

NILU
OPPDRAKSRAFFORT NR. 31 /82
REFERANSE: 27078
DATO: JUNI 1982

LUFTFORURENSNINGER FRA VEGTRAFIKK:
SLITASJE AV VEGDEKKE, BILDEKK OG
BREMSEBAND

AV

O. ANDA OG S. LARSSEN

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
POSTBOKS 130, 2001 LILLESTRØM
NORGE

ISBN-82-7247-326-7

INNHOLD

Side:

FORORD	5
SAMMENDRAG	7
DEL I: LITTERATURUNDERSØKELSE	11
DEL II: FORUNDERSØKELSER AV STØVFORURENSNINGEN VED TRAFIKKÅRER I NORGE	35
DEL III: VEDLEGG	67
Vedlegg 1: Datavedlegg. Figurer og tabeller	69
Vedlegg 2: Måle- og analysemetoder	89
Vedlegg 3: Miljøstandarder som kan anvendes ved vurdering av støvforurensningen ved trafikkårer	93

LUFTFORURENSNINGER FRA VEGTRAFIKK:
SLITASJE AV VEGDEKKE, BILDEKK OG BREMSEBÅND

FORORD

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har fra Statens forurensningstilsyn (SFT) fått i oppdrag å foreta en forundersøkelse av luftforurensninger som kan henføres til slitasje av vegdekke, bildekk og bremsebånd. Oppdraget omfatter en litteraturstudie og en pilotundersøkelse av støvforurensninger ved en trafikkåre i Oslo. I sistnevnte undersøkelse inngår data fra andre prosjekter i oppdrag for SFT: Studier av utslipp/spredning av bilavgasser i bygater v.h.a. sporstoff (SF_6 -teknikk), og undersøkelse av mutagene stoffer i Oslo-luft. Relevante data fra andre NILU-prosjekter er også tatt med.

Særlig den omfattende bruk av piggdekk i Norge har øket ønskeligheten av å foreta en slik undersøkelse. Slitasjeproblemene har foruten et økonomisk, et trivselmessig og kanskje også et helsemessig aspekt en må ta hensyn til.

Hovedformålet med denne litteraturstudie og forundersøkelse er å forsøke å gi en rimelig oversikt over luftforurensningsproblematikken i forbindelse med ovennevnte slitasjetyper, samt skaffe underlag for en viss vurdering av omfanget av de forurensningene de skaper, under norske forhold. Forurensninger som skyldes eksosutslipp faller utenfor rammen av foreliggende arbeid.

Rapporten presenteres i tre deler. Del I omfatter litteraturundersøkelsen. Del II omfatter presentasjon og diskusjon av resultatene fra forundersøkelsen. Del III inneholder vedlegg, bl.a. datatabeller, samt en beskrivelse av miljøstandarder til bruk ved vurdering av støvforurensningen ved trafikkårer. Referanser,

figurer og tabeller nummereres separat innenfor hver del/vedlegg.

De fleste arbeider det refereres til i litteraturundersøkelsen er utenlandske. En rekke faktorer gjør det vanskelig og usikkert å overføre mange av disse resultatene uten videre til norske forhold. Både klima, vegdekketyper, bruken av piggdekk og andre forhold kan være forskjellig fra land til land.

Forundersøkelsen gir mulighet til å sette konklusjoner fra litteraturundersøkelsen opp mot foreløpige konklusjoner fra målinger i Norge.

SAMMENDRAG

I litteraturundersøkelsen har en gått gjennom tilgjengelig litteratur som spesielt omhandler luftforurensninger som kan henføres til slitasje av vegdekke, bildekk og bremsebånd. Også annen litteratur som berører vegstøv-problematikken, f.eks. i forbindelse med avrenning fra veier, er undersøkt til en viss grad. En har i litteratursøkingen søkt å få fram referanser som omhandler eventuell helserisiko som skyldes de luftforurensninger slitasje-problemene skaper, slik de i praksis opptrer ved veier.

Det er relativt få inngående studier av luftforurensninger fra vegdekke-, dekk- og bremseslitasje, spesielt når det gjelder å anslå bidraget fra vegdekke-slitasje til mengden av luftbårne partikler ved veier og deres innhold av mulige helseskadelige komponenter. Bare unntaksvis er det i referansene kommet inn på en helsevurdering av forurensningen.

Selve vegdekkeslitasjen på fast dekke synes å gi et direkte bidrag til luftbårne partikler i den størrelsesfraksjon som anses å være assosiert med helserisiko. Støvplagene på vegene synes dog å være dominert av andre effekter, slik som oppvirvling av deponert støv (store partikler) fra kjørebanelen, som kan medføre store sjenanseproblemer. Bidraget til støvdepotet fra kilder utenfor veien (lokal geologi) synes å være av relativt stor betydning, spesielt på landeveier. En kan ikke se bort fra at større partikler i vegstøvdepotet under akkumuleringen stadig finmales og etter hvert går over i luftbåret støv. Det synes ikke å ha vært undersøkt i hvor stor grad dette er tilfelle og om denne indirekte slitasjeeffekt er vesentlig, totalt sett. Når det gjelder akkumulering av vegstøvet vil anvendelse av piggdekk være av vesentlig betydning. Piggdekk river vegbanen kraftig opp, og den resulterende ruhet bidrar til at større støvmengder forblir på vegbanen, fordi rensing ved den naturlige drenering blir mindre effektiv.

Undersøkelser har vist at de store kvartsstøvmengder en kan ha ved trafikkerte veger kan være til besvær for de som bor i vegens nærhet. En har ikke funnet referanser som omhandler i hvor stor grad årsaken er selve slitasjen eller kan henføres til områdets geologi.

En vil se det som en interessant oppgave å gjøre en undersøkelse av steinstøvinnholdet i svevestøv langs veger i Norge.

Referansene gjorde det mulig å komme fram til et estimat av det bidrag til respirable partikler ved veier som den direkte vegdekkeslitasjen kan gi. Estimatet er usikkert.

Dekkslitasjeprodukter kan, ut fra gjennomgatte referanser, neppe betraktes som et luftforurensningsproblem. Når det gjelder slitasjeprodukter fra bremsebånd, kan en ikke helt avskrive en viss skadelig effekt av den asbest som frigjøres ved bremsing, men en har ikke funnet rapporter som kan bekrefte dette. En kan, basert på det som er kjent om asbestforurensning ved veger, ikke slå fast hva asbestforurensningen langs veger kan bety helsemessig.

Forundersøkelsen omfatter analyse av prøver av luftbåret støv tatt ved tre veger i Oslo, Bergen og Trondheim. En har i hovedsak avgrenset undersøkelsen og vurderingen til den partikkelfraksjon som ved neseputing kan komme inn i respirasjonssystemet (inhalerbare partikler). Store partikler fra vegstøvdepotet, som virvles opp av vind og turbulens og deponeres i de nærmeste omgivelser langs veger (partikler $>100 \mu\text{m}$), er ikke berørt i vurderingen.

Resultatene fra forundersøkelsen antyder hvilke svevestøvmengder en kan vente å finne langs trafikkerte veger. Den parameter som i størst grad bestemmer den totale svevestøvmengden i luft ved veger er bakkens fuktighetsgrad. Ved tørr bakke øker partikkelmengden vesentlig, fordi vegstøvdepotet frigjøres. Deretter er vindstyrken den viktigste parameter. Fuktighetsforhold og vind har sin største virkning når det gjelder generering (oppvirvling) av store partikler. Når det gjelder partikler i den inhalerbare fraksjonen, er det eksosutslippet fra trafikken som gir størst bidrag.

Ved sammenligning mellom målte konsentrasjoner av CO og partikler i luft ved vegene, har det vært mulig å komme fram til estimater for det bidrag som vegdekke-slitasje og oppvirvling av veistøv kan gi til konsentrasjonen av inhalerbare partikler. En øvre grense for dette bidraget ved gater med brostensdekke og asfalt når veg-

dekket er fuktig, og kjørehastigheten lavere enn 30-40 km/h, er anslått å være 0.05-0.1 g/km pr kjøretøy. Dette er lavere enn det estimat en kom fram til fra litteraturstudiene. Bidraget kan ikke fastsettes bedre på grunn av de metodeproblemer en hadde med størrelsesklassifisering av større støvpartikler. Ved asfaltgater med tørt vegdekke har det med den anvendte metodikk ikke vært mulig å anslå bidraget fra vegstøvdepotet til inhalerbare partikler.

En har også gjort en del analyser av innholdet av bly og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i svevestøvet. Den alt overveiende del av bly og PAH i svevestøv ved veger finnes på partikler med diameter mindre enn ca 3 μm (respirable partikler), og det meste av dette igjen på partikler $< 0.5 \mu\text{m}$. Ca 50% av blyet og en enda større andel av PAH var å finne på partikler $< 0.5 \mu\text{m}$.

Det meste av bly og PAH en finner i inhalerbart støv ved veger skriver seg direkte fra eksosutslippet. Bidraget til inhalerbart bly og PAH fra vegstøvdepotet og vegdekke-slitasje er av mindre betydning.

Bidraget fra vegdekkeslitasje til inhalerbart støv kan kvantifiseres bedre ved bruk av en annen prøvetakings- og analysemetodikk enn anvendt for de prøvene fra 1978 og 1979 som forundersøkelsen er basert på.

Det anbefales å gjennomføre en undersøkelse der for eksempel "virtuell impaktor"-teknikk benyttes til støvprøvetakingen, og multielement-analyser gjennomføres av filtrene som grunnlag for å estimere bidragene fra ulike støvkilder ved bruk av reseptor-modeller.

DEL I
LITTERATURUNDERSØKELSE

INNHold

	Side:
1	VEGSTØVKILDER OG VEGSTØVDEPOTET 15
	1.1 Vegstøvkilder 15
	1.2 Vegstøvdepotet 16
2	VEGDEKKESLITASJE 20
	2.1 Bidraget fra vegdekkslitasje til luft- båret vegstøv 20
	2.2 Helserisiko i forbindelse med slitasje- produkter fra vegbane 23
3	DEKKSLITASJEBIDRAG TIL STØVBELASTNING VED VEG 25
4	ASBEST FRA BREMSEBÅND OG CLUTCH 26
5	REFERANSER 30

LITTERATURUNDERSØKELSE

De undersøkelser som er foretatt i forbindelse med trafikkrelaterte luftforurensninger har oftest vært rettet mot eksosutslippet fra kjøretøyene. Det er relativt få inngående studier av forurensninger fra vegdekke-, dekk- og bremseslitasje, spesielt når det gjelder vegdekkeslitasje. Studier av vegdekkeslitasje har praktisk talt alltid hatt et rent økonomisk siktemål. Bare unntaksvis har en kommet inn på en helsevurdering av forurensningen. Oftest gjelder undersøkelsene ikke-piggdekkforhold.

1 Vegstøvkilder og vegstøvdepotet

1.1 Vegstøvkilder

En er i denne undersøkelsen interessert i eventuelle helseeffekter av støvforurensninger ved veger som skyldes slitasjeprodukter. Begrepet luftbåret støv omfatter derfor i denne forbindelse støvpartikler som kan komme inn i munn og nese og videre inn i svelg og respirasjonssystem til mennesker som oppholder seg ved vegen. I sin videste betydning omfatter luftbåret støv partikler med diameter mindre enn 50-100 μg . De største partiklene vil være luftbåret bare kort tid, men har likevel mulighet for å komme inn i munn og svelg. Partikler mindre enn 10-15 μm i diameter kalles inhalerbare partikler, og svarer til den fraksjonen som kan komme inn i respirasjonssystemet ved neseputing. Partikler mindre enn 2-3 μm kalles respirable partikler, og svarer til den fraksjon som kan trenge helt inn i de indre lungeregioner. Videre omtale av inhalerbare og respirable partikler er gitt på sidene 98-99.

En kan definere tre hovedkilder til luftbåret støv ved en veg:

- A. Direkte fra kjøretøyene
- B. Indirekte fra kjøretøyene (vegslitasje- og opphvirvlet støv)
- C. Fra omgivelsene.

Tabell 1 angir støvtyper og kilder direkte fra kjøretøyer.

Tabell 1: Støvtyper og kilder direkte fra kjøretøyer (fra ref 1).

Støvtype	Kilde
Fett, bensin, hydrokarboner	Lekkasje av smøremiddel, antifrost- og hydrauliske væsker
Hydrokarboner inkl. PAH, sot og Pb	Eksos
Zn	Dekk
Cu, Ni og Cr	Motor og bremses
Asbest	Clutch og bremsebånd
Gummi	Dekk

Ifølge Shaheen (1) stammer mindre enn 5% av samlet vekt av trafikkrelatert luftbåret støv fra selve kjøretøyene. Dette gjelder ikke-piggdekkforhold. Med piggdekkbruk vil dette tallet være enda lavere.

Resten, det indirekte bidraget, kommer fra vegslitasje og omfatter asfaltprodukter og mineralstøv, videre spill fra lasteplan, samt støv medbrakt av kjøretøy særlig fra sideveger og parkeringsplasser uten fast dekke. Foruten dette skaper trafikken turbulens med påfølgende oppvirvling av allerede deponert støv som omfatter hele spektret av støvtyper. Til slutt har vi omgivelsens bidrag som kan være meget betydelig både i kvantitet og i antall ulike partikkeltyper. Dette avhenger av mange parametre som for eksempel områdets bruksmåte (servicefunksjoner, anleggsvirksomhet, industri, jordbruk, boligtetthet m.m.), grunnens beskaffenhet (geologi), samt klima.

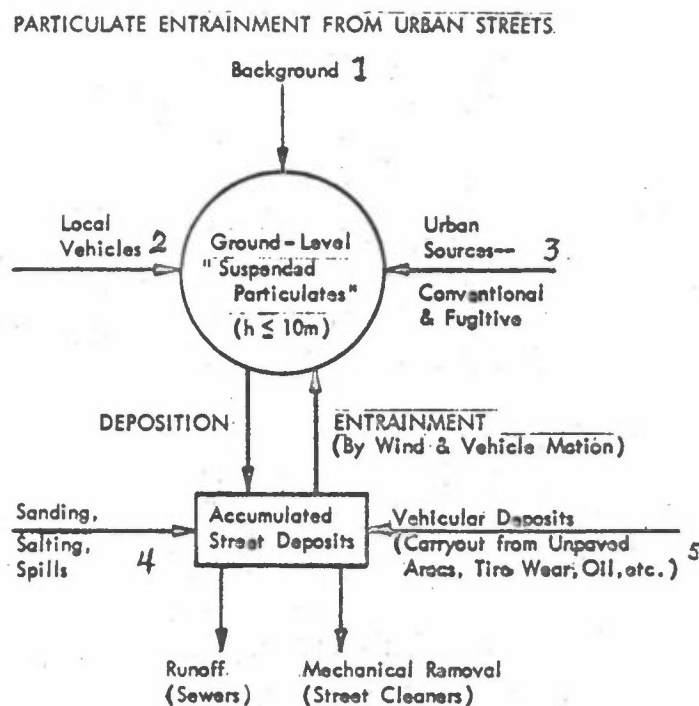
Forurensningsnivået av partikler ved en trafikkåre er en funksjon av svært mange parametre, hvor noen av de viktigste er:

- Trafikkens tetthet og hastighet, samt bildekktype.
- Vegdekkets type og egenskaper.
- Omgivelsenes geologi og anvendelse.
- Vegbanens profil og snitt.
- Vedlikehold og rengjøring av vegen.
- Meteorologiske og klimatiske forhold.

1.2 Vegstøvdepotet

Vegbanen kan betraktes som et støvdepotet. Depotet tilføres støv fra ulike kilder og støv transporteres fra depotet ved ulike mekanismer (nedbør, rengjøring, opphvirvling av støv med vind og kjøretøyer).

Figur 1 gir en grafisk oversikt over vegstøvkilder og utvekslingen mellom luftbåret og deponert støv i bygater (2).



Figur 1: Vegstøvkilder og utveksling mellom luftbåret og deponert støv i bygater (fra ref. 2).

I tillegg til det støvet som virvles opp fra støvdepotet, vil luften inneholde partikler fra eksosutslippet, samt støv fra andre kilder i nærheten. Noen av kildene til støvet er trafikkrelatert, andre ikke. Nedbørintensitet og vindstyrke kommer inn som faktorer som påvirker støvet generelt fra de ulike kilder. Det er vanskelig å skille det støv som er trafikkrelatert fra det som ikke er det.

Shaheen (1) påpeker at det meste av støvet som deponeres på veger generelt sett representerer den lokale geologi og i mindre grad

slitasjeprodukter. Mindre enn 5% (vekt) skyldes slitasje fra selve kjøretøyet. I shoppingsentre og gater med utstrakt bygge- og anleggsvirksomhet fant man henholdsvis 12 og 14 ganger så mye deponert støv på vegbanen som det man skulle vente fra rent trafikale forhold. I bygater med tett bebyggelse vil slitasjeproduktene fra vegen spille en større, og kanskje dominerende rolle.

Shaheen fant videre at den akkumulerte støvmengde deponert i en gate økte betydelig med økende kantbarrierer (eller fortauskanter) opp til en barrierehøyde av ca 0.5 m. Dette indikerer at mye av vegstøvet blir luftbåret og transporteres inn på f.eks. fortau, når barrierehøyden er lav.

Sartor og Boyd (3) som har studert deponert støv på veier i tettsteder i USA, kom til at bare ca 6% av det deponerte støvet var partikler mindre enn ca 40 μm i diameter. Bundet til dette støvet fant en likevel en relativt sett stor andel av den totale mengde flyktige bestanddeler, fosfater, nitrater, tungmetaller m.m. Oppkonsentreringen av forurensningskomponenter i denne støvfraksjonen er desto viktigere etter som en fant at gaterengjøring bare fjernet 15% av denne fraksjon. Asfaltgater hadde støvbelastninger som var 80% høyere enn gater med betongoverflater. Dårlig vedlikeholdte gater hadde belastninger omkring det dobbelte av gater i god stand. Selv om trafikkhastighet og -tetthet sannsynligvis er viktige faktorer når det gjelder generering av støv var det ikke mulig å skille disse faktorenes virkning fra mer dominerende faktorer som for eksempel aktivitetene i omgivelsene.

En undersøkelse av Sehmel (4) har vist at kjørehastigheten har stor betydning for mengden oppvirvlet støv. Han fant at oppvirvlingshastigheten økte med kvadratet av kjøretøyets hastighet under gitte betingelser, d.v.s. den er proporsjonal med bilens genererte turbulens. Undersøkelsen ble utført med ZnS som sporstoff utstrødd på vegbanen. Oppvirvlingen er definert som en oppvirvlingsfaktor, K:

$$K(\text{m}^{-1}) = \frac{\text{støvkons. i luft } (\text{m}^{-3})}{\text{støvkons. på overflaten } (\text{m}^{-2})}$$

Ved kjørehastighet på ca 80 km/h kunne total oppvirvling av stoff pr bil bli opptil 1 prosent av totalt støv på overflaten. Oppvirvlingstendensen avtok betydelig etter at støvet var blitt utsatt for vær og vind en tid.

Nedenfor (tabell 2) er gjengitt en oversikt fra en amerikansk undersøkelse (5) over en del vanlige forurensningskomponenter i deponert vegstøv. Den gir et bilde av størrelsesorden av deponert materiale på ulike typer veger. Tallene er fra San Francisco-området. I kolonnen helt til høyre finner man prosentandelen av vedkommende element i den støvfraksjonen som er mindre enn 104 µm (middeltall for ulike gater i de 4 byene Tulsa, Baltimore, San Jose, Seattle. Resterende mengder var altså bundet i partikler > 104 µm. (104 µm var den minste grense for fraksjonering av partikler som ble benyttet i denne undersøkelsen).

Tabell 2: En sammenlikning av mengden (mg/kg) av vanlige forurensningsparametre deponert på ulike vegtyper i San Francisco-området. Kolonnen til høyre er middel-prosenttall for ulike gater i fire amerikanske byer (fra ref. 5).

PARAMETERS (mg/kg)	CITY STREET	RURAL ROAD	HIGHWAY	% <104 µm
BOD	17.000	1.500	2.300	
COD	73.000	49.000	46.000	
PO ₄ ³⁻	980	1.900	203	
NO ₃ ⁻	460	140	35	
N	1.900	500	650	
Cd	3.8	0	9	36
Cr	209	215	185	20
Cu	120	39	40	26
Fe	24.000	23.000	21.000	11
Mn	440	860	370	16
Ni	34	105	105	23
Pb	2.000	65	490	14
Sr	21	50	50	34
Zn	400	70	190	20

BOD - "biological oxygen demand"
 COD - "chemical oxygen demand"

Vannløseligheten til partikler har betydning for naturlig fjerning av akkumulert støv fra vegbanen med nedbør. Vannløseligheten av tungmetaller er svært lav. Pitt og Amy fant at for de fleste elementer var løseligheten mindre enn 1% av tilgjengelig metall. Størst løselighet ble funnet for de store partikler (>246 µm).

Pitt og Amy's undersøkelse (5) gir liten informasjon om kvantitet og kvalitet av det luftbårne støvet. Deres arbeid er tatt med her for oversiktens skyld. En bør ikke se isolert på luftbårne partikler fra vegbanen, fordi det er ingen skarp grense over til partikler som er for store til å nå innåndingsnivå over bakken.

2 Vegdekkeslitasje

2.1 Bidraget fra vegdekkeslitasje til luftbåret vegstøv

Shaheen (1) fant at trafikkrelatert støvdeponering i bygate (Washington-området) var direkte proporsjonalt med trafikkvolumet ($\sim 10^{-3}$ lb pr kjøretøy pr mile = 0.28 g/km) inntil likevekt ble oppnådd. Denne deponering syntes å være uavhengig av den allerede tilstedeværende belastning. Akkumuleringen syntes å stabilisere seg 3-10 dager etter sterkt regnfall eller rengjøring av gaten, avhengig av trafikk tetthet og hastighet.

En undersøkelse i Kansas City-området (2) viste at emisjonsfaktoren fra veger (støvtilførsel til atmosfæren) varierte direkte med trafikkvolum og overflatebelastningen av støv. Emisjonsfaktoren for partikler <5 µm for bygater ble funnet å variere innen 0.1-3 g/km pr kjøretøy pr mil, avhengig av belastningen fra omgivelsene. Denne emisjonen inkluderer støv fra alle kilder, også eksosutslipp og slitasjeproduktene. For emisjoner både fra veger uten fast dekke og fra fastdekke-veger med sterk trafikkbelastning fant en et forhold på ca 0.3 mellom vekten av partikler <5 µm og partikler <30 µm. For bygater lå vektprosenten av partikler <5 µm på 48-70%, og mellom 7% og 29% for andre veger med og uten fast dekke. Ca 90% (vekt) av emisjonene i bygater med fast dekke var partikler <30 µm.

I de nevnte 0.1-3 g/km ligger altså også de luftbårne slitasjeproduktene. For støvete, dårlig vedlikeholdte veger og i sær-

deleshet grusveger var tallene adskillig høyere (6).

Det har ikke vært mulig å finne rapporter som spesifikt har gitt informasjon om det momentane vegslitasjebidraget til luftbåret støv nær vegbanen. Hvis en kombinerer en del resultater fra ulike undersøkelser, kan en muligens komme frem til et tall av riktig størrelsesorden. Tar en utgangspunkt i undersøkelsen fra Kansas City-området (2) finner en i datamengden den laveste emisjonsfaktor på ca 0.1 g luftbåret støv (<5 μm) pr bil pr km. Dette kan oppfattes som den belastning som er minst influert av omgivelsene og derved mest av vegslitasjen. Selv dette tall vil være et alt for høyt tall for momentan slitasje, siden det nødvendigvis må inkludere eksosutslippet, oppvirvling av tidligere deponert støv, samt noe støv fra omgivelsene. Undersøkelser, bl.a. fra Norge, har vist at piggdekk mer enn fordobler slitasjen på vegbanen (7). Vi går ut fra at en gjennomsnittsbil kjører 3 mndr årlig med pigger på alle fire hjul, hvilket ligger nær det en kan beregne ut fra Veglaboratoriets definerte standardtrafikk (8). Videre har ca 50 g pr km vært brukt som en vanlig slitasjefaktor for en personbil med pigger på alle hjul (9). Vegslitasjen med vanlige dekk skulle bli i underkant av halvparten av piggdekkenes totale slitasje, ca 20 g pr km pr bil. Sartor og Boyd (3) fant som tidligere nevnt, at ca 6% av deponert gatestøv var partikler <40 μm . 6% av 20 g støv er 1.2 g, da på partikler <40 μm . Kansas City-undersøkelsen viste at ca halvparten av dette (ca 0.6 g) kan være <5 μm . Ved dette resonnement kommer en altså noe høyere enn tallet fra Kansas City-området. Det er da grunn til å regne med at det momentane slitasjebidrag pr personbil ligger i størrelsesorden 0.1-0.6 g støv/km (diameter <5 μm). Sannsynligvis er dette et overestimat.

