

VERBRANDING VAN FRACTIES HUISHOUELIJK
AFVAL IN EEN WERVELBEDVUURHAARD

door

Ir. A. Kiers



postbus 342
7300 AH apeldoorn

bezoekadres
laan van westenenk 501

telex 36395 tnoap
telefoon 055 - 77 33 44

Ref.nr. : 86-11

Dossiernr.: 8726-13907

Datum : januari 1986

P

Bestemd voor publikatie
in tijdschrift
"Afvalbeheer"

„Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar
gemaakt door middel van druk, foto-
copie, 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 opdracht-
gever en opdrachtnemer verwezen
naar de „Algemene Voorwaarden
voor Onderzoeks- en Ontwikke-
lingsopdrachten aan TNO, 1979”
dan wel de desbetreffende terzake
tussen partijen gesloten overeen-
komst.

INHOUDSOPGAVE

pag.

SAMENVATTING	3
1. INLEIDING	4
2. ONDERZOCHE FRACTIES	6
3. DOSEERTECHNIEKEN	7
4. OPTIMALISATIE PROCESPARAMETERS	8
5. EVENWICHTSRUNS	9
6. ONDERZOEK RESULTATEN	11
7. SLOTOPMERKINGEN	14
8. VERANTWOORDING	15
9. LITERATUUR	16

TABELLEN 1 t/m 6

FIGUREN 1 t/m 5

SAMENVATTING

Bij TNO te Apeldoorn, afdeling Verbrandingstechniek is middels een experimenteel onderzoek het verbrandingsproces in een wervelbedvuurhaard van vijf verschillende fracties huishoudelijk afval geoptimaliseerd. Voor elk van de vijf fracties zijn de milieu- en energieconsequenties bepaald.

Voor het verkrijgen van de fracties is uitgegaan van normaal huishoudelijk afval. Door middel van een aantal bewerkingen zoals malen, scheiden, ziften e.d. werden de fracties verkregen. Het onderzoek is uitgevoerd met een wervelbedvuurhaard met een diameter van 0,5 m. De hoogte van het vrijboord (tevens naverbrandingsruimte) bedraagt circa 4 m.

In de rookgassen zijn naast de gebruikelijke componenten, de concentraties aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's), dioxinen (PCDD), furanen (PCDF) chloorfenolen en de belangrijkste zware metalen bepaald. Voor drie fracties is de temperatuur in de naverbrandingsruimte met behulp van aardgasbranders verhoogd tot 1100 °C en tot 1300 °C. Deze fase in het onderzoek werd uitgevoerd om de invloed van een verhoogde temperatuur op de emissies van de organische micro-componenten na te gaan.

Voor een aantal fracties is de samenstelling van het residu bepaald en is een energiebalans over de installatie opgesteld.

1. INLEIDING

In Nederland wordt per jaar circa 3.000.000 ton huishoudelijk of daarmee vergelijkbare afvalstoffen geproduceerd. Hiervan wordt 35-40% verbrand. Voor het verbranden van deze afvalstoffen kan een aantal verschillende technieken worden toegepast. De huidige verbrandingsinstallaties voor huishoudelijk- en bedrijfsafval zijn allemaal roosterovens waaraan het afval vrijwel zonder voorbewerking wordt toegevoerd. De laatste jaren komt voor de verbranding van afvalstoffen de zogenaamde wervelbedverbranding steeds meer in de belangstelling. Deze voor de verbranding van kolen ontwikkelde techniek biedt een aantal voordelen. Zoals:

- een goede interne menging van de vaste brandstof met de zuurstof;
- de mogelijkheid om door het toedienen van toeslagstoffen schadelijke gasvormige componenten te vinden;
- geen strenge eisen aan de samenstelling (as- en vochtgehalte), de grootte en de vorm van de brandstoffen;
- een homogene relatief lage verbrandingstemperatuur;
- hoge warmteoverdracht naar de vuurhaardwanden of koelpijpen.

Het is daarom van belang te onderzoeken of deze voordelen ook van toepassing zijn voor de verbranding van afvalstoffen. Bij het hier beschreven onderzoek lag de nadruk op de milieu- en energie-aspecten van het verbrandingsproces.

Het onderzoek is uitgevoerd met vijf verschillende fracties huishoudelijk afval. Voor elke fractie is het onderzoek uitgevoerd volgens de onderstaande volgorde:

- keuze doseertechniek;
- optimalisatie procesparameters;
- effect van verhoogde naverbrandingstemperatuur op de emissies van organische-micro-componenten.

De installatie is schematisch weergegeven in fig. 1. De vuurhaard is gefabriceerd van vuurvast beton en heeft een diameter van 0,5 m en een lengte van circa 4 m.

Vlak boven het bed zijn aardgasgestookte branders aangebracht, waarmee de temperatuur in de naverbrandingsruimte verhoogd kan worden tot circa 1300 °C. Verder is de installatie voorzien van een cycloon en doekenfilter voor het afscheiden van vaste deeltjes uit de rookgassen en een luchtverhitter van recuperatie van warmte.

De belangrijkste onderzoekresultaten worden in dit artikel gepresenteerd. Voor een volledig beeld over het onderzoek en de onderzoekresultaten wordt verwezen naar het reeds verschenen eindrapport [1].

2. ONDERZOCHE FRACTIES

Verbranding in een wervelbed vraagt voorbehandeling van de afvalstoffen. Voor dit onderzoek is uitgegaan van voorbehandeld huisvuil en wel van een aantal brandstofrijke fracties zoals huisvuilfracties zoals die uit een scheidingsinstallatie beschikbaar komen.

Door deze fracties verder te bewerken (zoals malen, drogen) waardoor zowel de doseertechniek als het verbrandingsproces wordt beïnvloed, zijn in totaal vijf fracties gekozen, waarmee het onderzoek is uitgevoerd. Deze fracties zijn:

lichte fractie	fijn	max. deeltjesafmeting ca.20 mm
lichte fractie	grof	max. deeltjesafmeting ca.50 mm
lichte fractie	gepelleteerd	diameter 20 mm, lengte 20 tot 60 mm
zware fractie		max. deeltjesafmeting 20 mm
gemengde fractie		54% licht grof en 46% zwaar.

De lichte fractie bestaat voornamelijk uit papier en plastic folie in de gewichtverhouding 3:1. De zware fractie bestaat uit hout, rubber, textiel en hard plastic en karton. De samenstelling van deze fracties is weergegeven in tabel 1.

Opgemerkt moet worden dat vanwege de voorbewerkingen van de fracties het vochtgehalte in vergelijking met onbewerkt huishoudelijk afval laag is. Dit geldt met name voor de gepelleteerde fractie, die voorafgaande aan het pelleteren, moest worden gedroogd.

3. DOSEERTECHNIEKEN

Omdat de fracties huishoudelijk afval geheel anders van samenstelling zijn en andere eigenschappen hebben dan de tot nu toe in een wervelbedvuurhaard onderzochte stoffen, moest voor de onderhavige fracties een geschikt doseersysteem worden ontwikkeld en getest.

Vanwege de grote verschillen in de karakteristieke eigenschappen van de losse en de gepelleteerde fracties moest dit voor elke groep worden uitgevoerd.

Voor het doseren van de losse fracties zijn verschillende systemen tegen elkaar afgewogen. Tenslotte is gekozen voor een perssysteem. Dit systeem is vervolgens voor het doseren van lichte, zware en gemengde fracties verder ontwikkeld en getest. Bij dit systeem perst een plunjer het materiaal, via een opening in de zijkant van de vuurhaard (fig. 2), direct in het bed. Het perssysteem dient zodanig te zijn uitgevoerd dat gaslekage via het perskanaal wordt voorkomen. De weegband is in het systeem geplaatst om het gewicht van het gedoseerde materiaal nauwkeurig vast te stellen. Voor industriële installaties is deze weegband overbodig.

Uit de proeven is gebleken dat de kwaliteit van de verbranding in sterke mate beïnvloed wordt door de constructie van het doseersysteem, en daarmee de gelijkmatigheid van de dosering en de verdeling van het te verbranden materiaal over de beddoorsnede.

In verband hiermee is veel aandacht besteed aan het doseersysteem. Om de verdeling van het te verbranden materiaal over het bed te bevorderen is de persbuis voor de toevoer van het materiaal verlengd tot ca. 0,4 m in de vuurhaard. Deze buis is voorzien van een groot aantal openingen en is aan het uiteinde open. Het doseersysteem voor de gepelleteerde fractie is weergegeven in fig. 3. De pellets vallen via een sluis en een valpijp die boven het bed uitmondt, in het bed. De valpijp is buiten de vuurhaard aangebracht om te voorkomen dat in de valpijp reeds ontgassing van het materiaal plaatsvindt.

4. OPTIMALISATIE PROCESPARAMETERS

Voor de genoemde fracties zijn die procesparameters gevarieerd die in de praktijk van de wervelbedverbranding van belang zijn t.w.:

- hoeveelheid materiaal,
- hoeveelheid verbrandingslucht (luchtovermaat),
- bedtemperatuur,
- bedhoogte.

Het doel hiervan is de maximale capaciteit van de verbrandingsinstallatie vast te stellen bij een overigens goed verlopend verbrandingsproces alsmede de invloed van de procesparameters op het verbrandingsproces. Om het aantal experimenten uit praktische en kostenoverwegingen te beperken is met behulp van een statistische methode (single factor method) het proevenprogramma opgezet.

