



KORTLÆGNING AF LUFTFORURENING OG DENS HELBREDSEFFEKTER I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 605

2024



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

KORTLÆGNING AF LUFTFORURENING OG DENS HELBREDSEFFEKTER I KØBENHAVNS KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 605

2024

Steen Solvang Jensen
Jørgen Brandt
Matthias Ketzel
Marlene Schmidt Plejdrup
Morten Winther

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. 605
Titel:	Kortlægning af luftforurening og dens helbredseffekter i Københavns Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Matthias Ketzel, Marlene Schmidt Plejdrup, Morten Winther
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Redaktion afsluttet:	Maj 2024
Faglig kommentering:	Ulas Im, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Københavns Kommune har kommenteret rapporten https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Videnskabelige_rapporter_600-699/KommentarerSR/SR605_komm.pdf
Finansiel støtte:	Københavns Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S. S., Brandt, J., Ketzel, M., Plejdrup, M.S., Winther, M. (2024): Kortlægning af luftforureningen og dens helbredseffekter i Københavns Kommune. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 82 s. - Videnskabelig rapport nr. 605. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Københavns Kommune i 2022 og dens helbredsmæssige konsekvenser. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering med niveauer for og geografisk beskrivelse af luftkvaliteten, herunder den forventede fremtidige luftkvalitet i 2030. En kildeopgørelse 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:	978-87-7156-872-1
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	82
Supplerende noter:	Denne version erstatter den tidligere version, der blev offentliggjort i maj 2024. Denne version er 19. juni 2024 opdateret med en rettelse på Tabel 6.3.

Indhold

Indledning	5
1 Sammenfatning	6
1.1 Baggrund og formål	6
1.2 Undersøgelsen	6
1.3 Hovedkonklusioner	8
2 EVA-systemet	15
2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger	15
3 Luftkvalitetsvurdering	24
3.1 Bidrag til luftforurening	24
3.2 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger	25
3.3 Geografisk fordeling af bybaggrundskoncentrationer	26
3.4 Geografisk fordeling af NO ₂ -gadekoncentrationer	31
3.5 Geografisk fordeling af gadekoncentration for partikler	32
3.6 Udvikling i målinger fra 2019 til 2022	34
3.7 Fremtidig luftkvalitet i 2030	34
4 Kildeopgørelse	38
4.1 Emissionsopgørelse	39
4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til Københavns Kommune	42
4.3 Detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i 2022	47
4.4 Kildeopgørelse for 98 gader i København	50
4.5 Kildeopgørelse i forhold til Euronormer	52
4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg	52
5 Helbredseffekter	56
5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder	56
5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune	58
5.3 Sammenligning med tidligere undersøgelser for Københavns Kommune	60
6 Eksterne omkostninger	62
6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune	62
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune	63
7 Diskussion af usikkerheder	68
7.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden	68
7.2 Samlet usikkerhed	72
Referencer	73
Bilag 1 Beskrivelse af partikler	79
Bilag 2 Fordeling af vejtrafikkens emissioner	82

Indledning

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Københavns Kommune i 2022 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.

Kapitel 1 er sammenfatningen. Kapitel 2 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata. I kapitel 3 udføres en luftkvalitetsvurdering for Københavns Kommune, hvor niveauer for og den geografiske variation af luftkvaliteten beskrives ud fra modelberegninger, herunder den forventede fremtidige luftkvalitet i 2030. Kapitel 4 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 5 og 6 opgør 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.

1 Sammenfatning

1.1 Baggrund og formål

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser, ligesom luftforureningen har negative effekter for miljøet.

Denne rapport søger at svare på følgende spørgsmål:

Hvordan er luftkvaliteten i Københavns Kommune i dag, og hvordan kan den forventes at blive i fremtiden?

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

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

Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger?

Formålet er at kortlægge luftkvaliteten og kilderne samt de afledte helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger i Københavns Kommune. Derudover er det formålet at beskrive den generelle forventede udvikling i Danmark frem til 2030. Dette gøres gennem en række aktiviteter:

- En luftkvalitetsvurdering som beskriver koncentrationsfordelingen af baggrunds- og gadekoncentrationer i 2019, målinger i 2022 og sammenholder disse med gældende grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. En generel beskrivelse af den forventede udvikling i luftkvaliteten frem til 2030.
- En kildeopgørelse som beskriver totale emissioner og deres fordeling på kilder, og hvordan de er fordelt geografisk. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrunds-koncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen af de forskellige stoffer. Som eksempel redegøres der detaljeret for kildebidragene på Jagtvej i København, hvor der er en gadestation for målinger af luftkvaliteten samt mere oversigteligt for 98 gader i København. Dette gøres for 2022.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Københavns Kommune i 2022. De eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger som følge af helbredseffekterne.

1.2 Undersøgelsen

Luftkvalitetsvurdering

Undersøgelsen er indledt med en luftkvalitetsvurdering, som beskriver den geografiske fordeling af baggrunds-koncentrationer med en opløsning på 1 km x 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau i Københavns Kommune. Denne beskrivelse er baseret på data fra et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Datasættet indeholder

udvalgte helbredsrelaterede luftforurenende stoffer med modelberegnete årsmiddelkoncentrationer i 2019 for fem stoffer; NO₂ (kvælstofdioxid) og massen af luftbårne partikler angivet ved PM₁₀ og PM_{2,5}, som er den samlede masse af partikler med en diameter under hhv. 10 og 2,5 mikrometer samt antal partikler og EC/BC (Elemental Carbon / Black Carbon). EC og BC er ikke helt det samme, da de måles på forskellig måde, men er et mål for sod, og i rapporten benævnt EC/BC bortset fra, hvor der specifikt henvises til EC eller BC. Endvidere sammenlignes med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet. 2019 er seneste tilgængelige datasæt for Luften på din vej, og forventes stadigvæk at afspejle den geografiske fordeling af luftforureningen, selvom niveauerne generelt er faldende fra 2019 og frem.

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Københavns Kommune for 2022. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kildetyper vises, samt hvordan de er fordelt geografisk. 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 detaljeret for kildebidragene for Jagtvej og mere oversigteligt for 98 gader i København. Endvidere redegøres for fordeling af trafikemissioner på Euronormer. Desuden redegøres for kildebidrag fra brændefyringsanlæg.

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, samt 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 hver hovedkildetype i Københavns Kommune, således at det er muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder, som Københavns Kommune i princippet har mulighed for at regulere. Kildetyperne er de emissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse.

Beregningerne er gennemført med det integrerede modelsystem EVA_v7.1 (Economic Valuation of Air Pollution (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b; 2023; Andersen et al., 2019), som er baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode. EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, eksponeringsresponsammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne. Denne værdisætning kaldes også de eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter fra luftforurening.

Beregningerne af luftkvaliteten er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM og lokalskalamodellen 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 over tagniveau af bygninger. Bybaggrundskoncentrationer afskille 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.

Beregningsåret er 2022. Modellerede baggrundskoncentrationer på 1 km x 1 km baseret på meteorologiske data for 2022, og emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning er for 2021, som er det seneste tilgængelige år. I EVA-systemet indgår befolkningsdata med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km baseret på CPR (Centrale Personregister) fra 2022.

Usikkerheder på beregnede helbredseffekter og eksterne omkostninger

Usikkerhederne på beregnede helbredseffekter og omkostninger fra luftforurening er betydelige. Førende internationale forskere på området har vurderet, at deres egne beregninger er behæftet med en usikkerhed på op til $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). DCE vurderer, at usikkerhederne på beregningerne præsenteret i nærværende rapport ligger på samme niveau, selvom metoderne ikke er helt den samme. I kapitel 7 er der en mere detaljeret gennemgang af usikkerheder.

1.3 Hovedkonklusioner

Luftkvalitetsvurdering for modellerede bybaggrundskoncentrationer

For bybaggrundskoncentrationer af NO₂ har Københavns Kommune relativt høje koncentrationer sammenlignet med resten af landet. Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO₂, og det regionale bidrag er beskedent. Skibstrafikkens bidrag er også tydeligt.

Københavns Kommune ligger i et område med relativt høje bybaggrundskoncentrationer af PM_{2,5}. PM_{2,5} er domineret af langtransport med en tydelig gradient op gennem landet fra syd til nord pga. kilder syd for Danmark, men lokale kilder spiller også en rolle.

For bybaggrundskoncentrationer af PM₁₀ ligger Københavns Kommune i et mellemområde. PM_{2,5} er indeholdt i PM₁₀.

Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer

Den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for NO₂, PM_{2,5}, PM₁₀, EC/BC og partikelantal som årsmiddelværdi i 2019 i Københavns Kommune er belyst ud fra datasættet Luften på din vej, hvor den geografiske fordeling også formodes at være repræsentativ for 2022.

Langs trafikerede gader som de større fordelingsveje i Københavns Kommune, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene, ses forhøjede koncentrationer i forhold til baggrundsforureningen.

I 2019 modelleres der ikke overskridelser af grænseværdierne for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀, men WHO's vejledende retningslinjer for luftkvalitet er overskredet. Der er ingen grænseværdier eller WHO-retningslinjer for EC/BC og partikelantal.

Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram i 2022

Nuværende grænseværdier for NO₂, PM_{2,5}, PM₁₀ er overholdt på målestationer i København i 2022, mens WHO's retningslinjer er overskredet på gadestationer for NO₂, for både bybaggrunds- og gadestationer for PM_{2,5}, og for gadestationer for PM₁₀.

Fremtidig luftkvalitet i 2030

DCE har for Miljøministeriet tidligere beregnet den forventede udvikling i luftkvaliteten fra 2020 til 2030 for bybaggrundsforureningen beregnet med luftkvalitetsmodeller (Jensen et al., 2023). Fremskrivningen for emissioner er baseret på basisscenariet for Danmark opstillet af Energistyrelsen for 2030. Dette er en fremskrivning baseret på eksisterende vedtagne tiltag, også på engelsk kaldet "frozen policy". Der er gennemført beregninger for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀.

I 2030 viser beregningerne at WHO's retningslinjer for NO₂ og PM₁₀ forventes overholdt, mens der forventes en mindre overskridelse for PM_{2,5} selvom bidraget fra naturlige kilder trækkes fra, som det er praksis i luftkvalitetsdirektivet.

Målopfyldelse i forhold til forslag til nyt luftkvalitetsdirektiv

DCE har for Miljøministeriet foretaget en vurdering af, om Danmark vil være i stand til at overholde de nye foreslåede grænseværdier i forslaget til et nyt revideret luftkvalitetsdirektiv. Det forventes, at Danmark vil kunne overholde de nye forslag til grænseværdier for PM_{2,5}, PM₁₀ og NO₂ i 2030. For ozon forventes, at Danmark vil kunne overholde målværdierne for 2030, men ikke de langsigtede målsætninger. Endelig forventes Danmark at kunne leve op til målsætningerne for den gennemsnitlige eksponeringskoncentration, som er defineret som middel af tre års gennemsnit af årgennemsnittet af PM_{2,5} i bybaggrund. Der er betydelig usikkerhed på fremskrivningen af luftkvalitet til 2030.

Emissionsopgørelse

I 2021 er de tre største emissionskilder i Københavns Kommune vejtransport, brændefyringsanlæg samt kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg.

Vejtransport

Vejtransport er den største kilde til NO_x (46%), og fordeler sig omtrent ligeligt mellem personbiler og varebiler/lastbiler. Vejtransport er den anden største kilde til PPM_{2,5} (34 %). PPM_{2,5} (primære partikler som er de direkte udledte partikler) er bidraget til partikler bestående af udstødningspartikler og ikke-udstødning. Ikke-udstødning er slid fra dæk, vej og bremses. Bidraget fra ikke-udstødning er meget større end for udstødningen. Vejtransporten bidrager meget lidt til SO_x (3 %), som skyldes regulering af svovlindholdet i brændstof.

Brændefyringsanlæg

Ikke-industriell forbrænding er helt domineret af brændefyringsanlæg. For brændefyringsanlæg er opgørelsen baseret på data fra skorstensfejerregistre, hvilket giver en præcis opgørelse for antal og fordeling på hovedtyper (brændeovn, brændekedel, pillefyr og andet). Der er dog ikke oplysninger om, hvordan fx brændeovne fordeler sig på forskellige brændeovnstyper (Svanemærkede, gamle ovne mv.) specifikt for Københavns Kommune, da emissionsopgørelsen er baseret på landstal for typer og tilhørende emissionsfaktorer. Der er derfor antaget samme fordeling i Københavns Kommune som på landsplan. Det nationalt opgjorte brændeforbrug er fordelt geografisk ud fra oplysninger om boligform og opvarmningsform.

Brændeovne og pillefyr mv. er den største kilder til PPM_{2,5} (37 %). Brændefyringsanlæg bidrager relativt lidt til NO_x (3 %) og SO_x (7 %).

Kraftværker mv.

NO_x-emissionen fra kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg i Københavns Kommune er den anden største (39 %) og også den største kilde til SO_x (35 %). Udledning af partikler (PPM_{2,5}) er beskeden (5 %).

Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen

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

Alle kilder i Københavns Kommune bidrager med omkring 2,5 µg/m³ til bybaggrundskoncentrationen for NO₂, hvilket svarer til omkring 25 %. Modsat gælder, at omkring 8 µg/m³ eller 75 % kommer fra kilder uden for Københavns Kommune, som opdeles i bidrag fra nabokommuner og skibe inden for en afstand af 25 km og kilder i det øvrige Danmark og udland på den nordlige halvkugle.

Vejtrafikken inden for Københavns Kommune giver det største bidrag med omkring 1,2 µg/m³ for NO₂ af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 12 %.

Det andet største bidrag kommer fra kraftværker mv. med et bidrag på omkring 0,9 µg/m³ for NO₂ af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 9 %.

Brændeovne bidrager kun lidt til NO₂.

De lokale kilder i Københavns Kommune bidrager sammenlagt med omkring 0,66 µg/m³ for PM₁₀ og 0,26 µg/m³ for PM_{2,5} (hhv. 5 % og 4 % af bybaggrundsforureningen). Omkring 12,8 µg/m³ eller 95 % for PM₁₀ kommer fra kilder uden for Københavns Kommune. De tilsvarende tal for PM_{2,5} er omkring 7,0 µg/m³ eller 96 %.

Vejtransport giver det største lokale bidrag til partikelforurening med 0,23 µg/m³ og 0,08 µg/m³ svarende til hhv. 1,8 % og 1,2 % af bybaggrund for PM₁₀ og PM_{2,5}.

Brændefyringsanlæg i husholdninger, som primært er brændeovne, giver det næststørste lokale bidrag til partikelforurening med 0,19 µg/m³ for PM₁₀ og 0,09 µg/m³ for PM_{2,5} svarende til 1,4 % og 1,3 % af bybaggrund for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}.

Kildebidrag til gadekoncentrationer på Jagtvej

Der er gennemført beregninger af kildebidrag for Jagtvej i København for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ for 2022.

På Jagtvej er køretøjsfordelingen i 2022 80 % personbiler, 3 % taxi, 15 % varebiler, 0,8 % lastbiler < 32 ton, 0,5 % lastbiler > 32 ton, og 0,7 % busser. Andelen af den tunge trafik er således 2 %. Årsdøgntrafikken er 19.900 køretøjer og rejsehastigheden er 30 km/t i gennemsnit.

Koncentrationen af NO₂ på Jagtvej er omkring 20 µg/m³, bidraget fra bybaggrund er omkring 10 µg/m³ og trafikens bidrag, som kører på Jagtvej, er omkring 10 µg/m³. Bybaggrund er bidraget fra byens kilder og alle kilder uden for byen. For NO₂, bidrager personbiler med 5 µg/m³, varebiler med 4

$\mu\text{g}/\text{m}^3$, og den tunge trafik med $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bidraget fra den tunge trafik er relativt lille, da tunge køretøjer kun udgør 2% af trafikken, men også fordi langt hovedparten er Euro 6 køretøjer med meget lave emissioner.

Koncentrationen af $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} på Jagtvej er på hhv. omkring $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og bidraget fra bybaggrund er meget stort for både PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$. Som tidligere vist er langt størstedelen af bybaggrund bidrag fra det øvrige Danmark og udlandet. Bidraget fra bybaggrund er for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} hhv. 9 og $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gadebidraget er omkring $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og omkring $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$. For $\text{PM}_{2,5}$ bidrager personbiler med $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, varebiler med $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og den tunge trafik med $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den samlede udstødning udgør $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ikke-udstødning $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken og er ikke reguleret. For PM_{10} udgør udstødning omkring 2 % og ikke-udstødning omkring 98 %. For $\text{PM}_{2,5}$ er det hhv. omkring 7 % og 93 %. De seneste år er udstødningsdelen faldet markant pga. partikelfiltre, og den relative andel af ikke-udstødning er derfor steget. 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.

Hvis eksempelvis al udstødning kunne fjernes (fx ved 100% elbiler) ville dette fjerne al forurening fra udstødning, mens ikke-udstødningsdelen kunne stige for vej- og dækslid, da elbiler generelt er tungere pga. batteriet end biler, der kører på fossilt brændstof.

Kildebidrag fra 98 gader i København i 2022

Beregnete årsmiddelværdier for 2022 for hhv. NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} er underopdelt på bidrag fra landbaggrund, bybaggrund samt på køretøjsgrupperne personbiler, varebiler og tunge køretøjer (lastbiler og busser) for 98 gader i København.

WHO's retningslinjer er overskredet for samtlige gader for de tre luftforureningskomponenter, mens eksisterende grænseværdierne ikke er overskredet.

Kildebidrag fra brændefyringsanlæg

Der er 16.918 brændefyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf langt hovedparten er brændeovne (95 %). Antallet er lidt højere end i tidligere rapport (Jensen et al., 2021b). Siden udarbejdelse af tidligere rapport er der lavet en korrektion i databehandling af data fra Skorstensfejerlauget, hvilket har medført den mindre ændring af antal brændeovne i Københavns kommune. DCE har ikke adgang til et opdateret landsdækkende skorstensfejer-datasæt, og derfor er antal brændeovne uændret fra år til år.

Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Københavns Kommune ses, at Københavns Kommune har væsentlig flere brændefyringsanlæg af typen brændeovne med 95 % i forhold til landsplan, som har 74%. Københavns Kommune har færre brændekedler (0,1%) i forhold til landplan (7%), færre pillefyr (0,3%) i forhold til landplan (13%), og samme antal øvrige ovne (5%) som på landsplan (5%).

Der eksisterer ikke oplysninger på kommunalt plan om brændefyringsanlæggenes fordeling på anlægstyper (gamle ovne, nyere ovne, Svanemærkede 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. Pillefyr/ovn har den laveste emissionsfaktor for partikler.

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

For tidlige dødsfald og sygelighed

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2022 er omkring 415 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 366 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 49 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det totale antal for tidlige dødsfald på 415 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2022 på 3.646 (Statistikbanken) svarer luftforureningens andel til omkring 11 %.

De for tidlige dødsfald er mest knyttet til PM_{2,5} (401 dødsfald), derefter i mindre grad til O₃ (10 dødsfald) og endnu mindre til NO₂ (3 dødsfald) og SO₂ (2 dødsfald). Bemærk at total-summen for de fire stoffer ikke nødvendigvis matcher med summen af de enkelte stoffer pga. afrunding.

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 for påvirkning i mange år, dvs. hos ældre og personer, der er særligt følsomme pga. forudbestående sygdomme. Spædbørn er også særligt følsomme, men dødsfald blandt spædbørn udgør en forsvindende lille del, og afrundet til nul.

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 11,4 tabte leveår. 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 af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 278.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekar-sygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage). Selvom gældende grænseværdier for partikler, NO₂ og ozon ikke er overskredet, er der stadigvæk en betydelig helbredsbyrde, da der også er helbredseffekter under 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 København.

