



KORTLÆGNING AF LUFTFORURENING OG DENS HELBREDSEFFEKTER I ODENSE KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 407

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

KORTLÆGNING AF LUFTFORURENING OG DENS HELBREDSEFFEKTER I ODENSE KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 407

2020

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

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. 407
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Kortlægning af luftforurening og dens helbredseffekter i Odense Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Lise M. Frohn, Matthias Ketzel, Morten Winther, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen, Thomas Ellermann
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	14. december 2020
Redaktion afsluttet:	November 2020
Faglig kommentering:	Camilla Geels, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Odense Kommune har kommenteret rapporten \\envsekskra.au.dk\DCEPublikationerTemp\S407_komm.pdf
Finansiel støtte:	Odense Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketzel, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Ellermann, T. (2020): Kortlægning af luftforureningen i Odense Kommune. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80 s. - Videnskabelig rapport nr. 407, http://dce2.au.dk/pub/SR407.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Odense Kommune og dens helbredsmæssige konsekvenser. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering med niveauer for og geografisk beskrivelse af luftkvaliteten; en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).
Emneord:	Luftforurening, emission, kildebidrag, helbredseffekter, eksterne omkostninger
Layout:	Majbritt Ulrich, Institut for Miljøvidenskab
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	978-87-7156-538-6
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	80
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR407.pdf

Indhold

Indledning	5
1 Sammenfatning	6
1.1 Baggrund og formål	6
1.2 Undersøgelsen	6
1.3 Hovedkonklusioner	8
2 EVA-systemet	16
2.1 Beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger	16
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	28
3.5 Geografisk fordeling af gadekoncentration for partikler	30
3.6 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne	34
3.7 Sammenligning med WHO's retningslinjer i 2019	40
3.8 Corona-pandemien og luftforurening i 2020	40
3.9 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030	41
4 Kildeopgørelse	43
4.1 Emissionsopgørelse	44
4.2 Kildebidrag fra Odense Kommune til Odense Kommune	48
4.3 Detaljeret kildeopgørelse for Grønløkkevej i 2019	53
4.4 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg	56
5 Helbredseffekter	60
5.1 Helbredseffekter i Odense Kommune fra alle kilder	60
5.2 Helbredseffekter i Odense Kommune fordelt på lokale kilder fra Odense Kommune	62
6 Eksterne omkostninger	64
6.1 Totale eksterne omkostninger i Odense Kommune	64
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Odense Kommune	66
7 Diskussion af usikkerheder	69
7.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden	69
7.2 Farlighed af partikler	71
7.3 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder	72
7.4 Samlet usikkerhed	73
Referencer	74
Bilag 1 Beskrivelse af partikler	78

Indledning

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

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Odense 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 Odense Kommune, hvor niveauer for og den geografiske variation af luftkvaliteten beskrives ud fra målinger fra Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet samt ud fra modelberegninger. 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.

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

Martin Thomsen, Odense Kommune (projektleder)

Christopher Mammen Rau, Odense Kommune

Rasmus Bach Mandø, Odense Kommune

Jacob Juhl Harberg, Odense Kommune

Torben Jarlstrøm Clausen, Odense Kommune

Bo Seidelin Hune, Odense Kommune

Thomas Ellermann, DCE

Steen Solvang Jensen, DCE

Rapporten har været præsenteret på et møde i starten af december 2020, hvor medlemmerne af følgegruppen har haft mulighed for at diskutere rapporten.

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 Odense 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 Odense 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 Odense Kommune i 2019. 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, 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 bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen af de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene på Grønløkkevej i Odense by, hvor der er en gadestation for målinger af luftkvaliteten.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Odense Kommune. 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 baggrundskoncentrationer med en opløsning på 1 km x 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau i Odense Kommune. Denne beskrivelse er baseret på data fra et nationalt datasæt, som hedder Luftten på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Datasættet indeholder ud-

valgte helbredsrelaterede luftforurenende stoffer med modelberegnete årsmiddelkoncentrationer i 2012 for tre 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. Endvidere opsummeres resultater af målinger fra målestationer i Odense i 2019, og sammenlignes med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Odense Kommune. 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 også for kildebidragene for Grønløkkevej i Odense by. Endvidere redegøres for kildebidrag fra brændefyringsanlæg.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger er beregnet for den totale luftforurening i Odense Kommune. I den totale luftforurening indgår kilder fra Odense 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 Odense Kommune, således at det er muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder, som Odense 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 (Economic Valuation of Air Pollution (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b; 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, eksponering-responsammenhænge 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 Odense Kommune. Bybaggrundsforureningen er den generelle luftforurening i byen, og afspejler koncentrationen, som man vil opleve den i en park, en baggård eller på taget af bygninger. Bybaggrundskoncentrationer afvikler 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 gade-luftkvalitetsmodellen OSPM.

Beregningsåret er 2019. Modellerede baggrundskoncentrationer på 1 km x 1 km baseret på meteorologiske data for 2019, og emissioner for Danmark på 1

km x 1 km opløsning er for 2018, 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 2017.

1.3 Hovedkonklusioner

Luftkvalitetsvurdering for modellerede bybaggrundskoncentrationer

For bybaggrundskoncentrationer af NO₂ har Odense Kommune relativt høje koncentrationer på niveau med større byer i Danmark, men lavere end i København.

Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO₂, og det regionale bidrag er beskedent og stammer fra langtransporteret luftforurening fra kilder i Danmark og udlandet.

Odense Kommune ligger i et område med nogle af de højeste 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 Odense Kommune i et mellemområde. PM_{2,5} er indeholdt i PM₁₀, men der er også et væsentligt bidrag fra havsalt, som dog har lille betydning for Odense Kommune.

For alle tre stoffer er der relativt høje koncentrationer i den nordlige del af byen, som formodes at stamme fra Fynsværket (blok 7 med kul og blok 8 med halm) og affaldsforbrændingen (FFA), som begge ligger lige ved siden af hinanden på samme matrikel, og udgør en væsentlig del af den samlede emission i kommunen.

Tidligere gennemførte modelberegninger for 2016 og 2030 viser en reduktion i koncentrationerne fra 2016 til 2030, hvilket både gælder for bybaggrunds- og gadekoncentrationer. Beregninger for bybaggrundskoncentrationerne er gennemført for samme placeringer som bybaggrundsmålestationerne i de fire byer: København, Aarhus, Odense og Aalborg. For Odense forventes bybaggrundskoncentrationen af NO₂ at blive reduceret med 38%, 28% for PM_{2,5} og 21% for PM₁₀. Der er ikke gennemført beregninger for gader i Odense, men for 98 gader i København. For et gennemsnit af de 98 gader i København forventes gadekoncentrationen at falde med 48% for NO₂, 31% for PM_{2,5} og 19% for PM₁₀. Noget tilsvarende kan forventes for gader i Odense.

Dette tyder således på, at WHO's retningslinjer for årsmiddel af PM_{2,5} på 10 µg/m³ og årsmiddel for 20 µg/m³ for PM₁₀ vil kunne overholdes på gaderne i København i 2030, hvis emissionsudviklingen går som forventet og under hensyntagen til usikkerheden på modelberegningerne. Dette kan derfor også forventes i Odense, da trafikniveauerne generelt er lavere i Odense end i København.

Beregninger for 2030 viser, at ozonkoncentrationen i Danmark vil stige som følge af reduktion af NO_x-emissionerne i Danmark, da der dermed er mindre NO til at omdanne ozon til NO₂.

Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer

Den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ som årsmiddelværdi i 2012 i Odense Kommune er belyst ud fra datasættet Luften på din vej.

De højeste NO₂-koncentrationer er på trafikerede gader langs de store fordelingsveje i Odense by, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene. Den maksimale NO₂ årsmiddeldkoncentration er 38,6 µg/m³ i 2012, hvilket er under grænseværdi på 40 µg/m³. De højeste koncentrationer er modelleret på Skibshusvej centralt i byen.

Den geografiske fordeling minder meget om hinanden for PM_{2,5} og PM₁₀, da PM_{2,5} er en del af PM₁₀. Som for NO₂ er de højeste gadekoncentrationer også langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene. Den højeste koncentration for PM_{2,5} er 12,7 µg/m³, som er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m³. Den højeste koncentration for PM₁₀ er 18,0 µg/m³, som er væsentligt under grænseværdien på 40 µg/m³. De højeste koncentrationer er som for NO₂ modelleret på Skibshusvej centralt i byen.

Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram

I overvågningsprogrammet følges udviklingen i luftkvaliteten på en række permanente målestationer. På Fyn er der to målestationer i Odense by. Der er en gadestation (Grønløkkevej) og en bybaggrundstation (på taget af Odense Rådhus). Den nærmeste landbaggrundsstation er beliggende på sydspidsen af Langeland (Keldsnor).

Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal Miljøstyrelsen udarbejde en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør.

Luftkvalitetsberegningerne i Luften på din vej repræsenterer 2012. Der har været en faldende tendens i NO₂-koncentrationerne målt på både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne fra 2012 og frem. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO_x-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for de regionale baggrundstationer. Der har ikke været målt overskridelser på målestationerne i Odense i den tid grænseværdierne har været gældende siden EU luftkvalitetsdirektivet blev vedtaget i 2008.

Der er også en faldende tendens i PM_{2,5} og PM₁₀ koncentrationerne, og grænseværdierne er ikke overskredet. Grænseværdien for PM_{2,5} er 25 µg/m³ og 40 µg/m³ for PM₁₀, begge som årsmiddelværdi.

Antallet af partikler måles kun på udvalgte stationer i københavnsområdet siden 2002, selvom der ikke er en grænseværdi for antallet af partikler. Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrunds- og landbaggrundsstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for bybaggrundskoncentrationen og faldet med 2/3 for gadekoncentrationen. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget til reduktionen. En tilsvarende udvikling må også forventes at have fundet i Odense.

Sammenligning med grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2019

EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslin-

jer er ikke juridisk bindende. WHO's retningslinjer er halvdelen af EU's grænseværdier for PM_{2,5} (dvs. 10 µg/m³) og PM₁₀ (dvs. 20 µg/m³), mens de er ens for NO₂ (40 µg/m³).

Alle stoffer måles ikke på samtlige stationer i Odense/Fyn. Der måles ikke PM_{2,5}, og PM₁₀ måles kun på gadestationen. Derimod måles NO₂ både på gadestation og bybaggrundsstation i Odense samt på landbaggrundsstation på Keldsnor på Langeland. For de stoffer, hvor der ikke er data for Odense/Fyn, er der substitueret med data fra overvågningsprogrammet fra andre byer og landbaggrundsstationer. Denne sammenligning viser, at målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO₂. WHO's retningslinjer for PM_{2,5} er overskredet i gadeniveau, på nogle stationer i bybaggrund og tangeret i landområder. WHO's retningslinjer for PM₁₀ er tangeret i gadeniveau.

Emissionsopgørelse

I 2019 er de tre største emissionskilder i Odense Kommune vejtransport, brændefyringsanlæg og kraftværker mv.

Vejtransport er den største kilde til NO_x (51%), og bidrager også væsentligt til partikler (17%). Bidraget til partikler består af udstødningspartikler og ikke-udstødning. Ikke-udstødning er slid fra dæk, vej og bremses. Bidraget fra ikke-udstødning er væsentligt større end bidraget fra udstødningen.

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). Brændeovne og pillefyr mv. er den største kilde til partikler (50%). Det fremgår også, at partikelemissionen fra brændeovne mv. er omkring tre gange så stort som partikelemissionen fra vejtransporten (17%). Brændefyringsanlæg bidrager relativt lidt til NO_x (6%).

Kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg giver det største bidrag til SO_x (76%). Kulafbrænding er en væsentlig kilde til SO_x trods regulering af svovlindholdet i kul og røgrensning. Kraftværker mv. bidrager også væsentligt til NO_x (29%) trods DeNO_x anlæg, og i mindre grad til partikelforurening (7%) pga. røgrensning. Fynsværket og affaldsforbrændingen er væsentlige kilder, som ligger på samme matrikel. De er begge kraftvarmeværker, og til sammen afbrændes kul, halm og husholdningsaffald. Som del af den grønne omstilling forventes kul udfaset senest i 2030.

Fremskrivninger af emissioner af NO_x, PM₁₀ og PM_{2,5} viser reduktioner fra 2016 til 2030.

Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen

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

Alle kilder i Odense Kommune bidrager med omkring 3 µg/m³ til bybaggrundskoncentrationen for NO₂, hvilket svarer til omkring 20%. Modsat gælder, at omkring 13 µg/m³ eller 80% kommer fra kilder uden for Odense Kommune (nabokommuner inden for 25 km udgør 39%-point og kilder i det øvrige Danmark og udlandet på den nordlige halvkugle udgør 41%-point).

Vejtrafikken inden for Odense Kommune giver det største bidrag med omkring $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO_2 af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 10%.

Andre lokale kilder i Odense Kommune af en vis betydning er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Øvrige kilder bidrager lidt til NO_2 herunder brændeovne.

