

RE 83-6

TOTALEMISSIONEN AF CO, HC OG NO_x
FRA BILPARKEN I DANMARK -

EN PROGNOSE FRA 1980 TIL ÅR 2000

JESPER .SCHRAMM

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

ISBN 87-7475-042-9
Laboratoriet for Energiteknik
Danmarks Tekniske Højskole
Bygning 403
DK-2800 Lyngby
Tlf. 02 88 46 22
Telex 37529 DTHDIA

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
STRANDGADE 29
1401 KØBENHAVN K

Abstract.

I rapporten beregnes totalemissionen af kulilte, kulbrinter og kvælstofilter fra den danske bilpark i perioden 1980 - 2000. For benzindrevne biler og dieseldrevne lastbiler er der lavet forholdsvis detaljerede beregningsmodeller. Modellerne bygger bl.a. på antagelser om kørecykler og emissionsfaktorer for de pågældende køretøjskategorier.

I forbindelse med bestemmelsen af totalemissionerne fra benzinbiler, er en udvalgt stikprøve af den danske bilpark i laboratoriet testet med henblik på at fastsætte emissionsfaktorer. Stikprøven bestod af 9 benzinbiler og var en udbygning af en tidligere testet stikprøve på 25 biler.

Indledning.

Formålet med denne rapport er, at bestemme total-emissionen af kulilte (CO), kulbrinter (HC) og kvælstofilter (NO_x) fra den danske bilpark i 1980, samt at lave en prognose for totalemissionen frem til år 2000. Rapporten er blevet til efter anmodning fra Miljøstyrelsen.

En overfladisk vurdering viste, at emissionerne fra benzinbiler og diesellastbiler klart var de dominerende emissionskilder. Der er derfor arbejdet mere grundigt med disse kilder (kap. 2 og 3).

Indholdsfortegnelse.

	Side
1. INTRODUKTION	1.
SKADEVIRKNING FRA EMISSION AF CO, HC og NO _x	
IB RASMUSSEN RAPPORT (1)	
LOVGIVNING I DANMARK	
ECE-, CVS- og JAPAN-TESTEN	
2. BENZINDREVNE BILER	13.
2.1. KØRECYKLUS	13.
Bykørsel	
Landevejskørsel	
2.2. EMISSIONSFAKTORER	19.
2.2.1. Emissionsfaktorer bestemt af en stikprøve på 34 danske biler	
Fordampning fra tank og kaburator "Blow by"	
2.3. BEREGNINGSMODEL	22.
Overordnet modelbeskrivelse	
2.3.1. Underprogram	25
Faktorer med indflydelse på emissions- faktorerne:	
Forværrelsesfaktorer	
Luftfugtighed	
Målefejl	
Koldstart og omgivelsestemperatur	
Gennemsnitlig kørelængde	
Kørte km og bilantal	
%-dele by- og landevejskørsel	
Fordampning fra tank	
2.3.2. Hovedprogram	38.
2.3.3. Følsomhedsanalyse	41.
2.3.4. Resultater	43.
2.3.4.1. Usikkerhed	44.

	Side
3. DIESELDREVNE LASTBILER	52.
3.1. MÅLINGER PÅ STATENS NATURVÅRDSVERK, SVERIGE	52.
3.2. EMISSIONSFAKTORER	54.
Kørselsmønstre ved bykørsel	
Kørselsmønstre ved landevejskørsel	
Bestemmelse af emissionsfaktorer	
3.3. BEREGNINGSMODEL	69.
3.3.1. Beregningsprogram	72.
3.3.2. Resultater	73.
3.3.3. Følsomhedsanalyse	74.
4. DIESELDREVNE PERSONBILER	77.
5. GASDREVNE BILER	80.
6. KONKLUSION	82.
7. REFERENCER	84.
Appendix 1 - Analyse af stikprøve på 34 benzinbiler fra den danske bilpark 1980. Ib Rasmussens målinger 9 benzinbiler af årgang 1978-80	86.
Appendix 2 - Programmer til beregning af benzinbilemis- sioner	92.
Appendix 3 - Program til beregning af diesellastbil- emissioner	97.

1. Introduktion

Skadevirk-
ninger fra
emissionen
af CO, HC og
NO_x.

CO er kendt for at indvirke skadeligt på optagelse og transport af ilt i den menneskelige organisme. Ilt optages i blodet af hæmoglobin og transporteres som denne forbindelse rundt med blodet til steder, hvor ilt behøves. Hæmoglobinet's affinitet overfor CO er imidlertid ca. 210 gange affiniteten overfor ilt, hvilket betyder, at blodet vil optage 210 gange mere CO end O₂, hvis omgivelseskoncentrationen af de 2 luftarter er ens. Da blodet kun har en begrænset mængde hæmoglobin, kan dette få katastrofale følger ved høje CO-koncentrationer.

Størrelser, som har betydning for koncentrationen af carboxyhæmoglobin (COHb) i blodet er koncentrationen af CO i atmosfæren samt exponeringstiden. Sammenhængen er vist i nedenstående figur, som er taget fra (26). Fra samme reference angives COHb-koncentrationer > 10% at kunne medføre døden, mens koncentrationer > 1% vil have mærkbar effekt.

Det er ikke påvist, at kulbrinter af koncentrationer, som findes i atmosfæren, skulle have nogen skadevirkning på det menneskelige helbred (26). Det vides imidlertid, at nogle gasformige kulbrinter er carsinogene. Det drejer sig specielt om polycykliske kulbrinter. Kulbrinter i forbindelse med kvælstofoxider og sollys danner "fotokemisk smog" (se senere), som har skadelig indflydelse.

Det er påvist, at etylen hæmmer plantevækst.

Kvælstoffilter er en kraftigt medvirkende årsag til dannelse af sur nedbør. Data fra de østlige stater i USA (26) synes at vise, at ca. 60-70% af årsagerne til sur nedbør skyldes indhold af svovlsyre, mens

30-40% skyldes indholdet af salpetersyre. Nedbørens indhold af svovlsyre skyldes atmosfærens indhold af SO_2 , mens indholdet af salpetersyre skyldes atmosfærens indhold af kvælstofoxider. Sur nedbør vil først og fremmest virke ind på søer og vandløb, hvor blot en sænkning af pH til 5.5 f.eks. vil medføre en væsentlig hæmning af fiskeyngel (26); men sur nedbør vil også bevirke en øget udvaskning af jordens næringsstoffer, samt forårsage korrosion på metaloverflader og bygningsmaterialer.

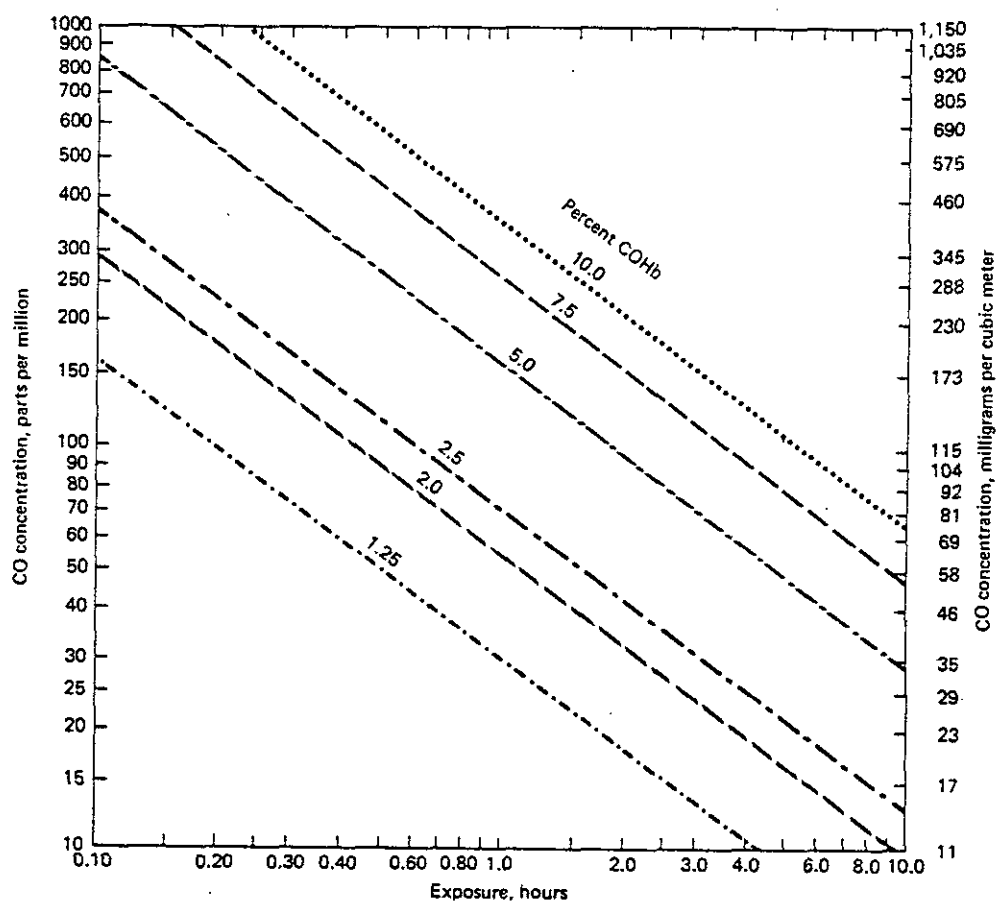


Fig. 1.1. %-andel hæmoglobin bundet som COHb som funktion af exponeringstid.

NO₂ er en luftart, der direkte virker skadeligt på den menneskelige organisme. Der er således rapporteret om øje-, næse- og lungesygdomme forårsaget af NO₂, dog er de nødvendige koncentrationer 5-20 gange højere end de normale indhold i atmosfærisk luft (26).

Det er endvidere påvist, at NO₂ hæmmer væksten af bønner og tomater (26).

Som tidligere nævnt medvirker NO_x til dannelse af såkaldt "fotokemisk smog". Fotokemisk smog er karakteriseret ved et relativt højt indhold af oxiderende stoffer, som virker irriterende på øjne og hals, samt ødelægger planter og nedbryder materialer som gummi. Desuden er fotokemisk smog forbundet med lugtgener og nedsat sigtbarhed.

Oxiderende stoffer indeholdt i smoggen omfatter bl.a.: ozon, nitrogendioxid, hydrogenperoxid og peroxyacylnitrat-forbindelser.

Smog-koncentrationer vurderes ud fra atmosfærens indhold af ozon. EPA i USA har pr. 13.3.74 baseret deres alarmberedskab på følgende niveauer af ozonkoncentrationer:

Alert	200 µg/m ³ (0.1 ppm) for 1-hr average
Warning	800 µg/m ³ (0.4 ppm) for 1-hr average
Emergency	1000 µg/m ³ (0.5 ppm) for 1-hr average
Significant harm	1200 µg/m ³ (0.6 ppm) for 1-hr average

I Los Angeles overskrides jævnligt 1-times middelværdier på 240 µg/m³.

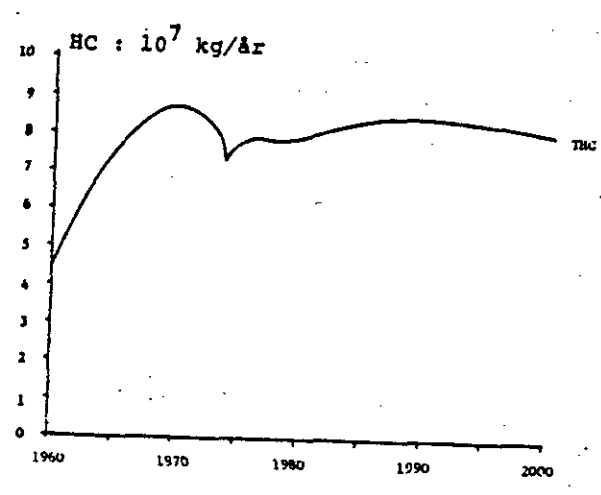
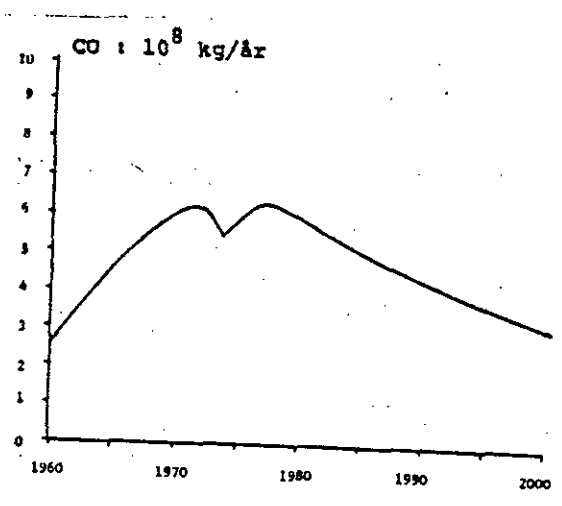
Ib Rasmussens
rapport (1)

Det mest udførlige arbejde, som til dato er lavet i Danmark vedr. køretøjers emissioner af de omtalte stoffer, er indeholdt i Ib Rasmussens arbejde på Laboratoriet for Energiteknik (1). Ib Rasmussen bestemte på baggrund af emissionsmålinger på 25 biler

den totale emission af CO, THC og NO_x i perioden 1960-2000. Desuden bestemtes emissionen af SO₂, Pb og partikler, samt brændstofforbruget.

Undersøgelsen omfattede imidlertid kun benzindrevne personbiler og varebiler og medtog altså ikke diesel-lastbiler, som faktisk yder et væsentligt bidrag til NO_x-emissionen. En af forudsætningerne for prognosemodellen var endvidere en tilvækst i antallet af benzindrevne personbiler på 40.000 biler/år, samt en tilvækst på 3.400 varebiler/år, hvilket har vist sig at være for højt sat.

Nedenstående vises prognoserne for emissionen af CO, HC og NO_x.



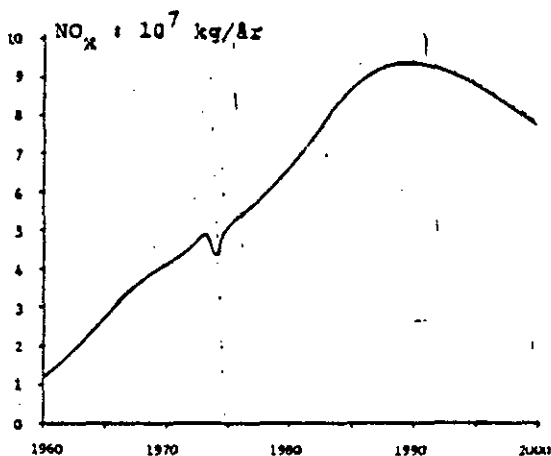


Fig. 1.2. Prognosen for emissionen af CO, THC og NO_x i (1)

Lovgivning i Danmark

De krav, som i dag stilles til danske biler er beskrevet i bekendtgørelse om "Detailforskrifter for køretøjer". Kravene gælder for køretøjer, der registreres, godkendes eller tages i brug første gang efter ikrafttrædelsesdatoen for bekendtgørelsen.

Tidligere bestemmelser gælder fortsat for køretøjer, der er registreret, godkendt eller taget i brug inden ikrafttrædelsesdatoen for den seneste udgave af bekendtgørelsen.

Med hensyn til luftforurening er fastsat følgende bestemmelser:

- 1) Motoren skal være således indrettet, at den ikke afgiver uforholdsmæssig røg.
- 2) For en bil med benzinmotor med slagvolumen på mere end 0,8 liter gælder, at kulilteindholdet i udstødningsgassen målt ved tomgang ikke må overstige 4.5 volumenprocent med tillæg af 1 volumenprocent for målenøjagtighed målt efter nærmere beskrevet målemetode.

- 3) Biler må ikke være forsynet med anordninger, der reducerer udstødningsgassens indhold af kulilte, hvis mængden af andre skadelige stoffer i udstødningsgassen derved forøges.

For personbiler, der er beregnet til befordring af mere end 9 personer, samt for lastbiler med totalvægt større end 3500 kg er fastsat følgende bestemmelse:

- 1) For biler med dieselmotor må udstødningsgassens røgtæthed ikke overstige 3,5 enheder med tillæg af 0,3 enheder for målenøjagtighed målt under nærmere beskrevne forhold (med Bosch røgtæthedsmåler).

Der foretages normalt ingen særlig kontrol. Biler med standardtypegodkendelse vil blive registreret af justitsministeriet uden syn.

Ved almindelige syn foretager Statens Bilinspektion dog en vis stikprøvekontrol af, om reglerne overholdes. Fra 1. april 1984 vil ECE-regulativ nr. 15-03 blive indført i "Detailforskrifter for køretøjer". Senere vil overgang til regulativ nr. 15-04 blive en realitet.

ECE-, CVS- og Japan-testen

ECE-testen er udviklet af Economic Commission for Europe (under F.N.). Den væsentligste del af ECE-testen er type I testen, som omtales nedenstående.

Selve testen foregår ved, at bilen på et chassisdynamometer fire gange gennemkører kørselsmønsteret, som er vist på fig. 1.3, mens udstødningsgassen opsamles i en sæk. Efter kørslen analyseres sækens indhold for CO, HC og NO_x, og det totale volumen måles under tømning af sækken.

Chassisdynamometret skal være forsynet med bremse og inertimasser. De kræfter, der i praksis virker

på køretøjet, kan således simuleres på chassisdynamometret ved at vælge bremseindstilling og inertimasser som foreskrevet i ECE-regulativet. Testen skal påbegyndes med kold motor, hvilket vil sige, at vognen skal opbevares ved en temperatur mellem 20°C og 30°C i mindst 6 timer lige før start.

Kørecyklen er konstrueret til at simulere bykørsel i centrum af en europæisk by.

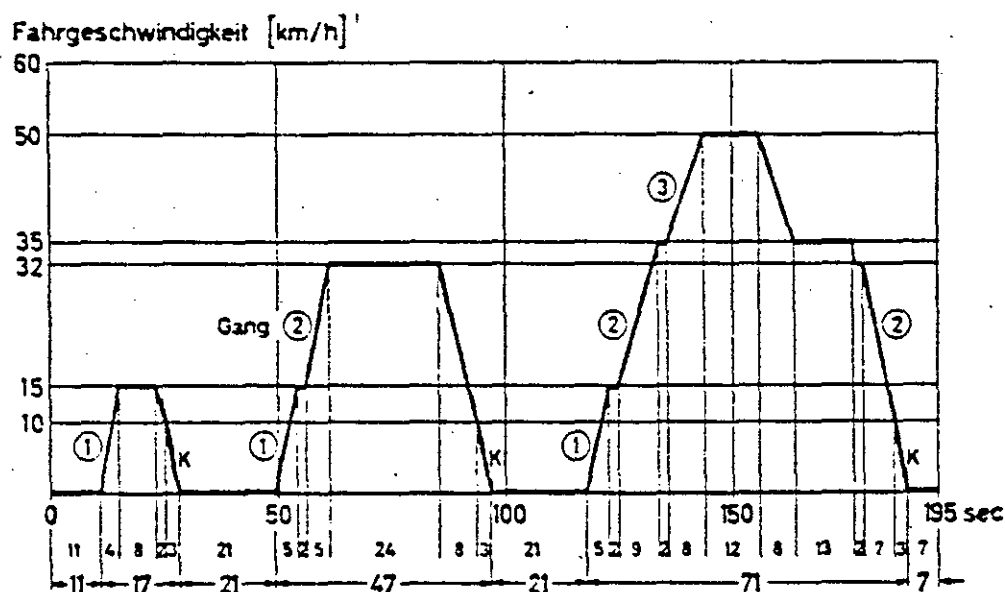


Fig. 1.3. Kørecyklus i ECE-testen.

Analysatorerne for CO og HC skal være ikke-dispersive-infrarød absorptionsapparater (NDIR). Kulbrinteanalytoren skal være sensibiliseret for n-hexan, hvorved måleenheden bliver C_6H_{14} . NO_x skal måles med en chemiluminescent analysator.

Ovennævnte beskrivelse gælder ECE-testen som foreskrevet i ECE regulativ nr. 15-03. Til dato er udkommet regulativerne: 15-01, 15-02, 15-03 og 15-04. Grænseværdierne for de respektive regulativer er sammenstillet i fig. 1.4.

Regulativ-nr.	Ikrafttrådt	CO		HC		NO _x	
		Prototype (g/test)	Production (g/test)	Prototype (g/test)	Production (g/test)	Prototype (g/test)	Production (g/test)
15-01	1970	100-200 (31-66) ^{o)}	120-264 (37-79)	8-12,8 (4,3-6,8)	10,4-16,6 (5,6-8,8)	-	-
15-02	1975	80-176 (25-53)	96-211 (30-64)	6,8-10,9 (3,7-5,8)	8,8-14,1 (4,8-7,5)	-	-
15-02	1977	80-176 (25-53)	96-211 (30-64)	6,8-10,9 (3,7-5,8)	8,8-14,1 (4,8-7,5)	10-16 (1,9-8,6)	12-19 (2,2-3,0)
15-03	1978	65-143 (20-43)	78-172 (25-52)	6,0-9,6 (3,2-5,1)	7,8-12,5 (4,2-6,7)	8,5-13,6 (1,7-2,3)	10,2-16,3 (1,9-2,7)
15-04	1981	58-110 (17-31)	70-132 (20-36)	9,5-14,0 ^{*)} (2,9-4,2)	11,9-17,5 ^{*)} (3,6-5,2)	9,5-14,0 ^{*)} (1,9-2,4)	11,9-17,5 ^{*)} (2,1-2,8)

*) I regulativ nr. 15-04 er der fastlagt en grænseværdi for HC + NO_x. Her er forudsat et HC/NO_x-forhold på 1/1.

o) Værdierne i parentes er omregnet til ækv. CVS-test (g/km). Se senere i teksten.

Fig. 1.4. Grænseværdier for ECE type I test.

På figuren er angivet et grænseværdiinterval, fordi grænseværdien varierer med køretøjets vægt, således at tungere køretøjer har højere grænseværdi.

ECE reg. nr. 15-04 adskiller sig bl.a. fra de øvrige ved, at HC skal måles med en flammeionisationsdetektor (FID). Denne vil iflg. (22) registrere et 1,8 gange så stort indhold af HC (ækv. C), som NDIR-analysatoren.

CVS-testen minder principielt om ECE-testen, idet vognen, der skal testes, også her gennemkører et givet kørselsforløb på et chassisdynamometer, mens emissionen opsamles (CVS står for Constant Volume Sampling).

Kørselsmønstret i CVS-testen er et andet. Det adskiller sig fra ECE-kørselsmønstret ved ikke at indeholde stationære tilstande, samt ved større hastighed og længere totaltid, ialt 1370 sek. Kørselsmønstret er vist i fig. 1.5.

I den seneste version af CVS-testen deles kørselsmønstret i en "transient phase" og en "stabilized phase". Under gennemkørslen skiftes der mellem to sække efter 505 sek., og hver af sækkene analyseres inden 10 min. Efter 10 min. startes vognen igen, denne gang altså med varm motor, og de første 505 sek. af kørselsmønstret gennemkøres igen og der opsamles igen i en af sækkene.

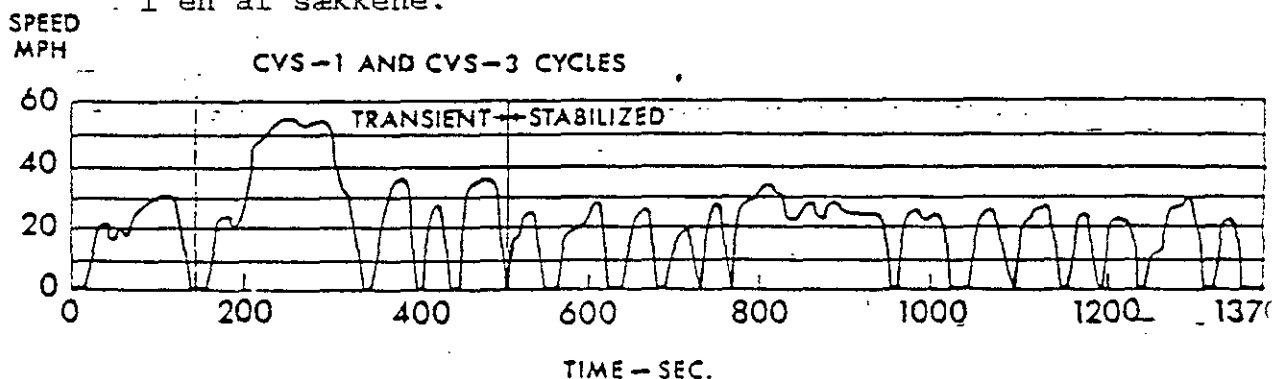


Fig. 1.5. Kørselsmønstret i CVS-testen.

Der vil således ialt foreligge 3 sæt måleresultater. Disse vægtes efter en bestemt formel.

CO-måling foregår med NDIR analysator, HC måles med FID analysator, mens NO_x måles med chemiluminescent analysator.

Grænseværdier for CVS-testen, som den anvendes i USA, er vist i fig. 1.6, som er taget fra (10). Værdier regnes som det ses i g/km og ikke i g/test som ved ECE-testen.

Year	POLLUTANT STANDARD (g/km)*		
	U.S. FEDERAL (CVS-C/H).		
	CO	HC	NOx
Uncontrolled	54	5.4	2.5
1966	NR	NR	NR
1968	32	3.7	3.1
1970	21	2.4	3.7
1972	17	1.9	3.1
1973	17	1.9	1.9
1974	17	1.9	1.9
1975	9.3	0.9	1.9
1977	9.3	0.9	1.2
1980	4.4	0.25	1.2
1981	2.1	0.25	0.6 (0.9)**
1982	-	-	-

* Applicable at 80,000 km.

** Values in parenthesis indicate applicable standard for 100,000 km durability.

Fig. 1.6. Grænseværdier i CVS-testen (USA).

Japan-testen består af to tests, hhv. "10 mode" og "11 mode". Forskellen mellem de to metoder ligger i kørecyklen. 10 mode metoden simulerer kørsel i bykernen af en større by. Der startes med varm motor, og kørelængden er 3,22 km, middelhastigheden er 19,3 km/h. 11 mode metoden simulerer kørsel fra omegn til

bykerne. Der startes med kold motor, og kørelængden er 4,08 km, middelhastigheden er 30,6 km/h.

Grænseværdier for Japan-testen er vist i fig. 1,7, som er fra (10).

Year	POLLUTANT STANDARD*			Measurement Unit	Test Cycle
	CO	HC	NOX		
1966	3	-	-	%	4 mode
1969	2.5	-	-	-	-
1973	26.0	3.8	3.0	g/km	10 mode
1975	2.7 (2.1)**	0.39 (0.25)	1.6 (1.2)	g/km	10 mode
	85.0 (60)	9.5 (7.0)	11.0 (9.0)	g/test	11 mode
1976	2.7 (2.1)	0.39 (0.25)	1.2 (0.85)	g/km	10 mode
	85.0 (60)	9.5 (7.0)	9.0 (7.0)	g/test	11 mode
1977	2.7 (2.1)	0.39 (0.25)	0.48(0.25)	g/km	10 mode
	85.0 (60)	9.5 (7.0)	6.0 (4.4)	g/test	11 mode

* Applicable to all new model vehicles that are greater than 1000 kg equivalent inertia weight.

