NILU
OPPDRAGSRAPPORT NR 19/78
REFERANSE: 21373
DATO: FEBRUAR 1979

LUFTFORURENSNINGER FRA VEITRAFIKK
OVERSIKTSRAPPORT

AV

STEINAR LARSSEN OG KNUT ERIK GRØNSKEI

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
NORGE

FORORD

Norsk institutt for luftforskning fikk i 1973 i oppdrag av Miljøverndepartementet å undersøke luftforurensningsnivået ved typiske trafikkårer i noen tettbygde strøk i landet.

Resultatene fra undersøkelsen er i sin helhet lagt fram i to rapporter.

- Oppdragsrapport nr. 10/77 - Undersøkelser av luftforurensning fra biltrafikk i Norge.
- Oppdragsrapport nr. 25/78 - Regionale luftforurensninger fra veitrafikk i Oslo-området.

I denne rapporten er det gjengitt et sammendrag av de to overnevnte rapportene. Resultater og konklusjoner fra andre rapporter som vedrører biltrafikkforurensninger er også tatt med.

Oversiktsrapporten er i første rekke ment som en orientering om forurensninger forbundet med veitrafikk. Forurensningene fra veitrafikken er som kjent også gjenstand for betydelig oppmerksomhet i en rekke land og internasjonale organisasjoner.

I 1977 ble Bilforurensningsutvalget opprettet med representanter fra flere departementer og faginstitusjoner. Utvalget har som mandat å vurdere tiltak mot forurensninger fra veitrafikk. Formannen i dette utvalget representerer Miljøverndepartementet. Hovedvekten i utvalgets arbeid skal legges på tiltak som kan forebygge og redusere miljø- og helseskader.

Videre arbeid med kartlegging av forurensningsnivået i norske byer, samt arbeid med beregningsmetoder pågår fortsatt.
Det tas sikte på å la arbeidet munne ut i en beregningsmetode for biltrafikkforurensninger, i likhet med den metode som allerede foreligger for støyberegninger. Denne metode skal kunne anvendes av planleggingsetater i forbindelse med vurdering av luftforurensning ved endring av veibruk eller anlegging av nye veier.

INNHOLDSFORTEGNELSE

Side

FORORD 3

SAMMENDRAG 7

1 INNLEDNING 9

2 PROBLEMOVERSIKT 11

3 FORURENSNINGSNIVÅ VED TRAFIKKÅRER I NORGE 16

3.1 Karbonmonoksyd, CO 20
3.2 Nitrogendioksyd, NO_2 22
3.3 Svevestøv (sotverdi) 22
3.4 Bly i svevestøv 22
3.5 Sammenlignende vurdering 24
3.6 Resultatenes representativitet 26

4 SAMMENHENG MELLOM FORURENSNINGSNIVÅ OG BESTEMMENDE FAKTORER 28

4.1 Trafikktetthet og midlere hastighet 28
4.2 Meteorologiske forhold 30
4.3 Gatetverrsnittets utforming 32
4.4 Avstand fra og høyde over veibanen 34

5 BEREGNINGSMETODER FOR FORURENSNING VED TRAFIKKÅRER . 35

5.1 Beregning av forurensning ved åpen vei 35
5.1.1 HIWAY-modellen 35
5.1.2 Eksempel på anvendelse 36
5.2 Beregning av forurensning i gatetverrsnitt 38
5.2.1 APRAC-modellen 38

6 GENERELL BILTRAFIKKFORURENSNING OVER ET BYOMRÅDE ... 40

6.1 Primærkomponenter 40
6.1.1 Nitrogenoksyder 40
6.1.2 Svevestøv 43
6.2 Sekundærkomponenter 44
6.2.1 Fotokjemiske oksydanter 44

Side

7 BEREGNINGSMETODER FOR GENERELL BILTRAFIKK-FORURENSNING - PRIMÆRKOMPONENTER 46

7.1 Numeriske transport- og spredningsberegninger - endelig differense-metode 48

7.1.1 Kort beskrivelse 48

7.1.2 Eksempel på anvendelse 48

7.2 Gaussisk spredningsmodell-KILDER 49

7.2.1 Kort beskrivelse 49

7.2.2 Eksempel på anvendelse 50

8 LISTE OVER NILU-RAPPORTER VEDRØRENDE BILTRAFIKK-FORURENSNINGER 53

VEDLEGG 1: Utslipp fra vegtrafikk - hovedkomponenter og virkninger 55

VEDLEGG 2: Normer og retningslinjer for luftkvalitet 65

SAMMENDRAG

Rapporten representerer et sammendrag av resultatene fra en del av de undersøkelser av biltrafikkforurensninger NILU har utført siden 1973.

Rapporten er skrevet for å gi en oversikt over det problem biltrafikkforurensninger representerer i Norge, sett i forhold til normer og retningslinjer for luftkvalitet som er gitt i Norge, og i andre land.

Stoffet er ordnet slik at det går fram hvilke faktorer som har betydning for forurensningsnivået ved en trafikkåre, og hvilken virkning endringer i disse faktorer har til å endre nivået. Likeledes beskrives de metoder en har i dag for å beregne forurensningsnivået ved en trafikkåre og over et byområde som helhet. Eksempler på anvendelse av slike metoder er presentert. Denne presentasjonen gjør rede for hvilke muligheter en i dag har til måling og beregning av biltrafikkforurensninger, og hvilken effekt tiltak som trafikkreduksjon, lysregulering, trasévalg kan ha på forurensningssituasjonen.

LUFTFORURENSNINGER FRA VEITRAFIKK
OVERSIKTSRAPPORT

1 INNLEDNING

I denne rapporten presenteres et sammendrag av resultater fra en del undersøkelser vedrørende biltrafikkforurensninger utført ved NILU siden 1973. Disse undersøkelser har hatt som målsetting å bestemme:

- forurensningskonsentrasjonene som opptrer ved sterkt trafikkerte veier i Norge, sett i forhold til gjeldende luftkvalitetsnormer i andre land.
- sammenhengen mellom forurensningsnivå og faktorer som trafikktetthet, trafikkavviklingsforhold, spredningsforhold i atmosfæren, gatetverrsnitt
- spredningen av forurensningen fra biltrafikk på regional skala (1-20 km).

Rapportens brukergruppe er tenkt å omfatte personer som er i kontakt med vei/trafikk-sektoren fra planleggings- og prosjekteringstiden. En har søkt å presentere stoffet slik at de viktigste faktorer som bidrar til å gi høye forurensningsnivåer kommer fram. Eksempler på kvantitative sammenhenger mellom forurensningsnivå og andre variable presenteres, slik at en kan være i stand til å vurdere virkningen av eventuelle tiltak som måtte gjennomføres for å redusere forurensningen i punkter eller på strekninger der dette anses nødvendig. Det pågår videre undersøkelser for å bedre det datagrunnlaget som er nødvendig for å utvikle enkle vurderings- og beregningsmetoder for biltrafikkforurensning, til bruk i forbindelse med trafikk- og arealplanlegging.

Rapporten omfatter:

a) en beskrivelse av forurensnings-situasjonen ved trafikkårer i Norge, sett i relasjon til rådgivende luftkvalitets-standarder i Norge og andre land. På bakgrunn av resultatene er satt opp en tabell som grovt angir ved hvilke trafikk-volumer (årsdøgnstrafikk) en kan regne med overskridelser av standarder ved ulike horisontale gate/trafikk-typer i Oslo-området.

b) eksempler på kvantitative sammenhenger mellom forurensnings-nivå og bestemmende faktorer.

c) kort beskrivelse av beregningsmetoder i bruk i dag, med eksempler på anvendelse.

I arbeidet med biltrafikkforurensninger ble det fram til 1976 lagt hovedvekt på de mest kjente grupper av forurensende stoffer fra biltrafikk som kan ha helsemessig betydning, som karbon-monoksyd (CO), nitrogenoksyder (NO, NO_2), gassformige hydro-karboner (HC), partikler (svevestøv) og partikkelkomponenter som for eksempel bly.

Den store gruppen av organiske stoffer som finnes i byatmos-færer, av hvilke gassformige HC utgjør en gruppe, er først kommet med i undersøkelsene i nevneverdig grad i løpet av de siste par årene. Vanskeligheter med prøvetaking og analyse gjør at bare en del av de organiske stoffgrupper en kjenner, kan bestemmes ved prøvetaking av byluft med eksisterende metoder.

Når det gjelder helsemessige effekter kan enkelte grupper av organiske stoffer også ha betydning. De skriver seg både fra bilutslipp, utslipp fra oljeforbrenning og andre kilder. Sammensetningen av organiske stoffer i byluft er nå gjenstand for studier i en rekke land, blant annet Norge. Ved siden av utvikling av prøvetakings- og analysemetoder undersøkes her blant annet størrelsen på bidraget fra bilutslipp til konsen-trasjonen av helsemessig sett uheldig virkende organiske stoffer i byatmosfæren. For øvrig er ikke arbeidet med kart-legging av organiske stoffer i byluft kommet langt nok til at konklusjoner kan presenteres i denne rapporten.

Bak i rapporten (kapittel 8) er en liste av NILUs rapporter vedrørende biltrafikkforurensninger presentert. I disse rapporter er de enkelte prosjekter og målinger NILU har utført beskrevet i detalj.

I vedlegg til rapporten presenteres korte beskrivelser av hovedgruppene av stoffer i bilutslipp og deres virkning, samt av en del lands normer og retningslinjer for luftkvalitet for en rekke forurensningskomponenter i luft.

2 PROBLEMOVERSIKT

Veitrafikk er en av hovedkildene til luftforurensninger. Andre hovedkilder er olje- og kullforbrenning i stasjonære kilder, industriprosesser og avfallsforbrenning. I tillegg til disse kan naturlige kilder også gi opphav til målbare konsentrasjoner av stoffer som anses for å være forurensende.

Disse kildegruppene skiller seg fra hverandre ved den kjemisk/fysiske sammensetningen av utslippet og ved utslippets høyde og arealfordeling. Samlet utslippsmengde av et stoff sett i forhold til stoffets effekt, avgjør, sammen med utslippshøyde og arealfordeling, dets potensial som luftforurensningsproblem.

Langs trafikkårer utenfor bebygd område er veitrafikken oftest hovedkilden til luftforurensninger. De problemer forurensningene kan gi opphav til er da begrenset til området nær veien. I byområder vil de fleste kildegruppene bidra til forurensningsnivået, og på grunn av dette og de store mengder forurensninger som totalt slippes ut, vil ikke problemene begrense seg bare til den umiddelbare nærhet av trafikkårer. For å velge de utslippsreduserende tiltak som får størst virkning i form av bedret luftkvalitet, er det ofte nødvendig å vurdere bidraget fra flere kildegrupper.

Tabell 2.1 viser som eksempel de enkelte hovedkildegruppers utslipp av en del forurensningskomponenter i Oslo i 1975.

De hovedkomponenter av luftforurensning som har vært viet mest oppmerksomhet og som anses for å være viktige, er følgende: Svoveldioksyd (SO_2), karbonmonoksyd (CO), nitrogenoksyder (NO_x), hydrokarboner (HC) og svevestøv (partikler med diameter mindre enn ca 10 mikrometer). Alle disse komponentene finnes i større eller mindre konsentrasjon i utslipp fra biler. En kort beskrivelse av mulige helsemessige virkninger av hovedkomponentene i bilutslipp er gitt i vedlegg 1. Veitrafikken er i typiske byområder hovedkilden til utslipp av CO, NO_x og HC. Støvforurensningen (partikler) får bidrag fra alle kildegruppene. Bidraget fra industriprosesser og veistøv er vanskelig å anslå på nåværende tidspunkt. Tabell 2.1 viser at veitrafikken er en av hovedkildene til støvforurensningen. Innholdet av bly i svevestøv skyldes også i hovedsak utslipp fra veitrafikken.

Det som her er kalt hydrokarboner (HC) er en del av den store gruppen av organiske stoffer som forefinnes i byatmosfæren. Denne gruppen inneholder stoffer som gir effekter som lukt og slimhinneirritasjon. Noen er også klassifisert som karsinogener eller mutagener. Utslippsmengden av disse spesielle stoffgrupper er i dag ikke kjent i detalj, men kan for noen stoffer estimeres til nærmeste størrelsesorden.

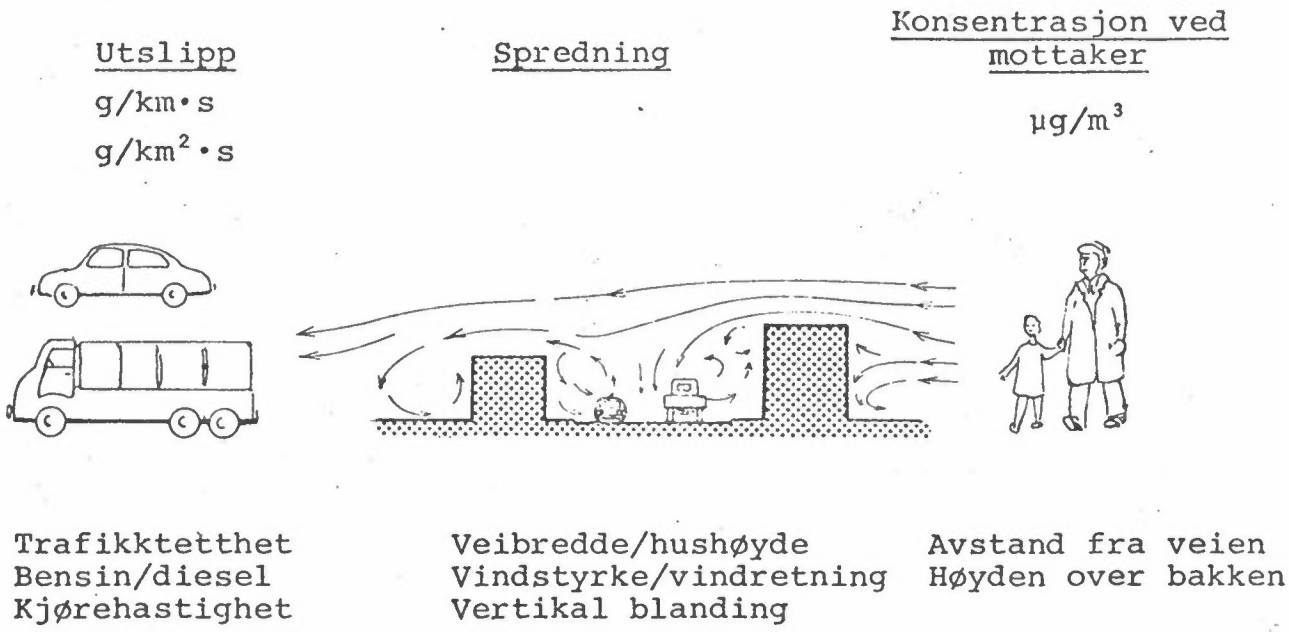
Utslippet fra biltrafikk skiller seg fra andre hovedkilder først og fremst ved at utslippet skjer svært nær bakken fra mange enkeltkilder og kan karakteriseres som en linjekilde (trafikkåre) eller arealkilde (byområde). Utslipp fra industri og avfallsforbrenning skjer oftest i relativt stor høyde over bakken i enkeltstående skorsteiner (punktkilder), mens oljeforbrenning i et byområde (husoppvarming) kan betraktes som en arealkilde med utslippshøyder 10-50 meter over bakken.

Kombinasjonen av lav utslippsshøyde med biltrafikkens fordeling over hele byområdet fører til at forurensningsutslipp fra veitrafikk kan gi både <u>lokale</u> problemer nær ved trafikkårer og <u>regionale</u> problemer over hele området. Utslipp av CO, NO_x, HC, svovelforbindelser og støv (sot og veistøv) kan gi

Tabell 2.1: Utslipp av luftforurensninger i Oslo 1975.
Enhet: tonn/år

Kildetype		SO_2	Partikler	CO	HC	NO_x (som NO_2)
Mobile kilder:	Bensin	60	60	47250	7560	2080
	Diesel	360	480	1200	2340	1380
	Veistøv		?			
Stasjonære kilder	Olje-fyring	3265	300	u	u	800
	kull-koks	200	400	u	u	160
Avfall	Søppel-forbrenning	100	100	u	u	u
Industriprosesser		u	?	u	u	u
Total		3985		48450	9900	4420

u: ubetydelig



Figur 2.1: Faktorer som bestemmer luftforurensningsnivået ved en trafikkert vei.

høye konsentrasjoner lokalt ved trafikkårer. Nivået kan overskride luftkvalitetsstandarder som er fastsatt med basis i helsemessige kriterier. Utslipp av NO_x og støv kan, på grunn av et stort totalutslipp fra flere kildegrupper (veitrafikk, oljefyring, industri) over større byområder også gi regionale konsentrasjoner som kommer opp mot de nevnte standarder. Utslipp av NO_x og HC kan i kombinasjon med sollys gi opphav til fotokjemiske oksydanter i uønskete høye konsentrasjoner.

Luftforurensningsnivået på et hvert sted er en funksjon av utslippets størrelse og av spredningen, se figur 2.1.

Utslippet angis pr. tidsenhet og veilengdeenhet, g/km•s, evt. arealenhet, $g/km^2 \cdot s$, avhengig av om en regner med en linjekilde eller en arealkilde.

Utslippet ved trafikkårer bestemmes i første rekke av trafikkmengden pr. tidsenhet. Utslippet fra hver enkelt bil varierer imidlertid i stor grad med motortype (bensin, diesel), drivstofforbruk og motorens driftstilstand (temperatur, justering). Kjøreforholdene har stor betydning for utslippets størrelse. Utslippet øker vesentlig ved svært lave gjennomsnittshastigheter og ved ujevn kjørehastighet.

Spredningen kan angis ved en fortynningsfaktor som overfører utslippet til en konsentrasjon ($\mu g/m^3$) ved mottaker. Spredningsgraden mellom utslipp og mottaker er en funksjon av avstanden og de meteorologiske forhold. I første rekke er det vindstyrken og luftens blandingsevne (turbulens) som er av betydning. Ved økende vindstyrker øker det volumet av "ren" luft som er tilgjengelig for blanding med utslippet pr. tidsenhet, og dette gir lavere konsentrasjoner. Blandingsevnen påvirkes i stor grad av topografien og den vertikale temperaturprofil. Stor overflateruhet (kupert terreng, vegetasjon, bygninger) øker blandingsevnen. Under bakkeinversjoner (kaldere luft ved bakken enn i ovenforliggende luftlag) nedsettes blandingsevnen ved at den kalde luften vil forbli ved bakken.

I gatetverrsnitt med høye bygninger på begge sider vil utluftingen over gaten hindres, slik at en der vil få vesentlig høyere konsentrasjoner i gatenivå enn ved åpne trafikkårer.

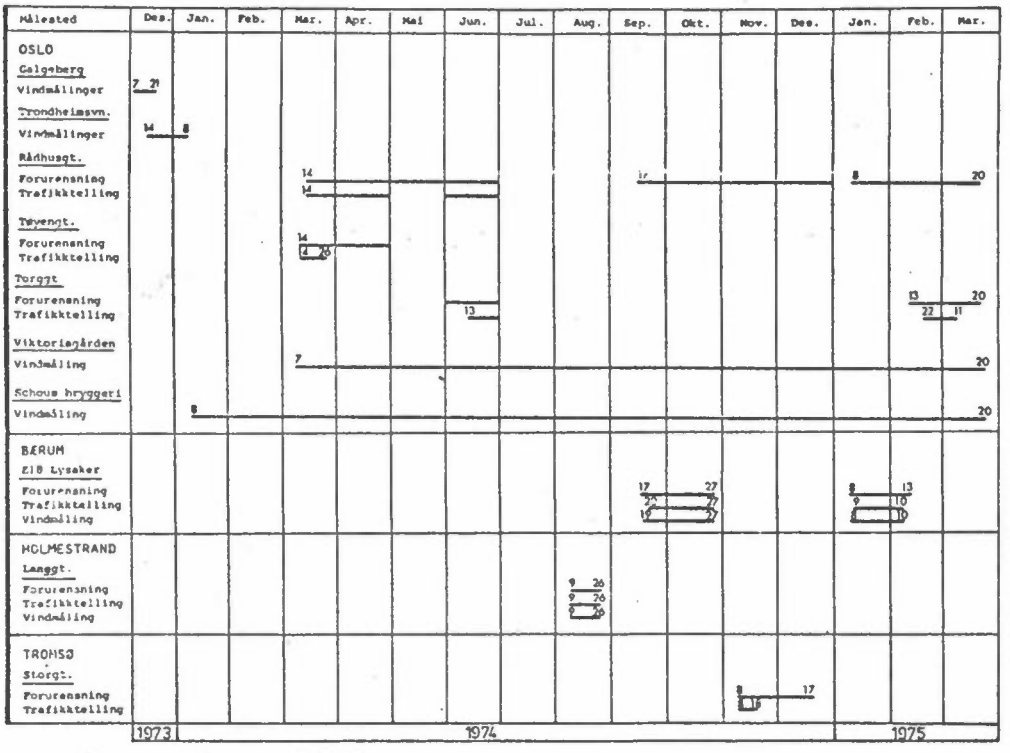
Beregningsmetoder gjør det mulig ut fra utslippene å estimere luftforurensningskonsentrasjonene under kjente forutsetninger. Metodene kan brukes under vanlig forekommende meteorologiske forhold i Norge. Disse er egnet til å beregne den lokale og regionale luftforurensning som utslipp fra biltrafikk medfører. Sammenligninger mellom målinger og beregninger viser at modeller under visse forutsetninger estimerer de virkelige forhold godt, mens under andre forhold er det i Norge behov for en tilpasning og en videreutvikling.

