



HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 348

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 348

2020

Steen Solvang Jensen
Jørgen Brandt
Lise M. Frohn
Matthias Ketzel
Morten Winther
Marlene Schmidt Plejdrup
Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348
Titel:	Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Lise M. Frohn, Matthias Ketznel, Morten Winther, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	2020
Redaktion afsluttet:	20. januar 2020
Faglig kommentering:	Thomas Ellermann, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Københavns Kommune har kommenteret rapporten (\envsekstra.au.dk\DCEPublikationerTemp\SR348_komm.pdf)
Finansiel støtte:	Københavns Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketznel, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. (2020): Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 71 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348, http://dce2.au.dk/pub/SR348.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver en kortlægning af helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering, hvor målinger sammenlignes med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer; en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).
Emneord:	Luftforurening, emission, kildebidrag, helbredseffekter, eksterne omkostninger
Layout:	Majbritt Ulrich, Institut for Miljøvidenskab
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	2244-9981
ISSN (elektronisk):	978-87-7156-446-4
Sideantal:	71
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR348.pdf

Indhold

Indledning	5
1 Sammenfatning	6
1.1 Baggrund og formål	6
1.2 Undersøgelsen	6
1.3 Hovedkonklusioner	8
2 EVA-systemet	14
2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger	14
3 Luftkvalitetsvurdering	22
3.1 Bidrag til luftforurening	22
3.2 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne	23
3.3 Sammenligning med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2018	27
3.4 Modelberegninger for 98 gader i København i 2018	28
3.5 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030	32
4 Kildeopgørelse	33
4.1 Emissionsopgørelse	34
4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune	37
4.3 Kildeopgørelse for gadekoncentration af NO ₂ for 98 gader i København i 2018	43
4.4 Detaljeret kildeopgørelse for NO ₂ for Jagtvej i 2018	44
4.5 Kildeopgørelse for gadekoncentrationen af partikler for 98 gader i København i 2018	45
4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg	48
5 Helbredseffekter	52
5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder	52
5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune	54
6 Eksterne omkostninger	56
6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune	56
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune	57
7 Sammenligning med tidligere undersøgelse	60
7.1 Ændringer i metode og opdateret datagrundlag	60
7.2 Forskelle mellem resultater i tidligere og nærværende beregninger	61
8 Diskussion af usikkerheder	62
8.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden	62
8.2 Farlighed af partikler	63
8.3 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder	64
8.4 Samlet usikkerhed	65

Referencer	66
Bilag 1 Beskrivelse af partikler	70

Indledning

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Københavns Kommune og dens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution), som også benyttes til en kildeopgørelse, hvor kildernes koncentrationsbidrag belyses. I luftkvalitetsberegningerne indgår luftkvalitetsmodellerne DEHM og UBM.

Kapitel 1 er sammenfatningen. Kapitel 2 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata. I kapitel 3 udføres en luftkvalitetsvurdering for Københavns Kommune med sammenligning med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Kapitel 4 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionens fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 5 og 6 præsenterer hhv. helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforureningen, og hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager hertil. Kapitel 7 diskuterer usikkerheder på resultaterne for helbredseffekterne.

Kortlægningen er udført af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet, Roskilde.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af følgende personer:

Morten Grønbæk (formand), Statens Institut for Folkesund (SIF) under Syddansk Universitet (SDU), Annett Kjær Ersbøll, SIF, Mathias Vestergaard Nielsen og Hanne Hellerup Eriksen, Københavns Kommune, Sundheds- og Omsorgsforvaltningen. Steen Solvang Jensen og Jørgen Brandt, DCE.

Følgegruppen har holdt møde om udkastet til rapporten den 14. november 2019. Rapportens resultater er endvidere blevet præsenteret den 13. december 2019 på et møde for en ekspertgruppe for luftforurening og sundhed nedsat af Københavns Kommune.

1 Sammenfatning

1.1 Baggrund og formål

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser.

Denne rapport søger at svare på følgende spørgsmål:

Hvordan er luftkvaliteten i Københavns Kommune i 2018, og hvordan kan den forventes at blive i 2030?

Hvordan er luftkvaliteten i 2018 i forhold til gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet?

Hvilke kilder bidrager til luftkvaliteten i 2017, og hvor meget stammer fra Københavns Kommune og kilder uden for kommunen?

Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger i 2017?

Formålet er at kortlægge luftkvaliteten og forventet udvikling, kilderne samt de afledte helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger i Københavns Kommune i 2017. Dette gøres gennem en række aktiviteter:

- En luftkvalitetsvurdering for 2018, som sammenholder målinger på målestationer i københavnsområdet med gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. En generel beskrivelse af den forventede udvikling i luftkvaliteten frem til 2030.
- En kildeopgørelse for 2017 som beskriver totale emissioner og deres fordeling på kilder. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen af de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København, hvoraf 87 gader ligger i Københavns Kommune.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune i 2017. De eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger som følge af helbredseffekterne.

1.2 Undersøgelsen

Luftkvalitetsvurdering

Undersøgelsen er indledt med en luftkvalitetsvurdering, som opsummerer resultater af målinger fra målestationer i København i 2018, og sammenligner målingerne med gældende EU-grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Københavns Kommune. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kildetyper vises. Da de to største lokale kilder er vejtrafik og brændefyring, laves en detaljeret kildeopgørelse for disse to kilder. Emissionsopgørelsen er baseret på den nationale emissionsopgørelse og geografisk fordeling heraf ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler.

Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København, således at bidragene fra de forskellige køretøjsgrupper illustreres.

Beregningerne af luftkvaliteten er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM og bybaggrundsmodellen UBM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden for Københavns Kommune. Bybaggrundsforureningen er den generelle luftforurening i byen, og afspejler koncentrationen, som man vil opleve den i en park, en baggård eller på taget af bygninger. Bybaggrundskoncentrationer afviger sig således fra gadekoncentrationer, som repræsenterer koncentrationerne i 2 meters højde ved husfacaden. Gadekoncentrationerne er bestemt af bybaggrundskoncentrationen plus bidraget fra trafikken i den konkrete gade samt bygningernes indflydelse på spredningsforholdene. Bidraget fra trafikken i gader er beregnet med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM.

I den nationale emissionsopgørelse indgår emissioner fra krydstogtskibe ikke som en særskilt kategori men sammen med alle skibe. Det er derfor ikke muligt at trække oplysninger om krydstogtskibe ud af den nationale emissionsopgørelse. DCE har tidligere gennemført en detaljeret aktivitets- og emissionsopgørelse af krydstogtskibe i Københavns Havn, og den påvirkning af luftkvaliteten i nærområderne (Jensen et al., 2019). Undersøgelsen gennemførte ikke beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger er beregnet for den totale luftforurening i Københavns Kommune. I den totale luftforurening indgår kilder fra Københavns Kommune, alle øvrige kilder i Danmark og udlandet. Dette giver et billede af, hvad al luftforurening betyder helbredsmæssigt, uanset om det er lokale kilder eller øvrige kilder.

Endvidere er beregninger gennemført for, hvor meget emissionskilder i Københavns Kommune bidrager til helbredseffekter i Københavns Kommune. Det er også beregnet, hvor meget hver hovedemissionssektor i Københavns Kommune bidrager med, herunder hvor meget delemissionssektorer bidrager med inden for brændefyring, vejtrafik og ikke-vejgående maskiner.

Beregningerne er gennemført med det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air Pollution). EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, spredning og kemisk omdannelse af luftforurening (DEHM/UBM) samt eksponering af befolkningen, eksponerings-responssammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne. Denne værdisætning kaldes også de eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter fra luftforurening.

Beregningsåret er 2017, som er det seneste år, hvor der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning. Endvidere er der opsummeret resultater af beregninger for 2030 baseret på den forventede emissionsudvikling.

I EVA-systemet indgår befolkningsdata med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km baseret på CPR (Centrale Personregister) fra 2017.

Enkelte studier har fundet sammenhænge mellem ultrafine partikler (<100 nm) og dødelighed og eller sygelighed, men der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for estimering af eksponeringsresponsfunktioner for partikelantal. (Ellermann et al. 2014). WHO vurderer således, at videngrundlaget er utilstrækkeligt til at opstille luftkvalitetsretningslinjer for ultrafine partikler (WHO, 2015), og ultrafine partikler indgår heller ikke i anbefalingerne til beregning af helbredseffekter for luftforurening (WHO, 2014a). Ultrafine partikler indgår derfor ikke som et særskilt forurenende stof i EVA-systemet. Hvis der kunne opstilles eksponerings-respons sammenhænge for ultrafine partikler ville det betyde at lokale kilder som fx trafik og brændeovne ville tilskrives flere helbredseffekter.

1.3 Hovedkonklusioner

Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram

I overvågningsprogrammet følges udviklingen i luftkvaliteten på en række permanente målestationer. I Københavnsområdet er der følgende målestationer: To gadestationer ved hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institutet i København, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre, samt en regional baggrundsstation ved Risø.

Miljøstyrelsen har ansvaret for, at EU's grænseværdier overholdes. Såfremt EU grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør.

Der har været en faldende tendens i målte koncentrationer af NO₂ (kvælstofdioxid), PM_{2,5} og PM₁₀ (massen af partikler under hhv. 2,5 og 10 mikrometer i diameter) samt ultrafine partikler (under 100 nanometer) over en længere årrække (Ellermann et al., 2018, 2019).

Sammenligning med EU-grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2018

Der er ikke overskridelser af EU's grænseværdier for luftkvalitet i 2018, og det var der heller ikke i 2017 (Ellermann et al., 2018, 2019).

WHO's retningslinjer for årsmiddelværdi er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM_{2,5} (10 µg/m³) og halvdelen for PM₁₀ (20 µg/m³) mens de er ens for NO₂ (40 µg/m³).

I forhold til WHO's retningslinjer gælder følgende i 2018:

- Målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO₂.
- WHO's retningslinjer for PM_{2,5} er overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og i landområder.
- WHO's retningslinjer for PM₁₀ er kun overskredet i gadeniveau.

Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer

EU grænseværdien for årsmiddelkoncentrationerne er 40 µg/m³ for NO₂. I 2018 i København ligger beregnede koncentrationer på 98 trafikerede gader fra 17 til 40,8 µg/m³. Der er modelleret én overskridelse af EU grænseværdien på 40 µg/m³, hvilket er på en strækning på H.C. Andersens Boulevard (40,8 µg/m³). Antallet af modellerede overskridelser for de 98 gader har vist faldende tendens siden 2008. Der bliver ikke målt overskridelse på målestationen på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet i 2018 ligger på 39 µg/m³. Den officielle udmelding om overskridelser af EU grænseværdier foretages dog i

forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2019).

Der er ikke beregnet overskridelser af EU grænseværdierne for PM_{2,5} og PM₁₀.

Tidligere beregninger viser, at koncentrationerne forventes at falde fra 2016 til 2030 (Jensen et al., 2018b). Dette gælder for luftforureningen, der kommer til Københavns Kommune fra kilder uden for byen, luftforurening fra kommunen, og luftforureningen i de 98 gader. Det skyldes regulering af emissioner i EU og national regulering

Emissionsopgørelse

I 2017 er den største kilde til udledning af kvælstofoxider (NO_x) i Københavns Kommune vejtransport (51%), den næststørste er kraftværker (28%), den tredjestørste er ikke-vejgående maskiner (16%), mens bidraget fra brændeovne er lille (3%). Kraftværker udgør en væsentlig kilde i Københavns Kommune pga. flere kraftværker er placeret i kommunen (Svanemølleværket, H.C. Ørstedværket og Avedøreværket).

De største kilder til udledning af PM_{2,5} i Københavns Kommune er brændeovne og pillefyr mv. (51%). Det fremgår også, at partikelemissionen fra brændeovne mv. (51%) er mere end dobbelt så stor som partikelemissionen for vejtransporten (20%). Den procentvise fordeling mellem emissionssektorerne er næsten ens for PM_{2,5} og PM₁₀.

Vejtransport er også den største kilde til kulilte (CO), mens kraftværker er den største kilde til svovloxider (SO_x).

Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen

Kildebidraget er koncentrationsbidraget fra emissionskilder i Københavns Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Københavns Kommune. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter, de enkelte emissionskilder bidrager med.

Baggrundskoncentrationen af NO₂ som gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune er modelleret til 16 µg/m³ i 2017.

Alle kilder i Københavns Kommune bidrager med omkring 3,8 µg/m³ til bybaggrundskoncentrationen af NO₂, hvilket svarer til omkring 24% af bybaggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 12 µg/m³ eller 74% for NO₂ kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner bidrager med 4,6 µg/m³ (29%), skibstrafik i Øresund med 0,7 µg/m³ (5%) og den regionale luftforurening med 6,6 µg/m³ (42%). Vejtrafikken inden for Københavns Kommune udgør det største bidrag med omkring 1,9 µg/m³ til bybaggrundsforureningen af NO₂ svarende til omkring 12%. Det næststørste bidrag er fra kraftværker mv., som udgør omkring 1 µg/m³ (6%).

Baggrundskoncentrationen som gennemsnit over Københavns Kommune er modelleret til omkring 13 µg/m³ for PM₁₀ og 8 µg/m³ for PM_{2,5} i 2017.

De lokale kilder i Københavns Kommune udgør sammenlagt omkring 1,5 µg/m³ for PM₁₀ og 0,7 µg/m³ for PM_{2,5} (hhv. 11% og 8% af bybaggrundskon-

centrationen). Modsat gælder, at omkring 11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 89% for PM_{10} kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for $\text{PM}_{2,5}$ er 7,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 92%.

For $\text{PM}_{2,5}$ bidrager nabokommunerne med 0,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5%), skibstrafik i Øresund med 0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (0,1%) og den regionale luftforurening modelleret med DEHM med 7,0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (86%). Det regionale bidrag er altså helt dominerende, og omfatter bidrag fra emissionskilder længere væk end 25 km fra København dvs. Emissionskilder fra det øvrige Danmark og udlandet.

Brændefyring giver det største lokale bidrag til partikelforurening med 0,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ svarende til hhv. 5% og 4% af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$. Brændefyring er domineret af emissioner fra brændeovne.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med 0,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 2,4% og 1,6% af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Brændefyring bidrager således mest til partikler og vejtransport mest til NO_2 .

Kildebidrag til gadekoncentrationer

Der er gennemført beregninger af kildebidrag til NO_2 -koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018 - dvs. samme gader, som indgår i den nationale overvågning af luftkvalitet. For hver gade er beregnet gadekoncentrationen, som består af et bidrag fra regional baggrund (beregnet med DEHM), et bidrag fra byens emissioner (beregnet med UBM) og et bidrag fra trafikemission i de pågældende gader (beregnet med OSPM). Det koncentrationsbidrag, som trafikken i en gade giver anledning til, kaldes gadebidraget, dvs. det er gadekoncentrationen minus bybaggrundskoncentrationen.

Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden, og gadegeometrien. Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 98 gader er 80% personbiler, 15% varebiler, og 5% lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade, vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for NO_2 , at personbiler bidrager mest. I gennemsnit udgør personbiler 52% af gadebidraget, varebiler udgør 26%, lastbiler udgør 6% og busser udgør 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 23%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør omkring 5% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er væsentligt højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er dog noget mindre end indikeret ovenfor pga. eftermontering af SCRT (kombineret NO_x -katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København. Dette er ikke indregnet for de 98 gader, da det ville kræve oplysninger om, hvor de enkelte SCRT busser kører i forhold til de 98 gader.

For Jagtvej ved målestationen er der i nærværende projekt gennemført en detaljeret opgørelse af trafikens bidrag til PM_{10} og $PM_{2,5}$ underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid og bremseslid. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM_{10} udgør udstødning omkring 15% og ikke-udstødning omkring 85%. For $PM_{2,5}$ er det hhv. omkring 27% og 73%.

Kildebidrag fra brændefyringsanlæg

Der er omkring 17.000 brændefyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf langt hovedparten er brændeovne. Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Københavns Kommune fås, at Københavns Kommune har meget få kedler og pillefyr (0,4%) i forhold til landplan (21%), men flere brændeovne (95%) i forhold til landsplan (74%). Den procentvise fordeling af andre ovne som flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv. er den samme i Københavns Kommune og på landsplan (5%).

Der eksisterer ikke oplysninger på kommunalt plan om brændefyringsanlæggenes fordeling på anlægstyper (gamle ovne, nyere ovne, Svane-mærkede mv.). Her er den nationale fordeling derfor lagt til grund med de tilhørende emissionsfaktorer.

Der er relativt store forskelle på emissionsfaktorer (g/GJ) for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Pillekedel/ovn har den laveste emissionsfaktor for partikler.

Brændefyringsanlæg har langt højere emissionsfaktorer end andre individuelle opvarmningskilder og kollektiv varmforsyning.

For tidlige dødsfald og sygelighed

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2017 er omkring 460 i Københavns Kommune på baggrund af udendørs luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 320 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning (kroniske dødsfald) og 140 pga. korttidspåvirkning (akutte dødsfald).

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til $PM_{2,5}$ (400 dødsfald), derefter til NO_2 (50 dødsfald) og kun meget lidt til ozon (O_3) (3 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald).

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfald på 460 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 på 3.759 svarer luftforureningens andel til omkring 12%.

Skadevirkningerne af langtidspåvirkning af partikelforurening ophobes gennem hele livet fra fødsel til død hos alle, der er udsat for den. Langtidspåvirkningen kan være med til at fremkalde hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Derfor ses dødsfaldene især hos personer, der har været udsat i mange år, dvs. hos ældre samt personer, der er særligt følsomme. Spædbørn er også særligt følsomme, men dødsfald blandt spædbørn udgør en forsvindende del.

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår, og dette lægger til grund for værdisætningen og beregningen af omkostningerne af for tidlige dødsfald

som følge af langtidspåvirkning. Omkostningerne ved for tidlige dødsfald som følge af korttidspåvirkning af luftforurening baseres på værdien af et statistisk liv.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed end der er tilfælde af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 440.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser og hjerte-karsygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage).

Selvom gældende EU grænseværdier for partikler, NO₂ og ozon ikke er overskredet, er der stadigvæk betydelige helbredseffekter, da der også er helbredseffekter under EU grænseværdierne, som det fremgår af ovenstående.

Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale emissionskilder

Det er undersøgt, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager til helbredseffekterne i Københavns Kommune. Formålet med disse beregninger er, at kvantificere hvad de lokale emissionskilder i Københavns Kommune betyder for helbredseffekterne i Københavns Kommune.

Der er 40 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2017. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (460) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder udgør kilder i Københavns Kommune omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2017. Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændefyring (15 i 2017) og vejtransport (14 i 2017).

Emissioner fra Københavns Kommune vil også give anledning til for tidlige dødsfald uden for kommunegrænsen.

Eksterne omkostninger pga. al luftforurening

De totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,8 milliarder kr. i 2017.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Sekundære partikler og havsalt giver anledning til 5,4 milliarder kr. i eksterne omkostninger, og de direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}) giver anledning til 1,8 milliarder kr. Samlet set giver partikler således anledning til 7,2 milliarder kr. i eksterne omkostninger, men det er hovedsageligt sekundært dannede partikler og havsalt, som bidrager hertil. Der er betydelig usikkerhed på især bidraget fra havsalt, som andrager omkring 12% af PM_{2,5}. Det næststørste bidrag er for NO₂ med 1,8 milliarder kr. og herefter kommer O₃ og SO₂, som kun bidrager med hhv. 0,1 og 0,03 milliarder kr.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, som følge af både langtids- og korttids eksponering, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold fx til værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlig dødsfald omkring 8,1 milliarder kr., mens sygelighed samlet er omkring 0,7 milliarder kr.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder

De samlede eksterne omkostninger i København Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 855 mio. kr. fordelt med 468 mio. kr. på primært emitterede partikler (PPM_{2,5}), 388 mio. kr. på NO₂, 11 mio. kr. på SO₂ samt -17 mio. kr. på O₃. Grunden til, at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Københavns Kommune udgør omkring 10% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder.

De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtrafik, som står for omkring 335 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændefyring med 265 mio. kr. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 16.000 kr. i 2017. Andre kildetyper, som udgør en vis del er ikke-vejgående maskiner (81 mio. kr.), kraftværker mv. (67 mio. kr.), affaldsbehandling, som også indeholder bidrag fra ildebrande (44 mio. kr.) og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 38 mio. kr.

Eksterne omkostninger fra den internationale skibstrafik i Øresund inden for 25 km udgør 44 mio. kr.

Usikkerheder

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene 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. De forskellige led i kæden er forbundet med større eller mindre usikkerheder. I kapitel 8 er usikkerhederne diskuteret og vurderet, hvordan de har indflydelse på resultaterne.

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige døde i Europa som følge af luftforurening efter grundlæggende samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring ±50% (Lelieveld et al., 2019). Det er DCE's faglige skøn, at den usikkerhed, som er angivet i det tyske studie, er i god overensstemmelse med den usikkerhed man må regne med i denne type studier (Herstel et al., 2019).

2 EVA-systemet

Dette kapitel beskriver EVA-systemet, hvad det kan anvendes til, samt de metoder og data, som det er baseret på.

