



LUFTFORURENINGENS INDVIRKNING PÅ SUNDHEDEN I DANMARK

Sammenfatning og status for nuværende viden

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 96

2014



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

LUFTFORURENINGENS INDVIRKNING PÅ SUNDHEDEN I DANMARK

Sammenfatning og status for nuværende viden

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 96

2014

Thomas Ellermann¹
Jørgen Brandt¹
Ole Hertel¹
Steffen Loft²
Zorana Jovanovic Andersen²
Ole Raaschou-Nielsen³
Jakob Bønløkke⁴
Torben Sigsgaard⁴

¹Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab

²Institut for Folkesundhedsvidenskab, Københavns Universitet

³Kræftens Bekæmpelse

⁴Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed - Miljø- og Arbejdsmedicin



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 96
Titel:	Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark
Undertitel:	Sammenfatning og status for nuværende viden
Forfattere:	Thomas Ellermann ¹ , Jørgen Brandt ¹ , Ole Hertel ¹ , Steffen Loft ² , Zorana Jovanovic Andersen ² , Ole Raaschou-Nielsen ³ , Jakob Bønløkke ⁴ og Torben Sigsgaard ⁴
Institutioner:	¹ Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab, ² Institut for Folkesundhedsvidenskab, Københavns Universitet, ³ Kræftens Bekæmpelse, ⁴ Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed - Miljø- og Arbejdsmedicin
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	13. maj 2014
Faglig kommentering:	Hilde Balling, Sundhedsstyrelsen og Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE - Nationale Center for Miljø og Energi
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Ellermann, Thomas, Brandt, Jørgen, Hertel, Ole, Loft, Steffen, Jovanovic Andersen, Zorana, Raaschou-Nielsen, Ole, Bønløkke, Jakob & Sigsgaard, Torben. 2014. Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 151 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 96 http://dce2.au.dk/pub/SR96.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Nærværende rapport sammenfatter danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark. Resultaterne fra overvågningen af luftkvalitet viser, at niveauerne er faldende i Danmark. For bly, benzen og svovl har reguleringer ført til betydelige reduktioner, mens der for kvælstofdioxid kun er sket et begrænset fald. Luftens indhold af partikler i Danmark er ligeledes aftaget. Studierne af helbredseffekter har vist, at massen af fine partikler i luften er den vigtigste indikator for helbredseffekter af luftforurening. Studier af langtidseffekter viser, at dødeligheden i befolkningen stiger med 6,2 % per 10 µg/m ³ stigning i PM _{2.5} . Der er dog også en række studier, der peger på at luftens indhold af sod/elementært kulstof er vigtig for vurdering af sundhedseffekterne. Kvælstofdioxid er også en vigtig komponent. Danske studier viser en 8 % øget dødelighed per 10 µg/m ³ stigning i kvælstofdioxid, hvilket er i god overensstemmelse med internationale studier. For korttidseffekter har man fundet, at dødeligheden i befolkningen stiger med 0,5 % ved stigning på 10 µg/m ³ i massen af partikler med en diameter under 10 µm. Danske beregninger peger på, at langtidsudsættelse for luftforurening i Danmark i 2011 førte til ca. 3.300 for tidlige dødsfald og ca. 140 for tidlige dødsfald relateret til korttidsudsættelse af ozon under forureningsepisoder. De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark relateret til luftforurening er beregnet til ca. 29 mia. DKK/år i 2011.
Emneord:	Helbredseffekter, luftforurening, PM _{2.5} , NO ₂ , elementært kulstof/sod, for tidlige dødsfald, eksterne omkostninger, review, langtidseffekter, korttidseffekter
Layout:	Majbritt Ulrich
Foto forside:	Thomas Ellermann
ISBN:	978-87-7156-065-7
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	151
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR96.pdf

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Forureningsniveauer og tendenser	7
Helbredseffekter af luftforurening	8
Omfang, omkostninger og kilder	9
Ny viden om luftforurening og helbred	11
Konklusion	13
Videnskabelig sammenfatning	16
Niveauer og udvikling i sundhedsskadelig luftforurening	16
Perspektivering ved metoder og fremtidigt fokus	26
1 Indledning	28
2 Niveauer og udviklingstendens for den sundhedsskadelige luftforurening	30
2.1 Svovldioxid	30
2.2 Kulmonooxid	32
2.3 Kvælstofdioxid	34
2.4 Ozon	36
2.5 Let flygtige organiske forbindelser	38
2.6 Den luftbårne partikelforurening	40
2.7 Sammenfatning/delkonklusion	55
3 Helbredseffekter associeret med kortidseksponering for luftforurening – resultater fra studier i København	58
3.1 Introduktion	58
3.2 Baggrund	58
3.3 Metoder generelt anvendt i undersøgelser af korttidseffekter	59
3.4 Metoder anvendt i korttidsstudier af helbredseffekter knyttet til luftforurening i København	60
3.5 Resultater af korttidsstudier af helbredseffekter knyttet til luftforurening i København	60
3.6 Opsamling og konklusion	64
4 Helbredseffekter af langtidseksponering for luftforurening fra trafik – resultater fra danske studier	66
4.1 Generelle metodologiske aspekter	66
4.2 Resumé af danske studier	67
4.3 Opsummering af eksponerings-responsammenhænge fra danske studier	75
5 Helbredseffekter af langtidseksponering for luftforurening – resultater fra internationale studier	77
5.1 Resume	77
5.2 Kort historisk baggrund for de hidtil anvendte estimater af langtidseffekter på mortalitet af PM _{2,5}	77

5.3	Oversigt over de sidste 10 års fund i kohortestudier af effekter af PM _{2,5} , andre partikelfraktioneringer og NO ₂ (herunder publicerede opdateringer af ældre studier)	78
5.4	Europæiske studier	85
5.5	Kort gennemgang af dokumentation for separate effekter af PM _{10-2,5} , black carbon (BC), NO ₂ /NO _x i studier, der kontrollerer for andre komponenter	90
5.6	Forskelle på helbredseffekterne af primære og sekundære partikler	92
5.7	Gennemgang af de effektestimater for PM _{2,5} , der anvendes af førende institutioner internationalt	92
5.8	Andre helbredseffekter end dødelighed	94
6	Samlet viden om eksponerings-respons sammenhænge mellem luftforurening og helbredseffekter i Danmark i en international kontekst	96
6.1	Total dødelighed (dødelighed af alle naturlige dødsårsager)	96
6.2	Dødelighed og indlæggelser for kardiovaskulære (hjerte- og kredsløbssygdomme)	97
6.3	Dødelighed og indlæggelser for respiratoriske sygdomme (luftvejssygdomme)	98
6.4	Andre helbredseffekter	98
6.5	Elementært kulstof og helbredseffekter	99
6.6	Partikelantal og helbredseffekter	99
6.7	Samlede bidrag til helbredseffekter af kilder til luftforurening	100
7	Helbredseffekter og eksterne omkostninger for luftforurening i Danmark beregnet med det integrerede modelsystem EVA	101
7.1	Introduktion	101
7.2	Beskrivelse af EVA systemet	101
7.3	Definition af spørgsmål der søges besvaret med modelsystemet og opsætning af modelkørsler	105
7.4	Beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger med EVA systemet	107
7.5	Diskussion og konklusion	123
8	Diskussion	127
8.1	Nyere undersøgelser af partikler og helbredseffekter	127
8.2	Brændeovne som kilde til luftforurening	129
8.3	Metode til vurdering af reduktionstiltag	132
8.4	Sammenfatning	134
9	Referencer	135

Forord

Nærværende redegørelse er i 2013 udarbejdet for Miljøstyrelsen i et samarbejde mellem DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed, Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab, Københavns Universitet og Kræftens Bekæmpelse. I forbindelse med udarbejdelse af redegørelsen har medarbejdere i Miljøstyrelsen, Sundhedsstyrelsen og Københavns Kommune deltaget i en styringsgruppe for projektet og i forbindelse med dette har de bidraget med værdifuld hjælp til udarbejdelsen af rapporten. En særlig tak til Hilde Balling, som har ydet en stor indsats med konstruktive forslag til forbedring af redegørelsen.

Sammenfatning

Udendørs luftforurening er en kompleks blanding af luftbårne gasser og partikler med vidt forskellige egenskaber, og med en sammensætning som kan variere betydeligt fra sted til sted. National såvel som international regulering af luftforurening har gennem de seneste 20 år ført til en forbedret luftkvalitet i Danmark. Dog har disse forbedringer meget forskelligt omfang, afhængig af hvilke forureningsstoffer der betragtes. Den rutinemæssige overvågning af luftkvaliteten i Danmark viser, at luftkvaliteten i 2012 for langt hovedparten af de målte forureningskomponenter overholder såvel fastlagte grænseværdier som målværdier.

Internationale såvel som danske forskningsresultater har imidlertid samtidig dokumenteret, at udsættelse for udendørs luftforurening i de niveauer man finder i Danmark i dag, fortsat medfører meget alvorlige helbredseffekter i befolkningen. Disse effekter omfatter bl.a. for tidlig død, hospitalsindlæggelser, flere sygedage, forværring af astma og bronkitis, udvikling af lungecancer og hjertekarsygdom mm. Studier gennemført internationalt såvel som i Danmark har både påvist effekter af korttidsudsættelse for luftforurening under episoder med forhøjet luftforurening, og effekter af langtidsudsættelse for luftforurening i fx byområder, hvor man generelt finder de højeste koncentrationer af luftforurening.

Nærværende undersøgelse har set på de danske såvel som internationale studier frem til midt 2013. Det seneste årti er målinger og modelbaserede vurderinger af partikler blevet mere udbredt og derved er vurderinger af negative helbredseffekter mere sikre.

Forureningsniveauer og tendenser

Resultaterne fra overvågningen af luftkvalitet viser, at for de fleste forureningsstoffer er niveauerne faldende i Danmark. For bly, benzen og svovl har reguleringer ført til betydelige reduktioner i niveauerne, mens der for kvælstofdioxid kun er sket et begrænset fald. For kvælstofdioxid er der fortsat overskridelser af grænseværdierne i København, mens målingerne viser, at der siden 2010 ikke har været overskridelse af grænseværdierne i Odense, Aarhus og Aalborg. Luftens indhold af partikler i Danmark er ligeledes aftaget. Der er som noget nyt, og unikt for Danmark, etableret en lang tidsserie af målinger for de såkaldte ultra-fine (eller nano) partikler i luften (det vil sige partikler med diameter under 100 nm) på H. C. Andersens Boulevard, som viser, at niveauerne er omtrent halveret i de seneste 10 år. Luftens indhold af de lidt større partikler, kaldet PM_{2,5} og PM₁₀ (massen af partikler med diameter mindre end henholdsvis 2,5 µm og 10 µm), er også aftaget men i noget mindre omfang. Kun for ozon og benz(a)pyren er der ikke registreret et fald i niveauerne i Danmark.

Der kan være stor forskel i niveauerne af luftforurening alt efter om man opholder sig i bygade, bybaggrund (det vil sige lidt væk fra de trafikkerede gader i byerne), eller ude på landet. Denne forskel i niveauer har stor betydning for den geografiske variation af helbredseffekterne af luftforureningen. I forhold til kvælstofdioxid eksponeres man på gadeniveau for koncentrationer, der er 3-4 gange så høje som dem man finder ude på landet, og 2-3 gange så høje som niveauerne i bybaggrund. For massen af fine partikler i

luften (PM_{2,5}) er koncentrationerne i gaden ca. 10 % højere end i bybaggrund og ca. 40 % højere end på landet.

Disse forskelle hænger sammen med de forskellige egenskaber ved forureningskomponenterne og deres kilder samt fysiske og kemiske processer i luften. De fine partikler har lang levetid i luften og kan derfor transporteres mange hundrede kilometer via luften. Det betyder, at den største del af de fine partikler kommer langvejs fra og hovedparten af de fine partikler bliver transporteret ind til byerne. Derfor er der også lille forskel mellem niveauerne på landet og i byen. Ultrafine partikler og kvælstofdioxid har derimod relativt kort levetid i luften og kan derfor kun transporteres over korte afstande via luften. Det betyder, at det er de lokale kilder, som har betydning for hvor høje niveauerne bliver. Udledninger fra trafik og brændefyring i private husholdninger er i dag de vigtigste lokale kilder til ultrafine partikler og trafik er den vigtigste lokale kilde til kvælstofdioxid i Danmark.

Helbredseffekter af luftforureningen

Igennem de seneste årtier er der gennemført en række danske studier, som har belyst sammenhængen mellem luftforurening og helbredseffekter i befolkningen. Resultaterne af disse studier viser, at der er helbredseffekter af luftforurening i den danske befolkning, og at disse effekter mindst er på niveau med dem man ser i internationale studier. Studierne har vist, at massen af fine partikler PM_{2,5} i luften er den vigtigste indikator for helbredseffekter af luftforurening. Studierne er delt op i langtidseffekter, hvor fx forhøjet dødelighed er fundet blandt personer med højere gennemsnitlig udsættelse for luftforurening over et år eller mere, og så korttidseffekter, hvor man ser på effekten af høje niveauer af luftforurening over kortere tidsperioder (fx enkelte dage).

Studier af langtidseffekter viser, at dødeligheden i befolkningen stiger med 6,2 % for hver gang luftens indhold af fine partikler stiger med 10 µg/m³. Der er dog også en række studier, der peger på at man fremover muligvis skal fokusere mere på luftens indhold af sod frem for alene at se på massen af fine partikler, men dette er et område der kræver yderligere forskning. Kvælstofdioxid er også en vigtig komponent når man vurderer helbredseffekterne af lokalt udledt luftforureningen. Danske studier viser en 8 % øget dødelighed per 10 µg/m³ stigning i kvælstofdioxid, hvilket er i god overensstemmelse med internationale studier (som viser 5,5 %). For korttidseffekter har man fundet, at dødeligheden i befolkningen stiger med 0,5 % ved stigning på 10 µg/m³ i massen af partikler med en diameter under 10 µm (PM₁₀).

Dødelighed som følge af hjerte- og kredsløbssygdomme påvirkes stærkere af langtidsudsættelse for luftforurening end dødelighed af alle årsager; internationale studier viser således en 15 % stigning ved en stigning på 10 µg/m³ i massen af fine partikler i luften. Samtidig er hjerte- og kredsløbssygdomme meget hyppige dødsårsager, så den største del af effekten af luftforurening på dødelighed er knyttet til dette. Dødelighed som følge af luftvejssygdomme påvirkes i mindre grad; man finder således en øgning i dødelighed på 2,9 % ved en stigning i koncentrationen på 10 µg/m³.

Nyere studier peger på, at luftforurening ikke kun påvirker hjertekredsløbet og dødelighed forbundet hermed. Der ses også effekter som nedsat fødselsvægt, hæmmet udvikling af lungefunktion hos børn og unge, udvikling af diabetes, slagtilfælde, og andre kræftformer end lungekræft.

Udover øget dødelighed, omfatter korttidseffekter også blandt andet hospitalsindlæggelser, forværring af astma og bronkitis, øget medicinforbrug og flere sygedage.

Omfang, omkostninger og kilder

Danske beregninger peger på, at langtidsudsættelse for luftforurening i Danmark i 2011 førte til ca. 3300 for tidlige dødsfald. Hertil kommer ca. 140 for tidlige dødsfald relateret til korttidsudsættelse af ozon under forureningsepisoder.

Tabel 1. Eksempler på negative helbredseffekter i Danmark fra alle luftforureningskilder.

	Vurderet i 2001* (seneste partikelredegørelse)	Vurderet for 2011 (se kapitel 7)	Vurderet for 2020 (se kapitel 7)
For tidligt døde	3400**	3440	2300
Sygedage (dage med nedsat arbejdsevne)	2 mio.	3,4 mio.	2,2 mio.

*Opgjort i forbindelse med den seneste partikelredegørelse (partikelredegørelse, Trafikministeriet, 2003)

**bemærk at dette tal ikke er helt sammenligneligt med vurderingen for 2011, da der er anvendt forskellige metoder

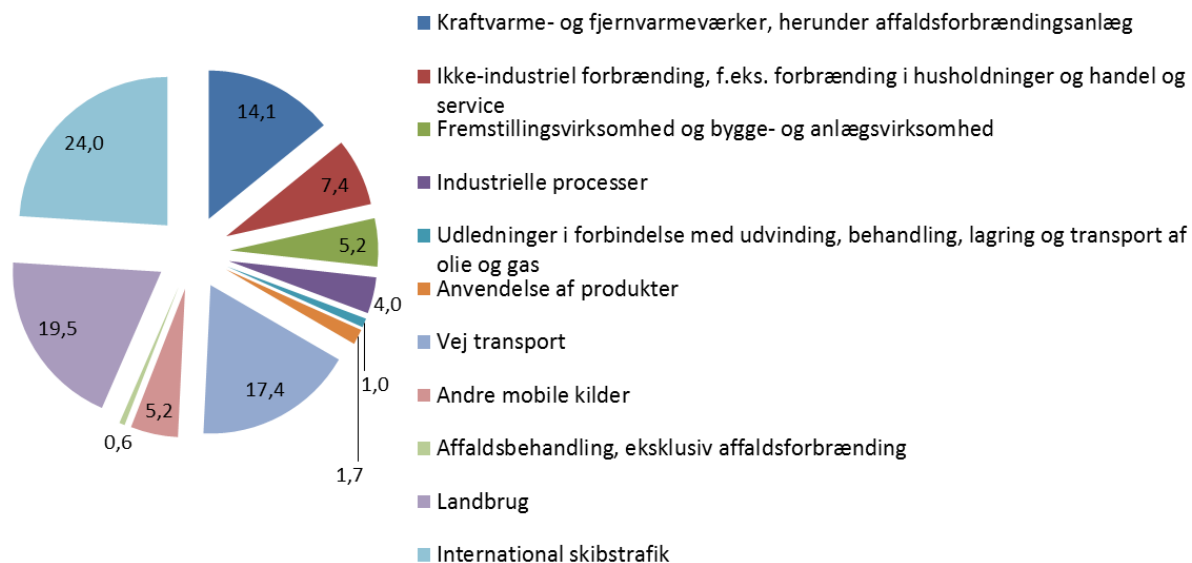
De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark relateret til luftforurening er beregnet til ca. 34 mia. DKK/år i 2000, 29 mia. DKK/år i 2011, faldende til ca. 19 mia. DKK/år i 2020. Det forventede fald i 2020 er relateret til forventede reduktioner i udledninger i Europa. Danske udledninger bidrager til ca. 25 % af omkostningerne relateret til luftforurening i Danmark, mens bidraget fra udlandet inklusive skibstrafik er ca. 75 %.

For den udenlandske andel af omkostningerne relateret til luftforureningen i Danmark (ca. 75 % af de totale omkostninger) viser beregningerne at den internationale skibstrafik bidrager med ca. 24 %, vejtrafik med ca. 17 %, kraftværker med ca. 14 %, landbrugssektoren med ca. 20 % og ikke-industriel forbrænding inkl. boligopvarmning med ca. 7 %.

For bidraget fra de danske udledninger til omkostningerne relateret til luftforureningen i Danmark (ca. 25 % af de totale omkostninger) fordeler det sig med ca. 33 % fra landbrugssektoren, ca. 16 % fra vejtrafik, og ikke-industriel forbrænding inkl. individuel boligopvarmning ca. 30 %. Disse beregninger indbefatter både primært udledte partikler og sekundært dannede partikler fra udledte gasser i atmosfæren. I beregningerne er det forudsat, at alle typer af partikler er lige skadelige. Der er imidlertid fortsat usikkerhed med hensyn til hvilke af partiklerne, som giver anledning til sundhedseffekter.

En række undersøgelser peger på, at de primært udledte partikler (fx sod) er mere skadelige end de såkaldte sekundære partikler, der dannes af gasser i atmosfæren (fx ammoniumsulfat). Forudsættes det, at de primært udledte partikler har en 30 % mere skadelig effekt end den gennemsnitlige skadelighed og de sekundære partikler har en 30 % mindre skadelig effekt, så når man frem til en anden fordeling af bidragene fra de forskellige kilder. I dette tilfælde vil landbrugets bidrag blive mindre (ca. 25 %), mens bidraget fra ikke-industriel forbrænding inkl. individuel boligopvarmning (dvs. hovedsagelig brændefyring) vil blive større (ca. 40 %). Bidraget fra trafikken vil kun stige lidt (18 %) da udledningerne fra trafikken både omfatter primære partikler og gasser som danner sekundære partikler. I disse vurderinger er bidraget fra de såkaldte sekundære organiske partikler ikke medtaget, da beskrivelsen af deres kemi er meget kompleks. Der er desuden både naturlige (fx vegetation) og menneskeskabte (fx træfyring) kilder til disse partikler.

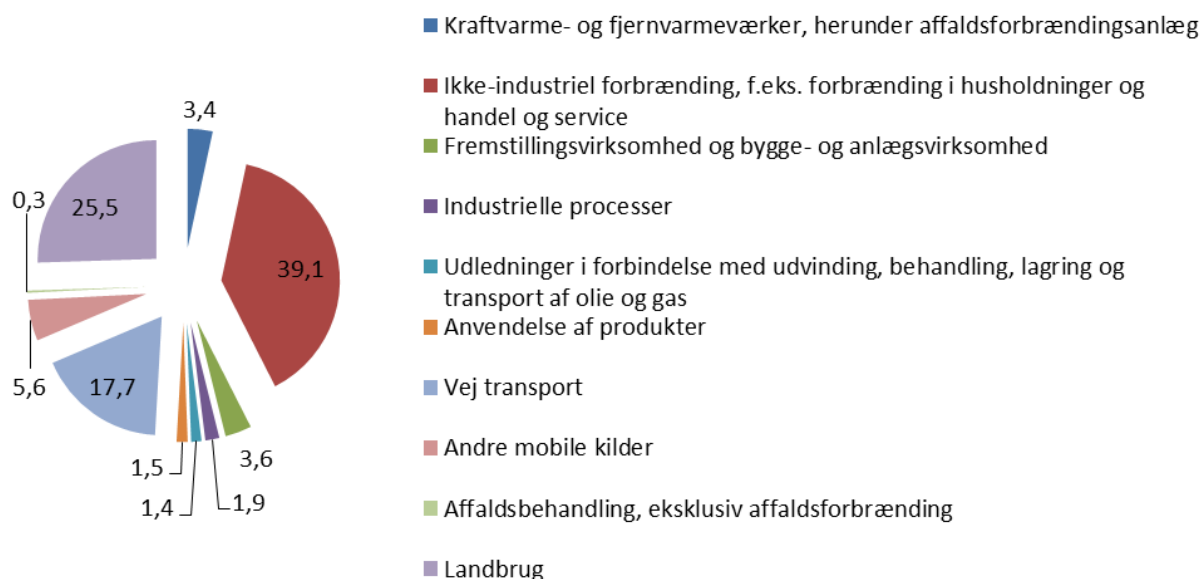
De relative bidrag til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra udlandet og fra Danmark er givet herunder i figur 1-3.



Figur 1. Fordelingen af europæiske kilders bidrag (%) til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark for år 2000, under antagelse af at alle typer af partikler er lige skadelige. De europæiske kilders bidrag til de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark udgør ca. 75 %.



Figur 2. Fordelingen af danske kilders bidrag (%) til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark for år 2008, under antagelse af at alle typer af partikler er lige skadelige. De danske kilders bidrag til de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark udgør ca. 25 %.



Figur 3. Fordelingen af danske kilders bidrag (%) til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark for år 2008, under antagelse af at de primært emitterede partikler (fx sod) er 30 % mere skadelige end den gennemsnitlige skadelighed af partikler og de sekundære partikler som dannes i atmosfæren ud fra udslip af luftforurening som gasser er 30 % mindre skadelige. De danske kilders bidrag til de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark udgør ca. 25 %.

Ny viden om luftforurening og helbred

De mange nyere undersøgelser af sammenhængen mellem luftforurening og helbredseffekter har givet et betydeligt bedre grundlag for vurdering af omfanget af negative helbredseffekter i Danmark. Navnlig har de mange danske undersøgelser bidraget til forbedring af videngrundlaget for vurdering af sundhedseffekter. Men på trods af dette er der fortsat betydelige usikkerheder på vurdering af omfanget og kilderne til sundhedseffekter. En af usikkerhederne er forbundet med at de ovenstående vurderinger af fx antallet af for tidlige dødsfald alene er baseret på effekter fra langtidsudsættelse af luftforurening, og indbefatter ikke effekter fra korttidsudsættelse af fine partikler.

En anden vigtig usikkerhed ligger i, at der trods de omfattende videnskabelige undersøgelser fortsat er usikkerhed om hvilke af de mange forskellige typer partikler i luften, der er årsag til sundhedseffekter. De aktuelle og ovenfor nævnte vurderinger af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark baserer sig i stort omfang på massen af fine partikler i luften ($PM_{2,5}$), og vurderingerne er foretaget med en antagelse om, at alle de fine partikler har samme helbredseffekt uanset den kemiske sammensætning og størrelsen af partiklerne, hvilket følger internationale anbefalinger på området.

Der er imidlertid flere undersøgelser som peger på, at sod fra bl.a. dieseldrøbet og brændefyring er særligt farlige, når man vurderer sundhedseffekter per μg af stoffet i luften. Et studie peger på, at sod er omkring 10 gange så skadeligt som fine partikler, $PM_{2,5}$ (her skal det dog tages med i betragtning, at koncentrationerne af sod typisk kun er 5-15 % af $PM_{2,5}$). Det betyder, at effekten af udledninger fra lokale kilder bl.a. lokal vejtrafik og træfyring formentlig undervurderes i de nuværende udredninger. Vurderinger baseret på fx sod kan føre til meget anderledes resultater i forhold til

de nuværende vurderinger baseret på de fine partikler, både med hensyn til omfanget af helbredseffekterne, men også i forhold til den relative fordeling af helbredseffekterne mellem byerne og landet. Endvidere er helbredseffekter relateret til udledninger af sod fra den lokale trafik vigtige i relation til forsøg på nedsættelse af helbredseffekterne af luftforureningen, fordi lokal regulering med henblik på reduktion af udledninger fra vejtrafik vil have gavnlig effekt lokalt set (fx på sod), mens effekten af sådanne tiltag vurderet på baggrund af massen af fine partikler i luften vil være meget lille. Sod vil i de kommende år formentligt få en større rolle i forbindelse med vurdering af helbredseffekter af luftforureningen, men der mangler dog fortsat en del viden før end man helt kan kvantificere helbredseffekterne på baggrund af niveauerne af sod.

Konklusion

Hovedkonklusionerne fra denne rapport kan sammenfattes i følgende punkter:

- Både internationale og danske studier viser, at luftforurening påvirker befolkningens sundhed negativt. De negative effekter ses ved udsættelse for korte episoder såvel som ved langtidsudsættelse for generelt forhøjet luftforurening.
- Luftkvaliteten i Danmark overvåges rutinemæssigt inden for det danske overvågningsprogram. Overvågningsprogrammet suppleres med målinger af blandt andet ultrafine partikler og analyser af kemisk sammensætning af partikelforurening inden for forsknings- og udredningsprojekter.
- I Danmark overholdes grænseværdierne for de luftforureningskomponenter som indgår i EU's luftkvalitetsdirektiver med undtagelse af grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen af kvælstofdioxid. For de fleste luftforureningskomponenter er niveauerne endvidere aftagende. Seneste overskridelse af grænseværdien for PM₁₀ (massen af partikler i luften med diameter under 10 µm) var i 2011, men denne overskridelse regnes imidlertid ikke som en egentlig overskridelse af direktiverne på grund af et relativt stort bidrag fra vej- og havsalt.
- Der er i Danmark udviklet detaljerede metoder til bestemmelse af befolkningens udsættelse for luftforurening. Disse metoder er udviklet i forbindelse med bestemmelse af sundhedseffekter og baserer sig på målinger af luftkvalitet i kombination med brugen af avancerede luftforureningsmodeller og modelsystemer.
- For kvælstofdioxid udsættes man for 3-4 gange så høje koncentrationer i trafikerede bygader sammenlignet med landbaggrund, og for omkring 2-3 gange så høje koncentrationer som i bybaggrund.
- For PM_{2,5} (massen af partikler med en diameter under 2,5 µm) er det til gengæld således, at bybaggrund er 10 % højere og gadeniveauer i den trafikerede gade er 40 % højere end det man finder i landbaggrund.
- For elementært kulstof udsættes man for omkring 7 gange højere koncentration i trafikerede gader sammenlignet med landbaggrund.
- Danmark har et unikt sygdoms-og personregistersystem som i kombination med de detaljerede metoder til opgørelse af luftforureningsudsættelse har gjort det muligt at linke luftforurening til negative helbredseffekter i befolkningen selv ved relativt lave niveauer.
- I forhold til langtidseffekter af luftforurening er den samlede dødelighed den bedst undersøgte helbredseffekt. Resultaterne peger på 6,2 % stigning i den samlede dødelighed per 10 µg/m³ stigning i PM_{2,5}, og disse resultater baserer sig på undersøgelser, som omfatter mere end 4 millioner mennesker.

- For langtidsudsættelse for elementært kulstof og sod finder man 6,1 % stigning i samlet dødelighed per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning, hvilket peger på, at elementært kulstof og sod er en vigtig indikator for en væsentlig del af sundhedseffekterne knyttet til $\text{PM}_{2,5}$. Elementært kulstof og sod forekommer imidlertid i betydeligt lavere koncentrationer end $\text{PM}_{2,5}$, men forholdet mellem disse forureningsparametre varierer betydeligt mellem fx gadeniveau ($\text{PM}_{2,5}/\text{EC} = 6$), bybaggrund ($\text{PM}_{2,5}/\text{EC} = 20$) og landbaggrund ($\text{PM}_{2,5}/\text{EC} = 30$), fordi de enkelte kilder ikke bidrager ligeligt til niveauerne i forskellige miljøer. Dette resultat kan ændre vores opfattelse af forskellige kilders bidrag til helbredseffekter.
- Studier af korttidsudsættelse i episoder viser 0,5 % stigning i dødelighed per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i PM_{10} (massen af partikler med en diameter under 10 μm), og for elementært kulstof er der fundet en 0,6 % stigning i dødelighed per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Sammenstilling af internationale langtidseffektstudier peger på 15 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ i dødelighed relateret til hjerte- og kredsløbssygdomme. De danske studier er baseret på NO_2 , og viser en 16 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 .
- I korttidsstudier af død som følge af hjerte- og kredsløbssygdomme har de københavnske studier vist en 2 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} . Dette fund er ikke statistisk signifikant, men det stemmer godt overens med internationale studier som giver mellem 0,5 % og 2 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} .
- Sammenstilling af internationale studier peger på 2,9 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ i død som følge af luftvejssygdomme. Resultatet er imidlertid behæftet med stor usikkerhed, og det er uklart om langtidseffekten er større end korttidseffekten. Danske studier af korttidseffekter viser en 3-4 % stigning i indlæggelser for luftvejssygdomme per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i såvel PM_{10} som NO_2 .
- Dødelighed som følge af lungekræft indgår ikke separat i opgørelserne for død relateret til luftvejssygdomme. Internationale studier peger på en langtidseffekt på mellem 3 % og 40 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$ i forekomst og dødelighed relateret til lungekræft. Danske studier peger på henholdsvis 9 % og 37 % stigning per 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_x beregnet ved bopælsadressen. WHO's kræftagentur har netop klassificeret luftforureningen som i byer kræftfremkaldende http://www.iarc.fr/en/media-centre/iarcnews/pdf/pr221_E.pdf.
- En række andre negative helbredseffekter kan relateres til såvel korttids- som langtidsudsættelse for luftforurening med større eller mindre grad af dokumentationen af sammenhæng mellem eksponering og effekt. Disse effekter omfatter fx spædbarnsdødelighed, nedsat fødselsvægt, påvirkning af intelligensudvikling, udvikling af lungefunktion, diabetes, slagtilfælde og andre kræftformer end lungekræft efter langtidsudsættelse. Korttidseffekter omfatter endvidere indlæggelser for andre sygdomme, symptomer, medicinforbrug og sygedage.
- Trods stor fokus på antallet af ultrafine partikler i luften, så er den epidemiologisk baserede viden om sammenhæng med helbredseffekter fortsat beskedent.

- Beregninger viser, at langtidsudsættelse for luftforurening i Danmark kan tilskrives ca. 4.000 for tidlige dødsfald i 2000, og at dette tal vil falde til ca. 2.200 i 2020. Tallet for 2011 er ca. 3.300 for tidlige dødsfald. Hertil kommer imidlertid effekten af korttidsudsættelse for luftforurening (ozon og svovldioxid), som er beregnet til ca. 140 for tidlige dødsfald i 2011. Beregninger af langtids- og korttidseffekter omfatter dog ikke effekter af de såkaldte sekundære organiske partikler, der dannes efterfølgende via de kemiske reaktioner i luften. På baggrund af disse resultater er de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger, som følge af luftforurening, beregnet til ca. 34 milliarder kr. for år 2000, faldende til ca. 29 milliarder kr. i år 2011 og ca. 19 milliarder kr. i 2020.
- I en mere detaljeret opgørelse for hovedstadsregionen, samt København og Frederiksberg Kommuner, viste beregningerne at antallet af for tidlige dødsfald i hovedstadsregionen er ca. 1.500 og ca. 540 for Københavns og Frederiksberg Kommuner. I disse beregninger er bidraget fra sekundære organiske partikler medtaget ud fra målinger.
- Danske kilder bidrager med ca. 25 % af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger mens resten er relateret til bidrag fra udlandet inklusive international skibstrafik. Ser vi på den grænseoverskridende luftforurening (udlandets bidrag) i år 2000 bidrager kraftværker med ca. 19 %, landbrug med ca. 26 % og vejtrafik med ca. 23 % af omkostningerne. Den ikke-industrielle forbrænding (herunder boligopvarmning) bidrager med ca. 10 % af de Europæiske bidrag til omkostningerne. For de danske kilder for årene 2000 og 2008 bidrager landbrug med ca. 40 % og 33 % for de to år, respektive, vejtrafik med ca. 19 % henholdsvis 16 %, ikke-industriel forbrænding herunder boligopvarmning med ca. 16 % for år 2000 stignende til ca. 30 % i år 2008. Forudsættes det, som meget tyder på, at primære partikler er mere skadelige end sekundære partikler så er den ikke-industrielle forbrænding (inkl. individuel boligopvarmning) den største bidragsyder med ca. 39 % i år 2008.
- Der foreligger i dag et betydeligt bedre grundlag for vurdering af negative helbredseffekter relateret til luftforureningen i Danmark. På baggrund af den bedste nuværende viden er der ved beregningerne af langtids effekter forudsat samme skadelighed for alle typer af partikler uanset deres kemiske sammensætning og størrelse. Usikkerheden i fordelingen af kildernes bidrag til helbredseffekter er skitseret ved følsomhedsstudier af forskellig skadelighed af primært emitterede partikler og sekundært dannede partikler. På trods af dette er der fortsat væsentlig usikkerhed mht. blandt andet vurdering af hvilken rolle elementært kulstof og sod spiller i forhold til specielt korttidseffekter, som muligvis giver et yderligere bidrag til de samlede helbredseffekter. Der er også usikkerhed vedr. omfanget af helbredseffekter knyttet til bolig nær tæt trafik, som næppe beskrives tilstrækkeligt via PM_{2,5}. Dette område vil kunne belyses bedre ved brug af de beregningsmodeller, som er udviklet til vurdering af eksponering, og de sammenhænge til helbredsudfald, der er relateret til NO₂ i danske og internationale undersøgelser.

Videnskabelig sammenfatning

Siden 2002 er der gennem den kontinuerlige overvågning af luftkvaliteten i Danmark og gennem de af Miljøstyrelsen finansierede 3 partikelforskningsprojekter, kommet en betydelig bedre viden om de sundhedsskadelige luftforureningskomponenter, hvilket bl.a. har givet bedre beskrivelse af den kemiske sammensætning af partikelforureningen og ført til opstart af kontinuerede målinger af antallet af ultrafine partikler (UFP) i København og omegn. Således er der også siden den seneste partikelredegørelse fra 2005 fremkommet betydelig ny viden om niveauerne og udviklingstendenserne for de sundhedsskadelige luftforureningskomponenter. Det sidste gælder ikke mindst på partikelsiden, hvor der bl.a. i kraft af revisionerne af EU's luftkvalitetsdirektiver er kommet betydeligt mere fokus på overvågning af de sundhedsskadelige fraktioner af partikelforureningen. Samtidig er der i tillæg til måleprogrammerne udviklet eksponeringsmodeller på bybaggrunds- og adresseniveau. Det øgede datagrundlag på luftforureningsiden – og ikke mindst i forhold til partikelforureningen – har givet grundlag for en række epidemiologiske og toksikologiske studier. En række af disse studier blev gennemført inden for forskningscenteret AIRPOLIFE, men også inden for en række forskellige forsknings- og udredningsprojekter. I tillæg har Aarhus Universitet bl.a. indenfor forskningscenteret CEEH udviklet et beregningssystem, EVA, til kortlægning af helbredsskader og deres afledte omkostninger for samfundet. Alt i alt betyder det at der i dag er et mere detaljeret grundlag for at vurdere luftforureningens negative sundhedseffekter på den danske befolkning. Dette er således baggrunden for den foreliggende rapport.

Niveauer og udvikling i sundhedsskadelig luftforurening

Luftkvaliteten i Danmark følges rutinemæssigt inden for det danske luftovervågningsprogram, men suppleres ligeledes med målinger inden for diverse forsknings- og udredningsprojekter bl.a. partikelforskningsprojekterne. Tabel 2 opsummerer status for niveauer og udviklingstendenser for de mange luftforureningskomponenter. I 2012 overholder luftkvaliteten i Danmark såvel grænseværdier som målværdier med undtagelse af grænseværdien for NO₂ i Københavnsområdet. For mange af luftforureningskomponenterne er niveauerne endda lave set i forhold til målsætningerne. På trods af en stor grad af overholdelse af grænseværdierne, er det væsentligt at holde sig for øje, at der fortsat er tale om helbredseffekter i befolkningen, selv når koncentrationerne er under grænseværdier og målværdier.

Af tabel 2 fremgår det, at koncentrationerne er aftagende for langt hovedparten af luftforureningskomponenterne. Dette afspejler det faktum, at mange års internationale og nationale aftaler om reduktion af udledningerne har haft en positiv effekt. For fx bly har reduktionstiltagene endda været særdeles effektive, mens der for fx kvælstofdioxid (NO₂) har været tale om mere begrænsede reduktioner, hvilket er årsagen til, at der for denne forureningskomponent fortsat er problemer med overholdelse af grænseværdien. Kun for ozon (O₃) og benz(a)pyren er der ikke registreret fald. For ozon skyldes dette, at det har vist sig vanskeligere at reducere dannelsen af ozon i den nedre del af atmosfæren end oprindeligt vurderet. For benz(a)pyren er tidsserien for kort til at udviklingstendensen kan vurderes. For cadmium er der også kun registreret et lille fald siden 1990, hvilket dels skyldes at reduktionerne i udledningerne skete før 1990, og dels skyldes at niveauet er så

lavt, at der generelt er meget stor usikkerhed på måling af niveauerne af cadmium.

Tabel 2. Oversigt over niveauer og udviklingstendens for de vigtigste sundhedsskadelige luftforureningskomponenter. I kolonnen med overskridelsen af grænseværdier/målværdier er der ingen angivelse for de komponenter, hvor der ikke er fastlagt en grænseværdi/målværdi i EU-regi. I kolonnen med fald i niveau frem til 2012 angives først årstal for hvornår ændringerne er beregnet fra og dernæst det procentvise fald fra dette årstal og frem til 2012.

Fald i årstal og niveau til 2012:			
Luftforureningskomponent	Overskridelse af grænseværdier/målværdier	Fald i niveau frem til 2012	
		Årstal	%
<i>Gasser:</i>			
Kvælstofdioxid (NO₂)	2012/Ingen*	1990	25
Kvælstofdioxid (NO_x)		1990	50
Svovldioxid (SO ₂)	Ingen	1990	90
Kulmonooxid (CO)	Ingen	2000	60
Ozon (O ₃)	Ingen	1990	Uændret
Benzen	Ingen	2000	80
<i>Partikler:</i>			
Partikelantal (UFP)		2002	50
PM _{2,5}	Ingen	2007	30***
PM ₁₀	2008/2011**	2002	20
Sekundære Uorganiske Salte		1990	50
Elementært kulstof			
Elementært kulstof			
Organisk stof			
Benz(a)pyren (PAH)	Ingen	2008	Uændret
<i>Tungmetaller:</i>			
Bly	Ingen	1990	95
Arsen	Ingen	1992	75
Nikkel	Ingen	1990	30
Cadmium	Ingen	1990	10****

* Grænseværdien for årsmiddel er overskredet, mens timemiddelværdien ikke er overskredet

** Grænseværdien for årsmiddel blev senest overskredet i 2008, mens grænseværdien for døgnmiddel blev overskredet i 2011. Der var dog tale om en tilladelig overskridelse grundet vej- og havsalt.

*** Faldet er usikkert og er baseret på H.C. Andersens Boulevard, hvor der er et års længere tidsserie end på de øvrige stationer.

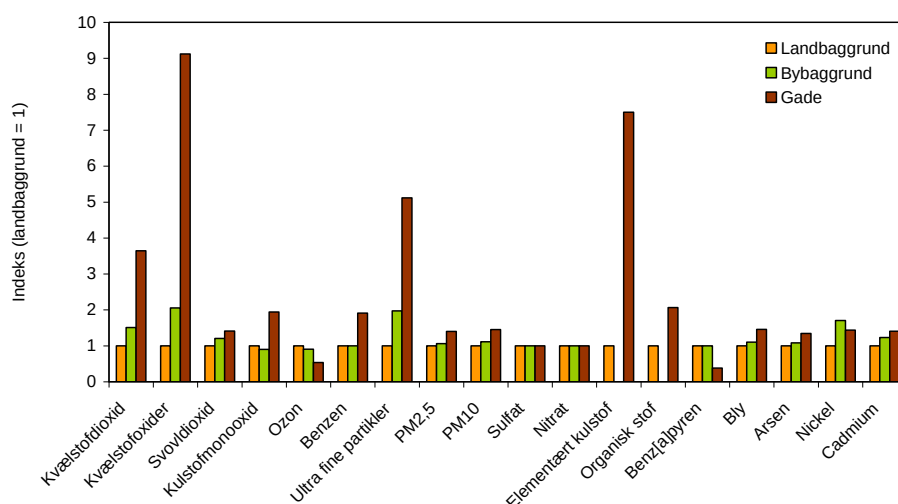
**** Koncentrationen af cadmium ligger tæt ved detektionsgrænsen, så derfor er faldet usikkert bestemt.

For en række af luftforureningskomponenterne er der relativt lille forskel mellem niveauerne målt i landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau (Se Figur 4). Det gælder fx PM_{2,5}, PM₁₀ samt de kemiske komponenter, som hovedsagelig er bundet til disse partikelfraktioner fx sulfat og tungmetaller. Årsagen til den lille forskel mellem de tre typer lokaliteter er, at luftforureningskomponenterne for størstedelen transporteres ind til byerne fra fjerne kilder (såkaldt langtransport), hvilket resulterer i lille geografisk variation og dermed også i lille variation mellem landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau.

For andre luftforureningskomponenter ses relativt stor forskel mellem landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau. Dette gælder navnlig for kvælstofoxider (NO_x)/kvælstofdioxid (NO₂), ultrafine partikler (UFP) og elementært kulstof (EC). Kilderne til disse forureningskomponenter er primært lokal vejtrafik. Disse forureningskomponenter har relativt korte levetider (for NO_x og NO₂ i størrelsesordenen 24 timer og for UFP er der tale om få minutter) i atmosfæren. Som følge af nærhed til kilderne og de relativt korte levetider, så måles der betydeligt højere koncentrationer på gadeniveau tæt ved den

lokale vejtrafik, mens koncentrationerne herefter hurtigt aftager med afstanden til de stærkt trafikerede gader.

De observerede koncentrationer i landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau (som vist i Figur 4) kan endvidere anvendes som et element i vurderingen af befolkningens eksponering. For NO₂ eksponeres man på gadeniveau således for 3-4 gange så høj en koncentration som i landbaggrund og omkring 2-3 gange så høj en koncentration som i bybaggrund. For PM_{2,5} (massen af partikler med en diameter under 2,5 µm) eksponeres man derimod kun for 10 % og 40 % højere koncentration på gadeniveau set i forhold til henholdsvis bybaggrund og landbaggrund. Når man skal vurdere befolkningens eksponering for de sundhedsskadelige luftforureningskomponenter er det gængs at tage udgangspunkt i koncentrationerne i bybaggrund, idet koncentrationerne i bybaggrund vurderes at svare nogenlunde til gennemsnitskoncentrationerne for de områder, hvor størstedelen af befolkningen lever.



Figur 4. Forskel i luftkvalitet i landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau for de vigtigste sundhedsskadelige luftforureningskomponenter. Niveaue i landbaggrund er indekseret til én, så det fremgår hvor meget forureningen med den givne komponent ændres fra landbaggrund til trafikeret gaderum. Værdierne er, hvor det er muligt, baseret på middelværdier fra alle de målestationer, hvor komponenten måles på. Elementært kulstof og organisk stof måles ikke i bybaggrund.

Eksponerings-respons sammenhænge mellem luftforurening og helbredseffekter i Danmark i en international kontekst

Der er gennemført en lang række studier af sundhedsskadelige effekter af luftforurening i Danmark i forhold til både kort- og langtidseksponering. Studierne viser samstemmende, at der er helbredseffekter af luftforurening i den danske befolkning, og at disse effekter mindst er på niveau med det man ser i internationale undersøgelser.

Det er vigtigt at skelne imellem viden relateret til langtidseffekter og korttidseffekter af partikelforurening, idet det videnskabelige grundlag for vurderingerne er forskelligt for de to typer af effekter. Den samlede viden støtter således, at estimatet for langtidseffekter for total dødelighed på 6,2 % per 10 µg/m³ stigning i PM_{2,5} nu er velunderbygget og væsentligt sikrere at overføre til danske forhold end tidligere. Det er desuden undersøgt om stigning i total dødelighed skyldes særlige indholdsstoffer i PM_{2,5}, hvor fokus

specielt er på EC/BC, men der er ikke i langtidsstudierne sikker evidens for, at EC/BC har en selvstændig stærkere effekt end øvrig PM_{2,5}. For korttidseffekter er der en sikker evidens for selvstændig effekt af EC/BC også efter justering for total PM_{2,5}. Dvs. at EC ofte kan forklare en væsentlig del den samlede fine partikkelmasses korttidseffekter, og at det giver selvstændig information som ikke alene kan forklares med PM_{2,5}. Denne viden på korttidseffekter understøttes både af et stort antal tidseriestudier samt af toksikologiske forsøg. Der kræves dog en nøjere undersøgelse af mulige overlap mellem de korttidseffekter, der knyttes til lokale emissioner af BC/EC og organisk kulstof (fx trafik og træfyring) og de langtidseffekter, der vurderes via bidrag til den samlede PM_{2,5} masse.

Et review fra Hoek et al., (2013) omfatter de hidtil mest omfattende tværgående analyser¹ angående undersøgelser af dødelighed i langtidsstudier. På baggrund af disse analyserne har man fastlagt bedste estimater og dette arbejde giver samtidig et godt grundlag for at sammenholde danske og internationale studier. Undersøgelserne omfatter død som følge af hjerte- og kredsløbssygdomme samt luftvejssygdomme og disse har man relateret til luftforureningsparametrene: PM_{2,5}, grove partikler (PM₁₀-PM_{2,5}), EC/BC og NO₂. En analyse af den tilgængelige litteratur vedr. dødelighed i langtidsstudier af luftforurening demonstrerer, at der kan være betydelig variation i effektestimaterne mellem de enkelte undersøgelser. Denne analyse tyder på, at anvendelsen af højere estimater end foreslået af Hoek et al., kan være velbegrundede. Samtidig tyder analysen på at der ikke er tale om lineære sammenhænge for PM_{2,5}. For lave PM_{2,5} koncentrationer er der lille effekt, derefter stiger effekten kraftigt, for så ved høje koncentrationer igen at flade ud. For danske forhold, ved de nuværende koncentrationsniveauer, kan eksponerings-respons funktionen med god tilnærmelse betragtes som lineær.

Total dødelighed (dødelighed af alle naturlige dødsårsager)

Total dødelighed er det måske mest undersøgte helbredsudfald, og samtidig det helbredsudfald for hvilket effektestimaterne forekommer mest sikre i forhold til langtidseksponering. Det samlede effektestimat på 6,2 % per 10 µg/m³ stigning i PM_{2,5} hviler således på kohorteundersøgelser tilsammen omfattende omkring 4 millioner mennesker. Derfor har effektestimatet snævre sikkerhedsgrænser, hvilket igen betyder at estimatet har stor troværdighed. Dette effektestimat har i en årrække været det mest anvendte i sundhedskonsekvensvurderinger, herunder også i denne rapport, men i forskellige sammenhænge forekommer dog også anvendelse af højere effektestimater. Den samlede viden viser således, at effektestimatet for total dødelighed på 6,2 % per 10 µg/m³ PM_{2,5} nu er velunderbygget og væsentligt sikrere at overføre til danske forhold end tidligere. For PM₁₀ konkluderer Hoek et al., (2013), at effektestimatet er lavere per 1 µg/m³ stigning i PM₁₀ nogenlunde svarende til den andel PM_{2,5} udgør af PM₁₀. Der er endvidere ikke sikker dokumentation for, at den grove partikelfraktion² har selvstændig langtidseffekt. Dette har således ikke kunnet påvises i de 4 studier, som specifikt har undersøgt denne fraktion. Dette forhold kan dog skyldes, at eksponeringsvurderingen er usikker pga. stor geografisk variation i massen af grove

¹ Der er tale om såkaldte metaanalyser, hvor man sammenstiller resultaterne fra alle undersøgelser publiceret i internationale tidsskrifter med peer review. Ved peer review udsættes artiklerne for bedømmelse af andre forskere på området, og de bliver kun publiceret, hvis arbejdet vurderes fagligt i orden. Ved metaanalysen fastlægger man et bedste estimat for eksponerings-respons relationen på baggrund af de publicerede resultater. Ved fastlæggelsen af dette bedste estimat foretages en vægtning efter omfanget af den enkelte undersøgelse.

² Den grove partikelfraktion er defineret som forskellen mellem PM₁₀ og PM_{2,5}: PM_{10-2,5}

partikler. For EC/BC finder man et effektestimat på 6,1 % øget dødelighed per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning. Man fandt, at dette nogenlunde svarede til denne komponents andel af $\text{PM}_{2,5}$ i studierne. Det betyder, at man for disse to forureningskomponenter finder nogenlunde samme effekt, når der ses på interkvartil ændring (fra nederste fjerdedel af alle målinger til øverste fjerdedel af alle målinger). For danske forhold varierer andelen af EC og BC i $\text{PM}_{2,5}$ betydeligt mellem fx gadeniveau og regional baggrund, og en selvstændig effekt af disse komponenter kan derfor have stor betydning i forhold til regulering. Der er imidlertid i disse langtidsstudier endnu ikke sikker dokumentation for, at EC/BC har en selvstændig stærkere effekt end øvrig $\text{PM}_{2,5}$. I denne sammenhæng er der endnu ikke gennemført tilstrækkeligt antal undersøgelser til at drage endelige konklusioner. For NO_2 er det samlede eksponeringsresponsestimat for total dødelighed på 5,5 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket stemmer godt overens med det tilsvarende estimat på 8 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ man har fundet for den danske Kost, Kræft og Helbred-kohorte.

Korttidseffekterne på total dødelighed er estimeret til omkring 0,5 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i PM_{10} ud fra et stort antal tidseriestudier i Europa og USA (Jannsen et al., 2012; Katsouyanni et al., 2009). Ved omregning af sod (black smoke) til EC (elementær kulstof) bliver koncentrationsresponsestimatet omkring 0,6 % per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det vil sige, at også her svarer effekten af EC meget godt til den i studierne fundne andel af den samlede PM masse. Igen skal man være varsom med at overføre til danske forhold, hvor EC andelen af partikelmassen varierer betydeligt mellem fx landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau. Her finder man til gengæld evidens for selvstændig effekt af EC også efter justering for total $\text{PM}_{2,5}$ (Jannsen et al 2012). Der er ikke data for total dødelighed i undersøgelser af korttidseffekter fra København, men da korttidseffekten på hjerte- og kredsløbssygdomsdødelighed og -sygelighed i København er i den høje ende af spektret, så må man forvente mindst lige så stor effekt på total dødelighed som man har fundet internationalt.

Dødelighed for hjerte- og kredsløbssygdomme

Hoek et al., (2013) gennemgang af hjerte- og kredsløbssygdomsdødelighed viser, at man typisk finder højere eksponeringsresponsestimater, samlet set 15 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$, sammenlignet med total dødelighed (6,2 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2,5}$). Der synes også at være stærkere effekt på hjerte- og kredsløbssygdomme end på total dødelighed for PM_{10} , EC/BC og NO_2 , men her er der ikke lavet større tværgående analyser til etablering af samlet effektestimat og statistisk analyse. I den danske undersøgelse af langtidseffekter i Kost, Kræft og Helbreds-kohorten er effektestimatet for hjerte- og kredsløbssygdomsdødelighed på 16 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 modelberegnet ved adressen, som er ca. dobbelt så stort som for total dødelighed (8 % per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2). For korttidseffekter på hjerte- og kredsløbssygdomsdødelighed ligger effektestimatet i København på ca. 2 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i PM_{10} ; et fund der ikke er statistisk signifikant, men dog foreneligt med tilsvarende internationale resultater, som ligger i intervallet 0,5 % til 2 % for samme stigning i PM_{10} . Dvs. at korttidseffekter for hjerte- og kredsløbssygdomsdødelighed formentligt er stærkere end tilsvarende effekter for total dødelighed. Dette svarer til hvad man har fundet for langtidseffekter, men for korttidseffekter er der ikke velegnede metaanalyser til at belyse resultaterne nøjere. For indlæggelser pga. hjerte- og kredsløbssygdomme er det bedste bud på effektestimatet af korttidseffekter svarende til det fundne for dødelighed, dvs. 2 % stigning per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i PM_{10} .

Tabel 3. Estimer af helbredseffekter i form af total dødelighed og dødelighed af hjerte- og kredsløbssygdomme og luftvejssygdomme i langtidsstudier samlet af Hoet et al., (2013). Data er samlet effektestimat (95 % sikkerhedsgrænser) i metanalyse eller spændvidde af de refererede undersøgelser per angivne ændring i de enkelte eksponeringsmål.

Helbredsudfald	PM ₁₀ per 10 µg/m ³	PM _{2,5} per 10 µg/m ³	EC/BC per 1 µg/m ³	NO ₂ per 10 µg/m ³
Total død	3,5 % (0,4 % - 6,6 %)	6,2 % (4,1 % - 8,4 %)	6,1 % (4,9 % - 7,3 %)	5,5 % (3,1 % - 8 %)
Kardiovaskulær død	2 % til 8 % (PM _{10-2,5})	15 % (4 % - 27 %)	4 % til 11 %	-2 % til 36 %
Respiratorisk død	4 % til 67 %	2,9 % (-6 % - 13 %)	11 %	3 % til 197 %

Dødelighed og indlæggelser for respiratoriske sygdomme (luftvejssygdomme)

For respiratorisk dødelighed konkluderer Hoek et al., (2013), at det samlede effektestimat i metaanalyser er 2,9 % per 10 µg/m³ PM_{2,5}. Resultatet har imidlertid meget vide sikkerhedsgrænser, dvs. det er behæftet med stor usikkerhed og det er endvidere ikke statistisk signifikant. Hoek et al., (2013) konkluderer også, at der ikke er sikker evidens for, at langtidseffekten er større end den akutte effekt set samlet i internationale studier på ca. 1 % per 10 µg/m³ PM_{2,5}. Effektestimatet for respiratorisk dødelighed er dog noget højere for de trafikrelaterede komponenter i form af NO₂ og NO_x og alle 6 studier er signifikante. Enkelte studier med BC og PM₁₀ peger i samme retning, men for disse forbindelser er der ikke lavet metaanalyse til brug for et samlet effektestimat. Den tilsyneladende væsentligt lavere effekt af PM_{2,5} på respiratorisk dødelighed i forhold til hjerte- og kredsløbssygdomsdødelighed i kohortestudierne stemmer godt overens med den større effekt på dødelighed af hjerte- og kredsløbssygdomme end på luftvejssygdomme i korttidsstudierne fra København. Der er desværre ikke lavet studier af dødelighed relateret til luftvejssygdom ved langtidseksponering i de danske kohorter. Studier har dog vist at nye tilfælde af lungesygdom målt som første indlæggelse for KOL (kronisk obstruktiv lungesygdom) eller astma blandt ældre er knyttet til NO₂ ved adressen. I disse studier er eksponeringen bestemt ved beregninger af trafikrelateret NO₂ på adresseniveau.

Lungekræft indgår ikke i respiratorisk mortalitet, men ud af 8 internationale studier viser de 7 øget risiko for mortalitet og forekomst med effektestimater per 10 µg/m³ PM_{2,5} på mellem 3 og 40 %. I de danske kohortestudier er effektestimatet på forekomst af lungekræft henholdsvis 9 og 37 % per 100 µg/m³ NO_x modelberegnet for adressen, hvilket er centralt eller i den lidt lavere ende af tilsvarende internationale fund.

Korttidsstudierne af indlæggelser eller symptomer af luftvejssygdom i alle aldre i København viser at PM₁₀ og NO₂ begge kan have selvstændig effekt på lungerne. Effektestimaterne vedrørende indlæggelser for luftvejssygdomme viser en 3-4 % øgning per 10 µg/m³ stigning i både PM₁₀ og NO₂ i København, hvilket vil sige et lidt højere koncentrations-respons estimat end fundet i internationale studier.

Andre helbredseffekter

Studier har vist sammenhæng mellem luftforurening og en lang række andre helbredseffekter på både kort og lang sigt knyttet til udsættelse for luftforurening. Disse effekter omfatter bl.a. spædbarnsdødelighed, nedsat fødselsvægt, påvirkning af intelligensudvikling, udvikling af lungefunktion, di-

abetes, slagtilfælde og andre kræftformer end lungekræft efter langtidsudsættelse. Ligeledes er der korttidseffekter på indlæggelser for andre sygdomme, samt symptomer, medicinforbrug og sygedage, som ikke er behandlet her.

Elementært kulstof og helbredseffekter

Elementært kulstof, målt som (EC) eller som black carbon (BC), har vist sig at være associeret med helbredseffekter i et omfang således, at effekten af 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nogenlunde svarer til effekten af 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $\text{PM}_{2.5}$, og at der ofte er en selvstændig effekt af EC i korttidsstudier (Hoek et al 2013; Janssen et al., 2011, 2012). Dvs. at EC ofte kan forklare en væsentlig del den samlede fine partikelmasses korttidseffekter, og at denne komponent giver selvstændig effekt udover det man ser for $\text{PM}_{2.5}$. Dette er dog endnu ikke sikkert dokumenteret i kohortestudier af langtidseffekter, måske fordi der mangler uafhængige mål for begge komponenter, og fordi eksponeringsvurdering for befolkningen under alle omstændigheder vil være meget sværere for EC/BC pga. større geografisk variation end for total $\text{PM}_{2.5}$. I en konsekvensanalyse af en potentiel reduktion i negative helbredseffekter ved en hypotetisk trafikregulering tog man udgangspunkt i ændringen i de vej-nære forureningsniveauer af henholdsvis elementært kulstof og partikelmasse i form af $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} (Janssen et al., 2011). Analysen pegede på at effekten på de negative helbredseffekter ved en reduktion på 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ elementært kulstof var større end for $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} , hvorimod effekterne var sammenlignelige ved relative ændringer i niveauerne. Et andet review, der kombinerede tidsseriestudier, panelstudier og toksikologiske forsøg med udsættelse af mennesker, dyr eller celler støtter betydningen af EC og organisk kulstof som værende et vigtigt mål for risiko for helbredseffekter (Rohr og Wyzga 2012). Der er således grund til at inddrage EC i måleprogrammer, mulighed for at bruge EC som en del af scenarier til at vurdere effekt af reduktion af emissioner, og behov for mere forskning i de tilknyttede helbredseffekter. Mens der knapt er grundlag for at betragte EC/BC særskilt i forhold til det øvrige $\text{PM}_{2.5}$ i centrale sundhedskonsekvensvurderinger endnu, er der god grund til at inddrage de sandsynlige stærkere effekter i følsomhedsanalyser og til belysning af særlige tiltag, der nedbringer EC/BC specifikt.

Partikelantal og helbredseffekter

Trods stort fokus på ultrafine partikler (<100 nm) og omfattende målinger (som antal partikler i luften, der dog ofte også omfatter de lidt større partikler mellem 100 og 700 nm (i byområde typisk 5-10 % af det samlede antal partikler mellem 0 og 700 nm)), er epidemiologisk baseret viden om sammenhæng med helbredseffekter meget beskednen. Dette skyldes bl.a. at måling af partikelantal ikke er obligatorisk i måleprogrammer i relation til EU's direktiver men også tekniske udfordringer ved opretholdelse af måleprogram over lang tid, at der er meget stor geografisk variation i koncentrationerne samt indflydelse fra naturlige kilder. Der er ingen kohorteundersøgelser til belysning af langtidseffekter og selv tidsseriestudier er få (heraf flere fra København) og formentligt behæftet med stor usikkerhed i antagelsen om eksponering af den undersøgte befolkning. Enkelte studier har fundet sammenhænge til dødelighed og/eller sygelighed, men der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for estimering af koncentrationsresponsfunktioner for partikelantal. Dette er på trods af et meget betydeligt toksikologisk grundlag, som peger på at primære kulstofbaserede forbrændingspartikler er særligt toksiske i både lunger og kredsløb.

Samlede bidrag til helbredseffekter af kilder til luftforurening

En meget væsentlig del af sundhedskonsekvensvurderinger af luftforurening hviler på massen af $PM_{2,5}$, hvor effektestimaterne og eksponeringsvurderingen er mest sikre. Der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for at skelne mellem effekter knyttet til de forskellige kilder til $PM_{2,5}$ inklusive langtransport og lokale bidrag, eller til fx kemisk sammensætning. Dvs. at i de hidtidige vurderinger vægter udstødningspartikler det samme som fx ammoniumnitrat per masseenhed, selvom toksikologiske undersøgelser peger på, at fx forbrændingspartikler indeholdende kulstof, metaller og organiske forbindelser fra dieseludstødning er særligt farlige. Det betyder, at man formentligt undervurderer effekten af de lokaler kilder fra især vejtrafik. Dette betyder, at de samlede sundhedskonsekvenser af luftforurening kan være større end de nuværende vurderinger. Netop de sundhedskonsekvenser, der er knyttet til lokale trafikbidrag er vigtige, fordi lokal regulering med henblik på nedsættelse af trafikemission vil have gavnlige effekter lokalt set, mens effekten af sådanne tiltag vurderet på baggrund af effekter der knyttes til $PM_{2,5}$ masse vil være meget lille.

