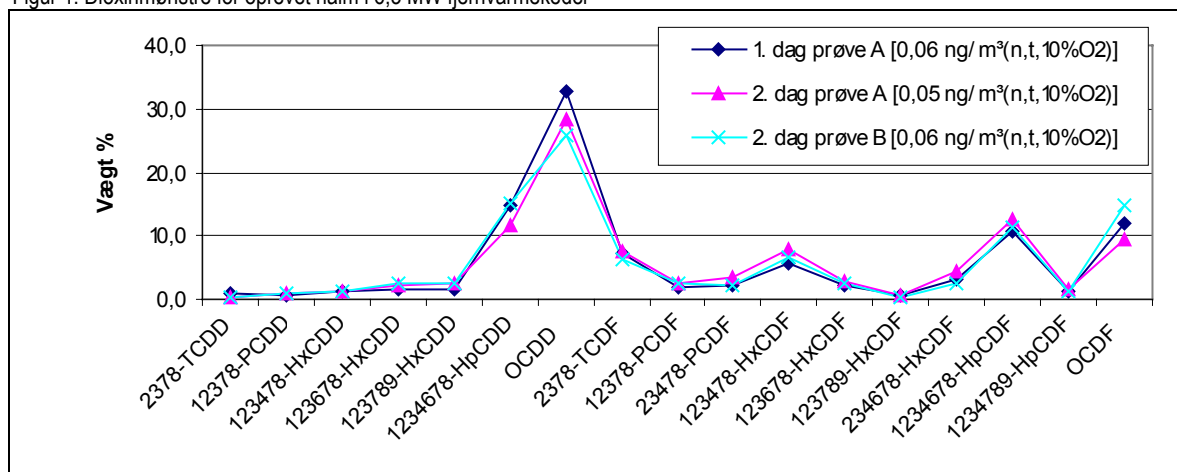
Tabel 2. Emissionsfaktorer for oprevet halm i 6,3 MW fjernvarmekedel

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton halm			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10% O ₂) Gennemsnit	CO ppm	CO ₂ %	Røggas temperatur °C
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit				
1. måledag	24	()*	24	0,003	211	10,0	110
2. måledag	21	24	23	0,003	210	10,5	108

* Resultatet fra måling 1B er blevet kasseret, fordi sonden var knækket, da prøvetagningsudstyret blev taget ud efter endt prøvetagning. Prøven er formentlig blevet kontamineret med støv fra kanalvæggen.

I-TEQ procenten er ca. 5,5 for alle tre prøver.

Figur 1. Dioxinmønstre for oprevet halm i 6,3 MW fjernvarmekedel



Mønstrene viser en overvægt af de højtchlorerede dioxiner og furaner med den højeste værdi for OCDD. Der ses en meget god overensstemmelse mellem både mønstre og koncentrationer fra de tre prøver.

3.1.2 Helballefyret 300 kW gårdanlæg

Der er udført målinger på et helballefyret anlæg på en gård i Sydøstjylland.

3.1.2.1 Anlægsbeskrivelse

Gårdanlægget er et halmfyret anlæg på 300 kW bestående af fyrkammer, kedel og tilhørende akkumuleringstank. Fyrkammeret er cirkulært (volumen 6,3 m³) og beregnet for afbrænding af rund- og bigballer.

Tilsætningen af forbrændingsluft til fyrkammeret optimeres via blæser/spjæld, hvis indstilling reguleres ud fra måling af røggassens temperatur og oxygenindhold.

Såfremt kedeltemperaturen overstiger en forudindstillet værdi, stoppes røggasblæseren automatisk, og spjældet lukker. Røggasblæseren og spjældet

aktiveres først igen, når kedeltemperaturen når 2 °C under den forudindstillede værdi.

De ved forbrændingen dannede røggasser nedkøles gennem et røgrørsbatteri, hvor røgen opnår god kontakt med de vandkølede flader. Røggasserne emitteres uden rensning til atmosfæren gennem en skorsten. Kedlen er typegodkendt på Prøvestationen for mindre Biobrændselskedler.

Målingerne er udført den 25.08.00 og den 01.09.00, hver over en hel forbrænding af en bigballe.

Brændslet var bigballer af hvedehalm med et vandindhold på 15,5 vægt% (tør basis). Optænding er sket direkte på fyrrummets askelag uden forudgående rensning af fyrrum.

Målingerne blev påbegyndt samtidig med optænding i fyrrummet og stoppet, da oxygenkoncentrationen var høj (19 - 20 vol. %). Det er vurderet, at der ved afslutning af måleperioden stadig er ca. 10 kg uforbrændt halm i fyrrummet, som er fratrukket den indfyrede bigballes vægt ved fastlæggelse af halmomsætningen.

3.1.2.2 Måleresultater og kommentarer

Tabel 3. Emissionsfaktorer for hel halmballe i 300 kW gårdanlæg

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton halm			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10% O ₂) Gennemsnit	CO ppm	CO ₂ %	Røggas temperatur °C
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit				
60 % last	5.600	5.000	5.300	0,5	> 2.500 ¹	11,7	129
100 % last	9.200	(4.500) ²	9.200	1,2	i.m. ³	12,9	166

¹ Spidsværdier har været over CO-målerens øvre måleområde.

² Resultatet fra prøve 2B er kasseret, p.g.a. konstaterede utætheder i måleudstyret.

³ i.m. = ikke målt (CO-måler forkert indstillet).

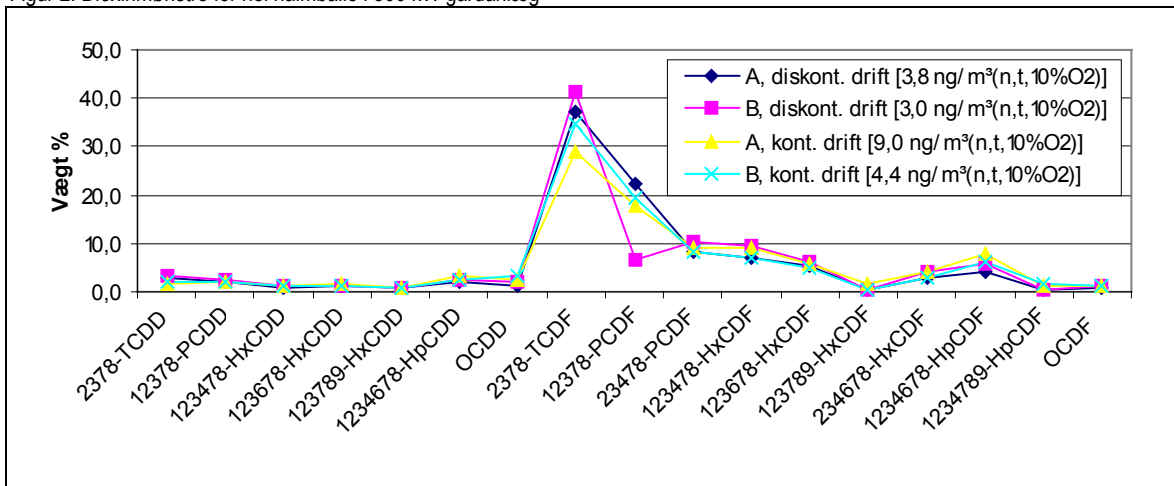
Ved målingen den 25.08.00 har den forudindstillede værdi for stop af forbrændingsblæser været 74 °C, hvilket har bevirket, at forbrændingsblæseren har kørt diskontinuerligt. Værdien er hævet til 85 °C kl. 18:40. Prøvetagningstiden var 7½ time.

Ved målingen den 01.09.00 har kedeltemperaturværdien for stop af forbrændingsluftblæseren haft setpunkt 90 °C. Forbrændingsluftblæseren har været i kontinuerlig drift i måleperioden, og forbrændingen er derfor forløbet hurtigere end den første dag. Måleperioden blev derfor kun 5 timer.

Den mest almindelige driftsform er den, hvor forbrændingsluftblæseren kører kontinuerligt.

Den diskontinuerlige drift med start og stop af forbrændingsluftblæseren, giver overraskende en væsentlig lavere emission af dioxin end kontinuerlig drift. Det kan skyldes den lavere temperatur, som måske er for lav til, at dioxiner kan dannes i større mængder. Det samme billede ses for de andre små forbrændingsanlæg, hvor der er målt på to driftssituationer.

Figur 2. Dioxinmønstre for hel halmballe i 300 kW gårdanlæg



Nummer 2 måling ved kontinuerlig drift er kasseret på grund af utætheder under prøvetagningen, men medtages alligevel her, da mønstret passer fint med de andre målinger. Mønstret kan således ikke afsløre prøvetagningsfejl i form af utætheder, der giver falsk luft og dermed for lav værdi.

Der er meget god overensstemmelse mellem mønstrene for de tre målinger, på nær 1.2.3.7.8-PCDF for den anden måling med diskontinuerlig drift, som er lav i forhold til de andre. Det anses for sandsynligt, at det er en fejl opstået under analysearbejdet

I-TEQ procenterne er henholdsvis 15 og 16,7 ved diskontinuerlig drift, samt 13,6 og 13,4 ved kontinuerlig drift. Der er således fin overensstemmelse imellem dobbeltbestemmelserne, og tallene underbygger, at der for prøve "B, kont. drift" kun er tale om en forkert koncentrationsbestemmelse.

Mønstrene er meget anderledes end mønstrene for halmfyring i fjernvarmeværket, men koncentrationerne er også en faktor 60-180 højere. Der ses et meget lavt niveau for dioxiner, og en overvægt af de lavtchlorerede furaner, med et indhold af 2,3,7,8-PCDF på 30 – 40 %, hvor det er OCDD, der dominerer i fjernvarmeanlæggene.

Emissionen af dioxin fra gårdanlægget er ca. 400 gange større end fra fjernvarmeværket. Da en stor del af dioxinerne normalt findes på partiklerne, kan årsagen primært være den store forskel i emission af støv. Gårdanlæg er sjældent forsynet med nogen form for partikelrensning, mens der normalt er posefilter eller elektrofilter på fjernvarmeværker, som generelt skal overholde en emissionsgrænse på 40 mg støv/m³(n,t,10%O₂).

Den generelt dårligere og mere ustabile forbrænding i gårdanlægget i forhold til fjernvarmeværket kan også medføre dannelse af en større mængde precursors, og derved give anledning til en større dioxinmission.

3.1.3 Kraftvarmeværker

Elsamprojekt har i forbindelse med PSO-99-projektet "Emissioner og restprodukter fra biokedel" udført målinger af PAH og dioxin på tre større biomassefyrede kraftvarmeanlæg i det jysk/fynske område¹.

¹ Elsamprojekt. Prøvningsrapport nr. 198/435. Teknologisk Institut, 1999.12.14.

Resultaterne fra disse tre målinger, der er foretaget af Teknologisk Institut, refereres her.

3.1.3.1 Anlægsbeskrivelse

De tre udvalgte anlæg er Rudkøbing Kraftvarmeværk, Enstedværkets biokedel og Måbjergværkets biokedel. Alle tre anlæg er ristefyrede. Enstedværkets biokedel er udstyret med en separat flisfyret overheder, mens hovedkedlen normalt fyres med halm, men delfyring med flis kan forekomme.

Der er udført 3 to-timers målinger på hvert anlæg i efteråret 1999. Prøvetagningen er ikke i overensstemmelse med principperne for denne undersøgelse, men det vurderes, at det kun giver anledning til en lidt større usikkerhed på resultaterne. De 3 to-timers målinger er udført i forlængelse af hinanden, så gennemsnittet af de tre målinger svarer til en 6 timers måling.

Enstedværket har i måleperioden været fyret med en blanding af halm og flis, med en flisandel på 16 % på energibasis. På Måbjergværket har flisandelen under målingerne udgjort 35 % på energibasis.

3.1.3.2 Måleresultater og kommentarer

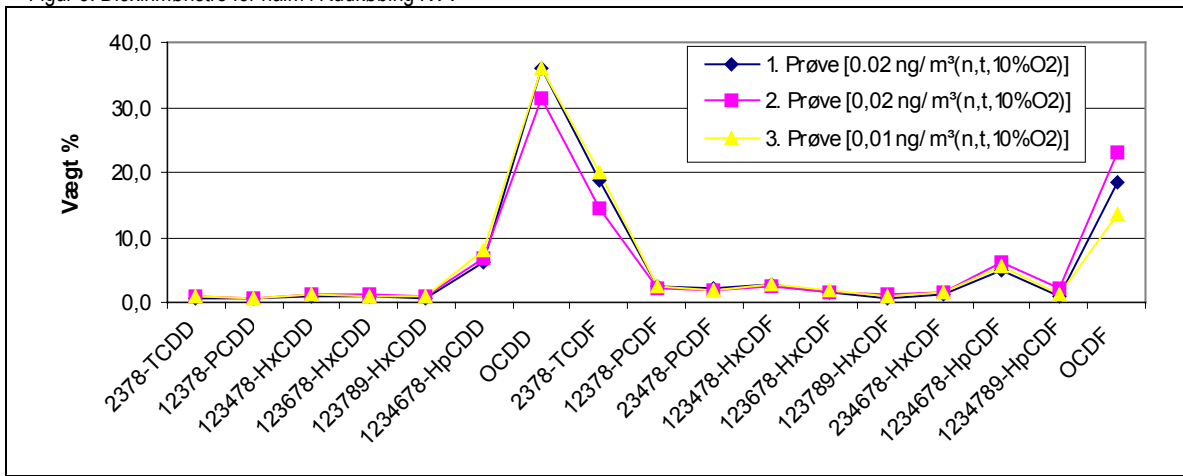
Tabel 4. Elsamprojekt målinger på 3 biomassefyrede kraftvarmeanlæg

	Enhed	Rudkøbing KVV	Enstedværket	Måbjergværket
Indfyret effekt	MW	10	95	40
PCDD+F	ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	0,001	0,003	0,005
PCDD+F	ng I-TEQ/ton halm ¹	5,3	22	35
CO	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	45	79	160
PAH	µg/m ³ (n,t,10%O ₂)	0,4	1,8	2,9
O ₂	%	7,8	8,2	8,5
Støv	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	< 1	< 10	8 – 10
Støvfiler	Type	Posefilter	Elektrofilter	Posefilter
Indfødning	Type	Opriver/snegl	Opriver/snegl	Cigarfyring
Dampdata	°C	450	470 - 540	412
Brændsel	Type	Halm	Halm/flis	Halm/flis
Brændselsforbrug	t/år	14.000	120.000/30.000	40.000/30.000

¹ Emissionsfaktorerne er beregnet ud fra en røggasmængde på 7,6 m³(n,t,10%O₂)/kg halm.

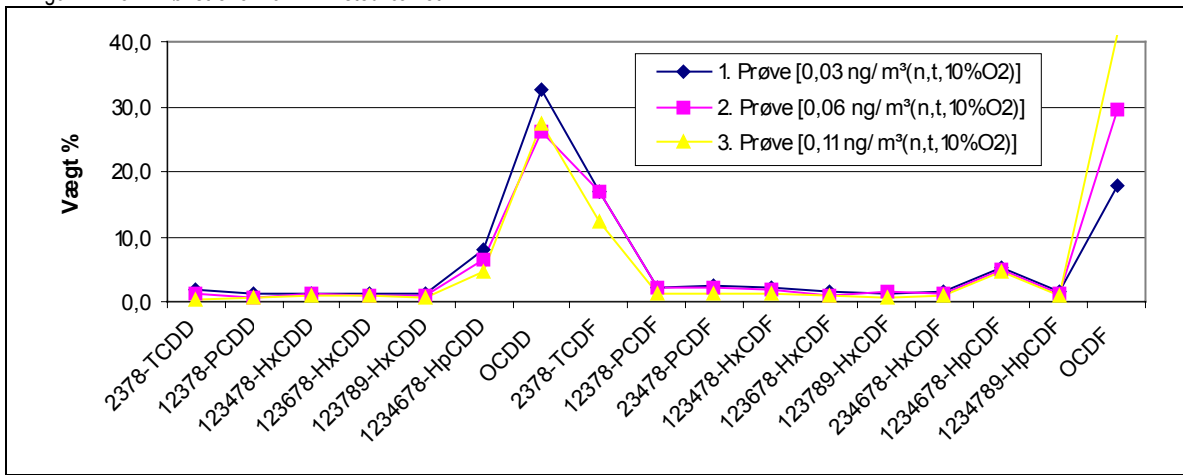
Der ses en stigende dioxinmission fra Rudkøbing KVV til Måbjergværket, hvilket er sammenfaldende med en stigning i både CO- og PAH-emissionen. Det er i overensstemmelse med antagelsen om, at der kan være en sammenhæng mellem CO-emissionen, som indikator for forbrændingens stabilitet og kvalitet, og dioxindannelsen.

Figur 3. Dioxinmønstre for halm i Rudkøbing KVV



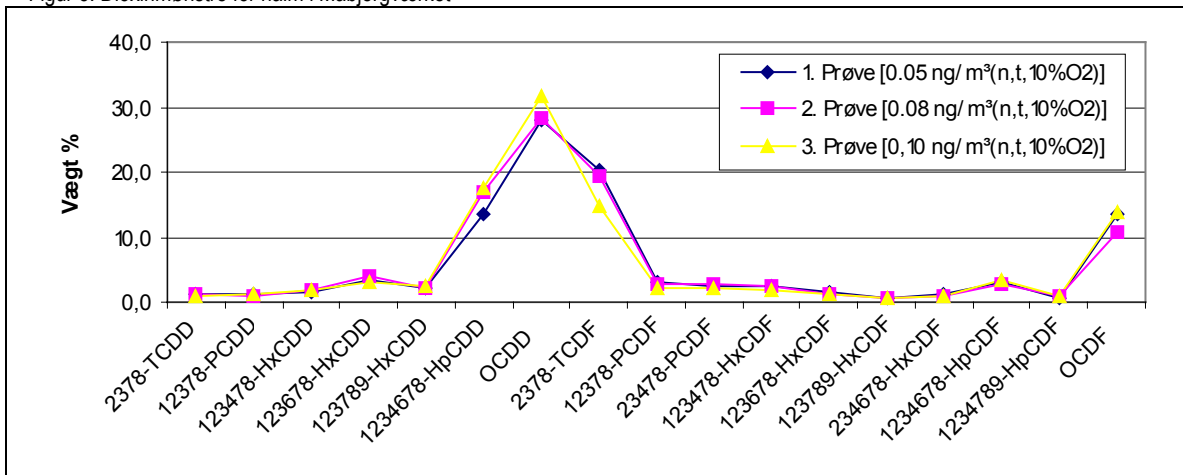
I-TEQ procenterne er henholdsvis 5, 5 og 5,5 med et gennemsnit på 5,2.

Figur 4. Dioxinmønstre for halm i Enstedværket



I-TEQ procenterne er henholdsvis 6,5, 5,5 og 3,4 med et gennemsnit på 5,1.

Figur 5. Dioxinmønstre for halm i Måbjergværket



I-TEQ procenterne er henholdsvis 6,8 , 6,9 og 5,5 med et gennemsnit på 6,4.

Enstedværket fyrer med 16 % flis i halmen, og Måbjergværket anvender 53 % flis.

Mønstrene for de tre prøver på de tre anlæg viser alle en meget god overensstemmelse, selvom der er relativ stor variation i koncentrationerne, specielt for Enstedværket og Måbjergværket. Det antages at skyldes driftsvariationer, og viser tydeligt, at en prøvetagningsperiode på mindst 6 timer kan være nødvendig for at udtage repræsentative prøver.

I-TEQ procenterne er også meget tæt på hinanden. Måbjergværket er lidt højere end de to andre, 6,4 mod 5,2 og 5,1 på grund af en lidt større andel af 1234678-HpCDD og 2378-TCDF. Dette lidt anderledes mønster kunne skyldes Måbjergværkets anderledes udformning med en flisfyret overheder.

3.1.4 Sammenfatning halmfyring

Når nøgletallene fra alle målingerne samles, ses en tydeligt trend at store anlæg med automatiseret og overvåget styring af forbrændingsprocessen har en meget lav emission, mens gårdanlægget med en meget simpel styring af forbrændingen har en høj emission.

Tabel 5. Emissionsfaktorer for halmfyring

	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton halm	Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)
Rudkøbing KVV	5,3	0,001
Enstedværket	22	0,003
Høng Fjernvarmeværk	23	0,003
Måbjergværket	35	0,005
Gårdanlæg, 60% drift	5.300	0,7
Gårdanlæg, 100% drift	9.200	1,2

På baggrund af disse målinger og resultater opdeles emissionen af dioxin fra halmfyrede anlæg i 2 kategorier:

1. De større anlæg med en god kontinuerlig forbrænding, en høj fyrrumstemperatur hvorved en del af de dannede dioxiner forbrændes igen, og en effektiv partikelrensning, der samlet giver en lav dioxinmission i intervallet 5 - 35 ng I-TEQ/t halm.
2. De mindre gårdanlæg med diskontinuerlig og dårligere styret forbrænding, lavere temperatur og ingen partikelrensning, med emissioner i størrelsen 5 - 10 µg I-TEQ/t halm.

Dioxinmønstrene viser en stor grad af overensstemmelse mellem enkeltprøverne fra hvert af de større anlæg, mens der er lidt forskel anlæggene imellem. Specielt afviger Høng Fjernvarme fra de tre andre ved at have en lille top for 12347-HxCDF og en lidt større top for 123678-HpCDF.

Mønsteret fra gårdanlægget er meget forskelligt fra de større anlæg, med 2378-TCDF som den dominerende congener, hvor det er OCDD, der dominerer i

de større anlæg. OCDD er således dominerende ved lave koncentrationer, mens 2378-TCDF er dominerende ved høje koncentrationer.

I-TEQ procenterne er også markant forskellig fra de større anlæg. De er henholdsvis 15,8 og 13,5 ved de to driftsformer på gårdanlægget, mens de er mellem 5,1 og 6,4 for de store anlæg. Det er således tydeligt, at forbrændingsforholdene spiller en stor rolle for, hvordan dioxinmønsteret kommer til at se ud.

3.2 Træ og spånpladeflis

Der er udført målinger på tre anlæg under fyring med rent træ, og måling på et af dem under fyring med spånpladeflis, og der refereres målinger fra Danmarks største træfyrede kedelanlæg.

- Mariager Fjernvarme på 6,3 MW, fyret med træflis og spånpladeflis.
- En 5 kW konvektionsbrændeovn på Teknologisk Instituts prøvestand i Århus, fyret med birkebrænde og oventørret bøgetræ.
- Et 19 kW træpillefyret stokerfyr på Teknologisk Instituts prøvestand i Århus.
- Junckers Industrier A/S Kedel 8 på 51 MW der fyres med løvtræ, hovedsageligt bøgetræ, i form af flis, savsmuld og støv.

3.2.1 6,3 MW fjernvarmeværk

Der er udført målinger på Mariager Fjernvarme.

3.2.1.1 Anlægsbeskrivelse

Mariager Fjernvarme har en kedel på 6,3 MW, der er forsynet med elektrofilter. Elektrofilteret er altid i drift, når kedlen er i drift, også i forbindelse med opstart. Elektrofilteret har el-opvarmning, så det kan forvarmes inden opstart, og derved undgå udkondensering. Filteret kan ikke bypasses.

Temperaturen efter kedlen er ca. 120°C og i skorstenen ca. 110°C.

Anlægget kan bruge både halm, træflis og korn- og frøafrens som brændsel. Tidligere anvendtes også spånpladeflis, men det er ophørt på grund af affaldsafgiften på dette brændsel (det er blevet for dyrt at fyre med). Fyring med spånpladeflis blev genoptaget udelukkende for at udføre målingerne med dette brændsel.

Kedlen kan kun fyres med tørt brændsel, da udmuringen ikke er udført til at kunne tåle vådt brændsel, f.eks. skovflis. Træflisen er derfor knust affaldstræ fra møbelindustrier, og korn- og frøafrens kommer fra tørreanlæg.

Kedlen har to indfyringssystemer til brændslet. En Nordfab Strawdivider med hydrauliske indskubbe til halm, og et stokersystem til træflis, korn- og frøafrens. Samfyring kan forekomme.

