



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

# Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne

*Arbejdsrapport fra DMU, nr. 212*

*[Blank page]*



**Danmarks Miljøundersøgelser**  
Miljøministeriet

---

# Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne

*Arbejdsrapport fra DMU, nr. 212*  
2005

Marianne Glasius  
Jørgen Vikelsøe  
Rossana Bossi  
Helle Vibeke Andersen  
Jørgen Holst  
Elsebeth Johansen  
*Danmarks Miljøundersøgelser*

Ole Schleicher  
*FORCE Technology*

# Datablad

Titel:	Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne
Forfattere:	Marianne Glasius <sup>1</sup> , Jørgen Vikelsøe <sup>1</sup> , Rossana Bossi <sup>1</sup> , Helle Vibeke Andersen <sup>1</sup> , Jørgen Holst <sup>1</sup> , Elsebeth Johansen <sup>1</sup> og Ole Schleicher <sup>2</sup>
Afdelinger:	<sup>1</sup> Afdeling for Atmosfærisk Miljø & <sup>2</sup> FORCE Technology
Serietitel og nummer:	Arbejdsrapport fra DMU nr. 212
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser Miljøministeriet
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsestidspunkt:	Juni 2005/2. udgave august 2006 (tabel 2 rettet i konklusionen)
Faglig kommentering:	Helle Petersen, Mst., Christian Lange Fogh, Mst. og Finn Palmgren Jensen, DMU
Finansiel støtte:	Miljøstyrelsen (Mst.)
Bedes citeret:	Glasius, M., Vikelsøe, J., Bossi, R., Andersen, H.V., Holst, J., Johansen, E. & Schleicher, O. 2005: Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne. Danmarks Miljøundersøgelser. 27s –Arbejdsrapport fra DMU nr. 212. <a href="http://arbejdsrapport.dmu.dk">http://arbejdsrapport.dmu.dk</a>

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Sammenfatning:	<p>Rapporten omhandler resultater fra projekterne "Dioxin fra brændeovne" og "PAH-emissioner fra brændeovne". Projekterne er udført i samarbejde mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) og FORCE Technology for Miljøstyrelsen. Formålet har bl.a. været at undersøge udslippet af dioxin, PAH og partikler fra brændeovne ved feltmålinger under realistiske forhold. Udfra resultaterne kan det beregnes at der på landsplan emitteres 3,6 g I-TEQ/år fra brændeovne.</p> <p>I undersøgelsen er det største udslip af dioxin 59 gange højere (pr. kg. træ) end det laveste. For partikler er forskellen 26 gange og for PAH 18 gange. Der er en tendens til at nyere brændeovne har et lavere udslip af dioxin og PAH end ældre ovne, mens billedet er mere uklart for partikler. Disse forhold bliver nu undersøgt nærmere i en ny undersøgelse med målinger på flere brændeovne og modellering af resultaterne.</p>
Emneord:	Dioxin, PAH-emissioner, brændeovne, partikler
Layout:	Marianne Glasius, Majbritt Ulrich
ISSN (elektronisk):	1399-9346
Sideantal:	27
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside <a href="http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrapporter/rapporter/AR212.pdf">http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_arbrapporter/rapporter/AR212.pdf</a>
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Rentemestervej 8 2400 København NV Tel. 70 12 02 11 <a href="mailto:frontlinien@frontlinien.dk">frontlinien@frontlinien.dk</a> <a href="http://www.frontlinien.dk">www.frontlinien.dk</a>

# Indhold

<b>Indhold</b>	<b>3</b>
<b>Sammenfatning</b>	<b>5</b>
<b>1 Indledning</b>	<b>7</b>
<b>2 Metodebeskrivelser</b>	<b>9</b>
2.1 Prøveudtagning	9
2.2 Vejning af filtre	9
2.3 Analyse af dioxin	10
2.4 Analyse af PAH	10
<b>3 Resultater</b>	<b>11</b>
<b>4 Diskussion</b>	<b>13</b>
<b>5 Konklusioner</b>	<b>19</b>
<b>6 Tak</b>	<b>21</b>
<b>7 Referencer</b>	<b>21</b>
<b>8 Bilag</b>	<b>21</b>
<b>Bilag 1, fortsat</b>	<b>23</b>
<b>Bilag 2</b>	<b>24</b>
<b>Bilag 3</b>	<b>25</b>
<b>Danmarks Miljøundersøgelser</b>	<b>27</b>



# Sammenfatning

Rapporten omhandler resultater fra projekterne "Dioxin fra brændeovne" og "PAH-emissioner fra brændeovne". Projekterne er udført i samarbejde mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) og FORCE Technology for Miljøstyrelsen. Formålet med projekterne har været at estimere udslippet af dioxin, PAH og partikler fra brændeovne ved feltmålinger under realistiske forhold, samt at verificere resultaterne ved måling af dioxin i luft i samme brændeovnskvarter. Desuden korreleres resultater for udslip og luft med meteorologiske data for at estimere det samlede udslip fra kvarteret (ikke indeholdt i denne rapport).

Baggrunden for projekterne er bl.a. at efterhånden som udslippet af dioxin fra affaldsforbrænding bliver mindre pga. installation af røggasrensning, bliver betydningen af andre kilder relativt større. Hertil kommer, at det samlede udslip fra andre kilder er steget i løbet af de senere år, specielt brændeovne har været i fokus. Tidligere undersøgelser viser, at emissionen af dioxin er meget større når der fyres med imprægneret træ i forhold til fyring med rent træ. Dette er en alvorlig kilde til usikkerhed pga. manglende viden omkring ulovlig brug af imprægneret træ som brændsel. Målinger i udeluft har tidligere vist forhøjede PAH- og partikel niveauer i et brændeovnskvarter i Gundsømagle. Specielt på dage og aftener med koldt og vindstille vejr kunne der observeres lokale udslip af partikler, som ikke syntes at stamme fra trafik, men fra lokale brændeovne.

I dette projekt er der udtaget 12 røggasprøver direkte i afkastet fra private brændeovne eller –fyr i Gundsømagle. Disse prøver er blevet analyseret for PCDD/F (dioxin), PAH (polycykliske aromatiske hydrocarboner) og partikelmasse. Desuden er der gennemført luftmålinger hver måned siden august 2003 af PCDD/F i det samme område.

Der ses store variationer i emissionerne hvilket både skyldes ovntyper, brænde og brugernes fyringsvaner, selvom sammenhængen er uklar. I undersøgelsen er det største udslip af dioxin 59 gange højere (pr. kg. træ) end det laveste. For partikler er forskellen 26 gange og for PAH 18 gange. Der er en tendens til at nyere brændeovne har et lavere udslip af dioxin og PAH end ældre ovne, mens billedet er mere uklart for partikler. Der ses ingen klar sammenhæng mellem udslip af dioxin (PCDD/F) og partikler og mellem dioxin og PAH, hvilket formodentlig skyldes forskelle i dannelsesprocesser. Der er derimod en sammenhæng mellem udslip af PAH og partikler. Dette skyldes bl.a. at de samme forbrændingsforhold med f.eks. lav lufttilførsel giver øget dannelse af både partikler og PAH, men mindre dioxin.

