



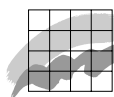
Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

# Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark

Luftkvalitets- og sundhedsvurdering

*Faglig rapport fra DMU, nr. 358*

*[Tom side]*



Danmarks Miljøundersøgelser  
Miljøministeriet

---

# Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark

Luftkvalitets- og sundhedsvurdering

*Faglig rapport fra DMU, nr. 358*  
*2001*

*Finn Palmgren*

*Peter Wählin*

*Ruwim Berkowicz*

*Ole Hertel*

*Steen Solvang Jensen*

Afdeling for Atmosfærisk Miljø

*Steffen Loft*

Københavns Universitet

Institut for folkesundhedsvidenskab

*Ole Raaschou-Nielsen*

Kræftens Bekæmpelse

# Datablad

Titel:	Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark
Undertitel:	Luftkvalitets- og sundhedsvurdering
Forfattere:	F. Palmgren <sup>1</sup> , P. Wåhlin <sup>1</sup> , R. Berkowicz <sup>1</sup> , O. Hertel <sup>1</sup> , S. S. Jensen <sup>1</sup> , S. Loft <sup>2</sup> , O. Raaschou-Nielsen <sup>3</sup> .
Afdelinger:	Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Atmosfærisk Miljø <sup>1</sup> Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab <sup>2</sup> Kræftens Bekæmpelse <sup>3</sup>
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 358
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>
Udgivelsestidspunkt:	Juli 2001
Faglig kommentering:	Jes Fenger
Layout:	Anne Nymann
Korrektur:	Jes Fenger
Bedes citeret:	Palmgren, F., Wåhlin, P., Berkowicz, R., Hertel, O., Jensen, S.S., Loft, S. & Raaschou-Nielsen, O. (2001): Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark. Luftkvalitets- og sundhedsvurdering. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU, nr. 358.  Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Der er gennemført beregninger af virkningen af at montere filtre på tunge køretøjer i Danmark. Beregningerne, der er behæftet med meget stor usikkerhed, viser at bl.a. forureningen med PM <sub>10</sub> kun reduceres lidt (skønsmæssigt 2% i København og ca. 0,5% som vægtet landsgennemsnit) i byernes baggrund, hvis der sættes filtre på alle tunge køretøjer. At reduktionen er så beskeden skyldes at en meget stor del af denne forurening er regional, d.v.s fra hele Europa, samt at dieselpartikler hovedsageligt er ultrafine med meget lav masse. Den dominerende trafikkilde til PM <sub>10</sub> er lastbiler, der bidrager med knapt 40% af trafikens andel. Busser udgør kun omkring 10%. Personbiler bidrager med ca. 30% og varebiler med godt 20%. Det har ikke været muligt at vurdere dansk vejtrafiks bidrag til den regionale baggrund.
Frie emneord:	Partikelfiltre, dieselmotorer, luftforurening.
Redaktionen afsluttet:	Juni 2001
Finansiel støtte:	Færdselsstyrelsen.
ISBN:	87-7772-619-7
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	94
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside

# Indhold

## Forord 5

## Resumé 7

Formål 7

Baggrund 7

Befolkningens eksponering med  $PM_{10}$  9

Sundhedsmæssig vurdering af partikler og potentiel effekt af reduktion ved brug af filtre 12

Konklusioner 16

## 1 Introduktion 17

1.1 Generelt 17

1.2 Partiklers egenskaber 17

1.3 Niveauer og udvikling af partikelforureningen i Danmark 18

1.4 Behov for mere viden 21

1.5 Formål med denne undersøgelse 22

## 2 Emissionsdata 25

2.1 Emissionsopgørelser for vejtrafik 25

Trafikarbejde 25

Nationale emissionsopgørelser 26

EU emissionsnormer for biler 29

2.2 Danske partikelemissions- og luftkvalitetsmålinger 29

2.3  $PM_{10}$  i danske baggrundsområder 35

2.4 Ultrafine partikler 38

2.5 Behov for bedre viden 39

## 3 Vurdering af trafikens bidrag til $PM_{10}$ -forurening i København 41

3.1 Trafikemissioner i København 41

3.2 Beregningsresultater og sammenligning med målinger 45

3.3 De beregnede årsmiddelværdier af trafikens bidrag til  $PM_{10}$  koncentrationer i bybaggrund 48

## 4 Befolkningseksponering 49

4.1 Metodebeskrivelse 49

4.2 Befolkningsdata 51

4.3 Eksponeringsvurdering for  $PM_{10}$  53

Forskellige scenarier 53

Vurdering af bybaggrund i forskellige bystørrelser 54

Sammenligning med WHO studie 55

4.4 Eksponeringsvurdering for ultrafine partikler 56

## **5 Sundhedsmæssig vurdering af partikulær luftforurening 59**

- 5.1 Befolkningsundersøgelser 59
  - Amerikanske befolkningsundersøgelser 60
  - Danske vurderinger 61
  - WHO-projekt 61
- 5.2 Estimering af helbredseffekter af trafik-relateret luftforurening i Danmark. 62
  - Scenarier og beregningsgrundlag 63
- 5.3 Beregningsmetode 64
  - Regne-eksempel 66
- 5.4 Datagrundlag for estimering af helbredseffekter knyttet til  $PM_{10}$  67
- 5.5 Effektestimering af  $PM_{10}$  for andre helbredsmål end mortalitet og indlæggelser 67
- 5.6 Resultater af beregninger af helbredseffekter knyttet til  $PM_{10}$  70
- 5.7 Ultrafine partiklers helbredseffekter 72
- 5.8 Epidemiologiske studier 73
- 5.9 Eksperimentelle studier og skademekanismer 75
- 5.10 Konklusion og behov for viden 78

### **Referencer 79**

### **English summary 83**

## Forord

Nærværende undersøgelse er iværksat af Færdselsstyrelsen, som en del af beslutningsgrundlaget for evt. krav om montering af filtre på tunge køretøjer i Danmark. Undersøgelsen er, på grund af den korte tidsfrist (ca. 1 måned i 2001), blevet gennemført ved hjælp af eksisterende data.





# Resumé

## Formål

### *Overordnet formål*

Det overordnede formål med undersøgelsen er at vurdere sundhedseffekterne af montering af filtre med en effektivitet på 80% på alle tunge dieselmotorer (> 3,5 tons) i Danmark.

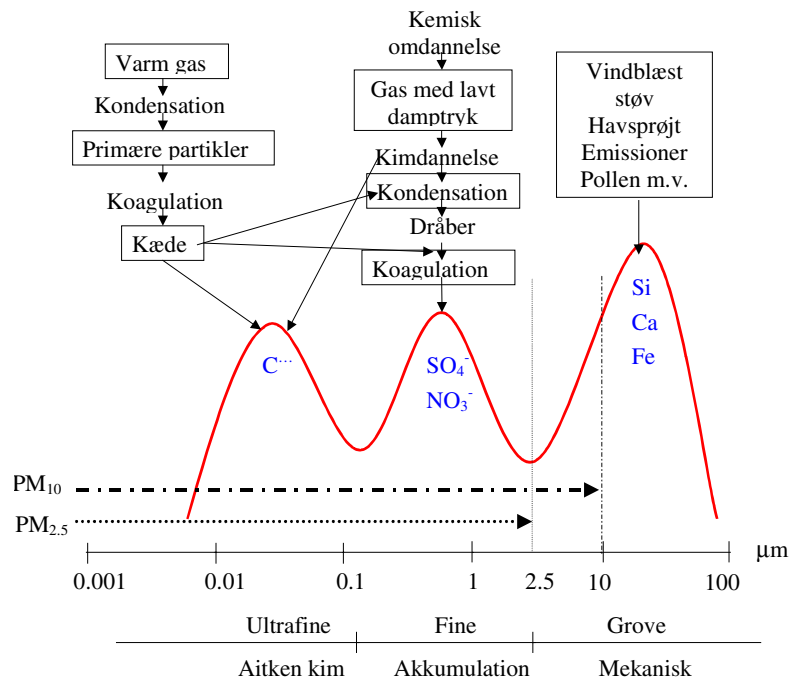
## Baggrund

### *Måling af partikler*

Luftforureningen i for eksempel en gade er en sum af bidrag fra trafikken i gaden, fra trafikken i de øvrige gader, andre kilder i byen, regionens kilder, det øvrige Danmarks kilder og udenlandske kilder. De enkelte bidrag varierer i tid som følge af emissionernes størrelse, omdannelse af forureningen, afsætning på overflader og de meteorologiske forhold, for eksempel vindretning, vindhastighed, stabilitet mv. Dette gælder naturligvis også for partikler. Imidlertid er beskrivelse og vurdering af forureningen med partikler mere kompliceret end de fleste øvrige luftforureninger, bl.a. fordi det er nødvendigt ikke kun at angive koncentrationen, men også partiklernes kemiske sammensætning, deres fysiske egenskaber, størrelsesfordelingen og omdannelse af partiklerne. Målingerne  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $PM_1$  eller  $PM_{\gamma}$  er den hidtil mest almindelige måde, og disse mål er da også blevet anvendt over hele Verden, bl.a. af WHO, ved fastsættelse af grænseværdier for emissioner og luftkvalitet.

### *Partikeltyper*

Mange kilder emitterer forskellige typer af partikler, i forskellige størrelser og kemisk sammensætning. Vejtrafikken er et eksempel på at den samme kilde skaber partikler af vidt forskellig art afhængigt af dannelsesprocesserne. En del af partiklerne dannes i motoren, i udstødningssystemet eller umiddelbart udenfor udstødningssystemet; disse partikler omfatter de fine og ultrafine partikler, som kun bidrager lidt til massen af for eksempel  $PM_{10}$ . Andre partikler dannes som op-hvirvlede partikler fra kørebanen, kørebaneslid, dækslid samt slid på bremses, koblinger m.v.; de er oftest grovere partikler, som bidrager væsentligt til  $PM_{10}$ , figur 1.



Figur 1 Skematisk tegning af størrelsesfordelingen af partikler i byluft. Den lodrette akse har en arbitrær skala. Formen på fordelingen afhænger af denne akse; hvis den lodrette akse er massen vil den ultrafine del af fordelingen forsvinde og hvis den vertikale akse er antal af partikler vil den grove del af fordelingen være ubetydelig.

### Helbredseffekter

Det vides, at partikler har negative helbredseffekter. Det er bl.a. dokumenteret gennem talrige epidemiologiske og eksperimentelle undersøgelser. De mange undersøgelser, der belyser kvantitative sammenhænge mellem eksponering for partikler og helbredseffekter i USA og Europa, har imidlertid kun omfattet  $PM_{10}$  og i nogen grad  $PM_{2.5}$ . Det er uklart, hvilke egenskaber ved partiklerne, der gør dem skadelige. De få foreliggende undersøgelser peger på, at de meget små (ultrafine og fine) partikler er de farligste, og kan måske forklare størstedelen af de effekter, der tilskrives partikler. I denne undersøgelse har det ikke været muligt at skaffe ny data, derfor er vurderingerne foretaget på grundlag af ovennævnte undersøgelser af sammenhængen mellem helbredsskader og  $PM_{10}$ . Der er foretaget en vurdering af reduktionen i luftkoncentrationen af ultrafine partikler og for konsekvensen for  $PM_{10}$  niveauet ved montering af filtre på tunge køretøjer.

### Metoder til helbedsvurderinger

Ovennævnte undersøgelser af den kvantitative sammenhæng mellem dødsrate, andre helbedsudfald og partikelforureningen i USA og Europa er udført ved sammenligning mellem forskellige geografiske områder med forskellige forureningsniveauer eller ved at følge områder over tid med udsving i niveauerne. De er alle gennemført på grundlag af en meget forenklet vurdering af befolkningens eksponering, idet man har anvendt koncentrationen af  $PM_{10}$  i den såkaldte bybaggrund, d.v.s. i en vis afstand fra gader og forureningskilde, som man finder i parker, i boligkvarterer uden væsentlig trafik, over hus-tagene eller bag husrækker langs gader. Det er sket ud fra den betragtning af befolkningen er eksponeret svarende til luften udenfor deres boliger, men ikke i gader. Der blev således ikke taget hensyn til

at en stor del af befolkningen er udsat stærk forurening fra trafikken under transport i for eksempel trafikerede gader mellem hjem og arbejdsplads. Der blev heller ikke taget hensyn til kortvarig høj eksponering kan være mere skadelig end tilsvarende lavere eksponering over lang tid.

*Basis for denne undersøgelse*

Der findes ikke i dag grundlag for at vurdere sundhedsskader ved hjælp af en mere detaljeret bestemmelse af befolkningens eksponering med partikler i tid, rum, partikelstørrelse, kemisk sammensætning. Derfor er denne undersøgelse ligeledes blevet gennemført på basis af ovennævnte meget forenklede antagelser.

## **Befolkningens eksponering med PM<sub>10</sub>**

*Metode til bestemmelse af befolkningens eksponering med PM<sub>10</sub>.*

Modelberegningerne og dataanalyse er anvendt til bestemmelsen af trafikens bidrag til PM<sub>10</sub>-forureningen i danske byer. Da det nødvendige datagrundlag kun forefindes for København, er modelberegningerne kun foretaget for København. Desuden er der draget paralleller til lignende data fra London. Den efterfølgende generalisering ("nedskalering") er foretaget ud fra vor viden om bybaggrundsfordelingen af NO<sub>x</sub> som funktion af bystørrelse. PM<sub>10</sub> niveauerne er baseret på antagelser om forholdet mellem NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub> for vejtrafikken. Forholdet afhænger stærkt af køretøjskategori m.m., men synes i øvrigt at være ret konstant og omtrent det samme i London og i København.

*Sundhedsmæssig vurdering*

Den sundhedsmæssige vurdering er foretaget på basis af forureningen i bybaggrund, fordi de foreliggende udenlandske undersøgelser er foretaget på det niveau. Vurderingen er baseret på de samme principper, som blev anvendt i forbindelse med et WHO studium, som blev gennemført i Østrig, Schweiz og Frankrig i 1999.

*Data grundlag*

Beregningerne er udført på følgende datagrundlag:

- kortlægning af trafikken i København foretaget af Vejdirektoratet i 1996 i forbindelse med SMP-projektet om Forurening fra Trafikken i Byområder (Bendtsen, H. og Reiff, L. 1996).
- beregnede emissioner af NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub> fra trafikken i København ved anvendelsen af førnævnte trafikdata og emissionsfaktorer fra den Europæiske Emissionsmodel COPERT II. Det anvendte emissionsfaktorer svarer til trafikens sammensætning i 1999-2000. For PM<sub>10</sub> er der anvendt to alternative metoder, som er beskrevet i det følgende.
- målingerne af NO<sub>x</sub>-koncentrationer fra landbaggrundsstationen i Lille Valby (LMP).
- meteorologiske data fra meteorologimasten på taget af H.C. Ørsted Instituttet i København (Det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram, LMP).

Der foreligger ingen målinger af  $PM_{10}$  i bybaggrund i Danmark. Derfor er en mere detaljeret dataanalyse er foretaget på baggrund af målingerne i London og en land-baggrundsstation i Harwell uden for London.

Koncentrationerne af  $NO_x$  og  $PM_{10}$  er beregnet med den såkaldte Urban Background Model (UBM), udviklet af DMU.

#### *Emission af $PM_{10}$*

Emissionen af  $PM_{10}$  er bestemt ved anvendelsen af to forskellige metoder. Den første metode er baseret på den samme fremgangsmåde, som er anvendt i forbindelse med bestemmelsen af de nationale emissioner. Den anden metode tager udgangspunkt i  $NO_x$ -emissionerne og relationen mellem  $PM_{10}$  og  $NO_x$  emissionsfaktorer for de fire hovedkategorier af køretøjer, som er udregnet på basis af data fra den engelske Emissions Database.

#### *$PM_{10}/NO_x$ forholdet*

$PM_{10}/NO_x$  forholdet beregnet ved hjælp af faktorerne vist i tabel 1 stemmer godt overens med målingerne af  $NO_x$  og  $PM_{10}$  koncentrationer i Jagtvej, hvorimod den nationale opgørelse resulterer i forholdet, som er omtrent halv så stort.

*Tabel 1* Forholdet mellem  $PM_{10}/NO_x$  emissionsfaktorer bestemt ud fra den engelske Emissions Database.

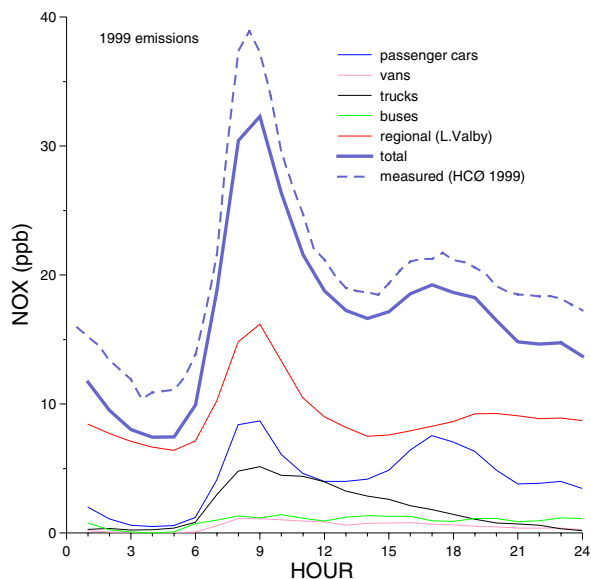
Køretøjskategori	$PM_{10}/NO_x$ forhold (g/g)
Personbiler	0,03
Varebiler	0,28
Lastbiler	0,10
Busser	0,06

#### *$NO_x$ i København*

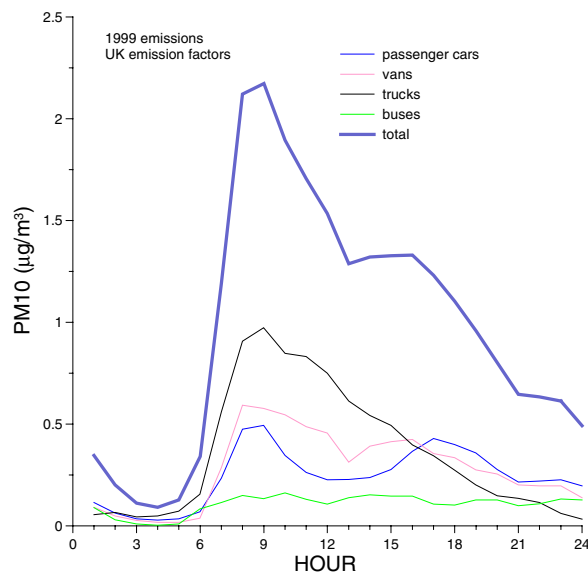
Beregnet og målt gennemsnitlig døgnvariation af  $NO_x$  for LMP bybaggrundsstation i København (H.C. Ørsted Institutet, HCØ) er vist i figur 2. Udover bidraget fra den københavnske trafik er der også medtaget bidrag fra de regionale emissioner. Dette bidrag er antaget at være lige med de koncentrationer, som måles på landbaggrundsstationen i Lille Valby. Som det ses af figuren, udgør dette bidrag den største del af  $NO_x$  koncentrationer i København, og desuden har det en markant døgnvariation. Sammenligning med de målte koncentrationer viser, at modellen undervurderer  $NO_x$  koncentrationerne lidt i København. Den observerede døgnvariation er reproduceret godt af modellen.

#### *$PM_{10}$ i København*

Tilsvarende modelresultater for  $PM_{10}$  er vist i figur 3. Der foreligger ingen målinger af døgnvariationen af de regionale  $PM_{10}$  koncentrationer. De viste resultater angiver altså kun bidraget fra trafikken i København. Målingerne af døgnmiddelværdier i Lille Valby indikerer en koncentration i landbaggrund på ca.  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$ . Dette er mere end 20 gange større end bidraget fra den københavnske trafik bestemt ved hjælp af UBM.



Figur 2 De beregnede og de målte NO<sub>x</sub> koncentrationer for LMP målestationen på HCØ i København



Figur 3 De beregnede PM<sub>10</sub> koncentrationer for LMP målestationen på HCØ i København. Dette er kun bidraget fra trafikken i København; den regionale baggrund på ca. 22 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> er ikke medtaget, ligesom øvrige bidrag fra byen.

### PM<sub>10</sub> i fra køretøjer

Resultaterne af de beregnede bidrag til årsgennemsnit af PM<sub>10</sub> koncentrationer i København, fordelt på de 4 køretøjskategorier er vist i tabel 2. Beregningsresultater er kun vist for målestationen på HCØ. Lidt højere værdier forekommer i udkanten af byen, hvor andelen af tung trafik er større. De foreliggende koncentrationer skal ses i sammenhæng med den målte landbaggrund på 22 µg/m<sup>3</sup>. En del af denne baggrund må formodes ligeledes at stamme fra trafikken, men det foreliggende datagrundlag er utilstrækkeligt til at kunne foretage en kvalificeret vurdering.

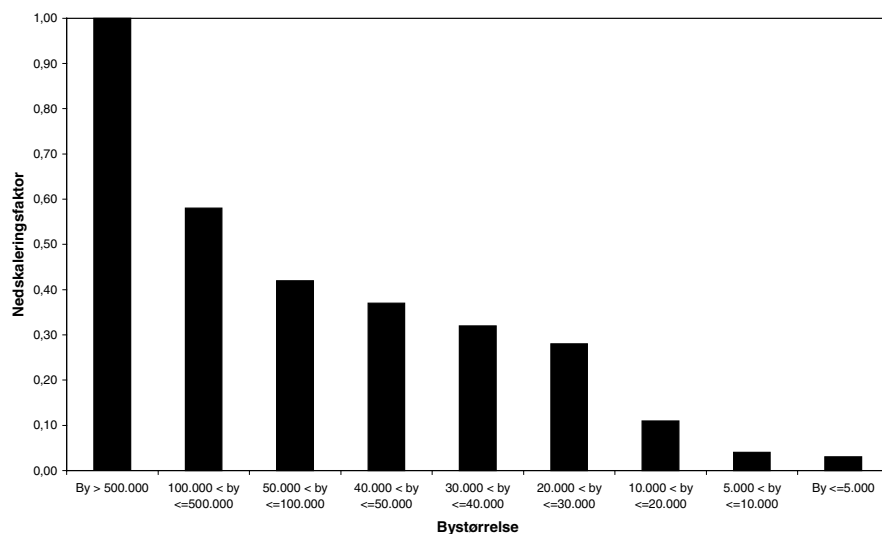
Tabel 2 Trafikkens bidrag til PM<sub>10</sub> i bybaggrunden i København

Køretøjskategori:	(µg/m <sup>3</sup> )	(%)
Personbiler	0,24	25
Varebiler	0,28	28
Lastbiler	0,36	36
Busser	0,10	11
I alt	0,98	100

### Andre byer

For at kunne vurdere PM<sub>10</sub> niveauet i de forskellige bystørrelser er der anvendt en simpel nedskalering af PM<sub>10</sub> niveauet i bybaggrunden i København efter en metode opstillet i Jensen (1998). Nedskaleringen afhænger af emissionstætheden, byområdets udstrækning (radius) og

spredningshøjden (gns. taghøjde). Disse parametre er skønnet for forskellige byer. Metoden er opstillet for NO<sub>x</sub> fra trafikken, og det antages at det samme gælder for PM<sub>10</sub>. Resultatet fremgår af figur 4.



Figur 4 Faktorer for nedskalering af PM<sub>10</sub> niveauet fra trafikken i København til andre bystørrelser

#### Befolkningsvægtet PM<sub>10</sub>

Med ovenstående forudsætninger kan det befolkningsvægtede PM<sub>10</sub> årsniveau beregnes, som indgår i beregningerne af dødelighed og sygelighed som følge af partikelforureningen med PM<sub>10</sub>, se tabel 3.

Tabel 3 Befolkningsvægtet PM<sub>10</sub> årsniveau for forskellige scenarier

Befolkning	Indbyggertal (%)	Referenceår (2000) (µg/m <sup>3</sup> )	Partikelfiltre på tunge køretøjer <sup>1</sup> (µg/m <sup>3</sup> )
Bybefolkning	69	22,38	22,24
Landbefolkning	31	22,00	22,00
I alt	100	22,26	22,17

Note 1: Partikelemissionen fra tunge køretøjer reduceres med 80% pga. partikelfiltre  
 Note 2: Tallene er angivet med flere decimaler end usikkerheden på tallene berettiger til.

## Sundhedsmæssig vurdering af partikler og potentiel effekt af reduktion ved brug af filtre

#### Sundhedsmæssig vurdering af ultrafine partikler

Som nævnt er de ultrafine partikler måske den farligste fraktion af alle partikler, selvom de kun bidrager lidt til PM<sub>10</sub>, men der er indtil nu ikke i den internationale litteratur givet kvantitative vurderinger af relaterede helbredseffekter. Et af problemerne er, at der ikke foreligger de nødvendige data til gennemførelse af fx. større epidemiologiske studier. De enkelte små undersøgelser, der foreligger, peger på at ultrafine partikler målt i bybaggrund er væsentlige for død relateret til hjerte- og lungesygdomme og bedre forklarer astmaanfald hos

voksne end fine og grove partikler. Eksperimentelle studier med forsøgsdyr og eksponering af mennesker støtter særligt kraftige effekter af ultrafine partikler i forhold til fine og grove. Der peges på de ultrafine partiklers store overflade, kemiske sammensætning og evne til diffusion og vævstransport som forklaringer. Dieselemission er vist sikkert kræftfremkaldende i dyreforsøg. Den internationale officielle konklusion på studier med erhvervsmæssig eksponering er, at dieselemission sandsynligvis er kræftfremkaldende hos mennesker.

#### *Ultrafine partikler i Danmark*

I Danmark er der gennemført undersøgelser af trafikens bidrag til de ultrafine partikler og deres størrelsesfordelinger. De foreløbige undersøgelser antyder at der er et ret konstant forhold mellem antal partikler under  $0,1 \mu\text{m}$  og  $\text{NO}_x$ . Det ser endvidere ud til, at den regionale baggrund af ultrafine partikler er lav. Der er fortaget nogle indledende undersøgelser af enkelte filters og katalysators effektivitet overfor de ultrafine partikler, som viser, at katalysatorer og visse filtertyper har høj effektivitet,  $>80\%$ .

#### *33% reduktion i ultrafine partikler*

På grundlag heraf kan man skønne at koncentrationen (antal) af ultrafine partikler vil blive reduceret med ca. 33 % i byer ved montering af filtre på tunge køretøjer.

#### *Sundhedsmæssig vurdering af $\text{PM}_{10}$ WHO*

De tilgængelige data, der beskriver kvantitative sammenhænge mellem partikeleksponering og helbredsudfald, bygger overvejende på  $\text{PM}_{10}$ , som det er benyttet i WHO's rapport "Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution" fra 1999. Heri er helbredseffekter relateret til et groft estimeret samlet bidrag til  $\text{PM}_{10}$  fra trafik, dvs. inkl. fx emission af primære partikler, partikeldannelse fra gasemission, ophvirvlet støv og dæk- og bremseslid. Nærværende estimeringer af helbredseffekter er baseret på WHO rapportens vurderinger af de kvantitative sammenhænge med et givet niveau af  $\text{PM}_{10}$ . Der er valgt en lineær sammenhæng mellem ændring i basisforekomst af helbredsudfald og ændring i  $\text{PM}_{10}$ .

#### *Mortalitet*

For mortalitet har man i WHO rapporten valgt at benytte kumuleret total mortalitet i relation til geografiske forskelle frem for akut mortalitet i relation til ændringer over tid til at vurdere kvantitative sammenhænge med  $\text{PM}_{10}$  niveauer. Dette giver et væsentlig højere effektestimater med relativ risiko (RR) på 1,043 per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ , end tidligere benyttet i anden sammenhæng i WHO (1996) hvor estimatet var 1,01 per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ . Dette blev for eksempel benyttet i Stadslægens rapport "Bli'r man syg af luften i København" fra 1999. Imidlertid argumenter WHO rapporten (1999) for at kun den kumulerede mortalitet viser det sande billede, idet forsinkede og langtidrelaterede effekter ikke kan belyses adækvat i tidsserieanalyser.

#### *Andre helbredseffekter*

For andre helbredsmål er tidsserieanalyser benyttet. De øvrige helbredsmål, der indgår i WHO vurderingen, omfatter indlæggelser for hjertesygdomme og luftvejssygdomme blandt voksne, incidens af kronisk bronkitis hos voksne, et-års periodeprævalens af akut bron-

kitis hos børn, dage med begrænset aktivitet pga. luftvejsgener hos voksne og antal astmaanfald hos børn og hos voksne. Helbredsmålene er valgt således, at de skulle have mindst muligt overlap. Mulige vigtige helbredsmål i relation til dieselemmission, bl.a. lungekræft og påvirkning af forsterudvikling indgår ikke i WHO rapporten og er derfor ikke inddraget her. For alle helbredseffektmaal gælder, at der ikke findes danske undersøgelser, der belyser sammenhænge med partikulær luftforurening.

#### Effekten af filtre

Anvendelse af filtre på tunge køretøjer vil kun medføre en beskedne reduktion i  $PM_{10}$  i bybaggrund, da den partikulære dieselemmission fortrinsvis udgøres af ultrafine partikler med ringe masse (Tabel 4). Reduktionen i gadeplan vil naturligvis være større men dette kan ikke i det foreliggende benyttes til kvantitative risiko-estimer. Ved vurderinger baseret på  $PM_{10}$ , kan man derfor få indtryk af beskedne positive helbredseffekter af filtre på tunge dieselskøretøjer (Tabel 5). Da ultrafine partikler i dieselemmission imidlertid mistænkes for at være ansvarlige for en væsentlig del af de partikelrelaterede helbredseffekter, kan effekten af filtre være langt større. Da filtre på tunge køretøjer kan fjerne ca. 33% af de ultrafine partikler i byen må den formodede øvre grænse være 33% af de samlede helbredseffekt relateret til  $PM_{10}$ , som er vist i Tabel 5.

#### Befolkningsvægtet eksponering

Tabel 4 viser den beregnede effekt på befolkningsvægtet  $PM_{10}$  som følge af montering af filtre på tunge køretøjer, samt den tænkte scenario, hvor al  $PM_{10}$  fjernes. Sidstnævnte er naturligvis ikke realistisk, eftersom der altid vil være væsentlige bidrag fra naturlige kilder.

Tabel 4 Scenarier for  $PM_{10}$  eksponering i Danmark

Scenario	% af befolkningen	Befolkningsvægtet årsgennemsnit, $PM_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
Eksisterende forhold		
Land	31	22,00
By	69	22,38
Hele Danmark	100	22,26
Filtre på tung trafik		
Land	31	22,00
By	69	22,24
Ingen $PM_{10}$ i Danmark		
Land	31	0
By	69	0



På grundlag heraf beregnes ændringen i antal tilfælde, hvis der sættes filtre på tunge køretøjer og hvis al  $PM_{10}$  fjernes, tabel 5.

*Tabel 5* Skøn over antal færre tilfælde af helbredseffekter ved nedsættelse af befolkningens eksponering for partikler baseret på sammenhæng med  $PM_{10}$ . Ændring i eksponering for  $PM_{10}$  svarer til 2 scenarier: a) partikelfiltre på den tunge trafik i Danmark og b) ingen  $PM_{10}$  forurening i Danmark. Partikler i tunge køretøjers emission bidrager kun lidt til  $PM_{10}$ , men repræsenterer 33% af kilder til ultrafine partikler, som kan tilskrives en væsentlig del af sundhedseffekter. Effekter af partikelfiltre kan derfor være op til 33% af de samlede helbredseffekter, der tilskrives  $PM_{10}$ .

Helbredseffekt	Aldersgruppe	Antal færre tilfælde i Danmark	
		Partikelfiltre	Ingen $PM_{10}$ forurening
Mortalitet	30+	mindst 22	5000
Kredsløbssygdomme			
Hospitalsindlæggelser	Alle	mindst 14	3300
Luftvejssygdomme			
Hospitalsindlæggelser	Alle	mindst 10	2250
Kronisk bronkitis	25+	mindst 21	5000
Akut bronkitis	≤15	mindst 76	17.500
Dage med begrænset aktivitet pga. luftvejssygdom	20+	mindst 11.974	2.700.000
Astmaanfald	15+	mindst 1.300	210.000
Astmaanfald	<15	mindst 175	28.000

*Usikkerheder ved vurdering af  $PM_{10}$*

Som det fremgår af ovenstående er der ganske store usikkerheder i beregningerne, både ved beregning af luftkoncentrationer, eksponeringen af befolkning og helbredseffekter.

*Svagt datagrundlag*

Der er p.t. meget få data om  $PM_{10}$  forureningen i Danmark, både luftkvalitetsdata og emissionsdata. Endvidere er der stor usikkerhed på de tilgængelige emissionsdata fra vejtrafikken, som svinger mindst en faktor 2, afhængig af beregningsmetode. Der er uklarhed om i hvilket omfang emissionsdata indeholder alle bidrag, i.e. udstødning, bremses, kobling, dæk, vejstøv m.v. De anvendte data fra den engelske database synes dog at passe bedst med de relativt få måledata vi har til rådighed i Danmark.