De lokale kilder i Odense Kommune udgør sammenlagt omkring $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ (hhv. 9 % og 6 % af bybaggrundsforureningen). Modsat gælder, at omkring $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 91% for PM_{10} kommer fra kilder uden for Odense Kommune (nabokommuner inden for 25 km og øvrige kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for $\text{PM}_{2,5}$ er $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 94%.

Brændefyringsanlæg i husholdninger, som primært er brændeovne, giver det største lokale bidrag til partikelforurening med $0,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ svarende til hhv. 3,7 % og 3 % af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 1,6% og 1,1% af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Det tredje største lokale bidrag er kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg med $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 0,6% og 0,4% af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Odense Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er brændeovne mv. den største kilde, da den bidrager med 40% og 49% for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$. Den anden største kilde er vejtrafikken, som bidrager med 18% og 17% for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

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

Kildebidrag til gadekoncentrationer på Grønløkkevej

Der er gennemført beregninger af kildebidrag for Grønløkkevej i Odense for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} for 2019. Da der er en målestation på Grønløkkevej i Odense, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus den målte bybaggrundskoncentration på taget af rådhuset i Odense. Gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på basis af emissioner for bytrafik fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport.

Størrelsen af gadebidraget afhænger primært af årsdøgntrafikken, men også af køretøjsfordelingen, rejsehastigheden og gadegeometrien. På Grønløkkevej er køretøjsfordelingen 76% personbiler inkl. taxi, 15% varebiler 4,3% lastbiler < 32 ton, 2,5% lastbiler > 32 ton, og 2,8% busser. Andelen af den tunge trafik er således 9,6%, hvilket er højt for en bygade. Årsdøgntrafikken er 19.575 køretøjer pr. dag og rejsehastigheden er 27 km/t i gennemsnit. Trafikoplysninger er baseret på Odense Kommunes trafiktællinger i 2018 og rejsehastigheden er fra Vejdirektoratet SpeedMap datasæt.

For NO₂ er koncentrationsbidraget fra bybaggrund på omkring 10 µg/m³ og trafikens bidrag, som kører på Grønløkkevej, er omkring 5 µg/m³. Bybaggrund er bidraget fra byens kilder og alle kilder uden for byen. For NO₂, estimeres personbiler at bidrage med 2,2 µg/m³, varebiler med 1,2 µg/m³, og den tunge trafik med 1,6 µg/m³.

I Odense findes der kun målinger af PM₁₀ på Grønløkkevej. Bybaggrund for PM₁₀ er derfor antaget at være som i København, som er den eneste bybaggrundsmålestation, hvor der måles PM₁₀ i Danmark. Der findes ikke målinger af PM_{2,5}, det er derfor antaget, at PM_{2,5} er som bybaggrunds niveauet i Aalborg, og for gadeniveauet er det antaget at være som i Aarhus (Ellermann et al., 2020a).

Bidraget til bybaggrundskoncentrationen er meget stort for både PM₁₀ og PM_{2,5}. Langt størstedelen af bybaggrundsbidraget stammer fra det øvrige Danmark og udlandet. Gadebidraget er omkring 3 µg/m³ for PM₁₀ og omkring 2 µg/m³ for PM_{2,5}.

For PM_{2,5}, estimeres det at personbiler bidrager med 1 µg/m³, varebiler med 0,4 µg/m³, og den tunge trafik med 0,5 µg/m³.

Trafikkens bidrag for PM₁₀ og PM_{2,5} er også underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid og bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM₁₀ udgør udstødning omkring 26% og ikke-udstødning omkring 74%. For PM_{2,5} er det hhv. omkring 40% og 60%. 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 mere 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 brændefyringsanlæg

Der er 13.486 brændefyringsanlæg i Odense Kommune, hvoraf hovedparten er brændeovne.

Sammenlignes den nationale fordeling af brændefyringsanlæg med fordelingen i Odense Kommune ses, at Odense Kommune har et næsten identisk antal brændeovne med 75% i Odense Kommune og 74% på landsplan. Odense Kommune har lidt færre brændekedler (2%) i forhold til landsplan (7%), og lidt færre pillefyr (5%) i forhold til landsplan (13%), men flere øvrige ovne (17%) i forhold til landsplan (5%). Øvrige ovne er fx flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv.

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. Pillekedel/ovn har den laveste emissionsfaktor for partikler.

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

For tidlige dødsfald og sygelighed

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er omkring 161 i Odense Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 115 for tidlige dødsfald pga. langtidseksponering og 46 pga. korttidseksponering.

Sammenlignes det totale antal for tidlige dødsfald på 161 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Odense Kommune i 2019 på 1.727 fra Danmarks Statistik svarer luftforureningens andel til omkring 9%.

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til PM_{2,5} (144 dødsfald), derefter til NO₂ (15 dødsfald), kun meget lidt til O₃ (2 dødsfald) og ingenting til SO₂ (0 dødsfald). For tidlige dødsfald er overvejende forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening, men også udsættelse for NO₂. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder) fx af ozon.

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.

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår. 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 153.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Odense 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). 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 Odense Kommune fordelt på lokale emissionskilder

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

Der er 18 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Odense Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (161) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder bidrager kilder i Odense Kommune til omkring 11% af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 89% af alle for tidlige dødsfald i Odense Kommune skyldes emissioner uden for Odense Kommune.

De tre største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændefyring (8 i 2019), vejtransport (6 i 2019) og kraftværker mv. (3 i 2019). Bemærk at kraftværker kun bidrager til 3 for tidlige dødsfald i forhold til vejtransport med 6 dødsfald på trods at emissionen er 2-3 gange større for kraftværker end for vejtransport. Det skyldes, at kraftværkerne har meget høje skorstene, og emissionen bliver derfor meget fortyndet inden den spredes til jordoverfladen, hvor koncentrationsbidraget derfor er relativt lille med færre dødsfald til følge i Odense Kommune.

Emissioner fra Odense 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 Odense Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 3,0 milliarder kr. i 2019. I de seneste beregninger for hele Danmark for et gennemsnitssår for perioden 2016-2018 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 79 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al., 2019). Det svarer til omkring 3,5% af Danmarks BNP i 2017. De eksterne omkostninger i Odense Kommune udgør således omkring 3,8% af de totale omkostninger i Danmark, hvilket passer godt med, at indbyggertallet i Odense Kommune er 3,5% af Danmarks befolkning.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Partikler omfatter de sekundære partikler, som dannes i atmosfæren ud fra emissioner af gasser samt havsalt, som tilsammen giver anledning til 1,4 milliarder kr. i eksterne omkostninger, de direkte emitterede partikler, som giver anledning til 0,45 milliarder kr., samt 0,57 milliarder kr. i estimeret manglende partikelmasse (dvs. manglende masse som modellen pt. ikke kan beskrive). Havsalt udgør omkring 12% af PM_{2,5}. Samlet set giver partikler således anledning til 2,5 milliarder kr. i eksterne omkostninger. Det næststørste bidrag er for NO₂ med omkring 0,47 milliarder kr. og herefter kommer SO₂ og O₃, som kun bidrager med hhv. 0,075 og 0,01 og milliarder kr.

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 fx til værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlige dødsfald omkring 2,8 milliarder kr., mens sygelighed samlet giver eksterne omkostninger på omkring 0,2 milliarder kr.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder

De samlede eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 386 mio. kr. fordelt med 189 mio. kr. på partikler, 199 mio. kr. på NO₂, 6 mio. kr. på SO₂ samt -8 mio. kr. på O₃. Grunden til, at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Odense Kommune, udgør omkring 13% af alle omkostninger pga. af luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedgrunden til at emissioner i Odense 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 manglende estimeret partikelmasse udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For $\text{PPM}_{2,5}$, NO_2 og SO_2 , hvor lokale emissionskilder i Odense Kommune bidrager, er den procentvise andel større (hhv. 29%, 43% og 58%). Den er -11% for O_3 , da NO_x -emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 inden for kommunen.

Emissioner i Odense 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 samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 129 mio. kr. Heraf udgør personbiler 51 mio. kr., varebiler 29 mio. kr. og busser og lastbiler 26 mio. kr. samt motorcykler 1 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej-, dæk- og bremseslid udgør 21 mio. kr. for hele vejtrafikken, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 112 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er brændefyring i husholdninger med 101 mio. kr. og kun 11 mio. kr. inden for handel, service, landbrug mv. Sættes de samlede eksterne omkostninger i forhold til antallet af brændefyringsanlæg i Odense Kommune er den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg omkring 8.000 kr. i 2019.

De samlede eksterne omkostninger er således omtrent lige store for vejtrafik og brændefyring.

De eksterne omkostninger fra kraftværker mv. er også betydelig med samlede eksterne omkostninger på 75 mio. kr.

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 Beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger

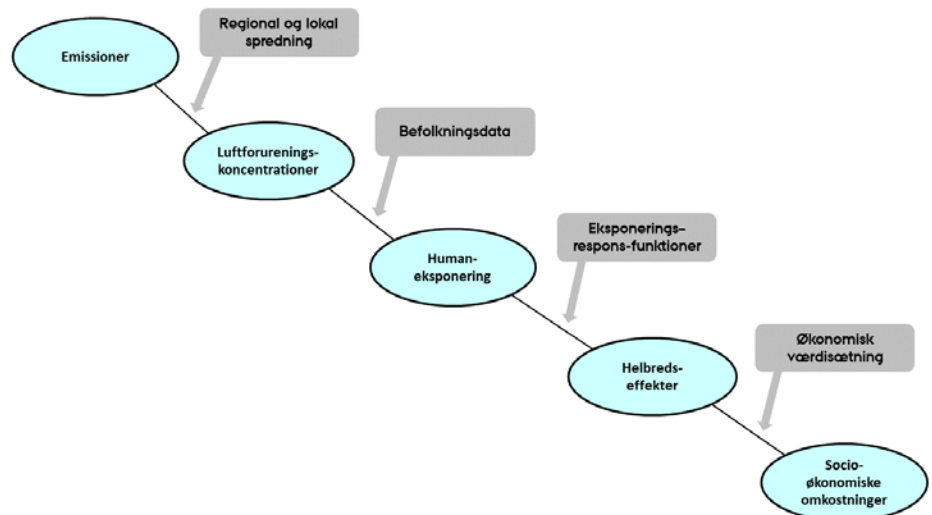
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer 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 Odense Kommune. Version 5.2 af EVA-systemet er anvendt (Andersen et al., 2019).

Impact-pathway metoden

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

Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder i alle leddene af "impact-pathway" - kæden (se Figur 2.1) baseret på den bedst tilgængelige viden.



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

"Impact-pathway" - kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter (eksterne omkostninger). Der er direkte omkostninger forbundet med produktionen af fx elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul, hvorimod de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen, der kommer fra kraftværket, ikke er relateret direkte til produktion og forbrug, og derfor betegnes som indirekte eller eksterne omkostninger. De indirekte omkostninger er knyttet til fx sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller øgede sygehusomkostninger.

Baggrundsforurening med høj geografisk opløsning

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

Udenlandske emissioner

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

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

Danske emissioner

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

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

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

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

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD-modellen er p.t. implementeret i UBM-modellen, se Tabel 2.1. Da der er særlig fokus på 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 fjernvarmeverker, 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-vejgående maskiner
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde
SNAP3F	Landbrug, øvrigt

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

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

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

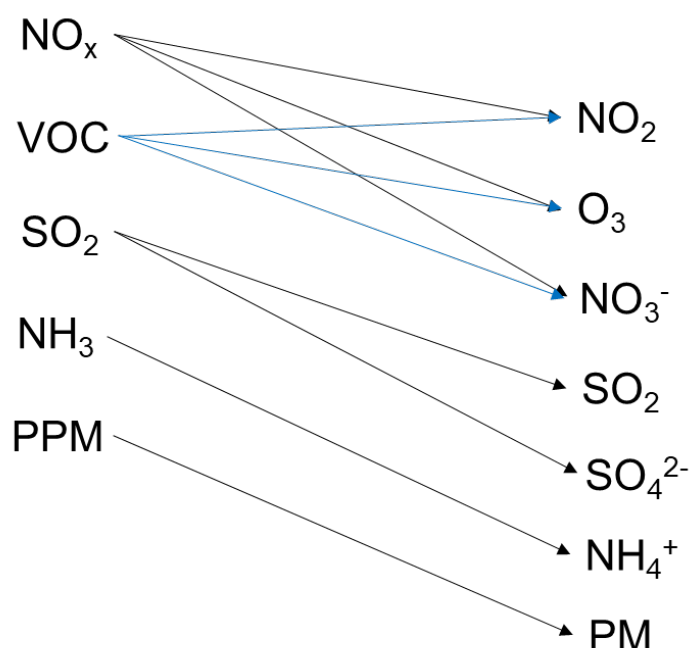
Derudover er der også en kategori for det regionale baggrundsbidrag beregnet med DEHM.