De nuværende målinger på private brændeovne er lidt højere end tidligere laboratorie-undersøgelser af dioxinudslip, med der er dog rimeligt god overensstemmelse. De målte dioxin koncentrationer i luft ligger inden for hvad der ved en grov overslagsberegning kan forventes ud fra udslippene. Udfra resultaterne kan det beregnes at

der på landsplan emitteres 2-4 (mest sandsynligt 3,6) g I-TEQ/år fra brændeovne. I-TEQ er internationale toksicitetsækvivalenter hvor giftigheden (toksiciteten) af ethvert enkeltstof (congener) er beregnet i forhold til det giftigste enkeltstof, 2,3,7,8-TCDD, Seveso-dioxin. Dette er højere end tidligere estimater udfra laboratorieundersøgelser, hvilket bl.a. skyldes af forbruget af brænde er steget.

Der gennemføres en opfølgende og større undersøgelse af dioxin, partikler og PAH fra brændeovne i 2005.



# 1 Indledning

## Projektformål

Denne datarapport omhandler resultater fra projekterne "Dioxin fra brændeovne" og "PAH-emissioner fra brændeovne". Projekterne er udført i samarbejde mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) og FORCE Technology.

Formålet med projekterne har været:

- At estimere udslippet af dioxin, PAH og partikler fra brændeovne ved feltmålinger under realistiske forhold.
- At verificere resultaterne ved måling af dioxin i luft i et brændeovnskvarter.
- At korrelere resultater for udslip og luft med meteorologiske data for at estimere det samlede udslip fra kvarteret.

## Baggrund

Baggrunden for projekterne er at efterhånden som udslippet af dioxin fra affaldsforbrænding bliver mindre pga. installation af røggasrensning, bliver betydningen af andre kilder relativt større. Hertil kommer, at det samlede udslip fra andre kilder er steget i løbet af de senere år, specielt brændeovne har været i fokus. Udslip af dioxin fra brændeovne og pejse har længe været kendt (Manscher et al., 1990, Hansen et al., 1994, Vikelsøe et al. 1994, Schleicher et al. 2001). Disse undersøgelser har imidlertid været gennemført på brændeovne under kontrollerede laboratorieforhold.

Under det igangværende Dioxinmåleprogram har der været foretaget en enkelt måling af dioxin i luft i et brændeovnskvarter i fyringssæsonen (Gundsømagle nov. 02), og resultaterne viste en 3 gange højere koncentration sammenlignet med reference-prøven (Fredensborg nov. 02). Dette antyder stærkt at lokal opvarmning har været medvirkende til udslippet, men det beviser ikke at det stammer fra brændeovne.

De tidligere undersøgelser viser, at emissionen af dioxin er meget større når der fyres med imprægneret træ i forhold til fyring med rent træ. Dette er en alvorlig kilde til usikkerhed pga. manglende viden omkring ulovlig brug af imprægneret træ som brændsel. Især afbrænding af træ imprægneret med pentachlorphenol vil give meget store dioxinudslip. Selvom dette middel har været forbudt længe i Danmark, anvendes det stadig i visse lande og kan findes i importerede produkter, ligesom det findes i gamle trækonstruktioner. Man kan ikke se på træ om det er imprægneret med pentachlorphenol, da det er farveløst.

Målinger af partikler i forbindelse med DMUs partikelprojekt bevilget på finansloven viste i vinteren 2002 forhøjede partikelniveauer i brændeovnskvarteret i Gundsømagle. Specielt på dage og aftener med koldt og vindstille vejr kunne der observeres en lokal emission af partikler, som ikke syntes at stamme fra trafik, men fra lokale brændeovne.

FORCE Technology har i samarbejde med har Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø (ATMI) udtaget 12 røggasprøver direkte i afkastet fra private brændeovne eller -fyr i Gundsømagle. Disse prøver er blevet analyseret af ATMI for PCDD/F (dioxin), PAH (polycykliske aromatiske hydrocarboner) og partikelmasse. Desuden er der gennemført luftmålinger hver måned siden august 2003 af PCDD/F i det samme område.

Resultaterne for dioxinmålinger blev sendt til Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg i juni 2004.

## 2 Metodebeskrivelser

### 2.1 Prøveudtagning

Til udtagning af prøver har FORCE Technology fremstillet en fortyndingskanal, hvor røgen fra brændeovnen blandes med frisk luft til et konstant flow. På denne måde kan målingerne foretages, under konstante forhold, selvom røggasmængden fra brændeovnen varierer ganske meget under forbrændingsprocessen.

Fortyndingskanalen består af et rør der forbindes til skorstenen med et T-stykke, så røgen kan komme ud, eller luft kan komme ind, når en lille ventilator trækker røg og falsk luft gennem fortyndingskanalen, hvori måleudstyret er monteret.

Udformningen kan tilpasses de skorstene der måles på. Rør og luftmængde tilpasses således, at det ikke giver et ekstra sug i skorstenen, men svarer til det sug som en middelvindhastighed på nogle m/sek hen over skorstenspiben vil give.

Dioxinmålingen sker iht. Europæisk standard DS/EN 1948-1 ved brug af filter-kondensator metoden. Udstyret er helt i glas. Gennem en isokinetisk sonde der rager ind i fortyndingskanalen udtages en veldefineret brøkdel af den samlede fortyndede røggas strøm. Større partikler opsamles på kvartsuld, hvorefter flygtige organiske forbindelser opsamles på XAD-2, fulgt af et kvartsfiberfilter til opsamling af fine partikler.

Samtidig med prøvetagning foretages en logning af temperatur både i skorstenen, i fortyndingskanalen, efter kondenseringen i måleudstyret, samt temperaturen i det opvarmede filter. Desuden foretages målinger af  $O_2$  og  $CO_2$  i fortyndingskanalen. Mængden af anvendt brændsel i måleperioden vejes, og emissionen kan derved beregnes i forhold til denne mængde, og opgives pr. kg træ. Da forbrænding af et kg træ giver ca. 6,5 normal  $m^3$  røggas ved 10%  $O_2$ , kan emissionen nemt omregnes til en middelkoncentration. Der blev udtaget to prøver fra hver skorsten, på to forskellige dage. Hver prøve er udtaget over en fyringscyklus, f.eks. fra om eftermiddagen og indtil brændet brænder ud og røggastemperaturen bliver lav i løbet af natten. Prøvetagningstiden er for en del prøver mere end de 8 timer som DS/EN 1948-1 foreskriver, men denne grænse er fjernet i den reviderede udgave af DS/EN 1948-1, så det er kun eventuelle problemer med genfindinger på prøvetagnings standarden, der begrænser prøvetagningstiden. Husets beboere vejer og noterer hvad der brændes i måleperioden. Desuden interviewes beboerne kort om deres fyringsvaner.

### 2.2 Vejning af filtre

Før eksponeringen blev kvartsuldsfiltret i sin holder tilsat en blanding af  $^{13}C$ -mærkede PCDF standarder (ekstraktions spikes).

Den opsamlede partikelmasse blev bestemt ved vejning af holdere med kvartsuldsfiltre til opsamling af partikelprøver før og efter indsamling af røggasprøver. Kvartsfiber planfiltre blev kun vejret efter eksponeringen, idet den gennemsnitlige vægt af ni ubrugte filtre anvendtes ved beregningen.

Prøveholdere med filtre blev konditioneret før vejning ved 23°C og 52% RH i minimum 24 timer. Derefter blev de vejret på en analysevægt.

