

TNO-rapport

**Onderzoek naar de emissies van vaste-
brandstofstoestellen voor huishoudelijk
gebruik**

Referentienummer 93-216
Dossiernummer 112326-23676/062
Datum september 1993
NP

Auteurs
W.F. Sulilatu
Ing. S. van Loo

Trefwoorden
– houtverbranding
– vaste-brandstofstoestellen
– huishoudelijk gebruik
– testprocedure
– emissies
– emissieverlaging

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeks-
opdrachten aan TNO', dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© TNO

Bestemd voor
Novem B.V.
Drs. G. Smakman
Postbus 8242
3503 RE Utrecht

en
Ministerie van VROM
DGM/LE, code 640
Drs. J. Oude Lohuis
Ing. H. Holtring
Postbus 30945
2500 GX Den Haag

Inhoudsopgave

	Nomenclatuur	5
	Summary	7
	Korte samenvatting	9
	Samenvatting	11
1	Inleiding	17
2	Uitvoering van het onderzoek	19
	2.1 Testprocedure	19
	2.2 Onderzochte toestellen	21
	2.3 Meetprogramma	26
3	Resultaten	29
	3.1 Algemene achtergrondinformatie	29
	3.2 Toestel A	29
	3.3 Toestel B	30
	3.4 Toestel C	31
	3.5 Toestel D	32
	3.6 Open haard	33
4	Evaluatie	35
	4.1 Resultaten emissiemetingen	35
	4.2 Bruikbaarheid gehanteerde testprocedure	37
	4.2.1 Emissies	37
	4.2.2 Warmteverlies	44
	4.3 Onderlinge relaties tussen emissies	44
	4.4 Technische mogelijkheden ter verlaging van de emissies	50
	4.5 Voorstel voor een voor te schrijven testprocedure	56
	4.5.1 De testprocedure	56
	4.5.2 Voorschriften	58
5	Conclusies	61
	5.1 Testprocedure	61
	5.2 Emissies	61
	5.3 Onderlinge relaties tussen emissies	62
	5.4 Technische mogelijkheden ter verlaging van de emissies	63
	5.5 Voorschriften	63
6	Aanbevelingen	65
7	Referenties	67
8	Verantwoording	71

Bijlagen

- Bijlage 1* *VHR-testprocedure*
- Bijlage 2* *Voorgestelde wijzigingen in VHR-testprocedure*
- Bijlage 3* *Meetmethoden*
- Bijlage 4* *Resultaten emissiemetingen*
 - 4.1 Toestel A*
 - 4.2 Toestel B*
 - 4.3 Toestel C*
 - 4.4 Toestel D*
 - 4.5 Open haard*
 - 4.6 Specificatie resultaten PAK-analyses*
 - 4.7 Specificatie resultaten PCDD/F-analyses*
- Bijlage 5* *Evaluatie emissiemetingen*
 - 5.1 Toestel A en B*
 - 5.2 Toestel C*
 - 5.3 Toestel D*

*Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik***Nomenclatuur**

act.	bij actuele omstandigheden
h	uur
ind	in normaaltoestand droog (101,3 kPa, 273 K)
inv	in normaaltoestand vochtig (101,3 kPa, 273 K)
I-TEQ	toxiciteits equivalente hoeveelheid (quantity) ¹⁾
PCDD	polychloordibenzo-para-dioxinen (dioxinen)
PCDF	polychloordibenzofuranen (furanen)
PAK	polyaromatischekoolwaterstoffen
GI	giftigheidsindex ((CO/CO ₂) * 100)

¹⁾ Zie: Voorstel tot een methode voor de beoordeling van de toxiciteit van mengsels van gehalogeneerde dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen.
Werkgroep toxiciteitsequivalentiefactoren VROM, maart 1988.

Summary

Partly because of their low emission heights, the use of solid-fuel appliances locally leads to considerable nuisance and unacceptable air pollution. The present project, entitled 'Study on the emissions of solid-fuel appliances for domestic use' has been carried out by the Institute of Environmental and Energy Technology (IMET) TNO at Apeldoorn on behalf of the Nederlandse Maatschappij voor Energie en Milieu (Dutch Company for Energy and Environment) and the Ministry of Housing, Regional Planning and Environment. The objective of the project is to obtain a greater understanding of:

- options for using relatively simple emission measurements (for example CO) to establish emissions of components which are more difficult to measure, such as PAH.
- technological options for lowering emissions of solid-fuel appliances and the extent to which emissions can be reduced.

Three component parts can be distinguished in the execution of the project. These are:

- the evaluation of the (provisional) test method according to which the appliances are tested;
- conducting practical studies on four wood-burning stoves of different makes;
- an evaluation of the results obtained in the context of the objectives of this study as defined above.

The standard VHR procedure gives a reasonable picture of the emissions in g/kg fuel. However, outliers are found, where the ratio of VHR to actual value can be as high as approx. 1.5 and as low as approx. 0.5. The VHR⁺ method, which is based on current values instead of average values, gives a better approximation of the emissions actually occurring. The maximum deviation found for the VHR⁺ method from the actual emissions is approx. 10%.

The conclusion is drawn on the basis of provisional results of measurements performed in connection with IEA on appliance C that natural draught should preferably be used in performing emission measurements on solid-fuel appliances.

The emissions of CO, particulate matter, C_xH_y, PAH and NO_x found in this study are in reasonable agreement with the emissions known from the literature.

Only widely varying indications on emissions of PCDD/F can be obtained with regard to emissions of PCDD/F in the scanty literature on this topic [25][29]. The PCDD/F emissions found with a woodstove are in reasonable agreement with the emission values stated in [25]. The emissions found with the fireplace are substantially higher. It is not possible to indicate the reason for the differences, because of the limited number of measurements. It is noted that the emission values given in the literature have been established under practical conditions, whilst the results of the present study have been obtained under laboratory conditions. The relationship between practical conditions and laboratory conditions is not yet sufficiently understood.

Emissions (in g/kg) of CO, C_xH_y, smell and particulate matter at low combustion temperatures increase in appliances without a catalyst if the air supply is reduced. Emissions of CO with closed air supply can be up to a factor of 18 higher than with

air supply fully open. In the case of NO_x , emissions (in g/kg) fall if the air supply is reduced.

Emissions of CO, C_xH_y , PAH and smell appear to be relatively low at an excess of air of approximately 2. In view of the relatively wide spread in the results and the limited quantity of available data, conclusions on a link between the emissions of solid-fuel appliances and the excess of air should be treated with due caution. More detailed results should be obtained in order to be able to demonstrate a possible link irrefutably.

With regard to the designs tested in this study, there are possible ways of limiting the emissions of solid-fuel appliances for domestic use. If limited adaptation of the tested designs is intended, consideration can be given primarily to optimising the (primary and secondary) supply of air and using a refractory lining for the woodstove. Another step that can be taken is to use a catalyst. However, the greatest reduction in emissions can be achieved through correct firing behaviour. Guidance for users on this point is considered to be of great importance.

If it is desired that limits should be set for gaseous emissions, consideration will primarily be given to setting a maximum value for CO emissions or the toxicity index. Emissions of C_xH_y , smell and possibly of particulate matter are lowered by limiting the CO emissions/toxicity index. However, it is not possible to make a quantitative statement on the emissions on the other components (C_xH_y , smell, particulate matter) on the basis of the CO emissions/toxicity index.

There is no basis as yet on which to set requirements for PAH and PCDD/F because it is insufficiently clear how these emissions (without applying add-on techniques, which are not relevant in this context) can be reduced. Further research on the PAH and PCDD/F emissions of solid-fuel appliances is required.

Alongside the setting of emission requirements, consideration can be given to specifying technical aspects which have a positive impact on the emissions of solid-fuel appliances.

Consideration can be given to such aspects as:

- maximum size in relation to heat demand;
- minimum opening of air supply flaps;
- type of air supply (primary, secondary);
- use of a catalyst;
- maximum and minimum excess of air;
- insulation of the stove.

Korte samenvatting

Mede door de lage emissiehoogten leidt het gebruik van vaste-brandstofstoestellen lokaal tot veel hinder en onacceptabele luchtverontreiniging. In opdracht van de Nederlandse Maatschappij voor Energie en Milieu (programma Energiewinning uit Afval en Biomassa) en het Directoraat Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM, Directie Lucht en Energie is het onderhavige project 'Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik' uitgevoerd door het Instituut voor Milieu- en Energietechnologie (IMET)-TNO te Apeldoorn. De doelstelling van het project is meer inzicht te krijgen in:

- mogelijkheden om relatief eenvoudige emissiemetingen (bijvoorbeeld CO) te gebruiken voor het vaststellen van de emissies van moeilijker meetbare componenten als PAK.
- technologische mogelijkheden om de emissies van vaste-brandstofstoestellen te verlagen en de mate waarin emissies kunnen worden gereduceerd.

Bij de uitvoering van het project kan een drietal onderdelen worden onderscheiden. Deze zijn:

- het evalueren van de (voorlopige) testmethode volgens welke de toestellen worden getest;
- het uitvoeren van praktijkonderzoek aan een viertal houtkachels van verschillend fabrikaat;
- een evaluatie van de verkregen resultaten in het kader van de bovenomschreven doelstellingen van dit onderzoek.

De standaard VHR-procedure geeft een redelijk beeld van de emissies in g/kg brandstof. Hierbij worden echter uitschieters geconstateerd waarbij de verhouding VHR/werkelijke waarde maximaal ca. 1,5 en minimaal ca. 0,5 kan bedragen. De VHR⁺-methode, waarbij uitgegaan wordt van actuele waarden in plaats van gemiddelde waarden, geeft een betere benadering van de werkelijk optredende emissie. De geconstateerde maximale afwijking van de VHR⁺-methode ten opzichte van de werkelijke emissies bedraagt ca. 10%.

Op basis van voorlopige resultaten van in IEA-verband uitgevoerde metingen aan toestel C, wordt geconcludeerd dat bij het uitvoeren van emissiemetingen aan vaste-brandstofstoestellen bij voorkeur natuurlijke schoorsteentrek gehanteerd dient te worden.

De in dit onderzoek gevonden emissie van CO, deeltjes, C_xH_y, PAK en NO_x komen redelijk overeen met de uit de literatuur bekende emissies.

Voor wat betreft de emissie van PCDD/F kunnen in de schaarse literatuur over dit onderwerp slechts zeer uiteenlopende indicaties over emissies van PCDD/F worden verkregen [25][29]. De bij de gesloten haard vastgestelde PCDD/F-emissie komt redelijk overeen met in [25] genoemde emissiewaarden. De bij de open haard vastgestelde emissie is aanzienlijk hoger. De oorzaak van de verschillen is, vanwege het beperkt aantal meetgegevens, niet aan te geven. Opgemerkt wordt dat de in de literatuur gegeven emissiewaarden vastgesteld zijn onder praktijkomstandigheden, terwijl de resultaten van onderhavig onderzoek verkregen zijn onder laboratoriumomstandigheden. Over de relatie tussen praktijkomstandigheden en laboratoriumomstandigheden bestaat nog onvoldoende inzicht.

Voor de emissie (in g/kg) van CO, C_xH_y, geur en deeltjes bij lage verbrandingstemperaturen geldt dat deze voor toestellen zonder katalysator toeneemt wanneer de luchttoevoer wordt verminderd. Voor CO geldt dat de emissie bij gesloten luchttoevoerkleppen tot een factor 18 hoger kan zijn dan de emissie bij geheel geopende luchttoevoerkleppen. Voor NO_x geldt dat de emissie (in g/kg) daalt wanneer de luchttoevoer wordt verminderd.

De emissie van CO, C_xH_y, PAK en geur lijkt relatief laag te zijn bij een luchtvermaat van circa 2. Gezien de relatief grote spreiding in de resultaten en het beperkt aantal beschikbare gegevens dienen conclusies omtrent een verband tussen de emissie van vaste-brandstoftoestellen en de luchtvermaat met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Om een eventueel verband onomstotelijk aan te kunnen tonen zal een en ander nader vastgesteld dienen te worden.

Ten opzichte van de in deze studie geteste ontwerpen, bestaan mogelijkheden om de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik te beperken. Wanneer een beperkte aanpassing van de geteste ontwerpen wordt beoogd, kan in eerste instantie gedacht worden aan optimalisatie van de (primaire en secundaire) luchttoevoer en de toepassing van een vuurvaste bekleding van de vuurhaard. Een andere maatregel is de toepassing van een katalysator. De voornaamste emissiereductie kan echter worden gerealiseerd door juist stookgedrag. Voorlichting van de gebruikers op dit punt wordt van wezenlijk belang geacht.

Indien het stellen van grenswaarden aan gasvormige emissies gewenst is, zal in de eerste plaats gedacht kunnen worden aan het stellen van een maximum waarde voor de CO-emissie of de giftigheidsindex. Door beperking van de CO-emissie/giftigheidsindex zal ook de emissie van C_xH_y, geur en mogelijk van deeltjes worden teruggedrongen. Aan de hand van de CO-emissie/giftigheidsindex kan echter geen kwantitatieve uitspraak over de emissies van de overige componenten (C_xH_y, geur, deeltjes) worden gedaan.

Een grondslag voor het stellen van eisen voor PAK en PCDD/F is nog niet aanwezig omdat nog onvoldoende duidelijk is hoe deze emissies (zonder toepassing van add-on technieken, die in dit kader niet relevant zijn) kunnen worden verminderd. Nader onderzoek naar de PAK- en PCDD/F-emissie van vaste-brandstoftoestellen is noodzakelijk.

Naast het stellen van emissie-eisen kan gedacht worden aan het voorschrijven van technische aspecten die de emissie van vaste-brandstoftoestellen positief beïnvloeden. Hierbij kan gedacht worden aan aspecten als:

- maximale grootte ten opzichte van warmtevraag;
- minimale opening luchttoevoerkleppen;
- wijze van luchttoevoer (primair, secundair);
- toepassen van een katalysator;
- maximale en minimale luchtvermaat;
- isolatie van de vuurhaard.

Samenvatting

In Nederland staan in huishoudens circa 600.000 open haarden, 140.000 inbouw-inzethaarden en circa 175.000 houtkachels opgesteld [1]. Gebruik van deze toestellen kan een bijdrage leveren aan de besparing aan fossiele brandstoffen en CO₂-emissie maar kan tevens gepaard gaan met relatief hoge emissies aan componenten als stof, CO, PAK en geur. Mede door de lage emissiehoogten leidt dit lokaal tot veel hinder en onacceptabele luchtverontreiniging. Het streven naar een vermindering van de milieubelasting door deze toestellen is evident.

In dit kader is in opdracht van de Novem (programma Energiewinning uit Afval en Biomassa) en het Directoraat Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM, Directie Lucht en Energie het onderhavige project 'Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik' uitgevoerd door het Instituut voor Milieu- en Energietechnologie (IMET)-TNO te Apeldoorn. De doelstelling van het project is meer inzicht te krijgen in:

- mogelijkheden om relatief eenvoudige emissiemetingen (bijvoorbeeld CO) te gebruiken voor het vaststellen van de emissies van moeilijker meetbare componenten als PAK.
- technologische mogelijkheden om de emissies van vaste-brandstofstoestellen te verlagen en de mate waarin emissies kunnen worden gereduceerd.

De uitvoering van het project omvat een drietal onderdelen:

- het vaststellen van de (voorlopige) testmethode volgens welke de apparaten worden getest;
- het uitvoeren van praktijkonderzoek aan een viertal houtkachels van verschillend fabrikaat.
- een evaluatie van de verkregen resultaten in het kader van de bovenomschreven doelstellingen van dit onderzoek.

Door de VHR is recentelijk een concept-procedure voorgesteld in het 'Concept Eisenpakket voor de VHR'. Deze testprocedure is gebaseerd op de door de EPA voorgeschreven procedure die onder andere in de Verenigde Staten wordt gehanteerd. Deze testprocedure is in het kader van dit onderzoek geëvalueerd.

De VHR-testprocedure houdt globaal het volgende in:

- De kachel wordt onder een verdunningstunnel met een afzuighoed geplaatst. De afzuiging van rookgassen en van omgevingslucht vindt geforceerd plaats. Hierbij dient voorkomen te worden dat de afzuiging invloed uitoefent op de door het verbrandingstoestel opgewekte thermische schoorsteentrek.
- De belading van het toestel bedraagt 112 kg hout/m³ vuurhaard.
- Verandering in de thermische belasting van het toestel vindt plaats door het wijzigen van de klepinstellingen voor de aanvoer van verbrandingslucht (de belading varieert dus niet). Voorts dient het stookvoorschrift van de fabrikant te worden opgevolgd.
- Na opwarming van het toestel en het bereiken van een quasi-stationaire situatie (criterium hierbij is het bereiken van een stabiele zijwandtemperatuur) wordt de eerste lading toegevoegd.
- Het experiment start wanneer nog 20 - 25% van de belading in het toestel aanwezig is (basisgloed) en een nieuwe lading is toegevoegd. Het experiment is beëindigd wanneer de basisgloed weer is bereikt.

De hierbij toegepaste proefopstelling bestaat uit een balans, een op het toestel geplaatste schoorsteen, een afvanghoed voor rookgassen en de zgn. verdunningstunnel. Om voldoende natuurlijke trek op te wekken is de schoorsteen gedeeltelijk voorzien van isolatie. De verdunningstunnel is voorzien van een instelbare ventilator. De instelling van de ventilator is zodanig dat onder geen beding de natuurlijk opgewekte trek wordt beïnvloedt en dat de door de kachel geproduceerde rookgassen geheel worden aangezogen.

Bij de berekeningswijze als weergegeven in de VHR-testprocedure worden een aantal aannamen gedaan:

- er wordt uitgegaan van een niet-fluctuerende emissie van CO, CO₂ en H₂O en van een constante gewichtsafname van de brandstof (toepassing van gemiddelde waarden in plaats van actuele waarden);
- de emissie van koolstof via deeltjes en via C_xH_y wordt verwaarloosd.

Om de invloed van deze aannamen op het eindresultaat te kunnen beoordelen is een vergelijking met andere methoden gemaakt. Een korte omschrijving van deze methoden en de resultaten van de vergelijking staan weergegeven in tabel 1.

Tabel 1 Samenvatting onderzochte meet/berekeningsmethoden

Methode	Verhouding ten opzichte van meting	Opmerkingen
VHR (uitgaan van gemiddelde meetwaarden)	gem. ca. 1,0 max. ca. 1,5 min. ca. 0,5	Relatief eenvoudige procedure, echter grote afwijking mogelijk
VHR ⁺ (uitgaan van actuele meetwaarden; iedere 30 sec.)	gem. ca. 1,0 max. ca. 1,1 min. ca. 0,9	Toepassing van data-acquisitie, beperkte afwijkingen
Meting in verdunningstunnel	1	Toepassing van verdunnings-tunnel fundamenteel juiste methode

De bij de VHR-methode geconstateerde uitschieters zijn, mede doordat er geen aanwijsbare reden voor het optreden van de uitschieters kon worden gevonden, een complicerende factor in het geval dat de resultaten getoetst dienen te worden aan emissie-eisen. Een en ander kan betekenen dat er bij het toetsen van de resultaten van de VHR-methode aan een emissie-eis meerdere emissiemetingen uitgevoerd dienen te worden, hetgeen tot een (aanzienlijke) kostenverhoging zal leiden. Hetzelfde geldt in mindere mate voor de VHR⁺-methode.

Voor een situatie waarin naast gasvormige emissies ook de deeltjes-emissie vastgesteld dient te worden, wordt voorgesteld de componenten waarvoor emissie-eisen zullen gelden vast te stellen in de verdunningstunnel. Hierbij is de toepassing van een verdunningstunnel en een tweede CO-analyser onvermijdelijk. Dit betekent een uitbreiding ten opzichte van de VHR-methode.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofoestellen voor huishoudelijk gebruik

Voor die situaties waarin de deeltjes-emissie niet vastgesteld hoeft te worden, kan, om de test-procedure zo eenvoudig mogelijk te houden [27], het toepassen van de VHR⁺-methode worden overwogen. Bij deze methode zal de toepassing van een data-acquisitie-systeem noodzakelijk zijn.

Ten aanzien van de in de VHR-methode toegepaste verwaarlozing van de emissie van koolstof via deeltjes en via C_xH_y kan worden gesteld dat de concentraties van deze componenten ten opzichte van de concentratie van CO en CO₂ in het algemeen verwaarloosbaar klein zijn.

De specifieke kenmerken van de in dit onderzoek betrokken vaste-brandstofoestellen zijn in onderstaand overzicht samengevat.

Tabel 2 Samenvatting specifieke kenmerken betrokken brandstofoestellen

	Vaste brandstofoestel				
	toestel A	toestel B	toestel C	toestel D	open haard
Type	inzet	vrijstaand	vrijstaand	vrijstaand	open
Stookvloer	rooster	vlak	vlak	rooster	rooster/vlak
Vuurhaardvolume [l]	83,5	46,7	34,5	37,6	0,15 ¹⁾
Vuurvaste bekleding	nee	ja	nee	ja	ja
Afsluitbaar	ja	ja	ja	ja	nee
Luchttoevoer:					
– primair	up-draft	S-draft	S-draft	up-draft	up-draft/diagonal-draft
– secundair	ja	nee	ja	ja	nee
Schoorsteenklep	ja	ja	nee	ja	ja
Katalysator	nee	nee	ja	nee	nee
Automatische regeling	nee	nee	nee	ja	nee
Warmte accumulatie					
uitwendig	nee	nee	nee	nee	ja
inwendig	nee	ja	nee	nee	nee

¹⁾ Stookoppervlakte [m²].

Een samenvatting van de volgens de VHR-methode bepaalde emissies van deze toestellen is weergegeven in tabel 3.

Tabel 3 Samenvatting resultaten emissiemetingen aan de in dit onderzoek betrokken toestellen

Component		Emissie
CO	[g/kg]	10 - 270
Giftigheidsindex ¹⁾	[-]	1 - 30
Deeltjes	[g/kg]	1 - 40
C _x H _y	[g/kg]	0 - 35
PAK	[mg/kg]	20 - 1000
NO _x	[g/kg]	0,2 - 0,8
PCDD/F	[ng TEQ/kg]	1,6 - 29 ²⁾
Geur	[1000 ge/kg]	110 - 27000

¹⁾ = $(CO/CO_2) \cdot 100$.

²⁾ = voor de gesloten haarden: 1,6 - 3,3 ng TEQ/kg hout.
voor de open haard: 13 - 29 ng TEQ/kg hout.

Toestel C heeft ten opzichte van de overige toestellen een lagere emissie van CO en C_xH_y (zie tabel 4). De bij dit toestel gevonden emissies zijn vergelijkbaar met de in de literatuur gevonden haalbare lage emissiewaarden.

Dit kan waarschijnlijk worden toegeschreven aan de werking van de bij toestel C toegepaste katalysator.

Tabel 4 Samenvatting resultaten emissiemetingen aan toestel C

Component		Emissie
CO	[g/kg]	10 - 25
Giftigheidsindex	[-]	1 - 2
Deeltjes	[g/kg]	3 - 5
C _x H _y	[g/kg]	1 - 6
PAK	[mg/kg]	80 - 230
NO _x	[g/kg]	0,4 - 0,6
Geur	[1000 ge/kg]	2000 - 12000

Toestel D is voorzien van een automatische regeling. Een verlaging van de emissies door de toepassing van deze automatische regeling kan niet worden waargenomen. Toestel D heeft ten opzichte van de overige toestellen een hogere emissie van PAK. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door de, ten opzichte van de overige toestellen, geringere luchtvermaat.

De in dit onderzoek gevonden emissie van CO, deeltjes, C_xH_y, PAK en NO_x komen redelijk overeen met de uit de literatuur bekende emissies.

Voor wat betreft de emissie van PCDD/F kunnen in de schaarse literatuur over dit onderwerp slechts zeer uiteenlopende indicaties over emissies van PCDD/F worden verkregen [25][29]. De bij de gesloten haard vastgestelde PCDD/F-emissie komt re-

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

delijk overeen met in [25] genoemde emissiewaarden. De bij de open haard vastgestelde emissie is aanzienlijk hoger. De oorzaak van de verschillen is, vanwege het beperkt aantal meetgegevens, niet aan te geven. Opgemerkt wordt dat de in de literatuur gegeven emissiewaarden vastgesteld zijn onder praktijkomstandigheden, terwijl de resultaten van onderhavig onderzoek verkregen zijn onder laboratoriumomstandigheden. Over de relatie tussen praktijkomstandigheden en laboratoriumomstandigheden bestaat nog onvoldoende inzicht.

Er kan worden gesteld dat er, ten opzichte van de in deze studie geteste ontwerpen, mogelijkheden bestaan om de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik te beperken. Wanneer een beperkte aanpassing van de geteste ontwerpen wordt beoogd, kan in eerste instantie gedacht worden aan optimalisatie van de (primaire en secundaire) lucht toevoer. In [17] wordt een verlaging van de emissie van deeltjes met ca. 30% en een verhoging van de CO₂-concentratie (betere uitbrand) van ca. 15% gerapporteerd door het optimaliseren van de toevoer van secundaire lucht. De deeltjesemissie die hierbij gerealiseerd werd bedroeg 3 - 5 g/kg. Door verbetering van de secundaire luchttoevoer kan de deeltjesemissie van toestel A en de CO-emissie van toestel A, B en D worden verminderd. Een tweede aanpassing kan de toepassing van een vuurvaste bekleding van de vuurhaard zijn. Dit kan toegepast worden bij toestel A en toestel C. Een andere maatregel is de toepassing van een katalysator.

De voornaamste emissiereductie kan echter worden gerealiseerd door juist stookgedrag. Juist stookgedrag wordt gekenmerkt door:

- hout in kleine hoeveelheden toe te voeren;
- hout te gebruiken met een vochtigheid van ca. 10 - 20%;
- relatief grote houtblokken te gebruiken;
- open luchttoevoer kleppen.

Voorlichting van de gebruikers op dit punt wordt van wezenlijk belang geacht.

Een van de doelstellingen van het onderzoek is meer inzicht te krijgen omtrent mogelijkheden om eenvoudige emissiemetingen (bijvoorbeeld CO) te gebruiken voor het vaststellen van de emissies van moeilijker meetbare componenten als PAK.

Een overzicht van de vastgestelde onderlinge relaties is weergegeven in tabel 5.

Tabel 5 Samenvatting mogelijke onderlinge correlaties

Component	Correlatie
CO	klepstand, houtverbruik, temperatuur, luchttoevoer
Giftigheidsindex	CO, klepstand, houtverbruik, temperatuur, luchttoevoer
Deeltjes	klepstand, temperatuur
C _x H _y	CO, giftigheidsindex, luchttoevoer
PAK	luchttoevoer ??
NO _x	houtverbruik, giftigheidsindex, temperatuur
Geur	klepstand, luchttoevoer

Voor de emissie (in g/kg) van CO, C_xH_y en geur geldt dat deze voor toestellen zonder katalysator toeneemt wanneer de luchttoevoer wordt verminderd. Voor CO geldt dat de emissie bij gesloten luchttoevoer kleppen tot een factor 18 hoger kan zijn dan de

emissie bij geheel geopende luchttoevoerkleppen. Voor NO_x geldt dat de emissie (in g/kg) daalt wanneer de luchttoevoer wordt verminderd.

De emissie van CO , C_xH_y , PAK en geur lijkt relatief laag te zijn bij een luchtvermaat van circa 2. Gezien de relatief grote spreiding in de resultaten en het beperkt aantal beschikbare gegevens dienen conclusies omtrent een verband tussen de emissie van vaste-brandstofstoestellen en de luchtvermaat met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Om een eventueel verband onomstotelijk aan te kunnen tonen zal een en ander nader vastgesteld dienen te worden.

Indien het stellen van grenswaarden aan gasvormige emissies gewenst is, kan in de eerste plaats gedacht worden aan het stellen van een maximum waarde aan de CO -emissie of aan de giftigheidsindex. Door beperking van de CO -emissie/giftigheidsindex zal ook de emissie van C_xH_y , geur en mogelijk van deeltjes worden teruggedrongen. Aan de hand van de CO -emissie/giftigheidsindex kan echter geen kwantitatieve uitspraak over de emissies van de overige (C_xH_y , geur, deeltjes) componenten worden gedaan.

Een grondslag voor het stellen van eisen voor PAK en PCDD/F is nog niet aanwezig omdat nog onvoldoende duidelijk is hoe deze emissies (zonder toepassing van add-on technieken, die in dit kader niet relevant zijn) kunnen worden verminderd. Nader onderzoek naar de PAK- en PCDD/F-emissie van vaste-brandstofstoestellen is noodzakelijk.

Dergelijk onderzoek dient te resulteren in:

- verbeterd inzicht in de emissie van PCDD/F bij houtgestookte vaste-brandstofstoestellen;
- inzicht in de emissies van vaste-brandstofstoestellen in praktijksituaties;
- vaststelling van een eventuele relatie tussen de PAK-emissie en de toegepaste luchtvermaat.

Naast het stellen van emissie-eisen kan gedacht worden aan het voorschrijven van technische aspecten die de emissie van vaste-brandstofstoestellen positief beïnvloeden.

Hierbij kan gedacht worden aan aspecten als:

- maximale grootte ten opzichte van warmtevraag;
- minimale opening luchttoevoerkleppen;
- wijze van luchttoevoer (primair, secundair);
- toepassen van een katalysator;
- maximale en minimale luchtvermaat;
- isolatie van de vuurhaard.

1 Inleiding

In Nederland staan in huishoudens circa 600.000 open haarden, 140.000 inbouw-inzethaarden en circa 175.000 houtkachels opgesteld [1]. Gebruik van deze toestellen kan een bijdrage leveren aan de besparing aan fossiele brandstoffen en CO₂-emissie. Okken [1] schat dat door huishoudelijk brandhoutgebruik 10,9 PJ/jaar aan fossiele brandstoffen wordt bespaard. Dit komt overeen met 3,5% van het huishoudelijk gasverbruik voor ruimteverwarming in Nederland.

De gebruikte vaste-brandstofstoestellen zijn soms onvoldoende van kwaliteit en/of niet goed gedimensioneerd. Bovendien worden ze vaak onoordeelkundig bediend. Een en ander leidt ertoe dat het gebruik van deze toestellen gepaard gaat met relatief hoge emissies aan componenten als stof, CO, PAK en geur. Mede door de lage emissiehoogten leidt dit lokaal tot veel hinder en onacceptabele luchtverontreiniging. Het streven naar een vermindering van de milieubelasting door deze toestellen is evident.

Verlagen van de emissies van kleinschalige houtverbranding vereist primair dat aan de toestellen die op de markt komen duidelijke en goed controleerbare eisen worden gesteld. Bij het Ministerie van VROM wordt daarom een AMvB op dit gebied voorbereid. Vragen die daarbij moeten worden beantwoord zijn welke testmethode moet worden voorgeschreven en welke eisen dienen te worden gesteld. Voor wat betreft de emissies is daarbij van belang dat de zorg van VROM vooral uitgaat naar de emissies van PAK en deeltjes. Het opnemen van PAK in een emissie-eis betekent echter dat deze component tijdens de testprocedure moet worden gemeten. Dit maakt de testprocedure kostbaar wat een groot bezwaar is voor de betreffende markt. De testprocedure zou daarom bij voorkeur eenvoudige emissiemetingen dienen te bevatten waarbij uit de resultaten andere emissies zoals die van PAK kunnen worden afgeleid.

Door de Vereniging van Haard en Rookgaskanaal (VHR) is een concept-testprocedure opgesteld. Voor wat betreft de emissies bevat deze testprocedure alleen het meten van deeltjes. In opdracht van VROM is door de TU-Eindhoven een 15-tal houtkachels en voorzethaarden volgens deze procedure getest. TU-Eindhoven concludeert dat een aantal aanpassingen van de procedure gewenst is [2]. De resultaten van het onderzoek geven geen inzicht in de bruikbaarheid van de testmethode voor het vaststellen van de emissies aan PAK. Bovendien worden technologische mogelijkheden om de testresultaten te verbeteren door aanpassing van de toestellen niet aangegeven. Op deze gebieden ontbreekt dan ook de gewenste informatie.

Bovenstaande heeft geleid tot het uitvoeren van het onderhavige project 'Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik' door het Instituut voor Milieu- en Energietechnologie (IMET) - TNO te Apeldoorn. De doelstelling van hetproject is meer inzicht te krijgen in:

- mogelijkheden om relatief eenvoudige emissiemetingen (bijvoorbeeld CO) te gebruiken voor het vaststellen van de emissies van moeilijker meetbare componenten als PAK;
- technologische mogelijkheden om de emissies van vaste-brandstofstoestellen te verlagen en de mate waarin emissies kunnen worden gereduceerd.

Het project is uitgevoerd in opdracht van de Novem (programma Energiewinning uit Afval en Biomassa) en het Directoraat Generaal Milieubeheer van het Ministerie van VROM, Directie Lucht en Energie.

De uitvoering van het project omvat een drietal onderdelen:

- Het vaststellen van de (voorlopige) testmethode volgens welke de apparaten worden getest. Hierbij is overleg gepleegd met de VHR en met een specialist op dit gebied van SINTEF (the Foundation for Scientific and Industrial Research, Norwegian Institute of Technology).
- Het uitvoeren van praktijkonderzoek aan een viertal houtkachels van verschillende fabricage. Dit onderzoek is gekoppeld aan een internationaal ringonderzoek (Round Robin test) waarin door verschillende landen aan eenzelfde type houtkachel metingen worden uitgevoerd (ter vergelijking van de verschillende landelijke testmethoden).
- Een evaluatie van de verkregen resultaten in het kader van de bovenomschreven doelstellingen van dit onderzoek.

Door DGM, directie Lucht en Energie, is een aanvullende opdracht gegeven tot het uitvoeren van dioxine-emissiemetingen aan één houtkachel en één open haard. De uitvoering van de metingen is zoveel mogelijk gecombineerd met bovenomschreven project. Het meetprogramma werd uitgevoerd in de periode van september 1992 tot januari 1993.

In dit rapport worden de uitvoering en resultaten van beide bovengenoemde projecten gecombineerd weergegeven. De resultaten van de Round Robin test zullen naar verwachting eind 1993 beschikbaar zijn en worden daarom hier niet besproken.

2 Uitvoering van het onderzoek

In onderstaande paragrafen wordt de uitvoering van het onderzoek nader uitgewerkt. Achtereenvolgend wordt aandacht besteed aan:

- testprocedure;
- onderzochte toestellen;
- meetprogramma.

2.1 Testprocedure

Om bij het doormeten van vaste-brandstofstoestellen te komen tot reproduceerbare resultaten is het noodzakelijk dat een duidelijke testprocedure wordt gehanteerd. Een dergelijke procedure dient niet alleen de toe te passen meetmethoden maar ook de meetopstelling, de tijdens een test toe te passen stookprocedure en de berekeningswijze ondubbelzinnig voor te schrijven.

Aangezien Nederland tot voor kort niet over een eigen testmethode voor houtgestookte verbrandingstoestellen beschikte, is in het verleden gebruik gemaakt van een testmethode samengesteld uit de Duitse DIN normen 18890 en 18891, aangevuld met elementen uit de Nederlandse VABRA-keur (voor kolenkachels). Een overzicht van de genoemde testmethoden is door Van der Heeden samengevat in [3].

Door de VHR is recentelijk een concept-procedure voorgesteld in het 'Concept Eisenpakket voor de VHR'. Deze testprocedure is gebaseerd op de door de EPA voorgeschreven procedure die onder andere in de Verenigde Staten wordt gehanteerd [3]. Deze testprocedure is in het kader van dit onderzoek geëvalueerd.

De VHR-testprocedure (integrale tekst is weergegeven in bijlage 1) houdt globaal het volgende in:

- De kachel wordt onder een verdunningstunnel met een afzuighoed geplaatst. De afzuiging van rookgassen en van omgevingslucht vindt geforceerd plaats. Hierbij dient voorkomen te worden dat de afzuiging invloed uitoefend op de door het verbrandingstoestel opgewekte thermische schoorsteentrek.
- De belading van het toestel bedraagt 112 kg hout/m³ vuurhaard.
- Verandering in de thermische belasting van het toestel vindt plaats door het wijzigen van de klepinstellingen voor de aanvoer van verbrandingslucht (de belading varieert dus niet). Voorts dient het stookvoorschrift van de fabrikant te worden opgevolgd.
- Na opwarming van het toestel en het bereiken van een quasi-stationaire situatie (criterium hierbij is het bereiken van een stabiele zijwandtemperatuur) wordt de eerste lading toegevoegd.
- Het experiment start wanneer nog 20 - 25% van de belading in het toestel aanwezig is (basisgloed) en een nieuwe lading is toegevoegd. Het experiment is beëindigd wanneer de basisgloed weer is bereikt.

De VHR testmethode onderscheidt zich ten opzichte van de in het verleden toegepaste testmethoden vooral doordat gebruik gemaakt wordt van een verdunningstunnel.

Het gebruik van een verdunningstunnel heeft als voordeel dat bemonstering van onder andere stof, PAK en PCDD/F isokinetisch kan plaatsvinden.

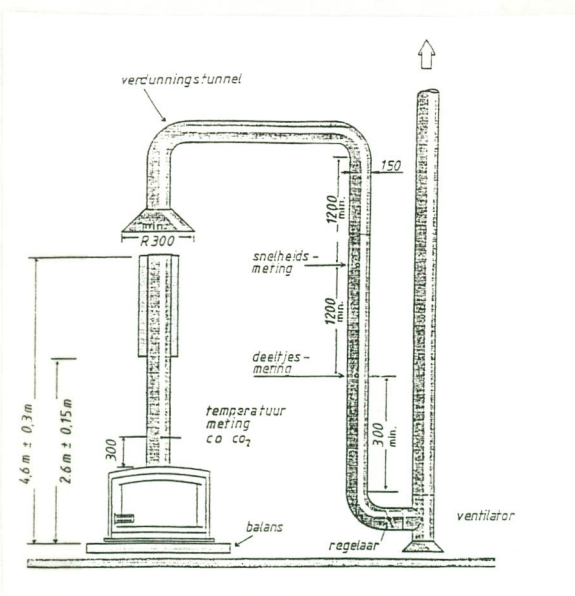
Uit overleg met de heer Karlsvik van SINTEF (The Foundation for Scientific and Industrial Research, Norwegian Institute of Technology) is gebleken dat de voornaamste afwijkingen tussen de VHR testmethode en de in de Scandinavische landen toegepaste testmethoden de wijze van rookgasbemonstering en de dimensies van de gebruikte brandstof betreffen. Naar verwachting zullen de geconstateerde afwijkingen niet tot erg grote verschillen in resultaten leiden. De Round Robin test zal hieromtrent concrete informatie leveren.

In overleg met vertegenwoordigers van de VHR zijn voorafgaand aan de experimenten een aantal wijzigingen en detailleringen in het ‘Concept Eisenpakket voor de VHR’ aangebracht. Een overzicht van deze aanpassingen is weergegeven in bijlage 2.

De in het kader van dit project uitgevoerde testprocedures zijn opgezet overeenkomstig de VHR-procedure (inclusief de TNO-opmerkingen).

Over de uitvoering van de testprocedures is vooraf met de VHR overeenstemming bereikt.

De proefopstelling is weergegeven in figuur 2.1.



*Figuur 2.1 Overzicht proefopstelling emissiemetingen
vaste-brandstoftoestellen (conform VHR-testprocedure)*

De proefopstelling bestaat uit een balans, een op het toestel geplaatste schoorsteen, een afvanghoed voor rookgassen en de zogenaamde verdunningstunnel. Om voldoende natuurlijke trek op te wekken is de schoorsteen gedeeltelijk voorzien van isolatie. De verdunningstunnel is voorzien van een instelbare ventilator. De in-

stelling van de ventilator is zodanig dat onder geen beding de natuurlijk opgewekte trek wordt beïnvloedt en dat de door de kachel geproduceerde rookgassen geheel worden aangezogen.

2.2 Onderzochte toestellen

Bij het onderzoek zijn in totaal 5 vaste-brandstoestellen betrokken:

- toestel A (inzethaard);
- toestel B (vrijstaande kachel);
- toestel C (vrijstaande kachel);
- toestel D (vrijstaande kachel);
- open haard.

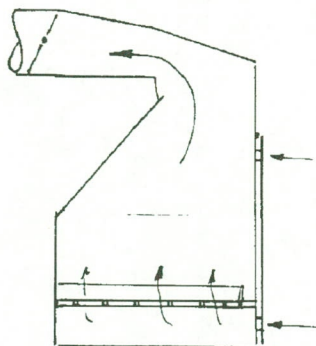
Toestel A, B en D zijn geselecteerd omdat deze toestellen in Nederland veel worden toegepast (informatie VHR). Bovendien zijn deze kachels ook betrokken geweest bij het eerdergenoemde door TU-Eindhoven uitgevoerde evaluatie-onderzoek van testmethoden [2]. Toestel C is meegenomen omdat in IEA-verband is overeengekomen dat de Internationale Round Robin test aan dit toestel zal worden uitgevoerd. De gebruikte open haard werd door VHR aanbevolen omdat deze veel in Nederland voorkomt.

In onderstaande wordt van deze vaste-brandstoestellen een algemene beschrijving gegeven.

Toestel A (zie figuur 2.2)

Toestel A is een gietijzeren inzethaard met een trapeziumvormig rooster.

De verbrandingsruimte heeft een volume van 83,5 liter, is afsluitbaar en is niet voorzien van een vuurvaste bekleding. De verbrandingslucht kan bij deze kachel, afhankelijk van de klepstanden, zowel onder als boven het brandstofbed worden toegevoerd. Het toestel is uitgerust met vier kleppen die aan de linker- en rechterkant van de kachel boven en onder de laaddeur geïnstalleerd zijn. Bij de uitvoering van dit onderzoek zijn alle kleppen evenredig gesloten danwel geopend. In de schoorsteenafvoer van de kachel is een instelbare klep aangebracht die alleen bediend kan worden met geopende laaddeuren. Deze klep is tijdens het onderzoek ingesteld geweest op 'stand 5'.

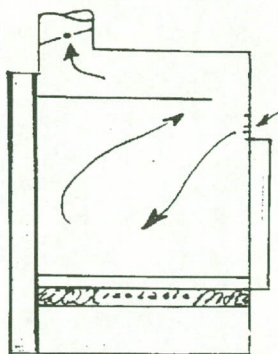


Figuur 2.2 Principeschematische tekening van Toestel A

Toestel B (zie figuur 2.3)

Toestel B is een uit staal vervaardigde kachel met een vlakke stookvloer.

De verbrandingsruimte met warmte-accumulerende keramische achter- en zijwanden heeft een volume van 46,7 liter, is afsluitbaar en wordt aan de bovenzijde begrensd door een rookkast. Twee instelbare kleppen, die boven de laaddeur zijn bevestigd, zorgen voor de beluchting van de verbrandingsruimte en zorgen tevens voor ruitbeluchting. De verbrandingslucht vermengt zich boven het branderbed met de rookgassen. Bij gesloten deuren wordt de afvoer naar de schoorsteen gedeeltelijk door een rechthoekige klep geblokkeerd. Bij het openen van de laaddeur wordt deze weer geheel vrijgegeven om een betere afvoer van de rookgassen te bewerkstelligen. In de schoorsteenafvoer is een instelbare klep aangebracht.

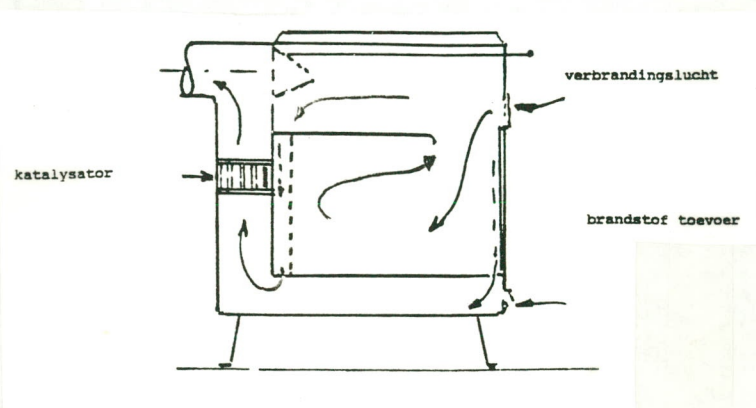


Figuur 2.3 Principeschematische tekening van Toestel B

Toestel C (zie figuur 2.4)

Toestel C is een gietijzeren kachel, met een vlakke stookvloer.

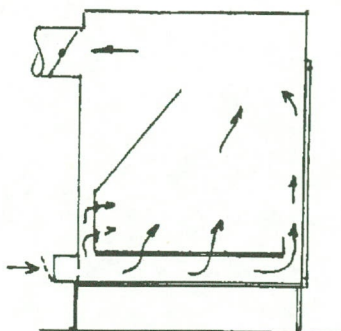
De verbrandingsruimte heeft een volume van 34,5 liter, is afsluitbaar en is niet voorzien van een vuurvaste bekleding. De verbrandingslucht treedt, via een regelbare klep, de verbrandingskamer binnen aan de voorkant van de kachel. De verbrandingslucht wordt boven het branderbed toegevoerd. Alvorens contact te maken met de brandstof stroomt de binnenkomende verbrandingslucht eerst langs de voorruit (ruitbeluchting) om roetaanslag op de ruiten te voorkomen. In de verbrandingsruimte is een baffle (keerschot) geplaatst die een directe verbinding naar de schoorsteen voorkomt. Ter verlaging van de emissies van de rookgassen is toestel C uitgerust met een keramische katalysator welke is voorzien van opgedampt edelmetaal. Deze katalysator mag pas worden ingeschakeld op het moment dat het verbrandingsproces goed op gang is gekomen. Bij het inschakelen van de katalysator wordt de rookgasstroom, die eerst in een opwaartse richting verliep, omgedraaid door de directe weg naar het schoorsteenkanaal met behulp van een klep te blokkeren. De rookgasstroom wordt dan gedwongen eerst de katalysator te passeren alvorens het toestel te verlaten.



Figuur 2.4 Principeschets toestel C

Toestel D (zie figuur 2.5)

Toestel D is een gietijzeren toestel met een rooster dat van buitenaf geschud kan worden. De verbrandingsruimte heeft een volume van 37,6 liter, is afsluitbaar en is voorzien van een vuurvast chamotte bekleding. De verbrandingslucht komt onder het verbrandingsrooster de kachel binnen (onderbeluchting) en splitst zich vervolgens in drie delen. Een deel stroomt door het brandstofbed, een deel treedt aan de achterzijde boven het rooster de verbrandingsruimte binnen, en een deel komt aan de voorzijde van het rooster de verbrandingsruimte binnen. Deze laatste stroom zorgt tevens voor ruitbeluchting. De luchtstromen zijn niet afzonderlijk regelbaar. Voor de regeling van de totale toevoer van de verbrandingslucht kan gekozen worden voor een automatische of handbediende instelling. De automatische regeling vindt plaats met behulp van een thermostaat in combinatie met een thermokoppel die de stralingstemperatuur van de wand meet. De hierbij opgewekte thermospanning fungeert als stuursignaal voor de klepinstelling. Door overbrugging van de thermostaat wordt overgeschakeld op handbediening.



Figuur 2.5 Principeschema toestel D

De metingen aan toestel D zijn uitgevoerd met de luchttoevoerklap in de automatische stand. Hoewel deze situatie afwijkt van die van de andere toestellen is toch voor automatische regeling gekozen omdat dit de normale wijze van regelen van de kachel is. In een eerder uitgevoerd evaluatieonderzoek over testmethoden [3] is eveneens toestel D in de automatische stand bedreven.

In de rookgasafvoer van de kachel is een instelbare klep aangebracht.

Open haard

De open haard is een front open haard met een ijzeren rooster.

Achter- en zijwanden zijn vervaardigd van vuurvast materiaal.

Naast experimenten met het open rooster zijn tevens experimenten uitgevoerd waarbij het rooster werd afgedekt waardoor een vlakke vloer nagebootst werd.

De specifieke kenmerken van bovengenoemde vaste-brandstoftoestellen zijn in onderstaand overzicht samengevat.

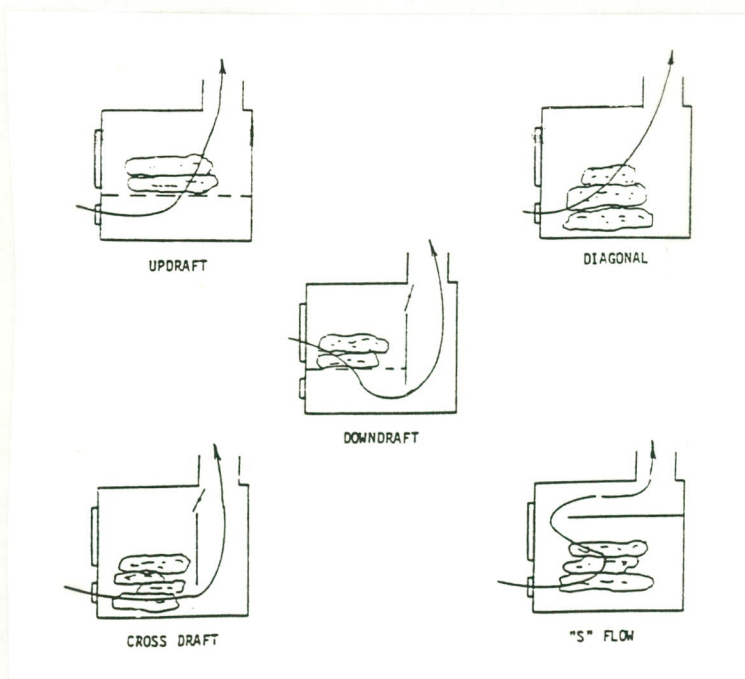
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Tabel 2.1 Samenvatting specifieke kenmerken betrokken brandstofstoestellen

	Vaste brandstofstoestel				
	toestel A	toestel B	toestel C	toestel D	open haard
Type	inzet	vrijstaand	vrijstaand	vrijstaand	open
Stookvloer	rooster	vlak	vlak	rooster	rooster/vlak
Vuurhaardvolume [l]	83,5	46,7	34,5	37,6	0,15 ¹⁾
Vuurvaste bekleding	nee	ja	nee	ja	ja
Afsluitbaar	ja	ja	ja	ja	nee
Maximale belasting [kW]	40	44	11	31	
Luchttoevoer:					
– primair	up-draft	S-draft	S-draft	up-draft	up-draft/diagonal-draft
– secundair	ja	nee	ja	ja	nee
Schoorsteenklep	ja	ja	nee	ja	ja
Katalysator	nee	nee	ja	nee	nee
Automatische regeling	nee	nee	nee	ja	nee
Warmte accumulatie					
uitwendig	nee	nee	nee	nee	ja
inwendig	nee	ja	nee	nee	nee

¹⁾ Stookoppervlakte [m²].

Met betrekking tot de in tabel 2.1 genoemde toevoer van primaire verbrandingslucht kunnen een aantal systemen worden onderscheiden. Deze systemen zijn gegeven in figuur 2.6.



Figuur 2.6 Toegepaste systemen voor de toevoer van verbrandingslucht

2.3 Meetprogramma

Het meetprogramma bestaat uit emissiemetingen aan de vaste-brandstof-toestellen tijdens het uitvoeren van de (aangepaste) VHR-testprocedure. Emissiemetingen zijn bij de inzethaard (toestel A) en de vrijstaande haarden (toestel B, C en D) uitgevoerd bij een drietal instellingen:

- vollast (luchttoevoerkleppen 100% open);
- ca. 50% van vollast (luchttoevoerkleppen 50% open);
- minimum last (luchttoevoerkleppen 0% open (gesloten)).

Bij de open haard zijn emissiemetingen uitgevoerd bij:

- verbranding op het rooster;
- verbranding op een vlakke vloer (afgedekt rooster).

Een emissiemeting bestond uit het vaststellen van:

- in de schoorsteen:
- het gehalte CO, CO₂, C_xH_y, O₂, NO_x (registrerend);
- de temperatuur (registrerend);
- in de verdunningstunnel:
- het gehalte aan totaal stof (integrerend, duplo);
- het gehalte aan PAK¹⁾ (integrerend, duplo);
- het gehalte aan PCDD/F¹⁾ (integrerend, enkelvoud);
- de geurconcentratie¹⁾ (integrerend, duplo);
- de rookgastemperatuur (registrerend);
- het rookgasdebiet (duplo).

Voor een beschrijving van de meetmethoden wordt verwezen naar bijlage 3.

Het meetprogramma is samengevat in tabel 2.2.

¹⁾ Overeenkomstig de opdrachtverlening is:

- bij de open haard het gehalte aan PAK niet vastgesteld;
- het gehalte aan PCDD/F alleen vastgesteld bij toestel D en bij de open haard;
- bij toestel B en C bij drie instellingen de geuremissie bepaald, terwijl bij de overige toestellen de geuremissie bij één instelling is bepaald.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Tabel 2.2 Overzicht meetprogramma vaste-brandstofstoestellen

Emissiemeting	Vaste-brandstofstoestel													
	A			B			C			D			open haard	
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2
In de schoorsteen														
CO (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
CO ₂ (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
C _x H _y (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
O ₂ (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
NO _x (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
temperatuur (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
In de verdunningstunnel														
totaal stof (integrerend, duplo)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
PAK (integrerend, duplo)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+		
PCDD/F (integrerend, enkelvoud)										+	+	+	+	+
geur (integrerend, duplo)			+	+	+	+	+	+	+		+		+	+
temperatuur (registrerend)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
debiet (duplo)	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Inzet/voorzethaarden: 1 = vollast

2 = 50% van vollast

3 = minimale last

Open haard:

1 = verbranding op rooster

2 = verbranding op vlakke vloer

Voordat de emissiemetingen werden uitgevoerd hebben de vaste-brandstofstoestellen eerst een kunstmatig vervuilings-/verouderingsproces ondergaan. Tijdens dit vervuilings-/verouderingsproces werd het toestel, volgens de voorschriften van de fabrikant, gedurende minimaal 20 uur gestookt.

3 Resultaten

3.1 Algemene achtergrondinformatie

De resultaten van het uitgevoerde onderzoeksprogramma worden in dit hoofdstuk per vaste-brandstofstoestel samengevat weergegeven. Onderscheid wordt gemaakt tussen de verschillende stookcycli. Een stookcyclus bestaat uit het verbranden van één of meerdere beladingen. Het aantal beladingen is afhankelijk van de duur van de uit te voeren emissiemetingen.

De in dit hoofdstuk gegeven waarden zijn berekend uit gemiddelden van het totaal aantal waarnemingen tijdens een stookcyclus. Zoals gebruikelijk bij vaste-brandstofstoestellen zijn de resultaten omgerekend naar emissies in g/kg droog hout. De in de verdunningstunnel gemeten rookgasconcentraties zijn hiertoe vermenigvuldigd met het rookgasdebiet in de tunnel. De op deze wijze verkregen emissie in g/uur is gedeeld door het gemiddelde houtverbruik in kg/uur. Voor de emissies aan CO, C_xH_y en NO_x die in de schoorsteen zijn vastgesteld geldt dat de concentratie in g/m³ vermenigvuldigd is met een berekend afgasdebiet in m³/kg hout. Het afgasdebiet is hierbij berekend uit een C-balans (zie hoofdstuk 4.2.1).

Gedetailleerde informatie is weergegeven in bijlage 4.

In deze bijlage wordt de volgende informatie weergegeven:

- omstandigheden tijdens de metingen;
- resultaten emissiemetingen gemiddeld per emissiemeting;
- resultaten emissiemetingen;
ter beperking van de hoeveelheid data wordt van ieder toestel per cyclus een grafische weergave van de registrerend vastgestelde waarden gegeven;
- specificatie van het vastgestelde gehalte aan PCDD/F;
- specificatie van het vastgestelde gehalte PAK.

Een evaluatie van de resultaten wordt gegeven in hoofdstuk 5.

3.2 Toestel A

De volgens de VHR-testprocedure berekende belading van toestel A bedroeg 4,7 kg hout. Onder de geteste omstandigheden varieerde de belasting tussen 7 en 40 kW.

In tabel 3.1 zijn de belangrijkste meetresultaten samengevat. Nadere specificatie van de resultaten is weergegeven in bijlage 4.1.

Tabel 3.1 Resultaten emissiemetingen vaste-brandstoestellen; toestel A

	Cyclus					
	1	2	3	4	5	6
Omstandigheden:						
- klepstand [%]	100	100	50	50	0	0
- houtverbruik [kg/h]	7,9	7,6	3,2	3,0	1,5	1,4
- belasting [kW]	40	38	16	15	8	7
- temperatuur rookgas [°C]	438	487	168	141	94	100
Emissie:						
- CO [g/kg]	21	15	89	121	214	268
- C _x H _y [g/kg]	3	1	7	17	36	36
- NO _x [g/kg]	0,6	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2
- deeltjes [g/kg]	1	1	3	16	35	37
- PAK [mg/kg]	149	18	34	171	58	141
- geur [1000 ge/kg]			2200	12000		

Uit tabel 3.1 blijkt dat de resultaten van de emissiemetingen aan toestel A in het algemeen beperkt reproduceerbaar zijn. De beperkte reproduceerbaarheid betreft voornamelijk de PAK-emissie, de geuremissie (alleen gemeten bij cyclus 3 en 4) en de deeltjes-emissie bij cyclus 3 en 4.

Hieruit mag geconcludeerd worden dat de emissies sterk beïnvloed kunnen worden door beperkte variaties in de omstandigheden.

Zowel de deeltjesemissie als de emissie van CO en C_xH_y lijkt toe te nemen naarmate de belasting wordt vermindert.

3.3 Toestel B

De belading voor dit toestel werd berekend op 4,6 kg hout. Onder de geteste omstandigheden varieerde de belasting tussen 9 en 44 kW. De fabrikant geeft een belasting op van 10 kW.

In tabel 3.2 zijn de belangrijkste meetresultaten samengevat. Nadere specificatie van de resultaten is weergegeven in bijlage 4.2.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Tabel 3.2 Resultaten emissiemetingen vaste-brandstofstoestellen; toestel B

	Cyclus					
	1	2	3	4	5	6
Omstandigheden:						
- klepstand [%]	100	100	50	50	0	0
- houtverbruik [kg/h]	8,8	6,8	3,0	3,2	1,7	1,8
- belasting [kW]	44	34	15	16	9	9
- temperatuur rookgas [°C]	492	449	391	373	222	238
Emissie:						
- CO [g/kg]	10	16	82	88	127	184
- C _x H _y [g/kg]	1	< 1	9	9	10	23
- NO _x [g/kg]	0,8	0,5	0,4	0,3	0,3	0,2
- deeltjes [g/kg]	1	1	1	1	1	3
- PAK [mg/kg]	37	23	137	163	129	43
- geur [1000 ge/kg]	210	110	420	260	2400	27000

Uit tabel 3.2 kan worden geconcludeerd dat de CO- en C_xH_y-emissie lijkt toe te nemen bij een afnemende belasting.

3.4 Toestel C

De volgens de VHR-testprocedure berekende belading van toestel C bedroeg 3 kg hout. Onder de geteste omstandigheden varieerde de belasting tussen 4 en 11 kW. De fabrikant geeft een belasting op van 6 kW.

Naast de in hoofdstuk 2.2 genoemde instellingen zijn bij toestel C ook emissiemetingen verricht bij een instelling waarbij de luchtinlaatkleppen voor circa 80% geopend waren. Bij deze instelling is de emissie van PAK niet bepaald.

In tabel 3.3 zijn de belangrijkste meetresultaten samengevat. Nadere specificatie van de resultaten is weergegeven in bijlage 4.3.

Tabel 3.3 Resultaten emissiemetingen vaste-brandstof toestellen; toestel C

	Cyclus							
	1	2	3	4	5	6	7 ¹⁾	8
Omstandigheden:								
- klepstand [%]	100	100	80	80	50	50	0	0
- houtverbruik [kg/h]	2,2	2,0	2,2	1,9	1,4	1,3	0,9	0,7
- belasting [kW]	11	10	11	10	7	7	5	4
- temperatuur rookgas [°C]	342	291	295	287	262	247	-	200
Emissie:								
- CO [g/kg]	8	27	11	10	26	14	-	22
- C _x H _y [g/kg]	2	2	6	5	2	1	-	4
- NO _x [g/kg]	0,6	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	-	0,4
- deeltjes [g/kg]	5	5	5	4	5	3	2	3
- PAK [mg/kg]	157	129	-	-	138	79	232	94
- geur [1000 ge/kg]	2000	3300			3300	5900	11700	11500

1) Wegens een storing geen gegevens van T, CO, C_xH_y en NO_x.

Opvallend in tabel 3.3 is de hoge C_xH_y-emissie bij klepstand 80%. Uit de berekende belastingen blijkt dat het instellen van de klepstand niet erg nauwkeurig is; bij klepstand 80% is eenmaal een vergelijkbare belasting vastgesteld als bij klepstand 100%.

3.5 Toestel D

De voor toestel D berekende brandstofbelading bedroeg 4,4 kg. De belasting bleek onder deze omstandigheden instelbaar tussen 7 en 31 kW. De fabrikant geeft een belasting op van 16,5 kW.

Van toestel D is tevens de PCDD/F-emissie vastgesteld. De benodigde bemonsteringstijd voor PCDD/F bedroeg circa 200 minuten, waardoor tijdens de bemonstering meerdere malen een belading hout in de kachel moest worden gebracht. Tijdens de PCDD/F-emissiemeting is gedurende de verbranding van één belading de emissie van totaal stof vastgesteld. De PAK-emissie is bij toestel D tijdens aparte cycli vastgesteld.

In tabel 3.4 zijn de belangrijkste meetresultaten samengevat. Nadere specificatie van de resultaten is weergegeven in bijlage 4.4.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Tabel 3.4 Resultaten emissiemetingen vaste-brandstofstoestellen; toestel D

	Cyclus								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Omstandigheden:									
- klepstand [%]	100	100	100	50	50	50	0	0	0
- houtverbruik [kg/h]	4,4	6,0	6,2	3,4	4,3	2,8	2,6	1,4	2,6
- belasting [kW]	22	30	31	17	22	14	13	7	13
- temperatuur rookgas [°C]	336	390	388	238	268	243	192	210	231
Emissie:									
- CO [g/kg]		102	136		169	144		132	128
- C _x H _y [g/kg]		18	19		23	13		4	15
- NO _x [g/kg]		0,4	0,3		0,2	0,3		0,4	0,3
- deeltjes [g/kg]	5	4		2			3	3	
- PAK [mg/kg]		595	1022		922	391		437	280
- PCDD/F [ng TEQ/kg]	3,3			1,6			2,6		
- geur [1000 ge/kg]					1900	11900			

Uit tabel 3.4 blijkt dat bij gebruikmaking van de automatische klepstand toch fluctuaties in het houtverbruik optreden. Verder blijkt dat ook bij toestel D relatief grote verschillen optreden tussen waarden binnen een groep van metingen bij gelijke klepstand. In dit kader kan met name de PAK-emissie genoemd worden (factor 1,5 tot 2,5).

3.6 Open haard

De voor de open haard berekende brandstofbelading bedroeg 4,7 kg. De belasting bleek onder deze omstandigheden maximaal 29 kW te bedragen.

Er is gestookt bij twee omstandigheden; eenmaal op het standaard bijgeleverde rooster en eenmaal op een vlakke vloer. De vlakke vloer werd verkregen door afdekking van het rooster met een vlakke plaat.

In tabel 3.5 zijn de belangrijkste meetresultaten samengevat. Nadere specificatie van de resultaten is weergegeven in bijlage 4.5.

Tabel 3.5 Resultaten emissiemetingen vaste-brandstofoestellen; open haard

		Cyclus	
		1	2
Omstandigheden:			
basis	[-]	rooster	vlak
houtverbruik	[kg/h]	5,7	5,1
belasting	[kW]	29	26
temperatuur rookgas	[°C]	375	346
Emissie:			
CO	[g/kg]	35	32
C _x H _y	[g/kg]	1,4	1,4
NO _x	[g/kg]	0,3	0,3
deeltjes	[g/kg]	2	1
PCDD/F	[ng TEQ/kg]	29	13

Opvallend is het verschil tussen de PCDD/F-emissie bij het stoken op een rooster of op een vlakke vloer. Hierbij moet worden opgemerkt dat de gepresenteerde waarden het resultaat zijn van enkelvoudige metingen, en derhalve met de nodige voorzichtigheid gehanteerd dienen te worden.

4 Evaluatie

In dit hoofdstuk worden de resultaten van het emissiemeetprogramma ge-evalueerd. Hierbij wordt, conform de doelstelling van het onderzoek, onderscheiden:

- resultaten emissiemetingen;
- bruikbaarheid van de gehanteerde testprocedure;
- onderlinge relaties tussen emissies;
- technische mogelijkheden ter verlaging van de emissies;
- voorstel voor een voor te schrijven testprocedure.

4.1 Resultaten emissiemetingen

Een samenvatting van de volgens de VHR-methode bepaalde emissies van de in dit onderzoek betrokken toestellen zijn weergegeven in tabel 4.1.

