

## Luftforurening med partikler i Danmark

Finn Palmgren, Marianne Glasius, Peter Wåhlin,  
Matthias Ketzel, Ruwim Berkowicz, Steen Solvang Jensen,  
Morten Winther, Jytte Boll Illerup, Mikael Skou Andersen  
og Ole Hertel  
DMU

Peter S. Vinzents, Peter Møller, Mette Sørensen,  
Lisbeth E. Knudsen, Bente Schibye,  
Zorana Jovanovic Andersen, Merete Hermansen,  
Thomas Scheike, Malene Stage, Hans Bisgaard  
og Steffen Loft  
Københavns Universitet

Christian Lohse  
Syddansk Universitet

Keld Alstrup Jensen, Vivi Kofoed- Sørensen og Per Axel Clausen  
Arbejdsmiljøinstituttet

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b>FORORD</b>	<b>5</b>
<b>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</b>	<b>7</b>
1.1 HVAD ER LUFTFORURENING MED PARTIKLER	7
1.2 PARTIKELFORURENINGEN OG DENS SUNDHEDSMÆSSIGE KONSEKVENSER	8
1.2.1 <i>Børn med astma</i>	8
1.2.2 <i>Eksponering for ultrafine partikler fra trafikken i København</i>	8
1.2.3 <i>PAH i ude- og indeluft</i>	9
1.3 KARAKTERISERING AF PARTIKELFORURENINGEN	9
1.3.1 <i>Partikelforurening fra trafikken</i>	10
1.3.2 <i>Partikler fra brændeovne</i>	11
1.3.3 <i>Målinger af luftforurening i et kvarter med brændeovne</i>	12
1.3.4 <i>Udsættelse for partikelforurening</i>	12
<b>SUMMARY AND CONCLUSIONS</b>	<b>15</b>
1.4 WHAT IS AIR POLLUTION WITH PARTICLES?	15
1.5 PARTICLE POLLUTION AND HEALTH IMPACTS	16
1.5.1 <i>Children with asthma</i>	16
1.5.2 <i>Exposure to ultrafine particles from traffic in Copenhagen</i>	16
1.5.3 <i>PAH in outdoor and indoor air</i>	17
1.6 CHARACTERISATION OF PARTICLE POLLUTION	18
1.6.1 <i>Traffic-related particle pollution</i>	18
1.6.2 <i>Particles from woodburning stoves</i>	19
1.6.3 <i>Measurements of air pollution in residential areas with stoves</i>	19
1.6.4 <i>Exposure to particle pollution</i>	20
<b>2 PARTIKLER GENERELT</b>	<b>21</b>
2.1 BEGREBER OG DEFINITIONER	21
2.2 EMISSIONER	23
2.3 LUFTKVALITET	24
<b>3 PARTIKELBIDRAG FRA TRAFIKKEN</b>	<b>30</b>
3.1 BEREGNEDE EMISSIONER FRA VEJTRAFIK OG ANDRE MOBILE KILDER	31
3.1.1 <i>Beregne partikelemissioner fra udstødning</i>	32
3.1.2 <i>Slidrelaterede partikelemissioner</i>	33
3.1.3 <i>Forholdet mellem partikler fra udstødning og slidrelaterede partikler</i>	35
3.2 MÅLINGER AF TRAFIKKENS BIDRAG TIL PARTIKELFORURENINGEN	35
3.2.1 <i>PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub></i>	35
3.2.2 <i>Trafikkens bidrag til partikelantallet</i>	38
3.2.3 <i>Vurdering af emissionsfaktorer ud fra luftkvalitetsmålinger</i>	42
3.3 KULSTOFHOLDIGE PARTIKLER FRA FOSSILT BRÆNDESEL	43
3.4 KONKLUSION	44
<b>4 PARTIKLER FRA BRÆNDEOVNE – EMISSIONSOPGØRELSE OG KONCENTRATIONSMAÅLINGER</b>	<b>46</b>
4.1 INDLEDNING	46
4.2 PARTIKELUDSLIP FRA DANSKE BRÆNDEOVNE OG –KEDLER	46

4.3	MÅLINGER AF LUFTFORURENING I ET KVARTER MED BRÆNDEOVNE	49
4.4	TJÆRESTOFFER (PAH) I LUFTEN	52
4.5	KONKLUSIONER	53
<b>5</b>	<b>MODEL FOR LUFTKVALITET OG EKSPONERING SAMT EFFEKT AF MILJØZONER</b>	<b>55</b>
5.1	AIRGIS – ET SYSTEM TIL LUFTKVALITETS- OG EKSPONERINGSVURDERING	55
5.2	MILJØZONEN I KØBENHAVN	56
5.3	LUFTKVALITETSBEREGNINGER	56
5.4	EFFEKT AF MILJØZONEN FOR TON, PM <sub>2.5</sub> OG PM <sub>10</sub> FOR BYBAGGRUND	58
5.5	EFFEKT AF MILJØZONEN FOR TON, PM <sub>2.5</sub> OG PM <sub>10</sub> FOR EN KONKRET GADE	59
5.6	BEFOLKNINGSEKSPONERINGEN	62
5.7	SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØZONEORDNINGEN	63
	5.7.1 Samfundsøkonomiske gevinster	63
	5.7.2 Samfundsøkonomiske omkostninger	65
5.8	KONKLUSION	66
<b>6</b>	<b>SUNDHEDSSKADELIGE EFFEKTER AF PARTIKELFORURENING</b>	<b>68</b>
6.1	BEFOLKNINGSUNDERSØGELSER	69
	6.1.1 Kohorteundersøgelser	69
	6.1.2 Tidsserieundersøgelser	71
	6.1.3 Dosis-responsammenhænge mellem luftforurening og helbredseffekter	72
6.2	PARTIKELFORURENING OG LUFTVEJSSYMTOMER HOS SMÅBØRN	73
6.3	PERSONLIG UDSÆTTELSE FOR ULTRAFINE PARTIKLER OG BIOLOGISKE EFFEKTER	74
6.4	DANSKE PROJEKTER OG RESULTATER	76
	6.4.1 Måling af personlig eksponering og biologiske effekter i København	76
	6.4.2 Undersøgelse af luftforurening og luftvejssymptomer hos spædbørn i Københavnsområdet	79
	6.4.3 Partikel- og PAH-indhold i ude- og indeluft i København. Betydning for eksponering og helbredseffekter	82
	6.4.4 Tidsserie-studie af luftvejsindlæggelser blandt børn og luftforurening i Odense	83
6.5	KONKLUSION	84
<b>7</b>	<b>REFERENCER</b>	<b>85</b>

# Forord

I Danmark og i resten af Europa er der gennem de sidste mange år gjort en stor indsats for begrænse luftforureningen. Vi har fået afsvovling på kraftværkerne, mindre svovl i diesel og benzin, katalysator på benzinbilerne, mindre benzen i benzin og effektive filtre på vores affaldsforbrændingsanlæg. Indsatsen har nytte. Der er opnået store resultater, og luften i Danmark er blevet betydeligt renere til gavn for mennesker og natur.

Men selvom vi har gjort en stor indsats, er alle problemer ikke løst. Luftforurening med partikler fra bl.a. dieslbiler og brændeovne har vist sig at være sundheds-skadelig og bidrage til øget dødelighed. Bekæmpelse af partikelforureningen er derfor en af de store nationale og europæiske miljøpolitiske udfordringer i de kommende år.

Som led i regeringens indsats for miljø og sundhed har Miljøstyrelsen fået gennemført en lang række undersøgelser af partikelforureningen i Danmark. Resultaterne bekræfter, at vi skal tage partiklernes helbredsmæssige konsekvenser meget alvorligt. Desuden kortlægger undersøgelserne partikelforureningen og beskriver partiklerne og deres kilder. Denne viden er uundværlig, når en effektiv bekæmpelsesstrategi skal tilrettelægges.

Undersøgelserne og deres resultater er præsenteret i denne rapport. De mange nyttige resultater giver et godt grundlag for det fortsatte arbejde med at nedbringe partikelforureningen til gavn for folkesundheden.

Connie Hedegaard



# Sammenfatning og konklusioner

Miljøstyrelsen har gennem de seneste 4 år gennemført en række projekter omkring luftforurening med partikler som en del af regeringens Miljø- og Sundhedsindsats. Der er i alt anvendt 14 mill. kr.

Det vigtigste bidrag er blevet leveret af Danmarks Miljøundersøgelser (DMU), som har kortlagt forureningen gennem et omfattende måle- og analyseprogram. Der er desuden gennemført en række projekter, der har undersøgt sundhedsmæssige effekter og mulige modtiltag.

Denne rapport giver en præsentation af de vigtigste resultater og konklusionerne fra dette arbejde.

## 1.1 HVAD ER LUFTFORURENING MED PARTIKLER

Luftforurening med partikler er et resultat af emissioner (udledning til luften), spredning i luften og kemiske og fysiske omdannelser. Kilder i lav højde (f.eks. trafik og lokal boligopvarmning) giver anledning til høj lokal luftforurening, og sådanne kilder i byområder vil derfor medføre relativ stor eksponering af befolkningen. Forureningen fra høje punktkilder (f.eks. kraftværker) fortyndes betydeligt, før den når jordoverfladen og giver derfor ikke anledning til væsentlig eksponering af befolkningen i Danmark, men bidrager til den generelle baggrundsforurening i Europa. Tilsvarende påvirkes Danmark i betydelig grad af forureningen fra det øvrige Europa. Endelig findes naturlige kilder til partikler i luften, f.eks. jordstøv, salt fra havet og skovbrande. Partikler fra naturlige kilder er generelt større og anses for at have færre sundhedseffekter end menneskeskabte forbrændingspartikler.

Almindeligvis anvendes begreberne  $PM_{10}$ , der omfatter partikler op til  $10\text{ }\mu\text{m}$  ( $1\text{ }\mu\text{m} = 1/1000\text{ mm}$ ) i diameter, og  $PM_{2,5}$ , der omfatter partikler op til  $2,5\text{ }\mu\text{m}$  i diameter.

Ultrafine partikler og nanopartikler er partikler under  $0,1\text{ }\mu\text{m}$ . De dannes ved høj temperatur, f.eks. i forbrændingsmotorer, kraftværkskedler eller industrielle processer. En del af de ultrafine partikler er sodpartikler, som primært stammer fra dieseldrevne biler og brændeovne. Disse partikler har typisk størrelsen  $0,08\text{--}0,1\text{ }\mu\text{m}$ , og trænger dybt ned i lungerne. En række undersøgelser har vist, at sodpartikler med deres indhold af mange forskellige kemiske forbindelser er særligt sundhedsskadelige.

De fine partikler (under  $2,5\text{ }\mu\text{m}$ ) kan holde sig svævende i flere uger og dermed transporteres over adskillige tusinde kilometer. Som følge af fysiske og kemiske processer i atmosfæren indeholder disse partikler en stor andel af ammonium-sulfat og ammonium-nitrat. Sulfat og nitrat stammer hovedsageligt fra forbrændingsprocesser (udsendt som  $SO_2$  og  $NO_x$ ), mens ammonium hovedsageligt stammer fra landbrugets udslip af ammoniak.

Som følge af et lavere indhold af svovl i brændstoffer i Europa og indførslen af afsvovling på kraftværker kan man se et betydeligt fald i partiklernes svovlindhold gennem de seneste år.

Grove, luftbårne partikler dannes typisk ved forskellige mekaniske processer, f.eks. jord- og vejestøv ophvirvlet af vinden, grusning og saltning til glatføre bekæmpelse, havsprøjt (som tørrer ud til saltpartikler), vulkaner, vegetation (pollen), dæk- og kørebaneslid, trafikskabt turbulens i gader, byggeri og industrielle aktiviteter. Disse partikler har en kort levetid, idet de pga. deres vægt kun holder sig svævende i kortere tid.

## 1.2 PARTIKELFORURENINGEN OG DENS SUNDHEDSMÆSSIGE KONSEKVENSER

Partikelforureningen har længe været kendt som sundhedsskadelig, især i forhold til luftvejssygdomme og hjertekarsygdomme, og meget tyder på, at de små partikler udgør det alvorligste sundhedsproblem i relation til luftforurening. I forbindelse med indsatsen inden for Miljø og Sundhed har det været vigtigt at opnå en større viden om eksponering og de sundhedsmæssige konsekvenser af partikelforureningen for danske forhold, og opnå en øget forståelse for, hvilke befolkningsgrupper der især er i risiko og årsagen til dette.

Der er på nuværende tidspunkt afsluttet 3 projekter, der beskæftiger sig med dette område, mens 2 projekter stadig pågår.

### 1.2.1 Børn med astma

Projektet er udført af Institut for Folkesundhedsvidenskab på Københavns Universitet og har undersøgt sammenhænge mellem daglig luftforurening i Københavnsområdet og hvæsende vejrtrækning hos 411 børn fulgt fra fødslen og til 18-månedersalderen. Børnene havde alle arvelig risiko for at udvikle astma og andre allergiske sygdomme. Undersøgelsen fandt, at høj luftforurening målt ved Jagtvej og på H.C. Andersens Boulevard var sammenfaldende med, at flere af de børn, der boede i det centrale København, havde hvæsende vejrtrækning i de følgende dage. Blandt børn der boede længere fra Københavns centrum, var der en meget svagere sammenhæng mellem luftforurening og symptomer. Luftvejssymptomerne var især knyttet til de målte niveauer af kulilte og kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ ), som helt overvejende stammer fra trafik. Der var også sammenhæng med de målte niveauer af  $\text{PM}_{10}$  og ultrafine partikler, men mindre udtalt.

### 1.2.2 Eksponering for ultrafine partikler fra trafikken i København

Projektet blev udført af Institut for Folkesundhedsvidenskab på Københavns Universitet. Ved hjælp af personbåret måleudstyr blev eksponeringen for ultrafine partikler målt hos en række forsøgspersoner i København over en periode på i alt 8 dage. I 5 af forsøgsdagene cyklede forsøgspersonerne en strækning på ca. 20 km langs stærkt trafikerede veje i myldretiden. Efter hver måledag blev der taget blodprøver til bestemmelse af antallet af DNA-skader i hvide blodlegemer. Forsøget viste, at øget udsættelse for ultrafine partikler under cykling i myldretiden i København medførte et markant øget antal DNA-skader i hvide blodlegemer. Effekten på hvide blodlegemer af ultrafine partikler fra trafikken i udemiljøet viste sig endvidere at være ca. 3 gange større end effekten af tilsvarende dosis af ultrafine partikler i indemiljøet.



Gennem projektet har man udviklet en metode til måling af personlig eksponering med ultrafine partikler, og belyst i hvilke situationer forsøgspersonerne udsættes for ultrafine partikler i dagligdagen, samt fundet en relevant biologisk effekt-markør i form af DNA-skader i hvide blodlegemer i forbindelse med kort tids eksponering. Projektet er det første af sin art også i international sammenhæng.

DNA-skader i blodet kan ikke i sig selv betragtes som en sundhedsskadelig effekt, og projektet kan således ikke anvendes i forbindelse med en egentlig risikovurdering. Effekterne på blodet peger dog på, at ultrafine partikler medfører et biologisk respons, og at dette muligvis kan spille en rolle for de sundhedsskadelige effekter, som vi ved partikelforureningen har.

### 1.2.3 PAH i ude- og indeluft

Arbejdsmiljøinstituttet i København har gennemført et projekt, hvor de har målt forskellige partikelstørrelser og PAH-niveauer (tjærestoffer) i udeluften i København, dels i bybaggrund og dels ved en trafikeret vej (Jagtvej) gennem 15 uger. I tilsvarende perioder er der endvidere målt indendørs i en ubeboet 3. sals lejlighed på Jagtvej for at sammenligne ude- og indeniveauerne.

Resultaterne viser, at der er sammenhæng mellem ude- og indeniveauerne. Niveauerne af tjærestoffer udendørs ved bopælen har betydning for niveauerne indendørs, hvor der dog også kan måles bidrag fra indendørs kilder.

Såfremt de seneste dosis-responssammenhænge for partikler fra udenlandske befolkningsundersøgelser anvendes på dette materiale for udemålinger, vurderes det, at partikelforureningen ved de angivne niveauer årligt kan medføre ca. 780 ekstra for tidlige dødsfald, hvilket svarer til en reduceret middellevetid på ca. ½ år. Partikelforureningen giver endvidere anledning til ca. 1560 flere hospitalsindlæggelser på grund af hjertekarsygdomme og luftvejsproblemer per 1 million københavnere. Dette er i overensstemmelse med tidligere vurderinger. Hertil skal bemærkes, at ud fra en gennemsnitsbetragtning er det kun 5-10% af partikelforureningen, som københavnernes udsættes for, der stammer fra danske kilder.

Ud fra PAH-indholdet, målt som B(a)P, beregnes ti ekstra kræfttilfælde blandt 1 million københavnere over en 70-årig periode, og indholdet af tjærestoffer alene anses kun at have en ringe betydning for partiklernes kræftfremkaldende effekt.

Projektet har givet øget viden om, hvorledes variationer i partikelniveauerne udendørs ved bopælen og i bybaggrunden har betydning for befolkningens udsættelse indendørs. Den mere detaljerede viden om niveauerne ude og inde af tjærestoffer er ny. De beregnede sundhedsskadelige effekter bekræfter tidligere beregninger mht. omfanget af effekter.

## 1.3 KARAKTERISERING AF PARTIKELFORURENINGEN

I det følgende gives et kort resumé af de målinger og analyser, DMU har gennemført.

Trafikkens bidrag til de samlede partikelemissioner i Danmark udgør en væsentlig andel. Andre mobile kilder, som også bidrager med en stor andel, er især traktorer samt landbrugs- og entreprenørmaskiner, men også tog,

indenlandske færges, fiskerbåde og andre indenlandske skibe er med i denne kategori. Individuel opvarmning er en anden stor post, hvoraf knap 90 pct. af partikeludslippet skønnes at stamme fra brændeovne.

Luften i Danmark er desuden påvirket af kilder i det øvrige Europa. Den samlede emission i Europa er af størrelsesordenen 100 gange større end de danske emissioner og vil derfor påvirke den danske luftkvalitet i væsentlig grad.

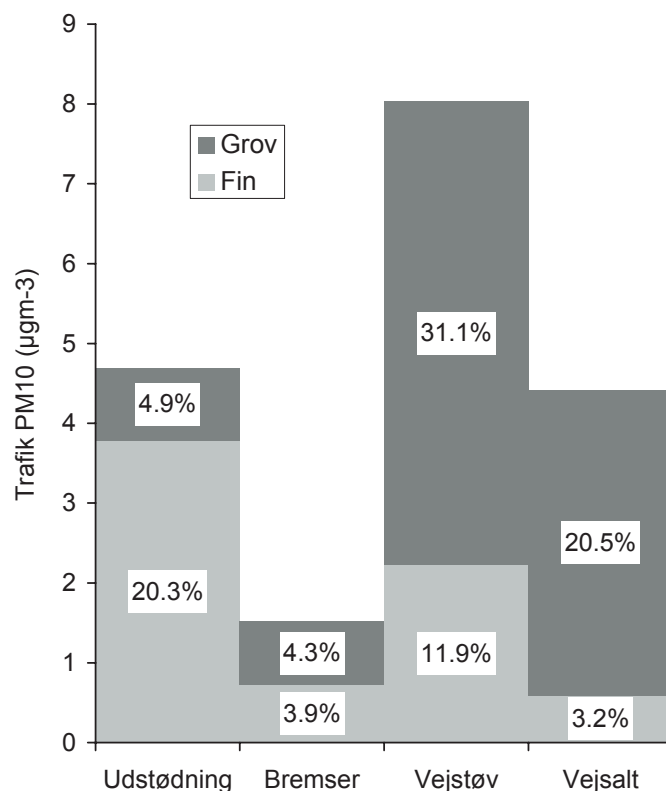
### **1.3.1 Partikelforurening fra trafikken**

Danmarks Miljøundersøgelser har udført omfattende undersøgelser af partikelforureningen fra trafikken. Formålet har været at bestemme trafikken forskellige bidrag til partikelforureningen, som bl.a. dannede grundlag for beregninger af befolkningens eksponering med partikler.

Trafikkens bidrag til  $PM_{2,5}$  skyldes først og fremmest sodpartiklerne i udstødningen fra dieselmotorer, men i takt med at miljøkravene til dieselmotorer skærpes, spiller partikler fra dæk og bremseslag fra alle type køretøjer en større og større rolle.

Almindelige benzinbiler bidrager også til  $PM_{2,5}$  med partikler fra bremseslag, samt fra dæk- og vejslag. Bremsepartiklerne er væsentligt større end sodpartiklerne, men de har stadig en størrelse, der gør, at de vil kunne afsættes dybt i lungerne. De har desuden et højt indhold af mere eller mindre toksiske metaller.

Partikler fra bremseslag og udstødning udgør tilsammen ca. 1/3 af  $PM_{10}$  fra trafikken på H.C. Andersens Boulevard. Resten skyldes vejslag (herunder også støv, der stammer fra dækslag) og vejsalt og baggrundsforureningen.



FIGUR 1-1 DEN LOKALE TRAFIKS BIDRAG TIL PARTIKELFORURENINGEN PÅ H.C. ANDERSENS BOULEVARD I KØBENHAVN. DEN LYSE GRÅTONE VISER PM<sub>2,5</sub>, MENS MØRK VISER GROVE PARTIKLER (PM<sub>10</sub>-PM<sub>2,5</sub>). DE SAMLEDE TRAFIKBIDRAG I PERIODEN TIL PM<sub>2,5</sub> OG PM<sub>10</sub> VAR HENHOLDSVIS 7,3 G/M<sup>3</sup> OG 18,7 G/M<sup>3</sup>.

Fra 1985 til 2002 er udslippet af udstødningspartikler fra vejtrafikkens faldet med 30%, mens udslippet af slidrelaterede partikler er steget med 43% i samme periode i takt med stigningen i trafikarbejdet. Emissionerne fra varebiler og tunge køretøjer er faldet markant siden midten af 1990'erne pga. skærpede emissionsnormer i EU og dermed i Danmark. Andelen af slidrelaterede partikler forventes fortsat at stige fremover, som følge af det stigende trafikarbejde. De seneste års stigende salg af dieselpersonbiler har desuden medført, at det samlede udslip af partikler fra personbiler er øget.

Målinger af partikelantal viser, at partiklerne i størrelsesområdet  $< 0,1 \mu\text{m}$  (ultrafine partikler) er absolut dominerende. Nogle af partiklerne er sodpartikler, men de mindste, som også er de fleste, er kondensater af svovlsyre og halvflygtige organiske forbindelser, bl.a. brændstof og smørelolie, som også bidrager til metalholdige askepartikler. Nanopartikler ( $< 0,03 \mu\text{m}$ ), der udsendes fra både dieselskøretøjer og ældre benzinbiler, bidrager meget til partikelantallet, men deres bidrag til PM<sub>10</sub>/PM<sub>2,5</sub> er meget lille. For de moderne dieslbiler med oxiderende katalysator (fx. taxier) er PM<sub>10</sub>/PM<sub>2,5</sub> meget lavt, fordi partiklerne er væsentligt mindre i størrelse end de tilsvarende fra dieslbiler uden katalysator.

### 1.3.2 Partikler fra brændeovne

I Danmark er antallet af brændeovne og -kedler steget i løbet af de seneste år, bl.a. pga. de højere priser på olie og el. Danmarks Miljøundersøgelser har gennemført undersøgelser af betydningen af brændeovne og -kedler for partikelforureningen i Danmark. Undersøgelserne omfattede emissioner af

partikler fra brændeovne og -kedler samt målinger af partikelniveauer i et boligområde med mange brændeovne.

Træfyrede anlæg i husholdninger (brændeovne og kedler) har vist sig at være en vigtig kilde til udslip af partikler i Danmark. På trods af at træ kun udgør ca. 20% af husholdningernes brændselsforbrug, stammer 93% af husholdningernes udledning af fine partikler ( $PM_{2,5}$ ) fra denne kilde.

Den seneste opgørelse fra DMU over partikeludslippet i Danmark viser, at der udsendes ca. 10.000 tons små partikler fra husholdningernes forbrænding af træ, hvilket næsten er halvdelen af det totale udslip af  $PM_{2,5}$  i Danmark.

Brændefyring forurener langt mere med fine partikler end både anlæg, der producerer fjernvarme, og små olie- og naturgasfyrede kedler. For eksempel er partikeludslippet pr. indfyret energienhed fra husholdningers forbrænding af træ ca. 600 gange større end udslippet fra kulfyrede kraftværker og ca. 250 gange større end for kraftvarmeværker, der anvender træ og affald.

### 1.3.3 Målinger af luftforurening i et kvarter med brændeovne

DMU har gennemført to målekampagner i vintrene 2002 og 2003/4. Målingerne blev foretaget i et rækkehusområde i Gundsømagle, en by med ca. 2500 indbyggere. Målestedet blev valgt som et typisk boligkvarter med mange brændeovne.

Målinger af partikelmasse viser som nævnt, at bidraget fra brændeovne hovedsageligt består af fine partikler  $PM_{2,5}$ . Målingerne i København viste en døgnvariation, der fulgte trafikintensiteten i løbet af dagen. I brændeovnsområdet var døgnvariationen anderledes, med højere niveauer om aftenen end på trafikerede gader i København pga. lokal fyring i brændeovne og -fyr. Der var en gennemsnitligt forøget  $PM_{2,5}$  koncentration på ca.  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i brændeovnskvarteret gennem en vinterperiode. Dette svarer til trafikens bidrag til  $PM_{2,5}$  på fortovet ved en tæt befærdeet gade.

Resultaterne viser, at det største bidrag til  $PM_{2,5}$  kommer fra langtransporteret luftforurening. Trafikkens bidrag til  $PM_{2,5}$  i området er lavt, undtagen på enkelte dage. Afbrænding af træ giver et lille bidrag til  $PM_{2,5}$  i hele perioden, men på dage med koldt og vindstille vejr er bidraget betydeligt. Endvidere viser beregningerne, at de største kilder til kulstof i partiklerne (sodpartikler) i brændeovnskvarteret er afbrænding af træ og trafik.

Modelberegninger viser, at brændeovne kun bidrager ganske lidt til baggrundsforureningen med  $PM_{2,5}$  i luften i Danmark, men forureningen er betydelig i boligkvarterer med mange brændeovne. Brændeovnspartiklerne formodes desuden at udgøre en større andel af den del af  $PM_{2,5}$ , der består af sod- og tjærepartikler (kulstof/PAH'er), som menes at bidrage betydeligt til partikelforureningens sundhedsskadelige effekter.

### 1.3.4 Udsættelse for partikelforurening

DMU's luftkvalitets- og eksponeringsmodeller er under projektet udviklet til at omfatte partikler, og kan fx. bruges til at belyse effekten af planlagte emissionsbegrænsende foranstaltninger. Modellerne er blandt andet anvendt til at give en foreløbig vurdering af effekten af indførelse af miljøzoner i København. Der er gennemført beregninger af luftkvaliteten mht. partikelantal (ultrafine partikler),  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  for situationen i 2003 og et scenarium, hvor

det er forudsat, at alle lastbiler inden for den foreslåede miljøzone har partikelfiltre. I beregningerne forudsættes det, at filterne kan reducere partikler fra udstødningen med 80%.

Effekten af en miljøzone er begrænset for koncentrationen af  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  i bybaggrunden, idet  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  reduceres med maksimalt 2%. For antalskoncentrationen af partikler forventes en reduktion på 10 - 25% i luften indenfor miljøzonen.

Beregninger er ligeledes gennemført for 139 gader. Den gennemsnitlige reduktion i gaderne er 4% og 6% for henholdsvis  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$  og 13 - 20% i antallet af partikler ved introduktion af partikelfiltre på alle tunge køretøjer.

Som demonstration er gennemført en samfundsøkonomisk vurdering af indførelse af partikelfiltre på tunge køretøjer i miljøzonen. En sådan vurdering baserer sig på ændringen i luftkvalitet og befolkningseksposering, som følge af partikelfiltre. Denne vurdering har taget udgangspunkt i  $PM_{2,5}$ , hvor der er veldokumenterede faktorer for helbredseffekterne. Omkostningen ved miljøzonen er anslået til ca. 80 mio. kr. årligt, mens de positive sundhedseffekter er beregnet til ca. 160 mio. kr. årligt. Det velfærdsøkonomiske overskud udgør dermed ca. 80 mio. kr. om året<sup>1</sup>. Beregningen viser, at en miljøzone på årsbasis kan forebygge ca. 90 for tidlige dødsfald i hovedstaden.

En fuldstændig analyse af konsekvenserne af mulig indførelse af miljøzoner i København vil blive foretaget, når data og forudsætninger ved indførelse af miljøzone foreligger.

---

<sup>1</sup> Med anvendelse af Transport- og Energiministeriets leveårsbaserede metode til opgørelse udgør gevinsterne ved miljøzonen 114 mio. kr. og overskuddet 34 mio. kr. på årsbasis.



# Summary and conclusions

During the last four years, the Danish EPA has carried out a number of studies focusing on air pollution with particles, as part of the Government Environment and Health Efforts. A total of DKK 14 mill. has been used for this purpose.

Major contributions were given by NERI, which has prepared surveys of particle pollution through an extensive monitoring and analysis programme. Moreover, a number of projects have been carried out, focusing on health effects and possible remedial measures.

This report presents the most important results and conclusions achieved during this work.

## 1.4 WHAT IS AIR POLLUTION WITH PARTICLES?

Air pollution with particles is a result of atmospheric emissions, dispersal and chemical and physical conversion. Low-level sources (for instance transport and local heating of houses) give rise to extensive local air pollution. Therefore, these sources will give rise to relatively high exposure of the residents in urban areas. Pollution from high-level point sources (for instance power plants) is diluted considerably before reaching the surface, and will therefore not cause major exposure of the Danish population. However, it will contribute to the general background pollution in Europe. Similarly, Denmark is largely affected by pollution from other European countries. Finally, there are a number of natural sources of atmospheric particles, for instance earth dust, salt in marine water, and forest fires. Particles from natural sources are generally larger, and are considered to have less health impacts than man-made combustion particles.

Generally we use the terms  $PM_{10}$ , i.e. particles up to a diameter of  $10\text{ }\mu\text{m}$  ( $1/1000\text{ mm}$ ) and  $PM_{2.5}$ , i.e. particles up to a diameter of  $2.5\text{ }\mu\text{m}$ .

Ultrafine particles and nano-particles are particles below  $0.1\text{ }\mu\text{m}$ , formed at high temperatures, for instance in combustion engines, power boilers or industrial processes. Some of the ultrafine particles are soot particles, which originate primarily from diesel-powered cars and stoves. Their diameter is typically  $0.08\text{--}0.1\text{ }\mu\text{m}$ , and they penetrate deeply into the lungs. A number of studies show that – with their content of many different chemical compounds – soot particles are particularly harmful.

Fine particles (below  $25\text{ }\mu\text{m}$ ) may stay suspended in the air for several weeks and, thus, be transported several hundred thousand kilometres. Due to the physical and chemical processes in the atmosphere, these particles contain large shares of ammonia sulphate and ammonia nitrate. Sulphate and nitrate come mainly from combustion processes (emitted as  $SO_2$  and  $NO_x$ ), while ammonia comes mainly from releases of ammonia from agriculture.

Recent years have seen a marked decrease in the content of sulphur particles, due to the lower content of sulphur in fuels in Europe, and the introduction of desulphurisation at power plants.

Coarse, airborne particles are typically formed by a number of mechanical processes, for instance dust from the soil and from roads which is whirled up by the wind, during gravelling and salting of slippery roads, salty particles from the sea (drying into salt particles), volcanoes, vegetation (pollen), wear of tyres and road surfaces, traffic-related turbulence in streets, construction and industrial processes. Due to their weight, these particles only remain suspended for a short time, and thus have a short lifetime.

## **1.5 PARTICLE POLLUTION AND HEALTH IMPACTS**

For a long time we have known that particle pollution is harmful to health, especially in connection with respiratory diseases and cardiovascular diseases. Much indicates that the small particles present the most serious problem to health in relation to air pollution. In connection with efforts within Environment and Health, it was very important to provide more knowledge on exposure and on the health implications for Danish conditions, as well as to increase our understanding of which population groups are especially vulnerable and why.

Up till now, three projects have been completed on these issues, and two projects are still ongoing.

### **1.5.1 Children with asthma**

The project was carried out by the National Institute of Public Health at the University of Copenhagen. The project aimed at studying associations between daily levels of ambient air pollution in the Copenhagen area and daily airway symptoms among 411 children followed from their birth to the age of 18 months. The children all had atopic predisposition for asthma and other hypersensitivity diseases. The study found consistent associations between high levels of air pollution measured at the street stations on Jagtvej and H.C. Andersens Boulevard and incidences of wheezing during the following days by several of the children living in central Copenhagen. Among children living further away from the centre of the city, the associations found between air pollution and symptoms were much less consistent. The respiratory symptoms were related especially to the observed levels of carbon oxide and nitrogen oxides ( $\text{NO}_x$ ), which are generated mostly by traffic. Associations were also found between the recorded levels of  $\text{PM}_{10}$  and ultrafine particles, however, to a much smaller degree.

### **1.5.2 Exposure to ultrafine particles from traffic in Copenhagen**

The project was carried out by the National Institute of Public Health at the University of Copenhagen. By means of portable particle counters carried by test subjects, exposure to ultrafine particles was measured in a number of persons taking part in the project in Copenhagen during a period of eight days. In five of the test days, the subjects cycled approx. 20 km along congested streets during rush hours. At the end of each of the days, blood samples were taken to determine the level of DNA damage in lymphocytes. The study shows that elevated exposure to ultrafine particles while bicycling during rush hours in Copenhagen causes significantly increased levels of DNA damage to



lymphocytes. Moreover, the study shows that the impact of outdoor traffic-related ultrafine particles on lymphocytes was approx. three-times higher than the associated impact of similar doses of ultrafine particles in indoor environments.

The project resulted in the development of a new method to assess personal exposure to ultrafine particles, and clarification of the situations causing the subjects to be exposed to ultrafine particles on a daily basis. Further, the study found a relevant bio- marker in the form of DNA damage to lymphocytes in connection with short-term exposure. The project is the first of its kind, also at international level.

DNA damage to the blood cannot be considered harmful to health by itself, and the project can therefore not be used in connection with risk assessments proper. However, the effects on the blood indicate that ultrafine particles generate a biological response, and that this may influence the known effects of ultrafine particles on health.

### **1.5.3 PAH in outdoor and indoor air**

The National Institute of Occupational Health at Copenhagen carried out a project to measure different particle sizes and levels of PAH (tar substances) in ambient air in Copenhagen. Measurements were made for 15 weeks in an urban background environment and at a busy road (Jagtvej). Moreover, in order to compare levels in indoor and outdoor air, indoor air was monitored during similar periods, at Jagtvej in an empty apartment on the third floor.

The results demonstrate a relationship between outdoor and indoor levels. The outdoor level of tars at the apartment affects the indoor levels, which are, however, also affected by indoor sources.

Using the latest dose-response associations for particles found in foreign population studies on this material relating to outdoor measurements, it is assessed that, at the levels indicated particle pollution may cause 780 excess deaths per year, thus reducing mean life expectancies by approx. 6 months. Moreover, particle pollution causes approx. 1560 excess hospitalisations because of cardiovascular diseases and respiratory symptoms per 1 mill. inhabitants in Copenhagen. This corresponds to earlier assessments. Note also that on an average, only 5-10 per cent of the particle pollution affecting residents in Copenhagen, originates from Danish sources.

On the basis of PAH levels, measured as B(a)P, 10 excess cancer cases per 1 mill. inhabitants in Copenhagen are expected over a 70-year period, and the content of tars is, by itself, considered to play only a modest role in the carcinogenic effects of the particles.

The project increased our knowledge of the importance of variations of outdoor particle levels at the apartment and in the urban background to indoor exposure of the population. The more detailed knowledge on tar levels in indoor as well as outdoor air is new. The calculated harmful effects confirm previous calculations regarding the magnitude of effects.

## 1.6 CHARACTERISATION OF PARTICLE POLLUTION

The following gives a summary of the measurements and analyses made by NERI.

Contributions from transport to particle emissions in Denmark are significant. Other mobile sources that are also large contributors are mainly tractors and agricultural and contractor's equipment. Also trains, ferries in domestic routes, fishing boats and other domestic vessels are included in this category. Another important contributor is heating at individual houses, where almost 90 per cent is estimated to originate from woodburning stoves.

The air in Denmark is also affected by sources elsewhere in Europe. Total emissions in Europe are about 100 times larger than Danish emissions, and will therefore have a huge impact on Danish air quality.

### 1.6.1 Traffic-related particle pollution

NERI has carried out comprehensive studies of traffic-related particle pollution, aiming at determining the contributions from transport, and forming the basis for calculations of the population's exposure to particles.

The contribution from traffic to  $PM_{2.5}$  is due mainly to soot particles in the exhaust gases from diesel vehicles. However, in step with the introduction of stricter environmental requirements for diesel vehicles, particles from frictional sources, i.e. tyres and brakes, from all types of vehicles are playing an increasing role.

Ordinary petrol-driven cars also contribute to  $PM_{2.5}$  with particles from wear of brakes, as well as of tyres and road surfaces. Particles from brakes are much larger than soot particles, but still penetrate deeply into the lungs. Moreover, they have a large content of metals of varying toxicity.

Together, particles from brakes and exhaust gases contribute approx. one-third of  $PM_{10}$  from traffic in the street H.C. Andersens Boulevard. The rest originates from road dust (incl. dust from wear of tyres), road salt, and background pollution.

From 1985 to 2002, emissions of exhaust particles from road transport were reduced by 30 per cent, while emissions of particles caused by wear increased by 43 per cent in the same period, in step with increasing traffic intensity. Emissions from vans and lorries and from heavy vehicles have fallen markedly since the mid-1990s, due to stricter emission standards in the EU and, thus, in Denmark. The contribution from wear-related particles is expected to increase further in the future, because of increasing traffic intensity. Moreover, the increase in sales of diesel-powered passenger cars has caused total emissions of particles from passenger cars to increase.

Measurements of particle numbers show that particles in the range  $< 0.1 \mu m$  (ultrafine particles) are predominant. Some of the particles are soot particles. The smallest – which also occur in the largest number – are condensates of sulphuric acid and semi-volatile compounds, for instance fuel and lubricating oil, which also contribute to metal-containing ash particles. Nano-particles ( $< 0.03 \mu m$ ), emitted from diesel vehicles as well as old petrol-driven cars, contribute significantly to particle numbers, but their contribution to  $PM_{10}/PM_{2.5}$  is very small. For modern diesel vehicles with oxidising catalytic

converters (for instance taxies), the contribution to  $PM_{10}/PM_{2.5}$  is small because the particles are much smaller than in similar diesel vehicles without catalytic converters.