## 2.3 Analyse af dioxin

Røggasprøver ekstraheres med toluen. XAD og filtre ekstraheres ved soxhlet i 20 timer, og kondensatet/skyllevæske ved udrystning. Inden ekstraktion tilsættes en blanding af <sup>13</sup>C-mærkede PCDD/F standarder (ekstraktions spikes) til XAD og filtre. Der udtages 1% del af det samlede ekstrakt til PAH analyse. Resten af ekstrakten inddampes og oprenses ved væskechromatografisk på kiselgel/NaOH, kiselgel H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> og Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, derefter analyseret for dioxiner og furaner (PCDD/F). Påvisning og kvantificering sker ved højopløsende GC/MS vha. isotopfortyndings metode ud fra de tilsatte ekstraktions spikes. Analysemetoden er tillempet fra europæisk standard for analyse af dioxin i røggas, DS/EN 1948 2-3.

Oprensings- og analysemetoden for dioxin er mere udførligt beskrevet f.eks. i *Vikelsø et al., 2002*.

Resultaterne angives i I-TEQ der er internationale toksicitets-ækvivalenter, hvor giftigheden (toksiciteten) af ethvert enkeltstof (congener) er beregnet i forhold til det giftigste enkeltstof, 2,3,7,8-TCDD, Sevesodioxin.

## 2.4 Analyse af PAH

Der tilsættes deuterium-mærket PAH til del-ekstraktet fra dioxinanalysen, som herefter oprenses på fast fase kolonner pakket med kiselgel. Kolonnerne elueres med hexan (fraktion 1) og dichlormethan (fraktion 2). Den sidste fraktion, som indeholder PAH, indampes og genopløses i toluen.

Prøverne analyseres med GC-MS (gaskromatografi koblet til massepektrometri). PAH kvantificeres ud fra kalibreringsstandarder. Genfinding i de enkelte prøver beregnes ud fra de tilsvarende deuterium-mærkede PAH.

### 3 Resultater

Tabel 1 præsenterer emissioner beregnet ud fra måleresultaterne. Resultater for alle individuelle PAH og dioxiner/furaner er angivet i bilag 1 sammen med måleresultater fra prøveudtagningen.

#### *Usikkerhed på vejning*

Vejninger af partikler er behæftet med en større usikkerhed end normalt, da der var gennembrud af partikler fra kvartsuldfilteret til gasopsamlingsdelen i alle prøver. Årsagen til gennembrud er sandsynligvis at partiklerne var for små til at blive opsamlet i kvartsuldfilteret. Gennembruddet til planfiltrene androg i gennemsnit 5,5%. Dette var ikke forventet, og gasopsamlingsdelen havde derfor ikke været vejnet på forhånd. På den anden side er der erfaring for at XAD-2 kun i ringe grad opsamler partikler, og pga. den store fugtopsamling er gravimetrisk bestemmelse vanskelige at udføre nøjagtigt. Tekniske hensyn forhindrer at planfiltret kan sidde lige efter kvartsuldfiltret, hvilket ellers ville løse problemet. De angivne partikelemissioner er således minimumsværdier.

Standardafvigelsen på vejeresultater for de ni ubrugte filtre var 0.0007 g. For de fleste filtre udgør dette under 10% af den opsamlede partikelmasse og usikkerheden på massebestemmelsen er således lille. For filtre med kun lidt opsamlet partikelmasse bliver usikkerheden på filterets vægt uden partikler selvfølgelig af større betydning og for et enkelt filter er den opsamlede masse og usikkerheden på filterets vægt sammenlignelige i størrelse. Dette har dog kun lidt indflydelse på den samlede massebestemmelse, da i gennemsnit 94,5% af den samlede masse blev fundet på kvartsuldfiltrene.

#### *Acenaphtylen udelades af sum*

PAH-analyserne viste en meget stor variation i koncentrationen af acenaphtylen mellem forskellige prøver. I prøverne 1A-3A udgør acenaphtylen mellem 43 og 55% af alle PAH, mens den i de resterende prøver ikke kan detekteres eller kun udgør få procent af alle PAH. Årsagen er ikke kendt og tekniske problemer i opsamling eller analyse kan ikke udelukkes. Derfor er acenaphtylen udeladt af sum af PAH opgivet i tabel 1 og i den efterfølgende diskussion af emission af PAH.

Tabel 1. Beregnede emissioner for røggasprøver udtaget fra private brændeovne og -fyr n.a. betyder ikke analyseret.

Hus nr. og prøver.	ng I-TEQ/kg træ	ng I-TEQ/m <sup>3</sup> røg (n.t,10%O <sub>2</sub> )	Partikler g/kg træ	Partikler mg/m <sup>3</sup>	PAH sum	PAH	BaP Tox.ækv.	Brænde, træart	Brændeovne, type og alder
1A	11.3	1.7	n.a.	n.a.	28.4	4.3	0.21	Alm. lufttørt kløvet brænde med bark. Blandet birk, bøg og andet.	ca. 5 år gl.
1B	6.3	0.97	n.a.	n.a.	47.5	7.3	0.29	Alm. lufttørt kløvet brænde med bark. Blandet birk, bøg og andet.	ca. 5 år gl.
2A	5.1	0.79	82.9	12.7	48.9	7.5	0.36	Kløvet birk i palle	Ukendt alder
2B	17.7	2.7	12.9	2.0	81.2	12.4	0.59	Kløvet birk i palle	Ukendt alder
3A	0.6	0.094	20.3	3.1	23.7	3.6	0.17	Kløvet diverse træ	Brændefyr (gammelt)
3B	0.3	0.045	24.2	3.7	15.4	2.3	0.13	Kløvet diverse træ	Brændefyr (gammelt)
4A	1.3	0.20	8.1	1.2	4.4	0.7	0.03	Kløvet birk, naboens birketræ fældet 2 år tidligere	2 år gl.
4B	3.0	0.46	4.3	0.7	4.6	0.7	0.03	Kløvet birk, naboens birketræ fældet 2 år tidligere	2 år gl.
5A	0.3	0.05	11.4	1.7	7.8	1.2	0.06	Kløvet birk, købt 1 år tidligere	<1 år gl.
5B	1.1	0.17	78.8	12.0	41.2	6.3	0.34	Affaldstræ, paller og brædder – nogle med hvid maling	< 1 år gl.
6A	11.4	1.7	3.2	0.5	6.7	1.0	0.03	Bøg og frugttræer. 1-5 år gammelt. Virker meget tørt.	ca. 10 år
6B	14.4	2.2	7.3	1.1	5.5	0.8	0.04	Bøg og frugttræer. 1-5 år gammelt. Virker meget tørt.	ca. 10 år

## 4 Diskussion

Denne rapport giver ikke en uddybende diskussion af resultaterne, men der skal dog fremhæves nogle enkelte konklusioner.