Brug af EC/BC kan muligvis bidrage til en bedre vurdering af mere specifikke effekter af forbrændingspartikler. Der mangler imidlertid fortsat eksponeringsresponsfunktioner fra internationale og/eller danske studier. Derimod giver det meget omfattende danske datamateriale for langtidseffekter knyttet til trafikrelateret forurening ved bolig, vurderet som NO_2 og/eller NO_x , mulighed for at belyse sundhedskonsekvenser af lokale bidrag meget detaljeret. Den lokale variation i NO_2 eller NO_x er drevet af den lokale trafikthed og -sammensætning, samt trafikmønstre, topografiske og meteorologiske forhold. Endvidere er det sådan, at den lokale variation i NO_2 og NO_x til dels reflekterer den lokale variation i bl.a. sodpartikler. NO_2 er i sig selv næppe den eneste eller vigtigste årsag til disse helbredseffekter, men denne gas repræsenterer i et vist omfang et samlet mål for den sundhedsskadelige emission, inklusive sodpartikler, fra lokal vejtrafik. Ved at benytte eksponeringsmodellerne og effektestimaterne fra danske og internationale undersøgelser er det formentligt muligt at få en realistisk vurdering af sundhedskonsekvenserne af lokal trafikemission, ligesom det burde være muligt at estimere gunstige helbredseffekter af emissionsbegrænsende tiltag så som miljøzoner og trængselsafgifter. Der kræves dog yderligere undersøgelser af mulige overlap mellem de kortidseffekter, der knyttes til lokal trafikemission, og de langtidseffekter, der vurderes via bidrag til $PM_{2,5}$.

Beregninger af helbredseffekter og relaterede omkostning ved luftforurening i Danmark

Det integrerede modelsystem, EVA, er udviklet til at beregne helbredseffekter fra luftforurening og relaterede eksterne omkostninger fra specifikke kilder eller emissionssektorer. EVA-systemet er anvendt for forskellige emissionsscenarier, med henblik på at vurdere helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger fra den totale luftforurening, som omfatter både menneskeskabte og naturlige kilder, bidraget fra den internationale skibstrafik, samt bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa og Danmark. Bidraget fra den internationale skibstrafik og for den totale luftforurening er beregnet for fire forskellige år (2000, 2007, 2011 og 2020), mens bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer i Danmark er beregnet for årene 2000 og 2008 for at vurdere udviklingen over tid.

Grundlaget for systemet er Aarhus Universitets luftkvalitetsmodeller samt eksponeringsrespons funktioner, som er bestemt ud fra de internationale

studier. I resultaterne er det forudsat at toksiciteten af atmosfæriske partikler er den samme for alle typer af partikler. Som et bidrag til at belyse effekten af forskellig skadelighed af forskellige typer partikler, er der udført en følsomhedsanalyse, hvor højere toksicitet er forudsat for primært emitterede partikler og lavere toksicitet for de sekundært dannede uorganiske partikler.

I EVA systemet er der inkluderet 16 forskellige helbredseffekter, heriblandt luftvejssygdomme, sygedage, hospitalsindlæggelser, tilfælde af hjertesvigt, samt for tidlige dødsfald. Antallet af for tidlige dødsfald i hele Danmark relateret til langtidseksponering for den totale luftforurening (både menneskeskabte og naturlige kilder) er beregnet til ca. 4.000 i år 2000 faldende til ca. 2.200 i år 2020. Tallet for år 2011 er ca. 3.300 og hertil kommer antallet af akutte for tidlige dødsfald på ca. 140. I disse beregninger er effekten fra nogle partikler ikke medtaget, da fx sekundære organiske partikler endnu ikke er beskrevet i modelsystemet. I en rapport udført for Københavns Kommune (Brandt et al., 2013c), er der lavet beregninger for hovedstadsregionen, hvor den manglende partikelmasse (fx organiske partikler) er lagt til modelresultatet ud fra målinger i området. Her beregnes antallet af kroniske for tidlige dødsfald i hovedstadsregionen til ca. 1.500 og til ca. 540 i Københavns og Frederiksberg Kommuner.

De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark relateret til luftforurening er beregnet til at ca. 34 mia. DKK/år for år 2000 faldende til ca. 19 mia. DKK/år i år 2020. Faldet skyldes de generelle emissionsreduktioner i Europa, forudsat at emissionslofterne aftalt i relation til Gøteborg protokollen overholdes for alle landene og forudsat at reguleringen af den internationale skibstrafik ved indførelsen af SECA (Sulphur Emission Control Area) i Nordsøen og Østersøen fortsætter. Den internationale skibstrafik bidrager ifølge beregningerne med ca. 18 % af de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark.

Tabel 4 viser beregningsresultater for bidragene fra de 10 overordnede emissionssektorer til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa og Danmark. Tabellen viser både bidraget fra alle europæiske emissionssektorer for år 2000, samt bidraget fra emissionssektorerne i Danmark alene for årene 2000 og 2008. De danske emissioner bidrager med ca. 25 % af omkostningerne relateret til den totale luftforurening i Danmark, mens bidraget fra udlandet, inkl. den internationale skibstrafik, er ca. 75 %.

Ser vi på bidraget fra den grænseoverskridende luftforurening til Danmark, er de største bidragydere fra de europæiske emissioner i år 2000 til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark følgende: Kraftværkerne, som bidrager med ca. 19 %, landbrugssektoren, som bidrager med ca. 26 % og vejtrafikken med ca. 23 %. Den ikke-industrielle forbrænding (herunder boligopvarmning) bidrager med ca. 10 % af det samlede europæiske bidrag.

De største bidragydere fra de danske emissionssektorer (svarende til de resterende 25 %) i år 2000, til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger med hensyn til effekter i Danmark alene, er landbrugssektoren med ca. 40 %, vejtrafik med ca. 19 % og den ikke-industrielle forbrænding (som indeholder boligopvarmning, hvoraf 90 % skyldes træfyring) med ca. 16 %. Den relative betydning af de enkelte emissionssektorer ændrer sig over tid, hvilket ses i resultaterne for 2008, hvor den ikke-industrielle forbrænding er steget til ca. 30 %, mens bidraget fra landbrugssektoren er faldet til ca. 33 %.

Forudsættes det, at de primært udledte partikler er mere skadelige end de sekundære uorganiske partikler, så er den ikke-industrielle forbrændingssektor den største bidrager med ca. 39 %, mens landbrugssektoren falder til ca. 25 % og vejtrafikken til ca. 18 %. Den største usikkerhed mht. de forskellige sektors bidrag til helbredsrelaterede omkostninger er relateret til forudsætningen om at alle partikler er lige skadelige, da sammensætningen af partikler fra de forskellige sektorer er forskellig.

Alle resultaterne peger på træfyring som den største danske bidrager til helbredseffekter i Danmark med knap 40 % af bidraget fra danske kilder. Hertil kommer at EVA systemet ikke pt. kan medregne bidraget fra de sekundære organiske partikler, hvor træfyring anses for at være en væsentlig kilde til disse partikler. Derfor kan bidraget fra træfyring i Danmark være endnu større, hvis effekten af disse partikler medtages.

Disse beregninger baserer sig på eksponeringsrespons relationer for langtidseffekter som er fastlagt før analyserne præsenteret i rapportens øvrige afsnit. En opdatering af disse relationer vil dog ikke ændre resultaterne.

Tabel 4. Bidrag i % fra de 10 overordnede europæiske og danske emissionssektorer til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa og Danmark for to forskellige emissionsår (2000 og 2008). Tallene i parentes repræsenterer et følsomhedsstudie for at vurdere effekten af at tildele forskellig toksicitet til de primært emitterede og de sekundært dannede partikler med faktorerne henholdsvis 1,3 og 0,7, som benyttet i Needs (2007).

Emissionssektor	Emissionsår 2000				Emissionsår 2008	
	Emissioner i Europa		Emissioner i Danmark		Emissioner i Danmark	
	% af omkostninger i Europa	% af omkostninger i Danmark	% af omkostninger i Europa	% af omkostninger i Danmark	% af omkostninger i Europa	% af omkostninger i Danmark
1. Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (SNAP1)	24	19	10	6	9	4 (3)
2. Ikke-industriel forbrænding, fx. forbrænding i husholdninger og handel og service (SNAP2)	10	10	9	16	18	30 (39)
3. Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed (SNAP3)	8	7	5	4	7	4 (4)
4. Industrielle processer (SNAP4)	7	5	2	3	2	2 (2)
5. Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas (SNAP5)	1	1	2	2	1	2 (1)
6. Anvendelse af produkter (SNAP6)	2	2	3	3	2	2 (2)
7. Vej transport (SNAP7)	18	23	18	19	17	16 (18)
8. Andre mobile kilder (SNAP8)	7	7	8	7	8	5 (6)
9. Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding (SNAP9)	1	1	1	0	1	0 (0)
10. Landbrug (SNAP10)	24	26	43	39	36	33 (26)
Sum	100	100	100	100	100	100 (100)

Perspektivering ved metoder og fremtidigt fokus

De tværgående analyser præsenteret i Janssen et al., (2011), Reche et al., (2011) samt Rohr and Wyzga (2012) peger på elementært kulstof og muligvis også organisk kulstof som bedre indikatorer for negative helbredseffekter sammenlignet med PM. Indtil videre er datagrundlaget imidlertid ikke tilstrækkeligt stort til at drage vidtrækkende konklusioner. Såfremt elementært kulstof er en bedre indikator for de negative helbredseffekter har dette væsentlig betydning for allokeringen til kilderne. Elementært kulstof udgør en relativt større fraktion af PM i byerne end ude på landet, og disse resultater kan således pege på lokale kilder som mere skadelige end den langtransporterede PM. Resultaterne kan således ændre vores kortlægning af hvorledes

de negative helbredseffekter er relateret til luftforurening og ligeledes have betydning for valget af reguleringsstrategi fremover.

Der er indtil videre ikke gennemført danske epidemiologiske undersøgelser rettet mod forurening fra træfyrede anlæg. En canadisk undersøgelse har vist en sammenhæng mellem mere end 6 måneders eksponering for brænderøg gennem træfyring i forbindelse med madlavning og forskellige symptomer på luftvejssygdom (Barry et al., 2010) og mellem brænderøgseksponering og akut bronkitis i Vancouver området (Karr et al., 2009). Nye studier fra USA og Australien viser også at astmasygelighed hos børn og dødelighed hos voksne nedsættes efter vellykkede kampagner med reduktion af emission af brænderøg (Johnston et al., 2013; Noonan et al., 2012). Undersøgelser af udsættelse af mennesker har vist at selv høje koncentrationer i få timer giver anledning til få målbare effekter i lunger og kredsløb. Toksikologiske studier har indikeret, at disse udledninger muligvis er mindre skadelige end fx udledninger fra vejtrafikken. Omfanget af udledningerne fra træfyrede anlæg er imidlertid betydelig. Der er således fortsat stort behov for at gennemføre epidemiologiske undersøgelser, som direkte kan undersøge koblingen mellem udledninger fra træfyrede anlæg i Danmark og negative helbredseffekter i befolkningen.

I forhold til "Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark - Luftkvalitets- og sundhedsvurdering" studiet fra 2001, så er der i dag etableret PM_{2,5} og PM₁₀ målinger i bybaggrund i København. Det er således ikke længere nødvendigt at skønne byens bidrag til PM₁₀ ud fra forholdet mellem NO_x og PM₁₀ i udledningerne, og antage at dette forhold også er gældende i bybaggrund. Måledata er naturligvis uvurderlige i forhold til at vurdere tidslige variation fx døgn til døgn i befolkningens eksponering til luftforurening. Målinger findes fortsat kun i landets fire største byer og ved et begrænset antal målinger i landbaggrund, hvilket betyder at målinger nødvendigvis må suppleres med andre metoder. Det mest oplagte er her at gøre brug af de stadig mere detaljerede luftkvalitetsmodeller. Det integrerede modelsystem, THOR, består af en kobling af modeller der dækker forskellige skalaler; regional skala, byskala og helt ned i de enkelte gader. DCE's model for regional skala (DEHM) dækker hele den nordlige halvkugle og er udviklet til højere og højere opløsning desto tættere vi kommer på Danmark og kan pt. beregne data med en opløsning af ca. 5 km x 5 km over Danmark. Disse er koblet til en model på byskala (UBM) med en opløsning på 1 km x 1 km, som igen er koblet til en model på gadeskala (OSPM) til beregninger for de enkelte gadenum. I forbindelse med beregninger foretaget inden for epidemiologiske studier anvendes AirGIS systemet. AirGIS omfatter en serie af semi-automatiske GIS rutiner baseret på fortolkninger af digitale kort og registerdata (BBR, CER mfl.) som genererer input data til beregninger med gadeluftmodellen OSPM. AirGIS systemet har været anvendt til at gennemføre beregninger til omfattende antal adresser inden for kohorte studier (bl.a. 200.000 adresser inden for Kost Kræft Helbreds-kohorten) og er pt. under anvendelse til en kortlægning for samtlige danske adresser.

Det anbefales:

- At der foretages detaljerede analyser af betydning af de nye forskningsresultater, som peger på, at elementært kulstof (EC) kunne være en bedre indikator for luftforureningens sundhedseffekter end $PM_{2,5}$, som er den nu anvendte indikator. Dette indbefatter bl.a. modelberegninger af den geografiske fordeling af sundhedseffekterne, som forventes at være væsentligt anderledes på basis af elementært kulstof frem for $PM_{2,5}$. Herunder bør det belyses, hvilke konsekvenser dette kan have for fremtidig regulering af partikelforureningen.
- At der gennemføres epidemiologiske undersøgelser rettet mod belysning af de negative helbredseffekter af røg fra træfyrede anlæg i Danmark.
- At nye beregninger af helbredseffekter og relaterede omkostninger i Danmark gennemføres med en forbedret beskrivelse af udledninger fra brændeovne.
- At der ved hjælp af eksponeringsmodeller og effektestimater fra danske undersøgelser arbejdes på en realistisk vurdering af sundhedskonsekvenserne af lokale trafikudledninger, samt at der arbejdes på estimering af gunstige helbredseffekter der vil belyse resultatet af udledningsreducerende tiltag.

1 Indledning

Det er velkendt, at luftforurening medfører en række negative helbredseffekter i befolkningen, og at disse effekter omfatter såvel korttids- som langtidseffekter. Negative helbredseffekter relateret til luftforurening finder man således også i den danske befolkning, og det selv om niveauerne af luftforurening i Danmark, blandt andet som følge af et blæsende klima, men også på grund af regulering af udslip, er relativt moderate sammenlignet med mange andre lande i verden. En optimal regulering af luftforureningen i Danmark med henblik på at begrænse disse negative helbredseffekter kræver naturligvis viden om problemets omfang, men også information om hvilke luftforureningskomponenter med tilhørende kilder, som er årsag til de negative effekter.

Denne rapport er en opfølgning på tilsvarende tidligere redegørelser omkring luftforureningens helbredseffekter i Danmark, hvoraf den seneste var "Luftforurening med partikler i Danmark" fra 2005. Siden redegørelsen fra 2005 har en lang række forsknings-, overvågnings- og udredningsprojekter givet væsentlig ny viden på området. Den foreliggende rapport gør derfor status over vores nuværende viden om luftforureningens negative helbredseffekter i den danske befolkning.

Luftforureningen i Danmark følges rutinemæssigt i forbindelse med den løbende danske overvågning af luftkvalitet. I takt med implementering af EU's reviderede luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er det danske overvågningsprogram blevet modificeret således, at det i dag har større fokus på den sundhedsskadelige luftforurening end tidligere. Målingerne suppleres med beregninger med luftkvalitetsmodeller til vurdering af niveauerne på lokaliteter hvor der ikke måles, men også til vurdering af bidraget fra forskellige kilder, og effekter af nuværende og kommende regulering af udledninger. I tillæg til overvågningen har Miljøstyrelsen siden 2002 løbende finansieret gennemførelsen af 3 partikelforskningsprojekter. Disse projekter har bl.a. ført til bedre beskrivelse af den kemiske sammensætning af partikelforureningen i Danmark, men har også ført til opstart af kontinuerede målinger i København og omegn af antallet af ultrafine partikler i luften.

Aarhus Universitet har i tillæg til aktiviteterne inden for overvågningsprogrammet og partikelforskningsprojekterne ligeledes udviklet egentlige eksponeringsmodeller på bybaggrunds- og adresseniveau. Det øgede datagrundlag på luftforureningssiden – målinger såvel som beregninger – har givet grundlag for en række danske epidemiologiske og toksikologiske undersøgelser. En række af disse studier er gennemført inden for forskningscenteret AIRPOLIFE, men tilsvarende studier er gennemført inden for en række andre forsknings- og udredningsprojekter. Samtidig er der internationalt gennem de senere år gennemført en lang række forskningsprojekter, som har bidraget med væsentlig ny viden omkring sammenhængen mellem luftforurening og negative helbredseffekter i befolkningen. Alt i alt betyder det, at der i dag er et mere detaljeret grundlag for at vurdere luftforureningens negative helbredseffekter på den danske befolkning. Dette nye videngrundlag er baggrunden for den foreliggende rapport.

Rapporten omfatter en dansk sammenfatning, et engelsk summary samt 8 kapitler. Denne indledning udgør det første kapitel. De øvrige kapitler har følgende indhold:

Kapitel 2 i rapporten giver en beskrivelse af vores viden om niveauer og udvikling i den sundhedsskadelige luftforurening i Danmark. Beskrivelsen tager udgangspunkt i målinger af de vigtigste sundhedsskadelige luftforureningskomponenter foretaget inden for de danske overvågningsprogrammer og partikelforskningsprojekterne. Måleresultaterne diskuteres i relation til blandt andet grænseværdier og udviklingstendens.

Kapitel 3-6 omhandler vores viden om de sundhedsskadelige effekter af luftkvalitet. Kapitel 3 handler om korttidseffekter med fokus på studier af luftforureningsepisoder i København, hvor der sammenfattes en række forskningsprojekter gennemført over de seneste 5-10 år.

Kapitel 4 ser på langtidseffekter med fokus på resultaterne fra danske studier af udsættelse for luftforurening fra trafik; igen er udgangspunktet danske forskningsprojekter fra de seneste 5-10 år. Kapitel 5 ser på, hvad vi har lært ud fra de senere års internationale studier af langtidseffekter. Endelig er resultaterne af Kapitel 3-5 sammenfattet i Kapitel 6.

Kapitel 7 beskriver beregninger af sundhedsskadelige effekter og relaterede omkostninger af luftforurening i Danmark. Beregningerne er foretaget med det danske beregningssystem EVA og ser på betydningen af såvel danske som udenlandske kilder til luftforurening. Beregningerne er foretaget med udgangspunkt i publicerede eksponeringsrespons relationer for de enkelte luftforureningskomponenter.

Kapitel 8 indeholder en diskussion og perspektivering. Der ses på betydningen af resultater fra internationale reviews fra de senere år, hvor man har peget på elementært kulstof og muligvis også organisk kulstof som bedre indikatorer for helbredseffekter sammenlignet med den traditionelt anvendte indikator baseret på partikelmasse. Endvidere ses der på betydningen af brændeovne og andre træfyrede anlæg som er de største kilder til danske udledninger af partikler – et område som endnu ikke er belyst ved epidemiologiske studier i Danmark. Sidst i afsnittet ses på tidligere, nuværende og fremtidige metoder til vurdering af eksponering i den danske befolkning og hvilken betydning valg af metode har for vores vurderingsgrundlag.

2 Niveauer og udviklingstendens for den sundhedsskadelige luftforurening

Siden 2003, hvor den seneste partikelredegørelse udkom, er der skabt betydelig ny viden omkring forureningen med sundhedsskadelige luftforureningskomponenter i Danmark ligesom der for hovedparten af luftforureningskomponenterne er sket et fald i niveauerne.

Den ny viden om de danske luftforureningsforhold er for en stor del etableret i forbindelse med den løbende overvågning af luftkvalitet i Delprogram for luft under det Nationale Overvågningsprogram for Natur og Vandmiljø (NOVANA). I takt med implementering af det reviderede luftkvalitetsdirektiv (EC, 2008) er overvågningsprogrammet blevet modificeret således, at det i dag har større fokus på den sundhedsskadelige luftforurening end tidligere. Dette betyder bl.a. at programmet i dag omfatter kontinuerede målinger af PM_{2,5} på 8 målestationer og elementært carbon (EC) på to målestationer. Ved udarbejdelse af Partikelredegørelsen fra 2003 var disse målinger endnu ikke etableret.

Der er endvidere blevet gennemført en lang række udrednings- og forskningsprojekter med fokus på at få en bedre forståelse af navnlig forureningen med partikler. Siden 2002 har Miljøstyrelsen løbende finansieret gennemførelsen af 3 partikelforskningsprojekter, hvilket bl.a. har ført til bedre beskrivelse af den kemiske sammensætning af partikelforureningen og ført til opstart af kontinuerede målinger af antallet af ultrafine partikler i København og omegn.

Som grundlag for vurdering af den sundhedsskadelige effekt af luftforureningen gives i nærværende kapitel en opdateret status for niveauer og udviklingstendens for de vigtigste sundhedsskadelige luftforureningskomponenter i Danmark. Den første halvdel omhandler de sundhedsskadelige gasser (svovldioxid (SO₂), kulmonooxid (CO), ozon (O₃), kvælstofdioxid (NO₂), let flygtige organiske komponenter (VOC)), mens den anden halvdel omfatter forureningen med partikler. For at sætte udviklingstendenserne i perspektiv er der, hvor det er muligt, lavet en sammenligning med udviklingstendenserne for udledning af de pågældende luftforureningskomponenter.

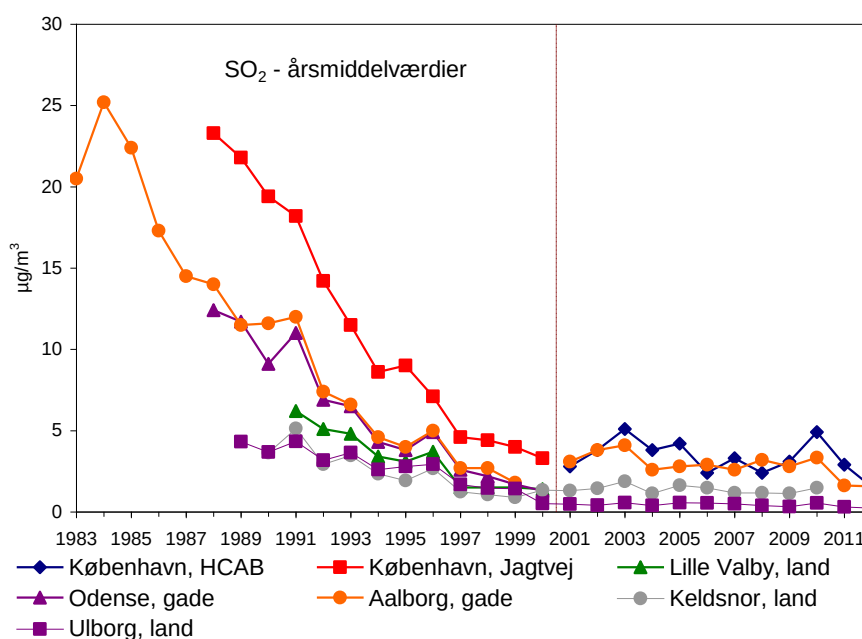
Størstedelen af de refererede data stammer fra overvågningsprogrammet (Ellermann et al., 2012 a, b). For at gøre teksten så læsevenlig som muligt er der kun tilføjet referencer i de tilfælde, hvor data ikke stammer her fra.

2.1 Svovldioxid

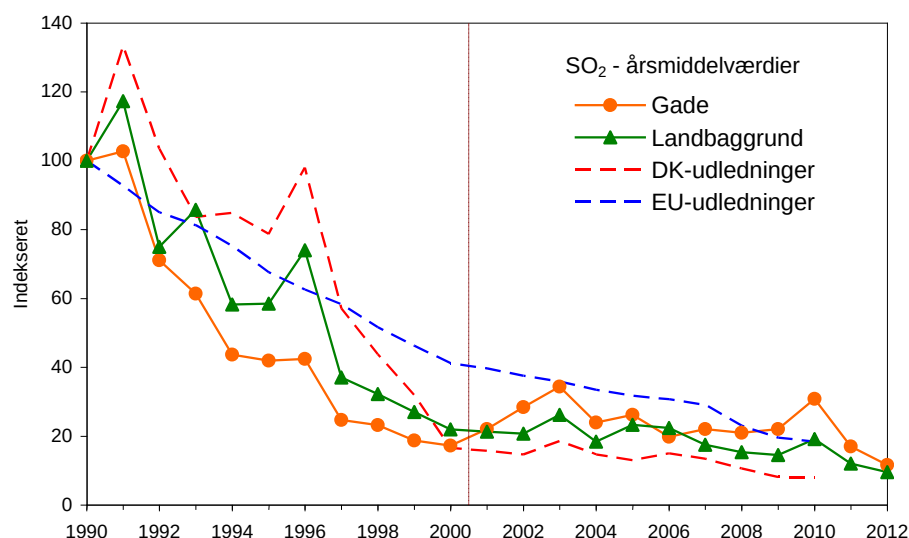
Siden 1970'erne har der været stor fokus på reduktion af udledningerne af SO₂ til luften i relation til forsurening af de europæiske skove og naturområder og SO₂ var derfor en af de første luftforureningskomponenter, der blev reguleret på internationalt og nationalt niveau. SO₂ er også sundhedsskadelig, hvilket har medført, at der også i relation til EU's luftkvalitetsdirektiver er fastsat grænseværdier for hvor store koncentrationer, der må forekomme af SO₂ i de enkelte medlemsstater. I henhold til det seneste luftkvalitetsdirektiv fra 2008 (EC, 2008) er der to grænseværdier, som er rettet mod de kortsigtede effekter af SO₂. Timemiddelværdien må ikke overskride 350 µg/m³ mere end 24 gange om året, og samtidigt må døgnmiddelværdien ikke overskride 125 µg/m³ mere end 3 gange om året. Grænseværdierne har været gældende

siden 2005 og de har været overholdt i Danmark lige siden 2001, hvor der blev begyndt målinger af timemiddelværdier af SO₂, for at tage højde for vedtagelse af det da gældende første EU-datterdirektiv som bl.a. fastlægger grænseværdierne for SO₂ (EC, 1999). I 2011 lå den højeste timemiddelværdi for SO₂ målt i Danmark på 24 µg/m³, hvilket er under en tiendedel af grænseværdien på 350 µg/m³ og den maksimale døgnmiddelværdi ligger ligeledes langt under grænseværdien på 125 µg/m³.

Figur 2.1 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdien af SO₂ målt i de danske byer og på målestationerne i landbaggrundsområderne. Siden 1980'erne er koncentrationen faldet med omkring en faktor 5-10 på hovedparten af målestationerne. Figur 2.2 viser den gennemsnitlige udviklingstendens for dels gademålestationerne og dels landbaggrundsmålestationerne. Gademålestationerne repræsenterer niveauerne for de stærkt trafikerede gader i Danmark, mens landbaggrundsmålestationerne repræsenterer den generelle luftkvalitet uden for byerne. For SO₂ er der ikke foretaget målinger i bybaggrund, som repræsenterer det generelle niveau i byerne lidt væk fra gaderne. I Figur 2.2 angives også faldet i udledningerne af SO₂ i Danmark og samlet for EU, da koncentrationerne af SO₂ i Danmark stammer fra udledninger i både Danmark og i de øvrige EU-lande. Der ses en parallel udvikling med kraftige fald i koncentrationen af SO₂ i luften og udledningerne. Faldet i udledningerne er primært opnået gennem nedsættelse af den tilladte mængde svovl i brændstof og ved at kræve luftrensning på udledninger fra energiproduktion og industri.



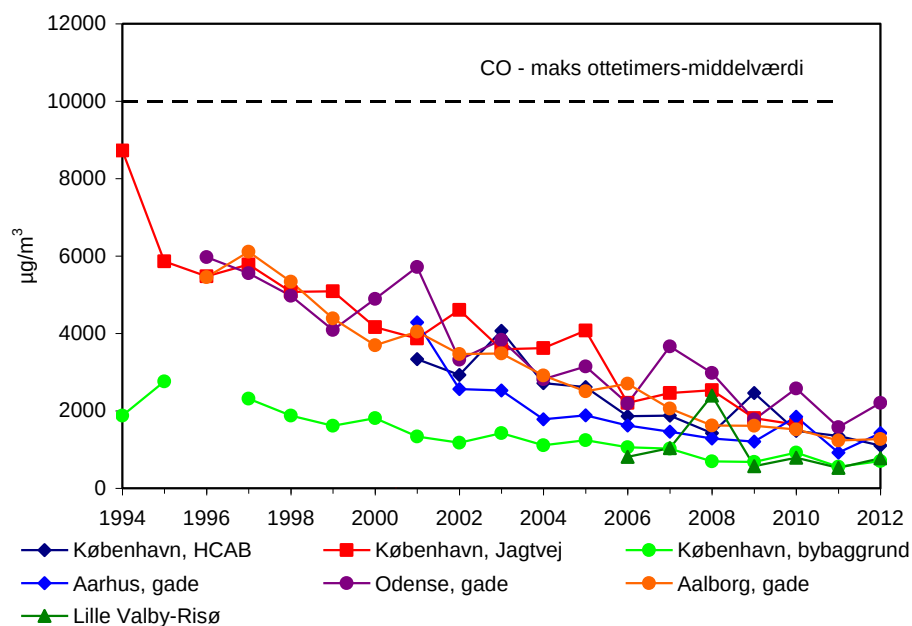
Figur 2.1. Årsmiddelværdier for SO₂ på gademålestationerne og på landbaggrundsmålestationerne. I 2001 blev målemetoden på gademålestationerne ændret fra døgnmålinger til målinger med ½-timesmiddelværdier med monitorerne. Dette skift i metode blev foretaget for at overholde kravene i det første EU-datterdirektiv (EC, 1999) om måling med høj tidsopløsning, men det har desværre betydet, at usikkerheden på målingerne er staget da koncentrationerne ligger tæt på detektionsgrænsen for monitorerne. HCAB = H. C. Andersens Boulevard.



Figur 2.2. Gennemsnitlig udviklingstendens for SO_2 i gadeniveau og i landbaggrund sammen med udviklingstendens for emissionerne af SO_2 i Danmark (Nielsen et al., 2013) og for hele EU (EMEP, 2013). Alle værdier er indekseret til 100 i 1990.

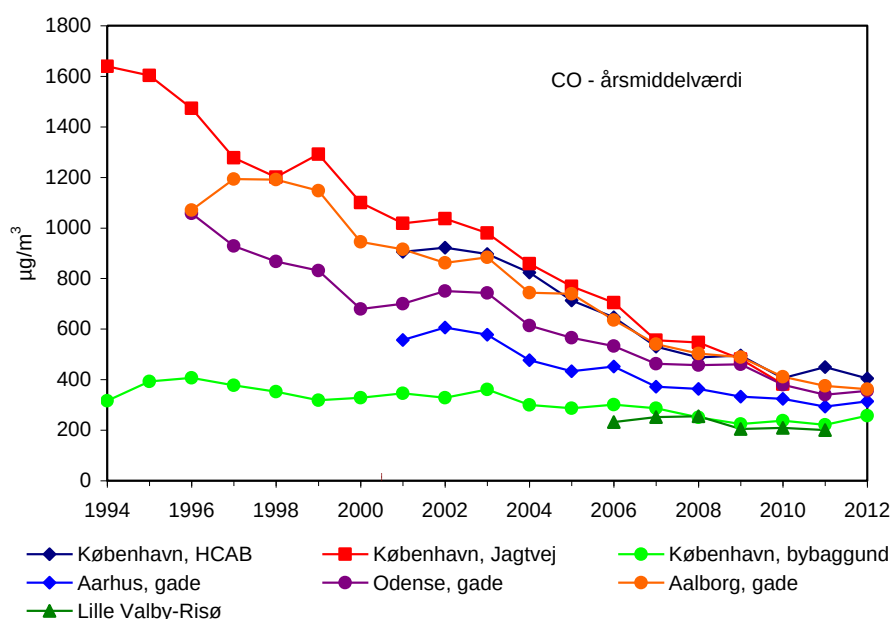
2.2 Kulmonooxid

Det har længe været kendt at CO er særdeles sundhedsskadeligt og derfor blev der i 2000 i forbindelse med vedtagelse det andet EU-datterdirektiv (EC, 2000) fastlagt grænseværdier for at beskytte mod de sundhedsskadelige effekter af CO. Grænseværdien er defineret ved, at den løbende maksimale ottetimers-middelværdi ikke må overskride 10 mg/m^3 ($= 10.000 \text{ }\mu\text{g/m}^3$) og denne grænseværdi har været gældende siden 2005 (EC, 2000 og EC, 2008). Denne grænseværdi har aldrig været overskredet i Danmark og i 2012 ligger de målte ottetimers-middelværdier på omkring 10-15 % af grænseværdien for selv de mest trafikerede gader i Danmark (Figur 2.3).

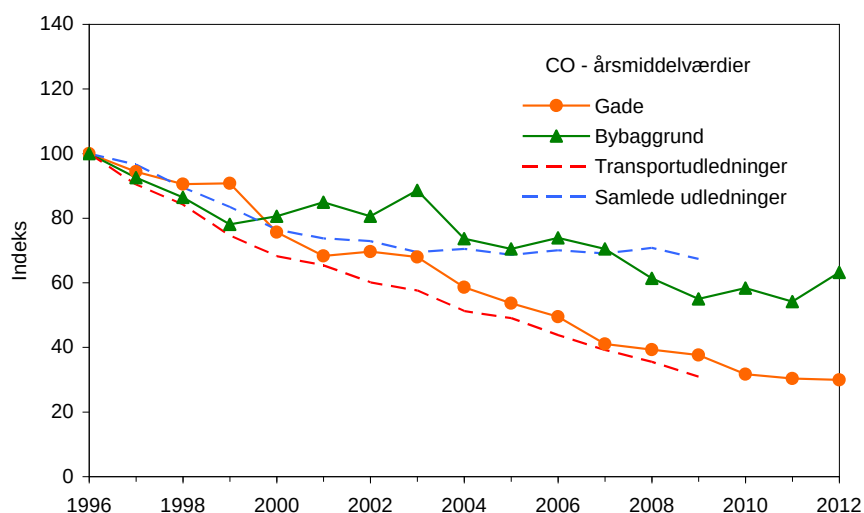


Figur 2.3. Resultater fra måling af den løbende maksimale ottetimers-middelværdi. Den stiplede linje angiver EU's grænseværdi på 10 mg/m^3 svarende til $10.000 \text{ }\mu\text{g/m}^3$. HCAB - H.C. Andersens boulevard.

Figur 2.3 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdierne af CO målt i de danske byer og på målestationer i landbaggrundsområderne. Siden 1994 er koncentrationen faldet med omkring en faktor 5-10 på hovedparten af målestationerne. Figur 2.4 viser den gennemsnitlige udviklingstendens for gademålestationer og fra bybaggrund i København. I Figur 2.5 angives også faldet i udledningerne af CO i Danmark; dels fra transport alene og dels de samlede udledninger. CO på gadeniveau kommer primært fra den lokale trafik og der ses derfor også en god overensstemmelse mellem faldet i koncentrationerne og faldet i udledningerne fra transportsektoren. Faldet i koncentrationerne i bybaggrund er lidt lavere end på gadeniveau. Af Figur 2.5 ses, at faldet i bybaggrund matcher i rimelig grad faldet i de samlede udledninger i Danmark, hvor dette fald er noget mindre end for transportsektoren alene grundet stigende udledninger fra anvendelse af brændeovne (Nielsen et al., 2012). Faldet i udledningerne er primært opnået gennem krav om anvendelse af katalysatorer på køretøjerne.



Figur 2.4. Udviklingstendens for årsmiddelværdi af CO.



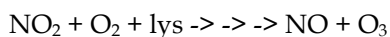
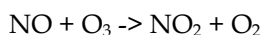
Figur 2.5. Gennemsnitlig udviklingstendens for gadeniveau og bybaggrund (kun en station i København) sammenholdt med udviklingen i danske udledninger; dels fra transportsektoren og dels de samlede udledninger (Nielsen et al., 2013). Alle værdier er indekseret til 100 i 1996.

2.3 Kvælstofdioxid

NO₂ udgør sammen med kvælstofmonoxid (NO) de to kvælstofoxider (NO_x), som udledes samlet i forbindelse med alle typer af forbrændingsprocesser. De to kvælstofoxider omdannes hurtigt til hinanden via de kemiske reaktioner i luften, så derfor er det nødvendigt at vurdere dem samlet selv om det kun er NO₂, der har direkte sundhedsskadelig effekt ved de typiske luftkoncentrationer.

Fra selve forbrændingsprocesserne udledes den største andel som NO (95-95 %), mens kun 5-10 % udledes som NO₂. Navnlig indførelse af oxidative katalysatorer på dieselkøretøjer har flyttet på dette billede, så den direkte udledte andel af NO₂ i dag udgør omkring 20 % i gennemsnit. Dette skyldes, at en moderne dieselbil typisk udleder omkring 50 % NO₂, hvilket har haft stor indflydelse på udviklingstendensen for NO₂ (se nedenfor).

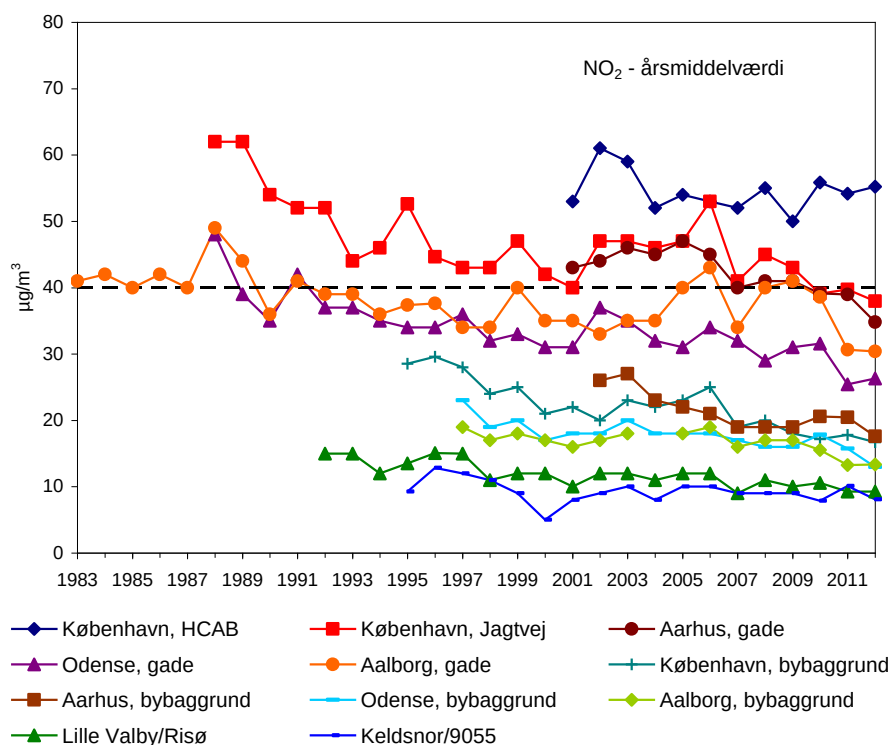
Efter udledning til luften omdannes de to til hinanden via kemiske reaktioner som involverer O₃ og lys:



På gadeniveau er der ikke tilstrækkeligt ozon tilstede til at omdanne alt NO til NO₂. På gadeniveau er der derfor i gennemsnit i dag omkring 40 % NO₂ og 60 % NO. På gadeniveau sætter ozon derfor en øvre grænse for, hvor meget NO₂, der kan dannes. I bybaggrund og landbaggrund er koncentrationerne af NO_x mindre, og ozon er derfor ikke begrænsende for dannelsen af NO₂, hvilket er årsag til at andelen af NO₂ er på omkring 75 % og 90 % for henholdsvis bybaggrund og landbaggrund.

I 1999 i forbindelse af det første EU-datterdirektiv blev der i EU-regi fastlagt grænseværdier for at beskytte befolkningerne mod de sundhedsskadelige effekter af NO₂. Der blev fastlagt grænseværdier for beskyttelse mod de langsigtede effekter og de mere kortsigtede værdier. Årsmiddelværdien af NO₂ må derfor ikke overstige mere end 40 µg/m³ noget sted i medlemsstaterne, mens timemiddelværdierne ikke må overstige 200 µg/m³ mere end 18 gange indenfor et kalenderår (EC, 2008). Grænseværdierne er gældende fra 2010. Parallelt med reguleringen af NO₂'s sundhedsskadelige effekter har der også været sat ind over for den eutrofierende effekt af NO_x både i regi af EU og i forbindelse med Genevekonventionen om langtransporteret luftforurening.

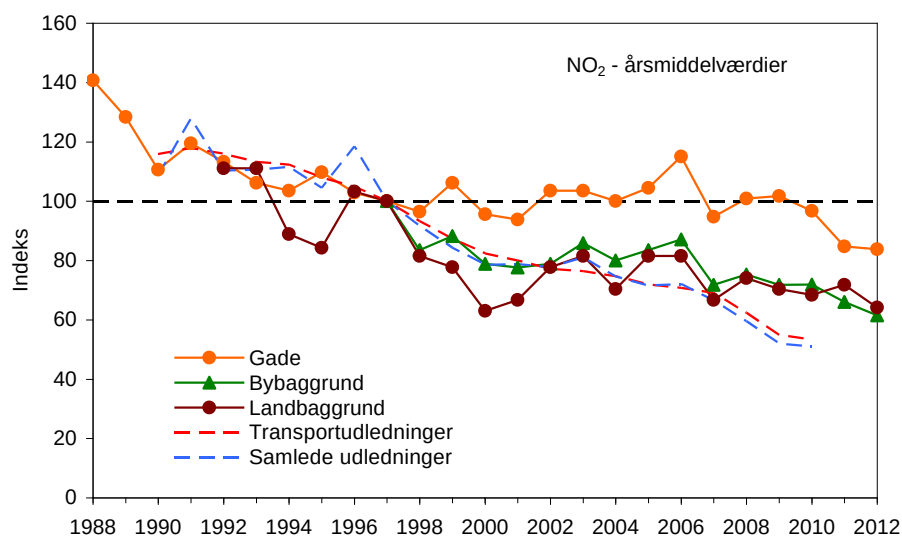
Grænseværdien for timemiddelværdierne er aldrig blevet overskredet i Danmark. Selv ikke ved begyndelsen af målingerne i begyndelsen af 1990'erne. Til gengæld er der fortsat problemer med overholdelse af grænseværdien for årsmiddelværdien. Figur 2.6 viser de målte årsmiddelværdier for gade, bybaggrund og landbaggrund. Som gennemsnit for gademålestationer ligger årsmiddelværdien på 37 µg/m³, hvilket er lige under grænseværdien på 40 µg/m³, og der er fortsat overskridelse ved H.C. Andersens Boulevard (HCAB). Der er stor forskel mellem stationerne, hvilket hovedsageligt skyldes trafikmængden og -sammensætningen på den gadestrækning, hvor målestationen er placeret. Også selve gadens geografiske forhold spiller en stor rolle for den lokale spredning af udledningerne og dermed for, hvor store koncentrationerne ender med at blive.



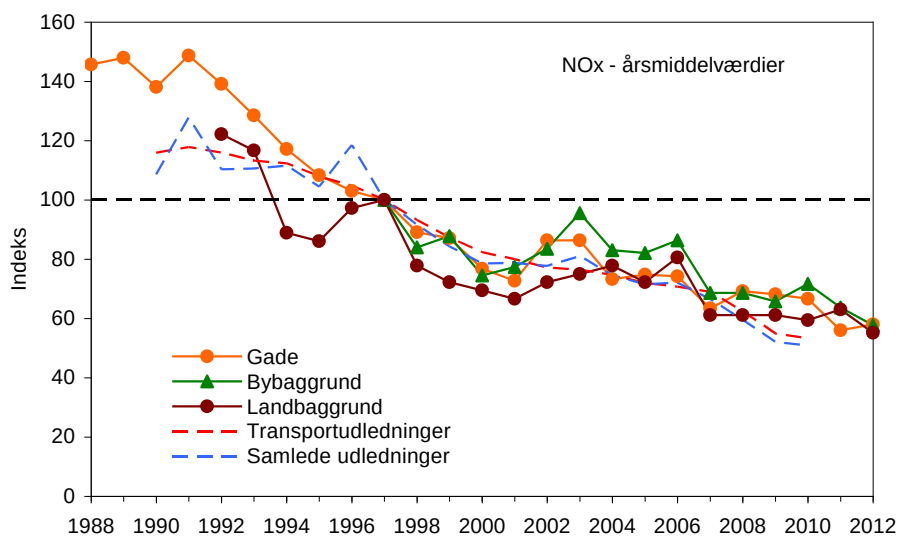
Figur 2.6. Årsmiddelværdier af NO₂. Den stiplede linje angiver grænseværdien for årsmiddelværdien på 40 µg/ m³, som skal være overholdt fra 2010.

Koncentrationen af NO₂ er faldet gennem de seneste årtier (Figur 2.7). Det mindste fald ses på gademålestationerne, hvor årsmiddelværdierne er faldet med omkring 25 % siden 1992, mens faldet i bybaggrund og landbaggrund er lidt større (omkring 40 %). For NO_x er faldet lidt større (omkring 60 %) og faldet er mere ensartet for de tre typer af målestationer (Figur 2.8). Faldet i NO_x matcher i store træk faldet i udledningerne af NO_x i Danmark. Faldet i udledningerne er i store træk sket parallelt for transportsektoren og for de samlede udledninger, hvilket er baggrunden for, at der ikke ses så stor forskel mellem gade, bybaggrund og landbaggrund.

Faldet i koncentrationerne af NO₂ er mindre end faldet i udledningerne og koncentrationerne af NO_x (Figur 2.7 og 2.8), hvilket hænger sammen med dels de kemiske reaktioner i luften og dels at de direkte udledninger af NO₂ fra dieslbilerne er steget betydeligt gennem de seneste årtier. Ozonkoncentrationen har været stort set konstant og har derfor sat et relativt fast øvre loft for, hvor stor koncentrationen af NO₂ kan blive på gadeniveau. Stigning i den direkte udledte NO₂ har derfor så at sige løftet loftet for, hvor stor koncentrationen af NO₂ kan blive, hvilket har ført til et relativt mindre fald i NO₂ set i forhold til udledningerne og koncentrationerne af NO_x.



Figur 2.7. Fald i de gennemsnitlige årsmiddelværdier for NO_2 på gadeniveau, bybaggrund og landbaggrund samt fald i de danske udledninger af NO_x fra transportsektoren og totalt. Alle værdier er indekseret til 100 i 1997, hvilket hænger sammen med at der før 1997 kun er foretaget få målinger i bybaggrund. Bemærk at HCAB og Aarhusgade ikke indgår i gennemsnit for gademålestationerne, da disse måleserier er begyndt på et senere tidspunkt.



Figur 2.8. Fald i de gennemsnitlige årsmiddelværdier for NO_x på gadeniveau, bybaggrund og landbaggrund samt fald i de danske udledninger af NO_x fra transportsektoren og totalt. Alle værdier er indekseret til 100 i 1997, hvilket hænger sammen med at der før 1997 kun er foretaget få målinger i bybaggrund. Bemærk at HCAB og Aarhusgade ikke indgår i gennemsnit for gademålestationerne, da disse måleserier er begyndt på et senere tidspunkt.

2.4 Ozon

Ozon adskiller sig fra de andre sundhedsskadelige gasser ved, at den ikke udledes til luften. Den dannes i luften via en lang række kemiske reaktioner, som involverer en række af de andre gasser, som bliver udledt som følge af såvel menneskelig som naturlig aktivitet. Dannelsen af ozon kræver tilstedeværelse af NO_x , let flygtige organiske forbindelse (VOC), høje temperaturer og sollys. Hvis denne cocktail er til stede kan der hurtigt dannes store mængder ozon, hvilket typisk ses i landene omkring middelhavet. I Dan-

mark er betingelserne for dannelse af ozon langt mindre gunstige, så derfor bliver størstedelen af ozonen transporteret til Danmark fra landene syd for Danmark.

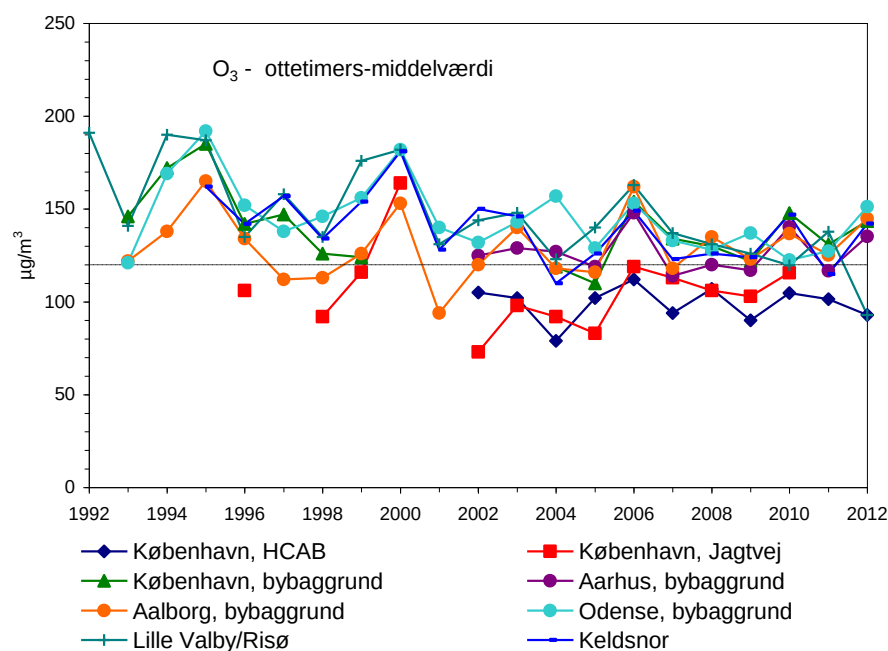
Via det tredje EU-datterdirektiv blev der i 2002 fastlagt målværdier for de maksimalt tilladte koncentrationer af ozon. Ozon har relativt store sundhedsskadelige effekter på kort sigt og disse målværdier er fastlagt for at begrænse de kortsigtede sundhedsskadelige effekter. Målværdien er defineret ved, at den maksimale ottetimers-middelværdi ikke må overskride $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mere end 25 gange per kalenderår som gennemsnit for en treårig periode (EC, 2002).

Denne målværdi er ikke blevet overskredet og i 2011 blev de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kun overskredet med 12 dage som det højeste, hvor det er tilladt med overskridelse på 25 dage per år. EU har også fastlagt en langsigtet målværdi på $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som ikke må overskrides igennem et kalender år. Denne langsigtede målværdi overskrides på omkring halvdelen af målestationer, men dog ikke med mere end omkring 15 %. Den langsigtede målværdi er ikke trådt i kraft endnu og det vides ikke, hvornår den vil blive gældende.

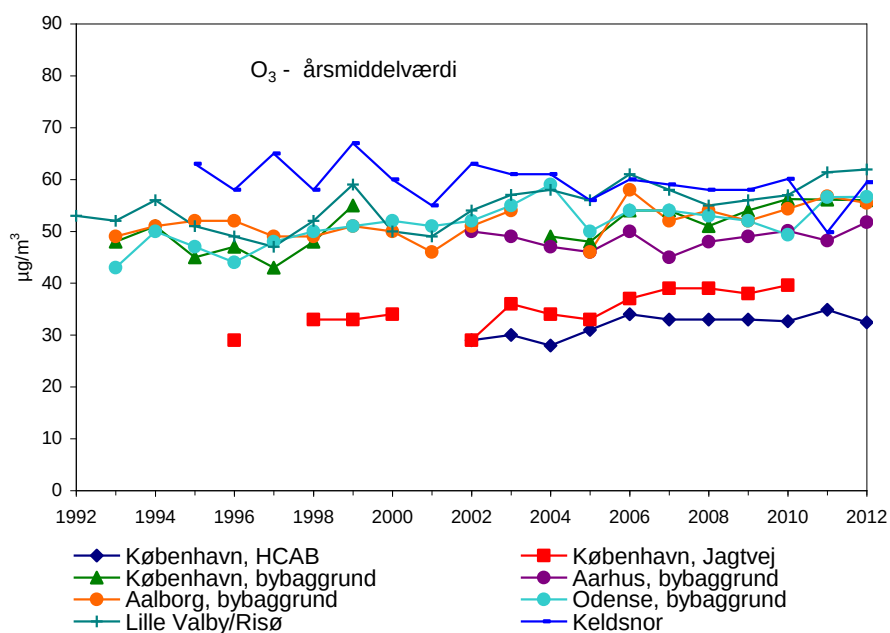
Da der kan opstå akutte gener som følge af episoder med særligt høje koncentrationer af ozon er der gennem EU-direktivet (EC, 2008) også fastlagt informations- og advarselstærskeler med henblik på en hurtig information/advarsel til befolkningerne om episoderne. Advarselstærskelen (time-middel på $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$) er aldrig blevet overskredet i Danmark, mens informationstærskelen (timemiddel på $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$) overskrides 1-2 gange med nogle års mellemrum. Den seneste overskridelse var i 2012.

Figur 2.9 viser udviklingstendenserne for den maksimale ottetimers-middelværdi for ozon mens Figur 2.10 viser udviklingstendensen for årsmiddelværdierne. Der ses et relativt markant fald i den maksimale ottetimers-middelværdi, mens der er sket langt mindre ændringer for årsmiddelværdierne. Igennem bl.a. EU er det forsøgt at reducere udledningerne af NO_x (Afsnit 2.3) og VOC (Afsnit 2.5), som bidrager til dannelsen af O_3 . Disse reduktioner har været tilstrækkelige til at reducere de højeste koncentrationer af ozon (ottetimers-middelværdierne), mens reduktionerne ikke har været tilstrækkelige til at reducere årsmiddelværdierne. Øget tilførsel af ozon til Europa fra de øvrige verdensdele har medvirket til dette.

De komplekse kemiske reaktioner i atmosfæren spiller også ind og gør det vanskeligt at regulere koncentrationerne af O_3 . Reduktionen af udledningerne af NO_x (Afsnit 2.3) kan føre til lavere dannelse af O_3 , men vil også kunne føre til øgede koncentrationer af O_3 , fordi O_3 ikke i nær samme grad vil blive "brugt op" i forbindelse med omdannelse af NO til NO_2 (Afsnit 2.3). Denne effekt ses navnlig i byerne, hvor koncentrationen af O_3 på gadeniveau har været svagt stigende gennem de seneste to årtier.



Figur 2.9. Udviklingstendens for løbende maksimale ottetimers-middelkoncentrationer af ozon. Den stiplede linje angiver den langsigtede målværdi på 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne målværdi er endnu ikke trådt i kraft.



Figur 2.10. Udviklingstendens for årsmiddelværdierne af ozon.

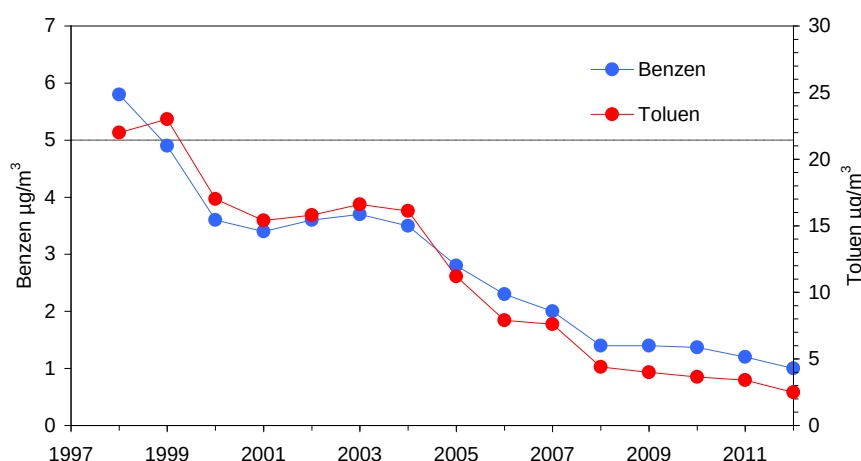
2.5 Let flygtige organiske forbindelser

Der udledes mange hundrede let flygtige organiske forbindelser fra menneskeskabte og biogene kilder. En lang række af disse forbindelser kan påvirke sundheden negativt enten direkte via dannelse af sekundære organiske partikler eller via deres medvirken til dannelse af ozon. Dette afsnit omhandler de direkte udledte sundhedsskadelige organiske forbindelser på gasform, mens afsnittet om partikelforurening omhandler de organiske forbindelser på partikelform.

På trods af de let flygtige organiske forbindelsers potentielle helbredsskadelige effekter er det kun benzen som er reguleret via EU's luftkvalitetsdirektiver, hvor der dels er fastlagt en grænseværdi og dels er krav om overvågning af luftkvaliteten med hensyn til benzen i medlemslandene. Benzen er stærkt kræftfremkaldende.

Benzen indgår sammen med den beslægtede forbindelse toluen i det danske luftkvalitetsovervågningsprogram. Figur 2.11 viser koncentrationsniveauerne og udviklingstendensen for benzen og toluen ved HCAB, som er en af de stærkest befærdede gader i København. Lignende fald er observeret på Jagtvej. Grænseværdien for årsmiddelværdien af benzen ligger på $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EC, 2008). Grænseværdien har ikke været overskredet siden 2000 og der har derfor ikke været problemer med overholdelse af grænseværdien efter dennes ikrafttræden i 2010. I 2011 ligger årsmiddelværdien på omkring 20 % af grænseværdien.

Både benzen og toluen er faldet kraftigt siden 1998 (Figur 2.11), hvilket hænger sammen med stigende krav om reduktion af indholdet af aromatiske forbindelser i brændstof, herunder også benzen og toluen. Faldet i koncentrationen af benzen er i god overensstemmelse med faldet i indholdet i brændstof, som i perioden fra 1995 er faldet fra et maksimalt indhold på 5 % til i dag at indeholde under 1 % benzen (indsæt reference).



Figur 2.11. Udviklingstendens for benzen og toluen på HCAB. Den stiplede linje angiver grænseværdien for benzen, som er trådt i kraft i 2010.

Ud over kravene til benzen er der i forbindelse med EU's direktiv om nationale emissionslofter (EC, 2001) fastlagt krav om reduktion af de samlede menneskeskabte udledninger af de såkaldte non-methane VOC (NMVOC). Dette har ført til en reduktion i de danske udledninger på omkring 50 % af disse udledninger fra 1990 og frem til i dag (Nielsen et al., 2013). Lignende fald er også sket for udledningerne fra det samlede EU. Reduktionskravenet i EU-direktivet gælder for den samlede mængde NMVOC og der er derfor ikke detaljeret viden om hvilke specifikke NMVOC, som udledes.

I forbindelse med den danske luftkvalitetsovervågning er der siden 2009 foretaget kontinuerte målinger af VOC i relation til deres medvirken til dannelse af ozon. Imidlertid dannes kun en meget lille del af ozonen i Danmark, så derfor henvises til Ellermann et al., (2012) for mere detaljeret information om koncentrationsniveauerne for disse stoffer.

2.6 Den luftbårne partikelforurening

De luftbårne partikler består af tusindvis af forskellige partikler sammensat af hundredevis af forskellige kemiske forbindelser. Partiklerne varierer meget med hensyn til såvel de fysiske som kemiske egenskaber, hvor de fysiske egenskaber ofte vil blive styret af de kemiske egenskaber for de molekyler partiklerne er sammensat af.

De fysiske egenskaber drejer sig primært om størrelsen af partiklerne, som er afgørende for hvor længe partiklerne kan holde sig svævende i luften, og dermed hvor langt de kan transporteres med vinden. Størrelsen har også stor indflydelse på, hvor partiklerne føres hen i luftvejene og hvor stor en andel, som bliver optaget i kroppen. Dermed spiller størrelsen en vigtig rolle i forbindelse med de sundhedsskadelige effekter af partiklerne.

En anden fysisk egenskab, som har stor betydning er partiklernes evne til at absorbere vand eller organiske forbindelser. Denne fysiske egenskab afhænger af de kemiske forbindelser, som partiklerne er sammensat af. Et stort indhold af fx. uorganiske salte vil bevirke, at partiklerne vil optage vand ved høj relativ luftfugtighed og dermed vokse i størrelse og vice versa. Det har også betydning for, hvordan partiklerne bliver optaget, da luftfugtigheden er høj i menneskers luftveje og dermed vil partiklerne vokse i størrelse og blive fanget højere oppe i luftvejene. En partikeloverflade bestående af upolære molekyler vil til gengæld bevirke, at partiklerne vil kunne vokse i størrelse ved at absorbere organiske molekyler fra luften.

Partiklernes kemiske egenskaber styrer, som nævnt ovenfor, ofte partiklernes fysiske egenskaber. Derudover er det ofte også sådan, at det er det kemiske indhold af partiklerne der kan have indflydelse på om partiklerne har negative helbredseffekter. Dette hænger sammen med, at partiklerne ofte indeholder kemiske forbindelser som i sig selv er kræftfremkaldende eller sundhedsskadelige på anden vis. Eksempler på dette er partiklernes indhold af polycykliske aromatiske forbindelser (PAH), hvor hovedparten er stærkt kræftfremkaldende. Et andet eksempel er partiklernes indhold af tungmetaller, hvoraf mange (fx bly, cadmium og arsen) er kendt for at være toksiske.

For at holde styr på og skabe overblik over de mange facetter af forureningen med luftbårne partikler er det gængs at inddele partiklerne i nogle hensigtsmæssige grupper, hvor de fysiske og/eller kemiske egenskaber er relativt ens indenfor gruppen. Grupperingerne tager dog ikke alene udgangspunkt i egenskaberne for partiklerne, men er også blevet bestemt af de måleinstrumenter, som gennem tiden er blevet anvendt til måling af den luftbårne partikelforurening.

I den følgende beskrivelse af status og udviklingstendens for den luftbårne partikelforurening anvendes den mest gængse opdeling af partiklerne, hvilket er baggrund for at afsnittet begyndes med en kort beskrivelse af denne inddeling af partiklerne.

2.6.1 Gruppering af partikelforureningen

Ultrafine partikler, partikelantal

De ultrafine partikler (UFP) udgør de allermindste luftbårne partikler og defineres normalt som partikler med aerodynamisk diameter fra nogle få nm og op til 100 nm. Deres masse er meget lav, så selv om der kan være mange af dem (5.000 – 50.000 per cm^3) udgør de kun en lille del af den samlede par-

tikelmasse (typisk 20 – 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Derfor måles de ultrafine partikler i antal per cm^3 . I Danmark har der siden 2002 været foretaget rutinemæssige målinger af partikelantal for partikler mellem 6 og 700 nm. Målingerne omfatter derfor ikke kun de ultrafine partikler, men også partiklerne med diameter fra 100 – 700 nm. Disse udgør i en gade kun omkring 10 % af det samlede partikelantal, hvilket er baggrunden for, at de danske målinger ofte betegnes som målinger af ultrafine partikler på trods af, at dette ikke er helt korrekt.

Partiklerne i området fra 6 – 700 nm udgøres for en meget stor del af de partikler, som udledes direkte fra forbrænding af alle former for brændsel (kul, diesel, brænde m.m.) og fx i gaderummet kommer langt hovedparten fra diseludstødning. Partiklerne kan dog også dannes fotokemisk i atmosfæren.