### **1.6.2 Particles from woodburning stoves**

In Denmark the number of woodburning stoves and boilers has increased in recent years, due among other things to the increasing prices of oil and electricity. NERI has carried out a number of studies of the contribution to particle pollution in Denmark from stoves and boilers. The studies focused on emissions of particles from stoves and boilers, and measurements of particle levels in a residential area with many woodburning stoves.

It appeared that burning of wood in households (in stoves and boilers) is a major source of particle emissions in Denmark. Although wood accounts for only approx. 20 per cent of the consumption of fuel in private households, 93 per cent of emissions of fine particles ( $PM_{2.5}$ ) from households derive from this source.

From the latest NERI inventories of particle emissions in Denmark it appears that approx. 10,000 tonnes of small particles are emitted as a result of burning of wood in Danish households, i.e. almost half of total emissions of  $PM_{2.5}$  in Denmark.

Heating by burning of wood generates much more pollution with fine particles than district heating plants as well as small oil and natural-gas-fired boilers. Particle emissions per rated thermal input from burning of wood in households are about 600 times larger than emissions from coal-fired power plants, and about 250 times larger than for CPH plants burning wood and waste.

### **1.6.3 Measurements of air pollution in residential areas with stoves**

In the winters of 2002 and 2003/4, NERI completed two campaigns in an area of terraced houses at the town of Gundsømagle near Copenhagen, with approx. 2,500 inhabitants. This place was chosen because it is a typical residential area with lots of woodburning stoves.

Measurements of particle mass show that the contribution from stoves consists mainly of fine particles  $PM_{2.5}$ . From the measurements in Copenhagen we know that variations follow 24-hour intervals according to daily traffic intensity. In the areas with woodburning stoves, daily variations were different, with higher levels during the evening than evening levels observed in busy streets in Copenhagen, due to local burning in stoves and boilers. The average increased  $PM_{2.5}$  concentration was approx.  $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  in the stove area during the winter. This corresponds to the traffic-related contribution to  $PM_{2.5}$  on the pavement of a busy street.

The results show that the major contributor to  $PM_{2.5}$  is long-distance pollution. Contributions to  $PM_{2.5}$  from traffic is low, with the exception of very few days. Burning of wood contributes slightly to  $PM_{2.5}$  in the entire period, but during days of cold and calm weather, the contribution is considerable. Calculations also show that the major sources of carbon in the particles (soot particles) in the stove area are woodburning and traffic.

Model calculations show that woodburning stoves contribute only slightly to total  $PM_{2.5}$  pollution in the air in Denmark (approx. 2 per cent). Stove particles

are, however, assumed to represent a larger share of the  $PM_{2.5}$  that consists of soot and tar particles (carbon/PAHs), which are considered to contribute significantly to the harmful effects of particle pollution.

#### 1.6.4 Exposure to particle pollution

During the project, the NERI air quality and exposure models were developed to include particles, and may for instance be used to clarify the effect of planned emission reduction measures. The models have been used, for instance, to give a preliminary assessment of the effect of introducing environment zones in Copenhagen. Calculations have been made of the quality of the air, in terms of particle number (ultrafine particles),  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  for the situation in 2003 and a scenario assuming particle filters in all trucks in the proposed zone. The calculations assume that the filters will reduce particles from exhaust gases by 80 per cent.

The effect of environment zones is limited for the concentration of  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  in the urban background, since  $PM_{2.5}$  and  $PM_{10}$  are reduced by a maximum of 2 per cent. As regards the concentration of particle numbers, reductions in the air within the zone in the order of 10-25 per cent are envisaged.

Calculations have also been made for 139 streets, showing that, by introducing particle filters in all heavy-goods vehicles, average reductions are 4 per cent and 6 per cent for  $PM_{10}$  and  $PM_{2.5}$  and 13 – 20 per cent in the number of particles.

A demonstration project has been carried out, with a macro-economic assessment of the introduction of particle filters in heavy-goods vehicles in the environment zone. The assessment is based on changes in air quality and population exposure following the introduction of particle filters. The study concentrates on  $PM_{2.5}$ , since the health-effect-related parameters are well-documented. The costs of environment zones are estimated at approx. DKK 80 mill./year, and the positive effects on health are calculated at approx. DKK 160 mill./year. The welfare economic surplus is, thus, DKK 80 mill. per year<sup>2</sup>. The calculation shows that an environment zone can prevent about 90 excess deaths in the metropolitan area on an annual basis.

A complete analysis of the consequences of a possible introduction of environment zones in Copenhagen will be made when the required data and assumptions are available.

---

<sup>2</sup> Using the Ministry of Transport and Energy life-expectancy-based method, the benefits from environment zones are assessed at DKK 114 mill., and a surplus of DKK 34 mill. on an annual basis.

## 2 Partikler generelt

### Emissioner og luftkvalitet

Luftforurening er et resultat af emissioner (udledning), spredning i luften og evt. kemiske og fysiske omdannelser. Det er derfor ikke ligegyldigt, hvor og hvordan forureningerne udsendes. Lave kilder (f.eks. trafik og lokal boligopvarmning) giver anledning til høj lokal luftforurening, og sådanne kilder i byområder vil derfor medføre stor eksponering af befolkningen. Forureningen fra høje punktkilder (f.eks. kraftværker) fortyndes kraftigt, før den når jordoverfladen og giver derfor ikke med de danske regler for godkendelse af kraftværker og lign. anledning til væsentlig eksponering af befolkningen. Luftforurening kan transporteres over endog store afstande. Man kan derfor ikke slutte direkte fra emissioner til luftkvalitet. Endelig findes naturlige kilder til partikler i luften, f.eks. jordstøv, salt fra havet og skovbrande.

### 2.1 BEGREBER OG DEFINITIONER

Partikulær luftforurening er et relativt komplekst luftforureningsproblem, dels fordi partiklerne dannes ved en række forskellige processer under forbrænding, mekaniske påvirkninger og processer i atmosfæren, og dels fordi partiklerne karakteriseres ved forskellige størrelser og forskellige kemiske og fysiske egenskaber.

### Primære og sekundære partikler

Nogle partikler dannes ved kilden og udsendes som partikler. De kaldes primære partikler. Andre partikler dannes i atmosfæren ved kemiske/fysiske processer, de kalder sekundære partikler. Typiske sekundære partikler er dannet ud fra  $\text{SO}_2$  eller  $\text{NO}/\text{NO}_2$  fra forbrændingsprocesser (kraftværker, industri, fyringsanlæg eller motorer). Gasserne oxideres og danner sulfater og nitrater og forekommer oftest som ammoniumsulfat og ammoniumnitrat partikler. Desuden kan de optage vand eller der kan kondenseres flygtige stoffer på disse partikler.

### Partiklers størrelse

Partiklerne opdeles typisk efter deres størrelse, jf. tabel 2-1.

TABEL 2-1 PARTIKELBETEGNELSE

Betegnelse	Størrelse (diameter) i $\mu\text{m}$
Nanopartikler	under 0,03
Ultrafine partikler	under 0,1
Fine partikler	under 2,5
Grove partikler <sup>3</sup>	under 10

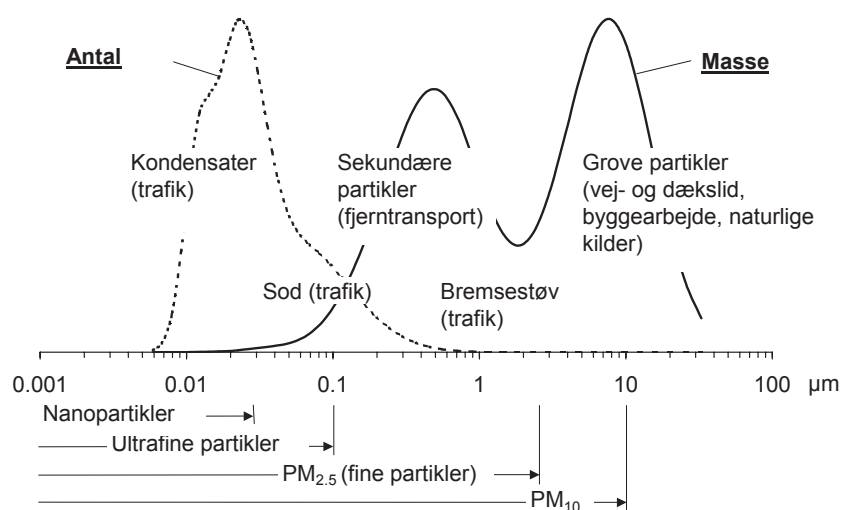
Almindeligvis anvendes begreberne  $\text{PM}_{10}$ , der er massen af alle partikelstørrelser op til 10  $\mu\text{m}$ ,  $\text{PM}_{2,5}$ , der er massen af alle partikelstørrelser op til 2,5  $\mu\text{m}$  osv. Ofte ses også betegnelsen TSP (Total Suspended Particulates), som omfatter alle partikler under ca. 40  $\mu\text{m}$ .

<sup>3</sup> Ofte anvendes betegnelsen grove partikler for  $\text{PM}_{10}$ - $\text{PM}_{2,5}$ .

Grove og fine partikler opgøres primært efter vægt, mens især ultrafine partikler opgøres efter deres antal, da de vægtmæssigt udgør forsvindende lidt i forhold til de grovere partikler. *Figur 2-1* giver en oversigt.

## *PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>*

I danske byer er TSP typisk 30-40 pct. større end PM<sub>10</sub> og PM<sub>10</sub> typisk dobbelt så stor som PM<sub>2.5</sub>. Det skal dog understreges, at forskellene afhænger meget af kilderne på stedet, således er forskellene mellem disse størrelseskategorier små på landet og uden for byernes mest trafikerede områder, hvor baggrundsforureningen er dominerende, men store på gader med stærk og tung trafik. De grove partikler er således mere dominerende i et trafikeret bymiljø, mens de fine partikler relativt set dominerer i trafiksvage områder.



**FIGUR 2-1** SKEMATISK TEGNING AF STØRRELSESFORDELINGEN AF PARTIKLER I BYLUFT. DEN VANDRETTE AKSE ER PARTIKELDIAETEREN I  $\mu\text{m}$ . DEN FULDT OPTRUKNE KURVE OPGJORT SOM MASSE OG DEN STIPLEDE KURVE ER DEN SAMME FORDDELING AF PARTIKLERNE OPGJORT I ANTAL. DET KAN ILLUSTRERES VED, AT EN PARTIKEL PÅ  $10 \mu\text{m}$  VEJER LIGE SÅ MEGET SOM 1 MILLIARD PARTIKLER PÅ  $0,01 \mu\text{m}$ .

## *Ultrafine partikler*

De ultrafine partikler og nanopartiklerne, dannes ved høj temperatur, f.eks. i forbrændingsmotorer, kraftværkskedler eller industrielle processer. Disse partikler kan være væskedråber af brændstof eller olie eller faste sodpartikler. Den væsentligste kilde til ultrafine partikler er trafik, især dieselmotorer, og er derfor dominerende i byer. De ultrafine partikler vokser ved optagelse af gasser eller sammensmeltning med andre partikler eller fordamper efter en vis tid afhængigt af deres egenskaber.

## *Sod*

En del af de ultrafine partikler er sodpartikler, som primært stammer fra dieseldrevne biler og brændeovne. Disse partikler har typisk størrelsen 80-100 nm, og er i stand til at trænge dybt ned i lungerne. De dråbeformige partikler, som primært stammer fra benzindrevne biler ligger typisk i størrelsesorden 20-30 nm.

## *Fine partikler*

De fine partikler er et resultat af en række kemiske/fysiske omdannelser, dvs. de typisk har længere opholdstid i atmosfæren end de ultrafine partikler. En del af de fine partikler er dannet som følge af koagulation mellem ultrafine partikler indbyrdes eller mellem fine og ultrafine partikler. Denne proces tager en vis tid, som bl.a. betyder, at ultrafine partikler fra biler normalt ikke når at koagulere, mens de findes i gaden, hvor opholdstiden kun er nogle få minutter. De fine

partikler kan holde sig svævende i flere uger og dermed transporteres over adskillige tusinde kilometer. De væsentligste kilder til fine partikler er forbrændingsprocesser, der giver anledning til dannelse af henholdsvis svovldioxid og kvælstofoxider, som efterfølgende omdannes til fine partikler, såkaldte sekundære partikler, under transport fra det Europæiske kontinent til Danmark.

### Grove partikler

Grove, luftbårne partikler dannes typisk ved forskellige mekaniske processer, f.eks. jord- og vejstøv ophvirvlet af vinden, grusning og saltning til glatføre bekæmpelse, havsprøjt (som tørrer ud til saltpartikler), vulkaner, vegetation (pollen), dæk- og kørebaneslid, trafikskabt turbulens i gader, byggeri og industrielle aktiviteter. Disse partikler har en væsentlig kortere levetid, idet de pga. deres vægt kun holder sig svævende i kortere tid. Desuden indgår de kun i begrænset omfang i kemiske/fysiske omdannelser.

## 2.2 EMISSIONER

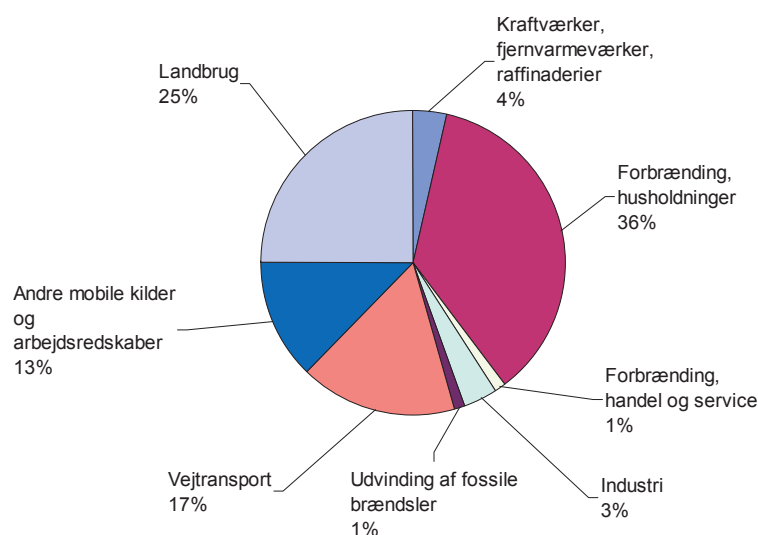
Emissionerne fra samtlige danske kilder opdelt i kategorier opgøres løbende af DMU, *Figur 2-2*.

### Emissioner fra transport

Trafikkens bidrag til de samlede partikelemissioner i Danmark udgør en væsentlig andel. Andre mobile kilder, som også bidrager med en stor andel, er især traktorer samt landbrugs- og entreprenørmaskiner, men også tog, indenlandske færger, fiskerbåde og andre indenlandske skibe er med i denne kategori. Individuel opvarmning er en anden stor post, hvoraf knap 90 pct. af partikeludslippet skønnes at stamme fra brændeovne.

### Fjerntransport

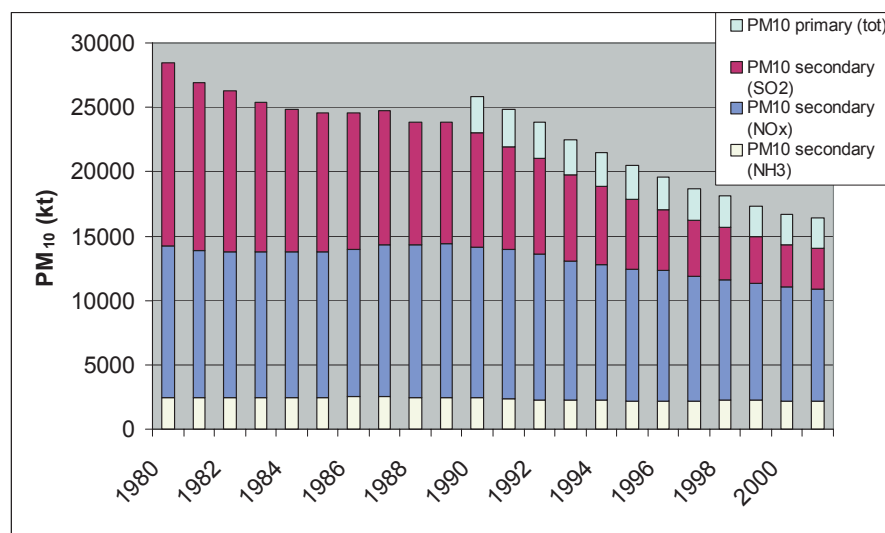
Luften i Danmark er desuden påvirket af kilder i det øvrige Europa. Den samlede emission i Europa er af størrelsesordenen 100 gange større end de danske emissioner og vil derfor påvirke den danske luftkvalitet i væsentlig grad.



FIGUR 2-2 RELATIVE EMISSIONER AF  $PM_{10}$  FRA DANSKE MENNESKESKABTE KILDER OPGJORT FOR ÅR 2002.

*Figur 2-3* viser udviklingen siden 1980 i EU-15.





FIGUR 2-3 PARTIKELEMISSIONER I EU-15. SEKUNDÆRE PARTIKLER ER BEREGET UD FRA EMISSIONER AF  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  OG  $\text{NH}_3$ . DATA OM PRIMÆRE PARTIKLER FRA FØR 1990 ER IKKE TILGÆNGELIGE.

#### Vejtrafikkens partikler

En væsentlig del af de primære partikler stammer fra vejtrafikken. De direkte emissioner (udstødning) er meget forskellige for de forskellige køretøjskategorier. Ligeledes er der store forskelle i emissionerne af ikke-udstødnings partikler, slid på vej, dæk og bremses, samt ophvirvlede partikler; det afhænger af vejens beskaffenhed, glatførebekæmpelse, køretøjstype, hastighed og meteorologiske forhold som vindhastighed og fugtighed. I kapitel 3 findes en detaljeret opgørelse over de enkelte bidrag fra trafikken.

#### Brændeovne

En anden meget væsentlig partikelkilde er brændeovne. En række undersøgelser af forureningen fra brændeovne er iværksat og gennemført under dette projekt. Desuden er der i et nordisk projekt gennemført undersøgelser af partikelemissionen fra brændeovne. Resultater heraf omtales nærmere i kapitel 4.

### 2.3 LUFTKVALITET

#### Overvågning af luftkvalitet i Danmark

Man ikke slutte direkte fra emissioner til luftkvalitet. Derfor udføres målinger af luftkvaliteten flere steder i Danmark under det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram (Kemp & Palmgren, 2004). Målestationerne er placeret strategisk, således at de giver repræsentative måleresultater for forskellige typiske lokaliteter. Der er målinger dels i gader, som repræsenterer forureningen fra trafikken, dels i bybaggrund, som repræsenterer den generelle forurening i byen, hvor der ikke er direkte påvirkning fra helt lokale kilder og dels ude på landet, som repræsenterer forureningen i regionen. I alt måles der på 11 faste stationer og en mobil, der bruges i forbindelse med kampagner. Der er 3 målestationer i København, 6 i andre større byer og 2 landstationer.

#### EU direktiver

Måling af luftforurening, herunder partikler, udføres i overensstemmelse med EU-direktiver, som via bekendtgørelser er overført til dansk lov. Grænseværdier for partikler er vist i Tabel 2-2. Der p.t. kun grænseværdier for  $\text{PM}_{10}$ , men EU-kommissionen skal overveje grænseværdier for  $\text{PM}_{2.5}$  indenfor få år.



*TABEL 2-2 GRÆNSEVÆRDIER FOR PARTIKLER (PM<sub>10</sub>). SKÆRINGSDATO BETYDER, AT GRÆNSEVÆRDIEEN SKAL OVERHOLDES PÅ DET PÅGÆLDENDE TIDSPUNKT; INDIL DA SAMMENLIGNES MÅLERESULTATER MED GRÆNSEVÆRDIEEN PLUS TOLERANCE MARGEN, SOM AFTAGER TIL NUL PÅ SKÆRINGSDATOEEN.*

Parameter	Grænseværdi (µg/m <sup>3</sup> )	Midlingstid	Statistik	Skæringsdato	Tolerance margen
PM <sub>10</sub>	50	24 timer	35 gange pr. år	2005	50% 1. januar 2001
PM <sub>10</sub>	40	-	Gennemsnit, år	2005	20% 1. januar 2001

*PM niveauer i Danmark*

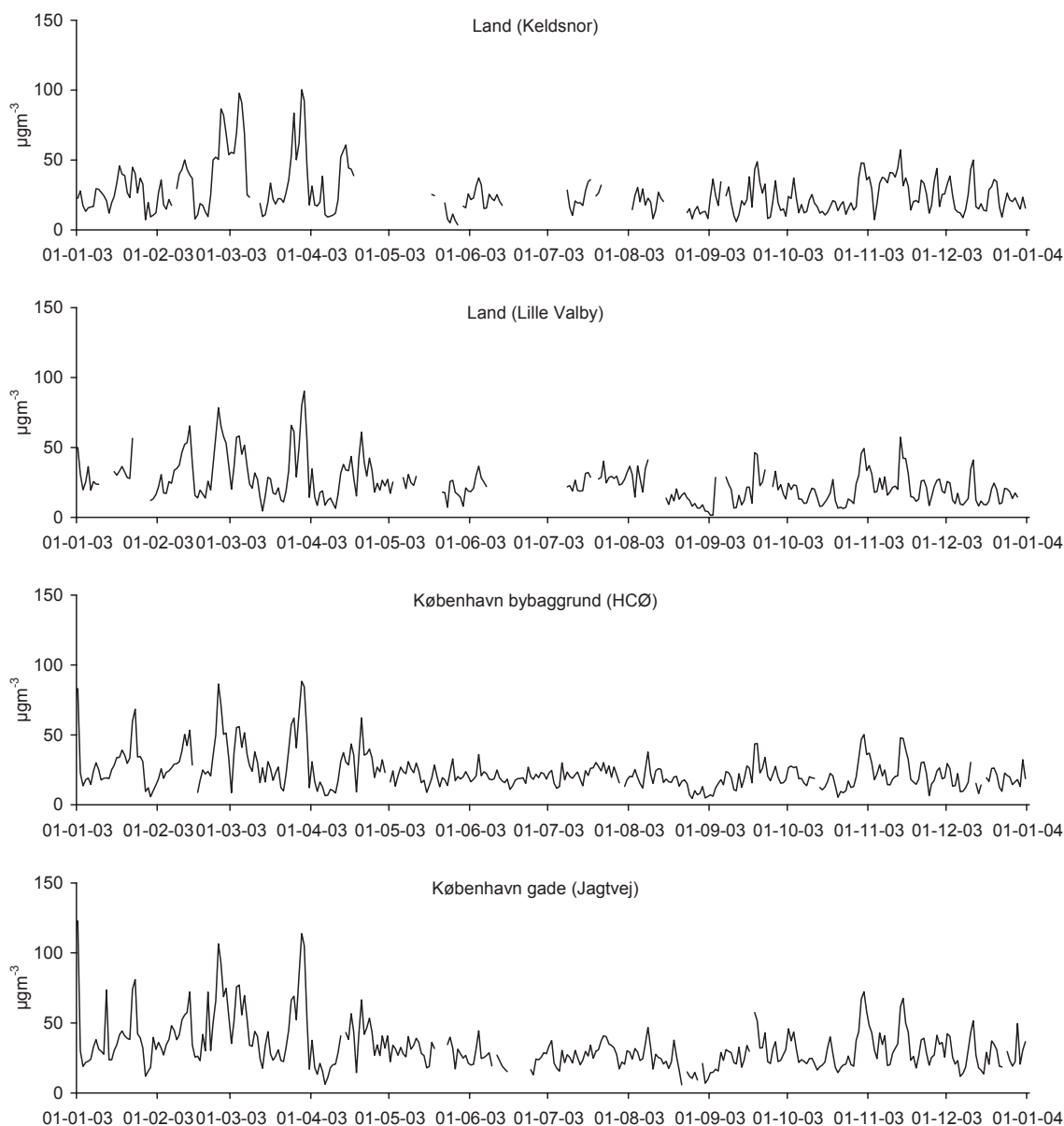
*Tabel 2-3 viser måleresultater fra det Landsdækkende Luftkvalitetsmåleprogram (LMP IV) i 2003.*

*TABEL 2-3 MÅLERESULTATER FRA LMP IV I 2003. RESULTATER FRA H.C. ANDERSENS BOULEVARD ER TSP, OG DE ØVRIGE ER PM<sub>10</sub>. GRÆNSEVÆRDIERNE ER FOR PM<sub>10</sub>.*

Enhed: µg/m <sup>3</sup>	Antal	Middelværdi	36. højeste
Gade			
København (H.C. Andersens Boulevard)	-	75	122
København (Jagtvej)	340	33	52
Århus	343	29	48
Odense	300	37	57
Aalborg	278	31	47
Bybaggrund			
København	360	24	39
Århus	298	26	41
Aalborg	269	24	37
Land			
Lille Valby (ved Roskilde)	302	24	40
Keldsnor (Langeland)	302	27	44
Grænseværdi	>329	40	50

*Figur 2-4 viser måleresultater af PM<sub>10</sub> på baggrundsstationen: Keldsnor, landstationen: Lille Valby, bybaggrundsstationen: H.C. Østed Instituttet og gadestationen: Jagtvej i København. Det ses, at kun gadestationen adskiller sig væsentligt fra de øvrige stationer.*

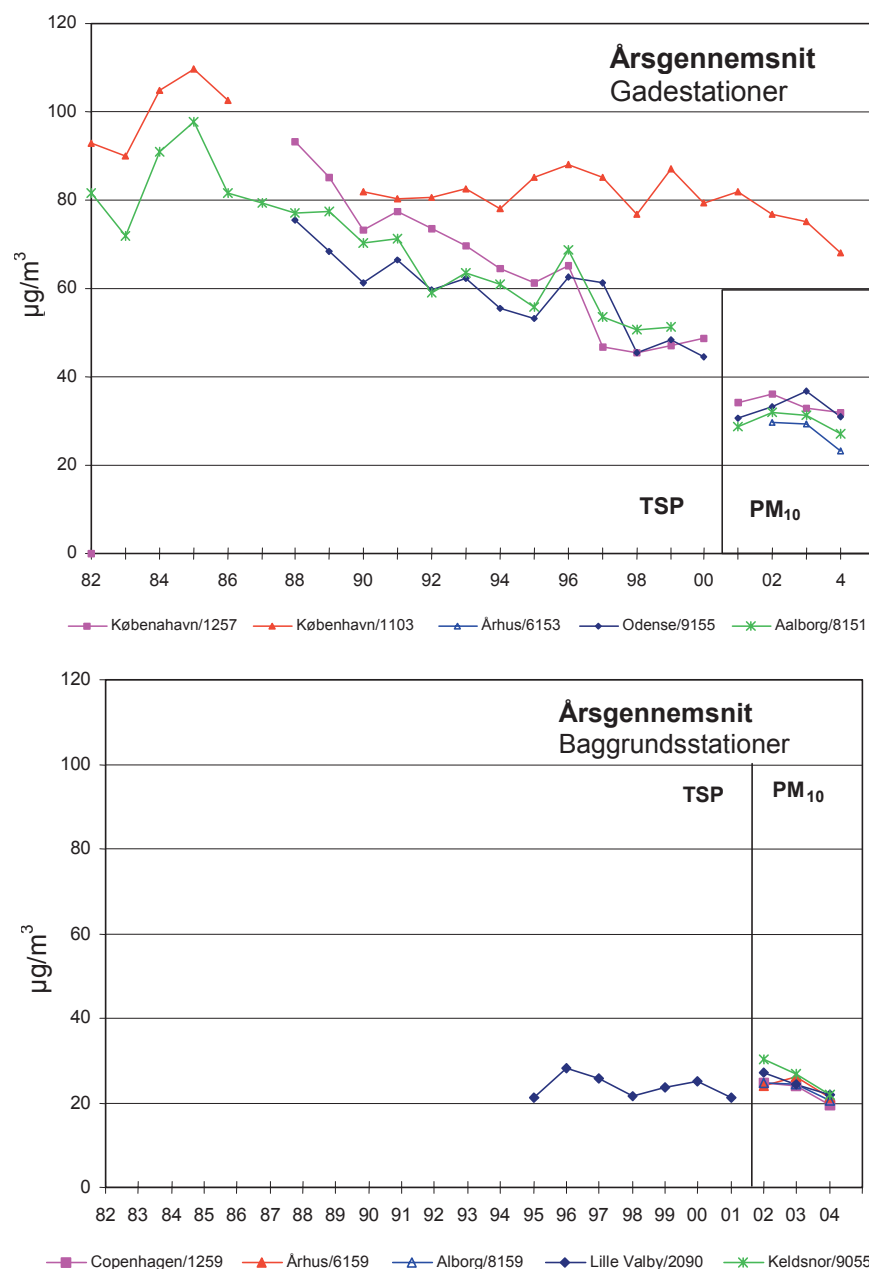
Målinger af PM<sub>10</sub> viser de fleste steder, at årsgennemsnittet gennemgående ligger under den grænseværdi på 40 µg/m<sup>3</sup>, der ifølge et EU-direktiv skal overholdes fra 2005. Dog overskrider grænseværdien for døgngennemsnittet på særligt udsatte strækninger (f.eks. på H.C. Andersens Boulevard i København).



FIGUR 2-4 MÅLTE  $\text{PM}_{10}$  KONCENTRATIONER I 2003 PÅ KELDSNOR (REGIONAL BAGGRUND), LILLE VALBY (LANDBAGGRUND), H.C. ØRSTED INSTITUTTET I KØBENHAVN (BYBAGGRUND) OG JAGTVEJ (GADE) I KØBENHAVN.

### Udvikling

TSP niveauet er faldet over en længere årrække, undtagen på H.C. Andersens Boulevard (Figur 2-5), hvor den stærke trafik formentlig giver et stort bidrag af grove partikler, som især stammer fra vejslid. Det generelle fald er overlejret variationer fra år til år på grund af de meteorologiske forhold og varierende emissioner.  $\text{PM}_{2.5}$  niveauet er godt det halve af  $\text{PM}_{10}$  på en gade som H.C. Andersens Boulevard. Ude på landet vil  $\text{PM}_{2.5}$  være dominerende (fjerntransport).

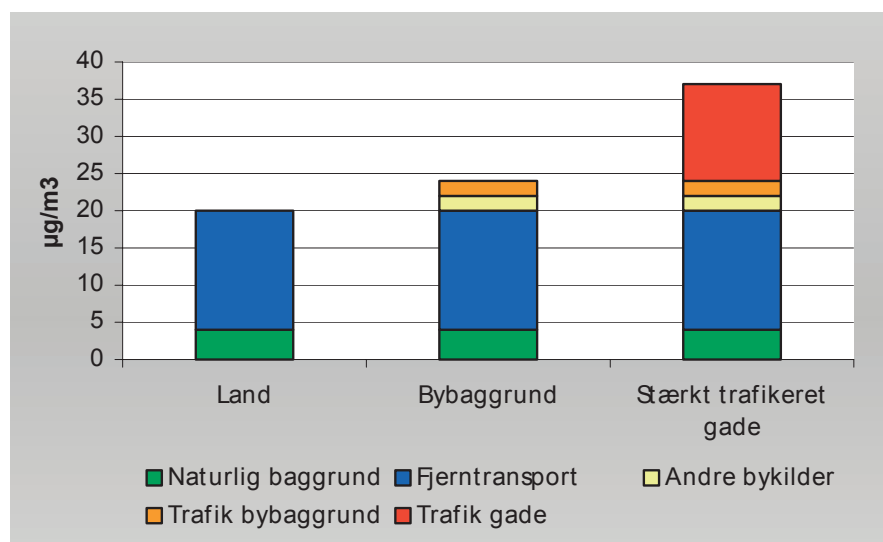


FIGUR 2-5 TSP OG PM<sub>10</sub> RESULTATER FRA DET DANSKE OVERVÅGNINGSPROGRAM LMP IV. I FORBINDELSE MED IMPLEMENTERING AF EU DIREKTIVET FOR PARTIKLER (EC, 1999) SKIFTEDE MAN FRA MÅLING AF TSP TIL MÅLING AF PM<sub>10</sub>.

### Fjerntransport og lokal forurening

Fjerntransporterede partikler udgør en væsentlig del af baggrundsniveauet (PM<sub>10</sub>) – både i byerne og på landet, Figur 2-6. Disse partikler er dels primære partikler, som er udsendt direkte ved forbrænding, dels sekundære partikler, som er dannet ved kemisk omdannelse af gasser i atmosfæren. En stor del af partiklerne er menneskeskabte i forbindelse med industri, elektricitetsproduktion, fyringsanlæg, skibsfart og markafbrænding, men de kan også skyldes vulkansk aktivitet og mere eller mindre naturligt opståede brande i skov- og moseområder. Kun en meget lille del af partiklerne skønnes at komme fra danske kilder. Hertil kommer de naturlige partikler, der kan dannes i forbindelse med høje vindhastigheder, f.eks. ved ophvirvling af jord (i ørkenområder) eller ved forstøvning af havvand (saltpartikler). Fjerntransporterede forbrændingspartikler udgør således op mod 2/3 af

baggrunds niveauet. Baggrunds niveauet (dannet af naturlige kilder samt fjerntransporterede partikler) ligger således på godt 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hertil kommer byernes eget bidrag, som i København ligger på 2-4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Summen af disse to bidrag svarer til de niveauer, der måles på bybaggrundsstationerne. I trafikerede gader har vi desuden et bidrag fra den lokale trafik, som f.eks. på meget stærk trafikerede gader som Jagtvej er ca. 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , og på H.C. Andersens Boulevard er ca. 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Disse værdier er gennemsnit for de senere år og varierer fra år til år afhængigt af bl.a. de meteorologiske forhold.



FIGUR 2-6 TYPISK RELATIVE KILDEBIDRAG  $\text{PM}_{10}$  PÅ LANDET, I BYBAGGRUND OG I STÆRKT TRAFIKERET GADE.

### Tunge køretøjer

De tunge køretøjers bidrag udgør ca. 1/3 af trafikens bidrag i bybaggrund i København, der er ca. 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I gader kan den tunge trafik's bidrag variere meget afhængigt af køretøjssammensætning, vejbelægning, hastighed m.v.

Billedet er helt anderledes for de ultrafine partikler. Her er baggrunds niveauet (og fjerntransporten) væsentligt lavere, således at trafikken selv i bybaggrund er årsag til den største andel. Derfor kan koncentrationen (antallet) af de ultrafine partikler reduceres væsentligt mere ved lokale tiltag, f.eks. ved filtre på tunge køretøjer.

### Filtre på tunge køretøjer

I 2001 gennemførte DMU i samarbejde med Københavns Universitet og Kræftens Bekæmpelse en undersøgelse af effekten af filtre med en effektivitet på 80 pct. på alle tunge køretøjer i Danmark (Palmgren et al. 2001). Vurderingen blev gennemført for København og derefter generaliseret til de øvrige byer efter bystørrelse. Metoden er nærmere beskrevet i ovennævnte rapport. Hovedresultaterne er, at koncentrationen af  $\text{PM}_{10}$  i bybaggrunden (der anses for at repræsentere befolkningens eksponering) kan reduceres med mindre end 0,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i byerne, og en opdatering af rapporten i 2002 viser, at antallet af ultrafine kan reduceres med ca. 20 pct., begge ved montering af filtre på alle tunge køretøjer.

### Europæisk samarbejde

DMU har deltaget i et Europæisk projekt – City Delta – under CAFE (Clean Air For Europe). Projektet omfatter bl.a. modelberegninger af  $\text{PM}_{10}$  koncentrationen i en række storbyer i Europa samt evaluering af effekten af de fremtidige emissions reduktioner. Projektets formål var bl.a. en systematisk sammenligning af modelresultaterne afhængigt af deres geografiske opløsning.

Projektets resultater var bl.a., at de planlagte emissions reduktioner i 2010 vil medføre en reduktion i  $\text{PM}_{10}$  koncentrationen på ca. 5 til  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i byer som Berlin og Paris men op til  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i Milano.

#### *Historisk perspektiv*

Historisk set har vi tidligere haft langt større forurening i byerne. Det klassiske eksempel er smoggen i London i 1952, hvor niveauerne for sod og  $\text{SO}_2$  kom op på  $2000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men det førte også til 4.000 ekstra dødsfald i løbet af nogle dage. Vi ved ikke så meget om luftforureningen i Danmark tilbage i tiden, men skønsmæssigt har den i 1800 tallet været mere end 10 gange værre end nu. Det skyldtes naturligvis ikke trafikken, men datidens anvendelse af brænde og tørv til opvarmning.

### 3 Partikelbidrag fra trafikken

Det følgende er en kort beskrivelse af aktiviteter under projektet i relation til trafikens forurening med partikler.

#### *Forurening fra vejtrafikken*

Trafikken bidrager til luftforureningen ved at udsende partikler samt forskellige luftarter, hvoraf de væsentligste er kulilte (CO), kvælstofoxider (NO og NO<sub>2</sub>, under ét kaldet NO<sub>x</sub>) og kulbrinter (VOC). Kvælstofoxiderne omdannes langsomt i atmosfæren til salpetersyre (HNO<sub>3</sub>), der ved reaktion med ammoniak danner ammoniumnitrat (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) i form af sekundære partikler. De sekundære partikler fra den danske trafik blandes med lignende partikler fra udenlandske kilder i baggrundsluften, i hvilken de kun bidrager med en lille andel af partikelforureningen. Når der i det følgende tales om partiklerne fra trafikken i Danmark, er det underforstået, at det drejer sig om de direkte udsendte (primære) partikler, der især har betydning for luftkvaliteten tæt på trafikken.

#### *Sod*

Den sorte røg, som undertiden ses fra udstødningen på store dieseldrøjetøjer eller fra dårligt vedligeholdte benzinbiler, er nok det fænomen, man først tænker på i forbindelse med partikler fra trafikken. Målinger viser imidlertid, at også dieseldrøjetøjer uden synlig røg udsender partikler fra udstødningen. Urenset dieseludstødning kan lugtes ('dieselos'), fordi udstødningen udover elementært kulstof indeholder forskellige aromatiske organiske forbindelser. En forbedret motorteknologi og partikelfiltre har i de senere år ført til formindskede emissioner af elementært kulstof, og anvendelsen af oxiderende katalysatorer har formindsket emissionen af de organiske forbindelser. Benzinbiler udsender kun meget lidt sod, men især ældre biler uden katalysator kan udsende organiske forbindelser i form af ultrafine partikler.