Målinger og beregninger utfyller hverandre. Ved målinger bestemmes forurensningen under de rådende forhold. Beregningsmodellene kan brukes til å ekstrapolere målingene til endrede utslipps- og spredningsforhold, f.eks. endret trafikktetthet og veibredde.

Normer og retningslinjer for luftkvalitet (miljøstandarder) er i flere land gitt for å beskytte befolkningen mot høye konsentrasjoner av stoffer som kan ha virkning på helsetilstanden. Standarder fra USA, Vest-Tyskland, Sverige, Japan og Canada, samt forslag til norske miljøstandarder og Verdens Helseorganisasjons (WHO) anbefalte normer er presentert og diskutert i vedlegg 2. De ulike lands normer kan avvike betydelig fra hverandre. Spesielt gjelder dette normene for CO. De er også gjenstand for revisjon, når nye resultater vedrørende stoffenes virkninger gir grunnlag for det.

3 FORURENSNINGSNIVÅ VED TRAFIKKÅRER I NORGE

Målinger av forurensningsnivå ved trafikkårer er utført i flere byer i Norge. Nedenfor vises en oversikt over den tidsmessige gjennomføringen av målingene siden 1973.



Figur 3.1: Oversikt over målingene i Oslo, Bærum, Holmestrand og Tromsø i tidsrommet desember 1973 - mars 1975.

Målingene ble gjennomført ved å innstallere måleutstyret i små brakker som ble plassert på fortau nær veibanen. Inntaket for måleluften ble plassert ca 2 meter over bakken, 1-3 meter fra nærmeste veikant. Figur 3.2 og 3.3 viser skisser av typiske målestasjonsplasseringer.

Hovedmengden av målingene er, som figur 3.1 viser, utført i Oslo. Her ble målestedene valgt for å representere:

- typiske gater
- forskjellige gatetverrsnitt (uten tett bebyggelse, med relativt lav og med høy bebyggelse langs gaten)

- relativt høye forurensningsnivåer.

Målestedene i Oslo hadde følgende karakteristika:

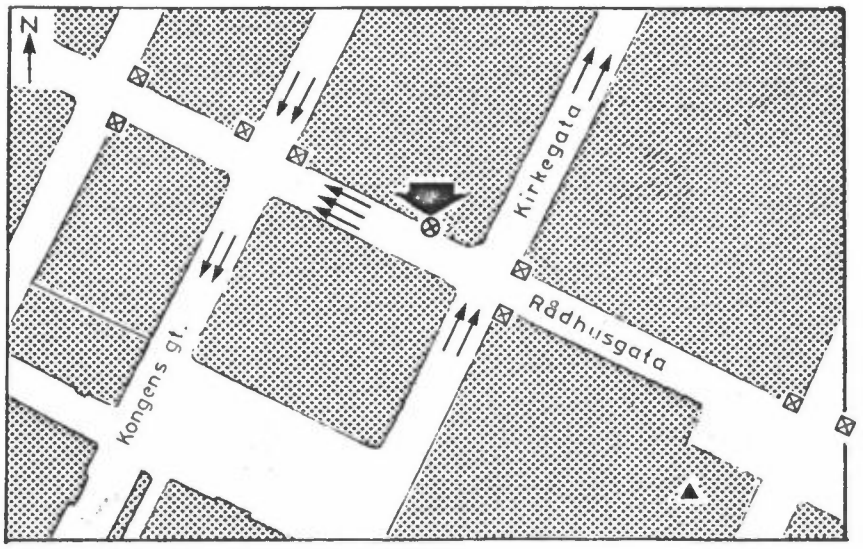
- Rådhusgata	høy trafikktetthet, relativt god flyt i trafikken ved målestedet, høy bebyggelse, enveistrafikk
- Tøyengata	relativt lav trafikktetthet, god flyt i trafikken, middels stigning, middels høy bebyggelse, enveistrafikk
- Torggata	middels trafikktetthet, dårlig trafikkflyt (ved trafikklys), middels høy bebyggelse, enveistrafikk
- Drammensveien (E18) ved Lysaker	svært høy trafikktetthet, god trafikkflyt, nesten ingen bebyggelse, toveis trafikk

Det er foretatt målinger i noe omfang av CO, NO_2, NO_x, svevestøv (sotverdi), bly i svevestøv og samlet mengde gassformige HC. Målinger av organiske stoffer for øvrig som helsemessig sett kan ha betydning er til nå målt bare i svært begrenset grad. W. Lindberg ved Hygienisk institutt gjennomførte målinger av noen slike stoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) i Oslo i 1960-årene som gir godt grunnlag for å bestemme det generelle nivå av slike stoffer da. I de siste par årene har SI og NILU foretatt videre målinger av slike stoffer og deres mutagene effekt på visse biologiske testcelle-typer. Arbeidet har til nå ikke vært omfattende nok til å presentere generelle konklusjoner.

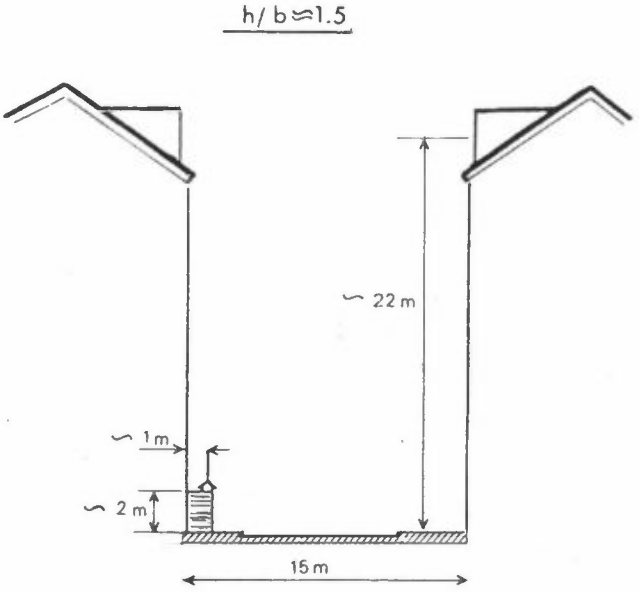
På basis av de utførte målingene vurderes forurensningsnivået ut fra følgende lands normer:

CO : USA, Vest-Tyskland og Japan
NO_2 : USA, Vest-Tyskland, Norge (forslag) og WHO
Sot : Sverige, Norge (forslag) og WHO
Bly : Vest-Tyskland

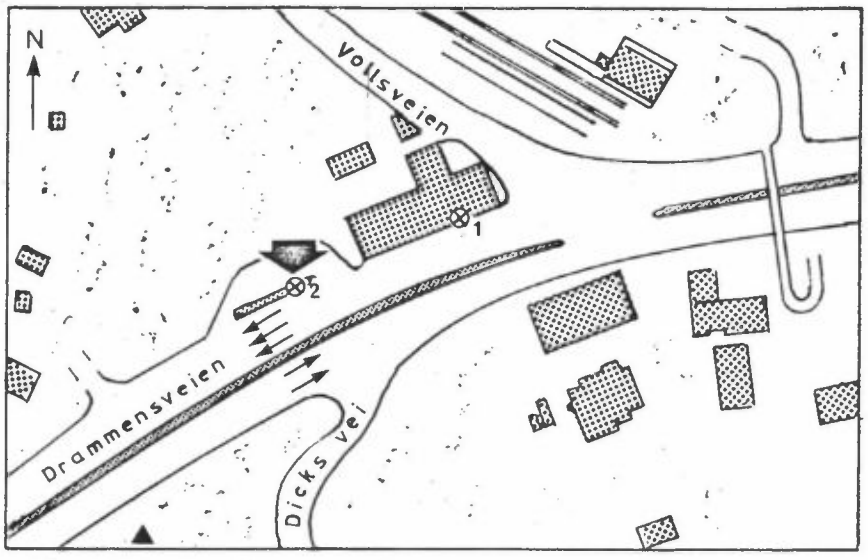
Ved alle målesteder og for alle komponenter er målingene foretatt på ett punkt i gatetverrsnittet. Resultatene er representative for forholdene på fortauet ved målestedet. Langs



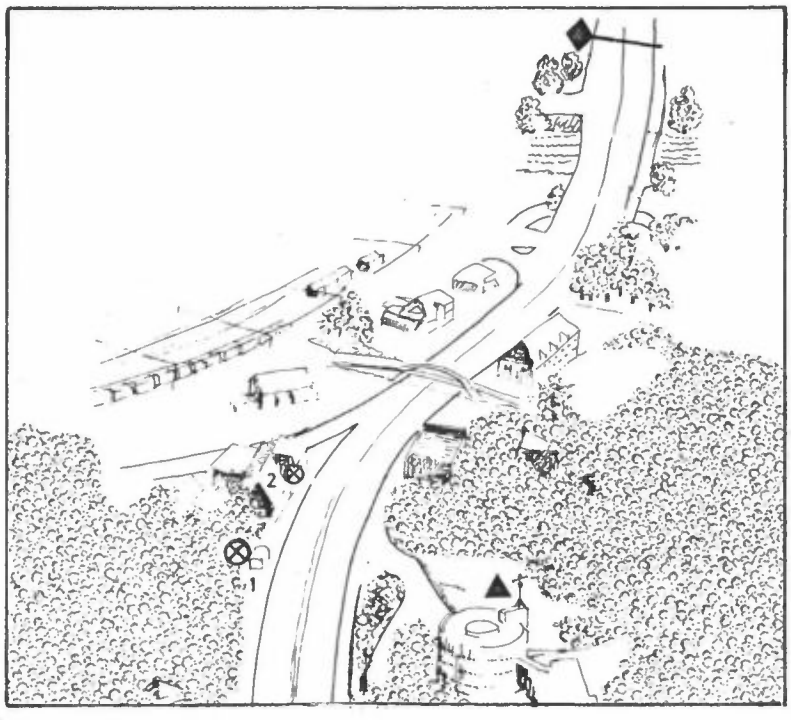
⊗ *Målestasjon*
▲ *Vind*
⊠ *Trafikklys*



Figur 3.2: Rådhusgata, Oslo. Plassering av målestasjon.



⊗ *Målestasjon* (1: før sept 1974; 2: etter)
▲ *Vind*
◆— *Trafikktellinger*



Figur 3.3: E18, Lysaker, Bærum. Plassering av målestasjon.

trafikkårene vil forurensningen kunne variere, avhengig av hvordan gatetverrsnitt og trafikkavvikling varierer. Tabellene 3.1 - 3.4 gir en oversikt over høyeste målte verdier og overskridelse av luftkvalitetsnormene for henholdsvis CO, NO_2, svevestøv og bly.

3.1 Karbonmonoksyd, CO

Tabell 3.1 viser at den norm som overskrides mest og hyppigst er USAs (og WHOs) 8-timers-norm (høyeste akseptable 8-timers middelverdi). Vinteren 1975 ble den overskredet på mer enn 50% av de dager målinger ble foretatt i Rådhusgata, Torggata og ved E18, Lysaker. Høyeste verdi, målt i Rådhusgata, var ca 4 ganger høyere enn normen.

Japans 8-timers-norm overskrides i mindre grad. Vest-Tysklands normer, som egentlig er basert på en måleserie av 1 års varighet, overskrides ved noen av målestedene. De tidsbegrensede målingene fra Torggata, som er foretatt ved et trafikklys, indikerer at den vest-tyske årsnormen kan overskrides ved trafikklyskøer i trafikkårer med bebyggelse på begge sider og en årsdøgntrafikk (ÅDT) høyere enn ca 10 000 biler/døgn.

Resultatene viser at CO-problemet er vesentlig større i den kalde årstiden enn om sommeren. Dette skyldes dels større utslipp (choke, kald motor etc.), dels at de meteorologiske forhold gir dårligere spredning av utslippet.

Det registrerte CO-nivået var ved alle målestedene så høyt at normer for luftkvalitet ble overskredet. Dersom en legger USAs normer til grunn, kan CO-utslippet gi forurensningsproblemer ved trafikkårer med ÅDT lavere enn 5 000 biler/døgn.

Tabell 3.1: Oversikt over høyeste målte CO-verdier og overskridelser av luftkvalitetsnormer.

Målested	Periode	Antall døgn	Målte verdier CO mg/m³				% av antall dager med overskridelse av normer				Trafikk ÅDT
			Middel verdi	95 pros	Max 8t	Max 1t	USA WHO 8 t	USA WHO 1 t	Japan 8 t	Vest-Tyskl.	
OSLO											
Rådhusgt.	mars-jun 74	91	3.7	11	17	32	20	0	0	0	~ 24 000
	jan-mars 75	64	9.6	26	39	63	80	15	15		
Torggt.	juni 74	15	7.3	20	21	26	50	0	0	0	~ 9 000
	feb-mars 75	14	13.4	28	28	42	95	5	40		
Tøyengt.	mars 74	9	5.0	13	13	21	20	0	0	0	~ 5 000
Trond.h.vn.	des 73-jan 74	18	3.9	15	22	36	40	0	0	0	~ 13 000
BÆRUM											
E18, Lysaker	okt 74	26	3.2	9.5	<10	16	0	0	0	0	~ 59 000
	jan-feb 75	27	7.8	21	22	36	80	0	3		
HOLMESTRAND											
Langgt.	aug 74	17	3.9	13	23	34	20	0	0	0	~ 11 000
TROMSØ											
Storgt.	nov-des 74	41	4.2	12.5	15	23	20	0	0	0	~ 15 000
Normer			10[1]	30[1]			10	40	20		
Alarmnivåer	Fase 2				12[2]	60					
(Rotterdam)	Fase 3				23[2]	120					

[1] Vest-Tyskland
[2] Døgnmiddelverdi

Tabell 3.2: Oversikt over høyeste målte NO_2-verdier og overskridelser av luftkvalitetsnormer.

Målested	Periode	Antall døgn	Målte verdier NO_2 mg/m³				Overskridelse av normer % av antall dager					
			Middel verdi	95 pros	Max 24t	Max 1 t	USA og VT år	VT 95 pros	WHO 1t*	Norge forslag (feb. 77) halvår	24t*	1t*
OSLO												
Rådhusgt.	april 74	11	0.16	0.30	0.22	0.38			50-20			0
	juni 74	17	0.15	0.26	0.21	0.33	x	(x)	80-10	x	10	20
	jan-mars 75	66	0.24	0.43	0.40	0.53[1]			95-65		60	30
Torggt.	feb-mars 75	30	0.21	0.38	0.31	0.53[1]	(x)		95-50	(x)	60	25
BÆRUM												
E18, Lysaker	okt 74	12	0.10	0.21	0.15	0.26	x		50-0	x	0	0
	jan-feb 75	34	0.20	0.38	0.34	0.53[1]			95-30		40	20
Normer							0,10	0.30	0.19-0.32	0.10	0.20	0.40
Alarmnivåer	Fase 2				0.15	0.30						
(Rotterdam)	Fase 3				0.20	0.50						
	Fase 4				0.30	0.75						

* Prosent av antall dager x overskridelse av norm
[1] Maks. skalautslag (x) sannsynlig overskridelse av norm

3.2 Nitrogendioksyd, NO_2

Som tabell 3.2 viser var det også vesentlige overskridelser av NO_2-normer. Hyppigst og størst er overskridelsene i Rådhusgata. Også når det gjelder NO_2 er forholdene betydelig værre om vinteren enn i varmere årstider. Dette skyldes for en stor del at om vinteren kommer utslipp fra oljefyring inn i bildet som en viktig NO_2-kilde.

Norsk forslag til 24-timers standard for NO_2 ble overskredet på ca halvparten av de dagene målinger ble foretatt. Norsk forslag til 1-times standard ble overskredet på 20-30% av dagene. WHOs 1-times norm (long term goal) overskrides også hyppig. Norsk forslag til halvårsnorm (identisk med USAs og Vest-Tysklands krav til årsmiddelverdi) overskrides sannsynligvis også på målestedene i Rådhusgata, Torggata og E18, Lysaker.

3.3 Svevestøv (sotverdi)

Resultater av sotverdimålingene, tabell 3.3, viser overskridelser av WHOs og svenske døgnmiddelnormer (identisk med norsk forslag til miljøstandard). Måleseriene er ikke lange nok til å gi sikre estimater av halvårsmiddelverdien, men de målinger som er gjort tyder på at halvårsmiddelverdien spesielt ved E18 og i Rådhusgaten vil ligge vesentlig høyere enn normen.

Det er mange kilder som bidrar til sotverdien. Nivået om natten, når trafikken er ubetydelig, tyder på at ca halvparten av sotverdien i gatenivå om vinteren skyldes andre kilder enn biltrafikken.

3.4 Bly i svevestøv

De mest omfattende målinger av bly i svevestøv er foretatt ved E18, Lysaker. Ved målestedene i Oslo er det målt bly bare i kortere perioder. Resultater er vist i tabell 3.4.

Tabell 3.3: Oversikt over resultater av sotmålinger, samt overskridelser av normer.

Målested	Periode	Antall døgn	Målte verdier µg/m³ sot			Overskridelse av normer			
						WHO		Norge (og Sverige)	
			Middel-verdi	Max 24 t	98 pros	år	98 pros	halvår	24 t*
OSLO									
Rådhusgt.	mar-apr 74	14	~150			x	?	x	~ 7
	jan-mar 75	63	~105	197	270				23
Tøyengt.	mar-apr 74	15	~115						
Torggt.	juni 74	18	~ 20	37	45	?	?	(x)	0
	feb-mar 75	37	~ 70	145	160				1
BÆRUM									
E18, Lysaker	sep-okt 74	30	~ 80	155	275	x	x	x	3
	jan-feb 75	33	~ 90	150	240				3
HOLMESTR.									
Langgt.	aug 74	16	~ 30	57	95	-	-	-	0
Normer						40	120	40	120
Alarmnivåer (Rotterdam)	Fase 2			125					
	Fase 3			200					
	Fase 4			250					

* Normen kan overskrides 3 dager i løpet av vinterhalvåret. Tallene i kolonnen angir antall dager i løpet av måleperioden normen ble overskredet.

x overskridelse av norm.

(x) sannsynlig overskridelse av norm.

Tabell 3.4: Oversikt over målinger av bly i svevestøv, samt overskridelser av vest-tysk retningslinje.
Pr. 1.4.74: Reduksjon i blytilskudd i bensin fra ca 0.8 g/l til maks 0.4 g/l.

Målested	Periode	Antall døgn	Målte verdier, bly µg/m³		Overskridelse av vest-tyske normer		Merknad
			Middel	Maks døgnverdi	År	døgn (antall)	
OSLO							
Galgeberg	8-9 des 73	2	0.9			0	Kjøreforbud
	10-12 des 73	2	4.7	-		2	Vanlig trafikk
Trondheimsvn (Schou's bryggeri)	15-16 des 73	2	1.4			0	Kjøreforbud
	17-18 des 73	2	6.7	7,5		2	Vanlig trafikk
Rådhusgt	mar-apr 74	7	4.3	6.2		5	
	juni 74	9	2.1	3.7	(x)	2	
	jan-mar 75	12	3.0	5.8		5	
Tøyengt	mar-apr 74	7	2.9	4.3		4	
Torggt	juni 74	9	1.2	2.4		0	
	feb-mars 75	11	2.1	4.0		2	
BÆRUM							
Lysaker (E18)	nov 73-mar 74	64	4.3	7.8		53	Ulike måle-steder (se fig.3.8)
	apr-juni 74	41	1.7	3.9		1	
	sep-nov 74	23	2.3	4.6	x	6	
	jan-feb 75	24	2.4	3.9		5	
HOLMESTR.							
Langgt	aug 74	18	1.6	3.3		1	
Vest-tysk retnings-linje					1.5	3.0	

Ved vurderingen av blymålingene må en ta hensyn til at det pr. 1.4.1974 ble innført restriksjoner på høyeste tillatte blytilskudd i bensin. Tidligere lå gjennomsnittlig blytilskudd på 0.7-0.8 g/ℓ. Etter 1.4.1974 ble høyeste tillatte tilskudd satt til 0.4 g/ℓ.