PM_{2,5}

Partiklerne med diameter op til 2,5 μm kaldes ofte de fine partikler og betegnes med PM_{2,5}. Disse har en betydeligt større vægt end de ultrafine partikler, hvilket er baggrund for, at de fine partikler måles ved deres masse. PM_{2,5} inkluderer massen af alle partikler op til 2,5 μm , men da partiklernes vægt øges kraftigt (radius i fjerde potens) med stigende diameter domineres PM_{2,5} af partiklerne med diameter fra 0,5 μm til 2,5 μm .

De fine partikler er karakteriseret ved, at de ofte bliver transporteret langt gennem atmosfæren. Dette betyder at PM_{2,5} ofte er domineret af udledninger fra udenlandske kilder og af partikler, som er dannet kemisk i atmosfæren. Lokale kilder bidrager der imod mindre til denne gruppe af partikler. Gruppen indeholder en lang række af de kemiske komponenter, som giver anledning til den lokale sundhedsskadelige partikelforurening fx dieselsod.

PM₁₀

Partiklerne med diameter op til 10 μm betegnes med PM₁₀. Disse har lige som PM_{2,5} en betydelig vægt, hvilket er baggrund for, at PM₁₀ måles ved partiklernes masse. PM₁₀ inkluderer massen af alle partikler op til 10 μm , hvor det er kutyme at dele dem op i de fine (PM_{2,5}) og de grove partikler (partikler med diameter mellem 2,5 og 10 μm). I Danmark udgøres PM₁₀ i dag af omkring 60 % fine og 40 % grove partikler.

De grove partikler afsættes relativt hurtigt til diverse overflader grundet gravitation. De grove partikler udgøres derfor for en stor del af lokale kilder, hvor ophvirvling af støv fra jord, bremses, asfalt og dæk kan udgøre en stor del af de grove partikler. Havsalt bidrager ligeledes til de grove partikler.

Total suspended particulate

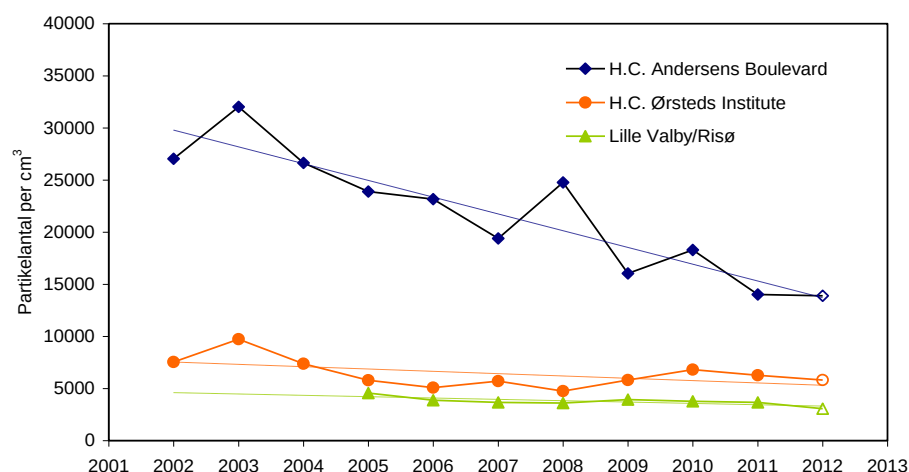
Før 2000 blev partikelforureningen i Danmark stort set udelukkende målt som massen af det såkaldte total suspended particulate (TSP). TSP blev målt med instrumenter, hvor der ikke er en veldefineret øvre grænse for hvilke partikler, der bliver opfanget af instrumentet. TSP afhænger derfor fx af vindhastigheden under målingerne og derfor kan TSP variere fra lokalitet til lokalitet alene som følge af læ forholdene ved målestationen. Det er årsagen til, at der i EU-regi i 2000 blev skiftet fra TSP til de mere standardiserede målinger af PM₁₀. Endvidere opfanges hovedparten af partiklerne større end PM₁₀ i næsen og påvirker kun i meget begrænset omfang resten af kroppen.

I Danmark er TSP som årsgennemsnit typisk omkring 10-20 % højere end PM₁₀, da instrumenterne typisk inkluderer de endnu grovere partikler med diameter op til 15-20 μm . Kilderne til disse "ekstra" grove partikler er de samme som til de grove partikler.

2.6.2 Ultrafine partikler

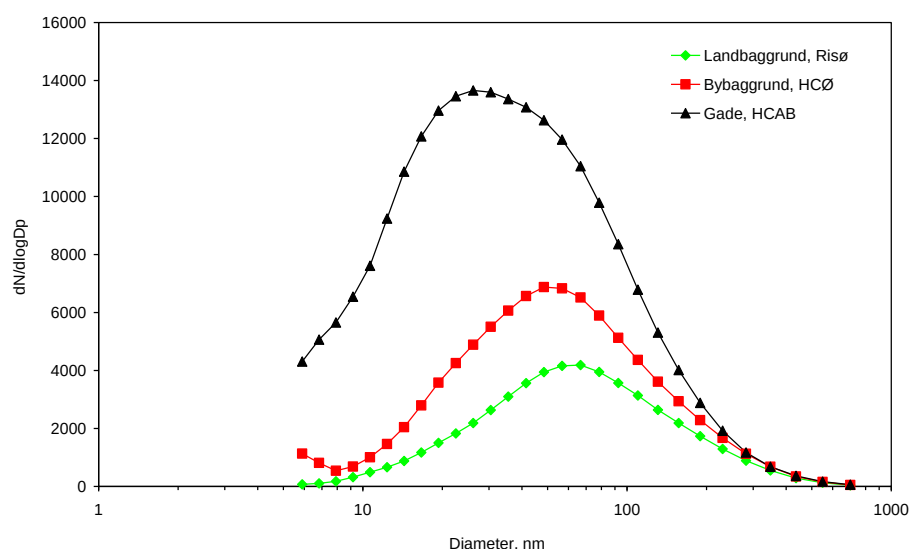
Det er først inden for de seneste 10-15 år, der har været opmærksomhed på de ultrafine partikler i forbindelse med den luftbårne partikelforurening og sundhedsskadelige effekter heraf. I Danmark begyndte målingerne af ultrafine partikler i 2002 i forbindelse med et forskningsprojekt centreret omkring partikelforureningen i København og det er lykkedes via en række successive projekter at opretholde disse målinger, så der i Danmark eksisterer 10 års måleserier af antallet af ultrafine partikler fra gademålestationen på HCAB, bybaggrundsmålestationen på H.C. Ørsted Institut (HCØ) og landbaggrundsmålestationen ved Lille Valby/Risø. Målingerne af ultrafine partikler indgår endnu ikke i EU's luftkvalitetsdirektiv, hvilket gør de danske målinger særligt interessante.

Figur 2.12 viser udviklingstendensen for ultrafine partikler på de tre målestationer i perioden fra 2002 til 2012. På gademålestationen er der sket et kraftigt fald på omkring 50 % siden 2002, mens faldet kun er på omkring 30 % i bybaggrund siden 2002 og 21 % for landbaggrund siden 2005.



Figur 2.12. Udviklingstendens for antallet af ultrafine partikler på gademålestationen på HCAB, bybaggrundsmålestationen på HCØ og landbaggrundsmålestationen ved Lille Valby/RISØ. Instrumentet måler i praksis det samlede antal partikler i størrelse fra 6 – 700 nm, mens antallet af ultrafine partikler kun dækker partikler med diameter op til 100 nm. På gadestrækninger og i bybaggrund er antallet af ultrafine partikler omkring henholdsvis 90 % og 75 % af det samlede partikel antal. De stiplede linjer angiver udviklingstendensen beregnet ved simpel lineær regression.

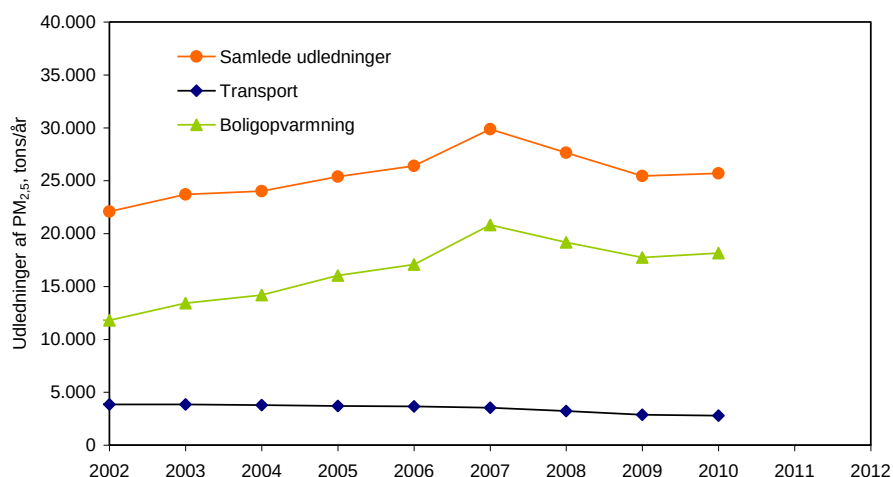
Måling af størrelsesfordelingen for partiklerne viser, at det er partikler med diameter på 20-40 nm, som udgør det største antal i gaderummet (HCAB). I by- og landbaggrund er partiklerne noget større. Her måles det største antal partikler med diameter på 40-65 nm og 50-80 nm for henholdsvis by- og landbaggrund. Forklaringen på dette skift i størrelsesfordelingen er, dels at der er forskel i kilderne til de tre typer lokalt, og dels at partiklerne er ældre i by- og landbaggrund end i gaderummet, hvilket medfører at partiklerne har haft tid til at vokse sig større, bl.a. ved at de "klumper" sig sammen til større partikler samt at de opfanger gasser og vanddamp.



Figur 2.13. Den gennemsnitlige størrelsesfordeling for partiklerne i 2011 målt på gademålestationen på HCAB, bybaggrund på HCØ og landbaggrund ved Risø (Klenø et al., 2012). Målingerne dækker partikler med diameter fra 6 – 700 nm, hvoraf de ultrafine partikler udgøres af partiklerne op til 100 nm.

Der er ikke lavet direkte kemiske analyser af den kemiske sammensætning af ultrafine partikler i Danmark, men ud fra kilderne til partiklerne er der et vist kendskab til sammensætningen af partiklerne. Kilderne til de ultrafine partikler afhænger af lokaliteten. I gaderummet dominerer udledningerne fra trafikken, hvilket betyder, at de ultrafine partikler for en stor del består af elementært kulstof (sod) fra udstødningen (navnlig fra dieselmotorer) og i et vist omfang partikler dannet ud fra udledninger af rester af brændstoffet, motorolie m.m. I by- og landbaggrund spiller trafikken også en rolle, men her begynder andre kilder også at få mere og mere indflydelse efterhånden, som afstanden til stærkt trafikerede områder øges. Den væsentligste kilde udover trafik er formentligt brændeovne, som står for en stor del af de samlede partikeludledninger i Danmark (Nielsen et al., 2013).

Faldet i antallet af ultrafine partikler på HCAB hænger sammen med de stadigt stigende krav til reduktion af udledningerne af partikler fra trafikken. I Figur 2.14 vises ændringerne i de danske udledninger af $PM_{2,5}$, hvoraf det fremgår, at udledningerne er omtrent af samme størrelse, som det observerede fald i målingerne af ultrafine partikler på HCAB. Opgørelsen af udledningerne angives i masse, men da udledningerne fra trafik hovedsageligt består af ultrafine partikler kan udviklingstendenserne for luftens indhold af partikler i antal og udledninger målt i masse godt sammenlignes. Det mindre fald i partikelantal i by- og landbaggrund hænger sammen med, at bl.a. udledninger fra boligopvarmning spiller ind. Disse udledninger er steget med omkring 50 % i perioden fra 2002 til 2010 (Figur 2.24). Da ændringerne i udledningerne er generelle for hele Danmark forventes tilsvarende ændringer i antallet af ultrafine partikler på andre lokaliteter, som dem der er målt ved de tre målestationer i København.



Figur 2.14. Ændringerne af udledningen af $PM_{2,5}$ (Nielsen et al., 2013). Dels den samlede udledning og dels fra udvalgte kilder.

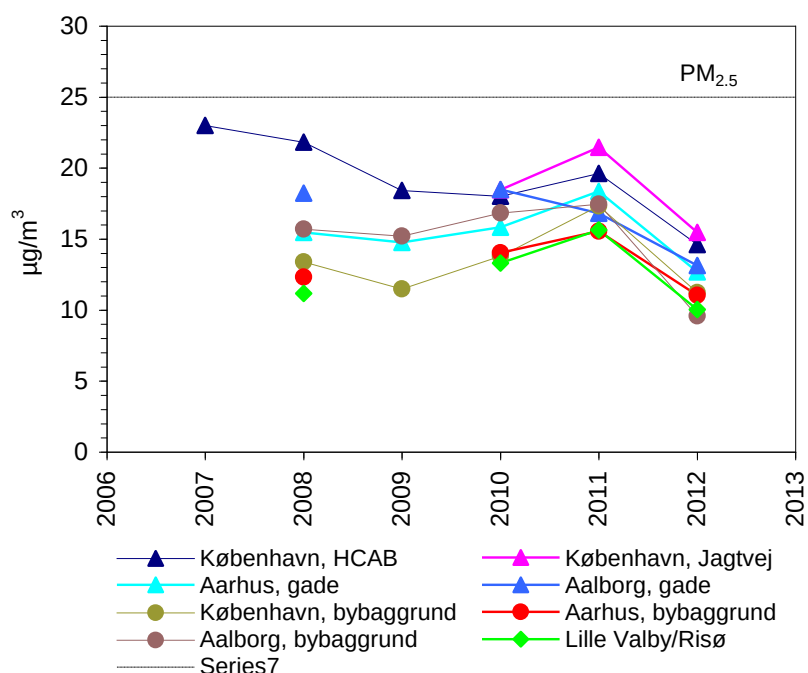
2.6.3 $PM_{2,5}$

Målinger af $PM_{2,5}$ i Danmark blev først begyndt i 2007 på HCAB og i løbet af 2008 på de i alt otte målestationer, hvor der i dag måles $PM_{2,5}$. Denne relativt sene introduktion af disse vigtige målinger skyldes først og fremmest, at det først var i slutningen af 1990'erne, der blev opmærksomhed på den stærke sammenhæng mellem niveauerne af $PM_{2,5}$ og sundhedsskadelige effekter. Og at det først var i 2008, der blev krav om denne type målinger i forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiver.

Niveauerne og udviklingstendens for de otte målestationer ses i Figur 2.15. I modsætning til de ultrafine partikler, ses en lille forskel mellem de tre typer lokaliteter. I 2012 var gademålingerne kun henholdsvis omkring 30 % og 40 % højere end henholdsvis by- og landbaggrund, mens gademålingerne for ultrafine partikler var henholdsvis en faktor 2,4 og 4,5 højere end henholdsvis by- og landbaggrund. Denne forskel mellem de geografiske variationer for ultrafine partikler og $PM_{2,5}$ skyldes, at $PM_{2,5}$ kan transporteres over store afstande og at en stor del af $PM_{2,5}$ i gaderummet stammer fra kilder udenfor byerne og sågar for hovedparten fra kilder uden for Danmark (se mere herom i Kapitel 7). Ultrafine partikler har kort levetid i luften og kommer fra de lokale kilder i byerne så derfor er der stor forskel mellem gade og landbaggrund. For alle målestationer gælder, at årsmiddelværdierne ligger langt under målværdien fra EU's luftkvalitetsdirektiv, som er gældende fra 2015 (en målværdi er en miljømålsætning, som skal overholdes undtagen hvor overholdelse ikke kan opnås vha. foranstaltninger, som ikke medfører uforholdsmæssigt store udgifter).

Grundet den korte måleserie og de relativt store naturlige variationer fra år til år, som følge af variationer i de meteorologiske forhold, er det vanskeligt at vurdere om den hidtil observerede udvikling skyldes de naturlige variationer fra år til år eller om den skyldes et reelt fald i kilderne til $PM_{2,5}$. Et eksempel på indflydelse af meteorologien ses i 2011, hvor de meteorologiske forhold i slutningen af året gav et øget transport af $PM_{2,5}$ til Danmark, hvilket er årsag til de relative høje $PM_{2,5}$ på alle stationer dette år.

På HCAB, hvor den længste måleserie forefindes, ses et nogenlunde jævnt fald siden 2007 på omkring 30 %. Dette fald er så markant, at det må anses som meget udsædvanligt, hvis faldet alene skulle skyldes de meteorologiske forhold fra år til år. Da opgørelserne over udviklingen af kilderne til PM_{2,5} viser aftagende udledninger, vurderes det som relativt sikkert, at der på HCAB er tale om et reelt fald i PM_{2,5}, som følge af reduktioner af kilderne til PM_{2,5}. Da PM_{2,5} for langt hovedparten stammer fra udenlandske kilder vurderes det, at der generelt er sket et fald i PM_{2,5} i hele Danmark om end det ikke er muligt at vurdere om faldet har samme størrelse som observeret på HCAB. Der skal gøres opmærksom på at faldets størrelse på HCAB har stor usikkerhed grundet den korte tidsserie.



Figur 2.15. Niveauer og udviklingstendens for PM_{2,5}. Den stiplede linje angiver EU's luftkvalitetsmålværdi gældende for 2015 (EC, 2008).

PM_{2,5} er en samlende betegnelse for de partikler, som har diameter under 2,5 µm. Derfor kommer PM_{2,5} også fra mange forskellige typer kilder og er sammensat af en lang række forskellige kemiske komponenter. Først i 2011 er der indført kontinuerte målinger af de kemiske hovedkomponenter, hvilket har været medvirkende til, at der dag er et langt bedre overblik over sammensætningen af PM_{2,5}.

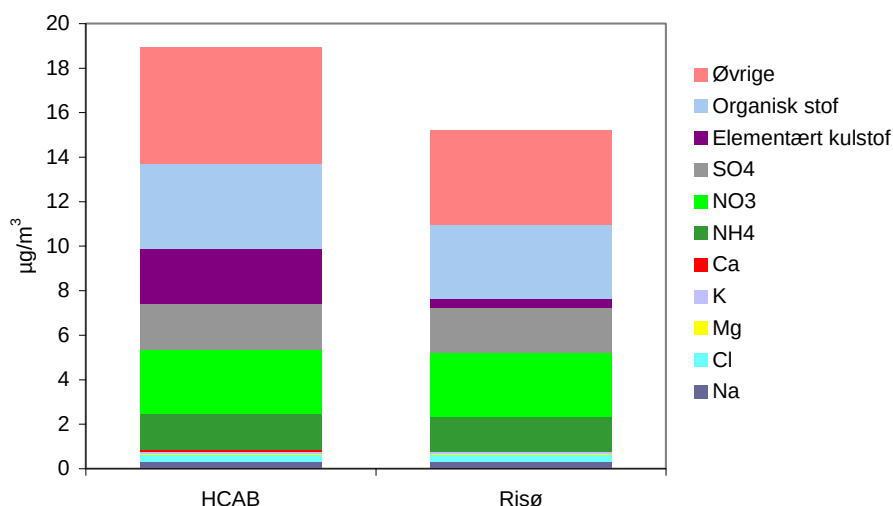
Figur 2.16 viser de årlige gennemsnit for de kemiske hovedkomponenter i PM_{2,5} på gademålestationen på HCAB og landbaggrundsmålestationen ved Risø, som er de eneste to steder disse målinger foretages i Danmark. På de to stationer ses stort set ens masse for alle komponenter undtagen elementært kulstof og organisk stof, hvilket er tydeligt tegn på, at disse komponenter har et bidrag fra lokale kilder, mens de øvrige komponenter bliver transporteret til de to målestationer fra kilder i stor afstand fra målestationerne.

Omkring 5 % udgøres af kemiske komponenter, som for en stor del stammer fra naturlige kilder (Na, Cl, Mg, K, Ca). Omkring 35-42 % består af de såkaldte sekundære uorganiske partikler (SO₄, NO₃ og NH₄), som alle dannes i atmosfæren ud fra udledninger af gasserne SO₂, NO/NO₂ og NH₃ (se afsnit 2.6.4), hvoraf de to første stammer fra udledninger i forbindelse med for-

brænding og den sidste kommer fra landbrugsproduktionen. For landbaggrundsstationen består kun omkring 3 % af elementært kulstof, mens dette udgør omkring 13 % på gademålestationen på HCAB, hvilket tydeligt indikerer effekten af udledningerne fra den lokale trafik.

Organisk stof består af hundredevis af organiske stoffer, hvis damptryk er så lavt at de binder sig helt eller delvist til partiklerne i luften. Mange af disse stoffer dannes i atmosfæren ud fra de primært udledte organiske gasser og betegnes som sekundære organiske partikler. Her er der ikke så stor forskel på andelen (20-22 %) i $PM_{2.5}$, mens der er noget forskel i massen mellem land ($3,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og gade ($3,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Forskellen vil imidlertid blive betydeligt større for de enkelte organiske stoffer, da gruppen indeholder stoffer, som stammer fra en lang række menneskeskabte og naturlige kilder. Gruppen omfatter en lang række potente sundhedsskadelige stoffer herunder de polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH), som er kræftfremkaldende.

Omkring 28 % består af øvrige stoffer, og er den mængde af $PM_{2.5}$, som der ikke er lavet kemiske analyser af. Øvrige stoffer består hovedsageligt af vand, som binder sig til de mange hygroskopiske salte (bl.a. havsalt og ammoniumsulfat, som binder vand), som udgør en stor del af $PM_{2.5}$. Der udover bidrager tungmetallerne og jordstøv/sand med en mindre andel af denne gruppe (se mere herom i afsnit 2.6.7).



Figur 2.16. Kemisk sammensætning af $PM_{2.5}$ på gademålestationen på HCAB og landbaggrundsstationen RISØ. Gennemsnitligt årlig fordeling i 2011.

Der er desværre ikke lavet lige så omfattende kemiske analyser af $PM_{2.5}$ i bybaggrund. Langt størstedelen af komponenterne vil være de samme i bybaggrund, som de er på gaden og i landbaggrund. Fra måleresultater i kortere målekampagner vides, at elementært kulstof i bybaggrund er lidt større end niveauet i landbaggrund.

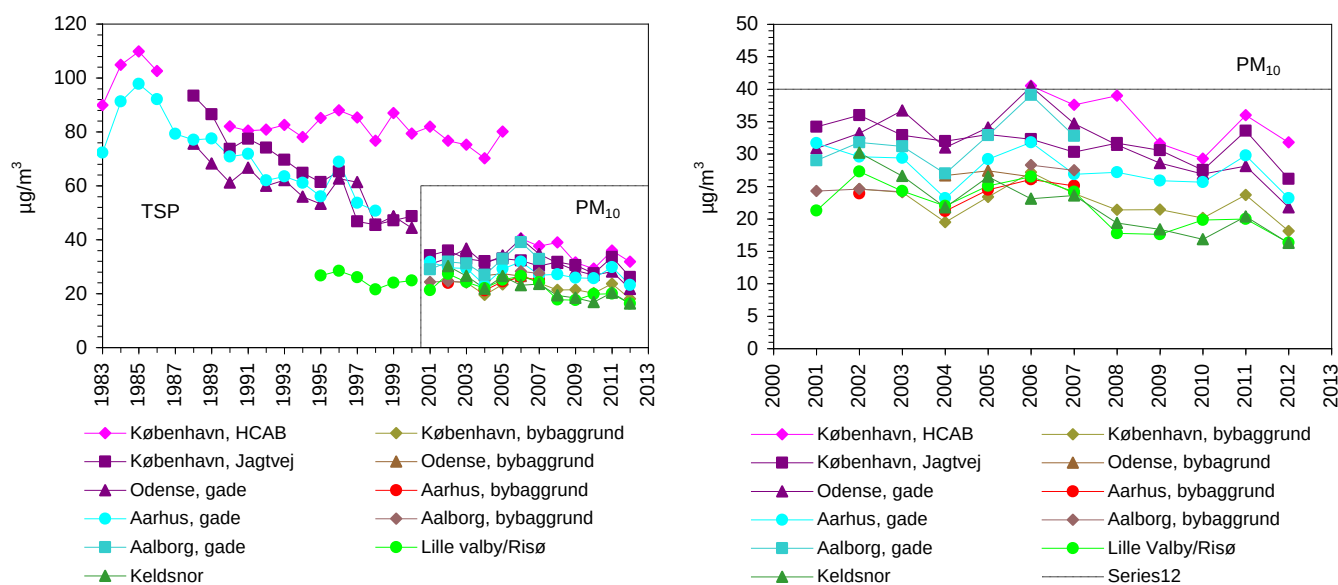
2.6.4 PM_{10} og total suspended particulate

Siden begyndelsen af 1980'erne har der været foretaget målinger af total suspended particulate (TSP), som angiver massen af partikler med en diameter mindre end $15\text{-}20 \mu\text{m}$. I 2000 blev disse målinger standardiseret via EU, så alle målestationer i Danmark blev skiftet til måling af PM_{10} , undtagen på HCAB, hvor skiftet først blev foretaget i 2006. De to målemetoder giver ikke

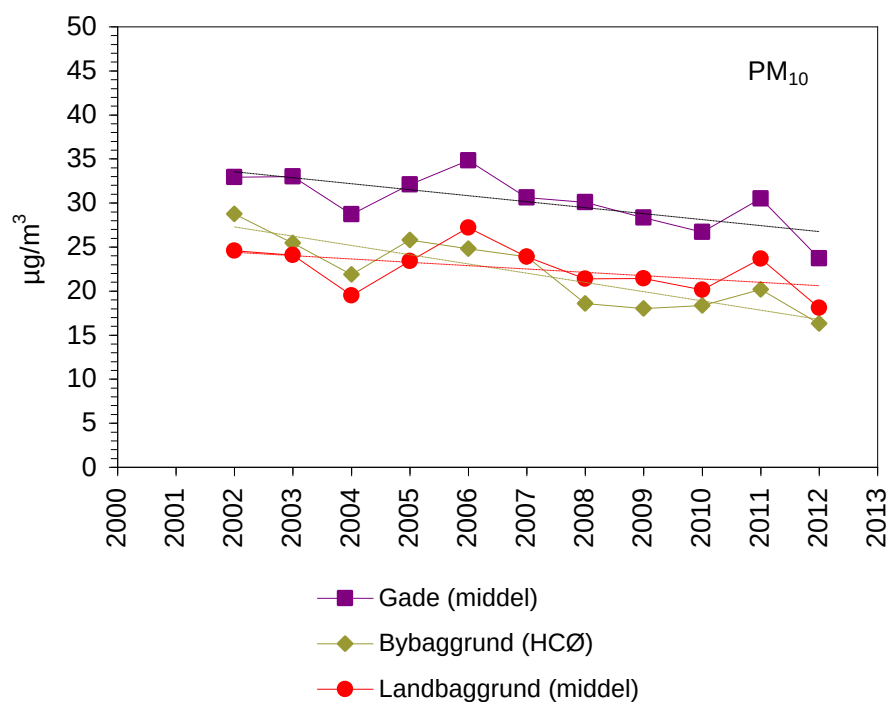
helt samme resultater, men med forbehold for dette kan de to tidserier godt sammenstilles til at give et godt billede af niveauet og udviklingstendens for forureningen med fine og grove partikler i gennem de seneste tre årtier.

I begyndelsen af 1980'erne (Figur 2.17) blev der kun foretaget målinger på to gademålestationer og her lå niveauet af TSP på omkring $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Siden blev målestationerne suppleret med yderligere to gademålestationer og en målestation i landbaggrund (Lille Valby). I 2000 var niveauet faldet til omkring det halve på gademålestationerne. Her er HCAB ikke inddraget, fordi den afviger en del fra de andre gademålestationer ved et tydeligt langsommere fald. Årsagen til dette kan have været, at HCAB igennem en periode var asfalteret med asfalt, som indeholdt stålslagger.

Efter 2000, hvor man gik over til PM_{10} er der fortsat sket et fald i PM_{10} på omkring 20-30 % (Figur 2.18). Alt i alt kan det derfor konkluderes, at der siden 1980'erne er sket mere end en halvering af den samlede partikelforurening målt via massen af de fine og grove partikler.



Figur 2.17. Udviklingstendens for TSP og PM_{10} i perioden fra 1983-2012 (venstre) og udviklingstendens for PM_{10} efter 2010 (højre). Den stiplede linje (nederst) angiver grænseværdien for PM_{10} baseret på årsmiddelværdi.



Figur 2.18. Udviklingstendens for PM₁₀ på gademålestationerne, by- og landbaggrund. For gademålestationerne er der anvendt middel af resultaterne fra Jagtvej, Odense og Aarhus, for bybaggrund eksisterer kun en målestation for hele perioden og i landbaggrund er der anvendt middel af resultaterne fra Keldsnor og Lille Valby/Risø. HCAB er ikke inkluderet da målinger først begyndte i 2006.

I EU's luftkvalitetsdirektiv (EC, 2010) er der fastlagt to grænseværdier for PM₁₀. En grænseværdi baseret på årsmiddelværdierne (40 µg/m³), som skal beskytte mod de langsigtede sundhedsskadelige effekter af PM₁₀ og en grænseværdi baseret på døgnmiddelværdierne til beskyttelse mod de mere kortsigtede sundhedsskadelige effekter. Den sidste er fastlagt således, at døgnmiddelværdierne ikke må overskride 50 µg/m³ mere end 35 gange på et kalenderår. Begge grænseværdier har været gældende fra 2005.

Grænseværdien for årsmiddelværdien af PM₁₀ har kun været dokumenteret overskredet en enkelt gang i 2006 på HCAB. Til gengæld har grænseværdien baseret på døgnmiddelværdierne været overskredet i perioden fra 2005 og frem til 2008, hvorefter den kun har været overskredet en enkelt gang i 2011. Her var der dog tale om tilladelig overskridelse, da overskridelsen var baseret på et usædvanligt stort antal dage med højt saltindhold i PM₁₀ grundet saltning af vejene om vinteren (Ellermann et al., 2012).

Der er ikke lavet så omfattende målinger af den kemiske sammensætning af PM₁₀, som der er for PM_{2,5}. Ved at sammenstille resultater og information fra en række beslægtede målinger er det imidlertid muligt at give et robust estimat på den kemiske sammensætning af PM₁₀ på gademålestationen på HCAB og landbaggrundsmålestationen ved Risø (Figur 2.19). Lige som for PM_{2,5} ses stort set ens masse for hovedparten af komponenterne. For salt (NaCl), calcium (Ca), elementært kulstof og organisk stof, ses en væsentlig forskel mellem de to målestationer ligesom disse varierer mellem gade og landbaggrund, hvilket er tydeligt tegn på, at disse komponenter har et bidrag fra lokale kilder, mens de øvrige komponenter er langtransporteret til de to målestationer. For salt (NaCl), calcium (Ca), kulstof og organisk stof er bidraget relativt større på gademålestationen på HCAB relativt til PM_{2,5}, hvilket hænger sammen med at disse partikler hovedsageligt tilhører den grove fraktion.

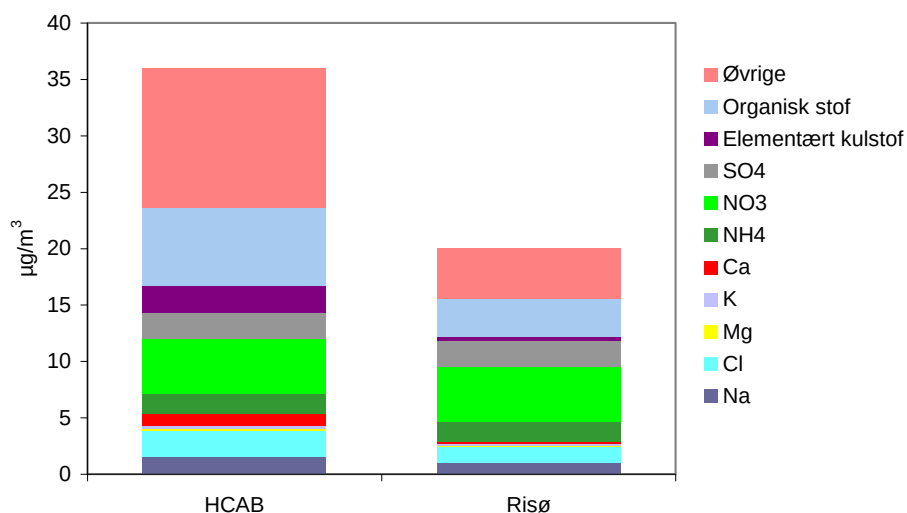
Omkring 15 % udgøres af kemiske komponenter, som for en stor del stammer fra naturlige kilder (Na, Cl, Mg, K, Ca). Når dette tal er større for PM₁₀ end for PM_{2,5}, er det væsentligst grundet et større bidrag af salt (NaCl) fra havsalt og ophvirvling af vejsalt i forbindelse med saltning af vejene om vinteren og at der er et større bidrag af calcium fra vejslid.

De sekundære uorganiske partikler (SO₄, NO₃ og NH₄) bidrager med 9 µg/m³ til PM₁₀, hvilket er omkring 35 % højere end for PM_{2,5}. Forskellen mellem PM₁₀ og PM_{2,5} skyldes væsentligst et større bidrag af nitrat i form af natriumnitrat dannet kemisk i luften. Andelen af PM₁₀ udgør 25 % og 45 % af PM₁₀ på henholdsvis HCAB og Risø, hvor forskellen i andel alene skyldes, at PM₁₀ er større på HCAB end på Risø.

Elementært kulstof findes stort set udelukkende i partikler med diameter under 2,5 µm. Der er derfor den samme masse af elementært kulstof i PM_{2,5} og PM₁₀. For landbaggrundsmålestationen består kun omkring 3 % af elementært kulstof, mens dette udgør omkring 7 % på gademålestationen på HCAB, hvilket tydeligt indikerer effekten af udledningerne fra den lokale trafik.

Organisk stof består som nævnt ovenfor af hundredevis af organiske stoffer, hvis damptryk er så lavt, at de binder sig helt eller delvist til partiklerne i luften. Mange af disse stoffer dannes i atmosfæren ud fra de primært udledte organiske gasser og betegnes som sekundære organiske partikler. For PM₁₀ er massen af organisk stof omkring dobbelt så stor på gademålestationen som i landbaggrunden. Årsagen kan være et relativt stort bidrag fra dækslid, men årsagen er endnu ikke fuldt klarlagt.

Omkring 34 % og 22 % for henholdsvis gademålestationen og landbaggrund består af øvrige stoffer, hvilket vil sige den mængde af PM_{2,5}, som der ikke er lavet kemiske analyser af. De øvrige stoffer består hovedsageligt af vand, som binder sig til de mange hygroskopiske salte (bl.a. havsalt og ammoniumsulfat). Derudover bidrager tungmetallerne og jordstøv/sand. Den store forskel i massen af øvrige stoffer på gademålestationen (12 µg/m³) og landbaggrund (4 µg/m³) skyldes formentligt primært et stort bidrag fra ophvirvling af jordstøv og partikler fra slitage af bl.a. vej og bremses.

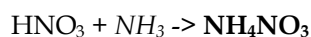
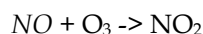
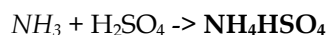
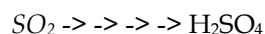


Figur 2.19. Estimeret kemisk sammensætning af PM₁₀ på gademålestationen på HCAB og landbaggrundsstationen Risø. Gennemsnitligt årlig fordeling i 2011.

Desværre findes der ikke målinger af udviklingstendensen af den kemiske sammensætning af PM_{2,5} og PM₁₀, men der eksisterer en del viden om udviklingstendensen for en del af de kemiske komponenter med negative helbredseffekter. Denne viden vil blive kort opsummeret i de følgende kapitler.

2.6.5 De sekundære uorganiske partikler

De sekundære uorganiske partikler består væsentligst af salte af sulfat, ammonium og nitrat, som dannes via kemiske reaktioner i luften ud fra de primært udledte gasser (SO₂, NH₃, NO og NO₂):



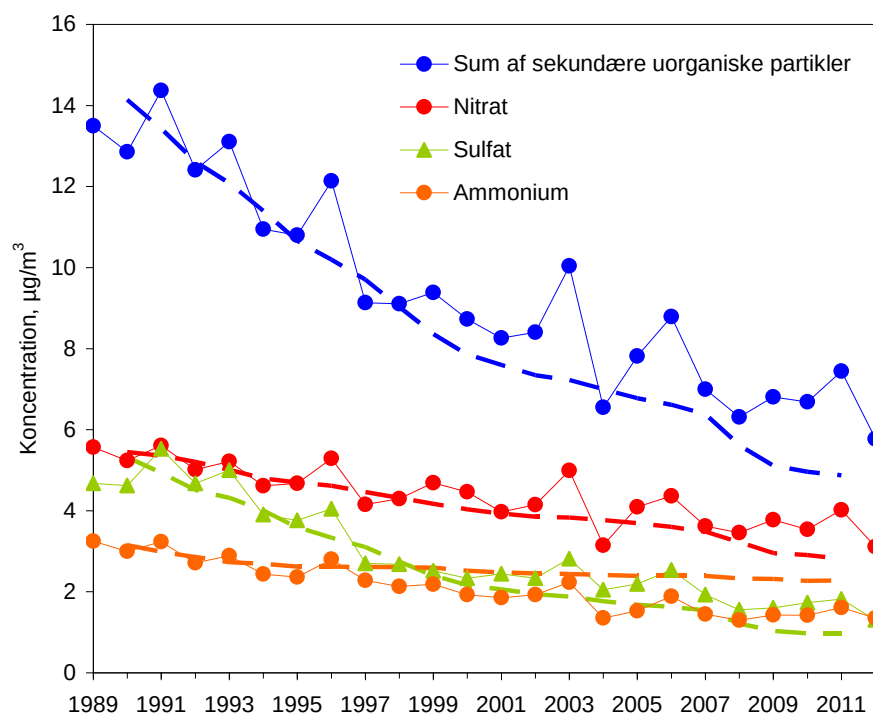
De primære gasser er mærket med kursiv og de sekundære gasser er mærket med fed skrift. De mange pile angiver at omdannelsen af SO₂ til svovlsyre sker via en serie af kemiske reaktioner.

De sekundære uorganiske partikler er blevet målt på fem målestationer i danske baggrundsområder (Ellermann et al., 2012) siden 1989 ved hjælp af den såkaldte filterpack-opsamler. Denne opsamler total suspended particulate matter (TSP), men da de sekundære uorganiske partikler for mere end 90 % vedkommende har en diameter under 10 µm kan disse data benyttes til at beskrive udviklingen for PM₁₀. De sekundære uorganiske partikler stammer hovedsageligt fra udenlandske kilder, så udviklingstendensen målt i baggrundsområder vil også repræsentere udviklingen selv på gademålestationerne.

Siden 1989 er koncentrationerne af summen af sekundære uorganiske partikler faldet med omkring 50 % (Figur 2.20), svarende til omkring 0,3 µg/m³ per år. De sekundære uorganiske partikler er hygroskopiske partikler og en stor del af det vand, som er bundet i PM_{2,5} og PM₁₀ skyldes tilstedeværelsen af de sekundære uorganiske partikler. I praksis betyder dette, at faldet i partikelmasse som følge af faldet i de sekundære uorganiske partikler vil være større end faldet i indholdet af selve de sekundære uorganiske partikler.

Figur 2.20 angiver også det relative fald i de samlede europæiske landbase-rede udledninger af de primære gasser og en vægtet sum af disse gasser (baseret på massen). Faldet i luftens koncentrationer korresponderer fint med faldet i udledningerne af de primære gasser for summen af de sekundære uorganiske partikler og nitrat. For sulfat ses et noget mindre fald i koncentrationerne end forventet ud fra udledningerne, hvilket skyldes at faldet i udledningerne fra skibsfart har været langt mindre end faldet i de landbase-rede udledninger, og at skibsfart i dag er årsag til en stor andel af indholdet af sulfat i Danmark. For ammonium ses omvendt et større fald i koncentrationerne end forventet ud fra ændringerne i udledningerne. Årsagen hertil er, at det samtidige fald i udledningerne af SO₂ har reduceret omdannelsen af NH₃ til ammonium via de kemiske reaktioner i luften.

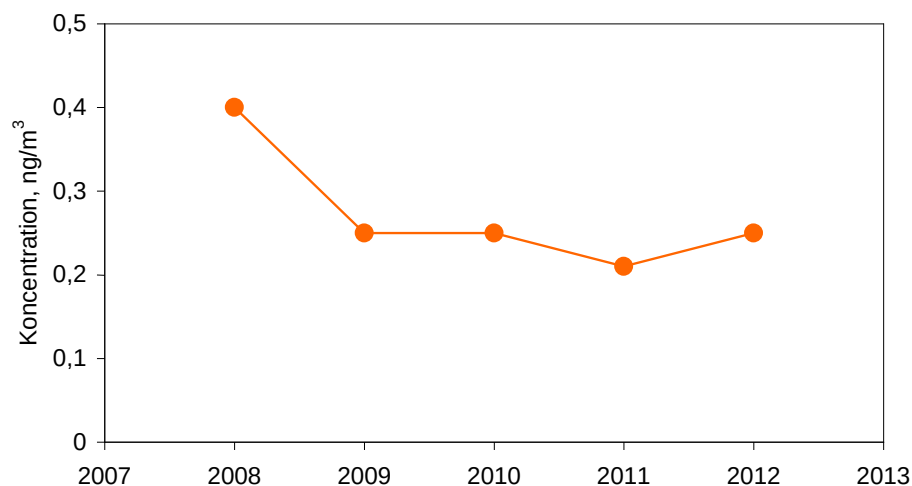
Ammoniak stammer for mere end 95 %'s vedkommende fra udledninger fra landbruget mens svovldioxid og nitrogenoxiderne stammer fra forbrændingsprocesser i forbindelse med kraftværker, industri, trafik, boligopvarmning m.m. Reduktionerne i udledningerne skyldes de nationale og internationale stadigt øgede krav om nedsættelse af disse udledninger. Oprindeligt begrundet i de skadelige virkninger på natur og vandmiljø (forsuring og eutrofiering). De sundhedsskadelige effekter af de luftbårne partikler er i løbet af de seneste ti år kommet ind med stadig større vægt og er i dag en af de væsentligste årsager til de fortsatte ønsker om reduktioner i udledningerne.



Figur 2.20. Den gennemsnitlige udviklingstendens i de luftbårne sekundære uorganiske partikler og den relative udvikling i udledningerne (de stiplede linjer). Udledningerne er skaleret individuelt til koncentrationsniveauet i 1990-1991. Udledningerne er hentet fra EMEP (2013).

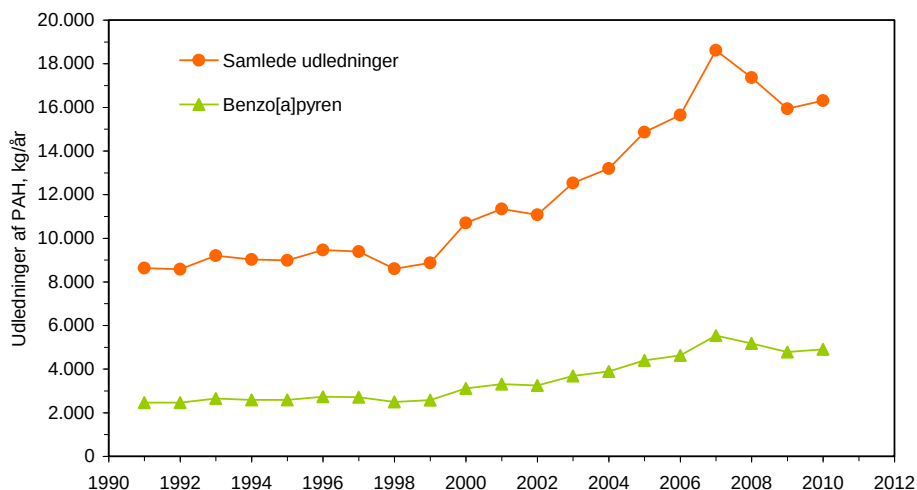
2.6.6 Polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH)

Målinger af PAH har kun fundet sted siden 2008 (Figur 2.21), hvor der har været fokus på måling af partikulært bundet benzo[a]pyren i henhold til EU-direktiverne (EC, 2004). Målingerne i perioden fra 2008-2012 viser et nogenlunde konstant niveau, bortset fra det observerede fald fra 2008 til 2009. Da tidsserien er kort er det imidlertid vanskeligt at vurdere om faldet fra 2008-2009 skyldes fald i udledningerne, om det er en effekt af år til år variationerne i de meteorologiske forhold eller om det er en kombination af de to. PAH fordeler sig både på gasform og partikulær form, hvor hovedparten af benzo[a]pyren findes på partikulær form under danske meteorologiske forhold. Der er ingen målinger af den gasformige PAH i Danmark, da denne del ikke indgår i EU-direktiverne.



Figur 2.21. Udviklingstendens for partikulært bundet benzo[a]pyren i perioden fra 2008 til 2012.

Siden 1990 er der lavet opgørelser over udledningerne af PAH i Danmark (Figur 2.22). Disse viser, at der frem til 2007 har været en stigning i de samlede udledninger af PAH og i benzo[a]pyren. Årsagen til denne stigning er øgede udledninger fra anvendelse af brændeovne og kedler i forbindelse med boligopvarmning, hvor boligopvarmning udgør omkring 90 % af udledningerne i 2010 (Nielsen et al., 2013). Da PAH og benzo[a]pyren hovedsageligt kommer fra lokale kilder, vurderes det, at der har været en tilsvarende stigning i koncentrationerne af PAH og benzo[a]pyren.



Figur 2.22. Udviklingstendens for udledningerne af polycykliske aromatiske hydrocarboner. Dels udledningen af benzo[a]pyren og dels den samlede af 4 udvalgte PAH (benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthren, benzo(k)fluoranthren og indeno(1,2,3-cd)pyren) opgjort i henhold til UNECE. (Nielsen et al., 2013).

2.6.7 Tungmetaller

Den sundhedsskadelige effekt af tungmetallerne har længe været erkendt og der har derfor været foretaget målinger af de luftbårne partikulært bundne tungmetaller i 30 år. For langt hovedparten er der sket et betydeligt fald i koncentrationerne (Figur 2.23), hvilket her er illustreret ved bly, arsen, nik-

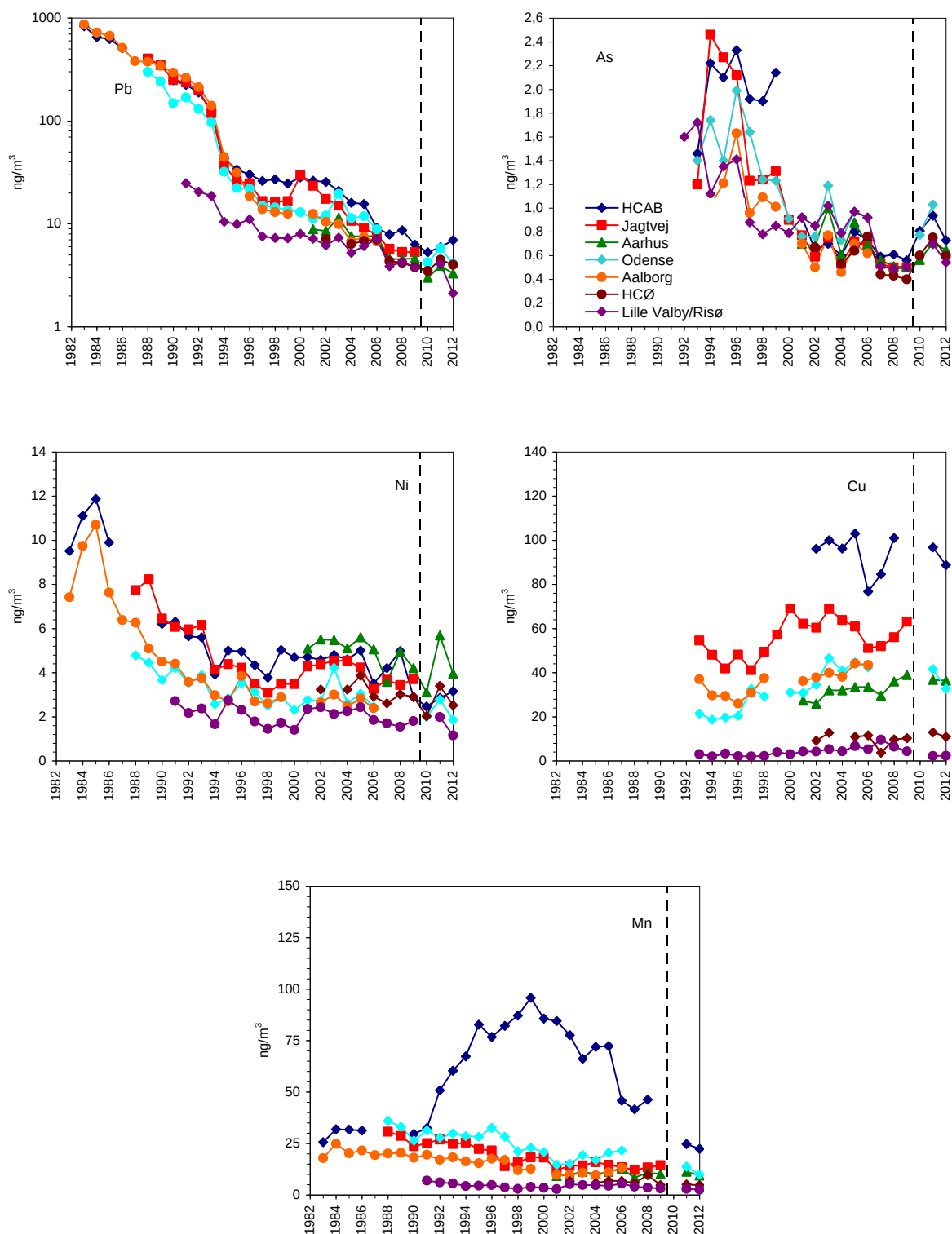
kel og mangan. Faldet i koncentrationerne af disse stoffer skyldes de nationale og internationale aftaler om reduktion af udledningerne, hvilket er illustreret i Tabel 2.1. Faldet er meget markant for bly, hvor fjernelse af bly i benzin har givet et mere end 100 gange fald i koncentrationerne. For kobber ses en stigning i koncentrationerne, hvilket skyldes en øgning i de danske udledninger, fordi kobber i dag indgår i køretøjernes bremseklodser, som følge af udfasningen af asbest.

Udviklingstendenserne for koncentrationerne på gademålestationen på HCAB afviger for en del af tungmetallerne; mest markant for mangan og chrom (Figur 2.23). Årsagen til dette vurderes at være, at asfalten tidligere indeholdt stålslagger fra stålproduktion. Denne asfalt blev udskiftet med støjdæmpende asfalt i 2008, hvilket har været baggrund for, at koncentrationerne af mangan og chrom i dag matcher bedre med de øvrige målestationer.

I forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiver (EC 2008, 2004) er der fastlagt grænseværdier/målværdier for de fire højest prioriterede tungmetaller bly, arsen, nikkel og cadmium. Grundet de store nationale og internationale reduktionstiltag er niveauerne for tungmetallerne i dag langt under de fastsatte målværdier. For bly, arsen, nikkel og cadmium ligger koncentrationerne på omkring 1 %, 10 %, 16 % og 2 % af målværdierne.

Tabel 2.1. Ændringer i udledningerne af udvalgte tungmetaller i perioden fra 1990 til 2010. Danske udledninger er fra Nielsen et al., (2013) og udledninger fra EU fra EMEP (2013).

Ændringer i % fra 1990-2010	Arsen	Cadmium	Chrom	Kobber	Kviksølv	Nikkel	Bly	Selen	Zink
Udledning fra Danmark	-77	-80	-85	36	-86	-77	-91	-68	28
Udledning fra hele EU	-64	-60	-60	-1	-62	-59	-89	-13	-43



Figur 2.23. Udviklingstendens for årlige middelkoncentrationer for udvalgte tungmetaller i luftbårne partikler. Indtil 2000 blev tungmetaller målt i TSP og efter 2000 i PM₁₀, undtagen for H.C. Andersens Boulevard (HCAB), hvor TSP blev erstattet med PM₁₀ i begyndelsen af 2006. Bemærk at y-aksens skala er logaritmisk for bly. Den stiplede linje angiver at analysemetoden blev skiftet fra 2009 til 2010, hvilket dog ikke gav anledning til væsentlige ændringer i koncentrationerne. HCØ = H. C. Ørstedes Institut.

2.6.8 Elementært kulstof (EC)

Målingerne af elementært kulstof i $PM_{2,5}$ har kun fundet sted igennem de seneste tre år og kun i $PM_{2,5}$ på gademålestationen på HCAB og landbaggrundsmålestationen ved Risø. Årsmiddelværdierne har ligget på et relativt konstant niveau. Da der kan være relativt store variationer fra år til år grundet de meteorologiske forhold er det ikke muligt på basis af den korte tidsserie at vurdere om der er sket en ændring i koncentrationen af elementært kulstof.

På gadeniveau kommer størstedelen af elementært kulstof fra trafikken og da der er sket et stort fald i udledning af PM fra trafikken (Nielsen et al., 2013) vurderes det, at der igennem de seneste 10 år er sket et fald i udledningerne og koncentrationerne af elementært kulstof, formentligt tilsvarende det observerede fald i partikelantal (se afsnit 2.6.2). Faldet i elementært kulstof skyldes miljøforbedringerne af køretøjerne.

En af de andre hovedkilder til elementært kulstof er boligopvarmning ved hjælp af brændeovne og fra denne kilde er der formentligt sket en stigning i udledningerne parallelt med, at partikeludledningerne (masse) fra denne kildetype er steget. I by- og landbaggrund bidrager såvel udledninger fra brændeovne (stigende) og udledningerne fra trafikken (faldende). I disse områder er det derfor vanskeligt at vurdere udviklingstendensen med de nuværende målinger.

2.6.9 Organiske komponenter (OM)

Partikelbundne organiske komponenter måles i form af organisk kulstof og foretages samtidigt med målingerne af elementært kulstof. Ligesom for elementært kulstof er der derfor kun foretaget solide målinger af de organiske komponenter de seneste tre år. Det er derfor på nuværende tidspunkt ikke muligt at vurdere udviklingstendensen for det organiske bidrag til $PM_{2,5}$ og PM_{10} .

Størstedelen af det partikelbundne organiske stof kommer fra udledninger af biogene eller antropogene organiske stoffer, som via kemiske reaktioner i atmosfæren bliver omdannet til de såkaldte sekundære organiske partikler. Der er omkring dobbelt så meget partikelbundet organisk stof i $PM_{2,5}$ på de stærkt trafikerede gader, som i landbaggrunden. I landbaggrund kommer hovedparten af det organiske stof fra naturlige udledninger af organiske forbindelser fra fx plantevækst (Hallquist et al., 2009, Nøjgaard, 2013). I byerne bidrager herudover afbrænding af biomasse i brændeovne til dannelse af de sekundære organiske partikler og endelig vil der på gadeniveau være et stort bidrag fra selve trafikken i form af delvis forbrændt brændstof, der ligeledes omdannes til sekundære organiske forbindelser (Nøjgaard, 2013).

2.7 Sammenfatning/delkonklusion

I Danmark er der siden den seneste partikelredegørelse fra 2003 kommet betydelig ny viden om niveauerne og udviklingstendenserne for de sundhedsskadelige luftforureningskomponenter. Dette gælder ikke mindst på partikelsiden, hvor der bl.a. i kraft af revisionerne af EU's luftkvalitetsdirektiver er sat betydeligt mere fokus på overvågning af de sundhedsskadelige fraktioner af partikelforureningen.

I tabel 2.2 opsummeres status for niveauer og udviklingstendenser for de mange luftforureningskomponenter. I forhold til grænseværdier og målværdier, så overholder luftkvaliteten i Danmark i 2012 disse for langt hovedparten og for mange af komponenterne er niveauerne endda lave set i forhold til målsætningerne. For NO₂ er der fortsat problemer med overholdelse af grænseværdien i Københavnsområdet. Selv om grænseværdierne for størstedelen af luftforureningskomponenterne er overholdt er det væsentligt at holde sig for øje, at der er sundhedsskadelige effekter ved koncentrationer under grænseværdier og målværdier, som det vil fremgå af de følgende kapitler.

Af tabel 2.2 fremgår det endvidere, at koncentrationerne er aftagende for langt hovedparten af luftforureningskomponenterne. Dette afspejler det faktum, at mange års internationale og nationale aftaler om reduktion af udledningerne har haft en effekt. For fx bly har reduktionstiltagene endda været særdeles effektive, mens der for fx NO₂ har været tale om begrænsede reduktioner, hvilket er årsagen til at der fortsat er problemer med overholdelse af grænseværdien. Kun for ozon og benz(a)pyren er der ikke registreret fald. For ozon skyldes dette, at det har vist sig vanskeligere at reducere dannelsen af ozon i den nedre del af atmosfæren end oprindeligt vurderet og for benz(a)pyren er tidsserien for kort til at udviklingstendensen kan vurderes. For cadmium er der også angivet et lille fald, hvilket dels skyldes at reduktionerne i udledningerne skete før 1990, og dels skyldes at niveauet er så lavt, at der er meget stor usikkerhed på måling af cadmium.

Tabel 2.2. Oversigt over niveauer og udviklingstendens for de vigtigste sundhedsskadelige luftforureningskomponenter. I kolonnen med overskridelsen af grænseværdier/målværdier er der ingen angivelse for de komponenter, hvor der ikke er fastlagt en grænseværdi/målværdi i EU-regi. I kolonnen med fald i niveau frem til 2012 angives først årstal for hvornår ændringerne er beregnet fra og dernæst det procentvise fald fra dette årstal og frem til 2012.

Luftforureningskomponent	Overskridelse af grænseværdier/målværdier	Fald i niveau frem til 2012 Årstal	%
Gasser:			
Kvælstofdioxid (NO ₂)	2012/ingen*	1990	25
Kvælstofdioxid (NO _x)		1990	50
Svovldioxid (SO ₂)	Ingen	1990	90
Kulmonooxid (CO)	Ingen	2000	60
Ozon (O ₃)	Ingen	1990	Uændret
Benzen	Ingen	2000	80
Partikler:			
Partikelantal (UFP)		2002	50
PM _{2,5}	Ingen	2007	30***
PM ₁₀	2008/2011**	2002	20
Sekundære uorganiske salte		1990	50
Benz(a)pyren (PAH)	Ingen	2008	Uændret
Tungmetaller:			
Bly	Ingen	1990	95
Arsen	Ingen	1992	75
Nikkel	Ingen	1990	30
Cadmium	Ingen	1990	10****

* Grænseværdien for årsmiddel er overskredet, mens timemiddelværdien ikke er overskredet.

** Grænseværdien for årsmiddel blev senest overskredet i 2008, mens grænseværdien for døgnmiddel blev overskredet i 2011. Der var dog tale om en tilladelig overskridelse grundet vej- og havsalt.

*** Faldet er usikkert og er baseret på H.C. Andersens Boulevard, hvor der er et års længere tidsserie end på de øvrige stationer.

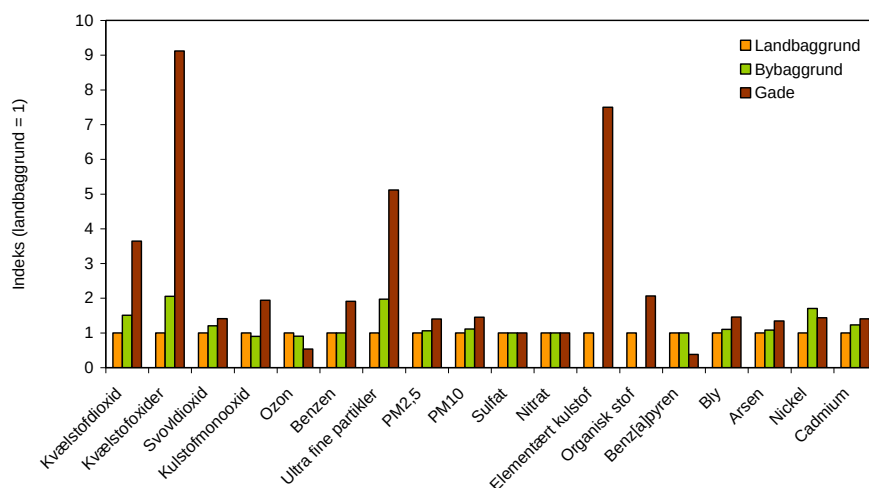
**** Koncentrationen af cadmium ligger tæt ved detektionsgrænsen, så derfor er faldet usikkert bestemt.

Figur 2.24 viser en oversigt over, hvordan niveauerne er fordelt mellem landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau. For en lang række af luftforureningskomponenterne er der relativt lille forskel mellem niveauerne målt på

de tre typer lokalitet. Det gælder fx $PM_{2,5}$, PM_{10} og de kemiske komponenter, som for størstedelen er bundet til disse partikelfraktioner fx sulfat og tungmetallerne. Årsagen til den lille forskel mellem de tre typer lokalitet er, at luftforureningskomponenterne for størstedelen er transporteret ind til byerne fra kilder langt væk fra (såkaldt langtransport), hvilket resulterer i en lille geografisk variation og dermed også lille variation mellem landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau.

For en række af de andre luftforureningskomponenter ses relativt stor forskel mellem landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau. Dette gælder navnlig for NO_x / NO_2 , UFP og elementært kulstof. Kilderne til disse er trafikken og da disse komponenter kun har kort levetid i atmosfæren måles betydeligt højere koncentrationer på gadeniveau tæt ved den lokale trafik og koncentrationerne aftager herefter hurtigt med afstanden til de stærkt trafikerede gader.

Figur 2.24 illustrerer også, hvor man bliver eksponeret for de højeste koncentrationer og hvor meget eksponeringen varierer mellem landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau. For NO_2 eksponeres man på gadeniveau således for 3-4 gange så høj en koncentration som i landbaggrund og omkring 2-3 gange så høj en koncentration som i bybaggrund. For $PM_{2,5}$ eksponeres man derimod kun for 10 % og 40 % højere koncentration på gadeniveau set i forhold til henholdsvis bybaggrund og landbaggrund. Når man skal vurdere befolkningens eksponering for de sundhedsskadelige luftforureningskomponenter er det gængs at tage udgangspunkt i koncentrationerne i bybaggrund, idet koncentrationerne i bybaggrund vurderes at svare nogenlunde til gennemsnitskoncentrationerne for de områder, hvor størstedelen af befolkningen lever. Da der er mange skadelige luftforureningskomponenter, som oven i købet har meget forskellig geografisk variation, er det en kompleks opgave at vurdere befolkningens eksponering. Derfor benyttes ofte matematiske modeller for at beregne befolkningens eksponering og de sundhedsskadelige effekter. Resultater fra sådanne modelberegninger præsenteres i kapitel 8.



Figur 2.24. Forskel i luftkvalitet i landbaggrund, bybaggrund og gadeniveau for de vigtigste sundhedsskadelige luftforureningskomponenter. Niveauet i landbaggrund er indekset til én, så det fremgår hvor meget forureningen med den givne komponent ændres fra landbaggrund til trafikeret gaderum. Værdierne er, hvor det er muligt, baseret på middelværdier fra alle de målestationer, hvor komponenten måles på.