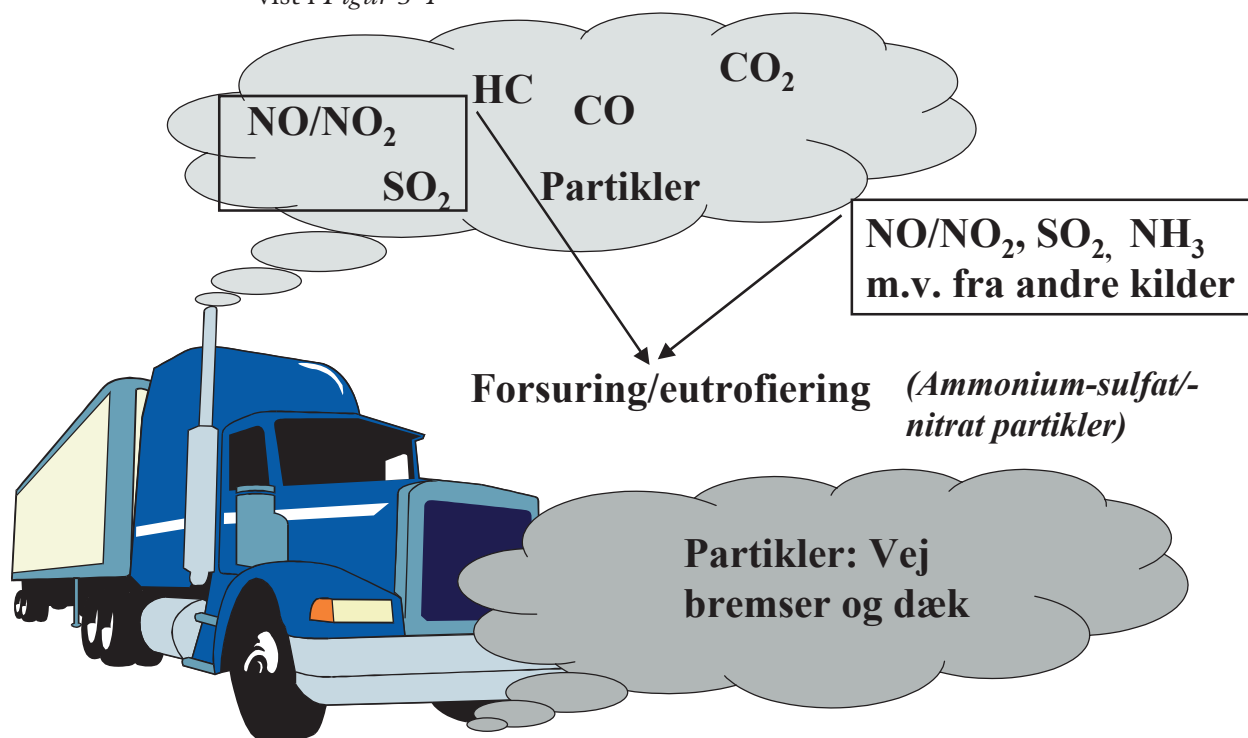
#### *PM<sub>10</sub>/PM<sub>2.5</sub>*

PM<sub>10</sub>-værdien vil altid være større end PM<sub>2.5</sub> værdien, fordi PM<sub>10</sub> indeholder et ekstra bidrag af grove partikler i størrelsesintervallet fra 2,5 µm til 10 µm. De fine partikler fra udstødningen bidrager lige meget til PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> (da de er under 2,5 µm) men trafikken producerer også partikler på andre måder. Der dannes partikler som følge af slid på vejbane, dæk og bremses. Også vejsalt og grus om vinteren ophvirvles og bidrager til koncentrationen af partikler i luften. De fleste af disse partikler findes i den grove fraktion. De påvirker PM<sub>10</sub> mere end PM<sub>2.5</sub>, bl.a. fordi de kan genophvirvles og derfor bidrager til partikkelkoncentrationen i gaden i længere tid end de fine partikler, som hurtigt føres bort med vinden.

#### *Slidrelaterede partikler*

Sliddet på bremses udsender partikler, som bidrager nogenlunde lige meget til den fine fraktion (under 2,5 µm) og den grove fraktion (mellem 2,5 og 10 µm). Bidragene er forholdsvis små, men den sundhedsmæssige betydning af disse partikler er ikke nøjere kendt. Partikler med en størrelse omkring 2,5 µm har en særlig høj sandsynlighed for at blive afsat dybt i lungerne (op til ca. 20% afsættes i alveolerne). Dertil kommer, at partikler fra bremses har et højt indhold af metaller. Det er især jern fra bremseskiver, men også mere eller mindre toksiske metaller som kobber, molybdæn, antimon og bly fra bremsebelægninger (ca. 10% af moderne bremsebelægningers masse er kobber).

En oversigt over partikler fra trafikken og deres samspil med andre partikler er vist i Figur 3-1



FIGUR 3-1 ILLUSTRATION AF DE FORSKELLIGE BIDRAG FRA TRAFIKKEN TIL PARTIKELFORURENINGEN.

### 3.1 BEREGNEDE EMISSIONER FRA VEJTRAFIK OG ANDRE MOBILE KILDER

#### Datagrundlag

Vejtrafikken udsender partikler både fra køretøjernes udstødning (partikler mindre end  $2,5 \mu\text{m}$ ) og fra dæk-, bremse- og vejslid (slidrelaterede partikler). Partikelemissionen fra udstødning beregnes med emissionsmodellen COPERT III (Computer Programme to calculate the Emissions from Road Transport) for køretøjer med driftsvarme motorer og for koldstart. Data for køretøjsbestand og årskørsler stammer fra Vejdirektoratet og køretøjerne grupperes efter anvendt brændstof, størrelse og emissionsklasse (EURO-normer). Koldstart giver et betydeligt bidrag til emissionerne i dag, da katalysatoren skal være varm, før den er effektiv. Desuden soder kolde motorer i almindelighed mere end varme motorer.

I emissionsopgørelserne i det følgende er det antaget, at partikler fra udstødning er under  $2,5 \mu\text{m}$ , dvs. det antages at  $\text{TSP}=\text{PM}_{10}=\text{PM}_{2,5}$  (dette er anvendt i hele dette afsnit).

#### Metode

Emissionerne beregnes som produktet af antal køretøjer, årskørsler, emissionsfaktorer fra varme motorer og katalysatorer og en antaget andel af koldstarter. For de slidrelaterede partikler beregnes emissionerne som produktet af trafikarbejdet pr. køretøjskategori og emissionsfaktorer fra EMEP/CORINAIR (2003). Opgørelserne omfatter ikke genophvirvlede partikler (resuspension) eller partikler, der pga. størrelsen afsættes umiddelbart efter emissionen. Beregningerne er mere udførligt beskrevet i Winther (2004a, 2004b). For andre mobile kilder beregnes partikelemissionen ud fra energiforbruget og emissionsfaktorer for de enkelte type af maskiner (Winther, 2004a).

TSP, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> emissionsresultaterne for vejtrafik og andre mobile kilder er vist i *Tabel 3-1* for 2002. Vejtrafikkens andel af de samlede danske TSP, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> emissioner er på hhv. 14, 17 og 20%. Fra 1985 til 2002 er vejtrafikkens partikelemissioner fra udstødning faldet med 30%, mens de slidrelaterede partikelemissioner er steget med 43% i samme periode. For andre mobile kilder er emissionsandelene i 2002 hhv. 9, 13 og 17 for TSP, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

*TABEL 3-1* TSP, PM<sub>10</sub> OG PM<sub>2.5</sub> EMISSIONER (TONS) I 2002 FRA VEJTRAFIK OG ANDRE MOBILE KILDER I DANMARK. VEJSALT OG – GRUS ER IKKE INKLUDERET.

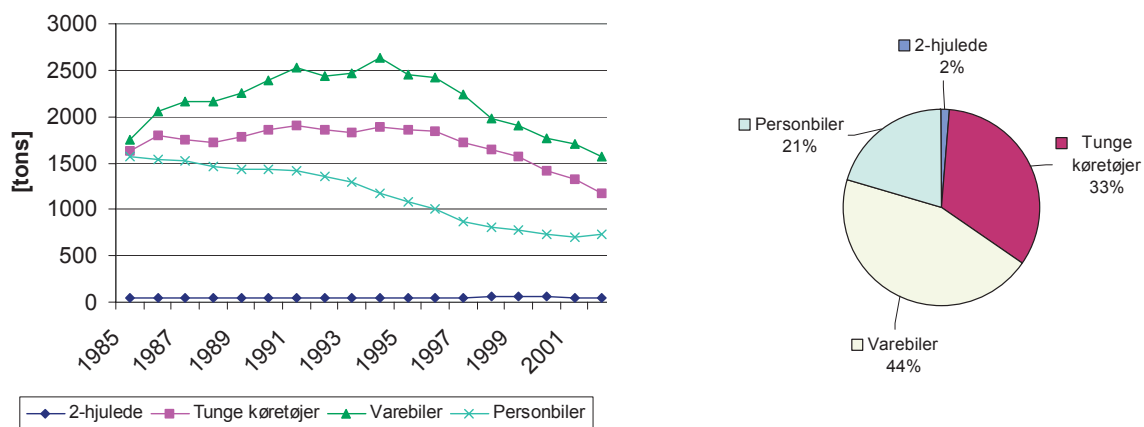
Kategori	TSP	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
Militær	20	20	20
Jernbane	125	125	125
Søfart	604	575	547
Landbrug/skovbrug/fiskeri	2361	2244	2133
Flytrafik	3	3	3
Industri	926	881	838
Have- og hushold	26	26	26
Vejtrafik	3508	3508	3508
Vejtrafik, bremseslid	540	529	210
Vejtrafik, dækslid	832	499	349
Vejtrafik, vejslid	962	481	260
Total	9906	8890	8020

### 3.1.1 Beregnede partikelemissioner fra udstødning

I emissionsopgørelserne er det som nævnt antaget at partikler fra udstødning er under 2,5 µm.

Varebiler udsender den største andel (44% i 2002) af vejtrafikkens udstødningspartikler, fulgt af tunge køretøjer (lastbiler og busser), personbiler og 2-hjulede køretøjer (knallerter og motorcykler) med hhv. 33, 21 og 2% (*Figur 3-2*). Emissionerne fra varebiler og tunge køretøjer er faldet markant siden midten af 1990'erne pga. de gradvist skærpede emissionsnormer. De seneste års stigende salg af diesel personbiler har medført, at det samlede udslip af partikler fra personbiler er øget på trods af reduceret udslip fra den enkelte personbil.

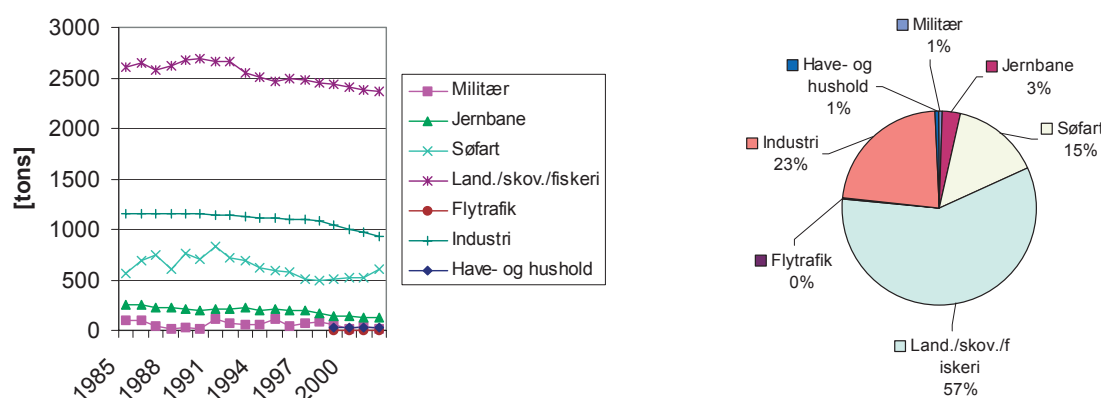




FIGUR 3-2 UDVIKLINGEN I VEJTRAFIKKENS PARTIKELEMISSIONER (TONS) FRA 1985 TIL 2002 SAMT EMISSIONSANDELE FOR 2002 PR. KØRETØJSKATEGORI. (ANTAGET AT TSP=PM<sub>10</sub>=PM<sub>2.5</sub>)

### Andre mobile kilder

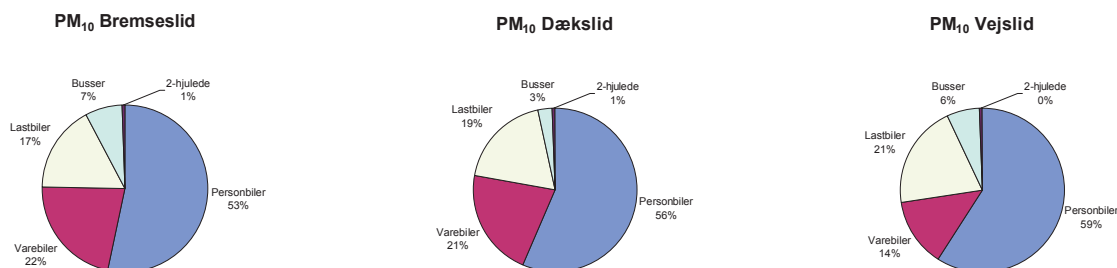
Partikelemission fra landbrug/skovbrug/fiskeri udgør 57% af totalen for andre mobile kilder, mens emissionen fra industri og søfart er på 23 og 15% (Figur 3-3). De øvrige sektors emissioner er små. Emissionen for landbrug/skovbrug/fiskeri er sammensat af varierende emissioner i fiskerisektoren (på grund af varierende aktivitet) og et konstant fald i emissionerne fra landbrugets maskiner, som skyldes aftagende energiforbrug fra 1990 til 2000 samt skærpede emissionsnormer for nye motorer siden slutningen af 1990'erne.



FIGUR 3-3 TSP EMISSIONER FRA ANDRE MOBILE KILDER (TONS) FRA 1985 TIL 2002 SAMT EMISSIONSANDELE FOR 2002 PR. DELSEKTOR.

### 3.1.2 Slidrelaterede partikelemissioner

Over halvdelen af partiklerne fra bremse- og dækslid udsendes fra personbiler, fulgt af varebiler, lastbiler, busser og 2-hjulede køretøjer i faldende størrelsesorden (Figur 3-4). For vejslid kommer flere partikler fra lastbiler end varebiler. TSP-, PM<sub>10</sub>- og PM<sub>2.5</sub> fordelingen pr. køretøjskategori er den samme for de slidrelaterede emissioner, og derfor er fordelingen kun vist for PM<sub>10</sub> på Figur 3-4.

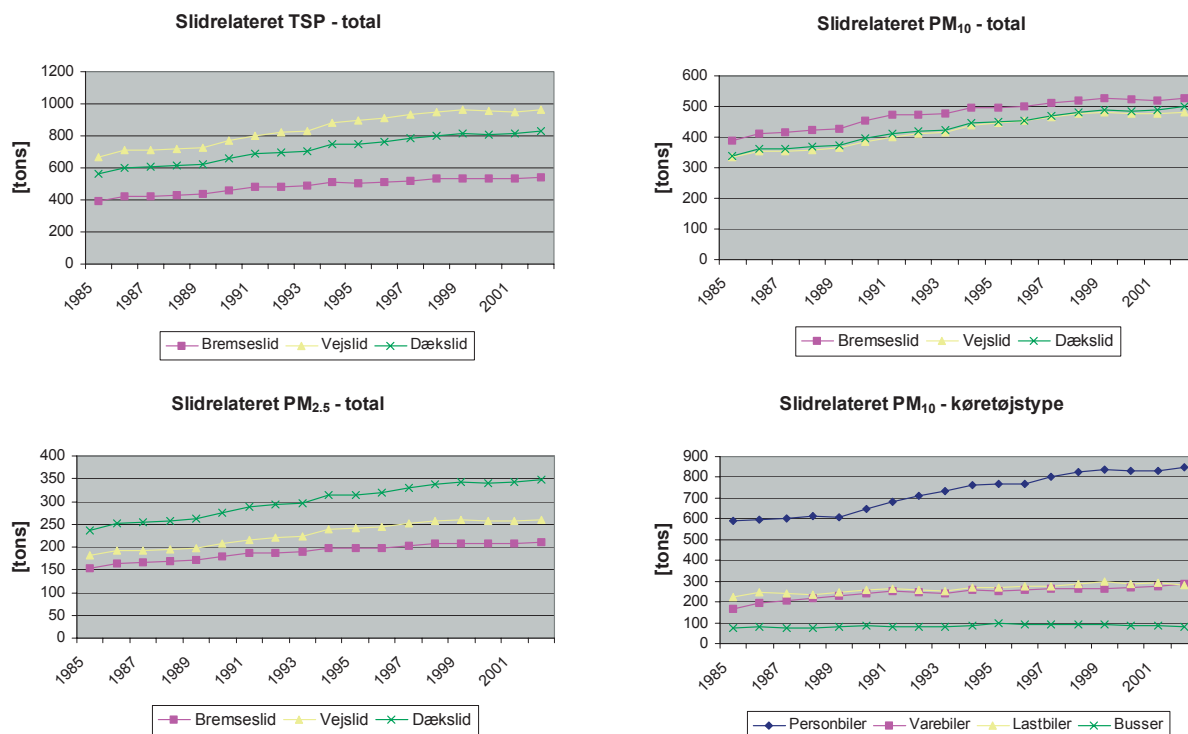


FIGUR 3-4 PM<sub>10</sub> EMISSIONER FOR BREMSE-, DÆK- OG VEJSLID PR. KØRETØJSKATEGORI I 2002.

## Udvikling

Stigningen i de slidrelaterede partiklers emissioner følger trafikarbejdet. Stigningerne i emissionen for bremse-, dæk- og vejslid i perioden 1985-2002 er hhv. 37, 44 og 48%, uanset partikelstørrelse (Figur 3-5). For de enkelte køretøjskategorier er stigningen af de samlede slidrelaterede emissioner for personbiler, varebiler, lastbiler og busser hhv. 43, 73, 26 og 15% (kun vist for PM<sub>10</sub>) i den nævnte periode.

Ifølge CORINAIR er vejslid den største kilde til samlet slidrelateret TSP, herefter kommer dæk- og bremseslid med faldende emissionsandele. I de mindre partikelfraktioner er bremse- og dækslid relativt større kilder. Bremsesliddet er således den største PM<sub>10</sub> kilde, mens dæk- og vejbidragene er lidt mindre. For PM<sub>2.5</sub> giver dækslid den største emission, fulgt af vej- og bremseslid. Dette er imidlertid ikke i fuld overensstemmelse med de eksperimentelle undersøgelser i Danmark, se afsnit 3.2.1.



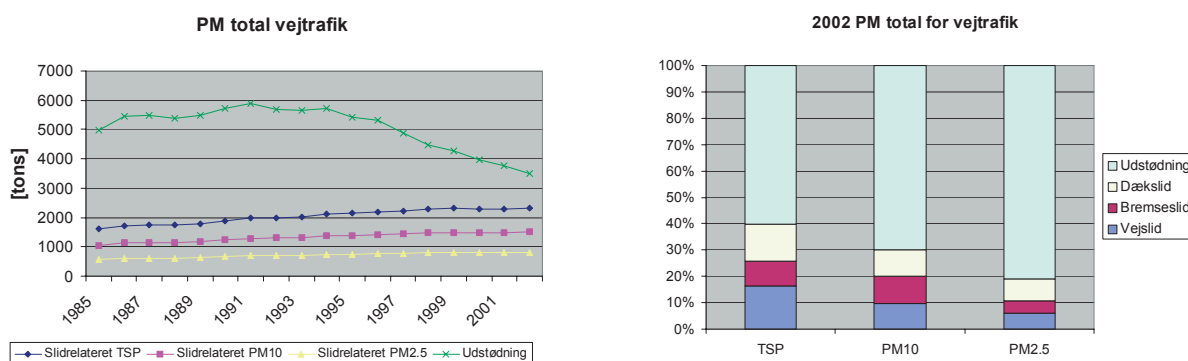
FIGUR 3-5 PARTIKELEMISSIONER (TSP, PM<sub>10</sub> OG PM<sub>2.5</sub>) FOR BREMSE-, DÆK- OG VEJSLID, OG SAMLEDE PM<sub>10</sub> EMISSIONER PR. KØRETØJSKATEGORI 1985-2002.

### 3.1.3 Forholdet mellem partikler fra udstødning og slidrelaterede partikler

I 2002 udgjorde de slidrelaterede partikelemissioner (ikke genophvirlede eller umiddelbart afsatte partikler pga. størrelse) hhv. 40, 30 og 19% af vejtrafikens samlede TSP, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> emissioner (Figur 3-6). For dæk-, bremse- og vejslid er emissionsandelene 9, 14 og 16% for TSP; 11, 10, og 10% for PM<sub>10</sub>; og 5, 8 og 6% for PM<sub>2.5</sub>. For alle tre partikelstørrelser steg de totale slidrelaterede emissioner med 43% fra 1985 og frem til 2002.

Partikelemissionerne for udstødning faldt med 40% i samme periode.

De slidrelaterede partiklers andel forventes at stige i fremtiden grundet stigende trafikarbejde og indførelse af skærpede emissionskrav for partikeludstødning.

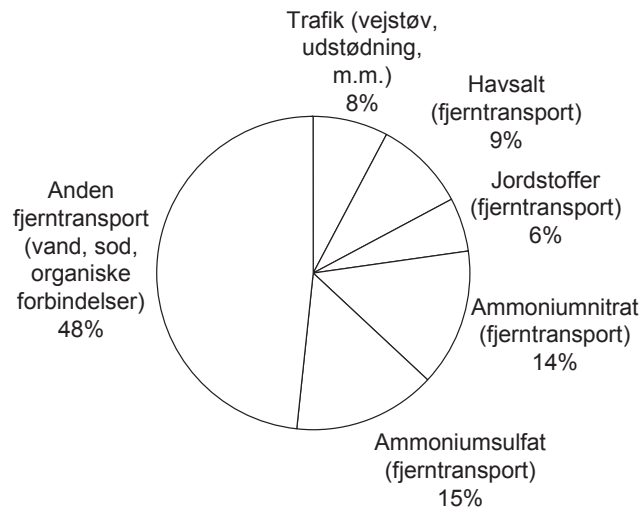


FIGUR 3-6 VEJTRAFIKKENS PARTIKELEMISSION (UDSTØDNING OG SLIDRELATERET) FRA 1985-2002, OG EMISSIONSANDELE FOR 2002.

## 3.2 MÅLINGER AF TRAFIKKENS BIDRAG TIL PARTIKELFORURENINGEN

### 3.2.1 PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>

Den danske trafiks bidrag til luftens indhold af PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er ud fra en relativ betragtning ringe, med mindre der måles meget tæt på trafikken. I den Københavnske bybaggrund (målt over hustagene) er trafikens bidrag i gennemsnit 8 % af PM<sub>10</sub> (se Figur 3-7) og 4 % af PM<sub>2.5</sub>. De største PM-værdier er målt på H.C. Andersens Boulevard i København, hvor PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> i perioden juli 2002 – juni 2003 i gennemsnit var henholdsvis 26,7 µgm<sup>-3</sup> og 43,7 µgm<sup>-3</sup>. Heraf udgjorde trafikens bidrag henholdsvis 26 % og 44 % (Wåhlin & Palmgren, 2004).

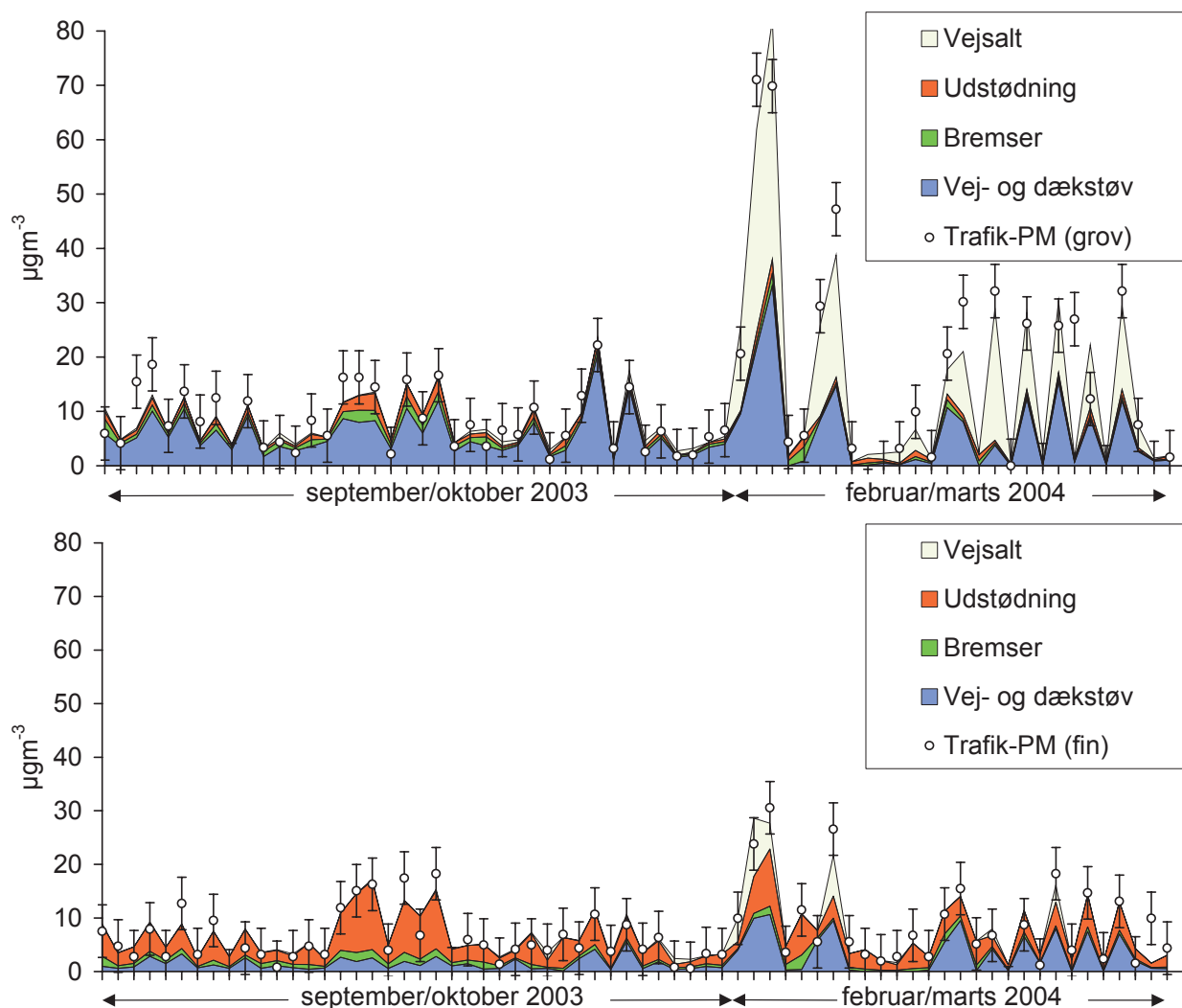


FIGUR 3-7 DEN GENNEMSNITLIGE SAMMENSÆTNING AF  $PM_{10}$  I DEN KØBENHAVNSKE BYBAGGRUND, BESTEMT PÅ BAGGRUND AF KEMISK ANALYSE AF PRØVER FRA PERIODEN MAJ 2002 – DECEMBER 2003. DEN GENNEMSNITLIGE VÆRDI AF  $PM_{10}$  VAR I DENNE PERIODE  $23,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

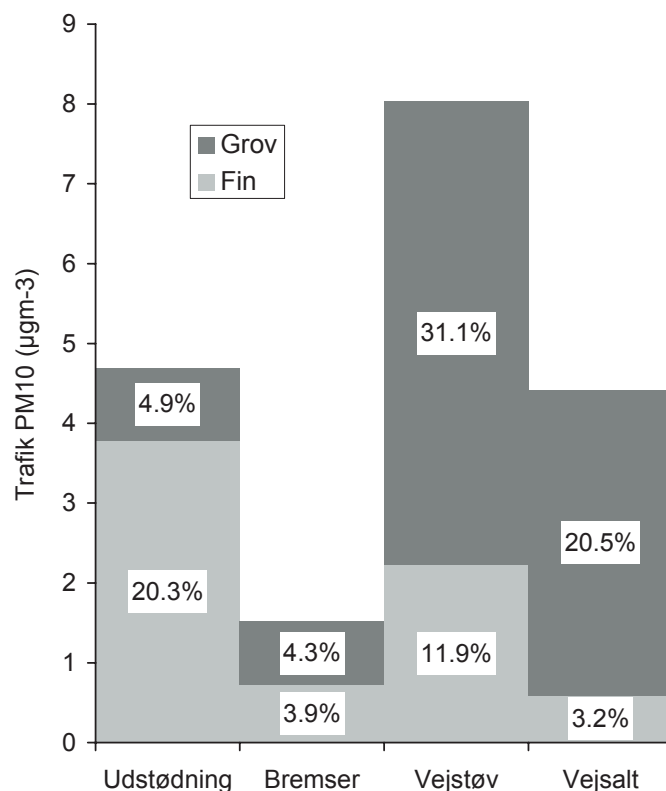
#### Målekampagner i København

To målekampagner på H.C. Andersens Boulevard og på H.C. Ørsted Instituttets tag (bybaggrund) i eftersommeren 2003 og vinteren 2004 blev tilrettelagt med særligt henblik på en bestemmelse af de forskellige trafikrelaterede lokale kilders bidrag til luftens indhold af PM (Wåhlin et al, 2005).  $PM_{10}$  blev under opsamlingen opdelt i en fin fraktion, der nogenlunde svarer til partikler under  $2,5 \mu\text{m}$ , og en grov fraktion, der svarer nogenlunde til partikler i intervallet  $2,5-10 \mu\text{m}$ . Af tekniske årsager kunne adskillelsen mellem de to fraktioner ikke blive helt så skarp som normalt ved opsamling af  $PM_{10}$  og  $PM_{2.5}$  hver for sig. Udover PM blev der også målt gasser og grundstoffer, der er karakteristiske for de forskellige kilder. De vigtigste kilder er udstødning, bremses og vejstøv, der ophvirvles af trafikken. Vejstøvet kan være trafikrelateret (saltning, vej- og dækslid), men også nedfaldne materiale fra andre kilder kan tænkes at bidrage. Måleresultaterne fra de to målesteder blev subtraheret, således at kun det lokale trafikbidrag på H.C. Andersens Boulevard indgik i den efterfølgende data analyse ved hjælp af COPREM-modellen (Wåhlin, 2003). Resultatet af analysen er vist i Figur 3-8 og Figur 3-9. Det fremgår af figurerne, at vejstøv og vejsalt (om vinteren) bidrager med langt over halvdelen af den trafikskabte  $PM_{10}$ , mens udstødningen bidrager mest til  $PM_{2.5}$ .

Bidraget til  $PM_{10}$  på grund af vejslid, dækslid og saltning/grusning er formodentligt stærkt afhængigt af de lokale forhold, herunder også arten af asfaltbelægning. En sammenlignende undersøgelse viser således, at de grove partikler spiller en større rolle på H.C. Andersens Boulevard end på Jagtvej. Årsagen til denne forskel er endnu ikke klarlagt, men en af årsagerne kan være, at køretøjerne har højere gennemsnitsfart på H.C. Andersens Boulevard. Der er også muligt, at der kan komme et bidrag til vejstøvet fra nedfaldne blade og lignende fra Tivoli og vejtræerne langs H.C. Andersens Boulevard.



FIGUR 3-8 KILDEANALYSE AF DEN LOKALE TRAFIKS BIDRAG TIL DEN GROVE (ØVERST) OG FINE (=PM<sub>2,5</sub>, NEDERST) FRAKTION AF PM<sub>10</sub> PÅ H.C. ANDERSENS BOULEVARD. DET LOKALE BIDRAG ER BEREGET VED AT SUBTRAHERE DE MÅLTE KONCENTRATIONER AF DEN FINE OG DEN GROVE PM<sub>10</sub>-FRAKTION PÅ H.C. ØRSTED INSTITUTTET FRA SAMTIDIGT MÅLTE KONCENTRATIONER PÅ H.C. ANDERSENS BOULEVARD. MÅLINGERNE BLEV FORETAGET I TO KAMPAGNER I SENSOMMEREN 2003 OG VINTEREN 2004. KILDEANALYSEN ER FORETAGET DELS PÅ GRUNDLAG AF SAMTIDIGE MÅLINGER AF NO<sub>x</sub>, DELS PÅ GRUNDLAG AF MÅLING AF KARRIERISTISKE GRUNDSTOFFER I STØVET.



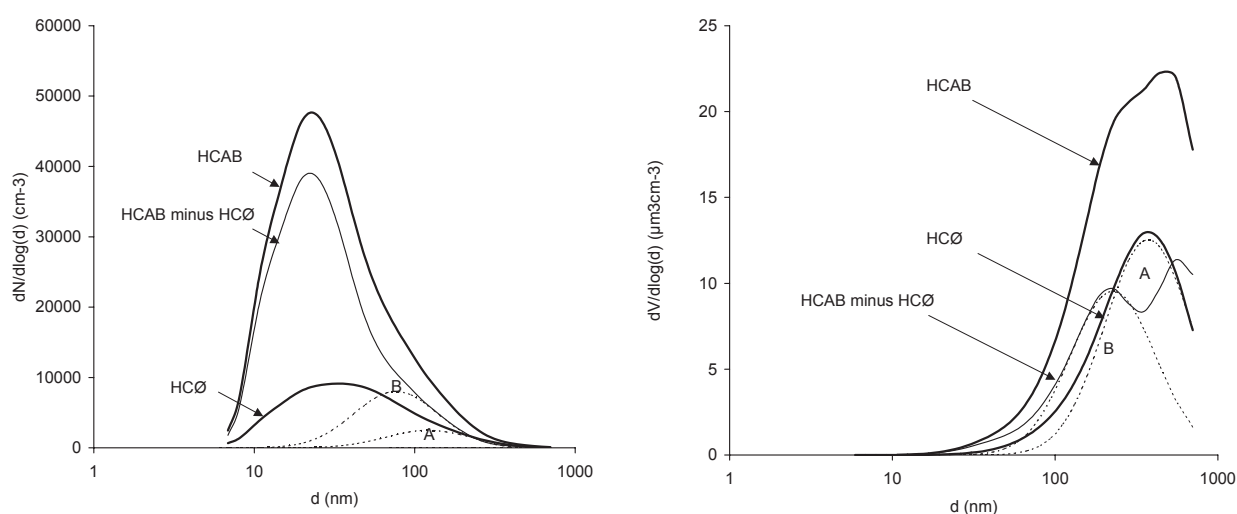
FIGUR 3-9 SAMME KILDEANALYSE AF DEN LOKALE TRAFIKS BIDRAG SOM I FIGUR 3-8, MEN HER VIST SOM MIDDELVÆRDIER FOR HELE MÅLEPERIODEN (BÅDE SOMMER- OG VINTERKAMPAGNE). DEN LYS GRÅTONE VISER  $PM_{2.5}$ , MENS LYS+MØRK VISER  $PM_{10}$ . DE SAMLEDE TRAFIKBIDRAG I PERIODEN TIL  $PM_{2.5}$  OG  $PM_{10}$  VAR HENHOLDSVIS  $7,3 \mu G/M^3$  OG  $18,7 \mu G/M^3$ .

### 3.2.2 Trafikkens bidrag til partikelantallet

Partiklerne størrelsesfordeling i den fine fraktion kan bestemmes ved hjælp af et instrument, der løbende sorterer partiklerne efter deres størrelse (angivet som en diameter, der bestemmes på grundlag af luftmodstanden), og samtidigt måles antallet ved hjælp af en partikeltæller (Wählin et al., 2001a). De gennemsnitlige størrelsesfordelinger af partikelkoncentrationerne på H.C. Andersens Boulevard (HCAB) og H.C. Ørsted Instituttets tag (HCØ), bestemt ved samtidige målinger i perioden september 2003 – februar 2004, er vist i Figur 3-10. Til venstre ses de egentlige målinger (partikel antal pr. størrelsesdekade), og til højre er antallet omregnet til rumfang (partikelvolumen pr. størrelsesdekade). Skalaen, der angiver partiklernes diameter, er logaritmisk, således at en størrelsesdekade (dvs. et forhold mellem diametrene, der er lig med 10) har en bestemt bredde. På figuren er der afsat 3 størrelsesdekader fra 1 nm ( $0,001 \mu m$ ) til 1000 nm ( $1 \mu m$ ). Da partiklernes rumfang vokser med diameteren i tredje potens, svarer hver størrelsesdekade til en forskel i partikelrumfang på 1000 gange. Dette er forklaringen på, at de to figurer, som i virkeligheden viser det samme, ser så forskellige ud. Figuren til højre giver et indtryk af, hvordan partikelmassen fordeles sig, fordi man kan regne med, at partiklernes massefylde kun ændrer sig lidt med størrelsen. Hvis man tænker sig, at partiklerne alle har densiteten  $1 g/cm^3$  ligesom vand (hvilket ikke er helt forkert), kan man skifte enheden  $\mu m^3/cm^3$  ud med enheden  $\mu g/m^3$ , der er den samme enhed som bruges til angivelse af  $PM_{2.5}$  og  $PM_{10}$ . Figuren til højre giver således et godt billede af størrelsesfordelingen af PM i området  $d < 0,7 \mu m$  ( $PM_{0.7}$ ). Området  $d > 0,7 \mu m$  kan ikke undersøges med denne metode, da

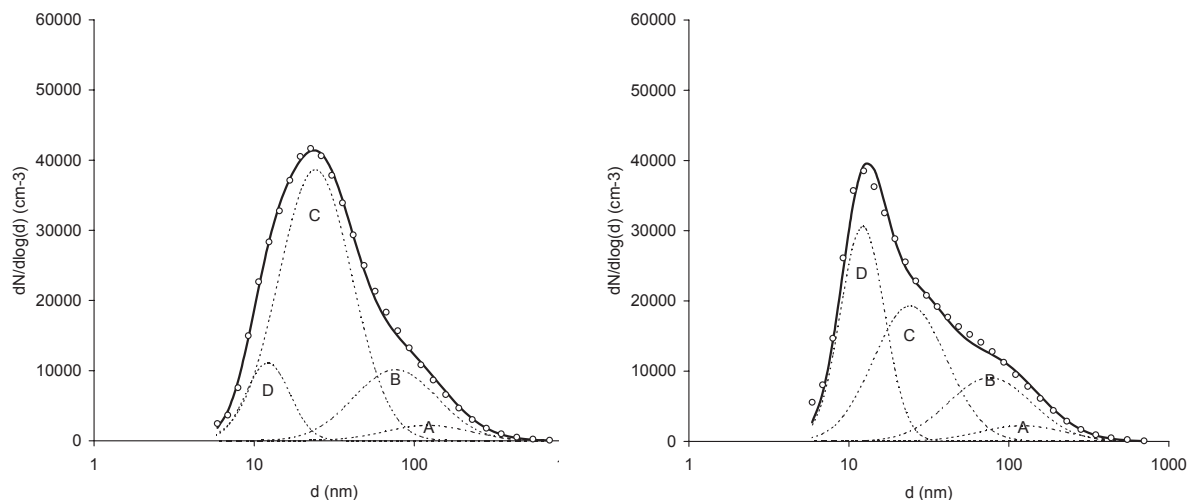
antallet af partikler, som det fremgår af figuren til venstre, her er helt forsvindende. Ved omregningen til rumfang vil små fejl i målingen af antallet i den højre hale af fordelingen slå kraftigt igennem, således at man ikke skal stole fuldt ud på volumenberegningen i størrelsesområdet  $d > \text{ca. } 0,4 \mu\text{m}$ . Udover de målte størrelsesfordelinger på gaden og i bybaggrund er også vist deres differens ('HCAB minus HCØ').