*Regional baggrund*

De foreliggende data giver ikke mulighed for at vurdere de danske bilers bidrag til den regionale baggrund. En stor del af baggrundsforureningen stammer fra trafikken i Europa, bl.a. udslip af  $NO_x$  og andre gasser, som omdannes til partikler undervejs til Danmark. Disse partikler fra den Europæiske eller danske bilpark vil ikke fjernes med partikelfiltre, fordi de emitteres som gasser.

*Forenklet vurdering*

Befolkningens eksponering med  $PM_{10}$  er vurderet meget forenklet på basis af gennemsnitlig bybaggrunds-niveauer af  $PM_{10}$ , svarende til den meget forenkledede vurdering af helbredseffekter, som ligger til grund for WHO studiet. Der er for eksempel ikke taget hensyn til partiklernes sammensætning, partiklernes størrelsesfordeling, tidsvariation

(meget høj eksponering i korte tidsrum), inde/ude eksponering, geografiske variation (gade/bybaggrund, en faktor 5-10).

Alt i alt må man regne med en meget stor samlet usikkerhed indtil der foreligger væsentligt bedre data.

## Konklusioner

### *PM<sub>10</sub> reduceres kun lidt*

Der er gennemført beregninger af virkningen af at montere filtre på tunge køretøjer i Danmark. Beregningerne, der er behæftet med meget stor usikkerhed, viser at bl.a. forureningen med PM<sub>10</sub> kun reduceres lidt (skønsmæssigt 2% i København og ca. 0,5% som vægtet landsgennemsnit) i byernes baggrund, hvis der sættes filtre på alle tunge køretøjer. At reduktionen er så beskeden skyldes at en meget stor del af denne forurening er regional, d.v.s. fra hele Europa, samt at dieselpartikler hovedsageligt er ultrafine med meget lav masse. Den dominerende trafikkilde til PM<sub>10</sub> er lastbiler, der bidrager med knapt 40% af trafikens andel. Busser udgør kun omkring 10%. Personbiler bidrager med ca. 30% og varebiler med godt 20%. Det har ikke været muligt at vurdere dansk vejtrafiks bidrag til den regionale baggrund.

### *Ultrafine partikler reduceres væsentligt*

Ved vurdering af effekter af filtre på tunge køretøjer baseret på PM<sub>10</sub> kan man få indtryk af beskeden positive helbredseffekter af filtre på tunge dieselskøretøjer. Imidlertid mistænkes de ultrafine partikler i dieselmission for at være ansvarlige for en væsentlig del af de partikelrelaterede helbredseffekter. De forekommer især i byområder og der er kun et mindre regional bidrag, fordi de relativt hurtigt omdannes eller afsættes. Derfor vil montering af effektive filtre på tunge køretøjer samt katalysatorer på benzindrevne biler effektivt kunne reducere forekomsten af ultrafine partikler. De helbredsmæssige virkninger kan i dag ikke vurderes kvantitativt, men man kan formode at en væsentlig del af de partikelrelaterede helbredseffekter reelt kan reduceres. Da filtre på tunge køretøjer kan fjerne op til 33% af de ultrafine partikler i byen må den formodede øvre grænse for positive effekter være ca. 33% reduktion af de samlede helbredseffekter, inkl. 5000 for tidlige dødsfald i Danmark, som ifølge beregningerne, kan tilskrives PM<sub>10</sub>.

### *Stor indsats for at skaffe viden*

Alt i alt må denne undersøgelse betragtes som meget foreløbig, fordi den er baseret på et meget usikkert og utilstrækkeligt viden- og datagrundlag. Imidlertid er der satset kraftigt på at forbedre dette grundlag, både i Danmark og internationalt, fordi det vurderes, at partikelforureningen, specielt fra trafikken, er et af de største luftforureningsproblemer med de største negative effekter.

# 1 Introduktion

## 1.1 Generelt

Luftforurening med partikler i byområder giver anledning til alvorlige sundhedsskadelige effekter, det er såvel langtids effekter som cancer og hjertekar sygdomme som akutte effekter som allergi eller irritation af øjne, næse eller hals. Luftforurening med partikler karakteriseres ofte som TSP (Total Particulate Matter),  $PM_{10}$  eller  $PM_{2.5}$ .

### *Dansk lovgivning*

Bekendtgørelsen om luftkvalitet fra Miljø- og Energiministeriet nr. 836 dateret 10.12.1986 fastsætter grænseværdier for TSP, i.e.  $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som 24 timers gennemsnit og  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årligt gennemsnit.

### *EU direktiver*

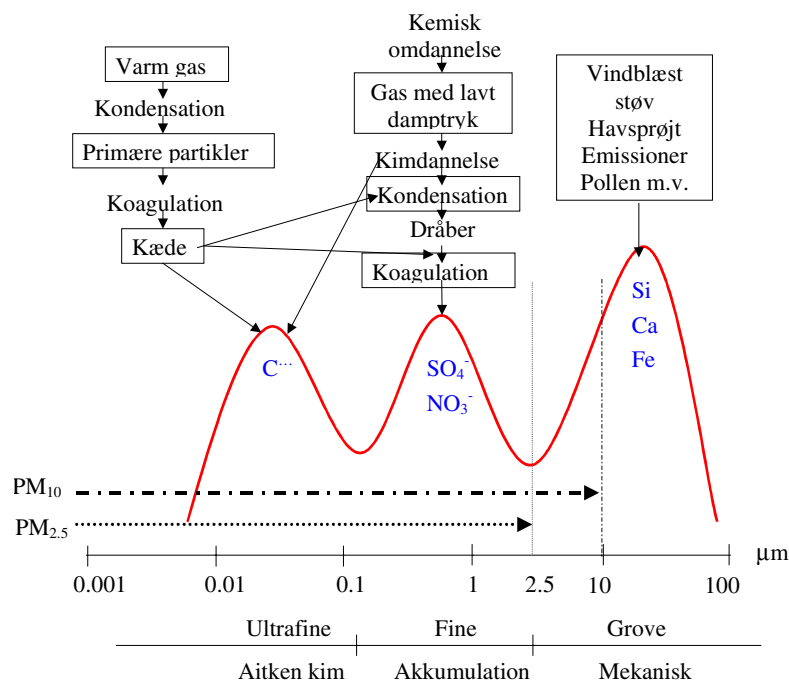
Et nyt EU direktiv "Rådets Direktiv 1999/30/EC af 22. April 1999 om grænseværdier for svovldioxid, kvælstofdioxid og kvælstofoxider, partikler og bly i udeluft" giver bl.a. grænseværdier for  $PM_{10}$ . Medlemslandene skal opfylde en 24 timers grænseværdi på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  - må ikke overskrides mere end henholdsvis 35 gange og 7 gange pr. år - før 2005 og 2010. For årgennemsnit er grænseværdierne henholdsvis  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , som skal opfyldes før 2005 og 2010. WHO har ikke givet anbefalinger om grænseværdier for partikler, fordi der mangler viden på området, og fordi man ikke har kunnet identificere en nedre grænse for effekter. EU Kommission har da også konkluderet, at vores viden om sundhedsskadelige effekter samt kilderne og de fysisk/kemiske egenskaber er for ringe; derfor er det besluttet at revidere grænseværdierne indenfor få år, når der foreligger mere viden. Direktiverne indeholder også forpligtelser for Medlemslandene til at indsamle data om mindre partikler,  $PM_{2.5}$ . Imidlertid har undersøgelser vist, at korrelationen mellem partikelkoncentrationen og sundhedsskadelige effekter vokser med aftagende partikelstørrelse. Det er derfor vigtigt, at undersøge specielt forekomsten af de meget små partikler og at dette må ske som antal af partikler i mange størrelsesintervaller.

## 1.2 Partiklers egenskaber

### *Partikelstørrelser*

Partikelstørrelsesfordelingen er en helt afgørende parameter, der skal tages i betragtning, når partikler i luft skal beskrives. En væsentlig del af partiklerne i byluft stammer fra vejtrafikken, specielt fra dieslbiler. Partikler emitteret fra bilmotorer, benzin- såvel som dieselmotorer, dannes ved høje temperaturer i motorerne, i udstødningsrørene eller umiddelbart efter emission til atmosfæren. Disse partikler tilhører den såkaldte kimdannelsesfraktion og er partikler  $< 0,2 \mu\text{m}$ , ultrafine partikler. Andre dele af partikelfordelingen er den såkaldte akkumuleringsfraktion (fine partikler),  $> 0,2 \mu\text{m} - 2 \mu\text{m}$ , som typisk dannes ved kemiske reaktioner (fx omdannelse af  $\text{SO}_2$  og  $\text{NO}_x$  til sulfat og nitrat), koagulation, kondensation af gasser på partikler eller andre langsomme processer. De grove partikler er  $> 2 \mu\text{m}$ , de dannes typisk mekanisk, ved trafikskabt turbulens, vind erosion, havsprøjt

etc. Disse store partikler kan også give anledning til sundhedsskadelige effekter. Størrelsesfordelinger og de væsentligste karakteristika af partikler i byluft er vist skematisk i figur 1.1.



Figur 1.1 Skematisk tegning af størrelsesfordelingen af partikler i byluft. Den lodrette akse har en arbitrær skala. Formen på fordelingen afhænger af denne akse; hvis den lodrette akse er massen vil den ultrafine del af fordelingen forsvinde, og hvis den vertikale akse er antal af partikler vil den grove del af fordelingen være ubetydelig.

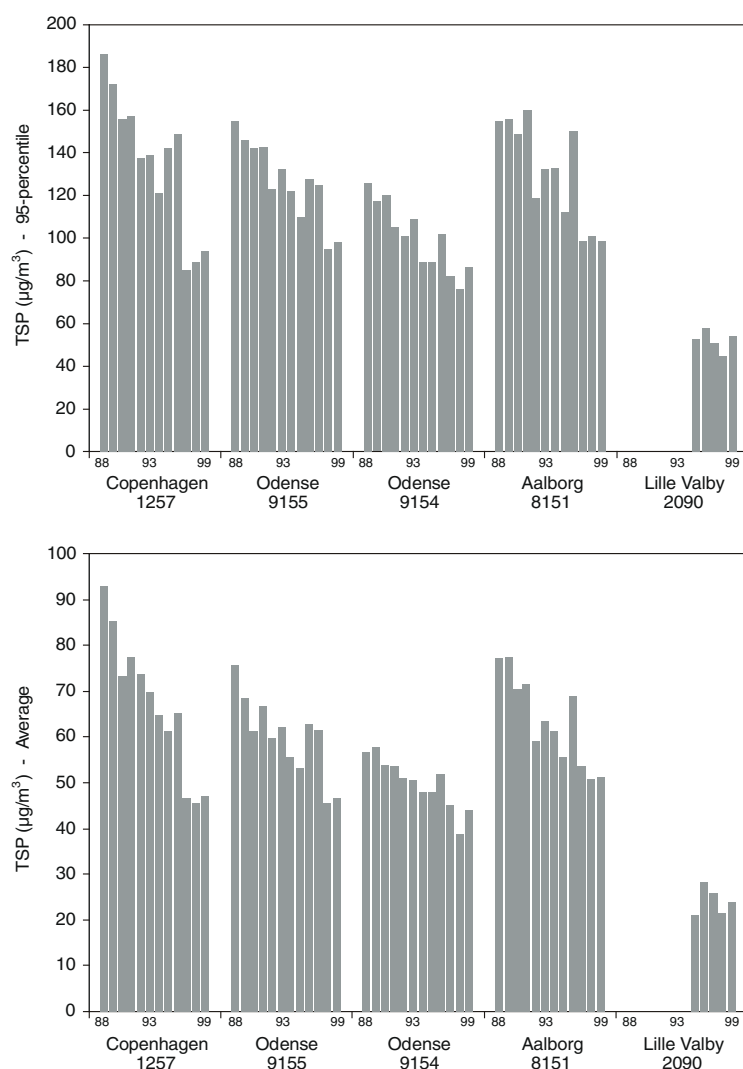
### 1.3 Niveauer og udvikling af partikelforureningen i Danmark

#### TSP i Danmark

TSP bliver målt i det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram (LMP) (Kemp and Palmgren, 1999) ved vejning af partikelfiltre. Prøver af partikler op til ca. 25 µm bliver indsamlet, men afskærningsdiameteren varierer fra ca. 10 til 50 µm afhængig af vindhastigheden. TSP i byluft er en blanding fra forskellige kilder, men de grove (> 2,5 µm) fra vindophvirvlet støv af lokal oprindelse har vist sig at dominere massen af denne del af partikelstørrelsesfordelingen. Den fine partikelfraktion omfatter bidrag fra fjerntransporteret jordstøv og fra forbrændingsprocesser, fx sulfat og nitrat partikler.

Tabel 1.1 Gennemsnitsværdier, 95-percentiler og maksimum værdier for TSP i 1999. Data'ene er baseret på 24 timers gennemsnit.

Station	Antal data	TSP ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )			Dag
		Gennemsnit for året	95-perc.	Maks. value	
København/1257	356	47	97	159	990331
Odense/9155	359	49	104	269	990129
Odense/9154	362	44	89	125	990331
Aalborg/8151	358	51	99	153	990403
Lille Valby/2090	360	24	54	79	990918
Grænseværdi	Min. 100	150	300	-	-



Figur 1.2 Årlige gennemsnitsværdier og 95-percentiler for TSP i Danmark fra 1988 til 1999

### TSP niveau

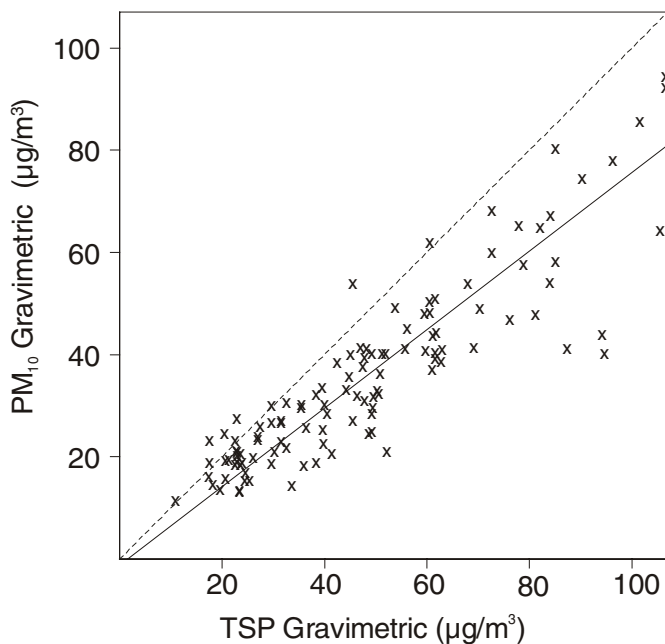
TSP er målt som 24 timers gennemsnitsværdier i København/1257, Odense/9155, Odense/9154, Aalborg/8151 og Lille Valby/2090. Målingerne på Lille Valby startede i begyndelsen af 1995. Statistiske data fra 1999 er vist i tabel 1.1 (Kemp and Palmgren, 2000). De gamle grænseværdier blev ikke overskredet.

### Udvikling i TSP

Udviklingstendenserne er vist i figur 1.2 på målestationer på trafikerede gade og en målestation i et landdistrikt ca. 40 km vest for København. Den generelle udviklingstendens har været generelt faldende over en årrække, formentlig især på grund af bedre "husholdning" ved byggerier, andre konstruktionsarbejder, industrier, "grønne marker" om vinteren m.v. Dette forventes at fortsætte de kommende år. En væsentlig del af massen af partiklerne (de grove partikler i figur 1.1) er vindophvirvlet støv og er af naturlig oprindelse, byggerier eller genophvirvlet støv fra veje. Partikler fra forbrændingsprocesser findes i den fine fraktion, og den del forventes at aftage i fremtiden på grund af emissionsreduktioner. Det er et resultat af bedre rensning af røggasser fra kraftværker m.v., krav om trevejs katalysatorer (TWC) på alle nye benzindrevne biler og begrænsninger i dieslbilerne udslip. TSP er blevet målt på målestationen Lille Valby/2090 i næsten 4 år. Resultaterne ligger på et niveau mellem en tredjedel og halvdelen af niveauet i gadestationerne i byerne.

### PM<sub>10</sub>

Kontinuerte målinger af PM<sub>10</sub> blev startet i juli 1998. Indsamling af prøver er sket med en OPSIS SM200 prøvetager i København/1257. Partiklerne blev opsamlet på membranfiltre (Millipore type AA). PM<sub>10</sub> blev bestemt både on-line med en indbygget  $\beta$ -gauge monitor og ved vejning, på samme måde som TSP målingen. TSP viste sig generelt at være ca. 35% højere end PM<sub>10</sub>, figur 1.3.



Figur 1.3 Sammenhængen mellem TSP og PM<sub>10</sub> på Jagtvej i København i 1998

<i>Fine og ultrafine partikler</i>	De fine og specielt de ultrafine partikler emitteret direkte fra diesel- og benzindrevne biler bidrager kun lidt til massen af TSP og PM <sub>10</sub> . Det er derfor nødvendigt at anvende andre måleteknikker for disse partikler. Desuden er der meget, der tyder på at antallet af ultrafine partikler, som kan trænge dybt ned i lungerne, er afgørende for udvikling af sundhedsskader som følge af luftforurening med partikler. En sikker bestemmelse af emissionen af partikler fra den aktuelle bilpark er nødvendig for undersøgelse af problemet i byområder, for undersøgelse af sundhedsskadelige effekter og valg af metoder til reduktion af forureningen.
<i>Måling af ultrafine partikler</i>	For at karakterisere forureningen med partikler, som emitteres direkte fra bilerne, blev en ny metode til bestemmelse af ultrafine partikler udviklet og tages i brug. Metoden er baseret på Differential Mobility Analyser, DMA, som er baseret på separation i partikkelstørrelsesfraktioner ved hjælp af deres mobilitet bestemt ved deres bevægelse i et elektrisk felt. En DMA kan måle med høj tidsopløsning, som er nødvendig for at kunne måle trafikens luftforurening og dermed adskille denne forurening fra forureningen fra andre typer af kilder med et andet variationsmønster.
<i>Emission af ultrafine partikler</i>	Målinger af lange tidsserier er blevet gennemført på stærkt trafikerede gader i København (Jagtvej) og i Odense (Albanigade) partikkelstørrelsesfordelinger i forbindelse med rutinemæssig monitoring af luftforurening, i.e. NO <sub>x</sub> /NO <sub>2</sub> , CO, benzen, O <sub>3</sub> og SO <sub>2</sub> . Herved var det muligt at bestemme bidraget fra den lokale trafik ved at fratække koncentrationen i bybaggrund fra koncentrationen i gaden kombineret med inverse modelberegning ved hjælp af en gadeluftmodel, OSPM (Berkowicz 1999). Denne metode er tidligere blevet anvendt på stabile luftforureningskomponenter, fx NO <sub>x</sub> , CO and benzen (Palmgren et al. 1999). Foreløbige undersøgelser har vist, at ultrafine partikler ikke ændres væsentligt under den korte opholdstid i gaderummet, i.e. mindre end nogle få minutter (Vignati et al., 1999). DMA-metoden giver størrelsesfordelingen i området 0,01 – 0,7 µm. DMA'en er også blevet anvendt i laboratoriet på udstødningsgas fra motorer.
<i>Benzin- og dieslbiler</i>	Ved hjælp af en receptormodel beregning, der omfattede partiklerne og de rutinemæssigt målte data af NO <sub>x</sub> og CO, kan partikkelstørrelsesfordelingen for henholdsvis benzin- og dieseldrevne bestemmes (Wählin et al., 2001) Antalsfordelingen kan omsættes til volumenfordeling (eller massefordeling, idet man antager massefylden 1 g/m <sup>3</sup> ).

## 1.4 Behov for mere viden

<i>Karakterisering af partikler</i>	Vores viden om luftforurening med partikler er stadig meget begrænset, både hvad angår emission og forekomst og deres sundhedsskadelige effekter. De nye PM <sub>10</sub> /PM <sub>2.5</sub> metoder og anvendelse af DMA til ultrafine partikler fra trafikken har givet muligheder for at få værdifulde data. Systematiske målinger, herunder lange tidsserier målt ved hjælp af disse metoder på repræsentative steder, vil forbedre vores muligheder for at vurdere de sundhedsskadelige effekter væsentligt. Det er imidlertid også nødvendigt, at skaffe mere viden om de fysisk/kemiske egenskaber ved partiklerne, fx kemisk sam-
-------------------------------------	---

mensætning, overfladeegenskaber, morfologi, flygtighed, opløselighed etc. Til dette formål er det desuden nødvendigt at tage andre avancerede analyseteknikker i anvendelse.

#### *Udvikling af modeller*

Karakterisering af partiklerne er også nødvendig for at kvantificere bidragene fra forskellige kilder og parameterisering af deres egenskaber med henblik på at inkludere dem i luftkvalitetsmodeller. Dette er nødvendigt for at kunne vælge optimale tiltag for at reducere forureningen og dermed reducere skadevirkninger. Det er også nødvendigt for at vurdere om indførte tiltag har virket efter hensigten.

## **1.5 Formål med denne undersøgelse**

#### *Overordnet formål*

Det overordnede formål med undersøgelsen er at vurdere sundhedseffekterne af montering af filtre med en effektivitet på 80% på alle tunge (> 3,5 tons) dieselkøretøjer i Danmark. Undersøgelsen er, på grund af den korte tidsfrist, blevet gennemført ved hjælp af eksisterende data.

#### *Partikler fra forskellige kilder*

Luftforureningen i fx en gade er en sum af bidrag fra trafikken i gaden, fra trafikken i de øvrige gader, andre kilder i byen, regionens kilder, det øvrige Danmarks kilder og udenlandske kilder. De enkelte bidrag varierer i tid som følge af emissionernes størrelse, omdannelse af forureningen, afsætning på overflader og de meteorologiske forhold, fx vindretning, vindhastighed, stabilitet mv. Dette gælder naturligvis også for partikler. Imidlertid er beskrivelse og vurdering af forureningen med partikler mere kompliceret end de fleste øvrige luftforureninger, bl.a. fordi det er nødvendigt ikke kun at angive koncentrationen, men også den kemiske sammensætning og størrelsesfordelingen. Masseangivelsen  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_1$  eller  $PM_T$  er den hidtil mest almindelige måde, og disse mål er da også blevet anvendt over hele Verden, bl.a. af WHO, ved fastsættelse af grænseværdier for emissioner eller luftkvalitet. Den kemiske sammensætning bestemmes normalt også ved massen af de pågældende stoffer bundet til partiklerne.

#### *Partikeltyper fra trafik*

Mange kilder emitterer forskellige typer af partikler, i forskellige størrelser og kemisk sammensætning. Vejtrafikken er et eksempel på, at den samme kilde skaber partikler af vidt forskellig art afhængigt af dannelsesprocesserne. En del af partiklerne dannes i motoren, i udstødningssystemet eller umiddelbart udenfor udstødningsrøret; disse partikler udgør for en stor del de fine og ultrafine partikler, som kun bidrager lidt til massen af fx  $PM_{10}$ . Andre partikler dannes som opvirlvede partikler fra kørebanen, kørebaneslid, dækslid samt slid på bremses, koblinger m.v.; de er oftest grovere partikler, som bidrager væsentligt til  $PM_{10}$ , figur 1.1.

#### *Sundhedsvurdering i denne undersøgelse*

Det vides, at partikler har negative helbredseffekter. Det er bl.a. dokumenteret gennem undersøgelser i USA og Europa (Dockery et al., 1993 and Katsouyanni et al. 1997), som imidlertid kun har omfattet undersøgelser af  $PM_{10}$  og i nogen grad  $PM_{2.5}$ . Det er dog uklart, hvilke egenskaber ved partiklerne, der gør dem skadelige, men nogle undersøgelser peger dog på, at de meget små (ultrafine og fine) partikler er de farligste. I denne undersøgelse har det ikke været muligt at



skaffe ny data, derfor er vurderingerne foretaget på grundlag af ovennævnte undersøgelser af sammenhængen mellem helbredsskader og primært  $PM_{10}$ . Der er foretaget en vurdering af reduktionen i luftkoncentrationen af ultrafine partikler ved montering af filtre på tunge køretøjer.

#### *Forenklet metode*

Ovennævnte undersøgelser af sammenhæng mellem dødsrate og partikelforureningen i USA og Europa er alle gennemført på grundlag af en meget forenklet vurdering af befolkningens eksponering, idet man har anvendt den årlige gennemsnitlige koncentration af  $PM_{10}$  den såkaldte bybaggrund, d.v.s. i en vis afstand fra gader og forureningskilde, som man finder i parker, i boligkvarterer uden væsentlig trafik, over hustagene eller bag husrækker langs gader. Det er sket ud fra den betragtning at befolkningen er eksponeret svarende til luften udenfor deres boliger, men ikke i gader. Der blev således ikke taget hensyn til at en stor del af befolkningen er udsat for stærk forurening fra trafikken under transport i fx trafikerede gader mellem hjem og arbejdsplads. Der blev heller ikke taget hensyn til at kortvarig høj eksponering kan være mere skadelig end tilsvarende lavere eksponering over lang tid.

#### *Viden mangler*

Der findes ikke i dag grundlag for at vurdere sundhedsskader ved hjælp af en mere detaljeret bestemmelse af befolkningens eksponering med partikler i tid, rum, partikelstørrelse og kemisk sammensætning. Derfor er denne undersøgelse ligeledes blevet gennemført på basis af ovennævnte meget forenkledede antagelser.



## 2 Emissionsdata

I første halvdel af dette kapitel gives en kortfattet sammenfatning af partikelemissionen fra vejtrafik baseret på vægt. Der er lagt vægt på at beskrive den tunge trafiks bidrag til den nationale partikelemission, og dennes fordeling på vejtyper og by- og landområder. I anden halvdel beskrives partikelemissionen både vægt- og antalmæssigt med udgangspunkt i danske partikelmålinger i gaderum og under laboratorieforhold.

### 2.1 Emissionsopgørelser for vejtrafik

*Emission via  
udstødningsrør*

Den direkte partikelemission fra trafikken gennem udstødningsrøret afhænger af trafikmængder, køretøjs sammensætning, alderssammensætning (emissionsteknologi), køremønster mv. I nationale emissionsmodeller (fx COPERT) forenkles dette til trafikarbejdet fordelt på køretøjskategorier, køremåder (fx by, motorvej mv.) samt emissionsfaktorer, som forenklet afhænger af rejsehastighed, udetemperatur (koldstart) mv.

*Andre partikler*

Vejtrafikken bidrager endvidere med mekanisk dannede partikler under kørsel, fx partikler fra dækslid og bremsebelægninger samt ophvivlet vejstøv. Nationale emissionsmodeller opgør endnu ikke disse bidrag.

*Trafikarbejdet i Danmark*

#### **Trafikarbejde**

Det nationale trafikarbejde fordelt på vejtyper er vist i tabel 2.1 baseret på Vejdirektoratets 60-punktstællinger på vejnettet (Vejdirektoratet 1998). Trafikarbejdet er antal kørte km (trafikmængde gange vejlængde). "Køretøjs sammensætningen" på de enkelte vejtyper er også vist med udgangspunkt i trafikarbejdet. Byområder er områder, som ligger inden for byzone-tavlerne. Det ses, at den tunge trafik kører mest i landområder; 69% af trafik-arbejdet udføres her, mod 31% i byområder. I byområder udgør den tunge trafik omkring 7% af den total trafik. Inden for byområder er der stor variation i den tunge trafiks andel, der er lille på boligveje, og større på fordelingsveje og veje i centrum- og industriområder. Rutebusser dominerer i byerne i forhold til turistbusser, se også tabel 2.2.

Tabel 2.1 Det nationale trafikarbejde fordelt på vejtyper samt by- og landområder (Vejdirektoratet 1998)

Vejtype	Trafikarbejde					"Køretøjs sammensætning"			
	Vejlængde (km)	Person- biler Mio. km	Vare- biler Mio. km	Lastbiler og busser Mio. km	I alt Mio. km	Person- biler (%)	Vare- biler (%)	Lastbiler og busser (%)	I alt (%)
Motorveje	825	6.492	731	852	8.075	80	9	11	100
Øvrige veje i landområder	50.885	16.001	2.476	1.616	20.093	80	12	8	100
Trafikveje i byområder	2.121	6.694	751	496	7.941	84	9	6	100
Lokalveje i byområder	17.853	5.435	950	622	7.007	78	14	9	100
I alt	71.684	34.622	4.908	3.586	43.116	80	11	8	100
	%	(%)	(%)	(%)	(%)				
Veje i landområder i alt	72	65	65	69	65	80	11	9	100
Veje i byområder i alt	28	35	35	31	35	81	11	7	100
Veje i by- og landområder	100	100	100	100	100	80	11	8	100

### Nationale emissionsopgørelser

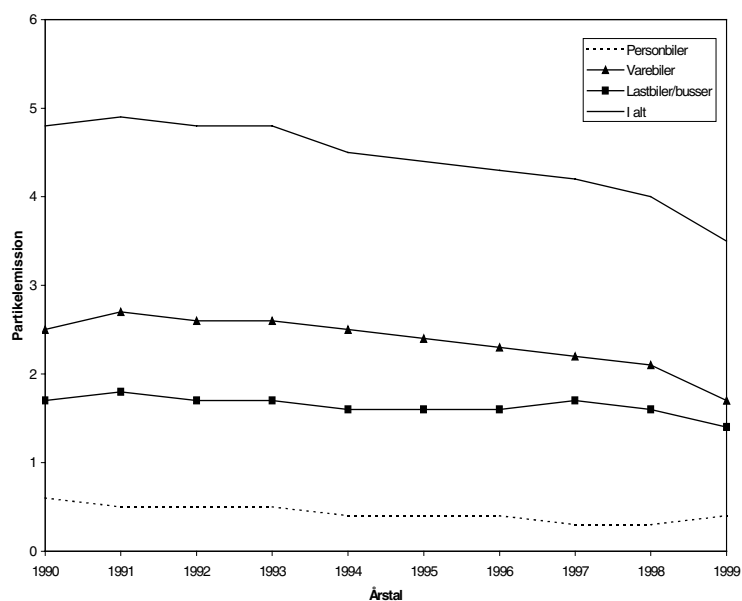
Den efterfølgende gennemgang af partikelemission fra vejtransport er udarbejdet med udgangspunkt i notat fra Miljøstyrelsen (Iversen 2001).

#### Emissionsfaktorer

Emissionen fra trafikken afhænger af trafikmængderne og emissionsfaktorer (fx gram partikler pr. kørt km). Opgørelser af vejtrafikens emissioner af partikler omfatter normalt alene dieseldrevne køretøjer. Emissionen fra benzindrevne køretøjer medtages ikke, fordi partikelemissionen – på vægtbasis - anses for ubetydelig i forhold til dieseldrevne køretøjer. Dette er dog en sandhed med modifikationer, idet selv en lille partikelemission fra personbiler kan give et væsentligt samlet bidrag, fordi der er mange personbiler, se tabel 2.3. Heller ikke andre køretøjsrelaterede emissioner, som f.eks. dækslitage, materiale fra bremsebelægninger, ophvirvlet vejstøv m.m. er ikke medtaget. Opgørelserne er baseret på målinger af emissioner fra udstødningsrøret, som bestemmes i laboratorierne ved standardiserede målemetoder. Partikler er ved disse målinger defineret som alt materiale, der opsamles på et filter. På grundlag heraf omstilles emissionsmodeller til fx nationale emissionsopgørelser eller detaljerede modeller, som skal beskrive emissionen på en vejstrækning afhængig af køremåde mv.

#### Nationale emissionsopgørelser

I forbindelse med de årlige afrapporteringer til EU om luftforurening i Danmark udarbejdes opgørelser over den nationale partikelemission fra dieseldrevne køretøjer (COPERT II-modellen). Udviklingen (i 1000 tons) i perioden 1990-1999 fremgår af nedenstående tabel. For vejtransporten som helhed har der været et fald på omkring 25%, men der har kun været et meget beskedent fald for den tunge trafik.



Figur 2.1 Udviklingen i partikelemissionen (mio. tons) baseret på COPERT II

### Fordeling på vejtyper og områder

Beregningerne indeholder detaljer om de enkelte køretøjskategorier og fordeling på by- og land. F.eks. kan 1999-tallene for dieseldrevne køretøjer opdeles som vist i tabel 2.2 baseret på den nationale emissionsopgørelse (COPERT II).

Tabel 2.2 Partikelemissionen fra dieseldrevne køretøjer i 1999

	Antal	Byveje	Partikelemission (1000 t)			I alt
			Landevej	Motorvej		
Personbiler	104.600	0,19	0,10	0,06	0,35	
Varebiler	206.300	0,87	0,66	0,21	1,74	
Lastbiler	3,5-7,5 t	5.800	0,02	0,01	0,01	0,04
	7,5-16 t	10.600	0,07	0,07	0,02	0,16
	16-32 t	17.000	0,13	0,20	0,13	0,46
	over 32 t	15.500	0,12	0,20	0,13	0,45
Rutebusser	4.500	0,11	0,06	0,01	0,18	
Turistbusser	5.300	0,07	0,07	0,02	0,16	
I alt		1,58	1,37	0,59	3,54	

Det fremgår, at langt den væsentligste kilde til partikelforurening i byerne er dieseldrevne varebiler (55%). De tunge køretøjer udgør samlet 33% (fordelt med 65% på lastbiler og 35% på busser). Som det vil fremgå efterfølgende af en detaljeret emissionsopgørelse for Stor-københavn fås et lavere bidrag fra varebiler til partikelemissionen end hvad den nationale opgørelse viser.