Der er beregnet 28 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2022. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (415) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 7 % af alle for tidlige dødsfald i 2022. Dette betyder også, at omkring 93 % af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (11 i 2022) brændefyring (7 i 2022), og mindre bidrag fra de andre kilder.

Emissioner fra Københavns Kommune vil også give anledning til for tidlige dødsfald og øvrige helbredseffekter uden for kommunegrænsen. Dette kan beregnes, men er ikke kvantificeret i nærværende projekt.

Eksterne omkostninger pga. al luftforurening

De årlige totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 7,6 milliarder kr. i 2022 (i 2022-priser).

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende PM_{2,5}. Samlet set giver partikler således anledning til omkring 7,1 mia. kr. i eksterne omkostninger. Øvrige bidrag er for O₃ på 386 mio. kr., SO₂ på 57 mio. kr. og NO₂ på 92 mio. kr. Disse øvrige bidrag udgør således kun 7 % af de samlede omkostninger.

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 til værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlige dødsfald omkring 7 mia. kr., mens de eksterne omkostninger relateret til sygelighed samlet er omkring 0,7 mia. kr.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 360 mio. kr. fordelt med omkring 300 mio. kr. for partikler, 9 mio. kr. for SO₂, 82 mio. for NO₂, og minus 34 mio. kr. for 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 5 % af alle omkostninger fra al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedårsagen 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, havsalt og den estimeret manglende partikelmasse udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. Sekundært dannede partikler er fx nitrat, sulfat og ammonium dannes ud fra udledning af gasserne NO_x, SO₂ og NH₃. Direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), NO₂ og SO₂, hvor lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager, er den procentvise andel større, når der sammenlignes luftforureningskomponent for

forureningskomponent (hhv. 10 %, 90 % og 15 %). Den er -9% for O₃, da NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

Emissioner i Københavns Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder fordelt på hovedkilder

De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtransport med 240 mio. kr., brændeovne mv. med 130 mio. kr. og kraftværker mv. på en tredje plads med 68 mio. kr.

Selvom vejtransport er den største kilde til emission af NO_x bidrager dette ikke så meget til eksterne omkostninger, da helbredseffekterne er beskedne for NO₂ efter opdatering af eksponerings-respons sammenhænge efter anbefalinger fra WHO (WHO, 2021).

Brændeovne mv. bidrager mest til partikelforureningen, hvilket er grunden til, at brændeovne er en væsentlig kilde til eksterne omkostninger. Der er 16.918 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95 % er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning inden for Københavns kommune per fyringsanlæg er derfor omkring 7.700 kr. i 2022.

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

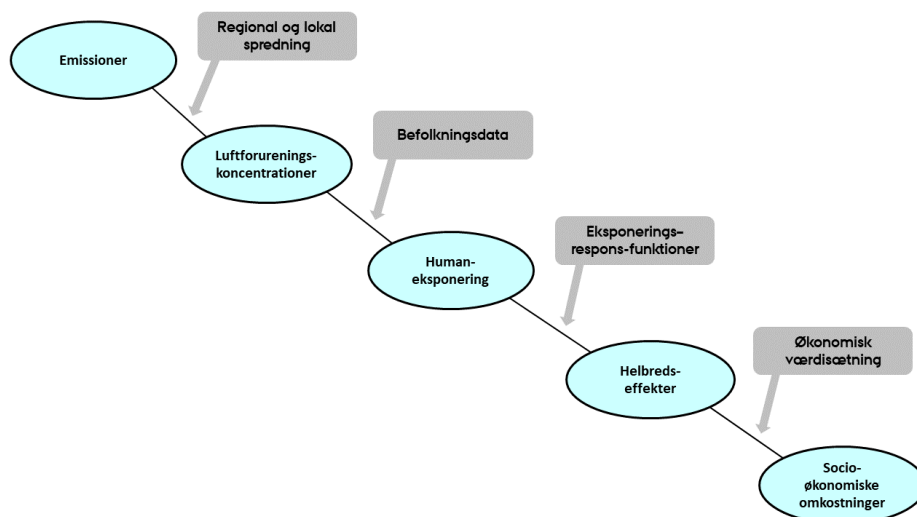
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer 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 7.1 af EVA-systemet er anvendt (Brandt et al., 2023; Ellermann et al., 2024).

Impact-pathway metoden

Det integrerede modelsystem, EVA (Economic Valuation of Air pollution) (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b; 2016a,b; 2023; 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 og metoder.



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 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.

Der er anvendt samme setup for luftkvalitetsmodelleringen og de tilhørende internationale og nationale emissioner samt meteorologi som i modelberegninger gennemført for 2022 i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA (Ellermann et al., 2024).

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; Frohn et al., 2001; Brandt et al., 2012) og baggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) (Brandt et al., 2001a;b;c, 2003; Frohn et al., 2022), som har høj geografisk opløsning.

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 2019 fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; www.emep.int).

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM. Isopren og mono-terpener fra vegetation, som er flygtige organiske 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 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 2021 beregnet med SPREAD-emissionsmodellen version 3.0 (Plejdrup & Gyldenkerne, 2023). Data fra 2021 er det senest tilgængelige nationale emissionsdata på tidspunktet for de gennemførte beregninger.

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, 2023). 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-vejbåede 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, BBR-data, 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 SNAP 2, 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-industriel forbrænding, handel og service
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger
SNAP0203	Ikke-industriel 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-vejpgående 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 ældre opgørelse, hvor den geografiske fordeling var baseret på en opgørelse af brændselsforbruget til individuel opvarmning på kommuneniveau foretaget af Energistyrelsen.

Mht. bidraget fra 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 af sekundære stoffer, som er langtransporteret, og beregnes med DEHM.

I beregningerne er der en særskilt kategori for nabokommuner og skibstrafik i afstande op til 25 km fra Københavns Kommune.

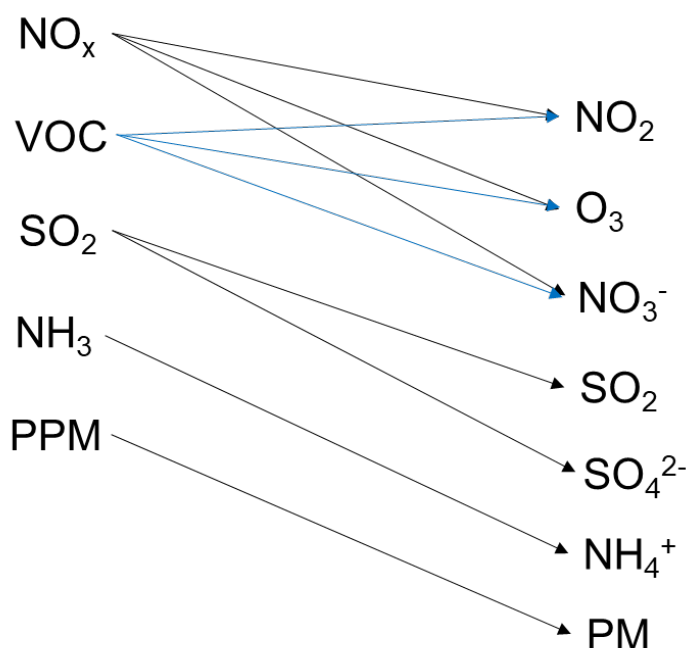
Derudover er der også en kategori for det regionale baggrundsbidrag beregnet med DEHM.

Luftforurening

De kemiske komponenter i EVA-systemet, som giver anledning til helbreds-effekter, er: De primært emitterede partikler (PPM_{2,5}): mineralisk støv, EC/BC og POM (primært emitteret organisk kulstof), de sekundært dannede uorganiske partikler (SIA), som indbefatter SO₄²⁻ (sulfatpartikler), NO₃⁻ (nitratpartikler) og NH₄⁺ (ammoniumpartikler), samt SOA (sekundære organiske partikler) og havsalt (SS). Endvidere gasserne: NO₂ (kvælstofdioxid), SO₂ (svovldioxid) og O₃ (ozon).

DEHM-modellen beregner koncentrationen af 19 partikkelkomponenter og 61 gasser, herunder NO_x, NO₂, O₃, CO, SO₂, NH₃ (ammoniak), og en række VOC'er (flygtige organiske forbindelser). Den totale PM_{2,5} og PM₁₀ i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralisk støv, sod (EC/BC i "frisk" og "ældet" form) samt POM fra forbrændingsprocesser, og de sekundære uorganiske partikler indeholdende ammonium, sulfat og nitrat m.fl. Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikkelmassen 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 (menneskeskabte) emissioner (venstre side) og stoffer som koncentrationer, der giver helbreds-effekter (højre side). NO₃⁻, SO₄²⁻ og NH₄⁺ 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. SOA ikke inkluderet i figuren.

Gasser som NO_x, SO₂ og NH₃ bliver således i atmosfæren omdannet til sekundære partikler, og bidrager væsentligt til befolkningens udsættelse for PM_{2,5}.

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

I UBM-modellen indgår kun simpel fotokemi, som er reaktioner mellem NO, NO₂ og O₃, som er relevante på den geografiske skala, hvor UBM benyttes, mens DEHM beskriver kemiske processer i atmosfæren, som tager længere tid, og som sker under længere transport i atmosfæren. DEHM-modellen beskriver endvidere tørdeposition (fx afsætning til vegetation) og våddeposition (afsætning ved nedbør).

Delta-koncentrationer

Mange atmosfærekemiske processer er ikke lineære, hvilket betyder, at en ændring af emissionen af et stof kan medføre større eller mindre ændringer i koncentrationen af andre stoffer i atmosfæren. For at vurdere den marginale ændring i den årlige middelkoncentration, 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 befolkningseksponeringen relateret til den specifikke kilde, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Befolkningsdata

Befolkningseksponeringen 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.

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 23. marts 2022, 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, således befolkningsdata kan knyttes 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 (inkluderer også mindre restriktioner i aktivitet som fx hovedpine som påvirker arbejdsevnen og velværet)
- Hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar-sygdomme
- Lungekræft
- Akutte dødsfald (som følge af korttidseksponering)
- Tabte leveår (YOLL) (kroniske dødsfald som følge af langtidseksponering)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/11,4 + 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 11,4 år, og den er baseret på beregninger ud fra en dansk levetidstabel

(Andersen, 2019) med tilsvarende metode som i Clean Air for Europe projektet (Watkiss et al., 2005). Et for tidligt dødsfald svarer således til 11,4 tabte leveår i gennemsnit.

Eksponerings-responsfunktioner og værdisætning

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

Eksponerings-responsfunktioner er typisk tilgængelige på formen: $R = \alpha \cdot \Delta c \cdot P$, hvor R er responset (fx lungekræft eller akutte dødsfald) målt i en passende enhed (fx antal 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).

De funktioner, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i EVA (Tabel 2.2), er så vidt muligt tilpasset til danske betingelser, hvad angår fx levealder og værdisætning af omkostninger. Som det kan ses i Tabel 2.2, er nogle af helbredseffekterne kun relevante for specifikke aldersgrupper.

I 2021 offentliggjorde WHO nye anbefalinger til retningslinjer for luftkvalitet vedrørende helbredsskadelig luftforurening (WHO, 2021). Dette arbejde er baseret på en omfattende gennemgang af videnskabelige studier af sammenhængen mellem luftforurening og helbredseffekter, udført af en forskergruppe udpeget af WHO. Funderet i dette detaljerede arbejde er EVA-systemet blevet opdateret, så de anvendte eksponering-responsfunktioner, som før var baseret på WHO's anbefalinger fra 2013 (WHO, 2013), nu er baseret på de nyeste resultater (WHO, 2021). De væsentligste ændringer knytter sig til estimatet for mortalitet fra langtidseksponering af PM_{2,5} og lang- og korttidseksponering af NO₂. For PM_{2,5} har mange studier peget på, at helbredsrisikoen er større end tidligere antaget. Den relative risiko for at dø for tidligt som følge af langtidseksponering for partikler vurderes nu at være 8% per 10 µg/m³ stigning i PM_{2,5} (mod tidligere 6,2%).

For langtidseksponering af NO₂ lød den tidligere WHO-anbefaling på at bruge en tærskelværdi for luftkoncentrationerne, hvorunder der ikke vurderes at være helbredseffekter af NO₂. Det blev anbefalet at anvende en tærskelværdi på 20 µg/m³ i modelberegninger af helbredseffekter, mens det nu vurderes, at en tærskelværdi på 10 µg/m³ er mere korrekt. Endvidere er risikoen ved NO₂-langtidseksponering justeret ned fra ca. 5% til 2% per 10 µg/m³ stigning.

For helbredseffekter relateret til korttidseksponering for NO₂ anvendes nu en døgnmiddelværdi, mod den maximale timekoncentration i løbet af døgnet, der blev anvendt før. Yderligere indikerer gennemgangen af de nyeste studier, at risikoen har været underestimeret, og det anbefales at ændre risikoen fra 0,27% til 0,71% per 10 µg/m³ stigning i NO₂. Også her anbefales en tærskelværdi på 10 µg/m³ mod tidligere 0.

SO₂ var ikke inkluderet i de tidligere anbefalinger fra WHO (2013) og EVA inkluderede derfor en eksponering-responsfunktion fremkommet i ExternE projektet (Holland et al., 1999). I det nye WHO-arbejde er SO₂ vurderet således, at korttidseksponering for SO₂ i den nye EVA-version tillægges større risiko. WHO begrundes bl.a. opdateringen og de ændrede anbefalinger med,

at der i de senere år er kommet mange nye epidemiologiske studier ud fra både lav-, middel- og højindkomst lande, hvilket betyder, at der nu er en øget viden om de negative helbredseffekter relateret til relativt lave luftforureningsniveauer (WHO, 2021). Dette underbygges af nye studier fra Danmark og de andre nordiske lande (Hvidtfeldt et al., 2019; So et al., 2020; Raaschou-Nielsen et al., 2020; 2023; Chen et al., 2022; Strak et al., 2021; Stafoggia et al., 2022).

I beregningen af tabte leveår anvendes mortalitetsdata for den danske befolkning fra Danmarks Statistik. Der anvendes 2019 data i den nyeste version af EVA. Eksponerings-responsfunktionerne er baseret på en relativ risiko for at dø tidligere end ellers og antallet af tilfælde af for tidlige dødsfald hænger derfor sammen med middellevetiden. Da middellevetiden er steget generelt i befolkningen, så medfører opdatering af mortalitetsdata, at der alt andet lige vil være færre for tidlige dødsfald end ved tidligere beregninger. Samtidig er det gennemsnitlige antal tabte leveår per dødsfald opdateret fra 10,6 til 11,4, hvilket også vil medføre færre for tidlige dødsfald sammenlignet med tidligere, idet antallet af for tidlige dødsfald relateret til luftforurening beregnes ud fra Years of Life Lost (YOLL) divideret med en faktor for det typiske antal tabte leveår i gennemsnit (nu 11,4).

Samlet set er den relative risiko øget for effekt af forurening med fine partikler, hvilket generelt trækker op i dødeligheden, mens andre ting som højere middellevealder og antal tabte leveår per dødsfald trækker ned.

Endeligt beregnes de samfundsmæssige omkostninger af luftforureningen ud fra en økonomisk værdisætning af de forskellige helbredseffekter, som er inkluderet i EVA-modellen (Brandt et al., 2022). Dette inkluderer bl.a. en økonomisk værdisætning af statistisk liv. Denne værdisætning er baseret på et studie udarbejdet for Det Økonomiske Råd (DØRS, 2016) og følger i øvrigt principperne i Finansministeriet (2017). Ved værdisætningen er anvendt en opdateret værdi for statistisk liv på 36,5 mio. kr. (DØRS, 2016; Brandt et al., 2023) og anbefalet af Finansministeriet (Finansministeriet, 2017). Denne værdisætning er omkring dobbelt så høj som den tidligere anvendte i EVA-systemet fra før 2018 (Andersen et al., 2019).

Tabel 2.2. Helbreds effekter i EVA7.1). De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien, medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra Brandt et al., 2023.

Sundhedseffekt Slutpunkter	Eksponerings-responsfunktioner	Værdisætning DKK (2022-priser)
MORBIDITET (PM_{2.5})		
Bronkitis (voksne)	6.82E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	368.928 pr. tilfælde
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2.76E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	68.988 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	1.93E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	115.573 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet	1.39E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³ (>30 år)	557.618 pr. tilfælde
Astma (9.4%; <19 år) og bronkitis (<18 år) hos børn		
- astma symptomer	3.93E-4 pr. µgm ⁻³	10.563 pr. år
- bronkitis (hoste)	1.17E-3 pr. µgm ⁻³	1.331 pr. år
Sygedage		
- arbejdsdage (20-65 år)	5.53E-3 dage pr. µgm ⁻³	2.368 pr. dag
- alle dage, netto	4.46E-2 dage pr. µgm ⁻³	1.341 pr. dag
MORBIDITET (NO₂)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2.61E-5 tilfælde pr. µgm ⁻³	68.988 pr. tilfælde
MORBIDITET (O₃>35ppb)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	1.95E-5*SOMO35 ^a dage/år (>65 år)	68.988 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	6.33E-5*SOMO35 ^a dage/år (>65 år)	115.573 pr. tilfælde
Minus(syge)dage		
- ozon (O ₃ >35ppb)	1.2E-2*SOMO35 ^a dage/år	745 pr. dag
MORTALITET		
Akut mortalitet		
- PM _{2.5}	1.19E-5 pr. µgm ⁻³ minus SO ₂ /NO ₂	36.534.000
- SO ₂	3.38E-6 pr. µgm ⁻³	36.534.000
- NO ₂	6.41E-6 pr. µgm ⁻³	36.534.000
- PM _{2.5} spædbørn (3-12m)	6.15E-7 pr. µgm ⁻³	54.900.000
- ozon (O ₃ >35ppb)	2.71E-6*SOMO35 ^a tilfælde pr. µgm ⁻³	36.534.000
Kronisk mortalitet		
- PM _{2.5}	1.16E-3 YOLL [#] pr. µgm ⁻³ (>30 år)	1.245.215 pr. YOLL
- NO ₂ (>10ug/m3)	1.31E-4 YOLL [#] pr. µgm ⁻³ (>30 år)	1.245.215 pr. YOLL

^a SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer.

[#] YOLL er en forkortelse for 'years of life lost'.

Eksponerings-responsfunktioner jf. WHO, 2013; 2021. Værdisætning morbiditet jf. Navrud, 2001; Mossing og Nielsen, 2005; Jensen, 2006; Kruse og Hostenkamp, 2016; DRG-databasen, 2023; Danmarks Statistik.

I lighed med anbefalingerne for WHO er det i EVA-beregningerne antaget, at alle partikler indeholdt i PM_{2.5} er lige skadelige.

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 2022, som køres rutinemæssigt på ENV5/AU, som en del af Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet.

Beregningsår

Beregningsåret er 2022, da meteorologiske data repræsenterer 2022, og emissionsdata er senest tilgængelige data, som for danske emissioner repræsenterer 2021 og for udenlandske emissioner 2020.

3 Luftkvalitetsvurdering

I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Københavns Kommune. Luftkvalitetsvurderingen beskriver den geografiske fordeling af baggrunds-koncentrationer med en opløsning på 1 km × 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau. Denne beskrivelse er baseret på et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej 2.0 (<http://luftenpaadinvej.au.dk>), hvor data for Københavns Kommune er udvalgt. Luftkvalitetsdata er beregnede koncentrationer for 2019 baseret på DCE's model system DEHM-UBM-AirGIS (<https://www.au.dk/AirGIS>), som kombinerer modeller på tre geografiske skalaer: regional skala, bybaggrund og gadeniveau. Bybaggrunds-niveau (DEHM-UBM) er en del af EVA-systemet og er beskrevet i forrige kapitel. AirGIS-systemet understøtter beregninger på mange lokaliteter ved at generere inputdata til gadeluftkvalitetsmodel, Operational Street Pollution Model (OSPM) ud fra GIS-vejnet med trafikdata, GIS-lag med bygninger og bygningshøjder, samt GIS-lag med adressepunkter. Luften på din vej 2.0 er nærmere beskrevet i *Jensen et al.* (2017, 2021a). Forkortelsen på Luften på din vej er LPDV. 2019 er seneste tilgængelige datasæt for Luften på din vej, og forventes stadigvæk at afspejle den geografiske fordeling af luftforureningen, selvom niveauerne generelt er faldende fra 2019 og frem.