2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger

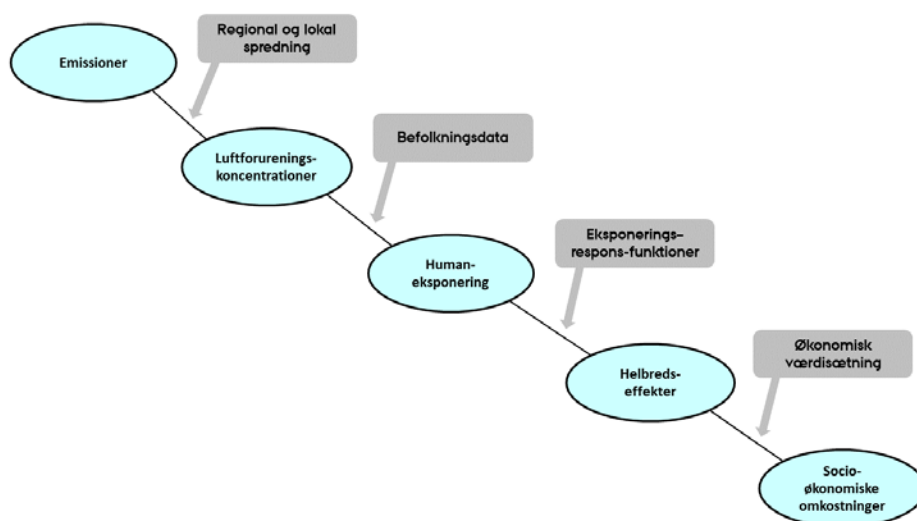
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer af kilder kan sammenlignes direkte med en fælles enhed (penge).

I nærværende projekt er EVA-systemet anvendt til at beregne helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. Version 5.2 af EVA-systemet er anvendt (Andersen et al., 2019).

Impact-pathway metoden

Det integrerede modelsystem, EVA (Economic Valuation of Air pollution) (Brandt et al., 2011a, b; 2013a, b; 2016a, b; Andersen et al., 2019) er baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode, og har til formål at opgøre helbredsrelaterede eksterne omkostninger fra luftforureningen og estimere, hvordan helbredsomkostningerne er fordelt på de forskellige typer af luftforurening 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 2.1) baseret på den bedst tilgængelige viden.



Figur 2.1. Et skematisk diagram over EVA-systemets bestanddele baseret på "impact-pathway" - metoden. En emission fra en forurenende kilde et bestemt sted resulterer (via atmosfærisk transport og kemiske omdannelser) i en fordeling af koncentrationen i luften, som sammen med detaljerede befolkningsdata kan bruges til at beregne eksponeringen af befolkningen. Effekter på menneskers helbred findes ved brug af eksponerings-responsfunktioner og til sidst værdisættes de individuelle effekter for at finde de totale eksterne omkostninger.

”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 (eksterne omkostninger). Der er direkte omkostninger forbundet med produktionen af fx 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.

Baggrundsforurening med høj geografisk opløsning

Luftkvalitetsmodeller er anvendt til at estimere, hvor meget emissionskilderne i Danmark, herunder Københavns Kommune, samt udlandet bidrager til baggrundskoncentrationen beregnet med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. De anvendte modeller er den regionale model DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012) og bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) (Berkowicz, 2002; Brandt et al., 2001), som har høj geografisk opløsning. Der er anvendt samme model setup og tilhørende internationale og nationale emissioner og meteorologi som i modelberegninger gennemført for 2018 i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA (Ellermann et al., 2019).

Udenlandske emissioner

Emissionsdata til DEHM er baseret på en række europæiske og globale emissionsopgørelser, da modellen dækker den nordlige halvkugle. Emissionsgrundlaget for Europa er baseret på de sidst tilgængelige emissionsdata fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; www.emep.int).

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM. Isopren fra vegetation, som er en flygtig organisk forbindelse (NMVOC) i gasform, og som spiller en rolle for dannelse af ozon samt i dannelsen af sekundære organiske partikler. NO_x-emissioner, som dannes i atmosfæren ved lynudladninger, og emissioner af kvælstofforbindelser fra bakterielle processer i jord, har betydning for dannelse af sekundære partikler i atmosfæren i form af ammoniumpartikler og nitratpartikler. Emissioner fra skovbrande og saltpartikler fra havoverflader indgår også. En beskrivelse af de naturlige emissioner i DEHM er givet i Brandt et al. (2012).

Danske emissioner

DEHM-beregninger for Danmark er baseret på 1 km x 1 km emissionsdata, som dækker Danmark for alle emissionsklasser for 2017 beregnet med SPREAD-emissionsmodellen version 2.0 (Plejdrup & Gyldenkerne, 2018).

De nationale emissionsopgørelser omfatter summen af emissioner udledt i hele Danmark for en lang række kilder underopdelt i såkaldte SNAP-koder. SNAP er en international nomenklatur for kildetyper til luftforurening – Selected Nomenclature for Air Pollution.

For at emissionerne fra de nationale opgørelser kan anvendes til modellering af fx luftkvalitet, er der tilføjet en geografisk komponent. Hertil er udviklet den GIS- og databasebaserede model SPREAD (Plejdrup & Gyldenkerne,

2018). I modellen behandles emissionerne på det mest disaggregerede niveau, som er muligt på basis af de disponible geografiske data. En række kilder behandles som punktkilder, hvor den eksakte geografiske lokalitet er kendt. Punktkilder omfatter hovedsageligt el- og varmeproducenter samt større industrivirksomheder. Ud over punktkilderne er der en lang række kilder, der ikke kan lokaliseres enkeltvis, men som behandles gruppevis ud fra kildernes fælles karakteristika. Disse kilder kaldes arealkilder, og omfatter bl.a. energiforbrug i husholdninger, industrielle processer, anvendelse af opløsningsmidler og andre produkter, vejtransport, og andre mobile kilder, herunder ikke-vejgående maskiner i industrien. For hver enkelt kilde eller gruppe af kilder er der udviklet en nøgle til fordeling af de nationale emissioner ud fra de disponible geografiske data, fx arealanvendelse, befolkningstæthed, infrastruktur og trafikdata.

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD-modellen er p.t. implementeret i UBM-modellen, se Tabel 2.1. Da der er særlig fokus på SNAP2, 7 og 8 er disse med underinddeling.

Tabel 2.1. SNAP-koder for de forskellige kilder/emissionssektorer.

SNAP kode	Emissionskilder
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed
SNAP04	Industrielle processer
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas
SNAP06	Anvendelse af produkter
SNAP0701	Vej transport -personbiler
SNAP0702	Vej transport -varebiler
SNAP0703	Vej transport -lastbiler
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm ³
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm ³
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid
SNAP0708	Vej transport -vejslid
SNAP0801	Militær
SNAP0802	Jernbaner
SNAP080402	National søfart
SNAP080403	Nationalt fiskeri
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde
SNAP3F	Landbrug, øvrigt

SNAP-kategori 0202 omfatter boligopvarmning, hvor emissionen helt er domineret af brændeovne. Den geografiske fordeling er bl.a. baseret på BBR-oplysninger og skorstensfejerregistre og derfor mere retvisende end tidligere opgørelse, hvor den geografiske fordeling var baseret på en opgørelse af brændselsforbruget til individuel opvarmning på kommuneniveau foretaget af Energistyrelsen.

Mht. bidraget fra national skibstrafik (SNAP 0804) er bidraget ikke underopdelt men beregnet under ét og kun i en afstand op til 25 km fra Københavns Kommune (modelområdet). Det væsentligste bidrag fra skibstrafikken består desuden af sekundære stoffer, som er langtransporteret.

I beregningerne er der en særskilt kategori for international søfart i afstande op til 25 km fra Københavns Kommune, hvilket belyser bidraget fra skibstrafik i Øresund.

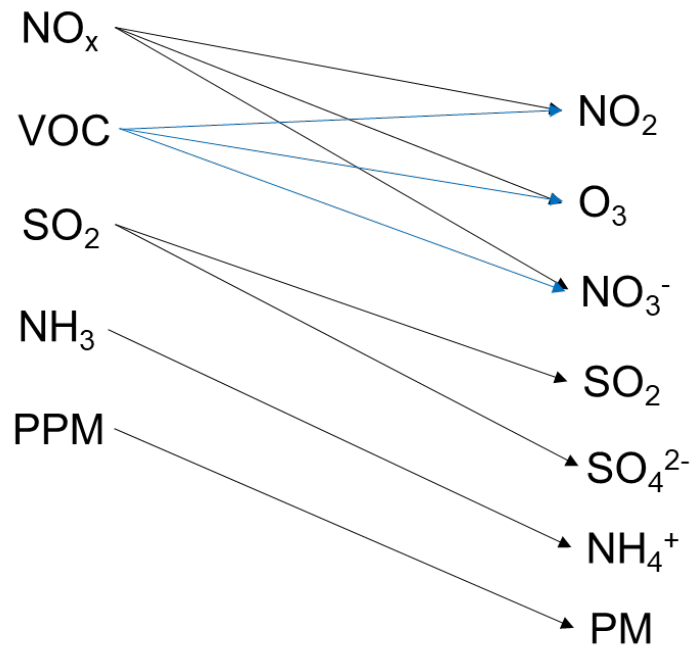
Derudover er der også en kategori for det regionale baggrundsbidrag beregnet med DEHM.

Luftforurening

De kemiske komponenter som giver anledning til helbredseffekter, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler ($PPM_{2,5}$), de sekundært dannede uorganiske partikler (SIA): SO_4^{2-} (sulfatpartikler), NO_3^- (nitratpartikler) og NH_4^+ (ammoniumpartikler), samt SOA (sekundære organiske partikler) og havsalt (SS). Endvidere gasserne: NO_2 (kvælstofdioxid), SO_2 (svovldioxid) og O_3 (ozon).

Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x , NO_2 , O_3 , CO, SO_2 , NH_3 , VOC, mv. Den totale $PM_{2,5}$ og PM_{10} i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon i "frisk" og "ældet" form) samt organisk kulstof fra forbrændingsprocesser, og de sekundære uorganiske partikler indeholdende ammonium, sulfat og nitrat (NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 , $(NH_4)_2SO_4$) m.fl. Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler (SOA).

En række direkte emitterede stoffer bliver omdannet til andre stoffer i atmosfæren. Nogle af disse forhold er simplificeret beskrevet i Figur 2.2.



Figur 2.2. Forenklet oversigt over primære antropogene emissioner (venstre side) og stoffer som koncentrationer, der giver helbredseffekter (højre side). NO_3^- , SO_4^{2-} og NH_4^+ er partikler og bidrager i forskellige kombinationer med hinanden til de samlede PM-koncentrationer (se tekst ovenover). PPM og PM er ikke et enkelt stof men består af mange forskellige kemiske stoffer.

Der er en mere detaljeret generel beskrivelse af partikler i Bilag 1.

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 og bybaggrundsmodellen to gange: Med og uden emissionerne fra kilden. 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.

Befolkningseksposeringen er beregnet som befolkningens kontakt med den beregnede koncentration i centerpunktet af gitterceller af 1 km x 1 km og befolkningen inden for samme gitterceller.

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). I forbindelse med nærværende projekt er der anvendt et tidligere erhvervet CPR-datasæt fra Sundhedsstyrelsen for hele Danmark fra 24. april 2017, som indeholder oplysninger om fødselsdag, køn og adresse for samtlige personer i Danmark. CPR-datasættet er koordinatsat ved at matche datasættet med det nationale adresseregister. Befolkningsdata og kobling til adresseregister er nærmere beskrevet i Jensen et al. (2018a), og så knyttet til gitterceller af 1 km x 1 km.

Helbredseffekter

De helbredseffekter, som p.t. er beskrevet i EVA-systemet, er følgende:

- Bronkitis hos voksne
- Astma og bronkitis hos børn
- Sygedage
- Hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme
- Lungekræft
- Akutte dødsfald (som følge af korttidseksponering)
- Tabte leveår (YOLL) (kroniske dødsfald som følge af langtidseksponering)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/10,6 + akutte dødsfald)

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO₂- og partikelforurening beregnes ud fra YOLL (Years of Life 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 den er baseret på et Europæisk gennemsnit fra Clean Air for Europe projektet (CAFÉ; Watkiss et al., 2005). Et for tidligt dødsfald svarer således til 10,6 tabte leveår i gennemsnit.

Eksposterings-responsfunktioner og enhedspriser

Delta-koncentrationerne kobles til befolkningsdata for hver gittercelle for at beregne befolkningseksponeringen i eksposterings-responsberegningen.

Eksposterings-responsfunktioner er typisk tilgængelige på formen: $R = \alpha \cdot \Delta c \cdot P$, hvor R er responset (fx lungekræft eller akutte dødsfald) målt i en passende enhed (fx tilfælde af lungekræft eller antal tilfælde). 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 eller funktion for den specifikke funktion, typisk tilvejebragt fra publicerede studier af større befolkningsgrupper (kohorter).

Der er bred enighed om, at eksposterings-responsfunktionerne og de tilhørende enhedspriser er lande-specifikke, bl.a. fordi helbredsudfald hænger sammen med en række forskellige forhold, hvoraf levevis er en vigtig parameter. Desuden er befolkningernes almene helbredstilstand og landenes økonomier forskellige. De funktioner, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i EVA (Tabel 2.2), er derfor så vidt muligt tilpasset til danske betingelser. Som det kan ses i Tabel 2.2 er nogle af helbredseffekterne kun relevante for specifikke aldersgrupper.

For referencer vedrørende eksposterings-responsfunktionerne og værdisætning henvises til Andersen et al. (2019) om miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. I forhold til tidligere versioner af EVA-systemet (Andersen & Brandt, 2014) er der nu inkluderet helbredseffekter af NO₂ ud fra anbefalinger fra WHO (WHO, 2013;2014a). Af betydning for resultaterne er endvidere, at WHO særskilt har identificeret eksposterings-responsfunktioner for akut mortalitet for PM_{2,5} og NO₂ mod tidligere kun SO₂ og ozon. De tabte leveår ved kronisk mortalitet for PM_{2,5} (som følge af langtidseksponering) er herefter opgjort for akut mortalitet på en måde, så der forsøges at undgå dobbelttælling af effekter. Endvidere er effekter på voksne astmatikere udgået, idet disse ikke er medtaget af WHO. Ved værdisætningen

er anvendt en opdateret værdi for statistisk liv på 31,6 mio. kr. som opgjort af Det Økonomiske Råd (DØRS, 2016) og anbefalet af Finansministeriet (Finansministeriet, 2017). Denne værdisætning er omkring dobbelt så høj som den tidligere anvendte i EVA-systemet. Notatet Andersen et al. (2019) erstatter således beregningspriserne i notat om miljøøkonomiske beregningspriser 2.0 (Andersen, 2018).

Tabel 2.2. Hebreds effekter i EVA5.2. De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien, medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra Andersen et al. (2019).

Helbredseffekt Slutpunkter	Eksponerings-responsfunktioner	Værdisætning DKK (2016-priser)
MORBIDITET (PM_{2,5})		
Bronkitis (voksne)	7,02E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	293.863 pr. tilfælde
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,75E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	1,93E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	119.194 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet	1,62E-6 tilfælde pr. µg m ⁻³ (> 30 år)	162.502 pr. tilfælde
Astma (9,4%; < 19 år) og bronkitis (<18 år) hos børn		
- astmasymptomer	4,05E-4 pr. µg m ⁻³	9.873 pr. år
- bronkitis (hoste)	1,37E-3 pr. µg m ⁻³	1.206 pr. år
Sygedage		
- arbejdsdage (20-65 år)	3,93E-5 dage pr. µg m ⁻³	2.031 pr. dag
- alle dage, netto	6,9E-2 dage pr. µg m ⁻³	1.105 pr. dag
MORBIDITET (NO₂)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,6E-5 tilfælde pr. µg m ⁻³	74.053 pr. tilfælde
MORBIDITET (O₃>35ppb)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	1,95E-5*SOMO35 ^a dage/år (>65 år)	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	6,33E-5*SOMO35 ^a dage/år (>65 år)	119.194 pr. tilfælde
Sygedage		
- MRAD ⁺ ozon (O ₃ >35ppb)	3,29E-5*SOMO35 ^a dage/år	584 pr. tilfælde
MORTALITET		
Akut mortalitet		
- PM _{2,5}	1,19E-5 pr. µg m ⁻³ minus SO ₂ /NO ₂	31.600.000
- SO ₂	6,97E-7 pr. µg m ⁻³	31.600.000
- NO ₂ [*]	2,61E-6 pr. µg m ⁻³	31.600.000
- PM _{2,5} spædbørn (3-12m)	6,15E-6 pr. µg m ⁻³	47.400.000
- ozon (O ₃ >35ppb)	2,81E-6*SOMO35 ^a tilfælde pr. µg m ⁻³	31.600.000
Kronisk mortalitet		
- PM _{2,5}	0,932E-3 YOLL [#] pr. µg m ⁻³ (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL [#]
- NO ₂ (>20µg/m ³)	0,625E-3 YOLL [#] pr. µg m ⁻³ (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL [#]

^aSOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.

^{*}NO₂ beregnes ud fra daglige max-timeværdi.

[#]YOLL er en forkortelse for "Years Of Life Lost" (tabte leveår).

⁺Minor Restricted Activity Days (dage med mindre restriktioner i aktivitet).

I lighed med anbefalingerne for WHO er det i EVA-beregningerne antaget, at alle partikler indeholdt i PM_{2,5} er lige farlige.

Detaljeret gennemgang af danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark er sammenfattet i en dansk rapport fra 2014 (Ellermann et al., 2014a).

Meteorologiske data

Ud over emissionsdata kræver beregninger med luftkvalitetsmodellerne også adgang til meteorologiske data. Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecast model, Skamarock et al., 2005) for 2017, som køres rutinemæssigt på ENVIS/AU, som en del af NOVANA programmet.

Beregningsår

De danske emissionsdata og meteorologiske data repræsenterer 2017, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger luftforureningen i 2017.

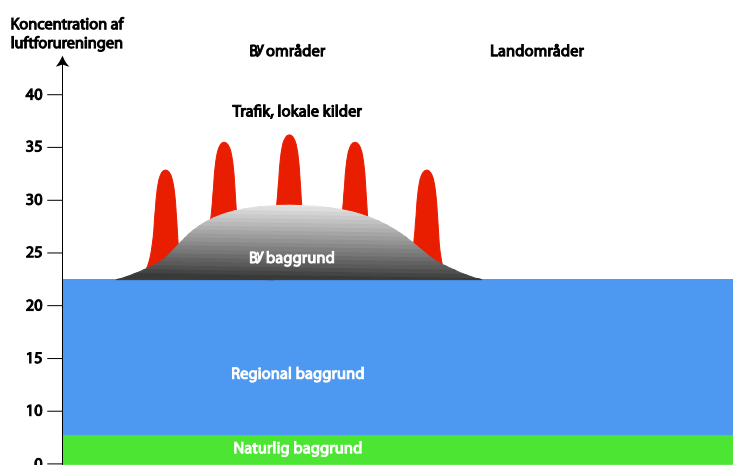
3 Luftkvalitetsvurdering

I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Københavns Kommune med udgangspunkt i udviklingen i luftkvaliteten på målestationerne i københavnsområdet. Endvidere opsummeres detaljerede luftkvalitetsberegninger for 2018 for 98 gader i København baseret på beregninger gennemført under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (luftdelen af NOVANA programmet). Til slut beskrives den forventede udvikling i luftkvaliteten frem til 2030 baseret på beregninger.

Det er valgt at fokusere på NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} , da de er helbredsskadelige og der er opstillet EU grænseværdier for disse stoffer. NO_2 er en rimelig god indikator for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. EU grænseværdien for NO_2 som årsmiddelværdi er $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ var overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København frem til 2016 (Ellermann et al., 2018), men den blev ikke overskredet i 2017 og 2018 (Ellermann et al., 2019). PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ stammer fra en lang række kilder, og langtransporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede EU grænseværdier for PM_{10} på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi og for $\text{PM}_{2,5}$ på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i Danmark. $\text{PM}_{2,5}$ er sammen med NO_2 de luftforureninger, som bidrager mest til den helbredsmæssige belastning beregnet med EVA-systemet.

3.1 Bidrag til luftforurening

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 3.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen - fx København. Luftforureningskoncentrationer i bybaggrunden beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau, en baggård eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikskilderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen, og beregnes med OSPM. Gadekoncentrationen repræsenterer koncentrationsniveauet i 2 meters højde langs husfacaden i en gade. Disse luftkvalitetsmodeller beregner bidragene på baggrund af emissionsdata og meteorologiske data samt topografiske data.



Figur 3.1. Skematisk beskrivelse af bidrag til luftkvaliteten. Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller, hhv. DEHM, UBM og OSPM. Naturlig baggrund indgår som en del af den regionale baggrund i nærværende studie.

3.2 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne

I dette afsnit ser vi på udviklingen i koncentrationsniveauer på målestationerne. De præsenterede data er fra Ellermann et al. (2019).