3 Helbredseffekter associeret med korttidseksponering for luftforurening – resultater fra studier i København

3.1 Introduktion

Tidligere vurderinger af helbredseffekter af korttidseffekter af luftforurening i Danmark har baseret sig på eksponering-responsfunktioner fra udenlandske studier fordi danske data ikke eksisterede. Ligeledes har det ikke været muligt at vurdere bidrag fra forskellige forureningskilder. Gennem de sidste år er der imidlertid publiceret resultater fra en række danske studier, som giver mulighed for at estimere danske eksponering-responsfunktioner og vurdere om disse adskiller sig for forskellige komponenter i partikler og i forhold til kilder. Dette omfatter blandt andet studier af indlæggelser og død i relation til astma, kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL), hjertekarsygdom og akut myokardieinfarkt (blodprop i hjertet). Hovedresultaterne fra disse danske studier opsummeres med vægt på mulige differentielle effekter og hvilke eksponering-responssammenhænge der kan anvendes i den danske vurdering af korttids helbredseffekter af luftforurening.

3.2 Baggrund

Eksposering for luftforurening kan medføre helbredseffekter indenfor timer til dage som det først blev erkendt ved ekstreme episoder som i Meusedalen i 1930 og i London i 1952. Her optrådte tydeligt øget mortalitet i forbindelse med kortvarige (uge) meget høje eksponeringer målt i mg/m^3 partikler, der var i størrelsesorden 10 gange højere end daglige niveauer, som var omkring 10 gange højere end det vi ser i London og København i dag. Sidenhen har udvikling af statistiske modeller muliggjort belysning af sammenhænge med selv beskedne stigninger i eksponeringen. Sådanne studier omfatter både egentlige helbredsudfald som indlæggelser, sygdom eller død og målinger af ændringer i lungefunktion eller i fx blodkar til forståelse af mekanismer. Kontrolleret eksponering af mennesker med tilsvarende målinger og forsøg med dyr og celler har bidraget meget væsentligt til forståelsen af mekanismerne for luftforurenings helbredseffekter. Både de vigtigste gasser (NO_2 , O_3 og SO_2) og partikler virker som irritanter i luftveje og lunger. Partiklernes størrelse bestemmer hvor dybt de aflejres i luftvejene, hvor størrelse under nogle hundrede nanometer betinger at en stor del afsættes i de yderste afsnit dvs. alveolerne. Den irritative effekt og deraf følgende inflammation og oksidative stress kan udløse anfald og forværre lungesygdom i form af astmatisk bronkitis, astma og KOL samt øge risikoen for lungebetændelse. Det hersker lidt mere usikkerhed om mekanismerne, der er ansvarlige for de akutte effekter udenfor lungerne specielt i kredsløbet i form af blodprop i hjerte og hjerne, hjerterytmeforstyrrelse, og hjertesvigt. De vigtigste hypoteser omfatter sekundære effekter af inflammation i lungerne med systemisk inflammation, aktivering af hvide blodlegemer og blodplader, øget tendens til blodpropdannelse, nedsat regulation af blodkarenes funktion og mulig påvirkning af hjertemusklen. Disse effekter kan også være forårsaget af at de mindste sodpartikler i nanometerstørrelse i begrænset omfang kan transporteres fra lungerne og over i blodet. Endelig menes vagusnervereflekser induceret af irritation i lungerne at medvirke til hjerterytmeforstyrrelser.

3.3 Metoder generelt anvendt i undersøgelser af korttidseffekter

Korttidseffekterne undersøges typisk i såkaldte tidsseriestudier, hvor man sætter udsving i helbredsmål i en befolkningsgruppe i relation til eksponering indenfor et kort tidsvindue, ofte ud fra svingninger i luftforureningen, hvor de bor eller opholder sig. Det er ofte en hel bys befolkning, hvor man bruger samlede registerdata for død, indlæggelser eller andre sundhedsydelse. Der er mere end 1.000 af den slags undersøgelser i den videnskabelige litteratur. Der er typisk forsinkelse på fra timer til få dage på optræden af helbredseffekter i forhold til eksponeringen målt som højt niveau af forureningen, men der er fundet effekter i op til 40 dage efter en given eksponering i sådanne studier (Rückerl et al., 2011). Der er principielt ikke konfounding fra individuelle faktorer som livsstil (fx rygning, kost og motion), da befolkningen er den samme hele tiden og deres livsstil ikke ændres i de korte tidsintervaller, der undersøges, men der er til gengæld potentiel konfounding fra tidsrelaterede forhold som sæson, temperatur, ugedage, influenza-epidemier, pollen m.v.

Der har været en del samlede studier med mange byer i Europa eller USA og sågar et kombineret studie der omfatter Europa, USA og Canada, hvor man kan belyse forskelle i karakter af eksponering og mulig betydning af befolknings sammensætning (Katsouyanni et al., 2009). København har endnu ikke indgået i sådanne publicerede studier, men der er for nyligt leveret data til et nyt paneuropæisk studie. Det er også muligt at stratificere indenfor befolkningsgrupper afhængigt af hvor mange andre oplysninger der er tilgængelige og det kan hjælpe til at forstå følsomme grupper.

I de fleste studier er brugt et klassisk tidsseriedesign hvor antallet af helbredsudfald på en given dag modelleres til forureningsniveauet i dagene forud med såkaldt Generalised Additive Modelling baseret på Poisson regression. Det kræver at der er et betydeligt antal udfald hver dag for at beregningerne er nogenlunde sikre og man er nødt til at have ret lange perioder, hvor der skal tages hensyn til sæsoneffekter og ændringer over længere tid. I de senere år er man gået mere over til case-cross-over design med logistisk regression som ikke har de samme problemer. Her sammenligner man for hvert helbredsudfald forureningsniveauet i tiden umiddelbart forud for det tidspunkt helbredsudfaldet opstod på med niveauet på tilsvarende tider/dage indenfor samme kalendermåned.

De gode danske registre og luftmåleprogrammet i København har muliggjort en række studier af korttidssammenhænge mellem luftforureningen og helbredsudfald. Det har i nogle tilfælde været muligt at se på den kemiske sammensætning og formodede kilde til partikler og at inddrage målinger af partikelstørrelse og antal. Flere af studierne har haft mere fokus på sammenhæng med udetemperaturen, men har inddraget luftforureningen alligevel.

Til at se på korttidseffekter af luftforurening benytter man også mindre kohorter (her kaldet panel), hvor man i en periode måler fx lunge- eller hjertefunktion eller biomarkører i fx blod eller udåndingsluft gentagne gange og knytter målingerne til de forudgående eksponeringsniveauer. Forskelle i eksponeringsniveauer kan øges ved at deltagerne færdes i særligt meget og lidt udsatte områder og/eller brug af fx maske og eksponeringsvurderingen kan forbedres meget ved brug af personbårne målere. Endelig indgår også

helt kontrollerede forsøg hvor forsøgspersonerne udsættes for udstødningsgasser eller fx brænderøg i lukkede kamre i sammenligning med ren luft.

I studier af korttidseffekter regner man typisk (ligesom i studier af langtids-effekter) med at alle, der bor i området er udsat for det samme, og det måles fx på få målestationer, placeret væk fra gader, men stadig i byen. Det giver en stor usikkerhed, som kan svække de sammenhænge man finder i forhold til de faktiske effekter, således at de bliver overset. Det gælder særligt for forureningskomponenter der varierer meget geografisk, som fx den direkte trafikrelaterede (små partikler og gasser), mens partikler målt som masse har ret ensartet udbredelse, da de er domineret af langtransport. Det er også muligt at se individuelt på udsættelse for luftforurening forud for et helbredsudfald ud fra adfærd og modelbaserede beregninger, men denne tilgang har endnu kun haft beskeden anvendelse.

3.4 Metoder anvendt i korttidsstudier af helbredseffekter knyttet til luftforurening i København

Der foreligger 9 studier publiceret i velestimerede internationale tidsskrifter, som belyser daglige helbredsudfald målt i registre i forhold til daglige luftforureningsmål i København. Alle studierne har brugt daglige gennemsnitlige (i et enkelt tilfælde timebaserede) luftforureningsmålinger fra målestationen på taget af H.C. Ørstedinstituttet på Nørre Alle, som opfylder kravet til at være bybaggrund som angivet af WHO. Studierne omfatter tilsammen årene 1999 til 2010. Målingerne omfatter NO₂, NO_x, CO, partikelmasse som PM₁₀, som i en delperiode på 1½ år blev allokeret til forskellige kilder, PM_{2,5} i den sidste del af perioden, samt partikelantal med størrelsesfordeling i store dele af perioden. I undersøgelserne indgik hændelser, herunder indlæggelser på hospitaler indenfor en radius af 15 km fra målestationen, eller tilsvarende eller mindre radius for hændelses- eller bopælsadressen.

Helbredsudfaldene omfatter indlæggelser for hjerte og lungesygdomme, især blandt ældre (>65 år), og astma blandt børn fra Landspatientregisteret, slagtilfælde fra et Nationalt Indikatorprojekt i hospitalsregi, død af hjerte og lungesygdomme fra dødsårsagsregisteret, hjertestop udenfor hospital fra ambulancedata, og en panelundersøgelse af 400 børn disponeret for astma og fulgt i 3 år fra fødslen. Der er benyttet tidsseriedesign eller case-cross-overdesign eller begge dele i sammenligning i de 8 studier, mens panelundersøgelsen af små børn har benyttet en anden statistisk analysemetode. I alle tilfælde indgår en forsinkelse kaldet lag fra eksponering til effektmålet på op til 6 dage i de Københavnske studier. For alle undersøgelserne er effekten estimeret som % ændring i forekomst af udfaldet relateret til en interkvartil ændring (IQR) i luftforureningskomponenten, dvs. en ændring fra den måling, hvor 25 % af målingerne ligger under, til den måling hvor 75 % af målingerne ligger under. Det er i de fleste tilfælde tæt på en ca. 50 % ændring fra middelværdien.

3.5 Resultater af korttidsstudier af helbredseffekter knyttet til luftforurening i København

De foreliggende 9 tidsbaserede studier af korttidseffekter associeret med temporal variation af luftforurening i København gennemgås enkeltvis, og der diskuteres mulig konsensus på tværs af studierne for grupper af helbredsudfald svarende til tabel 3.1. Resultaterne sættes i international sammenhæng.

3.5.1 Død af lungesygdom og hjerte- og hjerne-karsygdomme sommer og vinter

I dette studie blev antallet af dødsfald som følge af lungesygdom, hjertekar-sygdom og hjerne-karsygdom i form af slagtilfælde blandt borgere >18 år og bosiddende i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra målestatio-nen på Nørre Alle opgjort fra 1999 til 2006 (Wichmann et al., 2011a). Data om dødsårsagerne er indhentet fra dødsårsagsregisteret. Ca. 1/3 af dødsfaldene af hjertekar-sygdom og halvdelen af de andre dødsfald var efter indlæggelse på hospital. Fokus var sammenhæng med daglige temperaturændringer men relation til luftforureningskomponenterne PM₁₀, NO₂ og CO blev også undersøgt indenfor en 5 døgns lagperiode for vinter- og sommer halvåret hver for sig og justeret for temperatur. Der er brugt case-cross-over design til hovedanalyser, men der indgår også sammenligning med tidsseriedesign, som gav tilsvarende resultater. Der var ikke robuste sammenhænge mellem dødsfald og 6-døgns gennemsnit af luftforureningskomponenterne; men der var signifikant 3-4 % øget risiko for hjerte-kar død samme dag og 2 dage ef-ter en IQR stigning i PM₁₀ i sommerhalvåret og en tilsvarende tendens dag 1-3 i vinterhalvåret. Der var dog også signifikant nedsat risiko for lunge-dødsfald 3-5 dage efter stigning i NO₂ i begge halvår og nedsat risiko for død af slagtilfælde 3 dage efter en stigning i PM₁₀ i vinterhalvåret. Det er muligt at dødsårsagsregisteret ikke er så præcist og at dødsfald optræder med meget vekslende forsinkelse efter en påvirkning på grund af medicinsk behandling.

3.5.2 Indlæggelser for lunge og hjertesygdom blandt ældre og astma blandt skolebørn i forhold til kilder til luftforurening

I dette studie blev antallet af daglige indlæggelser for lunge og hjertesygdom blandt ældre og astma blandt skolebørn på hospitaler i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra monitorstationen på Nørre Alle opgjort fra 1999 til 2004. Dagligt antal blev knyttet til ændringer i forureningskompo-nenter, hvor det for 1½ år af perioden med daglig analyse af grundstoffer og ioner var muligt at allokere PM₁₀ til forskellige kilder. Den statistiske analyse var baseret på tidsseriedesign. Der fandtes signifikante sammenhænge med PM₁₀ for alle udfald med kortere lagtid for hjertesygdom (0-3 dage) med ef-fektestimat på 3 % per IQR end for lungesygdom (2-4 dage) med effektesti-mat på 4 % for ældre og 8 % for børn per IQR. Der var også sammenhæng med NO₂ og CO, men denne blev betydeligt reduceret ved inddragelse af PM₁₀ i analysen. For kilderne til PM₁₀ var der stærkest sammenhæng mellem partikler fra jordskorpe og sekundære partikler i forhold til hjertesygdom, biomasse for luftvejssygdomme og trafik for astma hos børn.

3.5.3 Indlæggelser for lunge og hjertesygdomme blandt ældre og astma blandt skolebørn i forhold til kilder til luftforurening

I dette studie blev antallet af daglige indlæggelser for lunge og hjertesygdom blandt ældre og astma blandt skolebørn på hospitaler i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra målestationen på Nørre Alle opgjort fra 2001 til 2004 (Andersen et al., 2007). Dagligt antal indlæggelser blev knyttet til forureningskomponenter, hvor der for ca. halvdelen af perioden var daglige målinger af partikelantal og størrelsesfordeling, som kunne grupperes i stør-relsesfraktioner knyttet til forskellige kilder og potentiel effekt. Den statisti-ske analyse var baseret på tidsseriedesign. For udfaldene hos de ældre fand-tes signifikante sammenhænge med primært PM₁₀ med effekt estimat på 3 %

på hjerte- og 5 % for lungesygdom per IQR og partikelantal med diameter på 212 nm, men ikke signifikant for antallet af ultrafine partikler efter justering for andre komponenter. For astma hos skolebørn fandtes primært sammenhæng med antal partikler med diameter på 212 nm og i mindre grad med ultrafine partikler og NO₂, men ikke med PM₁₀.

3.5.4 Indlæggelser for lungesygdom og hjerte- og hjerne-karsygdom sommer og vinter

I dette studie blev antallet af daglige akutte indlæggelser for lungesygdom, hjertekarsygdom og hjerne-karsygdom i form af slagtilfælde blandt borgere >18 år og bosiddende i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra målestationen på Nørre Alle opgjort fra 2002 til 2006 (Wichmann et al., 2011b). Fokus var sammenhæng med daglige temperaturændringer med relation til luftforureningskomponenterne PM₁₀, NO₂ og CO blev også undersøgt indenfor en 5 døgns lagperiode for vinter- og sommerhalvåret hver for sig og justeret for temperatur. Der er benyttet case-cross-over design. Der var i begge halvår signifikante sammenhænge mellem PM₁₀ og indlæggelser for lungesygdom med effektestimater på 4 % og 2 % per IQR i respektive sommer og vinterhalvår. I sommerhalvåret var der signifikante sammenhænge mellem PM₁₀ og NO₂ (2.6 % stigning per IQR) og indlæggelser for hjertekarsygdom og mellem NO₂ og indlæggelser for slagtilfælde. Der var ingen signifikante sammenhænge mellem luftforureningskomponenter og karsygdommene i vinterhalvåret.

3.5.5 Indlæggelser for blodprop i hjertet sommer og vinter

I dette studie blev antallet af daglige akutte indlæggelser for blodprop i hjertet (akut myokardieinfarkt) blandt borgere >18 år og bosiddende i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra målestationen på Nørre Alle opgjort fra 1999 til 2006 (Wichmann et al., 2012). Fokus var sammenhæng med daglige temperaturændringer med relation til luftforureningskomponenterne PM₁₀, NO₂ og CO blev også undersøgt indenfor en 5 døgns lagperiode for vinter- og sommerhalvåret hver for sig og justeret for temperatur. Der er brugt case-cross-over design til hovedanalyser, men der indgår også sammenligning med tidsseriedesign. I vinterhalvåret var der en knap signifikant stigning på ca. 4 % i indlæggelser per IQR stigning i 6 døgns gennemsnit af PM₁₀ og kun en beskedne sammenhæng i sommerhalvåret dag 4 efter en tilsvarende stigning. Derimod var der signifikante stigninger på henholdsvis 4 % og 8 % efter en IQR stigning i 3-4 dages gennemsnit af NO₂ og CO knyttet til trafik i sommerhalvåret, men ingen klar sammenhæng i vinterhalvåret.

3.5.6 Hjertestop uden for hospital

I dette studie blev forekomst af hjertestop udenfor hospital og indenfor en radius på op til 5 km fra målestationen på Nørre Alle opgjort fra 2000 til 2006 (Wichmann et al., 2012). Relation til luftforureningskomponenterne PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{10-2.5}, NO₂, NO_x, CO, O₃ og partikelantal, areal og overfladeareal blev undersøgt med forsinkelse på 1-24 timer og indenfor en 5 døgns lagperiode. Der er brugt case-cross-over design. Der var signifikant sammenhæng mellem hjertestop og PM₁₀ og PM_{2.5} 3-4 dage forud med effektestimater på henholdsvis 5 % og 4 % for en IQR stigning, men ingen sammenhæng med nogen af de andre komponenter. Der var heller ingen sammenhænge indenfor 24 timer med nogen luftforureningskomponenter. IQR

for PM_{10} er her lavere end for de øvrige studier fordi der af hensyn til time-baseret opgørelse er benyttet data fra måling med Tapered Element Oscillating Microbalance (TEOM), der giver lavere værdier end de døgnbaserede målinger. Det giver dog samme resultat per IQR for de perioder hvor både TEOM og standardmetoden er til rådighed.

3.5.7 Indlæggelser for blodprop i hjernen og hjerneblødning

I dette studie blev antallet af daglige akutte indlæggelser for og sværhedsgraden af blodprop i hjernen og hjerneblødning (slagtilfælde) på hospitaler i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra målestationen på Nørre Alle opgjort fra 2003 til 2006 (Andersen et al., 2010). Association med luftforureningskomponenterne PM_{10} , partikelantal, NO_x og CO blev undersøgt indenfor en 4 døgns lagperiode med case-cross-over design. Der var en knapt statistisk signifikant 7-8 % øget risiko for blodprop i hjernen i 4 døgn efter en stigning svarende til IQR for partikelantal, NO_x og CO, men kun 2 % og langt fra signifikant for PM_{10} . Der var ingen association mellem luftforurening og hjerneblødning. Med underinddeling af blodpropper i hjernen begrænset til dem der dannes lokalt og af mindre sværhedsgrad (ca. 40 % af alle tilfælde) var der stærkest sammenhæng med partikelantal svarende til 21 % øget risiko for en IQR stigning. Den stærkeste sammenhæng med mindre lokalt dannede blodpropper giver god biologisk mening, fordi disse blodpropper i udvikling ligner dem man ser i hjertet, som mere sikkert knyttes til luftforurening. Det er dog bemærkelsesværdigt at der er meget svag sammenhæng med PM_{10} , som ellers viser mest robust sammenhæng med hjertesygdom i København.

3.5.8 Indlæggelser for astma blandt børn i forhold til partikelstørrelse og masse

I dette studie blev antallet af daglige indlæggelser med astma blandt børn på hospitaler i Københavnsområdet i en radius på op til 15 km fra monitorstationen på Nørre Alle opgjort fra 2001 til 2008 (Iskandar et al., 2012). Dagligt antal indlæggelser blev knyttet til forureningskomponenter, hvor der for mere end halvdelen af perioden var daglige målinger af partikelantal og størrelsesfordeling. Den statistiske analyse var baseret på case-cross-overdesign. Der fandtes signifikante sammenhænge med primært PM_{10} og NO_x med effektestimater på 7-11 % per IQR især blandt mindre børn, men ingen sammenhænge med total antal partikler. Der var også sammenhæng med $PM_{2.5}$ men ikke robust for justering for PM_{10} , som dog er lidt vanskelig at tolke.

3.5.9 Hvæsende vejtrækning hos astmadisponerede spædbørn

I dette studie blev 205 børn fra en kohorte på i alt 411 børn født af kvinder med astma (COPSAC: Copenhagen Studies on Asthma in Childhood) fulgt fra fødslen og 3 år frem fra 1998 til 2004 (Andersen et al., 2008b). Disse 205 børn boede indenfor 15 km fra bybaggrundsmålestationen på Nørre Alle i København. Forældrene noterede dagligt om barnet havde hvæsende vejtrækning og/eller tilsvarende symptomer. Tilstedeværelsen af symptomer blev knyttet til koncentrationen af luftforureningskomponenter i dagene forud ved hjælp af generaliserede estimationsligninger (GEE). Der var signifikant sammenhæng mellem tilstedeværelse af symptomer og PM_{10} , NO_2 , NO_x og CO i første leveår, mens sammenhængen kun var signifikant i de samlede 3 år for NO_2/NO_x . Sammenhængen med CO forsvandt i modeller

med enten PM₁₀ eller NO_x/NO₂ kombineret. Der var kun måling af partikelantal for 1/3 del af periodens dage og for 144 børn, så den statistiske styrke var væsentligt mindre. Der var alligevel men knap signifikant ca. to-fold øget risiko for symptomer 2-4 dage efter en IQR stigning i antal i første leveår og noget lignende risiko for de andre komponenter for dagene med antalsmålinger. Hvis man begrænsede analysen til de 102 børn (76 med måling af partikelantal) der boede indenfor 5 km fra målestationen var sammenhæng mellem symptomer i første leveår og partikelantal endnu stærkere (2.46 gange øget per IQR) og signifikant. Der var ingen signifikant sammenhæng med partikelantal for symptomer i 2. og 3. leveår, sammenhængen var snarere invers og samlet set over de 3 år var der ingen sammenhæng. Børnene har også fået målt eksponering i form af PM_{2,5}, sodsværtning af filtrene, NO_x og NO₂ i soveværelset i 3 perioder i de første 18 levmåneder (Raaschou-Nielsen et al., 2010;2011). Der var ikke sammenhæng mellem den registrerede forekomst af symptomer og disse langtidsmål for eksponering, som mest var bestemt af indendørs kilder som tobaksrygning, mens trafik ved boligen havde mindre betydning. Resultaterne kunne tolkes sådan at luftforurening specielt både som PM₁₀ og fra lokal trafik kan trigge anfald af hvæsende vejrtrækning.

Tabel 3.1. Samlede eksponerings-responseestimer fundet i relation til luftforureningskomponenter i korttidsstudier af helbreds-effekter i København. Risiko er angivet i % i forhold til en interkvartil (IQR) ændring for hver komponent. Fed type er statistisk signifikante. For nogen estimer er angivet et spænd, hvor der er flere datasæt.

Helbredsudfald	PM ₁₀	PM _{2,5}	Partikel antal	NO ₂ /NO _x	CO
Interkvartil spand, IQR	(7) 13-14 µg/m ³	5 µg/m ³	3800-3900	6-7/9 pbb	120 ppb
Kardiovaskulær død, lag 0-5 dage	3 %			0 til 1 %	0 til 1 %
Død af blodprop/ blødning i hjernen	0 %			0 til 2 %	-2 til 2 %
Død af lungesygdom alle aldre sommer og vinter og lag 0-5 dage	-3 til 1 %			-2 %	-5 %
Kardiovaskulær indlæggelse > 65 år med lag 0-3 dage,	3 %*	3 %*	0 %	0 til 2 %	1 til 2 %
eller alle aldre sommer og vinter og lag 0-5 dage	2 %			2 og 3 %	1 %
Blodprop i hjertet, sommer og vinter, lag 0-5 dage	0 og 4 %			2 og 4 %	2 og 7 %
Hjertestop udenfor hospital, lag 3-4 dage	5 %* (IQR 7)	4 %*	3 %	2 til 3 %	2 til 4 %
Mild blodprop dannet i hjernen, lag 0-4 dage	8 %		21 %*	11 %	10 %
Lungesygdom indlæggelser>65 år, lag 0-4 dag	4 til 6 %*	0 %	4 %	4 til 6 %	2 til 4 %
eller alle aldre sommer og vinter og lag 0-5 dage	4 %			0 og 4 %	1 og 3 %
Astma indlæggelser 0-18 år, lag 0-4/5 dage	2 til 8 % *	9 til 15 %*	6-7 %	4 til 13 %*	0 til 10 %
Hvæsende vejrtrækning hos disponerede 0-1 år	21 %		92 %	45 % /30 %	33 %
og 0-3 år, lag 2-4 dage	4 %		-15 %	19 %/14 %	7 %

*Dominerende i model med andre luftforureningskomponenter

3.6 Opsamling og konklusion

Der er gennemført 9 publicerede studier af sammenhæng mellem måling af luftforurening i bybaggrund på målestationen på Nørre Alle og en række helbredsudfald. Der er naturligvis delvise overlap mellem udfald og tidsperioder i flere af publikationerne. Fx omfatter kardiovaskulære indlæggelser også blodprop i hjertet og 33 % (hjerne) til 50 % (lunge og hjerne) dødsfald er forudgået af indlæggelse med lignende diagnosekategori. Det kan dog kun være en del af forklaringen på en ret betydelig konsistens for alle de kardiovaskulære udfald uanset tidsperiode, alderskategori, specifik diagnose, i eller udenfor hospital, som alle viser omkring 2-5 % med et samlet bud på 3 % øget risiko svarende til en IQR stigning, som er 13-14 µg/m³ for PM₁₀. Dvs.

at en stigning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} svarer til en øget kardiovaskulær sygelighed og dødelighed på omkring 2 % i København. Det er foreneligt med internationale fund (Rückerl et al., 2011), på 0,5-2 % stigning i kardiovaskulær mortalitet og indlæggelser (højest hos >65 – eller 75-årige) for samme stigning i Europa, USA og Canada i en meget stor samlet analyse, hvor der dog kun er set på op til en dags lagtid, og med betydelig geografisk variation og også noget afhængighed af den valgte statistiske metode (Katsouyanni et al., 2009). Sammenlignet med resultaterne for PM_{10} er der i studierne fra København tilsvarende om end lidt mere varierende fund for kardiovaskulære udfald bortset fra død i forhold til de mere direkte trafikrelaterede luftforureningskomponenter NO_2/NO_x og CO. For partikelantal er sammenhængene tilsyneladende svagere, uagtet at man antager at de mindste sodpartikler er den vigtigste mekanisme for de kardiovaskulære effekter. Det er muligt at målingerne på bybaggrundsstationen meget dårligt beskriver den sande befolkningseksposering, fordi der er meget stor spatial variation i udbredelsen fra kilderne i form af udstødning. Der kan også være andre væsentlige kilder til det, der måles på stationen, som det formentlig kommer til udtryk ved relativt høje partikelantal midt på dagen om sommeren.

For hjerne-karsygdomme er data mere usikre, til dels fordi der er færre tilfælde. Sammenhængene synes stærkest for mindre blodpropper og i forhold til trafikrelaterede kilder, men der er for meget usikkerhed til at vurdere koncentrations-responssammenhænge. Der er begrænset internationalt sammenligningsgrundlag.

For indlæggelser for luftvejssygdomme ses der for alle aldersgrupper mest robust sammenhæng med PM_{10} med 2-8 % øget risiko i relation til en IQR stigning, eller samlet omkring 3-4 % for en stigning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det er noget højere end ved den store samlede analyse for Europa og Nordamerika, hvor stigningen er ca. 1 % for $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men der er kun inkluderet op til lag 1 dag, hvor vi i København ser størst effekt 2-4 dage efter dage med høj luftforurening. Der var tilsvarende sammenhæng mellem især NO_2 og luftvejsindlæggelser i København med 4-13 % øgning per IQR, mens sammenhæng med partikelantal og CO var mere usikker. NO_2 er en direkte luftvejsirritant, så der kan være en direkte virkning, eller det kan være som trafikindikator, hvor partikelantal ved målestationen måske er et dårligere mål som antydning ovenfor. Det skal dog også bemærkes at sammenhæng mellem luftvejsindlæggelser og PM_{10} og NO_2 (og andre trafikindikatorer) til dels optrådte samtidigt og i modeller der inddrog begge komponenter var PM_{10} dominerende i forhold til indlæggelser blandt ældre i København. Der var ikke sammenhæng mellem luftvejsdødelighed og PM_{10} eller andre af de analyserede luftforureningskomponenter i København. Det er i modsætning til de internationale undersøgelser, som fx den samlede for Europa og Nordamerika, der også samlet finder en ca. 1 % stigning i lunge-dødelighed per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} med lag 0-1 dage.

4 Helbredseffekter af langtidseksponering for luftforurening fra trafik – resultater fra danske studier

Tidligere vurderinger af helbredseffekter af langtidsudsættelse for luftforurening i Danmark har baseret sig på eksponerings-responsfunktioner fra udenlandske studier fordi danske data ikke eksisterede. Gennem de seneste år er der imidlertid publiceret resultater fra en række danske epidemiologiske studier, som giver mulighed for at anvende danske eksponerings-responsfunktioner. Dette omfatter blandt andet studier af børnecancer, lungecancer, diverse andre cancere, astma, KOL, slagtilfælde og diabetes. Dette kapitel opsummerer hovedresultaterne fra disse danske studier inklusiv de fundne eksponerings-responssammenhænge for helbredseffekter af langtidseksponering for luftforurening. Der er også publiceret danske studier af luftforurening og forskellige sub-kliniske mål som fx karfunktion, blodtryk og forkalket koronararterie, men disse studier refereres ikke i denne rapport.

4.1 Generelle metodologiske aspekter

Mange af de refererede studier har fælles metodologiske karakteristika. Alle studier var baseret på danske befolkningsgrupper således at studierne kunne anvende informationer fra de unikke danske befolknings- og sygdomsregistre. Mange af studierne var baseret på den store danske befolkningsundersøgelse (kohorte) Kost Kræft Helbred og næsten alle studier anvendte det danske modelsystem AirGIS til beregning af luftforurening ved deltagernes adresser.

4.1.1 De danske befolknings- og sundhedsregistre

Danmark har unikke muligheder for epidemiologisk forskning fordi der eksisterer pålidelige informationer om befolkningen i nationale registre, hvor data eksisterer for mange årtier tilbage i tiden. Det Centrale Personregister, CPR, blev etableret i 1968 og har informationer om alle danskere bopæle fra 1971 og frem, om fødselsdato, dødsdato, udrejsedato, m.v. for alle danskere. Personnummeret er en unik identifikation af alle danskere, som gør det muligt at koble data mellem forskellige registre, såfremt de nødvendige tilladelser er opnået. De danske sundhedsregistre er også kendt for at være pålidelige og her kan der hentes informationer om dødsårsager (Dødsårsagsregisteret), hospitalsdiagnoser (Landspatient Registeret (LPR)), cancerdiagnoser (Cancerregisteret), diabetesdiagnoser (Diabetesregisteret), psykiatriske diagnoser (Det Centrale Danske Psykiatriregeret), m.v.

4.1.2 Kost Kræft Helbred-kohorte

I perioden 1993-1997 blev den store befolkningsundersøgelse Kost Kræft Helbred etableret ved Kræftens Bekæmpelse (Tjønneland et al., 2007). 57.053 personer som boede i Københavns amt, var mellem 50 og 64 år og uden en tidligere cancerdiagnose, blev inkluderet som deltagere. Deltagerne udfyldte spørgeskemaer om blandt andet kostvaner, rygning, passiv rygning, alkohol, motion, erhverv og uddannelse. Der blev målt højde, vægt, livvidde, m.v. og der blev gemt blodprøver, fedtprøver, negleklip m.v. i en biobank. De 57.053 personer udgør en veldefineret og velkarakteriseret befolknings-

gruppe (kohorte), som er anvendt i en række af de luftforureningsstudier der er refereret nedenfor.

4.1.3 Eksponeringsbestemmelse

Næsten alle de danske studier anvender det danske modelsystem AirGIS (eller forløbere for AirGIS) til beregning af luftforurening ved deltagernes adresser (Raaschou-Nielsen et al., 2000) (Ketzel et al., 2011). Ved hjælp af deltagernes CPR numre blev der indhentet oplysninger om historiske og nuværende adresser i CPR registeret og adressernes geografiske koordinater blev bestemt. Ud fra koordinaterne identificeredes relevante veje, bygninger, vejbredder, hushøjder m.v., som er nødvendige input data for AirGIS systemet. Trafikken (mængde, type, hastighed) ved adressen blev bestemt og linket til de relevante emissionsfaktorer. Det lokale bidrag til luftforureningen beregnes ved en spredningsmodel for gaderummet, hvor der også tages højde for meteorologiske faktorer. Bidraget fra byen beregnes med en bybaggrundsmodel, der anvender areal-emissioner fra trafik som input. Det regionale bidrag bestemmes ud fra målinger udenfor byområder. Koncentrationen ved en adresse beregnes som summen af de tre bidrag, hvor det er luftforurening fra trafik der i al væsentlighed bidrager til variation i den beregnede luftforurening mellem forskellige adresser. I de epidemiologiske studier blev en persons eksponering for luftforurening typisk beregnet som det tids-vægtede gennemsnit af luftforureningen ved de forskellige adresser, hvor personen har boet i den relevante tidsperiode. De danske studier anvendte typisk NO₂ eller NO_x som indikator for luftforurening fra trafik. Det er vigtigt at være opmærksom på, at luftforurening fra trafik er en kompleks blanding af mange tusinde forskellige stoffer, hvoraf mange optræder korreleret. Der er fx stærk korrelation mellem NO_x og partikler i danske gader (Ketzel et al., 2003). Derfor skal resultater fra de epidemiologiske studier tolkes som effekter (eller mangel på samme) af "luftforurening fra trafik", og ikke som effekter af det specifikke stof der er beregnet med AirGIS.

4.2 Resumé af danske studier

Alle de danske studier er publiceret som videnskabelige artikler i internationale peer-reviewede tidsskrifter. Der refereres til disse artikler, så den interesserede læser kan indhente supplerende information om metoder, befolkning, resultater og forfatternes diskussion af egne resultater. Her angives kun få væsentlige karakteristika for hvert studie og kun udvalgte resultater præsenteres.

4.2.1 Mortalitet; total og hjerte/kredsløb

Dette studie er baseret på Kost Kræft Helbred kohorten (Raaschou-Nielsen et al., 2012). Oplysninger om død og dødsårsager blev indhentet fra Dødsårsagsregisteret. Der indgik 5.534 dødsfald blandt kohortens medlemmer, heraf 1.285 dødsfald relateret til hjerte-/kredsløb. Eksponering for NO₂ blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser fra 1971 og frem. Resultaterne blev justeret for en række faktorer, som er associeret til risikoen for at dø; der blev også justeret for støj ved bopælen.

Tabel 4.1 viser, at risikoen for død steg med 13 % (95 % sikkerhedsgrænser (SG): 4-23 %) per fordobling af NO₂ koncentrationen og 8 % (95 % SG: 1-14 %) per 10 µg/m³ stigning i NO₂ koncentrationen. Resultaterne viste en stærkere sammenhæng med død relateret til hjerte-/kredsløb med 26 % og 16 % øget risiko for de samme stigninger i eksponeringen. NO₂ koncentrationen

var også associeret med risiko for at dø på grund af iskæmisk hjertesygdom og slagtilfælde, som er undertyper af hjerte-kredsløbssygdom, men disse resultater var ikke statistisk signifikante.

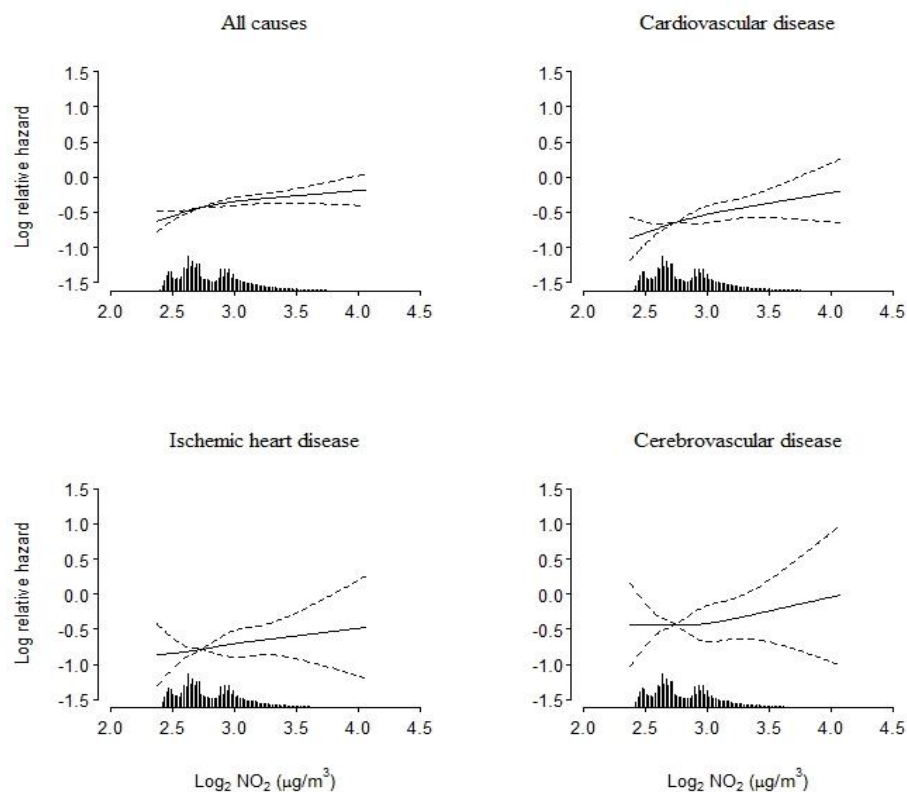
Tabel 4.1. Mortalitet rate ratio (MRR) for død i forbindelse med NO₂ ved bopælen.

MRR	Per fordobling af NO ₂	Per 10 µg/m ³
Alle dødsfald	1,13 (1,04-1,23)	1,08 (1,01-1,14)
Hjerte/kredsløb	1,26 (1,06-1,51)	1,16 (1,03-1,31)
-Iskæmisk hjertesygdom	1,12 (0,85-1,47)	1,08 (0,89-1,30)
-Slagtilfælde	1,11 (0,78-1,63)	1,09 (0,83-1,42)

Figur 4.1 viser eksponerings-responssammenhænge for alle dødsfald, død relateret til hjerte-/kredsløbssygdom samt undertyper af sidstnævnte. Studiet viste ingen nedre effektgrænse for NO₂ hvad angår alle dødsfald og død relateret til hjerte-/kredsløbssygdom.

Studiet viste desuden at effekten af luftforurening var størst blandt personer der spiste mindre end 200 g frugt og grønt per dag og effekten var mindst (eller fraværende) blandt personer der spiste mere end 400 g frugt og grønt per dag.

Tidligere udenlandske studier har også vist sammenhæng mellem luftforurening og risiko for død, mens den modificerende effekt af frugt og grønt er et nyt fund, som bør eftervises i fremtidige studier før det kan tillægges vægt.



Figur 4.1. Eksponerings-responssammenhæng mellem NO₂ ved bopælen og risiko for død (fuldt optrukken linje) med 95 % sikkerhedsgrænser (stiplede linjer). Histogrammet på x-aksen angiver fordelingen af eksponering. Y-aksen viser logaritmen til den relative risiko. Den absolutte værdi på y-aksen skal dog ikke fortolkes fordi figuren er baseret på en multipel regressionsmodel der justerer for diverse risikofaktorer for død; figurens budskab er eksponering-responskurvens form. Denne figur er originalt publiceret i Environmental Health 2012; 11:60; copyright: Raaschou-Nielsen et al.

4.2.2 Incidens (udvikling) af slagtilfælde

Dette studie er baseret på Kost Kræft Helbred kohorten (Andersen et al., 2012a). Oplysninger om slagtilfælde blev indhentet fra Landspatientregisteret. Der indgik 1984 førstegangs slagtilfælde hvoraf 142 medførte døden (fatale) blandt kohortens medlemmer. Eksponering for NO₂ blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser fra 1971 og frem. Resultaterne rapporteres per 43 % stigning i NO₂ og blev justeret for en række faktorer associeret til risiko for slagtilfælde.

Resultaterne i Tabel 4.2 viser at en 43 % stigning i NO₂ var associeret med 5 % (95 % SG: -1 til 11 %) øget risiko for slagtilfælde og 22 % (95 % SG: 0-50 %) øget risiko for fatalt slagtilfælde.

Tabel 4.2. Incidens rate ratio (IRR) for slagtilfælde i forbindelse med NO₂ ved bopælen.

	IRR per 43 % stigning i NO ₂
Alle slagtilfælde	1.05 (0.99-1.11)
Fatale slagtilfælde	1.22 (1.00-1.50)

4.2.3 Mortalitet relateret til diabetes

Dette studie er baseret på Kost Kræft Helbred-kohorten (Raaschou-Nielsen et al., 2013a). Oplysninger om død og dødsårsager blev indhentet fra Dødsårsagsregisteret. Der indgik 122 dødsfald relateret til diabetes blandt kohortens medlemmer. Eksposering for NO₂ blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser fra 1971 og frem. Resultaterne blev justeret for en række faktorer, som er associeret til risiko for diabetes.

Tabel 4.3 viser, at risikoen for død relateret til diabetes steg med 31 % (95 % SG: -2 til 76 %) per 10 µg/m³ NO₂, når NO₂ blev beregnet fra 1971 og frem. Andre tidsperioder for eksposering samt mål for trafik nær bopælen ved tidspunkt for inkludering i kohorte viste også sammenhænge med diabetesrelateret død.

Tabel 4.3. Mortalitets rate ratio (MRR) for diabetes i forbindelse med NO₂ og trafik ved bopælen; lineær analyse.

	MRR per 10 µg/m ³
NO ₂ fra 1971	1,31 (0,98-1,76)
NO ₂ fra 1991	1,18 (0,92-1,50)
NO ₂ sidste år før død	1,30 (1,03-1,63)
10.000 biler/dag indenfor 50 m (ja/nej)	1,16 (0,66-2,02)
Per 10.000 bil-km/dag indenfor 200 m	1,04 (1,02-1,07)

Tabel 4.4 viser resultater opnået ved en analyse der sammenligner kategorier af NO₂. Tabellen viser at den højeste eksponeringskategori har en ca. fordoblet risiko for at dø af diabetes i forhold til den laveste eksponeringskategori.

Tabel 4.4. Mortalitets rate ratio (MRR) for diabetes i forbindelse med NO₂ og trafik ved bopælen; kategorisk analyse.

NO ₂ (µg/m ³)	MRR (95 % SG)
< 14	1.00
14-16	1,52 (0,83-2,80)
16-19	1,65 (0,91-2,98)
>19	2,15 (1,21-3,83)

Dette er det første studie af luftforurening og død relateret til diabetes og det inkluderer relativt få dødsfald hvilket øger den statistiske usikkerhed. Et stort Canadisk studie har dog netop også vist en sammenhæng mellem luftforurening og dødelighed på grund af diabetes med end relativ risiko på 1.49 (95 % SG: 1,37-1,62) per 10 µg/m³ PM_{2,5} baseret på 5200 diabetesrelaterede dødsfald (Brook et al., 2013).

Der findes få studier af luftforurening og incidens (udvikling) af diabetes. Et af disse er dansk og refereres nedenfor.

4.2.4 Incidens af diabetes

Dette studie er baseret på Kost Kræft Helbred-kohorten (Andersen et al., 2012b). Oplysninger om slagtilfælde blev indhentet fra Diabetesregisteret. Der indgik 2877 førstegangstilfælde af diabetes. Eksposering for NO₂ blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser i forskellige tidsperioder. Målene for trafik var for adressen ved inklusion i kohorten mellem 1993 og

1997. Resultaterne blev justeret for en række kendte faktorer som er associeret til risiko for diabetes.

Tabel 4.5 viser en 4 % (95 % SG: 0 – 8 %) stigning i risiko for diabetes per 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i NO_2 ved adresser fra 1971 og frem. Risikoen i forbindelse med NO_2 i andre tidsperioder var ens. Der var også øget risiko i forbindelse med de to mål for trafik ved bopælen ved inklusionstidspunktet.

Tabel 4.5. Incidens rate ratio (IRR) for diabetes i forbindelse med NO_2 og trafik ved bopælen.

	IRR per 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
NO_2 fra 1971	1,04 (1,00-1,08)
NO_2 fra 1991	1,04 (1,01-1,07)
NO_2 sidste år før diagnose	1,04 (1,01-1,07)
10.000 biler/dag indenfor 50 m (ja/nej)	1,07 (0,95-1,21)
Per 1.000 bil km/dag indenfor 100 m	1,02 (1,00-1,04)

Der er publiceret 3 andre studier af luftforurening og diabetes incidens (Kramer et al., 2010) (Puett et al., 2011a, Coogan et al., 2012). Selvom disse 3 studier fra Tyskland og USA samlet set bekræfter en sammenhæng mellem luftforurening og diabetes incidens, vurderes det stadig at være for tidligt at regne på antal opståede diabetestilfælde på grund af luftforurening.

4.2.5 Hospitalsindlæggelse for kroniske obstruktiv lungesygdom (KOL)

Dette studie er baseret på Kost Kræft Helbred kohorten (Andersen et al., 2011a). Oplysninger om hospitalsindlæggelser for KOL blev indhentet fra Landspatientregisteret. Der indgik 1786 tilfælde KOL. Eksponering for NO_2 blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser siden 1971. Trafikmålene var for adressen ved inklusion i kohorten mellem 1993 og 1997. Resultaterne er justeret for en række faktorer associeret med risiko for KOL.

Tabel 4.6 viser en 8 % (95 % SG: 2-14 %) øget risiko for indlæggelse for KOL per 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 og en 5 % (95 % SG: 1-10 %) øget risiko per 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_x (IQR). De 6 og 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ svarer til interquartile range (IQR), altså niveauforskellen fra 25 til 75 percentil af eksponering.

Tabel 4.6. Rate ratio (RR) for KOL i forbindelse med NO_2 , NO_x og trafik ved bopælen. Lineær analyse per IQR.

	IRR (95 % SG)
NO_2 (per 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IQR))	1,08 (1,02-1,14)
NO_x (per 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (IQR))	1,05 (1,01-1,10)
10.000 biler/dag indenfor 50 m (ja/nej)	1,04 (0,89-1,21)
Per 7.000 bil-km indenfor 200 m (IQR)	1,01 (0,97-1,05)

4.2.6 Hospitalsindlæggelse for astma

Dette studie er baseret på Kost Kræft Helbred kohorten (Andersen et al., 2011b). Oplysninger om astma blev indhentet fra Landspatientregisteret. Der indgik 977 tilfælde af astma. Eksponering for NO_2 blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser siden 1971. Resultaterne er justeret for en række faktorer der er associeret til risiko for astma.

Den lineære analyse viser en 12 % (95 % SG: 4-22 %) øget risiko for indlæggelse for astma per 6 µg/m³ NO₂ og den kategoriske analyse viser at koncentrationer over 19 µg/m³ er associeret med 38 % (95 % SG: 14-66 %) højere risiko for indlæggelse for astma end eksponering under 13 µg/m³ (Tabel 4.7).

Tabel 4.7. Rate ratio (RR) for astma i forbindelse med NO₂ ved bopælen.

NO ₂ (µg/m ³)	IRR (95 % SG)
<13	1.00
13-15	1.28 (1.05-1.54)
15-19	1.20 (0.99-1.46)
>19	1.38 (1.14-1.66)
Per 6 µg/m ³ (IQR)	1.12 (1.04-1.22)

4.2.7 Incidens af lungecancer

Der er publiceret to danske studier af luftforurening og lungecancer. Begge studier indhentede oplysninger om cancertilfælde i Cancerregisteret og anvendte AirGIS modelsystemet for adresser siden 1971 til at beregne eksponering for NO_x. Begge studier justerede for en række faktorer associeret til risiko for lungecancer.

Det første studie kombinerede harmoniserede data fra 3 danske kohorter: Kost Kræft Helbred (etableret 1993-97), Østerbroundersøgelsen (etableret 1976-94) og Copenhagen Male Study (etableret 1970-71) (Raaschou-Nielsen et al., 2010b). Der indgik 679 tilfælde af lungecancer og en sammenligningsgruppe på 3481 personer (sub-kohorte). Den lineære analyse viste at 100 µg/m³ stigning i NO_x var associeret med 37 % (95 % SG: 6-76 %) øget risiko for lungecancer og den kategoriske analyse viste, at koncentrationer over 72 µg/m³ NO_x var associeret med 45 % (95 % SG: 12-88 %) øget risiko i forhold til koncentrationer under 30 µg/m³ NO_x (Tabel 4.8).

Det andet studie anvendte udelukkende data fra den største og den senest etablerede af de 3 kohorter (Kost Kræft Helbred) og i dette studie blev deltagerne fulgt op for udvikling af lungecancer over en længere periode, således at der indgik 592 tilfælde af lungecancer (Raaschou-Nielsen et al., 2011b). Den lineære analyse viste en 9 % (95 % SG: -21 til 51 %) øget risiko for lungecancer per 100 µg/m³ stigning i NO_x, mens den kategoriske analyse viste, at NO_x koncentrationer over 30 µg/m³ var associeret med 30 % (95 % SG: 5-61 %) højere risiko i forhold til under 17 µg/m³ (Tabel 4.9).

Tabel 4.8. Incidens rate ratio (IRR) for lungecancer i forbindelse med NO_x ved bopælen; baseret på 3 kohorter. 50 og 90 percentilerne blev anvendt til opdeling i 3 eksponeringsgrupper.

NO _x (µg/m ³)	IRR (95 % SG)
<30	1,00
30-72	1,30 (1,07-1,57)
>72	1,45 (1,12-1,88)
Per 100 µg/m ³	1,37 (1,06-1,76)

Tabel 4.9. Incidens rate ratio (IRR) for lungecancer i forbindelse med NO_x og trafik ved bopælen. Baseret på Kost Kræft Helbred-kohorten. Der blev anvendt kvartiler til at opdele i 4 eksponeringsgrupper.

NO _x (µg/m ³)	IRR (95 % SG)
<17	1,00
17-22	1,09 (0,84-1,40)
22-30	0,93 (0,73-1,18)
>30	1,30 (1,05-1,61)
Per 100 µg/m ³	1,09 (0,79-1,51)
10.000 biler indenfor 50 m (ja/nej)	1,21 (0,95-1,55)
Per 10.000 biler/dag < 200 m	1,03 (0,90-1,19)

Det er endnu usikkert hvilket af de to estimater (9 % eller 37 %) er mest korrekt. Internationale studier for NO₂ og NO_x giver resultater både under, mellem og over de to danske estimater. Et nyt europæisk studie fandt sammenhæng mellem luftforurening med partikler og lungecancer incidens, men ingen sammenhæng med NO₂ og NO_x (Raaschou-Nielsen et al., 2013b).

4.2.8 Incidens af andre cancers

Studiet er baseret på Kost Kræft Helbred-kohorten. Oplysninger om cancer blev indhentet fra Cancerregisteret (Raaschou-Nielsen et al., 2011c). Antal tilfælde for hver cancerform kan ses i Tabel 4.10. Eksponering for NO₂ blev beregnet med AirGIS modelsystemet for adresser siden 1971. Trafikoplysninger var for adressen på inklusionstidspunktet mellem 1993 og 1997. Resultaterne blev justeret for cancer-specifikke sæt af faktorer associeret til risiko.

Forfatterne fremhæver associationer mellem luftforurening og levercancer (IRR= 1,7; 95 % SG: 0,7-3,9), livmoderhalscancer (IRR= 2,5; 95 % SG: 1,0-5,9) og hjerne cancer (IRR= 2,1; 95 % SG: 1,3-4,2). Alle tre resultater var baseret på relativt få cases. Fundet for levercancer var ikke statistisk signifikant. Fundet for livmoderhalscancer kunne være forårsaget af mere hyppig infektion med Human Papiloma Virus (HPV) i byområder (hvor luftforureningsniveauerne typisk er høje) da det ikke var muligt at justere resultaterne for HPV infektion. Der er ikke nogen umiddelbare alternative forklaringer på fundet for hjerne cancer og der er enkelte andre studier der peger på en mulig association mellem luftforurening og hjerne cancer, selvom dette spørgsmål langt fra er afklaret.

Tabel 4.10. Incidens rate ratio (IRR) for andre cancer end lungecancer i forbindelse med NOx og trafik ved bopælen.

Cancer	Ncases (per 100 µg/m ³)	IRR (95 % SG)		
		NOx (per 100 µg/m ³)	10.000 biler in- denfor 50m (ja vs. nej)	Per 10.000 bil- km/dag indenfor 200 m
Mund og svælg	94	1,6 (0,8-3,4)	0,9 (0,4-1,8)	0,9 (0,6-1,3)
Spiserør	77	1,2 (0,5-3,0)	1,4(0,7-2,7)	1,1 (0,7-1,6)
Mave	80	0,7 (0,2-2,0)	0,9 (0,4-2,0)	1,0 (0,7-1,5)
Tyktarm	414	0,9 (0,6-1,5)	0,9 (0,4-2,0)	1,0 (0,7-1,5)
Tyndtarm	246	0,8 (0,4-1,5)	1,0 (0,6-1,6)	0,9 (0,7-1,2)
Lever	57	1,7 (0,7-3,9)	1,4 (0,7-3,0)	1,5 (1,0-2,1)
Bugspytkirtel	112	0,6 (0,2-1,7)	0,8 (0,4-1,6)	0,7 (0,5-1,1)
Strube	64	0,8 (0,3-2,5)	1,0 (0,5-2,3)	1,1 (0,8-1,7)
Bryst	987	1,2 (0,9-1,5)	1,0 (0,8-1,2)	1,0 (0,9-1,1)
Livmoderhals	35	2,5 (1,0-5,9)	4,4 (2,1-9,0)	1,7 (1,1-2,6)
Livmoder	171	1,2 (0,6-2,2)	1,0 (0,6-1,7)	1,2 (0,9-1,5)
Æggestok	111	0,8 (0,3-2,0)	0,5 (0,2-1,2)	0,8 (0,5-1,2)
Prostata	673	1,0 (0,7-1,4)	0,9 (0,7-1,2)	1,0 (0,8-1,1)
Nyre	95	1,7 (0,9-3,7)	0,9 (0,4-1,9)	1,1 (0,8-1,5)
Blære	221	1,3 (0,8-2,2)	0,9 (0,6-1,5)	1,1 (0,9-1,4)
Modermærke	226	0,5 (0,2-1,1)	0,7 (0,4-1,1)	0,8 (0,6-1,1)
Hjerne	95	2,3 (1,3-4,2)	1,9 (1,1-3,4)	1,3 (0,9-1,8)
Lymfeknude	197	1,1 (0,6-2,0)	0,9 (0,5-1,5)	1,1 (0,8-1,4)
Myeloma	68	0,3 (0,1-1,6)	1,1 (0,5-2,5)	0,8 (0,5-1,3)
Leukæmi	117	0,5 (0,2-1,4)	0,8 (0,4-1,7)	0,8 (0,5-1,1)

4.2.9 Incidens af børnecancer

Dette studie er populationsbaseret, dvs. at hele den danske (børne-) befolkning er dets grundlag (Raaschou-Nielsen et al., 2001). Studiet anvendte et case-kontrol design, hvor cases var alle danske børn (0-14 år) diagnosticeret med én af de tre mest almindelige typer børnecancer (leukæmi, hjernetumor og lymfeknudecancer), som tilsammen udgør hovedparten af børnecancer tilfældene. Der indgik 1969 børnecancer tilfælde og 5378 kontrol-børn udvalgt tilfældigt blandt hele den danske børnebefolkning; kontrol-børnene blev udvalgt, så de svarede til børnene med cancer hvad angår køn og fødselstidspunkt.

Resultaterne viste ingen sammenhæng mellem NO₂ ved bopælen og risiko for de tre typer børnecancer under et (Table 4.10). Der var ingen association med de 3 typer børnecancer hver for sig. Der var ingen association, når eksponering i graviditetsperioden og barndomsperioden blev analyseret hver for sig. Studiet viste heller ikke sammenhæng med trafikmængden ved boligadressen. Resultaterne viste en association mellem luftforurening og risiko for en undertype af lymfeknudecancer (Hodgkin's sygdom), men dette fund var ikke ventet og kan meget vel være tilfældigt.

Tabel 4.11. Incidens rate ratio (IRR) for børnecancer i forbindelse med kumuleret NO₂ (koncentration X tid) ved bopæle gennem barndommen.

NO ₂ (10 ³ ppb-dage)	IRR (95 % SG)
<12	1,0
12-29	1,1 (0,9-1,3)
29-58	1,1 (0,8-1,5)
>58	1,2 (0,6-2,3)

4.2.10 Incidens af skizofreni

Skizofreni forekommer mere hyppigt i områder med høj grad af urbanitet, men årsagen til denne by-land forskel er ukendt. Dette studie undersøgte en mulig sammenhæng mellem luftforurening ved fødselsadressen og risiko for at udvikle skizofreni fra 15 års alderen og frem (Pedersen et al., 2004). Studiet fulgte 7455 kontrol børn fra børnecancer studiet, som er refereret ovenfor, og personer der udviklede skizofreni blev identificeret i Det Centrale Danske Psykiatrisregister; 29 personer udviklede skizofreni. Koncentrationen af fire markører for trafik-relateret luftforurening (CO, benzen, NO₂ og NO_x) blev beregnet ved hvert barns fødselsadresse med en modificeret version af OSPM modellen (en forløber for AirGIS modelsystemet).

Risikoestimerne i Tabel 4.12 angiver risiko i forbindelse med øverste kvintil for trafik og luftforurening sammenlignet med laveste kvintil. Resultaterne viste en øget risiko associeret med høje koncentrationer af CO, benzen og meget trafik ved boligadressen efter justering for alder, køn og urbaniseringsgrad. Studiet står indtil videre alene om at undersøge denne mulige sammenhæng.

Tabel 4.12. Relativ risiko (RR) for udvikling af skizofreni i forbindelse med luftforurening og trafik ved fødselsadressen. Øverste kvintil i forhold til nederste kvintil.

	RR (95 % SG)
NO _x	1,11 (0,33-3,72)
NO ₂	0,83 (0,22-3,11)
Benzen	2,06 (0,57-7,48)
CO	1,93 (0,52-7,10)
Trafikmængde	4,40 (1,25-15,50)

4.3 Opsummering af eksponerings-respons-sammenhænge fra danske studier

Tabel 4.12 opsummerer eksponering-responsfunktioner fundet i de danske studier. Der indgår ikke estimater, hvis studierne enten ikke fandt sammenhæng (børnecancer, andre cancer end lungecancer blandt voksne) eller hvis fundne sammenhænge stort set står alene og der derfor er relativ stor risiko for at det er et tilfældigt fund eller skyldes andre forhold end luftforurening (Livmoderhalskræft, hjerne-cancer, død som følge af sukkersyge, forekomst af sukkersyge, skizofreni).

Det er endnu usikkert om estimatet på 9 % eller estimatet på 37 % for lungecancer er mest korrekt.

Tabel 4.13. Resultater fra danske studier af langtidseksponering for luftforurening helbredseffekter; procentvis øget risiko per stigning i luftforurening (95 % SG).

	NO ₂	NO _x
Per 10 µg/m ³ (med mindre andet er nævnt)		
<u>Dødelighed</u>		
Total	8 % (1, 14 %)	
Hjerte/kar sygdom	16 % (3, 31 %)	
- Iskæmisk (forsnævret arterier)	8 % (-11, 30 %)	
- Slagtilfælde	9 % (-17, 42 %)	
<u>Incidens/hospitalisering</u>		
Hjerte/kar sygdom		
- Slagtilfælde, alle	5 % (-1, 11 %) per 43 % stigning i NO ₂	
- Slagtilfælde, fatale	22 % (0, 50 %) per 43 % stigning i NO ₂	
Luftvejssygdom		
- KOL	8 % (2, 14 %) per 6 µg/m ³	5 % (1, 10 %) per 12 µg/m ³
- Astma (ældre)	12 % (4, 22 %) per 6 µg/m ³	
- Lungecancer	9 % (-21, 51 %) og 37 % (6, 76 %) per 100 µg/m ³	

5 Helbredseffekter af langtidseksponering for luftforurening – resultater fra internationale studier

5.1 Resume

En række internationale studier af langtidseksponering for luftforurening har dokumenteret forekomst af helbredsskader som følge af luftforurening. Af disse skader er øget mortalitet af alle årsager blandt voksne som følge af stigninger i koncentrationen af fine partikler (PM_{2,5}) den bedst dokumenterede. Denne association er tillige den mest anvendte i nationale og internationale beregninger af helbredseffekter af luftforurening på folkesundhed. Der er de seneste år udført en række studier der supplerer og nuancerer denne viden og som retfærdiggør en nyvurdering af effekterne af langtidseksponering for luftforurening under danske forhold. Kapitlet gennemgår de sidste ca. 10 års litteratur med fokus på kohorte-studier og diskuterer resultaterne ift. tidligere vurderinger i Danmark og i fremherskende udenlandske vurderinger. Kapitlet resumerer også resultater, der sætter det hidtidige fokus på fine partikler i perspektiv.

I Trafikministeriets partikelredegørelse fra 2003, såvel som i mange lignende danske og udenlandske rapporter anvendes et estimat for dødelighed af naturlige årsager per 10 µg/m³ stigning i årsgennemsnittet af PM_{2,5} på 1,06, dvs. 6 % stigning, som baseres primært på to store amerikanske kohorter. Disse kohorter er siden fulgt i længere tid og med forbedrede metoder og resultaterne har peget på, at helbredseffekterne af luftforurening kan være noget stærkere end i de oprindelige undersøgelser. I andre nordamerikanske og asiatiske studier samt et enkelt i New Zealand er der ligeledes oftest set effekter af PM_{2,5} der er større end 6 %, selvom enkelte studier slet ingen effekter finder. De europæiske kohortestudier, der er udført peger overordnet på effekter i samme størrelsesorden som antaget i 2003, men da de er udført med flere forskellige mål for forurening, ikke mindst NO_x eller NO₂, er en direkte sammenligning vanskelig.

De sidste 10 års studier peger endvidere på, at der kan være forskel i helbredseffekter blandt mænd og kvinder og at luftforurening har effekter på en række forskellige sygdomme både i luftvejs-, hjerte- og kredsløbssystemet men også udover disse organsystemer. Der er fundet evidens for selvstændige helbredseffekter af PM_{2,5}, NO₂, ozon og formentlig SO₂. Komponenter af PM_{2,5} som EC/BC, metaller og sekundære partikler som ammoniumnitrat og -sulfat er ligeledes alle fundet at have sammenhæng med helbredsskader i langtidsstudier. Det er fortsat ikke muligt at kvantificere hvor stor en del af skadevirkningerne, der skal tilskrives hvilke komponenter, men den trafikrelaterede luftforurening synes at være væsentligere end de øvrige komponenter.

5.2 Kort historisk baggrund for de hidtil anvendte estimater af langtidseffekter på mortalitet af PM_{2,5}

Der findes en række studier af helbredseffekter, der følger af lang tids udsættelse for luftforurening.

De optimale studier til at vurdere effektstørrelsen er de såkaldte kohortestudier, hvor et udsnit af befolkningen karakteriseres med grundlæggende

oplysninger om alder, køn, sundhed, socialklasse, bopæl og livsstil og følges over tid i områder, hvor luftforureningen samtidigt måles eller modelleres.