Tabel 4.1 Samenvatting resultaten emissiemetingen aan de in dit onderzoek betrokken toestellen

Component		Emissie
CO	[g/kg]	10 - 270
Giftigheidsindex ¹⁾	[-]	1 - 30
Deeltjes	[g/kg]	1 - 40
C _x H _y	[g/kg]	0 - 35
PAK	[mg/kg]	20 - 1000
NO _x	[g/kg]	0,2 - 0,8
PCDD/F	[ng TEQ/kg]	1,6 - 29 ²⁾
Geur	[1000 ge/kg]	110 - 27000

¹⁾ = (CO/CO₂) * 100

²⁾ = voor de gesloten haarden: 1,6 - 3,3 ng TEQ/kg hout.
voor de open haard: 13 - 29 ng TEQ/kg hout.

Voor CO geldt dat de emissie bij gesloten luchttoevoerkleppen tot een factor 18 hoger kan zijn dan de emissie bij geheel geopende luchttoevoerkleppen.

Uit [1] blijkt dat vaste-brandstoftoestellen gemiddeld met de luchttoevoerkleppen circa 50% open worden bedreven. De reden voor het smoren van de verbranding (sluiten luchttoevoer) is het feit dat de toestellen een te groot thermisch vermogen bezitten ten opzichte van de warmtevraag. Uit [1] blijkt dat 96% van de kachels soms te veel warmte geeft. Door verbeterde voorlichting bij de aanschaf van een vaste-brandstof-toestel, gericht op afstemming van het vermogen van het toestel op de warmtevraag, kan een reductie van de optredende emissie van CO, C_xH_y, deeltjes en geur worden gerealiseerd.

Toestel C heeft ten opzichte van de overige toestellen een lagere emissie van CO en C_xH_y (zie tabel 4.2). Dit kan waarschijnlijk worden toegeschreven aan de werking van de bij toestel C toegepaste katalysator.

Tabel 4.2 Samenvatting resultaten emissiemetingen aan toestel C

Component		Emissie
CO	[g/kg]	10 - 25
Giftigheidsindex	[-]	1 - 2
Deeltjes	[g/kg]	3 - 5
C_xH_y	[g/kg]	1 - 6
PAK	[mg/kg]	80 - 230
NO_x	[g/kg]	0,4 - 0,6
Geur	[1000 ge/kg]	2000 - 12000

Toestel D is voorzien van een automatische regeling. Een verlaging van de emissies door de toepassing van deze automatische regeling kan niet worden waargenomen (zie tabel 4.3). Toestel D heeft ten opzichte van de overige toestellen een hogere emissie van PAK. Dit wordt mogelijk veroorzaakt door de, ten opzichte van de overige toestellen, geringere luchtvermaat.

Tabel 4.3 Samenvatting resultaten emissiemetingen aan toestel D

Component		Emissie
CO	[g/kg]	100 - 170
Giftigheidsindex	[-]	10 - 20
Deeltjes	[g/kg]	2 - 5
C_xH_y	[g/kg]	5 - 25
PAK	[mg/kg]	280 - 1000
NO_x	[g/kg]	0,2 - 0,3
Geur	[1000 ge/kg]	1900 - 12000

De in de openbare literatuur gegeven resultaten van verschillende emissiemetingen aan vaste-brandstoftoestellen zijn weergegeven in tabel 4.4.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Tabel 4.4 Samenvatting literatuurgegevens emissies vaste-brandstofstoestellen (onder andere [2], [6], [9], [13], [20], [23], [24], [26])

Component		Emissie
CO	[g/kg]	5 - 250
Deeltjes	[g/kg]	0,2 - 70
C _x H _y	[g/kg]	0,1 - 48
PAK	[mg/kg]	0,2 - 700
NO _x	[g/kg]	0,8 - 7,1

Uit vergelijking van tabel 4.1 en tabel 4.4 blijkt dat de in dit onderzoek gevonden emissie van CO, deeltjes, C_xH_y, PAK en NO_x redelijk overeenkomen met de uit de literatuur bekende emissies.

Voor wat betreft de emissie van PCDD/F kunnen in de schaarse literatuur over dit onderwerp slechts zeer uiteenlopende indicaties over emissies worden verkregen [25] [29]. De bij de gesloten haard vastgestelde PCDD/F-emissie (1,6 - 3,3 ng TEQ/kg hout) komt redelijk overeen met in [25] genoemde emissiewaarden. De bij de open haard vastgestelde emissie is aanzienlijk hoger (13 - 29 ng TEQ/kg hout). De oorzaak van de verschillen is, vanwege het beperkt aantal meetgegevens, niet aan te geven. Opgemerkt wordt dat de in de literatuur gegeven emissiewaarden vastgesteld zijn onder praktijkomstandigheden, terwijl de resultaten van onderhavig onderzoek verkregen zijn onder laboratoriumomstandigheden. Over de relatie tussen praktijkomstandigheden en laboratoriumomstandigheden bestaat nog onvoldoende inzicht.

De bij toestel C gevonden emissies zijn vergelijkbaar met de in de literatuur gevonden haalbare lage emissiewaarden.

4.2 Bruikbaarheid gehanteerde testprocedure

Naast de eigenlijke testprocedure (zie hoofdstuk 2) is ook de door de VHR voorgestelde berekeningswijze geëvalueerd. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- emissies;
- warmteverlies.

4.2.1 Emissies

De emissie van gasvormige componenten wordt vastgesteld door de concentratie [g/m³] van deze componenten in de schoorsteen te meten en deze waarde te vermenigvuldigen met het afgasdebiet [m³/h]. Hierdoor ontstaat een emissie in [g/h]. Wordt deze waarde gedeeld door de gewichtsafname van de brandstof [kg brandstof/h], dan wordt de emissie in [g/kg brandstof] verkregen.

Vaststelling van het rookgasdebiet in de schoorsteen is echter niet in de testprocedure opgenomen. Reden hiervoor zijn de voor metingen volgens Prandtl te lage gassnelheden en de voor meting met vleugelradanemometers te hoge mate van verontreiniging van de rookgassen met teerachtige producten. Het afgasdebiet wordt derhalve middels een koolstofbalans berekend uit het C-gehalte en de gewichtsafname van de brandstof, en het CO- en CO₂-gehalte van de rookgassen:

$$[C] \cdot \Delta kg = \frac{[CO] + [CO_2]}{1000} \cdot \Phi$$

met:	[C]	=	C-gehalte in brandstof: 0.5	kg/kg droge brandstof
	Δkg	=	gewichtsafname van de brandstof	kg droge brandstof/h
	[CO ₂]	=	CO ₂ -gehalte in rookgas	g/nm ³
	[CO]	=	CO-gehalte in rookgas	g/nm ³
	Φ	=	rookgasdebiet	nm ³ /h

Voor het rookgasdebiet geldt dus:

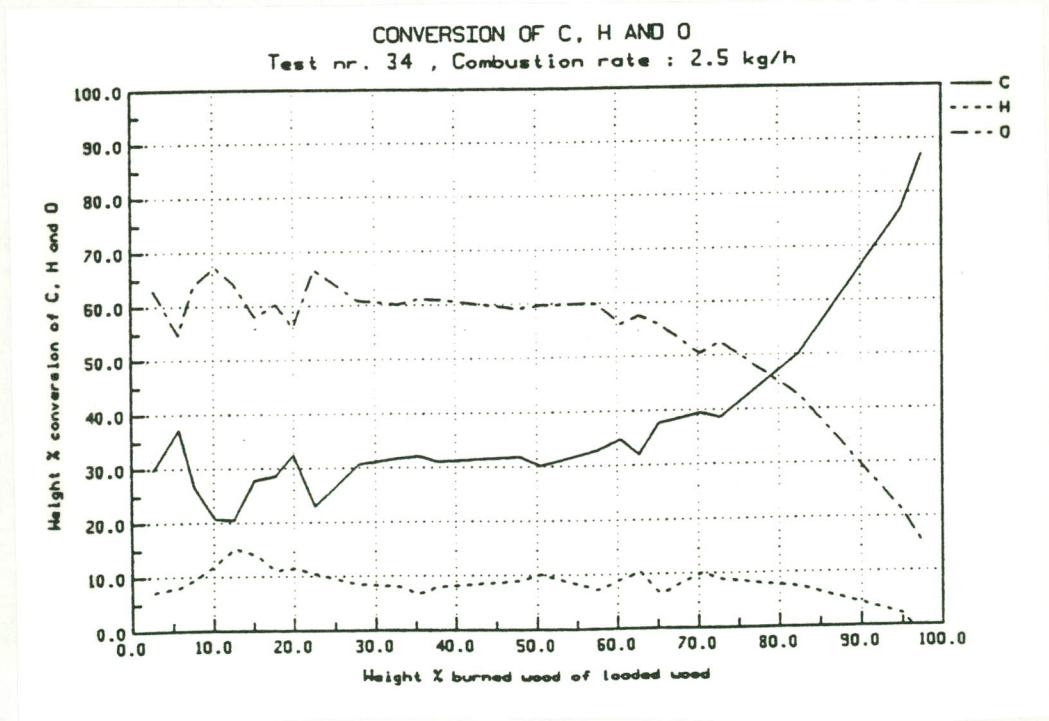
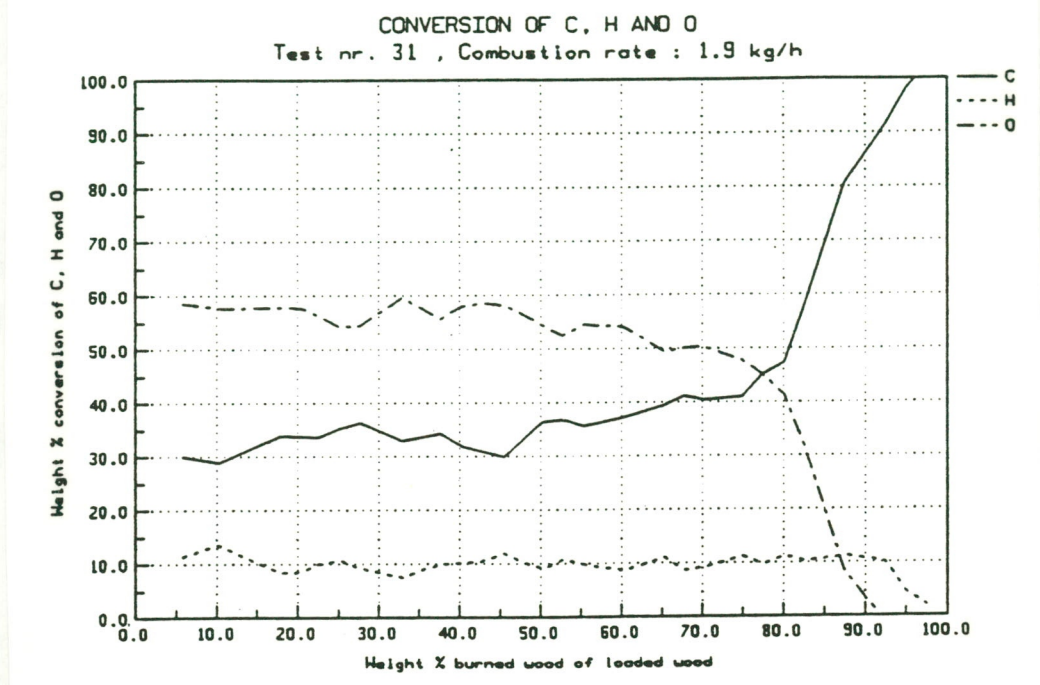
$$\Phi = \frac{1000 \cdot [C] \cdot \Delta kg}{[CO] + [CO_2]}$$

Bij de berekeningswijze voor gasvormige componenten als weergegeven in de VHR-testprocedure, wordt uitgegaan een constant rookgasdebiet ter grootte van het gemiddelde rookgasdebiet over een test-cyclus. Bij deze berekeningswijze worden een aantal aannamen gedaan:

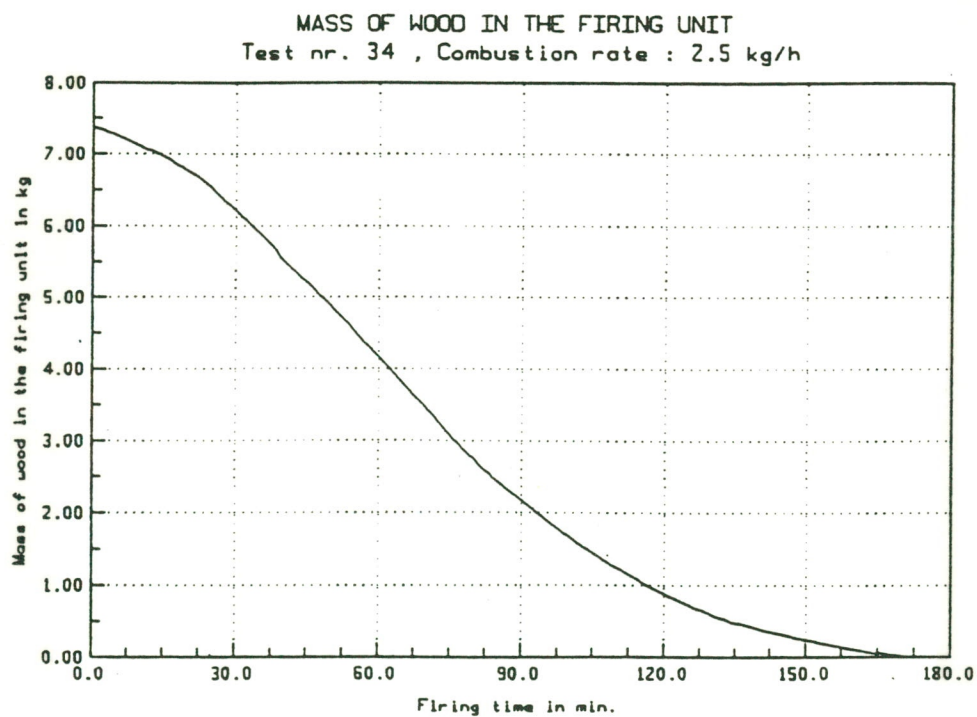
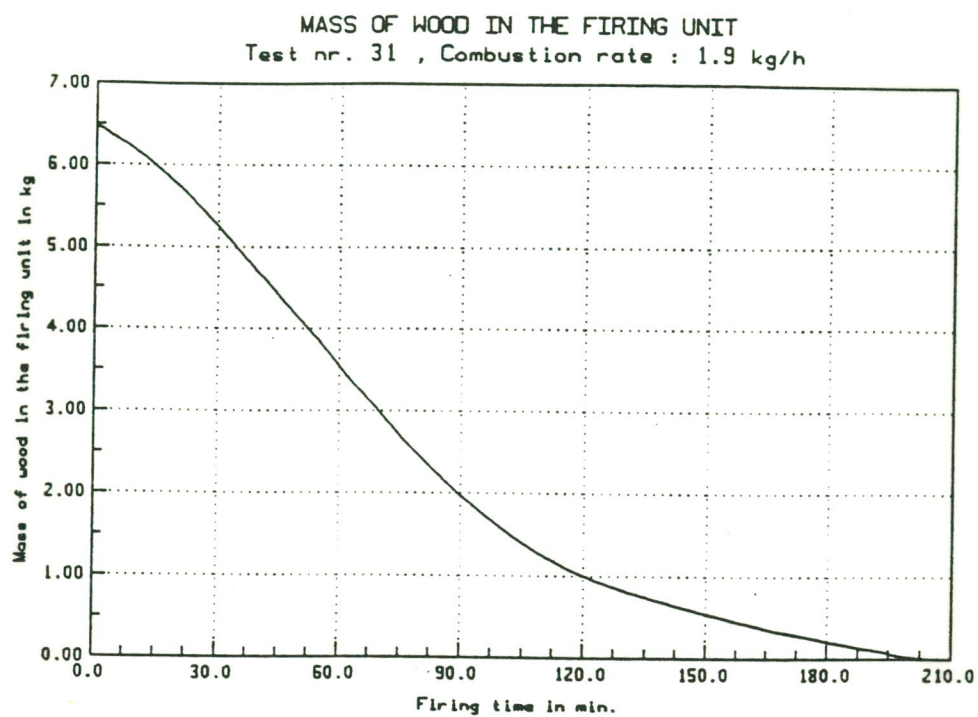
- er wordt uitgegaan van een niet fluctuerende emissie van CO, CO₂ en H₂O en van een constante gewichtsafname van de brandstof (toepassing van gemiddelde waarden in plaats van actuele waarden);
- de emissie van koolstof via deeltjes en via C_xH_y wordt verwaarloosd.

Ten aanzien van de fluctuaties in de conversie van C, H en O en de fluctuatie in de gewichtsafname van de brandstof worden in [4] de resultaten van modelberekeningen besproken. In figuur 4.1 en figuur 4.2 zijn de fluctuaties weergegeven:

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



Figuur 4.1 Conversie van C,H en O als functie van de stooktijd



Figuur 4.2 Gewicht in de verbrandingsruimte als functie van de stooktijd

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Uit figuur 4.1 blijkt dat de conversie van C,H en O redelijk constant is tot circa 75% van het gewicht van het hout is verbrand (ontgassingsfase). Hierna neemt de conversie van C sterk toe (charverbranding), de conversie van H en O neemt evenredig af. Uit figuur 4.2 blijkt dat circa 75% van de gewichtsafname plaatsvindt in circa de helft van de totale verbrandingstijd. De gewichtsafname kan globaal in de ontgassingsfase en in de charverbrandingsfase worden opgedeeld waarbij de gewichtsafname per fase redelijk constant kan worden genoemd.

Bij de VHR test-procedure starten de metingen wanneer nog 20 - 25% van het gewicht van de belading in het toestel aanwezig is (basisgloed) en een nieuwe lading is toegevoegd. Het experiment is beëindigd wanneer de basisgloed weer is bereikt. De charverbrandingsfase wordt derhalve (min of meer) gelijktijdig met de ontgassingsfase bemonsterd.

Om de invloed van bovengenoemde aannamen op het eindresultaat te kunnen bepalen zijn een aantal metingen uitgevoerd waarbij de werkelijke emissie van CO werd bepaald. De werkelijke emissie van CO werd bepaald door vermenigvuldiging van de CO-concentratie in de verdunningstunnel met het luchtdebiet in de verdunningstunnel. Vervolgens is de met de VHR-methode berekende CO-emissie vergeleken met de werkelijke CO-emissie. De resultaten van deze vergelijking is weergegeven in tabel 4.5.

Tabel 4.5 Vergelijking van CO-emissie volgens de VHR-methode met de werkelijk optredende CO-emissie (metingen uitgevoerd aan toestel C)

Klepstand [% open]	Cyclus nr. [-]	Emissie van CO [g/kg hout]		Verhouding VHR/Meting
		Meting	VHR	
100	1	15,3	9,7	0,63
	2	15,1	16,2	1,07
	3	22,2	29,4	1,32
50	4	5,4	5,7	1,06
	5	7,1	8,3	1,17
	gemiddeld			1,05
	maximaal			1,32
	minimaal			0,63

Uit tabel 4.5 blijkt dat de resultaten van de VHR-procedure in enkele gevallen relatief veel van de door meting verkregen resultaten kunnen afwijken;

- gemiddelde verhouding VHR/meting: 1,05
- maximale verhouding VHR/meting: 1,32
- minimale verhouding VHR/meting: 0,63

Om de betrouwbaarheid van de resultaten op een hoger niveau te brengen zijn een aantal aanpassingen van de door de VHR voorgestelde test-procedure mogelijk:

- vaststelling van het CO-gehalte (en eventueel C_xH_y -gehalte) van de rookgassen in de verdunningstunnel, of
- bij de berekeningen uitgaan van de actuele meetwaarden in plaats van de gemiddelde waarden (aangeduid als de 'VHR⁺-methode').

Bij de aangepaste VHR-methode, aangeduid als de 'VHR⁺-methode', wordt de emissie berekend uitgaande van de per meetscan (iedere 30 sec.) bepaalde actuele concentraties en vindt middeling van de berekende emissies plaats. Bij de VHR-methode daarentegen vindt de berekening van de emissie plaats door uit te gaan van gemiddelde concentraties. Het nadeel van de VHR-methode is dat fluctuaties in de concentratie en het rookgasdebiet worden uitgemiddeld over de gehele cyclusduur, waardoor de op deze wijze berekende emissie kan afwijken van de werkelijk optredende emissie.

Bovengenoemde aanpassingen zullen echter leiden tot een complexere testprocedure. Door het vaststellen van concentraties in de verdunningstunnel zal altijd (ook in praktijksituaties) een verdunningstunnel moeten worden toegepast en is het gebruik van een tweede CO-analyser vereist. Een tweede analyser is vereist omdat de CO-concentratie ook in de schoorsteen vastgesteld moet worden voor de bepaling van het warmteverlies door voelbare warmte. Hiervoor dient namelijk het rookgasdebiet in de schoorsteen bekend te zijn. Dit debiet kan worden bepaald volgens de VHR-procedure (C-balans) of door vermenigvuldiging van het bekende luchtdebiet van de verdunningstunnel met de verhouding van de CO-concentratie in de verdunningstunnel en in de schoorsteen. Wanneer de VHR⁺-methode toegepast zal worden is het gebruik van data-aquisitie-apparatuur onvermijdelijk.

Om de geconstateerde afwijkingen van de VHR-methode ten opzichte van de werkelijke emissie terug te brengen, zonder dat hiervoor een verdunningstunnel en een extra CO-analyser is vereist is de CO-emissie berekend met behulp van de genoemde VHR⁺-methode. In tabel 4.6 zijn de resultaten van een vergelijking van de met de VHR⁺-methode berekende CO-emissie met de werkelijk optredende CO-emissie weergegeven:

Tabel 4.6 Vergelijking van CO-emissie volgens de VHR⁺-methode met de werkelijk optredende CO-emissie (metingen uitgevoerd aan toestel C)

Klepstand [% open]	Cyclus nr. [-]	Emissie van CO [g/kg hout]		Verhouding VHR ⁺ /Meting
		Meting	VHR ⁺	
100	1	15,3	15,4	1,01
	2	15,1	15,7	1,04
	3	22,2	21,7	0,98
50	4	5,4	5,9	1,09
	5	7,1	6,4	0,90
	gemiddeld			1,00
	maximaal			1,09
	minimaal			0,90

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

De met behulp van de gecorrigeerde VHR-procedure (VHR⁺) berekende waarden blijken goed overeen te komen met de door meting vastgestelde waarden;

- gemiddelde verhouding VHR⁺/meting: 1,00
- maximale verhouding VHR⁺/meting: 1,09
- minimale verhouding VHR⁺/meting: 0,90

Naar aanleiding van bovenstaande is besloten een nadere analyse uit te voeren van de verschillen tussen de VHR-methode en de VHR⁺-methode. Uit deze analyse, uitgevoerd op de resultaten van de in dit onderzoek betrokken vaste-brandstofstoestellen (in totaal 25 test-cycli), volgen de onderstaande resultaten:

- gemiddelde verhouding VHR/VHR⁺: 0,97
- maximale verhouding VHR/VHR⁺: 1,33
- minimale verhouding VHR/VHR⁺: 0,55
- standaard afwijking VHR/VHR⁺: 0,16

Geconcludeerd kan worden dat de standaard VHR-procedure gemiddeld een redelijk beeld geeft van de emissies in g/kg brandstof. Hierbij worden echter uitschieters geconstateerd waarbij de verhouding VHR/werkelijke waarde maximaal ca. 1,5 en minimaal ca. 0,5 kan bedragen. Deze afwijkingen worden veroorzaakt door de aannamen welke in de VHR-methode worden toegepast. Duidelijke omstandigheden waaronder de uitschieters optreden zijn niet gevonden.

De VHR⁺-methode geeft een betere benadering van de werkelijk optredende emissie. De geconstateerde maximale afwijking ten opzichte van de werkelijke emissies bedraagt ca. 10%. In tabel 4.7 wordt een en ander samengevat.

Tabel 4.7 Samenvatting onderzochte meet/berekeningsmethoden gasvormige emissies

Methode	Verhouding ten opzichte van meting	Opmerkingen
VHR (uitgaan van gemiddelde meetwaarden)	gem. ca. 1,0 max. ca. 1,5 min. ca. 0,5	Relatief eenvoudige procedure, echter grote afwijking mogelijk
VHR ⁺ (uitgaan van actuele meetwaarden; iedere 30 sec.)	gem. ca. 1,0 max. ca. 1,1 min. ca. 0,9	Toepassing van data-aquisitie, beperkte afwijkingen
Meting in verdunningstunnel	1	Toepassing van verdunnings-tunnel fundamenteel juiste methode

Ten aanzien van de in de VHR-methode toegepaste verwaarlozing van de emissie van koolstof via deeltjes en via C_xH_y kan worden gesteld dat de concentraties van deze componenten ten opzichte van de concentratie van CO en CO₂ in het algemeen verwaarloosbaar klein zijn (maximale bijdrage ca. 5%).

4.2.2 Warmteverlies

Het warmteverlies per kg droge brandstof bestaat uit de volgende verliezen (zie bijlage 1):

- voelbare warmte: (Hs);
- onverbrande gassen (CO): (Hi);
- onverbrande deeltjes en gasvormig organisch materiaal: (Hd);
- onverbrande delen in de as: (Ha).

Bij de berekening van het warmteverlies worden in de VHR-methode een aantal aannamen gedaan:

- berekening van het rookgasdebiet uit een C-balans, uitgaande van gemiddelde waarden (zie discussie in hoofdstuk 4.1.1);
- het aandeel warmteverlies door onverbrand gasvormig organisch materiaal wordt gesteld op 1,5 maal het warmteverlies door onverbrande deeltjes;
- het warmteverlies door onverbrande delen in de as is gesteld op 1,8% [2].

De invloed van deze aannamen op het eindresultaat is geanalyseerd. Hiertoe is het totale warmteverlies van de in dit onderzoek betrokken toestellen berekend volgens de VHR-methode en volgens de VHR⁺-methode. Bij de VHR⁺-methode is, naast de reeds aangegeven wijzigingen ten opzichte van de VHR-methode, uitgegaan van de gemeten C_xH_y-concentraties, in plaats van de in de VHR-methode toegepaste aanname dat het warmteverlies door onverbrande organische componenten een vaste factor van het warmteverlies door deeltjes betreft. Het warmteverlies door onverbrande delen in de as is bij beide methoden gesteld op 1,8%. Uit een vergelijking van de resultaten van beide methoden volgt:

- gemiddelde verhouding VHR/VHR⁺: 1,04
- maximale verhouding VHR/VHR⁺: 1,16
- minimale verhouding VHR/VHR⁺: 0,92
- standaard afwijking VHR/VHR⁺: 0,06

Hieruit blijkt dat de VHR-procedure een goede benadering levert van het thermisch rendement van de toestellen. Opgemerkt moet worden dat door deze benadering het rendement gemiddeld een factor 1,04 te hoog wordt berekend.

Concluderend kan worden gesteld dat het uitvoeren van concentratiemetingen in de verdunningstunnel in plaats van in de schoorsteen fundamenteel de beste methode is. Een goede benadering wordt bereikt door het toepassen van de VHR⁺-methode. De VHR-methode geeft ondanks haar eenvoud een redelijke benadering van de werkelijke emissies en rendementen, waarbij echter uitschieters worden geconstateerd.

4.3 Onderlinge relaties tussen emissies

Een van de doelstellingen van het onderzoek is meer inzicht te krijgen omtrent mogelijkheden om eenvoudige emissiemetingen (bijvoorbeeld CO) te gebruiken voor het vaststellen van de emissies van moeilijker meetbare componenten als PAK.

Om dergelijke relaties te kunnen onderkennen zijn de resultaten van de emissiemetingen grafisch tegen elkaar uitgezet, waarbij de relatief eenvoudig vast te stellen

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

emissies op de x-as zijn weergegeven en waarbij de te correleren emissies op de y-as zijn weergegeven.

De onderzochte relaties zijn weergegeven in onderstaande matrix.

Tabel 4.8 Matrix onderzochte relaties

	Y-as										
	Hout-verbruik	G.I.	Temp. schoorsteen	CO	C _x H _y	NO _x	Deeltjes	PAK	Geur	Klep-stand	Lucht-overmaat
X-as	Hout-verbruik	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-
	G.I.	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-
	Temp. schoorsteen	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-
	CO	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C _x H _y	-	-	-	-	-	+	+	+	-	-
	NO _x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Deeltjes	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-
	PAK	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Geur	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Klep-stand	-	+	+	-	+	+	+	+	-	+
	Lucht-overmaat	-	-	-	+	+	+	+	+	-	-

+ = in onderzoek betrokken

- = niet in onderzoek betrokken

In tabel 4.8 wordt het begrip giftigheidsindex (G.I.) geïntroduceerd. Onder de giftigheidsindex wordt verstaan de verhouding van de CO- en CO₂-concentratie vermenigvuldigd met 100 ((CO/CO₂) * 100). Een belangrijk aspect van de giftigheidsindex is dat deze factor onafhankelijk is van bijmenging van buitenlucht mits de CO- en CO₂-concentratie op dezelfde plaats in het verbrandingssysteem worden vastgesteld. Dit betekent dat de in de schoorsteen gemeten giftigheidsindex vergeleken mag worden met de in de verdunningstunnel vastgestelde emissie van deeltjes en PAK.

Bij gastoestellen wordt een giftigheidsindex van maximaal 1 voorgeschreven. Bij deze waarde wordt de verbranding als goed en veilig beschouwd.

De uit tabel 4.8 volgende figuren zijn weergegeven in bijlage 5.

Hierbij is onderscheid gemaakt naar het type verbrandingstoestel:

- bijlage 5.1; toestel A en B: geen extra voorzieningen;
- bijlage 5.2; toestel C: voorzien van een katalysator;
- bijlage 5.3; toestel D: voorzien van een automatische regeling.

In onderstaande zullen de resultaten per component worden geëvalueerd.

Bij deze evaluatie is eveneens onderzocht of één van de polycyclische aromaten kan dienen als gidscomponent voor de emissie van PAK.

CO / Giftigheidsindex

Zowel het CO-gehalte in de rookgassen als de giftigheidsindex zijn een maat voor de volledigheid van de verbranding. Een hoog CO-gehalte (en dus een hoge giftigheidsindex) is het gevolg van een slechte uitbrand van de ontstane verbrandingsgassen.

Uit bijlage 5, blz. 5-3, 5-4 blijkt dat bij toestel A en B de giftigheidsindex (CO-emissie) afneemt naarmate de luchttoevoerkleppen verder worden geopend en het houtverbruik en de schoorsteentemperatuur toeneemt. Dit effect wordt in de literatuur meermalen beschreven [onder andere 6,7,8,9] en is blijkbaar beperkt afhankelijk is van de geometrie van het verbrandingstoestel. De CO-emissie van toestel A en B bedraagt maximaal ca. 220 g/kg hout. De giftigheidsindex van deze toestellen bedraagt maximaal ca. 30.

Voor toestel C en D wordt de bovengenoemde relatie met onder andere de stand van de luchttoevoerkleppen niet geconstateerd (zie bijlage 5, blz. 5-16, 5-17 respectievelijk blz. 5-29, 5-30). Bij toestel C is dit waarschijnlijk toe te schrijven aan de optredende naverbranding van CO in de katalysator. De CO-emissie en de giftigheidsindex van toestel C bedraagt respectievelijk maximaal ca. 25 g/kg hout en maximaal ca. 2. De regeling van toestel D is zodanig dat deze de luchttoevoerkleppen regelmatig (nagenoeg) sluit. De ingestelde klepstand (die in de tabellen wordt genoemd) komt daarom niet steeds overeen met de actuele klepstand. De CO-emissie van toestel D varieert bij de verschillende instellingen tussen ca. 100 g/kg en ca. 180 g/kg en is vergelijkbaar met de CO-emissie van toestel A en B bij (gedeeltelijk) gesloten luchttoevoerkleppen.

Uit bijlage 5 (blz. 5-6, 5-19, 5-32) blijkt dat de CO-emissie (en derhalve ook de giftigheidsindex) van de onderzochte toestellen een minimum lijkt te hebben bij een luchtvermaat van circa 2. Dit effect wordt ook in [28] geconstateerd.

Hierbij moet worden opgemerkt dat de luchtvermaat bij de onderzochte houtkachels toeneemt naarmate de luchttoevoerkleppen worden gesloten (zie bijlage 5, blz. 5-4, 5-17, 5-30). Een en ander wordt veroorzaakt door het feit dat bij gesloten kleppen de aanvoer van zuurstof naar de brandstof zodanig limiterend is dat de verbrandingssnelheid, en dus de omzetting naar CO₂, meer dan evenredig afneemt. Door een lagere CO₂-concentratie wordt een hogere luchtvermaat (CO₂ theoretisch/CO₂ gemeten) berekend.

Het begrip luchtvermaat dient bij vaste-brandstoftoestellen derhalve met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Een hoge luchtvermaat is niet per definitie het gevolg van een grotere hoeveelheid lucht maar kan het gevolg zijn van het minder beschikbaar zijn van zuurstof bij de brandstof. De beschikbaarheid van zuurstof bij de brandstof wordt mede bepaald door de wijze waarop de verbrandingslucht in het toestel wordt gebracht (snelheid, plaats, turbulentie en dergelijke).

Deeltjes

De deeltjes die worden geëmitteerd bestaan voor het merendeel uit gecondenseerde onverbrande organische componenten en voor de rest uit met de verbrandingslucht meegevoerd stof/roet [10].

Uit tabel 3.1 t/m 3.4 blijkt dat de deeltjesemissie over het algemeen kleiner is dan ca. 5 g/kg. De deeltjesemissie van toestel A vormt hierop echter een uitzondering (deeltjesemissies tot ca. 35 g/kg, bij klepstand 0%). Als reden hiervoor kan de lage verbrandingstemperatuur gegeven worden die optreedt bij gesloten luchttoevoerkleppen [11] (zie bijlage 5; blz. 5-4, 5-11). Een dermate lage verbrandingstemperatuur is alleen mogelijk bij relatief luchtdichte verbrandingstoestellen met een relatief grote verbrandingsruimte als toestel A. De in de literatuur [onder andere 6,7,11] aangetroffen trend van een dalende deeltjesemissie bij een toenemend houtverbruik (open luchttoevoerkleppen, toenemende verbrandingstemperatuur) is in dit onderzoek alleen bij toestel A aangetroffen. Uit bijlage 5 (blz. 5-11, 5-24, 5-37) blijkt dat de deeltjesemissie relatief laag is bij een temperatuur in de schoorsteen boven 200 - 300 °C.

C_xH_y

Vluchtige organische componenten zijn net als CO en deeltjes een produkt van onvolledige verbranding.

Uit bijlage 5, blz. 5-5, blijkt dat bij toestel A en B de C_xH_y -emissie afneemt naarmate de luchttoevoerkleppen worden geopend en het houtverbruik en de schoorsteentemperatuur toeneemt. Er kan tevens een relatie tussen de emissie van C_xH_y en de giftigheidsindex (en derhalve ook de luchtvermaat) worden onderscheiden (bijlage 5, blz. 5-9). Dit is volgens het verwachtingspatroon omdat beide grootheden worden bepaald door de kwaliteit van de verbranding. De emissie van C_xH_y bedraagt maximaal ca. 35 g/kg.

De emissie van C_xH_y is bij toestel C, waarschijnlijk door de werking van de katalysator, aanmerkelijk lager. De emissie van C_xH_y bedraagt maximaal ca. 6 g/kg. De emissie van C_xH_y is bij toestel D van de zelfde orde grootte als bij toestel A en B bij lage klepstanden. De emissie van C_xH_y bedraagt maximaal ca. 25 g/kg.

PAK

PAK-vorming treedt op door thermische decompositie (pyrolyse) van organisch materiaal. Het vormingsproces is zeer complex, waarbij C_2 -brokstukken een voornaam rol spelen. Deze brokstukken reageren met andere brokstukken of met aromaten tot butylbenzeen, een van de intermediären bij de PAK-vorming. De hoeveelheid PAK, die ontstaat bij pyrolyse neemt toe met stijgende temperatuur en is afhankelijk van de samenstelling van de brandstof. De onderlinge verhouding van de individuele PAK is thermodynamisch bepaald en hangt af van de temperatuur. Hogere pyrolyse-temperaturen leiden veelal tot een groter aandeel van lager PAK. Bij temperaturen > 700 °C worden praktisch geen PAK meer gevormd, die methylgroepen bevatten.

In aansluiting op PAK-vorming of bij aanwezigheid van PAK in de brandstof treedt PAK-afbraak op. Het rendement hiervan hangt samen met de combinatie van temperatuur, zuurstofgehalte, verblijftijd en eventueel de aanwezigheid van een katalysator.

Voor de omzetting van andere verbrandingsprodukten (CO, C_xH_y) gelden vergelijkbare criteria bij onvolledige verbranding.

Voor wat betreft de PAK-emissie kan worden gesteld dat deze varieert tussen 20 en 200 mg/kg bij toestel A, B en C. Voor toestel A en B lijkt er een met de emissie van CO en C_xH_y vergelijkbaar verband te bestaan tussen de PAK-emissie en de luchtvermaat; een relatief lage emissie bij een luchtvermaat van circa 2 (bijlage 5; blz. 5-7). Bij toestel C kan dit effect, mogelijk door de toepassing van de katalysator, niet worden aangetoond (bijlage 5; blz. 5-20).

De PAK-emissie van toestel D varieert tussen 280 en 1000 mg/kg. Dit relatief grote verschil in PAK-emissie tussen toestel D en de andere toestellen kan mogelijk worden verklaart door de bij toestel D geconstateerde geringere luchtvermaat ten opzichte van de overige toestellen (zie bijlage 5, blz. 5-7 respectievelijk 5-20 en 5-33).

Gezien de relatief grote spreiding in de PAK-emissie en het beperkt aantal beschikbare gegevens dienen conclusies omtrent een verband tussen de PAK-emissie en de luchtvermaat met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Om een eventueel verband onomstotelijk aan te kunnen tonen zal een en ander nader vastgesteld dienen te worden. Vooralsnog wordt geconcludeerd dat een consistente relatie tussen de PAK-emissie en een andere, eenvoudiger te meten, component niet kan worden aangetoond (zie bijlage 5, blz. 5-7, 5-8, 5-20, 5-21, 5-33, 5-34). Deze conclusie wordt door [6,12,13] gedeeld.

In tabel 4.9 wordt de bijdrage van de individuele PAK's aan de totale PAK-emissie weergegeven.

Tabel 4.9 Bijdrage van de individuele PAK's aan de totale PAK-emissie

Component	Bijdrage aan totaal [%]			
	Minimaal	Maximaal	Gemiddeld	St. deviatie
Naftaleen	0.0	24,2	5,0	5,5
Acenaftaleen	0.0	63,6	31,7	17,2
Acenafteen	0.0	39,0	10,1	11,2
Fluoreen	0.0	28,9	12,7	7,9
Fenantreen	4.1	37,5	14,2	8,2
Antraceen	0.2	7,7	2,9	1,7
Fluoranteen	1.4	25,9	7,9	6,1
Pyreen	0.9	22,1	6,9	5,4
Benzo(a)antraceen	0.3	3,8	1,5	0,9
Chryseen	0.4	6,4	1,9	1,2
Benzo(b)fluoranteen	0.2	2,3	0,9	0,5
Benzo(k)fluoranteen	0.1	1,7	0,6	0,4
Benzo(a)pyreen	0.1	2,7	1,1	0,7
Benzo(ghi)peryleen	0.1	2,1	1,0	0,5
Dibenzo(ah)antraceen	0.1	2,2	0,8	0,5
Indeno(123-cd)pyreen	0.1	2,4	0,9	0,5

Uit tabel 4.9 blijkt dat de spreiding in de bijdrage van de verschillende componenten aan de totale PAK-emissie relatief groot is. Het lijkt derhalve niet mogelijk één van de genoemde componenten als gidscomponent voor de totale PAK-emissie te gebruiken.

NO_x

Voor wat betreft de NO_x-emissie kan een aantal trends worden onderscheiden (bijlage 5, blz. 5-10, 5-23, 5-36):

- de NO_x-emissie daalt bij toenemende giftigheidsindex;
- de NO_x-emissie stijgt bij toenemend houtverbruik;
- de NO_x-emissie stijgt bij toenemende temperatuur.

Een en ander kan worden veroorzaakt doordat bij hogere temperaturen meer N uit het hout wordt vrijgemaakt en doordat CO en NO bij hogere CO-concentraties een reactie aan kunnen gaan.

Opvallend is de ietwat hogere NO_x-emissie van toestel C. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de katalysator waardoor de concentratie van CO wordt gereduceerd. In [14] wordt bij een vergelijking van een toestel met en zonder een katalysator eveneens een hogere NO_x-emissie gevonden bij het toestel met de katalysator.

De NO_x-emissie van de geteste toestellen varieert tussen 0,2 - 0,8 g/kg.

Geur

De geuremissie van de in dit onderzoek betrokken toestellen varieert tussen $0,1 \cdot 10^6$ en $27 \cdot 10^6$ ge/kg hout. Er kunnen een aantal trends worden onderscheiden (bijlage 5; blz. 5-13, 5-14, 5-26, 5-27):

1. de geuremissie daalt bij het verder openen van de luchttoevoerkleppen;
1. de geuremissie stijgt bij een toenemende C_xH_y-emissie;
1. de geuremissie is relatief laag bij een luchtvermaat van circa 2.

Gezien het feit dat de geurcomponenten bij houtverbranding voornamelijk uit koolwaterstoffen (C_xH_y) zullen bestaan komen de geconstateerde trends overeen met het verwachtingspatroon.

Opgemerkt dient te worden dat door vaststelling van de C_xH_y-emissie vooralsnog geen uitspraken over de absolute hoogte van de geuremissie gedaan kunnen worden.

Een overzicht van de onderlinge relaties is weergegeven in tabel 4.10.

Tabel 4.10 Samenvatting mogelijke onderlinge relaties

Component	Correlatie
CO	klepstand, houtverbruik, temperatuur, luchtvermaat
Giffigheidsindex	CO, klepstand, houtverbruik, temperatuur, luchtvermaat
Deeltjes	klepstand, temperatuur
C _x H _y	CO, giffigheidsindex, luchtvermaat
PAK	luchtvermaat ??
NO _x	houtverbruik, giffigheidsindex, temperatuur
Geur	klepstand, luchtvermaat

Samenvattend kan gesteld worden dat voor de emissie (in g/kg) van CO, C_xH_y en geur geldt dat deze voor toestellen zonder katalysator toeneemt wanneer de luchttoevoer wordt verminderd. Voor CO geldt dat de emissie bij gesloten luchttoevoerleppen tot een factor 18 hoger kan zijn dan de emissie bij geheel geopende luchttoevoerleppen. Voor NO_x geldt dat de emissie (in g/kg) daalt wanneer de luchttoevoer wordt vermindert.

De emissie van CO, C_xH_y, PAK en geur lijkt relatief laag te zijn bij een luchtvermaat van circa 2. Gezien de relatief grote spreiding in de resultaten en het beperkt aantal beschikbare gegevens dienen conclusies omtrent een verband tussen de emissie van vaste-brandstofstoeven en de luchtvermaat met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Om een eventueel verband onomstotelijk aan te kunnen tonen zal een en ander nader vastgesteld dienen te worden.

4.4 Technische mogelijkheden ter verlaging van de emissies

Alvorens tot een beschrijving van mogelijkheden ter verlaging van de emissies over te gaan wordt in onderstaande een theoretische beschrijving van het verbrandingsproces in houtkachels gegeven.

Bij de verbranding van hout kunnen verschillende fasen worden onderscheiden:

- Drogen;
Het in het hout aanwezige vocht zal onder invloed van de temperatuur verdampen.
- Ontgassen;
Bij temperaturen vanaf ca. 200 °C wordt de chemische structuur van het hout afgebroken. Hierbij ontstaan vluchtige verbindingen als CO, H₂O, CH₄ en lagere koolwaterstoffen (C_xH_y). Daarnaast ontstaan componenten die bij de ontledings-temperatuur vluchtig zijn, maar bij lagere temperatuur condenseren (teer, deeltjes). De samenstelling van de ontledingsgassen wordt onder andere bepaald door de opwarmingsnelheid en de eindtemperatuur van het hout.

— Verbranding;

Bij de verbrandingsfase kan onderscheid worden gemaakt tussen de verbranding van de na de ontgassing resterende vaste fase (heterogene verbranding) en de verbranding van de vluchtige verbindingen (homogene verbranding).

Genoemde fasen zullen in een houtkachel (deels) gelijktijdig optreden. In het centrum van een houtblok kan nog droging plaatsvinden, terwijl de rest van het blok aan het vergassen is en de vluchtige componenten en de in de kachel nog aanwezige char verbranden.

Heterogene verbranding

Bij de heterogene verbranding (verbranding van vaste koolstof) zijn twee onafhankelijke snelheidslimiterende factoren te onderscheiden. De eerste factor is het transport van de zuurstof naar het hout en de tweede factor is de snelheid van de chemische reactie.

Wanneer de toevoersnelheid van zuurstof veel groter is dan de snelheid waarmee de zuurstof door chemische reactie wordt weggenomen, hangt de verbrandingssnelheid uitsluitend af van de chemische reactiesnelheid. Deze situatie wordt aangeduid met 'kinetisch-gelimiteerde verbranding'. Als de chemische reactie echter veel sneller is dan de snelheid waarmee zuurstof kan worden aangevoerd, dan wordt de verbrandingssnelheid bepaald door de diffusiesnelheid van de zuurstof naar het hout. Deze situatie wordt aangeduid met 'diffusie-gelimiteerde verbranding'.

Bij kinetisch-gelimiteerde verbranding is de verbrandingssnelheid (bij gelijkblijvend zuurstofgehalte in het omringende gas) sterk afhankelijk van de temperatuur van de brandstof. Een verhoging van de stromingssnelheid van de verbrandingslucht heeft (bij gelijkblijvende temperatuur van de verbrandingslucht) een grotere warmte-overdracht tot gevolg waardoor de temperatuur van de brandstof, en dus de verbrandingssnelheid, daalt ('uitblazen').

Bij diffusie-gelimiteerde verbranding heeft de stroming van de verbrandingslucht om de brandstof een sterke invloed op de verbrandingssnelheid door de beïnvloeding van de diffusiesnelheid van zuurstof naar de brandstof. De invloed van de temperatuur beperkt zich tot beïnvloeding van de diffusiesnelheid; dit effect is klein. Onder deze omstandigheden zal verhoging van de stroomsnelheid van de verbrandingslucht niet alleen de warmte-afvoer, maar ook de diffusiesnelheid van zuurstof naar de brandstof verhogen waardoor de chemische reactie wordt versneld. Binnen zekere grenzen neemt hierdoor de verbrandingssnelheid toe ('aanblazen').

Globaal kan het verbrandingsmechanisme van koolstof als volgt worden weergegeven:



Bij hogere temperaturen (> 1100 °C) zijn de reactiesnelheden zo groot dat het zuurstof het koolstofoppervlak niet kan bereiken zodat alleen reactie (2) en (3) optreden. Bij lagere temperaturen (< 900 °C) kan de zuurstof het koolstofoppervlak wel bereiken en wordt ook reactie (1) mogelijk.

Homogene verbranding

Bij de homogene verbranding (verbranding van gasvormige bestanddelen) kan een vergelijkbare indeling gemaakt worden als bij de heterogene verbranding. De volledigheid van de verbranding wordt beïnvloed door 'de drie t's':

- turbulentie;
- temperatuur;
- tijd.

In het algemeen wordt de omzetting van CO (en van bv. C_xH_y) naar CO_2 bij hogere temperaturen ($> 850\text{ }^\circ\text{C}$) gelimiteerd door de beschikbaarheid van zuurstof. Turbulentie zorgt voor een goede menging van de in de verbrandingslucht aanwezige zuurstof met de verbrandingsgassen (CO , C_xH_y).

Bij lagere temperaturen ($< 850\text{ }^\circ\text{C}$) is in het algemeen de toevoersnelheid van zuurstof groter dan de snelheid waarmee de zuurstof door chemische reactie wordt weggenomen en hangt de verbrandingssnelheid uitsluitend af van de chemische reactiesnelheid. De volledigheid van de verbranding zal in dat geval afhangen van de reactietijd bij deze temperatuur.

Uit bovenstaande beschrijving kan geconcludeerd worden dat de kwaliteit van de verbranding voornamelijk bepaald wordt door de verbrandingstemperatuur, de hoeveelheid verbrandingslucht en de wijze waarop de verbrandingslucht wordt toegevoerd. Principiële maatregelen ter verbetering van de emissies kunnen derhalve gevonden worden in de toepassing van:

- voldoende hoge verbrandingstemperatuur;
- voldoende verbrandingslucht, turbulentie en verblijftijd.

Andere mogelijkheden om de emissies te beperken zijn:

- katalytische naverbranding;
- stookgedrag.

Het functioneren van een vaste-brandstoftoestel kan worden beoordeeld aan de hand van onderstaande criteria:

- Verbrandingsrendement;

Het verbrandingsrendement wordt bepaald door de hoeveelheid onverbrande bestanddelen die het toestel verlaten. Een maat hiervoor is het warmteverlies door onverbrande gassen (CO , C_xH_y) en deeltjes ($H_i + H_d + H_a$; zie 4.2.2.). Bij een hoog verbrandingsrendement zullen de emissies van onder andere CO , C_xH_y en deeltjes laag zijn.

- Thermisch rendement;

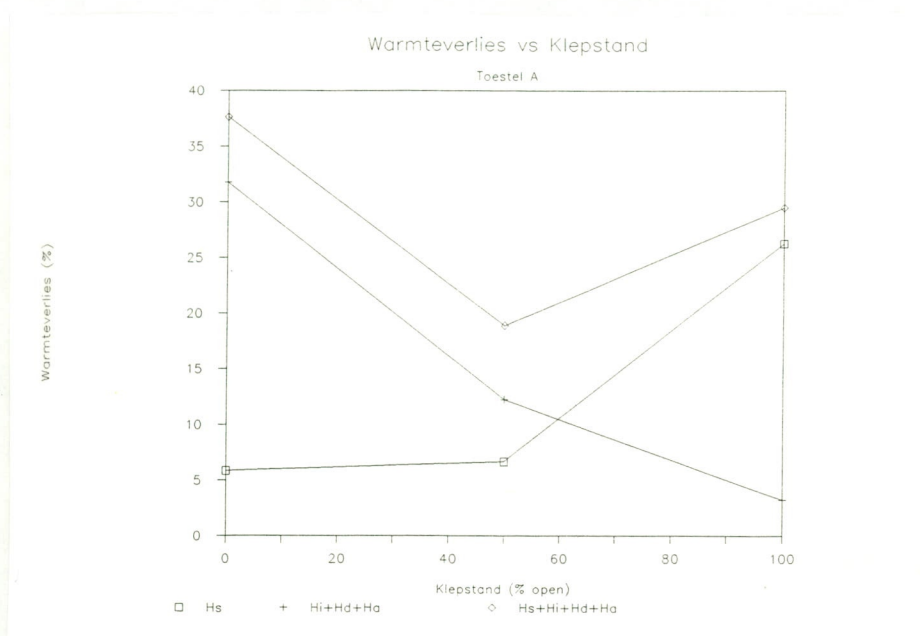
Het thermisch rendement wordt bepaald door de mate waarin de in het toestel gevormde warmte wordt overgedragen aan de omgeving. Een maat voor het thermisch rendement is het warmteverlies door voelbare warmte (H_s ; zie 4.2.2.).

- Totale rendement;

Het totale rendement wordt bepaald door de som van de verschillende warmteverliezen.

In figuur 4.3 wordt ter illustratie van toestel A het verloop van het warmteverlies in relatie tot de klepstand weergegeven.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



Figuur 4.3 Warmteverlies in relatie tot de klepstand (toestel A)

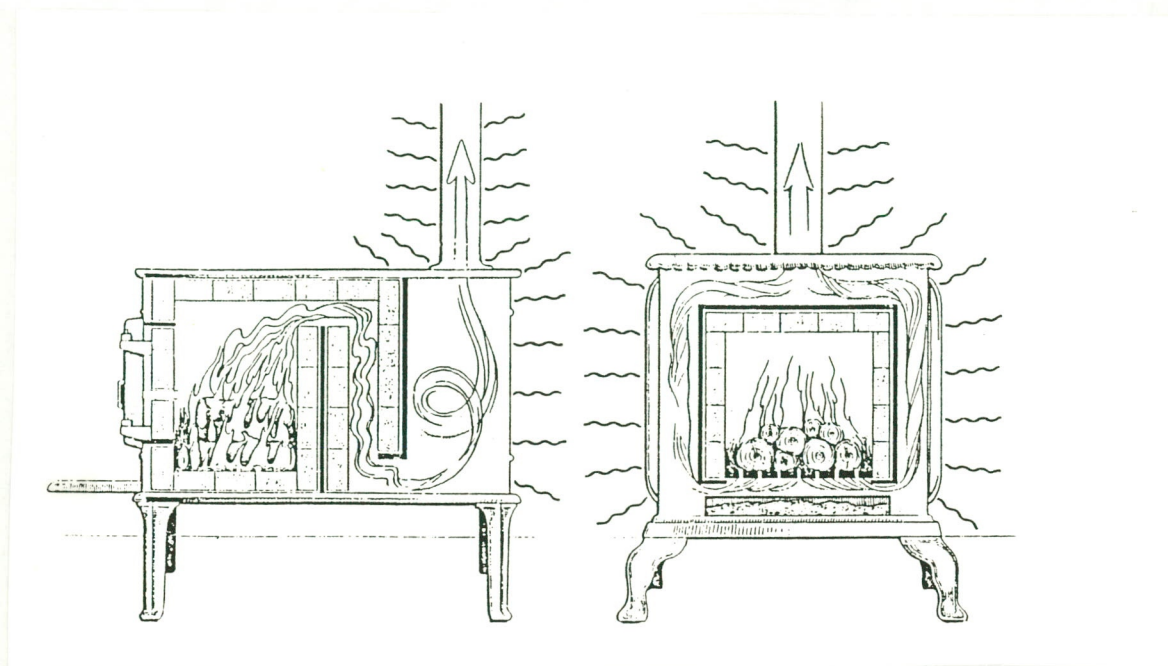
Onderscheid tussen het verbrandings- en het thermisch rendement is van belang omdat er bij het streven naar een optimaal verbrandingstoestel een conflict kan bestaan tussen het verbrandings- en het thermisch rendement. Maatregelen die de emissies verlagen kunnen tot gevolg hebben dat hierdoor het thermisch rendement (en het totale rendement) daalt [15].

Voldoende hoge verbrandingstemperatuur

Voor een volledige verbranding is een hoge verbrandingstemperatuur nodig. Een manier om dit te realiseren is isolatie van de verbrandingsruimte.

Door het toepassen van isolatie zal het thermisch rendement dalen. Dit doordat de temperatuur in de schoorsteen stijgt.

Een mogelijkheid om het verbrandingsrendement te verhogen zonder het thermische rendement te verlagen is het scheiden van de verbrandingsruimte van de ruimte waar de het warmtetransport naar de omgeving plaats vindt [15]. Voorbeelden hiervan zijn gegeven in figuur 4.4.



Figuur 4.4 Voorbeelden van het scheiden van de verbrandingsruimte van de ruimte waar de het warmtetransport naar de omgeving plaats vindt

Bij toestel D wordt de warmte van de verbranding in de verbrandingsruimte vastgehouden door de toepassing van een vuurvaste chamotte bekleding. Het effect hiervan is echter niet uit de resultaten van dit onderzoek af te leiden. De bij toestel D toegepaste automatische regeling is mogelijk meer bepalend voor de emissies dan de toegepaste vuurvaste bekleding.

Een andere mogelijkheid is het voorverwarmen van de verbrandingslucht. Dit kan onder andere worden gerealiseerd door het toepassen van S-draft, zoals bij toestel B en C [7] (zie ook figuur 2.6).

Door het gebruik van het toestel bij volledig open luchttoevoerleppe worden voldoende hoge verbrandingstemperaturen gerealiseerd. Het positieve effect van het stoken met geopende luchttoevoerleppe op de emissies is onder andere in deze studie aangetoond.

Voldoende verbrandingslucht, turbulentie en verblijftijd

Voor een volledige verbranding is het noodzakelijk dat er voldoende verbrandingslucht beschikbaar is. Deze verbrandingslucht dient tevens goed gemengd te zijn met de verbrandingsgassen en voldoende verblijftijd bij een hoge temperatuur te hebben voor een volledige omzetting naar CO_2 . Door het toevoeren van meer verbrandingslucht zal de hoeveelheid rookgassen echter toenemen. Hierdoor zullen de schoorsteenverliezen eveneens toenemen.

Om de toevoer van voldoende verbrandingslucht te bewerkstelligen dient zoveel mogelijk met geopende luchttoevoerleppe te worden gestookt, waarbij regelmatig een beperkte belading plaatsvindt. Een verbetering van de toevoer van verbrandingslucht

kan worden gerealiseerd door de verbrandingslucht gericht in een beperkte verbrandingsruimte te brengen waarbij voldoende turbulentie ontstaat [16]. Dit in plaats van het over de gehele verbrandingsruimte niet-gericht laten binnenstromen van de verbrandingslucht. Door het gericht met voldoende turbulentie inbrengen van de verbrandingslucht wordt de beschikbaarheid van de in de verbrandingslucht aanwezige zuurstof voor de brandstof vergroot.

In [18] wordt geconstateerd dat goed functionerende toestellen over het algemeen voorzien zijn van een keerschot (baffle) waardoor een relatief lage verbrandingsruimte ontstaat. Het voordeel van de toepassing van een keerschot is dat de verbrandingsgasen gedwongen worden een langere route af te leggen naar de schoorsteen waardoor een langere verblijftijd bij de relatief hoge temperatuur van de verbrandingsruimte ontstaat. In het onderhavige onderzoek zijn toestel B en C uitgerust met een keerschot, waardoor de zogenaamde S-draft ontstaat. Het effect van het toepassen van S-draft is aan de hand van de resultaten van het onderhavige onderzoek niet te bepalen om dat geen gegevens van vergelijkbare toestellen zonder S-draft beschikbaar zijn.

Door de toepassing van secundaire verbrandingslucht kan het verbrandingsrendement worden verbeterd. Ontwerpcriteria hierbij zijn onder andere [17],[19]:

- situering van de secundaireluchtinlaat juist buiten het gebied waar de primaire verbranding plaats vindt;
- voorverwarming van de secundaire lucht tot minimaal 250 °C;
- injectiesnelheid van de secundaire lucht tussen 0,8 en 1,3 m/s en gericht loodrecht op de stroming van de verbrandingsgasen.

De in het onderhavige onderzoek betrokken toestellen waarbij secundaire lucht wordt toegevoerd voldoen niet aan deze criteria.

Toepassing van katalytische naverbranding

Door het toepassen van een katalysator kan zowel het verbrandings- als het thermisch-rendement worden verbeterd. Door de omzetting van CO in CO₂ (verhoging verbrandingsrendement) zal de temperatuur van de rookgasen stijgen, waardoor de warmteafgifte naar de omgeving kan toenemen.

Verlaging van de CO-emissie met een factor 3 tot 10 [22], verhoging van de temperatuur van de rookgasen met ca. 200 °C [23] en een toename van het totale rendement met ca. 15% [24] worden gerapporteerd.

De CO- en C_xH_y-emissie van de met een katalysator uitgeruste toestel C zijn lager dan de andere in dit onderzoek betrokken toestellen, terwijl de NO_x-emissie hoger is.

Bij de positieve effecten van de toepassing van katalytische naverbranding kunnen een aantal kanttekeningen worden gemaakt:

- een katalysator kan onder bepaalde omstandigheden tot de vorming van N-houdende secundaire producten leiden [14,22];
- in [13] wordt geconstateerd dat de rookgasen van een toestel met een katalysator een hogere mutageniteit bezitten dan een toestel zonder een katalysator;
- er bestaan twijfels over de levensduur van de katalysator [27].

Stookgedrag

Naast het verbeteren van het ontwerp blijkt de wijze waarop het toestel wordt bedreven van wezenlijk belang voor de hoogte van de emissies. Uit onder andere dit onderzoek blijkt dat het verschil in met name de CO-emissie bij open en gesloten luchttoevoerklappen een factor 10 - 20 kan bedragen. Juist stookgedrag wordt gekenmerkt door [23]:

- hout in kleine hoeveelheden toe te voeren;
- hout te gebruiken met een vochtigheid van ca. 10 - 20%;
- relatief grote houtblokken te gebruiken;
- open luchttoevoerklappen.

Concluderend kan gesteld worden dat er, ten opzichte van de in deze studie geteste ontwerpen, mogelijkheden bestaan om de emissies van vaste brandstof toestellen voor huishoudelijk gebruik te beperken. Wanneer een beperkte aanpassing van de geteste ontwerpen wordt beoogd, kan in eerste instantie gedacht worden aan optimalisatie van de (primaire en secundaire) lucht toevoer. In [17] wordt een verlaging van de emissie van deeltjes met ca. 30% en een verhoging van de CO₂-concentratie (betere uitbrand) van ca. 15% gerapporteerd door het optimaliseren van de toevoer van secundaire lucht. De deeltjesemissie die hierbij gerealiseerd werd bedroeg 3 - 5 g/kg. Door verbetering van de secundaire luchttoevoer kan de deeltjesemissie van toestel A en de CO-emissie van toestel A, B en D worden verminderd. Een tweede aanpassing kan de toepassing van een vuurvaste bekleding van de vuurhaard zijn. Dit kan toegepast worden bij toestel A en C. Een andere maatregel is de toepassing van een katalysator.

De voornaamste emissiereductie kan echter worden gerealiseerd door juist stookgedrag. Voorlichting van de gebruikers op dit punt wordt van wezenlijk belang geacht.

De emissies van toestel C zijn vergelijkbaar met in de literatuur gevonden haalbare lage emissiewaarden.

4.5 Voorstel voor een voor te schrijven testprocedure

In onderstaande paragrafen wordt een voorstel gedaan voor een te hanteren testprocedure. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen:

- de testprocedure, en
- voorschriften waaraan een vaste brandstoftoestel voor huishoudelijk gebruik dient te voldoen.

4.5.1 De testprocedure

In hoofdstuk 4.1 is geconcludeerd dat de standaard VHR-procedure een redelijk beeld geeft van de emissies in g/kg brandstof. Hierbij worden echter uitschieters geconstateerd waarbij de verhouding VHR/werkelijke waarde maximaal ca. 1,5 en minimaal ca. 0,5 kan bedragen. De VHR⁺-methode geeft een betere benadering van de werkelijk optredende emissie. De geconstateerde maximale afwijking ten opzichte van de werkelijke emissies bedraagt ca. 10%.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

In tabel 4.11 wordt een en ander samengevat.

Tabel 4.11 Samenvatting onderzochte meet/berekeningsmethoden

Methode	Verhouding ten opzichte van meting	Opmerkingen
VHR (uitgaan van gemiddelde meetwaarde)	gem. ca. 1,0 max. ca. 1,5 min. ca. 0,5	Relatief eenvoudige procedure, echter grote afwijking mogelijk
VHR ⁺ (uitgaan van actuele meetwaarden; iedere 30 sec.)	gem. ca. 1,0 max. ca. 1,1 min. ca. 0,9	Toepassing van data-acquisitie, beperkte afwijkingen
Meting in verdunningstunnel	1	Toepassing van verdunnings-tunnel fundamenteel juiste methode

De bij de VHR-methode geconstateerde uitschieters zijn, mede doordat er geen aanwijsbare reden voor het optreden van de uitschieters kon worden gevonden, een complicerende factor in het geval dat de resultaten getoetst dienen te worden aan emissie-eisen. Een en ander kan betekenen dat er bij het toetsen van de resultaten van de VHR-methode aan een emissie-eis meerdere emissiemetingen uitgevoerd dienen te worden, hetgeen tot een (aanzienlijke) kostenverhoging zal leiden. Hetzelfde geldt in mindere mate voor de VHR⁺-methode.

Voor een situatie waarin naast de deeltjes-emissie ook gasvormige emissies vastgesteld dienen te worden, wordt voorgesteld de componenten waarvoor emissie-eisen zullen gelden vast te stellen in de verdunningstunnel (zie: meting in de verdunningstunnel). Hierbij is de toepassing van een tweede CO-analyser onvermijdelijk. Dit betekent een uitbreiding ten opzichte van de VHR-methode.

Voor die situaties waarin de deeltjes-emissie niet vastgesteld hoeft te worden, kan, om de test-procedure zo eenvoudig mogelijk te houden [27], het toepassen van de VHR⁺-methode worden overwogen. Bij deze methode zal de toepassing van een data-acquisitie-systeem noodzakelijk zijn.

Opgemerkt wordt dat er op internationaal niveau overleg plaatsvindt op het gebied van testmethoden voor vaste-brandstofstoestellen (CEN/TC 295). Hierbij wordt onder andere een afweging gemaakt tussen het toepassen van natuurlijke schoorsteentrek (zoals bij de VHR-testmethode) en het toepassen van opgelegde schoorsteentrek (constant debiet in schoorsteen). Door het toepassen van natuurlijke trek worden de praktijkomstandigheden het best benaderd. Een nadeel hierbij is echter dat voor de vaststelling van de deeltjes-emissies de toepassing van een verdunningstunnel noodzakelijk is. Het voordeel van opgelegde schoorsteentrek is dat de concentratie van deeltjes in de schoorsteen plaats kan vinden, waardoor er geen verdunningstunnel hoeft te worden toegepast.

Voorlopige resultaten van, in internationaal verband uitgevoerde, metingen aan toestel C bij zowel natuurlijke trek als bij opgelegde trek zijn weergegeven in figuur 4.5 [30].