Voor elke fractie is uit de experimenteel verkregen resultaten een optimale instelling van de procesparameters afgeleid. Hiervoor is gebruik gemaakt van een multi-lineaire-regressie model, waarmee de invloed van één bepaalde procesparameter op het verbrandingsproces bepaald kan worden. Op deze wijze is een regressierelatie bepaald tussen het CO_x - en C_xH_y -gehalte in de rookgassen enerzijds en het debiet, de bedtemperatuur, de luchtovermaat en de bedhoogte anderzijds. Voor de gepelleteerde fractie zijn deze relaties weergegeven in figuur 4.

Uit de verkregen resultaten kunnen vervolgens relaties worden afgeleid waaruit de invloed van een variatie in een procesparameter op het CO_x - en NO_x -gehalte kan worden berekend. Voor de gepelleteerde fractie is dit gedaan voor de procesparameterdebiet en luchtfactor en is weergegeven in figuur 5. Als ondergrens voor de fluidisatiesnelheid is 1 m/s en als bovengrens 3 m/s gekozen.

Rekening houdend met invloeden van technische aard werden voor de beschouwde fracties de in tabel 2 vermelde optimale instelling gevonden.

5. EVENWICHTSRUNS

Bij de optimale instelling van procesparameters zijn de zogenaamde evenwichtsruns uitgevoerd. Hierbij werd gedurende circa 50 uren de installatie ononderbroken bedreven zodat een thermisch- en een stof-evenwicht werd bereikt. Tijdens het laatste deel van de evenwichtsruns werden uitgebreide metingen en monsternames verricht. Nadat het meet- en monstername programma was afgerond werd aansluitend de temperatuur in de naverbrandingsruimte stapsgewijs verhoogd tot eerst 1100 °C en daarna tot 1300 °C. Bij beide instellingen werden metingen en monsternames verricht.

De uitgevoerde metingen hebben betrekking op de proces-, milieu- en energie-aspecten van het verbranden van de fracties.

Gezien de aandacht aan de milieuaspecten tijdens het onderzoek zal op dit laatste worden ingegaan.

Milieuaspecten

Bij de verbranding van huishoudelijk afval ontstaan de "gewone" verbrandingsemissies zoals CO, CO₂, H₂O en NO_x. Daarnaast worden componenten met de rookgassen of met het residu afgevoerd die gerelateerd zijn aan de samenstelling van de te verbranden fractie. In tabel 1 is te zien dat het afval chloor, zwavel, fluor en zware metalen bevat. Met de rookgassen worden dan ook HCl, HF, SO₂ en zware metalen zoals lood, cadmium en kwik geëmitteerd. In lagere concentraties werden vele organische micro-componenten geëmitteerd.

Hiervan zijn toxisch gezien de belangrijkste, de polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) en de organochloorverbindingen zoals de polychloordibenzo-para-dioxinen (PCDD) en de polychloordibenzofuranen (PCDF). De bekendste vertegenwoordiger van de PCDD's is het zeer toxische 2,3,7,8 TCDD. PAK's worden gevormd bij het verbranden van organisch materiaal. Indien het organisch materiaal ook chloor bevat kunnen in principe PCDD's en PCDF's worden gevormd. De voornaamste bronnen voor PCDD en PCDF-vorming zijn respectievelijk de technische chloorfenolen en de PCB's. Vorming uit PVC lijkt gezien de vele benodigde reactiestappen minder waarschijnlijk.

De aanwezigheid in de fracties van chloorfenolen (pentachloorfenol, een houtverduurzaamiddel) en PCB's blijkt uit tabel 1.

De in de fracties aanwezige zware metalen zullen gedeeltelijk met de rookgassen worden geëmitteerd en gedeeltelijk met het verbrandingsresidu (cycloon- en doekenfilteras) worden afgevoerd.

De reeds genoemde verhoging van de naverbrandingstemperatuur heeft tot doel de invloed hiervan op de emissies van PAK's, PCDD's en PCDF's na te gaan.

6. ONDERZOEK RESULTATEN

Rookgasemissies

De monsternamen voor het bepalen van de samenstelling van de rookgassen en de rookgasemissies heeft plaatsgevonden in de schoorsteen (zie fig. 1).

Een overzicht van gevonden rookgasemissies is weergegeven in tabel 3. Tevens zijn aan deze tabel de gemiddelde emissiewaarden van de Nederlandse verbrandingsinstallaties voor huishoudelijk afval [2] en de emissiegrenswaarden uit de richtlijn "afvalverbrandingsinrichtingen voor huishoudelijke afvalstoffen" [3] toegevoegd. Deze richtlijn geldt voor nieuw te bouwen of ingrijpend te wijzigen inrichtingen.

De in deze tabel onder fase 2 vermelde metingen hebben plaatsgevonden bij de uit de parameterstudie gevonden procescondities. De verschillen tussen de in tabel 2 en tabel 3 onder fase 2 genoemde waarden zijn een gevolg van het in thermisch evenwicht komen van de installatie. Tengevolge hiervan moest in sommige gevallen één of meerdere procesparameters worden bijgesteld.

Bij de in tabel 3 vermelde fase 3 is de temperatuur in de naverbrandingsruimte verhoogd. Voor de gemengde en zware fractie is de temperatuur verhoogd naar 1100 °C en voor de gepelleteerde fractie eerst naar 1100 °C en vervolgens naar 1300 °C. Het blijkt dat de gepelleteerde fractie verbrandingstechnisch gezien, de beste resultaten te zien geeft (laag CO-gehalte). Het hogere CO-gehalte bij de andere fracties is hoofdzakelijk een gevolg van onregelmatigheden in het verbrandingsproces hetgeen mede een gevolg is van de discontinue dosering van het materiaal. Het materiaal dat in het bed komt, wordt namelijk nagenoeg momentaan op de bedtemperatuur gebracht en ontgast dientengevolge eveneens nagenoeg momentaan. Door deze snelle ontgassing ontstaat CO-vorming hetgeen met een bepaalde periodiciteit hoge CO-concentratie in de rookgassen tot gevolg heeft. Wanneer de temperatuur in de naverbrandingsruimte wordt verhoogd, verbrandt een deel van het gevormde CO zodat de concentratie lager wordt. Een deel van het effect moet echter worden toegeschreven aan de verkregen turbulentie in de naverbrandingsruimte die ontstaat door het in werking zijn van de naverbranders (hoge impulsbranders). Het doseren van de

gepelleteerde fractie gebeurt veel continuër, terwijl het ontgassen van het materiaal vanwege het veel kleiner specifiek oppervlak van de pellets veel trager verloopt dan bij de losse fracties.

In tabel 3 is te zien dat een hogere HCl-emissie optreedt dan bij de verbranding van huishoudelijk afval (700 mg/m^3 ind bij $11\% \text{ O}_2$). Dit is een gevolg van het scheiden van het materiaal waardoor het procentuele aandeel van de kunststoffen (PVC) in de fracties hoger is dan in het onbehandeld huishoudelijk afval.

Om te voldoen aan de in de richtlijn verbrandingsinrichtingen genoemde emissiegrenswaarde, dient een rookgasreinigingssysteem met een voor HCl hoog reinigingsrendement te worden aangebracht. De emissies van cadmium en kwik zijn lager dan de gemiddelde emissies van de Nederlandse Afvalverbrandingsinstallaties. Dit houdt mogelijk verband met het gegeven dat het in het huisvuil aanwezige bijzondere afval bestaande uit batterijen, thermometers e.d. gedeeltelijk tijdens het scheidingsproces uit het afval is verdwenen.

Opvallend is dat een hogere naverbrandingstemperatuur geen positieve invloed heeft op de emissies van PCDD's en PCDF's. Een verklaring van dit verschijnsel is op grond van de resultaten niet te geven en vereist een nadere studie.

Residu

In de cycloonas die wordt afgevangen bij een temperatuur van circa 800°C zijn alleen de zware metalen geanalyseerd omdat is aangenomen dat bij de heersende rookgastemperaturen de organische micro-componenten in gasvorm aanwezig zijn en niet of nauwelijks aan de vaste stof zijn gebonden.

In de doekenfilteras die is afgevangen bij een rookgastemperatuur van circa 200°C zijn naast de zware metalen ook voor drie experimenten namelijk de lichte fractie grof, de gepelleteerde fractie en de zware fractie de organische micro-componenten bepaald. De samenstelling van de cycloonas is weergegeven in tabel 4 en van de doekenfilteras in tabel 5. Uit beide tabellen blijkt duidelijk dat er in de doekenfilteras een verrijking van zware metalen optreedt ten opzichte van

het cycloonas. Dit is toe te schrijven aan het grotere specifieke oppervlak van de doekenfilteras en de lagere temperatuur van het doekenfilter.

Gelet op het processenbesluit Wet Chemische Afvalstoffen wordt de cycloonas niet als chemische afvalstof aangemerkt. De doekenfilteras moet echter wel als een chemisch afvalstof worden beschouwd.

Het blijkt dat de concentratie aan organische micro-componenten in de doekenfilteras van de lichte fractie grof aanzienlijk hoger is dan de concentratie in de doekenfilteras van de gepelleteerde fractie en de zware fractie. Wat hiervan de reden is, is op grond van de verkregen resultaten niet te zeggen.