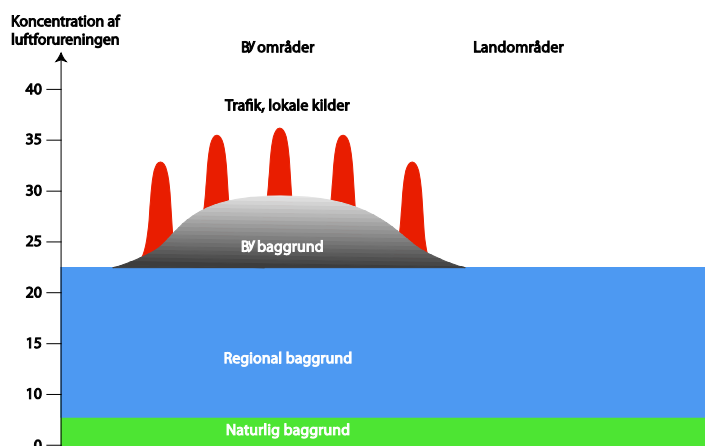
I "Luften på din vej 2.0" indgår årsmiddelkoncentrationer af NO₂, PM_{2,5}, PM₁₀ samt EC/BC og antal partikler i 2019. NO₂ er kvælstofdioxid, PM_{2,5} og PM₁₀ er hhv. massen af partikler med en diameter under 2,5 og 10 mikrometer, EC/BC (EC er "Elemental Carbon" og BC black carbon), som er en del af PM_{2,5}. Antal partikler er i et størrelsesspektrum på omkring 10-1000 nm. Ultrafine partikler er defineret som antallet af partikler op til 100 nm. Imidlertid vurderes partikeltallet i hele 11-550 nm-området kun at være ca. 15-25 % højere end antallet af ultrafine partikler ud fra målinger, og antallet i intervallet 550-1000 nm vurderes at være beskedent. Forskellen afhænger af lokaliteten (landlig baggrund, bybaggrund, gade) (Ellermann et al., 2022). Derfor kunne modellens output ses som en indikator for ultrafine partikler givet ovenstående begrænsninger (Ketzal et al., 2021).

NO₂ er en god indikator for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde i byerne. Der er ligeledes grænseværdier og WHO-retningslinjer for NO₂. Helbredsbelastningen er beskeden for NO₂ i forhold til PM_{2,5}, og også mindre end for O₃ og SO₂ ifølge EVA-beregninger for 2022 (Ellermann et al., 2024). PM_{2,5} udgør langt den største helbredsbelastning ifølge EVA-beregninger for 2022 (Ellermann et al., 2024). PM_{2,5} stammer fra en lang række kilder, og lang-transporteret luftforurening spiller en stor rolle. PM_{2,5} er en del af PM₁₀, og anvendt som indikator for helbredseffekter fra partikler i EVA-systemet. Der er helbredsrelaterede grænseværdier og WHO-retningslinjer for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀. Der er ikke grænseværdier eller WHO-retningslinjer for EC/BC og antal partikler.

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, og beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM, som giver bidraget fra det øvrige Danmark og udland. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau eller i en baggård

eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikilderne 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, som beskrevet ovenfor.



Figur 3.1. Skematisk beskrivelse af bidrag til luftkvaliteten i byer. 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.

3.2 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger

Den beregnede luftkvalitet i "Luften på din vej" viser forskelle mellem områder og mellem forskellige gader, men kan i det enkelte tilfælde være misvisende, hvis de anvendte inputdata ikke repræsenterer de faktiske forhold, fx trafikniveauet eller hastigheden. Det er ikke muligt at kvalitetssikre om inputdata er repræsentative for samtlige 2,5 million adresser, som indgår i systemet for hele Danmark. Forskellen mellem modelberegningerne og målinger som årsmiddelværdier i 2019 kan illustrere størrelsen af den forventede usikkerhed på beregningerne for trafikerede gader, hvilket detaljeret er gennemgået i en DCE-rapport (Jensen et al., 2021a). Denne sammenligning er kort opsummeret nedenfor.

NO₂

For NO₂ varierer forskellene mellem modelresultater og målinger mellem 0 % og 27 % sammenlignet med gadestationer, mellem 8 % og 23 % sammenlignet med bybaggrundsstationer og mellem 44 % og 64 % for regionale stationer. Korrelationen er meget høj ($R^2=0,96$), men modelleringsystemet har en tendens til at overestimere NO₂ sammenlignet med målinger.

PM_{2,5} and PM₁₀

For PM_{2,5} varierer forskellene mellem modelresultater og målinger mellem -8 % og 8 % sammenlignet med gadestationer og mellem -10 % og 5 % sammenlignet med baggrundsstationer. For PM₁₀ er modelresultaterne lidt undervurderet med -13 % til 0 % for gadestationer, og for baggrundsstationerne varierer modelresultaterne fra -10 % til 0 % af målingerne.

Modelsystemet estimerer målniveauet for både gadekoncentrationer og baggrunds-koncentrationer med høj korrelation for PM_{2,5} ($R^2=84$) og PM₁₀ ($R^2=86$), dog med en generel mindre undervurdering.

EC/BC

I overvågningsprogrammet måles elementært kulstof (EC), som er den del af den luftbårne partikelforurening, som udgøres af kulstof alene. I daglig tale omtales det ofte som sod, da en stor del af EC kommer fra en ufuldstændig forbrænding (for eksempel i udstødning fra køretøjer). EC omtales også som black carbon (BC), fordi elementært kulstof er sort. Måleteknisk set er der stor forskel på de to parametre. EC er et mål for mængden af kulstofatomer i en given luftvolumen som typisk er samlet op via en filterprøve (μg elementært kulstof per m^3), hvilket måles med en kemisk analyse af prøven. BC er et mål for, hvor "sort" prøven er, hvilket måles med en absorptionsmåling (kan omregnes til enheden $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Typisk vil der være god sammenhæng mellem de to forskellige parametre. Der er dog forskel fra lokalitet til lokalitet, og der kan være relativt stor forskel på BC og EC. Vi har valgt at referere hertil som EC/BC.

Modelberegningerne er kun 7 % under EC-målingerne på H.C. Andersens Boulevard i København, mens modelresultaterne afviger fra målte koncentrationer mellem -6% og 38% for baggrundsstationerne.

Partikelantal

De mest repræsentative målinger af partikelantal over 10 nm, der kan sammenlignes med modelleret output af antal partikler, er fra 2020 (Ellermann et al., 2022). Modelleringsystemet undervurderer med ca. 21% for H.C. Andersens Boulevard i København (den eneste tilgængelige gadestation) og overvurderer meget for baggrundsstationerne mellem 100% og 193%. Det betyder, at det modellerede gadebidrag er meget mindre, end hvad målingerne antyder.

Gadebidraget er forskellen mellem gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard og bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Institutttet. Det målte gadebidrag er ca. 9.000-10.000 antal/ cm^3 og det modellerede gadebidrag er kun 1.700 antal/ cm^3 . Sammenligningen med de få tilgængelige målestationer for partikelantal tyder derfor på, at de modellerede baggrundskoncentrationer er overvurderet, og gadebidraget er undervurderet. Usikkerheden på modelleringen af partikelantal er derfor stor.

3.3 Geografisk fordeling af bybaggrundskoncentrationer

I det følgende illustreres først, hvordan luftkvaliteten er generelt i Københavns Kommune i forhold resten af Danmark i 2019. Dernæst visualiseres den geografiske fordeling af luftkvaliteten i Københavns Kommune.

Københavns Kommune i forhold til resten af Danmark

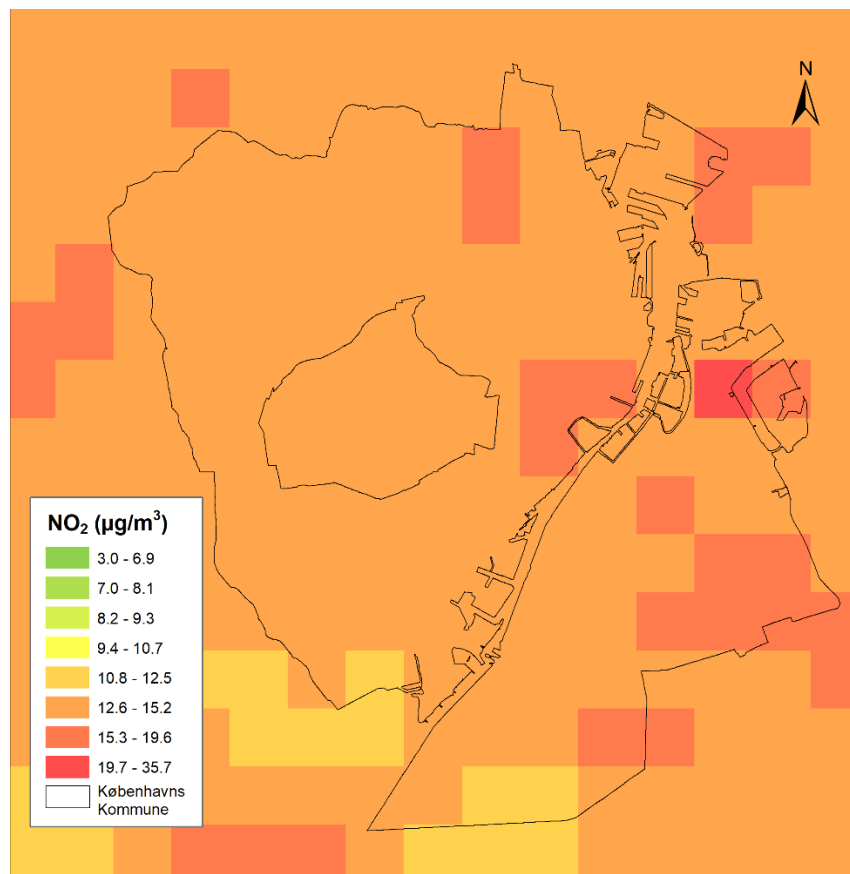
I Figur 3.2 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2019 i Danmark for hhv. NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$, og PM_{10} baseret på DCE's dataset "Luften på din vej 2.0".

For bybaggrundskoncentrationer af NO_2 har Københavns Kommune relativt høje koncentrationer sammenlignet med resten af landet. Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO_2 , og det regionale bidrag er beskedent. Skibstrafikkens bidrag er også tydeligt.

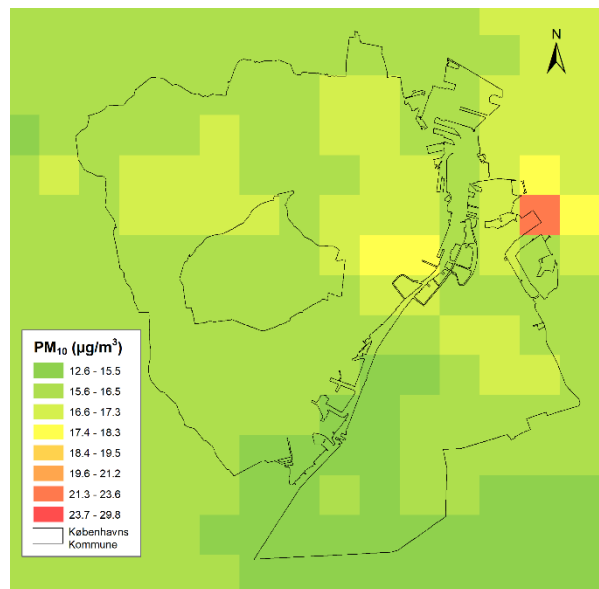
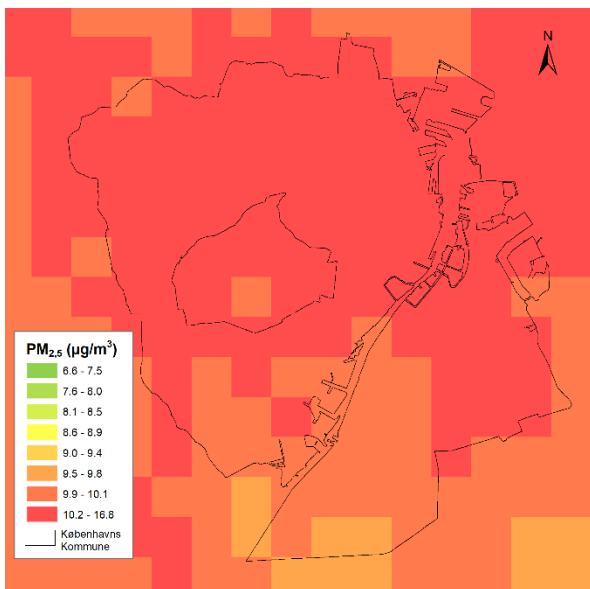
ker. Der er relativ stor usikkerhed på både niveauet og den geografiske fordeling for partikelantal, da modelsystemet overestimerer baggrundskoncentrationerne i forhold til de tilgængelige målinger fra baggrundsstationer og underestimerer gadebidraget.

Geografisk fordeling i Københavns Kommune

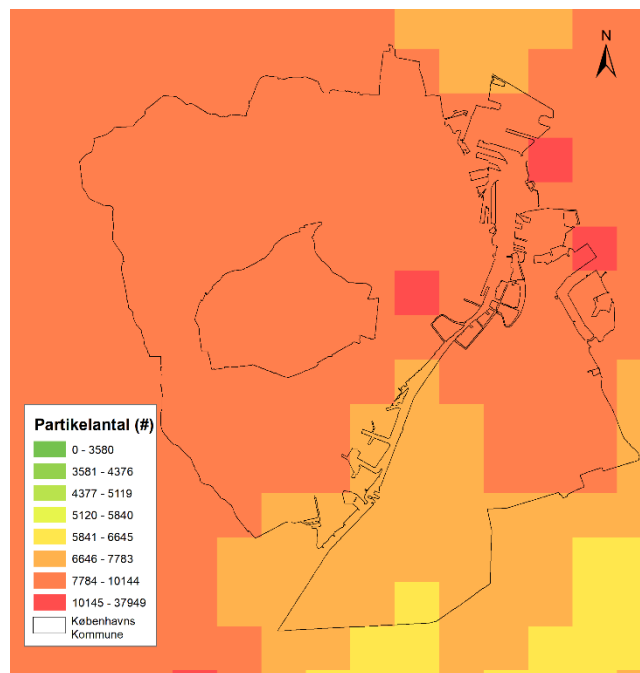
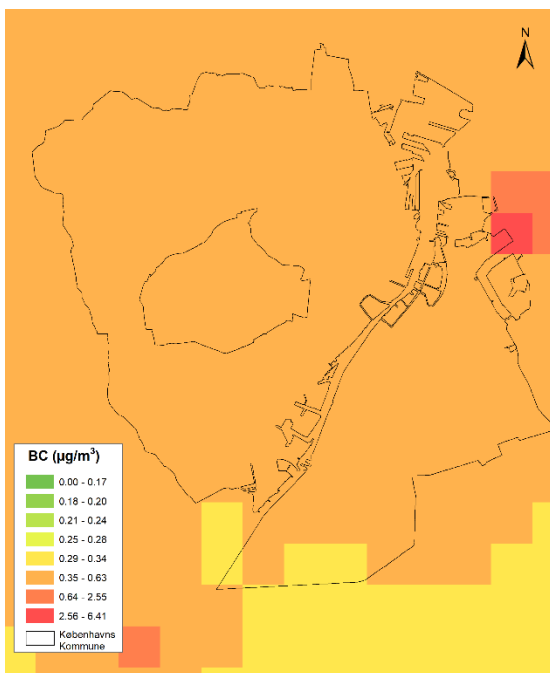
I Figur 3.4 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2019 i Københavns Kommune for NO_2 , Figur 3.5 for $\text{PM}_{2,5}$, og PM_{10} samt for EC/BC og partikelantal i Figur 3.6.



Figur 3.4. Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer for NO_2 i 2019 i Københavns Kommune (kommunegrænse markeret med sort, koncentrationer over Frederiksberg Kommune også medtaget). Laveste baggrundskoncentration i Københavns Kommune er $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og højeste er $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bemærk at farveskala er som i det nationale datasæt.



Figur 3.5. Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2019 i Københavns Kommune (kommunegrænse markeret med sort, koncentrationer over Frederiksberg Kommune også medtaget) for hhv. $PM_{2,5}$ (venstre) og PM_{10} (højre). Laveste baggrundskoncentration i Københavns Kommune for $PM_{2,5}$ er $9,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og højeste er $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og for PM_{10} er den laveste baggrundskoncentration $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og højeste er $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Bemærk at farveskala er som i det nationale datasæt.



Figur 3.6. Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2019 i Københavns Kommune (kommunegrænse markeret med sort, koncentrationer over Frederiksberg Kommune også medtaget) for hhv. EC/BC (venstre) og partikelantal (højre). Laveste baggrundskoncentration i Københavns Kommune for EC/BC er $0,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og højeste er $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og for partikelantal er laveste baggrundskoncentration i Københavns Kommune 6.500 og højeste er 14.600. Bemærk at farveskala er som i det nationale datasæt.

Baggrundskoncentration af NO₂ i 2019

I store dele af København er der en relativ jævn fordeling af årsmiddel af NO₂-baggrundskoncentrationer. Den laveste NO₂-bybaggrundskoncentration er 12 µg/m³ og den højeste er 26 µg/m³.

Baggrundskoncentration af PM_{2,5} og PM₁₀ i 2019

Der er mange kilder til partikelforurening, og bidraget fra langtransporteret luftforurening fra det øvrige Danmark og udland er meget stort og langt større end for NO₂, og den geografiske variation er derfor heller ikke helt den samme. Den største lokale kilde er brændeovne og vejtransport, men bidraget til bybaggrundskoncentrationen fra disse kilder er beskedent. Årsmiddelkoncentrationer af PM_{2,5} ligger i intervallet fra 9,7 µg/m³ til 14,2 µg/m³ og for PM₁₀ i intervallet fra 15 µg/m³ til 23 µg/m³.

Baggrundskoncentration af EC/BC i 2019

Bybaggrundskoncentrationen af EC/BC er relativt jævnt fordelt over København med forhøjede koncentrationer i dele af havnen. Årsmiddelkoncentrationer af EC/BC ligger i intervallet fra 0,32 µg/µm³ til 3,5 µg/µm³.

Baggrundskoncentration af partikelantal i 2019

Især for partikelantal er usikkerheden stor, da det var første gang, at der blev præsenteret landsdækkende beregninger af årsmiddelværdier af partikelantal i forbindelse med Luften på din vej for 2019.

Den nationale emissionsopgørelse og dens geografiske fordeling på 1 km x 1 km ligger til grund for beregnede baggrundskoncentrationer i Luften på din vej. Partikelantal indgår *ikke* i den officielle nationale emissionsopgørelse og heller ikke i de officielle internationale emissionsopgørelser, da det ikke er et krav, at der skal foretages emissionsopgørelser for partikelantal.