### *Emissionsfaktorer*

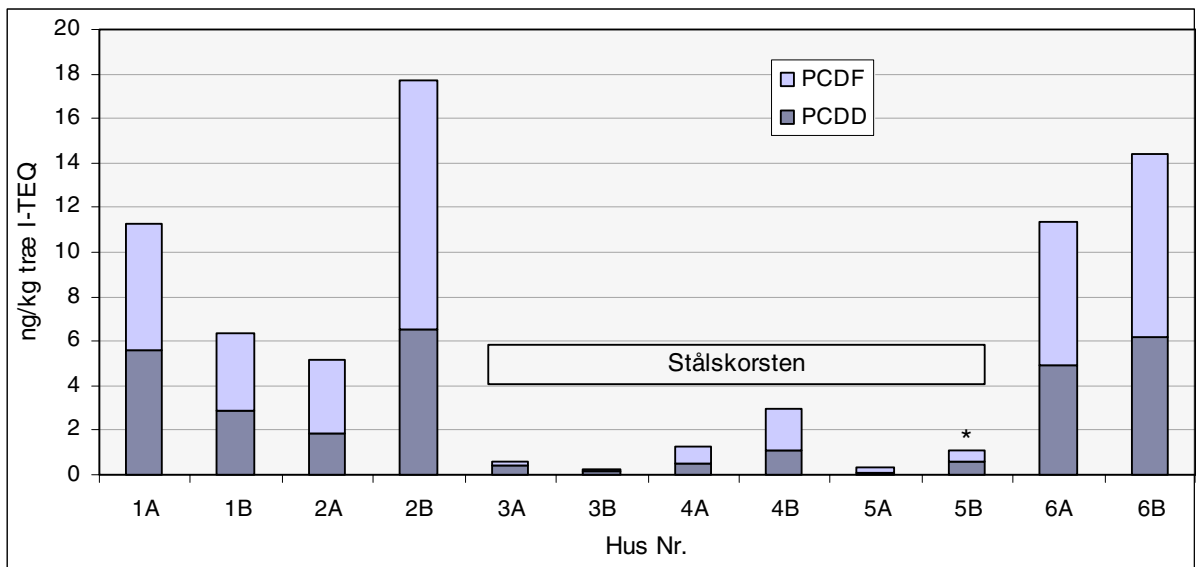
Både hvad angår dioxin, PAH og partikler er der stor variation mellem forskellige brændeovne/fyr jf. figur 1,2 og 3. Emission af dioxin TEQ varierer mellem 0,3 og 17,7 ng/kg træ, og den højeste emission er således 59 gange højere end den laveste. For PAH er emissionen mellem 4,4 og 81,2 mg/kg træ dvs. en faktor 18 mellem højeste og laveste emission. Partikelemissionen er mellem 3,2 og 82,9 g/kg træ og der er således en faktor 26 mellem den højeste og den laveste emission.

### *Afbrænding af affaldstræ*

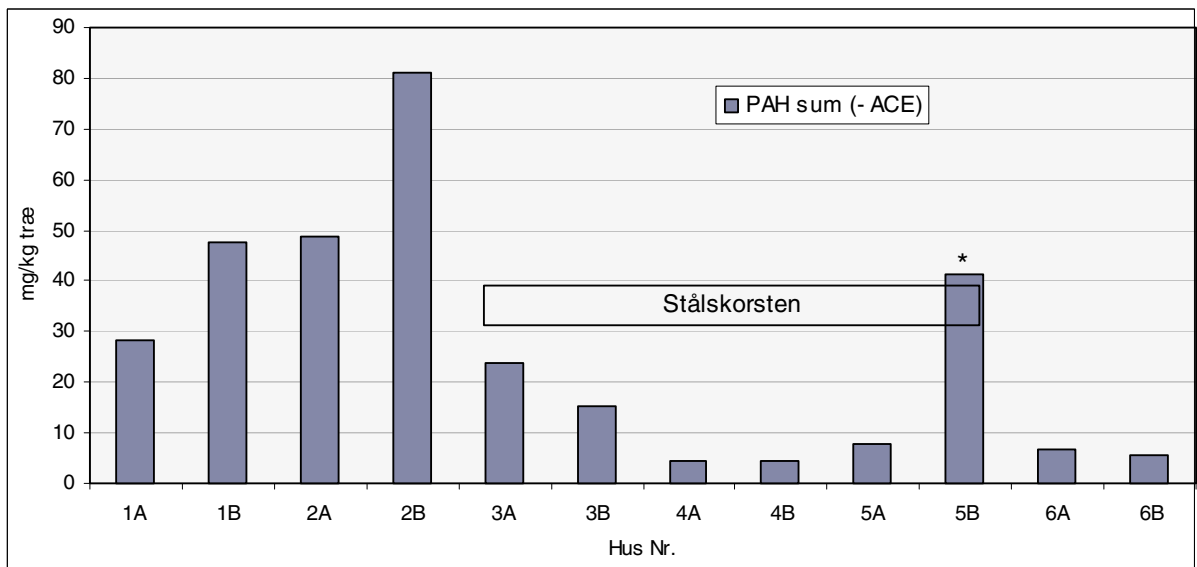
En enkelt prøve (5B) er udtaget under afbrænding af affaldstræ (paller og brædder, heraf nogle med maling). For PAH giver denne ændring en femdobling af emissionen og for partikler en næsten otte gange højere emission pr. kg. træ. For dioxin TEQ er emissionen næsten fire gange højere pr. kg. træ ved afbrænding affaldstræ end rent træ for det samme hus. Men det må bemærkes at dette resultat alligevel lå lavt i det samlede billede.

### *Betydning af stålskorsten?*

I figur 1 er angivet hvilke huse der har stålskorstene. Resultaterne antyder at der er en lavere emission af dioxin TEQ fra brændeovne med stålskorstene, men dette kræver yderligere undersøgelser da det statistiske materiale er for lille. Der ses ikke samme tendens for partikler og PAH (figur 2 og 3). Prøver fra stålskorstene adskiller sig i øvrigt ved at stamme fra enten brændefyr eller helt nye brændeovne, mens de øvrige er fra ældre brændeovne, hhv. 5 år, 10 år eller ukendt alder.

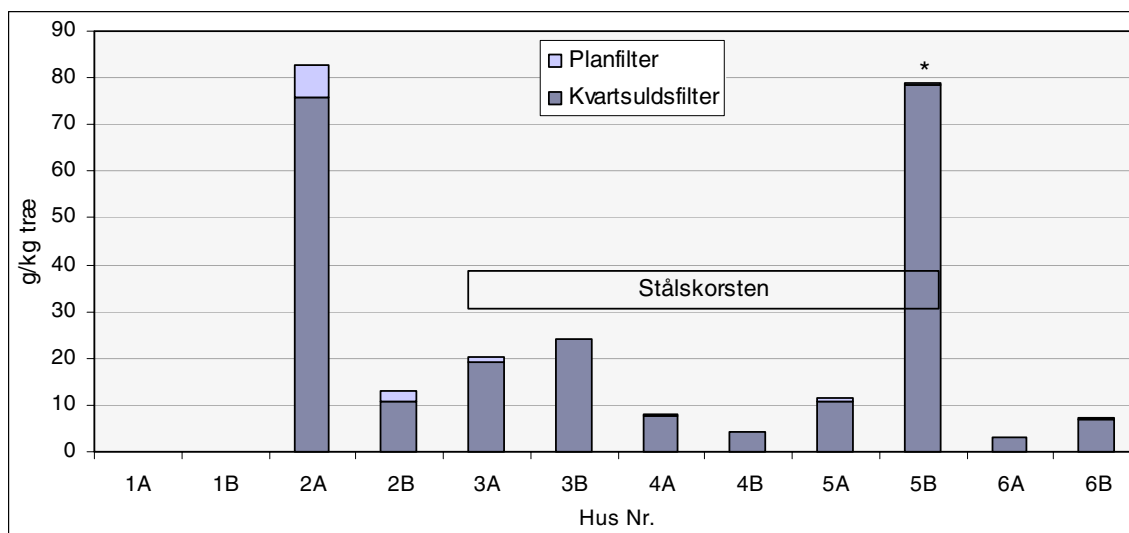


Figur 1. Målt emission af I-TEQ PCDF og PCDD pr. kg. træ. Hus nr 3-5 har som angivet stålskorstene, de øvrige murede skorstene. Alle prøver er fyret med rent træ bortset fra prøve 5B mærket \*, som er fyret med affaldstræ.