Energie

Voor de gepelleteerde lichte fractie (fase 2) is voor een industriële installatie een energiebalans weergegeven in tabel 6.

De balans is opgesteld ten opzichte van een temperatuurniveau van 0 °C en bij toepassing van optimale warmterugwinning (rookgas temperatuur van 200 °C).

In de energiebalans is ook de energieconsumptie van de hulpapparatuur zoals blower en rookgasventilator meegenomen. De met de brandstof aan de vuurhaard toegevoerde energie bedraagt circa 280 kW. Het blijkt dat 72% van de energieinhoud van de fractie nuttig kan worden gebruikt. Dit is ongeveer 15.000 MJ per ton materiaal.

Voor de gemengde fractie wordt ruim 69% van de energie nuttig gebruikt. Dit is ongeveer 13.000 MJ per ton materiaal. Voor de gepelleteerde fractie is de thermische input per eenheid van bedoppervlak circa 1700 kW/m² en voor de gemengde fractie circa 1215 kW/m².

Bij de interpretatie van deze getallen moet er rekening mee worden gehouden dat het vochtgehalte van het materiaal een belangrijke invloed uitoefent op de hoeveelheid winbare energie. De energie voor het voorbereiden en het drogen van het materiaal is niet in rekening gebracht bij de opzet van bovenstaande tabel.

Voor industriële installaties is de bij deze installatie toegepaste luchtverhitter als warmterecuperator niet noodzakelijk, men kan ook achter de oven een ketelgedeelte plaatsen. Ook kan de bedkoeling worden vervangen door wandkoeling.

7. SLOTOPMERKINGEN

Uit het onderzoek is gebleken dat met name voor de losse fracties zeer veel zorg aan de dosering- en de verdeling van het afval over de beddoorsnede moet worden besteed.

Binnen de onderzochte grenzen heeft de bedtemperatuur nauwelijks invloed op de kwaliteit van het verbrandingsproces. De luchtvermaat en de bedhoogte hebben daarentegen een sterke invloed op de kwaliteit van het verbrandingsproces. Het verhogen van de temperatuur in de naverbrandingsruimte blijkt in de hier toegepaste configuratie geen positief effect te hebben op de rookgasemissies van de organische-micro-componenten.

Bij de ingestelde bedtemperaturen en de heersende temperatuur in de naverbrandingsruimte (fase 2) vindt geen sintering van bedmateriaal of vliegafval plaats.

Om te voldoen aan de richtlijn verbranden moet voor wat betreft het HCl-gehalte in de rookgassen een rookgasreinigingsinstallatie met een hoog rendement worden toegepast.

Wanneer een aantal maatregelen wordt genomen waardoor de kwaliteit van het verbrandingsproces voor de gemalen fracties beter wordt en door het toepassen van een rookgasreinigingsproces kan worden voldaan aan de in de richtlijn "verbranden" genoemde grenswaarden is de wervelbedverbranding van gemalen en gepelleteerde fracties huishoudelijk afval een aantrekkelijke techniek.

8. VERANTWOORDING

Het onderzoek is mogelijk geworden door financiële ondersteuning van:

- Commissie van de Europese Gemeenschappen (EEG)
- Projectbeheerbureau Energieonderzoek (PEO)
- Esdex V.O.F., te Amsterdam
- Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening
en Milieubeheer. Directoraat-Generaal voor de Milieu-
hygiëne (VROM)
- Ministerie van Economische Zaken
Directoraat-Generaal voor de industrie (EZ)
- Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk
Onderzoek (TNO)

8. LITERATUUR

- [1] Ir. A. Kiers e.a.;
Verbranding van fracties huishoudelijk afval in een wervelbedvuur-
haard.
Rapport MT-TNO april 1985, ref.nr. 85-069.

- [2] VROM;
Luchtverontreiniging door afvalverbranding.
Publikatiereeks lucht nr. 38 (1984)

- [3] VROM;
Richtlijn afvalverbrandingsinrichtingen voor huishoudelijke afval-
stoffen e.a. (febr. 1985).

TABEL 1 Samenstelling van de fracties.

			licht			zwaar	gemengd
			fijn	grof	pellets		
	C	%	41,6	45,2	47,1	49,6	52,7
	H	%	5,4	5,8	6,8	5,2	6,0
	N	%	0,9	1,3	0,6	1,6	1,4
	O	%	24,5	25,6	32,2	19,4	21,3
	S	%	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3
	H _b	kJ/kg	19900	20600	21200	18900	20900
	vluchtig	%	-	-	65	70,9	72,3
	vocht	%	26,7	21,1	3,8	13,3	11,4
	as	%	24,7	25,1	12,8	16,0	14,9
Totaal Cl		%	1,0	0,8	1,2	0,8	0,8
EOCl		mg/kg	25	20	43	45	25
PCB's		µg/kg	497	270	435	925	666
HCB		µg/kg	20	24	8	5	15
Chloorfenolen		µg/kg	1341	806	4662	1990	1494
Pentachloorfenol		µg/kg	1236	732	4115	1856	1354
Metalen	Cu	mg/kg	178	80	162	786	1569
	As	"	2	2	< 1	1	< 1
	Cd	"	4	2	6	3	4
	Pb	"	210	153	176	196	184
	Sb	"	4	4	4	13	5
	Hg	"	3	3	1	< 2	< 2

Behalve het vochtgehalte zijn alle in deze tabel vermelde gegevens betrokken op watervrij materiaal.

TABEL 2 Conditie evenwichtsrunen.

grootheid	eenheid	Lichte fractie			Zware	Gemengde
		fijn	grof	pellets	fractie	fractie
debiet	kg/h	51	42	50	38	41
bedtemperatuur	°C	798	802	826	824	806
naverbrandingstemperatuur	°C	928	960	999	917	877
luchtovermaat	%	95	89	63	100	163
bedhoogte (statisch)	cm	21	20	33	25	21

TABEL 3 Overzichtstabel rookgasconcentraties (omgerekend naar 11% O₂ in de rookgassen)

		lichte fractie					gemengde fractie		zware fractie		huidige emissie rooster- ovens ref. 2	richtlijn nieuwe installaties ref. 3
		fijn	grof	gepelleteerd								
		fase 2	fase 2	fase 2	fase 3		fase 2	fase 3	fase 2	fase 3		
component	eenheid				1100 °C	1300 °C		1100 °C		1100 °C		
CO	mg/m³ ind.	106	548	36	64	80	1357	124	723	37	330	-
NO _x	mg/m³ ind.	336	331	344	298	294	397	304	489	363	220	-
SO ₂	mg/m³ ind.	109	170	28	76	30	119	135	191	826	330	-
C _x H _y	mg/m³ ind.	4	35	3	4	1	216	6	99	7	250	-
PAK's	mg/m³ ind.	31,3	41,6	0,1	0,3	0,4	1,3	1,6	27,0	1,3	0,005	-
B(a)P	µg/m³ ind.	28,2	7,5	1,0	0,9	0,8	<0,1	2,5	6,0	8,6		
PCDD's	µg/m³ ind.	1,3	1,1	0,09	0,07	0,5	0,7	0,5	0,8	3,9	1.5	
2378-TCDD	ng/m³ ind.	1,3	2,3	<1,0	<0,4	<1,2	<1,8	0,8	0,7	<2,1		
PCDF's	µg/m³ ind.	5,0	5,0	0,7	0,4	2,4	6,1	2,3	5,9	16,7	1,3	-
Chloorfenolen	µg/m³ ind.	16	112	15	14	28	7	24	148	83		
HCB	µg/m³ ind.	2,6	20,2	1,5	0,8	2,5	7,7	1,8	7,7	3,3		
Cl ⁻	mg/m³ ind.	1604	899	1313	-	-	900	965	748	1340	700	50
F ⁻	mg/m³ ind.	13	7	5	-	-	3	7	2	7	7	3
As	µg/m³ ind.	138	55	4	1	6	16	24	15	26		
Cd	µg/m³ ind.	21	14	13	13	20	5	8	14	14	300	100
Cu	µg/m³ ind.	204	139	280	270	290	246	292	283	257		
Pb	µg/m³ ind.	557	367	267	350	417	125	159	145	151		
Sb	µg/m³ ind.	23	18	313	153	137	4	4	4	3		
Hg	µg/m³ ind.	570	191	217	167	109	120	41	146	128	300	100

ind. = in normale omstandigheden droog.

TABEL 4 Hoeveelheid en samenstelling van de cycloonas.

component	eenheid	lichte fractie		zware fractie
		grof	gepelleteerd	
		fase 2	fase 2	fase 2
Cu	µg/g	298	660	3570
As	µg/g	54	3	3,0
Cd	µg/g	4	9	9,9
Pb	µg/g	219	350	290
Sb	µg/g	2	51	14
Hg	µg/g	0,1	0,7	<0,6

* de hoeveelheid cycloonas is opgegeven als g per kg afval.

TABEL 5 Hoeveelheid en samenstelling van de doekenfilteras.