En har ikke funnet rapporter som omtaler hvorvidt bruk av pigger gir større eller mindre bidrag til luftbåret støv i forhold til sommerdekk. Undersøkelser (9) har imidlertid vist at den prosentvise andel av de mindre partikler øker når vegbane og dekk blir slitt ned. Det er sannsynlig at de partikler som rives løs fra vegbanen av piggdekk for det meste vil være større partikler. Det er dermed ikke sikkert at piggdekk vil bidra til å øke mengden respirabelt støv. Piggdekkenes betydning for konsentrasjoner av inhalerbare partikler ved vegen vil muligens være noe større.

En kan ikke kvantifisere dette på bakgrunn av de refererte undersøkelser. Det er imidlertid rimelig å tro at indirekte vil bruk av piggdekk øke den totale støvplage ved at de gjør vegbanen ruere og lager dypere hjulspor. Dette må en anta øker akkumuleringskapasiteten av fint støv, samtidig som rengjøring hemmes.

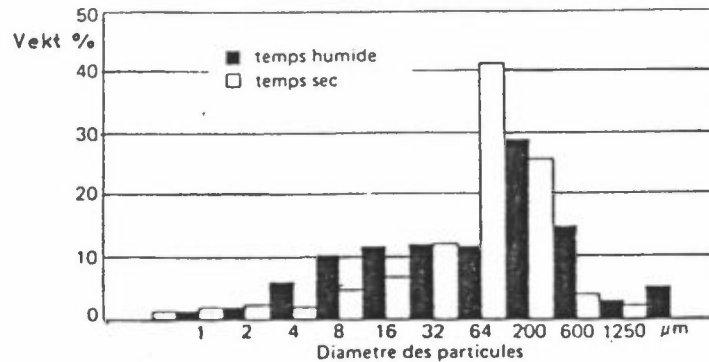
Det synes altså klart at bare en mindre del av det respirable støv skyldes momentan slitasje av vegbanen. Det meste skyldes partikler fra eksosutslippet.

En har tatt med noen tall fra en fransk undersøkelse av Fernandez et al. (10) for å gi et bilde av de støvmengder det kan dreie seg om, målt i antall partikler. Prøvetakingen er foretatt 1.5 m over bakken og 4 m fra vegens sidekant (tabell 3). Målestedenes omgivelser var bebygd, men ikke bymessig. Skjerming for vind var forskjellig på de to målestedene, og en mente dette var hovedgrunnen til de store forskjeller i måletall.

Tabell 3: Luftbåret støv ved landeveg (Frankrike) (10).

Målested	Antall partikler ($\times 10^6/m^3$)			
	Tectosilikater (hovedsakelig kvarts og feltspat)		Bindemiddel	
	0.5 - 2 μm	2 - 10 μm	0.5 - 2 μm	2 - 10 μm
1	3.1	7.0	0.7	6.8
2	28.6	7.9	4.3	5.4

Figur 2 viser partikkelstørrelsesfordelingen i deponert støv på landeveg under fuktige og tørre forhold. En ser at tørre bakkeforhold øker mengden av store partikler (50-500 μm) i det mobile støvdepotet vesentlig. Forøvrig tilsvarer de oppgitte partikkelantall i klassen 2-10 μm svært høye vektkonsentrasjoner (noen hundre $\mu g/m^3$), vesentlig høyere enn det som er målt ved bygater i Norge.



Figur 2: Partikkelfordeling av deponert vegstøv (10). Mørke stolper gjelder fuktige forhold og lyse stolper tørre forhold. På abscissen er avsatt partikkeldiameter.

2.2 Helserisiko i forbindelse med slitasjeprodukter fra vegbane

Når det gjelder steinmaterialet i vegbanen representerer det frie SiO_2 -innholdet (d.v.s. kvarts) en potensiell helsemessig fare. I forbindelse med en undersøkelse i Seattle, USA (6), der det ved et målested ble målt en midlere SiO_2 -konsentrasjon på ca $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ over en 4-måneders periode, ble det antydnet at dette kunne representere en helserisiko for mennesker som fra før har respirasjonsproblemer. Prøvene ble tatt med standard "high-volume" prøvetaker ved en større landeveg (18000 kjøretøy pr døgn) med fast dekke. SiO_2 -innholdet tilsvarte ca 1.5% av det luftbårne støvet. US Dpt of Labor tillater at en voksen frisk person på sin arbeidsplass kan eksponeres for en respirabel støvkonsentrasjon pr arbeidsdag på $5 \text{mg}/\text{m}^3$ med mindre enn 1% kvarts innhold. Hvis innholdet er 3% er tillatt eksponering $2 \text{mg}/\text{m}^3$ (11).

I Norge hvor en i Østlandsområdet bruker bl.a. basalt som steinmateriale vil ikke denne gi noe kvarts-støv-bidrag dersom den brukes alene, da basalt ikke inneholder kvarts. Men selv her vil nok kvartstilførselen fra omgivelsene likevel kunne bli betydelig. Det kunne være av interesse å gjøre en undersøkelse av kvartsinnholdet i luftbåret støv nær en veg med dekke som ikke inneholdt kvarts, men hvor den omgivende geologi varierte.

Foruten mineraler inneholder vegdekket også bindemiddel (asfalt, bek, bitumen og tjære). Dette inneholder polysykliske aromatiske

hydrokarboner (PAH). Flere av disse er karcinogene. En har særlig rettet oppmerksomheten mot benzo(a)pyren (BaP), benz(a)-antracen, fluoranten, pyren, krysen, flere typer benzofluorantener, koronen m.fl. Fernandez et al. (10) fant de fleste av disse stoffer i deponert materiale på vegbanen. Stoffene stammer ifølge kilden, fra ufullstendig forbrenning av hydrokarboner, fra gummi, men hovedsakelig fra asfalt.

Som luftforurensning regner en at det trafikkrelaterte PAH kommer fra eksos sammen med CO og Pb (12, 13). I en undersøkelse i Detroit (12) fant man ingen korrelasjon mellom typiske bileksoskomponenter og PAH. Dette indikerte at PAH i det området må ha hovedsakelig andre kilder, særlig om vinteren. Videre fant man en invers korrelasjon mellom PAH og temperatur, hvilket tyder på sammenheng med oljeforbrenning til husoppvarming. Også andre har kommet til dette resultat (14).

Typiske konsentrasjoner av BaP ved sterkt trafikkerte bygater kan være noen titalls ng/m^3 , og ved en landeveg noen ng/m^3 . Det kan nevnes at der hvor tjærebeleggsarbeider foregår, er BaP-konsentrasjoner målt i området 14-78 $\mu\text{g/m}^3$ (10). PAH-belastninger som asfalt-arbeidere utsettes for er bl.a. behandlet av Laster (15) og Benvenuti og Lepore (16).

Resultater fra en studie i Toronto i Canada (14), tyder på at 50-70% av BaP er bundet til partikler $\leq 1.1 \mu\text{m}$ og 10-40% er assosiert til partikler $>7 \mu\text{m}$. Mellomfraksjonen hadde lite PAH. En kom til at trafikkrelatert PAH hadde følgende kilder:

- 1) Submikroskopiske partikler fra ekshausten.
- 2) Større partikler som enten resirkulerer/virvles opp fra bakken, eller produseres via andre prosesser.

Det er ikke funnet noen arbeider som skulle tyde på at asfalt som følge av slitasje skulle avgi PAH til luften i nevneverdige mengder. En polsk undersøkelse i 1971 (17) konkluderte således med at det ikke var observert forskjell i PAH over asfalt- og betongdekke.

3 Dekkslitasjebidrag til støvbelastningen ved veg.

Slitebanen på dekk lages i hovedsak av en blanding av syntetisk gummi og naturgummi, avstemt etter anvendelsen. Den vanligste syntetiske gummi er SBR (Styrene-Butadiene-Rubber). Vanlige dekk til personbiler inneholder fra 70-80%. Dekkene som anvendes til tyngre kjøretøyer inneholder mindre SBR. Innholdet kan komme helt ned til 10-20% og endog mangle helt (18).

Dekkslitasjen i U.S.A. utgjør årlig flere hundre tusen tonn og kan komme opp i nesten 40% mer enn vekten av det samlede partikulære eksosutslippet (19). En regner dekkslitasjen i U.S.A. for å være fra 0.1 til 0.25 g pr bil pr km (1). Andre (20) har oppgitt 90 mg/km pr dekk.

Lagerwerff og Specht (21) har målt Cd, Ni, Pb og Zn i jordsmonn og gress nær en sterkt trafikert veg. I en avstand av 8 m fra flere veger med trafikk tetthet 7500-48000 kjøretøyer pr døgn fant de i leiraktig jordsmonn (dybdeprofil 0-5 cm) følgende verdier (mg/kg tørrvekt): Cd 0.9-1.8, Ni 4.7-7.4, Pb 150-540 og Zn 54-172.

Stort sett sank disse verdier drastisk med avstand fra veg og med dybden i jordprofilet. Pb og Ni stammer, ifølge kilden, fra bensinen. Zn er i hovedsak relatert til dekkslitasje. (ZnO og Zn-dietyl- eller dimetylkarbammat brukes ved vulkaniseringen. Dekk inneholder opptil 1% ZnO og en kan derfor bruke Zn som sporstoff for dekkslitasjeprodukter.) Cd representerer stort sett sporstoff i Zn.

Raybold og Byerly (9) har målt dekkslitasje i trafikksimulator. Størrelsesfordelingen av støvpartiklene ble målt v.h.a. en kaskadeimpaktor av type "Andersen" med 8 trinn. Under testingen endret størrelsesfordelingen seg. De første 52 timer var ca 60 vekt% på den groveste fraksjon ($>14 \mu\text{m}$). Den fineste fraksjonen (0.5 - 0.8 μm) utgjorde 0.6%. Senere i forsøket var fordelingen henholdsvis 24% og 16%. Dette betyr at ettersom dekkene og vegbanen slites vil en få relativt mer av de mindre partiklene.

En kunne også konstatere at den luftbårne støvmengde (vekt) avtok med økende slitasje. En fant også at bare en meget liten del av dekkslitasjeproduktene forblir i luften i noe lengre tid. Ingen målbare hydrokarbonmengder ble funnet. Heller ikke Pierson og Brachaczek (22) fant hydrokarboner i tunnelundersøkelser. Disse fant, i tunnelundersøkelsen, at 2-7 vekt % av partiklene fra dekkslitasjen blir luftbårne. Under hard kurvekjøring sank luftbåret SBR til bare 0.02-0.1% av totalslitasjen. Mulige gassemisjoner fra dekk blir helt overskygget av gass i eksosutslippet (21). Om en antar at eksoshydrokarbonene fra biler utgjør 2 g/km, vil bidraget fra dekk utgjøre 6% av dette, selv om alle slitasjeproduktene var hydrokarboner i gassfase. Derfor vil måling av total hydrokarbonmengde nær motorveg ikke kunne skille ut dekkemisjoner. Luftbårne dekkemisjoner dreier seg om 2-4 mg pr bil pr km i gassfase og 2-5 mg pr bil pr km som partikler. Dette er helt ubetydelig i forhold til andre kilder (20).

Samme undersøkelse (22) viste at støvet fra dekkslitasje faller i 2 størrelsesfraksjoner, $>7 \mu\text{m}$ og $<0.4 \mu\text{m}$ (luftbåret). Studie av den minste fraksjonen viser at den ikke bare består av små gummiprodukter, men også partikler av degraderte polymerer og ekstender-oljer. Dette indikerer at målinger basert på SBR-analyser vil underestimere det totale bidraget fra dekkslitasje.

Konklusjonen på dette arbeid av Pierson og Brachaczek (22) ble at luftbårne dekkslitasjeprodukter ga en konsentrasjon på mellom 0.12 og $0.48 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nær de undersøkte motorveger. Dette tilsvarer i underkant av 5% av den totale dekkslitasjen (trafikk tetthet ikke oppgitt). Tilsvarende tall for byområder lå i størrelsesområdet $0.3-2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, eller 1-4% av total luftbåret partikulær belastning.

4 ASBEST FRA BREMSEBÅND OG CLUTCH

Fra et helsemessig synspunkt er det hovedsakelig asbest oppmerksomheten rettes mot når det gjelder slitasjeprodukter fra bremsebånd og clutch.

Det foreligger en rekke undersøkelser av asbest i luften i og omkring asbestbrudd og fabrikker som tilvirker asbestprodukter. Med tanke på den helsefare asbesten representerer, er det naturlig at en først og fremst har rettet oppmerksomheten mot de steder hvor en kan forvente de største luftkonsentrasjoner. Når det gjelder strøk fjernt fra asbestindustri er det sparsomt med undersøkelser. Asbestkildene vil da også være mer gjenstand for spekulasjoner. En kan da tenke seg naturlig asbest fra berggrunnen. Bygningsvirksomheten og biltrafikk er også vanlige kilder.

Langs en trafikkåre vil sannsynligvis den trafikkrelaterte asbest være den største kilde. Det er særlig bremsebåndene som avgir asbest ved slitasje.

Ved en undersøkelse (18) ble bremsetrommelen innkapslet for oppsamling av slitasjestøv. En fant da en typisk verdi på 17.8 µg støv totalt pr km pr personbil. Beregninger tydet på at bare 3.7% av dette gikk ut i luften. Ut fra dette kan det se ut som bidraget til støvforurensning fra bremsebånd er lite.

Lynch (23), som har undersøkt asbest emittert fra bremsebånd, kom i 1968 til at fibrene undergikk visse forandringer pga. oppheting ved bremsing. Holt og Young (24) fant i 1973 at asbest i byluft inneholdt asbest som hovedsakelig hadde beholdt sin opprinnelige krystallinske karakter. De sluttet da at asbestkilden sannsynligvis var bygningsmateriell.

Alste, Watson og Bagg (25) har studert asbest i støv innsamlet ved gate i elektronmikroskop og sammenliknet med asbest fra ubrukte bremsebånd. Deres resultater fra 1976 bekreftet ikke Lynch's antagelser. Ved tilstrekkelig varmepåvirkning, d.v.s. ved i overkant av 530°C, vil asbesten chrysotil, som er den vanligst forekommende type i bremsebånd, omdannes til olivinmineralet forsteritt. Under kraftig og gjentatt bremsing, vil temperaturen i båndene kunne nå 600°C, men under normal bykjøring vil temperaturen være langt lavere. Det ovennevnte studie ga ingen indikasjon på dannet forsteritt. Det er imidlertid tydelig at forskerne er noe uenige når det gjelder omdanningsgraden av asbest.

Jacko et al. (26) skriver i en rapport fra 1973 at en mekanisk slipingsmekanisme er rådende ved temperatur lavere enn ca 230°C og at termisk slitasje blir mest dominerende over denne temperatur. Han skriver videre at det meste av asbesten oppvarmes til temperaturer høye nok til kjemisk omdannelse til olivin- eller forsteritt-partikler.

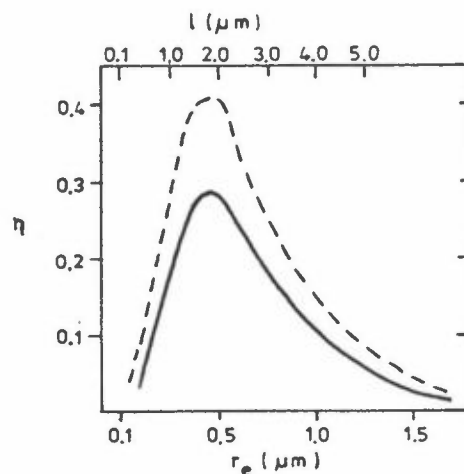
En nyere undersøkelse utført av Seshan i 1977 (27) tyder på at det i bremsestøv finnes en rekke asbestvarianter fra nesten helt udeformert til fullstendig transformert chrysotil. Han har i sine studier anvendt en spesiell mørkfelt-teknikk med elektronmikroskop.

Prøver tatt ved utkjøring fra motorveg (0.8 m over gatenivå) viste et antall av asbestfibre på 5×10^5 pr m^3 over en 9 timers periode (kl 08-17) (18). I nærheten av prøvestedet var det en nedbremsingsstrekning p.g.a. fartsendringsskilter (100→60 km/h). Partiklene besto foruten av asbestfiberbunter også av materiale som kunne inneholde bindingsmidler fra bremseforinger. Men også dekkslitasje kunne bidra her med amorfe stoffer. Mesteparten av fiberbuntene hadde største dimensjon på $\leq 2 \mu\text{m}$. En anbefalt standard for høyeste asbestkonsentrasjon i luft er 2×10^6 fibre/ m^3 . Dette gjelder partikler $\leq 5 \mu\text{m}$ og for en 30 års eksponeringsperiode (US. Dept. Labor, 1972). En er altså under dette tallet selv på steder hvor en må forvente relativt høye asbestverdier.

Jacko et al. (26,28) kom til bl.a. følgende konklusjoner:

1. I middel ble mer enn 99.7% av asbesten overført til ikke-asbest-former (hovedsakelig olivin og forsteritt). Bare 0.2-0.3% forble asbest. Bare i meget få tilfelle kunne asbestprosenten komme opp i 1%. Av denne lille prosentandel asbest ble det meste deponert på vegoverflaten (85.6%), en del forble i bilen (11.2%), og bare 3.2% ble luftbåret.
2. Asbestemisjonen var høyest med nye bremsebånd og avtok ved bruk.

3. Nye trommelbremsere produserte mer asbestpartikler enn skivebremsere, men differansen avtok ved bruk.
4. Total asbestemisjon fra personbiler ble beregnet til ca 18 $\mu\text{g}/\text{km}$ for personbiler og ca 54 $\mu\text{g}/\text{km}$ for lastebiler og busser.
5. Asbest fra clutchslitasje utgjør bare noen få prosent av den asbest som kommer fra bremsene.



Figur 3: Størrelsesfordeling av asbestfiber i byluft fra Munster (29). $\eta = f(l)$ og $\eta = F(r_e)$. l står for fiber lengde og r_e for ekvivalent radius.

Figur 3 er hentet fra et arbeide av Spurny et al. (29) angående prøvetaking og elektronmikroskopering av asbest i luft. Figuren er tatt med for å vise størrelsesfordelingen av luftbårne asbestfibre totalt sett i byluft. Her er da naturligvis også med asbest fra andre kilder enn kjøretøyer.

Til slutt skal bare nevnes at bremse- og clutchforinger tilsettes adskillig mengde Cu for å avlede varme og for å øke mekanisk styrke (1). Cu avsettes på veggen under bremseslitasje. Dette kan utgjøre en deponisjon på vegbanen i størrelsesorden 8×10^{-5} g pr aksel og km (ca 0.012% av deponert vegstøv). Dette utgjør bare ca 1% av f.eks. blydeponisjonen. Ingen beskrivelse av Cu i luft som er trafikkrelatert er funnet, men sannsynligvis er bare en liten del av den ovennevnte mengde å finne i luften.

5 REFERANSER

- (1) Shaheen, D.G. Contributions of urban roadway usage to water pollution. Research Triangle Park, N.C., 1975. (EPA-600/2-75-004.)
- (2) Cowherd, C.
Maxwell, C.M.
Nelson, D.W. Quantification of dust entrainment from paved roadways. Research Triangle Park, N.C., 1977. (EPA-450/3-77-027.)
- (3) Sartor, J.D.
Boyd, G.B. Water pollution aspects of street surface contaminants. Wash. D.C. 1972. (EPA-R2-72-081.)
- (4) Sehmel, G.A. Particle resuspension from an asphalt road caused by car and road traffic. *Atmos. Environ.* 7, 291-309 (1973).
- (5) Pitt, R.E.
Amy, G. Toxic materials analysis of street surface contaminants. Wash. D.C. 1973. (EPA-R2-73-283.)
- (6) Roberts, J.W.
Watters, H.A.
Mangold, C.A.
Rossano, A.T. Cost and benefits of road dust control in Seattle's industrial valley. *J. Air Poll. Contr. Ass.* 25, 948-952 (1975).
- (7) Dørum, S. Piggdekkenes utvikling i Norge. I: *NKT's forskerkonferanse om piggdekkproblematikk*, 22-23.9.1977.
- (8) Thurmann-Moe, T. Slitasje på forskjellige veidekktyper forårsaket av piggdekk og kjettinger. Oslo 1979. (Statens vegvesen. Veglaboratoriet. Meddelelse nr. 36.)
- (9) Raybold, R.L.
Byerly, R. Investigation of products of tire wear. Wash. D.C. 1972. (National Bureau of Standards. Report 10834.)

- (10) Fernandez, J.G.
Pochen, M.
Stettler, R.
Contribution á l'etude de la pollution de l'air par les particules produits lors du frottement des pneus sur le revêtement des routes.
Staub-Reinhalt. Luft. 36, 375-379 (1976).
- (11) Federal Register,
oktober 1972.
- (12) Coluca, J.M.
Begeman, C.R.
The automotive contribution to airborne polynuclear aromatic hydrocarbons in Detroit.
J. Air Poll. Contr. Ass., 15, 113-122 (1965).
- (13) Roberts, J.
The impact of traffic policies in Singapore. I. Pedestrian activity and accidents, noise and air pollution.
Traffic eng. & Contr., nr. 4, 152-157 (1977).
- (14) Bridbord, K.
Finklea, J.F.
Wagoner, J.K.
Moran, J.B.
Caplan, P.
Human exposure to polynuclear aromatic hydrocarbons.
I: *Carcinogenesis*, vol. I, utg. av R.I. Freudenthal P.W. Jones, 1976, s. 319-324.
- (15) Laster, L.L.
Atmospheric emissions from the asphalt industry. Research Triangle Park, N.C., 1973. (EPA-650/2-73-046.)
- (16) Benvenuti, F.
Lepore, L.
Gli idrocarburi policiclici aromatici nelle lavorazioni che utilizzano materiali bituminosi.
Istituto superiore di sanità, Annali, 13, 285-294 (1977).

- (17) Just, J.
Maziarka, S.
Misiakiewicz, Z.
Wyszynska, H. Pojazdy samochodowe i rodzaj
nawierzchni jezdni jako Źródło
jamieczyszczenia powietrza
atmosferycznego substancjami
rakotwórczymi i Ołowiem.
Roczniki państw. Zakł. Hig., 22,
545-551 (1971).
- (18) Thompson, R.N.
Nau, C.A.
Lawrence, C.H. Identification of vehicle tire
rubber in roadway dust.
Am. Indust. Hyg. Ass. J., 27,
488-495 (1966).
- (19) Pierson, W.R.
Brachaczek, W.
Kremmer, J.T. Search of airborne particulate
debris from rubber tires.
Presented before American
Chemical Society, Div. of Water
Air and Waste Chemistry,
Wash. D.C., Sept. 1971.
- (20) Cadle, S.H.
Williams, R.L. Gas and particle emissions
from automobile tires in labora-
tory and field studies.
J. Air Poll. Contr. Ass., 28,
502-507 (1978).
- (21) Lagerwerff, J.V.
Specht, A.W. Contamination of roadside soil
and vegetation with cadmium,
nickel, lead and zinc.
Environ. Sci. & Technol., 4,
583-586 (1970).
- (22) Pierson, W.R.
Brachaczek, W. In-traffic measurement of air-
borne tire-wear particulate
debris.
J. Air Poll. Contr. Ass., 25,
404-406 (1975).
- (23) Lynch, R.J. Brake lining decomposition products.
JAPCA 1968, nr. 12, 824. 30th Annual
Meeting. American conference of
Government Hygienists.
St. Louis. Mo. (1968).
- (24) Holt, P.F.
Young, D.K. Asbestos fibres in the atmosphere of
towns.
Atmos. Environ., 7, 481-483;
669-670 (1973).

- (25) Alste, J.
Watson, D.
Bagg, J. Airborne asbestos in the vicinity of a freeway. *Atmos. Environ.* 10, 583-589 (1976).
- (26) Jacko, M.G.
Du Charme, R.T.
Somers, J.H. Brake and clutch emissions generated during vehicle operation. Warrendale, Pa, Society for Automotive Engineers 1973. (SAE paper 730548.)
- (27) Seshan, K. On the utility of dark-field electron microscopy in the determination of the degree of deformation in chrysotile asbestos: An environmental Research application. *Environ. Res. and Techn.*, 16, 383-392 (1978).
- (28) Jacko, M.G.
Du Charme, R.T. Brake emissions, emission measurements from brake and clutch linings from selected mobile sources. Southfield, Mich. Bendix Research lab., 1973.
- (29) Spurny, K.R.
Stober, W.
Ackerman, E.R.
Lodge, J.P. The sampling and electron microscopy of asbestos aerosol in ambient air by means of nuclepore filters. *J. Air Poll. Contr. Ass.*, 26, 496-498 (1976).