Figur 2. Målt emission af PAH pr. kg. træ. Samme betegnelser som ved figur 1.

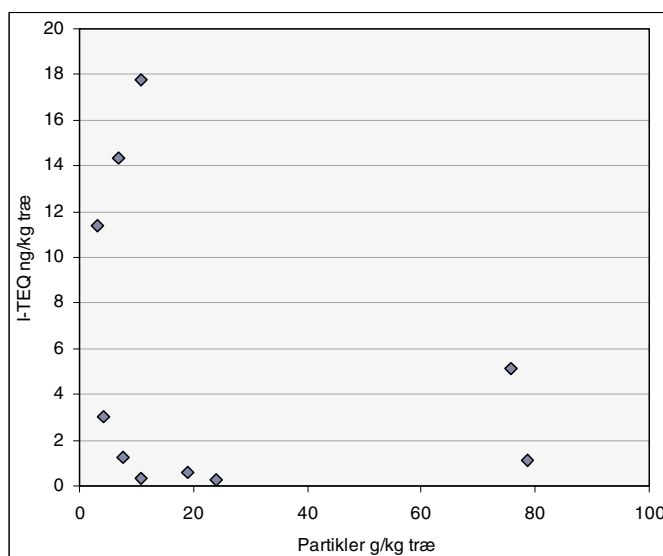




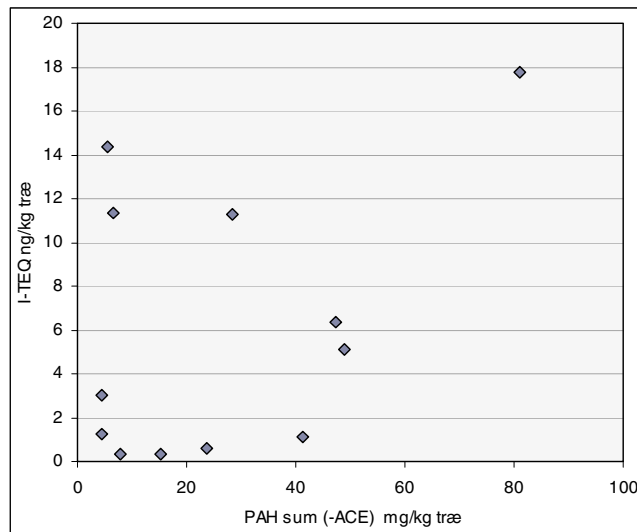
Figur 3. Målt emission af partikler pr. kg. træ. Samme betegnelser som ved figur 1.

### Dioxin og partikler

Der ses ingen klar sammenhæng mellem emission af dioxin og partikler (figur 4). Dette skyldes sandsynligvis at dioxin og partikler dannes ved to forskellige processer, idet dioxin dannes ved en kemisk reaktion mellem chlor og organiske forbindelser, mens partikler dannes ved kondensation (under afkøling af røggassen) af uforbrændte organiske forbindelser. En bedre forbrænding med mere luft giver en højere temperatur, og derved færre partikler, men det kan måske samtidig give mere dioxin end ved lav forbrændingstemperatur, fordi chlor ikke kommer på dampform ved lav forbrændingstemperatur. Resultater fra et tidligere miljøprojekt (*Schleicher et al., 2001*) indikerer også dette. Forbrændingstemperaturen i en brændeovn kan ikke blive så høj (>950°C), at dioxin nedbrydes.



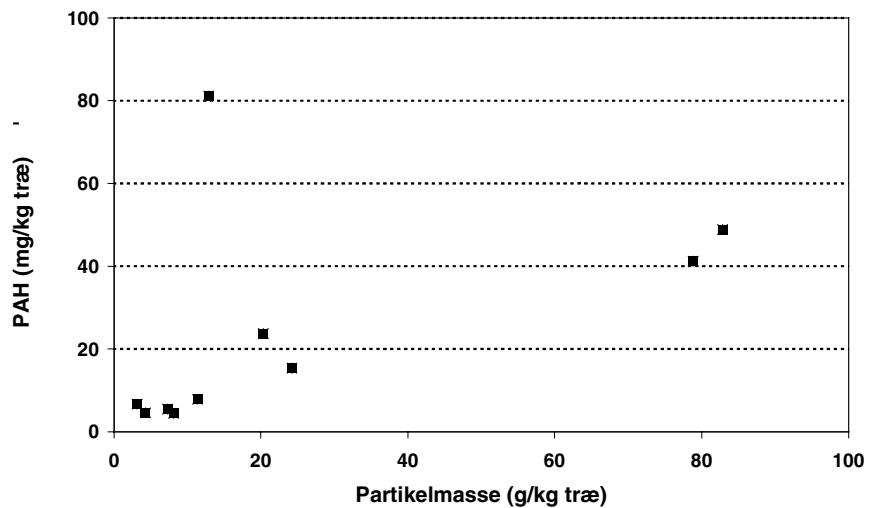
Figur 4. Sammenhæng mellem partikelmasse og PCDD/F. Der ses ingen lineær korrelation, men en tendens til at høje I-TEQ værdier indtræder ved lave partikeludslip.



Figur 5. Sammenhæng mellem PCDD/F og PAH i røggasprøver.

### Dioxin og PAH

Figur 5 viser ingen klar sammenhæng mellem PCDD/F og PAH i prøverne. Årsagen er formentlig, at PCDD/F fortrinsvis dannes ved høj ilttilførsel, hvorimod PAH dannes ved lav.



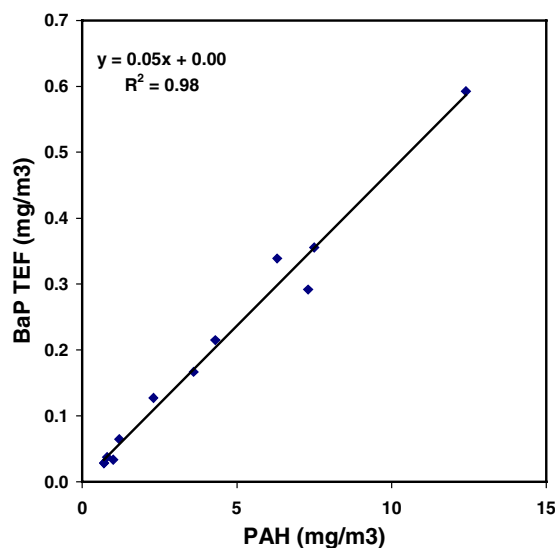
Figur 6. Sammenhæng mellem emission af PAH og partikler. Der ses en næsten lineær afhængighed bortset fra et enkelt afvigende resultat (prøve 2B).