I forbindelse med et forskningsprojekt om sammenhængen mellem partikelantal og helbredseffekter for perioden 1979-2018, har DCE implementeret partikelantal i modellerne DEHM (regional model), UBM (baggrundsmode med høj opløsning) og OSPM (gademodel). Modelberegninger af baggrundskoncentrationen på 1 km x 1 km for Danmark for 2018 er anvendt i Luften på din vej 2.0 sammen med OSPM-beregninger for 2019. Det er således første gang, at der er etableret en geografisk fordeling af partikelantal for Danmark. En beskrivelse af den emissionsopgørelse (bl.a. data fra TNO, Holland), der anvendes i den regionale model (DEHM) og i baggrundsmode med høj opløsning (UBM) findes i en videnskabelig artikel (Frohn et al., 2021). I gadeluftkvalitetsmodellen OSPM er emissionsfaktorer for partikelantal for trafikken implementeret fra "EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook" (EEA, 2019), og DCE vurderer, at der er væsentlig mindre usikkerhed herpå. En beskrivelse findes i en videnskabelig artikel (Ketzler et al., 2021). De totale emissioner til DEHM/UBM og emissionsfaktorer til OSPM for antallet af partikler er mere usikre i forhold til de mere veldokumenterede emissioner for traditionelle forurenende stoffer (NO_x, PM_{2,5}, PM₁₀, osv.). Datasituationen er således meget kompleks, mere usikker, og generelt er det vanskeligt at udlede validerede og realistiske emissioner for partikelantal. De fleste partikler fra trafikemissioner er 10-30 nm i størrelse, og de omdannes hurtigt og er vanskelige at måle. Ud over at emissionerne er usikre, er den komplekse dynamiske partikeldannelse og transformation ikke fuldt forstået, og dermed heller ikke modelmæssigt beskrevet.

Der er kun til sammen fire gade- og baggrundsmålestationer i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet, hvor partikelantal måles, og det er derfor vanskeligere at vurdere usikkerheden på beregningerne. Beregninger for partikelantal for gadestationen er omkring 21 % lavere end målinger, men overvurderer med en faktor 2-3 for de tre baggrundsstationer. Den samlede usikkerhed på især partikelantal er derfor stor. For partikelantal gælder, at modellerne bag beregningerne fortsat er under udvikling, og at der er behov for fremskaffelse af yderligere måledata til dokumentation af modellen, ligesom der er behov for fortsat forbedring af modelberegningerne, blandt andet ved fremskaffelse af bedre data for udslip af partikler. Resultaterne for især partikelantal skal derfor vurderes med forbehold for dette.

3.4 Geografisk fordeling af NO₂-gadekoncentrationer

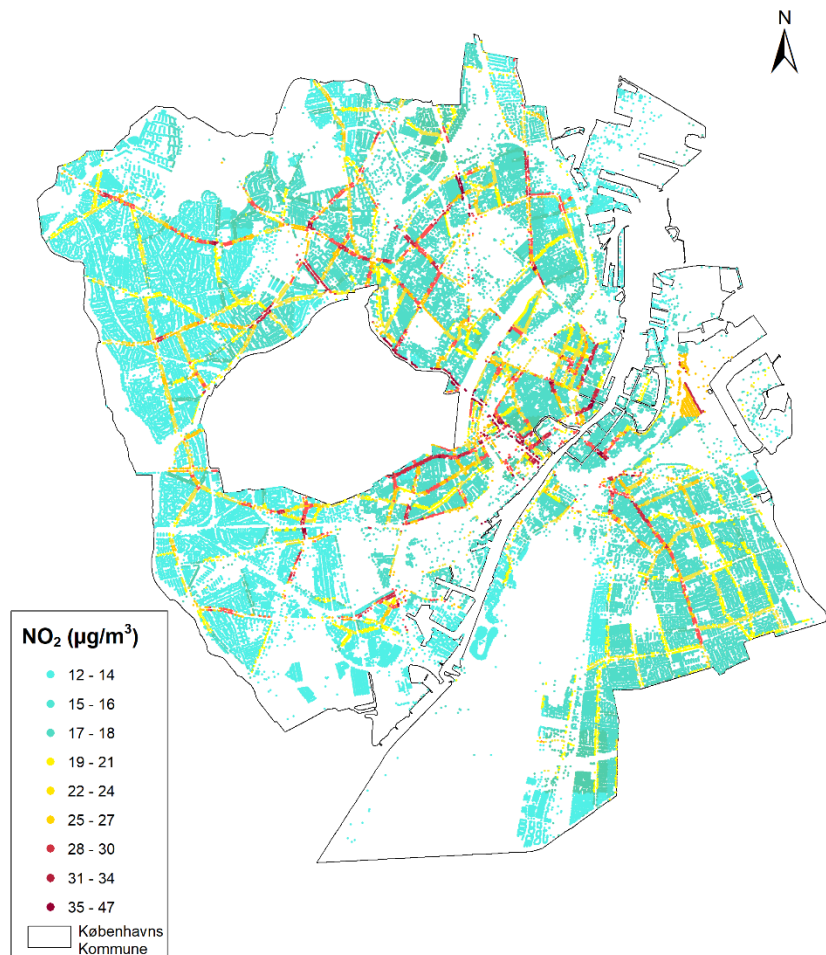
I Figur 3.7 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for NO₂ som årsmiddelværdi i 2019 i Københavns Kommune. Det ses, at de højeste NO₂-koncentrationer er på trafikerede gader langs de store fordelingsveje i Københavns Kommune, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene. For adresser, som ikke ligger langs Landstrafikmodellens vejnet, tildeles adresserne bybaggrundsforureningen inden for den pågældende 1 km x 1 km gittercelle, og derfor kan man også ane mønsteret af gittercellerne i kortet.

Den laveste gadekoncentration for årsmiddel for NO₂-årsmiddel er 12 µg/m³ i 2019 og den højeste er 47 µg/m³, hvilket er over grænseværdien på 40 µg/m³.

De beregnede overskridelser er langs med trafikerede hovedstrøg som H.C. Andersens Boulevard, Ågade, Borups Allé, Sallingvej, Kalvebod Brygge, Torvegade og Lyngbyvej. Det er forventeligt, at der modelleres høje NO₂-koncentrationer for disse strækninger, da de er meget trafikerede og har høj randbebyggelse.

Der er foretaget en detaljeret analyse af samtlige af disse indikative overskridelser for at vurdere, om anvendt inputdata er realistiske, se Jensen et al. (2021a). Denne analyse mandede ud i, at det er sandsynligt, at der ikke er tale om reelle overskridelser af grænseværdien på strækningerne, da modelsystemet generelt overestimerer NO₂ og pga. anvendte input-data i de specifikke tilfælde.

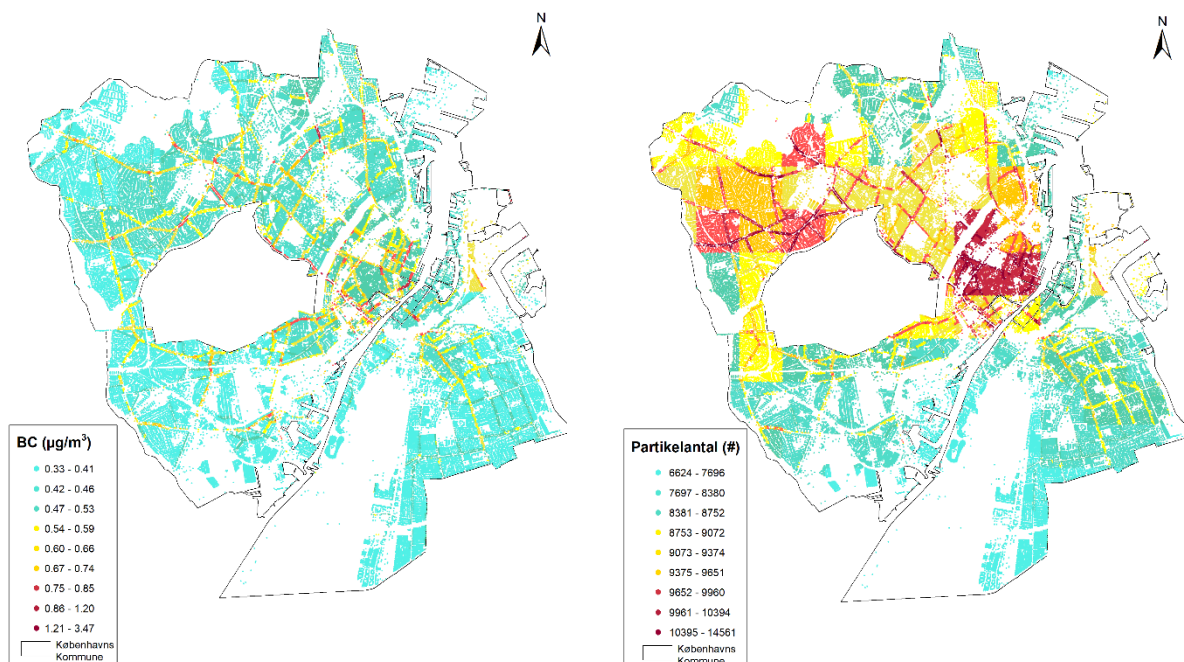
WHO's retningslinje for luftkvalitet for NO₂ som årsmiddelværdi er 10 µg/m³, og samtlige adresser overskrider denne retningslinje i 2019.



Figur 3.7. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af NO₂ som årsmiddelværdi i 2019 i Københavns Kommune. Den laveste modelleret NO₂-koncentrationer er 12 µg/m³ i 2019 og den højeste er 47 µg/m³.

3.5 Geografisk fordeling af gadekoncentration for partikler

Figur 3.8 viser den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for Københavns Kommune for hhv. PM_{2,5} og PM₁₀ som årsmiddelværdi i 2019 fra "Luften på din vej".



Figur 3.9. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af EC/BC (venstre) og partikelantal (højre) som årsmiddelværdi i 2019 i Københavns Kommune. Den laveste modelleret EC/BC-koncentration er $0,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2019 og den højeste er $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, for partikelantal er laveste 6.600 og den højeste er 14.600.

3.6 Udvikling i målinger fra 2019 til 2022

Ovenstående modelberegninger fra Luften på din vej repræsenterer 2019.

Der er tre målestationer i København, som indgår i det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Det drejer sig om to gadestationer (H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej) og bybaggrundsstationen på taget af H.C. Ørsted Institutet. Målingerne herfra viser generelt faldende tendens for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} , EC og partikelantal fra 2019 til 2022, hvor 2022 er seneste år for publiceret årsmiddelværdier (Ellermann et al., 2024).

Nuværende grænseværdier for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} er overholdt på målestationer i København, mens WHO's retningslinjer er overskredet på gadestationer for NO_2 , for både bybaggrunds- og gadestationer for $\text{PM}_{2,5}$, og for gadestationer for PM_{10} i 2022 (Ellermann et al., 2024).

3.7 Fremtidig luftkvalitet i 2030

DCE har i et projekt for Miljø- og Fødevareministeriet modelleret den forventede udvikling i luftkvaliteten fra 2020 til 2030 for den regionale luftforurening med DEHM, bybaggrundsforureningen med DEHM-UBM og gadekoncentrationerne med DEHM-UBM-AirGIS (Jensen et al., 2023). Fremskrivningen af emissioner er baseret på basisscenariet for Danmark opstillet af Energestyrelsen for 2030. Dette er en fremskrivning baseret på eksisterende vedtagne tiltag, også på engelsk kaldet "frozen policy". På engelsk kaldes basisfremskrivningen: WM - With Measures. Der er gennemført beregninger for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} .

Udvikling i bybaggrundsconcentrationer i København

Luftkvalitetsberegninger er gennemført for placeringen af bybaggrundsmålestationerne i de fire byer København, Aarhus, Odense og Aalborg, samt for gadekoncentrationen af 98 gader i København.

I Tabel 3.1 er resultaterne opsummeret for bybaggrund i 2020 og 2030.

Tabel 3.1. Modellerede årsmiddelbybaggrundskoncentrationer af NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ beregnet med DEHM/UBM.

By	Bybaggrundsstation	2020			2030			Forskel		
		NO ₂ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	NO ₂ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)	NO ₂ (%)	PM _{2,5} (%)	PM ₁₀ (%)
København	H.C. Ørsted Institutet	11,5	6,7	11,3	6,9	6,0	10,5	-39	-11	-7
Odense	Rådhus	10,3	6,8	12,2	7,0	6,1	11,4	-32	-11	-6
Aarhus	Botanisk Have	10,8	6,5	12,4	7,1	5,8	11,8	-34	-10	-5
Aalborg	Østerbro	9,5	5,8	12,1	7,4	5,3	11,6	-23	-9	-5

Bybaggrundskoncentration for NO₂ i København

Målingerne på bybaggrundsstationen i København i 2020 var 9,0 µg/m³, så modellen overvurderer lidt, da modellen estimerer 11,5 µg/m³.

Bybaggrundskoncentrationen for NO₂ er modelleret til at blive reduceret med 39% fra 2020 til 2030. I 2030 er niveauet på 6,9 g/m³ og langt under grænseværdien på 40 µg/m³ og også under WHO's retningslinjer på 10 µg/m³.

Bybaggrundskoncentration for PM_{2,5} i København

Målingerne af PM_{2,5} i 2020 på bybaggrundsstationen i København viste 8 µg/m³, og modellen estimerer 6,7 µg/m³, så modellen underestimerer lidt.

Bybaggrundskoncentrationen for PM_{2,5} er modelleret til at blive reduceret med 11 % fra 2020 til 2030. I 2030 er niveauet på 6,0 g/m³ og langt under grænseværdien på 25 µg/m³ men over WHO's retningslinjer på 5 µg/m³.

Ifølge EU's forslag til nyt luftkvalitetsdirektiv er det muligt at fratække bidrag fra naturlige kilder såsom havsalt og bidrag fra vegetation, fx dannelse af SOA (Sekundære Organiske Aerosols) i atmosfæren ud fra emissioner fra fx terpener fra vegetation. SOA er en del af PM_{2,5}. Dette bidrag er estimeret til at være 1,5 µg/m³ ud fra modelberegninger (Ellermann et al., 2022a,b).

Kombinationen af en modelunderestimering på omkring 1,3 µg/m³, og et fradrag af bidraget fra naturlige kilder på 1,5 µg/m³ ser ud til at lande på et niveau lidt over målsætningen på 5 µg/m³ i 2030, men der er en vis usikkerhed på dette estimat, da der både er usikkerhed på størrelsen af manglende masse i modelberegningerne og bidrag fra naturlige kilder i fremtiden.

Bybaggrundskoncentration for PM₁₀ i København

Målinger af PM₁₀ i 2020 på bybaggrundsstationen i København viste 14 µg/m³, og modellen estimerer 11,3 µg/m³. Modellen underestimerer således med omkring 2,7 µg/m³, hvilket også bidrager til usikkerhed på det beregnede niveau i 2030.

Bybaggrundskoncentrationen for PM₁₀ er modelleret til at blive reduceret med 7 % fra 2020 til 2030.

Det nye forslag til luftkvalitetsdirektiv giver ligesom det gældende direktiv mulighed for at fratække PM₁₀ fra naturlige kilder og PM₁₀ fra saltning af vejen om vinteren. Denne option har ikke været anvendt i Danmark i de seneste år, da det ikke har været nødvendigt for overholdelse af de eksisterende grænseværdier (Ellermann, 2023).

Koncentrationerne er langt under den nuværende grænseværdi for årsmiddel på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og også under WHO-retningslinjen på 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Udvikling i gadekoncentrationer i København i 2030

I Tabel 3.2 er vist beregnede gennemsnitlige koncentrationer samt min. og maks. for 98 udvalgte gadestrækninger i København. Det er de samme gader, som der foretages beregninger for hvert år under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Jensen et al., 2023). Beregningerne er udført med modelsystemet DEHM-UBM-AirGIS. "Gade" betegner således gadekoncentrationer, "Byb." er bybaggrundskoncentrationer (DEHM-UBM) og "Reg." er regionale koncentrationer (DEHM). Bemærk at der her er justeret for manglende masse for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} .

Ændringer af gadekoncentrationen for de 98 gader afspejler derfor den forventede reduktion i emissionerne fra trafikken og udviklingen i bybaggrundskoncentrationen beregnet med DEHM-UBM.

Tabel 3.2. Beskrivende statistik for udvikling i koncentrationer for 98 gader i København.

Stof	Statistik	Basis 2020 Gade	Byb.	Reg.	2030 WM* Gade	Byb.	Reg.	Forskel (%)		
								Gade	Byb.	Reg.
NO ₂	Gns.	22,8	11,0	5,3	11,3	7,2	4,3	-51	-35	-19
NO ₂	Maks.	36,7	15,7	5,3	16,3	11,8	4,3	-56	-25	-19
NO ₂	Min.	13,2	9,8	5,2	8,5	6,6	4,3	-36	-33	-18
PM _{2,5}	Gns.	10,2	8,8	8,3	9,0	7,9	7,3	-12	-11	-12
PM _{2,5}	Maks.	11,5	9,1	8,4	10,1	8,2	7,4	-12	-11	-12
PM _{2,5}	Min.	9,1	8,6	8,3	8,1	7,7	7,3	-11	-11	-12
PM ₁₀	Gns.	18,6	14,8	14,3	17,4	13,8	13,3	-7	-7	-7
PM ₁₀	Maks.	22,6	15,5	14,5	21,3	14,5	13,5	-6	-6	-7
PM ₁₀	Min.	15,6	14,3	14,2	14,6	13,3	13,1	-7	-7	-7

*Fremskrivning baseret på eksisterende vedtagne tiltag, også på engelsk kaldet "frozen policy". På engelsk kaldes basisfremskrivningen: WM – With Measures.

For NO₂ falder den gennemsnitlige gadekoncentration for de 98 gader i København fra 23 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2020 til 11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2030 i basisscenariet. Reduktionerne i gadekoncentrationerne er primært drevet af reduktionen i emissionen fra trafikken i den pågældende gade, men baggrundskoncentrationerne reduceres også. I 2030 må det forventes, at en del gader overskrider WHO's retningslinje på 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, da min. er 8,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og maks. 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gadekoncentrationerne i 2030 er langt under den nuværende grænseværdi på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

For PM_{2,5} falder den gennemsnitlige gadekoncentration fra 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2020 til 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2030 i basisscenariet. Næsten alle gader må forventes at overskride WHO's retningslinjer på 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, da min. er 8,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og maks. 10,1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Gadekoncentrationerne i 2030 er langt under den nuværende grænseværdi på 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

For PM₁₀ falder den gennemsnitlige gadekoncentration fra 19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2020 til 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2030 i basisscenariet. I 2030 må en del gader formodes at overskride WHO's retningslinje på 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, da min. er 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og maks. 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Gadekoncentrationerne i 2030 er langt under den nuværende grænseværdi på 40 µg/m³.

For PM_{2,5} og PM₁₀ er den procentvise reduktion ikke så stor som for NO₂, da det kun er partikeludstødningen, som reduceres, og ikke-udstødningen i form af vejslid, dækslid og bremseslid, som udgør en langt større del end udstødningsdelen, som er uændret. Endvidere udgør baggrundsforureningen en langt større del for partikler end for NO₂.

Målopfyldelse i forhold til forslag til nyt luftkvalitetsdirektiv

DCE har for Miljøministeriet foretaget en vurdering af om Danmark vil være i stand til at overholde de nye foreslåede grænseværdier i forslaget til et nyt revideret luftkvalitetsdirektiv (Ellermann et al., 2023). Det forventes, at Danmark vil kunne overholde de nye forslag til grænseværdier for PM_{2,5}, PM₁₀ og NO₂ i 2030. For ozon forventes, at Danmark vil kunne overholde målværdierne for 2030, men ikke de langsigtede målsætninger. Endelig forventes Danmark at kunne leve op til målsætningerne for den gennemsnitlige eksponeringskoncentration. Der er betydelig usikkerhed på fremskrivningen af luftkvalitet til 2030.

4 Kildeopgørelse

I dette kapitel beskrives en kildeopgørelse for 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 per kubikmeter og i procent).

For det tredje vises en kildeopgørelse for gadekoncentrationen for 98 gader i København for 2022, dvs. en fordeling på køretøjsgrupperne: personbiler, varebiler, lastbiler under/over 32 t og busser. Endvidere en detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København som eksempel på en trafikeret gade.