### Vejtransportens bidrag

Der foreligger ikke danske opgørelser over den samlede danske partikelemission, som grundlag for at bestemme vejtransportens bidrag til den totale partikelemission. Det vil sige, at der endnu ikke er emissionsopgørelse for andre kilder, fx kraftværker, fyringsanlæg, industri, landbrug m.m.). I forbindelse med disse opgørelser (CORINAIR)

forventes det snarest at blive et EU krav at sådanne emissionsopgørelser skal udarbejdes for partikler, og der foregår et internationalt arbejde omkring metodeudvikling.

De emissionsopgørelser for  $PM_{10}$ , der er gennemført inden for EU's såkaldte Auto-Oil 2 program, omfatter imidlertid også andre kilder end vejtransport. Resultaterne for året 1995 er vist i tabel 2.3.

I opgørelsen er medtaget emissioner fra benzinbiler og fra dæk og bremses (men ikke ophvirvlet støv). Dette datagrundlag er dog uhyre spinkelt. Der er gennemført detaljerede beregninger for 9 lande (hvortil Danmark ikke hører). Ved sammenligning med relevante nationale nøgletal er emissionen skønnet for de øvrige 6 EU-lande. For året 1995 er beregnet totalemission (1000 t) for EU, tabel 2.3.

Tabel 2.3 Partikelemission fra vejtransport og andre kilder

	EU-15		Danmark	
	1000 tons	%	1000 tons	%
vejtransport				
diesel	245	11	-	-
benzin	68	3	-	-
dæk, bremses	41	2	-	-
vejtransport i alt	354	16	4,9	20
andet	1.825	84	19,3	80
I alt	2.179	100	24,2	100

Det fremgår heraf, at andre kilder end vejtransport bidrager med omkring 85% af den totale partikelemission. Det fremgår ligeledes, at benzinkøretøjer bidrager med omkring 1/3 af dieselkøretøjernes partikelemission.

#### Forventet udvikling

Auto-Oil 2 programmet omfatter beregninger over den forventede fremtidige udvikling i emissionerne af  $PM_{10}$ . Udgangspunktet har været inddragelse af alle vedtagne EU-regler for mobile og stationære kilder. Resultatet af beregningerne, der omfatter perioden 1990-2020, fremgår af tabel 2.4.

Tabel 2.4 Forventede udviklinger i emissioner af  $PM_{10}$  i Danmark opdelt i vejtrafik og stationære kilder.

	1995	2000	2010	2020	Ændring
	1000 tons	1000 tons	1000 tons	1000 tons	1995-2020
Vejtransport					
diesel	245	177	67	43	-82%
benzin	68	36	35	40	-41%
dæk, bremses	41	47	58	68	+66%
Vejtransport i alt	354	260	160	151	-57%
Andre kilder	1.825	1.679	1.388	1.388	-24%
I alt	2.179	1.939	1.548	1.539	-29%

Der forudses en væsentlig reduktion i udslippet af  $PM_{10}$  fra dieseldrevne køretøjer. For benzindrevne køretøjer falder emissionen i de første år i takt med udfasningen af blyholdig benzin og indførelse af katalysatorer, hvorefter emissionen stiger. For dæk- og bremsepartikler ses en kontinuerlig stigning i takt med den øgede trafik. Det fremgår endvidere, at vejtransportens andel af den samlede  $PM_{10}$ -emission falder fra 16% i 1995 til 10% i 2010.

### EU emissionsnormer for biler

EU's normer

I EU blev der i 1990 indført udstødningsnormer for udslippet af partikler fra dieseldrevne køretøjer. Normerne er siden blevet skærpet i flere trin. Disse emissionsnormer betyder, at det har været muligt og det også fremover forventes muligt at nedsætte vejtransportens partikelemmission på trods af en historisk og forventet kraftig trafikvækst.

Tabel 2.5 EU partikelemissionsnormer for biler

	Personbiler		Varebiler		Lastbiler/busser	
	I kraft	g/km	I kraft	g/km *	I kraft	g/kWh
EURO 0	1.10.1990	0,28	-	-	-	-
EURO 1	1.1.1993	0,14	1.10.1994	0,19/0,25	1.10.1993	0,36
EURO 2	1.1.1997	0,08	1.1.1998	0,12/0,17	1.10.1996	0,15
EURO 3	1.1.2001	0,05	1.1.2002	0,07/0,10	1.10.2001	0,10
EURO 4	1.1.2006	0,025	1.1.2007	0,04/0,06	1.10.2006	0,02

\*) varebiler er inddelt i to klasser

Som det fremgår vil der i 2006 være indført udstødningsnormer for dieseldrevne motorkøretøjer, der svarer til en reduktion på omkring 90% i forhold til 1990. Det er en udbredt opfattelse, at overholdelsen af EURO 4 normerne for lastbiler og busser vil forudsætte anvendelse af partikelfiltre, mens EURO 4 normerne for personbiler formentlig kan opfyldes uden brug af filtre. Det er baggrunden for, at flere lande inden for EU allerede nu har efterlyst udspil fra EU-Kommissionen om en EURO 5 norm for personbiler, som vil føre til anvendelse af filtre. De første personbiler forsynet med partikelfiltre er allerede på markedet i dag.

## 2.2 Danske partikelemissions- og luftkvalitetsmålinger

$PM_{10}$ -emissionsfaktorer

Der findes ingen dansk opgørelse af  $PM_{10}$ -emissionsfaktorer fra forskellige trafik kategorier. Man må derfor benytte sig af resultater fra udenlandske opgørelser. I en emissionsdatabase (UK Emission Database) er resultaterne fra en række engelske undersøgelser opsummeret, både for  $PM_{10}$  og nitrose gasser ( $NO_x$ ). Det kan indirekte undersøges, om disse emissionsfaktorer kan bruges på danske forhold, idet der fra perioden august 1999 til marts 2000 på Jagtvej i København foreligger en række samtidige målinger af halvtimes middelværdier af  $PM_{10}$ ,  $NO_x$  og CO (kulilte). De høje koncentrationer af CO og  $NO_x$  på Jagtvej kan næsten udelukkende tilskrives trafikken, mens en stor del af  $PM_{10}$  må tilskrives andre kilder. De absolutte bidrag fra trafikken afhænger stærkt af de meteorologiske forhold (især vindhastighed og vindretning), mens de relative værdier (f.eks.  $PM_{10}/NO_x$ ) kan

betragtes som konstanter for de enkelte trafik kategorier. I tabel 2.6 er angivet PM<sub>10</sub>- og NO<sub>x</sub>- emissionsfaktorerne for de fire betydningsfulde trafik kategorier på Jagtvej. Vægtede emissionsfaktorer er beregnet på grundlag af de fire kategoriers procentvise andel (bestemt ved en trafik tælling i 1995).

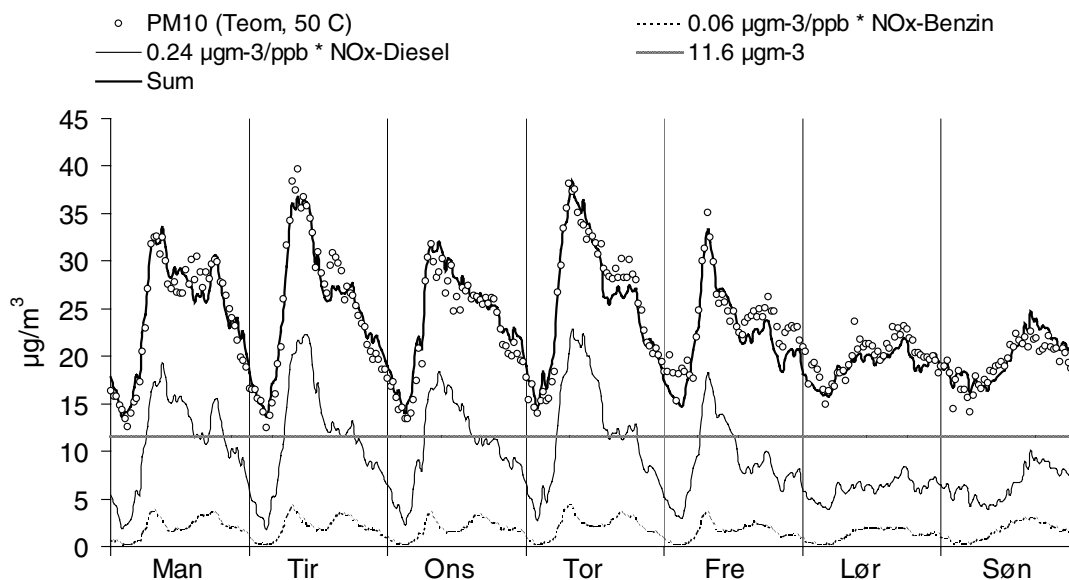
Tabel 2.6 Emissionsfaktorer for NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub>. I den højre side af tabellen er faktorerne vægtet efter trafikken på Jagtvej i København. Forholdene mellem PM<sub>10</sub>- og NO<sub>x</sub> emissionsfaktorerne i søjlen yderst til højre er multipliceret med omregningsfaktoren 1,92 µgm<sup>-3</sup>/ppb for NO<sub>x</sub>.

	NO <sub>x</sub> emissions- faktor	PM <sub>10</sub> /NO <sub>x</sub> forhold	PM <sub>10</sub> emissions- faktor	Andel på Jagtvej	Vægtet NO <sub>x</sub> - andel	Vægtet PM <sub>10</sub> - andel	PM <sub>10</sub> /NO <sub>x</sub> - koncentra- tionsforhold
	g/km	g/g	g/km		g/km	g/km	µgm <sup>-3</sup> /ppb
Lastbiler	8,7	0,10	0,87	3,0%	0,26	0,026	0,19
Busser	13,4	0,06	0,80	1,3%	0,17	0,010	0,12
Lette diesel- køretøjer	0,89	0,28	0,25	14,0%	0,12	0,035	0,54
Benzinbiler	0,97	0,03	0,03	82,0%	0,80	0,024	0,06
Diesel Jagtvej					0,56 (41%)	0,071 (75%)	0,24
Benzin Jagtvej					0,80 (59%)	0,024 (25%)	0,06

#### PM<sub>10</sub>-NO<sub>x</sub> forhold

I en anden undersøgelse (Wåhlin et al., 2001) er der fundet et gennemsnitsforhold på 33,1±0,6 mol/mol for CO/NO<sub>x</sub> fra benzintrafikken på Jagtvej i 1999. Dette gør det muligt ud fra CO- og NO<sub>x</sub>-koncentrationsmålinger at beregne NO<sub>x</sub>-bidragene fra benzintrafikken og dieseltrafikken på Jagtvej hver for sig. De forventede trafikbidrag på Jagtvej til PM<sub>10</sub> kan beregnes ud fra disse NO<sub>x</sub>-bidrag og de i tabel 2.6 beregnede emissionsforhold (0,24 µgm<sup>-3</sup>/ppb for dieseltrafik og 0,06 µgm<sup>-3</sup>/ppb for benzintrafik). Dette er gjort for den ovenfor omtalte måleperiode, udtrykt som variationen i en gennemsnitsuge for hele måleperioden. Bidraget fra langtransporteret luftforurening forventes at have lille ugevariation, når der beregnes gennemsnitsværdier over mange uger. Det kan ses i figur 2.2, at der faktisk kan opnås en god overensstemmelse mellem målte og beregnede værdier, når PM<sub>10</sub>-bidraget fra den ikke-trafik baserede luftforurening sættes til den konstante værdi 11,6 µg/m<sup>3</sup>. Dette er omtrent det samme som det gennemsnitlige bidrag fra trafikken (11,4 µg/m<sup>3</sup>), figur 2.2.

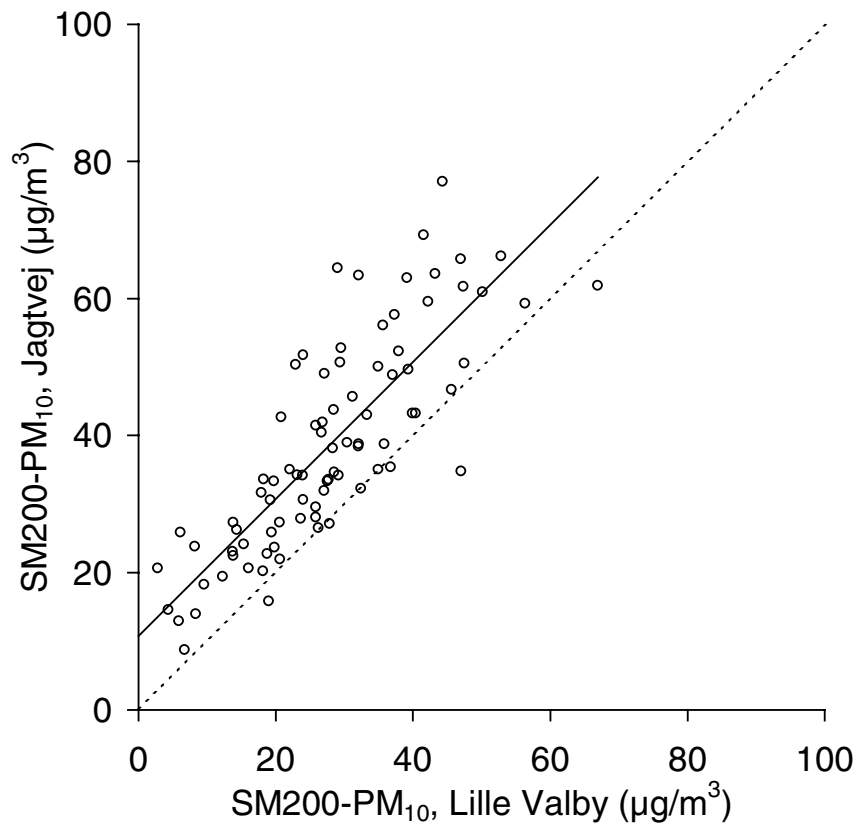




Figur 2.2 Halvttimeværdier af  $PM_{10}$  for en gennemsnitsuge målt med TEOM-monitor på Jagtvej i perioden august 1999 til februar 2000. Trafikbidragene er beregnet på grundlag af de samtidigt målte  $CO$  og  $NO_x$ -værdier, samt  $PM_{10}/NO_x$ -emissionsforholdene beregnet i tabel 1 og  $CO/NO_x$ -forholdet = 33 mol/mol for benzintrafikken. Der opnås et godt fit, når der regnes med et gennemsnitligt ikke-trafikt bidrag på  $11,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### Vurdering af $PM_{10}$ -bidraget fra trafikken

De ovenfor omtalte  $PM_{10}$ -værdier er målt med en meget følsom metode (TEOM) med opsamling på filter ved en relativ høj temperatur ( $50^\circ\text{C}$ ). Herved opnås, at flygtige forbindelser fordamper hurtigt nok til at målinger med en tidsopløsning på en halv time muliggøres. Det er en ulempe ved metoden, at der hermed fordampes forbindelser, som ikke fordampes ved den internationalt standardiserede metode til  $PM_{10}$ -måling. DMU har endvidere siden 1998 målt  $PM_{10}$  på Jagtvej ved hjælp af en  $PM_{10}$ -monitor (SM200), som fungerer efter principper, der er tillempet den standardiserede metode. Monitoren foretager døgnmålinger fra midnat til midnat. Denne tidsopløsning gør det ikke muligt umiddelbart at vurdere trafikens bidrag. Siden september 2000 er der imidlertid blevet foretaget tilsvarende målinger med eksakt samme type monitor på en landlig station uden for København (Lille Valby), og det er ved sammenligning mellem samtidige målinger på de to stationer muligt at vurdere byens bidrag til  $PM_{10}$  (figur 2.3).



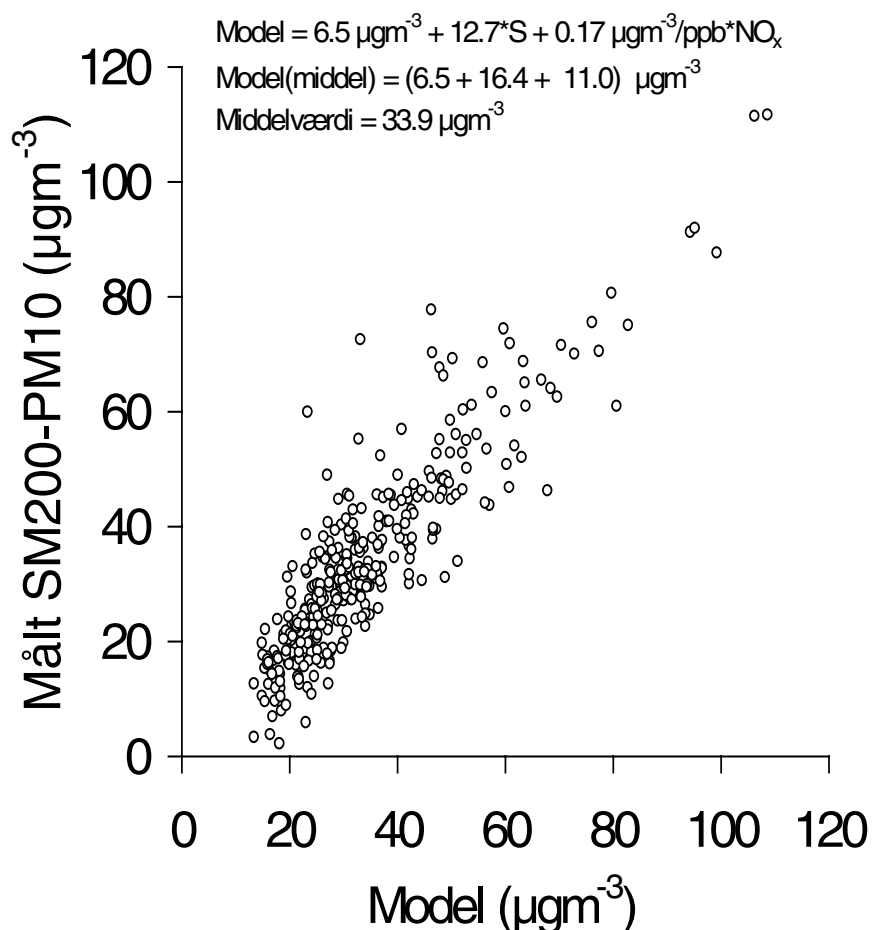
Figur 2.3 Samtidige  $PM_{10}$ -målinger i perioden fra september 2000 til januar 2001 på Jagtvej og i Lille Valby (regional baggrundsstation 30 km vest for København). Den gennemsnitlige forskel er  $10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### Regional baggrund

Det ses, at måleværdierne på Jagtvej i gennemsnit ligger lidt højere end i Lille Valby. Målingerne den 1. januar 2001 (Nytårsdag) er ikke medtaget, da  $PM_{10}$  på Jagtvej var ekstremt forhøjet ( $233 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Forskellen er i gennemsnit  $10,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , hvilket er i god overensstemmelse med det gennemsnitlige trafikbidrag ( $11,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), som blev bestemt i forrige afsnit for Jagtvej. Dette er bemærkelsesværdigt, fordi indholdet af flygtige forbindelser i trafikens partikelemissioner forventes at være betragteligt. Forklaringen er formodentlig, at disse flygtige forbindelser tabes ved begge opsamlingsmetoder. Gennemsnittet af måleværdierne i Lille Valby var i den pågældende periode  $27,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det skønnes, at langt det meste skyldes langtransporterede, sekundære partikler plus jordstøv.

#### Langtransporterede partikler

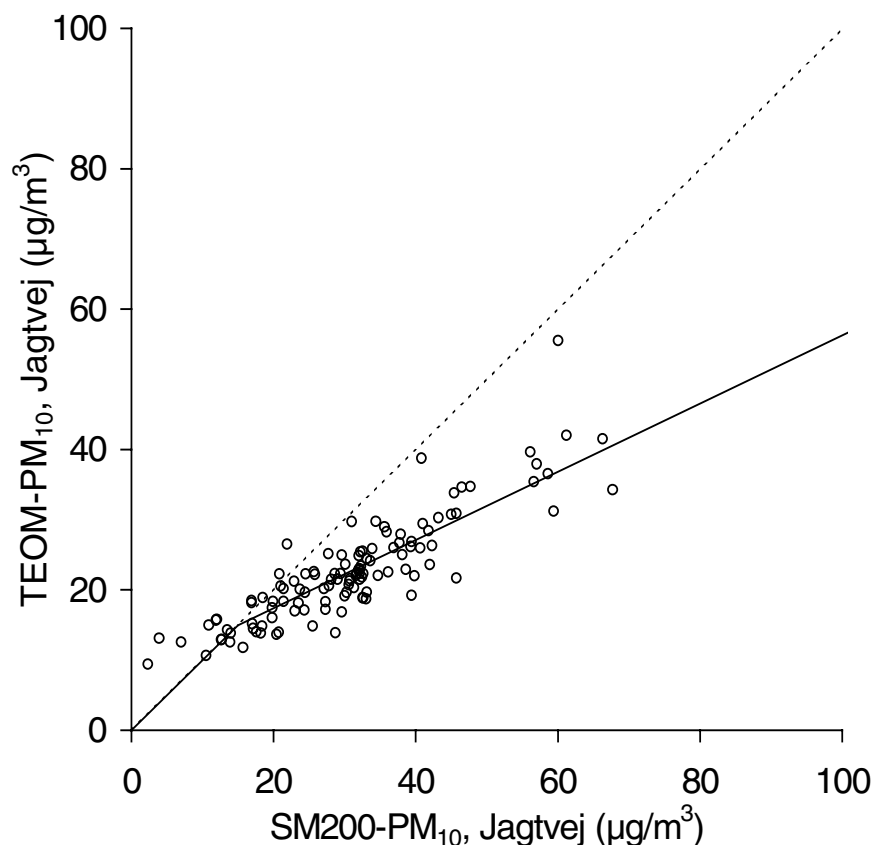
Partikulært svovl kan bruges som markør for langtransporteret luftforurening. Figur 2.4 viser resultatet af en regressionsanalyse af godt et års data (døgnmiddelværdier fra 1998-1999 på Jagtvej), hvor  $PM_{10}$  (målt med SM200) er beskrevet som en lineær funktion af svovl (markør for langtransport) og  $NO_x$  (markør for trafik). Det skønnede gennemsnitlige bidrag fra de to kilder er  $16,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra langtransport og  $11,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  fra trafik. Hertil kommer et residuelt bidrag på  $6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , der bl.a. kan tænkes at være bidrag fra regionale kilder, samt fra naturlige kilder som havsprøjt og jordstøv. Det ses, at det skønnede bidrag på Jagtvej fra trafikken i alle tilfælde er ca.  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



Figur 2.4 Målte  $\text{PM}_{10}$ -værdier på Jagtvej sammenlignet med modelværdier bestemt ved regressionsanalyse af  $\text{PM}_{10}$  som lineær funktion af koncentration af partikulært svovl (i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og  $\text{NO}_x$  (i ppb).

#### Tab ved TEOM målinger

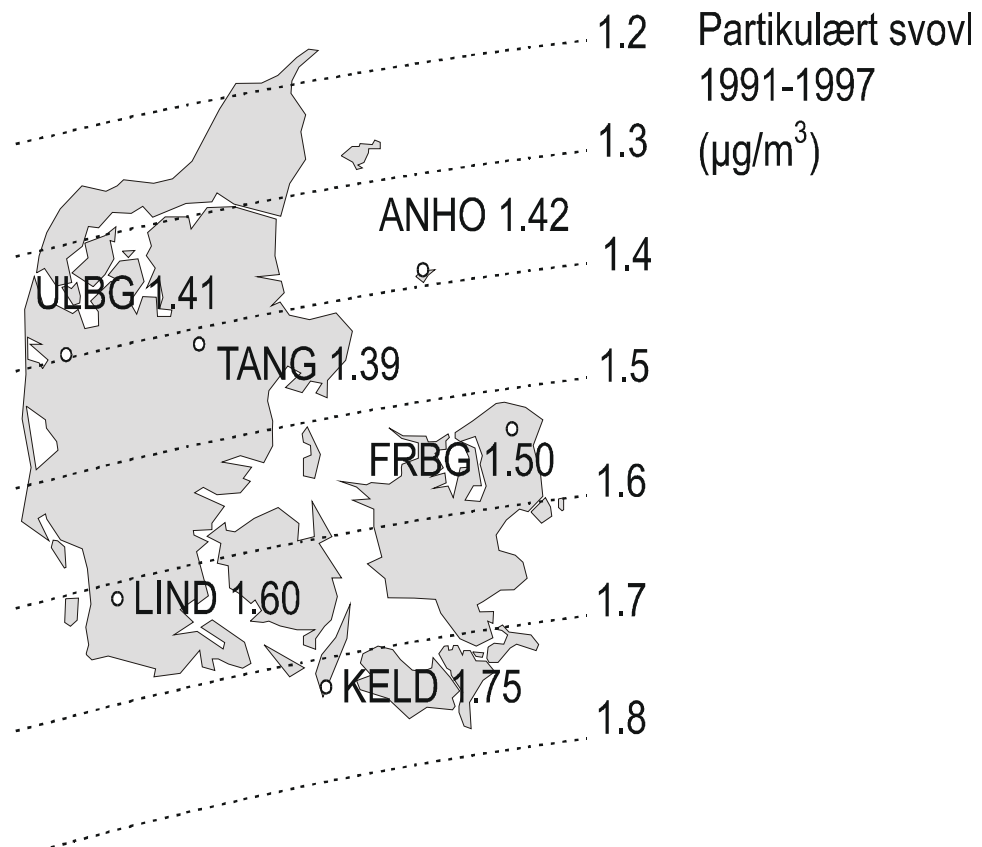
Halvtimemålingerne af  $\text{PM}_{10}$  på Jagtvej (TEOM,  $50^\circ\text{C}$ ) er i figur 2.5 omregnet til døgnmiddelværdier og sammenlignet med samtidige SM200 målinger på Jagtvej. Sammenhængen mellem de to målesæt antyder eksistensen af to partikeltyper. Den ene (antagelig fra trafik, samt fra regionale eller naturlige kilder) bidrager i gennemsnit med ca.  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , uafhængigt af opsamlingsmetode, mens den anden (fra langtransport) ved TEOM-opsamling kun bidrager med ca. 50% af det, der opsamles med SM200 (i gennemsnit  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ud af  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Den store forskel kan forklare ved fordampning af ammoniumnitrat og vand. Ammoniumnitrat udgør i Danmark en væsentlig del af den langtransporterede forurening med sekundære partikler. Ammoniumnitrat dannes i store mængder i atmosfæren ved reaktion imellem ammoniak (udslip fra landbruget) og salpetersyre, der dannes ved oxidation af  $\text{NO}_x$ . Det skønnes, at omtrent halvdelen af den samlede  $\text{NO}_x$ -emission i Europa skyldes trafik, der således bidrager meget til den langtransporterede partikelforurening. Det skal understreges, at partikelfiltre på dieselmotorer ingen effekt vil have for denne del af den trafikskabte partikelforurening.



Figur 2.5 Døgnmiddelværdier af TEOM-målinger på Jagtvej sammenlignet med samtidige SM200 målinger. Forskellen kan forklares ved delvis fordamning af den langtransporterede partikelmasse fra TEOM-monitoren, der under de danske forhold opsamler ved langt højere temperatur (50 °C) end SM200 monitoren. Denne opsamler tæt ved omgivelsernes temperatur.

#### Trafikkens bidrag til $PM_{10}$

Vores viden om  $PM_{10}$ -niveauet i Danmark er stort set begrænset til målingerne på Jagtvej, der har fundet sted uafbrudt siden juli 1998. Middelværdien har i perioden frem til januar 2001 været  $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . På baggrund af ovenstående betragtninger vurderer vi, at trafikken i København bidrager med  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og at de resterende  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er et regionalt bidrag, der især skyldes langtransport. Den sundhedsmæssige vurdering skal for bybefolkningen bygge på niveauerne i bybaggrund, d.v.s. det generelle niveau i byen, hvor emissionerne fra de trafikerede gader er blandet op med luften i de ikke trafikerede områder. De regionale bidrag i Danmark uden for hovedstadsområdet er ukendte, men det synes rimeligt at skønne, at forholdene i hovedstadsområdet er repræsentative for hele landet. Middeldkoncentrationerne af partikulært svovl i årene 1991-1997 på en række baggrundstationer er vist i figur 2.6 (Heidam, 2000). Det ses, at der er en mindre geografisk variation med de højeste niveauer i sydøst og de laveste i nordvest. Niveauet i hovedstadsområdet ser ud til at ligge lidt højere end det gennemsnitlige niveau for hele landet, og det må forventes, at det forholder sig på nogenlunde samme måde med det regionale  $PM_{10}$  bidrag. Der er dog næppe tale om nogen særlig stor forskel, og da en stor del af befolkningen bor i hovedstadsområdet, synes det acceptabelt at benytte værdien  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som et mål for den regionale baggrund i hele Danmark.



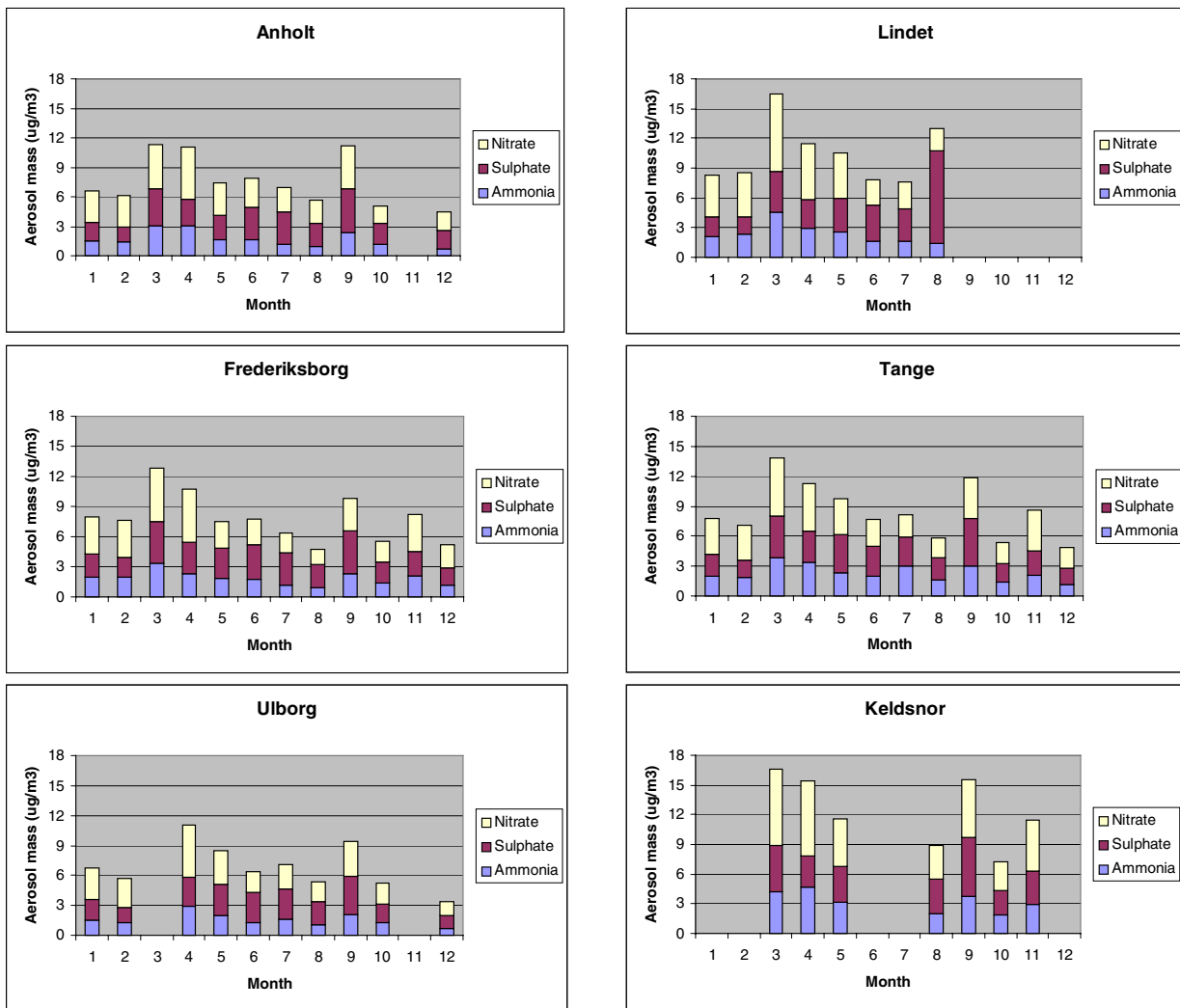
Figur 2.6 Den geografiske fordeling af partikulært svovl målt på en række baggrundsstationer i Danmark.