Målingene ved Lysaker og i Rådhusgata viser som ventet at blykonsentrasjonen ble redusert betraktelig som følge av restriksjonen på blyinnholdet i bensinen. Imidlertid overskrides også i nåværende situasjon vest-tyske blynormer for døgnmiddelverdi. De korte måleserier gjør estimatet for årsmiddelverdi usikkert. Målinger ved Lysaker tyder på at også vest-tysk årsnorm overskrides. På grunnlag av en sammenligning mellom CO-nivåene på de to stedene er det sannsynlig at årsmiddelnormen for bly overskrides også ved målestedet i Rådhusgata.

3.5 Sammenlignende vurdering

Som vist overskrides luftkvalitetsnormer for samtlige av komponentene CO, NO, NO_2, støv (sotverdi) og bly i svevestøv ved målestedene Rådhusgata og Torggata i Oslo og E18 ved Lysaker i Bærum. Målinger ved andre gater i Oslo, Holmestrand og Tromsø viser også overskridelser av enkelte av stoffene (CO, bly).

Basert på de målte maksimalverdier og antakelsen at de maksimale forurensningskonsentrasjoner er proporsjonal med årsdøgntrafikken, kan en estimere tall for den årsdøgntrafikk som ved de nevnte målesteder vil gi forurensningsnivåer som ligger på grensen til normoverskridelser, tabell 3.5.
For alle de tre typene målesteder overskrides CO-normen (8t-middel) først, deretter normene for NO_2 (24t-middel), bly i svevestøv (24t-middel) og sotverdi (24t-middel).

Tabellen gir tydelig inntrykk av hvor stor betydning gatetverrsnitt og trafikkforhold har. En vei som E18 ved Lysaker tåler, ved god trafikkflyt, en trafikktetthet (ÅDT) på

ca 25 000 biler/døgn uten at normer overskrides ved veikanten. En vei som Rådhusgata, med høy bebyggelse (høyde/bredde = 1.5) og trafikklys regulert i grønn bølge, tåler en ÅDT på bare ca 6 000 biler/døgn for ikke å få overskridelser av normer på fortauet. Dette er basert på konsentrasjonene på steder der en ikke har trafikklyskø i særlig grad. Ved en trafikklyskø er målingene fra stasjonen i Torggata representative. Lar en forholdene ved køen være bestemmende, tåler gaten (høyde/bredde = 1.2) bare ca 3 000 biler/time (ÅDT), før normoverskridelser.

Tabell 3.5: Trafikktetthet (ÅDT) som ville gitt konsentrasjoner lik luftkvalitetsnormer.

Trafikkåre	CO	NO_2	Svevestøv (sotverdi)	Bly i svevestøv	Høyeste ÅDT som ikke gir norm-overskridelser
Trangt gatetverrsnitt, rel.god trafikkflyt (repr ved Rådhusgt, Oslo)	≈6 000	<12 000	≈ 14 000	≈ 12 000	≈ 6 000
Trangt gatetverrsnitt, trafikklyskø (repr. ved Torggata, Oslo)	≈3 000	< 5 000	≈ 7 000	≈ 6 000	≈ 3 000
Åpen vei, rel.god trafikkflyt 50 km/t (repr. ved E18, Lysaker)	≈25 000	<35 000	≈ 45 000	≈ 40 000	≈ 25 000

Tabell 3.5 er satt opp for å vise betydningen av trafikkflyt og gatetverrsnitt. Tallene kan brukes veiledende ved horisontale trafikkårer i Oslo som ligner de som er angitt. Ved andre typer trafikkårer i Oslo og andre steder er ikke tallene direkte anvendbare. Det må i hvert tilfelle tas hensyn til at de meteorologiske forhold kan skille seg fra de en hadde i Oslo under målinger referert her, veiens stigningsforhold og trafikkflyten på stedet.

Diskusjonen har vist at det er USAs 8-timers CO-norm (også WHO anbefaling) som er den mest restriktive av de anvendte normer. Normene for NO_2, sot og bly er nær likeverdige, når de anvendes på konsentrasjoner nær trafikkårer.

3.6 Resultatenes representativitet

Følgende faktorer har betydning for å vurdere om resultatene er representative for andre steder og forhold:

- utslippsmengde pr kjøretøy
- trafikktetthet og trafikkavvikling
- utluftingsforhold (meteorologiske forhold)

Utslippsmengde pr. kjøretøy

En antar at det utvalg av biler som passerte våre målesteder var representativt for den gjennomsnittlige norske bilpark i 1974-75.

Utviklingen av bilmotorer, drivstoff og nye krav til begrensning av utslipp fra motorkjøretøy vil føre til at utslippet av de fleste av de forurensende stoffer fra hvert enkelt kjøretøy vil bli redusert i de kommende år. Effekten av denne utviklingen på forurensningsnivået ved den enkelte trafikkåre må ses i sammenheng med hvor raskt utskiftingen til nye biler vil skje og den forventede endring i trafikkvolumet som et resultat av en forventet økning i antall vognkm pr. år i 1980-årene, samt eventuell trafikkplanlegging og trafikkbegrensende tiltak.

Trafikktetthet og trafikkavvikling

Det samlede forurensningsutslipp fra biltrafikken ved målestedene er representativt for steder ved andre trafikkårer med tilsvarende midlere trafikktetthet, trafikkavviklingsforhold og veistigning. Med tilsvarende lokale spredningsforhold (vind og turbulensforhold i gatetverrsnittet) vil en også få samme luftkvalitetsforhold som der det er gjort målinger.

Forurensningen er sterkt avhengig av trafikkavviklingen. Forurensningsutslippet øker vesentlig når gjennomsnittshastigheten reduseres ytterligere fra en allerede lav hastighet. En liten økning i trafikktettheten i et gatenett som allerede er bortimot maksimalt belastet, vil derfor kunne gi vesentlige økninger i forurensningsnivået.

Utluftingsforhold (spredningsforhold)

De atmosfæriske spredningsforhold kan variere svært mye fra område til område og fra år til år. En parameter som i stor grad karakteriserer spredningsforholdene i Oslo er temperaturforskjellen mellom Blindern og Tryvasshøgda. For høsten/vinteren 1974-75, da de fleste av våre målinger ble utført, var denne temperaturforskjellen nær gjennomsnittet for alle vintre i perioden 1959-76.

Middeltemperaturen for vinteren er en parameter som er med på å bestemme halvårsmiddelverdien av SO_2, NO_2 og sotnivået, fordi utslipp fra oljeforbrenning gir et betydelig tilskudd til nivået av disse komponenter. Totalforbruket av olje, og dermed utslippet av SO_2, NO_2 og sot øker med avtagende middeltemperatur. Vinteren 1974-75 var i gjennomsnitt relativt mild, ca $1^{o}C$ varmere enn gjennomsnittlig vinter i perioden 1959-76. I normalt kalde vintre vil man derfor kunne vente noe høyere midlere forurensningsnivåer av SO_2, NO_2 og sot enn målt i 1974-75.

Når det gjelder de maksimale konsentrasjoner på 1-times, døgn-og månedsbasis, er det utluftingsforholdene i de aktuelle timer, døgn og måneder som er bestemmende. Februar 1975 var en måned med ekstremt dårlige utluftingsforhold. Middelverdier for denne måned representerer derfor noe av det høyeste man kan vente med uendrede utslippsforhold. Maksimale 1-times, 8-times og døgnmiddelverdier vil opptre under kortere perioder om vinteren med stagnerende luft og inversjonsforhold. Frekvensen av slike situasjoner vil variere fra vinter til vinter, men de ekstreme enkeltsituasjonene vil komme igjen år om annet. De maksimale konsentrasjoner som ble målt i

1974-75 er derfor sannsynligvis et representativt grunnlag for å bestemme hva man kan vente i senere år, når man i tillegg tar hensyn til endringer i utslipp og trafikk-avviklingsforhold.

I sammendrag kan man si at de målte maksimalkonsentrasjoner (midlingstid kortere enn et døgn) danner et representativt grunnlag også for hva man kan vente i framtiden.

Halvårsmiddelverdiene av SO_2, NO_2 og sot for 1974-75 er relativt lave i forhold til hva man kan vente i vintre med normal middeltemperatur, og vintre med dårligere spredningsforhold i middel enn de man hadde i 1974-75. Slike vintre vil forekomme med noen års mellomrom. Eksempelvis kan en nevne vinteren 62/63, da det ble registrert meget høye SO_2- og sotverdier.

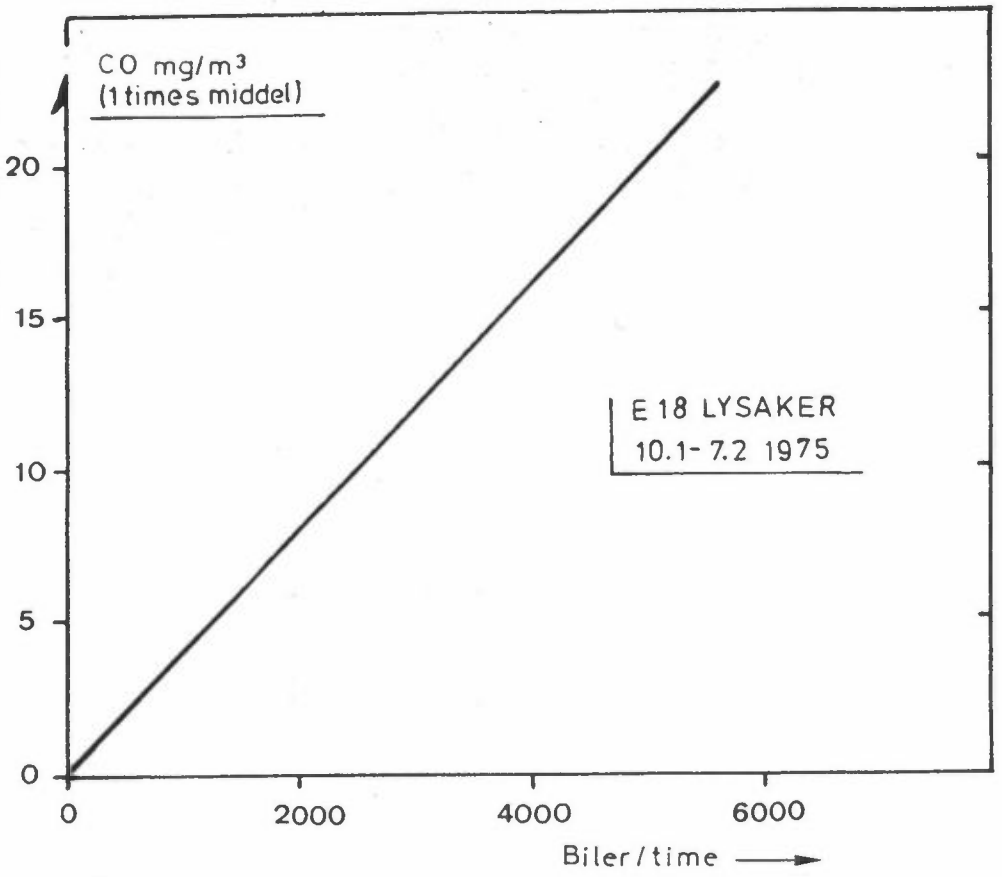
Resultatene er ikke direkte representative for steder med utluftingsforhold som avviker fra de som rådet i Oslo under måleperioden.

4 SAMMENHENG MELLOM FORURENSNINGSNIVÅ OG BESTEMMENDE FAKTORER

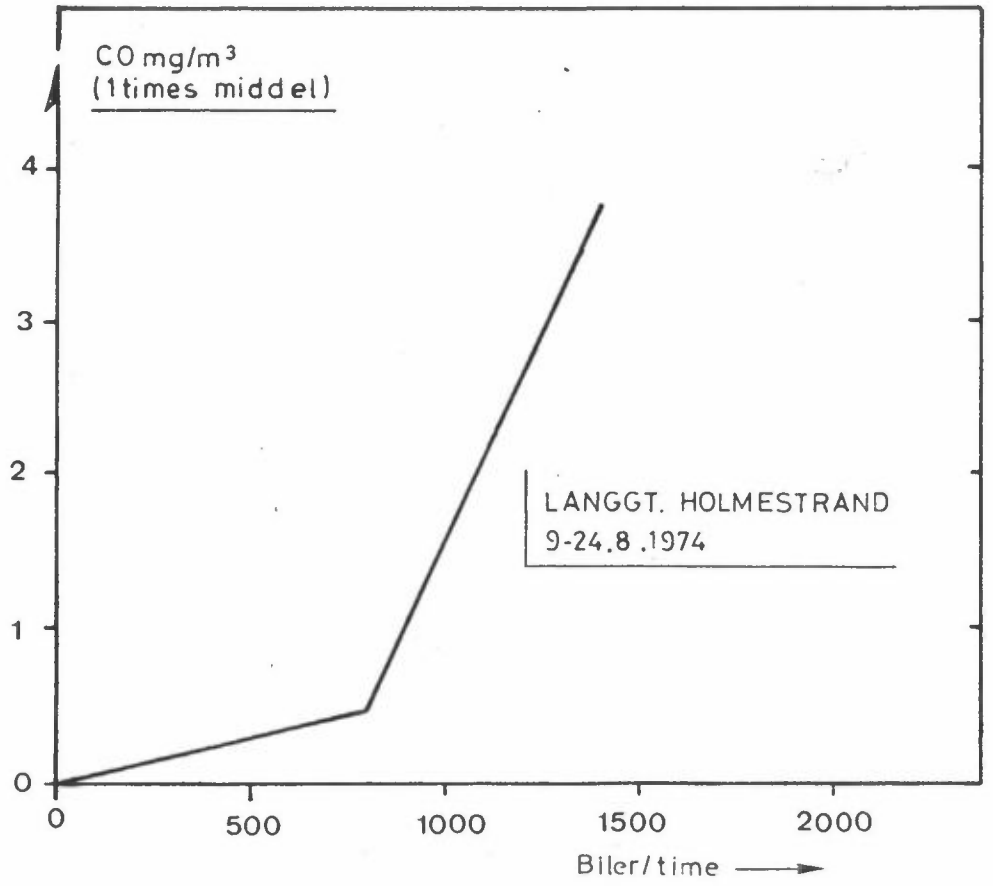
4.1 Trafikktetthet og midlere hastighet

Forurensningen som skyldes utslipp fra biltrafikken øker proporsjonalt med trafikktettheten, under forutsetning av uendrede trafikkavviklingsforhold. Utslippet er svært avhengig av det enkelte kjøretøys hastighet og graden av flyt i trafikken. Ujevnt flytende trafikk vil gi økte utslipp av både CO, NO_x og HC i forhold til ved jevn hastighet.

Figurene 4.1 og 4.2 viser eksempler på effekten av kødannelse på CO-konsentrasjonen. Figur 4.1 viser sammenhengen mellom CO og trafikktetthet ved relativt god trafikkflyt (Lysaker). Det er en rettlinjet sammenheng helt opp til de maksimale trafikktettheter. Figur 4.2 viser tilsvarende sammenheng ved et trafikklys (Langgata i Holmestrand). Ved trafikktettheter



Figur 4.1: E18, Lysaker. Sammenhengen mellom CO-konsentrasjon og trafikktetthet, januar-februar 1975.



Figur 4.2: Langgata, Holmestrand Sammenhengen mellom CO-konsentrasjon og trafikktetthet, august 1974.

større enn ca 8-900 biler/time dannes det trafikkø i denne gaten. Ved dette punktet får man en knekk i kurven. Stigningen på kurven øker med en faktor på ca 5. CO-utslippet pr bil er da ca 5 ganger høyere enn når trafikkavviklingen er god, i god overensstemmelse med tallene for CO i tabell 4.1.

Tabell 4.1 gir utslippsfaktorer (konsentrasjon i gatenivå forårsaket av en viss trafikktetthet) for CO, NO_2, sotverdien av svevestøv og bly i svevestøv i Rådhusgata og i Torggata. Forholdene ved trafikkflyt og ved trafikklyskø sammenlignes her direkte. En ser faktoren på ca 4.0 for CO mellom trafikkflyt og kø, mens den for de andre komponentene er ca 2.0.

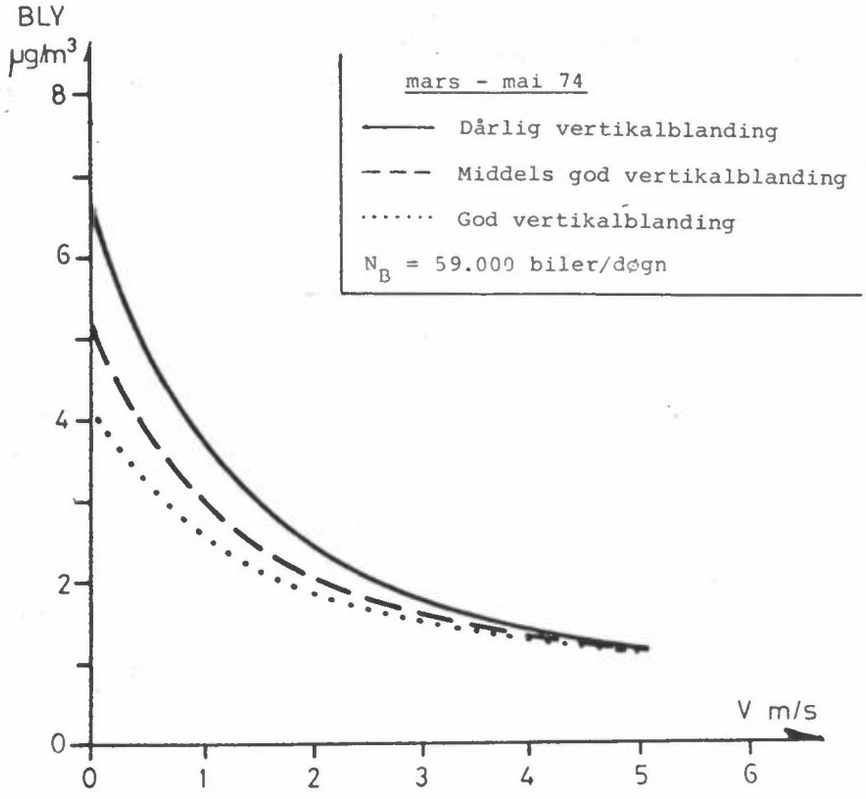
Tabell 4.1: Utslippsfaktorer (forurensningsnivå/trafikktetthet) ved ulike trafikkavviklingsforhold.

