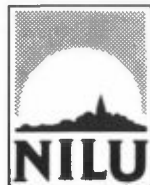


NILU  
OPPDRAGSRAPPORT NR: 5/81  
REFERANSE: 21279  
DATO: MAI 1982

BEREGNINGSMETODER FOR LUFT-  
FORURENSNING VED TRAFIKKARER

AV

S. LARSEN OG K.E. GRØNSKEI



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING  
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM  
NORGE

ISBN-82-7247-317-8

## SAMMENDRAG

Norsk institutt for luftforskning (NILU) fikk i august 1979 i oppdrag fra Statens forurensningstilsyn å utarbeide metoder for beregning av luftforurensning ved trafikkårer i Norge.

Den foreliggende rapport inneholder forslag til to beregningsmetoder, en for bruk i gaterom (gater med sammenhengende fasaderekker på begge sider), og en for bruk ved åpne veier (veier uten sammenhengende fasaderekker). Trafikkårer med fasaderekke på en side behandles ikke i denne rapporten.

Beregningsmetodene baserer seg på det datamaterialet NILU har fra en rekke undersøkelser ved trafikkårer i Norge i tiden 1974 - 79. I noen grad er også svenske data trukket inn. En har også tatt utgangspunkt i de idag mest anvendte beregningsmodeller som er beskrevet i litteraturen.

Framstillingen her er lagt opp som en sammenfattende dokumentasjon av datamaterialet. Dokumentasjonen munner ut i forslag til beregningsmetoder.

Det er ønskelig å arbeide videre med metodene, både når det gjelder matematisk formulering og å fremskaffe ytterligere datamateriale.





<u>INNHALDFORTEGNELSE</u>	Side
DEL I : BEREGNINGSMETODE FOR FORURENSNING I GATEROM	
DOKUMENTASJON.....	7
1  INNLEDNING .....	9
2  BESKRIVELSE AV FORURENSNINGSSITUASJONEN I ET GATEROM .....	10
3  KORT LITTERATUROVERSIKT .....	12
4  OVERSIKT OVER DATAMATERIALET .....	18
5  UTSLIPPSFAKTORER .....	21
5.1  Sammendrag av resultater fra utslipps- målinger .....	21
5.1.1  Bensinkjøretøy .....	21
5.1.2  Dieselkjøretøy .....	22
5.2  Indirekte bestemmelse av midlere utslipp fra kjøretøy i trafikk .....	23
5.2.1  Indirekte bestemmelse av utslippet i Råd- husgaten, Oslo .....	23
5.2.2  Målinger ved El8, Lysaker .....	24
5.3  Utarbeidelse av utslippsfaktorer for bruk i beregningsmetodene .....	25
6  SAMMENDRAG AV CO-RESULTATER FRA ALLE MÅLE- STEDER I NORGE .....	26
7  BEREGNINGSMODELL FOR GATEROM .....	32
7.1  Forslag til beregningsmodell .....	32
7.2  Prediksjon av forurensning ved hjelp av modellen .....	37
7.2.1  Middelverdier .....	37
7.2.2  Ekstremverdier .....	38
7.3  Krav til inngangsdata for utslipp og meteorologi .....	41
8  REFERANSER .....	42

	Side
DEL II : BEREGNINGSMETODE FOR FORURENSNING VED ÅPNE VEIER	
DOKUMENTASJON.....	45
1  INNLEDNING .....	47
2  RESULTAT AV SPORSTOFFUNDERSØKELSENE .....	47
3  BESKRIVELSE AV VERTIKALSPREDNINGEN .....	58
4  FØRSTE ESTIMAT AV FORURENSNINGSBELASTNINGEN VED ÅPNE VEIBANER .....	68
4.1  Beregning av utslipp .....	69
4.2  Spredningsforholdenes innvirkning .....	69
5  REFERANSER .....	71
 DEL III: VEDLEGG .....	 73
 VEDLEGG 1:  Figurer. Skisser av målesteder ...	 75
VEDLEGG 2:  Forurensning i gaterom.....	87
CO-nivåets variasjon med utslipp og spredningsforhold.....	91
Sammenheng mellom CO og andre for- urensningsstoffer .....	128

DEL I  
BEREGNINGSMETODE FOR FORURENSNING  
I GATEROM  
DOKUMENTASJON

---



## 1 INNLEDNING

Spredning av forurensning i et gaterom er en komplisert prosess. For idealiserte betingelser, dvs. svært lange gater i forhold til bredden, med jevne fasader og konstant trafikk, kan en tenke seg at luftbevegelsen i gaterommet kan beskrives. Det foreligger en modellbeskrivelse av luftbevegelsen i et gaterom (Stanford-modellen). Modellen beskriver en luftvirvel som dannes i gaterommet, når vindkomponenten på tvers av gaterommet har en viss størrelse. På grunn av de ikke-ideelle forhold en oftest møter i gaterom (kryssende gater, ujevne fasader, ikke-kontinuerlig trafikk, skiftninger i vindretning og -styrke) kan en tenke seg at avviket fra en idealisert modell under enkelte betingelser kan bli av betydning.

I utviklingen av en beregningsmetode for forurensning i gaterom har en her i stor grad gått ut fra resultater fra et måleprogram, utført i perioden 1974-79, som dekker 10 målesteder i 6 byer i Norge. Datamaterialet danner grunnlaget for den beregningsmetode som foreslås. En har også i noen grad trukket inn rapporterte resultater fra omfattende målinger ved to målesteder i Stockholm. Rapporten er lagt opp som en dokumentasjon av det forslag til beregningsmetode den munner ut i.

I kapittel 3 gis en kort oversikt over resultater fra større ikke-nordiske undersøkelser som har direkte relevans til temaet for rapporten. I kapittel 4 gis en kort oversikt over NILUs datamateriale. Kapittel 5 gir en oversikt over utslippsfaktorer for enkelte stoffer i bileksos. Kapittel 6 er et sammendrag av CO-målinger ved NILU's målesteder i Norge. Dette sammendraget er basert på dokumentasjonen i Vedlegg 2 (DEL III) av sammenhenger mellom CO, utslipp og spredning. I kapittel 7 er det lagt fram et forslag til beregningsmetode for forurensning i gaterom.

## 2 BESKRIVELSE AV FORURENSNINGSSITUASJONEN I ET GATEROM

Luftforurensningen i en gate skyldes dels utslippet fra biltrafikken i gaten, dels bidrag fra kilder utenfor gaten. I det følgende vil bare bidraget fra trafikken i gaten selv bli behandlet.

Biltrafikken som kilde består av et stort antall enkeltkilder som beveger seg langs gaten, kjører inn eller ut av gaten, starter fra parkert tilstand etc. Det overveiende antall biler beveger seg langs de linjer som hvert kjørefelt representerer. Bevegelsen er dels den samme for hvert kjøretøy, representert ved den gjennomsnittlige hastigheten langs linjen, dels er bevegelsen individuell, representert ved de hastighetsendringer som hvert kjøretøy gjennomfører i trafikken. Kjøretøyene er av ulik type (bensin/diesel), modell og alder. Bilførerne har ulike kjørevaner. Dette fører til at enkeltkildene kan variere stort i utslippsstyrke langs gaten, for forskjellige stoffer (CO, NO, partikler). Middelutslippet fra biltrafikken som passerer et snitt i et gaterom, regnet pr lengdeenhet av gaten, er derfor en størrelse som bare tilnærmet kan bestemmes ved hjelp av målinger av utslippet, ved definerte kjøretilstander fra enkeltbiler i et laboratorium. I et gitt gaterom kan middelutslippet fra trafikken som passerer et snitt bestemmes indirekte ved målinger ved å benytte en sporstoff-teknikk. Utslipp av et inert sporstoff (gass) skjer sammen med eksosutslippet, og måling av sporstoffet og ulike eksoskomponenter som en vil bestemme utslippet av, måles i enkeltpunkter i gatetverrsnittet.

Eksosutslippet fortynnes når det kommer ut i atmosfæren. Fortynningen bestemmes i første fase av turbulens i eksosen og temperaturforskjellen mellom utslipp og atmosfære, i andre fase av turbulensen generert bak bilen (bilturbulensen) og av turbulensen i atmosfæren. Bilturbulensen, som hver bil genererer, er i første rekke bestemt av bilens hastighet og dimensjoner, og øker med disse parametre. Den resulterende bilturbulensen i et gaterom vil øke med trafikk tettheten.

Atmosfæreturbulensen avhenger av vindstyrken og ruheten i bakkesjiktet (vegetasjon, topografi, bygningsmasse), og gir en fortykning eller utspredning av eksosutslippet som gir en fordeling av utslippet i gaterommet. Fordelingen vil være tredimensjonal, idet kryssende veier bryter regelmessigheten langs gaten, og gir endrede muligheter for luftskifte i gaten enn det en har ved ubrutte lange fasaderekker.

Variasjonene i nevnte parametre gir erfaringsmessig store og raske variasjoner i forurensningsnivået. På tidsskalaen minutter kan forurensningsnivået i et punkt variere med en faktor 5 eller mer, først og fremst bestemt av typiske variasjoner over kort tid i trafikk tetthet og turbulens.

På tidsskalaen time kan forurensningsnivået ved en gitt middelverdi av trafikk tetthet og vindstyrke og -retning, variere med en faktor 2-3 fra et tilfelle til et annet.

Mulighetene til å estimere forurensningsnivå og endringer i dette i et punkt ved gitte verdier av trafikk, atmosfærevind og gaterom, er avhengig av at man har input-parametre som i rimelig grad kan beskrive virkelig utslipp og spredning.

Utslippet bestemmes i stor grad av

- trafikk tetthet
- midlere kjørehastighet
- midlere kjøreforhold (akselerasjon, stopp, tomgang etc)
- temperatur (motortemperatur og atmosfæretemperatur)
- fordeling bensin-/lette og tunge diesel-kjøretøy.

En kommer i praksis ikke unna å måtte anta at midlere utslipp fra hver kjøretøygruppe i en gitt gate er nær det som kan angis som middel for norsk bilpark, hvis man ikke går inn med tracer-målinger på stedet for å bestemme utslippet spesifikt.

Spredningen bestemmes av

- bilturbulensen
- atmosfæreturbulensen
- vindens retning og styrke.

Oppgavene ved utviklingen av en beregningsmodell består for en stor grad i å bestemme hvordan utslipp og spredning, og dermed forurensningsnivå, varierer med endringer i de nevnte parametre.

En beregningsmodell kan gi estimater av forventet middelvei av forurensningen ved gitte forhold. Utsagn om hvilke ekstremverdier en kan forvente, kan baseres på erfaringer fra lengre kontinuerlige måleserier av forurensninger i ulike typer gaterom.

### 3 KORT LITTERATUROVERSIKT

Den mest kjente og anvendte beregningsmodell for forurensningen i et gaterom er utviklet ved Stanford Research Institute. Den kalles APRAC - eller Stanfordmodellen. Modellen muliggjør beregning både av bidraget til forurensningen i gaterommet fra trafikken i gaten selv, og fra kilder utenfor gaten. Vi skal her bare interessere oss for den del som beregner bidraget fra gaten selv. Den delen av modellen baserer seg på at det settes opp en virvel i gaterommet som er hovedmekanismen for utlufting av gaterommet (figur 3.1). Virvelen tenkes formet, når vindhastigheten over tak har en vesentlig komponent på tvers av gateretningen. Denne modellen ble satt opp på basis av CO-målinger i San José, som viste tildels store forskjeller i konsentrasjonen på de to sidene av gaten (1). Figur 3.1 viser også formlene som anvendes i modellen for å beregne konsentrasjonen for henholdsvis lesiden og vindsiden av gaten. Med vind langs gaten settes konsentrasjonen lik middelveidien av det en får fra lesideformelen og vindsideformelen.

Senere er modellen testet på målinger i to gater i St.Louis (1). Disse to gatene hadde forhold mellom fasadehøyde og gaterombredde på 1.5 og 2.0. En fant at modellen overvurderte de høye konsentrasjonene noe.



For beregning av konsentrasjonen i gatenivå, inngår ikke fasadehøyden eksplisitt i Stanfordmodellen. Bredden inngår i vindsideformelen. På lesiden inngår avstanden fra utslippet til målepunktet. Denne vil ofte i noen grad være relatert til bredden, idet jo bredere gaten er, jo større vil avstanden ofte være fra utslipp til fortau. Fasadehøyden har ikke betydning for konsentrasjonen i gatenivå. Dette følger av den formulering modellen er gitt, nemlig at virvelen er hovedmekanismen for utlufting.

I 1976 ble Stanfordmodellen testet på to gater i Stockholm, Sveavägen og Döbelnsgatan (2). Her ble det utført CO-målinger i tre høyder på begge sider av gatene i vår- og sommerperioder. Høyde-bredde-forholdene var 1.0 og 1.5, med årsdøgntrafikk henholdsvis ca 28 000 og 9 000. Det ble målt konsentrasjonsforskjeller i gatenivå mellom de to sidene som var noe større enn det Stanfordmodellen predikterte. Det ble funnet indikasjoner på at avviket var vindstyrkeavhengig.

Den første større undersøkelse av forurensningsforholdene i gaterom ble utført i Frankfurt am Main av Georgii et al. (3). Det var han som formulerte ideen om en virvel i gaterommet, basert på målinger av CO og vind. Ved en fasadehøyde på 33 m fant han at vindhastigheten på lesiden og vind siden nede ved gaten ble forskjellige når vinden over tak (målt 4 m over taknivå) ble sterkere enn ca 2 m/s. Ved 4 m/s over tak var den ca 1 m/s på lesiden, og 1.5 m/s på vind siden. Ved 8 m/s over tak var vinden i gaten henholdsvis 1.8 og 2.8 m/s.

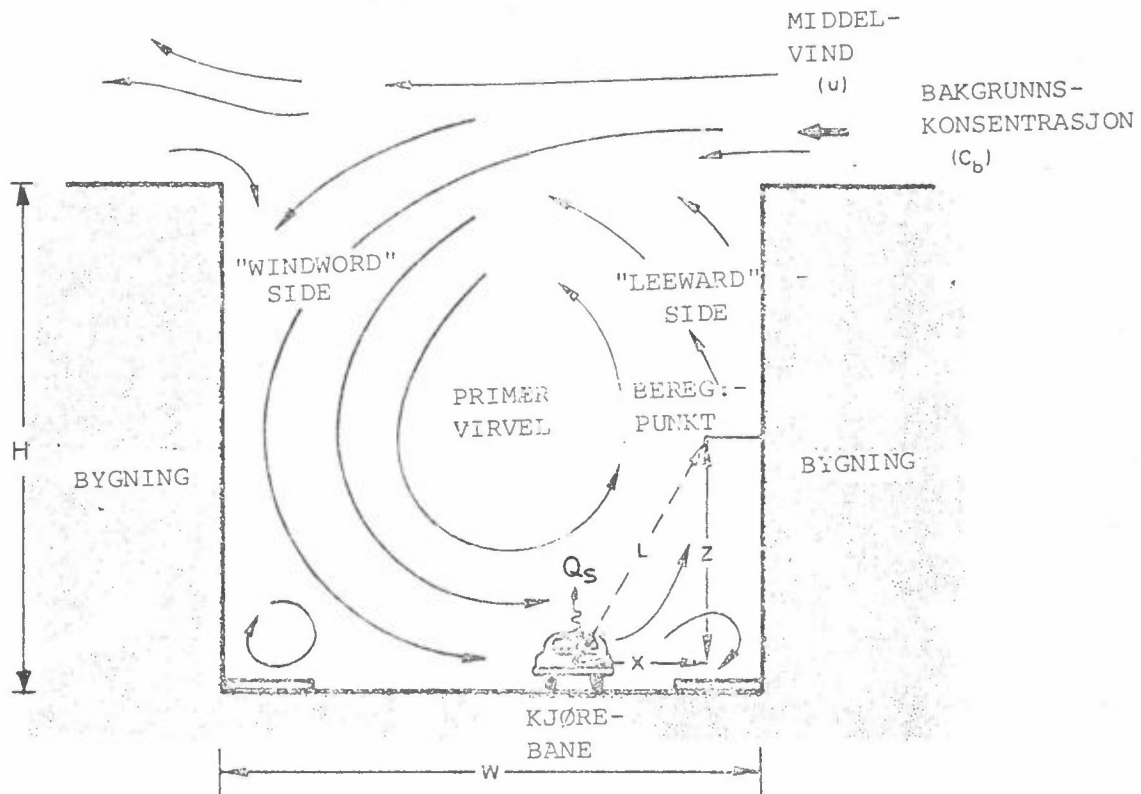
Figur 3.2 viser CO-konsentrasjonen ved målestedene i Frankfurt som funksjon av trafikktettheten i et gaterom med bredde 22.5 m og høyde 33 m. En ser forskjellen mellom lesiden og vind siden. I gatenivå (3 m over bakken) var forholdet mellom CO på lesiden og vind siden 1.4 ved 500 kjøretøy/time, stigende til 1.8 ved 1500 kjøretøy/time. Målingene skjedde 1.5 m fra fasaden.

For en slik gate vil Stanfordmodellen prediktere et forhold mellom leside og vind side på 2.0 om en antar at utslippet skjer midt i gaten.

I Stanfordmodellen er denne faktoren uavhengig av trafikktheten.

Konsentrasjonens reduksjon med høyden ved målestedene i Frankfurt framgår av figur 3.3 Reduksjonen var avhengig av vindhastigheten. Ved vind over tak 0-1 m/s var det liten forskjell mellom lesiden og vindsiden.

Nicholson har presentert en modell som predikterer midlere forurensningskonsentrasjon i et gaterom, basert på en annen formulering av virveldannelsen (4). Modellen predikterer også virvelens hastighet, beregnet som midlere vertikalhastighet i gaterommet. Forfatteren har benyttet data fra undersøkelser i Chicago, Madison og Frankfurt. Modellen gir midlere vertikalhastigheter av virvelen i gaterommene som ble benyttet på 0.2-0.4 m/s med vindhastighet 4 m/s over tak, og 0.3-0.7 m/s ved 8 m/s over tak.



Konsentrasjon på "leeward"-siden:

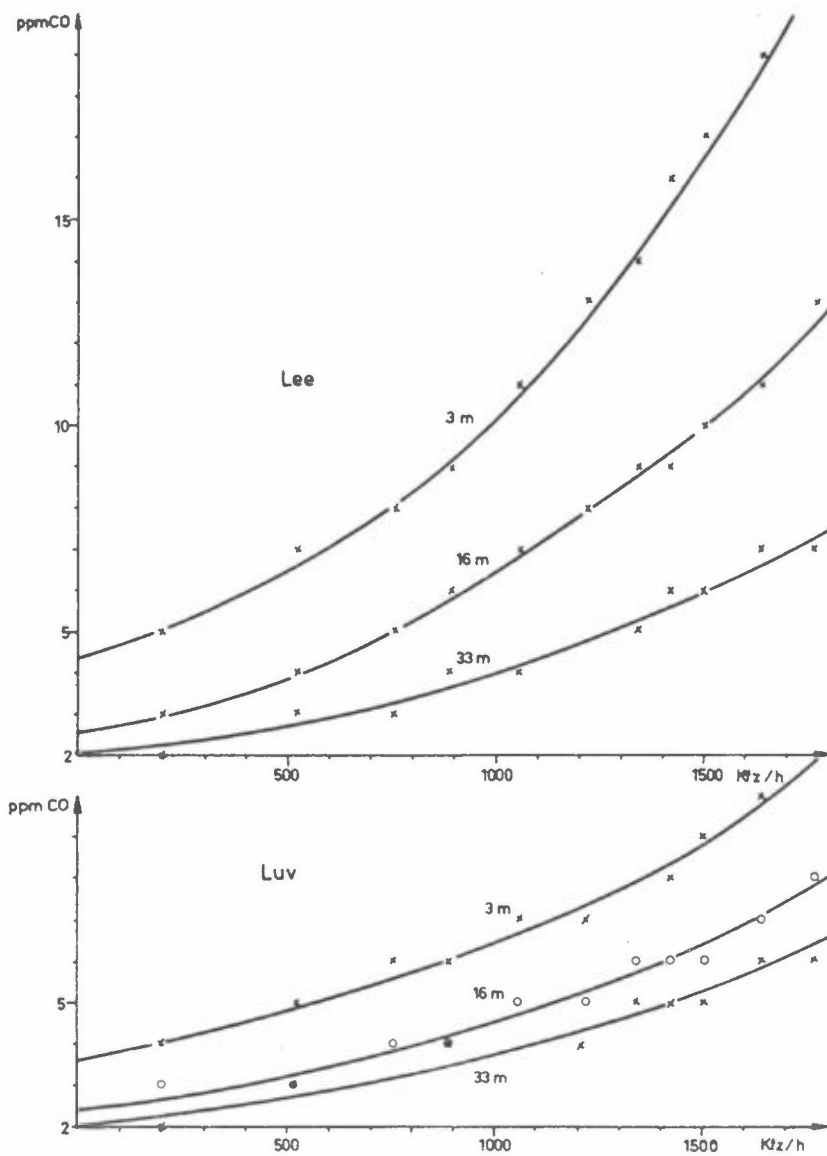
$$\Delta C_L = \frac{K Q_S}{(u + 0.5) \left[ \left( x^2 + z^2 \right)^{\frac{1}{2}} + L_0 \right]}$$

$K$  } bestemmes ved  
 $L_0$  } målinger

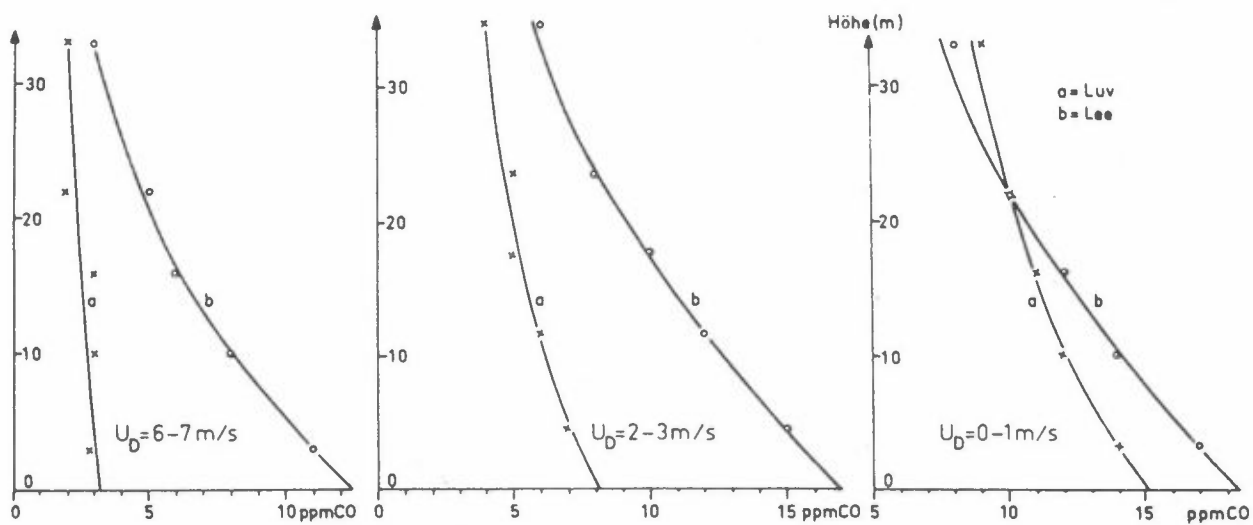
Konsentrasjonen på "windward"-siden:

$$\Delta C_W = \frac{K Q_S (H - z)}{W(u + 0.5)H}$$

Figur 3.1: Stanfordmodellens gatemodell.



Figur 3.2: CO-konsentrasjonen som funksjon av trafikk tetthet, gate-side og høyde. Resultater fra Frankfurt am Main. Fra Georgii et.al. (3). (Kfz/h = kjøretøy/time).



Figur 3.3: CO-konsentrasjonen som funksjon av høyde over bakken, vindstyrke over tak ( $V_0$ ) og gateside ( $l_0$  og  $l_e$ ). Resultater fra Frankfurt am Main. Fra Georgii et.al. (3).

#### 4 OVERSIKT OVER DATAMATERIALET

Datagrunnlaget vi har benyttet ligger først og fremst i NILUs målinger av biltrafikkforurensninger i en rekke gaterom i flere byer i Norge i perioden 1974-79. En har ved disse undersøkelsene tatt sikte på å få fram sammenhenger mellom utslipp, spredning og forurensningsnivå. Av denne grunn er det samtidig målt meteorologiske parametre, trafikk tetthet og forurensning. Alle måleserier er detaljert beskrevet i NILU-rapporter (5-12).

Forurensningen er representert ved kontinuerlige målinger av CO, NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og HC samt 12- eller 24-timers middelerverdier av sot, svevestøv og støvets innhold av bly og PAH-komponenter. Målinger av SO<sub>2</sub> (24-timers middelerverdier) har også ofte vært inkludert. De enkleste måleserier har bare omfattet CO. Bare ved et målested er alle nevnte komponenter inkludert.

Forurensningsmålingene er blitt foretatt over fortau på en side av gaterommet. Oftest er det plassert en målebu på fortauet, anslagsvis 1.5 meter bred og 2.5 meter lang. Luftinntakets høyde over fortauet har vært i området 2-3 meter. Avstanden fra fasaden har variert en del fra målested til målested i området 0.5-4 m. Valget av stasjonsplassering i kvartalet har vært begrenset av praktiske muligheter. Plasseringen har noen ganger vært midt i kvartalet, andre ganger ved inngangen til kvartalet eller ved trafikklys. Avstanden fra målested til kryss har alltid vært større enn ca 15 meter.

Trafikken har vært karakterisert ved å telle totalt antall kjøretøy (TT) som passerer målestedet pr tidsenhet, enten pr halvtime eller time. Midlere kjørehastighet (VT) har i enkelte tilfeller blitt målt, i andre tilfeller estimert. Ved fastsettelse av andel tunge dieselskjøretøy har en vært avhengig av å benytte de tall kommunene har hatt tilgjengelig.

De meteorologiske parametre som er blitt målt har oftest vært vindstyrke (VV) og vindretning (VR), målt 10-20 meter høyere enn midlere takhøyde i området ved målestedet. Temperaturen (T) i bakkenivå og temperaturforskjellen ( $\Delta T$ ) mellom bunn og topp av gaterommet har også blitt inkludert i en del av undersøkelsene. Disse parametre er målt som midleste timesverdier eller øyeblikksverdier hver time. For øvrig har en benyttet data fra Meteorologisk institutts klimastasjoner til vurdering av forurensningsdataene og deres representativitet.

De kontinuerlige målingene foreligger som timesmiddelverdier.

Figurene 1-10 i vedlegget viser i detalj plassering av målestasjon i forhold til kvartal og gaterom for hvert av målestedene som er benyttet.

Tabell 4.1 gir en oversikt over hele datamaterialet.

I undersøkelsen i Rådhusgata i Oslo i 1979 inngikk en spredningsundersøkelse for bilavgasser i gaterom, utført ved hjelp av sporstoffet SF<sub>6</sub>. En del hovedresultater fra denne undersøkelsen er også benyttet som bakgrunn for utarbeidelse av beregningsmetodene.

For å knytte sammenhengen mellom utslipp og forurensning, er det nødvendig å ha utslippstall for trafikken i gaterommet. Trafikktallene er her bare en del av det nødvendige grunnlaget. Utslipptall for biler er gitt fra målinger i Norge, Sverige og andre land. De tall som er benyttet under vurderingen av måleresultatene er diskutert i kapittel 5.

Tabell 4.1: Oversikt over datamaterialet, forurensning ved trafikkårer, målinger utført av NILU i perioden 1974-79.

Målested	Periode	Målte parametre			Ref.
		Forurensning	Trafikk	Meteorologi	
<u>Oslo</u> Rådhusgt.	mars-juni 74 jan-mars 75 jan-mars 79	CO,NO <sub>2</sub> ,sot,bly CO,NO <sub>2</sub> ,sot,bly CO,NO,NO <sub>2</sub> ,sot, bly,svevestøv,PAH	TT - TT	VV,VR VV,VR VV,VR,T,ΔT	5,6
Torggt.	juni 74	CO,NO <sub>2</sub>	TT	VV,VR	
Tøyengt.	mars 74	CO	TT	VV,VR	
<u>Bærum</u> El8,Lysaker	sept-okt 74 jan-febr 75	CO,NO,NO <sub>2</sub> ,sot, bly CO,NO <sub>2</sub> ,sot,bly	TT TT	VV,VR VV,VR	
<u>Holmestrand</u> Langgt.	aug 74	CO,NO <sub>x</sub> ,sot,bly	TT	VV,VR	8
<u>Trondheim</u> Øvre Bakklandet Søndre gate	jan-juli 78 mars-april 78	CO,sot,bly CO	TT TT	VV,VR,T,ΔT VV,VR,T	9
<u>Bergen</u> Strandgt.	jan-juni 78	CO,sot,bly	TT	VV,VR,T,ΔT	
<u>Lillehammer</u> Storgt.	jan-juni 78	CO	TT	VV,VR,T,ΔT	11
<u>Sarpsborg</u> Olav Haraldsons gate	jan-juli 78	CO,sot,bly	TT	VV,VR	12

TT - trafikk tetthet

T - temperatur

VV - vindstyrke

ΔT - vertikal temperaturgradient

VR - vindretning



## 5 UTSLIPPSFAKTORER

Riktig prediksjon av forurensningsnivået ved veier er avhengig av hvor nøyaktig en kan anslå utslippet. Det er utført målinger av utslipp fra biler som kan danne grunnlag for estimat av utslippet og dets avhengighet av nærmere definerte forhold som midlere hastighet, akselerasjon/retardasjon og lufttemperatur. Likeledes har NILU utført målinger som gir grunnlag for å estimere middelutslippet fra biler i trafikk.

### 5.1 Sammendrag av resultater fra utslippsmålinger

#### 5.1.1 Bensinkjøretøy

Statens teknologiske institutt (STI) har i en rapport (13) presentert et sammendrag av utslippsmålinger av CO, NO<sub>x</sub> og HC foretatt i Sverige, Tyskland og Holland. STI foreslår å benytte i hovedsak resultatene fra Bilavgaslaboratoriet i Studsvik i Sverige som representative verdier for utslipp fra norsk bilpark. Bilavgaslaboratoriet har gjennomført to større serier av utslippsmålinger. 35 biler av årsmodeller 1967-76 ble undersøkt i 1976, ved omgivelsestemperatur ca 20°C. 12 biler av årsmodeller 1977-78 ble undersøkt i 1978 ved omgivelsestemperaturer 0°C og 20°C. I begge undersøkelser ble utslipp av CO, NO<sub>x</sub> og HC spesifisert ved gitte middelhastigheter og gitte akselerasjons- og retardasjonsbetingelser (2,14). Bruken av dataene forutsetter at en kjenner midlere kjørehastighet og midlere akselerasjons/retardasjonsforhold på de veisegmenter der en ønsker å estimere forurensningsgraden. En må kjenne både de midlere forhold og de mer ekstreme forhold som opptrer i rushtidene.

STI har også selv foretatt omfattende utslippsmålinger på norske biler. STI's målinger er foretatt etter definerte kjøresyklus (ECE og CVS-2), som antas å være representative for bykjøring i Norge.

Resultater av en måleserie ved STI i 1979, der 80 tilfeldig valgte biler av årsmodeller 1974-77 ble undersøkt, er presentert i en rapport (15). Resultatene gir grunnlag for å estimere midlere utslipp ved bykjøring. Slike utslippstall egner seg til å beregne totalutslippet fra biltrafikk over byområder. STI har nylig satt fram forslag om hvilke midlere utslippstall for CO, NO<sub>x</sub> og HC som bør benyttes for bykjøring i Norge (16). STI poengterer at tallene er usikre. De er gjengitt her i tabell 5.1.

Tabell 5.1: Midlere utslippstall for CO, NO<sub>x</sub> og HC for bykjøring i Norge 1980. Tallene er gitt i g/km. Fra STI (16).

Komponent	Midtbyen (ECE)			Utenfor bykjernen (CVS-2)		
	Bensin lett ECE	Diesel lett tung ECE 19 km/t*		Bensin lett CVS-2	Diesel lett tung CVS-2 32 km/t*	
- CO	26±6	2.5±1	17	18±4	0.7±0.3	13
NO <sub>x</sub> (som NO <sub>2</sub> )	1.8±0.5	0.9±0.2	15	1.6±0.3	0.8±0.2	15
HC**	≈ 1.8±0.5	0.7±0.2	1.9	2.0±0.3	0.2±0.1	1.5

\* målinger foretatt ved TNO, Holland etter kjøresykluser med forskjellige middelhastigheter.

\*\* målt med flammeionisasjons-detektor.

### 5.1.2 Dieselskjøretøy

Datagrunnlaget for utslipp fra dieselskjøretøy er ikke på langt nær så omfattende som for bensindrevne personbiler. En skiller gjerne mellom lette og tunge dieselskjøretøy. Kjøretøyforskriftene setter en grense ved 7500 kg, slik at gruppen lette dieselskjøretøy omfatter dieseldrevne personbiler, større varevogner og lette lastebiler. I rapporten fra STI (16) foreslås tallverdier for utslipp av CO, NO<sub>x</sub> og HC fra begge klassene. I følge STI ligger det relativt store usikkerheter i de tall som foreslås, spesielt for tunge kjøretøy, fordi det ikke er god overensstemmelse mellom måleverdier fra ulike kilder.

STI har også foreslått utslippstall for midlere bykjøring for dieselkjøretøy (tabell 5.1).

## 5.2 Indirekte bestemmelse av midlere utslipp fra kjøretøy i trafikk

Noen av de undersøkelser NILU har gjennomført ved norske veier kan benyttes til indirekte å estimere midlere utslipp fra de kjøretøy som passerer målestedene. I 1979 ble det utført sporstoff- ( $SF_6$ )-eksperimenter i Rådhusgata som muliggjør en indirekte bestemmelse av utslippet av ulike stoffer. Likeledes danner målingene ved Lysaker i 1974-75 et grunnlag for estimering av utslippet der, basert på beregninger med spredningsmodellen for åpne veier.

### 5.2.1 Indirekte bestemmelse av utslippet i Rådhusgaten, Oslo

Tracergass-eksperimentene i Rådhusgata i januar-februar 1979 kan forenklet beskrives slik:

Fire biler med utstyr for utslipp av  $SF_6$  ved eksosrøret kjørte i trafikken i Rådhusgata. En bil fulgte med hver trafikkbølge som går gjennom Rådhusgata ca en gang pr. minutt. Hvert eksperiment pågikk i ca 25 minutter. Utslippsmengden av  $SF_6$  pr. tidsenhet for hver bil var kjent. Samtidig ble det foretatt målinger av  $SF_6$  og CO i en rekke punkter i gatetverrsnittet, både langs vertikale og horisontale snitt. I ett punkt ble også foretatt målinger av NO,  $NO_2$  og PAH samtidig med  $SF_6$  og CO.

Dette opplegget gjør det mulig å estimere det midlere utslippet av forurensede stoffer fra biltrafikken, ifølge ligningen

$$\frac{C}{C_{SF_6}} = \frac{Q}{Q_{SF_6}}$$

hvor  $Q_{SF_6}$  og  $C_{SF_6}$  er henholdsvis midlere utslipp og konsentrasjon av  $SF_6$ , og Q og C er henholdsvis utslipp og konsentrasjon av forurensningskomponentene. Detaljene ved undersøkelsen og gjennomføringen beskrives i egen rapport. Resultater vises i tabell 5.2.

Tabell 5.2: Midlere CO-utslipp (g/km) fra trafikken i Rådhusgata bestemt indirekte ved hjelp av SF<sub>6</sub>, sammenlignet med resultater fra laboratoriemålinger av utslipp.

	Indirekte bestemt Rådhusgaten 1979		Midlere hastigh. km/t	Temp. °C	Målt i lab. (Studsvik 1976)	
	Ukorr.	Korr. for bakgrunn			20°C	
					0 m/s <sup>2</sup>	0.6 m/s <sup>2</sup>
19.1. 1030-1045	50-65	40-55	≈ 29	-2.5	35	45
26.1 1115-1130	55	50	≈ 22	-16	43	58
" 1440-1455	< 75	< 65	≈ 25	-14	40	53
6.2 0810-0840	130	110	23	-15	42	56
" 1055-1110	120	100	28	-10	36	46
" 1430-1445	100	80	28	- 6	36	46

En ser at den indirekte bestemmelsen gir utslippstall for CO som i noen tilfeller er nær like, i andre tilfeller vesentlig høyere enn tallene gitt fra Studsvik på basis av undersøkelsen i 1976. En ser at temperaturen var lav under SF<sub>6</sub>-eksperimentene. Studsviks siste måleserie viser at utslippet øker når utetemperaturen reduseres fra 20°C til 0°C. Dette må tas hensyn til når en sammenligner det indirekte bestemte utslipp med laboratoriemålingene.

### 5.2.2 Målinger ved El8, Lysaker

Målingene av CO og NO<sub>x</sub> ved Lysaker i 1974-75, kombinert med spredningsberegninger ved hjelp av modellen for åpne veier (se Del II) gir grunnlag for en indirekte bestemmelse av utslippet. Midlere CO-utslipp kan da beregnes til å ligge i nærheten av 25 g/km, når en benytter målinger for september-oktober 1974. Gjennomsnittshastigheten ved Lysaker anslås til 45 km/t, og trafikken glir jevnt forbi målestasjonen, uten nevneverdig grad av stopp, akselerasjoner og retardasjoner. Fra Studsviks målinger i 1976, får en et utslipp på ca 25 g/km for de betingelsene, altså i god overensstemmelse med resultatet fra beregninger av utslippet ved hjelp av modellen.

Disse indirekte bestemmelser av utslippet kan gi et bidrag til å underbygge de tall som velges for utslippet fra biler i bytrafikk i Norge.

### 5.3 Utarbeidelse av utslippsfaktorer for bruk i beregningsmetodene

Utslippstabellene som funksjon av middelhastighet, akselerasjon etc viser hvor mye middelutslippet fra biltrafikken kan variere med trafikkavviklingen gjennom et snitt i en gate. Resultatene fra NILUs måleserier underbygger dette. Studsviks tall fra 1976 og fra 1978 viser også hvor stor betydning bilens alder og lufttemperaturen har.

Til bruk i beregningsmetodene, bør en kjenne følgende data:

CO, NO<sub>x</sub>, HC

Utslipp som funksjon av middelhastighet, utetemperatur og akselerasjons/retardasjonsforhold for den alderssammensetning av bensindrevne personbiler og tunge dieselkjøretøy en til enhver tid har.

#### Partikler, bly, organiske stoffer

Utslipp av disse stoffer gis i forhold til utslipp av CO, som gjennomsnittstall for kjøring i bykjerne og utenfor bykjerne. De data en oftest har fra trafikken i en gate, spesielt i en plan-situasjon, er midlere trafikk tetthet, skiltet eller målt middelhastighet, samt gatens trafikk-kapasitet og andel tungtrafikk. Det bør gis anvisninger om hvilken middelhastighet og hvilke midlere akselerasjons/retardasjonsforhold en skal velge ved typiske trafikksituasjoner i ulike typer gater. Eksempler på situasjoner kan være:

- trafikkavvikling utenfor og i rushtiden, avhengig av trafikken i gaten i forhold til den kapasitet,
- trafikkavvikling ved trafikklys i og utenfor rushtid.

6 SAMMENDRAG AV CO-RESULTATER FRA ALLE MÅLESTEDER I NORGE

Det samlede datamaterialet NILU har fra målesteder i Norge t.o.m. 1979 gir grunnlag for å undersøke sammenhenger mellom forurensningsnivå og parametre som vindhastighet, vindretning, trafikk-tetthet, temperatur og andre. I vedlegg 2 i del III presenteres resultatene av en slik analyse mellom CO og slike parametre. Likeledes gis sammenhenger mellom CO og andre forurensningsparametre som NO<sub>x</sub>, bly og sot.

Følgende uttrykk tar hensyn til de fleste av de sammenhenger som er behandlet i vedlegg 2:

$$C = k_o \frac{QB \cdot TT (1+a H/B)}{(VV+0.5) B}$$

hvor C er CO-konsentrasjonen i mg/m<sup>3</sup>

VV er vindhastigheten over tak i m/s

B er gateromsbredden i meter

TT er trafikk-tettheten i kjøretøy/s

QB er midlere utslipp i mg/m·kjøretøy

H er midlere fasadehøyde i meter.

k<sub>o</sub> er en dimensjonsløs konstant

a er en dimenjonsløs konstant med verdi mellom 0 og 1

En faktor det ikke er tatt hensyn til i uttrykket er avstanden fra nærmeste kryss til målepunktet. En har heller ikke tatt hensyn til den relativt ubetydelige forskjell i målepunktene avstand fra fasaden og høyde over bakken.

Faktoren k<sub>o</sub> er lik forholdet mellom normalisert CO-konsentrasjon i målepunktet og utslippet av CO fra trafikken. Både normalisert CO-konsentrasjon [CO(VV+0.5)/QB·TT·(1+H/B)] og utslipp har dimensjon mg/m·kjøretøy.

Midlere utslipp, QB, må anslås for hvert målested basert på kjennskap til trafikken på stedet. Når middelhastighet og akselerasjon/retardasjonsforhold er gitt, kan QB finnes fra de undersøkelser i Studsvik som er beskrevet i kapittel 5. Det er rimelig å velge utslippstall som ligger mellom de som ble gitt for undersøkelsene i 1976 og i 1978. Den første gjaldt biler 0-9 år gamle i 1976. Den siste gjaldt biler 0-1 år gamle i 1978.

Verdiene for QB er funnet fra middelhastighet og midlere akselerasjonsforhold, og ved å ta middelverdien av de tall som da gis fra 1976 og 1978 Studsvikundersøkelser. Det er samtidig tatt hensyn til utetemperaturen. For januar - mars har en brukt utslippet ved 0°C. (I seksjon 1.3 i vedlegg 2, sannsynliggjøres at utslippet ikke øker ved ytterlig lavere temperaturer). For mai-august er utslippet ved 20°C benyttet, mens april er gitt middelverdien.

For de målesteder som ikke ligger ved trafikklyskø er det valgt å gå inn på kurven for 0.6 m/s<sup>2</sup> akselerasjon. I trafikklyskø er middelhastigheten satt lik 15 km/t, og akselerasjonen 1.2 m/s<sup>2</sup> (Torggt, Langgt.). Ved målstedet O.H.gt. i Sarpsborg er det bedre flyt enn i bygater normalt. Tøyengaten i Oslo går i stigning, og det er derfor der valgt en akselerasjon på 1.2 m/s<sup>2</sup>. Dette resulterer i de utslippstall som er gitt i tabell 6.1.

Tabell 6.2 viser  $k_0$  for alle målesteder i Norge der nok data finns. Tallene representerer middelverdier på månedsbasis, og  $\underline{a}$  er satt lik 1.0. Den verdien som er benyttet for vindhastigheten i hvert tilfelle er midlere hastighet om dagen, dvs. i trafikk-tiden da den overveiende del av utslippet skjer. En har ikke tatt hensyn til forskjeller i andelen tungtrafikk, fordi tallene presentert i tabell 5.1 viser at CO-utslippet fra tunge dieselkjøretøy ikke er vesentlig forskjellig fra bensindrevne personbiler.

Serien av  $k_o$ -verdier fra januar til juli på Øvre Bakklandet viser ingen spesiell trend, når en ser bort fra juli. Dette tyder på at en har tatt hensyn til de viktigste faktorer som gir en års-tidsvariasjon i forurensningen, nemlig vindhastigheten og middelutslippet. Juli måned representerer ferietid, med lavere frekvens av kødannelse og derved mindre utslipp enn det en har for sommeren ellers for Bakklandet.

Tabell 6.1: Estimerte midlere utslippstall.

Målested	Middelhastighet km/t	Akseler. m/s <sup>2</sup>	Midlere utslipp, mg/m·kjt.		
			jan-mar	apr	mai-aug.
Rådhusgt, Oslo	30	0.6	41	36	31
Torggt., Oslo	15	1.2	91	86	81
Tøyengt., Oslo	25	1.2	67	57	48
Øvre Bakklandet, Trondheim	30	0.6	41	36	31
Storgt. Lillehammer	30	0.6	41	36	31
Strandgt, Bergen	30	0.6	41	36	31
O.H.gt, Sarpsborg	40	0-0.6	28	24	19
Langgt., Holmestrand	15	1.2	91	86	81

Tabell 6.2: Beregnete  $k_o$ -verdier.

$k_o = \frac{CO(VV+0.5)B}{TT \cdot QB \cdot (1+H/B)}$								
Målested	jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug
Rådhusgt 74			4.6	5.4		9.2		
" 75		11.0	10.4					
" 79		9.3	9.0					
Bakklandet 78	14.9	13.9	14.4	16.5	15.0	13.8	11.3	
Søndre 78				20.5				
Storgt 78		10.0	10.5			26.5		
Strandgt 78		24.3		28.1	31.7	28.2		
O.H.gt 78		16.8		13.3		12.8		
Holmestrand 74								4.2
Torggt 74/75						14.7		
Tøyengt 74			13.7					



I Rådhusgaten ligger verdiene for mars og april 1974 vesentlig lavere enn i de øvrige månedene. En har ikke funnet en rimelig forklaring på dette.

Ved Strandgaten i Bergen ble vindmålingene foretatt et par kilometer unna målestasjonen i gaten. Vindmålingene ble foretatt i ca 45 meters høyde over bakken, på taket av en høy bygning i område med spredt bebyggelse. Det er sannsynlig at vindhastigheten målt slik var en del høyere enn den var 10 m over taket i Strandgaten.  $K_0$ -tallene for Strandgaten i tabell 6.1 ligger derfor noe for høyt.

For Storgaten i Lillehammer ligger tallet for juni vesentlig høyere enn for vinteren. Juni betyr turisttrafikk i Lillehammer, med økning i trafikk tettheten og kødannelser. Dette betyr at sommerutslippstallet for Storgaten er estimert for lavt. Den lave  $k_0$ -verdien i juli på Bakklandet og den høye verdien i juni i Storgaten viser hvor følsomt utslippstallet  $Q_B$  er for endringer i trafikkavviklingsforholdene.

I figur 6.1 er middelveien av  $k_0$  (med  $a$  satt lik 1.0) for hvert målested plottet som funksjon av avstanden fra det kryss som ligger i retningen mot overveiende vindretning. Det viser seg at for de fleste målestedene er overveiende vindretning langs gaten. Et unntak er O.H.gt i Sarpsborg, der overveiende retning er på tvers av gaten. Målestedet ligger her omtrent midt på kvartalet, og halve kvartallengden er her brukt i figuren som avstand til nærmeste kryss.

Figuren viser en ganske entydig sammenheng mellom  $k_0$  og avstand fra krysset i retning mot overveiende vindretning. Det sannsynliggjør at det er denne faktor som forklarer den forskjell mellom målestedene som tallene i tabell 7.1 gir.

Følgende kommentarer skal knyttes til plottet:

Målestedet i Langgaten i Holmestrand lå bare 15 meter fra inngangen til kvartalet. Fra den retning blåser også vanligvis vinden.