Luftforurening

De kemiske komponenter som giver anledning til helbredseffekter, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler ($\text{PPM}_{2,5}$), de sekundært dannede uorganiske partikler (SIA): SO_4^{2-} (sulfatpartikler), NO_3^- (nitratpartikler) og NH_4^+ (ammoniumpartikler), samt SOA (sekundære organiske partikler) og havsalt (SS). Hertil kommer et estimeret bidrag for manglende partikelmasse ($\text{PM}_{25\text{M}}$), som er fundet ud fra forskellen mellem målinger og modelberegninger, og som formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. Det er velkendt, at regionale modeller undervurderer den samlede partikelmasse, når modelberegninger sammenlignes med målinger. Dette kaldes også for mass-closure problemet. I DEHM modellen er mass-closure blevet reduceret over tid på grund af forbedringer i modelbeskrivelsen af processerne og inkludering af komponenter, som ikke tidligere var inkluderet. I modellen er den manglende masse fastsat til 32% af den modellerede partikelmasse baseret på analyse af modelresultater og målinger. Endvidere indgår følgende gasser i EVA-systemet: NO_2 (kvælstofdioxid), SO_2 (svovldioxid) og O_3 (ozon).

DEHM/UBM beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x , NO_2 , O_3 , CO , SO_2 , NH_3 og VOC. Den totale $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} koncentration i modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralsk støv, sod (dvs. black carbon i "frisk" og "ældet" form) samt organisk kulstof fra forbrændingsprocesser, og de sekundære uorganiske partikler der indeholder ammonium, sulfat og nitrat (NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) m.fl. Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler (SOA) samt estimeret bidrag for manglende partikelmasse ($\text{PM}_{25\text{M}}$).

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



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

Der er en mere detaljeret generel beskrivelse af partikler i Bilag 1, som også indeholder en ordliste over de forskellige partikelbegreber.

Delta-koncentrationer

Mange atmosfærekemiske processer er ikke lineære, hvilket betyder, at en ændring af emissionen af et stof kan medføre endnu større ændringer i koncentrationen af andre stoffer i atmosfæren. For at vurdere den marginale ændring i den årlige middeldkoncentration, som skyldes udledningen fra en specifik kildetype, foretages beregningerne med 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.

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.

Befolkningsdata

Danmark er i den unikke position, at vi har et centralt register med information vedrørende adresse, køn og alder for alle personer i landet (det Centrale Persondata Register, CPR). I forbindelse med nærværende projekt er der anvendt et tidligere erhvervet CPR-datasæt fra Sundhedsstyrelsen for hele Danmark fra 24. april 2017, som indeholder oplysninger om fødselsdag, køn og adresse for samtlige personer i Danmark. CPR-datasættet er koordinatsat ved at matche datasættet med det nationale adresseregister. Befolkningsdata og aldersfordeling er aggregeret til en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. Befolkningsdata og kobling til adresseregister er nærmere beskrevet i Jensen et al. (2018a).

Helbredseffekter

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

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

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO₂- og partikelforurening beregnes ud fra YOLL (Years of Life Lost) divideret med en faktor for det typiske antal af tabte leveår i gennemsnit. I de nuværende EVA-beregninger er denne faktor 10,6 år, og den er baseret på et Europæisk gennemsnit fra Clean Air for Europe projektet (CAFÉ; Watkiss et al., 2005). Et for tidligt dødsfald svarer således til 10,6 tabte leveår i gennemsnit.

Eksponerings-responsfunktioner og enhedspriser

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

Eksponerings-responsfunktioner er typisk tilgængelige på formen: $R = \alpha \cdot \Delta c \cdot P$, hvor R er responset (fx lungekræft eller akutte dødsfald) målt i en passende enhed (fx tilfælde af lungekræft eller antal tilfælde). Δc er delta-koncentrationen, det vil sige den marginale koncentrationsændring, som skyldes emissionerne fra den specifikke kilde, P er den berørte befolkningsdel og α er en empirisk bestemt konstant eller funktion for den specifikke eksponerings-respons, typisk tilvejebragt fra publicerede studier af større befolkningsgrupper (kohorter).

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

For referencer vedrørende eksponerings-responsfunktionerne og værdisætning henvises til Andersen et al. (2019) om "Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0". I forhold til tidligere versioner af EVA-systemet (Andersen & Brandt, 2014) er der nu inkluderet helbredseffekter af NO₂ ud fra anbefalinger fra WHO (WHO, 2013; 2014a). Af betydning for resultaterne er endvidere, at WHO særskilt har identificeret eksponerings-responsfunktioner for akut mortalitet relateret til PM_{2,5} og NO₂ mod tidligere kun SO₂ og ozon. De tabte leveår ved kronisk mortalitet for PM_{2,5} (som følge af langtidseksponering) er herefter justeret for akut mortalitet på en måde, så der forsøges at

undgå dobbelttælling af effekter. Endvidere er effekter på voksne astmatikere udgået, idet disse ikke er medtaget af WHO. Ved værdisætningen er anvendt en opdateret værdi for statistisk liv på 31,6 mio. kr. som opgjort af Det Økonomiske Råd (DØRS, 2016) og anbefalet af Finansministeriet (Finansministeriet, 2017). Denne værdisætning er omkring dobbelt så høj som den tidligere anvendte i EVA-systemet. Notatet Andersen et al. (2019) erstatter således beregningspriserne i notat om "Miljøøkonomiske beregningspriser 2.0" (Andersen, 2018).

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

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

[°]SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.

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

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

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

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

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

Meteorologiske data

Ud over emissionsdata kræver beregninger med luftkvalitetsmodellerne også adgang til meteorologiske data. Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Weather Research and Forecast model, Skamarock et al., 2005) for 2019, som køres rutinemæssigt på ENVIS/AU, som en del af NOVANA programmet.

Beregningsår

De danske emissionsdata repræsenterer 2018, som er seneste tilgængelige data. Meteorologiske data repræsenterer 2019, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforureningen i 2019.

3 Luftkvalitetsvurdering

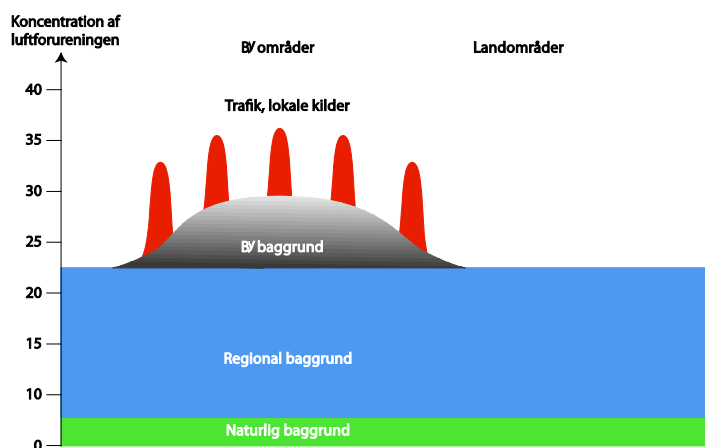
I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Odense Kommune. Luftkvalitetsvurderingen beskriver den geografiske fordeling af baggrundskoncentrationer med en opløsning på 1 km x 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau. Denne beskrivelse er baseret på et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>), hvor data for Odense Kommune er udvalgt. Luftkvalitetsdata er beregnede koncentrationer for 2012 baseret på DEHM, UBM og OSPM. DEHM og UBM er en del af EVA-systemet og er beskrevet i forrige kapitel. OSPM er Operational Street Pollution Model, og er en gadeluftkvalitetsmodel. AirGIS systemet understøtter beregninger på mange lokaliteter ved at generere inputdata til OSPM ud fra GIS-vejnet med trafikdata, GIS-lag med bygninger og bygningshøjder, samt GIS-lag med adressepunkter. Luften på din vej er nærmere beskrevet i *Jensen et al.* (2017). Datasættet Luften på din vej er ved at blive opdateret, men resultaterne herfor foreligger endnu ikke på tidspunktet for nærværende rapports udarbejdelse. Selvom datasættet er fra 2012, vil det stadigvæk give et godt billede af den geografiske variation af luftforureningen. Dog vil koncentrationerne være højere i 2012 i forhold til et tilsvarende datasæt fra 2019, da koncentrationerne er faldende pga. emissionsregulering.

Endvidere opsummeres udviklingen i luftkvaliteten fra målestationerne i Odense Kommune for at vise udviklingen siden 2012 og frem til 2019 baseret på Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (luftdelen af NO-VANA-programmet). Dette er for at illustrere at koncentrationer generelt har været faldende siden 2012.

Det er valgt at fokusere på NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀, som indgår i Luften på din vej. PM_{2,5} og PM₁₀ er hhv. massen af partikler med en diameter under 2,5 og 10 mikrometer. NO₂ er en god indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for NO₂, hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på 40 µg/m³ var overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København frem til 2016 (Ellermann et al., 2018). PM₁₀ og PM_{2,5} stammer fra en lang række kilder, og langtransporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for PM₁₀ på 40 µg/m³ som årsmiddelværdi og for PM_{2,5} på 25 µg/m³ som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i Danmark. PM_{2,5} sammen med NO₂ er de luftforureninger, som bidrager mest til de helbredsrelaterede belastning i EVA-systemet.

3.1 Bidrag til luftforurening

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 3.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – fx Odense by, og beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau eller i en baggård eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafik-kilderne 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. Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller, hhv. DEHM, UBM og OSPM. Naturlig baggrund indgår som en del af den regionale baggrund i nærværende studie.

3.2 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger

Den beregnede luftkvalitet i Luften på din vej (LPDV) 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 2,4 million adresser, som indgår i systemet for hele Danmark. Forskellen mellem modelberegningerne og målinger kan illustrere størrelsen af den forventede usikkerhed på beregningerne for trafikerede gader. Forskellen for NO₂ er vist i Tabel 3.1.

Tabel 3.1. Sammenligning mellem modelresultater i LPDV og NO₂-målinger på målestationerne i Danmark i 2012 (årsmiddelværdi).

Enhed: µg/m ³	Målinger	Model resultater	Difference (%)	Modeller
<i>Trafik:</i>				
København-HCAB/1103	47/55*	46	-2/-16	DEHM/UBM/OSPM
København-Jagtvej/1257	38	37	-3	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	35	26	-27	DEHM/UBM/OSPM
Odense/9155	26	27	6	DEHM/UBM/OSPM
Aalborg/8151	30	33	12	DEHM/UBM/OSPM
<i>Bybaggrund:</i>				
København/1259	17	18	4	DEHM/UBM
Aarhus/6159	17	15	-13	DEHM/UBM
Odense/9159	13	14	5	DEHM/UBM
Aalborg/8159	13	12	-5	DEHM/UBM
<i>Regional baggrund:</i>				
Risø-Lille Valby/2090	9	12	29	DEHM/UBM
Keldsno/9055	8	8	-4	DEHM/UBM

Note: *Der måles 55 µg/m³ på målestation på HCAB, men pga. vejbaneomlægninger er trafikken flyttet tættere på målestationen, og det estimeres at have givet anledning til et spring på omkring 8 µg/m³. Uden vejomlægning forventes derfor omkring 47 µg/m³. OSPM er mest repræsentativ for målingerne *uden* springet, da OSPM-beregninger afspejler koncentrationsniveauer ved husfacaden.

Det ses, at beregnede koncentrationer for gadestationerne ligger inden for -27% og +12% af målingerne.

Luftkvalitetsberegninger ligger inden for -13% til +5% af målinger for bybaggrundsstationerne.

For de to regionale stationer underestimeres niveauet lidt ved Keldsnor på Langeland (-4%), mens der er en større overestimering for Risø-Lille Valby ved Roskilde (+29%).

For partikelkoncentrationen er beregnede gadekoncentrationer af årsmiddelværdier også sammenlignet med målinger fra de 5 gadestationer i Danmark og ligger inden for -23% til -7% for $PM_{2,5}$ og -36% til -22% for PM_{10} .

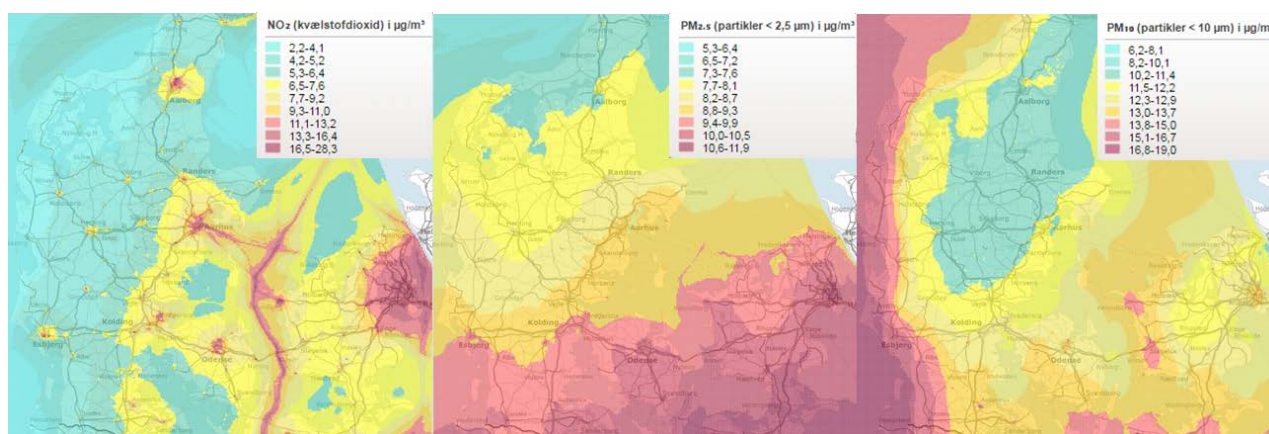
3.3 Geografisk fordeling af bybaggrundskoncentrationer

I det følgende illustreres først, hvordan luftkvaliteten er generelt i Odense Kommune i forhold resten af Danmark. Dernæst visualiseres den geografiske fordeling af luftkvaliteten i Odense Kommune. Selvom datasættet er fra 2012, forventes det stadigvæk at give et retvisende billede af den geografiske fordeling af koncentrationer, selvom koncentrationerne er faldet fra 2012 til 2019.