### 2.3 $\text{PM}_{10}$ i danske baggrundsområder

Målingerne i København og på lille Valby tyder på, at baggrundskoncentrationen af  $\text{PM}_{10}$  ligger i størrelsesordenen  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I det følgende vil der blive foretaget en analyse af hvorledes denne baggrundskoncentration fordeles sig på bidrag på forskellige stoffer. Dette kan samtidig give en indikation af kilderne til denne forurening.

#### Målinger fra BOP

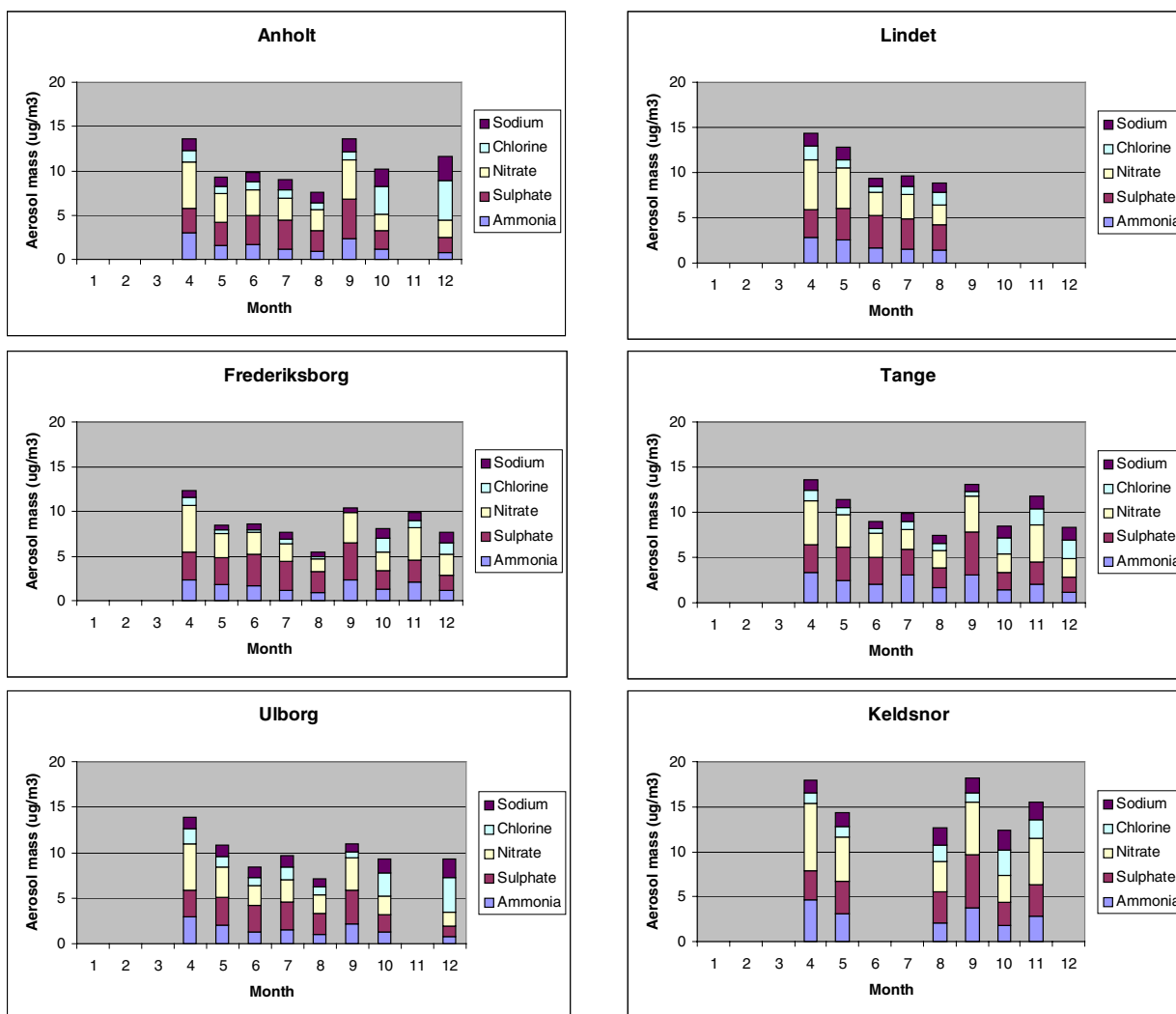
En stor del af  $\text{PM}_{10}$  består af langtransporteret ammoniumsulfat og ammoniumnitrat partikler. Et første estimat af dette langtransporterede bidrag til  $\text{PM}_{10}$  kan derfor foretages ved at lægge målt ammonium, sulfat og nitrat sammen. En sådan beregning er foretaget i figur 2.7, som viser fordelingen af disse tre bidrag. Estimeret på denne måde er bidraget fra sulfat, nitrat og ammonium til  $\text{PM}_{10}$  i baggrundsområderne mellem  $4$  og  $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det ses at nitrat bidrager med en ganske stor del af de sekundære partikler. Gennemsnittet for alle stationer er  $8,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ser vi isoleret på Frederiksborg er gennemsnitsværdien  $7,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Frederiksborg er den station som ligger tættest på Lille Valby.



Figur 2.7 Aerosol masse fordelt på komponenterne ved antagelse om, at aerosolerne kun består af sulfat, ammonium og nitrat. Estimeret på baggrund af filterpackmålinger fra Baggrundsovervågningsprogrammet for 1999.

*MOUDI-målinger af størrelsesfordelinger*

Målinger foretaget i størrelsesfraktioner, som fx målinger med MOUDI (Micro Orifice Uniform Deposition Impactor), har vist, at en stor del af natrium og klorid koncentrationen ligger i størrelsesfraktionen mellem 2,5 og 10 µm. (Skov et al., 1999). Målingerne viser, at en betydelig del af natrium og klorid koncentrationen tilhører partikelfraktionen under 10µm. Derfor er der i figur 2.8 foretaget tilsvarende estimater som i figur 2.7, men i dette tilfælde er alt natrium og klorid antaget at tilhøre PM<sub>10</sub>. Med denne antagelse bliver den estimerede PM<sub>10</sub> mellem 6 og 18 µg/m<sup>3</sup>. Middelværdien for alle stationer er i dette tilfælde 10,7 µg/m<sup>3</sup> og for Frederiksborg isoleret 8,7 µg/m<sup>3</sup>. Det skal understreges, at der mangler hele første kvartal i denne analyse.



Figur 2.8 Aerosol masse fordelt på komponenter ved antagelse om, at aerosolerne kun består af sulfat, ammonium, nitrat, klorid og natrium. Estimeret på baggrund af filterpackmålinger fra Baggrundsovervågningsprogrammet for 1999.

Tab fra PIXE

Det er imidlertid velkendt, at PIXE giver en underestimering af klorid, som har en tendens til at fordampe fra instrumentet. Værdierne i figur 2.8 er noget underestimerede. Klorid analyseret ligeledes med ionkromatografi. Metages endvidere Silicium (Si), Kalium (K) og Calcium (Ca), får vi en gennemsnitlig partikelkoncentration på  $11,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det ses i øvrigt, at Silicium, Kalium og Calcium bidrager med ca.  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ifølge disse måledata.

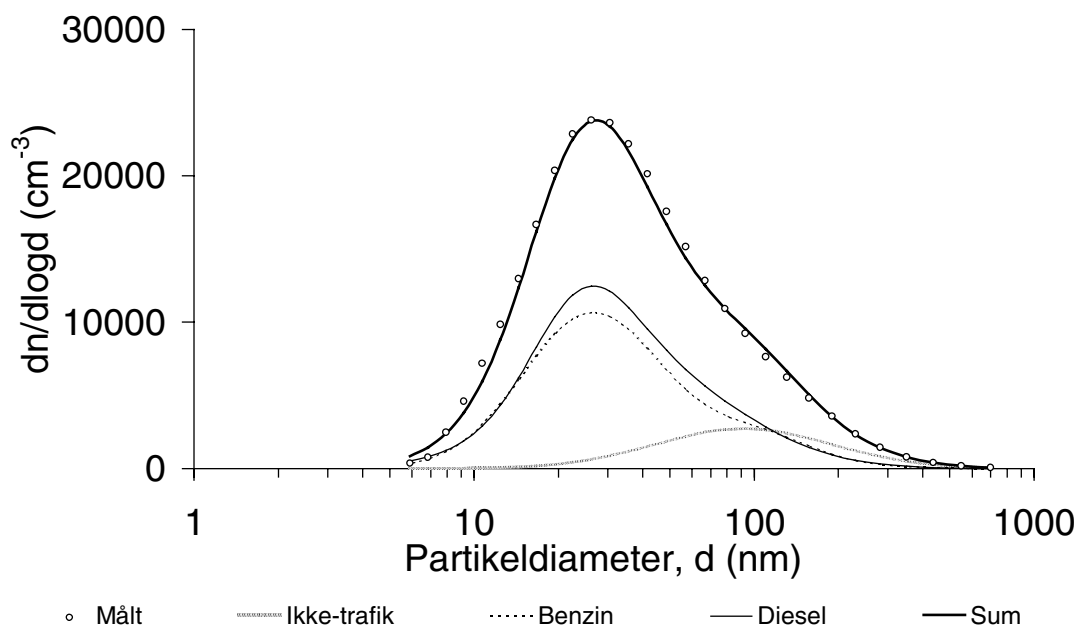
Måledata fra Baggrundsovervågningsprogrammet kan således forklare ca. 12 af de  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som blev målt med SM200. Spørgsmålet er så hvad den resterende del består af. Mulighederne er primært vand, sod og organisk materiale. Amerikanske målinger viser således, at kulstof i sig selv kan bidrage med  $4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i et baggrundsområde som Smoky Mountain. En del af de organiske kulbrinter vil bestå af lange kæder med en del brintatomer, men også ilt, svovl og kvælstofatomer vil indgå. Regner vi som et konservativt skøn med alt elementært kulstof er i form af mættede kulbrinter, så skal der lægges ca. 20% til denne masse, således at vi ender på ca.  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hvis tilsvarende forhold gør sig gældende for danske baggrundsområder, så

de organiske og uorganiske forbindelser således forklarer en meget stor del af de ca.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  der mangler op til de målte ca.  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . De resterende 4 til  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er formentlig vand som sidder på partiklerne.

## 2.4 Ultrafine partikler

*Bidrag fra benzin- og dieselbiler*

I stedet for at måle partikelforurening som masse opsamlet på filter kan man måle antallet af partikler ved hjælp af en DMA (Differential Mobility Analyser). Herved vil man fokusere på partikler med diameter  $< 1 \mu\text{m}$ , idet det relative antal partikler i størrelsesområdet  $> 1 \mu\text{m}$  er helt forsvindende både i byluft og i baggrundsluft. I byluften dominerer yderligere de ultrafine partikler ( $< 0,1 \mu\text{m}$ ), idet trafikken emitterer store mængder af disse partikler. De ultrafine partikler er så små, at de intet betyder for  $\text{PM}_{10}$ . Figur 2.9 viser den gennemsnitlige

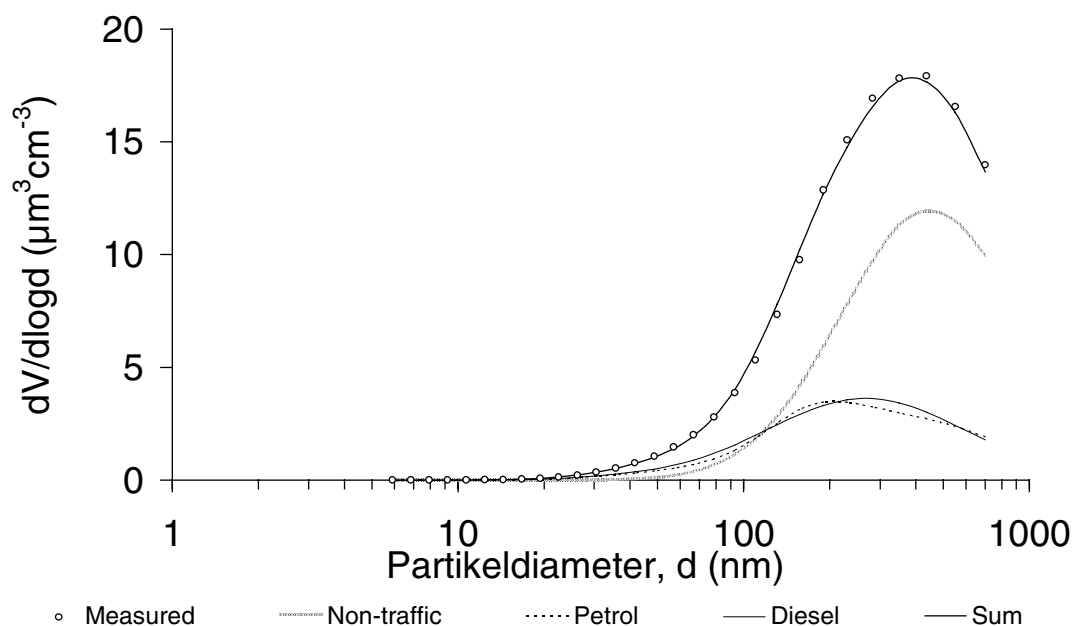


Figur 2.9 Den gennemsnitlige størrelsesfordeling af partikler på Jagtvej i perioden januar-marts 2000. Koncentrationerne er angivet som antal partikler pr. kubikcentimeter pr. størrelsesdekade. De beregnede bidrag fra trafikken og fra andre kilder (langtransport) er også vist.

partikelfordeling på Jagtvej i januar-marts 2000. Graferne viser gennemsnitsbidragene fra dieseltrafik, benzintrafik, langtransport (ikke-trafik), samt summen af disse bidrag. Graferne er beregnet på grundlag af partikel/ $\text{NO}_x$ -forhold, der er bestemt ved regressionsanalyse (Wåhlin et al., 2001). Det ses, at trafikken bidrager med langt størstedelen af partiklerne (88%), og at benzintrafikken heraf bidrager med ca. halvdelen. Den gennemsnitlige partikelkoncentration fra andre kilder er vurderet til ca.  $2300 \text{ cm}^{-3}$ , og partikel/ $\text{NO}_x$ -forholdet for de to trafikskilder er bestemt til henholdsvis  $370 \text{ cm}^{-3}/\text{ppb}$  for diesel og  $400 \text{ cm}^{-3}/\text{ppb}$  for benzin. Undersøgelsen har ikke kunnet give nogen vurdering af emissionsforholdene for de enkelte dieselskilder hver for sig (lastbiler, busser, lette dieselskøretøjer). I figur 2.10 er partikelantallet omregnet til partikelvolumen. Der er regnet med kugleformede partikler, hvilket er en grov forenkling af virkelighe-



den. Rumfanget kan bruges som et mål for partikelmasse: Når der regnes med en massefylde på  $1 \text{ g/cm}^3$ , svarer enheden på akse til  $\mu\text{g/m}^3$ . Figuren demonstrerer, at det er partiklerne med diameter større end  $0,1 \mu\text{m}$  der dominerer, når der regnes med partiklernes rumfang ( $\sim$ masse). Figur 2.9 og 2.10 illustrerer også, hvordan trafikpartiklerne har langt mindre vægt relativt til de andre kilder, når der måles masse i stedet for antal. Når der forudsættes ligelig effektivitet for alle partikelstørrelser af partikelfiltre på dieseldrøjet, vil monteringen af filtre derfor få en langt kraftigere relativ effekt på partikelantallet end på  $\text{PM}_{10}$ .



Figur 2.10 Samme data som i figur 2.7. Antal partikler er omregnet til partikelvolumen ved multiplikation med  $(\pi/6)d^3$  (rumfanget af en kugleformet partikel).

## 2.5 Behov for bedre viden

*National emissionsopgørelser*

Der er et stort behov for danske emissionsopgørelser for partikler for andre kilder end trafik. Det forventes at der kommer et EU krav om dette i forbindelse med de nationale emissionsopgørelser (CORINAIR).

Emissionsopgørelserne bør opbygges på en sådan måde at de kan danne input til luftkvalitetsmodeller dvs. at de skal have en gitterbaseret geografisk opdeling med en opløsning, som tilfredsstillere luftkvalitetsmodellernes krav.

*Detaljerede emissionsmodeller*

Der er endvidere behov for at udvikle detaljerede emissionsmodeller for biler, som gør det muligt at bestemme partikelemissionen under realistiske forhold i byer og gaderum. Udvikling af samme modeller kræver bl.a. flere partikel målinger af køretøjer på rullefelt i laboratoriet samt i gaderum.



### 3 Vurdering af trafikens bidrag til $PM_{10}$ -forurening i København

#### Metode

I dette kapitel gives en sammenfatning af resultaterne af modelberegningerne og dataanalyse, som ligger til grund for bestemmelsen af trafikens bidrag til  $PM_{10}$ -forureningen i danske byer. Da det nødvendige datagrundlag kun forefindes for København, er modelberegningerne ligeledes foretaget kun for København. Den efterfølgende generalisering ("nedskalering") er beskrevet i kapitel 4 om befolkningseksposering. Da den sundhedsmæssige vurdering i kapitel 5 er foretaget på basis af forureningen i bybaggrund, er samtlige beregninger foretaget på det niveau.

#### Datagrundlag

Beregningerne er udført på følgende datagrundlag:

- kortlægning af trafikken i København foretaget af Vejdirektoratet i 1996 i forbindelse med SMP-projektet om Forurening fra Trafikken i Byområder (Bendtsen, H. og Reiff, L. 1996).
- beregnede emissioner af  $NO_x$  og  $PM_{10}$  fra trafikken i København ved anvendelsen af førnævnte trafikdata og emissionsfaktorer fra den Europæiske Emissionsmodel COPERT II. De anvendte emissionsfaktorer svarer til trafikens sammensætning i 1999-2000. For  $PM_{10}$  er der anvendt to alternative metoder, som er beskrevet i det følgende.
- målingerne af  $NO_x$ -koncentrationer fra landbaggrundsstationen i Lille Valby (LMP).
- meteorologiske data fra meteorologimasten på taget af H.C. Ørsted Institutet i København (LMP).

Der foreligger ingen målinger af  $PM_{10}$  i bybaggrund i Danmark. Derfor er en mere detaljeret datanalyse foretaget på baggrund af målingerne i London og en landbaggrundsstation i Harwell (<http://www.aeat.co.uk/netcen/airqual/index.html>).

Koncentrationerne af  $NO_x$  og  $PM_{10}$  er beregnet med den såkaldte Urban Background Model (UBM)(Berkowicz, R. 2000).

#### 3.1 Trafikemissioner i København

#### $PM_{10}$ emissioner

Emissionen af  $PM_{10}$  er bestemt ved anvendelsen af to forskellige metoder. Den første metode er baseret på den samme fremgangsmåde, som er anvendt i forbindelse med bestemmelsen de nationale emissioner, og som er beskrevet i kapitel 2. Den anden metode tager udgangspunkt i  $NO_x$ -emissionerne figur 3.1 og relationen mellem  $PM_{10}$  og  $NO_x$  emissionsfaktorer for de fire hovedkategorier af køretøjer, som er udregnet på basis af data fra UK Emissions Database (<http://www.rsk.co.uk/ukefd/roads.htm>). Disse værdier er vist i tabel 3.1.  $PM_{10}/NO_x$  forholdet beregnet ved hjælp af faktorerne vist i tabel 3.1 stemmer godt overens med målingerne af  $NO_x$  og  $PM_{10}$  kon-

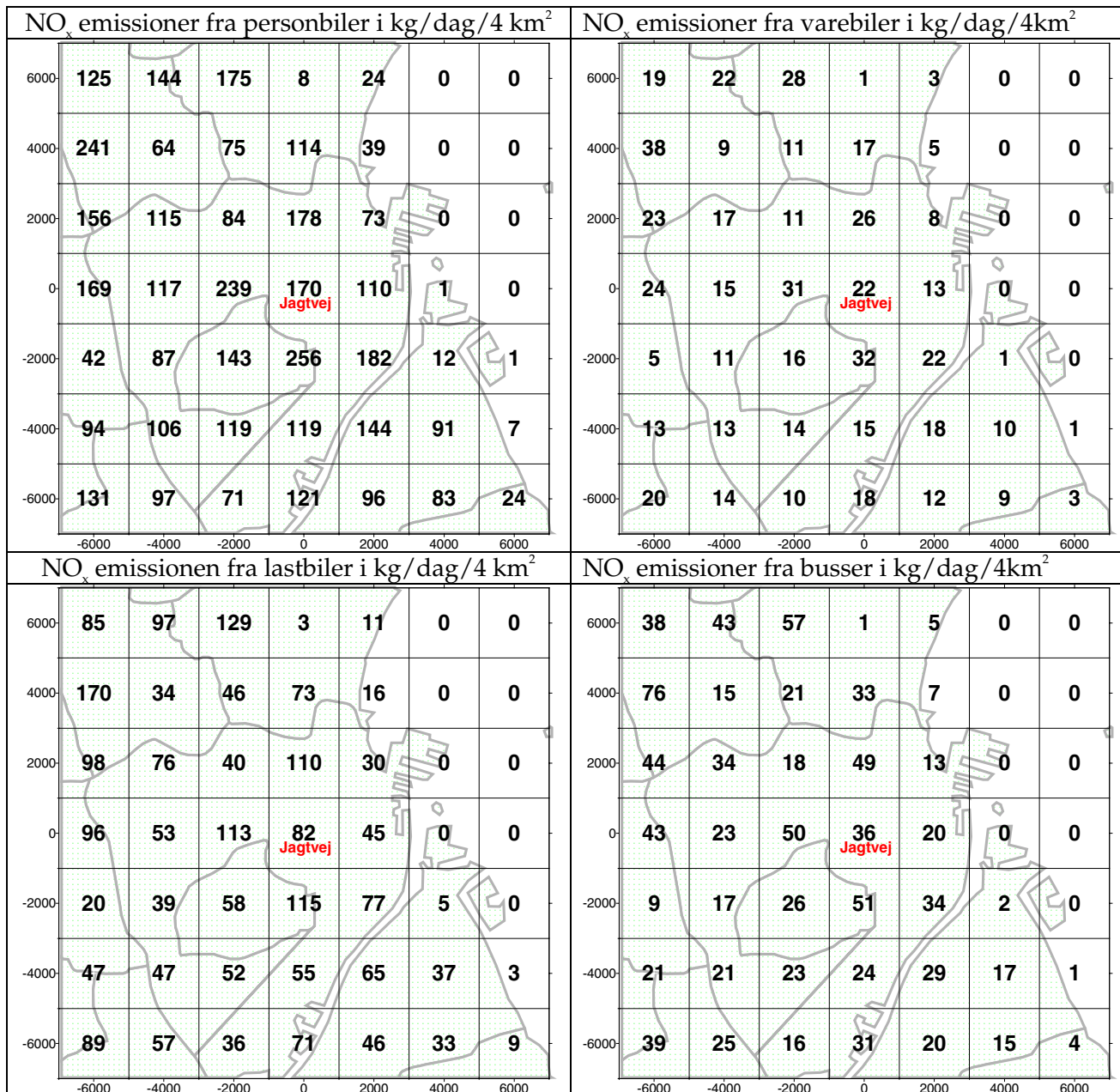
centrationer i Jagtvej, afsnit 2.2, hvorvidt den nationale opgørelse resulterer i forholdet, som er omtrent halv så stort. En yderligere begrundelse for anvendelsen af data fra den engelske Data Base diskuteres i det følgende afsnit.

*Tablet 3.1* Forholdet mellem  $PM_{10}/NO_x$  emissionsfaktorer bestemt ud fra UK Emissions Database.

Køretøjskategori	$PM_{10}/NO_x$ forhold (g/g)
Personbiler	0,03
Varebiler	0,28
Lastbiler	0,10
Busser	0,06

#### *Trafikkens $NO_x$ emissioner*

Trafikkens  $NO_x$  emissioner i København, fordelt på et  $2 \times 2$  km<sup>2</sup> gitternet, er vist i figur 3.1. Emissionerne er opdelt i de fire hovedkategorier, dvs. personbiler, varebiler, lastbiler og busser. Samtlige data præsenteret i dette kapitel refererer til hverdagsdøgn.



Figur 3.1 Trafikkens NO<sub>x</sub> emissioner i København.

Det ses af figuren, at det dominerende bidrag til NO<sub>x</sub> emissionerne stammer fra personbiltrafikken. Den relative andel af personbiltrafikken er størst i byens centrum, og er noget mindre i byens udkant, hvor emissionen fra lastbiltrafikken på de store motorveje derimod er størst.

NO<sub>x</sub> emissionerne fra figur 3.1 samt de meteorologiske data fra HCØ masten er anvendt som input til spredningsmodellen UBM, og de resulterende NO<sub>x</sub> koncentrationer for hele året 1999 er beregnet time for time. Disse beregninger er sammenholdt med de målte koncentrationer fra LMP målestationen på taget af HCØ i det følgende afsnit.

Trafikkens PM<sub>10</sub> emissioner i København, med opdeling på de fire køretøjskategorier, er vist i tabel 3.2. Det ses, at det største bidrag hidrører lastbiltrafikken. Dette er i modsætning til den nationale opgørelse (Tabel 2.2 i kapitel 2), som viser, at mere end 50% af PM<sub>10</sub> emissionen i byområder kan tilskrives varebiler. Ifølge den foreliggende opgørelse, er bidraget fra varebiler omtrent lige så stort, som fra personbiler. Desuden bør der bemærkes, at PM<sub>10</sub> emissionen fra personbiler tilsyneladende er noget undervurderet her, da der ikke er taget hensyn til at ca. 8% af personbiler er dieseldrevne, og derfor har større partikelemissioner end de benzindrevne biler. Den totale PM<sub>10</sub>-emission i København, fordelt på de fire køretøjskategorier, er vist i tabel 3.2. Det angivne døgn gennemsnit refererer til et hverdagsdøgn, men ikke juli måned, hvor trafikken er væsentlig mindre.

Tabel 3.2 Døgnsgennemsnit PM<sub>10</sub>- emission i København.

Køretøjer	PM10 emission (kg/døgn)	%
Personbiler	133,5	22,2
Varebiler	167,6	27,9
Lastbiler	236,7	39,4
Busser	63,2	10,5
I alt	601,1	100

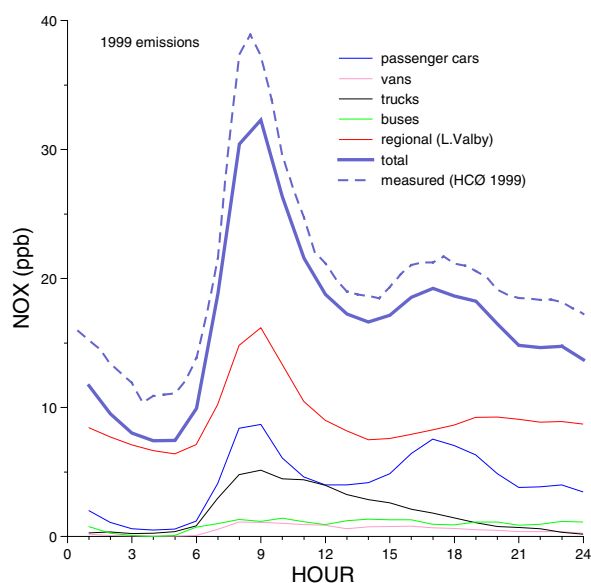


Figur 3.2 Trafikkens PM<sub>10</sub> emissioner i København.

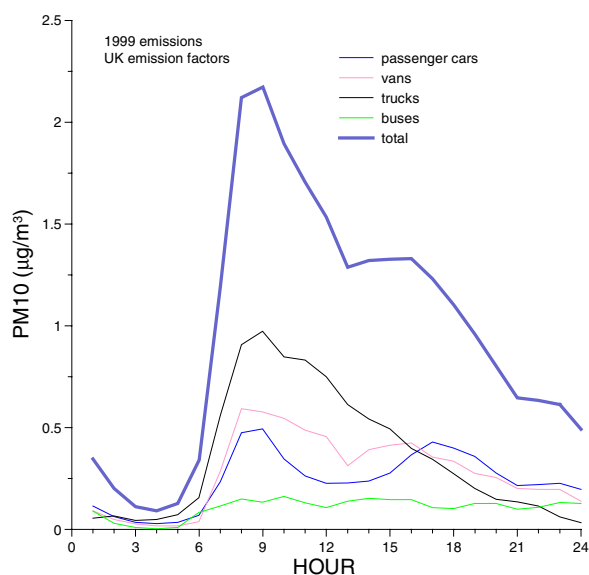
### 3.2 Beregningsresultater og sammenligning med målinger

Da der ikke foreligger danske målinger af PM<sub>10</sub> i bybaggrund, er det ikke muligt direkte at vurdere beregningsresultater for partikler. Pålideligheden af resultater må derfor vurderes ud fra sammenligning mellem de beregnede og de målte NO<sub>x</sub> koncentrationer samt analyse af målingerne fra London.

Den beregnede og den målte gennemsnitlige døgnvariation af NO<sub>x</sub> for LMP bybaggrundsstation i København (HCØ) er vist i Figur 3.4.



Figur 3.4 De beregnede og de målte NO<sub>x</sub> koncentrationer for LMP målestationen på HCØ i København



Figur 3.4 De beregnede PM<sub>10</sub> koncentrationer for LMP målestationen på HCØ i København. Dette er kun bidraget fra trafikken i København; den regionale baggrund på ca. 22 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> er ikke medtaget, ligesom øvrige bidrag fra byen.

Udover bidraget fra den københavnske trafik er der også medtaget bidrag fra de regionale emissioner. Dette bidrag er antaget at være lig med de koncentrationer, som måles på landbaggrundsstationen i Lille Valby. Som det ses af figuren, udgør dette bidrag den største del af NO<sub>x</sub> koncentrationer i København, og desuden har det en markant døgnvariation. Sammenligning med de målte koncentrationer viser, at modellen undervurderer NO<sub>x</sub> koncentrationerne lidt i København. Den observerede døgnvariation er vel reproduceret af modellen. Kun i nattetimerne ses en markant undervurdering af trafikens bidrag. Dette skyldes formodentligt unøjagtigheder i døgnfordelingen af trafikken i København. Det bør en gang til bemærkes, at trafiktallene stammer fra en opgørelse foretaget i 1996.

PM<sub>10</sub> bybaggrund

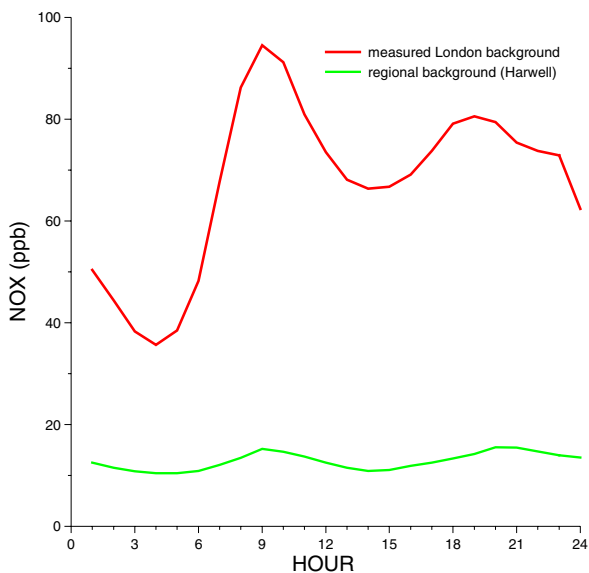
Tilsvarende modelresultater for PM<sub>10</sub> er vist i Figur 3.4. Der foreligger ingen målinger af døgnvariationen af de regionale PM<sub>10</sub> koncentrationer. De viste resultater angiver altså kun bidraget fra trafikken i København. Målingerne af døgnmiddelværdier i Lille Valby (afsnit 2.2) indikerer en koncentration i landbaggrund på ca. 22 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>. Dette er mere end 10 gange større end bidraget fra den københavnske trafik bestemt ved hjælp af UBM.