Komponent	Trafikkflyt (Rådhusgata)	Trafikklyskø (Torggata)	Enhet
CO	0.85	3.4	mg/m^3/100 biler pr.time
NO_2	0.024	0.050	mg/m^3/100 biler pr.time
Bly i svevestøv	0.27	0.53	$\mu g/m^3$/100 biler pr.time
Svevestøv	9	18	$\mu g/m^3$/100 biler pr.time

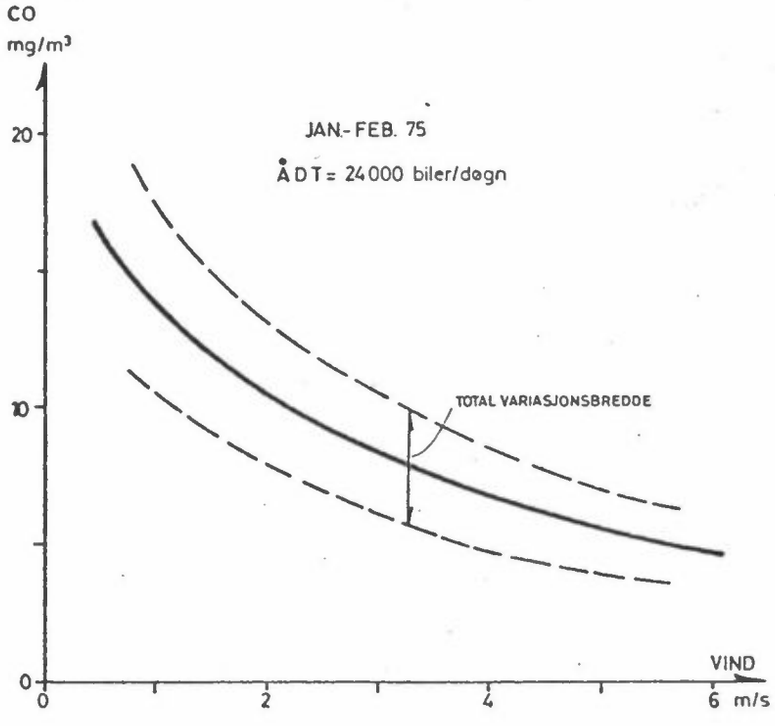
4.2 Meteorologiske forhold

De sammenhenger som er beskrevet i innledningen er blitt kvantifisert ved de utførte målinger. Figurene 4.3 og 4.4 viser hvordan døgnmiddelkonsentrasjoner av bly og CO (hhv ved E18 og Rådhusgata) avtar med økende midlere vindstyrke. Figur 4.3 viser også at konsentrasjonen øker vesentlig, når atmosfærens vertikalblandingsevne nedsettes (temperaturinversjoner).

En direkte måte å se den totale innflytelse av de meteorologiske forhold på forurensningen, er å sammenligne målinger av f.eks. CO fra vinterperioden med målinger fra andre perioder i samme gate. Tabell 4.2 viser slike sammenlikninger fra E18, Lysaker og Rådhusgata. (Trafikkmengden varierer lite over året sammenlignet med de forskjeller en finner i forurensningsnivå).



Figur 4..3: E18, Lysaker. Blykonsentrasjons(døgnmiddelverdier)-variasjon med midlere vindstyrke og vertikal-blandingsforhold, mars-mai 1974.



Figur 4.4: Rådhusgata. CO-konsentrasjon (døgnmiddelverdier)-variasjon med midlere vindstyrke, jan-febr 1975.

Tabell 4.2: Eksempel på trafikale luftforurensningers variasjon med årstiden.

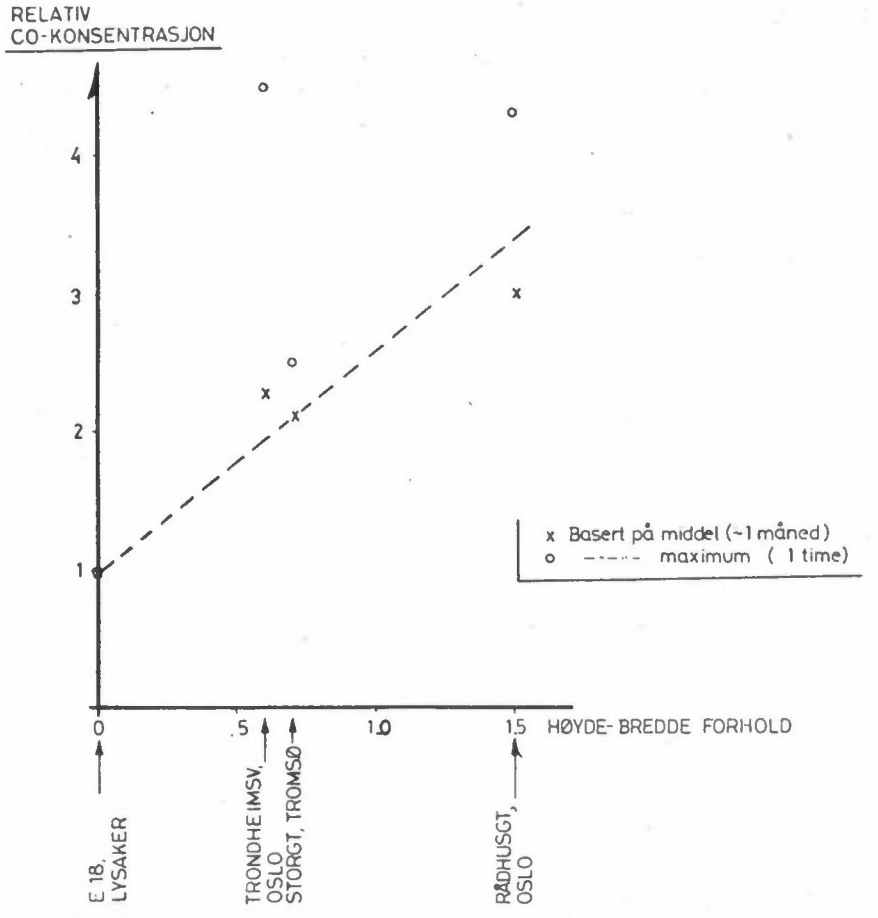
CO, mg/m³	Åpent gaterom Lysaker, ÅDT ≈ 59.000		Lukket gaterom Rådhusgt, ÅDT ≈ 24.000	
	Vinter 75	Høst 74	Vinter 75	Vår 74
Middel	7.8	3.2	9.6	3.7
Høyeste 1 times middel	36	16	63	32
Høyeste 8 timers middel	22	9	39	17

Forholdet mellom nivået om vinteren og i andre perioder er ca 2.0 - 2.5. Dette er også tilfelle ved andre målesteder og for andre komponenter. De høyere vinterkonsentrasjoner skyldes som tidligere beskrevet både dårligere spredningsforhold og større utslipp fra hver bil.

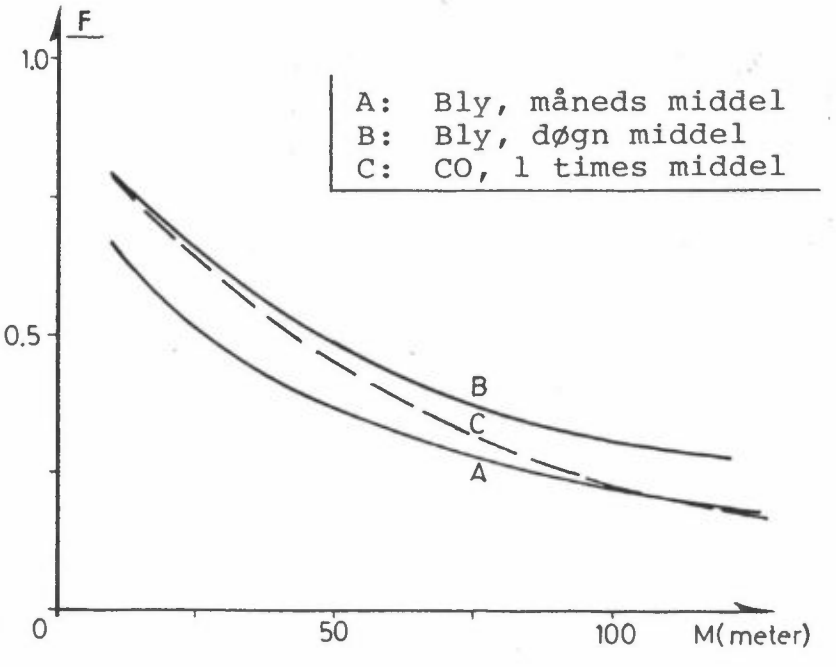
4.3 Gatetverrsnittets utforming

En sammenlikning av resultater fra E18 ved Lysaker og fra andre målesteder, anskueliggjør gatetverrsnittets innflytelse. Figur 4.5 viser relativ CO-konsentrasjon som funksjon av høyde/bredde-forholdet. Bare målesteder med sammenlignbare utslippsforhold (trafikkavvikling) er tatt med. Konsentrasjonen ved Lysaker er satt lik 1.0, og høyde/bredde-forholdet er her satt lik 0. Det er korrigert for forskjellen i trafikkmengde ved hjelp av årsdøgntrafikktallene.

Punktene basert på månedsmiddelverdier gir en tilnærmet rettlinjet sammenheng mellom CO-konsentrasjon og høyde/bredde-forhold. En ser at i Rådhusgata, med høyde/bredde-forhold lik ca 1.5, vil en viss trafikktetthet gi en ca 3-3.5 ganger så høy CO-konsentrasjon som ved E18 (åpen vei).



Figur 4.5: Relativ CO-konsentrasjon (i forhold til E18, Lysaker korrigert til ens trafikktetthet) som funksjon av gatetverrsnittets høyde-bredde-forhold.



Figur 4.6: Forurensningsnivåets variasjon med avstand fra vei basert på blymålinger ved E18, Bærum og CO-målinger ved veier i Stockholm.

Det er større spredning mellom punktene basert på høyeste 1-times middelverdi. En ser at trange gatetverrsnitt kan gi maksimalkonsentrasjoner opptil 4-5 ganger høyere enn de en finner ved åpne veier med samme trafikktetthet.

4.4 Avstand fra og høyde over veibanen

Ved åpne veier vil forurensningen spres til områdene langs veien, og nivået vil avta med avstanden fra veibanen. Figur 4.6 viser et eksempel på hvordan blykonsentrasjonen avtar med avstand fra veibanen. Målingene er utført ved E18 på strekningen Lysaker - Høvik i Bærum. Kurven er ikke trukket for avstander mindre enn 10 meter fra midten av nærmeste veibane. Stiplet inn på figuren er resultater fra tilsvarende målinger av CO i Stockholm.

Figuren antyder at ved åpne gater er luftforurensningsnivået 40-50 meter fra midten av veibanen redusert til omtrent halvparten. Dette gjelder både for middelkonsentrasjoner over lengre perioder og for maksimalkonsentrasjoner på time og døgnbasis.

I et gatetverrsnitt vil spredningen til siden bli begrenset av husvegger, og det har liten mening å snakke om reduksjon med avstanden fra veien. I et typisk byområde hvor avstanden mellom parallelle gater er av størrelsesorden 100 meter, vil forurensningsnivået i en gate være bestemt av trafikken i den gaten. Tilskuddet fra gater ved siden av vil generelt være lite i forhold, med mindre det er svært stor forskjell i trafikktettheten i de to gater. I et større byområde vil en få mange små bidrag fra andre gater som adderer seg opp til et bakgrunnsnivå over området som kan være betydelig (se kap. 6).

Spredningen i høyden vil være avhengig av turbulensen i luftbevegelsene, som igjen er avhengig av blant annet gatetverrsnittets utforming. Det er utført en del målinger i gatetverrsnitt av høydefordelingen som viser at konsentrasjonen

kan øke ganske sterkt fra 2 meter til 1 meter høyde over bakken. Høyere enn 2 meter avtar konsentrasjonen gradvis med høyden til ca 0.5-0.8 (i forhold til konsentrasjonen ved 2 m) ved 5-6 meter over bakken.

5 BEREGNINGSMETODER FOR FORURENSNING VED TRAFIKKÅRER

Det er utviklet metoder for beregning av forurensningsnivået ved en trafikkåre under gitte forutsetninger når det gjelder utslipp (trafikktetthet) og spredningsforhold. Kildestyrken (utslipp pr. veilengde- og tidsenhet) danner utgangspunktet for beregningene. Ved hjelp av kjente modeller for spredning av forurensninger i atmosfæren beregnes så konsentrasjonene som funksjon av avstanden fra veibanen. Topografien (bebyggelsen) ved veien avgjør hvilken type modell som bør brukes.

5.1 Beregning av forurensning ved åpen vei

5.1.1 HIWAY-modellen

Metoden er utviklet ved Environmental Protection Agency i USA for spredning nær en motorvei. Veibanen betraktes som en linjekilde, der konsentrasjonen i en viss avstand fra veien er uavhengig av posisjonen langs veien, og konsentrasjonen regnes å være normalfordelt med høyden. Metoden er anskueliggjort i figur 5.1.

Nødvendige inngangsdata til modellen, se figur 5.2, er følgende:

- veiens geometri (dimensjoner og antall kjørebaner)
- kildestyrken (utslipp pr tidsenhet fra hver kjørebane
- spesifikasjon av de spredningsforhold (vindstyrke og retning, vertikal blandingsevne) en ønsker beregninger for.

Estimatet av kildestyrken medfører ofte en viss usikkerhet, fordi den varierer så sterkt med kjøreforholdene. Ved å utføre et begrenset antall målinger under definerte betingelser, har en mulighet for å etterprøve estimatet for kildestyrken og lokale spredningsforhold og justere dette til bedre overensstemmelse mellom målinger og beregninger.

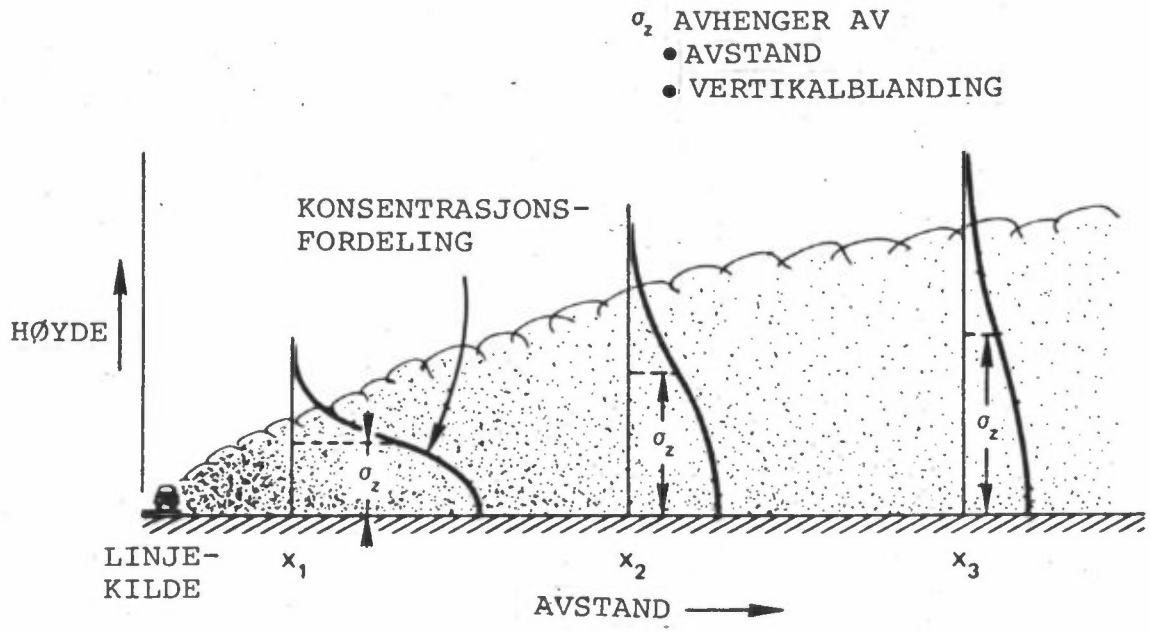
5.1.2 Eksempel på anvendelse

Planlagt utbygging av Ullernchausséen

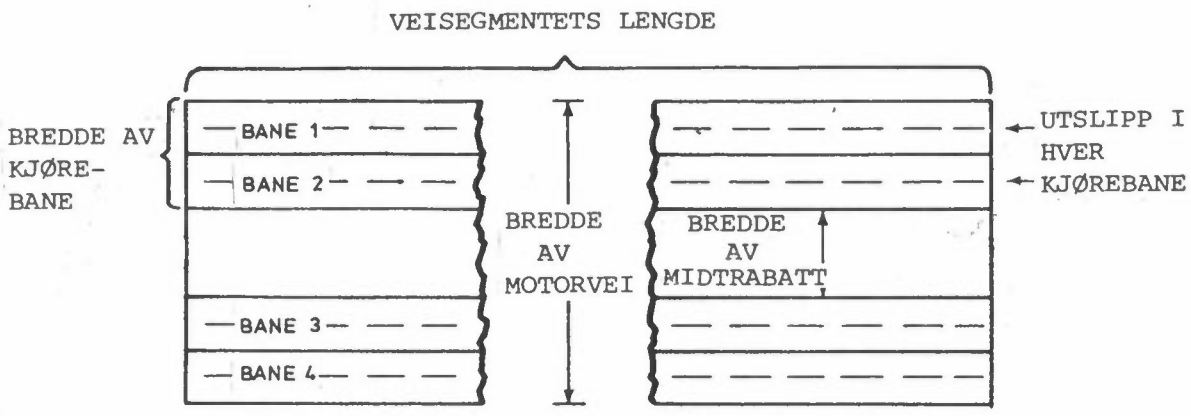
I forbindelse med planer for å utvide Ullernchausséen fra 2 til 4 kjørebaner på strekningen fra Smestad til Radiumhospitalet i Oslo ble det utført en analyse av forurensningsforholdene ved veien før og etter utbyggingen. Sammen med målinger er HIWAY-modellen egnet til bruk her, fordi det er få topografiske og bygningsmessige trekk ved veien som vil hindre utluftingen vesentlig.

På bakgrunn av data for nåværende og framtidig trafikktetthet og hastighet (middel- og maksimalbelastning) og veiens geometriske dimensjoner ble beregninger utført. Figur 5.3 viser som eksempel resultater av beregninger utført ved de forutsetninger som er gitt der. En del målinger av CO-konsentrasjonen i forskjellige avstander fra veien ble utført for å beskrive dagens forhold, og for å gi en kontroll av forutsetningene (kildestyrke, spredning) for beregningene.

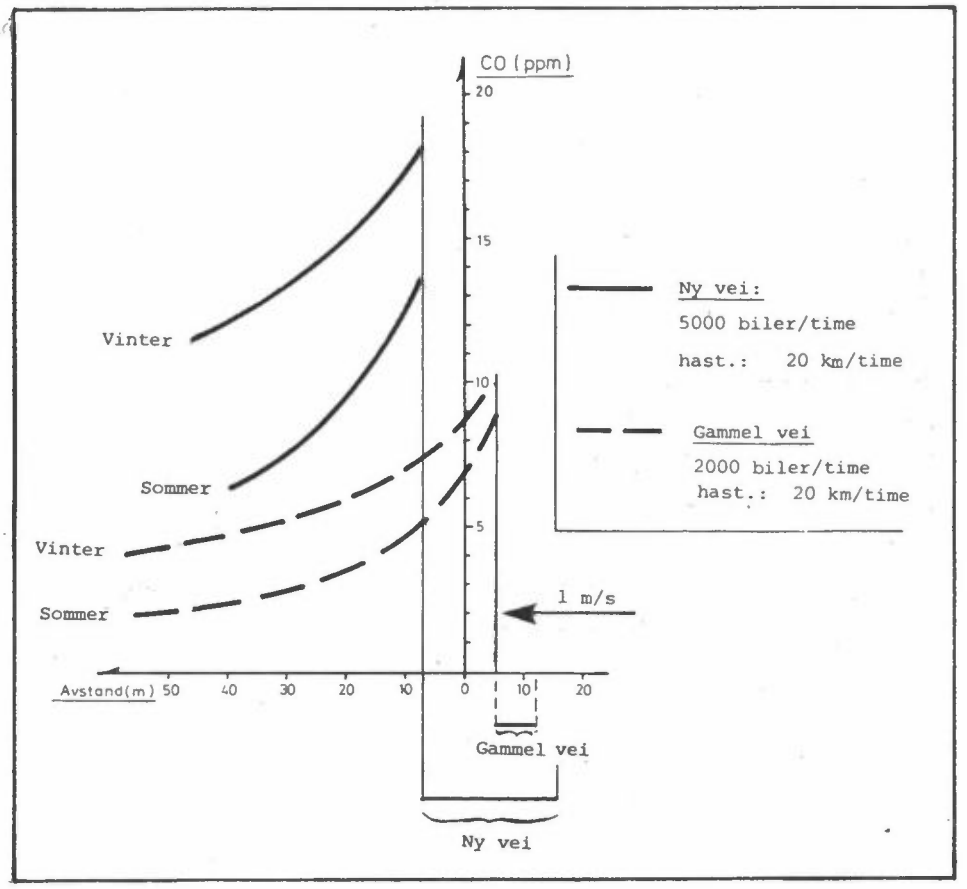
En ser at luftkvaliteten forverres betydelig ved utbyggingen. CO-konsentrasjonene etter utbygging når opp i nær det dobbelte av nåværende, som et resultat av en trafikkøkning med en faktor 2.5. Forskjellen mellom vinter og sommer-kurvene kommer fram ved å anta dårligere spredningsforhold om vinteren. Det er her ikke tatt hensyn til at utslippet pr. bil er større om vinteren enn om sommeren. Den reelle forskjell mellom vinter og sommer vil være noe større enn kurvene viser.