Later compliance dates are applied to all Japanese manufactured and imported vehicles.

** The figures show the permissible limits of the standards while the figures in the parenthesis show the average control value.

All standards applicable at 30,000 km durability and apply to new model vehicles only.

Fig. 1.7. Grænseværdier i Japan-testen (Japan).

Det er vel noget tvivlsomt, om det kan lade sig gøre at sammenligne krav til biler på baggrund af fig. 1.4-7., da der jo er tale om forskellige testmetoder. Nogle af de få forsøg på sammenligning, der er gjort tidligere, må nødvendigvis først omtales.

En sammenligning mellem CVS- og Japan-testen blev forsøgt i (12). Konklusionen var, at Japan testen gav en anelse højere værdier for CO- og HC-emissionen, mens NO_x-emissionen var en anelse lavere.

En tysk undersøgelse (11) sammenlignede ECE- og CVS-testen. I undersøgelsen bestemtes flg. sammenhænge mellem emissionerne:

CO:

$$\text{CVS (g/km)} = 2,06 + 0,26 \times \text{ECE (g/test)}$$

HC:

$$\text{CVS (g/km)} = 0,15 + 0,52 \times \text{ECE (g/test)}$$

NO_x:

$$\text{CVS (g/km)} = 0,71 + 0,12 \times \text{ECE (g/test)}$$

På baggrund af ovenstående udtryk er grænseværdierne for ECE-testen i fig. 1.4 omregnet til ækv. CVS (g/km). Disse tal er angivet med parenteser omkring. For regulativ nr. 15-04 er anvendt flg. formel for HC:

$$\text{CVS (g/km)} = 0,15 + 0,52 \times \text{ECE}/1,8 \text{ (g/test)}$$

Dette skyldes, at NDIR analysatoren er udskiftet med FID analysatoren. Herved ændres følsomheden som tidligere nævnt med en faktor 1,8.

Ved sammenligning af figurerne 1.4-7 (i fig. 1.4 danner værdierne i parenteser sammenligningsgrundlag) ser man ganske tydeligt, at udviklingen i USA og Japan er gået meget kraftigere i retning mod begrænsning af emissionerne end i Europa. Opdelingen af grænseværdierne i Europa efter vægtklasser gør det tilmed lettere for producenterne at overholde kravene.

På baggrund af ovenstående vil det være interessant at vide, om indførsel af ECE regulativerne 15-03 og 15-04 i Danmark i det hele taget vil virke begrænsende på emissionen af CO, HC og NO_x.

2. Benzindrevne biler

Totalemissionen af CO, HC og NO_x fra benzindrevne biler i Danmark beregnes efter følgende princip:

Emissionsfaktorer e^{CO} , e^{HC} og e^{NO_x} for bilparken 1980 beregnes på baggrund af målinger på en stikprøve fra den omtalte bilpark. En passende valgt kørecyklus anvendes ved emissionsmålingerne. De beregnede emissionsfaktorer bruges som input i en beregningsmodel, der udregner totalemissionen i perioden 1980-2000.

Valg af kørecyklus omtales i kap. 2.1, beregningen af emissionsfaktorer fremgår af kap. 2.2, mens beregningsmodellen fremgår af kap. 2.3.

2.1 Kørecyklus

Ved valget af kørecyklus er der skelnet mellem bykørsel og landevejskørsel.

Ved udfærdigelsen af ECE kørselsmønstrer blev lagt vægt på, at dette skulle repræsentere bykørsel i en europæisk bykerne. Der er ingen tvivl om, at gennemsnitshastigheden 19 km/h er for lav sammenlignet med dansk bykørsel, selv i myldretid. For at understøtte denne formodning gennemkørtes en strækning i København flere gange både i og udenfor myldretid. Strækningen anses at være repræsentativ for kørsel i bykerne. Strækningen kørtes i begge retninger. Resultaterne fremgår af fig. 2.1.

	Gennemsnits- hastighed (km/h)	*)
I myldretid	31,5	
	28,6	
	30,9	
	29,4	
	26,4	
	27,9	
	21,7	
	30,5	
Uden for myldretid	35,5	
	39,8	

*) Strækningen, der kørtes, var:
 H.V. Roldstedsvej - Tranehavevej -
 H.C. Ørstedsvej - Griffenfeldtgade -
 Rantzausgade - Jagtvej - Lyngbyvej.

Fig. 2.1. Resultater fra bykørsel
 i København.

I myldretiden er den gennemsnitlige gennemsnitshastighed 28,4 km/h, mens den uden for myldretiden er 37,7 km/h.

En engelsk undersøgelse fra 5 storbyer (Birmingham, Leeds, Liverpool, Manchester og Newcastle) og 8 mindre byer viser gennemsnitshastigheder som vist på fig. 2.2.

Årstal	I myldretid			Uden for myldretid		
	1967	1971	1976	1967	1971	1976
5 storbyer:						
Hele byen	27,6	27,8	33,7	31,7	33,1	38,0
Centrale dele	14,9	17,8	20,4	17,6	20,2	21,4
8 mindre byer:						
Hele byen	29,8	29,4	29,5	32,0	33,3	34,0
Centrale dele	18,2	19,6	20,8	19,6	23,4	25,0

Fig. 2.2. Gennemsnitshastigheder (km/h) i engelske byer (9).

Den engelske undersøgelse viser, at gennemsnitshastigheden ved bykørsel er stærkt afhængig af, hvad man forstår ved bykørsel. Hastigheden i byernes centrale dele er således 30-40% lavere end hastighederne taget i byerne som helhed. Desuden ses det lidt paradoksale, at gennemsnitshastigheden i de store byer er størst i 1976. Dette må skyldes bedre byplanlægning.

Det må slås fast, at det er vanskeligt at bestemme, hvilken gennemsnitshastighed man skal tillægge gennemsnitlig dansk bykørsel. På baggrund af de viste resultater må man konkludere, at hastigheden må bestemmes som et gennemsnit af en række kørselsmønstre, der varierer fra den ene bylokalitet til den anden. Desuden varierer hastigheden fra by til by afhængig af dennes størrelse og byplanlægning.

Ud fra fig. 2.1-2 ser der dog ikke ud til at være nogen tvivl om det faktum, at ECE-kørselsmønstret giver en gennemsnitshastighed, der er for lav. På baggrund

af resultaterne vurderes dansk gennemsnitlig bykørsel at have en middelhastighed på 30 km/h.

Ved valg af kørecyklus er det væsentligt at lægge sig fast på ECE kørselsmønstret eller andre standard kørselsmønstre. Dette er naturligvis fordi, der gennem tiden er opbygget en stor database med resultater fra dette kørselsmønster. Som grundlag for bestemmelsen af emissionsfaktorerne e_{CO} , e_{HC} og e_{NO_x} vælges derfor ECE kørecyklen, korrigeret for den noget lave gennemsnitshastighed.

Korrektionen foregår ved multiplikation af emissionsfaktorerne bestemt ved ECE kørselsmønstret med en faktor C_V (V_m), der afhænger af middelhastigheden V_m som angivet i fig. 2.3.

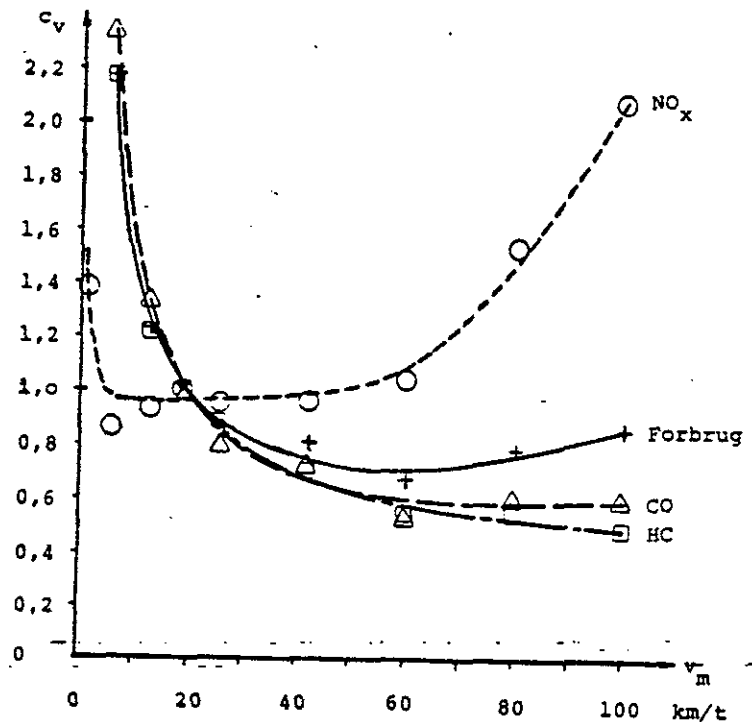


Fig. 2.3. Korrektionsfaktorer til simulering af kørsel med andre gennemsnitshastigheder end ECE kørselsmønsters.

Korrektionsfaktorerne er taget fra (1). De er fremkommet ved at lade en model simulere gennemkørsel af nogle for bykørsel repræsentative kørselsmønstre med forskellige gennemsnitshastigheder, samt to kørselsmønstre, der repræsenterer hhv. landevejskørsel ($V_m = 80$ km/h) og motorvejskørsel ($V_m = 100$ km/h).

Afhængigheden af V_m er i god overensstemmelse med andre undersøgelser. Som eksempel vises fig. 2.4, der bygger på resultater med 121 personbiler i (8).

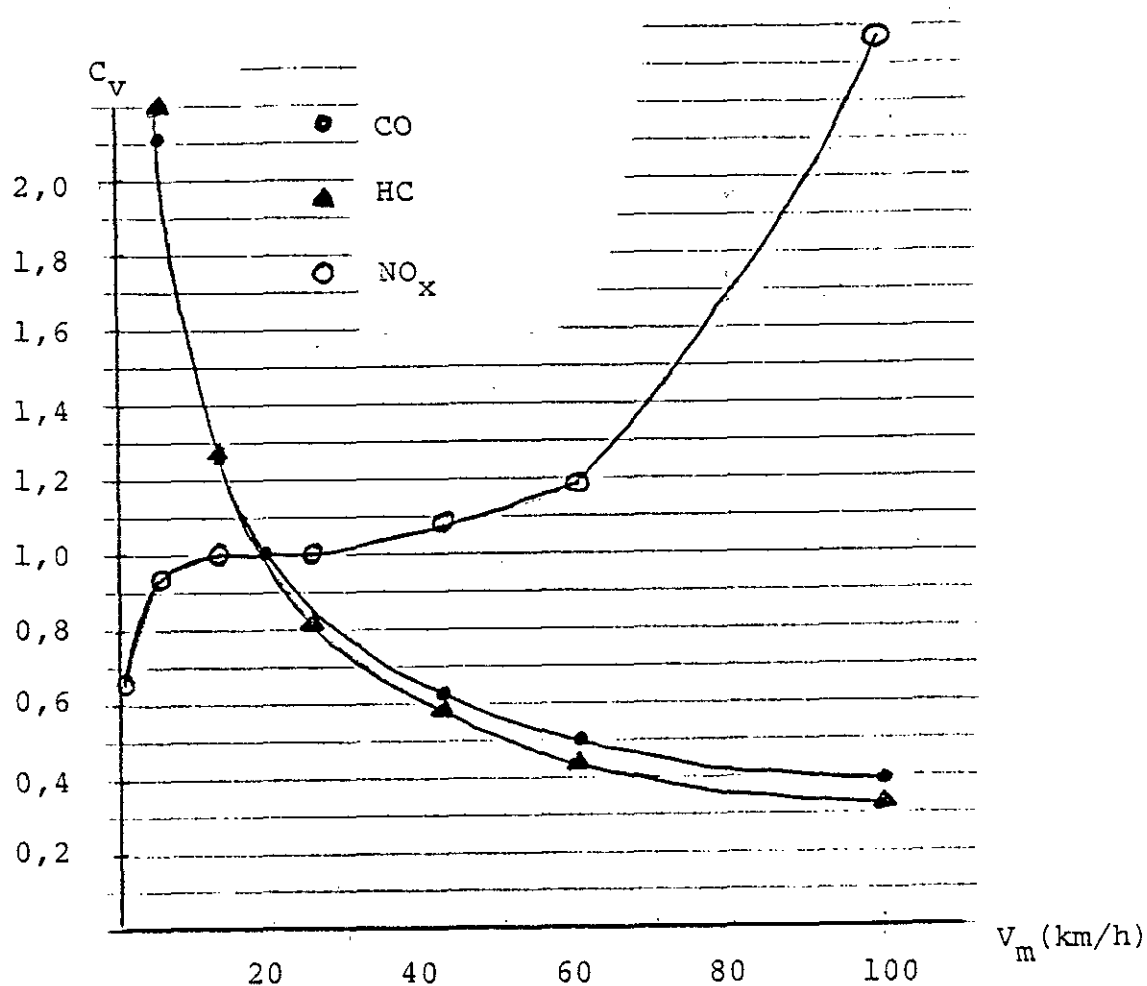


Fig. 2.4. Korrektionsfaktorernes afhængighed af V_m . Praktiske målinger.

Ved indførsel af korrektionsfaktoren C_v er det stil-
tiende forudsat, at kørselsmønstret med rimelighed kan
karakteriseres ved gennemsnitshastigheden V_m alene.
Dette er eftervist ved statistisk behandling af talma-
teriale fra en trafikanalyse i Köln.

På baggrund af talmaterialet opstilledes de procentuelle
andele hhv. stilstand, acceleration, deceleration og
kørsel med konstant hastighed som funktion af middelha-
stigheden i forskellige kørselsmønstre.

Forudsætningen viste sig at være rimelig, da der var
en statistisk signifikant afhængighed af middelhastig-
heden som vist på fig. 2.5. Undersøgelsen viste dog og-
så, at der er relativ stor spredning på resultaterne
og dermed usikkerhed ved bestemmelse af afhængigheden
af V_m (fig. 2.6).

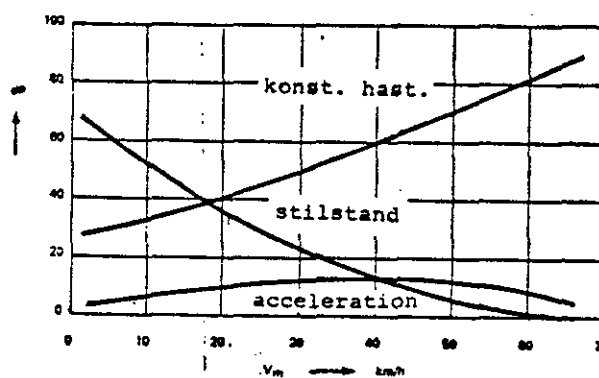


Fig. 2.5. Resultater af trafik-
analyse i Köln.
Efter ().

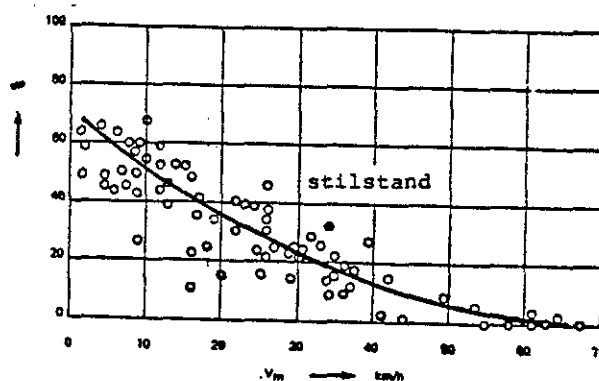


Fig. 2.6. Eksempel på spredninger
i trafikanalysen i Köln.

Landevejskørsel

Emissionsfaktorerne for landevejskørsel bestemmes også ud fra ECE kørselsmønstret, idet der her korrigeres med en faktor c_v svarende til hastigheder ved landevejskørsel.

Hastighedsmålinger på hovedlandevej 136, Roskilde-Slangerup, viser, at gennemsnitshastigheden for perioden marts-juni 1981 er 78-79 km/h for nedbørsmæssigt uforstyrrede døgn (7). Hastighedsmålingerne blev udført med automatisk registrerende radarudstyr. Vejen forbi målestedet var en 9 m bred to-sporet landevej med brede rabatter.

Man må regne med, at hastigheden er mindre ved landevejskørsel i regn og sne, i nærheden af byer, i vejkryds, ved vejarbejde o. lign., mens den er højere ved kørsel på motorveje. Som gennemsnit for landevejskørsel (og motorvejskørsel) antages 80 km/h at være en repræsentativ hastighed.

2.2 Emissionsfaktorer

Ved bestemmelsen af emissionsfaktorer for benzinbiler er det på forhånd valgt at fastlægge disse på baggrund af direkte målinger på en stikprøve af den danske bilpark i stedet for at søge emissionsfaktorerne i litteraturen. Dette er der flere argumenter for.

For det første findes allerede værdifulde målinger i Ib Rasmussens arbejde (1) på en stikprøve af den danske bilpark anno 1974. Suppleret med målinger på nyere biler af årgang 1975-80 vil dette tilsammen give en rimelig stor stikprøve af den danske bilpark anno 1980.

For det andet repræsenterer emissionsfaktorer i litteraturen udenlandske bilparker, der sandsynligvis er

ret forskellige fra den danske bilpark. Årsager til forskelle kan være: anvendelse af katalysatorer i udstødningssystemet, anderledes vægtklassedeling af bilparkerne, samt forskelle i vedligeholdelsen af bilerne.

2.2.1 Emissionsfaktorer bestemt af en stikprøve på 34 danske biler.

Ib Rasmussen målte emissionerne fra 25 danske biler, som repræsenterede bilparken i 1974. Disse målinger samt målinger på 9 danske biler fra årene 1978-80 danner grundlag for emissionsfaktorerne, som de er opstillet nedenfor. Stikprøve, testprocedure og resultater er mere udførligt beskrevet i appendix 1.

På baggrund af resultaterne kan opstilles en tabel indeholdende emissionsfaktorer for forskellige aldersgrupper af bilparken 1980. Tabellen er vist i fig. 2.7. Emissionsfaktorerne gælder for bilerne, da de var nye. I 1980 er emissionsfaktorerne ikke de samme, idet de skal multipliceres med en forværrelsesfaktor som følge af de forskellige aldersgruppers respektive aldre og dermed ændrede emissionsfaktorer anno 1980.

Stof	Aldersgruppe			
	≤ 1970	1971-74	1975-77	1978-80
CO	20,8	19,0	17,5	15,75
HC (FID)	1,17	0,97	1,34	1,78
NO _x	2,34	2,57	2,61	2,64

Fig. 2.7. Emissionsfaktorer fra benzinbiler (nye biler) for forskellige aldersgrupper af bilparken 1980 (g/km).

For kulbrinternes vedkommende ser det lidt underligt ud, at emissionsfaktorerne er størst for de nyere biler. Dette kan imidlertid udmærket være tilfældet, da der ikke i Danmark har været nogen grænser for tilladelige udslip i perioden frem til 1980. Det er dog sandsynligt, at forholdet skyldes måle- og beregningsusikkerheden, som kan være ganske stor. Beregningsusikkerheden kommer i det væsentligste fra bestemmelsen af forværrelsesfaktorerne jvf. appendix 1.

Fordampning
fra tank og
karburator

Emissionsfaktorerne i fig. 2.7 er beregnet på baggrund af målinger på udstødningsgassen. Dertil kommer imidlertid også en vis emission af kulbrinter ved fordampning fra benzintank og karburator. Den tilhørende emissionsfaktor beregnes på flg. måde:

Jvf. amerikanske målinger (2) kan fordampningen anslås til:

$$F = 5 \text{ g/stop} + 8 \text{ g/dag.}$$

Antages 4 stop pr. dag og en gennemsnitlig kørsel på 14358 km/år, kan emissionsfaktoren bestemmes til:

$$e_{\text{HC, ford.}} = (5 \cdot 4 + 8) \cdot 365 / 14358 = 0,71 \text{ g/km}$$

De 14358 km/år er beregnet ud fra data i (6). De totale kørte km pr. år var iflg. denne reference 21,5 mia i 1980 for personbiler og varebiler op til 2 t totalvægt. Antallet af vogne i denne kategori var i samme år 1479419. Dette giver 21,5 mia km/1479419 biler = 14358 km/bil i 1980.

"Blow by"

Det antages, at der ikke er nogen emission af HC p.g.a. "blow-by".

2.3 Beregningsmodel

Overordnet
modelbe-
skrivelse

Totalemissionen af CO, HC og NO_x beregnes simpelt efter formelen:

$$E_{\text{tot}} = e^x \cdot \ell$$

$$(\text{g/år}) = (\text{g/km}) \cdot (\text{km/år})$$

hvor e^x er emissionsfaktoren i g/km for komponent x , mens ℓ er det totale antal km, som køres af benzinerne i et givet år.

e^x afhænger imidlertid af en lang række faktorer, hvis indvirken medregnes i modellen. Desuden ændres e^x med årene, da fremtidige biler generelt vil have mindre emissionsfaktorer. Dette tages der også hensyn til i beregningsmodellen.

e^x 's afhængighed af ovennævnte faktorer fremgår af beskrivelsen af underprogrammet i kap. 2.3.1.

e^x 's ændring med årene fremgår af beskrivelsen af hovedprogrammet i kap. 2.3.2.

Prognosemodellen er opbygget i programmeringssproget MIRIAM, som findes ved NEUCC på Danmarks tekniske Højskole. Den overordnede opbygning af modellen er vist i fig. 2.8.

Som input til modellen anvendes emissionsfaktorerne i fig. 2.7, samt antallet af hhv. benzindrevne personbiler og benzindrevne vare- og lastbiler i 1980. Antallet af disse kan findes i (6).

Hovedprogrammet i modellen omregner emissionsfaktorerne til 5 sæt emissionsfaktorer svarende til årene: 1980, 1985, 1990, 1995 og 2000. Alle disse sæt gennemregnes af underprogrammet, som beregner de tilhørende værdier for totalemissionerne i Danmark. Alle værdierne samles

i en matrix, der kan udskrives som et skema. Matricen kan imidlertid også bruges som input i et færdigudviklet tegneprogram, således at resultaterne kan udskrives som kurver i et koordinatsystem, der som abscisser har årstal, og som ordinater har emissionerne af hhv. CO, HC og NO_x pr. år. Hovedprogram, underprogram og tegneprogram er vist i appendix 2. Nedenstående følger en beskrivelse af beregningerne i programmerne.

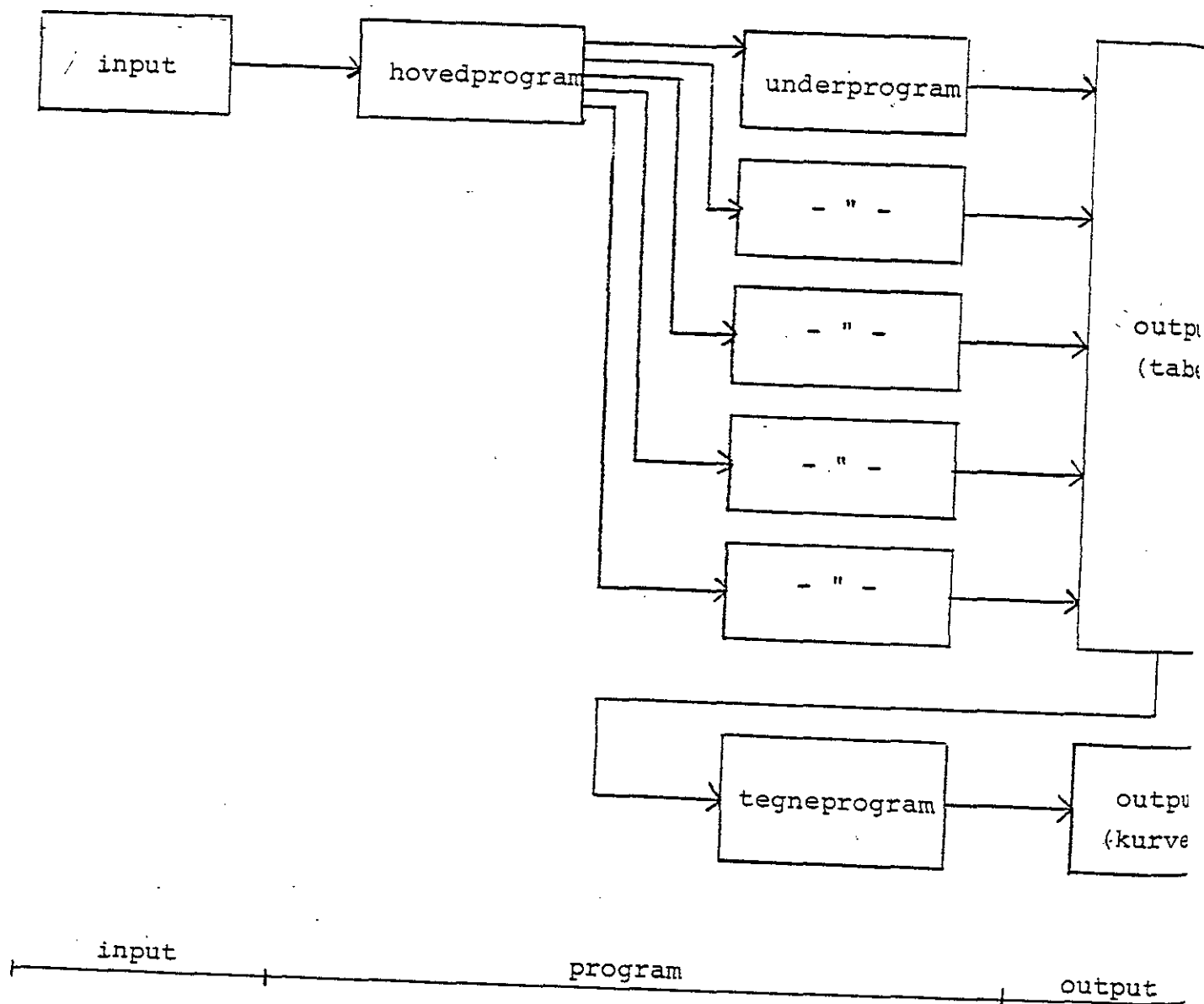


Fig. 2.8. Opbygning af prognosemodellen for benzinbiler.

2.3.1 Underprogram

Ved emissionsmålingerne beskrevet i appendix 1 er fremkommet 4 sæt emissionsfaktorer som vist i fig.

2.7. Svarende hertil arbejder underprogrammet i bokse (i programmet 4 matrixsøjler), som repræsenterer køretøjer i 4 forskellige aldersgrupper.

Ved bestemmelsen af grænserne for aldersgrupperne er der gået ud fra en overlevelseskurve for biler som den angivne på fig. 2.9.

Kurven er optegnet på baggrund af oplysninger fra (6) om overlevelse af personbiler indregistreret første gang i 1970. Efter 16 år skulle alle 1970'erne være ophugget. Dette er naturligvis en tilnærmelse. I modellen er regnet med, at alle køretøjer følger denne overlevelseskurve.