DEL II
FORUNDERSØKELSE AV STØVFORURENSNINGEN
VED TRAFIKKÅRER I NORGE

INNHOOLD

	Side:
1	INNLEDNING 39
2	METODIKK 40
3	UTSLIPPSFAKTORER, BILTRAFIKK 43
4	RESULTATER AV MÅLINGER 44
5	DISKUSJON 45
5.1	Variasjon i samlet partikkelforurensning ved trafikkårer 45
5.2	Støvpartiklenes størrelsesfordeling 49
5.3	Sammenligning mellom respirabel støvmengde bestemt gravimetrisk og reflektometrisk ... 50
5.4	Støv og sot i forhold til CO 52
5.5	PAH i støv ved trafikkårer 58
5.6	Bly på partikler ved trafikkårer 61
6	RESULTATER FRA FORUNDERSØKELSEN SETT I SAMMEN- HENG MED DATA FRA LITTERATURUNDERSØKELSEN 63
7	REFERANSER 65

FORUNDERSØKELSE AV STØVFORURENSNINGEN VED TRAFIKK-
ÅRER I NORGE

1 INNLEDNING

Forundersøkelsen omfatter analyse av prøver av luftbåret støv tatt ved trafikkårer i Oslo, Bergen og Trondheim. Partikkelprøver fra flere gater i Oslo, Strandgaten i Bergen og Øvre Baklandet i Trondheim var tilgjengelige fra prøvetaking foretatt i 1974-75 og 1978 i forbindelse med andre prosjekter. Resultater fra disse målinger er presentert i rapporter til kommunene og til SFT (1,2,3).

I forbindelse med dette prosjektet ble det i februar 1979 tatt en del partikkelprøver i Rådhusgaten i Oslo, samtidig med at andre parametre for forurensning, meteorologi og trafikk ble målt i forbindelse med andre prosjekter (4).

Alle de omtalte trafikkårer er bygater med tette husfasader langs begge sider av vegen. Skisser av målestedene er vist i figurer i vedlegg 1. Målestedene skiller seg ellers noe fra hverandre når det gjelder trafikk tetthet, sammensetning av trafikken og vegdekke-type, se tabell 1.

Tabell 1: Karakterisering av trafikkårer der målinger av støvforurensning er foretatt.

Målested	Årsdøgntrafikk (1978)	Andel tunge kjøretøy %	Middel-hastighet km/t	Bredde m	Fasade-høyde m	Veg-dekke
Oslo Rådhusgaten	ca 29000	ca 20	ca 25	15	ca 22	Asfalt
Bergen Strandgaten	" 10000	" 10	" 30	17.5	" 20	Brosten
Trondheim, Øvre Baklandet	" 15000	" 5	" 30	12	" 7	Asfalt

Analysen begrenser seg til luftbåret støv, eller svevestøv i vid forstand, dvs. partikler små nok til at de kan eksistere i nærheten av og bli sugd inn i luftinntaket til de anvendte prøvetakerne. Det er anvendt prøvetakere for totalt svevestøv, oppstilt med luftinntaket 2-3 m over gatenivå. I praksis vil dette omfatte partikler mindre enn 50-100 μm i diameter (effektiv aerodynamisk diameter, EAD).

Større partikler innbefattes i begrepet nedfallstøv, som ved en trafikkåre hovedsakelig består av partikler med en vesentlig fallhastighet. Nedfallstøv er ikke målt i dette forprosjektet. De eneste målinger av nedfallstøv ved veg NILU har utført, ble utført i Skedsmo i 1974 (5). Støvnedfallet langs en trafikkert veg er betydelig. Den overveiende delen av det støv som slites av og oppvirvles fra vegbanen er store partikler som er luftbårne bare en kort tid, og faller ned igjen relativt nær vegbanen. Dette støvet inneholder bly og andre komponenter fra asfalt, slitasje-produkter fra bilene og mineralsk materiale. Den etterfølgende analyse vil ikke omhandle denne fraksjonen av vegstøvet. En vil konsentrere seg om vegstøvet bidrag til de partikkelfraksjoner som kan komme inn i respirasjonssystemet, dvs stort sett partikler med diameter mindre enn 10-20 μm .

2 METODIKK

Ved alle målesteder ble målingene utført 2-3 m over fortau, ca 1 meter inn fra veikant. Støvprøver ble innsamlet ved bruk av kaskadeimpaktorer og NILUs automatiske luftprøvetaker. Instrumenter og analysemetoder er kort beskrevet i vedlegg 2. Karakteristiske parametre for prøvetakeren er satt opp i tabell 2.

"Cut-off"-diameter indikerer den minste diameter av partikler som avsettes på de enkelte impaktortrinnene. Impaktortrinnene har ingen skarp "cut-off". "Cut-off"-diameteren er egentlig diameter på den partikkel som har 50% sjanse til å bli avsatt på trinnet (ved treghets-impaksjon) og 50% sjanse til å gå forbi til neste trinn.

Tabell 2: Karakteristiske parametre for støvprøvetakerne.

Prøvetaker	Trinn	"Cut-off"-diameter ¹ µm	Luftstrøm l/min	Filter- type	Analyse- metode
Sierra high-volume impaktor	1	7.2	1200	Glassfiber	Vekt, kjemiske analyser
	2	3.0		type	
	3	1.5		Gelman	
	4	1.0		"	
	5	0.5		"	
	6	<0.1		"	
Andersen modified cascade impactor	1	3.2 ² 3.7 ³	120	"	vekt, kjemiske analyser
	2	2.2 2.5		"	
	3	1.5 1.7		"	
	4	1.0 1.2		"	
	5	0.6 0.7		"	
	6	<0.1 <0.1		Gelman aeropore, pore 3µm	
NILU automatisk luftprøvetaker	1	< 10-15	2.5	Papir- filter Whatman 40	Sotbestemmelse ved hjelp av reflektometrisk måling

1 Effektiv aerodynamisk diameter (EAD)

2 februar-april 1978

3 juni 1978

Fra NILUs automatiske luftprøvetaker bestemmes sotmengden ved reflektometrisk måling av støvet, etter en standardisert metode (6). Denne metoden svarer til målemetoden spesifisert i forbindelse med luftkvalitetsstandarden beskrevet i kapittel 2 i vedlegg 3.

For kaskadeimpaktorene bestemmes mengden støv ved å finne netto vekt av støvet avsatt på de enkelte trinn. En får derved bestemt støvets vektstørrelsesfordeling.

Sierra-prøvetakeren er lik den som foreskrives brukt i forbindelse med luftkvalitetsstandarden beskrevet i kapittel 1 i vedlegg 3, bortsett fra at slik den er benyttet her, er det montert en kaskadeimpaktor på 5 trinn foran filtret. Når støvmengden på alle impaktortrinn legges til støvmengden på bunnfiltret, får man en total støvkonsentrasjon som kan sammenlignes med luftkvalitetsstandardene beskrevet i kapittel 1 i vedlegg 3.

Ved vurderingen av vektstørrelsesfordelingen (fra nå kalt størrelsesfordelingen) må en ta hensyn til at impaktorer under visse forhold ikke fungerer godt. Med glassfiberfiltre som impaksjonsmedium på trinnene, slik som benyttet her, vil en del av partiklene som er avsatt, eller som etter sin størrelse burde vært avsatt på et gitt trinn, følge med luftstrømmen ned gjennom impaktoren og feste seg på et trinn lavere ned. Dvs. partikkelen blir klassifisert til å være mindre enn den er. De engelske uttrykk for dette fenomen er " re-entrainment" og "blow-by". Graden av "re-entrainment" i en impaktor er avhengig av partiklenes type og størrelsesfordeling, impaktortypen som er benyttet, og forhold under prøveperioden som f.eks. luftfuktigheten. "Re-entrainment"-problemet øker oftest med støvbelastningen i impaktoren.

En undersøkelse av impaktorprøvene i mikroskop viste at prøvene tatt ved trafikkårer grovt sett kan klassifiseres i to klasser: prøver tatt under fuktig vær når bakken var våt, og prøver tatt i tørrvær med tørr bakke. I de fuktige prøveperiodene fungerte impaktoren i stor grad som den skulle, det vil si at partiklene stort sett ble holdt tilbake på det trinn de skulle. Selv i disse prøvene var det dog en viss grad av "re-entrainment", spesielt i sommerprøver. I de tørre periodene, da forekomsten av store, tørre partikler fra veistøv var vesentlig større enn i fuktige perioder, var det oftest en vesentlig grad av "re-entrainment" i impaktorene.

Et annet forhold ved støvprøvetaking med impaktor bør nevnes. En vil alltid ha tap av partikler til de indre flatene i en

impaktor, veggtaf. Partikler avsettes på veggen og blir derved ikke med i analysen. Størrelsen av tapet er avhengig av impaktor-type og støvtype.

3 UTSLIPPSFAKTORER, BILTRAFIKK

Den del av partikkelforurensningen ved en trafikkåre som skyldes biltrafikken stammer enten direkte fra bilene, slik som eksos og slitasjeprodukter, eller indirekte, slik som vegslitasje og oppvirvling av vegstøv.

Kjennskap til sammensetningen av gasser og partikler i bileksos åpner en mulighet til å anslå hvor stor del av partikkelforurensningen ved en trafikkåre som stammer direkte fra eksosen, og hvor stor del som skyldes de andre kilder, slik som vegslitasje og oppvirvling av støv. En må da måle partikkelforurensningen samtidig med et "sporstoff" for bileksosen. I denne undersøkelsen benyttes karbonmonoksyd, CO, som "sporstoff" for bileksos. Ved en trafikkåre er bileksosen den helt dominerende kilden til denne gassen.

Utslippstall for CO og partikler fra biler i Norge er undersøkt ved Statens teknologiske institutt (STI) og Institutt for forbrenningsmotorer og marint maskineri (IFMM) ved NTH.

Når det gjelder CO, har STI lagt fram utslippsfaktorer som anbefales brukt for norsk bilpark i 1980 (7). Når det gjelder partikler, har en diskutert med Statens forurensningstilsyn (SFT) hvilke utslippsfaktorer som bør benyttes.

En deler bilparken inn i to klasser, lette og tunge kjøretøy. De lette består av personbiler og varebiler, hvorav en kan regne at ca 95% er bensindrevne. De tunge består av lette og tunge lastebiler og busser. Ca 75% av disse er dieseldrevne.

Når biler kjører på kald motor, er utslippet av CO og partikler vesentlig høyere enn når motoren er varmkjørt. Forskjellen i utslippet fra varm og kald motor er studert når det gjelder CO-utslipp

fra bensinbiler.

De tre gatene som benyttes i denne forstudien, Rådhusgaten i Oslo, Strandgaten i Bergen og Øvre Bakklandet i Trondheim er alle hovedgater i eller nær sentrum av byen.

En kan anslå at på døgnbasis er kaldstartandelen for trafikken i disse gatene 15-25%, mens kjørehastigheten i middel ligger på ca 30 km/h. Basert på disse data, finner en fram de utslippsfaktorer for CO og partikler som er gitt i tabell 3, som kan anses å gjelde for de tre modellgatene.

Tabell 3: Utslippsfaktorer for trafikken i modellgatene.

Kjøretype	Utslippsfaktorer, g/km	
	CO	Partikler
Person- og varebiler	30	0.1
Tunge biler	15	1.0

4 RESULTATER AV MÅLINGER

Resultater av målingene av sot, støv, CO og BaP ved Rådhusgaten, Strandgaten og Øvre Bakklandet er vist i tabeller i vedlegg 1, sammen med meteorologiske forhold i måleperiodene. CO har biltrafikken som hovedkilde, og utslippet av CO ved en trafikkår er stort sett proporsjonalt med trafikk tettheten, når en regner middeler verdier over en arbeidsdag eller et døgn. Den er tatt med for å få med de variasjoner i generelt forurensningsnivå ved trafikkårer som endringer i trafikk tetthet og spredningsforhold fra dag til dag medfører. Ved å se på støvforurensningen i forhold til CO, kan en få fram de variasjoner i støvforurensningen som ikke skyldes variasjoner i trafikk og spredningsforhold.

Størrelsesfordelingen av støvet i de enkelte prøver er gitt i figurer i vedlegg 1. De kumulative fordelingene gir mulighet til å finne den andel av samlet partikkelvekt som består av partikler mindre enn en gitt diameter. d_{gv} er den partikkel-

diameter som deler partikkelvekten i to like deler, og finnes ved å gå inn på 50%-linjen på den vertikale akse. Histogrammene gir et visuelt bilde av partikkelvekten på hvert trinn. Størrelsen på del-arealene i histogrammene er proporsjonal med partikkelvektandelen på impaktortrinnet.

Den viktigste parameter som skiller størrelsesfordelingene fra hverandre er fuktigheten på vegbanen. Når vegbanen er fuktig er mengden av store partikler og graden av "re-entrainment" relativt liten. I tørre perioder er graden av "re-entrainment" vesentlig større. Det er ikke forsøkt korrigert for "re-entrainment". De viste størrelsesfordelingene for tørre prøver viser derfor en andel små partikler som er for stor, i forhold til det reelle innhold i atmosfæren, idet trinnene for små partikler inneholder varierende mengde av store partikler.

5 DISKUSJON

5.1 Variasjon i samlet partikkelforurensning ved trafikkårer

Sammendrag av samtlige støv- og sot-målinger (middelverdier) er vist i tabell 4 sammen med midlere trafikk tall for gatene. I tabellen er det delt mellom prøver tatt når vegdekket var vått/fuktig og når vegdekket var tørt.

I Rådhusgaten lå samlet svevestøvnivå ofte svært høyt. De to høyeste døgnverdier målt var hhv $580 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $420 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Høyeste verdi i Strandgaten var $260 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og i Øvre Bakklandet $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 4: Sammendrag (middelerverdier) av samtidige støvmålinger (foretatt med kaskadeimpaktor) og sotmålinger.

	Fuktig veidekke			Tørt veidekke			Trafikkvolum kjt/døgn	Andel tung- trafikk %	Støvprøve- taker
	Støv $\mu\text{g}/\text{m}^3$	sot $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ant. prøver	Støv $\mu\text{g}/\text{m}^3$	sot $\mu\text{g}/\text{m}^3$	ant. prøver			
<u>Rådhusgt.</u>									
Jan - mar 79									
Dagtid	139	-	10	443	-	8		20	S
Døgnverdier	157	-	3	279	-	3	29000	20	S
<u>Strandgt.</u>									
Døgnverdier 78									
Feb - mar	78	100	7	230	117	2	12000	10	A
April	79	58	1	200	87	5	12000	10	A
Juni	148	90	4	161	81	4	10000	10	A
<u>Øvre Bakklandet</u>									
Døgnverdier 78									
Juni	-	-	-	145	49	4	17000	5	A

S - Sierra

A - Andersen

Sotmålingene gir en støvkonsentrasjon som oftest er vesentlig lavere enn totalstøvkonsentrasjonen, bl.a. fordi sotmetoden har en øvre "cut-off"-diameter på ca 10-20 μm , mens totalstøvmetoden tar inn partikler som er mye større enn dette.

I tillegg til de prøver som er satt opp i tabell 4, er det utført omfattende måleserier av sot ved de tre trafikkårene (2,3,4). Disse måleserier, utført i perioden januar-juli 1978 ved Øvre Bakklandet og Strandgaten, og i januar-mars 1979 i Rådhusgaten, viste at sotnivået ved gatene om vinteren på døgnbasis ofte overskred grenseverdien på 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som er gitt i norsk forslag til miljøstandard. Høyeste verdi i Rådhusgaten var 320 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, i Strandgaten 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og i Øvre Bakklandet også 240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Generelt var det tydelig at svevestøvbelastningen var vesentlig høyere ved tørr veibane enn når den er fuktig. Dette viste seg både i Rådhusgaten og i Strandgaten, og gjaldt både respirable ($d < 3.5 \mu\text{m}$, se vedlegg 3) og større ($3.5 < d < 50-100 \mu\text{m}$) partikler. Det mobile støvdepotet er vesentlig større når det er tørt.

Tallene fra de ulike trafikkårer er ikke direkte sammenlignbare på grunn av ulike prøvetakere og ulik montering av prøvetakerne.

Dermed har man ikke kontroll med at øvre "cut-off"-diameter er den samme i alle tilfeller. En vil tro denne størrelsen ligger i nærheten av 50 μm , men den kan altså variere noe fra prøvested til prøvested.

Det synes ikke å være en god sammenheng mellom trafikk tetthet og støv- og sotforurensningen, når en sammenligner de tre målestedene. Det kan i noen grad skyldes prøvetakingsforholdene som nevnt over. Utvilsomt skyldes det også forhold som ulike vegdekketyper, bakkestøvgenerering i området, veivedlikehold og trafikksammensetning fra sted til sted.

Måleprogrammet var mest omfattende i Strandgaten, som har brostensdekke. Her ble målinger utført i månedene februar, mars, april og juni. Gjennom denne tiden er det flere forhold som endrer seg. Overgangen fra piggdekk til sommerdekk skjer stort sett i april. Det mobile støvdepot på veien endrer seg. Det er trolig større om sommeren enn om vinteren. De atmosfæriske spredningsforhold, i første rekke bestemt av vindstyrke, kan variere. Trafikk tettheten i Strandgaten øker fra januar mot juni. Målinger av CO som er utført samtidig med støvmålingene, gir mulighet for å korrigere for virkningene av endringer i trafikk tetthet og spredningsforhold.

I dette bildet er det vanskelig å trekke sikre konklusjoner fra støv-datamaterialet fra Strandgaten. Samtidig er prøveantallet lite. Et sammendrag av resultatene fra Strandgaten er gitt i tabell 5.

Tabell 5: Sammendrag av støv, sot og CO-målinger, Strandgt., Bergen 1978. Forholdstall basert på vekt.

	Fuktig vegbane					Tørr vegbane				
	$\frac{\text{Støv}}{\text{CO}} \times 10^2$			$\frac{\text{sot}}{\text{CO}}$	n	$\frac{\text{Støv}}{\text{CO}} \times 10^2$			$\frac{\text{sot}}{\text{CO}}$	n
	<3.5µm	>3.5µm	Samlet	$\times 10^2$		$\times 10^2$	<3.5µm	>3.5µm	Samlet	
Feb-mar inkl.4-5.4	1.0	0.2	1.2	1.6	6	2.8	3.0	5.8	2.9	2
april	1.6	1.5	3.1	2.2	1	2.4	2.8	5.2	2.2	5
juni	2.4	1.0	3.4	2.0	4	3.9	1.4	5.3	2.6	4

n - antall prøver.

Variasjonen i støv- og sotbelastning kan forklares på følgende måte (følgende 3 avsnitt):

I juni var svevestøvbelastningen ($d < 50-100 \mu\text{m}$) ved tørt vegdekke ca 50% høyere enn ved fuktig vegdekke, når det korrigeres for trafikk og spredningsforhold ved hjelp av CO. En fikk tilsynelatende denne økningen både for store ($d > 3.5 \mu\text{m}$) og små ($d < 3.5 \mu\text{m}$) partikler. På grunn av "re-entrainment"-problemet i impaktoren ved tørre partikler, kan en imidlertid ikke si i hvilken grad denne økningen i respirable partikler er reell. Sotnivået var imidlertid 30% høyere ved tørr enn ved fuktig bakke, relativt til CO.

Ved fuktig vegdekke i februar-mars (piggdekkjøring) var svevestøvbelastningen vesentlig lavere enn i juni. Den respirable støvfraksjonen var ca 40% av hva det var i juni, mens fraksjonen av store partikler var ca 20% av tilsvarende i juni. Sotnivået var 20% lavere (alt sett i forhold til CO). Dette kan forklares ved at det mobile støvdepotet i gaten var vesentlig mindre i februar-mars enn i juni, dvs. det var en mindre mengde støv tørt nok til å bli virvlet opp av bilenes turbulens og dekkenes slitasje av vegbanen. (Den direkte slitasjen av vegbanen er forøvrig sannsynligvis av liten betydning på brosteinsdekke). Det er å vente at dette gir mindre belastning av store partikler. At belastningen av respirable partikler, og også sot, fra vinter mot sommer reduseres relativt til CO, kan bety at støv fra vegbanen gir et visst tilskudd til respi-

støvbeklastning om sommeren. En del av denne økte beklastningen kan dog være tilsynelatende, idet den kan skyldes "re-entrainment" i impaktoren. Det lar seg ikke gjøre å kvantifisere denne effekten.

Ved tørt veidekke antyder resultatene at samlet svevestøvbeklastning var nær den samme i februar-april som i juni. Fordelingen mellom store og små partikler kan en ikke si noe om, på grunn av "re-entrainment"-problemet. Heller ikke kan en si noe om piggdekkenes betydning, fordi en må regne med at svært mange i Bergen i april allerede har skiftet til sommerdekk. (Alle "vinterprøver" unntatt én er fra april).

Resultatene fra januar-mars i Rådhusgaten underbygger at svevestøvbeklastningen øker helt vesentlig når vegbanen er tørr. Det er ikke en entydig tendens til økt svevestøvinnhold med økende vindstyrke over gaterommet. Det kommer inn andre faktorer som kompliserer bildet. Den viktigste synes å være vindturbulensen, som i et gaterom vil variere vesentlig med vindretningen i forhold til gateretningen.

5.2 Støvpartiklernes størrelsesfordeling

Figurene i vedlegg 1 gir størrelsesfordelingen i de enkelte prøver, funnet ved veiing av hvert enkelt trinn. Kvalitativ mikroskopering av filterne viser at graden av "re-entrainment" oftest ikke er betydelig når bakken er fuktig, dvs. når partiklene er fuktet og mengden store partikler er begrenset. Under slike forhold har de store partiklene sannsynligvis større evne til å bli sittende på det trinn som svarer til deres størrelse. Under tørre bakkeforhold er graden av "re-entrainment" ofte betydelig.

Tabell 6 gir tall for midlere størrelsesfordeling for "fuktige" prøver ved hvert målested.

Tabell 6: Størrelsesfordeling av partikler ved trafikkårer ved fuktig/våt veibane.

Målested, periode	Vektandel (%) av partikler med diameter			Støv µg/m ³ d<3.5	Sot µg/m ³	Antall prøver	Prøvetaker
	d < 0.5 µm	< 1 µm	< 3.5 µm				
<u>Rådhusgaten,</u> feb. 79	60	70	80	89	-	2	S
<u>Strandgaten,</u> februar-mars 78	35	50	80	62	100	6	A
juni	35	45	70	120	97	2	A
<u>Øvre Bakklandet,</u> juni 78	45	60	75	146	60	1	A

S - Sierra

A - Andersen

Ved alle stedene var 70-80% av støvvekten partikler med diameter mindre enn ca 3.5 µm, dvs. de var i det respirable området.

Det syntes som andelen av de helt små partikler (< 1 µm) var større i Rådhusgaten enn i Strandgaten og Øvre Bakklandet.

I Strandgaten syntes fordelingene for februar-mars og for juni å være ganske like når veibanen var fuktig. Dette kan tyde på at på brosteinsdekke har bildekktypen (piggdekk i februar-mars, sommerdekk i juni) ikke stor betydning for størrelsesfordelingen av luftbårne partikler over veibanen.

Under tørre bakkeforhold øker andelen av store partikler vesentlig, slik at den relative andelen respirable partikler blir vesentlig mindre enn vist i tabell 6 for fuktige prøver. "Re-entrainment"-problemet i impaktorene medfører at en ikke med de impaktorprøver en har tilgjengelig kan finne den virkelige størrelsesfordeling av partikler i luft ved trafikkårer under tørre bakkeforhold.

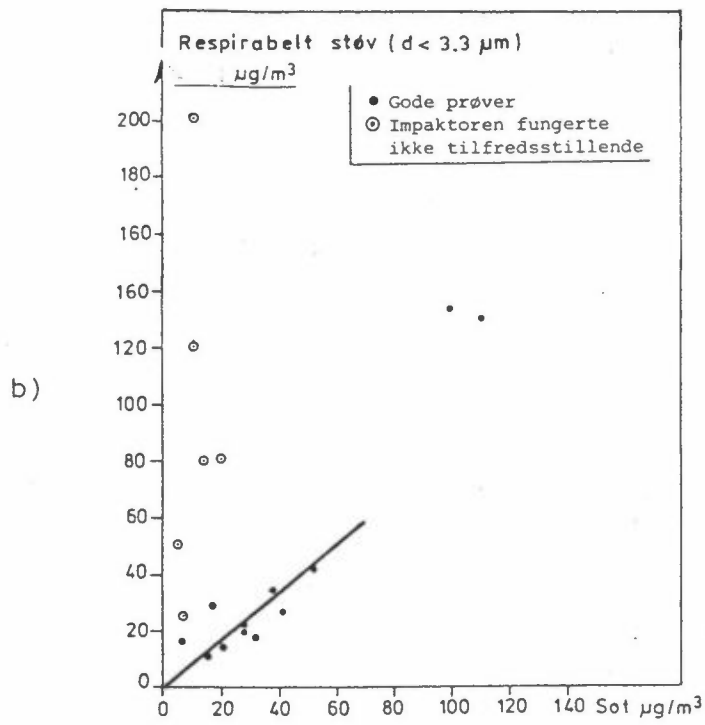
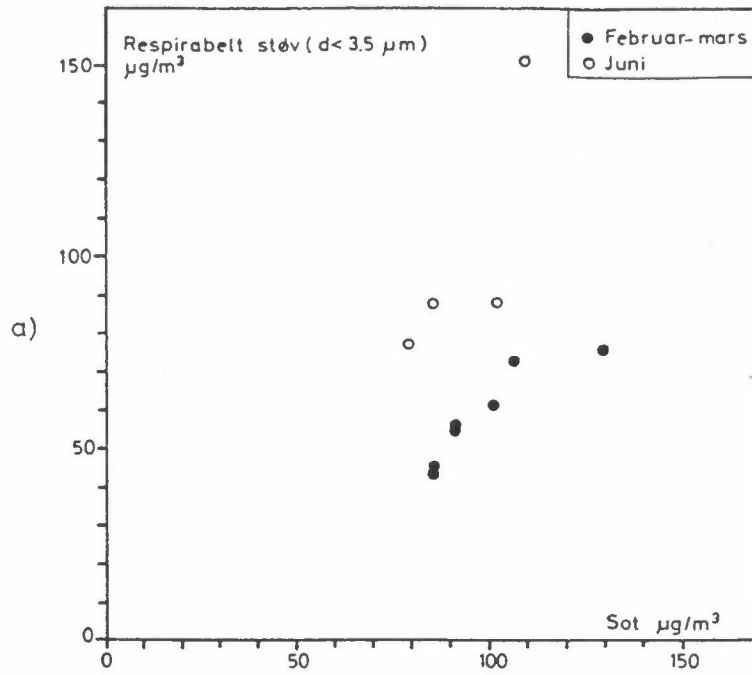
5.3 Sammenligning mellom respirabel støvmengde bestemt gravimetrisk og reflektometrisk

Sotmengden bestemt fra svertningsmålinger og mengden respirabelt svevestøv er ofte sammenlignbare størrelser. Svertningen måles på en partikkelprøve som i hovedsak består av partikler i det respirable området. Svertningsmålingen overføres til en sotkonsentrasjon i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ved hjelp av en kalibreringskurve som er laget fra målinger på støv i byatmosfærer (se vedlegg 2).