Metingen bij natuurlijke trek zijn uitgevoerd door:

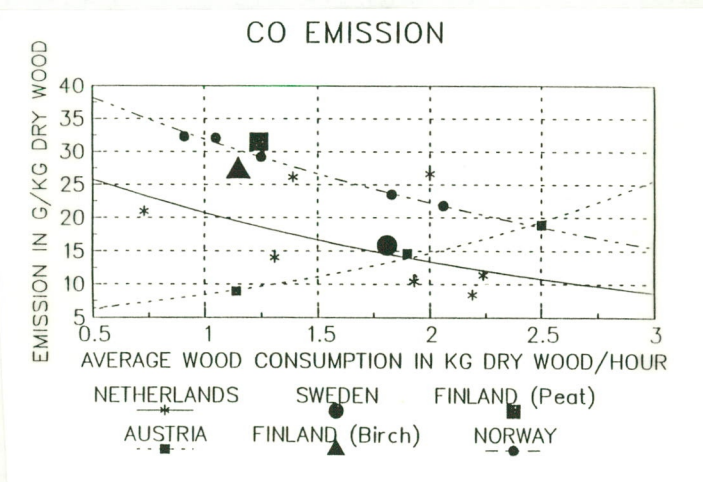
- Zweden;
- Finland;
- Noorwegen;
- Nederland (resultaten uit onderhavig onderzoek).

Metingen bij opgelegde schoorsteentrek zijn uitgevoerd door:

- Oostenrijk.

Opvallend is dat de bij natuurlijke trek geconstateerde trend van een dalende CO-emissie bij een stijgend houtverbruik, niet bij opgelegde trek wordt waargenomen. Bij opgelegde trek lijkt de CO-emissie juist toe te nemen bij een stijgend houtverbruik. Uit deze afwijkende resultaten en het feit dat door natuurlijke trek de praktijkomstandigheden het best worden benaderd, moet worden geconcludeerd dat het toepassen van natuurlijke schoorsteentrek de voorkeur geniet.

Verder valt in figuur 4.5 de, ten opzichte van de spreiding in de resultaten van Noorwegen en Oostenrijk, relatief grote spreiding op van de volgens de VHR-testmethode bepaalde CO-emissie. In bovenstaande is deze spreiding reeds toegelicht.



Figuur 4.5 Voorlopige resultaten van in IEA-verband uitgevoerde metingen aan toestel C

4.5.2 Voorschriften

De door de VHR voorgestelde keuringseisen met betrekking tot de emissies en het rendement zijn:

- deeltjes: maximaal 8 g/kg voor tijdelijk en continue gebruik;
maximaal 6 g/kg voor uitsluitend sferdooelinden.
- rendement: minimaal 60%

Wanneer de resultaten van dit onderzoek worden vergeleken met deze eisen, moet worden geconstateerd dat alleen toestel A op basis van een te hoge deeltjes emissie niet voldoet. De deeltjesemissie van de overige in dit onderzoek betrokken toestellen bedraagt maximaal ca. 5 g/kg.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofoestellen voor huishoudelijk gebruik

Indien het voorschrijven van grenswaarden aan gasvormige emissies gewenst is, zal in de eerste plaats gedacht kunnen worden aan het stellen van een maximum waarde aan de CO-emissie of aan de giftigheidsindex. Door beperking van de CO-emissie/giftigheidsindex zal ook de emissie van C_xH_y , geur en mogelijk van deeltjes worden teruggedrongen. Aan de hand van de CO-emissie/giftigheidsindex kan echter geen kwantitatieve uitspraak over de emissies van de overige componenten worden gedaan.

Een grondslag voor het stellen van eisen voor PAK en PCDD/F is nog niet aanwezig omdat nog onvoldoende duidelijk is hoe deze emissies (zonder toepassing van add-on technieken, die in dit kader niet relevant zijn) kunnen worden verminderd.

Een overzicht van in andere IEA-landen toegepaste methoden en grenswaarden is weergegeven in tabel 4.12.

Tabel 4.12 Overzicht van in IEA-landen toegepaste testmethoden en grenswaarden voor vaste-brandstofoestellen [31]

	Sweden SP-method 1071	Denmark DS 867-2	USA EPA method 5G	Canada B415-M1986	Australia Draft, Standard 91064	Norway Metode A-D
Temperatures	x	x	x	x	x	x
CO	x	x		x	x	x
CO ₂	x	x		x	x	x
O ₂				x	x	
Tar	x					
Draft	x	x				x
Moisture in wood				x	x	x
Wood consumption			x	x	x	x
Loaded wood, weight	x	x				
Efficiency		> 70%				
Exhaust velocity			x	x	x	x
Particles			x	x	x	x
PAH						x
Firing procedure	as specified	nominal effect	full load	full load	as specified	full load
Number heat outputs	1	1	4	4	3	4
Emission levels	<40 mg/MJ (tar)	CO<0.3%, CO ₂ = 7.5%	C 4.1, NC 7.5 (g/h)	**	C 2.1, NC 4.0 (g/kg)	* C 5g/kg, NC 10g/kg

C - Catalytic stoves, NC - None catalytic stoves

* - The emission level proposed in Norway

** - Expected level as in USA

Naast het stellen van emissie-eisen kan gedacht worden aan het voorschrijven van technische aspecten die de emissie van vaste-brandstofoestellen positief beïnvloeden. Hierbij kan gedacht worden aan aspecten als:

- maximale grootte ten opzichte van warmtevraag;
- minimale opening luchttoevoerleppen;
- wijze van luchttoevoer (primair, secundair);
- toepassen van een katalysator;
- maximale en minimale luchtvermaat;
- isolatie van de vuurhaard.

5 Conclusies

5.1 Testprocedure

De standaard VHR-procedure geeft gemiddeld een redelijk beeld van de emissies in g/kg brandstof. Hierbij worden echter uitschieters geconstateerd waarbij de verhouding VHR/werkelijke waarde maximaal ca. 1,5 en minimaal ca. 0,5 kan bedragen. De VHR⁺-methode geeft een betere benadering van de werkelijk optredende emissie, doordat uitgegaan wordt van actuele waarden in plaats van gemiddelde waarden. De geconstateerde maximale afwijking van de VHR⁺-methode ten opzichte van de werkelijke emissies bedraagt ca. 10%.

De bij de VHR geconstateerde uitschieters zijn, mede doordat er geen aanwijsbare reden voor het optreden van de uitschieters kon worden gevonden, een complicerende factor in het geval dat de resultaten getoetst dienen te worden aan emissie-eisen. Een en ander kan betekenen dat er bij het toetsen van de resultaten van de VHR-methode aan een emissie-eis meerdere emissiemetingen uitgevoerd dienen te worden, hetgeen tot een (aanzienlijke) kostenverhoging zal leiden. Hetzelfde geldt in mindere mate voor de VHR⁺-methode.

Op basis van voorlopige resultaten van in IEA-verband uitgevoerde metingen aan toestel C, wordt geconcludeerd dat bij het uitvoeren van emissiemetingen aan vaste-brandstofstoestellen bij voorkeur natuurlijke schoorsteentrek gehanteerd dient te worden.

5.2 Emissies

Een overzicht van de in deze studie met behulp van de VHR-methode vastgestelde emissiewaarden is gegeven in tabel 5.1.

Tabel 5.1 Samenvatting resultaten emissiemetingen

Component		Emissie
CO	[g/kg]	10 - 270
Giftigheidsindex ¹⁾	[-]	1 - 30
Deeltjes	[g/kg]	1 - 40
C _x H _y	[g/kg]	0 - 35
PAK	[mg/kg]	20 - 1000
NO _x	[g/kg]	0,2 - 0,8
PCDD/F	[ng TEQ/kg]	1,6 - 29 ²⁾
Geur	[1000 ge/kg]	110 - 27000

¹⁾ = (CO/CO₂) * 100.

²⁾ = voor de gesloten haarden: 1,6 - 3,3 ng TEQ/kg hout.
voor de open haard: 13 - 29 ng TEQ/kg hout.

De in dit onderzoek gevonden emissie van CO, deeltjes, C_xH_y , PAK en NO_x komen redelijk overeen met de uit de literatuur bekende emissies.

Voor wat betreft de emissie van PCDD/F kunnen in de schaarse literatuur over dit onderwerp slechts zeer uiteenlopende indicaties over emissies van PCDD/F worden verkregen [25][29]. De bij de gesloten haard vastgestelde PCDD/F-emissie komt redelijk overeen met in [25] genoemde emissiewaarden. De bij de open haard vastgestelde emissie is aanzienlijk hoger. De oorzaak van de verschillen is, vanwege het beperkt aantal meetgegevens, niet aan te geven. Opgemerkt wordt dat de in de literatuur gegeven emissiewaarden vastgesteld zijn onder praktijkomstandigheden, terwijl de resultaten van onderhavig onderzoek verkregen zijn onder laboratoriumomstandigheden. Over de relatie tussen praktijkomstandigheden en laboratoriumomstandigheden bestaat nog onvoldoende inzicht.

5.3 Onderlinge relaties tussen emissies

Een overzicht van de onderlinge relaties tussen emissies en verbrandingsgrootheden is weergegeven in tabel 5.2.

Tabel 5.2 Samenvatting mogelijke onderlinge correlaties

Component	Correlatie
CO	klepstand, houtverbruik, temperatuur, luchtvermaat
Giftheidsindex	CO, klepstand, houtverbruik, temperatuur, luchtvermaat
Deeltjes	klepstand, temperatuur
C_xH_y	CO, giftheidsindex, luchtvermaat
PAK	luchtvermaat ??
NO_x	houtverbruik, giftheidsindex, temperatuur
Geur	klepstand, luchtvermaat

Gesteld kan worden dat voor de emissie (in g/kg) van CO, C_xH_y en geur geldt dat deze voor toestellen zonder katalysator toeneemt wanneer de luchttoevoer wordt vermindert. Voor CO geldt dat de emissie bij gesloten luchttoevoer kleppen tot een factor 18 hoger kan zijn dan de emissie bij geheel geopende luchttoevoer kleppen. Voor NO_x geldt dat de emissie (in g/kg) daalt wanneer de luchttoevoer wordt vermindert.

De emissie van CO, C_xH_y , PAK en geur lijkt relatief laag te zijn bij een luchtvermaat van circa 2. Gezien de relatief grote spreiding in de resultaten en het beperkt aantal beschikbare gegevens dienen conclusies omtrent een verband tussen de emissie van vaste-brandstof toestellen en de luchtvermaat met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Om een eventueel verband onomstotelijk aan te kunnen tonen zal een en ander nader vastgesteld dienen te worden.

5.4 Technische mogelijkheden ter verlaging van de emissies

Ten opzichte van de in deze studie geteste ontwerpen, bestaan mogelijkheden om de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik te beperken. Wanneer een beperkte aanpassing van de geteste ontwerpen wordt beoogd, kan in eerste instantie gedacht worden aan optimalisatie van de (primaire en secundaire) luchttoevoer en de toepassing van een vuurvaste bekleding van de vuurhaard zijn. Een andere maatregel is de toepassing van een katalysator. De voornaamste emissiereductie kan echter worden gerealiseerd door juist stookgedrag. Voorlichting van de gebruikers op dit punt wordt van wezenlijk belang geacht.

5.5 Voorschriften

Indien het voorschrijven van grenswaarden voor gasvormige emissies gewenst is, zal in de eerste plaats gedacht kunnen worden aan het stellen van een maximum waarde aan de CO-emissie of aan de giftigheidsindex. Door beperking van de CO-emissie/giftigheidsindex zal ook de emissie van C_xH_y , geur en mogelijk van deeltjes worden teruggedrongen. Aan de hand van de CO-emissie/giftigheidsindex kan echter geen kwantitatieve uitspraak over de emissies van de overige componenten worden gedaan.

Opgemerkt wordt dat de te stellen emissie-eisen nauw samenhangen met de toegepaste testmethode.

Een grondslag voor het stellen van eisen voor PAK en PCDD/F is nog niet aanwezig omdat nog onvoldoende duidelijk is hoe deze emissies (zonder toepassing van add-on technieken, die in dit kader niet relevant zijn) kunnen worden verminderd. Nader onderzoek naar de PAK- en PCDD/F-emissie van vaste-brandstofstoestellen is noodzakelijk.

Naast het stellen van emissie-eisen kan gedacht worden aan het voorschrijven van technische aspecten die de emissie van vaste-brandstofstoestellen positief beïnvloeden. Hierbij kan gedacht worden aan aspecten als:

- maximale grootte ten opzichte van warmtevraag;
- minimale opening luchttoevoerkleppen;
- wijze van luchttoevoer (primair, secundair);
- toepassen van een katalysator;
- maximale en minimale luchtvermaat;
- isolatie vuurhaard.

6 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt deel te nemen aan internationaal overleg op het gebied van de ontwikkeling van testmethoden voor vaste-brandstofstoestellen (CEN/TC 295). In dit overleg kan het Nederlandse standpunt met betrekking tot de testprocedure worden ingebracht. Hierbij kan onder andere de toepassing van natuurlijke schoorsteentrek worden ondersteund.

Nadere uitwerking/detaillering van de in het 'Concept Eisenpakket voor de VHR' weergegeven testprocedure is gewenst. Aandachtspunten hierbij kunnen onder andere zijn:

- eenduidige definiëring:
 - effectief volume;
 - maximale brandsnelheid.
- meetomstandigheden:
 - opgelegde/natuurlijke schoorsteentrek;
 - belasting;
 - vochtigheid/type brandstof;
 - bediening toestel.
- meetmethoden:
 - toe te passen analysers;
 - isokinetische deeltjesbemonstering.

Er is slechts een beperkt aantal meetgegevens beschikbaar met betrekking tot de emissie van PCDD/F van vaste-brandstofstoestellen. Tevens bestaat onvoldoende inzicht in de relatie tussen praktijkomstandigheden en laboratoriumomstandigheden. Nader onderzoek naar de PCDD/F-emissie van vaste-brandstofstoestellen is noodzakelijk. Dergelijk onderzoek dient te resulteren in:

- verbeterd inzicht in de emissie van PCDD/F bij houtgestookte vaste-brandstofstoestellen;
- inzicht in de emissies van vaste-brandstofstoestellen in praktijksituaties.

De emissie van CO, C_xH_y, PAK en geur lijkt relatief laag te zijn bij een luchtvermaat van circa 2. Gezien de relatief grote spreiding in de resultaten en het beperkt aantal beschikbare gegevens dienen conclusies omtrent een verband tussen de emissie van vaste-brandstofstoestellen en de luchtvermaat vooralsnog met de nodige voorzichtigheid te worden gehanteerd. Om een eventueel verband onomstotelijk aan te kunnen tonen zal een en ander nader vastgesteld dienen te worden.

In onderhavige studie zijn een aantal mogelijkheden genoemd om de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik te beperken. Aanbevolen wordt het effect van het toepassen van deze maatregelen door meting vast te stellen. Het resultaat van dergelijk onderzoek dient, samen met een nadere uitwerking en detaillering van de VHR-testmethode, te leiden tot een model-voorschrift voor vaste-brandstofstoestellen.

7 Referenties

- [1] Okken, P.A.
Houtkachels in Nederland; Bijdrage aan energievoorziening en milieubelasting. Novem, 1992.
- [2] Zeedijk, H.
Diverse meetrappoorten houtkachels.
Technische Universiteit Eindhoven, 1981-1988.
- [3] Heeden, D.J. van der.
Standards of performance for new stationary sources; residential wood heaters.
Federal Register vol 52, no. 32, 1987.
- [4] Karlsvik, E.
Modelling and experiments of woodlog combustion.
Presented at the Nordic Workshop on Combustion of Biomass.
Trondheim-NTH, Norway, February 1991.
- [5] Basisgegevens aardgassen.
N.V. Nederlandse gasunie.
- [6] Karlsvik, E.
CO, particles, tar and PAH emissions from five different wood stoves/fireplaces in Norway.
The Foundation for Scientific and Industrial Research at the Norwegian Institute of Technology.
May 1991.
- [7] Green, D.
Residential Wood Combustion Study Task 4.
Technical Analysis of Wood Stoves, Final report.
U.S. Environmental Protection Agency.
March 1983.
- [8] Heeden, D.J. van der.
Vergelijkend onderzoek naar de luchtverontreiniging van 17 kachels voor vaste brandstof.
Publikatiereeks Lucht nr. 36.
November 1984.
- [9] Jaasma, D.R.
Field performance of Woodburning Stoves in Crested Butte, Colorado.
Environmental Monitoring and Assessment 24: 189-204, 1993.
- [10] Kowalczyk, J.F.
Particulate emissions from new low emission wood stove designs measured by EPA Method V.
Proceedings 1981 International Conference on Residential Solid Fuels.

-
- [11] Karlsvik, E.
Combustion of wood in stoves.
Presented at the 6th European Conference on Biomass for Energy.
Athens, Greece, April 1991.
- [12] Löfroth, G.
Mutagenicity assay of emission extracts from wood stoves: Comparison with
other emission parameters.
The science of the Total Environment, 58: 199-208, 1986.
- [13] McCrillis, R.C.
Effects of operating variables on PAH emissions and mutagenicity of emissions
from woodstoves.
Air Waste Management Association, 42: 691-694, 1992.
- [14] Karlsvik, E.
Emissions of NO_x and N₂O from wood stoves.
The Foundation for Scientific and Industrial Research at the Norwegian
Institute of Technology.
- [15] Shelton, J.
Wood heating system design conflicts and possible resolutions.
Proceedings 1981 International Conference on Residential Solid Fuels.
- [16] Cooke, W.M.
Characterisation of emissions from residential wood combustion sources.
Proceedings 1981 International Conference on Residential Solid Fuels.
- [17] Poirot, R.L.
Secondary air systems for improved residential wood stove combustion.
DOE/R1/26233--T1, DE85 013570.
U.S. Department of Energy, Region I, Washington 1982.
- [18] Edmisten, N.G.
Getting the heat out of new technology wood stoves: A comparative analyses
Proceedings Managing indoor air for health and energy conservation.
Atlanta, U.S., 1986.
- [19] Pullen, D.R.
Design features and test experiences with domestic wood fired heaters in New
Zealand.
Proceedings 1981 International Conference on Residential Solid Fuels.
- [20] Jaasma, D.R.
Catalysis of woodstove effluent.
Proceedings 1981 International Conference on Residential Solid Fuels.
- [21] Karlsvik, E.K.
Catalytic combustion in wood stoves.
WHA/EPA seminar, Baltimore, U.S., 1985.
-

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

- [22] Zimar, F.
The effect of catalytic combustion on creosote reduction, combustion efficiency, and pollution abatement for residential wood heaters.
Proceedings 1981 International Conference on Residential Solid Fuels.
- [23] Okken, P.A.
Milieueffecten van allesbranders en open haarden.
Publikatiereeks Lucht nr. 2.
December 1982.
- [24] Boeft, J den.
Luchtverontreiniging door het stoken van vaste brandstoffen.
Distributiecentrum Overheidspublicaties 1984.
- [25] Bröker, G.
Emission polychlorierter Dibenzo-p-dioxine und furane aus Hausbrandfeuerungen.
US-Berichte Nr. 103, Landesanstalt für Immisionschutz Nordrhein-Westfalen, ISSN 0720-8499.
1992.
- [26] Burton, B.A.
Residential wood combustion study.
U.S. Environmental Protection Agency.
July 1984.
- [27] Mondelinge informatie VHR.
- [28] Nussbaumer, T.
Emissionen von Holzfeuerungen.
Institut für Energiesysteme, Technische Hochschule Zürich.
Juni 1990.
- [29] Vikelsoe, J.
Emission of dioxins from Danish household stoves.
Abstract Dioxin '91, Research Triangle Park, North Carolina, USA.
September 1991.
- [30] Sulilatu, W.F.
IEA-bijeenkomst, Wenen - Oostenrijk
25-28 mei 1993 (verslag aan NOVEM b.v.).
- [31] Karlsvik et al.
Emissions from Wood Stoves and Fireplaces.
Paper presented in Interlaken, Switzerland.
Congress - Advances in Thermochemical Biomass emission.
11-15 May 1992.

8 Verantwoording

Naam en adres van de opdrachtgever

NOVEM B.V.

Drs. G. Smakman

Postbus 8242

3503 RE Utrecht

Ministerie van VROM

Drs. J. Oude Lohuis

Ing. H. Holtring

Postbus 30945

2500 GX Den Haag

Namen en functies van de medewerkers

W.F. Sulilatu, reseach medewerker

S. van Loo, wetenschappelijk medewerker

Namen van instellingen waaraan een deel van het onderzoek is uitbesteed
niet van toepassing

Datum waarop, of tijdsbestek waarin, het onderzoek heeft plaatsgehad
1992 tot en met juli 1993

Ondertekening

W.F. Sulilatu
onderzoekleider

Goedgekeurd door

Ir. J. de Koning
werkgroep leider

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Bijlage 1 VHR-testprocedure; Deel 1

Keuringseisen 25 juni 1992
Vereniging Haard & Rookkanaal

uitgave 1.2.

Inhoudsopgave

I	Definities	5
II	Veiligheidstest	6
	– Opstelling	6
	– Proefbrandstof	6
	– Stookprocedure	6
	– Eisen	6
III	Deeltjesemissie-test	7
	– Principe	7
	– Apparatuur	7
	– Procedure	7
	– Testopstelling stookprocedure	8
	– Eisen	9
	– Berekening	9
IV	Rendements-test	10
	– Principe	10
	– Apparatuur	10
	– Testopstelling	10
	– Eisen	10
	– Berekeningen	10
V	Bijkomende eisen	14
VI	Testprocedure en protocol	15
VII	Produktinformatie	16
	– Inleiding	16
	– Aankoopinformatie	16
	– Informatie voor gebruik en onderhoud	17

Deel 1 Toestellen met als brandstof hout en met een nominaal vermogen van 14 kW

I Definities

- Deze keuringseisen beperken zich tot toestellen met een nominaal vermogen van 14 kW, gemeten tijdens de deeltjesemissie-metingen.
- Toestellen voor continu gebruik zijn toestellen met een goede regelbaarheid, waar de verhouding tussen maximum brandsnelheid en minimum brandsnelheid groter is dan 3.
- Toestellen voor tijdelijk gebruik zijn toestellen met een minder goede regelbaarheid, waar de verhouding tussen maximum en minimum brandsnelheid tussen 3 en 1,5 is.
- Toestellen voor uitsluitend sfeerdoeleinden zijn toestellen waarvan de verhouding tussen maximum en minimum brandsnelheid kleiner is dan 1,5.

II Veiligheidstest

Opstelling

Het toestel wordt in een inrichting geplaatst waarvan vloer- en wandtemperatuur gemeten kunnen worden.

Figuur 1 geeft details over de constructie en opstelling voor vrijstaande toestellen en voor inbouwtoestellen zie figuur 2.

De fabrikant geeft de minimaal vereiste afstand tussen kachel en wand bij vrijstaande toestellen, voor zover deze afstand in afwijking is van de algemeen gestelde eisen. Deze afstand dient tevens in de inbouwvoorschriften eenduidig vastgelegd te zijn.

Voor inbouwtoestellen geeft de fabrikant de soort en dikte van de isolatie op.

Proefbrandstof

Profielhout = naaldhout van 50×50 mm met maximum 15% vocht op natte basis.

De stukken hout worden met 10 mm tussenruimte aan elkaar geniet of gespijkerd met 2 stukken latten van 13×25 mm (zie figuur 3).

Aantal en lengte van de stukken wordt zo gekozen dat per m^2 stookoppervlakte $1/3 \times 400$ MJ wordt verkregen (1 kg. hout (15% vocht) = 15 MJ).

Stookprocedure

De luchtschuiven worden maximaal geopend. Om de 20 minuten wordt een belading gedaan van $1/3 \times 400$ MJ/ m^2 stookoppervlak. De trek wordt zo ingesteld dat de belading na ongeveer 20 minuten is opgebrand.

De proef duurt zolang tot men een constante wandtemperatuur heeft bereikt.

Eisen

- De wand- en vloertemperaturen mogen niet boven de $70^\circ\text{C} + \text{kamertemperatuur}$ komen.
 - Het toestel mag geen vervormingen geven.
 - De lekkluchthoeveelheid voor en na de proef mag niet meer dan 25% toenemen. Lekkluchthoeveelheidstoename tot $2 \text{ Nm}^3/\text{hr}$ is ten allen tijde toegestaan (gemeten bij 20 Pa onderdruk).
- Niet van toepassing op sfeertoestellen

Veiligheidstest kan eventueel zonder balans uitgevoerd worden

III Deeltjesemissie-test

Principe

Deeltjes worden isokinetisch bemonsterd uit een collector waar de rookgassen met omgevingslucht worden verdund. De deeltjes worden verzameld op twee glasvezelfilters in serie. De filters worden op een temperatuur gehouden lager dan 32 °C. De hoeveelheid deeltjes wordt gravimetrisch bepaald na drogen.

Apparatuur

- Verdunningstunnel (zie figuur 4).
- Monsternameline (zie figuur 5).
- Probe:
 - in het midden van de verdunningstunnel geplaatst;
 - materiaal: RVS of glas of gelijkwaardig materiaal;
 - afmetingen: inwendige diameter circa 10 mm lengte circa 600 mm.
- Pitot buis: met gekende coëfficiënt.
- Verschil drukmeter: om snelheid in tunnel te bepalen.
- Filterhouders: voor filters met een diameter van 100 mm. De tweede filter zal 25 tot 100 mm van de eerste geplaatst worden.
- Temperatuurmeters:
 - tussen de 2 filters;
 - in de verdunningstunnel;
 - in het rookgaskanaal.
- Koeler: in staat om het watergehalte van het monstergas tot 1,5% (volume %) te brengen voordat het naar de gasteller gaat.
- Gasteller.
- Analytische balans: nauwkeurigheid 0,1 mg.
- Filters: Gelman A/E 61631 of gelijkwaardig.
- Balans: nauwkeurigheid 50 gr. (verbruik kachel meten).
- Dessicator.
- Droogmiddel voor dessicator: calciumchloride, silicagel of calciumfosfaatanhydride.

Procedure

- De verdunningstunnel wordt voor elke serie testen geveegd.
- De ventilator mag de trek in het rookgaskanaal met niet meer dan 1,25 Pa beïnvloeden (gemeten in koude toestand, luchtschuiven volledig open).
- 100% van rookgassen moeten door de tunnel.
- De snelheid in de verdunningstunnel wordt op ongeveer 3,7 m/s ingesteld (circa 240 Nm³/hr) gedurende de volledige test.
- Het debiet door de filters zal zo zijn dat er isokinetisch bemonsterd wordt (circa 0,9 Nm³/hr).

- Einde test worden filters gedroogd in een dessicator tot een constant gewicht. Het verschil in gewicht van voor en na de proef van de 2 filters geeft het totaal aan van de opgevangen deeltjes.

Testopstelling stookprocedure

- Schoorsteen bestaande uit:
metalen enkelwandige aansluitleiding op het toestelaansluitstuk tot $2,6 \pm 0,15$ m boven de vloer, boven dit niveau tot $4,6 \pm 0,3$ m boven de vloer een geïsoleerde schoorsteen.
De standaard testschoorsteendiameter bedraagt 200 mm. De fabrikant kan echter een verzoek indienen om op een afwijkende schoorsteendiameter te laten keuren. De keuze kan dan bepaald worden uit de diameters: 130, 150, 180 of 250 mm.
- De omgevingstemperatuur is tussen 18 en 32 °C.
- Brandstof:
 - naaldhout;
 - vochtigheid, 16-20% op natte basis (= 19-25% op droge basis).
- Bijvoegen van water bij te droog hout is niet toegestaan. Het is aan te bevelen de brandstof in een op temperatuur- en vochtigheid gecontroleerde kamer te bewaren.
- Afmetingen: alle stukken zullen de nominale afmeting hebben van een 2×4 of een 4×4 blok (zie figuur 6). De lengte zal ongeveer $5/6$ van de breedte van de verbrandingskamer zijn of circa $5/6$ van de diepte van de verbrandingskamer, afhankelijk van welke van deze 2 de grootste afmeting heeft.
Op de uiteinden boven en onder van de blokken worden er afstandslatjes genageld (zie figuur 6) van hetzelfde houtsoort als de blokken.
- Brandstofvulling:
De hoeveelheid brandstof dient tenminste voldoende te zijn voor de duur van de maximum brandsnelheidstest, welke gesteld wordt op 60 minuten met een tolerantie van + of - 10%.
- Berekening vulling:
 $\text{vulling} = 112 \text{ kg/m}^3 \text{ verbrandingskamerinhoud}$.
Verbrandingskamerinhoud is dat volume waar de brandstof tijdens normaal gebruik kan worden gestapeld. De maximale hoogte wordt beperkt tot 5 cm onder de bovenkant van de bovenste vulopening. Afhankelijk van de verbrandingskamerinhoud gebruikt men 2×4 of 4×4 blokken.
 - is de verbrandingskamerinhoud kleiner dan 43 dm^3 , dan gebruikt men alleen 2×4 blokken;
 - is de verbrandingskamerinhoud groter dan 43 dm^3 en kleiner dan 85 dm^3 , dan gebruikt men voor de helft van het gewicht 2×4 blokken en voor de andere helft 4×4 blokken;
 - is de verbrandingskamerinhoud groter dan 85 dm^3 dan gebruikt men alleen 4×4 blokken.Figuur 7 geeft enkele voorbeelden van brandstofstapeling.
- Basisgloed voor continu gebruik: 20 à 25 gewichts% van de vulling.
- De deeltjesemissie test begint wanneer de basisgloed bereikt is.
Alvorens de emissietests te starten, dient het toestel voor elke emissietest telkens tenminste een uur (1h) gestookt te zijn op de tijdens de emissietest voorgeschreven brandsnelheid.
In de eerst volgende minuut na het bereiken van de basisgloed moet de belading (vulling) gebeuren volgens de voorgeschreven instructies van de fabrikant. Tijdens

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofoestellen voor huishoudelijk gebruik

de eerste 5 minuten is het toegelaten om ingrepen te doen (deur op een kier, luchtschuiven open ...) om te verzekeren dat de vulling vuur vat.

- Tijdens de meting mag men 1 maal poken indien 60% van de vulling is verbruikt en indien het gewicht gedurende 10 minuten met niet meer dan 50 gr verandert.
- Tijdens de meting mag de secundaire luchtinlaat 1 maal aangepast worden indien het voorgeschreven wordt door de fabrikant (de lucht wordt als secundaire lucht beschouwd als het de brandsnelheid met niet meer dan 25% beïnvloed).
- De test is geldig wanneer het verschil van de wandtemperaturen van het toestel tussen begin en einde test niet meer bedraagt dan 70 °C.
- Elke brandsnelheid/emissietest is beëindigd wanneer de vulling, binnen een tolerantie van 0,00 - 0,05 kg volledig is opgebrand.
- Aantal testen bij verschillende brandsnelheden:
 - continu en tijdelijk gebruik: 2 testen;
 - test 1: maximum vermogen;
 - test 2: nominaal vermogen wordt verkregen bij 60% van de maximale brandsnelheid, waarbij de emissietest wordt bepaald en het rendement.
 - sferdoeleinden: 1 test;
 - test = maximum brandsnelheid.

N.B. Indien niet aan de emissie-eis wordt voldaan mag de test 1 maal herhaald worden.

Eisen

- max.: 8 gr/kg droge asvrije brandstof voor tijdelijk en continu gebruik
- max.: 6 gr/kg droge asvrije brandstof voor uitsluitend sferdoeleinden

Berekening

Zie werkblad.

IV Rendements-test

Principe

Het rendement wordt bepaald door het gemiddelde van test 1 en test 2.

Voor toestellen uitsluitend voor sfeerdoeleinden wordt geen minimum rendement gevraagd.

Het rendement wordt verkregen door het quotiënt van de belasting op de onderwaarde minus de verliezen gedeeld door de belasting van de onderwaarde

Apparatuur

- Zie emissiemeting.
- CO-meter.
- CO₂-meter.

Testopstelling

- Zie emissiemeting.
- Rookgastemperatuur, CO en CO₂ worden in het rookgaskanaal gemeten op 0,3 m afstand vanaf de aansluitkraag.

Eisen

Rendement - continu en tijdelijk gebruik: minimaal 60%.

Berekeningen

1. Rendement

$$R = \frac{P - (H_s + H_i + H_d + H_a)}{P}$$

Gebruikte symbolen

R = rendement

P = onderste verbrandingswaarde van 1 kg droge asvrije brandstof in kJ/kg
(voor naaldhout 18.000 kJ)

H_s = verlies door voelbare warmte afgevoerd via de schoorsteen

H_i = verlies door onverbrande gassen (CO)

H_d = verlies door onverbrande vluchtige deeltjes en gasvormig organische materiaal

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

H_a	= verlies door onverbrande delen in de aslade
$[C]$	= koolstofgehalte op droge asvrije brandstof in gewichtsprocent
$[CO_2]$	= gemiddeld gehalte koolstofdioxide, uitgedrukt in volumepercent van de droge rookgassen
$[CO]$	= gemiddeld gehalte koolstofmonoxyde, uitgedrukt in volumepercent van de droge rookgassen
$[H]$	= waterstofgehalte op droge asvrije brandstof in gewichtsprocent
T_f	= temperatuur van de rookgassen ($^{\circ}C$)
T_a	= temperatuur van de omgeving ($^{\circ}C$)
$[H_2O]$	= vochtgehalte op droge asvrije brandstof in gewichtspercenten

2. Warmteverlies per kg droge asvrije brandstof in kJ (= $H_s + H_i + H_d + H_a$)

a. verlies door voelbare warmte afgevoerd langs de schouw

$$H_s = \frac{c^{pm} [C]}{0,536 ([CO_2] + [CO])} + \frac{1,54 (9x [H] + [H_2O]) \times (T_f - T_a)}{0,804 \times 100}$$

Per massa-eenheid droge brandstof is de fractie $[C]$ koolstof aanwezig. Er wordt verondersteld, dat deze hoeveelheid koolstof terecht komt in het rookgas als CO_2 en CO . Men krijgt dan deze massabalans:

koolstof in de brandstof = koolstof in het rookgas

$$\frac{[C]}{12} \frac{\text{kmol}}{\text{kg dr. brandstof}} = [CO_2] + [CO] \frac{\text{kmol dr. rookgas}}{\text{kg dr. brandstof}}$$

$$1 \text{ kmol} = 22,4 \text{ Nm}^3$$

$$\text{kmol dr. brandstof} = \frac{\text{normaal volume droog rookgas}}{22,4}$$

$$\frac{\text{Normaal volume droog rookgas}}{\text{kg brandstof}} = \frac{[C] / 12}{([CO_2] + [CO]) / 22,4}$$

Het voelbare warmteverlies door afvoer van droog rookgas =

$$c^{pm} \times \frac{22,4 [C]}{12 ([CO_2] + [CO])} \times (T_f - T_a) \quad (1)$$

waarbij c^{pm} , de soortelijke warmte bij constante druk van het droge gas uit figuur 8 wordt genomen.

Per massa-eenheid droge asvrije brandstof is de fractie $[H]$ waterstof en de fractie $[H_2O]$ vocht aanwezig. Bij verbranding wordt per $[H]$ kg waterstof wordt

$$\frac{[H]}{2} \times 18$$

kg waterdamp gevormd volgens de reactievergelijking:



De hoeveelheid waterdamp per kg droge brandstof is dan:

$$9 [H] + [H_2O] \text{ kg}$$

$$\frac{9 [H] + [H_2O]}{18} \times \text{kmol}$$

$$\frac{9 [H] + [H_2O]}{18} \times 22,4 \text{ Nm}^3$$

Het voelbaar warmteverlies door afvoer van waterdamp is:

$$\frac{1,54 \times 9 [H] + [H_2O] \times (T_f - T_a)}{0,804 \times 100} \quad (2)$$

waarbij de soortelijke warmte bij constante druk van waterdamp $1,54 \text{ kJ/Nm}^3\text{K}$ is.

Door combineren van (1) en (2) krijgt men de betrekking voor H_s .

b. verlies door onverbrande gassen (CO)

De hoeveelheid (in Nm^3 per kg brandstof) CO in het rookgas is:

$$[CO] \times \frac{\text{normaalvolume droog rookgas}}{\text{kg droge brandstof}}$$

$$\frac{\text{normaalvolume droog rookgas}}{\text{kg brandstof}} = \frac{[C] / 12}{([CO_2] + [CO]) / 22,4}$$

De verbrandingsenthalpie van CO volgens reactievergelijking:



wordt gelijk gesteld aan 12644 kJ/Nm^3 . Het energieverlies door de afvoer van onvolledige verbrande gassen is dan:

$$H_i = 12644 \times [CO] \times \frac{[C]}{0,536 ([CO_2] + [CO]) \times 100}$$

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

- c. verlies door onverbrande vluchtige deeltjes en gasvormig organisch materiaal

$$H_d = \frac{\text{kg deeltjes in rookgas}}{\text{kg droge asvrije brandstof}} \times 33000 \times 2,5$$

$$\frac{\text{kg deeltjes in rookgas}}{\text{kg droge asvrije brandstof}}$$

wordt bepaald door deeltjes emissietest.

$$33000 \frac{\text{kJ}}{\text{kg}} = \text{verbrandingswaarde van koolstof}$$

2,5 = factor voor gasvormig organisch materiaal.

Het aandeel warmteverlies door onverbrand gasvormig organisch materiaal wordt gesteld op 1,5 maal het warmteverlies door onverbrande vluchtige deeltjes.

- d. verlies door onverbrande delen in de asbak

$$H_a = b \times R \times 33000$$

R = gewicht dat in de asbak terecht komt ten opzichte van de gebruikte hoeveelheid brandstof (droog en asvrij) (%)

b = gewicht brandbaar materiaal in de asbak ten opzichte van het gewicht in de asbak (%)

33000 kJ/kg = verbrandingswaarde van koolstof

V Bijkomende eisen

- De rookgastemperatuur mag tijdens de maximum brandsnelheids/deeltjesemissie-test niet meer dan 550 °C en de gemiddelde temperatuur niet meer dan 350 °C boven omgevingstemperatuur zijn.
- De bedieningsknoptemperatuur mag tijdens de deeltjesemissie-test voor metaal niet meer dan 35 °C stijgen, voor porselein 45 °C en voor hout of kunststof 60 °C. Deze temperaturen mogen overschreden worden indien er een 'koude hand' wordt bijgeleverd.
- Indien er sprake is van een aslade of asemmer, dan dient deze gemakkelijk bedienbaar te zijn, en met een minimale inhoud van 0,75 dm³/kg/h verbruik droog asvrij hout.
Indien er ook kolen gestookt kunnen worden, moet de aslade een minimale inhoud hebben van 1,5 dm³/kg/h verbruik kolen.
- Asbest mag niet verwerkt zijn.
- Diameter rookgasafvoer is minimaal 112 mm en maximaal 250 mm.
- Voor zover niet elders nauwkeurige eisen aangaande de constructie en het materiaal zijn gesteld, geldt dat de constructie en het materiaal van alle onderdelen van het toestel, niet alleen in nieuwe toestand, een voldoende soliditeit der onderdelen en van het geheel moet waarborgen. Indien het toegepaste materiaal op zichzelf niet corrosiebestendig is, dient het door een doelmatige corrosiewerende laag beschermd te zijn; geëmailleerde onderdelen dienen zodanig bevestigd te zijn dat het afspringen van het emaille wordt voorkomen, zulks ter beoordeling van de onderzoeksinstelling.
- De markeringen moeten duidelijk en blijvend zichtbaar zijn.

VI Testprocedure en protocol

Alvorens met de testprocedure een aanvang te nemen, dienen de toestellen gecontroleerd te worden op uitvoering, typenummer, soort toestel, categorie, voorgeschreven aansluitdiameter, inbouw/ en installatieinstructies principetekeningen, afmetingen tekeningen volgens opgave fabrikant/importeur.

Beschadigingen en/of gebreken dienen onverwijld ter kennis van de fabrikant/importeur gesteld te worden, waarna deze 3 werkdagen de gelegenheid krijgt de gebreken/ beschadigingen te herstellen.

Maximum brandsnelheid

De fabrikant dient in zijn installatie- en gebruiksvoorschriften aan te geven op welke wijze de thermostaat en of lucht- en regelkleppen ingesteld dienen te worden om de maximale brandsnelheid te verkrijgen.

Metingen

Tenminste elke drie minuten dienen gelijktijdig de relevante gegevens gemeten en geregistreerd te worden

Testresultaat

Indien de maximumbrandsnelheidstest niet binnen de gestelde tijdsduur is uitgevoerd zal op basis van de verkregen resultaten een nieuwe vulling berekend worden, waarna de test opnieuw uitgevoerd dient te worden.

VII Produktinformatie

Inleiding

Produktinformatie is te verdelen in aankoopinformatie en informatie voor onderhoud en gebruik. De aankoopinformatie moet de consument vóór aankoop een zodanig inzicht verschaffen in de produkteigenschappen, dat hij kan nagaan of het produkt tegemoet komt aan zijn behoefte en geschikt is voor zijn omstandigheden. De betekenis van het keurmerk als onderdeel van de aankoopinformatie is: de aankoopinformatie is juist; de produkteigenschappen voldoen aan vastgestelde eisen; klachten worden rechtvaardig afgehandeld.

De informatie voor onderhoud en gebruik moet de gebruiker in staat stellen het produkt optimaal te gebruiken.

De produktinformatie die het keurmerk verplicht stelt (zien onder) moet qua presentatie toegankelijk en overzichtelijk voor de beoogde gebruiker zijn. De schriftelijke informatie moet tenminste in de Nederlandse taal zijn gesteld. Naast de verplichte produktinformatie worden andere uitingen toegelaten, mits zij geen onjuiste verwachtingen wekken of ontregelend werken op de opname door de consument van de verplichte informatie. De eisen aan de aankoopinformatie gelden onverminderd als produkten via postorderbedrijven en dergelijke worden aangeboden.

De verplichte informatie voor onderhoud en gebruik (zie onder) moet blijvend beschikbaar zijn. Dit betekent dat het minstens zo lang mee gaat als het produkt zelf. Blijvend beschikbare informatie kan in, aan of op het produkt zijn bevestigd, of worden meegeleverd in een zodanige vorm dat deze gemakkelijk is te bewaren.

Als het produkt kenmerken heeft die bij aankoop of gebruik bekend moeten zijn, maar niet of onvoldoende blijken uit de verplicht gestelde produktinformatie, moet informatie hierover worden toegevoegd. Claims (beweringen) worden onderzocht en moeten juist zijn. Gezondheidsclaims zijn niet toegestaan.

Aan wettelijke informatievoorschriften moet zijn voldaan.

Aankoopinformatie

De volgende informatie moet vóór aankoop zichtbaar zijn.

- Produktsoort: toestel voor continu gebruik;
toestel voor tijdelijk gebruik;
toestel voor sfeerdoeleinden.
- Geschikt voor: hout/hout en kolen/kolen.
(indien geschikt voor kolen: aangeven welke kolen).
- Vermogen in kW.
- Rendement in %.
- Aanduiding: continu gebruik;
tijdelijk gebruik;
sfeerdoeleinden.

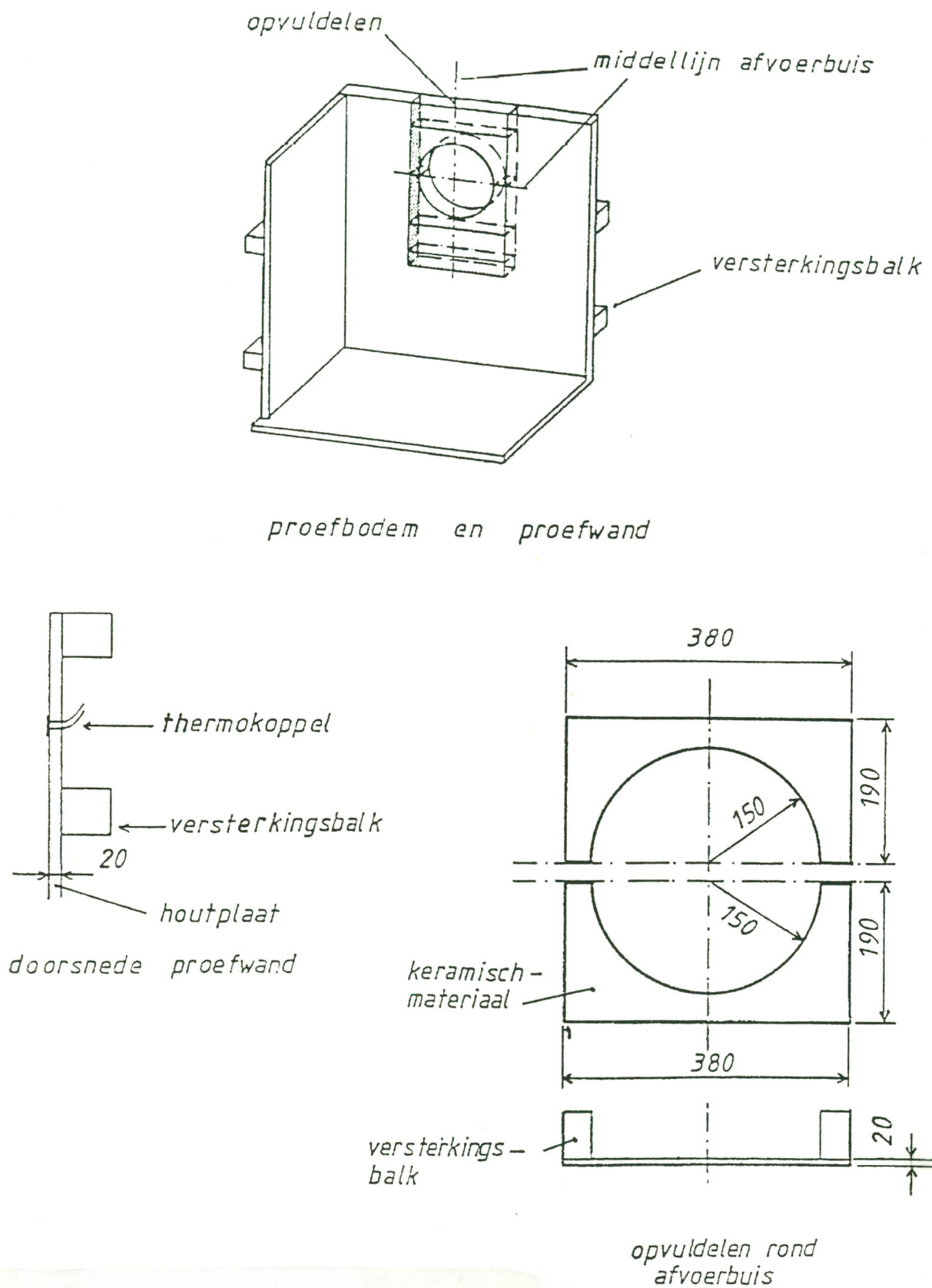
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

- Bijzonder luchtaanvoer (indien van toepassing).
- Aansluitmogelijkheid op c.v.-installatie (indien van toepassing).
- Luchtverwarmingsmogelijkheid (indien van toepassing).

Informatie voor gebruik en onderhoud

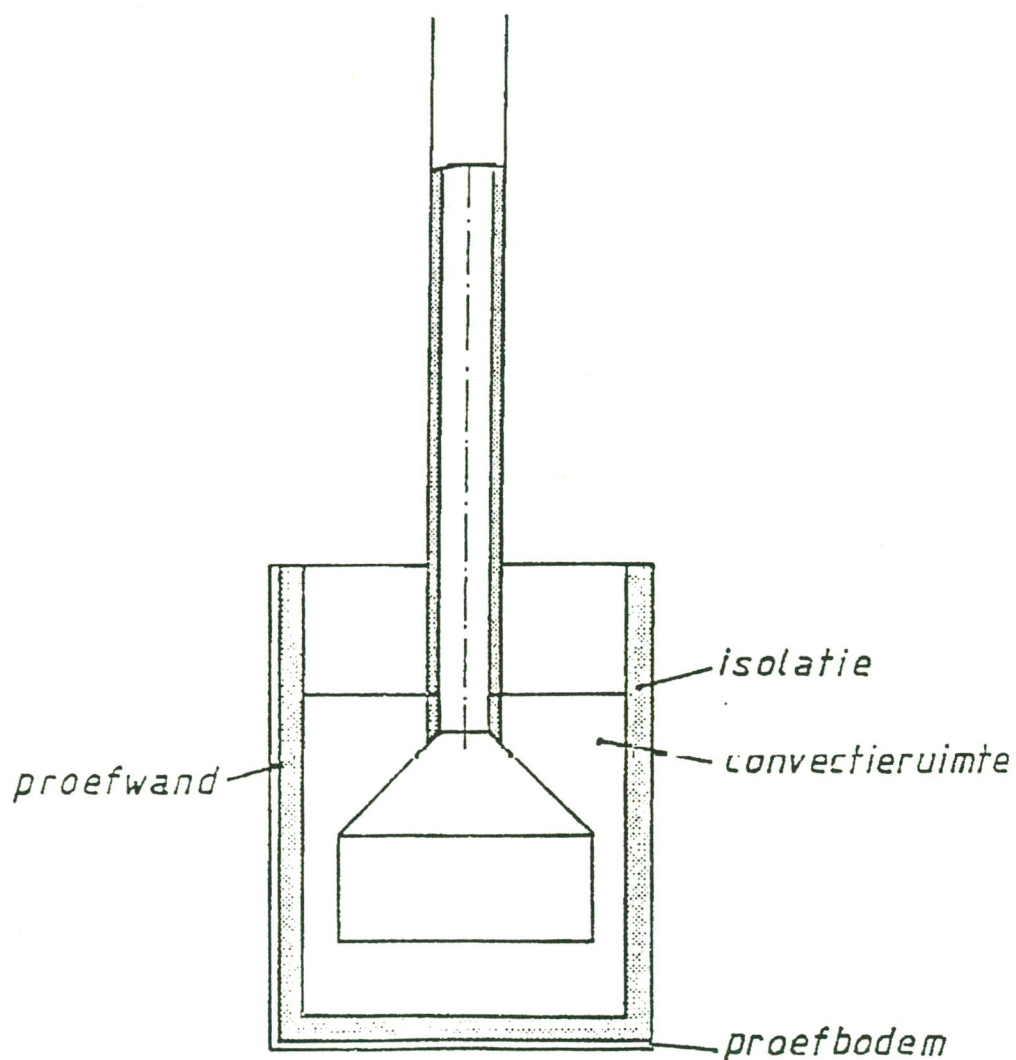
De volgende informatie moet blijvend beschikbaar zijn. De informatie genoemd onder de eerste zes punten van de aankoop informatie dient op een goed leesbare plaats op of in de kachel, respectievelijk haard te zijn aangebracht.

- Produktsoort: toestel voor continu gebruik;
toestel voor tijdelijk gebruik;
toestel voor sfeerdoeleinde.
- Geschikt voor: hout/hout en kolen/kolen.
(Indien geschikt voor kolen aangeven welke kolen).
- Vermogen in kW.
- Rendement in %.
- Naam en adres van certificaathouder, zodanig dat de consument eenvoudig de herkomst van het produkt kan vaststellen.
- Type en nummer.
- Installatie van de kachel (montage, ondervloer, afstand tot muur en dergelijke).
- Aansluiting op schoorsteenkanaal.
- Te gebruiken materialen van schoorsteenkanaal;
aanbevolen diameter schoorsteenkanaal (conform Bouwbesluit, waarin opgenomen Model Bouwverordening (M.B.V.) art. 211 t/m 216).
- Bediening kachel (te gebruiken brandstof, afmeting en vochtgehalte brandstof, instellen kachel, aanmaken, onderhouden vuur, doven, verwijderen as, gebruik schoorsteenklep en dergelijke).
- Waarschuwingen met betrekking tot brandpreventie, schadelijke emissies, luchtverversing, schoorsteenvegen, ongunstige weersomstandigheden.
- Onderhoud/reinigen van de kachel en van het schoorsteenkanaal.

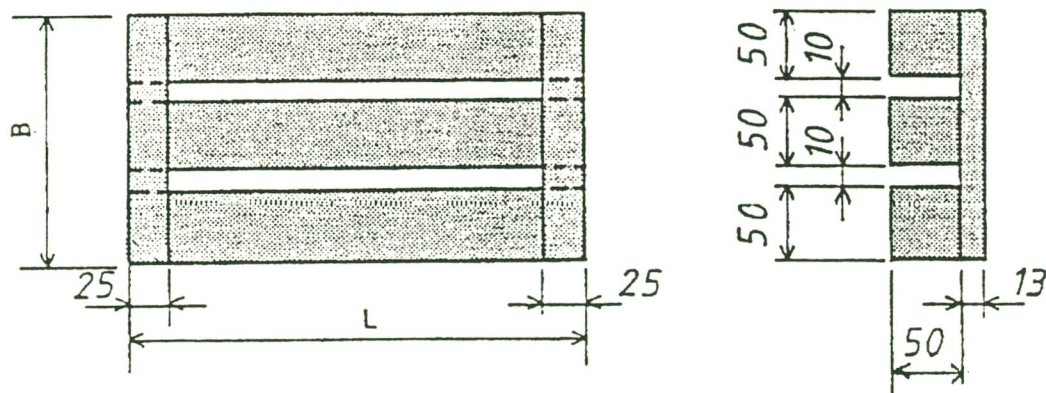
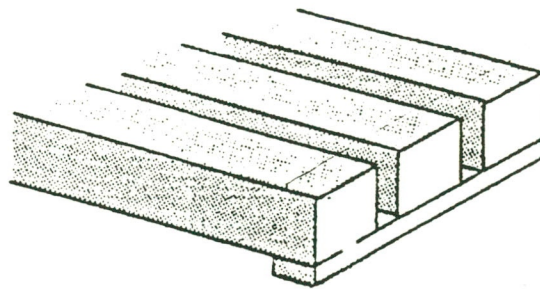


Figuur 1 Veiligheidstests voor vrijstaande toestellen (maten in mm)

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofoestellen voor huishoudelijk gebruik



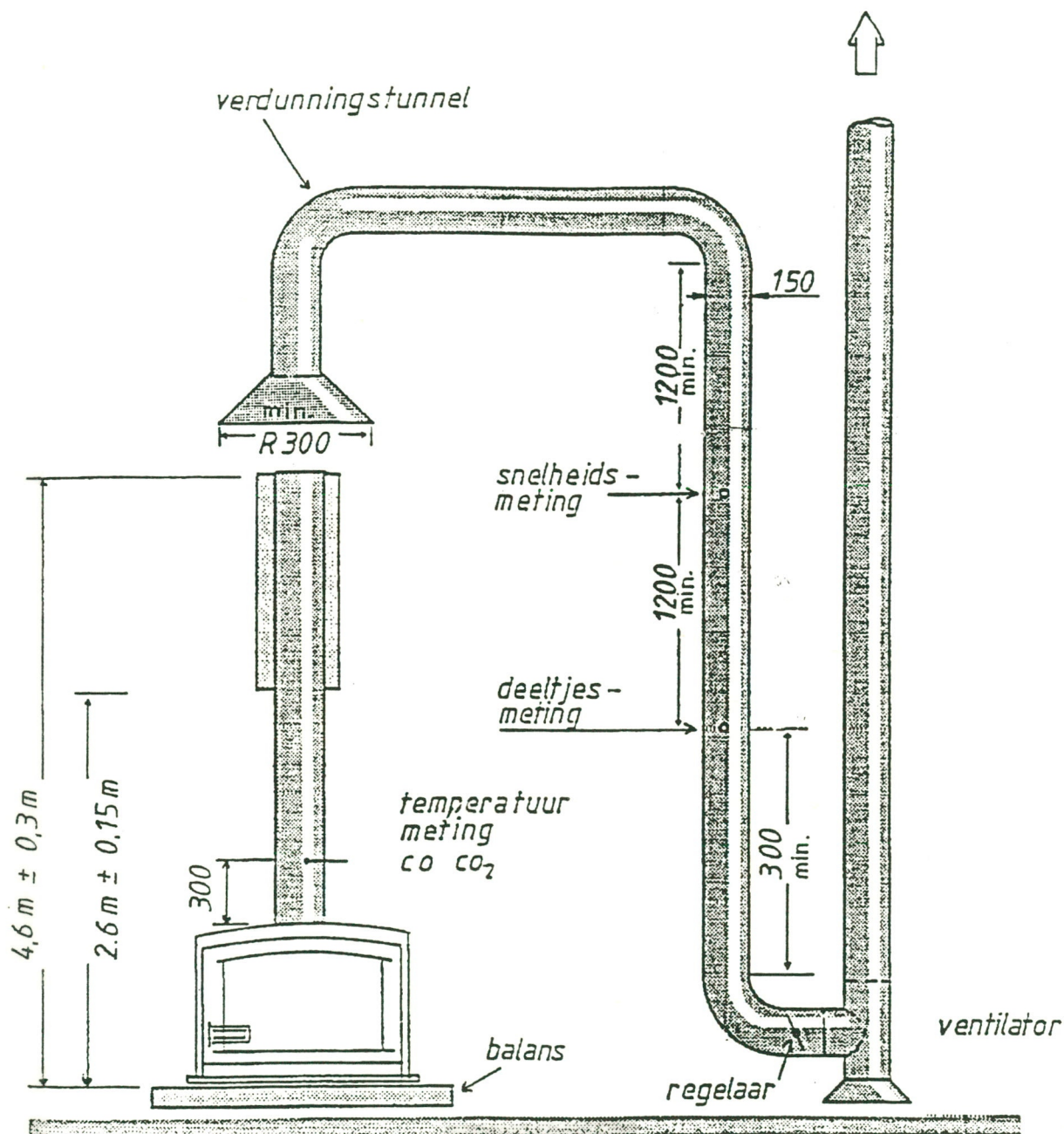
Figuur 2 Veiligheidstest voor inbouwtoestellen



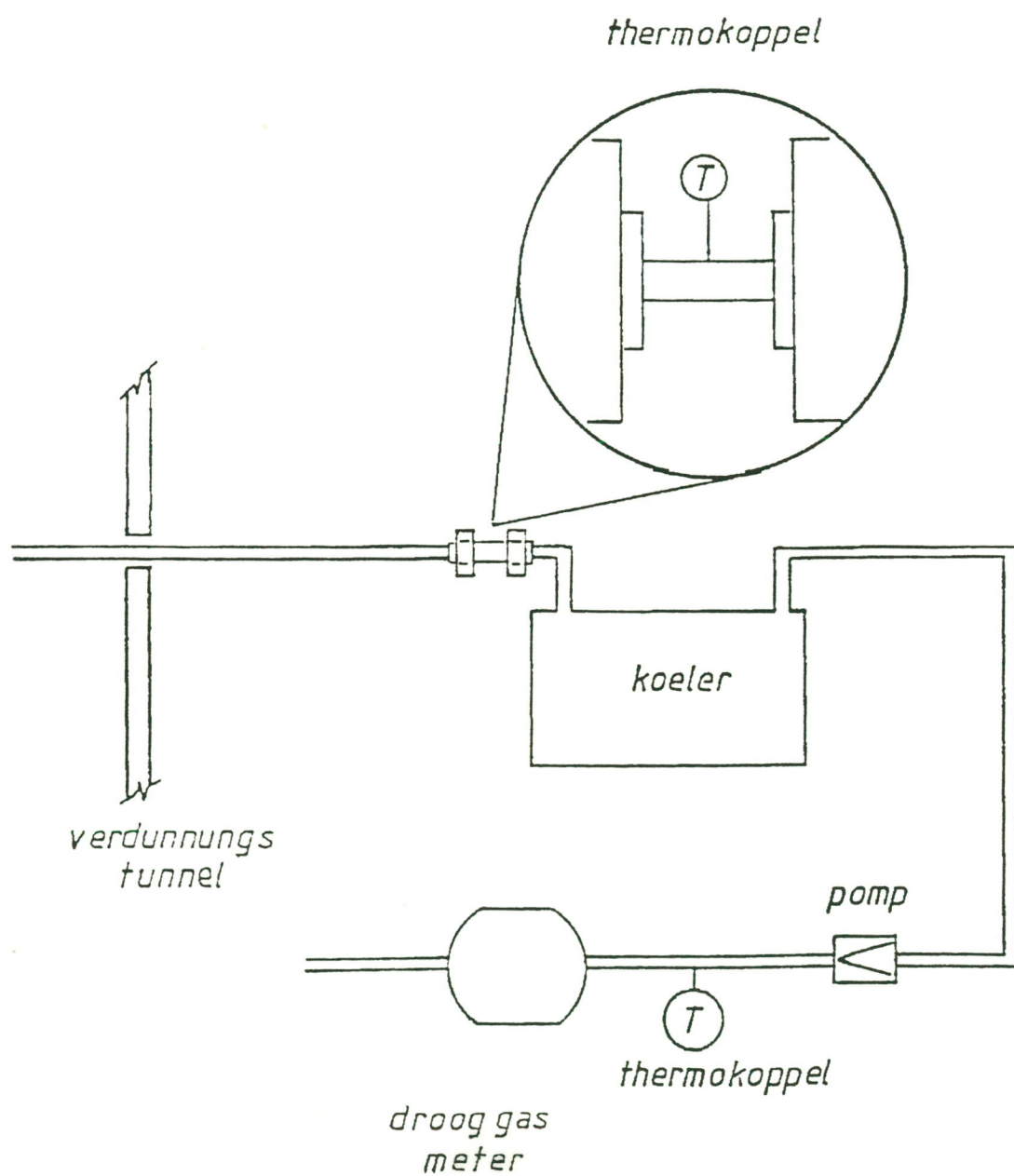
proefbrandstof

Figuur 3 Proefbrandstof voor veiligheidstests

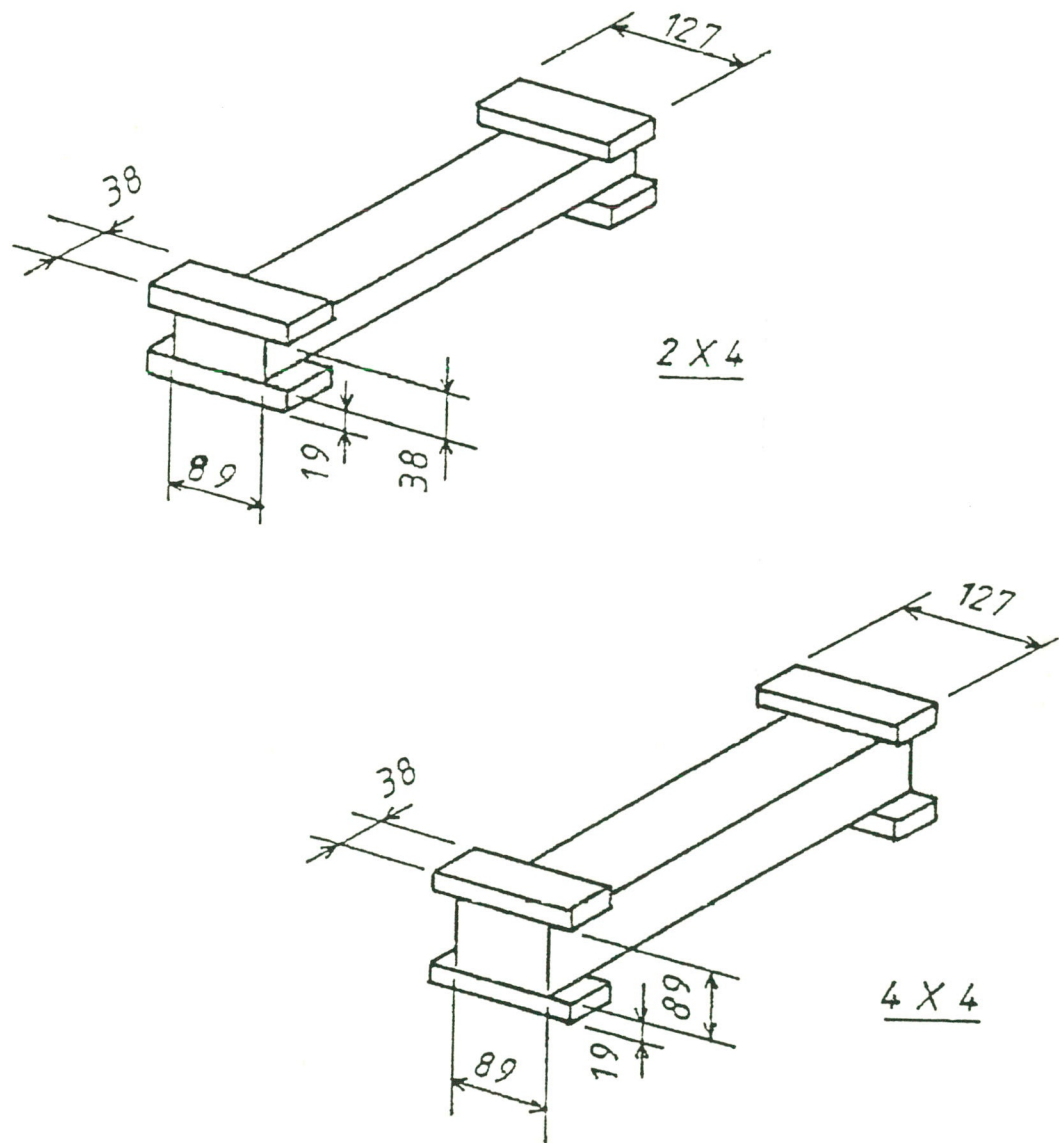
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



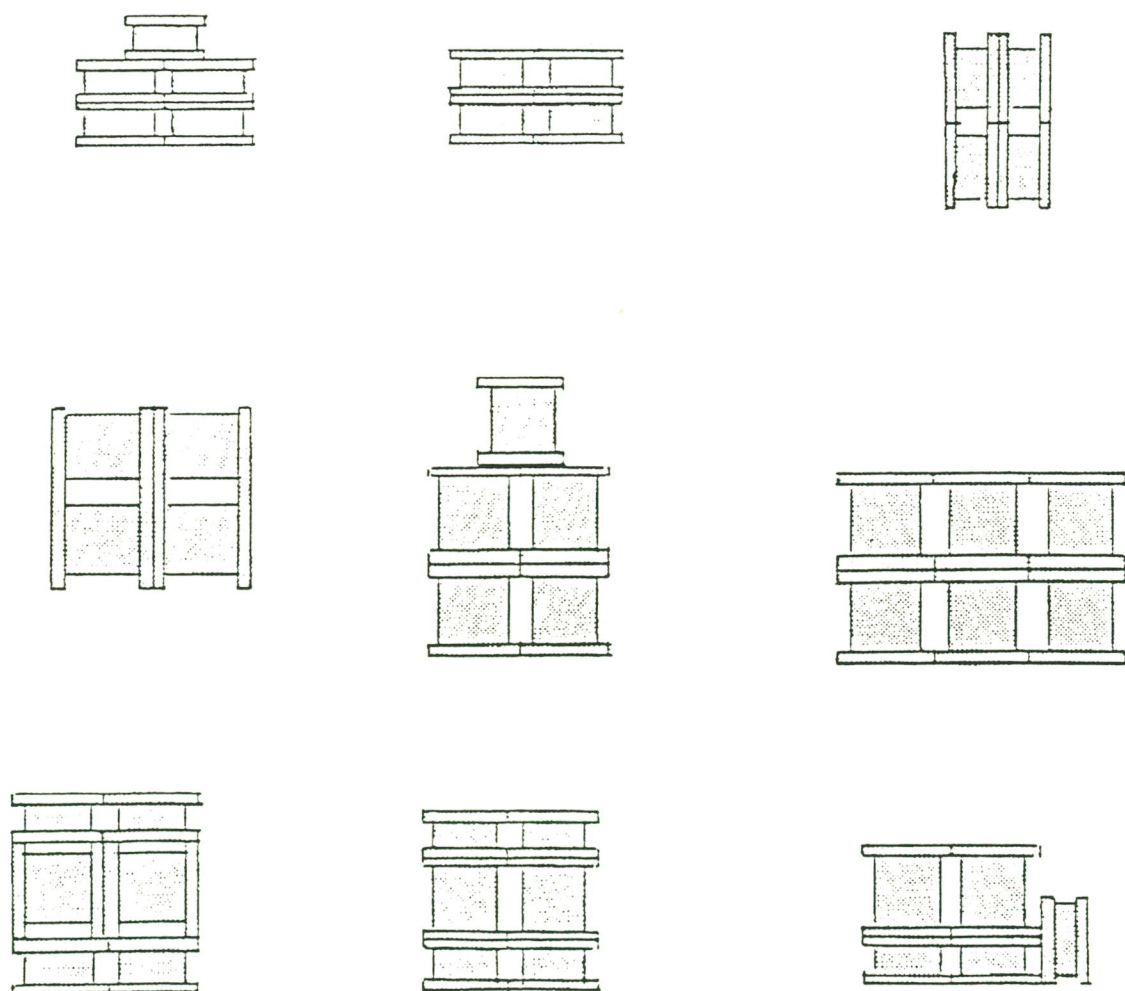
Figuur 4 Opstelling deeltjes - emissie - test



Figuur 5 Monsternameliijn

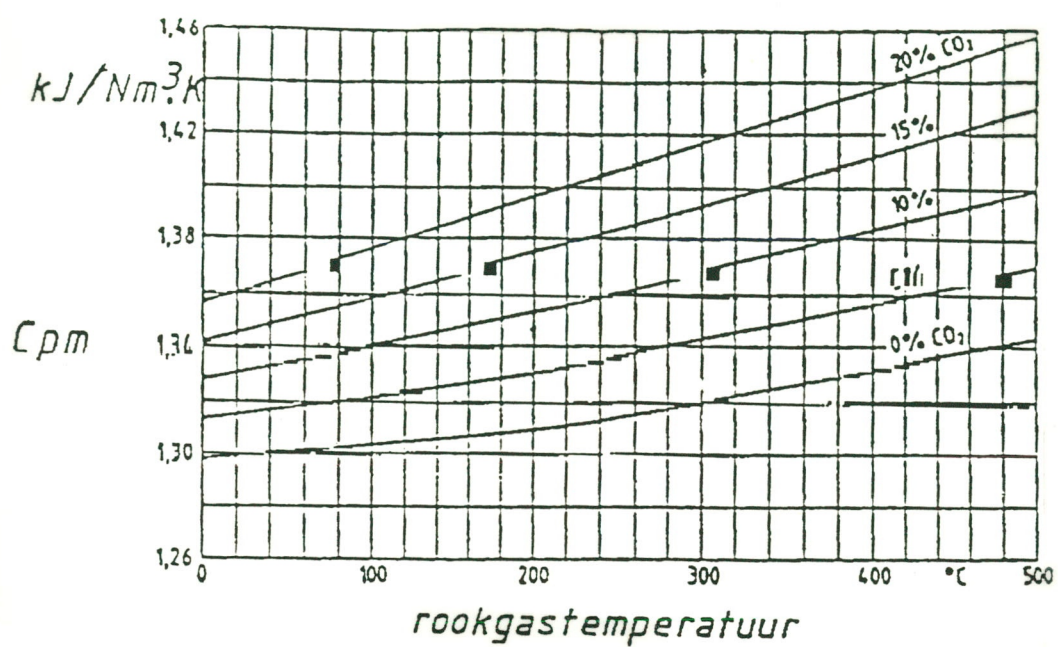


Figuur 6 Gestandaardiseerde houtbrandstof voor emissiemeting



Figuur 7 Voorbeelden van stapeling brandhout

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Figuur 8 Soortelijke warmte van het droge rookgas in $\text{kJ}/\text{Nm}^3 \cdot \text{K}$

Bijlage 2 Opmerkingen/voorgestelde wijzigingen in VHR-testprocedure

Inhoudsopgave

I	Definities	3
II	Veiligheidstest	4
	– Proefbrandstof	4
	– Eisen	4
III	Deeltjesemissie-test	5
	– Procedure	5
	– Testopstelling, stookprocedure	5
IV	Produktinformatie	6

TNO-interpretatie van de tijdens de VHR-deeltjesemissie-test te volgen stookprocedure

I	Definities	7
II	Brandstofbereiding	8
III	Stookprocedure voorafgaande aan de emissietest	9
	– Bepaling van de maximum belasting	9
	– Bepaling van de nominale belasting (zie definitie)	9
IV	Deeltjesemissietest	10
V	Eisen	11

I Definities

- De keuringseisen beperken zich tot toestellen met een nominaal vermogen van 14 kW tijdens de deeltjesemissiemetingen. Aangenomen wordt dat bedoeld wordt dat de keuringseisen zich beperken tot toestellen met een nominaal vermogen **tot 14 kW** tijdens de deeltjesemissiemetingen.
Het is ons inziens duidelijker als een maximale belasting wordt aangegeven in plaats van het nominaal vermogen. Dit omdat het vermogen pas berekend kan worden wanneer het rendement bekend is (vermogen = rendement * belasting).
- Teneinde verwarring te voorkomen is het aan te bevelen een definitie voor de belasting, het vermogen en het nominale vermogen op te nemen.
- Het is tevens aan te bevelen de definitie van normaal m³ op te nemen.