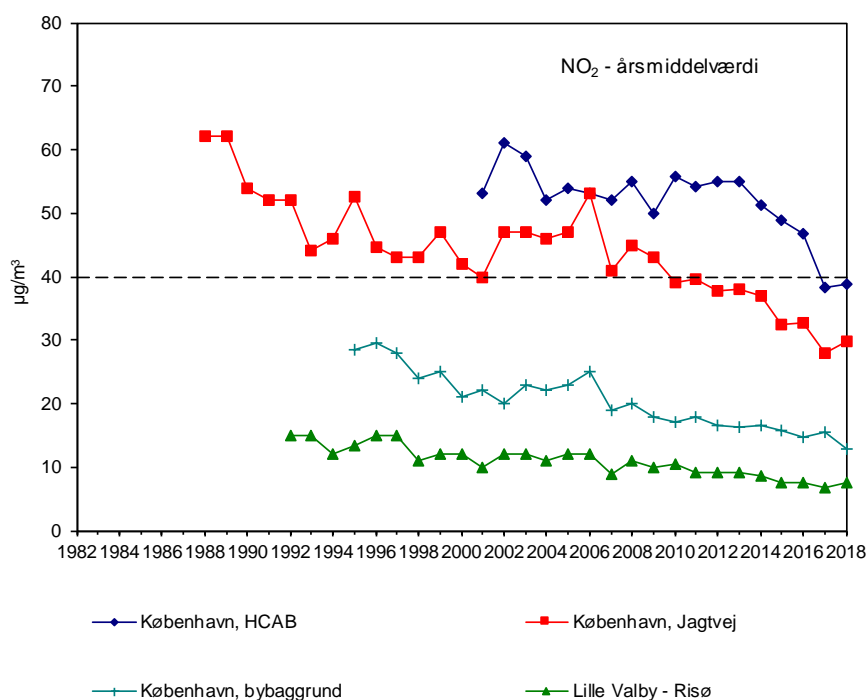
Udvikling i målinger af NO₂

I Figur 3.2 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af NO₂ for målestationer i Danmark. I Københavnsområdet er der to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundsstation: H.C. Ørsted Institut/1259 samt en regional station: Risø. Stationernes placering, målte stoffer, resultater mv. er nærmere beskrevet på hjemmesiden <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/>.

Der er en faldende tendens i NO₂-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO_x-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for bybaggrundsstationer og regionale baggrundsstationer.

Gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er målt til lige under EU grænseværdien på 40 µg/m³ i 2017 og 2018. I 2018 er den 39 µg/m³.

Trafikkens bidrag til NO₂-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 26 µg/m³ og på Jagtvej omkring 17 µg/m³ i 2018 (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne.



Figur 3.2. Udviklingen i årsmiddelværdien af NO₂ for målestationer i Københavnsområdet. NO₂ målestationer i Københavnsområdet er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard (HCAB) og Jagtvej, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institut, samt en regional station ved Risø. Stigningen i koncentrationen på H. C. Andersens Boulevard i 2010 skyldes nedlæggelse af en busbane, hvilket flyttede trafikken tættere på målestationen. Faldet i 2017 skyldes flytning af målestationen, således at afstanden til vejbanerne blev reetableret set i forhold til situationen før busbaneændringen (Ellermann et al., 2019).

Udvikling i målinger af PM_{2,5}

I Figur 3.3 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{2,5} for målestationer i Danmark.

Der er en faldende tendens i PM_{2,5}-koncentrationerne for både gade- og bybaggrundsstationen.

I 2018 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard 16 µg/m³, på Jagtvej 14 µg/m³, bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Institutet er 13 µg/m³, bybaggrundskoncentrationen i forstaden i Hvidovre er 12 µg/m³ og de regionale koncentrationer ved Risø er 12 µg/m³. Målingerne er væsentligt under EU grænseværdien på 25 µg/m³.

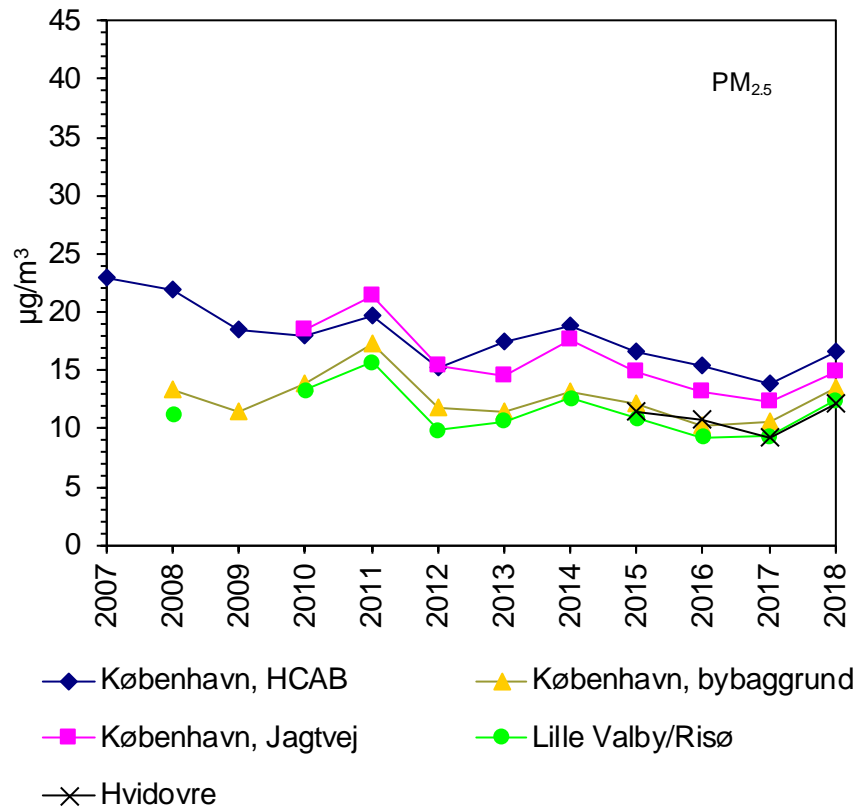
Trafikkens bidrag til PM_{2,5}-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 3 µg/m³ og på Jagtvej omkring 1 µg/m³ (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Der er således et meget stort regionalt baggrundsbidrag, og trafikken i gaderne bidrager forholdsvis lidt til gadekoncentrationer.

Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfilter. Udstødningsdelen udgør dog en mindre del, idet ikke-udstødning spiller en stor rolle. Ikke-udstødning er partikelemission som følge af vejslid, dækslid, bremseslid og ophvirvling heraf. Partikelemissionen fra ikke-udstødning er afhængig af trafikmængden, køretøjssammensætningen og rejsehastigheden, og påvirkes følgelig ikke af fx partikelfiltre.

Den faldende tendens i målingerne skyldes som for NO₂, lavere danske og udenlandske emissioner.

Den primære årsag til variation mellem årene er år til år variationer i de meteorologiske forhold.

For PM_{2,5} ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år, hvor 2018 havde forholdsvis lidt nedbør og dermed mindre våddeposition af partikler fra luften (Ellermann et al., 2019).



Figur 3.3. Udviklingen i årsmiddelværdien af $PM_{2,5}$ for målestationer i Danmark. Målestationer i københavnsområdet med $PM_{2,5}$ -målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/HCAB og Jagtvej, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institutttet, en bybaggrunds/forstadsstation i Hvidovre samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

PM_{10}

I Figur 3.4 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{10} for målestationer i Danmark.

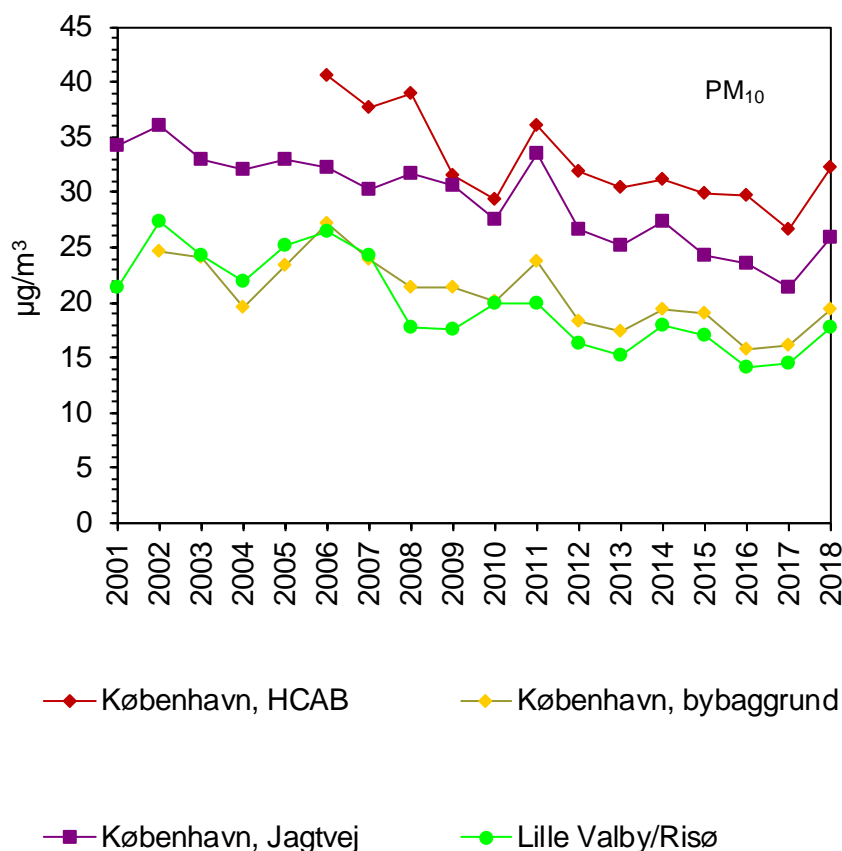
Der er en faldende tendens i PM_{10} -koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationer. Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner. Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfiltre. Men ikke-udstødningsbidraget er endnu større for PM_{10} end for $PM_{2,5}$, da PM_{10} indeholder grovere partikler end $PM_{2,5}$, og derved medtager en større del af ikke-udstødningsbidraget, som for en stor del består af grove partikler.

I 2018 er gadekoncentrationen $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej. Der blev målt $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Institutttet og $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på den regionale station Lille Valby-Risø. Målingerne er væsentligt under EU grænseværdien på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Trafikkens bidrag til PM_{10} -koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og på Jagtvej omkring $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (forskellen mellem gade- og bybaggrunds-koncentration). I forhold til $PM_{2,5}$ er der således et større gadebidrag, hvilket skyldes bidraget for ikke-udstødning, da udstødningsbidraget er det samme for $PM_{2,5}$ og PM_{10} .

Den primære årsag til variation mellem årene er år til år variationer i de meteorologiske forhold.

For PM₁₀ ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år, hvor 2018 havde forholdsmæssigt lidt nedbør og dermed mindre våddeposition af partikler fra luften (Ellermann et al., 2019).



Figur 3.4. Udviklingen i årsmiddelværdien af PM₁₀ for målestationer i Danmark. Målestationer i københavnsområdet med PM₁₀-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/HCAB og Jagtvej, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institutet, samt en regional station Lille Valby-Risø.

Partikelantal

I Figur 3.5 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler pr. kubikcentimeter for målestationer i Danmark, som alle er placeret i københavnsområdet. De seneste publicerede data er fra 2017. Måleinstrumenterne måler antallet af partikler med en diameter fra 41 til 478/550 nm. Detaljerne kan læses i Ellermann et al. (2018). De viste tal svarer derfor ikke helt til ultrafine partikler.

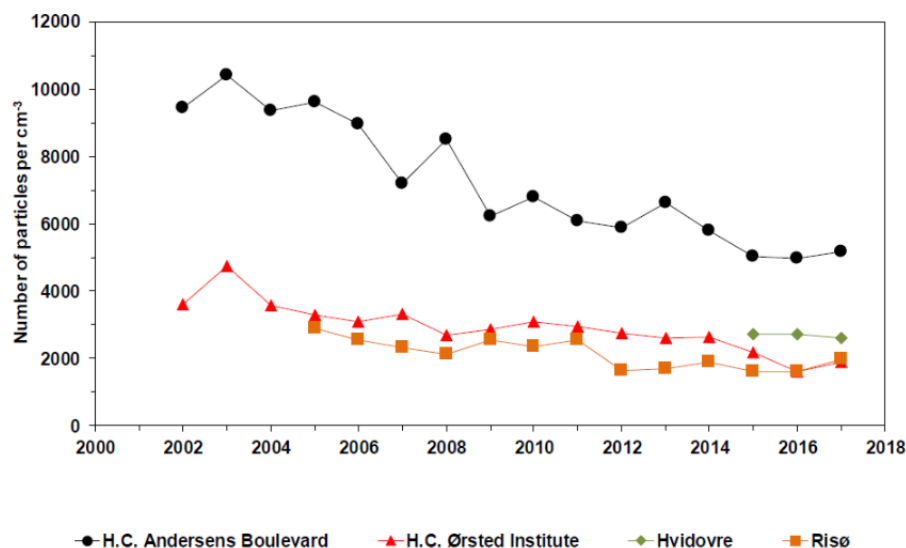
Når man tæller partikler, er antallet helt domineret af de meget små partikler, som har meget lille masse, og derfor masse-mæssigt udgør en meget lille del af fx PM_{2.5}. Antallet af partikler er domineret af forbrændingspartikler som fx kondensater mv. Ultrafine partikler er defineret som partikler med en diameter under 0,1 mikrometer (PM_{0.1}), og der er derfor et stort sammenfald mellem antallet af partikler og ultrafine partikler.

Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrunds- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrunds-koncentrationen. Den faldende tendens skyl-

des for gadestationerne især den løbende udskiftning af køretøjsparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

I 2017 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard omkring 6.000 partikler pr. kubikcentimeter, bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Institutet og den regionale station på Lille Valby-Risø på omkring 2.000, mens forstadsstationen i Hvidovre er på omkring 3.000, sandsynligvis forbi den er påvirket af brænderøg. Det er ingen EU grænseværdier for antallet af partikler.

Trafikkens bidrag til koncentrationen af antallet af partikler på H.C. Andersens Boulevard er omkring 4.000 partikler pr. kubikcentimeter (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne. På denne måde viser antallet af partikler samme mønster som koncentrationen af NO₂.



Figur 3.5. Udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler for målestationer i Danmark. Alle målestationer er i københavnsområdet med målinger af partikelantal på gadestationen H.C. Andersens Boulevard/1103, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015.

3.3 Sammenligning med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2018

I Tabel 3.1 sammenlignes målte koncentrationer fra 2018 i københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for, at EU grænseværdierne overholdes. Såfremt EU grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

Tabel 3.1. Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2018. Grøn betyder overholdelse og rød betyder overskridelse af EU grænseværdi eller retningslinjer.

Stof	EU-grænseværdi (µg/m ³)	WHO-retningslinjer (µg/m ³)	Målt på målestationer i 2018 (µg/m ³)		
			Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
PM _{2,5}	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	14-16	12-13	12
PM ₁₀	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	25-31	18	17-18
NO ₂	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	30-39	12-13	8

Målestationer i trafikerede gader er de to stationer beliggende på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, bybaggrundsmålinger foretages på taget af H.C. Ørsted Institutet og i forstads kvarter i Hvidovre, og for landområder er det en målestation ved Risø nord for Roskilde.

Der sker ikke overskridelser af EU's grænseværdier for luftkvalitet i 2018, og det var der heller ikke i 2017.

I forhold til WHO's retningslinjer:

- WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM_{2,5} og halvdelen for PM₁₀, mens de er ens for NO₂.
- Målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO₂.
- WHO's retningslinjer for PM_{2,5} er overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og i landområder.
- WHO's retningslinjer for PM₁₀ er kun overskredet i gadeniveau.

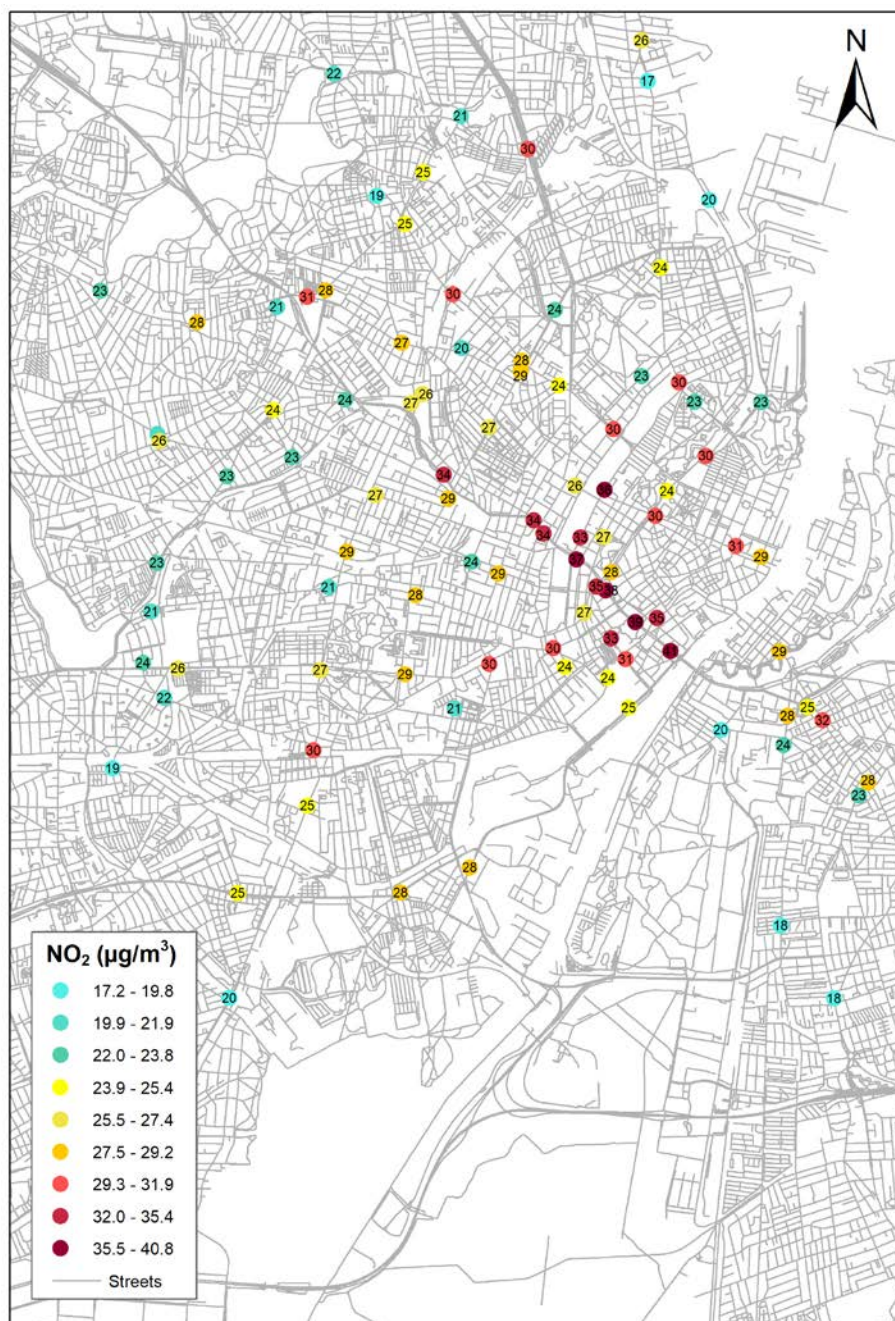
Selv hvis Danmark overholdt WHO's retningslinjer for partikler ville der stadigvæk være betydelige helbredseffekter ved WHO's retningslinjer, da der ikke er nogen nedre grænse for helbredseffekter for partikler. Det samme gælder for NO₂, hvor der også er helbredseffekter under WHO's retningslinjer for NO₂.

3.4 Modelberegninger for 98 gader i København i 2018

I det følgende opsummeres resultaterne af modelberegninger på 98 gader i København under Det national overvågningsprogram for luftkvalitet for 2018. Beregningerne er baseret på modelkæden DEHM, UBM og OSPM (Elermann et al., 2019).

NO₂ på 98 gader i København i 2018

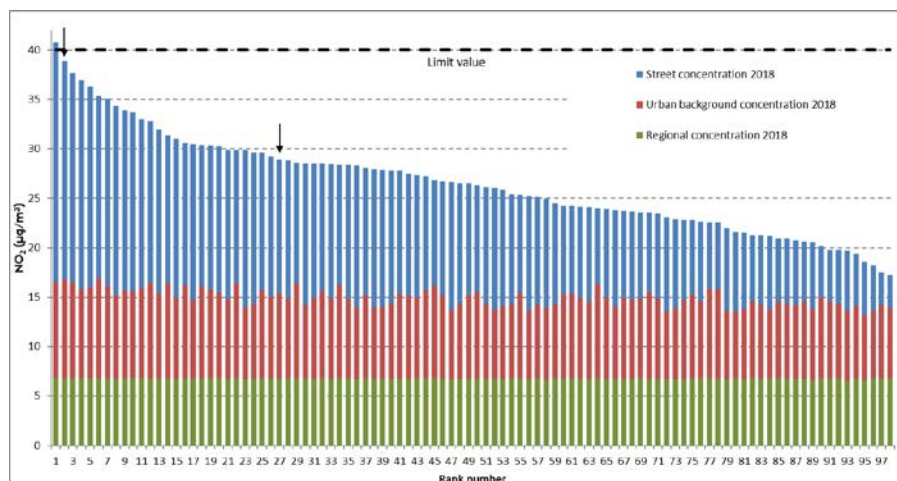
I Figur 3.6 er vist modellerede årsmiddelværdier af NO₂ i 2018. I København ligger koncentrationer fra 17 til 40,8 µg/m³. Der er modelleret en overskridelse af EU grænseværdien på 40 µg/m³, hvilket er på en strækning på H.C. Andersens Boulevard (40,8 µg/m³). Der bliver ikke målt overskridelse på målestationen på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet i 2018 ligger på 39 µg/m³.