Målingerne blev foretaget i begyndelsen af juli måned, og kedlen har da kørt på en relativ lav belastning på grund af lavt varmeforbrug. Kedlen er oplyst at køre mere ustabil ved lav last end ved høj last. De to første måledage er der fyret med træflis, som er rent tørt fliset fyrretræ fra en møbelfabrik.

De to næste dage er der fyret med spånpladeflis fra en møbelfabrik. Spånpladeflisens sammensætning er:

- 82 % Træ
- 9 % Ureaformaldehyd lim
- 0,5 % Hærder (ammoniumchlorid eller -sulfat)
- 0,5 % Voks (paraffin)

Desuden kan der være op til 1,4 % melamin eller papirbelægning på de anvendte spånplader, hvor afskær og rester er hugget til flis.

Det har ikke været muligt at spore leverandøren af netop de spånplader, der er anvendt i den produktion, hvorfra spånpladeflis er kommet. Det vides derfor ikke hvilken type hærder, der har været i spånpladerne.

3.2.1.2 Måleresultater og kommentarer

Tabel 6. Emissionsfaktorer for spånpladeflis i 6,3 MW fjernvarmekedel

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton spånplade			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO	O ₂	Røggas temperatur
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit	Gennemsnit	ppm	%	°C
1. måledag	19	23	21	0,002	88	8,8	106
2. måledag	¹⁾	35	35	0,003	73	8,7	106

¹⁾ Måling 2A er kasseret p.g.a. prøvetagnings- eller analysefejl identificeret på baggrund af mønsterstudie.

Tabel 7. Emissionsfaktorer for træflis i 6,3 MW fjernvarmekedel

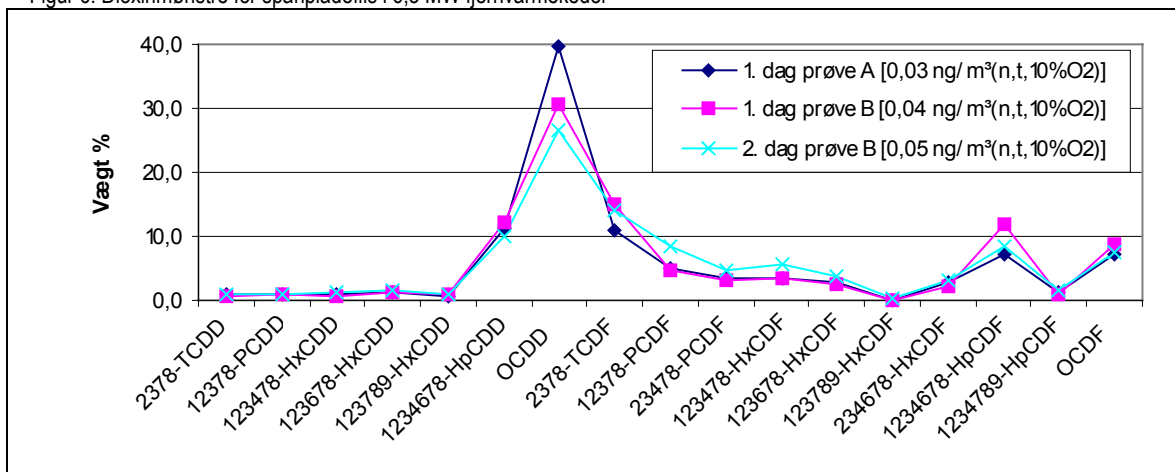
Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton træflis			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO	O ₂	Røggas temperatur
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit	Gennemsnit	ppm	%	°C
1. måledag	18	46	32	0,003	131	10,7	109
2. måledag	¹⁾	19	19	0,003	214	10,7	108

¹⁾ Måling 2A er kasseret p.g.a. prøvetagnings- eller analysefejl identificeret på baggrund af mønsterstudie.

Målingerne viser, at der ikke er nogen forskel i emissionen af dioxin ved fyring med spånpladeflis og rent træflis.

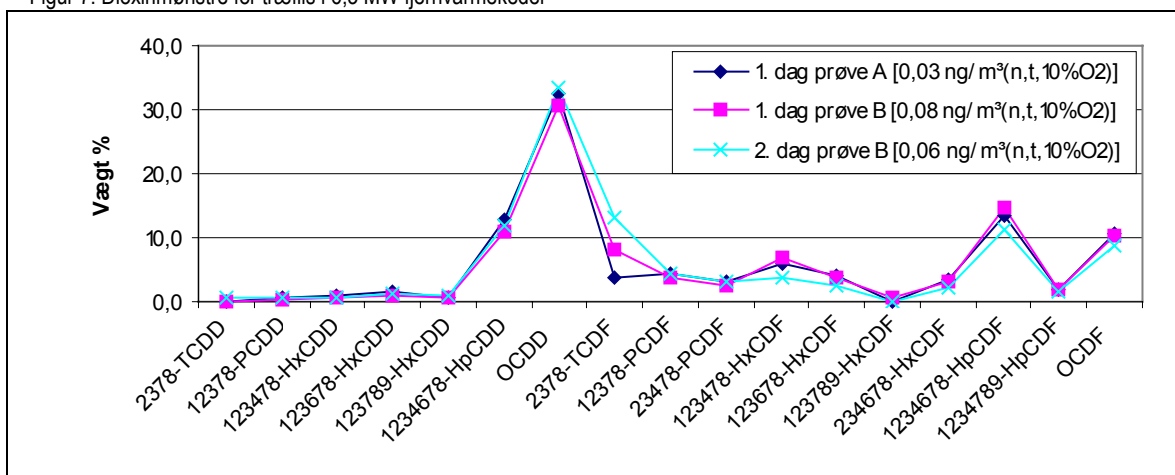
Nedenstående mønstre viser også en meget stor overensstemmelse mellem de to brændsler.

Figur 6. Dioxinmønstre for spånpladeflis i 6,3 MW fjernvarmekedel



I-TEQ procenterne er henholdsvis 5,9, 5,8 og 7,4 med et gennemsnit på 6,4.

Figur 7. Dioxinmønstre for træflis i 6,3 MW fjernvarmekedel



Koncentrationerne er beregnet ud fra et normal forbrug af luft pr. kg træ på 6,7 m³(n,t) 10 % ilt.

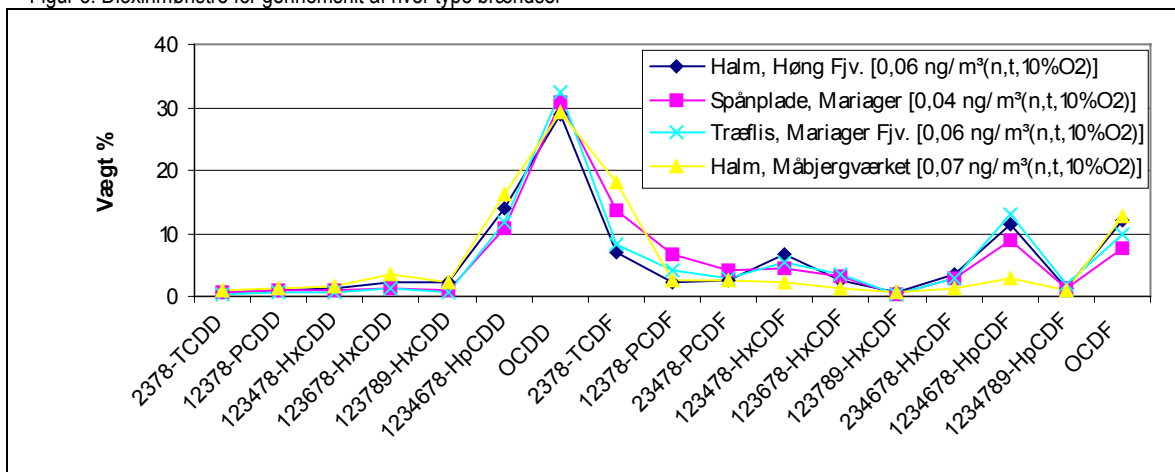
I-TEQ procenterne er henholdsvis 4,5, 4,4 og 5,4 med et gennemsnit på 4,8.

Der ses en tendens til, at den samlede mængde dioxiner ved fyring med spånpladeflis er mindre end ved fyring med træflis, i gennemsnit 0,04 mod 0,6 ng/m³(n,t,10%O₂), men der er for få målinger til at kunne dokumentere en sådan forskel.

I-TEQ procenterne for spånpladeflis er i gennemsnit 6,4 og 4,8 for træflis. Da vægtkoncentrationen for spånpladeflis er lidt større end for træflis, så bliver koncentrationerne i I-TEQ enheder næsten ens.

Ud over at mønstrene for spånplade og træflis er meget ens, har de også meget stor lighed med mønsteret for fyring med halm. Nedenstående figur viser gennemsnittet af målingerne for spånplade og træflis, sammen med gennemsnittene for to af de halmfyrede anlæg.

Figur 8. Dioxinmønstre for gennemsnit af hver type brændsel



Koncentrationerne er beregnet ud fra et normal forbrug af luft pr. kg træ på 6,7 m³(n,t) ved 10% O₂.

Der ses en høj grad af overensstemmelse mellem mønstre for halm, træ og spånplade med en dominerende høj værdi for OCDD.

I-TEQ procenterne er i gennemsnit henholdsvis 6,4 for spånplade og 4,8 for træflis, mens den er 5,5 for gennemsnittet af de 4 større halmfyrede anlæg. Gennemsnittet for spånplade og træflis er 5,5.

3.2.2 51 MW kraftvarmeværk

I december måned 2000 er der på foranledning af Roskilde Amt udført målinger af dioxinmissionen fra kedel 8 på Junckers Industrier A/S i Køge¹.

3.2.2.1 Anlægsbeskrivelse

Kedel 8 er en træfyret dampkedel med en nominel ydelse på 50,6 MW indfyret, svarende til 64 t damp/h. Kedlen er udlagt for afbrænding af sekundære produkter fra virksomhedens produktion af gulvbrædder, dvs. træflis, savsmuld, pudsestøv og spåner. Træet er udelukkende løvtræ, hvoraf bøg udgør hovedparten med ca. 80 %.

Røggassen renses for partikler i et elektrofilter og udledes via en 70 m høj skorsten.

3.2.2.2 Måleresultater og kommentarer

Tabel 8. Emissionsfaktorer for 51 MW træfyret kraftvarmeværk

Emissionsfaktor	Koncentration	CO	O ₂	Partikler	Røggas temperatur
ng I-TEQ/ton træ	ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	%	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	°C
95 ¹⁾	0,016 ¹⁾	145	5,5	15	158

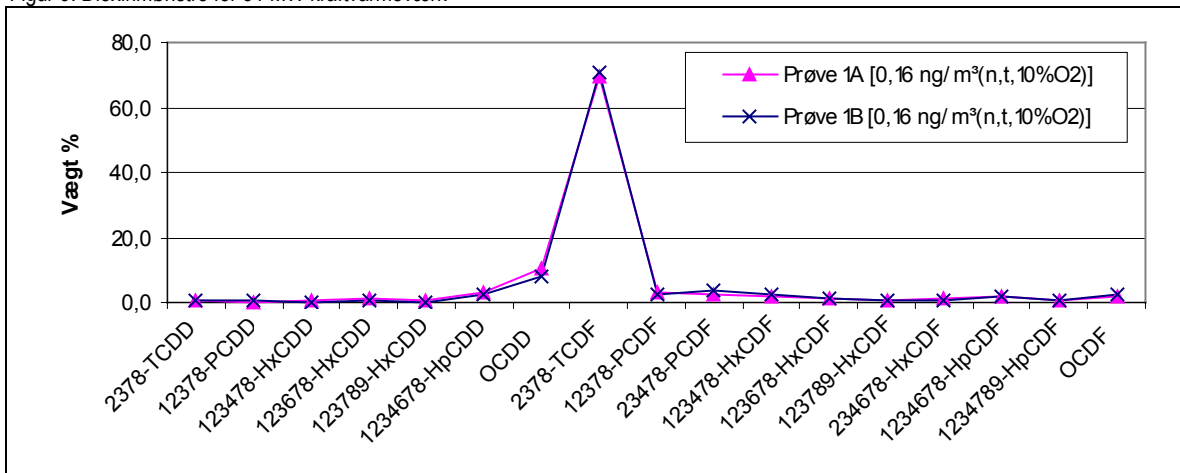
¹⁾ Gennemsnit af 2 samtidige målinger af dioxiner over 4½ time.

Under målingerne har der været flere udfald af støvbrænder, som har medført en større emission af sod end normalt, og det kan have påvirket dioxinmissionen i

¹ Roskilde Amt. Måling af emissionen af dioxiner fra Kedel 8 på Junckers Industrier A/S i Køge. December 2000. dk-TEKNIK rapport nr. 16.844.

opadgående retning. Emissionen er 3 – 4 gange større end for Mariager fjernvarmeværk.

Figur 9. Dioxinmønstre for 51 MW kraftvarmeværk



Der er meget god overensstemmelse mellem de to prøver, både i vægt og efter omregning til I-TEQ, som er henholdsvis 10,0 og 10,7.

2378-TCDF dominerer (udgør 70 %), og alle de andre congenere på nær OCDD er meget lave. Mønsteret ligner mest normal fyring med birketræ (Figur 10) og træpiller i stokerfyr (Figur 13), selvom koncentrationerne er meget mindre.

3.2.3 5 kW brændeovn

Der er udført målinger på en brændeovn på Teknologisk Instituts prøvestand i Århus. Der er udført 4 sæt målinger á 2 prøver på den samme brændeovn, med to forskellige typer brænde, og to forskellige driftsformer. Der er anvendt almindeligt kløvet birkebrænde og ovntørret bøgetræ. De to driftsformer er almindelig fyring med en kontrolleret god forbrænding, og natfyring med en dårlig forbrænding med luftunderskud.

3.2.3.1 Anlægsbeskrivelse

Brændeovnen er en ny konvektionsovn med glaslåger, rysterist, askeskuffe og brænderum. Brændkammeret har et volumen på ca. 26 liter og et bundareal på 30x27 cm. På de indvendige sider er brændkammeret beklædt med skamolox.

Forbrændingsluften tilføres via regulerbare spjæld med primærluft gennem rysteristen og sekundærluft ned foran glastruden. Desuden tilføres konstant noget tertiær luft via 25 stk. 3 mm huller i bagsiden af brændkammeret.

Røggassen fra brændeovnens skorsten fortyndes med rumluft i en fortyndingskanal (ca. 25 ganges fortynding), så der opnås en næsten konstant hastighed i fortyndingskanalen.

Som brændsel blev anvendt almindeligt kløvet birketræ med bark, med et vandindhold på 14,8 vægt%, og ovntørret bøgetræ (affaldstræ fra en møbelindustri) med et vandindhold på 6,4 vægt%.

Optændingen er foretaget med 1,9 kg træ hugget i småstykker. Første påfyring foretages på grundglødelag (glødelag uden synlige flammer), og prøvetagning er startet samtidig med første påfyring. Prøvetagningen er stoppet, når glødelaget efter sidste påfyring er af samme størrelse som ved start af første påfyring.

Under normal fyring er der foretaget 5 påfyringer af hver 1,9 kg (3 stk. birketræ eller 5 stk. ovntørret bøgetræ).

Normal fyring skal repræsentere den driftssituation, hvor ovnen har den bedste og reneste forbrænding. Ved påfyring var der fuldt åbent for primær- og sekundærluft de første 1-2 min. Herefter der blev skruet lidt ned for sekundærluften og lukket for primærluften.

Under natfyring er påfyring kun foretaget én gang efter optænding. Påfyrimængden er afpasset således, at brændeovnen er helt fyldt op med træ uden at være proppet. Der er påfyret 5,0 kg birketræ (6 stk.) eller 5,4 kg ovntørret bøgetræ (15 stk.).

Natfyring skal repræsentere den driftssituation, som mange brændeovneejere anvender for at få ovnen til at ”brænde” natten over, så der stadig er varme og gløder til optænding næste morgen. Forbrændingsluften reduceres så meget, at forbrændingen kun lige kan holdes i gang. Driftssituationen er karakteriseret ved en dårlig forbrænding uden synlige flammer i store dele af forbrændingsforløbet og en stor emission af CO og uforbrændte kulbrinter.

Ved natfyring var der under påfyring fuldt åbent for primær- og sekundærluft de første 1-2 min. Herefter der blev skruet næsten helt ned for sekundærluften og lukket helt for primærluften.

3.2.3.2 Måleresultater og kommentarer

Tabel 9. Emissionsfaktorer for birkebrænde i 5 kW brændeovn

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton træ			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO	O ₂ ¹	Røggas temperatur
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit	Gennemsnit	Vol%, tør	%	°C
Normal fyring	5.300	4.900	5.100	0,76	0,23	13,8	264
Nat fyring	600	610	610	0,09	1	15,5	112

¹ Målt i fortyndingskanalen

Tabel 10. Emissionsfaktorer for ovntørret bøg i 5 kW brændeovn

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton træ			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO	O ₂ ¹	Røggas temperatur
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit	Gennemsnit	Vol%, tør	%	°C
Normal fyring	1.700	2.100	1.900	0,28	0,65	13,9	248
Nat fyring	720	560	640	0,10	1,29	14,1	124

¹ Målt i fortyndingskanalen

Blindprøverne fra begge forsøg udviser relativt høje værdier i forhold til de udførte målinger. Da der ikke foretages korrektion for blindværdier ved beregning af emissionen, skal resultaterne af målingerne derfor ses som den øvre grænse for emissionen.

Mod forventning udviser natfyring en mindre emission af dioxin end normalfyring. Forbrændingsforholdene giver en dårligere forbrænding, med en tydelig voldsom forøgelse af CO-emissionen til følge, hvilket var forventet at medføre en forøgelse af dioxindannelsen. Årsagen til det modsatte kan skyldes den væsentlig lavere forbrændingstemperatur, der kan være for lav til, at der kan foregå de nødvendige kemiske reaktioner, hvor der dannes de precursors og chlorradikaler, der indgår i dannelsen af dioxin. Den lavere forbrændingshastighed (5 kg mod 9,5 kg over 6 timer) betyder mindre forbrændingsluft, der antageligt medfører mindre turbulens i forbrændingszonen, og dermed større mulighed for lokalt underskud af ilt i forbrændingszonen, hvilket kunne medføre mindre dioxindannelse, da ilt er en forudsætning for dannelsen af dioxin.

Selvom det giver mindre dioxin, kan natfyring ikke anbefales, fordi det medfører en væsentlig forøgelse af emissionen af CO, PAH, lugt og andre pyrolyseprodukter fra træet, som ikke bliver forbrændt, hvis temperaturen i ovnen er for lav.

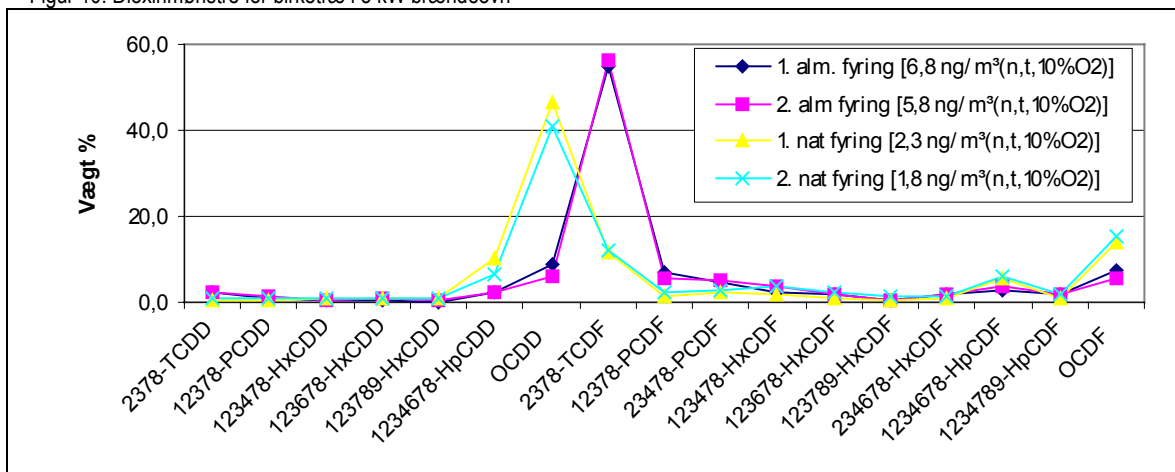
Der ses også en stor forskel i dioxinmissionen ved fyring med henholdsvis birkebrænde og ovntørret bøg. Årsagen kan være, at birkebrændet er hele, savede og kløvede grene eller stammer, med vækstlag og bark, mens ovntørret bøg er rent ved uden vækstlag og bark. I vækstlaget og barken findes den største del af træets indhold af sporstoffer, salte og mere komplekse organiske forbindelser. Det vil sige, at birkebrændet har indeholdt mere chlorid og kobber, og flere potentielle precursors m.v. end bøgetræet, og det har derfor grundlaget for at kunne danne mere dioxin ved forbrændingen.

I miljøprojektet "Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne"¹ fra 1994 blev emissionen målt ved anvendelse af bøg, birk og gran i 4 forskellige brændeovne. Her var der ingen forskel i emissionen ved forbrænding af bøg og birk, mens der var en signifikant højere emission ved forbrænding af grantræ. Det anvendte træ var almindeligt kløvet træ med bark. I miljøprojektet blev der ved normalfyring med bøg og birk i almindelige brændeovne målt dioxinmissioner på 1.500 til 4.000 ng I-TEQ/ton træ, og fra 4.000 til 7.500 ng I-TEQ/ton træ ved fyring med grantræ. Disse resultater stemmer fint overensstemmende med resultaterne fra denne undersøgelse. Et kort resume af miljøprojektet er givet i Bilag B.

Som det fremgår af nedenstående figurer med dioxinmønstre, er mønstrene meget ens for fyring med birk og bøg, og med de samme forskelle mellem almindelig fyring og natfyring.

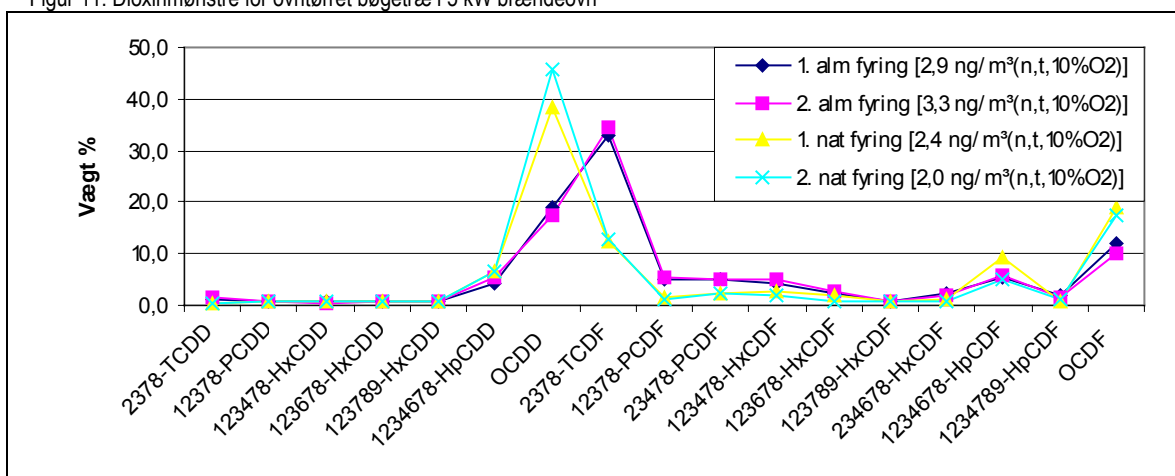
¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

Figur 10. Dioxinmønstre for birketræ i 5 kW brændeovn



I-TEQ procenterne er henholdsvis 11,7 og 12,5 for normal fyring, samt 4 og 5,1 for natfyring.