De kohorte-studier, der har haft størst betydning for vores viden om luftforureningens helbredseffekter er de amerikanske "Harvard Six Cities Study" (HSC) og "American Cancer Society Study" (ACS).

I disse er de tydeligste, men ikke de eneste, effekter knyttet til vægtkoncentrationen af fine partikler; $PM_{2,5}$. At $PM_{2,5}$ har vist de tydeligste effekter tilskrives ofte, at de fine partikler indeholder mange toksiske stoffer, men en del af effekten må også tilskrives, at den geografiske variation (som omtalt andetsteds i rapporten) af $PM_{2,5}$ er lille pga. langtransport og at de store studier baseret på få målestationer i store byområder har været bedre egnede til at måle $PM_{2,5}$ variationer end variationer i fx. PM_{10} og NO_x .

De oprindelige undersøgelser i disse to studier stammer fra starten af 1990'erne (Dockery et al., 1993; Pope et al., 1995) men kohorterne har siden været genstand for flere analyser med længere observationstid, forbedrede statistiske metoder og supplerende oplysninger om deltagere og forurening, senest i 2012 (Lepeule et al., 2012).

De ovennævnte første studier har været udgangspunktet for de oprindelige og, sammen med opfølgningerne af dem indtil omkring 2000, også de fleste efterfølgende nationale og internationale kvantificeringer af helbredseffekter af partikelforurening.

Det er stadig ikke ualmindeligt, at rapporter eller reviews omtaler ovennævnte oprindelige studier sammen med nogle få andre amerikanske og et par europæiske som de eneste kohortestudier. Men faktisk er der indtil nu gennemført en ganske lang række kohortestudier både i Nordamerika, Europa (herunder, som omtalt i kapitel 4 også i Danmark) og Asien.

Der er tale om forskellige helbredsudfald og forureningsparameter.

I en årrække hvor kun de første amerikanske kohortestudier var tilgængelige var der i Europa usikkerhed om effekterne kunne overføres hertil, og man kvantificerede fx. effekterne som 2/3 af effekten i disse studier.

I Trafikministeriets partikelredegørelse fra 2003 anvendes estimatet for den fulde effekt (den relative risiko (RR)) fra Pope et al. (2002), baseret på ACS på 1,06, dvs. 6 % stigning i dødelighed af naturlige årsager per $10\mu g/m^3$ stigning i årsgennemsnittet af $PM_{2,5}$.

En række studier har siden da peget på, at effekten både i de oprindelige amerikanske kohorter og flere nye kohorter kan være større. De væsentligste grunde til dette har været længere opfølgningstid og bedre kontrol med konkurrerende årsagsfaktorer, som fx. socialklasse, rygning og erhverv. Der er dog også studier som finder mindre effekt.

5.3 Oversigt over de sidste 10 års fund i kohortestudier af effekter af $PM_{2,5}$, andre partikelfraktioner og NO_2 (herunder publicerede opdateringer af ældre studier)

Lepeule et al., lister i deres artikel fra 2012 nedenstående studier, der i kohorter med kontrol for individuelle risikoparametre undersøger sammenhængen mellem kronisk udsættelse for luftforurening og mortalitet: (Abbey

et al., 1999; Beelen et al., 2008a; Beeson et al., 1998; Cao et al., 2011; Dockery et al., 1993; Eftim et al., 2008; Filleul et al., 2005; Gehring et al., 2006; Kata-noda et al., 2011; Laden et al., 2006; Miller et al., 2007; Nafstad et al., 2004; Ostro et al., 2010; Pope et al., 2002; Puett et al., 2009; Yorifuji et al., 2010).

Der er imidlertid flere kohortestudier end disse og medtager man studier, der undersøger udviklingen af sygdomsprocesser eller specifikke sygdomme er listen over kohorte studier efterhånden meget lang. Især er der mange studier der omhandler hjertekar- og/eller luftvejssygdom og/eller pulmo-nær sygdom, samt studier, der følger gravide og ser på fosterpåvirkninger.

5.3.1 Opfølgning af de amerikanske studier, man i 2003 primært byggede vurderingerne på

Opfølgningstiden i HSC er først af Laden et al. (2006) og siden af Lepeule et al. (2012) forlænget med først 10 og dernæst i alt 19 år i forhold til den oprindelige undersøgelse. Ved begge opfølgninger fandtes en lidt stærkere helbredseffekt per $10\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i årsgennemsnittet af $\text{PM}_{2.5}$ på dødelighed af naturlige årsager end de oprindelige 13 % idet Laden et al. (2006) fandt en effekt på 16 % og Lepeule et al. (2012) på 14 % (95 % sikkerhedsgrænser (SG) 7-22 %). Den længere opfølgningstid betød at estimatet blev betydeligt sikrere, rent statistisk. Dette bekræftes også af en meget omfattende uafhængig reanalyse af HSC og ACS foretaget for Health Effects Institute, hvor effekten angives til 15 % (så vidt det fremgår uden SG) (Krewski et al., 2000).

I denne reanalyse fra 2000, fandtes effekten i ACS kohorten at være 7 % dvs. som i det oprindelige studie af Pope et al. (1995). Health Effects Institute har også stået for en uafhængig reanalyse og forlængelse af ACS, der desuden kontrollerede for op til 44 individuelle og 7 populationsbaserede faktorer, herunder uddannelse med større detaljeringsgrad end tidligere (Krewski et al., 2009). Analysen bekræftede sammenhængene mellem hhv. $\text{PM}_{2.5}$ og sulfat og dødelighed af naturlige årsager, kardiopulmonær sygdom, iskæmisk hjertesygdom og lungecancer. Der blev desuden set sammenhæng mellem ozon i sommerhalvåret og dødelighed af naturlige årsager og af kardiopulmonær sygdom, men ingen sammenhæng med NO_2 . Analysen bekræftede også tydeligt, at sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed er stærkest i grupper med lavt uddannelsesniveau. Det er desuden interessant at effekten af luftforurening på dødelighed i næsten alle tilfælde blev stærkere ved justering for faktorer som livsstil og socio-økonomiske forhold. Endelig analyseredes sammenhængen også for hhv. en lineær og en log-lineær eksponerings-respons sammenhæng. Forfatterne konkluderer ikke, hvilket af de mange estimater, de mener er det bedste, men argumenterer, at snarere end at anvende det ikke-justerede estimat på 1,034, så bør der anvendes et estimat der er justeret for andre risikoparametre. Det kunne være 1,043 (kun med forureningsdata for den tidlige periode), 1,056 (med data for 1999-2000) eller 1,078 (95 % SG 1,043-1,115) (data 1999-2000 justeret for alle risikoparametre (tabel 11 i Krawski et al., 2009)). Hvis sidstnævnte estimat benyttes i en log-lineær funktion i stedet, så betyder det, at en ændring fra 5 til $15\mu\text{g}/\text{m}^3$ er forbundet med en øget dødelighed på 12,8 % mens et skift fra 10 til $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ er forbundet med 7,9 %, altså at der er størst effekt af ændringer ved lave koncentrationer, som er de typiske i Danmark. Om sammenhængen bør betragtes som en log-lineær funktion er ikke fuldt afklaret, som omtalt andetsteds. I ACS reanalysen fra 2002 passer data med en lineær sammenhæng, men forfatterne udelukker ikke en log-lineær sammen-

hæng ved højere koncentrationer (Pope et al., 2002). Under henvisning til dette er det siden blevet almindeligt at anvende log-lineære sammenhænge, som teoretisk giver bedre mening i manges øjne, fx. i kvantificeringer af luftforureningens globale effekter udført af US-EPA i samarbejde med UNEP og WMO (Anenberg et al., 2012).

Imidlertid er data for $PM_{2,5}$ blevet sammenholdt med data for rygning i en analyse af ACS kohorten, der peger på en log-lineær sammenhæng mellem dødelighed og dosis af partikler fra luftforurening (Pope et al., 2009a).

Forfatterne, der oprindeligt var med til at lave HSC og ACS studierne lavede i 2009 en analyse af ACS data vha. levetidstabeller med det formål at beregne det gennemsnitlige tab af levetid som funktion af partikelforurening. Analysen bekræftede, at der var en statistisk signifikant sammenhæng mellem ændring i $PM_{2,5}$ og mortalitet og viste, at det bedste estimat for effekten på levetid var en øgning i forventet levetid på 0.61 ± 0.20 år ($\pm$ standardfejl) per $10 \mu g/m^3$ fald i koncentrationen af $PM_{2,5}$ (Pope et al., 2009b).

Den meget citerede analyse af ACS data (Pope et al., 2002) fandt, at justering for rygning svækkede sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed. Andre studier har fundet at justering for rygning styrker (Chen et al., 2005; Künzli et al., 2005) eller kun svagt påvirker sammenhængene med luftforurening. Et Canadisk studie med et udtræk af hele befolkningen og data for $PM_{2,5}$ modelleret ud fra satellitdata kvantificerede betydningen af at inkludere rygning til 6,9 % ekstra risiko for lungecancer (dvs. RR gik fra eksempelvis 1,10 til 1,18 per $\mu g/m^3$ ($1,10 \times 1,069$)) (Villeneuve et al., 2011). Da Pope et al i 2009 beregnede levetidsforandringer ud fra ACS kohorten fandt de også, at inddragelse af rygning som risikoparameter på populationsniveau øgede effekten af $PM_{2,5}$ på levetiden med 5-6 % (fx. ved et fald i $10 \mu g/m^3$ en øgning i levetid fra 0,61 til 0,64 år) (Pope et al., 2009b).

En alternativ analyse af det oprindelige datamateriale fra ACS studiet er også udført af en anden gruppe forskere mhp. at afklare betydningen af den geografiske skala (Willis et al., 2003). I det oprindelige studie var befolkning og luftforurening beregnet i storby-områder (metropolitan areas) mens Willis et al. (2003) vha. postnumre fordelte dem på amter (amr. counties) af hvilke der i USA er godt 3.000. Samtidigt anvendtes de forbedringer af modellerne, der var udviklet af (Krewski et al., 2000). Studiepopulationen blev på denne måde mere end halveret og kom til at repræsentere de personer for hvilke de mest akkurate koncentrationer af sulfatpartikler og SO_2 kunne beregnes (idet andre komponenter ikke på samme måde kunne beregnes på amtsniveau). Resultaterne viste, at i forhold til andre analyser af datasættet så mindskedes betydningen af de populationsbaserede socio-økonomiske faktorer og associationerne mellem luftforurening og dødelighed af naturlige og kardiopulmonære årsager øgedes væsentligt (typisk svarende til ca. en fordobling i forhold til anvendelsen af storby-områder som oprindeligt anvendt).

Eftim og kolleger gennemførte for perioden 1999-2002 en undersøgelse baseret på Medicare data, dvs. sygesikringsdata for borgere over 65 år, i de amter, der var dækket af de oprindelige ACS og HSC studier. Undersøgelsen, der var uden kontrol for individuelle konfoundere, viste at i denne aldersgruppe steg dødeligheden per $10 \mu g/m^3$ $PM_{2,5}$ 10,9 % (95 % SG 9-12,8 %) og 20,8 (95 % SG 14,8-27,1 %) i områderne hvor de oprindelige ACS og HSC studier var gennemført (Eftim et al., 2008). Samme Medicare kohorte blev anvendt til en national undersøgelse af (Zeger et al., 2008), omtalt nedenfor.

Data fra ACS er også anvendt separat med opfølgning til år 2000 i Los Angeles området med højere detaljeringsgrad på luftforureningsdata (Jerrett 2005). Der fandtes en stigning i dødelighed på mellem 11 % (95 % SG fra -1 til 25 %) og 17 % (95 % SG 5 %-31 %) afhængig af graden af kontrol for andre risikoparametre og for andre mål for luftforurening (ozon, nærhed til trafik) per 10 µg/m³ PM_{2.5}.

5.3.2 Andre kohorte studier udenfor Europa publiceret siden 2002

Det amerikanske Nurses' Health Study med over 120.000 kvindelige sygeplejersker i alderen 46 år og ældre blev i 1992-2002 fulgt med modellerede luftforureningsdata. Analyserne viste en 26 % øget dødelighed per 10 µg/m³ PM_{2.5} (95 % SG 2-54 %) (Puett et al., 2009). PM₁₀ viste en svagere sammenhæng med dødelighed og analyseret separat var det kun PM_{2.5} og ikke PM_{10-2.5} der viste effekt (Puett et al., 2009; 2008). Samme forskergruppe undersøgte også en kohorte af mandlige amerikanske sundhedsarbejdere, hvoraf ca. 17.000 i alderen 43-82 deltog. Der sås ingen sammenhæng mellem koncentrationen af PM_{2.5} i de foregående 12 måneder og dødelighed (Puett et al., 2011) blandt disse mænd.

Også i andre amerikanske kohortestudier er der fundet øgning i dødelighed ved stigende partikelkoncentrationer. En kohorte af 133.479 kvindelige lærere over 27 år (California Teachers Study) er undersøgt på forskellig vis. I den første analyse (oprindeligt (Ostro et al., 2010) med erratum (Ostro et al., 2011) sås kun på de 8-45.000 kvinder, der boede tæt (8-30 km) på en målestation og med luftforureningsdata for 2002-7. Blandt disse fandtes en RR for dødelighed af naturlige årsager på 1,06 (95 % SG 0,96-1,16) per 10 µg/m³ PM_{2.5} årligt når afstanden var op til 30 km, med lidt stærkere effekt ved 8 km, som dog ikke er opgjort i deres erratum. I en senere analyse hvor mellem 72.000 og 100.000 af kvinderne over 30 år blev fulgt med partikeldata fra 1996-2005 var RR for dødelighed af naturlige årsager 1,01 (95 % SG 0,95-1,09) men med statistisk signifikant effekt for død af iskæmisk hjertesygdom (RR 1,20 og 95 % SG 1,02-1,41) per 10 µg/m³ PM_{2.5} (Lipsett et al., 2011).

I en Medicare (amerikansk sygeforsikring for alle ældre) kohorte på 19,1 million personer på mindst 65 år fandtes flg. procentvise stigninger i dødeligheden per 10 µg/m³ PM_{2.5} årligt: 6,8 % (95 % SG 4,9-8,7 %) i østlige USA, 13,2 % (95 % SG 9,5 -16,9 %) i centrale USA og ingen effekt i vestlige USA (Zeger et al., 2008). Hoek et al. (2013) kombinerer resultaterne i deres review til et samlet estimat på 4 % (95 % SG 3-6 %) (Hoek et al., 2013). I denne Medicare undersøgelse fandtes heller ingen effekt i aldersgruppen over 84 år. Studiet tyder således på en kraftigere sammenhæng mellem luftforurening i østlige og centrale USA end antaget ud fra ACS studiet men ingen sammenhæng i det vestlige (domineret af Californien/Los Angeles). Mulige forklaringer kan være at salte af sulfater dominerer partiklerne i den østlige del af USA mens nitratsalte gør det i den vestlige og at detaljeringsgraden (ca. 10 km afstand til partikelmåler, der målte hver 6. dag) har været utilstrækkelig. At sidstnævnte spiller en rolle tyder fundet af kraftigere effekter i reanalysen af ACS data i Los Angeles med modellering i 25 x 25m celler på (Jerrett et al., 2005). I et andet studie blandt ca. 35.000 ældre californiere med lav opløsning af luftforureningsdata fandtes en RR på 1.04 (95 % SG 1.01-1.07) per 10 µg/m³ PM_{2.5} årligt – dvs. en forholdsvis lav risiko og det er muligt at opløsningen, geografien og alderen har spillet ind på samme måde som i Medicare studiet (Enstrom 2005). Disse regionale forskelle har naturligt medført, at

man fortsat har diskuteret, om resultaterne fra de amerikanske undersøgelser kan overføres på Europæiske forhold.

Lipfert et al. har gennemført flere analyser på en kohorte bestående af ca. 90.000 mandlige krigsveteraner (EPRI-kohorten) med forhøjet blodtryk, oprindelig rekrutteret til studiet i 1976, da deres gennemsnitsalder var 51 år (Lipfert et al., 2006a; 2000; 2006b; 2003). Der er undersøgt en meget lang række komponenter af luftforurening målt i forskellige perioder, oprindeligt fra 1953-1996, senere op til 2003. I de seneste analyser er opfølgningstiden op til 30 år og der er udelukkende anvendt sene data for luftforurening. I alle publikationer demonstreres tydelige effekter af luftforurening på mortalitet, men i ingen tilfælde er det signalet for PM_{2,5}, der er stærkest. Oprindeligt er det spidsværdier for ozon og for NO₂-gennemsnitsværdier, der viser de mest robuste sammenhænge med mortalitet (Lipfert et al., 2000). I de senere analyser, der inkluderer data for gennemsnitlig trafikintensitet på amtsniveau (amr. county), er det trafikken, der viser den mest konsistente sammenhæng. Forfatterne konkluderer: 1) at kun EC, Vanadium og spidsværdier af ozon (af 29 forureningsmål inkl. partikler) synes at have effekter udover, hvad der kan tilskrives trafikken; 2) at det er uklart, hvilke(t) aspekt af trafikken (forurening, støj eller stress), der primært er ansvarlig for sammenhængen; 3) at de sammenhænge, der observeres med PM_{2,5} – skønt de ikke er så robuste som for trafik – er i overensstemmelse med ACS studierne publiceret indtil da (Lipfert et al., 2006a). I sidstnævnte analyse er det EC og nitrat, der er de væsentligste komponenter af PM_{2,5} hvad angår dødelighed. Grundet de mange ældre eksponeringsdata, den usikre relevans af de sene data for den på dette tidspunkt aldrende kohorte og de mange analyser, herunder to- og multi-komponent analyser og kohortens specielle sammensætning er resultaterne fra EPRI-kohorten dog vanskelige at tolke og at sammenligne direkte med andre studier.

En undersøgelse af Hart et al., (2011) uddyber yderligere trafikens betydning, idet kohorten udgjordes af 53.814 mandlige ansatte i lastbiltransportfirmaer i alderen 15-85 år fulgt i 15 år. Alle analyser blev justeret for oplysninger om jobtype og -historie. Data for luftforurening stammede for PM₁₀, NO₂, og SO₂ fra en GIS-baseret model. Der sås effekter af alle tre komponenter på dødelighed af naturlige årsager og på flere sygdomsspecifikke dødsårsager, tydeligst for NO₂ med RR på 8,2 % per 8 ppb. Blandt de 39.948 mænd, der ikke var langturschauffører (idet sidstnævnte tilbragte en eller flere nætter ugentligt borte fra hjemmet) var denne effekt af NO₂ ligeledes tilstede og stærkere idet den var på 14,9 % per 8 ppb NO₂ alene og 12,5 i en multikomponent model (sv.t. hhv. 18,6 % (95 % SG 12,4-25,3 %) og 15,6 % (95 % SG 7,3-24,4 %) per 10 ppb). Forfatterne undersøgte også associationer mellem PM_{2,5}-data fra nærmeste målestation; dvs. med lavere geografisk opløsning og ikke modelleret; og dødelighed. Her fandtes en stigning i dødelighed af naturlige årsager på 9,75 % per 10 µg/m³ (95 % SG 2,5-17,25 %) der var svagere end den der først var fundet for PM₁₀ og ligeledes stærkest blandt langturschauffører. Sidstnævnte analyse er den, der mest svarer til ACS analysen fra Pope et al., 2002 og bekræfter, at helbredseffekterne ikke forsvinder eller formindskes når der tages højde for erhvervsmæssig eksponering.

I Canada undersøgte Finkelstein et al., (2004) 5.228 personer i alderen 40 år og ældre, som var henvist til lungefunktionsundersøgelse og fandt en RR for død af naturlige årsager som var forhøjet for de, der boede nær en meget trafikeret vej (sammenlignet med længere fra trafikeret vej: RR på 1,18 (95 % SG 1,02-1,38). Et udsnit på ca. 15 % af den canadiske befolkning er inkluderet i

en stor undersøgelse, der kombinerer data fra satellit med data fra målestationer, populationsbaseret justeret for det begrænsede antal registerbaserede variable, der var tilgængelige på befolkningsniveau (Crouse et al., 2012). Undersøgelsen viste statistisk signifikante sammenhænge mellem PM_{2,5} og dødelighed af naturlige og forskellige kardiovaskulære årsager på niveau med hvad andre Nordamerikanske studier har vist.

Et antal undersøgelser er også gennemført i andre dele af Verden.

Cao et al., (2011) publicerede den første kohorteundersøgelse fra Kina, baseret på data fra større byer, idet der her var data for luftforurening. Der var tale om en kohorte af personer med forhøjet blodtryk i alderen 15 år eller mere, hvoraf 70.947 indgik i studiet og blev fulgt i 9 år. Der indgik mål for TSP, SO₂ og NO_x. I en-komponent analyser havde SO₂ betydning for generel, kardiovaskulær, respiratorisk og lungecancer dødelighed, NO_x kun for generel og kardiovaskulær og TSP kun for kardiovaskulær dødelighed. For SO₂ og TSP var effekten på kardiovaskulær dødelighed stærkest blandt mænd, for NO_x stærkest blandt kvinder. I modsætning hertil fandt (Zhang et al., 2011) i en kohorte bestående af 9941 personer i alderen 25-103 år udvalgt tilfældigt blandt alle med bopæl indenfor 1.000 m fra en luftforureningsmålestation og fulgt i 13 år; at PM₁₀ og NO₂, men ikke SO₂ var forbundet med øget risiko for død af alle årsager, samt af kardiovaskulære og cerebrovaskulære årsager (karsygdomme i hjerte og hjerne). Studiet er gennemført i Shenyang, en af Kinas mest forurenede byer med højt indhold af bl.a. tungmetaller i luften, hvilket kan have medført øget og mere specifik toxicitet. I studiet justeredes også for socioøkonomiske risikoparametre og erhvervsmæssig eksponering. Hazard Ratio (HR) for død af alle årsager og per 10 µg/m³ var betydelig: 1,53 (95 % SG 1,50-1,56 %) for PM₁₀ og 2,45 (95 % SG 2,34-2,58 %) for NO₂ og stort set den samme for død af kardiovaskulære og cerebrovaskulære årsager. I denne undersøgelse var effekterne stærkest blandt kvinder, om end forskellene ikke var store (fx. HR for PM₁₀ på 1,50 for mænd og 1,59 for kvinder). Forskelle i nøjagtighed i eksponeringsmålene, typisk pga. varierende afstand, spiller formentlig en afgørende rolle i dette, som i mange andre tilfælde af diskrepans mellem fund for forskellige komponenter af forureningen.

Tre andre studier fra Asien er gennemført i Japan. (Yorifuji et al., 2010) fulgte 12029 65-84 årige i 6,5 år (dvs. til de var op til 91 år) tilfældigt valgt et centralt område i Japan. NO₂ blev modelleret og anvendt som proxy for trafikrelateret eksponering. HR for dødelighed af naturlige årsager per 10 µg/m³ NO₂ var 1,02 (95 % SG 0,96-1,08 %), mens der fandtes statistisk signifikante effekter for kardiopulmonær (1,16 % (95 % SG 1,06-1,26 %)), pulmonær (1,19 % (95 % SG 1,02-1,38 %)) og i særdeleshed iskæmisk (forsnævrede arterier) dødelighed (1,27 % (95 % SG 1,02-1,58 %)). Kvinder havde tendens til mindre effekt for kardiovaskulær og højere for lungecancer end mænd, men forskellene var ikke signifikante. (Katanoda et al., 2011) fulgte 63.520 personer i alderen 40 år og ældre i op til 10 år i 6 udvalgte områder af landet. HR for dødelighed af lungecancer var per 10 µg/m³ PM_{2,5} 1,24 (95 % SG 1,12-1,37), per 10 ppb SO₂ 1,26 (95 % SG 1,07-1,48) og per 10 ppb NO₂ 1,17 (95 % SG 1,10-1,26) og der sås for alle tre komponenter større effekt blandt mænd end blandt kvinder. HR for respiratorisk mortalitet var tilsvarende statistisk signifikant for alle tre komponenter, størst blandt kvinder og størst for SO₂. Specifikt blev der observeret effekt på død af lungebetændelse men ikke af kronisk obstruktiv lungesygdom. (Ueda et al., 2012) fulgte i 24 år en kohorte på i alt 7.250 30 årige eller ældre, der ikke måtte have haft hjertesygdom eller slagtilfælde. Deltagerne var tilfældigt valgt fra hele landet og der blev an-

vendt et samlet partikelmål for de sidste 20 år af opfølgningstiden som angives som ca. PM_7 fra målere indenfor maks. 10 km. fra deltagernes bopæl. Der blev ikke set nogen sammenhæng mellem dødelighed og partikelkoncentrationer (HR 0,98 per $10 \mu g/m^3 PM_7$) og sågar tendens til beskyttende effekt på slagtilfælde (HR 0,86 per $10 \mu g/m^3 PM_7$). Mulige forklaringer på, at dette studie i modsætning til andre ikke finder en sammenhæng, er ifølge forfatterne partikelsammensætningen, baggrundshyppigheden af hjerte-kar sygdom og at data for luftforurening først er tilgængelige fra 5 år efter start af undersøgelsen. Partiklernes sammensætning er kun dårligt belyst, men de japanske er formentlig mere domineret af sulfater og EC (Ueda et al., 2012), end gennemsnitlige amerikanske og burde så alt andet lige, som tidligere diskuteret, vise en kraftigere association med dødelighed. Det er muligt, at udelukkelsen af personer med tidligere kredsløbssygdom, afstanden til målerne, og det grovere partikelmål også har spillet ind.

I New Zealand er der af (Hales et al., 2012) gennemført et studie med anvendelse af modellerede data for gennemsnitlige forureningsniveauer, hvor alle bosiddende individer i 1996 er brugt som kohorte og fulgt i 3 år. Kohorten manglede sikre individbaserede oplysninger om andet end køn og alder men inkluderede et estimat for etnisk oprindelse og områdebaserede oplysninger om forskellige socioøkonomiske risikoparametre (sidstnævnte i lighed med flere af de amerikanske studier, bl.a. ACS reanalyser). I alt 1065645 30-74 årige boende i byzoner, for hvilke der kunne vurderes PM_{10} niveauer, blev inkluderet. Der fandtes en klar og lineær sammenhæng mellem både generel (7 % (95 % SG 3-10 %), per $10 \mu g/m^3 PM_{10}$) og sygdomsspecifik dødelighed (respiratorisk inkl. lungecancer 14 %, lungecancer alene 16 %, kardiovaskulær 6 % og "andre årsager" 5 %). For ulykker var der ingen sammenhæng. Sammenhængene var tydeligere for folk, der havde boet samme sted længere. Der sås ingen statistisk signifikante kønsforskelle.

Mange af de hidtil omtalte studier har udover for dødelighed af naturlige årsager også fundet associationer med sygdomsspecifik dødelighed. Udover disse studier har en række kohorte studier alene fokuseret på effekter på sygdomsspecifik dødelighed af stigning i årsgennemsnittet af $PM_{2.5}$ og andre komponenter. Studiernes effektestimater kan ses i tabel 5.2. Den ændring i risiko, som er rapporteret for død af kardiovaskulær sygdom varierer mellem 1,04 (Beelen et al., 2008a) og 1,76 (Miller et al., 2007).

Tre kohortestudier, der fokuserede på kardiovaskulær sygdom, har indikeret højere risiko specielt for kvinder. I et studie udført af Miller et al., (2007) blandt 65.893 amerikanske kvinder i alderen 50-85 år fandtes en RR for død sfa. kardiovaskulær sygdom hos kvinder på 1,76 (95 % SG 1,25-2,47) per $10 \mu g/m^3 PM_{2.5}$ årligt. I et studie udført af (Chen et al., 2005) blandt 6.338 amerikanske syvende dags adventister i alderen fra 25 år og ældre og som var blevet boende i nærheden af deres oprindelige bopæl fandtes en RR for død som funktion af kardiovaskulær sygdom hos kvinder på 1,42 (95 % SG 1,06-1,90) per $10 \mu g/m^3 PM_{2.5}$ årligt. Sidstnævnte RR steg til 2,00 (95 % SG 1,51-2,64), når der blev taget højde for ozonkoncentrationer i modellen ligesom risikoen var større for postmenopausale kvinder og associationen også var tydelig for partikler større end $PM_{2.5}$. Chen et al. (2005) fandt ikke tegn på øget dødelighed blandt mænd udsat for luftforurening.

At kvinder kunne bære en højere risiko end mænd for dødelighed i fbm. lang tids udsættelse for luftforurening understøttes også af Enstrom et al. (2004) og indirekte af de to studier af Puett et al. (2009 og 2011) omtalt tidligere, samt af Zhang et al. (2011). I artiklen af Chen et al. nævnes, at data fra

ACS studiet (Pope et al., 1995) viste større risiko for død af hjerte-kredsløbs-lungesygdom for ikke rygende kvinder end ikke-rygende mænd. Derimod bar mænd en større risiko end kvinder i reanalysen af HSC data (Krewski et al., 2000). Kohorten, som Chen et al. (2005) bygger deres analyse på, er tidligere undersøgt men kun med data for PM₁₀ med en grov opløsning (Abbey et al., 1999) og dengang fandtes kun blandt mænd en association mellem PM₁₀ og dødelighed af naturlige årsager mens der ingen effekt sås for kvinder eller for kardiovaskulær dødelighed.

Det er således sandsynligt, at med gode eksponeringsdata og for specifikke sygdomme, er der kønsforskelle, som ikke viser sig tydeligt i tal for dødelighed af naturlige årsager og dårligere eksponeringsvurderinger. En samlet analyse, i et nyligt review, konkluderer at data for kønsforskelle endnu er for sparsomme til at kunne konkludere derpå (Hoek et al., 2013).

5.4 Europæiske studier

Resultater af adskillige Europæiske studiers analyser af sammenhængen mellem dødelighed og luftforurening er fremkommet de seneste 10 år. Dertil er der lavet mange studier af effekten på specifikke sygdomme eller andre helbredsproblemer, som omtalt i afsnit 5.7.

Efter at de i 2003 havde fundet en 8 % (95 % SG 2-15 %) øget risiko for lungecancer per 10 µg/m³ NO_x i en kohorte af 16.209 40-49 årige mænd i Oslo fulgt fra 1972/73 til 1998 (Nafstad et al., 2003), publicerede forskere fra Folkehelseinstituttet i Norge undersøgelser af forskellige kohorter i Oslo (Nafstad et al., 2004; Næss et al., 2007). I 2004 viste Nafstad et al. (2003) i den samme kohorte af mænd, at per 10 µg/m³ stigning i NO_x i de første 5 år, var der en RR på 1,08 (95 % SG 1,06-1,11) for dødelighed af naturlige årsager; 1,16 (95 % SG 1,06-1,26) af luftvejssygdomme bortset fra lungecancer; 1,11 (95 % SG 1,03-1,19) af lungecancer og 1,08 (95 % SG 1,03-1,12) af iskæmisk hjertesygdom. I en registerbaseret kohorte bestående af alle 143.842 51-90 årige bosiddende i Oslo 1/1 1992 og fulgt i 7 år med henblik på sygdomsspecifik dødelighed fandtes sammenhænge mellem NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} og dødelighed af kardiovaskulær sygdom, kronisk obstruktiv lungesygdom og lungecancer (Næss et al., 2007). En sammenhæng mellem dødelighed af naturlige årsager blev også beskrevet, og var ligesom de sygdomsspecifikke udfald stærkest i aldersgruppen til og med 70 år. For dødelighed af naturlige årsager var effekten, afhængig af alder, 4-13 % per interkvartil spænd (svarende til 7 µg/m³) for mænd og 5-6 % for kvinder. Effekterne var omtrent lige stærke per kvartil for alle tre komponenter og sås hos begge køn, dog med vise forskelle. Eksempelvis fandtes for dødelighed af kardiovaskulær sygdom per kvartil for NO₂ en HR på 1,08 (95 % SG 1,04-1,13) og for PM_{2,5} 1,10 (95 % SG 1,05-1,16) hos mænd under 71 år. For kvinder under 71 år var disse tal 1,07 (95 % SG 1,00-1,14) hhv. 1,14 (95 % SG 1,06-1,21). For kronisk obstruktiv lungesygdom for NO₂ 1,21 (95 % SG 1,05-1,39); for PM_{2,5} 1,27 (95 % SG 1,11-1,47) hos mænd under 71 år mens der ikke sås sikre effekter hos kvinder. For lungecancer for NO₂ 1,23 (95 % SG 1,10-1,38); for PM_{2,5} 1,27 (95 % SG 1,13-1,43) hos kvinder under 71 år mens der ikke sås sikre effekter hos mænd. Studiet led som lignende kohorter af manglende viden om personlige risikofaktorer.

Fra Holland er der ligeledes publiceret flere studier, herunder det første Europæiske med data for PM_{2,5} med høj geografisk opløsning (Beelen et al., 2008a). I denne kohorte (NLCS-kohorten) af 120.852 55-69-årige fra hele Holland, som blev fulgt i 10 år, fandtes tydelige tegn på sammenhæng mellem

luftforurening og dødelighed, skønt kun få fund var statistisk signifikante. Således var RR for dødelighed af naturlige årsager 1,05 (95 % SG 1,00-1,11) per 10 µg/m³ black smoke (BS) og 1,08 (95 % SG 1,00-1,16) per 30 µg/m³ NO₂ og med effekter, der var 4-5 gange stærkere for dødelighed af luftvejs-sygdomme. For PM_{2,5}, der var beregnet ved simpel konvertering fra PM₁₀, var signalet svagere, men det var tilstede for mål for trafikintensitet nær bo-pæl. Sidstnævnte fund bekræftede det oprindelige resultat fra en case-cohort undersøgelse af en mindre del af kohorten publiceret allerede i 2002, om end trafikeffekten var svagere i den samlede NLCS-kohorte med fulde 10 års op-følgning (Hoek et al., 2002). For dødelighed af naturlige årsager konkluderes undersøgelsen at være i overensstemmelse med de oprindelige ACS fund. Undersøgelsen lider som de fleste andre kohorte-studier under at være de-signet til et andet formål, og specielt mindskes anvendeligheden af resulta-terne fra case-cohort delen af studiet, trods bedre konfounder kontrol, af at mange individer ikke havde komplette data og blev udelukket fra denne analyse. Der var stærkere sammenhæng blandt personer, der ikke flyttede i opfølgningsperioden mens der ikke sås nogen forskel mellem kønnene. NLCS-studiet er blevet analyseret yderligere og grundigt diskuteret i en rapport fra Health Effects Institute (Brunekreef et al., 2009). Heri fremhæves bl.a. den store usikkerhed, der er i estimaterne af luft- og trafikforurening i studiet især for befolkningen udenfor de største byer og de deraf følgende større konfidensintervaller på resultaterne.

En af de eneste kohorter skabt med det specifikke formål at undersøge effek-ten af luftforurening på helbredet; oprindeligt specifikt på luftvejene, er den franske PAARC-kohorte (Pollution Atmosphérique et Affections Respiratoi-res Chroniques). 14.284 voksne, som var bosiddende indenfor en radius på højst 1,15 km fra en af 24 opsatte målere i 7 store franske byer udenfor Paris deltog. De var mellem 25 og 59 år da de blev inkluderet i 1974-76 og de blev fulgt til 2000. Der var data for bl.a. TSP, BS, SO₂, NO og NO₂ og i den fulde analyse sås ingen sammenhænge med hverken sygdomsspecifik dødelighed eller dødelighed af alle naturlige årsager. Ved eksklusion af data fra 6 af de 24 målere, der havde NO/NO₂ ratio <3 som tegn på at de repræsenterede forurening fra lokale trafikilder fremfor bybaggrunden i området fandtes imidlertid tydelige sammenhænge mellem TSP, BS, NO og NO₂ og dødelig-hed. NO₂ viste som den eneste komponent sammenhæng med dødelighed af både naturlige årsager (RR 1,14 (95 % SG 1,03-1,25)), lungecancer (RR 1,48 (95 % SG 1,05-2,06)) og kardiopulmonære sygdomme (RR 1,27 (95 % SG 1,04-1,56)) og effekten per 10 µg/m³ var stærkest for NO₂. Da 10 µg/m³ udgjorde en større andel af intervallet af målte koncentrationer for NO₂ end for de øv-rige komponenter uden at disse intervaller eller p-værdierne er angivet i publikationen, er det ikke muligt at sammenligne størrelsen af effekten mel-lem komponenterne. For TSP var RR for dødelighed af naturlige årsager 1,05 (95 % SG 1,02-1,08) per 10 µg/m³. Der var ingen kønsforskelle.

En tysk kohorte, der inkluderede 4752 kvinder, blev dannet ved at følge op på en række sammenfattende studier fra 1985-94. Der anvendtes data fra ek-sisterende målestationer nær deltagernes hjem og der fandtes associationer for dødelighed med afstand til nærmeste vej, NO₂ og PM₁₀ (Gehring et al., 2006; Heinrich et al., 2013). I den seneste undersøgelse med længst follow-up var sammenhængene (justeret RR per interkvartil spænd) for dødelighed af naturlige årsager med NO₂ 1,18 (95 % SG 1,07-1,30) og med PM₁₀ 1,15 (95 % SG 1,04-1,27) og for kardiopulmonær dødelighed med NO₂ 1,55 (95 % SG 1,30-1,845), og med PM₁₀ 1,39 (95 % SG 1,17 -1,64). Der sås også sammen-hæng med lungecancer men ikke med respiratorisk dødelighed. Resultater-ne var baseret på den gennemsnitlige koncentration i det første år efter in-

klusion i undersøgelsen, men inkluderes også luftforurening for de 4 år, der gik forud, blev sammenhængene væsentligt stærkere og dermed også statistisk signifikante for dødelighed af naturlige årsager og NO₂ men knap signifikant for PM₁₀ (Gehring et al., 2006). Denne undersøgelse underbygger også som tidligere omtalt i kraft af sine stærke associationer, at kvinder er mere udsatte eller sårbare end mænd.

I et studie, der sammenholdt dødelighed i Rom blandt alle 45-80 årige med modelleret NO₂ fra to forskellige perioder fandtes en øgning per interkvartil koncentrationsændring på 1,04 (95 % SG 1,03-1,06) hvilket svarede til mellem 4 og 6 % øget risiko per 10 µg/m³ NO₂ (95 % SG 3-8 %) afhængig af periode (Cesaroni et al., 2012). Med ca. 4 års længere follow-up og inklusion af PM_{2,5} data fandt samme forskergruppe, at risikoen for død af naturlige årsager steg 4 % (95 % SG 3-5 %) per 10 µg/m³ PM_{2,5} og 3 % (95 % SG 2-3 %) per 10 µg/m³ NO₂ (Cesaroni et al., 2013). I to-komponent analyser forblev sammenhængen med NO₂ mens den forsvandt for PM_{2,5}.

I en britisk analyse, der sammenholdt dødelighed i forskellige distrikter (valgkredse med i alt over 4,8 millioner personer) og forskellige perioder med data for BS og SO₂ fandtes meget stærke sammenhænge mellem SO₂ og dødelighed især af luftvejssygdom og især de seneste år, mens sammenhængene for BS og for dødelighed af naturlige årsager var svagere, fx. RR på 1,03 (95 % SG 1,00-1,06) per 10 µg/m³ BS de seneste 4 år (Elliott et al., 2007). En stor svaghed ved studiet er manglende viden om individuelle konfoundere idet det snarere er et "small area ecologic" studie end en kohorte undersøgelse. Det antages i sådanne undersøgelser, at forskelle i folks eksponering og socioøkonomiske faktorer varierer så lidt i små geografiske områder, at man trods manglende viden om individuelle risikofaktorer kan identificere helbredseffekter af miljøeksponeringer (Maheswaran et al., 2006). Designet er blevet anvendt bl.a. til at observere sammenhænge mellem luftforurening og slagtilfælde (Maheswaran et al., 2012), men vil ikke her blive inkluderet yderligere.

To andre britiske kohorter med i alt 22.011 personer i alderen 35-64 år fulgt fra 1972-98 er samlet i en undersøgelse. Samlet set fandtes en sammenhæng per 10 µg/m³ BS ifa. RR på 1,10 (95 % SG 1,04-1,17) for dødelighed af alle årsager og med stærkere associationer for kardiovaskulær og respiratorisk dødelighed (Beverland et al., 2012). Adskilt sås sammenhængene kun i den af kohorterne, der stammede fra Glasgow og omegn men ikke i den anden geografisk spredte kohorte (Yap et al., 2012).

Et Schweizisk studie af en 4,6 millioner stor populationskohorte med viden uddannelsesstatus og civilstand der anvendte modelbaserede støj og PM₁₀ niveauer fandt tydelige sammenhænge mellem afstand til større vej og dødelighed af hjerte- og kredsløbssygdom samt for lungecancer (Huss et al., 2010). PM₁₀ viste kun sammenhæng med lungecancer med RR på 1,05 (95 % SG 1,04-1,06) per 10 µg/m³ PM₁₀.

Blandt 55-73 årige tyske kvinder, først undersøgt af Gehring et al., (2006) og senere af Schikowski et al., (2007) er ligeledes fundet meget stærke sammenhænge for død som funktionen af kardiovaskulær sygdom men ifølge Gehring et al., (2006) RR på 1,74 (95 % SG 1,29-2,33) per IQR NO₂ forudgående 5 år (dvs. per 24 µg/m³), 1,59 (95 % SG 1,23-2,04) for PM₁₀ (dvs. per 10,7 µg/m³ svarende til ca. 1,74 per 10 µg/m³, hvis PM₁₀ omregnes til PM_{2,5} med en faktor på 0,75).

I Sverige er der lavet studier, der primært har fokuseret på kardiovaskulær dødelighed i case-control studier. I Stockholm fandtes odds ratio (OR) for blodprop i hjertet med dødelig udgang (fatalt myokardieinfarkt) fra 5. til 95. percentil af NO₂ på 1,51 (95 % SG 0,96-2,16) og af PM₁₀ på 1,39 (95 % SG 0,94-2,07). For de der døde inden de blev bragt til hospital var sammenhængen stærkere; for NO₂ OR 2,17 (95 % SG 1,05-4,51) (Rosenlund et al., 2006). I en større undersøgelse, der inkluderede alle 15-79 årige i Stockholm, fandtes OR for fatalt myokardieinfarkt på 1,23 (95 SG 1,15-1,32) fra 5. til 95. percentil NO₂ og 1,16 (95 % SG 1,09-1,24) for PM₁₀ (Rosenlund et al., 2008).

Tabel 5.1. Resultater fra nyere udenlandske studier af langtidseksponering for luftforurenings effekt på dødelighed af alle naturlige årsager angivet som procentvis (95 % SG) øget risiko per stigning i luftforurening. Effekt omregnet til og angivet per 10 µg/m³ medmindre andet er angivet.

Dødelighed af naturlige årsager	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO ₂	NO _x	Andre typer	Kohorte	Reference
Nordamerikanske studier		3,9 (1-7)				Elderly Californians	Enstrom 2005
		6,1 NS	4,2 NS ^a			US Veterans	Lipfert 2006a
	16 (5-28) ♀	26 (2-54) ♀				Nurses' Health	Puett 2008, 2009
		4 (3-6)				Medicare	Zeger 2008 ^d
		10,9 (9-12,8)				Medicare (ACS)	Eftim 2008
		20,8 (14,8-27,1)				Medicare (HSC)	Eftim 2009
		7,8 (4,3-11,5)				ACS	Krewski 2009
		6 NS ♀ ⁱ				CA Teachers	Ostro 2011
	16,2 (8,7-24,2)	14,8 (5-24,8)	18,6 (12,4-25,3) ^a			Trucking company	Hart 2011 ^j
		-10 NS ♂				Health Professionals	Puett 2011
Studier fra Asien og New Zealand		14 (7-22)				HSC	Lepeule 2012
		10 (5-15)				Canadian census	Crouse 2012
		7 (3-10)				New Zealand census	Hales 2010
				1,5 (0,4-2,5)	0,3 NS ^b	China National' Hypertension	Cao 2011
	53 (50-56)		145 (134-158)			Chinese retrospective	Zhang 2011
			2 NS			Shizuoka elderly	Yorifuji 2011
					-2 NS ^f	Nippon data	Ueda 2012
				8 (6-11) ♂		Oslo middle-aged men	Nafstad 2004
					5 (2-8) ^b	PAARC	Filleul 2005
		5,7-18,6 ^g				Oslo	Næss 2007
Europæiske studier		6 NS	2,7 (0-5,3)		5 (0-11) ^c	NLCS	Beelen 2008
	21,4 (5,7-38,6) ♀ ^e		11,3 (4,4-18,8) ♀			North-Rhine Westphalia follow-up	Heinrich 2012
		4 (3-5)	3 (2-3)			Rome Longitudinal	Cesaroni 2013
					10 (4-17) ^c	Midspan	Beverland 2012

^a Per 10 ppb.

^b TSP.

^c BS.

^d ifølge Hoek et al., 2013.

^e Udregnet som TSP x 0,71.

^f PM₇.

^g Kun signifikant blandt de yngre mænd (18,6 %).

^h Per 0,94 x 10⁻⁵ black carbon (BC) partikler/m³. Justeret for andre komponenter forblev kun effekten for BC signifikant.

ⁱ Højeste effekt af OC og SO₄ fraktionerne i i-komponent analyser.

^j Efter udelukkelse af langturschauffører.

Tabel 5.2. Resultater fra nyere udenlandske studier af langtidseksponering for luftforurenings effekt på dødelighed af hjerte- og kredsløbssygdomme angivet som procentvis (95 % SG) øget risiko per stigning i luftforurening. Effekt omregnet til og angivet per 10 µg/m³ medmindre andet er angivet.

Dødelighed af hjerte- kredsløbssygdom	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO ₂	NO _x	Andre typer	Reference
		27 (4-56)			6 (1-12) ^a	Filleul 2005 ^b
		76 (25-147) [♀]				Miller 2007
	1-10,5 ^c	4,3-20 ^c	0,5-3,7 ^c			Næss 2007
		4 NS	2,3 NS			Beelen 2008
		12,8 (7,7-18,2)				Krewski 2009
	0					Huss 2010
	12,7 NS	5 NS	13,6 (3,4-24,8)			Hart 2011
			16 (6-26)			Yorifuji 2011 ^b
		18 (4,9-34,4)				Ostro 2011 ^b
	55 (51-60)					Zhang 2011
				2,3 (0,6 - 4,1)	0,9 (0,3-1,5) ^a	Cao 2011
		15 (7-24)				Crouse 2012
		26 (14-40)				Lepeule 2012
		-10 NS				Ueda 2012
		OR 1,06 (1,01-1,11) per µg				Hales 2012
		(4-8)	3 (2-4)			Cesaroni 2013
	55,7 (24,3-91,4)		34,4 (18,8-52,5)			Heinrich 2013 ^b
Dødelighed af undertyper						
Koronarkarsygdom						
		121 [♀]				Miller 2007
	43 (10-86) [♀]	102 (7-278) [♀]				Puett 2008, 2009
	-2,5 NS [♂]					Puett 2011
		-8 NS				Ueda 2012
		6,3 NS	4,8 (1,2-9,5)		6 ^d	Gan 2012
Iskæmisk hjertesygdom						
		8 (3-12) [♂]				Nafstad 2004
		28,7 (17,7-40,7)				Krewski 2009
	6 NS	20 (2-41)		5,2 (0-11,4) _e	6,8 NS ^e	Lipsett 2011
		50,8 (23-82)				Ostro 2011
	3,3 NS	-2,3 NS	5,7 NS			Hart 2011
			27 (2-58)			Yorifuji 2011
	67 (60-74)		197 (169-227)			Dong 2012
		30 (18-43)				Crouse 2012
		10 (6-13)				Cesaroni 2013

^a TSP.

^b CPD dvs. både hjerte-, kredsløbs- og luftvejssygdomme.

^c Afhængigt af køn og alder.

^d Per 0,94 x 10⁻⁵ black carbon (BC) partikler/m³.

^e Per 10 ppb.

Tabel 5.3. Resultater fra nyere udenlandske studier af langtidseksponering for luftforurenings effekt på dødelighed af luftvejs-sygdomme angivet som procentvis (95 % SG) øget risiko per stigning i luftforurening. Effekt omregnet til og angivet per 10 µg/m³ medmindre andet er angivet.

Dødelighed af luftvejs-sygdom	PM ₁₀	PM _{2,5}	NO ₂	NO _x	Andre typer	Reference
		3 NS	3			Cesaroni 2013
						Hart 2011
	67 (60-74)			197 (169-227)		Dong 2012
		16 (6-26)*				Nafstad 2008
						Beelen
				2,6 NS	0,3 NS ^a	Cao 2011
	13,7 NS	51,5 (17,8-89,5)	25,1 (1,1-53,5)			Hart 2011
			19 (2-38)			Yorifuji 2011
		OR 1,13 (1,05-1,21) per µg				Hales 2012
		2 NS	26 NS			Beelen 2008
		3,3 NS				Ostro 2011

^a TSP.

5.5 Kort gennemgang af dokumentation for separate effekter af PM_{10-2,5}, black carbon (BC), NO₂/NO_x i studier, der kontrollerer for andre komponenter

Kun få langtidsstudier har haft tilstrækkelig information om og størrelse til at forsøge at adskille helbredseffekterne af forskellige forureningskomponenter. Især har det været et stort problem, at årsmiddelkoncentrationer af mange af komponenterne er stærkt korrelerede og effekterne derfor svære at adskille og tilskrive bestemte af disse komponenter. Ofte vil dette resultere i at en statistisk signifikant effekt af en komponent forsvinder, når en eller flere andre komponenter inddrages i analysen samtidigt. Det er forskelligt hvilke komponenter, der i forskellige studier tenderer til at vise stærkest effekt eller være mest robust i sådanne multi-komponent analyser og det er derfor meget vanskeligt at afgøre hvilke komponenter i fx. trafikforurening, der viser den stærkeste sammenhæng med helbredseffekter. Endelig er der nogle komponenter, som fx. ultrafine partikler men også NO₂, der varierer meget over korte afstande og tider og hvis effekter måske derfor ikke detekteres så let i langtidsstudier af store populationer. Det er derfor nødvendigt at inddrage korttidsstudier i en vurdering af de relative bidrag fra forskellige komponenter til helbredseffekter. Der er således – udover for PM_{2,5} - evidens for selvstændige effekter af såvel PM_{10-2,5}, EC/BC og NO₂ samt for ozon ligesom SO₂ formentlig også har en effekt udover hvad der følger af de øvrige komponenter. Helbredseffekter af PM_{10-2,5} er gennemgået i et review fra 2005, hvori det konkluderes, at "der er nogen evidens for effekter af PM_{10-2,5} på mortalitet" men at denne stammer fra korttidsstudier, hvorimod langtidsstudier (hvoraf der kun var ganske få) ikke peger på en effekt (Brunekref and Forsberg 2005).

I et review fra 2011, der gennemgår litteraturen vedr. EC/BC konkluderes, at "estimerede helbredseffekter af en 1 µg/m³ stigning i eksponering var større for BC-partikler end for PM₁₀ og PM_{2,5}, men estimerede effekter per interkvartil spænd var ens" og at "BC-partikler er en værdifuld ekstra luftkvalitetsindikator til brug ved vurdering af helbredsrisici af luftkvalitet når denne er domineret af primære forbrændingspartikler" (Janssen et al., 2011).

I reanalysen af ACS og HSC kohorterne blev der lavet to-komponent analyser, som viste, at inklusion af SO_2 i modellen mindskede sammenhængene for partikler med dødelighed, hvorimod SO_2 var robust og bevarede sin sammenhæng (Krewski et al., 2000). Det samme var set tidligere i en kohorte af adventister for sammenhæng mellem SO_2 , PM_{10} og ozon og dødelighed (Abbey et al., 1999). Den mest omfattende multi-komponent analyse er dog formentlig udført på data fra den amerikanske kohorte af krigsveteraner (Lipfert et al., 2006a). I denne inkluderes mål for trafiktæthed, over 20 forskellige partikelmål og -komponenter samt en række gasser og der blev lavet en række to-, tre- og fire-komponent analyser. Den stærkeste sammenhæng i analyserne sås med trafiktæthed, mens EC var den væsentligste partikelkomponent efterfulgt af nitrat, nikkel og vanadium. Ozon bevarede også en lille effekt mens NO_2 der alene havde effekt på ca. 0,4 % ændring i dødelighed per ppb ikke testedes i fler-komponent analyser. Da modellen, der omfatter EC og nitrat er bedre end den med $\text{PM}_{2,5}$ alene konkluderer forfatterne, at de separate bidrag til effekten fra disse to komponenter tilsammen er vigtigere end effekten af $\text{PM}_{2,5}$ som sådan.

I Californien fandt Ostro et al. mest konsistent og højest effekt af OC og SO_4 fraktionerne i to-komponent analyser, hvori der udover $\text{PM}_{2,5}$ indgik 8 vigtige bestanddele af partikler (Ostro et al., 2010). Om disse fund efterfølgende var konsistente i deres rettede model fremgår ikke (Ostro et al., 2011). I en analyse af Lipsett et al. (2011) på den samme population inkluderedes NO_2 og andre gasser, men der blev kun udført en to-komponent analyse hvori ozon og $\text{PM}_{2,5}$ indgik. I denne forblev effekten for $\text{PM}_{2,5}$ mens den forsvandt for ozon.

Andre har også fundet, at ozon bevarer en selvstændig effekt ud over den som stammer fra $\text{PM}_{2,5}$ (Jerrett et al., 2009; McDonnell et al., 1999; Meng et al., 2010).

Chen et al. (2005) fandt ingen helbredseffekt af ozon og fandt at sammenhængene for partikler forblev stort set uændrede ved inklusion af ozon, NO_2 eller SO_2 i modellen (Chen et al., 2005). Der sås også association med NO_2 , men denne forsvandt når der blev taget højde for $\text{PM}_{2,5}$. Det modsatte sås i et Taiwanesisk studie af lægediagnosticeret astma blandt skolebørn, hvor sammenhænge kun sås med NO_x , CO og ozon og hvor effekten især for NO_x forstærkedes ved inklusion af PM_{10} i modellen (Hwang et al., 2005). I en analyse af luftforureningens betydning for udviklingen af lungekapacitet blandt børn ændredes sammenhængen kun uvæsentligt i to-komponent modeller med EC, $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , NO_2 og ozon (Gauderman et al., 2004).

I en kohorte af ansatte i lastbil-transportfirmaer analyseredes effekter af PM_{10} , SO_2 og NO_2 . I en multikomponent analyse forblev imidlertid kun en effekt på 7,4 % per 8 ppb NO_2 signifikant (sv.t. 9,25 % (95 % SG 3-15,6 %) per 10 ppb) for dødelighed af naturlige årsager (Hart et al., 2011).

I to-komponent analyser i en kinesisk undersøgelse bevaredes effekten næsten uændret for SO_2 per $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som stigning på 1,8 % i dødelighed af naturlige årsager (95 % SG 1,3-2,3 %), på 3,1 % i kardiovaskulær dødelighed (95 % SG 2,2-4,0 %), på 3,1 % i respiratorisk dødelighed (95 % SG 1,6-4,6 %) og på 4,1 % i lungecancer dødelighed (95 % SG 2,1-6,1 %), den bevaredes for NO_x på 1,4 % i dødelighed af naturlige årsager (95 % SG 0,3-2,5 %) men forsvandt for sygdomsspecifik dødelighed, og den bevaredes for TSP på 0,9 % i kardiovaskulær dødelighed (95 % SG 0,2-1,5 %) (Cao et al., 2011).

Af de mange langtidsstudier er der således kun få, der har inkluderet flerkomponent analyser. Disse er, som det fremgår, ikke kommet til nogen entydig konklusion, men peger dog på, at partikler og især EC fraktionen har en selvstændig og betydelig sammenhæng med dødelighed også når der korrigeres for andre komponenter. Der er ikke data til at kvantificere de individuelle bidrag fra enkelt-komponenter eller til at udelukke effekter af nogle af disse på baggrund af flerkomponent analyser i langtidsstudier.

5.6 Forskelle på helbredseffekterne af primære og sekundære partikler

Eksperimentelle undersøgelser med NaCl (fra havsalt eller saltning af veje) og de sekundære uorganiske salte som ammoniumnitrat og -sulfat, der som omtalt i kapitel 2 kan udgøre en betydelig del af de partikler vi udsættes for, har ikke vist nogen væsentlig toksicitet. Kun få langtidsstudier har haft mulighed for at undersøge sammenhængene mellem helbredseffekter og udsættelse for de enkelte komponenter, som partiklerne består af. Resultaterne er ikke entydige idet der både er positive og negative undersøgelser. Der er i nogle langtidsstudier vist effekter af såvel sulfater, nitrater, ammoniumioner, materiale fra jordskorpen, såvel som en række metaller, forskellige mål for elementært kulstof og andre forbindelser. Ligeledes er der fundet effekter, hvor så forskellige kilder som kraftværker, brændeovne, trafik, landbrug og naturlige emissioner som havsalt har været dominerende. Det er således ikke muligt på baggrund af de eksisterende undersøgelser at udelukke helbredseffekter fra noget bidrag til partiklerne (Rohr and Wyzga 2012).

EC, BC og BS er alle sammen tæt korrelerede mål for elementært kulstof som udgør en del af PM_{2.5}. Da der er tale om forskellige måleenheder kan man ikke direkte sammenligne eller umiddelbart omregne en helbredseffekt per måleenhed fra det ene mål til det andet. Selvom det ikke er tydeligt ud fra tabel 5.1, hvor EC kun er medtaget i meget få studier, anses effekterne per vægtenhed dog for at være væsentligt større for EC delen end for PM_{2.5} som sådan. Ligeledes er især visse af metallerne fundet at være tydeligere forbundet med helbredseffekterne end mange af de andre stoffer i PM_{2.5}. For at tage højde for dette anvendes nogle gange forskellige faktorer for hhv. sekundære og primære partikler, der ganges på effekt-estimerne, som det også er gjort i følsomhedsanalysen i kapitel 7. Der er dog ingen evidens for eller enighed om, hvilke faktorer, der i givet fald skal benyttes.

5.7 Gennemgang af de effektestimater for PM_{2.5}, der anvendes af førende institutioner internationalt

Sammenfattende kan det på baggrund af litteraturgennemgangen konkluderes, at en lang række store epidemiologiske studier med forbedrede metoder praktisk taget samstemmende har vist helbredseffekter af luftforurening, der er sammenlignelige med eller stærkere end i de studier, der var tilgængelige i 2003. Denne store overensstemmelse på tværs af geografiske områder og forskellige befolkninger er i sig selv et bemærkelsesværdigt indicium på en årsagsmæssig sammenhæng. Desuden har en række reanalyser af tidligere kohorter nok bekræftet at tidligere forureningsniveauer var mere skadelige end de aktuelle, lavere, niveauer, men at effekten fortsat er til stede samt, at ved større grad af geografisk præcision i koncentrationerne er der en klar tendens til at observere stærkere associationer med helbredseffekter. Endelig synes den usikkerhed, der tidligere har været om hvorvidt (en del af) forklaringen på associationen mellem luftforurening og sundhedsskader skulle søges i socio-økonomiske faktorer at være fjernet med fundet af tydelige helbredseffekter af luftforurening – ja i flere tilfælde endog stærkere effekter

- ved justering for faktorer som eksempelvis rygning på individ- og populationsbaseret niveau. Dertil er der for en række forskellige helbredspåvirkninger og sygdomme blevet lavet undersøgelser, der indikerer, at luftforurening har betydning for deres opståen (incidens) og forløb og som samlet set tyder på, at luftforurening kan spille en rolle for sygelighed og dødelighed af andre årsager end kardiovaskulære og pulmonære inkl. lungecancer.

De altdominerende kilder til effektestimater i rapporter fra internationale og en række nationale institutioner har i de sidste 10 været fra ACS studierne, støttet af HSC og Europæiske studier. Ligesom i Trafikministeriets partikelredegørelse fra 2003 er der således anvendt en RR på ca. 6 % stigning i dødelighed per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ årlig stigning i $\text{PM}_{2,5}$ eller de tilsvarende tal for sygdomsspecifik dødelighed fra Pope et al. (2002) – nogle gange sænket til 5 % under henvisning til studier med fund af svagere sammenhæng eller øget lidt under henvisning til studier med stærkere effekt.

Imidlertid er der gennemført flere ekspert vurderinger af effekten, der har vist, at førende eksperter i luftforurening generelt vurderer associationerne som noget stærkere end disse 6 %. Således lå de mediane vurderinger blandt 12 eksperter i et struktureret interview for US-EPA, på mellem 0,7 og 1,6 % dødelighed per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i årsgennemsnittet af $\text{PM}_{2,5}$ (nn 2006; Roman et al., 2008). Det var vurderingen blandt flertallet af eksperter, at der var tale om en kausal sammenhæng. I en tilsvarende undersøgelse blandt Europæiske eksperter blev det ligeledes vurderet, at effekterne var større end i ACS (Cooke et al., 2007). Det ses af figur 1 i Cooke et al. (2007), at de 8 eksperter vurderede effekten per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ årlig stigning i $\text{PM}_{2,5}$ i Europa til mellem 0,5 og 1,8 % dødelighed per 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ årlig stigning i $\text{PM}_{2,5}$ og 5 af de 8 vurderede den som mindst 1,0 %. Den britiske "Committee on the Medical Effects of Air Pollutants" som er sammensat af en række førende eksperter (COMEAP 2009) foreslog i 2009 brugen af koefficienterne 1 % og 12 % dødelighed per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i årsgennemsnittet af $\text{PM}_{2,5}$ til følsomhedsanalyser og fastholde 6 % som det mest sandsynlige centrale estimat og at indtage 0 % og 15 % som ekstremer; dvs. også inkludere muligheden af, at der slet ikke er effekt. Udover de årsager, der i afsnit 5.2.1 er diskuteret, til at vurdere associationerne stærkere end i de oprindelige ACS og HSC studier (og som i høj grad er begrundet i reanalyser af de samme studier og i senere kohorte-studier) henvises til dels Mallick et al. (2002) som hypotetisk søgte at korrigere for misklassifikation i HSC studiet og fandt 2-3 gange højere estimater end i det originale studie; dels til Willis et al. (2003) som ved at ekskludere de personer, der i ACS kohorten boede udenfor et amt med en luftforureningsmåler opsat, fandt en fordobling af sulfats koefficient for dødelighed sammenlignet med undersøgelsen af alle deltagere uanset bopæl.

Spørgsmålet om publikationsbias i langtidsstudier af luftforurening synes aldrig at være blevet undersøgt. Det er fundet at korttidsstudier sandsynligvis publiceres mindre ofte, hvis de ikke finder en effekt af luftforurening, og at dette medfører at effekterne af luftforurening ud fra disse studier overvurderes, men fortsat er klart tilstede (Anderson et al., 2005). Det er ikke sandsynligt, at samme fænomen spiller en rolle for langtidsstudierne, der pga. deres størrelse og det omfattende arbejde der er forbundet med at gennemføre dem, væsentligt nemmere vil kunne publiceres også hvis de ikke demonstrerer en effekt.

Reviews i peer-reviewed tidsskrifter er der en lang række af, også flere nye. Ingen af disse har medtaget samtlige kohorte-studier. Det hidtil mest omfattende review er fra maj 2013 og medtager langt størstedelen af de publicere-

de undersøgelser og inkluderer desuden en egentlig metaanalyse af kohortestudier for dødelighed af naturlige og kardiovaskulære årsager ift. PM_{2,5}, grovere partikler og NO₂ (Hoek et al., 2013). Metanalysen giver et effekt-estimat for dødelighed af alle naturlige årsager på 6,2 % per 10 µg/m³.