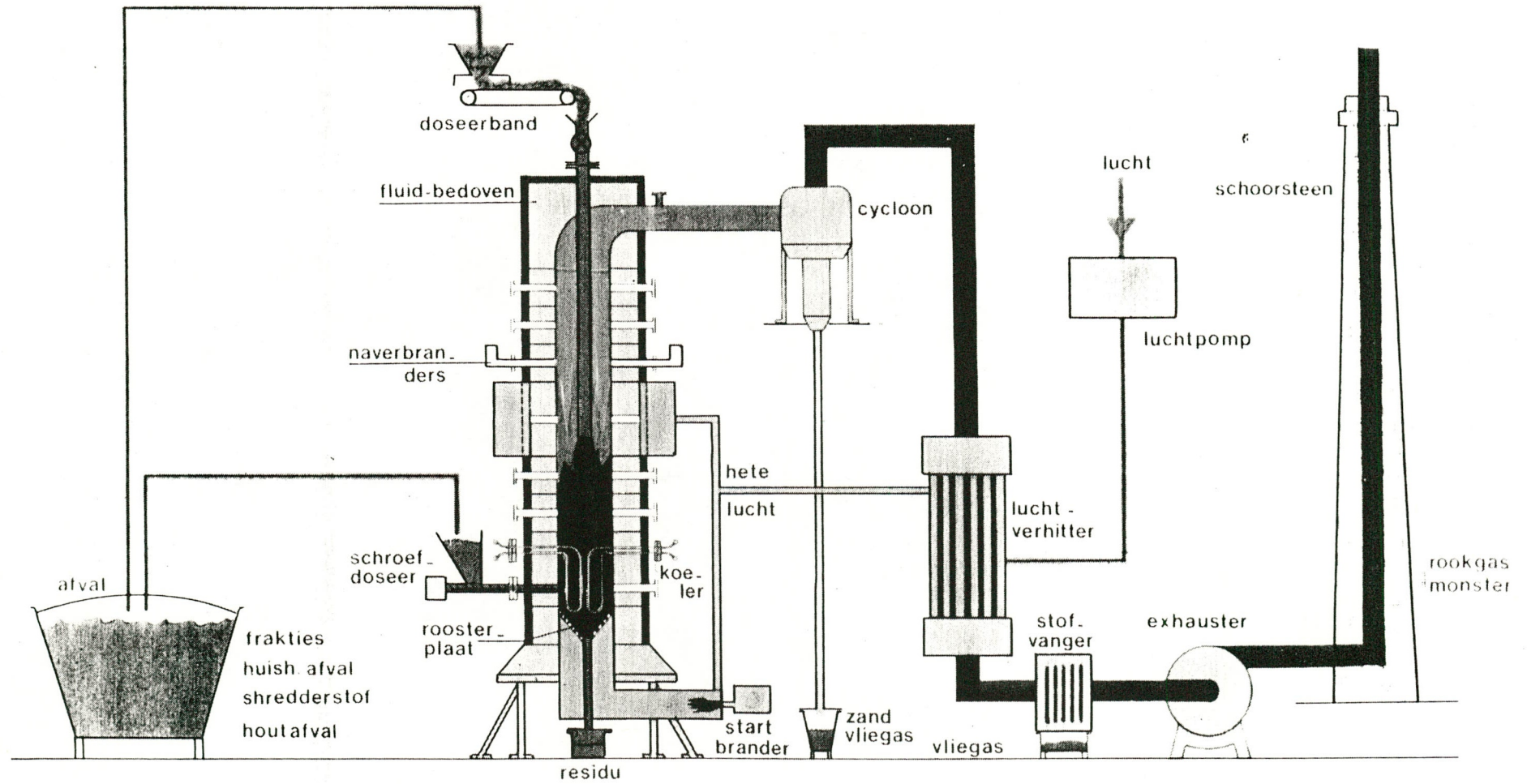
component	eenheid	lichte fractie		zware fractie
		grof	gepelleteerd	
		fase 2	fase 2	fase 2
Cu	µg/g	7400	7150	6143
As	µg/g	22	10	12
Cd	µg/g	210	378	156
Pb	µg/g	7550	7650	2843
Sb	µg/g	75	148	41
Hg	µg/g	9	3	2,8
PCDD	µg/g	3,9	0,08	0,13
2378-TCDD	µg/g	$<0,5 \cdot 10^{-3}$	$<0,3 \cdot 10^{-3}$	$<0,4 \cdot 10^{-3}$
PCDF	µg/g	11,5	0,25	0,45
chloorfenolen	µg/g	2,21	0,57	0,38
pentachloorfenol	µg/g	0,91	0,22	0,13
hexchloorbenzeen	µg/g	0,16	0,07	0,04
PAK's	µg/g	26,1	0,65	3,6
C-PAK	µg/g	11,4	0,28	1,2
B(a)P	µg/g	$240 \cdot 10^{-3}$	$7 \cdot 10^{-3}$	$7,0 \cdot 10^{-3}$

* de hoeveelheid doekenfilteras is opgegeven als g per kg afval.

TABEL 6 Procentuele energiebalans voor de verbranding van de gepelle-
teerde fractie in een industriële wervelbedverbrandingsinstal-
latie bij toepassing van optimale warmteterugwinning.

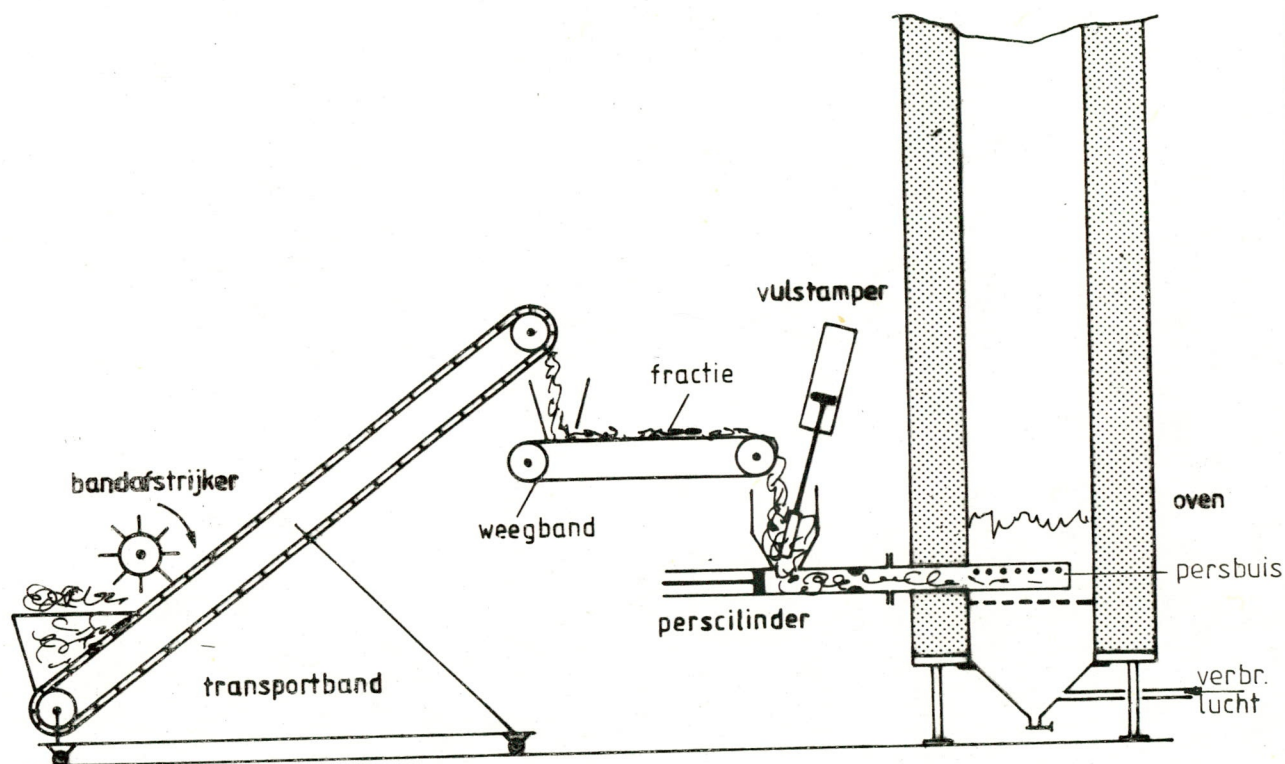
in		uit	
	%		%
fractie	81	bedkoeling	47
		warmteverliezen installatie	5
primaire lucht (400 °C)	16	warmte-afgifte luchtverhitter	16
elektrische energie		schoorsteenverlies (200 °C)	15
(blower, ventilator)	3	warmteverliezen warmteterug- winning	6
		energie uit rookgassen	11
toevoer energie	100	afvoer energie	100