PM<sub>10</sub> / NO<sub>x</sub> forhold i London

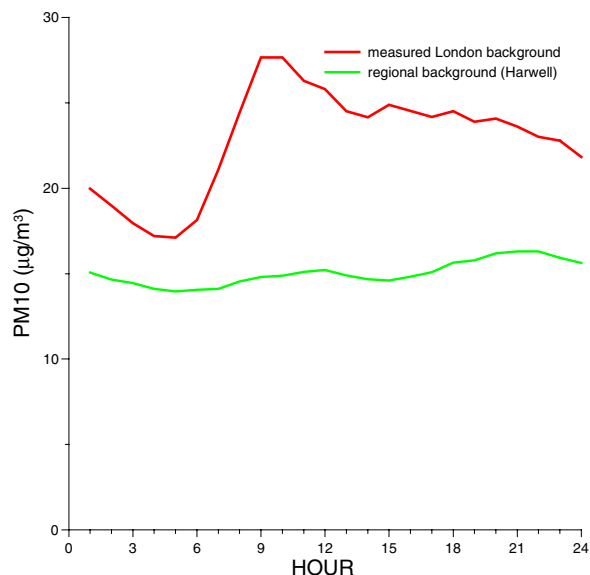
Som nævnt foreligger der ikke data, som kan bruges til at vurdere nøjagtigheden af PM<sub>10</sub> beregningerne for Københavns bybaggrund. En indirekte vurdering kan dog foretages ved at se på tilsvarende forhold i London, hvor der forefindes omfattende måledata. De gennemsnitlige døgnvariationer af NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub> målt på en bybaggrundsstation i London er vist i figur 3.5 og figur 3.6, desuden er der vist tilsvarende koncentrationer målt på en landbaggrundsstation i



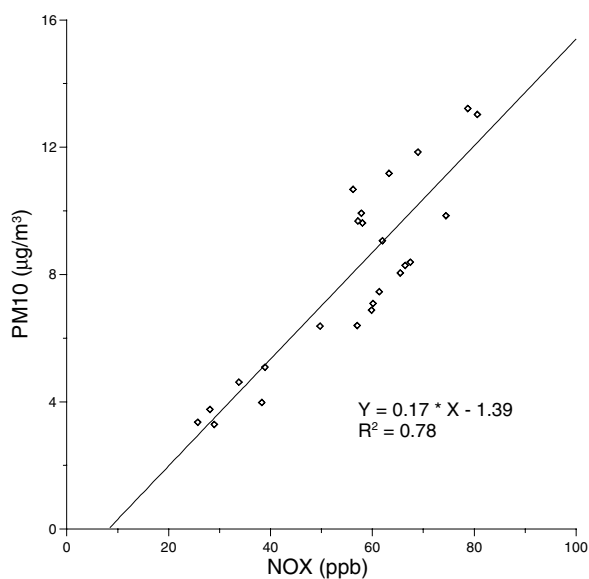
Harwell. Forskellen mellem disse to målestationer må formodes at angive bidraget fra bytrafikken i London. Forholdet mellem disse bidrag (dvs.  $PM_{10}/NO_x$ ) er vist i figur 3.7. Det gennemsnitlige forhold er på 0,17. Desuden ses en ganske høj korrelation ( $R^2 = 0,78$ ) mellem de målte  $PM_{10}$  og  $NO_x$  koncentrationer. Dette tyder på en fælles kilde til begge forureningskomponenter.



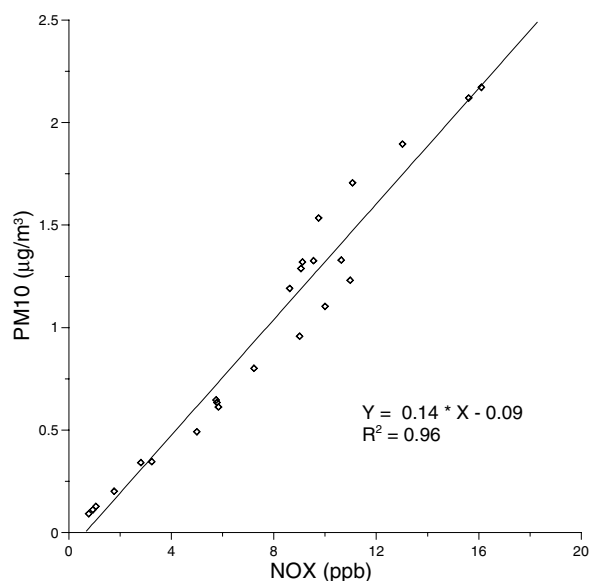
Figur 3.5 Målte  $NO_x$  koncentrationer i London og landbaggrund i Harwell



Figur 3.6 Målte  $PM_{10}$  koncentrationer i London og landbaggrund i Harwell



Figur 3.7 Forholdet mellem målte  $PM_{10}$  og  $NO_x$  koncentrationer i London. Den målte landbaggrund i Harwell er fratrukket.



Figur 3.8 Forholdet mellem beregnede  $PM_{10}$  og  $NO_x$  koncentrationer i København. Beregningerne repræsenterer kun byens trafikbidrag.

$PM_{10}/NO_x$  forholdet i København

En tilsvarende sammenligning er foretaget for de beregnede  $PM_{10}$  og  $NO_x$  koncentrationer i København. Her er forholdet på 0,14, dvs ikke meget forskelligt fra den målte i London. Hvis  $PM_{10}$  emissionsopgørelsen for København var foretaget på baggrund af den nationale opgørelse, ville dette forhold have været ca. 0,07. Under forudsæt-

ning, at trafikens sammensætning i London ikke er væsentligt forskelligt fra København, må forholdet mellem  $PM_{10}$  og  $NO_x$  koncentrationer i begge byer være omtrent det samme. En anden væsentlig forudsætning for denne hypotese er, at trafikken er den dominerende kilde til  $PM_{10}$  koncentrationer i begge byer (når landbaggrund er fratrukket).

### 3.3 De beregnede årsmiddelværdier af trafikens bidrag til $PM_{10}$ koncentrationer i bybaggrund

*PM<sub>10</sub> koncentration*

Resultaterne af de beregnede bidrag til årsgennemsnit af  $PM_{10}$  koncentrationer i København, fordelt på de 4 køretøjskategorier er vist i tabel 3.3. Beregningsresultater er vist kun for målestationen på HCØ. Lidt højere værdier forekommer i udkanten af byen, hvor tungtrafik andelen er større. De foreliggende koncentrationer skal ses i sammenhæng med den målte landbaggrund på  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . En del af denne baggrund må formodes ligeledes at stamme fra trafikken, men det foreliggende datagrundlag er utilstrækkeligt til at kunne foretage en kvalificeret vurdering.

Tabel 3.3 De beregnede bidrag til årsgennemsnit af  $PM_{10}$ - koncentrationer i København fra trafikken i byen

Køretøjer	$PM_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	%
Personbiler	0,24	24,64
Varebiler	0,28	28,18
Lastbiler	0,36	36,51
Busser	0,10	10,66
I alt	0,98	100

*Usikkerhed*

Da de beregnede  $PM_{10}$  koncentrationer er fremkommet ved en omregning af  $NO_x$  emissionerne til  $PM_{10}$  emissioner, er pålideligheden af disse beregninger stærkt afhængig af pålideligheden af  $NO_x$  beregninger og de antagelser der er gjort vedrørende forholdet mellem emissioner for disse to komponenter. En vis undervurdering af  $NO_x$  koncentrationer i modellen peger i retning af, at også  $PM_{10}$  koncentrationer kan være lidt undervurderet. Manglende måledata gør det imidlertid umuligt at foretage en mere detaljeret vurdering, men usikkerheden formodes ikke at være større end ca. 50%.

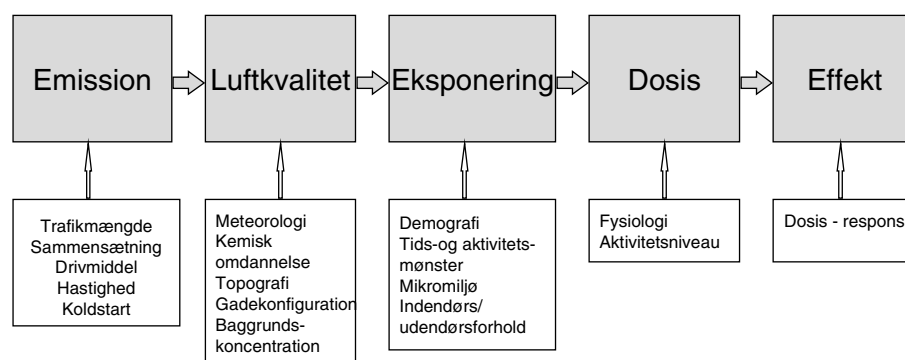
## 4 Befolkningseksponering

### Kilde-effekt kæden

I kapitel 2 blev der gjort rede for emissionsforholdene fra trafikken og i kapitel 3 for den resulterende luftkvalitet. I dette kapitel vil befolkningens eksponering blive skønnet, som baggrund for konsekvensvurdering af de sundhedsskadelige effekter. Eksponeringen vil blive beskrevet i den nuværende situation og under de forskellige scenarier for indførelse af partikelfiltre.

### 4.1 Metodebeskrivelse

I Figur 4.1 er illustreret de faktorer, som har indflydelse på befolkningseksponering set i et kilde-effekt perspektiv.



Figur 4.1 Kilde-effekt kæden for vurdering af de sundhedsskadelige effekter af luftforurening med partikler.

### Eksponering

Eksponering er en persons kontakt med et luftforurenende stof, og adskiller sig fra dosis, som er mængden af stoffet som dels afhænger af eksponeringsniveauet, men også af personens fysiologi og aktivitetsniveau, som påvirker den mængde luft, som indåndes.

### Befolkningens eksponering

Befolkningens eksponering afhænger især af de demografiske forhold (by, land), befolkningens tids- og aktivitetsmønstre dvs. hvor længe de opholder sig på forskellige lokaliteter, samt af forureningsniveauet på disse lokaliteter (mikromiljøer). Da befolkningen opholder sig omkring 90% af tiden indendørs er forholdet mellem udendørs- og indendørs luftforurening vigtig herunder indendørskilder. Selvom transporttiden i gennemsnit kun udgør omkring en time vil de højeste koncentrationer forekomme her og eksponeringen kan være betydelig.

Alt andet lige - vil forureningsniveauerne stige jo større byer samt jo mere trafik og jo tættere og højere gaderum. Eksponeringen er tilsvarende stigende jo flere mennesker, der opholder sig i disse områder.

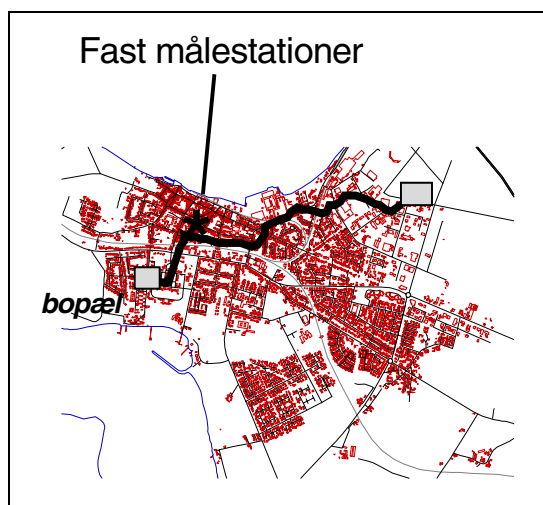
### Udsatte befolkningsgrupper

Særligt udsatte befolkningsgrupper er personer, som lever langs stærkt trafikerede veje og i de centrale byområder. Pendlere med lang transporttid som benytter bil eller bus, især på stærkt trafikerede veje i byområder, hvor luftforureningen spredes dårligt, er særligt udsatte. Det samme gør sig gældende for gående og cyklister.

Erhvervsgrupper, som udsættes for høj eksponering udgør en særlig risikogruppe, det gælder især de mennesker, som arbejder udendørs i trafikerede bymiljøer (postbude, vejarbejdere mv). Chauffører og andre erhvervsgrupper, som kører meget i trafikerede gader i de større byer vil også være udsatte (fx buschauffører, cykelbude mv) (Larsen et al. 1997).

### Eksponeringsindikatorer

De epidemiologiske undersøgelser, som ligger til grund for vurdering af de sundhedsskadelige effekter af luftforurening er baseret på en analyse af sammenhængen mellem partikelforureningen målt på faste målestationer og sundhedsdata (dødelighed og sygelighed). Disse målestationer er såkaldte bybaggrundsstationer dvs. målinger foretages i tagniveau for at repræsentere det generelle forureningsniveau. Dette er imidlertid en grov indikation for den personlige eksponering, som kan være meget forskellig fra person til person afhængig af tids- og aktivitetsmønsteret mv., se Figur 4.2.



Figur 4.2 Forskellige eksponeringsindikatorer - faste målestationer og personlig eksponering.

### WHO metode

I de epidemiologiske undersøgelser kan faste målestationer derfor primært bruges til at belyse sammenhængen mellem forureningsniveauer i forskellige byer og sygelighed, samt sammenhængen mellem den tidlige variation i forureningen og i sygelighed.

Den metode, som er lagt til grund for den sundhedsmæssige vurdering af partikelforureningen i nærværende projekt er baseret på en grov metode opstillet af WHO med Østrig, Frankrig og Schweiz som cases (WHO 1999). Denne metode foreskriver at befolkningsdata (antal mennesker i procent) skal opstilles i forskellige forureningskategorier baseret på årsmiddelniveauer af  $PM_{10}$  niveauer

i bybaggrunden og i den regionale baggrund på landet. Vurdering af  $PM_{10}$  niveauerne i forskellige bystørrelser i Danmark og på landet vil blive baseret på generalisering af de få målinger, som er gennemført til data. I forbindelse med WHO studiet var der tale om forskellige tilgange til vurdering af  $PM_{10}$ , som beskrevet i forrige kapitel.

## 4.2 Befolkningsdata

Antallet af indbyggere fordelt på bystørrelse og landområder er vist i Tabel 4.1.

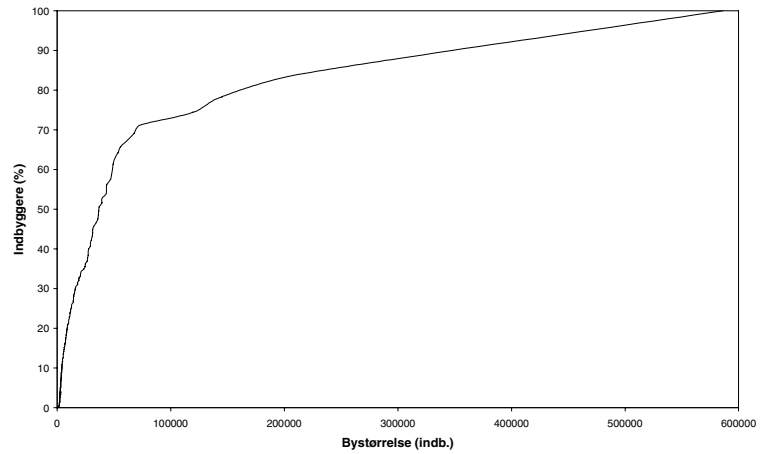
*Tabel 4.1* Indbyggere fordelt på bystørrelser og landområder (Danmarks Statistik 2000)

Kategori:	Antal indbyggere (1999):	Antal indbyggere i procent
København inkl. Frederiksberg	586.026	11
Hovedstadsområdet (ekskl. København og Frederiksberg)	489.825	9
Byer > 100.000	481.939	9
10.000 < byer < 100.000	1.353.546	26
1.000 < byer < 10.000	1.194.188	22
500 < Landsbyer < 1.000	244.131	5
200 < Landsbyer < 500	183.995	3
Huse på landet < 200	796.370	15
I alt	5.330.020	100

### *Forskellige datasæt*

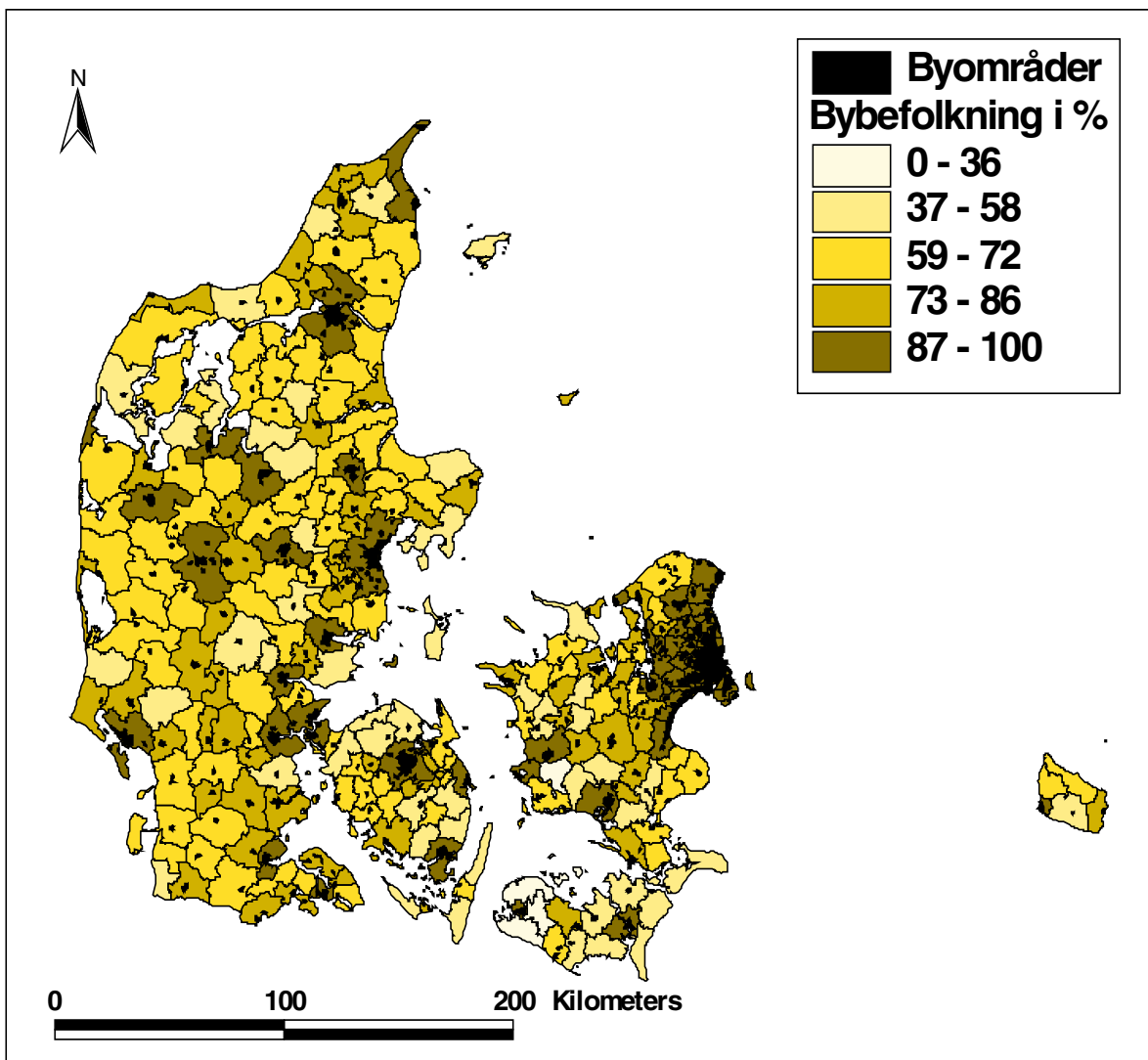
Ovenstående tabel siger ikke noget om den geografiske fordeling af byerne. For at kunne beskrive demografien i Danmark med en geografisk opdeling af befolkningen på byområder og bystørrelser samt i landområder, er forskellige datasæt bearbejdet og kombineret. Det drejer sig om et kort udarbejdet af Kort- og Matrikelstyrelsen over byområder i Danmark, som kun indeholder den geografiske udstrækning af byer, men ikke befolkningsdata. Danmarks Statistiks oversigt over byer, som indholder indbyggere i byer over 1.000 indbyggere, men ingen geografisk reference. Et datasæt med indbyggertallet i kommunerne, samt et kort med kommunerne. Hele Storkøbenhavn er defineret som et sammenhængende byområde. Dette er blevet splittet op i mindre byområder, således at fx Køge og Rødovre fremstår som selvstændige byområder. Indbyggertallet for hele kommunen er så knyttet til disse byområder. Denne fremgangsmåde giver en lidt anderledes fordeling mellem bykategorierne end i tabel 4.1, hvilket dog har marginal betydning for de efterfølgende eksponeringsberegninger.

I figur 4.3 er indbyggertallet i byer over ca. 1.000 indbyggere vist afhængig af bystørrelse. Det ses, at omkring 30% af bybefolkningen bor i Hovedstadsområdet og byer over 100.000 indbyggere, og at ca. 70% bor i byer under 100.000 indbyggere.



Figur 4.3 Indbyggertallet i byer over ca. 1.000 indbyggere afhængig af bystørrelse.

Figur 4.4 viser byområder i Danmark med angivelse af den procent af befolkningen, som bor i byer i de forskellige kommuner.



Figur 4.4 Byområder i Danmark samt bybefolkningen i procent i kommunerne

## 4.3 Eksponeringsvurdering for PM<sub>10</sub>

### Forskellige scenarier

I kapitel 3 er der foretaget en vurdering af årsmiddelniveauet af PM<sub>10</sub> i bybaggrunden i København og i den regionale baggrund uden for byerne for forskellige scenarier, se Tabel 4.2

Tabel 4.2 Skønnede PM<sub>10</sub> niveauer for forskellige scenarier

Område:	Referenceår (2000) (µg/m <sup>3</sup> )	Partikelfiltre på tunge køretøjer <sup>1</sup> (µg/m <sup>3</sup> )
Regional baggrund	22	22
Trafikkens bidrag til bybaggrund i København	0,98	0,61
Bybaggrund i København	22,98	22,61

Note 1: Partikelemissionen fra tunge køretøjer reduceres med 80% pga. partikelfiltre

Note 2: Tallene er angivet med flere decimaler end usikkerheden på tallene berettiger til

#### Med partikelfiltre

Det har ikke været muligt at foretage en vurdering af reduktionen i den regionale baggrund, som følge af indførelse af partikelfiltre på tunge køretøjer. Det er derfor antaget, at den regionale baggrund er som i referencesituationen. Den tunge trafiks bidrag til PM<sub>10</sub> i København vil blive reduceret med ca. 0,37 µg/m<sup>3</sup> fra ca. 0,98 µg/m<sup>3</sup> til ca. 0,61 µg/m<sup>3</sup>.

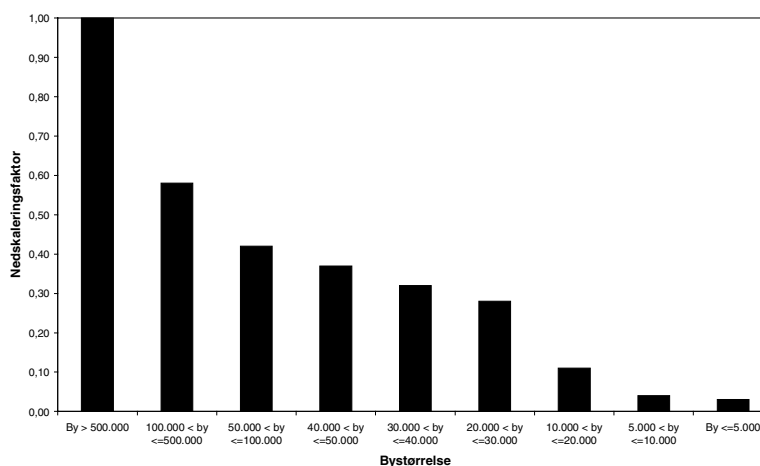
De forskellige køretøjskategoriers bidrag til PM<sub>10</sub> i bybaggrunden i København er vist i Tabel 4.3. Bidraget er beregnet ud fra en deltaljeret emissionsopgørelse for Storkøbenhavn baseret på trafikortlægning på et 2x2 km<sup>2</sup> gitternet samt COPERT II emissionsfaktorer og den danske bilparks alderssammensætning (Jensen 2000). Denne emissionsopgørelse er herefter anvendt til spredningsberegninger med en bybaggrundsmodel (UBM) for NO<sub>x</sub>, og forholdet mellem partikler og NO<sub>x</sub> i London studiets emissionsopgørelse er anvendt til beregning af partikelniveauet. Det ses, at den tunge trafiks bidrag er omkring 47% til PM<sub>10</sub> i bybaggrunden.

Tabel 4.3 Trafikkens bidrag til PM<sub>10</sub> i bybaggrunden i København

Køretøjskategori:	(µg/m <sup>3</sup> )	(%)
Personbiler	0,24	25
Varebiler	0,28	28
Lastbiler	0,36	36
Busser	0,10	11
I alt	0,98	100

## Vurdering af bybaggrund i forskellige bystørrelser

For at kunne vurdere  $PM_{10}$  niveauet i de forskellige bystørrelser er der anvendt en simpel nedskalering af  $PM_{10}$  niveauet i bybaggrunden i København efter en metode opstillet i (Jensen, 1998). Nedskaleringen afhænger af emissionstætheden, byområdets udstrækning (radius) og spredningshøjden (gns. taghøjde). Disse parametre er skønnet for forskellige byer. Metoden er opstillet for  $NO_x$  fra trafikken, og det antages at det samme gælder for  $PM_{10}$ . Resultatet fremgår af Figur 4.5.



Figur 4.5 Faktorer for nedskalering af  $PM_{10}$  niveauet fra trafikken i København til andre bystørrelser.

Med ovenstående forudsætninger kan det befolkningsvægtede  $PM_{10}$  årsniveau beregnes, som indgår i beregningerne af dødelighed og sygelighed som følge af partikelforureningen, se Tabel 4.4.

Tabel 4.4 Befolkningsvægtet  $PM_{10}$  årsniveau for forskellige scenarier

Befolkning	Indbyggertal (%)	Referenceår (2000) ( $\mu g/m^3$ )	Partikelfiltre på tunge køretøjer <sup>1</sup> ( $\mu g/m^3$ )
Bybefolkning	69	22,38	22,24
Landbefolkning	31	22	22
I alt	100	22,26	22,17

Note 1: Partikelemissionen fra tunge køretøjer reduceres med 80% pga. partikelfiltre

Note 2: Tallene er angivet med flere decimaler end usikkerheden på tallene berettiger til.



## Sammenligning med WHO studie

I Tabel 4.5 er den danske eksponeringsvurdering sammenlignet med resultaterne fra WHO studiet (WHO 1999).

Tabel 4.5 Sammenligning af den danske eksponeringsvurdering med WHO studie. Procent af befolkningen som eksponeres i forskellige forureningskategorier

PM10 niveau ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Østrig (%)	Frankrig (%)	Schweiz (%)	Danmark (%)
0-5	0,0	0,2	0,0	
5-10	0,0	0,5	1,2	
10-15	11,4	5,2	5,7	
15-20	14,2	31,5	31,8	
20-25	22,8	33,3	42,5	100
25-30	27,7	12,8	14,6	
30-35	8,5	7,8	3,0	
35-40	4,7	4,1	0,9	
40-45	3,4	1,6	0,3	
45-50	3,4	1,1	0,0	
> 50	3,9	2,0	0,0	
I alt	100,0	100,0	100,0	100

Som det fremgår af sammenligningen med Østrig, Frankrig og Schweiz falder eksponeringen i Danmark kun inden for én forureningskategori 20-25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det er dog også inden for denne kategori, at der er flest personer i de øvrige lande eller i nabokategorien.

### Demografi

Usikkerheden i vurderingen af befolkningseksponeringen ud fra WHO's grove metode ligger helt overvejende i vurderingen af koncentrationsniveauer, idet befolkningsdata er tilgængelig i en høj datakvalitet, og urbaniseringsgraden i de forskellige lande forventes ikke at være meget forskellig. Grunden til at den danske befolkning ikke er mere spredt fordelt i de forskellige forureningsklasser formodes derfor ikke at skyldes forskelle i demografi.

### Topografi

Danmarks lille geografiske udstrækning og homogene topografi med et fladt landskab gør, at der er en lille forskel i den regionale baggrund af  $\text{PM}_{10}$ . Dette er en væsentlig forskel til de øvrige lande som er bjergrige, hvor dele af befolkningen bor i områder, hvor der kan forventes lave  $\text{PM}_{10}$  niveauer. Frankrig har også en stor geografisk udstrækning, som giver sig udslag i større forskelle i baggrundsforurening.

### Trafikkens bidrag til $\text{PM}_{10}$ i bybaggrunden

Ud over disse forskelle er der også en væsentlig forskellig vurdering af trafikkens bidrag til  $\text{PM}_{10}$ , idet der for alle tre lande er antaget et meget stort bidrag fra trafikken til  $\text{PM}_{10}$ . Dette skyldes, at der ud fra usikre emissionsopgørelser er antaget, at bidraget fra ophviling, dækslid, bremseslidtage mv. er meget stort i forhold til den direkte

udstødning. At trafikken skulle give et meget stort bidrag understøttes ikke af den danske vurdering, som bygger på analyse af målinger foretaget i gaderummet af partikler. Trafikkens bidrag til bybaggrunden bliver derfor større i de udenlandske vurderinger, hvilket vil give en større spredning i niveauerne og dermed befolkningseksponeringen, end der ses for den danske vurdering.

I WHO studiet vurderes trafikken bidrag til  $7-9 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i forhold til et gennemsnitligt  $\text{PM}_{10}$  niveau på  $21-26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på landsplan. Trafikkens bidrag er sammensat af bidraget både i den regionale baggrund og i bybaggrund, som ikke umiddelbart kan adskilles. Disse vurderinger baserer sig på usikre emissions-opgørelser.

Ud fra samtidige målinger af  $\text{PM}_{10}$  i bybaggrunden i London og i den regionale baggrund uden for London kan trafikken bidrag til  $\text{PM}_{10}$  i bybaggrunden i London bestemmes til omkring  $7-8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I den danske vurdering er trafikken bidrag til  $\text{PM}_{10}$  i København kun ca.  $0,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ud af bybaggrunden på  $22,98 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med en regional baggrund på  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Størrelsesordenen af bidraget fra trafikken til  $\text{PM}_{10}$  i København skal selvfølgelig være væsentligt mindre end i London, forbi London har en væsentligt større geografisk udstrækning og dermed større bybaggrundsforurening, og fordi der også kan forventes en større emissionstæthed i London i forhold til København, hvilket også vil bidrage til en større bybaggrundsforurening.

Forskellen mellem WHO's eksponeringsvurdering og den danske vurdering kan derfor forklares ud fra topografiske forskelle landene imellem, men først og fremmest ud fra forskelle i vurderingen af trafikken bidrag.

#### 4.4 Eksponeringsvurdering for ultrafine partikler

*Vægt kontra antal af partikler*

I WHO's metode for eksponeringsvurdering er bybaggrunden og den regionale baggrund anvendt som eksponeringsindikator, idet dosis-respons sammenhænge er baseret på denne eksponeringsindikator i de epidemiologiske undersøgelser, som ligger til grund for sundhedseffekterne.

Som det er illustreret i det forrige afsnit vil partikelfiltre på tunge køretøjer kun give anledning til en marginal reduktion af det totale  $\text{PM}_{10}$  niveau, som er vægtbaseret. Montering af partikelfiltre på tunge køretøjer vil imidlertid betyde en kraftig reduktion af antallet af partikler i gaderum pga. partikelfiltres effektivitet på 80%. Vægtmæssigt betyder dette næsten ingenting, fordi de ultrafine partiklers masse er forsvindende i forhold til  $\text{PM}_{10}$ .

Emissionsfordelingen i København baseret på COPERT's emissionsfaktorer og trafikken i København (Jensen 2000) er vist i Tabel 4.6.

Tabel 4.6 Emissionsfordelingen i Storkøbenhavn i 2000 (hverdage, ikke-juli)

Køretøjskategori:	NO <sub>x</sub> emission (kg/døgn)	%
Personbiler	4.451	52
Varebiler	598	7
Lastbiler	2.367	28
Busser	1.063	13
I alt	8.479	100

Som det fremgår af forrige kapitel har analyse af samtidige målinger af NO<sub>x</sub> og ultrafine partikler på Jagtvej i København samt på Albanigade i Odense vist, at antallet af ultrafine partikler fra et gennemsnits dieseldrevne køretøj er 370 ultrafine partikler pr. cm<sup>3</sup> pr. 1 ppb NO<sub>x</sub>. For benzindrevne køretøjer er det næsten tilsvarende 400 ultrafine partikler pr. cm<sup>3</sup> pr. 1 ppb NO<sub>x</sub>. Da NO<sub>x</sub> emissionen er større pr. køretøj for dieseldrevne køretøjer er emissionen af ultrafine partikler dog større for dieseldrevne køretøjer i forhold til benzindrevne køretøjer. Et gennemsnits dieseldrevne køretøj består af dieseldrevne person- og varebiler samt lastbiler og busser, og benzindrevne køretøjer består af personbiler med og uden katalysator. Metoden tillader kun at beregne antallet af ultrafine partikler på diesel- og benzindrevne køretøjer uden yderligere underopdeling på køretøjskategorier. I det følgende er det derfor antaget, at ovenstående forhold mellem antallet af ultrafine partikler og NO<sub>x</sub> er det samme for alle køretøjskategorier.

Tabel 4.6 viser, at den tunge trafik bidrager med ca. 41% af NO<sub>x</sub> emissionen i Storkøbenhavn. Da benzin- og dieseldrevne køretøjer stort set bidrager med lige mange ultrafine partikler pr. NO<sub>x</sub>, kan antallet af ultrafine partikler reduceres med ca. 33% (80% af 41%) ved montering af partikelfiltre med 80% effektivitet. Det gennemsnitlige antal ultrafine partikler i gaderum i København vil altså blive reduceret med omkring 1/3 ved montering af partikelfiltre på tunge køretøjer. 2/3 af reduktionen skyldes filtre på lastbiler og omkring 1/3 filtre på busser.