Under henvisning til disse ekspertvurderinger og reanalyserne af ACS og HSC studierne er det blevet almindeligt at anvende en effektkoefficient på ca. 1 % dødelighed per 1 µg/m³ årlig stigning i PM_{2,5} i vurderinger af helbredseffekter af luftforurening og anvende betydeligt højere koefficienter i følsomhedsanalyser, (Anenberg et al., 2012; Levy et al., 2010; Shindell et al., 2012; Yim et al., 2013). Dertil er det, som omtalt tidligere, almindeligt at anvende estimerne i log-lineære beregninger, hvor effekten F for en given ændring β i koncentrationen af luftforurening og en bestemt RR givet per 10 µg/m³ beregnes som $F = RR^{(\beta/10)}$.

5.8 Andre helbredseffekter end dødelighed

Der er gennemført mange kohortestudier med fokus på prævalens og incidens af en lang række sygdomme, forværring i disse og/eller indlæggelser for disse samt på vækst og udvikling i fostertilstanden (ved eksponering af moderen) eller i barndommen. En systematisk og komplet gennemgang af disse falder ikke indenfor rammerne af denne rapport, men de bedst dokumenterede sammenhænge og væsentligste formodede sammenhænge vil kort blive gennemgået i det følgende.

Astma. Hvor sammenhængen mellem korttidsstigninger i luftforurening og astmasymptomer og -indlæggelser har været velkendt længe, har det været svært at be- eller afkræfte om langtidseksponering har betydning for risikoen for at udvikle astma. Selvom der også er negative studier fx. (Ofstedal et al., 2009), så har nylige studier dog sandsynliggjort en sammenhæng også med risikoen for at udvikle astma hos børn (Carlsten et al., 2011; Gehring et al., 2010; Jerrett et al., 2008; McConnell et al., 2010) og voksne (Modig et al., 2009).

Cancer. Et af de mest konsistente fund i kohortestudierne er en stigning i dødelighed af lungecancer ved øgning i luftforurening. Denne sammenhæng er påvist i adskillige af de nævnte undersøgelser, både i Nordamerika (Dockery et al., 1993; Hart et al., 2011; Jerrett et al., 2005; Laden et al., 2006; Pope et al., 2002), Asien (Cao et al., 2011; Katanoda et al., 2011; Yorifuji et al., 2010) og Europa (Filleul et al., 2005; Heinrich et al., 2013), herunder i Norge (Nafstad et al., 2004), og er fundet ved såvel stigninger i PM_{2,5}, SO₂ og NO₂. De senere år er der lavet flere undersøgelser i Europa, herunder Danmark, som har bekræftet, at også incidens af lungecancer øges med stigende (trafikrelateret) forurening (Nafstad et al., 2003) (Raaschou-Nielsen et al., 2011b; 2010; Vineis et al., 2006). En svensk case-control undersøgelse med modellerede NO₂ og SO₂ data har også vist en tydelig sammenhæng for lungecancer med NO₂ tolket som udtryk for skadevirkning af især trafikforurening (Nyberg et al., 2000). Det Hollandske NLCS-studie fandt dog ikke statistisk signifikante sammenhænge, hverken for dødelighed (Beelen et al., 2008a) eller incidens (Beelen et al., 2008b), undtagen blandt aldrig-rygere. Et nyt europæisk studie fandt sammenhæng mellem luftforurening med partikler og risiko for lungecancer, men ingen sammenhæng med NO_x eller NO₂ (Raaschou-Nielsen et al., 2013).

Andre cancers har ikke med sikkerhed kunnet sættes i forbindelse med generel udendørs luftforurening, selvom enkelte studier har antydnet sådanne

sammenhænge, herunder som omtalt andetsteds, et nyligt dansk studie (Raaschou-Nielsen et al., 2011a).

5.8.1 Kronisk obstruktiv lungesygdom (KOL)

Enkelte udenlandske studier har undersøgt sammenhæng med forekomst af kronisk obstruktiv lungesygdom eller kronisk bronkitis (Schikowski et al., 2010; 2005; Zanobetti et al., 2008). De diagnostiske kriterier er ofte forskellige, hvilket gør studierne svære at sammenligne.

Udover de tidligere nævnte er der i langtidsstudier af kohorter fundet sammenhænge mellem forskellige mål for kronisk udsættelse for luftforurening og en række symptomer, tilstande eller sygdomme. Det gælder særligt for forskellige mål for skadelig påvirkning af hjerte og kredsløb som nedsat hjerterytmevariabilitet (Adam et al., 2012; Felber Dietrich et al., 2008), forværring af åreforkalkning (atherosclerose) (Künzli et al., 2010), incidens af slagtilfælde (Lipsett et al., 2011), andre mål for iskæmisk hjertesygdom (Beckerman et al., 2012; Miller et al., 2007) og overlevelse efter blodprop i hjertet (myokardieinfarkt) (Rosenlund et al., 2008; Zanobetti and Schwartz 2007). Vedr. myokardieinfarkt, så er der flere langtidsstudier der peger på betydelig effekt på tilfælde med dødelig udgang, men begrænset sammenhæng med tilfælde uden dødelig udgang (Rosenlund et al., 2006; 2009; 2008).

Endvidere er der fundet sammenhæng med skadelig påvirkning af lungerne som funktion af nedsat lungefunktion (Downs et al., 2007; Gauderman et al., 2007; 2004; Lee et al., 2011; Sekine et al., 2004) og luftvejssymptomer (Bayer-Oglesby et al., 2006; Schindler et al., 2009), med infektioner som mellemørebetændelse (otitis media) (Brauer et al., 2006) og lungebetændelse (pneumoni) (Neupane et al., 2010), med demens ifa. Alzheimers sygdom (Ranft et al., 2009) og med leddegigt (rheumatoid arthritis) (Hart et al., 2009).

6 Samlet viden om eksponerings-respons sammenhænge mellem luftforurening og helbredseffekter i Danmark i en international kontekst

Der er gennemført en lang række studier af helbredseffekter af luftforurening i Danmark i forhold til både kort og lang tids eksponering. De viser samstemmende, at der er helbredseffekter som mindst er på niveau med, hvad man kan forvente fra tilsvarende internationale undersøgelser.

Det nyeste samlede review af Hoek et al. er det hidtil mest omfattende angående undersøgelser af dødelighed i langtidsstudier og giver via en række metanalyser en ny stor mulighed for at sammenholde danske og internationale studier for at opnå større samlet forståelse. Metaanalyserne giver et samlet effektestimat baseret på alle studierne vægtet efter størrelse og de omfatter således alle naturlige, kardiovaskulære (hjerter- og kredsløbssygdomme) og respiratoriske (luftvejssygdomme) årsager til død i fht. PM_{2,5}, grovere partikler, EC/BC og NO₂ (Hoek et al., 2013). Reviewet er dog ikke komplet hvad angår dødelighed af alle naturlige dødsårsager.

Den tilgængelige litteratur vedr. dødelighed i langtidsstudier af luftforurening er ligeledes gennemgået og resumeret i denne rapport (kap. 5). Gennemgangen bekræfter overordnet, uden at der er lavet metanalyser, Hoek et al. (2013)'s konklusioner. Gennemgangen demonstrerer også, at der kan være betydelig variation i effektestimaterne mellem undersøgelserne og at anvendelsen af højere estimater end foreslået af Hoek et al. (2013) eller af log-lineære sammenhænge for PM_{2,5} kan være velbegrundet.

6.1 Total dødelighed (dødelighed af alle naturlige dødsårsager)

Total dødelighed er måske det mest undersøgte helbredsudfald, og det hvor effektestimaterne forekommer mest sikre i forhold til lang tids eksponering. Det samlede effektestimatet fra Hoek et al. (2013) på 6,2 % per 10 µg/m³ PM_{2,5} hviler således på kohorteundersøgelser med omkring 4 millioner mennesker og sikkerhedsgrænserne er nu ret snævre. Det svarer til at dødeligheden er 6,2 % højere i områder hvor PM_{2,5} gennemsnitligt er 10 µg/m³ højere og er det effektestimat som i en årrække har været mest anvendt i sundhedskonsekvensvurderinger, herunder også i denne rapport. Der bruges også højere effektestimater i mange sammenhænge som anført i kapitel 5, men disse er forbundet med større usikkerhed. Den samlede viden støtter således, at effektestimatet for total dødelighed på 6,2 % per 10 µg/m³ stigning i PM_{2,5} nu er velunderbygget og væsentligt sikrere at overføre til danske forhold end tidligere.

For PM₁₀ konkluderer Hoek et al. (2013) at effektestimatet er lavere per 1 µg/m³ nogenlunde svarende til den andel PM_{2,5} udgør af PM₁₀, mens der ikke er sikker evidens for at den grove fraktion (dvs. PM_{10-2,5}) har selvstændig langtidseffekt i de 4 studier, der specifikt har undersøgt det. Dog kan dette skyldes, at eksponeringsvurderingen er meget vanskelig pga. stor geografisk variation i grove partikler, som typisk optræder nær trafik og ikke beskrives godt af målestationer i bybaggrund. For EC/BC er effektestimatet på 6,1 % øget dødelighed per 1 µg/m³ hvilket er nogenlunde svarende til denne

komponents andel af $PM_{2,5}$ i de gennemførte undersøgelser. Der er ikke i disse langtidstudier sikker evidens for at EC/BC har en selvstændig stærkere effekt end øvrig $PM_{2,5}$, idet der ikke er gennemført tilstrækkeligt med analyser der tager højde for begge samtidigt og andelen af EC/BC varierer overordnet set ikke nok til at man kan udlede dette. For NO_2 var det samlede effektestimat for total dødelighed på 5,5 % per 10 $\mu g/m^3$ hvilket svarer godt til det tilsvarende estimat på 8 % per 10 $\mu g/m^3$ for den danske Kost, Kræft og Helbred-kohorte.

Korttidseffekterne på total dødelighed er estimeret til omkring 0,5 % per 10 $\mu g/m^3$ PM_{10} ud fra et stort antal tidseriestudier i Europa og USA (Jannsen et al., 2012; Katsouyanni et al., 2009). Ved omregning af black smoke til EC bliver effektestimatet omkring 0,6 % per 1 $\mu g/m^3$, dvs. at også her svarer andelen af EC meget godt til sin andel af den samlede PM masse, men her er der en sikker selvstændig effekt af EC også efter justering for total $PM_{2,5}$ (Jannsen et al 2012). Der er ikke data for total dødelighed i undersøgelser af korttidseffekter fra København, men da korttidseffekten på kardiovaskulær dødelig og sygelighed i København er i den høje ende af spektret må man forvente mindst lige så stor effekt på total dødelighed som internationalt set.

Det kan diskuteres om alle korttidseffekterne på dødelighed er inkluderet i langtidseffekterne, og det er formentligt tilfældet for det meste, da hyppige høje koncentrationer oftest forekommer, hvor også gennemsnitsniveauet er højt. Der kan dog meget vel være en additiv effekt hvor risikoen i et givet område er øget over lang tid pga. eksponering fra tæt trafik og på kort sigt en øget risiko pga. periodevis høje niveauer af fx $PM_{2,5}$ eller PM_{10} som følge af øget langtransport. Der er derimod til sundhedskonsekvensvurdering mindre behov for at have sikre estimater for korttidseffekt af lokale kilder på total dødelighed, da disse må formodes kun at udgøre en mindre del og at være omfattet af langtidseffekterne under forudsætning af at disse langtidseffekter er velbelyst.

6.2 Dødelighed og indlæggelser for kardiovaskulære (hjerte- og kredsløbssygdomme)

Kardiovaskulær dødelighed har i Hoek et al.'s (2013) gennemgang typisk højere eksponerings-responseestimer, samlet set 15 % per 10 $\mu g/m^3$ stigning i $PM_{2,5}$, end det gælder for total dødelig (6,2 % per 10 $\mu g/m^3$ stigning i $PM_{2,5}$). Der synes også at være stærkere effekt på kardiovaskulær end på total dødelighed for PM_{10} , EC/BC og NO_2 , men her er der ikke lavet metaanalyse til samlet effektestimat og statistisk analyse. I den danske undersøgelse af langtidseffekter i Kost, Kræft og Helbreds-kohorten er effektestimatet for kardiovaskulær dødelighed på 16 % per 10 $\mu g/m^3$ stigning i NO_2 modelberegnet ved adressen således også ca. dobbelt så stort som for total dødelighed (8 % per 10 $\mu g/m^3$ NO_2). For korttidseffekter på kardiovaskulær dødelighed ligger effektestimatet i København på ca. 2 % stigning per 10 $\mu g/m^3$ i PM_{10} , et fund der ikke var statistisk signifikant, men foreneligt med internationale tal, der ligger mellem 0,5 % og 2 % for samme stigning i PM_{10} . Dvs. at korttidseffekter for kardiovaskulær dødelighed formentligt er stærkere end de tilsvarende for total dødelighed ligesom det gælder for langtidseffekter, men der er ikke velegnede metaanalyser til at belyse det nøjere. For kardiovaskulære indlæggelser er det bedste bud på effektestimatet af korttidseffekter ligesom for dødelighed, dvs. 2 % stigning per 10 $\mu g/m^3$ stigning i PM_{10} .

Tabel 6.1. Estimer af helbredseffekter i form af total dødelighed og dødelighed af kardiovaskulære og respiratoriske sygdomme i langtidsstudier samlet af Hoet et al. (2013). Data er samlet effektestimat (95 % sikkerhedsgrænser) i metanalyse eller spændvidde af de refererede undersøgelser per angiven ændring i de enkelte eksponeringsmål.

Helbredsudfald	PM ₁₀ per 10 µg/m ³	PM _{2,5} per 10 µg/m ³	EC/BC per 1 µg/m ³	NO ₂ per 10 µg/m ³
Total død	3,5 % (0,4 %- 6,6 %)	6,2 % (4,1 %- 8,4 %)	6,1 % (4,9 %- 7,3 %)	5,5 % (3,1 %- 8 %)
Kardiovaskulær død	2 % til 8 % (PM _{10-2,5})	15 % (4 %-27 %)	4 % til 11 %	-2 % til 36 %
Respiratorisk død	4 % til 67 %	2,9 % (-6 %-13 %)	11 %	3 % til 197 %

6.3 Dødelighed og indlæggelser for respiratoriske sygdomme (luftvejssygdomme)

For respiratorisk dødelighed konkluderer Hoek et al. (2013) at det samlede effektestimat i metaanalyser er 2,9 % per 10 µg/m³ PM_{2,5} og med meget vide sikkerhedsgrænser, dvs. stor usikkerhed og således at det ikke er statistisk signifikant. Hoek et al. (2013) konkluderer også, at der ikke er sikker evidens for at langtidseffekten er større end den akutte effekt set samlet i internationale studier på ca. 1 % per 10 µg/m³ PM_{2,5}. Effektestimatet for respiratorisk dødelighed er dog noget højere for de trafikrelaterede komponenter i form af NO₂ og NO_x og alle 6 studier er signifikante ligesom enkelte studier med black smoke og PM₁₀ peger i samme retning, men her er ikke lavet metaanalyse til brug for et samlet effektestimat. Den tilsyneladende væsentligt lavere effekt af PM_{2,5} på respiratorisk dødelighed i forhold til kardiovaskulær dødelighed i kohortestudierne stemmer godt overens med den større effekt på kardiovaskulær end på respiratorisk dødelighed i korttidsstudierne fra København. Der er desværre ikke lavet studier af respiratorisk dødelighed ved lang tids eksponering i de danske kohorter; men nye tilfælde af lungesygdom målt som første indlæggelse for KOL eller astma blandt ældre var begge knyttet til trafikrelateret eksponering modelberegnet som NO₂ ved adressen.

Lungecancer indgår ikke i respiratorisk mortalitet, men ud af 8 internationale studier viser de 7 øget risiko for mortalitet og forekomst med effektestimater per 10 µg/m³ stigning i PM_{2,5} på mellem 3 og 40 %. I de danske kohortestudier er effektestimatet på forekomst af lungecancer 9 % og 37 % per 100 µg/m³ stigning i NO_x modelberegnet for adressen, hvilket er centralt eller i den lidt lavere ende af tilsvarende internationale fund.

Korttidsstudierne af indlæggelser eller symptomer af luftvejssygdom i alle aldre i København viser ret samstemmende sammenhæng med både PM₁₀ og NO₂, som også i denne sammenhæng både kan være en trafikindikator og have selvstændig effekt på lungerne. Effektestimaterne vedr. indlæggelser for luftvejssygdomme er 3-4 % øgning per 10 µg/m³ stigning i både PM₁₀ og NO₂ i København, eller lidt højere end internationalt set.

6.4 Andre helbredseffekter

Der er en lang række andre helbredseffekter på både kort og lang sigt knyttet til udsættelse for luftforurening. Det omfatter bl.a. spædbarnsdødelighed, nedsat fødselsvægt, påvirkning af intelligensudvikling, udvikling af lungefunktion, diabetes, slagtilfælde og andre kræftformer end lungekræft efter lang tids udsættelse. Ligeledes er der korttidseffekter på indlæggelser for andre sygdomme, symptomer, medicinforbrug og sygedage, som ikke er omfattet af dette kapitels gennemgang, fordi den kombinerede nationale og internationale viden om eksponerings-responsfunktioner er begrænset.

6.5 Elementært kulstof og helbredseffekter

Elementært kulstof målt som det er (EC) eller som black carbon (BC) som typisk er omkring 10 % af den fine partikelmasse har vist sig at være associeret med helbredseffekter sådan at effekten af en stigning på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nogenlunde svarer til effekten af en stigning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stigning i $\text{PM}_{2,5}$, og at der ofte er en selvstændig effekt af EC i korttidsstudier når man justerer for $\text{PM}_{2,5}$ (Hoek et al 2013; Janssen et al., 2011, 2012). Dvs. at EC ofte kan forklare en væsentlig del den samlede fine partikelmasses korttidseffekter og at det giver selvstændig information udover $\text{PM}_{2,5}$. Det er endnu ikke sikkert dokumenteret i kohortestudier af langtidseffekter, hvor der ikke i tilstrækkelig grad har været mulighed for at udtrække effekten af EC i forhold til total $\text{PM}_{2,5}$, måske fordi der mangler uafhængige mål for begge komponenter, og fordi eksponeringsvurdering for befolkningen under alle omstændigheder vil være meget sværere for EC/BC pga. større geografisk variation end for total $\text{PM}_{2,5}$. Langtidsstudier støtter dog, at der kan være separate effekter af såvel $\text{PM}_{10-2,5}$, EC/BC, NO_2 og ozon og formentlig også SO_2 . I en konsekvensanalyse af en potentiel reduktion i negative helbredseffekter ved en hypotetisk trafikregulering tog man udgangspunkt i ændringen i de vej-nære forureningsniveauer af henholdsvis elementær kulstof og partikelmasse i form af $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} (Janssen et al., 2011). Analysen pegede på at effekten på de negative helbredseffekter ved en reduktion på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ elementært kulstof var større end for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} , hvorimod effekterne var sammenlignelige ved inter-kvartile ændringer i niveauerne. Med andre ord var effekten af en absolut ændring i elementært kulstof større end for en tilsvarende ændring i $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} mens en relativ ændring i niveauerne havde sammenlignelig effekt. Et andet review, der kombinerede tidsseriestudier, panelstudier og toksikologiske forsøg med udsættelse af mennesker, dyr eller celler støtter betydningen af EC og organisk kulstof som vigtigt mål for risiko for helbredseffekter (Rohr og Wyzga 2012). Der er således grund til at inddrage EC i måleprogrammer, hvilket vil give mulighed for at bruge EC som en del af scenarier til at vurdere effekt af reduktion af emissioner og behov for mere forskning i de tilknyttede helbredseffekter. Mens der knapt er grundlag for at betragte EC/BC særskilt i forhold til det øvrige $\text{PM}_{2,5}$ i centrale sundhedskonsekvensvurderinger endnu, er der god grund til at inddrage de sandsynlige stærkere effekter i følsomhedsanalyser og til belysning af særlige tiltag, der nedbringer EC/BC specifikt.

6.6 Partikelantal og helbredseffekter

Trods stort fokus på ultrafine partikler ($<100 \text{ nm}$) og måling som antal, der dog ofte også omfatter de lidt større partikler mellem 100 og 700 nm, der udgør ca. 5 % af det samlede antal partikler mellem 0 og 700 nm, er epidemiologisk baseret viden om sammenhæng med helbredseffekter meget beskeden. Det skyldes bl.a. at måling af partikelantal ikke er obligatorisk i måleprogrammer og teknisk udfordrende i lange serier, og at der er meget stor geografisk variation samt naturlige kilder. Der er ingen kohorteundersøgelser til belysning af langtidseffekter og selv tidsseriestudier er få (heraf flere fra København) og formentligt behæftet med meget stor usikkerhed i antagelsen om eksponering af den undersøgte befolkning. Enkelte studier har fundet sammenhænge med dødelighed og eller sygelighed, men der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for estimering af eksponeringsresponsfunktioner for partikelantal. Det er på trods af et meget betydeligt toksikologisk grundlag, som peger på at primære kulstofbaserede forbrændingspartikler er særligt toksiske i både lunger og kredsløb.

6.7 Samlede bidrag til helbredseffekter af kilder til luftforurening

En meget væsentlig del af sundhedskonsekvensvurderinger af luftforurening hviler på massen af $PM_{2,5}$, hvor effektestimaterne og eksponeringsvurderingen er mest sikre. Der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for at skelne mellem effekter knyttet til de forskellige kilder til $PM_{2,5}$ inklusive langtransport og lokale bidrag eller kemisk sammensætning. Dvs. at i hidtidige vurderinger vægter effekterne af udstødningspartikler det samme som fx ammoniumnitrat per masseenhed, selvom toksikologiske undersøgelser peger på at fx forbrændingspartikler af kulstof med metaller og organiske forbindelser fra dieseludstødning er særligt farlige. Det betyder ikke, at man har overvurderet helbredseffekter knyttet til $PM_{2,5}$ fra fx langtransport ved at bruge masse som mål. Det betyder derimod, at man formentligt undervurderer effekten af lokale kilder fra især trafik betydeligt, således at de samlede sundhedskonsekvenser af luftforurening kan være væsentligt større end de gældende vurderinger viser. Netop de sundhedskonsekvenser der er knyttet til lokale trafikbidrag er vigtige, fordi lokal regulering med nedsættelse af trafikemission vil have gavnlige effekter lokalt, mens effekten af sådanne tiltag vurderet ud fra $PM_{2,5}$ masse vil være meget lille.

Brug af EC/BC kan muligvis bidrage til en bedre vurdering af mere specifikke effekter af forbrændingspartikler, men der mangler foreløbigt eksponerings-responsfunktioner for langtidseffekter med hensyntagen til samlet $PM_{2,5}$ masse internationalt og/eller nationalt, detaljerede måledata og beregningsmodeller her i Danmark. Derimod giver det meget omfattende danske datamateriale for langtidseffekter knyttet til trafikrelateret forurening ved bolig vurderet som NO_2 og/eller NO_x som proxy (dvs. stedfortræder for flere komponenter, der følges ad) mulighed for at belyse sundhedskonsekvenser af lokale bidrag meget detaljeret. Den lokale variation i NO_2 eller NO_x er drevet af den lokale trafiktæthed og -sammensætning, emissionsfaktorer og rumlige og meteorologiske forhold og reflekterer til dels den lokale variation i bl.a. sodpartikler. NO_2 er i sig selv næppe den eneste eller vigtigste årsag til helbredseffekter men denne gas repræsenterer et samlemaal for den sundhedsskadelige emission, inklusive sodpartikler, fra trafik. Ved at benytte eksponeringsmodellerne og effektestimaterne fra danske og internationale undersøgelser er det formentligt muligt at få en realistisk vurdering af sundhedskonsekvenserne af lokal trafikemission, ligesom det burde være muligt at kunne estimere gunstige helbredseffekter af emissionsbegrænsende tiltag som miljøzoner og trængselsafgifter. Der kræves dog en nøjere undersøgelse af mulige overlap mellem de effekter der knyttes til lokal trafikemission og de effekter der vurderes via bidrag til $PM_{2,5}$ masse. Ligeledes kræves der en meget grundigere vurdering af eksponerings-responsfunktioner og deres tilknytning til eksponeringsmodellerne.

Andre komponenter af luftforurening end de i denne rapport gennemgåede påvirker helbredet. Det gælder fx. tungmetaller, tjærestoffer og dioxiner. Det er imidlertid den gængse opfattelse, som støttes af de epidemiologiske undersøgelser, at virkningerne af disse stoffer er indeholdt i målene for effekter af $PM_{2,5}$, NO_2 mv. idet disse, som tidligere anført fungerer som stedfortrædere for en samlet effekt af langtransporteret og lokal luftforurening. CO_2 har i de nuværende udendørs koncentrationer ikke nogen selvstændig helbredseffekt men bidrager via klimaforandringer ligeledes til sygelighed og død via klimaforandringer fx ifa. effekter af ekstreme temperaturer. Disse er ikke forsøgt inddraget i denne rapport.

7 Helbredseffekter og eksterne omkostninger for luftforurening i Danmark beregnet med det integrerede modelsystem EVA

7.1 Introduktion

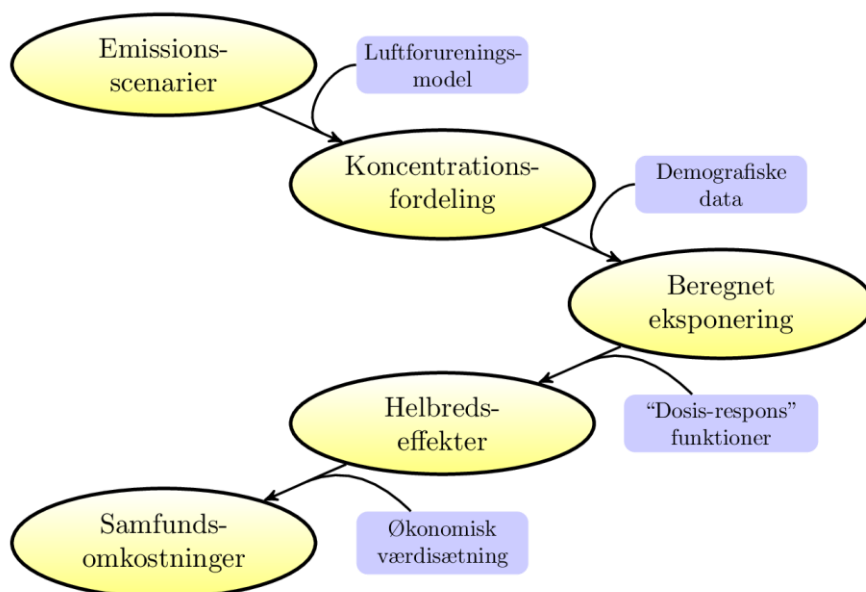
Det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution) er baseret på "impact pathway" metoden, som indbefatter hele kæden fra emissioner, atmosfærisk spredning og kemisk omdannelse, befolkningseksponering, eksponerings-responsfunktioner for helbredseffekter, samt en økonomisk værdisætning af effekterne (eksterne omkostninger). Dette kapitel giver en beskrivelse af EVA systemet og af forskellige resultater beregnet med systemet. Udover estimer for de totale helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger fra de totale luftforureningsniveauer omfatter kapitlet også en vurdering af de relative bidrag i Danmark fra de ti overordnede emissionssektorer - opdelt på europæiske og danske kilder for to forskellige år (2000 og 2008). Desuden vil betydningen fra den internationale skibstrafik på helbredseffekter blive vurderet.

7.2 Beskrivelse af EVA systemet

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser. Vi har udviklet et integreret modelsystem, EVA (Economic Valuation of Air pollution; Brandt et al., 2011a; 2011b; 2013a; 2013b; 2013c), baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode, med det formål at kunne opgøre helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen og estimere, hvordan omkostningerne er fordelt på de forskellige luftforureningskilder og emissionssektorer. Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder i alle leddene af "impact-pathway" kæden (se Figur 7.1) for at kunne understøtte beslutninger med henblik på regulering af emissioner, baseret på den bedst tilgængelige viden.

"Impact-pathway" kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter. Fx. er der direkte omkostninger forbundet med produktionen af elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul, hvorimod de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen, der kommer fra kraftværket, ikke er relateret direkte til produktion og forbrug, og derfor betegnes som indirekte eller eksterne omkostninger. De indirekte omkostninger er knyttet til fx. sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller øgede sygehusomkostninger. De kemiske stoffer, som er medtaget i EVA-systemet mht. helbredseffekter er: De primært emitterede partikler $PM_{2.5}$ (heriblandt black carbon, organic carbon og mineralsk støv), de sekundært dannede partikler SO_4^{2-} , NO_3^- og NH_4^+ , samt gasserne SO_2 , CO og O_3 . EVA modellen inkluderer endnu ikke effekten af sekundære organiske partikler (SOA). For nuværende er det kun helbredseffekter, der er medtaget i EVA-systemet. Miljøeffekter og effekter på klimaet vil blive implementeret på et senere tidspunkt.

Systemet kan bruges til at undersøge, hvilke kilder der bidrager mest til luftforureningen og kan derfor bruges som beslutningsstøtteværktøj, når indsatsen mod luftforurening skal prioriteres. Det interessante ved at beregne de eksterne omkostninger af disse effekter er, at effekterne fra forskellige typer af kilder kan sammenlignes direkte, da der er en fælles enhed (penge). Desuden kan de samlede eksterne omkostninger indgå i overordnede politiske prioriteringer – dvs. sættes i forhold til andre samfundsmæssige udfordringer.

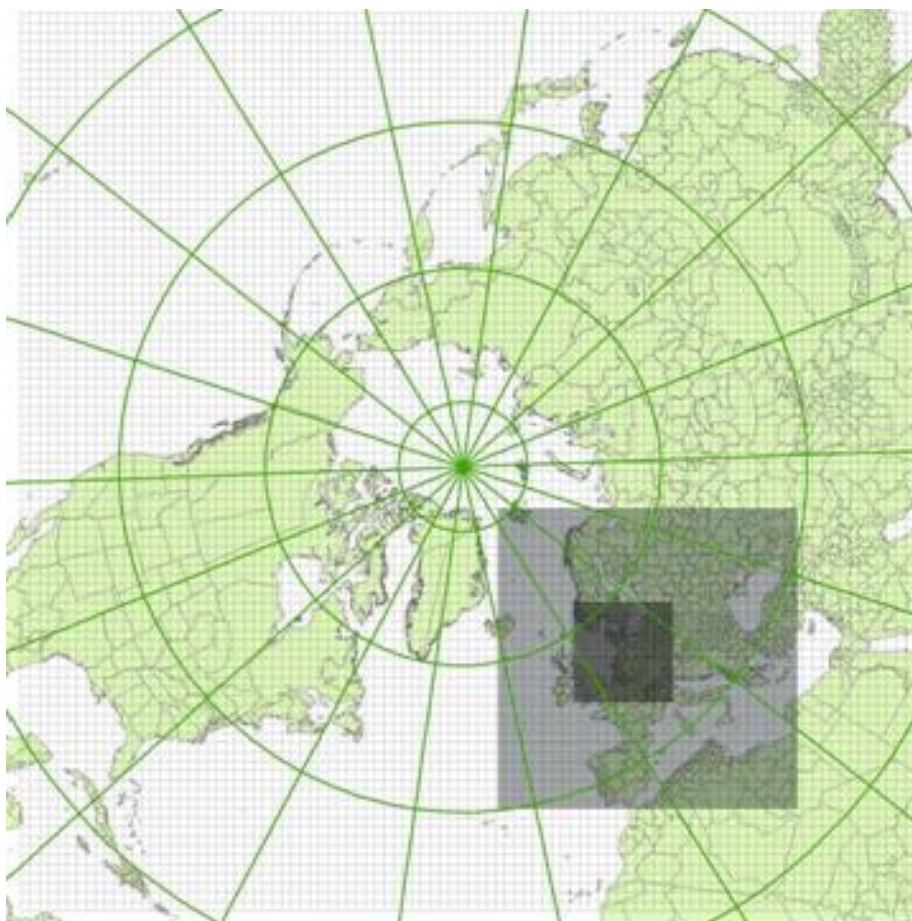


Figur 7.1. Et skematisk diagram over "impact-pathway" metoden, som danner grundlag for EVA systemet. En emission fra et bestemt sted resulterer (via atmosfærisk transport og kemi) i en fordeling af koncentrationer, som sammen med detaljerede befolkningsdata kan bruges til at beregne humaneksponeringen. Effekter på menneskers helbred findes ved brug af eksponering-responsfunktioner og til sidst værdisættes de individuelle effekter for at finde de totale eksterne omkostninger (Brandt et al., 2011a; 2011b; 2013a; 2013b; 2013c).

7.2.1 Den regionale luftforureningsmodel, DEHM

Den regionale luftforurening beregnes med den Danske Eulerske Hemisfæriske Model (DEHM) (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012). Modellen beregner koncentrationen af 9 partikel-komponenter og 58 gasser, herunder NO_x , NO_2 , O_3 , CO , SO_2 , NH_3 , VOC , mv. Den totale $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} i DEHM modellen består af summen af de følgende stoffer: primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon (fresh (frisk) og aged (ældet))), organisk kulstof, og de sekundære uorganiske partikler i form af sulfater og nitrater (H_2SO_4 , NO_3^- , NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 og $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Modellen er ved at blive videreudviklet til også at inkludere sekundære organiske partikler (SOA) og havsalt, men de er ikke inkluderet i modellen pt. Beregningsområdet (model-domænet) for DEHM dækker den nordlige halvkugle med en horisontal opløsning på 150 km x 150 km. På nuværende tidspunkt er modellen sat op med domæner med højere opløsning over Europa (50 km x 50 km) og en endnu højere opløsning over Danmark (16,67 km x 16,67 km) ved hjælp af to såkaldte nest (områder i modeldomænet hvor opløsningen er højere end i resten af domænet). Modeldomænet og de to nest er vist i Figur 7.2. Atmosfæren er i modellen beskrevet ved hjælp af 29 vertikale lag. Toppen af det

øverste lag befinder sig i ca. 18 km højde og lagene bliver smallere og smallere jo tættere man kommer på jordoverfladen. Modellen inkluderer emissioner af en række primære stoffer, fx kvælstofoxider (NO_x), svovldioxid (SO_2), ammoniak (NH_3), metan (CH_4) og andre flygtige organiske forbindelser (VOC'er) samt primære partikler (bl.a. $\text{PM}_{2.5}$). Emissionerne er baseret på data fra bl.a. EMEP (www.emep.int) for Europa. Naturlige emissioner er inkluderet i modellen bl.a. fra vegetation, skovbrande, lyn, jord, mv. (se Brandt et al., 2012).



Figur 7.2. DEHM beregningsområdet med tre domæner – et hemisfærisk domæne med 150 km x 150 km opløsning, et domæne der dækker Europa med en opløsning på 50 km x 50 km) og et domæne der dækker Nordeuropa, heriblandt Danmark med en opløsning på 16,7 km x 16,7 km.

7.2.2 Deltakoncentrationer

Mange atmosfærekemiske processer er ikke lineære, hvilket betyder at en ændring af emissionen af et stof kan medføre endnu større ændringer i koncentrationen af andre stoffer i atmosfæren. For at vurdere den marginale ændring i den årlige middeldkoncentration som skyldes udledningen fra en specifik kildetype, foretages beregningerne med den regionale model to gange: med og uden emissionerne fra den specifikke kilde. Denne marginale ændring kaldes delta-koncentrationen, og det er den som anvendes til at beregne befolkningseksposeringen relateret til den specifikke kilde, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Deltakoncentrationen beregnes i DEHM ved brug af en såkaldt "tagging" metode, hvor der i modellen løbende holdes regnskab med bidraget fra den specifikke kilde.

7.2.3 Befolkningsdata

Danmark er i den unikke position, at vi har et centralt register med information vedrørende adresse, køn og alder for alle personer i landet (det Centrale Persondata Register, CPR). Et udtræk af CPR for år 2000 danner grundlag for befolkningsdata i EVA for Danmark. For hver gittercelle i modellens beregningsområde er antallet af personer fordelt på køn og alder og efterfølgende opsummeret til de aldersklasser, der svarer til forudsætningerne for de anvendte eksponerings-responsfunktioner. På europæisk skala (det vil sige uden for Danmark) anvendes et tilsvarende, men knap så geografisk detaljeret, datasæt fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; www.emep.int).

7.2.4 Helbredseffekter og enhedspriser

Delta-koncentrationerne kobles til befolkningsdata for hver gittercelle for at beregne befolkningseksponeringen i eksponerings-responsberegningen. Eksponerings-responsfunktioner er typisk tilgængelige på formen: $R = \alpha \cdot \Delta c \cdot P$, hvor R er responset (fx antal sygedage, hospitalsindlæggelser og tabte leveår). Δc er delta-koncentrationen, det vil sige den marginale koncentrationsændring, som skyldes emissionerne fra den specifikke kilde, P er den berørte befolkningsdel og α er en empirisk bestemt konstant for den specifikke funktion, typisk tilvejebragt fra publicerede studier af større befolkningsgrupper (kohorter).

Tabel 7.1. Helbredseffekter, eksponerings-responsfunktioner og enhedspriser (for Danmark) som pt. er inkluderet i EVA systemet. (PM = particulate matter, og inkluderer primær PM_{2,5}, nitrat (NO₃-) og sulfat (SO₄²⁻), typisk bundet til ammonium (NH₄⁺). YOLL står for "years of life lost" og angiver antallet af tabte leveår. SOMO35 er en betegnelse for summen af 8-timers middelværdier over 35 ppb på et år (sum of means over 35 ppb (daily maximum 8-hour), som igen er et mål for eksponeringen). En Euro = 7,5 kr.

Helbredseffekt (respons)	Eksponerings-respons funktion (α)	Enhedspris Euro (2006-priser)
MORBIDITET		
Kronisk bronchitis	8,2E-5 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	52.962 per tilfælde
Dage med nedsat aktivitet	8,4E-2 dage/ µgm ⁻³ (PM)	131 per dag
Hospitalsindlæggelser		
- luftvejsrelateret	3,46E-6 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	7.931 per tilfælde
- luftvejsrelateret	2,04E-6 tilfælde/ µgm ⁻³ (SO ₂)	7.931 per tilfælde
- kredsløbsrelateret	8,42E-6 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	10.047 per tilfælde
Blodprop i hjertet	3,09E-5 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	16.409 per tilfælde
Blodprop i hjertet	5,64E-7 tilfælde/ µgm ⁻³ (CO)	16.409 per tilfælde
Lungekræft	1,26E-5 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	20.150 per tilfælde
Astmabørn (7,6 % < 16 år)		
- bronchodilator anvendelse	1,29E-1 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	23 per tilfælde
- hoste	4,46E-1 dage/ µgm ⁻³ (PM)	59 per dag
- luftvejssymptomer	1,72E-1 dage/ µgm ⁻³ (PM)	16 per dag
Astmavoksne (5,9 % > 15 år)		
- bronchodilator anvendelse	2,72E-1 tilfælde/ µgm ⁻³ (PM)	23 per tilfælde
- hoste	2,8E-1 dage/ µgm ⁻³ (PM)	59 per dag
- luftvejssymptomer	1,01E-1 dage/ µgm ⁻³ (PM)	16 per dag
Tab af IQ		
bly (Pb) (<1 år)	1,3 IQ-point/ µgm ⁻³ (Pb)	24.967 per IQ-point
kviksølv (Hg) (fostre)	0,33 IQ-point/ µgm ⁻³ (Hg)	24.967 per IQ-point
MORTALITET		
Akut dødelighed (SO ₂)	7,85E-6 tilfælde/µgm ⁻³	2.111.888 per dødsfald
Kronisk dødelighed (PM)	1,138E-3 YOLL/µgm ⁻³ (>30 år)	77.199 per YOLL
Spædbarnsdødelighed (PM)	6,68E-6 tilfælde/ µgm ⁻³ (> 9 mdr)	3.167.832 per dødsfald
Akut dødelighed (O ₃)	3,27E-6*SOMO35 tilfælde/µgm ⁻³	2.111.888 per dødsfald

* Eksponerings-responsfunktioner for bly og kviksølv er inkluderet i EVA systemet, men ikke benyttet i resultaterne i denne rapport.

Antallet af kronisk for tidlige dødsfald relateret til luftforurening beregnes ud fra YOLL (Years of Lifes Lost) divideret med en faktor for det typiske antal af tabte leveår i gennemsnit. I de nuværende EVA beregninger er denne faktor 10,6 år, og er baseret på et Europæisk gennemsnit fra Clean Air for Europe (CAFE; Watkis et al., 2005). For referencer vedrørende eksponerings-respons funktionerne og enhedspriser, se Brandt et al. (2011; 2013a). De akutte dødsfald er relateret til korttidspåvirkning af luftforurening, mens de kroniske dødsfald er et resultat af langtidspåvirkning af luftforurening.

7.3 Definition af spørgsmål der søges besvaret med modelsystemet og opspætning af modelkørsler

Det integrerede modelsystem EVA kan benyttes til at beregne helbredseffekterne og relaterede eksterne omkostninger fra alle typer af kilder, for forskellige områder og perioder. I dette studie er systemet anvendt til at besvare nogle overordnede spørgsmål relateret til luftforurening med fokus på Danmark. Beregningerne er foretaget som en del af resultaterne fra et forskningscenter Centre for Energy, Environment and Health (www.ceeh.dk)

støttet af det Strategiske Forskningsråd. De overordnede spørgsmål som søges besvaret med modelsystemet er:

- Hvor stort er problemet egentligt med luftforurening?
- Hvad er de vigtigste kilder til luftforurening og de relaterede helbredseffekter?
- Hvor meget koster det samfundet (i form af eksterne omkostninger)?

Mere specifikt kan disse overordnede spørgsmål udmøntes i mere konkrete spørgsmål, som er rettet mod danske interesser:

1. Hvad er de totale helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger i Danmark fra alle emissioner i den nordlige hemisfære?
2. Hvad er de totale og relative bidrag fra de 10 overordnede landbase-rede emissionssektorer i Europa og Danmark til helbredseffekter og eksterne omkostninger i Danmark?
3. Hvor stort er bidraget fra den internationale skibstrafik til helbredseffekter og eksterne omkostninger i Danmark – både fra den nordlige hemisfære og fra Nordsøen/Østersøen?

I Tabel 7.2 er givet en oversigt over de specifikke scenarier, der er beregnet for at besvare de ovenstående spørgsmål. Hvert scenario er defineret ved et område, en emissionssektor, defineret ved en SNAP kategori (Selected Nomenclature for Air Pollution) og et emissionsår.

Fx. er modelsystemet benyttet til at beregne bidraget til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger fra hver af de 10 overordnede emissionssektorer (SNAP 1 til SNAP 10), både for emissioner fra hele Europa og emissioner fra Danmark alene. For bidraget fra de danske emissioner er der desuden produceret resultater for to forskellige emissionsår (2000 og 2008). Derudover er EVA systemet blevet kørt for alle emissionssektorer samtidigt for at kvantificere det samlede bidrag fra alle menneskeskabte kilder (alle). Summen af bidraget fra de 10 enkelte emissionssektorer og resultatet, hvor bidraget fra alle emissionssektorer er kørt samtidigt vil ikke nødvendigvis give det samme resultat pga. ikke-lineære atmosfærekemiske processer.

Derudover er modelsystemet anvendt til at finde bidragene fra den internationale skibstrafik både fra hele modelområdet, der dækker den nordlige hemisfære (NH) og fra Nordsøen/Østersøen (NØ) særskilt. Bidraget fra den internationale skibstrafik er beregnet for fire forskellige år (2000, 2007, 2011 og 2020), da der træder forskellige krav i kraft til indholdet af svovl i brændstoffet i Nordsøen og Østersøen som er omfattet af Sulphur Emission Control Area (SECA), hvor svovlindholdet maksimalt må være 2,7 % i år 2000 faldende til 0,1 % i år 2015. Modelscenarierne er definerede så effekten af disse krav kan vurderes.

Til sidst er modelsystemet kørt for alle emissioner (både menneskeskabte og naturlige), for hele modelområdet (NH) og for fire forskellige år for at kvantificere effekten af den totale luftforurening og udviklingen over tid. Emissioner for de fire forskellige år er i Europa baseret på EMEP (www.emep.int) for årene 2000-2011, og NEC-II for år 2020.

Tabel 7.2. Definition af de specifikke scenarier, der er beregnet. Hvert scenario er defineret ved et område (nordlige hemisfære (NH), Europa (EU), Danmark (DK) eller Nordsøen/Østersøen (NØ)), en emissionssektor (SNAP kategori), og et emissionsår.

Emissions-Sektor	Område	Emissions-år	Scenariobeskrivelse
SNAP 1	EU/DK	2000/8	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg
SNAP 2	EU/DK	2000/8	Ikke-industriel forbrænding, fx. forbrænding i husholdninger og handel og service
SNAP 3	EU/DK	2000/8	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed
SNAP 4	EU/DK	2000/8	Industrielle processer
SNAP 5	EU/DK	2000/8	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas
SNAP 6	EU/DK	2000/8	Anvendelse af produkter
SNAP 7	EU/DK	2000/8	Vej transport
SNAP 8	EU/DK	2000/8	Andre mobile kilder
SNAP 9	EU/DK	2000/8	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP 10	EU/DK	2000/8	Landbrug
Alle	EU/DK	2000/8	Alle ovenstående kilder (SNAP 1- SNAP 10)
SNAP 15	NH/NØ	2000	International skibstrafik, S=2,7 %*
SNAP 15	NH/NØ	2007	International skibstrafik, S=1.5 %*
SNAP 15	NH/NØ	2011	International skibstrafik: S=1.0 %*
SNAP 15	NH/NØ	2020	International skibstrafik, S=0.1 %*
Alle	NH	2000	Alle emissioner (både naturlige og antropogene) i den nordlige hemisfære
Alle	NH	2007	
Alle	NH	2011	
Alle	NH	2020	

*Nordsøen og Østersøen (NØ) er omfattet af "Sulphur Emission Control Areas" (SECA).

7.4 Beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger med EVA systemet

I det følgende præsenteres resultater beregnet med det integrerede modelsystem EVA. I afsnit 0 er helbredseffekter fra den totale luftforurening for Danmark givet. Resultater er præsenteret både for hele Danmark baseret på beregninger med den regionale luftforureningsmodel DEHM med en opløsning på 16,67 km x 16,67 km og for hovedstadsområdet baseret på en yderligere kobling af UBM (Urban Background Model; Berkowicz, 2000; Brandt et al., 2001a; b; c; 2003) modellen med en opløsning på 1 km x 1 km til EVA systemet i afsnit 7.4.2.

I afsnit 7.4.3 er bidraget fra den internationale skibstrafik til helbredseffekter i Danmark præsenteret. Både bidraget fra al international skibstrafik i den nordlige hemisfære og bidraget fra Nordsøen/Østersøen særskilt er beregnet, da dette område er omfattet af SECA. Endeligt i afsnit 7.4.4 er bidraget til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa og Danmark præsenteret.

7.4.1 Helbredseffekter fra den totale luftforurening for Danmark beregnet med EVA systemet

Helbredseffekterne fra den totale luftforurening for Danmark beregnet med EVA modelsystemet er præsenteret i det følgende. Resultaterne er givet både for hele Danmark baseret på beregninger med den regionale luftforureningsmodel DEHM med en opløsning på 16,67 km x 16,67 km og for hovedstadsområdet baseret på en yderligere kobling af UBM (Urban Background Model) modellen med en opløsning på 1 km x 1 km til EVA systemet.

I Tabel 7.3 er antallet af tilfælde af de forskellige helbredseffekter i Danmark, som skyldes alle emissioner (både naturlige og menneskeskabte) i den nordlige hemisfære – dvs. den totale luftforurening (scenario: Alle/NH) givet for fire forskellige år (2000, 2007, 2011 og 2020) for at vurdere udviklingen over tid. Resultaterne i tabellen besvarer spørgsmål 1: Hvad er de totale helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger i Danmark fra alle emissioner i den nordlige hemisfære?

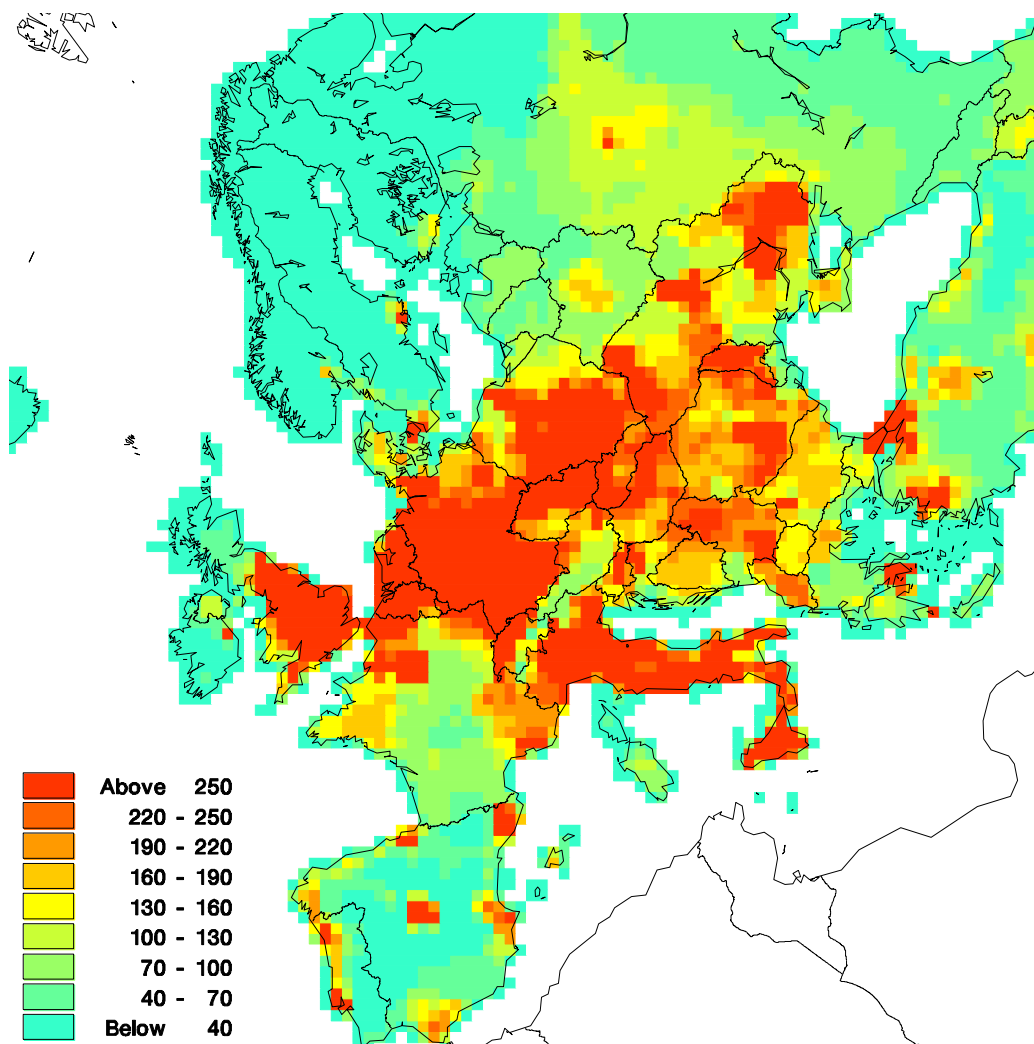
Tabel 7.3. Antal tilfælde af de forskellige helbredseffekter i Danmark, som skyldes alle emissioner (både naturlige og menneskeskabte) i den nordlige hemisfære – dvs. den totale luftforureningen (scenario: alle/NH) for fire forskellige år.

Helbredseffekt	Antal tilfælde i Danmark			
	2000	2007	2011	2020
År				
Kronisk bronkitis	4.000	3.340	3.300	147
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	4.090.000	3.420.000	3.380.000	2.220.000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	222	182	179	116
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	503	420	416	273
Tilfælde af hjertesvigt	343	288	285	206
Lungecancer	612	512	506	332
Brug af bronkodilatatorer blandt børn	108.000	89.800	88.800	58.400
Brug af bronkodilatatorer blandt voksne	783.000	654.000	647.000	1.425.000
Episoder med hoste blandt børn	371.000	310.000	307.000	202.000
Episoder med hoste blandt voksne	806.000	673.000	666.000	437.000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	251.000	214.000	215.000	141.000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	291.000	243.000	240.000	158.000
Antal for tidlige dødsfald (akutte)	171	147	142	126
Kroniske tabte leveår (YOLL)	42.700	35.600	35.300	23.200
Antal for tidlige dødsfald (kroniske)	4.030	3.360	3.330	2.190
Dødsfald blandt spædbørn	5	4	4	3

Som det ses i tabellen er der en positiv udvikling over tid mellem årene 2000 til 2020, med næsten en halvering af antal tilfælde indenfor de forskellige helbredseffekter. Dette skyldes et forventet fald i emissioner på europæisk skala – både landbaserede emissioner og emissioner fra den internationale skibstrafik, som i Nordsøen og Østersøen er omfattet af SECA. Antallet af for tidlige kroniske dødsfald som skyldes langtidspåvirkning af atmosfæriske partikler er beregnet ud fra antal YOLL (Years of Lives Lost) divideret med det gennemsnitlige antal tabte leveår anvendt i Clear Air For Europe (CAFE), som er 10,6 år. Ifølge resultaterne er antallet af for tidlige kroniske

dødsfald faldende med ca. 4.000 i år 2000 og ca. 2.200 i år 2020. Tallet for år 2011 er ca. 3.300 or hertil kommer antallet af akutte for tidlige dødsfald på ca. 140.

En tilsvarende tabel der viser antallet af tilfælde for helbredseffekter i hele Europa for den totale luftforurening er givet i Brandt et al. (2013b). For hele Europa (se Figur 7.3) er antallet af for tidlige kroniske dødsfald estimeret til 680.000 tilfælde faldende til 450.000 i år 2020. I CAFE (Watkis et al., 2005) estimeres 310.000 tilfælde af for tidlige kroniske dødsfald i år 2000 for EU25 landene. Da modelområdet i EVA systemet omfatter ca. en dobbelt så stor befolkning er tallene i EVA systemet og CAFE sammenlignelige.



Figur 7.3. Antal tilfælde af for tidlige dødsfald per gittercelle i Europa (DEHM europæisk modeldomæne), beregnet med det integrerede modelsystem EVA for år 2000 for de totale luftforureningsniveauer (scenario alle/NH). Arealet af gittercellerne i dette domæne er 50 km x 50 km = 2500 km². Det totale antal af for tidlige dødsfald i hele modeldomænet er 680.000, beregnet ud fra antallet af kronisk tabte leveår (YOLL), divideret med det gennemsnitlige antal tabte leveår på 10,6 år i Europa (Watkiss et al., 2005). Høje værdier af antal for tidlige dødsfald findes i de områder hvor der er høje partikelkoncentrationer (som årsmidler) og høj befolkningstæthed. I år 2020 er antallet af for tidlige dødsfald estimeret til at falde til 450.000.

7.4.2 Helbredseffekter fra den totale luftforurening for Hovedstadsregionen beregnet med EVA systemet med høj opløsning

Resultaterne i det foregående afsnit er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM med en opløsning på 16,7 km x 16,7 km for Danmark. I et projekt udført for Københavns Kommune (Brandt et al., 2013c) er EVA systemet blevet videreudviklet til højere opløsning ved også at omfatte bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model; Berkowicz, 2000; Brandt et al., 2001a;b;c; 2003) med input fra den regionale luftforureningsmodel DEHM for afgrænsede områder i Danmark, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden. Med denne videreudvikling er der opnået en unik høj geografisk opløsning i international sammenhæng for denne type beregninger. UBM inkluderer stofferne NO, NO₂, O₃, CO, PM_{2,5} og PM₁₀.

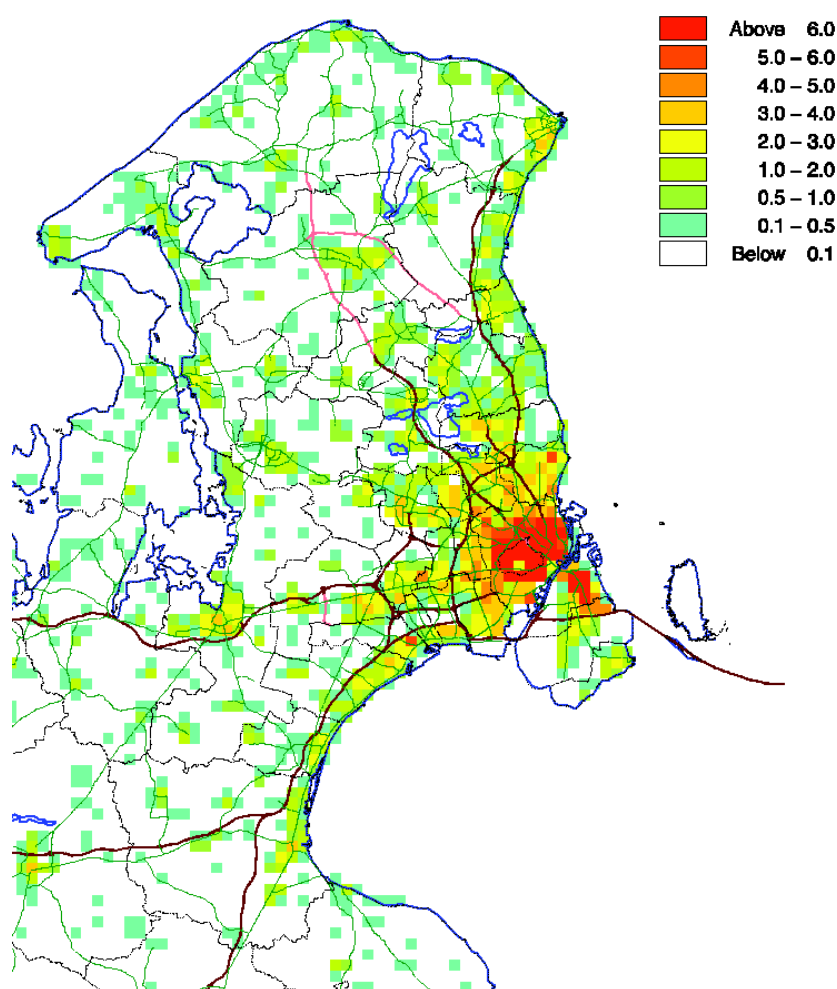
I Figur 7.4 er modelområdet vist, som er benyttet i Brandt et al. (2013c). Modelområdet, som har en størrelse på 90 km x 90 km, omfatter hele Hovedstadsregionen. Resultaterne er beregnet dels for hele modelområdet, der dækker Hovedstadsområdet, samt for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune særskilt. Der bor omkring 1,8 million mennesker i modelområdet (år 2000), heraf omkring 550.000 i Københavns Kommune og 100.000 i Frederiksberg Kommune dvs. i alt omkring 650.000 personer i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

DEHM modellen inkluderer endnu ikke sekundære organiske partikler (SOA) og det regionale bidrag fra SOA og den resterende ukendte masse (fx havsalt og vand) er i beregningerne i dette afsnit lagt til på baggrund af analyse af målinger i Lille Valby/Risø og H.C. Andersens Boulevard (gade), som beskrevet i Brandt et al. (2013c) og Jensen et al. (2013).

Tabel 7.4. Helbredseffekter i hele modelområdet for alle SNAP kategorier dvs. både lokale og regionale kilder i 2010. København er vist separat og total for hovedstadsregionen er inkl. København.

Helbredseffekt	Total Kbh. og Frk. kommuner (Antal tilfælde)	Total for Hovedstadsregionen (Antal tilfælde)
Kronisk bronkitis	601	1530
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	614.000	1.570.000
Hospitalsindlæggelser for luftvejsslidelser	30	78
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulærelidelser	72	190
Tilfælde af hjertesvigt	53	132
Lungecancer	92	235
Brug af bronkodilatatorer blandt børn	11.800	38.700
Brug af bronkodilatatorer blandt voksne	118.000	300.000
Episoder med hoste blandt børn	40.900	134.000
Episoder med hoste blandt voksne	121.000	309.000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	15.800	51.600
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	43.700	111.000
Antal for tidlige dødsfald (akutte)	4	16
Kroniske tabte leveår (YOLL)	5.750	16.100
Antal for tidlige dødsfald (kroniske)	540	1.520
Dødsfald blandt spædbørn	1	2

I Tabel 7.4 og Figur 7.4 er vist resultaterne for Hovedstadsregionen og for Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune særskilt beregnet for år 2010. Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige kroniske dødsfald i hele Hovedstadsregionen (modelområdet) er ca. 1500, hvoraf ca. 540 er indenfor Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, i 2010 forårsaget af de totale luft-forureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Til sammenligning fandt vi i afsnit 0 antallet af for tidlige kroniske dødsfald til ca. 3300 i 2011 for hele Danmark. Da Hovedstadsregionen omfatter omkring 1,8 mio. indbyggere og hele Danmark har ca. 5,6 mio. indbyggere giver dette omkring 1.000 for tidlige dødsfald ud fra en ren forholds-mæssig betragtning. Det faktiske antal for tidlige dødsfald er beregnet til noget mere ca. 1500, da koncentrationerne er højere i Hovedstadsregionen og især i København end i landet som helhed. Desuden er der i disse beregninger lagt målte værdier af SOA og ukendt masse til, som ikke var tilfældet i beregningerne for hele Danmark.



Figur 7.4. Antal tilfælde af for tidlige kroniske dødsfald pr. km² i hovedstadsregionen (modelområdet i figuren), beregnet med det integrerede modelsystem EVA for år 2010 for de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder.