Figur 11. Dioxinmønstre for ovntørret bøgetræ i 5 kW brændeovn

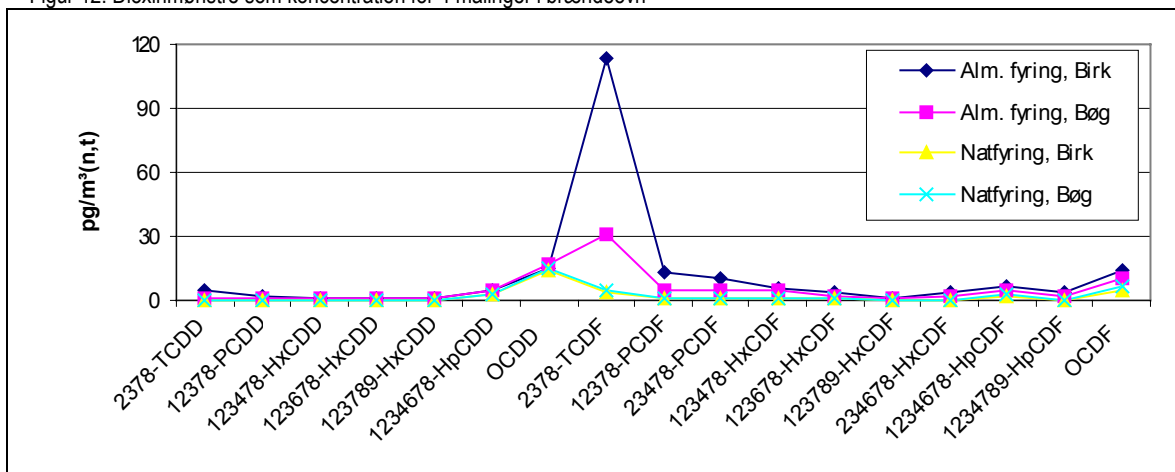


I-TEQ procenterne er henholdsvis 8,8 og 9,5 for normalfyring, samt 4,3 og 4,4 for natfyring.

Der ses et skift fra en overvægt af de højtchlorerede dioxiner og furaner, med den højeste værdi for OCDD ved natfyring, til et højere indhold af de lavtchlorerede furaner ved normalfyring. Specielt ses, at en stor andel af OCDD ved natfyring skifter til en stor andel af 2378-TCDF ved normalfyring. Ligesom for halmfyring ses, at OCDD er dominerende ved lave koncentrationer, mens 2378-TCDF er dominerende ved høje koncentrationer.

Koncentrationerne ved natfyring er meget lavere end ved normalfyring, så koncentrationen af OCDD er reelt ens. Det betyder, at det specielt er koncentrationen af 2378-TCDF, der er meget højere ved normalfyring. Dette ses tydeligt i nedenstående Figur 12, hvor mønstrene for gennemsnittene af hver måling er vist som koncentration i stedet for i vægt%.

Figur 12. Dioxinmønstre som koncentration for 4 målinger i brændeovn



I-TEQ procenterne er henholdsvis 12,1 og 9,1 for normalfyring, samt 4,5 og 4,4 for natfyring.

Miljøprojekt nr. 249¹ viste en tydeligt overvægt af TCDF og en forholdsvis større andel af TCDF ved højere koncentrationer, hvilket er helt i overensstemmelse med ovenstående mønstre.

Betingelserne for at danne dioxiner ser ud til at være meget ens for begge typer brænde ved natfyring, mens der er markant forskel ved normal fyring. Årsagen kunne være, at dioxindannelsen ved natfyring primært er begrænset af forbrændingsforholdene, mens begrænsningen ved normalfyring er brændslets sammensætning, dvs. indholdet af chlor, katalysatorer og komponenter, der let omdannes til precursors, og temperaturen, som er lidt højere under fyring med birketræ.

3.2.4 19 kW stokerfyr

Der er udført målinger på et stokerfyr på Teknologisk Instituts prøvestand i Århus. Der blev udført 2 sæt målinger á 2 prøver ved henholdsvis fuld last og reduceret last.

3.2.4.1 Anlægsbeskrivelse

Stokerfyret er et lille automatisk fyringsanlæg bestående af stokerenhed og tilhørende kedel med en nominel ydelse på 19 kW. Stokerdelen består af magasin, vandkølet brænderhoved, blæser og elektronisk styreboks. Blæseren leverer både primær- og sekundærluft. En snegl fører træpillerne frem til brænderhovedet, hvor afgasning og forbrænding foregår.

Kedlen er en pladejernskedel med en konveksdel bestående af rektangulære kanaler, hvori der er placeret én røggasturbulator.

Kedlen er godkendt på Prøvestationen for mindre Biobrændselskedler.

Inden prøvetagningens start var kedelydelsen stabiliseret.

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

Brændslet var træpiller af kommerciel kvalitet med en diameter på 8 mm og et vandindhold på 7,6 vægt%.

3.2.4.2 Måleresultater med kommentarer

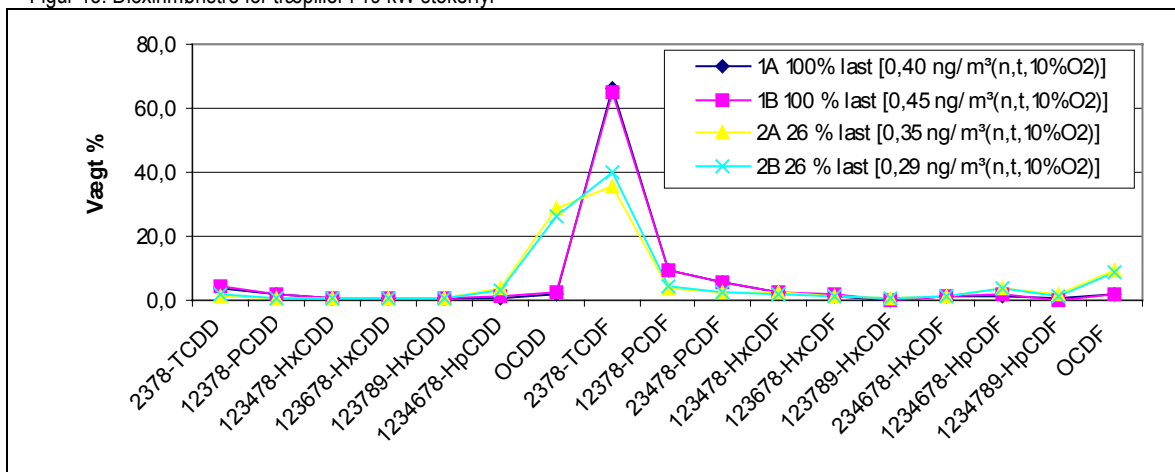
Tabel 11. Emissionsfaktorer for træpiller i 19 kW stokerfyr

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton træpiller			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂) Gennemsnit	CO ppm	CO ₂ %	Røggas temperatur °C
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit				
100 % last	500	560	530	0,066	300	15,8	128
26 % last	220	200	210	0,026	950	10,1	51

Som for brændeovnen ses en væsentlig mindre dioxinmission som I-TEQ ved en reduktion af belastningen. Årsagen menes at være den samme som ved brændeovne, at den væsentligt lavere forbrændingstemperatur giver mindre mulighed for dannelse af dioxin, ligesom mindre forbrændingsluft kan medføre mindre turbulens og større mulighed for oxygenfattige områder i forbrændingszonen. Forskellen er dog ikke så stor som for brændeovne, og det tilskrives den langt bedre og mere effektive kontinuerlig forbrænding i stokerfyr.

I Miljøprojekt nr. 249¹ blev der fundet de laveste dioxinmissioner på 300 til 750 ng I-TEQ/ton træ fra en nyudviklet brændeovn efter underforbrændingsprincippet. Dette forbrændingsprincip er meget sammenligneligt med stokerfyrrets, og emissionerne er også i samme størrelsesorden. I begge typer forbrænding skal pyrolysegasserne fra træet passere gennem forbrændingszonen, og det giver en væsentlig bedre forbrænding end i almindelige brændeovne. Et kort resumé af miljøprojektet er givet i Bilag B.

Figur 13. Dioxinmønstre for træpiller i 19 kW stokerfyr



I-TEQ procenterne er 15,5 for begge prøver ved 100 % last, samt henholdsvis 7,8 og 8,7 ved 26 % last.

Mønstrene udviser en tendens til at have den samme forskel mellem de to driftsformer som brændeovnen. Den lave last på 26 % medfører en dårligere forbrænding, men slet ikke så dårlig som ved natfyring i brændeovnen. Der kan

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

derfor tolkes således, at kurven for 26 % last er ”halvvejs” ved at ligne natfyring. Koncentrationen af OCDD er steget, og 12378-PCDF er reduceret i forhold til 100 % last. Da de samlede koncentrationer for hver måling er næsten ens, er der næsten ikke forskel på mønstrene i vægt% og i koncentration. Det betyder, at koncentrationerne af OCDD ved de to driftsformer ikke er lige store, som det var tilfældet ved brændeovnen.

3.2.5 Sammenfatning træbrændsel

Nøgletallene for alle målingerne er samlet i tabel 12.

Tabel 12. Emissionsfaktorer for alle træbrændsler

Anlæg	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton træ	Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)
Spånpladeflis i fjernvarmeanlæg	28	0,003
Træflis i fjernvarmeanlæg	26	0,002
Træ i 51 MW kraftvarmeværk	95	0,016
Træpiller i 19 kW stokerfyr, 100 % last	530	0,07
Træpiller i 19 kW stokerfyr, 26 % last	210	0,03
Birkebrænde i brændeovn, normal fyring	5.100	0,77 ¹
Birkebrænde i brændeovn, natfyring	610	0,09 ¹
Ovntørret bøg i brændeovn, normal fyring	1.900	0,29 ¹
Ovntørret bøg i brændeovn, natfyring	640	0,10 ¹

¹ Koncentrationerne er beregnet ud fra en røggasmængde på 7,6 m³(n,t,10%O₂)/kg træ.

Der ses en tydelige tendens til, at jo mindre kedlen er og jo mere ukontrolleret forbrændingen foregår desto større er dioxinemissionen. Store anlæg med automatiseret og overvåget styring af forbrændingsprocessen har meget lave emissioner, mens stokerfyret med en simpel, men dog automatisk, styring ligger noget højere. Brændeovnen med den manuelle styring af forbrændingen, hvor brændslet påfyldes diskontinuerlig, og forbrændingsluftmængden reguleres manuelt, har den mest ustabile forbrændingsproces, og den højeste dioxinemission.

På baggrund af disse målinger og resultater opdeles emissionen af dioxin fra træfyrede (og spånpladefyrede) anlæg i 3 kategorier:

1. Større anlæg med en god kontinuert forbrænding, med en konstant høj fyrrumstemperatur, og en effektiv partikelrensning, der samlet giver en lav dioxinemission i størrelsen 20 til 100 ng I-TEQ/ton træ.
2. Mindre halvautomatisk stokerfyr med kontinuerlig styret forbrænding, og ingen partikelrensning giver emissioner i størrelsen 200 - 500 ng I-TEQ/ton træ.
3. Brændeovne med diskontinuerlig forbrænding, manuel styring og ingen partikelrensning, der fyres med rent træ, giver emissioner i størrelsen 600 – 5.100 ng I-TEQ/ton træ.

3.3 Grillstegning

Der er foretaget målingerne på emissionen af dioxiner fra grillstegning i en forsøgsstand, opbygget hos dk-TEKNIK i Søborg.

3.3.1 Forsøgsbeskrivelse

En grill er placeret i en speciel testkasse med konstant udsugning. Testkassen er åben foran som en åben pejs, så grillen kan betjenes, og der kan suges luft ind.

Den konstante udsugning er etableret for at få en veldefineret og konstant luftmængde at måle på.

Figur 14. Grillforsøgsopstilling



Det har ikke været muligt at leve op til kravene om to samtidige prøver udtaget over 6 timer ved disse målinger. Prøveopstillingen har ikke plads til to måleudstyr i aftrækskanalen, og en almindelig grillstegning varer langt mindre end 6 timer. Der er derfor valgt at lave 4 enkeltbestemmelser på en standardiseret grillstegning med 2 forskellige slags grillbriketter, samt med og uden olie og krydderier på kødet.

Der er foretaget 4 forsøg á 2 timers varighed, med en prøvetagning for hver. Måleperioden på 2 timer er valgt som værende realistisk for den normale brug af en grill. Udførelsen af selve forsøgene efterligner også så vidt muligt almindelig brug af grill. Der anvendes 2 kg briketter, som antændes med 3 optændingsblokke og henstår i ca. ½ time i en grillstarter. De glødende briketter spredes ud i grillen, og efter ca. 5 minutter påbegyndes stegning af kød. Der steges først 4 bøffer af oksekød (0,65 kg), dernæst 4 kalkunsnitsler (0,5 kg) og til sidst 6 store pølser (0,8 kg).

Til forsøgene er anvendt 2 forskellige typer grillbriketter, og der er stegt kød med og uden olie og krydderier, så alle 4 forsøg har haft forskellige forsøgsbetingelser.

Figur 15. Grillstegning



3.3.2 Måleresultater og kommentarer

Tabel 13. Emissionsfaktorer for forsøg med grillstegning

Grill-briketter Type ¹	Krydderier og olie Ja/Nej	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton briketter	Emission ng I-TEQ/forsøg ²	CO g/forsøg ²	O ₂ %	Røggas temperatur °C
A	Nej	7.300	14,6	154	20,4	48
A	Ja	14.800	29,6	295	20,4	56
B	Nej	5.500	10,9	168	20,6	39
B	Ja	6.400	12,8	175	20,6	46
	Gennemsnit	8.500	17	198		

¹⁾ A-briketter er FSC, SIS og DIN certificerede og fremstillet 100 % af europæisk løvtræ, og B-briketter er fremstillet af ukendte råvarer med et meget stort askeindhold.

²⁾ Der er anvendt 2 kg briketter til hver forsøg.

Emissionen kan ud fra oxygenkoncentrationen i fortyndingskanalen beregnes til mellem 0,5 og 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂). De reelt forekommende koncentrationer vurderes at være væsentligt mindre, da røggassen fra en grill hurtigt blandes op med store mængder luft. I fortyndingskanalen, hvor temperaturen var 39 til 56 °C, var koncentrationerne mellem 0,02 og 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t).

Forsøgene med A-briketter, som er de gode kul af rent træ, giver højere emissioner end Barbecue, som er ”dårlige” kul med højt askeindhold. Forskellen kan skyldes, at brændværdien for B-briketter er lavere end for A-briketter, hvilket ses på temperaturen i røggassen. Højere temperatur i røggassen forudsætter højere temperatur i de glødende kul, hvilket kan give bedre betingelser for dannelsen af dioxin.

Brændværdien er ikke blevet bestemt, men kan tilnærmelsesvis bestemmes ud fra de målte oxygenkoncentrationer, idet det forudsættes, at der udelukkende er tale om forbrænding af kulstof til kuldioxid ($C + O_2 \rightarrow CO_2$), eller ud fra temperaturen på afkastet. Beregnet ud fra O_2 -koncentrationerne er B-briketternes brændværdi 60 % af A-briketternes, og beregnet ud fra temperaturerne er den 70 %.

B-briketterne er i undersøgelsen ”Grillkul og -briketter indeholder ikke sundhedsfarlige mængder tungmetaller”¹ opgivet til at have et askeindhold på 37 %. A-briketter indgår ikke i den undersøgelse, men da de er fremstillet af rent løvtræ, er det rimeligt at antage, at de maksimalt indeholder 5 % aske, og måske helt ned til 2 %. Dette svarer til, at brændværdien for B-briketterne er 65 – 70 % af A-briketternes.

Emissionsfaktorerne for dioxiner kan derved relateres til briketternes brændværdi, idet B-briketternes emissionsfaktor korrigeres i forhold til, at brændværdien er 65 % af A-briketternes (dvs. at emissionsfaktorerne divideres med 0,65).

Tabel 14. Emissionsfaktorer for grillstegning korrigeret for brændværdi

Grillbriketter	Krydderier og olie	Emissionsfaktor korrigeret til
Type	Ja/Nej	ng I-TEQ/energiindhold i et tons A-briketter
A	Nej	7.300
A	Ja	14.800
B	Nej	8.500
B	Ja	9.800
	Middel:	10.100

Efter denne omregning i forhold til brændværdien udvises forskellen i emissionen fra de to typer briketter.

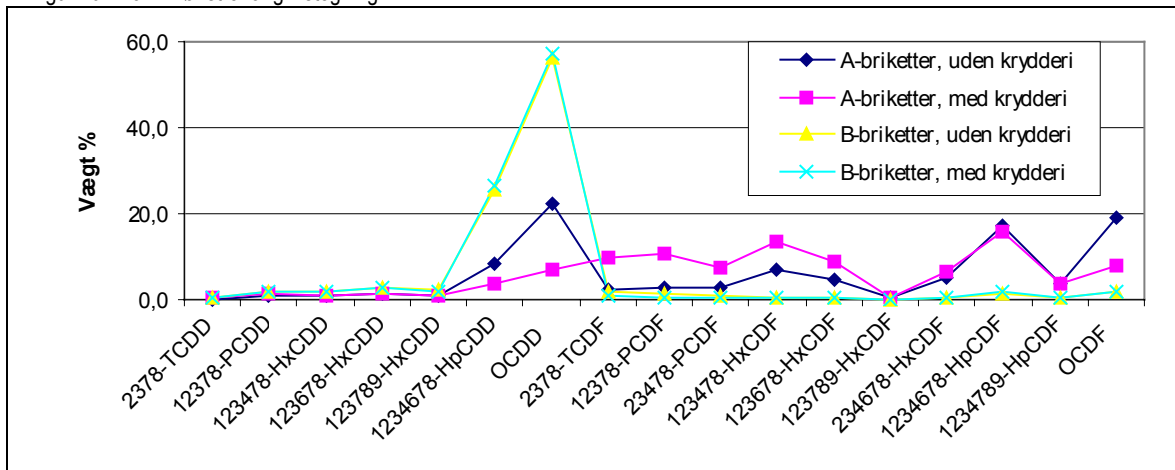
Måling 2 adskiller sig fra de andre målinger ved at have en noget højere emissionsfaktor og et anderledes dioxinmønster. Det kunne skyldes, at temperaturen i glødelaget er lidt højere for A-briketter, men der kan også være tale om en almindelig/tilfældig variation i forsøgsbetingelser og prøvetagning.

Der ses også en tendens til, at salt på kødet giver større dioxinemission. En tredjedel af saltet er drysset på kødet, mens det lå på grillen, og noget af det er faldet ned i gløderne.

Det statistiske materiale er dog for spinkelt til, at der kan påvises nogen signifikant forskel i resultaterne som følge af forsøgsbetingelserne.

¹ Grillkul og -briketter indeholder ikke sundhedsfarlige mængder tungmetaller. Pressemeddelelse fra Miljøstyrelsen den 29. juni 1999. [Findes på Web adressen: www.mst.dk/nyheder/08220000.htm]

Figur 16. Dioxinmønstre for grillstegning



I-TEQ procenterne er henholdsvis 4,6, 9,9, 3,1 og 3.

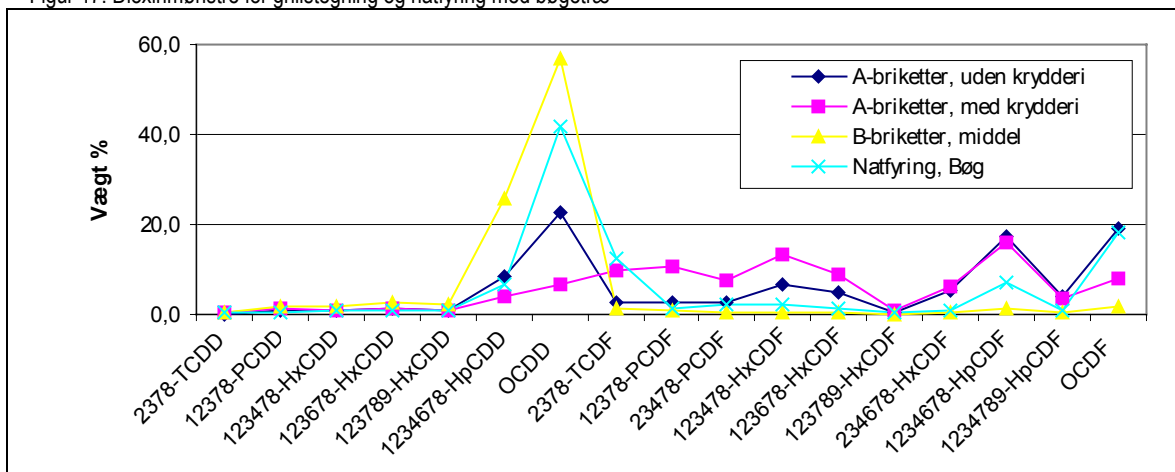
De to forsøg med B-briketter er næsten sammenfaldende, mens der er stor forskel på de to prøver med A-briketter, som også afviger meget fra B-briketterne.

Den store forskel på de to mønstre for A-briketterne kan skyldes fejl i den ene prøve under prøvetagningen eller analysen. Alle mønstrene er næsten ens for de lavtchlorerede dioxiner, og de største forskelle ses for de højtchlorerede dioxiner. Modsat er det for furanerne, hvor der er forskelle for de lavtchlorerede furaner, mens der er meget lidt forskel for de højtchlorerede furaner.

På det foreliggende grundlag kan det ikke afgøres, om en af målingerne har en fejl, og hvilken af dem der så har den fejl.

Til sammenligning er medtaget mønsteret for fyring med ovntørret bøg i brændeovn, da de har en vis lighed med mønstrene for grillstegning.

Figur 17. Dioxinmønstre for grillstegning og natfyring med bøgetræ



Der er en del lighed mellem mønstrene for briketter og natfyring med bøg. Den mest markante forskel er A-briketter uden krydderi, som ikke har en top for OCDD, og som ligger højere med de lavtchlorerede furaner.

3.4 Spildolie

Der er udført målinger på et fjernvarmeanlæg, der fyres med spildolie, og der refereres resultaterne af målinger på to fjernvarmeanlæg, der fyrer med genraffineret spildolie.

- Marstal Fjernvarmeværk fyret med urensset spildolie.
- Fjernvarmecentralen Sanderum i Odense fyret med genraffineret spildolie.
- Silkeborg Kommunes varmecentral fyret med genraffineret spildolie.

3.4.1 Uraffineret spildolie i Marstal Fjernvarme

3.4.1.1 Anlægsbeskrivelse

Der er udført målinger på Marstal Fjernvarme, der ligger på Ærø. Fjernvarmeværket har 6 oliefyrede kedler på tilsammen 18,2 MW, og verdens største solfangeranlæg på 9.000 m², der dækker 15 % af det leverede fjernvarmeforbrug. På grund af solfangeren har anlægget en stor varmeakkumuleringstank.

Oliekedlerne er i størrelserne 1 til 6 MW med fælles afkast via en 25 m høj skorsten.

Under målingerne er der kørt på kedel 4, som er på 2,8 MW.

På måledagene kunne solfangeren næsten have leveret hele forbruget af fjernvarme, men på grund af målingerne kørte kedlen med ca. 75 % belastning, og overskudsvarmen blev kørt ud i varmeakkumuleringstanken.

Oliekedlerne kører med uraffineret spildolie. For at kunne leve op til emissionsvilkårene blev anlægget i 1990 forsynet med en basisk vådskrubber til reduktion af partikler, tungmetaller og sure gasser. Varmen i røggassen udnyttes ved at varmeveksle skrubbervandet med returvand.

Den specificerede prøvetagningstid på 6 timer har ikke kunnet opfyldes på grund af tilstopning af filtre i prøvetagningsudstyret. Prøvetagningstiden er derfor reduceret til 4 timer. Da anlægget kørte meget stabilt, vurderes det ikke at have haft nogen væsentlig indflydelse på resultaterne.

CO-koncentrationen var relativt høj og ustabil på den første måledag. Det blev oplyst at være en normal følge af at brænde spildolie, da det gav belægninger i oliebrænderen. Brænderen blev rensset til næste dag, hvor CO var væsentlig lavere og mere stabil.