Figuren til højre viser, at partikelmassen i bybaggrund har en størrelsesfordeling med en karakteristisk klokkelignende facon (A). Denne fordeling har et toppunkt ved 370 nm og repræsenterer først og fremmest de sekundære, fjerntransporterede partikler, idet trafikken kun bidrager meget lidt til partikelmassen i bybaggrund. I differensen 'HCAB minus HCØ' er disse partikler trukket fra, således at resten udgør partiklerne fra trafikken på H.C. Andersens Boulevard. Denne fordeling kan tilnærmes med en anden klokkeformet fordeling (B) med et toppunkt ved 120 nm. Dette er sodpartiklerne fra udstødningen, som er langt mindre end partiklerne fra bremses og vejbane, der ligger uden for måleområdet. Den ekstra top i fordelingen til højre for B skyldes den ovenfor omtalte meget usikre omregning til rumfang i fordelingens yderste højre hale. I figuren til venstre er A og B omregnet til antal i stedet for rumfang. Bredden af fordelingerne ændres ikke ved omregningen, men både beliggenhed og højde ændres væsentligt. De sekundære partikler i A kulminerer i denne fremstilling ved 230 nm, og deres antal er næsten forsvindende i sammenligning med partiklerne fra trafikken. Sodpartiklerne i B ses som en karakteristisk "skulder" på trafikpartikelfordelingen ved 75 nm (venstre figur i Figur 3-10).



FIGUR 3-10 TIL VENSTRE ER VIST DE MÅLTE STØRRELSESFORDELINGER (ANTAL) PÅ H.C. ANDERSENS BOULEVARD (HCAB) OG PÅ H.C. ØRSTED INSTITUTTETS TAG (HCØ), SAMT DERES DIFFERENS (HCAB MINUS HCØ). DE SAMME FORDELINGER OMREGNET TIL PARTIKELVOLUMEN (MASSE) SES TIL HØJRE. B ER SODPARTIKLERNE FRA TRAFIKKEN PÅ HCAB. DEN EKSTRA TOP TIL HØJRE FOR B SKYLDES SMÅ FEJL VED MÅLINGEN AF ANTALLET AF DE MEGET STORE PARTIKLER. A ER DE SEKUNDÆRE PARTIKLER I BYBAGGRUNDEN (HCØ).

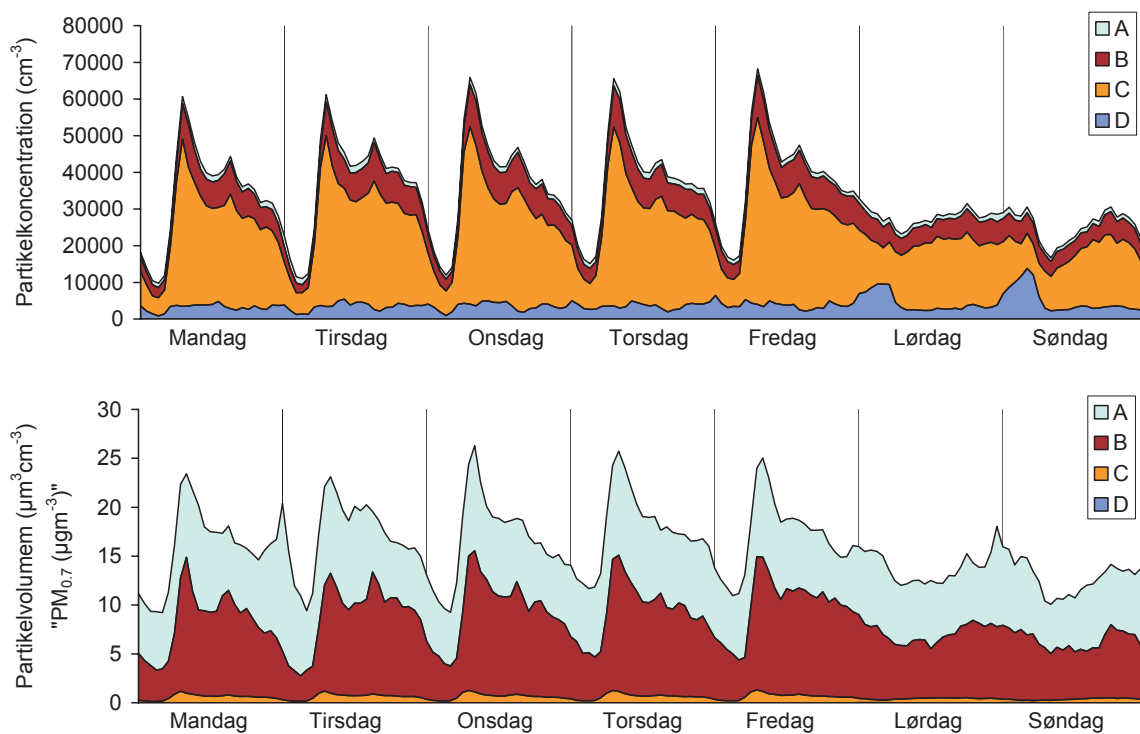
Partiklerne til venstre for A og B kan tilnærmes med to andre klokkeformede fordelinger C og D ved henholdsvis 24 nm og 12 nm, der udviser en karakteristisk indbyrdes variation i løbet af en gennemsnitsuge. Den største afvigelse fra den gennemsnitlige størrelsesfordeling ses i de sene nattetimer mellem lørdag og søndag (se *Figur 3-11*).



*FIGUR 3-11* PERIODEN JULI 2001 – FEBRUAR 2004 PÅ H.C. ANDERSENS BOULEVARD. TIL VENSTRE: GENNEMSIT AF ALLE DATA. TIL HØJRE: SØNDAG KL. 00-06. HELT TILSVARENDE FØRSKELLE ER MÅLT PÅ JAGTVEJ (WÄHLIN ET AL., 2004).

Bidragene til partikelkoncentrationen i løbet af en gennemsnitsuge er beregnet i *Figur 3-12* både for partikelantal og partikelrumfang. Bidragene fra A, B, C og D er vist med forskellige farver. Der er en markant forskel på de relative bidrag i de to forskellige fremstillinger: De sekundære fjerntransporterede partikler spiller næsten ingen rolle for antallet, men bidrager med ca. halvdelen af massen. Det modsatte gælder for C og D, der dominerer antalsmæssigt, men næsten ingen betydning har for massen. Man bemærker også, at D er markant forøget i de sene nattetimer mellem fredag og lørdag, og mellem lørdag og søndag, således som det også fremgår af *Figur 3-11*. En trafikmåling på H.C. Andersens Boulevard natten mellem lørdag og søndag har vist, at op til 2/3 af trafikken på dette tidspunkt af ugen er taxier. På en almindelig hverdag udgør taxier kun ca. 7% af trafikken. En meget stor andel af taxierne i København er moderne dieselmotorer, der er forsynet med oxiderende katalysator, som fjerner de organiske forbindelser fra udstødningen ('diesellugten'). Det vurderes derfor, at D især skyldes emissionen fra moderne dieselmotorer, mens C især skyldes traditionel diesel. Dannelsen af partiklerne i C og D starter formentlig på samme måde i udstødningssystemet ved kondensation af forbindelser med meget lavt damptryk (f.eks. svovlsyre, se *Figur 3-13*). Herefter vokser partiklerne ved kondensation af halvflygtige organiske forbindelser (VOC'er). I dieselmotorer med oxiderende katalysator bliver partiklerne ikke så store på grund af det formindskede indhold af VOC'er. Det er positivt, at emissionen af VOC'er fra moderne dieselmotorer er formindsket, men forbedringen giver sig ikke til kende, hvis man ved målinger af luftkvaliteten kun interesserer sig for det totale partikelantal.





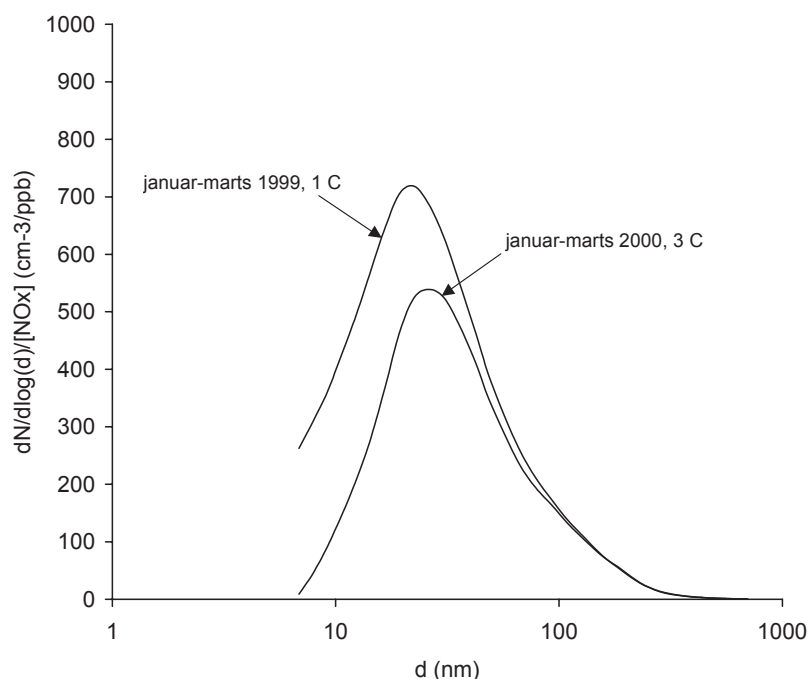
FIGUR 3-12 SAMME MÅLINGER, HVIS GENNEMSNIT ER VIST TIL VENSTRE I FIGUR 3-11. HER ER VIST BIDRAGENE TIL PARTIKELKONCENTRATIONEN TIME FOR TIME I LØBET AF EN GENNEMSNITSUGE FRA DE FIRE BIDRAG A (SEKUNDÆRE PARTIKLER), B (SOD), C (KONDENSATER) OG D (KONDENSATER FRA DIESELBILER MED OXIDERENDE KATALYSATOR). ØVERST SOM ANTAL PARTIKLER, NEDERST SOM PARTIKELVOLUMEN ELLER PARTIKELMASSE I MÅLEOMRÅDET  $< 0,7 \mu\text{m}$  ("PM<sub>0,7</sub>"). ANFØRSELSTEGNENE OMKRING PM<sub>0,7</sub> ER BRUGT, FORDI DER VED BEREGNINGEN AF PARTIKLERNES MASSE ER BRUGT SAMME MASSEFYLDE SOM VAND ( $1 \text{ g/cm}^3$ ). DEN VIRKELIGE MASSEFYLDE ER UKENDT, MEN SKØNNES UD FRA SAMTIDIGE MÅLINGER AF PM<sub>2,5</sub> AT LIGGE MELLEM  $0,5 \text{ g/cm}^3$  OG  $0,9 \text{ g/cm}^3$ .



FIGUR 3-13 MODEL FOR DANNELSEN AF PARTIKLER FRA DIESELTRAFIK. 1. SODPARTIKLER DANNES I MOTORCYLINDEREN. 2. SVOVLFORBINDELSER (OG EVENTUELT ANDRE FORBINDELSER MED MEGET LAVT DAMPTRYK) KONDENSERER, DELS PÅ OVERFLADEN AF DE EKSISTERENDE SODPARTIKLER, DELS SOM NYE PARTIKLER (NUKLEATION). 3. HALVFLYGTIGE ORGANISKE FORBINDELSER ('VOC'ER) KONDENSERER PÅ OVERFLADEN AF DE EKSISTERENDE SODPARTIKLER OG SVOVLHOLDIGE PARTIKLER, ELLER EVENTUELT SOM NYE PARTIKLER (NUKLEATION).

Formodningen om at partiklerne i C og D er dannet ved en proces, der involverer kondensation af svovlforbindelser, bekræftes ved en sammenligning mellem størrelsesfordelinger målt på Jagtvej i henholdsvis januar-marts 1999 og januar-marts 2000. Svovlindholdet i dieselbrændstof i Danmark blev nedsat fra ca. 500 ppm til ca. 50 ppm i juli 1999, hvilket medførte et markant fald (i

forhold til  $\text{NO}_x$ ) i partikelkoncentration af de allermindste partikler, som vist i *Figur 3-14*. Målekampagnerne, som er blevet gennemført efter 2000, har vist at dette fald er permanent.



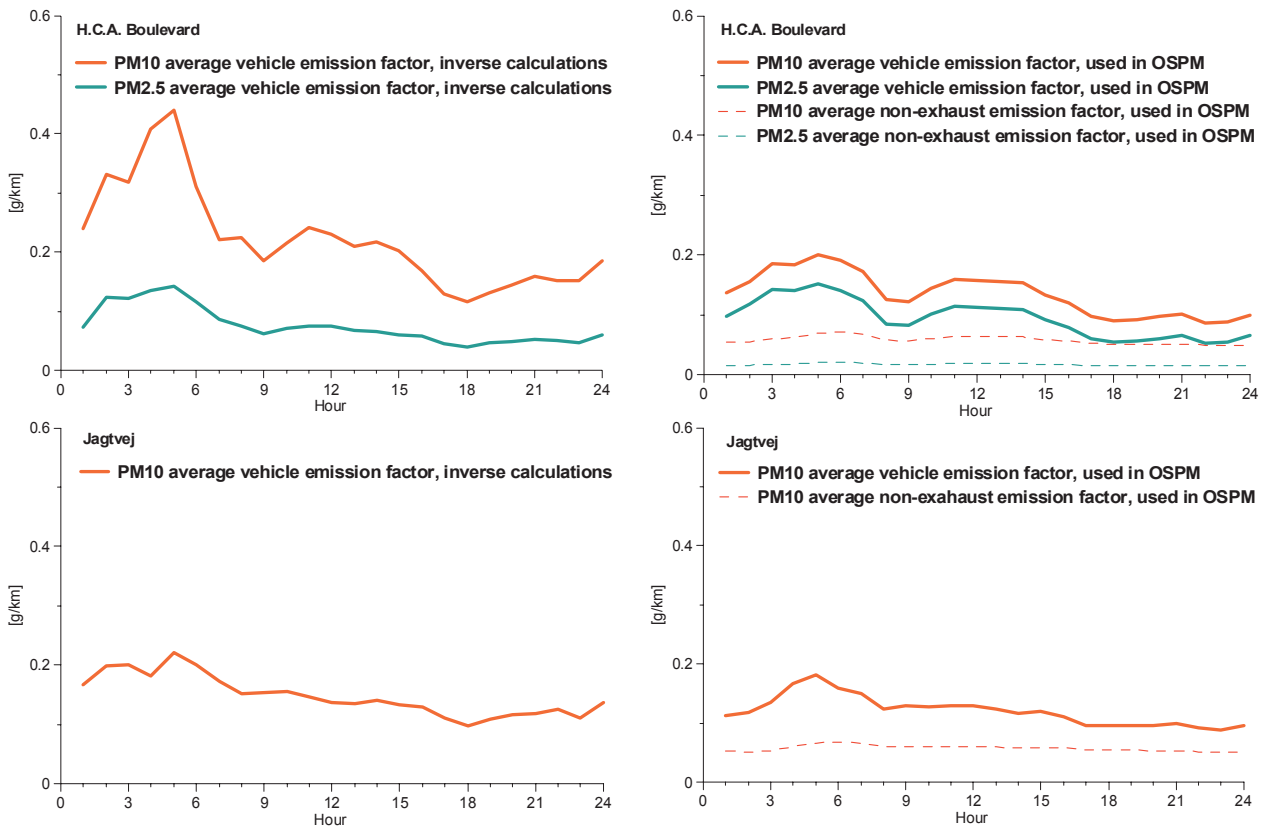
**FIGUR 3-14** PARTIKEL- $\text{NO}_x$  FORHOLDET PÅ JAGTVEJ I KØBENHAVN BESTEMT I FORBINDELSE MED TO KAMPAGNER I HENHOLDSVIS JANUAR-MARTS 1999 OG JANUAR-MARTS 2000. DEN ANGIVNE TEMPERATUR ( $C = ^\circ\text{C}$ ) ER MIDDLEMTEMERATUREN I MÅLEPERIODEN. EMISSIONEN AF PARTIKLER AFHÆNGER I NOGEN GRAD AF TEMPERATUREN, MEN TEMPERATURFORSKELLEN ER ALT FOR LILLE TIL AT KUNNE FORKLARE DEN STORE FORSKEL MELLEM DE TO KURVER. EN NØJERE ANALYSE, HVORI OGSÅ AFHÆNGIGHEDEN AF KULILTE ( $\text{CO}$ ) UNDERSØGES, VISER AT FORSKELLEN ALENE SKYLDES FÆRRE PARTIKLER FRA DIESELTRAFIK (WÄHLIN ET AL., 2001). SVOVLTINDHOLDET I DIESELBRÆNDSTOF I DANMARK BLEV NEDSAT I JULI 1999 FRA CA. 500 PPM TIL CA. 50 PPM.

### 3.2.3 Vurdering af emissionsfaktorer ud fra luftkvalitetsmålinger

Emissionsfaktorer for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  er beregnet udfra luftkvalitetsmålinger foretaget i 2003 på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København (Kemp & Palmgren, 2004). For Jagtvej foreligger der dog kun målinger af  $\text{PM}_{10}$ . Trafikkens bidrag til koncentrationen i luften er bestemt som differencen mellem gade- og baggrundskoncentrationen. Baggrundskoncentrationer stammer fra målingerne på taget af H.C. Ørsted Institut. Emissionen fra trafikken i gaden er beregnet ved hjælp af gadeluftsmodellen OSPM (Berkowicz, 2000), som beskriver emissionernes fortykning i gaderummet. Denne metode kaldes den ”inverse metode”. De gennemsnitlige emissionsfaktorer per køretøj er efterfølgende bestemt som forholdet mellem emissionen og den aktuelle trafikmængde. Den gennemsnitlige døgnvariation for en arbejdsdag er vist i *Figur 3-15*.

Emissionsfaktorerne bestemt ud fra gadelufts målinger kan sammenholdes med emissionsfaktorerne, som anvendes nu i forbindelse med modelberegninger (se Tabel 5-2). Disse data er ligeledes afbildet i *Figur 3-15*. Sammen med de totale emissioner er her desuden vist det bidrag til emissionerne, som tilskrives ikke-udstødnings partikler (non-exhaust). Det ses, at overensstemmelsen for  $\text{PM}_{2.5}$

er ganske god, dog er sammenligningen kun mulig for H.C. Andersens Boulevard. Anderledes forholder det sig med PM<sub>10</sub>. En rimelig god overensstemmelse ses for Jagtvej men en væsentlig undervurdering ses på H.C. Andersens Boulevard. Forklaringen på dette må formodes at være en undervurdering af ikke-udstødnings bidraget for trafikken på H.C. Andersens Boulevard. Som allerede nævnt i kapitel 3.2.1 foreligger der på nuværende tidspunkt ikke nogen god forklaring på, hvorfor dette bidrag er væsentligt større på H.C. Andersens Boulevard sammenlignet med f.eks. Jagtvej.



FIGUR 3-15 PM<sub>2.5</sub> OG PM<sub>10</sub> EMISSIONSFAKTORER BEREGNET UD FRA LUFTKVALITETSMÅLINGER (TIL VENSTRE) OG EMISSIONSFAKTORER SOM I DMU'S LUFTKVALITETSMODELLER (TIL HØJRE).

### 3.3 KULSTOFHOLDIGE PARTIKLER FRA FOSSILT BRÆNDELSE

#### Baggrund

Som beskrevet i kapitel 2 skyldes partikler både naturlige og menneskeskabte processer, men der findes kun få metoder til at bestemme forholdet mellem de to kilder. Da langtransporteret luftforurening også er en blanding af partikler fra begge kilder, kan man ikke bare måle samtidigt i by og på land for at finde det samlede bidrag fra menneskers aktiviteter.

#### Kulstof-14 analyse

Analyse af kulstof-isotoper i partikler kan give yderligere information om kilderne. Den radioaktive isotop, kulstof-14, er henfaldet i fossile brændsler, og er derfor ikke til stede i en stor del af de menneskeskabte udledninger, mens kulstof-14 indholdet i partikler dannet ud fra nutidigt biologisk materiale (biogene) svarer til indholdet i nutidigt carbondioxid i luft.

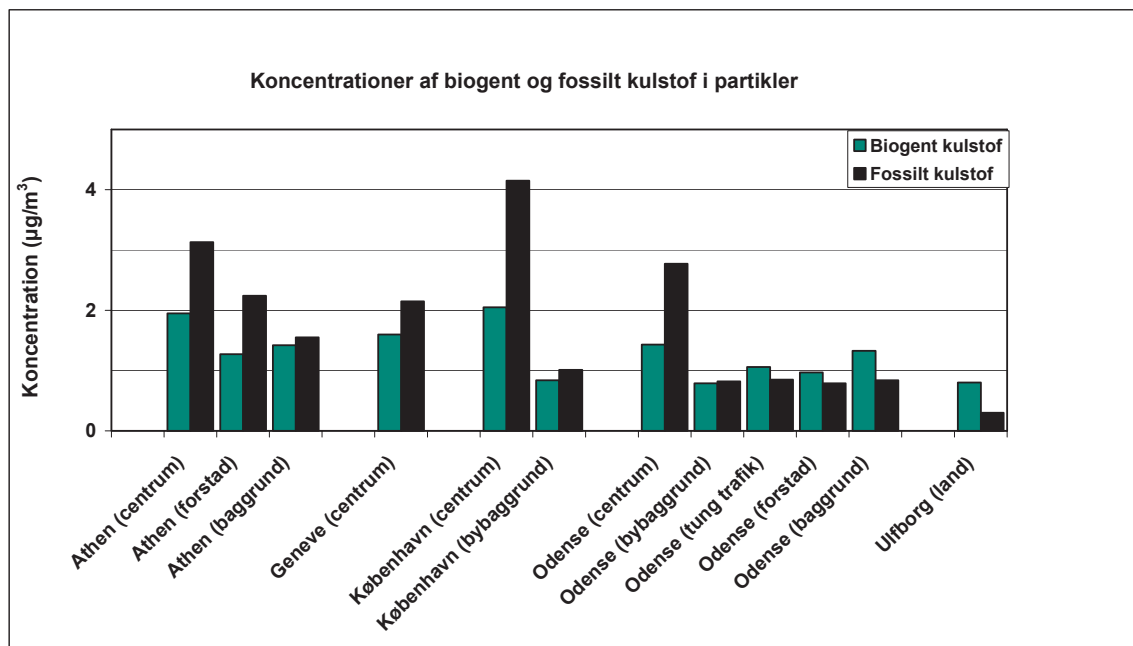
#### 60% fossilt kulstof i partikler

Resultaterne (se Figur 3-16) viser at omtrent 40% af partikelmassens kulstof er af biogen oprindelse og omkring 60% stammer fra fossilt brændsel. Dette gælder også i byerne om vinteren, hvor man ellers ville forvente, at der var et højere menneskeskabt bidrag.

Højere koncentrationer i byer

Målingerne viser også, at der er omtrent lige meget fossilt kulstof per kubikmeter luft i centrum af sydeuropæiske byer som Athen, Marseille og Milano sammenlignet med Geneve, København og Odense. Dette gælder også for forstæderne, men der er generelt en mindre koncentration af fossilt kulstof udenfor centrum. Det er overraskende, at forskellen mellem disse byer er så forholdsvis lille.

Der observeres også generelt højere koncentrationer af biogent kulstof i byernes centrum relateret til trafikken. Mulige forklaringer på dette er slid af dæk, der indeholder naturgummi, kondensation af halvflygtige naturlige organiske forbindelser og genophvirvling af vejstøv med indhold af biologisk materiale.



FIGUR 3-16 INDHOLD AF BIOGENT OG FOSSILT KULSTOF I PARTIKLER OPSAMLET I FIRE EUROPÆISKE BYER. DER ER DESUDEN FORETAGET UNDERSØGELSER I MARSEILLES OG MILANO. PARTIKELKONCENTRATIONEN VAR MEGET LAV I ULFBORG I PRØVETAGNINGSPERIODEN.

### 3.4 KONKLUSION

Især dieslbiler bidrager med sodpartikler

Trafikkens bidrag til  $PM_{2.5}$  skyldes først og fremmest sodpartiklerne i udstødningen fra dieslbiler. En speciel type benzinbiler, hvis antal i bilparken er stigende, anvender en særlig brændstofbesparende teknologi ("lean burning"), som også udsender sodpartikler i et vist omfang. Målinger af partikelstørrelsesfordelinger på Jagtvej og H.C. Andersens Boulevard viser, at sodpartiklernes masse fordeler sig med et maksimum ved en partikelstørrelse på  $0,12 \mu m$ .

Både benzinbiler og dieslbiler bidrager med sundhedsskadelige bremsepartikler

Almindelige benzinbiler bidrager også til  $PM_{2.5}$  med partikler fra bremseslid, samt fra dæk- og vejslid. Målingerne viser, at partiklerne fra bremserne har en størrelse omkring  $2,5 \mu m$ , således at bidraget til  $PM_{2.5}$  er ca. halvt så stort som bidraget til  $PM_{10}$ . Dette er i overensstemmelse med tabelværdierne i emissionsmodellen EMEP/CORINAIR. Selvom bremsepartiklerne er væsentligt større end sodpartiklerne, er deres sandsynlighed for at blive afsat dybt i lungerne (i alveolerne) omtrent den samme. Dertil kommer, at partikler fra bremser har et højt indhold af mere eller mindre toksiske metaller.

<i>Vejstøv og vejsalt betyder mest for PM<sub>10</sub></i>	Partiklerne fra bremses og udstødning udgør tilsammen ca. 1/3 af PM <sub>10</sub> fra trafikken på H.C. Andersens Boulevard, heraf ca. 3 gange så meget fra udstødningen som fra bremsene. Resten skyldes vejstøv (herunder også støv, der stammer fra dækslid) og vejsalt. Sammenligningen mellem beregninger på grundlag af COPERT III og målinger af den trafikskabte PM i København viser en rimelig god overensstemmelse for PM <sub>2,5</sub> , hvorimod den er dårlig for PM <sub>10</sub> . Årsagen til dette er, at emissionen af vejstøv, der har størst betydning for partiklerne i den grove PM-fraktion, er vanskelig at beskrive ved almindelige emissionsfaktorer, da reemission (genophvirvling) og lokale forhold har stor betydning.
<i>Udviklingen i emissionerne</i>	Fra 1985 til 2002 er vejtrafikkens partikelemissioner fra udstødning faldet med 30%, mens de slidrelaterede partikelemissioner er steget med 43% i samme periode. Stigningen i de slidrelaterede partiklers emissioner følger trafikarbejdet. Emissionerne fra varebiler og tunge køretøjer er faldet markant siden midten af 1990'erne pga. de gradvist skærpede emissionsnormer. De slidrelaterede partiklers andel forventes at stige i fremtiden grundet stigende trafikarbejde og indførelse af skærpede emissionskrav for partikeludstødning. De seneste års stigende salg af diesel personbiler har medført, at det samlede udslip af partikler fra personbiler er øget på trods af reduceret udslip fra den enkelte personbil.
<i>Måling af partikelantal</i>	Målinger af partikelantal (som alternativ til måling af massen, PM) viser, at partiklerne i størrelsesområdet < 0,1 µm (de såkaldte ultrafine partikler) er absolut dominerende. Nogle af partiklerne er sodpartikler, men de mindste, som også er de fleste, synes at være kondensater af svovlsyre og halvflygtige organiske forbindelser. De allermindste nanopartikler (< 0,03 µm), der udsendes fra både dieselskøretøjer og ældre benzinbiler, bidrager især meget til partikelantallet, men deres bidrag til PM er meget lille. For de moderne dieslbiler med oxiderende katalysator (f.eks. taxier) er PM bidraget fra disse partikler så godt som nul, fordi partiklerne er væsentligt mindre i størrelse end de tilsvarende fra dieslbiler uden katalysator. Antallet af nanopartikler synes at være afhængigt af svovlindholdet i brændstoffet, idet reduktionen af svovlkoncentrationen i diesel i juli 1999 fra ca. 500 ppm til ca. 50 ppm resulterede i et tydeligt fald i antallet af nanopartikler målt på Jagtvej i København i henholdsvis februar 1999 og februar 2000.
<i>Verifikation af emissionsfaktorer</i>	Emissionsfaktorer for PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub> (emitteret masse pr. kørt km) kan ved en "invers" spredningsmodelberegning bestemmes for et gennemsnitskøretøj ud fra trafikmængden og de målte koncentrationer. Disse emissionsfaktorer kan sammenholdes med emissionsfaktorerne, som generelt anvendes i forbindelse med modelberegninger. Overensstemmelsen for PM <sub>2,5</sub> er ganske god. Der er også rimelig god overensstemmelse for PM <sub>10</sub> på Jagtvej, men en væsentlig undervurdering på H.C. Andersens Boulevard. Forklaringen på dette formodes at være en undervurdering af ikke-udstødningsbidraget for trafikken på H.C. Andersens Boulevard.
<i>Kulstofholdige partikler</i>	Det er muligt at bestemme forholdet mellem kulstof fra fossile kilder og naturligt kulstof ved måling af kulstof-14, idet denne isotop kun er til stede i kulstof fra nutidigt biologisk materiale. Der observeres generelt højere koncentrationer af biogent kulstof i byernes centrum relateret til trafikken. Dette tyder på, at kulstoffet ikke alene skyldes emissionen af sod fra ufuldstændig forbrænding af fossilt brændstof, men også slid af dæk, der indeholder naturgummi, og eventuelt genophvirvling af vejstøv med indhold af biologisk materiale, f.eks. nedfaldent løv.

# 4 Partikler fra brændeovne – emissionsopgørelser og koncentrationsmålinger

## 4.1 INDLEDNING

### *Nordiske studier*

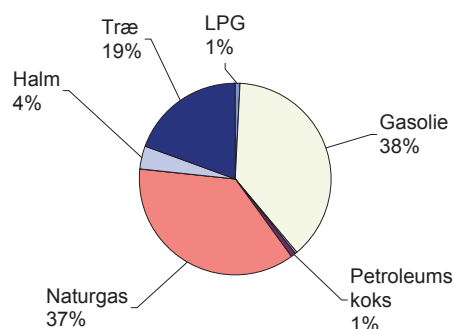
Der er i de senere år blevet fokus på emissioner af partikler fra afbrænding af biobrændsel i bl.a. brændeovne. Målinger i Sverige har vist meget dårlig luftkvalitet i den nordsvenske by Lycksele under ugunstige meteorologiske forhold med dårlig opblanding af udledninger fra lokale brændefyr (Johansson, 2004a). Målinger i Växjö i Sydsverige kunne dog ikke påvise en tydelig effekt på luftkvaliteten af afbrænding af biobrændsel (Johansson, 2004b). Man har i Norge i flere år været opmærksom på, at udledninger fra brændeovne kan give problemer med luftkvaliteten, specielt i lavtliggende byer omgivet af bjerge og i perioder med dårlig opblanding af luften (inversion). I Norge har man bl.a. opfordret til udskiftning af ældre brændeovnstyper og givet økonomisk tilskud til dette.

### *Baggrund for undersøgelserne*

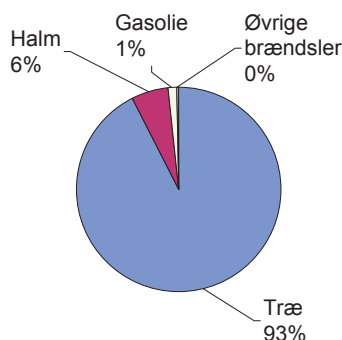
I Danmark er antallet af brændeovne og -kedler steget i løbet af de seneste år bl.a. pga. de højere priser på olie og el. En stor del af disse brændeovne er placeret i boligområder, og der har været en stigning i antallet af henvendelser til bl.a. DMU fra borgere, som føler sig generet af røg fra naboens brændeovn. Disse henvendelser og de udenlandske undersøgelser kunne tyde på tilstedeværelsen af et dansk problem, hvis omfang man skulle undersøge nærmere. Det blev derfor besluttet at anvende midler fra finanslovspartikelbevillingen til at gennemføre nærmere undersøgelser af betydningen af brændeovne og -kedler for partikelforureningen i Danmark. Disse undersøgelser omfatter forbedrede emissionsopgørelser for partikler fra brændeovne og -kedler samt målinger af partikelniveauer i et boligområde med forholdsvis mange brændeovne.

## 4.2 PARTIKELUDSLIP FRA DANSKE BRÆNDEOVNE OG -KEDLER

Træfyrede anlæg – brændeovne og -kedler – i husholdninger har vist sig at være en vigtig kilde til udslip af partikler i Danmark. På trods af at træ kun udgør ca. 20% af husholdningernes brændselsforbrug (*Figur 4-1*) stammer 93% af  $PM_{2.5}$  fra denne kilde (*Figur 4-2*).

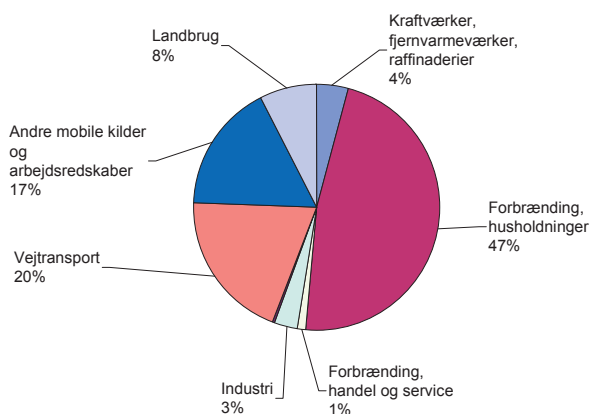


FIGUR 4-1 BRÆNDELSFORBRUG I HUSHOLDNINGERS FORBRÆNDINGSANLÆG FOR 2002 FORDELT PÅ BRÆNDELSSTYPER (ILLERUP & NIELSEN, 2004).



FIGUR 4-2 UDSLIP AF SMÅ PARTIKLER (PM<sub>2.5</sub>) FRA HUSHOLDNINGERS FORBRÆNDINGSANLÆG FOR 2002 FORDELT PÅ BRÆNDELSSTYPER (ILLERUP & NIELSEN, 2004).

Den seneste opgørelse over partikeludslippet i Danmark (Illerup & Nielsen, 2004) viser, at der udsendes ca. 10.000 tons små partikler fra husholdningernes forbrænding af træ, hvilket næsten er halvdelen af det total udslip af PM<sub>2.5</sub> i Danmark (Figur 4-3). Den anden stor kilde er vejtransport, der bidrager med ca. 20% af det samlede udslip af PM<sub>2.5</sub>.



FIGUR 4-3 DANSKE UDSLIP AF SMÅ PARTIKLER FOR 2002 [1].

Beregningen af partikeludslippet fra brændeovne og – kedler er hovedsagelig baseret på målinger foretaget i andre nordiske lande (Sternhufvud et al., 2004). Målinger foretaget i brændeovnes skorstene i et dansk beboelsesområde viser en stor variation i størrelsen af udslippene pr. kg forbrændt træ, men det gennemsnitlige udslip pr. kg træ svarer til, hvad der er anvendt til beregningerne i opgørelsen over det danske partikeludslip (Illerup & Nielsen, 2004).



I *Tabel 4-1* er udslipfaktorerne sammenlignet for forskellige opvarmningsformer, og det ses, at brændefyring forurener langt mere end både anlæg, der producerer fjernvarme, og små olie- og naturgasfyrede kedler. For eksempel er partikeludslippet pr. indfyret energienhed fra husholdningers forbrænding af træ ca. 250 gange større end udslippet fra kulfyrede kraftværker og ca. 600 gange større end for kraftvarmeværker, der anvender træ og affald (Nielsen & Illerup, 2003) og (Nielsen et al., 2004).

*TABEL 4-1* UDSLIP AF PARTIKLER FRA FORSKELLIGE FORBRÆNDINGSANLÆG.

Anlæg	PM <sub>2.5</sub> (g/GJ)
Forbrændingsanlæg i husholdninger:	
Brændeovne- og kedler	643
Oliefyr	5,0
Naturgasfyr	0,1
Kulfyrede kraftværker	2,5
Kraftvarmeværker, forbrænding af træ	1,2
Kraftvarmeværker, forbrænding af affald	1,1

Ved beregning af partikeludslippet er Energistyrelsens opgørelse af forbrænding af træ i husholdninger fordelt på de forskellige anlægstyper, der findes i beboelser. Teknologisk Institut har opgjort, at der er ca. 300.000 brændeovne og ca. 90.000 små brændefyr i Danmark, der bliver anvendt i en sådan grad, at de bidrager betydeligt til boligopvarmningen. Der anslås, at ca. 50.000 af de 300.000 brændeovne er nye og opfylder de krav, der er til ovne, der kan tildeles det nordiske miljømærke Svanen. Brændefyrene er fordelt på ca. 65.000 gamle brændekedler, ca. 20.000 træpille fyrede kedler og ca. 5.000 kedler med akkumuleringsstanke. Udfra disse antagelser er det totale forbrug af træ fordelt på de forskellige anlægstyper.