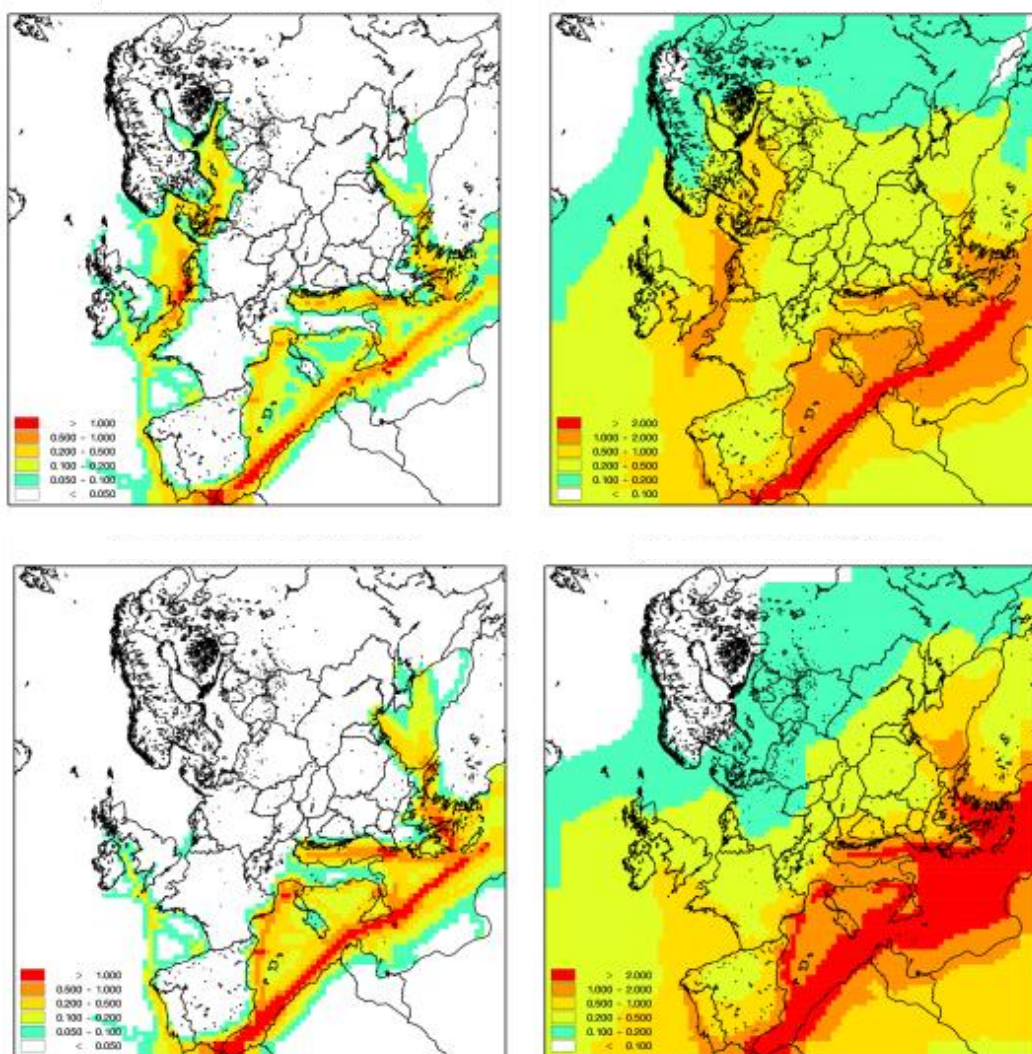
7.4.3 Bidrag fra den internationale skibstrafik til helbredseffekter i Danmark

Danmark er omgivet af tæt skibstrafik – både i de danske farvande, samt i hele Nordsøen og Østersøen. Skibsfarten i disse to områder er omfattet af SECA (Sulphur Emission Control Area), som begrænser indholdet af svovl i

brændstoffet frem til 2015 og dette vil nedbringe dannelsen af svovlholdige partikler fra skibsfarten. Beregningerne indbefatter ikke en evt. reduktion af emissioner af kvælstofoxider ved brug af teknologi på skibene i fremtiden. I dette afsnit er bidraget fra den internationale skibstrafik til helbredseffekter i Danmark beregnet over årene 2000, 2007, 2011 og 2020.

Figur 7.5 viser bidraget fra den internationale skibstrafik i den nordlige hemisfære (SNAP 15/NH) til luftforureningskoncentrationer af SO_2 og SO_4^{2-} for år 2000 og år 2020. Mens landbaserede emissioner i almindelighed er faldende, er emissionerne fra den internationale skibstrafik generelt stigende, undtagen i Nordsøen og Østersøen. Figuren viser, at skibstrafikkens bidrag til årsmiddelkoncentrationerne af SO_2 og SO_4^{2-} generelt er faldende i Nord-europa, pga. indførelsen af SECA, mens der ses en stigning i den sydlige del af Europa pga. en general stigende skibstrafik.

Emissioner fra den internationale skibstrafik udgør et stort problem med hensyn til deres virkninger på menneskers sundhed. Ifølge Corbett og Fischbeck (1997), forårsager forurening fra international skibstrafik omkring 60.000 for tidligt døde hvert år på verdensplan. I vores beregninger med EVA-systemet, har vi alene i Europa estimeret antallet af for tidlige dødsfald til ca. 50.000 i år 2000 stigende til over 53.000 i år 2020.



Figur 7.5. Bidrag fra den internationale skibstrafik til luftforureningskoncentrationer af SO_2 (venstre figurer) og SO_4^{2-} (højre figurer) for år 2000 (øverst) og år 2020 (nederst).

Tabel 7.5. Antal tilfælde af de forskellige helbredseffekter i Danmark, som skyldes international skibstrafik i hele den nordlige hemisfære (scenario SNAP15/NH) for fire forskellige år.

Helbredseffekt	Antal tilfælde i Danmark			
År	2000	2007	2011	2020
Kronisk bronkitis	697	545	492	423
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	71.300	557.000	503.000	432.000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	42	32	28	22
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulærelidelser	88	69	62	53
Tilfælde af hjertesvigt	47	37	33	29
Lungecancer	107	83,5	75,4	64,8
Brug af bronkodilatatorer blandt børn	18.900	14.800	13.400	11.500
Brug af bronkodilatatorer blandt voksne	136.000	107.000	96.400	82.800
Episoder med hoste blandt børn	65.200	51.100	46.200	39.700
Episoder med hoste blandt voksne	140.000	110.000	99.200	85.200
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	41.200	37.000	36.000	34.900
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	50.700	39.600	35.800	30.700
Antal for tidlige dødsfald (akutte)	36	25	21	20
Kroniske tabte leveår (YOLL)	7.450	5.830	5.260	4.520
Antal for tidlige dødsfald (kroniske)	700	550	500	430
Dødsfald blandt spædbørn	0,9	0,7	0,6	0,5

Tabel 7.6. Antal tilfælde af de forskellige helbredseffekter i Danmark, som skyldes international skibstrafik i Nordsøen og Østersøen (scenario SNAP/NØ) fire forskellige år.

Helbredseffekt	Antal tilfælde i Danmark			
År	2000	2007	2011	2020
Kronisk bronkitis	556	433	385	335
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	569.000	442.000	393.000	343.000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	35	26	22	18
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulærelidelser	70	55	49	42
Tilfælde af hjertesvigt	38	30	27	23
Lungecancer	85	66	59	51
Brug af bronkodilatatorer blandt børn	15.100	11.700	10.500	9.100
Brug af bronkodilatatorer blandt voksne	109.000	84.600	75.300	65.600
Episoder med hoste blandt børn	52.100	40.600	36.100	31.500
Episoder med hoste blandt voksne	112.000	87.100	77.500	67.500
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	33.400	30.700	29.800	30.100
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	40.400	31.400	28.000	24.300
Antal for tidlige dødsfald (akutte)	21	10	5	3
Kroniske tabte leveår (YOLL)	5.950	4.620	4.110	3.580
Antal for tidlige dødsfald (kroniske)	560	440	390	340
Dødsfald blandt spædbørn	0,7	0,5	0,5	0,4

Tabel 7.5 og Tabel 7.6 viser antal tilfælde af de forskellige helbredseffekter i Danmark, som skyldes emissioner fra den internationale skibstrafik i henholdsvis hele den nordlige hemisfære (scenario SNAP15/NH) og i Nordsøen/Østersøen (scenario SNAP15/NØ) for fire forskellige år. Fx er bidraget

fra den internationale skibstrafik i den nordlige hemisfære til antallet af kroniske for tidlige dødsfald i Danmark ca. 700 i år 2000 faldende til ca. 430 i år 2020. Tilsvarende er bidraget fra den internationale skibstrafik i Nordsøen og Østersøen til antallet af kroniske for tidlige dødsfald i Danmark ca. 560 i år 2000 faldende til ca. 340 i år 2020. Mens bidraget fra den internationale skibstrafik til helbredseffekter i Danmark er betydeligt er antallet af tilfælde af de forskellige helbredseffekter faldende over årene, som skyldes indførelsen af SECA.

Tabel 7.7 viser de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Europa og Danmark for årene 2000, 2007, 2011 og 2020, som skyldes den internationale skibstrafik – både i den nordlige hemisfære (NH) og Nordsøen og Østersøen (NØ), samt for alle emissioner (både naturlige og menneskabte) i den nordlige hemisfære. De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa er beregnet til ca. 6000 mia. DKK i år 2000 faldende til ca. 4000 mia. DKK i år 2020. For Danmark er de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger ca. 34 mia. DKK i år 2000 faldende til ca. 19 mia. DKK i år 2020. For år 2011 er bidraget ca. 28 mia. DKK, svarende til omkring 2 % af det samlede danske BNP. Bidraget fra den internationale skibstrafik i hele den nordlige hemisfære er ca. 6 mia. DKK i år 2000 faldende til ca. 3,6 mia. DKK. En stor del af dette fald skyldes reduktioner i svovlemissioner fra den internationale skibstrafik i Nordsøen og Østersøen, hvor bidraget fra disse to områder falder fra ca. 4,7 mia. DKK i år 2000 til 2,7 mia. DKK i år 2020 – et fald på ca. 43 %. Til sammenligning kan ses at bidraget fra den internationale skibstrafik i hele den nordlige hemisfære til eksterne omkostninger i Europa stiger fra ca. 440 mia. DKK i år 2000 til ca. 480 mia. DKK i år 2020. Stigningen skyldes en generel stigning i skibstrafikken ifølge Corbett og Fischbeck (1997). Fra dette kan vi konkludere at reguleringen af den internationale skibstrafik i Nordsøen og Østersøen ved indførelsen af SECA forventes at reducere de helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra denne sektor signifikant. Dette indikere, at en tilsvarende regulering af den internationale skibstrafik på verdensplan vil have en signifikant positiv effekt på helbredseffekter relateret til luftforurening.

Tabel 7.7. Total helbredsrelaterede eksterne omkostninger i mia. DKK for Europa og Danmark for årene 2000, 2007, 2011 og 2020 som skyldes den internationale skibstrafik – både i den nordlige hemisfære (NH) og Nordsøen og Østersøen (NØ), samt for alle emissioner (både naturlige og menneskabte) i den nordlige hemisfære.

Region/SNAP	Emissionsår	Sum Europa Mia. DKK	Sum Danmark Mia. DKK
SNAP15/NH - International skibstrafik fra hele den nordlige hemisfære	2000	438	6,04
	2007	427	4,68
	2011	407	4,19
	2020	481	3,63
SNAP15/NØ - International skibstrafik fra Nordsøen og Østersøen	2000	165	4,70
	2007	129	3,56
	2011	110	3,11
	2020	106	2,68
Alle/NH - Alle emissioner (både naturlige og menneskabte) i den nordlige hemisfære	2000	6.020	34,1
	2007	5.120	28,5
	2011	5.090	28,1
	2020	4.030	19,0

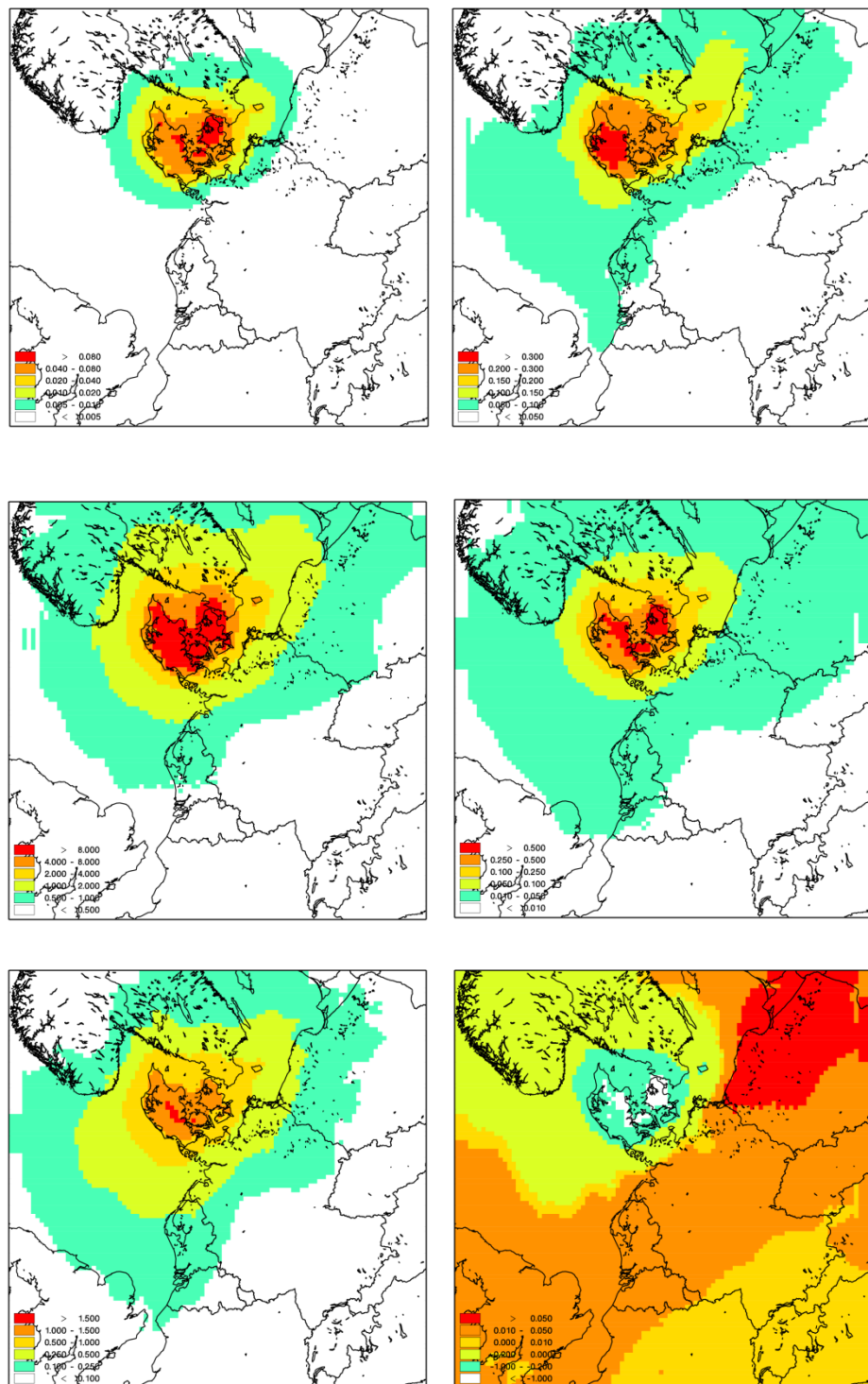
Bidraget fra emissioner fra den internationale skibstrafik til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa er ca. 7 % i 2000 stigende til 12 % i 2020. Bidraget fra den internationale skibstrafik til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark er ca. 18 % i år 2000 og ca. 19 % i år 2020. Selvom de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark falder fra ca. 34 mia. DKK til ca. 19 mia. DKK i samme periode er bidraget fra den internationale skibstrafik i procent uændret.

Effekterne fra emissioner fra den internationale skibstrafik i SECA-området er fortsat betydelige. Grunden til dette er, at NO_x emissionerne fra den internationale skibstrafik ikke er reguleret i disse beregninger og NO_x er en primært emitteret gas for de sekundært dannede nitrat partikler (NO_3^-) som i EVA systemet har en tilsvarende effekt på menneskers helbred. Hvis vi beregner bidraget til eksterne omkostninger i Danmark fra den internationale skibstrafik i Østersøen og Nordsøen, i forhold til de eksterne omkostninger fra de samlede forureningen (ved at dividere resultatet fra SNAP15/NØ med Alle/NH for de respektive år), er det stadig næsten konstant på 14 % i løbet af årene fra 2000 til 2020 som følge af et tilsvarende fald i den samlede luftforurening som skyldes andre landbaserede kilder.

7.4.4 Bidrag til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger i Danmark fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa og Danmark

I dette afsnit præsenteres bidraget til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger i Danmark fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa og Danmark, beregnet med det integrerede modelsystem EVA.

De menneskabte emissioner i Danmark bidrager til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger både indenfor Danmark og udenfor Danmarks grænser. I figur 7.6 er bidraget til de totale luftforureningskoncentrationer fra alle menneskabte emissioner i Danmark vist for alle SNAP kategorier samlet (scenario Alle/DK) for år 2000 for stofferne SO_2 , SO_4^{2-} , CO, $\text{PM}_{2,5}$ (primært emitteret del), NO_3^- og O_3 . Resultater er vist for DEHM modeldomæne 3 med en opløsning på 16,7 km x 16,7 km. Som det ses i figurerne påvirker de danske emissioner et stort område udenfor Danmark, da luftforureningen transporteres over store afstande med vinden. NO_x emissionerne i Danmark bidrager til en reduktion i ozonkoncentrationerne indenfor Danmark, som giver negative deltakoncentrationer, mens de samme emissioner bidrager til produktion af ozon udenfor Danmarks grænser, specielt i Polen (se figur 7.6, nederst til højre).



Figur 7.6. Bidraget til de totale luftforureningskoncentrationer fra alle menneskabte emissioner i Danmark for alle SNAP kategorier samlet (scenario alle/dk) for år 2000. De kemiske stoffer er: SO₂ [ppb], SO₄²⁻ [μg/m³], CO [ppm], PM_{2.5} (primær part) [μg/m³], NO₃⁻ [μg/m³] og O₃ [ppb]. Resultater er vist for DEHM modeldomæne 3 med en opløsning på 16,7 km x 16,7 km.

I tabel 7.8 er givet antal tilfælde af de forskellige helbredseffekter i EVA modelsystemet, som skyldes alle menneskeskabte emissioner i Danmark (scenario alle/DK) for år 2000. Resultaterne er opgivet både for Europa (se figur 7.6) og andelen heraf, som ligger indenfor Danmarks grænser. Som det ses i tabellen bidrager danske menneskeskabte emissioner med ca. 4.600 for tidlige kroniske dødsfald i Europa, hvoraf de ca. 800 er indenfor Danmarks grænser.

Tabel 7.8. Antal tilfælde af de forskellige helbredseffekter, som skyldes alle menneskeskabte emissioner i Danmark (scenario alle/dk) for år 2000.

Helbredseffekt	Antal tilfælde i Europa	Heraf antal tilfælde i Danmark
Kronisk bronkitis	4.350	802
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	4.440.000	820.000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	234	44,4
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulærelidelser	556	101
Tilfælde af hjertesvigt	324	69
Lungecancer	666	123
Brug af bronkodilatorer blandt børn	128.000	21.600
Brug af bronkodilatorer blandt voksne	851.000	157.000
Episoder med hoste blandt børn	441.000	74.600
Episoder med hoste blandt voksne	876.000	162.000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	170.000	52.800
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	316.000	58.300
Antal for tidlige dødsfald (akutte)	85	-9
Kroniske tabte leveår (YOLL)	49.000	8.520
Antal for tidlige dødsfald (kroniske)	4.600	800
Dødsfald blandt spædbørn	5	1

De forskellige helbredseffekter er associeret med eksterne omkostninger (se tabel 7.1 for enhedspriser). I tabel 7.9 er de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger beregnet med det integrerede modelsystem EVA for Europa og Danmark som skyldes de 10 overordnede emissionssektorer i Danmark hver for sig (SNAP1/DK - SNAP10/DK), summen af alle emissionerne hver for sig (Sum/DK) og for alle emissioner i Danmark samtidigt (Alle/DK). På grund af ikke-lineær atmosfærekemi, kan det ikke forventes at summen af bidragene fra de enkelte emissionssektorer giver det samme som når man beregner bidraget fra alle emissionssektorerne samtidigt. Forskellen ligger på omkring 15-20 % når man betragter de danske emissioner. Forskellen vil typisk være større jo større emissioner der beregnes for, sådan at der vil være en større forskel, hvis man fx lavede tilsvarende beregninger for Tyskland. Af tabellen kan det ses at bidraget fra de danske kilder i år 2000 til helbredsrelaterede eksterne omkostninger er ca. 37 mia. DKK i hele Europa (inkl. Danmark) og ca. 6 mia. DKK indenfor Danmarks egne grænser.

Tabel 7.9. Total helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Europa (i mia. DKK) og Danmark (i mio. DKK) som skyldes de 10 overordnede emissionssektorer i Danmark (SNAP1/DK - SNAP10/DK), summen af alle kilderne (sum/DK) og for alle emissioner i Danmark samtidigt (alle/DK).

Emissionssektor	Emissionsår	Sum Europa Mia. DKK	Sum Danmark Mio. DKK
SNAP1/DK - Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	2000	4,38	413
SNAP2/DK - Ikke-industriel forbrænding, fx. forbrænding i husholdninger og handel og service	2000	3,98	1.185
SNAP3/DK - Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2000	2,26	311
SNAP4/DK - Industrielle processer	2000	0,83	228
SNAP5/DK - Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	2000	0,74	164
SNAP6/DK - Anvendelse af produkter	2000	1,13	182
SNAP7/DK - Vej transport	2000	7,49	1.403
SNAP8/DK - Andre mobile kilder	2000	3,35	522
SNAP9/DK - Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	2000	0,24	8,6
SNAP10/DK - Landbrug	2000	18,2	2.865
Sum/DK - summen af alle ovenstående kilder (SNAP1/DK - SNAP10/DK)	2000	42,6	7.283
Alle/DK – bidraget fra alle SNAP kategorier samtidigt	2000	36,9	6.128

I tabel 7.10 er bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa (scenarierne SNAP1/EU -SNAP10/EU), og deres bidrag i % af de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger til Europa og Danmark præsenteret for emissionsåret 2000. Baseret på disse resultater er det muligt at vurdere, hvilke emissionssektorer, der er vigtigst i forhold til effekter på helbred.

De dominerende bidragydere til helbredsrelaterede eksterne omkostninger er: 1) de store kraftværker (SNAP kategori 1), som bidrager med henholdsvis ca. 24 % og ca. 19 % af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa og Danmark, 2) landbrugssektoren med omkring 25 % (denne sektor vil blive diskuteret senere i dette afsnit), og 3) vejtransportsektoren, som bidrager med ca. 18 % og ca. 23 % for Europa og Danmark, hhv. efter disse sektorer er ikke-industrielle forbrændingsanlæg (SNAP 2), som i Nordeuropa er domineret af boligopvarmning, heriblandt træfyring med omkring 10 %. Forbrænding i fremstillingsindustrien (SNAP 3), andre mobile kilder (SNAP 8) og produktionsprocesser (SNAP 4) bidrager med 5-7 %. De resterende sektorer (SNAP 5, 6 og 9) bidrager kun med et par procent.

Tabel 7.10. Helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Europa (mia. DKK) og Danmark (mio. DKK) som skyldes de 10 overordnede emissionssektorer i Europa (DEHM modeldomæne 2) for emissionsåret 2000, samt deres bidrag i % til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger henholdsvis i Europa og Danmark.

Europæisk emissionssektor (DEHM modeldomæne 2)	Europa		Danmark	
	Mia. DKK	% af omkostninger i Europa	Mio DKK	% af omkostninger i Danmark
SNAP1/EU - Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1.390	24,1	5.240	18,6
SNAP2/EU - Ikke-industriel forbrænding, fx. forbrænding i husholdninger og handel og service	550	9,5	2.720	9,7
SNAP3/EU - Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	450	7,9	1.940	6,9
SNAP4/EU - Industrielle processer	375	6,5	1.450	5,2
SNAP5/EU - Udledninger i forbindelse med udvin- ding, behandling, lagring og transport af olie og gas	75	1,3	375	1,3
SNAP6/EU - Anvendelse af produkter	98	1,7	630	2,2
SNAP7/EU - Vej transport	1.040	18,0	6.430	22,9
SNAP8/EU - Andre mobile kilder	375	6,5	1.910	6,8
SNAP9/EU - Affaldsbehandling, eksklusiv affalds- forbrænding	60	1,0	220	0,8
SNAP10/EU - Landbrug	1.350	23,5	7.180	25,6
Sum/EU - summen af alle ovenstående kilder (SNAP1/EU - SNAP10/EU)	5.750	100	28.000	100

I tabel 7.11 er de relative bidrag fra alle de overordnede danske emissionssektorer (SNAP1/DK til SNAP10/DK) givet som procentdel af summen af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger som følge af emissioner fra Danmark (Sum/DK) for de to emissionsår 2000 og 2008. Bidraget er beregnet både i forhold til de totale eksterne omkostninger i hele Europa, som skyldes danske emissioner og indenfor Danmarks grænser alene.

Tabel 7.11. Bidrag i % fra de 10 overordnede danske emissionssektorer til de helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa og Danmark for to forskellige emissionsår (2000 og 2008). Tallene i parentes repræsenterer et følsomhedsstudie for at vurdere effekten af at tildele forskellig toksicitet til de primært emitterede og de sekundært dannede partikler med faktorerne henholdsvis 1,3 og 0,7, som benyttet i Needs (2007).

Emissionssektor, Danmark	Emissionsår 2000		Emissionsår 2008	
	% af omkostninger i Europa	% af omkostninger i Danmark	% af omkostninger i Europa	% af omkostninger i Danmark
SNAP1/DK - Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	10,3	5,7	8,5	4,4 (3,4)
SNAP2/DK - Ikke-industriel forbrænding, fx. forbrænding i husholdninger og handel og service	9,3	16,3	17,6	29,9 (39,1)
SNAP3/DK - Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	5,3	4,3	6,7	4,3 (3,6)
SNAP4/DK - Industrielle processer	1,9	3,1	1,8	2,4 (1,9)
SNAP5/DK - Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	1,7	2,3	1,4	1,8 (1,4)
SNAP6/DK - Anvendelse af produkter	2,6	2,5	2,0	2,0 (1,5)
SNAP7/DK - Vej transport	17,6	19,3	17,4	16,3 (17,7)
SNAP8/DK - Andre mobile kilder	7,9	7,2	7,9	5,4 (5,6)
SNAP9/DK - Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,6	0,1	0,5	0,4 (0,3)
SNAP10/DK - Landbrug	42,8	39,4	36,2	33,2 (25,5)
Sum/DK - summen af alle ovenstående kilder (SNAP1/DK - SNAP10/DK)	100	100	100	100 (100)

De relative bidrag er afhængigt af, om resultaterne er estimeret for helbreds-effekter i hele Europa, eller for helbredseffekter i Danmark alene. Dette kan til dels forklares ved de typiske emissionshøjder relateret til de forskellige sektorer. Højtliggende kilder (fx skorstene fra kraftværker) vil resultere i relativt lav humaneksponering for luftforurening i umiddelbar nærhed af skorstenene. For SNAP kategori 1 (SNAP1/DK), der omfatter de store kraftværker, sikrer de større udslipshøjder spredning af luftforurening væk fra befolkningen i nærheden af kilden. Længere væk fra kraftværkerne er effekten af udslipshøjden mindre udtalt. Resultaterne i Tabel 7.11 viser, at det relative bidrag fra de store kraftværker med hensyn til de eksterne omkostninger i Danmark er omkring halvdelen af det relative bidrag, når der tages højde for eksterne omkostninger i hele Europa fra de samme kraftværker.

Det modsatte gør sig gældende for SNAP kategori 2 (SNAP2/DK), de ikke-industrielle forbrændingsanlæg. I SNAP kategori 2 indgår emissioner fra individuel boligopvarmning som i Danmark er domineret af træfyring (ca. 90 % af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra denne sektor), som typisk har en forholdsvis lav udslipshøjde. I dette tilfælde er det relative bidrag til de eksterne omkostninger inden for Danmark næsten dobbelt så stort som det relative bidrag fra de danske emissioner i hele Europa. For vejtrafikken, er der også en betydelig, omend mindre forskel i det relative bidrag til Europa og Danmark.

Fra Tabel 7.11 ses det, at den største bidragsyder til helbredsrelaterede eksterne omkostninger er SNAP kategori 10, som er landbrugssektoren, hvor disse emissioner bidrager med cirka 30-40 % af de totale eksterne omkostninger, som skyldes danske emissioner. Emissioner fra ammoniak til atmosfæren bidrager til dannelsen af de sekundære partikler ammoniumsulfat og ammoniumnitrat. De eksterne omkostninger ved NH_3 emissionerne fra landbrugssektoren er forbundet med eksponerings-responsfunktioner for sulfat (SO_4^{2-}) og nitrat (NO_3^-) partikler, på grund af kemisk omdannelse af NH_3 til ammonium bisulfat (NH_4HSO_4), ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) og ammoniumnitrat (NH_4NO_3). Massen af ammonium (NH_4^+) indgår i den samlede partikelmasse forbundet med disse partikler. Ifølge WHO (2006), er det ikke pt. muligt præcist at kvantificere bidragene fra forskellige kemiske komponenter i atmosfæriske partikler eller partikler fra forskellige kilder, til de helbredsrelaterede effekter forårsaget af atmosfæriske partikler. Baseret på WHO "Systematic Review project" og anbefalingerne fra "Task Force on Health" er effekterne af PM på dødelighed i dette arbejde vurderet ved hjælp af den samlede PM-masse ($\text{PM}_{2.5}$) som indikator (WHO, 2006b). I en nyligt offentliggjort vurdering af kvælstof i Europa (Brink et al., 2011; Sutton et al., 2011), er de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger ved emission af ammoniak i Europa estimeret til at udgøre mellem 7 og 70 mia. euro om året. Skadeligheden af de forskellige typer af partikler i atmosfæren (herunder ammoniumpartikler) på helbredseffekter er dog forbundet med en betydelig usikkerhed, og der er brug for mere viden på dette felt.

Ammoniakfordampningen fra landbrugssektoren i Danmark er betydelig, og den er næsten lig med summen (i kton) af emissionerne fra alle andre sektorer af SO_2 , NO_x og $\text{PM}_{2.5}$ for 2000, og det kan derfor forventes, at de helbredsrelaterede eksterne omkostninger på grund af emissioner fra denne sektor er betydelig i Danmark. Emissionerne af NH_3 giver et stort bidrag til de eksterne omkostninger af flere grunde: 1) Massen af NH_4^+ er inkluderet i eksponerings-responsfunktioner for SO_4^{2-} og NO_3^- som forklaret ovenfor. 2) Salpetersyre (HNO_3) er allerede til stede i atmosfæren fra andre kilder fra hele Europa. Når NH_3 udledes reagerer det med HNO_3 og danner partiklerne NH_4NO_3 . Tørdepositionen af HNO_3 er relativ hurtig (tæt på nul overfladedemodstand) i forhold til NH_4NO_3 . Den lavere depositions-hastighed af NH_4NO_3 fører derfor til øget atmosfæriske koncentrationer af NO_3^- i partikelform i områder med høje NH_3 emissioner. 3) SO_4^{2-} koncentrationen er ikke steget i sig selv, men partikelmassen fra NH_4^+ er inkluderet i massen ved SO_4^{2-} eksponerings-responsfunktionen.

Resultaterne for 2000 som emissionsår viser, at de største danske bidragsydere til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger med hensyn til effekter i hele Europa er landbrug med et bidrag på ca. 43 %, vejtrafik med et bidrag på ca. 18 % og kraftværker med et bidrag på 10 %. De ikke-industrielle (indenlandske) fyringsanlæg bidrager med ca. 9 %, og andre mobile kilder med ca. 8 %. De andre sektorer bidrager med 5 % eller mindre.

Hvis vi begrænser vores undersøgelse af de helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra danske menneskeskabte kilder til kun at kigge på effekter indenfor Danmark for emissionsåret 2000 er de mest dominerende sektorer stadig landbrug med et bidrag på ca. 39 %, og vejtrafikken med et bidrag på ca. 19 %. Den ikke-industrielle (indenlandske) forbrænding stiger til 16 % i forhold til det tilfælde, hvor man medtager effekterne i hele Europa. De store kraftværker bidrager med ca. 6 %, hvilket viser, at helbredsrelaterede konsekvenser er mindre, når man kun betragter effekterne indenfor Danmark.

For at undersøge udviklingen over tid, er der foretaget beregninger for emissionsåret 2008 (men for samme meteorologiske år 2000) i Tabel 7.11. Resultaterne viser et signifikant fald i to af de største bidragydere, nemlig de store kraftværker og landbrugssektoren. I begge sektorer er der iværksat tiltag for at mindske emissionerne. Imidlertid er der en sektor, SNAP kategori 2, hvor bidraget er øget med næsten en faktor to. Denne sektor er, som allerede nævnt, domineret af træfyring og træforbruget er steget med omkring 80 % mellem 2000 og 2008 ifølge emissionsopgørelsen.

Som i EU projektet NEEDS (NEEDS, 2007), har vi også udført en følsomhedsanalyse for at vurdere virkningerne af at tildele forskellig toksicitet til primært emitterede og sekundært dannede partikler, med hhv. faktorerne 1,3 og 0,7. Disse resultater er angivet i parentes i Tabel 7.11 for emissionsåret 2008. Under denne antagelse er emissionerne fra træfyring den vigtigste kilde til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark, mens landbrugssektoren og vejtrafikken kommer ind på anden og tredjepladsen som vigtigste bidragydere.

Når man forudsætter at alle typer partikler er lige sundhedsskadelige estimeres ca. 180 for tidlige dødsfald i Danmark pga. træfyring, mens antallet er ca. 230, når man antager at de primært emitterede partikler er mere skadelige end de uorganiske sekundære partikler (dvs. partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Bidraget fra privat træfyring i Danmark til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (inkl. Danmark) er estimeret til mellem ca. 600 og 700.

Set i forhold til den totale luftforurening konkluderes det, at privat indenlandsk træfyring bidrager med ca. 8 procent af de negative helbredseffekter relateret til luftforurening i Danmark. Brugen af træ er ifølge estimer fra Energistyrelsen mere end fordoblet fra år 2000 til år 2008, hvilket har øget bidraget fra denne sektor. Emissionerne fra brændeovne er ikke steget helt så meget som stigningen i brændeforbruget. Det skyldes, at der sker en løbende udskiftning af ældre og mere forurenende brændeovne til nyere og mere effektive brændeovne. I øvrigt er befolkningen påvirket i positiv retning af kampagner fra myndighederne til at fyre og optænde mere hensigtsmæssigt, hvilket er medvirkende til mindre emissioner. Denne effekt er imidlertid svær at kvantificere og er derfor ikke direkte afspejlet i opgørelsen af emissioner fra træfyring.

I beregningerne er benyttet de bedste metoder og data inden for hvert led i "impact-pathway"-kæden, og resultaterne repræsenterer således den bedste viden vi p.t. har inden for området. Der er imidlertid væsentlige usikkerheder forbundet med at beregne træfyrings bidrag til helbredseffekterne. De væsentligste usikkerheder er:

1. Træfyring er formentligt den kildetype, hvor der er størst usikkerhed på emissionerne, idet både brændselsforbrug og emissionsfaktorer (gram forurening per kilo brændsel) er behæftet med stor variation og dermed usikkerhed. I praksis afhænger emissionsfaktorer ikke blot af anlæggets type, men også af installationen og i høj grad af brugerens betjening af brændeovnen. Beregningerne er baseret på en emissionsopgørelse, der opdeler brændeovne og -fyr indenfor i alt ti forskellige klasser, som hver er tildelt en gennemsnitlig emissionsfaktor. Emissionerne er opgjort på kommuneniveau, og træforbruget er taget fra en opgørelse, som Energistyrelsen har udarbejdet på baggrund af spørgeskemaundersøgelser.

2. I beregningerne er betydningen af dannelsen af sekundære organiske partikler fra udledning af NMVOC (andre flygtige organiske forbindelser end metan) fra brændeovne ikke medtaget. Hvis de medtages, så vil dette betyde en stigning i partikkelkoncentrationerne, som stammer fra træfyring, men der findes p.t. ikke det nødvendige videngrundlag til at afgøre hvor meget.
3. Der er stor usikkerhed om, hvilken typer af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der giver de største helbredseffekter. Vores viden p.t. er, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer (opgjort som masse) og fx. for tidlige dødsfald. Med vores nuværende viden kan vi ikke skelne helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne. Visse studier tyder på, at de primært udledte partikler er farligere end de sekundært dannede uorganiske partikler, og derfor er der gennemført et følsomhedsstudie, der skelner mellem disse kategorier af partikler. Følsomhedsstudiet ændrer ikke de overordnede konklusioner.

Der er fortsat behov for mere viden vedrørende luftforurening fra træfyring og de resulterende helbredseffekter. Gennemførelsen af et større studie i Danmark med fokus på helbredseffekter fra forskellige typer af atmosfæriske partikler vil kunne forbedre grundlaget for fremtidige vurderinger af de helbredsmæssige effekter relateret til brænderøgsforurening, herunder en gennemgang af betydning af forskellige opgørelsesmetoder for primære og sekundære partikler.

7.5 Diskussion og konklusion

I dette kapitel er det integrerede modelsystem, EVA, blevet beskrevet og forskellige resultater er beregnet med fokus på Danmark. EVA systemet er baseret på de bedst tilgængelige modeller, viden og data i alle led af impact-pathway kæden tilpasset europæiske og danske forhold. Systemet er i stand til at beregne de helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra specifikke kilder og emissionssektorer. EVA-systemet er blevet kørt for forskellige emissionsscenarier, for at vurdere helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger fra den totale luftforurening, som skyldes både menneskeskabte og naturlige kilder, bidraget fra den internationale skibstrafik, samt bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa og Danmark. Bidraget fra den internationale skibstrafik og for den totale luftforurening er beregnet for fire forskellige år (2000, 2007, 2011 og 2020), mens bidraget fra de 10 overordnede emissionssektorer i Danmark er beregnet for årene 2000 og 2008 for at vurdere udviklingen over tid.

I resultaterne er det forudsat at toksiciteten af atmosfæriske partikler er den samme for alle typer af partikler, da vi med vores nuværende viden ikke er i stand til at skelne mellem skadeligheden af partiklerne, afhængigt af hvilke kemiske stoffer partiklerne består af. For at undersøge effekten af forskellig skadelighed, er der udført en følsomhedsanalyse, hvor højere toksicitet er forudsat for primært emitterede partikler og lavere til de sekundært dannede uorganiske partikler.

De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa på grund af den totale luftforurening fra samtlige emissioner (både menneskeskabte og naturlige) på den nordlige halvkugle er beregnet til at være ca. 6.000 mia. DKK/år for år 2000 faldende til ca. 4.000 mia. DKK/år i år 2020. Faldet skyldes

des de forventede generelle emissionsreduktioner i Europa, implementeres og forudsat at reguleringen af den internationale skibstrafik ved indførelsen af SECA i Nordsøen og Østersøen fortsætter. Resultaterne fra EVA systemet har vist sig i overensstemmelse med resultaterne fra CAFE, som er blevet brugt til at støtte beslutninger ved EU-Kommissionen omkring regulering af emissioner. For Danmark er de helbredsrelaterede eksterne omkostninger beregnet til ca. 34 mia. DKK/år i 2000, faldende til ca. 19 mia. DKK/år i år 2020.

International skibstrafik udgør et stort problem for effekter på menneskers sundhed. Ifølge beregninger med EVA systemet vil de samlede eksterne omkostninger i Europa stige fra ca. 440 mia. DKK/år i år 2000 til 480 mia. DKK/år i 2020, som følge af en forventet generel stigning i skibstrafikken på verdensplan. Det relative bidrag til de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra den totale internationale skibstrafik i den nordlige hemisfære, er ansvarlig for ca. 7 % af de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Europa som følge af luftforurening i 2000, stigende til 12 % i år 2020.

I Danmark er de eksterne omkostninger i forbindelse med den totale internationale skibstrafik i den nordlige hemisfære beregnet til at falde fra ca. 6 mia. DKK/år i år 2000 til ca. 3,6 mia. DKK/år i år 2020. Dette er et direkte resultat af indførelsen af SECA området, hvor svovlindholdet i brændstoffet reduceres fra 2,7 % i 2000 til 0,1 % i år 2015. De relative helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra den internationale skibstrafik estimeres til være konstant 18 % i 2000 og 19 % i 2020, selvom de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger er faldende på grund af en generel nedgang i luftforureningen. En udvidelse af regulering af den internationale skibstrafik sammen til den indført med SECA området ville have en betydelig positiv indvirkning på folkesundheden i Europa og Danmark.

De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra international skibstrafik i Østersøen og Nordsøen er ca. 165 mia. DKK/år i år 2000, faldende til ca. 106 mia. DKK/år for året 2020 - et fald på ca. 36 %. For Danmark alene er effekten fra den internationale skibstrafik i Østersøen og Nordsøen i eksterne omkostninger anslået til 4,7 mia. DKK/år i år 2000, faldende til ca. 2,7 mia. DKK/år for år 2020 - et fald på ca. 43 %. Heraf kan vi konkludere, at de reguleringsmæssige bestræbelser på at reducere svovlemissioner fra skibstrafikken i SECA området forventes at reducere de helbredsrelaterede eksterne omkostninger betydeligt. Effekter fra emissioner fra den internationale skibstrafik i dette område er dog fortsat betragtelig, på grund af NO_x emissioner, som fører til dannelse af nitrat partikler (NO₃-). De relative eksterne omkostninger i Danmark fra den internationale skibstrafik i Østersøen og Nordsøen i forhold til de eksterne omkostninger fra den totale luftforurening er konstant ca. 14 % i årene 2000 til 2020, på grund af den tilsvarende nedgang i den samlede luftforurening. Fra dette kan vi også konkludere, at det relative bidrag fra den internationale skibstrafik til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark er sammenligneligt med bidraget fra vejtrafik i Danmark.

Beregningerne af bidragene fra de 10 overordnede emissionssektorer i Europa og Danmark viste, at de største bidragsydere fra de europæiske emissioner til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i hele Europa er de større kraftværker, landbrug, vejtrafik, ikke-industriel forbrænding (herunder træfyring), forbrænding i fremstillingsindustrien, andre mobile kilder, produktionsprocesser og opløsningsmidler og andre stoffer. En vigtig for-

udsætning i disse beregninger er, at de forskellige sekundære uorganiske aerosoler og de primære udsendte partikler er lige skadelige for menneskers sundhed.

Bidragydere fra de danske emissionssektorer til de samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger med hensyn til effekter i hele Europa i år 2000 er: landbrug, vejtrafik, kraftværker, ikke-industrielle fyringsanlæg, andre mobile kilder, forbrænding i industrien og opløsningsmidler og andre stoffer. Hvis vi begrænser vores undersøgelse af helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra danske menneskeskabte kilder til effekter kun indenfor Danmarks grænser er de mest dominerende sektorer stadig landbruget og trafikken, men den tredje vigtigste sektor er ikke-industriel forbrænding domineret af træfyring. Andre mobile kilder er også en vigtig bidragsyder.

For at belyse udviklingen over tid, blev der også foretaget beregninger for emissionsåret 2008. Resultaterne viste et signifikant fald i to af de største bidragydere, nemlig de store kraftværker og landbrugssektoren, mens bidraget fra den ikke-industrielle forbrænding øges med næsten en faktor to. Denne sektor er domineret af træfyring, som udgør cirka 90 % af de eksterne omkostninger fra individuel boligopvarmning i Danmark. Vi har også gennemført en følsomhedsanalyse, for at vurdere virkningerne af at tildele højere toksicitet til de primært emitterede partikler og lavere toksicitet til sekundært dannede uorganiske partikler, med faktorerne henholdsvis 1,3 og 0,7. Ved denne antagelse bliver emissionerne fra den hjemlige træfyring til den vigtigste kilde til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark fra danske emissioner.

Resultaterne fra dette arbejde tyder på, at landbrugssektoren bidrager væsentligt til helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger. Landbrugssektoren bidrager allerede væsentligt til effekter på miljøet i form af eutrofiering i terrestriske og marine økosystemer. Ud fra resultaterne kan vi konkludere at det ikke kun er påvirkninger af naturen, der bør tages hensyn til ved regulering af emissionen af ammoniak. Også negative effekter på menneskers sundhed bør overvejes.

Resultaterne viser, at luftforurening udgør et alvorligt problem for menneskers sundhed, og at de relaterede eksterne omkostninger er betydelige. Hovedformålet med dette arbejde var at finde de aktiviteter og emissionssektorer i Europa og Danmark, der giver det største bidrag til helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger under hensyntagen til den ikke-lineære atmosfærekemi. De eksterne omkostninger kan benyttes til direkte at sammenligne bidragene fra de forskellige emissionssektorer og anvendes som grundlag for beslutninger omkring regulering og reduktion af emissionerne. Det er ikke nødvendigvis altid de store umiddelbart synlige og allerede stærkt reguleret emissionssektorer (fx kraftværker og vejtrafik), der udgør de væsentligste kilder til luftforurening i forbindelse med negative effekter på menneskers sundhed. Andre mindre oplagte emissionssektorer kan have væsentlige negative effekter på naturen og menneskers sundhed. Derfor er det vigtigt at foretage en samlet screening af alle emissionssektorer eller emissionskilder for at skabe et videnskabeligt grundlag for politiske beslutninger. I dette arbejde, er det integrerede EVA system anvendt til at skabe resultater, der kan benyttes til planlægning og prioritering af indsatsen mod luftforurening.

Helbredseffekterne i dette arbejde omfatter kun nogle af de kendte skadelige kemiske forbindelser. I beregningerne er de direkte effekter af forbindelser

såsom polycykliske aromatiske kulbrinter, persistente organiske forbindelser, metaller, tungmetaller, dioxiner og sekundære organiske partikler ikke medtaget. Da disse forbindelser typisk deler de samme kilder, som de kemiske stoffer, der indgår i de nuværende EVA beregninger, vil de sundhedsskadelige virkninger sandsynligvis allerede implicit indgå i vores beregninger på grund af deres korrelationer med de kemiske stoffer, der allerede er inkluderet i systemet, da de anvendte eksponerings-responsfunktioner korrelerer de totale PM_{2,5} koncentrationer med de samlede helbredsmæssige konsekvenser.

De absolutte eksterne omkostninger i dette arbejde er forbundet med usikkerhed og bør fortolkes med forsigtighed. Usikkerheden er meget vanskelig at kvantificere i et så komplekst modelsystem. De væsentligste usikkerheder i det integrerede modelsystem er forbundet med emissioner (som har en usikkerhed på $\pm 30\%$ på årsbasis), og med vores viden om forskellen fra de forskellige kemiske forbindelser på de helbredsmæssige effekter (dvs. eksponerings-responsfunktionerne). Med vores nuværende viden er vi ikke i stand til at skelne mellem effekterne fra forskellige partikeltyper. Derudover er der en væsentlig usikkerhed forbundet med at ikke alle partikler er beskrevet i modelsystemet. Det gælder specielt de sekundære organiske partikler, som pt. er ved at blive implementeret i DEHM modellen og derved også i det integrerede modelsystem EVA.

Resultaterne i dette arbejde understrege vigtigheden af at stille de rigtige spørgsmål, da de fleste af de atmosfæriske kemiske forbindelser er forbundet via ikke-lineære kemiske reaktioner. Resultaterne her repræsenterer det tilfælde, hvor alle emissioner (alle de forskellige kemiske forbindelser) fra emissionssektoren reduceres samtidigt. I det tilfælde, hvor man gerne vil undersøge de eksterne omkostninger for virkningerne af et stof alene (fx ved at reducere svovlindholdet i brændstoffet), bør modelsystemet køres med reduktioner af de enkelte stoffer, et ad gangen (fx svovl emissionerne fra trafikken alene).

Det atmosfæriske system er stærkt ikke-lineær, kompleks og parametrene (fx koncentrationer af forskellige kemiske stoffer) i systemet indbyrdes afhængige. Derfor afhænger resultaterne fra vurderingen af effekterne fra hver emissionssektor af den antagelse, at de øvrige emissionssektorer ikke ændres. For eksempel vil dannelsen af partikler fra ammoniakemissioner fra landbruget afhænge af om der er svovl og kvælstofoxider tilgængeligt i luften. Derfor vil de helbredsmæssige virkninger af ammoniak fra landbruget være meget lavere, hvis alle de andre emissioner fra afbrænding af fossile brændstoffer blev fjernet. Hvis der ikke er svovl- eller nitrogenoxider til rådighed, kan ammoniakken ikke blive omdannet til ammonium partikler.

Da atmosfærisk kemi er ikke-lineær, er det ikke muligt uden komplekse og validerede atmosfæriske modeller, at forudse resultaterne af specifikke emissionsreduktionsscenarier. Resultaterne afhænger af geografi, emissionssektor og om, hvordan og hvor meget emissionerne reduceres. Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger bør derfor beregnes for de specifikke emissionsreduktionsscenarier, hvor der overvejes regulering.

8 Diskussion

Dette kapitel har til formål at diskutere de anvendte metoder samt perspektivere i forhold til fremtidige metoder til vurdering af sammenhængen mellem partikulær luftforurening og helbredseffekter. Endvidere diskuteres de seneste resultater samt det nuværende fokus nationalt og internationalt i forskningen inden for dette område.

I den første del af kapitlet diskuteres to nylige review artikler, der har peget på elementært og organisk kulstof som potentielt værende bedre indikatorer for sundhedsskadelige effekter af luftforurening end de hidtidige anvendte $PM_{2,5}$ og PM_{10} . I den efterfølgende del diskuteres vores viden om den helbredsmæssige betydning af udledninger fra brændeovne. Baggrunden for denne diskussion er, at brændeovne er den største kilde til partikeludledninger i Danmark, og alligevel foreligger der kun få studier af disse udledninger og endnu ingen epidemiologiske undersøgelser på området. Den sidste del af kapitlet diskuterer anvendte og fremtidige metoder til vurdering af effekten af forskellige reduktionstiltag – i den forbindelse ses på svagheder ved eksisterende metoder og mulighederne for at forbedre eksponeringsvurderingerne fremover. Dette afsnit tager udgangspunkt i de metoder, som blev anvendt i forbindelse med undersøgelse af effekt af partikelfiltre på tunge køretøjer (Palmgren et al., 2001), og der ses på hvilken udvikling der er sket inden for området siden denne redegørelse.

8.1 Nyere undersøgelser af partikler og helbredseffekter

Det er vanskeligt med sikkerhed at fastslå hvilken specifik luftforureningskomponent, som giver anledning til specifikke negative helbredseffekter i befolkningen. Vanskeligheden består blandt andet i at mange forureningskomponenter følger de samme tidslige og stedlige variationsmønstre. Dette forhold skyldes, at luftforureningskomponenterne i stort omfang har de samme kilder, men også at niveauerne i stort omfang er styret af de samme forhold – ikke mindst meteorologien. Partikulær forurening regnes helt generelt for at være den største bidragsyder til negative luftforureningsrelaterede helbredseffekter i befolkningen, internationalt (WHO, 2006) såvel som i Danmark (Hertel et al., 2013) (se endvidere øvrige kapitler i denne rapport). Imidlertid er partikulær forurening ikke én men mange forskellige ting, og denne forurening kan karakteriseres ved en hel række forskellige parametre: deres størrelse, masse, kemisk sammensætning etc. Hovedparten af de befolkningsundersøgelser som hidtil er gennemført, og som har dannet basis for estimaterne af de negative helbredseffekter verden over, er foretaget på baggrund af målinger eller beregninger af partikelmasse udtrykt ved $PM_{2,5}$ eller PM_{10} (massen af partikler i luften med en aerodynamisk diameter på under henholdsvis 2,5 og 10 μm). I de senere år har man i stigende grad diskuteret, hvilke egenskaber eller karakteristika ved partiklerne, som giver anledning til de negative helbredseffekter. Denne viden er naturligvis afgørende i forhold til blandt andet at kunne relatere effekterne til specifikke kildeudslip, og derigennem kunne målrette reduktionstiltag mod den bedst mulige effekt i forhold til de investerede ressourcer. Massen af partikler i luften (enten $PM_{2,5}$ eller PM_{10}) har gennem mange studier over de seneste 20 år vist sig at være relateret til en lang række forskellige negative sundhedsparametre som fx oplevet og diagnosticeret sygelighed, medicinforbrug, indlæggelser og død (således som det har været diskuteret i kapitlerne 3 – 5 og opsummeret i kapitel 6).

8.1.1 Betydning af kemisk sammensætning

Det er helt overvejende sandsynligt, at den kemiske sammensætning spiller en væsentlig rolle i forhold til den partikulære forurenings negative helbredseffekter. Flere studier har således peget i denne retning – det gælder blandt andet det danske rygsæk studie tilbage i 1999/2000 (Sørensen et al., 2005a). I dette studie indgik 50 studerende som forsøgspersoner. Disse forsøgspersoner bar igennem 48 timer rundt på en rygsæk med udstyr til opsamling af $PM_{2,5}$ og NO_2 samt GPS til fastlæggelse af deres rute gennem byen med tilhørende kilder. Deltagerne indsamlede urin i løbet af kampagnen, som blev analyseret for forskellige biomarkører. Endvidere blev der efter de 48 timer taget blodprøver på forsøgspersonerne, som senere blev analyseret for oksidative skader på DNA i hvide blodlegemer. Resultaterne viste en signifikant sammenhæng mellem eksponeringsniveauet for $PM_{2,5}$ og de oksidative skader (Sørensen et al., 2003). Imidlertid blev der fundet en stærkere sammenhæng, når de oksidative skader blev relateret til indholdet af metallerne vanadium og krom i den opsamlede partikelmasse (Sørensen et al., 2005b). Kilderne til vanadium og krom antages almindeligvis at være fuelolie, men krom kan ligeledes stamme fra slid af bremsebelægninger. Disse metaller må således antages at være relateret til trafikken ikke mindst lokalt. Dette er et enkelt eksempel ud af mange, hvor man har forsøgt at belyse om enkelte komponenter i PM kan tilskrives som værende en af de primære årsager til de helbredsmæssige effekter af partikelforurening. Eksemplet er valgt fordi der er tale om et dansk studie.

8.1.2 Elementært og organisk kulstof som indikator for helbredseffekter

I et metastudie fra 2011 har Janssen et al. alternativt til $PM_{2,5}$ og PM_{10} set på elementært kulstof (black carbon) som indikator for negative helbredseffekter (Janssen et al., 2011). Man foretog en tværgående analyse baseret på et systematisk review af tidsserie og kohorte studier af helbredseffekter, hvor man havde anvendt både elementært kulstof og partikelmasse som forureningsindikatorer. Efterfølgende analyserede man den potentielle reduktion i negative helbredseffekter ved en hypotetisk regulering af udledninger fra vejtrafikken. I analysen tog man udgangspunkt i ændringen i de vej-nære forureningsniveauer af henholdsvis elementært kulstof og partikelmasse i form af $PM_{2,5}$ og PM_{10} . Analysen pegede på at effekten på de negative helbredseffekter ved en reduktion på $1 \mu g/m^3$ elementært kulstof var større end for en tilsvarende reduktion af $PM_{2,5}$ og PM_{10} , hvorimod effekterne i de gennemførte undersøgelser var nogenlunde sammenlignelige ved interkvartile ændringer i niveauerne. Med andre ord var effekten af en absolut ændring i elementært kulstof større end for en tilsvarende ændring i $PM_{2,5}$ og PM_{10} , mens en relativ ændring i niveauerne i de konkrete studier havde sammenlignelig effekt. Man fandt relativt få studier, hvor der var set på både PM (enten $PM_{2,5}$ eller PM_{10}) og elementært kulstof og forskellene i styrken som forklarende parameter afhænger af hvilke sygdomsparametre der ses på. Generelt set pegede metastudiet imidlertid på at elementært kulstof tegner til at være en bedre indikator for negative helbredseffekter end PM.

Et review udført af Rohr og Wyzga i 2012 (Rohr and Wyzga, 2012) sammenholdt resultaterne fra 51 meget forskelligartede studier inklusive tidsseriestudier med sygdomsudfald, panelstudier og eksperimentel human eksponering med biomarkører og funktionelle mål, dyreforsøg og in vitro forsøg, hvor man alternativt til $PM_{2,5}$ og PM_{10} så på elementært men også organisk kulstof som indikator for negative helbredseffekter. For hovedparten af studierne viste resultaterne signifikante sammenhænge med negative helbeds-

effekter, når man relaterede til indholdet af specifikke komponenter (EC, OC, samt diverse metaller og andre grundstoffer) i partiklerne, mens det samme ikke altid var gældende for partikelmassen udtrykt ved $PM_{2,5}$ eller PM_{10} . Generelt set viste studierne, at ingen større fraktion i partikelmassen med sikkerhed kunne frikendes fra at være associeret med negative helbredseffekter. Imidlertid viste studierne også, at der var grundlag for at gennemføre dybere og mere detaljeret forskning relateret til både elementært og organisk kulstof som indikator for negative helbredseffekter. Samlet set er dette review ikke helt systematisk og sammenstilling af resultater fra meget forskelligartede studier er en svaghed ved den gennemførte analyse.

Luftbårne partikler med elementært kulstof relaterer sig til forbrændingskilder med ufuldstændig forbrænding, hvilket i stort omfang betyder menneskeskabte kilder. Organisk kulstof omfatter naturligvis også naturlige (biogene) kilder, men metastudierne synes især at omfatte epidemiologiske studier i byområder. Dermed er det muligt, at en stor del af det målte organiske kulstof i partiklerne, som man har målt i disse studier, ligeledes stammer fra menneskeskabte kilder. I et nyligt review diskuterer Reche et al. ligeledes brugen af elementært kulstof som indikator for helbredseffekter (Reche et al., 2011). Analyser fra en række europæiske byer viser at elementært kulstof korrelerer med trafikrelaterede forureninger som kulstofmonoxid (CO), kvælstofdioxid (NO_2) og partikelantal. Samtidig viser studierne ligeledes, at forholdet i bybaggrund mellem elementært kulstof og disse øvrige trafikudledte forureninger varierer kraftigt fra by til by. Denne by til by forskel er en følge af varierende afstand til trafikskilderne, forskelle i sammensætningen af vognparken samt varierende indflydelse fra udslip relateret til afbrænding af biomasse. Derfor argumenterer Reche et al. for at elementært kulstof bør indgå som en fast parameter sammen med de traditionelle luftforureningsmålinger ved bymålestationer. Sådanne målinger af elementært (og også organisk) kulstof foretages allerede i dag på H.C. Andersens Boulevard i København (se Kapitel 2).

Studierne af Jansen et al. (2011) og Rohr og Wyzga (2012) peger på elementært kulstof og muligvis også organisk kulstof som bedre indikatorer for negative helbredseffekter sammenlignet med PM. Indtil videre er datagrundlaget imidlertid ikke tilstrækkeligt stort til at drage vidtrækkende konklusioner. Såfremt elementært kulstof er en bedre indikator for de negative helbredseffekter har dette væsentlig betydning for allokeringen til kilderne. Elementært kulstof udgør en relativt større fraktion af PM i byerne end ude på landet, og disse resultater kan således pege på lokale kilder som mere skadelige end den langtransporterede PM. Resultaterne kan således ændre vores kortlægning af de negative helbredseffekter relaterede til luftforurening og ligeledes have betydning for valget af reguleringsstrategi fremover.

8.2 Brændeovne som kilde til luftforurening

Træfyrede anlæg tegner sig reelt for op mod 60 % af udledningerne af $PM_{2,5}$ fra danske kilder. I pressen har man på den anden side til tider set udsagn om, at brændeovne tegner sig for 60 % af partikelforureningen. De to udsagn er naturligvis ikke identiske, da langtransporteret forurening udgør en meget væsentlig del af partikelforureningen i Danmark (se Kapitel 2). Der er udført en del toksikologiske undersøgelser af brænderøg, mens der endnu ikke findes epidemiologiske undersøgelser af den største kilde til udledning af partikler i Danmark. I dette afsnit ser vi på betydningen af denne kilde, samt på behovet for yderligere undersøgelser og hvordan disse i givet fald burde tilrettelægges.

8.2.1 Opgørelse over udledninger

Udledningerne fra landets træfyrede anlæg finder helt overvejende sted inden for en relativt kort fyringssæson på 3-6 måneder, selv om der også er steder hvor disse anvendes året rundt. De fleste steder er træfyring således et supplement til anden form for boligopvarmning. Imidlertid er træfyrede anlæg – brændeovne og kedler - i private husholdninger den største kilde til atmosfæriske udledninger af PM_{2,5} og PM₁₀ i Danmark. Samtidig er det formentlig en af de kildetyper for hvilken udledningerne er omfattet med de største usikkerheder. De store usikkerheder skyldes dels at udledningerne i betragtelig grad afhænger af hvordan der fyres i brændeovnene – centrale parametre er her vandindhold i brændet, styring af luftindtag, optændingsmetode samt naturligvis ovnsens design. Dette skal ses i sammenhæng med, at der ikke findes gode landsdækkende registreringer af hvilke boliger, der har brændeovn, og at det er vanskeligt at opgøre selve forbruget af brænde i den enkelte brændeovn/kedel. Dette blev tydeligt i det Strategiske Forskningsrådsprojekt WOODUSE, hvor der blev foretaget en sammenligning mellem informationer fra lokale skorstensfejere og et udtræk af det boligejerne har indrapporteret til Bygnings- og Boligregisteret (BBR) i tre forstadskommuner til København. Sammenligningen viste, at BBR registerets datasæt ikke i tilstrækkelig grad afspejler virkeligheden (Olesen et al., 2010). Sammenligningen viste således, at der i BBR registeret forekommer fejlagtige data for såvel boliger, hvor brændeovn er i brug men ikke registreret, men også for boliger, hvor brændeovnen er fjernet, men fortsat står anført i BBR. Disse fejl og mangler i rapporteringen til BBR betyder, at placeringen på enkeltbolig niveau af landets anslåede 710.000 brændeovne ikke kan bestemmes ud fra registerets oplysninger. Landets skorstensfejere fører naturligvis registre over deres respektive kunder, men et samlet landsdækkende register er endnu ikke etableret.

Som resultat af, at der ikke findes et samlet register over træfyreanlæg, har man gennem en årrække gennemført stikprøveanalyser ved telefoninterview om husstandens anvendelse af brænde (Evald, 2012). Den seneste af disse stikprøveanalyser baserede sig på omfattende interviews med 2014 tilfældigt udvalgte borgere fordelt over hele landet. På baggrund af undersøgelsen er landets bestand af træfyrende anlæg skønnet til ca. 710.000. Baseret på oplysninger fra branchen skønnes et sted mellem 3,500 og 5,000 anlæg at være masseovne. Gennem spørgsmål om mængde og sammensætning af anvendt træ i anlæggene har man skønnet et gennemsnitsforbrug svarende til ca. 30 GJ per enhed, og ca. 14 % af brændeforbruget anslås dækket af importeret træ. Ud fra norske målinger af udledninger fra forskellige typer af anlæg har man estimeret emissionsfaktorer per GJ for de danske træfyreanlæg (Illerup et al., 2007). Det er fortsat fremgangsmåden ved fastlæggelsen af udledninger fra danske træfyrede anlæg. Analyser i forbindelse med WOODUSE projektet, hvor man har sammenlignet målinger og beregninger baseret på disse udledningsopgørelser, har dog indikeret, at de anvendte emissionsfaktorer meget vel kan være overestimerede (Olesen et al., 2010). Den geografiske fordeling over landet er udarbejdet på baggrund af Energi styrelsens opgørelse hvor man har taget udgangspunkt i informationerne fra BBR. Herefter er emissionerne aggregeret på kommuneniveau. I de beregninger som er udført på Institut for Miljøvidenskab har man herefter fordelt emissioner helt jævnt ud over de enkelte kommuner.

8.2.2 Bidraget til partikelkoncentrationen

I et boligkvarter med mange brændeovne kan partikelkoncentrationerne (blandt andet udtrykt ved $PM_{2.5}$) på en kold vinterdag nå op på samme niveau som i stærkt trafikerede bygader. Målinger i Gundsømagle i 2003/04 viste således niveauer af $PM_{2.5}$ som er sammenlignelige med niveauerne på H.C. Andersens Boulevard (Olesen et al., 2010). Målingerne i Gundsømagle viste endvidere høje niveauer af sod (tæt korreleret til elementært kulstof) og PAH på kolde vinterdage med svag vind. Ved at sammenholde målinger i og uden for byområdet i Gundsømagle fandt man, at bidraget til $PM_{2.5}$ fra træfyring i byens husholdninger i gennemsnit lå på ca. $2 \mu g/m^3$ (range mellem 0 og $7 \mu g/m^3$) under målekampagnen. Det skal her bemærkes at Gundsømagle er et område med ganske intens brug af brændeovne i fyringssæsonen.