Anlægget ligger nogle hundrede meter fra kysten, og havgus kan teoretisk tilføre en hel del klorid med forbrændingsluften, men på måledagene var vejret fint og klart uden megen vind, så havgus er ikke blæst op til anlægget.

3.4.1.2 Måleresultater og kommentarer

Under målingen har den spildoliefyrede kedel på 2,8 MW kørt konstant på 75 % belastning.

Tabel 15. Emissionsfaktorer for uraffineret spildolie i 2,8 MW kedel

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton olie			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO	O ₂	Røggas temperatur
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit	Gennemsnit	ppm	%	°C
1. måledag	980	1.060	900	0,043	63	6,2	43
2. måledag	1.640	330	1.000	0,044	11	6,1	43

I-TEQ procenterne er 10,5, 6,5, 10,4 og 2,5.

De to samtidige målinger den første dag stemmer meget fint overens med en forskel på kun 9 %. De to samtidige prøver den næste dag afviger så meget fra hinanden, at det er nærliggende at antage, at der er noget galt med den ene eller begge to. Gennemsnittet på 1.000 ng I-TEQ/ton olie er dog i god overensstemmelse med gennemsnittet på 900 fra den første måledag.

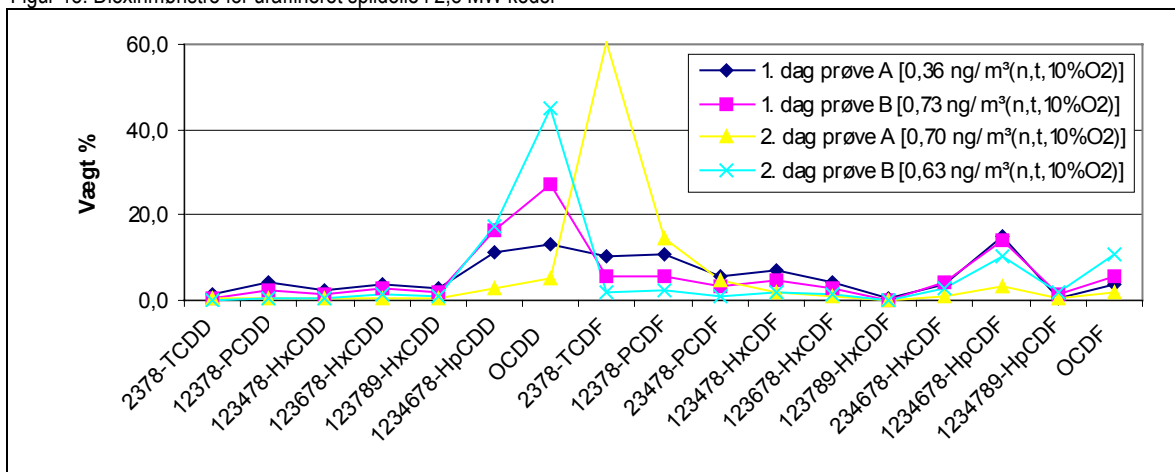
Det har ikke været muligt at finde fejl i hverken prøvetagningen eller analysen, som kan forklare den store forskel. Fejl under prøvetagningen kan nemt medføre for lave resultater ved, at der suges falsk luft via utætheder. Derfor måles O₂ % efter prøvetagningsudstyret for at sikre, at den svarer til koncentrationen i røggassen, og der har været overensstemmelse under hele prøvetagningen. Fejl under prøvetagningen kan meget vanskeligt medføre opsamling af en for stor prøve. Den eneste oplagte mulighed for at opsamle en for stor prøve, er en kontaminering, f.eks. ved at sonden rører røggaskanalen, og støv herfra kommer med i prøven, hvilket er umuligt at kontrollere bagefter. Under prøvetagningen blev der ikke observeret nogen mulighed for kontaminering, men det kan ikke udelukkes at være sket.

Hvis der er sket en kontaminering, er målingen med det lave resultat den rigtige, og den er kun 1/3 del af målingerne den første dag. På den anden dag kørte anlægget meget mere stabilt med lavere CO og langt mindre variation i denne, og det kan forventes at medføre en lavere dioxinmission.

Hvis den lave måling er forkert, er det vist, at emissionen stiger med 60 %, når anlægget kører mere stabilt, og CO er reduceret. Det strider imod den gængse viden om dannelsen af dioxiner i forhold til forbrændingsforholdene.

Det mest sandsynlige er, at den høje måling er fejlbehæftet, men da det ikke kan afgøres med sikkerhed hvilken af dem, der er forkert, er det valgt at betragte dem som variationsbredden for målingen.

Figur 18. Dioxinmønstre for uraffineret spildolie i 2,8 MW kedel



Prøverne mærket A, der er fra samme studs, er atypiske i forhold til de to andre prøver mærket B, fra den anden studs. De mangler begge en forhøjet værdi for OCDD, og desuden har prøve 2A en meget høj værdi for 2378-TCDF. De manglende toppe for 1234678-HpCDD og OCDD kunne være forårsaget af en uens fordeling af støv i kanalen. Den høje værdi for 2378-TCDF for prøve 2A er vanskelige at forklare, men der kunne være tale om en kontaminering under prøvetagningen eller analysearbejdet (f.eks. anvendelse af kontamineret glasudstyr).

3.4.2 Genraffineret spildolie i Odense Fjernvarme

I december måned 1999 er der på foranledning af Fyns Amt udført måling af bl.a. dioxiner fra kedel 4 på Fjernvarmecentralen Sanderum i Odense¹.

3.4.2.1 Anlægsbeskrivelse

Kedlen der er på 23 MW blev fyret med genraffineret spildolie af mærket DOG 25.

Der er udført en 6 timers måling på hver af to dage, hvor kedlen har kørt med ca. 80 % belastning.

3.4.2.2 Måleresultater og kommentarer

Tabel 16. Emissionsfaktorer for genraffineret spildolie i 23 MW kedel

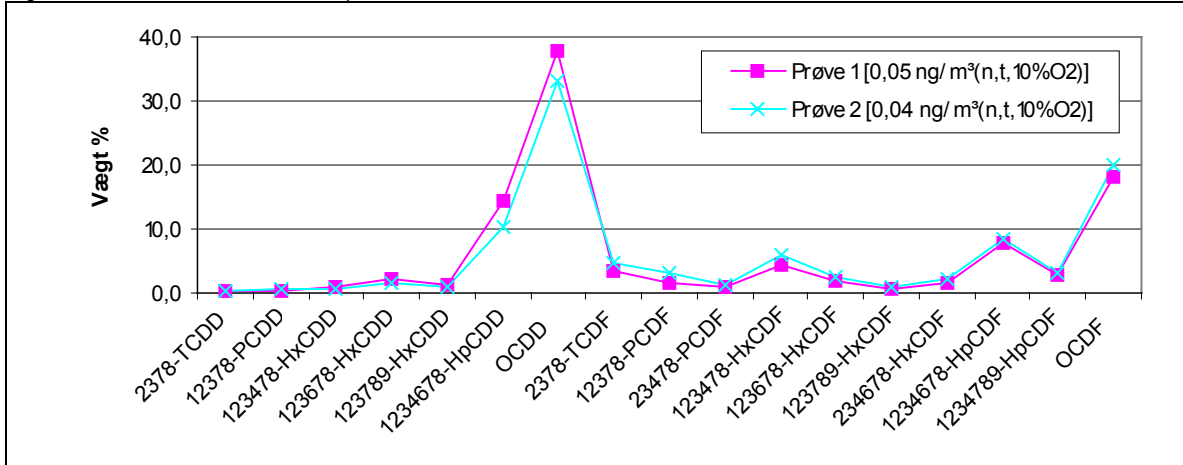
Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton olie	Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	O ₂ %	Røggas temperatur °C
1. dag	29	0,002	29	1,6	242
2. dag	30	0,002	23	1,5	245

I-TEQ procenten er henholdsvis 2,9 og 3,7.

¹ Fyns Amt. Emissionsmålinger for dioxin og PAH på Fjernvarmecentralen Sanderum. December 1999. dk-TEKNIK rapport nr. 15.420.

Dioxinmissionen er meget lav i forhold til fyring med urensset spildolie og er på niveau med emissionen ved fyring med almindelig fyringsolie, som Erik Hansen et. al.¹ angives til 40 (20 - 90) ng I-TEQ/m³ olie, svarende til 0,001 - 0,005 ng/m³(n,t,10%O₂).

Figur 19. Dioxinmønstre for raffineret spildolie i 23 MW kedel



Mønstrene for de to målinger viser en stor grad af overensstemmelse.

3.4.3 Genraffineret spildolie i Silkeborg Fjernvarme

I november 2000 er der på foranledning af Århus Amt udført målinger af dioxiner fra Silkeborg Kommunes varmecentral².

3.4.3.1 Anlægsbeskrivelse

Målingerne er udført på kedel 6 på Silkeborg Kommunes varmecentral på Keglstrupvej 38. Kedel 6 er en Danstoker type TVB nr. 18 og er på 15 MW.

Varmecentralen er en spidslastcentral, og kedel 6 blev kun startet op for at udføre målingerne. Driftsforholdene under målingerne har været præget af dårlige forbrændingsforhold, formentlig fordi det ikke er en kedel, der er i normal kontinuerlig drift.

Der er udført 2 to-timers målinger i forlængelse af hinanden. Prøvetagningen er ikke i overensstemmelse med principperne for prøvetagning i nærværende undersøgelse, men det vurderes i dette tilfælde kun at give anledning til en større usikkerhed på resultaterne.

¹ Erik Hansen, et. al. Substance Flow Analysis for dioxines in Denmark. Environmental Project No. 570 2000. [Findes på Web adressen: www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-295-1/html/default_eng.htm]

² Århus Amt. Dioxinmålinger på kedel 6 på Silkeborg Kommunes varmecentral Keglstrupvej 38. November 2000. dk-TEKNIK rapport nr. 16.582.

3.4.3.2 Måleresultater og kommentarer

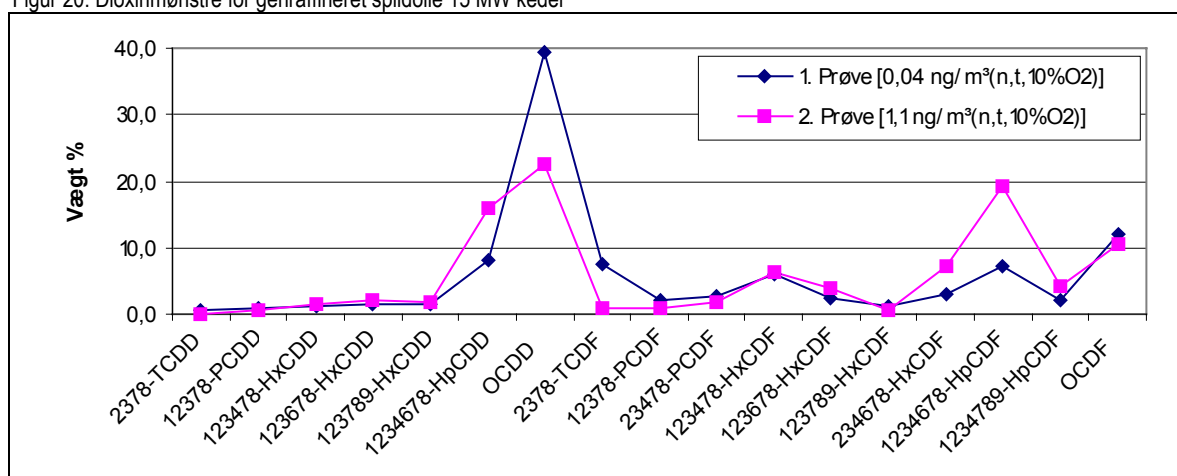
Tabel 17. Emissionsfaktorer for genraffineret spildolie i 15 MW kedel

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/ton olie	Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	Partikler mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	O ₂ %	Røggas temperatur °C
1	36	0,002	22	2,4	228
2	970	0,05	50	2,1	245

I-TEQ procenten er henholdsvis 5,2 og 4,2.

Under den første måling blev kedlen stoppet for at rense oliebrænderen. Under anden måling sodede brænderen væsentligt mere end under første måling, hvilket målingerne af partikelemissionen bekræfter. En langt større andel af partiklerne under måling 2 består af uforbrændt kulstof (sod), som giver en bedre basis for dannelsen af dioxiner end udbrændte askepartikler. Det kunne være årsagen til den meget store forskel i emissionen under de to målinger.

Figur 20. Dioxinmønstre for genraffineret spildolie 15 MW kedel



Mønsteret for prøve 1 har stor lighed med mønsteret for genraffineret spildolie i Sanderum, og koncentrationerne er også lige store, 0,002 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂). Mønsteret for prøve 2 er markant forskelligt fra både prøve 1 og Sanderum, samtidigt med at koncentrationen er en faktor 27 større. Årsagen til dette antages at være den dårligere forbrænding med større dannelse af precursors og sodpartikler, hvor dioxindannelsen kan foregå.

3.4.4 Sammenfatning spildolie

Emissionsfaktoren for uraffineret spildolie er bestemt til mellem 300 og 1.640 ng I-TEQ/ton olie, med et gennemsnit på 950 ng I-TEQ/ton olie. De 4 prøver, bestemmelsen er baseret på, stemmer ikke helt overens, og værdierne skal derfor tages med forbehold.

Emissionsfaktoren for raffineret spildolie er bestemt til mellem 29 og 36 ng I-TEQ/ton olie, med et gennemsnit på 32 ng I-TEQ/ton olie, ved normal drift på et veljusteret anlæg.

Under unormale forhold med dårlig forbrænding og forhøjet sodindhold er emissionsfaktoren målt til 970 ng I-TEQ/ton olie. Der er dog kun tale om en

måling over 2 timer, hvor den høje værdi kan skyldes andre forhold omkring prøvetagningen eller analysen.

Årsagen til den store forskel på raffineret og uraffineret spildolie kan skyldes, at uraffineret spildolie indeholder relativt store koncentrationer af urenheder, som tungmetaller og salte. Den genraffinerede spildolie er i forhold til renhed og indhold af tungmetaller på niveau med almindelig fyringsolie, ligesom emissionsfaktoren for dioxin. I tabel 18 ses et eksempel på analyser på uraffineret og genraffineret spildolie. Andre prøver kan afvige meget fra de anførte værdier, specielt for uraffineret spildolie.

Tabel 18. Eksempel på renhed af genraffineret og urensset spildolie

Parameter	Enhed	Spildolie	
		Urenset	Genraffineret
Aske	%	0,5 - 0,9	0,016
Svovl	%	0,9	0,45
Vandindhold	%	0,8 - 3,4	< 0,05
Chlorid	mg/kg	?	230
Bly	mg/kg	411	< 1
Cadmium	mg/kg	< 1	< 1
Chrom	mg/kg	3	< 1
Flour	mg/kg	< 1	< 1
Kobber	mg/kg	21	< 1
Nikkel	mg/kg	0	< 1
Vanadium	mg/kg	1	< 1
Zink	mg/kg	875	< 1
Andre metaller + alkali metaller	mg/kg	3.835	?

Genraffineret spildolie analyseres for de anførte metaller, fordi det er dem, der stilles krav til ved forbrænding af spildolie, ifølge bekendtgørelse om affald nr. 619 af 27. juni 2000 bilag 11. Desuden analyseres for PCB, og olien må i praksis ikke anvendes i almindelige spildoliefyrede anlæg, hvis indholdet er større end 10 ppb.

Det større indhold af metaller, specielt kobber, og chlorider fremmer dannelsen af dioxiner. Chlorider kan ved høj temperatur og tilstedeværelse af ilt og kobber som katalysator omdannes til chlorradikaler, som kan indgå i dannelsen af dioxiner.

Samtidigt kan dioxinemissionen også øges, fordi flere urenheder i olien nemmere giver problemer med brænderen, så der dannes mere sod, hvorpå dannelsen af dioxiner kan ske.

Spildolie vil kunne indeholde PCB, f.eks. fra kasserede transformatorer eller kondensatorer, eller chlorerede opløsningsmidler, der er bortskaffet sammen med spildolien. Begge dele kan give anledning til meget forhøjede dioxinemissioner.

Ved genraffinering af spildolie vil chlorerede opløsningsmidler primært ende i den letteste fraktion sammen med vand. Metaller, salte og andre urenheder

opkoncentreres i den tungeste fraktion, bitumen. Renheden af genraffineret spildolie er på højde med eller bedre end almindelig fuelolie og gasolie.

Der findes tilsyneladende kun få anlæg i Danmark, der stadig anvender uraffineret spildolie, idet de fleste af de anlæg, der har været kontaktet, har skiftet til at anvende raffineret spildolie.

3.5 Krematorier

Der er udført målinger på Holbæk Krematorium på Sjælland, og der refereres resultaterne fra målinger på Odense Krematorium.

Alle danske krematorier har i løbet af 90'erne fået installeret nye ovne med efterforbrændingskammer, eller de er blevet ombygget med bl.a. efterforbrændingskammer for at kunne leve op til krav om bl.a. forvarmning til min. 850°C inden indsættelse af kisten, og en opholdstid på minimum 1 sekund ved 850°C.

3.5.1 Holbæk Krematorium

3.5.1.1 Anlægsbeskrivelse

Krematorieovnen er en gasfyret Envikraft ovn fra 1996, som repræsenterer den nyeste generation af krematorieovne, som bl.a. er født med efterforbrændingskammer. Denne nye generation af ovne findes på over halvdelen af de 50 danske krematorieovne.

Ovnen består af et hovedbrændkammer (HBK), hvor kisten indsættes, og et efterforbrændingskammer (EBK), hvor de dannede pyrolyseprodukter udbrændes. Både HBK og EBK er forsynet med gasfyrede støttebrændere til sikring af, at de ønskede temperaturer i de to kamre altid kan opretholdes. HBK forvarmes til ca. 850°C inden indfyring, og temperaturen holdes på mindst 850°C i EBK.

Efter ovnen indblandes frisk luft før sugetræksblæseren for at sænke røggasttemperaturen til mellem 300 og 350°C.

Målingerne er foretaget i røggaskanalen efter sugetræksblæser og før skorsten. Forbrændingsluftmængden varierer meget over en kremering, og luftmængden er derfor målt kontinuerlig over måleperioderne.

Målingerne er foretaget over 4 kremeringer på hver af de to måledage. Hver kremering varer gennemsnitligt 1½ time, og måleperioderne har derfor været lidt mere end 6 timer.

3.5.1.2 Måleresultater og kommentarer

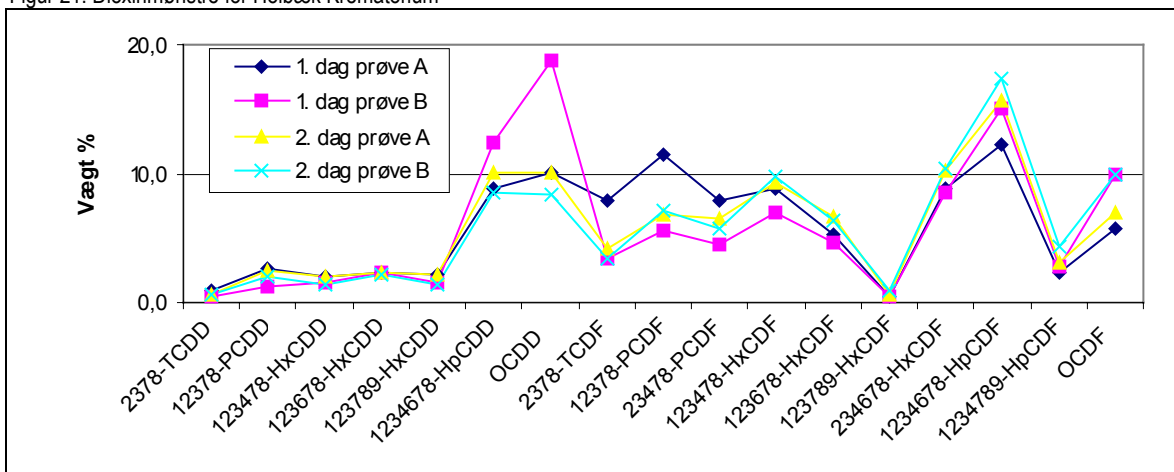
Tabel 19. Emissionsfaktorer for Holbæk Krematorium

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/kremering			Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)	CO	O ₂	Røggas temperatur
	Prøve A	Prøve B	Gennemsnit	Gennemsnit	ppm	%	°C
1. måledag	190	340	265	0,21	10	17,3	345
2. måledag	180	240	215	0,19	10	17,8	342

I-TEQ procenterne er i gennemsnit 9, med yderpunkterne 6,8 og 10,9.

Røggastemperaturen er ca. 345 °C, og der er derfor en mulighed for at dioxiner kan dannes efter målestedet og frem til afkastet fra skorstenstoppen, hvor temperaturen falder ved opblanding med udeluft. Der er ca. 15 m fra målested til skorstenstoppen og røgrøret er 0,6 m i diameter, og det antages at have samme dimension helt op til skorstenstoppen. Opholdstiden er derved i gennemsnit 1,8 sekunder. Da luftmængden varierer meget over en kremering, vil opholdstiden variere fra under 1 sekund til flere sekunder. Forholdene kan ikke sammenlignes med forholdene i et filter med høj temperatur, hvor det vides, at der kan dannes væsentlige mængder dioxin. I et filter er der en meget høj partikelkoncentration og lang opholdstid, og i krematoriet har vi en relativ lav partikelkoncentration og en relativ kort opholdstid. Det vurderes derfor, at der ikke dannes væsentlige mængder dioxiner efter målestedet.

Figur 21. Dioxinmønstre for Holbæk Krematorium



Mønstrene for de fire målinger er meget forskellige fra alle de tidligere viste mønstre i denne rapport, udviser en stor grad af overensstemmelse indbyrdes, men med enkelte større forskelle. En vis grad af forskel og variation var forventet, da der kan være meget stor forskel på vægt, sammensætning og indhold af fremmede stoffer i de lig, der kremeres.

3.5.2 Odense Krematorium

I juni måned 2000 er der på foranledning af Fyns Amt udført måling af dioxiner fra 2 ovne på Odense Kommunes Krematorium¹.

¹ Fyns Amt. Prøvningsrapport nr. EMI/420. Teknologisk Institut. 2000.07.31.

3.5.2.1 Anlægsbeskrivelse

Odense Kommunes Krematorium har 2 kremeringsovne. Ovnene repræsenterer den gamle type krematorieovne, som er blevet udbygget med bl.a. efterforbrændingskammer for at kunne leve op til gældende danske krav til forbrændingen.

Begge ovne har en oliefyret støttebrænder såvel i hovedbrændkammeret, hvor kisten indsættes, som i efterforbrændingskammeret til at sikre den nødvendige og foreskrevne temperatur. Ovnene anses samlet for repræsentative for den ældre ombyggede type ovne, som udgør omkring en tredjedel af de 50 danske krematorieovne.

Røggassen blandes med atmosfærisk luft i en ejektor, så temperaturen reduceres fra ca. 850 °C i efterforbrændingskammeret til ca. 245 °C.

3.5.2.2 Måleresultater og kommentarer

Der er udført en måling på hver ovn over 5 til 6 timer, hver med 3 kremeringer. Målingerne blev udført den 20. og 21. juni 2000. Resultaterne fra målingerne, der er opgivet i koncentration og i emission pr. time, er omregnet til emissionsfaktorer pr. kremering.