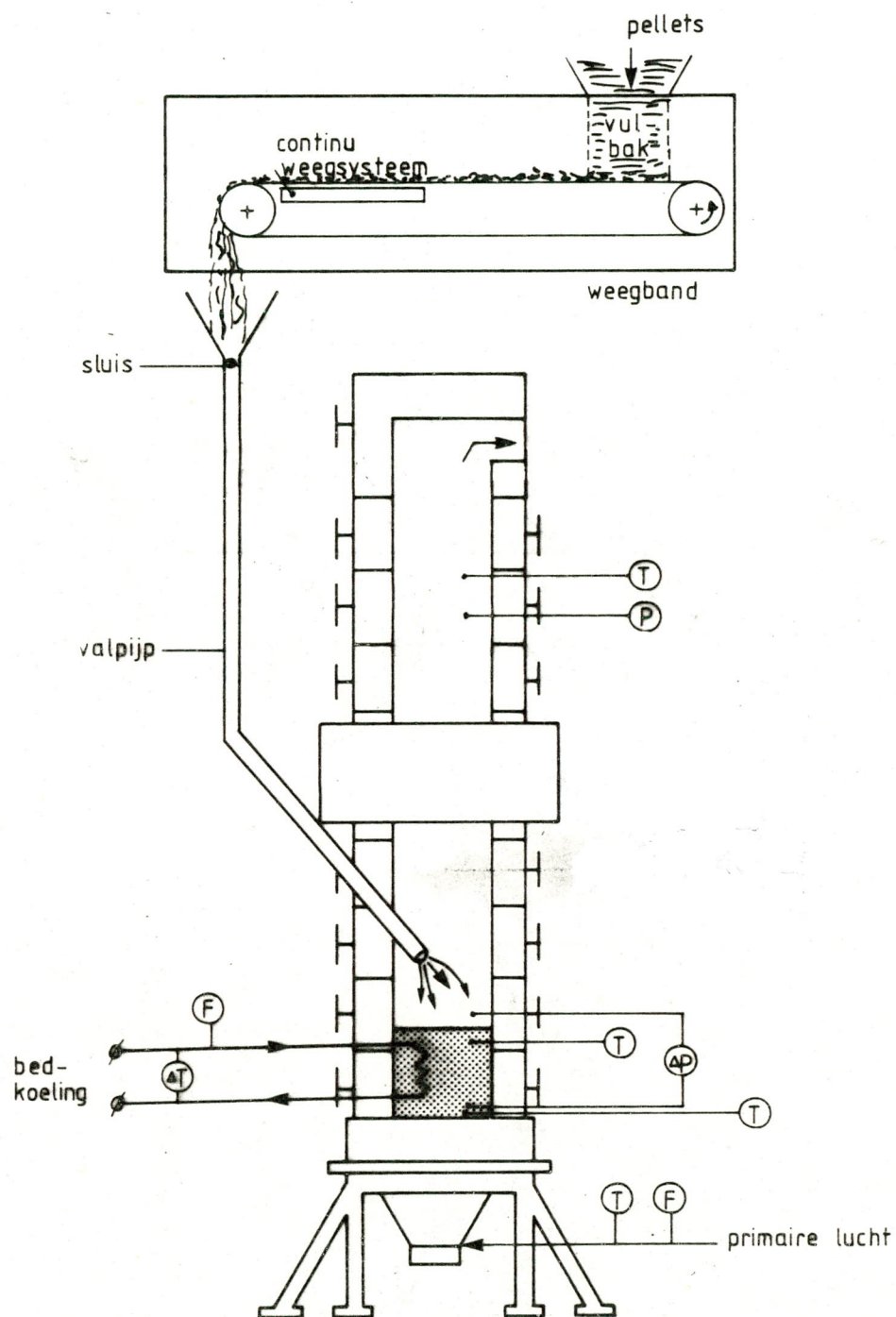
afvalverbranding in een fluid-bed oven



Afvalverbranding in een fluid -bed oven

MT-TNO
13907
Fig. 1

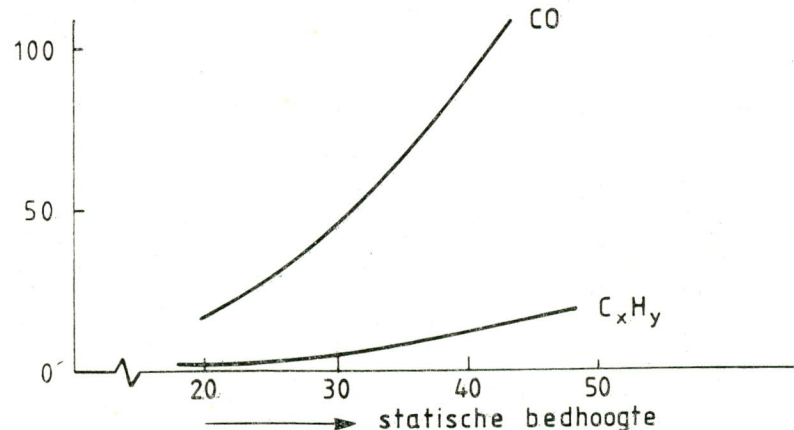
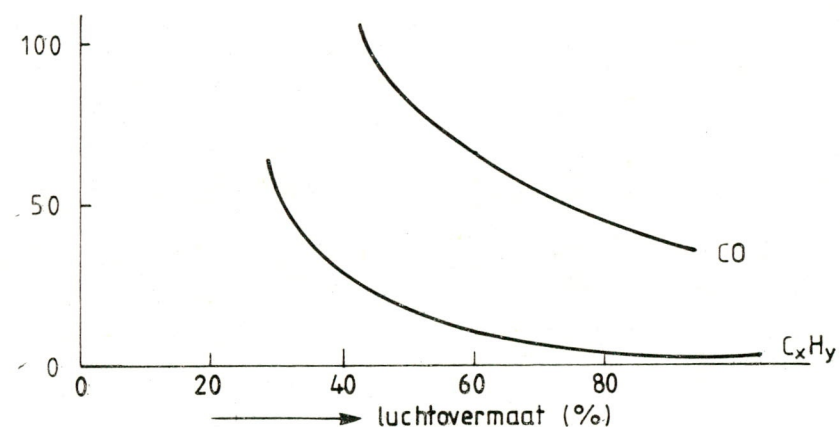
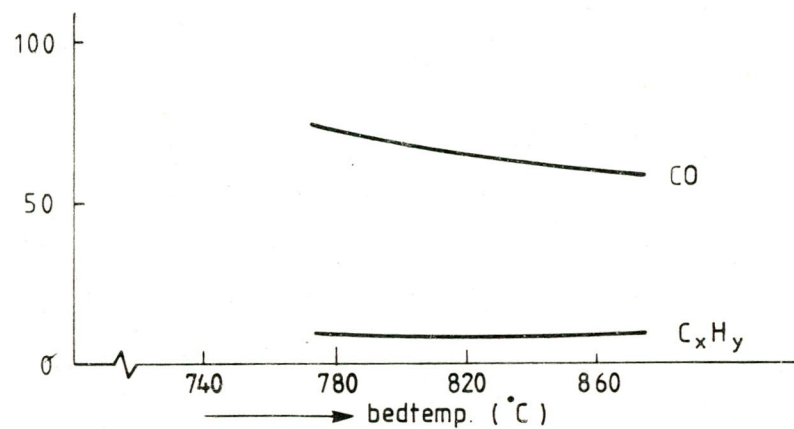
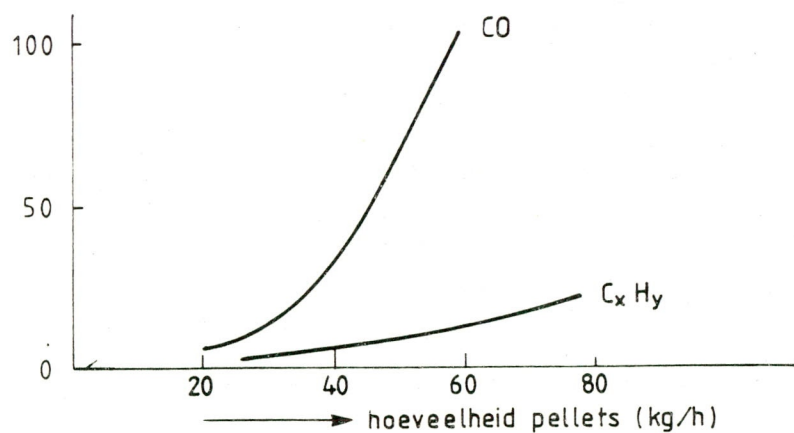