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 og NO_2 er gode indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. NO_x består af NO og NO_2 , hvor det er NO_2 som er helbredsskadelig. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ stammer fra en lang række kilder, og er både direkte emitteret og sekundært dannet, og langtransporteret 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. Emissioner af partikler betegnes $\text{PPM}_{2,5}$, dvs. primære partikler. De opstår ved forbrændingsprocesser, men også som mekanisk dannede partikler, fx ikke-udstødning fra trafik eller byggestøv.

NO_x (kvælstofmonoxid (NO) + kvælstofdioxid (NO_2)) dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser, hvor høj temperatur sammen med ilt oxiderer luftens frie kvælstof (N_2) til NO og NO_2 . Den del som emitteres som NO_2 betegnes direkte emitteret NO_2 . NO kan i atmosfæren omdannes til NO_2 i reaktioner med ozon. NO_2 er således både en direkte emitteret og en sekundært 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 vil 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 under danske forhold. Når NO_x -emissionen falder, stiger O_3 således i luften. Helbredseffekterne relateret til O_3 vil derfor gå lidt op, og helbredseffekterne relateret til NO_x (både NO_2 og de sekundære partikler, som dannes ud fra NO_x) vil gå ned.

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., 2023). Udstrækningen af Københavns Kommune i forhold til gitternettet for emissionerne er vist i Figur 4.1. Ungdomsøen og Flakfortet i Øresund er ikke medtaget.

For gitterceller, der ligger helt inden for det geografiske område af emissionsområdet, er samtlige emissioner inkluderet i udtrækket. 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. Hvis en gittercelle indeholder vandområder, er hele emissionen på landområder medtaget.



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

Totale emissioner og fordeling på hovedkilder

I Tabel 4.1 er vist den procentvise fordeling af emissioner på hovedemissionssektorer i Københavns Kommune i 2021, som er seneste opgjorte emissionsår.

I Tabel 4.2 er samme emissionsdata vist med større underopdeling af nogle af hovedemissionssektorerne. Emissionerne er her angivet i kg/år, som det benyttes i modelberegningerne. NO_x er kvælstofoxider, PPM_{2,5} er primært emitterede partikler, og SO_x er SO₂ og sulfat, hvor SO₂ er dominerende. NO_x og SO_x bidrager også til dannelse af sekundære partikler, som er en del af PM_{2,5}.

Tabel 4.1. Emissioner i Københavns Kommune i 2021 fordelt på hovedemissionssektorer (%).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	PPM _{2,5}	SO _x
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	39	5	35
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	3	37	7
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2	1	17
SNAP04	Industrielle processer	0	4	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0	13	2
SNAP07	Vejtransport	46	34	3
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	10	3	6
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0	4	30
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0
Total		100	100	100

Tabel 4.2. Emissioner i Københavns Kommune i 2021 fordelt på emissionskilder (kg/år).

SNAP kode	Beskrivelse	NO _x	PPM _{2,5}	SO _x
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	697348	9637	30740
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	16430	4114	1627
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	35382	61002	4673
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug og akvakultur	93	28	46
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	41366	1205	14823
SNAP04	Industrielle processer	0	7717	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	1507	22757	1558
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	423624	4483	1475
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	254798	3265	390
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	151144	2315	594
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	1535	220	3
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	4501	538	23
SNAP0706	Vejtransport - NMVOC-fordampning fra benzin	0	0	0
SNAP0707	Vejtransport - ikke-udstødning fra dæk- og bremseslid	0	33588	0
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0	15567	0
SNAP0801	Militær	193	1	18
SNAP0802	Jernbaner	40027	468	38
SNAP080402	National søfart	292	21	17
SNAP080403	National fiskeri	5314	92	214
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	4215	39	377
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	56079	375	3968
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	8054	62	587
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	29	2	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	11	2	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	43030	3001	83
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	225	104	1
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	15952	1309	35
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	6923	6391	26768
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	353	99	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	3	5	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	1	0
Total	Alle emissioner i Københavns Kommune	1808429	178409	88060

Vejtransport

Vejtransport er den største kilde til NO_x (46%), og fordeler sig omtrent ligeligt mellem personbiler og varebiler/lastbiler. Vejtransport er den anden største kilde til PPM_{2,5} (34 %). Bidraget til partikler består af udstødningspartikler og ikke-udstødning. Ikke-udstødning er slid fra dæk, vej og bremses. Bidraget

fra ikke-udstødning er meget større end for udstødningen. Vejtransporten bidrager meget lidt til SO_x (3 %), som skyldes regulering af svovlindholdet i brændstof.

Brændefyringsanlæg

Ikke-industriell forbrænding er helt domineret af brændefyringsanlæg. For brændefyringsanlæg er opgørelsen baseret på data fra skorstensfejeregistre, hvilket giver en præcis opgørelse for antal og fordeling på hovedtyper (brændeovn, brændekegel, pillefyr og andet). Der er dog ikke oplysninger om, hvordan fx brændeovne fordeler sig på forskellige brændeovnstyper (Svane-mærkede, gamle ovne mv.) specifikt for Københavns Kommune, da emissionsopgørelsen er baseret på landstal for typer og tilhørende emissionsfaktorer. Der er derfor antaget samme fordeling i Københavns Kommune som på landsplan. Det nationalt opgjorte brændeforbrug er fordelt geografisk ud fra oplysninger om boligform og opvarmningsform.

Brændeovne og pillefyr mv. er den største kilde til PPM_{2,5} (37 %). Brændefyringsanlæg bidrager relativt lidt til NO_x (3 %) og SO_x (7 %).

Kraftværker mv.

NO_x-emissionen fra kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg i Københavns Kommune er den anden største (39 %) og også den største kilde til SO_x (35 %). Udledning af partikler er beskedent (5 %).

4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til Københavns Kommune

Kildebidrag fra emissioner i Københavns Kommune til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune i 2022

I Tabel 4.3 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og uden for Københavns Kommune i forhold til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Københavns Kommune i 2022. Det betyder, hvor mange mikrogram per kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. I Tabel 4.4 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder i og uden for Københavns Kommune til den totale luftforurening i Københavns Kommune, og i Tabel 4.5 er vist det procentvise bidrag fra alle kilder til den del af luftforureningen i Københavns Kommune, der skyldes emissionskilder inden for kommunens grænser.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Bidraget fra nabokommuner og skibe inden for 25 km (NABO) samt bidraget fra det øvrige Danmark og udlandet (DEHM) er også vist.

De usikkerheder der er beskrevet i emissionsopgørelsen, vil også afspejles i opgørelsen af koncentrationsbidragene.

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder i og uden for Københavns Kommune til bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2022 (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	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1,12	0,89	-0,80	0,04	0,03	0,01
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,03	0,02	-0,02	0,00	0,01	0,01
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,06	0,05	-0,05	0,01	0,19	0,09
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug, akvakultur	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,07	0,06	-0,05	0,02	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,01
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,03
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	0,71	0,62	-0,57	0,00	0,01	0,01
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	0,42	0,37	-0,34	0,00	0,01	0,01
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	0,25	0,22	-0,20	0,00	0,01	0,00
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP0706	Vejtransport - NMVOC-fordampning fra benzin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0707	Vejtransport - ikke-udstødning fra dæk- og bremseslid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,05
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,02
SNAP0801	Militær	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,07	0,06	-0,05	0,00	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,08	0,07	-0,07	0,01	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,01	0,01	-0,01	0,00	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 – inkl. ikke-vejgående maskiner	0,07	0,06	-0,06	0,00	0,01	0,00
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	0,03	0,02	-0,02	0,00	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	-0,01	0,04	0,02	0,01
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)	2,96	2,54	-2,31	0,13	0,66	0,26
NABO	Bidrag fra nabokommuner og skibe (inden for 25 km)	2,94	2,65	-2,43	0,28	0,32	0,08
DEHM	Øvrige DK og udland	5,74	5,33	65,95	0,36	12,44	6,98
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	11,6	10,5	61,2	0,76	13,4	7,32

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 2022 (Enhed %).

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	9,7	8,5	-1,3	5,8	0,2	0,2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,2	0,2	0,0	0,3	0,1	0,1
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,5	0,5	-0,1	0,9	1,4	1,3
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug, akvakultur	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,6	0,6	-0,1	2,8	0,0	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,2
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,3	0,6	0,4
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	6,1	5,9	-0,9	0,3	0,1	0,1
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	3,6	3,5	-0,6	0,1	0,1	0,1
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	2,2	2,1	-0,3	0,1	0,1	0,0
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0706	Vejtransport - NMVOC-fordampning fra benzin	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0707	Vejtransport - ikke-udstødning fra dæk- og bremseslid	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,7
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	0,6	0,6	-0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,7	0,7	-0,1	0,7	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,1	0,1	0,0	0,1	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 – inkl. ikke-vejgående maskiner	0,6	0,6	-0,1	0,0	0,1	0,1
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	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	4,9	0,1	0,1
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)	25	24	-3,8	16	4,9	3,6
NABO	Bidrag fra nabokommuner (inden for 25 km)	25	25	-4	36	2	1
DEHM	Øvrige DK og udland	49	51	108	47	93	95
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 til bybaggrundsluftforureningen som middel over Københavns Kommune i 2022 (Enhed %).

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	38	35	35	35	4	5
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	1	1	1	2	2	3
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	2	2	2	6	28	35
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug, akvakultur	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2	2	2	17	1	1
SNAP04	Industrielle processer	0	0	0	0	12	4
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	0	0	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0	0	0	2	12	12
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	24	25	25	2	2	2
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	14	15	15	1	1	2
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	9	9	9	1	1	1
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	0	0	0	0	0	0
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	0	0	0	0	0	0
SNAP0706	Vejtransport - NMVOC-fordampning fra benzin	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vejtransport - ikke-udstødning fra dæk- og bremseslid	0	0	0	0	21	18
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0	0	0	0	10	8
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	2	2	2	0	0	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, < 3000 fod)	0	0	0	0	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	3	3	3	4	0	0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0	0	0	1	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 – inkl. ikke-vejgående maskiner	2	2	3	0	1	2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	1	1	1	0	1	1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0	0	0	30	3	3
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
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100	100

Lokale kilders bidrag til NO₂ i 2022

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 Københavns Kommune er modelleret

til $10,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2022. Til sammenligning blev der målt en årsmiddelværdi på $9,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2022 på taget af H.C. Ørsted Institutet, som er en bybaggrunds-målestation i København (Ellermann et al., 2024). Selvom der sammenlignes en værdi for et areal med en værdi for et punkt giver det nogenlunde samme niveauer, da variationen ikke er stor over den centrale del af København.

Som det fremgår af Tabel 4.3, bidrager alle kilder i Københavns Kommune i alt med omkring $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til bybaggrunds-koncentrationen for NO_2 , hvilket svarer til omkring 25 %. Modsat gælder, at omkring $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 75 % kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (nabokommuner og skibe inden for 25 km) samt kilder i det øvrige Danmark og udland på den nordlige halvkugle.

Vejtrafikken inden for Københavns Kommune giver det største bidrag med omkring $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO_2 af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 12 %.

Det andet største bidrag kommer fra kraftværker mv. med et bidrag på omkring $0,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO_2 af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 9 %.

Det resterende bidrag er fordelt på øvrige kilder.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Københavns Kommune i forhold til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er vejtrafikken den største kilde, da den bidrager med omkring 49 % for NO_2 . Den anden største kilde er kraftværker mv., som bidrager med 35 %. En væsentlig del af NO_2 -bidraget fra kilder uden for Københavns Kommune vil også være fra trafik.

Partikelforurening domineret af langtransporteret bidrag i 2022

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. Baggrunds-koncentrationen som gennemsnit over Københavns Kommune er modelleret til omkring $7,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ og $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} i 2022. Til sammenligning blev der på H.C. Ørsted Institutet i København målt $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ og $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} i 2022 (Ellermann et al., 2024).

De lokale kilder i Københavns Kommune udgør sammenlagt omkring $0,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ (hhv. 5 % og 4 % af bybaggrundsforureningen). Omkring $12,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 95 % for PM_{10} kommer fra kilder uden for Københavns Kommune. De tilsvarende tal for $\text{PM}_{2,5}$ er omkring $7,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 96 %

Vejtransport giver det største lokale bidrag til partikelforurening med $0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 1,8 % og 1,2 % af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Brændefyringsanlæg i husholdninger, som primært er brændeovne, giver det største lokale bidrag til partikelforurening med $0,19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ svarende til 1,4 % og 1,3 % af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

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 35 % og 31 % for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}. Den anden største kilde er brændefyring, som bidrager med 28 % og 35 % for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}. Den tredje største kilde er industrielle processer med 15 % og 4 % for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}. Industrielle processer er industrielle processer uden forbrænding. Disse kan være forskellige fremstillingsprocesser, kemiske reaktioner eller andre industrielle aktiviteter, hvor ingen forbrænding eller oxidation er involveret.

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

Ozonforurening domineret af europæiske kilder i 2022

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 landbaggrunds niveauet for ozon, hvorefter dette modificeres af NO_x-emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO₂ i reaktion med NO, således ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring 61 µg/m³. Til sammenligning blev der målt 63 µg/m³ på bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutet i København i 2022 (Ellermann et al., 2024).

Kilder i Københavns Kommune samt bidraget fra emissioner inden for 25 km optræder på grund af ovenstående kemiske reaktioner mellem ozon og NO, med negative bidrag på til sammen omkring 4,7 µg/m³.

Lave koncentrationer af SO₂ i 2022

Den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af SO₂ over Københavns Kommune er modelleret til 0,76 µg/m³. Der bliver kun målt SO₂ på H.C. Andersens Boulevard i København, hvor niveauet var 0,8 µg/m³ i 2022 (Ellermann et al., 2024). 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 grænseværdierne defineret for time- og døgnværdier (Ellermann et al. 2024), og SO₂ fylder meget lidt i helbredseffekterne og de relaterede eksterne omkostninger.

4.3 Detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i 2022

I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀. Ud over en kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning.

Kildeopgørelsen er baseret på seneste modelberegninger for 2022 med DEHM-UBM-AirGIS under samme forudsætninger som i den årlige rapportering i det nationale overvågningsprogram NOVANA (Ellermann et al. 2024). Gadebidraget fra trafikken på Jagtvej som koncentration er fordelt på køretøjskategorierne ud fra trafikens emissionsfordeling.

På Jagtvej er køretøjsfordelingen i 2022 80 % personbiler, 3 % taxi, 15 % varebiler, 0,8 % lastbiler < 32 ton, 0,5 % lastbiler > 32 ton, og 0,7 % busser. Andelen af den tunge trafik er således 2 %. Årsdøgntrafikken er 19.900 køretøjer og

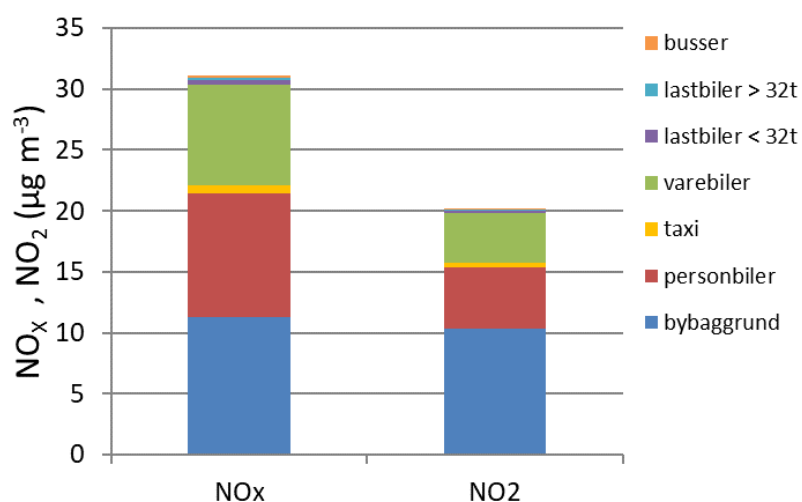
rejsehastigheden er 30 km/t i gennemsnit. Trafikoplysninger er baseret på Københavns Kommunes trafiktællinger og rejsehastigheden er fra Vejdirektoratet SpeedMap datasæt.

Kildeopgørelse for NO₂ på Jagtvej i København

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for NO₂ i Figur 4.2 for Jagtvej. Bybaggrund er bybaggrundskoncentrationen som består af landbaggrund plus bidraget fra byens emissioner.

Koncentrationen af NO₂ på Jagtvej er omkring 20 µg/m³, og bidraget fra bybaggrund er omkring 10 µg/m³ og trafikens bidrag, som kører på Jagtvej, er omkring 10 µg/m³. Bybaggrund er bidraget fra byens kilder og alle kilder uden for byen.

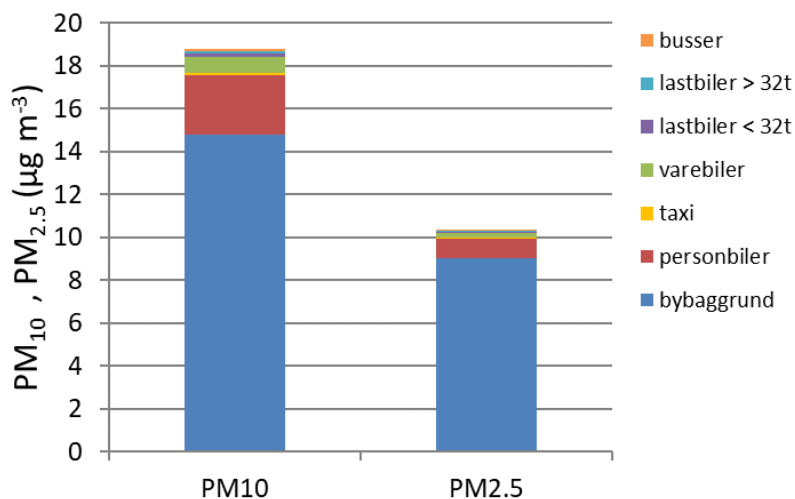
For NO₂ bidrager personbiler med 5 µg/m³, varebiler med 4 µg/m³, og den tunge trafik med 0,4 µg/m³. Bidraget fra den tunge trafik er relativt lille, da tunge køretøjer kun udgør 2 % af trafikken, men også fordi langt hovedparten er Euro 6 køretøjer.



Figur 4.2. Kildebidrag for NO_x og NO₂ for Jagtvej i København i 2022.

Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej i København

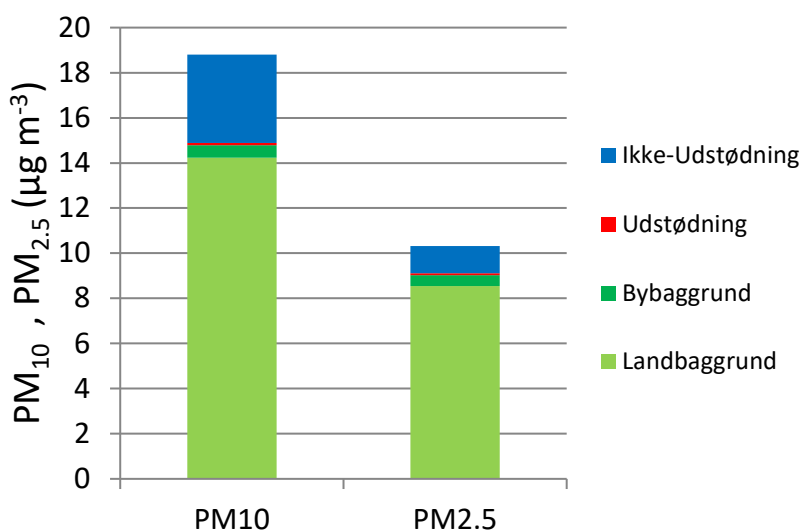
I Figur 4.3 er vist en kildeopgørelse for PM₁₀ og PM_{2,5} for Jagtvej.