Da de ultrafine partikler formodes at have størst sundhedseffekt kan en reduktion på 1/3 i antallet af ultrafine partikler have en væsentlig sundhedsmæssig effekt. Dette forhold diskuteres detaljeret i næste kapitel.

#### *Eksponeringens geografiske fordeling*

En gennemsnitlig reduktion i antallet af ultrafine partikler på 1/3 ved montering af filtre på tunge køretøjer vil betyde en væsentlig reduktion i befolkningens eksponering med ultrafine partikler. Dette skyldes, at denne reduktion vil finde sted i byerne og i gaderummene, hvor mange mennesker opholder sig. For det første bor en stor del af befolkningen i byerne; omkring 55% af befolkningen bor i byer over 10.000 indbyggere. For det andet opholder mange mennesker sig i gaderum under transport, idet befolkningen bruger omkring 51 minutter på vejtransport om dagen, hvor en væsentlig del foregår i byerne. Vejtransport omfatter bil, bus, cykel og gang. Det er samtidig under transport, at man bliver udsat for de højeste koncentrationer. For det tredje bor mange mennesker langs trafikerede gader. Således viser kortlægning, at der er omkring

500.000 støjbelastede boliger over 55 dBA svarende til at omkring 1 million mennesker bor langs veje med en betydelig trafikforurening (Trafikministeriet, Miljø- og Energiministeriet 1998).

*Forhold mellem ude og inde*

Befolkningen opholder sig omkring 90% af tiden indendøre, derfor er forholdet mellem udendørs og indendørs forurening med ultrafine partikler væsentligt for befolkningens eksponering. Der findes endnu ikke samtidige målinger af ultrafine partikler udendøre og indendøre i Danmark. En dansk undersøgelse af fine partikler ( $PM_{2.5}$ ) viste bl.a. at koncentrationer af fine partikler udendøre og indendøre var næsten ens, såfremt der ikke var indendørskilder som fx tobaksrygning (Larsen et al. 1997). Da ultrafine partikler kun bidrager lidt til massen af  $PM_{2.5}$ , kan man ikke nødvendigvis slutte at det samme forhold mellem udendøre og indendøre vil gælde for ultrafine partikler. Der er dog sandsynligt, at ultrafine partikler oppebærer næsten samme koncentrationer indendøre som udendøre, og at bygninger derfor ikke giver nogen væsentlig beskyttelse mod udendørs ultrafine partikler. Denne vurdering bygger på at ultrafine partikler forventes at opføre sig som gasser og fx kulilte optræder i næsten samme niveauer udendøre og indendøre, såfremt der ikke er indendørskilder (Larsen et al. 1997).

## 5 Sundhedsmæssig vurdering af partikulær luftforurening

- Partikler og helbredseffekter* Partikulær luftforurening har længe været kendt som sundhedsskadelig. Fokus er primært på luftvejssygdomme og hjertekarsygdomme. I de senere år er opmærksomheden blevet rettet mod størrelsesfordelingen af luftforureningspartikler, som betydende for sundhedseffekterne. Meget tyder på, at meget små partikler udgør et af de alvorligste sundhedsmæssige forureningsproblemer.
- Deposition af PM<sub>10</sub>* Partikler med diameter over 10 µm vil hovedsagelig deponeres i de øvre luftveje (næse/svælg), mens partikler under 10 µm (PM<sub>10</sub>) kan deponeres længere nede i bronkierne. Partikler under 2-5 µm kan nå helt ud i lungeblærerne (alveolerne). Partikler, der er aflejret i bronkierne, fjernes relativt hurtigt på grund af fimrehårenes bevægelser, mens de partikler, der når alveolerne, kræver optagelse i såkaldte makrofager for at kunne fjernes. Jo mindre partikler er, des større overflade har de per vægtenhed og dermed mulighed for at stoffer, der er bundet kan reagere med cellerne i alveolerne og makrofagerne.
- Ultrafine partikler* De mindste ultrafine partikler under 0,1 µm (100 nm) i diameter har særlig stor overflade per vægtenhed, kan trænge ind i lungevævet (interstitialiseres) og endda føres videre ad blodbanen. Fraktionen af ultrafine partikler, der deponeres i lungerne, øges med mindsket partikelstørrelse og med dybere, længerevarende vejrtrækning. Ultrafine partikler deponeres i lungerne via diffusion, hvorimod større partikler deponeres ved sedimentation. Ultrafine partikler kan også hæmme makrofagernes funktion. Et vigtigt led i sygdomsprocesserne synes at være igangsætning af inflammation (betændelsesreaktioner), som i sig selv medfører en række skader. Hvilke skader, der forvoldes, afhænger således i høj grad af dels af partikelstørrelsen og dels af den kemiske sammensætning, herunder hvilke stoffer, der måtte være adsorberet på partiklernes overflade. Nyere data peger på, at de fine partikler (mindre end 2,5 µm) og især ultrafine partikler (under 0,1 µm eller 100 nanometer) udgør den største sundhedsmæssige trussel, idet disse fraktioner dels har en kraftig påvirkning på lungevævet og dels påvirker blodets viskositet og hjertekredsløbet.

### 5.1 Befolkningsundersøgelser

- Akutte og kroniske effekter* Der er udført talrige befolkningsundersøgelser til vurdering af partikelforurenings sundhedsskadelige effekter. De fleste undersøgelser har drejet sig om akutte effekter, der optræder i forbindelse med forhøjede partikelkoncentrationer, hvor især PM<sub>10</sub> har været benyttet som mål for partikeleksponering. Effekterne har først og fremmest været forekomst og indlæggelser for luftvejs symptomer og luftvejslidelser, foruden akut hjertesygdom. En række andre især kohortebaserede undersøgelser har været rettet mod kroniske effekter, især i form af total og årsagsspecifik mortalitet i relation til partikelforurening.

## *Epidemiologisk evidens for PM<sub>10</sub>*

Der er betydelig og konsistent epidemiologisk evidens for at PM<sub>10</sub> fraktionen af partikulær luftforurening er associeret med helbredsproblemer. Der er en påfaldende konsistens mellem 19 studier, der viser korrelation mellem daglig mortalitet, morbiditet og stigninger i PM<sub>10</sub> (Anderson, 2000). Anderson konstaterer også i dette review at partikler har effekter, der er uafhængige af effekter forårsaget af irriterende gasser i luftforurening (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> og ozon). Der er stort set enighed om, at der er kausal sammenhæng mellem luftforurening og helbredseffekter, og at partikler bidrager væsentligt til dette.

## *Internationale undersøgelser*

Der er tiltagende interesse for at adskille bidraget fra de forskellige partikler som årsagsfaktorer ved både akutte og kroniske effekter. Der er kun få studier, hvor grove, fine og ultrafine partikler adskilles. I studier af sammenhænge mellem partikler og daglig mortalitet findes den største effekt på eksponeringsdagen eller dagen efter (Dockery & Pope, 1994; Schwartz, 1994; Bascom et al, 1996; Katsouyanni et al, 1997; Pope & Dockery, 1999). For studier med måling af både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> var mortaliteten bedst associeret med sidstnævnte (Dockery et al, 1993; Schwartz et al 1996). I den hidtil eneste undersøgelse af mortalitet i relation til ultrafine partikler kunne man ikke statistisk adskille denne sammenhæng fra PM<sub>2,5</sub>, selvom der var en tendens til umiddelbare effekt af PM<sub>2,5</sub> og forsinkede effekter (4-5 dage) af ultrafine både mht. hjerte- og lungerelaterede dødsårsager (Wichman and Peters, 2000). I tre undersøgelser af voksne patienter med astma var associationen med anfald stærkest for ultrafine partikler, mindre stærk for fine partikler, mens der slet ikke kunne findes association med PM<sub>10</sub> (Peters et al., 1997; Wichmann and Peters, 2000). I et tilsvarende studie med børn var associationen mellem astmaanfald og partikler dog bedst knyttet til PM<sub>10</sub> og sod, men ikke til fine og ultrafine partikler (Pekkanen et al., 1997). Der er flere europæiske og amerikanske undersøgelser af sammenhænge mellem ultrafine partikler og hjertekarsygdomme på vej.

## **Amerikanske befolkningsundersøgelser**

### *Kroniske effekter*

De mest omtalte undersøgelser til vurdering af den kroniske effekt er to store amerikanske befolkningsundersøgelser, som blev publiceret i midten af 1990'erne, hvor partikelniveauet er sat i forbindelse med dødeligheden. Den ene undersøgelse omfatter ca. 8.000 mennesker i 6 større byer (Dockery et al., 1993) , mens den anden omfatter ca. 550.000 mennesker i 151 byområder (Pope et al., 1995). I undersøgelserne er der taget højde for en række samvirkende faktorer som alder, race, rygevaner, alkoholforbrug m.m. Undersøgelserne viser, at der er en direkte sammenhæng mellem dødelighed og partikelniveau (bestemt som PM<sub>2,5</sub>) i byerne. Den øgede dødelighed kommer især til udtryk blandt personer med luftvejslidelser og hjerte/karlidelser. Det skal pointeres, at undersøgelserne er baseret på det generelle partikelniveau, og at der ikke indgår specielle vurderinger omkring trafikens bidrag.

Det har været diskuteret i hvilken udstrækning den øgede dødelighed vil påvirke gennemsnitslevealderen i befolkningen. WHO har med baggrund i de to nævnte amerikanske undersøgelser beregnet, at en forøgelse af det gennemsnitlige PM<sub>2,5</sub>-niveau med 10 µg/m<sup>3</sup>

(svarende til en forøgelse på ca. 50%) vil resultere i et fald i den forventede middellevetid på ca. 1 år.

Andre amerikanske undersøgelser gennemført i perioden 1987-1993 indikerer en forøgelse i forekomsten af bronkitis og kronisk hoste på 10-25% ved en stigning i  $PM_{10}$ -niveauet på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Det kan tilføjes, at de californiske myndigheder efter mange års undersøgelser har konkluderet, at udstødningsskævet fra dieslbiler er toksisk, og at de amerikanske miljømyndigheder har karakteriseret dieseldudstødningen som "likely human carcinogen".

### Danske vurderinger

#### *Miljøstyrelsens vurdering*

Det er Miljøstyrelsens opfattelse, at der i Danmark er en lignende sammenhæng mellem partikelniveauer og sundhedsskadelige effekter, som man har fundet i USA ved sammenlignelige partikelniveauer. Miljø- og Energiministeriets og Sundhedsstyrelsens fælles luftgruppe har på den baggrund vurderet, at en reduktion i  $PM_{2,5}$ -niveauet med  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (svarende til en reduktion på 25-30%) i Danmark kan forventes at medføre et fald i den årlige dødelighed på ca. 400 personer pr. million mennesker i trafikbelastede byområder.

Luftgruppen har også som et foreløbigt og usikkert skøn vurderet, at en reduktion i  $PM_{2,5}$ -niveauet med  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vil medføre, at der blandt 200.000 børn vil forekomme 1.700 færre børn med bronkitissymptomer.

#### *Embedslægens vurdering*

I Københavns kommune blev der i 1999 gennemført beregninger, som viser, at der sker mellem 100 og 280 for tidlige dødsfald, der kan tilskrives udsættelse for  $PM_{10}$ . Embedslægen i København har efter en revision af beregningsforudsætningerne oplyst, at de anførte tal er baseret på en konservativ vurdering, og at de meget vel kan ligge betydeligt højere. De københavnske beregninger viser også, at udsættelsen for  $PM_{10}$  medfører 190-540 ekstra hospitalsindlæggelser, overvejende blandt personer med lungesygdom og blandt ældre. Det fremgår i øvrigt af beregningerne, at forureningen med PAH (polycykliske aromatiske kulbrinter) skønnes at medføre 1-3 ekstra tilfælde af lungekræft pr. år.

### WHO-projekt

#### *Østrig, Frankrig og Schweiz*

Et meget omtalt projekt til vurdering af partikelforureningens sundhedsmæssige konsekvenser er gennemført af et forskerteam fra Østrig, Frankrig og Schweiz. Projektet blev præsenteret ved WHO's ministerkonference for miljø og sundhed i London i juni 1999 "Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution" ([www.who.dk/london99/transport04.htm](http://www.who.dk/london99/transport04.htm)). Man har anvendt  $PM_{10}$  som indikator for luftforureningen og har beregnet den eksponering af  $PM_{10}$ , som befolkningen i de 3 lande bliver udsat for. På baggrund heraf har man med udgangspunkt i foreliggende litteratur beregnet antallet af personer med for tidlig død og antallet af forskellige former for sygelighed, der kan henføres til luftforurening fra vejtrafik. Beregningerne er foretaget med udgangspunkt i situationen i 1996. For at kunne vurdere trafikens bidrag har man foretaget beregnin-

ger for en fiktiv situation, hvor al vejtrafik er fjernet. Forskellen mellem de to situationer er herefter tilskrevet vejtrafikkens bidrag. For Schweiz (ca. 7 mio. indbyggere) viser beregningerne, at det nuværende niveau af  $PM_{10}$  medfører ca. 3.300 tilfælde af for tidlig død pr. år, hvoraf ca. 1.800 kan tilskrives vejtrafikken. Beregningerne viser endvidere ca. 45.000 tilfælde af akut bronkitis hos børn (hvoraf ca. 24.000 kan tilskrives vejtrafik), 4.200 tilfælde af kronisk bronkitis hos voksne (hvoraf 2.200 kan tilskrives vejtrafik) og 2,8 mio. dage med nedsat aktivitet (hvoraf 1,5 mio. kan tilskrives vejtrafik). Beregningerne siger ikke noget om effekten af en isoleret reduktion af partikelemissionen.

#### *Omkostninger*

Man har også i det nævnte projekt prøvet at sætte omkostninger på de beregnede effekter. Udgangspunktet har været princippet om "willingness-to-pay" for "the value of a prevented fatality (VPF)". Der er gennemført beregninger med en VPF-værdi på 0,9 mio. Euro. For Schweiz er omkostningerne ved for tidlig død opgjort til ca. 3.000 mio. Euro (hvoraf ca. 1.600 mio. Euro fra vejtrafik). Omkostninger forbundet med sygelighed er opgjort til ca. 1.200 mio. Euro (hvoraf vejtrafikken bidrager med ca. 600 mio. Euro). Hovedparten af omkostningerne for sygelighed falder inden for grupperne kronisk bronkitis hos voksne (75%) og dage med nedsat aktivitet (22%).

## **5.2 Estimering af helbredseffekter af trafikrelateret luftforurening i Danmark.**

De hidtidige vurderinger af sundhedseffekter af trafikrelateret luftforurening i Danmark, som bl.a. beskrevet ovenfor, har bygget på ret usikre skøn over trafikens bidrag til forureningen og forskellige sammenhænge mellem niveauer og effekter. I nærværende rapport er der søgt en mere præcis vurdering af trafikrelateret emission ved montering af partikelfiltre på tunge køretøjer foruden en tænkt situation med fravær af al luftforurening i form af  $PM_{10}$  i Danmark.

#### *WHO's rapport*

Estimering af helbredseffekter i relation til ændring i partikelkoncentration i udeluft er baseret på WHO's rapport "Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution" fra 1999 som omtalt ovenfor og  $PM_{10}$ . Der er valgt en lineær sammenhæng mellem ændring i basisforekomst af helbredsudfald og ændring i  $PM_{10}$ . For mortalitet har man i WHO rapporten valgt at benytte kumuleret total mortalitet i relation til geografiske forskelle frem for akut mortalitet i relation til ændringer over tid til at vurdere kvantitative sammenhænge med  $PM_{10}$  niveauer. Dette giver et væsentlig højere effektestimater med RR på 1,043 per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$ , end tidligere benyttet i anden sammenhæng i WHO (1996) hvor estimatet var 1% per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$ . Dette blev fx benyttet i Stadslægens rapport "Bli'r man syg af luften i København" fra 1999. Imidlertid argumenter WHO rapporten (1999) for at kun den kumulerede mortalitet viser det sande billede, idet forsinkede og langtidsrelaterede effekter ikke kan belyses adækvat i tidsserieanalyser. For andre helbredsmål er tidsserieanalyser benyttet. De øvrige helbredsmål, der indgår i WHO vurderingen, omfatter indlæggelser for hjertesygdomme og luftvejssygdomme blandt voksne, incidens af kronisk bronkitis hos voksne, et-års periodeprævalens af akut bronkitis hos børn, dage med begrænset aktivitet pga. luftvejs-



gener hos voksne og antal astmaanfald hos børn og hos voksne. Helbredsmålene er valgt således at de skulle have mindst muligt overlap. Mulige vigtige helbredsmål i relation til dieselemmission, bl.a. lungekræft og påvirkning af forsterudvikling indgår ikke i WHO rapporten og er derfor ikke inddraget her. For alle helbredseffektmaal gælder, at der ikke findes danske undersøgelser, der belyser sammenhænge med partikulær luftforurening.

### Scenarier og beregningsgrundlag

#### Scenarier

På basis af WHO rapporten og kendskab til niveauer af luftforurening og forekomst af relevante helbredsudfald kvantificeres konsekvensen for en række helbredseffekter, hvis koncentrationen af  $PM_{10}$  blev reduceret i Danmark. Der regnes på to scenarier: 1) al tung trafik i Danmark er udstyret med partikelfiltre og 2)  $PM_{10}$  forureningen i Danmark er lig nul. Der er nedenfor redegjort for beregningsmetoderne samt nogle af de usikkerheder der knytter sig til disse beregninger. De anvendte metoder følger tæt de metoder der blev anvendt i WHO-rapporten. Beskrivelsen af befolkningens eksponering for  $PM_{10}$  kan findes i afsnit 4.

#### $PM_{10}$ som indikator

Luftforurening består af en lang række forskellige stoffer. Disse er ofte – men ikke altid – korreleret således, at enkeltstoffer fungerer som indikator for flere andre stoffer i luftforureningen. Når helbredseffekter af luftforurening kvantificeres, er det derfor vigtigt ikke at addere helbredseffekter observeret i forbindelse med flere korrelede luftforureningskomponenter, idet man herved sandsynligvis ville dobbelt-tælle og dermed overestimere helbredseffekter forårsaget af luftforurening. Der anvendes i beregningerne kun én komponent i luftforureningen nemlig  $PM_{10}$ , som i en vis udstrækning må betragtes som en indikator for luftforurening. Der findes for  $PM_{10}$  relativ god epidemiologisk evidens for en række helbredseffekter. Det er dog usikkert i hvilken grad andre stoffer, som er korreleret med  $PM_{10}$ , er delvis årsag til de effekter, der er observeret for  $PM_{10}$ . Det er ligeledes uafklaret om bestemte fraktioner – defineret ved størrelse eller kemi - af  $PM_{10}$  bærer hovedansvaret for de helbredseffekter, der er observeret i relation til eksponering for  $PM_{10}$ . Da der er tiltagende holdepunkter for, at ultrafine partikler med ringe betydning for  $PM_{10}$  er ansvarlige for en væsentlig del af de relevante helbredseffekter, kan effekten af tiltag, der reducerer disse meget vel undereimeres betydeligt. Dette skyldes at filtre vil reducere antallet af partikler i luften i byerne væsentligt, men kun i ringe grad vil reducere massen af partikler og dermed  $PM_{10}$ .

#### Helbredseffekter

Helbredseffekterne, der regnes på, er udvalgt således, at de ikke overlapper. Derved undgås at tælle dobbelt. Der regnes fx på mortalitet men ikke på lungecancer. Sygdommens dårlige prognose gør, at langt hovedparten af disse tilfælde vil optræde i mortalitetsstatistikkerne. Risikoestimererne for lungekræft er desuden ikke entydige. Der regnes på de samme helbredseffekter, som i WHO rapporten:

- Mortalitet
- Indlæggelser for kredsløb- og hjertesygdom
- Indlæggelser for luftvejssygdom
- Kronisk bronkitis hos voksne

- Akut bronkitis hos børn
- Dage med begrænset aktivitet på grund af luftvejssygdom
- Astmaanfald hos voksne
- Astmaanfald hos børn

#### *Lineær sammenhæng*

De gennemførte beregninger bygger på en antagelse om en lineær sammenhæng mellem koncentration og effekt, således at den relative risiko er konstant over den del af eksponeringsskalaen, der opereres med i beregningerne. Det estimeres, at spredningen i  $PM_{10}$  baggrundskoncentrationen er lille for den danske befolkning, hvorfor antagelsen om linearitet synes rimelig. Der regnes dog også på et scenario hvor al  $PM_{10}$  forurening er elimineret. Her er det usikkert, om det er rimeligt at antage en linear effekt under de laveste koncentrationer, der er studeret epidemiologisk.

#### *Risikoestimer*

Risikoestimerne i relation til udsættelse for  $PM_{10}$  er angivet som relativ risiko (RR) med et tilhørende 95% sikkerhedsgrænser, der angiver estimatets usikkerhed. Beregningerne af helbredskonsekvenserne af de forskellige scenarier er gennemført for både RR estimatet og for nedre såvel som øvre 95% sikkerhedsgrænse for her igennem at angive en usikkerhed for de estimerede konsekvenser.

### **5.3 Beregningsmetode**

#### *1. trin: Antal tilfælde i Danmark samt rater.*

Beregningerne tager udgangspunkt i antal tilfælde i Danmark per år af den relevante helbredseffekt. Hvis dette antal ikke er publiceret i dansk sundhedsstatistik, beregnes det ud fra hyppighed estimeret i litteraturen kombineret med danske befolkningstal for den relevante aldersgruppe (se afsnit 5.5).

Herefter beregnes en rate som antal tilfælde i Danmark per år per million indbyggere i Danmark. Der anvendes her populationstal fra det samme år, hvorfra antal tilfælde stammer.

#### *2. trin: Beregning af raten og det absolutte antal tilfælde i Danmark, hvis den populationsvægtede gennemsnitseksposering havde været $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$ .*

Disse beregninger gennemføres udelukkende for i 3. trin at kunne give et konservativt estimat for det absolutte antal sundhedseffekter relateret til en stigning på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$ . Den relative risiko, som anvendes i den forbindelse, er nemlig angivet som et procent-tal. Derfor vil estimatet af det absolutte antal sundhedseffekter for en stigning på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$  afhænge af, hvilket  $PM_{10}$  niveau man tager som udgangspunkt. Tages det eksisterende  $PM_{10}$  niveau som udgangspunkt vil det absolutte antal sundhedseffekter per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  være højere end hvis man som udgangspunkt anvender det forventede antal sundhedseffekter ved et lavere niveau af  $PM_{10}$ . I WHO-rapporten beregnes antal sundhedseffekter ved en  $PM_{10}$  koncentration på  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og dette antal anvendes som udgangspunkt for at estimere det absolutte antal sundhedseffekter for en stigning på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 PM_{10}$ . Vi følger samme fremgangsmåde og estimerer først raten og det absolutte antal helbredseffekter ved en befolkningseksposering på  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Der tages udgangspunkt i

- raterne beregnet under 1. trin,
- den estimerede populationsvægtede gennemsnitseksposering under de aktuelle forhold i Danmark, samt
- estimatet for den relative risiko for den aktuelle sundhedseffekt i forbindelse med en stigning på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$  i den gennemsnitlige befolkningseksposering.

Raten ved  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  beregnes ved følgende formel:

$$\text{Rate}_{7,5} = \frac{\text{Rate}}{1 + \left[ (\text{RR} - 1) * \left( \frac{\text{Exp} - 7,5}{10} \right) \right]}$$

hvor

**Rate**<sub>7,5</sub> er raten ved en gennemsnitlig eksposering af befolkningen på  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$

**Rate** er raten ved de aktuelle eksposeringsforhold

**RR** er den relative risiko per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$

**Exp** er den aktuelle gennemsnitlige eksposering af befolkningen for  $\text{PM}_{10}$

Efterfølgende beregnes det forventede antal helbredseffekter i Danmark ved en befolkningseksposering på  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved at gange indbyggerantallet i Danmark (i millioner) på **rate**<sub>7,5</sub>.

3. trin: Beregning af det forventede antal ekstra helbredseffekter per 1 million indbyggere per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ .

Dette antal beregnes ud fra følgende formel:

$$\text{Antal}_{10} = (\text{RR} - 1) * \text{Rate}_{7,5}$$

hvor

**Antal**<sub>10</sub> er det forventede antal ekstra helbredseffekter per 1 million indbyggere per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$

**RR** er estimatet for den relative risiko

**Rate**<sub>7,5</sub> er raten ved en gennemsnitlig eksposering af befolkningen på  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$

4. trin: Beregning af det forventede antal helbredseffekter for et scenarium for befolkningens eksposering.

Her tages udgangspunkt i eksposeringsestimerterne for det givne scenarium. Der regnes på en situation, hvor forskellige kategorier af befolkningen er eksponeret for forskellige gennemsnitlige  $\text{PM}_{10}$  koncentrationer.

$$\text{Antal}_s = \text{Antal}_{7,5} + \sum \text{N}(x) * \frac{\text{Exp}(x) - 7,5}{10} * \text{Antal}_{10}$$

Hvor

**Antal**<sub>s</sub> er antal helbredseffekter ved et givent eksposeringsscenario.

**Antal**<sub>7,5</sub> er antal helbredseffekter ved en gennemsnitlig befolkningseksposering på  $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$ .

**N(x)** er antal personer i kategori x af befolkningen (i millioner)

**Exp(x)** er den gennemsnitlige eksposering for  $\text{PM}_{10}$  i kategori x af befolkningen

**Antal<sub>10</sub>** er det forventede antal ekstra helbredseffekter per 1 million indbyggere per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>

5. trin: Beregning af antal færre helbredseffekter ved det givne eksponerings-scenarie.

Dette antal beregnes som differencen mellem det observerede (eller estimerede) antal tilfælde Danmark ved de aktuelle eksponeringsforhold og det estimerede antal ved det givne eksponerings-scenarie.

### Regne-eksempel

Beregningerne i de 5 nævnte trin vises nedenfor med mortalitet som eksempel.

1. trin: Antal døde samt mortalitetsraten i Danmark

I Sundhedsstyrelsens statistik er registreret 56.640 dødsfald i 1996 blandt danskere på eller over 30 år. Dette tal er eksklusiv de såkaldte voldsomme dødsfald (ulykker, selvmord eller andre ydre årsager). Befolkningsstatistikken angiver 5.261.503 indbyggere i Danmark i 1996. Ved simpel division udregnes mortalitetsraten til 10.765 døde (30+) per million indbyggere per år.

2. trin: Forventet antal døde i Danmark ved en gennemsnitseksposering på 7,5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>

Udgangspunkt:

Mortalitetsraten = 10.765 døde per million indbyggere per år.

Relativ risiko = 1,043 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>.

Gennemsnitseksposering for befolkningen = 22,2622, beregnet på basis af et tidligere estimat der angiver at 31% af befolkningen eksponeres for 22,00 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> og 69% af befolkningen for 22,38 µg/m<sup>3</sup> i gennemsnit.

$$\text{Rate}_{7,5} = \frac{10.765}{1 + \left[ (1,043 - 1) * \left( \frac{22,2622 - 7,5}{10} \right) \right]} = 10.122 \text{ dødsfald per}$$

million per år

$$\text{Forventet antal dødsfald ved } 7,5 \text{ ug/m}^3 \text{ PM}_{10} = 10.122 * \frac{5.261.503}{1.000.000} = 53.259$$

3. trin. Antal ekstra helbredseffekter per million per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>

Antal<sub>10</sub> = (1,043 - 1) \* 10.118 = 435 døde (30+) per million indbyggere per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>

4. trin. Forventet antal døde ved et givent eksponerings-scenarie.

Her regnes på en situation hvor kategori 1 (31% af befolkningen) eksponeres for gennemsnitligt 22 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> og kategori 2 (69% af befolkningen) eksponeres for gennemsnitligt 22,34 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>.

$$\begin{aligned} \text{Antal}_s = 53.259 &+ \left( \frac{1.631.066}{1.000.000} * \frac{22,00 - 7,5}{10} * 435 \right) \\ &+ \left( \frac{3.630.437}{1.000.000} * \frac{22,24 - 7,5}{10} * 435 \right) = 56.618 \end{aligned}$$

5. trin. Antal færre døde ved det givne eksponeringsscenario.

Antal færre døde = 56.640 – 56.618 = 22

## 5.4 Datagrundlag for estimering af helbredseffekter knyttet til PM<sub>10</sub>

Mortalitet

Effekt-estimatet på 1,043 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> er baseret på to amerikanske kohortestudier med kontrol for konfoundere som rygning og social status og sammenligning af forskellige geografiske områder med varierende niveauer af PM<sub>10</sub> og/eller PM<sub>2.5</sub> (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995). Det sidste studie med 300.000 deltagere fra American Cancer Society's kohorte dominerer effekt-estimatet da det første Harvard 6 Cities Cohort Study kun har 8111 deltagere.

Data for mortalitet i Danmark stammer fra Sundhedsstyrelsens publikation "Dødsårsagerne 1996, del 1". Voldsom død (ulykker, selvmord og andre ydre årsager) er ikke medregnet.

Indlæggelser for luftvejssygdomme per år (alle aldersgrupper)

Effekt-estimatet på 1,013 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> er baseret på tre europæiske (Spix et al., 1998, Wordley et al., 1997, Prescott et al., 1998; se WHO rapporten) og 8 nordamerikanske undersøgelser.

Data for basisniveauet af relevante i Danmark er vurderet på basis af data fra Landspatientregisteret for 1995 og ICD10 diagnoserne J00-J99.

Indlæggelser for hjertesygdomme per år (alle aldersgrupper)

Effekt-estimatet på 1,009 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> er baseret på fire europæiske (Medina et al., 1997, Poloniecki et al., 1997; Wordley et al., 1997; Prescott et al. 1998; se WHO rapporten) og tre nordamerikanske undersøgelser (Schwartz and Morris, 1995; Schwartz, 1997; Burnette et al., 1997; se WHO rapporten).

Data for basisniveauet af relevante i Danmark er vurderet på basis af data fra Landspatientregisteret for 1995 og ICD10 diagnoserne I00-I99.

## 5.5 Effektestimering af PM<sub>10</sub> for andre helbredsmål end mortalitet og indlæggelser

For andre helbredsmål end mortalitet og indlæggelser er det et problem, at der ikke findes incidens og prævalens data for danske forhold med de eksakt samme diagnoser, som benyttet i WHO rapporten. For danske forhold benyttes "Sundhed og Sygelighed i Danmark 1994" (DIKE), som bygger på et survey af befolkningen i en stikprøve på 6000 og "Astma, allergi og anden overfølsomhed i Danmark – og udviklingen 1987-1994" af Lis Keiding (DIKE 1997) og enkelte tidsskriftsartikler.

Kronisk bronkitis (voksne >= 25 år). Nye tilfælde per år (incidens)

For kronisk bronkitis drejer det sig om incidens (nye tilfælde per år) hos voksne >= 25 år. Effektestimeringen bygger på en RR på 1,098 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>, som stammer fra ASHMOG (undersøgelse af ikke-rygende Syvende-dags Adventister). Incidens var 0,71% i ASHMOG

og dette benyttes i WHO rapporten, da der ingen data er fra de 3 lande. Prævalens var 7% baseret på oplysninger om hoste og ekspektoration blandt >20-årige ikke rygere i Schweiz (Swiss Study on Air Pollution and Lung Disease in Adults; SAPALDIA 1991).

I DK var et-årsprævalensen 4% i 1994 (DIKE) og var steget fra 3% i 1987. Til sammenligning var 1-års periodeprævalens 5,0% for astma hos voksne mens incidens var 0,4% for 1994 i DK (DIKE)

Det forekommer rimeligt at benytte incidens på 0,71% for kronisk bronkitis til effektestimering i DK. Antal incidente tilfælde i Danmark (1994) estimeres ved at gange incidensraten (0,71 per 100 per år) med befolkningen over/lig 25 år (3.604.701).

*Akut Bronkitis (børn ≤ 15 år). Antal børn der har haft sygdommen indenfor 1 år (periode prævalens)*

Effektestimeringen bygger på en RR på 1,306 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> baseret på 3 studier med definitioner på akut bronkitis i form af spørgsmål til forældrene vedrørende om barnet indenfor 12 måneder havde lægediagnosticeret bronkitis (10-12-årige i 6-cities study), havde bronkitis (8-12-årige i Harvard 24-cities study), eller havde luftvejs sygdom og om dette var bronkitis (6-15-årige i Swiss Study on Childhood Allergy and Respiratory Symptoms with Respect to Air Pollution; SCARPOL).

Dockery (Harvard 6-cities) rapporterer 6,3% lægediagnosticeret bronkitis blandt 10-12-årige. Østrigs periodeprævalens var 9,4%, som var gennemsnit af 3 undersøgelser: to med lægediagnosticeret bronkitis (7,6% blandt 6-8-årige og 5,9% blandt 8-10-årige) og én med hjemmediagnose (14,8% blandt 12-15-årige). I Schweiz angives 1-årsprævalensen til 12,2% blandt 6-15-årige (SCARPOL)

I DK rapporteres for astmatisk bronkitis < 16 år en et-års periodeprævalens på 3,9% for forældre-angivet lægediagnosticeret diagnose (DIKE 1994). Periodeprævalensen er højest hos de yngste (7,5% hos 0-2-årige). For astma var 2,6%, mens 1-års incidenser var 0,8% og 0,4% i DIKE undersøgelsen, mens andre stikprøver fra begrænsede områder i DK angiver en punkt-prævalens på 4% (Høst et al. 1993; Prahl et al. 1997).