Schema doseersysteem gepelleteerde fractie

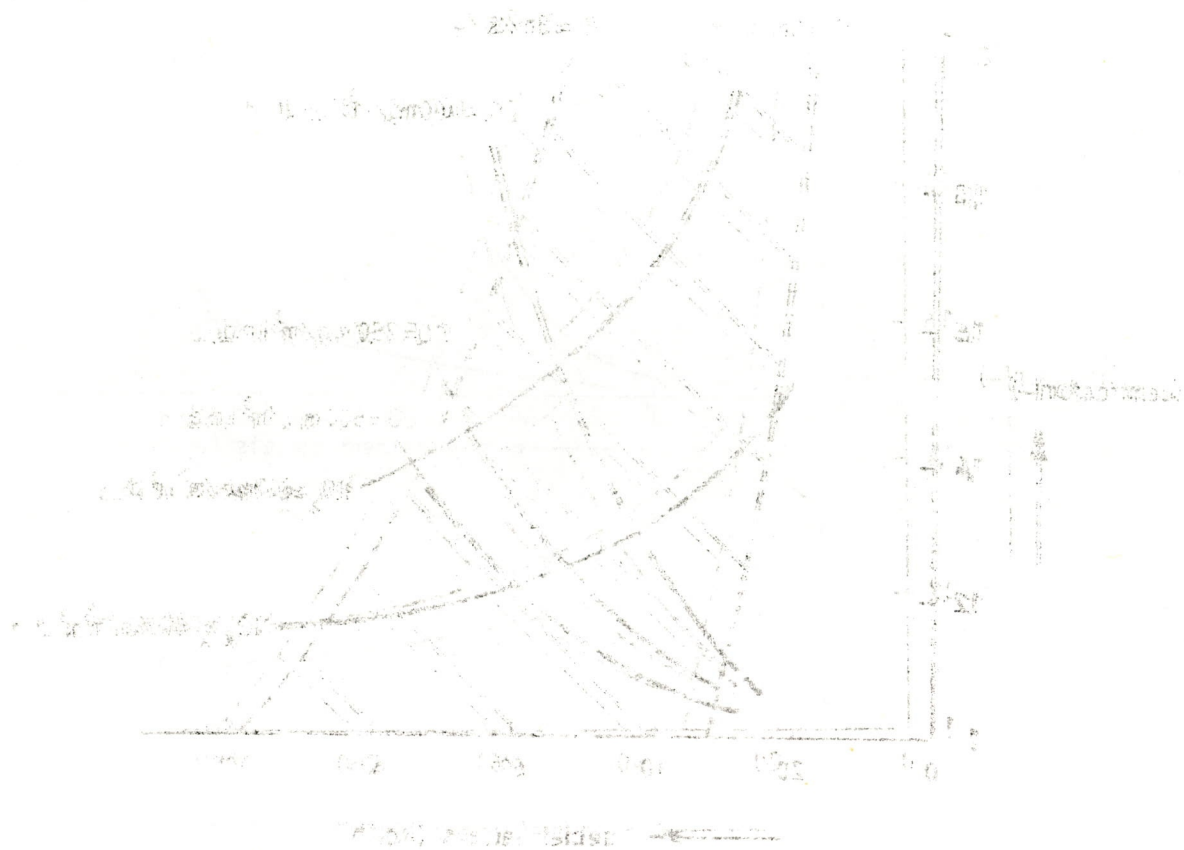
MT_TNO
13937
Fig. 3

stoich.
rookgasconcentratie
(mg/m³ i.n.d.)

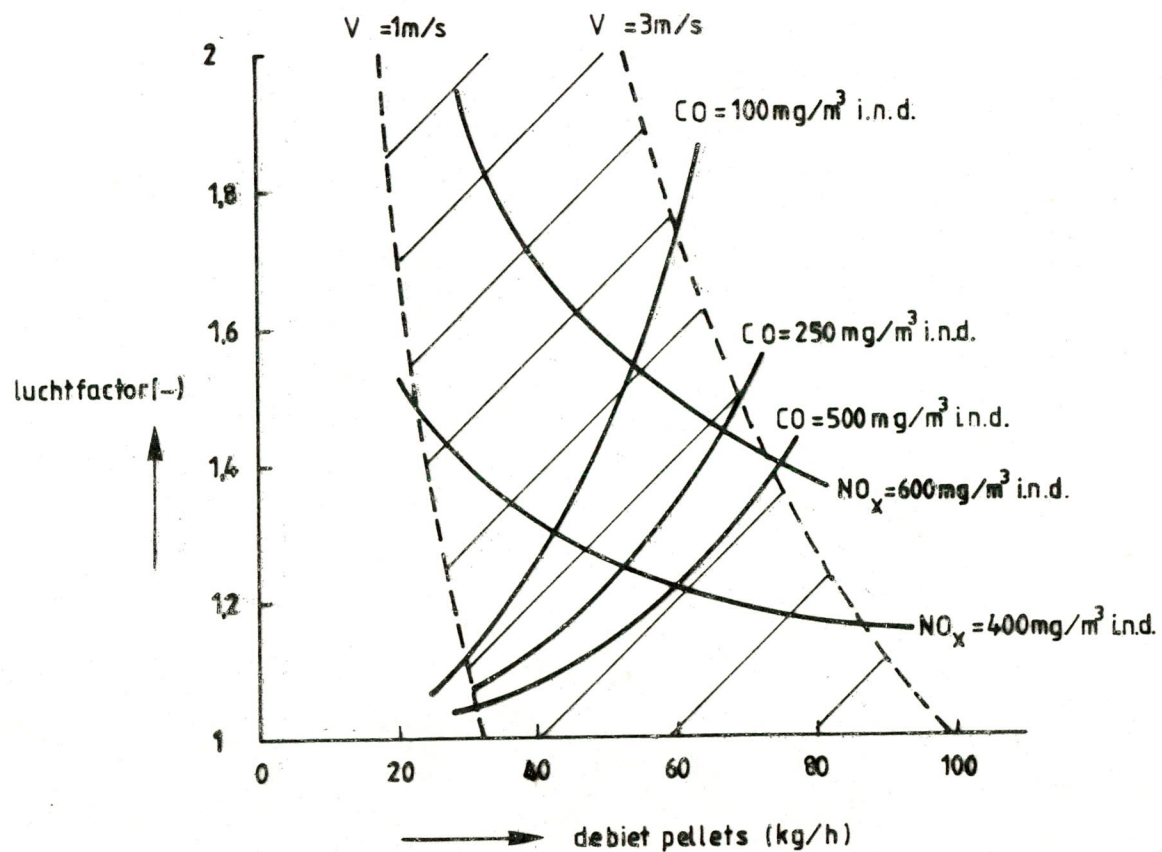


Invloed van de hoeveelheid pellets, de bedtemperatuur,
de luchtovermaat en de statische bedhoogte op
rookgasconcentraties