Figur 3.6. Årsmiddelværdier af NO₂ i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Tallene i prikkerne er afrundede heltal for koncentrationen. Enhed µg/m³.

I Figur 3.9 er vist årsmiddelværdier af NO₂ i 2018 for de samme 98 gader, hvor de er sorteret fra højeste værdi til laveste værdi. En liste med vejnavn kan ses i Ellermann et al. (2019).

Det regionale bidrag (grønt), bybaggrundsbidraget (rødt) og gadebidraget (blåt) er også vist. Det regionale bidrag er bidraget fra udenlandske og danske kilder længere væk end 25 km fra København, og repræsenterer den luftforurening, der kommer til København. Dette kaldes også det regionale baggrunds niveau. Bybaggrundsbidraget er bidraget fra København og nabokommuner op til 25 km væk fra København. Gadebidraget er bidraget fra trafikken i den pågældende gade. Alle tre bidrag er gadekoncentrationen, og det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er bybaggrunds koncentrationen.



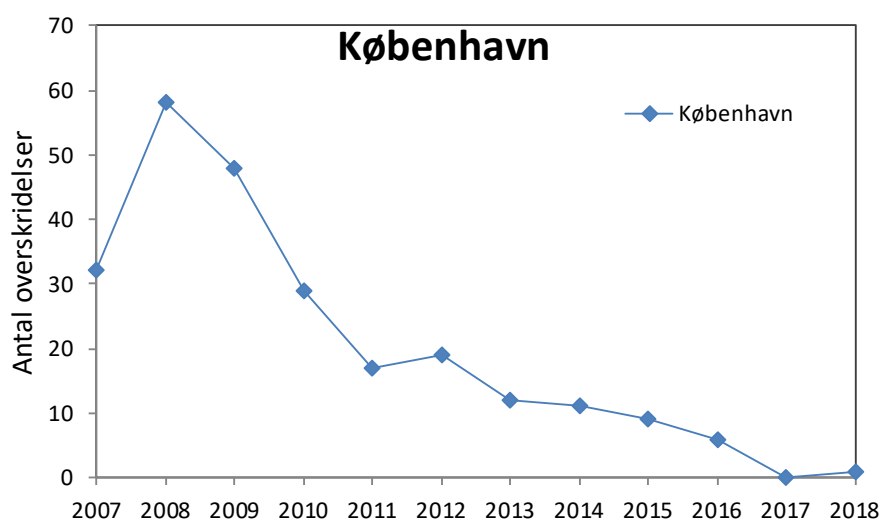
Figur 3.7. Årsmiddelværdier af NO₂ i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Enhed µg/m³. "Street concentration" er gadekoncentration, "Urban background" er bybaggrundskoncentrationen og "Regional" er regional baggrundskoncentrationer. De to pile markerer målestation på H.C. Andersens Boulevard (til venstre) og på Jagtvej (til højre).

Udvikling i NO₂ overskridelser for 98 gader i København

I Figur 3.8 er vist udviklingen i beregnede antal overskridelser af EU grænseværdien på 40 µg/m³ for NO₂ for udvalgte gader i København under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018;2019).

I København omfatter analysen 138 gader i løbet af 2007 til 2010, og 98-99 gader de følgende år. Reduktion i antallet af gader fra 2011 og fremefter er gennemført for bedre at matche placering af udvalgte gader med placeringer af manuelle trafiktællinger.

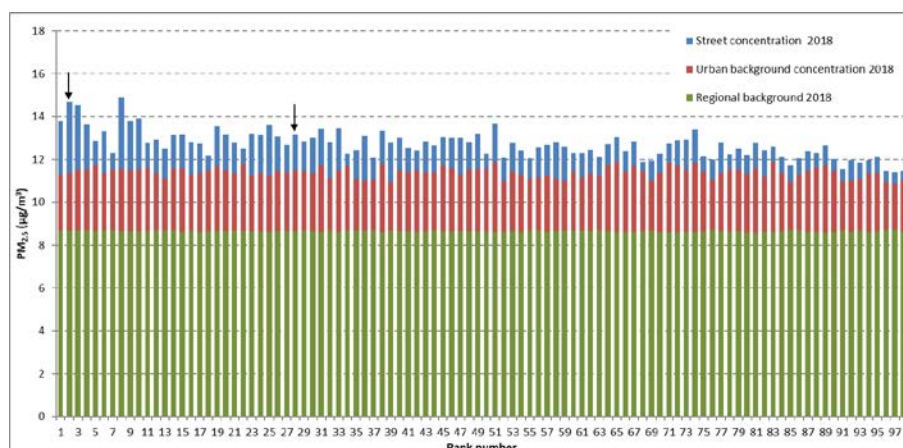
I København er antallet af overskridelser faldet fra 19 i 2012 til 0 i 2017, men derefter 1 i 2018 (40,8 µg/m³). Stigningen i de modellede koncentrationer fra 2017 til 2018 skyldes dels ændringer i meteorologiske faktorer fra 2017 til 2018, da de observerede niveauer også stiger, men også at modellen overestimerer bybaggrundskoncentrationerne (Ellermann et al., 2019).



Figur 3.8. Udviklingen i beregnede antal overskridelser af EU grænseværdien på 40 µg/m³ for NO₂ for udvalgte gader i København under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018;2019).

PM_{2,5} på 98 gader i København i 2018

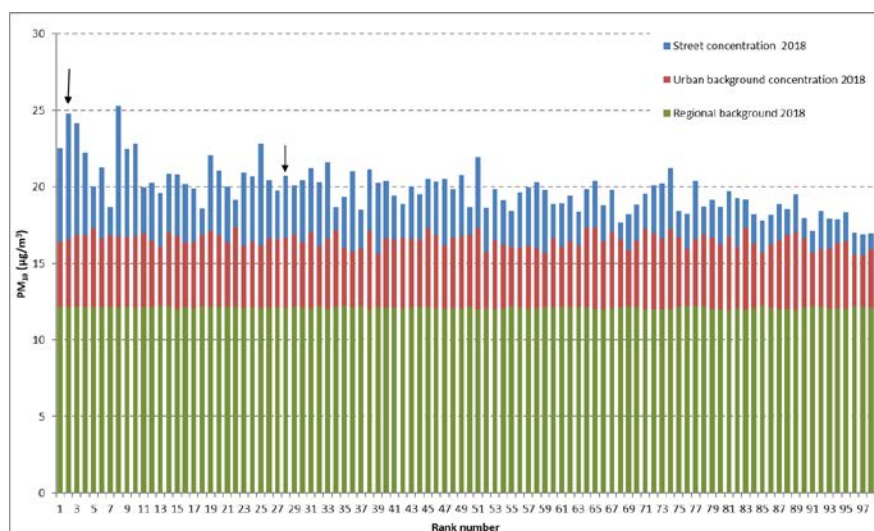
I Figur 3.9 er vist årsmiddelværdier af PM_{2,5} i 2018. Vejene er vist i samme rækkefølge som for NO₂. Gadekoncentrationerne er langt under EU grænseværdien på 25 µg/m³, men over WHO's retningslinjer på 10 µg/m³. Det ses også, at det regionale bidrag er relativt stort og langt større end for NO₂.



Figur 3.9. Årsmiddelværdier af PM_{2,5} i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Enhed µg/m³. "Street concentration" er gadekoncentration, "Urban background" er bybaggrundskoncentrationen og "Regional" er regional baggrundskoncentrationer. De to pile markerer målestation på H.C. Andersens Boulevard (til venstre) og på Jagtvej (til højre).

PM₁₀ på 98 gader i København i 2018

I Figur 3.10 er vist årsmiddelværdier af PM₁₀ i 2018. Gadekoncentrationerne er langt under EU grænseværdien på 40 µg/m³, men for mange gader over WHO's retningslinjer på 20 µg/m³. Ligesom for PM_{2,5} er det regionale bidrag relativt stort for PM₁₀. Både bybaggrundsbidraget og gadebidraget er større for PM₁₀ end for PM_{2,5}, da ikke-udstødnings partikler bidrager mere for PM₁₀ end PM_{2,5}. Ikke-udstødnings partikler er vej-, dæk og bremseslid.



Figur 3.10. Årsmiddelværdier af PM₁₀ i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Enhed µg/m³. "Street concentration" er gadekoncentration, "Urban background" er bybaggrundskoncentrationen og "Regional" er regional baggrundskoncentrationer. De to pile markerer målestation på H.C. Andersens Boulevard (til venstre) og på Jagtvej (til højre).

3.5 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030

DCE har i et projekt for Miljø- og Fødevarerministeriet beregnet den forventede udvikling i luftkvaliteten fra 2016 til 2030 for den regionale luftforurening med DEHM, bybaggrundsforureningen med DEHM/UBM og gadekoncentrationerne med DEHM/UBM/OSPM med udgangspunkt i energiscenarier opstillet af Energistyrelsen (Jensen et al., 2018b). Resultaterne beskriver dels et scenarie, som dækker basisfremskrivning af de danske emissioner og dels et alternativt scenarie, som indeholder yderligere tiltag til reduktion i emissioner fra den danske energiproduktion. Basisscenariet for Danmark er baseret på Energistyrelsens basisfremskrivning. Dette er en fremskrivning baseret på eksisterende vedtagne tiltag, også på engelsk kaldet "frozen policy". På engelsk kaldes basisfremskrivningen: WM – With Measures.

I scenariet med yderligere tiltag anvendes for Danmark de emissioner, som er beskrevet i en DCE rapport om fremskrivning af emissioner (Nielsen et al., 2018a). Yderligere tiltag er kun opstillet inden for energisektoren. På engelsk kaldes scenariet med yderligere tiltag for: WAM – With Additional Measures). Energisektoren omfatter i denne sammenhæng stationær forbrænding (kraftværker, varmegærker mv.) og mobil forbrænding (transport og ikke-vejgående maskiner) samt flygtige emissioner.

Fremskrivning af emissionerne for trafikken er baseret på DCE's nationale emissionsmodel for vejtrafik (COPERT V). NO_x-emissionen forventes at blive reduceret med omkring 26% fra 2016 til 2020 og 61% fra 2016 til 2030. Partikeludstødningen er estimeret til at falde med omkring 44% fra 2016 til 2020 og 81% fra 2016 til 2030. Ikke-udstødning er antaget at være uændret.

I Tabel 3.2 er resultaterne opsummeret for København baseret på basisfremskrivningen for udviklingen i koncentrationerne beregnet med modellerne for 2016, 2020 og 2030.

Tabel 3.2. Forventet udvikling i luftkvaliteten beregnet for bybaggrund i København (H.C. Ørsted Institutet og som gns. af gadekoncentrationer for 98 gader i København)

Bybaggrund	2016	2030	Procentændring
NO ₂	13,8	8,5	-39%
PM _{2,5}	8,1	6,5	-19%
PM ₁₀	10,2	8,8	-14%
Gadekoncentration	2016	2030	Procentændring
NO ₂	29	15	-48%
PM _{2,5}	13	10	-23%
PM ₁₀	21	18	-14%

Dette tyder således på, at WHO's retningslinjer for årsmiddel af PM_{2,5} på 10 µg/m³ og årsmiddel for 20 µg/m³ for PM₁₀ kunne overholdes i 2030, hvis emissionsudviklingen går som forventet og under hensyntagen til usikkerheden på modelberegningerne.

I det alternative scenarie er de procentvise reduktioner lidt større i 2030 i forhold til basisfremskrivningen, hvilket afspejler at emissionerne er lidt lavere i det alternative scenarie, se detaljerne herom i Jensen et al. (2018b).

4 Kildeopgørelse

I dette kapitel præsenteres resultaterne fra en opgørelse af kilderne til luftforureningen i Københavns Kommune.

Først redegøres for en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilder vises.

Dernæst vises kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent) i bybaggrunden.

For det tredje vises kildebidragene for 98 gader i København, som også indgår i det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Det er illustreret, hvad koncentrationsbidraget fra de forskellige køretøjskategorier er.

Der vises også en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København, hvor der også er en målestation. Denne analyse viser, hvor meget de enkelte køretøjskategorier bidrager til gadekoncentrationen.

I analysen af kildebidrag er det valgt at fokusere på koncentrationsbidragene til helbredsskadelige stoffer: NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ samt ozon. NO_x (kvælstofmonooxid (NO)+kvælstofdioxid (NO_2)) og til dels NO_2 er gode indikatorer for udledningerne fra forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ stammer fra en lang række kilder, og langtransport af luftforurening spiller en stor rolle. Af $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} er det $\text{PM}_{2,5}$ som indgår i EVA-beregningerne af helbredseffekter.

NO_x dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser, hvor høj temperatur sammen med ilt fører til en oxidation af luftens frie kvælstof (N_2), hvorved der dannes NO og NO_2 . Den del som emitteres som NO_2 betegnes direkte emitteret NO_2 . NO kan i atmosfæren omdannes til NO_2 via reaktion med ozon. NO_2 er således både en direkte emitteret og en sekundær dannet luftforureningskomponent.

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinteforbindelser og kulilte på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder, men danske kilder har lille indflydelse på det generelle ozonniveau. Endvidere vurderes det, at der er meget lille nettoproduktion af ozon under danske klimatiske forhold. Ozonniveauerne i Danmark er derfor primært "importerede". Faktisk stiger ozon over Danmark i luftkvalitetsberegninger, hvor danske emissionskilder er fjernet, så danske emissionskilder bidrager til en reduktion i ozon over Danmark, men til gengæld til en stigning i afstande over ca. 500 km væk fra Danmark. Grunden til at ozonniveauerne i Danmark ville stige, hvis NO_x ($\text{NO}+\text{NO}_2$) emissioner reduceres er, at NO reagerer med ozon under dannelse af NO_2 , og mindre NO vil derfor give højere ozonkoncentrationer i Danmark.

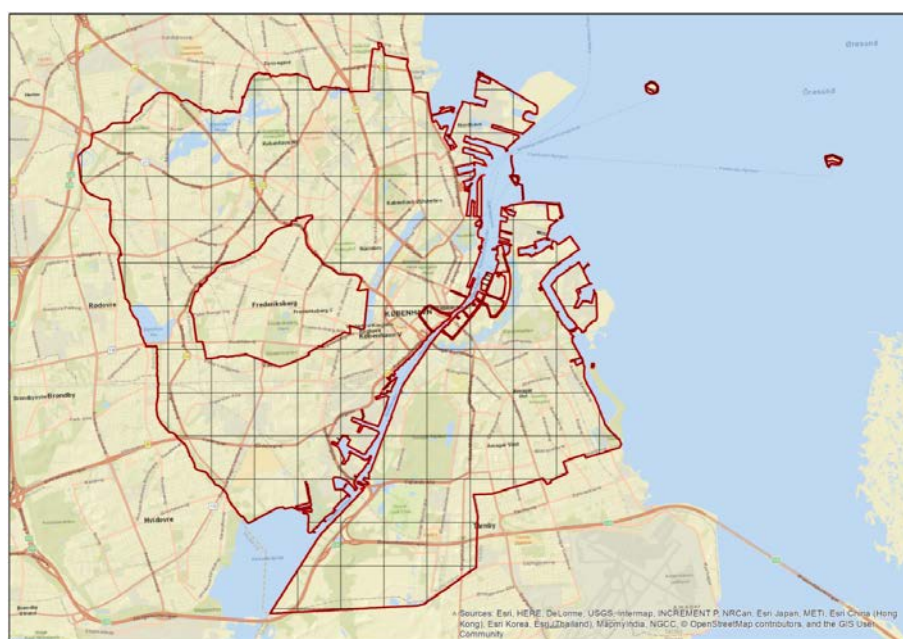
4.1 Emissionsopgørelse

Emissionsområde

I DCE's nationale emissionsopgørelse er de nationale emissioner fordelt geografisk på et 1 km x 1 km gitternet ud fra forskellige fordelingsnøgler under anvendelse af SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018).

Udstrækningen af Københavns Kommune i forhold til gitternettet for emissionerne er vist i Figur 4.1.

For gitterceller, der ligger helt inden for det geografiske område af København Kommune, er samtlige emissioner inkluderet i opgørelsen for København. For de gitterceller, der rækker ud over kommunegrænsen, er en andel af gittercellens emissioner medregnet, svarende til den andel af gittercellens areal, der ligger inden for kommunegrænsen. Københavns Kommune berører 135 gitterceller.



Figur 4.1. 1 km x 1 km gitternet for emissionsopgørelsen og udstrækning af Københavns Kommune (rød streg er kommunegrænsen).

Totale emissioner og fordeling på hovedkilder

I Tabel 4.1 er vist emissioner i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder i 2017, som er seneste opgjorte emissionsår.

Emissionen af BC (Black Carbon) er også vist. BC er en indikator på sod, og opstår i forbindelse med ufuldstændig forbrænding af kulstofholdige brændsler. BC er en del af PM_{2,5} og udgør i gennemsnit over alle kilder 22% af PM_{2,5} i Københavns Kommune.

I den nationale emissionsopgørelse indgår emissioner fra krydstogtskibe ikke som en særskilt kategori men sammen med alle skibe. Det er derfor ikke muligt at trække oplysninger om krydstogtskibe ud af den nationale emissionsopgørelse. DCE har tidligere gennemført en detaljeret aktivitets- og emissionsopgørelse af krydstogtskibe i Københavns Havn, og den påvirkning af luftkvaliteten i nærområderne (Jensen et al., 2019). Undersøgelsen gennemførte ikke beregninger af helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Fra fremskrivningen af den nationale emissionsopgørelse til 2030 er der foretaget et udtræk for BC. Selve emissionsfremskrivningerne er beskrevet i Nielsen et al. (2018). Der er to fremskrivninger opstillet af Energistyrelsen. Basisfremskrivningen er baseret på eksisterende vedtagne tiltag, og betegnes WM – With Measures. Endvidere er der foretaget beregninger for et alternativt scenarie med yderligere tiltag. Alle disse yderligere tiltag i dette alternative scenarie er opstillet inden for energisektoren. På engelsk kaldes scenariet med yderligere tiltag for WAM - With Additional Measures. Energisektoren omfatter i denne sammenhæng stationær forbrænding (kraftværker, varmeværker mv.) og mobil forbrænding (transport og ikke-vejgående maskiner) samt flygtige emissioner. Med disse forudsætninger forventes emissionen i Danmark af BC at blive reduceret med 25% i WM-fremskrivningen og med 33% i WAM-fremskrivningen frem til 2030 med udgangspunkt i 2017.

Tabel 4.1. Emissioner i Københavns Kommune i 2017 fordelt på emissionskilder. BC angiver den del af BC som findes i PM_{2,5}. Enhed kg.

SNAP kode	Emissionskilder	NO _x	SO _x	CO	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	646590	133041	563832	28841	21092	1021
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	19397	2455	25166	22460	21941	3263
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger (primært brændevne)	45543	6717	938824	157864	154148	23643
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	58	142	329	26	23	6
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	41154	13424	46323	3749	1805	392
SNAP04	Industrielle processer	0	33208	3893	25829	4843	12
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	6903	11504	11504
SNAP06	Anvendelse af produkter	1632	1277	81575	29660	22848	66
SNAP0701	Vej transport -personbiler	576288	1602	4462002	13530	13530	9170
SNAP0702	Vej transport -varebiler	293484	419	249512	9330	9330	7309
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	322351	528	112045	4307	4307	2906
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm ³	2164	5	62321	514	514	74
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm ³	4545	20	331801	587	587	101
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benziner	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid	0	0	0	49986	27926	7405
SNAP0708	Vej transport -vejslid	0	0	0	26973	14565	0
SNAP0801	Militær	242	22	222	1	1	1
SNAP0802	Jernbaner	60749	51	8158	1116	1116	725
SNAP080402	National søfart	376	20	1144	31	31	11
SNAP080403	Nationalt fiskeri	103	4	14	2	2	1
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	10956	739	18029	70	70	22
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	140049	9405	70811	1023	1023	435
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	13699	919	2760	95	95	32
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	32	0	77	2	2	1
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	11	0	475	3	3	1
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	144901	173	210877	11869	11869	7950
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	202	1	53536	73	73	4
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	4391	18	1021329	616	616	124
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	7971	33547	71405	23671	23670	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	264	0	0	149	92	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	1	0	0	35	3	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	1	0	18	2	1	0
Total		2337146	237736	8336470	419314	347631	76181

I Tabel 4.2 er den procentvise fordeling på hovedemissionssektorerne vist.