I fig. 2.7 er angivet emissionsfaktorerne for benzinerbiler af årgangene:

\leq 1970
 1971-74
 1975-77
 1978-80

Da modellen tager udgangspunkt i bilparken 1980, svarer disse årgangsgrupper til aldersgrupperne:

16-10 år, gnsnt.: 13 år (boks 4)
 10- 6 år, gnsnt.: 8 år (boks 3)
 6- 2 år, gnsnt.: 4 år (boks 2)
 2- 0 år, gnsnt.: 1 år (boks 1)

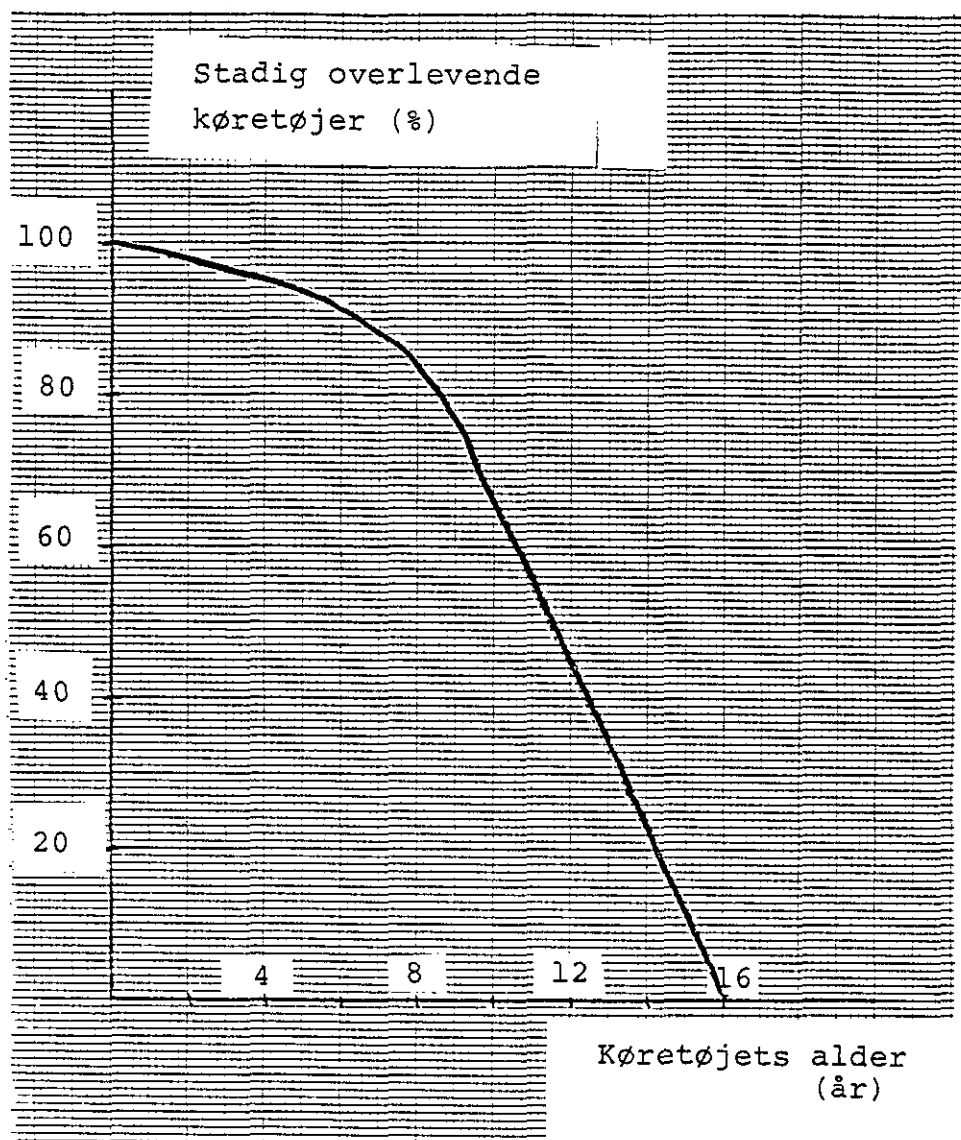


Fig. 2.9. Overlevelseskurve for personbiler af årgang 1970.

idet det som ovennævnt er antaget, at køretøjerne maksimalt lever i 16 år. Det er væsentligt at bestemme de til de 4 bokse hørende gennemsnitsaldrer, da dette er af betydning ved bestemmelse af de til aldersgrupperne hørende forværrelsesfaktorer (se senere).

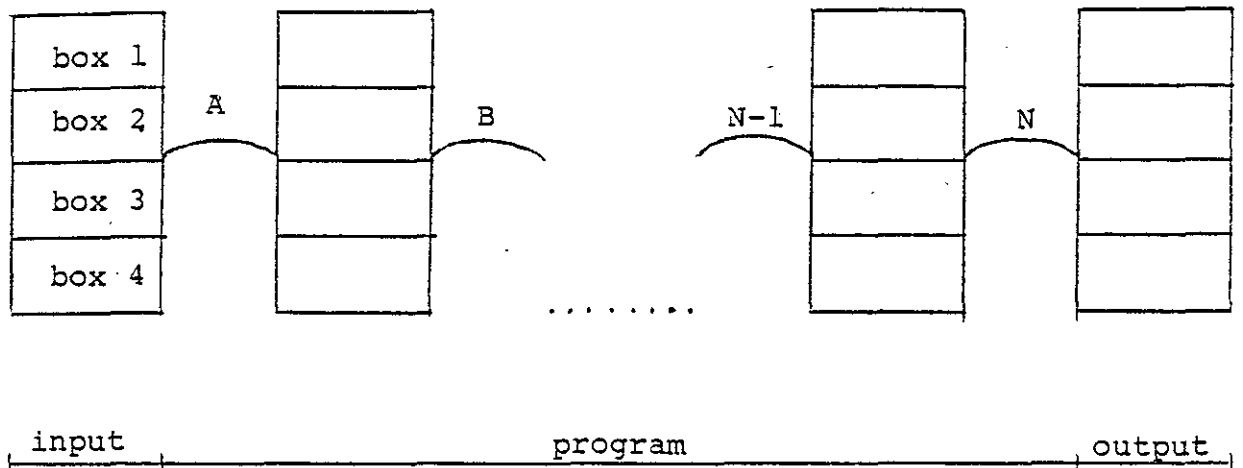


Fig. 2.10. Underprogrammets arbejdsmåde.

Programmets arbejdsmåde er søgt illustreret i fig. 2.10. Inputtet fra hovedprogrammet er allerede opdelt i bokse. I programmet udføres regneoperationer på hver af de 4 inputbokse svarende til successive transformationer givet ved funktionerne A, B, ... N-1, N. Resultatet kan matematisk udtrykkes ved:

$$R = N(N-1 \dots (B(A(b_1, b_2, b_3, b_4))) \dots)$$

$b_1 \dots b_4$ er input svarende til sæt af emissionsfaktorer (e^{CO} , e^{HC} , e^{NO_x}), som repræsenterer de 4 bilaldersgrupper.

Faktorer med indflydelse på emissionsfaktorerne:

Symbolerne A, B, ... N-1, N er funktioner, der beskriver indflydelsen af en række faktorer på sætterne af emissionsfaktorer. Disse faktorer og de tilhørende funktioner er beskrevet i det følgende.

Forværrelsesfaktorer

Emissionsfaktorerne vil ændre sig med bilens alder. Dette kan skyldes flg. årsager (5):

slitage af motordele
 motordele kommer ud af justering
 ukyndige indgreb i motoren.

Når en bil bruges, vil komponenterne i motor, karburator og tændingsanlæg komme ud af justering. Nogle af dem er rene forbrugskomponenter og må skiftes forholdsvis ofte.

tændrør
 platiner
 luftfiltre
 motorolie.

Uregelmæssig forbrænding opstår, når elektrodeafstanden i tændrørene øges p.g.a. slitage.

Det samme sker, når platinerne er slidte eller brændte. Ved elektronisk tænding, som bliver mere og mere almindelig, er dette problem elimineret.

Luftfiltre vil efterhånden stoppe til, og gennemstrømningsmodstanden vil dermed øges. Dette medfører, at det ønskede luft/brændstofforhold ikke opnås.

Hvis motorolien ikke skiftes hyppigt nok, vil øget slitage på motoren blive resultatet. Forskellige partikler fra motordele eller luft/brændstofblandingen vil akkumuleres i olien, som sliber overflader i stedet for at smøre.

Når biler ældes, vil en del komponenter som ovenfor illustreret slides, hvilket medfører ændrede emissionsfaktorer. Noget kan opvejes ved justering af motoren eller udskiftning af motordele. I de fleste tilfælde medfører udskiftninger (eller reparation) af motordele store omkostninger for bilejeren, og hvis bilens køreegenskaber i øvrigt ikke nedsættes, vil han undlade at foretage udskiftningen.

At bestemme emissionsfaktorernes ændring med tiden er en kompliceret sag, og bestemmelsen sker derfor altid empirisk. De undersøgelser, der er set i litteraturen, bygger næsten alle på sammenhængen mellem emissionsfaktor og bilens alder, hvilket er noget misvisende, idet motorsliddet i virkeligheden må være en funktion af det antal km, bilen har kørt.

Den i modellen anvendte sammenhæng bygger på en nyere engelsk undersøgelse (4) af 200 benzinbiler. Udtrykt ved forværrelsesfaktoren D , som er forholdet mellem emissionsfaktoren efter x år og emissionsfaktoren, da bilen var ny ($D = e_x/e_0$), gav undersøgelsen resultaterne, som er vist i fig. 2.11.

Tendensen med en stigning i emissionen af HC og CO samt en nedgang i emissionen af NO_x er set flere steder. Fænomenet kan forklares ud fra forholdene ved ufuldstændig forbrænding. Under disse omstændigheder vil brændstof/luftblandingen ikke omdannes fuldstændig til CO_2 og H_2O , men i højere grad består af uforbrændte produkter (HC) og mellemprodukter (CO). P.g.a. den dårligere forbrænding vil motortemperaturen nedsættes, og NO_x -koncentrationen i udstødningsgassen falde som en følge heraf.

I modelberegningerne bliver de til de 4 indgående aldersgrupper hørende emissionsfaktorer multipliceret med forværrelsesfaktorer efter flg. udtryk:

$$e_1^{\text{CO}} = e_0^{\text{CO}} \cdot 1,25$$

$$e_1^{\text{HC}} = e_0^{\text{HC}} \cdot 1,11$$

$$e_1^{\text{NO}_x} = e_0^{\text{NO}_x} \cdot 0,83$$

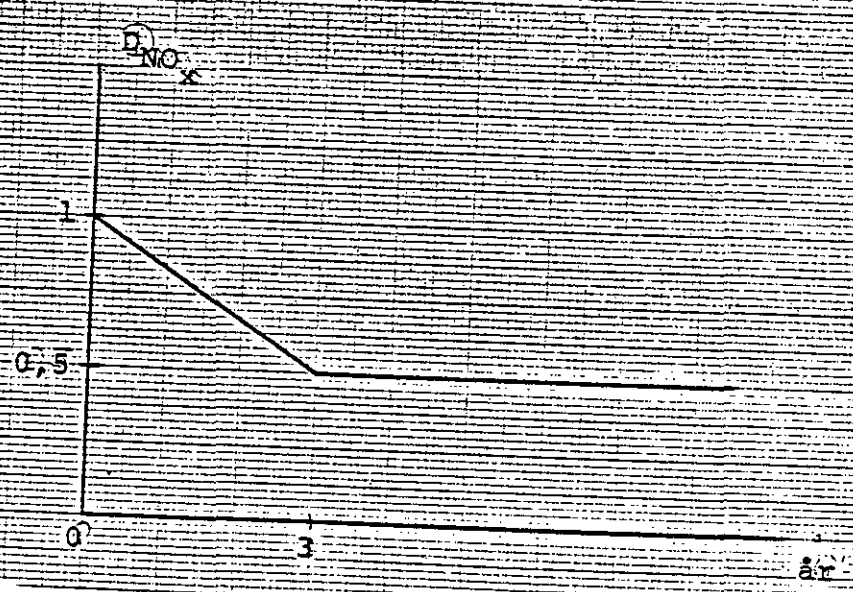
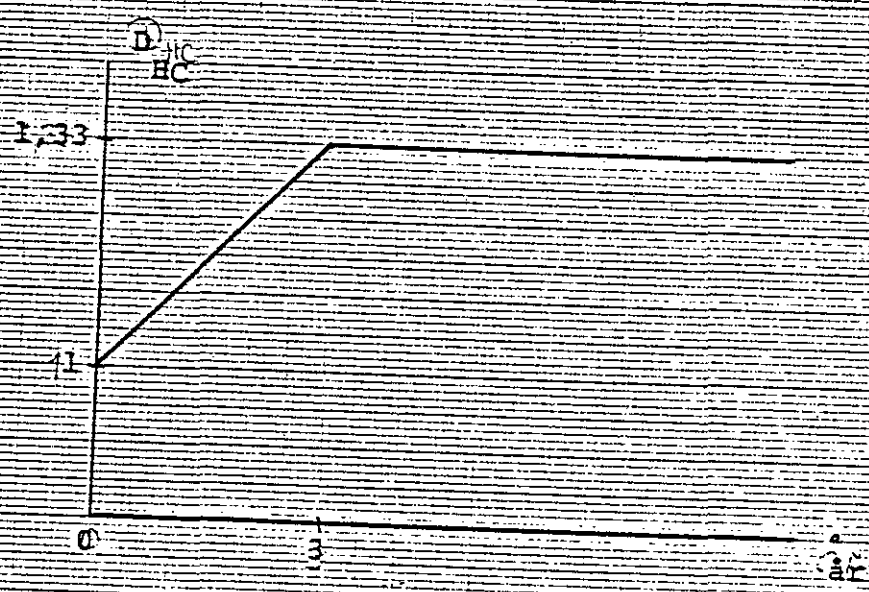
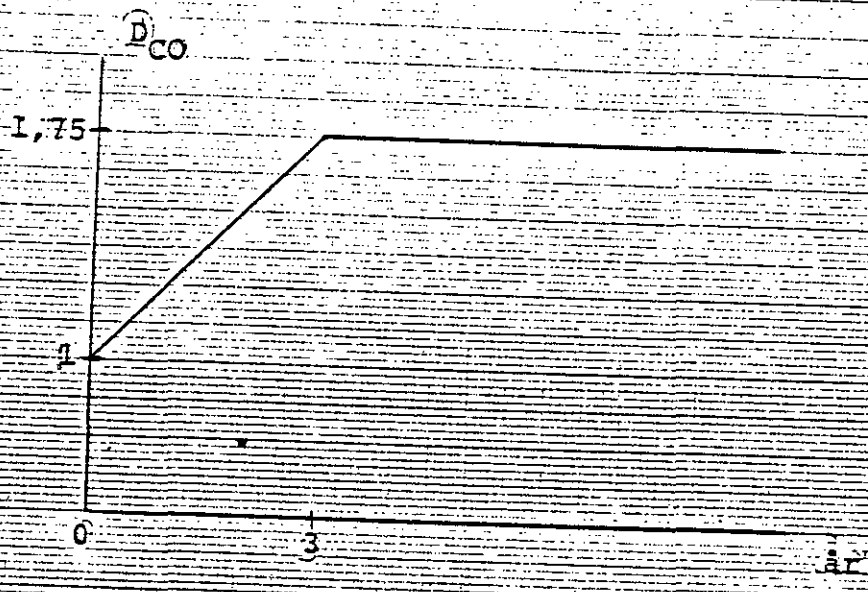


Fig. 2.11. Forvarrelsesfaktorer.

$$e_4^{\text{CO}} = e_o^{\text{CO}} \cdot 1,75$$

$$e_4^{\text{HC}} = e_o^{\text{HC}} \cdot 1,33$$

$$e_4^{\text{NO}_x} = e_o^{\text{NO}_x} \cdot 0,5$$

$$e_8^{\text{CO}} = e_o^{\text{CO}} \cdot 1,75$$

$$e_8^{\text{HC}} = e_o^{\text{HC}} \cdot 1,33$$

$$e_8^{\text{NO}_x} = e_o^{\text{NO}_x} \cdot 0,5$$

$$e_{13}^{\text{CO}} = e_o^{\text{CO}} \cdot 1,75$$

$$e_{13}^{\text{HC}} = e_o^{\text{HC}} \cdot 1,33$$

$$e_{13}^{\text{NO}_x} = e_o^{\text{NO}_x} \cdot 0,5$$

hvor sidste faktor i udtrykkene er forværrelsesfaktorer aflæst i fig. 2.11.

I underprogrammet er forværrelsesfaktorerne defineret i matricerne: KS-1-F, KS-2-F, KS-3-F og KS-4-F.

Luft-
fugtighed

Luftfugtighedens indflydelse gør sig kun gældende på NO_x -emissionen. Ved øget vanddampindhold i indsugningsluften vil motortemperaturen sænkes p.g.a. vanddampens store varmekapacitet. Dette medfører et fald i NO_x -emissionen.

Da NO_x -emissionen som nævnt i appendix 1 er beregnet efter forskrifter i ECE regulativ nr. 15, hvor indholdet korrigeres til en værdi svarende til et vanddamp-

indhold på 10,7 g H₂O pr. kg tør luft, må der ved beregningen af den aktuelle koncentration i Danmark korrigeres tilbage til et H₂O-indhold på 6 g/kg tør luft, hvilket iflg. (1) er årsmiddel for Danmark. Tilbagekorrektionen sker efter det udtryk, som angives i ECE regulativet, således at korrektionsfaktoren bliver:

$$C = 1 - 0,0329 (H - 10,7) = 1,15$$

idet H er sat til 6.

I underprogrammet sker korrektionen af emissionsfaktorerne ved multiplikation med matricen FUGTIGHEDSKORREKTION.

Målefejl

Ved målingen af emissionerne opstår en del målefejl, hvoraf nogle kan elimineres. Det drejer sig om fejl som følge af udkondensation af HC i opsamlingssystemet, absorption af NO₂ i den kondenserede vanddamp, samt diffusion af kvælstofilter ud gennem opsamlings-sækken. Tabet herved af HC og NO_x er ved målingerne på biler ≤ 1974 bestemt til (1):

HC : 8%

NO_x : 7%

mens tabet ved måling på biler af årgang 1978-80, der er bestemt i (3) er:

HC : 5,5%

NO_x : 8,5%

Korrektionsfaktorer er på baggrund af disse oplysninger opstillet i en matrix, der i programmet kaldes MÅLEFEJLSKORREKTION.

Koldstart
og omgivel-
sestemperatur

Ved måling af emissionen i laboratoriet startedes køretøjet med varm motor. I virkeligheden startes jo oftest med kold motor, og dette giver anledning til yderligere korrektion af emissionsfaktorerne.

Ved koldstart vil temperaturen ved cylindervæggen være lavere, og dette vil medføre højere HC-udslip. Motorfriktionen vil være større, hvilket medfører større effektbehov og dermed større volumen udstødningsgas.

Situationen er meget kompliceret, og en række forhold ud over de allerede beskrevne kunne nævnes. Resultatet fremgår imidlertid af en svensk undersøgelse (25), hvor forholdet mellem emissionsfaktorerne baseret på de 2 første cykler i ECE testen (m. koldstart) og de 2 sidste beregnedes på grundlag af målinger på 35 biler. Resultatet fremgår af fig. 2.12.

CO	NO _x	Omgivelsestemp.
2,65	1,10	0°C
1,80	1,27	20°C

Fig. 2.12. Forholdet mellem emissioner ved 2 ECE kørecykler med hhv. kold- og varmstart.

Som det fremgår af tabellen blev forholdet ved HC-emissionerne ikke undersøgt. Imidlertid anvendtes i (1) et forhold for HC på 1,60 også på baggrund af svenske målinger. Dette forhold var baseret på 4 x ECE kørecyklus. Omregnes værdierne i fig. 2.12 til 4 x ECE kørecyklus efter flg. udtryk:

$$f_{4xECE} = (f_{2xECE} + 1) / 2$$

fås forhold som vist i fig. 2.13.

CO	HC	NO _x	Omgivelses- temperatur
1,83	(1,60)	1,05	0°C
1,40	1,60	1,14	20°C

Fig. 2.13. Forholdet mellem emissioner ved 4 ECE kørecykler med hhv. kold- og varmstart.

For HC findes ingen målinger ved omgivelsestemperaturer på 0°C, men forholdet er sat til 1,6 som ved 20°C, hvilket naturligvis giver anledning til nogen fejl.

hvil

I programmet indføres disse korrektionsfaktorer i matricen OT. Matricen er genereret på en sådan måde, at man vilkårligt kan vælge omgivelsestemperaturer mellem 0°C og 20°C. Mellemliggende værdier er fremkommet ved interpolation.

I programmet regnes altså med, at der altid startes med kold motor.

Jvf. målinger foretaget af Meteorologisk Institut (24) kan et dansk gennemsnitsår inddeles i en kold periode á 227 døgn med en gennemsnitstemperatur på 4°C og en varm periode á 138 døgn med en gennemsnitstemperatur på 15°C.

Korrektionsfaktorerne i matricen OT udvælges på baggrund af disse temperaturer og vægtes i forhold til de respektive perioders længde.

Gennemsnitlig kørelængde

Den gennemsnitlige kørelængde sættes som i (1) til 9 km. Korrektionen af emissionsfaktorerne for koldstart og omgivelsestemperatur foregår da 4 x ECE Kørselsmønstret svarer til 4,05 km efter flg. udtryk:

$$e^x = \frac{4,05}{9} \cdot e_1^x + \frac{9-4,05}{9} \cdot e_2^x$$

hvor e_1^x er emissionsfaktoren korrigeret med en faktor fra matricen OT udvalgt som beskrevet ovenfor, mens e_2^x er den ikke korrigerede emissionsfaktor. e^x er den resulterende emissionsfaktor for komponenten x.

Kørte km
og bilantal

Da underprogrammet opererer med 4 forskellige aldersgrupper af biler, må antal biler og kørte km pr. bil findes for de respektive aldersgrupper.

Boyhus (23) fandt en sammenhæng mellem alder og kørte km for den københavnske bilpark 1973 som fremgår af fig. 2.14. Værdierne fra fig. 2.14 indgår i programmet i matricen KØRSELSMATRIX, idet denne matrix indeholder værdier for biler af alderen 0-1 år, 1-2 år, ..., 15-16 år. Værdierne i matricen skal multipliceres med en eller anden faktor < 1 , idet biler idag ikke kører så meget som tidligere (først og fremmest energikrisen er skyld i dette). Det antages altså, at den relative sammenhæng stadig er som i 1973.

ÅR	≥ 6	5 - 6	4 - 5	3 - 4	2 - 3	1 - 2	0 - 1
ANTAL	197	64	67	87	88	113	118
\bar{x}	12.500	15.400	16.700	19.700	22.400	24.100	27.900
σ	5.300	5.800	6.100	12.800	15.200	19.700	23.800
$\frac{\sigma \cdot x}{\sqrt{N-1}}$	400	700	800	1400	1600	1900	2200

Fig. 2.14. Sammenhængen mellem køretøjers alder og kørte km pr. år, (\bar{x}).

Sammensætningen af bilparken fordelt på årgange fremgår af fig. 2.15 og 2.16, der er taget fra (6). Disse tabeller er indkodet i programmet (kaldet TABEL_38_80 og TABEL_38_81) og den procentvise fordeling af bilparken er fundet som middelværdien af procentfordelingen pr. 31.12.79 og pr. 31.12.80 for personbiler. Biler af årgang 1978-80 regnes hørende til aldersgrup-

<u>Antal</u>	Person- biler 1	Små varebiler ¹ 2	Store varebiler ² 3	Last- biler ³ 4	Busser 5
1944 og tidl.	1.249	4	3	33	1
1945 - 49	180	15	3	14	1
1950 - 54	1.506	40	22	93	5
1955 - 59	8.229	76	45	196	50
1960 - 64	57.196	358	415	627	376
1965	24.603	196	270	257	169
1966	37.717	291	547	470	256
1967	49.820	615	864	782	333
1968	57.147	1.131	1.756	1.249	362
1969	87.869	1.722	1.889	2.446	329
1970	87.086	2.876	1.224	5.460	331
1971	89.523	4.551	2.047	6.392	342
1972	85.820	10.578	5.347	5.285	436
1973	116.052	20.580	9.042	7.309	435
1974	75.476	8.429	4.485	6.018	356
1975	109.378	10.606	9.181	6.427	457
1976	143.128	13.465	17.291	11.287	618
1977	135.382	7.280	15.110	10.496	734
1978	130.311	5.521	5.423	10.825	790
1979	125.771	6.008	7.136	11.706	728

Fig. 2.15. Sammensætningen pr. 31.12.79 af bilparken fordelt på årgange.

<u>Antal</u>	Person- biler	Små varebiler ¹	Store varebiler ²	Last- biler ³	Busser
1944 og tidl.	1.194	4	3	30	1
1945 - 49	163	12	1	8	1
1950 - 54	1.154	30	16	83	4
1955 - 59	5.818	53	45	153	29
1960 - 64	38.763	242	303	465	299
1965	17.340	136	164	163	141
1966	27.515	194	334	302	175
1967	38.272	387	514	493	258
1968	45.359	730	1.058	845	335
1969	71.686	1.107	1.153	1.664	320
1970	75.305	2.002	833	3.888	325
1971	80.243	3.413	1.566	4.725	330
1972	80.624	8.631	4.462	4.082	417
1973	112.962	17.906	8.106	5.946	397
1974	74.178	7.579	4.003	5.096	342
1975	109.944	9.407	8.598	5.434	449
1976	145.200	12.887	17.092	10.439	597
1977	136.321	7.141	14.991	9.937	733
1978	129.675	5.396	5.328	10.353	791
1979	124.800	5.946	7.082	11.486	726
1980	73.031	4.303	6.282	7.749	681

Fig. 2.16. Sammensætningen pr. 31.12.80 af bilparken fordelt på årgange.

pe 1 (boks 1), årgangene 1975-77 til aldersgruppe 2 (boks 2), årgangene 1971-74 til aldersgruppe 3 (boks 3) og årgangene ≤ 1970 regnes hørende til aldersgruppe 4 (boks 4). Sidenhen multipliceres disse procenttal med det totale antal benzindrevne person- og vare/lastbiler i år X, der hentes fra hovedprogrammet. I underprogrammet er den procentvise sammensætning af bilparken angivet i matricen BILFLOW, de absolutte tal for år X er anbragt i matricen BENZINBILER, totalantallet af benzindrevne personbiler kaldes PBB og antallet af benzindrevne vare/lastbiler kaldes PVLB.

Faktoren som KØRSELSMATRIX skulle multipliceres med er bestemt således, at det totale antal kørte km i 1980 bliver 23,6 mia km, hvilket iflg. (6) var det antal km, som totalt kørtes af benzindrevne person- og vare/lastbiler. Det totale antal kørte km står i matricen BENZINBIL_KM, der er fundet som:

antal kørte km pr.	antal biler pr.
aldersgruppe pr. år	aldersgruppe

(KM_KØRSEL) . (BENZINBILER)

Her foregår multiplikationen inden for hver af de 4 aldersgrupper. Det viste sig derved, at faktoren skulle være: (14400/15700).