En sammenligning gjøres her bare for prøver ved fuktige bakkeforhold, da "re-entrainment"-problemet i impaktoren var lite. En har da bare prøver i nevneverdig antall fra Strandgaten. Resultater er vist i tabell 7 og figur 1.

Tabell 7: Målinger av respirabelt støv (Andersen impaktor), sot og CO ved fuktige bakkeforhold, Strandgaten, Bergen i 1978.

Periode i 1978	Respirabelt støv ($d < 3.5 \mu\text{m}$) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Sot $\mu\text{g}/\text{m}^3$	CO mg/m^3	Antall prøver
Februar/mars	59	99	5.8	7
Juni	105	90	4.4	4



Figur 1: Samhørende verdier av respirabelt svevestøv bestemt gravimetrisk og reflektometrisk (sot).

- a) Resp. støv målt med Andersen kaskadeimpaktor.
- b) Resp. støv målt med Sierra kaskadeimpaktor.

Figur 1a viser at i februar-mars var korrelasjonen mellom metodene ganske god, men respirabel støvkonsentrasjon lå i middel vesentlig lavere enn sotverdien. I juni skiller én verdi seg ut fra de øvrige. I middel var det da ikke stor forskjell i verdiene for de to metodene (regresjonen er nær 1:1). Forskjellen i regresjonen fra februar-mars til juni kan ikke enkelt forklares ut fra det materialet en har.

En måleserie i Bergen vinteren 1978 utført på taket av Christian Michelsens institutt, CMI (8), ga en god sammenheng mellom sotverdi og respirabelt svevestøv (svevestøvet bestemt i dette tilfellet med Sierra-impaktor). Regresjonsanalyse viste at sotverdien lå i middel ca 17% høyere enn respirabelt svevestøvkonsentrasjon. Regresjonen er vist i figur 1b. Måleserier til forskjellige årstider i Lillestrøm, Halden og Slemmestad har vist at det ofte ikke er en god sammenheng mellom sotverdi og respirabel støvkonsentrasjon.

Veggtapet i Andersen-impaktoren er ikke ubetydelig. For måleperioden ved Strandgaten i Bergen som helhet (23 døgnprøver i løpet av tiden februar-juni) var veggtapet for trinn 1 og 2, dvs. for partikler større enn ca 2.5 μm i diameter, i middel ca 30% av partikkelvekten funnet på de trinnene. Dette vil kunne forklare en del av forskjellen mellom måle metodene i februar/mars, og vil øke forskjellen i juni (se figur 1a).

5.4 Støv og sot relativt til CO

Tabell 8 viser de forholdstall mellom støv og CO en ville vente å finne dersom bileksosen var eneste kilde til disse stoffene i luften ved trafikkårer. Tallene er beregnet på basis av utslipps-tallene i tabell 3 og trafikksammensetningen gitt i tabell 1.

Tabell 8: Forholdstall mellom utslipp av partikler og BaP relativt til CO, beregnet for trafikken ved de tre målestedene.

Målested	Andel tung- trafikk %	<u>Partikler</u> CO
Rådhusgt, Oslo	20	0.010
Strandgt., Bergen	10	0.007
Øvre Bakklandet, Trondheim	5	0.005

Bileksosen er den helt dominerende kilden til CO, mens også andre kilder gir bidrag til støvkonsentrasjonen ved vegen. En sammenligning av forholdstallet støv/CO i luften ved trafikkåren med det tilsvarende tall for utslippet kan gi grunnlag for å estimere den relative størrelsen av bidraget fra disse andre kilder, for eksempel støv fra vegslitasje og fra vegens støvdepot.

Tabell 9, 10 og 11 viser forholdstallene for respirabelt støv/CO og sot/CO funnet fra målinger ved henholdsvis Rådhusgaten, Strandgaten og Øvre Bakklandet.

Ved Strandgaten (brosteinsdekke) var måleprogrammet mest omfattende. Ved fuktig bakke i februar-mars var forholdet respirabelt støv/CO i luften ved gaten lik 0.010 som middelerdi av 7 prøver, med minimum 0.008 og maksimum 0.013. Korrigerer man for veggtafet i impaktoren vil det reelle tall ligge noe høyere enn 0.010. Dette ligger noe høyere enn forholdstallet i utslippet, 0.007 (tabell 8). Dette kan tyde på at andre kilder enn bileksosen gir tilskudd til respirabelt støv på vegen. Støvet kan komme fra oljefyringsutslipp i nærheten, og det kan også tenkes at vegstøvet gir et visst bidrag.

Ved fuktig bakke i juni lå forholdstallet på 0.024 som middel av 4 prøver, med minimum 0.020 og maksimum 0.028, med andre ord vesentlig høyere enn i februar-mars. Som nevnt tidligere er denne økningen tilsynelatende, og skyldes hovedsakelig "re-entrainment" i impaktoren, slik at målt respirabel støvverdi er høyere enn korrekt. Muligens kan økningen til en viss grad også skyldes små partikler fra et større mobilt veistøvdepot.

Ved tørre bakkeforhold ligger de målte forholdstallene for høyt på grunn av "re-entrainment" i impaktoren.

Tabell 9: Forholdstall mellom støv, sot, BaP og CO.
Rådhusgaten, Oslo, 1979.

Rådhusgaten, Oslo Prøve	Forurensning			Meteorologiske forhold		
	Støv, d<3.5 µm CO	Sot CO	BaP CO	Vind- styrke m/s	Nedbør/ bakke- forhold	Temp. °C
<u>Februar-mars</u>			x10 ⁻⁶			
6.2.79 dag	0.027	0.027	1.9	-	tørt	÷6-÷14
6-7.2 natt	0.023		1.1	1-2	tørt	÷5-÷7
7.2 dag	0.016	0.019	1.9	1-5	tørt	0-÷5
7-8.2 natt	0.020		-	1-2	snøvær	÷2-÷3
9.2 dag	0.008	-	-	2-5	?	0-3
15.2 dag	0.0039	-	1.0	1-2	tørt	÷6-÷14
20.2 dag	0.011	0.030	0.9	1-2	fuktig	÷1
20-21.2 natt	0.031		1.3	1-2	tørt	÷1
21.2 dag	0.013	-	0.5	1-3	fuktig	÷2
23.2 dag	0.010	-	0.7	1-3	fuktig	÷2
2.3.79 dag	0.010	-	-	3-7	?	0-÷3
<u>Middelverdier</u>						
<u>Februar-mars</u>						
dag	0.011				fuktig (3 prøver)	
natt	-				fuktig (0 prøver)	
dag	0.027				tørt (3 prøver)	
natt	0.027				tørt (2 prøver)	

Tabell 10: Forholdstall mellom støv, sot, BaP og CO.
Strandgaten, Bergen 1978.

Strandgaten, Bergen Prøve	Forurensning			Meteorologiske forhold		
	Støv, d<3.5 µm	Sot	BaP	Vindstyrke m/s	Nedbør/ bakke- forhold	Temp. °C
	CO	CO	CO x10 ⁻⁶			
<u>Februar-mars</u>						
16-17.2	0.009	0.014	2.1	2-4	fuktig	+3-+6
20-21.2	0.013	0.021	-	0-2	fuktig	+3-+3
22-23.2	0.008	0.015	-	1-7	fuktig (snø)	+2-+2
24-25.2	0.011	0.018	-	1-8	fuktig	1-5
28.2-1.3	0.010	0.016	0.6	1-7	fuktig	-
7-8.3	0.038	0.044	0.6	2-7	tørt	3-5
31.3-1.4	0.010	0.019	-	0-5	fuktig	1-7
<u>April</u>						
4-5.4	0.021	0.020	0.3	0-4	tørt	0-11
6-7.4	0.019	0.019	-	2-6	tørt	2-9
17-18.4	0.024	0.026	-	1-5	tørt	2-10
19-20.4	0.027	0.025	-	1-7	tørt	6-10
20-21.4	0.021	0.019	-	1-7	tørt	5-14
24-25.4	0.016	0.022	-	1-7	fuktig	4-12
27-28.4	0.027	0.027	-	1-5	tørt	4-8
<u>Juni</u>						
19-20.6	0.021	0.019	-	2-4	fuktig	-
20-21.6	0.020	0.019	-	2-6	fuktig	-
21-22.6	0.045	0.026	-	2-8	tørt	-
22-23.6	0.028	0.021	-	1-4	fuktig	-
26-27.6	0.038	0.036	-	3-5	tørt	-
27-28.6	0.026	0.026	-	1-3	fuktig	-
28-29.6	0.044	0.026	-	2-4	tørt	-
29-30.6	0.031	0.021	-	1-3	tørt	-
<u>Middelverdier</u>						
Februar-mars	0.010	0.017			fuktig (6 prøver)	
inkl. 4-5.4.	0.030	0.032			tørt (2 prøver)	
April	(0.016)	(0.022)			fuktig (1 prøve)	
	0.023	0.022			tørt (5 prøver)	
Juni	0.024	0.021			fuktig (4 prøver)	
	0.040	0.027			tørt (4 prøver)	

Tabell 11: Forholdstall mellom støv, sot og CO.
Øvre Bakklandet, Trondheim, 1978.

Øvre Bakklandet, Trondheim Prøve	Forurensning			Meteorologiske forhold		
	Støv, d<3.5 µm CO	Sot CO	BaP CO	Vindstyrke m/s	Nedbør/ bakke- forhold	Temp. °C
<u>Juni-juli</u>						
14-15.6.78	0.026	0.010	-	-	?	-
15-16.6	0.022	0.009	-	-	tørt	-
19-20.6	0.021	0.011	-	-	?	-
20-21.6	0.034	0.014	-	1-4	?	-
3-4.7	0.011	0.015	-	0-3	tørt	-
10-11.7	0.030	0.015	-	1-2	tørt	-
11-12.7	0.025	0.013	-	1-2	tørt	-
12-13.7	0.031	0.012	-	2-4	?	-
<u>Middelverdier</u>						
Juni-juli	0.022	0.013			tørt (4 prøver)	

I sammendrag tyder dette på at den mengde respirable partikler en finner i luften ved Strandgaten under fuktige bakkeforhold om vinteren i hovedsak skriver seg fra eksosutslippet. Det er dog rom for et visst bidrag fra andre kilder, som antas i hovedsak å være oljefyringsutslipp. Under fuktige bakkeforhold om sommeren finner man en betydelig økning i konsentrasjonen av respirable partikler ut over det en venter å finne fra eksosen. I hvor stor grad dette skyldes reell økning av små partikler fra vegstøvdepotet eller andre kilder, eller om økningen hovedsakelig er fiktiv, fordi den skyldes "re entrainment" i impaktoren, er uvisst. Under tørre bakkeforhold øker andelen av store partikler fra vegstøv/vegslitasje vesentlig. Den betydelige grad av "re-entrainment" i impaktoren gjør at det ikke er mulig å uttale seg om det også skjer en reell økning i mengden små partikler eller ikke. Forholdet sot/CO i juni øker imidlertid også noe fra fuktig til tørr bakke. Dette tyder på at vegstøvet/vegslitasjen kan gi opphav til mørke partikler som gir en begrenset økning av sotmengden som registreres i sotanalysen. For å bli registrert i sotanalysene må de være mindre enn ca 10 μm . De er derved sannsynligvis i det inhalerbare området ($d < 15 \mu\text{m}$). Om de også er i det respirable området ($d < 3.5 \mu\text{m}$) er uvisst.

I Øvre Bakklandet i Trondheim foreligger det prøver bare ved tørt vegdekke (tabell 8). Forholdet respirabelt støv/CO var 0.026, altså vesentlig høyere enn forholdet i eksosen, som var 0.005. Dette svarer sannsynligvis til betydelig "re-entrainment" i impaktoren for tørre prøver.

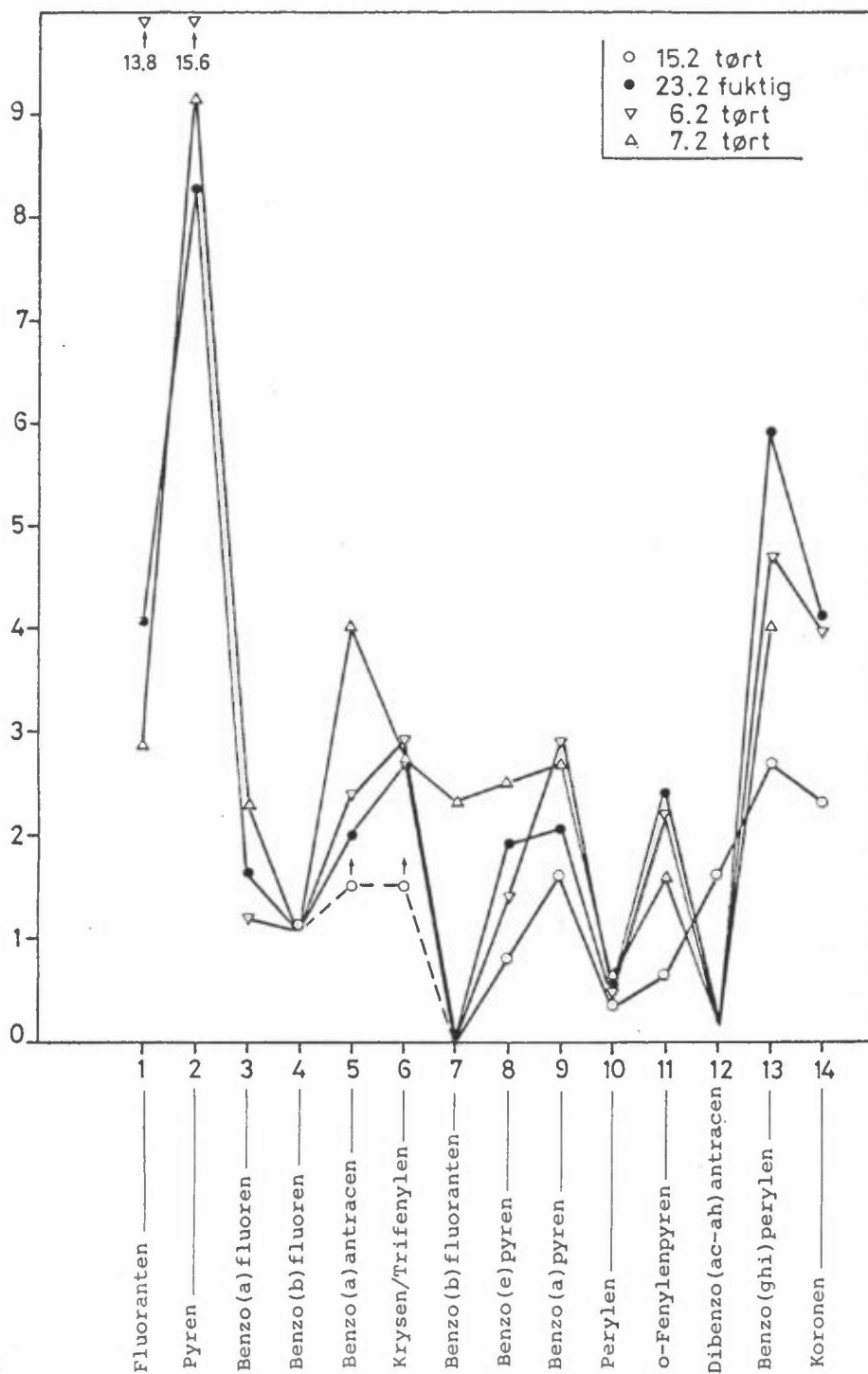
I Rådhusgaten i Oslo, ved fuktig bakke om vinteren, lå respirabelt støv/CO-forholdet på 0.011 som middel av 3 prøver. Dette stemmer godt med utslippsforholdene på 0.010 (tabell 8). Ved tørr bakke økte forholdet til 0.027. Den største del av denne økningen skyldes sannsynligvis "re-entrainment" i impaktoren.

Disse vurderinger tyder da på at partikkelinnholdet i bileksosen kan forklare den største delen av innholdet av respirable partikler i støvprøver tatt ved trafikkårer om vinteren, når veidekket er fuktig. Under tørre bakkeforhold får man oftest en sterk økning i mengden av store partikler. Med den anvendte prøvetakingsmetode (kaskadeimpaktorer med glassfiberfiltre som impaksjonsmedium) lar det seg som nevnt ikke gjøre å bestemme hvor stor del av vektøkningen på trinnene for små partikler som skyldes en reell økning i andelen små partikler, og hvor stor del som skyldes "re-entrainment" i impaktoren. Kvalitativ mikroskopisk analyse av filtrene viser at "re-entrainment" er ansvarlig i hvert fall for en stor del, om ikke alt, av denne vektøkningen av små partikler om vinteren. Prøver fra Strandgaten under fuktige bakkeforhold om sommeren tyder dog på en viss reell økning i innholdet av inhalerbare partikler som ikke kan tilskrives bileksosen. Det kan være grunn til å tro at slitasjen av veidekket og oppvirvling av støv fra veistøvdepotet forårsaker en viss økning i inhalerbar partikkelkonsentrasjon under tørre bakkeforhold.

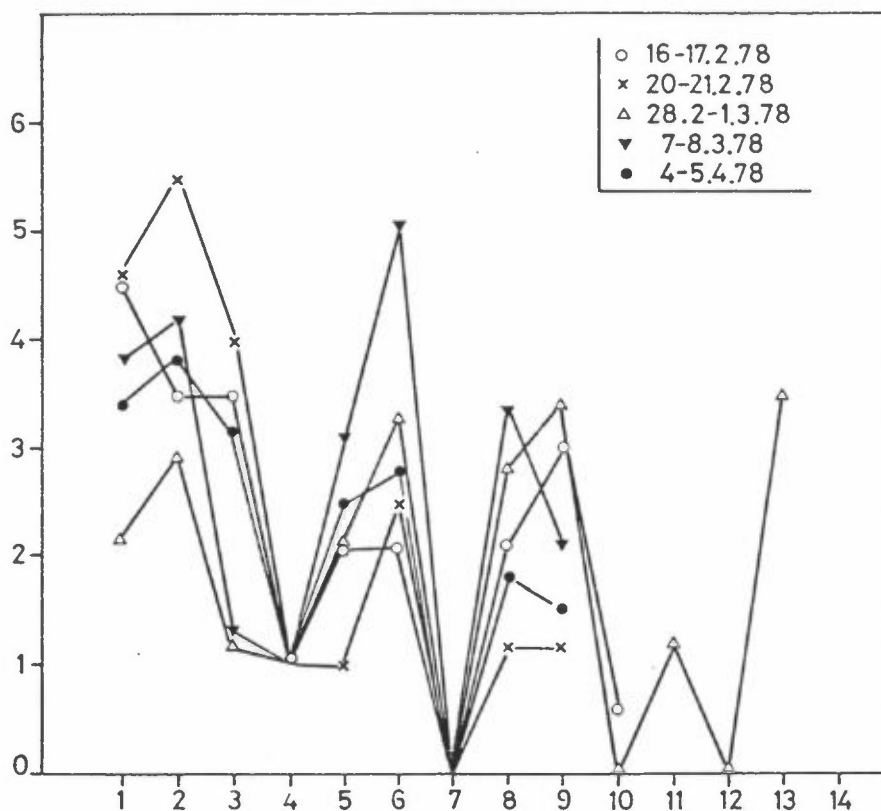
Prøvematerialet er imidlertid lite, og problemene med "re-entrainment" i impaktoren utgjør en usikkerhet som svekker grunnlaget for å trekke sikre konklusjoner.

5.5 PAH i støv ved trafikkårer

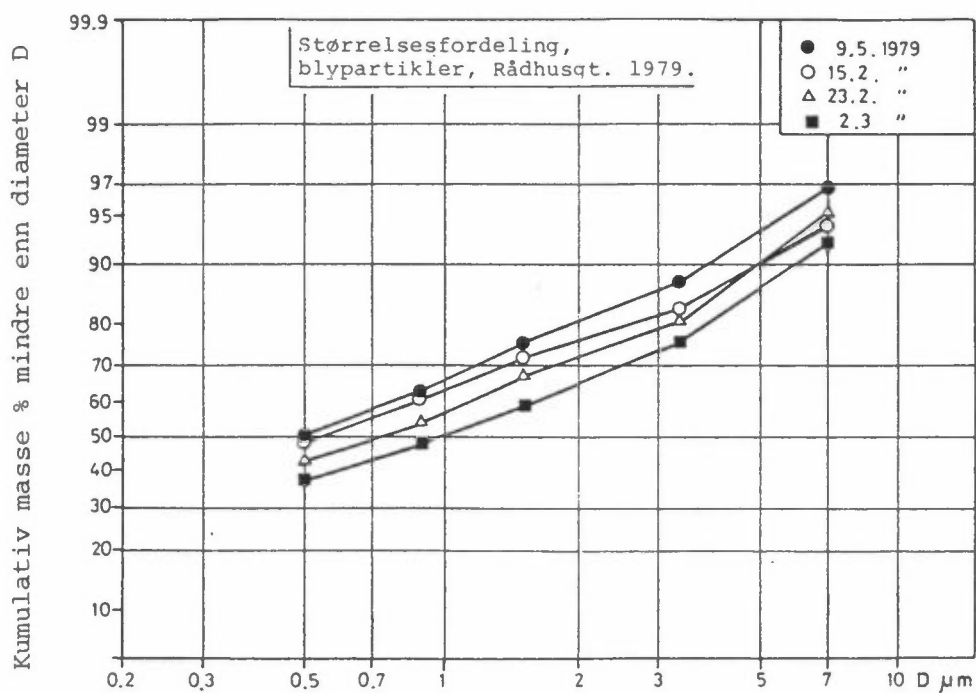
Det er foretatt analyser av ulike PAH-komponenter i flere av de fraksjonerte støvprøvene tatt ved Rådhusgaten (9) og i Strandgaten. Det er analysert på 23 PAH-komponenter, fra naftalen til koronen. En har for få prøver til å presentere en statistikk av resultatene. I alle prøver fant en imidlertid så og si all partikulær PAH på partikler i det respirable området, dvs. på partikler mindre enn $3.5 \mu\text{m}$. En stor del av PAH-innholdet var på partikler mindre enn $1 \mu\text{m}$.



Figur 2: PAH-profiler relativt til benzo(b)fluoren, Rådhusgata, Oslo, 1979 (partikler i luft, $d < 0.5 \mu\text{m}$). Asfaltdekke.



Figur 3: PAH-profiler, Strandgaten, Bergen, 1978 (partikler i luft, $d < 0.5 \mu\text{m}$). Brosteinsdekke. (Aksene som i figur 2).



Figur 4: Størrelsesfordelingen av bly på partikler. Prøver tatt i Rådhusgt. i Oslo med Sierra high-volume kaskadeimpaktor.

PAH-profiler for bunnfiltre (partikkeldiameter $d < 0.5 \mu\text{m}$) fra prøver fra Rådhusgaten (asfaltdekke, 20% diesel) og Strandgaten (brosteinsdekke, 10% diesel) er vist i figurene 2 og 3. Profilene er tegnet med benzo(b)fluoren som referanse.