Tabel 4.2. Emissioner i Københavns Kommune i 2017 fordelt på emissionssektorer (%).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	SO _x	CO	PM ₁₀	PM _{2,5}	BC af PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	28%	56%	7%	7%	6%	1%
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	3%	4%	12%	43%	51%	35%
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2%	6%	1%	1%	1%	1%
SNAP04	Industrielle processer	0%	14%	0%	6%	1%	0%
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0%	0%	0%	2%	3%	15%
SNAP06	Anvendelse af produkter	0%	1%	1%	7%	7%	0%
SNAP07	Vejtransport	51%	1%	63%	25%	20%	35%
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	16%	5%	17%	4%	4%	12%
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0%	14%	1%	6%	7%	0%
SNAP3BDF	Landbrug	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Total		100%	100%	100%	100%	100%	100%

For NO_x er den største kilde vejtransport (SNAP07) (51%), den næststørste er kraftværker (28%), den tredje største er ikke-vejgående maskiner (16%), mens bidraget fra brændefyring er lille (3%). Kraftværker udgør en væsentlig kilde i Københavns Kommune pga. flere kraftværker er placeret i kommunen (Svanemølleværket, H.C. Ørstedværket og Avedøreværket).

De største kilder til udledning af PM_{2,5} er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP02) (51%). Hvis vi alene ser på brændefyring i husholdninger (SNAP0202) er det 31%. Det fremgår også at partikelemissionen fra brændeovne mv. (51%) er mere end dobbelt så stor som partikelemissionen for vejtransporten (20%). Den procentvise fordeling mellem emissionssektorerne er næsten ens for PM_{2,5} og PM₁₀.

Vejtransport er også den største kilde til kulilte (CO), mens kraftværker er den største kilde til svovloxider (SO_x).

Brændefyringsanlæg

For brændefyringsanlæg er opgørelsen baseret på data fra skorstensfejerregister, hvilket giver en præcis opgørelse for antal og fordeling på hovedtyper (brændeovn, brændekedel, pillefyr og andet). Der er ikke oplysninger om, hvordan fx brændeovne fordeler sig på forskellige brændeovnstyper (Svanemærkede, gamle ovne mv.). Her er emissionsopgørelsen baseret på landstal for typer og tilhørende emissionsfaktorer.

Det nationalt opgjorte brændeforbrug er fordelt geografisk ud fra boligform og opvarmningsform. Der er således taget højde for, at en brændeovn i Københavns Kommune i gennemsnit bruger mindre brænde end en brændeovn i f.eks. Roskilde Kommune. Ikke fordi den er i Københavns Kommune, men fordi den i mange tilfælde står i en etageejendom, mens den i Roskilde Kommune mere sandsynligt er placeret i en villa.

Entreprenør- og arbejdsmaskiner

Kategorien "Maskiner og redskaber i industri - inklusiv ikke-vejgående maskiner" (SNAP0808) indeholder bl.a. entreprenør- og arbejdsmaskiner, og udgør en betydelig kilde til NO_x, CO og partikler.

National luftfart

Emissioner fra national luftfart (>1.000 m) er fra fly på rute og LTO (<1.000 m) (Landing and take-off), som dels er emission fra selve lufthavnen, men også emissioner indtil en højde af 1.000 m er nået (SNAP0805). LTO emissioner allokteres til de primære lufthavne, og øvrige emissioner allokteres til ruter mellem Københavns lufthavn og de øvrige primære lufthavne. Da ruter fra Københavns lufthavn i mange tilfælde krydser Københavns Kommune, så er der en væsentlig emission allokert til Københavns Kommune.

Jernbaner

Jernbaner (SNAP0802) giver et vist bidrag til især NO_x. Der er betydelige usikkerhed i fordelingen af den nationale emissionsopgørelse efter geografiske nøgler, idet jernbaner i Københavns Kommune for en stor del er S-tog, som er elektrisk drevet uden lokal emission. Der er dog også en del regional tog som stadigvæk er dieseldrevne.

Jernbanen er en lille emissionskilde for langt de fleste stoffer i den nationale emissionsopgørelse, og derfor er der ikke lavet en avanceret fordelingsnøgle. Emissionerne er fordelt ligeligt på det samlede jernbanelanet i Danmark, jf. andel af den samlede banelængde. Der er ikke taget højde for, i hvor høj grad hver enkelt strækning er elektrificeret, da det ikke har været muligt at få data til at underbygge hvilke strækninger, der er helt eller delvist elektrificeret. Nøglen tager altså højde for, om en banestrækning har et eller flere spor, men ikke hensyn til fx elektrificering, antal togpassagerer, eller godstransport, pga. datamangel vedr. disse parametre. Strækninger, der er 100% elektrificeret, bør ikke tildeles emissioner, og det kan komme med i fremtidige forbedringer af emissionsopgørelsen at fjerne S-togsnettet. Det er dog en udfordring af hårdere strækninger, hvor der kører både el og diesel, fx strækningen København H - Høje Taastrup.

Affaldsbehandling

Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding dækker for Københavns Kommune hovedsageligt over ildebrande. Her bruges fordelingsnøgler baseret på befolkning og industriområder.

4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune

Kildebidrag fra emissioner i Københavns Kommune til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune i 2017

I Tabel 4.3 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og udenfor Københavns Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen i Københavns Kommune i 2017. Det er altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. I Tabel 4.3 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder i og udenfor Københavns Kommune til den totale luftforurening i Københavns Kommune, og i Tabel 4.3 er vist det procentvise bidrag fra alle kilder til den del af luftforureningen i Københavns Kommune, der skyldes emissionskilder indenfor kommunens grænser.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Der ud over er der vist en række andre bidrag. Det gælder bidraget fra nabokommuner inden for 25 km, bidraget fra international søfart inden for 25 km (Øresund) samt det regionale bidrag beregnet med DEHM.

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder i og uden for Københavns Kommune til bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2017 (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune.

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1,47	0,99	-0,83	0,71	0,10	0,04
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,04	0,03	-0,03	0,01	0,09	0,05
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	0,10	0,07	-0,06	0,04	0,63	0,31
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,09	0,07	-0,06	0,07	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,00	0,00	0,17	0,06	0,01
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,01	0,10	0,04
SNAP0701	Vej transport - personbiler	1,22	0,93	-0,80	0,01	0,05	0,03
SNAP0702	Vej transport - varebiler	0,62	0,47	-0,40	0,00	0,03	0,02
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	0,68	0,52	-0,44	0,00	0,02	0,01
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,05
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,03
SNAP0801	Militær	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,13	0,10	-0,08	0,00	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0,02	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	0,25	0,19	-0,17	0,04	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0,03	0,02	-0,02	0,01	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,31	0,23	-0,20	0,00	0,04	0,02
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,02	0,01	-0,01	0,17	0,09	0,04
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	5,0	3,8	-3,3	1,2	1,5	0,7
Sub-total	International skibstrafik Øresund (inden for 25 km)	0,9	0,7	-0,6	0,1	0,0	0,0
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	7,4	6,6	59,2	0,4	11,2	7,0
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner < 25km	5,1	4,6	-3,9	0,9	0,6	0,4
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	18,5	15,8	51,4	2,6	13,3	8,1

Tabel 4.4. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder i og uden for Københavns Kommune i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2017 (enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	8,0	6,3	-1,6	27,3	0,7	0,5
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,2	0,2	-0,1	0,5	0,7	0,6
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger (primært brændevne)	0,5	0,5	-0,1	1,3	4,7	3,8
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,5	0,4	-0,1	2,6	0,1	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	6,5	0,4	0,1
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,7	0,5
SNAP0701	Vej transport - personbiler	6,6	5,9	-1,6	0,3	0,4	0,3
SNAP0702	Vej transport - varebiler	3,4	3,0	-0,8	0,1	0,3	0,2
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	3,7	3,3	-0,9	0,1	0,1	0,1
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0,0	0,0	0,0	0,0	1,1	0,6
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	0,7	0,6	-0,2	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	1,4	1,2	-0,3	1,5	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0,2	0,1	0,0	0,2	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	1,7	1,5	-0,4	0,0	0,3	0,3
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	6,5	0,7	0,5
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	27,2	24,2	-6,4	47,4	11,2	8,4
Sub-total	International skibstrafik Øresund (inden for 25 km)	5,1	4,5	-1,2	2,1	0,2	0,1
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	40,2	42,0	115	17,0	84,3	86,1
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner < 25km	27,5	29,2	-7,6	33,5	4,3	5,4
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	100	100	100	100	100	100

Tabel 4.5. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder udelukkende i Københavns Kommune i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Københavns Kommune for bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2017 (Enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	NO ₂	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	29,3	25,8	57,6	6,6	6,2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,9	0,8	1,1	6,3	6,8
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændevne)	2,0	1,9	2,8	42,1	45,7
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,8	1,7	5,6	0,7	0,4
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	13,7	3,9	1,3
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	2,5	3,4
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,1	0,5	6,4	6,2
SNAP0701	Vej transport - personbiler	24,4	24,2	0,6	3,4	3,7
SNAP0702	Vej transport - varebiler	12,4	12,2	0,2	2,3	2,5
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	13,6	13,5	0,2	1,1	1,2
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0,0	0,0	0,0	9,6	7,5
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0,0	0,0	0,0	5,1	4,0
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	2,6	2,5	0,0	0,3	0,3
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0,4	0,4	0,2	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	5,0	5,0	3,2	0,2	0,3
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0,6	0,6	0,4	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	6,1	6,0	0,1	3,0	3,2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,3	0,3	13,6	5,9	6,5
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100

Lokale kilders bidrag til NO₂ i 2017

Som det fremgår af Tabel 4.3, er koncentrationsbidraget for NO_x som forventet større end for NO₂, da NO_x indeholder både NO og NO₂. Baggrundskoncentrationen af NO₂ som gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune er modelleret til 15,8 µg/m³ i 2017. Til sammenligning blev der målt 16 µg/m³ på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Institutet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018). Bybaggrundsstationen måler luftforureningen i et punkt, som formodes at repræsentere luftforureningen i et større område omkring målestationen. Luftkvalitetsberegninger viser også, at der ikke er så stor variation af bybaggrundskoncentrationen af NO₂ over

centrale dele af København (se fx luftenpaadinvej.au.dk), men dog lavere koncentrationer i yderområderne af kommunen. Da den modellerede koncentration er et gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune forventes den at være lavere end den målte værdi på H.C. Ørsted Institutet. Men alt i alt er der meget fin overensstemmelse mellem model og målinger.

Som det fremgår af Tabel 4.3 bidrager alle kilder i Københavns Kommune med omkring 3,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ til bybaggrundskoncentrationen for NO_2 , hvilket svarer til omkring 24% af bybaggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 74% for NO_2 kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner bidrager med 4,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (29%), skibstrafik i Øresund med 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (5%) og den regionale luftforurening med 6,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (42%). Hvis bidraget fra nabokommunerne inkluderes som en del af "lokale kilder", så bidrager disse kilder i Københavns Kommune og nabokommunerne således til omkring 53% af bybaggrundskoncentrationen af NO_2 , mens det resterende bidrag (47%) er fra skibstrafik i Øresund og den regionale luftforurening.

Vejtrafikken inden for Københavns Kommune giver det største bidrag med omkring 1,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ til bybaggrundsforureningen af NO_2 svarende til omkring 12%. Det næststørste bidrag er fra kraftværker mv., som bidrager med omkring 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (6%).

Andre lokale kilder i Københavns Kommune af en vis betydning er flytrafik (0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) og maskiner og redskaber i industri - inklusiv ikke-vejgående maskiner (0,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Eksempelvis er brændefyring i husholdninger mv. en relativ beskedne kilder til bybaggrundskoncentrationen af NO_2 (0,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Københavns Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er vejtransport den største kilde, da den bidrager med omkring 50% for NO_2 . Som det fremgår af ovenstående, er der også et væsentligt bidrag fra nabokommuner, hvor en stor del også vil være trafik. Kraftværker mv. er også en væsentligt kilde til NO_2 med 26%. Flytrafik og maskiner og redskaber i industri - inklusiv ikke-vejgående maskiner bidrager hver med omkring 6%, mens brændefyring kun bidrager med omkring 3% til NO_2 .

Partikelforurening domineret af regionalt bidrag i 2017

Som det fremgår af Tabel 4.3 er koncentrationsbidraget for PM_{10} som forventet større end $\text{PM}_{2,5}$, da PM_{10} også indeholder massen af partikler med diameter fra 2,5 til 10 mikrometer. Baggrundskoncentrationen som gennemsnit over Københavns Kommune er modelleret til omkring 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ i 2017. Til sammenligning blev der målt hhv. 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på H.C. Ørsted Institutet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018). Da den modellerede koncentration er et gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune forventes den at være lavere end den målte værdi på H.C. Ørsted Institutet.

De lokale kilder i Københavns Kommune udgør sammenlagt omkring 1,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og 0,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ (hhv. 11% og 8% af bybaggrundskoncentrationen). Modsat gælder, at omkring 11,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 89% for PM_{10} kom-

mer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for PM_{2,5} er 7,4 µg/m³ eller 92%.

For PM_{2,5} bidrager nabokommunerne med 0,4 µg/m³ (5%), skibstrafik i Øresund med 0,01 µg/m³ (0,1%) og den regionale luftforurening med 7,0 µg/m³ (86%). Det regionale bidrag er altså helt dominerende. Bemærk at international søfart længere væk end 25 km fra Københavns Kommune er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

Brændefyring giver det største lokale bidrag til PM_{2,5} og PM₁₀ med 0,6 µg/m³ for PM₁₀ og 0,3 µg/m³ for PM_{2,5} svarende til hhv. 5 % og 4 % af bybaggrund for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til PM_{2,5} og PM₁₀ med hhv. 0,3 µg/m³ og 0,1 µg/m³ svarende til hhv. 2,4% og 1,6% af bybaggrund for PM₁₀ og PM_{2,5}.

Øvrige kilder med et vist bidrag er kraftværker mv., industrielle processer, samt affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Københavns Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er brændeovne mv. den største kilder, da den bidrager med 42% og 46% for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}. Den anden største kilde er vejtrafikken, som bidrager med 22% og 20% for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}.

Brændeovne bidrager således mest til partikler og vejtransport mest til NO₂.

Ozonforurening domineret af regionale kilder i 2017

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinteforbindelser og kulilte på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor geografisk skala sammen med europæiske kilder. DEHM-modellen beregner det regionale baggrundsniveau for ozon, hvorefter dette modificeres af NO_x-emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO₂ i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring 51 µg/m³. Til sammenligning blev der målt 57 µg/m³ på H.C. Ørsted Institutet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018).

Kilder i Københavns Kommune, nabokommunerne samt international skibstrafik i Øresund optræder på grund af ovenstående kemiske reaktioner mellem ozon og NO med negative bidrag på til sammen omkring 7,8 µg/m³. Den regionale ozonkoncentration er 59 µg/m³ og reduceres således til 51 µg/m³ pga. lokale NO_x kilder.

Lave koncentrationer af SO₂ i 2017

Den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af SO₂ over Københavns Kommune er modelleret til 2,6 µg/m³. Der bliver kun målt SO₂ på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet var 1,4 µg/m³ i 2017 (Ellermann et al., 2018). Da der er et mindre bidrag fra trafikken til SO₂, kan man forvente lidt lavere niveauer i bybaggrund, og det modellerede niveau må derfor formodes at

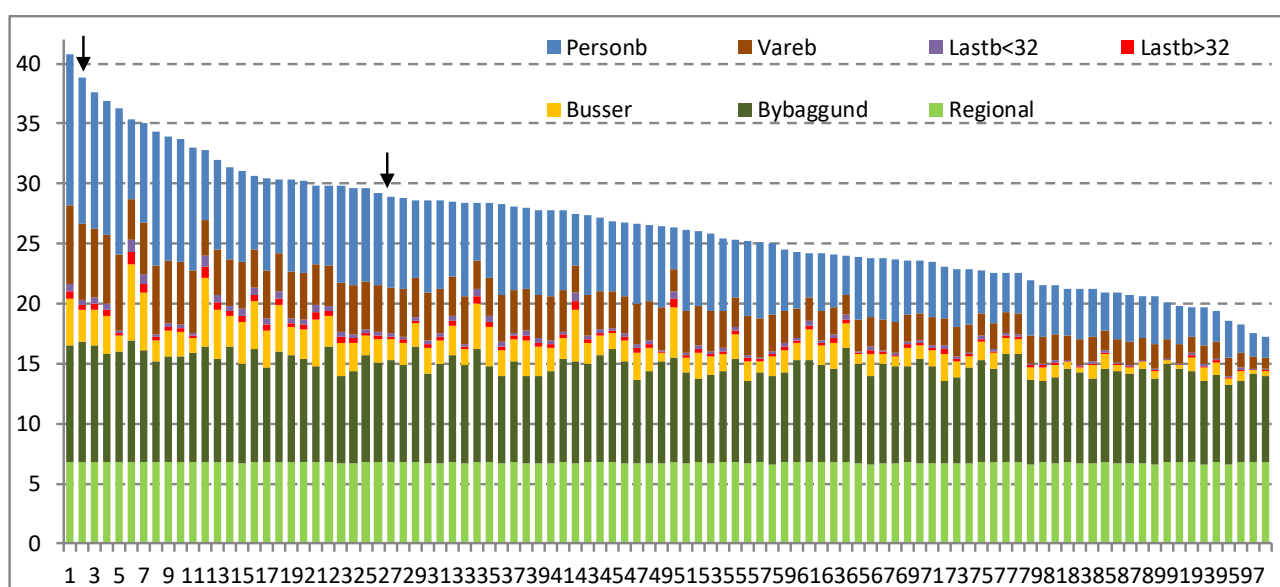
være noget overvurderet. Til gengæld er niveauet langt under EU grænseværdierne (Ellermann et al., 2019) og SO₂ fylder meget lidt i helbredseffekterne og de relaterede eksterne omkostninger.

4.3 Kildeopgørelse for gadekoncentration af NO₂ for 98 gader i København i 2018

I det følgende beskriver vi en kildeopgørelse for 2018 for de 98 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2019). Kildeopgørelsen opdeler bidragene fra køretøjskategorierne. Endvidere gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej, som er en af gaderne med en målestation.

Kildeopgørelser for 98 gader i København

Figur 4.2 viser en kildeopgørelse for NO₂ i 2018 for 98 udvalgte gader i København.



Figur 4.2. Kildebidrag til NO₂-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Anden højeste koncentration er ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader. Enhed µg/m³.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag, som trafikken i gaden giver anledning til. Det er gadekoncentrationen minus bybaggrundskoncentrationen. Summen af gadebidraget samt regional- og bybaggrundsbidraget giver til sammen gadekoncentrationen.

Gadebidraget er opdelt på person-, vare-, lastbiler samt busser ud fra emissionen fra den nationale emissionsopgørelse for bytrafik baseret på COPERT modellen samt oplysninger om trafikmængder, køretøjsfordeling og rejsehastighed. Lastbiler er yderligere underopdelt i lastbiler under 32 ton og lastbiler over 32 ton. De trafikale forudsætninger er de samme som i notatet Ellermann et al. (2019). I de få tilfælde, hvor der foreligger oplysninger om taxi, er de regnet som personbiler.

Det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er også vist. Det regionale bidrag beregnet med DEHM er ens for alle gader, mens bybaggrundsbidraget varierer lidt fra gade til gade, da bybaggrundskoncentrationen er beregnet

med DEHM/UBM for lokaliteten af den pågældende gade, og bybaggrundsforureningen varierer lidt over Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Det regionale bidrag stammer fra både danske og udenlandske emissioner, mens bybaggrundsbidraget er bidraget fra alle emissionskilder inden for omkring 25 km fra København.

Den højeste gadekoncentration på omkring 40,8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ er for H.C. Andersens Boulevard, dog et andet sted end målestationen, og dermed en beregnet overskridelse af EU grænseværdien på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader, og som ikke overskrider EU grænseværdien.

I 2018 er der kun beregnet 1 overskridelse af EU grænseværdien på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, i 2017 blev der ikke beregnet overskridelser.

Det regionale bidrag beregnet med DEHM er omkring 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mens bybaggrundsbidraget i gennemsnit er omkring 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, således at bybaggrunds-koncentrationerne i gennemsnit er 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Resten op til gadekoncentrationen er gadebidraget i de pågældende gader. Gadebidraget varierer fra 3 til 24 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og er i gennemsnit på 11,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Kildeopgørelse for gadebidraget for de 98 gader

Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien.

Den gennemsnitlige køretøjsfordeling for de 98 gader er 80% personbiler, 15% varebiler, samt godt 5% lastbiler og busser. Da køretøjsfordelingen er forskellig fra gade til gade, vil der også være forskelle i kildefordelingen fra gade til gade.

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for NO_2 , at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 52% af gadebidraget, varebiler med 26%, lastbiler med 6% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 23%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør omkring 5% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er væsentligt højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er dog noget mindre end indikeret ovenfor pga. eftermontering af SCRT (kombineret NO_x -katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016). Dette er ikke indregnet for de 98 gader, da det ville kræve oplysninger om, hvor de enkelte SCRT busser kører i forhold til de 98 gader.