Energistyrelsens opgørelse af forbruget af træ i husholdninger omfatter såvel træ, som er købt, som træ der ikke er købt dvs. privat indsamlet. Opgørelsen bygger på spørgeskemaundersøgelser, hvor brændets oprindelse er undersøgt. Undersøgelsen viser, at det totale forbrug af træ er ca. 3 gange højere end den mængde træ, der sælges.

Nordiske undersøgelser (Sternhufvud et al., 2004) viser, at størrelsen af udslippene er meget afhængige af den anvendte forbrændingsteknologi. Det findes nyere teknologier indenfor brændeovne – og kedler, der forurener væsentligt mindre end de ældre. For eksempel har beregninger vist, at der kan opnås en reduktion på over 90% ved at udskifte gamle brændefyrede kedler med nye træpillefyrede kedler. Hvis dette blev gjort for de 4 nordiske lande, ville det betyde en samlet reduktion på ca. 18.000 tons pr. år. Andre teknologier med potentielle lave udslip af partikler er kedler med akkumuleringsstanke og nye typer af brændeovne med filtre eller forbedrede lufttilførsel.

*Tabel 4-2* viser udslipfaktorerne for de forskellige teknologier der er anvendt til beregning af de danske partikel udslip.



TABEL 4-2 UDSLIPSAKTORERNE FOR  $PM_{2,5}$  DER ER ANVENDT TIL BEREKNING AF DE DANSKE PARTIKEL UDSLIP.

Type	(g/GJ træ)	(g/kg træ)
Gamle brændeovne	990	19
Nye brændeovne	576	11
Gamle brændekedler	810	15
Træpillefyrede kedler	32	0,6
Kedler med akkumuleringstank	86	1,6

Opdelingen i forskellige teknologier er relativ grov, og der findes givet brændeovne- og kedler, der forurener mindre eller mere end angivet i tabel 4.2. En kortlægning af hvilke teknologier, der kan nedbringe emissionerne af PM fra forbrænding af træ i husholdninger i Danmark, vil kræve en mere konkret gennemgang af brændeovne og kedler der er på markedet.

Udover at forbedre teknologien er det lige så vigtigt at informere om hvordan man fyrer miljørigtig. F.eks. stiger udslippet fra brændeovne markant, hvis der fyres med for lidt brænde og luft, da temperaturen herved bliver så lav, at en del af røggasen ryger uforbrændt op i skorsten.

#### 4.3 MÅLINGER AF LUFTFORURENING I ET KVARTER MED BRÆNDEOVNE

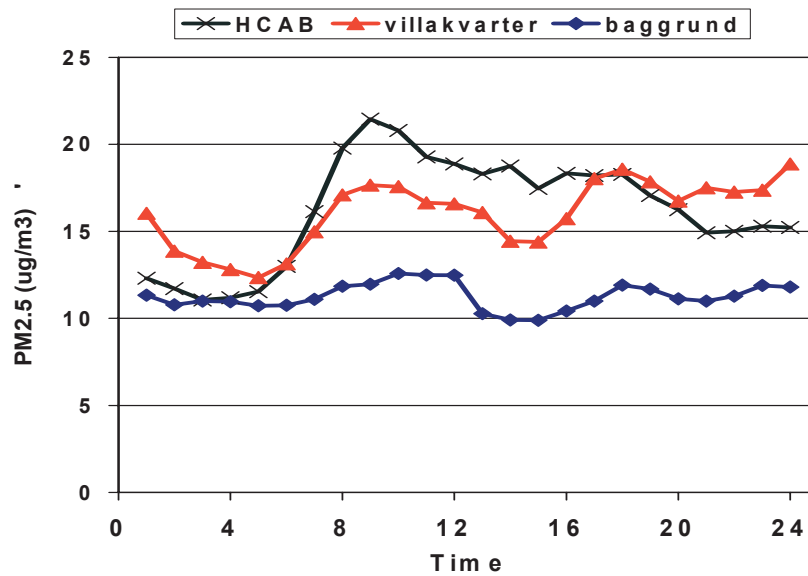
##### Målekampagner

Der er blevet gennemført to målekampagner af hhv. halvanden og tre måneders varighed i vinteren november - december 2002 og november - februar 2003/4. Målingerne blev foretaget i et rækkehusområde i Gundsømagle, en by med ca. 2500 indbyggere beliggende ca. 30 km vest for København og nord for Roskilde. Målestedet blev valgt på baggrund af en vurdering af antallet af brændeovne, øvrige kilder til luftforurening, områdets topografi samt mulighed for supplerende målinger i et baggrundsområde og i København. DMU har i forvejen en baggrundsmålestation ved Lille Valby ca. 5 km fra målestationen i Gundsømagle. Målingerne i brændeovnskvarteret blev gennemført ved at opstille en mobil målestation.

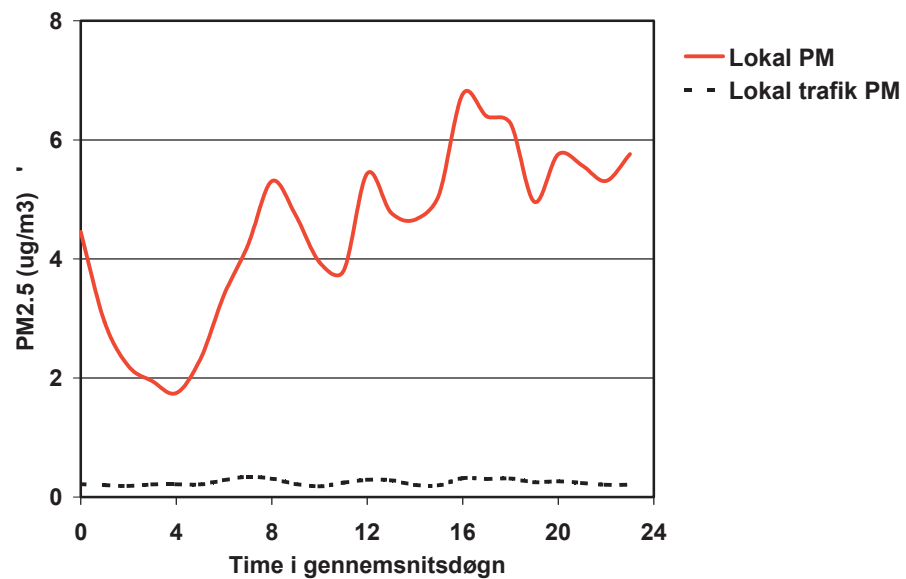
##### Døgnvariation af koncentrationer

Målinger af partikelmasse (PM) viser, at bidraget fra brændeovne hovedsageligt er mindre end  $2,5 \mu m$ , dvs.  $PM_{2,5}$ . Figur 4-4 viser  $PM_{2,5}$  værdier målt på hverdage om vinteren på H.C. Andersens Boulevard i København samt i brændeovnskvarter (Gundsømagle) og baggrundsområde (Ll. Valby). På H.C. Andersens Boulevard ses en døgnvariation, der følger trafikintensiteten i løbet af dagen. I baggrundsområdet skyldes døgnvariationen hovedsageligt ændringer i trafik og meteorologi. I brændeovnsområdet er døgnvariationen anderledes end på H.C. Andersens Boulevard pga. fyring i brændeovne og -fyr.

Den gennemsnitlige døgnvariation af forskellen i  $PM_{2,5}$  mellem brændeovnskvarter og baggrund (Figur 4-5) viser et minimum om morgenen omkring kl. 4-5, hvorefter forskellen øges i løbet af dagen og har et maksimum sidst på eftermiddagen. Forskellen mindskes først tydeligt efter midnat. Trafikkens bidrag i brændeovnsområdet har et lille maksimum omkring kl. 8, kl. 12 og sidst på eftermiddagen, hvorefter bidraget mindskes. Det er vigtigt at bemærke, at resultater fra både hverdage og fridage indgår i beregningerne i Figur 4-5. Der ses en gennemsnitligt forøget  $PM_{2,5}$  koncentration på ca.  $4 \mu g/m^3$  i brændeovnskvarteret i perioden. Dette svarer til trafikens bidrag til  $PM_{2,5}$  på fortovet ved en tæt befærdet gade. Som beskrevet i kapitel 3 giver ophvirvlet støv fra trafikken hovedsageligt partikler større end  $2,5 \mu m$ , mens de direkte udledninger fra udstødningsrøret giver mindre partikler.



FIGUR 4-4 DEN GENNEMSNITLIGE HVERDAGS-DØGNVARIATION I  $PM_{2.5}$  MÅLT PÅ H.C. ANDERSENS BOULEVARD (HCAB), I ET VILLAKVARTER MED BRÆNDEOVNE OG PÅ EN BAGGRUNDSTATION PÅ EN MARK NÆR ROSKILDE. DATA ER FRA NOVEMBER - FEBRUAR 2003/4 (NYTÅRSAFTEN ER UDELDT).

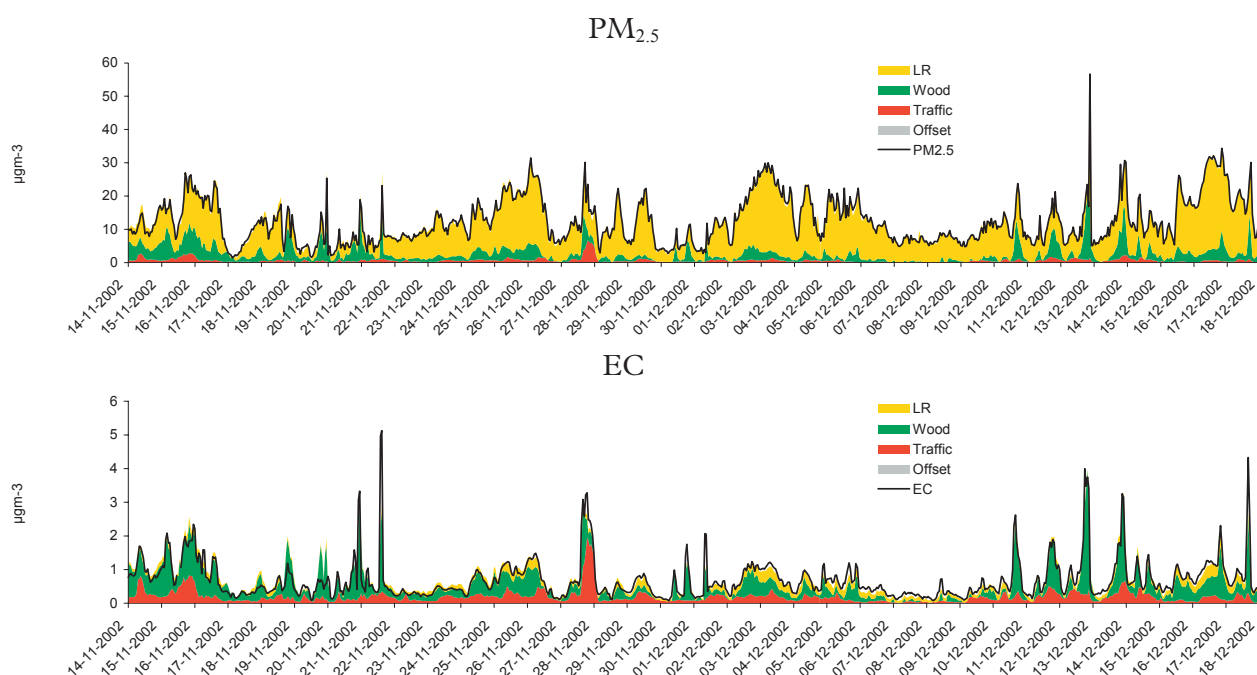


FIGUR 4-5 DEN GENNEMSNITLIGE DØGNVARIATION AF FORSKELLEN I  $PM_{2.5}$  MELLEM BRÆNDEOVNSKVARTER OG BAGGRUND VINTER 2003/4. TRAFIKKENS BIDRAG TIL FORSKEL I  $PM_{2.5}$  ER OGSÅ ANGIVET.

### Kildeberegninger

For at få en bedre forståelse af kilderne til de målte koncentrationer af forureningskomponenter er der foretaget en receptoranalyse med COPREM (reference). Modelberegningerne kan forklare størsteparten af variationen i målingerne udfra tre kilder: fjerntransport, trafik og afbrænding af træ. Eksempler på resultaterne er vist i Figur 4-6. Det er tydeligt, at det største bidrag til  $PM_{2.5}$  kommer fra fjerntransporteret luftforurening. Trafikkens bidrag til  $PM_{2.5}$  er lavt, undtagen på enkelte dage. Afbrænding af træ giver et mindre bidrag til  $PM_{2.5}$  i hele perioden, men på dage med koldt og vindstille vejr er bidraget betydeligt. De to største kilder til kulstof i partiklerne (EC, elemental carbon) er trafik og afbrænding af træ, mens bidraget fra fjerntransport er lille. Kulstof er en vigtig bestanddel af sod. Undersøgelser tyder på, at kulstof i

partikler bidrager til deres skadelige effekter på menneskers helbred (Wåhlin., 2004).



FIGUR 4-6 BEREGNING AF KILDEBIDRAG TIL MÅLTE VÆRDIER AF  $PM_{2.5}$  OG KULSTOF (ELEMENTAL CARBON, EC) I ET BRÆNDEOVNSKVARTER. DE TRE KILDER ER LANGTRANSPORT (LR), BIOMASSEAFBRÆNDING (WOOD) OG TRAFIK.

#### Lokal betydning af brændeovne

Brændeovnes indflydelse på partikkelkoncentrationer i et typisk villakvarter blev beregnet med den danske røgfanemodell OML-Multi. Dimensionerne af villakvarteret (ca. 400m diameter) og tætheden af brændeovne (ca. 1 per 1000  $m^2$ ) blev valgt, så de svarer til målestedet i Gundsømagle. I modelberegningerne blev det antaget, at udslipshøjden er 6 m – en typisk skorstenshøjde i et villakvarter – og der blev set bort fra betydningen af røgens temperatur for opblanding. Beregningerne giver derfor et øvre estimat for koncentrationerne i villakvarteret. Endvidere blev der set bort fra effekten af bygninger for spredning af røgen. I modelberegningerne blev udledningerne jævnt fordelt over området som blev betragtet som en arealkilde. Beregningerne blev foretaget for et helt år med meteorologiske data fra Kastrup i 1976, der bruges som standardår i modellen.

Resultaterne af modelberegningerne er en årsmiddelværdi for  $PM_{2.5}$  fra brændeovne på  $60 \mu g/m^3$  hvis alle brændeovne bruges hele tiden. Der er anvendt en typisk udledningsfaktor på 20 g  $PM_{2.5}$  pr. kg træ og et forbrug af træ på 2 kg/time. Da ikke alle brændeovne vil være i brug hele tiden, er resultatet et øvre estimat for  $PM_{2.5}$ -koncentrationen i nærområdet. Den beregnede værdi er højere end målingerne (spidsværdier på  $10-20 \mu g/m^3$ ), men dog af samme størrelsesorden. Hvis man antager at alle brændeovne kun er tændt i 2-3 timer hver dag giver beregningerne en årsmiddelværdi for  $PM_{2.5}$  fra brændeovne på  $6 \mu g/m^3$ . Der er bedre overensstemmelse mellem dette tal og det målte bidrag på  $4 \mu g PM_{2.5}/m^3$  over en vinterperiode.

#### Regional betydning af brændeovne

I afsnit 4.2 blev den totale udledning fra brændeovne og –fyr i Danmark estimeret til 10.000 tons  $PM_{2.5}$  pr år. Bidraget til luftkoncentration for hele Danmark kan beregnes ved brug af DMU's Thor-modelsystem.

Beregningerne viser et gennemsnitligt bidrag fra brændeovne og –fyr til  $PM_{2.5}$ , hvis de var jævnt fordelt i hele Danmark på  $0,4 \text{ g/m}^3$  i vintermånederne oktober til og med marts. Det siger dog ikke noget om befolkningens eksponering. En korrekt fordeling af emissionerne (som ikke kendes i dag) vil give langt højere værdier, hvor emissionstætheden er stor, fx. i og omkring boligkvarterer i byer og landsbyer med mange brændeovne.

#### 4.4 TJÆRESTOFFER (PAH) I LUFTEN

##### *Baggrund*

Tjærestoffer eller polycykliske aromatiske hydrocarboner (forkortet PAH) dannes ved forbrænding af organisk materiale, hvadenten det er fossile brændsler eller biomasse, f.eks. træ. Mængden af PAH, der dannes, afhænger af forbrændingsforholdene, og en dårlig og sodende forbrænding giver anledning til en større udledning af PAH end en forholdsvis ren forbrænding.

##### *Fald i gadekoncentrationer*

Koncentrationen af PAH i luft overvåges ikke kontinuert, men nye måleserier kan bl.a. sammenlignes med målinger udført i vintermånederne 1992-1994 (Nielsen 1996). Her var døgnkoncentrationen af en PAH, benzo(a)pyren,  $4,4 \pm 1,2 \text{ ng/m}^3$  på H.C. Andersens Boulevard, mens et mindre antal målinger i marts 2004 på samme gade viste  $1,0 \pm 0,4 \text{ ng/m}^3$  på hverdage fra 7-14. Målinger på tilsvarende trafikerede gader af 16 én-uges koncentrationer i løbet af 2002 viste en gennemsnitlig koncentration af benzo(a)pyren på  $0,9 \pm 0,9 \text{ ng/m}^3$  (Jensen et al., 2005), og målinger i marts 2003 viste et ugegennemsnit på  $0,6 \pm 0,2 \text{ ng/m}^3$  for benzo(a)pyren. Der er samlet set sket et betydeligt fald i koncentrationen af de tungtflygtige PAH'er på stærkt trafikerede gader, og gadekoncentrationer i dag er sammenlignelige med bybaggrundskoncentrationer for bare ti år siden. I 2002 var den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af benzo(a)pyren  $0,5 \pm 0,5 \text{ ng/m}^3$  i de samme 16 uger som nævnt ovenfor. Faldet i PAH-koncentrationen skyldes sandsynligvis forbedringer i dieselbilers motorteknologi, da dieselbiler tidligere var en stor kilde til PAH på gadeniveau.

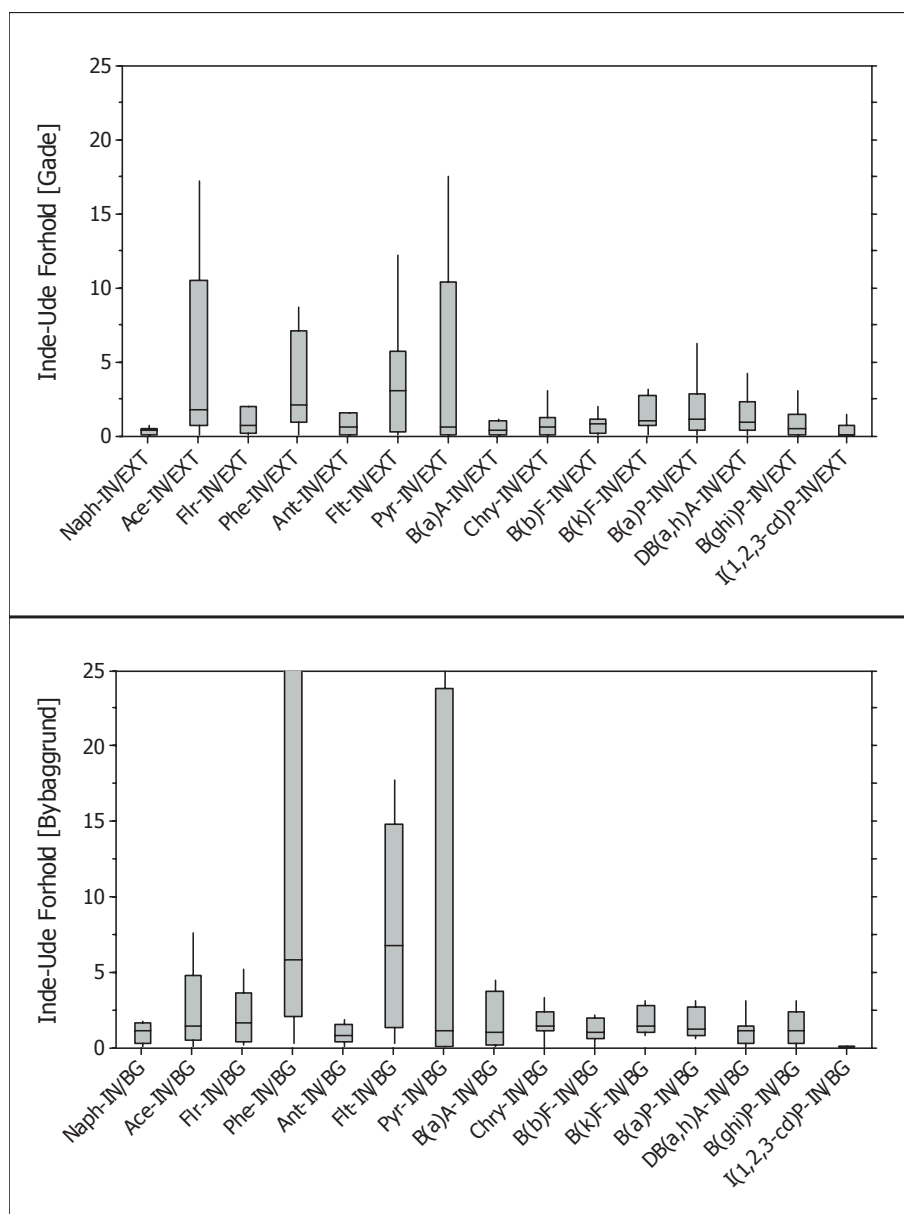
##### *PAH fra brændeovne*

Røg fra brændeovne indeholder sod og PAH. I en mindre undersøgelse af røggas fra seks private brændeovne blev udledningen af PAH målt til mellem 4 og 80 mg pr. kg. træ afbrændt i prøvetagningsperioden, heraf 0,1-2,2 mg benzo(a)pyren pr- kg træ. Der var således stor forskel på udledningerne afhængigt af ovntype, brænde og fyringsvaner (Glasius et al., 2005). Målinger af PAH i udendørs luft i et beboelsesområde har også vist et bidrag fra lokale brændeovne.

##### *PAH i indeklimaet*

PAH'er indendørs kommer fra udendørs forurening og fra indendørskilder. De stærkeste indendørskilder er tobaksrøg, madlavning og formodentligt også pejse og brændeovne. I 2002 blev der foretaget en 16 ugers lang målekampagne, hvor formålet bl.a. var at undersøge inde-ude forholdet for PAH'er i en trafikeret gade (Jensen et al., 2005). Der blev målt i bybaggrunden samt indenfor og udenfor vinduet af en ubeboet 3. sals lejlighed. Undersøgelsen viste, at der, selv i 3. sals højde, var en klar sammenhæng mellem indendørskoncentrationen og gadekoncentrationen af diesel relaterede PAH'er (chrysene + benzo(b)fluoranthene + benzo(k)fluoranthene). Disse PAH'er er bundet som partikler, og man kan derfor også konkludere at udstødningspartikler påvirker partikelforureningen i lejligheden. Undersøgelsen viste dog også, at en vis andel af PAH forureningen i den ubeboede lejligheden stammede fra indendørskilder i ejendomskomplekset. Specielt var koncentrationen af de letflygtige PAH'er (Naphthalen til Pyrene), som findes på gasform, periodisk noget højere indendørs end udendørs. Det fremgår tydeligt af *Figur 4-8*, som viser inde-ude-

forholdet mellem alle de målte PAHer indendørs (IN), udendørs i gaden (EXT) og i bybaggrunden (BG).



FIGUR 4-8 INDE-UDE FORHOLDET FOR 16 PAHER MÅLT INDENFOR (IN) OG UDENFOR (EXT) VINDUET I EN 3. SALS LEJLIGHED SAMT I BYBAGGRUNDEN (BG). A) INDE-UDE FORHOLD GADE B) INDE-UDE FORHOLD BYBAGGRUND. FORHOLDENE ER VIST SOM MEDIAN VÆRDIER MED DEN ØVRE OG NEDRE KVARTIL OG 95% KONFIDENSINTERVALET FOR FORHOLDENE.

#### 4.5 KONKLUSIONER

Der udsendes ca. 10.000 tons små partikler fra husholdningernes forbrænding af træ, hvilket næsten er halvdelen af det totaludslip af  $PM_{2.5}$  i Danmark. Brændefyring udsender langt større mængder af partikler end både anlæg, der producerer fjernvarme, og små olie- og naturgasfyrede kedler.

Størrelsen af udslippene er meget afhængige af den anvendte forbrændingsteknologi, og der findes nyere teknologier indenfor brændeovne og kedler, der forurener væsentligt mindre end de ældre.

Målinger i et beboelsesområde med mange brændeovne har påvist generelt forhøjede niveauer af fine partikler i luften, særligt forhøjede niveauer på aftener med koldt og vindstille vejr. Desuden har målinger og efterfølgende dataanalyse vist, at sodpartikler i beboelsesområdet primært stammer fra brændeovne, men også trafik udgør et bidrag.

Modelberegninger viser også, at brug af brændeovne giver forhøjede partikelniveauer i nærområdet, mens der kun er et mindre bidrag til den samlede belastning med  $PM_{2.5}$  i Danmark, idet hovedparten af partiklerne er salte, der stammer fra langtransport.

# 5 Model for luftkvalitet og eksponering samt effekt af miljøzoner

## *Indledning*

DMU's luftkvalitets- og eksponeringsmodeller er under projektet videreudviklet til at omfatte partikler. Her præsenteres eksempler på anvendelsen af meteorologiske spredningsmodeller til beregning af partikelforureningen. Modelberegningerne bruges til at belyse effekten af planlagte emissionsbegrænsende foranstaltninger på partikelkoncentrationer i såvel bybaggrund og på gadeniveauer. Et modelsystem til befolkningseksponering, AIRGIS, beskrives kort, og er anvendt til en foreløbig vurdering af effekten af indførelse af miljøzoner i København.

Beregningerne skal kun tjene som demonstration af modellering af luftkvalitet, eksponering, og samfundsøkonomi. De giver en foreløbig vurdering af mulige effekter af indførelse af miljøzonen i København. Mere detaljerede beregninger og vurderinger understøttet af et særskilt måleprogram for evaluering af effekterne af miljøzonen vil blive gennemført, som en del af det evalueringsprojekt, som Miljøkontrollen og Miljøstyrelsen har iværksat. De endelige vurderinger af effekten af miljøzonen vil derfor først foreligge, når der er indhøstet erfaringer med forsøget, og evalueringsprojektet er gennemført.

## 5.1 AIRGIS – ET SYSTEM TIL LUFTKVALITETS- OG EKSPONERINGSVURDERING

## *Anvendelse*

Der er udviklet et GIS-baseret modelsystem, som har til formål at bestemme befolkningens eksponering med luftforurening fra trafik. Modelsystemet kan beregne eksponeringsniveauet for luftforurening på adresseniveau samt under transport, forudsat at ruteinformationer foreligger. Systemet kan anvendes til kortlægning af luftkvalitet og eksponering på et stort antal steder herunder fremskrivninger og effektberegninger af forskellige scenarier. Systemet kan ligeledes anvendes til at undersøge sammenhænge mellem befolkningens eksponering og sundhedseffekter i epidemiologiske studier.

## *AIRGIS*

AIRGIS er et system til vurdering af luftkvalitet og human eksponering baseret på luftkvalitetsmodeller, digitale kort og registre samt GIS. Systemet anvender en gadeluftkvalitetsmodel kaldet Operational Street Pollution Model (OSPM). Der anvendes endvidere eksisterende digitale kort over bygninger, veje og adresser samt registerdata fx befolkningsdata fra Det Centrale Personregister (CPR). I forbindelse med beregning af bybaggrundsbidraget anvendes oftest Urban Background Model (UBM).



## 5.2 MILJØZONEN I KØBENHAVN

Københavns Kommune har ansøgt Justitsministeren om godkendelse af forsøg med etablering af miljøzone for biltrafikken i kommunen. Formålet med forsøget er at vurdere, om miljøzoner er et effektivt virkemiddel til at begrænse trafikens partikelforurening i første omgang fra dieslbiler. Forsøget går ud på at stille krav om, at alle dieselskøretøjer over 3,5 t inden for miljøzonen, dvs. lastbiler og busser, skal have et partikelfilter monteret. Forsøget tænkes gennemført over en periode på tre år. Miljøzonen er som beskrevet i Københavns Kommunes ansøgning til Justitsministeriet dog inklusiv Frederiksberg, idet Frederiksberg Kommune også har tilkendegivet, at den ønsker at være en del af miljøzonen. Zonen er mod vest afgrænset af Ring 2 og mod syd af Vejlands Allé.

## 5.3 LUFTKVALITETSBEREKNINGER

*Metode og afgrænsning* Der er gennemført luftkvalitetsberegninger for partikelantal (ToN), PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub> for 2003 for bybaggrund for en referencesituation og et scenarie, hvor det er forudsat, at alle lastbiler inden for miljøzonen har partikelfiltre. Luftkvalitetsberegninger er gennemført som bybaggrundsregninger med UBM modellen på et gitternet, som dækker hele Hovedstadsområdet opdelt i 1x1 km<sup>2</sup> gitterceller. UBM modellen beregner trafikens bidrag til bybaggrundsforureningen ud fra bidrag fra trafik fra et større område. Bybaggrundsforureningen er et udtryk for den generelle forurening i et område, og måles fx på taget af bygninger eller i en park. Koncentrationsniveauet i trafikerede gader vil være betydeligt højere, da der også er bidrag fra den pågældende gade. Der er kun regnet med trafikens bidrag til partikler, da dette vurderes at være den dominerende kilde. Andre lokale kilder som industri, boligopvarmning, jordfygning mv. er ikke inkluderet, men dette påvirker ikke vurderingen af forsøget.

Der er endvidere foretaget en vurdering af, hvad miljøzonen vil betyde på gadeniveau med udgangspunkt i en stærkt trafikeret gade i København (Åboulevarden).

*Trafikarbejdet i HT-området og emission* Trafikarbejdet (trafikmængder gange vejlængde) er summeret på Danske Kradratnet på 1x1 km<sup>2</sup> gitternet for hele Hovedstadsområdet i en form, så der kan foretages UBM beregninger. Dette udgør referencescenariet, og er baseret på en kombination af trafikdata fra Ørestadstrafikmodellen og København-Ringsted Trafikmodellen, som er udlagt på hele vejnettet (motorveje, motortrafikveje, veje over 6 m, veje 3-6 m og øvrige veje). Trafikdata er opdelt på personbiler, varebiler og tung trafik.

*Køretøjsfordeling* Miljøzonescenariet forudsætter, at alle lastbiler inden for miljøzonen har påmonteret partikelfiltre. Denne tunge trafik omfatter lastbiler, busser og turistbusser. Inden for miljøzonen antager vi, at alle busser i rute er enten gasbusser eller allerede har partikelfiltre, dvs. at disse busser ikke er regnet som potentielle køretøjer, der skal have partikelfiltre. Der vil dog være enkelte busser i rute samt et antal turistbusser, som er dieselbusser uden partikelfiltre.

Andelen af lastbiler og andre tunge køretøjer er vurderet ud fra Københavns Kommunes 12 manuelle tællestationer analyseret fra 2003, Tabel 5-1.



TABEL 5-1 KØRETØJSFORDELING FOR TUNG TRAFIK

Type	%-point
Sololastbiler > 3,5 t	3.0
Lastbiler med sættevogn	0.5
Lastbiler med påhæng	0.4
Busser i fast rute	3.2
Andre busser	0.7
Tung trafik ialt	7.8

*Effektivitet af partikelfiltre*

Et velfungerende filter vil reducere partikelforureningen med næsten 100%, men i praksis vil nogle filtre ikke virke optimalt hele tiden. I beregningerne forudsættes det, at filterne i gennemsnit kan reducere partikler fra udstødningen med 80%. Ud over den direkte emission kommer der også et bidrag fra ikke-udstødning, som er relateret til køretøjet. Det drejer sig om partikler fra bremses og dæk, ophvirvling af partikler fra kørebanen mv. Da antallet af lastbiler forudsættes at blive det samme, vil bidraget fra ikke-udstødning være uændret.

*PM emission*

Som det fremgår af nedenstående tabel bidrager andre kilder end udstødning med en tiendedel af bidraget fra den udstødningen for  $PM_{2.5}$  og med omkring en tredjedel for  $PM_{10}$ . Udstødningen angives som total PM, men udgør små partikler under 2,5 mikrometer. Dvs. udstødningen bidrager med det samme til  $PM_{2.5}$  og  $PM_{10}$ . Data stammer fra OSPM's emissionsmodul for en typisk bygade.

TABEL 5-2 EMISSIONSFAKTORER FOR PARTIKEL FRA UDS TØDNING OG IKKE-UDSTØDNING FOR FORSKELLIGE KØRETØJSKATEGORIER VED 45 KM/T

Type	Personbil	Varebil	Små lastbiler < 32 t	Store lastbiler > 32 t	Busser
Udstødning PM (g/km)	0.01	0.2	0.6	0.8	0.5
Ikke-udstødning $PM_{2.5}$ (g/km)	0.01	0.02	0.06	0.08	0.06
Ikke-udstødning $PM_{10}$ (g/km)	0.05	0.07	0.2	0.3	0.2
Partikelantal (ToN) (N/km *10 <sup>14</sup> )	1.1	4.4	36	73	18.3

Ved at kombinere emissionsfaktorerne med trafikarbejdet i miljøzonen fås følgende for partikelemissionen i miljøzonen. Lastbiler udgør 3,9% af trafikarbejdet, men deres direkte partikelemission udgør omkring 34% af den samlede udstødning fra trafikken. I beregningerne forudsættes en filtereffektivitet på 80%, så den samlede reduktion i den direkte partikelemission er 27%. Ikke-udstødning påvirkes ikke af filtre.

*Regional baggrund*

Bybaggrundsbidraget inkluderer også det regionale bidrag. Den regionale luftforurening er bestemt af alle kilder: trafik, industri, energiproduktion, boligopvarmning mv. både i Danmark og det øvrige Europa. Den indeholder således både grænseoverskridende luftforurening og forurening genereret i Danmark. Den regionale forurening måles på steder, som ikke er direkte påvirket af lokale kilder som veje og større byområder. Den regionale luftforurening er i reference- og scenarieberegningerne baseret på årsniveauet bestemt på målestationen på Keldsnor på det sydlige Langeland, som regnes for

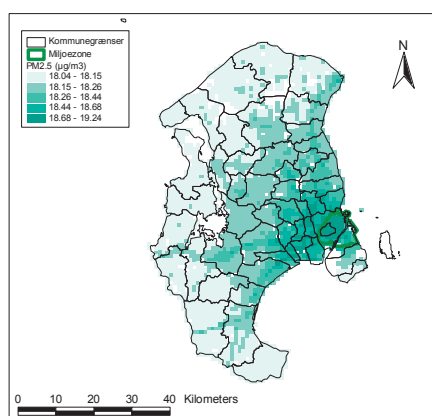
en regional baggrundsstation for Hovedstadsområdet. De regionale niveauer er input til UBM modellen og udgør  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2.5}$  og  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $4000 \text{ N}/\text{cm}^3$  for partikelantal i 2003. Det regionale bidrag er den helt dominerende del af bybaggrund og trafikens bidrag er meget beskedent.

**Eksponeringsberegninger** Eksponeringsberegninger for reference og scenarie baseres på koncentrationsdata og befolkningsdata på  $1 \times 1 \text{ km}^2$ , og ændringerne i koncentrationsdata gange befolkningstætheden på gitternettet er input til beregning af de samfundsmæssige omkostninger. Befolkningsdata repræsenterer situationen i 2000, og stammer fra Det Centrale Personregister, hvor befolkningsdata fra hver adresse er knyttet til geografiske adresser og opsummeret på  $1 \times 1 \text{ km}^2$  gitternet.

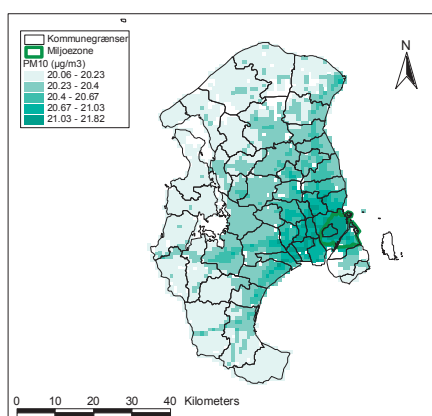
#### 5.4 EFFEKT AF MILJØZONEN FOR $\text{ToN}$ , $\text{PM}_{2.5}$ OG $\text{PM}_{10}$ FOR BYBAGGRUND

**Partikelkoncentration** Bybaggrundsforureningen med  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  i 2003 på  $1 \times 1 \text{ km}^2$  gitternet i Hovedstadsområdet er vist i nedenstående figur. Den regionale forurening udgør  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2.5}$  og  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$ , og trafikken bidrager med resten. Trafikkens bidrag er meget lille i forhold til det regionale bidrag. For  $\text{PM}_{2.5}$  er det maksimalt  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (6%) og for  $\text{PM}_{10}$   $1,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (9%). Det forholder sig anderledes for antal partikler. Her er det regionale bidrag relativt lille ( $4.000 \text{ N}/\text{cm}^3$ ), og trafikken bidrager med op til 2,5 gange dette niveau, og bidrager dermed med ca. 60 % procent af partiklerne i bybaggrunden.

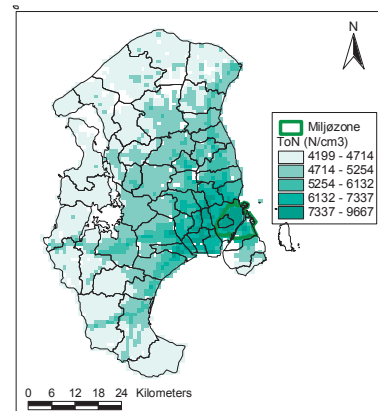
Den geografiske fordeling er ens for partiklerne, hvor koncentrationerne er højest i Storkøbenhavn og langs de store motorveje, hvor trafiktætheden er størst.



**FIGUR 5-1** BYBAGGRUNDSFORURENINGEN MED  $\text{PM}_{2.5}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) I 2003 PÅ  $1 \times 1 \text{ km}^2$  GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET. DEN REGIONALE FORURENING UDGØR  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$  OG TRAFIKKEN BIDRAGER MED RESTEN.