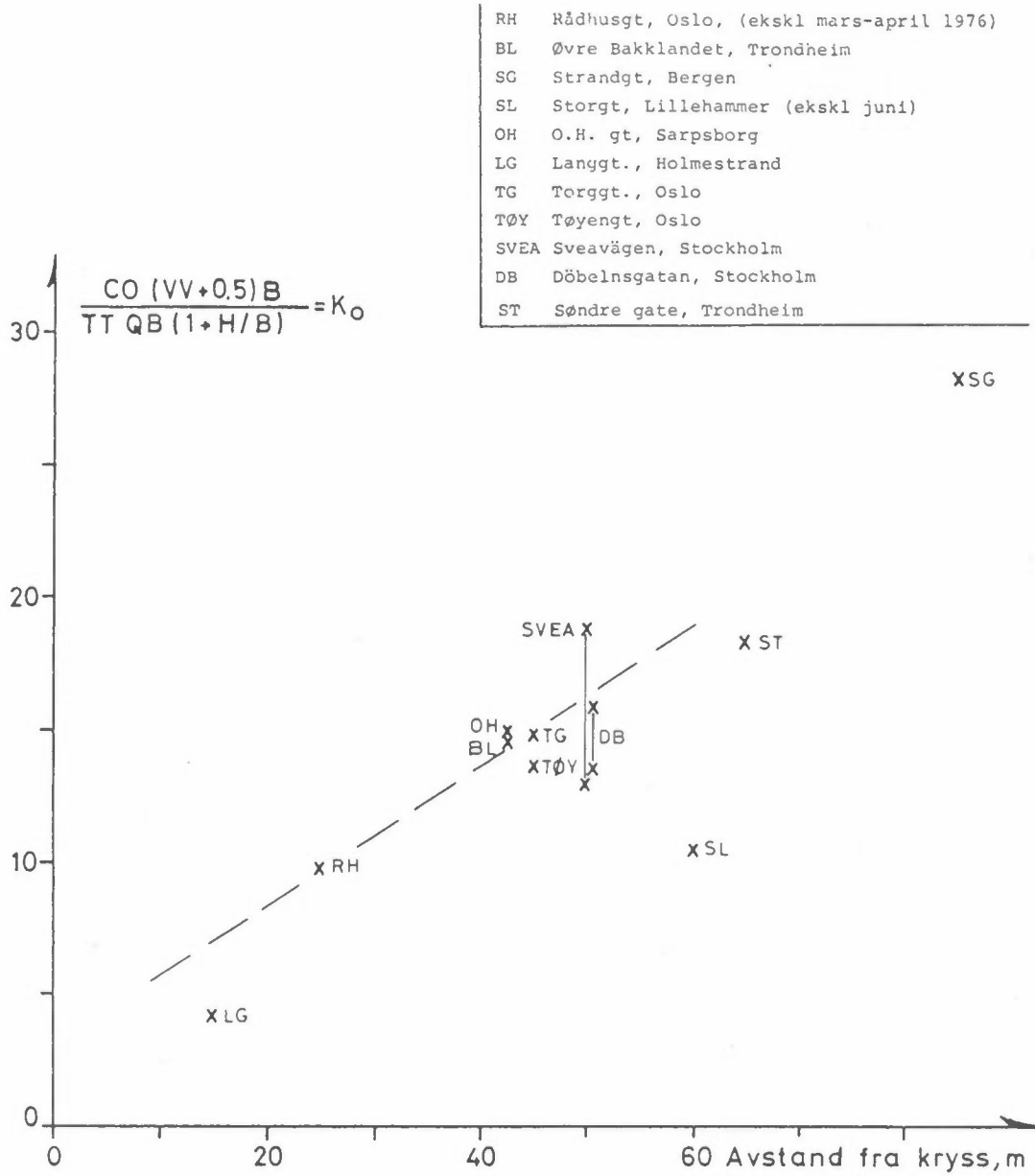
Kryssende vei er meget bred, ca 30 meter, noe som fører til god utlufting ved inngangen til kvartalet, der stasjonen er plassert. For et mer normalt kryss, slik det er ved de andre målesteder, ville  $k_o$  for LG ligge en del høyere i figuren. Analyse av målingene i Strandgaten i Bergen tyder på at det har vært spesielle forhold ved dette målestedet som medfører at konsentrasjonen av CO ligger høyere enn det utslippet fra trafikk tilsier samtidig som vindmålingene sannsynligvis overvurderte vindstyrken noe, som kommentert ovenfor.  $k_o$ -verdien for SG ligger derfor en del for høyt.

I Storgaten i Lillehammer var luftinntaket til CO-måleren plassert ved en gjennomgående kjøretunnel gjennom fasaderekken. Dette gir bedre spredning der enn ved en tett fasaderekke, og forklarer hvorfor punktet ligger lavt i forhold til en antatt kurve gjennom de andre punktene.

SF<sub>6</sub>-undersøkelsene i Rådhusgaten underbygger det som figur 6.1 antyder, nemlig en midlere oppbygging av konsentrasjonen langs kvartalet i hovedvindretningen. Dette er beskrevet i seksjon 1.7 i vedlegg 2. SF<sub>6</sub>-analysene antyder at om man i Rådhusgaten flytter seg fra 25 meter til 50 fra krysset med Kirkegaten, vil konsentrasjonen øke med anslagsvis 35-70%, basert på resultatet av tre tester. Dette stemmer godt overens med den antydete kurves helning i figur 6.1.

Intuitivt vil en tenke seg en oppbygging av konsentrasjonen langs kvartalet som er lineær til å begynne med, men økningen vil bli mindre og mindre og konsentrasjonen gå mot en konstant verdi svært langt inn i kvartalet. Figur 6.1 antyder at oppbyggingen er lineær forbi de første 50-60 meter av et typisk bygatekvartal i Norge.

En har også tatt med data fra to gater i Stockholm i figuren, Sveavägen og Döbelnsgatan. For de to gatene er midlere utslipp satt lik 31 mg/m·kjøretøy, basert på tatt gitt i (2).



Figur 6.1:  $k_o$  plottet som funksjon av avstand fra kryss i retning mot overveiende vindretning.

Øvre punkt tilsvarer CO-konsentrasjonen på lesiden av gaten, nedre punkt vind siden. Målepunktene lå nær midt på det 100 meter lange kvartalet. En ser at de normaliserte verdiene fra disse gatene stemmer godt overens med de norske verdiene.

## 7 BEREGNINGSMODELL FOR GATEROM

### 7.1 Forslag til beregningsmodell

Stanford-modellens beskrivelse av utluftingen av et gaterom går ut på at vinden over tak setter opp en virvelbevegelse i gaterommet, når den har en vesentlig komponent på tvers av gateretningen. Denne beskrivelsen gir høyere konsentrasjoner på lesiden enn på vind siden. Formlene for beregning av konsentrasjonene er gitt i kapittel 3.

Etter en slik beskrivelse vil ikke fasadehøyden ha noen betydning for forurensningen på lesiden, fordi denne da kun blir bestemt av transportavstanden fra utslippet til det punkt en betrakter. Beskrivelsen tar ikke spesifikt hensyn til avstanden for kryssende gater. Dette kan bygges inn i k-faktoren, på en slik måte at  $\Delta C_L$  for eksempel representerer konsentrasjonen midt på kvartalslengden.

Dataene fra Rådhusgaten i Oslo og Øvre Bakklandet i Trondheim viste at forholdet mellom lesiden og vind siden ikke var som prediktert av Stanford-modellen. (Dette er fremstilt i figurene 1.1-1.5 og kommentert i seksjon 1.2 i vedlegg 2). I Rådhusgaten er høyde/bredde-forholdet lik 1.5 og slik at forutsetningene for Stanfordmodellen skulle holde. I Øvre Bakklandet er H/B-forholdet 0.5, altså lavere fasadehøyder enn det Stanfordmodellen tidligere er testet for. I øvre Bakklandet slår vinden sannsynligvis ned på lesiden av gaterommet.

Rådhusgatens gaterom er ganske likt Döbelnsgatans i Stockholm, der Stanford-modellen er testet og funnet å beskrive forholdene ganske godt (2). Begge er enveiskjørte gater, men trafikken i Rådhusgaten er ca. 2.5 ganger høyere. Trafikken i Rådhusgaten setter opp en vind i bakkesjiktet av størrelsesorden 1-2 m/s (målt 3 meter over gaten), alltid i retning med trafikkstrømmen. Transporten langs gaten i bakkesjiktet er med andre ord såpass rask at en tenkt virvelbevegelse på tvers av tverrsnittet vil bli sterkt fortegnet. Innflytelsen av utluftingen ved kryssene vil få virkning ganske langt inn i kvartalet. Dette er muligens årsaken til forskjellen i resultatene fra Rådhusgaten og Döbelnsgatan. Målingene i Rådhusgaten er gjort ca. 25 m fra kryss, i Döbelnsgatan ca. 50 meter fra kryss.

Stanford-modellen krever forutsetninger som ikke alltid er oppfylt i bygater i Norge. Fasadehøyder er ofte lavere enn gaterombredden, og enveiskjørte gater er ikke uvanlig.

SF<sub>6</sub>-eksperimentene i Rådhusgata tyder på at man der ofte ikke har en entydig konsentrasjonsforskjell mellom de to gatesidene.

På bakgrunn av disse resultater, har man formulert følgende modell for utluftingen av et gaterom:

Utluftingen av gaterommet betraktes i hovedsak som en turbulent utveksling mellom gaterommets forurensede luft, og den rene luften som finnes over tak. Utvekslingen skjer i hovedsak i grensesnittet mellom gaterom og området over tak. Turbulensen i gatenivå bestemmes først og fremst av bilturbulensen, med en turbulent utvekslingskoeffisient,  $K_B$  (m<sup>2</sup>/s). Turbulensen over tak er atmosfæretubulensen med utvekslingsfaktor  $K_A$ . Det antas en lineær avhengighet av turbulensen med høyden fra  $K_B$  ved bakken til  $K_A$  over tak.

Basert på kravet om en vertikal forurensningsfluks uavhengig av høyden, gir denne betraktningssmåten følgende uttrykk for bakkekonsentrasjonen,  $C_B$ :

$$C_B \propto \frac{Q}{(u+u_0) \cdot B} \left[ \frac{1}{k_2} + \frac{H}{B} \cdot f(K_A, K_B, u, B) \right]$$

hvor  $u$  er vindstyrken over tak

$u_0$  er en faktor bestemt av  $K_A$  og  $B$

$k_2$  bestemmer utvekslingen i snittet gaterom/tak

En ser at uttrykket har tilnærmet samme form som  $C$  på side 26. Tilpasningen mellom de to uttrykkene avhenger av hvilke verdier man gir  $u_0$ ,  $k_2$ ,  $K_A$  og  $K_B$ .

Basert på dette, og på resultatet av sammendraget av CO-målinger i Norge (formelen på side 26), kan beregningsformelen gis følgende form:

$$\Delta C = \frac{k_0 Q (1+a \cdot H/B)}{(VV+0.5) B} \cdot f(x) \cdot g(z)$$

hvor  $\Delta C$  er bidraget fra biltrafikken i gata til forurensningskonsentrasjon over fortau, i  $\text{mg/m}^3$

$k_0$  er en dimensjonsløs tilpasningskoeffisient

$Q$  er utslippet fra biltrafikken i gaten i  $\text{mg/ms}$

$VV$  er vindhastighet over tak i  $\text{m/s}$

$H$  er fasadehøyden i  $\text{m}$

$B$  er gateromsbredden i  $\text{m}$

$a$  er en konstant med verdi mellom 0 og 1

$f(x)$  er konsentrasjonens funksjon av posisjonen i forhold til kryss

$g(z)$  er konsentrasjonens funksjon av høyden over gaten.

Utslippet  $Q$  må estimeres, som beskrevet i kapittel 5, fra data for trafikk tetthet, andel av ulike kjøretøytyper og middelutslipp pr. kjøretøy i gata en betrakter for hver kjøretøytype. Det må også tas hensyn til lufttemperaturen og motortemperaturen (kaldstart, etc.).

$k_0$  kan i prinsippet gis ulike verdier som gir tilpasning mellom målinger og beregninger. Figur 6.1 gir antydning om i hvilket område  $k_0$  ligger. Når en tar utgangspunkt i middelveidier av forurensning, utslipp og vindhastighet over lengre tid (måned), som figur 6.1 er basert på, ligger  $k_0$ -verdiene for de ulike målesteder innen området 10-40, når  $a$  er satt lik 1.0.

Verdien av konstanten  $a$  er ikke godt bestemt fra datamaterialet som har vært tilgjengelig (se kap. 1.7 i vedlegg 2, Del III). Et mer omfattende materiale er nødvendig.

En ser av figur 6.1 at resultatene fra Sveavägen og Döbelnsgatan i Stockholm passer godt inn med resultatene fra de norske målestedene. Dette viser at når en betrakter middelveidien av forurensning i gaterom, er det samsvar mellom det uttrykket figur 6.1 er basert på, og Stanford-modellen.

I figur 6.1 er det tatt hensyn til vindretningsfordelingen over tak, kun ved at dataene er plottet ved avstanden mellom målepunktet og det kryss som ligger mot overveiende vindretning. I Rådhusgaten, Øvre Bakklandet, Strandgaten og Langgaten er overveiende vindretning langs gaten fra en retning. I de øvrige gatene, der hovedvindretningene enten er på tvers av gaten eller omtrent like hyppig i begge gateretninger (Storgaten, O.H.gaten, Søndre gate april) er dataene plottet ved halve kvartalslengden.

Figuren viser da at denne betraktningssmåten gir samsvar i datamaterialet. Bestemmelsen av  $k_0$  kan baseres på figur 6.1.

$k_0$  er tilnærmet lik 15 for den gruppe av punkter som ligger ved avstander 40-50 meter fra kryss. Alle disse målesteder lå nær midt på kvartalet. Når  $k_0$  er lik 15 og  $f(x)$  og  $f(z)$  begge settes lik 1.0, gir uttrykket for  $\Delta C$  på side 34 en prediktert verdi for forurensningen midt på et bygatekvartal av lengde 80-100 m, i ca. 2.5 meters høyde. Denne forurensningsverdi er ikke relatert til gateside, men representerer en middelveid over fortau for begge gatesider.

Hvis man i tillegg vil skille mellom gatesider, eller vil prediktere forurensningsverdien på den gatesiden som har høyeste konsentrasjon, må  $k_0$  modifieres ytterligere.

I gaterom der det er rimelig å anta at Stanford-modellen holder, kan  $k_0$  modifieres på bakgrunn av Stanford-modellens predikterte forskjell mellom leside og vindside. I andre typer gaterom er datamaterialet som en kan basere en modifikasjon av  $k_0$  på, svært begrenset.

Funksjonen  $f(x)$  må gis ulike verdier avhengig av hovedvindretningen:

$$f_1(x) = 1.0 \pm 0.25 \frac{L - L_0}{L_0} \quad ; \text{ hovedvindretning i trafikktiden på tvers av gateretningen}$$
$$f_2(x) = f_1(x) (1.0 - 0.016 \cdot x) \quad ; \text{ hovedvindretning i trafikktiden langs gateretningen i en retning.}$$
$$0 < x^1 < L/2$$

$L$  er kvartalets lengde,  $L_0$  er ca lik 100 m,  $x^1$  er avstanden fra midten av kvartalet til et punkt i retning mot hovedvindretningen.

En har ikke data for å anslå forløpet av  $f_2(x)$  for  $x^1 > L/2$ .

Virkingen av kryss og trafikklys på utslippet langs kvartalet kommer i tillegg til den spredningsmessige variasjon som  $f(x)$  skal beskrive. Utslippsvariasjonen må tas hensyn til ved valg av verdier for  $Q$ .

Funksjonen  $g(z)$  foreslås, på basis av diskusjonen i seksjon 1.8 i vedlegg 2, gitt samme form som i Stanford-modellens vindsideformel:

$$g(z) = 1 - Z/H$$

$Z$  er høyden over gaten og  $H$  fasadehøyden. Dette uttrykket har gyldighet først og fremst i den indre del av kvartalet som ligger noe unna kryssenes innflytelse.



Uttrykket for  $\Delta C$  kan anvendes til å beregne middelveidier på tidsskalaer fra 1 time til måned, når en benytter representative verdier for vindstyrke, trafikk tetthet og midlere utslipp.

## 7.2 Prediksjon av forurensning ved hjelp av modellen

### 7.2.1 Middelveidier

Uttrykket for  $\Delta C$  gir predikterte verdier av forurensninger i et gaterom, som funksjon av trafikk, vind, gaterom og posisjon i gaterommet. Den predikterte verdi gir en midlere verdi for begge gatesider.

Ved å velge  $k_0 = 15$ ,  $f(x) = f(z) = 1.0$ , definerer man en "normalsituasjon".  $\Delta C$  gir da forurensningen i snittet midt på et ca 100 meter langt kvartal, i en høyde ca. 2.5 meter over bakken.

Ved å benytte estimerer av utslipp for  $\text{NO}_x$ , bly, små partikler og ikke-reaktive organiske stoffer, er det rimelig å tro, basert på resultatene i kapittel 2 i vedlegg 2, at uttrykket for  $\Delta C$  også gir gode estimerer av forurensningsnivået for slike komponenter.

$\text{NO}_2$  er en sekundær komponent, oksydert fra  $\text{NO}$ . Uttrykket for  $\Delta C$  kan også benyttes til å prediktere  $\text{NO}_2$ -bidraget i gaten fra biltrafikk, basert på en gitt faktor for forholdet mellom  $\text{NO}_2$  og  $\text{NO}_x$  i gater. Det foreligger flere måleserier som gir grunnlag for å estimere denne faktoren. Det vil imidlertid være ønskelig med ytterligere undersøkelser for å forbedre muligheten til å prediktere  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonen.

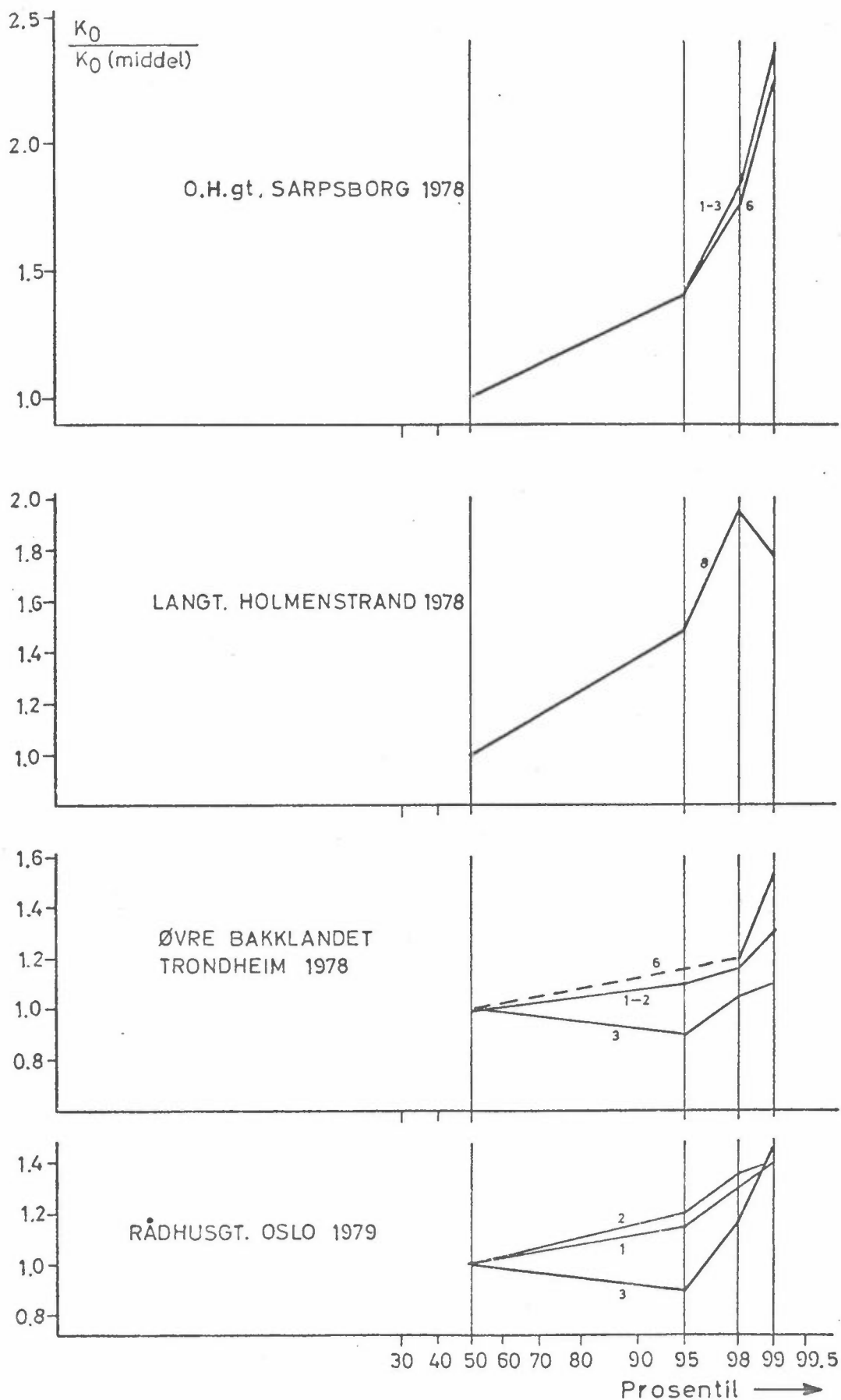
### 7.2.2 Ekstremverdier

Mulighetene for å prediktere ved hvilken trafikkbelastning og vindstyrke ekstremverdier av forurensning opptrer ble diskutert i seksjon 1.9 i vedlegg 2.

Uttrykket for  $\Delta C$  benyttes nå til å sammenligne målte ekstremprosentiler av CO med beregnete, basert på de verdier av VV og TT som er gitt i tabell 1.2 i vedlegg 2. Beregningen utføres slik at en gir  $k_0$  den verdi som gir tilpassing mellom målinger og beregninger.

Resultatet er vist i figur 7.1, hvor  $k_0$ -verdien for de enkelte prosentiler, regnet i forhold til  $k_0$ -verdien for middelverdien av CO, er avsatt langs ordinaten ( $a$  er satt lik 1.0). En har ved beregningen benyttet de middelverdier for utslippet, QB, som er gitt i tabell 6.3, for alle prosentiler ved hvert målested. Figur 7.1 viser at dette ikke er i samsvar med virkeligheten. En ser at den  $k_0$  som gir tilpasning mellom målinger og beregninger av CO er større, jo høyere prosentil det gjelder. Dette har da egentlig sammenheng med at utslippet pr. kjøretøy er høyere jo høyere prosentil av forurensning det gjelder. Figur 7.1 reflekterer det som en ser i figurene 1.12-1.14 i vedlegg 2. Der er CO, normalisert med hensyn til vind og trafikk tetthet, plottet mot trafikk tetthet. De figurene viser at spesielt i Langgaten, Holmestrand og i Øvre Bakklandet, Trondheim i juni, øker det normaliserte CO-nivået i gaterommet med trafikk tettheten, på grunn av økt midlere utslipp ved økende trafikk tetthet.

Figur 7.1 antyder at i Rådhusgaten var CO-utslippet pr. kjøretøy, QB, ca. 40% høyere i de tilfeller som ga 99-prosentilen



Figur 7.1: Relative  $k_0$ -verdier (relativt til  $k_0$  for 50-prosentilen) som gir tilpasning mellom målinger og beregninger. (Tall på linjene - månedsnummer).

av forurensning enn det var i middel for hele perioden. I Øvre Bakklandet var tilsvarende øking 10-55%, minst i mars, høyest i juni. I Langgaten var økningen ca 70%, og i O.H.gaten ca 140%. Erfaringsmessig er trafikkavviklingen under kødannelser mye dårligere i O.H.gaten og i Langgaten enn i Rådhusgaten og Øvre Bakklandet. Dette sees også av figurene 1.12-1.14 (vedlegg 2). Dette viser at man for den enkelte gate må kjenne middelutslippet fra trafikken under typiske rush-tidsforhold, for å kunne prediktere ekstremprosentiler. Samtidig må man kunne estimere typiske verdier av lave vindstyrker for de perioder ved en gate da en har dårligst trafikkavvikling, dvs. morgen og ettermiddag.

Ekstreme 8-timers middelveidier av CO vil også sannsynligvis la seg estimere basert på uttrykket for  $\Delta C$ . Det er ved hvert målested svært god sammenheng mellom døgnverdi av CO og dagens maksimale 8-timers middelveidi. Likeledes er det god sammenheng mellom dagens maksimale 1-times og 8-timers middelveidier. Et estimat av middelveidi eller ekstreme timesmiddelveidier av CO gir derfor også grunnlag for å gi et estimat av middel- og ekstrem-verdiene av 8-timers middelveidi av CO innenfor av gitt periode.

Det er også av interesse å kunne estimere ekstremverdiene av  $\text{NO}_2$ . Til det er det norske datamaterialet foreløpig ikke omfattende nok. Overvåkingen av biltrafikkforurensninger i St.Olavs gate i Oslo, som startet i 1979, betyr en vesentlig utvidelse av data-grunnet.

Våre data indikerer at basert på riktige estimater av utslipp og vind under perioder med ekstremverdiene av forurensning, vil uttrykket for  $\Delta C$  gi god prediksjon også av ekstremprosentilene, ved bruk av den verdi for  $k_0$  som er utledet for middelveidier (som gitt i figur 6.1). For normalsituasjonen, definert i seksjon 7.2.1, er  $k_0$  nær lik 15, når  $\underline{a}$  er satt lik 1.0.

### 7.3 Krav til inngangsdata for utslipp og meteorologi

Utslippsdata er behandlet i kapittel 5. Framstillingen her har vist i hvor stor grad utslippstall for CO og NO<sub>x</sub> kan variere fra gate til gate, og med ulike trafikkavviklingsforhold til forskjellige tider av dagen. Det er klart at en god prediksjon av middelveidier og ekstremverdier av forurensning er sterkt avhengig av et godt estimat av utslippsfaktorer. Det må vurderes om den oversikten man har over utslippsfaktorenes variasjon med forskjellige forhold er tilstrekkelig til å gi regler for beregning av utslippsfaktorer i en gitt plansituasjon.

De meteorologiske data som inngår er vindhastighet og -retning over tak, samt lufttemperaturen. Ofte vil disse data være tilgjengelige i begrenset grad, som for eksempel observasjoner fra klimastasjoner i området.

Lufttemperaturen fra klimastasjoner vil ofte være et tilstrekkelig godt estimat for temperaturen nær trafikkårer i området rundt klimastasjonen. En estimert lufttemperatur som ligger innenfor  $\pm 2-3^{\circ}\text{C}$  av den riktige, vil ikke gi betydelige feil i forurensningsestimatet. Vinddataene er viktigere. Vindstyrken som inngår skal være et rimelig godt estimat av vindstyrken 10-20 m over tak i området ved trafikkåren. Bruk av vindobservasjoner fra nærliggende klimastasjoner kan gi betydelige feil i forurensningsestimatene. Lokale topografiske forhold kan ha stor innvirkning på vindhastigheten. Måleprogrammene ved Strandgaten i Bergen og Øvre Bakklandet i Trondheim er eksempler på dette. Vinden ved klimastasjonen i Trondheim, Tyholt, er vesentlig høyere enn vinden i området ved Bakklandet på grunn av topografiske effekter. Klimastasjonen ved Geofysisk institutt i Bergen registrerer vinden i for høyt nivå til at den er representativ for vinden 10-20 m over tak ved Strandgaten.

De samme forhold gjør seg gjeldende for vindretningen. Topografiske effekter kan føre til vesentlig vinddreining over relativt korte avstander, spesielt for lave vindstyrker som forurensningsmessig er de mest viktige.

Det kan utarbeides regler for å estimere vindhastigheter for beregning av forurensningens middel- og ekstrem-verdier. En må da skille mellom ulike typer klimasoner og topografi-klasser.

8 REFERANSER

- (1) Dabberdt, W.F.  
Ludwig, F.L.  
Johnson, W.B. Validation and applications of an urban diffusion model for vehicular pollutants.  
*Atmos Environ.*, 7, 603-618 (1973).
- (2) Bilavgaser i gatumiljø - modell  
och modelltest. Solna, Statens  
naturvårdsverk, 1977 (Statens  
naturvårdsverk. PM 891).
- (3) Georgii, H.-W.  
Busch, E.  
Weber, E. Untersuchung über die zeitliche  
und räumliche Verteilung der Immi-  
sions-Konzentration des Kohlen-  
monoxid in Frankfurt am Main.  
Frankfurt a. M. 1967. (Institut  
für Meteorologie und Geophysik der  
Universität Frankfurt/Main.  
Berichte Nr 11).
- (4) Nicholson, S.E. A pollution model for street-level  
air.  
*Atmos Environ.*, 9, 19-31 (1975).
- (5) Larssen, S. Undersøkelser av luftforurensning  
fra biltrafikk i Norge.  
Lillestrøm 1976. (NILU OR 10/77.)
- (6) Larssen, S. Målinger av luftforurensninger i  
Oslo, januar-mars 1979.  
Rådhusgaten-St.Hanshaugen,  
Datarapport.  
Lillestrøm 1980. (NILU OR 32/80.)
- (7) Larssen, S. Luftforurensninger ved Drammensveien  
(El8) i Bærum kommune.  
Lillestrøm 1977. (NILU OR 20/77.)

- (8) Larssen, S. Luftforurensninger fra biltrafikk i Langgaten i Holmestrand. Lillestrøm 1975. (NILU OR 11/75.)
- (9) Larssen, S. Luftforurensninger fra veitrafikk. Målinger i Trondheim, 1978. Lillestrøm 1979. (NILU OR 49/78.)
- (10) Larssen, S. Luftforurensninger fra veitrafikk. Målinger i Bergen, 1978. Lillestrøm 1979. (NILU OR 24/79.)
- (11) Larssen, S. Luftforurensninger fra veitrafikk. Målinger i Lillehammer, 1978. Lillestrøm 1979. (NILU OR 48/79.)
- (12) Larssen, S. Luftforurensninger fra veitrafikk. Målinger i Sarpsborg, 1978. Lillestrøm 1979. (NILU OR 37/79.)
- (13) Haugstuen, W.  
Bang, J.R. Utslipp fra kjøretøy. For-prosjekt. Oslo, Statens Teknologiske Institutt, 1980.
- (14) Bertilsson, T. Emissioner från personbilar vid olika belastningsfall vid körning inomhus och utomhus II. Solna, Statens naturvårdsverk, 1979. (Statens naturvårdsverk, PM 1135).
- (15) Byklum, K.B.  
Bang, J.R. Avgassutslipp fra brukte biler. En undersøkelse utført etter oppdrag fra Statens forurensningstilsyn. Oslo, Statens Teknologiske Institutt, 1980.
- (16) Statens Teknologiske Institutt Utslippsdata for ulike kjøretøy-grupper etter kjøreprogram. Oslo 1980.
- (17) Energi, hälsa, miljö. Bilaga 1. Hälsa- och miljöverkningar vid användning av fossila bränslen. Stockholm 1977. (Statens Offentliga utredningar. SOU 1977:68).





DEL II

BEREGNINGSMETODE FOR FORURENSNING  
VED ÅPNE VEIER

DOKUMENTASJON



## 1 INNLEDNING

For å kontrollere og videreutvikle metodene som brukes til spredningsberegninger for bilavgasser ved en åpen motorvei, ble det utført sporstoffundersøkelser ved Hellerudsletta i Skedsmo kommune i perioden februar-mars 1979.

På bakgrunn av undersøkelser referert i litteraturen (1), (2), har en merket seg stor usikkerhet ved beregningsmetodene ved spredningsforhold som forekommer ofte i Norge om vinteren.

En tok derfor sikte på å utføre sporstofforsøkene i situasjoner som var karakterisert av liten vind og inversjon. I slike situasjoner er det også nødvendig å vurdere virkningen på spredningsforholdene av turbulensen forårsaket av biltrafikken ved forskjellige kjørehastigheter. Området hvor målingene ble utført er vist i figur 1.

## 2 RESULTAT AV SPORSTOFFUNDERSØKELSENE

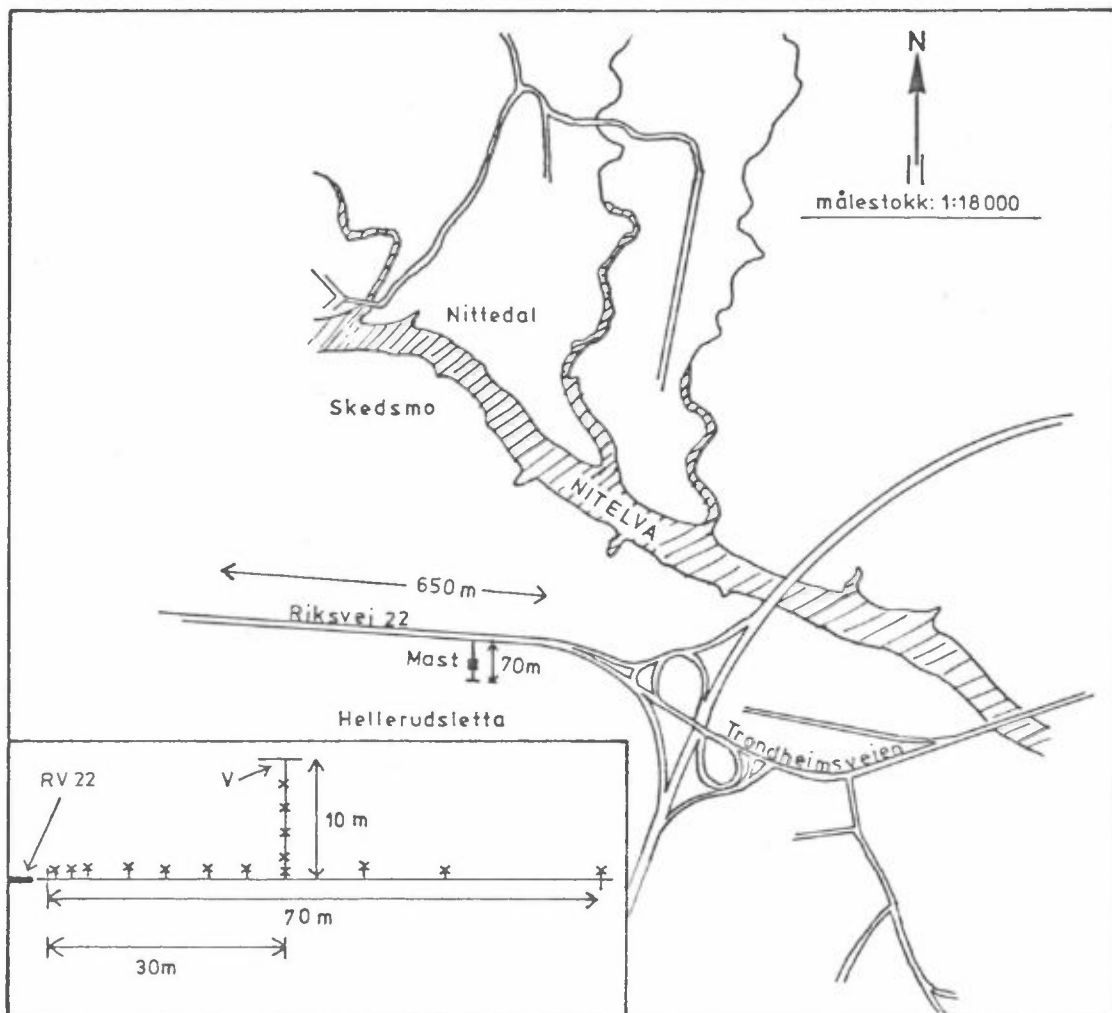
Utgangsdata for spredningsberegningene som ble registrert i de enkelte sporstoffeksperimentene er vist i tabell 1.

Resultatene av de enkelte sporstoffundersøkelsene er vist i figurene 2-8. I hver figur er avsatt

- a)  $SF_6$ -konsentrasjoner som funksjon av avstanden fra vegkanten målt 1 m over bakken (hele linjer)
- b) Beregnede konsentrasjoner på grunnlag av estimert  $SF_6$ -utslipp og registrerte spredningsforhold (stiplede linjer). Beregninger er utført ved hjelp av HIWAY-modellen (1) og GM-modellen (2).

I enkelte situasjoner kan avvikene mellom beregnede og observerte verdier være betydelige. Avvikene kan skyldes:

- 1) Feil i utgangsdata som er benyttet i beregningene (utslippsdata og/eller data som beskriver spredningsforholdene).
- 2) Feil i konsentrasjonsmålingene.
- 3) Feil ved beregningsmetodene.



x : Prøvetaker for SF<sub>6</sub>

v : Vindmåler på toppen av en 10 m høy mast

Figur 1: Kartskisse av området hvor sporstoffundersøkelsene ble utført.

Tabell 1: Utslipp/spredningsdata registrert ved sporstoffundersøkelsene på Hellerudsletta februar og mars 1979.

Dato-nr.	Tid-Q	T s/utsl.	$U_B$ m/s	$Q$ $\frac{\text{cm}^3 \text{ SF}_6}{\text{min}}$	$\frac{dq}{dt} = \frac{Q}{UT}$ $\frac{10^{-3} \text{ cm}^3 \text{ SF}_6}{\text{s} \cdot \text{m}}$	Tid-M	$U_{10}$ m/s	dd dag	$T_{8.5}$ °C	$T_{0.5}$ °C	$U_{10m}$ m/s	$U_{1m}$ m/s
13.2-1	0914-0929	47.4	16	300	6.6	0914-0929 0904	1.3	0-90		-7.8		
13.2-2	1027-1042	47.6	16	300	6.6	1030-1045 1100	3.0	30-90	-7.2	-7.0	1.7	1.7
16.2-1	1025-1040	93.6	14.5	620	7.6	1025-1040 1030 1100			-22.2	-22.9	0.65	0.5
15.3-1	1025-1040	44.0	17.5	620	13.4	1025-1040 1105	3.0	40	-17.4	-17.7	2.4	1.7
15.3-2	1145-1200	43.7	17.5	620	13.5	1145-1200	1.1	20	-4.05	-4.0	1.0	1.2
16.3-1	0935-0950	67.1	9.7	620	15.9	0935-0950 1015	2.2	30	-7.2	-7.8	2.0	1.0
16.3-2	1120-1135	69.7	9.7	620	15.2	1120-1135 1155	5.6	45	-7.2	-7.0	4.3	3.5

Tid-Q : Prøvetakingsperiode

t : Midlere tidsrom mellom hver gang utslippsbilen passerte i prøvetakingsperioden

$U_B$  : Utslippsbilens midlere kjørehastighet forbi målestedet

Q : Utslippsintensitet avlest på flowmeter

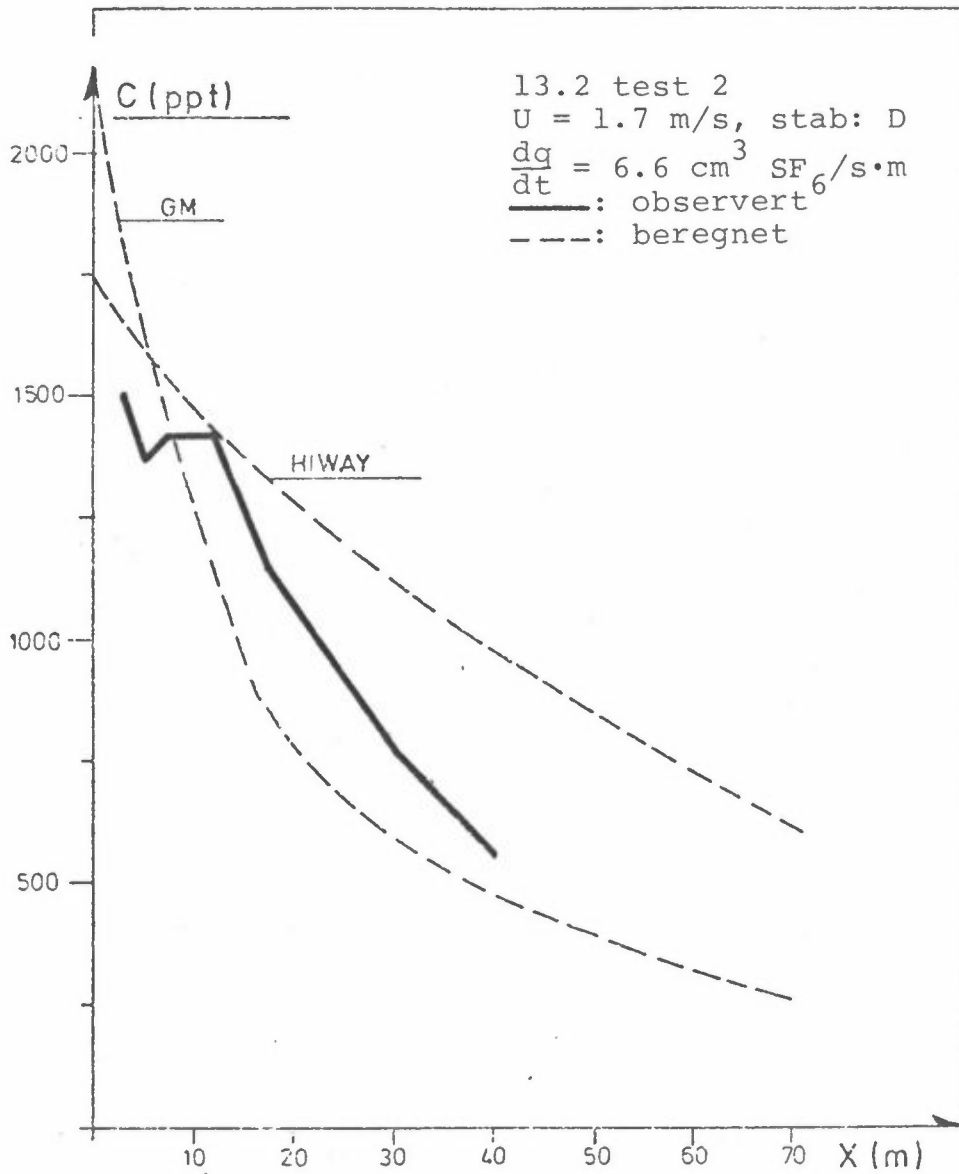
$\frac{dq}{dt}$  : Linjekildestyrken som benyttes i spredningsberegningene.

Tid-M : Tid for meteorologiske observasjoner

$U_{10}$  : Midlere vindhastighet 10 meter over bakken

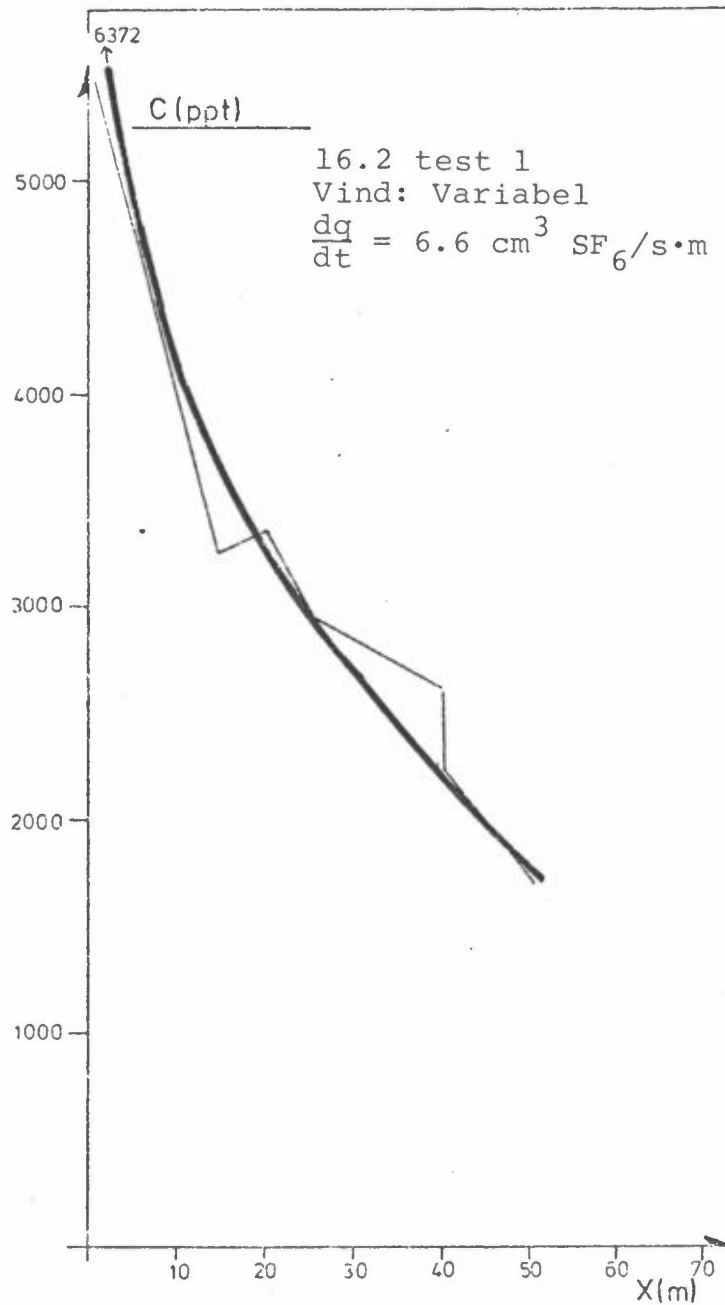
dd : Vindretning. To tall angir variasjonsbredden i observasjonsperioden

$T_{8.5}$  : Temperatur



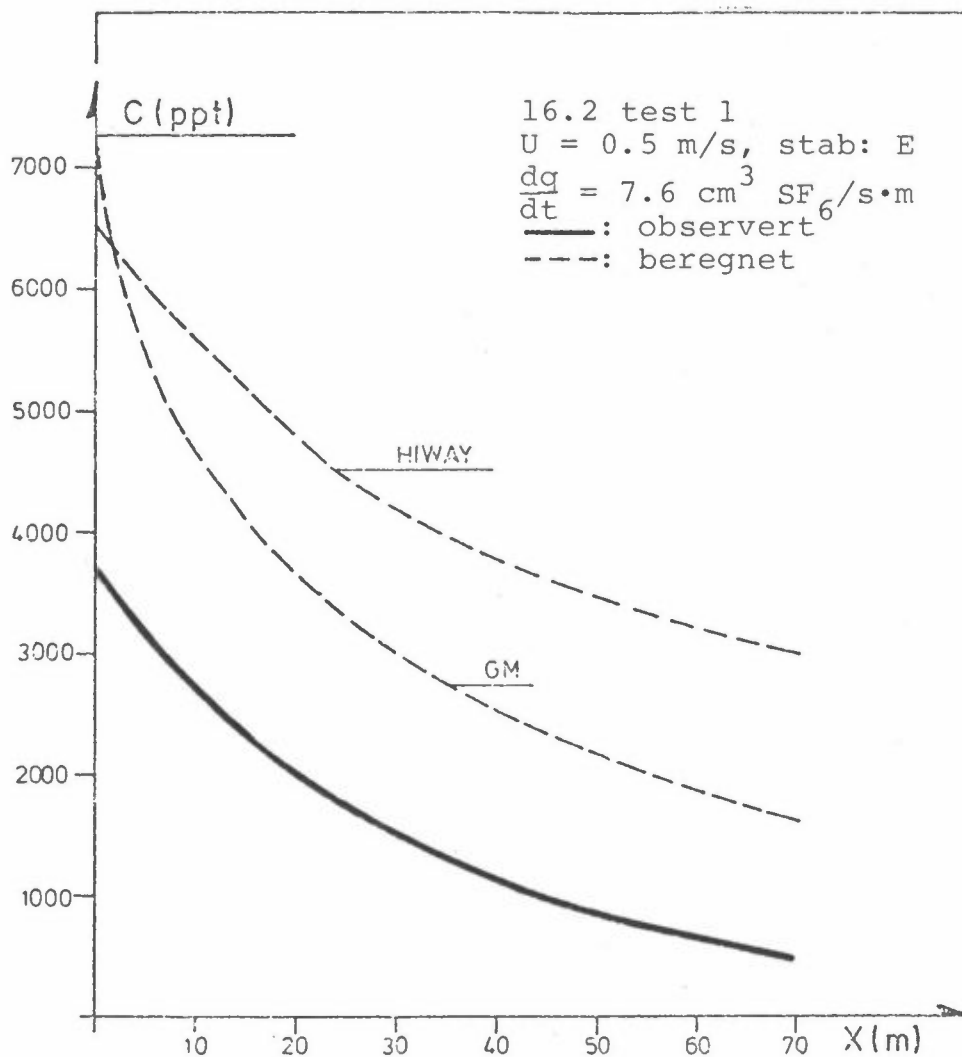
Figur 2: Observert og beregnet SF<sub>6</sub>-konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

HIWAY : stiplet kurve er beregnet ved HIWAY-modellen  
GM : " " " " " GM-modellen  
Enhet : 1 ppt: 1 part per trillion: en del forurensning er blandet med 10<sup>12</sup> deler luft.