Figur 5.1: Vertikalspredning ifølge Hiway-modellen.



Figur 5.2: Forhold som må være angitt ved konsentrasjons-beregninger ved en motorvei.



Figur 5.3: CO-konsentrasjonen som funksjon av avstanden fra veibanen før og etter utbyggingen av Ullernchausséen ved vindhastighet 1 m/s på tvers av veien.

5.2 Beregning av forurensning i gatetverrsnitt

5.2.1 APRAC-modellen

Metoden er utviklet ved Stanford Research Institute i USA, og forutsetter at vindhastigheten over gaten er såvidt sterk at det opptrer en definert hvirvel i gaterommet, se figur 5.4, når vinden danner en vinkel med gaten.

Bakgrunnskonsentrasjonen beregnes som en sum av bidrag fra utslipp i forskjellig avstand i 16 vindsektorer etter prinsippet vist i figur 5.5.

Beregningsmetoden inkluderer en proporsjonalitetsfaktor (K) som bør bestemmes eksperimentelt ved sammenligning mellom beregninger og målinger. Det inngår også en konstant (L_o) som uttrykker initialspredningen som skyldes bilens egenturbulens. Ved hjelp av K og L_o kan modellen kalibreres til lokale forhold.

Denne metoden beskriver utluftingen i en gate når vindstyrken er sterk nok til å sette opp en definert vindhvirvel i gaterommet. Typisk for perioder med høy forurensning i Norge er lave vindhastigheter og dårlig vertikalblanding. Det er arbeide igang ved NILU for å utvikle modeller som vil dekke slike forhold.

6 GENERELL BILTRAFIKKFORURENSNING OVER ET BYOMRÅDE

Det samlede utslipp fra biltrafikk over større byområder sammen med utslipp fra andre kilder som boligoppvarming og industri gir en generell forurensning over hele byområdet som kan være betydelig. Med generell forurensning menes her forurensningsnivået i områder som ikke er i umiddelbar nærhet av trafikkårer.

Forurensningsproblemene kan skyldes stoffene i utslippet (primærkomponenter) eller de kan skyldes sekundærkomponenter som dannes ved kjemiske reaksjoner i den forurensede luften (f.eks. fotokjemiske oksydanter).

I dette kapitlet beskrives kort en del målinger i norske byområder som gir et inntrykk av størrelsen av den generelle luftforurensning som i stor grad skyldes utslipp fra biltrafikk.

6.1 Primærkomponenter

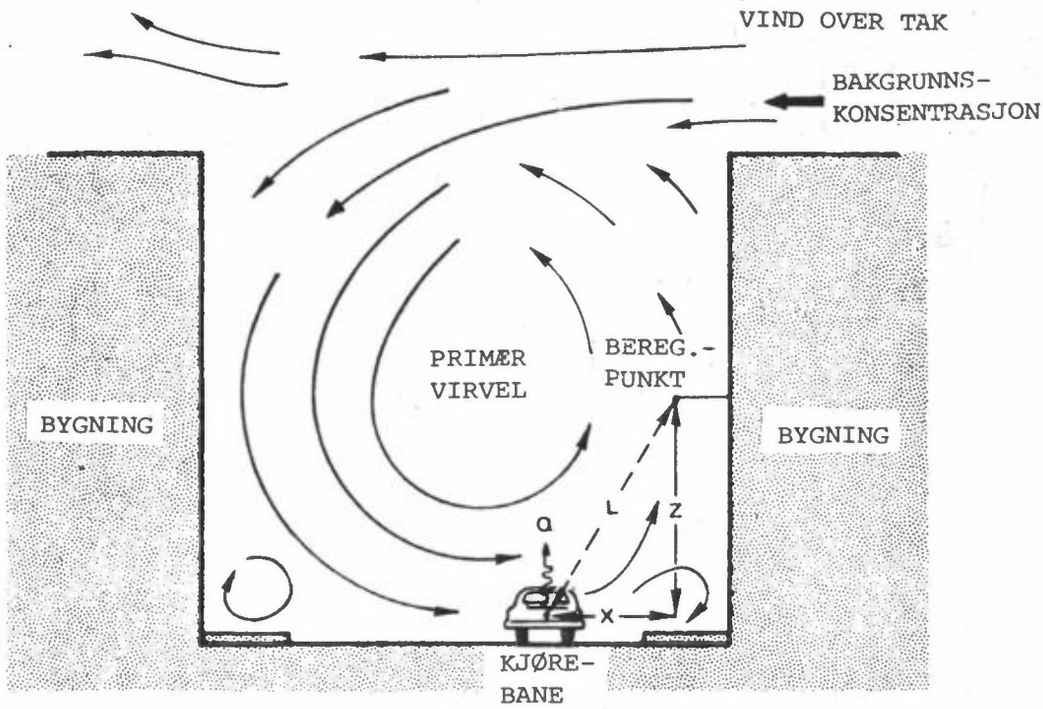
Av de viktigste primærkomponentene fra biltrafikk, CO, NO_x, HC, støv og bly i støv er det først og fremst utslippet av NO_x og svevestøv som kan gi generelle konsentrasjoner av betydning i forhold til normer for luftkvalitet. I tillegg til bilutslippet vil andre kilder som boligoppvarming og forurensende industri gi vesentlige bidrag til NO_x og støvnivået i et byområde (se eksempel fra Oslo, tabell 2.1).

6.1.1 Nitrogenoksyder

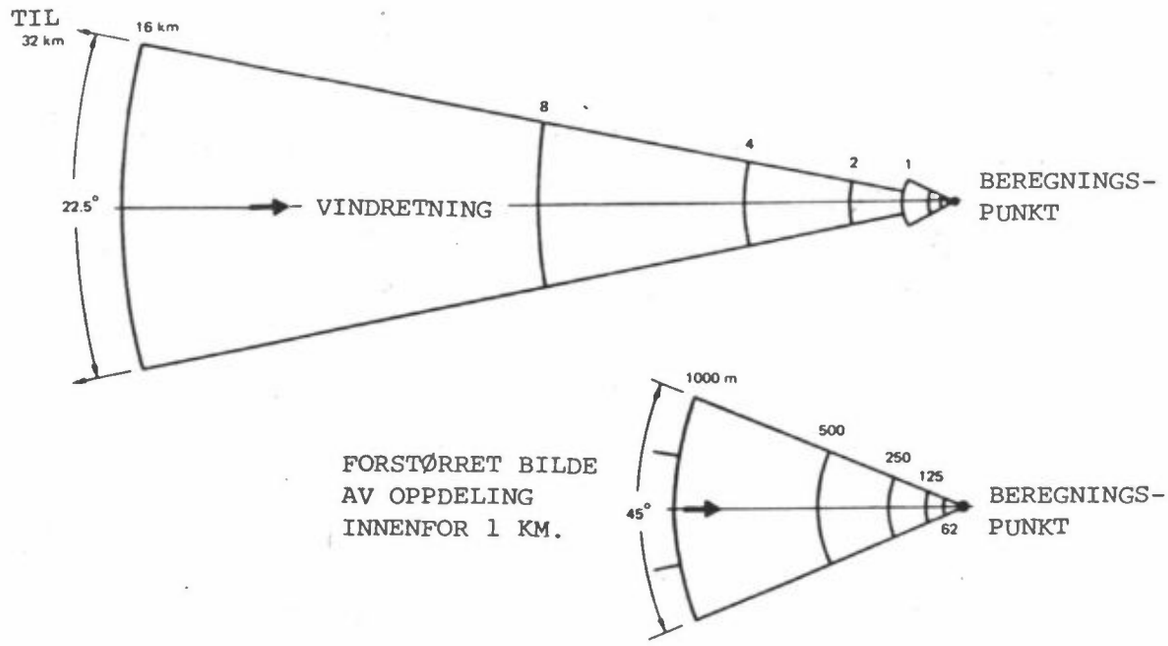
Målinger av generelle nitrogenoksyd-konsentrasjoner i Oslo og Skien/Porsgrunn-området har gitt følgende resultater:

Oslo

Målinger av nitrogenoksyder samlet, NO_x, er utført på St.Hanshaugen i deler av tiden desember 1973 - desember 1974.



Figur 5.4: Beregning av forurensningsbidraget fra bilene i en gate. APRAC-modellen.



Figur 5.5: Oppdeling av et byområde ved beregning av generelt forurensningsbidrag fra biltrafikken. APRAC-modellen.

Målingene viste at det er først og fremst på døgnbasis at NO_2-nivået kan komme opp mot miljøstandarder:

Høyeste målte døgnmiddelkonsentrasjon NO_x (som NO_2)	Antatt andel NO_2	Norsk miljøstandard (forslag) for NO_2 døgnmiddelverdi
350 $\mu g/m^3$	50%	200 $\mu g/m^3$

En ser at det generelle NO_2/NO_x-nivå i Oslo kan ligge så høyt at det kommer opp mot miljøstandarden for NO_2. I Oslo er biltrafikken den dominerende kilden til utslipp av NO_x (se tabell 2.1). (Estimatet av en NO_2-andel på ca 50 prosent (vekt) er basert på samtidige målinger av NO_x og NO_2 i Skien/Porsgrunn som viser et slikt NO_2/NO_x-forhold om vinteren.)

Skien/Porsgrunn

Målinger av NO_x og NO_2 er utført ved to stasjoner (Bjørnstadjordet og Falkum) i mesteparten av perioden fra juni 1975 fram til idag.

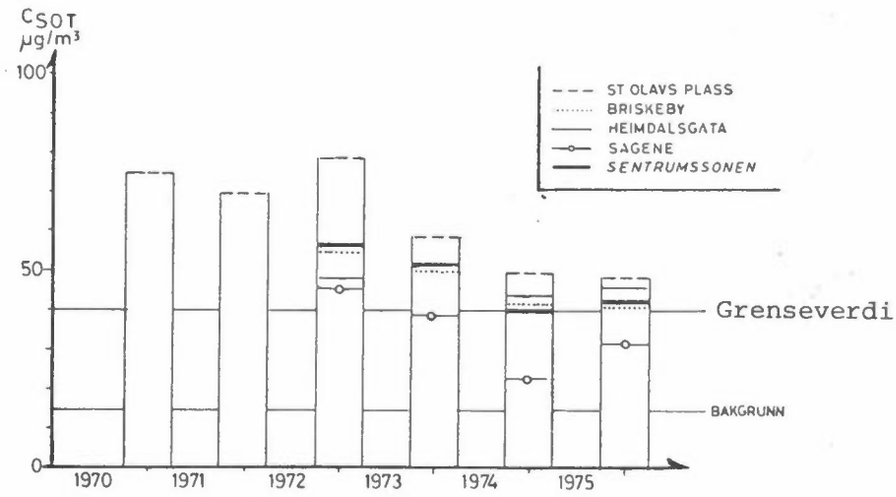
I dette området utgjør utslipp fra Porsgrunn Fabrikker en betydelig kilde i tillegg til biltrafikk og boligoppvarming. Her kommer døgnmiddelverdien av NO_2 ved målestasjonene opp mot 100 $\mu g/m^3$, altså i god avstand fra miljøstandarden. Det utelukkes ikke at andre steder i området kan ha høyere NO_2-nivåer enn de refererte.

Disse målingene tyder på at betydelige generelle konsentrasjoner av nitrogenoksyder fra bilutslipp/boligoppvarming kan forekomme i byområder mere konsentrert enn Skien/Porsgrunn-området, og spesielt i sentrumsområdene i våre største by-områder.

6.1.2 Svevestøv

Det er utført målinger av sot-konsentrasjoner i en rekke norske byer og tettsteder. Målingene viser at nivået ligger høyere enn miljøstandarder i byene Oslo, Bergen og muligens i Drammen. I disse byene kan en regne med at biltrafikken er den viktigste kilden til svevestøv, dels direkte partikkelutslipp med eksosen, dels veistøv som oppvirvles av trafikken. Det utelukkes ikke at andre byer kan ha tilsvarende høye verdier.

Figur 6.1 viser halvårsmiddelverdier av sot ved fire målesteder i Oslo, sett i forhold til WHOs miljøstandard (også norsk forslag til miljøstandard). Det har inntrådt en bedring i 1972-73 som kan ha sammenheng med en betydelig reduksjon i utslippet fra store industrikilder. Bidraget fra biltrafikken må ventes å øke med tiden, ettersom biltallet øker.



Figur 6.1: Midlere sot-konsentrasjon (halvårsmiddel) i Oslo i vinterperiodene 1970/71 - 1975/76.
("Sentrumssonen" angir middelverdien for de 4 stasjoner.)
(Målingene er utført av Oslo Helseråd).

6.2 Sekundærkomponenter

Sekundære forurensningskomponenter dannes ved kjemiske reaksjoner i atmosfæren. I disse reaksjonene inngår i første rekke svovelforbindelser, nitrogenforbindelser og organiske stoffer, samt luftens naturlige bestanddeler. Reaksjonene foregår både i gass- og partikkelfasen. En får ved reaksjonene en utveksling og likevekt mellom de to faser.

Svovelreaksjonene fører i første rekke til dannelse av sulfater i partikkelform. Sure sulfater er uheldig helsemessig sett (se vedlegg 2). De skyldes nå i første rekke utslipp av svovel fra oljeforbrenning.

Nitrogenforbindelser og organiske stoffer inngår i en rekke reaksjoner, både fotokjemiske og ikke-fotokjemiske. NO-utslippet fra biler vil gå over til NO_2 med en hastighet avhengig blant annet av temperatur og hvilke andre stoffer som er tilstede. NO_2-forurensningen er derved dels en primærkomponent, dels en sekundærkomponent.

Organiske stoffer, som forekommer i et stort antall i de ulike typer utslipp, gjennomgår reaksjoner i gass- og partikkelfasen. Spesielt skjer dette når nitrogenoksyder også er tilstede under påvirkning av sollys. Forekomsten av slike stoffer i Los Angeles ga opphav til betegnelsen fotokjemisk smog. Resultatet av disse fotokjemiske reaksjonene beskrives nærmere i seksjon 6.2.1. For øvrig blir ikke forurensningen av organiske stoffer nærmere beskrevet i denne rapporten.

6.2.1 Fotokjemiske oksydanter

Fotokjemiske oksydanter er et fellesnavn på stoffer dannet ved kjemiske reaksjoner mellom nitrogenoksyder, organiske stoffer og oksygen under påvirkning av solstråling. Ozon er den viktigste av de fotokjemiske oksydantene og brukes derfor gjerne som en

indikator på den fotokjemiske aktiviteten i atmosfæren. Utslippene av nitrogenoksyder og organiske stoffer kommer fra flere kilder. De viktigste er biltrafikk, bruk av løsningsmidler og industriell virksomhet av forskjellig slag.

Målinger av ozon har pågått i Skien/Porsgrunn siden 1975 og i Oslo siden 1977. Måleresultatene er sammenliknet med vanlig brukte grenseverdier for ozon. Verdens helseorganisasjon (WHO) anbefaler 120 $\mu g/m^3$ som maksimal timesverdi, mens den amerikanske grenseverdien er på 160 $\mu g/m^3$.

Sommeren 1976, som var usedvanlig varm og solrik, ble det i Skien/Porsgrunn (Bjørnstadjordet) målt 107 timesverdier høyere enn 160 $\mu g/m^3$ og 486 timesverdier høyere enn 120 $\mu g/m^3$. Høyeste verdi var 242 $\mu g/m^3$.

I Oslo var høyeste verdi sommeren 1977 lik 218 $\mu g/m^3$. På et målested (Maridalen) var 77 timesverdier høyere enn 160 $\mu g/m^3$ og 402 timesverdier høyere enn 120 $\mu g/m^3$. Sommeren 1977 var langt mindre varm og solrik enn sommeren 1976. Verdiene for ozon var sommeren 1977 høyere i Oslo enn i Skien/Porsgrunn.

De fleste høye verdier forekom om ettermiddagen, mellom kl 13 og 18 og ved høytrykk, lave vindhastigheter og høy temperatur og innstråling. Dette er i samsvar med resultater fra andre byer både i Amerika og Europa. Fordi det tar en viss tid for ozon å dannes, finner en de høyeste konsentrasjonene i lé av bykjerner og i noen kilometers avstand fra disse.

Det synes derfor som om utslippene fra i første rekke biltrafikk om sommeren gir opphav til en fotokjemisk aktivitet som kan føre til høye ozonverdier i nærheten av større byområder i Norge.

7 BEREGNINGSMETODER FOR GENERELL BILTRAFIKKFORURENSNING - PRIMÆRKOMPONENTER

Metoder for beregning av den generelle forurensning fra biltrafikk og andre kilder i et byområde stiller ofte store krav til inngangsdata. Prinsippet er det samme som for beregingsmetoder ved trafikkårer. På bakgrunn av en utslippsoversikt for byområdet og en kartlegging av de meteorologiske forhold over området beregnes forurensningsnivået ved hjelp av spredningsformler.

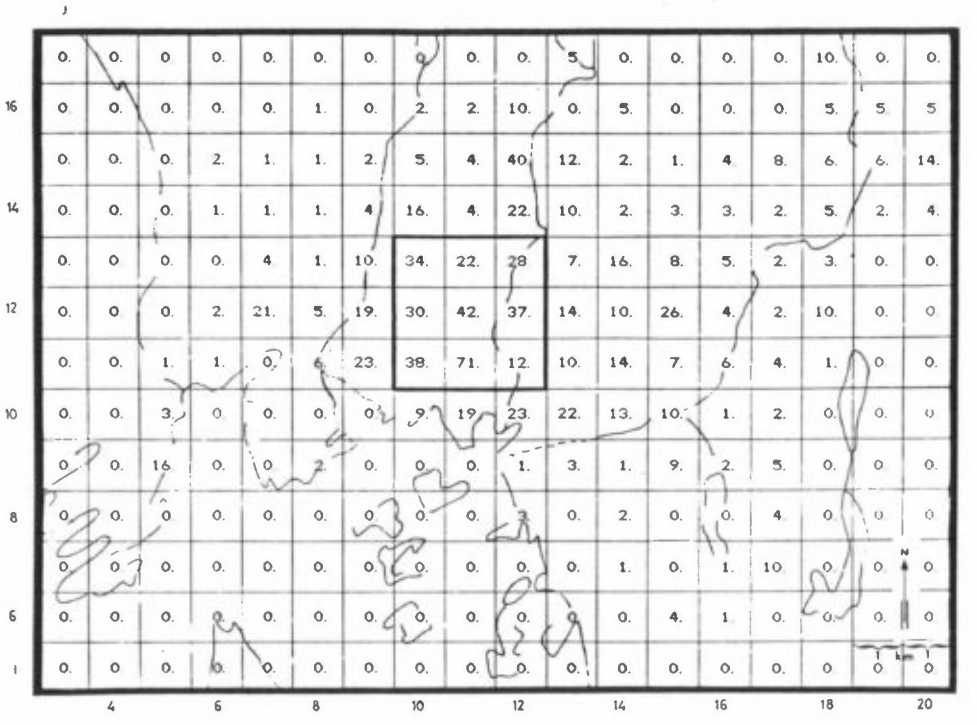
I denne rapporten skal bare metoder for komponenter som ikke gjennomgår vesentlige kjemiske reaksjoner i luften behandles. Det eksisterer også modeller som tar i betraktning de fotokjemiske reaksjoner som danner oksydanter. Arbeide på dette området utføres i Norge i første rekke ved Institutt for geofysikk ved Universitetet i Oslo.