II Veiligheidstest

Proefbrandstof

Als proefbrandstof wordt naaldhout van 50 * 50 mm met maximaal 15% vocht op natte basis voorgeschreven. Ons inziens dient aangegeven te worden welke lengte de blokken moeten hebben en hoe de vochtigheid van het hout kan worden bepaald. De keuze voor het toepassen van naaldhout is discutabel, aangezien naaldhout slechts een beperkt gedeelte van het brandstofpakket in Nederland uitmaakt.

Eisen

De veiligheidstest is alleen betrokken op het toestel. Er zijn geen eisen geformuleerd over de maximum temperaturen in de schoorsteen.

III Deeltjesemissie-test

Procedure

Aanbevolen wordt de stofmeting uit te voeren conform de Nederlandse Praktijk Richtlijn (NPR) 2788.

Voorgeschreven wordt de verdunningstunnel voor elke serie testen te vegen. Onduidelijk is hoe het vegen plaats moet vinden en of bij elke nieuwe kachel de tunnel moet worden geveegd.

Testopstelling, stookprocedure

De test-procedure is in dit stadium alleen geldig voor een schoorsteendiameter van 200 mm. De invloed van een afwijkende schoorsteendiameter op de resultaten is vooralsnog niet duidelijk.

De voorgeschreven vochtigheid van de brandstof is bij de veiligheidstesten en bij de deeltjes-emissietest verschillend. Voorgesteld wordt deze waarden met elkaar in overeenstemming te brengen.

De brandstofstapeling heeft mogelijk invloed op de deeltjesemissie. De keuze van de stapeling zou gerelateerd kunnen worden aan de vorm van de vuurhaard (ronde vuurhaard, hoge smalle vuurhaard, vierkante vuurhaard etc.).

Er wordt niet voorgeschreven hoe de brandstof dient te worden ontstoken.

De basisgloed wordt ons inziens onduidelijk geformuleerd. Een mogelijke formulering kan zijn: 'De basisgloed is bereikt wanneer 75% van het gewicht van de eerste brandstofvulling is verbrand'.

Voorgeschreven wordt dat de belading moet gebeuren volgens de instructies van de fabrikant. Ons inziens dient de belading uitgevoerd te worden volgens een in de test-methode omschreven wijze.

De emissietest is beëindigd wanneer de vulling, binnen een tolerantie van 0,00 - 0,05 kg volledig is opgebrand. Opgemerkt moet worden dat een tolerantie van 0.05 kg op een kleine brandstofvulling meer invloed heeft dan op een grote brandstofvulling.

Het uitvoeren van slechts één emissietest is ons inziens, gezien de mogelijke spreiding in de resultaten, te beperkt.

IV Produktinformatie

Aanbevolen wordt op te nemen dat de installatie niet met vervuild hout (geverfd, geïmpregneerd, geplastificeerd etc.) gestookt mag worden.

TNO-interpretatie van de tijdens de VHR-deeltjesemissie-test te volgen stookprocedure

I Definities

Belasting

De in het toestel bruto opgewekte hoeveelheid warmte per tijdseenheid. Berekend als produkt van brandstofverbruik in kg/h * de onderste verbrandingswaarde van de brandstof.

Nominale belasting

De nominale belasting is 60% van de maximale belasting.

Vermogen

De door het toestel netto afgegeven hoeveelheid warmte per tijdseenheid.

Brandstofvulling

De aan een vuurhaard gedefinieerde toe te voegen hoeveelheid brandstof.

Basisgloed

De hoeveelheid brandstof die resteert nadat 75% van het gewicht van de eerste brandstofvulling is opgebrand.

Vulling

Vulling is de hoeveelheid brandstof die wordt berekend uit het effectieve verbrandingsvolume van de haard * 112 kg/m³ (+-10%).

Effectieve verbrandingsvolume

Het effectieve verbrandingsvolume wordt berekend door vermenigvuldiging van het stookoppervlak met de effectieve hoogte.

Stookoppervlak/Effectieve hoogte

De effectieve hoogte is die hoogte waar de brandstof ongehinderd kan worden toegevoegd. Obstakels zoals baffels, klepstangen en dergelijke kunnen dan als de begrenzing van de effectieve hoogte worden aangemerkt. Dit geldt eveneens voor de bepaling van de diepte en de breedte van het stookoppervlak.

Bij een schuin-oplopende bovenwand van de vuurhaard geldt de gemiddelde hoogte als de effectieve hoogte voor de berekening van het effectieve verbrandingsvolume.

II Brandstofbereiding

Als brandstof wordt gebruikt luchtdroog naaldhout. De vochtigheid van luchtdroog hout ligt tussen de 16 en 20%.

Bepaal door opmeting de inhoud (V) van de verbrandingskamer en bereken de brandstofvulling. Bepaal vervolgens de brandstofafmetingen volgens de hiervoor geldende richtlijnen.

Richtlijnen (bepaling B * D van de brandstof):

V = < 43 dm ³		2 * 4
V = > 43 < 85 dm ³	50%	2 * 4
	50%	4 * 4
V = > 85 dm ³		4 * 4

Lengte van de brandstof is 5/6 * de langste zijde van het van de vuurhaardbodem.

De brandstof wordt met spatielatjes, geplaatst tussen de brandstof, tot één geheel geniet.

III Stookprocedure voorafgaande aan de emissietest

Bepaling van de maximum belasting

1. Voeg de berekende brandstofvulling toe aan de vuurhaard. De brandstofvulling mag ten hoogste tot 5 cm onder de bovenkant van de brandstoftoevoeropening reiken.
2. Stel de luchtkleppen in volgens de specificaties van de fabrikant.
3. Ontsteek de brandstof met behulp van aanmaakhoutjes en kerosine (afmetingen aanmaakhout l = 100 mm, diameter 10 - 15 mm). Gewicht van de aanmaakhoutjes is 250 g. Gebruik kerosine = 50 ml).
4. Start van de maximum belastingproef.
Op het moment dat de basisgloed wordt bereikt (zie definitie) wordt het gewicht van de in de vuurhaard nog aanwezige brandstof genoteerd. Vervolgens wordt een nieuwe brandstofvulling toegevoegd. De brandstof ontsteekt op het nog aanwezige vuur en de maximum belasting proef start.
5. Beëindigen van de maximum belastingproef.
Beëindig de maximum belasting proef op het moment dat het begingewicht van de verbrande vulling wederom is bereikt. Bereken de maximale belasting (zie definitie).
6. Bij de maximum belasting proef mag de maximum temperatuur in de schoorsteen niet meer dan 550 °C en de gemiddelde temperatuur niet meer dan 350 °C boven de omgevingstemperatuur uitkomen.

Bepaling van de nominale belasting (zie definitie)

1. Voeg een brandstofvulling toe en noteer het gewicht. Sluit de kleppen gedeeltelijk en wacht tot de basisgloed wordt bereikt. Bereken of de nominale belasting was bereikt. Indien dit niet het geval is worden de luchtkleppen versteld en de procedure herhaald.

IV Deeltjesemissietest

Bij de emissietest worden continu registrerend gemeten CO_2 , CO , O_2 , C_xH_y en T schoorsteen, T zijwand. Deeltjesemissie met de stofmeetapparatuur.

1. Indien de nominale belasting staat ingesteld moet het toestel tenminste één uur op de nominale belasting worden bedreven alvorens met de deeltjesemissietest te beginnen.
2. Voeg een brandstofvulling toe aan de vuurhaard en wacht tot de basisgloed is bereikt.
3. Start van de deeltjesemissietest.
Ledig de aslade, noteer het begingewicht en voeg een nieuwe brandstofvulling toe. Met de brandstof-toevoerdeur mag gedurende 5 minuten gemanipuleerd worden om de brandstof te laten ontsteken op de nog aanwezige brandstofresten in de vuurhaard. Start de analyse apparatuur en de stofmeetapparatuur.
4. Indien 60% van de brandstofvulling is verbrand mag nog éénmaal voorzichtig gemanipuleerd worden met de brandende brandstof (bestaat ten hoogste uit het ordenen van de brandstof). Bij de stookprocedure voorafgaande aan de emissietest moet gelet worden op dit punt de gewichtsafname van de brandstof binnen de gestelde toleranties (50 gr. binnen 10 minuten) blijft.
5. Eindigen van de emissietest.
De emissietest eindigt wanneer men opnieuw de basisgloed bereikt. Verifieer het eindgewicht met het begingewicht zoals vermeld in punt IV.3.
De test wordt geldig verklaard indien de zijwand temperatuur (in het midden gemeten) tussen het begin en het eind van de deeltjesemissietest niet meer dan 70°C verschilt.
6. Bepaal vervolgens het rendement volgens de definitie in het concept eisen pakket en bepaal de stofconcentratie.

V Eisen

Deeltjesemissie

- droge asvrije brandstof, tijdelijk en continu gebruik: 8 g/kg.
- droge asvrije brandstof voor sfeerdoeleinden: 6 g/kg.

Na weging van het op de filters opgevangen stof wordt gecontroleerd of het toestel voldoet aan de gestelde deeltjesemissie. Indien dit niet zo is mag het toestel nog 1 maal een deeltjesemissietest ondergaan.

Indien de resultaten van deze meting de norm ook weer overschrijden wordt het toestel afgekeurd.

Bijlage 3 Meetmethoden

Inhoudsopgave

3.1	O₂, CO₂, CO, C_xH_y, NO_x	3
3.2	Totaal stof	3
3.3	Rookgasdebiet	4
3.4	PCDD/ PCDF en PAK	4
3.4.1	Monstername	4
3.4.2	PCDD/PCDF-analyse	6
3.4.3	PAK-analyse	6
3.5	Geurconcentratiemetingen	7
3.5.1	Principe	7
3.5.2	Apparatuur	7
3.5.3	Geurbemonstering	8
3.5.4	Kwaliteitsborging	8

3.1 O₂, CO₂, CO, C_xH_y, NO_x

De bemonsterde rookgassen worden door een temperatuurgeregelde teflonleiding (>120 °C) naar de gasanalyse ruimte gevoerd.

In deze ruimte wordt de monsterstroom in twee deelstromen verdeeld.

Een deelstroom wordt gekoeld waarbij de waterdamp condenseert. Het droge rookgas wordt vervolgens naar de diverse analysers geleid.

Het niet gekoelde deel wordt aan een verwarmde koolwaterstof (C_xH_y) analyser aangeboden. Hiermee wordt voorkomen dat vroegtijdig koolwaterstoffen condenseren en daardoor niet gedetecteerd worden.

De volgende continu registrerende meetapparatuur is tijdens de experimenten gebruikt:

zuurstof	O ₂	Taylor Servomex, paramagnetisch,
kooldioxyde	CO ₂	Beckman model 864 0-20 %, infrarood,
koolmonoxyde	CO	Beckman model 8640, infrarood 0-2500/3000/5000 ppm.
koolwaterstoffen	C _x H _y	Ratfisch model RS55, vlamionisatie, brandstof H ₂ /He mengsel, 0-10000 ppm.
stikstofoxyden	NO _x	Beckman model 951, chemiluminescent, 0-2500 ppm.
temperatuur	°C	Chromel Alumel Thermokoppel type K, 0-1200 °C.

De rookgasanalyse-apparatuur wordt dagelijks met behulp van ijkgasen geverifieerd en zonodig afgesteld.

3.2 Totaal stof

De stofbemonstering is uitgevoerd met een monsternamen-set welke geconstrueerd is conform de voorschriften van de EPA testmethode (method 5 G) voor houtkachels.

De apparatuur die deel uitmaakte van het stof-monsternamensysteem bestond verder uit:

- Pitotbuis volgens Prandtl;
- Cr/Alumel thermokoppel;
- Afzuigunit bestaande uit een condenstrap, rookgaspomp, flowregelaars, flowmeter en droge gasmeter.

De bemonstering van stof heeft isokinetisch plaatsgevonden in het midden van het rookgaskanaal van de verdunningstunnel.

3.3 Rookgasdebiet

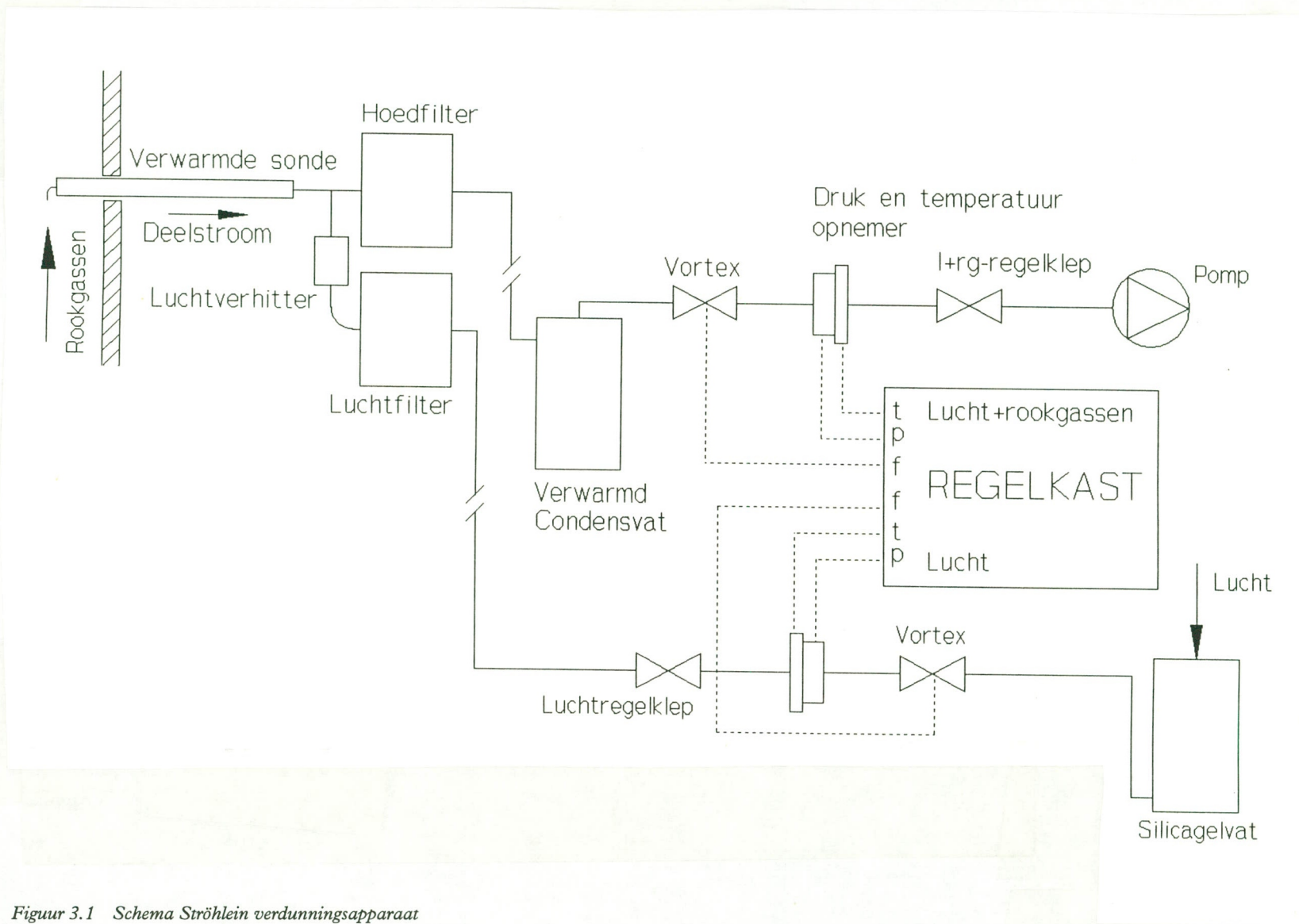
Ten behoeve van onder andere het isokinetisch bemonsteren is het noodzakelijk het debiet en dus ook de snelheid in het kanaal te kennen.

De snelheden zijn gemeten met een pitotbuis volgens Prandtl. Met de pitotbuis is om de 1 cm op de meetas – denkbeeldige lijn door het middelpunt van het rookgaskanaal – de snelheid gemeten. Tevens is hierbij de temperatuur gemeten. Het rookgasdebiet wordt berekend als het produkt van het rekenkundig gemiddelde van de over de meetassen gemeten rookgassnelheden en het kanaaloppervlak.

3.4 PCDD/ PCDF en PAK

3.4.1 Monstername

De monstername vindt plaats met behulp van het Ströhlein verdunningsapparaat, dat schematisch is weergegeven in figuur 4.1. Het principe berust op het afkoelen van een deelstroom rookgassen door verdunning met gedroogde en gefilterde lucht. Hierbij condenseert de meeste aanwezige PCDD/F en een gedeelte van de PAK en wordt vervolgens met het stof afgevangen op een absoluut filter. Voor vluchtiger componenten is een vast adsorptiemedium achtergeschakeld. De op het filter en adsorbens aanwezige PCDD/F wordt vervolgens geanalyseerd.



Figuur 3.1 Schema Ströhlein verdunningsapparaat

De rookgassen worden met een elektrisch verwarmde monsternamaleiding van titaan, zoveel mogelijk isokinetisch volgens NPR 2788, uit het rookgaskanaal aangezogen. De verdunningslucht wordt aangezogen via een luchtbehandelingskast waarin zich een laag silicagel bevindt. De hoeveelheid verdunningslucht wordt gemeten met een volumestroommeter en kan met een regelklep worden ingesteld.

In een speciaal menggedeelte wordt de verdunningslucht, nadat dit door een hoedfilter is geleid, met de afgezogen rookgassen turbulent gemengd. De menging vindt zodanig plaats, dat de temperatuur van het mengsel tijdens de monsternamaleiding onder de 40 °C blijft. Bij deze temperatuur is het grootste gedeelte van de PCDD/F en PAK aan de stofdeeltjes geadsorbeerd. Door deze wijze van afkoelen kan worden voorkomen dat het dauwpunt van de rookgassen wordt overschreden.

Het mengsel passeert daarna een zelfde hoedfilter als wordt toegepast voor reiniging van de verdunningslucht en vervolgens het vaste adsorptiemedium. Tenslotte passeert het mengsel de afzuigventilator.

3.4.2 PCDD/PCDF-analyse

Het filtermateriaal van het hoedfilter wordt uit het omhulsel gehaald, ontsloten en geëxtraheerd in een Soxhletopstelling. Het extract wordt daarna geconcentreerd door indampen. Het opgeloste residu ondergaat een clean-up en wordt vervolgens geïnjecteerd op de scheidingskolom van een gaschromatograaf. Identificatie en kwantificering vindt plaats met behulp van een massaspectrometer, in de 'selected ion monitoring' (SIM) mode.

Geanalyseerd worden 17 toxische congenen overeenkomstig de richtlijnen van VROM. Deze worden middels 'toxiciteits equivalente factoren' omgerekend tot zogenaamde toxische equivalenten (TEQ) en vervolgens gesommeerd.

De concentratie aan PCDD/F in de rookgassen wordt berekend uit het afgezogen rookgasvolume, betrokken op standaardcondities en de massa aan toxische equivalenten van de op het absoluutfilter afgevangen PCDD/F.

3.4.3 PAK-analyse

De bemonsterde filters worden als volgt opgewerkt:

- extractie door middel van een soxhlet-extractie met tolueen;
- indampen van het extract met behulp van een roteerverdamper en tot net niet droogblazen met stikstof;
- opnemen in een hoeveelheid aceton/methanol (1:1).

De opgewerkte extracten worden geanalyseerd op de PAK's van de EPA-lijst. Analyse vindt plaats met behulp van Reversed Phase HPLC met fluorescentiedetectie. Concentraties worden bepaald aan de hand van een externe standaardmix. Met deze methode worden de componenten vanaf fenantreen bepaald. De vier componenten naftaleen t/m fluoreen worden in hetzelfde extract met behulp van gaschromatografie bepaald.

3.5 Geurconcentratiemetingen

3.5.1 Principe

Geurconcentraties worden sensorisch bepaald. Deze bepalingen worden uitgevoerd door een geurluchtmonster net zo lang te verdunnen totdat de helft van een panel van proefpersonen de verdunde geurlucht juist niet meer van geurvrije lucht kan onderscheiden. Dit aantal verdunningen (het verdunningsgetal¹⁾) is dan de getalswaarde van de geurconcentratie.

Bijvoorbeeld: indien 2000 * verdunnen nodig is, is de geurconcentratie van het oorspronkelijke monster 2000 geureenheden per m³ lucht (van 20 °C, vochtig, uitgedrukt in de eenheid: g.e./m³).

3.5.2 Apparatuur

Voor het verdunnen van de geurmonsters en het aanbieden aan de proefpersonen wordt gebruik gemaakt van een olfactometer, de zogenaamde 'TNO-Geurmeetwagen', die bij IMET-TNO te Apeldoorn aanwezig is.

De werkwijze met de geurmeetwagen is als volgt:

Het geurluchtmonster wordt met behulp van een verdunningsunit, in stappen die steeds een factor 2 verschillen, een aantal malen verdund. Een deelstroom van deze verdunde geurlucht wordt ter beoordeling aangeboden aan een panel van acht personen. Deze personen zitten in acht gescheiden 'ruikhokjes' (zie figuren 3.5.1 en 3.5.2). In deze hokjes bevinden zich drie ruikbekers. Uit één van deze bekert stroomt de verdunde geurlucht; uit de andere twee geurvrije lucht. Als verdunningslucht en als geurvrije lucht wordt over koolfilters gereinigde buitenlucht gebruikt. Uit elke beker komt een luchtstroom van 20 l/min. De panelleden moeten aangeven uit welke van de drie bekert geurlucht stroomt. Zij moeten, ook al nemen zij geen verschil waar tussen de drie bekert, een keuze maken (een zogenaamde gedwongen driehoekstest). Zij maken hun keuze kenbaar door het indrukken van één van de drie met de bekert corresponderende knopjes. Aan de panelleden worden achtereenvolgens vijf of zes geurstromen aangeboden, die telkens in concentratie een factor 2 toenemen. Per meting wordt dit minimaal viermaal uitgevoerd. De geurstromen worden willekeurig verdeeld over de drie bekert aangeboden. De reacties van de panelleden worden gecorrigeerd voor gokken; men heeft immers 33,3% kans de juiste beker te kiezen. Met behulp van een computerprogramma wordt de verdunningsfactor (deze komt in getalswaarde overeen met de geurconcentratie) berekend, waarbij 50% van de panelleden in staat is de verdunde geurlucht van de geurvrije lucht te onderscheiden.

De in de geurmeetwagen aanwezige lucht wordt, om deze geurvrij te houden, circa 40 maal per uur over een actief koolfilter geleid.

Tevens wordt in de wagen een geringe overdruk gehandhaafd om binnenlekken van geurlucht te voorkomen. De deelnemers van het geurpanel worden betrokken via een uitzendbureau. Bij de selectie van panelleden worden verkouden of sterk geparfumeerde personen van deelname uitgesloten. In eerste instantie worden geen eisen aan het individuele reukvermogen gesteld.

¹⁾ Verdunningsgetal: verdund volume/oorspronkelijk volume.

3.5.3 Geurbemonstering

Als monsternamemethoden kunnen worden toegepast:

- de 'dynamische monsternamemethode' waarbij het te onderzoeken geurluchtmonster vanuit de bron rechtstreeks naar de geurmeetwagen wordt geleid;
- de 'statische monsternamemethode' waarbij de geurluchtmonsters worden verzameld in een speciaal hiervoor ontwikkeld type Teflon-monsterzak. Van dit monster wordt daarna binnen 24 uur met de geurmeetwagen de geurconcentratie vastgesteld.

Uit onderzoek is gebleken dat beide monsternamemethoden tot dezelfde meetresultaten leiden. Voor beide monsternamemethoden worden de geurmonsters, indien gewenst, direct bij het bemonsteren met geurvrije lucht voorverdund.

3.5.4 Kwaliteitsborging

3.5.4.1 Externe richtlijnen

Metingen, uitgevoerd met de geurmeetwagen, zoals hierboven beschreven, voldoen aan de richtlijnen, zoals deze zijn opgesteld in de rapporten 'Geurnormering' en 'Standaardisatie Olfactometers', die als delen 11 respectievelijk 49 in de publicatiereeks 'Lucht' van het ministerie van VROM zijn verschenen (1983 respectievelijk 1985). Tevens is er een aansluiting bij de ontwerpnorm NVN-Olfactometrie (in 1990 in concept door NNI-werkgroep 'Olfactometrie' gepresenteerd voor nadere uitwerking).

3.5.4.2 Kalibratie

Het verdunningssysteem van de TNO-geurmeetwagen wordt 1 à 2 maal per jaar gekalibreerd en indien nodig bijgesteld. Hierdoor wijken de werkelijk toegepaste verdunningen niet meer dan ten hoogste 5% af van de rekenwaarden ter bepaling van de getalswaarde van geurconcentraties.

3.5.4.3 Nauwkeurigheid/betrouwbaarheid

3.5.4.3.1 Algemeen

Een maat voor de nauwkeurigheid van een geurconcentratiemeting is de $S_{\log}$ -waarde. Deze waarde is de standaarddeviatie van de verdeling van de logaritmen van vastgestelde geurconcentraties. Deze waarde is voor een meting met de geurmeetwagen (1 uit 3-methode, 8 proefpersonen, 5 à 6 verdunningen, die viermaal worden aangeboden), bij gebruik van eenzelfde panel 0,125.

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

Bij gebruik van verschillende willekeurige panels is deze waarde 0,175¹⁾. Deze spreidingsgegevens zijn vastgesteld op basis van grote series metingen voor enkele enkelvoudige stoffen en op basis van een groot aantal duplometingen voor industriële geuren.

3.5.4.3.2 Vergelijkende metingen

Wanneer van een bepaald geurmonster de concentratie moet worden vastgesteld als relatieve waarde (zoals bij het vaststellen van de relatieve bijdragen van geurbronnen bij één bedrijf, bij het vaststellen van een verwijderingsrendement van een geurbestrijdingsapparaat en bij het vaststellen van de relatie tussen de geuremissie en bepaalde procesvariabelen) dient bij het gebruik van eenzelfde panel een $S_{\log}$ -waarde van 0,125 te worden gebruikt om een indruk te krijgen over de betrouwbaarheid van een meting.

Aan de hand van deze $S_{\log}$ -waarde kunnen voor de genoemde toepassingen grenzen voor het 90% betrouwbaarheidsinterval voor een enkelvoudige of meervoudige geurconcentratiemeting(en) worden berekend (zie tabel 3.5.1).

Tabel 3.5.1 Grenzen voor het 90%-betrouwbaarheidsinterval in verhouding tot de vastgestelde meetkundig gemiddelde waarden bij gebruik van willekeurige panels

Meting in	Relatieve vaststelling geurconcentratie	Absolute vaststelling geurconcentratie	
		Zelfde panel	Verschillende panels
enkelvoud	0,62 - 1,60	0,52 - 1,93	0,52 - 1,93
tweevoud	0,72 - 1,40	0,57 - 1,77	0,63 - 1,59
drievoud	0,76 - 1,31	0,59 - 1,71	0,68 - 1,46
viervoud	0,79 - 1,27	0,60 - 1,68	0,72 - 1,39
vijfvoud	0,81 - 1,24	0,60 - 1,66	0,74 - 1,34
zesvoud	0,82 - 1,21	0,61 - 1,65	0,76 - 1,31
zevenvoud	0,84 - 1,20	0,61 - 1,64	0,78 - 1,28
achtvoud	0,85 - 1,18	0,61 - 1,63	0,79 - 1,26
negenvoud	0,85 - 1,17	0,61 - 1,63	0,80 - 1,25
tienvoud	0,86 - 1,16	0,62 - 1,62	0,81 - 1,23

¹⁾ Standaardisatie olfactometers, publikatiereeks 'Lucht', nr. 49 (Ministerie VROM)

3.5.4.4 Absolute metingen

Wanneer de vastgestelde waarden echter op meer absolute wijze zullen worden gebruikt (zoals bij toetsen van normen of bij het bepalen van de geurdrempelwaarde van een stof), dient er rekening mee te worden gehouden dat een willekeurig panel normaliter qua gevoeligheid zal afwijken ten opzichte van de gemiddelde geur-gevoeligheid van panels.

Hiervoor zijn twee methoden mogelijk, waarvan de tweede bij TNO gebruikelijk is:

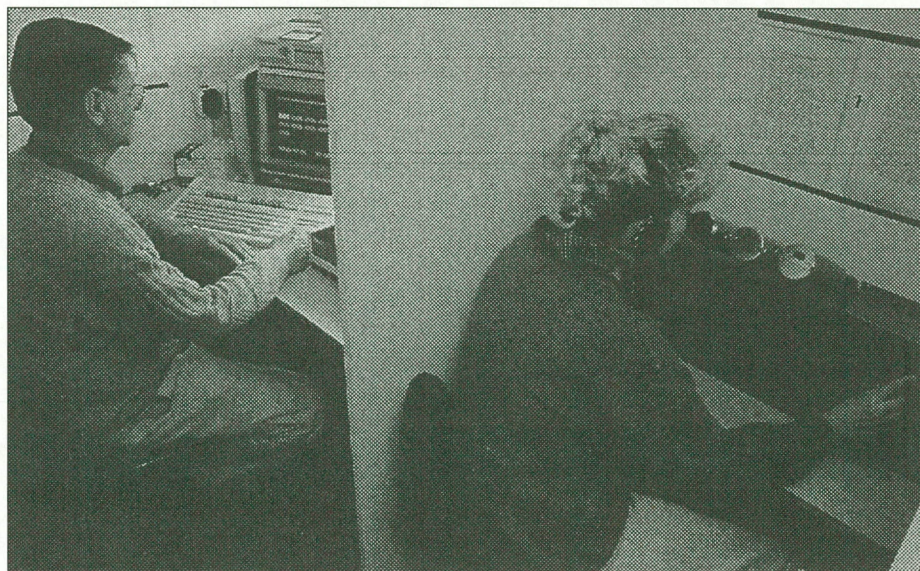
- a. bredere grenzen hanteren voor het betrouwbaarheidsinterval;
- b. panelgevoeligheid 'inschalen' voorafgaande aan de metingen.

ad a. De bijdrage van het gebruik van een willekeurig panel aan de totale spreiding van een geurmeting kan worden berekend uit de eerdergenoemde $S_{\log}$ -waarden (0,125 en 0,175). Het resultaat van die berekening is:

$$S_{\text{panel}} = 0,122.$$

Aan de hand van deze waarde kunnen voor de bovengenoemde toepassingen grenzen van het 90%-betrouwbaarheidsinterval voor enkelvoudige of meervoudige geurconcentratieingen worden berekend, zoals weergegeven in tabel 3.5.1.

ad b. TNO heeft in de loop der jaren met steeds verschillende panels enkele honderden drempelmetingen voor n-butanol uitgevoerd (dat wil zeggen bepaling van die butanolconcentratie die door de helft van het panel juist niet meer van geurvrije lucht kan worden onderscheiden). Hieruit is gebleken dat de gemiddelde butanoldrempel 60 à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ is, ofwel: in de geurmeetwagen van TNO zal een butanolmonster van 60 à 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nog juist van geurvrije lucht kunnen worden onderscheiden door een panel met gemiddelde geur-gevoeligheid.



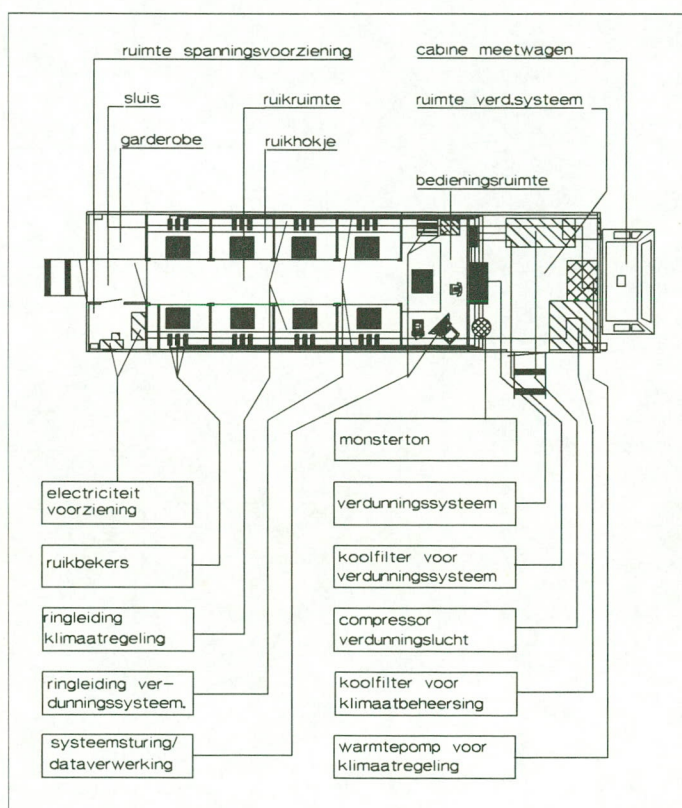
Figuur 3.5.1

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofoestellen voor huishoudelijk gebruik

Op grond hiervan is het mogelijk om met behulp van butanol een panel 'in te schalen' op gemiddelde geurgevoeligheid. Dit gaat als volgt:

Alvorens de te analyseren geurmonsters aan te ruiken, wordt met een willekeurig panel de geurdrempel van een butanolmonster bepaald. Indien de waarde binnen een zekere marge (betrouwbaarheidsinterval) om de gemiddelde butanoldrempel valt, dan worden de geurmetingen met dat panel uitgevoerd. Indien de gemeten waarde buiten de marge valt, wordt het panel qua geurgevoeligheid zodanig aangepast (door bepaalde panelleden te vervangen door nieuwe), dat de panel-butanoldrempel wel binnen de marge valt, waarna met de geurmetingen wordt aangevangen.

N.B. In de loop der tijd kan de waarde voor de gemiddelde butanoldrempel mogelijk door herberekening nog scherper worden gesteld aangezien het TNO-bestand, met butanoldrempels van willekeurige panels, blijft groeien.



Figuur 3.5.2 TNO Geurmeetwagen

Bijlage 4 Resultaten emissiemetingen

Inhoudsopgave

4.0 Inleiding	3
4.1 Toestel A.....	4
4.2 Toestel B.....	11
4.3 Toestel C	18
4.4 Toestel D	26
4.5 Open haard	36
4.6 Specificatie resultaten PAK-analyses	37
4.7 Specificatie resultaten PCDD/F-analyses	48

4.0 Inleiding

In deze bijlage worden de resultaten van de emissiemetingen per vaste brandstofstoestel en per instelling weergegeven.

Hierbij wordt de volgende indeling gehanteerd:

Omstandigheden tijdens metingen

— klepstand	[%]
— houtverbruik	[kg/h]
— belasting	[kW]
— Hs	[%]
— Hi	[%]
— Hd	[%]
— Ha	[%]
— rendement	[%]
— temperatuur schoorsteen	[°C]
— temperatuur omgeving	[°C]
— schoorsteentrek	[Pa]
— O ₂	[vol. %]
— O ₂ -minimaal	[vol. %]
— CO ₂	[ppm]
— debiet schoorsteen	[m ³ ind/h]
— debiet verdunningstunnel	[m ³ ind/h]

Resultaten emissiemetingen gemiddeld per cyclus

— CO	[mg/m ³]
— C _x H _y	[mg/m ³]
— NO _x	[mg/m ³]
— giftigheidsindex	[-]
— CO	[g/kg hout]
— C _x H _y	[g/kg hout]
— NO _x	[g/kg hout]
— totaal stof	[mg/kg hout]
— PAK	[mg/kg hout]
— PCDD/F	[ng TEQ/kg hout]
— geur	[1000 ge/kg hout]

Grafische weergave resultaten continu-registrerende emissiemetingen (O₂, CO₂, CO, C_xH_y, NO_x, temperatuur schoorsteen)

Per cyclus wordt het concentratieverloop van de macrocomponenten weergegeven.

4.1 Toestel A

Tabel 4.1 Omstandigheden tijdens emissiemetingen; Toestel A

		Cyclus					
		1	2	3	4	5	6
datum		10/11	10/11	11/11	11/11	10/11	11/11
klepstand	[%]	100	100	50	50	0	0
houtverbruik ¹⁾	[kg droog/h]	7.9	7.6	3.2	3.0	1.5	1.4
belasting ²⁾	[kW]	40	38	16	15	8	7
Hs	[%]	26.1	26.4	7.2	6.1	5.4	6.3
Hi	[%]	1.2	0.8	5.0	6.8	12.0	15.0
Hd	[%]	0.5	0.4	1.6	7.5	15.9	17.0
Ha	[%]	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
rendement	[%]	70	71	84	78	65	60
temperatuur schoorsteen	[°C]	438	487	168	141	94	100
temperatuur omgeving	[°C]	18	18	18	18	18	19
schoorsteentrek	[Pa]	20	20	18	17	8	8
O ₂	[vol.%]						
O ₂ -minimaal	[vol.%]						
CO ₂	[vol.%]	11.0	12.1	12.2	11.8	7.9	7.2
debiet schoorsteen	[m ³ ind/h]	65	57	20	20	14	14
debiet verdunningstunnel	[m ³ ind/h]	500	400	400	500	400	400

¹⁾ Vochtgehalte is vastgesteld op 16 gew.%

²⁾ Verbrandingswarmte is gesteld op 18 MJ/kg droog hout

Tabel 4.2 Resultaten emissiemetingen gemiddeld per cyclus; Toestel A

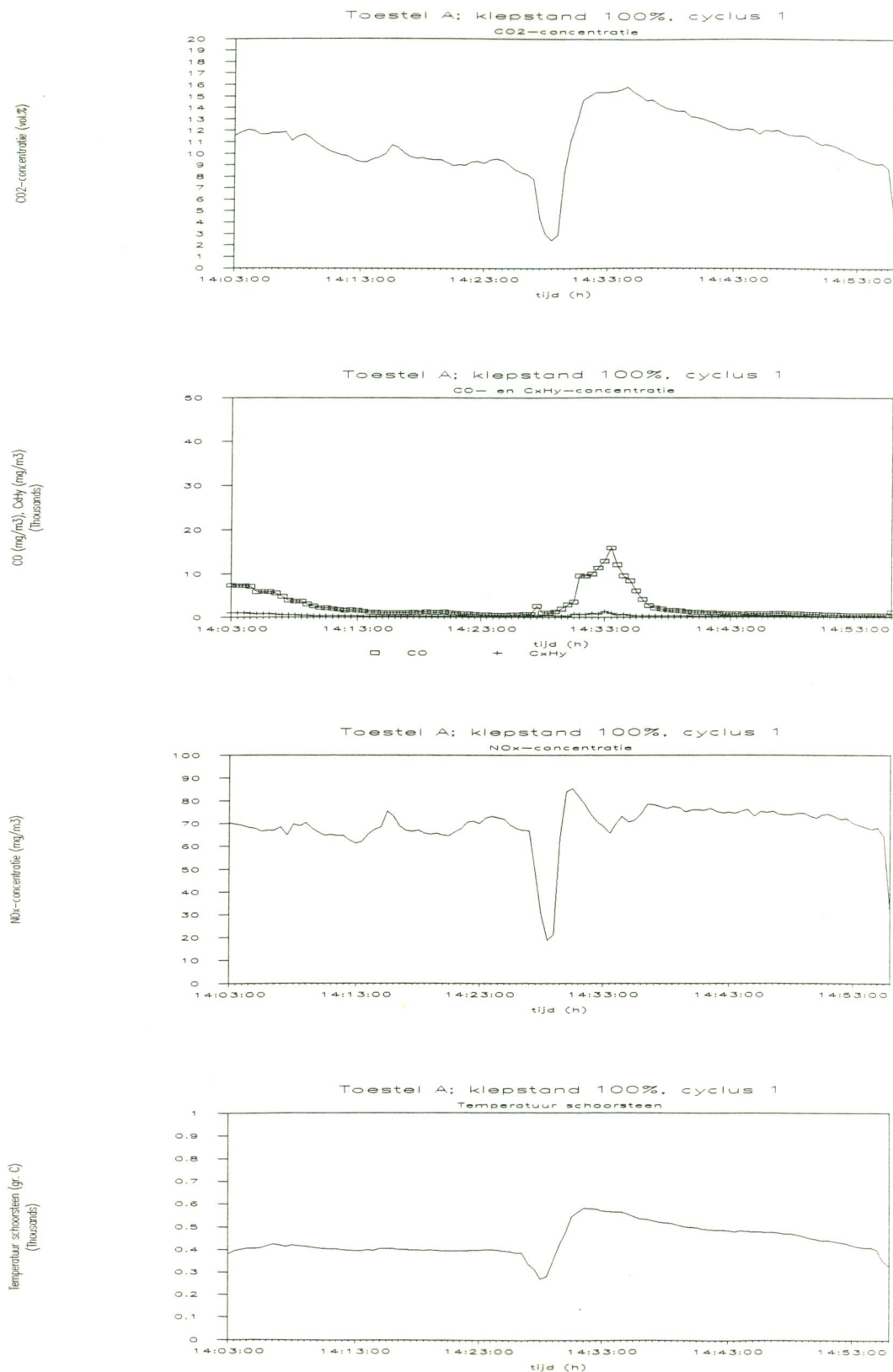
		Cyclus					
		1	2	3	4	5	6
datum		10/11	10/11	11/11	11/11	10/11	11/11
klepstand	[%]	100	100	50	50	0	0
CO	[mg/m ³]	2579	1958	13890	18451	17988	25798
C _x H _y ¹⁾	[mg/m ³]	397	188	1058	2514	3833	3445
NO _x ²⁾	[mg/m ³]	69.1	67.8	39.3	35.5	19.0	20.4
Giftigheidsindex		1.9	1.3	9.1	12.5	23.0	28.6
CO	[g/kg hout]	21	15	89	121	214	268
C _x H _y ¹⁾	[g/kg hout]	3	1	7	17	36	36
NO _x ²⁾	[g/kg hout]	0.6	0.5	0.3	0.2	0.2	0.2
totaal stof	[g/kg hout]	1	1	3	16	35	37
PAK ³⁾	[mg/kg hout]	149	18	34	171	58	141
geur	[1000 ge/kg hout]			2200	12000		

¹⁾ Uitgedrukt als totaal C

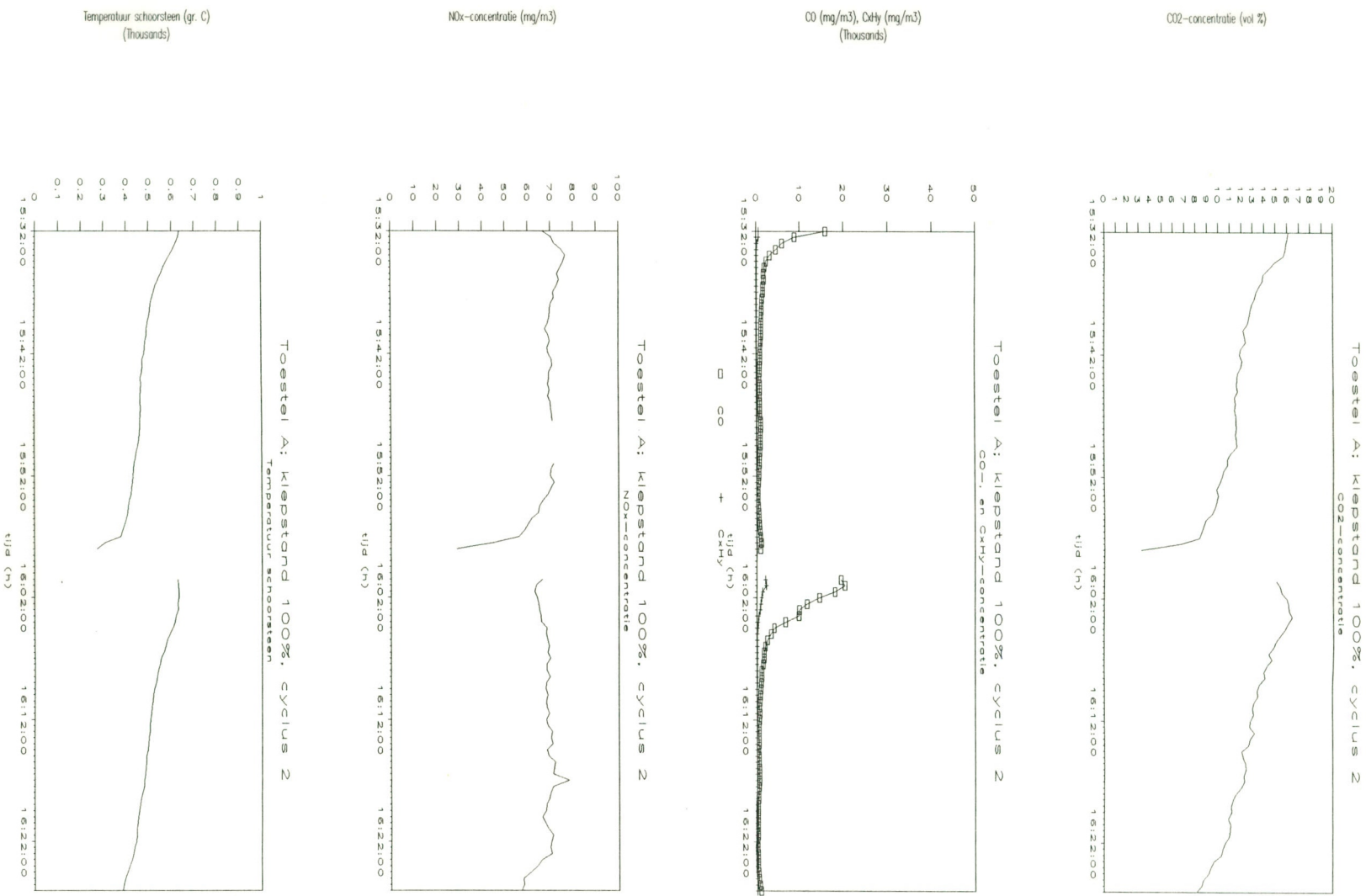
²⁾ Uitgedrukt als NO₂

³⁾ EPA-reeks (zie bijlage 4.4.3)

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

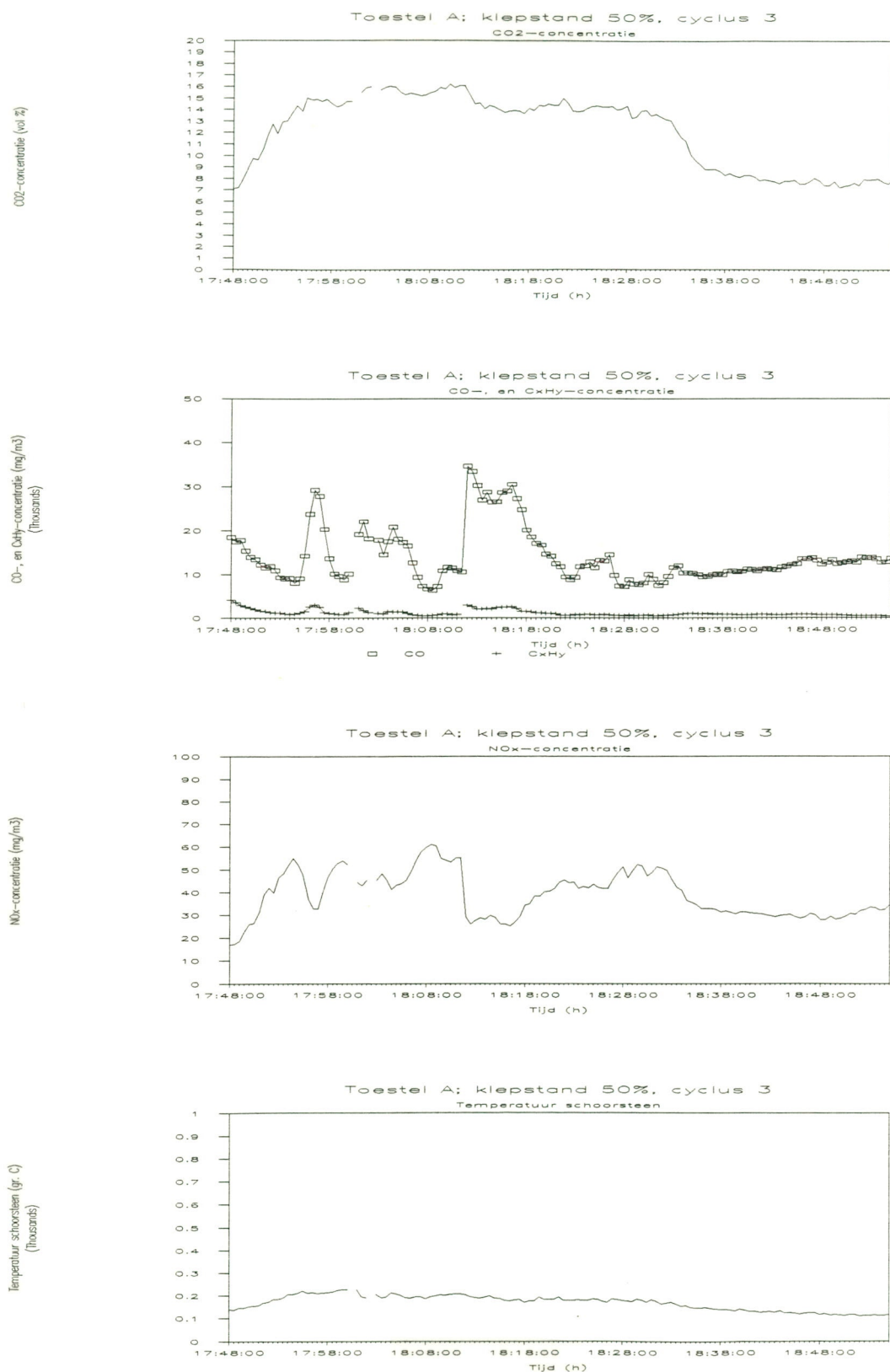


Figuur 4.1 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel A, klepstand 100%, cyclus 1

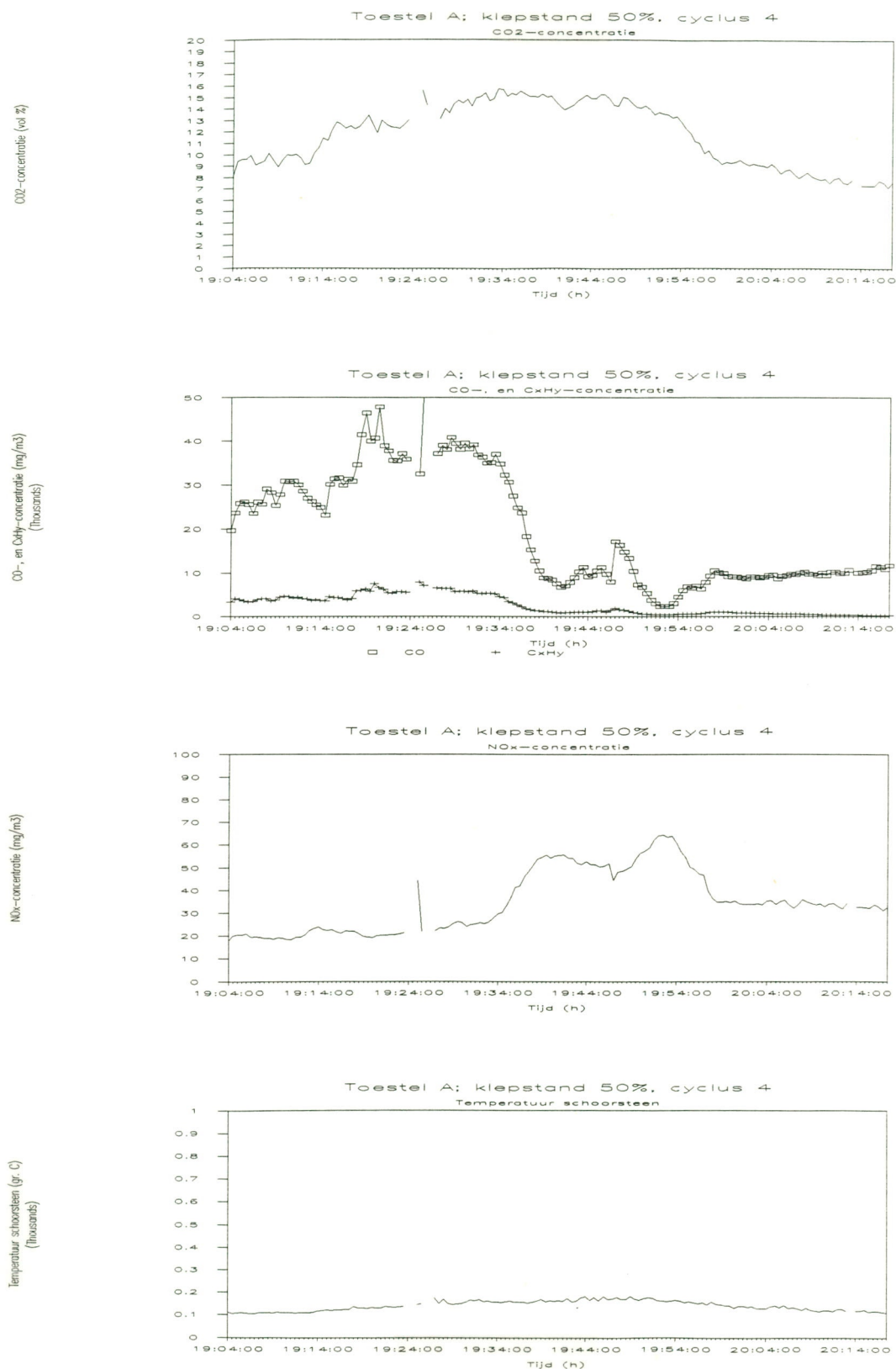


Figuur 4.2 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel A, klepstand 100%, cyclus 2

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

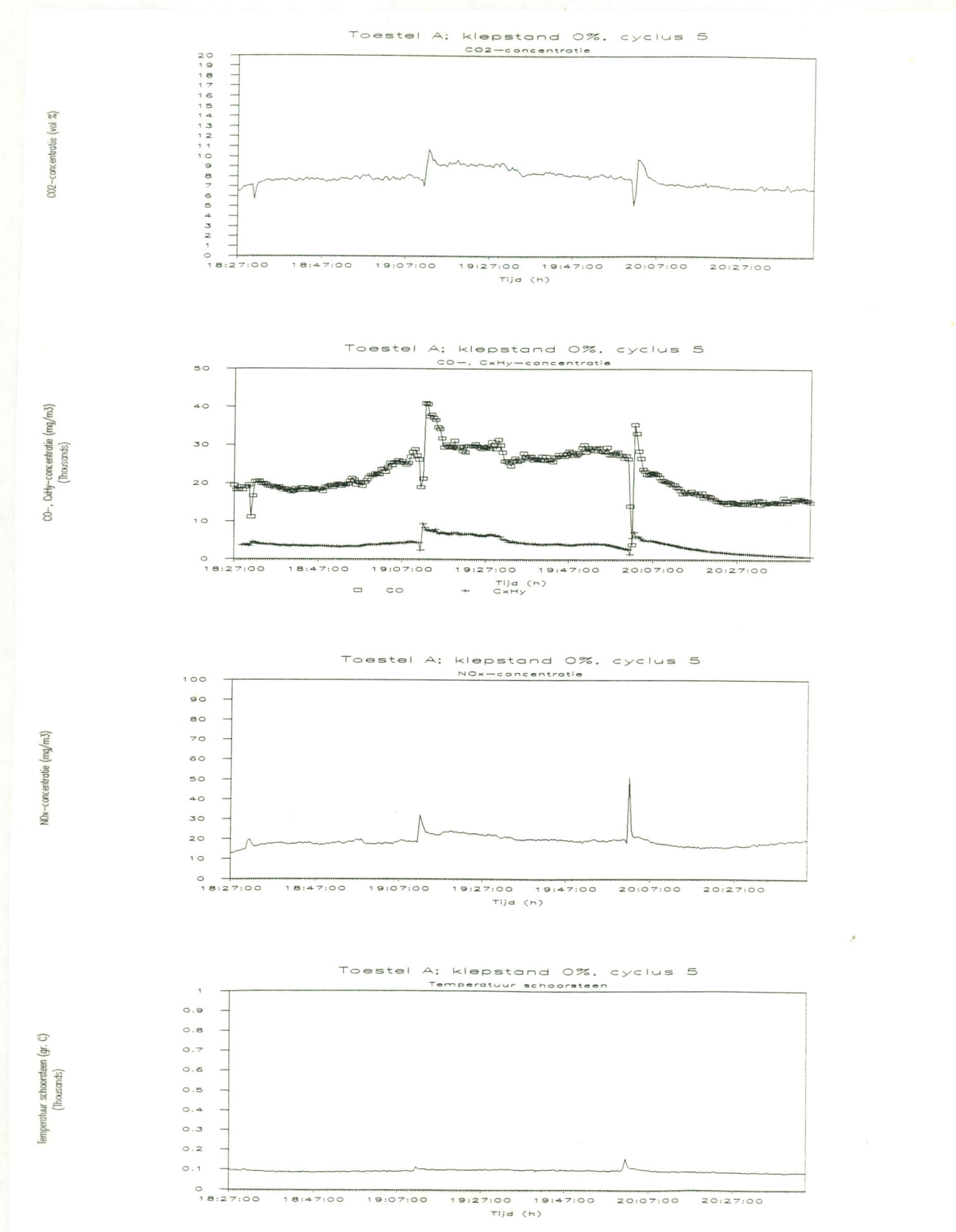


Figuur 4.3 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel A, klepstand 50%, cyclus 3