8.2.3 Potentiale for reduktion af negative helbredseffekter

Der er indtil videre ikke gennemført danske epidemiologiske undersøgelser rettet mod forurening fra træfyrede anlæg. En canadisk undersøgelse har vist en sammenhæng mellem mere end 6 måneders eksponering for brænderøg gennem træfyring i forbindelse med madlavning og forskellige symptomer på luftvejssygdom (Barry et al., 2010) og mellem brænderøgeksponering og akut bronkitis i Vancouver området (Karr et al., 2009). Nye studier fra USA og Australien viser at også astmasygelighed hos børn og dødelighed hos voksne nedsættes efter vellykkede kampagner med reduktion af udledninger af brænderøg (Johnston et al., 2013; Noonan et al., 2012). Dansk toksikologiske undersøgelser med cellekultur peger på at brænderøgspartikler kan være ligeså skadelige som dieselpartikler, mens dyreforsøg peger på lidt svagere effekt af brænderøgspartiklerne (Danielsen et al., 2009; Danielsen et al., 2010; Danielsen et al., 2011; Forchhammer et al., 2009; Forchhammer et al., 2012b). Danske undersøgelser af få timers udsættelse af mennesker for brænderøg fra god forbrænding i ret høje koncentrationer har vist beskedne eller ingen effekter på luftveje, karfunktion og i blodet (Danielsen et al., 2008a; Forchhammer et al., 2012a; Riddervold et al., 2011; Riddervold et al., 2012). Et nyt svensk studie har dog vist effekter på hjertekar funktion ved tilsvarende udsættelse for brænderøg (Unosson et al., 2013). Det er muligt at partikler fra god forbrænding af træ har mindre tendens til at afsættes i luftvejene end trafikgenererede partikler (Londahl et al., 2008).

Toksikologiske studier har således givet værdifuld information om brænderøgs skadelighed og indikeret, at disse udledninger muligvis er mindre skadelige end fx udledninger fra vejtrafikken. Omfanget af udledningerne fra træfyrede anlæg er imidlertid betydelig. Der er derfor fortsat stort behov for at gennemføre epidemiologiske undersøgelser, som direkte kan undersøge koblingen mellem udledninger fra træfyrende anlæg i Danmark og negative helbredseffekter i befolkningen. Det som primært mangler for at kunne gennemføre denne type undersøgelser er bedre opgørelser af placeringen af danske træfyrende anlæg og på baggrund af disse udarbejde forbedrede opgørelser af udledningerne og deres geografiske fordeling. Der er her et væsentligt potentiale for forbedringer i opgørelserne vedrørende udledninger fra træfyrende anlæg – optimalt set gennem etablering af et landsdækkende skorstensfejerregister. Som det er i dag overestimeres udslip formentlig i fx København og derfor overestimeres ligeledes de helbredsmæssige effekter.

8.3 Metode til vurdering af reduktionstiltag

For de fleste luftforureningskomponenter er det i byerne man finder de højeste niveauer. Det danske overvågningsprogram omfatter rutinemæssige målinger af luftkvaliteten i bybaggrund (typisk tagniveau) og trafikeret gade i landets fire største byer (se Kapitel 2). Bybaggrund varierer relativt lidt ud over de større byer, mens niveauerne i gaderne kan variere kraftigt med trafikbelastningen. Bybaggrund varierer naturligvis ligeledes fra by til by, hvilket giver en udfordring i forhold til vurdering af befolkningens udsættelse. Disse forhold gør at der er behov for metoder til estimering af eksponeringen for vilkårlig by og vilkårlig gade i landet. Sådanne metoder kan basere sig på simple skalleringer eller mere avancerede modelberegninger med luftkvalitetsmodeller.

8.3.1 Simplificeret metode anvendt i 2001

I forbindelse med rapporten "Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark – Luftkvalitets- og sundhedsvurdering" (Palmgren et al., 2001), som blev udarbejdet i 2001, blev der udviklet en metode til at estimere partikeleksponeringen i de danske byer. Metoden baserede sig på en kombination af målinger, modeller samt forskellige simple antagelser – blandt andet antagelsen om at byens eget bidrag til partikelforureningen vokser med byens størrelse (om end ikke nødvendigvis ligefrem proportionalt). Den regionale baggrund blev antaget ens for hele landet, og samtidig holdt uafhængig af de undersøgte scenarier. Det sidste betød, at selv om et scenarie rettelig ville påvirke den regionale baggrund, så blev der set bort fra denne påvirkning. I forhold til byens eget bidrag til baggrunds niveauet i byen (den såkaldte bybaggrund) blev der taget udgangspunkt i målinger fra København. Byens bidrag til bybaggrund blev således bestemt ud fra forskellen mellem det målte niveau i bybaggrund på H.C. Ørstedsinstituttet i København og den målte regionale forurening på Ll. Valby ved Roskilde uden for København. Imidlertid var der på det tidspunkt ikke gennemført målinger af $PM_{2,5}$ og PM_{10} i bybaggrund, mens der var målinger af NO_x begge steder. Derfor blev der anvendt en metode baseret på forholdet mellem PM_{10} og NO_x . Bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model – se Kapitel 7) blev anvendt til beregninger af NO_x , og resultaterne af disse beregninger blev sammenholdt med målinger på H.C. Ørstedsinstituttets tag. Emissionsmodellen COPERT blev anvendt til beregning af emissionerne af NO_x og PM_{10} i byen, og ud fra forholdet mellem NO_x og PM_{10} samt beregningerne af byens bidrag til NO_x blev byens bidrag til PM_{10} bybaggrund bestemt til ca. $1 \mu g/m^3$. Dette resultat kan så sammenholdes med det regionale bidrag som blev bestemt til ca. $22 \mu g/m^3$. Til bestemmelsen af bybaggrund i landets øvrige byer blev der foretaget en simpel skallering efter byens størrelse med udgangspunkt i resultaterne for København. Analyser af målinger af NO_x og antallet af partikler i luften i de Københavnske gader viste et relativt konstant forhold.

Den simplificerede metode, som blev anvendt i 2001, er utidssvarende. Senere analyser viser at resultaterne kan afvige ganske betragteligt fra virkeligheden, og samtidig findes der i dag bedre alternativer i form veltestede modelsystemer som omfatter beregninger på regional skala, by skala og gade skala. Disse systemer giver således mulighed for betydelig bedre beskrivelse af stedlige variation i niveauerne. Dette er beskrevet i det efterfølgende afsnit.

8.3.2 Muligheder ved tilsvarende beregninger i dag

I forhold til studiet fra 2001, så er der i dag etableret PM_{2,5} og PM₁₀ målinger i bybaggrund i København. Det er således ikke længere nødvendigt at skønne byens bidrag til PM₁₀ ud fra forholdet mellem NO_x og PM₁₀ i udledningerne, og antage at dette forhold også er gældende i bybaggrund. Måledata er naturligvis uvurderlige i forhold til at vurdere den tidslige variation fx døgn til døgn i befolkningens eksponering for luftforurening. Målinger findes fortsat kun i landets fire største byer, hvilket betyder at målinger nødvendigvis må suppleres med andre metoder. Det mest oplagte er her at gøre brug af de stadig mere detaljerede luftkvalitetsmodeller.

I beregningerne, som er præsenteret i Kapitel 7, har man gennemført UBM beregninger for København. For de øvrige byer er der set bort fra bybaggrundsbidraget til luftforureningen i byen. Udledninger fra brændeovne indgår i beregningerne, men her er udledningerne, som tidligere anført, fordelt jævnt ud over kommunerne.

Regionale baggrunds niveauer af luftforurening beregnes i dag på rutinebasis inden for blandt andet det danske overvågningsprogram NOVANA med en opløsning på 5 km x 5 km. Disse beregninger kan derefter kobles til bybaggrundsmodellen UBM og videre til gadeluftmodellen OSPM til beregninger af henholdsvis bybaggrund og gadedørsniveau ved en specifik adresse. Denne type beregninger er anvendt i forbindelse med AirGIS systemet inden for en lang række epidemiologiske undersøgelser blandt andet inden for forskningscenteret AIRPOLIFE (et center of excellence med støtte fra forskningsrådene, se <http://www.airpolife.dk/>). I forbindelse med netop AIRPOLIFE, etablerede Institut for Miljøvidenskab en database med trafikdata for samtlige veje i Danmark. Ud fra denne database er det i dag muligt at sætte UBM op for samtlige byer i Danmark – et arbejde som af ressourcemæssige årsager endnu ikke er gennemført, men som med de stigende computerressourcer i dag er praktisk gennemførligt og endvidere planlægges inden for DCE projektet "Luften på din vej".

Fordelen ved et samlet modelsystem er, at man kan gennemføre specifikke scenarier ved at modificere de enkelte udledninger, hvilket gør systemet meget anvendeligt i forbindelse med vurdering af potentielle reduktionstiltag. En yderligere fordel er, at eksponeringsmodellen er anvendt i forbindelse med etableringen af eksponerings-reponsfunktioner i de danske kohorte studier. Det er i denne forbindelse en styrke, at det er samme model som anvendes til at vurdere trafik-baserede ændringer så som eventuelle miljøzoner, road pricing systemer og betalingsringe etc.

I forhold til de hidtidige kortlægninger af negative helbredseffekter af luftforurening – såvel den undersøgelse som blev gennemført i 2001 som den præsenterede i Kapitel 7 – er den stedlige opløsning i eksponeringsopgørelserne fortsat begrænset. Samtidig er opgørelsen af udslip fra træfyrede anlæg behæftet med meget store usikkerheder ikke mindst i forhold til netop geografisk placering. Dette betyder, der er store usikkerheder i den beregnede fordeling af eksponeringsniveau for befolkningen. De senere års fokus på elementært og organisk kulstof gør det interessant at gennemføre kortlægninger af eksponeringsniveauer for disse forureningskomponenter og se på, hvor meget disse adskiller sig fra resultaterne for PM.

8.4 Sammenfatning

Metastudiet af Reche et al. (2011) og reviewet af Rohr og Wyzga (2012) peger på elementært kulstof og muligvis også organisk kulstof som bedre indikatorer for negative helbredseffekter sammenlignet med PM. Indtil videre er datagrundlaget imidlertid ikke tilstrækkeligt stort til at drage vidtrækkende konklusioner. Såfremt elementært kulstof er en bedre indikator for de negative helbredseffekter har dette væsentlig betydning for allokeringen til kilderne. Elementært kulstof udgør en relativt større fraktion af PM i byerne end ude på landet, og disse resultater kan således pege på lokale kilder som mere skadelige end den langtransporterede PM. Resultaterne kan således ændre vores kortlægning af de negative helbredseffekter relaterede til luftforurening og ligeledes have betydning for valget af reguleringsstrategi fremover.

Der er indtil videre ikke gennemført danske epidemiologiske undersøgelser rettet mod forurening fra træfyrede anlæg. En Canadisk undersøgelse har vist en sammenhæng mellem mere end 6 måneders eksponering for brænderøg gennem træfyring i forbindelse med madlavning og forskellige symptomer på luftvejssygdom (Barry et al., 2010) og mellem brænderøgseksponering og akut bronchitis i Vancouver området (Karr et al., 2009). Undersøgelser af udsættelse af mennesker og rotter for brænderøg har vist at selv høje koncentrationer giver anledning til relativt få skader på DNA i blod (Danielsen et al., 2008a), samt sparsomme kliniske symptomer (Riddervold et al., 2012). Toksikologiske studier har indikeret, at disse udledninger muligvis er mindre skadelige end fx udledninger fra vejtrafikken. Omfanget af udledningerne fra træfyrende anlæg er imidlertid betydelig. Der er således fortsat stort behov for at gennemføre epidemiologiske undersøgelser, som direkte kan undersøge koblingen mellem udledninger fra træfyrede anlæg i Danmark og negative helbredseffekter i befolkningen.

I forhold til "Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark – Luftkvalitets- og sundhedsvurdering" studiet fra 2001, så er der i dag etableret PM_{2,5} og PM₁₀ målinger i bybaggrund i København. Det er således ikke længere nødvendigt at skønne byens bidrag til PM₁₀ ud fra forholdet mellem NO_x og PM₁₀ i udledningerne, og antage at dette forhold også er gældende i bybaggrund. Måledata er naturligvis uvurderlige i forhold til at vurdere tidlige variation fx døgn til døgn i befolkningens eksponering til luftforurening. Målinger findes fortsat kun i landets fire største byer, hvilket betyder at målinger nødvendigvis må suppleres med andre metoder. Det mest oplagte er her at gøre brug af de stadig mere detaljerede luftkvalitetsmodeller. AirGIS systemet baserer sig på brug af regional skala, byskala og gadeskala modeller. DCEs modeller for regional skala giver data med en opløsning af 5 km x 5km. Disse kan så kobles til byskala med en opløsning på 1 km x 1 km. By-skala modellen kan efter behov så igen kobles til gadeskala til beregninger for den enkelte specifikke adresse.

9 Referencer

- Abbey, DE., Nishino, N., McDonnell, WF., Burchette, RJ., Knutsen, SF., Lawrence Beeson, W., et al., 1999. Long-term inhalable particles and other air pollutants related to mortality in nonsmokers. *Am J Respir Crit Care Med* 159: 373–382.
- Adam, M., Felber Dietrich, D., Schaffner, E., Carballo, D., Barthélémy, J-C., Gaspoz J-M., et al., 2012. Long-term exposure to traffic-related PM(10) and decreased heart rate variability: is the association restricted to subjects taking ACE inhibitors? *Environment International* 48:9–16; doi:10.1016/j.envint.2012.06.016.
- Health Effect Institute (HEI), 2010: Public health and Air Pollution in Asia (PAPA): Coordinated Studies of Short-Term Exposure to Air Pollution and Daily Mortality in Four Cities. Research Report 154 (Part 1). November 2010
- Andersen, Z., Olsen, TS., Andersen, KK., Loft, S., Ketzel, M., Raaschou-Nielsen, O., 2010. Association between short-term exposure to ultrafine particles and hospital admissions for stroke in Copenhagen, Denmark. *Eur Heart J* 31: 2034-40, 2010
- Andersen, Z. J., Bønnelykke, K., Hvidberg, M., Jensen, S. S., Ketzel, M., Loft, S., Sørensen, M., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., 2011. Long-term exposure to air pollution and asthma hospitalisations in older adults: a cohort study. *Thorax* 2012; 67:6-11 doi:10.1136/thoraxjnl-2011-200711
- Andersen, ZJ., Hvidberg, M., Jensen, S. S., et al., 2011. Chronic Obstructive Pulmonary Disease and Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution: A Cohort Study. *Am J Respir Crit Care Med* 2011; **183**: 455-61.
- Andersen, ZJ., Kristiansen, LC., Andersen, KK., et al. 2012. Stroke and long-term exposure to outdoor air pollution from nitrogen dioxide: a cohort study. *Stroke* 2012; **43**: 320-5.
- Andersen, ZJ., Loft, S., Ketzel, M., Stage, M., Scheike, T., Hermansen, MN., Bisgaard, H. 2008. Ambient Air Pollution Triggers Wheezing Symptoms in Infants. *Thorax* 63: 710-716.
- Andersen, ZJ., Raaschou-Nielsen, O., Ketzel, M., et al., 2012. Diabetes incidence and long-term exposure to air pollution. *Diabetes Care* 2012; **35**: 92-8.
- Andersen, ZJ., Wåhlin, P., Raaschou-Nielsen, O., Ketzel, M., Scheike, T., Loft, S. 2008. Size Distribution and Total Number Concentration of Ultrafine and Accumulation Mode Particles and Hospital Admissions in Children and the Elderly in Copenhagen, Denmark. *Occup Environ Med* 65: 458-66.
- Andersen, ZJ., Wåhlin, P., Raaschou-Nielsen, O., Scheike, T., Loft, S. 2007. Ambient Particle Source Apportionment and Daily Hospital Admissions among Children and Elderly in Copenhagen. *J Exposure Sci Environ Epidemiol* 17: 625-36.

- Anderson, H., Atkinson, R., Peacock, J., Sweeting, M., Marston, L. 2005. Ambient particulate matter and health effects: publication bias in studies of short-term associations. *Epidemiology* 16: 155-163.
- Anenberg, SC., Schwartz, J., Shindell, D., Amann, M., Faluvegi, G., Klimont, Z., et al., 2012. Global air quality and health co-benefits of mitigating near-term climate change through methane and black carbon emission controls. *Environ Health Perspect* 120:831-839; doi:10.1289/ehp.1104301.
- Barry, A. C., Mannino, D. M., Hopenhayn, C., and Bush, H. 2010, Exposure to Indoor Biomass Fuel Pollutants and Asthma Prevalence in Southeastern Kentucky: Results From the Burden of Lung Disease (BOLD) Study, *Journal of Asthma*, 47, 735-741.
- Bayer-Oglesby, L., Schindler, C., Hazenkamp-von Arx, ME., Braun-Fahrlander, C., Keidel, D., Rapp, R., et al., 2006. Living near main streets and respiratory symptoms in adults: the Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung Diseases in Adults. *Am J Epidemiol* 164:1190-1198; doi:10.1093/aje/kwj338.
- Beckerman, BS., Jerrett, M., Finkelstein, M., Kanaroglou, P., Brook, JR., Arain, MA., et al., 2012. The association between chronic exposure to traffic-related air pollution and ischemic heart disease. *J Toxicol Env Heal A* 75:402-411; doi:10.1080/15287394.2012.670899.
- Beelen, R., Hoek, G., van den Brandt, PA., Goldbohm, RA., Fischer, P., Schouten, LJ., et al., 2008a. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). *Environ Health Perspect* 116:196-202; doi:10.1289/ehp.10767.
- Beelen, R., Hoek, G., van den Brandt, PA., Goldbohm, RA., Fischer, P., Schouten, LJ., et al., 2008b. Long-term exposure to traffic-related air pollution and lung cancer risk. *Epidemiology* 19:702-710; doi:10.1097/EDE.0b013e318181b3ca.
- Beeson, WL., Abbey, DE., Knutsen, SF. 1998. Long-term concentrations of ambient air pollutants and incident lung cancer in California adults: results from the AHSMOG study. *Adventist Health Study on Smog. Environ Health Perspect* 106: 813-822.
- Berkowicz, R. (2000): A Simple Model for Urban Background Pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* Vol. 65, Issue 1/2, pp. 259-267.
- Beverland, IJ., Cohen, GR., Heal, MR., Carder, M., Yap, C., Robertson, C., et al., 2012. A Comparison of Short-term and Long-term Air Pollution Exposure Associations with Mortality in Two Cohorts in Scotland. *Environ Health Perspect* 120:1280-1285; doi:10.1289/ehp.1104509.
- Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Palmgren, F., Berkowicz, R., Zlatev, Z., 2001a: Operational air pollution forecasts from European to local scale. *Atmospheric Environment*, Vol. 35, Sup. No. 1, pp. S91-S98, 2001.

- Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J.H., Andersen, M.S., Bønløkke, J., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.H., Kaas, E. and Frohn, L.M. 2011a: Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System, CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health Report series, March 2011, pp. 98. ISSN 1904-7495. http://www.cee.dk/CEEH_Reports/Report_3/CEEH_Scientific_Report3.pdf
- Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E. and Frohn, L.M. 2013a: Contribution from the ten major emission sectors in Europe to the Health-Cost Externalities of Air Pollution using the EVA Model System – an integrated modelling approach. *Atmos. Chem. and Physics*, Vol. 13, pp. 7725-7746, 2013. www.atmos-chem-phys.net/13/7725/2013/.
- Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E. and Frohn, L.M., 2013b: Assessment of Past, Present and Future Health-Cost Externalities of Air Pollution in Europe and the contribution from international ship traffic using the EVA Model System. *Atmospheric Chemistry and Physics*. Vol. 13, pp. 7747-7764, 2013. www.atmos-chem-phys.net/13/7747/2013/.
- Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Kaas, E. and Frohn, L.M., 2011b: EVA- en metode til kvantificering af sundhedseffekter og eksterne omkostninger. *Miljø og Sundhed*. Tema-nummer om helbredseffekter af vedvarende energi. Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed Formidlingsblad 17. årgang, suppl. 1, okt. 2011, pp 3-10.
- Brandt, J., Silver, J. D., Frohn, L. M., Geels, C., Gross, A., Hansen, A.B., Hansen, K.M., Hedegaard, G.B., Skjøth, C.A., Villadsen, H., Zare, A. and Christensen, J.H. 2012: An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport. *Atmospheric Environment*, Volume 53, June 2012, pp. 156-176, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011.
- Brandt, J., Christensen, J. H., Frohn, L. M. and Berkowicz, R., 2003: Air pollution forecasting from regional to urban street scale – implementation and validation for two cities in Denmark. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, pp. 335-344.
- Brandt, J., Christensen, J. H. Frohn, L. M. and Berkowicz, R., 2001b: Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 1: system description, *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 781-786, 2001.
- Brandt, J., Christensen, J. H., Frohn, L. M. 2001c: Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 2: performance evaluation, *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 825-830.

- Brandt, J., Jensen, S.S., Plejdrup, M. (2013c): Sundhedseffekter og relaterede eksterne omkostninger af luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 64. <http://www.dmu.dk/Pub/SR64.pdf>
- Brauer, M., Gehring, U., Brunekreef, B., de Jongste, J., Gerritsen, J., Rovers, M., et al., 2006. Traffic-related air pollution and otitis media. *Environ Health Perspect* 114: 1414–1418.
- Brook, RD., Cakmak, S., Turner, MC. et al., 2013. Long-Term Fine Particulate Matter Exposure and Mortality From Diabetes Mellitus in Canada. *Diabetes Care*.
- Brunekreef, B., Beelen, R., Hoek, G., Schouten, L., Bausch-Goldbohm, S., Fischer, P., et al., 2009. Effects of long-term exposure to traffic-related air pollution on respiratory and cardiovascular mortality in the Netherlands: the NLCS-AIR study. *Res Rep Health Eff Inst* 5–71; discussion 73–89.
- Brunekreef, B., Forsberg, B. 2005. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur Respir J* 26: 309–318.
- Cao J, Yang C, Li J, Chen R, Chen B, Gu D, et al., 2011. Association between long-term exposure to outdoor air pollution and mortality in China: a cohort study. *J Hazard Mater* 186:1594–1600; doi:10.1016/j.jhazmat.2010.12.036.
- Carlsten, C., Dybuncio, A., Becker, A., Chan-Yeung, M., Brauer, M. 2011. Traffic-related air pollution and incident asthma in a high-risk birth cohort. *Occup Environ Med* 68:291–295; doi:10.1136/oem.2010.055152.
- Cesaroni, G., Badaloni, C., Gariazzo, C., Stafoggia, M., Sozzi, R., Davoli, M., et al., 2013. Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. *Environ Health Perspect* 121:324–331; doi:10.1289/ehp.1205862.
- Cesaroni, G., Porta, D., Badaloni, C., Stafoggia, M., Eeftens, M., Meliefste, K., et al., 2012. Nitrogen dioxide levels estimated from land use regression models several years apart and association with mortality in a large cohort study. *Environ Health* 11:48; doi:10.1186/1476-069X-11-48.
- Chen, LH., Knutsen, SF., Shavlik, D., Beeson, WL., Petersen, F., Ghamsary, M., et al., 2005. The association between fatal coronary heart disease and ambient particulate air pollution: Are females at greater risk? *Environ Health Perspect* 113: 1723–1729.
- Christensen, J.H. (1997): The Danish Eulerian Hemispheric Model – a three-dimensional air pollution model used for the Arctic. *Atmospheric Environment*, 31, 4169–4191.
- COMEAP. 2009. Long-Term Exposure to Air Pollution: Effect on Mortality. 1–196.
- Coogan, PF., White, LF., Jerrett, M. et al., 2012. Air pollution and incidence of hypertension and diabetes mellitus in black women living in Los Angeles. *Circulation* 2012; **125**: 767–72.

- Cooke, RM., Wilson, AM., Tuomisto, JT., Morales, O., Tainio, M., Evans, JS. 2007. A Probabilistic Characterization of the Relationship between Fine Particulate Matter and Mortality: Elicitation of European Experts. *Environ Sci Technol* 41:6598–6605; doi:10.1021/es0714078.
- Corbett, J. J. and P. S. Fischbeck, 1997: Emissions from ships. *Science*, 278:823–824, 1997.
- Crouse, DL., Peters, PA., van Donkelaar, A., Goldberg, MS., Villeneuve, PJ., Brion, O., et al., 2012. Risk of Nonaccidental and Cardiovascular Mortality in Relation to Long-term Exposure to Low Concentrations of Fine Particulate Matter: A Canadian National-Level Cohort Study. *Environ Health Perspect* 120:708–714; doi:10.1289/ehp.1104049.
- Danielsen, P. H., Brauner, E. V., Barregard, L., Sallsten, G., Wallin, M., Olinski, R., Rozalski, R., Moller, P., and Loft, S. 2008a. Oxidatively damaged DNA and its repair after experimental exposure to wood smoke in healthy humans, *Mutation Research-Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 642, 37-42.
- Danielsen, P. H., Loft, S., Jacobsen, N. R., Jensen, K. A., Autrup, H., Ravanat, J. L., Wallin, H., and Moller, P. 2010. Oxidative Stress, Inflammation, and DNA Damage in Rats after Intratracheal Instillation or Oral Exposure to Ambient Air and Wood Smoke Particulate Matter, *Toxicological Sciences*, 118, 574-585.
- Danielsen, P. H., Moller, P., Jensen, K. A., Sharma, A. K., Wallin, H., Bossi, R., Autrup, H., Molhave, L., Ravanat, J. L., Briede, J. J., de Kok, T. M., and Loft, S., 2011. Oxidative Stress, DNA Damage, and Inflammation Induced by Ambient Air and Wood Smoke Particulate Matter in Human A549 and THP-1 Cell Lines, *Chemical Research in Toxicology*, 24, 168-184.
- Danielsen, P. H., Risom, L., Wallin, H., Autrup, H., Vogel, U., Loft, S., and Moller, P., 2008b. DNA damage in rats after a single oral exposure to diesel exhaust particles, *Mutation Research-Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*, 637, 49-55.
- Danielsen, P., Loft, S., Kocbach, A., Schwarze, P. E., and Moller, P., 2009. Oxidative damage to DNA and repair induced by Norwegian wood smoke particles in human A549 and THP1 cell lines, *Mutagenesis*, 24, 104.
- Dockery, D., Pope, C., Xu, X., Spengler, J., Ware, J., Fay, M., et al., 1993. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 329: 1753–1759.
- Dong, G-H., Zhang, P., Sun, B., Zhang, L., Chen, X., Ma, N., et al., 2012. Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Respiratory Disease Mortality in Shenyang, China: A 12-Year Population-Based Retrospective Cohort Study. *Respiration* 84:360–368; doi:10.1159/000332930.
- Downs, SH., Schindler, C., Liu, L-JS., Keidel, D., Bayer-Oglesby, L., Brutsche, MH., et al., 2007. Reduced exposure to PM₁₀ and attenuated age-related decline in lung function. *N Engl J Med* 357:2338–2347; doi:10.1056/NEJMoa073625.

- Eftim, SE., Samet, JM., Janes, H., McDermott, A., Dominici, F. 2008. Fine particulate matter and mortality: a comparison of the six cities and American Cancer Society cohorts with a medicare cohort. *Epidemiology* 19:209–216; doi:10.1097/EDE.0b013e3181632c09.
- Elliott, P., Shaddick, G., Wakefield, JC., Hoogh, CD., Briggs, DJ. 2007. Long-term associations of outdoor air pollution with mortality in Great Britain. *Thorax* 62:1088–1094; doi:10.1136/thx.2006.076851.
- Enstrom, JE. 2005. Fine particulate air pollution and total mortality among elderly Californians, 1973–2002. *Inhal Toxicol* 17:803–816; doi:10.1080/08958370500240413.
- Evald, A.: Brændeforbrug i Danmark 2011, FORCE Technology, -43, 2012.
- Felber Dietrich, D., Gemperli, A., Gaspoz, J-M., Schindler, C., Liu, L-JS., Gold, DR., et al., 2008. Differences in heart rate variability associated with long-term exposure to NO₂. *Environ Health Perspect* 116:1357–1361; doi:10.1289/ehp.11377.
- Filleul, L., Rondeau, V., Vandentorren, S., Le Moual, N., Cantagrel, A., Annesi-Maesano, I., et al., 2005. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. *Occup Environ Med* 62:453–460; doi:10.1136/oem.2004.014746.
- Finkelstein, MM., Jerrett, M., Sears, MR. 2004. Traffic air pollution and mortality rate advancement periods. *Am J Epidemiol* 160:173–177; doi:10.1093/aje/kwh181.
- Forchhammer, L., Loft, S., Roursgaard, M., Cao, Y., Riddervold, I. S., Sigsgaard, T., and Moller, P., Expression of adhesion molecules, monocyte interactions and oxidative stress in human endothelial cells exposed to wood smoke and diesel exhaust particulate matter, *Toxicology Letters*, 209, 121–128, 2012a.
- Forchhammer, L., Moller, P., Riddervold, I. S., Bonlokke, J., Massling, A., Sigsgaard, T., and Loft, S., Controlled human wood smoke exposure: oxidative stress, inflammation and microvascular function, *Particle and Fibre Toxicology*, 9, 2012b.
- Forchhammer, L., Riddervold, I., Moller, P., Sigsgaard, T., and Loft, S., Exposure to wood smoke particles and vascular function - An exposure study among 20 healthy subjects, *Mutagenesis*, 24, 108, 2009.
- Gan, WQ., Koehoorn, M., Davies, HW., Demers, PA., Tamburic, L., Brauer, M. 2011. Long-term exposure to traffic-related air pollution and the risk of coronary heart disease hospitalization and mortality. *Environ Health Perspect* 119:501–507; doi:10.1289/ehp.1002511.
- Gauderman, W., Avol, E., Gilliland, F., Vora, H., Thomas, D., Berhane, K., et al., 2004. The effect of air pollution on lung development from 10 to 18 years of age. *N Engl J Med* 351: 1057–1067.
- Gauderman, WJ., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., et al., 2007. Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *Lancet* 369:571–577; doi:10.1016/S0140-6736(07)60037-3.

- Gehring, U., Heinrich, J., Krämer, U., Grote, V., Hochadel, M., Sugiri, D., et al., 2006. Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women. *Epidemiology* 17:545–551; doi:10.1097/01.ede.0000224541.38258.87.
- Gehring, U., Wijga, AH., Brauer, M., Fischer, P., de Jongste, JC., Kerkhof, M., et al., 2010. Traffic-related air pollution and the development of asthma and allergies during the first 8 years of life. *Am J Respir Crit Care Med* 181:596–603; doi:10.1164/rccm.200906-0858OC.
- Grell, G. A., Dudhia, J., Stauffer, D. R. (1995): "A Description of the Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5)", NCAR/TN-398+STR, NCAR Technical Note, pp. 122. Mesoscale and Microscale Meteorology Division. National Center for Atmospheric Research, Boulder, Colorado, June 1995.
- Hales, S., Blakely, T., Woodward, A. 2012. Air pollution and mortality in New Zealand: cohort study. *J Epidemiol Community Health* 66:468–473; doi:10.1136/jech.2010.112490.
- Hart, JE., Garshick, E., Dockery, DW., Smith, TJ., Ryan, L., Laden, F. 2011. Long-term ambient multipollutant exposures and mortality. *Am J Respir Crit Care Med* 183:73–78; doi:10.1164/rccm.200912-1903OC.
- Hart, JE., Laden, F., Puett, RC., Costenbader, KH., Karlson, EW. 2009. Exposure to traffic pollution and increased risk of rheumatoid arthritis. *Environ Health Perspect* 117:1065–1069; doi:10.1289/ehp.0800503.
- Heinrich, J., Thiering, E., Rzehak, P., Krämer, U., Hochadel, M., Rauchfuss, KM., et al., 2013. Long-term exposure to NO₂ and PM₁₀ and all-cause and cause-specific mortality in a prospective cohort of women. *Occup Environ Med* 70:179–186; doi:10.1136/oemed-2012-100876.
- Hertel, O., Jensen, S. S., Ketzel, M., Becker, T., Peel, R. G., Viuf, P., Skjøh, C. A., Ellermann, T., Raaschou-Nielsen, O., Sørensen, M., Brauner, E. V., Andersen, Z. J., Loft, S., Schlunssen, V., Bønløkke, J., and Sigsgaard, T., 2013. Utilizing monitoring data and spatial analysis tools for exposure assessment of atmospheric pollutants in Denmark in: Occurrence, fate and impact of atmospheric pollutants: American Chemical Society, Chapter in preparation.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, PA. 2002. Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 360:1203–1209; doi:10.1016/S0140-6736(02)11280-3.
- Hoek, G., Krishnan, RM., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B., et al., 2013. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environ Health* 12:43; doi:10.1186/1476-069X-12-43.
- Huss, A., Spoerri, A., Egger, M., Röösli, M. 2010. Aircraft Noise, Air Pollution, and Mortality From Myocardial Infarction. *Epidemiology* 21:829–836; doi:10.1097/EDE.0b013e3181f4e634.
- Hwang, B-F., Lee, Y-L., Lin, Y-C., Jaakkola, JJK., Guo, YL. 2005. Traffic related air pollution as a determinant of asthma among Taiwanese school children. *Thorax* 60:467–473; doi:10.1136/thx.2004.033977.

- Illerup, J., Henriksen, T. C., Lundhede, T., van Breugel, C., og Jensen, T. Z., 2007. Brændeovne og små kedler - partikelemissioner og reduktions-tiltag, Miljøstyrelsen, København.-46.
- Iskandar, A., Andersen, ZJ., Bønnelykke, K., Ellermann, T., Andersen, KK., Bisgaard, H., 2012. Coarse and fine particles but not ultrafine particles in urban air trigger hospital admission for asthma in children. *Thorax* 67: 252-7.
- Janssen, NAH., Gerlofs-Nijland, ME., Lanki, T., Salonen, RO., Cassee, F., Hoek, G., Fischer, P., Brunekreef, B., Krzyzanowski, M. 2012. Health Effects of black Carbon. WHO Europe.
- Janssen, NAH., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., Brink Ten, H., et al., 2011. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM₁₀ and PM_{2.5}. *Environ Health Perspect* 119:1691-1699; doi:10.1289/ehp.1003369.
- Janssen, N. A. H., Hoek, G., Simic-Lawson, M., Fischer, P., van Bree, L., ten Brink, H., Keuken, M., Atkinson, R. W., Anderson, H. R., Brunekreef, B., and Cassee, F. R., 2011. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM₁₀ and PM_{2.5}, *Environmental Health Perspectives*, 119, 1691-1699.
- Jensen, S.S., Brandt, J., Ketzel, M., Plejdrup, M. 2013: Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57. <http://dce2.au.dk/-pub/SR57.pdf>.
- Jerrett, M., Burnett, R., Ma, R., Pope, C., Krewski, D., Newbold, K., et al., 2005. Spatial analysis of air pollution and mortality in Los Angeles. *Epidemiology* 16: 727-736.
- Jerrett, M., Burnett, RT., Pope, CA., Ito, K., Thurston, GD., Krewski, D., et al., 2009. Long-term ozone exposure and mortality. *N Engl J Med* 360:1085-1095; doi:10.1056/NEJMoa0803894.
- Jerrett, M., Shankardass, K., Berhane, K., Gauderman, WJ., Künzli, N., Avol, E., et al., 2008. Traffic-related air pollution and asthma onset in children: a prospective cohort study with individual exposure measurement. *Environ Health Perspect* 116:1433-1438; doi:10.1289/ehp.10968.
- Johnston, F. H., Hanigan, I. C., Henderson, S. B., and Morgan, G. G., 2013. Evaluation of interventions to reduce air pollution from biomass smoke on mortality in Launceston, Australia: retrospective analysis of daily mortality, 1994-2007, *British Medical Journal*, 346.
- Karr, C. J., Demers, P. A., Koehoorn, M. W., Lencar, C. C., Tamburic, L., and Brauer, M., 2009. Influence of Ambient Air Pollutant Sources on Clinical Encounters for Infant Bronchiolitis, *Am. J. Respir. Crit. Care Med.*, 180, 995-1001.
- Katanoda, K., Sobue, T., Satoh, H., Tajima, K., Suzuki, T., Nakatsuka, H., et al., 2011. An Association Between Long-Term Exposure to Ambient Air Pollution and Mortality From Lung Cancer and Respiratory Diseases in Japan. *Journal of Epidemiology* 21:132-143; doi:10.2188/jea.JE20100098.

- Katsouyanni, K., Samet, JM., Anderson, HR., Atkinson, R., Le Tertre, A., Medina, S., Samoli, E., Touloumi, G., Burnett, RT., Krewski, D., Ramsay, T., Dominici, F., Peng, RD., Schwartz, J., Zanobetti, A. 2009. HEI Health Review Committee. Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res Rep Health Eff Inst.* 142:5-90.
- Ketzel, M., Berkowicz, R., Hvidberg, M., Jensen, S.S., Raaschou-Nielsen, O. 2011. Evaluation of AIRGIS -- a GIS-based air pollution and human exposure modelling system. *Int J Environ Pollut* 2011; **47**: 226-38.
- Ketzel, M., Wahlin, P., Berkowicz, R., Palmgren, F., 2003. Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. *Atmos Environ* 2003; **37**: 2735-49.
- Kramer, U., Herder, C., Sugiri, D. et al., 2010. Traffic-related air pollution and incident type 2 diabetes: results from the SALIA cohort study. *Environ Health Perspect*; **118**: 1273-9.
- Krewski, D., Burnett, RT., Goldberg, MS., Hoover, K., Siemiatycki, J., Jerrett, M., et al., 2000. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. *Res Rep Health Eff Inst* 1-97.
- Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, RT., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., et al., 2009. Extended Follow-Up and Spatial Analysis of the American Cancer Society Study Linking Particulate.
- Künzli, N., Jerrett, M., Garcia-Esteban, R., Basagaña, X., Beckermann, B., Gilliland, F., et al., 2010. Ambient air pollution and the progression of atherosclerosis in adults. *PLoS ONE* 5:e9096; doi:10.1371/journal.pone.0009096.
- Künzli, N., Jerrett, M., Mack, WJ., Beckerman, B., LaBree, L., Gilliland, F., et al., 2005. Ambient air pollution and atherosclerosis in Los Angeles. *Environ Health Perspect* 113: 201-206.
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F., Dockery, D., 2006. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med* 173: 667-672.
- Lee, YL., Wang, W-H., Lu, C-W., Lin, Y-H., Hwang, B-F., 2011. Effects of ambient air pollution on pulmonary function among schoolchildren. *Int J Hyg Environ Health* 214:369-375; doi:10.1016/j.ijheh.2011.05.004.
- Lepeule, J., Laden, F., Dockery, D., Schwartz, J., 2012. Chronic Exposure to Fine Particles and Mortality: An Extended Follow-up of the Harvard Six Cities Study from 1974 to 2009. *Environ Health Perspect* 120:965-970; doi:10.1289/ehp.1104660.
- Levy, JL., Buonocore, JJ., Stackelberg von, K. 2010. Evaluation of the public health impacts of traffic congestion: a health risk assessment. *Environ Health* 9:65; doi:10.1186/1476-069X-9-65.
- Lipfert, FW., Baty, JD., Miller, JP., Wyzga, RE. 2006a. PM_{2.5} constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of U.S. military veterans. *Inhal Toxicol* 18:645-657; doi:10.1080/08958370600742946.

- Lipfert, FW., Perry, HM., Miller, JP., Baty, JD., Wyzga, RE., Carmody, SE. 2003. Air pollution, blood pressure, and their long-term associations with mortality. *Inhal Toxicol* 15:493–512; doi:10.1080/08958370304463.
- Lipfert, FW., Perry, HM., Miller, JP., Baty, JD., Wyzga, RE., Carmody, SE. 2000. The Washington University-EPRI Veterans' Cohort Mortality Study: preliminary results. *Inhal Toxicol* 12 Suppl 4:41–73; doi:10.1080/-713856640.
- Lipfert, FW., Wyzga, RE., Baty, JD., Miller, JP. 2006b. Traffic density as a surrogate measure of environmental exposures in studies of air pollution health effects: Long-term mortality in a cohort of US veterans. *Atmospheric environment (Oxford, England : 1994)* 40: 154–169.
- Lipsett, MJ., Ostro, BD., Reynolds, P., Goldberg, D., Hertz, A., Jerrett, M., et al., 2011. Long-term exposure to air pollution and cardiorespiratory disease in the California teachers study cohort. *Am J Respir Crit Care Med* 184:828–835; doi:10.1164/rccm.201012-2082OC.
- Londahl, J., Pagels, J., Boman, C., Swietlicki, E., Massling, A., Rissler, J., Blomberg, A., Bohgard, M., and Sandstrom, T., Deposition of biomass combustion aerosol particles in the human respiratory tract, *Inhalation Toxicology*, 20, 923-933, 2008.
- Maheswaran, R., Pearson, T., Campbell, MJ., Haining, RP., Mcleod, CW., Smeeton, N., et al., 2006. A protocol for investigation of the effects of outdoor air pollution on stroke incidence, phenotypes and survival using the South London Stroke Register. *International Journal of Health Geographics* 5:10; doi:10.1186/1476-072X-5-10.
- Maheswaran, R., Pearson, T., Smeeton, NC., Beevers, SD., Campbell, MJ., Wolfe, CD. 2012. Outdoor air pollution and incidence of ischemic and hemorrhagic stroke: a small-area level ecological study. *Stroke* 43:22–27; doi:10.1161/STROKEAHA.110.610238.
- McConnell, R., Islam, T., Shankardass, K., Jerrett, M., Lurmann, F., Gilliland, F., et al., 2010. Childhood incident asthma and traffic-related air pollution at home and school. *Environ Health Perspect* 118:1021–1026; doi:10.1289/ehp.0901232.
- McDonnell, WF., Abbey, DE., Nishino, N., Lebowitz, MD., 1999. Long-term ambient ozone concentration and the incidence of asthma in nonsmoking adults: the AHSMOG Study. *Environ Res* 80:110–121; doi:10.1006/enrs.1998.3894.
- Meng, Y-Y., Rull, RP., Wilhelm, M., Lombardi, C., Balmes, J., Ritz, B., 2010. Outdoor air pollution and uncontrolled asthma in the San Joaquin Valley, California. *J Epidemiol Community Health* 64:142–147; doi:10.1136/jech.2009.083576.
- Miller, KA., Siscovick, DS., Sheppard, L., Shepherd, K., Sullivan, JH., Anderson, GL., et al., 2007. Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women. *N Engl J Med* 356:447–458; doi:10.1056/NEJMoa054409.
- Modig, L., Torén, K., Janson, C., Jarvholm, B., Forsberg, B., 2009. Vehicle exhaust outside the home and onset of asthma among adults. *Eur Respir J* 33:1261–1267; doi:10.1183/09031936.00101108.

- Næss, Ø., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., Rosland, P., 2007. Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *Am J Epidemiol* 165:435-443; doi:10.1093/aje/kwk016.
- Nafstad, P., Haheim, L., Wisloff, T., Gram, F., Oftedal, B., Holme, I., et al., 2004. Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. *Environ Health Perspect* 112: 610-615.
- Nafstad, P., Håheim, LL., Oftedal, B., Gram, F., Holme, I., Hjermann, I., et al., 2003. Lung cancer and air pollution: a 27 year follow up of 16 209 Norwegian men. *Thorax* 58: 1071-1076.
- NEEDS, 2007: Deliverable 3.7 - RS1b/WP3 "A set of concentration-response functions" (2007), pp. 167. NEEDS, New Energy Externalities Developments for Sustainability. http://www.needs-project.org/RS1b/-NEEDS_Rs1b_D3.7.pdf (last access date: 2/3-2013).
- Neupane, B., Jerrett, M., Burnett, RT., Marrie, T., Arain, A., Loeb, M., 2010. Long-term exposure to ambient air pollution and risk of hospitalization with community-acquired pneumonia in older adults. *Am J Respir Crit Care Med* 181:47-53; doi:10.1164/rccm.200901-0160OC.
- nn. 2006. Expanded expert judgment assessment of the concentration-response relationship between PM_{2.5} exposure and mortality. US-EPA.
- Noonan, C. W., Ward, T. J., Navidi, W., and Sheppard, L., A rural community intervention targeting biomass combustion sources: effects on air quality and reporting of children's respiratory outcomes, *Occupational and Environmental Medicine*, 69, 354-360, 2012.
- Nyberg, F., Gustavsson, P., Järup, L., Bellander, T., Berglind, N., Jakobsson, R., et al., 2000. Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology* 11: 487-495.
- Oftedal, B., Nystad, W., Brunekreef, B., Nafstad, P. 2009. Long-term traffic-related exposures and asthma onset in schoolchildren in oslo, norway. *Environ Health Perspect* 117:839-844; doi:10.1289/ehp.11491.
- Olesen, H. R., Wåhlin, P., and Illerup, J. B.: Brændefyrings bidrag til luftforurening, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.-71, 2010.
- Ostro, B., Lipsett, M., Reynolds, P., Goldberg, D., Hertz, A., Garcia, C., et al., 2010. Long-Term Exposure to Constituents of Fine Particulate Air Pollution and Mortality: Results from the California Teachers Study. *Environ Health Perspect* 118:363-369; doi:10.1289/ehp.0901181.
- Ostro, B., Reynolds, P., Goldberg, D., Hertz, A., Burnett, RT., Shin, H., et al., 2011. Erratum: Assessing Long-Term Exposure in the California Teachers Study. *Environ Health Perspect* 119: A242-3.
- Palmgren, F., Wåhlin, P., Berkowicz, R., Hertel, O., Jensen, S. S., Loft, S., and Raaschou-Nielsen, O.: Particle filters on heavy duty vehicles in Denmark (In Danish: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark), Ministry of the Environment, National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark.-94, 2001.

- Pedersen, CB., Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Mortensen, PB. 2004. Air pollution from traffic and schizophrenia risk. *Schizophr Res* 2004; **66**: 83-5.
- Pope C, Thun M, Namboodiri M, Dockery D, Evans J, Speizer F, et al., 1995. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 151: 669-674.
- Pope, CA., Burnett, RT., Krewski, D., Jerrett, M., Shi, Y., Calle, EE., et al., 2009a. Cardiovascular mortality and exposure to airborne fine particulate matter and cigarette smoke: shape of the exposure-response relationship. *Circulation* 120:941-948; doi:10.1161/CIRCULATIONAHA.109.857888.
- Pope, CA., Burnett, RT., Thun, MJ., Calle, EE., Krewski, D., Ito, K., et al., 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287: 1132-1141.
- Pope, CA., Burnett, RT., Thurston, GD., Thun, MJ., Calle, EE., Krewski, D., et al., 2004. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. *Circulation* 109:71-77; doi:10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F.
- Pope, CA., Ezzati, M., Dockery, DW. 2009b. Fine-particulate air pollution and life expectancy in the United States. *N Engl J Med* 360:376-386; doi:10.1056/NEJMsa0805646.
- Puett, RC., Hart, JE., Schwartz, J. et al., 2011. Are particulate matter exposures associated with risk of type 2 diabetes? *Environ Health Perspect* 2011; **119**: 384-9.
- Puett, RC., Hart, JE., Suh, H., Mittleman, M., Laden, F. 2011b. Particulate matter exposures, mortality, and cardiovascular disease in the health professionals follow-up study. *Environ Health Perspect* 119:1130-1135; doi:10.1289/ehp.1002921.
- Puett, RC., Hart, JE., Yanosky, JD., Paciorek, C., Schwartz, J., Suh, H., et al., 2009. Chronic fine and coarse particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the Nurses' Health Study. *Environ Health Perspect* 117:1697-1701; doi:10.1289/ehp.0900572.
- Puett, RC., Schwartz, J., Hart, JE., Yanosky, JD., Speizer, FE., Suh, H., et al., 2008. Chronic particulate exposure, mortality, and coronary heart disease in the nurses' health study. *Am J Epidemiol* 168:1161-1168; doi:10.1093/aje/kwn232.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z., Beelen, R. et al., 2013. Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncology* 2013; **14**: 813-22.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, ZJ., Hvidberg, M. et al., 2011. Lung cancer incidence and long-term exposure to air pollution from traffic. *Environ Health Perspect* 2011; **119**: 860-5.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, ZJ., Hvidberg, M., Jensen, SS., Ketzel, M., Sørensen, M., et al., 2011a. Air pollution from traffic and cancer incidence: a Danish cohort study. *Environ Health* 10:67; doi:10.1186/1476-069X-10-67.

- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, ZJ., Hvidberg, M., Jensen, S.S., Ketzel, M., Sørensen, M., et al., 2011b. Lung cancer incidence and long-term exposure to air pollution from traffic. *Environ Health Perspect* 119:860–865; doi:10.1289/ehp.1002353.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, ZJ., Jensen, S.S. et al., 2012. Traffic air pollution and mortality from cardiovascular disease and all causes: a Danish cohort study. *Environ Health* 2012; **11**: 60.
- Raaschou-Nielsen, O., Bak, H., Sorensen, M. et al., 2010. Air pollution from traffic and risk for lung cancer in three Danish cohorts. *Cancer Epidemiol Biomarkers Prev* 2010; **19**: 1284-91.
- Raaschou-Nielsen, O., Bak, H., Sorensen, M., Jensen, S.S., Ketzel, M., Hvidberg, M., et al., 2010. Air Pollution from Traffic and Risk for Lung Cancer in Three Danish Cohorts. *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention* 19:1284–1291; doi:10.1158/1055-9965.EPI-10-0036.
- Raaschou-Nielsen, O., Hermansen, MN., Loland, L., Buchvald, F., Pipper, CB., Sørensen, M., Loft, S., Bisgaard, H. 2010. Long-term exposure to indoor air pollution and wheezing symptoms in infants. *Indoor Air*. 2010; 20:159-67.
- Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Thomsen, BL., Olsen, JH. 2001. Air pollution from traffic at the residence of children with cancer. *Am J Epidemiol* 2001; **153**: 433-43.
- Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Vignati, E. et al, 2000. An air pollution model for use in epidemiological studies: evaluation with measured levels of nitrogen dioxide and benzene. *J Expo Anal Environ Epidemiol* 2000; **10**: 4-14.
- Raaschou-Nielsen, O., Sørensen, M., Hertel, O., Chawes, BL., Vissing, N., Bønnelykke, K., Bisgaard, H. 2011. Predictors of indoor fine particulate matter in infants' bedrooms in Denmark. *Environ Res*. 2011 Jan;111(1):87-93.
- Raaschou-Nielsen, O., Sorensen, M., Ketzel, M. et al., 2013. Long-term exposure to traffic-related air pollution and diabetes-associated mortality: a cohort study. *Diabetologia* 2013; **56**: 36-46.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, Z. J., Beelen, R., Samoli, E., Stafoggia, M., Weinmayr, G., et al. (2013). Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE). *Lancet Oncol*, 14, 813–822. doi:10.1016/S1470-2045(13)70279-1.
- Ranft, U., Schikowski, T., Sugiri, D., Krutmann, J., Krämer, U. 2009. Long-term exposure to traffic-related particulate matter impairs cognitive function in the elderly. *Environ Res* 109:1004–1011; doi:10.1016/j.envres.2009.08.003.
- Reche, C., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M., Pey, J., Moreno, T., Rodríguez, S., González, Y., Fernández-Camacho, R., de la Rosa, J., Dall'Osto, M., Prévôt, A. S. H., Hueglin, C., Harrison, R. M., and Quincey, P., New considerations for PM, Black Carbon and particle number concentration for air quality monitoring across different European cities, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 6207-6227, 2011.

- Riddervold, I. S., Bonlokke, J. H., Molhave, L., Massling, A., Jensen, B., Gronborg, T. K., Bossi, R., Forchhammer, L., Kjaergaard, S. K., and Sigsgaard, T., Wood smoke in a controlled exposure experiment with human volunteers, *Inhalation Toxicology*, 23, 277-288, 2011.
- Riddervold, I. S., Bonlokke, J. H., Olin, A. C., Gronborg, T. K., Schlunssen, V., Skogstrand, K., Hougaard, D., Massling, A., and Sigsgaard, T., Effects of wood smoke particles from wood-burning stoves on the respiratory health of atopic humans, *Particle and Fibre Toxicology*, 9, 2012.
- Rohr, AC., Wyzga, RE. 2012. Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmospheric environment* (Oxford, England : 1994) 62:130-152; doi:10.1016/j.atmosenv.2012.07.036.
- Roman, HA., Walker, KD., Walsh, TL., Conner, L., Richmond, HM., Hubbell, BJ., et al., 2008. Expert judgment assessment of the mortality impact of changes in ambient fine particulate matter in the U.S. *Environ Sci Technol* 42: 2268-2274.
- Rosenlund, M., Bellander, T., Nordquist, T., Alfredsson, L. 2009. Traffic-Generated Air Pollution and Myocardial Infarction. *Epidemiology* 20:265-271; doi:10.1097/EDE.0b013e318190ea68.
- Rosenlund, M., Berglind, N., Pershagen, G., Hallqvist, J., Jonson, T., Bellander, T. 2006. Long-term exposure to urban air pollution and myocardial infarction. *Epidemiology* 17:383-390; doi:10.1097/01.ede.0000219722.25569.0f.
- Rosenlund, M., Picciotto, S., Forastiere, F., Stafoggia, M., Perucci, CA. 2008. Traffic-related air pollution in relation to incidence and prognosis of coronary heart disease. *Epidemiology* 19:121-128; doi:10.1097/-EDE.0b013e31815c1921.
- Rückerl, R., Schneider, A., Breitner, S., Cyrys, J., Peters, A., 2011. Health effects of particulate air pollution: A review of epidemiological evidence. *Inhal Toxicol* 23): 555-92, 2011.
- Schikowski, T., Ranft, U., Sugiri, D., Vierkotter, A., Bruning, T., Harth, V., et al., 2010. Decline in air pollution and change in prevalence in respiratory symptoms and chronic obstructive pulmonary disease in elderly women. *Respir Res* 11: 113.
- Schikowski, T., Sugiri, D., Ranft, U., Gehring, U., Heinrich, J., Wichmann, H., et al., 2005. Long-term air pollution exposure and living close to busy roads are associated with COPD in women. *Respir Res* 6:152; doi:10.1186/1465-9921-6-152.
- Schikowski, T., Sugiri, D., Ranft, U., Gehring, U., Heinrich, J., Wichmann, H-E., et al., 2007. Does respiratory health contribute to the effects of long-term air pollution exposure on cardiovascular mortality? *Respir Res* 8:20; doi:10.1186/1465-9921-8-20.
- Schindler, C., Keidel, D., Gerbase, MW., Zemp, E., Bettschart, R., Brändli, O., et al., 2009. Improvements in PM10 exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of Swiss adults (SAPALDIA). *Am J Respir Crit Care Med* 179:579-587; doi:10.1164/rccm.200803-388OC.

- Shindell, D., Kuylensstierna, JCI., Vignati, E., Van Dingenen, R., Amann, M., Klimont, Z., et al., 2012. Simultaneously Mitigating Near-Term Climate Change and Improving Human Health and Food Security. *Science* 335:183–189; doi:10.1126/science.1210026.
- Sekine, K., Shima, M., Nitta, Y., Adachi, M. 2004. Long term effects of exposure to automobile exhaust on the pulmonary function of female adults in Tokyo, Japan. *Occup Environ Med* 61: 350–357.
- Sørensen, M., Autrup, H., Hertel, O., Wallin, H., Knudsen, L. E., and Loft, S., Personal exposure to PM_{2.5} and biomarkers of DNA damage, *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention*, 12, 191-196, 2003.
- Sørensen, M., Loft, S., Andersen, H. V., Nielsen, O. R., Skovgaard, L. T., Knudsen, L. E., Ivan, V. N. B., and Hertel, O., Personal exposure to PM_{2.5}, black smoke and NO₂ in Copenhagen: relationship to bedroom and outdoor concentrations covering seasonal variation, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 15, 413-422, 2005a.
- Sørensen, M., Schins, R. P. F., Hertel, O., and Loft, S., Transition metals in personal samples of PM_{2.5} and oxidative stress in human volunteers, *Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention*, 14, 1340-1343, 2005b.
- Tjønneland, A., Olsen, A., Boll, K. et al., 2007. Study design, exposure variables, and socioeconomic determinants of participation in Diet, Cancer and Health: a population-based prospective cohort study of 57,053 men and women in Denmark. *Scand J Public Health* 2007; **35**: 432-41.
- Ueda, K., Nagasawa, S-Y., Nitta, H., Miura, K., Ueshima, H. 2012. Exposure to Particulate Matter and Long-term Risk of Cardiovascular Mortality in Japan: NIPPON DATA80. *JAT* 19:246–254; doi:10.5551/jat.9506.
- Unosson, J., Blomberg, A., Sandström, T., Muala, A., Boman, C., Nyström, R., Westerholm, R., Mills, N., Newby, D., Langrish, J., and Bosson, J., Exposure to wood smoke increases arterial stiffness and decreases heart rate variability in humans, *Part Fibre Toxicol*, 10, 1-8, 2013.
- Villeneuve, PJ., Goldberg, MS., Burnett, RT., van Donkelaar, A., Chen, H., Martin, RV. 2011. Associations between cigarette smoking, obesity, sociodemographic characteristics and remote-sensing-derived estimates of ambient PM_{2.5}: results from a Canadian population-based survey. *Occup Environ Med* 68:920–927; doi:10.1136/oem.2010.062521.
- Vineis, P., Hoek, G., Krzyzanowski, M., Vigna-Taglianti, F., Veglia, F., Airolidi, L., et al., 2006. Air pollution and risk of lung cancer in a prospective study in Europe. *Int J Cancer* 119:169–174; doi:10.1002/ijc.21801.
- Watkiss, Paul, Steve Pye and Mike Holland (2005): CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the clean Air for Europe (CAFE) Programme. April 2005. http://www.cafecba.org/assets/baseline_analysis_2000-2020_05-05.pdf.

- WHO, 2006: Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution, Joint WHO/Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution", European centre for Environment and Health, Bonn Office, pp 113. http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/78657/E88189.pdf (last access date: 20/11-2013) Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, et al., 2013. Long-term air pollution exposure and cardio- respiratory mortality: a review. *Environ Health* 12:43.
- WHO: WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen, dioxide and sulfur dioxide - Summary of risk assessment, WHO press, Geneva.-21, 1-1-2006.
- Wichmann, J., Andersen, Z., Ketzel, M., Ellermann, T., Loft, S., 2011. Apparent temperature and cause-specific mortality in Copenhagen, Denmark: a case-crossover analysis. *Int J Environ Res Public Health* 8: 3712-3727.
- Wichmann, J., Andersen, Z., Ketzel, M., Ellermann, T., Loft, S., 2011. Apparent temperature and cause-specific emergency hospital admissions in Greater Copenhagen, Denmark. *PLoS ONE* 6: e22904.
- Wichmann, J., Folke, F., Torp-Pedersen, C., Lippert, F., Ketzel, M., Ellermann, T., Loft, S., 2013. Out-of-hospital cardiac arrests and outdoor air pollution exposure in Copenhagen, Denmark. *PLoS One* 8: e53684, 2013, doi:10.1371/journal.pone.0053684.
- Wichmann, J., Ketzel, M., Ellermann, T., Loft, S., 2012. Apparent temperature and acute myocardial infarction hospital admissions in Copenhagen, Denmark: A case-crossover study. *Environ Health*. 11: 19, 2012.
- Willis, A., Jerrett, M., Burnett, RT., Krewski, D., 2003. The association between sulfate air pollution and mortality at the county scale: an exploration of the impact of scale on a long-term exposure study. *J Toxicol Env Heal A* 66:1605-1624; doi:10.1080/15287390306432.
- Yap, C., Beverland, IJ., Heal, MR., Cohen, GR., Robertson, C., Henderson, DEJ., et al., 2012. Association between long-term exposure to air pollution and specific causes of mortality in Scotland. *Occup Environ Med* 69:916-924; doi:10.1136/oemed-2011-100600.
- Yim, SHL., Stettler, MEJ., Barrett, SRH. 2013. Air quality and public health impacts of UK airports. Part II: Impacts and policy assessment. *Atmos. Environ.* 67:184-192; doi:10.1016/j.atmosenv.2012.10.017.
- Yorifuji, T., Kashima, S., Tsuda, T., Takao, S., Suzuki, E., Doi, H., et al., 2010. Long-term exposure to traffic-related air pollution and mortality in Shizuoka, Japan. *Occup Environ Med* 67:111-117; doi:10.1136/oem.2008.045542.
- Zanobetti, A., Bind, M-A., Schwartz, J. 2008. Particulate air pollution and survival in a COPD cohort. *Environ Health* 7:48-48; doi:10.1186/1476-069X-7-48.
- Zanobetti, A., Schwartz, J. 2007. Particulate air pollution, progression, and survival after myocardial infarction. *Environ Health Perspect* 115: 769-775.

Zeger, SL., Dominici, F., McDermott, A., Samet, JM. 2008. Mortality in the Medicare population and chronic exposure to fine particulate air pollution in urban centers (2000-2005). *Environ Health Perspect* 116:1614-1619; doi:10.1289/ehp.11449.

Zhang, P., Dong, G., Sun, B., Zhang, L., Chen, X., Ma, N., et al., 2011. Long-term exposure to ambient air pollution and mortality due to cardiovascular disease and cerebrovascular disease in Shenyang, China. *PLoS ONE* 6:e20827; doi:10.1371/journal.pone.0020827.

LUFTFORURENINGENS INDVIRKNING PÅ SUNDHEDEN I DANMARK

Sammenfatning og status for nuværende viden

Nærværende rapport sammenfatter danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark. Resultaterne fra overvågningen af luftkvalitet viser, at niveauerne er faldende i Danmark. For bly, benzen og svovl har reguleringer ført til betydelige reduktioner, mens der for kvælstofdioxid kun er sket et begrænset fald. Luftens indhold af partikler i Danmark er ligeledes aftaget. Studierne af helbredseffekter har vist, at massen af fine partikler i luften er den vigtigste indikator for helbredseffekter af luftforurening. Studier af langtidseffekter viser, at dødeligheden i befolkningen stiger med 6,2 % per 10 µg/m³ stigning i PM_{2.5}. Der er dog også en række studier, der peger på at luftens indhold af sod/elementært kulstof er vigtig for vurdering af sundhedseffekterne. Kvælstofdioxid er også en vigtig komponent. Danske studier viser en 8 % øget dødelighed per 10 µg/m³ stigning i kvælstofdioxid, hvilket er i god overensstemmelse med internationale studier. For korttidseffekter har man fundet, at dødeligheden i befolkningen stiger med 0,5 % ved stigning på 10 µg/m³ i massen af partikler med en diameter under 10 µm. Danske beregninger peger på, at langtidsudsættelse for luftforurening i Danmark i 2011 førte til ca. 3300 for tidlige dødsfald og ca. 140 for tidlige dødsfald relateret til korttidsudsættelse af ozon under forureningsepisoder. De samlede helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Danmark relateret til luftforurening er beregnet til ca. 29 mia. DKK/år i 2011.