Profilene viser at det ikke synes å være en tydelig forskjell mellom de to gatene, når det gjelder komponenter mellom benzo(b)-fluoren og koronen. Profilen fra Rådhusgaten viser imidlertid en mer utpreget topp ved pyren som en ikke finner så sterkt i profilen fra Strandgaten, som har brosteinsdekke. Asfalt kan inneholde en betydelig andel av den fraksjonen der pyren hører hjemme. Slitasjeprodukter fra asfalt synes derved å kunne gi et tillegg til innholdet av enkelte PAH-komponenter i støv ved veier. Det kan imidlertid på bakgrunn av våre prøver ikke avgjøres om disse partiklene i realiteten er i det respirable området, eller om de er store partikler som er klassifisert som respirable i impaktoren på grunn av "re-entrainment". Det siste er imidlertid mest sannsynlig. Pyren er nemlig også blant de svært få komponenter som finnes på de trinnene i impaktoren der partikler $>3.5 \mu\text{m}$ avsettes. På disse trinnene detekteres også fenantren og fluoranten, som også er i den lettere PAH-fraksjonen.

5.6 Bly på partikler ved trafikkårer

Det er foretatt analyser av bly i endel av de fraksjonerte støvprøver tatt på taket av CMI i Bergen i 1978, og i prøver fra Rådhusgaten i Oslo i 1979. Disse kan antyde den betydningen som blyinnholdet i større partikler, partikler fra vegdekke-slitasjen, har for totaleksponeringen fra inhalerbart bly ved veier.

Tabell 12 og figur 4 viser at anslagsvis 15-20% av blyet er på partikler større enn ca 3.5 μm . Det er relativt liten forskjell på prøvene fra Rådhusgata (2 m over bakken) og fra CMI (ca 15 m over bakken). Tabell 13 viser at den vektandelen av partiklene som er bly, synes å ha et maksimum ved partikkelstørrelser i området 2-3 μm .

Blyandelen av samlet partikkelvekt var i Rådhusgata 2.3% (middel av 4 prøver) og på taket av CMI 1.0% (middel av 7 prøver). Andelen av bly på partikler større enn 7 μm var lavere enn dette, stort sett mindre enn 1.0%.

Bly på de store partikler som må antas å komme fra vegdekke-slitasje synes følgelig å ha relativt liten betydning for samlet blyeksponering fra partikler ved veier.

Tabell 12: Bly i støv fordelt på fraksjoner av partikkelstørrelse.

Dato	Bly-fordeling på partikkelstørrelsesfraksjoner, i % av samlet bly			Bly kons. $\mu\text{g}/\text{m}^3$
	> 3.3 μm	0.5-3.3 μm	<0.5 μm	
<u>CMI 1978</u>				
7.2	13	39	48	1.43
10.2	9	37	54	0.97
13.2	11	35	54	0.46
28.2	13	29	58	0.40
3.3	15	31	54	0.39
13.3	15	31	54	0.26
31.3	20	33	47	0.33
Middel	14	33	53	0.61
<u>Rådhusgt. 1979</u>				
9.2	13	37	50	4.1
15.2	18	34	48	8.3
23.2	19	38	43	2.3
2.3	25	38	37	1.1
Middel	18	37	45	4.0

Tabell 13: Partiklers blyinnhold, i vektprosent, som funksjon av partikkelstørrelse. Prøver tatt på taket av CMI, Bergen i 1978 og i Rådhusgt. 1979.

	Prøvedato							Middel- verdi
<u>CMI 1978</u>	7.2	10.2	13.2	28.2	3.3	13.3	31.3	
>3.3 μm	0.16	0.19	0.45	1.0	3.0	0.44	0.10	0.76
0.5-3.3 "	0.85	0.77	1.0	2.0	6.0	2.0	0.85	1.92
<0.5 "	0.97	0.63	0.96	1.6	1.3	2.0	1.0	1.21
Middel	0.56	0.54	0.86	1.6	1.95	1.3	0.33	1.00
<u>Rådhusgt. 1979</u>	9.2*		15.2	23.2*	2.3*		Middel av prøver mrk.*	
>7 μm	-		0.22	1.35	0.90		-	
3.3-7 "	13.0		0.74	5.2	4.5		7.6	
1.5-3.3 μm	19.6		1.44	7.8	12.7		13.4	
0.9-1.5 "	15.5		1.84	5.5	5.0		8.7	
0.5-0.9 "	14.6		2.2	-	3.8		-	
< 0.5 "	1.95		0.88	2.3	1.1		1.8	
Middel	3.5		0.87	3.1	1.9		2.3	

6 RESULTATER FRA FORUNDERSØKELSEN SETT I SAMMENHENG MED DATA FRA LITTERATURUNDERSØKELSEN

Fra litteraturundersøkelsen var det mulig å komme fram til et estimat på det momentane bidrag fra veidekkeslitasje til respirabel støvkonsentrasjon ved veier. Estimattet var 0.1-0.6 g/km pr personbil, og sannsynligvis var dette et overestimat (se del I, seksjon 2.1).

Resultatene fra forundersøkelsen antyder at det meste av den respirable støvfraksjonen (partikler med diameter <2-3 μm) en finner ved veier skyldes selve partikkelutslippet i eksosen, og at bare en mindre del av dette kunne skyldes andre kilder, som partikler fra oljefyring i området, og partikler fra slitasje og vegstøv-depot.

Resultatene tyder imidlertid på at når det gjelder inhalerbare partikler (diameter $<15 \mu\text{m}$) er det rom for et visst bidrag fra vegstøvdepotet.

Det er viktige usikkerheter i det materialet en har fra forundersøkelsen. Den viktigste er "re-entrainment"-problemet i impaktorprøvetakerne, som medfører at en viss del av partiklene klassifiseres som mindre enn de er. Dette problemet er størst ved tørt vegdekke. Estimater av midlere utslippsfaktorer for CO og partikler er også usikre.

Fra forundersøkelsen kan en si følgende: Ved den brosteinsdekkede Strandgaten i Bergen synes det fra resultatene å være rimelig å anslå at når vegdekketer tørt, vil bidraget fra vegstøvdepotet til inhalerbar støvkonsentrasjon i luft ved veger begrense seg til anslagsvis halvparten av bidraget fra partikkelutslippet fra eksosen, og at det derved begrenses oppad til ca 0.05-0.1 g/km pr kjøretøy, når vegdekket er tørt. Den største delen av disse partiklene fra vegstøvet har diameter i området 2-10 μm . Ved fuktig vegdekke, når vegstøvdepotet er mer bundet, vil bidraget være mindre enn dette.

Prøvene fra Rådhusgaten i Oslo med asfaltdekke gir, når vegdekket er fuktig, heller ikke rom for et nevneverdig bidrag fra vegstøv til respirabel partikkelfraksjon. Det eventuelle bidraget til inhalerbart støv er ikke målt. Det ble kjørt én prøve da vegdekket var tørt (tabell 9, 15. februar), og støvmengden var da så ekstremt stor og "re-entrainment"-problemet så påtakelig at det er uråd fra denne prøven å si noe om bidraget til respirable og inhalerbare partikler fra vegstøvet på asfaltdekket.

- (7) Haugstuen, W.
Bang, J. Kartlegging av avgassutslipp pr. bil fra ulike kjøretøyer. Oslo, Statens teknologiske institutt, 1980.
- (8) Larssen, S.
Hagen, L.O. Sammenliknende målinger av sot og svevestøv i Bergen i 1978. Lillestrøm 1980. (NILU OR 44/79.)
- (9) Alfheim, I.
Møller, M.
Larssen, S.
Mikalsen, A. Undersøkelse av PAH og mutagene stoffer i Oslo-luft. Relasjon til trafikk. Oslo 1980. (SI/NILU).

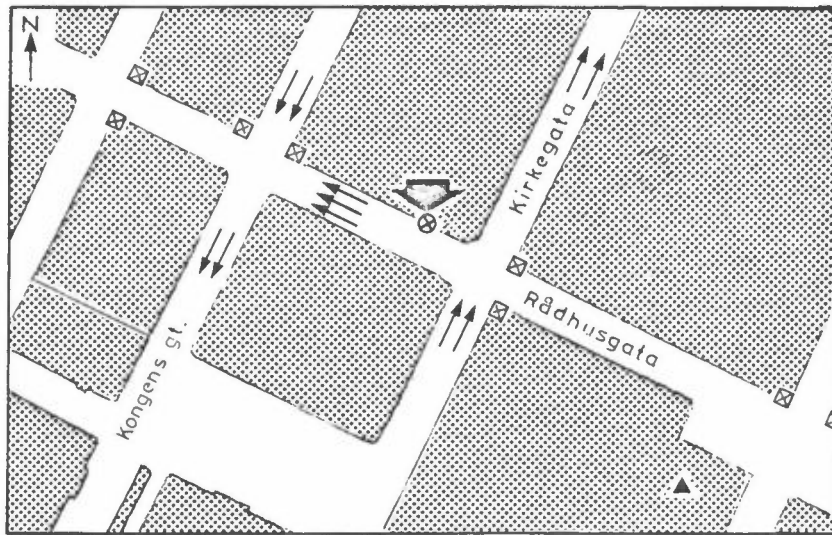
DEL III

VEDLEGG

- VEDLEGG 1: Datavedlegg. Figurer og tabeller.
- VEDLEGG 2: Måle- og analysemetoder
- VEDLEGG 3: Miljøstandarder som kan anvendes ved vurdering av støvforurensningen ved trafikkårer.

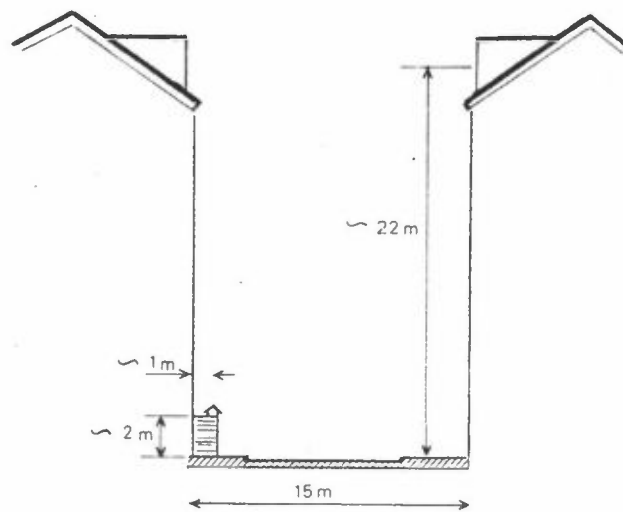
VEDLEGG 1

DATAVEDLEGG, FIGURER OG TABELLER

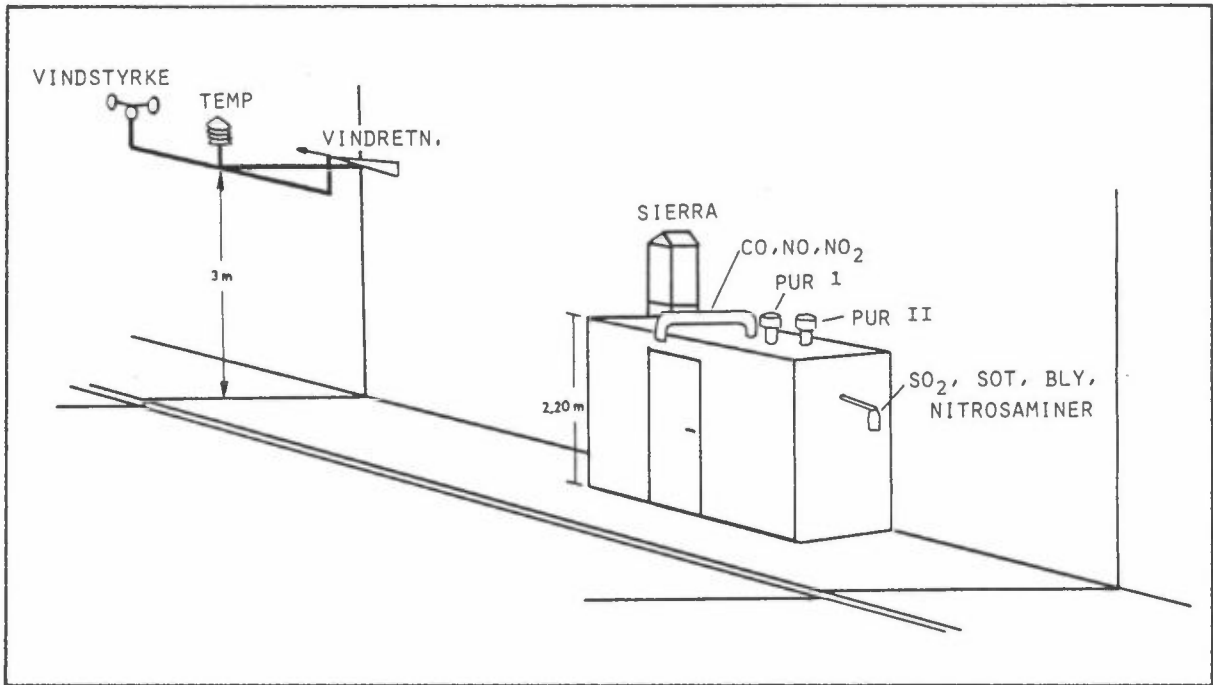


- ⊗ Målestasjon
- ▲ Vind
- ⊠ Trafikkllys

$h/b \approx 1.5$



Figur 1: Rådhusgata, Oslo. Plassering av målestasjon.

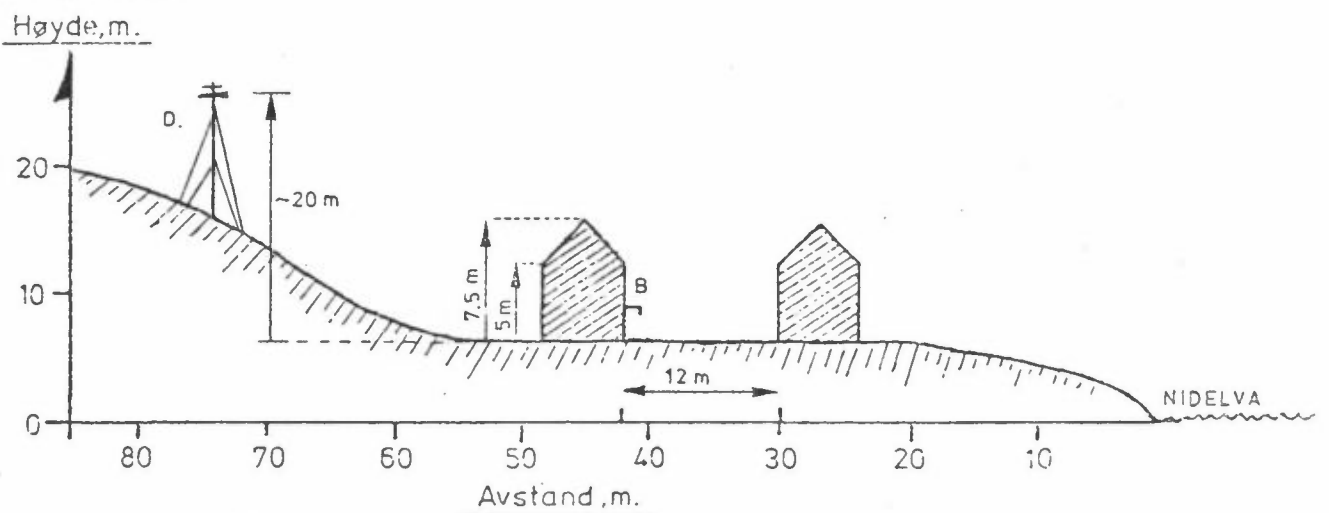


Figur 2: Skisse av plassering av målestasjoner i Rådhusgata.

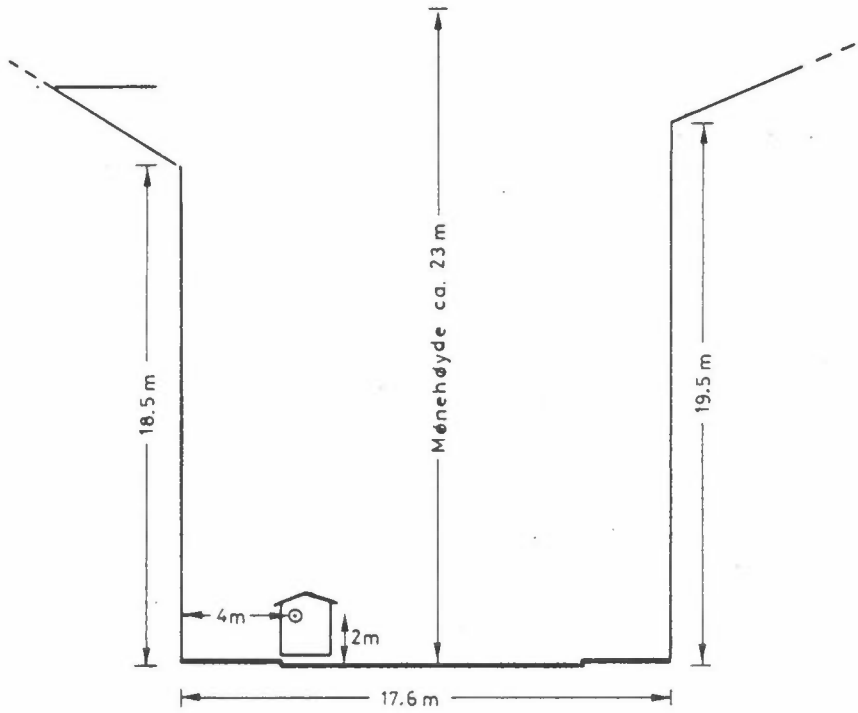
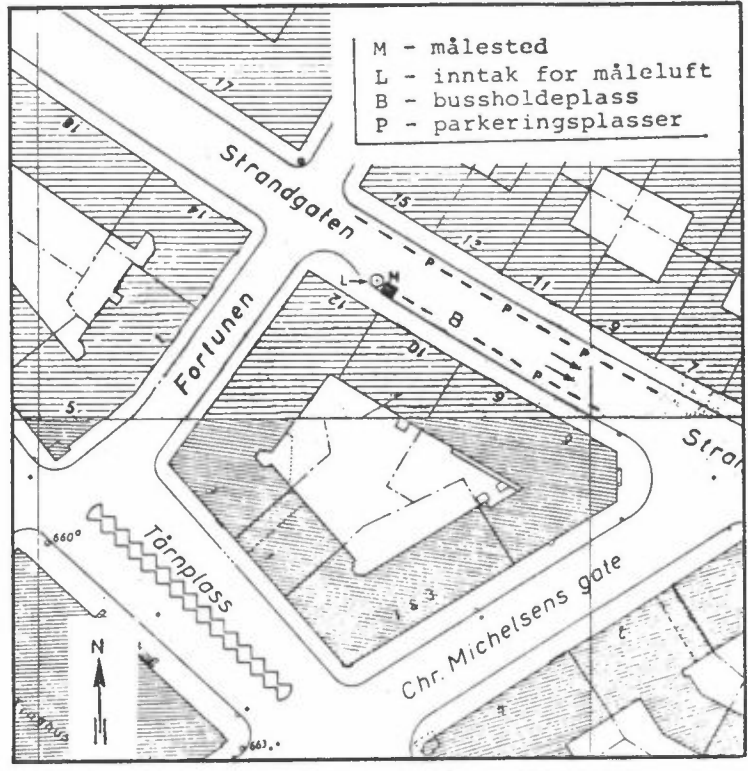


Målestasjon Bakklandet

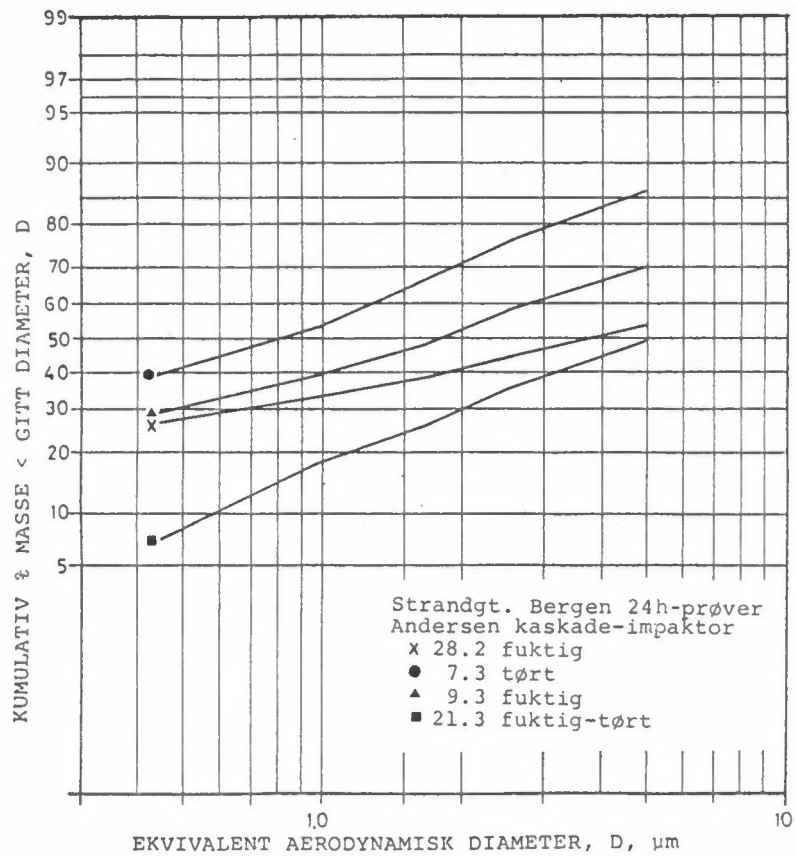
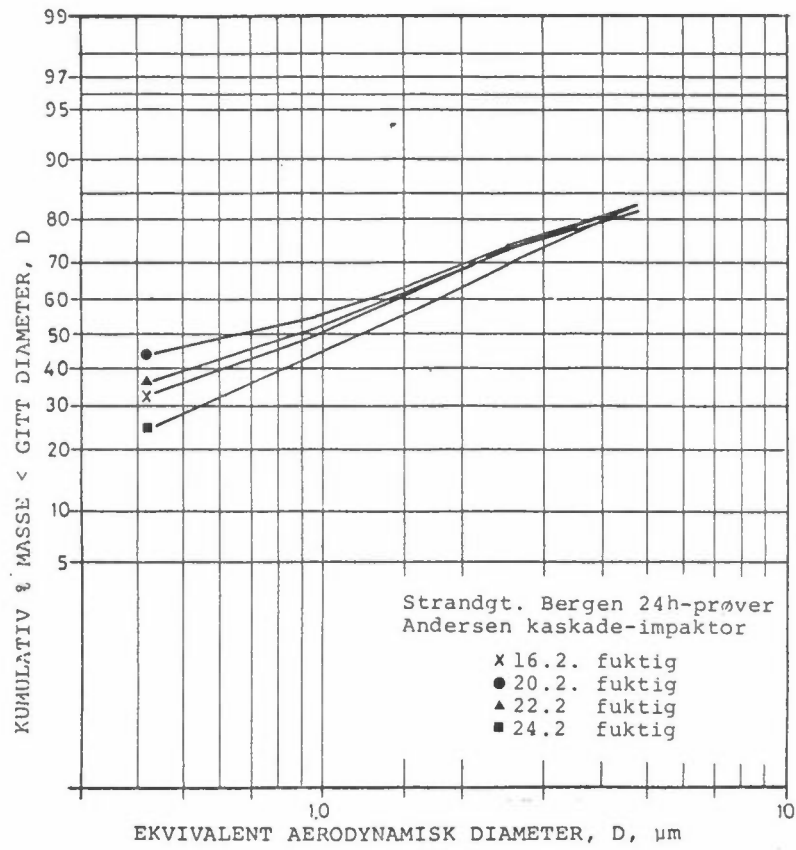
- A. Brakke for instrumenter
- B. Inntak for måleluft, CO.
Temperaturføler. Trafikktelling
- C. Inntak for måleluft, SO₂, sot, bly.
- D. 10 m mast. Følere for vindhastighet,
vindretning, temperatur i høyde 20 m
over gaten.
- E. Brakke for TV-kamera. Trafikk-
hastighetsmåling.