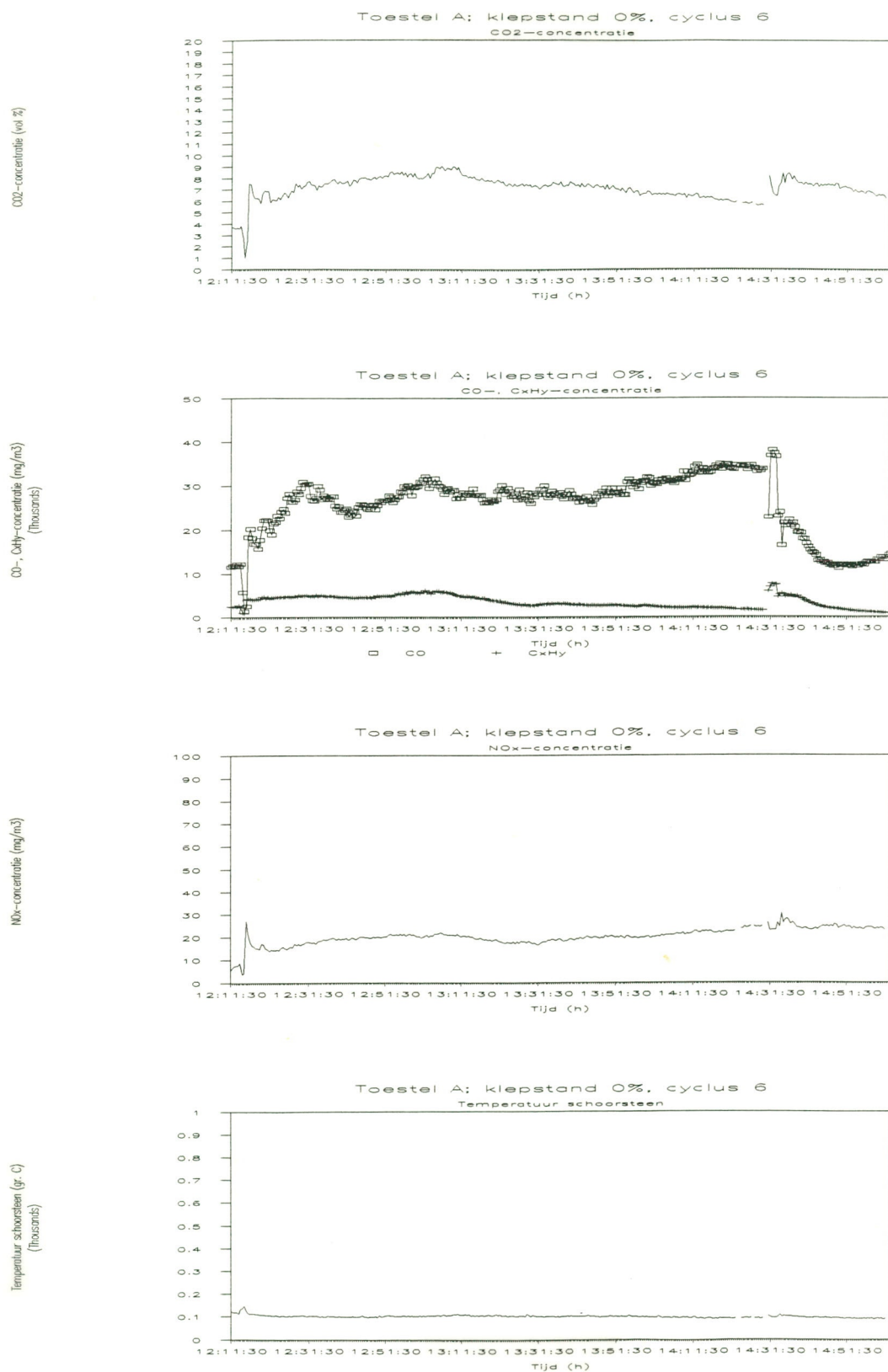


Figuur 4.4 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel A, klepstand 50%, cyclus 4

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



Figuur 4.5 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel A, klepstand 0%, cyclus 5



Figuur 4.6 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel A, klepstand 0%, cyclus 6

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

4.2 Toestel B

Tabel 4.3 Omstandigheden tijdens emissiemetingen; Toestel B

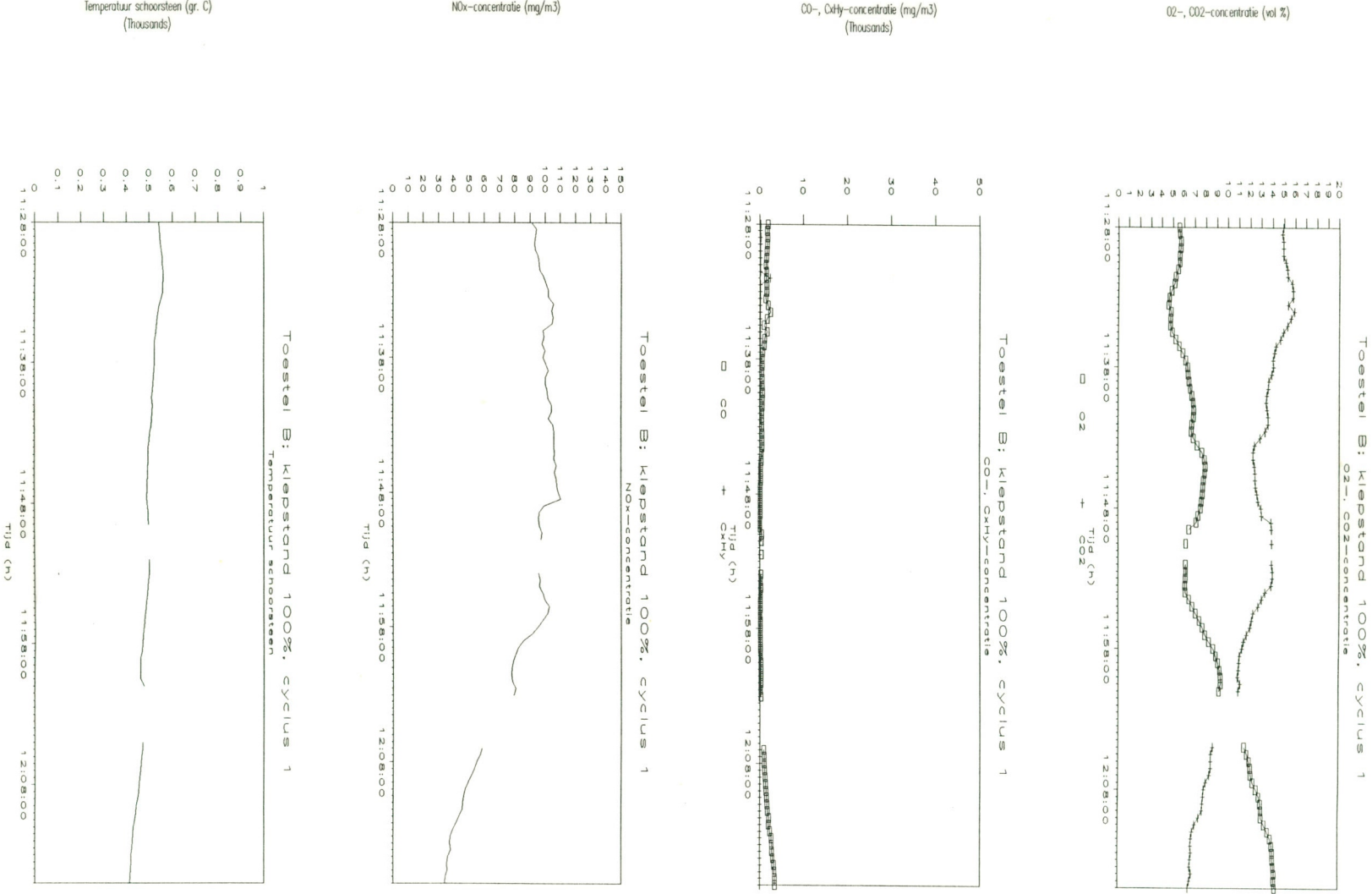
		Cyclus					
		1	2	3	4	5	6
datum		15/09	15/09	16/09	16/09	07/10	07/10
klepstand	[%]	100	100	50	50	0	0
houtverbruik ¹⁾	[kg droog/h]	8.8	6.8	3.0	3.2	1.7	1.8
belasting ²⁾	[kW]	44	34	15	16	9	9
Hs	[%]	33.8	27.4	22.3	18.3	16.0	16.1
Hi	[%]	0.5	0.9	4.6	5.0	7.1	10.4
Hd	[%]	0.4	0.3	0.6	0.3	0.5	1.2
Ha	[%]	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
rendement	[%]	63	70	71	75	75	71
temperatuur schoorsteen	[°C]	492	449	391	373	222	238
temperatuur omgeving	[°C]	20	20	19	18	17	20
schoorsteentrek	[Pa]	20	20	18	17	14	13
O ₂	[vol.%]	8.3	11.0				
O ₂ -minimaal	[vol.%]	4.6	5.2				
CO ₂	[vol.%]	12.0	9.5	11.9	11.4	8.5	7.2
debiet schoorsteen	[m ³ ind/h]	84	58	24	22	15	18
debiet verdunningstunnel	[m ³ ind/h]	456	456	450	450	550	550

¹⁾ Vochtgehalte is vastgesteld op 16 gew.%²⁾ Verbrandingswarmte is gesteld op 18 MJ/kg droog hout

Tabel 4.4 Resultaten emissiemetingen gemiddeld per cyclus; Toestel B

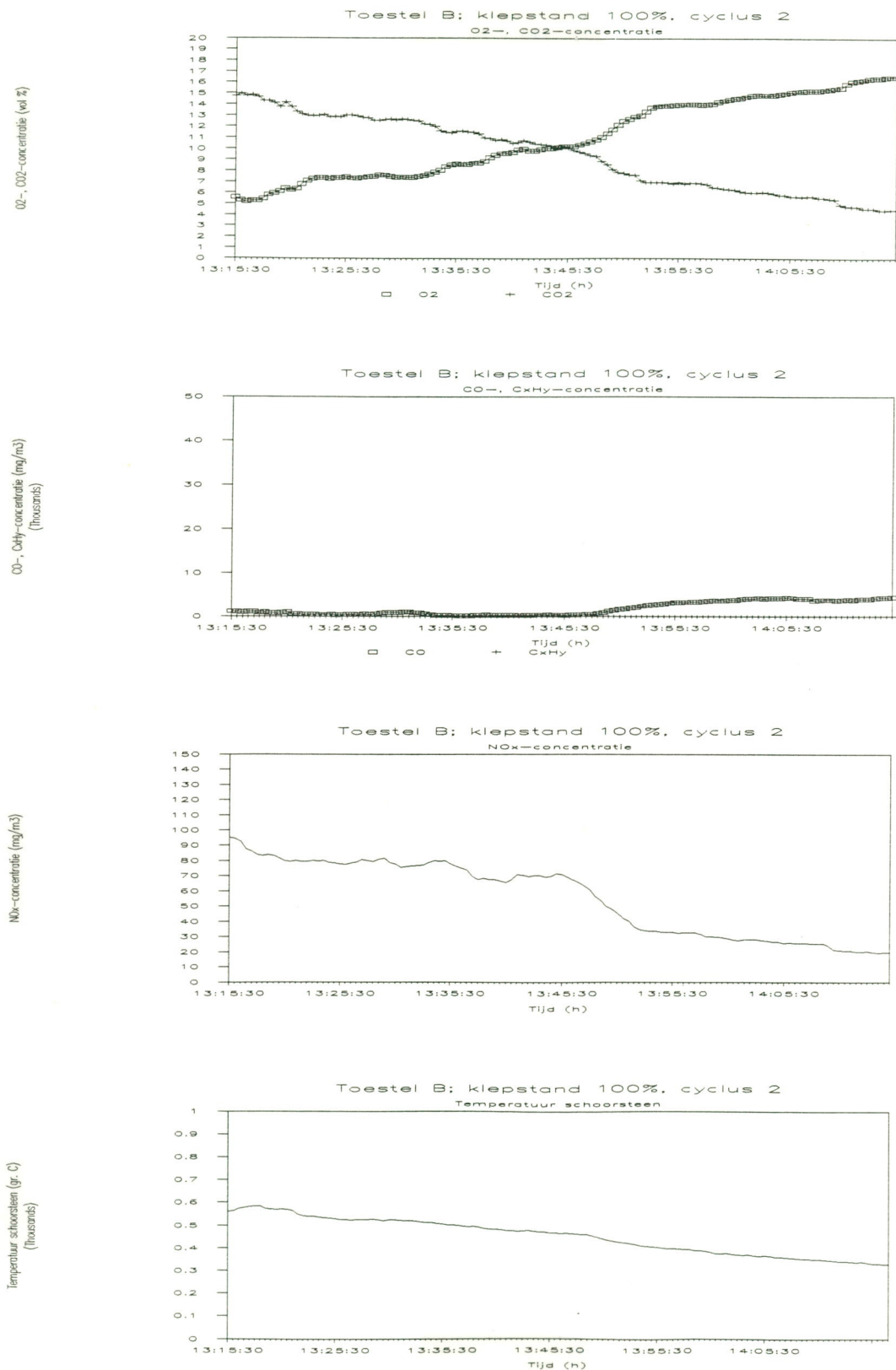
		Cyclus					
		1	2	3	4	5	6
datum		15/09	15/09	16/09	16/09	07/10	07/10
klepstand	[%]	100	100	50	50	0	0
CO	[mg/m ³]	996	1851	10250	12822	14337	18909
C _x H _y ¹⁾	[mg/m ³]	84	14	1132	1319	1178	2381
NO _x ²⁾	[mg/m ³]	84.5	55.4	43.4	36.4	29.0	24.8
Giftigheidsindex		0.7	1.6	6.9	9.0	13.5	21.1
CO	[g/kg hout]	10	16	82	88	127	184
C _x H _y ¹⁾	[g/kg hout]	1	<1	9	9	10	23
NO _x ²⁾	[g/kg hout]	0.8	0.5	0.4	0.3	0.3	0.2
totaal stof	[g/kg hout]	1	1	1	1	1	3
PAK ³⁾	[mg/kg hout]	37	23	137	163	129	43
geur	[1000 ge/kg hout]	210	110	420	260	2400	27000

¹⁾ Uitgedrukt als totaal C²⁾ Uitgedrukt als NO₂³⁾ EPA-reeks (zie bijlage 4.4.3)

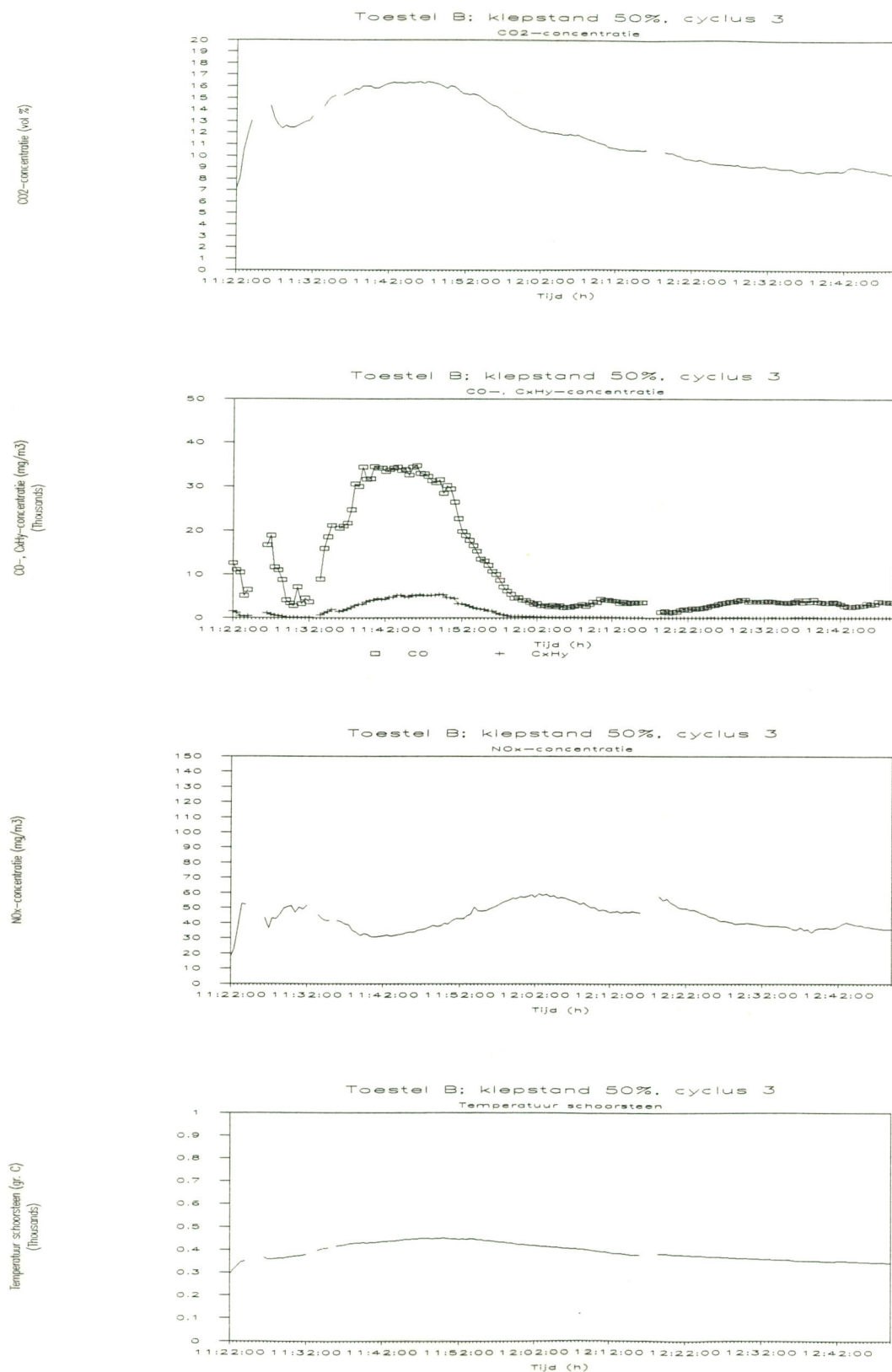


Figuur 4.7 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel B, klepstand 100%, cyclus 1

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

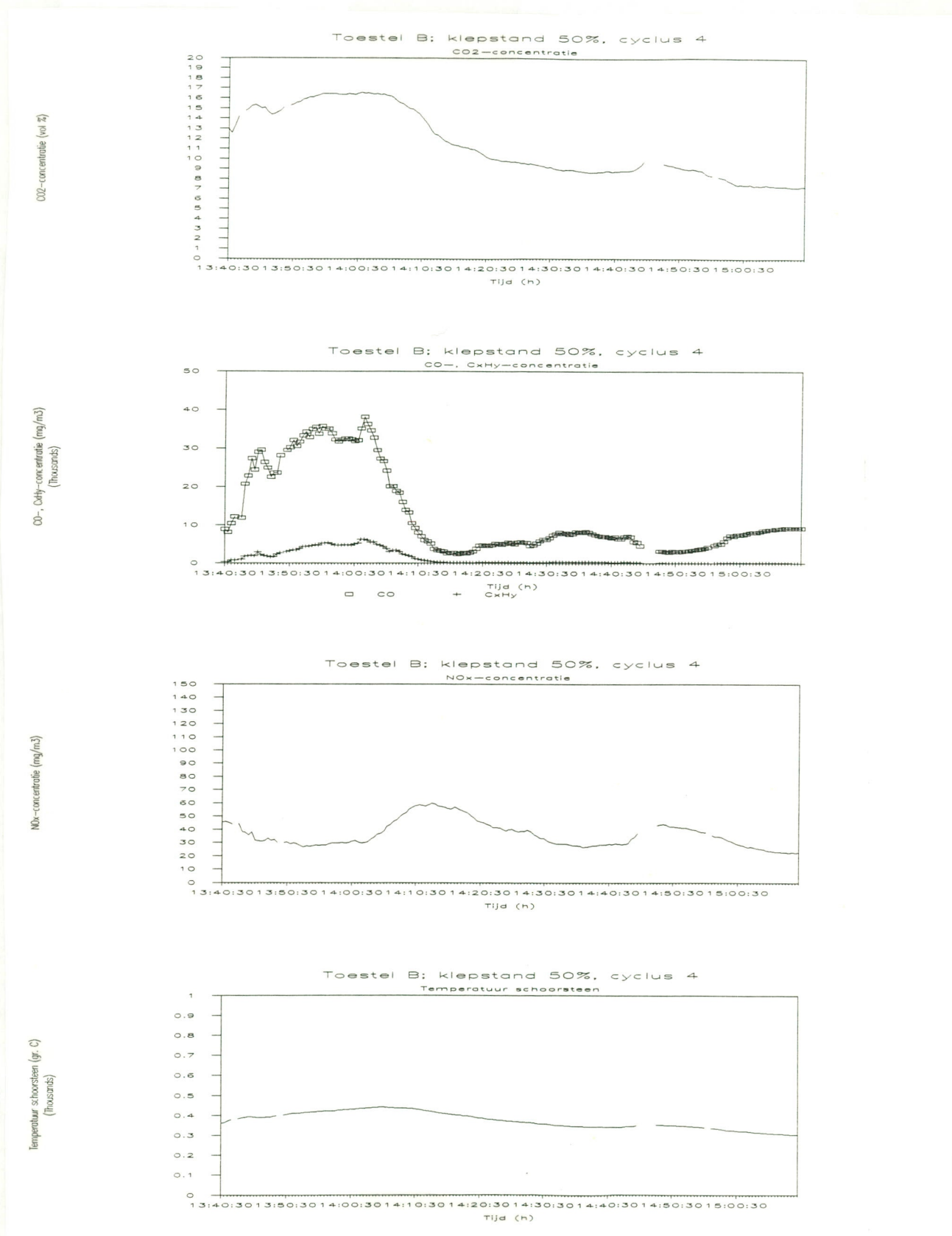


Figuur 4.8 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
 Toestel B, klepstand 100%, cyclus 2

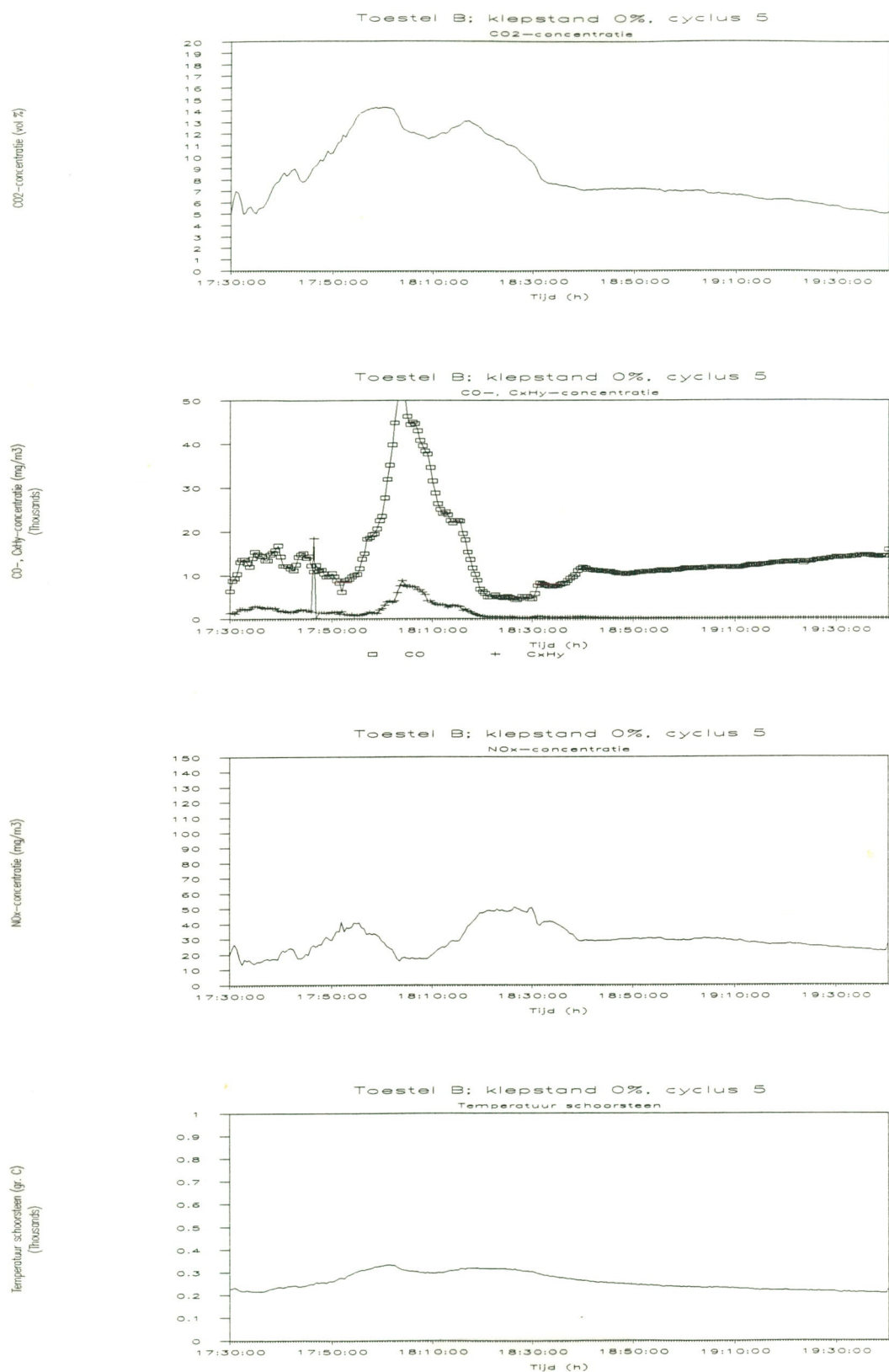


Figuur 4.9 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel B, klepstand 50%, cyclus 3

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

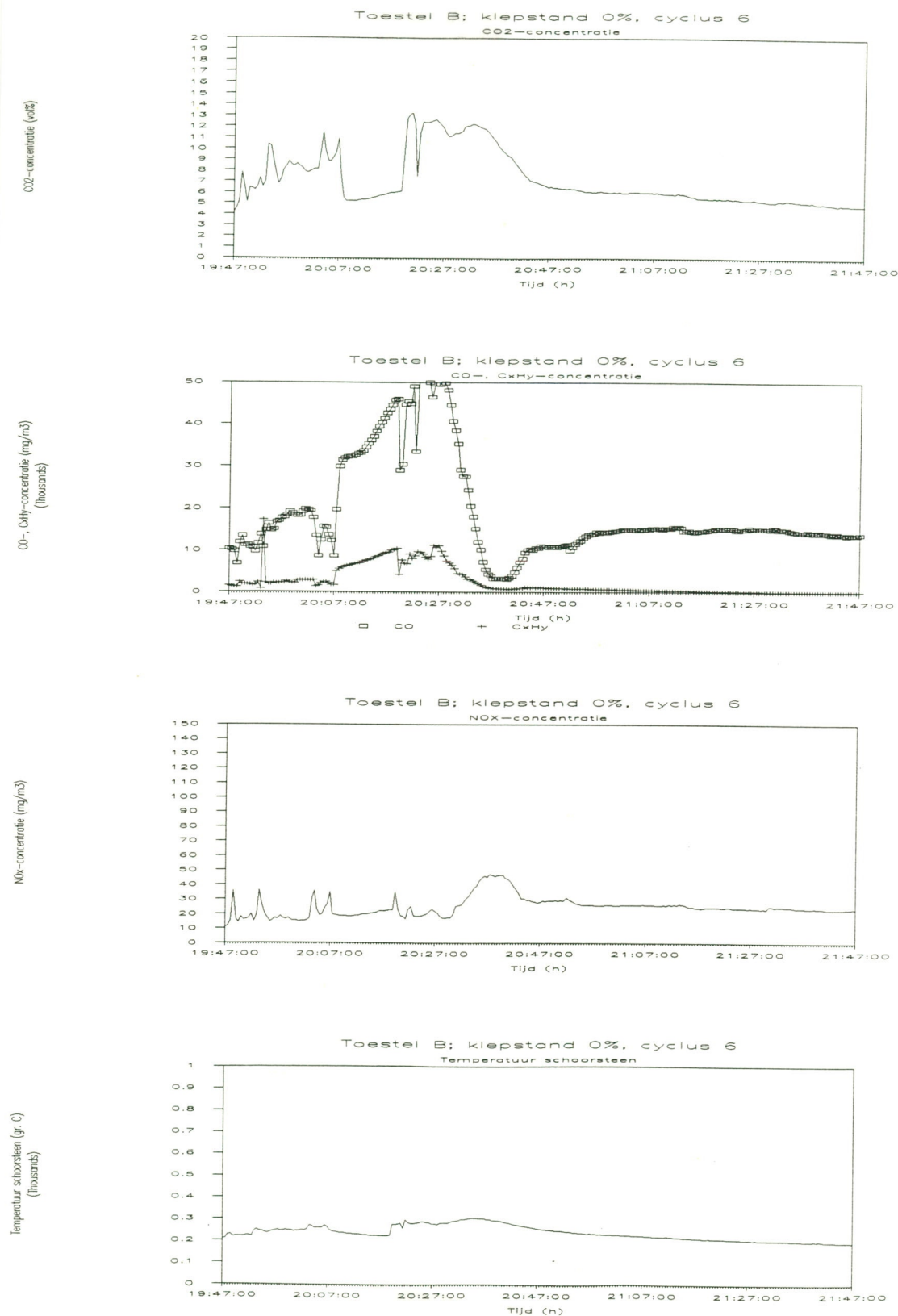


Figuur 4.10 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen
 Toestel B, klepstand 50%, cyclus 4



Figuur 4.11 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel B, klepstand 0%, cyclus 5

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



Figuur 4.12 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel B, klepstand 0%, cyclus 6

4.3 Toestel C

Tabel 4.5 Omstandigheden tijdens emissiemetingen; Toestel C

		Cyclus							
		1	2	3	4	5	6	7	8
datum		12/10	12/10	13/10	13/10	12/10	12/10	14/10	15/10
klepstand	[%]	100	100	80	80	50	50	0	0
houtverbruik ¹⁾	[kg droog/h]	2.2	2.0	2.2	1.9	1.4	1.3	0.9	0.7
belasting ²⁾	[kW]	11	10	11	10	7	7	5	4
Hs	[%]	21.6	20.5	22.1	22.0	18.2	16.4	-	16.3
Hi	[%]	0.5	1.5	0.6	0.6	1.5	0.8	-	1.3
Hd	[%]	2.7	2.4	2.5	1.8	2.2	1.4	-	1.5
Ha	[%]	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	-	1.8
rendement	[%]	74	74	73	74	76	80	-	79
temperatuur schoorsteen	[°C]	342	291	295	287	262	247	-	200
temperatuur omgeving	[°C]	18	20	17	20	20	19	-	20
schoorsteentrek	[Pa]	19	19	18	18	17	17	18	18
O ₂	[vol.%]	-	-	-	-	-	-	-	-
O ₂ -minimaal	[vol.%]	1.4	1.7	1.7	1.6	1.6	1.6	-	-
CO ₂	[vol.%]	10.5	9.1	8.7	8.4	9.1	9.6	-	7.6
debiet schoorsteen	[m ³ ind/h]	19	20	24	21	14	13	-	9
debiet verdunningstunnel	[m ³ ind/h]	600	600	600	600	600	700	700	600

¹⁾ Vochtgehalte is vastgesteld op 16 gew. %

²⁾ Verbrandingswarmte is gesteld op 18 MJ/kg droog hout

Tabel 4.6 Resultaten emissiemetingen gemiddeld per cyclus; Toestel C

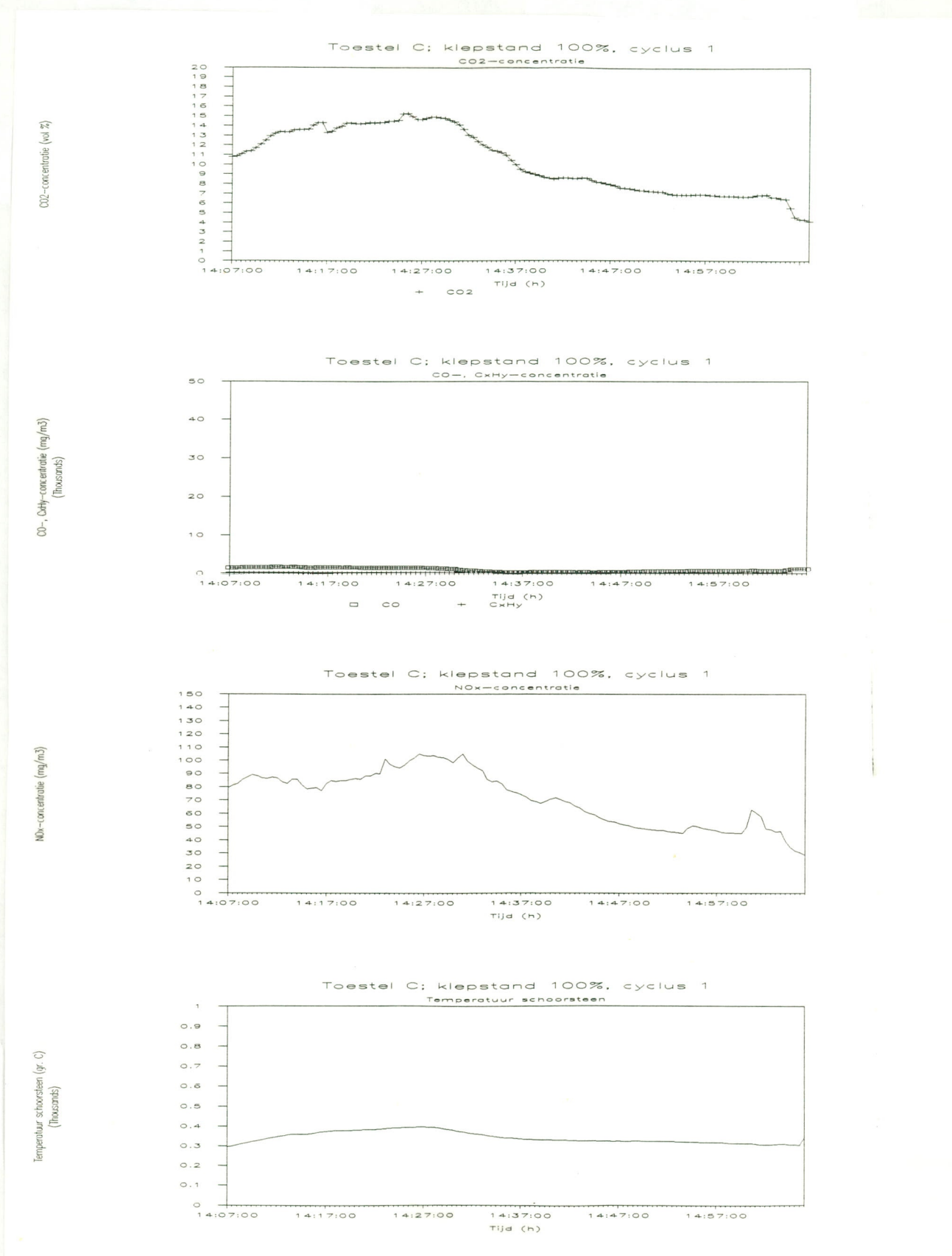
		Cyclus							
		1	2	3	4	5	6	7	8
datum		12/10	12/10	13/10	13/10	12/10	12/10	14/10	15/10
klepstand	[%]	100	100	80	80	50	50	0	0
CO	[mg/m ³]	950	2644	1077	950	2610	1485	-	1835
C _x H _y ¹⁾	[mg/m ³]	176	183	574	504	157	153	-	301
NO _x ²⁾	[mg/m ³]	72.4	49.9	54.5	57.8	60.2	59.7	-	32.0
Gifigheidsindex		0.7	2.3	1.0	1.0	2.3	1.2	-	1.9
CO	[g/kg hout]	8	27	11	10	26	14	-	22
C _x H _y ¹⁾	[g/kg hout]	2	2	6	5	2	1	-	4
NO _x ²⁾	[g/kg hout]	0.6	0.5	0.6	0.6	0.6	0.6	-	0.4
totaal stof	[g/kg hout]	5	5	5	4	5	3	2	3
PAK ³⁾	[mg/kg hout]	157	129			138	79	232	94
geur	[1000 ge/kg hout]	2000	3300			3300	5900	11700	11500

¹⁾ Uitgedrukt als totaal C

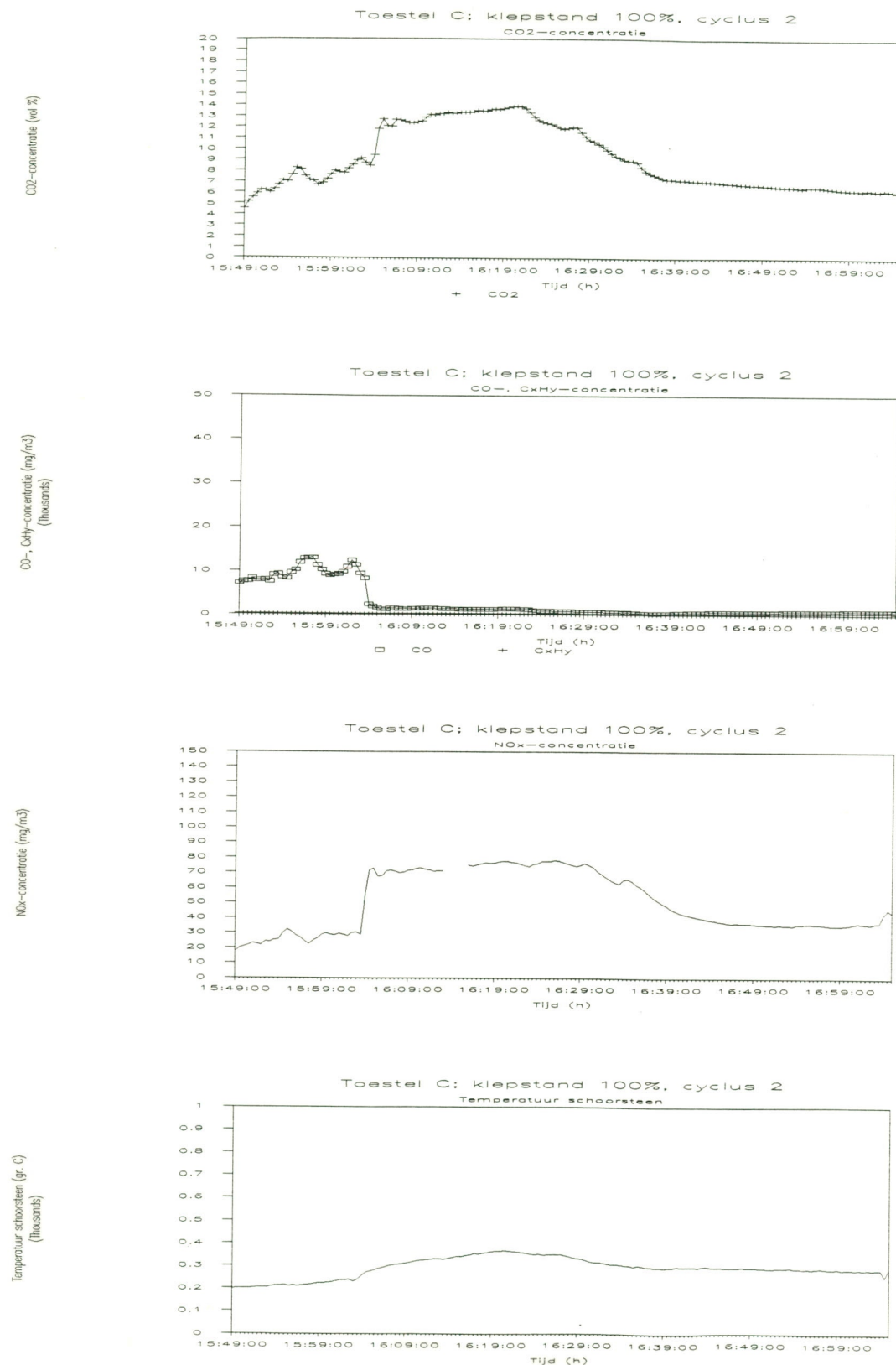
²⁾ Uitgedrukt als NO₂

³⁾ EPA-reeks (zie bijlage 4.4.3)

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

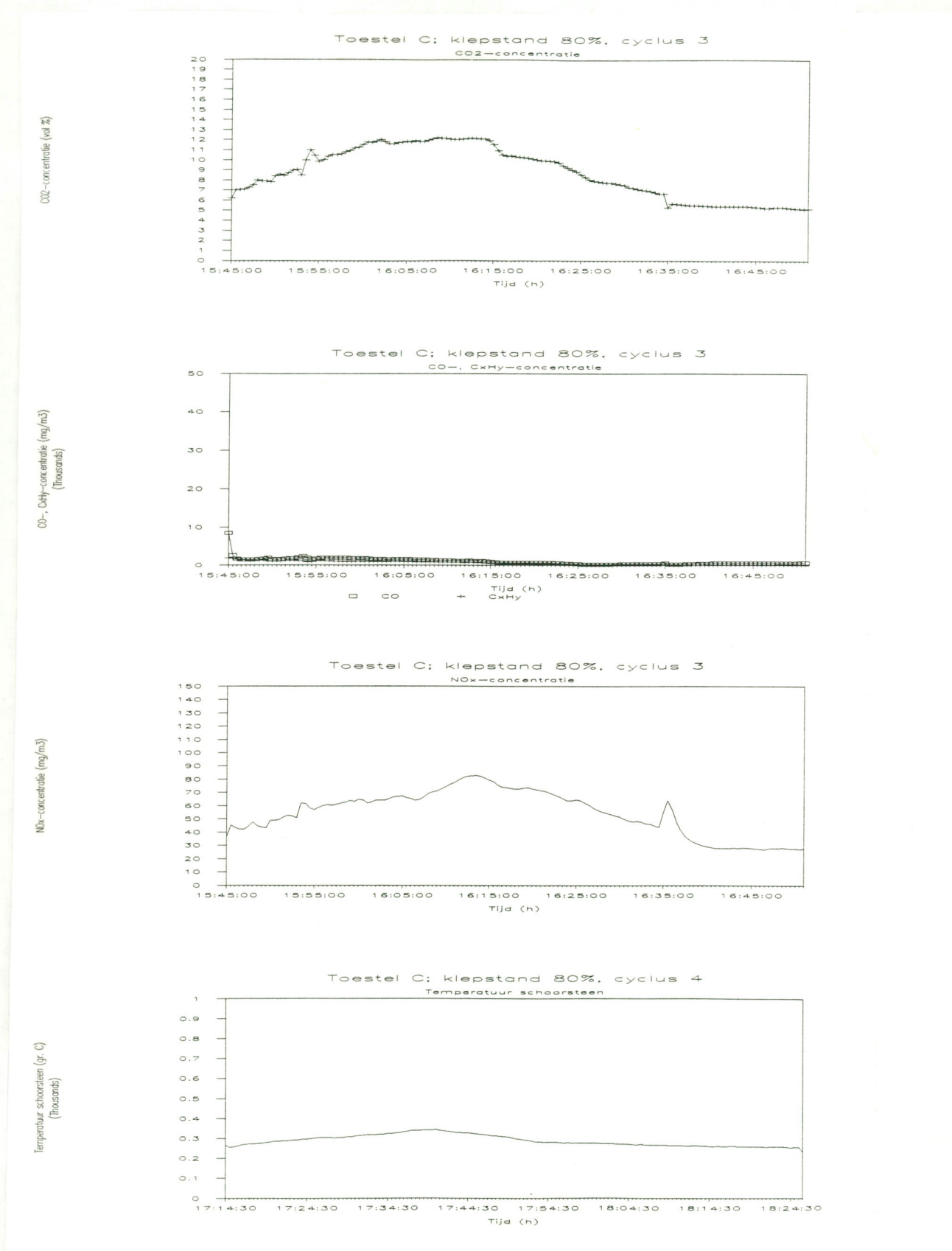


Figuur 4.13 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 100%, cyclus 1

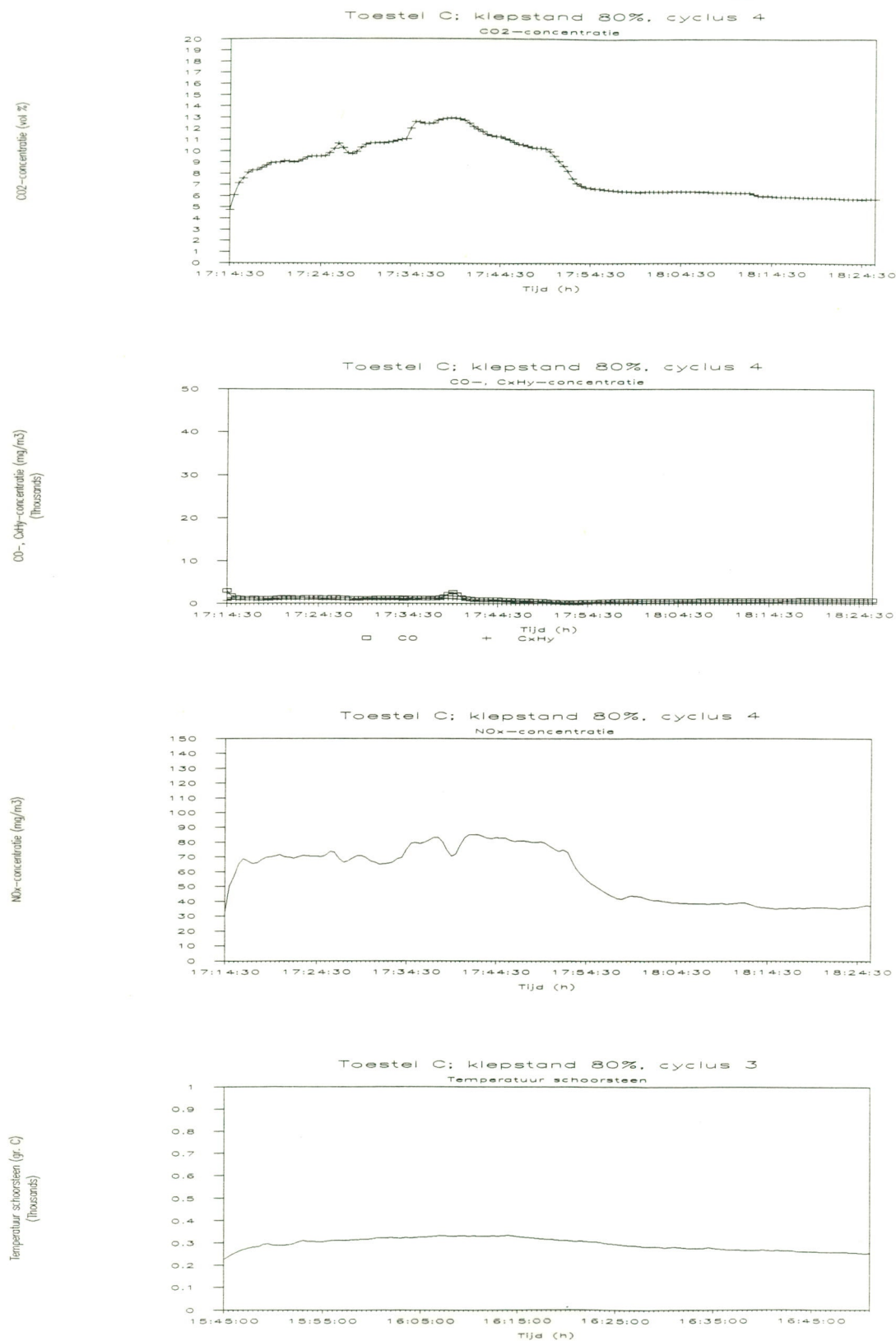


Figuur 4.14 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 100%, cyclus 2

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

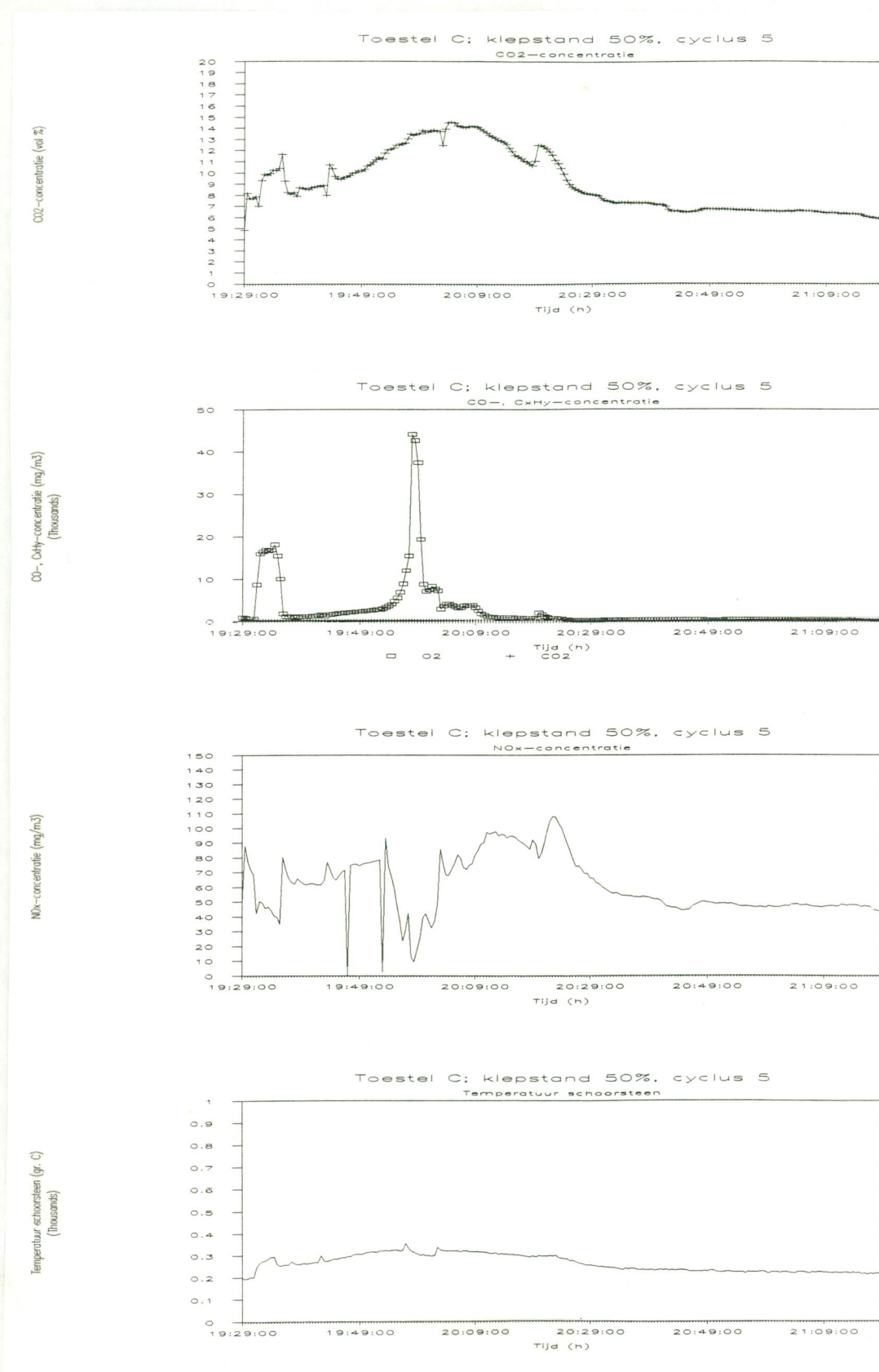


Figuur 4.15 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 80%, cyclus 3

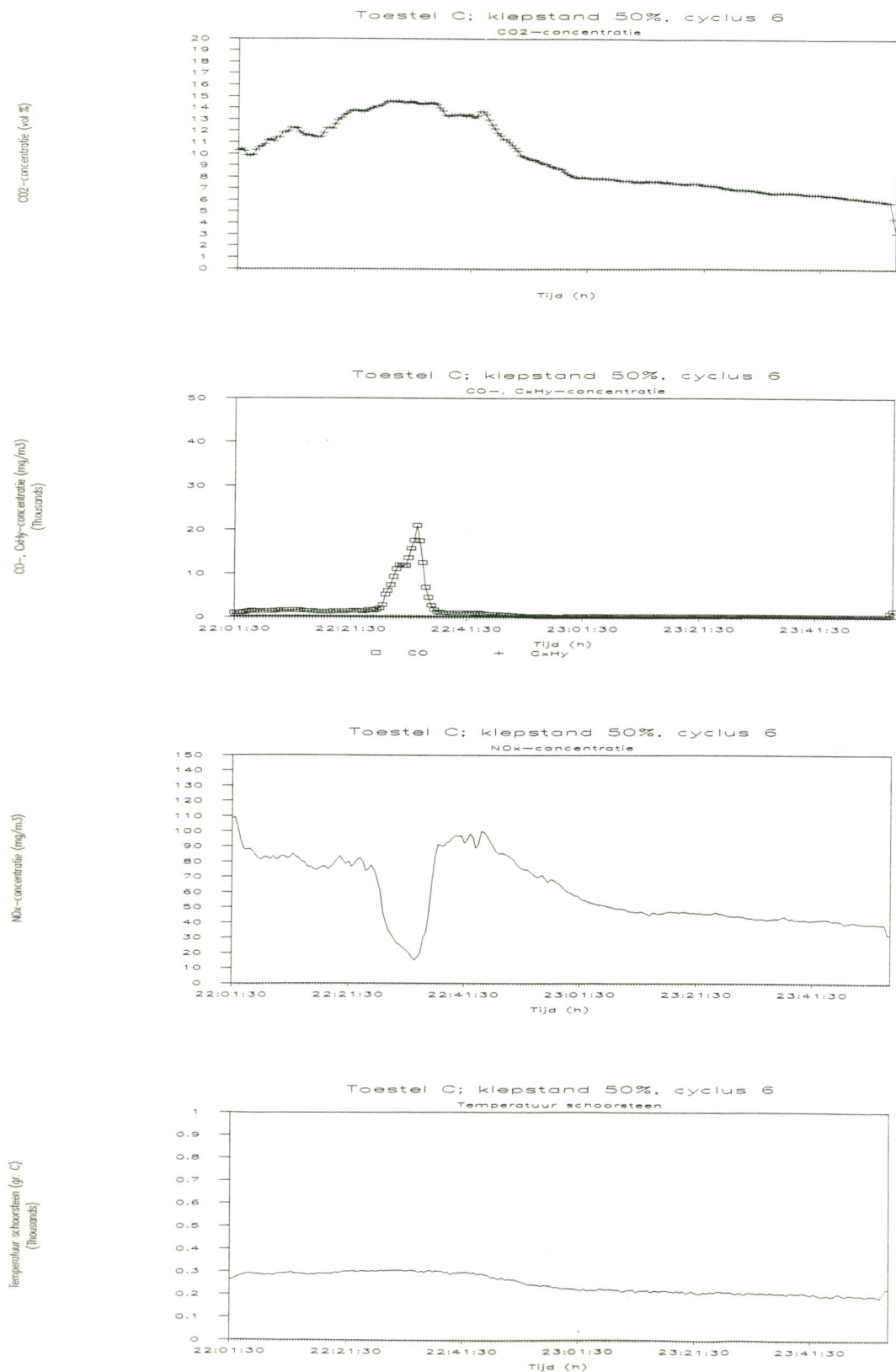


Figuur 4.16 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 80%, cyclus 4

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

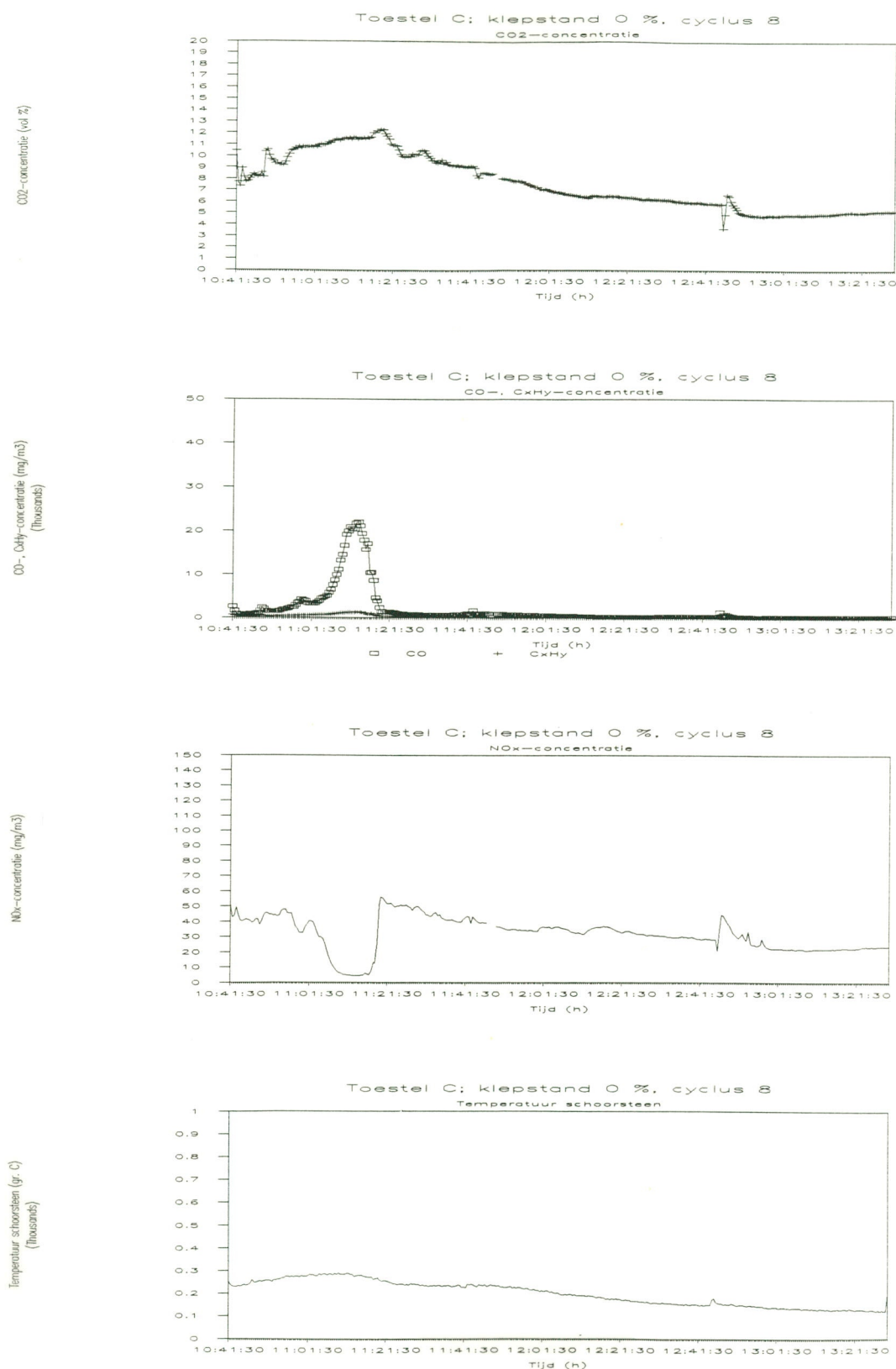


Figuur 4.17 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 50%, cyclus 5



Figuur 4.18 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 50%, cyclus 6

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



Figuur 4.19 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel C, klepstand 0%, cyclus 8

4.4 Toestel D

Tabel 4.7 Omstandigheden tijdens emissiemetingen; Toestel D

		Cyclus								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
datum		26/10	29/10	04/11	27/10	30/10	30/10	28/10	02/11	02/11
klepstand	[%]	100	100	100	50	50	50	0	0	0
houtverbruik ¹⁾	[kg droog/h]	4.4	6.0	6.2	3.4	4.3	2.8	2.6	1.4	2.6
belasting ²⁾	[kW]	22	30	31	17	22	14	13	7	13
Hs	[%]	16.5	15.3	11.9	11.7	9.0	9.3	9.2	10.2	8.3
Hi	[%]	4.1	5.8	7.3	5.3	10.0	8.6	5.9	5.9	7.4
Hd	[%]	2.4	2.0	-	0.9	-	-	1.2	-	-
Ha	[%]	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8	1.8
rendement	[%]	75	75	79	80	79	80	82	81	83
temperatuur schoorsteen	[°C]	336	390	388	238	268	243	192	210	231
temperatuur omgeving	[°C]	18	19	17	17	18	18	20	19	18
schoorsteentrek	[Pa]	21	22	21	19	19	19	17	17	16
O ₂	[vol.%]	7.3			7.2			7.5		
O ₂ -minimaal	[vol.%]	1.2			1.6			2.6		
CO ₂	[vol.%]	12.6	14.0	17.2	12.2	14.9	12.4	12.1	13.4	10.7
debiet schoorsteen	[m ³ ind/h]	35	33	27	28	21	15	21	10	13
debiet verdunningstunnel	[m ³ ind/h]	489	489	600	480	480	480	300	300	550

¹⁾ Vochtgehalte is vastgesteld op 16 gew. %

²⁾ Verbrandingswarmte is gesteld op 18 MJ/kg droog hout

Tabel 4.8 Resultaten emissiemetingen gemiddeld per cyclus; Toestel D

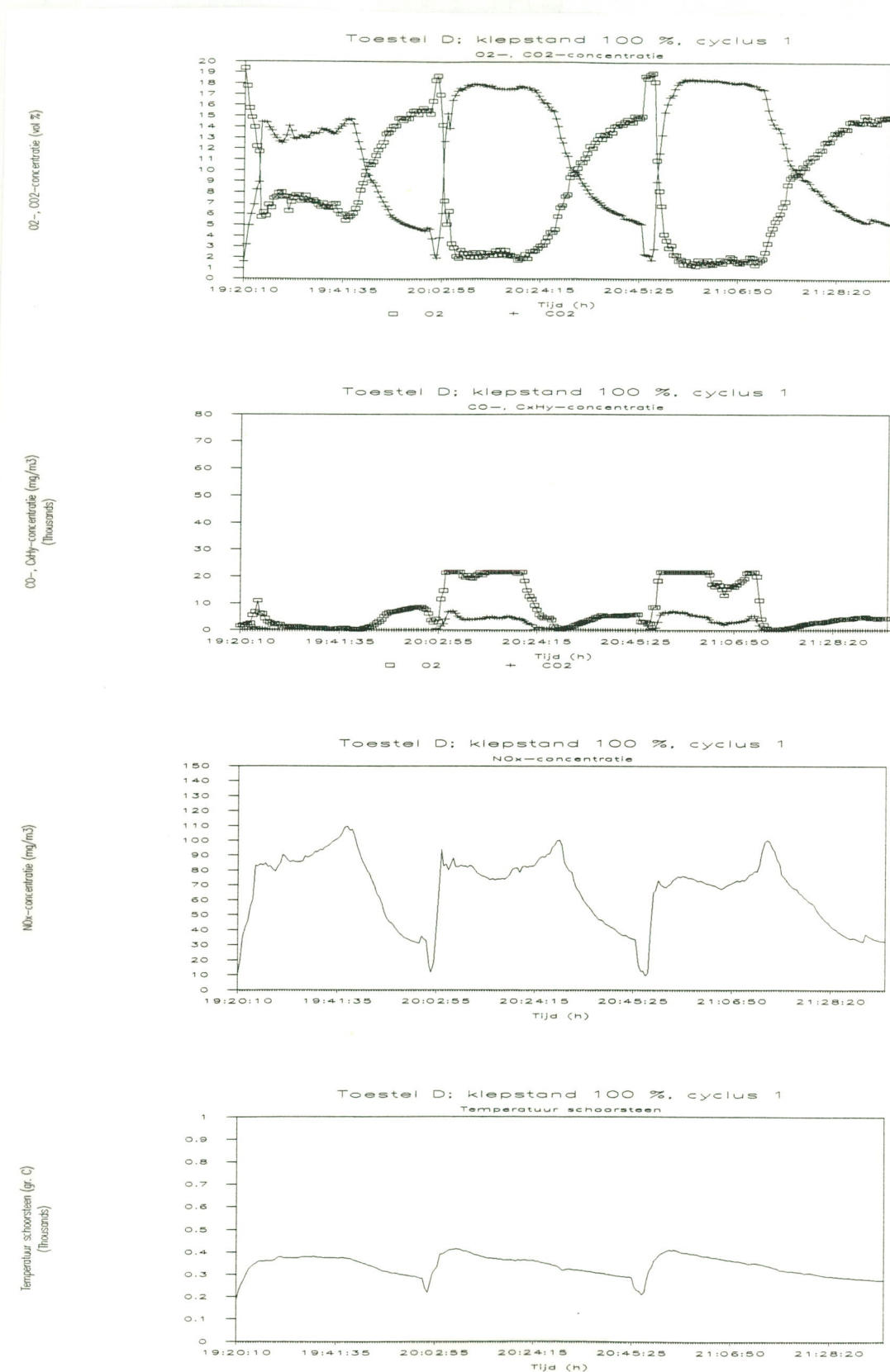
		Cyclus								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
datum		26/10	29/10	04/11	27/10	30/10	30/10	28/10	02/11	02/11
klepstand	[%]	100	100	100	50	50	50	0	0	0
CO	[mg/m ³]	>6800	18732	30171	>10660	37065	27599	>12100	14871	25371
C _x H _y ¹⁾	[mg/m ³]	2130	3374	4032	>2870	5083	2807	>1800	665	3227
NO _x ²⁾	[mg/m ³]	63.0	58.5	51.5	59.5	44.5	43.2	-	45.5	46.0
Giftigheidsindex		>6.6	10.7	14.1	>8.8	19.9	17.8	>9.9	11.4	15.3
CO	[g/kg hout]	>72	102	136	>94	169	144	>105	132	128
C _x H _y ¹⁾	[g/kg hout]	15	18	19	>21	23	13	>20	4	15
NO _x ²⁾	[g/kg hout]	0.4	0.4	0.3	0.4	0.2	0.3	-	0.4	0.3
totaal stof	[g/kg hout]	5	4		2			3	3	
PAK ³⁾	[mg/kg hout]		595	1022		922	391		437	280
PCDD/F	[ng TEQ/kg hout]	3.3			1.6			2.6		
geur	[1000 ge/kg hout]					1900	11900			

¹⁾ Uitgedrukt als totaal C.