%-dele
by- og
landevejs-
kørsel

Der regnes med 50% bykørsel og 50% landevejskørsel. Dette beror udelukkende på et skøn. I (1) anvendtes det samme skøn.

Som tidligere nævnt regnes med en middelhastighed på 30 km/h og 80 km/h ved hhv. by- og landevejskørsel. Dette medfører korrektionsfaktorer, som kan findes af fig. 2.3. Faktorerne herfra er indkodet i programmet i matricen HASTIGHEDSMATRIX.

Fordampning
fra tank

Fordampning fra tank medfører som tidligere nævnt et bidrag til emissionen på 0,71 g HC/km. I programmet findes fordampningen derfor som:

BENZIN_KM · FORDAMPNING,

hvor BENZINBIL_KM er det totale antal kørte km og FORDAMPNING er ovennævnte emissionsfaktor for fordampningen.

2.3.2. Hovedprogram

Hovedformålet i hovedprogrammet er at danne input til underprogrammet. Input gives i form af sæt af emissionsfaktorer (e^{CO} , e^{HC} , e^{NO_x}) for hvert af årene 1980, 1985, 1990, 1995 og 2000. I 1980 er emissionsfaktorerne direkte givet ved fig. 2.7, der repræsenterer en stikprøve af bilparken 1980. Emissionsfaktorerne ændrer sig imidlertid med årene, fordi bilparken udskiftes kontinuerligt.

Idet det antages, at emissionsfaktorerne for nye biler ændrer sig hvert 5. år, fremgår det af fig. 2.17 hvilket bidrag de fremtidige emissionsfaktorer giver i hver af de 4 aldersgrupper, som underprogrammet opererer i. Det er i figuren antaget, at emissionsfaktorerne ikke ændrer sig i perioden 1980-85. f_{85} , f_{90} og f_{95} betegner de emissionsfaktorer, som nye biler har fra og med hhv. 1985, 1990 og 1995.

Skrevet op matematisk fås emissionsfaktorerne i de fremtidige år for de 4 aldersgrupper som følger:

1980:

Aldersgruppe 1:	e_1
- 2:	e_4
- 3:	e_8
- 4:	e_{13}

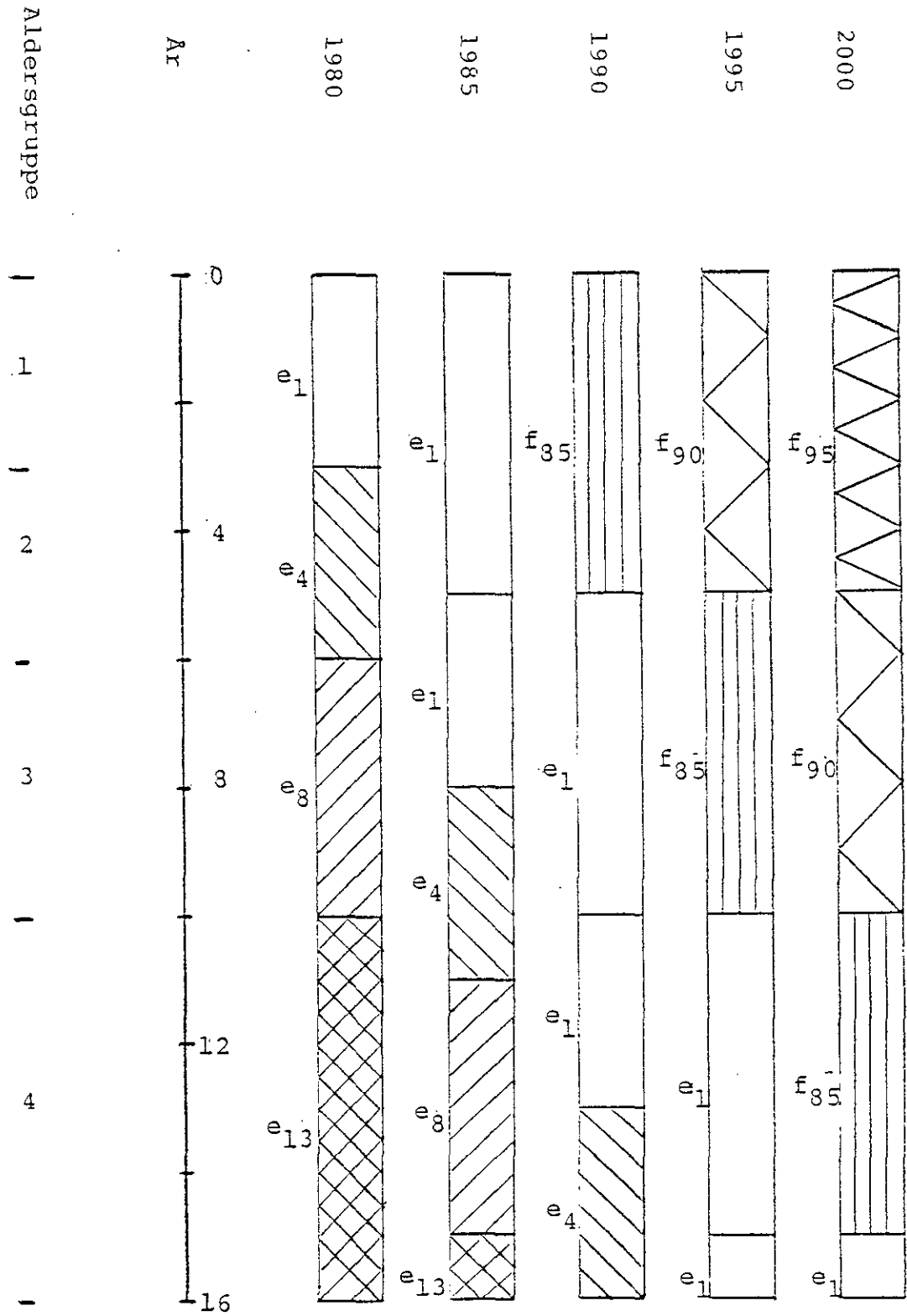


Fig. 2.17. Emissionsfaktorernes fordeling på aldersgrupper.

1985:

Aldersgruppe 1: e_1
 - 2: e_1
 - 3: $\frac{1}{2} \cdot e_1 + \frac{1}{2} \cdot e_4$
 - 4: $\frac{1}{6} \cdot e_4 + \frac{2}{3} \cdot e_8 + \frac{1}{6} \cdot e_{13}$

1990:

Aldersgruppe 1: f_{85}
 - 2: $\frac{2}{3} \cdot f_{85} + \frac{1}{3} \cdot e_1$
 - 3: e_1
 - 4: $\frac{1}{2} \cdot e_1 + \frac{1}{2} \cdot e_8$

1995:

Aldersgruppe 1: f_{90}
 - 2: $\frac{2}{3} \cdot f_{90} + \frac{1}{3} \cdot f_{85}$
 - 3: f_{85}
 - 4: e_1

2000:

Aldersgruppe 1: f_{95}
 - 2: $\frac{2}{3} \cdot f_{95} + \frac{1}{3} \cdot f_{90}$
 - 3: f_{90}
 - 4: $\frac{5}{6} \cdot f_{85} + \frac{1}{6} \cdot e_1$

Input til underprogrammet beregnes i hovedprogrammet efter ovenstående udtryk. Inputtet bringes til underprogrammer i sætninger af formen:

DEL: = PROGNOSE EMISSIONSFAKTORER, PBB,
 PVLB, FOR;

2.3.3. Følsomhedsanalyse

Til vurdering af usikkerheden ved beregningerne er en del kritiske parametres værdier varieret for at undersøge indflydelsen på emissionerne i 1980. Indflydelsen af indgrebene A,B,...,G fremgår af fig. 2.18. De angivne tal er relative. Indgrebene beskrives nedenstående:

CO-emission:

Ændring	A	B	C	D	E	F	G
+	96	97	100	120	193	100	97
Ingen	100	100	100	100	100	100	100
-	106	102	100	80	114	100	103

HC-emission:

Ændring	A	B	C	D	E	F	G
+	96	100	100	120	93	98	96
Ingen	100	100	100	100	100	100	100
-	105	100	100	80	115	102	104

NO_x-emission:

Ændring	A	B	C	D	E	F	G
+	99	101	92	120	100	112	104
Ingen	100	100	100	100	100	100	100
-	101	99	109	80	100	91	97

Fig. 2.18. Resultat af følsomhedsanalysen for benzincbiler (se teksten).

A. Gennemsnitlig kørelængde:

Den gennemsnitlige kørelængde pr. tur er ændret fra 9 km til hhv. 10 og 8 km. Der ses at være nogen indflydelse på CO- og HC-emissionen.

B. Omgivelsestemperaturen:

Den gennemsnitlige omgivelsestemperatur er ændret med hhv. $+4^{\circ}\text{C}$ og -4°C . Der ses at være en ganske svag afhængighed for CO's vedkommende. Grunden til, at HC ikke udviser nogen afhængighed er, at der bevidst ikke er taget hensyn til dette (jvf. fig. 2.13).

C. Luftfugtigheden:

Luftfugtigheden er ændret fra 6 g $\text{H}_2\text{O}/\text{kg}$ tør luft til hhv. 9 g og 3 g. Der ses som ventet at være afhængighed for NO_x 's vedkommende.

D. Forældelsesfaktorer:

Forældelsesfaktorerne er ændret hhv. $\pm 20\%$, og indflydelsen er lige så stor som ændringen. Der er således stærk afhængighed.

E. Hastighed ved bykørsel:

Gennemsnitshastigheden ved bykørsel er ændret fra 30 km/h til hhv. 40 km/h og 20 km/h. Der er tydelig følsomhed for CO og HC, mens NO_x ikke viser nogen følsomhed.

F. Hastighed ved landevejskørsel:

Gennemsnitshastigheden ved landevejskørsel er ændret fra 80 km/h til hhv. 90 km/h og 70 km/h. NO_x ses at være tydeligt følsom overfor ændringen, mens der kun

er svag følsomhed at spore for HC.

G. Forholdet landevejskørsel/bykørsel:

Forholdet er ændret fra 50/50 til hhv. 60/40 og 40/60. Der ses at være nogen afhængighed både for CO, HC og NO_x .

2.3.4. Resultater

Som tidligere nævnt indføres ECE regulativ nr. 15-03 i Danmark i 1984. Imidlertid vil overgang til ECE regulativ nr. 15-04 finde sted kort efter. Der er derfor i prognosen forudsat overgang til 15-04 i 1985, idet det forventes, at bilfabrikanterne vil tilpasse sin produktion efter disse krav. Grænseværdierne i 15-04 er vægtet i forhold til vægtklassefordelingen af bilparken pr. 31.12.80. Der er endvidere regnet med et forhold 1/1 mellem emissionerne af HC og NO_x (15-04 sætter grænseværdi for summen af HC og NO_x).

I fig. 2.19-21 er prognosemodellens resultat vist under forudsætning af, at antallet af benzindrevne biler er uændret i perioden 1980-2000.

Man ser, at indførsel af ECE regulativ nr. 15-04 omgående vil medføre en nedgang i CO-emissionen, der derefter synes at stagnere omkring år 2000, mens HC-emissionen vil stige frem til 1995, hvorefter emissionen er konstant. NO_x -emissionen vil stige ganske lidt indtil 1985, og derefter være konstant.

Figurerne 2.19-21 er velegnede til at beskrive virkningerne af indførsel af grænseværdier, men det er urealistisk at tro, at bilsalget vil være konstant. Iflg. en energiprognose fra Energistyrelsen vil for-

bruget af benzin i transportsektoren falde med ca. 20% i perioden 1980-2000. Idet dette fald er antaget at foregå jævnt i perioden 1985-2001, viser fig. 2.22-24 prognosemodellens resultat. Dette ses for alle emissionerne at have en kraftigere virkning end indførsel af grænseværdier. Prognosen er sammenlignet med Ib Rasmussens prognose i nedenstående tabel:

CO		HC		NO _x		År
1980	2000	1980	2000	1980	2000	
$5,5 \cdot 10^5$	$3,0 \cdot 10^5$	$8,0 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^4$	$6,0 \cdot 10^4$	$7,5 \cdot 10^4$	IR's undersøgelse
$5,2 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^5$	$5,3 \cdot 10^4$	$5,2 \cdot 10^4$	$5,8 \cdot 10^4$	$4,8 \cdot 10^4$	Denne undersøgelse

(enhed: t/år)

Sammenligningen viser god overensstemmelse for CO, mens HC emissionen er noget lavere bestemt i denne undersøgelse. For NO_x er overensstemmelsen god i 1980, mens der i denne undersøgelse er fundet en væsentlig lavere emission i år 2000.

2.3.4.1. Usikkerhed

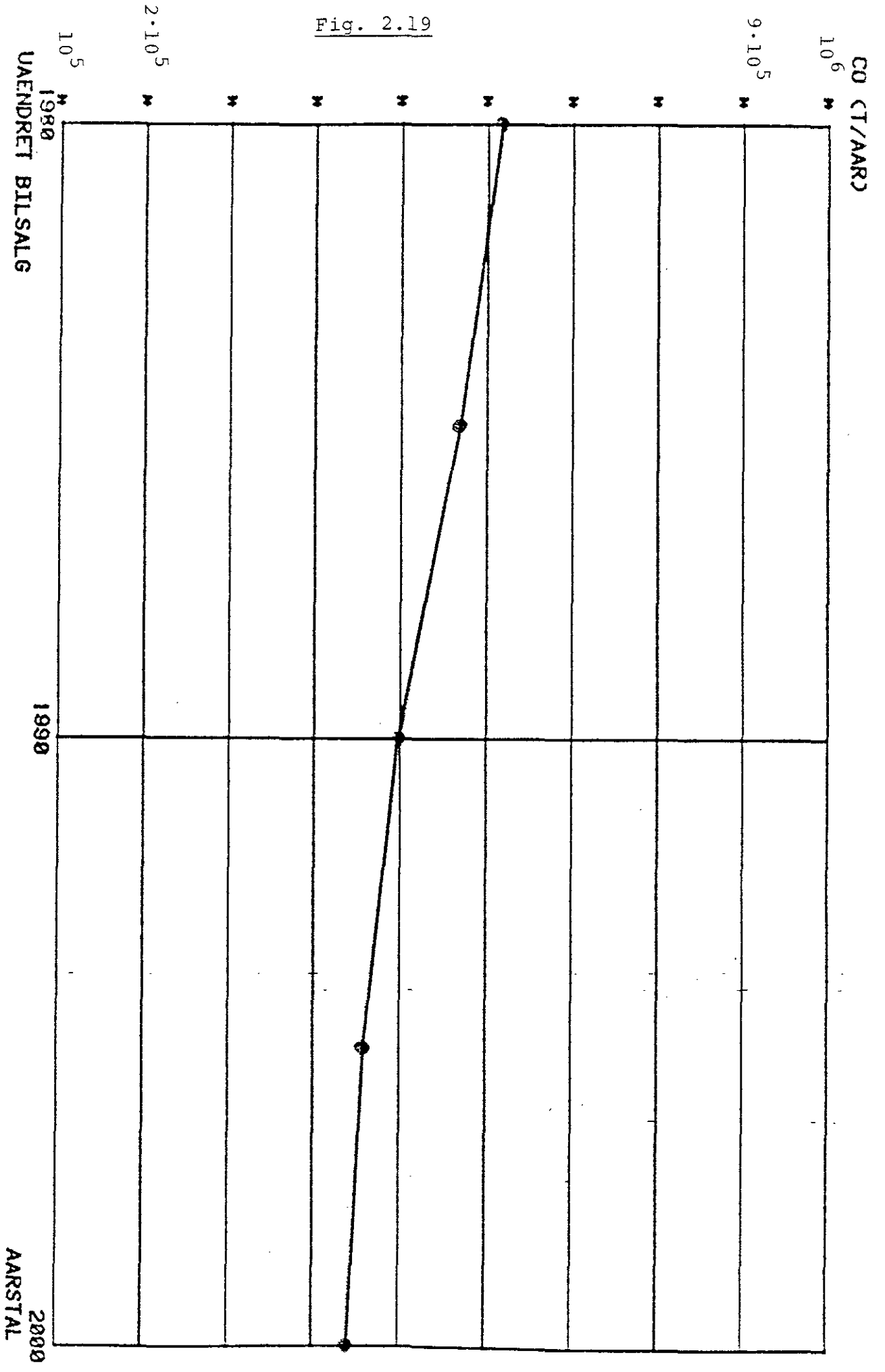
Usikkerheden ved prognosen kan opdeles i flg.:

- 1) usikkerhed ved måling på stikprøve i laboratoriet
- 2) usikkerhed, som skyldes forskellem mellem stikprøven og den aktuelle bilpark

- 3) usikkerhed ved fastlæggelse af diverse skøn i beregningsmodellen
- 4) usikkerhed ved forudsigelserne om bilparkens udvikling frem til år 2000.

Det er næsten umuligt at sætte tal på usikkerhederne, men det må forstås, at den samlede usikkerhed kan være meget stor.

Fig. 2.19



HC CT/AARJ

10^5

$9 \cdot 10^4$

Fig. 2.20

$2 \cdot 10^4$

10^4

1989
UAENDRET BILSALG

1998

2000
AARSTAL

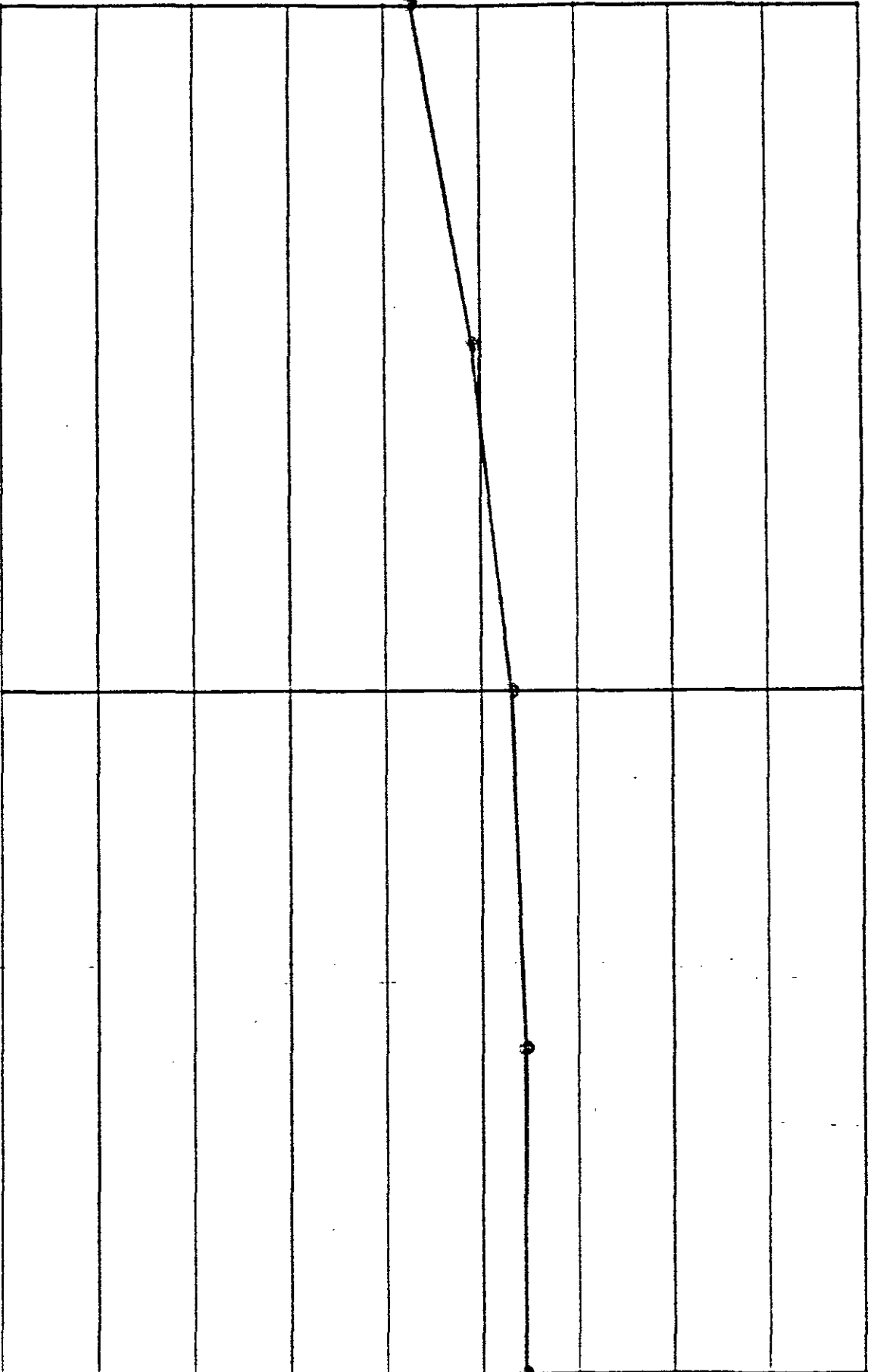
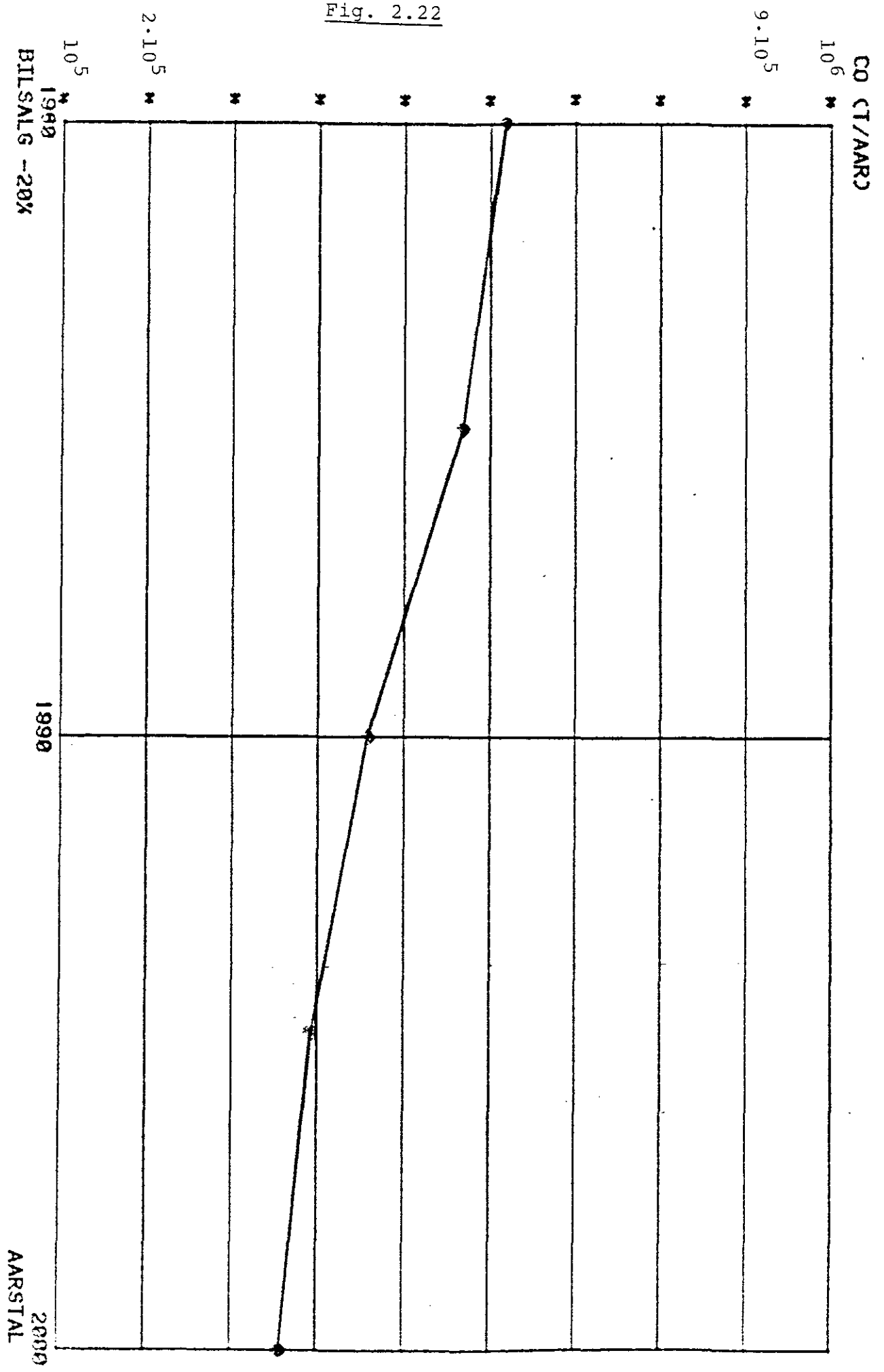


Fig. 2.22



HC (T/AAR)