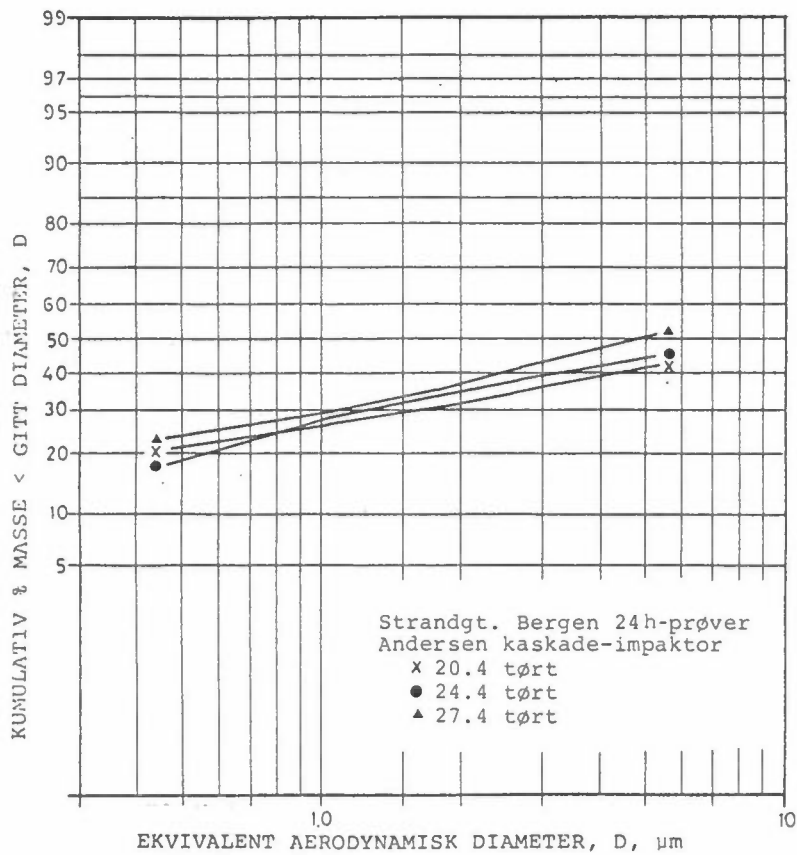
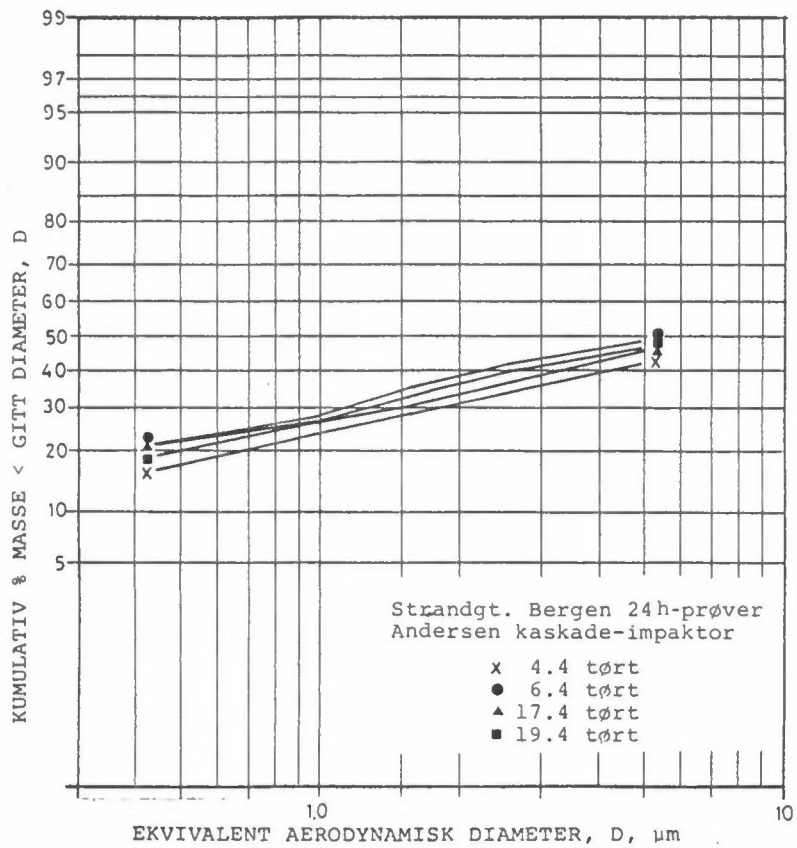
Figur 3: Målestasjon, Bakklandet, Trondheim.
Gagetverrsnitt, topografi (snitt a-a).



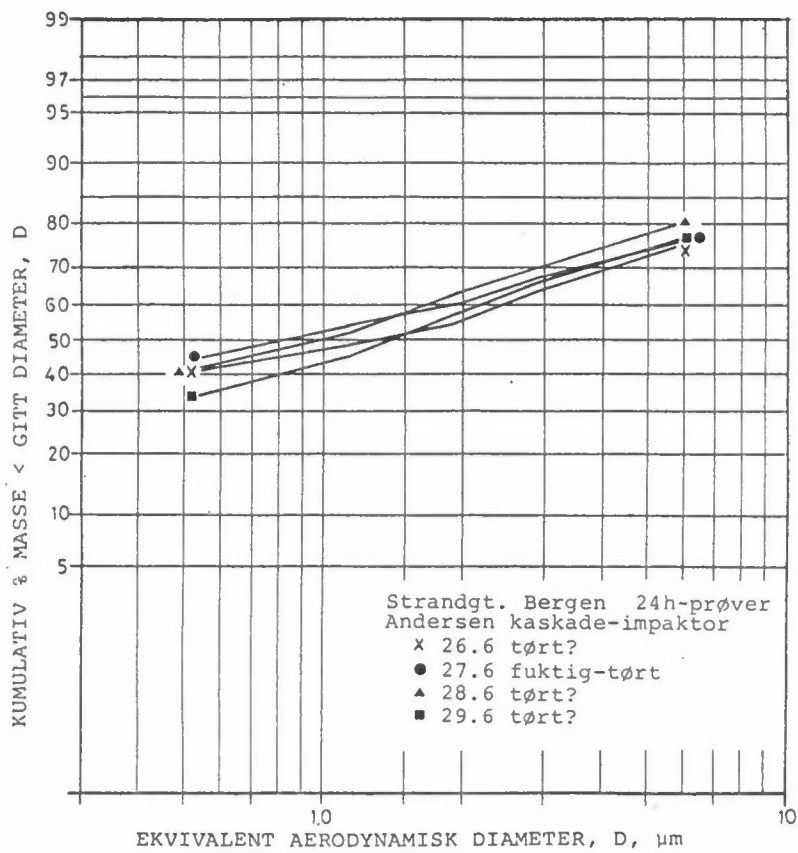
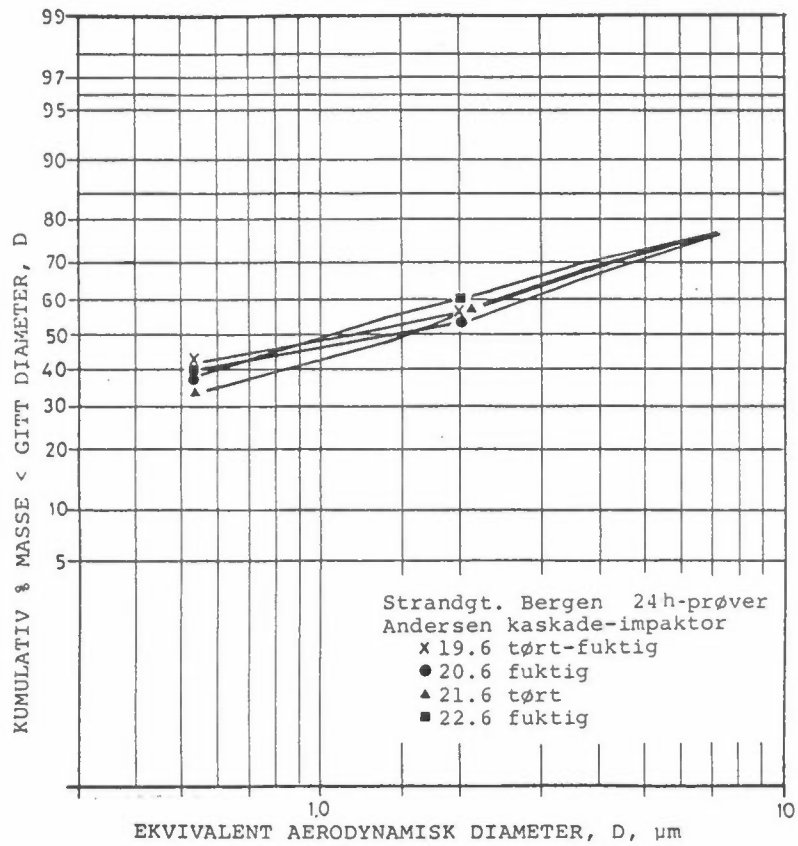
Figur 4: Plassering av målestasjon i Strandgaten, Bergen.



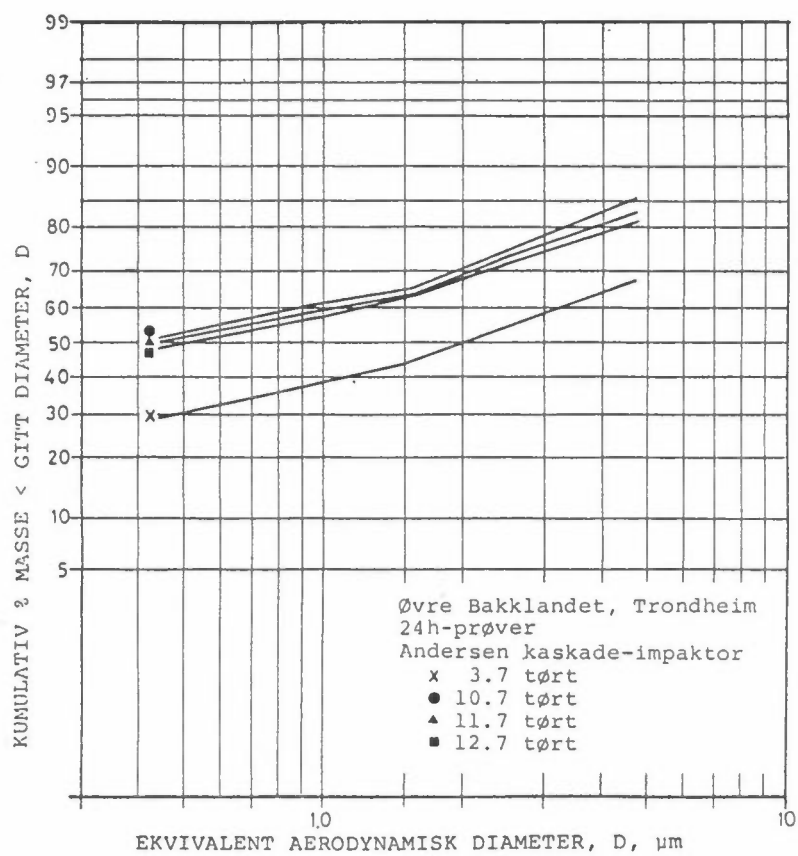
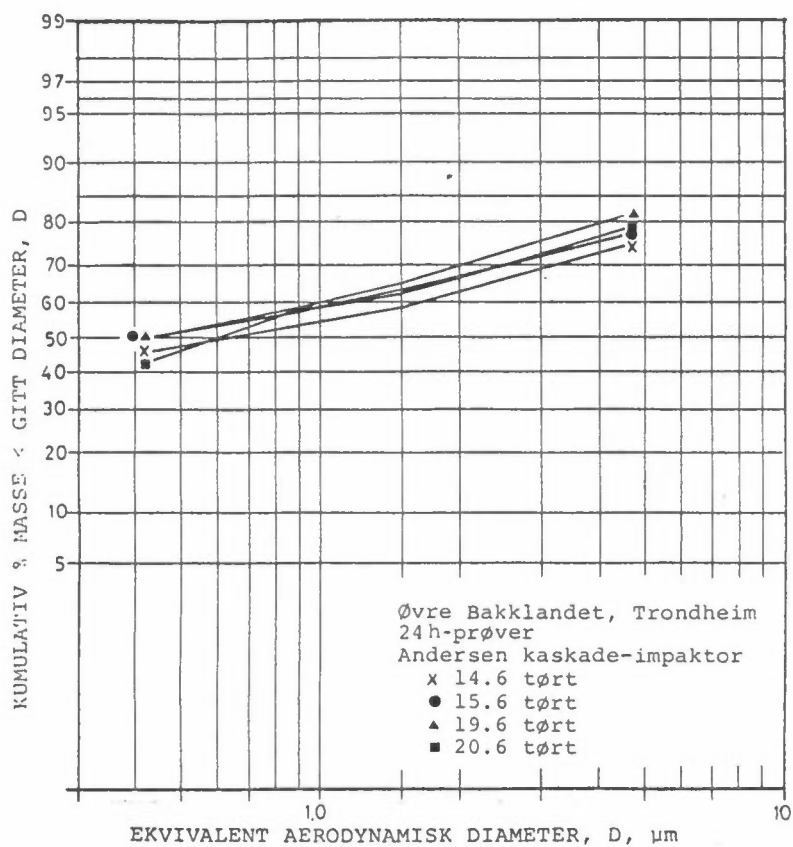
Figur 5: Kumulative størrelsesfordelinger (vekt). Prøver av støv i luft tatt ved Strandgt. i Bergen og ved Øvre Bakklandet i Trondheim i 1978. Dato angitt. (tørt/fuktig angir bakkeforhold).



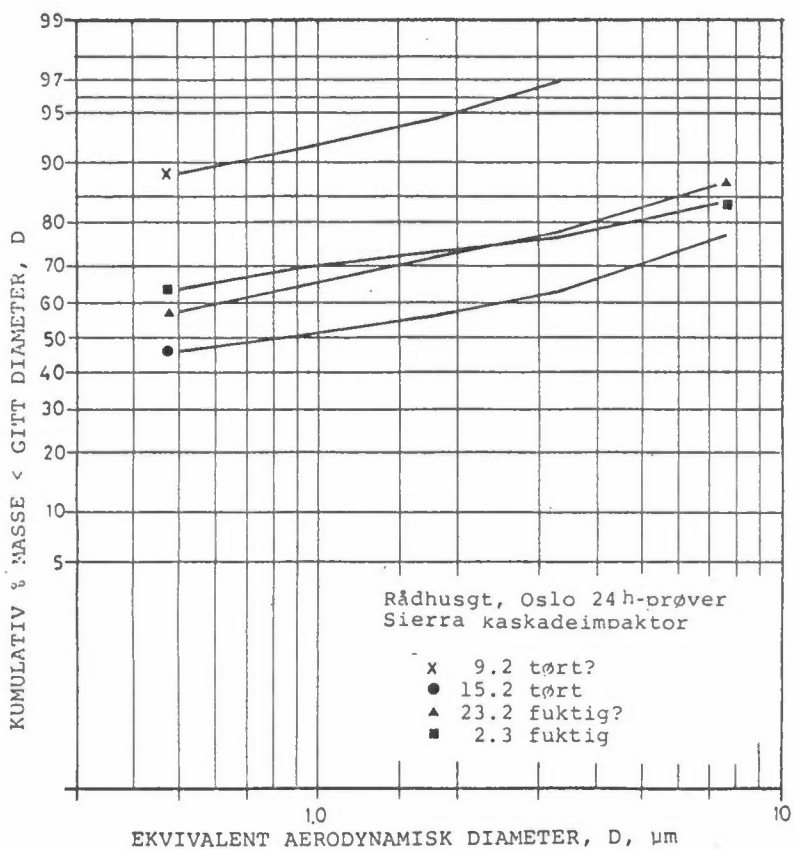
Figur 5: forte.



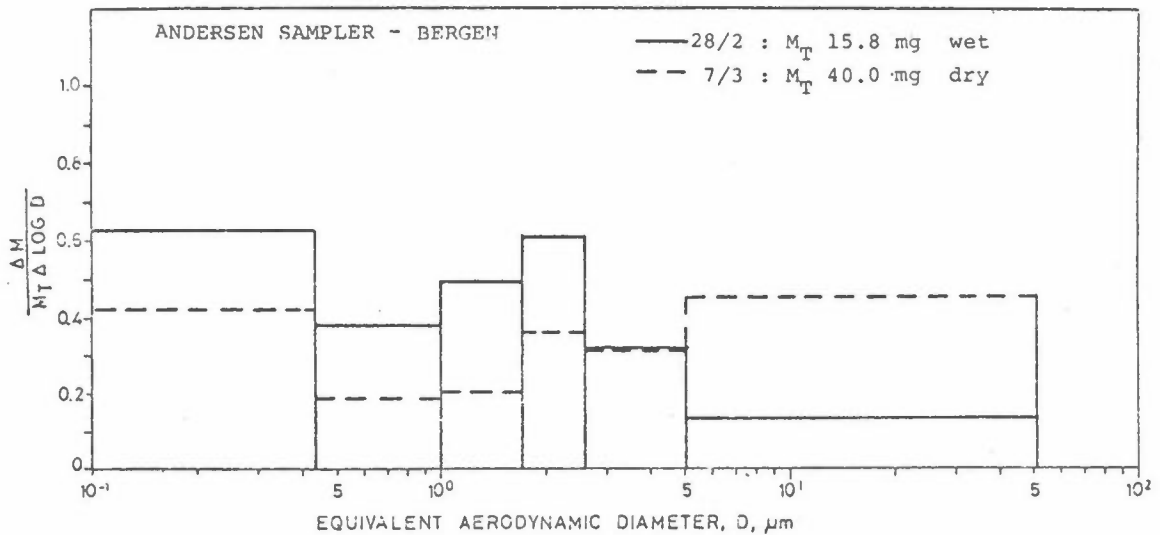
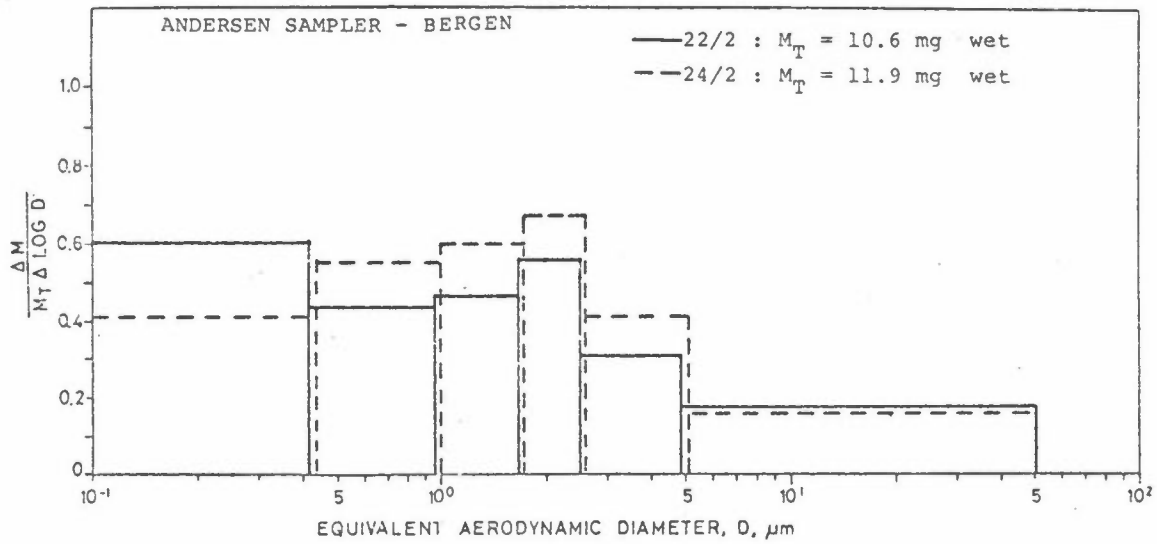
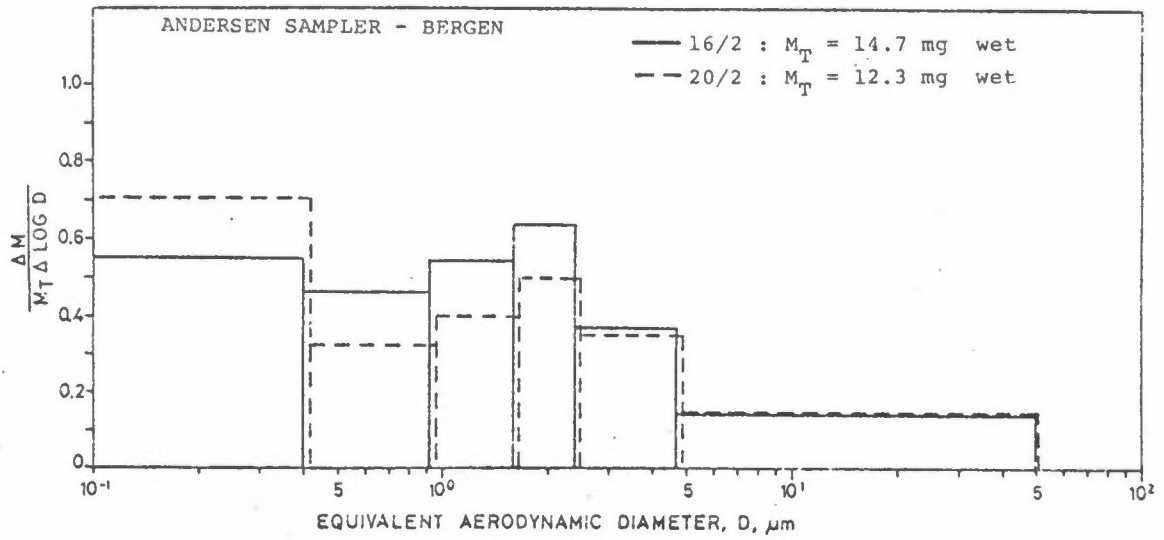
Figur 5: forts.



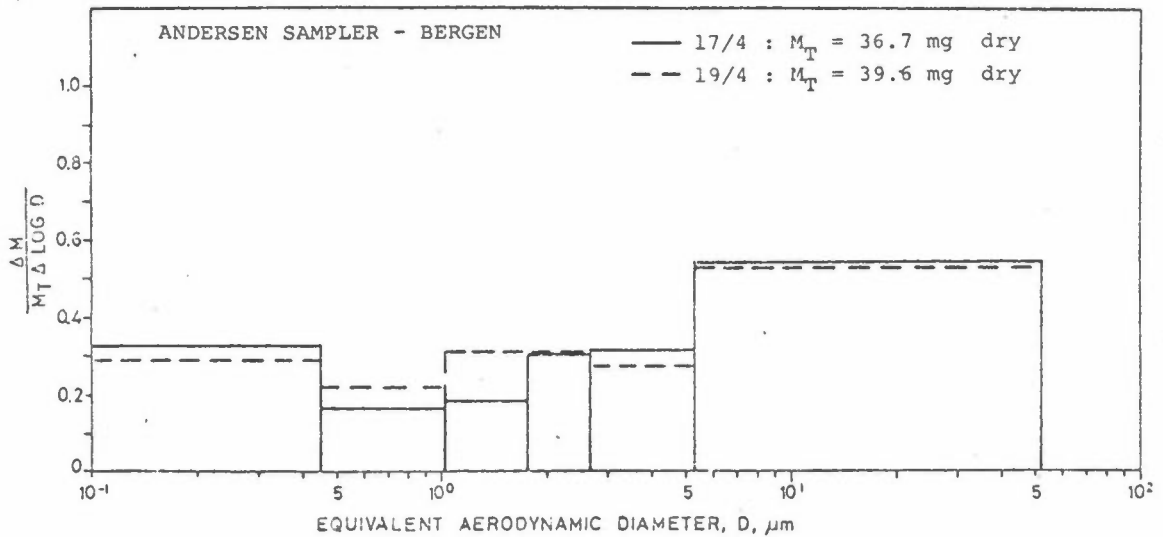
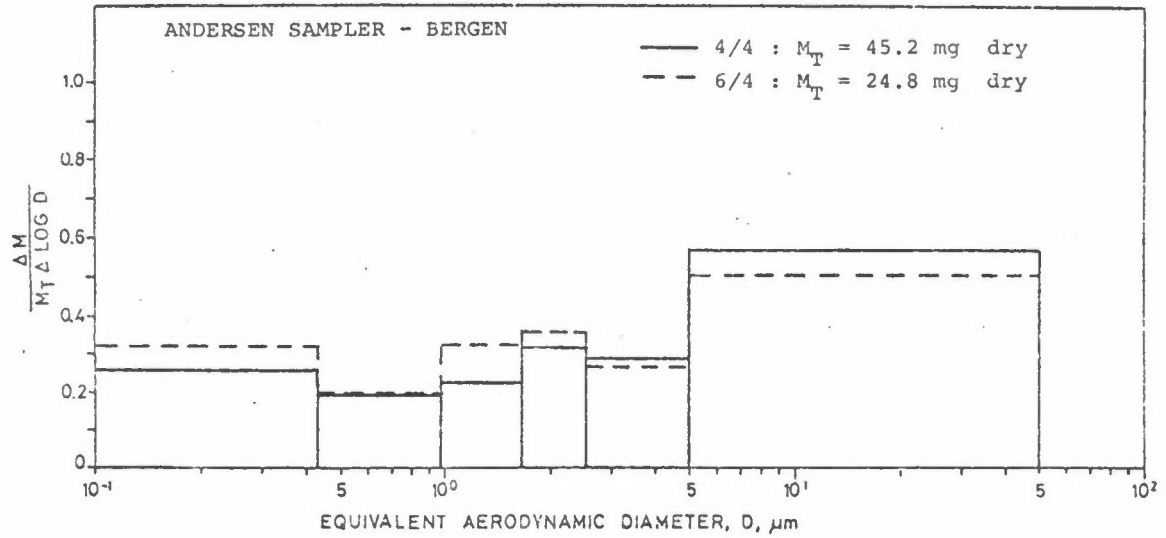
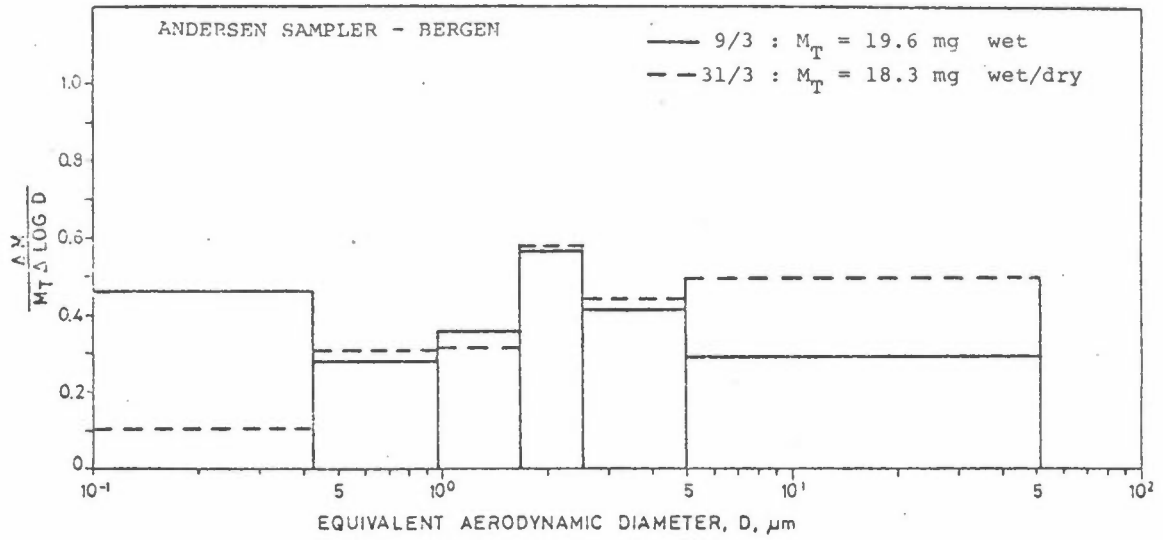
Figur 5: forts.