Odense Kommune i forhold til resten af Danmark

I Figur 3.2 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO_2 , $PM_{2,5}$, og PM_{10} baseret på hjemmesiden Luften på din vej (www.luftenpaadin-vej.au.dk).

For bybaggrundskoncentrationer af NO_2 har Odense Kommune relativt høje koncentrationer på niveau med andre større byer i Danmark, men lavere end i København. Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO_2 , og det regionale bidrag er beskedent. Skibstrafikkens bidrag i Storebælt er også tydeligt.

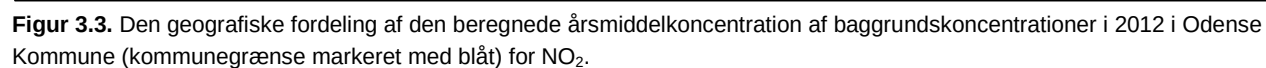


Figur 3.2. Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO_2 (venstre), $PM_{2,5}$ (midt for), og PM_{10} (højre).

Odense Kommune ligger i et område med nogle af de højeste 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.

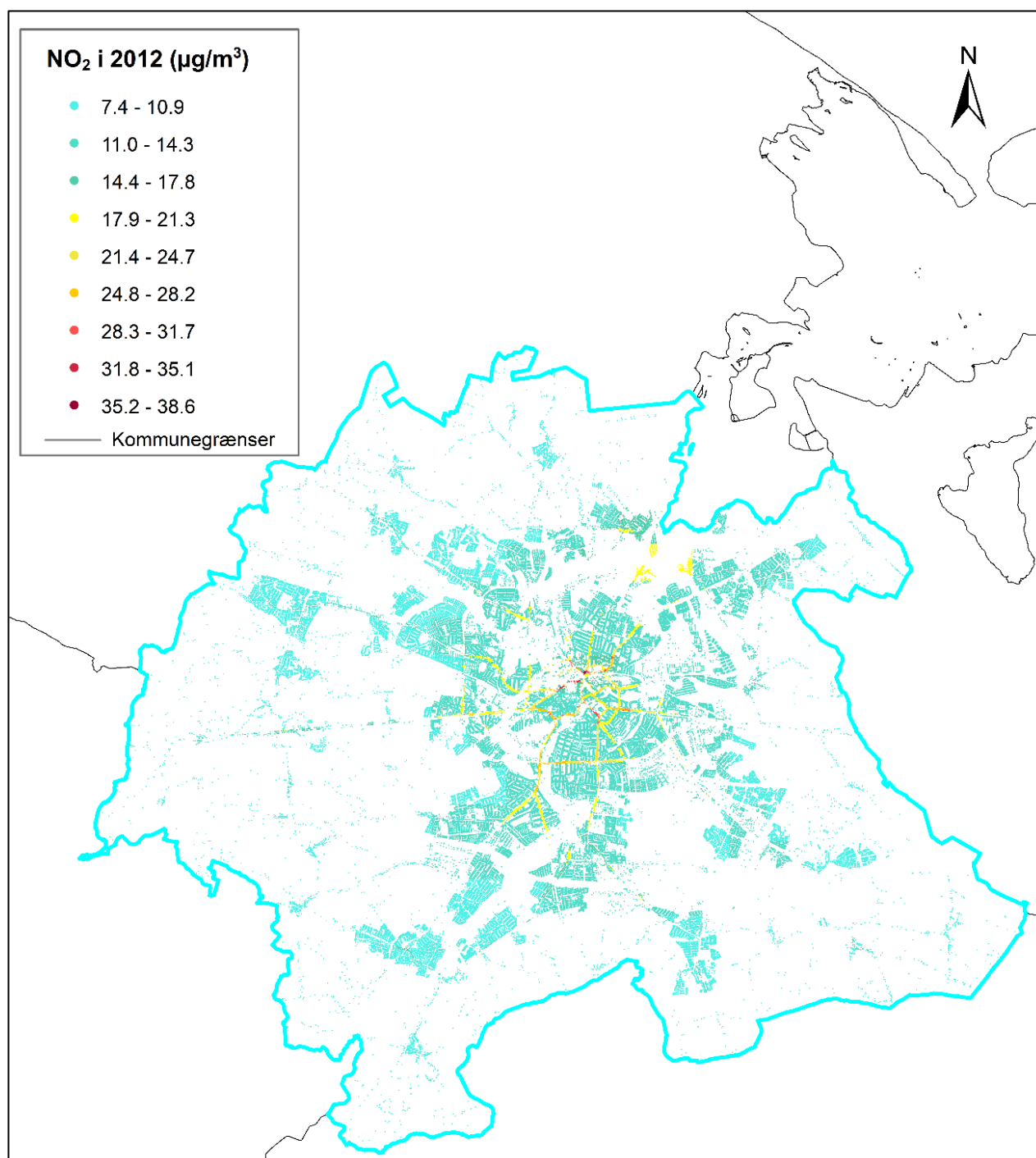
For bybaggrundskoncentrationer af PM_{10} ligger Odense Kommune i et mellemområde. $PM_{2,5}$ er indeholdt i PM_{10} , men der er også et væsentligt bidrag fra havsalt, som dog har lille betydning i Odense Kommune. Dette ses tydeligt som høje koncentrationer på vestkysten af Jylland samt til dels på vestkysten af Sjælland pga. den dominerende vindretning fra sydvest.

I Figur 3.3 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Odense Kommune for NO_2 , og i Figur 3.4 for $\text{PM}_{2.5}$, og PM_{10} .

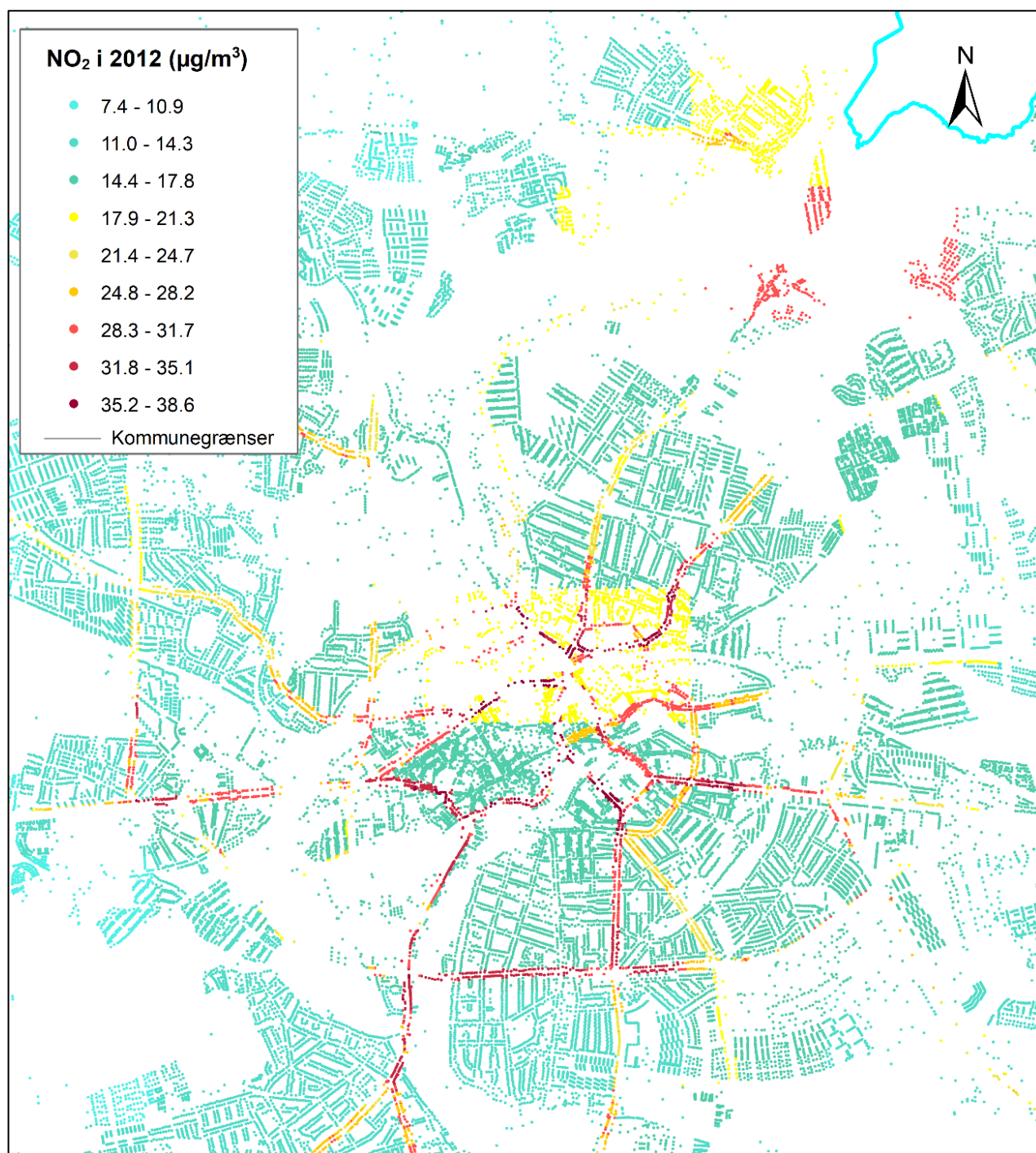


Den maksimale NO₂-årsmiddelkoncentration er 38,6 µg/m³ i 2012, hvilket er under grænseværdi på 40 µg/m³. De højeste koncentrationer er modelleret på Skibshusvej centralt i byen.

I Figur 3.6 er der zoomet ind på Odense by.



Figur 3.5. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af NO₂ som årsmiddelværdi i 2012 i Odense Kommune.



Figur 3.6. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af NO₂ som årsmiddelværdi i 2012 i Odense by.

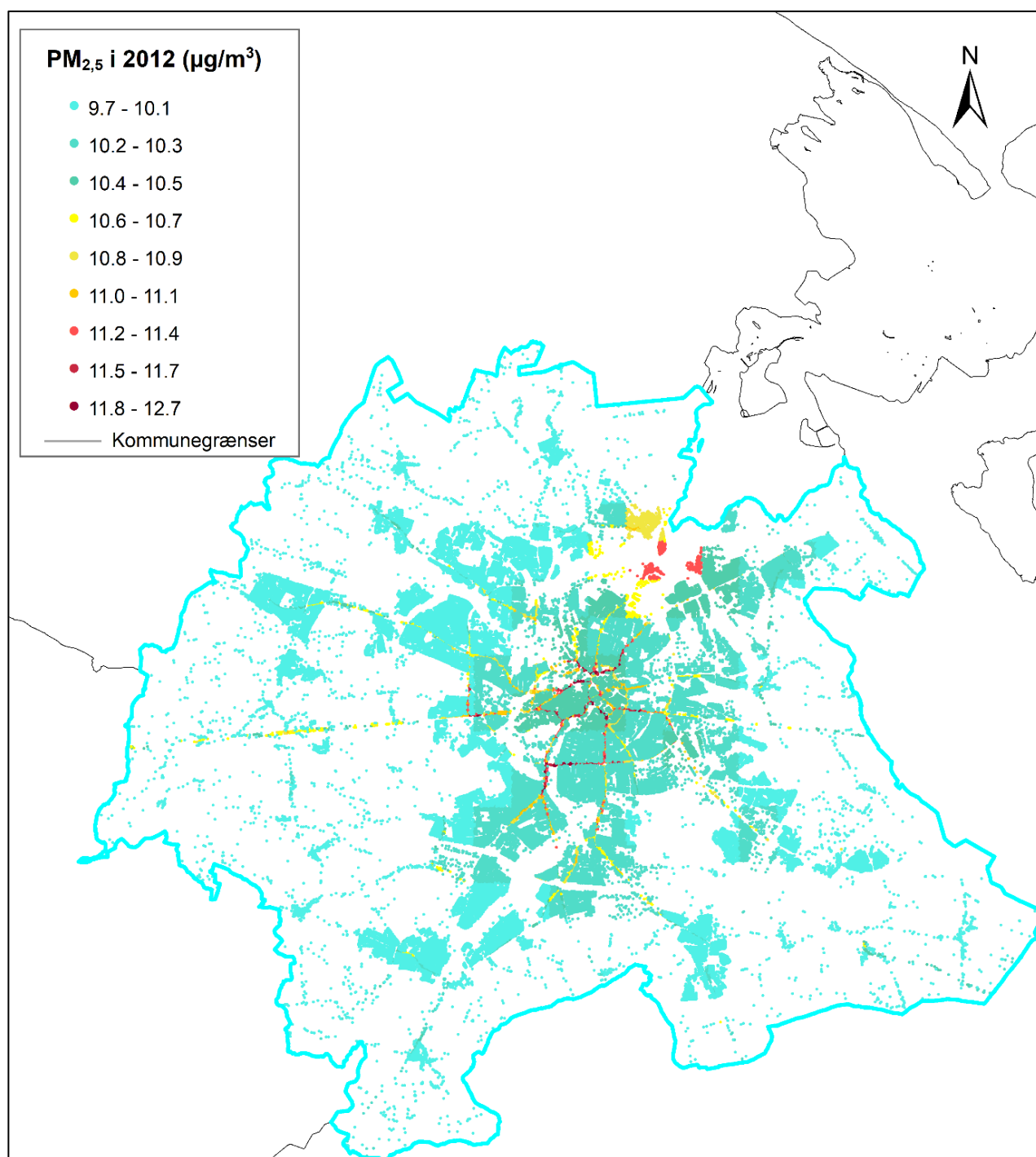
3.5 Geografisk fordeling af gadekoncentration for partikler

I Figur 3.7 og Figur 3.8 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for PM_{2.5} som årsmiddelværdi i 2012 fra Luften på din vej i hhv. Odense Kommune og Odense by. Det samme er vist for PM₁₀ for hhv. Odense Kommune og Odense by i Figur 3.9 og Figur 3.10.