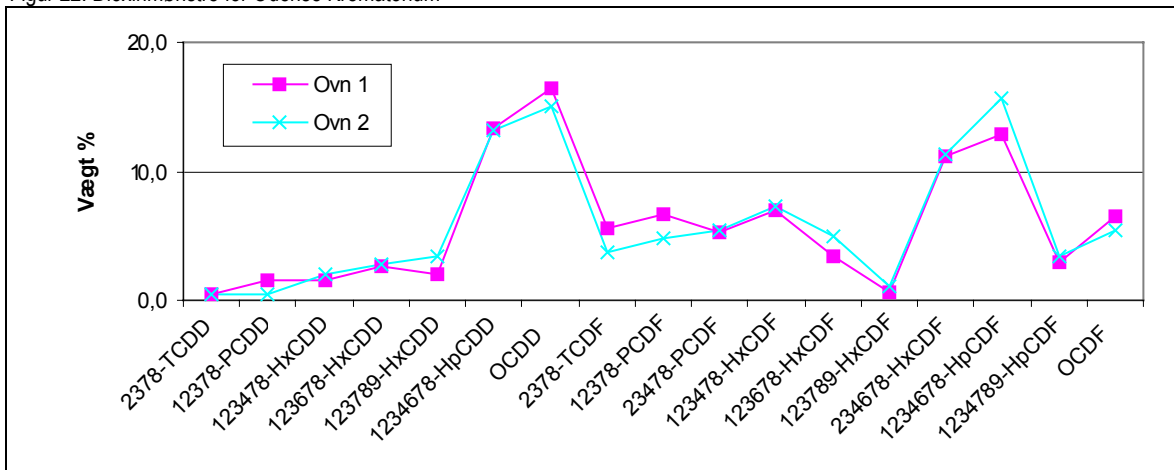
Tabel 20. Emissionsfaktorer for Odense Krematorium

Måling	Emissionsfaktor ng I-TEQ/kremering	Koncentration ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂) Gennemsnit	CO ppm	O ₂ %	Røggas temperatur °C
Ovn 1	930	0,72	21	18,5	237
Ovn 2	310	0,28	37	18,6	247
Gennemsnit	620		29		242

I-TEQ procenten er henholdsvis 8 og 7,5.

Der er en relativt stor forskel på emissionen fra Ovn 1 og Ovn 2, og de er begge større end målingerne på Holbæk Krematorium. De to ovne er af samme fabrikat, men de er ikke identiske. Der kan derfor være konstruktionsmæssige forskelle, som betinger en forskel i emissionen, men det kan også være forårsaget af forskel i vægt og indholdsstoffer i de lig, der er blevet kremeret. CO-emissionen tyder ikke på, at forskel i forbrændingsforholdene skulle være årsagen, da CO-emissionen er mindst for Ovn 1, der har den største dioxinmission.

Figur 22. Dioxinmønstre for Odense Krematorium



Selvom der er en faktor 3 til forskel i koncentrationen og målingerne er fra 2 forskellige ovne, er mønstrene meget ens.

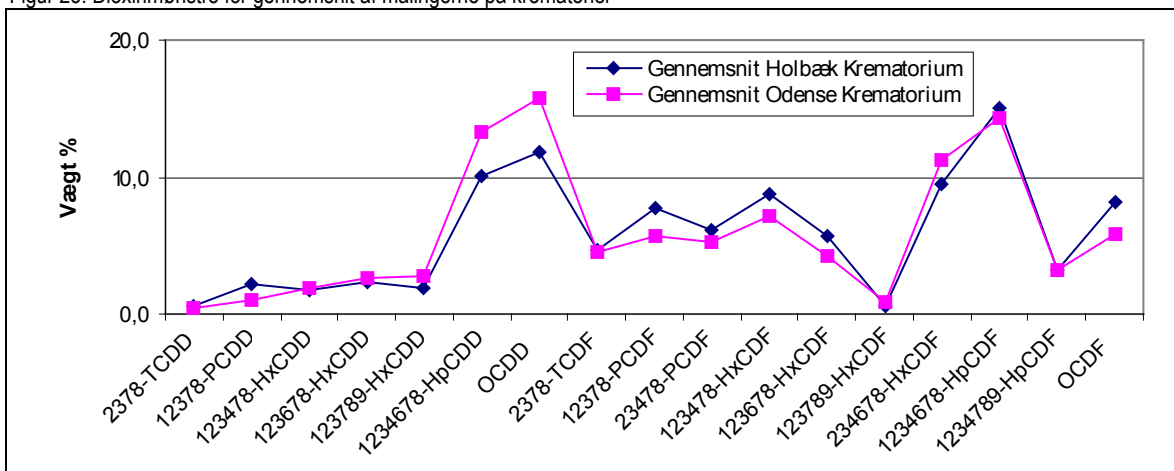
3.5.3 Sammenfatning krematorier

De samlede målinger giver et interval for emissionsfaktoren på 180 – 930 ng I-TEQ/kremering. Et gennemsnit af alle målingerne, vægtet efter antal kremeringer i hver måling, giver en emissionsfaktor på 350 ng I-TEQ/kremering, og en koncentration på 0,3 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

Der har hidtil ikke været forlangt nogen form for røggasrensning på krematorier i Danmark, men i løbet af 90'erne er alle anlæggene blevet ombygget for at kunne leve op til krav om bl.a. forvarmning til min. 850°C inden indsættelse af kisten og en opholdstid på minimum 1 sekund ved 850°C¹.

De to anlæg, der er målt på, anses for at være repræsentative for størstedelen af de 32 danske krematorieovne. Da alle anlæg skal overholde kravene om opholdstid og temperatur, vurderes der kun at være en lille mulighed for, at der findes anlæg med emissioner af dioxiner væsentligt over det målte interval.

Figur 23. Dioxinmønstre for gennemsnit af målingerne på krematorier



¹ Begrænsning af forurening fra forbrændingsanlæg. Vejledning fra Miljøstyrelsen. Nr. 2 1993

Mønstrene for gennemsnittene af målingerne for de to anlæg udviser meget stor overensstemmelse, selvom der er relativ stor forskel på emissionsfaktorerne.

Mønstrene er meget forskellige fra de andre forbrændingsanlæg, der er målt på, og de har en væsentlig større lighed med mønstre fra affaldsforbrændingsanlæg. Der ses højere niveau for de fleste congenere, med et par karakteristiske toppe for 1234789-HpCDD og OCDD og 234678-HxCDF og 1234678-HpCDF. De fleste af de andre viste mønstre har typisk en eller to karakteristiske toppe og lave værdier for de fleste andre congenere.

4 Diskussion

Der kan i litteraturen findes en lang række referencer til målinger, der er udført på anlæg og med brændsler, der skulle svare til dem, der indgår i denne undersøgelse. Referencerne ligger dels udenfor denne undersøgelses rammer, og dels er mange af dem relativt gamle, mere end 5 - 10 år, og de kan derfor ikke umiddelbart betragtes som værende repræsentative for emissionen fra nutidens fyringsanlæg med den teknologi og drift, der er almindelig i dag. Desuden er ældre målinger typisk udført som gruppespecifikke analyser, som medtager væsentlig flere congenere end de 17, der er standard i dag. En måling med gruppespecifik analyse kan give op til 5 - 10 gange højere værdier end en congenerspecifik analyse for de 17 congenere, der i dag anvendes til bestemmelse af I-TEQ. Derfor er disse referencer ikke givet sammen med målingerne, men enkelte af dem vil i det følgende blive anvendt til sammenligning med de udførte målinger.

I Danmark har vi i mange år haft et stort incitament til at optimere energiudnyttelsen p.g.a. høje energipriser og -afgifter, hvilket bl.a. er sket ved en bedre styring og overvågning af fyringsanlæggene. Bedre forbrænding giver mindre CO og mindre uforbrændt stof (sod), og det vil normalt medføre en mindre dioxinmission.

Stigende miljøkrav har også medført bedre rensning for partikler, og da dioxinerne i en vis udstrækning findes på eller i partiklerne, vil det også have medført en reduktion i dioxinmissionen.

Der er også sket en væsentlig forbedring i analysemetoderne for dioxin, så der i dag rutinemæssigt udføres congenerspecifikke analyser med højopløselig GC/MS (High Resolution Gas Chromatography/Mass Spectrometry), og resultaterne opgives normalt altid i både vægt og I-TEQ. Den nuværende teknik har betydet en bedre oprensning og adskillelse af kongenererne, og dermed en mere sikker bestemmelse på et lavere niveau i forhold til tidligere.

Det menes derfor, at ældre referencer bør betragtes med stor skepsis og ikke ukritisk overføres og anvendes til beskrivelse af den danske emission af dioxiner uden en forudgående sikring af, at de på alle punkter, specielt forbrændingsforhold og partikelemmission, svarer til de nuværende danske forhold. Desuden er det vigtigt at være meget bevist om hvilke congenere analysen dækker over, så eventuelle sammenligninger bliver foretaget på det rigtige grundlag.

De efterfølgende sammenligninger med emissionsfaktorer og koncentrationer fra tidligere danske og udenlandske undersøgelser og målinger skal derfor ses i dette perspektiv.

De gennemførte og refererede målinger svarer generelt til værdierne i den lave ende af tidligere danske og udenlandske målinger. Manglen på måling af meget høje emissionsværdier fra de udvalgte anlægstyper og brændsler er ikke et bevis for, at de ikke forekommer i Danmark, men det kan tolkes som en indikation af, at anlæg med meget høje emissioner måske ikke findes i Danmark eller at der kun findes få af dem. Dette gælder selvfølgelig kun i den udstrækning, de omtalte anlæg anvender rene brændsler, svarende til dem der blev anvendt under målingerne.

4.1 Halmfyring

På 4 større halmfyrede anlæg med posefiltre eller elektrofilter er der målt følgende emissionsinterval:

Emissionsfaktor 5,3 - 35 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration 0,001 - 0,005 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

På et gårdanlæg, som har diskontinuerlig og dårligere styret forbrænding og ingen partikelrensning, er der målt følgende emissionsinterval:

Emissionsfaktor 5.300 - 9.200 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration 0,5 - 1,2 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

De større anlæg er alle forsynet med posefiltre eller elektrofilter og har lave støvemissioner. Hvis dioxinmissionen fra disse anlæg skal være repræsentative for alle danske anlæg, skal de også være repræsentative for den normale støvemission fra de store danske anlæg. Hvis de ikke er det, vil dioxinmissionen blive underestimeret, da en vis del af dioxinerne er knyttet til støvpartiklerne.

Måbjergværket repræsenterer den største dioxinmission, og støvemissionen er opgivet til 8-10 mg støv/m³(n,t,10%O₂). Luftvejledningen¹ angiver emissionsgrænsen for støv fra halmfyrede anlæg på mellem 1 og 50 MW til 40 mg støv/m³(n,t,10%O₂), og det formodes, at en del anlæg har en støvemission, der er tæt på den grænse. Hvis dioxin udelukkende fandtes på partiklerne, ville Måbjergværkets emission være omkring 150 ng I-TEQ/ton halm eller 0,02 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂), hvis støvemissionen var 40 mg/m³(n,t,10%O₂). Ud fra disse målinger og forudsætninger antages det, at større halmfyrede anlæg med mindre effektiv partikelrensning kan have en emission af dioxiner på op til 200 ng I-TEQ/ton halm.

Det vurderes derfor, at det angivne emissionsinterval for større halmfyrede anlæg med røggasrensning er mere repræsentativt for flertallet af de danske anlæg, hvis intervallet udvides opadtil p.g.a. korrektion for støvemission, så det bliver 5 – 200 ng I-TEQ/ton halm.

1. Større anlæg med en god kontinuerlig forbrænding, en høj fyrrumstemperatur og en effektiv partikelrensning:
Emissionsfaktor 5 - 200 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration 0,001 - 0,03 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)
2. Mindre gårdanlæg med diskontinuerlig og dårligere styret forbrænding, lavere temperatur og ingen partikelrensning:
Emissionsfaktor 5.000 - 10.000 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration 0,6 - 1,2 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Andre ældre danske og udenlandske undersøgelser har vist tilsvarende lave resultater, men med et betydelig større interval opadtil. E. Hansen et. al² opgør således den danske emission til:

¹ Vejledning fra Miljøstyrelsen. Nr. 2/2001. Luftvejledningen. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder.

² Erik Hansen, et. al. Substance Flow Analysis for dioxines in Denmark. Environmental Project No. 570 2000. [Findes på Web adressen: www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-295-1/html/default_eng.htm]

4 - 2.000 ng I-TEQ/ton halm for anlæg med røggasrensning, og
1.000 - 50.000 ng I-TEQ/ton halm for anlæg uden røggasrensning.

Vor undersøgelse har eftervist, at emissionsfaktorerne i den lave ende af intervallerne stemmer overens med forholdene på nogle danske anlæg. Der er ikke fundet emissionsfaktorer i den høje ende af intervallet, men manglen på emissionsfaktorer i den ende af intervallet er dog ikke bevis for, at de ikke findes.

Det kan ikke afvises, at anlæg, der kører med meget dårlige og varierende forbrændingsforhold på grund af dårlig styring og overvågning og måske uhensigtsmæssigt indrettede fyrrum og mangelfuld røggasrensning, kan have en meget høj dioxinmission. Med de danske miljøkrav og kontrolforanstaltninger for fyringsanlæg anses det ikke for sandsynligt, at der findes mange af den slags anlæg.

Da de udførte målinger ikke kan dokumentere de høje emissioner, anbefales det, at der udføres målinger på anlæg med meget dårlige forbrændingsforhold, eventuelt ved at velfungerende anlæg bevist tvinges til at køre med meget dårlige forbrændingsforhold.

Velfungerende anlæg kan utvivlsomt give anledning til større dioxinmission, hvis der samfyres med andet brændsel end halm, f.eks. affald eller PCP-impregneret træ, men da det både er ulovligt og i praksis vanskeligt på grund af udformningen af indfødningssystemerne i de fleste anlæg, vurderes det at være uden betydning. Mange halmfyrede anlæg kan også fyre med frøafrens eller anden biomasse, som måske kan give en større dioxinmission. Mængden af alternativ biomasse (ekskl. træaffald) er dog lille i forhold til den tilgængelige mængde halm, så det kan kun være et mindre antal anlæg, der i perioder anvender anden biomasse.

Det forholder sig lidt anderledes med gårdanlæggene, da de i højere grad vil kunne anvendes til fyring med andre former for brændsler. F.eks. kan der fyres med hele træpaller, som kunne være impregneret med PCP. Det ændrer dog ikke ved, at emissionsfaktoren for halmfyring udelukkende dækker fyring med halm.

De udførte målinger afdækker heller ikke, om der kan være en større dioxinmission, hvis der anvendes halm med et meget stort indhold af chlorider, ligesom det ikke dækker andre ovntyper, hvor forbrændingsforholdene kan være meget anderledes. Ovntypen, der er målt på, er dog en almindelig og meget udbredt type, så målingerne anses derfor at være nogenlunde repræsentative for en stor del af de danske gårdanlæg.

Den øvre grænse for landsemissionen fra halmfyring kan således være 5 gange lavere end antaget af E. Hansen et. al¹.

4.2 Træfyring

Fra de 2 større træfyrede (og spånpladefyrede) anlæg, som begge har elektrofilter, er der målt følgende emissionsinterval:

Emissionsfaktor 19 - 95 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration 0,002 - 0,016 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

¹ Erik Hansen, et. al. Substance Flow Analysis for dioxines in Denmark. Environmental Project No. 570 2000. [Findes på Web adressen: www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-295-1/html/default_eng.htm]

Fra det mindre halvautomatiske stokerfyr, som har kontinuerlig forbrænding og ingen partikelrensning, er der målt følgende emissionsinterval:

Emissionsfaktor 210 - 530 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration 0,03 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Fra brændeovnen, som har diskontinuerlig forbrænding, manuel styring og ingen partikelrensning, er der målt følgende emissionsinterval:

Emissionsfaktor 610 - 5.100 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration 0,1 - 0,8 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

De større anlæg er normalt udstyret med posefilter eller elektrofilter og har derfor lave støvemissioner. Hvis dioxinmissionen fra disse anlæg skal være repræsentative for alle danske anlæg, skal de også være repræsentative for den normale støvemission fra større danske anlæg. Ellers vil dioxinmissionen blive underestimeret, da en vis del af dioxiner er knyttet til støvpartiklerne.

Mariager Fjernvarme har et effektivt elektrofilter. Partikelemissionen er ikke målt, men er oplyst normalt at være 5 - 10 mg/m³(n,t). Så lav en partikelemission er ikke repræsentativ for danske træfyrede kedelanlæg. Antages det, at dioxinerne kun findes i partikelfasen, kan emissionen korrigeres til en partikelemission på 40 mg/m³(n,t,10%O₂) og bliver derved op til 8 gange større, svarende til ca. 200 ng/m³(n,t,10%O₂).

Målingen på kedel 8 på Junckers Industrier gav en emission på 95 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂) ved en partikelemission på 15 mg/m³. Antages det igen, at alle dioxiner findes i partikelfasen, kan emissionen korrigeres til en partikelemission på 40 mg/m³(n,t,10%O₂) som derved bliver 2½ gange større eller ca. 250 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

Det vurderes derfor, at det angivne emissionsinterval for større træfyrede anlæg med røggasrensning er mere repræsentativt for flertallet af de danske anlæg, hvis intervallet udvides opadtil p.g.a. korrektion for støvemissionens størrelse, så intervallet bliver 19 - 300 ng I-TEQ/ton træ.

Intervallerne for dioxinmissionen fra de tre anlægsgrupper bliver derved:

1. Større anlæg med en god kontinuert forbrænding, en høj fyrrumstemperatur, og en effektiv partikelrensning:
Emissionsfaktor 19 - 300 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration 0,001 - 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)
2. Mindre halvautomatiske stokerfyr med kontinuert styret forbrænding, lav temperatur, og ingen partikelrensning:
Emissionsfaktor 210 - 530 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration 0,03 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)
3. Brændeovne med diskontinuert forbrænding, manuel styring, og ingen partikelrensning:
Emissionsfaktor 610 - 5.100 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration 0,1 - 0,8 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Målingerne på brændeovnen og stokerfyret udviser stor overensstemmelse med de fleste målinger i Miljøprojekt nr. 249¹. I dette projekt blev dioxinmissionen målt fra 4 forskellige ovne, fyret med tre forskellige træsorter ved to forskellige driftsformer. Der er størst overensstemmelse med resultaterne fra driftsformen ”Normal fyring”, som svarer meget til dette projekts ”Normal fyring”. Den anden driftsform var ”Optimal fyring”, kendetegnet ved en øget mængde forbrændingsluft.

I dette projekt er der forsøgt skabt den modsatte driftsform, nemlig ”Natfyring”, kendetegnet ved mindre forbrændingsluft og dårligere forbrændingsforhold. Natfyring menes at være en udbredt måde at fyre på, ikke kun for at få ovnen til at brænde natten over, så der er gløder næste morgen, men også generelt for at holde ovnens varmeafgivelse nede, så der ikke bliver for varmt i rummet.

I Miljøprojekt 249² fandtes de laveste dioxinmissioner på 300 til 750 ng I-TEQ/ton træ fra en nyudviklet brændeovn efter underforbrændings- princippet. Dette forbrændingsprincip er meget sammenligneligt med stokerfyrets, og emissionerne er også meget tæt på hinanden. I begge typer forbrænding skal pyrolysegasserne fra træet passere gennem forbrændingszonen, og det giver en væsentlig bedre forbrænding end i almindelige brændeovne.

I Miljøprojektet 249¹ blev der ved normalfyring med bøg og birk i almindelige brændeovne målt dioxinmissioner på 1.500 til 4.000 ng I-TEQ/ton træ, og fra 4.000 til 7.500 ng I-TEQ/ton træ ved fyring med grantræ. Resultaterne stemmer meget fint overens med resultaterne fra denne undersøgelse.

Andre ældre danske og udenlandske undersøgelser har vist tilsvarende lave emissioner, men med et betydelige større interval opadtil. E. Hansen et. al³ opgør således den danske emission til:

10 - 5.000 ng I-TEQ/ton træ for anlæg med røggasrensning, og
200 - 10.000 ng I-TEQ/ton træ for anlæg uden røggasrensning.

Vor undersøgelse har eftervist, at emissionsfaktorerne i den lave ende af intervallet stemmer overens med forholdene på nogle danske anlæg. Manglen på emissionsfaktorer i den høje ende af intervallet i denne undersøgelse er dog ikke bevis for, at de ikke findes. Det kan ikke afvises, at anlæg, der kører med meget dårlige og varierende forbrændingsforhold på grund af dårlig styring og overvågning og måske uhensigtsmæssigt indrettet fyrrum og mangelfuld røggasrensning, kan have en meget høj dioxinmission. Med de danske miljøkrav og kontrolforanstaltninger for fyringsanlæg anses det ikke for sandsynligt, at der findes mange af den slags anlæg.

Da de udførte målinger ikke kan dokumentere emissioner på højt niveau, anbefales det, at der udføres målinger på anlæg med meget dårlige forbrændingsforhold, eventuelt ved at velfungerende anlæg bevidst tvinges til at køre med meget dårlige forbrændingsforhold.

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

² Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

³ Erik Hansen, et. al. Substance Flow Analysis for dioxines in Denmark. Environmental Project No. 570 2000. [Findes på Web adressen: www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-295-1/html/default_eng.htm]

På grund af mistanken om at bark kan give mere dioxin ved forbrændingen end rent træ, anbefales det også, at der udføres målinger på et anlæg, der udelukkende fyres med bark, eller fyres med en stor andel af bark.

Velfungerende anlæg kan utvivlsomt give anledning til større dioxinmission, hvis der samfyres med andet brændsel end træ, f.eks. affald eller PCP imprægneret træ, hvilket antages at ske i en vis udstrækning, selvom det er ulovligt. På de fleste større anlæg vil det i praksis være meget vanskeligt eller umuligt at praktisere på grund af udformningen af indfødningssystemerne.

Små stokerfyr til brændelsespiller kan vanskeligt fyres med andet end brændelsespiller, fordi indfødningen sker med en lille snegl, som kun kan fungere med noget, der i størrelse og form ligner brændelsespiller. Det forholder sig lidt anderledes med brændeovne, da de i højere grad vil kunne anvendes til fyring med andre former for brændsler, som reelt ikke må anvendes i brændeovne, og det sker formentlig i betydeligt omfang. Det er dog ikke alt andet brændsel, der vil medføre en større dioxinmission, men der findes ingen målinger, der kan dokumentere det. Avispapir, mælkekartoner og lignende menes at give større dioxinmission på grund af katalysatoreffekten fra kobber i blå tryksværte. Ophuggede engangspaller, gamle jernbanesveller eller nedrivningstræ, f.eks. et gammelt plankeværk eller cykelskur m.v. der er imprægneret med PCP, vides at kunne medføre endog meget høje emissionsværdier for dioxiner.

Disse forhold er som nævnt ikke undersøgt i vor rapport, der udelukkende dækker fyring med rent træ.

De udførte målinger afdækker heller ikke, om der kan være en større dioxinmission fra andre ovntyper, hvor forbrændingsforholdene kan være meget anderledes.

4.3 Grillstegning

Emissionen af dioxiner ved grillstegning med 2 kg grillbriketter er bestemt til intervallet:

Emissionsfaktor	5.500 - 14.800 ng I-TEQ/ton grillbriketter, eller 11 - 30 ng I-TEQ/grillstegning med 2 kg grillbriketter
Koncentration	0,5 - 1 ng I-TEQ/m ³ (n,t,10%O ₂)

Emissionen kan ud fra oxygenkoncentrationen i fortyndingskanalen beregnes til mellem 0,5 og 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂). De reelt forekommende koncentrationer vurderes at være væsentligt mindre, da røggassen fra en grill hurtigt blandes op med store mængder luft. I fortyndingskanalen, hvor temperaturen var 39 til 56 °C, var koncentrationerne mellem 0,02 og 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t).

Der er ikke fundet referencer på andre målinger af dioxinmissionen fra grillstegning. Der er udført 4 målinger af dioxinmissionen fra grillstegning, hvilket er et meget lille statistisk materiale. Målingerne vurderes alligevel at kunne anvendes som dækkende for størrelsesordenen for dioxinmissionen fra grillstegning.

Målingerne viser ikke noget om, hvornår dioxinerne dannes under grillstegningsforløbet. Dannelsen kan være størst under optændingen, så optændingsmidlet og metoden betyder noget for emissionen, det kan generelt være mens briketterne gløder, eller det kan være i forbindelse med stegningen af kød, så kødtype, fedtindhold og anvendelse af krydderier har betydning?

For at få dette bedre belyst anbefales det, at der udføres flere forsøg.