Figur 3: Observert  $\text{SF}_6$ -konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

Enhet: 1 ppt: 1 part per trillion:  
en del forurensning er blandet med  $10^{12}$  deler luft.



Figur 4: Observert og beregnet  $\text{SF}_6$ -konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

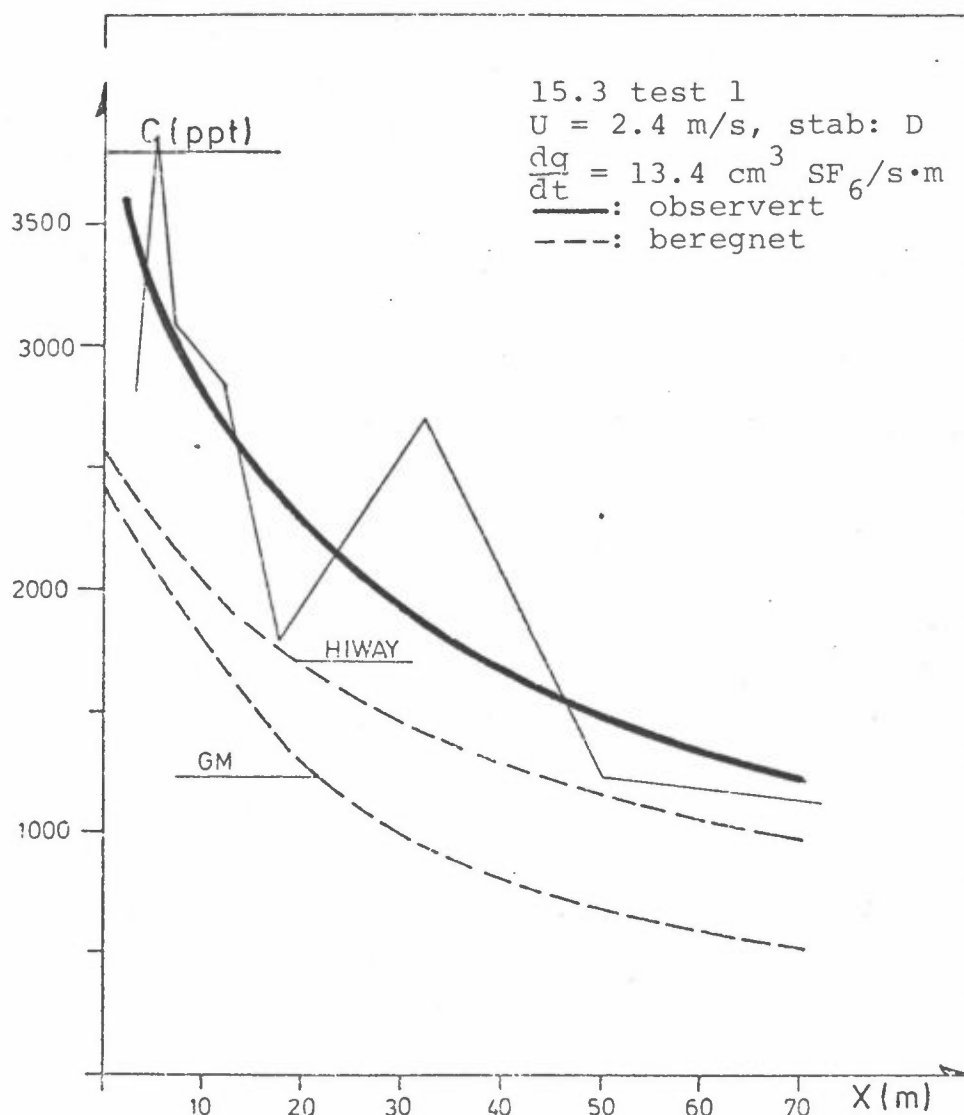
HIWAY : stiplet kurve er beregnet ved HIWAY-modellen

GM : " " " " " GM-modellen

Enhet : 1 ppt: 1 part per trillion:

en del forurensning er blandet med  $10^{12}$  deler luft.

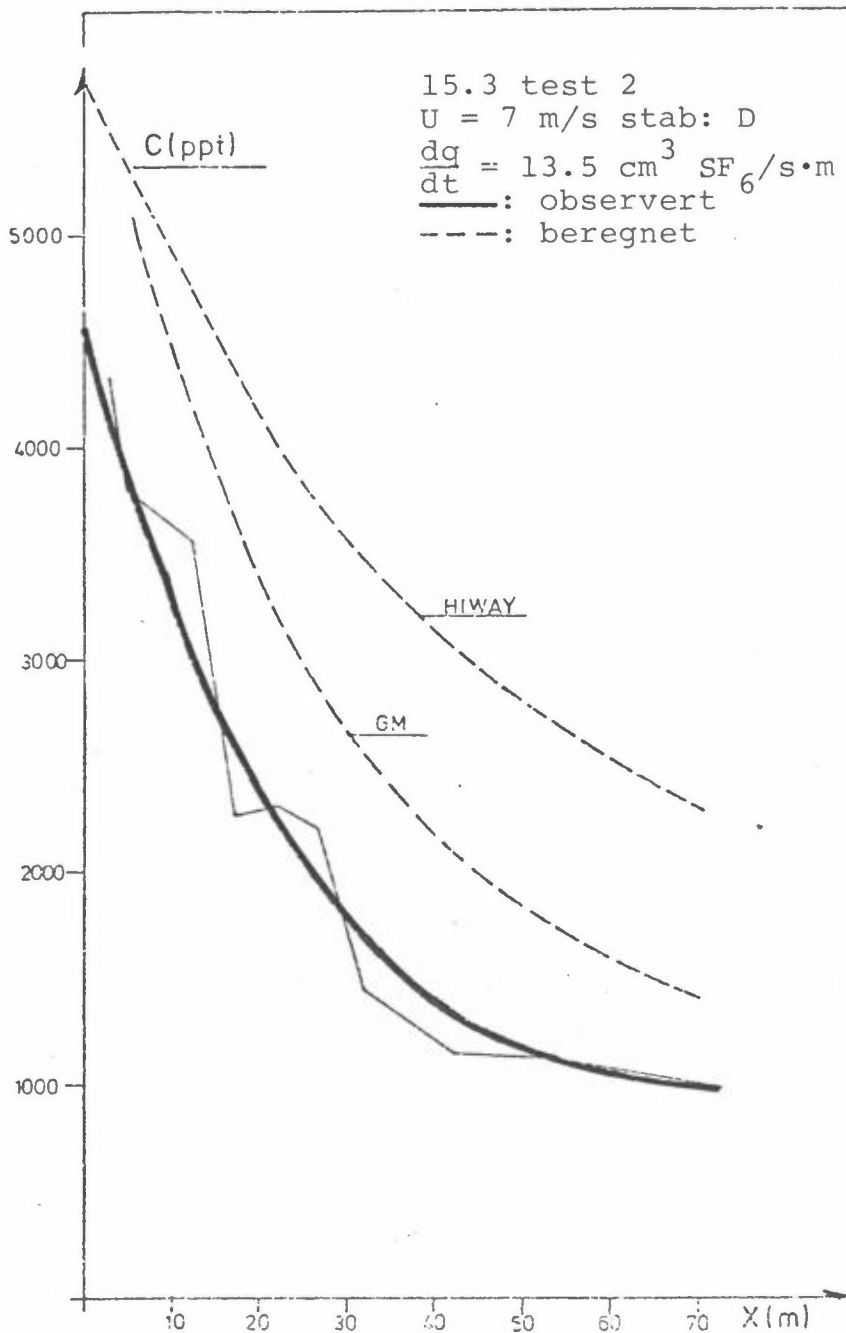




Figur 5: Observert og beregnet SF<sub>6</sub>-konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

HIWAY: stiplet kurve er beregnet ved HIWAY-modellen  
GM : " " " " " GM-modellen

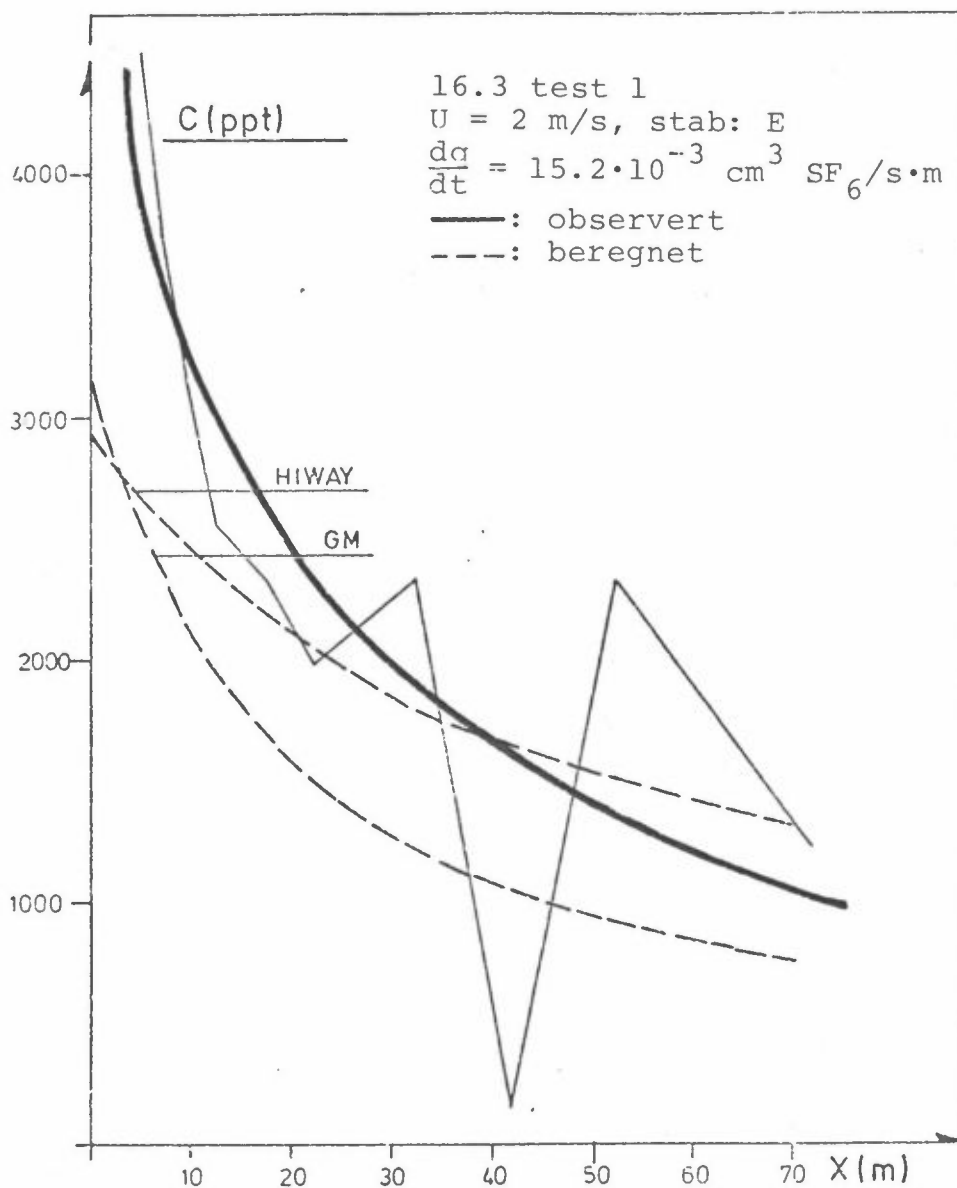
Enhet: 1 ppt: 1 part per trillion:  
en del forurensning er blandet med 10<sup>12</sup> deler luft.



Figur 6: Observert og beregnet  $\text{SF}_6$ -konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

HIWAY: stiplet kurve er beregnet ved HIWAY-modellen  
GM : " " " " " GM-modellen

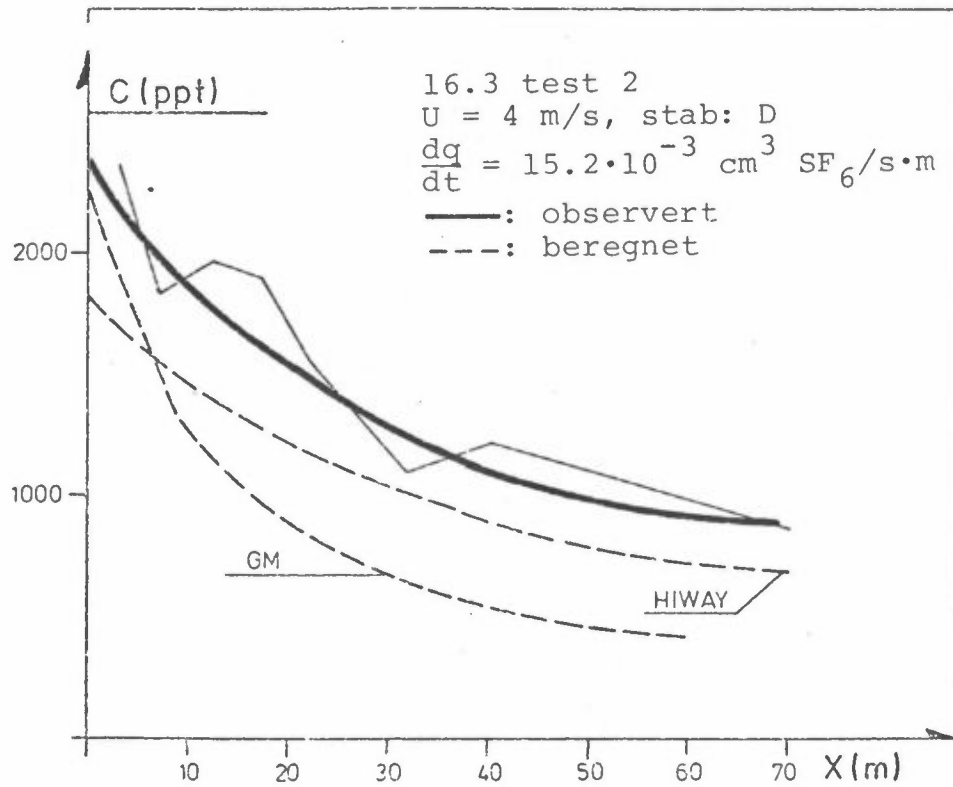
Enhet: 1 ppt: 1 part per trillion:  
en del forurensning er blandet med  $10^{12}$  deler luft.



Figur 7: Observert og beregnet  $\text{SF}_6$ -konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

HIWAY: stiplet kurve er beregnet ved HIWAY-modellen  
GM : " " " " " GM-modellen

Enhet: 1 ppt: 1 part per trillion:  
en del forurensning er blandet med  $10^{12}$  deler luft.



Figur 8: Observert og beregnet SF<sub>6</sub>-konsentrasjon som funksjon av avstanden fra vegkanten.

HIWAY: stiplet kurve er beregnet ved HIWAY-modellen  
GM : " " " " " GM-modellen

Enhet: 1 ppt: 1 part per trillion:  
en del forurensning er blandet med 10<sup>12</sup> deler luft.

Kommentarer vedrørende utslippsdata og meteorologiske data

Vertikalprofilet i 30 m - avstand fra veibanen er benyttet sammen med midlere vindobservasjoner i 10 m høyde til å estimere fluksen av SF<sub>6</sub> på tvers av veien. Dette fluks-estimatet er sammenlignet med utslippsmålingene i tabell 2.

Tabell 2: SF<sub>6</sub>-utslippet beregnet ved fluksmålinger, Q<sub>1</sub> og ved målinger og utslipp, Q<sub>2</sub>.

Test Dato-nr	Q <sub>1</sub> 10 <sup>-3</sup> $\frac{\text{cm}^3 \text{SF}_6}{\text{s} \cdot \text{m}}$	Q <sub>2</sub> 10 <sup>-3</sup> $\frac{\bar{\text{cm}}^3 \text{SF}_6}{\text{s} \cdot \text{m}}$	k = Q <sub>2</sub> /Q <sub>1</sub>
13.2-1	3.5	6.6	1.89
15.3-1	10.1	13.4	1.33
15.3-2	10.5	13.5	1.29
16.3-1	18.6	15.9	0.85
16.3-2	20.0	15.6	0.78

Det er vanskelig å si hva avviket skyldes. Vindhastigheten registrert i 10 m høyde, er dels benyttet til å estimere fluksen (fluksen er proporsjonal med vindhastigheten). Den benyttes også til å estimere konsentrasjonene ved beregningsmodellene (konsentrasjonen er omvendt proporsjonal med vindhastigheten).

Disse observasjoner kan delvis benyttes til å korrigere for det systematiske avviket mellom beregnede og observerte verdier. Det synes likevel som om beregningsmetodene gir for høye konsentrasjoner, særlig ved lave vinder.

Gradienten i konsentrasjonen med økende avstand fra veibanen er best i samsvar med GM-modellen ved svake vinder, HIWAY gir god beskrivelse ved sterkere vinder.

### Kommentarer vedrørende konsentrasjonemålinger

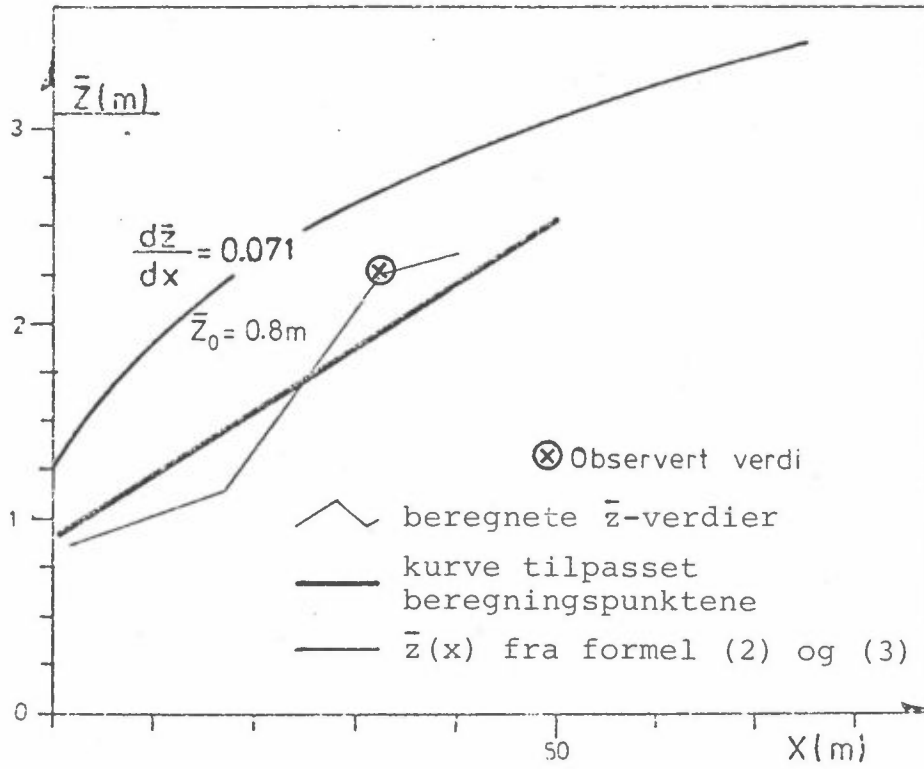
Ved gjennomføringen av sporstoffundersøkelsene var prøvetakingen problematisk ved lav temperatur. Målinger ble forkastet når teknisk svikt i prøvetakeren kunne påvises under forsøket. Forøvrig er alle målinger tatt med ved utarbeidelsen av figurene. Ved forsøket den 16.3. ble det tatt parallellprøver. I dette tilfellet fant en god overensstemmelse.

### Kommentarer vedrørende beregningsmetoder

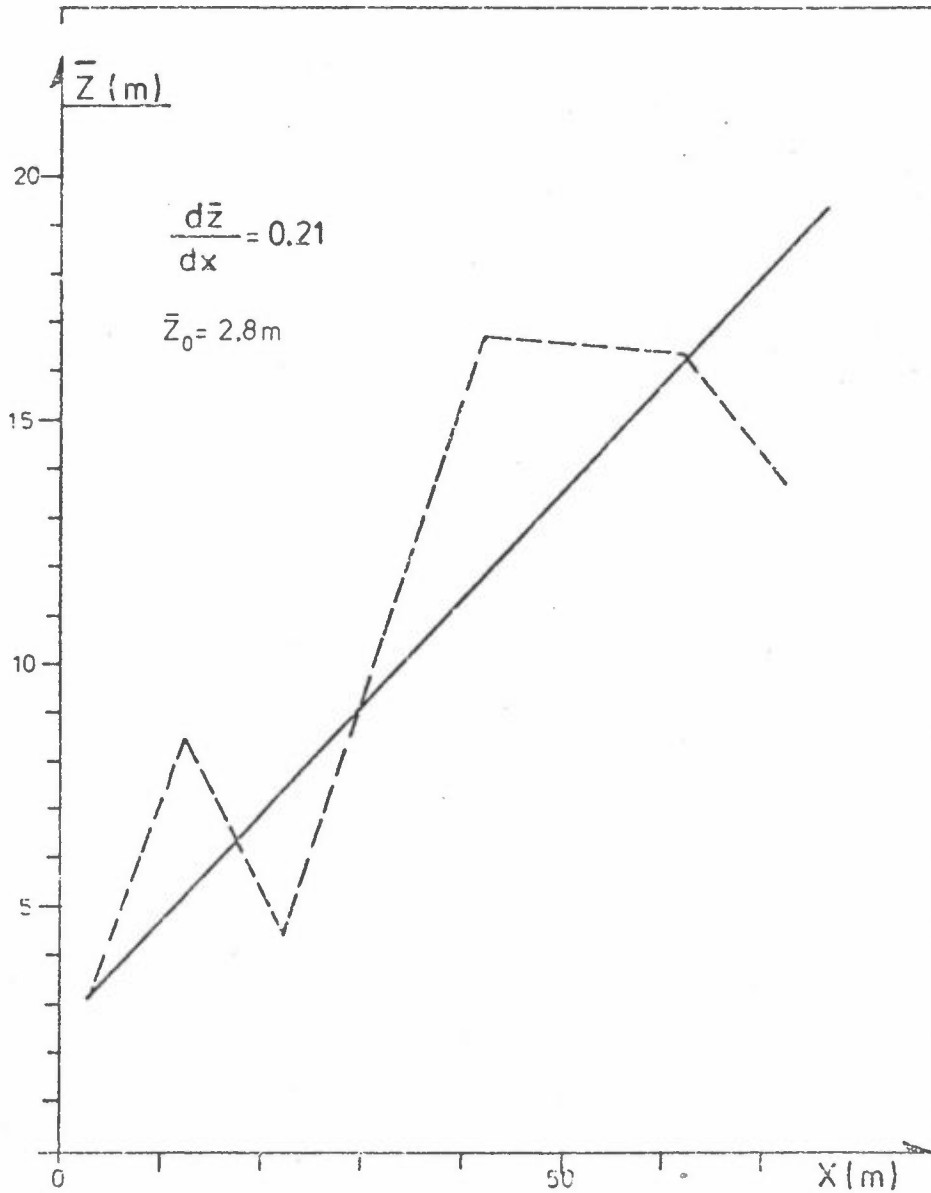
For å få oversikt over eventuelle feil ved beregningsmetodene har en også registrert vertikalfordelingen av SF<sub>6</sub>-konsentrasjonen 30 m fra veikanten. Et teoretisk uttrykk for endringen med avstanden av fordelings 1. moment (tyngdepunktet), er utviklet (6). I den teoretiske beskrivelsen har en innarbeidet virkningen av turbulensen som genereres av bilene ved forskjellige kjørehastigheter og virkningen av atmosfæreturbulensen. Atmosfæreturbulensen bestemmes på grunnlag av vind og temperaturvariasjoner med høyden, samt bakkens ruhet.

## 3 BESKRIVELSE AV VERTIKALSPREDNINGEN

En teoretisk beskrivelse av spredningen ved en veibane er vist i (6). Som en første tilnærming beregnes middelhøyden (første moment) av forurensningsskyen ( $\bar{z}$ ) som funksjon av avstanden fra veien. I figurene 9-14 er  $\bar{z}$  avsatt som funksjon av avstanden fra veien samt middeløkningen fra veikanten og ut til 70 m fra veikanten.  $\bar{z}$  er observert ved profilregistreringen 30 m fra vegkanten. I andre avstander er det regnet med at  $\bar{z}$  er omvendt proporsjonal med konsentrasjonen av SF<sub>6</sub> registrert 1 m over bakken. Veksten ( $\frac{d\bar{z}}{dx}$ ) av forurensningsskyen på lesiden av vegbanen fastsettes i andre modeller på grunnlag av indirekte observasjoner av turbulensen i atmosfæren (stabilitetsklasse).

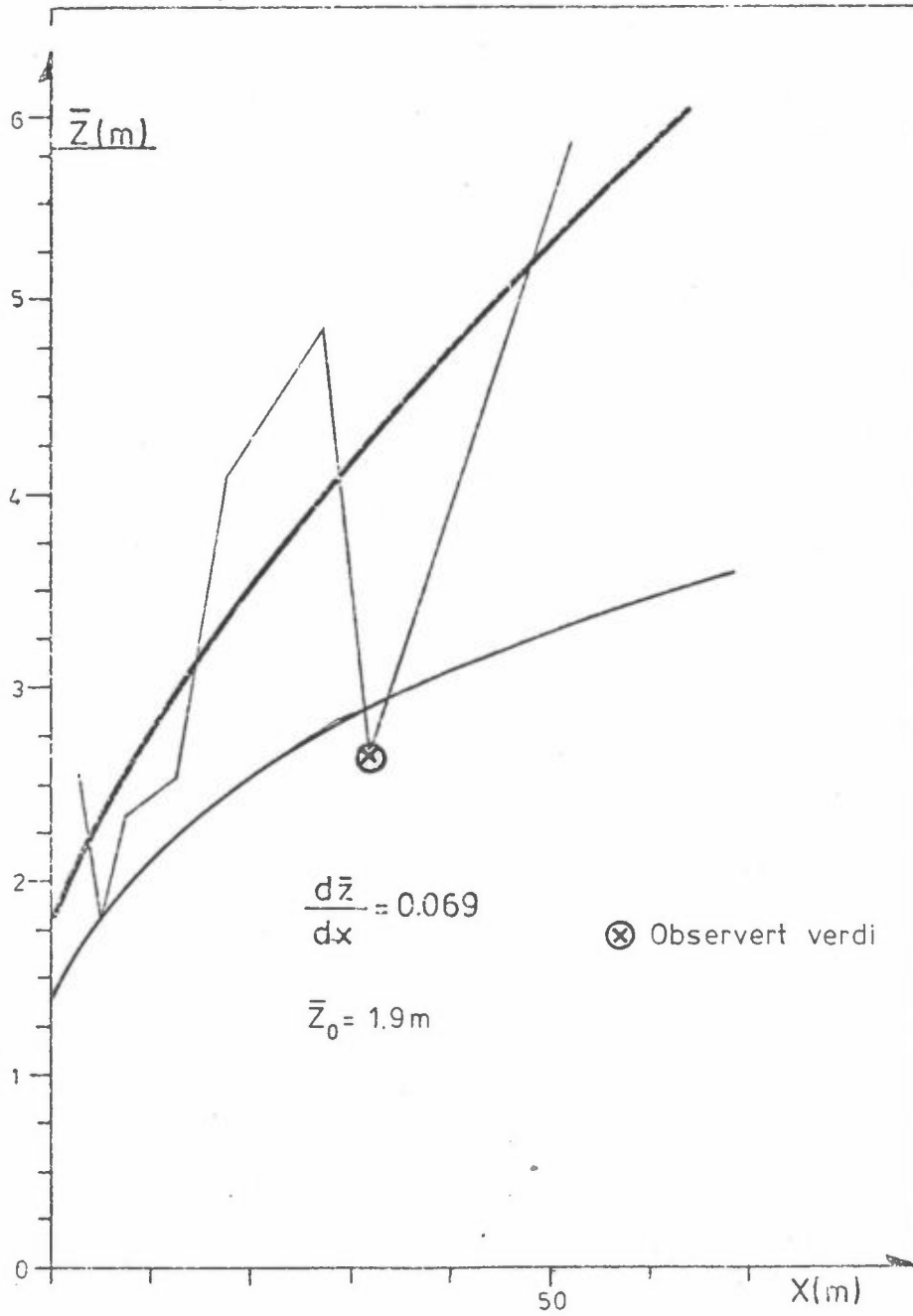


Figur 9: Middelhøyden av forurensningsskyen som funksjon av avstanden fra kjørebanden, den 13.2, test 2.

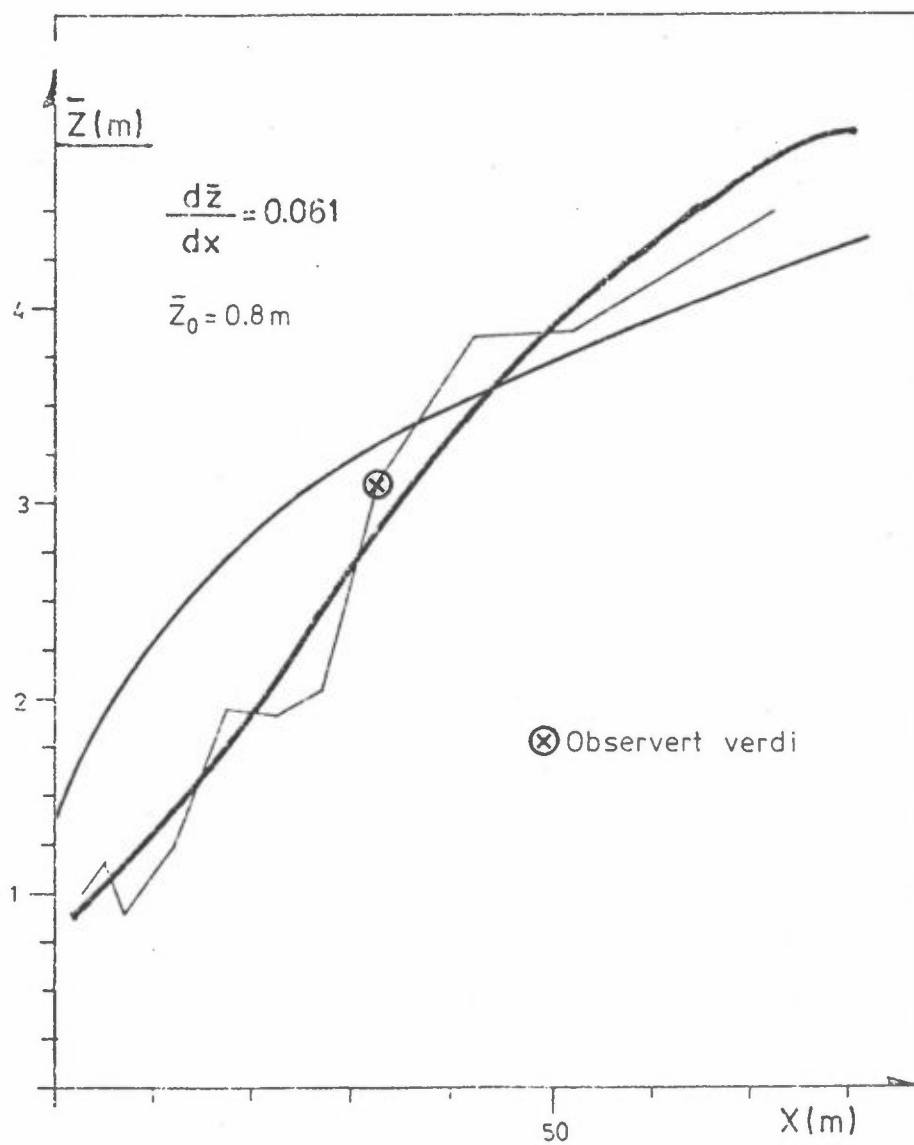


Figur 10: Middelhøyden av forurensningsskyen som funksjon av avstanden fra kjørebanden, den 16.2, test 1. Alle verdiene er estimert på grunnlag av observasjoner av  $SF_6$ -konsentrasjonen 1 m over bakken.

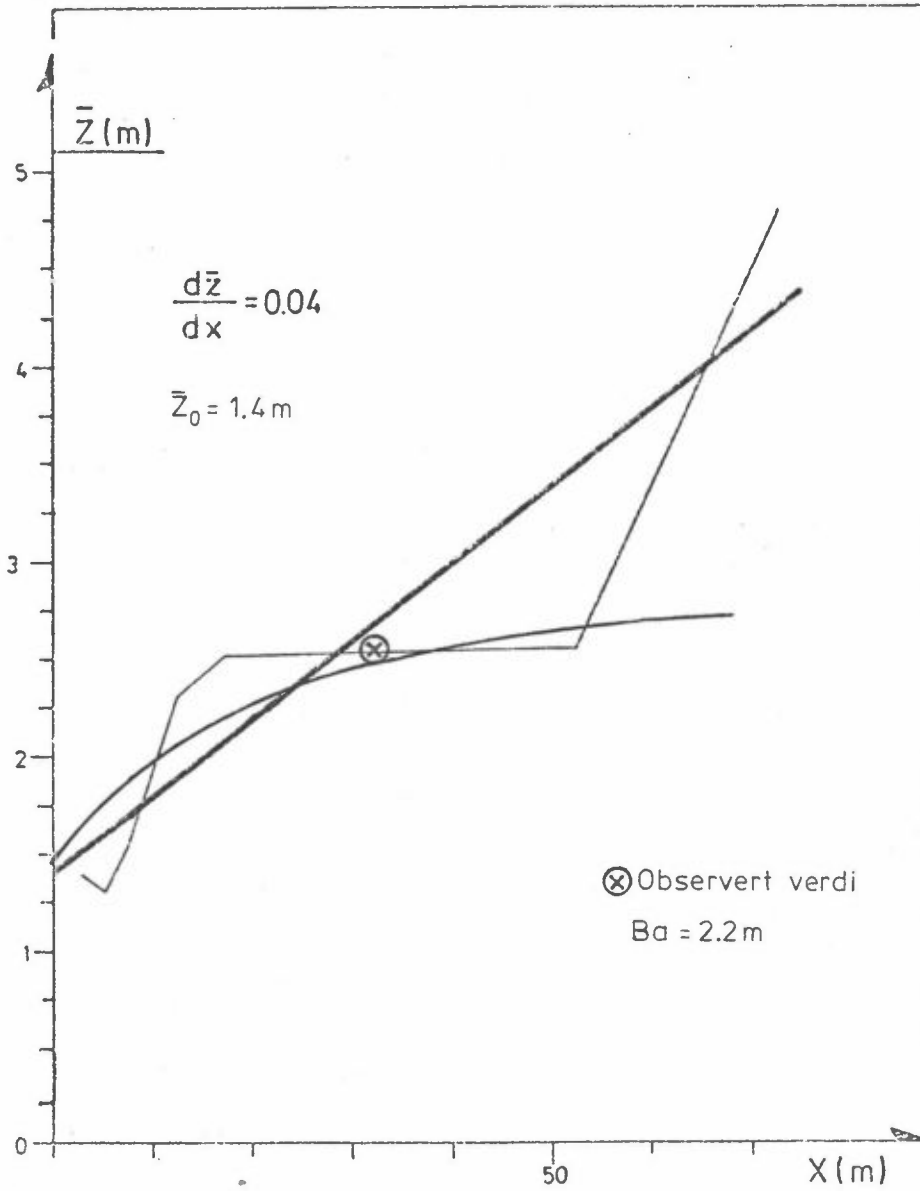




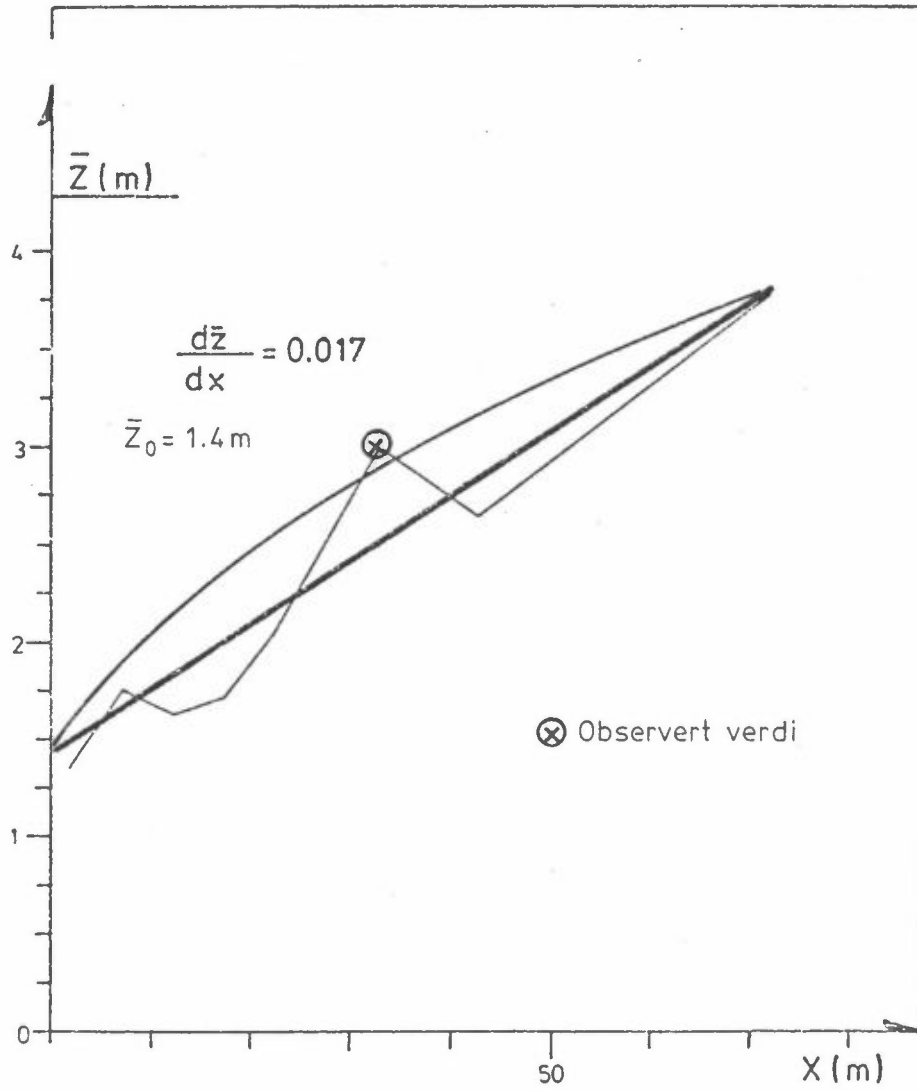
Figur 11: Middelhøyden av forurenings skyen som funksjon av avstanden fra kjørebanelen, den 15.3., test 1.



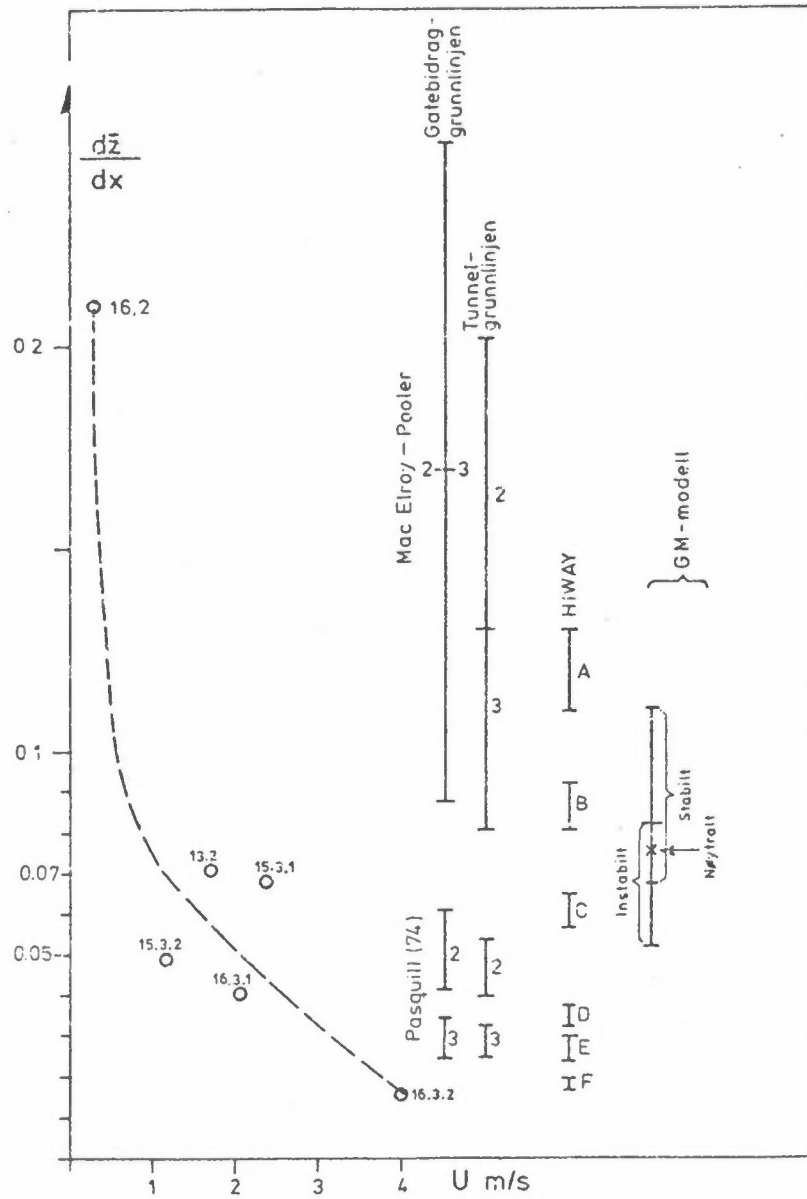
Figur 12: Middelhøyden av forurensningsskyen som funksjon av avstanden fra kjørebanelen, den 15.3., test 2.



Figur 13: Middelhøyden  $\bar{z}$  av forurensningsskyen som funksjon av avstanden fra kjørebanelen, den 16.3., test 1.



Figur 14: Middelhøyden av forurensningsskyen som funksjon av avstanden fra kjørebanelen, den 16.3., test 2.



Figur 15: Vertikalspredningen nær veikanten ved forskjellige modeller.

Verdier for veksten av skyen som benyttes i eksisterende modeller er vist i figur 15, sammen med resultatet av SF<sub>6</sub>-registreringene. I våre registreringer er veksten av skyen ( $\frac{dz}{dx}$ ) tegnet som funksjon av vindhastigheten u. Resultatene indikerer en avtakende vekst med økende vindhastighet i samsvar med teorien i ref. 6. Beregningen ved Grunnlinjen, Oslo er basert på MacElroy-Poolers spredningsparametre som er utviklet for byområder (effektiv spredning).

På Hellerudsletta (fig. 1) ble det ved en åpen veibane observert effektiv spredning når vindhastigheten var liten. Spredningen var imidlertid betydelig mindre når vindhastigheten var stor. Fra ligningen utledet i vedlegg 2 har en følgende uttrykk for vertikalspredningen:

$$\bar{z} = h \left[ 1 + 2a \left( \frac{1}{h^2} \left( \frac{\bar{K}}{U_a} \right)^{0.5} (x - x_0) + 2C \left( \frac{U}{U_a} \right)^{0.5} \left( \left( \frac{x}{h} \right)^{0.5} - \left( \frac{x_0}{h} \right)^{0.5} \right) \right) \right]^{0.5} \quad (1)$$

$\bar{z}$  : middelhøyden av forurensningsskyen

h : middelhøyden av bilene

a : proporsjonalitetsfaktor

$\left( \frac{\bar{K}}{U_a} \right)$  : midlere spredningsfaktor som beskriver atmosfæreturbulensens innvirkning nær bakken

x : avstanden fra vegkanten

$x_0$  : integrasjonskonstant

U : bilens kjørehastighet

$U_a$  : vindhastigheten vinkelrett på veien

C : koeffisient som bestemmes på grunnlag av turbulensen bak bilene. Velges i samsvar med undersøkelser av Eskridge et al. (3), (4). C = 0.046.

Vertikalprofilene registrert 30 m fra vegkanten viser at en normalfordelingen (Gaussfordeling) er en brukbar tilnærming. Når standardavviket er  $\sigma_x$ , har en da følgende forbindelse med

$$\sigma_z = \sqrt{\frac{\pi}{2}} \bar{z} \quad (2)$$

$$\sigma_z = \sqrt{\frac{\pi}{2}} \cdot h \cdot [1 + 2 \left(\frac{1}{h}\right) \left(\frac{\bar{K}}{U_a}\right) \left(\frac{x}{h} - 1\right) + 0.092 \left(\frac{U}{U_a}\right)^{0,5} \left(\left(\frac{x}{h}\right)^{0,5} - 1\right)]^{0,5} \quad (3)$$

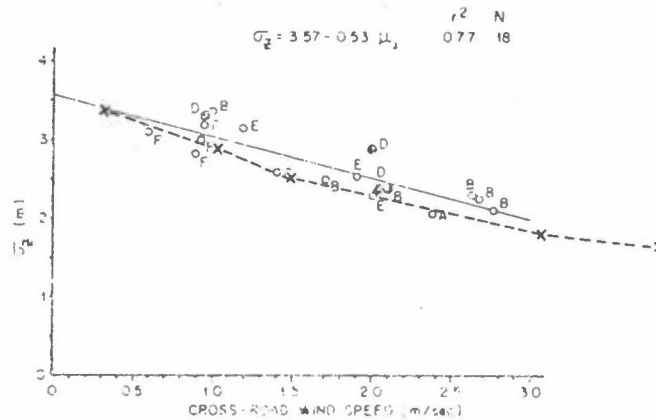
$$\frac{d\sigma_z}{dx} = \sqrt{\frac{\pi}{2}} \frac{\left(\frac{\bar{K}}{U_a}\right) \frac{1}{h} + 0.046 \left(\frac{U}{U_a}\right)^{0,5} \left(\frac{x}{h}\right)^{0,5}}{\left[1 + 2 \left(\frac{1}{h}\right) \left(\frac{\bar{K}}{U_a}\right) \left(\frac{x}{h} - 1\right) + 0.092 \left(\frac{U}{U_a}\right)^{0,5} \left(\left(\frac{x}{h}\right)^{0,5} - 1\right)\right]^{0,5}} \quad (4)$$

På grunnlag av formlene ovenfor og utgangsdata fra tabell 1, har en beregnet  $\bar{z}$ -verdiene i forskjellig avstand fra vegbanen. Verdiene er avmerket i figurene 9, 11, 12, 13 og 14. Figurene viser at det er små forskjeller mellom beregnede og observerte verdier 30 m fra vegkanten. Avvikene på andre avstander indikerer at den foreslåtte modellen overestimerer virkningen av bilturbulensen nær veien og underestimerer virkningen i større avstand. Det er ønskelig med flere målinger for å klarlegge disse forholdene. Ved tilleggsmålingene bør en også foreta målinger i større avstand slik at en kan angi mer nøyaktig avstanden fra veibanen hvor luftturbulensen blir bestemmende for spredningen.

Typiske parameterverdier for beskrivelse av vertikalspredning på grunn av atmosfæreturbulensen er vist i tabell 3. Verdiene kan benyttes til å estimere spredning i Norge vinterstid.