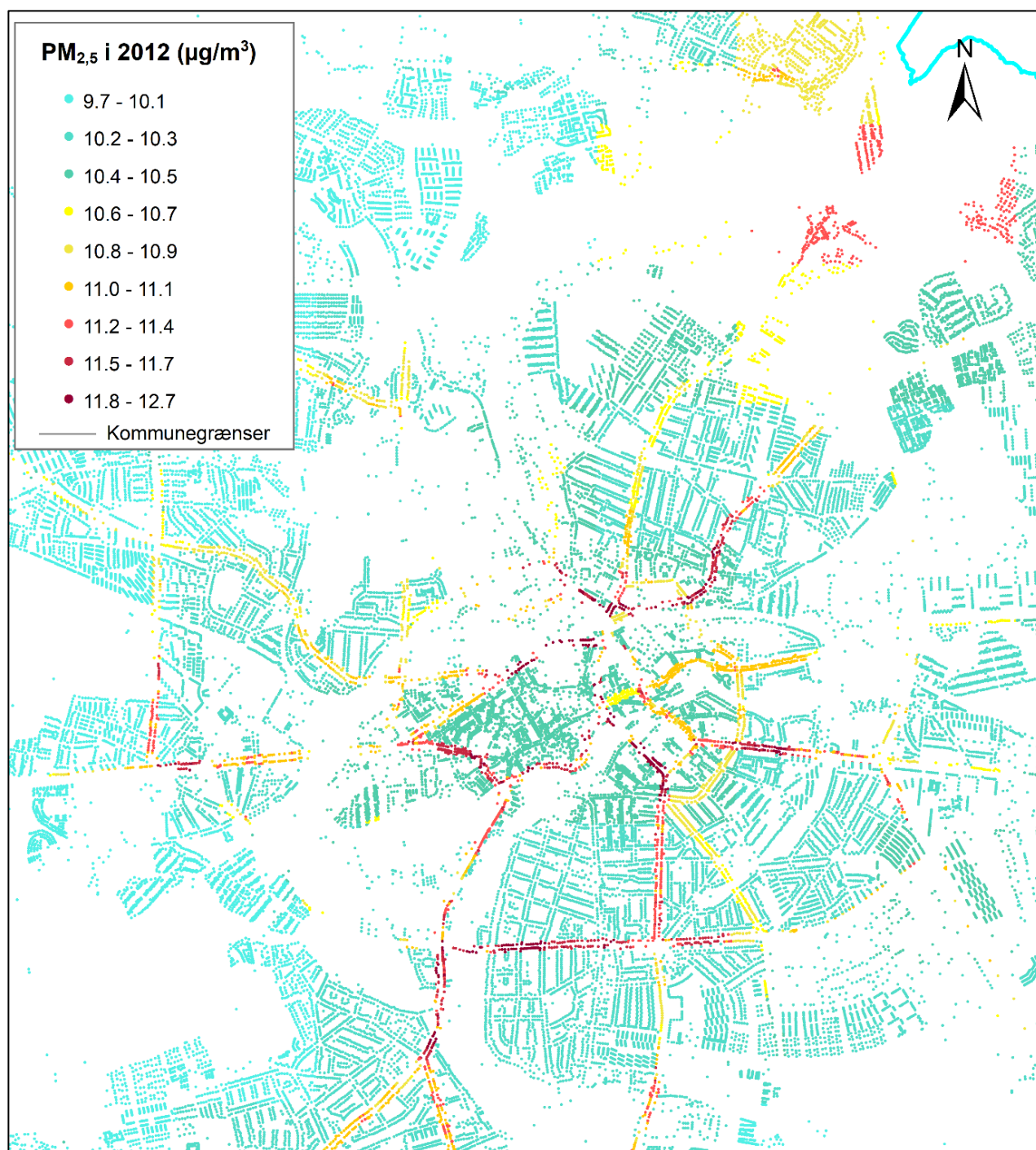
Det ses, at den geografiske fordeling minder meget om hinanden for PM_{2.5} og PM₁₀, da PM_{2.5} er en del af PM₁₀. Som for NO₂ er de højeste gadekoncentrationer også langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene.

Den højeste koncentration for $\text{PM}_{2,5}$ er $12,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er væsentligt under grænseværdien på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Den højeste koncentration for PM_{10} er $18,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er væsentligt under grænseværdien på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. De højeste koncentrationer er som for NO_2 modelleret på Skibshusvej centralt i byen.

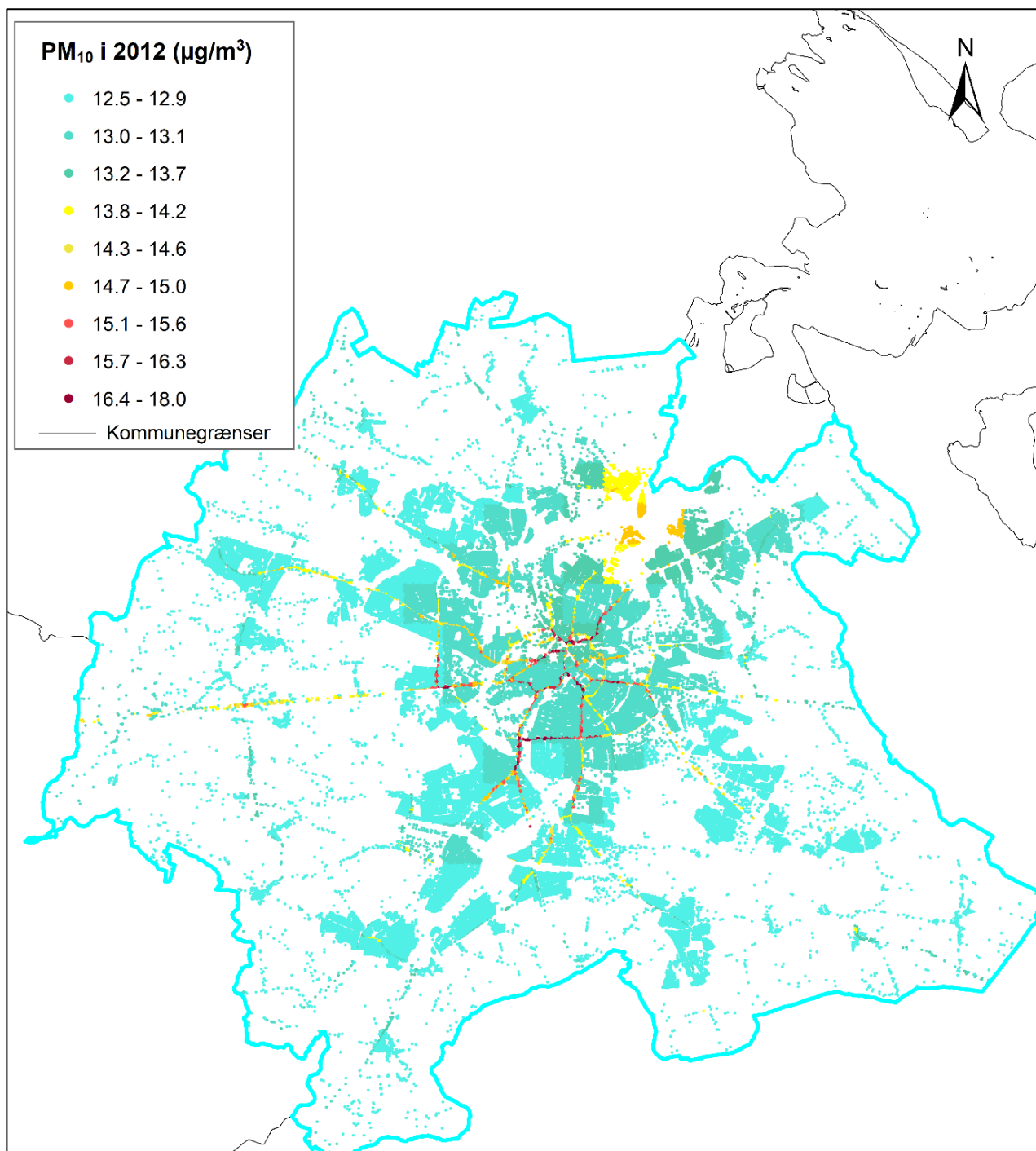
Sammenligninger mellem beregnede gadekoncentrationer for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} og målinger fra de 5 gadestationer i Danmark for 2012 viser, at modellen underestimerer med -23% til -7% for $\text{PM}_{2,5}$ og -36% til -22% for PM_{10} (Jensen et al., 2017). Selvom man tager hensyn til denne underestimering, forventes der ikke overskridelser af grænseværdierne for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} .



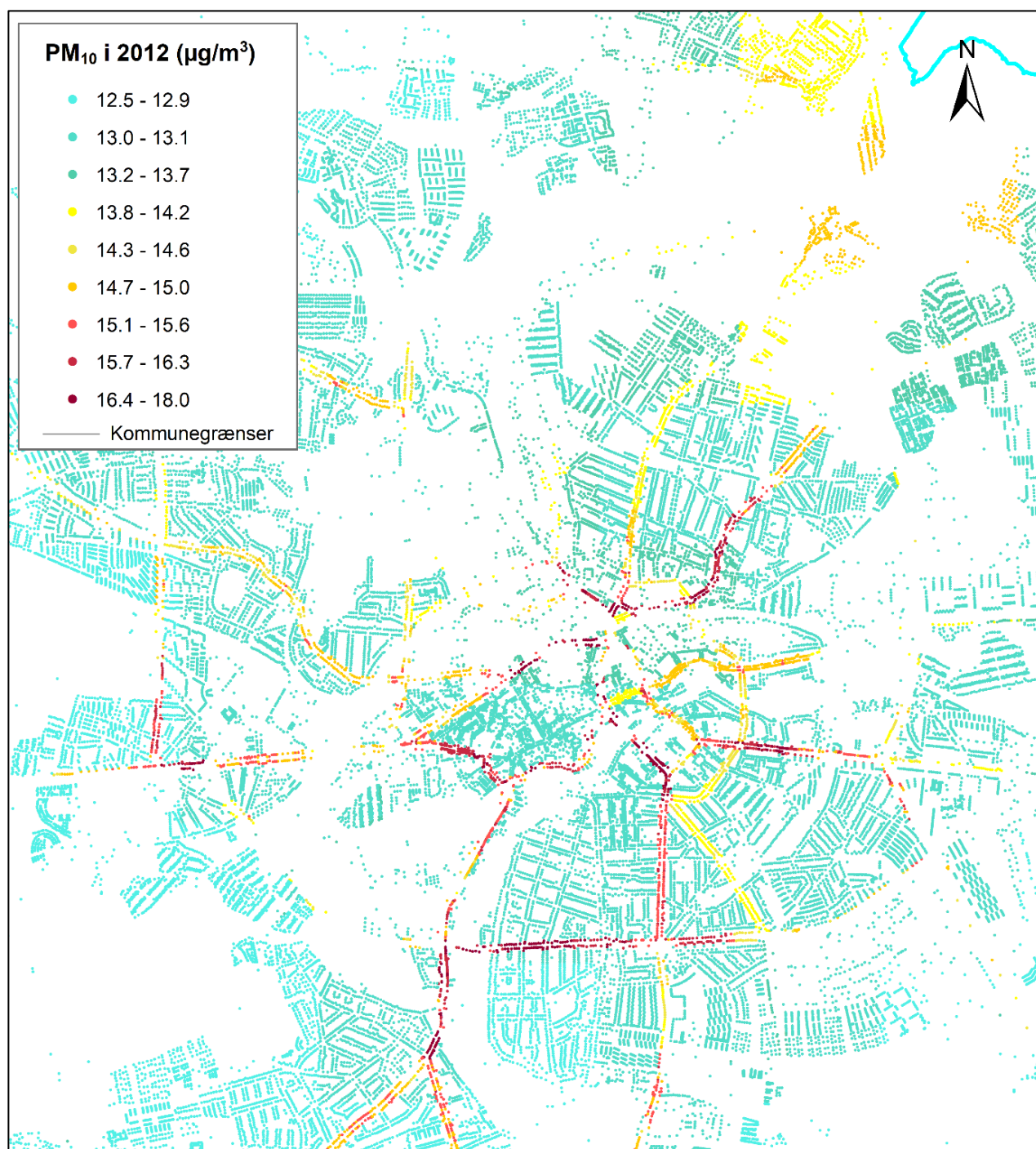
Figur 3.7. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af $\text{PM}_{2,5}$ som årsmiddelværdi i 2012 i Odense Kommune.