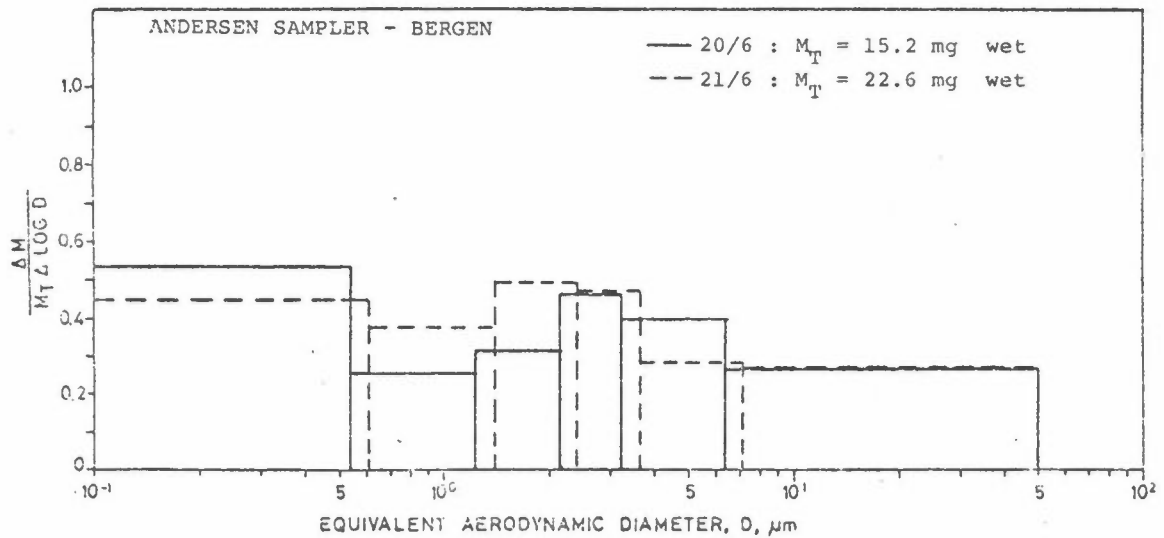
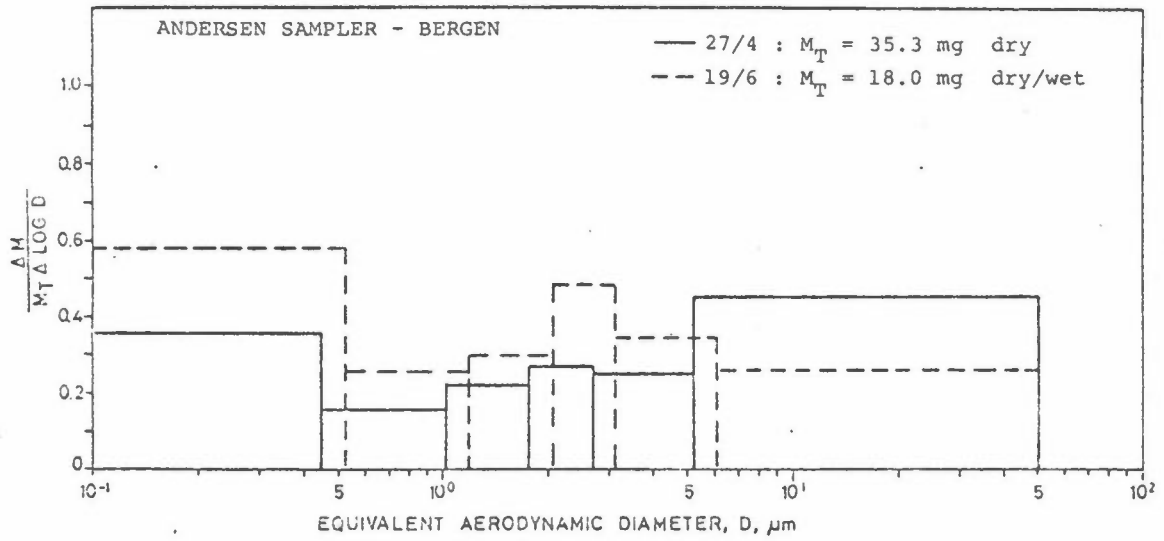
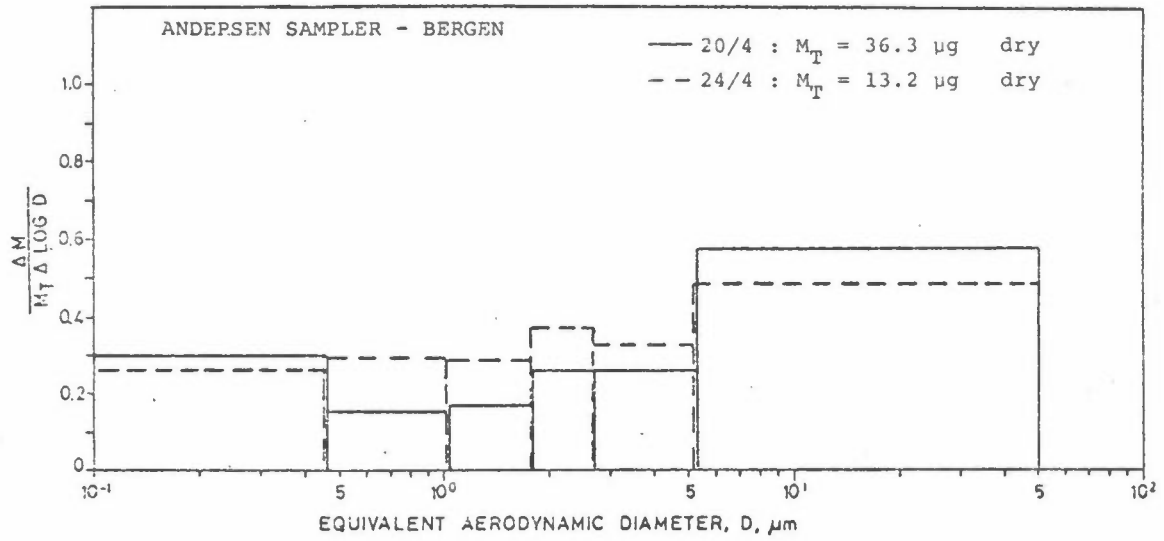
Figur 5: Kumulative størrelsesfordelinger (vekt). Prøver av støv i luft tatt ved Strandgt. i Bergen og ved Øvre Bakklandet i Trondheim i 1978.



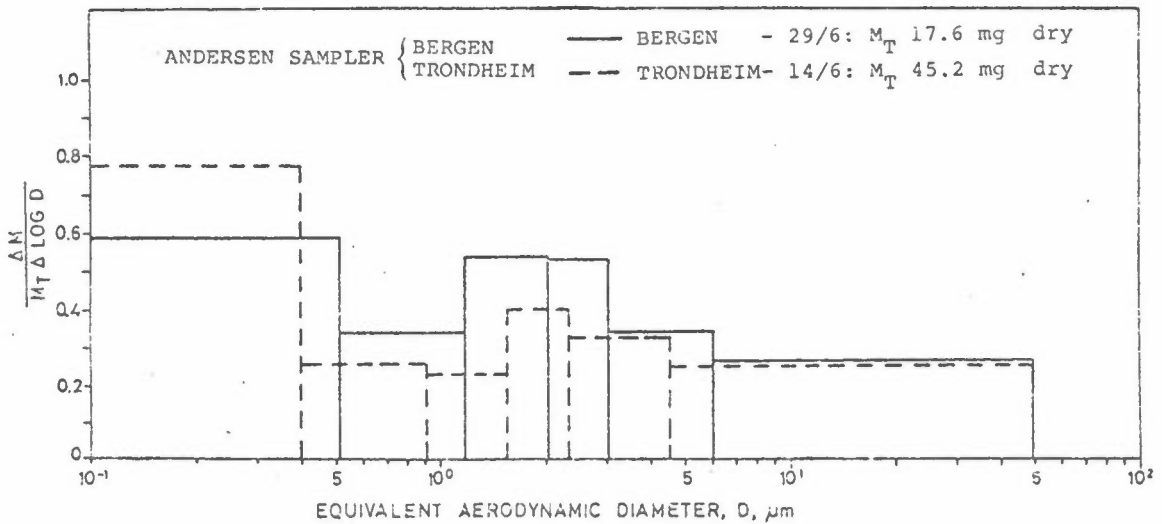
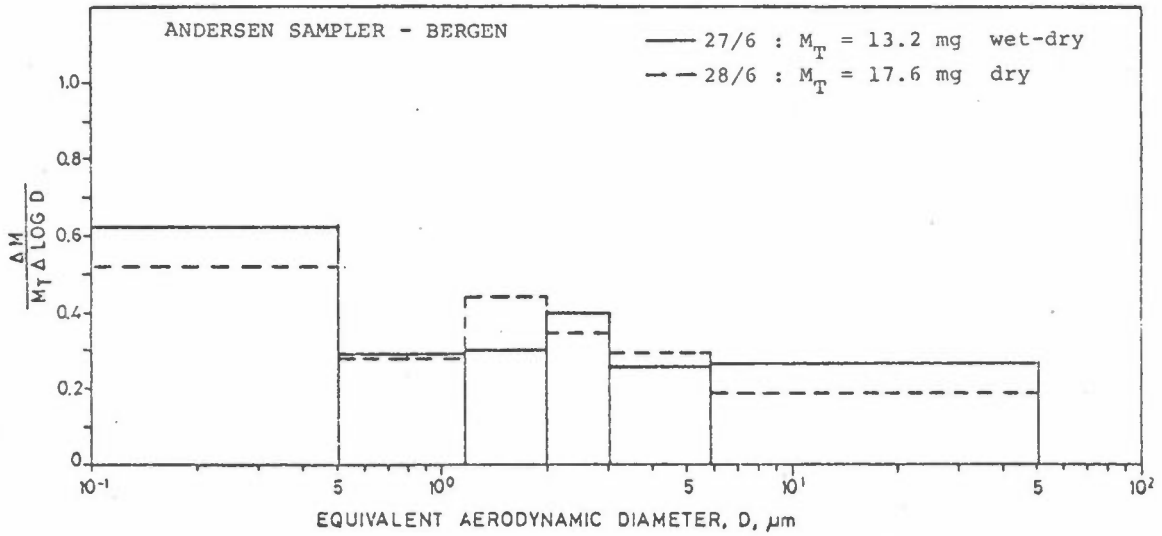
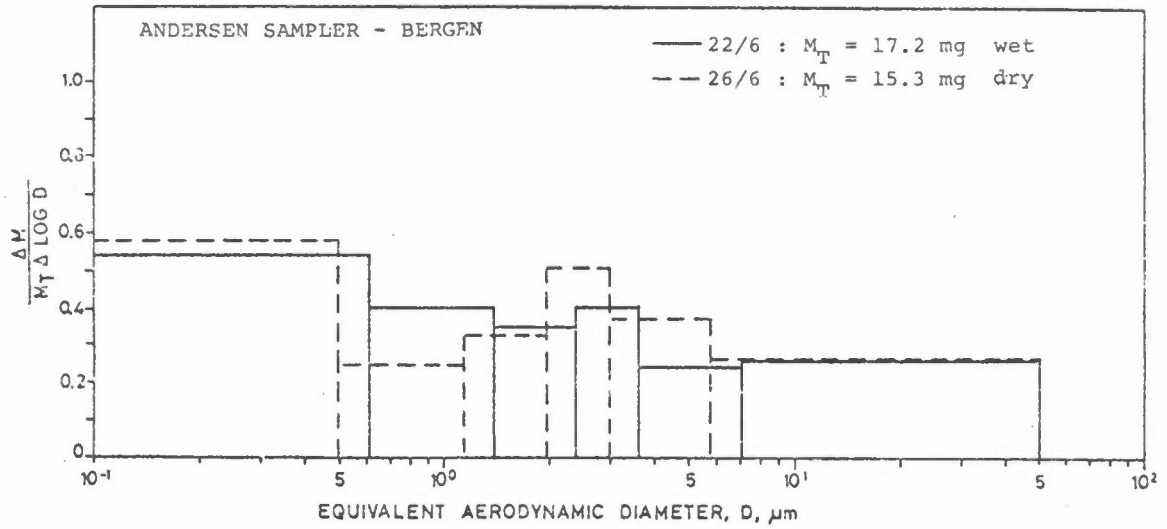
Figur 7: Størrelsesfordelinger (vekt) av støv i luft. Prøver tatt ved Strandgt. i Bergen og Øvre Bakklandet i Trondheim, 1978.



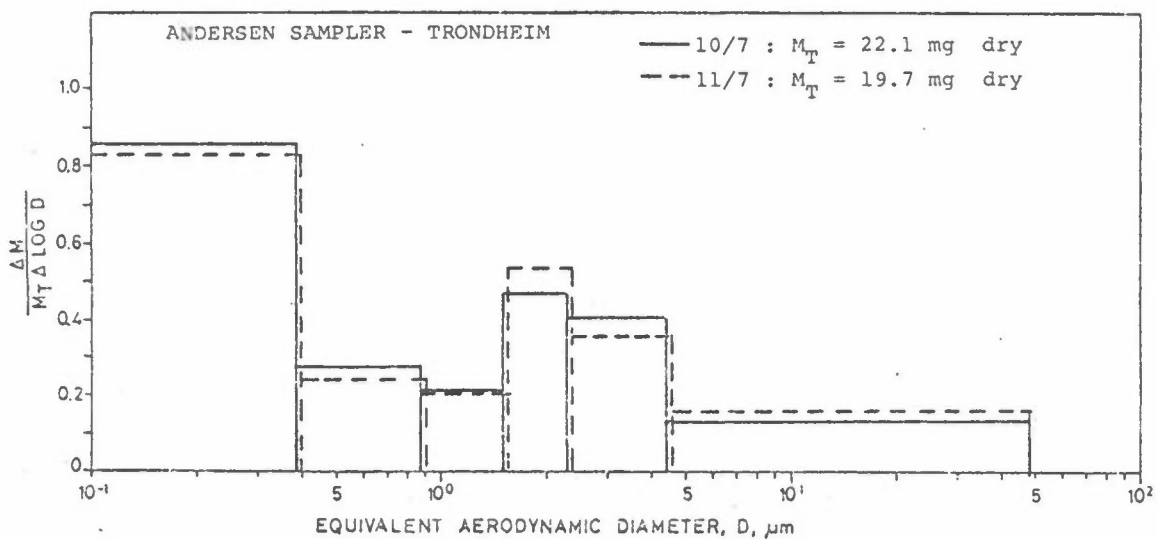
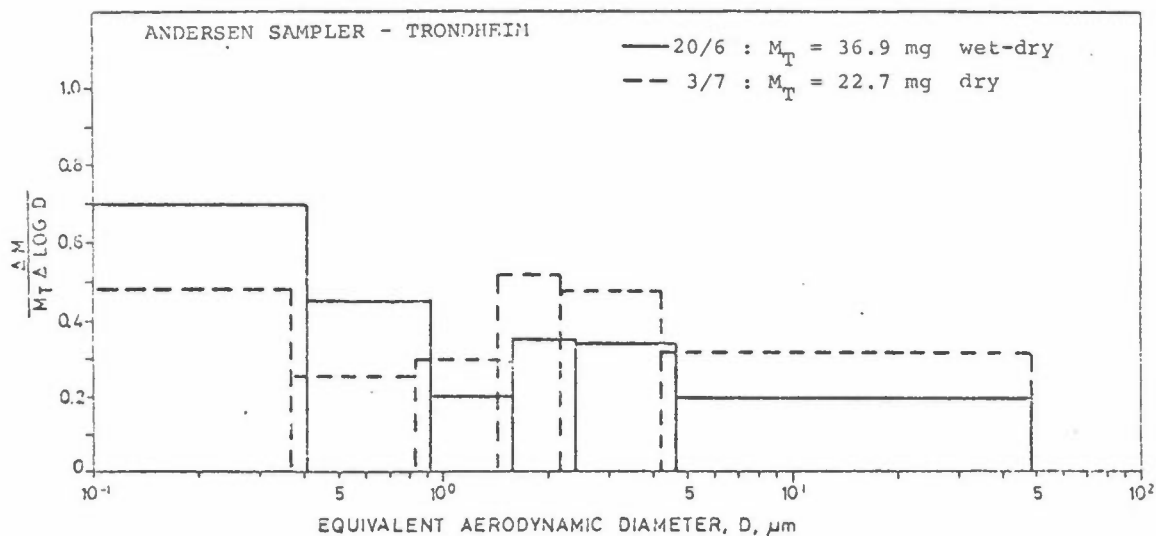
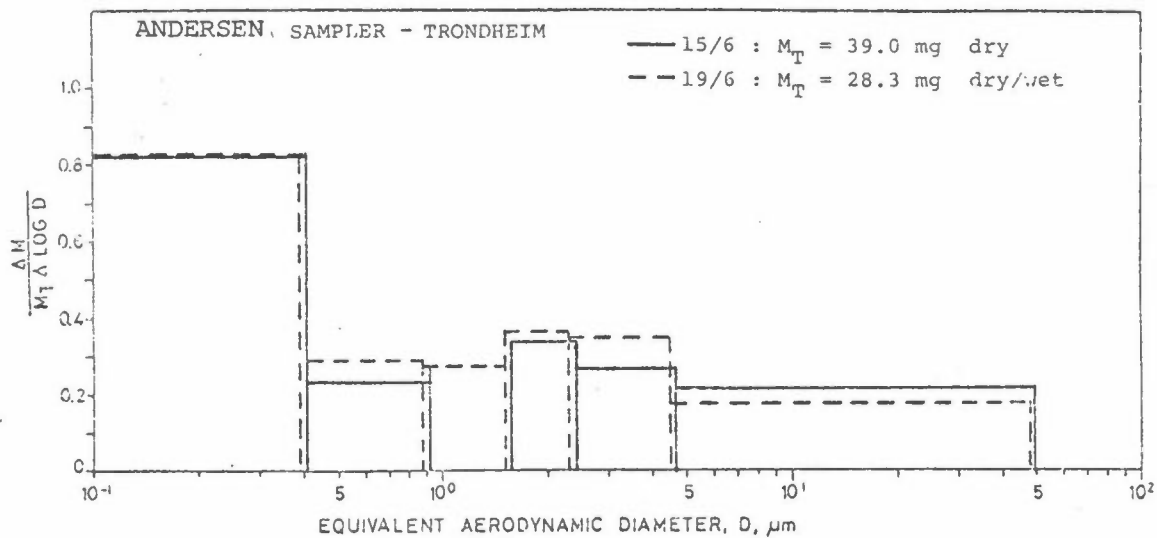
Figur 7 forts.



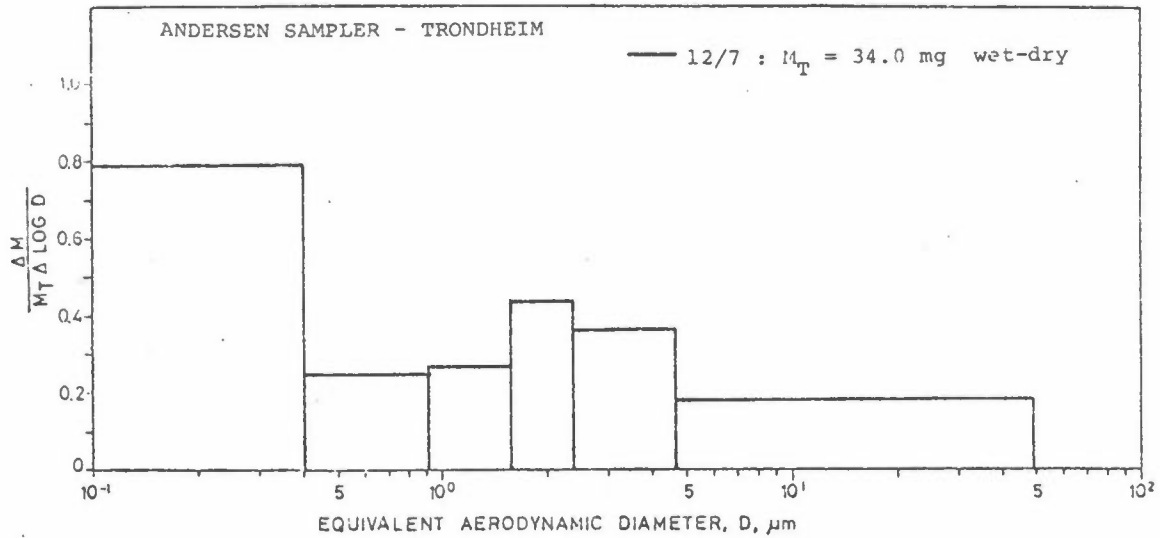
Figur 7 forts.



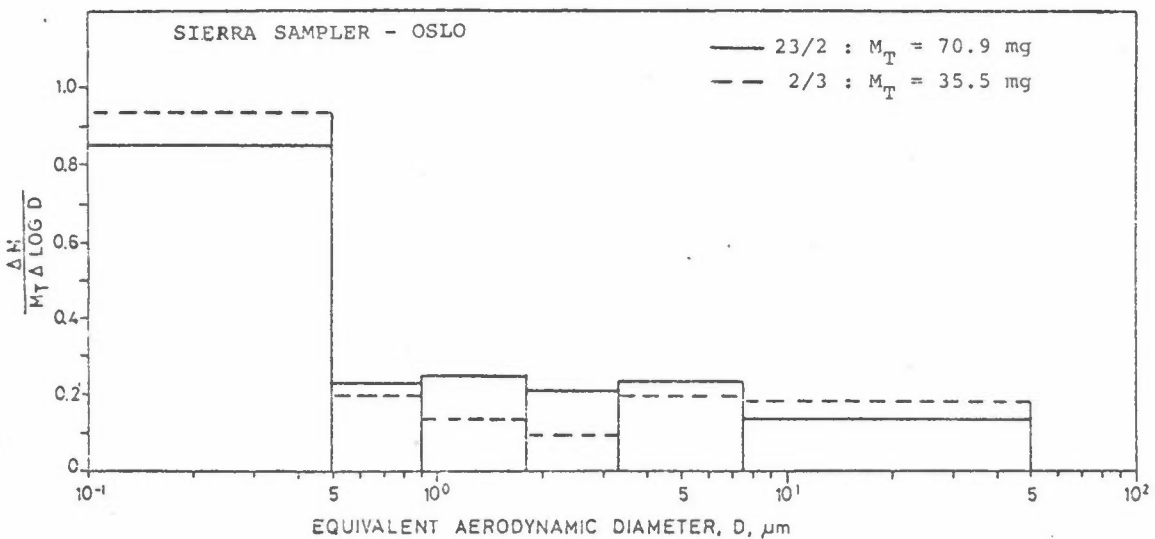
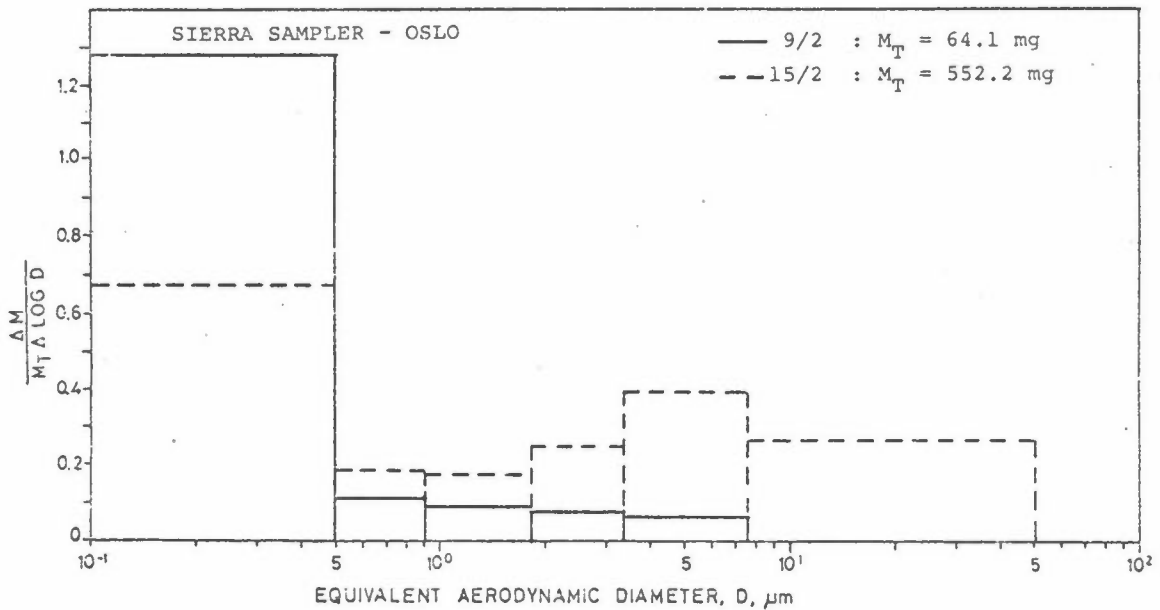
Figur 7 forts.