Sommerstid må en regne med anslagsvis dobbelt så høye verdier under rubrikken for gode spredningsforhold. Om natten sommersstid kan en ha like dårlige spredningsforhold som om vinteren. Dersom i tillegg bilturbulensen er liten (bilene kjører med liten hastighet) varierer den vertikale spredningsparameteren i samsvar med HIWAY-modellen, klasse E eller F. Ut fra våre undersøkelser er det derfor ingen motsetning mellom EPAs HIWAY-modell og GMS empirisk begrunnede spredningsparametre. HIWAY-modellen kan benyttes når virkningen av turbulensen rundt bilene er liten (bilene kjører med liten hastighet). GM-modellen kan benyttes når virkningen av turbulensen rundt bilene er stor (bilene kjører med stor hastighet).

Ved å velge  $x_0 = h$  og  $a = 1.0$  finner en at høyden av skyen nær kjørebanelen varierer med vindhastigheten på samme måte som vist i figur 16. Figuren er hentet fra ref. 5 og bygger på resultatene av General Motors detaljerte sporstoffundersøkelser. I beregninger på grunnlag av NILUs modell er hastigheten på bilene forutsatt å være 80 km/time og at atmosfæreturbulensen er liten.



Figur 16: Beregnet standardavvik  $\sigma_z$  i den vertikale konsentrasjonsfordelingen 4 m fra vegkanten, beregnet som funksjon av vindhastigheten. GMs observasjoner av  $\sigma_z$  er avsatt på figuren hentet fra ref. (5).

#### 4 FØRSTE ESTIMAT AV FORURENSNINGSBELASTNINGEN VED ÅPNE VEIBANER

Til å beregne forurensningskonsentrasjonen nær bakken ved åpne veibaner er det vanlig å benytte følgende formel (1,2):

$$C = \frac{q}{\sqrt{2\pi} U_a \sigma_z} \quad (5)$$

C : forurensningskonsentrasjon ved bakken. Enhet:  $g/m^3$

q : utslipp av forurensninger pr. lengdeenhet og tidsenhet. Enhet:  $g/m \cdot s$

$U_a$  : vindhastigheten vinkelrett på veien. Enhet: m/s

$\sigma_z$  : standardavviket i vertikalfordelingen av forurensningskonsentrasjonen. Enhet: m.



#### 4.1 Beregning av utslipp

Følgende formel benyttes:

$$QB = q \cdot TT \quad (6)$$

q : utslippsfaktor som angir utslippsmengde pr. veilengdeenhet fra hver bil. Enhet: g/m•bil. En benytter vanligvis utslipp fra en representativ bil i den norske bilparken. Tallet må angis for hver kjøretøy-type på basis av midlere kjørehastighet, akselerasjonsforhold og lufttemperatur. Det henvises forøvrig til Del I, kapittel 5.

TT: Trafikktetthet angis på grunnlag av trafikktellinger eller trafikkprognoser. Enhet: bil/s.

QB: Utslippsintensitet. Enhet: g/m.s

#### 4.2 Spredningsforholdenes innvirkning

Konsentrasjonen i en avstand x er omvendt proporsjonal med produktet  $u \cdot \sigma_z$  ifølge lign. (5). Ligning (4) benyttes til å beregne standardavviket i vertikalfordelingen  $\sigma_z$ . I samsvar med ligningen er dette standardavviket avhengig av tre parametre:

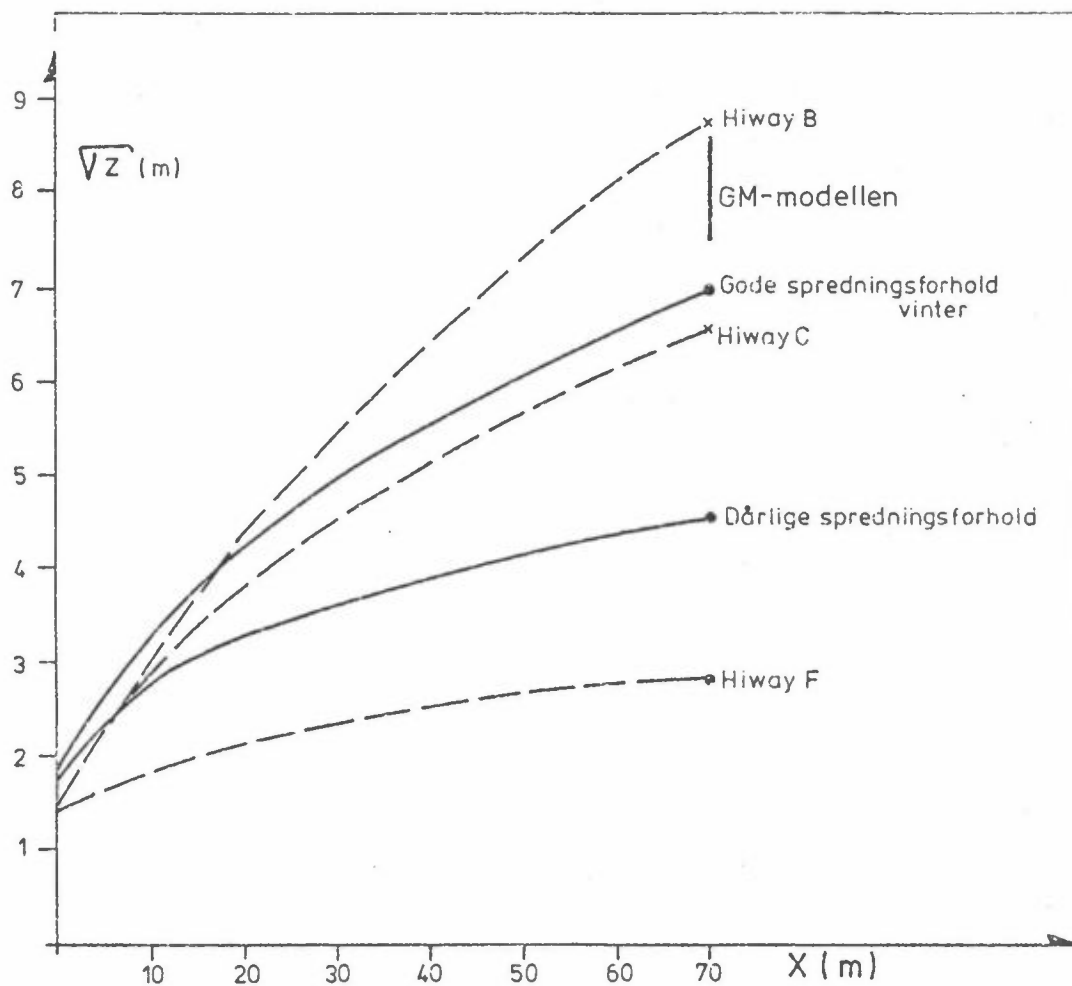
- 1) h angir middelhøyden av bilen
- 2)  $\left(\frac{\bar{K}}{U_a}\right)$  angir virkningen av atmosfæreturbulensen
- 3)  $0.092 \left(\frac{U}{U_a}\right)^{0,5}$  angir virkningen av turbulensen som genereres av bilene

I en plansituasjon er det nødvendig å estimere konsentrasjonene i forskjellig avstand. Vi foreslår å benytte følgende fremgangsmåte:

ad 1)  $U_a = 1 \text{ m/s}$  og  $h = 1.4 \text{ m}$ .

ad 2)  $\left(\frac{\bar{K}}{U_a}\right) \frac{1}{h}$  velges i samsvar med terrengetype og spredningsforhold.

Etter dette foreslår en følgende formler for den vertikale spredningsparameteren  $\sigma_z$  og endringen med avstanden fra vegkanten:



Figur 17: Vertikal spredning  $\sigma_z$  som funksjon av avstanden fra vegkanten.

Tabell 3: Parameter for beskrivelse av vertikalspredning på grunn av turbulens i atmosfæren.

Områder	$(\frac{K}{U_a}) \frac{1}{h}$ Spredningsforhold		
	Gode	Normale	Dårlige
Byområde $z_0 = 1$ m	0.25	0.04	0.02
I et område med trær, hekker og få bygninger $z_0 = 0.2$ m	0.1	0.03	0.01
Flate jordbruksområder $z_0 = 0.03$ m	0.05	0.02	0.005

Virkingen av bilturbulensen estimeres direkte ved parameteren  $0.092 (\frac{U}{U})^0,5$ . En typisk verdi i et område hvor kjørehastigheten er 80 km/time er 0.4.

Ved en åpen vei i et typisk norsk terreng utenom byene, hvor kjørehastigheten er 80 km/time, finner en verdier for det vertikale standardavvik som er vist i figur 17. Turbulensen bak bilene er viktig ved beskrivelsen av spredningen ut til ca. 20 m fra vegkanten.

## 5 REFERANSER

- 1) Zimmerman J.R.  
Thompson, R.S.                      User's Guide for HIWAY, A Highway air pollution model. Research Triangle Park, N.C., 1975. (EPA-650/4-74-008.)
- 2) Chock, D.P.                              General Motors sulfate dispersion experiment. Assessment of the EPA-HIWAY model. *J.air.poll.contr.ass.* 27, 39-(1977).

- 3) Eskridge R.E.  
Hunt, J.C.R. Highway modelling. Part I:  
Prediction of velocity and  
turbulence fields in the wake  
of vehicles. *J. Appl. Meteorol.*,  
18, 387-400 (1979).
- 4) Eskridge, R.E.  
Binkowski, F.S.  
Hunt, J.C.R.  
Clark, T.L.  
Demerjian, K.L. Highway modelling. Part II:  
Advection and dispersion of SF<sub>6</sub>  
tracer gas. *J. Appl. Meteorol.*,  
18, 401-412 (1979).
- 5) Rao, S.T.  
Keenan, M.T. Suggestions for improvement  
of the EPA-HIWAY model. EPA  
*J. air, poll. contr. ass.*, 30,  
247-256 (1980).
- 6) Grønskei, K.E. Simplified treatment of vertical  
diffusion considering the in-  
homogeneous atmosphere condi-  
tions. Lillestrøm 1980.  
(NILU TN 14/80.)

DEL III

VEDLEGG

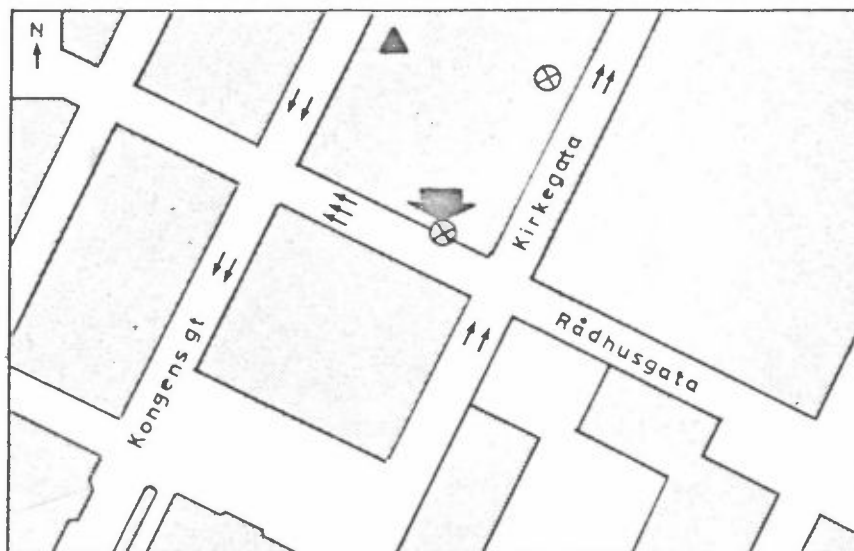


VEDLEGG 1

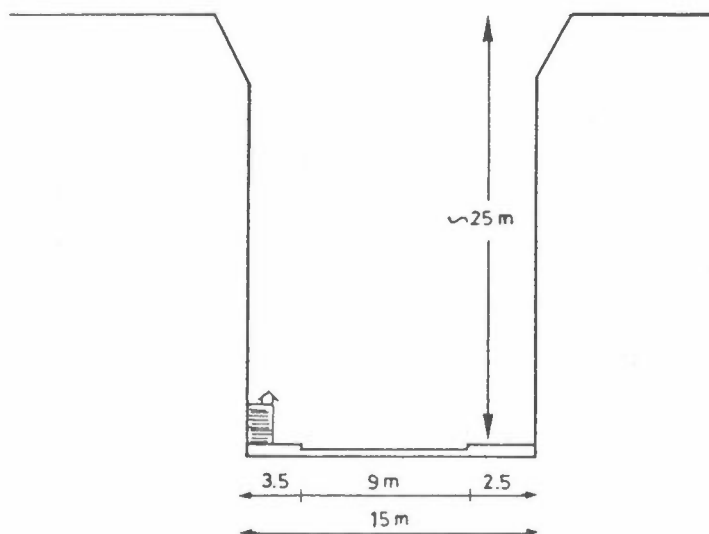
FIGURER  
SKISSER AV MÅLESTEDER







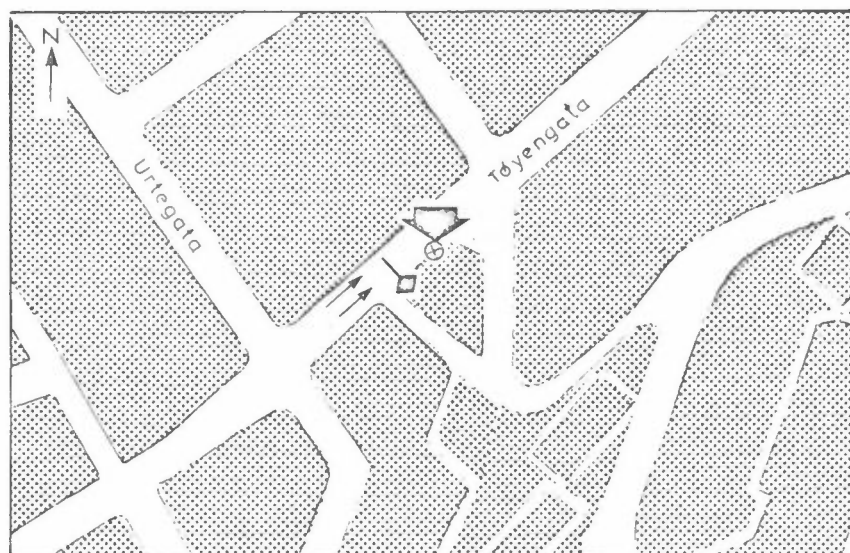
- ⊗ Målestasjon, forurensninger
- ▲ Vindmålinger



Figur 1: Rådhusgata, Oslo. Plassering av målestasjon.

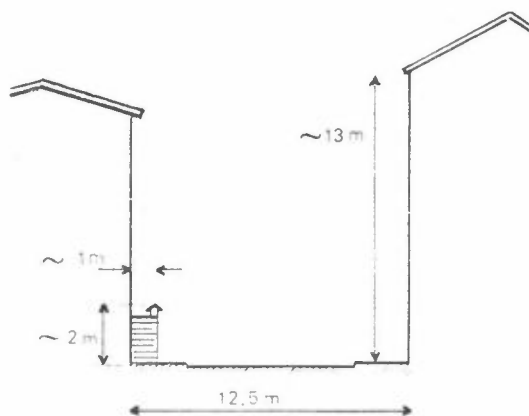
Målestasjonen ble plassert i hytte på fortauet, inntil husveggen.

Veg og trafikkbilde: Lysregulert kryss. En kjøreretning (mot NV). 3 kjørebåner. Horizontal vei. Hovedåre for gjennomgangs-trafikk gjennom Oslo sentrum. Relativt stor andel dieselkjøretøyer. 2 russtrafikktopper pr. døgn. Trafikklysene er regulert i grønn bølge. Hoveddelen av trafikken går derfor forbi stasjonen med relativt jevn hastighet. Trafikklyskoen ved Kongens gate rekker ikke til målestasjonen, bortsett fra midt i rushtiden.



⊗ Målestasjon  
◇ Trafikkteellinger

$h/b \approx 1.0$

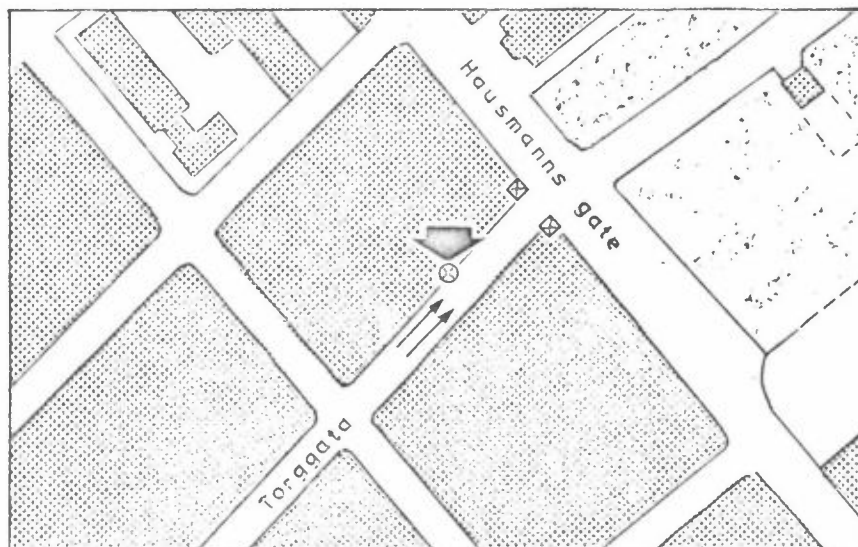


Figur 2 : Tøyengata, Oslo. Plassering av målestasjon

Målestasjonen ble plassert i hytte på fortauet, inntil husvegg.

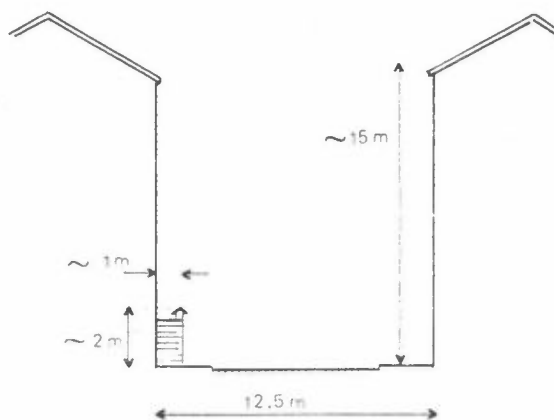
Veg og trafikkbilde: Ingen lysregulering. En kjøreretning (mot NØ), 2 kjørebane. Moderat stigning på veien mot NØ. Rushtrafikktopp om ettermiddagen. Relativt liten andel dieselskjøretøyer.

ADT: ca 5000 biler/døgn (1974)



- ⊗ Målestasjon
- ⊗ Trafikklys

$$h/b \approx 1.2$$

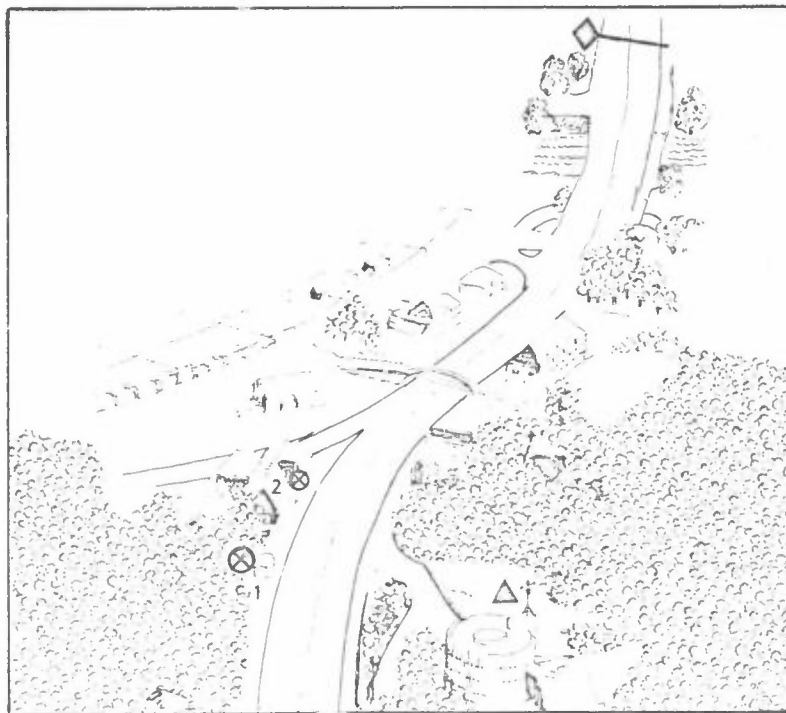
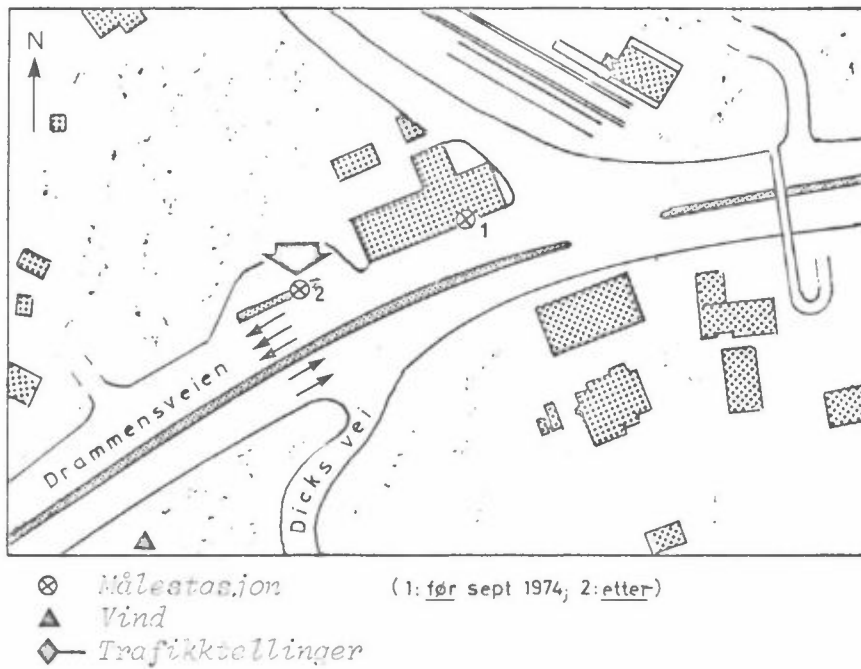


Figur 3 : Torggata, Oslo. Plassering av målestasjon.

Målestasjonen ble plassert i hytte på fortauet, inntil husvegg.

Veg og trafikkbilde: Lysregulert kryss mot Hausmannsgt. En kjøreretning (mot NØ), 2 kjørebener. Horisontal veg. Rushtrafikktopp om ettermiddagen. Relativt stor trafikk ut-over kvelden. Relativt liten andel dieselkjøretøyer. Trafikklyskøen er oftest lang nok til å rekke bort til målestasjonen. Derfor tomgangsutslipp ved stasjonen en relativt stor del av tiden.

ÅDT: ca 9000 biler/døgn (1975)



Figur 4: E18, Lysaker, Bærum. Plassering av målestasjon.

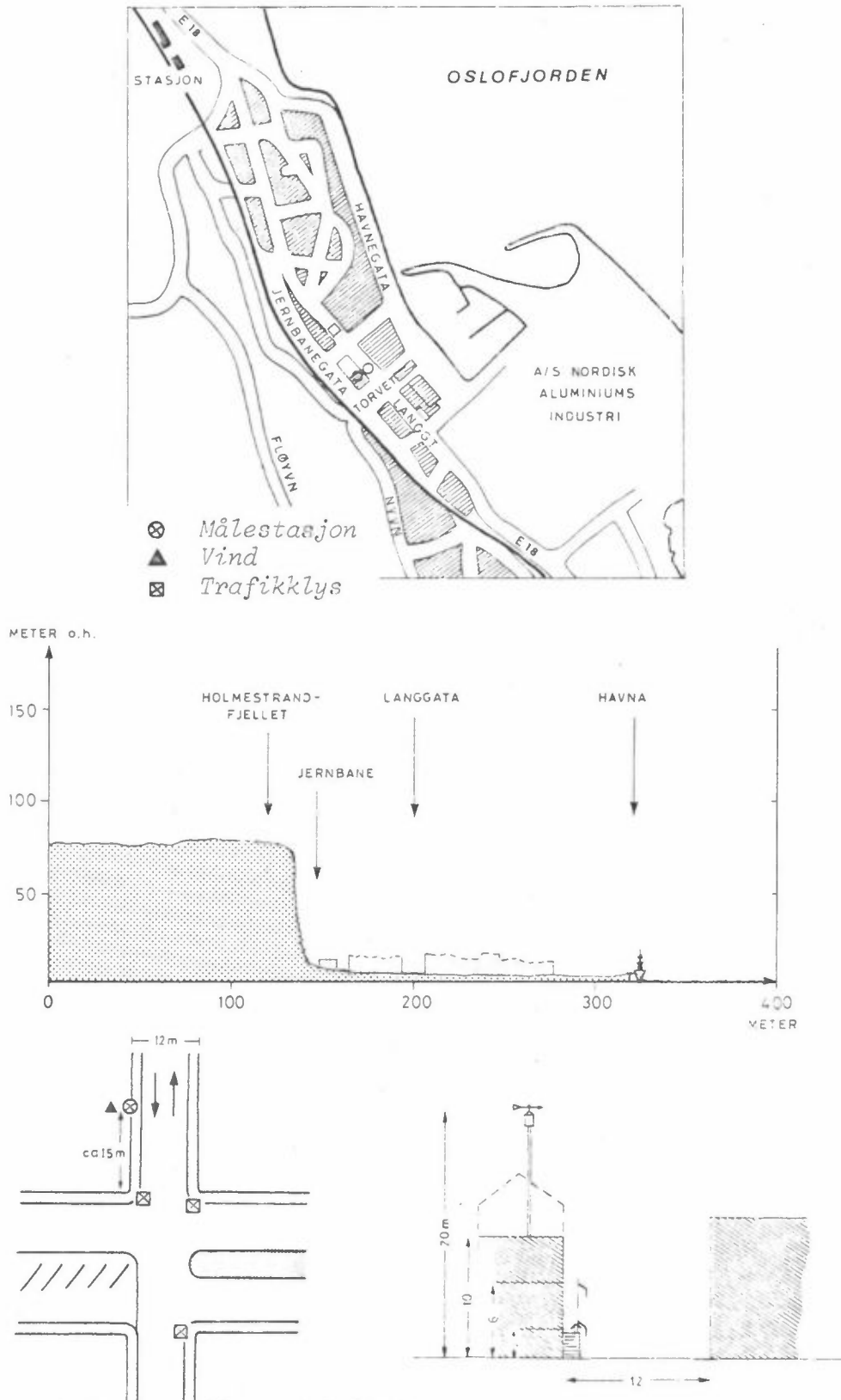
Målestasjonen ble plassert i hytte ved veien.

Sondens høyde over bakken ca 2 m

Sondens avstand fra kanten  
av nærmeste veibane: ca 3 m

Veg og trafikkbilde: Ingen lysregulering. 3 kjørebane mot V (ut fra byen), 2 kjørebane mot Ø. Horizontal veg. Hovedåre for trafikk fra Oslo mot vest og sør. Norges sterkest trafikkerte vegtrase. Relativt stor andel dieselkjøretøyer. 2 russtrafikk-topper. God flyt på trafikken forbi målestasjonen.

ADT: ca 59000 biler/døgn (1975)



Figur 5 : Langgata (E18), Holmestrand. Plassering av målestasjon.

Målestasjonen ble plassert i hytte på fortauet, inntil husvegg.

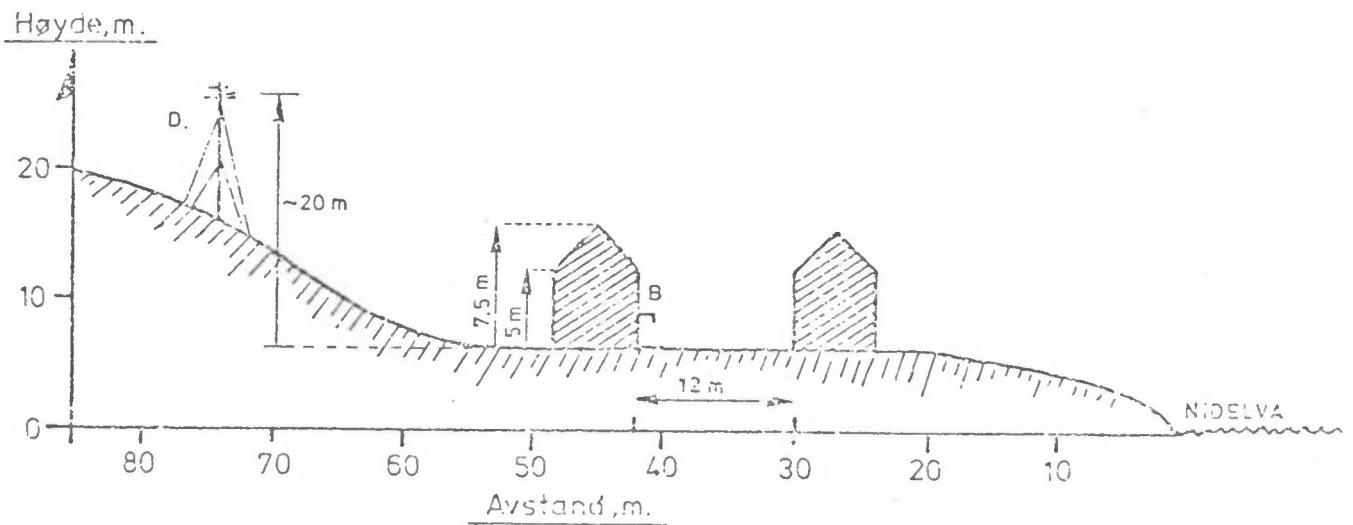
Veg og trafikkbilde: Lysregulert kryss. Toveis trafikk, en kjørebane i hver retning. Horisontal veg. Hovedåre for bytrafikk og gjennomgangstrafikk. Stor trafikk med lang kødannelse om sommeren, spesielt i helgene. Trafikkløysken rekker ofte forbi målestasjonen.

ÅDT: ca 11000 biler/døgn (1974)

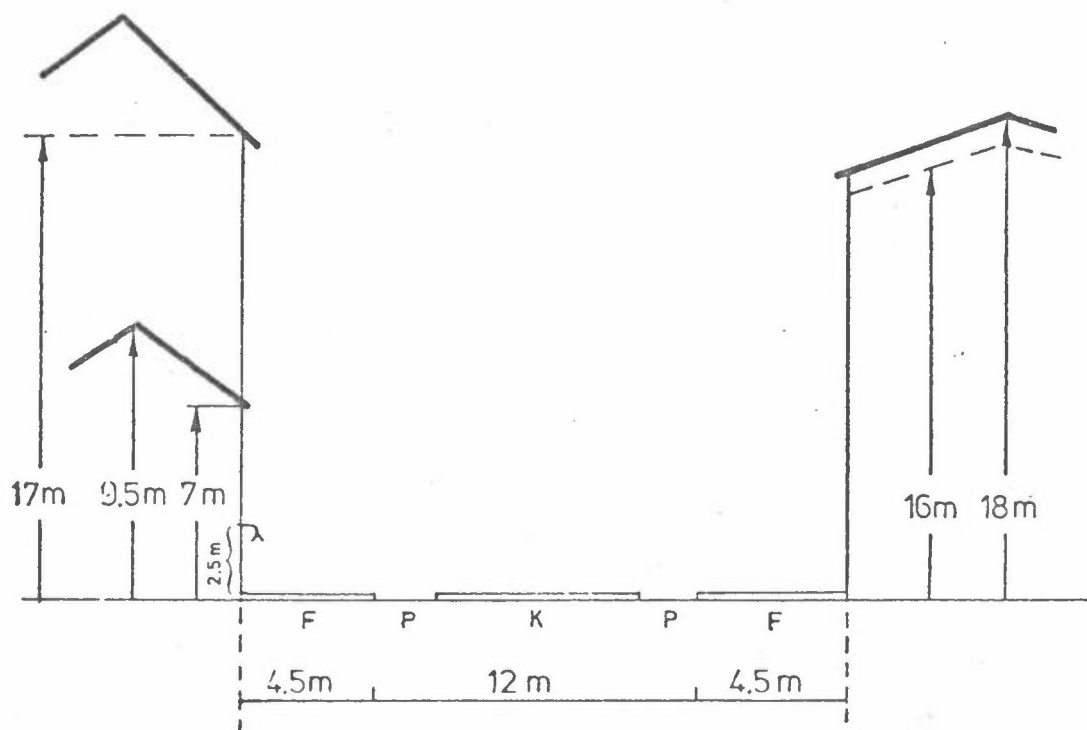


Målestasjon Bakklandet

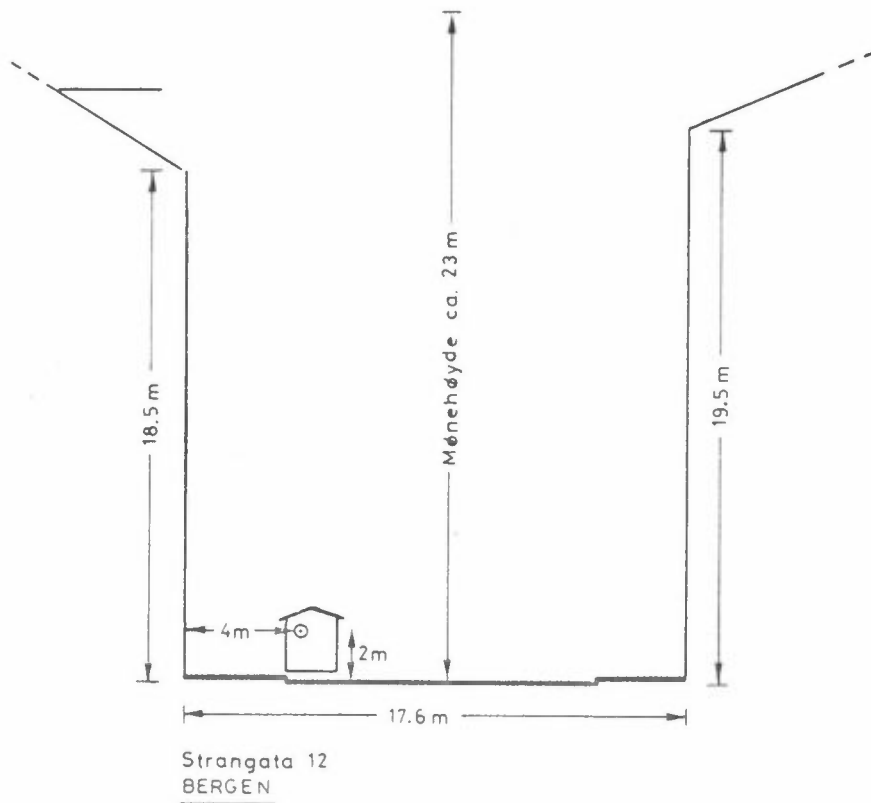
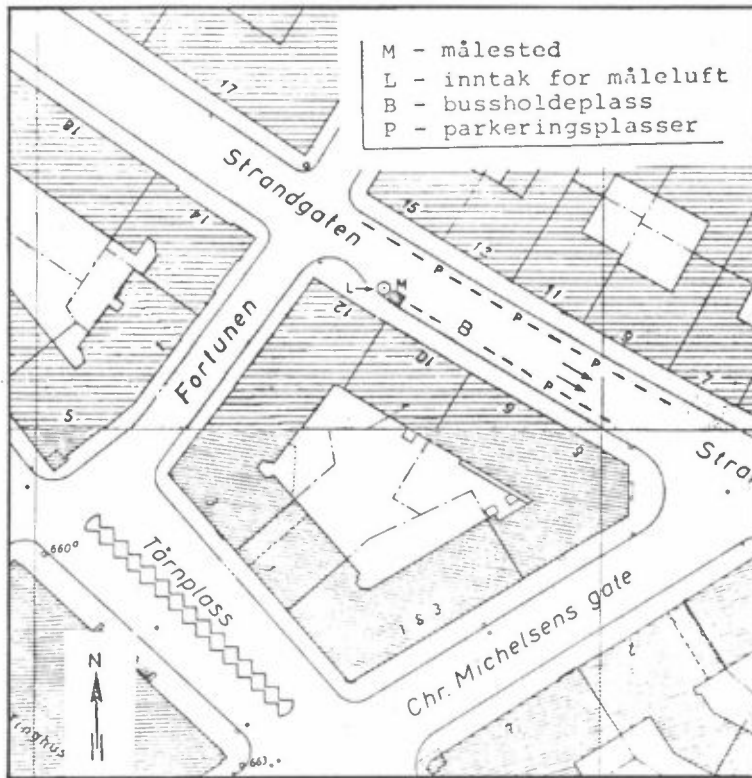
- A. Brakke for instrumenter
- B. Inntak for måleluft, CO.  
Temperaturføler. Trafikktelling
- C. Inntak for måleluft, SO<sub>2</sub>, sot, bly.
- D. 10 m mast. Følere for vindhastighet,  
vindretning, temperatur i høyde 20 m  
over gaten.
- E. Brakke for TV-kamera. Trafikk-  
hastighetsmåling.



Figur 6 : Målestasjon Bakklandet.  
Gatetverrsnitt, topografi (snitt a-a,

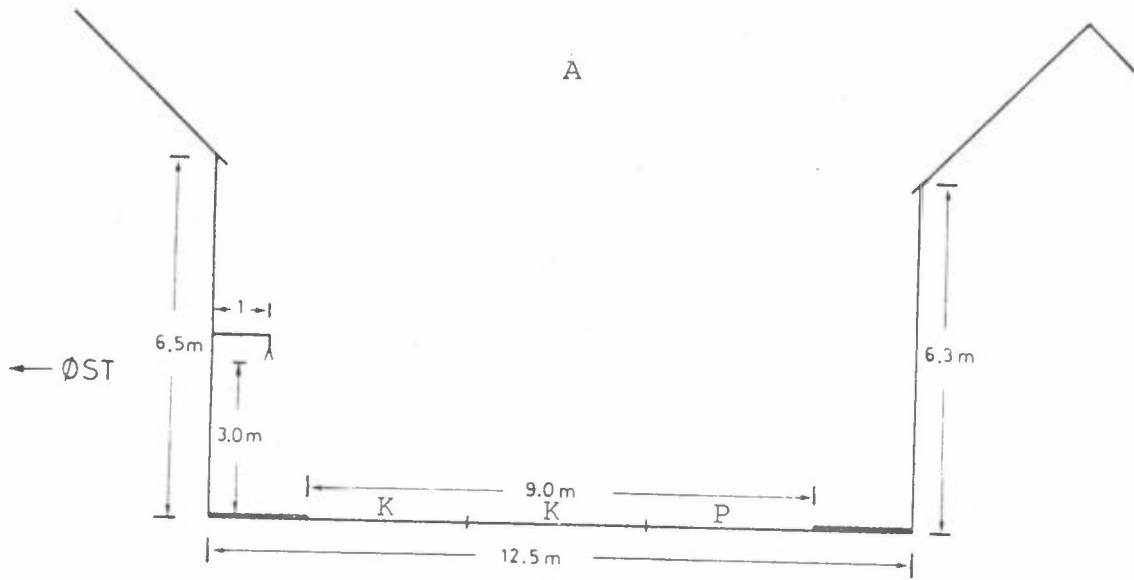


Figur 7.: Målestasjon, Søndre gate. Gatetverrsnitt.

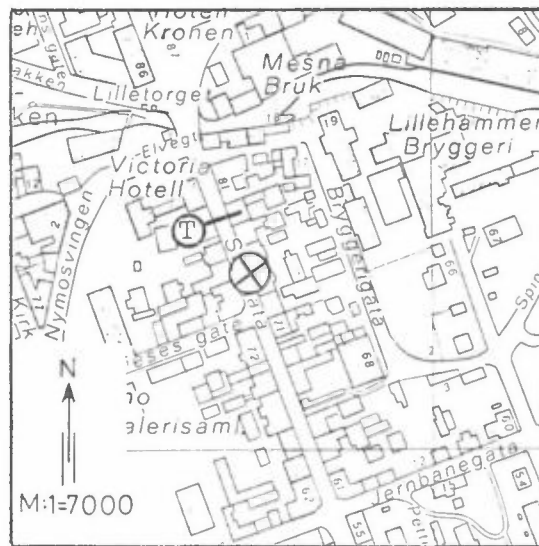


Figur 8 . Plassering av målestedet i Strandgaten.



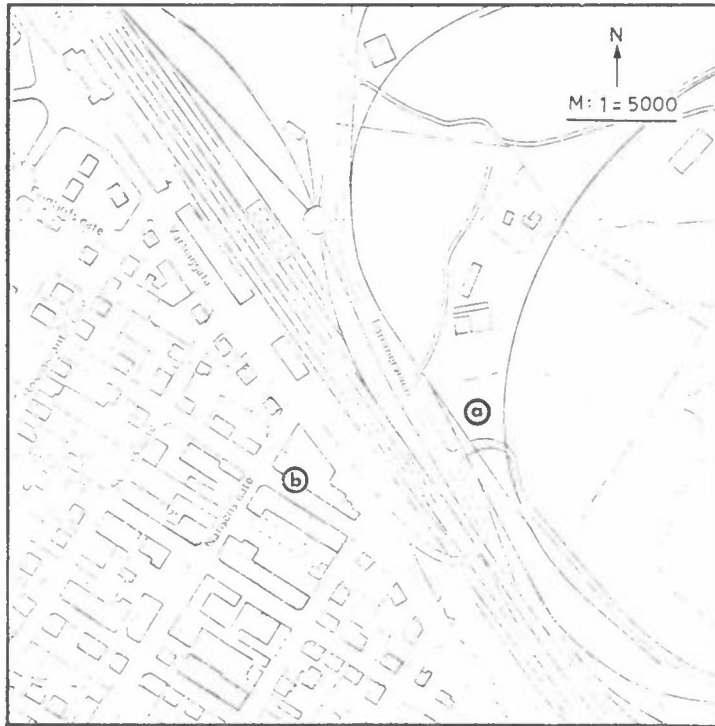
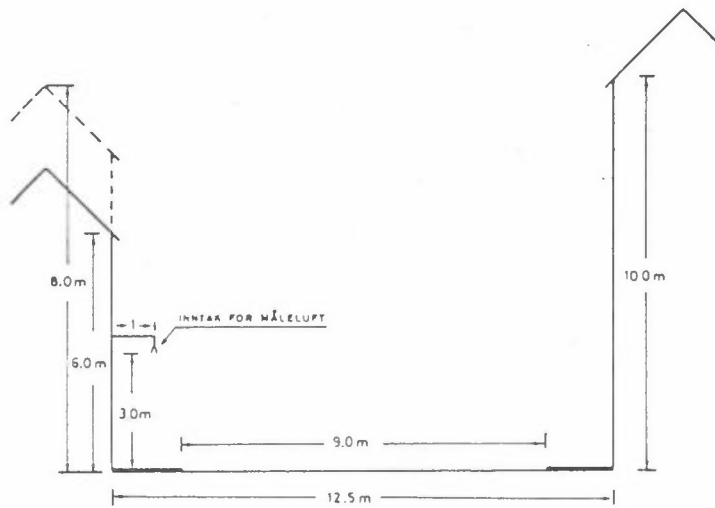


B



- A. Gatetverrsnitt
- B. Gateplan

Figur 9 : Plassering av målestasjoner for CO ( X ) og trafikk ( T ) i Storgata.



a: Vindmålinger.

b: Forurensnings- og trafikkmålinger.

Figur 10 : Plassering av målestedet i Olav Haraldsons gate.

## VEDLEGG 2

CO-NIVÅETS VARIASJON MED UTSLIPP  
OG SPREDNINGSFORHOLD

SAMMENHENG MELLOM CO OG ANDRE  
FORURENSNINGSTOFFER



INNHOOLD

Side

1	SAMVARIASJON MELLOM UTSLIPP, SPREDNING OG FOR- URENSNINGSNIVÅ AV CO .....	
	1.1 Variasjon med vindhastighet over tak .....	
	1.2 Variasjon med vindretning over tak .....	
	1.3 Variasjon med lufttemperaturen .....	
	1.4 Variasjon med vertikal temperaturgradient ...	
	1.5 Variasjon med trafikk tettheten .....	
	1.6 Variasjon i konsentrasjon langs et kvartal ..	
	1.7 Variasjon med gaterommets dimensjoner .....	
	1.8 Variasjon med høyden over gatenivå .....	
	1.9 Ekstremverdier .....	
2	CO OG ANDRE FORURENSNINGSSSTOFFER - SAMMENHENG ...	
	2.1 NO .....	
	2.2 NO <sub>2</sub> .....	
	2.3 Bly .....	
	2.4 Sot .....	
	2.5 Svevestøv .....	
	2.6 Organiske komponenter .....	

(Litteraturhenvisninger er til listen i Del I,  
kapittel 8.)



1 SAMVARIASJON MELLOM UTSLIPP, SPREDNING OG FORURENSNINGS-  
NIVÅ AV CO

Det samlede datamaterialet NILU har fra målesteder i Norge gir grunnlag for å undersøke spesifikke sammenhenger mellom forurensningsnivå og de faktorer som en anser for å være bestemmende for forurensningsnivået. Det er faktorer som vindhastighet, vindretning, trafikk tetthet, temperatur og andre.

Dataanalysen baseres på samhørende timesmiddelverdier av de ulike parametre. En kan analysere timesmiddelverdiene eller lengre tids middelverdier (f.eks. måned), beregnet fra disse. Spørsmålet om dataenes uavhengighet i tid, dvs. en timesmiddelverdis uavhengighet av verdiene like før, kommer da opp.

Trafikkforløpet i en gate endrer seg lite fra dag til dag på uke-dager (lørdager og søndager har andre trafikkforløp). Forløpet er bestemt av transportbehovet. En kan si at etterfølgende timesverdier av trafikken ikke er uavhengige, idet når trafikken for en time er gitt, kan en på basis av midlere døgnforløp anslå trafikken timen før eller timen etter. Heller ikke etterfølgende timesverdier av vindstyrke, vindretning og temperatur er uavhengige verdier. Forurensningens tidsvariasjon er bestemt av de innbyrdes avhengige tidsrekker av trafikk og meteorologiske forhold. Forurensningen er derfor også en tidsrekke der etterfølgende verdier til en viss grad er avhengige verdier. Når en timesverdi er kjent, er det mulig å gi et estimat av etterfølgende timesverdier, basert på de estimater en kan gi av det videre forløp av trafikk og meteorologi.

Erfaringer fra målingene viser at et gaterom oftest utluftes raskt. SF<sub>6</sub>-eksperimentene i Rådhusgaten ga utluftingstider på mindre enn 5 minutter. Målinger av CO i 1974, da trafikken på enkelte lørdager ble redusert til nær null klokken 15.00, på grunn av forbud mot privat bilkjøring, viste at CO-konsentrasjonen over byområdet som helhet sank til henimot null i løpet av mindre enn en halv time etter at kjøreforbudet inntrådte.

Dette betyr at forurensningen i et gaterom, midlet over én time, oftest er et resultat av utslippet og spredningen som har skjedd i denne time. Det er lite kobling mellom en time og den neste ved at utslipp i en time påvirker måleren i neste time. På denne bakgrunn er det rimelig å betrakte utslipp, spredning og forurensning i én time som en prosess som ikke er avhengig av tilsvarende prosess timen før, på annen måte en at utslippet og meteorologien har tidsforløp som kan varsles.

Kontinuerlige målinger av CO har inngått som en del av alle måleseriene ved gaterom. I de fleste tilfeller er utslippet fra trafikken den langt største CO-kilden, slik at CO-målingene kan anses å være spesifikk for bilutslippet. Det meste av dataanalysen i dette kapitlet er basert på CO-målinger. Slutninger vedrørende andre utslipp fra biltrafikken, må baseres på et mindre omfattende tallmateriale. Samtidige målinger av CO og andre komponenter som NO etc, gjør det mulig å dra nytte av CO-målingene, også når det gjelder de andre komponentene.