**FIGUR 5-2** BYBAGGRUNDSFORURENINGEN MED  $\text{PM}_{10}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) I 2003 PÅ  $1 \times 1 \text{ km}^2$  GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET. DEN REGIONALE FORURENING UDGØR  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  OG TRAFIKKEN BIDRAGER MED RESTEN.



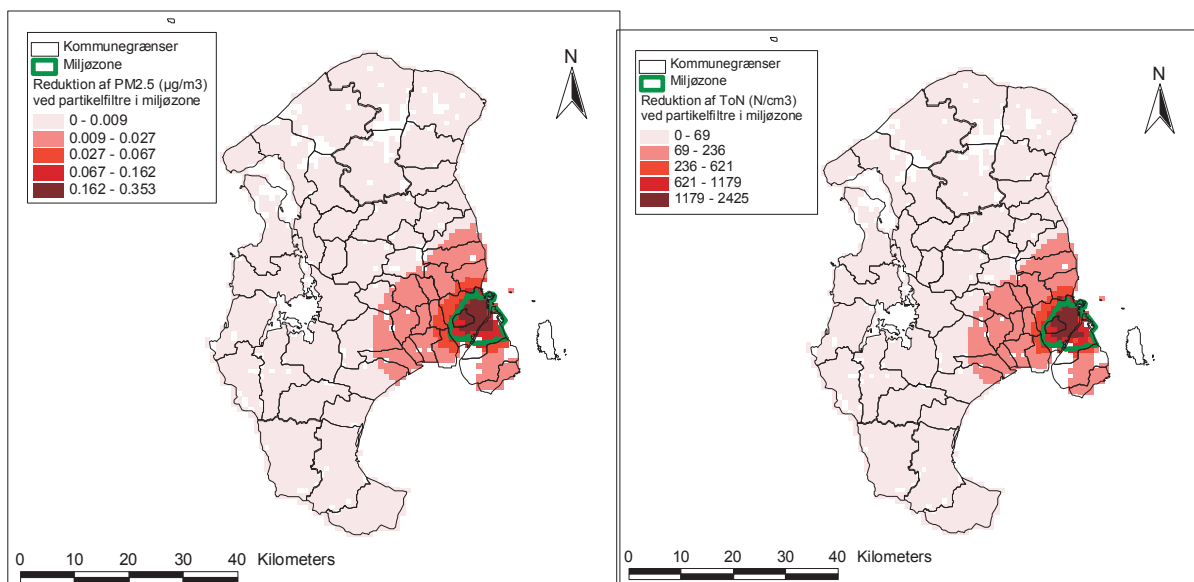
**FIGUR 5-3** BYBAGGRUNDSFORURENINGEN MED  $\text{ToN}$  ( $\text{N}/\text{cm}^3$ ) I 2003 PÅ  $1 \times 1 \text{ km}^2$  GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET. DEN REGIONALE FORURENING UDGØR  $4.000 \text{ N}/\text{cm}^3$  OG TRAFIKKEN BIDRAGER MED RESTEN.

#### Effekt af partikelfiltre

Effekten på luftkvaliteten af montering af partikelfiltre på lastbiler i miljøzonen er vist i **FIGUR 5-4** og **FIGUR 5-5**. Ændringen for  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  er identisk, da det kun er udstødningen, der påvirkes af et partikelfilter. Det ses, at effekten er meget begrænset for  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  i bybaggrunden, idet  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  kun reduceres med op til  $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  svarende til maksimalt 1,9 %. I gennemsnit er det kun  $0,008 \mu\text{g}/\text{m}^3$  svarende til 0,21% og 0,04% for hhv.  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  for de celler, hvor der registreres en ændring.

Det forholder sig anderledes for koncentrationen af partikelantallet.

Beregningsresultaterne for det nuværende niveau af ToN, samt den procentvise ændring i koncentrationer, som forventes som følge af partikelfiltre på tunge køretøjer i miljøzonen, vil være en reduktion på 10-25% inden for miljøzonen, men meget mindre uden for zonen.



FIGUR 5-4 REDUKTION I PM<sub>2.5</sub> (µg/m³) I 2003 SOM FØLGE AF PARTIKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER I MILJØZONEN VISUALISERET PÅ 1X1 KM² GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET. REDUKTIONEN ER IDENTISK FOR PM<sub>10</sub>, DA DET KUN ER UDSØDNINGEN, DER PÅVIRKES AF PARTIKELFILTRE.

FIGUR 5-5 REDUKTION I ToN (N/cm³) I 2003 SOM FØLGE AF PARTIKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER I MILJØZONEN VISUALISERET PÅ 1X1 KM² GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET

## 5.5 EFFEKT AF MILJØZONEN FOR ToN, PM<sub>2.5</sub> OG PM<sub>10</sub> FOR EN KONKRET GADE

### Gadeluftkvalitetsberegninger for Åboulevarden

Udover effektberegninger på bybaggrunds niveau er der også som et eksempel gennemført beregninger for en stærkt trafikeret gade i København (Åboulevarden) for at illustrere effekten på partikler på gadeniveau. Beregninger er kun vist for hverdage. Denne gade er valgt, da der foretages partikelmålinger på denne gade som en del af evalueringen af en kommende miljøzoneordning. For bybaggrund er her anvendt målinger for en begrænset periode samt med en anden type måleinstrument (TEOM), således at niveauerne ikke er direkte sammenlignelige med de antagelser, der er gjort om partikelniveauerne i regional baggrund i beregningerne af bybaggrund. Beregningsresultaterne med OSPM for Åboulevarden er vist i FIGUR 5-6, FIGUR 5-7 og FIGUR 5-8 for hhv. PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> og ToN.

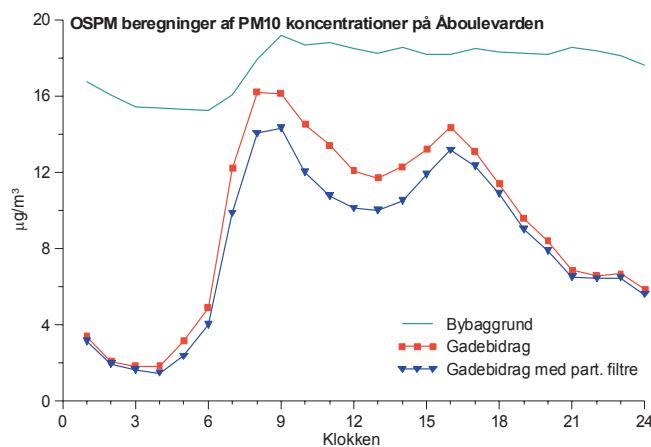
### PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>

Det ses, at gadebidraget er væsentligt mindre end bybaggrundsbidraget for PM<sub>2.5</sub> og endnu mere udtalt for PM<sub>10</sub>, hvilket skyldes, at ikke-udstødning betyder mere for PM<sub>10</sub> end PM<sub>2.5</sub>. Bybaggrundsbidraget udgør hhv. 65 % og 63 % af gadekoncentrationerne for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Som tidligere vist er bybaggrundsbidraget helt domineret af det regionale bidrag. Det ses endvidere,

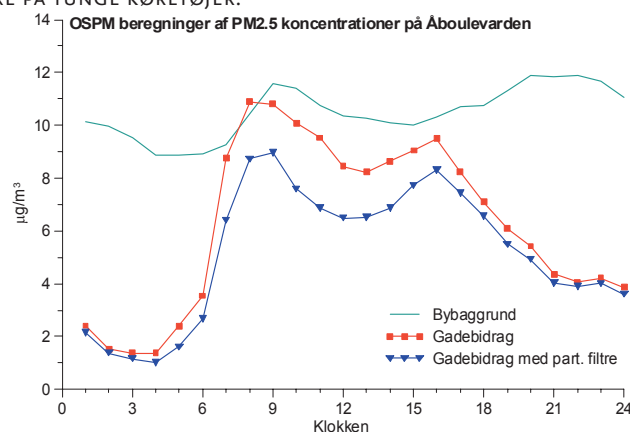
at effekten af partikelfiltre vil reducere gadebidraget nogle få mikrogram med en lidt større reduktion for  $PM_{2.5}$  i forhold til  $PM_{10}$ , idet udstødningsbidraget er relativt større for  $PM_{2.5}$ . Reduktionen er størst i dagtimerne, hvor der er relativt mere tung trafik. Den gennemsnitlige reduktion af gadekoncentrationen er hhv. 4 % og 6 % for  $PM_{10}$  og  $PM_{2.5}$  ved introduktion af partikelfiltre.

#### ToN

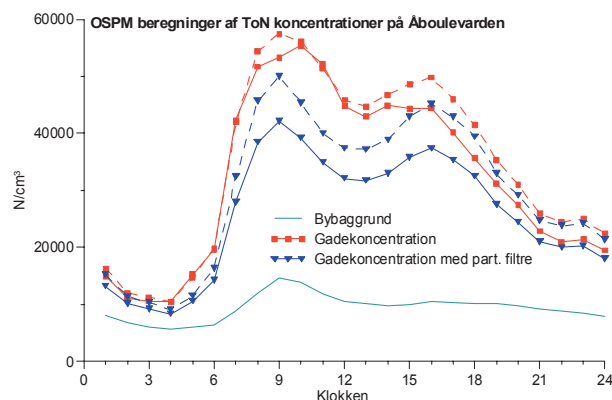
For antallet af partikler ses det omvendte billede i forhold til  $PM_{2.5}$  og  $PM_{10}$ . Bybaggrundsbidraget er her væsentligt mindre end gadebidraget. Reduktionen i gadebidraget til antallet af partikler som følge af partikelfiltre er betydeligt. Bybaggrundsbidraget udgør 29% af gadekoncentrationerne for ToN. Da der hersker en del usikkerhed om forholdet mellem ToN og  $NO_x$  er beregningerne gennemført under to forskellige antagelser om forholdet mellem ToN og  $NO_x$  emissioner. De optrukne kurver viser beregninger, hvor man har antaget at ToN/ $NO_x$  forholdet er dobbelt så højt for tunge køretøjer som for lette køretøjer. De stiplede kurver viser beregningsresultater med det samme ToN/ $NO_x$  forhold for alle køretøjskategorier. Gadekoncentrationen med partikelfiltre er op til 20-25% højere, hvis de tunge køretøjer har et ToN/ $NO_x$  forhold, som er dobbelt så højt som de lette køretøjer. Den gennemsnitlige reduktion af gadekoncentrationen ved introduktion af partikelfiltre er 20% ved antagelse om dobbelt så højt forhold for ToN/ $NO_x$  for tunge køretøjer i forhold til lette køretøjer, og 13 % for antagelse om samme forhold.



FIGUR 5-6 RESULTATERNE AF PM<sub>10</sub> BEREKNINGERNE FOR ÅBOULEVARDEN I KØBENHAVN. FIGUREN VISER BYBAGGRUNDSBIDRAGET SAMT BIDRAGET FRA TRAFIKKEN I GADEN FOR DEN NUVÆRENDE SITUATION OG MED EN ANTAGELSE AF PARTKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER.



FIGUR 5-7 RESULTATERNE AF PM<sub>2.5</sub> BEREKNINGERNE FOR ÅBOULEVARDEN I KØBENHAVN. FIGUREN VISER BYBAGGRUNDSBIDRAGET SAMT BIDRAGET FRA TRAFIKKEN I GADEN FOR DEN NUVÆRENDE SITUATION OG MED EN ANTAGELSE AF PARTKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER. KONCENTRATIONSNIVEAUET I GADEN ER SUMMEN AF GADE- OG BYBAGGRUNDSBIDRAG.

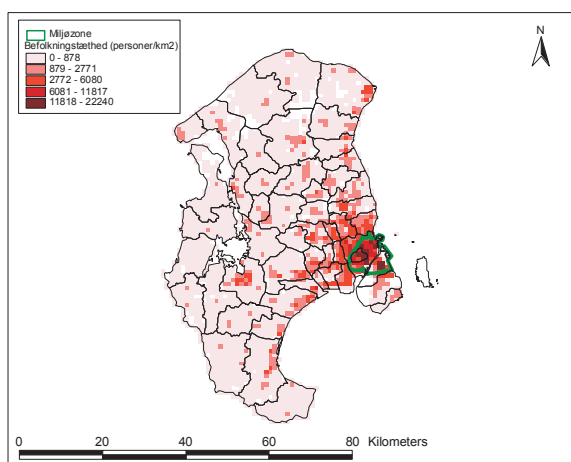


FIGUR 5-8 RESULTATERNE AF PARTIKELANTAL BEREKNINGERNE FOR ÅBOULEVARDEN I KØBENHAVN. FIGUREN VISER BYBAGGRUNDSBIDRAGET SAMT DEN TOTALE KONCENTRATION I GADEN FOR DEN NUVÆRENDE SITUATION OG MED EN ANTAGELSE AF PARTKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER. BEREKNINGERNE ER ENDVIDERE GENNEMFØRT UNDER TO FORSKELLIGE ANTAGELSER OM FORHØLDET MELLEM ToN OG NO<sub>x</sub> EMISSIONER. DE OPTRUKNE KURVER VISER BEREKNINGER, HVOR MAN HAR ANTAGET AT ToN/NO<sub>x</sub> FORHØLDET ER DOBBELT SÅ HØJ FOR TUNGE KØRETØJER END FOR DE LETTE KØRETØJER. DE STIPLEDE KURVER VISER BEREKNINGSRESULTATER MED DET SAMME ToN/NO<sub>x</sub> FORHØLD FOR ALLE KØRETØJSKATEGORIER.

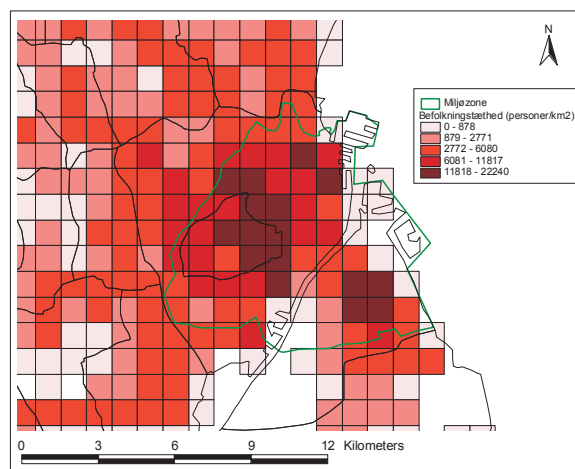
## 5.6 BEFOLKNINGSEKSPONERINGEN

Ændringen i befolkningseksposeringen for  $PM_{2,5}$  er beregnet som følge af introduktion af partikelfiltre, idet dette mål indgår i forbindelse med vurdering af de velfærdsøkonomiske fortrængte sundhedsudgifter. Dette er kun gjort for bybaggrundsniveau.

Befolkningstætheden er vist i nedenstående figur for Hovedstadsområdet og for miljøzonen. Befolkningsdata stammer fra CPR registeret koblet til adressepunkter og er her opsummeret på et  $1 \times 1 \text{ km}^2$  gitternet. Befolkningstætheden er størst i det centrale København og Storkøbenhavn i øvrigt samt i byerne langs de store trafikkorridorer.

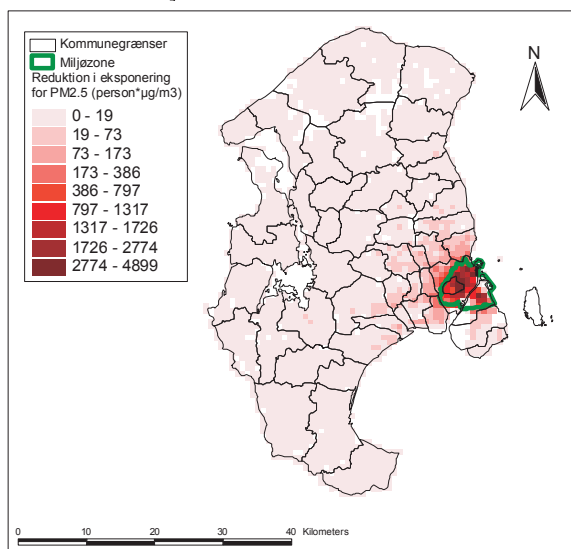


Figur 5-9 Befolkningstæthed i Hovedstadsområdet på  $1 \times 1 \text{ km}^2$  gitternet

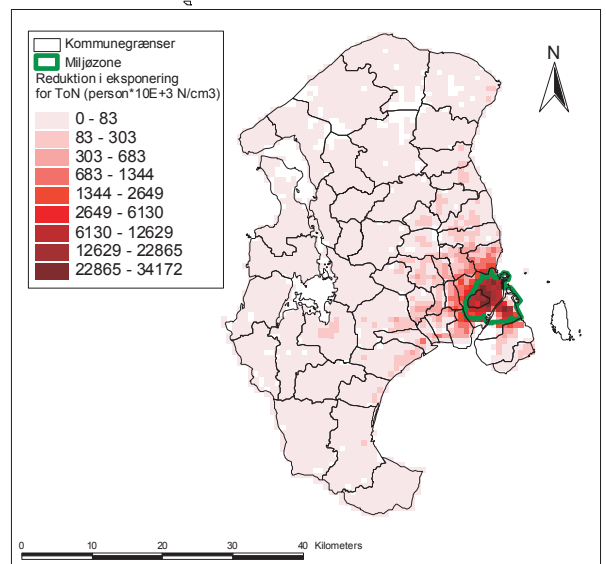


Figur 5-10 Befolkningstæthed indenfor og umiddelbart uden for miljøzone på  $1 \times 1 \text{ km}^2$  gitternet

Reduktionen i befolkningseksposeringen er vist i nedenstående figur, som en kombination af ændringen i partikelforureningen i de enkelte gitterceller og befolkningstætheden. Det ses, at effekten er størst i København, hvilket er et sammenfald af høj befolkningstæthed, og at den største reduktion i partikelforureningen også opnås her, som følge af høj trafiktæthed.



FIGUR 5-11 REDUKTION I BEFOLKNINGSEKSPONERING FOR PM<sub>2.5</sub> I 2003 SOM FØLGE AF PARTIKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER I MILJØZONEN VISUALISERET PÅ 1X1 KM<sup>2</sup> GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET. BEFOLKNINGSEKSPONERING ER ÆNDRING I KONCENTRATIONEN GANGE BEFOLKNINGSTÆTHEDEN.



FIGUR 5-12 REDUKTION I BEFOLKNINGSEKSPONERING FOR ToN I 2003 SOM FØLGE AF PARTIKELFILTRE PÅ TUNGE KØRETØJER I MILJØZONEN VISUALISERET PÅ 1X1 KM<sup>2</sup> GITTERNET I HOVEDSTADSOMRÅDET. BEFOLKNINGSEKSPONERING ER ÆNDRING I KONCENTRATIONEN GANGE BEFOLKNINGSTÆTHEDEN.

## 5.7 SAMFUNDSØKONOMISK VURDERING AF MILJØZONEORDNINGEN

En samfundsøkonomisk vurdering er gennemført for miljøzone-scenariet. Metoden til opgørelse af de samfundsøkonomiske gevinster tager udgangspunkt i *impact pathway* kæden, som beskrevet i DMU Faglig Rapport nr. 507 (Andersen et. al., 2004). Denne metode, som oprindeligt er udviklet i det fælleseuropæiske ExternE projekt, indebærer, at man med udgangspunkt i partikelemissionerne opgør ændringen i eksponering, og med viden om sundhedseffekterne opgør de samfunds-økonomiske omkostninger.

Metoden til opgørelse af de samfundsøkonomiske omkostninger tager udgangspunkt i Miljøministeriets vejledning (Møller, 2000), idet budgetøkonomiske omkostninger opregnes til velfærdsøkonomiske omkostninger..

I modsætning til tidligere redegørelser, hvor også effekter fra ultrafine partikler blev forsøgt medregnet, er her anvendt en konservativ tilgang til sundhedseffekterne, idet kun effekter af fine partikler (PM<sub>2.5</sub>) er opgjort. Vurderingen vil derfor tendere mod i betydelig grad at underestimere sundhedseffekterne, men er samtidigt mere robust.

Forskellen i denne analyses resultater ift. tidligere redegørelser, bl.a. fra Færdselsstyrelsen (Færdselsstyrelsen, 2001) og Institut for Miljøvurdering (Institut for Miljøvurdering, 2002), må forklares dels med nærværende analyses fokus på PM<sub>2.5</sub>, dels med fejl og inkonsistenser i anvendelsen af ExternE-metoden i IMV's og Færdselsstyrelsens rapporter. Retvisende anvendelse af ExternE-metoden forudsætter en stedsspecifik modellering af ændringen i eksponeringen, som foretaget i det foregående afsnit.

### 5.7.1 Samfundsøkonomiske gevinster

Der tages udgangspunkt i eksponeringsberegningerne på 1x1km gitternet for bybaggrund, og de ændringer i eksponering, som kan beregnes ved

obligatoriske partikelfiltre for tunge køretøjer over 3,5 tons. De er herefter summeret for miljøzonen og de tilstødende felter.

I DMU Faglig Rapport nr. 507 (Andersen et. al., 2004) er identificeret et antal sundhedseffekter ved eksponering med  $PM_{2.5}$ . Disse sundhedseffekter fremgår af *Tabel 5-3* nedenfor og tilsvarende effekter tidligere omtalt og vurderet i DMU's arbejde vedr. luftforurening.

Dosis-respons funktionerne for sundhedseffekterne er identificeret og kvantificeret i ExternE projektet. Specielt om dosis-respons funktionerne, som angiver forholdet mellem eksponering og effekt, må det bemærkes, at det alene er funktioner for  $PM_{2.5}$ , der er tilgængelige for scenariet med partikelfiltre. Funktionen for  $PM_{2.5}$  udtrykker en samlet dosis-respons for alle partikler mindre end  $2,5 \mu m$ . WHO har ikke i sine review af partikelforurening beskæftiget sig med ultrafine partikler, hvorfor der savnes et miljømedicinsk konsensusestimater som grundlag for en dosis-respons funktion for denne fraktion af partikelforureningen. Den foreliggende samfundsøkonomiske analyse er derfor en yderst konservativ analyse, idet der helt ses bort fra de mulige gevinster ved reduktionen af ultrafine partikler.

Værdisætningen af de enkelte sundhedseffekter er justeret til danske relative priser i DMU's Faglig Rapport nr. 507, som der henvises til for en forklaring omkring metoden. Vedrørende værdisætningen af statistisk liv repræsenterer denne betalingsvilje for at undgå et statistisk dødsfald. For sygelighedseffekter anvendes overvejende en cost-off-illness tilgang, men opregnet til et præferencetilnærmet niveau. Estimerne for værdisætningen fremgår af *Tabel 5-3*.

*Tabel 5-4* opsummerer resultaterne for de sundhedsmæssige gevinster ved scenariet med partikelfiltre for tunge køretøjer over 3,5 ton. Det fremgår, at værdien af de reducerede partikelemissioner opgjort i  $PM_{2.5}$  kan beregnes til årligt 131 mio. kr. indenfor den påtænkte miljøzone og 29,3 mio. kr. udenfor miljøzonen, i alt 160,3 mio. kr.



TABEL 5-3 OVERSICHT OVER DOSIS-RESPONS FUNKTIONER OG VÆRDISÆTNING FOR SUNDHEDSEFFEKTSLUTPUNKTER RELEVANTE FOR PM <sub>2,5</sub>			
Sundhedseffekt	Dosis-respons i effekt/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Enhedsværdi i euro pr. tilfælde	Euro pr. person- $\mu\text{gPM}_{2.5}/\text{m}^3$
Hospitals-indlæggelser:			
- Luftvejssygdomme	0,346*10E-5	8041	0,0278
- Kredsløbssygdomme o.65 år	3,09*10E-5	11325	0,3499
- Karsygdomme i hjernen	8,42*10E-6	10786	0,0908
Kronisk bronkitis	7,8*10E-5	170385	13,290
Kronisk død pr år	7,68*10E-4	144001	110,593
-Lungekræft, sygd.	3,8*10E-4	19337	7,348
Astma, børn			
- Brug af bronkodilatator	1,29*10E-1	28	3,559
-Hoste	445,7*10E-3	50	22,115
-Andedrætssymptomer	1,72*10E-1	8	1,376
Astma, voksne			
- Brug af bronkodilatator	2,72*10E-1	28	7,5034
-Hoste	2,8*10E-1	50	13,893
-Andedrætssymptomer	1,01*10E-1	8	0,808
Dage med nedsat aktivitet (RAD)	4,2*10E-2	189	7,938

TABEL 5-4 REDUCEREDE VELFÆRDSØKONOMISKE SUNDHEDSOMKOSTNINGER	
Aggregeret værdi for fortrængte velfærdsøkonomiske sundhedsomkostninger (PM <sub>2,5</sub> )	mio. kr.
Indenfor miljøzonen	131,0
HT, udenfor miljøzonen	29,3
i alt	160,3

### 5.7.2 Samfundsøkonomiske omkostninger

De samfundsøkonomiske omkostninger afhænger dels af antallet af køretøjer, som bliver påvirket af et krav om obligatoriske partikelfiltre, dels af prisen for eftermontering af disse filtre.

Ørestadstrafikmodellen (OTM) kan opgøre antallet af kørte kilometer for tunge køretøjer, men kan ikke fordele disse på antal køretøjer. Københavns Kommune har anslået, at 15-20.000 tunge køretøjer vil blive påvirket af ordningen. COWI har i et mere detaljeret studie af vognparkens sammensætning og alder vurderet, at krav om partikelfiltre vil betyde, at en del udtjente og fuldt afskrevne køretøjer vil blive fornyet, mens i alt 8.200-11.800 lastbiler vil få eftermonteret filtre (COWI, 2004).

Prisen for eftermontering af partikelfilter varierer med størrelse og alder for det konkrete køretøj, og vurderes generelt til at udgøre 30-60.000 kr. Generelt stiger prisen med køretøjets tonnage, men det gør partikelforureningen også. Der har derfor været diskussion om, hvilken pris der bør tages udgangspunkt i

ved en samfundsøkonomisk analyse. Erfaringen fra cost-benefit analyser i USA viser desuden, at teknologiomkostninger ofte overvurderes (Morgenstern, 1999), især når der er tale om nye teknologier, hvor stordriftsfordele ved fremstillingen endnu ikke er slået igennem på prisen, hvilket er tilfældet med partikelfiltre. Partikelfiltre som monteres samtidigt med køretøjets fremstilling er væsentligt billigere i anskaffelse end eftermonterede filtre.

Derfor beregnes her en break-even pris for et partikelfilter, således at de samlede samfundsøkonomiske omkostninger netop modsvarer de beregnede samfundsøkonomiske gevinster ved reduktion af partikelforureningen.

Der regnes med, at partikelfiltre har en levetid og afskrivningsperiode på 7 år, svarende til køretøjets. Der beregnes både budgetøkonomiske omkostninger og velfærdsøkonomiske omkostninger – sidstnævnte er med en diskonteringsrente på 3 pct. Ved 11.800 køretøjer ligger break-even prisen for et partikelfilter i den samfundsøkonomiske analyse på 72.500 kr. Dette resultat må fortolkes således, at ved en forsigtig analyse, hvor der ses bort fra evt. skadelige effekter af ultrafine partikler og alene medtages de dokumenterede sundhedseffekter fra  $PM_{2.5}$ , så vil der være en positiv samfundsøkonomisk gevinst, såfremt partikelfilterprisen i gennemsnit kan holdes under det beregnede beløb. Så længe udgifterne ikke samlet udgør mere end 160 mio. kr. om året (inklusive afskrivning), vil investeringen give et velfærdsøkonomisk overskud. Ved det lave estimat for antal køretøjer, som skal eftermontere partikelfiltre (8.100), udgør break-even prisen for et partikelfilter 104.000 kr.

Det bemærkes, at analysen forsigtigt har antaget, at filtrene i praktisk brug har en effektivitet på 80 pct., idet der her er taget hensyn til at nogle filtre ikke fungerer optimalt hele tiden eller er beskadiget. Da partikelfiltre fjerner mere 95 pct. af de skadelige partikler under optimale forhold, vil en højere effektiv driftstid kunne øge break-even prisen for et partikelfilter med op til 25 pct.

I analysen er ikke medtaget den positive samfundsøkonomiske gevinst af køretøjernes færdsel udenfor HT-området, da der ikke foreligger de nødvendige data for køretøjernes ærinder og kørsel i andre tæt bebyggede områder. I det omfang køretøjerne fragter gods fra andre bysamfund med høj befolkningstæthed, vil de velfærdsøkonomiske gevinster blive øget.

## 5.8 KONKLUSION

DMU's luftkvalitets- og eksponeringsmodeller er under projektet videreudviklet til at omfatte partikler. Modelberegningerne kan fx. bruges til at belyse effekten af planlagte emissionsbegrænsende foranstaltninger på partikkelkoncentrationer i såvel bybaggrund som på gadeniveauer. Modellerne er anvendt til at give en foreløbig vurdering af effekten af indførelse af miljøzoner i København. Beregningerne tjener kun som demonstration af modellering af luftkvalitet, eksponering, samt samfundsøkonomi, idet mere detaljerede beregninger samt målinger er nødvendige for at give en mere komplet vurdering af effekten af miljøzoner.

Der er gennemført luftkvalitetsberegninger for partikelantal (ToN),  $PM_{2.5}$  og  $PM_{10}$  for 2003 for bybaggrund for en referencesituation og et scenarium, hvor det er forudsat, at alle lastbiler inden for den foreslåede miljøzone har partikelfiltre. Luftkvalitetsberegninger er gennemført som bybaggrundsberegninger med UBM modellen på et gitternet, som dækker hele Hovedstadsområdet opdelt i  $1 \times 1 \text{ km}^2$  gitterceller.

I beregningerne forudsættes det, at filterne i gennemsnit under praktiske driftsforhold kan reducere partikler fra udstødningen med 80%.

Effekten af en miljøzone er meget begrænset for  $PM_{2.5}$  og  $PM_{10}$  i bybaggrunden, idet  $PM_{2.5}$  og  $PM_{10}$  kun reduceres med maksimalt 1,9 %. Det forholder sig anderledes for koncentrationen af partikelantallet. Beregningsresultaterne for det nuværende niveauer af  $TO_N$ , samt den procentvise ændring i koncentrationer, som forventes som følge af partikelfiltre på tunge køretøjer i miljøzonen, vil være en reduktion på 10-25% inden for miljøzonen, men meget mindre uden for zonen.

Beregninger er ligeledes gennemført for gader med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM. Den gennemsnitlige reduktion af gadekoncentrationen er hhv. 4 % og 6 % for  $PM_{10}$  og  $PM_{2.5}$  ved introduktion af partikelfiltre. Den gennemsnitlige reduktion af gadekoncentrationen (antal) ved introduktion af partikelfiltre er 13%-20% afhængig af antagelsen om forholdet  $TO_N/NO_x$  for tunge køretøje, som er noget usikkert.

Som demonstration af modelerne er der gennemført en samfundsøkonomisk vurdering af indførelse af partikelfiltre i miljøzonen. En sådan vurdering baserer sig på ændringen i luftkvalitet og befolkningseksponering, som følge af partikelfiltre. Herefter anvendes dosis-respons sammenhænge til at bestemme ændringen i sundhedsbelastningen, som prissættes ud fra økonomiske enhedspriser. Denne vurdering har alene taget udgangspunkt i  $PM_{2.5}$ , idet eksisterende dosis-respons sammenhænge er baseret på  $PM_{2.5}$ . I den forbindelse er derfor gennemført beregninger af ændringen i befolkningseksponeringen for  $PM_{2.5}$  ved introduktion af partikelfiltre, idet dette mål indgår i forbindelse med vurdering af de velfærdsøkonomiske fortrængte sundhedsudgifter. Dette er gjort for bybaggrunds niveau.

Såfremt median-værdierne for antal køretøjer og anskaffelsespris for partikelfilter anvendes, vil omkostningen ved miljøzonen udgøre 84 mio. kr. årligt, men da gevinsten i fortrængte sundhedseffekter er beregnet til 160 mio. kr. årligt, vil det velfærdsøkonomiske overskud ved tiltaget udgøre 76 mio. kr. om året.

Det bedste estimat for den velfærdsøkonomiske gevinst på miljøzonen er følsomt overfor antallet af køretøjer, partikelfilterets praktiske effektivitet og mulige gevinster i andre bysamfund. I analysen er anvendt forsigtige antagelser, således at det velfærdsøkonomiske overskud fremstår som en nedre grænse, idet det ikke har været muligt kvantitativt at inddrage gevinsterne ved reduktion af ultrafine partikler. Vurdering har kun taget udgangspunkt i reduktion af  $PM_{2.5}$ , og det ikke har været muligt at inddrage de gavnlige effekter m.h.t. til reduktionen af de ultrafine forbrændingspartikler, hvorfor de sundhedsmæssige gevinster må anses for at være væsentligt underestimeret.

# 6 Sundhedsskadelige effekter af partikelforurening

## Baggrund

Partikelforureningen har længe været kendt som sundhedsskadelig, især i forhold til luftvejssygdomme og hjertekarsygdomme, og meget tyder på, at meget små partikler udgør et af de alvorligste sundhedsproblemer i relation til luftforurening (Brunekreef & Holgate 2002). Ifølge WHO's rapport om den globale helbredsbyrde som følge af luftforurening vurderes det, at partikelforureningen er skyld i 1% af verdens hjerte- og lungesygdomme og 3% af kræft i luftrør, bronkier og lunger. Det fører til 0.6 mill. (1.2%) for tidlige dødsfald og tab af 7.4 mill. (0.5%) DALYs (disease adjusted life years). Den seneste opgørelse foretaget for EU angiver, at 288.000 for tidlige dødsfald årligt kan tilskrives partikelforureningen. (CAFE CBA 2005). Byrden er tungest i udviklingslandene og i Central- og Østeuropa. Børn er en særligt prioriteret udsat gruppe, hvor vi har begrænset viden om helbredseffekter i form af luftvejssymptomer i relation til partikler (WHO 2004). Især mangler vi viden vedr. de helt små børn under 2 år.

Vores viden om kvantitative sammenhænge mellem helbredseffekter og partikler i luften hviler overvejende på befolkningsundersøgelser, der i princippet kan udføres på to principielt forskellige måder, med enten et kohortedesign eller med et tidsseriedesign. I kohortedesignet følger man forskellige befolkningsgrupper i forskellige områder (som kan være forskellige byer eller inden for samme by, fx Oslo-undersøgelsen) karakteriseret ved forskellige niveauer af luftforurening, og undersøger hvorvidt dette er forbundet med eventuelle forskelle i helbredseffekter. I tidsseriedesignet følger man én befolkningsgruppes helbredsforhold over tid og sætter svingninger heri i sammenhæng med svingninger i luftforureningen.

Et generelt problem ved begge designs er bestemmelsen af eksponeringen, idet man antager, at alle personer inden for et større område på et givent tidspunkt er udsat for det samme forureningsniveau, som typisk er bestemt ud fra måleresultaterne fra en enkelt udendørs målestation i området. Et andet problem er, at næsten al vores viden knytter sig til fine partikler ( $PM_{2.5}$ ) og summen af fine og grove partikler ( $PM_{10}$ ). Derimod har målinger for ultrafine partikler, som udgør langt hovedparten af det samlede antal af partikler i luften, kun indgået i meget få befolkningsundersøgelser, og vor viden om hvor, hvornår og hvor stor eksponeringen er, når man færdes inde og ude, og om der kan knyttes biologiske effekter til det, er uhyre begrænset.

Selvom årsagssammenhængen mellem partikelforureningen og helbredseffekter efterhånden nu er veletableret ud fra det meget omfangsrige datamateriale, som befolkningsundersøgelserne i dag udgør, er der fortsat en række uafklarede spørgsmål m.h.t. de bagved liggende biologiske virkningsmekanismer. I den forbindelse har især de senere års internationale forskning inden for det toksikologiske og dyreeksperimentelle område bidraget til en øget forståelse af, hvordan forskelle i partikelstørrelse, partiklernes form, dråber eller faste partikler og kemisk sammensætning har indflydelse på udvikling af skadeeffekter i især lunger og hjertekredsløb.

## 6.1 BEFOLKNINGSUNDERSØGELSER

### 6.1.1 Kohorteundersøgelser

Man sammenligner i denne type undersøgelser mål for helbredseffekter som indlæggelse eller død af fx hjerte- og lunge sygdom mellem forskellige geografiske områder med forskelligt forureningsniveau. Dette burde i princippet vise de samlede effekter af luftforurening. For at begrænse risikoen for, at det er andre forskelle mellem befolkningerne end luftforureningen, der har betydning for evt. forskelle i helbredstilstanden, er man nødt til at kende de vigtigste risikofaktorer alder, race, rygevaner, overvægt, kost, alkoholforbrug m.m. Dvs. man må benytte lang tids observation af en meget stor (5.000-500.000) velbeskrevet befolkningsgruppe (kaldet en kohorte), som ved starten af observationsperioden bliver interviewet og undersøgt for risikofaktorerne. Det er særdeles omkostningsfuldt, og det er som tidligere nævnt vanskeligt at beskrive eksponeringen detaljeret for den enkelte. Eksponeringen bliver typisk bestemt ud fra boligens placering indenfor et større område, der kan dækkes af en målestation, eller eksponeringen estimeres fx baseret på nærhed til trafikeret vej.

#### *Væsentlige kohorteundersøgelser*

Der foreligger indtil nu kun fire af denne type undersøgelser, to amerikanske (Dockery 1993; Pope 1995; Pope 2002) og en hollandsk (Hoek et al. 2002) og en norsk (Nafstad et al. 2004).

Den ene amerikanske undersøgelse omfatter ca. 8.000 mennesker i seks større byer (Dockery et al., 1993), mens den anden omfatter ca. 550.000 mennesker i 151 byområder (Pope et al., 1995). Begge viste tydelig sammenhæng mellem dødelighed og partikelniveau (bestemt som  $PM_{2.5}$ ) i byerne. Den øgede dødelighed kommer især til udtryk blandt personer med luftvejslidelser og hjerte/kar lidelser. Det skal pointeres, at undersøgelserne var baseret på det generelle partikelniveau i baggrundsområder, og at der ikke indgår specielle vurderinger omkring trafikken eller andre kilders bidrag.

Pope et al. har i 2002 opdateret deres undersøgelse efter at have fulgt den samme population på 550.000 mennesker til år 1999. Der er målt  $PM_{2.5}$  igen i 1999-2000. Der er benyttet forbedrede statistiske modeller, og der indgår en række andre mål for luftforurening for hele perioden, herunder også mål for andre partikelfraktioner end  $PM_{2.5}$ . Det betyder, at datagrundlaget er blevet markant forbedret, og det er muligt at udtale sig mere sikkert om sammenhænge mellem partikler og helbredsaffekter, herunder også om man kan følge effekter helt frem til år 1999.