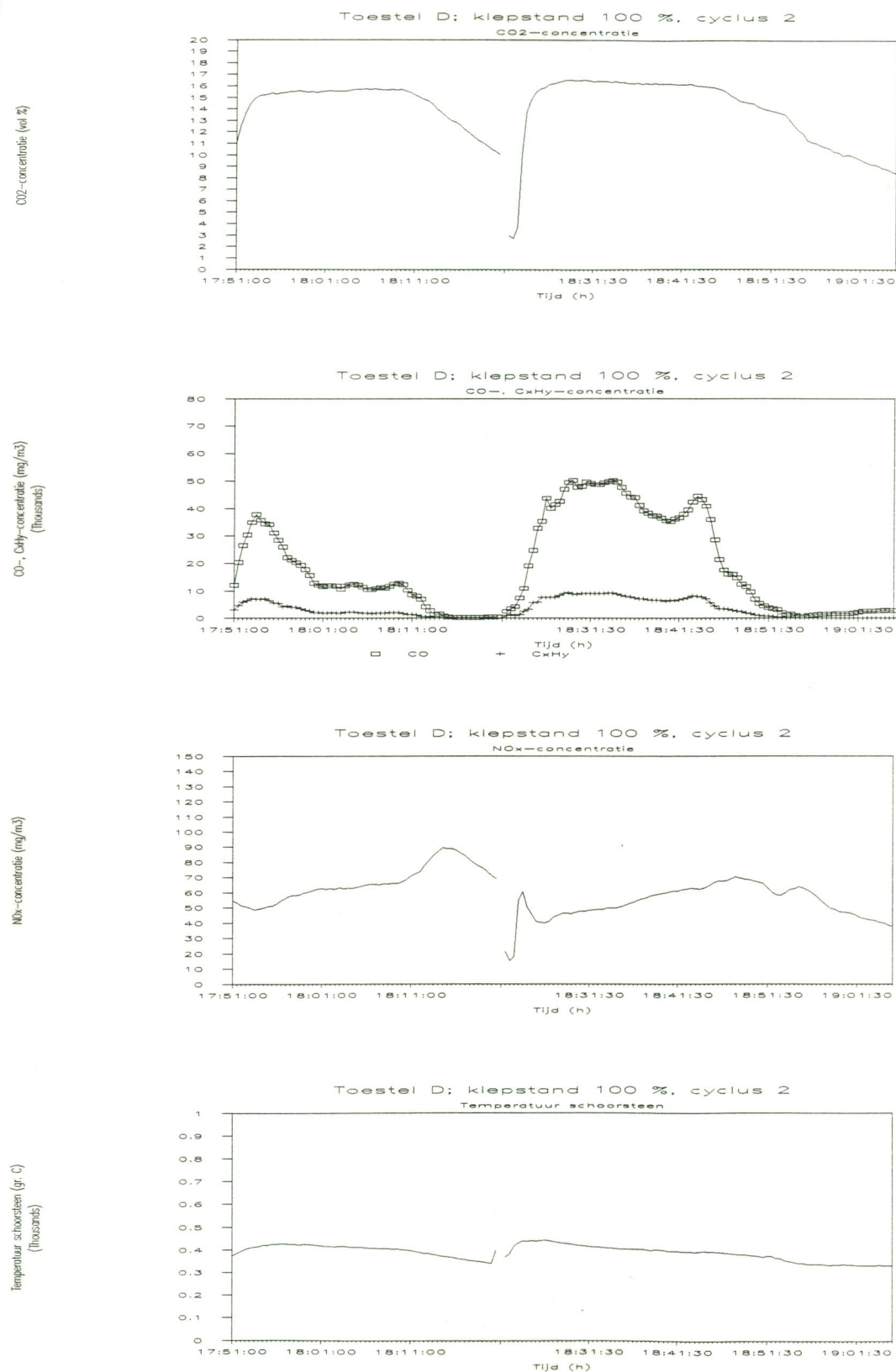
²⁾ Uitgedrukt als NO₂.

³⁾ EPA-reeks (zie bijlage 4.4.3).

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

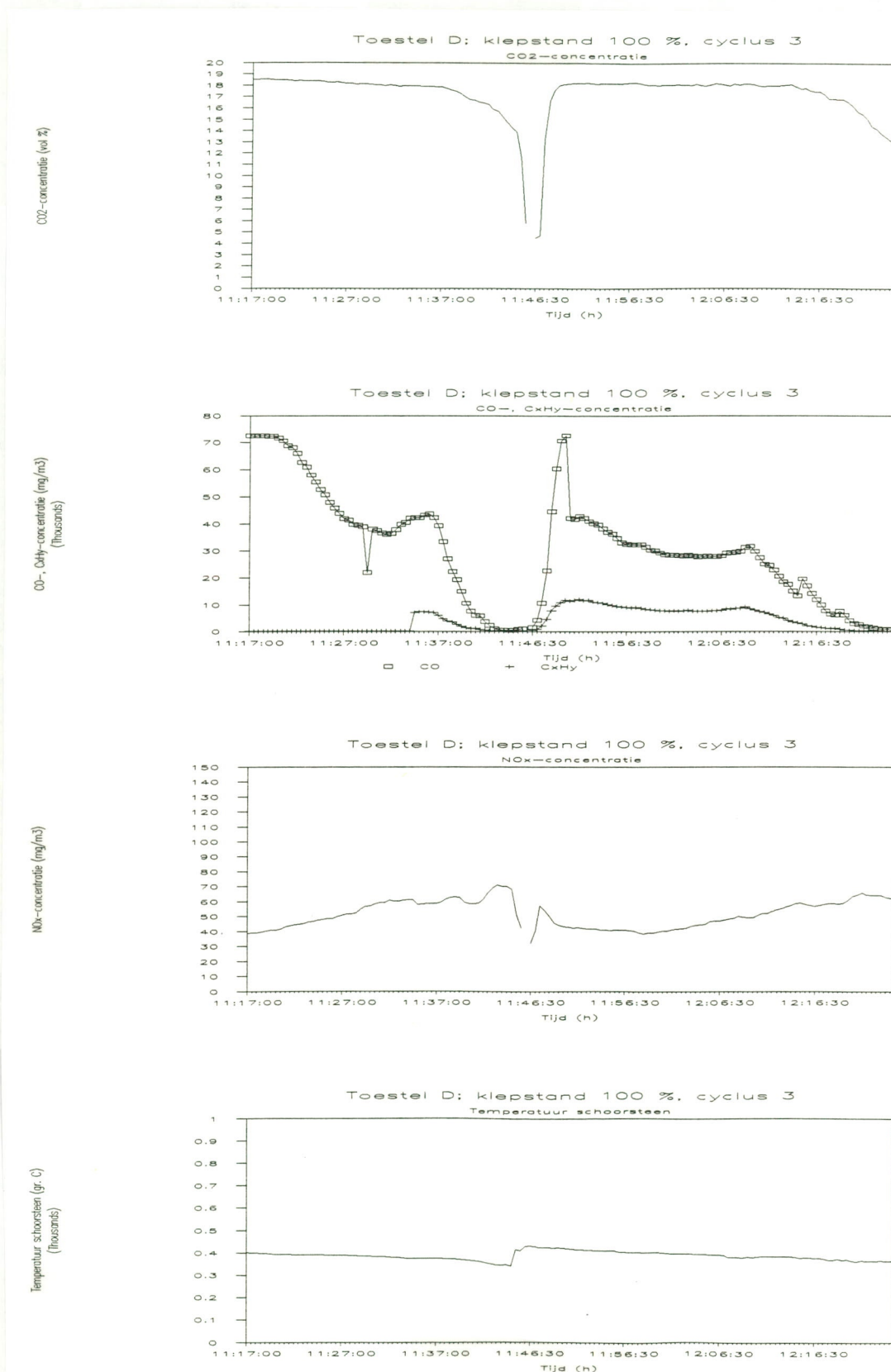


Figuur 4.20 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
 Toestel D, klepstand 100%, cyclus 1

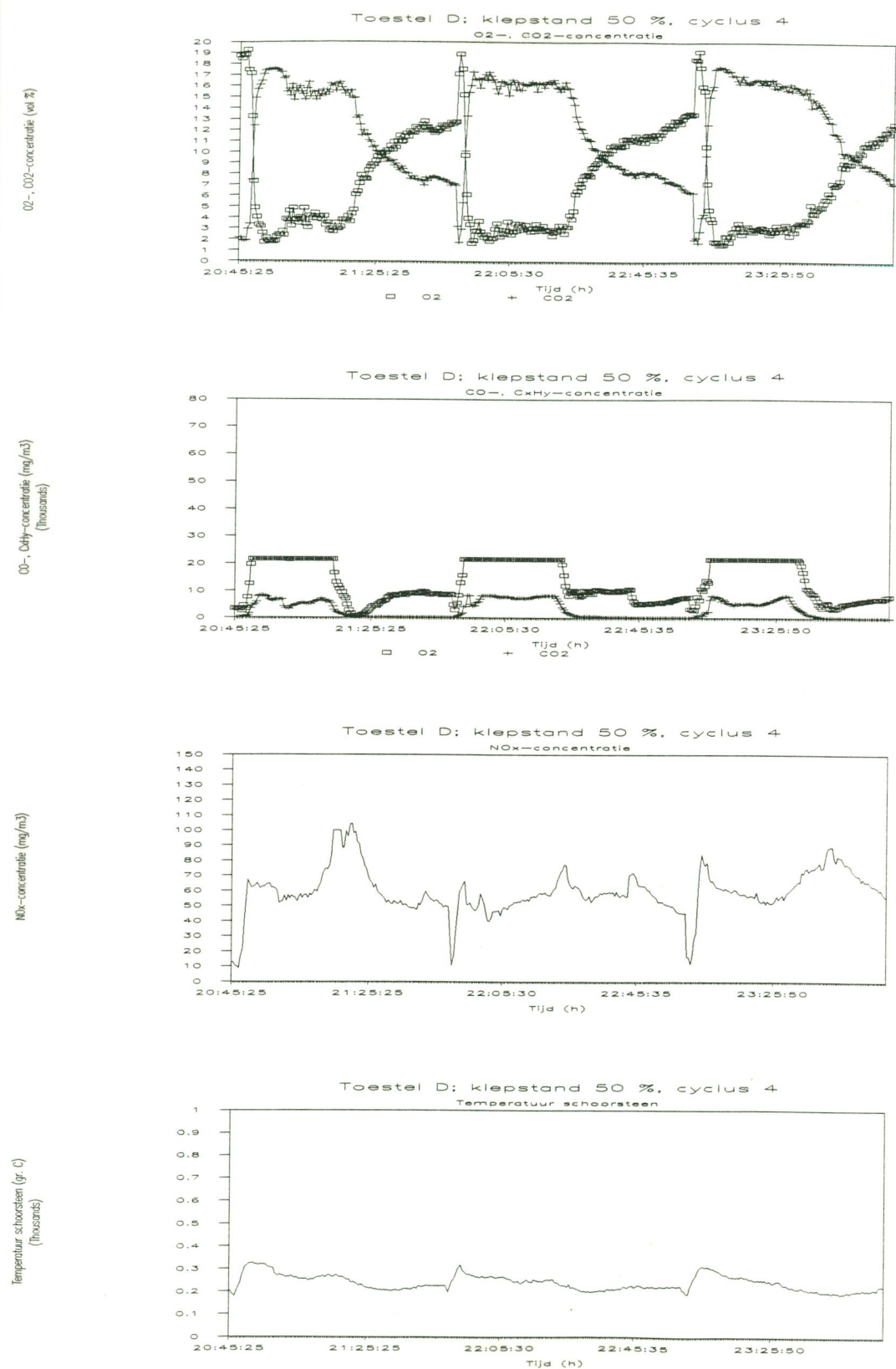


Figuur 4.21 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel D, klepstand 100%, cyclus 2

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

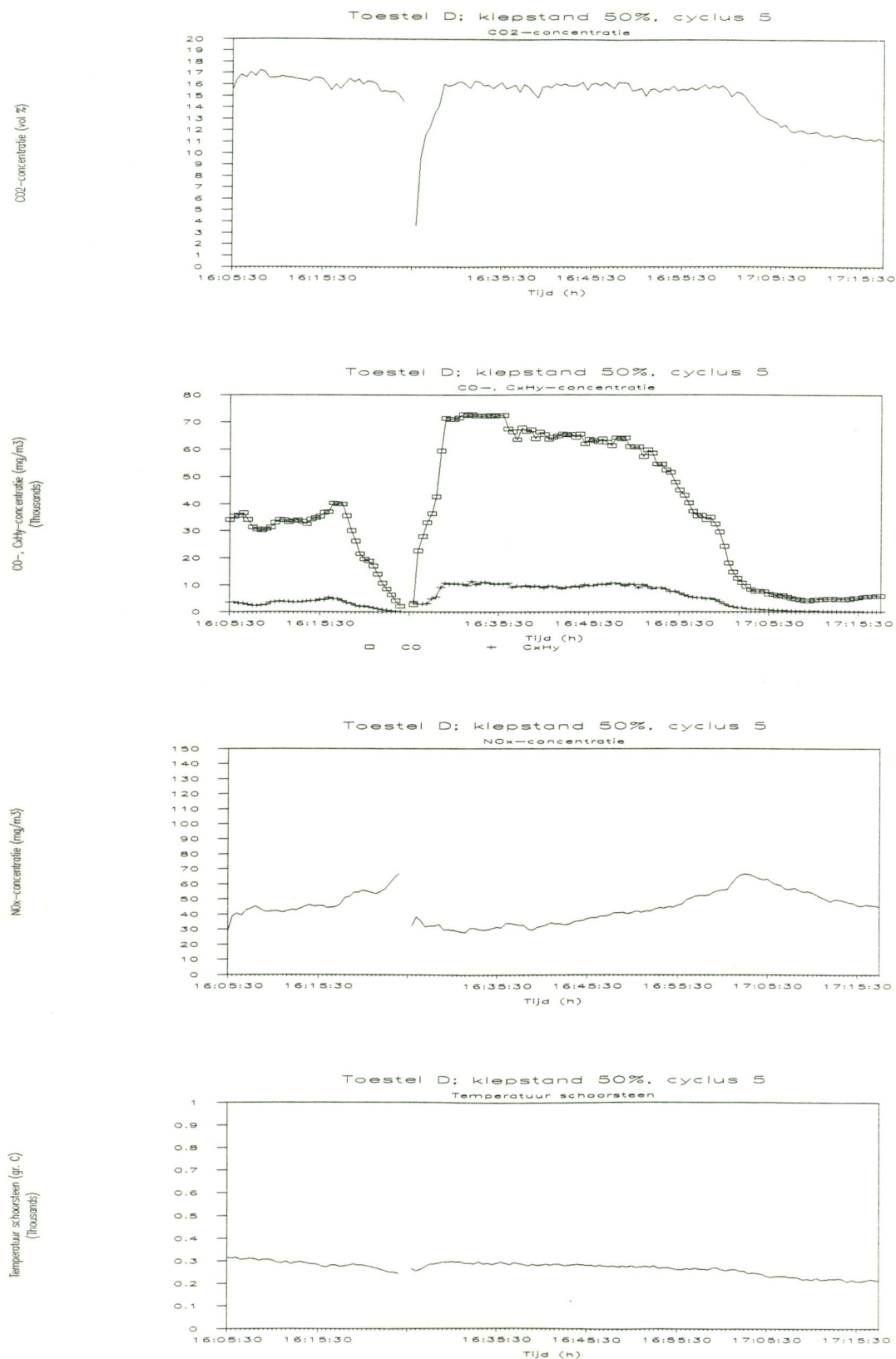


Figuur 4.22 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
 Toestel D, klepstand 100%, cyclus 3

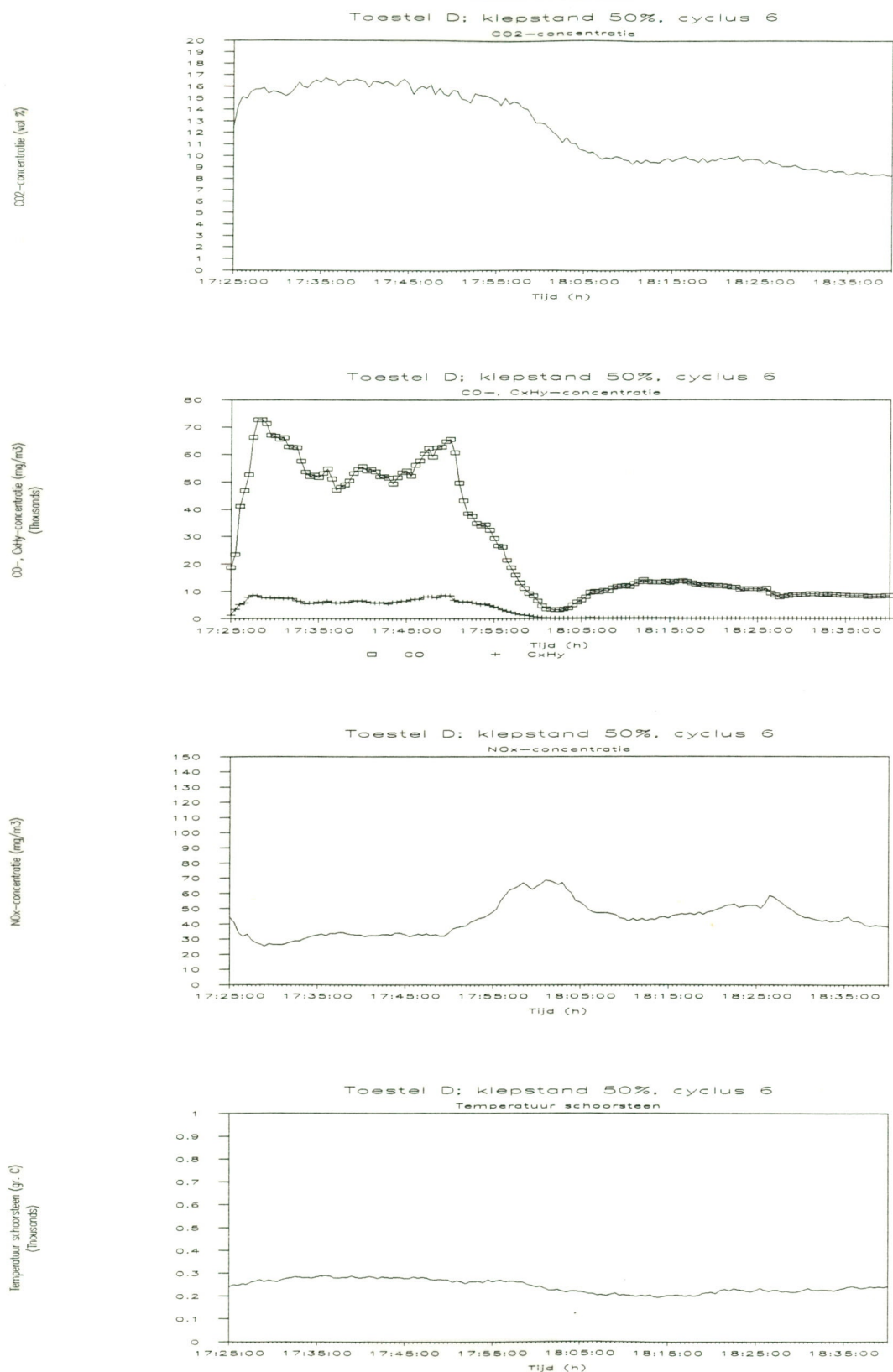


Figuur 4.23 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel D, klepstand 50%, cyclus 4

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

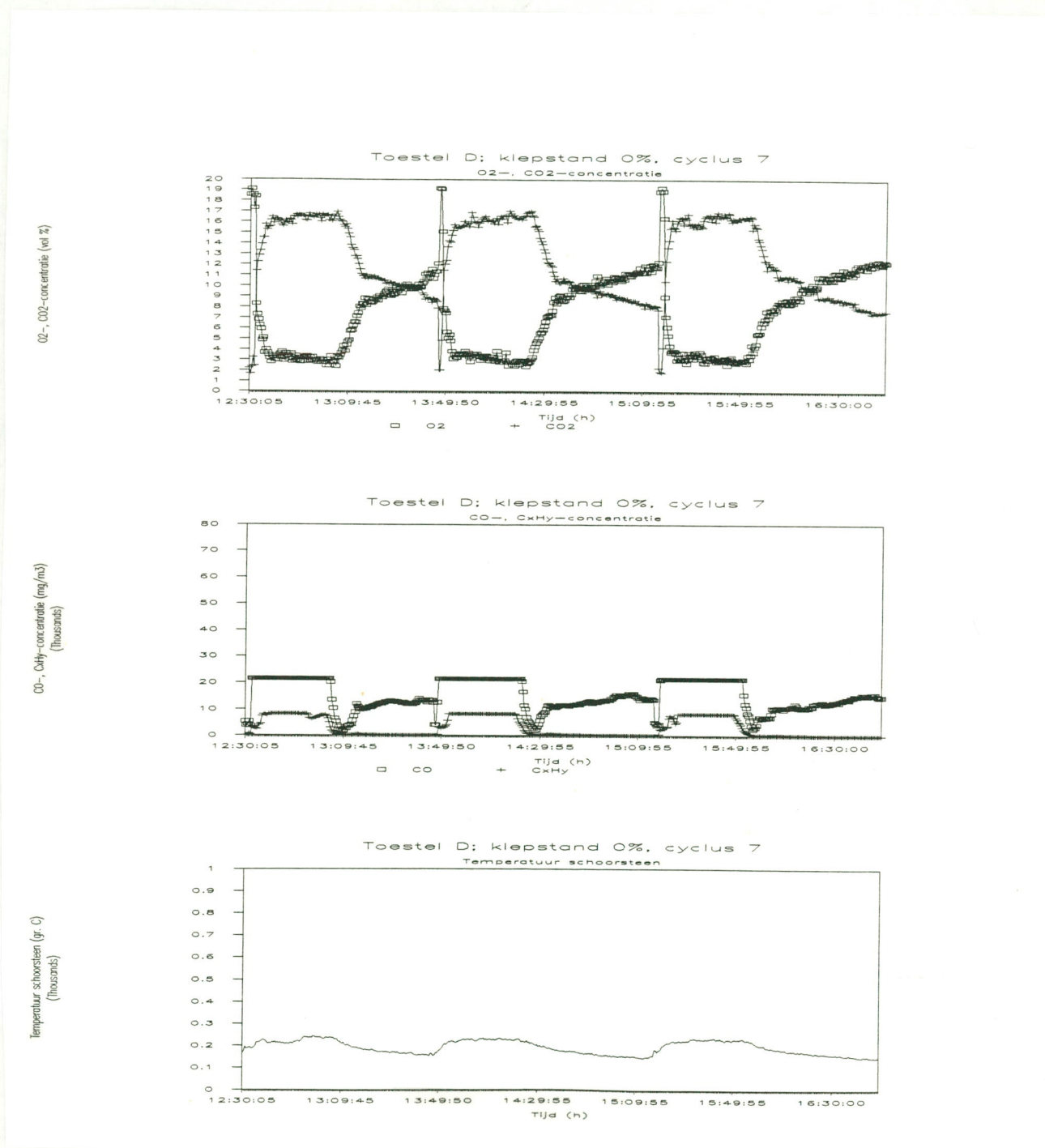


Figuur 4.24 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
 Toestel D, klepstand 50%, cyclus 5

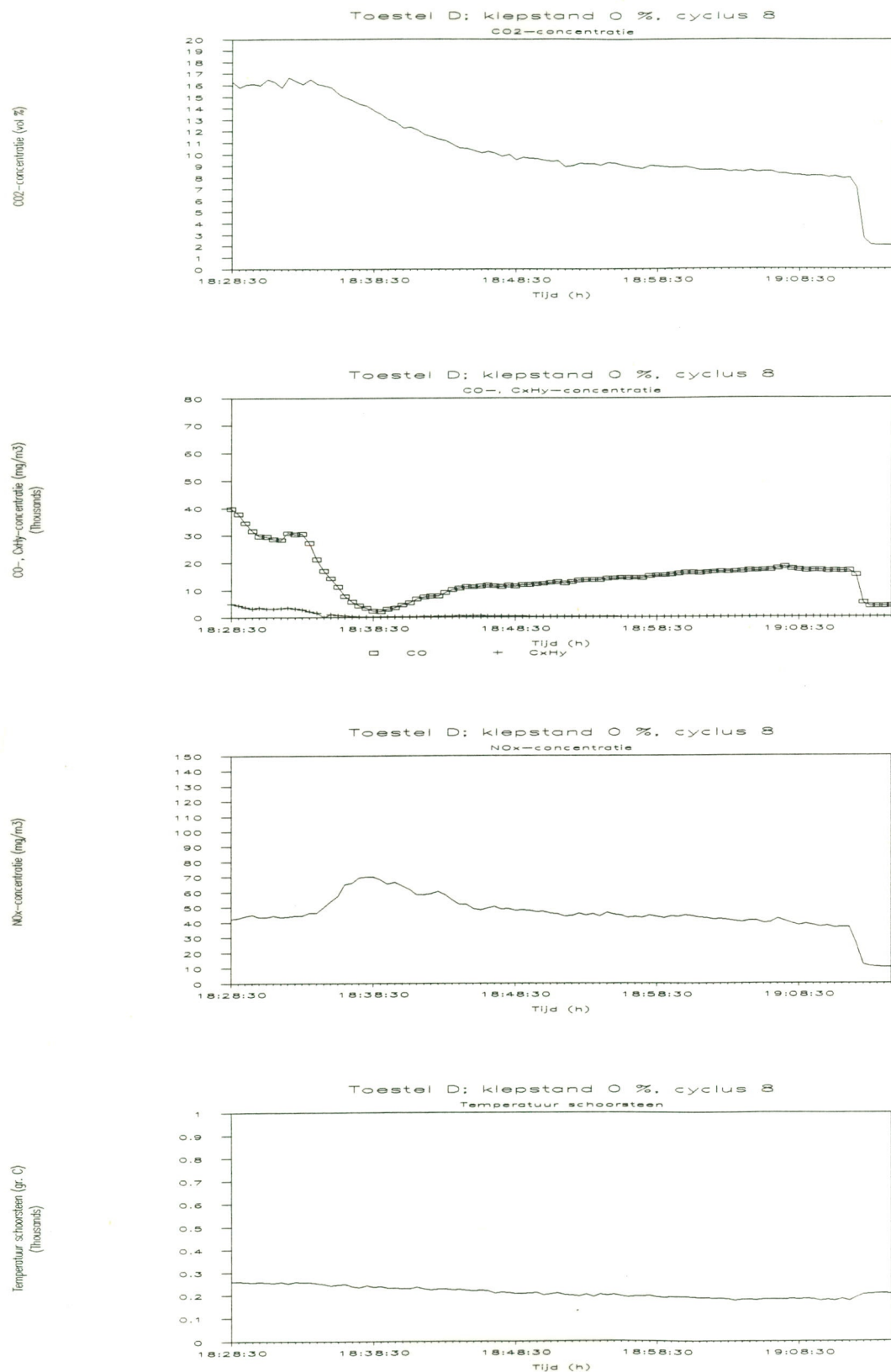


Figuur 4.25 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel D, klepstand 50%, cyclus 6

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

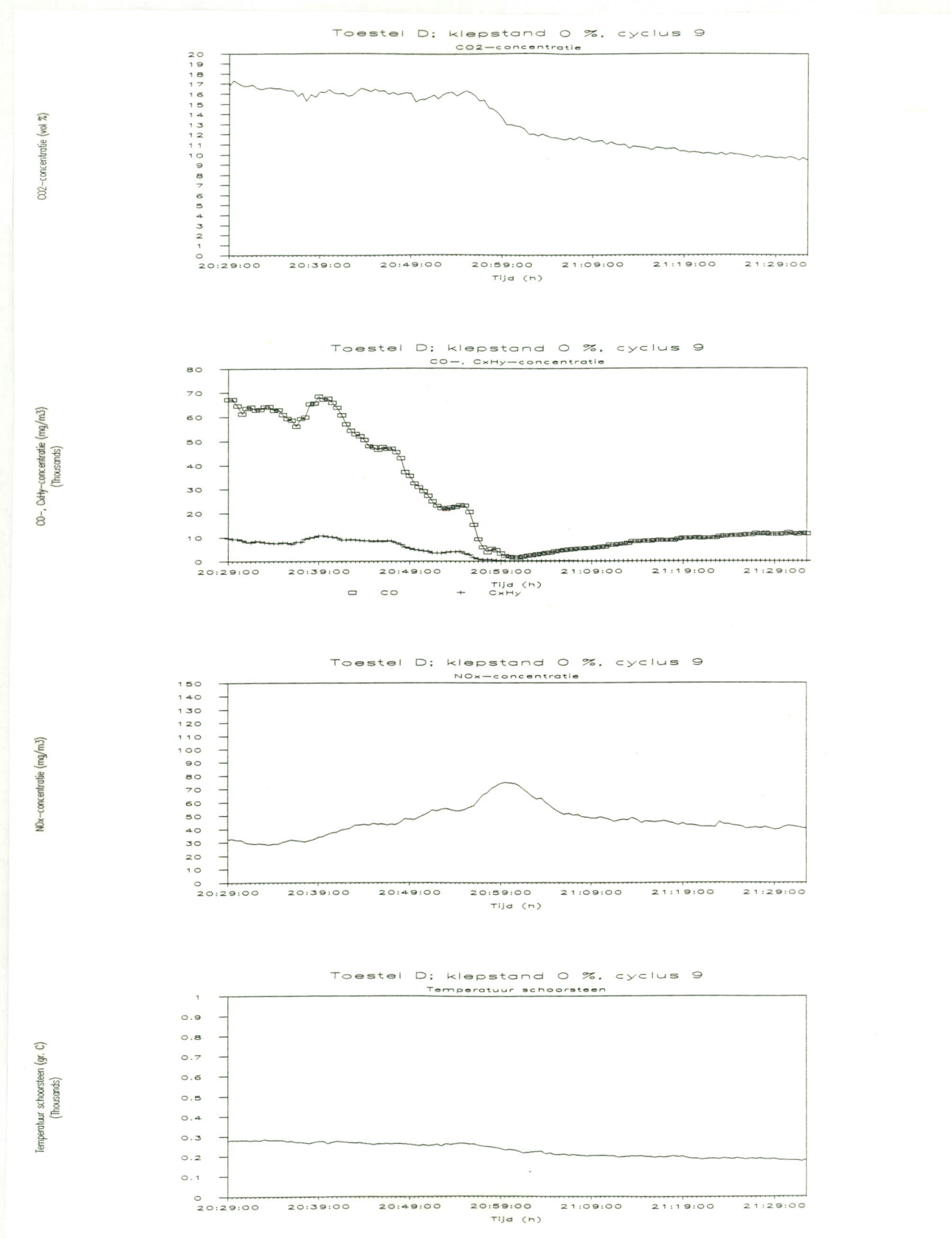


Figuur 4.26 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
 Toestel D, klepstand 0%, cyclus 7



Figuur 4.27 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel D, klepstand 0%, cyclus 8

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



Figuur 4.28 Grafische weergave macrocomponenten en temperatuur schoorsteen;
Toestel D, klepstand 0%, cyclus 9

4.5 Open haard

Tabel 4.9 Omstandigheden tijdens emissiemetingen; Open haard

		Cyclus	
		1	2
datum		23/12	23/12
basis		rooster	vlak
houtverbruik ¹⁾	[kg droog/h]	5.7	5.1
belasting ²⁾	[kW]	29	26
voelbaar	[%]	55.8	50.3
onverbrand gassen	[%]	1.7	1.6
organisch	[%]	4	4
rendement	[%]	39	44
temperatuur schoorsteen	[°C]	375	346
temperatuur omgeving	[°C]	18	18
schoorsteentrek	[Pa]	18	18
O ₂	[vol. %]	16.3	16.3
O ₂ -minimaal	[vol. %]		
CO ₂	[vol. %]	4.7	4.8
debiet schoorsteen	[m ³ ind/h]	145	115
debiet verdunningstunnel	[m ³ ind/h]	500	500

1) Vochtgehalte is vastgesteld op 16 gew. %

2) Verbrandingswarmte is gesteld op 18 MJ/kg droog hout.

Tabel 4.10 Resultaten emissiemetingen gemiddeld per cyclus; Open haard

		Cyclus	
		1	2
datum		23/12	23/12
basis		rooster	vlak
CO	[mg/m ³]	1560.0	1450
C _x H _y ¹⁾	[mg/m ³]		
NO _x ²⁾	[mg/m ³]	7.4	7.6
CO	[g/kg hout]	35	32
C _x H _y	[g/kg hout]	1.4	1.4
NO _x	[g/kg hout]	0.3	0.3
deeltjes	[g/kg hout]	2	1
PCDD/F	[ng TEQ/kg hout]	29	13

1) Uitgedrukt als totaal C

2) Uitgedrukt als NO₂

4.6 Specificatie resultaten PAK-analyses

Bij de specificatie van de resultaten van de PAK-emissie wordt de volgende indeling gehanteerd:

- verklaring monstercode;
- rapportage afdeling Analytische Chemie TNO.

Tabel 4.11 Verklaring monstercode PAK-analyse

Code	Verklaring	
	Vaste brandstofstoestel	Cyclus nr.
CD 2881	Toestel B	1
CD 2882		2
CD 2884		3
CD 2885		4
CD 3228		5
CD 3229		6
CD 3230	Toestel C	1
CD 3231		2
CD 3232		3
CD 3233		5
CD 3234		7
CD 3235		8
CD 3419	Toestel D	2
CD 3420		5
CD 3421		6
CD 3422		8
CD 3423		9
CD 3424		3
CD 3571	Toestel A	1
CD 3572		2
CD 3573		5
CD 3574		6
CD 3575		3
CD 3576		4

TNO-Milieu en Energie

Instituut voor Milieuwetenschappen
TNO (IMW)

afdeling Analytische Chemie

Schoemakerstraat 97
Postbus 6011
2600 JA Delft

Fax 015 - 61 68 12
Telefoon 015 - 69 69 00



TNO-rapport

Instituut voor Milieu- en Energietechnologie TNO
afd. AVT
t.a.v. de heer F. Sulilatu
Postbus 342
7300 AH APELDOORN

Onderwerp:

Bepaling van 16 EPA-PAK in diverse sets
puf/hoedfilter (houtkachels)

Rapportnr. : TR 92/0657
Opdrachtnr. : 51719
Rapportdatum : 23-12-92
Aantal pagina's : 10

INHOUD:

1. Monsters
2. Werkwijze
3. Resultaten
4. Kwaliteitsborging

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeks-
opdrachten aan TNO', dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© TNO

Nederlandse organisatie voor
toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek

TNO-Milieu en Energie stelt zich ten doel om, gebaseerd op
de noodzaak van een duurzame ontwikkeling van de
maatschappij, door middel van onderzoek en advisering bij te
dragen aan een goed milieubeheer, een verantwoord
energiegebruik en een doelmatig beheer en gebruik van de
ondergrondse natuurlijke hulpbronnen.



Uitgebracht door:
Afdeling Analytische Chemie

J.A. van Oosten
(Contactpersoon),
Datum: 30-12-92

Dr. Ir. E.W.B. de Leer
(Hoofd)
Datum: 31-12-'92

Ingeschreven in het STERLAB-register voor laboratoria
onder no. 26 voor gebieden zoals nader omschreven
in de erkenning.

Op opdrachten aan TNO zijn van toepassing de Algemene
Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO,
zoals gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank
en de Kamer van Koophandel te 's-Gravenhage.

TR 92/ 657

pag. 2

1. Monsters

In de periode van 18 augustus tot en met 18 november 1992 zijn in totaal 26 monstersets puf/hoedfilter met de volgende monstercodes aangeleverd:

AC-code	Code opdrachtgever
CD 2465	MEV/92/331 + MEV/92/332
CD 2466	MEV/92/333 + MEV/92/334
CD 2881	MEV/92/554 + MEV/92/555
CD 2882	MEV/92/556 + MEV/92/557
CD 2884	MEV/92/560 + MEV/92/561
CD 2885	MEV/92/562 + MEV/92/563
CD 3228	MEV/92/814 + MEV/92/815
CD 3229	MEV/92/816 + MEV/92/817
CD 3230	MEV/92/827 + MEV/92/828
CD 3231	MEV/92/829 + MEV/92/830
CD 3232	MEV/92/831 + MEV/92/832
CD 3233	MEV/92/833 + MEV/92/834
CD 3234	MEV/92/1111 + MEV/92/1112
CD 3235	MEV/92/1113 + MEV/92/1114
CD 3419	MEV/92/1195 + MEV/92/1196
CD 3420	MEV/92/1221 + MEV/92/1222
CD 3421	MEV/92/1223 + MEV/92/1224
CD 3422	MEV/92/1225 + MEV/92/1226
CD 3423	MEV/92/1227 + MEV/92/1228
CD 3424	MEV/92/1229 + MEV/92/1230
CD 3571	MEV/92/1231 + MEV/92/1232
CD 3572	MEV/92/1233 + MEV/92/1234
CD 3573	MEV/92/1235 + MEV/92/1236
CD 3574	MEV/92/1237 + MEV/92/1238
CD 3575	MEV/92/1239 + MEV/92/1240
CD 3576	MEV/92/1401 + MEV/92/1402

2. Werkwijze

Voor bemonstering is elke hoedfilter gespiked met 0,5 ml 6-methylchryseen-oplossing (105 µg/ml) en elke puf voorgeëxtraheerd met tolueen.

Na bemonstering/voor extractie is elke hoedfilter gespiked met 1,0 ml 2-methylchryseen-oplossing (6,4 µg/ml). De puf's en hoedfilters zijn per set geëxtraheerd d.m.v. een soxhlet-extractie met 2 liter tolueen en na concentreren met de rotatie-verdamper kwantitatief over een hy-flow filter gebracht met aceton, geconcentreerd met de rotatie-verdamper en uiteindelijk opgenomen in 10 ml aceton. Van dit extract is 0,5 ml op een 'Sep-pak Silica Cartridge' gebracht, drooggeblazen met stikstof en geëluëerd met methyl tert-butyl ether, geconcentreerd tot bijna droog en opgenomen in 2,5 of 25 ml aceton/methanol (1:1 v/v), afhankelijk van de PAK-concentratie in het monster.

Met betrekking tot de 4 vluchtige EPA-PAK zijn de extracten geanalyseerd met G.C. m.b.v. FID-detectie.

Met betrekking tot de 12 overige EPA-PAK zijn de extracten geanalyseerd met H.P.L.C. zoals beschreven is in werkvoorschrift IMWA/SV/014, getiteld 'De bepaling van PAK in extracten'.



3. Resultaten

De resultaten van de PAK-analyse met de bijbehorende bepalingsgrenzen staan vermeld in tabel 1-7 en zijn opgegeven in μg PAK per aangeleverde puf/hoed-filter-set. Tevens zijn de terugwinsten van 6-methylchryseen en 2-methylchryseen vermeld.

De resultaten zijn niet gecorrigeerd voor het percentage terugwinst aan interne standaard.

4. Kwaliteitsborging

De opwerking is uitgevoerd volgens werkvoorschrift IMWA/SV/008, getiteld 'De opwerking van lucht- en rookgasmonsters ten behoeve van de bepaling van PAK'.

De analyse m.b.t. de 4 vluchtige EPA-PAK is uitgevoerd bij G.C. m.b.v. FID-detektie. Kwalificering vond plaats op basis van retentietijd in een externe standaardmix. Kwantificering vond plaats aan de hand van een calibratielijns.

De analyse m.b.t. de 12 overige EPA-PAK is uitgevoerd bij H.P.L.C. volgens een gevalideerde methode voor de bepaling van PAK in extracten (werkvoorschrift IMWA/SV/014).

De juistheid van deze methode is gecontroleerd aan de hand van een gecertificeerde NBS-PAK standaardmix : Standard Reference Material 1647A. De juistheid van de methode varieert per component en ligt in het bereik van 0,5% (voor pyreen) tot 22 % (voor benzo[ghi]peryleen).

De herhaalbaarheid van de methode varieert eveneens per component. Indien de herhaalbaarheid wordt uitgedrukt in de relatieve standaardafwijking, dan varieert deze in het bereik van 7% (voor antraceen) tot 12% (voor benzo[b]fluoranteen).



Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoestellen voor huishoudelijk gebruik

TR 92/ 657

pag. 4

Tabel 1.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD2465, 2466, 2881-2882 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 2465	CD 2466	CD 2881	CD 2882	Onder- grens
Naftaleen	8800	7000	< 50	< 50	50
Acenaftyleen	5400	5100	300	150	50
Acenafteen	3200	2000	580	380	50
Fluoreen	1700	1600	380	260(*)	50
Fenantreen	3400	3100	78	40	0.93
Antraceen	510	460	10	1.8	0.07
Fluoranteen	1000	790	44	22	0.53
Pyreen	970	760	37	17	0.65
Benzo[a]antraceen	220	150	7.4	3.4	0.46
Chryseen	200	140	8.3	3.8	1.0
Benzo[b]fluoranteen	130	84	5.0	2.2	0.18
Benzo[k]fluoranteen	68	42	2.8	1.7	0.10
Benzo[a]pyreen	170	110	5.6	3.6	0.12
Benzo[ghi]peryleen	140	80	5.2	1.6	0.68
Dibenzo[ah]antraceen	69	< 20	< 1.8	3.3	1.8
Indeno[123-cd]pyreen	150	110	3.8	5.4	0.48
6-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	107 %	119 %	
2-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	100 %	100 %	

(*) Dit zijn de maximaal mogelijk aanwezige concentraties. De component wordt hier gestoord door een andere, voor ons onbekende component.

(**) Door de grote verdunningsfactor is het terugwinstpercentage van de interne standaarden niet te berekenen.



Tabel 2.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD2884, 2885, 3228- 3229 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 2884	CD 2885	CD 3228	CD 3229	Onder- grens
Naftaleen	260	380	600	(**)	50
Acenaftyleen	750	890	890	(**)	50
Acenafteen	560	440	240	(**)	50
Fluoreen	400(*)	480	< 50	(**)	50
Fenantreen	670	1000	290	400	0.77
Antraceen	140	190	57	82	0.05
Fluoranteen	320	500	120	200	0.39
Pyreen	260	400	100	160	0.54
Benzo[a]antraceen	60	99	26	40	0.33
Chryseen	60	100	35	68	0.74
Benzo[b]fluoranteen	36	63	13	24	0.13
Benzo[k]fluoranteen	20	35	6.6	10	0.07
Benzo[a]pyreen	46	81	14	24	0.09
Benzo[ghi]peryleen	38	75	10	18	0.45
Dibenzo[ah]antraceen	22	70	15	14	1.3
Indeno[123-cd]pyreen	31	57	16	26	0.47
6-Methylchryseen (terugwinst)	123 %	116 %	119 %	130 %	
2-Methylchryseen (terugwinst)	100 %	100 %	100 %	110 %	

(*) Dit zijn de maximaal mogelijk aanwezige concentraties. De component wordt hier gestoord door een andere, voor ons onbekende component.

(**) Het extract bevat zeer veel componenten, waardoor het met de gebruikte methode (GC/FID) niet mogelijk is de 4 vluchtige PAK te bepalen.



Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoestellen voor huishoudelijk gebruik

TR 92/ 657

pag. 6

Tabel 3.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD3230 - 3233 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 3230	CD 3231	CD 3232	CD 3233	Onder- grens
Naftaleen	220	180	< 50	< 50	50
Acenaftyleen	340	520	420	360	50
Acenafteen	< 50	130	170	60	50
Fluoreen	240	130	340	< 50	50
Fenantreen	230	160	160	90	0.77
Antraceen	25	35	39	19	0.05
Fluoranteen	120	83	85	41	0.39
Pyreen	120	92	62	26	0.54
Benzo[a]antraceen	28	22	18	8.6	0.33
Chryseen	28	23	19	8.8	0.74
Benzo[b]fluoranteen	22	14	11	5.8	0.13
Benzo[k]fluoranteen	11	7.0	6.4	3.0	0.07
Benzo[a]pyreen	19	18	13	5.5	0.09
Benzo[ghi]peryleen	25	14	8.4	3.7	0.45
Dibenzo[ah]antraceen	13	6.5	7.4	2.5	1.3
Indeno[123-cd]pyreen	27	17	15	6.8	0.47
6-Methylchryseen (terugwinst)	103 %	120 %	97 %	75 %	
2-Methylchryseen (terugwinst)	100 %	100 %	100 %	100 %	



Tabel 4.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD3234, 3235, 3419 en 3420 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 3234	CD 3235	CD 3419	CD 3420	Onder- grens
Naftaleen	(*)	< 50	1600	850	50
Acenaftyleen	640	360	13000	14000	50
Acenafteen	540	< 50	550	1400	50
Fluoreen	340	< 50	2800	3500	50
Fenantreen	79	38	4800	3600	0.77
Antraceen	15	3.6	1400	1000	0.05
Fluoranteen	24	14	2700	1700	0.39
Pyreen	15	7.8	2500	1500	0.54
Benzo[a]antraceen	4.6	2.0	810	400	0.33
Chryseen	7.2	3.9	830	410	0.74
Benzo[b]fluoranteen	3.3	1.3	580	240	0.13
Benzo[k]fluoranteen	1.6	0.85	340	140	0.07
Benzo[a]pyreen	3.1	0.68	860	330	0.09
Benzo[ghi]peryleen	2.0	1.8	680	230	0.45
Dibenzo[ah]antraceen	2.0	3.3	340	130	1.3
Indeno[123-cd]pyreen	2.2	1.6	600	240	0.47
6-Methylchryseen (terugwinst)	79 %	79 %	(**)	(**)	
2-Methylchryseen (terugwinst)	100 %	100 %	(**)	(**)	

(*) Het extract bevat zeer veel componenten, waardoor het met de gebruikte methode (GC/FID) niet mogelijk is naftaleen te bepalen.

(**) Door de grote verdunningsfactor is het terugwinstpercentage van de interne standaarden niet te berekenen.



Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoestellen voor huishoudelijk gebruik

TR 92/ 657

pag. 8

Tabel 5.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD3421 - 3424 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 3421	CD 3422	CD 3423	CD 3424	Onder- grens
Naftaleen	190	(*)	100	(*)	50
Acenaftyleen	4800	1800	4200	17000	50
Acenafteen	800	< 50	410	900	50
Fluoreen	1700	600	1200	3400	50
Fenantreen	1900	1300	1900	5300	0.77
Antraceen	500	320	490	1700	0.05
Fluoranteen	780	680	920	3600	0.39
Pyreen	670	610	860	3600	0.54
Benzo[a]antraceen	160	130	210	1100	0.33
Chryseen	180	140	230	1200	0.74
Benzo[b]fluoranteen	100	88	130	750	0.13
Benzo[k]fluoranteen	54	47	71	440	0.07
Benzo[a]pyreen	120	110	160	1200	0.09
Benzo[ghi]peryleen	86	87	120	910	0.45
Dibenzo[ah]antraceen	62	45	53	600	1.3
Indeno[123-cd]pyreen	77	72	110	780	0.47
6-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	(**)	(**)	
2-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	(**)	(**)	

(*) Het extract bevat zeer veel componenten, waardoor het met de gebruikte methode (GC/FID) niet mogelijk is naftaleen te bepalen.

(**) Door de grote verdunningsfactor is het terugwinstpercentage van de interne standaarden niet te berekenen.



Tabel 6.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD3571 - 3574 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 3571	CD 3572	CD 3573	CD 3574	Onder- grens
Naftaleen	85	60	< 50	< 50	50
Acenafthyleen	850	130	1000	1700	50
Acenafteen	460	< 50	< 50	< 50	50
Fluoreen	650	200	< 50	950	50
Fenantreen	4100	750	130	170	0.94
Antraceen	420	140	31	41	0.07
Fluoranteen	2700	890	64	74	0.48
Pyreen	2500	760	59	66	0.46
Benzo[a]antraceen	230	120	9.6	12	0.40
Chryseen	190	100	54	72	0.83
Benzo[b]fluoranteen	85	29	9.2	12	0.17
Benzo[k]fluoranteen	49	59	3.0	4.4	0.10
Benzo[a]pyreen	110	36	6.9	9.9	0.11
Benzo[ghi]peryleen	110	31	11	15	0.51
Dibenzo[ah]antraceen	31	48	34	42	1.8
Indeno[123-cd]pyreen	95	32	11	15	0.49
6-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	(**)	(**)	
2-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	(**)	(**)	

(**) Door de grote verdunningsfactor is het terugwinstpercentage van de interne standaarden niet te berekenen.



TR 92/ 657

pag. 10

Tabel 7.

De resultaten van de PAK-bepaling van monster CD3575 en 3576 met de bijbehorende ondergrenzen in μg PAK per aangeleverde set puf/hoedfilter.

Component	CD 3575	CD 3576	Onder- grens
Naftaleen	< 50	< 50	50
Acenaftyleen	260	2600	50
Acenafteen	180	500	50
Fluoreen	290	480	50
Fenantreen	140	420	0.94
Antraceen	24	93	0.07
Fluoranteen	66	230	0.48
Pyreen	55	190	0.46
Benzo[a]antraceen	13	54	0.40
Chryseen	16	64	0.83
Benzo[b]fluoranteen	11	32	0.17
Benzo[k]fluoranteen	4.4	18	0.10
Benzo[a]pyreen	10	39	0.11
Benzo[ghi]peryleen	7.3	34	0.51
Dibenzo[ah]antraceen	4.3	47	1.8
Indeno[123-cd]pyreen	8.8	37	0.49
6-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	
2-Methylchryseen (terugwinst)	(**)	(**)	

(**) Door de grote verdunningsfactor is het terugwinstpercentage van de interne standaarden niet te berekenen.



4.7 Specificatie resultaten PCDD/F-analyses

Tabel 4.12 Verklaring monstercode PCDD/F-analyse

Code	Verklaring	
	Vaste brandstoftoestel	Cyclus nr.
MEV 92/874 CD3384/5	Toestel D	1
MEV 92/876 CD3386		4
MEV 92/877 CD3387		7
MEV 92/1193 CD3388		rooster
MEV 92/1194 CD3389		vlak

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

TNO-Milieu en Energie

Instituut voor Milieuwetenschappen
TNO (IMW)

afdeling Analytische Chemie

Schoemakerstraat 97
Postbus 6011
2600 JA Delft

Fax 015 - 61 68 12
Telefoon 015 - 69 69 00



dg2/014527

TNO-rapport

IMET, lokatie Apeldoorn
afdeling AVT
t.a.v. ir. J. de Koning
Postbus 342
7300 AH APELDOORN

Onderwerp:

Het gehalte aan PCDD/F van drie Ströhleinfilter/
PUF-combinaties bemonsterd in het kader van het
project 'Houtkachels'.

Rapportnr. : TR 92/0652
Opdrachtnr. : 51886
Rapportdatum : 18-12-92
Aantal pagina's : 4

INHOUD:

1. Monsters
2. Gevraagd onderzoek
3. Uitvoering
4. Resultaten
5. Commentaar

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
'Algemene Voorwaarden voor Onderzoeks-
opdrachten aan TNO', dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© TNO

Uitgebracht door:
Afdeling Analytische Chemie

Th. L. Hafkenscheid
(Contactpersoon)

Datum: 18 dec 92

Dr. Ir. E. W. B. de Leer
(Hoofd)

Datum: 18-12-92

Nederlandse organisatie voor
toegepast-natuurwetenschappelijk onderzoek

TNO-Milieu en Energie stelt zich ten doel om, gebaseerd op
de noodzaak van een duurzame ontwikkeling van de
maatschappij, door middel van onderzoek en advisering bij te
dragen aan een goed milieubeheer, een verantwoord
energiegebruik en een doelmatic beheer en gebruik van de
ondergrondse natuurlijke hulpbronnen.



Ingeschreven in het STERLAB-register voor laboratoria
onder no. 26 voor gebieden zoals nader omschreven
in de erkenning.

Op opdrachten aan TNO zijn van toepassing de Algemene
Voorwaarden voor onderzoeksopdrachten aan TNO,
zoals gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank
en de Kamer van Koophandel te s-Gravenhage.

1. Monsters

Datum ontvangst:

De monsters zijn op 6-11-1992 in goede orde ontvangen.

Bemonstering:

Bemonstering is verricht door medewerkers van de afdeling AVT (IMET-TNO).

Omschrijving:

Drie monsters Ströhleinfiler en drie bijbehorende monsters PUF.

De monsters zijn als volgt gecodeerd:

<u>klant-code</u>	<u>AC-code</u>
MEV/92/874 (PUF)	IMW-AC/CD-3384
MEV/92/874 (filter)	IMW-AC/CD-3385
MEV/92/876	IMW-AC/CD-3386
MEV/92/877	IMW-AC/CD-3387
MEV/92/1193	IMW-AC/CD-3388
MEV/92/1194	IMW-AC/CD-3389

2. Gevraagd onderzoek

Bij de verbranding van afval en bepaalde produktieprocessen kunnen onvolledige verbrandings- c.q. nevenprodukten ontstaan. Een toxicologisch belangrijk geachte groep verbindingen die hiertoe behoren zijn de polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDD) en de polychloordibenzofuranen (PCDF). Van deze groep, die 210 congenen omvat, worden er slechts 17 toxisch relevant geacht. Deze hebben als gemeenschappelijk kenmerk dat de 2-,3-,7- en 8- positie in het molekuul met een chlooratoom gesubstitueerd zijn.

Om een vergelijking tussen de verschillende congenen van de groep te kunnen maken heeft men toxiciteitsequivalentie factoren (TEF) vastgesteld, genormaliseerd naar de meest schadelijke congener, 2,3,7,8-tetrachloordibenzodioxine (T4CDD). Wanneer men de absolute hoeveelheid PCDD/F vermenigvuldigt met deze TEF dan verkrijgt men de toxiciteitsequivalentie hoeveelheid (TEQ, 'toxicity equivalent quantity'), uitgedrukt in equivalente hoeveelheden 2,3,7,8-TCDD.

In het onderzoek wordt om een analyse gevraagd van de 17 2,3,7,8-PCDD/F in absolute hoeveelheden. De analyse moet plaatsvinden met behulp van capillaire gaschromatografie in combinatie met hoge resolutie massaspectrometrie.

De resulterende hoeveelheden zullen tevens worden uitgedrukt in afzonderlijke TEQ, waaruit het totaal TEQ van het monster zal worden berekend.

3. Uitvoering

Aan het Ströhleinfiler is een mengsel van koolstof-13 gemerkte PCDD/F als interne standaard toegevoegd. Hierna is het ontsloten met zoutzuur. Na droging is het filter geëxtraheerd met toluen m.b.v. een Soxhletextractie. Het bijbehorende monster PUF is separaat geëxtraheerd met het filter-extract, eveneens via een Soxhletextractie. Het zo verkregen extract is ingedampt en afzonderlijk opgenomen in 25 ml hexaan/dichloormethaan.

Hierna is 50 % van het extract in behandeling genomen.

Het extract is achtereenvolgens geleid over een aantal kolommen, t.w. een actieve koolstofkolom, een z.g. multi-layer kolom en een aluminiumoxide kolom. Na deze behandelingen is aan het verkregen eind-extract een z.g. injectiestandaard



Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

TR 92/ 652

pag. 3

toegevoegd, ter correctie van monstervolume en onnauwkeurigheden in de injectie van een deel van het monster in de gaschromatograaf.

Analyse vond plaats m.b.v. een gaschromatograaf, voorzien van een polaire capillaire fused-silica kolom, in combinatie met een hoge resolutie massaspectrometer in de zogenaamde 'selected ion monitoring' mode, bij een massaspectrometrische resolutie van ca. 8.000.

Aan de hand van interne en externe standaarden zijn de terugwinstpercentages van de interne standaarden bepaald, evenals het gehalte aan PCDD/F in het monster.

4. Resultaten

In onderstaande tabel staan de analyseresultaten vermeld.

De volledige GC-scheiding van alle 210 gechloreerde dioxine en dibenzofuraan congenen is met de huidige stand van de techniek niet mogelijk. De waarde voor 12378-P5CDF kan zijn verhoogd door een bijdrage van 12348-P5CDF. De gerapporteerde TEQ-waarde van deze congener is dus een maximumwaarde. Door ontleding van octachloordibenzofuraan op polaire GC-kolommen is deze verbinding niet altijd goed te bepalen.

Tabel

Resultaten van de PCDD/F analyse. De in de tabel vermelde waarden, zowel 'tot. ng' als de 'TEQ's, hoeven niet meer gecorrigeerd te worden voor de recovery. De opgegeven totaal TEQ- waarde is de sommatie van de individuele TEQ, berekend op basis van de niet-afgeronde individuele waarden.

Monstercode : MEV 92/874 CD3384/5
Houtkachels

Congeneer		totaal (ng)	TEF (-)	TEQ (ng)	recovery (%)
2378 T4CDD	≤	0,024	1,000	≤ 0,024	99
12378 P5CDD	≤	0,086	0,500	≤ 0,043	87
123478 H6CDD	≤	0,116	0,100	≤ 0,012	96
123678 H6CDD	≤	0,115	0,100	≤ 0,011	
123789 H6CDD	≤	0,147	0,100	≤ 0,015	94
1234678 H7CDD		0,724	0,010	0,007	81
12346789 O8CDD		2,524	0,001	0,003	75
2378 T4CDF		0,324	0,100	0,032	94
12378 P5CDF		0,312	0,050	0,016	
23478 P5CDF		0,280	0,500	0,140	91
123478 H6CDF		0,376	0,100	0,038	
123678 H6CDF		0,313	0,100	0,031	97
123789 H6CDF	≤	0,109	0,100	≤ 0,011	105
234678 H6CDF		0,376	0,100	0,038	
1234678 H7CDF		2,084	0,010	0,021	86
1234789 H7CDF	≤	0,274	0,010	≤ 0,003	91
12346789 O8CDF		1,071	0,001	0,001	0
Totaal max.:		9,254		0,444	
Totaal min.:		8,383		0,326	



TR 92/ 652

pag. 4

Monstercode : MEV 92/876/77 CD3386/7
Houtkachels

Congeneer		totaal (ng)	TEF (-)	TEQ (ng)	recovery (%)
2378 T4CDD	≤	0,018	1,000	≤ 0,018	87
12378 P5CDD	≤	0,051	0,500	≤ 0,026	79
123478 H6CDD	≤	0,094	0,100	≤ 0,009	78
123678 H6CDD	≤	0,092	0,100	≤ 0,009	
123789 H6CDD	≤	0,122	0,100	≤ 0,012	78
1234678 H7CDD		0,621	0,010	0,006	65
12346789 O8CDD		6,299	0,001	0,006	53
2378 T4CDF		0,112	0,100	0,011	86
12378 P5CDF		0,112	0,050	0,006	
23478 P5CDF		0,110	0,500	0,055	78
123478 H6CDF		0,136	0,100	0,014	
123678 H6CDF		0,144	0,100	0,014	80
123789 H6CDF	≤	0,100	0,100	≤ 0,010	85
234678 H6CDF		0,296	0,100	0,030	
1234678 H7CDF		1,319	0,010	0,013	65
1234789 H7CDF		0,353	0,010	0,004	68
12346789 O8CDF		1,219	0,001	0,001	0
Totaal max.:		11,199		0,244	
Totaal min.:		10,721		0,160	

Monstercode : MEV 92/878/79 CD3388/9
Houtkachels

Congeneer		totaal (ng)	TEF (-)	TEQ (ng)	recovery (%)
2378 T4CDD	≤	0,015	1,000	≤ 0,015	97
12378 P5CDD		0,058	0,500	0,029	94
123478 H6CDD		0,078	0,100	0,008	97
123678 H6CDD		0,138	0,100	0,014	
123789 H6CDD		0,170	0,100	0,017	94
1234678 H7CDD		1,403	0,010	0,014	82
12346789 O8CDD		17,305	0,001	0,017	77
2378 T4CDF		0,140	0,100	0,014	98
12378 P5CDF		0,468	0,050	0,023	
23478 P5CDF		0,386	0,500	0,193	94
123478 H6CDF		0,585	0,100	0,059	
123678 H6CDF		0,450	0,100	0,045	96
123789 H6CDF		0,145	0,100	0,014	105
234678 H6CDF		0,601	0,100	0,060	
1234678 H7CDF		3,582	0,010	0,036	85
1234789 H7CDF		0,351	0,010	0,004	89
12346789 O8CDF		5,213	0,001	0,005	0
Totaal max.:		31,086		0,567	
Totaal min.:		31,071		0,552	



Bijlage 5 Evaluatie emissiemetingen

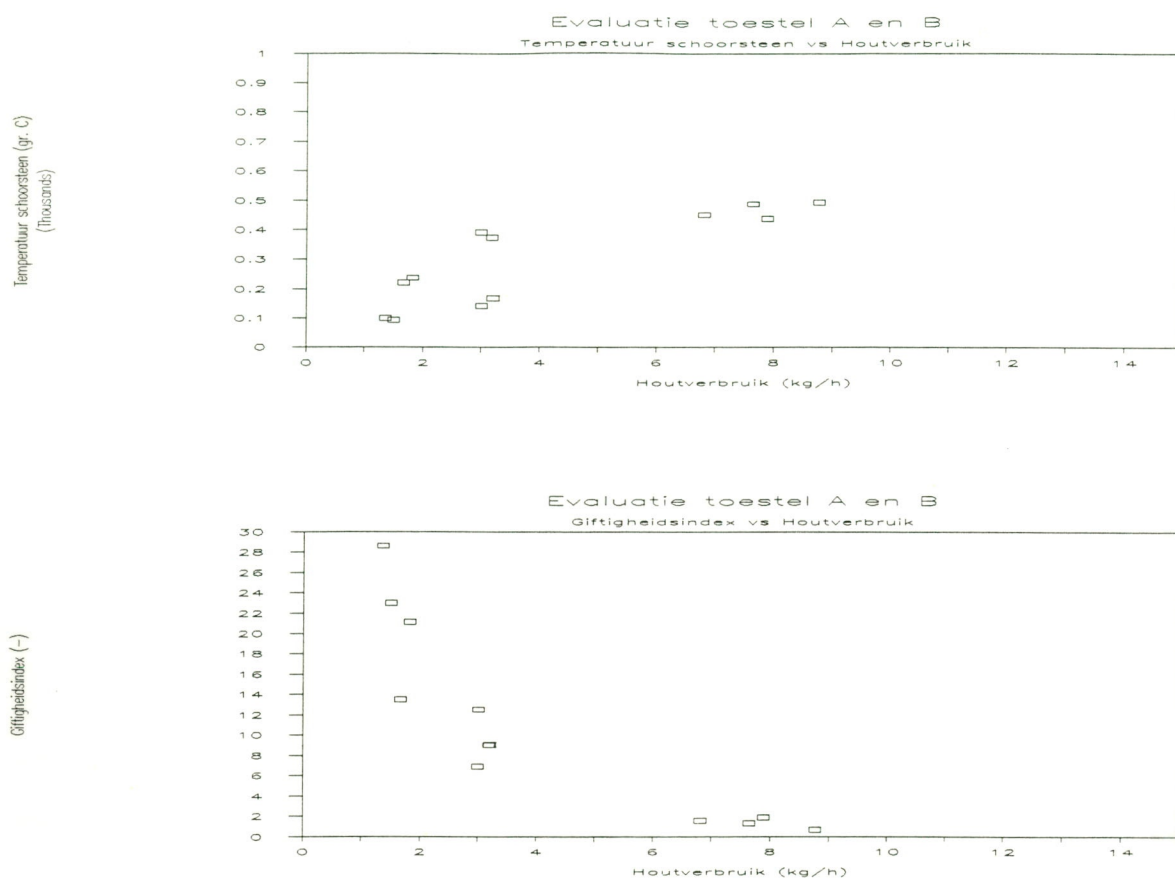
In onderstaande zijn de verschillende figuren opgenomen met betrekking tot de evaluatie van de emissiemetingen. Hierbij is onderscheid gemaakt naar:

- toestel A en B;
- toestel C;
- toestel D.