### 1.1 Variasjon med vindhastighet over tak

Den ytre vind er den viktigste faktor som gir transport av forurensninger vekk fra et område og derved gir redusert konsentrasjon av forurensning. I gaterommet vil vinden ikke ofte gi en direkte transport ut, slik det er lett å tenke seg ved en åpen veg. Heller vil luftturbulensen som skyldes vinden gi en turbulent transport av forurenset luft ut av gaterommet.

Innflytelsen på gateromsforurensningen av vindhastigheten over tak er avhengig av vindens retning i forhold til gaten. Forurensningens avhengighet av vindstyrke over tak indikeres av figurene 1.6-1.9 som representerer måleserier fra Rådhusgaten i Oslo i 1974 og 1979 og fra Øvre Bakklandet i Trondheim i 1978.



I figurene er timesmiddelverdier av forholdet mellom CO og trafikk tetthet (CO/TT) plottet mot vindhastigheten over tak for ulike sektorer av vindretning i forhold til gateretning. Sektorene har en bredde på  $\pm 20-30^{\circ}$  fra senterretningen. En har skilt mellom vindretning langs gaten og vindretning på tvers av gaten. For vindretning på tvers, har en skilt mellom vindsiden (vinden blåser mot den gateside der målestasjonen er plassert) og lesiden. En har ekskludert fra plottene verdiene ved høye trafikk tettheter, der køsituasjoner opptrer i stor grad. CO/TT burde derfor i rimelig grad være uavhengig av trafikk tettheten.

En har skilt mellom vindretnings-sektorer fordi det er naturlig å anta at forskjellen i forurensningsgrad på de to sidene av gaten kan påvirkes av vindretningen. Som nevnt i kapittel 3 i Del I legger også foreliggende modellbeskrivelser vekt på denne forskjellen mellom gatesidene. Dette beskrives nærmere i seksjon 1.2.

Figurene viser alle at CO/TT avtar med økende vindhastighet. Enkeltpunktene viser stor spredning for en gitt vindhastighet. Spredningen skyldes variasjoner i vindretningen innen sektor, tilfeldige variasjoner i trafikkforhold og spredning, samt målefeil.

I figurene er plottet inn kurver for CO/TT som funksjon av vindhastighet. Kurvene, som er av formen  $CO/TT = a/(VV+b)$ , er tilpasset dataene i punktene  $VV = 0.5$  m/s og 5 m/s (i noen tilfelle 2 m/s). Utover dette området er de ikke alltid godt tilpasset dataene, spesielt i området 0-0.5 m/s. Figurene 1.1-1.4 viser sammendrag av disse kurvene.

Med vind langs gaten ligger b stort sett innen området 0.5-0.8 i begge gatene. Med vind fra vindsiden er det også god overensstemmelse mellom de to gatene, med b lik 0.3-0.4. Med vind fra le-siden skiller gatene seg fra hverandre med b lik 0.35-1.0 i Rådhusgaten og b nær lik 0 i Øvre Bakklandet.

I Stanfordmodellen er  $b$  satt lik 0.5. Resultatene her skiller seg ikke betydelig fra dette, bortsett fra når vinden er fra le-sektoren.

## 1.2 Variasjon med vindretning over tak

Modellbeskrivelsene av utlufting av et gaterom forutsetter at vinden over tak setter opp en virvelbevegelse av luften i gaterommet. Etter denne beskrivelsen er vindsiden av gaten den siden som vinden blåser mot, og lesiden den motsatte. Den tenkte virvelbevegelsen settes opp ved at vinden presser luft ned langs fasaden på vindsiden. Denne må føre til en tilsvarende bevegelse av luft opp langs den motsatte fasaden, og en vindbevegelse på tvers av gaten nede som går i motsatt retning av vinden over tak. Siden luften over tak oftest er vesentlig renere enn luften nede i gaterommet, vil konsentrasjonen av forurensning på vindsiden ifølge denne beskrivelsen, være lavere enn på lesiden. Virvelbevegelsen blir mer intens, jo sterkere vinden er. I og med at vinden ofte også har en komponent langs veien, vil luftvirvelen etter denne beskrivelsen bevege seg langs gaten i vindens retning.

En slik virvelbevegelse er beskrevet av Stanfordmodellen. Georgiis målinger (ref. 3 i del I) tyder på at virvelen settes opp ved vinder sterkere enn ca 2 m/s.

Figurene 1.1-1.5 kan benyttes til å teste i hvilken grad Stanfordmodellens virvel er egnet til å beskrive utluftingen av de gitte gaterom.

Figur 1.5 viser den forskjell mellom vindretningssektorer som Stanfordmodellen predikterer for et gaterom med Rådhusgatens dimensjoner.

Dataene for Rådhusgaten i Oslo viser ikke denne forskjellen. For januar-mars 1979 lå kurvene i forhold til hverandre slik Stanford-modellen predikterer, men avstanden mellom dem er vesentlig mindre. For juni 1974 er også avstanden mellom kurvene vesentlig mindre enn Stanford-modellen gir. Her har imidlertid kurvene for de ulike vindsektorer byttet plass.

En kan si at Stanford-modellens virvel ikke synes å beskrive utluftingen i Rådhusgaten godt.

Det er også interessant å se at vind langs gaten fra vest gir noe høyere forurensning enn vind langs gaten fra øst (juni 1974). Gaten er enveiskjørt med kjøreretning fra øst mot vest. Vindmålinger i gaterommet (3 m over bakken) viser at trafikken setter opp en vindbevegelse i bunnsjiktet i gaten på 1-2 m/s i kjøreretningen. Figur 1.10 viser døgnvariasjonene av vindstyrken i gaterommet. Når den ytre vind er motsatt kjøreretningen, kan en tenke seg at resulterende vindstyrke langs gaten blir noe mindre enn når ytre vind er i samme retning som trafikken. Dette kan forklare forskjellen mellom LANGS VEST og LANGS ØST i figur 1.1.

Dataene fra Øvre Bakklandet i Trondheim tyder på at utluftingsmekanismen her er annerledes enn i Rådhusgaten. Lesiden har minst forurensning, mens vind langs gaten gir høyest forurensning. Øvre Bakklandet har toveis trafikk, og det er liten forskjell mellom LANGS NORD- og LANGS SØR-sektorene. Øvre Bakklandet er ca 12 meter bred, og har husfasader med høyde ca 7 meter på begge sider. Skissen av gaterommet, figur 6 i vedlegg 1, viser husenes skråtak. Det er sannsynlig at vind fra lesiden her slår ned på lesiden og fører forurensningen mot vind siden. Her får en sannsynligvis ikke satt opp en definert virvel i det hele tatt.

Stanford-modellen predikterer for Rådhusgaten en faktor mellom le- og vind sidens forurensning på nær 2, for vindhastigheter større enn 2 m/s. Målingene ga en faktor på ca 1.5 for hele området 2-6 m/s for jan-mars 1979. For juni 1974 var faktoren nær lik 1.0.

For Øvre Bakklandet var faktoren mellom høyeste og laveste forurensningsektor også nær lik 1.5 ved 2-3 m/s vind. Disse data viser at forurensningen i gaterommet ved disse målesteder ikke varierer så mye med vindretningen i forhold til gateretningen som Stanford-modellen predikterer. De viser også at utluftingen i ulike gaterom kan skje på helt ulike måter, avhengig av gaterommets geometri.

Det ble utført en test av Stanford-modellen i Stockholm på CO-data fra Sveavägen og Döbelnsgatan i 1976 (2). Disse målestedene var plassert på midten av ca 100 meter lange kvartal. Sveavägen er 32.5 m bred og har ca 30 m høye fasader, og toveis trafikk. Döbelnsgatan er 19 meter bred, også med ca 30 m høye fasader, og enveis trafikk. Döbelnsgatan minner om Rådhusgatens gaterom, og begge har enveis trafikk, mens trafikken i Rådhusgaten er ca 2.5 ganger så høy som i Döbelnsgatan.

Testen i Stockholm ga resultater som var i relativt god overensstemmelse med Stanford-modellen når det gjelder forskjellen mellom leside og vindside, både for Sveavägen og Döbelnsgatan. Her var det imidlertid slik at målingene ga en noe større forskjell enn det beregningene ga, mens målingene i Rådhusgaten ga en mindre forskjell enn beregningene.

### 1.3 Variasjon med lufttemperaturen

NILUs målinger har vist at forurensningsnivået ved gater ofte er vesentlig høyere i vintermånedene enn om sommeren. Endringer i vindstyrken kan gjøre rede for en del av forskjellen, men på langt nær alt.

Nyere utslippsmålinger fra Bilavgaslaboratoriet i Studsvik (6) har vist at utslippet av CO, HC og NO<sub>x</sub> varierer med utetemperaturen. Det er utført målinger ved definerte betingelser (middel-hastighet, akselerasjon/retardasjon) ved 0°C og 20°C.

CO-utslippet øker vesentlig fra 20°C til 0°C under akselerasjoner. Økningen er på opptil en faktor 2.0 ved middelhastigheter 20-50 km/t. HC-utslippet øker også endel fra 0°C til 20°C, men ikke så mye som CO-utslippet. NO<sub>x</sub>-utslippet øker også vesentlig, spesielt ved konstant hastighet og moderate akselerasjoner. Faktoren fra 20°C til 0°C kan være opptil 2.0. Endringen varierer forøvrig mye med kjøretilstanden. Det henvises til rapporten fra Studsvik, som presenterer figurer som gir et godt inntrykk av temperaturens innflytelse.

Målingene ved gater i Norge underbygger dataene fra Studsvik. Figur 1.11 viser normaliserte CO-verdier som funksjon av ute-temperaturen. Dataene er hentet fra Øvre Bakklandet for periodene januar-mars og april - juni 1978, og representerer vindretningssektoren "langs sør". En har ekskludert verdier fra rushtids-trafikken.

I perioden januar-mars dekker dataene temperaturområdet fra -15 - +6°C. Det er ingen tydelig tendens til økning med synkende temperatur i dette området. Perioden april-juni dekker området fra -3 til +23°C. Ved 0°C stemmer dette plottet bra med januar-mars-dataene. En ser så en ganske tydelig tendens til reduksjon mot økende temperaturer. Ved 20°C ligger det normaliserte CO-nivå på 50-75% av nivået ved 0°C. Det er rimelig å tro at denne reduksjonen skyldes redusert utslipp med temperaturen, idet det er foretatt normalisering med hensyn på vindhastighet og trafikk tetthet. I neste seksjon går det fram at temperaturstabiliteten i det laveste luftlag ikke har en vesentlig innvirkning på forurensningsnivået nær bakken i gaterom.

#### 1.4 Variasjon med vertikal temperaturgradient

Vertikal temperaturgradient nær bakken er en parameter som bestemmer stabiliteten av luftlaget. Ved nøytral sjiktning i den frie atmosfære avtar temperaturen med nær  $1.0^{\circ}\text{C}$  pr 100 m høyde. Ved mindre temperaturreduksjon enn dette stabiliseres luftlaget, og vertikal blanding av lufta reduseres. Med større temperaturreduksjon enn  $1^{\circ}\text{C}$  pr 100 m instabiliseres luftlaget, og den vertikale blanding blir mer effektiv. Temperatursjiktningen har derfor ofte stor betydning for blandingen av forurensningsutslipp og de resulterende konsentrasjoner. Stabil sjiktning gir minst blanding og ofte høyeste konsentrasjoner.

Nær bakken i gaterom vil turbulensen fra bilene kunne bryte opp en tendens til stabilisering. Også vil bygningsmassen i byområder oftest føre til økt luftturbulens og god blanding av det lavere luftsjikt. Det samme vil varmen som genereres i et byområde bevirke.

I de fleste undersøkelser i gatetverrsnitt NILU har gjennomført, er det utført målinger av temperatur i to høyder. Ved noen målesteder er det utført målinger like over gaten samt i takhøyde, slik at en får temperaturgradienten i selve gaterommet. Ved andre målesteder er det utført temperaturmålinger i nærheten av gaten på en slik måte at de gir et uttrykk for temperaturgradienten generelt i det laveste luftsjikt (ca 50 m dypt) over byområdet.

Målingene har vist at det oppstår temperaturgradienter mellom gate og tak i et gaterom som tyder på stabil sjiktning fra bakken og opp til tak. For eksempel i Rådhusgaten i Oslo skjer dette med en viss frekvens i vintermånedene (f.eks. 39% av tiden i februar 1979).

Normalisert CO-konsentrasjon som funksjon av temperaturgradienten  $\Delta T$  viser stor spredning på datapunktene. Enkeltobservasjoner viser imidlertid at ved lav trafikk har en ved stabil sjiktning en tendens til å få svært høye normaliserte CO-verdier, spesielt når vinden blåser langs gaten. Det absolutte forurensningsnivå er imidlertid lavt da, siden trafikken, og dermed utslippet, er lite. Ved lav trafikk er ikke bilturbulensen utpreget, og sannsynligvis da ikke sterk nok til å bryte opp tendensen til temperaturstabilisering av bakkesjiktet. Ved en viss trafikk tetthet, som i Rådhusgaten kan være nær 500 biler/time, er bilturbulensen oftest intens nok til å bryte opp stabile bakkesjikt.

Plott fra Rådhusgaten og Øvre Bakklandet av normalisert CO-nivå mot  $\Delta T$  i gaterommet viser, når en ser bort fra ekstremverdiene ved lav trafikk tetthet, en tendens til økning ved tiltakende stabilisering. Dette ser en spesielt når vinden blåser langs gateretningen. Økningen er begrenset, anslagsvis 10-15% pr  $+1^{\circ}\text{C}$  temperaturforskjell mellom målerne, som hadde høydeforskjell 15 m i Rådhusgaten og 18 m i Øvre Bakklandet. En temperaturforskjell i gaterommet så stor som  $+1^{\circ}\text{C}$  fra gate- til taknivå opptrer meget sjelden om dagen. Temperatursjiktningen i gaterommet er derfor ingen vesentlig faktor for konsentrasjonsnivået i gaten, bortsett fra når bilturbulensen er liten. Det er den når trafikk tettheten er lav, og også under trafikkorksituasjoner.

Når vinden har en vesentlig komponent på tvers av gaten, ser en ikke så tydelig denne tendensen til økte CO-konsentrasjoner ved økt temperaturforskjell mellom tak- og gatenivå. Det skyldes sannsynligvis at vindturbulensen som da genereres i gaterommet i tillegg til bilturbulensen, er sterk nok til å bryte opp stabiliseringen av bakkesjiktet.

Temperaturgradienten over et byområde generelt er med å bestemme det generelle forurensningsnivå i lufta over byen. Den er dermed med og bestemmer "bakgrunnsnivået" av forurensning i lufta som lufter ut et gaterom. Dette bakgrunnsnivå er oftest lite i forhold til det bidraget som utslippet i gaten selv gir. Stabili-

teten av luftlaget over byområdet generelt vil derfor heller ikke være en sterk parameter som har vesentlig betydning for forurensningsnivået i et gaterom. Plott av normaliserte CO-verdier i gaterom i Oslo som funksjon av temperaturgradienten i luftlaget over byen viser stor dataspredning og ingen tydelig sammenheng mellom de to, selv om luft over Oslo om vinteren kan være sterkt stabil i perioder på flere døgn.

### 1.5 Variasjon med trafikk tettheten

Utslippet, og derved forurensningsnivået i gaterommet, øker med trafikk tettheten. Ved uendrede kjøreforhold vil konsentrasjonen øke proporsjonalt med trafikk tettheten. I mange bygater ligger maksimal trafikkbelastning høyere enn gatens kapasitet, slik at frekvensen av kødannelser og stillestående trafikk øker vesentlig ved de høyeste trafikk tettheter. I hvilken grad en da får et endret middelutslipp pr kjøretøy i trafikken, regnet som utslipp pr meter gatelengde, er uklart, og vil variere etter de aktuelle kjøreforhold i den enkelte gate.

Figurene 1.12-1.14 viser normalisert CO-konsentrasjon i Rådhusgaten, Oslo, Øvre Bakklandet, Trondheim og Langgaten, Holmestrand som funksjon av trafikk tettheten. Det er valgt flere ulike vindsektorer. Normaliseringen med hensyn på vindhastighet er gjort ifølge de sammenhenger en kom fram til i seksjon 1.1.

Ekstremverdier opptrer stort sett i to grupper, én ved relativt lav trafikk tetthet (500-1000 kjt/time i Rådhusgaten og 250-750 kjt/time i Øvre Bakklandet) og én ved høy trafikk tetthet. Ekstremverdiene ved lav trafikk opptrer ofte ved temperaturstabilisering i gaterommet, som beskrevet i seksjon 6.4. Ved høy trafikk opptrer ekstremverdiene oftest i rushtiden om ettermiddagen. De skyldes da sannsynligvis høyt CO-utslipp på grunn av dårlig trafikkavvikling.



Figurene viser at spredningen omkring regresjonslinjen er stor. Typisk ligger ekstremverdiene en faktor 2.5-3.5 høyere enn middelverdien.

Lineære regresjonslinjer er inntegnet på figurene. I Rådhusgaten er de nær vannrette, noe som betyr at utslippet her i middel er nær uavhengig av trafikk tettheten, helt opp til maksimal trafikk tetthet. Kødannelsen i rushtiden fører altså normalt ikke til økt middelutslipp, bortsett fra i enkelte tilfeller med svært dårlig trafikkavvikling, som gir ekstremverdier i plottene.

I Øvre Bakklandet er regresjonslinjen nær vannrett for vinterperioden, mens den for sommerperioden stiger mot økende trafikk tetthet. I følge regresjonslinjen ligger da om sommeren middelutslippet ved 1500 kjøretøy/time 40% høyere enn ved 500 kjøretøy/time. Dette kan tyde på en større tendens til kødannelse ved målestedet i sommerperioden enn i vinterperioden, ved en gitt trafikk tetthet.

I Langgaten i Holmestrand øker normalisert CO-nivå sterkt mot de høye trafikk tettheter. Dette skyldes hovedsakelig at målestedet er ca 15 m bak et trafikklys. Ved økt trafikk øker frekvensen av kø ved målestasjonen. Et medvirkende forhold er også at ved de ekstreme belastninger overskrides gatens trafikk-kapasitet vesentlig med svært lange køer som resultat.

Forurensningens avhengighet av trafikk tettheten kan altså variere svært for ulike gater og ulike plasseringer i kvartalet.

#### 1.6 Variasjon i konsentrasjon langs et kvartal

Spredningsforsøkene med tracergass ( $\text{SF}_6$ ) som ble utført i Rådhusgaten i januar-februar 1979 indikerte at forurensningsnivået ikke er konstant langs kvartalet. Det ble gjort målinger i to snitt på tvers av veien, ca 25 m (snitt B) og ca 50 m (snitt C) fra det nærmeste kryss mot kjøreretningen, som vist i figur 1.15.

Tabell 1.1 viser forholdet mellom middelkonsentrasjonen av SF<sub>6</sub> i snitt B og snitt C. Middelveiden er beregnet fra punktene 2,5,11 og 17 m over bakken på begge sider. SF<sub>6</sub>-utslippet ble som tidligere nevnt foretatt ved eksosrøret på biler som fulgte med i trafikken, og tracergassen ble sluppet ut i hele gatens lengde.

Tabell 1.1: Resultater av SF<sub>6</sub>-målinger i Rådhusgaten.  
Forholdet mellom SF<sub>6</sub>-konsentrasjonen i snitt C og snitt B.

Tid	$\frac{\text{Snitt C}}{\text{Snitt B}}$	Vindhast. gate	Vindhast. tak	Vindretn. tak i forhold til gate
		m/s	m/s	
6.2.79 kl 0810-0830	1.75	1.35	1.6	20°
6.2.79 " 1100-1115	1.34	1.35	0.9	50°
6.2.79 " 1430-1445	1.36	1.35	1.0	90°

Resultatene indikerer en betydelig økning i konsentrasjon fra krysset og nedover i kvartalet i kjøreretningen. Økningen var størst i første test, da vinden blåste nesten parallelt med gaten. Krysset representerer en mulighet for utlufting som reduserer konsentrasjonen ved inngangen til kvartalet. Konsentrasjonen bygger seg så opp langs kvartalet mot neste kryss. Dette gjelder SF<sub>6</sub>. Variasjonen av CO og andre utslippskomponenter vil sannsynligvis være noe forskjellig, fordi krysset i tillegg til utlufting, også gir mulighet for tilskudd av forurensning fra sidegatene.

Overlagret den beskrevne variasjonen langs kvartalet vil være den variasjonen som skyldes kødannelser ved trafikklys i gaten. I SF<sub>6</sub>-eksperimentet i Rådhusgaten fulgte utslippsbilene med trafikken som er "grønn bølge"-regulert, slik at SF<sub>6</sub>-bilene aldri ble stående for rødt lys ved kryssene.

Dette er et eksempel på hvordan forurensningsnivået kan variere langs kvartalet i en enveiskjørt gate, der vindretningen i gate-rommet nesten alltid er i retning av trafikken. Se forøvrig Del I, kapittel 6.

### 1.7 Variasjon med gaterommets dimensjoner

I et gaterom hindres utluftingen av forurensningsutslippet i gaten av husfasadene langs gaten. Gaterommets to viktige dimensjoner er gateromsbredden og fasadehøyden.

I ellers like gater er det rimelig å tro at konsentrasjonen av forurensning nær bakken blir mindre, jo større gateromsbredden er. Bilturbulensen blander bakkesjiktet mer eller mindre effektivt og luftvolumet av bakkesjiktet er proporsjonalt med bredden. I første tilnærming kan en derfor sette at forurensningen i bakkesjiktet i et gaterom er omvendt proporsjonal med gateromsbredden.

Stanford-modellen forutsetter at utluftingen av gaterommet i hovedsak skjer ved hjelp av den beskrevne virvel i gaterommet. I første tilnærming vil ikke da fasadehøyden være av vesentlig betydning, forutsatt at virvelen settes opp. Om man istedet antar at utluftingen av gaterommet mellom kryss skjer ved turbulent diffusjon opp og utlufting over tak, vil fasadehøyden være med å bestemme konsentrasjonen i gaterommet.

I figur 1.16 er normaliserte CO-verdier for ulike gater plottet som funksjon av gaterommets høyde/bredde-forhold. CO-konsentrasjonen er normalisert med hensyn på vindstyrke, gateromsbredde og trafikk tetthet. Det er bare tatt med gater, der målepunktet lå nær midt i kvartalet. En har også begrenset seg til gater med nær samme middelutslipp pr kjøretøy for best mulig å isolere den effekt som H/B-forholdet representerer. En har ikke da et omfattende nok sett av norske målesteder. En har derfor valgt å antyde H/B-forholdets betydning ved hjelp av data fra Øvre Bakklandet i Trondheim, og fra Sveavägen (SVEA) og Döbelnsgatan (DB) i Stockholm (2). Punktene i figuren representerer alle april-måned. For SVEA og DB representerer nedre punkt for gatens vindside og øvre punkt for gatens leside. En har antatt samme midlere CO-utslipp pr kjøretøy i alle gatene.

Figuren antyder et økende forurensningsnivå med økende H/B-forhold. I første tilnærming kan en sette  $CO \propto 1+a \cdot H/B$ , hvor  $a$  har en verdi i underkant av 1.0. Dette data-settet er svakt, og verdien på  $a$  kan ikke sies å ha blitt godt bestemt.

### 1.8 Variasjon med høyden over gatenivå

Under SF<sub>6</sub>-eksperimentene i Rådhusgaten ble det utført målinger av SF<sub>6</sub> i fire ulike høyder over gaten mellom 2 meters og 17 meters høyde. Figur 1.17 viser resultatene av SF<sub>6</sub>-målingene som funksjon av høyden. I figurene er også plottet inn Stanford-modellens prediksjon. Verdiene er justert slik at målingene faller sammen med Stanford-modellen ved 2 meters høyde. SF<sub>6</sub>-verdiene er 15-minutters middelerverdier.

Målingene ga en høydefordeling som ofte stemmer ganske godt overens med Stanford-modellen, spesielt på vindsiden, og når vinden blåser langs gaten. På lesiden kan det være større uoverensstemmelser. Målingene gir ofte en raskere reduksjon med høyden, spesielt fra 2 til 5 meter, men det motsatte kan også være tilfelle. Uoverensstemmelsen på lesiden synes å være like stor både ved lav og høy vindhastighet.

Stanford-modellen predikterer en mindre reduksjon med høyden på lesiden enn på vindsiden. Forskjellen øker med økende vindhastighet over tak. Resultatene i figuren viser at den lineære reduksjon med høyden på vindsiden som modellen predikterer, ( $C \propto 1-Z/H$ , hvor  $Z$  er målepunktets høyde og  $H$  er fasadehøyden), ofte også passer bedre på lesiden enn modellens leside-formel. I første tilnærming synes det derfor rimelig å anvende vindside-formelen generelt til å prediktere forurensningens reduksjon med høyden over gaten i et gaterom.

I Stockholm ble det i 1976 utført CO-målinger i tre høyder (3, 10 og 30 meter over gaten) i to ulike gaterom (2). Figurene 1.18 og 1.19 gir resultatene, som er plottet på basis av tall presentert i referansen. Stanford-modellens vindside-formel er plottet inn. En ser at på Sveavägen klarer ikke Stanford-modellen

å prediktere vindsiden godt. Også i Döbelnsgatan er det relativt stort avvik på vindsiden, spesielt når en ser på gatens østside. For lesiden, og når vinden blåser langs veien, predikterer Stanford-modellens vindsideformel reduksjonen med høyden ganske bra, når en ser på den nedre halvdel av gaterommet.

Det er utført bare få målinger ved høyder lavere enn 2-3 meter. I februar-mars 1980 ble det utført samtidige døgnmålinger av sot og bly 1 meter og 2 meter over gatenivå i St.Olavs gate i Oslo. I middel over en 28-dagers periode var sotnivået i 1 meters høyde 11% høyere enn i 2 meter, mens tilsvarende økning for bly var 4%.

### 1.9 Ekstremverdier

De høyeste absolutte forurensningskonsentrasjoner i gaterom opptrer ved alle målesteder når trafikkbelastningen er størst, og trafikkavviklingen dårligst, det vil si under rushtrafikk-tidene, og når spredningsforholdene samtidig er ugunstige.

Det er av interesse å få en kvantitativ oversikt over hvilke trafikkforhold og værforhold som er assosiert med ekstreme forurensningsverdier ved de ulike målesteder. Tabell 6.2 viser 95-, 98- og 99-prosentiler samt middelverdien av CO ved flere målesteder og perioder med samhørende verdier av trafikk tetthet (TT) og vindstyrke (VV). Verdiene er beregnet ved å rangere CO-verdiene for en viss periode fra høyeste verdi og nedover. En har beregnet middelverdien av CO, TT og VV for de 6-10 tilfeller som grupperer seg rundt hver prosentil, istedet for å gå rett på den enkelte observasjon som eksakt representerer prosentilen. De verdier som er gitt i tabell 1.2 er derved bedre egnet til prediksjon enn de enkelttilfeller som eksakt representerer en prosentil.

Ved alle målestedene opptrer 98- og 99-prosentilene ved timestrafikk nær eller i underkant av 10% av midlere døgntrafikk for perioden. O.H.gt i Sarpsborg skiller seg noe ut fra de andre med timestrafikk på bare 7-8% av døgntrafikken.

Tabell 3.2: Middelveirdi og prosenttiler av CO sammen med tilhørende verdier av trafikk tetthet (TT) og vindstyrke (VV).

Målested Periode	Middelveirdier		95-prosentil		98-prosentil		99-prosentil					
	CO	VV	TT <sup>1</sup>	CO	VV	CO	VV	CO	VV			
<u>Rådhusgt, Oslo</u>												
Jan 1979	6.7	2.2	26900	17.0	2.1	2150	20.9	2.2	2440	23.4	1.9	≈ 2300
Feb 1979	7.4	2.1	26900	18.9	1.7	1970	23.1	1.8	2170	28.8	1.3	2170
Mar 1979	4.7	3.3	26900	14.3	2.0	≈2300	18.0	2.1	2390	19.8	2.6	≈ 2450
<u>Øvre Bakklandet, Trondheim</u>												
Jan-feb 1978	7.3	≈1.5	15100	20.6	0.7	1260	24.4	0.95	1390	27.3	1.0	1510
Mar 1978	4.8	≈2.0	15100	13.6	0.4	1010	17.9	0.35	1170	19.7	0.35	1290
Jun 1978	4.9	1.4	16800	-	-	-	17.3	1.0	1450	19.7	1.2	1470
<u>O.H.gt, Sarpsborg</u>												
Jan-mar 1978	2.2	≈2.4	8900	5.7	1.8	550	7.6	1.9	600	9.5	2.1	620
Jun 1978	1.7	≈2.6	14200	4.1	1.3	840	6.2	1.9	1000	7.2	2.6	1100
<u>Langgt. Holmestrand</u>												
Aug 1974	3.9	1.4	11800	11.5	1.7	1100	17.9	1.4	1120	22.0	1.0	1200

CO - mg/m<sup>3</sup>  
 VV - m/s  
 TT<sup>1</sup> - kjøretøy/døgn  
 TT<sup>2</sup> - kjøretøy/time

Vindstyrken for 98- og 99-prosentilen er generelt lavere enn midlere vindstyrke. Hvor mye lavere varierer imidlertid ganske mye fra sted til sted. I Sarpsborg er det nesten ingen forskjell mellom midlere vindstyrke og vinden ved 98- og 99-prosentilene for forurensning, mens den om vinteren ved Bakklandet i Trondheim er vesentlig lavere enn middelverdien.

Disse kombinasjoner av trafikk og vind gir da de forhold mellom prosentilene og middelverdien for CO ved de ulike målesteder som er gitt i tabell 1.3.

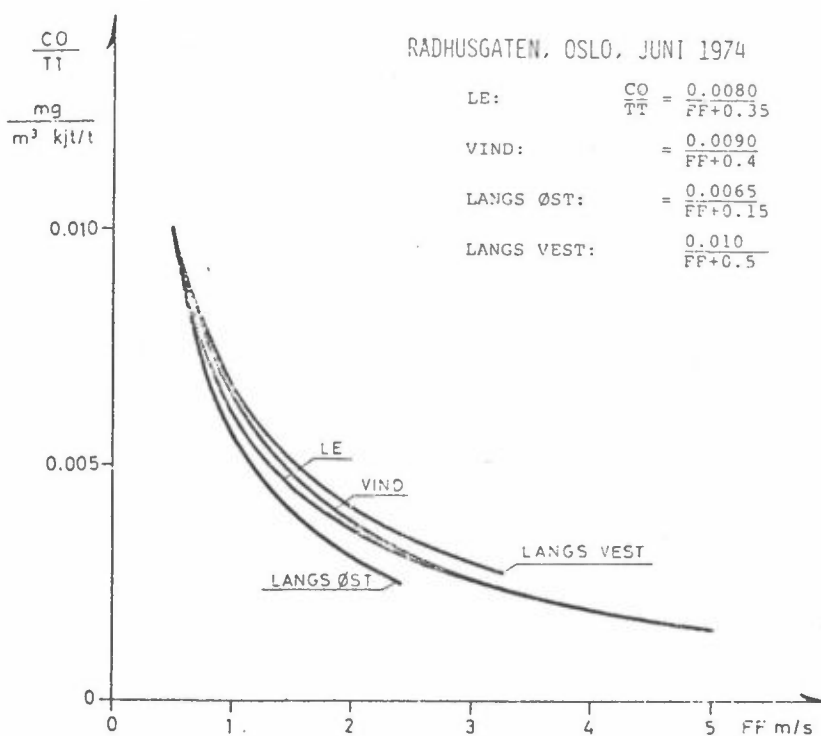
Tabell 1.3: Forholdet mellom prosentiler og middelverdi, CO.

	<u>95%</u> middel	<u>98%</u> middel	<u>99%</u> middel
<u>Rådhusgaten</u>			
Jan 79	2.5	3.1	3.5
Feb 79	2.6	3.1	3.9
Mar 79	3.0	3.8	4.2
<u>Øvre Bakklandet</u>			
Jan-feb 78	2.8	3.3	3.7
Mar 78	2.8	3.7	4.1
Jun 78	-	3.5	3.9
<u>O.H.gt</u>			
Jan-mar 78	2.6	3.5	4.3
Jun 78	2.4	3.6	4.2
<u>Langgaten</u>			
Aug 74	2.9	4.6	5.6

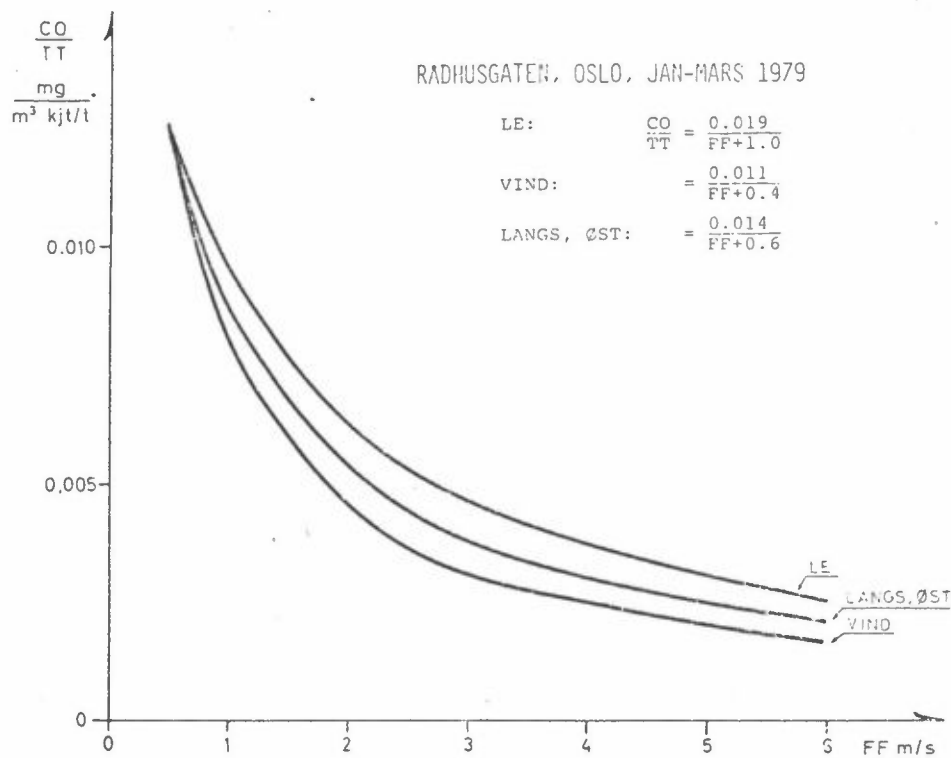
Langgaten, Holmestrand skiller seg ut med høye ekstremverdier i forhold til middelverdien. Årsaken ligger i trafikkforløpet på dette målestedet. Om sommeren er det her trafikktopper som langt overstiger gatens kapasitet. De opptrer i helgene som gjennomfarts-trafikk i forbindelse med ferie og weekendturer.

Analysen antyder at man kan prediktere ved hvilken trafikktektethet, i forhold til middeltrafikk, ekstremprosentilene av forurensning opptrer. Det er ikke så stor regularitet i vindstyrken når det gjelder muligheten til å prediktere ved hvilken vindstyrke ekstremprosentilene opptrer. Sannsynligvis er det ofte i større grad dårlig trafikkavvikling enn lav vindstyrke som gir ekstremkonsentrasjonene, men de to effekter virker selvfølgelig sammen. Vindstyrken ved ekstremprosentilene er da også oftest mindre enn midlere vindstyrke, som vist i tabell 1.2. Det er imidlertid ikke åpenbart hvilken parameter en skal benytte til å prediktere den vindstyrke en har ved ekstremprosentilene for forurensning, for ulike perioder og gater. Den beste muligheten ligger kanskje ganske enkelt i at en kan estimere en typisk verdi for de laveste vindstyrker som opptrer i den periode av dagen da de største trafikktopper opptrer. Denne verdi vil åpenbart variere mye fra sted til sted og årstid, avhengig av geografisk lokalitet, topografi på stedet og trafikkmønstret.

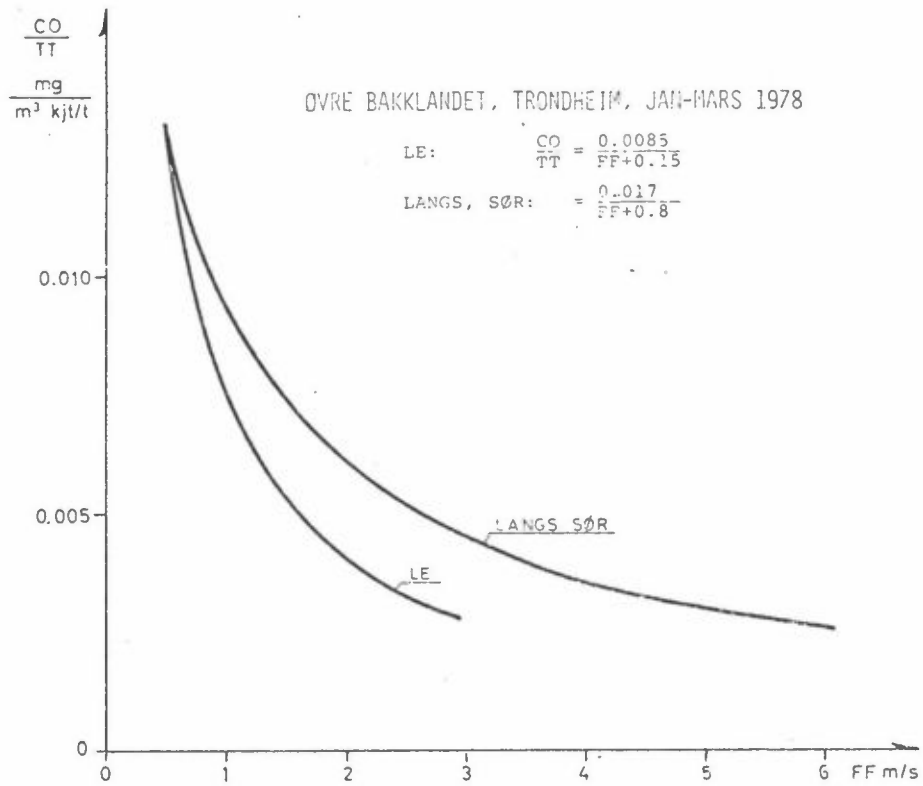




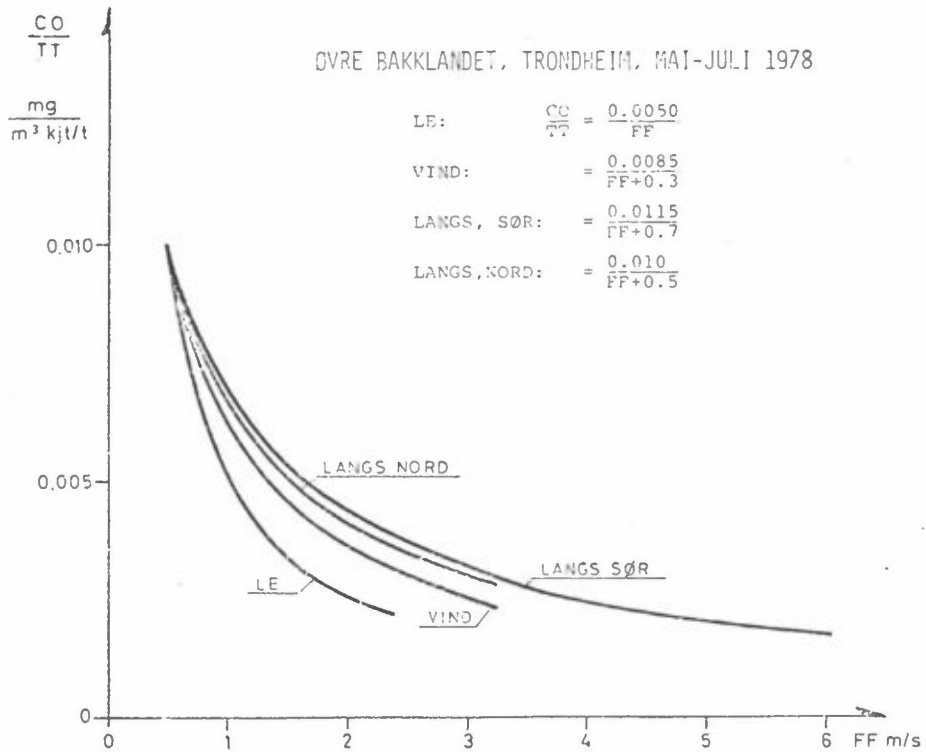
Figur 1.1: Målt variasjon av CO/TT med vindstyrke over tak (FF) og vindretningssektor. Sammendrag av figurer 1a-d i vedlegget.



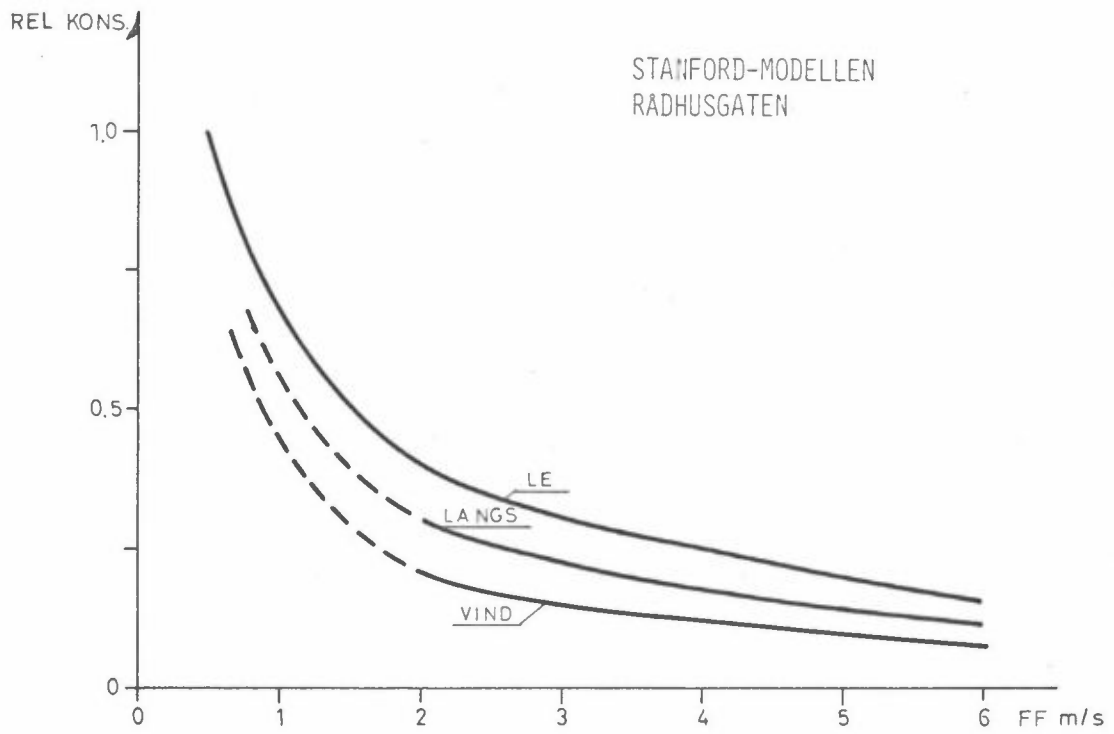
Figur 1.2: Målt variasjon av CO/TT med vindstyrke over tak (FF) og vindretningssektor. Sammendrag av figurer 2a-c.



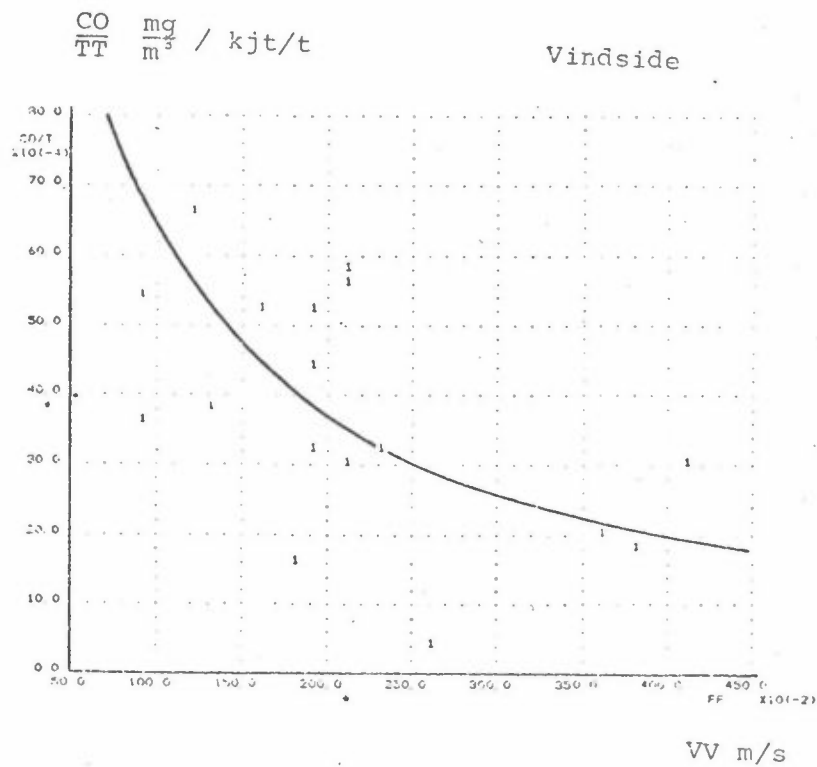
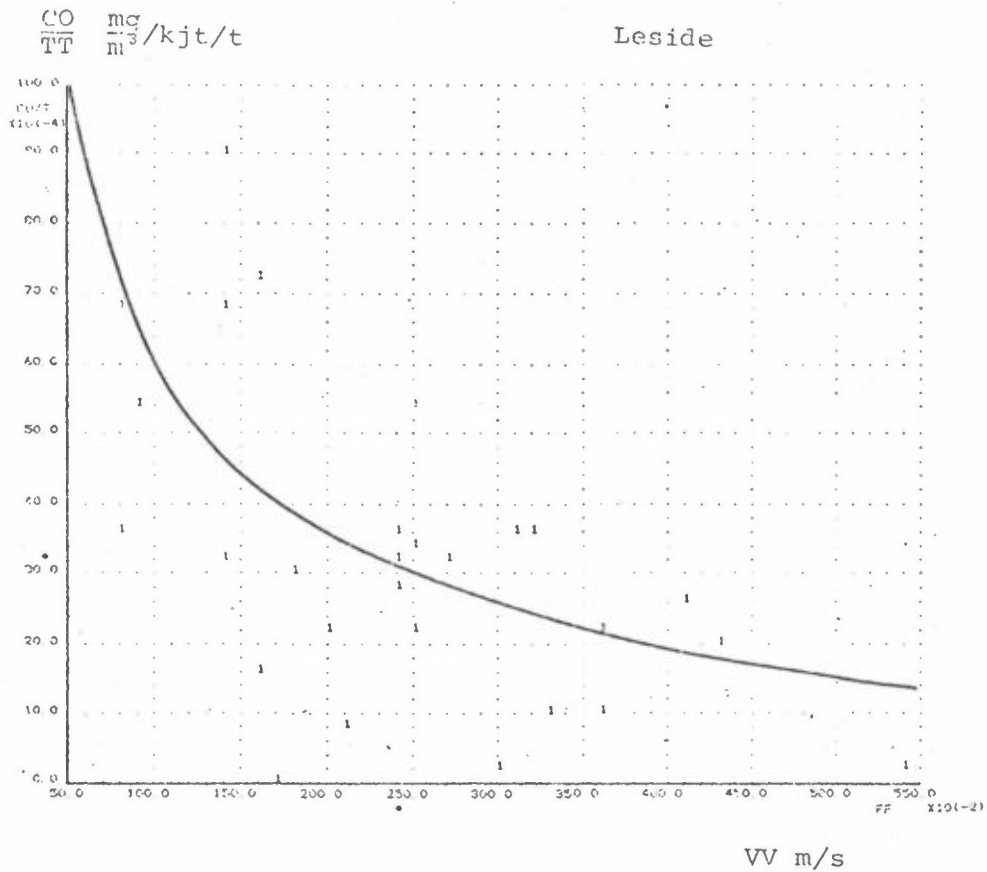
Figur 1.3: Målt variasjon av CO/TT med vindstyrke over tak (FF) og vindretningssektor. Sammendrag av figurer 3a-b.