Et problem er nok her at astmatisk bronkitis er snævrere end akut bronkitis (som i flere af de anførte udenlandske undersøgelser omfatter astma-like or wheezy bronchitis eller base bronchitis), som benyttes i WHO rapporten. Det forekommer dog rimeligt at effektestimering foretages for astmatisk bronkitis i DK og byggende på den anførte RR for akut bronkitis, da der vil være et stort overlap mellem de to diagnoser.

Antal prævalente tilfælde i Danmark (1994) estimeres ved at gange prævalensraten (3,9 per 100 per år) med befolkningen under/lig 15 år (954.428).

*Begrænset daglig aktivitet (voksne > 20 år)*

Effekt-estimatet på 1,094 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> er baseret på nationalt survey i USA med 50.000 husstande ved besvarelse af begrænsning i aktivitet pga. respirationssvejs sygdomme (forkølelse, øvre luftvejsinfektioner, akut bronkitis, influenza, lungebetændelse og andre luft-

vejslidelser) indenfor seneste 14 dage (Ostro 1989 og 1990; se WHO rapporten ). Gennemsnitsværdier var 3,23 dage per person år.

For Østrig angives 3,38 dage/person år fravær fra arbejde pga. respirationssvejs sygdom i 1996 i rapportering fra praktiserende læger til Austrian Social Insurance. I Schweiz (og Frankrig) var beregning af begrænset aktivitet 4,4 per dag år pga. respirationssvejs symptomer baseret på dagbogsoplysninger fra SAPALDIA 1991.

I DK angives 6,3 fraværsdage pga. al sygdom per år, marginalt højere hos personer med astma (DIKE 1994). 23% af personer med astma og 13,8% af personer uden astma angiver at have haft besvær med daglige gøremål indenfor de sidste 14 dage. Et estimat på 3,7 dage per person per år relateret til luftvejssygdomme forekommer rimeligt som et gennemsnit af data fra de tre lande med data og i relation til det almindelige sygefravær. Antal dage i Danmark per år (1996) estimeres ved at gange raten (3,7 dage per person per år) med befolkningen i den relevante aldersgruppe (4.024.533).

*Astmapatienter:  
astmaanfald (voksne  $\geq$  15  
år) per år.*

Effekt-estimatet med RR på 1,039 per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$  er baseret på to hollandske undersøgelser (Dusseldorp et al. 1995; Hillermann et al. 1998; se WHO rapporten), en fransk (Neukirch et al. 1998; se WHO rapporten) og to amerikanske (Pope et al. 1991; Ostro et al. 1991; se WHO rapporten) med relative ens værdier. Som basislinie frekvens angives 0,21 astma anfald per år per voksen baseret på rådata fra European Community Respiratory Health Survey (ECRHS) og SAPALDIA.

I Danmark rapporteredes 48,5% af 103 mænd og 46,2% af 130 kvinder, som havde rapporteret at have astma, anfald af åndedrætsbesvær og forpustethed indenfor 14 dage blandt i alt 4434 (DIKE 1994). Det svarer til ca. 0,6 anfald per person per år, med de forbehold at ikke alle disse tilfælde er astmaanfald, men at ikke alle anfald præcis ytrer sig på denne måde. Basisliniefrekvensen i Danmark vælges derfor som 0,6 per person per år. Antal astmatilfælde (1994) estimeres ved at gange raten (0,6 anfald per voksen per år) med befolkningen i den relevante aldersgruppe (4.311.651).

*Astmapatienter:  
astmaanfald (børn  $<$  15 år)*

Effekt-estimatet med RR på 1,051 per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{PM}_{10}$  er baseret på 3 europæiske undersøgelser fra Wageningen (Roemer et al 1993; se WHO rapporten), Amsterdam (Gielen et al. 1997; se WHO rapporten) og Paris (Segala et al. 1998; se WHO rapporten) samt 2 amerikanske undersøgelser fra Utah Valley (Pope et al 1991; se WHO rapporten) og Californien (Ostro et al 1995; se WHO rapporten) af anfaldshypothese hos børn med astma, som alle giver meget ens resultater. Senere amerikanske undersøgelser har dog givet mindre entydig sammenhæng mellem anfald og  $\text{PM}_{10}$  eller  $\text{PM}_{2.5}$ . Basisliniefrekvensen af astmaanfald angives til 0,33 per år per barn på populationsbasis baseret International Study of Asthma and Allergies in Childhood (SAAC) fra Østrig og SCARPOL for Schweiz med stort set ens værdier.

Der foreligger ikke kendte danske data, og det forekommer rimeligt at benytte basisfrekvensen på 0,33 per år. Antal astmatilfælde (1996)

estimeres ved at gange raten (0,33 anfald per barn per år) med befolkningen i den relevante aldersgruppe (927.407).

*Tabel 5.1* Scenarier for PM<sub>10</sub> eksponering i Danmark

Scenario	% af befolkningen	Befolkningsvægtet årgennemsnit PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Eksisterende forhold		
Land	31	22,00
By	69	22,38
Hele Danmark	100	22,26
Filtre på tung trafik		
Land	31	22,00
By	69	22,24
Ingen PM <sub>10</sub> i Danmark		
Land	31	0
By	69	0

## 5.6 Resultater af beregninger af helbredseffekter knyttet til PM<sub>10</sub>

*Tabel 5.2* Helbredseffekter i Danmark ved de eksisterende koncentrationer af PM<sub>10</sub>.

Helbredseffekt	Aldersgruppe	Observeret/estimeret antal tilfælde i Danmark	Rate (antal per 1 million indbyggere i Danmark per år)
Mortalitet	30+	56.640	10.765
Kredsløbssygdomme			
Hospitalsindlæggelser	Alle	119.619	22.881
Luftvejssygdomme			
Hospitalsindlæggelser	Alle	78.178	14.954
Kronisk bronkitis	25+	25.593	4.917
Akut bronkitis	≤ 15	37.223	7.151
Dage med begrænset aktivitet pga. luftvejssygdom	20+	14.890.772	2.830.137
Astmaanfald	15+	2.586.991	497.021
Astmaanfald	< 15	306.044	58.167

Der er regnet på to scenarier for befolkningens eksponering for PM<sub>10</sub>. Disse scenarier er opstillet i tabel 5.1 og svarer til tallene fra afsnit 4 om befolkningens eksponering, tabel 4.4. I tabel 5.2 angives de observerede eller estimerede antal helbredseffekter i Danmark som anvendes som udgangspunkt for beregningerne. I tabel 5.3 angives de rela-



tive risici (RR) der anvendes, det forventede antal helbredseffekter ved en befolkningseksponering på 7,5 µg/m<sup>3</sup> samt det forventede antal ekstra tilfælde per million indbyggere per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>. Endelig angives i tabel 5.4 hvor mange færre tilfælde af de forskellige helbredseffekter per år, der kan forventes i Danmark ved de to scenarier. Usikkerheden på estimatet for den relative risiko (95% sikkerhedsgrænserne) reflekteres i disse resultater ved i parenteser at angive de forventede helbredseffekter, når den lave henholdsvis høje sikkerhedsgrænse anvendes i beregningerne.

Tabel 5.3 Relative risici (RR) med 95% sikkerhedsgrænser (95%CI) per 10µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>, rater og antal helbredseffekter ved befolkningseksponering på 7,5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>, samt antal ekstra tilfælde i Danmark per stigning i PM<sub>10</sub> eksponering på 10 µg/m<sup>3</sup>

Helbredseffekt	Aldersgruppe	RR(95%CI)	Rate 7,5 (antal per million per år ved 7,5 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub> )	Antal tilfælde i Danmark ved 7,5 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>	Antal ekstra tilfælde per million personer per 10 µg/m <sup>3</sup> PM <sub>10</sub>
Mortalitet	30+	1,043 (1,026-1,061)	10.122	53.259	435
Kredsløbssygdomme					
Hospitalsindlæggelser	Alle	1,013(1,007-1,019)	22.466	117.452	281
Luftvejssygdomme					
Hospitalsindlæggelser	Alle	1,013 (1,001-1,025)	14.670	76.695	192
Kronisk bronkitis	25+	1,098 (1,009-1,194)	4.296	22.358	421
Akut bronkitis	≤15	1,306 (1,135-1,502)	4.926	25.641	1.507
Dage med begrænset aktivitet pga. luftvejs sygdom	20+	1,094 (1,079-1,109)	2.485.269	13.076.250	233.615
Astmaanfald	15+	1,039 (1,019-1,059)	469.964	2.446.159	18.329
Astmaanfald	<15	1,044 (1,027-1,062)	54.619	287.378	2.403

Table 5.4 Antal færre tilfælde af helbredseffekter ved nedsættelse af befolkningens eksponering for PM<sub>10</sub>, svarende til 2 scenarier: a) partikelfiltre på den tunge trafik i Danmark og b) ingen PM<sub>10</sub> forurening i Danmark. I parentes angives antallet svarende til nedre og øvre sikkerhedsgrænse for den relative risiko, alene ud fra beregning af helbredseffekter; hertil kommer usikkerheden ved beregning af befolkningens eksponering.

Helbredseffekt	Aldersgruppe	Antal færre tilfælde i Danmark	
		Partikelfiltre	Ingen PM <sub>10</sub> forurening
Mortalitet	30+	22 (14-31)	5.098 (3.157-7.056)
Kredsløbssygdomme			
Hospitalsindlæggelser	Alle	14 (8-21)	3.268 (1.845-4.922)
Luftvejssygdomme			
Hospitalsindlæggelser	Alle	10 (1-18)	2.236 (174-4.196)
Kronisk bronkitis	25+	21 (2-37)	4.878 (506-8.592)
Akut bronkitis	≤15	76 (40-104)	17.467 (9.328-23.893)
Dage med begrænset aktivitet pga. luftvejssygdom	20+	11.874 (10.177-13.506)	2.736.397 (2.345.343-3.112.533)
Astmaanfald	15+	922 (462-1.356)	212.382 (106.440-312.570)
Astmaanfald	<15	122 (77-168)	28.150 (17.691-38.700)

## Resultater

Resultaterne for partikelfilter-scenariet kan fortolkes som den forventede effekt ved at montere partikelfiltre på den tunge trafik og resultaterne for 'Ingen PM<sub>10</sub> forurening'-scenariet fortolkes som det antal helbredseffekter, der kan tilskrives PM<sub>10</sub> forurening i Danmark. Resultaterne af det sidste scenario skal betragtes som en angivelse af det sundhedsmæssige potentiale ved tiltag, der kan begrænse partikelforureningen i Danmark.

Anvendelse af filtre på tunge køretøjer vil kun medføre en beskedne reduktion i PM<sub>10</sub> i bybaggrund, da den partikulære dieselemmission fortrinsvis udgøres af ultrafine partikler med ringe masse (Tabel 5.1). Reduktionen i gadeplan vil naturligvis være større, men dette kan ikke i det foreliggende benyttes til kvantitative risikostimer. Ved vurdering baseret på PM<sub>10</sub>, kan man derfor få indtryk af beskedne positive helbredseffekter af filtre på tunge dieseldrevne køretøjer (Tabel 5.4). Imidlertid kan ultrafine partikler i dieselemmission mistænkes for at være ansvarlige for en væsentlig del af de partikelrelaterede helbredseffekter, og effekten af filtre kan derfor være langt større. Da filtre på tunge køretøjer kan fjerne ca. 33% af de ultrafine partikler i byen må den formodede øvre grænse være 33% af de samlede helbredseffekt relateret til PM<sub>10</sub>, som er vist i Tabel 5.4.

## 5.7 Ultrafine partiklers helbredseffekter

### PM<sub>10</sub> og ultrafine partikler

I nærværende vurdering skønnes emission fra køretøjers udstødning, herunder fra tunge dieseldrevne køretøjer, kun at udgøre en begrænset kilde til niveauet af PM<sub>10</sub>. Således vil PM<sub>10</sub> niveauer kun falde meget begrænset ved montering af filtre på alle tunge dieseldrevne køretøjer. I

den nyligt udgivne WHO rapport om helbredsomkostninger relateret til luftforurening fra vejtrafik i Frankrig, Østrig og Schweiz, som nærværende vurdering bygger på, har man estimeret at vejtrafik bidrager med 40-60% til  $PM_{10}$ . Det forudsætter at man medregner sekundære partikler, fine og grove partikler fra slid på dæk, vejbane osv. foruden evt. andre antropogene kilder i byerne. Som anført bidrager ultrafine partikler fra køretøjer kun beskedent til  $PM_{10}$ , men er ifølge de senere års hypoteser ansvarlige for en væsentlig del af sundhedseffekterne. Hvis man derfor estimerer helbredseffekter bygget på WHO rapport og nærværende vurdering af bidrag fra tung trafiks udstødning vil man kunne få et forkert indtryk af de forventede sundhedseffekter af tiltag til begrænsninger. I Erfurt i Tyskland er der sket en reduktion af større partikler og dermed  $PM_{10}$  i luften i løbet af de sidste 20 år. Til gengæld er antallet af ultrafine partikler steget. Dette er sandsynligvis resultatet af, at de ultrafine partikler har fået en større halveringstid, da de normalt koagulerer med større partikler (Wichmann and Peters, 2000).

$PM_{2.5}$

I det amerikanske miljøagenturs foreløbige helbredsbedømmelse af die-selemission angives at bidraget herfra til  $PM_{2.5}$  på vægtbasis ligger omkring 10% og op til 35% (USEPA 2000). Det anføres også at det faktiske bidrag til helbredseffekter formentligt er langt større pga. dieselpartiklernes egenskaber.

*Øvre grænse for effekter*

Man kan derfor anlægge den betragtning at die-selemission er årsag til alle de helbredseffekter som gradienten i  $PM_{10}$  kan forårsage, hvilket naturligvis vil være den øvre grænse for mulige effekter af tiltag til reduktion. For den nedre grænse for mulig effekt af reduktioner kan man betragte die-selemission som lig med anden partikulær luftforurening, hvor dieselpartikler kun er en beskedent andel af  $PM_{10}$  massen. Dette er netop tilgangen i beregningerne i nærværende rapport, som bygger på WHO's rapporter, hvorfor de beregnede tal for reduktion af sundhedseffekter ved montering af filtre på tung dieseltrafik må betragtes som en nedre grænse.

*Virkningsmekanismer*

I det følgende gennemgås eksisterende viden om ultrafine og dieselpartiklers specifikke effekter virkningsmekanismer. Den tilgængelige dokumentation støtter at den ultrafine fraktion af partikler er ansvarlig for en betydelig andel af effekterne, der tilskrives partikulær luftforurening, men det er umuligt at kvantificere dette præcist.

Viden om partikulær luftforurenings effekt på helbredet bygger på eksperimentelle og epidemiologiske undersøgelser.

## 5.8 Epidemiologiske studier

*Få studier*

Der findes kun få epidemiologisk studier, der specifikt adresserer effekten af ultrafine partikler. I studier af sammenhænge mellem partikler og daglig mortalitet findes den største effekt på eksponeringsdagen eller dagen efter (Dockery & Pope, 1994; Schwartz, 1994; Bascom et al, 1996; Katsouyanni et al, 1997; Pope & Dockery, 1999). For studier med måling af både  $PM_{10}$  og  $PM_{2.5}$  var mortaliteten bedst associeret med sidstnævnte (Dockery et al, 1993; Schwartz et al., 1996).

### *Erfuhrt*

Den hidtil eneste undersøgelse af mortalitet i relation til ultrafine partikler blev Erfuhrt udført i det tidligere Østtyskland 1995-98 (Wichmans et al., 2000). Mortalitätsdata blev aggregeret til daglige tidsserier og sammenholdt med partikelantal og masse i fraktioner fra en enkelt målestation. Der var betydelige sæsonudsving og ugeudsving med højeste værdier på hverdage og om vinteren for alle partikelmål. Der var klar sammenhæng med mortalitet, men der var ikke statistisk forskel på sammenhæng med ultrafine partikler og  $PM_{2,5}$ , selvom der var en tendens til umiddelbare effekt af  $PM_{2,5}$  og forsinkede effekter (4-5 dage) af ultrafine både mht. hjerte- og lunge-relaterede dødsårsager (Wichman et al., 2000).

Peters et al (1997) fulgte 27 voksne astmatikere (ikke-rygere) i Erfurt i vinteren 1991-92 og sammenlignede PEF (Peak expiratorisk flow) og astmasymptomer med koncentrationen (antallet) af ultrafine (0,01-0,1  $\mu\text{m}$ ), fine 0,1-0,5 og 0,5-2,5  $\mu\text{m}$ ) og grove partikler ( $PM_{10}$ ) i luften målt på en enkelt station. Der var en statistisk signifikant reduktion i PEF ved stigning i koncentrationen af såvel ultrafine som fine partikler. Også selvrapporerede sygdom og hoste var associeret med koncentrationen af fine og ultrafine partikler. Derimod var  $PM_{10}$  ikke associeret med dårligere lungefunktion. De forskellige partikelkoncentrationer korrelerede, men i en forklaringsmodel med hensyntagen til graden af PEF påvirkning var associationen stærkest med koncentrationen af ultrafine partikler, hvilket tyder på, at denne fraktion betinger den negative effekt. En fornyet undersøgelse fra Erfurt i 1996/7 med 58 patienter gav tilsvarende resultater, inkl. forbrug af medicin (Wichmann and Peters, 2000).

### *Helsinki*

I en finsk undersøgelse blev 78 voksne patienter fra Helsinki fulgt gennem 6 måneder i vinter og forår 1996/7. Sammenhæng mellem luftvejsymptomer og funktionsmål og partikelforurening, inkl. grove, fine og ultrafine blev undersøgt med multivariat lineær regression. Kun antal partikler var signifikant negativt associeret med PEF udsving (Wichmann and Peters, 2000).

I et finsk studie blev 39 børn med astma fra Kuopio fulgt i 57 dage i 1994 og der blev målt  $PM_{10}$ , sod og antal partikler i 6 fraktioner fra 10 nm til 10  $\mu\text{m}$  på målestation mere end 50 m fra nærmeste gade. Alle partikeltællinger og sod var tæt korrelerede ( $r>0,9$ ). Der var kun signifikant association mellem astmaanfald og partikler knyttet til  $PM_{10}$  og sod, men ikke til fine og ultrafine partikler (Pekkanen et al., 1997). I et tilsvarende studie fra samme sted med 49 børn i 1995 fandtes stærkest påvirkning af PEF fra  $PM_{2,5}$  og antal partikler i størrelsen 0,1-1  $\mu\text{m}$  med én dags lagtime (Titanen et al., 1999)

### *Undersøgelser på vej*

Der er flere europæiske og amerikanske undersøgelser af sammenhænge mellem ultrafine partikler og hjertekarsygdomme på vej.

### *Erhvervsmæssig eksponering*

Der findes en række epidemiologiske undersøgelser af erhvervsmæssig udsættelse for dieselemmission, som indikerer især kræftfremkaldende virkninger, hvor risiko ifølge 3 store metanalyser øges med 20-50% (USEPA 2000), Derimod har effekter på lunge- og hjertesygdom været vanskeligere at bedømme epidemiologisk i erhvervsmæssig sammenhæng, bl.a. pga. "healthy worker" effekter. Akut eksponering

er dog fundet associeret med respirationsvejssymptomer, hoste, ekspektoration, hvæsen og vejrtrækningsbesvær.

## 5.9 Eksperimentelle studier og skademekanismer

### *Deposition i lunger*

Det er endnu ikke klarlagt, hvordan partikler i luften - især de ultrafine - forårsager skade. Der foretages en del eksperimenter, for at klarlægge, hvordan partikler er med til at øge mortaliteten og morbiditeten af især pulmonære og kardiovaskulære sygdomme. Ultrafine partikler kan, pga. deres større relative overflade, transportere mere toksisk materiale, adsorberet til overfladen, end større partikler. Det kan være reaktive gasser, radikaler, overgangsmetaller eller organiske forbindelser (Wichmann and Peters, 2000). Siden massen af ultrafine partikler er nærmest negligerbar, er masserelaterede effekter ikke sandsynlige. Fraktionen af ultrafine partikler, der deponeres i lungerne, øges med mindsket partikelstørrelse og med dybere, længerevarende vejrtrækning (Jacques et al., 2000). Ultrafine partikler deponeres i lungerne via diffusion, hvorimod større partikler deponeres ved sedimentation.

### *Inflammation*

Seaton et al (1995) fremkom med en hypotese, om at de ultrafine partikler (under  $0,02 \mu\text{m}$ ) forårsager alveolær inflammation, hvorved der frigives mediatorer, som fremkalder anfald af akut respiratorisk sygdom hos følsomme individer. Derudover mente de, at der sker ændringer i blod koagulabiliteten, hvilket er årsagen til det øgede antal dødsfald pga. kardiovaskulære sygdomme ved høj luftforurening i storbyer. Et populationsstudie har givet støtte til, at luftforurening med partikler kan føre til ændringer i blodets koagulabilitet (Seaton et al., 1999). I studiet blev 112 personer over 60 år fulgt i 18 mdr., taget blodprøver og blodprøveanalyserne blev sammenstillet med udsættelse for  $\text{PM}_{10}$ . Der fandtes en signifikant negativ sammenhæng mellem eksponering for  $\text{PM}_{10}$  og hæmoglobin koncentration, packed cell volume (PVC), antal af røde blodlegemer, blodplader og koagulationsfaktor VII, ved korrektion for temperatur og årstid. Som forklaring på nedgangen i hæmoglobinkoncentrationen opstilledes to muligheder; enten skete der en fortynding af blodet, eller også skete der en sekvestrering af røde blodlegemer i kapillærerne. Hvis det skyldtes en hæmodilution, ville koncentrationen af albumin også falde, og det var ikke tilfældet. Derfor konkluderedes, at der skete en sekvestrering i de systemiske kapillærer, som kan skyldes ændringer i endotelets ekspresion af adhæsionsmolekyler.

I forsøg med cellekulturer er denne inflammatoriske effekt blevet påvist, bl.a. ved at man har udsat humane bronkiale epitelceller for dieselpartikler. Ved denne eksponering har man registreret en opregulering af adhæsionsmolekylet ICAM-1, hvilket kunne måles ved en stigning i ICAM-1 mRNA koncentrationen og ekspresionen af ICAM-1 på overfladen af cellerne (Takizawa et al., 2000). ICAM-1 menes at have betydning for akkumulering af inflammatoriske celler, såsom neutrofile, eosinofile og T-lymfocytter, og i overensstemmelse hermed steg antallet af neutrofile, der blev bundet til epitelcellerne. I et lignende forsøg blev der fundet nedsat ciliær aktivitet af epitelcellerne, og øget udskillelse af proinflammatoriske cytokiner, såsom IL-8 og adhæsionsmolekylet ICAM-1 (Bayram et al., 1998). Dette skete

derimod ikke ved udsættelse for aktiveret "charcoal". Der blev konkluderet, at den toksiske effekt skyldtes forbindelser, adsorberet på dieselpartiklerne og ikke størrelsen af partiklerne. Disse toksiske stoffer var bl.a. polyaromatiske kulbrinter (eks.: phenanthren, flourantren og pyren). De benyttede kulpartikler var grove partikler af størrelsen 40-60  $\mu\text{m}$ , derfor kan der ikke konkluderes noget om effekten af størrelsen. Derudover foregik eksponeringen ved, at partiklerne blev suspenderet i væske, hvorved de aggregerede til endnu større komplekser.

#### *Forsøg på mennesker*

I overensstemmelse med de anførte in vitro studier er det vist, at eksperimentel inhalation af dieselpartikler hos mennesker medførte en opregulering af ekspressionen af adhæsionsmolekyler på kapillære endothelceller i forbindelse med alveolær inflammation (Salvi et al., 1999). Femten unge frivillige blev eksponeret for luft med og uden dieseludstødning under moderat anstrengelse på cykelergometer. Der var ingen ændring af lungefunktionsparametrene. Derudover blev der bronchoskoperet, taget biopsi og foretaget bronchoalveolær lavage. Eksponeringen for dieselpartikler producerede et inflammatorisk respons i luftvejene med bl.a. stigning af antallet af neutrofile, mastceller og lymfocytter. Derudover var der en øget ekspression af adhæsionsmolekyler (f.eks. ICAM-1) i endotelet i submucosa og en øget ekspression af ligander på inflammatoriske celler, hvilket er en del af forklaringen på den øgede influks af inflammatoriske celler i luftvejene. Også i det perifere blod var der et inflammatorisk respons, bl.a. en stigning i antallet af neutrofile og blodplader. Det er også vist at dieselpartikler kan give tilsvarende proinflammatoriske respons og virke som adjuvans ved eksperimentel sensibilisering af mennesker på næseslimhinden (Diaz-Sanchez et al., 1999; 2000).

#### *Dyreforsøg*

Ved sammenligning af effekten af henholdsvis ultrafine og fine partikler ( $\text{TiO}_2$ ) givet intratrachealt på rotter, har det vist sig, at de ultrafine forårsagede et større inflammatorisk respons, målt som influks af neutrofile og protein i lungerne (Ferin et al., 1992, Oberdorster et al., 1992 og Oberdorster, 2000). De ultrafine partikler trængte i højere grad ind i interstitiet og epitelcellerne. Ved eksponering af rotter for ultrafine partikler, som er fagocyteret af makrofager hos andre rotter, registreredes ingen inflammatorisk effekt. Det tyder på, at inflammationen enten skyldes makrofagernes fagocytose og efterfølgende frigivelse af mediatorer eller partiklernes indtrængen i parenkymet. Det inflammatoriske respons var bedre korreleret med overfladearealet af partiklerne end med massen, hvilket underbygger, at det er de mindste partikler, der er de farligste.

Toksiciteten af dieselpartikler er demonstreret ved øget frigivelse af laktatdehydrogenase fra humane bronkiale epitelceller i kultur (Boland et al., 1999), hvilket tyder på celleskade. Både dieselpartikler, latexpartikler og kulpartikler blev fagocyteret af cellerne. Ved eksponeringen for dieselpartiklerne blev frigivelsen af proinflammatoriske cytokiner (IL-8 og GM-CSF) signifikant øget, hvorimod der kun var en mindre stigning efter eksponering for kulpartikler, hvilket indikerer, at den inflammatoriske effekt skyldes stoffer, der er adsorberet til dieselpartiklerne. Det er også demonstreret, at endocytose af partiklerne er væsentlig for frigivelsen af GM-CSF (Boland et al., 2000). Ved

inhibering af dannelsen af actin filamenter, som er nødvendige for endocytose, nedsættes responset på dieseleksponering.

### *Metaller*

For at undersøge om metaller, der er adsorberet på dieselpartiklerne, er en udløsende faktor for inflammationen, er cellekulturer blevet exponeret for dieselpartikler med og uden tilsætning af metalchelatorer (Boland et al., 2000). Der var ingen forskel i responset, så metaller tilskrives ingen effekt. Til gengæld er det vist, at organiske forbindelser, adsorberet på partiklerne, har en effekt, fordi et diklormethanekstrakt af dieselpartikler inducerer samme respons som dieselpartiklerne selv (Boland et al., 2000). Kulkernerne af dieselpartiklerne, efter ekstraktionen, havde dog stadig signifikant større effekt end carbon black, hvilket muligvis kan skyldes forskel i partikelstørrelse og overflade. For at undersøge om stigningen i GM-CSF involverer "reaktive oxygen species" blev der tilsat "radikal scavengers" til nogle cellekulturer. Dette medførte nedsat respons til dieselpartiklerne, hvilket indikerer "reaktive oxygen species" er involveret.

Mekanismen, hvormed de ultrafine partikler inducerer øget ekspresion og udskillelse af proinflammatoriske mediatorer er ukendt, men en mulig "pathway" involverer øget koncentration af cytosolisk calcium. Det er vist, at ultrafine kulpartikler og latexpartikler, men ikke fine, inducerer øget intracellulært calcium respons hos humane makrofag linier og hos primære makrofager hos rotter ved stimulering med thapsigargin (Stone et al., 2000). Thapsigargin inhiberer calciumpumpen i det endoplasmatiske retikulum, hvilket resulterer i calciumfrigivelse til cytoplasmaet. Responset blev signifikant svækket ved tilsættelse af antioxidanter som mannitol, hvilket indikerer, at effekten af de ultrafine partikler til dels er medieret af reaktive oxygen "species".

### *Svækkede individer*

Den største effekt af luftforurening ses hos svækkede individer, f.eks. ældre og patienter med luftvejssygdomme og hjertekarsygdomme. Derfor har man undersøgt effekten af ultrafine og fine partikler på rotter, hvis lungefunktion var svækket ved, at de havde inhaleret bakterielt endotoksin (LPS). Ultrafine partikler givet efter LPS gav et signifikant større respons, hvorimod dette ikke gjorde sig gældende for de fine (Oberdorster, 2000).

### *Dyreforsøg*

Der er foretaget mange dyreeksperimentelle undersøgelser med dieselpartikler administreret ved installation i trachea eller inhalation, hvor den første måde typisk giver større effekter, mens den anden forekommer mere relevant for human eksponering. De laveste eksponeringsniveauer der har givet effekt på overlevelse, vækst, lungefunktion, inflammation, histopatologi, histokemi, partikelclearance, immunforsvar ligger generelt omkring 1-2 mg/m<sup>3</sup> ved langtids inhalation (USEPA 2000). På baggrund af disse data med et NOAEL på 0,46 mg/m<sup>3</sup> som omsættes til en humanækvivalent koncentration på 0,144 mg/m<sup>3</sup>, og en usikkerhedsfaktor på 10 foreslår EPA rapporten foreløbigt en tolerabel koncentration for mennesker på 14 µg/m<sup>3</sup> for kronisk eksponering. Der er dog ikke taget hensyn til de følsomme grupper som hjerte- og lungesygge, som er dem der reagerer med helbredseffekter og dette tal er derfor ikke umiddelbart anvendeligt. For kræftvirkninger af dieselpartikler findes positive studier med inhalations i rotter og med installation i rotter og mus samt mutagenicitet,

hvilket er tilstrækkeligt til klassifikation som sikkert kræftfremkaldende i forsøgsdyr.

## 5.10 Konklusion og behov for viden

*Ultrafine partikler  
formentlig væsentlige*

De tilgængelige epidemiologiske undersøgelser af ultrafine partikler og eksisterende viden om mekanismer peger på at den ultrafine fraktion af trafik-relaterede partikler og deres antal er væsentlig for helbredseffekter. Det er således helt overvejende sandsynligt at ultrafine partikler fra dieselemmission bidrager væsentligt mere til negative helbredseffekter end deres masse antyder. Det gælder forværring af luftvejssygdomme og hjertesygdom, herunder risiko for død. For raske, der bliver eksponeret, har undersøgelser af personer erhvervsmæssigt udsat for dieselemmission ikke været anvendelige til at belyse risiko for udvikling af luftvejs- og hjertesygdomme pga. bl.a. healthy worker effekter, men peger kun på risiko for kræft.

*Øvre grænse for effekter af  
ultrafine partikler*

Hvilken andel af de helbredseffekter, som tilskrives hele  $PM_{10}$  fraktionen i nærværende beregninger, kan tilskrives alene trafik-relaterede ultrafine partikler, kan ikke fastslås. Den øverste grænse for effekt af ultrafine partikler må antages at svare til de samlede effekter, der relateres til  $PM_{10}$ . Af de ultrafine partikler stammer ca. 40% fra tunge køretøjer. Man kan derfor forvente en effekt af fjernelse af 80% af denne emission, svarende til filtre på tunge køretøjer kan tænkes at reducere op til ca. 33% af de samlede effekter, som tilskrives  $PM_{10}$ .

*Stort behov for viden*

Det er klart at der er stort behov for at fremskaffe viden, der knytter risiko for relevante helbredsudfald i Danmark til eksponering for partikler i de enkelte fraktioner. Der bør således gennemføres epidemiologiske undersøgelser, der belyser sammenhæng med forekomst og forværring af luftvejssygdomme, hjertesygdom og lungekræft. Ligeledes bør befolkningens eksponering for partikler i de enkelte fraktioner overvåges, hvor udvikling af brug af biomarkører for eksponering og effekt kan være et værdifuldt bidrag. Endelig er der behov for flere eksperimentelle undersøgelser af effekter af partikler mht. af størrelsesfordeling og kilder på alle niveauer fra in vitro forsøg over dyreforsøg til kontrolleret eksponering af mennesker.