Figur 4.3. Kildebidrag for PM₁₀ og PM_{2,5} for Jagtvej i København i 2022.

Koncentrationen af $PM_{2,5}$ og PM_{10} på Jagtvej er på hhv. omkring $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og bidraget fra bybaggrund er meget stort for både PM_{10} og $PM_{2,5}$. Som tidligere vist er langt størstedelen af bybaggrund bidrag fra det øvrige Danmark og udlandet. Bidraget fra bybaggrund er for $PM_{2,5}$ og PM_{10} hhv. 9 og $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gadebidraget er omkring $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og omkring $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $PM_{2,5}$. For $PM_{2,5}$ bidrager personbiler med $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, varebiler med $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og den tunge trafik med $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den samlede udstødning udgør $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ikke-udstødning $1,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Figur 4.4 er trafikens bidrag til PM_{10} 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 og den har ikke været reguleret. For PM_{10} udgør udstødning omkring 2 % og ikke-udstødning omkring 98 %. For $PM_{2,5}$ er det hhv. omkring 7 % og 93 %. De seneste år er udstødningsdelen faldet markant pga. partikelfiltre, og den relative andel af ikke-udstødningen er derfor steget. Udstødningsandel i denne kildeopgørelse for Jagtvej er mindre end i kildeopgørelse for hele København i tidligere kapitler, da effekten af miljøzonekrav her er medtaget. Der 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.



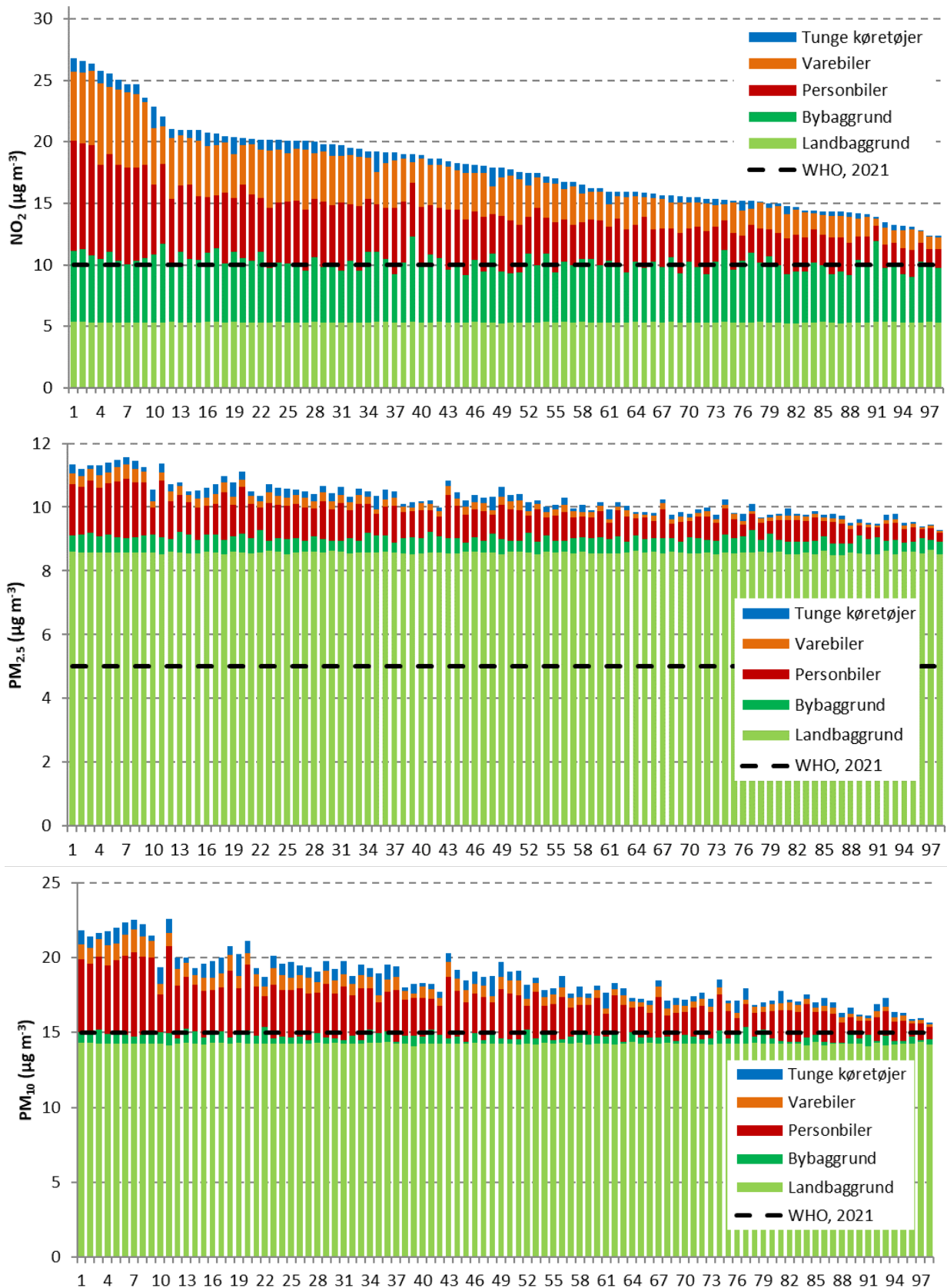
Figur 4.4. Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i København i 2022.

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, varebiler og ældre dieselpersonbiler har også bidraget hertil i København og andre miljøzonebyer. Endelige kommer der flere elbiler, som ikke har noget udstødningsbidrag.

Der er ikke gennemført en kildeopdeling for antallet af partikler, da emissions- og luftkvalitetsmodellerne ikke er fuldt udviklet til at beskrive antallet af partikler, og der er derfor større usikkerhed herpå.

4.4 Kildeopgørelse for 98 gader i København

I Figur 4.5 er der foretaget en kildefordeling for de 98 gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, som indgår i overvågningsprogrammet for luftkvalitet (Ellermann et al., 2024). Beregnede årsmiddelværdier for 2022 for hhv. NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} er vist underopdelt på bidrag fra landbaggrund, bybaggrund samt på køretøjsgrupperne personbiler, varebiler og tunge køretøjer (lastbiler og busser). WHO's retningslinjer for luftkvalitet er også vist.



Figur 4.5. Kildfordeling for de 98 gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, som indgår i overvågningsprogrammet for luftkvalitet (Ellermann et al., 2024). Årsmiddelkoncentrationer for 2022.

For NO₂ bidrager landbaggrund med omkring 5 µg/m³, kilder i byen også med omkring 5 µg/m³ og gaderne med omkring 17 til 3 µg/m³ afhængig af gadens trafik og gadekonfiguration. Bidraget fra trafikken i de enkelte gader er således relativt stort i forhold til baggrundsbidragene.

For PM_{2,5} bidrager landbaggrund med lidt over 8 µg/m³, kilder i byen med omkring 0,5 µg/m³ og gaderne med omkring 2 til 0,5 µg/m³. Landbaggrundsbidraget er således meget stor, byens bidrag relativt lille og bidraget fra trafikken i de enkelte gader er også relativt lille.

For PM₁₀ bidrager landbaggrund med omkring 14 µg/m³, kilder i byen med omkring 1 µg/m³ og gaderne med omkring 7 til 1 µg/m³. Ligesom for PM_{2,5} er landbaggrundsbidraget stort, byens bidrag lille, men bidraget fra trafikken i de enkelte gader er større, hvilket skyldes, at ikke-udstødningsbidraget er større for PM₁₀ i forhold til PM_{2,5}.

Som det fremgår, overskrides WHO's retningslinjer for samtlige gader for de tre luftforureningskomponenter, mens grænseværdierne ikke er overskredet, som for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ er hhv. 40, 25 og 40 µg/m³.

4.5 Kildeopgørelse i forhold til Euronormer

I bilag 2 er vist den procentvise fordeling af kørte km og luftforurening fordelt på køretøjskategorierne, og for hver køretøjskategori endvidere kørte km samt NO_x og PM-udstødningen fordelt på Euronormer. Oplysningerne er baseret på den nationale emissionsopgørelse for byveje for 2022. Oplysningerne afspejler den nationale emissionsopgørelse, og tager således ikke hensyn til effekt af miljøzoner.

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 brændeovne i Københavns Kommune baseret på de nyeste skorstensfejerdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestemt.

Tabel 4.6. Fordeling af brændefyringsanlæg i København Kommune i 2021 baseret på skorstensfejerdata.

	Brændekedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ*	Total
København Kommune (antal)	20	15998	56	844	16918
København Kommune (%)	0,1 %	95 %	0,3 %	5 %	100 %

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

Der er således 16.918 brændefyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf langt hovedparten er brændeovne (95 %).

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 2021. Skorstensfejerdata 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 fordeler sig som på landsplan.

Som det fremgår, er der omkring 908.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 669.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr, omkring 68.000 kedler og 48.000 andre ovne.

Tabel 4.7. Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2018 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Antal
Gammel ovn	Før 1990	21410
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	260713
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	14920
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	4100
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	10250
Ny moderne ovn (-2014)	Svanemærket indtil 2014	228803
Ny moderne ovn (2015-2016)	Svanemærket 2015-2016	36900
Ny moderne ovn (2017-)	Svanemærket fra 2017	92250
Anden ovn - høj emission	Fx pejse	45186
Anden ovn - lav emission	Fx masseovne	3000
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	51781
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	16057
Pillekedel/ovn*		122260
I alt		907630
Heraf brændeovne	(74%)	669346
Heraf anden ovn	(5%)	48186
Heraf kedler	(7%)	67838
Heraf pillefyr	(13%)	122260

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

Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Københavns Kommune ses, at Københavns Kommune har væsentlig flere brændefyringsanlæg af typen brændeovne med 95 % i forhold til landsplan, som har 74%. Københavns Kommune har færre brændekedler (0,1%) i forhold til landplan (7%), færre pillefyr (0,3%) i forhold til landplan (13%), og samme antal øvrige ovne (5%) som på landsplan (5%).

Emissioner fra anlægstyper

I Tabel 4.8 er vist energiforbruget samt NO_x- og PM_{2,5}-emissionen i 2021 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 per energienhed indfyret brændsel.

Tabel 4.8. Energiforbrug, NO_x- og PM_{2,5}-emission fra brændeovne mv. i 2021 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	299	15	278	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	3639	182	1692	50	465
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	208	17	75	80	362
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	57	5	17	80	295
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	143	11	34	80	235
Ny moderne ovn (-2014)	Svanemærket indtil 2014	3194	240	751	75	235
Ny moderne ovn (2015-2016)	Svanemærket 2015-2016	515	39	91	75	177
Ny moderne ovn (2017-)	Svanemærket fra 2017	1288	97	152	75	118
Anden ovn - høj emission	Fx pejse	317	16	260	50	820
Anden ovn - lav emission	Fx masseovne	75	4	4	50	59
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	547
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	684
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	3738	355	224	95	60
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1159	110	362	95	312
Pillekedel/ovn*		16460	1317	774	80	47
I alt		31092	2408	4714		

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

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 laveste 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 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 partikelemissionen 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 (47 g/GJ) eller selv de bedste Svanemærkede brændeovne (118 g/GJ).

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

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 forhøjet antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af forhøjet partikel- og til dels O₃-, NO₂-og SO₂-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 O₃, NO₂ og SO₂. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tids eksponering med forhøjede koncentrationer (episoder) af partikler, NO₂, O₃ og SO₂. Da der ikke er så stor forskel på baggrundskoncentrationer for partikler over København, som dominerer partikelkoncentrationerne, betyder det, at der ikke er så stor forskel på helbredsrisikoen mellem forskellige dele af byen.

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 hjerte-kar-sygdomme 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 lille del, og afrundes til nul.

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 11,4 tabte leveår. Prisen på et dødsfald beregnes ud fra dette på baggrund af prisen for et tabt leveår. 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 2022 pga. danske og udenlandske kilder, beregnet med EVA_v7.1 modelsystemet. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2.5}. Bemærk at total-summen for de fire stoffer ikke nødvendigvis matcher med summen af de enkelte stoffer pga. afrunding.

Tabel 5.1. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2022, beregnet med EVA7.1. Total er summen af helbredseffekter af SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}. Enhed: antal tilfælde. Større tal er afrundet til 3 betydende cifre.

Dødelighed	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PM _{2,5}
For tidlige dødsfald fra korttidseksposering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	49	2	10	2	36
For tidlige dødsfald fra langtidseksposering (PM _{2,5} , NO ₂)	366	0	0	2	365
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	415	2	10	3	401
Sygelighed					
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	350	0	0	170	172
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	146	0	0	0	120
Tilfælde med astma blandt børn (PM _{2,5})	35	0	0	0	35
Tilfælde med bronkitis (PM _{2,5})	360	0	0	0	360
Tilfælde med bronkitis børn (PM _{2,5})	1.540	0	0	0	1540
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	20.000	0	0	0	20.000
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	278.000	0	0	0	278.000
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	43.000	0	43.000	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	50	0	0	0	50

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2022 er omkring 415 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 366 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 49 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfald på 415 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2022 på 3.646 (Statistikbanken) svarer luftforureningens andel til omkring 11 %.

De for tidlige dødsfald er mest knyttet til PM_{2,5} (401 dødsfald), derefter kun meget lidt til O₃ (10 dødsfald) og endnu mindre til NO₂ (3 dødsfald) og SO₂ (2 dødsfald).

PM_{2,5} omfatter følgende: Sekundære uorganiske partikler (SIA) i form af ammonium, sulfat og nitrat (heriblandt NH₄NO₃, NH₄H₂SO₄, (NH₄)₂SO₄) og sekundære organiske partikler (SOA). De sekundære partikler dannes i atmosfæren ud fra emissioner af gasser. Derudover indeholder PM_{2,5} også mineralsk støv, EC, POM (primært emitterede organiske kulstofforbindelser) samt havsalt (SS). Direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}) indeholder mineralsk støv, EC og POM. Havsalt udgør i gennemsnit omkring 9 % af PM_{2,5} ud fra målinger i bybaggrundsluften på taget af H.C. Ørsted Institutet i København og landbaggrundsluft på Risø uden for Roskilde (Ellermann et al., 2024). Derudover indeholder PM_{2,5} et tilføjede bidrag for manglende masse, som ud fra analyser af måledata er vurderet til 33 %. Den manglende masse formodes primært at være vand, som er bundet i partikler. Modellen beregner bidragene for alle ovenstående fraktioner, men her er fokus på afrapportering af total PM_{2,5}.

I de seneste beregninger for hele Danmark er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 3.660 med EVA-systemet som et årligt gennemsnit for 2022 (Ellermann et al., 2024). Befolkningstallet i Københavns Kommune er

11 % af hele Danmarks befolkning i 2022 baseret på, at der bor omkring 652.564 i Københavns Kommune og 5.873.420 i Danmark (Statistikbanken). Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Københavns Kommune kan forventes omkring 403 for tidlige dødsfald, hvilket er meget tæt på det aktuelt beregnede 415 for tidlige dødsfald for 2022.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 278.000 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 2022.

Tabel 5.2. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde i 2022. Afrundet til tre betydende cifre.

Helbredseffekter	01	02	03	04	05	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total
	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
Dødelighed												
For tidlige dødsfald fra korttids eksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	1	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	7
For tidlige dødsfald fra langtids eksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	2	6	0	1	0	2	8	1	1	1	0	22
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	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	7	0	1	0	3	11	1	1	1	0	28
Sygelighed												
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	8	4	1	0	0	1	27	3	2	1	0	47
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3
Tilfælde med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Tilfælde med bronkitis (PM _{2,5})	0	6	0	1	0	2	5	0	0	1	0	16
Tilfælde med bronkitis børn (PM _{2,5})	1	19	0	2	0	7	16	0	1	2	0	47
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	17	330	4	32	0	130	290	4	21	29	1	850
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	250	4.600	64	450	0	1.800	4.040	60	290	400	9	12.000
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	-560	-160	-89	0	0	-4	-2320	-290	-170	-28	-1	-3.610
Lungecancer (PM _{2,5})	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2

Der bliver beregnet 28 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2022. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (415) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 5.1) bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 7 % af alle for tidlige dødsfald i 2022. Dette betyder også, at omkring 93 % af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (11 i 2022) brændefyring (7 i 2022), og mindre bidrag fra de andre kilder.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 82 % af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner udgør omkring 18 %. Det samlede antal for tidlige dødsfald er omkring 3.660 fordelt med 2.990 forårsaget af emissioner fra udlandet og 682 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 1.860 tilfælde per 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 (2.990 for tidlige dødsfald) er omkring dobbelt så stort som "eksport" (1.860 for tidlige dødsfald) (Ellermann et al., 2024).

"Eksport" fra Københavns Kommune kunne beregnes, men er ikke kvantificeret i nærværende projekt. Det er imidlertid klart fra ovenstående, at emissioner fra Københavns Kommune også vil give anledning til antal for tidlige dødsfald uden for kommunegrænsen.

Som det fremgår af ovenstående, er emissioner i Danmark skyld i omkring 18 % af det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark, mens udenlandske emissioner bidrager med 82 %. For Københavns Kommune er fordelingen henholdsvis 7 % fra lokale og 93 % 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 Københavns Kommune.

Beregningerne af antallet af for tidlige dødsfald er afhængig af forudsætninger om relativ risiko og tærskelværdier som illustreret i Tabel 7.1

Ud over for tidlige dødsfald er der også sygelighed tilknyttet luftforureningen. Eksempelvis er der mange sygedage (dage med nedsat aktivitet) og dage med delvist nedsat aktivitet, hvor det sidste dækker over fx astmatikere som begrænses i deres normale aktivitet pga. luftforurening. Der ud over er der dage med tabt arbejde, hvor betalt arbejde er berørt.

5.3 Sammenligning med tidligere undersøgelser for Københavns Kommune

De seneste beregninger af helbredseffekterne for Københavns Kommune blev udført for 2019 (Jensen et al., 2021b). Det samlede antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening blev beregnet til 440, hvor nærværende beregninger for 2022 giver 415. Der blev beregnet 38 for tidlige dødsfald pga. emissionskilder i Københavns Kommune mod 28 i nærværende beregninger.

Det beregnede antal for tidlige dødsfald er således blevet mindre. Det skyldes en kombination af faktorer, hvor nogle bidrager til færre for tidlige dødsfald og andre til flere.

Alt andet lige vil en højere relativ risiko for $PM_{2,5}$, som er ændret fra 1,062 til 1,08 give flere for tidlige dødsfald, mens en stigning i levealder og antallet af tabte leveår per dødsfald (fra 10,6 til 11,4) giver færre. Endvidere vil faldene $PM_{2,5}$ -koncentrationer bidrage til færre for tidlige dødsfald. I 2019 blev der beregnet 384 for tidlige dødsfald relateret til $PM_{2,5}$ og 401 i 2022.

Antallet af for tidlige dødsfald, som kan tilskrives NO_2 , er faldet markant fra 48 i 2019 til 3 i 2022. Det skyldes først og fremmest ændringer i tærskelværdi for NO_2 og dernæst ændringer i eksponerings-responsammenhænge samt lavere NO_2 -koncentrationer.

For ozon og SO_2 er der mindre ændringer, hvor der blev beregnet hhv. 8 og 1 i 2019 og 10 og 2 i 2022.

Endvidere betyder befolkningens størrelse og alderssammensætning noget, hvor beregningerne i 2019 var baseret på CPR data fra 2017, mens beregninger

for 2022 er baseret på CPR data fra 2022. Da Københavns Kommune har befolkningsvækst vil dette alt andet lige give flere for tidlige dødsfald i 2022 i forhold til 2019 ved samme aldersfordeling.

6 Eksterne omkostninger

I dette kapitel opsummeres først de totale helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2022.