10⁵

9.10⁴

Fig. 2.23

2.10⁴

10⁴

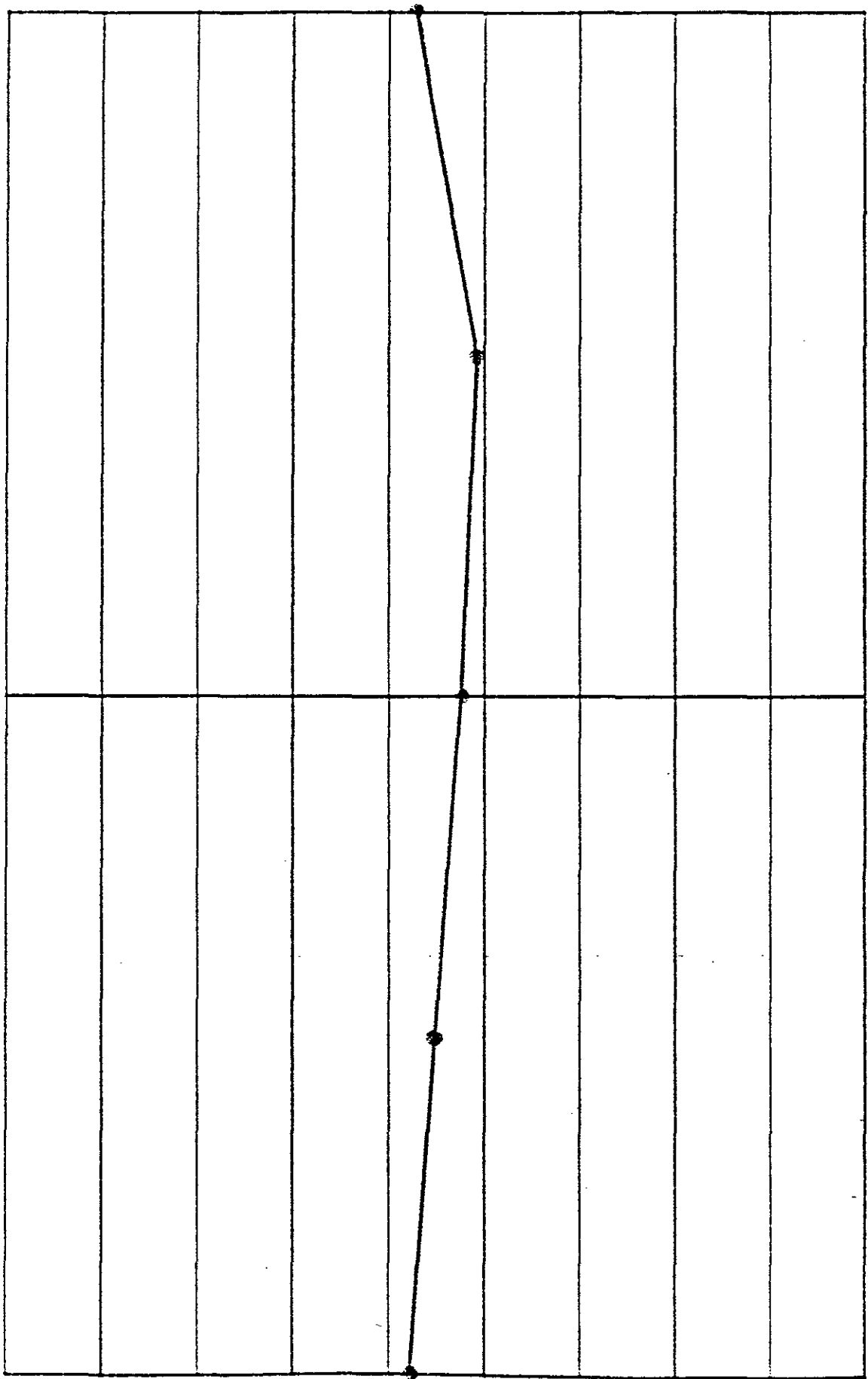
BILSALG - 20X

AARSTAL

1988

1990

2000



NOX CT/AARJ
10⁵ *

9.10⁴ *

Fig. 2.24

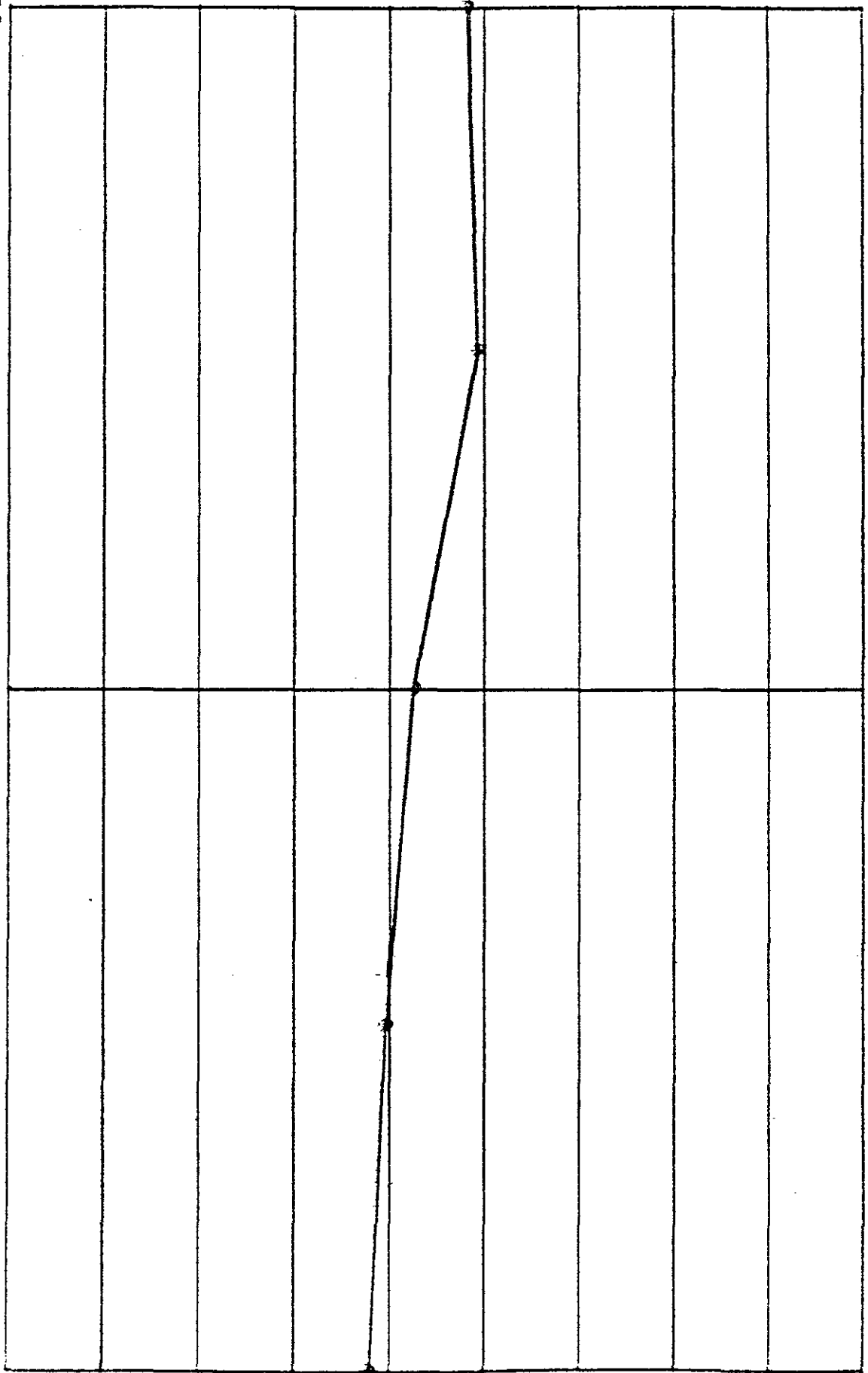
2.10⁴ *

10⁴ *

1990
BILSALG - 20%

1990

2000
AARSTAL



3. Dieseldrevne lastbiler

Der findes i dag kun et meget ringe kendskab til kørselsmønstre for lastbiler. Undersøgelser omkring dette kompliceres meget i forhold til undersøgelser over personbilers kørselsmønstre, idet lastbiler er en meget mere uensartet gruppe af køretøjer med vidt forskellige funktioner.

I litteraturen er specielt set amerikanske emissionsmålinger på dieselmotorer, hvor motoren direkte har været tilkoblet en bremse. Imidlertid er det meget tvivlsomt, om målinger på amerikanske diesellastbiler er repræsentative for den danske lastbilpark.

Det er så heldigt, at man i Sverige på Statens Naturvårdsverk i Studsvik, Bilavgaslaboratoriet for nylig har foretaget målinger på et større antal diesellastbiler. Disse målinger (13) er ganske klart den mest grundige undersøgelse, der er set vedrørende emnet. Beregningen af totalemissionen af CO, HC og NO_x fra diesellastbiler i Danmark er i denne undersøgelse derfor baseret på disse målinger.

3.1. Målinger på Statens Naturvårdsverk, Sverige

Emissionsmålingerne er angivet i tabeller af formen i fig. 3.1. e^{ij} betegner her emissionsfaktoren for hastighedsklasse i og accelerationsklasse j .

Accelerations- klasse (m/s ²) Hastig- heds- klasse (km/h)	0	+0,6	+1,2	+1,8
0				
15				
30		e^{ij}		
45				
60				

Fig. 3.1 Formen, som målingerne på Statens Naturvårdsverk er angivet på.

Grunden til, at målingerne er angivet på denne måde er, at de er lavet på baggrund af køretilstande som beskrevet i USA-13-mode-kørecyklen. Fælles for de fleste testmetoder er, at de som 13-mode-testen består af en række forskellige konstante driftsforhold. Totalemissionen ved testen bestemmes ved efter et nærmere specificeret udtryk at vægte emissionerne fra de forskellige køretilstande (en undtagelse er den nyligt udarbejdede amerikanske "Transient Test Procedure"). Ved hver enkelt køretilstand belastes motoren efter en bestemt forskrift.

Ved målingerne på Statens Naturvårdsverk er resultaterne på skemaformen (angivet i fig. 3.1) fremkommet ved subjektivt ud fra erfaring at vægte køretilstande i 13-mode-testen i hvert enkelt rubrik.

Målingerne, der er foretaget ved at opstille testbilerne på et chassisdynamometer, er givet ved et skema for hver af vægtklasserne: 5 t, 10 t, 15 t, 20 t og 30 t reel totalvægt. Endvidere findes for hver

vægtklasse et skema for hver af komponenterne CO, HC og NO_x.

Vedrørende testbilerne citeres:

"Vid proven har använts dels fabriksnya provfordon med kontrollerade motorer, dels begagnade provfordon som lånats från åkare, bilförsäljare och biluthyrare. De begagnade fordonen varierade i ålder och körsträcka från nästan nya till ca 10 år och 60-70 0000 mil.

Fördelning av provfordon på fabrikat:

Scania provbilar (nya)	5
Scania övriga	24
Volvo provbilar (nya)	5
Volvo övriga	18
Mercedes Benz	9
Ford	7
FIAT	3
Bedford	2
DAF	1 "

Til bestemmelse af emissionsfaktorer for en given lastbil i den danske bilpark er det nødvendigt at gå ud fra et stiliseret kørselsmønster, som bestemmer vægtningen af de i fig. 3.1 beskrevne køretilstande. Kørselsmønstre bestemmes i kap. 3.2 sammen med de afledede emissionsfaktorer.

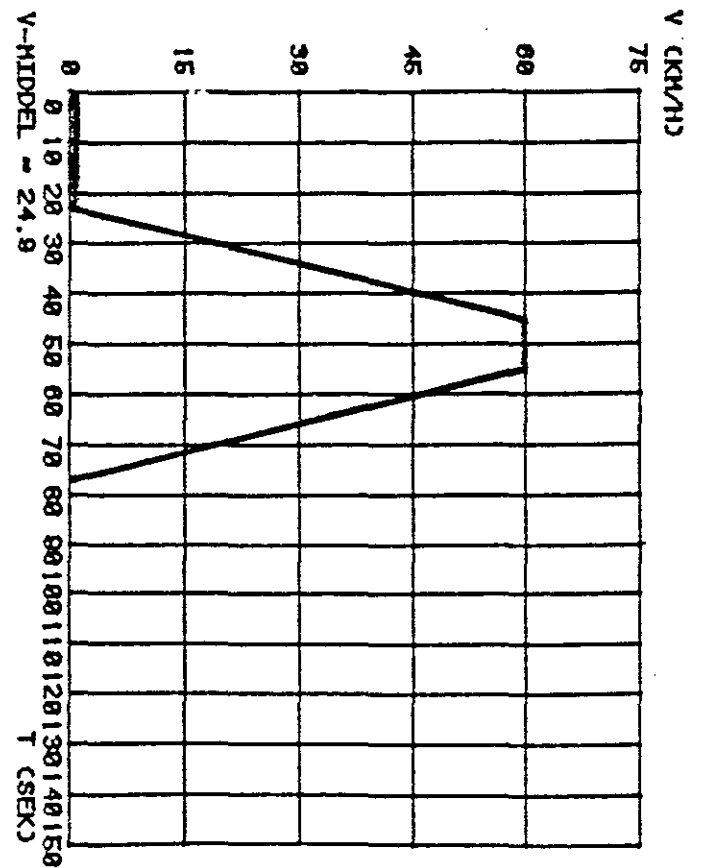
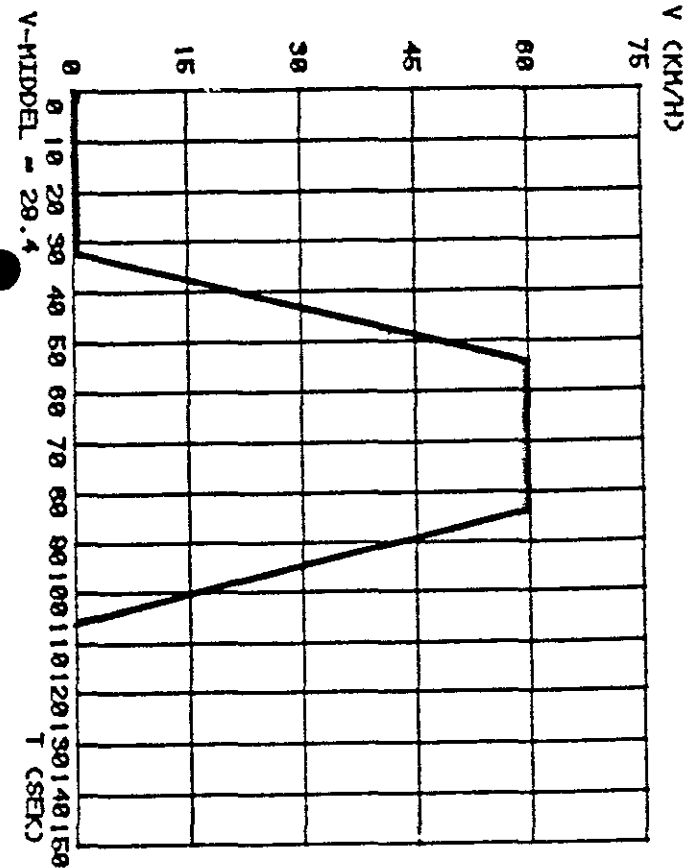
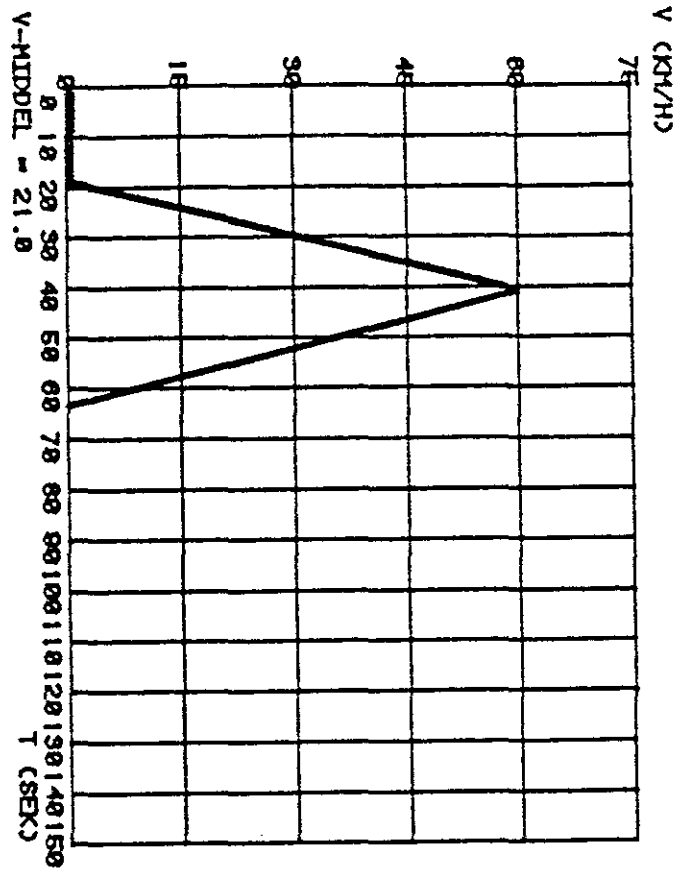
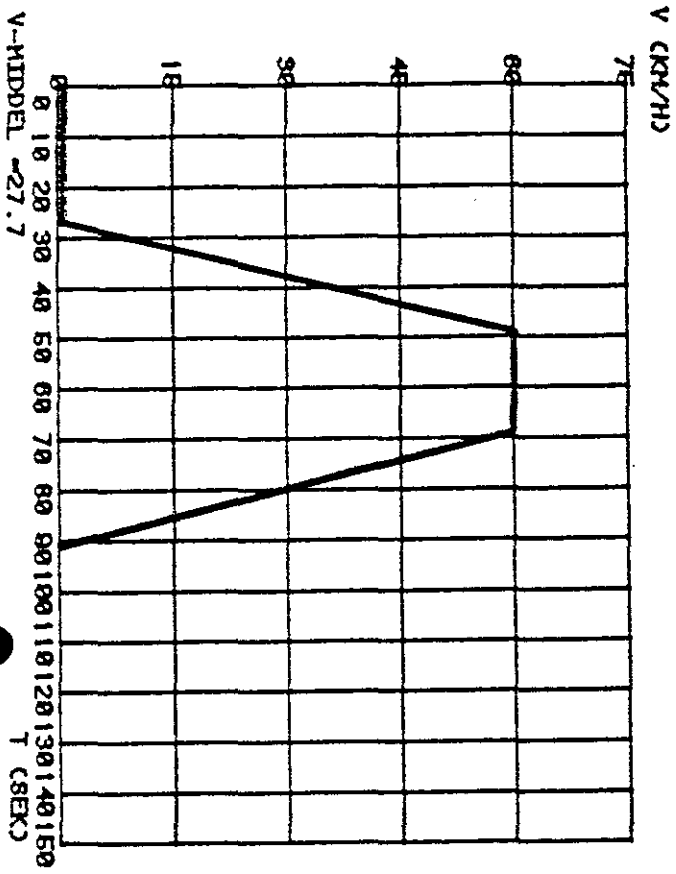
3.2. Emissionsfaktorer

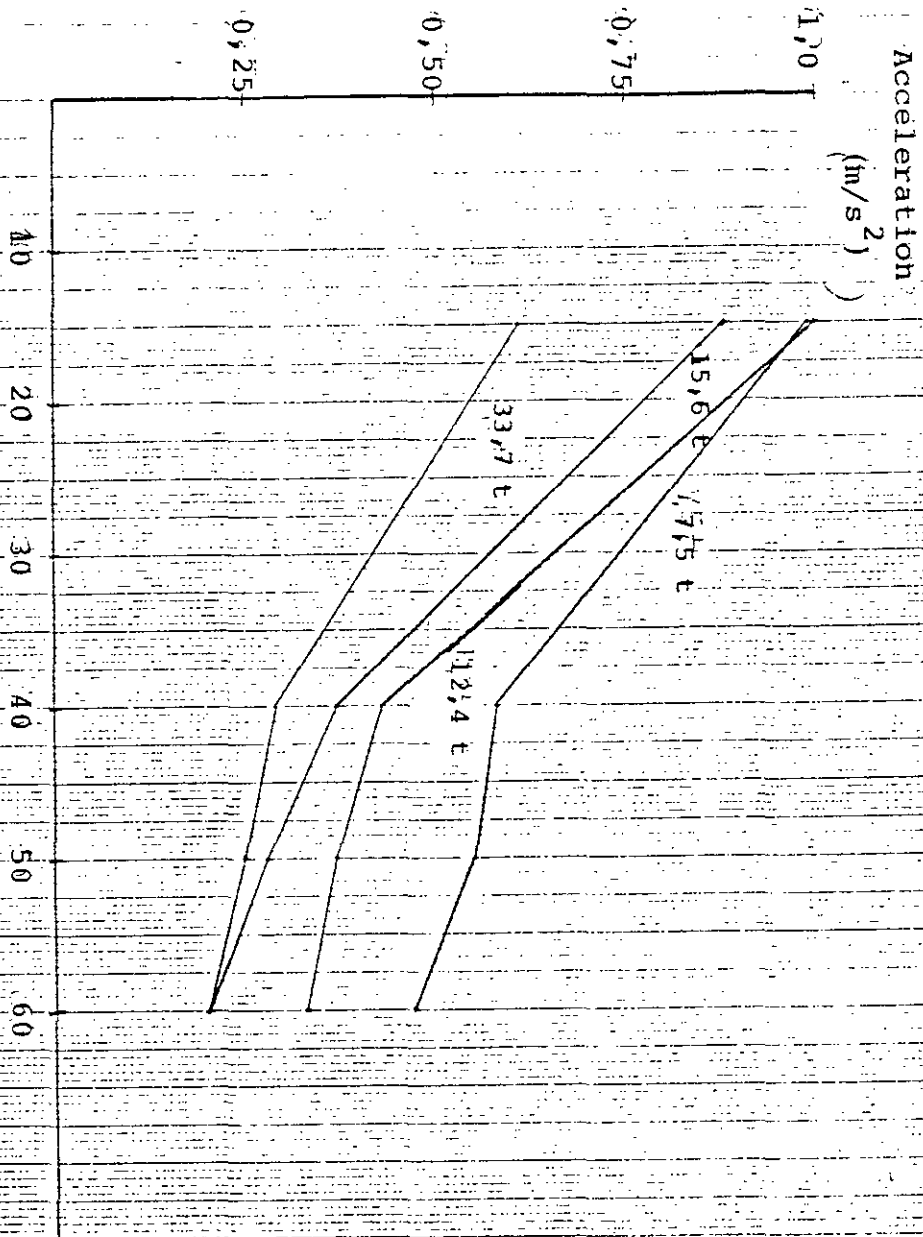
Kørsels-
mønstre
ved bykørsel

På fig. 3.2 er som eksempel vist bykørselsmønstre for en lastbil med en reel totalvægt på 7,5 t. Kørselsmønstret er angivet for 4 forskellige middelhastigheder.

Fig. 3.2

Kørselsmønstre for lastbiler (7,5 t).





hastighed
(km/h)

Fig. 3.3. Lastbilers acceleration som funktion af hastighed (baseret på testkørsel af 4 forskellige lastbiler i tidsskriftet "Danske Vognmænd" 1982-83).

Kørselsmønstrene er konstrueret ved at antage flg.:

- 1) ved bykørsel udgør den tid, en lastbil kører i tomgang, 30% af totaltiden
- 2) lastbiler med en reel totalvægt under 7,5 ton vil ved bykørsel maksimalt køre 60 km/h, større lastbiler vil maksimalt køre 50 km/h
- 3) et gennemsnitligt bykørselsmønster består af kørsel i tomgang, acceleration til maksimal hastighed, kørsel med konstant hastighed og deceleration til 0 km/h.

Idet acceleration og deceleration for en lastbil kan findes af fig. 3.3 (deceleration sættes lig acceleration med modsat fortegn), bliver det stiliserede kørselsmønster derved en funktion af middelhastigheden alene.

Middelhastighederne for lastbiler af forskellige vægtklasser skønnes, idet ingen målinger foreligger. For lastbiler op til 10 t reel totalvægt skønnes en middelhastighed på 27 km/h, for større lastbiler skønnes 24 km/h (hhv. 10 og 20% lavere end som bestemt for benzinbilparken, der overvejende består af personbiler).

Kørselsmønstre ved landevejskørsel

Ved landevejskørsel er det antaget, at lastbiler kører lidt langsommere end personbiler. Gennemsnitshastigheden for benzinbilparken, der overvejende består af personbiler, blev i kap. 2 sat til 80 km/h. Det skønnes derfor, at diesellastbiler ved landevejskørsel kører konstant 75 km/h.

Bestemmelse af emissionsfaktorer

Bestemmelsen af emissionsfaktorerne ved bykørsel foregår ved aflæsning og interpolation/extrapolation af kurverne i fig. 3.4-12. Disse angiver emissionsfaktorerne i g/km som funktion af middelhastigheden.

Nedenstående illustreres ved et eksempel, hvorledes kurvepunkterne er bestemt.

Som eksempel vælges en 7,5 t lastbil med en gennemsnitshastighed på 29,4 km/h. Kørselsmønstret fremgår af fig. 3.2. Det består af 32 sek. tomgang, acceleration (aflæst på fig. 3.3 til $0,75 \text{ m/s}^2$) til 60 km/h (hvilket tager 22 sek), kørsel med konstant hastighed i 30 sek og deceleration til 0 på 22 sek (fordi deceleration = -acceleration). I alt 106 sek. Dette giver flg. %-dele af de forskellige køretilstande:

tomgang:	30%
acceleration m. $0,75 \text{ m/s}^2$:	21%
kørsel m. 60 km/h:	28%
decelration m. $-0,75 \text{ m/s}^2$:	21%

Emissionsfaktoren ved bykørsel for en 7,5 t lastbil, som kører gennemsnitligt 29,4 km/h, bliver derfor:

$$e_b = 0,3 \cdot e^{to} + 0,21 \cdot e^{ac} + 0,28 \cdot e^{60} + 0,21 \cdot e^{de}$$

(indeks b står for bykørsel, to for tomgang, ac for acceleration og de for deceleration)

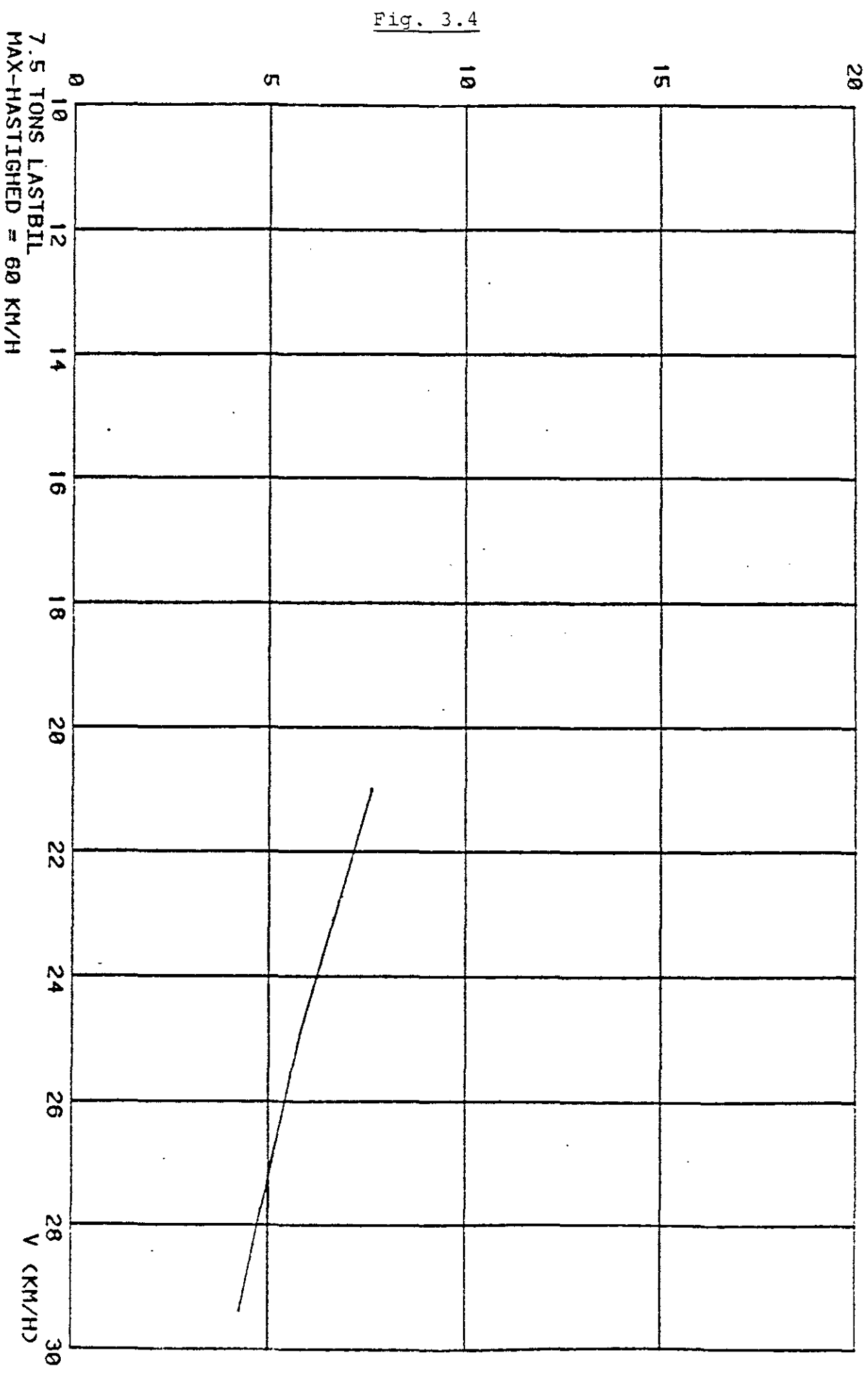
hvor emissionsfaktorerne e^{to} , e^{ac} og e^{60} kan findes ved passende interpolationer i skemaerne fra Statens Naturvårdsverk (fig. 3.1). e^{de} kan derimod ikke direkte aflæses, men må findes af flg. udtryk:

$$e^{de} = e^{ac} \cdot k$$

hvor k findes af fig. 3.13, der er bestemt som forholdet mellem e^{de} og e^{ac} ved målinger på en dieselpersonbil (25).