MT.TNO
13907
Fig.4

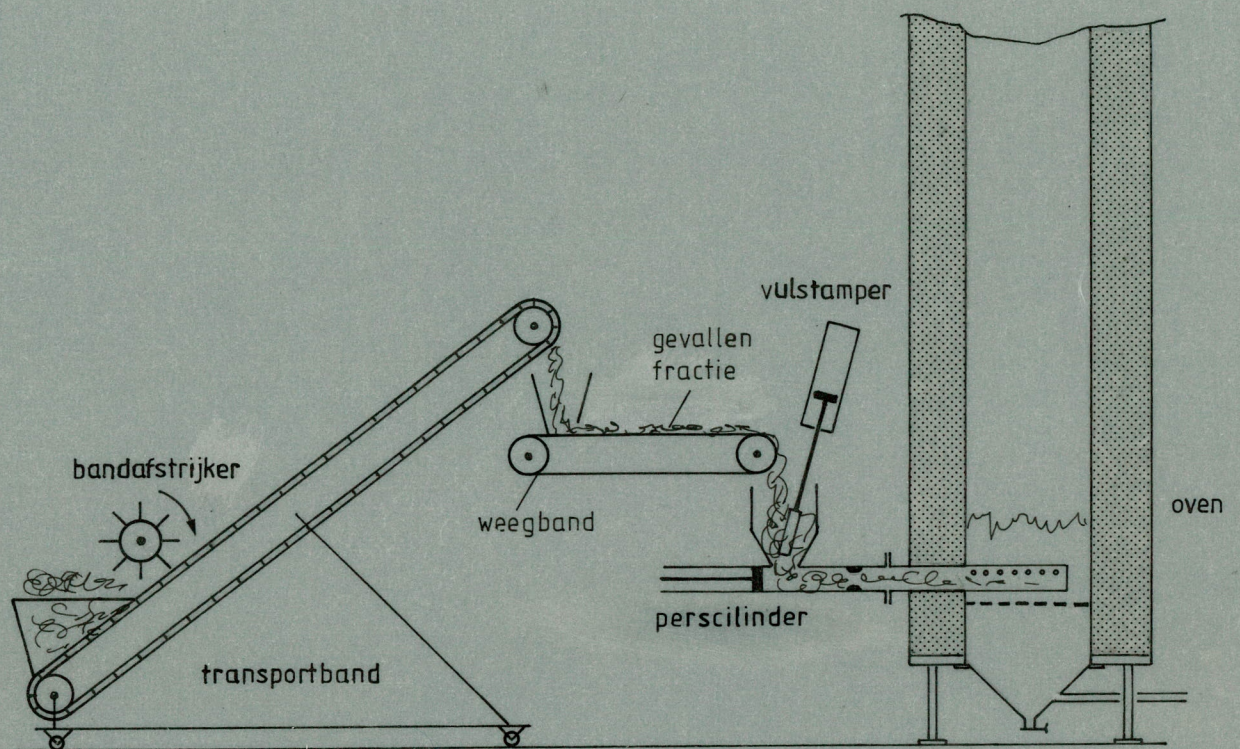


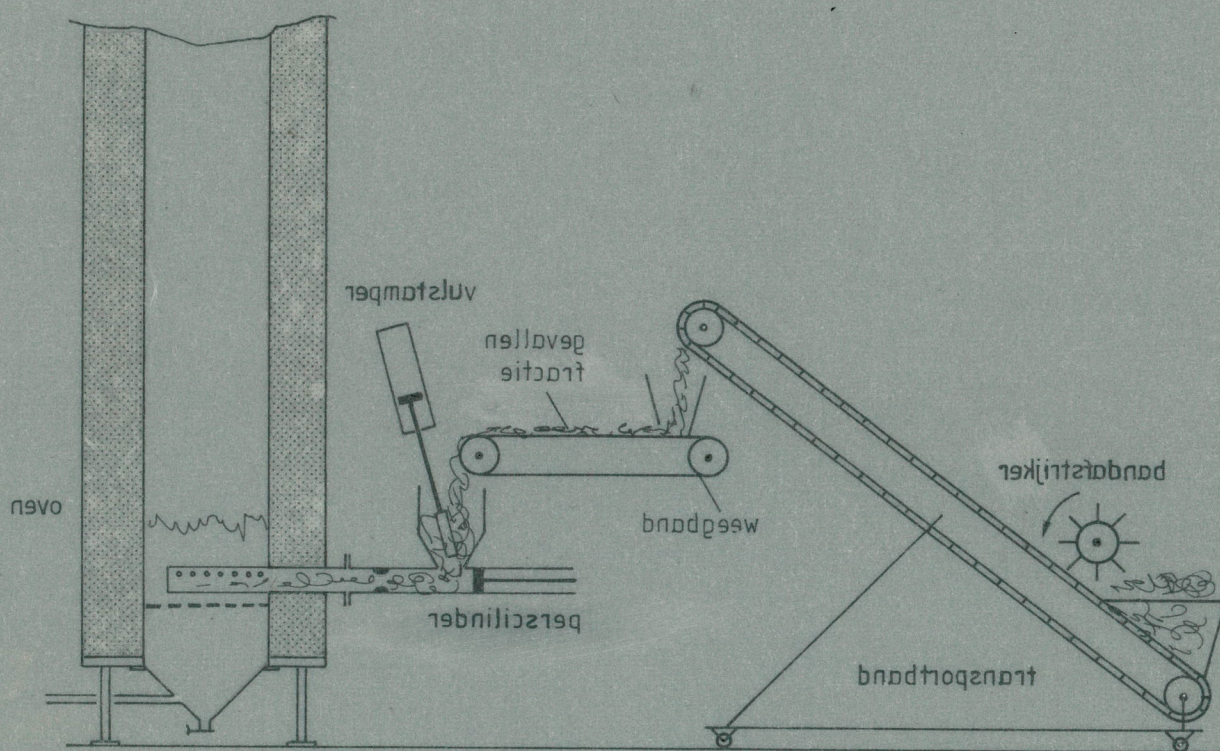
For the locus of the point, the locus of the line, the locus of the plane, the locus of the sphere, the locus of the cylinder, the locus of the cone, the locus of the hyperboloid, the locus of the paraboloid, the locus of the ellipsoid, the locus of the hyperboloid of two sheets, the locus of the hyperboloid of one sheet, the locus of the paraboloid of revolution, the locus of the ellipsoid of revolution, the locus of the hyperboloid of revolution, the locus of the cone of revolution, the locus of the cylinder of revolution, the locus of the sphere of revolution.



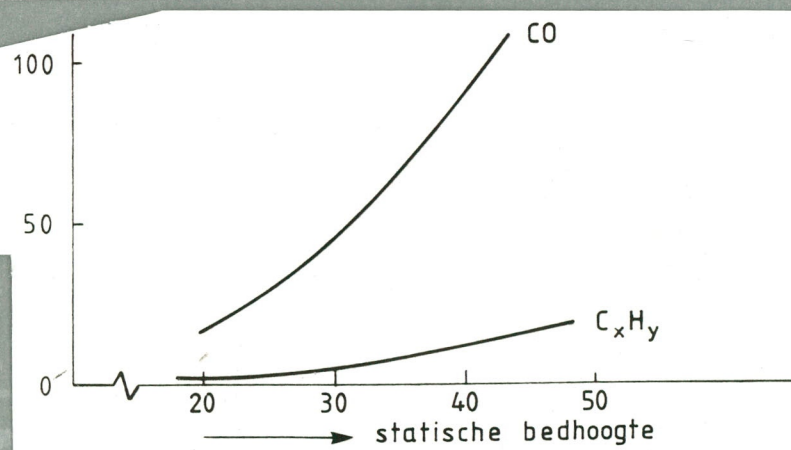
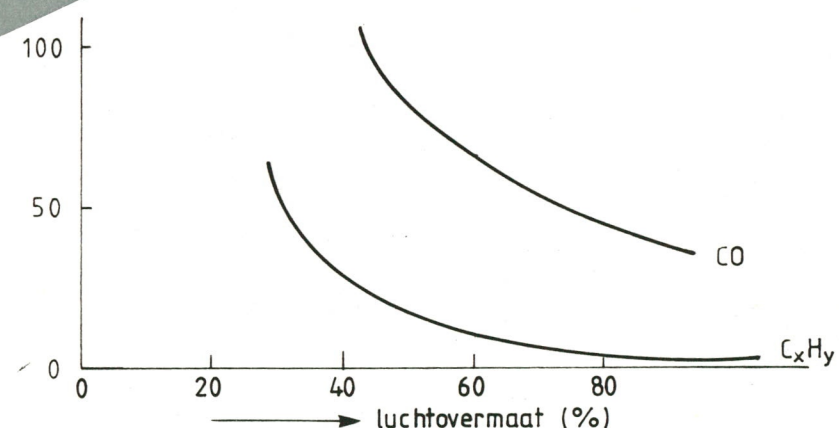
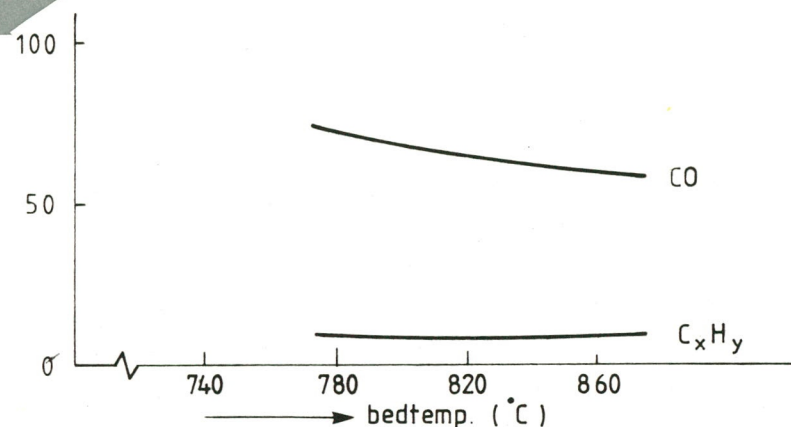
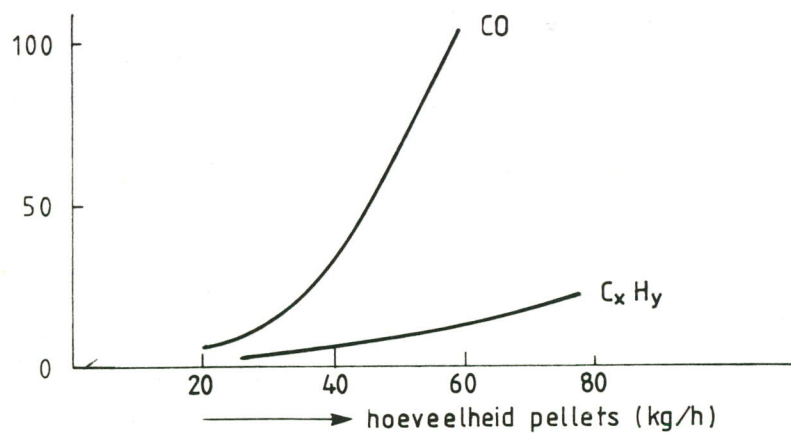
Relatie van debiet met luchtfactor voor een vaste CO - NO_x concentratie bij verschillende fluïdisatiesnelheden

MT-TNO
13907
Fig. 5





stoich.
rookgasconcentratie
(mg/m³ i.n.d.)



Invloed van de hoeveelheid pellets, de bedtemperatuur, de luchtvermaat en de statische bedhoogte op rookgasconcentraties