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 kilder i Københavns Kommune, og øvrige 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 2022 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr., 2022 priser). Tal afrundet.

Helbredseffekter	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA+ SOA+SS	PM25M
Dødelighed							
For tidlige dødsfald fra korttidseksposering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	1790	57	354	58	426	565	327
For tidlige dødsfald fra langtidseksposering (PM _{2,5} , NO ₂)	5200	0	0	22	1670	2220	1280
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	1	0	0	0	0	0	1
Total antal tidlige dødsfald (PM_{2,5}, SO₂, NO₂, O₃)	6980	57	354	80	2100	2780	1610
Sygelighed							
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	24	0	0	12	4	5	3
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	17	0	0	0	4	6	3
Tilfælde med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0
Tilfælde med bronkitis (PM _{2,5})	140	0	0	0	43	58	33
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	47	0	0	0	15	20	12
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	370	0	0	0	120	160	90
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	32	0	32	0	0	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	28	0	0	0	9	12	7
Total sygelighed	660	0	32	12	200	260	150
Total dødelighed og sygelighed	7640	57	390	92	2300	3040	1760

De årlige totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 7,6 milliarder kr. i 2022. I de seneste beregninger for hele Danmark for 2022 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 58 milliarder kr. per år med EVA-systemet (i 2016-priser) (Ellermann et al., 2024). De eksterne omkostninger i Københavns Kommune (i 2022-priser) udgør således omkring 13 % af de totale omkostninger i Danmark (i 2016-priser), hvilket passer godt med, at indbyggertallet i Københavns Kommune er 11 % af Danmarks befolkning (Statistikbanken), selvom der ikke regnes helt i samme prisniveau. Indbyggertallet er en indikator for de samlede eksterne omkostninger, hvilket skyldes, at PM_{2,5} driver en meget stor del af helbreds-effekterne, og forskellen mellem land- og byområder er relativ lille for PM_{2,5}-koncentrationen (Ellermann et al., 2024).

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende partikler. Partikler (PM_{2,5}) omfatter de sekundære partikler samt havsalt (SIA+SOA+SS), som tilsammen giver anledning til omkring 3 mia. kr. i eksterne omkostninger, de direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), som giver anledning til 2,1 mia. kr., samt 1,6 mia. kr. i estimeret manglende partikelmasse (PM_{25M} - estimeret fra den generelle forskel mellem modelberegninger og målinger). Havsalt udgør i gennemsnit omkring 9 % af PM_{2,5} ud fra målinger i bybaggrundsluften på taget af H.C. Ørsted Institutet i København og landbaggrundsluft på Risø uden for Roskilde (Ellermann et al., 2024). Samlet set giver partikler således anledning til omkring 7,1 mia. kr. i eksterne omkostninger. Øvrige bidrag er for O₃ på 386 mio. kr., SO₂ på 57 mio. kr. og NO₂ mio. kr. på 92 mio. kr. Disse øvrige bidrag udgør således kun 7 % af de samlede omkostninger.

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

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, samt PPM_{2,5} og estimeret manglende partikelmasse (PM_{25M}) og yderligere underopdelt på de forskellige hovedemissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2022. Det er således de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune. Endvidere er bidraget fra langtransporterede sekundære partikler og havsalt (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 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 (mio. kr., 2022-priser). Tal er afrundet.

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA+ SOA+ SS	PM25M
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	68	2	-5	19	5	0	2
SNAP02	Ikke-industriell forbrænding (primært brændeovne)	130	1	-1	3	89	0	29
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	11	2	-1	2	1	0	0
SNAP04	Industrielle processer	11	0	0	0	9	0	3
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	0	0	0	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	46	0	0	0	34	0	11
SNAP07	Vejtransport	240	0	-21	45	77	0	25
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	45	1	-4	11	7	0	2
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	16	3	0	1	8	0	3
SNAP3B DF	Landbrug	0	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	360	9	-34	82	230	0	76
Subtotal	Kilder uden for Københavns Kommune (NABO, øvrige DK, udland)	7280	48	420	9	2070	3040	1690
Total	Total (inkl. kilder i Københavns Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	7640	57	390	92	2300	3040	1760
Total	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	5%	15%	-9%	90%	10%	0%	4%

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 360 mio. kr. fordelt med omkring 300 mio. kr. for partikler, 9 mio. kr. for SO₂, 82 mio. kr. for NO₂, og minus 34 mio. kr. for 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 5 % 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, havsalt og den estimeret manglende partikelmasse (SIA+SOA+SS+PM25M) 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 procentvise andel større, når der sammenlignes stof for stof (hhv. 10 %, 90 % og 15 %). Grunden til at lokale kilder for NO_x betyder meget formodes at skyldes, at levetiden for NO₂ i atmosfæren er væsentligt kortere end for PPM og SO₂, som alt andet lige, vil gøre at lokale kilder får et større bidrag. Desuden kan tærskelværdien på 10 ug/m³ også have betydning, da bidraget ude fra byen oftest ligger under denne tærskel. Den er -9%

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, 360 mio. kr. om året i 2022. Men emissioner i Københavns Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt. Danske emissioner bidrager til omkring 2.000 for tidlige dødsfald i udlandet, mens udenlandske emissioner bidrager til omkring 3.000 for tidlige dødsfald i Danmark (Ellermann et al., 2024). Så "eksport" er omkring 2/3 af "import" af for tidlige dødsfald.

De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtransport med 240 mio. kr., brændeovne mv. med 130 mio. kr. og kraftværker mv. på en tredje plads med 68 mio. kr.

Selvom vejtransport er den største kilde til emission af NO_x bidrager det ikke så meget til eksterne omkostninger, da helbredseffekterne er beskedne for NO₂ efter opdatering af eksponerings-responsammenhænge efter anbefalinger fra WHO (WHO, 2021). Brændeovne mv. bidrager mest til partikelforureningen, hvilket er grunden til, at brændeovne er en væsentlig kilde til eksterne omkostninger. Der er 16.918 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95 % er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning per fyringsanlæg er derfor omkring 7.700 kr. i 2022.

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og underemissionssektorer

I Tabel 6. er de eksterne omkostninger i 2022 i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO₂, O₃, NO₂, og PPM_{2,5} og SIA/SOA/SS og PM_{25M}, og yderligere underopdelt på de forskellige underemissionskategorier for nogle af hovedemissionssektorerne. Det er således en yderligere underopdeling af hovedemissionssektorerne i Tabel 6.2. for SNAP 2, 7, 8 og landbrug.

Tabel 6.3. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2022 pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier (mio. kr., 2022 priser).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA/SOA/SS	PM25M
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	68	1.7	-5.1	18.7	4.7	0.0	1.5
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	12	0.2	-0.4	1.1	6.1	0.0	2.0
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	118	0.7	-1.0	2.4	82.9	0.0	27.4
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	11	1.6	-0.8	2.4	1.2	0.0	0.4
SNAP04	Industrielle processer	11	0.0	0.0	0.0	8.5	0.0	2.8
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP06	Anvendelse af produkter	46	0.2	0.0	0.1	34.4	0.0	11.4
SNAP0701	Vej transport - personbiler	64	0.2	-10.7	19.0	5.8	0.0	1.9
SNAP0702	Vej transport - varebiler	52	0.1	-6.3	15.0	4.2	0.0	1.4
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	38	0.1	-3.8	10.9	2.8	0.0	0.9
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm ³	1	0.0	0.0	0.1	0.3	0.0	0.1
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm ³	2	0.0	-0.1	0.4	0.7	0.0	0.2
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremse-slid	58	0.0	0.0	0.0	43.3	0.0	14.3
SNAP0708	Vej transport - vejslid	27	0.0	0.0	0.0	20.0	0.0	6.6
SNAP0801	Militær	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0802	Jernbaner	9	0.0	-1.0	2.7	0.6	0.0	0.2
SNAP080402	National søfart	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	1	0.0	-0.1	0.3	0.1	0.0	0.0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	1	0.0	-0.1	0.3	0.0	0.0	0.0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	10	0.4	-1.2	3.0	0.4	0.0	0.1
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	2	0.1	-0.2	0.5	0.1	0.0	0.0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	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	0.0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	16	0.0	-1.2	3.5	4.0	0.0	1.3
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	5	0.0	-0.4	1.0	1.4	0.0	0.5
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	16	3.3	-0.2	0.9	7.7	0.0	2.6
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	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	0.0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	362	9	-34	82	230	0	76

De samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 240 mio. kr. Heraf udgør udstødning fra personbiler 60 mio. kr., varebiler 50 mio. kr. og busser og lastbiler 40 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej-, dæk- og bremseslid udgør 80 mio. kr. for hele vejtrafikken, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 130 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger, som udgør 92% og handel, service, landbrug mv. udgør kun 8%.

7 Diskussion af usikkerheder

7.1 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 ved 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} , som der er kompenseret for ved estimering af manglende partikelmasse (formodes hovedsageligt at være vand bundet i partiklerne) (Ellermann et al., 2024).

Nærværende opgørelse er baseret på input for et bestemt år vedrørende meteorologi (2022). Variationer i meteorologien fra år til år kan i sig selv give variationer i beregnede helbredseffekter. Det skyldes, fx at vindhastigheden påvirker fortyndingen og dermed koncentrationerne.

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

En væsentlig del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-responsfunktioner, som anvendes. Eksponerings-responsfunktionerne i EVA systemet blev opdateret for beregningerne for 2021 i det nationale program for overvågning af luftkvalitet, baseret på WHO's nye retningslinjer (WHO, 2021), og det gav anledning til ændringer for blandt andet for tidlige dødsfald som følge af eksponering for kvælstofdioxid, hvor den tidligere tærskelværdi for NO_2 på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kun gældende for langtidseksponering) nu er ændret til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men til gengæld gælder både for korttids- og langtidseksponering. I praksis betyder det, at antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidseksponering for NO_2 vurderes at stige, og at antallet af for tidlige dødsfald som følge af korttidseksponering for NO_2 vurderes at falde. Kombinationen af dette fører til, at antallet af for tidlige dødsfald som følge af NO_2 er faldet til et ubetydeligt niveau, hvilket skyldes, at koncentrationer i stort omfang nu ligger tæt på tærskelværdien i bybaggrunden og på landet.

Helbredseffekter fra ozon kommer primært fra eksponering fra høje koncentrationer. Der benyttes en parameter (SOMO35), hvor det er ozonkoncentrationer over 35 ppb ($=70 \mu\text{g}/\text{m}^3$), som summeres. De nye analyser fra WHO (WHO, 2021) indikerer, at det kunne være mere korrekt at summere ozonkoncentrationer over 32 ppb ($=64 \mu\text{g}/\text{m}^3$), men da evidensen vurderes til at være moderat, er 35 ppb bevaret som tærskelværdi for ozon.

Nyere danske studier (Hvidtfeldt et al., 2019; Raaschou-Nielsen et al., 2020; 2023; So et al., 2020) tyder på, at den relative risiko for dødelighed som følge af langtidseksponering for PM_{2,5} kan være højere for områder med relativt lavere partikelkoncentrationer, end de 1,08 som WHO's meta-studie kommer frem til. WHO's analyser (WHO, 2021) peger endvidere på, at der kan være en tærskel for PM_{2,5}-koncentrationens effekt på dødelighed. For at undersøge hvad denne variation i parametre betyder for antallet af for tidlige dødsfald, blev der for beregningerne for 2022 gennemført følsomhedsberegninger med udgangspunkt i Københavns Kommune. Disse beregninger ser udelukkende på antallet af for tidlige dødsfald, se Tabel 7.1.

Tabel 7.1. Antallet af for tidlige dødsfald i Københavns Kommune for 2022 pga. af luftforurening både fra kilde i og uden for Københavns Kommune fra sensitivitetsberegninger foretaget med ændringer i relativ risiko og tærskelværdi for PM_{2,5}.

Scenario	PM _{2,5} relativ risiko	PM _{2,5} tærskelværdi (µg/m ³)	Antal for tidlige dødsfald
Basis	1,08	0	415
KBH-A	1,08	2,4	284
KBH-B	1,12	0	608
KBH-C	1,12	2,4	415

Tabel 7.1 viser resultaterne af beregninger af antallet af for tidlige dødsfald i Københavns Kommune for 2022 for tre følsomhedsscenarier samt basisscenariet. Den relative risiko på 1,12 er baseret på de ovenfor nævnte nye danske studier, der også argumenterer for, at der ikke skal være en tærskelværdi for eksponeringen for PM_{2,5}, dvs. scenario KBH-B, som giver ca. 200 flere for tidlige dødsfald sammenlignet med basisscenariet. Modsat ville en tærskelværdi give omkring samme antal for tidlige dødsfald som i basisscenariet. Det er lidt tilfældigt, at det ender med præcist samme antal som i basisscenariet (415), da fordelingen mellem akutte og kroniske dødsfald er lidt forskellig i de to scenarier. Hvis man forudsætter en relativ risiko for PM_{2,5} på 1,08 og en tærskelværdi fås omkring 130 færre for tidlige dødsfald i forhold til basis. Tærskelværdien for PM_{2,5} på 2,4 µg/m³ er sat på dette niveau, da epidemiologiske studier ikke har undersøgt lavere værdier. Omvendt er der ikke studier, der viser, at der findes en nedre tærskelværdi for PM_{2,5}, hvorunder der ikke er helbredseffekter/dødsfald. Der er endvidere usikkerhed omkring tærskelværdien, der anvendes for NO₂, da der stadigvæk ikke er mange studier på dette område (resultater er ikke inkluderet i følsomhedsberegningerne præsenteret i Tabel 7.1).

Farlighed af partikler

Der mangler fortsat viden om, hvilke dele af partikelforureningen, som forårsager helbredseffekterne. Der anvendes den samme eksponerings-respons-funktion for alle de kemiske PM_{2,5}-komponenter, da det på nuværende tidspunkt stadig er det bedste bud baseret på den tilgængelige viden på trods af en række forsøg på analyser af de enkelte komponenters betydning (Raaschou-Nielsen et al., 2023). Mere viden på dette område vil potentielt set ændre på de estimerede helbredseffekter relateret til de forskellige kemiske stoffer og udledningssektorer, mens det ikke nødvendigvis vil påvirke det totale antal tilfælde.

Der er 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 vidensgrundlag 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, uanset størrelse og kemisk sammensætning. Såfremt beregningen af helbredseffekter af partikler afhæng 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. Det er indtil videre WHO's anbefaling at anvende samme eksponerings-responsfunktion for alle typer af partikler ($PM_{2,5}$) (WHO, 2021), som det også gøres i EVA-systemet.

Generelt undervurderer luftforureningsmodeller den samlede partikelmasse, når modelberegninger sammenlignes med målinger. Dette kaldes også for mass-closure problemet. I DEHM-modellen er den manglende masse fastsat til 33 % af den modellerede partikelmasse baseret på analyse af modelresultater og målinger. Den manglende masse formodes til dels at være vand knyttet til partiklerne. Der er usikkerhed om, hvordan denne manglende masse fordeles sig på de forskellige komponenter af partiklerne, og dette giver følgelig også usikkerhed i forbindelse med fordeling af beregnede helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger på de forskellige emissionskilder.

Ultrafine partikler (<100 nm) er en del af $PM_{2,5}$ (<2.500 nm), men massen af ultrafine partikler er meget lille, og udgør derfor en meget lille del af massen af $PM_{2,5}$. Hvis partikler (<2.500 nm) derimod tælles, vil hovedparten af antallet af partikler være ultrafine partikler. WHO har i deres seneste retningslinjer for luftkvalitet (WHO, 2021) konkluderet, at der er betydelig dokumentation for ultrafine partiklers toksikologiske virkninger, og at mængden af epidemiologiske beviser vokser, men at den epidemiologiske dokumentation endnu ikke er tilstrækkelig til at formulere et niveau for luftkvalitetsretningslinjer. Ultrafine partikler stammer fra forbrændingsprocesser, og derfor er de vigtigste kilder køretøjer og andre former for transport (luftfart og skibsfart), samt industri- og kraftværker og boligopvarmning. Alle disse bruger fossile brændstoffer, biobrændstoffer samt biomasse.

WHO har opstillet en række råd for god praksis (Good practice): (1) Kvantificer ultrafine partikler. (2) Inkluder måling af ultrafine partikler i overvågning af luftkvalitet. (3) Skel mellem lave og høje eksponeringsniveauer i forbindelse med regulering af ultrafine partikler. Lavt niveau af ultrafine partikler kan betragtes som < 1.000 partikler/ cm^3 (24-timers gennemsnit). Højt niveau af ultrafine partikler kan betragtes som > 10.000 partikler/ cm^3 (24-timers gennemsnit) eller 20.000 partikler/ cm^3 (1 time). (4) Udnyt ny viden og teknologi til at udvikle vurdering af eksponering for ultrafine partikler til anvendelse i epidemiologiske undersøgelser og regulering af ultrafine partikler.

Da WHO ikke har opstillet eksponerings-responssammenhænge for ultrafine partikler, er det heller ikke muligt at beregne helbredseffekterne af ultrafine partikler, og de indgår derfor ikke i EVA-systemet.

Black carbon (BC) (sod) er et mål for luftbåren sodlignende kulstof, der bestemmes med optiske metoder. Det stammer primært fra forbrændingsprocesser, og er en del af $PM_{2,5}$, og black carbon modelleres også i EVA-systemet, som EC (Elemental Carbon). WHO udtrykker bekymring over potentiel helbredsrisiko af black carbon, og opstiller en række råd for god praksis (Good

practice): (1) Systematiske målinger af BC og EC, der er bestemt kemisk. (2) Emissionsopgørelse, eksponeringsvurdering og kildeopgørelse. (3) Reducer BC/EC og sæt mål for BC/EC-koncentrationen i udeluft.

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.

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 grovere 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.

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 vidensgrundlaget mht. til eksponerings-responssammenhænge 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.

Bidrag fra kilder

Der er usikkerhed forbundet med opgørelsen af hvilke kilder, der bidrager til helbredseffekterne, da dette afhænger af, hvilken procentsats udledningerne bliver reduceret med. Dette skyldes ikke-lineær atmosfærisk kemi, som er godt beskrevet i luftforureningsmodellerne. Denne ikke-linearitet betyder, at bestemmelsen af en udledningssektors bidrag til Danmark afhænger af, hvor meget man reducerer sektoren med i de beregninger, der ligger til grund for bestemmelsen. Der er ikke tale om en betydelig usikkerhed, eller manglende viden på området, men i stedet om en velforstået ikke-lineær sammenhæng mellem størrelsen på udledningsreduktionen og bidraget fra de respektive udledningssektorer. Dette gælder i mindre grad for danske kilder, da udledningerne er relativt mindre på nær for NO₂, hvor den nye tærskelværdi for korttidseksponering bidrager væsentligt til, at de ikke-lineære processer i atmosfæren får indvirkning på resultaterne. De primære partikler (PPM_{2,5} og havsalt) er lineære, da de ikke indgår i atmosfærisk kemiske reaktioner.

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 denne værdi blev 32 mio. kr. (2017-priser), hvor tidligere anvendte værdisætninger var omkring halvdelen. EVA-systemet (v7.1) anvender de nyeste forudsætninger fra Finansministeriet. I EVA-systemet anvendes således den officielt udmeldte værdisætning for statistisk liv, men opdateret til 2022-priser.

7.2 Samlet usikkerhed

Usikkerhederne på beregnede helbredseffekter og omkostninger fra luftforurening er betydelige. Førende internationale forskere på området har vurderet, at deres egne beregninger er behæftet med en usikkerhed på op til $\pm 50\%$ (Lelieveld et al., 2019). DCE vurderer, at usikkerhederne på beregningerne præsenteret i nærværende rapport ligger på samme niveau.