#### *Dosis-respons, dødelighed*

Resultatet af den nye undersøgelse blev en understregning af resultaterne fra 1995. Der fandtes en statistisk meget sikker sammenhæng mellem dødelighed og  $PM_{2.5}$  niveau. Der var et betydeligt fald på ca. 1/3 i  $PM_{2.5}$  niveau fra 1979-83 til 1999-2000 for alle måleområderne. Dødeligheden steg med 4 % per 10  $\mu g/m^3$  stigning i  $PM_{2.5}$  målt i 1979-83 eller med 6 % per 10  $\mu g/m^3$  stigning i  $PM_{2.5}$  målt i 1999-2000 og ved brug af et vægtet gennemsnit over hele perioden. Dødelighed af hjerte/lungesygdomme steg med 9 % og af lungecancer med 14 % per 10  $\mu g/m^3$  stigning i  $PM_{2.5}$  målt som et vægtet gennemsnit mellem 1979 og 2000. Den tydelige sammenhæng mellem  $PM_{2.5}$  niveau og lungecancer, som især var klar hos ikke-rygere, kunne ikke påvises i 1995. Dette er foreneligt med en svensk og en norsk undersøgelse af risikoen for lungekræft i forbindelse med

trafik som kilde til luftforurening bedømt ved modelberegnete niveauer af NO<sub>x</sub> på adressen (Nyberg et al., 2000; Nafstad et al. 2004). Den svenske undersøgelse viste også, at den kræftfremkaldende effekt havde en lang latenstid (Nyberg et al., 2000).

Det har været diskuteret, i hvilken udstrækning den øgede dødelighed vil påvirke gennemsnitslevealderen i befolkningen. WHO har med baggrund i de to amerikanske undersøgelser beregnet, at en forøgelse af det gennemsnitlige PM<sub>2,5</sub>-niveau med 10 µg/m<sup>3</sup> (hvilket herhjemme svarer til en forøgelse på ca. 50 %) vil resultere i et fald i den forventede middellevealder på ca. et år.

Andre amerikanske undersøgelser, gennemført i perioden 1987-1993, har set på andre effekter end dødelighed og tyder på en forøgelse i forekomsten af bronkitis og kronisk hoste på 10-25 % ved en stigning i PM<sub>10</sub>-niveauet på 10 µg/m<sup>3</sup>.

### *Trafikforurening*

I en hollandske undersøgelse blev en kohorte på 5000 personer fulgt fra 1986 til 1994 (Hoek et al. 2002). Eksponering blev vurderet ud fra dels baggrunds-niveauer af sod (black smoke), der nu formodes overvejende at komme fra tunge køretøjer, og kvælstofdioxid og dels ved nærheden af personens bolig på trafikerede veje. Dødelighed som følge af hjerte-/lungelidelser var fordoblet hos personer, der boede inden for 100 m fra en motorvej eller 50 m fra en større gade i bycentre. I undersøgelsen boede 5% af den indgående kohorte nær trafikeret vej og var dermed betragtet som værende i risiko. Effekten på total dødelighed (justeret for kendte risikofaktorer) var 1.5 gange i denne gruppe i forhold til de øvrige 95% af den samlede befolkningsgruppe. Den hollandske og de amerikanske undersøgelser er ikke direkte sammenlignelige pga. forskellene i eksponeringsvurdering, men man kan fx sammenligne konsekvenser estimeret for danske forhold.

Hvis vi antager, at samme andel, dvs. 5%, i Danmark bor nær trafikeret vej som i Holland, og at disse har samme øgning af risiko (relativ risiko 1.53 med 95% sandsynlighedsinterval 1.01-2.33) for at dø i forhold til den øvrige befolkning, vil det svare til ca. 1450 dødsfald per år. Den totale dødelighed i Danmark er ca. 1.1% per år og under antagelse af, at hele undersøgelsen kan overføres til danske forhold, vil 5% af befolkningen så have en overdødelighed på 0,57%, hvilket svarer til ca. 1450 i alt (95% sandsynlighedsinterval 27 - 3600). Der er naturligvis flere grove forudsætninger, idet der er regnet med hele befolkningen, hvor den hollandske undersøgelse kun omfattede befolkningsgrupper på 58 til 66 år. Det er på den anden side næppe heller korrekt kun at regne med én given risiko forbundet med at bo inden for én bestemt afstand fra trafikeret vej, hvor der må formodes at være et gradvist fald i risiko med stigende afstand fra vejen.

I den nye norske kohorteundersøgelse blev 16,209 mænd i alderen 40-49 år i 1972-73 fulgt til 1998 i Oslo (Nafstad et al. 2004). Deres udsættelse for luftforurening blev bedømt ved at estimere NO<sub>x</sub> ved adressen i 1974-1978. Der var øget total dødelighed med relativ risiko 1.08 (95% sandsynlighedsinterval: 1.06-1.11), dvs. nogenlunde svarende til 8% stigning modsvarende en forskel på 10 µg/m<sup>3</sup> i estimeret NO<sub>x</sub> ved adressen. Tilsvarende var den relative risiko 1.16 (95% CI, 1.06-1.26) for død af luftvejssygdom undtaget lungecancer; på 1.08 (95% interval: 1.03-1.12) for hjertesygdom; og 1.11 (95% interval: 1.03-1.19) for lungecancer. Disse resultater giver yderligere støtte til konklusionerne fra de tidligere kohorteundersøgelser og peger på trafik som den væsentligste kilde, da NO<sub>x</sub> er eksponeringsparameteren; men de er vanskelige at benytte til at kvantificere helbredseffekter af partikler herhjemme.



*Brændeovne* I den seneste tid er der tilkommet stor opmærksomhed om brændeovnes emission af partikler. Disse er forbrændingsprodukter og må derfor formodes at have effekter tilsvarende andre partikler fra fx trafik og kulfyring. Der er dog beskeden konkret viden om helbredseffekterne, og ingen af de nævnte større kohortestudier giver mulighed for direkte at inddrage dette aspekt.

### 6.1.2 Tidsserieundersøgelser

*Historiske data* Den store opmærksomhed på luftforurenings sundhedsskadelige effekter i byer blev første gang skabt af den velkendte forureningsepisode i 1952 i London. Den 5. til 8. december 1952 dækkede en meget tæt tåge Storlondon, og daglige niveauer af svovldioxid og af partikler målt som sod blev tidoblet fra datidens "normale" værdier på 300-500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (som i sig selv eller mere end 10 gange vore dages niveauer). I løbet af få dage blev man opmærksom på en voldsom stigning i daglig dødelighed, som blev mere end fordoblet, og mere end 4000 ekstra dødsfald indtrådte i de første dage, og der var en samlet overdødelighed på 12000 fordelt over ugerne efter episoden.

*Nyere data* I Dublin havde man i 1980'erne, især i en episode i 1982, lignende problemer, der i 1990 førte til forbud mod salg af kul, som var det herskende brændsel til husopvarmning for at undgå afhængighed af olie. Effekten af denne intervention var slående med en stort set omgående betydelig reduktion af dødelighed (Clancy et al 2002).

Mange andre episoder med pludselige ændringer i luftforureningsparametre er blevet og benyttes stadig til at belyse effekter på sundhed. Eksempler på midlertidig reduktion i luftforurening benyttet i den henseende er en etårig strejke på et stålværk i Utah og de Olympiske Lege i Atlanta, hvor motortrafik var stærkt begrænset.

I London i 1952 var det let at erkende en effekt. I vore dage er det helt anderledes små ændringer, der skal detekteres i tidsserieundersøgelser, hvor man sammenholder helbredsmål som antal dødsfald eller indlæggelser og luftkoncentrationer over tid. Der er ikke tale om fordobling af dødeligheden, men snarere ændringer på måske en procent som følge af ændringer, der måske er fordoblinger af niveauet af luftforurening. Til gengæld kan der i princippet akkumuleres mange måledage. Det kræver sofistikerede statistiske modeller, og at man antager, at alle er eksponeret for det samme fx baseret på en enkelt målestation i en by. Tidsseriedesign kan udføres baseret på hele befolkningen i området, hvor man har antal daglige dødsfald, indlæggelser, skadestuebesøg, vagtlægebesøg eller andre helbredsudfald fra registre. Alternativt kan man benytte en mere veldefineret gruppe, kaldet panel, hvor man eventuelt kender andre risikofaktorer, som kan inddrages i analysen af daglige helbredsudfald, som fx kan være symptomer eller måling af lungefunktion. I begge tilfælde er fordelene ved designet, at den enkelte person i befolkningen eller i panelet er sin egen kontrol, således at muligheden for at andre risikofaktorer er årsag til fundne helbredseffekter mest knytter sig til faktorer, der ændrer sig over tid. Det er derfor nødvendigt at tage højde for ugedag, årstid, vejrforhold, influenzaepidemier o.l. i analysen.

*Dosis-responssammenhæng* I mange befolkningsundersøgelser både i USA og Europa har man således fundet, at dage med forhøjede gennemsnitskoncentrationer af partikler i luften er forbundet med en efterfølgende stigning i indlæggelser og dødsfald af lunge- og hjertekarsygdomme, herunder i 10 europæiske storbyer (Zanobetti et al. 2002). I en ny samlet analyse (metaanalyse) af sådanne studier findes ca. 0,6%

øgning af total dødelighed, 1,3% øgning af luftvejsrelateret dødelighed og 0,9% af hjertekar dødelighed i et byområde i de første dage efter en stigning på 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  (Anderson et al. 2004). Hvis man forlænger observationstiden til 40 dage er effekten på den totale dødelighed oppe på 1% (Zanobetti et al. 2002). Patienter der i forvejen lider af lunge- eller hjertekarsygdomme er særligt følsomme over for disse spidsbelastninger (Zmirou et al. 1998; Kwon et al. 2001; Peters et al. 2001; Sunyer et al. 2000).

#### *Ultrafine partikler*

Tidsseriedesignet er også benyttet til at undersøge effekter knyttet til ultrafine partikler fx i den tyske by Erfuhrt med ca. 300.000 indbyggere (Wichman et al. 2000). Her fandt man tilsyneladende samme effekt af ultrafine partikler som af  $\text{PM}_{2,5}$  og  $\text{PM}_{10}$  (alle målt på en central målestation) på dødelighed af hjerte- og lungesygdom. I en stor europæisk panelundersøgelse med Amsterdam, Ehrfuhrt og Helsinki har man dog fundet, at symptomer på hjerte- og lungesygdom hænger bedre sammen med  $\text{PM}_{2,5}$  end med antallet af ultrafine partikler, hvor begge blev målt i bybaggrund (Pekkanen et al. 2002; de Hartog et al. 2003). Der er dog ingen af disse undersøgelser, der har set på den enkeltes eksponering og antagelsen, at alle er udsat for det samme, som måles på en målestation, er endnu mere usikker for ultrafine opartikler end for  $\text{PM}_{2,5}$  og  $\text{PM}_{10}$ , hvilket meget vel kan svække konklusionerne.

#### *Brændeovne*

Hvad angår brændeovnsrelateret emission, er der foretaget et mindre antal tidsserieundersøgelser, som peger på, at akutte luftvejssymptomer relateret til astma i forhold til sådanne partikler målt som  $\text{PM}_{10}$  giver mindst samme dosis-respons forhold, som hvis de stammer fra andre kilder (Boman et al. 2003). Der er ikke tilstrækkelige data, der tillader en mere præcis kvantitativ risikovurdering. Det må foreløbigt være mest rimeligt at anvende samme dosis-responssammenhænge, som anvendes for partikler fra andre kilder, ved risikovurdering af brændeovnsrelateret emission.

### **6.1.3 Dosis-responssammenhænge mellem luftforurening og helbredseffekter**

For at vurdere helbredseffekterne af luftforurening i en given befolkning er man nødt til at antage dosis-responssammenhænge. Disse hviler for akutte effekter typisk på tidsserieundersøgelser, som beskrevet ovenfor, mens disse vil undervurdere dødelighed betydeligt, fordi de ikke tager højde for langtidseffekter, og slet ikke kan benyttes til at vurdere effekt på fx lungekræft. Til sådanne udfald bruges de omtalte kohorteundersøgelser. For Danmark er helbredseffekter knyttet til  $\text{PM}_{10}$  tidligere vurderet på basis af metoderne i WHO rapporten fra 1999-2000 (Raaschou-Nielsen et al. 2002). Der tog man udgangspunkt i en ændring i den eksisterende forekomst af helbredseffekterne i Danmark svarende til en ændring af  $\text{PM}_{10}$  og dosis-responssammenhænge baseret på fællesestimater fra alle relevante publicerede undersøgelser for de akutte effekter, mens effekter på dødelighed byggede på de to amerikanske kohorteundersøgelser (Dockery et al. 1993; Pope et al. 1995).

#### *Omfang af effekter, danske forhold*

Ud fra Raaschou-Nielsens beregninger vurderede Miljøministeriets og Sundhedsstyrelsens Arbejdsgruppe for Udendørs Luftforurening i forbindelse med regeringens partikelredegørelse i 2003, at en reduktion på 33% af det eksisterende  $\text{PM}_{10}$ -niveau herhjemme på landsplan årligt ville være forbundet med 1700 færre dødsfald, 1100 færre hospitalsindlæggelser som følge af hjertekarsygdomme, 750 færre indlæggelser forårsaget af luftvejssygdomme, 900.000 færre persondage med begrænset aktivitet forårsaget af luftvejssygdomme, 70.000 færre astmaanfald hos personer over 15 år og 9000 færre astmaanfald hos personer under 15 år (Trafikministeriet 2003).



I de økonomiske analyser af konsekvenser af miljøzoner i nærværende rapport er benyttet lidt anden metodologi, hvor omfanget af helbredseffekter direkte er knyttet til antallet i den relevante befolkning i risiko. Dosis-responsfunktionerne bygger for de kroniske effekter på den store amerikanske kohorteundersøgelse (Pope et al. 1995), og hver af akuteffekterne bygger på en enkelt publiceret tidsserieundersøgelse, som anvendes i Ecosense modellen og er detaljeret beskrevet i faglig rapport 507 fra DMU.

Jensen et al. anvender i nærværende rapport i forbindelse med sundhedsvurdering af  $PM_{2.5}$  måleresultater for København de senest tilgængelige dosis-respons-sammenhænge dvs. resultaterne fra den opdaterede undersøgelse af Pope et al. (2002).

## 6.2 PARTIKELFORURENING OG LUFTVEJSSYMTOMER HOS SMÅBØRN

### *Børn, astma og allergi*

Astma og allergi er folkesygdomme hos børn. Omtrent 7% af danske børn har astma i skolealderen, og 15-20% lider af astmatiske symptomer i småbarnsalderen. Atopisk eksem ses hos ca. 15% af småbørn. Astma er den hyppigste kroniske sygdom blandt børn og den almindeligste årsag til hospitalsindlæggelse. Sygdommen er af stor betydning for deres sundhedstilstand og livskvalitet. Astma hos børn har samfundsøkonomisk betydning pga. indlæggelser, lægekontakt, medicinforbrug og forældrenes sygefravær. Den globale sygdomsbyrde som følge af luftvejssygdomme forårsaget af luftforurening er meget stor og betinger fx 6-8% af den totale dødelighed blandt 0-årige børn i Central og Østeuropa (WHO 2004).

### *Undersøgelser med børn*

Mange tidserie- og kohorteundersøgelser har vist sammenhæng mellem luftforurening og luftvejssygdomme og dødelighed blandt voksne (Brunekreef & Holgate 2002; Anderson et al. 2004), mens der er langt mindre viden når det gælder, især små børn (Gehring et al. 2002; Keiding et al. 1995; Mortimer et al. 2002; Roemer et al. 2000; Schartz 2004). Der er særlig bekymring for eksponering af børn, fordi deres luftveje og immunsystem ikke er udviklet, og stærkere respons end hos voksne er en oplagt mulighed. For nyligt har en kohorteundersøgelse med børn fulgt fra 10 til 18-årsalderen vist, at høj udsættelse for  $PM_{2.5}$  er sammenkædet med forringet udvikling af lungefunktionen (Gauderman et al. 2004).

I en hollandsk undersøgelse af en fødselskohorte blev 4000 børn fulgt til 2-årsalderen for luftvejssymptomer, som blev sat i relation til modelberegnet udsættelse for trafikrelateret luftforurening ved adressen (Brauer et al. 2002). Der blev fundet en grænsesignifikant sammenhæng mellem hvæsende vejtrækning og lægediagnosticeret astma, især i første leveår, og beregnet  $PM_{2.5}$  sod og  $NO_2$ . Tilsvarende har en amerikansk kohorteundersøgelse med 768 børn vist øget antal dage med hvæsende vejtrækning (2.2 gange forøget- 95% CI: 1.4-3.4), vedvarende hoste og kortåndethed blandt børn med højt målt  $NO_2$ -niveau i hjemmet i forhold til børn med lavt niveau (van Strien et al. 2004). Sammenhæng mellem trafikgenereret luftforurening og luftvejssygdom hos børn er også vist ved, at kort afstand mellem bopæl og trafikeret vej med tung trafik har af betydning for antallet af indlæggelser for astma eller tilsvarende symptomer (Lin et al. 2002; Venn et al. 2001).

Der er meget få tidsseriebaserede undersøgelser med helt små børn. En engelsk undersøgelse fra en del af London fandt grænsesignifikante sammenhænge mellem dagligt antal akutte henvendelser med hvæsende vejtrækning og

daglige niveauer af ozon, PM<sub>10</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> og en lang række kulbrinter (Buchdahl et al. 2000). En enkelt dansk undersøgelse har fundet sammenhæng mellem daglige lægevagtsbesøg med luftvejsdiagnoser og dagligt NO<sub>x</sub>-niveau i en 3-måneders periode (Keiding et al. 1995). Den eneste større panelbaserede undersøgelse af helt små børn er fra Santiago i Chile, hvor der deltog 504 børn, som blev fulgt fra 4- til 12-måneders alderen (Pino et al. 2004). Daglig forekomst af hvæsende bronkitis var sammenfaldende med daglig koncentration af PM<sub>2.5</sub> med en forsinkelse på op til 10 dage. Blandt børn med familiær astmaforekomst var der en stigning i symptomer på ca. 10% per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2.5</sub> igennem 10 dages forsinkelse, mens børn uden astmadisposition havde et noget mindre respons. Der var ikke konsistente sammenhænge med daglige koncentrationer af SO<sub>2</sub> eller NO<sub>2</sub>.

#### *Børn, indånding af partikler*

Der er meget begrænset viden, hvad angår forskellige størrelsesfraktioner af partikler og helbredseffekter hos børn, som har mindre dimensioner i luftvejene end voksne. Der er særlig grund til, at børn kan være mere udsatte, idet deponeringen af inhalerede partikler i luftvejene er bestemt af anatomi af luftvejene (bl.a. størrelsen), partiklernes størrelse og vejtrækningen (Sarangapani et al., 2000). Grove partikler deponeres hovedsagelig i de øvre luftveje. Partikler under 10 µm kan deponeres længere nede i bronchierne, hvor de fjernes vha ciliernes bevægelser. Fine og ultrafine partikler kan nå helt ud i alveolerne (Donaldson et al., 2001), hvor der ikke er cilier, og de fjernes derfor af makrofager eller trænger ind i lungevævet. Fraktionen af partikler, der deponeres i lungerne, øges med mindsket partikelstørrelse og med dybere, længerevarende vejtrækning (Jacques et al., 2000). Ultrafine partikler deponeres i lungerne via diffusion, hvorimod større partikler deponeres ved sedimentation.

#### *Ultrafine partikler*

Ultrafine partikler har en meget stor overflade og giver derfor meget stor mulighed for kemisk reaktioner med lungeoverfladen. Eksperimentelle studier ved eksponering af mennesker (Ghio et al. 2001) og i forskellige modelsystemer giver mistanke om at ultrafine partikler kan have stærkere symptomprovokerende effekter end større partikler.

Der er hidtil gennemført sammenlignende undersøgelser af ultrafine, grove og fine partikler målt i bybaggrund mht. symptomer hos astmapatienter i Ehrfurt i Tyskland og i Helsinki i Finland (Pekkanen et al. 1997, Penttinen et al. 2001, Peters et al. 1997). Alle undersøgelser har været panelbaserede og relativt små (< 60 deltagere) og kortvarige. I begge byer viser symptomerne en bedre sammenhæng med ultrafine end med fine og grove partikler hos voksne. Der er kun lavet en undersøgelse med 39 7-12-årige børn og en varighed på 57 dage. Her var der kun signifikant sammenhæng mellem symptomer og PM<sub>10</sub> og sod, mens ultrafine partikler, der viste samme tendens, ikke var signifikant (Pekkanen et al. 1997).

Der er således så vel videnskabeligt set som til optimering af forebyggelse og regulering stort behov for at undersøge, hvilke luftforureningskomponenter, især hvilke partikelfraktioner, der kan fremkalde luftvejssymptomer hos især helt små mindre børn med og uden luftvejslidelser.

### 6.3 PERSONLIG UDSÆTTELSE FOR ULTRAFINE PARTIKLER OG BIOLOGISKE EFFEKTER

#### *Kvantificering af udsættelse*

Indtil nu er der kun afrapporteret få befolkningsundersøgelser, hvor effekten af udsættelse for ultrafine partikler beskrives. Som det ofte er tilfældet i befolkningsundersøgelser, er det også i forbindelse med udsættelse for trafik-

genererede ultrafine partikler vanskeligt præcist at kvantificere omfanget af udsættelsen. Estimerer for udsættelsen kan baseres på målinger af koncentrationen af luftforurening i gadeniveau eller såkaldte bybaggrundsmålinger målt i passende afstand til kilder. For at kunne estimere personers udsættelse ud fra denne type målinger kræves kendskab til forureningens fordeling med hensyn til tid og sted samt til personernes færden i det forurenede miljø. Modsat  $PM_{2,5}$  falder niveauerne af ultrafine partikler meget brat med afstand fra kilden fx en trafikeret vej, hvorfor eksponeringen af personer er meget afhængig af nærhed til kilden. Ved vurdering af effekten af udsættelse for ultrafine partikler vil det også være nødvendigt at kende bidraget fra indendørs kilder.

#### *Måling af ultrafine partikler*

Det skal bemærkes, at måling af ultrafine partikler ikke er en formel del af det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram, LMP. DMU har dog rutinemæssigt gennemført målinger af ultrafine partikler i København på stationære målestationer finansieret gennem forskningsprojekter og med bidrag fra Københavns Kommune. I København foretages der målinger, dels i gadeniveau og dels som såkaldt by-baggrund, der måles på tag ca. 20 meter over gadeniveau.

Befolkningsundersøgelserne, der er omtalt ovenfor, er baseret på denne type måleprogrammer, og der er endnu ikke rapporteret undersøgelser, hvor effekter er relateret til den personlige eksponering for ultrafine partikler. Ved eksponering forstås i denne sammenhæng koncentrationen i personens åndingszone.

#### *Dannelse af ultrafine partikler*

I forbrændingsmotorer dannes primært partikler med diametre i intervallet 0,01 µm til 0,1 µm, og denne partikelfraktion betegnes ultrafine partikler, se også afsnit 3.2.2. Dannelsen sker både under selve forbrændingen, samt i udstødningsgassen. Den resulterende emission bliver et resultat af mængden af trafik og af motorteknologien, altså af typen og alderen af transportmidlerne samt af det anvendte brændstof. Partiklerne består hovedsageligt af kulstof og har en porøs overflade, hvilket medfører at de har et stort overfladeareal, som andre kemiske forbindelser kan binde sig til. De ultrafine partikler kan således være bærere af PAH-forbindelser (polyaromatiske hydrocarboner), som ligeledes dannes ved ufuldstændig forbrænding, samt af forskellige metaller (MacNee et al. 1999; Pooley et al. 1999).

#### *Deponering i lungerne*

Ultrafine partikler deponeres i de yderste forgreninger af lungerne (alveolerne) med en effektivitet af størrelsesorden 50%, som dog afhænger af partikeldiameter samt personens åndingsmønster. Da deponeringen sker ved hjælp af såkaldt Brownsk diffusion og impaktion, vil sandsynligheden for deponering afhænge stærkt af partikeldiameter. De største og de allermindste partikler vil derfor deponeres før de når alveolerne. Partikler mellem 0,02 og 0,1 µm vil afsættes mest effektivt dybt i lungerne. Deponeringssandsynligheden vil også være proportional med partiklernes opholdstid i alveolerne, derfor har åndingsmønstret indflydelse på deponeringen (Daigle et al. 2002). Dette får betydning fx under cykling i trafikken.

#### *Effekter*

De deponerede ultrafine partikler kan aktivere og skade makrofagerne (celler der kan optage/bekæmpe partikler og mikroorganismer) i lungerne og kan forårsage betændelsesreaktioner. Partiklerne kan endda trænge ind i blodbanen, hvor de kan påvirke blodets viskositet samt hjertekredsløbet og hermed øge risikoen for hjertekarsygdomme (Brunekreef & Holgate 2002). Desuden kan ultrafine partikler medføre dannelse af reaktive iltforbindelser i lungevævet,

hvilket kan medføre oksidative skader, såkaldt oksidativt stress, der efterfølgende resulterer i DNA-skader. De oksidative DNA-skader er både mutagene og kræftfremkaldende og kan opfattes som biomarkører for oksidativt stress. De er fundet at have sammenhæng med personlig eksponering for  $PM_{2.5}$  i en undersøgelse af 50 unge københavnere over de 4 sæsoner (Sørensen et al. 2003). Derimod fandtes ikke tegn på DNA skade i form af koblingsprodukter med PAH, som synes at kræve stærkere eksponering som fx ophold i tæt trafik hele dagen (Autrup et al. 1999; Kyrtopoulos et al. 2001). Oksidativ DNA skade er også central i eksperimentelle undersøgelser af partikulær luftforurening i dyre- og reagensglasforsøg (Knaapen et al 2004; Risom et al. in press).

#### *Personlig eksponering*

De ultrafine partikler er generelt ustabile og omdannes til større partikler ved adsorption og sammenhobning. Eksponering afhænger af hvor, hvornår og hvor længe personerne opholder sig i de forurenede områder. Personeksponeringen for ultrafine partikler ændres altså i både tid og rum. Disse forhold medfører, at måling eller estimering af den personlige eksponering er vigtig i eksponeringsvurderingen og i kvantificering af akutte effekter.

Eksponeringsscenarier med store niveauforskelle i både tid og rum er velkendte inden for forskning i teknisk arbejdshygiejne, specielt i forhold til eksponeringsvurdering af partikulær forurening på industrielle arbejdspladser. I disse studier anvendes målemetoder, hvor der er muligt at måle luftforureningen i personens åndingszone ved hjælp af batteridrevet personbåret udstyr. Det skal her bemærkes, at der almindeligvis er tale om koncentrationsniveauer, som er betydeligt højere end i det eksterne miljø, hvilket betyder, at kravene til detektionsgrænser er væsentligt lavere.

Anvendelsen af denne fremgangsmåde er muliggjort, fordi der nu findes kommercielt udstyr (kondensations partikeltæller), der kan anvendes til personbårne målinger. Dette er udnyttet i en ny undersøgelse med to eksponeringsscenarier, dels under cykling i tæt trafikerede områder og dels under bilkørsel på forskellige vejtyper.

### 6.4 DANSKE PROJEKTER OG RESULTATER

#### 6.4.1 Måling af personlig eksponering og biologiske effekter i København

#### *Undersøgelsens design*

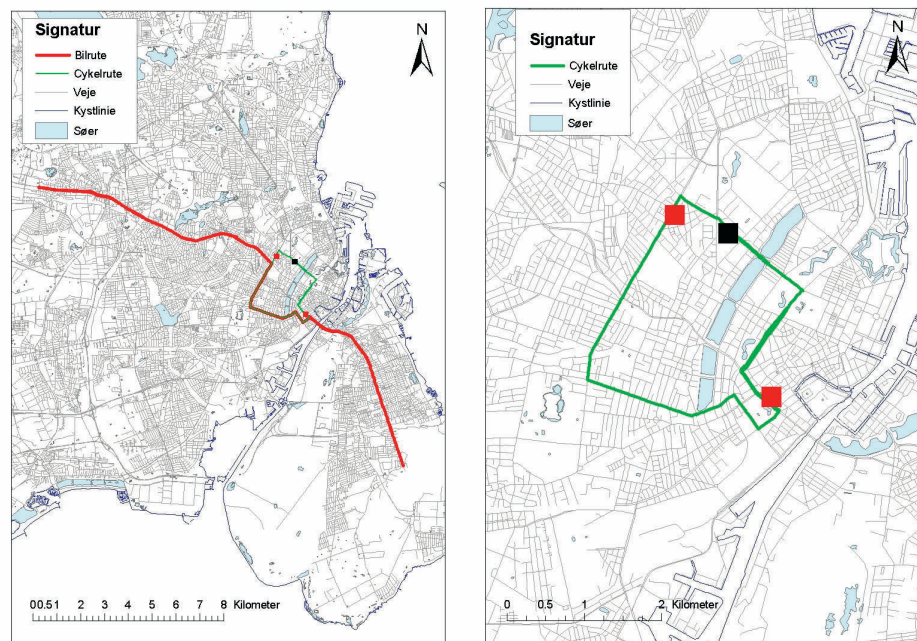
I undersøgelsen er tidsopløst eksponering for ultrafine partikler inde og ude undersøgt gentagne gange af et døgn varighed blandt 15 raske forsøgspersoner og med målinger af biologiske effekter i form af oksidative DNA skader i umiddelbar tilslutning. Som undersøgelsesmetode er anvendt måling af koncentrationen af ultrafine partikler i forsøgspersonernes åndingszone ved hjælp af bærbare partikeltællere. Koncentrationen i åndingszonen er defineret som personens eksponering, og den samlede eksponering (dosis) er defineret som eksponering multipliceret med tiden. Koncentrationen af ultrafine partikler og  $PM_{2.5}$  er endvidere målt under færdsel i bil i forskellige gaderum. Disse målinger er sammenlignet med metrologiske og luftforureningsmålinger fra stationære målestationer både i gade-niveau og i 20 meters højde, såkaldt bybaggrund.

Da fysisk arbejde i form af cykling har indflydelse på hyppigheden af DNA-skader, er det nødvendigt at kontrollere for dette. Designet for undersøgelse af cyklisters udsættelse af trafikgenerede ultrafine partikler er derfor valgt således:



- Cykling i trafik og udsættelse for trafikgenererede ultrafine partikler (5 forsøgsdage),
- Cykling på ergometer-cykel i laboratoriet og ingen (lav) udsættelse for ultrafine partikler (1 forsøgsdag),
- Ingen cykling og ingen (lav) udsættelse for ultrafine partikler (2 forsøgsdage).

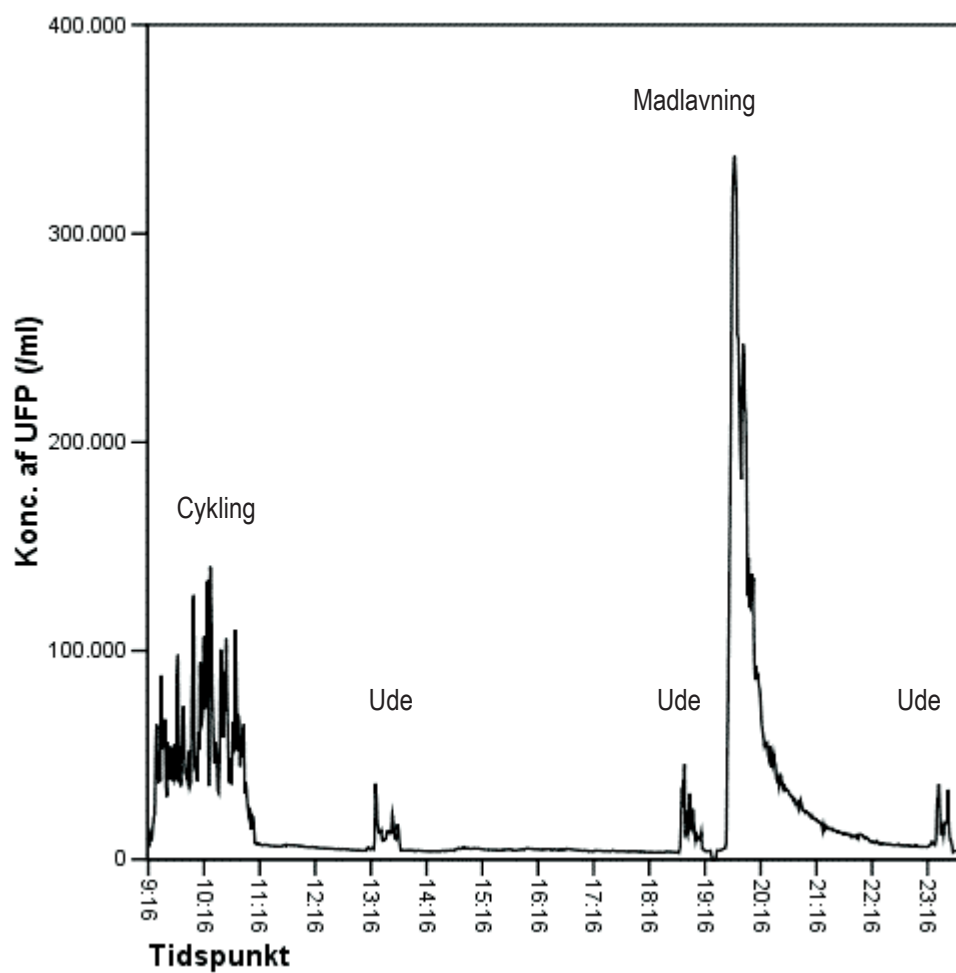
Under fysisk arbejde stiger vejtrækningen og dermed også antallet af inhalerede ultrafine partikler, der kan deponeres i de yderste afsnit af luftvejene. Denne forøgede deponering er estimeret ud fra den forøgede vejtrækning under cykling ved sammenligning med vejtrækningen i hvile eller ved lav aktivitet.



FIGUR 6-1. BILRUTE OG CYKELRUTE I STORKØBENHAVN. CYKELRUTEN ER VIST DETALJERET PÅ HØJRE SIDE. START- OG SLUTPUNKT ER VED DEN SORTE FIRKANT OG 2 STATIONÆRE MÅLESTATIONER FOR LUFTFORURENING PÅ HENHOLDSVIS JAGTVEJEN OG PÅ H C ANDERSENS BOULEVARD ER MARKERET MED RØDE FIRKANTER. © GENGIVET MED TILLADELSE FRA KORT- & MATRIKELSTYRELSEN.

## Resultater

Resultaterne af koncentrationsmålingerne viser en gennemsnitlig (geometrisk middelværdi) personlige eksponering for ultrafine partikler under cykling i myldretidstrafik i København på 32.400 partikler per ml. Til sammenligning er den gennemsnitlige indendørs eksponering 14.100 partikler per ml.



FIGUR 6-2. TIDSSERIE FOR MÅLING AF KONCENTRATION AF ULTRAFINE PARTIKLER (UFP) PÅ EN FORSØGSDAG MED CYKLING I TRAFIKKEN (KL. 9:16-11:16).

Niveauet af DNA-skaderne (oksidation) hos forsøgspersonerne er signifikant højere på dage, hvor der cykles i trafikken, sammenlignet med dage, hvor der cykles i laboratoriet. Ud fra matematisk modellering, hvor antallet af DNA-skader beskrives i forhold til den samlede udsættelse for ultrafine partikler i ude- og indemiljøet ses, at udsættelse for udendørs ultrafine partikler medfører et niveau for DNA-skader, som er næsten 3 gange højere end en tilsvarende udsættelse for indendørs ultrafine partikler.

Udover måling af eksponering under færdsel på cykel i det centrale København, er der i den anden del af forsøget foretaget måling af eksponering under færdsel i 3 forskellige gade-rum:

- Bro-kvarterer (høj trafikintensitet og høj bebyggelse)
- Indfaldsveje (høj trafikintensitet og lav bebyggelse)
- Villa-kvarterer (lav trafikintensitet og lav bebyggelse)

Af praktiske årsager er det anvendt bil i denne del af projektet.

Koncentrationen af ultrafine partikler målt på hverdage i myldretiden under bilkørsel på indfaldsveje og på bro-kvarterne er af størrelsesorden 50.100 partikler per ml. Ændringerne i koncentrationen af ultrafine partikler følger de forventede ændringer i trafikintensiteten, idet der er målt lavere koncentrationer på weekend-dage og på villavejene. Variationen i de målte koncentrationer af  $PM_{2.5}$  er ikke afhængige af trafikintensiteten, men er sandsynligvis påvirket af

metrologiske forhold. Dette er i overensstemmelse med, at  $PM_{2.5}$  fraktionen hovedsagligt består af langtransporterede partikler.

### *Konklusion*

Sammenfattende er relationen mellem udsættelse for trafik-genererede såvel som indendørs ultrafine partikler og niveauet for DNA-skader beskrevet ved hjælp af en simpel lineær matematisk model. Endvidere er der etableret en metode til måling af personlig eksponering for ultrafine partikler ved prøvetagning i åndingszonen. Som en del af metoden kan den forøgede partikeldeponering under fysisk arbejde beregnes. Foreløbigt er beregningen baseret på individuel måling af sammenhæng mellem fysisk arbejde og puls.

Undersøgelsen har vist, at der er sammenhæng mellem eksponering for ultrafine partikler og biologisk effekt i form af skade (oksidation af puriner) på arvematerialet i DNA i hvide blodlegemer. Denne type skade er, hvad man vil forvente ud fra vor viden om partiklers virkninger i eksperimentelle systemer og er også set i lidt mindre udtalt grad i forbindelse med målt eksponering for  $PM_{2.5}$  (Sørensen et al. 2003). Ved ophold i trafik ses perioder med øget eksponering for ultrafine partikler, men sammenlagt optræder den antalsmæssigt væsentligste del af eksponering indendørs, hvor man opholder sig langt den største del af tiden. Undersøgelsen antyder dog, at partiklerne, som man eksponeres for i trafikken, har kraftigere biologisk virkning i form af DNA skade, således at bidraget til biologiske effekter kan være meget væsentligt. Undersøgelsens resultater lader sig dog ikke benytte direkte til kvantitativ risikovurdering mht. egentlige sundhedsskadelige effekter.