Utslippsoversikt

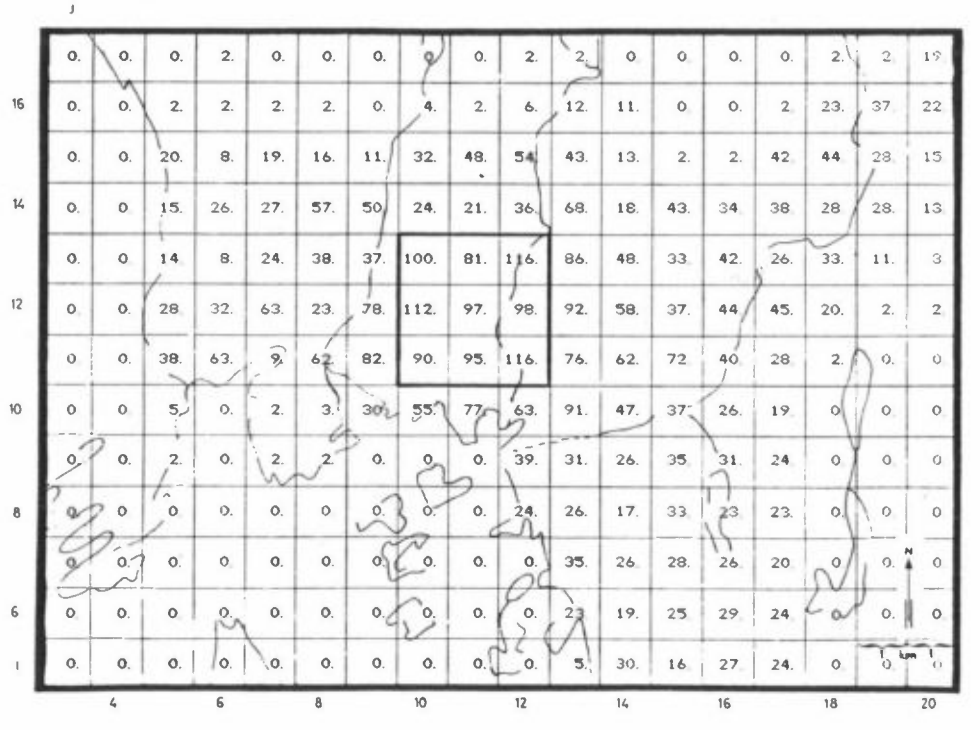
Utslippsoversikten gis i form av en geografisk fordeling av utslippene i km^2-ruter over hele området. En tilstrekkelig nøyaktig utslippsoversikt krever en god kartlegging av trafikken i området. Dette omfatter kjennskap til trafikktetthet, midlere hastighet og kjøreforhold i de enkelte gater. Totalutslippet kan estimeres ut fra totalsalget av bensin og diesel i området.

Kartleggingen av trafikken bør være så omfattende at en kan gjøre rede for minst 60-80 prosent av samlet drivstoff-forbruk i området. Differensen, som stort sett omfatter trafikken på småveier uten trafikktellinger, fordeles over området proporsjonalt med befolkningstettheten.

Figur 7.1 viser som eksempel en oversikt over midlere NO_x-utslipp fra biltrafikk og oljefyring i Oslo, vinteren 1976. Utslippsoversikten for oljefyringskilder er basert på oljeleveranseadresser, samt en fordeling av resten av totalforbruket proporsjonalt med befolkningstettheten.



Utslipp fra oljefyring



Utslipp fra biltrafikk

Figur 7.1: Utslippet av NO_x i vinterhalvåret 1976. Enhet: 10^{-1} kg NO_x/time.

Oversikt over meteorologiske forhold

Forskjellige metoder stiller ulike krav til kartleggingen av de forhold som bestemmer spredningen. Kravene varierer fra å spesifisere middelvinden (retning og styrke) over området til å kjenne detaljer (i tid og rom) i vind og temperaturforholdene i de ulike deler av området. Områdets topografi avgjør hvor detaljerte krav det er nødvendig å stille til meteorologisk kartlegging.

Nedenfor beskrives ulike beregningsmetoder som er i bruk ved NILU.

7.1 Numeriske transport- og spredningsberegninger - endelig differanse-metode

7.1.1 Kort beskrivelse

Det stilles store krav til tids- (1 time) og stedsoppløseligheten av utslippsdata og meteorologiske data. Disse er beskrevet i et rutenett (oftest 1 km^2-ruter). Forurensningsnivået i hver rute bestemmes ved å beregne utveksling (transport med vind) av forurensning mellom rutene i tillegg til utslipp i hver rute.

Detaljerte endringer i forurensningskonsentrasjonene som følge av endringer i utslipp og spredningsforhold kan estimeres fra time til time. Samtidige målinger kan derfor brukes til å kontrollere beregningsmetoden og til en viss grad utgangsdataene for beregningene. Modellen er egnet til å klarlegge årsakssammenhengen mellom utslipp og luftkvalitet i forurensningsepisoder, og kan benyttes til detaljert beregning av konsentrasjoner ved den type spredningsforhold som er typiske under forurensningsepisoder. Figur 7.2 illustrerer metoden.

7.1.2 Eksempel på anvendelse

Generell forurensning over Oslo-området

Basert på utslippsoversikten av NO_x vist i figur 7.1, er det utført beregninger av NO_x-fordelingen over Oslo (døgnmiddelverdi) for 19 desember 1973. Vind og temperaturforhold som ble registrert i perioden er anvendt under beregningene. Figur 7.3 viser resultatet av beregningen.

I perioden ble NO_x-nivået målt ved en stasjon på St. Hanshaugen. Den målte verdi passer godt inn i den beregnede geografiske fordeling.

Forurensningsnivået denne dagen er høyt, men ikke ekstremt høyt, fordi en vindøkning midt på dagen førte til en bedre utlufting i noen timer.

7.2 Gaussisk spredningsmodell - KILDER

7.2.1 Kort beskrivelse

Metoden adderer forurensningsbidragene fra enkeltkilder og arealkilder i et område ved hjelp av en gaussisk spredningsformel utviklet for enkeltkilder, se figur 7.4.

Forurensningsbidraget fra enkeltkilder kan spesifiseres, og virkningen av endringer i utslippsforholdene kan lett vurderes. Modellen forutsetter ens vindretning og styrke over hele beregningsområdet. I områder der denne forutsetning holder, beskriver den med rimelig nøyaktighet de statistiske parametre ved konsentrasjonsfordelingen.

Forutsetningen om ens vind over området vil ikke alltid være oppfylt under episoder med høy forurensning i områder med komplisert topografi, som en har nær flere norske byer. Resultatene av beregninger med denne modellen må vurderes med dette for øye.

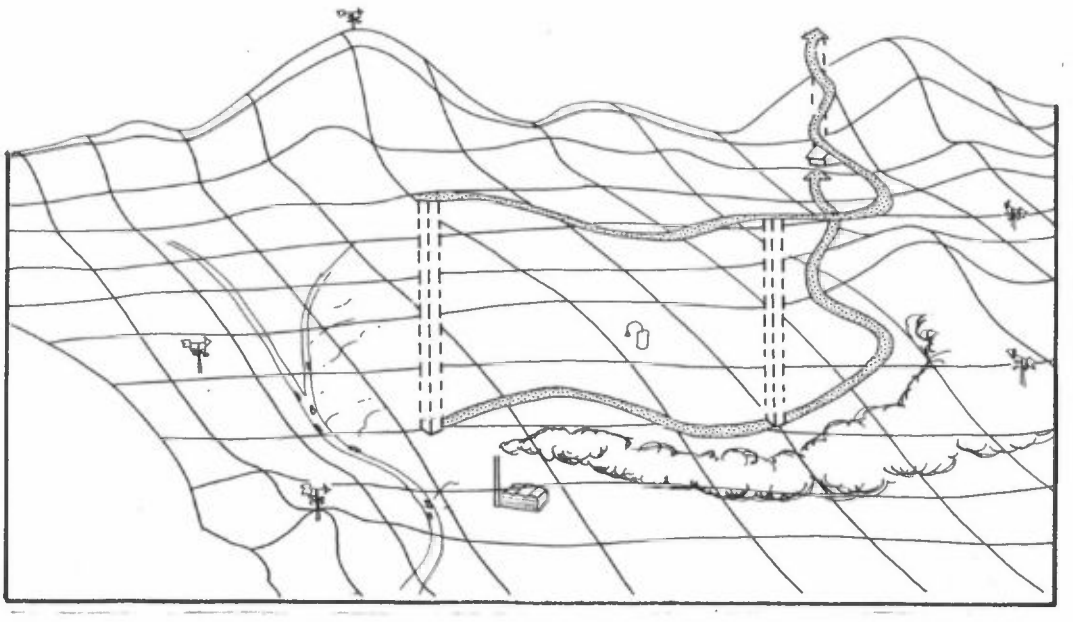
7.2.2 Eksempel på anvendelse

Generell forurensning over Oslo-området

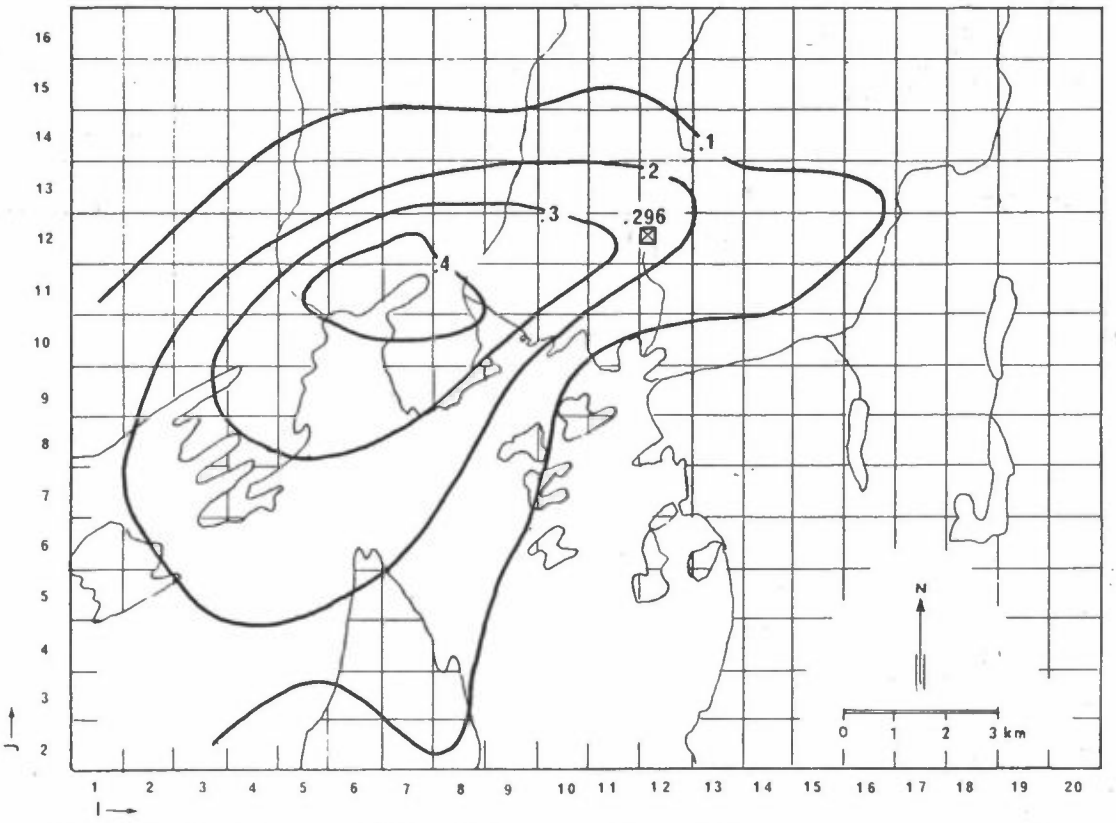
Metoden er benyttet til å beregne frekvensfordelinger for NO_x-nivået (times-middelverdier) i 1974, basert på tilsvarende utslippsoversikter som vist i figur 7.1. Meteorologiske parametre går inn i beregningene i form av statistiske fordelinger av 1-times middelverdier (vindstyrke og retning).

Figur 7.5 viser resultatene av beregningene, samt sammenligning mellom beregnede og observerte verdier.

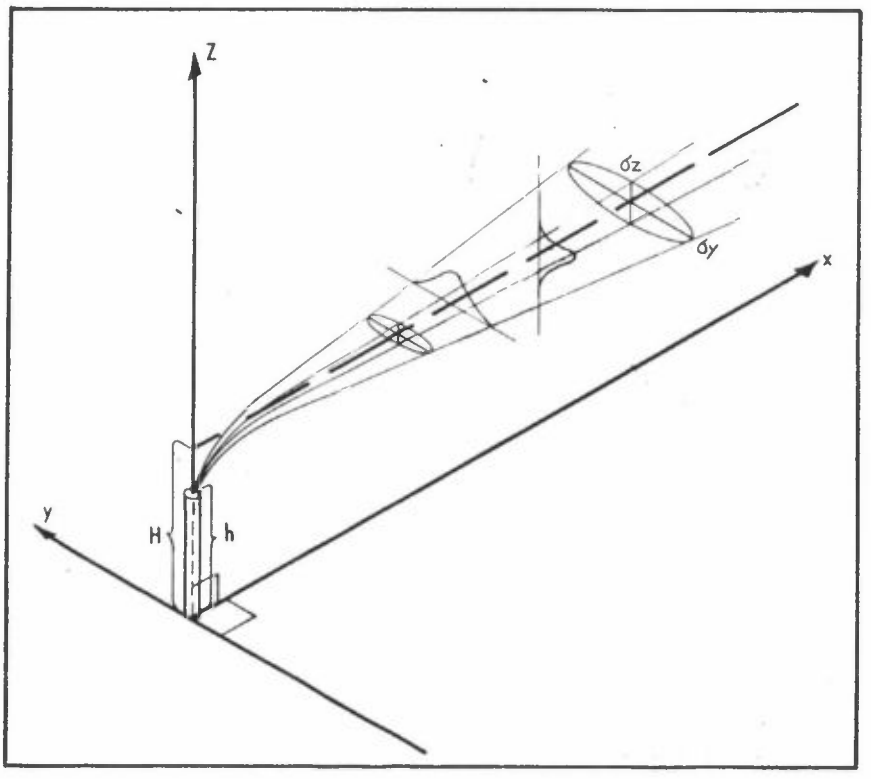
En ser at sommerfordelingene stemmer godt overens, mens beregningene underestimerer nivået om vinteren. Årsaken bør undersøkes nærmere dersom en ønsker å vurdere tiltak for å bedre luftkvaliteten.



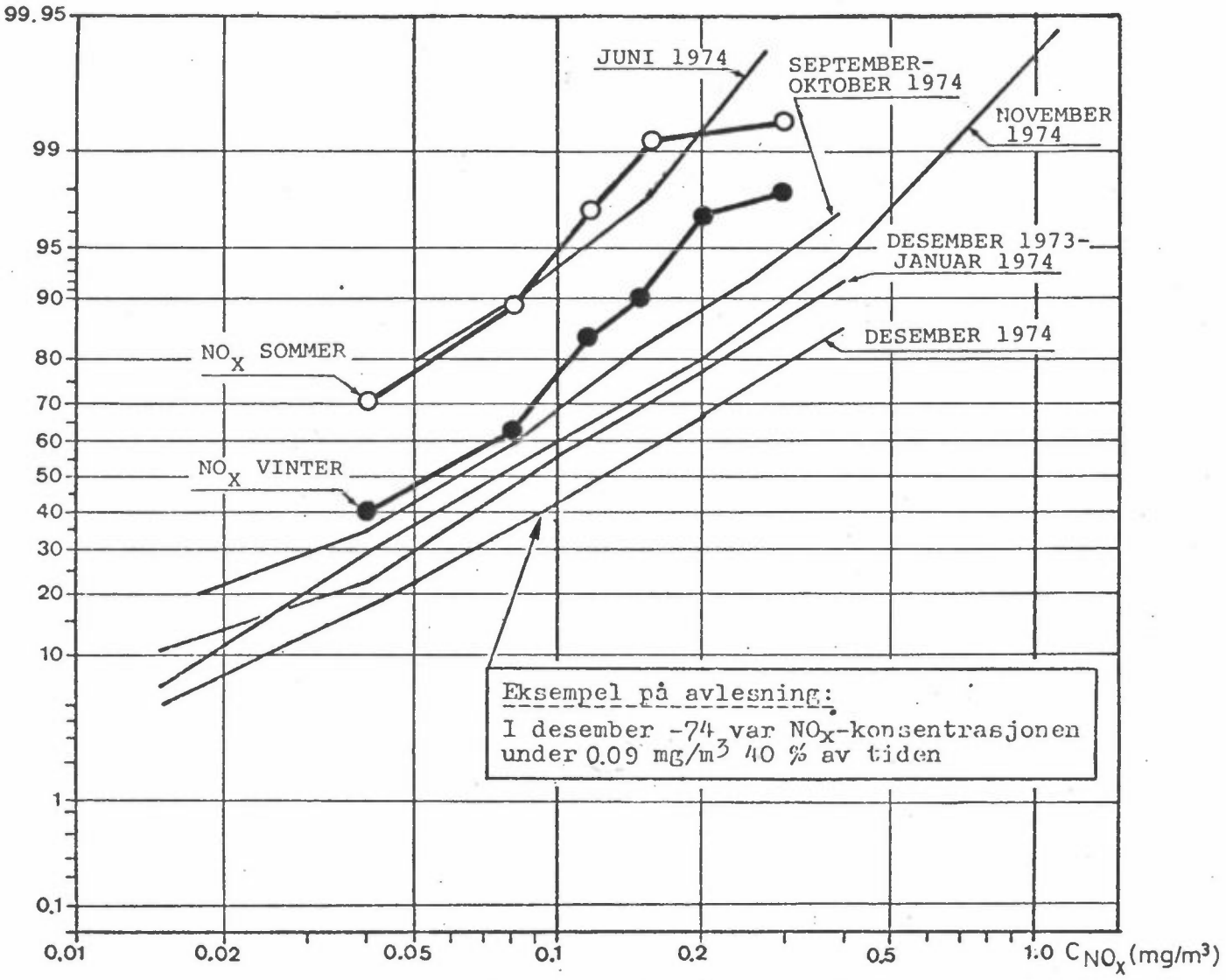
Figur 7.2: Transport og spredning av forurensninger over et område med flere kildetyper - illustrasjon av beregningsmetode. De angitte banene (prikket) viser luftens bevegelse i to nivåer.



Figur 7.3: Beregnet fordeling av døgnmidlere NO_x-konsentrasjon over Oslo-området den 19. desember 1973. Observasjonen fra St. Hønshaugen er avsatt på på figuren. (⊠) Enhet: mg/m³ (som NO_2).



Figur 7.4: Spredning fra enkeltkilde - Gaussmodell



Figur 7.5: Frekvensfordelingene av beregnede og observerte NO_x-verdier på St. Hanshaugen i 1974.

—— målte verdier

o—o } beregnede verdier

●—●

8 LISTE OVER NILUs RAPPORTER VEDRØRENDE BILTRAFIKK-FORURENSNINGER

Oppdragsrapporter

1978

Grønskei, K.E. — Undersøkelse av luftforurensninger fra vegtrafikk i Rosenborg/Møllenbergområdet i Trondheim. Lillestrøm 1978. (NILU OR 15/78.)

Grønskei, K.E. — Regionale luftforurensninger fra vegtrafikk i Oslo-området. Lillestrøm 1978. (NILU OR 25/78.)

Grønskei, K.E. — Luftforurensning ved tunnel for grunnlinjen mellom Børsen og Vestbanen, Oslo. Lillestrøm 1978. (NILU OR 37/78.)

Grønskei, K.E. — Forurensninger fra biltrafikk fra Økernveien 77-81. Lillestrøm 1978. (NILU OR 38/78.)

Grønskei, K.E. — Forurensning fra biltrafikk. Avstand mellom gang/sykkelvei og motorisert vei. Lillestrøm 1978. (NILU OR 40/78.)

Larssen, S.
Grønskei, K.E. — Vurdering av luftforurensningsnivået fra vegtrafikken på E-18 ved Anders Nælands eiendom ved Kjellstad ved Drammen. Lillestrøm 1978. (NILU OR 47/78.)

Larssen, S. — Luftforurensninger fra vegtrafikk. Målinger i Trondheim kommune 1978. Lillestrøm 1978. (NILU OR 49/78.)

Lamb, B. — A tracer investigation of ventilation in an automobile tunnel. Lillestrøm 1978 (NILU OR 66/78.)

1977

Larssen, S. — Undersøkelser av luftforurensninger fra biltrafikk i Norge. Lillestrøm 1978. (NILU OR 10/77.)

Larssen, S. — Luftforurensninger ved Drammensveien (E-18) i Bærum kommune. Lillestrøm 1977. (NILU OR 20/77.)

1976

Grønskei, K.E. Luftforurensninger og turbulens ved Strømsteinbrua i Stavanger. Kjeller 1976. (NILU OR 2/76.)

Larssen, S. Trafikale luftforurensninger - utslipp, virkninger og forekomst i Norge. Kjeller 1976. (NILU OR 11/76.)

Larssen, S. Vurdering av luftforurensningsbelastning, Drammensveien 201, Oslo. Kjeller 1976. (NILU OR 21/76.)