4.4 Spildolie

Emissionen af dioxiner ved anvendelse af uraffineret spildolie i en fjernvarmekedel er målt til følgende emissionsintervaller:

Emissionsfaktor 330 - 1.640 ng I-TEQ/ton olie
Koncentration 0,02 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Bestemmelsen er dog noget usikker, da de 4 prøver, den er baseret på, ikke stemmer helt overens.

Emissionen af dioxiner ved anvendelse af raffineret spildolie i 2 fjernvarmekedler er ved normal drift på et veljusteret anlæg målt til følgende emissionsintervaller:

Emissionsfaktor 29 - 36 ng I-TEQ/ton olie
Koncentration 0,002 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Under unormale forhold med dårlig forbrænding og forhøjet sodindhold blev emissionen målt til:

Emissionsfaktor 970 ng I-TEQ/t olie
Koncentration 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Der er dog kun tale om en måling over 2 timer, hvor den høje værdi kan skyldes andre forhold omkring prøvetagning eller analyse.

Den sidste måling kunne måske tyde på, at der sker en eksponentiel stigning i dioxinmission ved dårlig og sodende forbrænding af et brændsel, som normalt giver en lav dioxinmission. Det kunne også være tilfældet for andre typer brændsel, og det anbefales derfor at gennemføre målinger under kontrollerede forhold på en oliekedel, der bevist tvinges til at køre med en dårlig forbrænding og dermed et stort sodindhold.

A.A. Jensen et. al.¹ refererer en ældre dansk undersøgelse fra 1988, hvor der blev målt koncentrationer på 0,005 – 0,13 ng I-TEQ/Nm³ fra fyring med spildolie. Denne spildolie kan ikke have været genraffineret, da dette produkt først blev lanceret i 1993. Emissionsfaktoren for uraffineret spildolie på 900 ng I-TEQ/m³ olie svarer til en koncentration på 0,04 ng/m³(n,t,10%O₂), og det ligger således indenfor intervallet for målingerne fra 1988.

Målingen på genraffineret spildolie er meget lav i forhold til urensset spildolie, og ligger formentlig på niveau med emissionen ved anvendelse af almindelig fyringsolie.

A.A. Jensen et. al.² angiver, at dioxinmissionen fra oliefyring anses for at være ubetydelig. Erik Hansen et. al.¹ opgives dioxinmissionen fra boligopvarmning

¹ Allan Astrup Jensen, Peter Blinksbjerg. Baggrundsdokument for fastsættelse af grænseværdi for Dioxin. Miljøprojekt. Oktober 1999. RefLab. [Findes på Web adressen: www.dk-teknik.dk.htm]

² Allan Astrup Jensen, Peter Blinksbjerg. Baggrundsdokument for fastsættelse af grænseværdi for Dioxin. Miljøprojekt. Oktober 1999. RefLab. [Findes på Web adressen: www.dk-teknik.dk.htm]

med fyringsolie til 40 (20 - 90) ng I-TEQ/m³ olie, svarende til 0,001 - 0,005 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

4.5 Krematorier

De samlede målinger på 3 krematorieovne på 2 krematorier giver et interval for emissionen af dioxiner i intervallet:

Emissionsfaktor 180 - 930 ng I-TEQ/kremering
Koncentration 0,2 - 0,7 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Et gennemsnit af alle målingerne vægtet efter antal kremeringer i hver måling giver en emissionsfaktor på 350 ng I-TEQ/kremering, og en koncentration på 0,3 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

Målingerne vurderes at være repræsentative for de 50 danske krematorieovne.

Selvom der er relativt stor forskel på målingerne på de to krematorier, så er de alle væsentligt mindre end resultaterne fra en række udenlandske målinger. Disse udenlandske undersøgelser viser en stor variation i emissionen af dioxiner fra krematorier, fra 250 ng I-TEQ til 28.000 ng I-TEQ pr. kremering². De høje værdier kunne være målt på anlæg, der ikke har tilstrækkelig opholdstid eller tilstrækkelig høj forbrændingstemperatur under hele kremeringen. Hvis forbrændingstemperaturen ikke er høj nok, vil stort set alt det dioxin, der er ophobet i fedtet, formentlig fordampe og blive emitteret med røggassen.

Mønstrene fra krematorierne ligner ikke særlig meget de andre varmeproducerende anlæg, der er målt på, men ligner derimod mønstrene fra affaldsforbrændingsanlæg væsentlig mere.

Dioxinemissionen fra krematorier kan stamme fra direkte fordampning af dioxiner akkumuleret i fedtvævet. De kan også dannes under forbrændingen, bl.a. ud fra PCB og andre akkumulerede stoffer, som kan medføre dannelse af væsentlige mængder dioxiner ved forbrænding.

Den samlede mængde akkumuleret dioxin i mennesker er i gennemsnit større end de målte emissioner. I en tysk undersøgelse³ er der målt fra 29 til 105 ng I-TEQ/kg fedt i mennesker. Med en fedtprocent på 20 til 40 og en gennemsnitsvægt på 70 kg indeholder et menneske fra 400 til 2.900 ng I-TEQ. Fuldstændig destruktions af dioxiner kræver normalt en meget høj temperatur (over 1.000 °C)⁴.

Dannelsen af dioxiner i og efter forbrændingszonen afhænger af forbrændingseffektiviteten og tilstedeværelsen af chlor og visse katalysatorer, specielt kobber. Menneskekroppen har et meget konstant indhold af kobber på

¹ Erik Hansen, et. al. Substance Flow Analysis for dioxines in Denmark. Environmental Project No. 570 2000. [Findes på Web adressen: www.mst.dk/udgiv/publications/2000/87-7944-295-1/html/default_eng.htm

² R. Groschwitz, E. Sommer. Dioxine und furane im Kremationsprozess und ihr katalytischer Abbau. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft. Nr. 4, April 2000.

³ R. Groschwitz, E. Sommer. Dioxine und furane im Kremationsprozess und ihr katalytischer Abbau. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft. Nr. 4, April 2000.

⁴ Allan Astrup Jensen, Peter Blinksbjerg. Baggrundsdokument for fastsættelse af grænseværdi for Dioxin. Miljøprojekt. Oktober 1999. RefLab. (Side 8). [Findes på Web adressen: www.dk-teknik.dk/html]

omkring 1 mg pr. kg legemsvægt¹. En voksen person på 70 kg indeholder således ca. 70 mg kobber. Indholdet af chlor i form af chlorid er noget større. Chlorid er en vigtig bestanddel af kroppens saltbalance og findes i en koncentration på ca. 0,2 %². En voksen person på 70 kg indeholder således ca. 140 g chlorid.

PCB akkumuleres i fedtvævet hos mennesker ligesom dioxinerne og findes i betydeligt større koncentrationer. PCB medfører dannelse af en betydelig mængde dioxiner ved forbrændingen. En fuldstændig destruktion, så dannelse af dioxiner undgås, kræver forbrænding ved temperaturer på over 1.000 °C. Koncentrationen af PCB i fedtvævet i danskere varierer meget, afhængigt af kostvaner og anden udsættelse for PCB. A.A. Jensen³ opgiver indholdet af PCB i human fedtvæv til mellem 0,5 og 10 mg/kg, med enkelte højere værdier. Med 1 mg/kg PCB i fedtvævet indeholder en voksen person på 70 kg og et fedtindhold på 20 til 40 % derfor mellem 14 og 28 mg PCB. Det er 400 – 800 gange mere end den totale mængde dioxiner (alle 210 congenere), der emitteres per kremering, så selv om kun en meget lille del af PCB mængden omdannes til dioxiner under kremeringen, så er det formodentlig den største kilde til dioxindannelse ved kremeringer.

Der kan også være chlorid i kisten, f.eks. fra hærder i spånplade, men mængden vil være forsvindende i forhold til kroppens indhold. Kister må i Danmark ikke fremstilles af materialer, der indeholder bl.a. PVC og tungmetaller, ligesom der ikke må anvendes messingskruer og -beslag (legering af kobber og zink). Det vides ikke, om ligklæderne eller foringen i kisten kan indeholde stoffer, der kan medføre forøget dannelse af dioxiner, men sandsynligheden for det anses for at være lav. Kister anses samlet for ikke at indeholde stoffer, der kan medføre en væsentlig forøget dannelse af dioxiner i kremeringsprocessen.

4.6 Congenermønstre og I-TEQ procenter

Der er vist congenermønstre og I-TEQ procenter for alle de udførte og refererede målinger.

Et congenermønster er en grafisk visning af koncentrationen eller mængden af hver enkelt eller hver enkelt gruppe af de 17 congenere, der normalt bliver analyseret.

I-TEQ procenten er forholdet mellem vægten af de 17 congenere før og efter omregningen med TEF faktorerne.

Det var forventet, at hvert fyringsanlæg ville emitte dioxiner med et karakteristisk congenermønster og en I-TEQ procent med meget lille variation så længe anlægget kører med samme type brændsel og driftsforhold.

Ved at studere dioxinmønstrene og forholdet mellem I-TEQ værdien og den totale koncentration af de 17 congenere, der måles, er der fundet nogle sammenhænge:

- Anlægstypen og forbrændingsforholdene har afgørende betydning for, hvordan dioxinmønstrene ser ud.
- Der er meget stor overensstemmelse mellem både mønstrene og I-TEQ procenten ved flere prøver på samme anlæg med samme driftsforhold.

¹ U. Bergqvist, M. Sundbom. Copper – Health and Hazard. University of Stockholm, Institute of Physics. (Side 6.11).

² ScienceNet. [www.sciencenet.com]

³ Allan Astrup Jensen. PCBs, PCDDs and PCDFs in Human Milk, Blood and Adipose Tissue. The Science of the Total Environment, 64 (1987) 259-293.

- Halm, træ og spånplade giver meget ens dioxinmønstre og I-TEQ procenter i samme type forbrændingsanlæg.
- Halm og træ giver væsentligt forskellige dioxinmønstre i forskellige typer forbrændingsanlæg.

Dette viser, at I-TEQ procenten kan bruges til det første og hurtige tjek af målingerne, om de svarer til det normale niveau for anlægget, eller anlægs- og brændselstypen. Gentagne målinger på et anlæg vil give erfaringer med variationsbredden for I-TEQ procenten. Kontrollen kan anvendes både til kontrol af de to samtidige målinger mod hinanden og i forhold til tidligere målinger på samme anlæg.

En god måling vil have stor overensstemmelse mellem dioxinmønstre og I-TEQ procenterne for de to samtidige prøver. Hvis der også er overensstemmelse med mønstre og procenter fra tidligere målinger, kan det underbygge at brændsel og driftsforhold er sammenlignelige.

I-TEQ procenten er vægtet efter toksicitetsfaktorerne, og det betyder at en stor afvigelse på en congener med en lille TEF faktor (Toxicity Equivalence Factor) ikke får så stor betydning for I-TEQ procenten, som den kan have på mønsteret.

Afviger I-TEQ procenten fra det normale, er der grund til at undersøge mønstrene nærmere, og hvis de afviger markant fra tidligere målinger, vil det enten indikere, at der har været fejl på målingerne, eller at anlægget under målingen har kørt med væsentligt ændrede driftsparametre eller en anden type eller sammensætning af brændslet.

I foråret 2001 påbegyndte Referencelaboratoriet en opbygning af en database for dioxinmålinger i Danmark. Databasen opbygges primært omkring registrering af målinger på affaldsforbrændingsanlæg med mulighed for senere udvidelse med andre dioxinkilder og eventuelt andre stoffer. Databasen opbygges, så den indeholder dioxinmønstre og I-TEQ procenter, hvorved teorien om, at de kan anvendes til kvalitetskontrol af målingerne, vil blive afprøvet på et stort antal målinger.

5 Konklusion

De gennemførte målinger sammen med nyere målinger på tilsvarende anlæg med tilsvarende brændsler har eftervist emissionsfaktorer svarende til de lave niveauer i de intervaller, der er angivet i andre opgørelser, baseret på både nyere og ældre danske og udenlandske målinger.

Manglen på emissionsfaktorer i den høje ende af intervallet i denne undersøgelse er ikke bevis for, at de ikke findes.

Det kan ikke afvises, at anlæg, der kører med dårlige og varierende forbrændingsforhold, på grund af mangelfuld styring og overvågning, og måske uhensigtsmæssigt indrettet fyrrum og mangelfuld røggasrensning, kan have meget høje dioxinmissioner. Med de danske miljøkrav og kontrolforanstaltninger for fyringsanlæg anses det ikke for sandsynligt, at der findes mange af den slags anlæg i Danmark.

De større halm- og træfyrede anlæg repræsenterer den bedre ende af danske anlæg, hvad angår rensning af røggassen for partikler. Da en del af dioxinerne findes på partiklerne, så vil en større partikelemission normalt også betyde en større dioxinmission. Der er derfor beregnet en større øvre grænse i de angivne emissionsintervaller i forhold til en større partikelemission svarende til grænseværdien på 40 mg/m³(n,t,10% O₂).

Halm:

Større anlæg med en god kontinuerlig forbrænding, en høj fyrrumstemperatur, og en effektiv partikelrensning.

Målte emissioner. Emissionsfaktor: 5 - 35 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,001 - 0,005 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Beregnet større øvre grænse i forhold til en større partikelemission.
Emissionsfaktor: 5 - 200 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,001 - 0,03 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Mindre gårdanlæg med diskontinuerlig og dårligere styret forbrænding og ingen partikelrensning. Emissionsfaktor: 5.000 - 10.000 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,5 - 1,2 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

De angivne emissioner menes at være repræsentative for de fleste halmfyrede anlæg i Danmark.

Træ og spånplade:

Større anlæg med en god kontinuerlig forbrænding, en høj fyrrumstemperatur, og en effektiv partikelrensning.

Målte emissioner. Emissionsfaktor: 19 - 95 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration: 0,002 - 0,016 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Beregnet større øvre grænse i forhold til en større partikelemission.
Emissionsfaktor: 19 - 300 ng I-TEQ/ton træ

Koncentration: 0,002 - 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Mindre halvautomatiske stokerfyr med kontinuerlig styret forbrænding og ingen partikelrensning.

Emissionsfaktor: 210 - 530 ng I-TEQ/ton træ
Koncentration: 0,03 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Brændeovne med diskontinuerlig forbrænding, manuel styring og ingen partikelrensning. Emissionsfaktor: 610 - 5.100 ng I-TEQ/ton halm
Koncentration: 0,1 - 0,8 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Resultaterne fra stokerfyret og brændeovnen udviser meget stor overensstemmelse med målingerne i Miljøprojekt nr. 249 fra 1994¹.

De angivne emissioner menes at være repræsentative for de fleste træfyrede anlæg i Danmark.

Grillstegning:

Emissionsfaktor: 5.500 - 14.800 ng I-TEQ/ton grillbriketter
eller 11 - 30 ng I-TEQ/grillstegning med 2 kg grillbriketter
Koncentration: 0,5 - 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Emissionen kan ud fra oxygenkoncentrationen i fortyndingskanalen beregnes til mellem 0,5 og 1 ng I-TEQ/m³(n,t,10% O₂). De reelt forekommende koncentrationer vurderes at være væsentligt mindre, da røggassen fra en grill hurtigt blandes op med store mængder luft. I fortyndingskanalen, hvor temperaturen var 39 til 56 °C, var koncentrationerne mellem 0,02 og 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t).

Spildolie:

Uraffineret spildolie i en fjernvarmekedel.

Emissionsfaktor: 330 - 1.640 ng I-TEQ/ton olie
Koncentration: 0,02 - 0,07 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Bestemmelsen er dog noget usikker, da de 4 prøver den er baseret på, ikke stemmer helt overens.

Raffineret spildolie i 2 fjernvarmekedler.

Ved normal drift på et veljusteret anlæg.

Emissionsfaktor: 29 - 36 ng I-TEQ/ton olie
Koncentration: 0,002 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Under unormale forhold med dårlig forbrænding og forhøjet sodindhold.

Emissionsfaktor: 970 ng I-TEQ/t olie
Koncentration: 0,05 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Der er dog kun tale om en måling over 2 timer, hvor den høje værdi kan skyldes andre forhold omkring prøvetagning eller analyse. Denne måling kunne tyde på, at

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

der måske kan ske en eksponentiel stigning i dioxinmission ved dårlig og sodende forbrænding af et brændsel, som ellers normalt giver en lav dioxinmission.

Krematorier:

Målinger på 3 krematorieovne på 2 krematorier.

Emissionsfaktor: 180 - 930 ng I-TEQ/kremering

Koncentration: 0,2 - 0,7 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂)

Et gennemsnit af alle målingerne vægtet efter antal kremeringer i hver måling giver en emissionsfaktor på 350 ng I-TEQ/kremering, og en koncentration på 0,3 ng I-TEQ/m³(n,t,10%O₂).

Congenermønstre og I-TEQ procenter:

Der er vist karakteristiske dioxinmønstre og I-TEQ procenter for hver type anlæg og brændsel. De udviser stor overensstemmelse for målinger på samme brændsel og forbrændingsforhold, også imellem forskellige anlæg med sammenlignelige forbrændingsforhold. Det er påvist, at de karakteristiske mønstre og I-TEQ procenter ændres markant med ændrede forbrændingsforhold. Det viser, at mønstre og I-TEQ procenter formentlig kan bruges til en simpel og effektiv kvalitetskontrol af de udførte målinger. Kontrollen kan anvendes både til kontrol af de to samtidige målinger mod hinanden og til kontrol i forhold til tidligere målinger på samme anlæg.

En god måling vil have stor overensstemmelse mellem dioxinmønstre og I-TEQ procenterne for de to samtidige prøver. Hvis der også er overensstemmelse med mønstre og procenter fra tidligere målinger, kan det underbygge at brændsel og driftsforhold er sammenlignelige.

I-TEQ procenten er vægtet efter toksicitetsfaktorerne, og det betyder at en stor afvigelse på en congener med en lille TEF faktor ikke får så stor betydning for I-TEQ procenten, som den kan have på mønsteret.

I-TEQ procenten kan bruges til det hurtige tjek af målingerne, om de svarer til det normale for anlægget eller anlægstypen. Gentagne målinger på samme anlæg vil give erfaringer med variationsbredden for I-TEQ procenten.

Afviger I-TEQ procenten fra det normale, er der grund til at undersøge mønstrene nærmere. Hvis de afviger markant fra tidligere målinger, vil det enten indikere, at der har været fejl på målingerne, eller at anlægget under målingen har kørt med væsentligt ændrede driftsparametre eller en anden type eller sammensætning af brændslet.

Bilag

Bilag A: Usikkerhed

Bilag B: Resumé af Miljøprojekt 249, 1994. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne.

Bilag C: Måleresultater

Usikkerhed

Der er udført beregninger af usikkerheden på de målinger, der er udført i forbindelse med gennemførelse af projektet. Beregningerne omfatter ikke resultaterne fra de øvrige målinger, der er medtaget i undersøgelsen.

Som måleserierne er planlagt, er alle målinger gennemført efter samme skema (undtaget herfra er dog målingerne på grillstegning), som illustreret i tabel 21. Her ud fra er det muligt at anvende resultaterne til en kvantitativ beregning af usikkerheden på en dioxinmåling.

Usikkerheden på en dioxinmåling kan opdeles i 2 komponenter, den ene stammende fra usikkerheden på målingen og den anden stammende fra forskelle i emissioner fra dag til dag, der ikke kan begrundes i driftsmæssige ændringer (for eksempel CO og temperaturer).

Tabel 21. Planlægning af måleserier, med beregninger for det enkelte anlæg

	Udstyr A	Udstyr B	Gennemsnit	Variabilitet
Dag 1	X _{1A}	X _{1B}	\bar{X}_1	W ₁
Dag 2	X _{2A}	X _{2B}	\bar{X}_2	W ₂
Middel			\bar{X}	

Måleusikkerheden bestemmes som metodens repeterbarhed, som angivet i DS/ISO 5725-2¹, efter

$$s_m^2 = \frac{1}{2 \cdot n} \sum_{i=1}^n w_i^2 \quad , \text{ hvor}$$

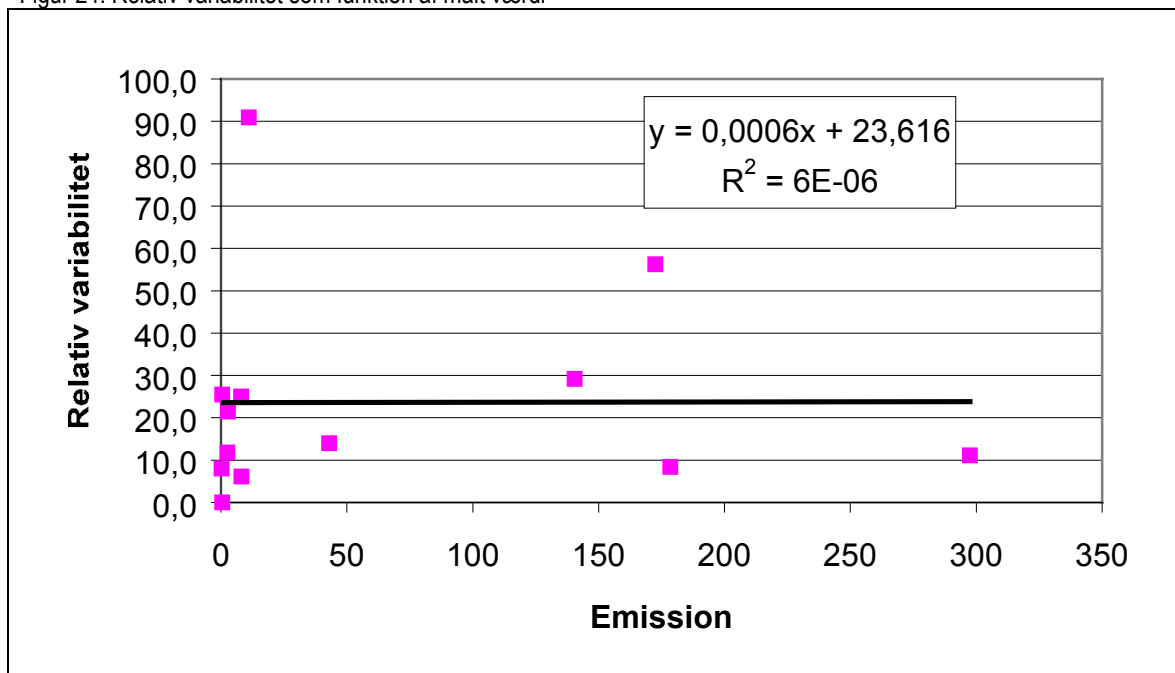
s_m er spredningen på målingen, og n er antallet af dobbeltmålinger.

Det skal bemærkes, at spredningen på målingen udtrykker den aktuelle spredning, som den er fundet ved disse måleserier. Der er derfor beregnet uden hensyntagen til, om det er dk-TEKNIK eller Teknologisk Institut, der har udtaget prøverne, eller hvilket anlæg prøverne er foretaget på.

For at denne metode kan anvendes, kræver det, at variabiliteten er uafhængig af den målte værdi. Fordi der er målt på en række forskellige anlæg, er der naturligt også relativt store forskelle i de målte værdier, og den første vurdering af datasættet tyder på, at variabiliteten stiger med stigende koncentration. Derfor omregnes disse til relative værdier (procent af målt værdi), inden beregningerne foretages. Figur 24 viser, at den relative værdi er uafhængig af den målte værdi.

¹ DS/ISO 5725-2:1995. Nøjagtighed (korrekthed og præcision) af målemetoder og resultater. Del 2: Grundlæggende metode til bestemmelse af repeterbarhed og reproducerbarhed for en standardiseret målemetode.

Figur 24. Relativ variabilitet som funktion af målt værdi



Inden ovenstående beregning gennemføres, anbefaler ISO standarden 5715-2, at der gennemføres en test for homogeniteten i datasættet ved at undersøge, om nogle af variabiliteterne er afvigende fra de andre (Cochran's test). For ét af de 16 datasæt viser testen, at denne udviser større variabilitet end de øvrige, og denne værdi udgår derfor i de efterfølgende beregninger. Det skal bemærkes, at 15 datasæt statistisk set er en begrænset mængde, og at beregningerne kun er anvendelige for denne undersøgelse, og at det frarådes at ekstrapolere fra denne undersøgelse til andre undersøgelser.