Figur 7 forts.



Figur 7 forts.



Figur 8: Størrelsesfordelinger (vekt) av støv i luft. Prøver tatt ved Rådhusgt. i Oslo, 1979.

Tabell 1: Rådhusgt. Oslo. Målinger januar-mars 1979.

Dato	Tid	Støv, $\mu\text{g}/\text{m}^3$				CO mg/m^3	BaP ² ng/m^3	Temp. $^{\circ}\text{C}$	Vind- styrke m/s	Nedbør/ bakke- forhold
		$d < d_M$ $d > 15$	$d < 15$ $d > 3.5$	$d < 3.5$	To- talt					
<u>Fraksjonerte³ støvprøver</u>										
6.2	07-16	1.5	17.1	270	} 187	= 10	18.9	$\pm 6 - \pm 16$	-	tørt
6-7.2	22-08	0	0	63		2.8	0.3 3.1	$\pm 5 - \pm 7$	1-2	"
7.2	08-22	0	2.5	89	} 88	5.7	11.1	$0 - \pm 5$	1-5	"
7-8.2	23-07	8	9.5	55		2.8	-	$\pm 2 - \pm 3$	1-2	snøvær
9.2	10-18		3	115		14.0	-	$0 - \pm 3$	2-5	?
15.2	08-16		343	613		15.8	0.2 15.7	$\pm 14 - \pm 6$	1-2	tørt
20.2	10-22	22	26	129	} 235	11.8	11	± 1	1-2	fuktig
20-21.2	22-07	12	11	66		2.1	2.8	± 1	1-2	tørt
21.2	08-22	22	26	108		8.5	4.6	± 2	1-3	fuktig
23.2	10-16		35	132		12.9	8.5	± 2	1-3	fuktig
2.3	09-18		13	45		4.7	-	$0 - \pm 3$	3-7	"
<u>Totalstøv-prøver⁴</u>										
		$d < d_M$								
18-19.1	20-07		70			2.7				fuktig
19.1	07-21		178			9.1				"
22-23.1	16-07		140			3.4				"
23.1	07-22		171			8.3				"
23-24.1	22-07		204			1.8				"
24.1	07-22		385			10.2				?
24-25.1	22-07		115			2.7				fuktig
25.1	12-20		(101)			11.2				"
26.1	10-16		189			-				"
30.1	07-20		272			12.0				"
30-31.1	21-07		221			2.8				"
31.1	07-21		588			15.0				tørt?
31.1-1.2	22-07		189			2.5				fuktig
13.2	07-21		142		} 97	9.2				tørt?
13-14.2	22-07		212			2.2				
14.2	08-22		770		} 84	10.8				tørt
14-15.2	22-07		316			2.5				
16.2	10-17		466			16.1				tørt
27.2	07-22		242			10.7				tørt
27-28.2	23-08		62			1.4				fuktig
28.2	08-22		130			2.6				fuktig
28.2-1.3	23-07		302			1.5				fuktig

1. $d_M = 50-100 \mu\text{m}$

2. Når to tall er gitt, er det utført analyser for to partikkelfraksjoner ($\geq 3.5 \mu\text{m}$)

Når ett tall er gitt, er det kun analysert på partikkelfraksjonen $d < 3.5 \mu\text{m}$.

³ Sierra high-volume kaskade-impaktor

⁴ PUR-prøvetaker

Tabell 2: Strandgaten, Bergen. Målinger februar-juni 1978.

Dato	Tid	Støv, ¹ µg/m ³		Sot µg/m ³	CO mg/m ³	BaP ng/m ³	Temp. °C	Vind- styrke m/s	Nedbør/ bakke- forhold
		d > 3.5µm	d < 3.5µm						
16-17.2	08-08	11	62	101	7.1	15	÷ 3-÷ 6	2-4	fuktig
20-21.2	08-08	10	55	91	4.4	0.4	+ 3-÷ 3	0-2	fuktig
22-23.2	08-08	10	46	86	5.9		÷ 2-+ 2	1-7	fuktig (snødekt gate)
24-25.2	08-08	11	56	92	5.1		1-5	1-8	fuktig
28.2-1.3	08-08	12	77	129	7.9	5.0	-	1-7	fuktig
7- 8.3	08-08	99	118	135	3.1	2.0	3-5	2-7	tørt
9-10.3	08-08	31	73	106	-		0-÷1	1-5	fuktig
31.3-1.4	08-08	48	44	86	4.5		1-7	0-5	fuktig (tørt)
4-5.4	08-08	140	102	98	4.9	1.6	0-11	0-4	tørt
6-7.4	08-08	69	65	66	3.5		2-9	2-6	tørt
17-18.4	08-08	113	96	105	4.0		2-10	1-5	tørt
19-20.4	08-08	121	106	96	3.9		6-10	1-7	tørt
20-21.4	08-08	128	95	86	4.5		5-14	1-7	tørt
24-25.4	08-08	38	41	58	2.6		4-12	1-7	fuktig
27-28.4	08-08	113	96	82	3.6		4-8	1-5	tørt
19-20.6	08-08	53	102	89	4.9	-	-	2-4	fuktig
20-21.6	08-08	50	88	85	4.5	-	-	2-6	fuktig
21-22.6	08-08	81	178	105	4.0	-	-	2-8	tørt
22-23.6	08-08	44	151	109	5.3	-	-	1-4	fuktig
26-27.6	08-08	28	87	83	2.3	-	-	3-5	tørt
27-28.6	08-08	25	77	78	3.0	-	-	1-3	fuktig
28-29.6	08-08	25	102	60	2.3	-	-	2-4	tørt
29-30.6	08-08	33	110	74	3.6	-	-	1-3	tørt
<u>Middel- verdier</u>									
Februar- mars		19	59	99	5.8				fuktig
		99	112	135	3.1				tørt
April		38	41	58	2.6				fuktig
		91	93	89	4.1				tørt
Juni		44	105	90	4.4				fuktig
		42	119	81	3.1				tørt

Tabell 3: Øvre Bakklandet, Trondheim. Målinger juni-juli 1978.

Dato	Tid	Støv, ¹ µg/m ³		Sot µg/m ³	CO mg/m ³	BaP ng/m ³	Temp. °C	Vind- styrke m/s	Nedbør/ bakke- forhold
		d > 3.5 µm	d < 3.5 µm						
14-15.6	08-08	51	151	56	5.7	-	-	-	tørt?
15-16.6	08-08	41	141	56	6.4	-	-	-	tørt
19-20.6	08-08	22	102	57	4.8	-	-	-	tørt/fuktig
20-21.6	08-08	37	146	60	4.3	-	-	1-4	fuktig/tørt
3- 4.7	08-08	-	-	72	4.8	-	-	0-3	tørt
10-11.7	08-08	14	84	42	2.8	-	-	1-2	tørt
11-12.7	08-08	16	81	42	3.2	-	-	1-2	tørt
12-13.7	08-08	20	90	36	2.9	-	-	2-4	fuktig/tørt

¹Andersen kaskadeimpaktor

VEDLEGG 2

MÅLE- OG ANALYSEMETODER

NILU_automatisk_luftprøvetaker,_type_KK_eller_FK

Støvprøvene fås på papirfiltre (type Whatman 40) med effektiv diameter 25 mm. Luft suges gjennom filtret med en volumhastighet på ca 2.5 l/min. En regner at de fleste av de partikler som når og holdes tilbake av filtret har diameter mindre enn ca 5-10 μm .

Andersen_kaskadeimpaktor. Impaktoren består av 5 impaktortrinn pluss bunnfilter, slik at partikler som suges inn i impaktoren inndeles i 6 størrelsesklasser, med "cut-off" diameter fra ca 35 μm til ca 0.5 μm . Luft suges gjennom impaktoren med en volumhastighet på ca 120 l/min. Avhengig av vindforholdene kan partikler med størrelser opptil 50-100 μm kunne trekkes inn i impaktoren med luftstrømmen.

Sierra_kaskadeimpaktor. Impaktoren består av 5 impaktortrinn pluss et bunnfilter. Partiklene klassifiseres i 6 størrelsesklasser med "cut-off" diametre fra ca. 7.5 μm ned til ca 0.5 μm . Lufthastigheten er ca 1.2 m^3/min . Partikler opptil 50-100 μm vil kunne trekkes inn i impaktoren, avhengig av vindhastigheten.

Følgende analysemetoder er benyttet:

Sot. Filtrene fra NILU-prøvetakerne analyseres for sotinnhold etter standardisert reflektometrisk metode (1). Resultatene fra denne analysen kan sammenlignes med forslaget til norsk miljøstandard for sotinnhold i luft, gitt i tabell 2 i vedlegg 3.

Svevestøvmengde, størrelsesfordeling. Filtrene fra de enkelte trinn i impaktorprøvene veies før og etter prøvetaking etter kondisjonering i konstant temperatur (20°C) og fuktighet (50%). Støvets vektmessige størrelsesfordeling kan derved bestemmes.

Komponenter i støvet

Bly. Filtre fra alle typer prøvetakere analyseres på bly etter utlaking i syre (1:1 HNO₃) med atomabsorpsjonspektrofotometri (2).

PAH. Filtrene fra impaktor-prøvetakerne analyseres med gasskromatografi for innhold av ca 20 ulike komponenter av polyaromatiske hydrokarboner (PAH) etter ekstraksjon i cyclohexan (3).

REFERANSER

- | | |
|------------------------------------|---|
| (1) | Methods of measuring air pollution.
OECD, Paris 1964. |
| (2) Norges Standardiseringsforbund | Luftundersøkelser. Uteluft. Bestemmelse av partikulært bly. Oslo 1981. (Norsk standard. NS 4854.) |
| (3) Mikalsen, A.
Stray, H. | Bestemmelse av PAH i luft. Lillestrøm 1981. (FOG 2/81.) |

VEDLEGG 3

MILJØSTANDARDER SOM KAN ANVENDES
VED VURDERING AV STØVFORURENSNINGEN
VED TRAFIKKÅRER

1. Nedsmussing
2. Respirabel og innhalerbar støvbelastning
3. Komponenter i støvet.

MILJØSTANDARDER SOM KAN ANVENDES VED VURDERING AV STØVFORURENSNINGEN VED TRAFIKKÅRER

Slitasje av vegdekke og bremsebånd fører til et støvproblem tett ved trafikkårer. Problemer kan forårsakes av støvbelastningen generelt (nedsmussing og respirabel partikkelbelastning) og av støvets innhold av enkeltstoffer (f.eks. organiske stoffer, asbest). Dekkslitasjen kan generere både partikler og gassformige forbindelser.

1 Nedsmussing

Miljøstandarder som går på støvets nedsmussende effekt eksisterer i enkelte land. Det finnes miljøstandarder både på støvnedfall og vindblåst støv.

Støvnedfall bestemmes ved å bestemme den støvmengden som i løpet av en viss periode faller ned i en spesifisert støvsamler med horisontal åpningsflate. Det er foreslått en referansem metode for slik støvsamling innen det internasjonale standardiseringsforbund (ISO) (1). Hovedvekten av støvet som samles ved denne metoden er partikler større enn noen titalls mikrometer.

I Norge er det ikke foreslått retningslinjer for støvnedfall. Heller ikke Sverige har offisielle retningslinjer. Statens Naturvårdsverk har i brev til NILU skrevet at de anbefaler at støvnedfall bør måles med samme type støvsamler som anvendes ved NILU, og at de bedømmer støvnedfallsmålingene ut fra følgende "tommelfingerregel":

Bakgrunnsforurensning:	1-2 g/m ² · 30 døgn
Tilfredsstillende	: 5 g/m ² · 30 døgn
Ikke tilfredsstillende:	10 g/m ² · 30 døgn
Ubehagelig	15 g/m ² · 30 døgn

Uten at det er spesifisert, antar en at dette gjelder totalt støvnedfall (som vannuløselig og vannløselig).

I Vest-Tyskland finnes det standarder for støvnedfall (2). Som langtidsmiddel bør avsetningen midlet (aritmetisk) over et område på 4km x 4km målt i hver kvadratkilometer over perioder på 30 ± 2 dager ikke overskride 0.35 g/m^2 pr dag ($10.5 \text{ g/m}^2 \cdot 30 \text{ døgn}$). Den totale måleperioden er ett år.

Som korttidsnorm heter det at støvfallet i det mest belastete området i den mest belastete måned ikke skal overskride $0.65 \text{ g/m}^2 \cdot \text{dag}$ ($19.5 \text{ g/m}^2 \cdot 30 \text{ døgn}$) målt over en periode på 30 ± 2 dager som et aritmetisk middel over måleområdet.

Nedenfor er gjengitt et forslag til retningslinjer i Finland (3) hvor de maksimalt tillatte verdiene for totalt støvnedfall er følgende:

	<u>Månedsmiddel</u>
Ren luft	$< 0.2 \text{ g/m}^2 \cdot 30 \text{ døgn}$
Relativt ren luft. Bra for boligstrøk	$0.2-2 \text{ g/m}^2 \cdot 30 \text{ døgn}$
Svakt skittent. Tilfredsstillende for boligstrøk	2-5 " "
Middels forurensset luft. Tolerabelt for boligstrøk	5-10 " "
Skittent område. Ikke tilfredsstillende for boligstrøk	10-15 " "
Meget skittent område. Uakseptabelt for boligstrøk	> 15 " "

Et mål for den nedsmussende effekt av vindblåst støv kan fås ved hjelp av en britisk målemetode (Directional dust gauge) (4). Ved denne metoden samles støv i en beholder med vertikal åpningsflate. I likhet med støvsamlere med horisontal åpning er dette en passiv prøvetaker. Med denne måleren fås en prøve av partikler store nok og med stor nok hastighet (fra vind og eget moment) til å blåse inn i beholderen. Støvmengden, eller dens nedsmussende effekt, bestemmes optisk ved å bestemme lysgjennomgangen gjennom en glassplate som støvet fra beholderen er jevnt deponert på. Ved en trafikkåre, der vegstøvet som genereres av trafikken og

dens turbulens transporteres av eget moment og med vinden ut fra vegbanen, kan en slik metode benyttes til å gi relative mål på nedsmussingen på vertikale flater ved vegen.

Det finnes ennå ikke retningsgivende verdier for grensen mellom akseptabel og ikke-akseptabel nedsmussing bestemt etter denne metoden. Det finnes erfaringstall fra England for ved hvilken nedsmussingsgrad en kan regne med klager fra beboere nær større kullfyrte varmekraftverk.

Støvprøvetaking med "high volume"-prøvetaker (HVS) kan også gi et mål for total støvbelastning som er relatert til nedsmussing. Denne metoden skriver seg fra USA (5), og er standardisert der.

Ved HVS-prøvetaking filtreres ca 1 m^3 luft pr sekund gjennom en filterflate av glassfiber. Ved denne metoden samles partikler mindre enn anslagsvis 50-100 μm på filtret. Denne øvre grensen er sterkt avhengig av vindhastigheten. Nedre grense for partikkelstørrelser ved denne metoden er noen hundredels mikrometer. Støvet bestemmes ved å veie filtret før og etter prøvetaking etter en spesifisert prosedyre.

I tabell 1 er gjengitt ulike lands normer for akseptabel støvbelastning, bestemt ved denne metoden.

Tabell 1: Oversikt over luftkvalitetsnormer for svevestøv ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), vektmetode (HVS).

	Midlingstid 24 h 95%-il		Prøvetaker	Merknad
		år		
USA	260 ²	75 ¹	HVS (5)	1) "Annual geometric mean" 2) Kan overskrides 1 gang pr år
Canada		60	" "	"Max desirable level"
	120	70	" "	"Max acceptable level"
	400			"Max tolerable level"
Vest-Tyskland	200	100	LIB-sonde (6)	

2 Respirabel og innhalerbar støvbelastning

Respirabel støvbelastning defineres som den del av støvet som ved pusting har mulighet for å trenge inn i indre deler av lungene (alveolene). Det foreligger to definisjoner på respirabelt støv. Definisjonene er gitt ved hjelp av kurver som bestemmer prøvetakerens utskillingseffektivitet for ulike partikkelstørrelser.

British Medical Research Council (BMRC) vedtok på et møte i Johannesburg i 1959 en definisjon (Johannesburg-kurven). Etter denne skal en prøvetaker få med nær alle partikler (95%) mindre enn $1.5 \mu\text{m}$ i diameter, 50% av partikler lik $5 \mu\text{m}$ og ingen partikler større enn ca $7.1 \mu\text{m}$.

The Office of Health and Safety (OHS) ved U.S. Atomic Energy Commission vedtok i 1961 en noe forskjellig definisjon (Los Alamos-kurven), med 100% oppsamling for partikler mindre enn $2 \mu\text{m}$ i diameter, 50% ved $3.5 \mu\text{m}$ og 0% for partikler større enn $10 \mu\text{m}$.

Ingen land har vedtatt eller foreslått standarder eller retningslinjer for respirabel støvbelastning i utendørsluft. I USA vurderes å innføre en slik standard. I arbeidsatmosfæren gjelder yrkeshygieniske retningslinjer for respirabel støvbelastning.

Innhalerbar partikkelfraksjon er den fraksjon som ved nesepesting kan komme inn i respirasjonssystemet. Øvre grensestørrelse for slike partikler ligger i nærheten av 15 μm (diameter). Ingen land har luftkvalitetsstandarder for innhalebare partikler, men slike diskuteres i USA.

Reflektometrisk bestemmelse av sotinnholdet i svevestøv etter OECD-metoden (7) gir en indikasjon på mengden av sotpartikler mindre enn 10-20 μm . I praksis vil øvre grense for partikler som når fram til og avsettes på filtret ved denne metoden være nærmere 10 μm enn 20 μm . Ved en vindstyrke på noen meter pr sekund vil denne grense i praksis også kunne bli mindre enn 10 μm . Den støvprøven som tas med OECD-metoden er derfor i første tilnærming ikke så ulik den respirable støvfraksjonen (8). Nedenfor er gjengitt norske forslag til retningslinjer for sotinnholdet i svevestøv, målt med OECD-metoden. Disse grenseverdiene for sot skal sees i sammenheng med tilsvarende, samtidige verdier av SO_2 , når det gjelder vurdering av helseeffekter.

Tabell 2: Forslag til norsk veiledende miljøstandard for sotinnhold i svevestøv, OECD-metoden.

Midlingstid	Grenseverdi ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anmerkning
6 måneder	40	Aritmetisk middelværdi i en vilkårlig 6 mnd. periode
24 timer	120	Bør ikke overskrides i mer enn 2% av tiden i en vilkårlig 6 mnd periode og ikke som en sammenhengende periode.

3 Komponenter i støvet

Enkeltbestanddeler i vegstøvet kan ha helsemessig betydning, som for eksempel bly, asbest og organiske komponenter.

Blyinnholdet i bensinen tilføres atmosfæren dels direkte via partikler i eksosen, dels ved oppvirvling av vegstøv som er anriket av bly fra eksospartikler som avsettes på veibanen. Tabellen nedenfor gir standarder fra USA og retningslinjer for Vest-Tyskland for blyinnhold i svevestøv, basert på analyse av prøver tatt med HVS-prøvetakere.

Tabell 3: Oversikt over blynormer.

Midlingstid	Konsentrasjon	Ref
<u>USA</u>		
3 måneder	1.5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	9
<u>Vest-Tyskland</u>		
24 timer	3.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
1 år	1.5 "	10

Organiske bestanddeler i støvet kan skrive seg fra utslipp fra biler, fra oljefyringskilder og fra vegdekket selv, når dette inneholder asfalt.

Det eksisterer ingen retningslinjer eller standarder for utendørs luftkvalitet som spesifiserer grenseverdier for organiske bestanddeler i støv. I Vest-Tyskland har et forslag kommet fram om innføring av en grenseverdi for benzo(a)pyren, et stoff innen PAH-gruppen, på $10 \text{ ng}/\text{m}^3$, regnet som langtids middelvei (11).

Både for asbest, organiske stoffer som BaP og også andre komponenter i veistøv som kvarts, nikkel og kobber finnes yrkeshygieniske grenseverdier, men ikke luftkvalitetsnormer for utendørs luft.

Referanser

- (1) Air quality-measurement of atmospheric dustfall - horizontal deposit gauge method. Draft international standard ISO/DIS 4222.2, 1980.
- (2) Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft. 2. ergänzte auflage. Kissing, Weka-Verlag, 1976.
- (3) Laamanen, A. Particulates in the outdoor air of Finland. *Work Environ. Health*, 6, 1-50 (1969).
- (4) British Standards Instruction Methods for the measurement of air pollution. Part 5: Directional dust gauges. London 1972. (British Standard. BS 1747: Part 5: 1972).
- (5) National primary and secondary ambient air quality standards. USA Environment Protection Agency. *Federal Register* 36, no. 84 (1971).
- (6) Verein.Deutscher Ingenieure Messen von Partikler in der Aussenluft. Düsseldorf. 1974-1976. (VDI-Handbuch Reinhaltung der Luft. B.4. VDI-Richtlinien 2463 Blatt 1 und Blatt 4).
- (7) Methods of measuring air pollution. Paris OECD 1964.

- (8) Waller, R.E. The assessment of suspended particles in relation to health.
Atmos. Environ. 14, 1115-1118 (1980).
- (9) US Environmental Protection Agency. National primary and secondary standards for lead.
Federal Register, 43, 46246 (1977).
- (10) VDI-Richtlinien, Maximale Immissionswerte. Düsseldorf, 1974.
(Vereinigte Deutsche Ingenieure, VDI 2310.)
- (11) Dobbertin, V.S. Ein Immissionswert für Benzo(a)pyren?
Staub-Reinhalt. Luft. 39, 334-336 (1979).



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING

NILU

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

TLF. (02) 71 41 70

RAPPORTTYPE OPPDRAKSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 31 /82	ISBN--82-7247-326-7
DATO JUNI 1982	ANSV.SIGN. B. Ottar	ANT. SIDER 104
TITTEL Luftforurensninger fra vegtrafikk. Slitasje av vegdekke, bildekk og bremsebånd		PROSJEKTLEDER S. Larssen
		NILU PROSJEKT NR. 27078
FORFATTER(E) O. Anda S. Larssen		TILGJENGELIGHET** A
		OPPDRAKSGIVERS REF.
OPPDRAKSGIVER Statens forurensningstilsyn		
3 STIKKORD (å maks. 20 anslag) Luftforurensning Vegstøv		Litteraturundersøkelse
REFERAT (maks. 300 anslag, 5-10 linjer) Rapporten omfatter en litteraturundersøkelse vedrørende luftforurensning fra slitasje av vegdekke, dekk og bremses, samt en forundersøkelse av forekomster av slik forurensning langs bygater i Norge.		
TITLE Kerbside air-pollution associated with the wear of road surface, tires and brakes.		
ABSTRACT (max. 300 characters, 5-10 lines. The report presents a literature survey of air pollution problems associated with the wear of road surfaces, tires and brakes. Also presented are the results of a pilot assessment study of such pollution along streets in urban areas in Norway.		

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