Ved landevejskørsel aflæses direkte i skemaerne fra Statens Naturvårdsverk (der må dog extrapoleres til 75 km/h).

CO (G/KM)



CO (G/KH)

15 TONS LASTBIL
MAX-HASTIGHED = 50 KM/H

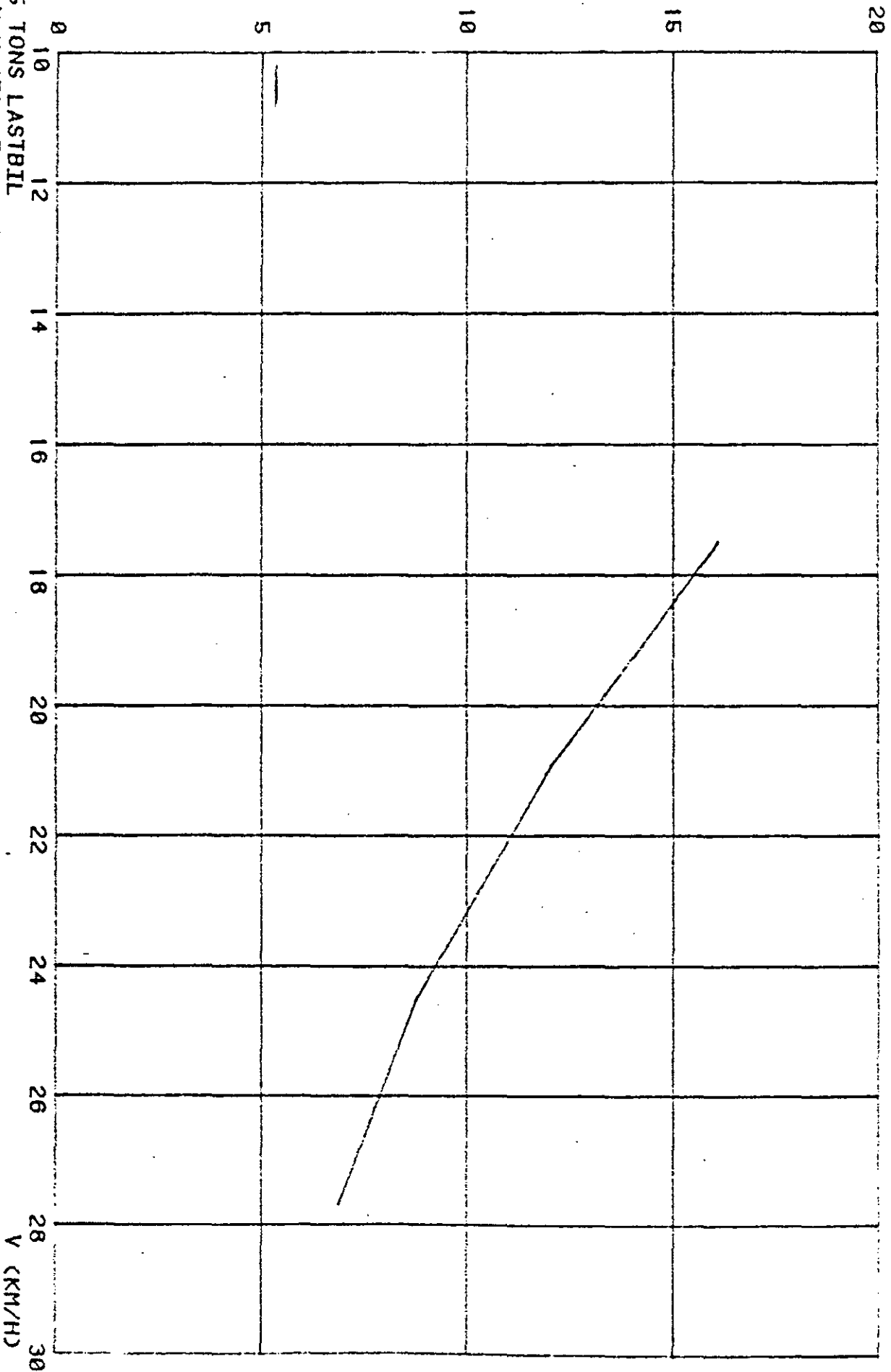
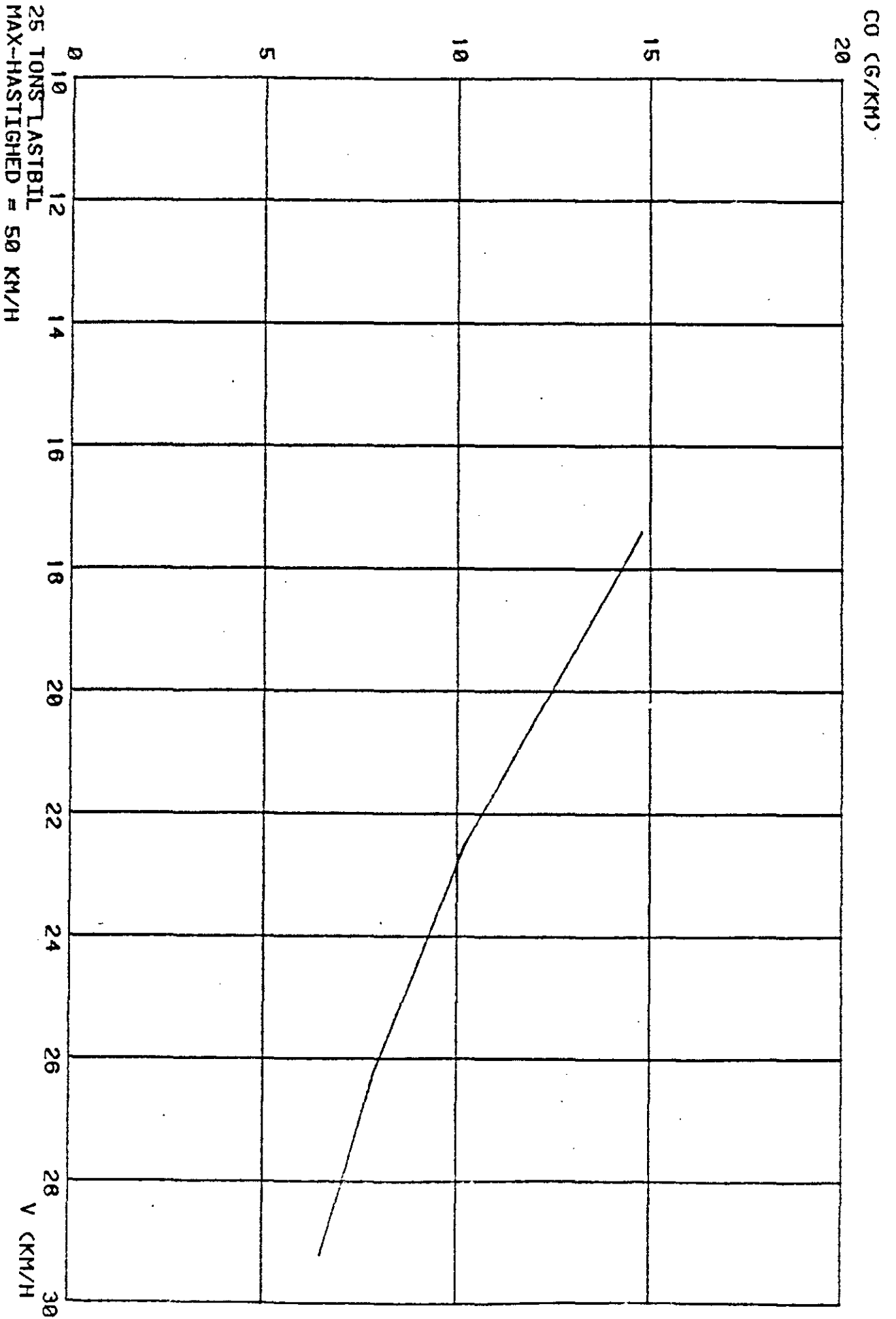


Fig. 3.5

Fig. 3.6



HC (G/KM)

Fig. 3.7

7.5 TONS LASTBIL
MAX-HASTIGHED = 60 KM/H

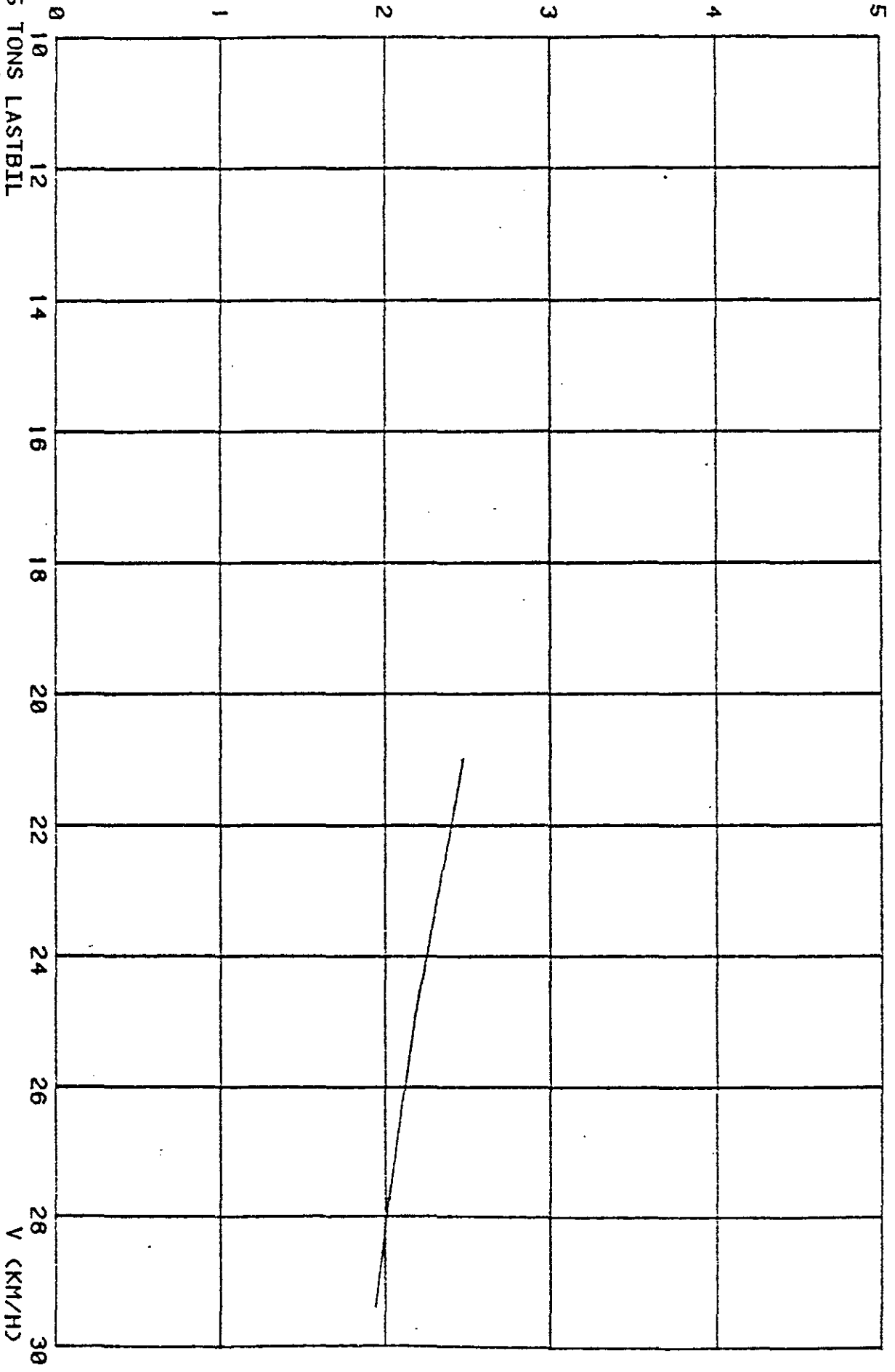
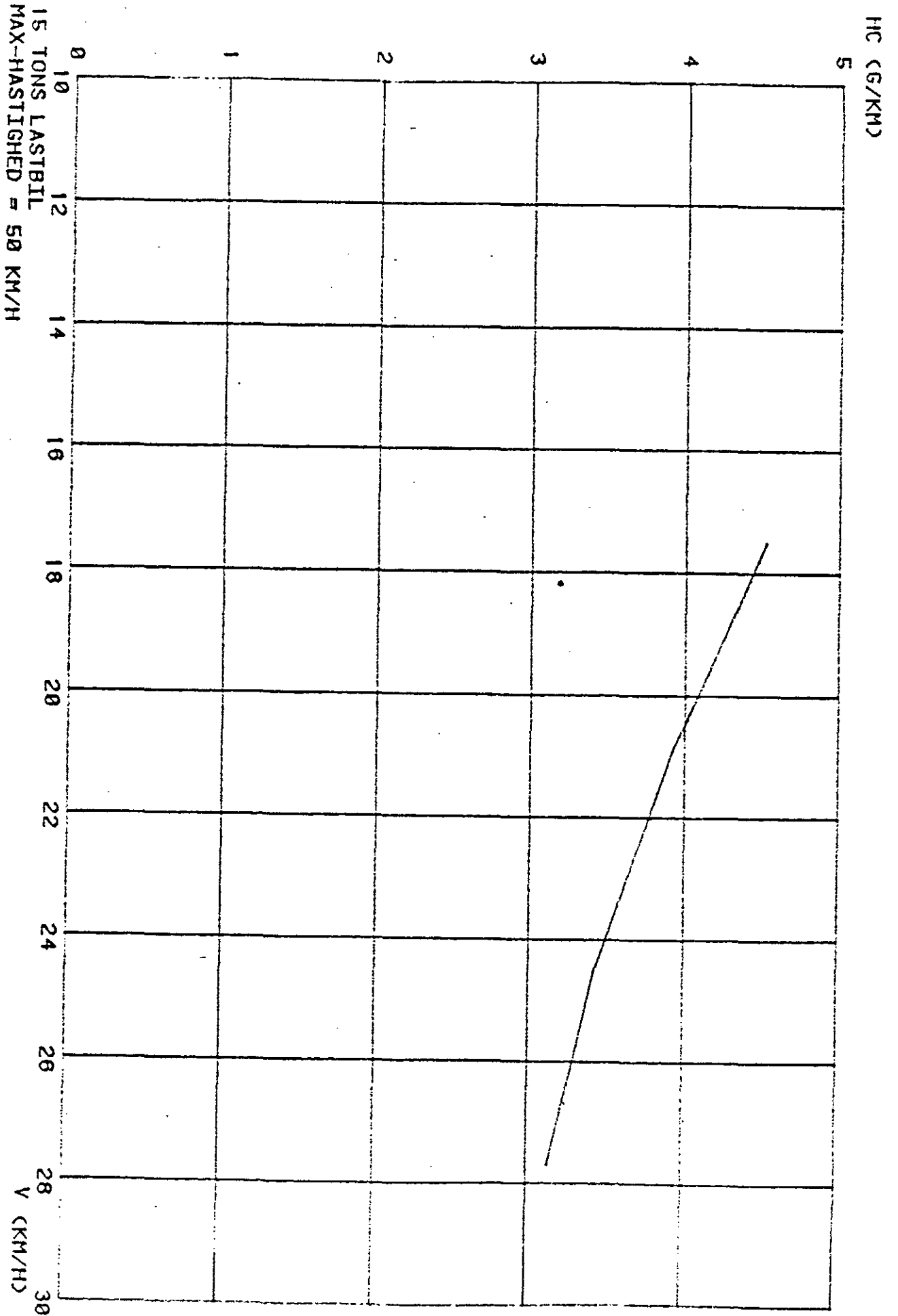


Fig. 3.8



HIC (G/KM)

Fig. 3.9

25 TONS LASTBIL
MAX-HASTIGHED = 50 KM/H

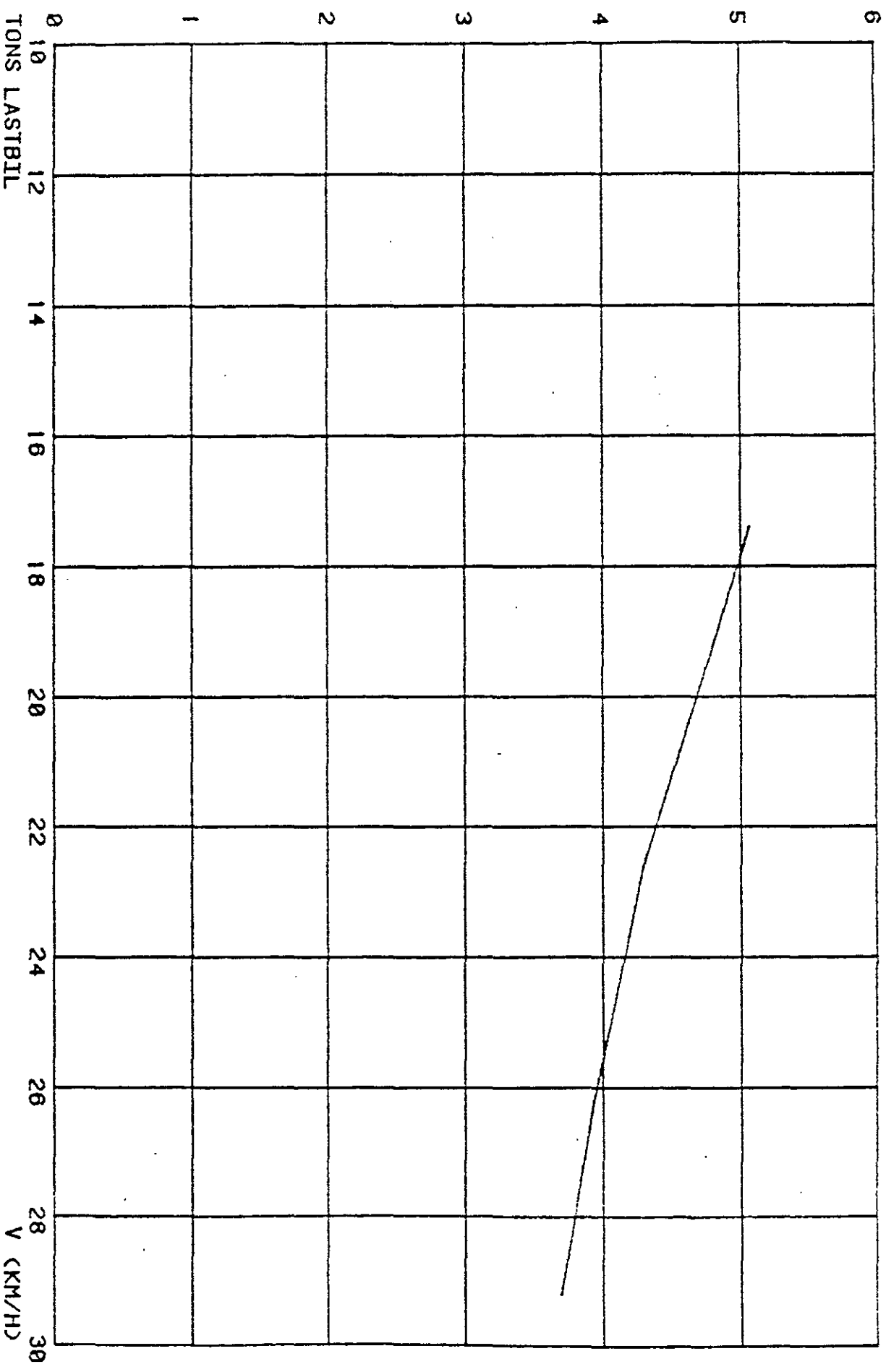


Fig. 3.10

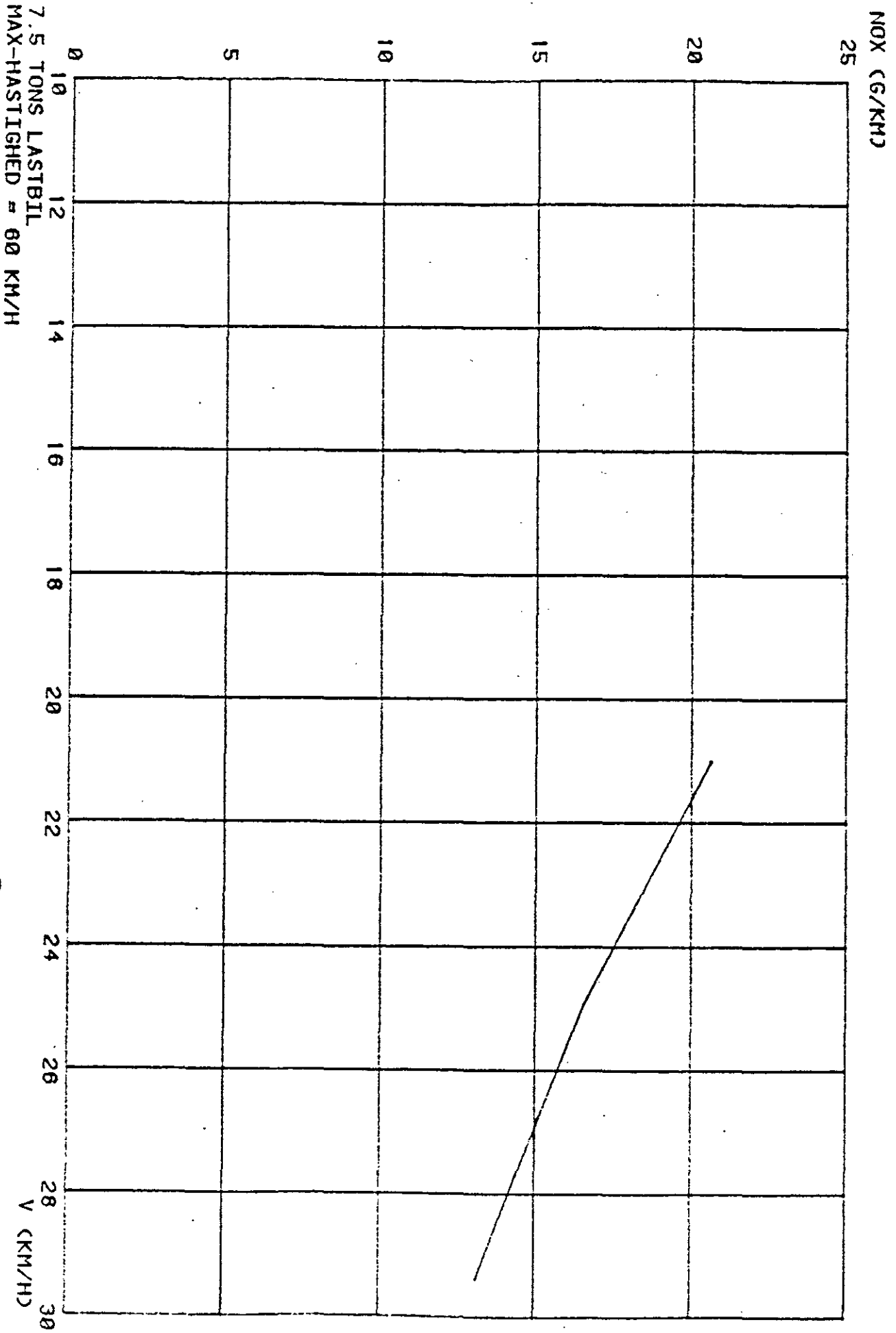
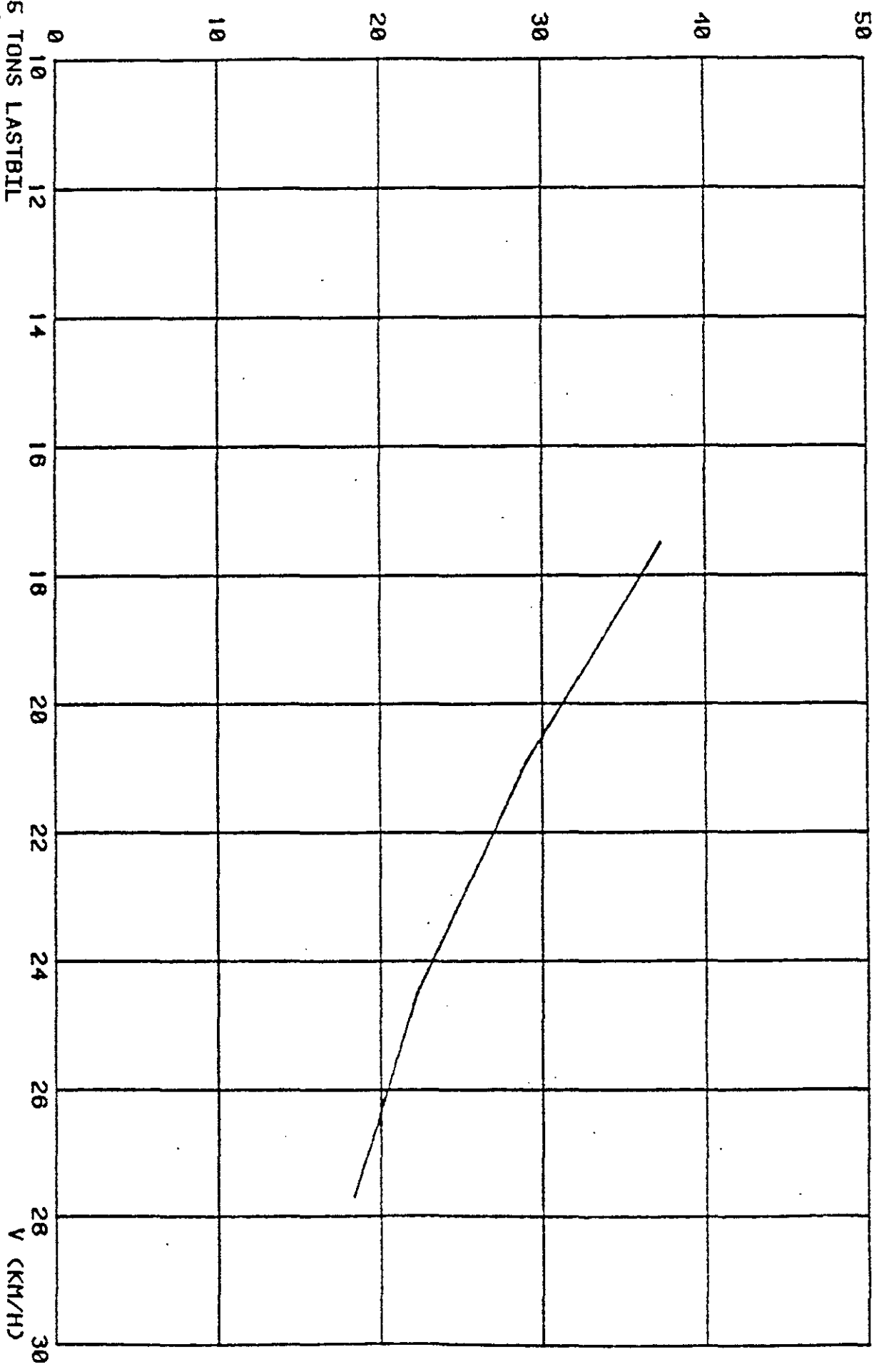