4.4 Detaljeret kildeopgørelse for NO_2 for Jagtvej i 2018

I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} . Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning. Da der er en målestation på Jagtvej, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus den målte bybaggrunds-koncentration på H.C. Ørsted Institutet,

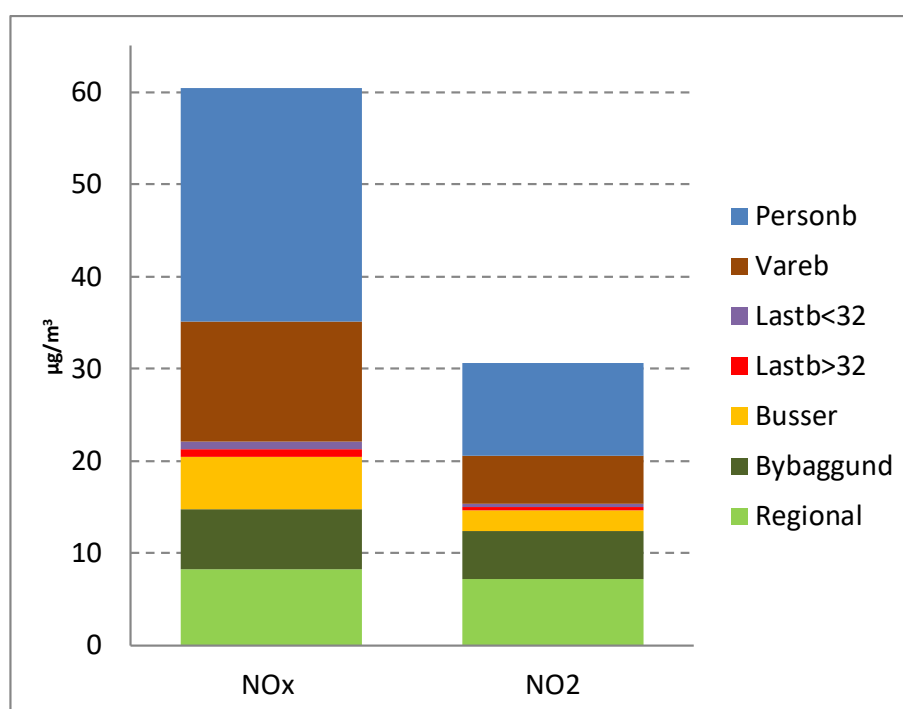
og gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på samme måde som for de 98 gader.

På Jagtvej er køretøjsfordelingen: 81% personbiler inkl. taxi, 16% varebiler, 1% lastbiler < 32 ton, 0,5% lastbiler > 32 ton, og 1,5% busser. Andelen af den tunge trafik er således 3%. Køretøjsfordelingen er ikke så forskellig fra gennemsnittet af de 98 gader. Årsdøgnetrafikken er 19.700 og rejsehastigheden er 30 km/t i gennemsnit.

Kildeopgørelse for NO₂ på Jagtvej

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for NO₂ i Figur 4.3 for Jagtvej.

Kildeopgørelsen for hovedkøretøjskategorierne følger i hovedtræk gennemsnittet for de 98 gader, da køretøjsfordelingen på Jagtvej ligger forholdsvis tæt på den gennemsnitlige køretøjsfordeling.



Figur 4.3. Kildebidrag for NO_x og NO₂ for Jagtvej i 2018.

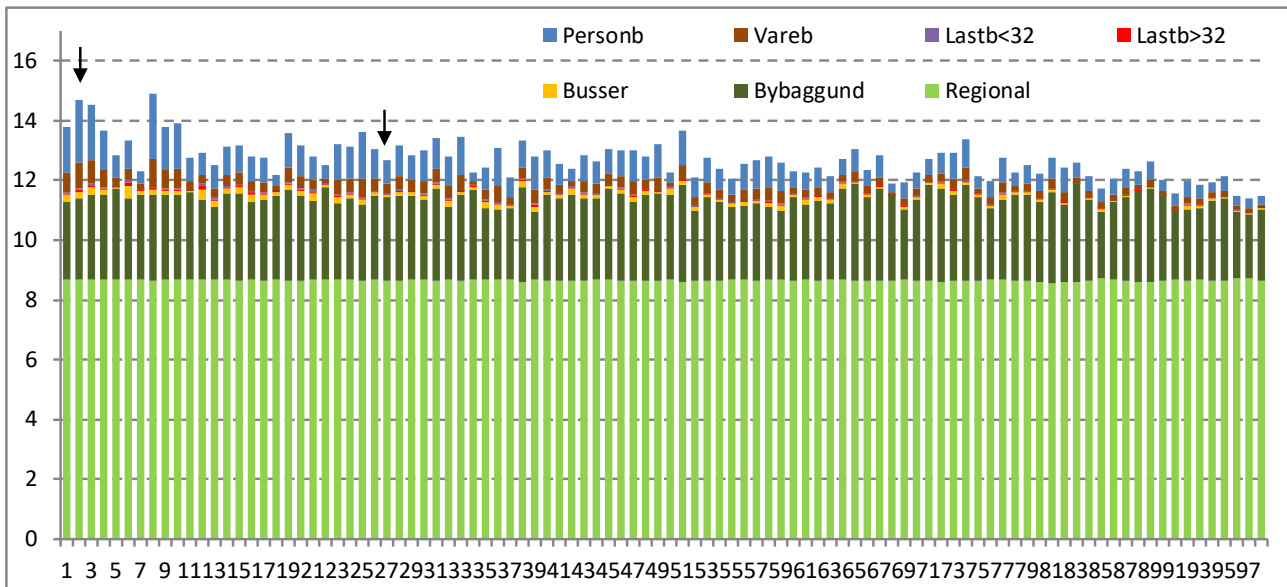
4.5 Kildeopgørelse for gadekoncentrationen af partikler for 98 gader i København i 2018

Kildeopgørelser for 98 gader i København for PM_{2,5} og PM₁₀

Figur 4.4 viser en kildeopgørelse for PM_{2,5} i 2018 for 98 udvalgte gader i København.

Det ses, at baggrundsbidraget udgør langt den største del af gadekoncentrationerne, og PM_{2,5}-gadebidraget udgør i gennemsnit kun 1,3 µg/m³.

Personbilernes bidrag til PM_{2,5}-gadebidraget er 61%, varebiler 26%, lastbiler 5% og busser 9%.

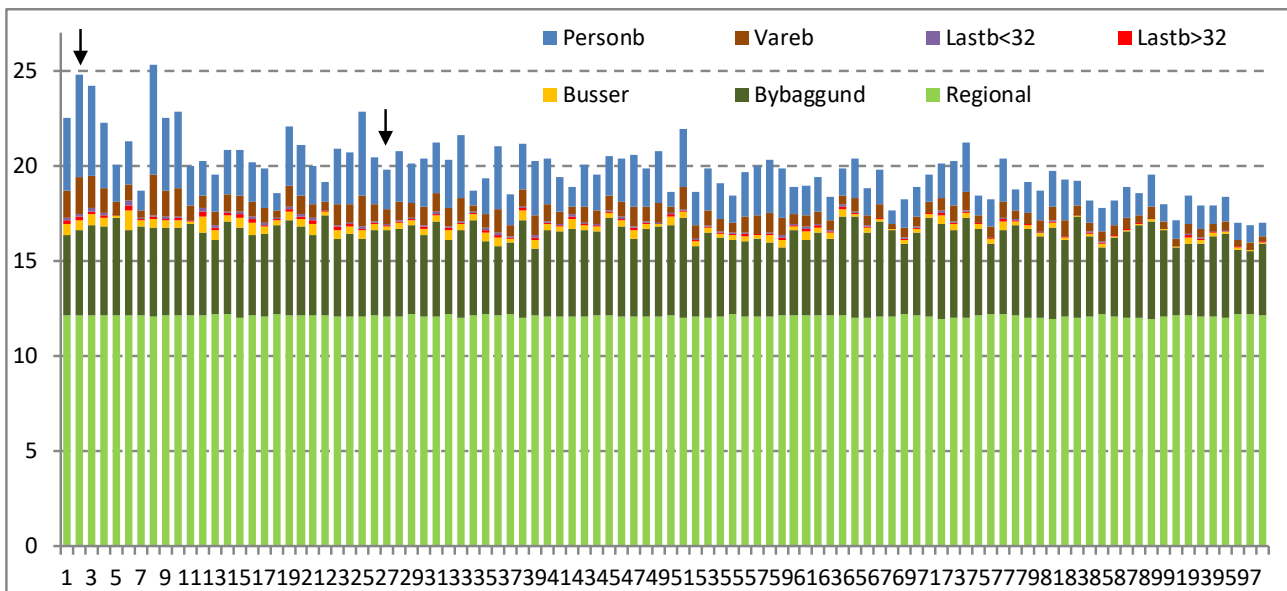


Figur 4.4. Kildebidrag til $PM_{2,5}$ -koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Vist i samme rækkefølge som for NO_2 . Enhed $\mu g/m^3$.

Figur 4.5 viser en kildeopgørelse for PM_{10} i 2018 for 98 udvalgte gader i København.

Det ses, at baggrundsbidraget for PM_{10} udgør langt den største del af gadekoncentrationerne. PM_{10} -gadebidraget udgør i gennemsnit $3,3 \mu g/m^3$, dvs. noget større end for $PM_{2,5}$, hvilket skyldes, at PM_{10} indeholder flere af ikke-udstødningspartiklerne.

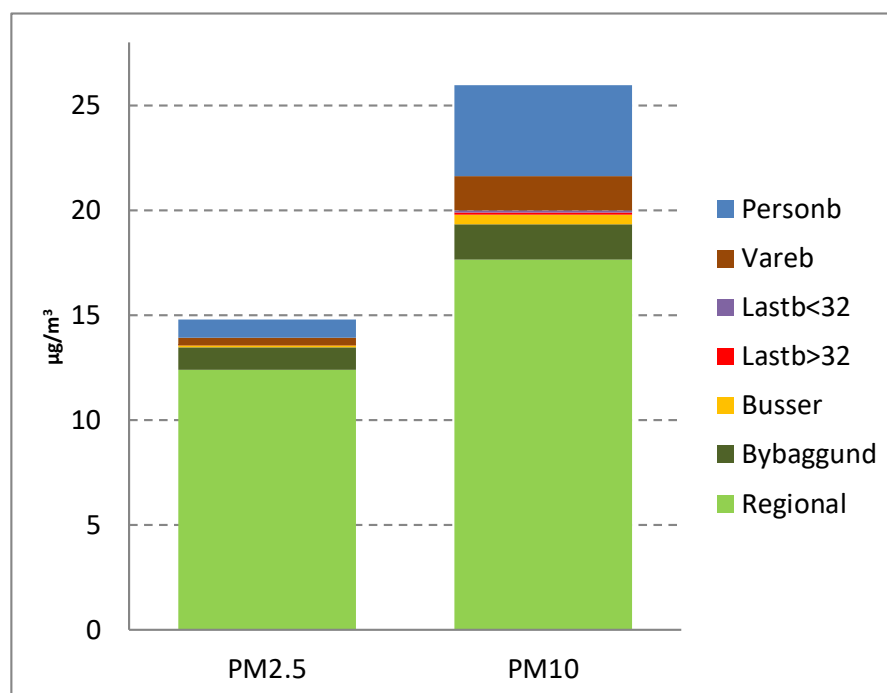
Personbilernes bidrag til PM_{10} -gadebidraget er 63%, varebiler 23%, lastbiler 5% og busser 9%. Dvs. stort set samme fordeling som for $PM_{2,5}$.



Figur 4.5. Kildebidrag til PM_{10} -koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Vist i samme rækkefølge som for NO_2 . Enhed $\mu g/m^3$.

Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

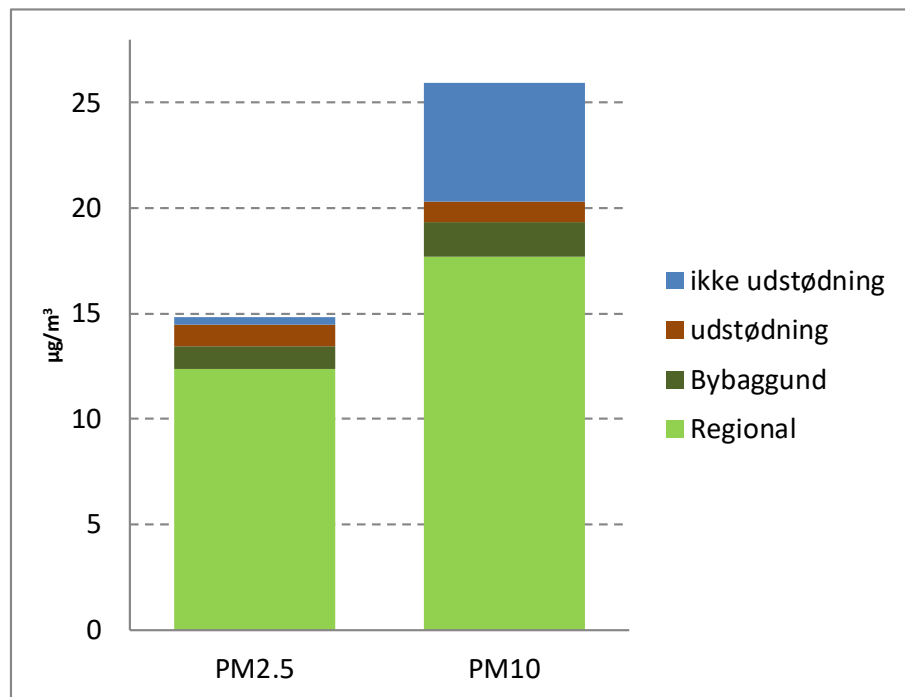
I Figur 4.6 er vist en kildeopgørelse for PM₁₀ og PM_{2,5} for Jagtvej.



Figur 4.6. Kildebidrag for PM₁₀ og PM_{2,5} for Jagtvej i 2018.

Det ses, at det regionale bidrag er meget stort for både PM₁₀ og PM_{2,5}. Gadebidraget er omkring 6,6 µg/m³ for PM₁₀ og omkring 1,3 µg/m³ for PM_{2,5}.

I Figur 4.7 er trafikens bidrag til PM₁₀ og PM_{2,5} underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM₁₀ udgør udstødning omkring 15% og ikke-udstødning omkring 85%. For PM_{2,5} er det hhv. omkring 27% og 73%. Det vurderes at være betydelig større usikkerhed på ikke-udstødningsdelen i forhold til udstødningsdelen, da udstødningen kan måles på biler i både laboratorium og under kørsel i aktuel trafik, mens det er meget vanskeligt at måle ikke-udstødningsdelen og dens delkomponenter.



Figur 4.7. Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i 2018.

Partikeludstødningen er over tid blevet mindre som konsekvens af den løbende udskiftning af bilparken, som betyder, at flere og flere køretøjer får partikelfilter. Miljøzonerne med regulering af den tunge trafik har også bidraget hertil (Jensen et al. 2011).

Der er ikke gennemført en kildeopdeling for antallet af partikler, da emissions- og luftkvalitetsmodellerne ikke er fuldt udviklet til at beskrive antallet af partikler. En grov tilnærmelse er at antage, at bidragene til partikelantal fordeles sig på samme måde som NO_x , idet en tidligere analyse af luftkvalitetsmålinger af NO_x og antal partikler viser god sammenhæng (Ketznel et al., 2003). Sammenhængen mellem NO_x og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologier. Eksempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO_x er upåvirket. Modsat vil montering af NO_x -katalysator (SCR) kraftigt reducere NO_x , mens antal partikler er upåvirket, hvis der ikke monteres kombinerede NO_x -katalysator og partikelfilter (SCRT).

4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg

I dette afsnit beskrives antal brændefyringsanlæg i Københavns Kommune. Endvidere beskrives fordelingen på forskellige anlægstyper og deres emissioner.

Brændefyringsanlæg i Københavns Kommune

I Tabel 4.6 er vist den seneste oversigt over antal brændefyringsanlæg i Københavns Kommune baseret på de nyeste skorstenfejerdato, hvor de enkelte anlæg er stedbestedt. Skorstenfejerdato indeholder desværre ikke oplysninger om anlægstype, så det er ikke muligt at bestemme fordelingen på anlægstyper for Københavns Kommune. I stedet antages det, at det fordeles sig som på landsplan (Tabel 4.6).

Tabel 4.6. Fordeling af brændefyringsanlæg i Københavns Kommune baseret på skorstensfejderdata.

	Brændekedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ*	Total
Københavns Kommune (antal)	19	15.867	56	834	16.776
Københavns Kommune (%)	0.1%	95%	0.3%	5%	100%

* Andet, træ er 11 forskellige anlægstyper fx flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv.

Der er således omkring 17.000 brændefyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf langt hovedparten er brændeovne.

Fordeling af brændefyringsanlæg på anlægstyper

I Tabel 4.7 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den seneste tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2017.

Som det fremgår, er der omkring 911.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 672.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr, omkring 68.000 kedler og 49.000 andre ovne.

Tabel 4.7. Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2017 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Antal
Gammel ovn	Før 1990	47.417
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	329.500
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	64.000
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	4.000
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	2.000
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	171.000
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket fra 2015	54.000
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	48.725
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	51.781
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	16.057
Pillekedel/ovn*		122.260
I alt		910.740
Heraf brændeovne		(74%) 671.917
Heraf anden ovn		(5%) 48.725
Heraf kedler		(7%) 67.838
Heraf pillefyr		(14%) 122.260

* Emissioner for pillefyr beregnes ud fra det samlede forbrug af træpiller og ikke ud fra antal pillefyr. Antal pillefyr er fra nyeste opgørelse fra skorstenfejerregistret.

Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Københavns Kommune ses, at Københavns Kommune har meget få kedler og pillefyr (0,4%) i forhold til landplan (21%), men flere brændeovne (95%) i forhold til landsplan (74%). Den procentvise fordeling af andre ovne flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv. er den samme i Københavns Kommune og på landsplan (5%).

Emissioner fra anlægstyper

I Tabel 4.8 er vist energiforbruget samt NO_x- og PM_{2,5}-emissionen i 2017 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.

Tabel 4.8. Energiforbrug, NO_x-emission og PM_{2,5}-emission fra brændeovne mv. i 2017 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Træforbrug (TJ=1000 GJ)	NO _x (tons)	PM _{2,5} (tons)	NO _x (g/GJ)	PM _{2,5} (g/GJ)
Gammel ovn	Før 1990	1.123	56	1.045	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	7.806	390	5.777	50	740
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	1.516	121	780	80	514
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	95	8	24	80	257
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	47	4	10	80	205
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	4.051	385	836	95	206
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket fra 2015	1.279	122	199	95	155
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	955	48	707	50	740
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	900
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	1.800
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	6.344	603	1.310	95	206
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1.967	187	812	95	413
Pillekedel/ovn*		14.622	1.170	424	80	29
I alt		39.808	3.093	11.923		

Der er forskellige anlægstyper: brændeovne, anden ovn (fx pejse), kedler med/uden akkumuleringstank til varmt vand samt pillekedler/ovne. Den sidste kategori fyres med træpiller og de andre med brændestykker.

Anlægstyperne er bl.a. inddelt efter, hvilken regulering de modsvarer, herunder om de er Svanemærkede.

Bemærk den relativt store forskel på emissionsfaktorer (g/GJ) for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Pillekedel/-ovn har den lavest emissionsfaktor for partikler.

Der er ikke så stor forskel på emissionsfaktorer for NO_x, og her gælder det omvendte af partikler, idet de ældre ovne har lavere NO_x-emissioner end de nye. Dette formodes at skyldes, at de nyere ovne forbrænder med lidt højere temperaturer, og dannelse af NO_x ud fra luftens indhold af frit kvælstof er afhængig af forbrændingstemperaturen.

Som det fremgår, er der generelt en reduktion i partikelemmissionen ved at skifte fra ældre til nyere ovne, mens NO_x-emissionen øges lidt.

Til sammenligning med andre individuelle opvarmingskilder er emissionsfaktoren for partikler for oliefyr på 5 g/GJ og for naturgasfyr på 0,1 g/GJ baseret på anvendte emissionsfaktorer i den nationale emissionsopgørelse. Dette er således mange gange lavere end selv Svanemærkede brændeovne og også pillekedel/-ovn.

Emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning, hvor træpiller anvendes på kraftværk, er på linje med individuelt oliefyr (5 g/GJ) for partikeludledning. På træpillefyrede fjernvarmeværker er partikeludledningen lidt højere (10 g/GJ) end for individuelle oliefyr. Dette er stadigvæk væsentligt lavere end individuelle pillefyr (29 g/GJ) eller selv de bedste Svanemærkede brændeovne (155 g/GJ).

For NO_x-emissioner er emissionsfaktorerne på samme niveau for individuel og kollektiv opvarmning med træ.

De totale emissioner på landsplan fordelt på de forskellige ovntyper fremgår også af Tabel 4.8. I Københavns Kommune er 95% af alle brændefyringsanlæg brændeovne, og de kan forventes at være relativt fordelt på samme måde som på landsplan.

5 Helbredseffekter

Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for Københavns Kommune.

Endvidere kvantificeres bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer (SNAP-kategorier) i Københavns Kommune til helbredseffekterne i Københavns Kommune. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager til helbredseffekterne i Københavns Kommune. Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er nærmere beskrevet i kapitel 2.

5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikel- og NO₂-forurening og høj befolkningstæthed. Denne kombination er til stede i Københavns Kommune.

For tidlige dødsfald består overvejende af dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening, men også af dødsfald som følge af udsættelse for NO₂. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tids eksponering med forhøjede koncentrationer (episoder) fx af ozon. En lille del skyldes SO₂.