Figur 3.8. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af PM_{2.5} som årsmiddelværdi i 2012 i Odense by.



Figur 3.9. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af PM₁₀ som årsmiddelværdi i 2012 i Odense Kommune.



Figur 3.10. Geografisk fordeling af beregnede gadekoncentrationer af PM₁₀ som årsmiddelværdi i 2012 i Odense by.

3.6 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne

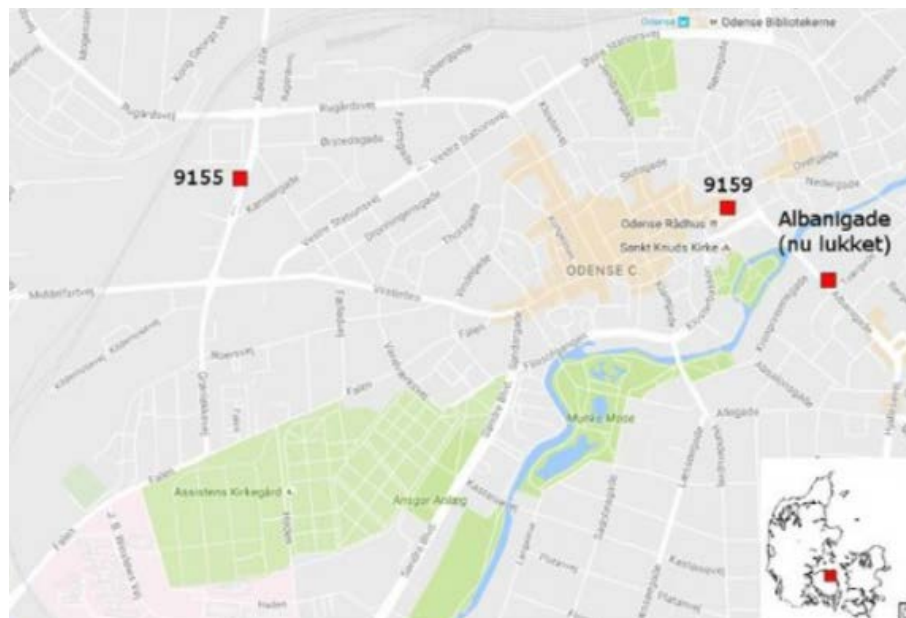
Luften på din vej viste den geografiske fordeling af beregnede bybaggrunds- og gadekoncentrationer i 2012. I dette afsnit ser vi på udviklingen i koncentrationsniveauer siden 2012 og til og med 2019 ud fra udviklingen på målestationerne i Odense sammenlignet med øvrige målestationer i de større byer og på landet (Ellermann et al., 2020a).

Placering af målestationer i Odense

I Figur 3.11 er vist placering af målestationer i Odense by. Der er en gadestation: Grønløkkevej/9155 og den tidligere placering af gadestationen er også

vist (Albanigade). Endvidere er der en bybaggrundstation: Odense Rådhus/9159. Den nærmeste landbaggrundsstation er beliggende på sydspidsen af Langeland (Keldsnor).

Målte stoffer, målemetoder mv. er nærmere beskrevet på hjemmesiden <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/>.



Figur 3.11. Placering af målestationer i Odense by.

Udvikling i målinger af NO₂

I Figur 3.12 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af NO₂ for målestationer i Danmark herunder målestationer i Odense.

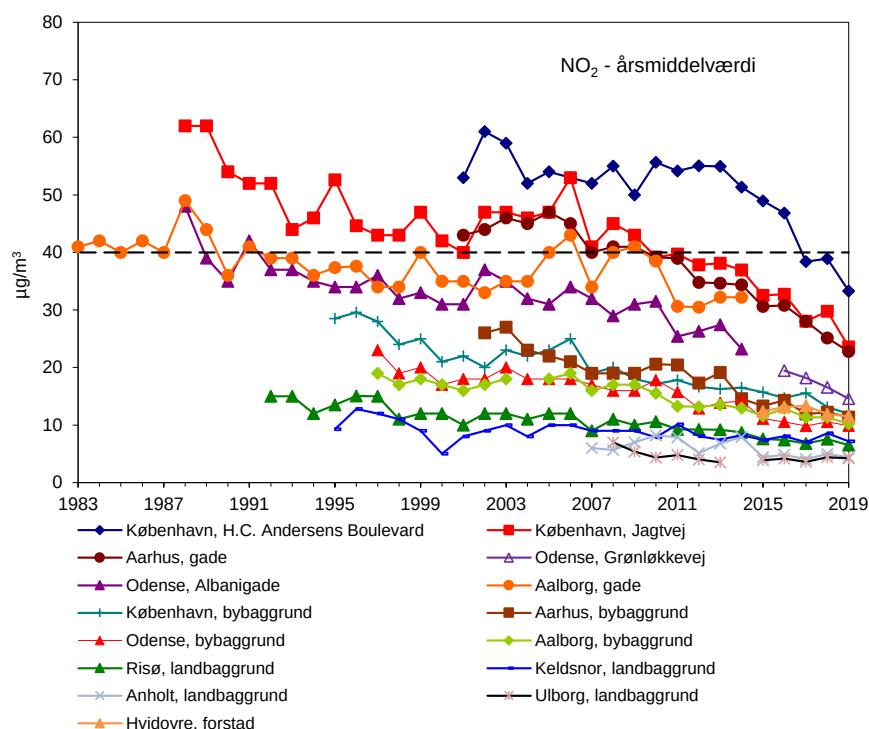
Der er en faldende tendens i NO₂-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og landbaggrundsstationerne. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO_x-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den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

Der har været et generelt fald i NO₂-koncentrationerne på gadestationerne i Odense, med mindre år til år variationer grundet meteorologi. Grønløkkevej har noget lavere NO₂-koncentrationer i forhold til målinger på gadestationer i København, Aarhus og Aalborg. Forskellene mellem gadekoncentrationerne i byerne skyldes forskellige trafikniveauer, bybaggrundskoncentrationer, gadegeometri, bygninger og placeringen af målestationen. I 2019 er årsmiddeldkoncentrationen af NO₂ på Grønløkkevej 15 µg/m³, hvilket er langt under grænseværdien på 40 µg/m³. Der har ikke været målt overskridelser på målestationerne i Odense i den tid grænseværdierne har været gældende siden EU luftkvalitetsdirektivet blev vedtaget i 2008.

NO₂-koncentrationerne er lidt lavere på bybaggrundsstationen i Odense i forhold til København og Aarhus, og på niveau med Aalborg. I 2019 er årsmiddeldkoncentrationen af NO₂ på bybaggrundsstationen 10 µg/m³.

Trafikkens bidrag til NO₂-koncentrationen i Grønløkkevej er omkring 5 µg/m³ (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration).

Landbaggrundsstationen Keldsnor kan anses for en landbaggrundsstation i forhold til Odense Kommune og koncentrationen var $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2019. Det betyder at bidraget fra kilderne i Odense by til bybaggrunds-koncentrationen er omkring $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (forskellen mellem bybaggrunds- og landbaggrunds-koncentration).



Figur 3.12. Udviklingen i årsmiddelværdien af NO_2 for målestationer i Danmark, herunder gademålestationen på Grønløkkevej og bybaggrundsstationen i Odense. Det markant anderledes forløb, som ses for H.C. Andersens Boulevard, skyldes omlægning af vejbanerne på H.C. Andersens Boulevard i 2010, som flyttede trafikken tættere på målestationen (for yderligere detaljer, se Ellermann et al., 2020b).

Udvikling i målinger af $\text{PM}_{2,5}$

I Figur 3.13 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af $\text{PM}_{2,5}$ for målestationer i Danmark. Bemærk at der hverken måles $\text{PM}_{2,5}$ på gade- eller bybaggrundsstationen i Odense. Da niveauer og udviklingstendens er forholdsvis ensartet for de steder, hvor der måles $\text{PM}_{2,5}$, vurderes det, at målingerne fra København, Aarhus og Aalborg er repræsentative for forholdene i Odense.

Der er generelt set en faldende tendens i $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationerne for både gade- og bybaggrundsstationerne.

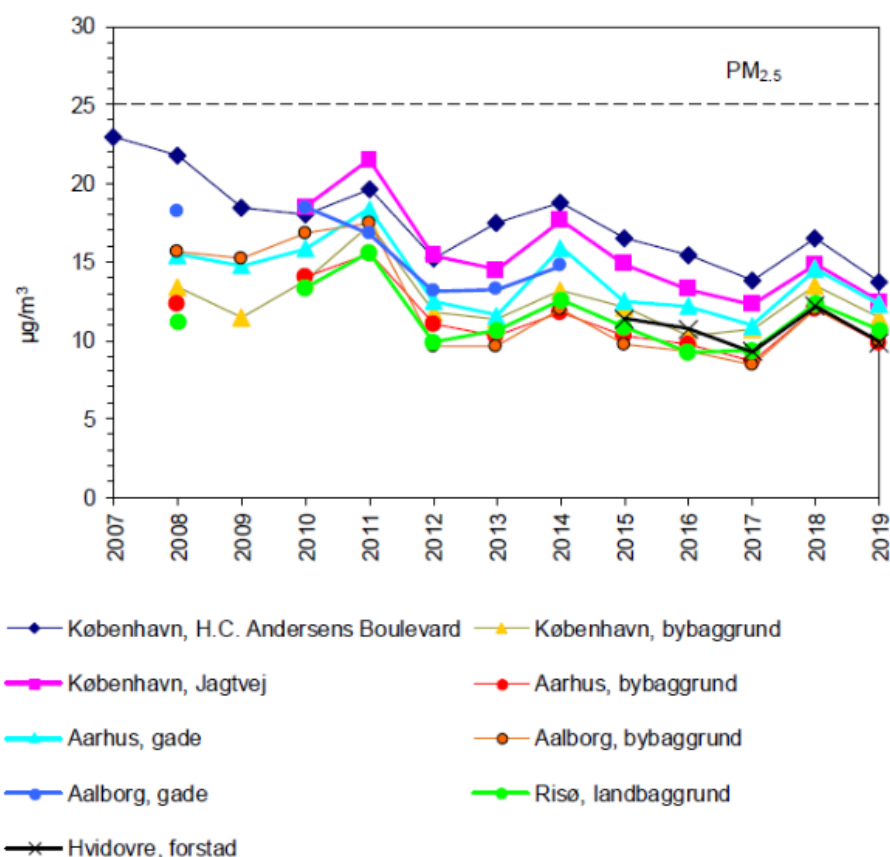
Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfilter, men udstødningsdelen udgør en mindre del, idet ikke-udstødning spiller en stor rolle. Ikke-udstødning er partikelemission som følge af vejslid, dækslid, bremseslid og ophvirvling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

Den faldende tendens i målingerne skyldes som for NO_2 lavere danske og udenlandske emissioner.

I sammenligning med NO₂ ses der en relativ lille forskel mellem de forskellige typer af målestationer, og landbaggrundsbidraget er meget stort. PM_{2,5}-koncentrationerne for landbaggrund- og bybaggrundsstationerne ligger på 9-11 µg/m³ og gadestationerne på 12-13 µg/m³. Det betyder, at trafikens bidrag i de pågældende gader kun er omkring 1-3 µg/m³. Den største kilde til PM_{2,5} er langtransport af luftforurening til Danmark fra det øvrige Europa.

PM_{2,5}-koncentrationerne er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m³.

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



Figur 3.13. Udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{2,5} for målestationer i Danmark. Bemærk at der hverken måles PM_{2,5} på gade- eller bybaggrundsstationen i Odense.

PM₁₀

I Figur 3.14 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM₁₀ for målestationer i Danmark herunder målestationer i Odense.