Fig. 3.11

NOX (G/KM)

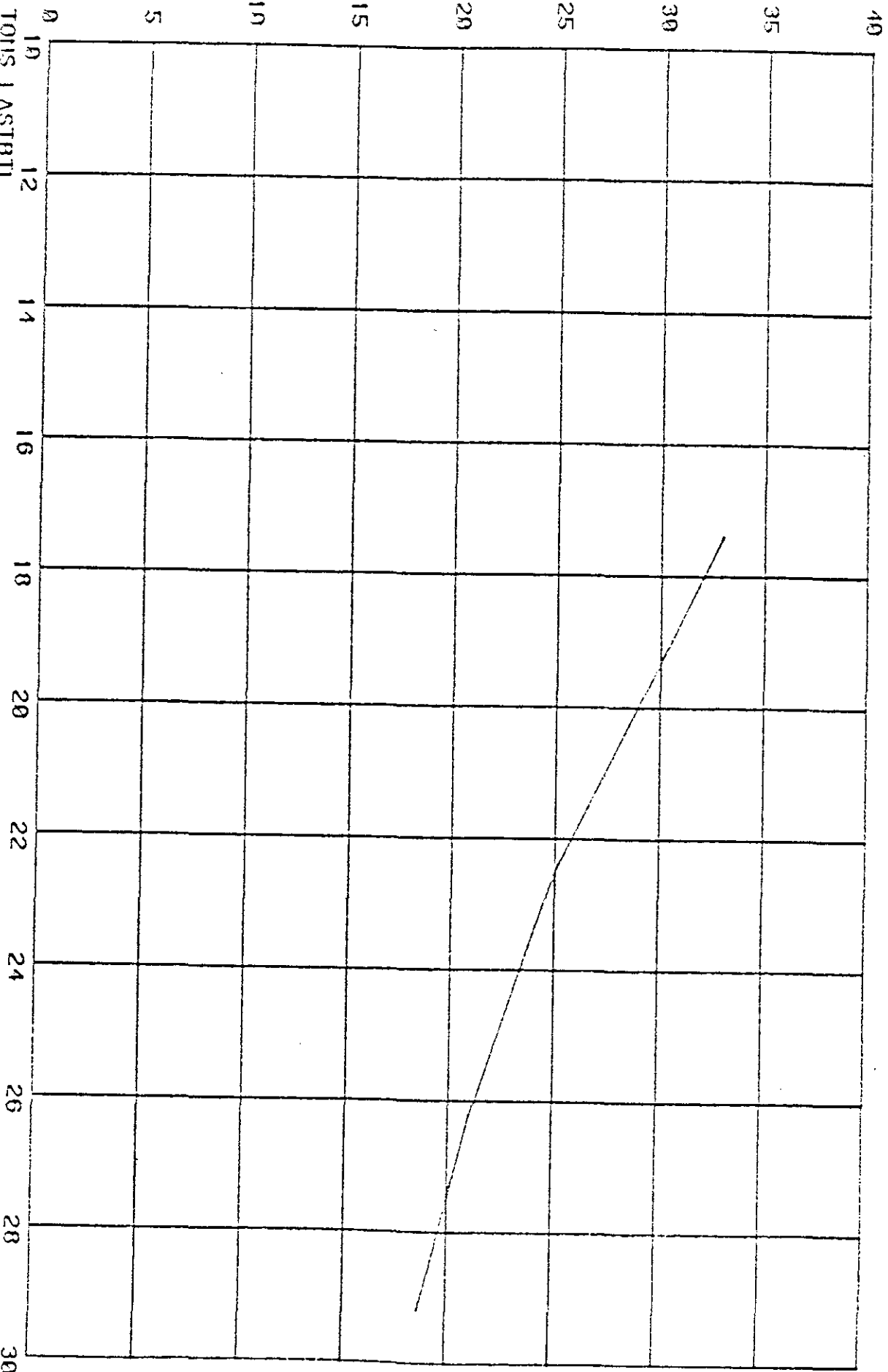
15 TONS LASTBIL
MAX-HASTIGHED = 50 KM/H



NOX (G/KHD)

Fig. 3.12

25 TONS LASTBLI
MAX-INSTIGRED = 50 KM/H



V (KM/H)

Hastighed (km/h)	Acceleration/decelration m/s ²					
	± 0,6		± 1,2		± 1,8	
	CO,HC	NO _x	CO,HC	NO _x	CO,HC	NO _x
0-15	0,44	0,18	0,38	0,11	0,38	0,10
15-30	0,37	0,06	0,29	0,03	0,27	0,03
30-45	0,48	0,04	0,29	0,03	0,24	0,03
45-60	0,48	0,03	0,17	0,03	0,11	0,03

Fig. 3.13 Forholdet e^{de}/e^{ac} som funktion af hastighed og acceleration for dieselmotorer (der findes så vidt vides ingen målinger af forholdet for HC, men dette er sat lig forholdet for CO).

3.3. Beregningsmodel

I beregningsmodellen foregår beregningen af totalemission af CO, HC og NO_x i Danmark 1980 efter formlen:

$$E_{\text{tot}}^X = E_b^X + E_\ell^X = \sum_{y=1}^n \cdot w(y) \cdot e_b^X(y) \cdot \ell(y) + \sum_{y=1}^n (1-w(y)) \cdot e_\ell^X(y) \cdot \ell(y)$$

Eller sagt med andre ord: Totalemissionen af komponent x findes som summen af totalemissionen ved bykørsel (indeks b) og landevejskørsel (indeks ℓ). Disse to bidrag (E_b^X og E_ℓ^X) bestemmes ved at dele lastbilparken op i en række vægtklasser (1, ..., n). Inden for hver vægtklasse bestemmes emissionen som emissionsfaktoren e multipliceret med det totale antal km ℓ , som lastbiler i den pågældende vægtklasse kørte i 1980. w er en vægtfaktor, som angiver, hvor stor en %-del bykørsel, der køres i vægtklassen y. Til sidst summeres over vægtklasserne.

Emissionsfaktorerne findes som beskrevet i kap. 3.2.

Diesellastbilparken opdeles, som det er gjort i (6) i vægtklasser, som det fremgår af fig. 3.14-15. Antallet af diesellastbiler i hver klasse i 1980 findes som middelværdierne af tallene pr. 31.12.80 og 31.12.79.

Antallet af kørte km i hver klasse findes som antal lastbiler i hver klasse multipliceret med antal kørte km pr. lastbil. Det totale antal kørte km af store varebiler og lastbiler i 1980 var iflg. (6) 4,1 mia. Divideres dette med antallet af store varebiler og lastbiler i 1980, hvilket var 167466, fås en gennemsnitlig kørsel på 24482 km/lastbil/år.

Totalvægt:	Drivkraft			I alt
	Benzin 1	Gas 2	Olie o.a. 3	
Indtil 1 t	8.686	13	-	8.699
1 - 2 t	83.162	1.372	1.089	85.623
2 - 3 t	64.109	3.971	13.755	81.895
3 - 4 t	13.107	627	22.344	36.078
4 - 5 t	47	7	3.450	3.889
5 - 6 t	251	15	3.614	3.880
6 - 7 t	385	20	1.409	1.814
7 - 8 t	311	6	1.531	1.848
8 - 9 t	361	4	1.715	2.080
9 - 10 t	481	6	1.757	2.244
10 - 12 t	535	5	5.988	6.528
12 t og derover	711	13	27.743	28.467

Fig. 3.14. Fordelingen af lastbiler pr. 31.12.79.

Totalvægt:	Drivkraft			I alt
	Benzin	Gas	Olie o.a.	
Indtil 1 t	7.500	15	-	7.515
1 - 2 t	76.246	2.143	1.587	79.976
2 - 3 t	59.419	6.296	16.015	81.730
3 - 4 t	11.774	794	22.852	35.420
4 - 5 t	391	7	3.215	3.613
5 - 6 t	209	12	3.741	3.962
6 - 7 t	286	17	1.300	1.603
7 - 8 t	254	4	1.586	1.844
8 - 9 t	272	4	1.532	1.808
9 - 10 t	369	7	1.690	2.066
10 - 12 t	441	4	4.960	5.405
12 t og derover	720	11	26.128	26.859

Fig. 3.15. Fordelingen af lastbiler pr. 31.12.80.

Vægtklasserne som angivet i fig. 3.14-15 er inddelt efter tilladt totalvægt. Som indgang til bestemmelsen af emissionsfaktorerne som omtalt i kap. 3.2 kræves imidlertid den reelle totalvægt.

Iflg. oplysninger i (21) kan lasteevne og udnyttelsesgrad for lastbiler vurderes som angivet i fig. 3.16.

Tilladt totalvægt (t)	0-3	3-6	6-8	8-10	10-12	12-15	15-18	18-20	20-22	>22
Lasteevne (i % af totalvægt)	39	39	50	53	49	45	41	52	51	51
Gennemsnitlig udnyttelse af lasteevnen (%)	26	26	26	26	29	29	33	33	50	50

Fig. 3.16. Lasteevne og udnyttelsesgrader for lastbiler.

Beregnes den reelle totalvægt V_{reel} dernæst efter formelen:

$$V_{reel} = V_{tot} \cdot (1-a) + V_{tot} \cdot a \cdot b$$

hvor V_{tot} er den tilladte totalvægt, a er lasteevnen og b er udnyttelsesgraden, kan følgende sammenhæng mellem tilladt totalvægt og reel totalvægt vurderes:

Tilladt totalvægt	Reel totalvægt (gennemsnitlig)
0-1 t	0,64 t
1-2 t	1,07 t
2-3 t	1,78 t
3-4 t	2,49 t
4-5 t	3,20 t
5-6 t	3,91 t
6-7 t	4,10 t
7-8 t	4,73 t
8-9 t	5,17 t
9-10 t	5,77 t
10-12 t	7,17 t
> 12 t	18,75 t

Emissionsfaktorerne for de enkelte vægtklasser bestemmes ud fra ovennævnte reelle totalvægte.

Ved vurderingen af hvor meget by- hhv. landevejskørsel de enkelte vægtklasser kører, er der i modellen gået ud fra følgende skønnede tal:

Tilladt totalvægt	Bykørsel (%)	Landevejskørsel (%)
0-1 t	50	50
1-2 t	50	50
2-3 t	50	50
3-4 t	25	75
4-5 t	25	75
5-6 t	25	75
6-7 t	25	75
7-8 t	25	75
8-9 t	25	75
9-10 t	25	75
10-12 t	25	75
> 12 t	10	90

3.3.1 Beregningsprogram

Da princippet i beregningerne som beskrevet i kap. 3.3 kræver en hel del aflæsninger af kurver og tabeller og dernæst udregninger med aflæsningerne som indgangsværdier, er det valgt at udføre disse mange men simple procedurer pr. EDB. Et program, som udfører aflæsninger og beregninger er lavet i programmeringssproget MIRIAM, som findes ved NEUCC på Danmarks tekniske Højskole. Programmet er vist i appendix 3.

3.3.2 Resultater

Beregningsmodellen bestemte, at totalemissionen fra dieseldrevne lastbiler (incl. busser) af CO, HC og NO_x i Danmark i 1980 var som angivet i fig. 3.17.

CO	HC	NO _x
$4,46 \cdot 10^3$	$2,40 \cdot 10^3$	$1,69 \cdot 10^4$

Fig. 3.17. Totalemissionen af CO, HC og NO_x (t/år) i Danmark i 1980.^x

En energiprognoze fra Energistyrelsen forudsiger, at forbruget af dieselolie i transportsektoren vil stige med ca. 35% fra 1980 til år 2000. Under forudsætning af, at denne stigning også sker i forbruget af dieselolie til lastbiler, svarer dette (idet modellen forudsætter, at antallet af diesellastbiler er proportional med emissionerne) til værdier som angivet i fig. 3.18.

CO	HC	NO _x
$6,02 \cdot 10^3$	$3,24 \cdot 10^3$	$2,28 \cdot 10^4$

Fig. 3.18. Totalemissionen af CO, HC og NO_x (t/år) i Danmark i år 2000.

Værdierne i fig. 3.18 er fremkommet ved multiplikation af værdierne i fig. 3.17 med 1,35. Denne multiplikation er tilladt, da det i beregningsmodellen forudsættes, at en dieselsbils emissionsfaktor ikke ændres med alderen, og at der ikke indføres regler om begrænsning af emissionerne frem til år 2000.

3.3.3 Følsomhedsanalyse

Til vurdering af usikkerheden ved beregningerne er en del kritiske parametre varieret for at undersøge indflydelsen på emissionerne i 1980. Indflydelsen af indgrebene A, B og C fremgår af fig. 3.19. De angivne tal er relative. Indgrebene beskrives nedenstående:

CO-emission:

Ændring	A	B	C
+	87	104	138
Ingen	100	100	100
+	111	98	76

HC-emission:

Ændring	A	B	C
+	96	100	121
Ingen	100	100	100
÷	104	100	87

NO_x-emission:

Ændring	A	B	C
+	94	102	123
Ingen	100	100	100
+	107	100	86

Fig. 3.19. Resultatet af følsomhedsanalysen for dieseldrevne lastbiler (se teksten).

A. Hastighed ved bykørsel

Hastigheden ved bykørsel ændres for lastbiler op til 10 t reel totalvægt fra 27 km/h til hhv. 30 km/h og 24 km/h, samtidig ændres hastigheden for lastbiler over 10 t fra 24 km/h til hhv. 27 km/h og 21 km/h. Der ses at være nogen følsomhed at spore for CO og NO_x, mens HC er lidt mindre følsom.

B. Hastighed ved landevejskørsel

Hastigheden ved landevejskørsel ændres fra 75 km/h til hhv. 80 km/h og 70 km/h. Der ses kun at være en mindre følsomhed for CO's vedkommende.

C. %-del by- hhv. landevejskørsel

Ændringen fremgår af nedenstående tabel, der viser %-del bykørsel som funktion af de i beregningsmodellen udgående lastbilvægtklasser.

Om usikkerheden ved bestemmelsen af totalemissioner fra diesellastbiler i øvrigt må gælde de samme ting som nævnt i kap. 2.3.4.1.

Tilladt totalvægt	- +	Ændring Ingen	+
0 - 1 t	50%	50%	50%
1 - 2 t	50%	50%	50%
2 - 3 t	50%	50%	50%
3 - 4 t	50%	25%	10%
4 - 5 t	50%	25%	10%
5 - 6 t	50%	25%	10%
6 - 7 t	50%	25%	10%
7 - 8 t	50%	25%	10%
8 - 9 t	50%	25%	10%
9 - 10 t	50%	25%	10%
10 - 11 t	50%	25%	10%
> 12 t	25%	10%	0%

Der ses at være meget stærk afhængighed for både CO, HC og NO_x's vedkommende. Modellens resultater er altså stærkt afhængig af skønnet over %-del by- hhv. landevejskørsel.

4. Dieseldrevne personbiler

På forhånd må det formodes, at dieselpersonbiler ikke giver noget væsentligt bidrag til totalemissionen af CO, HC og NO_x i Danmark.

I litteraturen har der, sammenlignet med benzinbiler, ikke være gjort mange forsøg på at bestemme emissionen fra dieselpersonbiler. Dette hænger sammen med den relativt ringe betydning. I fig. 4.1 er samlet en del værdier af emissionsfaktorer fra litteraturen.

Der vil ved bestemmelsen af totalemissionen blive brugt værdierne fra (18), idet disse medregner emissionsfaktorer for det største hastighedsinterval.

Idet der som for benzinbiler regnes med 50% bykørsel med en gennemsnitshastighed på 30 km/h og 50% landevejskørsel med en gennemsnitshastighed på 80 km/h, fås følgende emissionsfaktorer for dieselpersonbiler (g/km):

	Bykørsel	Landevejskørsel
CO	1,29	1,05
HC	0,765	0,625
NO _x	0,9	1,35

Idet det totale antal dieselpersonbiler i 1980 var 19809, og idet der regnes med det samme antal kørte km pr. bil som for benzinbiler (14400 km/bil/år), fås flg. totalemissioner i 1980 (t/år):

CO	HC	NO _x
$3,34 \cdot 10^2$	$1,98 \cdot 10^2$	$3,21 \cdot 10^2$

Emissionerne er bestemt efter formlen:

$$E_{\text{tot}}^x = 0,5 \cdot e_b^x \cdot \ell + 0,5 \cdot e_\ell^x \cdot \ell$$

hvor e_b^x og e_ℓ^x er emissionsfaktorerne for komponent x ved hhv. by- og landevejskørsel. ℓ er det totale antal kørte km i 1980 (= 14400 km/bil/år · 19809 biler).

Med en stigning i dieselolieforbruget i transportsektoren frem til år 2000 på 35%, som i Energistyrelsens prognose giver det flg. emissioner i år 2000 (t/år):

CO	HC	NO _x
$4,51 \cdot 10^2$	$2,67 \cdot 10^2$	$4,33 \cdot 10^2$

Vogn	enhed	VW Rabbit	div. amerikanske	div. tyske	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Volvo 244 6-cyl.	Mercedes Benz 4-cyl.	VW Rabbit	Oldsmobil	-	VW Rabbit	Mercedes 200 DS
Middelvægt	kg	1000	1950	1650	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1000	1800	-	1000	-
Kørecyklus		CVS	CVS	CVS	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	(*)	CVS	CVS	CVS	CVS	ECE	ECE	ECE
Middel-hastighed	km/h	34	34	34	20	35	60	100	19	34	34	34	34	34	34	34	34	34	19	19	19
Emissionsfaktorer	CO _e	0,69	1,05	0,78	1,5	1,2	1,1	1,0	1,7	0,93	1,87	0,49	1,24	2,5	1,26	1,65	0,7	0,32	0,33	0,31	
	HC _e	0,18	0,40	0,17	0,9	0,7	0,65	0,6	1,0	0,19	0,73	0,23	0,47	0,7	0,32	0,33	0,54	0,74	0,74	0,31	
	NO _e	0,60	1,06	0,98	0,9	0,9	0,9	1,8	1,0	0,95	0,92	0,54	0,70	0,9	0,74	0,31	0,54	0,74	0,74	0,31	
Reference		(14)	(14)	(14)	(18)	(18)	(18)	(18)	(19)	(15)	(15)	(17)	(17)	(16)	(11)	(11)	(17)	(17)	(16)	(11)	(11)

*) Konstruerede kørecykler med forskellige middelhastigheder.

Fig. 4.1. Emissionsfaktorer fra forskellige referencer.

5. Gasdrevne biler

For gasdrevne biler findes i litteraturen kun meget få emissionsbestemmelser. Et hollandsk skøn over emissionsfaktorer for personbilparken som vist i fig. 5.1 vil danne grundlag for bestemmelsen af emissionerne.

	velocity (km/h)	CO	NO _x	SO ₂	C _x H _y	particulates	Pb
<u>Automobiles</u>							
gasoline powered	19	21,2	2.4	0.036	3.7	-	0.0198
	80	19.2	3.6	0.024	2.3	-	0.0270
	100	14.4	4.2	0.026	1.8	-	0.0295
diesel powered	19	1.65	1.0	0.54	1.0	0.15	-
	80	1.1	1.4	0.39	0.65	0.20	-
	100	1.0	1.8	0.42	0.6	0.23	-
LPG powered	19	2.0	1.5	-	1.65	-	-
	80	1.2	2.0	-	1.0	-	-
	100	1.1	2.8	-	0.9	-	-

Fig. 5.1. Emissionsfaktorer for den hollandske bilpark (20).

Som det ses, er emissionsfaktoren for CO fra gasbiler meget lille i forhold til benzinerbiler, mens emissionsfaktoren for HC er lidt under halvdelen og NO_x-emissionsfaktoren lidt over halvdelen.

Da gasbilerne i 1980 tilmed udgjorde under 2% af benzinerbilerne i den danske bilpark, vælges det her at negligere emissionen fra gasbiler i stedet for på så ringe et grundlag at forsøge at sætte tal på emissionen.

Iflg. Energistyrelsens energiprognose vil gasdrevne biler i år 2000 imidlertid udgøre ca. 15% af benzinerbilparken. Det er derfor, omend grundlaget bliver

meget spinkelt, nødvendigt at sætte tal på år 2000. Dette gøres ved at sætte nogle forholdstal på de for benzinbilparken i kap. 2 bestemte emissioner. Forholdstallene bestemmes som forholdet mellem emissionsfaktorerne for gas- og benzindrevne biler i fig. 5.1. Dette giver flg. emissioner:

CO:

$$E_{\text{tot}} = 15\% \cdot \frac{1,5}{20,0} \cdot 3,6 \cdot 10^5 = \underline{4,05 \cdot 10^3 \text{ t/år}}$$

HC:

$$E_{\text{tot}} = 15\% \cdot \frac{1,27}{2,9} \cdot 5,2 \cdot 10^4 = \underline{3,42 \cdot 10^3 \text{ t/år}}$$

NO_x:

$$E_{\text{tot}} = 15\% \cdot \frac{1,8}{3,1} \cdot 4,8 \cdot 10^4 = \underline{4,18 \cdot 10^3 \text{ t/år}}$$

6. Konklusion

På baggrund af resultaterne fra kap. 2-5 kan det konkluderes, at totalemissionerne af CO, HC og NO_x fra den danske bilpark fordeler sig som vist i fig. 6.1.

CO-emissionen stammer næsten udelukkende fra benzinbilerne. HC-emissionen stammer også hovedsageligt fra benzinbilerne, men omkring år 2000 ses mindre bidrag fra dieseldrevne lastbiler og gasbiler. NO_x-emissionens væsentligste bidrag kommer også fra benzinbilerne, men diesellastbilerne yder også et stort bidrag til emissionen. Omkring år 2000 skulle også gasbilerne yde et mærkbart bidrag.

For benzinbilerne ses generelt et fald i emissionerne, hvilket skyldes en nedgang i bilsalget. For CO-emissionens vedkommende skyldes nedgangen dog også indførsel af grænseværdier i form af ECE regulativ nr. 15-03 og 15-04. Grænseværdierne vil derimod ikke virke begrænsende på HC- og NO_x-emissionen.

For diesellastbiler og gasbiler ses generelt et stigende bidrag til emissionerne, hvilket skyldes en stigning i salget af disse køretøjer.

Følsomhedsanalysen i kap. 2.3.3 viste, at de bestemte emissioner fra benzinbilerne i høj grad er afhængige af hvilke forværrelsesfaktorer, der lægges til grund for bestemmelsen, men også andre faktorer har indflydelse.

Følsomhedsanalysen i kap. 3.3.3 viste, at emissionerne fra diesellastbiler er stærkt afhængige af, hvor stor en andel by- hhv. landevejskørsel man antager, at disse kører.

Da der kun findes meget lidt litteratur vedr. gasbilers emissioner, er bestemmelsen af emissionerne fra disse mere usikker.

Komponent	CO				HC				NO _x			
	1980	2000	% af tot.	% af tot.	1980	2000	% af tot.	% af tot.	1980	2000	% af tot.	% af tot.
Ar	1980	2000	1980	2000	1980	2000	1980	2000	1980	2000	1980	2000
Benzinbiler	$5,2 \cdot 10^5$	$3,6 \cdot 10^5$	99	97	$5,3 \cdot 10^4$	$5,2 \cdot 10^4$	95	88	$5,8 \cdot 10^4$	$4,8 \cdot 10^4$	77	64
Diesellastbiler (incl. busser)	$4,46 \cdot 10^3$	$6,02 \cdot 10^3$	1	2	$2,4 \cdot 10^3$	$3,24 \cdot 10^3$	4	6	$1,69 \cdot 10^4$	$2,28 \cdot 10^4$	23	30
Dieselpersonbiler	$3,34 \cdot 10^2$	$4,51 \cdot 10^2$	0	0	$1,98 \cdot 10^2$	$2,67 \cdot 10^2$	0	0	$3,21 \cdot 10^2$	$4,33 \cdot 10^2$	0	0
Gasbiler	-	$4,05 \cdot 10^3$	-	1	-	$3,42 \cdot 10^3$	-	6	-	$4,18 \cdot 10^3$	-	6
Total	$5,25 \cdot 10^5$	$3,71 \cdot 10^5$	100	100	$5,56 \cdot 10^4$	$5,89 \cdot 10^4$	100	100	$7,52 \cdot 10^4$	$7,54 \cdot 10^4$	100	100

Fig. 6.1. Totalemissionen fra den danske bilpark fordelt på kategorier.

7. Referencer.

- (1) Rasmussen, I. "Emission fra biler".
Laboratoriet for Energiteknik, RE 76-2, 1976.
- (2) "Compilation of Air Pollutant Emission Factors",
U.S. Environmental Protection Agency, 1973.
- (3) Schramm, J. "Afprøvning og forbedring af
prøvestand til måling af emissioner fra køre-
tøjer", Laboratoriet for Energiteknik,
RE 83-2, 1983.
- (4) "Pollutant Emissions from Vehicles in use in
the U.K.-Existing Situation and Forecasts".
U.K. Submission to ERGA Air Pollution - Item 1.3.
- (5) Bang, J.R. "Kontroll av brukte bilers avgass-
utslipp", STI Oslo, 1981.
- (6) "Vejtransporten i tal og tekst" Sammenslutningen
af Automobil-Fabrikanter & Importører,
København 1980 og 1981.
- (7) "Hastighedsmålinger ved Ølstykke i vinteren
1980/81", Vejdirektoratet, feb. 1982.
- (8) "Das Emissionsverhalten von Personenkraftwagen
in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr
1975" Umwelt Bundes Amt, Berichte 3/78, Berlin 1978
- (9) Bach, O. "Byen og biltrafikkens hastighed"
Institut for Veje, Trafik og Byplan. Rapport nr. 37
1982.
- (10) "A Review of Automotive Emission Control Program
Around the World" Society of Automotive Engineers,
SAE-paper nr. 780950, 1978.
- (11) "Empfehlungen zur Schadstoffverminderung - Kraft-
fahrzeugabgase". Umwelt Bundes Amt, Berichte 7/76,
Berlin 1976.
- (12) Taylor, G.W. "Comparison of Japanese and U.S.
Automotive Emission Standard Office of Air and
Waste Management", U.S. EPA, Washington 1977.
- (13) Materiale fra Statens Naturvårdsverk i Studsvik,
Bilavgaslaboratoriet. Rapport udkommer i nær
fremtid.
- (14) Hyde, J.D. m.fl. "Analysis of Particulate and
Gaseous Emissions Data from In-Use Diesel Passen-
ger Cars". Society of Automotive Engineers, SAE-
paper 820772, 1982.