Grønskei, K.E. Trafikale forurensninger ved utvidelse av Ullernchausséen. Lillestrøm 1976. (NILU OR 26/76.)

1975

Larssen, S. Luftforurensninger fra biltrafikk i Langgaten, Holmestrand. Kjeller 1975. (NILU OR 11/75.)

1974

Larssen, S. Grunnlag for vurdering av luftforurensninger ved motorveiparsellen Frydenhaug-Eik i Drammen. Kjeller 1974. (NILU OR 88/74.)

1973

Grønskei, K.E. Sammenhengen mellom CO-konsentrasjonene og trafikkforholdene i Drammens-området. Kjeller 1973. (NILU OR 49/73.)

1972

Grønskei, K.E. Generelle og trafikale luftforurensninger i Drammen. Vurderingsgrunnlaget for motorveiparsellen Høvik - Rundtom. Kjeller 1972. (NILU OR 34/72.)

Thrane, K.E. Målinger av bly og carbonmonoksyd i luften i trafikkerte gater. Kjeller 1972. (NILU OR 38/72.)

Tekniske notater

1977

Luftforurensninger fra biltrafikk. Rapport fra et seminar arrangert av NILU, Lillestrøm, 14.juni 1977. Lillestrøm 1977. (NILU TN 9/77.)

1975

Rystad, B. Støvfallsmålinger ved motorveien i Skedsmo. Kjeller 1975. (NILU TN 3/75.)

VEDLEGG 1

UTSLIPP FRA VEGTRAFIKK - HOVEDKOMPONENTER OG VIRKNINGER

Karbonmonoksyd (kullos), CO (1)

CO er en giftig gass. Giftvirkningen skyldes først og fremst at CO forbinder seg lettere til hemoglobinet i blodet enn oksygen gjør. Dersom luften som innåndes inneholder CO, vil dette føre til nedsatt oksygentransport i blodet. Høye konsentrasjoner (anslagsvis over 200-300 mg/m^3) kan av denne grunn i løpet av en viss tid (mere enn ca 10 timer) medføre hodepine, bevisstløshet og alvorligere symptomer.

Konsentrasjoner i nærheten av trafikkerte veier vil sjelden overstige 100 mg/m^3 (korte topper). 1-times og 8-timers gjennomsnittsverdier vil sjelden overstige henholdsvis ca 70-80 mg/m^3 og 40-50 mg/m^3.

Et opphold på 8 timer i gateluft med 35 mg/m^3 CO for et "normalt" individ vil medføre at ca 4 prosent av hemoglobinet i blodet er bundet til CO. Slike konsentrasjoner kan virke nedsettende på synsskarpheten og reaksjonshastigheten og kan derved redusere trafikksikkerheten. På personer med normalt god helsetilstand vil det ikke oppstå akutte virkninger av CO i de konsentrasjoner som opptrer ved veier. Av kroniske virkninger synes det som et innhold av CO i blodet på mer enn 4 prosent øker risikoen for utvikling og forverring av hjerte/kar-sykdommer (1, 2).

Nitrogenoksyder, NO, NO_2 (3)

Flere forskjellige nitrogenoksyder er kjente, men nitrogenmonoksyd (NO) og nitrogendioksyd (NO_2) har størst interesse i forbindelse med luftforurensning fra biler. Det slippes ut nesten bare NO, men denne reagerer med luften og danner NO_2. Denne overgangen kan skje betraktelig raskere ved innvirkning av sollys og når reaktive hydrokarboner er tilstede.

I et byområde er utslipp fra biltrafikk og utslipp fra boligoppvarming (olje) og industri de viktigste nitrogenoksydkildene. På grunn av at bilutslippet skjer i bakkehøyde, er det likevel dette utslippet som det meste av tiden vil bestemme konsentrasjonen ved trafikkårer.

NO_2 har størst interesse for biologiske effekter. Hos planter er det påvist at veksten nedsettes ved konsentrasjoner på 0.55-0.95 mg/m^3 ved 10-22 dagers eksponeringstid. Effekten på bronkiene og lungevev synes å være den viktigste virkningen på mennesker. Høye konsentrasjoner kan føre til lungeødem. Epidemiologiske undersøkelser i USA tyder på en sammenheng mellom innholdet av NO_2 i luften og forekomsten av lungesykdommer hos befolkningen. NO_2 er et stoff med kumulativ virkning, slik at skader kan oppstå ved lang eksponering til relativt lave konsentrasjoner.

Hydrokarboner (HC)

Det finnes et stort antall forskjellige hydrokarboner i bensin. I utslippet kan de forekomme dels som gasser, del som aerosoler (partikler). Ved forbrenning med luftunderskudd (tomgang, sterk akselerasjon og retardasjon) kan store mengder uforbrente hydrokarboner finnes i utslippet. Noen av disse stoffene forårsaker hodepine og tretthet. Eksoslukt skriver seg i første rekke fra en del delvis oksyderte forbindelser (f.eks. aldehyder og ketoner). Det er ikke påvist noen sammenheng mellom disse luktstoffer og sykdomsforekomster. Eksoslukt kan imidlertid virke som en utløsende faktor for anfall hos astmapasienter (2).

Enkelte hydrokarboner (f.eks. noen tjærestoffer som polysykliske aromater) er påvist å være karsinogene (dvs. kreftfrembringende ved dosering i høye konsentrasjoner på forsøksdyr). Disse stoffer forekommer i bilutslipp hovedsakelig som aerosoler. Andre kilder som boligoppvarming (olje) er også viktige i denne forbindelse. Motordrivstoff inneholder en viss mengde benzen, som også er et karsinogen. Et eventuelt benzenproblem vil i første rekke være konsentrert til steder der fylling og lagring av drivstoff foregår.

Prøver av partikler i byluft kan gi mutagen effekt på enkelte biologiske test-celle-kulturer. Det er trolig at en stor del av denne mutagene effekt skyldes de ulike typer gass- og partikkelformige organiske stoffer som forekommer i byluft som resultat av utslipp fra biltrafikk, oljefyring og industri.

En del av hydrokarbonene er reaktive i den forstand at de kan reagere med andre stoffer i atmosfæren og produsere stoffer med skadelig virkning. Se f.eks. nedenfor under fotokjemiske oksydanter.

Sot og støv

Under forbrenningen av bensin og diesel i bilmotorer vil det dannes sot. Denne opptrer først som ytterst fine partikler. Disse kan agglomerere til større partikler og blir synlig røyk. Den samlede mengden utgjør omtrent 1/1000 av bensinens vekt og 3-4/1000 av dieseloljens vekt.

Bilene forårsaker dessuten en betydelig partikulær forurensning ved oppvirvling av veistøv og ved sin slitasje på veibanen (særlig med piggdekk om vinteren), bildekkene og bremsebånd. En stor del av dette støvet består av relativt store partikler som vil falle ned nær veibanen. Det vil på grunn av dette foregå en generell nedsmussing av de nærmeste omgivelsene omkring veibanen.

Støvet i forbindelse med trafikken gir også opphav til den største delen av respirabelt svevestøv (partikler så små at de følger luften ned i lungene) nær gater/veier. Dette svevestøvet inneholder en mengde komponenter som skriver seg fra utslippet (bly, sot, tjærestoffer) fra veidekke (asfaltstøv), bremsebånd (asbest), dekk etc. For eksempel er bly, tjærestoffer og asbest helseskadelige stoffer. Det er til nå ikke foretatt analyser på asbest i nærheten av norske veier.

Bly (4,5)

Bly er et giftig metall som kommer i organismen via luft, mat og vann og opptas i blod og akkumuleres i enkelte organer. De første symptomer på mild blyforgiftning kan være nervøsitet, irritabilitet og søvnløshet. For stor tilførsel av bly til organismen fører til anemi og kroniske nerveskader.

Organismen tilføres bly gjennom mat og drikke. Denne tilførselen varierer med dietten og vannets blyinnhold, og gir et visst blyinnhold i blodet hos befolkningen.

Tilførselen av bly til organismen via luftveien skyldes først og fremst utslipp av bly fra biler som bruker blyblandet bensin.

Blyutslipp fra biler består vesentlig av små partikler som inneholder uorganiske blyforbindelser. Også en del organiske forbindelser finnes. Disse har størst betydning når det gjelder helsevirkninger. De fleste av disse partiklene har en diameter på mindre enn 1 µm (10^{-6}m). Ved innånding vil en del av disse partiklene avsettes i lungene og bli oppløst i blodet.

Undersøkelser i USA (5) viser at et innhold av uorganisk bly i luften på mer enn 3 µg/m^3 fører ved lengre tids eksponering til vesentlig økt blyinnhold i blodet hos normale individer. En kunne ved denne konsentrasjonen ikke detektere skadelige virkninger på individene som deltok i undersøkelsen.

Usikkerheten om ved hvilken blykonsentrasjon i blodet skadevirkninger kan opptre er stor. For barns vedkommende kan denne ligge så lavt som ved 0.5 µg/ml. Den omtalte undersøkelsen viste at blyinnholdet i blodet hos voksne individer nærmer seg denne grensen ved 3 måneders eksponering til ca 10 µg/m^3 uorganisk bly i luft. Disse konsentrasjoner er høye

i forhold til de en finner i luften ved veier i Norge. Imidlertid har den organiske delen av blyutslippet fra biler muligens større virkning til å øke blyinnholdet i blodet enn den nevnte undersøkelsen med uorganisk bly viste.

I Norge er det innført restriksjoner på blyinnholdet i bilbensin. Etter 1.4.1974 selges ikke bensin med blyinnhold større enn 0.4 g/l. Tidligere kunne blyinnholdet i bensinen variere med verdier opp til 0.8 g/l. Det er sannsynlig at blyinnholdet vil bli redusert ytterligere.

Blyutslippet fra biler vil gi en tilførsel til naturen av blyholdige forbindelser, spesielt i nærheten av gater og veier. Dette kan føre til et opptak av bly i næringsmidler som kan ha helsemessig betydning.

Fotokjemiske oksydanter

Fotokjemiske oksydanter kan dannes ved kjemiske reaksjoner mellom nitrogenoksyder og hydrokarboner under påvirkning av sollys. I områder med sterk trafikk vil en under visse meteorologiske forhold ha muligheter for dannelse av fotokjemiske oksydanter. Disse virker irriterende på slimhinner (f.eks. øyne) og har også skadelig virkning på vegetasjon.

Dannelsen av fotokjemiske oksydanter skjer over et typisk tidsrom av fra en halv til noen timer, dersom konsentrasjonen av primærkomponenter er av passende størrelse. På grunn av den tid det tar før reaksjonsproduktene dannes vil ikke smog-problemet være lokalisert til umiddelbar nærhet av veien, slik det er for de andre forurensningskomponentene, men vil opptre i de områder hvor forurensningene blir transportert. Vegetasjonsskader (grønnsaker og bartrær) og også skader på materialer (plast, maling, gummi) opptrer ved lavere konsentrasjoner enn der helsevirkningene melder seg.

Svovelforbindelser

Disse regnes ikke i første rekke å skyldes utslipp fra biler. Imidlertid vil det relativt beskjedne innholdet av svovel i bensin og diesel føre til en økning av konsentrasjonen av svovelforbindelser i luften nær veier. En har tidligere regnet svoveldioksyd (SO_2) for å være den helsemessig sett viktigste svovelforbindelse i luftforurensning. I den senere tid har en imidlertid lagt mer vekt på andre svovelforbindelser som svovelsyre og andre sulfater. Nyere undersøkelser i USA (6) tyder på at uheldige helsevirkninger har en nærmere sammenheng med konsentrasjonen av sure sulfater enn med SO_2-konsentrasjonen.

Uheldige helsevirkninger kan omfatte kronisk bronkitt, akutte luftveissykdommer, samt forverring av andre symptomer som for eksempel astmaanfall.

REFERANSER

(1) Air quality criteria for carbon monoxide. Washington D.C., 1970. (US Environmental Protection Agency. Publ. No. AP-62.)

(2) Nordisk Seminar: Forurensninger og de hjerte- og lungesyke. *Nordisk Medisin*, 89, 313-328 (1974).

(3) Air quality criteria for nitrogen oxides. Washington D.C., 1971. (US Environmental Protection Agency. Publ. No. AP-84.)

(4) EPAs position on health implications of airborne lead. Washington D.C., 1973. US Environmental Protection Agency.

(5) Griffin, T.B. et al. Clinical studies on men continuously exposed to airborne particulate lead. Institute of Comparative and Human Toxicology. Albany Medical College, Albany, New York.

(6) Health consequences of sulfur oxides: A report from CHESS, 1970-1971. Washington D.C., 1974. (US Environmental Protection Agency, Publ. No. EPA-650/1-74-004.)

VEDLEGG 2

NORMER OG RETNINGSLINJER FOR LUFTKVALITET

INNHOLD

1 INNLEDNING

2 NORMER OG RETNINGSLINJER

2.1 Karbonmonoksyd, CO

2.2 Nitrogenoksyder, NO og NO_2

2.3 Svevestøv

2.4 Bly i svevestøv

2.5 Fotokjemiske oksydanter

2.6 Svoveldioksyd, SO_2

3 REFERANSER

1 INNLEDNING

I forskjellige land er det fastsatt normer og retningslinjer for høyeste tillatte konsentrasjoner av forurensninger som kan settes i forbindelse med utslipp fra biltrafikk. I tillegg har Verdens helseorganisasjon (WHO) utgitt en liste over anbefalte normer, som betegnes som "recommended long-term goals".

I Norge har man ennå ikke fastsatt normer for luftkvalitet, men det foreligger et forslag til veiledende miljøstandarder for luftforurensning med hensyn på svoveldioksyd/svevestøv og nitrogendioksyd, utarbeidet av Statens Forurensningstilsyn. Miljøstandardene er vedtatt av Røykskaderådet.

En luftkvalitetsnorm består blant annet av en konsentrasjon og en midlingstid, samt en foreskrevet målemetode. Generelt reduseres den tillatte konsentrasjon når midlingstiden øker. Noen normer angir den høyeste tillatte verdi for 95 eller 98-prosentilen for alle data for et år. Kravet er med andre ord i det tilfelle at henholdsvis 95 prosent eller 98 prosent av alle data skal ligge lavere enn en gitt verdi.

Normene skal beskytte befolkningen som helhet mot uheldig helsepåvirkning. Ved fastsettelse av normer må det tas hensyn til befolkningsgrupper som er mer sensitive enn andre overfor påvirkningen. Luftforurensning gir sin påvirkning først og fremst via lungene. Hjerte og lungesyke regnes som en spesiell sensitiv gruppe overfor luftforurensninger (1).

Også barn, eldre mennesker og gravide kvinner kan i enkelte sammenhenger regnes som mer sårbare enn et voksent, helsemessig friskt individ. En luftkvalitetsnorm bør derfor, når en tar hensyn til det store antall individer i sårbare grupper, settes så lavt at også disse får en ønsket sikkerhet mot uheldig påvirkning.

Eventuelle langtidsvirkninger av luftforurensninger i moderate konsentrasjoner er lite kjent. Enkelte undersøkelser tyder for eksempel på at karbonmonoksyd (CO) kan ha en langtidsvirkning på hjertekar-systemet, når CO-innholdet i blodet (COHb) overstiger 4%. (2). Hos røykere er COHb-innholdet ofte høyere enn dette. Indikasjoner som kan tyde på langtidsvirkninger tas hensyn til i enkelte av normene, ved at disse settes vesentlig lavere enn de nivåer der kjente, mere akutte effekter kan opptre.

For noen av luftkvalitetsnormene (støvnedfall) er det oppgitt i hvilke områder de gjelder (industriområde, boligområde, etc.). For de fleste normer er dette ikke angitt. Når det gjelder de normer som er satt for å beskytte helsen og som er basert på direkte studier av effekter, er det imidlertid klart at de bør gjelde i alle områder hvor individer oppholder seg i minst så lang tid som den angitte midlingstid for normen. Normene er gitt for midlingstider fra 1 time til 1 år. På/ved gater i tettbygde strøk kan ferdselen av mennesker inndeles i grupper etter hvor lang tid de oppholder seg på/ved veien: kjørende (kort tid), gående (noen timer), de som har sitt arbeidssted ved veien (8 t pr. dag), de som bor ved veien (hele året). En beskyttelse av alle disse grupper innebærer at normer med midlingstid fra 1 time til 1 år bør komme til anvendelse.

I det følgende presenteres og diskuteres enkelte lands normer. Vi har valgt å legge hovedvekten på normer i vesteuropeiske land, USA, Canada og Japan.

De forskjellige land gir normene på følgende måte:

USA Normene er fastsatt i lovs form i 1971 som "National Primary and Secondary Air Quality Standards"(3). Bakgrunnen for normene er dokumentert i et "criteria document" for hver komponent. "Primary Standard" definerer en grense som med tilstrekkelig sikkerhetsmargin skal beskytte befolkningens helse. "Secondary Standard" definerer en grense som skal beskytte mot negative virkninger på befolkningens trivsel og virkninger på naturgrunnlag og materialer.

Normene er gitt som maksimale konsentrasjoner som gjennomsnitt over en tid, fra 1 time til 1 år. Normen foreskriver ingen regler for plassering av målepunkter eller ekstrapolering av data fra et punkt til et annet. Det må derfor antas at normen skal gjelde i alle områder.

Vest-Tyskland Normene er fastsatt i Bundes-Immissions-schutzgesetz av 28 august 1974 (4). Grunnlaget for normen er ikke spesifikt dokumentert.

En talsmann for det tyske innenriksdepartement (5) nevner at følgende danner grunnlaget for normene : uttalelser fra tyske vitenskapsmenn og fagfolk (VDI); litteraturstudier; uttalelser fra miljøkommisjonen i NATO og WHO. På toppen av dette er det så gjort en politisk vurdering. Normene representerer et kompromiss mellom ønskelige forhold og de forhold som reelt kan oppnås i dagens situasjon, en avveining mellom hensyn til helse og hensyn til kostnader.

Normen spesifiserer en årsmiddelverdi, samt en 95-prosentil, dvs at 95 prosent av alle havltimesverdier i løpet av året skal ligge lavere enn verdien som er spesifisert.

Normen spesifiserer et kvadratisk stasjonsnett med 4 km mellom hver målestasjon. Stasjonenes plassering skal være representativ for området. Dette tyder på at normen ikke først og fremst er anvendbar for målinger i bygater. En må imidlertid gå ut fra at man egentlig ikke vil tillate at høyere konsentrasjoner enn de som er gitt i normene opptrer der mennesker bor og ferdes. Normene vil derfor her antas å gjelde også ved bygater.

Canada Tre nivåer defineres på følgende måte:

Maksimalt ønskelig nivå	: Langtidsmålsetting for luftkvalitet, og en basis for å holde luften ren i uforurensede områder.
Maksimalt akseptabelt nivå	: Et realistisk nivå som kan oppnås i dag. Gir beskyttelse mot uheldige virkninger med hensyn til bl.a. "personal comfort and well being".
Maksimalt tolerabelt nivå	: Indikerer dårlige luftkvalitetsforhold som krever omgående aksjon fra myndighetene.

De to første nivåer er gitt i Canada's "Clean Air Act", altså i lovs form.

Nivåene er gitt som maksimale konsentrasjoner som gjennomsnitt over en viss tid, fra 1 time til 1 år. Normen spesifiserer ikke spesielle regler for stasjonsplassering.

Japan De japanske normene er beskrevet i (6). Grunnlaget for normene er ikke dokumentert der. Normene er gitt på samme måte som i USA, og uten spesifikasjoner for målepunktenes plassering.

Rijnmond, Nederland Mynighetene i Rijnmond-distriktet (Rotterdam) har fastsatt alarmnivåer som kommer til anvendelse under episoder med høy forurensning. De forskjellige fasene er koblet til tidsbegrensede utslippsreduksjoner.

Fase 2 : Rijnmond ber bedriftene om å sette i gang frivillige tiltak for å redusere utslipp.

Fase 3 : Fylkesmannen ber om frivillige tiltak for å redusere utslipp.

Fase 4 : Utillatelige konsentrasjoner. Med hjemmel i lov settes tvungne tiltak i verk.

Det er ikke fastsatt normer for Nederland som helhet.

Verdens helseorganisasjon, WHO har gitt "Air Quality Criteria and Guides for Urban Air Pollutants" (2) for komponentene svoveloksyder, svevestøv, karbonmonoksyd og fotokjemiske oksydanter. Verdiene presenteres som "Recommended long-term goals", og spesifiseres dels maksimale middelverdier over midlingstider fra 1 time til 1 år, dels 98-prosentiler, sannsynligvis basert på 1-times midlede observasjoner. Bakgrunnen for anbefalingene er også dokumentert i (2). Anbefalingene tar sikte på å gi en beskyttelse, med en innebygd sikkerhetsmargin, mot helseeffekter.