## Referencer

- Anderson HR (2000). Differential epidemiology of ambient aerosols. *Mathematical, physical and engineering sciences*. 2000: 2771-85.
- Bascom R, Bromberg PA, Costa DA et al. (1996) Health effects of outdoor air pollution. *Am J Respir Crit Care Med* 1996; 153:3-50.
- Bayram H, Devalia JL, Sapsford RJ et al. (1998) The effect of diesel exhaust particles on cell function and release of inflammatory mediators from human bronchial epithelial cells in vitro. *Am J Respir Cell Mol Biol* 1998 Mar.; 18(3):441-8.
- Boland S, Baeza-Squiban A, Fournier T et al. (1999) Diesel exhaust particles are taken up by human airway epithelial cells in vitro and alter cytokine production. *Am J Physiol* 1999 Apr.; 276(4 Pt 1):L604-L613.
- Boland S, Bonvallet V, Fournier T et al. (2000) Mechanisms of GM-CSF increase by diesel exhaust particles in human airway epithelial cells. *Am J Physiol Lung Cell Mol Physiol* 2000 Jan.; 278(1):L25-L32.
- Diaz-Sanchez D, Garcia MP, Wang M et al. (1999) Nasal challenge with diesel exhaust particles can induce sensitization to a neoallergen in the human mucosa. *J Allergy Clin Immunol* 1999 Dec.; 104(6):1183-8.
- Diaz-Sanchez D, Jyrala M, Ng D et al. (2000) In vivo nasal challenge with diesel exhaust particles enhances expression of the CC chemokines rantes, MIP-1alpha, and MCP-3 in humans. *Clin Immunol* 2000 Nov.; 97(2):140-5.
- DIKE (1994) Danish health and morbidity survey. ([www.dike.dk](http://www.dike.dk)) 1994.
- Dockery DW, Pope CA, Xu X et al. (1993) An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993 Dec.; 329(24):1753-9.
- Dockery DW, Pope CA. (1994) Acute respiratory effects of particulate air pollution. *Annu Rev Public Health* 1994; 15:107-32.
- Ferin J, Oberdorster G, Penney DP. (1992) Pulmonary retention of ultrafine and fine particles in rats. *Am J Respir Cell Mol Biol* 1992 May; 6(5):535-42.
- Host AH, Duus T., Ibsen T.B., Host A. (1993) Occurrence of atsm in schoolchildren. Is the disease underdiagnosed? *Ugeskrift for laeger* 1993 Dec.; 155(49):3978-81.
- Jaques PA, Kim CS. (2000) Measurement of total lung deposition of inhaled ultrafine particles in healthy men and women. *Inhal Toxicol* 2000 Aug.; 12(8):715-31.

- Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C et al. (1997) Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. *Air Pollution and Health: a European Approach*. *BMJ* 1997 June; 314(7095):1658-63.
- Keiding L. (1997) Astma, allergi og anden overfølsomhed i Danmark. *DIKE* 1997.
- Oberdorster G, Ferin J, Gelein R et al. (1992) Role of the alveolar macrophage in lung injury: studies with ultrafine particles. *Environ Health Perspect* 1992 July; 97:193-9.
- Oberdorster G. (2000) Toxicology of ultrafine particles: in vivo studies. *Phil Trans R Soc Lond A* 2000 Oct.; 358:2719-40.
- Pekkanen J, Timonen KL, Ruuskanen J et al. (1997) Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environ Res* 1997; 74(1):24-33.
- Peters A, Wichmann HE, Tuch T et al. (1997) Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med* 1997 Apr.; 155(4):1376-83.
- Pope CA, Dockery DW, Kanner RE et al. (1999) Oxygen saturation, pulse rate, and particulate air pollution: A daily time-series panel study. *Am J Respir Crit Care Med* 1999 Feb.; 159(2):365-72.
- Pope CA, III, Thun MJ, Namboodiri MM et al. (1995) Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995 Mar.; 151(3 Pt 1):669-74.
- Prahl P, Christiansen P, Hjuler I, Kaae HH. (1997) Prevalence of asthma in Danish children aged 8-10 years. *Acta Paediatr* 1997 Oct.; 86(10):1110-3.
- Salvi S, Blomberg A, Rudell B et al. (1999) Acute inflammatory responses in the airways and peripheral blood after short-term exposure to diesel exhaust in healthy human volunteers. *Am J Respir Crit Care Med* 1999 Mar.; 159(3):702-9.
- Schwartz J. (1994) Total suspended particulate matter and daily mortality in Cincinnati, Ohio. *Environ Health Perspect* 1994 Feb.; 102(2):186-9.
- Schwartz J, Dockery DW, Neas LM. (1996) Is daily mortality associated specifically with fine particles? *J Air Waste Manag Assoc* 1996 Oct.; 46(10):927-39.
- Seaton A, MacNee W, Donaldson K, Godden D. (1995) Particulate air pollution and acute health effects [see comments]. *Lancet* 1995 Jan.; 345(8943):176-8.
- Seaton A, Soutar A, Crawford V et al. (1999) Particulate air pollution and the blood. *Thorax* 1999 Nov.; 54(11):1027-32.

Stone V., Brown D.M., Watt N. et al. (2000) Ultrafine particle-mediated activation of macrophages: Intracellular calcium signaling and oxidative stress. *Inhal Toxicol* 2000; 12(supplement):345-51.

Takizawa H, Abe S, Ohtoshi T et al. (2000) Diesel exhaust particles up-regulate expression of intercellular adhesion molecule-1 (ICAM-1) in human bronchial epithelial cells. *Clin Exp Immunol* 2000 May; 120(2):356-62.

Tiitanen P., Timonen K.L., Ruskanen J.J. et al. (1999) Fine particulate air pollution, resuspended road dust and respiratory health among symptomatic children. *Eur Respir J* 1999; 13:266-73.

USEPA (U.S.Environmental Protection Agency). Health Assessment document for diesel exhaust. National center for environmental assessment 2000.

WHO synthesis report. Health costs due to road traffic-related air pollution. ([www.who.dk/london99/transport04.htm](http://www.who.dk/london99/transport04.htm)) 1999.

Wichmann HE, Peters A. (2000) Epidemiological evidence of the effects of ultrafine particle exposure. *Phil Trans R Soc Lond A* 2000 Oct.; 358:2751-69.



# Summary

## Objective

### *The overall objective*

The overall objective of the investigation was to assess the health effects of installation of particle filters with an efficiency of 80% on all heavy-duty diesel vehicles (> 3.5 tons) in Denmark.

The investigation was requested by the Danish Traffic Agency as part of the basis for decisions on mandatory installation of particle filters on heavy duty vehicles in Denmark. The deadline of the investigation was very short (approx. 1 month starting in March 2001), and therefore based on already available data.

## Background

### *Measurement of particles*

The air pollution in a street is the sum of contribution from traffic in the street, from other streets, from other sources in the city, other sources in the region and the country and foreign sources. The contributions vary in time as a consequence of the emission, transformations of pollutants, deposition and the meteorological conditions, e.g. wind speed, wind direction, stability etc. This is also the case for particles. However, the description and the assessment are more complicated for particles, where i.a. particle size distributions also have to be taken into account.  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ,  $PM_1$  or  $PM_{??}$  are the most commonly used mass measure of particulate air pollution all over the World; WHO has considered limit values for these parameters.

### *Particle types*

Many sources emit different types of particles, in different sizes and chemical composition. The road traffic is one important example, where the same source emits particles of very different type depending on the formation of particles. Particles are created in the engine, in the exhaust system or immediately behind the exhaust pipe; these particles are fine or ultrafine particles and contribute only a little to  $PM_{10}$ . Other particles are formed by resuspension from the road surface and wear of road, tires, brakes, clutches etc.; they are often more coarse particles, which contribute significantly to  $PM_{10}$ , see figure 1.

### *Health effects*

Many studies in United States and Europe have shown that particles give rise to adverse health effects, but they focused on  $PM_{10}$ , but also  $PM_{2.5}$  was considered. It is unclear, which properties of the particles are important, but few studies indicate that the very small particles (fine and ultrafine) are the most hazardous. Within the given time-frame it has not been possible to get new data, and the assessment of the adverse health effects has been based on the above studies of the effect of  $PM_{10}$ . In addition, an assessment of the adverse health effects of ultrafine particles has been attempted. The consequence of installing filters on all heavy-duty vehicles in Denmark has been estimated.

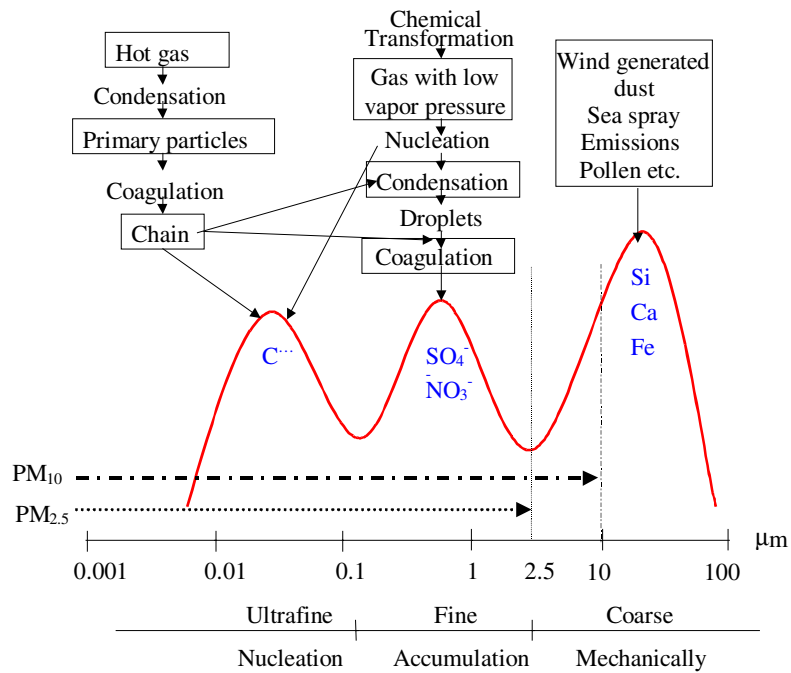


Figure 1. Schematic drawing showing the size distribution of particles in urban air. The vertical axe has an arbitrary scale. The shape of the distribution depends on this scale; if the vertical axes is the mass, the ultrafine particles will not be seen and if the vertical axes is the number of particles the coarse part of the distribution will be insignificant.

*Methods of health effect assessments*

The above studies of the connection between death rate, other health effects and PM pollution in US and Europe were carried out by comparison of between different areas with different pollution levels and variations in time. They were all carried out based on a very simplified assessment of the exposure of the population using the  $PM_{10}$  levels at the urban background. It was assumed that the population was exposed by the air pollution outside the front door of their homes and not in e.g. streets. The high levels during transport in streets between home and workplace was not taken into account.

*Basis for this investigation*

Today it is difficult to give a precise determination of the exposure and the present investigation was based on the above method, without taking the above important contribution to the exposure into account.

## Population exposure with PM<sub>10</sub>

### *Method to determination of the population exposure to PM<sub>10</sub>*

Model calculations and data analysis were used to determine the traffic contribution to PM<sub>10</sub> in Danish cities. The model calculations were carried out for Copenhagen, where the necessary data exist. In addition, data from London were used. The generalisation was based on data for NO<sub>x</sub>, depending on city size. The PM<sub>10</sub> levels were estimated on the known relationship between NO<sub>x</sub> and PM<sub>10</sub> from road traffic. The ratio depends on type cars and on driving conditions, but seems to be comparable for London and Copenhagen.

### *Assessment of health effects*

The adverse health effects were based on the air pollution in urban background corresponding to the international studies. The same approach was used in a study carried out under WHO in Austria, Switzerland and France in 1999.

### *Data*

Calculation were based on the following data:

- traffic data from Copenhagen collected under a project carried out by the Danish Road Directorate in 1996 (Bendtsen, H. og Reiff, L. 1996),
- calculated emissions of NO<sub>x</sub> and PM<sub>10</sub> from the traffic in Copenhagen using the above traffic data and emission factors from the European emission model COPERT II. The applied emission factors correspond to the Danish traffic composition in 1999-2000. For PM<sub>10</sub> another method was applied as described in the following,
- measurements of NO<sub>x</sub> concentrations at a regional monitoring station, Lille Valby (LMP), and
- meteorological data from a meteorological mast at the roof of the H.C. Ørsted Institute in Copenhagen (LMP).

A detailed data analysis of the relationship between urban background in London and a regional background in Harwell outside London was carried out and used in the study, because no urban background data exist for PM<sub>10</sub> in Denmark.

The so-called Urban Background Model (UBM), developed at NERI calculated the concentrations of NO<sub>x</sub> and PM<sub>10</sub>.

### *Emissions of PM<sub>10</sub>*

The emissions of PM<sub>10</sub> were determined by two different methods. The first was the same as used for national calculations of emissions. The second method was based on the relationship between NO<sub>x</sub> and PM<sub>10</sub> of the four most important categories of vehicles given in the emission database of UK.

### *PM<sub>10</sub>/NO<sub>x</sub> ratio*

The PM<sub>10</sub>/NO<sub>x</sub> ratio calculated in table 1, is in good agreement with the measurements in Copenhagen, whereas the method based on national emission inventories results in only the half ratio.

Table 1. The ratio  $PM_{10}/NO_x$  emission factors determined by the UK Emissions Database.

Vehicle category	$PM_{10}/NO_x$ ratio (g/g)
Passenger cars	0.03
Vans	0.28
Trucks	0.10
Buses	0.06

### $NO_x$ in Copenhagen

Figure 2 shows the calculated and measured diurnal variation  $NO_x$  at the urban background monitoring station in Copenhagen (H.C. Ørsted Institute, HCØ), including the regional contribution, which was assumed to be equal to concentrations measured at the regional background station, Lille Valby. The last mentioned contributes significantly to  $NO_x$  in Copenhagen and shows a significant diurnal variation. The modelled underestimates slightly  $NO_x$  in Copenhagen. The diurnal variations were reproduced well by the model.

### $PM_{10}$ in Copenhagen

The corresponding  $PM_{10}$  results are shown in figure 3. No measurement results exist of the diurnal variation of the regional  $PM_{10}$  concentration. The results include therefore only the contribution from the traffic in Copenhagen. Measurements of 24 hours averages at the regional monitoring station, Lille Valby, indicates a rural background concentration of approx.  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$ . This is more than 20 times larger than the contribution from the traffic in Copenhagen calculated by UBM.

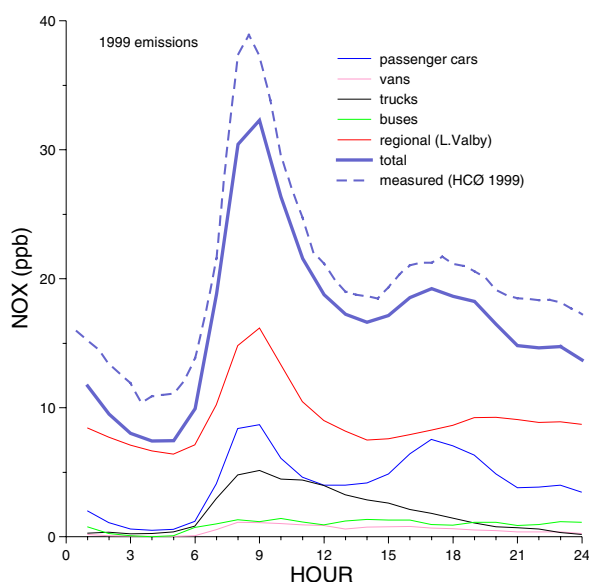


Figure 2. Calculated and measured  $NO_x$  at the LMP monitoring station at H.C. Ørsted Institute in Copenhagen, urban background.

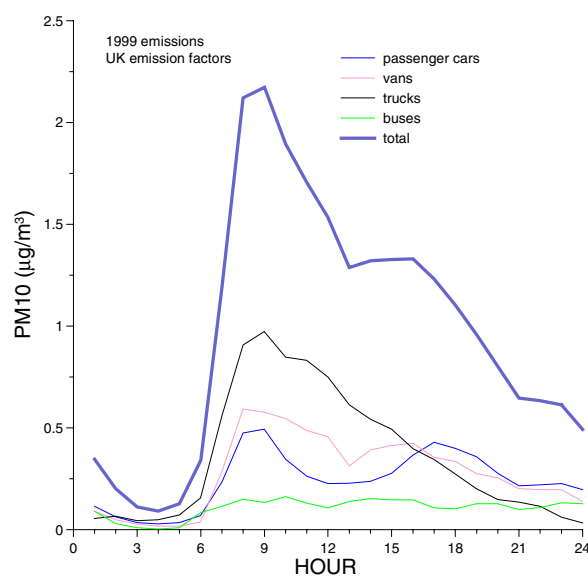


Figure 3. Calculated  $PM_{10}$  concentrations at the LMP monitoring station at H.C. Ørsted Institute in Copenhagen, urban background. This is only the contribution from traffic in Copenhagen; the regional contribution was approx.  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$  and contributions from other sources are not included.



### *PM<sub>10</sub> from vehicles.*

The calculated contributions of PM<sub>10</sub> to the annual average at HCØ in Copenhagen separated in 4 vehicle categories are shown in table 2. Slightly higher concentrations occur at some distance from the city centre, where the fraction of heavy-duty vehicles is large. The results should be compared with the measured rural background on 22 µg/m<sup>3</sup>. A fraction of the rural background is also from the road traffic, but it is not possible by the available data to estimate this fraction.

Table 2 The contribution from traffic of PM<sub>10</sub> at urban background in Copenhagen.

Vehicle categories:	µg/m <sup>3</sup>	%
Passenger cars	0.24	25
Vans	0.28	28
Trucks	0.36	36
Buses	0.10	11
Sum	0.98	100

### *Other cities*

In order to assess the PM<sub>10</sub> level in different sizes of cities a simple “down scaling” has been used Jensen (1998). It depends of the emission density, the size of the city area (radius) and the average building height. These parameters were estimated for different cities. The method was developed for NO<sub>x</sub> from traffic, and was assumed also to be valid for PM<sub>10</sub>. The result is shown in figure 4.

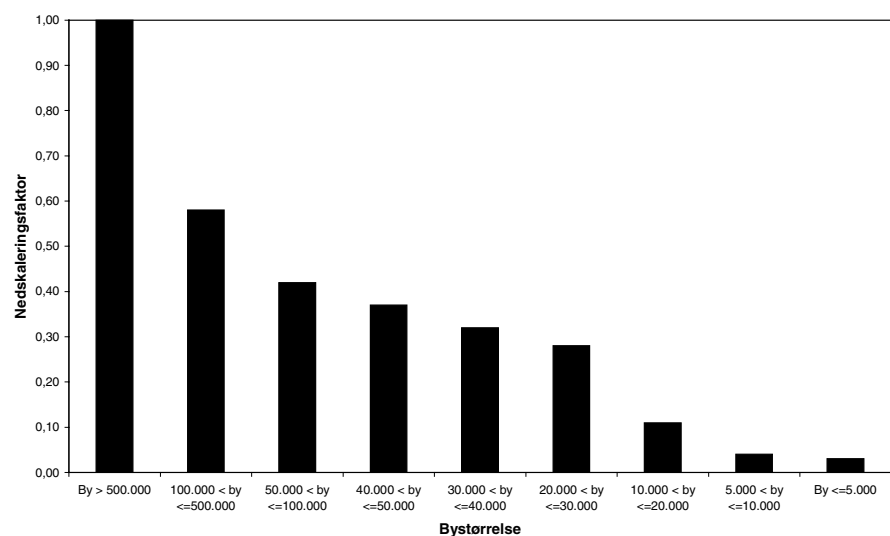


Figure 4. “Down scaling” factor of the PM<sub>10</sub> level from traffic from Copenhagen to other city sizes

### *Population weighted PM<sub>10</sub>*

A population weighted annual average of PM<sub>10</sub> has been calculated on the basis of the above assumptions, and they were applied for calculations of death rate and morbidity as a consequence of PM<sub>10</sub> pollution, see table 3.

Table 3 Population weighted annual average of PM<sub>10</sub> for different scenarios.

Population	Number of inhabitants %	Reference year (2000) µg/m <sup>3</sup>	Particle filters on heavy duty vehicles <sup>1</sup> µg/m <sup>3</sup>
City population	69	22.38	22.24
Countryside population	31	22.00	22.00
Sum	100	22.26	22.17

Note 1: Particle emission from heavy-duty vehicles will be reduced by 80% by particle filters

Note 2: The numbers are given with more decimals than the accuracy allows.

## Assessment of health effects of particles by filters

### *Assessment of health effect of ultrafine particles*

The ultrafine particles might be most hazardous even if they do only contribute a little to PM<sub>10</sub>, but so far the international literature does not give quantitative assessment of the health effects. One problem is that the necessary data are not available for larger epidemiological studies. However, the available few studies indicate that ultrafine particles measured in urban background are important for heart and lung disease related increased death rate and better explanation of asthma of adults can be related to these particles than fine and coarse particles. Experimental animal studies and exposure studies on human subjects support the expected adverse effects of ultrafine particles. Especially, the relatively large surface, chemical composition and the possible transport in the lung tissue might explain these effects. Diesel emissions have been shown to be carcinogenic. The international official conclusion on workplace exposure is that diesel particles are carcinogenic on human.

### *Ultrafine particles in Denmark*

Studies of the contribution of ultrafine particles and their size distributions have been carried out in Denmark. Preliminary investigations indicated that ratio of particles < 0.1 µm and NO<sub>x</sub> is relatively constant. The regional background of these particles is also low. Preliminary investigations of the efficiency of some filters and catalysts is relatively high, >80%.

### *33% reduction of ultrafine particles*

Based on the above a 1/3 reduction in the concentration of ultrafine particles (number) in cities was estimated as a consequence of installation of particle filters on all heavy duty vehicles in Denmark.

### *Health effect assessment of PM<sub>10</sub> by WHO*

The available data describing the quantitative connection between particle exposure and health effects are mainly based on PM<sub>10</sub>, as in the WHO's report "Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution" from 1999. The health effects were related to the total contribution of PM<sub>10</sub> from traffic, i.e. incl. the emission of primary particles, secondary particles, re-suspended particles, and wear of tires and brakes. The available estimates of health effects are based on assessment in the WHO report of the relationship with the PM<sub>10</sub> level. A linear relationship was chosen.

*Mortality* The accumulated total mortality in relation to the geographical differences in time was chosen in the WHO report for assessment of the quantitative relationship between acute mortality and the PM<sub>10</sub> levels. This leads to a higher estimate of the relative risk (RR) on 1.043 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>, than earlier estimated by WHO (1996), where the estimate was 1.01 per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>.

*Other health effects* Time series analysis was applied for assessment of other health effects. They include heart and lung diseases among adults, incidence of chronically bronchitis among adults, first years period prevalence of acute bronchitis among children, day with limited activity due to air way problems among adults and number of asthma attacks among children and adults. The health effect measures were chosen in order to minimise the overlap. Possible health effects related to diesel emissions, e.g. lung cancer and foetal growth changes were not included in the WHO report, and is therefore not included here. No Danish studies exist in this area.

*The effects of filters* Application of filters on all heavy-duty vehicles will only reduce the urban background of PM<sub>10</sub> a little, because the size of diesel particles is small with low mass (Table 4). The reductions in streets will be larger, but no risk estimates are available for this type of exposure. Assessments based on PM<sub>10</sub> result therefore only to very limited positive effects of filters on heavy-duty diesel vehicles (Table 5). However, because ultrafine particles are believed to be responsible for the major part of the adverse health effects of particles, the effects of filters might be much larger. Since filters were estimated to reduce the concentration of ultrafine particles with 1/3 in cities the upper limit of the reduction in adverse health effect will be 1/3 (table 5).

*Population weighted exposure* Table 4 shows the calculated positive effect of the population weighted PM<sub>10</sub> exposure reduction caused by filters on heavy duty vehicles, and a scenario where all PM<sub>10</sub> was removed. The last mentioned is unrealistic, because the natural sources contribute significantly.

*Table 4* Scenarios for PM<sub>10</sub> exposure in Denmark

Scenario	% of the population	Population weighted exposure to PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Existing situation		
Rural	31	22.00
Cities	69	22.38
The whole country	100	22.26
Filters on heavy duty vehicles		
rural	31	22.00
Cities	69	22.24
No PM <sub>10</sub> in Denmark		
Rural	31	0
Cities	69	0

The reductions in incidents, if filters on all heavy-duty vehicles and if all PM<sub>10</sub> was removed are shown in table 5.

*Table 5.* Estimates of reduced number of incidents health effects by reduced exposure of the population with PM<sub>10</sub>. The reduced PM<sub>10</sub> exposure corresponds to: a) particle filters on all heavy-duty vehicles in Denmark and b) non PM<sub>10</sub> pollution in Denmark. Particles emitted (from tail pipe) from heavy duty vehicles contribute only a little to PM<sub>10</sub>, but contribute to 33% ultrafine particles, which are believed to contribute significantly to adverse health effects. The effect of particle filters might therefore reduce the health effects of particles by up to 33%.

Health effect	Age group	Reduced number of incidents in Denmark	
		Particle filters	No PM <sub>10</sub> pollution
Mortality	30+	> 22	5,000
Heart disease			
Hospital admissions	All	> 14	3,300
Lung diseases			
Hospital admissions	All	> 10	2,250
Chronically bronchitis	25+	> 21	5,000
Acute bronchitis	≤15	> 76	17,500
Days with limited activity due to air way diseases	20+	> 11,974	2,700,000
Asthma attacks	15+	>1,300	210,000
Asthma attacks	<15	> 175	28,000

*Uncertainty of the assessment of PM<sub>10</sub>*

As described above the uncertainty of the calculations is very high, i.e. the calculations of air concentrations, the human exposure as well as the assessment of health effects.

*Weak data*

Only a limited data of PM<sub>10</sub> are available in Denmark, air quality as well as air emissions. Also the uncertainty of available emission data from road traffic is high, at least a factor of 2. In addition, it is unclear whether the emission data include all contributions, i.e. tail pipe emission, dust from brakes, clutches, tires, road etc. The applied data from the UK database seem to fit best to the available measurement data from Denmark.

*Regional background*

The available data are not sufficient for assessment of Danish vehicles' contribution to regional background. A large fraction of the regional background is secondary particles formed by oxidation of NO<sub>x</sub> and other gases emitted from road traffic in central Europe, and transformed to particles during transport to Denmark. Particle filters will not remove these particles from the Danish and European car fleet, because they are emitted as gases.

*Simple assessment*

The population exposure by PM<sub>10</sub> was assessed by the average urban background levels of PM<sub>10</sub>, and a very simplified assessment of the health effects in accordance with the WHO study in Austria, Switzerland and France. The chemical composition, the size distribution, variation in time (very high exposure in short periods, e.g. in streets), indoor/outdoor relationship and local scale spatial variation

(street/urban background, a factor 5-10). In summary, the uncertainty will be vary high until better data are available.

## Conclusions

### *PM<sub>10</sub> reduction small*

Calculations were performed on the effect of installation of perticle filters on all heavy-duty diesel vehicles in Denmark. The calculations showed that the PM<sub>10</sub> pollution only will be reduced a little in urban background (around 2% in Copenhagen and around 0.5% as a weighted average over the country), but the uncertainty was high. The very limited reduction was due to a large regional contribution from whole Europe (including secondary particles) and because the tail pipe emission from diesel vehicles mainly is fine and ultrafine particles with low mass. The dominating traffic source to PM<sub>10</sub> was trucks, which contributes with nearly 40%. Buses contributed with around 10%, passenger cars (petrol) with approx. 30% and vans (diesel) with 20%. It was not possible to calculate the Danish road traffic's contribution to the regional background.

### *Reduction of ultrafine particles significant*

The above assessment based on PM<sub>10</sub> gave the impression of a very limited positive effect of installation of particle filters on heavy duty vehicles in Denmark. However, there is a clear indication in the literature that the ultrafine particles from diesel vehicles are responsible for the major part of the adverse health effects of particles. The ultrafine particle especially abundant in urban air and contributes less to the regional background, because they will b transformed and deposited relatively fast. Installation of filters on heavy duty vehicles and three way catalysts on petrol cars will reduce the number of ultrafine particles significantly in urban air. The positive health effects can not be quantified based on available Danish and international data, but a significant reduction of the adverse health effects can be expected. Filters can reduce the (number) of ultrafine particles with around 33%. An upper limit of the reduction of the total premature deaths of 5000 in Denmark might therefore be around 33%, based on the calculations on the total effect of the PM<sub>10</sub> pollution.

### *Efforts to obtain better knowledge*

The present study is very preliminary, because it was based on insufficient and uncertain knowledge and data. However, intense studies have been initiated in order to improve this basis in Denmark as well as internationally, because it has been demonstrated that the particle pollution, especially from traffic, is one of the most serious air pollution problem with the largest adverse health effects.



# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat*  
*Forsknings- og Udviklingssektion*  
*Afd. for Atmosfærisk Miljø*  
*Afd. for Havmiljø*  
*Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi*  
*Afd. for Miljøkemi*  
*Afd. for Systemanalyse*  
*Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejsøvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen*  
*Afd. for Sø- og Fjordøkologi*  
*Afd. for Terrestrisk Økologi*  
*Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønde  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi*  
*Afd. for Kystzoneøkologi*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 2000

- Nr. 328: Control of Pesticides 1999. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 329: Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Krause-Jensen, D., Laursen, J.S. & Larsen, S.E. - (elektronisk). Tilgængelig: <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Nr. 330: Digitale kort og administrative registre. Integration mellem administrative registre og miljø-/naturdata. Energi- og Miljøministeriets Areal Informations System. Af Hansen, H.S. & Skov-Petersen, H. 103 s., 100,00 kr.
- Nr. 331: Tungmetalledfald i Danmark 1999. Af Hovmand, M.F. Kemp, K. 30 s., 50,00 kr.
- Nr. 332: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Af Ellermann, T., Hertel, O. & Skjødt, C.A. 125 s., 125,00 kr.
- Nr. 333: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Hansen, J.L.S. et al. 230 s., 240,00 kr.
- Nr. 334: Landovervågningsoplande 1999. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 150 s., 150,00 kr.
- Nr. 335: Søer 1999. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 108 s., 125,00 kr.
- Nr. 336: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Af Bøgestrand J. (red.) 126 s., 150,00 kr.
- Nr. 337: Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Faglig sammenfatning. Af Svendsen, L.M. et al. 64 s., 75,00 kr.
- Nr. 338: NEXT I 1998-2003 Halogenerede Hydrocarboner. Samlet rapport over 3 præstationsprøvnings-runder . Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 87 s., 150,00 kr.
- Nr. 339: Phthalates and Nonylphenols in Roskilde Fjord. A Field Study and Mathematical Modelling of Transport and Fate in Water and Sediment. The Aquatic Environment. By Vikelsøe, J., Fauser, P., Sørensen, P.B. & Carlsen, L. (in press)
- Nr. 440: Afstrømningsforhold i danske vandløb. Af Ovesen, N.B. et al. 238 s., 225,00 kr.
- Nr. 341: The Background Air Quality in Denmark 1978-1997. By Heidam, N.Z. 190 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 342: Methyl t-Buthylether (MTBE) i spildevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 45 s., 75,00 kr.
- Nr. 343: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 1999/2000. Af Asferg, T. 31 s., 40,00 kr.

### 2001

- Nr. 344: En model for godstransportens udvikling. Af Kveiborg, O. 246 s., 130,00 kr.
- Nr. 345: Important summer concentrations of seaducks in West Greenland. An input to oil spill sensitivity mapping. By Boertmann, D. & Mosbech, A. (elektronisk)
- Nr. 346: The Greenland Ramsar sites. A status report. By Egevang, C. & Boertmann, D. 96 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 347: Nationale og internationale miljøindikatorssystemer. Metodeovervejelser. Af Christensen, N. & Møller, F. 161 s., 150,00 kr.
- Nr. 348: Adfærdsmodel for persontrafik. Modelkoncept. ALTRANS. Af Rich, J.H. & Christensen, L. 153 s., 100,00 kr.
- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. 37 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Laurson, K. (red.). 103 s., 80,00 kr.
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S. (ed.) (in press)
- Nr. 352: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Af Dahl, K. et al. (i trykken)
- Nr. 353: Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Af Andersen, J.M. et al. (i trykken)
- Nr. 354: Phthalates, Nonylphenols and LAS in Roskilde Wastewater Treatment Plant. Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. By Fauser, P. et al. (in press)
- Nr. 355: Veststadil Fjord før og efter vandstandshævning. Af Søndergaard, M. et al. (i trykken)
- Nr. 356: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. Af Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 46 s., 60,00 kr.
- Nr. 357: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report for 1999. By Kemp, K. & Palmgren, F. 74 pp. (electronic)



*[Tom side]*

Der er gennemført beregninger af virkningen af at montere filtre på tunge køretøjer i Danmark. Beregningerne, der er behæftet med meget stor usikkerhed, viser at bl.a. forureningen med  $PM_{10}$  kun reduceres lidt (skønsmæssigt 2% i København og ca. 0,5% som vægtet lands-gennemsnit) i byernes baggrund, hvis der sættes filtre på alle tunge køretøjer. At reduktionen er så beskeden skyldes at en meget stor del af denne forurening er regional, d.v.s fra hele Europa, samt at dieselpartikler hovedsageligt er ultrafine med meget lav masse. Den dominerende trafikkilde til  $PM_{10}$  er lastbiler, der bidrager med knapt 40% af trafikens andel. Busser udgør kun omkring 10%. Personbiler bidrager med ca. 30% og varebiler med godt 20%. Det har ikke været muligt at vurdere dansk vejtrafiks bidrag til den regionale baggrund.