Resultaterne foreligger med tre forskellige enheder. Som koncentration i ng/m^3 (tør gas ved normalt tilstanden), som emissionen i ng/time og som emissionsfaktorer (ng/tons materiale). Beregningen af usikkerheden på målingerne er foretaget på alle tre værdier.

For visse af målingerne er der opnået resultater, hvor værdien af enkelte af isomererne er under metodens detektionsgrænse, og resultatet skal derfor ifølge målestandardens opgives som et interval (se afsnit 2.3). Beregningen af usikkerheden på målingerne er foretaget både på de værdier, hvor værdier under detektionsgrænsen indgår i resultatet med værdien 0 (nul), og hvor de indgår med detektionsgrænsens værdi.

Samtlige værdier for beregning af usikkerheden fremgår af tabel 22. Resultaterne viser, at usikkerheden er af størrelsesordenen 25 til 30% af målt værdi, hvilket er tilfredsstillende, når de målte værdier tages i betragtning. For eksempel er der målt emissioner i intervallet fra under $1 \text{ ng}/\text{time}$ til $900 \text{ ng}/\text{time}$.

Af tabel 22 ses det også, at usikkerheden ikke påvirkes af, hvordan værdier under detektionsgrænsen indgår i beregningen af den målte værdi, ligesom omregning fra koncentration til emission eller emissionsfaktor heller ikke påvirker usikkerheden signifikant.

Tabel 22. Relativ usikkerhed på målingerne bestemt som spredning

Måling	Enhed	Inkl. detektionsgrænse	Ekskl. detektionsgrænse
Koncentration	ng/m ³ (n,t) ¹⁾	29,5 %	28,0%
Emission	ng/time	26,4%	25,1%
Emissionsfaktor	ng/tons ²⁾	24,8%	24,9%

¹⁾ Eksklusiv værdier for målinger på brændeovne

²⁾ For krematorier dog ng/kremering.

For at undersøge forskelle fra dag til dag i dioxinemissionen under identiske driftsforhold blev målingerne foretaget over to forskellige arbejdsdage. For flere af måleserierne blev driftsforholdene aktivt varieret, netop med det formål at undersøge en eventuel påvirkning af emissionen, og de blev fjernet fra beregningen. Derved blev antallet af målinger, der kunne bruges til at bestemme denne variation, reduceret så meget, at det statistisk grundlag for en beregning og rapportering ikke mere var til stede.

Desuagtet er beregningerne gennemført alligevel, og de indikerer, at forskelle fra dag til dag, når de pågældende måledage ligger i forlængelse af hinanden, resulterer i en usikkerhed, der er ca. halvt så stor som måleusikkerheden. Den samlede usikkerhed inklusive dag-til-dag variationen bliver derfor ikke signifikant større end måleusikkerheden.

Det kan derfor konkluderes, at ændringer i det enkelte anlægs driftsforhold, så som belastning, driftsform, luftoverskud m.m., har noget større indflydelse på variationen af dioxinemissionen fra det enkelte anlæg end korttidsvariationer over to på hinanden følgende dage.

Resumé af Miljøprojekt nr. 249, 1994. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne¹

De vigtigste forsøgsbetingelser og måleresultater fra miljøprojektet er gengivet i dette resumé, som er udarbejdet i forbindelse med gennemlæsning af rapporten. Indholdet er således udtryk for den umiddelbare opfattelse af indholdet i miljøprojektet, og en anden læser kan opfatte teksten anderledes. Emissionsværdierne er desuden aflæst fra diagrammer med den usikkerhed, det indebærer, og værdierne er efterfølgende omregnet til emissionsfaktorer i I-TEQ enheder pr. tons træ. De anførte emissionsfaktorer kan derfor ikke genfindes direkte i miljøprojektet.

Der er udført målinger med 3 brændsler i 4 ovntyper ved to forskellige driftsformer.

De 3 brændsler er:

Bøg, birk og gran, der er skovet i Marselisborg skovdistrikt syd for Århus. Træet er kløvet til standardstørrelse brænde med bark og tørret til ens fugtindhold på ca. 18%, svarende til det, der opnås ved almindelig lufttørring under tag.

De 4 ovntyper er:

1. Ældre støbejernsovn, der er solgt mange af i Danmark.
2. Ældre pladejernsovn, der er repræsentativ for pladejernsovne i Danmark.
3. Ny og forbedret udgave af ovn 2. Godkendt i henhold til DS 887.
4. Prototype af ovn med underforbrænding, udviklet af Dansk Teknologisk Institut.

De to driftsformer er:

1. Optimal drift. Defineret som den driftsform, hvor ovnen havde den bedste og reneste forbrænding, vurderet ud fra virkningsgrad og emissionen af CO og uforbrændte kulbrinter.
2. Normal drift. Defineret som den driftsform, som oftest forekommer i praksis. Forbrændingen var visuelt god med flammer i brændkammeret, men med dæmpet ydelse. CO-emissionen var relativt høj.

I praksis var forskellen på de to driftsformer, at forbrændingsluftmængden var større ved Optimal drift end ved Normal drift.

Analyserne er udført som gruppespecifikke analyser, således at der samlet er analyseret for grupperne af:

¹ Knud J. Hansen, Jørgen Vikelsøe, Henrik Madsen. Emission af dioxiner fra pejse og brændeovne. Miljøprojekt nr. 249. 1994.

Dioxiner	Furaner
TCDD	TCDF
PeCDD	PeCDF
HxCDD	HxCDF
HpCDD	HpCDF
OCDD	OCDF

Analyserne blev foretaget på LRG/MS (Low Resolution Gas Chromatography/Mass Spectrometry) og detektionsgrænserne har været relativt høje, i størrelsesordenen 1 ng/prøve. Flere af grupperne har været under detektionsgrænsen og er angivet med værdien 0.

Emissionerne er opgivet i ng/m³ i tabelform og i ng/kg træ i søjlediagram. De eksakte tal for emissionen i ng/kg træ kan ikke findes i rapporten, ligesom det øvrige talmateriale ikke er tilstrækkeligt til at rekonstruere beregningerne. Værdierne er derfor aflæst fra søjlediagrammet med den relativt store aflæsningsusikkerhed, det medfører.

Værdierne er efterfølgende omregnet til Nordiske TEQ, som tilnærmelsesvis svarer til I-TEQ, som angivet i rapporten side 42, som 1,5% af den totale dioxinmission. Desuden er tallene omregnet til at være pr. ton træ.

	Normal fyring, ng I-TEQ/ton træ				Optimal fyring, ng I-TEQ/ton træ			
	Ovn 1	Ovn 2	Ovn 3	Ovn 4	Ovn 1	Ovn 2	Ovn 3	Ovn 4
Bøg	1.500	3.750	3.000	300	2.250	3.000	7.500	2.250
Birk	1.500	3.000	2.250	300	1.500	1.500	21.000	2.250
Gran	3.750	7.500	6.000	750	4.500	7.500	30.000	750

Normal fyring svarer bedre til den normale anvendelse af brændeovne end optimal fyring. Det er derfor mest rigtigt at sammenligne andre målinger med resultaterne fra normalfyring.

De nye målinger for bøg og birk i brændeovn på henholdsvis 1.900 og 5.100 ng I-TEQ/ton træ er af samme størrelsesorden som ovenstående resultater for ovn 2 og 3.

De nye målinger på et stokerfyr på henholdsvis 530 og 210 ng I-TEQ/ton træ ved fuldlast og 26% last kan sammenlignes med ovn 4, da de i princippet begge fungerer efter underforbrændingsprincippet. Her er der meget fin overensstemmelse.

Rapporten giver desværre ingen forklaring på det forhold, at specielt ovn 3, som er en forbedret model med bedre forbrændingsforhold end ovn 1 og 2, har en meget forøget dioxinmission ved optimal fyring. Det formodes at kunne skyldes forhold omkring højere temperatur og kortere opholdstid i brændkammeret.

Måleresultater

<u>INDHOLD</u>	81
<u>1. HALM I HØNG FJERNVARMEVÆRK</u>	83
<u>2. TRÆ OG SPÅNPLADEFLIS I MARIAGER FJERNVARMEVÆRK</u>	85
<u>3. GRILLSTEGNING</u>	88
<u>4. SPILDOLIE I MARSTAL FJERNVARMEVÆRK</u>	91
<u>5. HOLBÆK KREMATORIUM</u>	93
<u>6. TRÆPILLEFYRET 19 KW STOKERFYR</u>	95
<u>7. BIRKETRÆ OG BØGETRÆ I 5 KW BRÆNDEOVN</u>	96
<u>8. HELBALLEFYRET 300 KW GÅRDANLÆG</u>	98

1. Halm i Høng Fjernvarmeværk

	Måling	21.12.99		Middel	22.12.99		Middel	Middel	STDEV
	Enhed	1A	1B*	1A-1B	2A	2B	2A-2B	Alle	Alle
Røggasstrøm	m ³ /h(n,t)	14.500		14.500	12.489	15.176	13.833	14.055	
Temperatur	°C			110			108	109	
Måletid	minutter	363			365	362			
Prod. Effekt	MWh/h			6,77			6,99	6,88	
Brændsel	ton/h			1,811			1,873	1,842	
O ₂	%			10,5			10	10,25	0,4
	STDEV			1,5			1,5		
CO	ppm			211			210	210,5	0,7
	STDEV			146			176		
	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)			271			264	268	
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	2,2		2,2	3,0	2,8	2,9	2,5	0,4
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	2,2		2,2	3,0	2,8	2,9	2,6	0,4
	ng/h	31		31	37	42	40	36	
	ng/MW	5		5	5	6	6	5	
	ng/ton halm	17		17	20	22	21	19	

PCDD+F resultater medregnet detektionsgrænsen for congenere under detektionsgrænsen.

Forøgelse	%	36,5			7,0	8,7		
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	3,0		3,0	3,2	3,0	3,1	3,0
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	3,1		3,1	3,2	3,0	3,1	3,1
	ng/h	43		43	40,1	45,7	43	43
	ng/MW	6,3		6,3	5,7	6,5	6	6
	ng/ton halm	24		24	21	24	23	23
I-TEQ procent	%	5,2			6,0	5,0	5,5	5,4

*Måling 1B er mislykkedes. Glassonden var knækket da udstyret blev fjernet fra målestuds. Formentlig er sonden stødt på indersiden af røgrøret og er derved blevet kontamineret med sod. Analysen viste en koncentration 55 gange større end de andre prøver.

PCDD+F resultater i WHO-TEQ uden congenere under detektionsgrænsen.

Afv. fra I-TEQ	%	-1,1			8,8	11,1		
PCDD+F WHO-TEQ	pg/m ³ (n,t)	2,9		2,9	3,5	3,3	3,4	3,2
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	3,0		3,0	3,5	3,4	3,4	3,2
	ng/h	42,5		42,5	43,6	50,8	47	45
	ng/MW	6,3		6,3	6,2	7,3	7	7
	ng/ton halm	23,5		23,5	23,3	27,1	25	24

PCDD+F resultater i WHO-TEQ medregnet congenere under detektionsgrænsen.

Afv. fra I-TEQ	%	6,3			8,3	10,2		
PCDD+F WHO-TEQ	pg/m ³ (n,t)	2,3		2,3	3,2	3,1	3,2	2,7
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	2,3		2,3	3,1	2,9	3,0	2,6
	ng/h	32,2		32	38,6	43,2	41	37
	ng/MW	6,1		6	7,4	8,6	8	7
	ng/ton halm	18,4		18	21,5	24,4	23	21

Målingerne er foretaget den 21. og 22 december 1999 på Høng Fjernvarmeværk A.M.B.A., der er beliggende på sydvest Sjælland.

Anlægget består af:

En 6,3 MW Nordfab-Weis varmtvandskedel, der producerer 101°C varm vand til fjernvarme. Nordfab Strawdivider indfyringssystem. Hasstonballer oprives og halmen indfyres med hydrauliske indskubbers, der styres i 10 trin.

Kedlen har 6 ristetrin og skrabetransportør for slagger til kontainer.

Simatek cyklon og posefilter. Temperaturen efter kedlen er ca. 120°C og den falder gennem cyklon og filter til ca. 110°C efter filteret.

Kedlen styres efter er iltsetpunkt på mellem 5,5% og 7% O₂, afhængigt af halmkvalitet og hvem der er kedelpasser. Indfødning af halm styres efter setpunkt på fjernvarmevandets fremløbstemperatur, og konstant undertryk i kedlen holdes via frekvensomformer på sugetræksblæseren.

På begge måledage blev der anvendt hvedehalm med 10-11 % fugt, fra samme leverandør. Alt værkets halm kommer fra leverandører indenfor en radius af ca. 30 km. Leverandørerne er kontraktligt forpligtiget til at lade halmen ligge og "ose af" i mindst 8 dage efter mejetærskning inden presning i baller. Det giver et bedre halm med færre forbrændingstekniske problemer i kedlen.

Værket har en energiudnyttelse på 3,7 MW/ton halm som årgennemsnit, eller 270 kg halm/MW. Under målingerne er udnyttelsen beregnet til 268 kg halm/MW

Under målingerne har anlægget kørt med normal drift, som i de perioder har været op til 110% af designkapaciteten på 6,3 MW.

Ved tidligere kontrolmålinger på anlægget er der målt O₂ koncentrationer omkring 10%, CO koncentrationer på 100 og 280 ppm, samt partikkelkoncentrationer på henholdsvis 5 og 26 mg/m³(n,t).

Kommentarer til måleresultater.

Resultatet fra måling 1B er blevet kasseret, fordi sonden var knækket, da prøvetagningsudstyret blev taget ud af kanalen efter endt prøvetagning. Sonden er formentlig knækket ved kontakt med kanalens modsatte side, hvorved prøvetagningen er blevet kontamineret med støv fra kanalvæggen.

2. Træ og spånpladeflis i Mariager Fjernvarmeværk

	Måling	04.07.00		Middel	05.07.00		Middel	Middel	STDEV
	Enhed	1A	1B	1A-1B	2A	2B	2A-2B	Alle	Alle
Røggasstrøm	m ³ /h(n,t)	4.366	4.192	4.279	3.888	3.682	3.785	4.032	
Temperatur	°C			109			108	108,5	
Måletid	minutter	360	360		360	360			
Prod. Effekt	MWh/h			1,5			1,55	1,53	
Brændsel	t/h			0,35			0,365	0,36	
O ₂	%			10,7			10,7	10,7	0,0
	STDEV			0,4			0,5		
CO	ppm			131			214	172,5	58,7
	STDEV			25			32,5		
	mg/m ³ (n,t)			163			267	215	
	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)			174			285	230	
	g/h			697			1.142	920	
	g/MW			465			762	613	
	g/ton træ			1.993			3.264	2.629	
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	1,5	3,5	2,5	26	2	2,0	2,2	10,8
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	1,6	3,7	2,6	28	2	2,0	2,3	11,5
	ng/h	6	14	10	103	6	6	8	
	ng/MW	4	10	7	66	4	4	5	
	ng/ton træ	18	41	30	281	15	15	22	
I-TEQ procent	%	4,5	4,4	4,4	2,7	5,4	4,0	4,2	
NO _x	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)			181			137	159	31,1
Støv	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	0,2	0,2	0,2	0,7	0,5	0,6	0,4	
	g/h			0,9			2,6	1,7	
	g/MW			0,6			1,7	1,1	
	g/ton træ			2,4			7,3	4,9	

Ingen congenere var under detektionsgrænsen

Resultater i WHO-TEQ

Afv. fra I-TEQ	%	6,1	3,7		6,9	5,6		
	pg/m ³ (n,t)	1,5	3,6	2,6	28	1,6	2,0	2,3
PCDD+F	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	1,6	3,8	2,7	30	1,7	2,0	2,4
WHO-TEQ	ng/h	6,7	15	11	110	5,9	7,0	8,9
	ng/MW	4,5	10	7,2	71	3,8	4,0	5,6
	ng/ton halm	19	43	31	301	16	16	24

Værdi for PCDD+F i måling 2A er kasseret, og indgår ikke i gennemsnit.

Spånpladeflis	Måling	06.07.00		Middel	07.07.00		Middel	Middel	STDEV
		3A	3B	3A-3B	4A	4B	4A-4B	Alle	Alle
Røggasstrøm	m ³ /h(n,t)	3.409	3.337	3.373	3.411	3.822	3.617	3.495	
Temperatur	°C			106			106	106	
Måletid	minutter	360	360		360	360			
Prod. Effekt	MWh/h			1,7			1,85	1,78	
Brændsel	ton/h			0,400			0,435	0,4175	
O ₂	%			8,8			8,7	8,75	0,1
	STDEV			0,3			1		
CO	ppm			87,5			73,4	80,45	10,0
	STDEV			238,8			55		
	mg/m ³ (n,t)			110			91,3	100,65	
	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)			99,1			81,6	90,35	
	g/h			371			308	339	
	g/MW			218			181	200	
	g/ton sp.pl.			928			770	849	
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	2,2	2,5	2,33	41	3,8	22,3	12,3	17,1
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	2,0	2,3	2,1	37	3,3	19,9	11,0	15,3
	ng/h	7	8	8	140	14	77	42	
	ng/MW	4	5	5	75	8	42	23	
	ng/ton sp.pl.	18	21	20	321	33	33	26	
I-TEQ procent	%	5,9	5,8	5,9	13,2	7,4	10,3	8,1	
NO _x	mg/m ³ (n,t)			248			263	255,5	10,6
Støv	mg/m ³ (n,t)	0,2	0,1	0,16	0,3	0,4	0,38	0,27	
	g/h			0,5			1,3	0,9	
	g/MW			0,3			0,7	0,5	
	g/ton sp.pl.			1,3			3,2	2,2	

Enkelte congenere i prøve 4B var under detektionsgrænsen.

Uden detektionsgrænsen medregnet er resultatet for denne prøve 27% lavere

Resultater i WHO-TEQ

Afv. fra I-TEQ	%	8,2	6,3		11,1	6,0		
PCDD+F WHO-TEQ	pg/m ³ (n,t)	2,3	2,7	2,5	45	4,0	24,7	13,6
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	2,1	2,4	2,3	41	3,5	22,0	12,1
	ng/h	8,0	8,9	8	155	15,2	85	47
	ng/MW	4,7	5,2	5	84	8,2	46	25
	ng/ton sp.pl.	20	22	21	356	35	35	28

Værdi for PCDD+F i måling 2A er kasseret, og indgår ikke i gennemsnit.

Målingerne blev foretaget på Mariager Fjernvarmeværk A.m.b.a.

Anlægget består af en 6,3 MW kedel og elektrofilter.

Temperaturen efter kedlen er ca. 120°C og ca. 110°C i skorstenen.

Elektrofilteret er altid i drift når kedlen er i drift, også i forbindelse med opstart. Elektrofilteret har elopvarmning, så det kan forvarmes inden opstart, og derved undgå udkondensering af vand. Filteret kan ikke bypasses.

Anlægget bruger både halm, træflis samt korn- og frøafrens som brændsel. Tidligere anvendtes også spånpladeflis, men det er ophørt på grund af affaldsafgiften på dette brændsel (så er det for dyrt at fyre med). Fyring med spånpladeflis blev derfor udelukkende genoptaget for, at der kunne udføres målinger med dette brændsel.

Brændslet skal være tørt, fordi brændkammerets udmuringen ikke er udført til at kunne tåle vådt brændsel (f.eks. skovflis). Træflisen er derfor knust affaldstræ fra møbelindustrier og korn- og frøafrens kommer fra tørreanlæg.

Kedlen har to indfyringsystemer. En Nordafb Strawdivider med hydrauliske indskubbere til halm, og et stokersystem til træflis, korn- og frøafrens. Samfyring kan forekomme.

Kedlen har kontinuert måling af O₂, CO, tryk i fyrrummet, samt temperaturer forskellige steder. Styringen af forbrændingen sker automatisk. Indfødnings af brændsel styres af temperaturen på kedelvandet. Der holdes et konstant undertryk i fyrrummet ved variabel hastighed på røggasblæseren.

Målingerne blev foretaget i begyndelsen af juli måned, og kedlen har da kørt på en relativ lav belastning på grund af lavt varmeforbrug. Kedlen er oplyst at køre mere ustabil ved lav last end ved høj last. De to første måledage er der fyret med træflis, som var rent tørt fliset fyrretræ fra Flexheat Møbelfabrik.

De to næste dage blev der fyret med spånpladeflis fra Tvillum Møbelfabrik.

Spånpladeflisens sammensætning er:

82% Træ

9% Ureaformaldehyd lim

0,5% Hærder (ammoniumchlorid eller -sulfat)

0,5% Voks (paraffin)

Desuden kan der være op til 1,4% melamin eller papirbelægning på de anvendte spånplader, hvor afskær og rester er hugget til flis.

Det har ikke været muligt at spore leverandøren af spånpladerne der er anvendt i den produktion, hvorfra spånpladeflisen er kommet. Det vides derfor ikke hvilken type hærder der har været i spånpladerne. Der er ikke taget prøver af spånpladeflisen, så det har heller ikke været muligt at analysere chloridindholdet.

Kommentarer til måleresultater.

I begge måleserier er målingen i studs A på den anden dag 10-11 gange højere end gennemsnittet af de andre tre. Det giver anledning til mistanke om kontaminering af prøverne, ved kontakt med støv fra kanalen, og de to prøver er derfor kasseret.

3. Grillstegning

	Briketter	Dan Cook			Berbecue					
	Olie + salt & peber	Nej	Ja		Nej	Ja				
	Måling	30.06.00	03.07.00	Middel	03.07.00	03.07.00	Middel	Middel	STDEV	
	Enhed	1	2	1 - 2	3	4	3 - 4	Alle	Alle	
Røggasstrøm	m ³ /h(n,t)	273	291	282	299	297	298	290		
Temperatur	°C	48	56	52	39	46	42,5	47,3		
Måletid	minutter	134	121		127	120				
Brændsel	kg/forsøg	2	2	2	2	2	2	2		
O ₂	%	20,4	20,4	20,4	20,6	20,6	20,6	20,5	0,1	
	STDEV	0,35	0,28		0,30	0,29				
CO	ppm	203	380	292	213	229	221	256	73,8	
	STDEV	250	312		248	276				
	mg/m ³ (n,t)	253	502	378	266	294	280	329		
	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)	5.047	10.189	7.618	8.091	9.489	8.790	8.204	1.990	
	g/h	69,1	146,1	108	79,5	87,3	83	96		
	g/forsøg	154,3	294,6	224	168,3	174,6	171	198		
	g/kg briketter	77,1	147,3	112	84,2	87,3	86	87		
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	24	50	37	17	22	19	28	14	
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	478	1020	749	526	695	611	680	215	
	ng/h	6,6	15	11	5,2	6,4	5,8	8,2		
	ng/forsøg	15	30	22	11	13	12	17		
	ng/ton briketter	7.316	14.789	11.053	5.474	6.415	5.945	8.499		
I-TEQ procent	%	4,6	9,9	7,3	3,1	3,0	3,0			

Ingen congenere var under detektionsgrænsen.

Resultater i WHO-TEQ

Afv. fra I-TEQ	%	7,4	6,5		24,8	27,7		
PCDD+F WHO-TEQ	pg/m ³ (n,t)	26	54	39,7	22	28	25	32
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	513	1086	800	657	888	772	786
	ng/h	7	16	11	6	8	7,3	9,3
	ng/forsøg	16	32	24	14	16	15	19
	ng/ton briketter	7.858	15.751	11.804	6.833	8.193	7.513	9.659

Der er udført målingerne på grillstegning i en forsøgsopstilling opbygget hos dk-TEKNIK i Søborg.

En grill er placeret i en speciel testkasse med konstant udsugning. Testkassen er åben foran som er åben pejs, så grillen kan betjenes, og der kan suges luft igennem.

Den konstante udsugning er etableret for at få en veldefineret og konstant luftmængde at måle på.