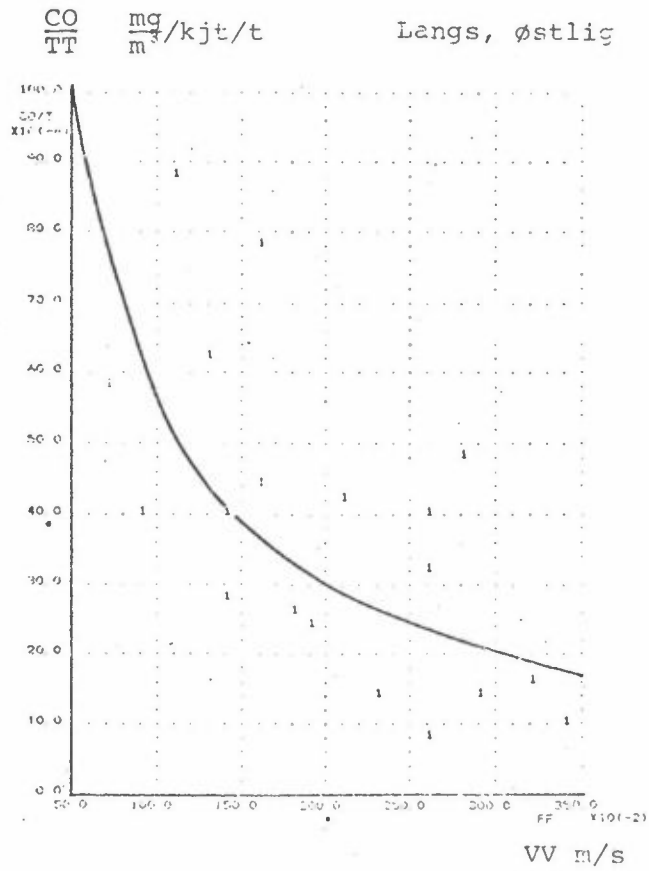
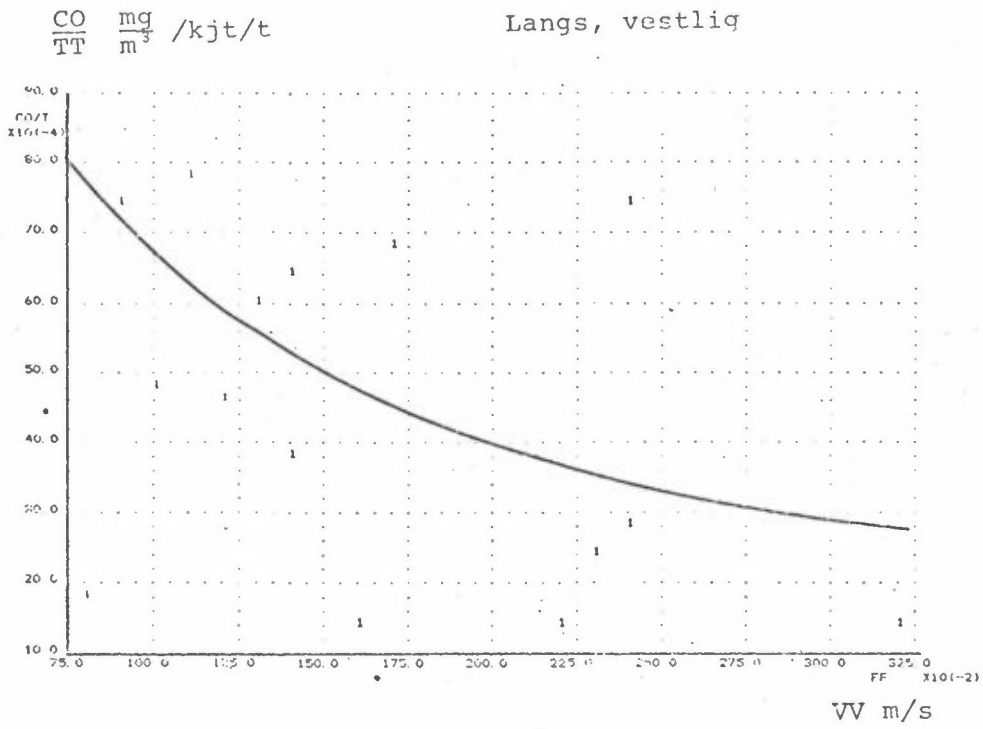
Figur 1.4: Målt variasjon av CO/TT med vindstyrke over tak (FF) og vindretningssektor. Sammendrag av figurer 4a-d.



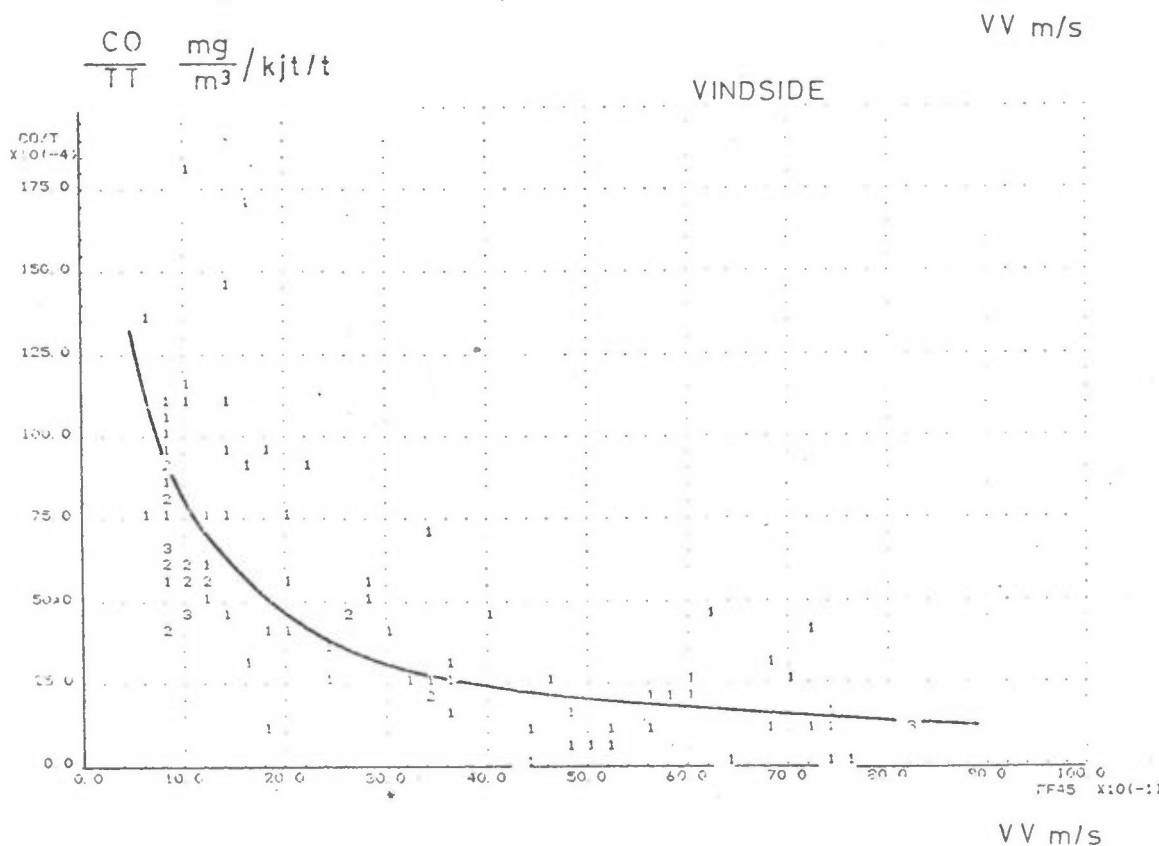
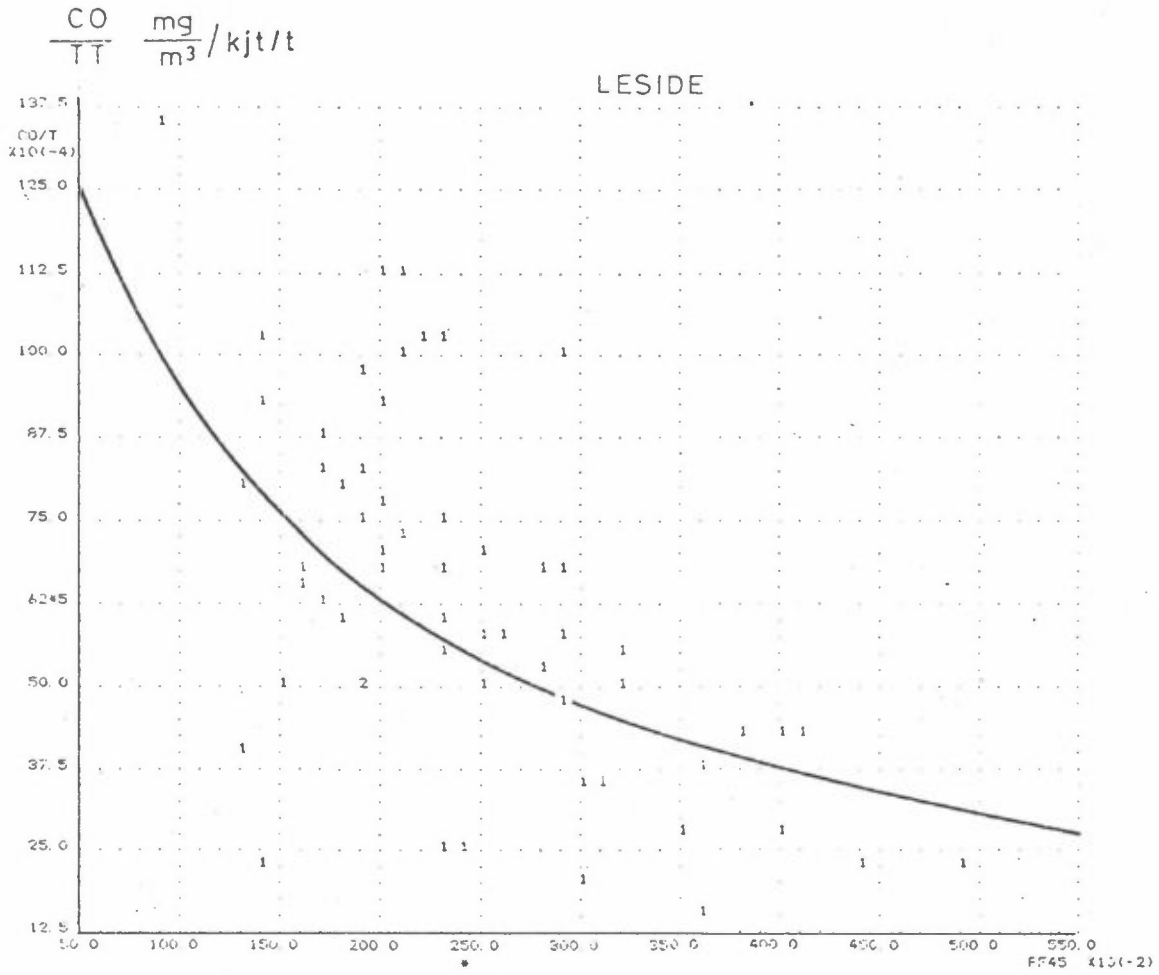
Figur 1.5: Stanford-modellens prediksjon for konsentrasjonens variasjon i Rådhusgata med vindstyrke over tak (FF) og vindretningssektor.



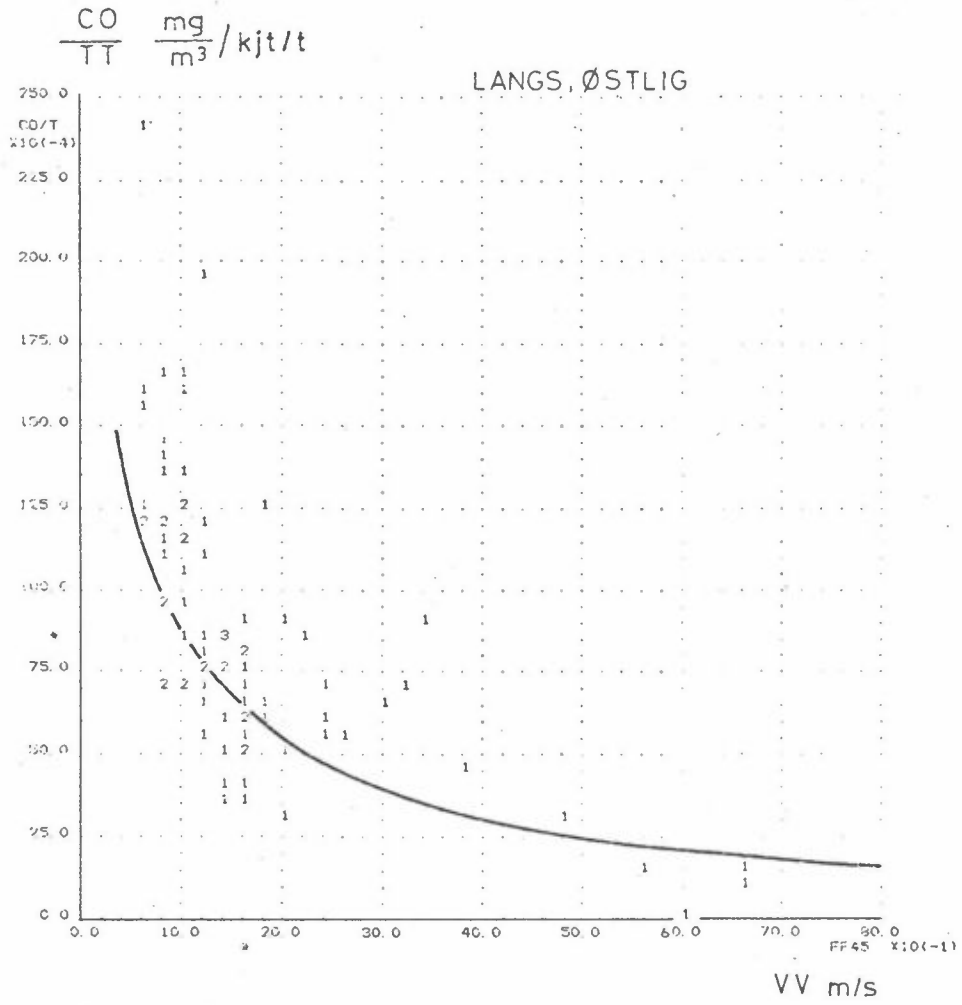
Figur 1.6: Normalisert CO-konsentrasjon (CO/TT) plottet mot vindhastighet (VV) over tak for ulike vindretningssektorer, Rådhusgaten, Oslo, juni 1974.



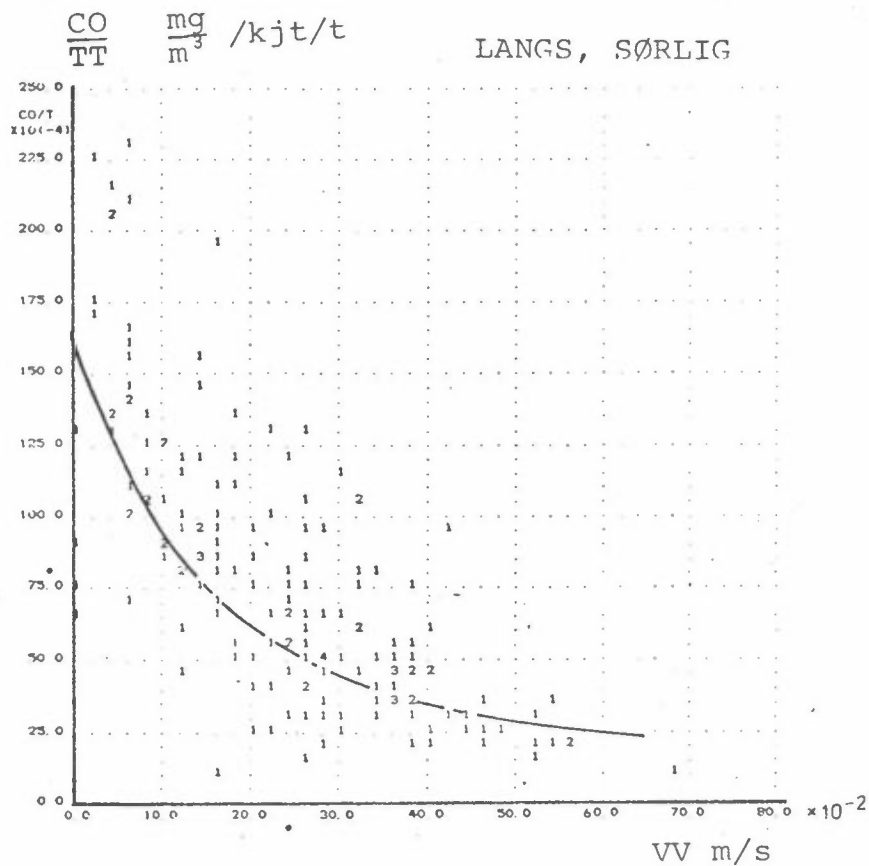
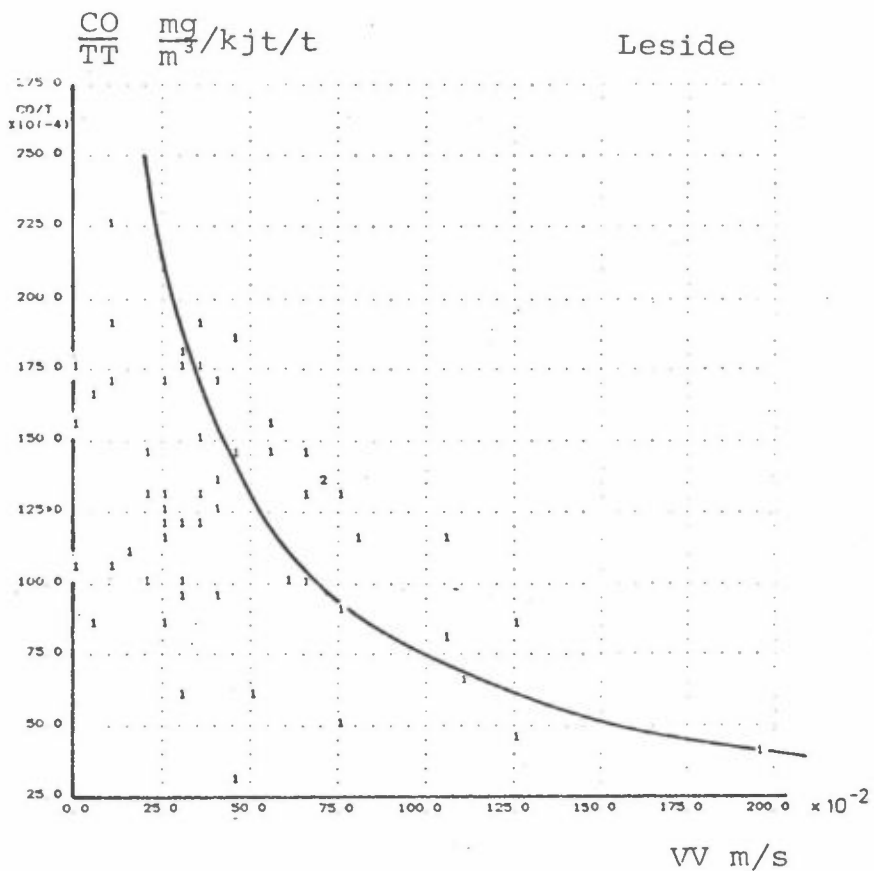
Figur 1.6: forts.



Figur 1.7: Normalisert CO-konsentrasjon (CO/TT) plottet mot vindhastighet (VV) over tak for ulike vindretningssektorer, Rådhusgaten, Oslo, januar-mars 1979.

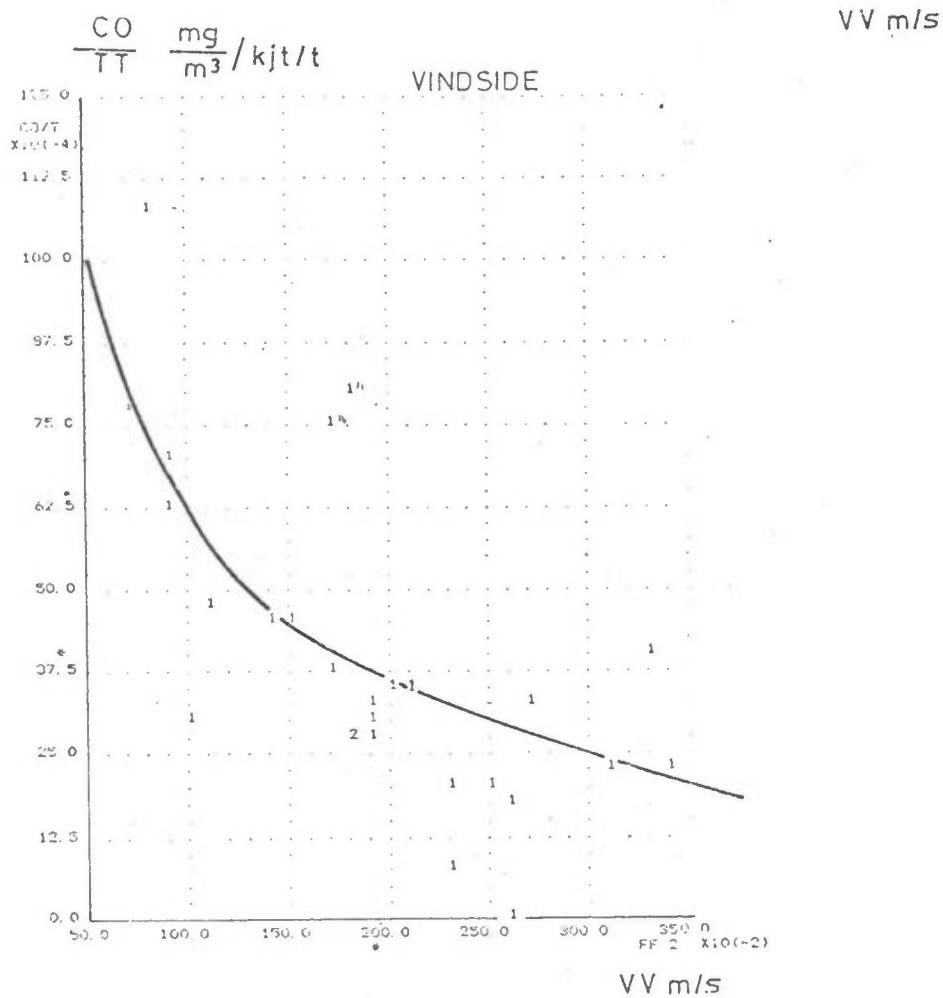
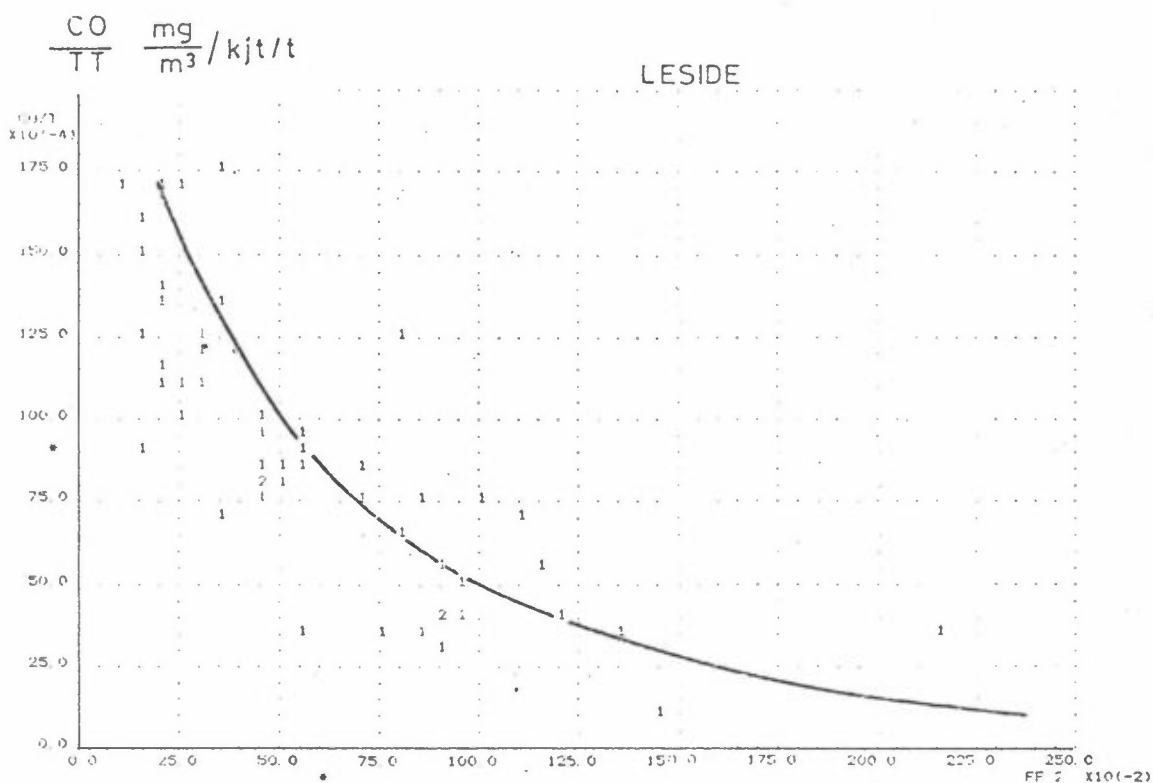


Figur 1.7 forts.

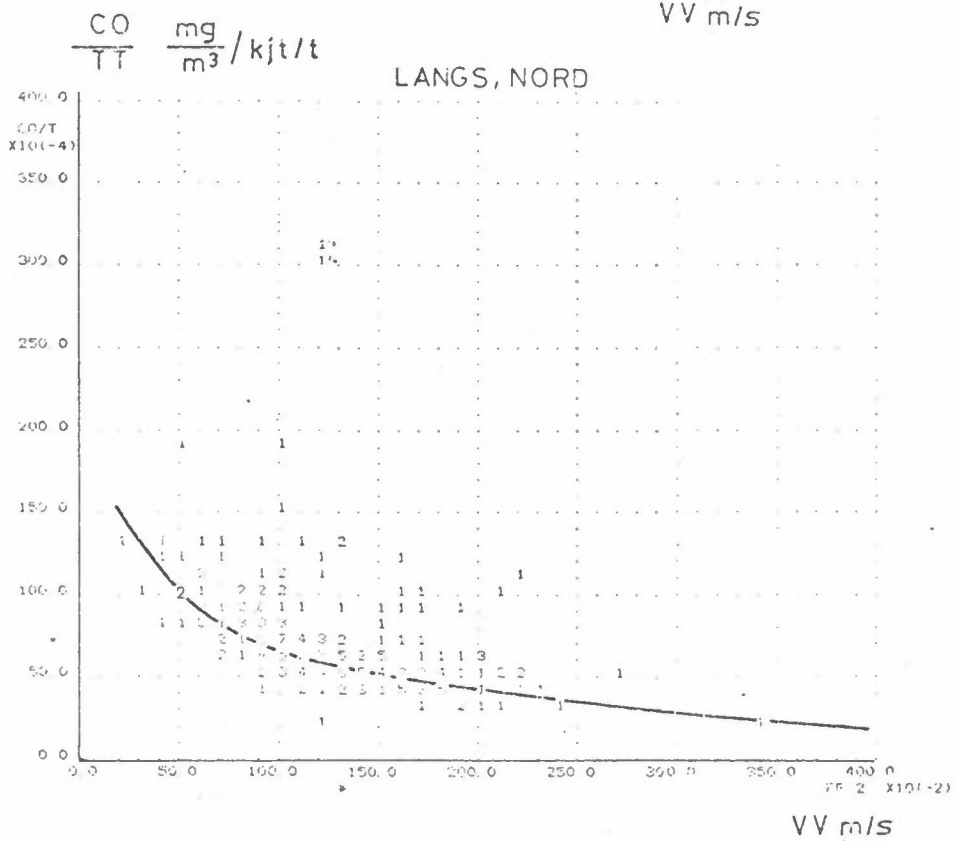
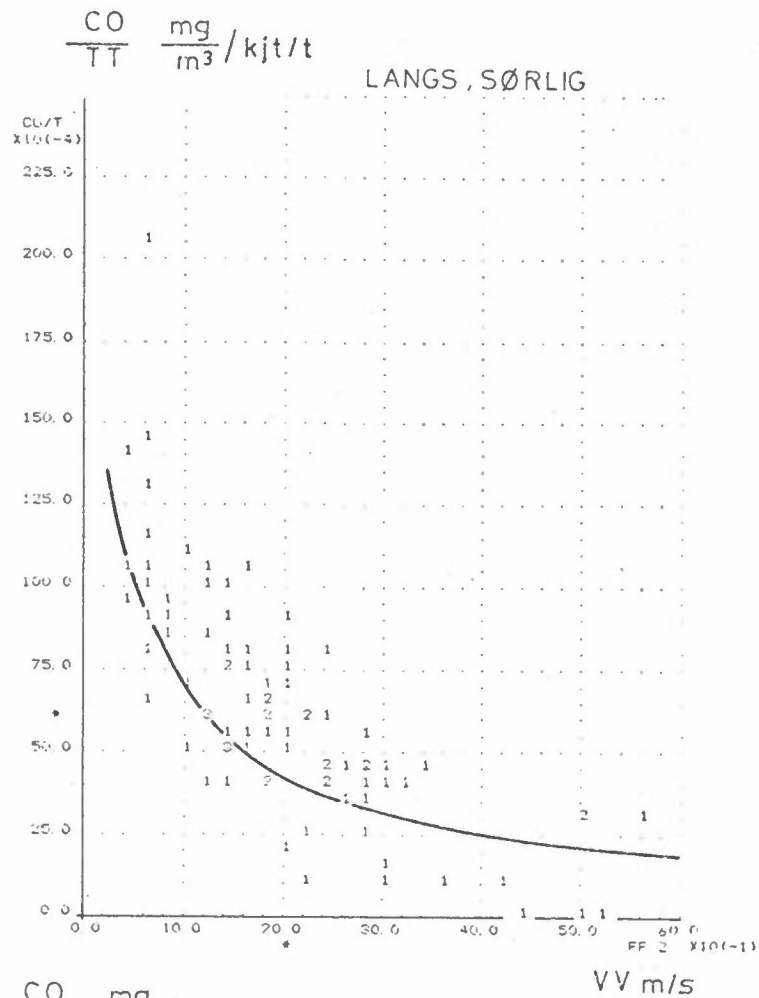


Figur 1.8 : Normalisert CO-konsentrasjon (CO/TT) plottet mot vindhastighet (VV) over tak for ulike vindretningsektorer, Øvre Bakklundet, Trondheim, januar - mars 1978.

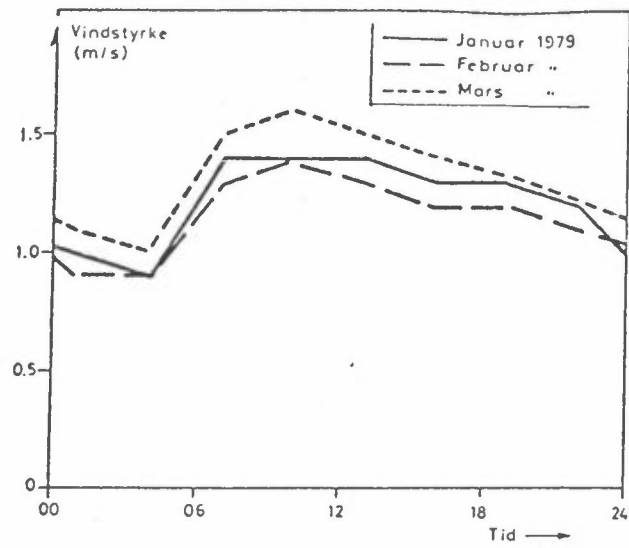




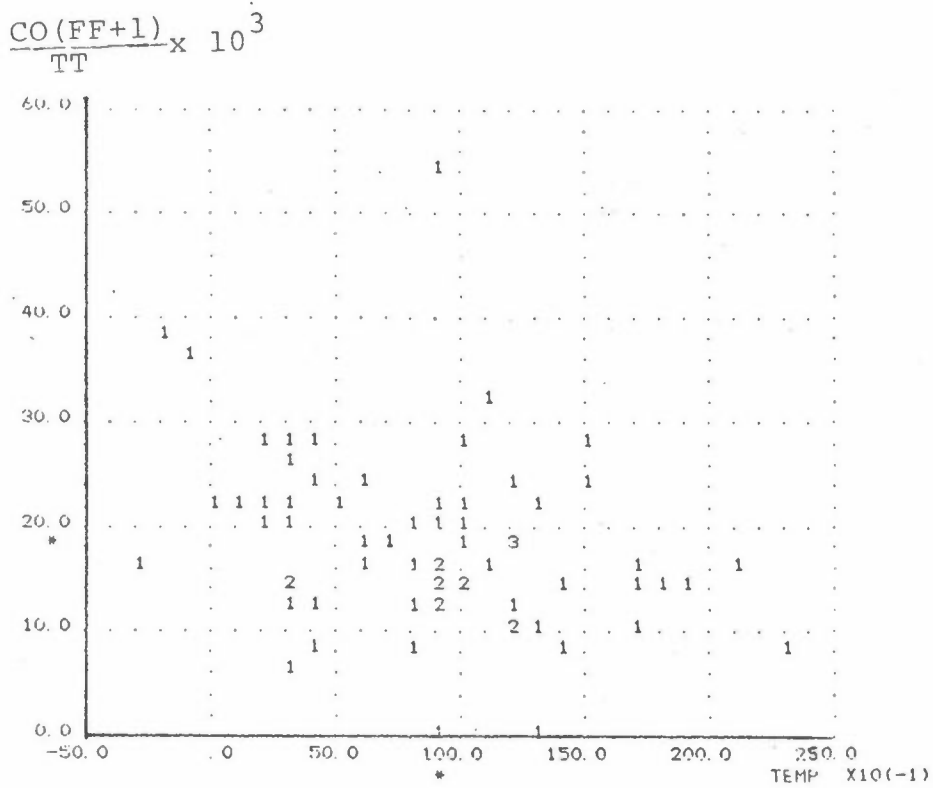
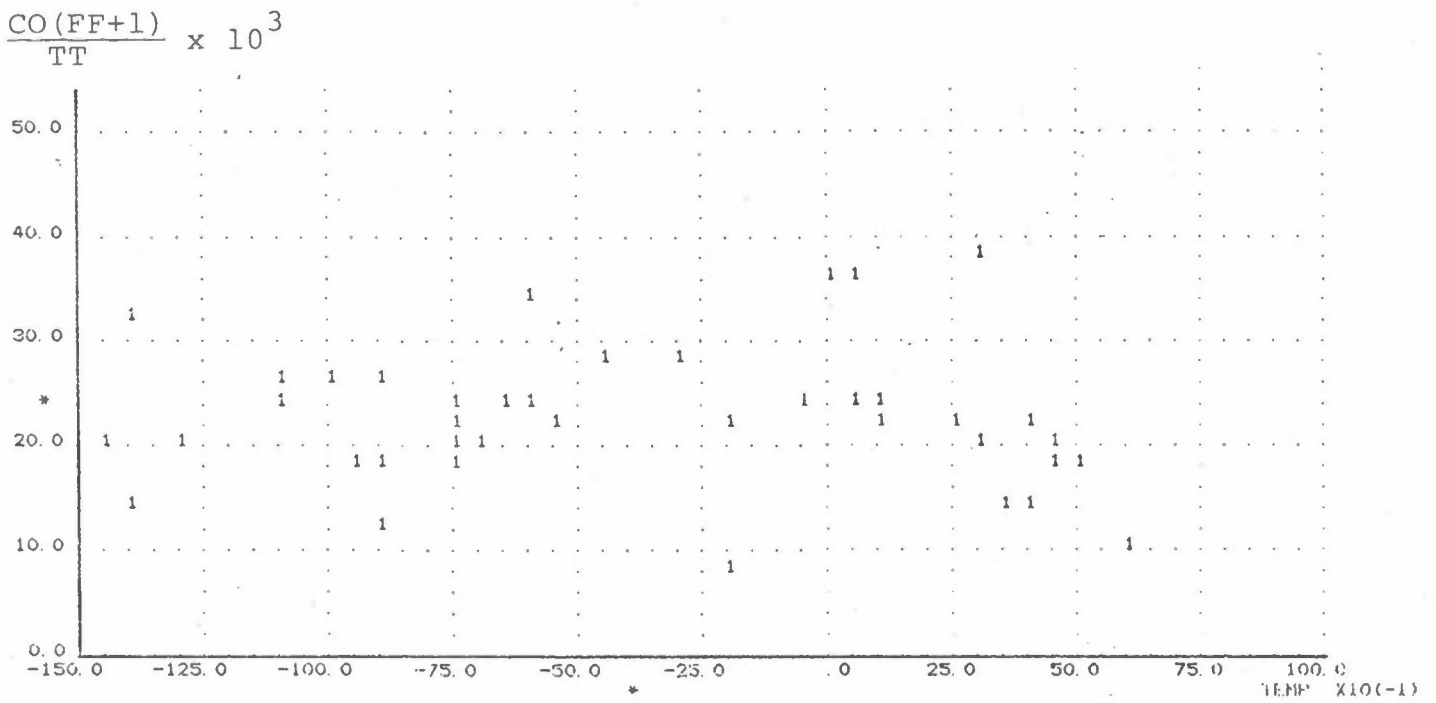
Figur 1.9: Normalisert CO-konsentrasjon ( $CO/TT$ ) plottet mot vindhastighet ( $VV$ ) over tak for ulike vindretningssektorer, Øvre Baklandet, Trondheim, mai-juli 1978.



Figur 1.9 forts.

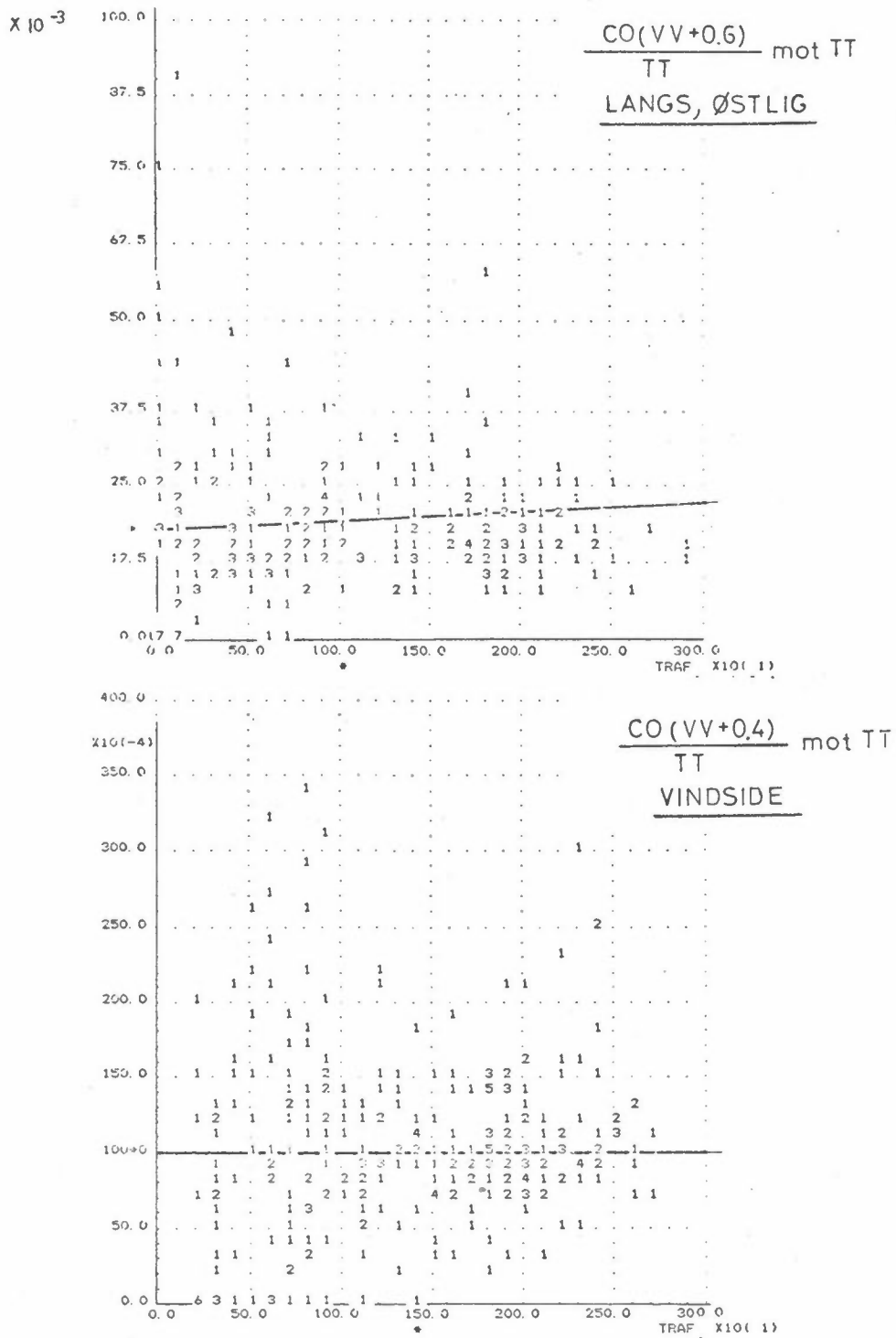


Figur 1.10: Rådhusgata 3 m. Vindstyrke som funksjon av tid på døgnet.



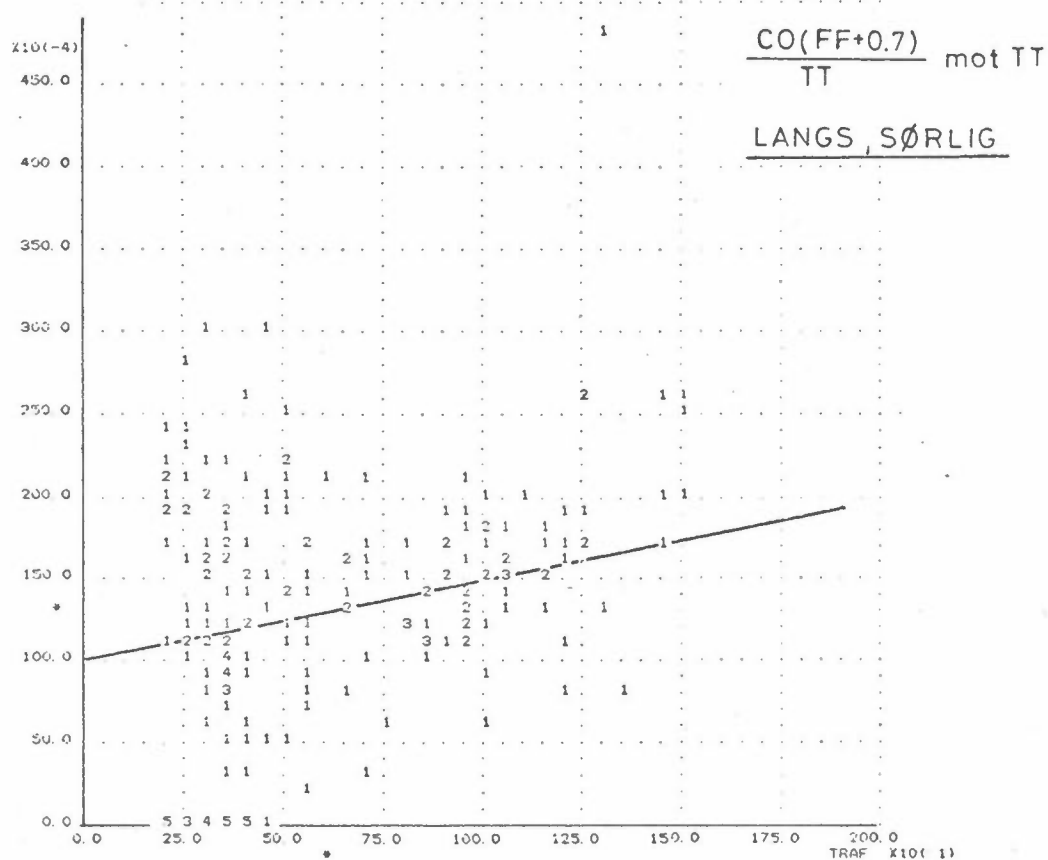
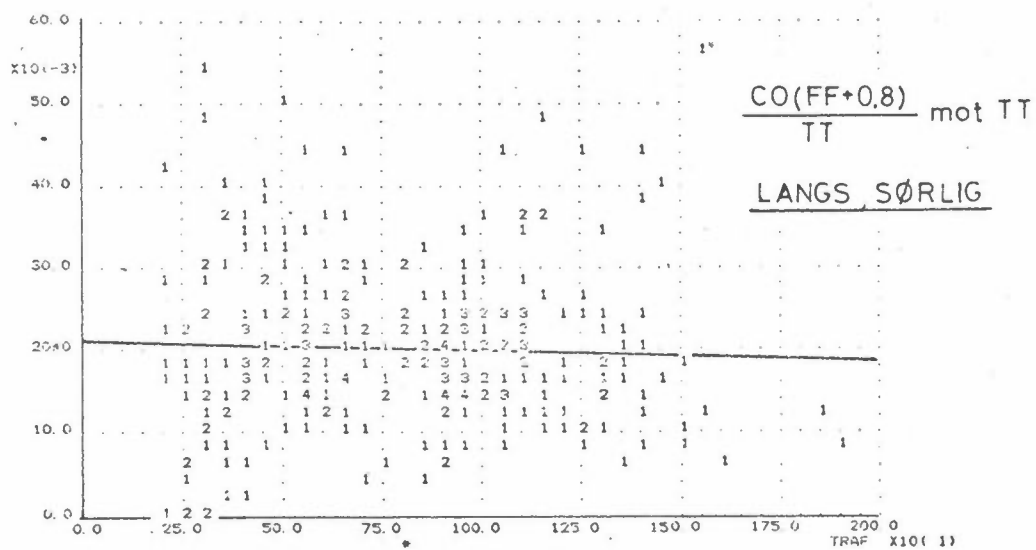
Figur 1.11: Plott av normalisert CO-konsentrasjon mot luft-temperaturen, Øvre Bakklundet, Trondheim januar-juni 1978.