Skadevirkningerne af langtidspåvirkning af partikelforurening ophobes gennem hele livet fra fødsel til død hos alle, der er udsat for den. Langtidspåvirkningen kan være med til at fremkalde hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Derfor ses dødsfaldene især hos personer, der har været udsat i mange år, dvs. hos ældre samt personer, der er særligt følsomme. Spædbørn er også særligt følsomme, men dødsfald blandt spædbørn udgør en meget lille del.

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår (Watkis et al., 2005), og dette lægger til grund for værdisætningen og beregningen af omkostningerne af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning. Omkostningerne ved for tidlige dødsfald som følge af korttidspåvirkning af luftforurening baseres på værdien af et statistisk liv.

Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed

I Tabel 5.1 er vist antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2017 pga. danske og udenlandske kilder. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}.

Tabel 5.1. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2017. Total er summen af helbredseffekter af SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}.

Dødelighed	Total	SO₂	O₃	NO₂	PM_{2,5}
For tidlige dødsfald fra korttidseksposering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	138	1	3	50	83
For tidlige dødsfald fra langtidseksposering (PM _{2,5} , NO ₂)	320	0	0	0	320
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald (PM_{2,5}, SO₂, NO₂, O₃)	458	1	3	51	403
Sygelighed					
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	420	0	3	240	177
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	102	0	9	0	124
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	39	0	0	0	39
Episoder med bronkitis (PM _{2,5})	368	0	0	0	368
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	1.601	0	0	0	1.601
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	133	0	0	0	133
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	443.376	0	0	0	443.376
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	40	0	40	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	6	0	0	0	6

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2017 er omkring 460 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 320 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 140 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfalds på 460 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2017 på 3.759 svarer luftforureningens andel til omkring 12%.

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til PM_{2,5} (403 dødsfald), derefter til NO₂ (51 dødsfald) og kun meget lidt til O₃ (3 dødsfald) og SO₂ (1 dødsfald). PM_{2,5} omfatter: sekundære uorganiske partikler (SIA) i form af ammonium, sulfat og nitrat (NH₄NO₃, NH₄HSO₄, (NH₄)₂SO₄ m.fl.) og sekundære organiske partikler (SOA). De sekundære partikler dannes i atmosfæren. Derudover indeholder PM_{2,5} også mineralsk støv, BC (Black Carbon), OC (Organiske kulstofforbindelser) samt havsalt (SS). Direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}) indeholder mineralsk støv, BC og OC. Resten er SIA, SOA og SS. Havsalt andrager omkring 12% af PM_{2,5}. Derudover indeholder det et tilføjet bidrag for manglende masse, som er forskellen mellem modelberegninger og målinger. Den manglende masse formodes primært at være vand, som er bundet i partikler, som indgår i målingerne men ikke i modellen. Der er dog også betydelig usikkerhed på såvel modelberegningerne og målingerne, hvilket også er årsagen til en del af den "manglende masse". Modellen beregner bidragene for alle ovenstående fraktioner, men her er kun afrapporteret total PM_{2,5}.

I de seneste beregninger for hele Danmark er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 4.200 med EVA-systemet som et årligt gennemsnit for perioden 2016-2018 (Ellermann et al., 2019). Befolkningstallet i Københavns Kommune er 10,4% af hele Danmarks befolkning i 2017. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Københavns Kommune kan forventes omkring 440 for tidlige dødsfald, hvilket er meget tæt på det aktuelt beregnede 460 for tidlige dødsfald for 2017.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 440.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar sygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage). Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i beregningerne, fordi der endnu er for stor usikkerhed om, hvilke sygdomme det drejer sig om, og hvad det præcise omfang af disse sygdomme er.

5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder fra Københavns Kommune. Det svarer således på, hvor meget kilderne i Københavns Kommune bidrager til de samlede helbredseffekter i Københavns Kommune. Antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter fremgår af Tabel 5.2 for 2017.

Tabel 5.2. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde.

Helbredseffekter	01	02	03	04	05	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total	Ski b
	Kraftværk mv.	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly)	Ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner)	Affaldsbehandling, mv.	Landbrug	Total	Ski b
Dødelighed													
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	2	3	0	0	0	1	9	1	1	1	0	17	1
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	1	12	0	0	0	2	5	0	1	2	0	23	0
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	3	15	0	1	0	2	14	1	2	3	0	40	2
Sygelighed													
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	8	9	1	0	0	1	40	6	5	1	0	72	7
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	0	5	0	0	0	1	1	0	0	1	0	7	0
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3	0
Episoder med bronkitis (PM _{2,5})	0	14	0	0	0	2	5	0	1	2	0	26	0
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	1	45	0	1	1	6	17	0	3	7	0	83	1
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	0	5	0	0	0	1	2	0	0	1	0	9	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	551	16.799	132	400	254	2.480	6.628	176	1.098	2.610	10	31.138	227
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	-1	0	0	0	0	0	-4	-1	0	0	0	-8	-1
Lungecancer (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Der er 40 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2017. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (460) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 5.1) bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2017. Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige

dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændefyring (15 i 2017) og vejtransport (14 i 2017).

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 71% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 29%. Det samlede antal for tidlige dødsfald er omkring 4.200 fordelt med 3.000 forårsaget af emissioner fra udlandet og 1.200 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 1.800 tilfælde pr. år for 2016-2018. "Eksport" af luftforurening er derfor noget større end det de danske emissioner giver anledning til i Danmark, mens "import" af luftforurening (3.000 for tidlige dødsfald) er omkring dobbelt så stort som "eksport" (1.800 for tidlige dødsfald) (Ellermann et al., 2019).

Det har ikke været muligt indenfor nærværende projekt at lave samme type beregninger for kilderne i Københavns Kommune. Det er imidlertid klart fra ovenstående at emissioner fra Københavns Kommune også vil give anledning til et betydeligt antal for tidlige dødsfald uden for kommunegrænsen.

Som det fremgår af ovenstående er emissioner i Danmark skyld i omkring 29% af det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark, mens udenlandske emissioner bidrager med 71%. For København er fordelingen henholdsvis 9% fra lokale og 91% fra eksterne kilder. Hvis man betragtede hele verden under et ville verdens bidrag til sig selv være 100%. I den modsatte ende, hvis man betragter et meget lille område ville bidraget til sig selv være 0%. Bidraget til sig selv er derfor mindre jo mindre et område man betragter, hvilket forklarer forskellen mellem at betragte hele Danmark og København.

6 Eksterne omkostninger

I dette kapitel opsummeres først de totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2017.

Dernæst opsummeres luftforureningens helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Københavns Kommune baseret på emissioner kun fra Københavns Kommune og fordelt på hovedemissionssektorer. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune betyder for de eksterne omkostninger i Københavns Kommune.

De eksterne omkostninger er fordelt på stoffer og underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier).

Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er beskrevet i kapitel 2.

6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune

Eksterne omkostninger pga. danske og udenlandske emissionskilder

I Tabel 6.1 er angivet de totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder. Endvidere er vist, hvad emissioner i Københavns Kommune giver anledning til samt deres procentdel af de samlede omkostninger.

Tabel 6.1. Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening i Københavns Kommune pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2017 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr.).

Helbredseffekter	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA+SOA+SS
Dødelighed						
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	4.353	28	107	1581	608	2.029
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	3.784	0	0	5	1.019	2.760
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	9	0	0	0	2	7
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	8.146	28	107	1.586	1.629	4.796
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	31	0	0	18	4	10
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	16	0	1	0	4	11
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Episoder med bronkitis (PM _{2,5})	109	0	0	0	29	79
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	489	0	0	0	132	357
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	3	0	0	0	1	2
Lungecancer (PM _{2,5})	9	0	0	0	2	7
Total sygelighed	657	0	1	18	172	466
Total dødelighed og sygelighed	8.803	28	108	1.604	1.801	5.262
Københavns Kommune - alle kilder i kommunen						
	855	11	-17	388	468	0
%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	38%	-16%	24%	26%	0%

De årlige totale eksterne omkostninger i København Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,8 milliarder kr. i 2017. I de seneste beregninger for hele Danmark for et gennemsnitsår for perioden 2016-2018 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 79 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al., 2019). De eksterne omkostninger i København Kommune udgør således omkring 11% heraf.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Partikler omfatter SIA+SOA+SS som tilsammen giver anledning til 5,4 milliarder i eksterne omkostninger, og de direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), som giver anledning til 1,8 milliard kr. Samlet set giver partikler således anledning til 7,2 milliarder kr. i eksterne omkostninger, men det er hovedsageligt sekundært dannede partikler og havsalt (SIA/SOA/SS), som bidrager hertil. Havsalt andrager omkring 12% af PM_{2,5}. Det næststørste bidrag er for NO₂ med 1,8 milliarder kr. og herefter kommer O₃ og SO₂, som kun bidrager med hhv. 0,1 og 0,03 milliarder kr.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, som følge af både langtids- og korttids eksponering, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold fx til værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlig dødsfald omkring 8,1 milliarder kr., mens sygelighed samlet er omkring 0,7 milliarder kr.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Københavns Kommune

De samlede eksterne omkostninger i København Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 855 mio. kr. fordelt med 468 mio. kr. på PPM_{2,5}, 388 mio. kr. på NO₂, 11 mio. kr. på SO₂ samt -17 mio. kr. på O₃. Grunden til, at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Københavns Kommune, udgør omkring 10% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedgrunden til at emissioner i Københavns Kommune udgør en relativ lille andel af de samlede omkostninger fra danske og udenlandske kilder er, at langtransporteret luftforurening i form af sekundært dannede partikler og havsalt (SIA+SOA+SS) udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For PPM_{2,5}, NO₂ og SO₂, hvor lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager, er den procentvis andel større (hhv. 26%, 24% og 38%). Den er -16% for O₃, da NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

Som angivet ovenfor er de eksterne omkostninger, som falder inden for Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune, 855 mio. kr. om året i 2017. Men emissioner i Københavns Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt.

6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og hovedemissionssektorer

I Tabel 6.2 er de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO₂, O₃, NO₂, og PPM_{2,5} og yderligere underopdelt på de forskellige hovedemissionskategorier

(SNAP-kategorier) for 2017. Det er således de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune. Endvidere er bidraget fra langtransporteret SIA+SOA+SS også vist. Emissioner inden for Københavns Kommune bidrager ikke til SIA+SOA+SS inden for kommunen, men kun uden for kommunen, idet omdannelse fra emission af gasser udledt i kommunen til omdannelse til sekundære partikler tager tid.

Tabel 6.2. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier.

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA+SOA+SS
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	67	3	-2	57	8	0
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	265	1	0	11	253	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	9	1	0	6	2	0
SNAP04	Industrielle processer	8	2	0	0	6	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	4	0	0	0	4	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	38	0	0	0	37	0
SNAP07	Vejtransport	335	0	-11	247	99	0
SNAP08	Ikke-vejpgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	81	1	-3	64	19	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	44	3	0	2	39	0
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	855	11	-17	388	468	0
SNIP	International skibstrafik Øresund (< 25 km)	44	0	-2	43	3	0
Subtotal	Kilder uden for Københavns Kommune (DK, udland, ekskl. SNIP)	7.904	17	127	1.173	1.329	5.262
Total	Total (inkl. kilder i Kbh. Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	8.803	28	108	1.604	1.801	5.262
Total	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	38%	-16%	24%	26%	0%

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune er 855 mio. kr. i 2017. De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtrafik, som står for omkring 335 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne mv. med 265 mio. kr. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 16.000 kr. i 2017. Andre kildetyper, som udgør en vis del er ikke-vejpgående maskiner (81 mio. kr.), kraftværker mv. (67 mio. kr.), affaldsbehandling, som også indeholder bidrag fra ildebrande (44 mio. kr.) og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 38 mio. kr.

Eksterne omkostninger fra den internationale skibstrafik i Øresund inden for 25 km udgør 44 mio. kr.

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og underemissionssektorer

I Tabel 6.3 er de eksterne omkostninger i 2017 i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO₂, O₃, NO₂, og PPM_{2,5} og yderligere underopdelt på de forskellige underemissionskategorier for nogle af hovedemissionssektorerne. Det er således en yderligere underopdeling af hovedemissionssektorerne i **Fejl! Henvissningskilde ikke fundet.** for SNAP 2, 7, 8 og landbrug.

Tabel 6.3. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier.

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA/SOA/SS
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	67	3	-2	57	8	0
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	23	0	0	3	20	0
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	242	1	0	9	233	0
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	9	1	0	6	2	0
SNAP04	Industrielle processer	8	2	0	0	6	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	4	0	0	0	4	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	38	0	0	0	37	0
SNAP0701	Vej transport -personbiler	133	0	-6	120	19	0
SNAP0702	Vej transport -varebiler	71	0	-3	60	13	0
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	68	0	-3	66	6	0
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm ³	1	0	0	0	1	0
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm ³	2	0	0	1	1	0
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid	39	0	0	0	39	0
SNAP0708	Vej transport -vejslid	20	0	0	0	20	0
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	12	0	0	11	1	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0	0	0	0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	2	0	0	2	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	21	1	-1	20	1	0
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	2	0	0	2	0	0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	42	0	-1	28	16	0
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	1	0	0	1	1	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	44	3	0	2	39	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0	0	0	0	0	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	0	0	0	0	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	855	11	-23	399	468	0

De samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 335 mio. kr. Heraf udgør personbiler 133 mio. kr., varebiler 71 mio. kr. og busser og lastbiler 68 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej-, dæk- og bremseslid udgør 59 mio. kr. for hele vejtrafikken, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 265 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger med 242 mio. kr. og kun 23 mio. kr. inden for handel og service.

De samlede eksterne omkostninger af ikke-vejpgående maskiner er 81 mio. kr. Maskiner og redskaber inden for industri fx entreprenør og arbejdsmaskiner udgør 42 mio. kr., flytrafik 25 mio. kr. og jernbaner 12 mio. kr.

7 Sammenligning med tidligere undersøgelse

DCE har tidligere for Københavns Kommune udarbejdet en undersøgelse af helbredseffekter i København (Jensen et al., 2017). Udgangspunktet for den tidligere undersøgelse var 2013, mens det er 2017 i nærværende rapport.

7.1 Ændringer i metode og opdateret datagrundlag

I forhold til den tidligere rapport er der i nærværende beregninger foretaget en lang række opdateringer af datagrundlaget samt metodeforbedringer.

EVA-beregningerne er baseret på den nyeste version af EVA-systemet - dvs. version 5.2, hvor de tidligere beregninger var baseret på en tidligere version. Der er sket opdateringer i eksponerings-responsfunktionerne, så helbredseffekterne af korttidseksposering fylder mere, idet der er effekter for NO₂, PM_{2,5} og O₃ mod tidligere kun O₃. Endvidere indgår NO₂ med effekt på for tidlig dødsfald, hvilket den ikke gjorde tidligere. Dette vil, alt andet lige, føre til flere for tidlige dødsfald og mere sygelighed.

Endvidere er beregningerne gennemført med de seneste tilgængelige emissioner fra 2017 mod tidligere 2013. Da emissionerne er faldende, vil dette, alt andet lige, føre til færre for tidlige dødsfald og mindre sygelighed.

I den tidligere rapport havde vi en afgrænsning af det geografiske område med lokale emissioner defineret ved Københavns Kommunes ydre grænse, dvs. inklusiv Frederiksberg Kommune. I nærværende beregninger er den geografiske afgrænsning Københavns Kommune, dvs. eksklusiv Frederiksberg Kommune. Alt andet lige, vil dette føre til færre for tidlige dødsfald og mindre sygelighed.

Endvidere er benyttet befolkningsdata fra 2017, som også er en opdatering i forhold til tidligere rapport, som benyttede data fra 2013. Dette vil, alt andet lige, føre til flere for tidlige dødsfald og mere sygelighed, da befolkningstallet er steget fra 2013 til 2017. Ændringer i aldersfordeling betyder også noget, da alder indgår i nogle af eksponerings-responsfunktionerne.

Der er også sket en reduktion i den langtransporterede luftforurening, som kommer til Københavns Kommune, da emissionerne i Europa er faldende. Alt andet lige, vil dette føre til færre for tidlige dødsfald og mindre sygelighed.

Værdisætningen er opdateret med nyeste tal fra Finansministeriet, som er omtrent dobbelt så højde som tidligere anvendte tal for værdien af statistisk liv. Dette vil, alt andet lige, føre til flere eksterne omkostninger.

Det er ikke muligt at kvantificere betydningen af de enkelte ændringer, da dette vil kræve, at hver enkelt ændring beregnes for sig for at kunne isolere effekten af de enkelte ændringer.

7.2 Forskelle mellem resultater i tidligere og nærværende beregninger

Den tidligere undersøgelse beregnede 550 for tidlige dødsfald i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Nærværende beregninger for 2017 får 460 for tidlige dødsfald i Københavns Kommune. Det mindre antal for tidligere dødsfald i 2017 i forhold til 2013 skyldes en kombination af de ændringer, som er beskrevet ovenfor.

Den tidligere undersøgelse beregnede de totale eksterne omkostninger til omkring 200 mio. kr. i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune i 2013 pga. emissionskilder i de to kommuner. I nærværende beregninger for 2017 er de totale eksterne omkostninger omkring 855 mio. kr. i Københavns Kommune pga. emissionskilder i Københavns Kommune. Den væsentligt højere omkostning formodes at skyldes, at NO₂ indgår i beregningerne, som i høj grad stammer fra lokale NO_x-emissionskilder - især vejtrafik. Endvidere skyldes det, at værdisætningen for statistisk liv er fordoblet.

De totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder var omkring 4,5 milliarder kr. i 2013. De totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,8 milliarder kr. i 2017. De højere omkostninger i 2017 formodes at være en kombination af højere værdisætning af statistisk liv samt at helbredseffekter knyttet til korttids eksponering fylder mere (akutte dødsfald), og akutte dødsfald har højere værdisætning end kroniske dødsfald som følge af langtids eksponering.

I den tidligere undersøgelse udgjorde eksterne omkostninger knyttet til de lokale emissioner i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune kun omkring 5% af de totale eksterne omkostninger i de to kommuner fra både danske og udenlandske emissionskilder. I de nye beregninger er det omkring 10%, hvilket især skyldes, at NO₂ nu indgår i beregningerne, og lokale NO_x-emissionskilder fra især vejtrafik bidrager væsentlig hertil.

8 Diskussion af usikkerheder

8.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene 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. De forskellige led i kæden er forbundet med større eller mindre usikkerheder. I det følgende vurderes de elementer, som vurderes at have væsentlig indflydelse på resultaterne.

Emission, luftkvalitet og befolkningseksponering

En overordnet måde at vurdere usikkerhederne i emissionerne og luftforureningsmodellerne (DEHM og UBM) på, er at sammenligne modelresultater med måleresultater. Sammenligning mellem modelresultater og målinger i bybaggrund i København viser god overensstemmelse for alle tilgængelige målinger af NO_x , NO_2 , O_3 , CO , PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$, dog med mindre underestimering for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} .

Befolkningseksponeringen er givet ved koncentrationer af luftforurening ganget med befolkningsdata. Usikkerheden på befolkningsdata i Danmark er meget lille, da data er baseret på CPR-registeret og geografisk fordelt efter koordinatsatte adresser.

Eksponerings-respons- og helbredseffekter

Sammenhængen mellem befolkningseksponering og helbredseffekter er baseret på eksponerings-responsfunktioner fra international litteratur, som er samlet og anerkendt af verdenssundhedsorganisationen (WHO). Specielt har man fundet en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af $\text{PM}_{2,5}$ i bybaggrunden (her repræsenteret ved resultaterne fra DEHM/UBM) og helbredseffekter. Den anvendte sammenhæng, man har fundet for fx dødelighed, er en stigning i den relative risiko på 6,2% for en stigning i $\text{PM}_{2,5}$ på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmiddelværdi. I nærværende resultater er det antaget, at alle partikler er lige skadelige, jf. den bedste viden på området p.t. Usikkerheden på eksponerings-responsfunktionen relateret til $\text{PM}_{2,5}$ vurderes, at være relativt lille, da den relative risiko på 6,2%, der benyttes, er underbygget i mange store studier, både i USA og i Europa.

I version 5.2 af EVA-systemet indgår den direkte helbredsskadelige effekt af NO_2 , som ikke har været med i tidligere versioner. De første resultater for helbredseffekter baseret på NO_2 for hele Danmark var inkluderet i rapporteringen fra overvågningsprogrammet for 2018 (Ellermann et al., 2019).

En væsentlig del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-responsfunktioner, som anvendes for NO_2 . For kronisk mortalitet relateret til kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af kvælstofdioxid over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der medtages ved beregning af helbredseffekterne. Denne tærskel er derfor implementeret i EVA-systemet, hvor koncentrationerne af kvælstofdioxid beregnes med UBM-modellen med geografisk opløsning på $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$. Der er dog væsentlig usikkerhed forbundet med denne tærskelværdi på de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og denne usikkerhed har væsentlig indflydelse på resultaterne.

Det Europæiske Miljøagentur har i de tre seneste årsopgørelser i beregningerne af antallet af for tidlige dødsfald for NO₂ anvendt en tærskelværdi på 20 µg/m³ og samtidigt medtaget en følsomhedsberegning for NO₂ med en tærskelværdi på 10 µg/m³ (EEA, 2017;2018;2019). I det seneste beregnede år (2016) stiger antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO₂ med omkring en faktor 3,5, hvis en tærskelværdi på 10 µg/m³ anvendes i forhold til 20 µg/m³ (EEA, 2019).