Norge. Det forslag til veiledende luftkvalitets-standarder som Statens Forurensningstilsyn la fram i oktober 1977 for stoffene SO_2, NO_2 og støv, ligger nå til videre behandling i Miljøverndepartementet. Det er ikke avklart hvilken status norske miljøstandarder vil få. De norske forslagene bygger på utenlandske standarder og det kjennskap til helsemessige effekter som disse er basert på.

2 NORMER OG RETNINGSLINJER

2.1 Karbonmonoksyd, CO

Tabell 1 gir en oversikt over normer for CO, samt WHO's anbefalte verdier.

Tabell 1: Oversikt over luftkvalitetsnormer for CO (mg/m³).

CO mg/m³	Midlingstid					Merknad
	1 time	8 timer	24 timer	95 pros.	1 år	
USA og WHO [1]	40	10				USA: Primary and Secondary air Quality Standard 1971 (3) WHO: Recommended long term goal, 1972 (2)
Canada	15	6				Max desirable level } Clean Air Act
	35	15				" acceptable " } Clean Air Act
		20				" tolerable "
Vest-Tyskland				30	10	Bundes-Immissionsschutz-gesetz, 1974 (4)
Japan		20				(6)
Rijnmond	60		12			Fase 2
Nederland	120		23			Fase 3
Alarmnivåer	300		46			Fase 4

[1]) WHO stiller i tillegg krav til at CO-innholdet i blodet ikke skal overskride 4% COHb.

Det er stor forskjell på normene i USA (anbefalt av WHO), Vest-Tyskland og Japan. Japan tillater et dobbelt så høyt 8t-nivå som USA. Vest-Tyskland har den minst restriktive norm av disse land. Canada's ønskelige og akseptable nivåer ligger i nærheten av USA's normer.

En direkte sammenligning mellom vest-tysk og amerikansk CO-norm er vanskelig, fordi de er gitt på forskjellige måter. Ut fra middelverdien og 95-prosentilen som er bestemt i vest-tysk norm, kan en imidlertid anslå hvilken maksimal 1/2-times middelverdi dette tilsvarer. Som resultatene av den foreliggende undersøkelsen viser, er den kumulative frekvensfordelingen av 1/2-times middelverdier av CO i en bygate log-normal-fordelt. Basert på en slik fordeling, vil den vest-tyske norm i realiteten tillate 1/2-times middelverdier på ca 150 mg/m^3. Slik forurensningsforholdene er i en bygate, vil dette tilsvare en maksimal en-times middelverdi på over 100 mg/m^3, som ligger på over det dobbelte av hva som ansees akseptabelt i USA.

Kommentarer til de enkelte lands normer

USA Normen kan overskrides en gang pr. år. Grunnlaget for normen er dokumentert i (7). Normen gir en rimelig sikkerhet for at CO-innholdet i blodet (COHb) til individer som utsettes for disse konsentrasjoner ikke overstiger 2% COHb (8). De første merkbare effekter av CO-påvirkning kan opptre ved 2.5% COHb (7). Over dette nivå har man detektert f.eks. redusert synskarphet og reaksjonshastighet.

Den amerikanske normen er altså bevisst satt så lavt at en ikke bare skal unngå de første merkbare virkninger av svak CO-forgiftning, men også ha en viss sikkerhetsmargin innebygd. Dette mener man er nødvendig også fordi eventuelle virkninger av CO-påvirkning over lang tid er lite kjent.

Canada Landets målsetting krever konsentrasjoner som er lavere enn USA's normer. I dag aksepteres 35 mg/m^3 (1 time) og 15 mg/m^3 (8 timer), altså i nærheten av USA's normer. Ved en 8-timers middelverdi på 20 mg/m^3 (= Japans norm), som tilsvarer et COHb-innhold på ca 2.5% kreves omgående tiltak fra lokale myndigheter.

Vest-Tyskland En konsentrasjon på 75 mg/m^3 i 8 timer (som i realiteten tillates av normen vil "normalt" gi over 8% COHb i blodet hos en person i lett fysisk aktivitet (2). Nivået ligger høyere ved høyere fysisk aktivitet, dvs med økende lungeventilasjon. Dette ligger vesentlig over WHO's anbefaling at COHb ikke skal overstige 4%. Forskjellige forandringer i hjertekar-systemet som kan ha betydning for utvikling og forverring av patologiske symptomer opptrer ved COHb på ca 6% og over. I befolkningen er det et antall mennesker med allerede redusert hjertekar-funksjon for hvem en ytterligere reduksjon i oksygen-metningen i blodet vil være skadelig.

Rijnmond Fra distriktsmyndigheter anmodes altså om redusering av utslipp (fase 2), når verdiene kommer opp på 1.5 ganger høyere enn amerikansk norm (1-times middel). Rijnmond-nivået (fase 2) er dermed i relativt god overensstemmelse med amerikansk norm. Døgnverdien for fase 4, når tvungne tiltak innføres (46 mg/m^3), ligger ikke svært langt over den døgn-verdi som i realiteten tillates ved veier i vest-tysk norm (ca 35 mg/m^3). Dette understreker at den vest-tyske normen er vesentlig mindre restriktiv enn de øvrige.

2.2 Nitrogenoksyder, NO og NO_2

Tabell 2 gir en oversikt over normer for nitrøse gasser i USA, Canada, Vest-Tyskland, samt WHO's anbefalte retningslinje, slik den foreligger i dag, samt det norske forslag til vei-ledende miljøstandarder. Når en ser bort fra Japan, er overensstemmelsen mellom normene for nitrogendioksyd, NO_2 i de forskjellige land ganske god. Bare Vest-Tyskland har fastsatt en norm for nitrogenmonoksyd, NO.

Tabell 2: Oversikt over luftkvalitetsnormer for nitrøse gasser (mg/m³).

Nitrøse gasser mg/m³	Midlingstid				Merknad
NO_2	1 time	24 timer	95 pros	år	
USA				0.10	Primary and Secondary Air Quality Standard 1971 (3)
Vest-Tyskland			0.30	0.10	Federal immisjonskontroll-lov 1974 (4)
Japan		0.04			(5)
Canada				0.06	max desirable level
	0.40	0.20		0.10	max acceptable level
	1.0	0.30			max tolerable level
WHO	0.19-0.32				(9)
Nederland	0.30	0.15			Fase 2
(Rijnmond)	0.50	0.20			Fase 3
Alarmnivåer	0.75	0.30			Fase 4
Norge (veiledende miljø-standardforslag jan. 1977)	0.40	0.20		0.10*	*halvårsmiddel (vinter)
NO					
Vest-Tyskland			0.60	0.20	Federal immisjonskontroll-lov 1974 (4)

Kommentarer til de enkelte lands normer

USA Grunnlaget er dokumentert i (9). I hovedsak hviler normen på epidemiologiske undersøkelser, hvor sammenhengen mellom NO_2-forurensningen og frekvensen av luftveisykdommer hos befolkningen ble undersøkt, den såkalte Chattanooga-undersøkelsen. Gjennomføringen av denne undersøkelsen er blitt kritisert, men ikke desto mindre har andre land senere satt normer for NO_2 som svarer til de amerikanske. Resultatene fra Chattanooga ga etter amèrikanernes mening bare grunnlag for å sette en norm på årsbasis.

Canada Som når det gjelder CO, krever Canada's målsetting lavere konsentrasjoner enn USA's normer. I dag aksepteres imidlertid et årsmiddelnivå som er lik USA's norm. Vest-Tyskland tolererer høyere korttidsnivåer enn Canada (en 95-prosentil på 0.30 mg/m^3 er mindre restriktiv enn en døgnnorm på samme verdi, se figur 1).

Vest-Tyskland Bakgrunnen for denne vest-tyske normen er tilsvarende den for CO, nemlig en vurdering av tilgjengelige data, samt en politisk vurdering. Her har de lagt seg på samme nivå som amerikanerne (i motsetning til når det gjelder CO).

Rijnmond Alarmnivåene stemmer godt overens med Canadas nivåer. Begge anser 0.30 mg/m^3 som døgnmiddel for å være ikke-tolerabelt.

Norge Det norske forslag faller helt sammen med den kanadiske "max acceptable level", bortsett fra at årsmiddelverdien på 0.10 mg/m^3 i Norge foreslås anvendt som 6-måneders middelverdi. Forslaget blir dermed vesentlig mere restriktivt, og er mere i overensstemmelse med den kanadiske "max desirable level", som er den mest restriktive av alle.

2.3 Svevestøv

To metoder for måling av svevestøv er vanlig i dag i forbindelse med luftkvalitetsnormer. De to metodene kan i enkelte tilfeller gi svært forskjellige resultater, og bør ikke sammenlignes. En er basert på veiing av støvet og den andre på en bestemmelse av den svertningen (sotverdi) partiklene gir på et filter. Resultatene av en svevestøvmåling er svært avhengig av prøvetakingsmetoden. Ved sammenligning med normer bør man derfor bruke nøyaktig det utstyr som er foreskrevet i normen.

Svevestøv - veiing

En oversikt over slike normer er gitt i tabell 3.
Normene er basert på at støv samles med standardiserte typer av såkalte høy-volum prøvetakere, som suger en stor mengde luft gjennom et filter (300 - 2000 m^3/døgn). Disse prøvetakere samler partikler med størrelser $\simeq$ 0.01 - $\simeq$ 100 µm. Filtrene veies før og etter prøvetakingen.

Det er relativt god overensstemmelse mellom de enkelte lands normer. Canada's er mest restriktiv, spesielt på døgnbasis.

Svevestøv - sotverdi

En oversikt over normer for sotverdi er gitt i tabell 4.
Støv samles her på et filter ved hjelp av en prøvetaker som suger ca 3-4 m^3/døgn. Partikler med størrelser $\simeq$ 0.01 - $\simeq$ 5 µm samles. Støvet analyseres ved å måle svertningen av partiklene på filtret (reflektrometrisk måling). Svertningsmålingen overføres til en vektkonsentrasjon, µg/m^3, ved hjelp av en kalibreringskurve, som er utarbeidet av OECD (10) for bruk ved måling av støv i byområder.

Tabell 3: Oversikt over luftkvalitetsnormer for svevestøv (µg/m³), vektmetode.

Svevestøv, µg/m³	Midlingstid			Prøvetaker	Merknad
	24 t	95 pros.	år		
USA	260*		75	Standard høy-volum (3)	(3) Annual geometric mean *Kan overskrides 1 gang pr år
Canada			60	- " -	Max desirable level
	120		70	- " -	" acceptable "
	400				" tolerable "
Vest-Tyskland		200	100	LIB-sonde (11)	(4)

Tabell 4: Oversikt over luftkvalitetsnormer for sotverdi (µg/m³) reflektometrisk metode.

Sotverdi, µg/m³	Midlingstid					Merknad
	1t	24 t	98 pros.	halvår	år	
Sverige		120[1]		40[2]		
WHO			120		40	(2)
Rijnmond	250	125				Fase 2
	500	200				Fase 3
	750	250				Fase 4
Norge (veiledende miljøstandard, forslag jan. 1977)		120[1]		40[2]		

1) Bør ikke overskrides mer enn 2% av tiden (3 dager), dog ikke som en sammenhengende periode.

2) Vinterhalvår

For døgnverdier er det relativt god overensstemmelse mellom de enkelte land (Rijnmond, fase 2). For langtidsmidler (halvår - år) er imidlertid den svenske normen, sammenfallende med norsk forslag, mer restriktiv enn WHO's anbefaling.

Både USA, WHO, Sverige og Norge poengterer at svevestøv (sot)-konsentrasjonen bør sees i sammenheng med konsentrasjonen av SO_2 på stedet. Dette kommer av at observasjoner av de effekter som er lagt til grunn for normen er gjort når en har hatt relativt høye konsentrasjoner av både støv og SO_2, og således er man ikke i stand til å skille virkningen av de to komponentene fra hverandre. Sannsynligvis er det snakk om en kombinert effekt.

2.4 Bly i svevestøv

I Vest-Tyskland foreligger følgende forslag til retningslinjer for maksimalt blyinnhold i uteluft fra VDI (Vereinigte Deutsche Ingenieure).

Midlingstid	Konsentrasjon	Merknad
24 timer	3.0 $\mu g/m^3$	VDI 2310 (13)
1 år	1.5 $\mu g/m^3$	

En del av basis for dette forslaget er beskrevet i (12), (13) og (14).

USA har fastsatt følgende normer for bly i luften (15).

Midlingstid	Konsentrasjon	Merknad
3 måneder	1.5 $\mu g/m^3$	

USA har fastsatt et 3-måneders middel som er lik Vest-Tysklands årsmiddel. USA's norm er derved vesentlig mer restriktiv.

2.5 Fotokjemiske oksydanter

Luftkvalitetsnormer i forbindelse med fotokjemiske oksydanter går enten på konsentrasjonen av oksydantene selv, vanligvis representert ved konsentrasjonen av ozon, eller på primærkomponentene, som i første rekke er nitrogendioksyd og reaktive hydrokarboner.

I tabell 5 er de enkelte normer som er satt i forbindelse med oksydanter gitt.

Tabell 5: Oversikt over luftkvalitetsnormer satt i forbindelse ved dannelse av fotokjemiske oksydanter (µg/m³).

	Fotokjemiske oksydanter, µg/m³				Reaktive hydrokarboner µg/m³	Merknad
	1 time	8 timer	24 timer	år	3 timer (kl 06-09)	
WHO	120	60				Recommended longterm goal, 1972 (2)
USA	160				160	Prim. and sec. air quality standard 1971 (3) Dokumentasjon: ref. (15)
Canada	100		30			Max. desirable level (Clean Air Act)
	160		50	30		Max. acceptable level (Clean Air Act)
	300					Max. tolerable level
Japan	120*					
Rijnmond Nederland Alarmnivåer	200					Fase 2
	400					Fase 3
	600					Fase 4

* Egentlig gitt som 0.06 ppm. Omregnet til µg/m³ ved å anta at alt er ozon, O_3.

Fotokjemiske oksydanter

Bortsett fra Canadas "maximum desirable level", er WHO's "long term recommendation" og Japans norm de mest restriktive. USA og Canada (max. acceptable level) er på linje med hverandre. Alarmnivåene i Rotterdam (Rijnmond) begynner (fase 2) på et nivå som er noe høyere enn USAs norm.

Primærkomponenter

USA har satt en norm for høyeste tillatte konsentrasjon av reaktive hydrokarboner, målt som middelkonsentrasjon i perioden 06-09 om morgenen. Utslipp i denne perioden kan føre til fotokjemisk oksydantdannelse senere på en solrik dag.

2.6 Svoveldioksyd, SO_2

Tabell 6 viser SFT's forslag til veiledende miljøstandarder for SO_2 i luft. Tabell 7 indikerer den sikkerhetsmargin som er innebygd i verdiene. Som nevnt for sotverdien av svevestøv, må nivået og normene for SO_2 og sot ses i sammenheng.

Tabell 6: Grenseverdier for svoveldioksyd (SO_2). (Forslag SFT, 1977.)

Midlingstid	Grenseverdi ($\mu g/m^3$)	Anmerkning
6 måneder	60	Aritmetisk middelverdi i en vilkårlig 6 mnd. periode
24 timer	200	Bør ikke overskrides i mer enn 2% av tiden i en vilkårlig 6 mnd. periode og ikke som en sammenhengende periode
1 time	400	Bør ikke overskrides mer enn 1% av tiden i en vilkårlig 30 dagers periode

Tabell 7: Verdens helsorganisasjons ekspertgruppes kriterier for luftkvalitet med hensyn på SO_2 og sot.

Forurensning	Overdødlighet Økt antall sykehus-innleggelser	Tilstandsforverring hos pasienter med lungesykdommer	Påvirkning av åndings-funksjonen	Nedsatt sikt, ubehags-effekter
Svoveldioksyd	500 µg/m³ døgnmiddel-verdi	500-250 µg/m³ døgnmiddelverdi	100 µg/m³ årsmiddel-verdi	80 µg/m³ geometrisk årsmiddel-verdi
Sot [1]	500 µg/m³ døgnmiddel-verdi	250 µg/m³ døgnmiddel-verdi	100 µg/m³ årsmiddel-verdi	80 µg/m³ geometrisk årsmiddel-verdi

1) Målt ifølge British Standard Procedure som er en reflektrometrisk bestemmelse ved hjelp av svertings-graden på en filterprøve.

3 REFERANSER

(1) Nordisk Seminar: Forurensninger og de hjerte- og lungesyke. *Nordisk Medicin*, 89, 313-328, (1974).

(2) Air quality criteria and guides for urban air pollutants. Geneva 1972. (World Health Organization. Technical Report Series no. 506.)

(3) National primary and secondary ambient air quality standards. Washington D.C. US Environmental Protection Agency. Federal Register, 36, No. 84, (1971).

(4) Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. Bonn, Der Bundesminister des Innern, 28. august 1974. (GMBI 1974 S. 426,452.)

(5) Personlig meddelelse fra Byråsjef Dreissigacher, det Vest-tyske Innenriksdepartement, Bonn, via den Norske Ambassade i Bonn.

(6) Development of environmental protection in Japan. Tokyo, Ministry of Foreign Affairs, 1975.

(7) Air quality criteria for carbon monoxide. Washington D.C., 1970. (US Environmental Protection Agency. Publ. No. AP-62.)

(8) Knelson, J.H. Discussion of the carbon monixide standards for the Federal German Republic. *Staub - Reinhalt. Luft*, 32, 4 (1972).

(9) Air quality criteria for nitrogen oxides. Washington D.C., 1971. (US Environmental Protection Agency, Publ. No. AP-84.)

(10) Methods of measuring air pollution. Paris, OECD, 1974.

(11) VDI-Richtlinien, Maximale Immisions-Werte. Düsseldorf, 1974. (Vereinigte Deutsche Ingenieure, VDI 2310.)

(12) EPAs position on health implications of airborne lead. Washington, D.C., 1973. (US Environmental Protection Agency.

(13) Griffin, T.B. et al. Clinical studies on men continously exposed to airborne particulate lead. Institute of Comparative and Human Toxicology. Albany Medical College, Albany, New York.

(14) Knelson, J.H. et al. The role of clinical research in establishing standards for atmospheric lead. *Staub-Reinhalt. Luft*, 33, 446-448 (1973).

(15) US Environmental Protection Agency. National primary and secondary standards for lead. *Federal Register*, 43, 46246 (1977).

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
(NORGES TEKNISK-NATURVITENSKAPELIGE FORSKNINGSRÅD)
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
ELVEGT. 52.
TLF. (02) 71 41 70

RAPPORTTYPE	RAPPORTNR.	ISBN--82-7247-022-5
Oppdragsrapport	19/78	
DATO	ANSV.SIGN.	ANT.SIDER OG BILAG
Februar 1979	O.F. Skogvold	84 2
TITTEL		PROSJEKTLEDER
Luftforurensninger fra veitrafikk. Oversiktsrapport		Steinar Larssen
		NILU PROSJEKT NR 21373
FORFATTER(E)		TILGJENGELIGHET **
Steinar Larssen Knut Erik Grønskei		A
		OPPDRAGSGIVERS REF.
OPPDRAGSGIVER		
Miljøverndepartementet		
3 STIKKORD (á maks.20 anslag)		
Luftforurensning	Biltrafikk	Oversikt

REFERAT (maks. 300 anslag, 5-10 linjer)

I rapporten presenteres en oversikt over luftforurensningsproblemer som skyldes utslipp fra biltrafikk. Et sammendrag av resultater fra målinger og beregninger av biltrafikkforurensninger ved ulike trafikkårer i Norge presenteres. Betydningen for forurensningsnivået av endringer i meteorologiske parametre, trafikkparametre og veiparametre diskuteres på bakgrunn av de utførte målinger og beregninger.

TITTEL
Air pollution from road traffic. Summary report.

ABSTRACT (max. 300 characters, 5-10 lines)

The report presents a summary discussion of the air pollution problems resulting from emissions from car traffic. A summary of the results of measurements and model calculations of automotive pollution near various types of traffic arteries in Norway is presented. The effect on the pollution level of changes in meteorological parameters, traffic parameters and road parameters is discussed on the basis of the performed measurements and calculations.

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