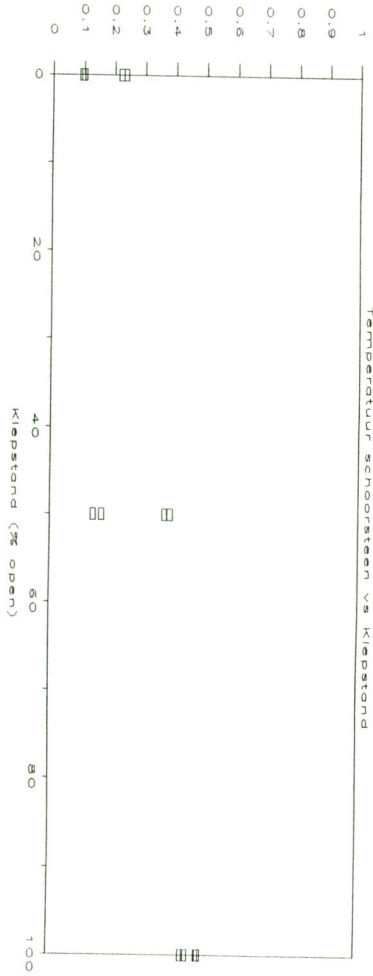
5.1 Toestel A en B

Inhoudsopgave

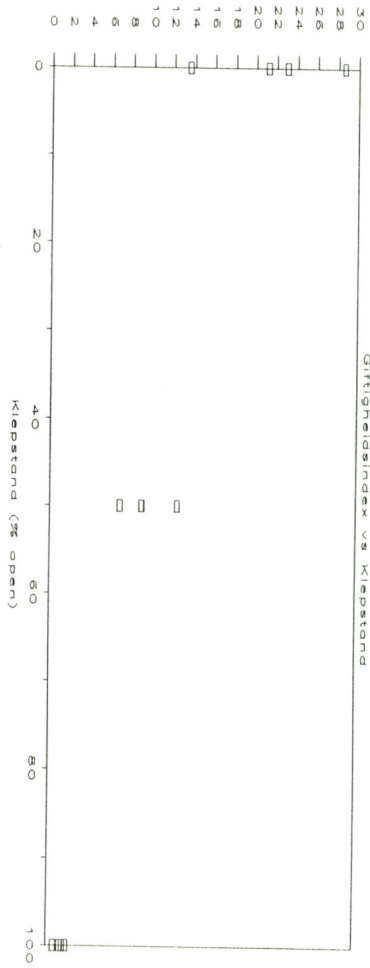
Temperatuur schoorsteen vs. Houtverbruik.....	3
Giftigheidsindex vs. Houtverbruik	
Temperatuur schoorsteen vs. Klepstand.....	4
Giftigheidsindex vs. Klepstand	
Luchtovermaat vs. Klepstand	
Geur vs. Klepstand	
PAK vs. Klepstand	5
C_xH_y vs. Klepstand	
Deeltjes vs. Klepstand	
NO_x vs. Klepstand	
CO vs. Giftigheidsindex	6
CO vs. Houtverbruik	
CO vs. Temperatuur schoorsteen	
CO vs. Luchtovermaat	
PAK vs. Giftigheidsindex	7
PAK vs. Houtverbruik	
PAK vs. Temperatuur schoorsteen	
PAK vs. Luchtovermaat	
PAK vs. C_xH_y	8
PAK vs. Deeltjes	
C_xH_y vs. Giftigheidsindex.....	9
C_xH_y vs. Houtverbruik	
C_xH_y vs. Temperatuur schoorsteen	
C_xH_y vs. Luchtovermaat	
NO_x vs. Giftigheidsindex	10
NO_x vs. Houtverbruik	
NO_x vs. Temperatuur schoorsteen	
NO_x vs. Luchtovermaat	
Deeltjes vs. Giftigheidsindex	11
Deeltjes vs. Houtverbruik	
Deeltjes vs. Temperatuur schoorsteen	
Deeltjes vs. Luchtovermaat	
Deeltjes vs. C_xH_y	12
Geur vs. Giftigheidsindex	13
Geur vs. Houtverbruik	
Geur vs. Temperatuur schoorsteen	
Geur vs. Luchtovermaat	
Geur vs. C_xH_y	14

Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik

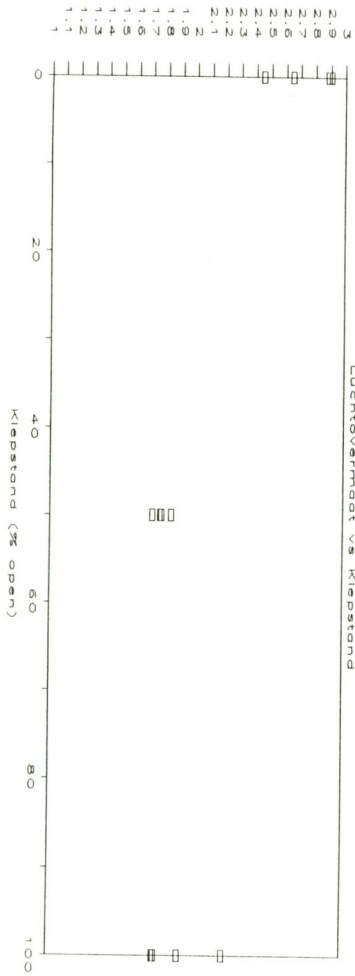
Evaluatie toestel A en B
Temperatuur schoorsteen vs klepstand



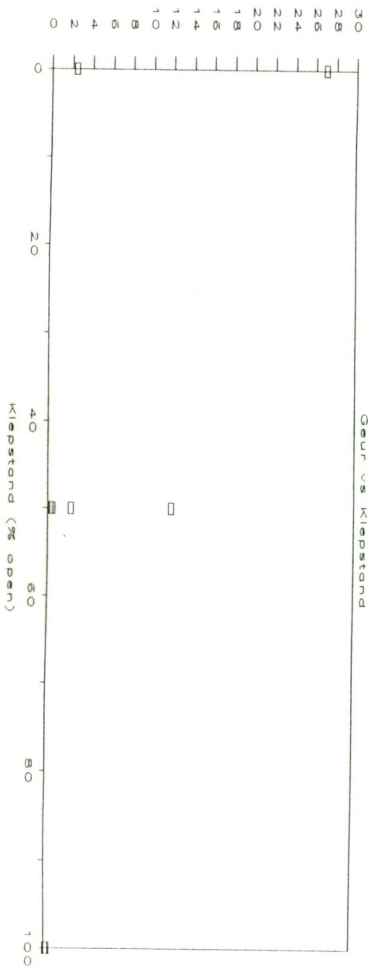
Evaluatie toestel A en B
Giftheidsindex vs klepstand



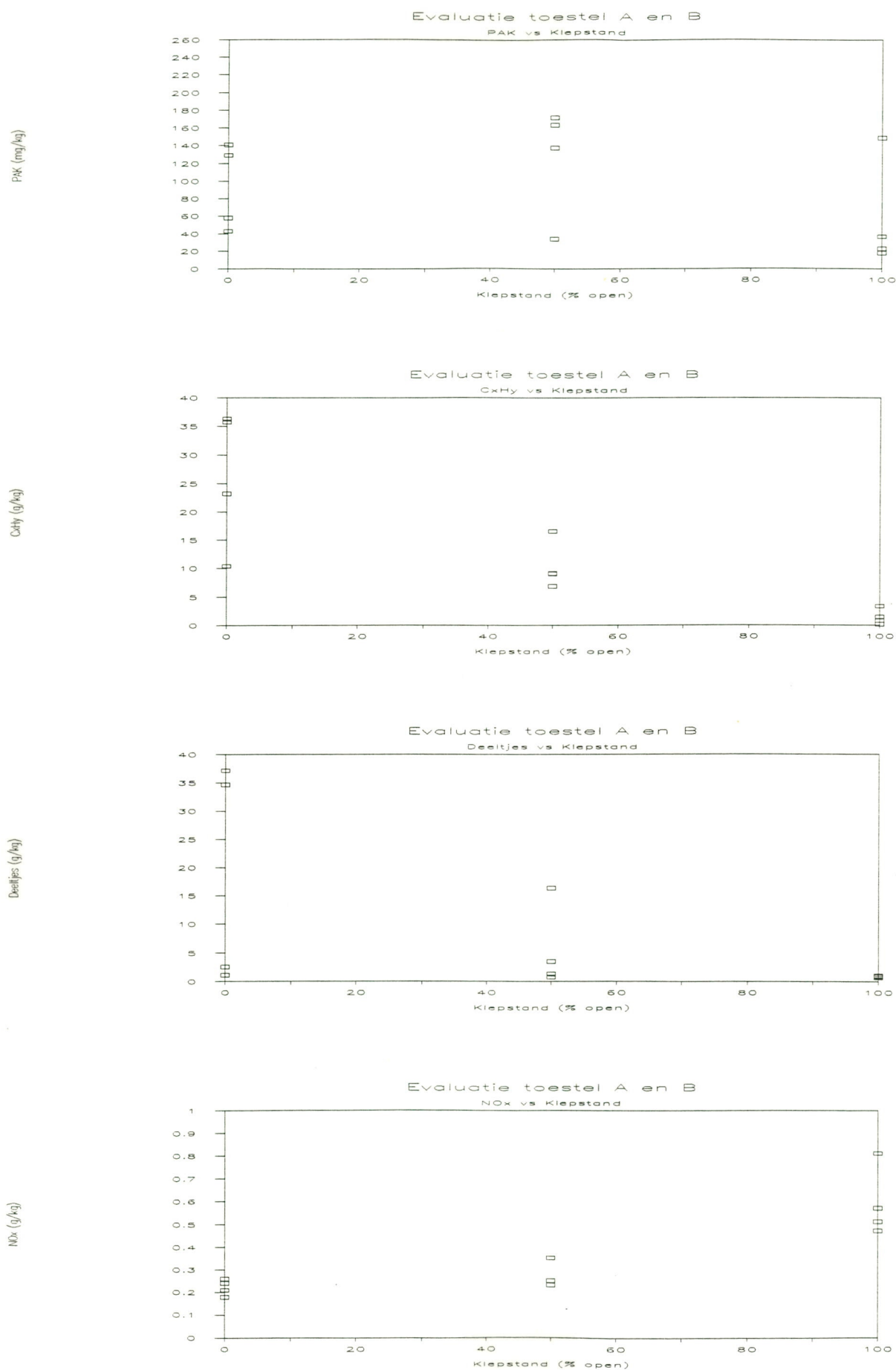
Evaluatie toestel A en B
Luchtovermaat vs klepstand

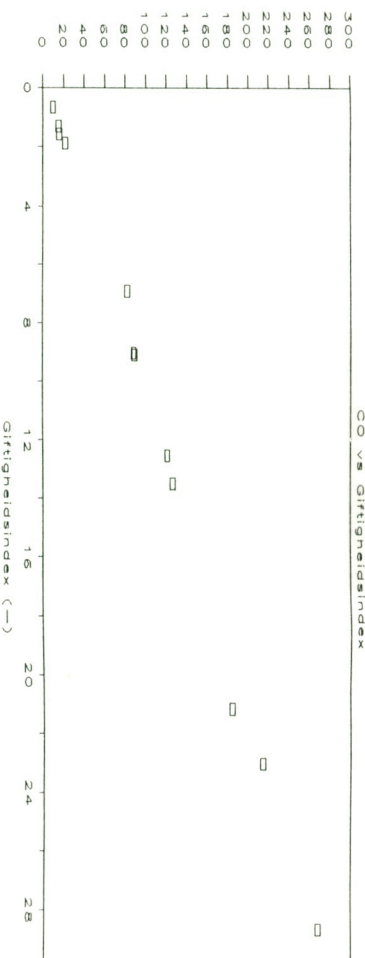
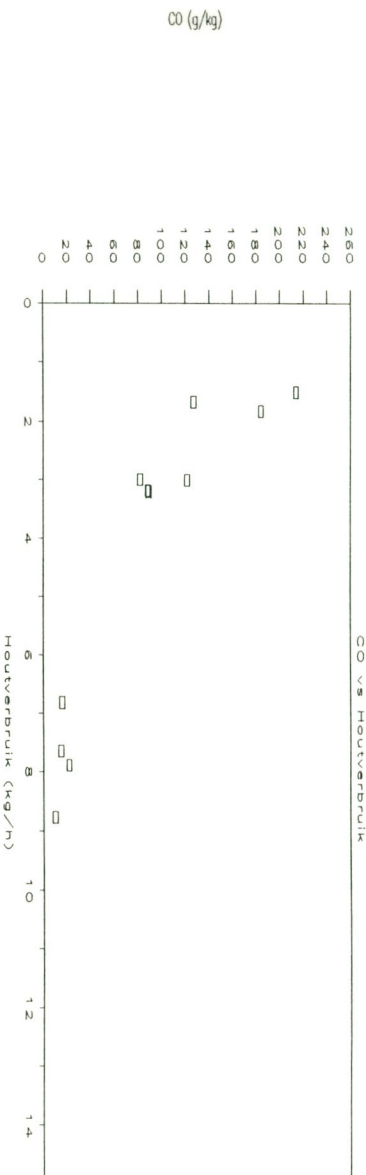
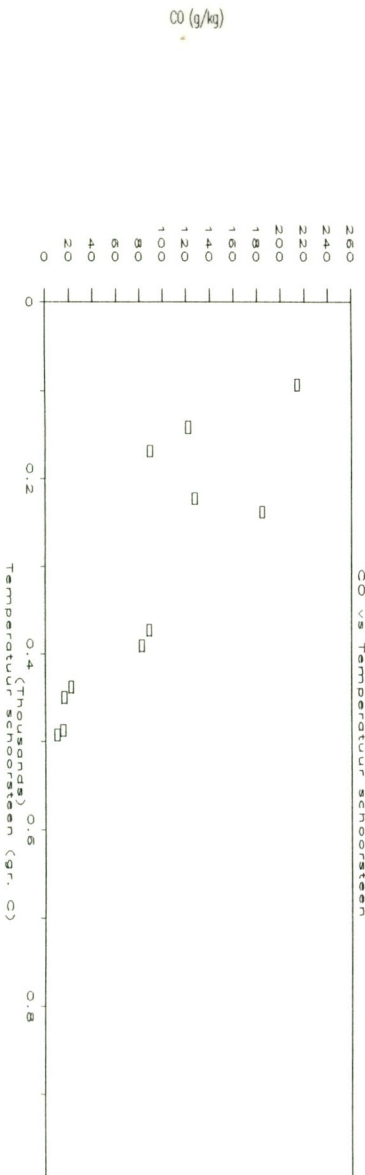
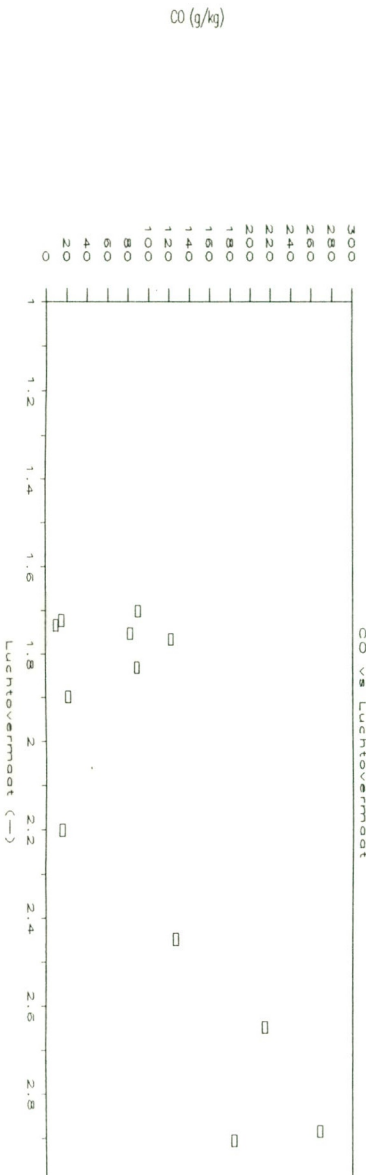


Evaluatie toestel A en B
Geur vs klepstand

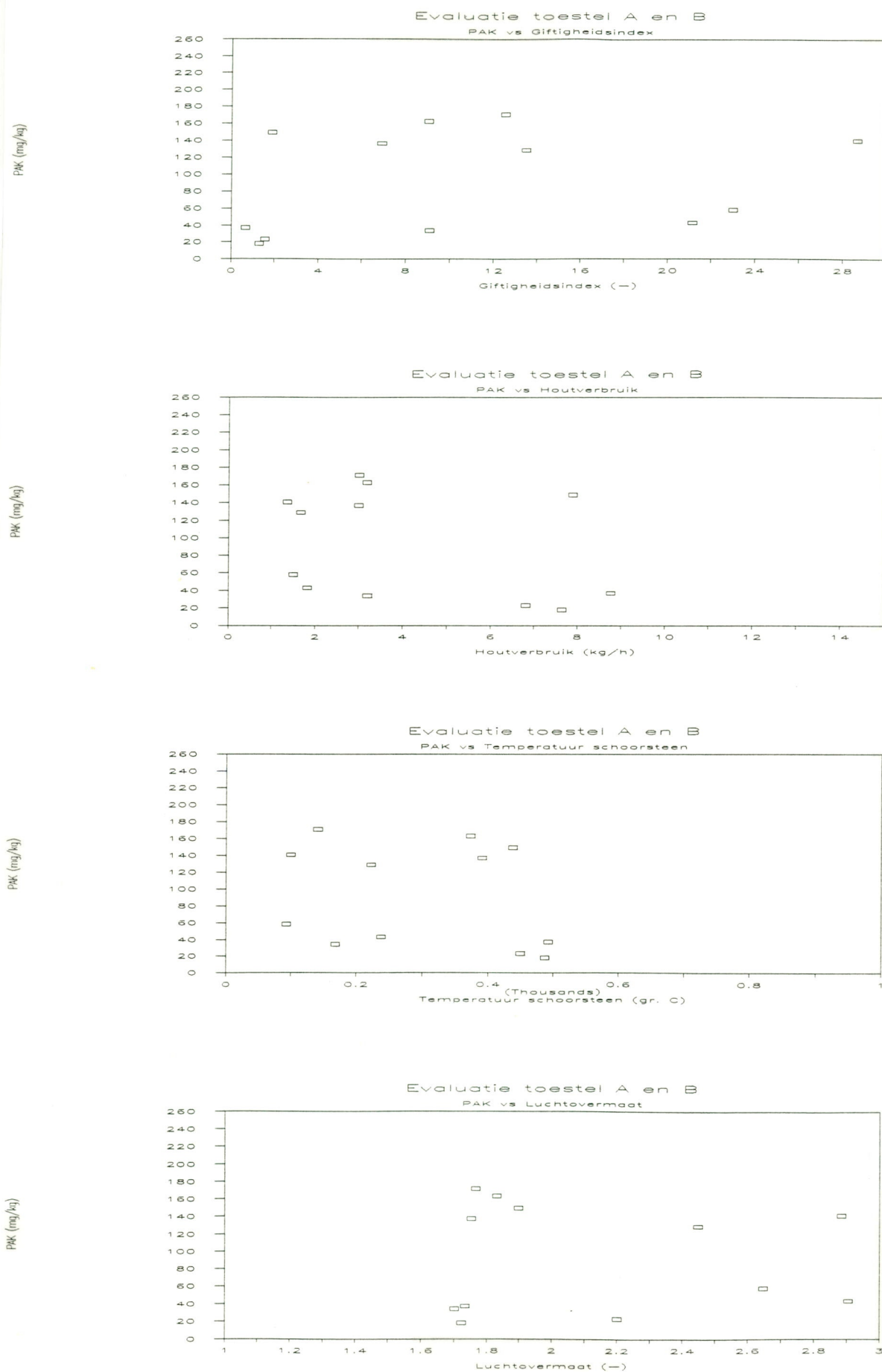


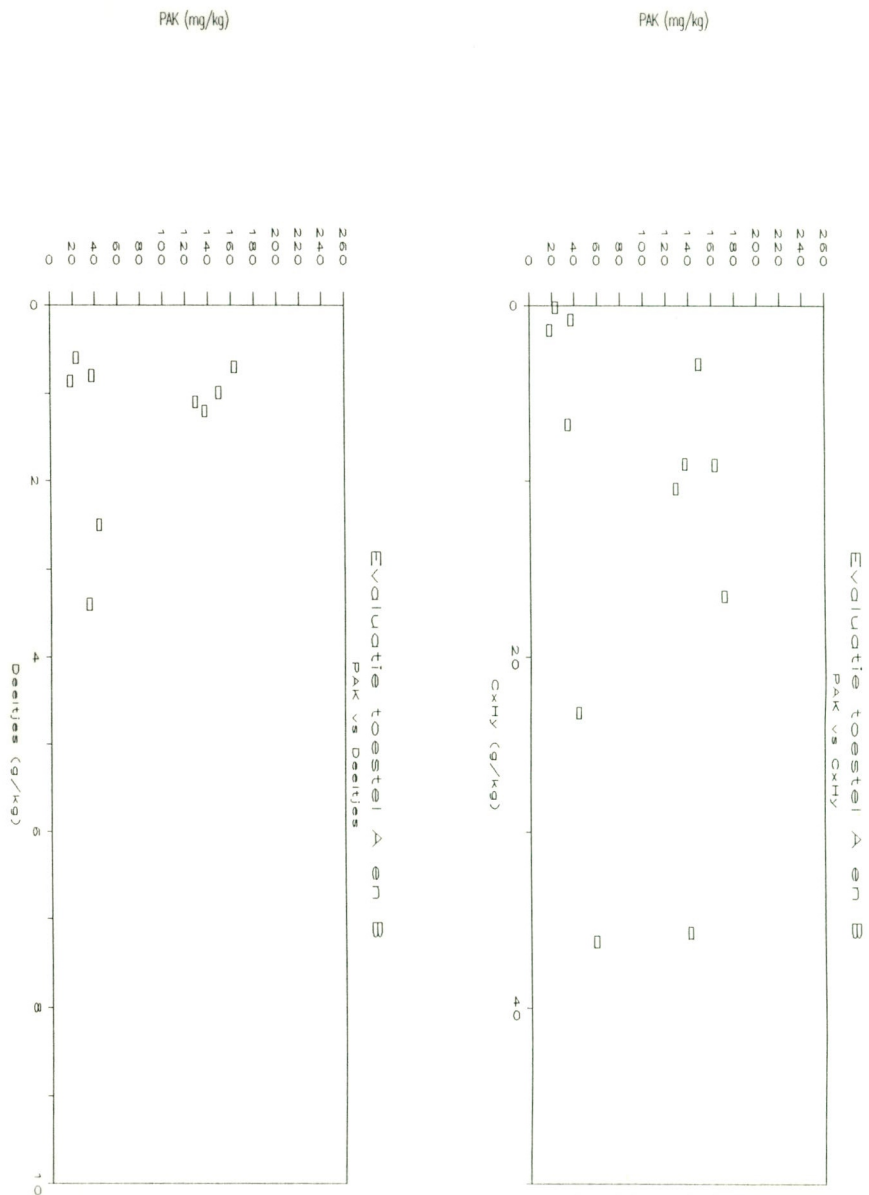
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoestellen voor huishoudelijk gebruik



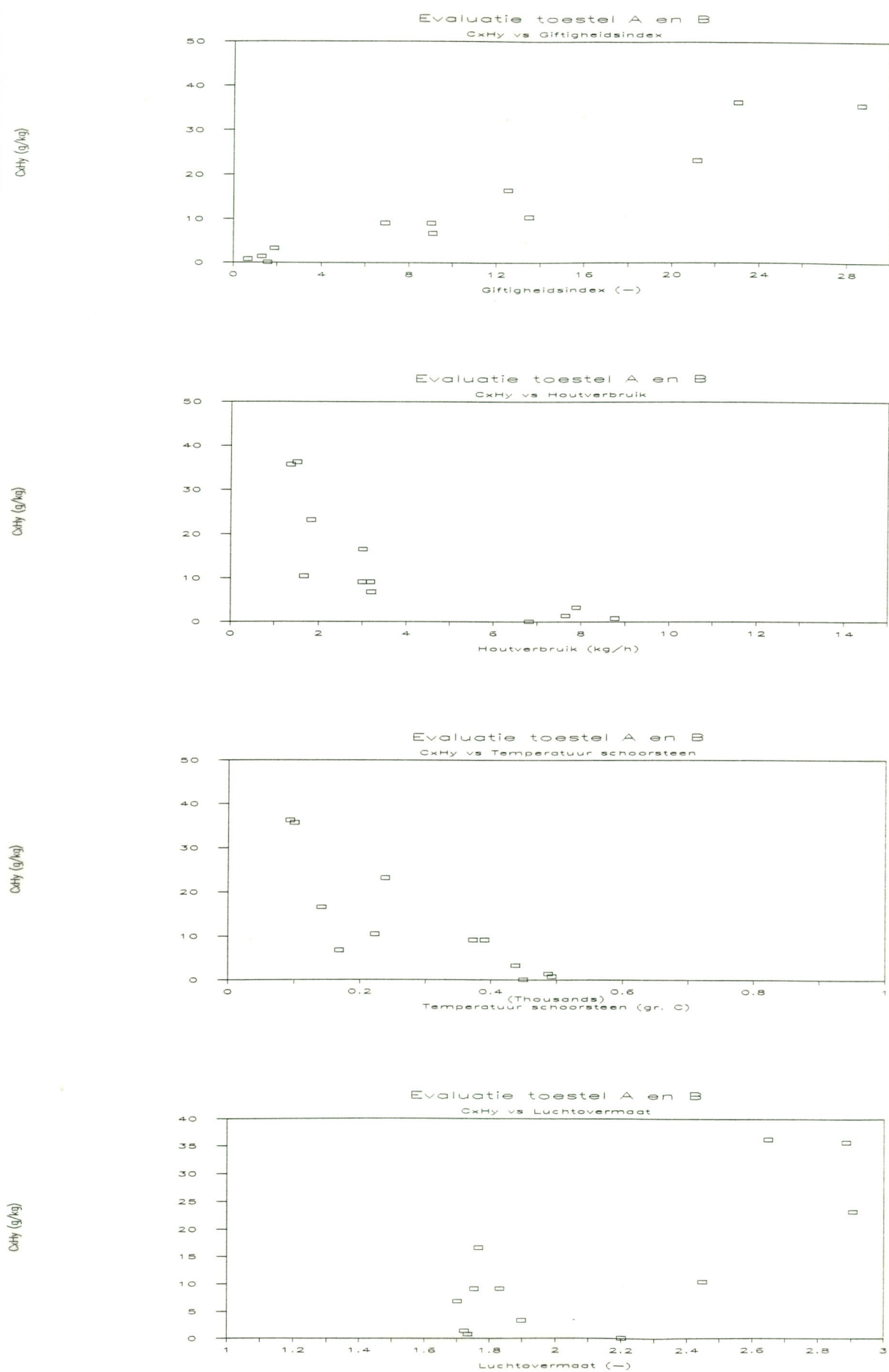
Evaluatie toestel A en B
CO vs GiftigheidindexEvaluatie toestel A en B
CO vs HousterbruikEvaluatie toestel A en B
CO vs Temperatuur schoorsteenEvaluatie toestel A en B
CO vs Luchtvermoot

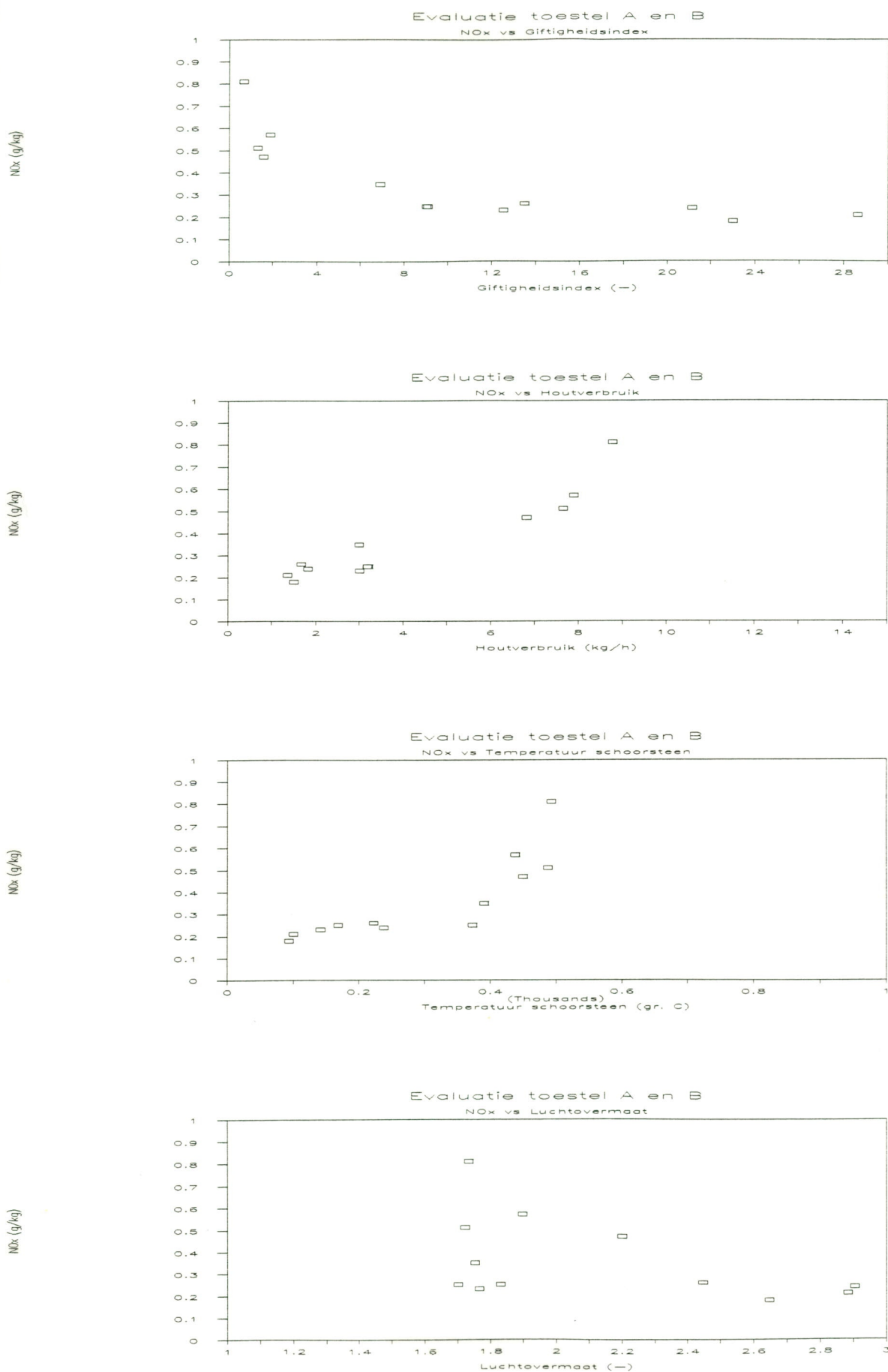
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



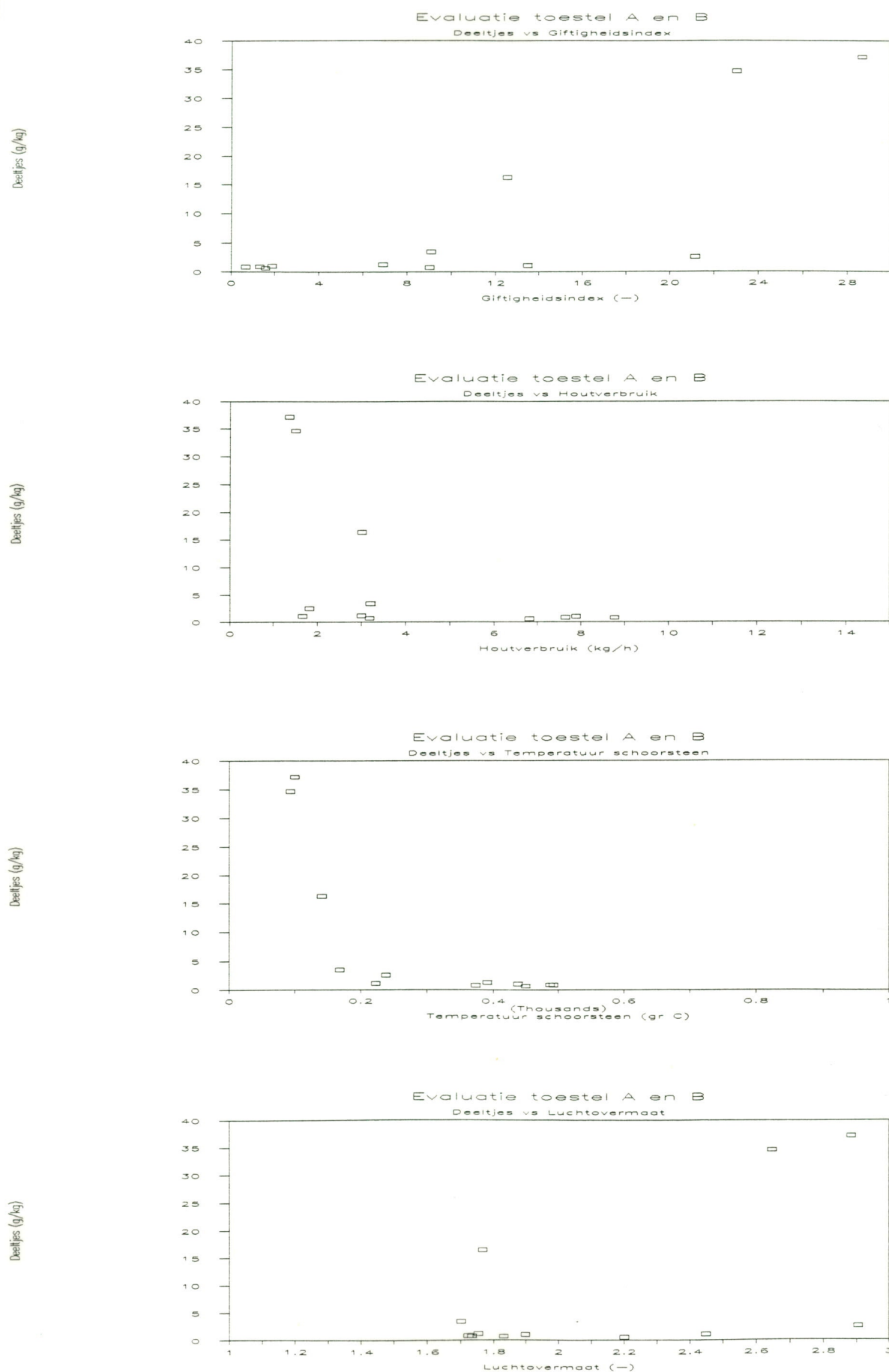


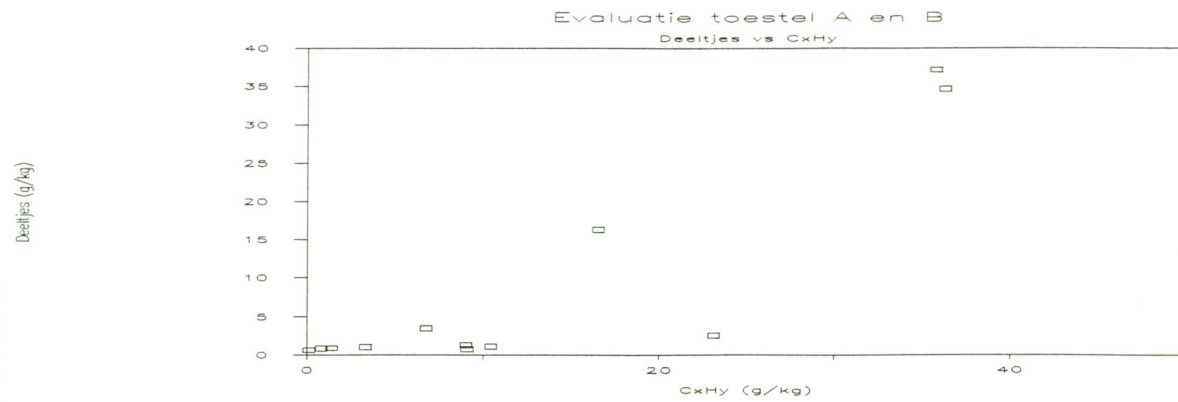
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik



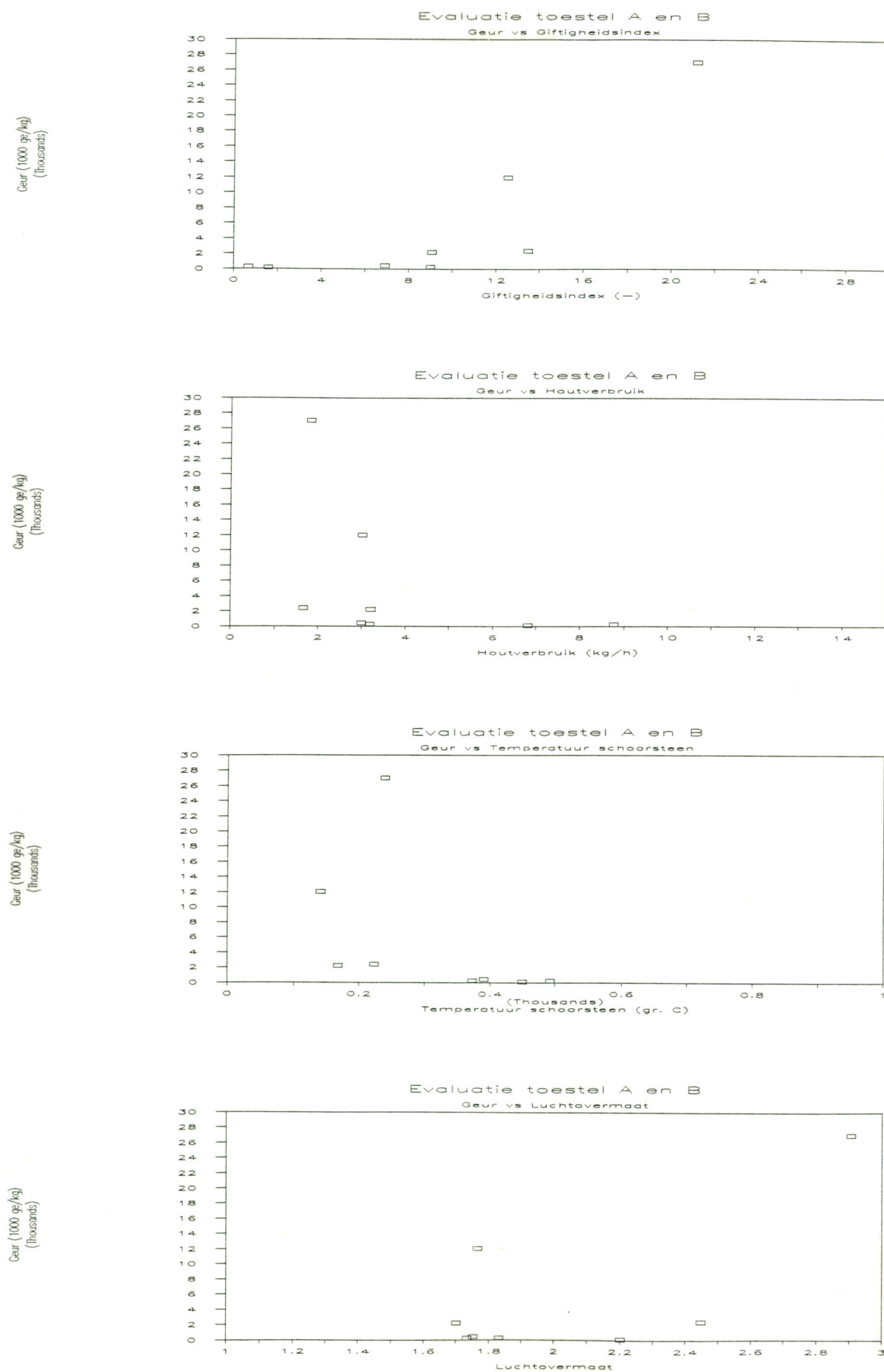


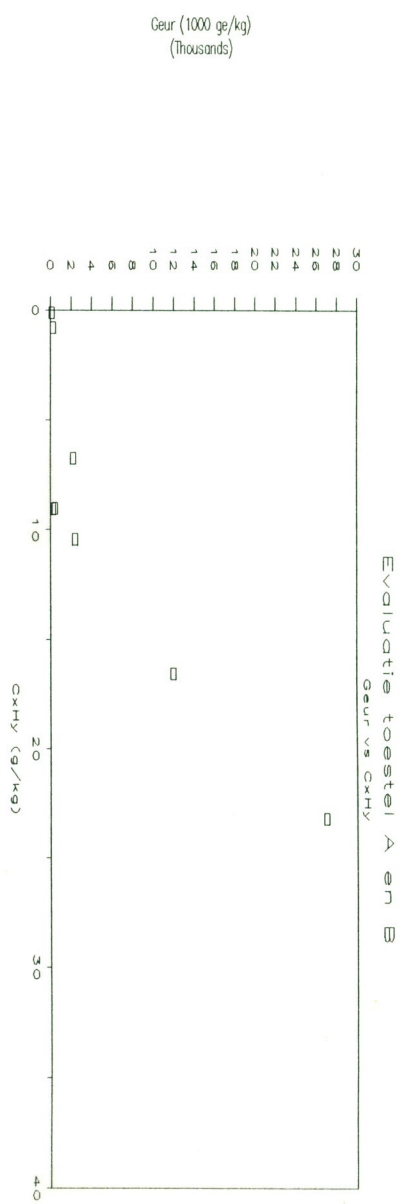
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik





Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik





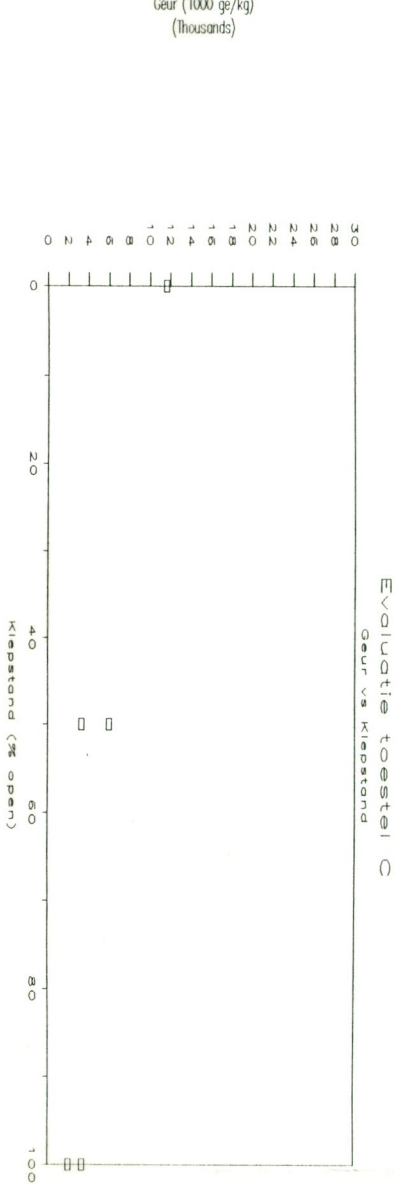
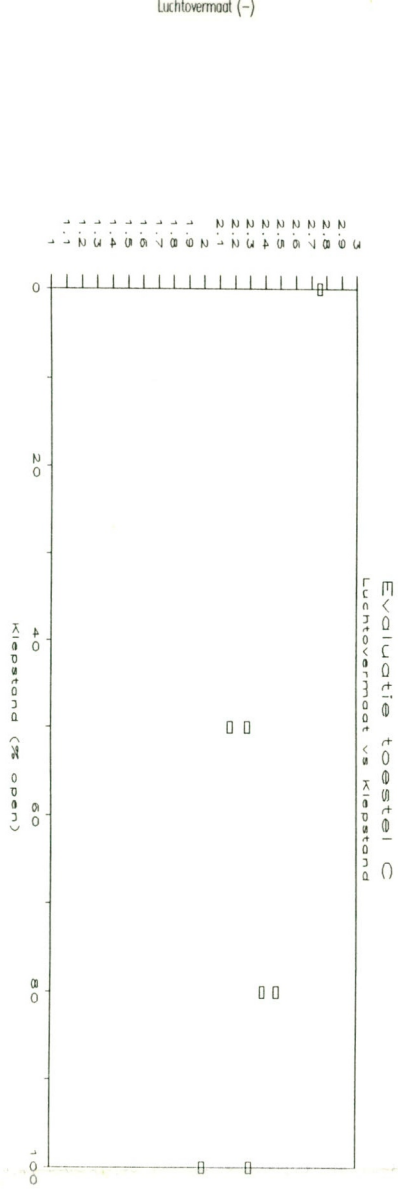
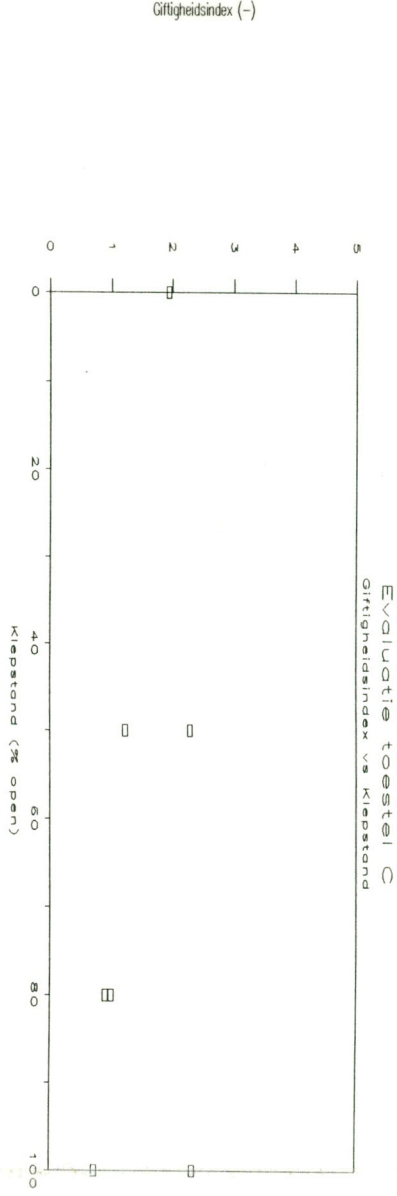
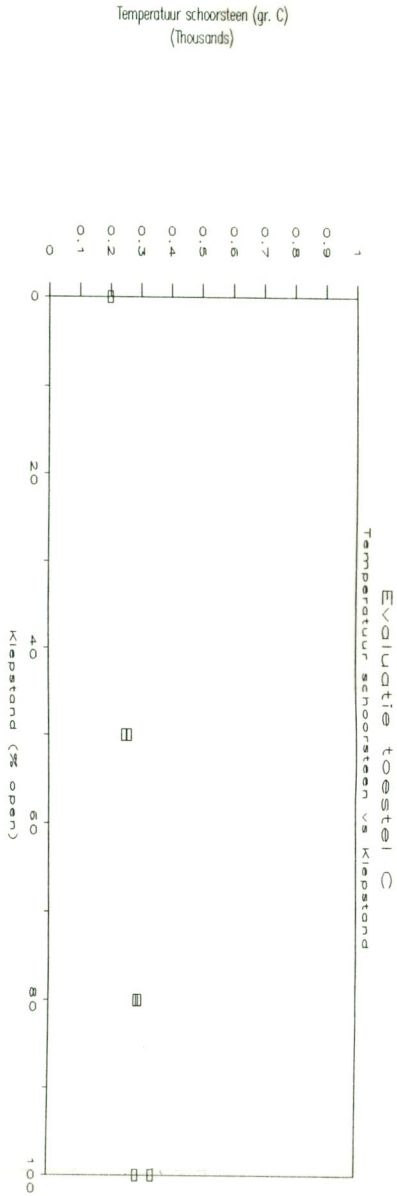
5.2 Toestel C

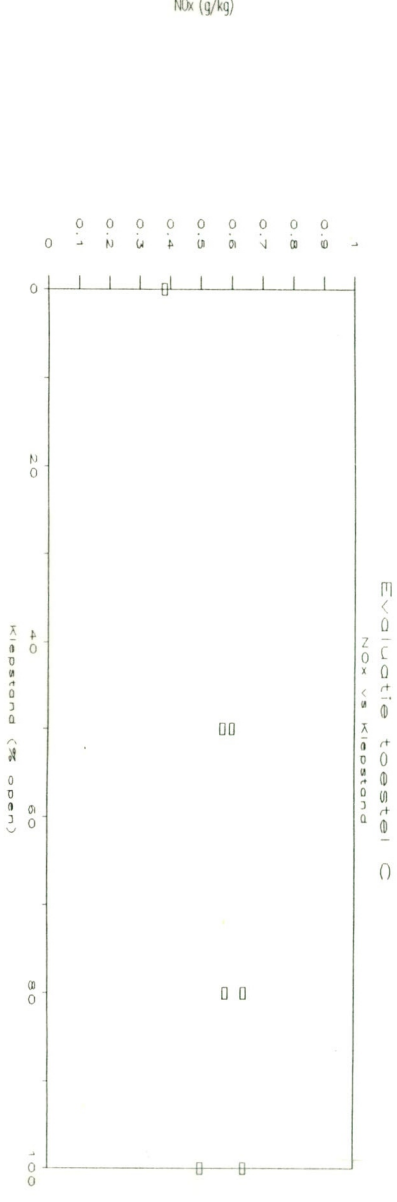
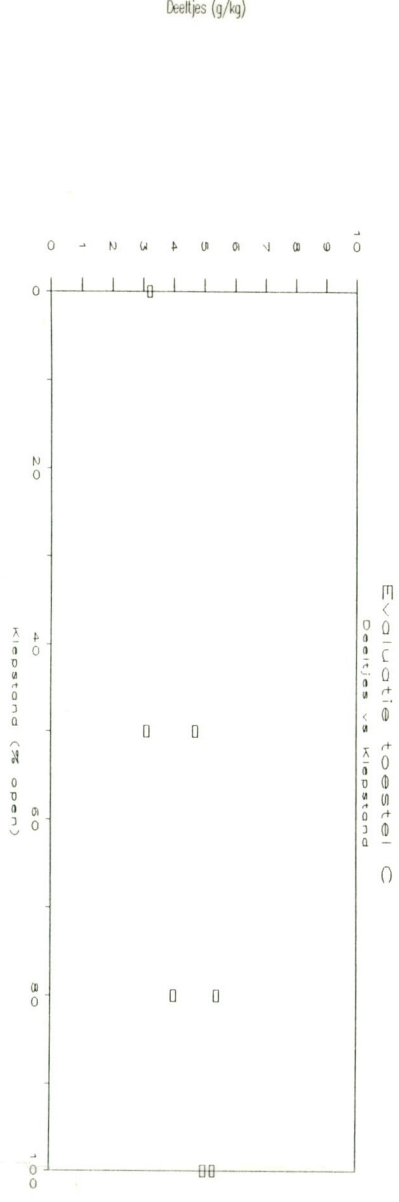
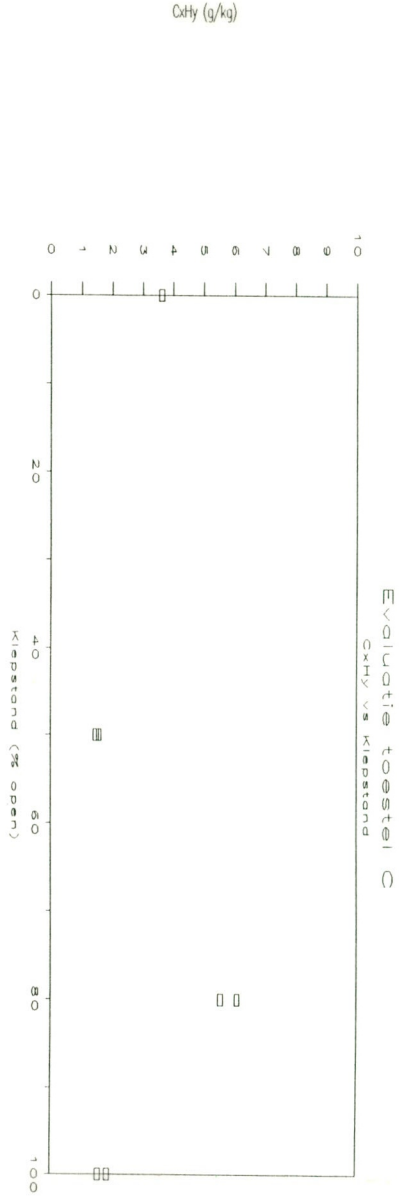
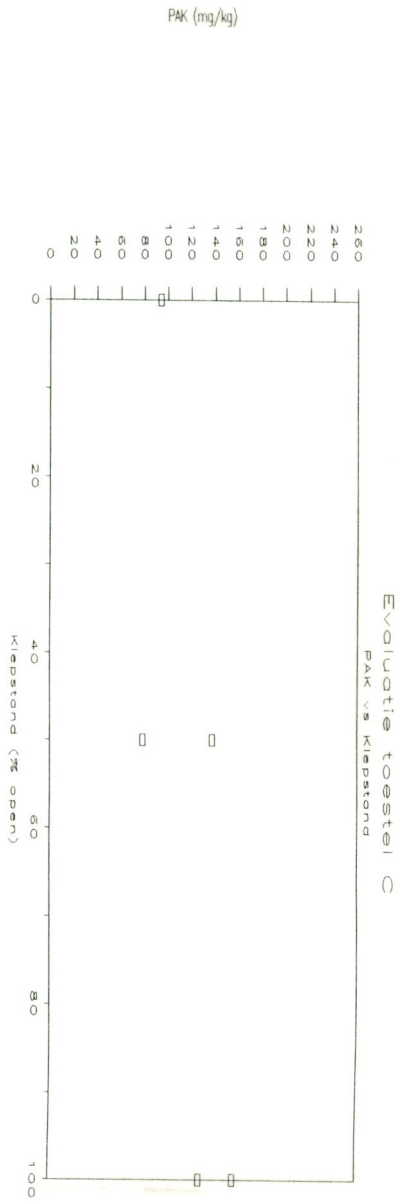
Inhoudsopgave

Temperatuur schoorsteen vs. Houtverbruik	16
Giftigheidsindex vs. Houtverbruik	
Temperatuur schoorsteen vs. Klepstand	17
Giftigheidsindex vs. Klepstand	
Luchtovermaat vs. Klepstand	
Geur vs. Klepstand	
PAK vs. Klepstand	18
C _x H _y vs. Klepstand	
Deeltjes vs. Klepstand	
NO _x vs. Klepstand	
CO vs. Giftigheidsindex	19
CO vs. Houtverbruik	
CO vs. Temperatuur schoorsteen	
CO vs. Luchtovermaat	
PAK vs. Giftigheidsindex	20
PAK vs. Houtverbruik	
PAK vs. Temperatuur schoorsteen	
PAK vs. Luchtovermaat	
PAK vs. C _x H _y	21
PAK vs. Deeltjes	
C _x H _y vs. Giftigheidsindex	22
C _x H _y vs. Houtverbruik	
C _x H _y vs. Temperatuur schoorsteen	
C _x H _y vs. Luchtovermaat	
NO _x vs. Giftigheidsindex	23
NO _x vs. Houtverbruik	
NO _x vs. Temperatuur schoorsteen	
NO _x vs. Luchtovermaat	
Deeltjes vs. Giftigheidsindex	24
Deeltjes vs. Houtverbruik	
Deeltjes vs. Temperatuur schoorsteen	
Deeltjes vs. Luchtovermaat	
Deeltjes vs. C _x H _y	25
Geur vs. Giftigheidsindex	26
Geur vs. Houtverbruik	
Geur vs. Temperatuur schoorsteen	
Geur vs. Luchtovermaat	
Geur vs. C _x H _y	27

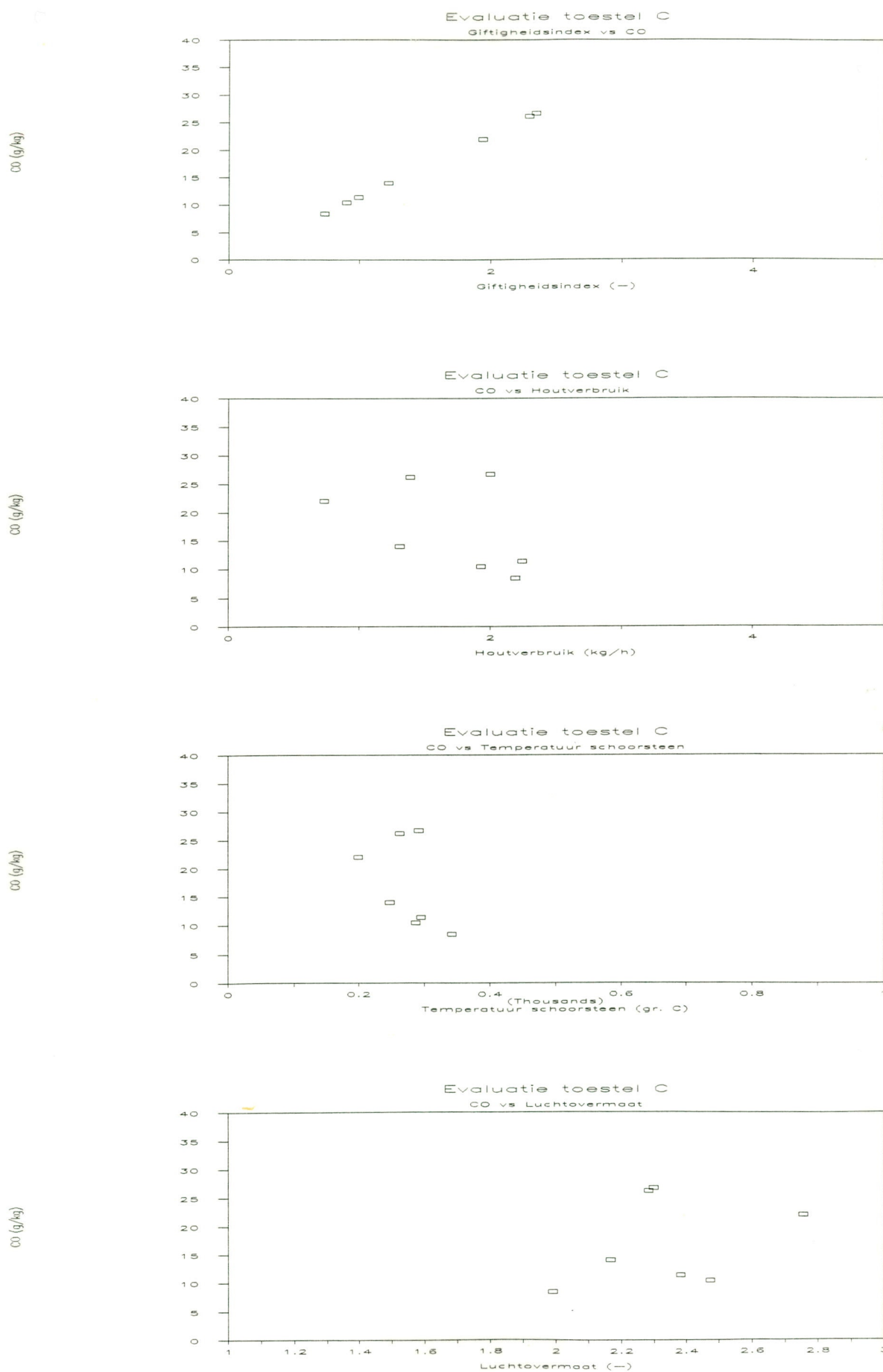


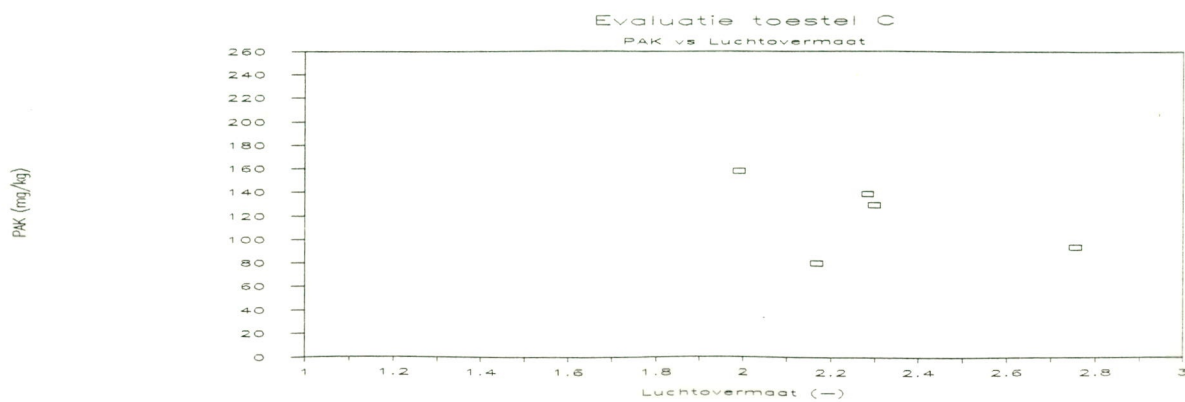
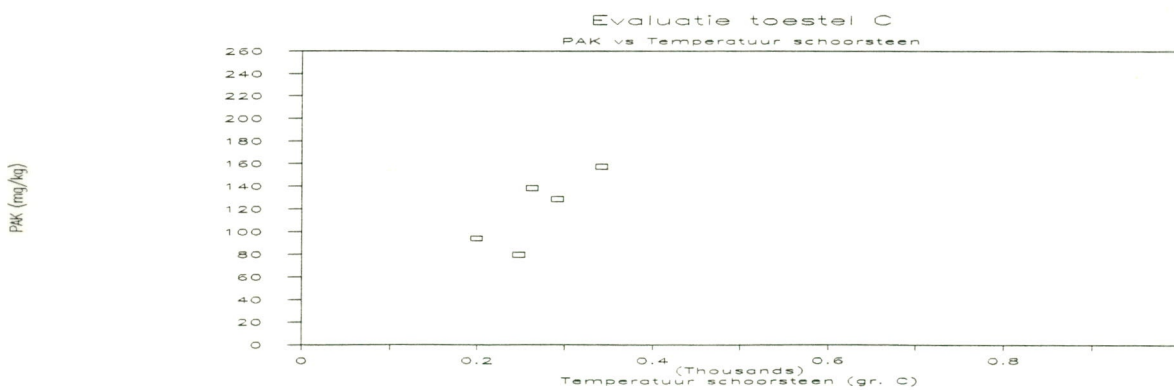
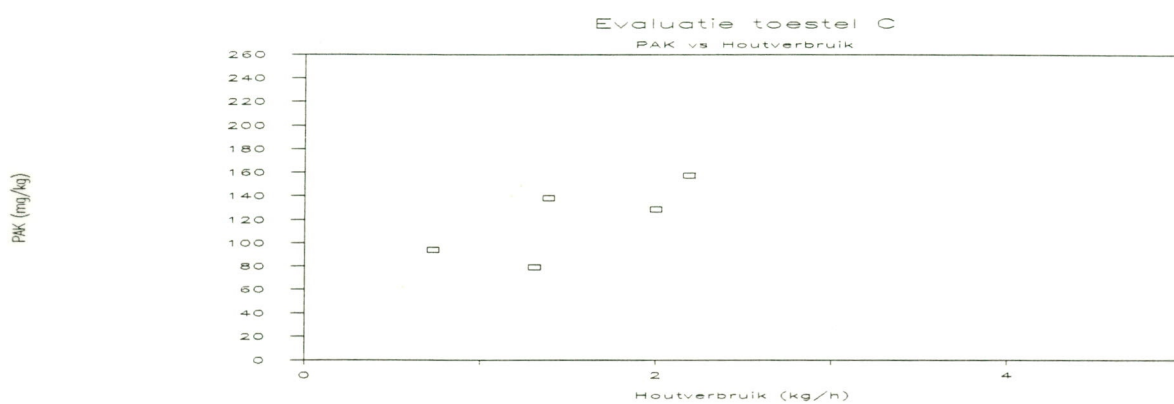
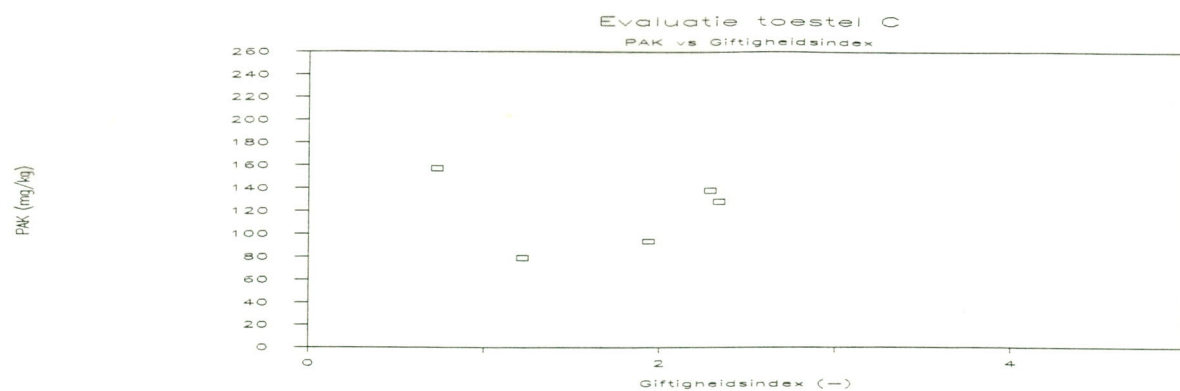
Onderzoek naar de emissies van vaste brandstofstoelen voor huishoudelijk gebruik