CO-konsentrasjon  $mg/m^3$   
FF-vind over tak, m/s  
TT-trafikk tetthet, kjt/time

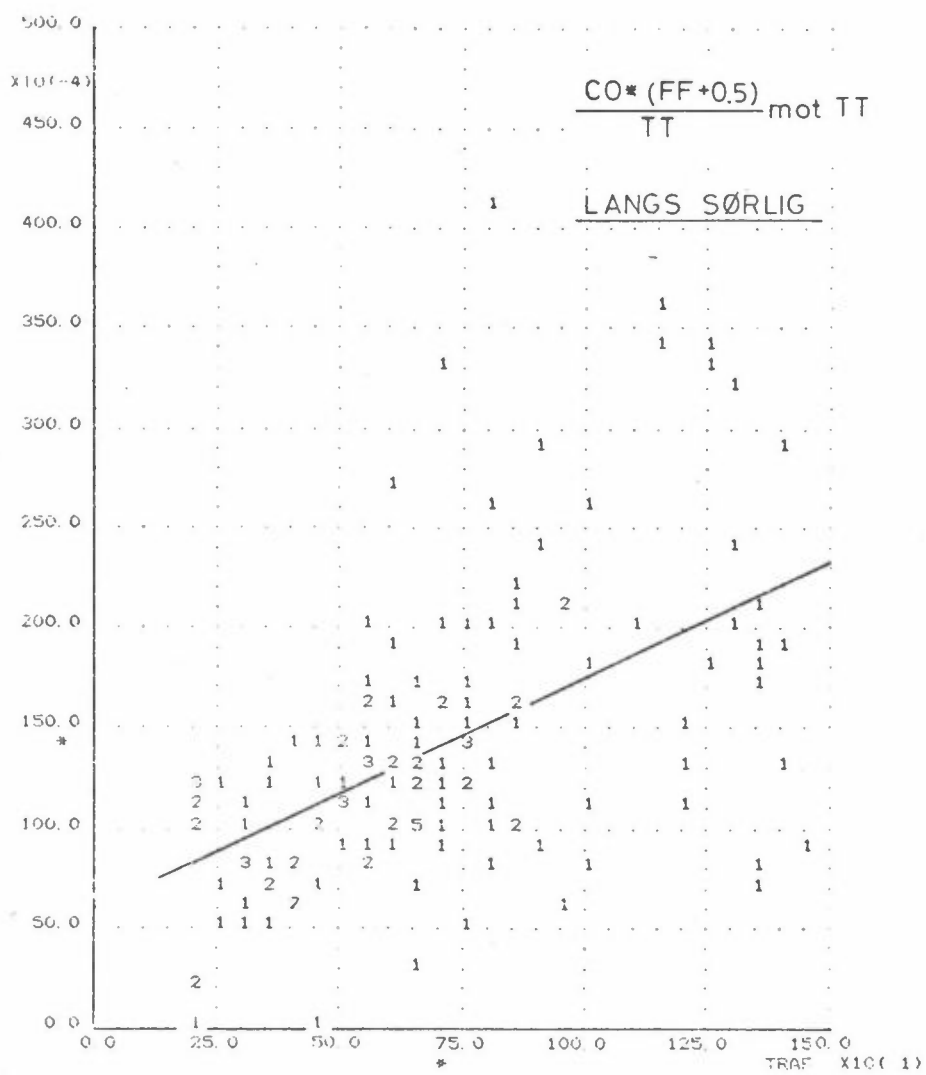


Figur 1.12: Plott av normalisert CO-konsentrasjon mot trafikk tetthet. Rådhusgata, Oslo, januar-mars 1979.

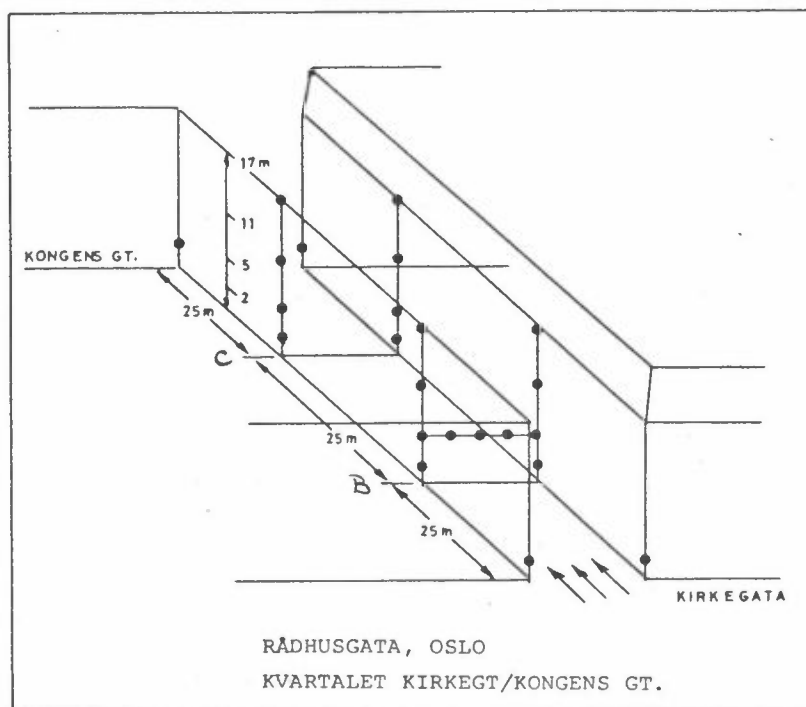
CO-konsentrasjon,  $mg/m^3$   
 VV-vind over tak, m/s  
 TT-trafikk tetthet, kjt/t



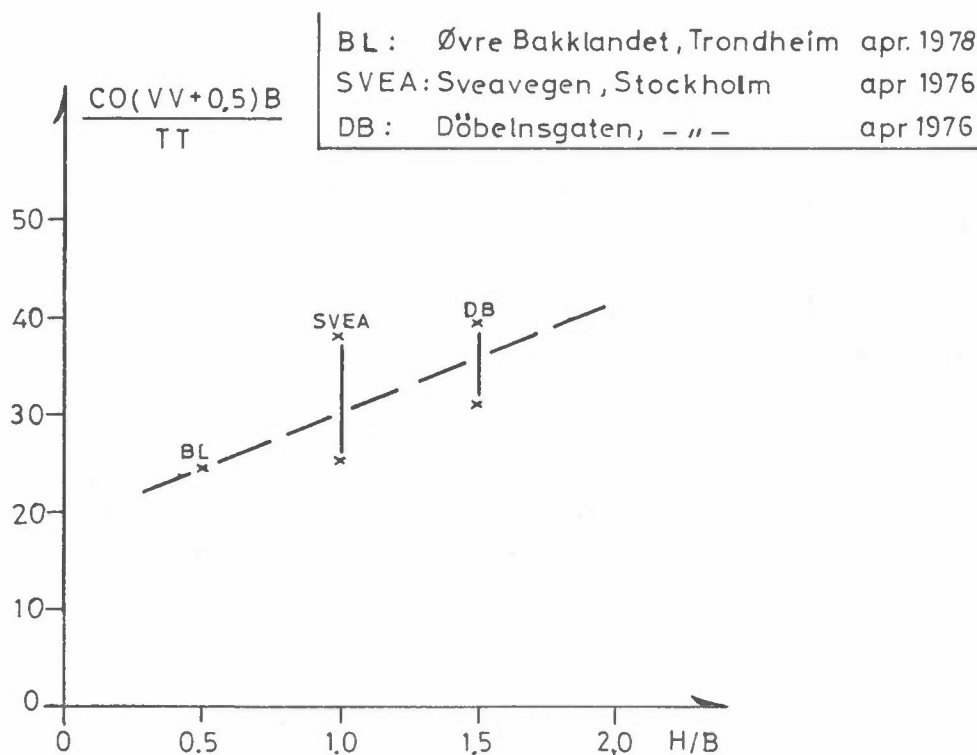
Figur 1.13: Plott av normalisert CO-konsentrasjon mot trafikk tetthet. Øvre Bakklandet, Trondheim, januar-mars 1978.



Figur 1.14: Plott av normalisert CO-konsentrasjon mot trafikk tetthet. Langsgatn, Holmestrand, august 1974.

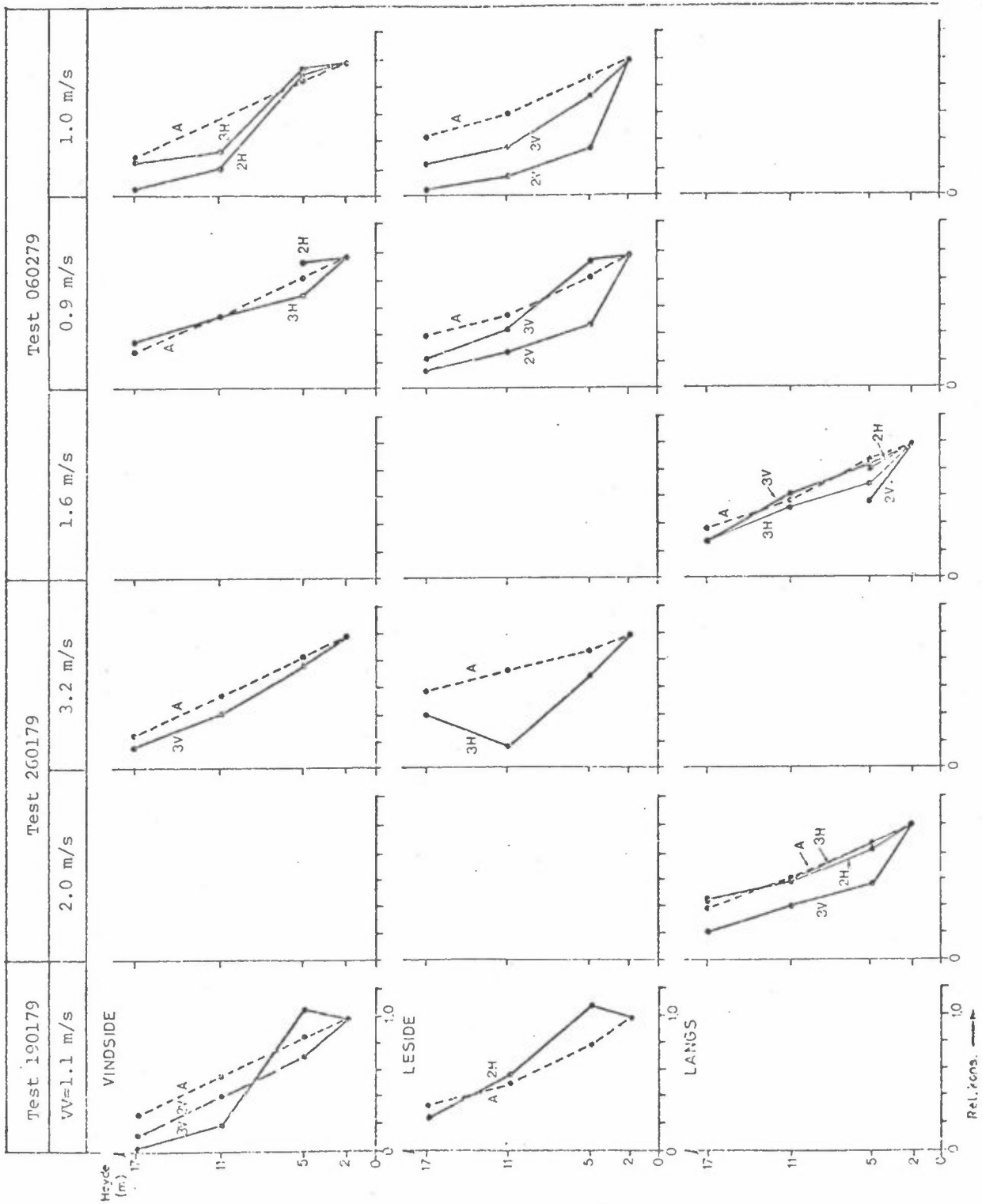


Figur 1.15: Plassering av målepunkter for prøvetaking av  $SF_6$  og  $CO$  i 25/50 ml automatiserte plastsprøyter. (Punktene var ca 0.5 m fra vegg, bortsett fra hjørnepunktene, som var montert på trafikklys-stolper på hjørnet av fortau).



Figur 1.16: Normalisert  $CO$ -konsentrasjon plottet for tre gater som funksjon av gaterommets høyde/bredde-forhold  
 $VV$  - vindstyrke, m/s  
 $B$  - gateromsbredde, m  
 $TT$  - trafikk tetthet, kjøretøy/time  
 $CO$  -  $mg/m^3$ .



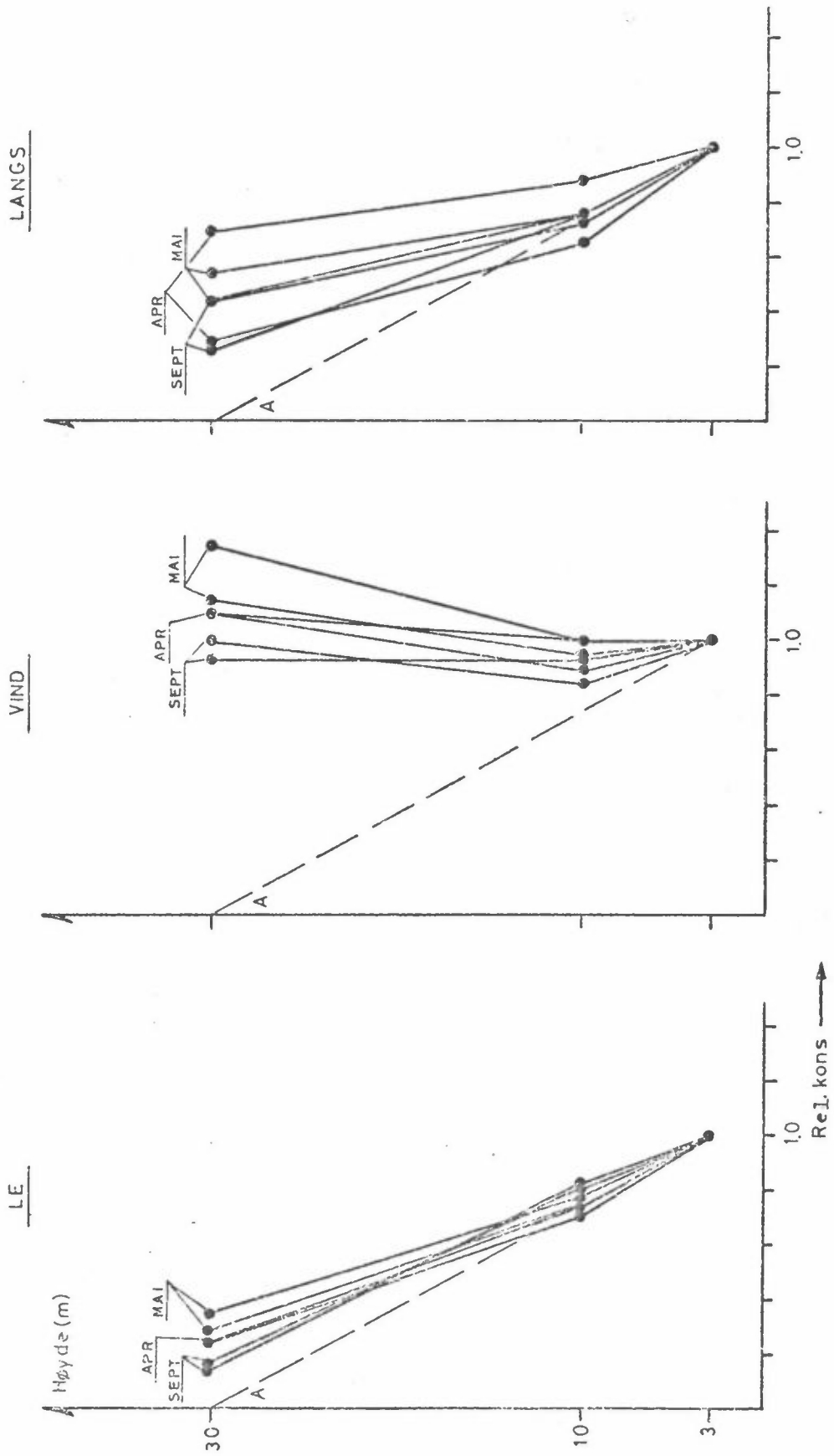


Figur 1.17: Resultater av spredningsmålinger med SF<sub>6</sub> tracer-gass i Rådhusgata 1979. Forurensningens fordeling med høyden.

2,3: Snitt 2 og snitt 3, hhv. 25 og 50 meter fra kryss med Kirkegata.

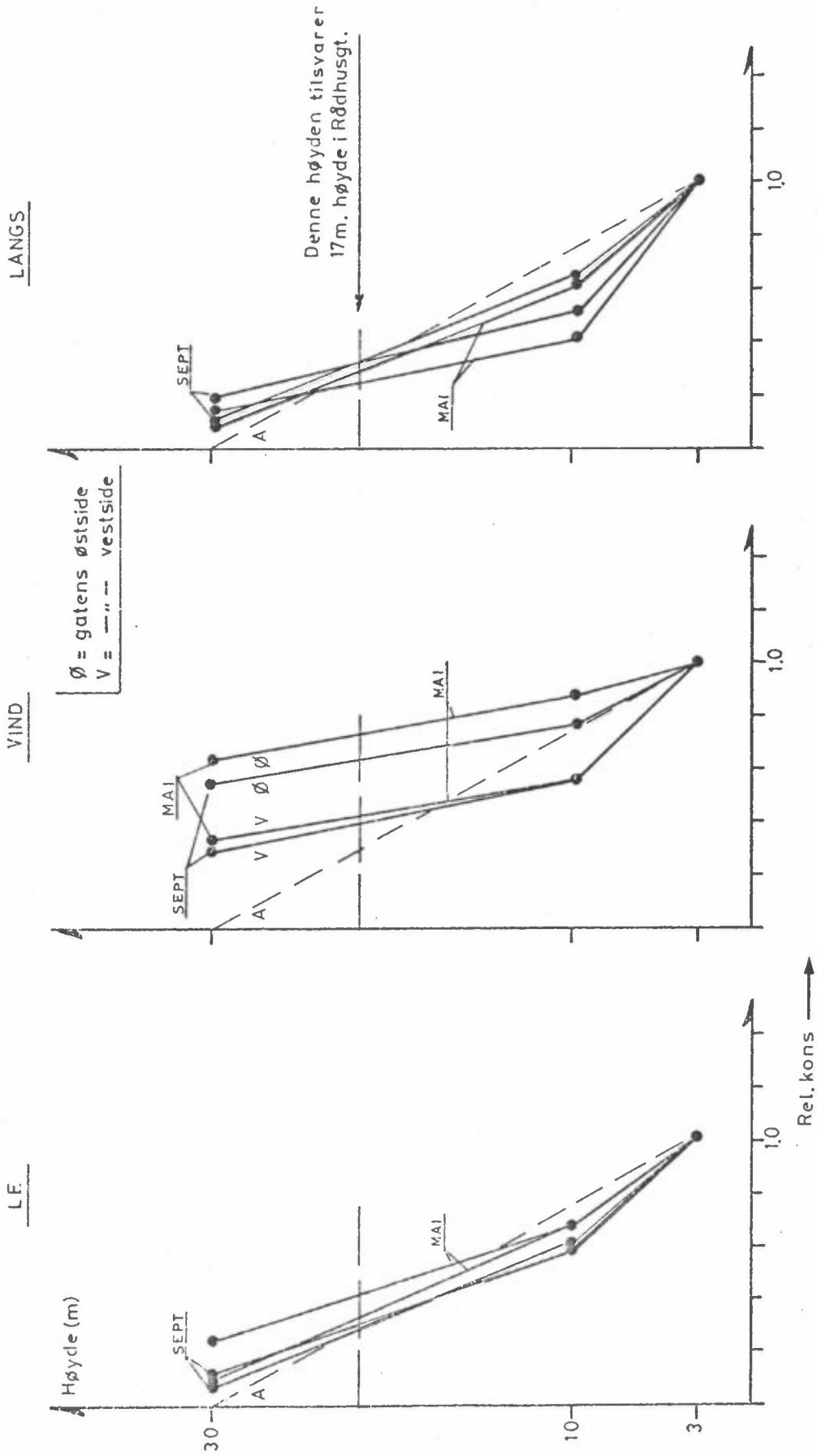
V,H: Gatens venstre- og høyreside, sett i trafikkenes kjøreretning.

A : Prediksjon fra Stanford (APRAC)-modellen.



A: Stanford (APRAC)-modellens vindsidformel

Figur 1.18: Forurensningens fordeling med høyden i Sveavägen, Stockholm. Basert på månedsmiddelverdier av CO, 1976. Fra ref. (2).



A: Stanford (APRAC)-modellens vindsidformel.

Figur 1.19: Forurensningens fordeling med højden, Döbelnsgatan, Stockholm. Basert på månedsmiddelværdier av CO, 1976. Fra ref. ( 2 ).

## 2 CO OG ANDRE FORURENSNINGSSSTOFFER - SAMMENHENG

### 2.1 NO

NO skiller seg fra CO først og fremst på grunn av følgende forhold:

- andre kilder enn biltrafikken gir betydelige utslipp av NO i byområder. Dette gjelder først og fremst oljefyring i vinterhalvåret.
- NO er ikke inert som CO, men det er kjemisk overgang først og fremst fra NO til NO<sub>2</sub>.
- Utslipet av NO fra biler varierer med biltype, hastighet etc. på en annen måte enn det CO gjør.

Analyse av samtidige CO- og NO-målinger ved gater i sommerperioder, da biltrafikken i praksis er den eneste NO-kilde ved de målestedene som er benyttet, viser at det er en god korrelasjon mellom CO og NO eller NO<sub>x</sub>. Figurene 2.1 og 2.2 viser eksempler på slike sammenhenger, basert på samhoørende timesmiddelverdier. Ved hvert målested er det en nær rettlinjett sammenheng over hele måleområdet. Plott fra andre gater viser det samme.

For å kunne sammenligne konsentrasjoner av CO og NO<sub>x</sub> ved forskjellige veier, må en ta hensyn til andelen av tunge dieselskjøretøy. Ved å gå ut fra STI's foreslåtte utslippstall for bykjøring i Midtbyen (se Del I, tabell 5.1) får en at følgende andel av det totale CO- og NO<sub>x</sub>-utslipp skyldes utslipp fra tunge dieselskjøretøy:

Andel tunge dieselskjøretøy	Dieselskjøretøyers andel av	
	CO-utslipp	NO <sub>x</sub> -utslipp
5%	≈ 4%	≈ 25%
10%	≈ 8%	≈ 48%
20%	≈ 15%	≈ 67%

Ved 10% tunge kjøretøy som er en typisk verdi, er disse ansvarlig for nær det halve NO<sub>x</sub>-utslippet fra trafikken samlet. Dette er

tall som gjelder for midlere bykjøring. I bestemte gater med definerte trafikkavviklingsforhold, kan dieselandelen være større eller mindre enn dette.

Figur 2.3 og 2.4 viser plott av forholdet CO/NO eller CO/NO<sub>x</sub> som funksjon av trafikk tettheten ved de samme målesteder. Disse plottene viser en tendens til større CO/NO(NO<sub>x</sub>)-forhold, når trafikk tettheten går mot den maksimale verdi. Dette er i overensstemmelse med dårligere trafikkavvikling i rushtidene, med noe større økning i CO-utslippet enn i NO<sub>x</sub>-utslippet. Plott fra andre gater viser tilsvarende tendens.

Tabell 2.1 gir resultater av regresjonsanalyse mellom CO og NO og NO<sub>x</sub> for de ulike målesteder.

Tabell 2.1: Regresjonsanalyse mellom samtidige timesverdier av CO og NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> regnet som NO). Tall i mg/m<sup>3</sup>.

Målested	Periode	Regresjon	Korr. koeff.	Antall data	Andel tungtr. %
El8, Lysaker,	sept-okt 74	NO = 0.115CO + 0.024 NO <sub>2</sub> = 0.027CO - 0.057 NO <sub>x</sub> = 0.142CO - 0.033	0.84 0.45 -	305 272 -	10
Oslo, Torggt	Juni 1974	NO <sub>x</sub> = 0.028CO + 0.005	0.90	137	<5
Langgaten, Holmestrand	Aug. 1974	NO <sub>x</sub> = 0.078CO + 0.095	0.80	277	12
Rådhusgaten Oslo	Jan-mars 79	NO = 0.081CO - 0.19	0.72	715	10

Målingene fra El8, Torggaten og Langgaten er fra sommer-høst-perioder, da biltrafikken er den helt overveiende NO<sub>x</sub>-kilden. Ved El8 ble NO og NO<sub>2</sub> målt samtidig. NO-andelen av NO<sub>x</sub> lå da på ca. 80%. Om en antar samme NO-andel også i Torggaten og i Langgaten, kan resultatene fra de tre målesteder sammenlignes.

E18 og Langgaten har nær samme tungtrafikkandel. Ved E18 er trafikkflyten god, hastighet 40-50 km/t. I Langgaten er målestedet ved trafikklys. Dette gir en vesentlig mindre  $\text{NO}_x$ -konsentrasjon i Langgaten enn ved E18 for et gitt CO-nivå. Dette stemmer med at CO-utslippet øker vesentlig mere enn  $\text{NO}_x$ -utslippet ved lavere middelhastighet og økt akselerasjon. CO/ $\text{NO}_x$ -forholdet i utslipp er ca. dobbelt så stort ved trafikklyset i Langgaten som ved trafikkflyt ved E18.

Torggaten har en vesentlig lavere tungtrafikkandel, og derved også vesentlig lavere  $\text{NO}_x$ -nivå i forhold til CO. Også her er målestedet ved trafikklys. CO/ $\text{NO}_x$ -forholdet er ca. 1/3 av det en har ved trafikklyset i Langgaten, i nær overensstemmelse med forskjellen i tungtrafikkandel.

En har også inkludert en regresjon mellom CO og NO i Rådhusgaten i en vinterperiode (1979). Sammenlignet med E18 om høsten er det mindre NO i Rådhusgaten for en gitt CO-verdi. Rådhusgaten har lavere middelhastighet (ca 30 km/t) enn E18 (40-50 km/t), og også mere ujevn kjøring. Dette fører til et større CO/ $\text{NO}_x$ -forhold i utslippet i Rådhusgaten som reflekteres i regresjonen.

De høye korrelasjonskoeffisienter en har mellom samtidige CO- og NO/ $\text{NO}_x$ -verdier viser at det på hvert målested er stor grad av samvariasjon mellom CO og NO/ $\text{NO}_x$ . Dette gjør det mulig å overføre de fleste sammenhenger en utledet for CO i kapittel 1 her også til NO/ $\text{NO}_x$ -konsentrasjoner i gaterom.

## 2.2 NO<sub>2</sub>

Primærutslippet av nitrøse gasser fra biltrafikk skjer hovedsakelig som NO. Den  $\text{NO}_2$  som finnes nær gater og som skyldes utslipp fra biltrafikken, skyldes oksydasjon fra NO til  $\text{NO}_2$ . Oljefyring som i byområder er en viktig  $\text{NO}_x$ -kilde, gir bidrag til  $\text{NO}_2$  nær gater. Også her er overgangen fra NO til  $\text{NO}_2$  viktig.

Denne overgangen er avhengig av parametre som for eksempel strålingsintensiteten, temperaturen og mengden ozon i lufta. En vil derfor ikke vente en like god sammenheng mellom CO og NO<sub>2</sub> ved gater som det en fant for CO og NO, selv om sommeren, da biltrafikken er hovedkilden.

Figurene 2.5 - 2.7 viser eksempler på sammenhenger mellom CO og NO<sub>2</sub>. Det er stor spredning omkring regresjonsligningene. Figurene 2.8 og 2.9 viser hvordan CO/NO<sub>2</sub> i Rådhusgaten (gaterom) og på Lysaker (åpen vei) varierer med trafikk tettheten.

Det bør knyttes kommentarer til plottet for Lysaker i januar-februar 1975. Gruppen av punkter med høye NO<sub>2</sub>-verdier (NO<sub>2</sub> > 0.2) og samtidig lave CO-verdier (CO < 5) opptrer når det er lav trafikk, oftest om natten. NO<sub>2</sub>-nivået da må skyldes hovedsakelig andre kilder, sannsynligvis oljeforbrenning i nærheten. De hører derfor ikke naturlig med i regresjonen. Linjen i figur 2.6 er trukket på skjønn, når en ser bort fra de nevnte verdier. "Regresjonen" i tabell 2.2 for Lysaker, januar-februar 75 er ligningen for den linjen.

Tabell 2.2 gir regresjonslinjene for CO/NO<sub>2</sub>.

Tabell 2.2: Regresjonsanalyse mellom samtidige CO- og NO<sub>2</sub>-verdier (timesmidler). Tall i mg/m<sup>3</sup>. (NO<sub>2</sub> regnes som NO<sub>2</sub>).

Målested	Periode	Regresjon	Korr. koeff.	Antall data
E-18 Lysaker Bærum	Sept-okt 74	NO <sub>2</sub> ≈ 0.014 CO	0.45	272
	jan-feb 75	(NO <sub>2</sub> ≈ 0.014CO+0.075)	0.49	535
Rådhusgt. Oslo	juni 74	NO <sub>2</sub> ≈ 0.028 CO	0.57	286

En ser at CO/NO<sub>2</sub>-korrelasjonen som ventet er vesentlig dårligere enn CO/NO-korrelasjonen.

I Rådhusgaten om sommeren var NO<sub>2</sub>/CO-koeffisienten vesentlig høyere enn ved E18, Lysaker, i september-oktober. Dette kan skyldes at større solintensitet i juni gir større overgang til NO<sub>2</sub>. Det kan også skyldes andre kilder til NO<sub>2</sub> ved Rådhusgaten.

Ved Lysaker om vinteren ga andre kilder enn biltrafikken en "bakgrunnskonsentrasjon" som i regresjon er lik  $0.075 \text{ mg NO}_2/\text{m}^3$ . Forøvrig var regresjonskoeffisienten mellom CO og  $\text{NO}_2$  den samme som om sommeren, slik at en gitt CO-konsentrasjon ga i middel den samme økning i  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonen vinter som sommer.

Det viser seg at det norske datamaterialet for  $\text{NO}_2$  ikke på det nåværende tidspunkt er omfattende nok til å kunne prediktere  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonen i gaterom med rimelig sikkerhet, når utslippet av CO og  $\text{NO}_x$  er gitt.

### 2.3 Bly

Det bly en finner på partikler i luft i gaterom skyldes hovedsakelig utslipp fra bensinbiler. Det er ikke bly i dieseloljen.

En kjenner ikke så godt utslippsmønstret for bly, hvordan utslippet varierer med kjøreforholdene. I og med at det er blyet som allerede finnes i bensinen som går gjennom motoren og ut med eksosen, skulle en i første tilnærming kunne sette at blyutslippet er direkte proporsjonalt med bensinforbruket. Bly kan imidlertid avsettes i varierende grad i motor og eksosanlegg. Den nevnte proporsjonalitet er derfor ikke nødvendigvis gyldig uavhengig av hastighet i akselerasjon og andre forhold. Det er utført samtidige målinger av uorganisk bly og CO ved en rekke av målestedene. Bly er målt som døgnmiddelverdier. Prøvene er tatt med NILUs automatiske luftprøvetaker. Prøvene representerer partikler som er mindre enn  $5-10 \mu\text{m}$ , og er en første ordens tilnærming til respirabelt støv.

Figurene 2.10 - 2.12 viser samhørende døgnverdier av CO og bly fra tre målesteder. Det er god samvariasjon mellom CO og bly på hvert av de tre målestedene.

Tabell 2.3 viser det midlere forhold mellom døgnverdier av CO og bly fra alle målesteder der målinger er foretatt i Norge.



Tabell 2.3: Oversikt over midlere forhold mellom bly og CO (døgnverdier) ved målesteder i Norge ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ ).

	Jan	feb	mar	apr	mai	jun	jul	aug	sept/okt
<u>Rådhusgt, Oslo</u>									
1974			0.90			0.55			
1979		0.45	0.45						
<u>El8, Lysaker</u>									
1974/75	0.25								0.70
<u>Langgt. Holmestrand</u>									
1974								0.45	
<u>Bakklandet, Trondheim</u>									
1978	0.35								
<u>Strandgt. Bergen</u>									
1978		0.40							
<u>O.H. gt, Sarpsborg</u>									
1978			0.45						

Et vedtak om reduksjon i blyinnholdet i bensin fra ca 0.7 g/l til maksimum 0.4 g/l ble innført 1.1.1974. En kan regne med det tok noe tid før reduksjonen ble effektiv. Det forklarer den høye bly/CO-verdien for Rådhusgaten i mars 1974.

Når en ser bort fra denne verdien, og verdiene for El8, Lysaker, er bly/CO-forholdet ved de andre stasjonene ganske likt, selv om kjøreforholdene er nokså forskjellige fra målested til målested. Et representativt tall for bly/CO-forholdet i disse gatene synes å være nær 0.45.

I alle gatene i tabellen er dieselandelen i nærheten av 10%. Justert til en gate med 0% dieselandel, vil bly/CO-forholdet da være nær 0.50.

I Rådhusgaten, Øvre Bakklandet og Strandgaten er CO-utslippet om vinteren anslått til 41 mg/m•kjt. Om en antar at bensinbilene ved kjøring i disse gatene i gjennomsnitt har et bensinforbruk på 0.1 l/km inneholdende 0.4 g bly/l, vil det gi et blyutslipp på 40 µg/m•kjt. Forholdet i utslippet er da nær 1.0 (mg/g), mens det i luften ved veien er nær 0.5 (µg/mg). Dette kan gi grunnlag for å anslå at ca 50% av blyet i bensinen som forbrukes i en gate blir å finne igjen på respirable partikler i gaterommet.

Den gode samvariasjon mellom døgnverdier av CO og bly indikerer at utslippsmessig og spredningsmessig oppfører blypartiklene seg på nær samme måte som CO. Beregningsmetoder som gir god prediksjon av CO-konsentrasjonen i gaterom bør derfor også kunne gi god prediksjon av bly-konsentrasjonen, når utslippsfaktoren for bly velges i samsvar med det ovenstående. Dataene viser at en utslippsfaktor for bly for bensinbiler som er  $0.50 \cdot 10^{-3}$  ganger utslippsfaktoren for CO fra samme, gir konsistens mellom CO- og bly-målingene ved alle målesteder bortsett fra ved El8, Lysaker. Det synes ikke å være vesentlig forskjell på bly/CO-forholdet ved trafikklyskøer og på steder der trafikken flyter mer normalt.

#### 2.4 Sot

Sotinnholdet i luften bestemmes ved en målemetode (OECD-metoden) der svertningsgraden av støv samlet på et filter bestemmes. Metoden er standardisert når det gjelder prøvetaking og analyse. Prøvetakingen gir en støvprøve som i hovedsak representerer respirable partikler. Analysen gir en svertningsgrad av filtret. Denne overføres til en konsentrasjon, µg sot/m<sup>3</sup>, ved hjelp av standard kurver. Denne metoden har utstrakt anvendelse, og er foreskrevet brukt i Norge i forbindelse med foreslått retningslinje for sot i luft.

I byområder er det flere kilder til sot og mørkt støv i luft. Eksosutslipp fra biler er en, oljeforbrenning er en annen, og asfaltstøv fra veier kan være en tredje.

Figurene 2.13 - 2.15 viser plott av samhørende døgnmiddelverdier av CO og sot ved tre målesteder i ulike perioder. Korrelasjonen er omtrent like god som mellom CO og bly, (figurene 2.10-2.12).

Tabell 2.4 viser forholdet mellom midlere CO- og sot-konsentrasjon for ulike målesteder og perioder.

Tabell 2.4: Forholdet mellom middelveidier av sot og CO (døgnverdier) fra målesteder i Norge ( $\mu\text{g}/\text{mg}$ ).

	Jan	feb	mars	april	mai	juni	juli	Andel diesel %
Rådhusgt, Oslo, 1979		20						≈ 20
Bakklandet, Trondheim, 1978		16	16			11		≈ 5
Strandgt, Bergen, 1978		20		20		20		≈ 10
O.H.gt. Sarpsborg, 1978			20	20			20	≈ 10

I sommermånedene er eksosutslippet den absolutte hovedkilden til sot i gaterom. Tunge dieselmotorer slipper ut vesentlig mer sot enn lette bensinbiler. Det er estimert at dieselmotorer har et sotutslipp på 6.5 kg/tonn drivstoff, mens bensinbiler har 1.1 kg/tonn drivstoff (9). Når utslippet regnes pr meter veilengde i trafikk, blir forskjellen enda vesentlig større, i det dieselforbruket pr veilengde er 3-5 ganger bensinforbruket. Allerede ved 5% tunge dieselmotorer vil de utgjøre mer enn halvparten av sotutslippet.

Forskjellen i dieselandel forklarer at Bakklandet om sommeren har et sot/CO-forhold på ca halvparten av Strandgaten og O.H.gaten.

I Strandgaten og O.H.gaten er forholdet det samme vinter som sommer, mens det på Bakklandet er høyere om vinteren.

Problemet med å sammenligne CO og sot, er at CO i hovedsak skyldes bensinbiler, og sot i hovedsak skyldes tunge dieselmotorer. Det tabell 2.4 viser, er at det er et nokså konsistent forhold mellom CO og sot i gater med samme dieselandel i trafikken, og forholdet synes ikke å endre seg med årstiden. En har vist at CO-utslippet fra trafikken er høyere vinter enn sommer. Samtidig er sotbidraget fra oljefyring ubetydelig om sommeren, og av betydning om vinteren. Begge disse ting fører til et ganske konstant sot/CO-forhold vinter og sommer.

Den ganske gode samvariasjonen mellom sot og CO for sommerperioden, da biltrafikken gir hovedbidraget både til sot og CO, viser at innenfor hver gate er det en rimelig antakelse at sot- og CO-konsentrasjonen i gaterom varierer på samme måte med endringer i trafikk- og spredningsforhold. En beregningsmetode som gir god prediksjon av middelverdier av CO vil derfor også gi rimelig god prediksjon av biltrafikkens bidrag til sotkonsentrasjonen. Prediksjonen må baseres på rimelig riktige verdier for sotutslippet i gaten.

## 2.5 Svevestøv

**Kilder til svevestøv i gaterom er eksosutslipp fra trafikken, veistøv og støv fra andre kilder i området (f.eks. fra byggevirkksomhet, bakkestøv, oljefyring). Partiklene som inngår i svevestøvbegrepet har størrelser fra mindre enn en tiendedels  $\mu\text{m}$  og opp mot 50-100  $\mu\text{m}$ .**

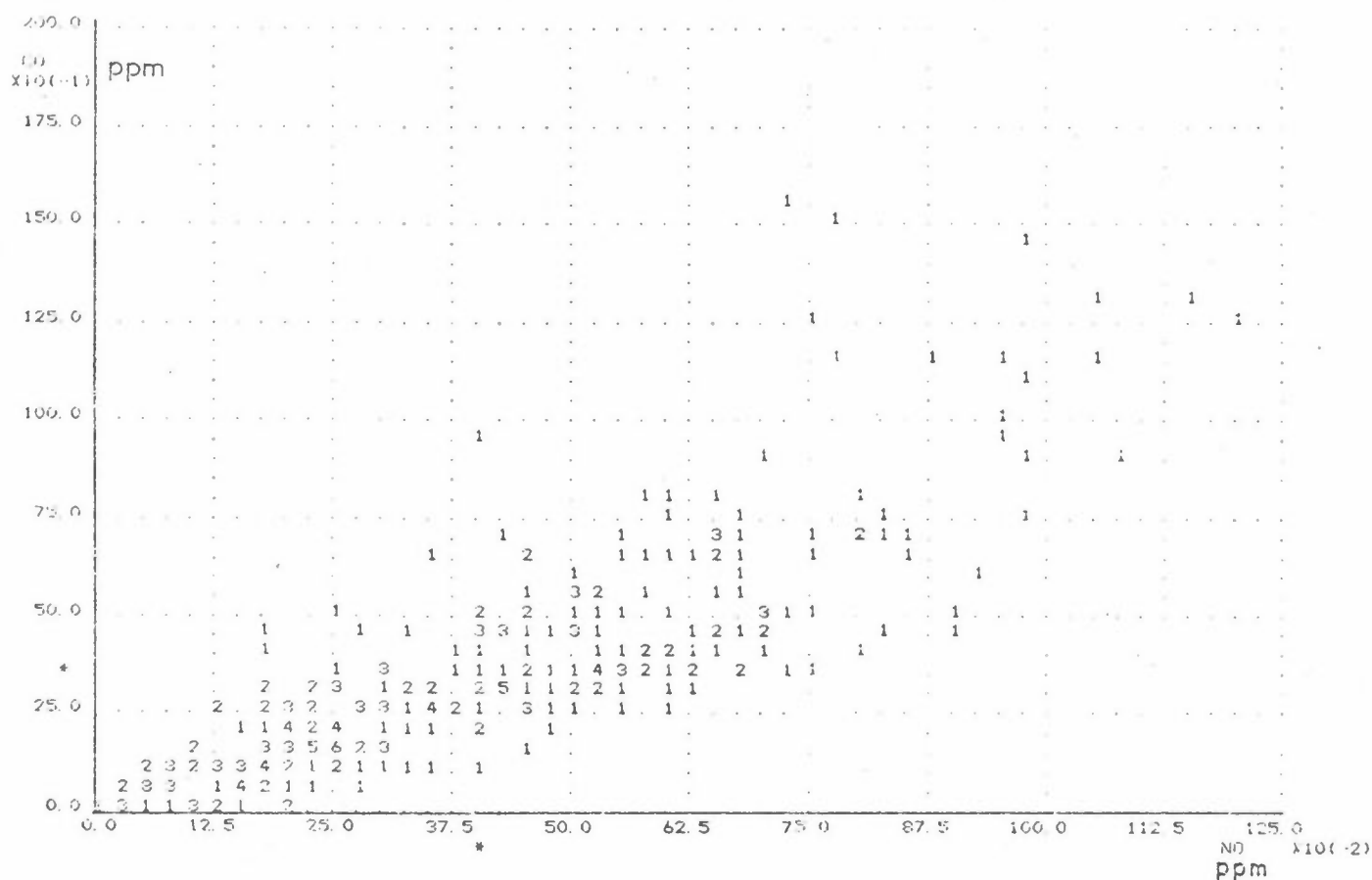
Bidraget fra veistøv generert av trafikken i gaten er sannsynligvis hovedkilden til fraksjonen av store partikler i de laveste nivåer av gaterommet, partikler av størrelse 5-10  $\mu\text{m}$  og større. Konsentrasjonen av slike partikler er svært avhengig av vindstyrke, veidekke, fuktighetsgraden på bakken og trafikkhastigheten. Avhengig av slike forhold kan denne fraksjonen av store partikler utgjøre fra en liten del (0-5%) til en stor del (80-90%) av vekten av samlet svevestøv i gaterommet.

Hovedkilden til fraksjonen av små partikler, partikler mindre enn 5-10  $\mu\text{m}$  er om sommeren eksosutslippet fra biltrafikken. Om vinteren vil oljefyring i byområder komme inn som en betydelig kilde. Denne fraksjonen, som kan kalles den respirable fraksjonen, skyldes altså i stor grad biltrafikken. Ved riktige estimater av utslipp, bør en kunne prediktere størrelsen av denne fraksjonen i gaterom. I seksjon 2.4 har en behandlet en måte å bestemme denne fraksjonen på, nemlig ved hjelp av sot-innholdet i fraksjonen. Det mest objektive mål for mengden av den respirable fraksjonen er vekten av den. Det er foretatt en del vektbestemmelser av den partikkelfraksjonen som er tilnærmet lik den respirable fraksjonen, ved gater i Norge. Datamaterialet er imidlertid ikke omfattende nok til verifisering av en beregningsmetode.

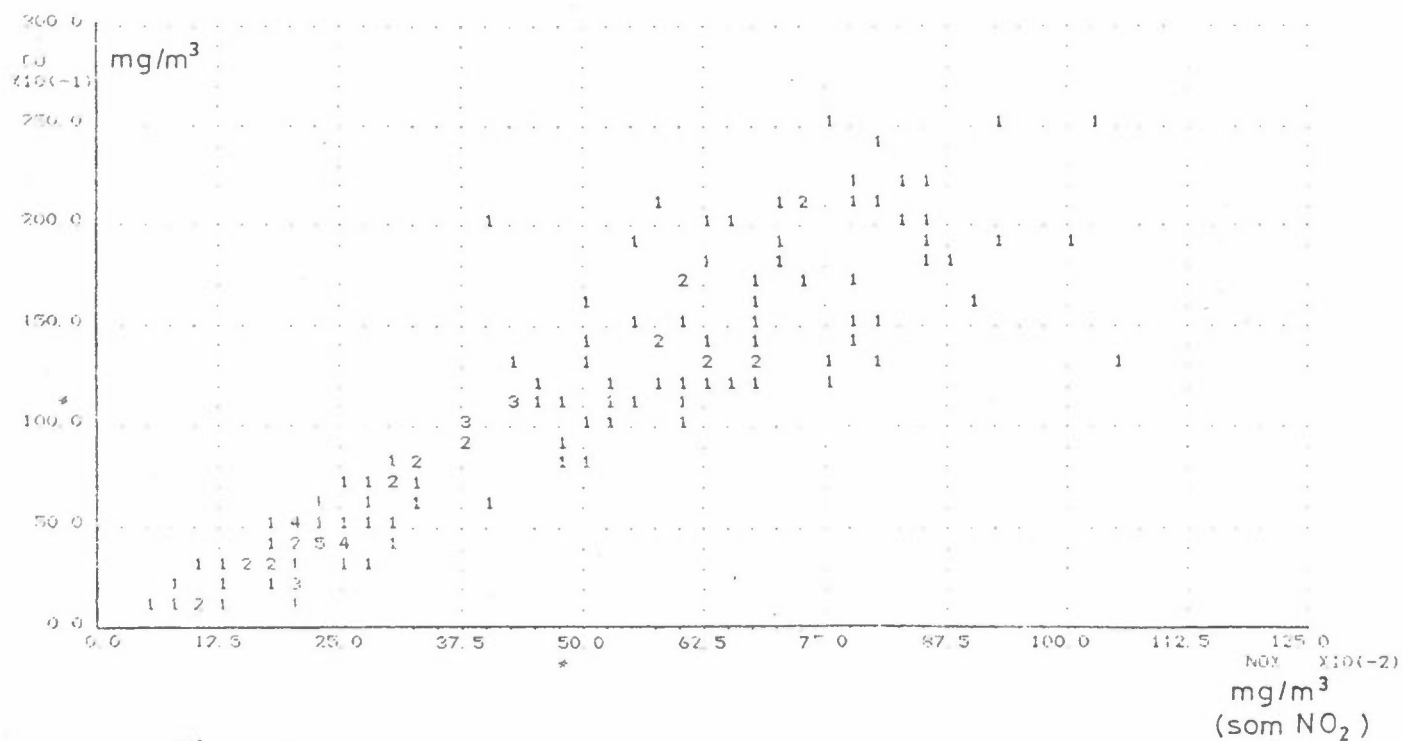
Fraksjonene av store partikler lar seg vanskelig beregne, idet datamaterialet ikke nå er omfattende nok til å sette opp en beregningsmetode, og til å verifisere denne. En beregningsmetode for store partikler vil skille seg fra den en vil benytte for gasser og små partikler, fordi store partikler har en betydelig fallhastighet. Det samme gjelder fraksjonen "inhalabelt" støv, som dekker partikkelstørrelser opp til 15  $\mu\text{m}$  i diameter.