- (15) Statens Naturvårdsverk "Chemical and Biological Characterization of Exhaust Emissions", 1983.
- (16) Larsen, S. m.fl. "Beregningsmetoder for luftforurensning ved trafikkårer". Norsk Institut for Luftforskning, Lillestrøm 1982.
- (17) Baines, T. "EPA Motor Vehicle Emissions characterization Projects on Light and Heavy - Duty Diesels". Journal of Air Pollution Control Association, Vol 32 n.7 p. 725-28, 1982.
- (18) Bang, J.R. "Utslipp fra Kjøretøy", STI Oslo, 1980.
- (19) Haugstuen, W. m.fl. "Kartlegging av avgasutslipp pr. bil fra ulike kjøretøyer". STI Oslo, 1980.
- (20) EEC ad hoc work group ERGA, Dutch delegation, Paper udgivet d. 19. april 1982.
- (21) Boyhus, A. m.fl. "Transport og energi" del 2 og 6, NE 80-2 og NE 80-6, Laboratoriet for Energiteknik, 1980.
- (22) Pedersen, P.S. m.fl. "Luftforurening fra forbrændingsmotorer", Laboratoriet for Energiteknik, NE 75-3, 1975.
- (23) Boyhus, A. m.fl. "Den københavnske bilparks mekaniske stand. Part 1". Laboratoriet for Energiteknik, RE 75-6, 1975.
- (24) Becher, P. "Varme og Ventilation 1" Teknisk Forlag, København 1971.
- (25) Bertilsson, T. "Emissioner från persobilar vid olika belastningsfall vid körning inomhus och utomhus II". Statens Naturvårdsverk, SNV PM 1135, 1979.
- (26) Wark, K. m.fl. "Air Pollution - Its Origin and Control" Harper & Row Publishers, New York, 1981.
- (27) ERGA Pollution, Statistical Sub-Group, Paper udgivet d. 27. nov. 1982.

Appendix 1

Analyse af stikprøve på 34 benzinbiler fra den danske bilpark 1980.

Som tidligere nævnt er stikprøven foretaget i to omgange: Ib Rasmussens målinger på 25 biler fra bilparken 1974, samt målinger på 9 biler af årgang 1978-80.

Ib Rasmussens målinger

IR's stikprøve blev bl.a. inddelt i "nye biler" og "gamle biler". Ved nye biler forstås biler af årgang 1971-74, mens gamle biler er biler fra før 1970.

I fig. A1-A2 er stikprøven sammenlignet med personbilparken pr. 31.12.73. Det blev tilstræbt, at stikprøven repræsenterede bilparken så godt som muligt.

Vægtklasse	600	600	700	800	900	1000	1100	
	600	700	800	900	1000	1100		
Bilpark	7.0	11.3	27.2	16.8	17.4	11.0	9.2	
Stikprøve	tot	8	12	28	16	16	12	8
	nye	7.7	15.4	23.1	15.4	15.4	15.4	7.7
	gl.	8.3	8.3	33.3	16.7	16.7	8.3	8.3

Fig. A1. Vægtklassefordeling i %.

mærke	% af bestand	% af salg	stikprøve		
			alle	nye	gl.
Austin/Morris	12.3	12.0	16	15.4	16.7
Citroen	1.2	3.8	8	7.7	8.3
Fiat	6.1	8.0	12	23.1	0
Ford	14.7	12.0	12	15.4	8.3
Honda	0	1.0	4	7.7	0
Opel	13.9	8.8	12	7.7	16.7
Peugeot	1.1	1.2	4	7.7	0
Saab	3.1	3.0	4	0	8.3
Simca	2.0	4.3	4	7.7	0
VW	16.4	12.1	12	7.7	16.7
Volvo	10.0	6.0	12	0	25.0
Sum	80.8	72.0	100	100	100
Største rest	3.9	3.7			

Fig. A2. Mærkefordeling i %.

Alle bilerne blev testet på Laboratoriet for Energitekniks prøvestand til måling af emissioner fra køretøjer. Prøvestanden er beskrevet i (3). Vognen startedes med varm motor, og ECE kørselsmønstreret blev gennemkørt 2 gange, mens udstødningsgassen opsamledes. Emissionerne blev beregnet som beskrevet i ECE regulativ nr. 15, og resultaterne fås derfor i enheden g/test. Ved at dividere med den kørte længde (2,025 km) fik IR emissionsfaktorer som angivet i fig. A3.

Biler \ Stof	CO	HC (FID)	NO _x
Nye biler	30,8	1,24	1,50
Gl. biler	36,4	1,56	1,17

Fig. A3. Emissionsfaktorer fra IR's undersøgelse (g/km).

9 benzinbiler
af årgang
1978-80.

I fig. A4 er stikprøven på 9 biler sammenlignet med bilparken 1980. Der ses ikke at være så god overensstemmelse som i fig. A1. Problemerne skyldes, at det er sværere at sammensætte en så lille stikprøve efter ønske.

Vægtklasse	Bilparken 1980 %	Stikprøve (%)
\leq 700 kg	15,8	11,1
700-900 kg	40,4	44,4
900-1100 kg	24,4	11,1
\geq 1100 kg	9,1	11,1
Vare- og lastbiler	10,6	22,2
Σ	100,3	99,9

Fig. A4 Vægtklassefordeling i %. Bilparkens sammensætning kendes fra (6).

I fig. A5 er en mere detaljeret mærkebeskrivelse samt de målte emissionsfaktorer opstillet. Testproceduren ved bestemmelsen af emissionsfaktorerne var den samme som tidligere. Forsøgsbilerne blev fremskaffet dels ved at låne biler fra bekendte, dels ved at leje bilerne.

Af tabellerne ses, at i modsætning til IR's undersøgelse er medtaget benzindrevne vare- og lastbiler i stikprøven. Dette ansås nødvendigt, da de udgør 10,6% af bestanden.

På baggrund af oplysninger i (6) kan man bestemme, at den gennemsnitlige tilladte totalvægt af de benzindrevne vare- og lastbiler var 2,2 t i 1980. Ved valget af de biler, der skulle testes fra denne gruppe, blev der lagt vægt på, at bilerne havde en totalvægt der omkring. Totalvægten af de testede biler var 2,35 t. På baggrund af oplysningerne om lasteevne og gennemsnitlig udnyttelse fra fig. 3.16 kan den reelle gennemsnitlige totalvægt bestemmes til:

$$2,2 \text{ t} \cdot (1-0,39) + 2,2 \text{ t} \cdot 0,39 \cdot 0,26 = 1,57 \text{ t}$$

=====

Under testproceduren forsynedes rullefeltet med inerti-
tiskriver svarende til denne vægt.

Vægtklasse	Bilmærke	Emissionsfaktorer (g/km)		
		CO	HC(FID)	NO _x
≤ 700 kg	Ford Fiesta	18,5	2,37	1,25
700 - 900 kg	Opel Kadett	12,9	1,98	2,14
	Opel Kadett	22,6	2,33	1,65
	Mazda 323	14,3	2,10	1,35
	VW Golf	57,9	3,45	0,85
900 - 1100 kg	Ford Taunus	17,8	2,02	1,44
≥ 1100 kg	Volvo 244	82,7	3,33	0,39
Vare- og lastbiler	VW Pick-up	7,66	1,69	1,03
	VW kassevogn	29,8	2,21	1,59

Fig. A5. Emissionsfaktorer for de 9 forsøgsbiler.

I fig. A6 er de gennemsnitlige emissionsfaktorer for
benzinbiler af årgang 1978-80 opstillet.

CO	HC (FID)	NO _x
27,6	2,37	1,32

Fig. A6 Emissionsfaktorer (g/km) for benzinbiler i årgangsgruppen 1978-80.

Emissionsfaktorerne er beregnet som et vægtet gennemsnit efter formlen:

$$w_{700}^x \cdot e_{700}^x + w_{700-900}^x \cdot e_{700-900}^x + w_{900-1100}^x \cdot e_{900-1100}^x + w_{1100}^x \cdot e_{1100}^x + w_{vala}^x \cdot e_{vala}^x$$

hvor w er vægtfaktorer bestemt af bilparkens fordeling på de enkelte vægtklasser, og e er de til vægtklasserne hørende emissionsfaktorer.

Emissionsfaktorerne bestemmes som middelværdierne af emissionsfaktorerne for alle bilerne i de respektive vægtklasser, som er angivet i fig. A5. Dette giver f.eks. for CO:

$$e_{CO} = 0,158 \cdot 18,5 + 0,404 \cdot 26,9 + 0,244 \cdot 17,8 + 0,091 \cdot 82,7 + 0,106 \cdot 18,7 = 27,6.$$

====

Da der i bestemmelsen af emissionsfaktorer som beskrevet i det foregående kun er taget hensyn til vægtfordelingen af bilparken, er det forudsat, at bilmærkefordelingen ikke har nogen indflydelse på emissionerne. Dette er også i overensstemmelse med en undersøgelse beskrevet i (27), hvor emissionerne fra et stort antal franske, tyske, engelske, amerikanske, japanske og italienske biler blev undersøgt.

De til bestemmelsen af totalemissionen i Danmark brugbare resultater står i fig. A3 og A6. Det er dog hensigtsmæssigt at omregne disse målte emissionsfaktorer til de emissionsfaktorer, som bilerne i de forskellige årgangsgrupper havde, da de var nye. Dette gøres v.h.a. forværrelsesfaktorer, som er beskrevet på side 27. En ny bil vil f.eks. efter X år ikke have den samme emissionsfaktor e^{ny} som da den var ny, men derimod emissionsfaktoren $e^x = e^{ny} \cdot D^x$, hvor D^x er den til en X år gammel bil hørende forværrelsesfaktor.

Ved tilbageregningen fra emissionsfaktorerne, som angivet i fig. A3 og A6, er situationen den omvendte. Her er det e^x , der er opgivet, og e^{ny} findes ved at dividere med D^x . Ved bestemmelsen af D^x er det naturligvis nødvendigt at kende tidspunktet til hvilket målingerne er foregået. Ved brug af forværrelsesfaktorerne som angivet i fig. 2.11 kan de til fig. A3 og A6 hørende e^{ny} -værdier bestemmes, og det er disse værdier, der er angivet i hovedteksten i fig. 2.7 side 20. Fig. 2.7 indeholder 4 sæt emissionsfaktorer; det sidste er fremkommet ved interpolation.

Appendix 2 - Programmer til beregning af benzinbilemissioner.

Underprogram:

```

00040 (
00050 PROGNOSE OPERATOR.H.IND;
00060 PROGNOSE GEMMES;
00070 )
00080 PROGNOSE:
00090 (
00100 EMISSIONSFAKTORER,PBB,PVLB,FOR OPERAND.EFTER;
00110 EMI RESULTAT;
00120 TABEL_38_80,TABEL_38_81 HENTES;
00130 KS_1_F:=11.25;
00140         !1.11!
00150         !0.83!;
00160 KS_2_F:=11.75;
00170         !1.33!
00180         !0.5!;
00190 KS_3_F:=KS_2_F;
00200 KS_4_F:=KS_2_F;
00210 FAKTOR:=!KS_1_F KS_2_F KS_3_F KS_4_F!;
00220 EMISSIONSFAKTORER:=EMISSIONSFAKTORER*FAKTOR;
00230 XX:=6;
00240 XX:=1-(0.0329*(XX-10.7));
00250 FUGTIGHEDSKORREKTION:=
00260 !1 1 1 !;
00270 !1 1 1 !;
00280 !XX XX XX XX!;
00290 EMISSIONSFAKTORER:=EMISSIONSFAKTORER*FUGTIGHEDSKORREKTION;
00300 M#LEFEJLSKORREKTION:=
00310 !1 1 1 !;
00320 !1.055 1.068 1.08 1.08!
00330 !1.085 1.078 1.07 1.07!;
00340 EMISSIONSFAKTORER:=EMISSIONSFAKTORER*M#LEFEJLSKORREKTION;
00350 T11!=(1.61-1.83)/10;

```

```

00360 OT11:=GENERER.R 11.83 T11 1.611;
00370 T12:=(1.40-1.61)/10;
00380 T121:=1.61 + T12;
00390 OT12:=GENERER.R 11.40 T12 1.401;
00400 T21:=(1.10-1.05)/10;
00410 OT31:=GENERER.R 11.05 T21 1.101;
00420 T22:=(1.14-1.10)/10;
00430 T221:=1.10+T22;
00440 OT32:=GENERER.R 11.14 T22 1.141;
00450 OT21:=1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6;
00460 OT22:=1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6 1.6;
00470 OT:=!OT11 OT12;!OT21 OT22;!OT31 OT32;
00480 A:=4;
00490 B:=15;
00500 A1:=A+1;
00510 B1:=B+1;
00520 OTA:=OT %SUB 1,A1,3,A1;
00530 OTB:=OT %SUB 1,B1,3,B1;
00540 OTA:=!OTA OTA OTA OTA;
00550 OTB:=!OTB OTB OTB OTB;
00560 EMISSIONSFAKTORER_A:=EMISSIONSFAKTORER*OTA;
00570 EMISSIONSFAKTORER_B:=EMISSIONSFAKTORER*OTB;
00580 C:=227;
00590 D:=138;
00600 C:=C/365;
00610 D:=D/365;
00620 EMISSIONSFAKTORER_AB:=(EMISSIONSFAKTORER_A*C)+(EMISSIONSFAKTORER_B*D);
00630 E:=9;
00640 E1:=4.05/E;
00650 E2:=1-E1;
00660 EMISSIONSFAKTORER:=(E1*EMISSIONSFAKTORER_AB)+(E2*EMISSIONSFAKTORER);
00670 KØRSELSMATRIX:=10.5 1.5 2.5 3.5 4.5 5.5 6.5 7.5 8.5 9.5 10.5 11.5
00680 12.5 13.5 14.5 15.5;
00690 127900 24100 22400 19700 16700 15400 12500 12500 12500 12500 12500
00700 12500 12500 12500 12500 12500;
00710 KØRSELSMATRIX:=(KØRSELSMATRIX*14400)/15700;
00720 H11:=TABEL_38_80 %SUB 1,1,11,1;
00730 H12:=TABEL_38_80 %SUB 12,1,15,1;
00740 H13:=TABEL_38_80 %SUB 16,1,18,1;
00750 H14:=TABEL_38_80 %SUB 19,1,20,1;
00760 H21:=TABEL_38_81 %SUB 1,1,11,1;
00770 H22:=TABEL_38_81 %SUB 12,1,15,1;
00780 H23:=TABEL_38_81 %SUB 16,1,18,1;
00790 H24:=TABEL_38_81 %SUB 19,1,21,1;
00800 S11:=SUM H11;
00810 S12:=SUM H12;
00820 S13:=SUM H13;
00830 S14:=SUM H14;
00840 S21:=SUM H21;
00850 S22:=SUM H22;
00860 S23:=SUM H23;

```

```

00870 S24:=SUM H24;
00880 BILFLOWL1:=!S14 S13 S12 S11!;
00890 BILFLOWL2:=!S24 S23 S22 S21!;
00900 BILFLOW:=(BILFLOWL1+BILFLOWL2)/2;
00910 BILFLOW:=BILFLOW/100;
00920 V11:=K@RSELSMATRIX %.SUB 2,1,2,3;
00930 V1:=SUM V11;
00940 V1:=V1/3;
00950 V21:=K@RSELSMATRIX %.SUB 2,4,2,6;
00960 V2:=SUM V21;
00970 V2:=V2/3;
00980 V31:=K@RSELSMATRIX %.SUB 2,7,2,10;
00990 V3:=SUM V31;
01000 V3:=V3/4;
01010 V41:=K@RSELSMATRIX %.SUB 2,11,2,16;
01020 V4:=SUM V41;
01030 V4:=V4/6;
01040 KM_K@RSEL:=!V1 V2 V3 V4!;
01050 BENZINBILER:=BILFLOW*(PBB+PVLB);
01060 BENZINBIL_KM:=KM_K@RSEL*BENZINBILER;
01070 BENZINBIL_KM:=
01080 !BENZINBIL_KM!
01090 !BENZINBIL_KM!
01100 !BENZINBIL_KM!;
01110 FORDAMPNING:=!0 0 0 0!
01120           !0.71 0.71 0.71 0.71!
01130           !0 0 0 0!;
01140 FORDAMPNING:=BENZINBIL_KM*FORDAMPNING;
01150 FORDAMPNING:=SUM FORDAMPNING;
01160 EMISSIONSMATRIX:=BENZINBIL_KM*EMISSIONSFAKTORER;
01170 EMISSIONSMATRIX:=SUM.R EMISSIONSMATRIX;
01180 HASTIGHEDSMATRIX:=
01190 !20 30 40 50 60 70 80 90 100!
01200 !1.00 0.80 0.70 0.65 0.60 0.60 0.60 0.60 0.60!
01210 !1.00 0.80 0.70 0.65 0.60 0.55 0.525 0.50 0.50!
01220 !1.00 1.00 1.00 1.00 1.00 1.225 1.45 1.725 2.025!;
01230 L1:=HASTIGHEDSMATRIX %.SUB 2,2,4,2;
01240 L2:=HASTIGHEDSMATRIX %.SUB 2,7,4,7;
01250 EA:=L1*EMISSIONSMATRIX;
01260 EB:=L2*EMISSIONSMATRIX;
01270 EMISSIONSMATRIX:=(0.5*EA)+(0.5*EB);
01280 FORDAMPNING:=!0!!FORDAMPNING;!0!;
01290 FORDAMPNING:=FORDAMPNING*FOR;
01300 EMI:=EMISSIONSMATRIX+FORDAMPNING;
01310 )

```

Hovedprogram:

```

(
PROGNOSE OPERATOR.H.BASE;
FOR:=1;
PBB:=(1423443+1389547)/2;
PVLB:=(172591+157881)/2;
KS1:=115.75111.78112.641;
KS2:=117.5111.34112.611;
KS3:=119.0110.97112.571;
KS4:=120.8111.17112.341;
F85:=112.83111.78112.631;
F90:=F85;
F95:=F85;
EMISSIONSFAKTORER:=!KS1 KS2 KS3 KS4!;
DEL1:=PROGNOSE EMISSIONSFAKTORER,PBB,PVLB,FOR;
K1:=KS1;
K2:=KS1;
K3:=(0.5*KS1)+(0.5*KS2);
K4:=((KS2/6)+((2*KS3)/3))+((KS4/6));
EMISSIONSFAKTORER:=!K1 K2 K3 K4!;
DEL2:=PROGNOSE EMISSIONSFAKTORER,PBB,PVLB,FOR;
K1:=F85;
K2:=((2*F85)/3)+(KS1/3);
K3:=KS1;
K4:=(0.5*KS1)+(0.5*KS2);
EMISSIONSFAKTORER:=!K1 K2 K3 K4!;
DEL3:=PROGNOSE EMISSIONSFAKTORER,PBB,PVLB,FOR;
K1:=F90;
K2:=((2*F90)/3)+(F85/3);
K3:=F85;
K4:=KS1;
EMISSIONSFAKTORER:=!K1 K2 K3 K4!;
DEL4:=PROGNOSE EMISSIONSFAKTORER,PBB,PVLB,FOR;
K1:=F95;
K2:=((2*F95)/3)+(F90/3);
K3:=F90;
K4:=((5*F85)/6)+(KS1/6);
EMISSIONSFAKTORER:=!K1 K2 K3 K4!;
DEL5:=PROGNOSE EMISSIONSFAKTORER,PBB,PVLB,FOR;
DELTOT:=!DEL1 DEL2 DEL3 DEL4 DEL5!;
TRYK DELTOT;
CO:=DELTOT %R 1;
HC:=DELTOT %R 2;
NO:=DELTOT %R 3;
CO,HC,NO GEMMES;
)

```

Tegneprogram:

```

(
MIRTEGN DOKUMENT.TIL.EXT;
KURVEBLAD OPERATOR.M.BIB;
CO HENTES;
DELTOT:=CO;
DELTOT:=DELTOT/1000000;
X:=GENERER.R 11980 5 2000;
UDVALG:=11;
NET:=11980 10 2000 1E5 1E5 1E6;
FORMAT:='H5 H5';
PAASKRIFT:='AARSTAL' 'CO (T/AAR)' 'BILSALG -20%';
ID:='';
LAYOUT:=145 20 240 150 1.8 2.7;
MIRTEGN KURVEBLAD X,DELTOT,UDVALG,NET,FORMAT,PAASKRIFT,ID,LAYOUT;
)
SLUT MIRIAM -- CPU-TID=      0.24 SEC.
NEUCC EXPRESS SYSTEM, MVS VERSION 1.1 1983-07-20      18.05.09      - ID
979-07-13.
EXPRO001 $JOB MIRIAM

END OF DATA

```

Appendix 3 - Program til beregning af diesellastbilemissioner.

```

M_CO:=
!3.3 6.6 9.85 13.1 12.75 12.4!
!3.26 6.22 9.15 12.12 11.81 11.51!
!3.22 5.85 8.46 11.1 10.85 10.61!
!3.21 5.55 7.85 10.19 10.1 10!
!3.2 5.22 7.21 9.2 9.28 9.35!
!3.09 4.95 6.78 8.6 8.65 8.7!
!2.95 4.67 6.3 7.9 7.97 8.05!
!2.83 4.38 5.84 7.33 7.45 7.57!
!2.71 4.09 5.4 6.7 6.9 7.1!
!2.35 3.75 5.1 6.45 6.55 6.65!
!2 3.41 4.8 6.2 6.2 6.2!;
HC:=
!1 2.05 3.05 4.09 4.39 4.68!
!1 2 2.96 3.94 4.24 4.55!
!1 1.95 2.86 3.79 4.11 4.42!
!1 1.89 2.76 3.63 3.97 4.3!
!1 1.85 2.66 3.48 3.82 4.16!
!1 1.78 2.59 3.4 3.74 4.07!
!0.95 1.73 2.52 3.3 3.64 3.98!
!0.9 1.67 2.45 3.21 3.55 3.89!
!0.85 1.62 2.37 3.12 3.46 3.8!
!0.82 1.55 2.3 3.03 3.37 3.71!
!0.78 1.5 2.22 2.94 3.34 3.62!;
M_NO:=

```

```

!12.4 16.9 26.5 31.2 30 28.8!
!12.2 16.3 25 29.2 28.3 27.4!
!12.1 15.7 23.4 27.2 26.6 26!
!12 15.2 21.9 25.2 24.95 24.7!
!11.8 14.6 20.4 23.2 23.3 23.4!
!11.4 14 19.3 21.9 22.15 22.4!
!11 13.4 18.3 20.6 21.05 21.5!
!10.6 12.9 17.2 19.3 19.95 20.6!
!10.2 12.3 16.2 18 18.8 19.6!
!9.8 11.8 15.1 16.7 17.7 18.7!
!9.35 11.2 14 15.4 16.55 17.7!;
TABEL_43_80,TABEL_46_81 HENTES;
S1:=TABEL_43_80 %SUB 1,3,12,3;
S2:=TABEL_46_81 %SUB 1,3,12,3;
SA:=TABEL_43_80 % 13,3;
SB:=TABEL_46_81 % 13,3;
S12:=(S1+S2)/2;
S:=(SA+SB)/2;
S12:=S12/S;
S:=S*1.082;
S123:=!0.5!!0.5!!0.5!!0.25!!0.25!!0.25!!0.25!!0.25!!0.25!!0.25!!0.25!
!0.10!;
M1_CO:=!0 0.58 1.67 2.11 2.55 2.67!;
M1_HC:=!0 0.62 1.44 1.56 1.67 2.02!;
M1_NO:=!0 4.88 7.08 8.6 10.12 11.50!;
S124:=1-S123;
T:=
!0.64!
!1.07!
!1.78!
!2.49!
!3.20!
!3.91!
!4.10!
!4.73!
!5.17!
!5.77!
!7.17!
!18.75!;
V:=
!27!!27!!27!!27!!27!!27!!27!!27!!27!!27!!27!!24!;
A:=V-19;
B:=A RUNDET.NED 1;
TRYK B;
C:=A RUNDET.OP 1;
AA:=T;
BB:=AA RUNDET.NED 5;
TRYK BB;
CC:=AA RUNDET.OP 5;
B1:=M_CO %R B;
C1:=M_CO %R C;
R_CO:=((C1-B1)*(A-B))+B1;

```



```

TRYK R_LCO;
BB:=BB/5;
BB:=BB+1;
CC:=CC/5;
CC:=CC+1;
BB:=ROUND BB;
CC:=ROUND CC;
L:=GENERER.S !1! !1! !12!;
BB1:=R_LCO % L, BB;
TRYK BB1;
CC1:=R_LCO % L, CC;
AA:=AA/5;
AA:=AA+1;
RS_CO:=((CC1-BB1)*(AA-BB))+BB1;
RS_CO:=RS_CO*S12;
TRYK RS_CO;
BB2:=M1_CO % BB;
TRYK BB2;
CC2:=M1_CO % CC;
RS1_CO:=((CC2-BB2)*(AA-BB))+BB2;
RS1_CO:=RS1_CO*S12;
TRYK RS1_CO;
RS_CO:=(S123*RS_CO)+(S124*RS1_CO);
RS_CO:=SUM RS_CO;
B1:=M_HC % R B;
C1:=M_HC % R C;
R_HC:=((C1-B1)*(A-B))+B1;
BB1:=R_HC % L, BB;
CC1:=R_HC % L, CC;
RS_HC:=((CC1-BB1)*(AA-BB))+BB1;
RS_HC:=RS_HC*S12;
BB2:=M1_HC % BB;
CC2:=M1_HC % CC;
RS1_HC:=((CC2-BB2)*(AA-BB))+BB2;
RS1_HC:=RS1_HC*S12;
RS_HC:=(S123*RS_HC)+(S124*RS1_HC);
RS_HC:=SUM RS_HC;
B1:=M_NO % R B;
C1:=M_NO % R C;
R_NO:=((C1-B1)*(A-B))+B1;
BB1:=R_NO % L, BB;
CC1:=R_NO % L, CC;
RS_NO:=((CC1-BB1)*(AA-BB))+BB1;
RS_NO:=RS_NO*S12;
BB2:=M1_NO % BB;
CC2:=M1_NO % CC;
RS1_NO:=((CC2-BB2)*(AA-BB))+BB2;
RS1_NO:=RS1_NO*S12;
RS_NO:=(S123*RS_NO)+(S124*RS1_NO);
RS_NO:=SUM RS_NO;
MATRIX:=
!RS_CO!
!RS_HC!
!RS_NO!;
Q:=24482;
MATRIX:=(MATRIX*S)*Q;
TRYK MATRIX;

```