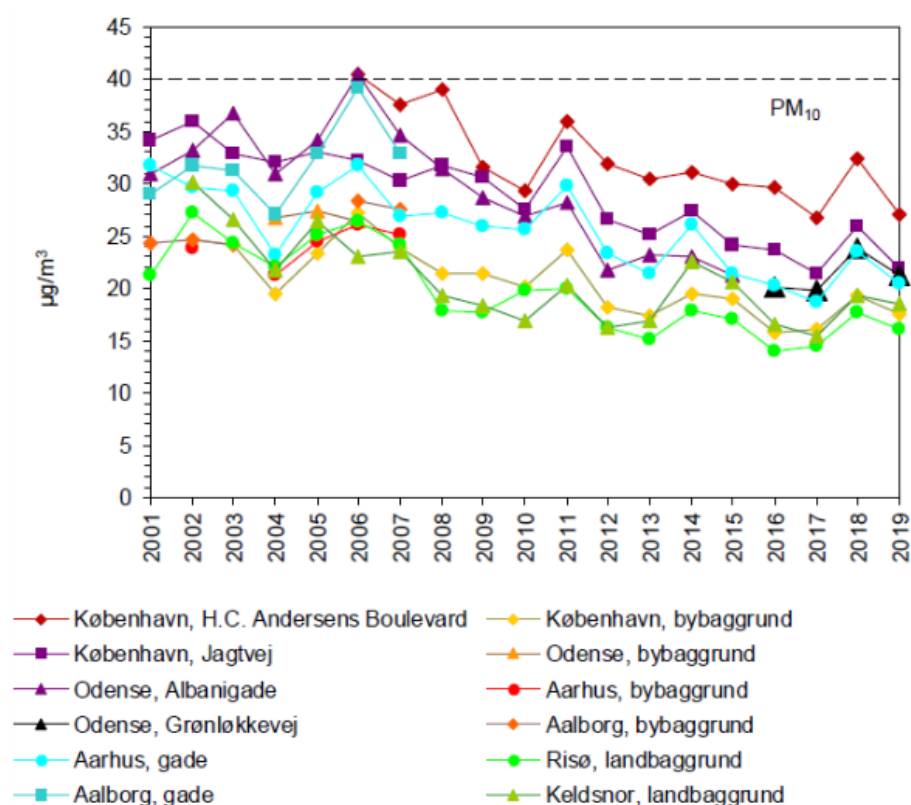
Der er en faldende tendens i PM₁₀-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund-, og landbaggrundsstationer. Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner. Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfiltre. Men ikke-udstødningsbidraget er endnu større for PM₁₀ end for PM_{2,5}, da PM₁₀ indeholder grovere partikler end PM_{2,5}, og derved medtager en større del af ikke-udstødningsbidraget.

I 2019 er gadekoncentrationen på Grønløkkevej 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der er ingen bybaggrundsmålestation. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I 2019 er der kun bybaggrundsmålinger i København, hvor PM_{10} -koncentrationen ligger på 17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Trafikkens bidrag til PM_{10} -koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ og på Jagtvej omkring 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). I forhold til $\text{PM}_{2,5}$ er der således et større gadebidrag, hvilket skyldes bidraget for ikke-udstødning, da udstødningsbidraget er det samme for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} .

For PM_{10} gælder lige som for $\text{PM}_{2,5}$, at den største kilde er langtransport af luftforurening til Danmark fra det øvrige Europa.

For PM_{10} ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år, hvor 2018 havde forholdsvis lidt nedbør og dermed mindre våddeposition af partikler fra luften.



Figur 3.14. Udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{10} for målestationer i Danmark herunder på målestationen på Grønløkkevej i Odense.

Partikelantal

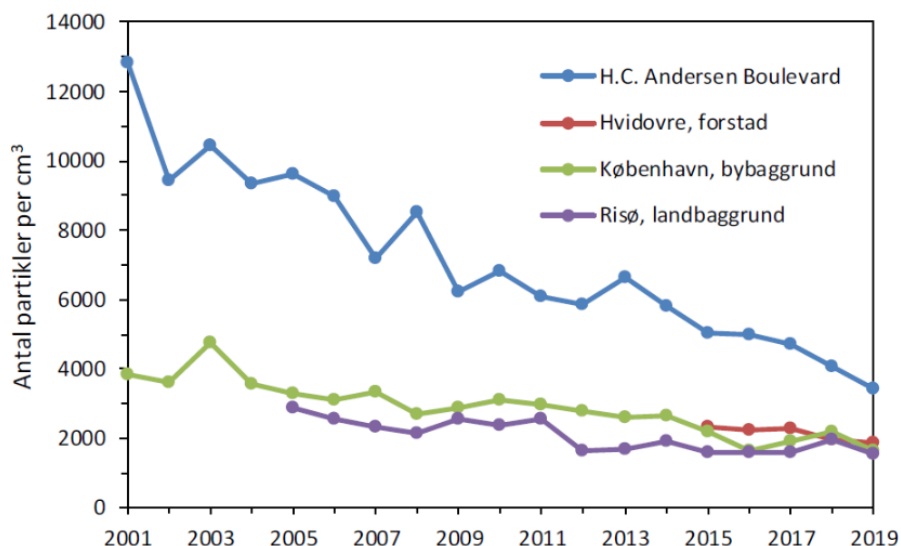
I Figur 3.15 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler pr. kubikcentimeter for målestationer i Danmark, som alle er placeret i københavnsområdet. Niveauerne og udviklingstendensen målt i København vil i store træk kunne overføres til forholdene i Odense, om end de højeste koncentrationer på gadeniveau forventes at ligge lidt under niveauet målt på H.C. Andersens Boulevard.

Når man tæller partikler, er antallet helt domineret af de meget små partikler, som har meget lille masse, og derfor masse-mæssigt udgør en meget lille del af fx $PM_{2.5}$. Antallet af partikler er domineret af forbrændingspartikler som fx kondensater mv. Ultrafine partikler er defineret som partikler med en diameter under 0,1 mikrometer ($PM_{0.1}$) eller 100 nm, og der er derfor et stort sammenfald mellem antallet af partikler og ultrafine partikler. På målestationerne anvendes instrumenter, som måler i intervallet fra 40 nm til 478/550 nm, som stadigvæk er en god indikator for ultrafine partikler, da en stor del af antallet af partikler er under 100 nm, se også bilag 1 for yderligere detaljer.

Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrunds- og landbaggrundsstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for bybaggrunds-koncentrationen og faldet med 2/3 for gade-koncentrationen. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

I 2019 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard omkring 3.400 partikler pr. kubikcentimeter, bybaggrunds-koncentrationen på H.C. Ørsted Institutet er omkring 1.700 og landbaggrundsstationen ved Lille Valby-Risø er 1.500, mens forstadsstationen i Hvidovre er på omkring 1.900, sandsynligvis fordi den er påvirket af brænderøg. Det er ingen grænseværdier for antallet af partikler.

Trafikkens bidrag til koncentrationen af antallet af partikler på H.C. Andersens Boulevard er omkring 1.700 partikler pr. kubikcentimeter (forskellen mellem gade- og bybaggrunds-koncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og landbaggrundsbidraget er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne. På denne måde viser antallet af partikler samme mønster som koncentrationen af NO_2 .



Figur 3.15. Udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler for målestationer i Danmark. Antallet af partikler med diameter mellem 40 nm og 478/550 nm. Der er ingen målestation i Odense.

3.7 Sammenligning med WHO's retningslinjer i 2019

I Tabel 3.2 sammenlignes målte koncentrationer fra 2019 i Odense med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Grænseværdierne og retningslinjerne omhandler kun årsmiddelværdier, som udtryk for langtids-eksponering, som udgør den største helbredsbelastning. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2020). Alle stoffer måles ikke på samtlige stationer i Odense/Fyn. Der måles ikke PM_{2,5}, og PM₁₀ måles kun på gadestationen. Derimod måles NO₂ både på gadestation og bybaggrundsstation i Odense samt på landbaggrundsstation på Keldsnor på Langeland. For de stoffer, hvor der ikke er data for Odense/Fyn, er der substitueret med data fra overvågningsprogrammet fra andre byer og landbaggrundsstationer. EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

Tabel 3.2. Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i 2019. Tal i fed er fra Odense og tal i kursiv er fra målestationer uden for Odense.

Stof	EU-grænseværdi (µg/m ³)	WHO-retningslinjer (µg/m ³)	Målt på målestationer i 2019 (µg/m ³)		
			Trafikerede gade (Grønløkkevej)	Bybaggrund (hustag ved Rådhuset)	Landområder (Keldsnor)
PM _{2,5}	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	12-13	9-11	10
PM ₁₀	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	20	17	16-18
NO ₂	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	15	10	7

Der sker ikke overskridelser af EU's grænseværdier for luftkvalitet i 2019.

I forhold til WHO's retningslinjer er:

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

Selv hvis Danmark overholdt WHO's retningslinjer for partikler ville der stadigvæk være betydelige helbredseffekter forbundet med luftforurening, da der ikke er nogen nedre grænse for helbredseffekter for partikler. Det samme gælder for NO₂, hvor der også er helbredseffekter under WHO's retningslinjer for NO₂. Dette gælder også for beregninger af helbredseffekter med EVA-systemet, hvor der medtages effekter under WHO's retningslinjer.

3.8 Corona-pandemien og luftforurening i 2020

Påvirkning af luftkvaliteten

Den 13. marts 2020 indførte den danske regering en lang række vidtrækkende tiltag til at begrænse udbredelsen af coronavirus i befolkningen. Blandt andet blev alle offentlige arbejdspladser, bortset fra en række kritiske funktioner

som for eksempel hospitalerne, lukket ned. Disse tiltag medførte en stor reduktion i trafikken over hele landet, hvilket igen har medført et stort fald i luftforureningen. DCE har derfor foretaget en analyse af ændringerne i luftkvaliteten baseret på målinger foretaget fra det nationale luftovervågningsprogram under NOVANA, som DCE varetager for Miljø- og Fødevareministeriet (Ellermann & Hertel, 2020c). DCE har foretaget en vurdering af udviklingen i NO_x ved at sammenligne ugemiddelkoncentrationen for uge 12 (16.-22. marts 2020) med den gennemsnitlige koncentration for ugerne 2-10 (6. januar – 8. marts 2020). Analysen viste, at koncentrationerne af NO₂ på målestationer i gader, bybaggrund og landbaggrund faldet med omkring 30%. Ifølge Vejdirektoratet er trafikniveauerne ved at være tilbage på samme niveau som før nedlukningen, så effekten på luftkvaliteten har været midlertidig, men illustrerer potentielle forbedringer af luftkvaliteten ved mindre trafik/mindre emission.

Påvirkning af helbredseffekter af luftforurening

Forbedringen af luftkvaliteten vil give et fald i de helbredseffekter, som er relateret til udsættelse for luftforurening. DCE har i april 2020 foretaget en skønsmæssig vurdering af, i hvilket omfang coronakrisen påvirker helbredseffekter relateret til luftforurening i form af undgåede/sparede helbredseffekter i Danmark (Brandt et al., 2020). Nedlukningen af Danmark startede officielt fredag den 13. marts 2020, men beslutningen blev annonceret onsdag den 11. marts, og allerede torsdag den 12. marts kunne man registrere et markant fald i trafikken. For trafikudviklingen i perioden fra den 13. marts til 4. april 2020 viser Vejdirektoratets tal, at trafikken hen over denne periode er faldet med 45% for personbiler og små varebiler, 12% for store varebiler og lastbiler, og 1% for store lastbiler og vogntog. Sammenlagt er trafikken faldet 41% i perioden. I de efterfølgende helbedsberegninger med EVA-systemet har vi antaget, at faldet er på 40%, og at dette fald vil være gældende for en tre-måneders periode. Med den igangsatte gradvise genåbning af samfundet, må det imidlertid forventes, at reduktionen i trafikken vil blive gradvist mindsket, og tal fra Vejdirektoratet viser da også, at trafikken er ved at være tilbage på sit niveau før nedlukningen.

Med udgangspunkt i beregninger af vejtrafikkens bidrag til helbredseffekter i Danmark foretaget i 2019, vurderes det, at regeringens tiltag under coronakrisen har medført en nedgang i helbredseffekter knyttet til udsættelse for luftforurening for hele år 2020 på knapt 9%, når det forudsættes, at trafikreduktionen står på i 3 måneder. Det svarer til ca. 80 færre for tidlige dødsfald, når der antages en tilsvarende reduktion i vejtrafik i vore nabolande. Ca. 2/3 dele af de sparede helbredseffekter skyldes nedgang i udledninger fra vejtrafik i udlandet, og den sidste 1/3 del skyldes nedgang i udledninger fra vejtrafik i Danmark.