## 2.6 Organiske komponenter

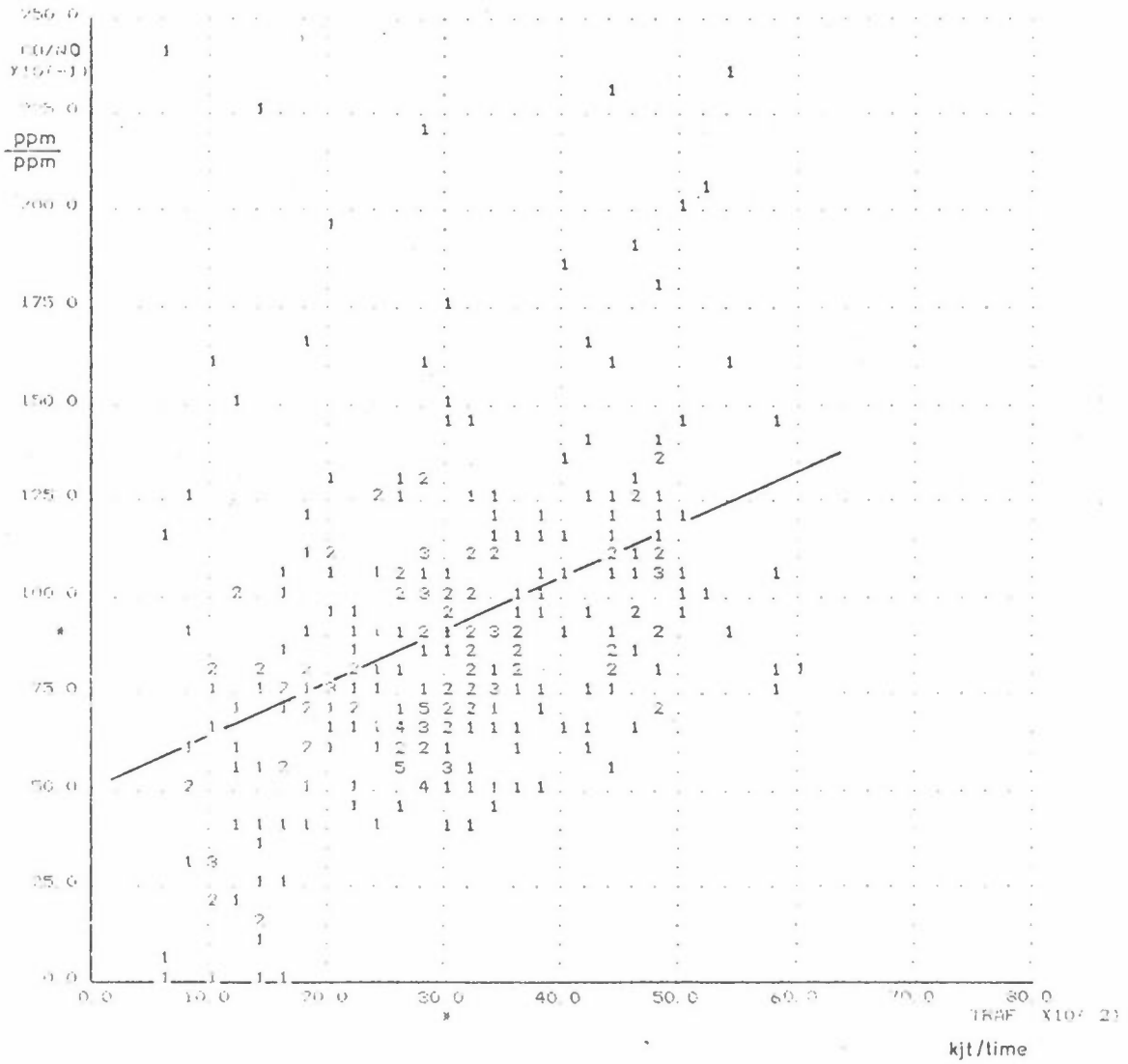
En rekke organiske komponenter i gass- og partikkelfasen forekommer i utslippet fra biltrafikk. En del av de samme forekommer også i utslipp fra oljefyring. Fra disse kildene vil de forekomme i gassform eller på små partikler (i stor grad partikler mindre enn 1  $\mu\text{m}$ ). For de komponenter som er stabile kan derfor en beregningsmetode utviklet for CO kunne benyttes til å prediktere bidraget fra biltrafikken til konsentrasjonen av organiske komponenter, når en har estimater for utslippet. Fra NILUs målinger i Norge foreligger en del data av PAH-komponenter og benzen som har dannet grunnlag for å estimere utslippet av disse stoffer fra biltrafikken.



Figur 2.1: Plott av samhørende CO- og NO-verdier (timesmidler).  
E18, Lysaker. September-oktober 1974.

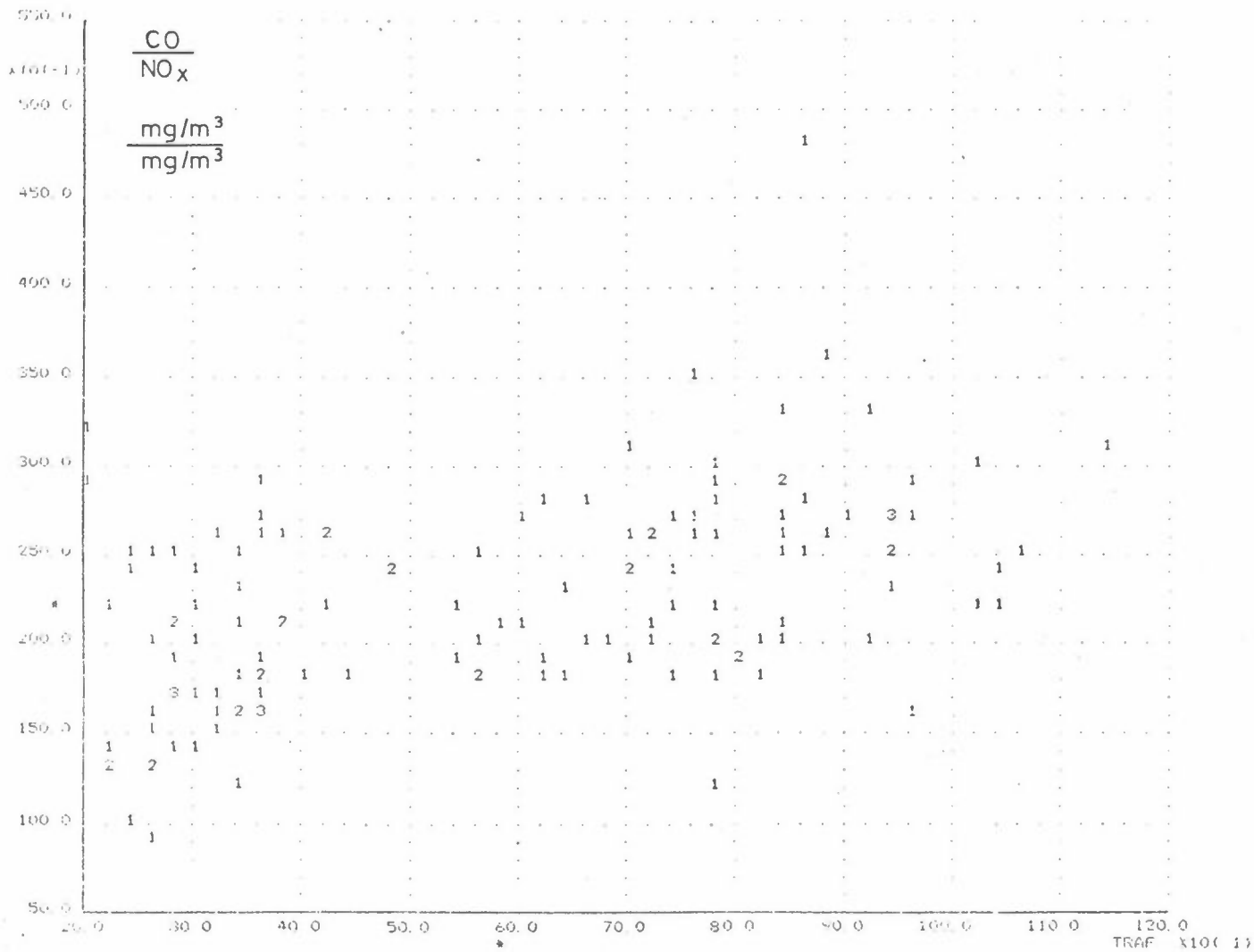


Figur 2.2: Plott av samhørende CO- og NO<sub>2</sub>-verdier (timesmidler).  
Torggaten, Oslo, juni 1974.

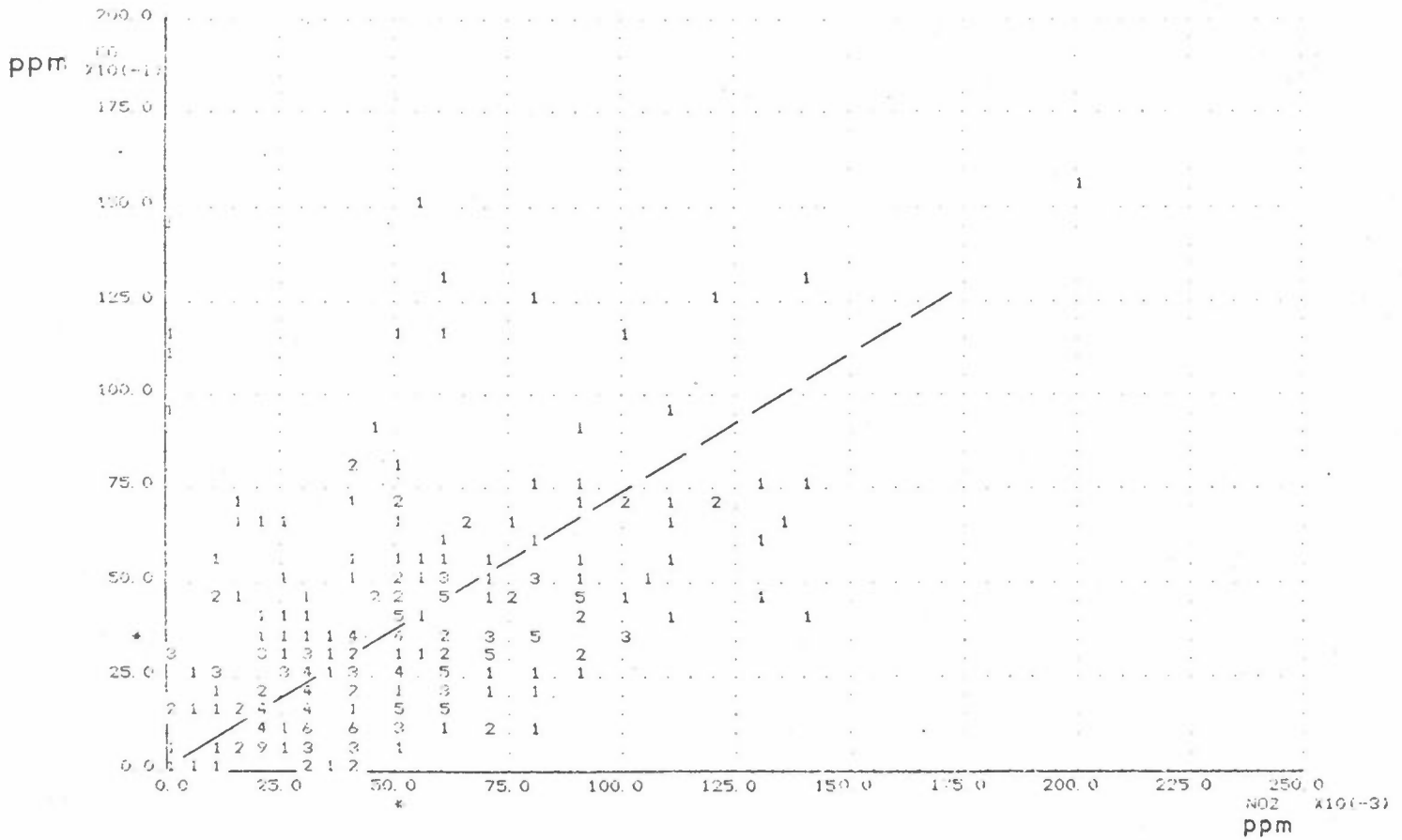


Figur 2.3: Plott av CO/NO mot trafikk tetthet, E18, Lysaker, september - oktober 1974.

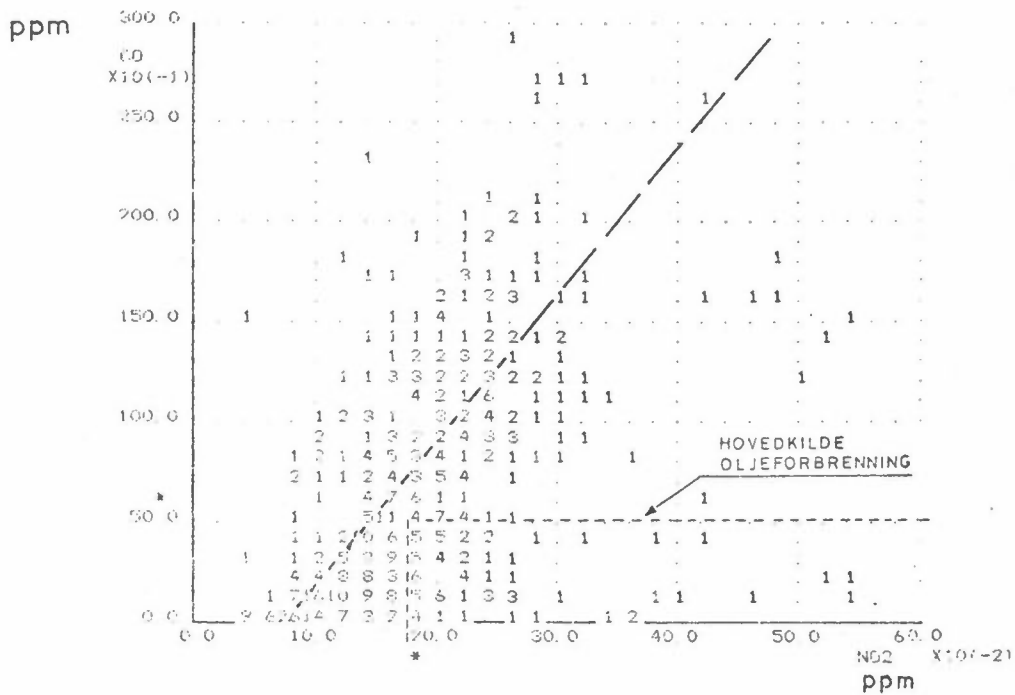




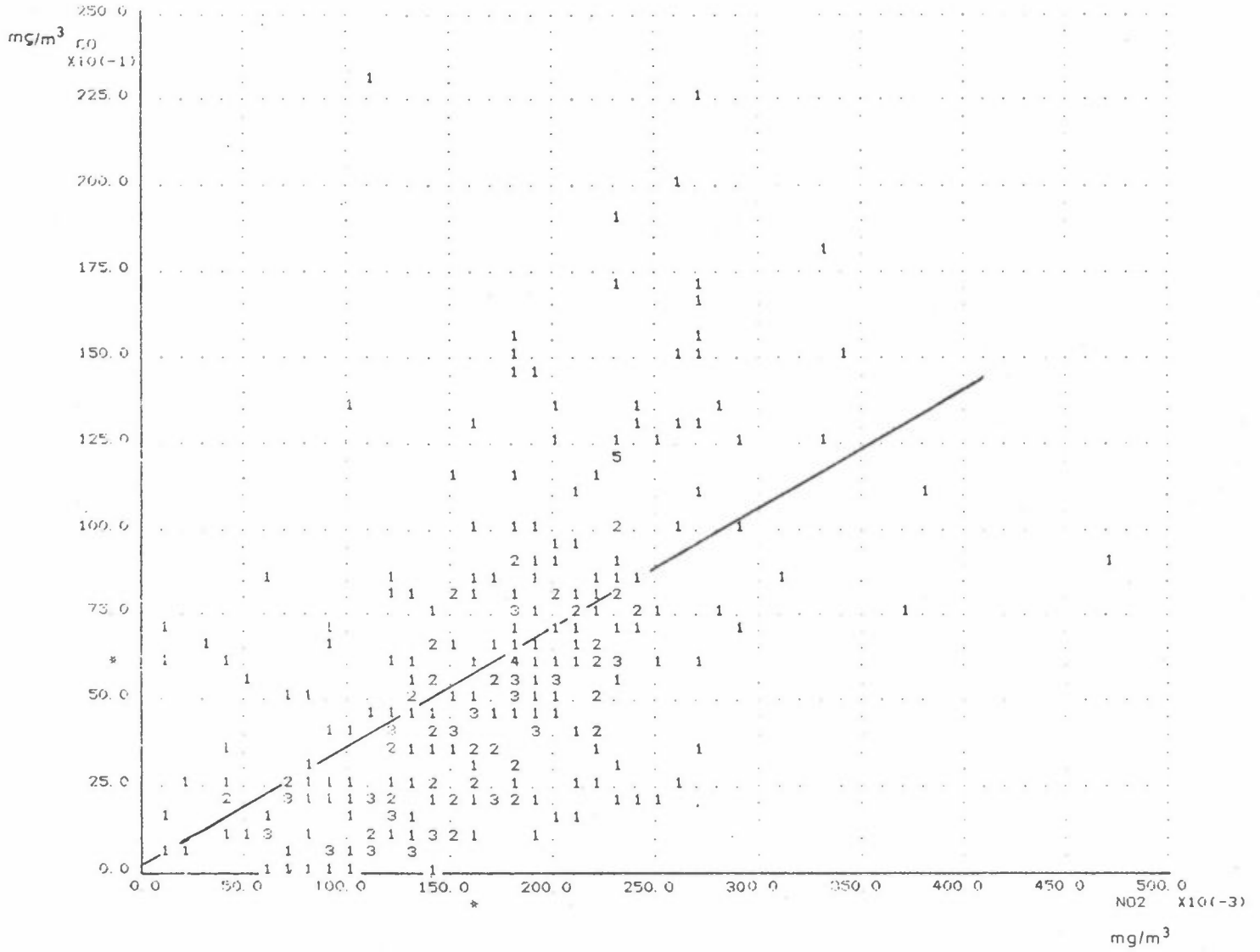
Figur 2.4: Plott av  $CO/NO_x$  mot trafikk tetthet (timesverdier).  
Torggaten, Oslo, juni 1974.



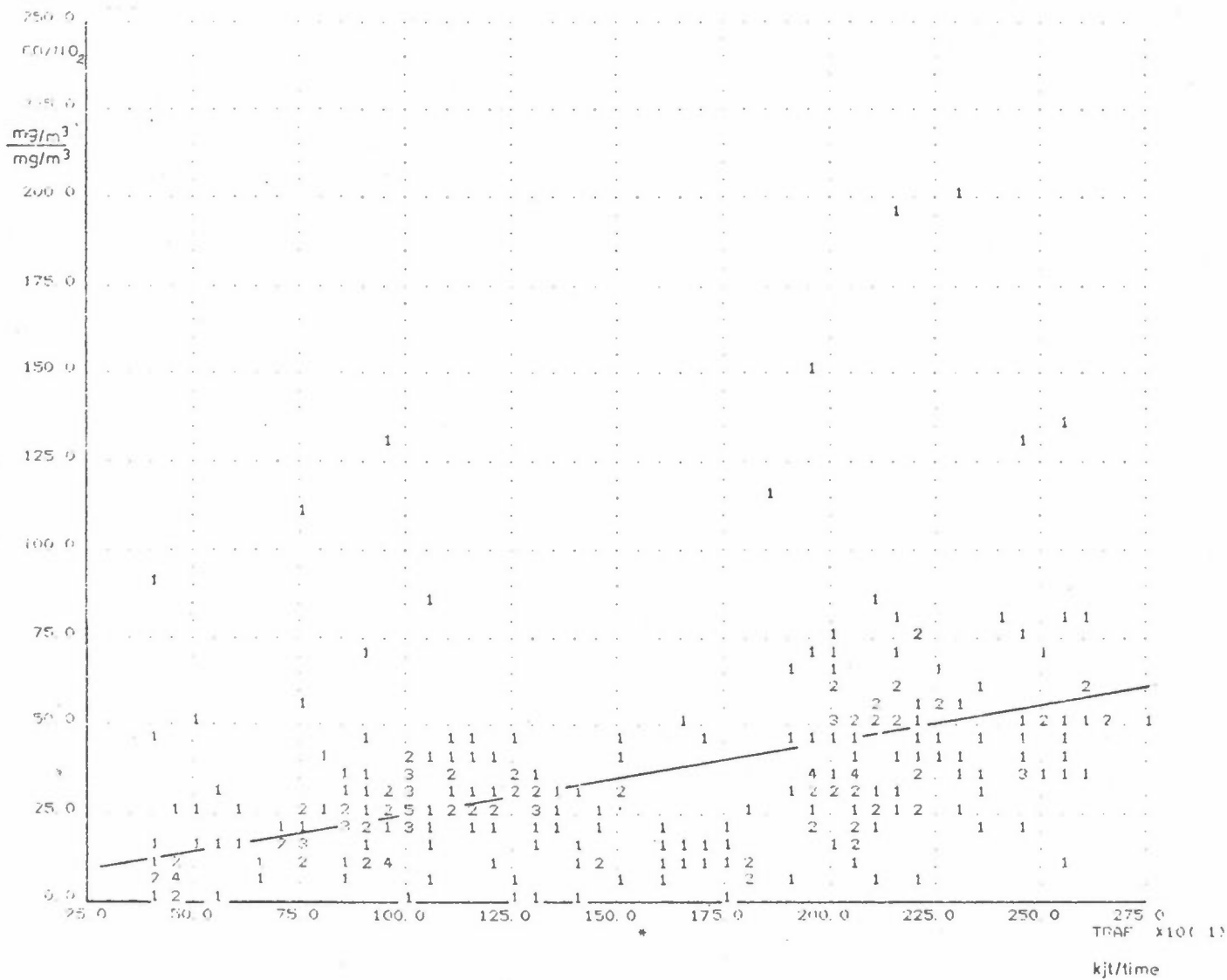
Figur 2.5: Plott av samhørende CO- og NO<sub>2</sub>-verdier (timesmidler).  
E18 Lysaker, september - oktober 1974.



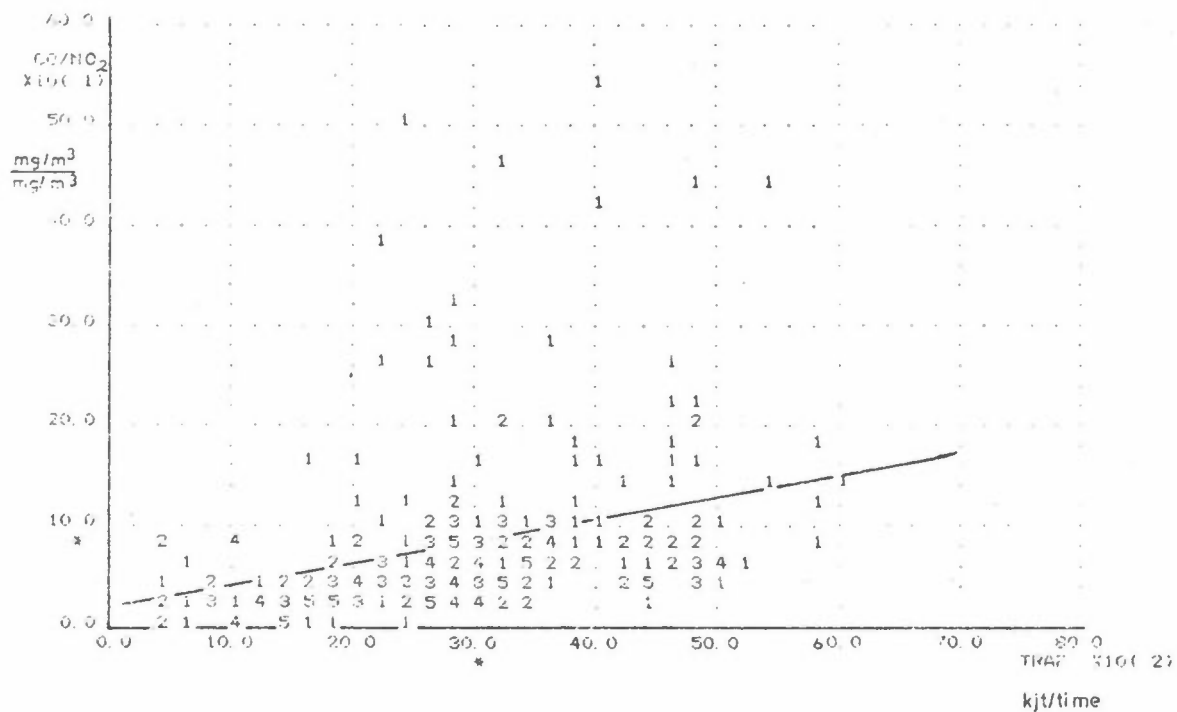
Figur 2.6: Plott av samhørende CO- og NO<sub>2</sub>-verdier (timesmidler).  
E18 Lysaker, januar - februar 1975.



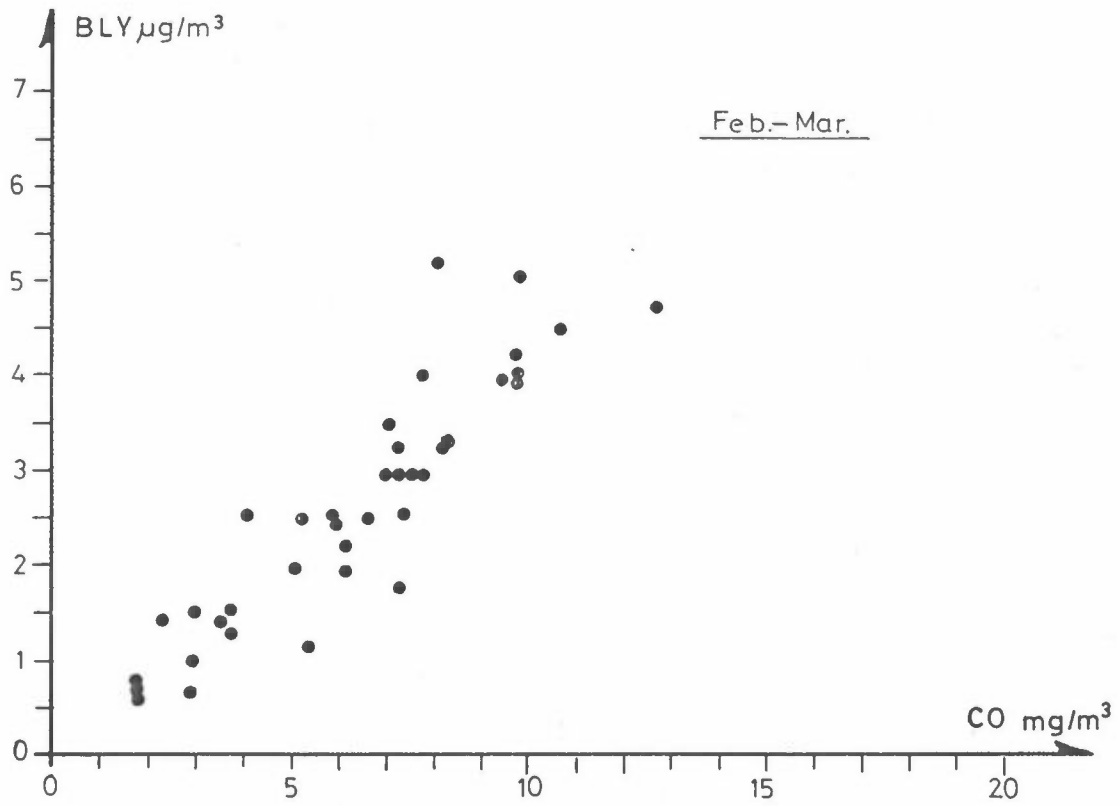
Figur 2.7: Plott av samhørende CO- og  $\text{NO}_2$ -verdier (timesmidler) Rådhusgata, Oslo, juni 1974.



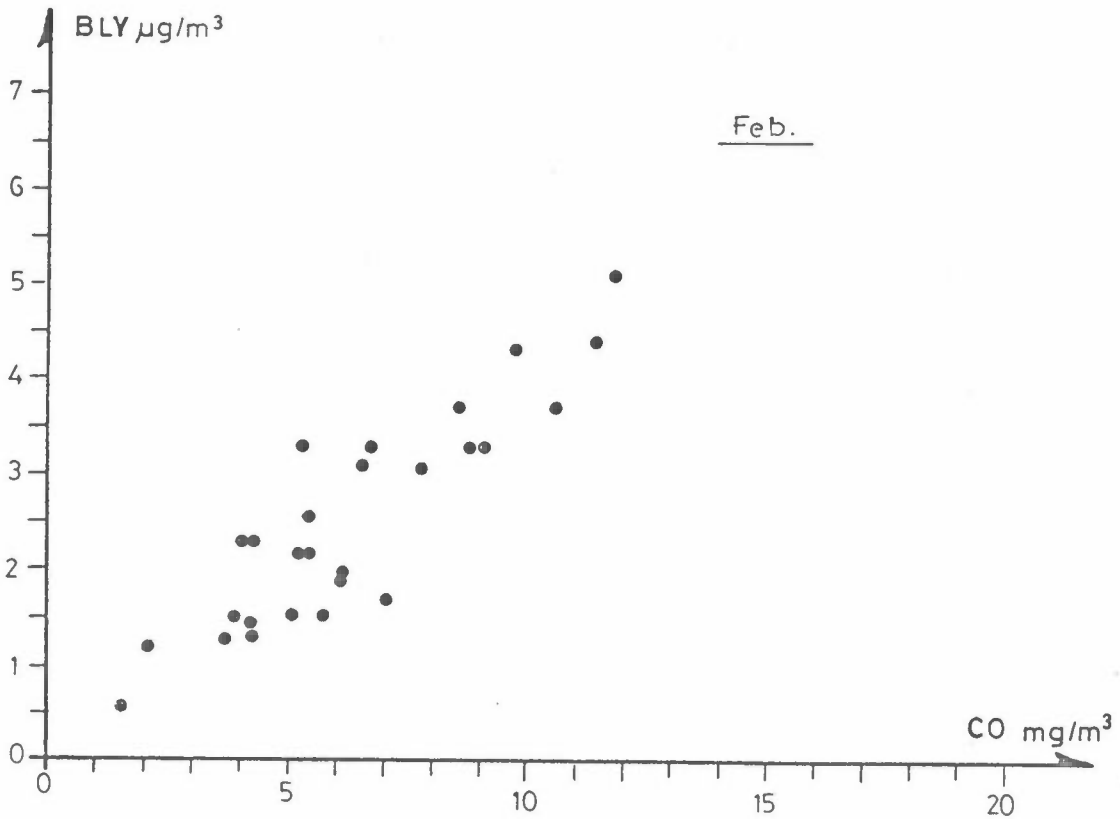
Figur 2.8: Plott av CO/NO<sub>2</sub> mot trafikketthet (timesmidler).  
Rådhusgata, Oslo, juni 1974.



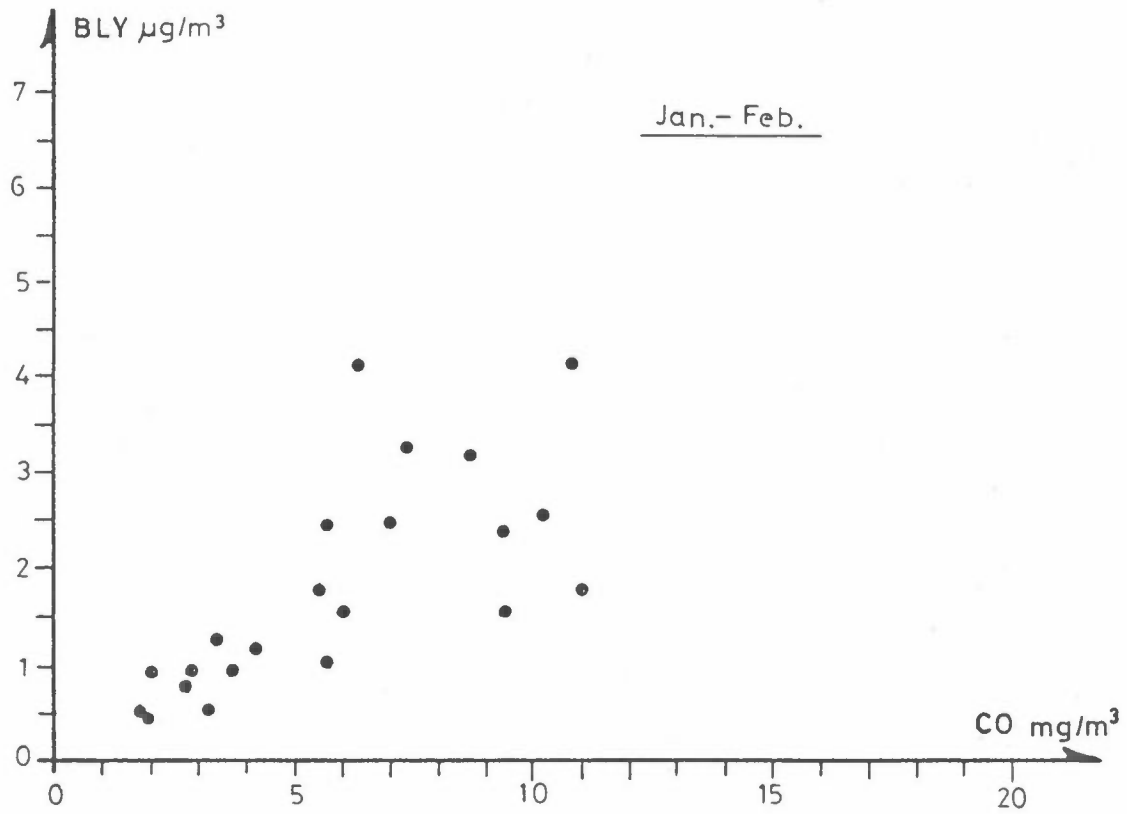
Figur 2.9: Plott av CO/NO<sub>2</sub> mot trafikk tetthet (timesmidler).  
E18, Lysaker, september - oktober 1974.



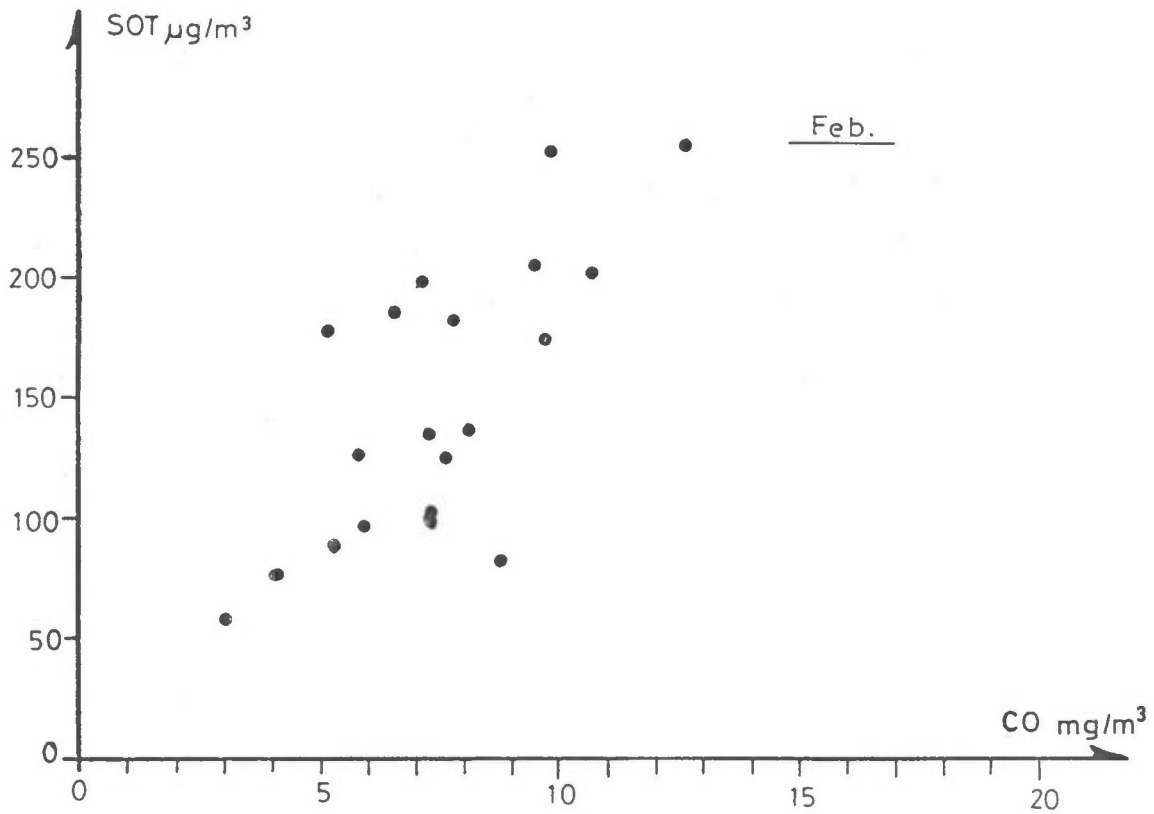
Figur 2.10: Samhørende døgnverdier av bly og CO, Rådhusgaten, Oslo, 1979.



Figur 2.11: Samhørende døgnverdier av bly og CO, Strandgaten, Bergen, 1978.

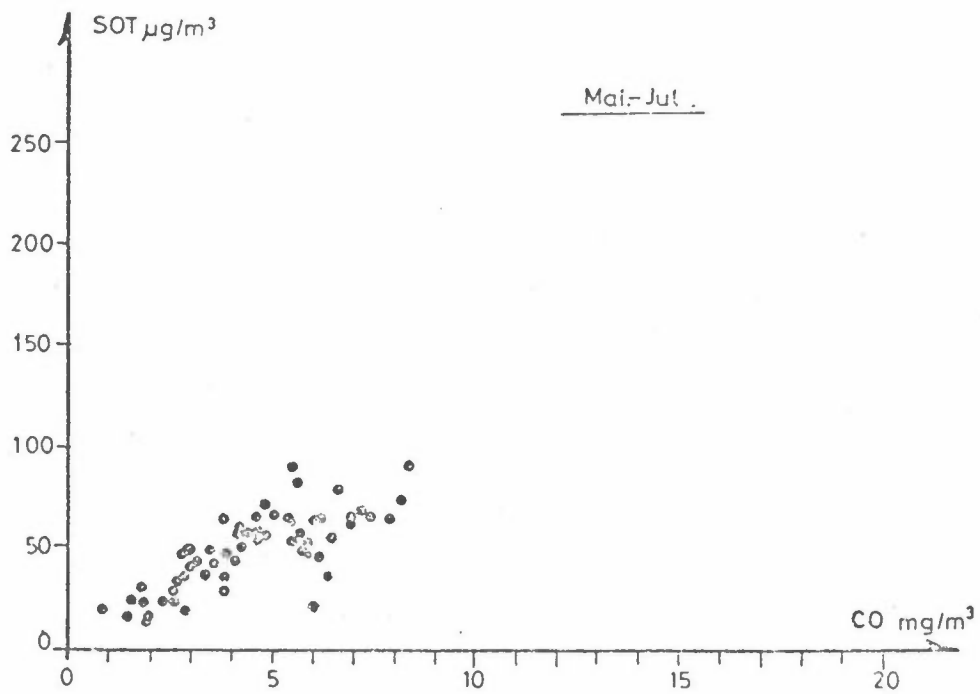
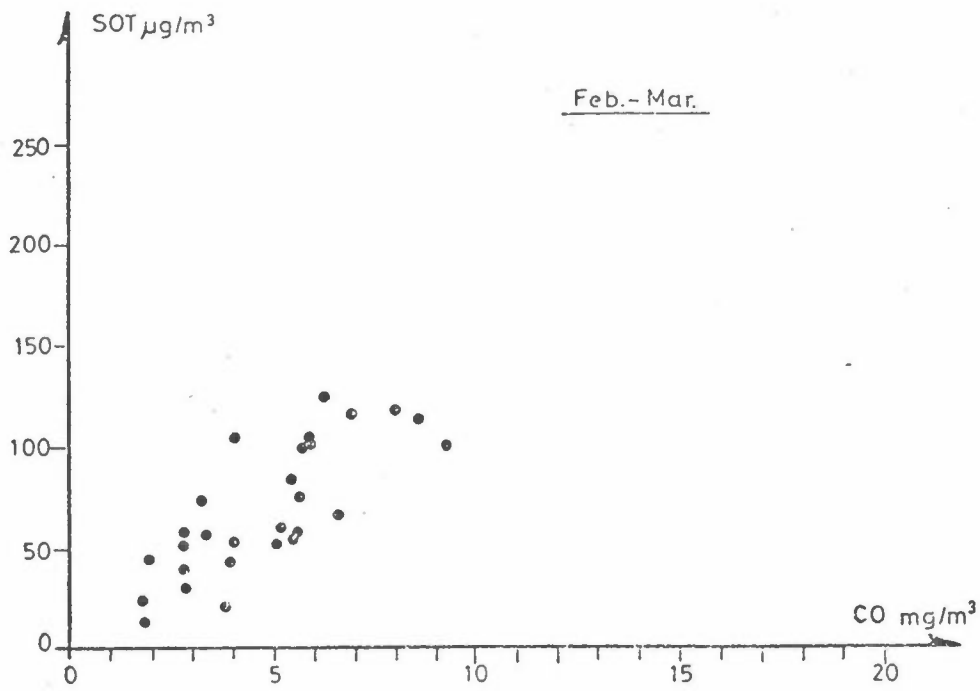


Figur 2.12: Samhørende døgnaverdier av bly og CO, Øvre Bakklandet, Trondheim, 1978.

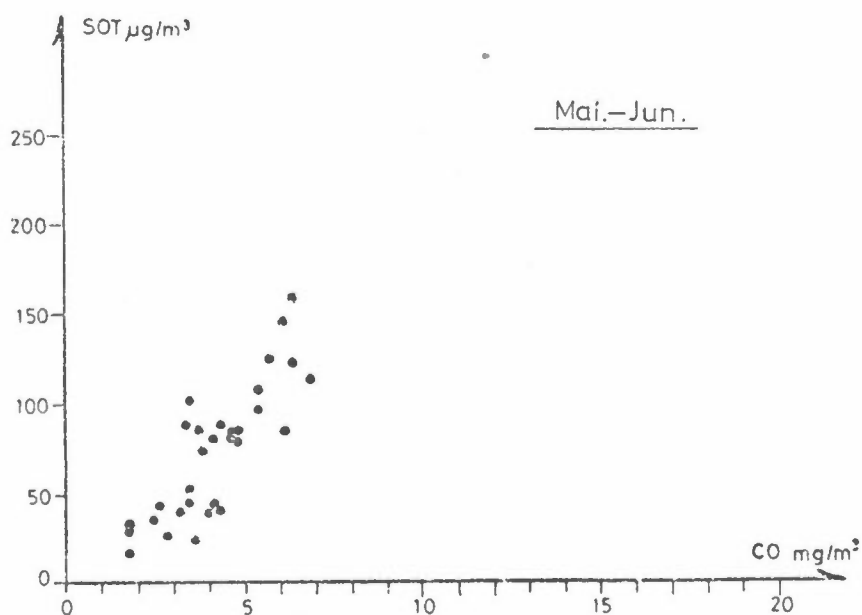
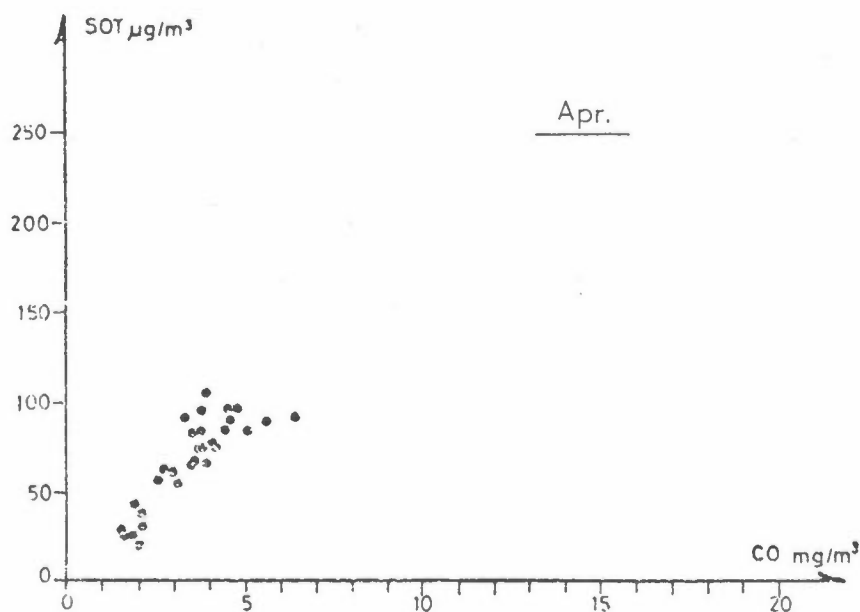
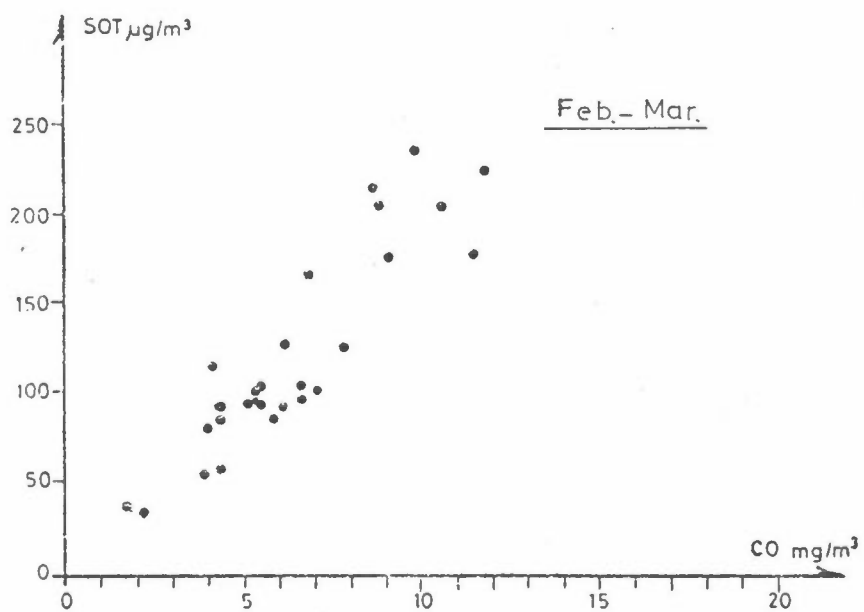


Figur 2.13: Samhørende døgnverdier av sot og CO, Rådhusgaten, Oslo, 1979.





Figur 2.14: Samhørende døgnverdier av sot og CO, Øvre Bakklandet, Trondheim, 1978.



Figur 2.15: Samhørende døgnverdier av sot og CO, Strandgaten, Bergen, 1978.

**NILU**

TLF. (02) 71 41 70

**NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING**

(NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE FORSKNINGSRÅD)  
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM  
ELVEGT. 52.

RAPPORTTYPE Oppdragsrapport	RAPPORTNR. OR 5 / 81	ISBN--82-7247-317-8
DATO OKTOBER 1980	ANSV.SIGN. B.Ottar	ANT.SIDER 150
TITTEL Beregningsmetoder for luftforurensning ved trafikkårer		PROSJEKTLEDER Steinar Larssen
		NILU PROSJEKT NR 21279
FORFATTER(E)  Steinar Larssen Knut Erik Grønскеi		TILGJENGELIGHET **
		OPPDRA GSGIVERS REF.
OPPDRA GSGIVER  Statens forurensningstilsyn		
3 STIKKORD (å maks.20 anslag) Luftforurensning   Trafikkårer		Beregningsmetoder
REFERAT (maks. 300 anslag, 5-10 linjer) Rapporten presenterer forslag til to beregningsmetoder for luftforurensning ved trafikkårer; en metode for bruk i gaterom (gater med sammenhengende fasaderekker) og en for bruk ved åpne veier (uten sammenhengende fasaderekker)		
TITLE Methods for prediction of air pollution levels near streets/roads		
ABSTRACT (max. 300 characters, 5-10 lines) The report presents two suggested methods for prediction of air pollution levels near streets/roads. One method considers the street canyon situation. The other considers the highway situation .		

\*\*Kategorier: Åpen - kan bestilles fra NILU A  
Må bestilles gjennom oppdragsgiver B  
Kan ikke utleveres C