### **6.4.2 Undersøgelse af luftforurening og luftvejssymptomer hos spædbørn i Københavnsområdet**

#### *Undersøgelsens design*

Der er gennemført et projekt, der har haft til formål at undersøge sammenhænge mellem eksponering for forskellige størrelsesfraktioner af partikler og andre forureningskomponenter og luftvejssymptomer hos 400 børn fulgt fra fødselen og til 18-månedersalderen.

Projektet er udført som et panelbaseret tidsseriestudie. I projektet har deltaget 400 børn, der indgår i COPSAC studiet (Copenhagen Prospective Study on Atopy in Children). Børnene er inkluderet ved fødslen og følges foreløbigt til de er 3 år. Af disse børn, der alle har arvelig disposition for udvikling af atopiske sygdomme ved, at moder har astma, forventes op til 35% at udvikle astma.

Inklusion er afsluttet, og alle deltagere har gennemført undersøgelse af lungefunktionen og bronkial reaktivitets bestemmelse i 4 ugers alderen. Kohortens gennemsnitsalder er 4 år ved udgangen af 2004. Tilslutningen til studiet er meget god, med over 90% fortsat deltagelse. Børnene bor overvejende i det Storkøbenhavnske område, mens en mindre del bor på det øvrige Sjælland.

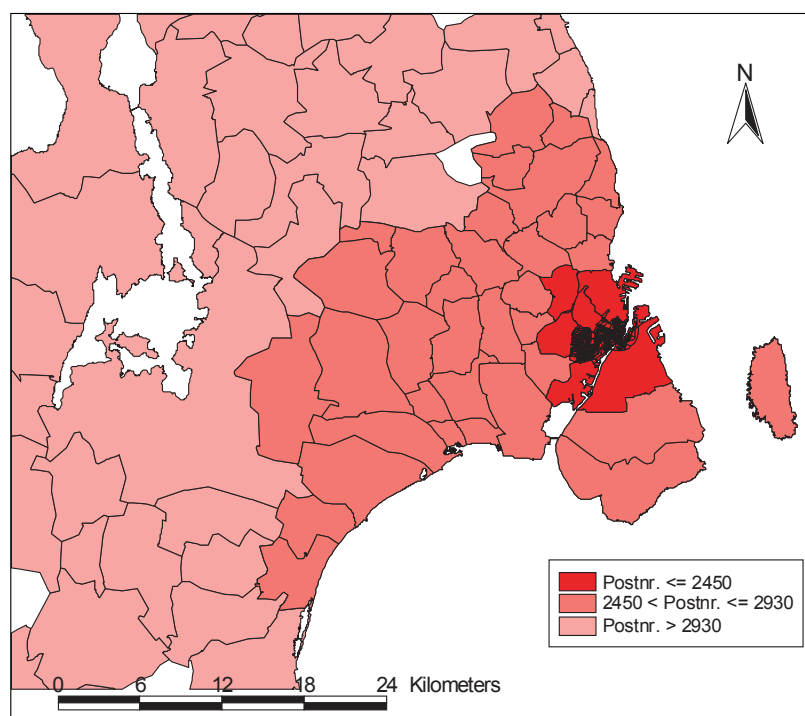
Der gennemføres i alle 3 år daglige registreringer af luftvejssymptomer. Ved indgang og efter hvert halve år gennemføres klinisk undersøgelse. Ved 1½ år og 2½ år gennemførtes lungefunktionsmålinger og måling af NO i udåndingsluft.

Nærværende projekt har udnyttet de indsamlede data, først og fremmest i form af de dagbogsregistrerede luftvejssymptomer, til at undersøge tidsmæssige sammenhæng med luftforureningsniveauer. Den meget velbeskrevne børnegruppe har givet enestående muligheder for at belyse dette.

Daglige symptomer i form af hvæsende vejrtrækning er blevet registreret i dagbog af forældrene. I dette projekt indgår data fra perioden 13.12.1998 til 3.6.2003 fra fødsel til 18-månedersalderen. Der er observeret i alt 963 episoder med hvæsende vejrtrækning med en og samlet varighed på 7287 dage. Det svarer til 0,6 nye episoder per dag og 4,4 med symptomer per dag. Forekomst (som incidens rate ratio) af ny episode med symptomer er beregnet i forhold til første dag i relation til koncentration af de enkelte luftforureningskomponenter samme dag og med lag-tid (forsinkelse) op til 7 dage.

Luftforureningsdata stammer fra Landsmåleprogrammet suppleret med særlige målinger fra målestationer: H.C. Ørstedinstituttet (HCØ – bybaggrund på tag i 20 m højde), Jagtvej (gadestation), H.C. Andersens Boulevard (HCA) og Lille Valby (landbaggrund). Daglige værdier for CO (ppm), NO<sub>x</sub> (ppb), NO<sub>2</sub> (ppb), O<sub>3</sub> (ppb), PM<sub>10</sub> (µg/m<sup>3</sup>) med gravimetrisk standardmetode (SM200) og med TEOM samt total antal ultrafine partikler er til rådighed for hele eller dele af perioden fra flere stationer. Data for CO, NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> er næsten fuldstændige, mens data for PM<sub>10</sub> er næsten fuldstændige for Jagtvej og HCØ, hvor den første del af periodens værdier dog er beregnet på grundlag af værdier fra Jagtvej og kendskab til forholdet for CO og NO<sub>x</sub> på de to stationer. Analyser er foretaget separat for børn med bopæl i postnummer 2450 og derunder (115 børn), som er nærmest målestationerne, børn med bopæl i postnummer over 2450 og til og med postnummer 2930 (134 børn) og børn med postnummer over 2930 men under 5000 (186).

Der er benyttet en såkaldt generaliseret additiv model (GAM), som beskriver en antaget lineær sammenhæng med koncentrationen af luftforureningskomponenten med den relevante tidsforsinkelse op til 7 dage, og hvor der tages hensyn til ugedag, sæson, udetemperatur og influenzaepidemi.



FIGUR 6-3. KORT OVER STORKØBENHAVNOMSRÅDET OG TILHØRENDE POSTNUMRE



## Resultater

Resultaterne viser relativt konstante sammenhænge mellem luftforurening og hvæsende vejrtrækning blandt spædbørn med arvelig risiko for allergisk sygdom i København. Med den mest komplette statistiske model peger analyserne på statistisk signifikant sammenhæng mellem høje koncentrationer af CO (forsinkelse på 3 dage) og NO<sub>x</sub> (forsinkelse på 2-3 dage) på gadestationer og øget forekomst af hvæsende vejrtrækning blandt børn boende i postnummer 2450 eller derunder. En stigning på 1 ppm i CO (svarende til godt en fordobling af gennemsnitlige niveauer på Jagtvej og HCA) modsvares af, at 2-3 gange flere børn får nye symptomer i de følgende dage. En fordobling fra daglige gennemsnitsværdier af NO<sub>x</sub> på Jagtvej og HCA modsvares af, at op til dobbelt så mange børn får nye symptomer i de følgende dage. Disse tal er dog behæftet med stor usikkerhed.

Tilsvarende sammenhænge mellem hvæsende vejrtrækning og bybaggrunds-niveauer (HCØ) er nær signifikante for CO, NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> (forsinkelse 2-3 dage) og PM<sub>10</sub> (forsinkelse 3-4 dage). Sammenhængen med PM<sub>10</sub> svarer til 1% øget risiko for symptomer per µg/m<sup>3</sup>. Der var mindre tydelig, men stadig positiv, sammenhæng mellem symptomer og antal ultrafine partikler. For begge former for partikelmålinger gælder, at der et begrænset antal måledage, og resultaterne er derfor mere usikre end for gasserne.

Der var omvendt sammenhæng mellem ozon og luftvejssymptomer. Det kan skyldes, at ozon reagerer med NO som udsendes af dieselmotorer, og danner NO<sub>2</sub> og dage med megen trafikgenereret luftforurening vil således give lave ozonniveauer i byen.

For børn boende postnummer over 2450 er sammenhængene væsentligt svagere eller slet ikke til stede mellem symptomer og målinger af luftforureningen, specielt var der slet ikke tegn på sammenhæng med PM<sub>10</sub>.

Analysearbejdet er ikke endeligt afsluttet, idet der resterer at inddrage hensyntagen til af individuelle risikofaktorer, og der vil også blive forsøgt modelbaseret beregning af daglig eksponering for luftforureningen for de enkelte bopælsadresser. Dette arbejde vil blive rapporteret særskilt.

## Konklusion

Den indtil nu fundne langt stærkere sammenhæng i det centrale København tæt på målestationen end i periferien af byen støtter, at der er tale om reelle årsagsvirknings-sammenhænge snarere end sammenhæng med andre mulige årsagsfaktorer, der varierer i tid sammen med luftforurening og luftvejssymptomer. Den fundne sammenhæng mellem daglig PM<sub>10</sub> koncentration og forekomst af hvæsende vejrtrækning 3-4 dage senere i København svarer til fund fra Santiago i Chile blandt 4-12 måneders børn med arvelig disponering for astma, hvor responsfaktoren var af samme størrelsesorden. Sammenhæng mellem luftvejssymptomer og ultrafine partikler, er endnu ikke beskrevet i litteraturen, og fundene er således originale, selvom de ikke er helt klare eller signifikante.

NO<sub>x</sub>, CO og ultrafine partikler stammer helt overvejende fra trafik, mens ozon forbruges af NO, der kommer fra dieselmotorer. Trafikken ser således ud til at være en væsentlig kilde til luftforurening, der forårsager luftvejssymptomer hos spædbørn, som også antydtes af en række internationale studier. PM<sub>10</sub> målt i bybaggrund har dog hovedsageligt andre kilder end trafik, og sammenhæng med luftvejssymptomer må også formodes også at være knyttet til andre kilder.

### 6.4.3 Partikel- og PAH-indhold i ude- og indeluft i København. Betydning for eksponering og helbredseffekter.

<i>Undersøgelsens design</i>	<p>Undersøgelsen havde til formål at bestemme koncentrationen af forskellige størrelsesfraktioner af partikler i ude- og indeluft i København samt at bestemme PAH-indholdet i disse fraktioner. Kendte dosis-respons sammenhænge for helbredseffekter anvendtes derpå til vurdering af den sundhedsskadelige effekt af de målte niveauer.</p> <p>Undersøgelsen blev baseret på luftprøver opsamlet indenfor og udenfor en ubeboet tredjesals-lejlighed på en trafikeret gade (Jagtvej) i København i løbet vinter, forår og sommer 2002. Der blev opsamlet i alt 15 én-uges luftprøver af tre forskellige partikelstørrelser i de tre kampagner af hver fem ugers varighed. Prøverne skulle bruges til bestemmelse af luftforureningen med partikler og 16 forskellige tjærestoffer (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: PAHer). Tilsvarende prøver af bybaggrundsluften blev indsamlet i tredje sals højde på Arbejds miljøinstituttets tag, ca. 2 km fra lejligheden. Meget fine partikler (<math>PM_{1}</math>; partikler mindre end 1 mikrometer), fine (<math>PM_{2.5}</math>; partikler mindre end 2,5 mikrometer) og inhalerbare partikler (<math>PM_{inh}</math>; partikler op til ca. 100 mikrometer) blev opsamlet på filtre. Gasformige PAHer blev desuden opsamlet på et specielt gasfilter monteret efter partikelfiltret til indsamling af <math>PM_{2.5}</math>. Koncentrationen af de opsamlede partikler blev målt ved vejning af filtrene. PAH'erne blev målt ved at udtrække dem fra partikel- og gas-filtre med et opløsningsmiddel og efterfølgende analysere udtrækket med specialinstrumenter.</p>
<i>Resultater, partikler</i>	<p>Den københavnske luftforurening viste sig at være domineret af fine partikler. Cirka 70% af <math>PM_{2.5}</math> bestod af <math>PM_{1}</math>. Det gennemsnitlige indhold af <math>PM_{2.5}</math> i <math>PM_{inh}</math> var henholdsvis 54% og 69% udendørs på Jagtvej og i bybaggrunden. <math>PM_{inh}</math> i den ubeboede lejlighed bestod næsten udelukkende af <math>PM_{2.5}</math>. Der var en stærk sammenhæng mellem <math>PM_{1}</math>, <math>PM_{2.5}</math> og <math>PM_{inh}</math> på Jagtvej og i bybaggrunden. Partikkelkoncentrationen på Jagtvej var dog højere end i bybaggrunden og forskellen tyder på at trafikken i gennemsnit bidrog med <math>3.5 \pm 1.9</math>, <math>5.0 \pm 2.7</math> og <math>14.6 \pm 4.0</math> mikrogram per kubikmeter til henholdsvis <math>PM_{1}</math>, <math>PM_{2.5}</math> and <math>PM_{inh}</math>.</p> <p>Indendørs partikelforureningen samvarierede med udendørs-koncentrationerne både på Jagtvej og i bybaggrundsluften, hvilket indikerede, at udendørsluftens partikler trænger ind i boligen og har betydning for indeklimaets partikelniveauer. De gennemsnitlige indendørs/udendørs-forhold for <math>PM_{1}</math> (<math>0.77 \pm 0.21</math>) og <math>PM_{2.5}</math> (<math>0.77 \pm 0.24</math>) var mindre end én, når indendørskoncentrationerne blev sammenlignet med partikel-koncentrationerne på Jagtvej. Inde-/ude forholdet var derimod tæt på én for både <math>PM_{1}</math> (<math>1.12 \pm 0.34</math>) og <math>PM_{2.5}</math> (<math>1.05 \pm 0.35</math>), når der blev sammenlignet med deres koncentrationer i bybaggrundsluften. Da mennesker mest opholder sig indendørs, kan den sammenhæng måske forklare, hvorfor data for forureningen i bybaggrunden kan anvendes i epidemiologiske studier af helbredseffekter forårsaget af luftforurening.</p> <p>Ved at anvende de målte niveauer for bybaggrund samt dosis-responsforhold fra WHO og beregnet af Pope et al. (2002) i deres seneste opdaterede befolkningsundersøgelse kan partikelforureningens betydning for dødelighed og sygelighed i København bestemmes. Disse beregninger viste, at partikelforureningen målt som <math>PM_{2.5}</math> årligt vil medføre ca. 780 for tidlige dødsfald (95% sandsynlighedsinterval: 260-1300) per 1 million københavnere og 1560 (95% sandsynlighedsinterval: 860 - 2260) ekstra indlæggelser på grund af hjertekarsygdomme og luftvejsproblemer. De fleste af indlæggelserne 1006</p>

(95% sandsynlighedsinterval: 305 -1707) forventes at skyldes hjertekarsygdomme.

#### *Resultater, PAH*

Den totale koncentration af de 16 undersøgte PAH'er ( $\Sigma$ PAH) i  $PM_{2.5}$ -prøverne var 15-284 nanogram per kubikmeter indendørs, 46-235 nanogram per kubikmeter udendørs på Jagtvej, og 2-105 nanogram per kubikmeter i bybaggrunden. Koncentrationerne skal sandsynligvis betragtes som minimumsværdier, da man sjældent kan udtrække PAHerne 100% fra prøverne. Desuden kan der ske nedbrydning af PAHerne ved reaktion med kvælstofoxider og ozon under prøvetagningen. De virkelige koncentrationer kan være op til 2 gange højere.

Både bybaggrunden, trafik på Jagtvej og indendørs kilder bidrog til PAH forureningen i den ubeboede lejlighed. De to sidstnævnte kilder var de vigtigste. Specielt var der en klar lineær sammenhæng mellem indendørskoncentrationen af tre partikelbundne PAHer (chrysene+benzo(b)fluoranthene+benzo(k)fluoranthene), som er sporstoffer fra diesel, og udendørskoncentrationen på Jagtvej. Denne sammenhæng var der ikke, når deres koncentration i bybaggrundsluften blev brugt og viser, at trafikken på Jagtvej spiller en væsentlig rolle for PAH og partikelforureningen inde i den undersøgte lejlighed. Indendørskilderne viste størst udslag for de gasformige PAHer, som evt. stammer fra rygning og madlavning i andre lejligheder i bygningen.

Kræfttrisikoen fra PAHer bliver normalt vurderet ud fra koncentrationen af benzo(a)pyren. WHO's livstidsrisikoværdi på  $8,7 \cdot 10^{-5}$  per nanogram per kubikmeter benzo(a)pyren for risiko for udvikling af kræft antyder, at der kan opstå ~10 kræfttilfælde for hver million indbyggere ved livstidseksponering for PAH-koncentrationerne målt i lejligheden. Tilsvarende kan ca. 8 og 5 kræfttilfælde forventes for hver million indbyggere ud fra gade og bybaggrunds-koncentrationerne over en livstids periode. Disse forholdsvis lave værdier tyder på, at Benzo(a)pyren ikke alene synes at kunne forklare den øgede kræftisiko, der er fundet i en række befolkningsundersøgelser. Dette kan skyldes, at partiklerne og byluften indeholder andre kræftfremkaldende stoffer, og/eller at disse øvrige komponenter virker forstærkende på den kræftfremkaldende proces.

#### *Konklusion*

Overordnet viser undersøgelsen, at trafikken bidrager væsentligt til både fine og grove partikler i København, og at partikelforureningen kan have betydelige sundhedsskadelige konsekvenser i befolkningen. Det er endvidere tydeligt, at udeluftens partikler og tjærestoffer (PAH-stoffer) trænger ind i boligen og har betydning for eksponeringen indendørs.

#### **6.4.4 Tidsserie-studie af luftvejsindlæggelser blandt børn og luftforurening i Odense**

I forbindelse med et igangværende samarbejde mellem flere institutioner (SOLOS) er der etableret en database som indeholder samtlige 4.270 indlæggelser for luftvejslidelser på Børneafdelingen Odense Universitetshospital i perioden 1/1 94 til 31/12 1998. Samtidig forefindes måledata for hele perioden for  $NO$ ,  $NO_2$ ,  $CO$ ,  $BEN$ ,  $O_3$ ,  $SO_4$  og TSP på en bybaggrundsstation samt udvalgte parametre på en gademålestation placeret centralt i byen (Albanigade). Ved hjælp af denne database er der med GAM-analyse (se ovenfor) undersøgt mulige sammenhænge mellem luftforureningsparametre og

indlæggelsesfrekvens blandt fynske børn. Afrapporteringen af dette projekt er endnu ikke afsluttet.

## 6.5 KONKLUSION

Trafikgenereret luftforurening ser også i København ud til at have målbare biologiske og sundhedsmæssige effekter. Der er fundet sammenhæng mellem eksponering for ultrafine partikler og tegn på skade på arvematerialet i hvide blodlegemer som udtryk for biologisk effekt. Blandt børn under 18-månedersalderen og med arveligt betinget risiko for astma er der fundet sammenhæng mellem forekomst af hvæsende vejrtrækning og udeluftens koncentration af grove plus fine partikler, ultrafine partikler, og gasser, der overvejende stammer fra trafik, således at effekterne er stærkere centralt i København end i periferien og udenfor Københavns Amt.

I forbindelse med målinger af partikler og tjærestoffer i ude- og indemiljøet er det vist, at udeluftens indhold har en markant betydning for indeluften i boligen m.h.t. indhold af partikler og tjærestoffer. Befolkningens udsættelse for fine partikler i København må ud fra den seneste viden om effekter af partikler anses for at medføre en betydelig øget dødelighed og sygelighed i befolkningen.

## 7 Referencer

- Andersen, M.S., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Nielsen, J.S., Sørensen, P.B., Hertel, O., Brandt, J. & Christensen, J. (2004): Sundhedseffekter af luftforurening-beregningspriser. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU 507: 85s.
- Anderson HR, Atkinson RW, Peacock JL, Marston L, Konstantinou K. Meta-analysis of time-series studies and panel studies of Particulate Matter (PM) and Ozone (O3). Report of a WHO task group. WHO 2004.
- Autrup, H., Daneshvar, B., Dragsted, L.O., Gamborg, M., Hansen, Å.M., Loft, S., Okkels, H., Nielsen, F., Nielsen, P.S., Røffn, E., Wallin og H., Knudsen, L.E.: Biomarkers for exposure to ambient air pollution – comparison of carcinogen adduct levels with other exposure markers and markers for oxidative stress. *Environ Health Perspec* 1999; 107: 233-238.
- Berkowicz, R. (2000) OSPM - A parameterised street pollution model, *Environmental Monitoring and Assessment*, Volume 65, Issue 1/2, pp. 323-331.
- Boman BC, Forsberg AB, Jarvholm BG. Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. *Scand J Work Environ Health*. 2003; 29: 251-60.
- Brauer M, Hoek G, Van Vliet P, Meliefste K, Fischer PH, Wijga A, Koopman LP, Neijens HJ, Gerritsen J, Kerkhof M, Heinrich J, Bellander T, Brunekreef B. Air pollution from traffic and the development of respiratory infections and asthmatic and allergic symptoms in children. *Am J Respir Crit Care Med*. 2002 ; 166: 1092-8.
- Brunekreef B, Holgate ST. Air pollution and health. *Lancet* 2002;360:1233-42.
- Buchdahl R, Willems CD, Vander M, Babiker A. Associations between ambient ozone, hydrocarbons, and childhood wheezy episodes: a prospective observational study in south east London. *Occup Environ Med*. 2000; 57:86-93.
- CAFE CBA (2005). CAFE BGA: Baseline Analysis 2000 to 2020. European Commission DG Environment.
- COWI, 2004, Virksomhedsøkonomiske konsekvenser af en miljøzone, notat, Københavns Kommune.
- Daigle CC, Chalupa DC, Gibb FR, Morrow PE, Oberdöster G, Utell MJ et al. Ultrafine particle deposition in humans during rest and exercise. *Inhalation Toxicology* 2003; 15:539-552.
- de Hartog JJ, Hoek G, Peters A, Timonen KL, Ibalá-Mulli A, Brunekreef B, Heinrich J, Tiittanen P, van Wijnen JH, Kreyling W, Kulmala M, Pekkanen J. Effects of fine and ultrafine particles on cardiorespiratory symptoms in elderly subjects with coronary heart disease: the ULTRA study. *Am J Epidemiol*. 2003; 157:613-23.
- Dockery, D.W., Pope, A.C., III Xu X et al.: An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med*, 1993; 329:1753-9.

- Donaldson K, Stone V, Clouter A et al. Ultrafine particles. *Occup Environ Med* 2001 Mar.; 58(3):211-6.
- Donaldson, Ken; Brown, David; Clouter, Anna; Duffin, Rodger; MacNee, William; Renwick, Louise; Tran, Lang; Stone, Vicki (2002) The pulmonary toxicology of ultrafine particles. *Journal Of Aerosol Medicine*. vol. 15, p. 213-220
- Dybdahl M, Risom L, Møller P, Autrup H, Wallin H, Vogel U, Bornholdt J, Daneshvar B, Dragsted LO, Weimann A, Poulsen HE, Loft S. DNA adduct formation and oxidative stress in colon and liver of Big Blue rats after oral administration of diesel particles. *Carcinogenesis* 2003; 24: 1759-1766.
- EMEP/CORINAIR, 2003: EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook 3rd Edition September 2003 Update, Technical Report no 20, European Environmental Agency, Copenhagen.  
<http://reports.eea.eu.int/EMEP/CORINAIR4/en>.
- Færdselsstyrelsen (2001): Partikelfiltre på tunge køretøjer. Rapport fra arbejdsgruppen til belysning af mulighederne for at fremme udbredelsen af partikelfiltre til lastbiler og busser i Danmark. Færdselsstyrelsen.
- Gauderman WJ, Avol E, Gilliland F, Vora H, Thomas D, Berhane K, McConnell R, Kuenzli N, Lurmann F, Rappaport E, Margolis H, Bates D, Peters J. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Engl J Med*. 2004; 351: 1057-67.
- Gehring U, Cyrus J, Sedlmeir G, Brunkreef B, Bellander T, Fischer P, Bauer CP, Reinhardt D, Wichmann HE, Heinrich J. Traffic-related air pollution and respiratory health during the first 2 yrs of life. *Eur Respir Journal* 2002;19:690-698.
- Ghio AJ, Kim C, Devlin RB. Concentrated ambient air particles induce mild pulmonary inflammation in healthy human volunteers. *Am J Respir Crit Care Med* 2000 Sept.; 162(3 Pt 1):981-8.
- Glasius, M., Vikelsøe, J., Bossi, R., Andersen, H.V., Holst, J., Johansen, E. & Schleicher, O. 2005: Dioxin, PAH og partikler fra brændeovne. Danmarks Miljøundersøgelser. 27s Arbejdsrapport fra DMU nr. 212.  
<http://arbejdsrapport.dmu.dk>
- Hameri K, Koponen IK, Aalto PP, Kulmala M. The particle detection efficiency of the TSI-3007 condensation particle counter. *Journal of Aerosol Science* 2002; 33(10):1463-1469.
- Harrison RM, Shi JP, Xi S et al. Measurement of number, mass and size distribution of particles in the atmosphere. *Phil Trans R Soc Lond A* 2000 Oct.; 358:2567-80.
- Ibald-Mulli A, Kreyling WG, Peters A. Epidemiological evidence on health effects of ultrafine particles. *Journal of Aerosol Medicine* 2002; 15:189-201.
- Illerup, J. B. & Nielsen, M., 2004. Improved PM Emissions Inventory for Residential Wood Combustion. Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004.  
[http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/11C23CE2-582B-48F0-8EBD-FF3BA608F2E2/3319/PMworkshopDKresidentialwoodburning\\_.pdf](http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/11C23CE2-582B-48F0-8EBD-FF3BA608F2E2/3319/PMworkshopDKresidentialwoodburning_.pdf)
- Institut for Miljøvurdering (2002): Samfundsøkonomisk vurdering af partikelfiltre. 66 s.
- Jensen, S.S., Berkowicz, R., Hansen, H. Sten., Hertel, O. (2001) A Danish decision-support GIS tool for management of urban air quality and human



- exposures. Transportation Research Part D: Transport and Environment, Volume 6, Issue 4, 2001, pp. 229-241.
- Johanson, C., Hedberg, E. & Olivares, G. 2004(a). Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter Del I. Lycksele. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM-rapport 124. Institut for Tillempäd Miljöforskning. Stockholms Universitet.
- Johanson, C., Hedberg, E. & Olivares, G. 2004(a). Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter Del II. Växjö. Delredovisning av resultat från programmet Biobränsle hälsa och miljö. ITM-rapport 125. Institut for Tillempäd Miljöforskning. Stockholms Universitet.
- Keiding LM, Rindel AK. Respiratory Illness in Children and Air Pollution in Copenhagen. Archives Environmental Health 1995;50:200-206.
- Knaapen AM., Borm PJ, Albrecht C, Schins RP. Inhaled particles and lung cancer. Part A: Mechanisms. Int.J.Cancer 2004; 109: 799-809.
- Kyrtopoulos, S.A., Georgiadis, P., Autrup, H., Demopoulos, N., Farmer, P., Haugen, A., Katsouyanni, K., Lambert, B., Ovrebo, S., Sram, R., Stefanou, G., and Topinka, J.: Biomarkers of genotoxicity of urban air pollution. Overview and descriptive data from a molecular epidemiology study on populations exposed to moderate-to-low levels of polycyclic aromatic hydrocarbons: the AULIS project. Mutat. Res., 2001; 496: 207-228.
- Lin S, Munise JP, Hwang S-A, Fitzgerald E, Cayo MR. Childhood asthma hospitalisation and residential exposure to state route traffic. Environ Res Section A 88: 73-81, 2002
- MacNee W, Donaldson K. Particulate air pollution: Injurious and protective mechanisms in the lungs. In: Holgate ST, Samet JM, Koren HS, Maynard RL, editors. Air pollution and health. London: Academic Press, 1999: 653-672.
- Morgenstern, R., 1999, Predicting the costs of environmental regulation, Environment, 41:7, p. 10.
- Mortimer KM, Neas LM, Dockery DW, Redline S, Tager IB. The effect of air pollution on inner-city children with asthma Eur Respir Journal 2002;19:699-705.
- Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Strandmark, L. (2000): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. 464 s.
- Nafstad P, Haheim LL, Wisloff T, Gram F, Oftedal B, Holme I, Hjermann I, Leren P. Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. Environ Health Perspect. 2004; 112:610-5.
- Nielsen, M, Illerup, J. B., Fogh, C. L., Johansen, L. P. 2004. PM Emission from CHP Plants < 25MWe. Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004.  
<http://www.dmu.dk/NR/rdonlyres/11C23CE2-582B-48F0-8EBD-FF3BA608F2E2/3321/JBI1.pdf>
- Nielsen, M, Illerup, J. B., 2003. Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme, Eltra PSO projekt 3141, Kortlægning af emissionsfaktorer fra decentral kraftvarme, Delrapport 6, Faglig rapport fra DMU, nr. 442, 2003. (In Danish with an english summary). Available on the internet at:  
[http://www2.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR442.pdf](http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR442.pdf)

- Nielsen, T (1996) Traffic contribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the center of a large city. *Atmospheric Environment*, vol. 30, pp. 3481-3490.
- Nyberg, F., Gustavsson, P., Jarup, L., Bellander, T., Berglind, N., Jakobsson, R. et al.: Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology*, 2000; 11:487-95.
- Palmgren, F., Wählin, 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 358 (elektronisk) - [www.dmu.dk/1\\_viden/2\\_Publikationer/3\\_fagrapporter/rapporter/FR358.pdf](http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR358.pdf)
- Pekkanen J et al. Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environmental Research* 1997;74:24-33.
- Pekkanen J, Peters A, Hoek G, Tiittanen P, Brunekreef B, de Hartog J, Heinrich J, Ibald-Mulli A, Kreyling WG, Lanki T, Timonen KL, Vanninen E. Particulate air pollution and risk of ST-segment depression during repeated submaximal exercise tests among subjects with coronary heart disease: the Exposure and Risk Assessment for Fine and Ultrafine Particles in Ambient Air. (ULTRA) study. *Circulation*. 2002; 106:933-8
- Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Ultrafine particles in urban air and respiratory health among adult asthmatics. *Eur Respir J*. 2001;17: 428-35.
- Penttinen P, Timonen KL, Tiittanen P, Mirme A, Ruuskanen J, Pekkanen J. Number concentration and size of particles in urban air: effects on spirometric lung function in adult asthmatic subjects. *Environ Health Perspect*. 2001 ;109:319-23.
- Peters A, Wichmann HE, Tuch T, Heinrich J, Heyder J. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles. *Am J Respir Crit Care Med*. 155:1376-83, 1997
- Pino P, Walter T, Oyarzun M, Villegas R, Romieu I. Fine particulate matter and wheezing illnesses in the first year of life. *Epidemiology*. 2004;15:702-8
- Pooley FD, Mille M. Composition of air pollution particles. In: Holgate ST, Samet JM, Koren HS, Maynard RL, editors. *Air pollution and health*. London: Academic Press, 1999: 619-634.
- Pope, C.A. III, Burnette, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D.: Lung cancer, cardiopulmonary mortality and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA*, 2002; 287: 1132:41.
- Pope, C.A. III, Thun, M.J., Namboodiri, M.M. et al.: Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med*, 1995; 151:669-74.
- Risom L, Dybdahl M, Bornholdt J, Vogel U, Wallin H, Møller P, Loft S. Oxidative DNA damage and defence gene expression in the mouse lung after short-term exposure to diesel exhaust particles by inhalation. *Carcinogenesis* 2003; 24: 1847-1852.
- Risom L, Møller P, Loft S. Particulate air pollution and oxidative stress and DNA damage. *Mutation Res*, in press.
- Roemer W, Hoek G, Brunekreef B. Pollution effects on asthmatic children in Europe, the PEACE study. *Clinical and Experimental Allergy* 2000;30:1067-75.



- Raaschou-Nielsen, F Palmgren, S Solvang Jensen, P Wåhlin, R Berkowicz, O Hertel, M-L Vrang, S Loft. Helbredseffekter af partikulær luftforurening i Danmark – et forsøg på kvantificering.. Ugeskrift f Læg 34: 3959-3963, 2002
- Salvi S, Blomberg A, Rudell B et al. 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.
- Sarangapani R, Wexler AS. The role of dispersion in particle deposition in human airways. *Toxicol Sci* 2000 Mar.; 54(1):229-36.
- Schwartz J. Air Pollution and Children's Health. *Pediatrics* 2004;113:1037-1043.
- Sternhufvud, C., Karvosenoja, N., Illerup, J.B., Kindbom, K., Lükewille, A., Johansson, M. & Jensen, D., 2004. Particulate matter emissions and abatement options in residential wood burning in the Nordic countries. Nordic Council of Ministers. - ANP 2004:735: 72 pp.  
(<http://www.norden.org/pub/miljo/miljo/sk/ANP2004735.pdf> )
- Sørensen M, Autrup H, Hertel O, Wallin H, Knudsen LE, Loft S. Personal exposure to PM<sub>2.5</sub> in an urban environment and biomarkers of genotoxicity. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 12: 191-196, 2003
- Sørensen M, Autrup H, Møller P, Hertel O, Jensen SS, Vinzents PS et al. Linking exposure to environmental pollutants with biological effects. *Mutation Research Reviews in Mutation Research* 2003; 544: 255-271.
- Sørensen M, Dragsted LO, Hertel O, Knudsen LE, Loft S. Personal PM<sub>2.5</sub> exposure and markers of oxidative stress in blood, *Environ Health Perspectives* 111:161-6, 2003
- Sørensen M, Skov H, Autrup H, Hertel O, Loft S. Urban Benzene Exposure and Oxidative DNA Damage. *Sci Total Environ* 309: 69-80, 2003
- Trafikministeriet. Partikelredegørelse. 2003. Bilag 2: Vurdering af partikelforureningens og dieselpartiklers sundhedsskadelige effekter. Miljøministeriets og Sundhedsstyrelsens arbejdsgruppe for udendørs luftforurening
- van Strien RT, Gent JF, Belanger K, Triche E, Bracken MB, Leaderer BP. Exposure to NO<sub>2</sub> and nitrous acid and respiratory symptoms in the first year of life. *Epidemiology*. 2004; 15: 471-8.
- Venn AJ, Lewis SA, Cooper M, Hubbard R, Britton J Living near a main road and the risk of wheezing illness in children. *Am J Respir Crit Care Med*. 2001 ; 164: 2177-80.
- WHO. Burden of disease attributable to selected environmental factors and injuries among Europe's children and adolescents. *Environmental Burden of Disease Series No. 8*, WHO 2004.
- Wichmann HE. Daily mortality and fine and ultrafine particles in Erfurt, Germany. 2000. Health Effects Institute.
- Winther, M. 2004a: Danish emission inventories for road transport and other mobile sources – Inventories until year 2002.
- Winther, M. 2004b: Danish Non-Exhaust Emissions Calculated with the Detailed EMEP/CORINAIR methodology. In: Dilara, P., Muntean, M., Angelino, E.: *Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop*, pp. 70-77. Lago Maggiore, Italy, 18 October 2004.

- Wåhlin P. and Palmgren F. (2005) Source apportionment of local generated PM in a busy road in Copenhagen. Proceedings of the Fifth International Conference on Urban Air Quality, March, 2005, Valencia, Spain
- Wåhlin, P. & Palmgren, F. 2004: Partikler i luften i København. Miljøkontrollen, Københavns Kommune. Findes på: <http://www.miljoe.kk.dk>.
- Wåhlin, P. (2003) COPREM–A multivariate receptor model with a physical approach. - *Atmospheric Environment* 37, 4861-4867.
- Wåhlin, P., Ketzel, M. & Palmgren, F. 2004: Dependence on meteorological conditions of traffic particle profiles measured in a street canyon in Copenhagen. In: Raunemaa, T., Yli-Pirilä, P. & Kajander, A. (eds): 1st International Symposium on Incomplete Combustion, November 9-11, 2003, Kuopio, Finland. Kuopio University. - Kuopio University Publications C. Natural and Environmental Sciences 172: 142-145.
- Wåhlin, P., Palmgren, F. & Dingenen, R. Van (2001a) Experimental Studies of Ultrafine Particles in Streets and the Relationship to Traffic. *Atmospheric Environment* 35(Supplement 1), S63-S69.
- Wåhlin, P., Palmgren, F., Van Dingenen, R. & Raes, F. 2001b: Pronounced decrease of ambient particle number emissions from diesel traffic in Denmark after reduction of the sulphur content in diesel fuel. - *Atmospheric Environment* 35(21): 3549-3552.



# Registreringsblad

**Udgiver:**

Miljøministeriet. Miljøstyrelsen  
Strandgade 29, 1401 København K  
telefon 32660100 - telefax 32660479  
Internet <http://www.mst.dk>

**Serietitel, nr.:** Miljøprojekt, 1021

**Udgivelsesår:** 2005

**Titel:**

Luftforurening med partikler i Danmark

**Forfatter(e):**

Finn Palmgren, Marianne Glasius, Peter Wåhlin, Matthias Ketzell, Ruwim Berkowicz, Steen Solvang Jensen, Morten Winther, Jytte Boll Illerup, Mikael Skou Andersen, Ole Hertel, Peter S. Vinzents, Peter Møller, Mette Sørensen, Lisbeth E. Knudsen, Bente Schibye, Zorana Jovanovic Andersen, Merete Hermansen, Thomas Scheike, Malene Stage, Hans Bisgaard, Steffen Loft, Christian Lohse, Keld Alstrup Jensen, Vivi Kofoed- Sørensen og Per Axel Clausen

**Udførende institution(er):**

Danmarks Miljøundersøgelser  
Københavns Universitet  
Arbejds miljøinstituttet  
Syddansk Universitet

**Resumé:**

Rapporten gennemgår de sidste fire års forskning og undersøgelser af luftforurening med partikler i Danmark. Der er en detaljeret redegørelse for sammensætningen og kilderne til partikelkoncentrationen langs gader, målinger af PAH udedørs og indendørs og betydningen af partikler fra brændeovne samt modellering af tiltag, herunder betydningen af en eventuel miljøzone i København. Desuden gennemgås resultatet af tre danske studier af sundhedseffekter af partikelforureningen.

**Emneord:**

Luft; partikler; trafik

**Md./år for redaktionens afslutning:**

juni 2005

**Sideantal:** 90

**Format:** A4

**Oplag:** 500

**ISBN:** 87-7614-721-5    **ISSN:** 0105-3094

**Pris (inkl. moms):** 130,- kr.

**Kan købes i:**

Miljøministeriet  
Frontlinien  
Rentemestervej 8  
2400 København N  
telefon 7012 02 11  
e-mail: [frontlinien@frontlinien.dk](mailto:frontlinien@frontlinien.dk)

Må citeres med kildeangivelse

Trykt på 100% genbrugspapir **Cyclus**