En mindre tærskelværdi for NO₂ vil have stor indflydelse på beregning af antallet af for tidlige dødsfald henført til kvælstofdioxid for Danmark og for Københavns Kommune. Antallet af tilfælde af for tidlige dødsfald i hele Danmark vil blive væsentligt større (ca. 6.600 for tidlige dødsfald), hvis en tærskelværdi på 0 benyttes, i forhold antallet af for tidlige dødsfald, når tærskelværdien på 20 µg/m³ benyttes (ca. 4.200 for tidlige dødsfald), hvilket svarer til over 50% flere for tidlige dødsfald, som potentielt kan tilskrives NO₂.

Såfremt der benyttes en lavere tærskelværdi end 20 µg/m³, vil alle kilder, som bidrager væsentligt til NO_x-emissioner få større relativ vægt. Det gælder fx trafik i forhold til brændeovne. I nærværende studie er trafik og brændeovne de største lokale emissionskilder og omtrent lige store. De vil også være de største kilder ved anvendelse af en lavere tærskelværdi, hvor trafik dog vil betyde relativt mere.

Konklusionen er, at der er væsentligt usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald henført til tærskelværdien for NO₂, men der er pt. konsensus om, at der ikke er tilstrækkeligt videnskabeligt grundlag for at benytte en lavere tærskelværdi, end den der er benyttet i denne rapport.

Værdisætning

Hovedparten af de eksterne omkostninger er relateret til for tidlige dødsfald, og usikkerheden på værdisætningen af et for tidligt dødsfald har derfor væsentlig indflydelse på de samlede eksterne omkostninger. Værdisætningen af et akut dødsfald baserer sig på værdien af et statistisk liv (value of statistical life, VSL) som også bruges ved fx dødsfald relateret til trafikuheld.

I august 2017 offentliggjorde Finansministeriet en revideret og opdateret udgave af Vejledning i Samfundsøkonomiske Konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2017). I forbindelse med den reviderede vejledning har Finansministeriet opskrevet værdien af statistisk liv, således at denne værdi nu er 32 mio. kr. (2017-priser), hvor tidligere anvendte værdisætninger var omkring halvdelen. EVA-systemet (v5.2) anvender de nyeste forudsætninger fra Finansministeriet. I EVA-systemet anvendes således den officielt udmeldte værdisætning for statistisk liv.

8.2 Farlighed af partikler

Der er stor usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der giver de største helbredseffekter og om der er en forskel. På baggrund af det internationale videngrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer (PM_{2,5} opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne. Dvs. det er antaget, at alle partikler under 2,5 µm har samme helbredseffekt for samme masse, uan-

set størrelse og kemisk sammensætning. Såfremt beregningen af helbredseffekter af partikelstørrelse eller kemisk sammensætning ville det have betydning for, hvor meget de forskellige emissionskilder tillægges at bidrage til det totale antal for tidlige dødsfald.

Enkelte studier har fundet sammenhænge mellem ultrafine partikler (<100 nm) og dødelighed og/eller sygelighed, men der er endnu ikke tilstrækkeligt grundlag for estimering af eksponerings-responsfunktioner for partikelantal. (Ellermann et al., 2014). WHO vurderer således, at videngrundlaget er utilstrækkeligt til at opstille luftkvalitetsretningslinjer for ultrafine partikler (WHO, 2015), og ultrafine partikler indgår heller ikke i anbefalingerne til beregning af helbredseffekter for luftforurening (WHO, 2014a). Hvis der kunne opstilles eksponerings-respons sammenhænge for ultrafine partikler ville det betyde, at lokale kilder som fx trafik og brændeovne ville tilskrives flere helbredseffekter.

Nyere studier indikerer (Rohr & Wyzga 2012), at kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbredsskadelige end ikke-kulstofholdige partikler, fx de uorganiske sekundære partikler (dvs. uorganiske partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Disse indikationer peger i retning af, at kulstofholdige partikler (BC/EC, SOA) er mere skadelige end partikler som gennemsnit. Hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder inden for Københavns Kommune vil give et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune, i forhold til kilder længere væk, end de nuværende antagelser. Det vil dog ikke ændre på konklusionen om, at vejtrafik og brændeovne vil være de største kilder til helbredseffekterne i Københavns Kommune fra kilder inden for Københavns Kommune, da disse to emissionssektorer allerede er de primære kilder til kulstofholdige partikler.

Det er indtil videre WHO's anbefaling at anvende samme eksponerings-responsfunktion for alle typer af partikler - dvs. med udgangspunkt i $PM_{2,5}$ i cost-benefit analyser (WHO, 2013;2014a), som det gøres i EVA-systemet.

Der er fortsat behov for mere viden vedrørende luftforurening og de resulterende helbredseffekter, og hvordan de afhænger af forskellige typer af partikler og forskellige typer af emissionskilder.

8.3 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder

Den geografiske opløsning i modelsystemet har betydning for beregning af konsekvenser fra især lokale kilder som fx vejtrafik og brændeovne. Ved en lav geografisk opløsning vil helbredseffekterne blive underestimeret for en befolkningsgruppe, der bor tæt på lokale kilder. Det skyldes, at koncentrationerne er større her, end modellen er i stand til at beregne ved lav opløsning. Modsat vil modellen overestimere for dem, som bor længere væk fra kilderne. Netop dette er der taget højde for med en geografisk opløsning i modellen på 1 km x 1 km i EVA-systemet, hvor de benyttede eksponerings-responsfunktioner, anbefalet af WHO, også er repræsentative ved denne opløsning.

I et dansk studie med udgangspunkt i Kost-Kræft-Helbred kohorten har man undersøgt sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening over tid og udviklingen af alle dødsfald, og særskilt dødsfald relateret til hjerte-/kredsløbssygdomme (Raaschou-Nielsen et al., 2012; Ellermann et al., 2014). Eksponeringsindikatoren var gadekoncentrationen af NO_2 , som blev beregnet med

DCE's AirGIS-modelsystem for adresser fra 1971 og frem. Det er muligvis ikke NO₂ som sådan, der giver helbredseffekterne, men NO₂ kan, i dette studie, ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhörørende risikofaktorer, bl.a. støj ved bopælen. Studiet viste en 8% stigning i risikoen for alle dødsfald per 10 µg/m³ stigning i NO₂-koncentrationen og endnu større stigning (16%) for hjerte-kredsløbssygdomme. Hvis man lagde dette til grund for beregning af helbredseffekterne, vil der ikke være tale om flere for tidlige dødsfald pga. eksponering for NO₂ i gaderum, men snarere om en omfordeling af kilderne til de for tidlige dødsfald, hvor trafik vil have større vægt. I dette studie, er den samhörørende effekt fra eksponering af PM_{2,5} fra andre kilder ikke medtaget, og man kan derfor ikke på grundlag af et studie som dette konkludere, at trafikken er hovedårsagen til helbredseffekterne. Studiet viser dog, at der er en klar sammenhæng imellem forurening fra trafik og for tidlige dødsfald.

Specifikke studier har desuden vist, at personer, som bor inden for 50 m af en trafikeret byvej og 100 m fra en motorvej, har øget risiko for at dø for tidligt af hjerte-lunge relaterede sygdomme (Hoek et al., 2002), så det tyder på, at der kan være en fordel i at videreudvikle systemet til endnu højere opløsning, fx med gadekoncentrationer på adresseniveau, som det er muligt med DEHM-UBM-AirGIS systemet.

På nuværende tidspunkt er videngrundlaget mht. til eksponerings-respons-sammenhænge dog ikke fuldstændigt nok til at kvantificere helbredseffekterne for en befolkning på grundlag af eksponering på adresseniveau, selvom der er lavet en del studier med adressen som indikator for eksponering.

8.4 Samlet usikkerhed

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige døde i Europa som følge af luftforurening efter grundlæggende samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring ±50% (Lelieveld et al., 2019). Det er DCE's faglige skøn, at den usikkerhed, som er angivet i det tyske studie, er i god overensstemmelse med den usikkerhed, man må regne med i denne type studier (Hertel et al., 2019).

Referencer

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Brandt, J. (2019): Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 14. marts 2019. 22 s.

Berkowicz, R. (2000): A Simple Model for Urban Background Pollution. *Environmental Monitoring and Assessment* Vol. 65, Issue 1/2, pp. 259-267.

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn, F. Palmgren, R. Berkowicz and Z. Zlatev (2001): "Operational air pollution forecasts from European to local scale". *Atmospheric Environment*, Vol. 35, Sup. No. 1, pp. S91-S98, 2001.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (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, p. 98.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2011b): EVA- en metode til kvantificering af sundhedseffekter og eksterne omkostninger. Temanummer 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., J. D. Silver, L. M. Frohn, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, C. A. Skjøth, H. Villadsen, A. Zare, and J. H. Christensen (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., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., 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 and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system - an integrated modelling approach, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7725-7746, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7725-2013>.

Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., 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, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7747-7764, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7747-2013>.

Brandt, J., Jensen, S.S., Andersen, M.S., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.K. (2016a): Helbredseffekter og helbredsomkostninger fra emissionssektorer i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 182. <http://dce2.au.dk/pub/SR182.pdf>

Brandt, J., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., Christensen, J. H., Ellermann, T., Hansen, K. M., Hertel, O., Im, U., Jensen, A., Jensen, S. S., Ketzel, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M. S., Sigsgaard, T., Geels, C. (2016b): Helbredseffekter og eksterne omkostninger fra luftforurening i Danmark over 37 år (1979-2015). *Miljø og sundhed*, 22. årgang, nr. 1, september 2016.

Christensen, J.H. (1997): The Danish Eulerian Hemispheric Model – a three-dimensional air pollution model used for the Arctic. *Atmospheric Environment*, 31, 4169–4191.

DØRS (2016): Værdi af statistisk liv. Luftforurening. Danmark fossilfri 2050. Diskussionsoplæg. Udarbejdet af formandskabet for De Økonomiske Råd til møde i Det Økonomiske Råd den 1.3.2016.

EC (2008): Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 on ambient air quality and cleaner air for Europe: Official Journal of the European Union L152/1.

EEA (2017): Air quality in Europe – 2017 report.

EEA (2018): Air quality in Europe – 2018 report.

EEA (2019): Air quality in Europe – 2019 report.

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>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. (2016): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 65 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 201. <http://dce2.au.dk/pub/SR201.pdf>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2018. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2017. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 281. <http://dce2.au.dk/pub/SR281.pdf>

Ellermann, T., Brandt, J., Frohn, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.K., Nygaard, J., Monies, C., Nielsen, E, I. (2019): Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 11-06-2019.

Finansministeriet (2017): Vejledning i samfunds økonomiske konsekvensvurderinger. August 2017.

Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., Brandt, P.A. (2002): Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. THE LANCET • Vol 360 • October 19, 2002.

Hertel, O., Ellermann, T., Andersen, M.S., Sigsgaard, T. (2019): Redegørelse om ny tysk opgørelse af helbredseffekter af luftforureningen. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 28-03-2019.

Jensen, S.S., Ketznel, M., Nøjgaard, J. K. & Becker, T. (2011): Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten? - Vurdering for København, Frederiksberg, Aarhus, Odense, og Aalborg. Slutrapport. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 110 s. -Faglig rapport nr. 830. <http://www.dmu.dk/-Pub/FR830.pdf>.

Jensen, S.S., Ketznel, M., Ellermann, T., Winther, M., (2016): Luftkvalitetsvurdering af SCRT på bybusser i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 192. <http://dce2.au.dk/pub/SR192.pdf>

Jensen, S.S., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. & Andersen, M.S. (2017): Kildeopgørelse, helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 217 <http://dce2.au.dk/pub/SR217.pdf>

Jensen, S.S., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., Ketznel, M., Plejdrup, M. S., Nielsen, O.-K. (2018a): Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 127 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 254. <http://dce2.au.dk/pub/SR254.pdf>

Jensen, S.S., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Brandt, J., Ketznel, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Hertel, O., Ellermann, T. (2018b): Udvikling i luftkvalitet og helbredseffekter for 2020 og 2030 i relation til Nationalt program for reduktion af luftforurening (NAPCP). Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 52 s. - Videnskabelig rapport nr. 300. <http://dce2.au.dk/pub/SR300.pdf>

Jensen, S.S., Winther, M., Løfstrøm, P., Frohn, L.M. (2019): Kortlægning af luftforurening fra krydstogtskibe. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 78 s. - Videnskabelig rapport nr. 316. <http://dce2.au.dk/pub/SR316.pdf>

Ketznel M., P. Wåhlin, R. Berkowicz and F. Palmgren (2003): Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. Atmospheric Environment 37, 2735-2749.

Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Pöschl, U., Fnais, M., Daiber, A., Münzel, T. (2019): Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. European Heart Journal (2019) 0, 1-7, oi:10.1093/eurheartj/ehz135.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Hjelgaard, K., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R. & Thomsen, M. (2018): Fremskrivning af emissioner. SO₂, NO_x, NMVOC, NH₃, PM_{2,5} og sod. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 75 s. - Videnskabelig rapport nr. 298 <http://dce2.au.dk/pub/SR298.pdf>

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkærne, S. & Bruun, H.G. (2018): Spatial highresolution distribution of emissions to air – SPREAD 2.0. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 186 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 131 <http://dce2.au.dk/pub/TR131.pdf>

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Brandt, J. (2016): Spatial emission modelling for residential wood combustion in Denmark. *Atmospheric Environment* 144 (2016) 389-396.

Rohr, A.C. & Wyzga, R.E. (2012): Attributing health effects to individual particulate matter constituents. *Atmospheric Environment*. [Volume 62](#), December 2012, Pages 130–152.

Seljeskog, M., Goile, F., Sevault, A. (2013): Particle emission factors for wood stove firing in Norway. 66 p., SINTEF.

Skamarock, W. C., J. B. Klemp, J. Dudhia, D. O. Gill, D. M. Barker, W. Wang, and J. G. Powers, 2005: A description of the Advanced Research WRF Version 2. NCAR Tech Notes-468+STR.

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 (2013): Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide.

WHO (2014a): Health Impact Assessment and Cost Benefit Analysis. Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work. Final, January 2014.

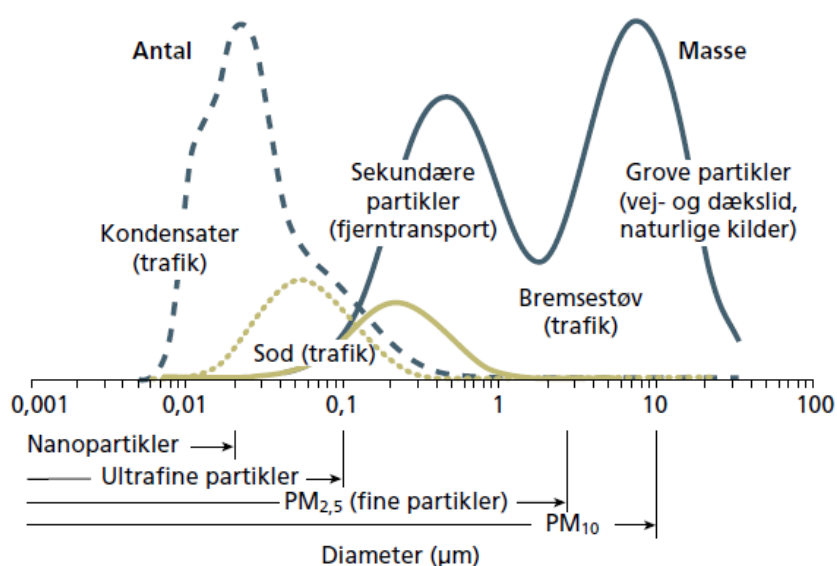
WHO (2015): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September-1 October 2015.

Bilag 1 Beskrivelse af partikler

Partikler i luften kan have vidt forskellige former og størrelser. Partiklerne kan bestå af væske eller fast stof, og de kan være alt fra kugle- og nåleformede (asbest er fx nåleformet) til uregelmæssige sammenhængende samlinger af mindre partikler.

Størrelsesfordeling af partikler

Det er almindeligt at opdele partikler efter størrelse: Partikler med en diameter under $0,1 \mu\text{m}$ (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler (partikelmassen (vægten) af disse partikler betegnes $\text{PM}_{0,1}$), partikler med en diameter under $2,5 \mu\text{m}$ kaldes fine partikler ($\text{PM}_{2,5}$), mens partikler mellem $2,5$ og $10 \mu\text{m}$ i diameter betegnes grove partikler ($\text{PM}_{10} - \text{PM}_{2,5}$, hvor PM_{10} er partikler med diameter under $10 \mu\text{m}$). De ultrafine partikler har en meget kort levetid i atmosfæren, da de hurtigt sætter sig på overfladen af andre partikler, eller andre overflader de kommer i kontakt med. Fine partikler kan derimod transporteres over meget store afstande (over 1.000 km), da de afsættes meget langsomt til overfladen. Dog er det sådan, at de fine partikler fjernes effektivt af sky- og regndråber. De grove partikler er så store, at de afsættes ved tyngdekraftens indvirkning (gravitation), og derfor har også disse partikler en kort levetid i atmosfæren. TSP (total suspended particles) betegner massen af partikler i udeluften, også kaldet svævestøv, som er partikler med en diameter op til $30\text{-}50$ mikrometer.



Figur 8.1. Den typiske størrelsesfordeling af partikler ved en trafikeret bygade. Bemærk at x-aksen er logaritmisk, og at der ikke er angivet en y-akse, da denne er relativ for både antal og masse. De stiplede kurver viser fordelingen af partikler målt som antal. De fuldt optrukne linjer angiver den samme fordeling men i dette tilfælde for massen af partikler (vægten). Sodpartikler fra trafikken (lys farve) har betydning for såvel den samlede partikelmasse som det totale antal partikler. Kilde: Palmgren et al. (2009).

Primære og sekundære partikler

Man kan ligeledes foretage en opdeling i primære og sekundære partikler. De primære partikler udledes direkte til luften, mens sekundære partikler dannes fra udledte gasser ved fysiske og kemiske processer i atmosfæren. En lang række menneskelige aktiviteter fører til udledning af primære partikler, bl.a.

vejtrafik og boligopvarmning (især brændeovne). Partikler med et stort sodindhold udledes eksempelvis fra dieselmotorer og benzindieselmotorer, som anvender en mager benzin/luft-blanding. De sekundære partikler dannes blandt andet ved oxidation af svovldioxid (SO_2) til sulfat (SO_4^{2-}), ved ammoniaks reaktion med sure gasser, fx salpetersyre (HNO_3) og saltsyre (HCl) og sure partikler som fx svovlsyre (H_2SO_4). Samtidig kan salpetersyre (HNO_3) optages på overfladen af eksisterende partikler. Ved de nævnte reaktioner dannes nitrat (NO_3^-), sulfat (SO_4^{2-}) og ammonium (NH_4^+) i den fine partikelfraktion ($\text{PM}_{2,5}$).

En række studier har vist, at sod (uforbrændt kulstof) er stærkere koblet til helbredseffekter end fx den fine partikelfraktion ($\text{PM}_{2,5}$). Umiddelbart skulle man tro, at ultrafine partikler på grund af deres lille størrelse vil være tæt koblet til helbredseffekter, men det har været vanskeligt at påvise en sådan kobling i epidemiologiske studier. Det skyldes muligvis, at det er vanskeligt at bestemme, hvor meget folk udsættes for ultrafine partikler. Vi opholder os indendørs en stor del af tiden, og ultrafine partikler har kort opholdstid i luften og transporteres kun i mindre opfang ind i boligen. Mange studier har kunnet påvise sammenhæng mellem helbredseffekter og $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} , men præcis hvad det er ved partiklerne, der giver disse effekter, er ikke fuldt afklaret. Derfor forskes der fortsat meget i helbredseffekter af partikelforurening.

Eksempler på kilder til primære partikler:

Forbrændingsprocesser

- Udstødning fra vejtransport og landbrugsmaskiner
- Afkast fra kraftværker, industri og boligopvarmning (især brændeovne)
- Skovbrande, markafbrænding

Støv

- Slid af dæk, bremses og vejbelægning
- Industri, kullagre og husdyrproduktion
- Havsprøjt, jordstøv og vulkaner

Planter

- Pollen og svampespore.

Eksempler på kilder til sekundære partikler:

Forbrændingsprocesser

- Svovldioxid (SO_2)
- Kvælstofoxider (NO_x)
- Flygtige organiske forbindelser (VOC)

Landbrug

- Ammoniak (NH_3)
- Flygtige organiske forbindelser (VOC)

Opløsningsmidler

- Kulbrinter

Planter

- Kulbrinter
- Dimetylsulfid (DMS) fra nedbrydning af havets alger.

HELBREDSEFFEKTER OG EKSTERNE OMKOSTNINGER AF LUFTFORURENING I KØBENHAVNS KOMMUNE

Rapporten beskriver en kortlægning af helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering, hvor målinger sammenlignes med grænseværdier og WHO's retningslinjer; en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).

ISBN: 978-87-7156-446-4

ISSN: 2244-9981