DCE følger fortsat løbende med i de videnskabelige landvindinger i relation til vurdering af helbredseffekterne af luftforureningen og implementerer disse i estimering af helbredseffekterne, så snart de er velkonsoliderede, og det er praktisk muligt. DCE koordinerer og deltager i et stort antal forskningsprojekter omkring helbredseffekter fra luftforurening. Fremtidig opdatering af modelsystemet vil så vidt muligt fortsat ske på basis af tæt dialog med de øvrige centrale forskningsinstitutioner på området. Opdateringerne vil ske med passende mellemrum, når der er sket væsentlige fremskridt i forskningen omkring helbredsrelaterede effekter af luftforureningen.

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.

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

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz, 2001b. Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 1: system description, *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 781-786, 2001.

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz, 2001c. Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 2: performance evaluation, *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 825-830, 2001.

Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., 2003. Air pollution forecasting from regional to urban street scale--implementation and validation for two cities in Denmark. *Physics and Chemistry of the Earth* 28 (2003) 335-344.

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.

Brandt, J., Christensen, J.H., Andersen, M.S., 2023. Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 4.0. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 23 s. Fagligt notat nr. 2023 | 54. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2023/N2023_54.pdf

Chen, J., Hoek, G., de Hoogh, K., Rodopoulou, S., Andersen, Z.J., Bellander, T., Brandt, J., Fecht, D., Forastiere, F., Gulliver, J., Hertel, O., Hoffmann, B., Hvidtfeldt, U.A., Verschuren, W.M.M., Jöckel, K.-H., Jørgensen, J.T., Katsouyanni, K., Ketzel, M., Brynedal, B., Leander, K., Liu, S., Ljungman, P., Faure, E., Magnusson, P.K.E., Nagel, G., Pershagen, G., Peters, A., Raaschou-Nielsen, O., Rizzuto, D., Samoli, E., van der Schouw, Y.T., Schramm, S., Severi, G., Stafoggia, M., Strak, M., Sørensen, M., Tjønneland, A., Weinmayr, G., Wolf, K., Zitt, E., Brunekreef, B., Thurston, G.D., 2022. Long-term exposure to source-specific fine particles and mortality - a pooled analysis of 14 European cohorts within the ELAPSE project. *Environmental Science & Technology*. 2022, 56, 13, 9277-9290. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c01912>.

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.

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., Nordstrøm, C., Nygaard, J., Massling, A. (2020): Status for måling af luftkvalitet i 2019. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 14 s. - Notat nr. 2020 | 41. http://dce2.au.dk/-pub/-komm/N2020_41_komm.pdf

Ellermann, T., Massling, A., Bossi, R., & Nordstrøm, C., 2022a. The Particle Project 2021. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 500. <http://dce2.au.dk/pub/SR500.pdf>.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O-K., Winther, M., Bech Poulsen, M., Monies, C. og Sørensen, M.B. 2022b: Luftkvalitet 2020. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 144 s. - Videnskabelig rapport nr. 467. <https://dce2.au.dk/pub/SR476.pdf>

Ellermann, T., Christensen, J.H, Jensen, S.S., 2023. Analyse af målopfyldelse for revideret luftkvalitetsdirektiv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 60 s. - Videnskabelig rapport nr. 570.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.-K., Winther, M., Poulsen, M.B, Sørensen, M.B., Andersen, M.S., Sigsgaard, T. 2024. Luftkvalitet 2022. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport nr. 580. <http://dce2.au.dk/pub/SR580.pdf>

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

Frohn, L. M., Christensen, J.H., Brandt, J. and Hertel, O., 2001. Development of a high resolution integrated nested model for studying air pollution in Denmark. *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, 26(10), 769-774. [http://dx.doi.org/10.1016/S1464-1909\(01\)00084-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1464-1909(01)00084-3).

Frohn, L. M., C. Geels, C. Andersen, C. Andersson, C. Bennet, J. H. Christensen, U. Im, N. Karvosenoja, P. A. Kindler, J. Kukkonen, S. Lopez-Aparicio, O.-K. Nielsen, Y. Palamarchuk, V.-V. Paunu, M. S. Plejdrup, D. Segersson, M. Sofiev and J. Brandt, 2022. Evaluation of multidecadal high-resolution atmospheric chemistry transport modelling for exposure assessments in the continental Nordic countries. *Atmospheric Environment*. Volume 290, 1 December 2022, 119334. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119334>.

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.

Holland, M., Berry J. & Forster, D. Eds. 1999: *ExternE Externalities of Energy Volume 7: Methodology 1998 Update*. European Commission, Directorate-General XII, Science, Research and Development. Brussels.

Hvidtfeldt, U., C. Geels, M. Sørensen, M. Ketzel, J. Khan, A. Tjønneland, J. H. Christensen, J. Brandt, O. Raaschou-Nielsen, 2019. Long-term residential exposure to PM_{2.5} constituents and mortality in a Danish cohort. *Environment International*. Volume 133, Part B, December 2019, 105268. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105268>.

Jensen, S.S, Ketzel, M., Becker, T., Christensen, J., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, O.-K., Hertel, O., Ellermann, T. (2017): High Resolution Multi-scale Air Quality Modelling for All Streets in Denmark. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 52 (2017) 322–339.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Khan, J., Valencia, V.H., Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Nielsen, O.-K. Plejdrup, M.S., Ellermann, T., 2021a. Luften på din vej 2.0. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 62 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 445, <http://dce2.au.dk/pub/SR445.pdf>.

Jensen, S.S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., Nielsen, O.-K. Plejdrup, M.S., Winther, M., Andersen, M.S., Sigsgaard, T., 2021b. Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 74s. - Videnskabelig rapport nr. 430. <http://dce2.au.dk/pub/SR430.pdf>.

Jensen, S.S., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Ketzel, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., 2023. Nationalt program for reduktion af luftforurening (NAPCP) - Udvikling i luftkvalitet og kvælstofafsætning frem til 2030. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport nr. 538. <http://dce2.au.dk/pub/SR538.pdf>.

Ketzel, M., Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J., Massling, A., Andersen, C., Im, U., Jensen, S.S., Khan, J., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Manders, A., van der Gon, H.D., Kumar, P., Raaschou-Nielsen, O., 2021. Modelling ultrafine particle number concentrations at address resolution in Denmark from 1979 to 2018 - Part 2: Local and street scale modelling and evaluation. *Atmospheric Environment*, vol. 264, 118633. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2021.118633>.

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](https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehz135).

Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkerne, S. & Bruun, H.G., 2021. Spatial high-resolution distribution of emissions to air – SPREAD 3.0. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 208 pp. Technical Report No. 215, <http://dce2.au.dk/pub/TR215.pdf>.

Raaschou-Nielsen, O., E. Thorsteinson, S. Antonsen, G. J Holst, A. Tjønneland, M. Ketzel, T. Sigsgaard, C. Geels, J. Brandt, C. B Pedersen, U. A. Hvidtfeldt, 2020 Air pollution and mortality in the Danish population – a nationwide study. *The Lancet EClinicalMedicine*. Vol. 28, November 2020. <https://doi.org/10.1016/j.eclinm.2020.100605>.

Raaschou-Nielsen, O., Antonsen, S., Agerbo, E., Hvidtfeldt, U.A., Geels, C., Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J., Pedersen, C.B., 2023. PM_{2.5} air pollution components and mortality in Denmark. *Environment International*, Volume 171, January 2023, 107685. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107685>.

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

Stafoggia, M., B. Oftedal, J. Chen, S. Rodopoulou, M. Renzi, R. Atkinson, M. Bauwelinck, J. O. Klompmaker, A. Mehta, D. Vienneau, Z. J. Andersen, T. Bellander, J. Brandt, G. Cesaroni, H. Concin, K. de Hoogh, D. Fecht, J. Gulliver, O. Hertel, B. Hoffmann, U. A. Hvidtfeldt, K.-H. Jöckel, J. Jørgensen, K. Katsouyanni, M. Ketzel, D. T. Kristoffersen, A. Lager, K. Leander, S. Liu, P. Ljungman, P. K. E. Magnusson, G. Nagel, G. Pershagen, A. Peters, O. Raaschou-Nielsen, D. Rizzuto, S. Schramm, P. Schwarze, G. Severi, T. Sigsgaard, M. Sørensen, M. Strak, A. Tjønneland, Y. T. van der Schouw, M. Verschuren, G. Weinmayr, K. Wolf, E. Samoli, F. Forastiere, B. Brunekreef, G. Hoek, N. A. H. Janssen, 2022. Long-term Exposure to Low Ambient Air Pollution Concentrations and Cause-specific Mortality among 28 Million Subjects – Results from seven European administrative cohorts within the ELAPSE Project. *The Lancet Planetary Health*. Volume 6, Issue 1, January 2022, Pages e9-e18. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00277-1](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00277-1).

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.

So, R. J. T. Jørgensen, Y.-H. Lim, A. J. Mehta, H. Amini, L. H. Mortensen, R. Westendorp, M. Ketzel, O. Hertel, J. Brandt, J. H. Christensen, C. Geels, L. M. Frohn, T. Sigsgaard, E. V. Bräuner, S. S. Jensen, C. Backalarzj, J. E. Laursen, M. K. Simonsen, S. Loft, T. Cole-Hunter, Z. J. Andersen, 2020. Long-term exposure to low levels of air pollution and mortality adjusting for road traffic noise: A Danish Nurse Cohort study. *Environment International*. Volume 143, October 2020, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105983>.

Strak, M., G. Weinmayr, S. Rodopolou, J. Chen, K. de Hoogh, Z.J. Andersen, R. Atkinson, M. Bauwelinck, T. Bellander, J. Brandt, G. Cesaroni, H. Concin, D. Fecht, F. Forastiere, J. Gulliver, O. Hertel, B. Hoffmann, U.A. Hvidtfeldt, N.A.H. Janssen, K.-H. Jöckel, J. Jørgensen, M. Ketzel, J.O. Klompmaker, A. Lager, K. Leander, S. Liu, P. Ljungman, C.J. MacDonald, P.K.E. Magnusson, A. Mehta, G. Nagel, B. Oftedal, G. Pershagen, A. Peters, O. Raaschou-Nielsen, M. Renzi, D. Rizzuto, Y.T. van der Schouw, S. Schramm, P. Schwarze, T. Sigsgaard, M. Sørensen, M. Stafoggia, A. Tjønneland, D. Vienneau, K. Wolf, K. Katsouyanni, B. Brunekreef, G. Hoek, E. Samoli, 2021. Long-term exposure to low-level air pollution and mortality in eight European cohorts within the ELAPSE project: pooled analysis. *BMJ*. 2021; 374; n1904 doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.n1904>.

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.

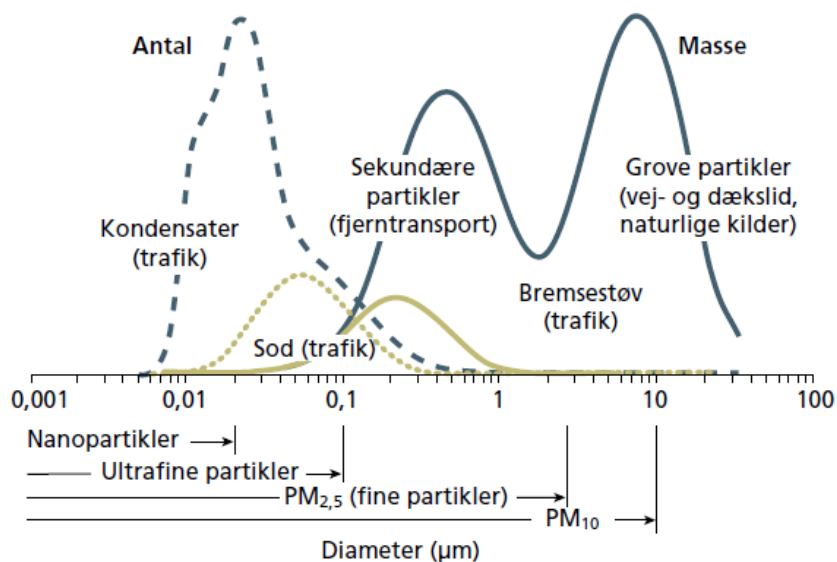
WHO, 2021. WHO global air quality guidelines. Particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Geneva: World Health Organization; 2021. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>.

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. Til sidst i bilaget er der en ordliste over de forskellige partikelbegreber.

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.



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. Partikler med et stort sodindhold udledes eksempelvis fra dieselmotorer og benzinkøretøjer, 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 også kaldt EC eller BC) 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.

Tabel B1.1. Forkortelser og ordliste for forskellige partikelbegreber

Forkortelse	Beskrivelse
PPM _{2,5}	Direkte emitterede partikler. Massen af partikler under 2,5 mikrometer. I EVA-modellen er det underopdelt i mineralsk støv, BC og OC.
BC	Black carbon (måles optisk).
EC	Elementært kulstof (måles kemisk).
OC	Organiske kulstofforbindelser.
SIA	Sekundært dannede uorganiske partikler (SIA) bestående af SO ₄ ²⁻ (sulfatpartikler), NO ₃ ⁻ (nitratpartikler) og NH ₄ ⁺ (ammoniumpartikler).
SOA	Sekundære organiske partikler.
SS	Havsalt.
PM25M	Manglende partikelmasse (PM25M), som er fundet ud fra forskellen mellem målinger og modelberegninger, og som formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. I EVA-modellen er den manglende masse fastsat til 33 % af den modellerede partikelmasse baseret på analyse af modelresultater og målinger.
PM _{2,5}	Kaldes også fine partikler. Massen af partikler med diameter under 2,5 mikrometer. I EVA-systemet indeholder PM _{2,5} således PPM _{2,5} , SIA, SOA, SS, og PM25M.
PM ₁₀	Massen af partikler med diameter under 10 mikrometer.
PM ₁₀ – PM _{2,5}	Grove partikler, som er PM ₁₀ – PM _{2,5} . Er mekanisk dannede partikler som fx dæk- og vejslid eller fra naturlige kilder som fx jordstøv.
UFP	Ultrafine partikler med en diameter under 0,1 µm (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler. Da de er meget små og har lille masse, måles de oftest i antal frem for masse. Partikelmassen (vægten) af disse partikler betegnes PM _{0,1} .
Partikel antal	Alle partikler som tælles.

Bilag 2 Fordeling af vejtrafikens emissioner

I nedenstående tabel B2.1 er vist den procentvise fordeling af kørte km og luftforurening fordelt på køretøjskategorierne. I tabel B2.2 vises for hver køretøjskategori kørte km og NO_x og PM-udstødningen fordelt på Euronormer.

Oplysningerne er baseret på den nationale emissionsopgørelse for byveje for 2022.

		2022		Køretøjsgruppernes procentvise bidrag (%)							
		Kørte km (%)	CO ₂ (%)	NO _x (%)	PM udstødning (%)	PM ₁₀ Ikke-udstødning (%)	PM _{2.5} Ikke-udstødning (%)	PM ₁₀ total (%)	PM _{2.5} total (%)		
Diesel	Personbil	31.8	26.3	34.0	40.1	26.8	26.7	28.4	29.6		
Benzin	Personbil	47.3	39.2	16.7	6.2	39.8	39.6	35.7	32.4		
Diesel	Varebil	15.8	17.3	31.3	31.9	19.7	19.7	21.2	22.3		
Benzin	Varebil	1.0	0.9	0.6	0.2	1.3	1.3	1.1	1.0		
Diesel	Lastbil < 32t	0.7	2.1	1.4	1.7	2.3	2.4	2.2	2.2		
Diesel	Lastbil > 32t	0.8	3.7	1.3	2.2	3.2	3.5	3.1	3.3		
Diesel	Rutebus	2.2	9.0	12.1	13.0	5.9	5.8	6.8	7.4		
Diesel	Turistbus	0.4	1.4	2.6	4.6	1.0	1.0	1.4	1.8		
Total		100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0	100.0		

Tabel B2.1. Fordeling af vejtrafikens kørte km samt emissioner af CO₂, NO_x og PM₁₀ / PM_{2.5} på hovedkategorier i 2022.

2022 Den procentvise fordeling af kørte km for de forskellige Euroklasser for byveje (%)										
	Dieselpersonbil	Benzinpersonbil	Dieselvarebil	Benzinvarobil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Rutebus	Turistbus	Total	
Euro 0	0.0	0.7	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.8	
Euro 1	0.0	0.3	0.06	0.03	0.00	0.00	0.00	0.01	0.4	
Euro 2	0.1	0.9	0.07	0.03	0.00	0.00	0.00	0.03	1.1	
Euro 3	0.8	3.4	0.93	0.22	0.01	0.01	0.01	0.04	5.4	
Euro 4	5.5	7.2	1.26	0.10	0.02	0.01	0.13	0.02	14.2	
Euro 5	9.1	10.8	3.67	0.09	0.07	0.04	0.45	0.05	24.3	
Euro 6	10.1	12.4	5.06	0.30	0.60	0.78	1.60	0.20	31.1	
Euro 6d-TEMP	5.1	8.2	3.97	0.15					17.4	
Euro 6d	1.1	3.5	0.74	0.04					5.4	
Total	31.8	47.3	15.8	1.0	0.7	0.8	2.2	0.4	100.0	
2022 Køretøjsgrupperne og euroklassernes procentvise bidrag til NO _x (%)										
	Dieselpersonbil	Benzinpersonbil	Dieselvarebil	Benzinvarobil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Rutebus	Turistbus	Total	
Euro 0	0.0	3.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	3.7	
Euro 1	0.0	0.8	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	1.2	
Euro 2	0.1	1.4	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.6	2.5	
Euro 3	1.5	2.6	2.3	0.2	0.2	0.1	0.3	0.6	7.8	
Euro 4	6.9	2.7	2.2	0.0	0.2	0.1	1.7	0.2	14.1	
Euro 5	11.5	3.5	9.5	0.0	0.6	0.4	5.9	0.7	32.3	
Euro 6	12.2	1.3	11.0	0.0	0.4	0.6	4.2	0.2	30.0	
Euro 6d-TEMP	1.3	0.8	5.4	0.0					7.6	
Euro 6d	0.3	0.4	0.3	0.0					0.9	
Total	34.0	16.7	31.3	0.6	1.4	1.3	12.1	2.6	100.0	
2022 Køretøjsgrupperne og euroklassernes procentvise bidrag til PM udstødning (%)										
	Dieselpersonbil	Benzinpersonbil	Dieselvarebil	Benzinvarobil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Rutebus	Turistbus	Total	
Euro 0	2.2	0.4	4.2	0.0	0.1	0.0	0.1	0.7	7.8	
Euro 1	0.4	0.2	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	2.8	
Euro 2	1.6	0.5	2.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.9	5.1	
Euro 3	10.5	0.8	17.4	0.1	0.3	0.3	0.4	1.3	30.9	
Euro 4	23.9	1.7	5.7	0.0	0.1	0.1	1.3	0.2	33.1	
Euro 5	0.6	1.5	0.2	0.0	0.6	0.7	8.7	0.9	13.2	
Euro 6	0.6	0.9	0.3	0.0	0.5	1.1	2.5	0.3	6.3	
Euro 6d-TEMP	0.3	0.2	0.2	0.0					0.7	
Euro 6d	0.1	0.1	0.0	0.0					0.2	
Total	40.1	6.2	31.9	0.2	1.7	2.2	13.0	4.6	100.0	

Tabel B2.2. Fordeling af vejtrafikens kørte km samt emissioner for NO_x og PM-udstødning på hovedkategorier og Euronormer i 2022.

KORTLÆGNING AF LUFTFORURENING OG DENS HELBREDSEFFEKTER I KØBENHAVNS KOMMUNE

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Københavns Kommune i 2022 og dens helbredsmæssige konsekvenser. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetssvurdering med niveauer for og geografisk beskrivelse af luftkvaliteten, herunder den forventede fremtidige luftkvalitet i 2030. En kildeopgørelse beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).

ISBN: 978-87-7156-872-1
ISSN: 2244-9981