### PAH og partikler

Der ses en vis sammenhæng mellem emission af PAH og partikler pr. kg. træ (figur 6), idet resultaterne tyder på at høj emission af partikler også hænger sammen med høj emission af PAH. Dog udviser prøve 2B en anden sammenhæng end de øvrige prøver. Baggrunden for den anderledes sammenhæng i prøve 2B er ukendt, men det kan ikke udelukkes, at det skyldes problemer med udtagning og vejning af partikelprøver. For de øvrige prøver ses en forholdsvis konstant

emission i forhold til partikler. Dette er forventeligt da PAH-forbindelser hovedsageligt dannes under dårlige forbrændingsforhold, hvor der også dannes flest partikler fra kondensation af uforbrændte organiske gasser.

Det modsatte gælder for dioxin, som er et stof med højt iltningstrin som dannes under oxiderende betingelser. Ved reducerende forhold kan chlor tværtimod fjernes fra allerede dannet dioxin.



Figur 7. Sammenhæng mellem benz(a)pyren toksicitets ækvivalenter og total PAH-koncentration i røggasprøver.

#### *PAH toksicitetsækvivalenter*

Benz(a)pyren toksicitetsækvivalenter er en omregning af den totale PAH-emission til en toksicitetsrelevant måleenhed, her som benz(a)pyren. I figur 7 ses en klar sammenhæng mellem emissionen af total PAH og emissionen af benz(a)pyren toksicitetsækvivalenter. Korrelationen ( $R^2$ ) er 0,98. Der er således en klar sammenhæng mellem total PAH i røggasprøverne og toksicitetsækvivalenter.

#### *Dioxinmåleprogrammet*

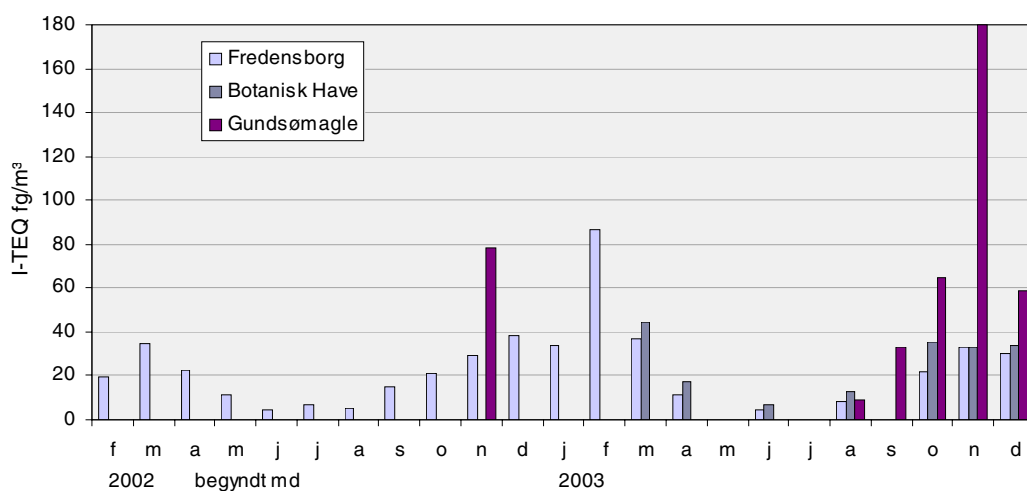
I Dioxinmåleprogrammet som DMU gennemfører for Miljøstyrelsen har der været indsamlet luftprøver som månedsgennemsnit siden 2002. Figur 8 (fra *statusrapport 2004*) illustrerer at der er god overensstemmelse mellem dioxin-koncentrationen i Botanisk Have (København) og i Fredensborg på trods af afstand og beliggenheden i hhv. land- og byzone. Gundsømagle derimod skiller sig ud ved at koncentrationen begynder at stige i oktober, fulgt af et højt resultat i november. Stigningen skyldes uden tvivl lokale kilder, og at den indtræder samtidig med fyringssæsonen peger på opvarmning som årsag. I Fredensborg og Botanisk Have ses ligeledes et vintermaksimum som kan skyldes opvarmning (ikke blot i nørømrådet) samt mindre atmosfærisk nedbrydning af dioxin i vinterhalvåret.

Koncentrationen af PCDD/F i luften er naturligvis større tæt ved kilden, hvor røgen ikke har kunnet nå at sprede sig, derfor kan selv små udslip resultere i høje PCDD/F lokale koncentrationer i luften. En overslagsberegning antyder et maksimalt dagligt udslip på 1600 ng I-

TEQ for hele området, som dækker et areal på ca. 1 km<sup>2</sup>. Den maksimale fundne koncentration i luften, 180 fg/m<sup>3</sup> I-TEQ, svarer til at denne mængde fortyndes i et luftrum på 0,009 km<sup>3</sup>. Dette svarer igen til et luftlag på 9 m højde.

#### Årligt landsudslip PCDD/F

Hvis man anvender den fundne gennemsnitlige emissionsfaktor på 6 ng/kg I-TEQ træ, og en samlet årlig indfyret brændemængde på 600t, når man frem til et årligt landsudslip på 2-4 (mest sandsynligt 3,6) I-TEQ fra brændeovne. Dette er højere end tidligere estimerer ud fra laboratorieforsøg på hhv. 0,4 g N-TEQ/år (*Vikelsøe et al., 1994*) og 1,1 g I-TEQ/år (*Hansen og Hansen, 2002*). Årsagen er bl.a. at forbruget af brænde er steget.



Figur 8. Samtidige målinger af dioxin i luft i Gundsømagle (brændeovnsområde) og Botanisk Have (bybaggrund) og Fredensborg (skov). Fra Statusrapporten, Dioxinmåleprogrammet på DMU 2004.

## 5 Konklusioner

Undersøgelsen giver anledning til følgende konklusioner:

- Der er målt emissioner af dioxin (PCDD/F), PAH og partikler fra et brændefyr, 3 ældre brændeovne (>5 år) og 2 nye brændeovne (<3 år) i private hjem. Resultater opsummeres i tabel 2. Der ses store variationer i emissionerne hvilket både skyldes ovntyper, brænde og brugernes fyringsvaner, selvom sammenhængen er uklar.
- Der er en tendens til at nyere brændeovne har en lavere emission af dioxin og PAH end ældre brændeovne. Billedet er dog mere uklart for partikler. En større undersøgelse af flere brændeovne er nødvendig før man kan sige om denne tendens er generel.
- Der ses ingen klar sammenhæng mellem emission af dioxin og partikler og mellem dioxin og PAH. Dette skyldes formodentlig forskelle i dannelsesprocesser.
- Der er en positiv korrelation mellem emission af PAH og partikler. Dette skyldes bl.a. at de samme forbrændingsforhold med f.eks. lav lufttilførsel giver øget dannelse af både partikler og PAH.
- De nuværende målinger på private brændeovne stemmer rimeligt godt overens med tidligere laboratorie-undersøgelser af dioxinudslip.
- De målte dioxin koncentrationer i luft ligger inden for hvad der ved en grov overslagsberegning kan forventes ud fra udslippene. Udfra resultaterne kan det beregnes at der på landsplan emitteres 2-4 (mest sandsynligt 3,6) g I-TEQ/år fra brændeovne. Dette er højere end tidligere estimater ud fra laboratorieforsøg, bl.a. pga. øget forbrug af brænde.
- Der gennemføres en opfølgende og større undersøgelse af dioxin, partikler og PAH fra brændeovne i 2005.