MT.TNO
50081
Fig.9

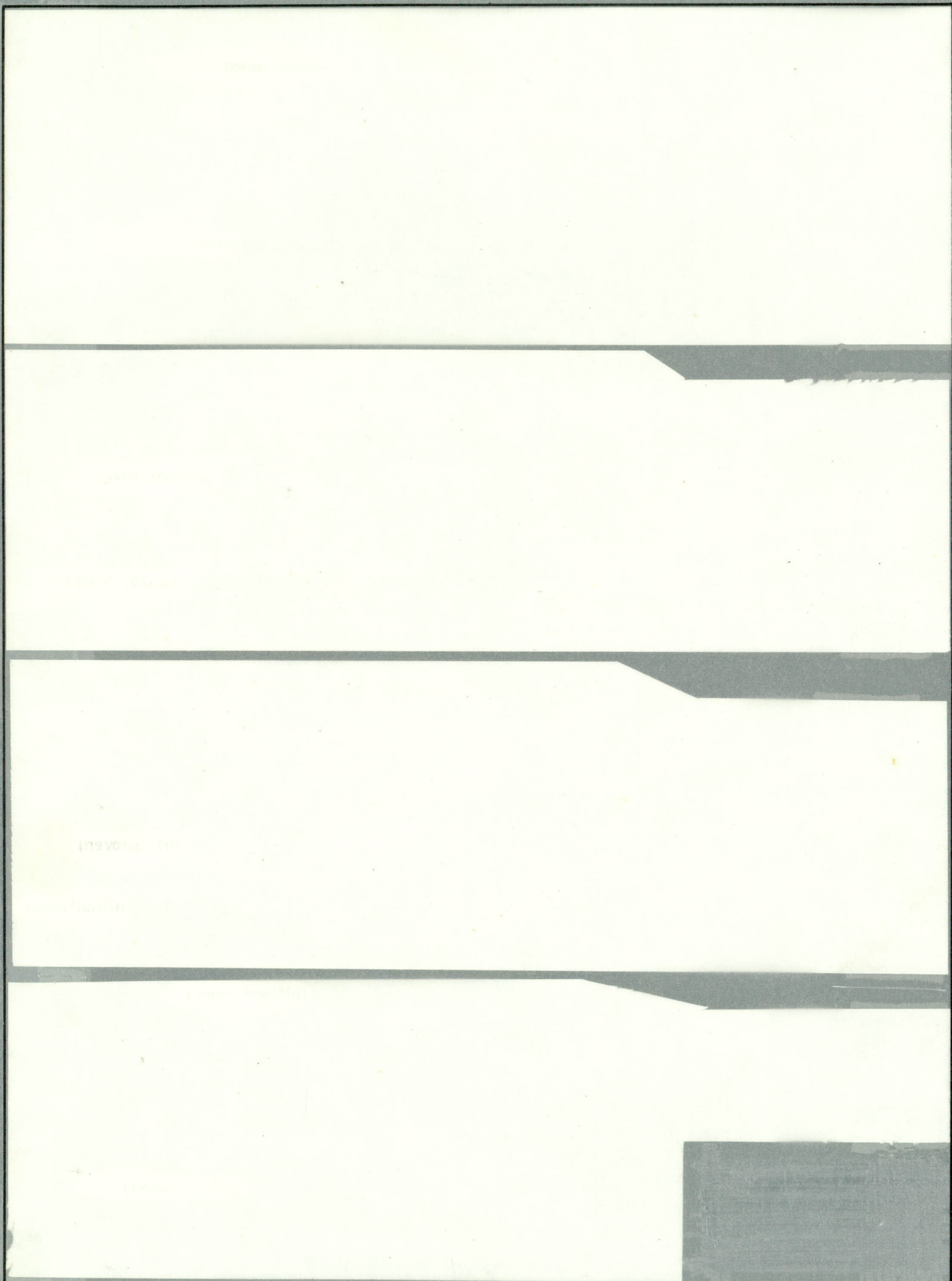
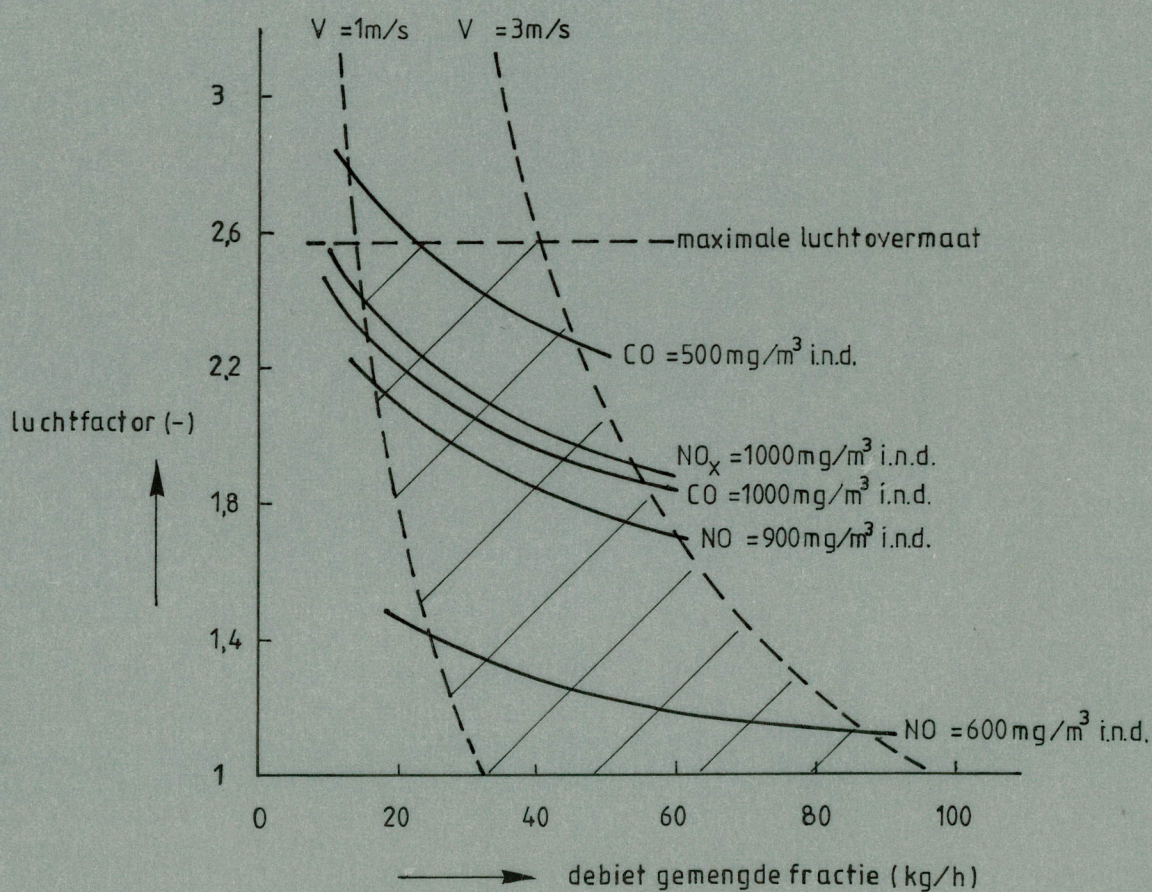
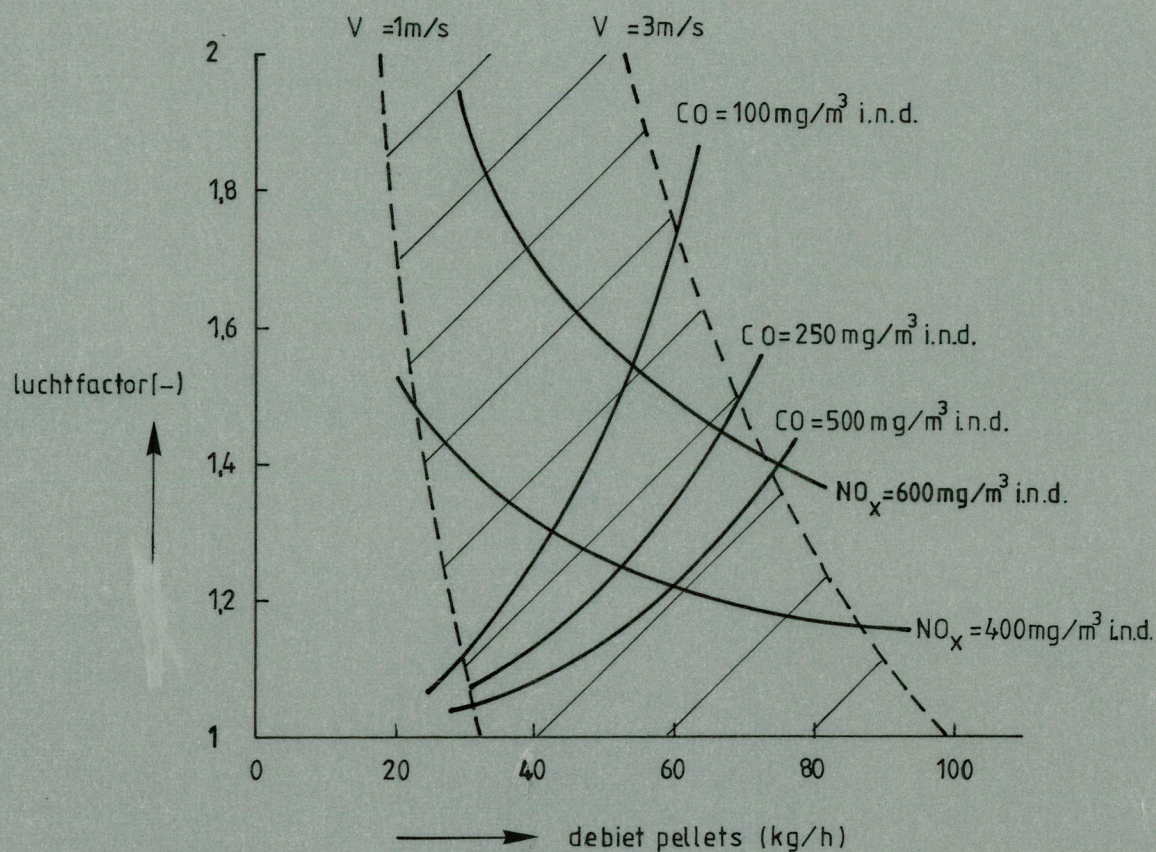


Fig. 9
50081
MT-TNO

rookgasconcentraties
de luchtvermaat en de statische bedhoogte op
Invloed van de hoeveelheid pellets, de bedtemperatuur,



Relatie van debiet met luchtfactor voor een vaste CO-concentratie bij verschillende fluïdisatiesnelheden

MT_TNO
50081
Fig.12