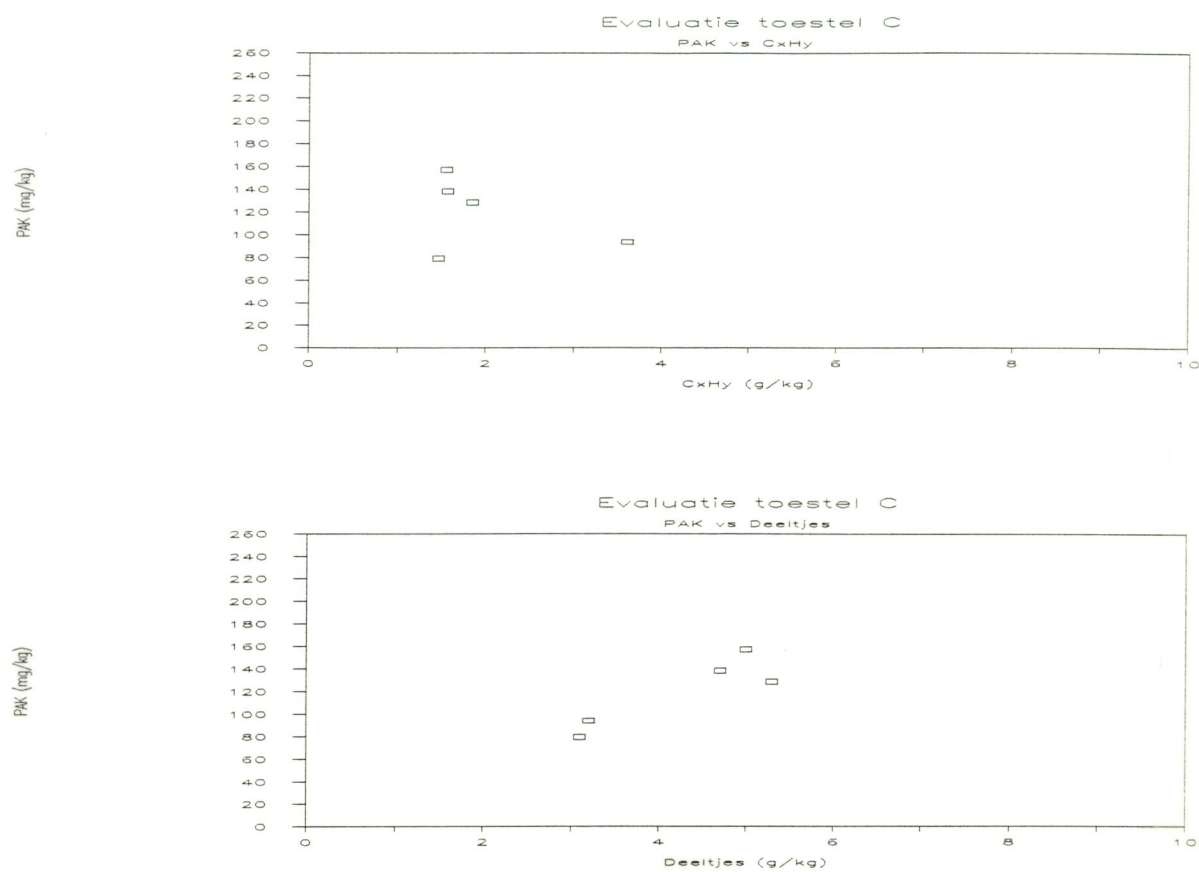




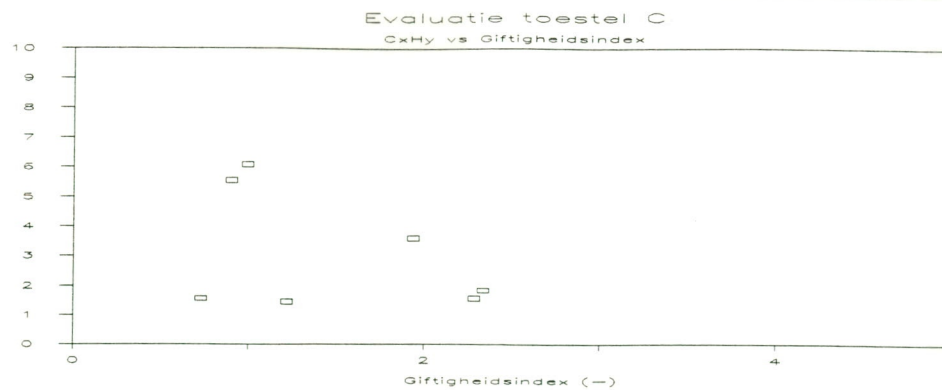
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



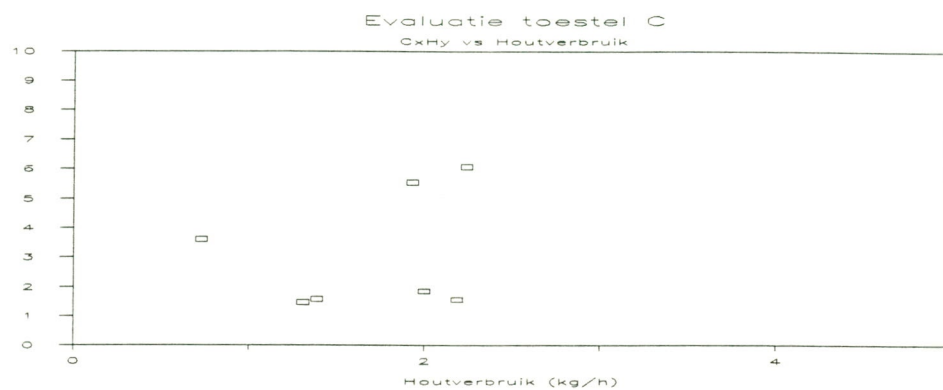


Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

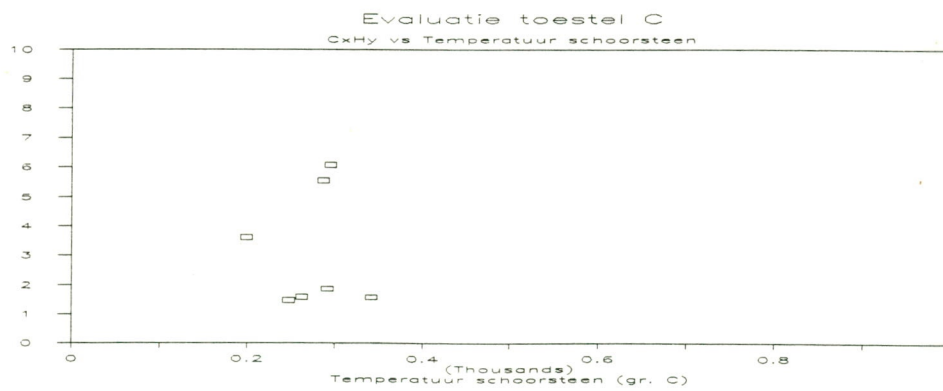
CxHy (g/kg)



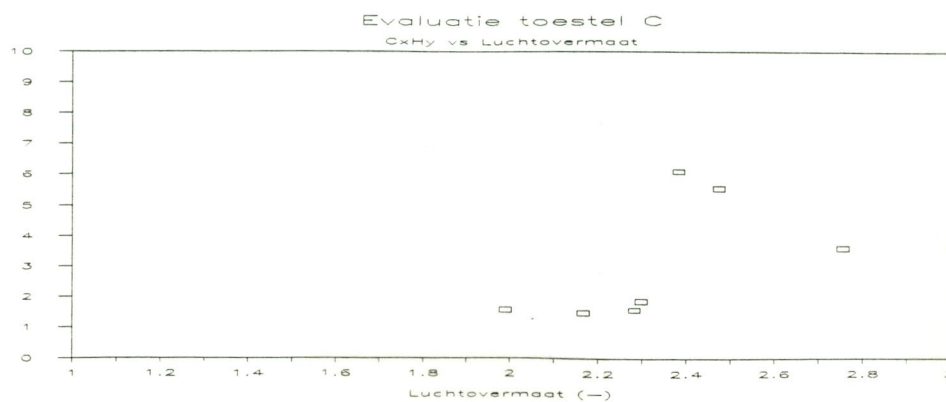
CxHy (g/kg)



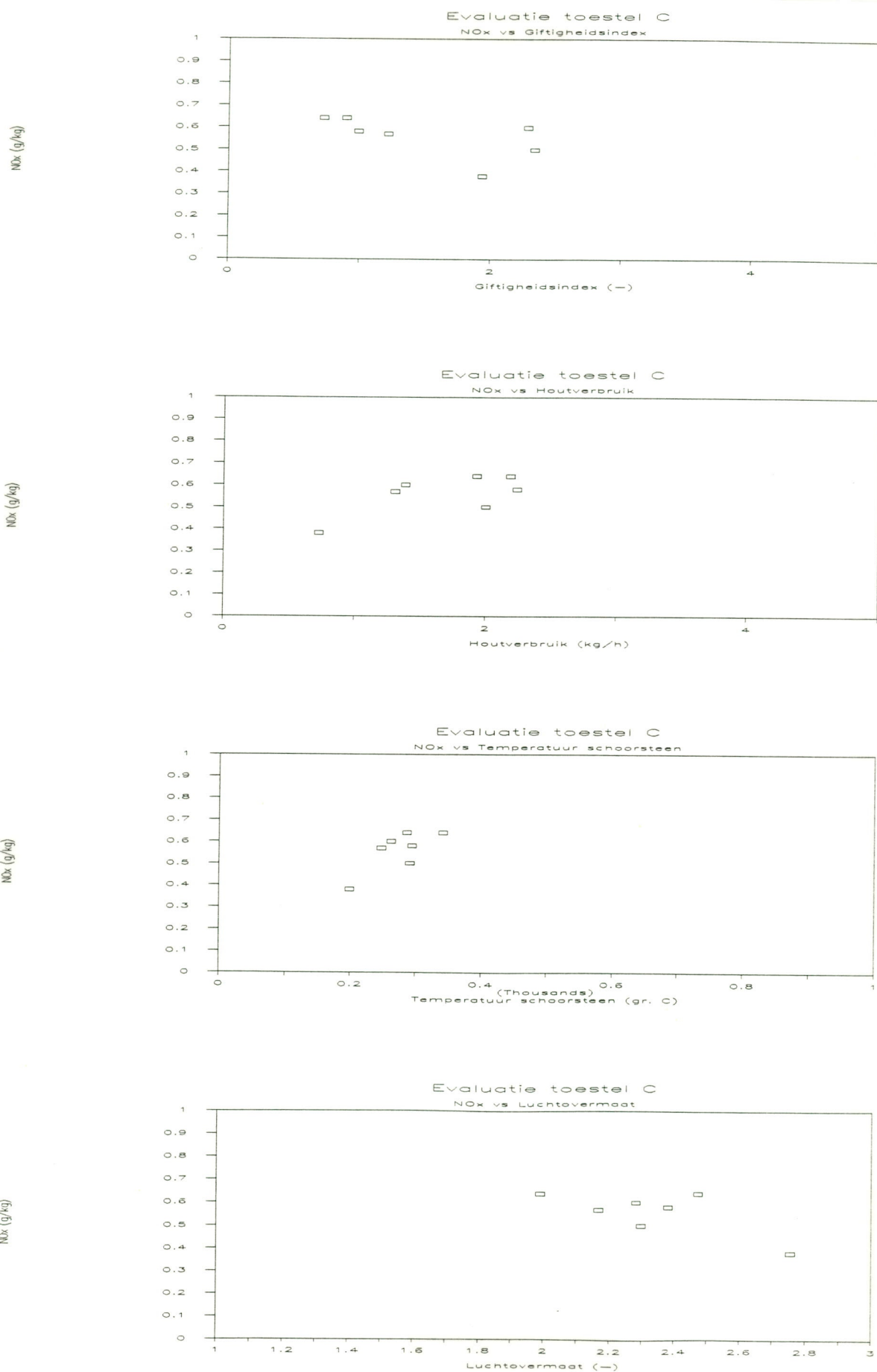
CxHy (g/kg)

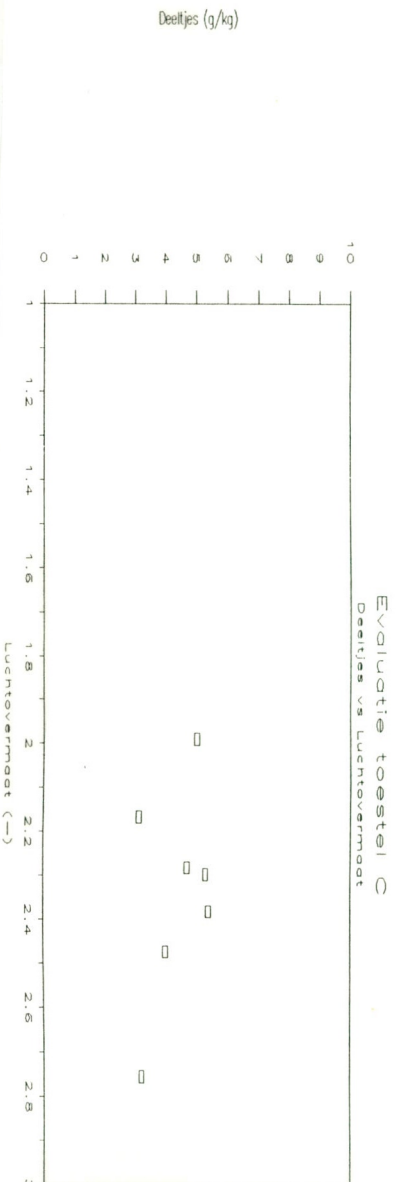
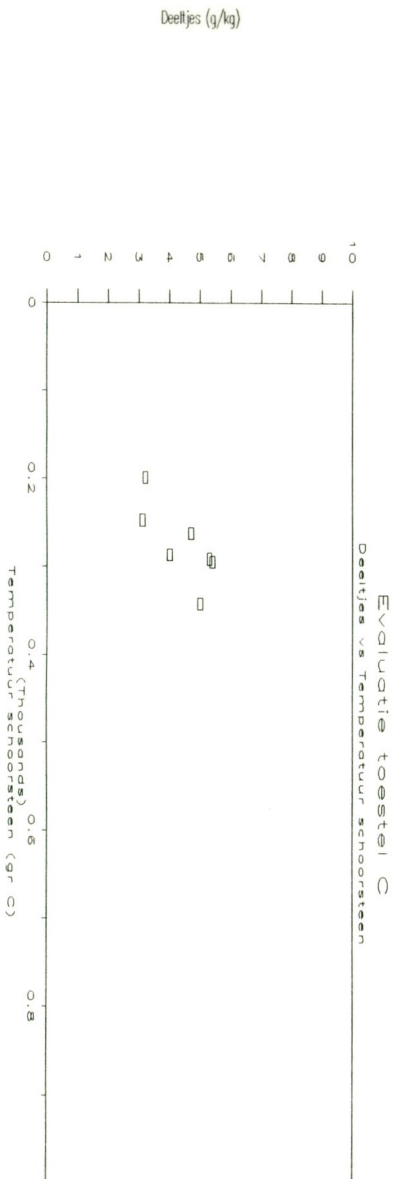
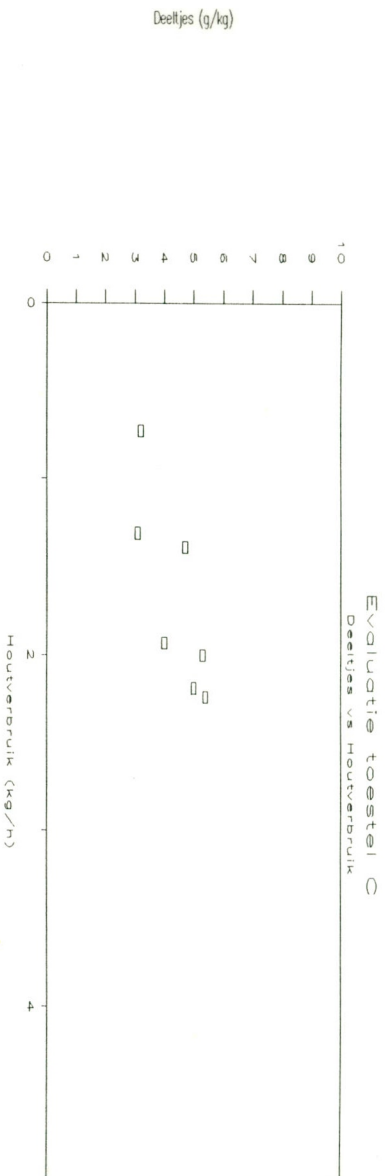
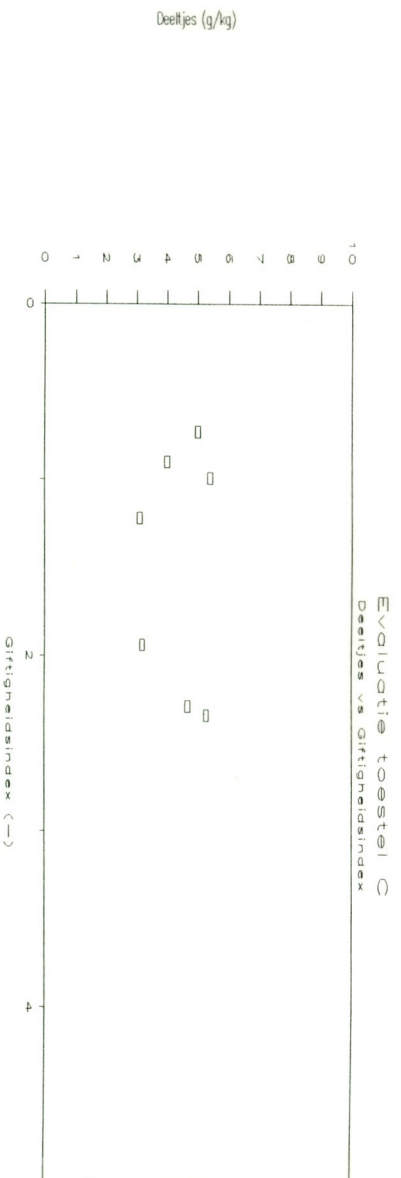


CxHy (g/kg)

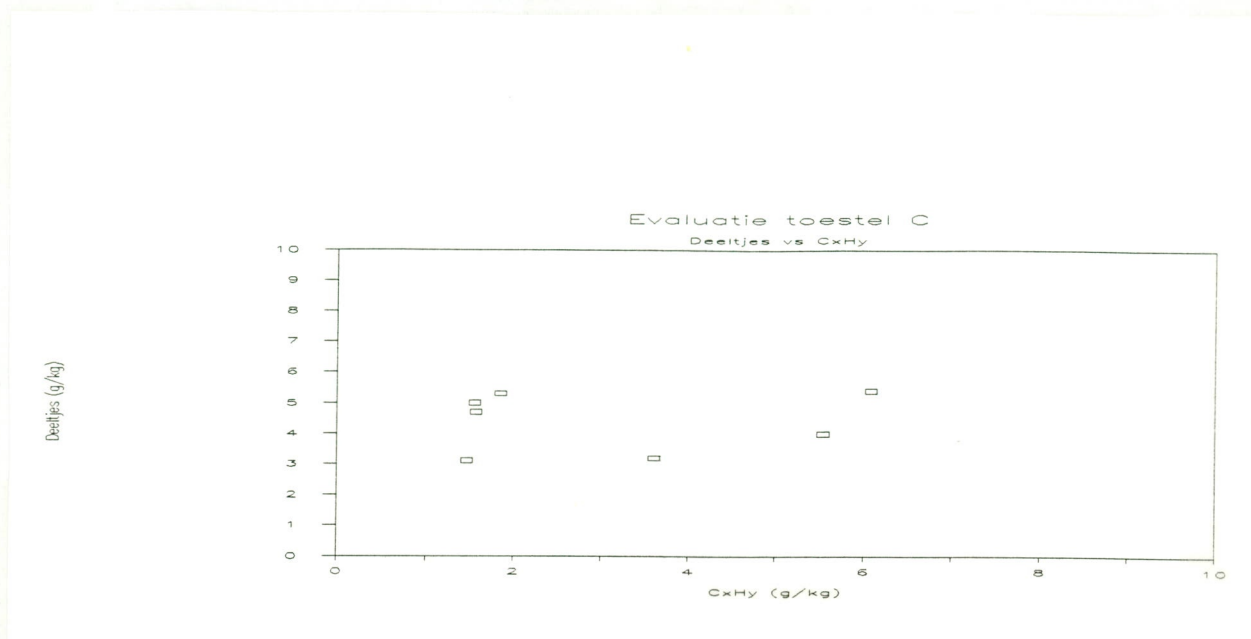


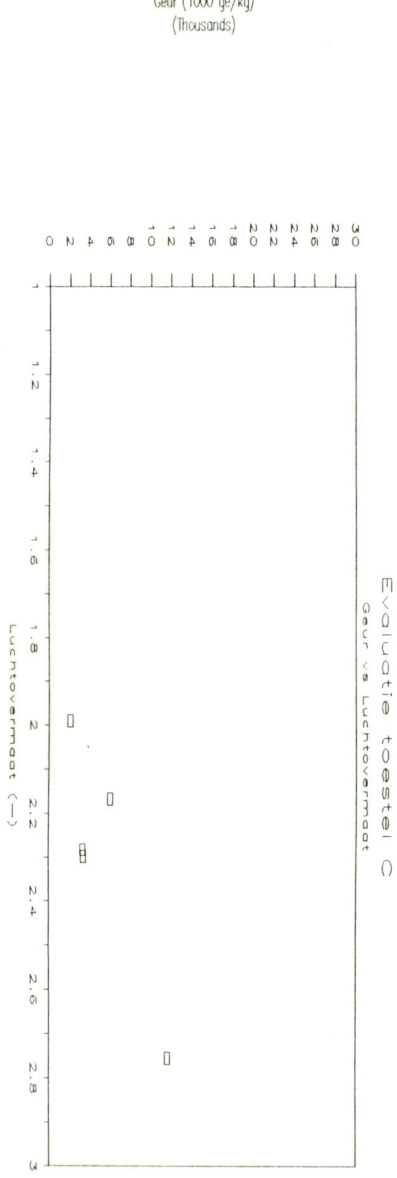
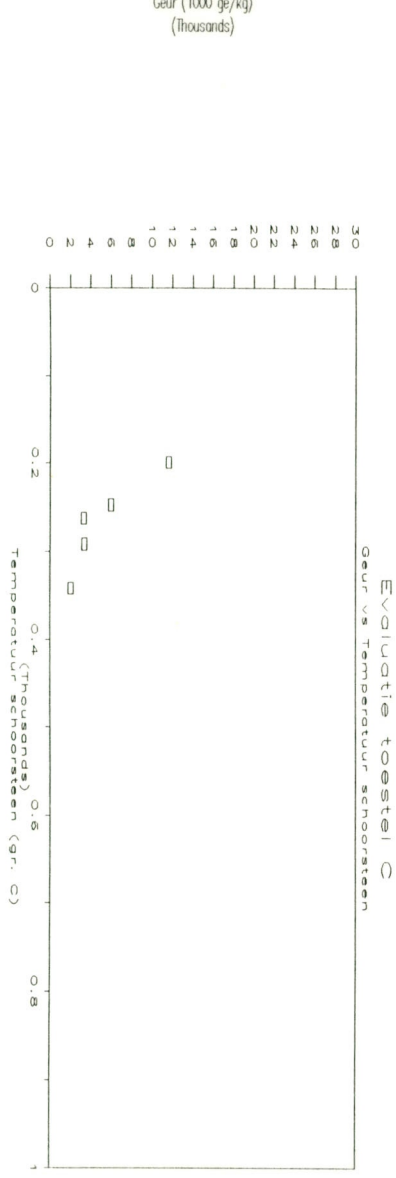
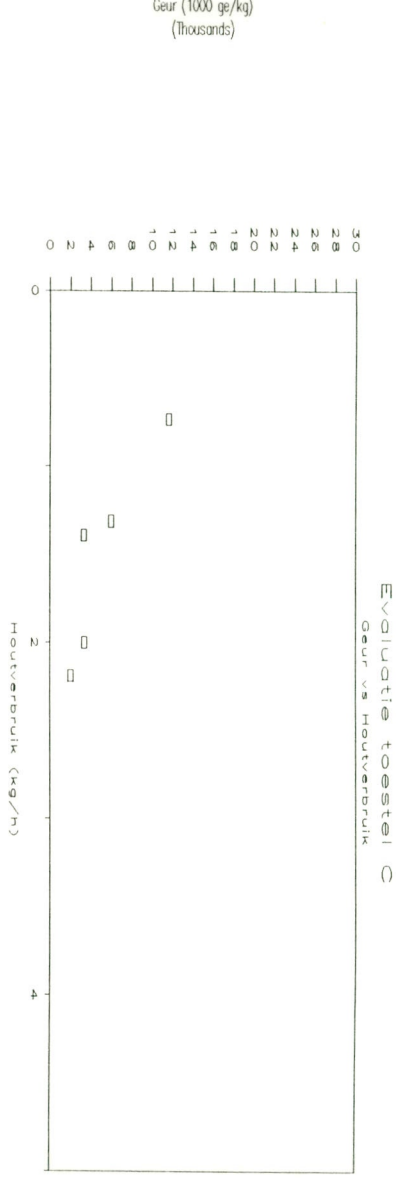
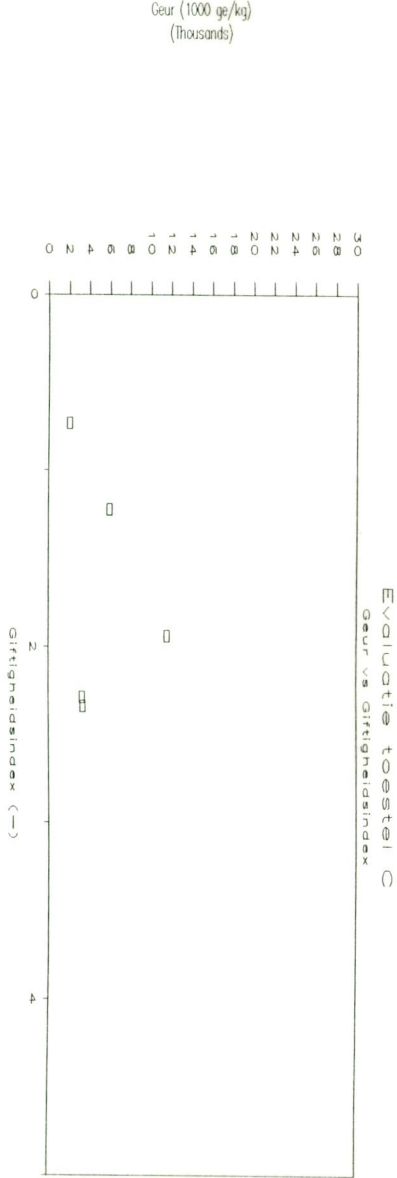
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik

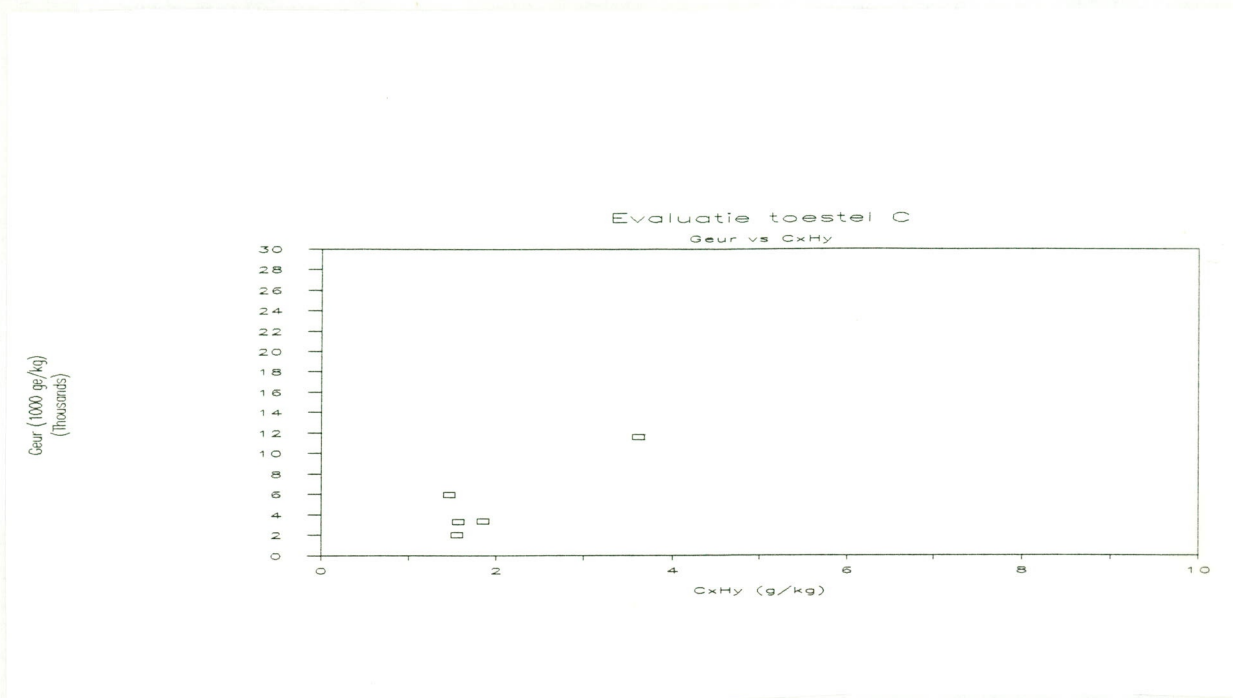




Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik



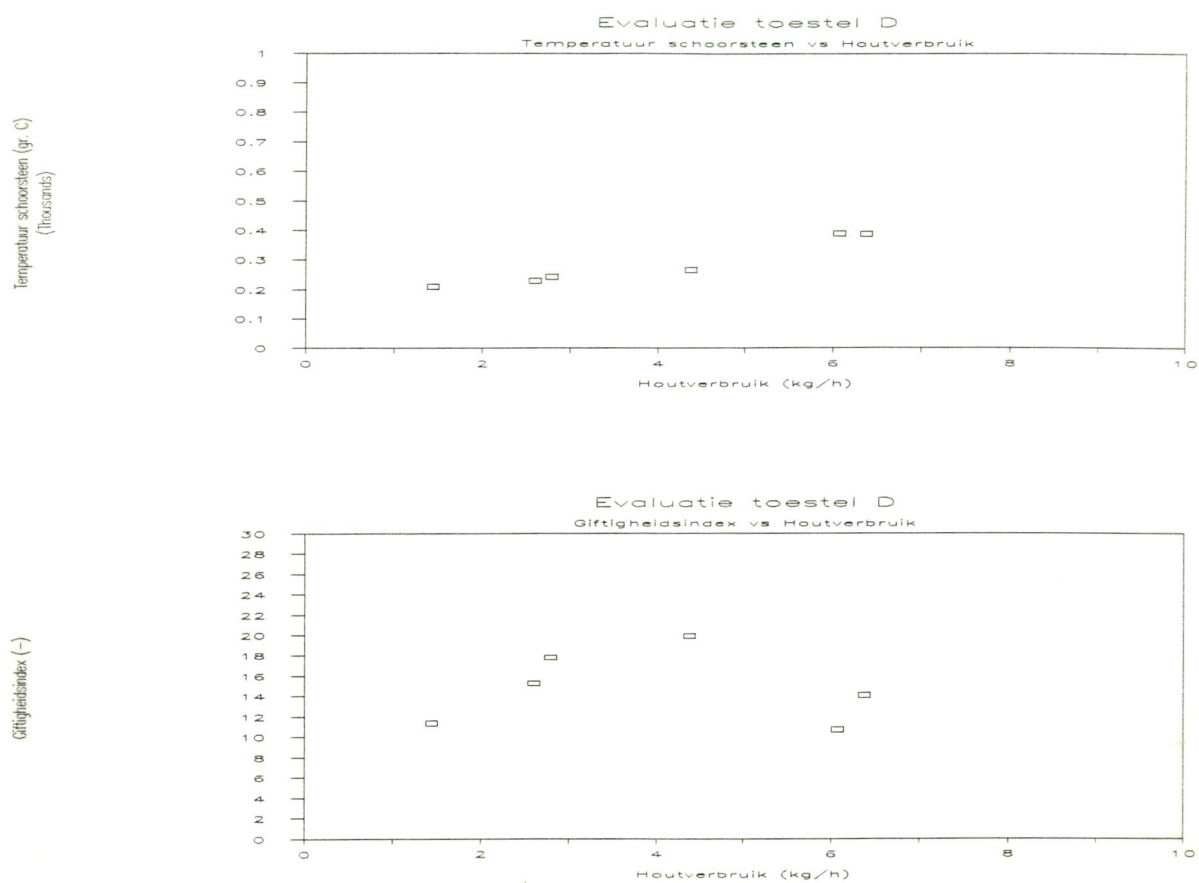


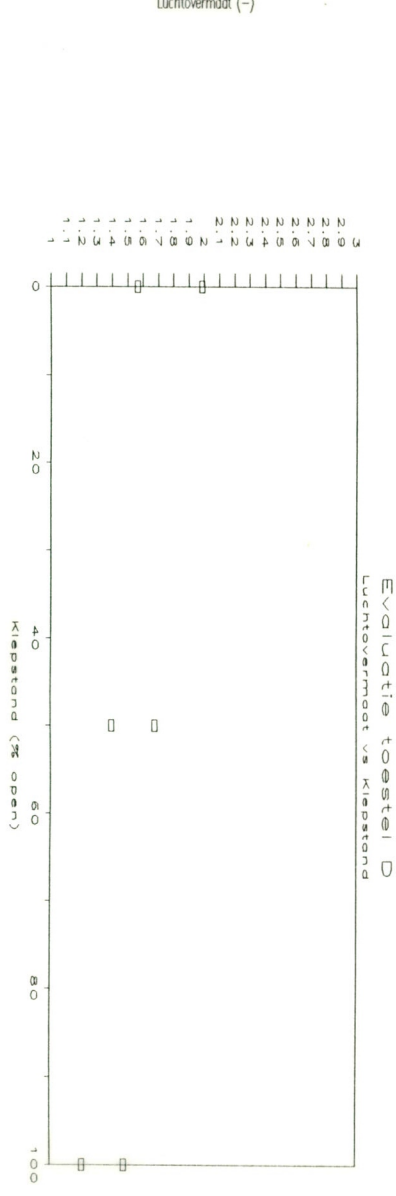
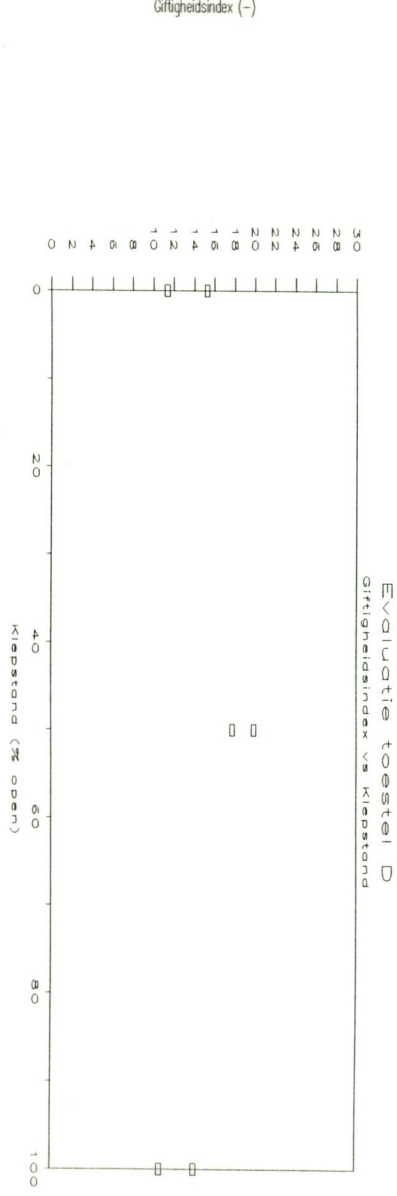
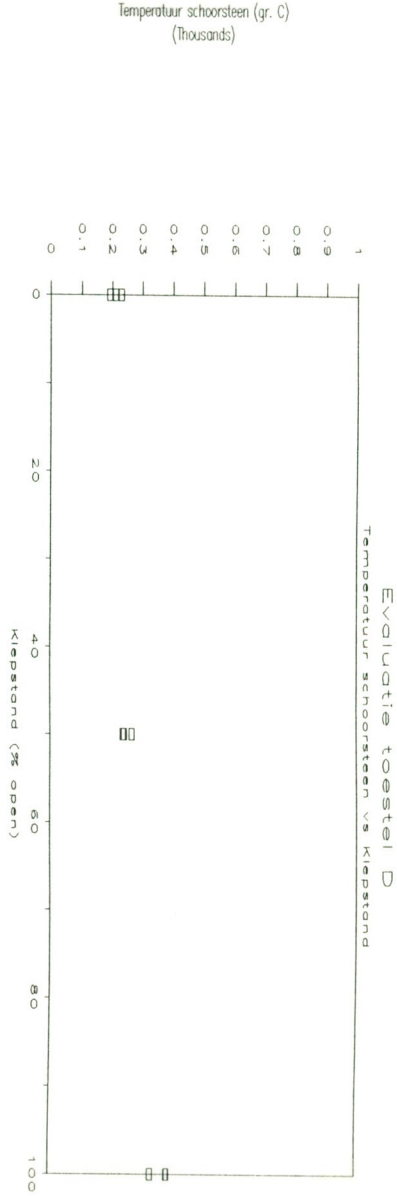
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

5.3 Toestel D

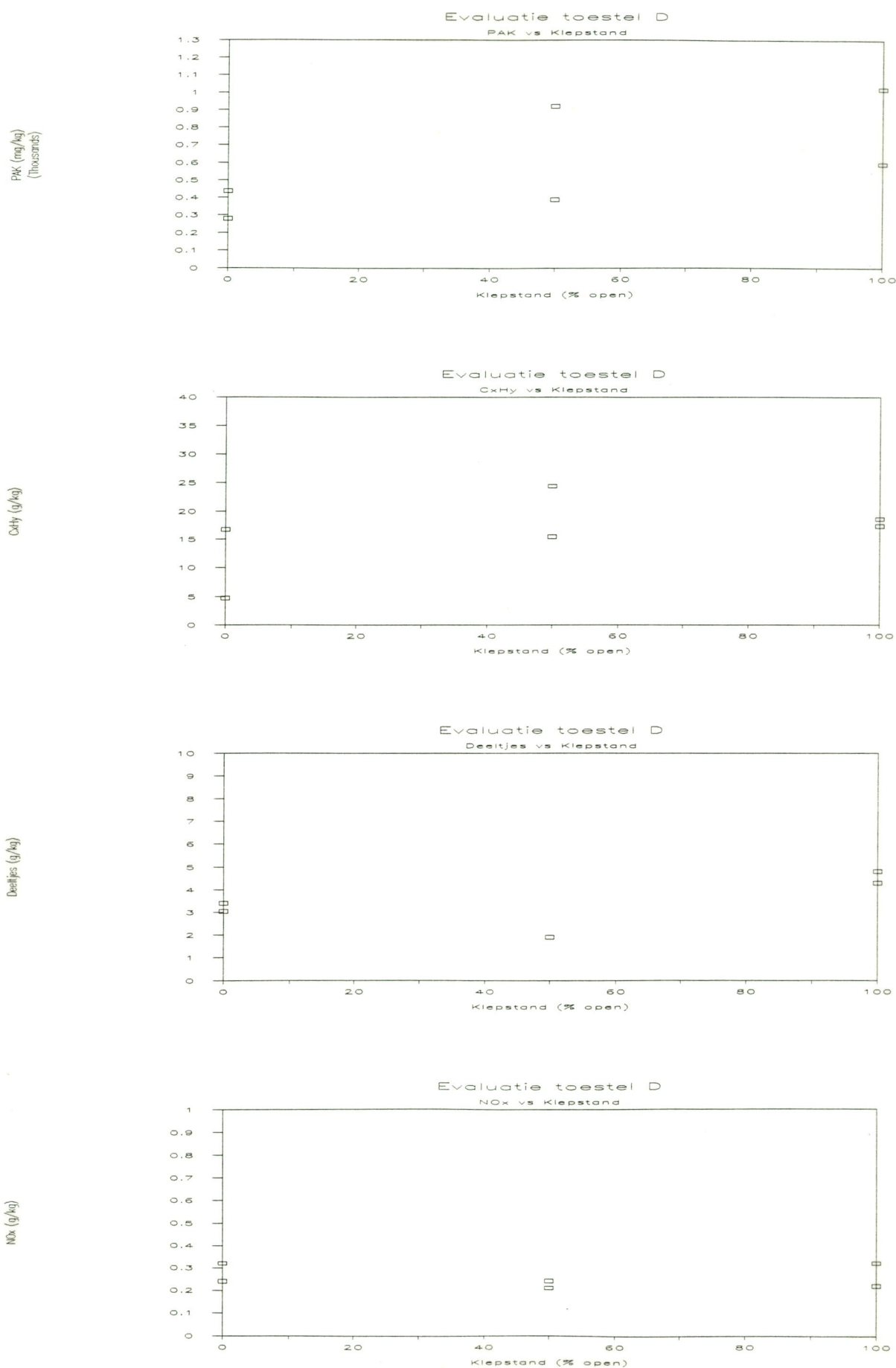
Inhoudsopgave

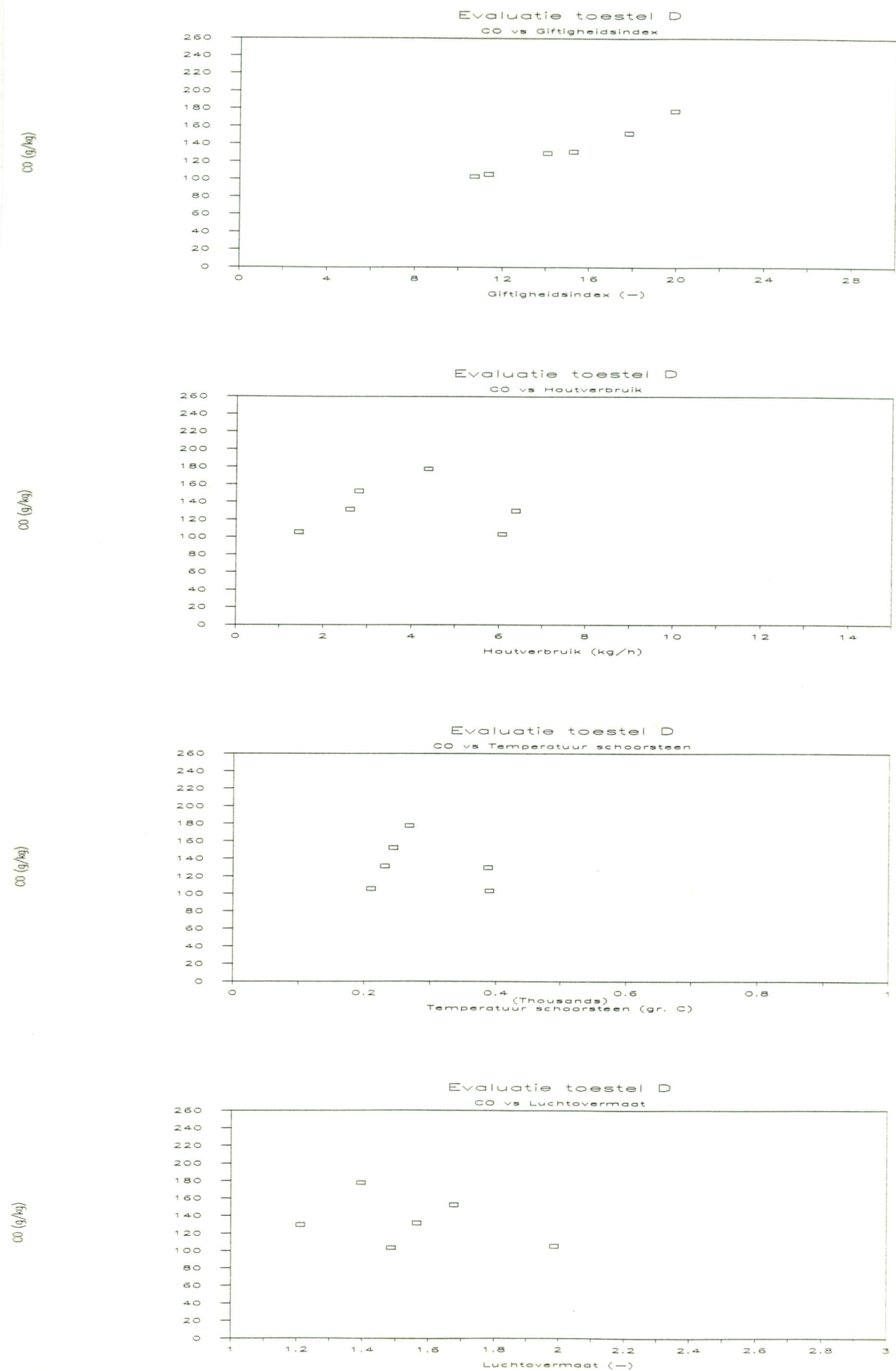
Temperatuur schoorsteen vs. Houtverbruik	29
Giftigheidsindex vs. Houtverbruik	
Temperatuur schoorsteen vs. Klepstand	30
Giftigheidsindex vs. Klepstand	
Luchtovermaat vs. Klepstand	
PAK vs. Klepstand	31
C_xH_y vs. Klepstand	
Deeltjes vs. Klepstand	
NO_x vs. Klepstand	
CO vs. Giftigheidsindex	32
CO vs. Houtverbruik	
CO vs. Temperatuur schoorsteen	
CO vs. Luchtovermaat	
PAK vs. Giftigheidsindex	33
PAK vs. Houtverbruik	
PAK vs. Temperatuur schoorsteen	
PAK vs. Luchtovermaat	
PAK vs. C_xH_y	34
PAK vs. Deeltjes	
C_xH_y vs. Giftigheidsindex	35
C_xH_y vs. Houtverbruik	
C_xH_y vs. Temperatuur schoorsteen	
C_xH_y vs. Luchtovermaat	
NO_x vs. Giftigheidsindex	36
NO_x vs. Houtverbruik	
NO_x vs. Temperatuur schoorsteen	
NO_x vs. Luchtovermaat	
Deeltjes vs. Giftigheidsindex	37
Deeltjes vs. Houtverbruik	
Deeltjes vs. Temperatuur schoorsteen	
Deeltjes vs. Luchtovermaat	
Deeltjes vs. C_xH_y	38

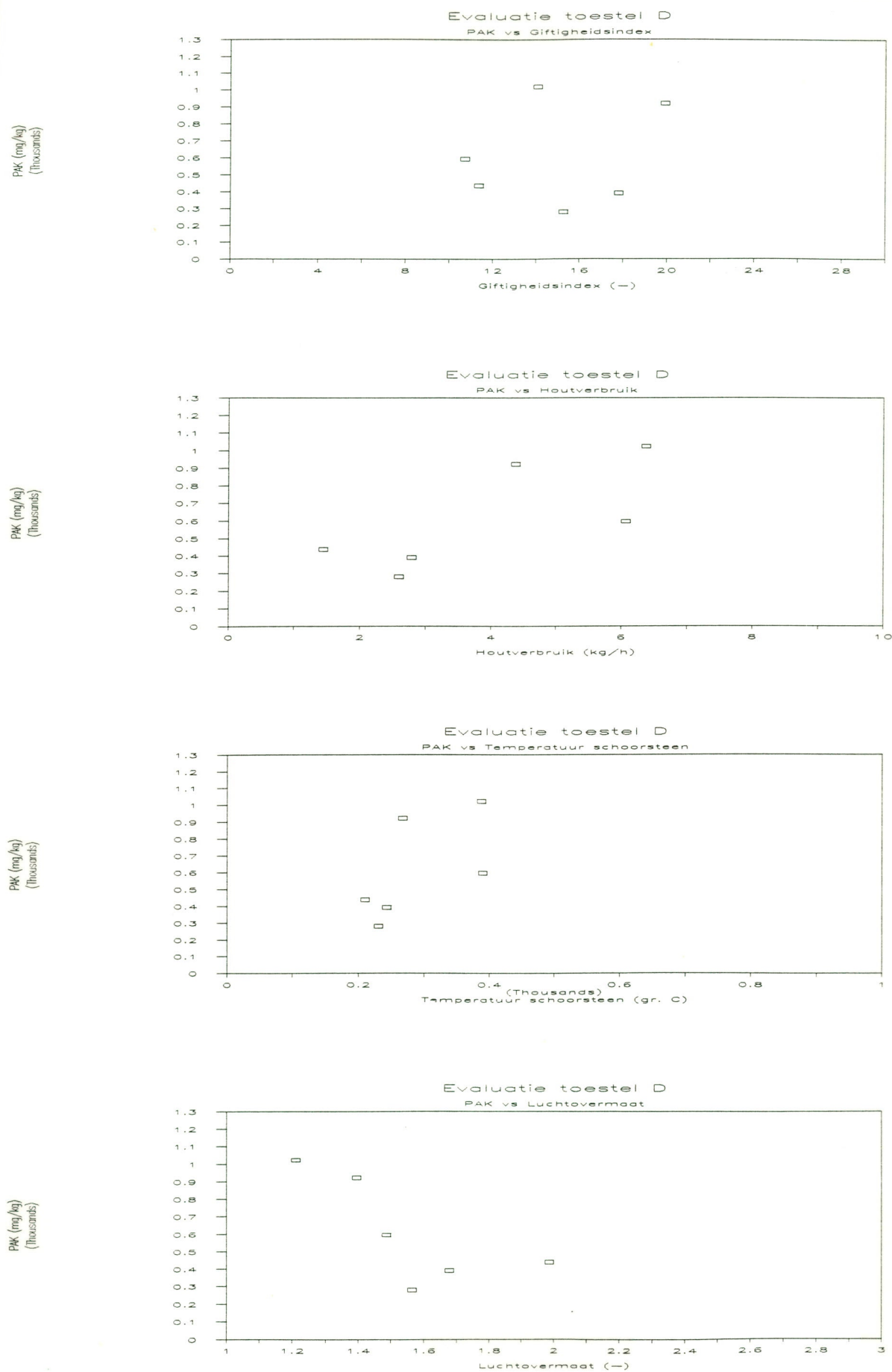
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

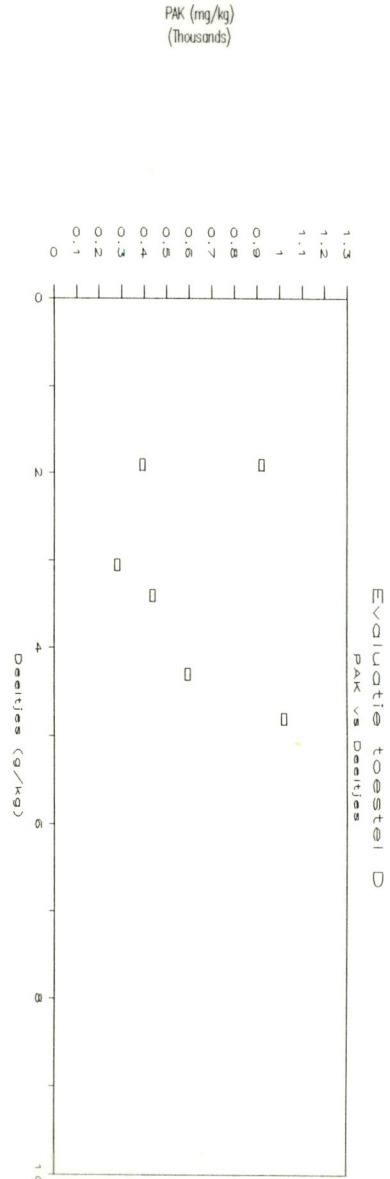
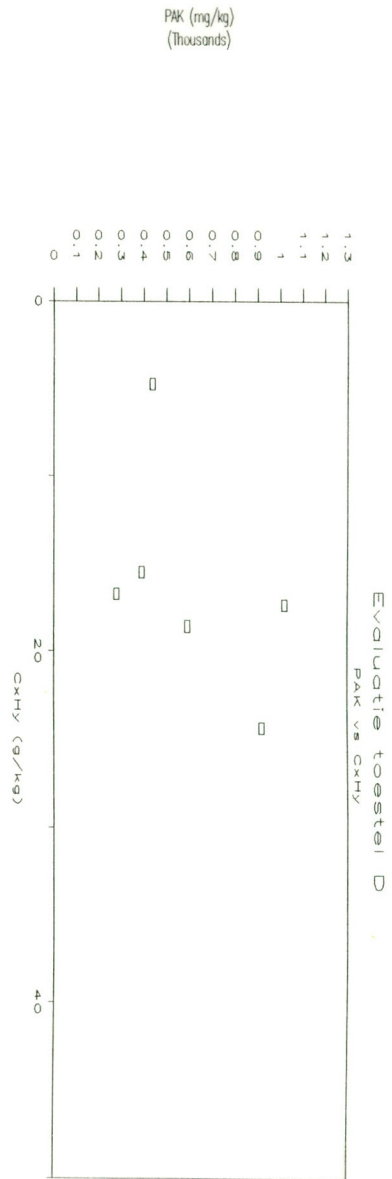


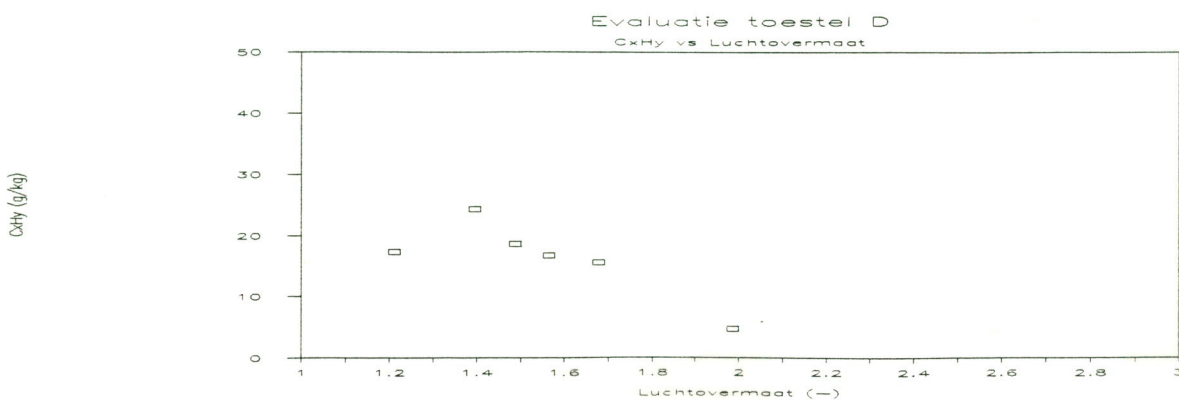
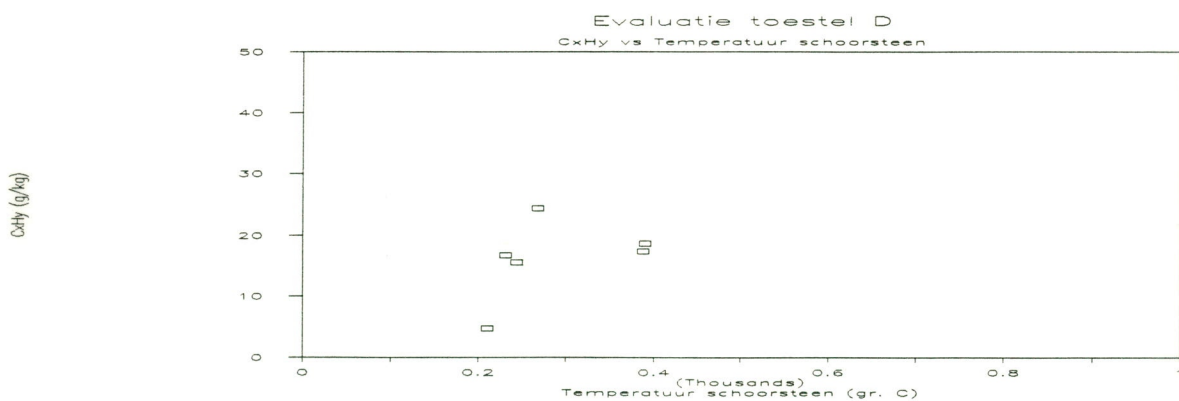
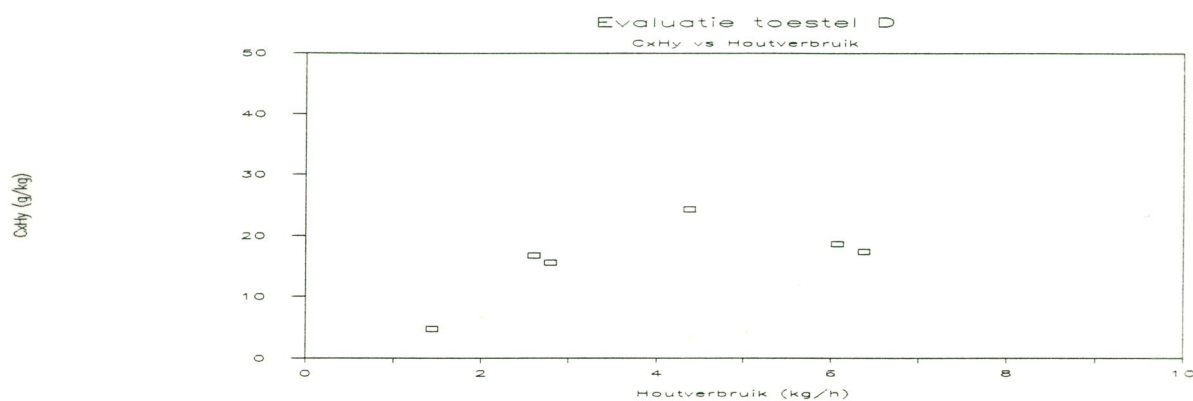
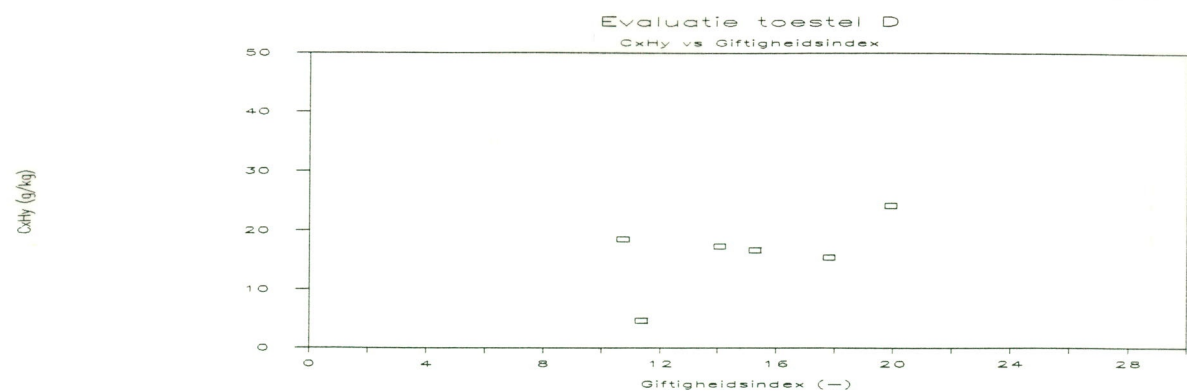
Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik



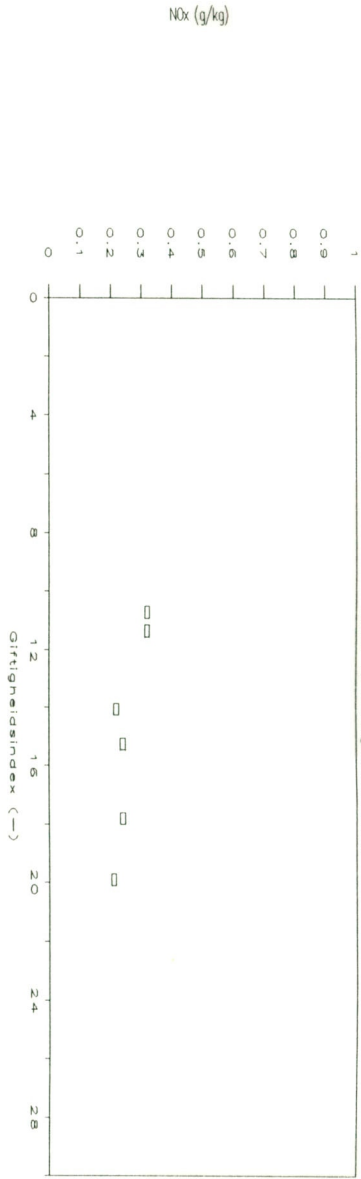


Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik

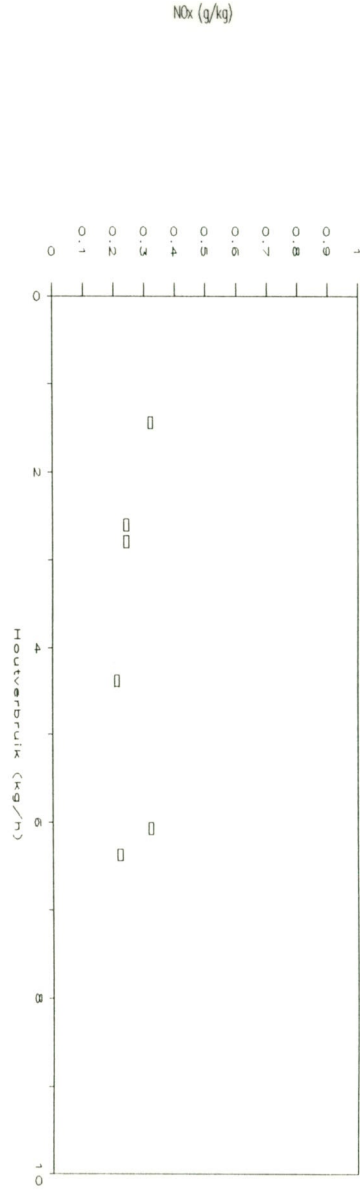


Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstofstoestellen voor huishoudelijk gebruik

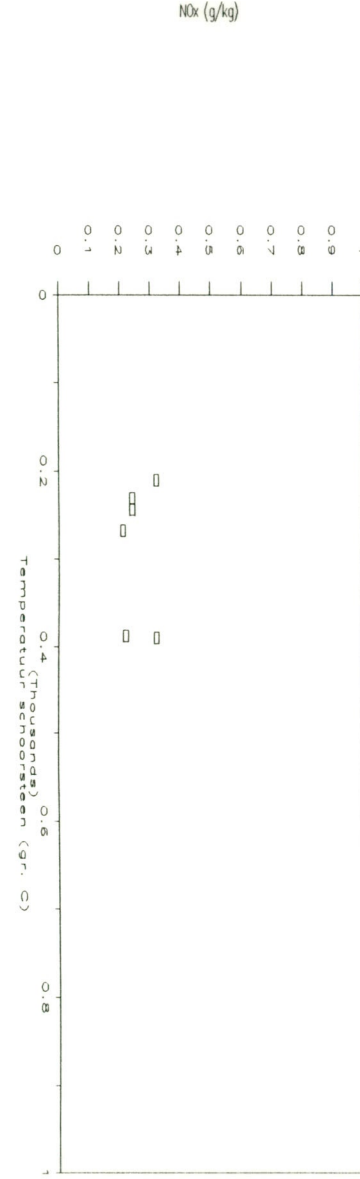
Evaluatie toestel D
NOx vs Giftigheidindex



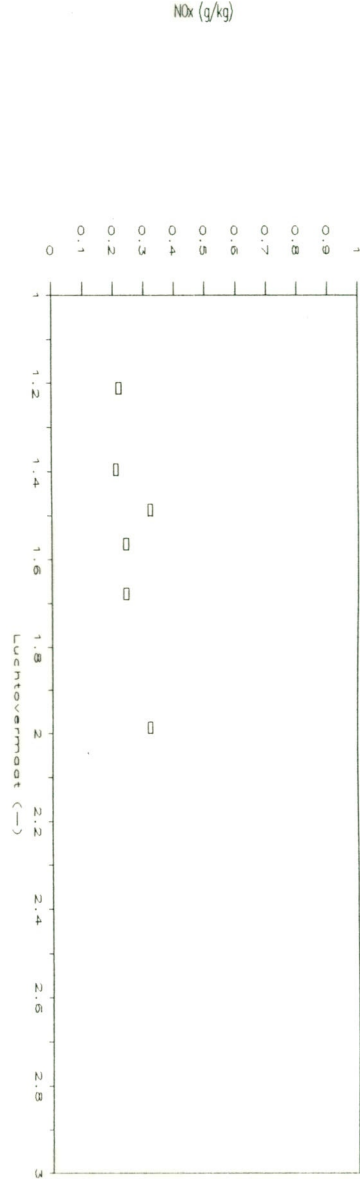
Evaluatie toestel D
NOx vs Houverbriuk



Evaluatie toestel D
NOx vs Temperatuur schoorsteen



Evaluatie toestel D
NOx vs Luchttoevermaat



Onderzoek naar de emissies van vaste-brandstoftoestellen voor huishoudelijk gebruik