Tabel 2. Opsummering af måleresultater. Der er desuden foretaget en enkelt måling på en nyere brændeovne under fyring med affaldstræ. \*4 målinger.

Type	Antal målinger	Dioxin (ng I-TEQ/kg træ)	PAH (mg/kg træ)	Partikler (g/kg træ)
Nyere brændeovne (<3 år)	3	0,3-3,0	4,4-7,8	4,3-11,4
Ældre brændeovne (>5 år)	6	5,1-17,7	5,5-81,2	3,2-82,9*
Brændefyr (ældre)	2	0,3-0,6	15,4-23,7	20,3-24,2



## 6 Tak

Vi takker Miljøstyrelsen for finansiering af projektet. Tak til Birgit Thomsen, ATMI for vejning af prøver.

Desuden vil vi gerne takke de venlige beboere der lod os måle på deres skorstene.

## 7 Referencer

Ole Manscher, Jørgen Vikelsøe, Arne Grove, Knud J. Hansen, Preben Aagaard Nielsen og Henrik Madsen. Emissionsundersøgelse for pejse og brændeovne. Dioxin, PAH og mutagen aktivitet. Miljøprojekt nr. 149, 1990.

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

E. Hansen and C.L. Hansen. Environmental Project no. 811, 2003. Substance Flow Analysis for Dioxin 2002. [www.mst.dk](http://www.mst.dk). 2002.

J. Vikelsøe, H. Madsen and K. Hansen: Emission of dioxins from Danish wood-stoves. Chemosphere **29**, 2019-2027, 1994.

Schleicher, Ole; Jensen, Allan Astrup; Blinksbjerg, Peter. Måling af dioxinemissionen fra udvalgte sekundære kilder. Miljøprojekt nr. 649, 2001

Jørgen Vikelsøe. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. NERI Technical Report No. 486, 2004

Jørgen Vikelsøe. Statusrapport. Dioxinmåleprogrammet på DMU. Miljøstyrelsen, 2004.

## 8 Bilag

Bilag 1: Resultater fra prøveudtagning

Bilag 2: Resultater af dioxinanalyser

Bilag 3: Resultater af PAH-analyser og vejninger.

Resultater fra prøveudtagning													
Adresse	Adresse 1		Adresse 2		Adresse 3		Adresse 4		Adresse 5		Adresse 6		
	Muret med isokern	Muret 15x24	Muret 15x24	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Skorsten	Nr.	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy	dd:mm:yy
Filter/XAD		01	02	01	02	01	02	01	02	01	02	01	02
Dato		15-12-03	17-12-03	19-12-03	22-12-03	12-01-04	13-01-04	14-01-04	15-01-04	21-01-04	22-01-04	02-03-04	03-03-04
Start kl.	kl.	18:15	12:40	17:20	16:58	15:50	08:30	15:55	15:28	06:25	06:43	17:20	16:59
Slut kl.	kl.	10:20	22:35	00:12	23:08	07:42	22:02	07:38	00:17	17:41	12:20	23:08	23:18
Varighed	tt:mm	16:05	09:55	06:52	06:10	15:52	13:32	15:43	08:49	11:16	05:37	05:48	06:19
Varighed	Timer	16,08	9,92	6,87	6,17	15,87	13,53	15,72	8,82	11,27	5,62	5,80	6,32
4m³ start	m³	423,475	428,436	433,575	436,259	438,435	443,412	2.488,258	2.497,069	2.502,593	2.509,938	446,921	450,596
4m³ slut	m³	428,425	433,575	436,253	438,418	443,411	447,501	2.497,000	2.502,540	2.509,932	2.513,553	450,548	454,940
Prøvevolumen	m³	4,950	5,139	2,678	2,159	4,976	4,089	8,742	5,471	7,339	3,615	3,627	4,344
Prøvevolumen	m³/h												
Prøvevolumen	m³(n,t)	4,612	4,772	2,521	2,083	4,543	3,759	8,118	5,080	6,769	3,334	3,357	4,020
Røggas	°C	-	127	39	39	143	212	114	198	118	178	-	-
Udeluft	°C	8	8	5	-3	3	2	-1	0	-4	-8	7	7
Kanal	°C	4	18	8	0	14	17	3	5	-3	-4	10	10
4m³	°C	20	21	17	10	26	24	21	21	23	23	22	22
Filterovn	°C		37	43	45	28	39	40	37	33	32	34	34
S-pitotrør	mmVS	1	1	2,5	2,5			2,6	2,6	1,6 - 2			
Beregnet V	m/s	3,3	3,3	5,2	5,2	4,5	4,5	5,3	5,3	4,3	4	5,7	5,7
Aneometer	m/s												
Røggasflow	m³/h (drift)	239	239	376	376	326	326	384	384	311	290	413	413
Volumenstrøm	m³/h(n,t)	232	232	370	381	322	323	385	384	316	298	402	402
Volumenstrøm i prøveperioden*	m³/h(n,t)	3.732	2.302	2.539	2.348	5.113	4.375	6.053	3.384	3.560	1.676	2.333	2.542
Brugt brænde*	kg	12	22	10	9,1	31	54	18,5	14,1	11	10	7,44	6,88



## Bilag 1, fortsat

Adresse	Blindprøve
Skorsten	
Filter/XAD	Blind
Dato	03-03-04
Start kl.	17:25
Slut kl.	23:12
Varighed	05:47
Varighed	5,78
4m <sup>3</sup> start	2.094,779
4m <sup>3</sup> slut	2.118,990
Prøvevolumen	24,211
Prøvevolumen	
Prøvevolumen	22,713
Røggas	
Udeluft	7
Kanal	10
4m <sup>3</sup>	18
Filterovn	
S-pitotrør	
Beregnet V	
Aneometer	
Røggasflow	
Volumenstrøm	402
Volumenstrøm i prøveperioden*	2.324
Brugt brænde*	7