Der er foretaget 4 forsøg á ca. 2 timers varighed, med udtagning af en prøve til analyse for dioxin for hver. Måleperioden på 2 timer er valgt som værende realistisk for den normale brug af en grill. Udførelsen af selve forsøgene efterligner også så vidt muligt almindeligt brug af grill, med optænding, stegning af kød og efterfølgende henstand med gløder.

Forsøgsplan:

2 kg kul afvejes i en grillstarter (fab. Weber)

3 optændingsblokke (Mrk. Flamgo) placeres midt på grillen og antændes. Grillstarteren placeret ovenpå.

Optænding i 30 minutter.

Grillstarteren tømmes og kullene fordeles jævnt i grillen.

Der ventes i 5 minutter.

4 stk. bøffer af oksekød steges (ca. 650 g).

4 stk. kalkunsnitsel steges (ca. 500 g).

6 stk. pølser steges (ca. 800 g).

Stegning varer samlet ca. 1 time

Grillen står til måletiden på mindst 2 timer er gået.

Der er anvendt to typer grillbriketter, og for hver type er der udført en test uden olie og krydderier på kødet og en med, som angivet i nedenstående skema.

Forsøg	1	2	3	4
Kultype	Dan Cook	Dan Cook	Berbecue	Berbecue
Pensling	Nej	Olie	Nej	Olie
Krydderier	Nej	Salt & peber	Nej	Salt & peber

Der er brugt ca. 15 g salt, hvor lidt af det er "tabt" ned på kullene.

De anvendte briketter er udvalgt med udgangspunkt i undersøgelsen "Grillkul og -briketter indeholder ikke sundhedsfarlige mængder af tungmetaller", som dk-TEKNIK udførte for Miljøstyrelsens Kemikalieinspektion i 1999.¹

Det var ønsket at der skulle udvælges en type grillbriketter af rent træ med lavt indhold af chlorid og kobber, og en type af ukendt oprindelse og stort chlorid, kobber og askeindhold (chlorid og kobber er væsentlige komponenter i forbindelse med dannelse af dioxin). For at få mest muligt sammenlignelige forhold under afprøvningen blev der lagt vægt på at begge typer skulle være briketter, da trækul generelt brænder hurtigere og med højere temperatur end briketter. Der blev derfor valgt en type briketter af fremstillet af ukendte råvarer fra undersøgelsens liste, samt en type certificerede grillbriketter fra det lokale byggemarked. Det blev valgt at anvende:

Dan Cook grillbriketter, som på emballagen opgiver:

FSC certificerede

SIS & DIN certificerede

100% europæisk løvtræ

Let at tænde

¹ Grillkul og -briketter indeholder ikke sundhedsfarlige mængder tungmetaller.

Pressemeddelelse fra Miljøstyrelsen den 29. juni 1999.

[Findes på Web adressen: www.mst.dk/nyheder/08220000.htm]

Producent: Gryf Skand

Barbecue Grill Briketts, , som på emballagen opgiver:
C.I.F. ESA - 060 33682

Til optænding blev valgt at anvende Flango optændingsblokke, som på emballagen opgiver:

21 stk. á 18 gram i en pakke

Lugter ikke - uden petroleum

Sikker - ingen stikflammer

Oser ikke - ingen aromater og petroleum

Lever op til verdens skrappeste miljølov, Rule 1174 i Californien, USA.

Produceret for Borup Kemi A/S af Sunbird Products, Køge

Fremstillet af ren paraffin uden petroleum, syrer og aromater.

4. Spildolie i Marstal Fjernvarmeværk

	Måling	16.05.00		Middel	17.05.00		Middel	Middel	STDEV
	Enhed	1A	1B	1A-1B	2A	2B	2A-2B	Alle	Alle
Røggasstrøm	m ³ /h(n,t)	3.343	2.934	3.139	3.252	2.919	3.086	3.112	
Temperatur	°C			43			43	43	
Måletid	minutter	240	240		240	240			
Prod. Effekt	MWh/h			1,95			2,15	2,05	
Brændsel	m ³ /h			0,195			0,215	0,205	
O ₂	%			6,2			6,1	6,15	0,1
	STDEV			0,46			1,22		
CO	ppm			63			10,5	36,75	37,1
	STDEV			78			5,8		
	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)			58,5			9,7	34	
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	51,3	63,5	57,4	97,6	21,7	59,7	58,5	27,2
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	38	47,1	42,6	72,1	16	44,1	43,3	20,1
	ng/h	171	186	179	317	63	190	185	
	ng/MW	88	96	92	148	29	89	90	
	ng/m ³ olie	879	955	917	1.476	295	885	901	
	ng/t olie	977	1.062	1.019	1.640	327	984	1.002	
I-TEQ procent	%	10,5	6,5	8,5	10,4	2,5	6,4	7,5	

Ingen congenere var mindre end detektionsgrænsen

Resultater i WHO-TEQ

Afv. fra I-TEQ	%	19,3	16,3		2,6	7,4		
PCDD+F WHO-TEQ	pg/m ³ (n,t)	61	74	67,5	100	23	62	65
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	45	55	50,1	74	17	46	48
	ng/h	205	217	211	326	68	197	204
	ng/MW	105	111	108	151	32	92	100
	ng/m ³ olie	1.049	1.111	1.080	1.514	316	915	998
	ng/t olie	1.165	1.235	1.200	1.683	352	1.017	1.109

Målingerne er foretaget på Marstal Fjernvarme A.m.b.a.

Marstal Fjernvarme har Danmarks største solfangeranlæg på 9.000 m². Sammen med 6 oliefyrede kedler på tilsammen 18,2 MW leveres fjernvarme til de fleste husstande i Marstal by.

Oliekedlerne er i størrelserne 1 til 6 MW med fælles afkast via en 25 m høj skorsten.

Under målingerne er der kørt på kedel 4, der er på 2,8 MW.

Anlægget har en stor varmeakkumuleringstank. I sommerperioden kan solfangeren normalt levere hele varmekonsumet. På måledagene kunne solfangeren næsten have leveret hele forbruget, men på grund af målingerne kørte kedlen med ca. 75% belastning, og overskudsvarmen blev kørt ud i varmeakkumuleringstanken.

Oliekedlerne kører med uraffineret spildolie, fra to leverandører. For at kunne leve op til emissionsvilkårene blev anlægget i 1990 forsynet med en basisk vådskrubber til reduktion af partikler, tungmetaller og sure gasser. Varmen i røggassen udnyttes ved at varmeveksle skrubbevandet med returvand.

Den specificerede måletid på 6 timer har ikke kunnet opfyldes, på grund af tilstopning af filtre i prøvetagningsudstyret. Måletiden er derfor reduceret til 4 timer. Da anlægget kører meget stabilt vurderes det ikke at have haft nogen indflydelse på resultaterne.

CO koncentrationen var relativ høj og ustabil på den første måledag. Det blev oplyst at være en normal følge af at brænde spildolie, da det gav belægninger i oliebrænderen. Brænderen blev rensset til næste dag, hvor CO var væsentlig lavere og mere stabil.

Anlægget ligger nogle hundrede meter fra kysten, og havgus kan teoretisk tilføre en hel del chlorid med forbrændingsluften, men på måledagene var vejret fint og klart uden megen vind, så havgus er ikke blæst op til anlægget.

5. Holbæk krematorium

	Måling	22.05.00		Middel	23.05.00		Middel	Middel	STDEV
	Enhed	1A	1B	1A-1B	2A	2B	2A-2B	Alle	Alle
Røggasstrøm	m ³ /h(n,t)	2.444	2.446	2.445	2.583	2.584	2.584	2.514	
Temperatur	°C			345			342	343,5	
Måletid	minutter	364	364		366	366			
Antal krem.	stk.			4			4	4	
O ₂	%			17,3			17,8	17,55	0,4
	STDEV			1,45			1,05		
CO	ppm			2,3			2,1		
	STDEV			10,7			1		
	mg/m ³ (n,t)			2,81			2,66	3	
	mg/m ³ (n,t,10%O ₂)			8,55			9,34	9	
	g/h			7			7	7	
	g/kremering			10			10	10	
PCDD+F I-TEQ	pg/m ³ (n,t)	51	91	71	47	62	54	63	18
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	154	274	214	163	218	191	202	48
	ng/h	124	221	173	120	161	141	157	
	ng/prøve	753	1.343	1.048	733	982	857	953	
	ng/kremering	188	336	262	183	245	214	238	
I-TEQ procent	%	10,9	6,8	7,9	9,5	8,8	9,1	8,2	

Ingen congenere var under detektionsgrænsen

Resultater i WHO-TEQ

Afv. fra I-TEQ	%	12,3	8,7		13,2	11,6		
PCDD+F WHO-TEQ	pg/m ³ (n,t)	57	98	78	53	70	61	69
	pg/m ³ (n,t,10%O ₂)	173	298	235	185	243	214	225
	ng/h	139	241	190	136	180	158	174
	ng/prøve	846	1460	1.153	830	1096	963	1.058
	ng/kremering	211	365	288	207	274	241	264

Målingerne er foretaget på Holbæk Krematorium.

Krematorieovnen er en nyere gasfyret Envikraft ovn fra 1996. Anlægget er veldrevet med en moderat belastning og køres efter principper der giver gode forbrændingsforhold. Ovnens forvarmes til ca. 850°C inden indfyring, og temperaturen holdes på mindst 850°C i efterforbrændingskammeret.

Efter ovnen indblandes frisk luft før sugetræksblæseren, for at sænke røggastemperaturen til mellem 300 og 350°C, for at beskytte blæser og skorsten.

Målingerne er foretaget i røgrør efter sugetræksblæser og før skorsten.
Forbrændingsluftmængden varierer meget over en kremering, og luftmængden er derfor målt kontinuert over måleperioden.

Målingerne er foretaget over 4 kremeringer på hver måledag. Hver kremering varer gennemsnitligt 1½ time, og måleperioderne har derfor været lidt mere end 6 timer.

6. Træpillefyret 19 kW stokerfyr

Måling nr.	1	2	3	4
Dato	03.08.00	03.08.00	04.08.00	04.08.00
Tidspunkt	12:19 - 18:19	12:19 - 18:19	10:45 - 16:45	10:45 - 16:45
Last [% af nominel last]	100	100	26	26
Brændsel	træpiller	træpiller	træpiller	træpiller
Træpilleforbrug [kg/h]	4,83	4,83	1,20	1,20
Indfyret effekt [kW]	23,36	23,36	5,80	5,80
Varmeydelse [kW]	19,28	19,28	4,99	4,99
Røggastemperatur [°C]	128	128	51	51
Røggasvolumenstrøm [m ³ (n,t)/h]	26,2	26,2	10,1	10,1
CO ₂ [vol%, tør]	15,8	15,8	10,1	10,1
CO [ppm, tør]	305	305	951	951
TOC [mg C/m ³ (n,t)]	-	-	32	32
PCDD/PCDF [pg I-TEQ/m ³ (n,t)]	93	103	26	24
Middelværdi	98		25	
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/h]	2,4	2,7	0,26	0,24
Middelværdi	2,6		0,25	
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/prod. MWh]	126	140	53	48
Middelværdi	133		51	
PCDD/PCDF [pg I-TEQ/kg træpiller]	502	560	222	200
Middelværdi	531		211	

Røggasvolumenstrøm er beregnet på baggrund af brændselsforbrug og røggassens temperatur og gassammensætning.

Automatisk fyringsanlæg bestående af stokerenhed og tilhørende kedel med en nominel effekt på 19 kW. Stokerdelen består af magasin, vandkølet brænderhoved, blæser og elektronisk styreboks. Blæser leverer både primær- og sekundærluft til 2 primærluftdyser og 1 sekundærluftdyse. Træpillerne føres frem til brænderhovedet ved hjælp af en snegl. Afgasning og forbrænding foregår i brænderhovedet under tilførsel af luft. Kedlen er en pladejernskedel med en konvektionsdel bestående af rektangulære kanaler, hvori der er placeret røggasturbulatorer. Kedlen er typegodkendt på Prøvestationen for mindre Biobrændselskedler.

Forhold ved prøvetagningen

Målingerne er udført på prøvestand hos Teknologisk Institut.

Måling af røggastemperatur, CO, TOC og O₂ er foretaget ca. 1 meter efter kedlen.

Emissionsmåling for PCDD/PCDF er udført i lodret røggaskanal (Ø150 mm) ca. 6 meter efter røggassernes afgang fra kedlen. Der er henholdsvis ca. 4 og ½ meter lige kanalstræk før og efter målestedets placering.

Måling for PCDD/PCDF er foretaget parallelt med to måleudstyr gennem 2 stk. 3"-studse placeret vinkelret på hinanden. Udtagsonden for de to måleudstyr er fastholdt i samme position (5 cm fra ydervæg) gennem hele målingen (ingen traversering).

Inden prøvetagningens start var kedelydelsen stabiliseret.

Brændslet var træpiller af kommerciel kvalitet med en diameter på 8 mm og et vandindhold på 7,6 vægt% (våd basis).

7. Birketræ og bøgetræ i 5 kW brændeovn

Birketræ

Måling nr.	6	7	11	12
Dato	09.08.00	09.08.00	17.08.00	17.08.00
Tidspunkt	15:27 - 21:25	15:27 - 21:25	10:40 - 16:43	10:40 - 16:43
Brændsel	birketræ	birketræ	birketræ	birketræ
Driftssituation	normal fyring	normal fyring	natfyring	natfyring
Antal påfyringer	5	5	1	1
Påfyring i alt [kg]	9,50	9,50	5,00	5,00
Røggastemperatur [°C]	264	264	112	112
Volumenstrøm – fortynd.kanal [m ³ (n,t)/h]	331	331	352	352
O ₂ [vol%, tør]	13,8	13,8	15,5	15,5
CO [vol%, tør]	0,23	0,23	1,03	1,03
TOC [vol% C, våd]	0,04	0,04	> 0,63	> 0,63
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/h]	8,4	7,9	0,35 - 0,50	0,35 - 0,50
Middelværdi	8,1		0,35 - 0,50	
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/kg birketræ]	5,3	4,9	0,43 - 0,60	0,42 - 0,61
Middelværdi	5,1		0,43 - 0,61	

Hvor værdien for PCDD/PCDF-emission i tabellen er anført som et interval, svarer de to intervalpunkter til, at congenere under detektionsgrænsen er sat lig henholdsvis nul og detektionsgrænsen.

Ovntørret bøgetræ

Måling nr.	8	9	13	14
Dato	11.08.00	11.08.00	18.08.00	18.08.00
Tidspunkt	09:13 - 15:30	09:13 - 15:30	09:53 - 15:53	09:53 - 15:53
Brændsel	affaldstræ	affaldstræ	affaldstræ	affaldstræ
Driftssituation	normal fyring	normal fyring	natfyring	natfyring
Antal påfyringer	5	5	1	1
Påfyring i alt [kg]	9,49	9,49	5,13	5,13
Røggastemperatur [°C]	248	248	124	124
Volumenstrøm - fortynd.kanal [m ³ (n,t)/h]	337	337	350	350
O ₂ [vol%, tør]	13,9	13,9	14,1	14,1
CO [vol%, tør]	0,65	0,65	1,29	1,29
TOC [vol% C, våd]	0,02	0,02	0,14	0,14
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/h]	2,0 - 2,5	2,6 - 3,1	0,47 - 0,62	0,35 - 0,48
Middelværdi	2,3 - 2,8		0,41 - 0,55	
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/kg affaldstræ]	1,3 - 1,7	1,7 - 2,1	0,54 - 0,72	0,40 - 0,56
Middelværdi	1,5 - 1,9		0,47 - 0,64	

Hvor værdien for PCDD/PCDF-emission i tabellen er anført som et interval, svarer de to intervalpunkter til, at kongener under detektionsgrænsen er sat lig henholdsvis nul og detektionsgrænsen.

I forbindelse med målingerne på brændeovnen er der foretaget 2 blindprøver (måling nr. 10 og 15) for PCDF/PCDD. Den ene er en normal blindprøve (måling nr. 15), mens den anden er en prøve foretaget på den anvendte fortyndingsluft (måling nr. 10). Begge blindprøver udviser relativt høje PCDD/PCDF-værdier i forhold til de udførte målinger. Der er ikke foretaget korrektion for blindværdier ved beregning af PCDD/PCDF-emissionen, og resultatet af målingerne er derfor en øvre grænse for emissionen.

Brændeovnen er en konvektionsovn med glaslåge samt rysterist, askeskuffe og brændselsrum. Brændeovnen er godkendt iht. DS 887-1 og DS 887-2.

Brændkammeret har et volumen på ca. 26 liter og et bundareal på 30 cm x 27 cm. På de indvendige sider er brændkammeret beklædt med skamolox. Aftræksstudsens er monteret på toppen af ovnen og har en diameter på 150 mm.

Indfyrlingslågen samt bunden i brændkammeret og askeristen er fremstillet i støbejern, mens den øvrige del af brændkammeret er af stålplade.

Forbrændingsluft kan tilføres dels som primærluft gennem rysteristen, dels som sekundærluft ned foran glastruden. Mængden af sekundærluft reguleres ved hjælp af et spjæld i toppen af ovnen og med betjeningsgreb ført frem i fronten af ovnen. Primærluft kan tilføres via et manuelt spjæld i askerummet. Herudover tilføres en konstant mængde tertiærluft via 25 stk. $\varnothing 3$ mm huller i bagsiden af brændkammeret (luftbjælke).

Forhold ved prøvetagningen:

Målingerne er udført på prøvestand hos Teknologisk Institut.

Målingen af røggastemperatur, CO, TOC, NO og O₂ er udført i en 4½ meter høj skorsten ($\varnothing 150$) monteret direkte på brændeovnen.

Røggassen fra brændeovnens skorsten fortyndes i en fortyndingskanal $\varnothing 200$ (ca. 25 ganges fortynding), så der opnås en næsten konstant hastighed i fortyndingskanalen.

Som brændsel blev anvendt birketræ med bark (vandindhold på $14,8 \pm 2$ vægt% (våd basis), længde 24 cm ± 2 cm), og affaldstræ (bøgetræ fra møbelindustri med vandindhold på $6,4 \pm 0,5$ vægt% (våd basis), længde 22 cm ± 1 cm).

Optændingen er foretaget med 1,9 kg træ hugget i småstykker. Første påfyring foretages på grundglødelag (glødelag uden synlige flammer), og prøvetagning er startet samtidig med første påfyring. Prøvetagningen er stoppet, når glødelaget efter sidste påfyring er af samme størrelse som ved start af første påfyring.

Under normal fyring er der foretaget 5 påfyringer af hver 1,9 kg (3 stk. birketræ a 640 ± 20 gram eller 5 stk. affaldstræ a 380 ± 20 gram). Normal fyring skal symbolisere den driftssituation, hvor ovnen har den bedste og reneste forbrænding. Ved påfyring var der fuldt åbent for primær- og sekundærluft de første 1-2 min. Herefter der blev skruet lidt ned for sekundærluften (spjældindstilling ændret fra 55 mm til 50 mm) og helt lukket for primærluften.

Under natfyring er påfyring kun foretaget én gang efter optænding. Påfyrimængden er afpasset således, at brændeovnen er helt fyldt op med træ uden at være proppet. Der er påfyret 5,0 kg birketræ (6 stk. a 830 ± 30 gram) eller 5,4 kg affaldstræ (15 stk. a 350 ± 20 gram).

Natfyring skal symbolisere en driftssituation, som anvendes, når brændeovnen står urørt natten over. Forbrændingsluften reduceres, således at brændtiden forlænges, og således at der om morgenen stadig er gløder tilbage. Driftssituationen er karakteriseret ved en dårlig forbrænding (høj CO) uden synlige flammer i store dele af forbrændingsforløbet.

Ved natfyring var der under påfyring fuldt åbent for primær- og sekundærluft de første 1-2 min.. Herefter der blev skruet ned for sekundærluften (spjældindstilling ændret fra 55 mm til 41 mm) og helt lukket for primærluften.

8. Helballefyret 300 kW gårdanlæg

Måling nr.	16	17	18	19*)
Dato	25.08.00	25.08.00	01.09.00	01.09.00
Tidspunkt	12:30 - 20:00	12:30 - 20:00	12:40 - 17:27	12:40 - 17:27
Brændsel	hvedehalm	hvedehalm	Hvedehalm	hvedehalm
Driftssituation	røgblæser on/off	røgblæser on/off	røgblæser on	røgblæser on
Halmforbrug [kg]	420	420	468	468
Røggastemperatur [°C]	129	129	166	166
Røggasvolumenstrøm [m ³ (n,t)/h]	658	658	992	992
O ₂ [vol%, tør]	11,7	11,7	12,9	12,9
CO [vol%,tør]	> 0,25	> 0,25	-	-
TOC [vol% C,våd]	> 0,23	> 0,23	-	-
PCDD/PCDF [pg I-TEQ/m ³ (n,t)]	478	428	906	(432)
Middelværdi	453			
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/h]	314	281	898	(436)
Middelværdi	298			
PCDD/PCDF [ng I-TEQ/kg halm]	5,6	5,0	9,2	(4,5)
Middelværdi	5,3			

*) Ved målingens afslutning blev der konstateret utæthed ved måleudstyret. Den falske gennemsnitlige luftmængde er estimeret på baggrund af den opsamlede vandmængde i forhold til vandmængden opsamlet ved måling nr. 18. Den udsugede gasmængde er korrigeret for den falske luftmængde inden beregning af PCDD/PCDF-emissionen. På grund af den falske luft er målingen ikke foretaget isokinetisk, så resultatet af målingen er behæftet med stor usikkerhed og kan kun betragtes som vejledende. (Resultatet er ikke medtaget ved beregning af middelværdier på forsidenes resultatskema).

Røggasvolumenstrømmen er målt for måling nr. 16 og 17, mens den er teoretisk beregnet for måling nr. 18 og nr. 19 pga. problemer med logning af det dynamiske tryk i den første del af måleperioden.

Halmfyret er et 300 kW anlæg bestående af fyrkammer, kedel og tilhørende akkumuleringstank.

Fyrkammeret er cirkulært (volumen 6,3 m³) og beregnet for afbrænding af rund- og bigballer.

Tilsætningen af forbrændingsluft til fyrkammeret optimeres via blæser/spjæld, hvis indstilling reguleres ud fra måling af røggassens temperatur og iltindhold.

Såfremt kedeltemperaturen overstiger en forudindstillet værdi, stoppes røggasblæseren automatisk, og spjældet lukker. Røggasblæseren og spjældet aktiveres først igen, når kedeltemperaturen når 2 °C under den forudindstillede værdi.

De ved forbrændingen dannede røggasser nedkøles gennem et røgrørsbatteri, hvor røgen opnår god kontakt med de vandkølede flader. Røggasserne emitteres uden rensning til atmosfæren gennem en skorsten.

Kedlen er typegodkendt på Prøvestationen for mindre Biobrændselskedler.

Forhold ved prøvetagningen

Målingerne er udført på et lokalt gårdanlæg for halmfyring.

Brændslet var bigballer af hvedehalm med et vandindhold på 15,5 vægt% (tør basis) og et kaliumindhold på henholdsvis 0,62 vægt% (25.08.00) og 0,65 vægt% (01.09.00).

Optænding er sket direkte på fyrrummets askelag uden forudgående rensning af fyrrum.

Målingerne er påbegyndt samtidig med optænding i fyrrummet og stoppet, når iltkoncentrationen er høj (19 - 20 vol%). Det er vurderet, at der ved afslutning af måleperioden stadig er ca. 10 kg halm i fyrrummet, som er fratrukket den indfyrede bigballes vægt ved fastlæggelse af halmforbruget.

Tilsætningen af forbrændingsluft til fyrrummet er under målingen automatisk reguleret via måling med anlæggets målesensorer for O₂ og røggastemperatur.

Ved målingen den 25.08.00 har den forudindstillede værdi for stop af forbrændingsblæser været 74 °C, hvilket har bevirket, at forbrændingsblæseren har kørt diskontinuerligt.

Værdien er hævet til 85 °C kl. 18:40.

Ved målingen den 01.09.00 har kedeltemperaturværdien for stop af forbrændingsluftsbleser haft set-punkt 90 °C. Forbrændingsluftsbleseren har været i kontinuerlig drift i måleperioden.