## Bilag 2

PCDD/F Resultater																
Adresse	Nr.	Adresse 1		Adresse 2		Adresse 3		Adresse 4		Adresse 5			Adresse 6		Blind	
		01	02	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10			
Filter/XAD																
2378-TCDD	pg/pr	20,2	65,4	14,5	36,9	2,2	4,2	7,2	18,9	0,9	5,1	41,1	45,9	1,4		
12378-PeCDD	pg/pr	45,8	57,1	5,6	23,4	13,6	4,5	7,3	5	2,6	7,2	18,6	32			
123478-HxCDD	pg/pr	38,6	36,3	2,1	9,6	1,9	3,8	0,6	2,3	1	5,3	3,5	6,8			
123678-HxCDD	pg/pr	81,9	72,8	3,5	10,8	18,3	11,1	2,7	4,1	1,7	8,1	6,6	11,7			
123789-HxCDD	pg/pr	67,5	68,7	2,7	11,8	13	7,1	5,2	2,6	0,9	8,4	6,1	12	0,5		
1234678-HpCDD	pg/pr	1770,5	1503,7	27,4	72,6	16	19,9	22,6	17,9	1,6	118,4	28,7	181,6	14,2		
OCDD	pg/pr	2859,2	2837,8	45,3	86,5	19,2	30,1	48,7	37,4	22,6	198,6	35,6	486,2	55,8		
2378-TCDF	pg/pr	121,7	541,2	114,5	217,7	15,1	12,3	86,1	178,7	15,4	40,8	241,4	254,1	5,9		
12378-PeCDF	pg/pr	39,2	147,8	14,5	40,3	1	1,8	11,5	20,8	0,6	6,4	33,4	33,1	1,7		
23478-PeCDF	pg/pr	88,4	163,7	34,2	103,4	2,4	4,4	13,8	36,9	4,8	9	75,9	110,4	1,9		
123478-HxCDF	pg/pr	71,7	53,8	15,9	59,6	3,7	3,5	12,6	13,3	2,3	3,6	19,7	27,7	0,1		
123678-HxCDF	pg/pr	52,4	42,8	7,8	36,3	7,6	2,6	11,5	8,7	1	2,5	17,6	17,2	0,5		
123789-HxCDF	pg/pr	29,1	18,1	2,9	13,5	2,2	4,1	3	3,4	0,9	1,3	4,8	5,4			
234678-HxCDF	pg/pr	75,2	33,8	5,3	31,4	3,1	1,9	5,2	7,5	0,6	2,4	10,7	11,6	1		
1234678-HpCDF	pg/pr	285,7	76	13,6	85,5	6,7	7	35,9	20	3,9	6	28,1	44,9	4,2		
1234789-HpCDF	pg/pr	46,1	17,2	0,9	8,4	0,1	1,2	1,1	2		0,9		7,1	1,6		
OCDF	pg/pr	197,5	136,7	10,9	39,9	2,1	8,5	17,0	13,2	3,0	4,5	6,7	60,2	7,6		
WHO-TEQ	pg/pr	187,3	314,8	53,8	154,8	23,8	15,9	35,3	65,9	8,4	25,6	130,9	171,8	3,4		
I-TEQ	pg/pr	167,1	288,9	51,1	143,2	17,0	13,7	31,7	63,4	7,1	22,2	121,7	156,3	3,5		
I-TEQ PCDD	pg/pr	82,5	129,6	18,4	52,6	12,5	8,9	12,0	22,5	2,6	12,3	52,3	67,3	1,6		
I-TEQ PCDF	pg/pr	84,7	159,3	32,6	90,5	4,5	4,8	19,7	40,9	4,5	10,0	69,3	89,0	1,9		

# Bilag 3

Resultater af PAH-analyser og vejninger													
Adresse	Adresse 1		Adresse 2		Adresse 3		Adresse 4		Adresse 5		Adresse 6		Nr.
	01	02	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<b>Filter/XAD</b>													
Acenaphthylen	21,1	44,4	44,6	65,4	28,5	0,17	n.d.	n.d.	0,19	0,71	n.d.	n.d.	n.d.
Acenaphthen	0,42	0,95	1,88	2,34	0,69	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fluoren	1,66	3,09	3,96	5,56	1,37	0,23	n.d.	n.d.	n.d.	0,42	n.d.	n.d.	n.d.
Dibenzothiofen	n.d.	0,04	0,06	0,12	0,03	0,03	n.d.	n.d.	0,13	0,20	n.d.	n.d.	n.d.
Phenanthren	12,6	22,5	20,1	33,9	10,4	7,10	2,02	2,03	3,33	20,49	2,42	2,30	2,30
Anthracen	1,02	2,80	2,81	4,26	1,14	0,67	0,08	0,04	0,20	0,64	n.d.	0,05	0,05
2-Methylphenanthren	0,44	1,03	1,56	2,17	0,72	0,55	0,52	0,66	0,44	1,35	1,66	0,75	0,75
3,6 Dimethylphenanthren	0,05	0,16	0,40	0,52	0,16	0,15	0,16	0,17	0,16	0,15	0,82	0,31	0,31
Fluoranthren	5,83	8,65	8,21	15,29	4,43	2,97	0,77	0,68	1,64	8,42	0,74	0,85	0,85
Pyren	0,97	1,48	1,42	2,42	0,76	0,54	0,14	0,12	0,28	1,44	0,12	0,14	0,14
Benz(a)anthracen	0,87	1,37	1,59	2,71	0,71	0,54	0,15	0,14	0,31	1,36	0,18	0,21	0,21
Chrysen	0,47	0,68	0,84	1,51	0,36	0,28	0,08	0,08	0,17	0,62	0,08	0,11	0,11
Benzo (b)fluoranthren	0,44	0,40	0,55	1,19	0,43	0,25	0,07	0,26	0,16	0,57	0,10	0,13	0,13
Benzo (k)fluoranthren	0,85	1,17	1,36	2,40	0,53	0,49	0,09	0,08	0,25	1,44	0,11	0,12	0,12
Benzo(e)pyren	0,49	0,55	0,71	1,16	0,34	0,27	0,07	0,06	0,14	0,70	0,08	0,09	0,09
Benzo(a)pyren	0,80	1,07	1,42	2,24	0,64	0,51	0,10	0,09	0,24	1,32	0,13	0,14	0,14
Perylen	0,20	0,23	0,32	0,53	0,14	0,11	0,03	0,03	0,07	0,31	0,06	0,06	0,06
Indeno (1,2,3-cd)pyren	0,57	0,53	0,76	1,21	0,35	0,27	0,05	0,05	0,11	0,77	0,07	0,07	0,07
Dibenz (a,h)anthracen	0,11	0,12	0,16	0,26	0,07	0,05	0,04	0,04	0,04	0,12	n.d.	0,06	0,06
Benzo (ghi)perylen	0,68	0,64	0,80	1,35	0,44	0,35	0,05	0,05	0,13	0,87	n.d.	0,07	0,07
<b>Sum PAH</b>	<b>49,57</b>	<b>91,90</b>	<b>93,44</b>	<b>146,60</b>	<b>52,19</b>	<b>15,53</b>	<b>4,43</b>	<b>4,57</b>	<b>8,00</b>	<b>41,90</b>	<b>6,65</b>	<b>5,46</b>	<b>5,46</b>
<b>Sum PAH uden acenaphthylen</b>	<b>28,4</b>	<b>47,5</b>	<b>48,9</b>	<b>81,2</b>	<b>23,7</b>	<b>15,4</b>	<b>4,43</b>	<b>4,57</b>	<b>7,81</b>	<b>41,19</b>	<b>6,65</b>	<b>5,46</b>	<b>5,46</b>
<b>VEJERESULTATER Partikler</b>													
Kvartsuldsfilter			0,752	0,087	0,523	1,111	0,188	0,088	0,224	1,565	0,033	0,075	0,075
Planfilter			0,071	0,017	0,037	0,013	0,013	0,002	0,014	0,003	0,000	0,004	0,004
<b>Sum</b>			<b>0,823</b>	<b>0,104</b>	<b>0,560</b>	<b>1,124</b>	<b>0,201</b>	<b>0,091</b>	<b>0,238</b>	<b>1,568</b>	<b>0,034</b>	<b>0,079</b>	<b>0,079</b>



# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion  
Personale- og Økonomisekretariat  
Forsknings-, Overvågnings- og Udviklingssekretariat  
Afd. for Systemanalyse  
Afd. for Atmosfærisk Miljø  
Afd. for Marin Økologi  
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi  
Afd. for Arktisk Miljø  
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejlsovej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Terrestrisk Økologi  
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønde  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.