3.9 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030

DCE har i et projekt for Miljø- og Fødevareministeriet beregnet den forventede udvikling i luftkvaliteten fra 2016 til 2030 for den regionale luftforurening med DEHM, bybaggrundsforureningen med DEHM/UBM og gadekonzentrationerne med DEHM/UBM/OSPM med udgangspunkt i energiscenarier opstillet af Energistyrelsen (Jensen et al., 2018b). Resultaterne beskriver dels et scenarie, som dækker basisfremskrivning af de danske emissioner og dels et alternativt scenarie, som indeholder yderligere tiltag til reduktion i emissioner fra den danske energiproduktion. Basisscenariet for Danmark er

baseret på Energistyrelsens basisfremskrivning. Dette er en fremskrivning baseret på eksisterende vedtagne tiltag, også på engelsk kaldet "frozen policy". På engelsk kaldes basisfremskrivningen: WM – With Measures.

I scenariet med yderligere tiltag anvendes for Danmark de emissioner, som er beskrevet i en DCE rapport om fremskrivning af emissioner (Nielsen et al., 2018a). Yderligere tiltag er kun opstillet inden for energisektoren. På engelsk kaldes scenariet med yderligere tiltag for: WAM – With Additional Measures). Energisektoren omfatter i denne sammenhæng stationær forbrænding (kraftværker, varmegærker mv.) og mobil forbrænding (transport og ikke-vejgående maskiner) samt flygtige emissioner. I WAM-scenariet indgår udfasning af kulafbrænding. WAM-scenariet anses for at være det mest sandsynlige scenarie. I WAM-scenariet er de procentvise reduktioner lidt større i 2030 i forhold til basisfremskrivningen, hvilket afspejler at emissionerne er lidt lavere i scenarie med yderligere tiltag, se detaljerne herom i Jensen et al. (2018b).

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

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 det følgende vises resultater fra fremskrivningen med yderlige tiltag (WAM).

I Tabel 3.3 er resultaterne opsummeret for bybaggrund i Odense og for 98 gader i København baseret på WAM-scenariet for udviklingen i koncentrationerne beregnet med modellerne for 2016 og 2030.

Tabel 3.3. Forventet udvikling i luftkvaliteten beregnet for bybaggrund i Odense (tag på Rådhuset) og som gennemsnit af gadekoncentrationer for 98 gader i København ud fra scenarie om yderligere tiltag (WAM)

Bybaggrundskoncentration (Odense Rådhus)	2016 (µg/m³)	2030 (µg/m³)	Procentændring
NO ₂	12,1	7,5	-38%
PM _{2,5}	8,6	6,2	-28%
PM ₁₀	11,0	8,7	-21%
Gadekoncentration (gns. for 98 gader i København)	2016 (µg/m³)	2030 (µg/m³)	Procentændring
NO ₂	29	15	-48%
PM _{2,5}	13	9	-31%
PM ₁₀	21	17	-19%

Dette tyder således på, at WHO's retningslinjer for årsmiddel af PM_{2,5} på 10 µg/m³ og årsmiddel på 20 µg/m³ for PM₁₀ kunne overholdes på gaderne i København i 2030, hvis emissionsudviklingen går som forventet og under hensyntagen til usikkerheden på modelberegningerne. Da trafikniveauerne generelt af lavere i Odense i forhold til København må det samme formodes for Odense.

Ozonkoncentrationen forventes at stige. Ozonkoncentrationen i Danmark stiger som følge af reduktion af NO_x-emissionerne i Danmark, da der dermed er mindre NO til at omdanne ozon til NO₂.

4 Kildeopgørelse

I dette kapitel beskrives en kildeopgørelse for Odense Kommune.

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

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

For det tredje vises en mere detaljeret kildeopgørelse for Grønløkkevej i Odense, hvor der også er en målestation. Denne analyse viser, hvor meget de enkelte køretøjskategorier bidrager til gadekoncentrationen.

I analysen af kildebidrag er det valgt at fokusere på koncentrationsbidragene til helbredsskadelige stoffer: NO_x , NO_2 , PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ samt ozon. NO_x 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 $\text{PM}_{2,5}$ består af en lang række kilder 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.

NO_x (kvælstofmonooxid (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 sekundær dannet luftforureningskomponent.

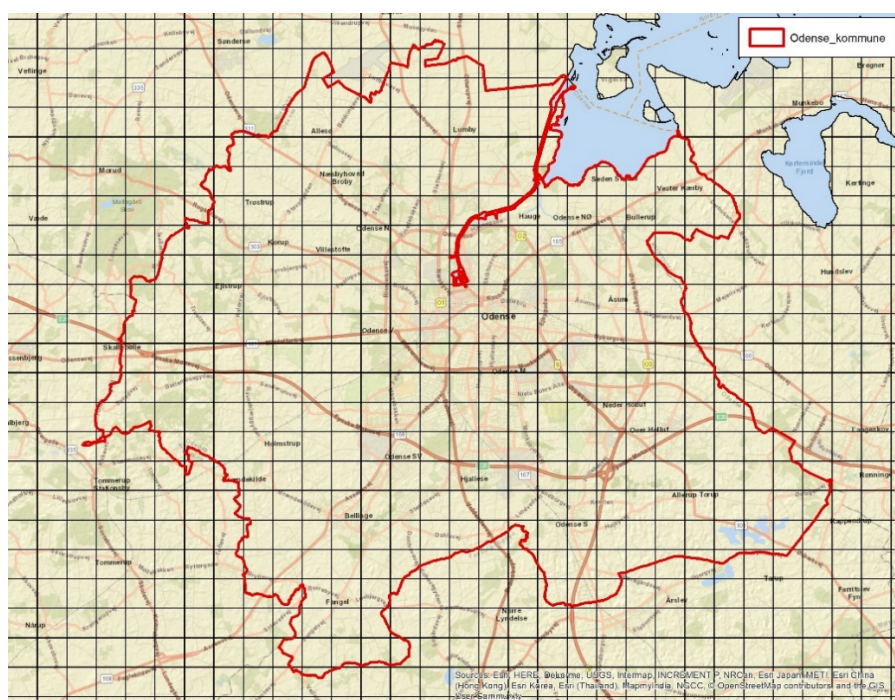
Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinteforbindelser og kulilte på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder, men danske kilder har lille indflydelse på det generelle ozonniveau. Endvidere vurderes det, at der er meget lille nettoproduktion af ozon under danske klimatiske forhold. Ozonniveauerne i Danmark er derfor primært "importerede". Faktisk stiger ozon over Danmark i luftkvalitetsberegninger, hvor danske emissionskilder er fjernet, så danske emissionskilder bidrager til en reduktion i ozon over Danmark, men til gengæld til en stigning i afstande over ca. 500 km væk fra Danmark. Grunden til at ozonniveauerne i Danmark ville stige, hvis NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) emissioner reduceres er, at NO reagerer med ozon under dannelse af NO_2 , og mindre NO vil derfor give højere ozonkoncentrationer 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. Som det fremgår af kortlægningen bidrager O_3 kun lidt til helbredseffekter, mens bidraget er meget større for NO_2 og partikler. Fordelene ved reduktion af NO_x bør derfor langt overstige ulemperne knyttet til stigende O_3 .

4.1 Emissionsopgørelse

Emissionsområde

I DCE's nationale emissionsopgørelse er de nationale emissioner fordelt geografisk på et 1 km x 1 km gitternet ud fra forskellige fordelingsnøgler under anvendelse af SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018). Udstrækningen af Odense Kommune i forhold til gitternettet for emissionerne er vist i Figur 4.1.

For gitterceller, der ligger helt inden for det geografiske område af Odense Kommune, 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. Da det geografiske område af Odense Kommune er relativt stort, og fordi kommunegrænsen går gennem landområder med lille befolkningstæthed giver dette kun grund til en meget lille usikkerhed på de opgjorte emissioner for kommunen.



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

Totale emissioner og fordeling på hovedkilder

I Tabel 4.1 er vist den procentvise fordeling af emissioner på hovedemissionssektorer i Odense Kommune i 2018, som er seneste opgjorte emissionsår. I Tabel 4.3 er samme emissionsdata vist med større underopdeling af nogle af hovedemissionssektorerne. Emissionerne er her afgivet i kg, som de benyttes i modelberegningerne.

Tabel 4.1. Emissioner i Odense Kommune i 2018 fordelt på hovedemissionssektorer (%).

SNAP kode	Emissionssektor	NO _x	PPM _{2,5}	SO _x
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	29	7	76
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	6	50	6
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	3	1	8
SNAP04	Industrielle processer	0	5	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	12	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0	3	0
SNAP07	Vejtransport	51	17	1
SNAP08	Ikke-vejpgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	5	2	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0	2	8
SNAP3BDF	Landbrug	6	2	0
Total		100	100	100

Tabel 4.2. Emissioner i Odense Kommune i 2018 fordelt på emissionskilder (kg).

SNAP kode	Beskrivelse	NO _x	PPM _{2,5}	SO _x
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	490487	19665	150774
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	23510	5140	2133
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	48896	123193	8239
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug og akvakultur	34550	3862	1575
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	48072	2445	16872
SNAP04	Industrielle processer	0	12171	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	31035	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	867	8637	949
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	414311	7310	1210
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	235915	4913	311
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	215833	3418	666
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	794	168	1
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	2792	289	8
SNAP0706	Vejtransport - NMVOC fordampning fra benzin	0	0	0
SNAP0707	Vejtransport - ikke-udstødning fra dæk- og bremseslid	0	19043	0
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0	9999	0
SNAP0801	Militær	1736	27	33
SNAP0802	Jernbaner	24034	373	22
SNAP080402	National søfart	34	3	2
SNAP080403	National fiskeri	0	0	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0	0	0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	19	0	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	25106	1653	35
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	132	35	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	34847	2841	46
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	609	230	3
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	3900	539	17
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	3035	4962	16491
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	768	1147	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	107827	2416	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	617	1450	134
Total	Alle emissioner i Odense Kommune	1718692	266964	199519

Vejtransport

Vejtransport (SNAP07) er den største kilde til NO_x (51%), og bidrager også væsentligt til partikler (17%). Bidraget til partikler består af udstødningspartikler og ikke-udstødning. Ikke-udstødning er slid fra dæk, vej og bremses. Bidraget fra ikke-udstødning er væsentligt større end for udstødningen. Vejtransporten bidrager meget lidt til SO_x (1%), som skyldes regulering af svovlindholdet i brændstof.

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 ikke oplysninger om hvordan fx brændeovne fordeler sig på forskellige brændeovnstyper (Svane-mærkede, gamle ovne mv.). Her er emissionsopgørelsen baseret på landstal for typer og tilhørende emissionsfaktorer.

Det nationalt opgjorte brændeforbrug er fordelt geografisk ud fra boligform og opvarmningsform.

Brændeovne og pillefyr mv. (SNAP02) er den største kilder til partikler (50%). Det fremgår også, at partikelemissionen fra brændeovne mv. er omkring tre gange så stort som partikelemissionen fra vejtransporten (17%).

Brændefyringsanlæg bidrager relativt lidt til NO_x (6%) og SO_x (6%).

Kraftværker mv.

Kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg (SNAP01) har det største bidrag til SO_x (76%). Kulafbrænding er en væsentligt kilde til SO_x trods regulering af svovlindholdet i kul og røgrensning. Kraftværker mv. bidrager også væsentligt til NO_x (29%) trods DeNO_x anlæg (SCR), og i mindre grad til partikelforurening (7%) pga. røgrensning.

Fynsværket (blok 7 med kul og blok 8 med halm) og affaldsforbrændingen (FFA). Som del af den grønne omstilling forventes kul udfaset senest i 2030.

Et særudtræk fra emissionsopgørelsen af emissionerne fra Fynsværket og affaldsforbrændingen for 2018 viser, at emissioner af partikler er omkring 10 gange så højt fra Fynsværket i forhold til affaldsforbrændingen, mens det er dobbelt så højt for SO₂ og en halv gang så højt for NO_x. Fynsværket er således langt den største kilde.

Til sammen udgør de to værker omkring 74% af PM_{2,5}-emissionerne, 65% for NO_x-emissioner og 86% af SO₂-emissionerne fra SNAP01.

Landbrug

En del af Odense Kommune er landbrugsområder. Landbrugsmaskiner mv. bidrager til 6% af NO_x, 2% af partikler og næsten nul til SO_x.

Ikke-vejgående maskiner

Kategorien Ikke-vejgående maskiner omfatter maskiner inden for militær, tog, skibe, fly og arbejdsmaskiner (SNAP08). Emissionssektoren bidrager med 5% til NO_x og 2% til partikler.

De tre største bidrag til NO_x kommer fra maskiner og redskaber i industri (bl.a. entreprenør- og arbejdsmaskiner), inden for landbrug og endelig jernbaner. Bidragene fra national flytrafik og national søfart er meget små.

Jernbanen er en lille emissionskilde for langt de fleste stoffer i den nationale emissionsopgørelse, og derfor er der ikke lavet en avanceret fordelingsnøgle for denne. Usikkerheden er derfor betydelig på den geografiske fordeling. Emissionerne er fordelt ligeligt på det samlede jernbanelængde i Danmark jf. andel af den samlede banelængde. Der er ikke taget højde for, i hvor høj grad hver enkelt strækning er elektrificeret, da det ikke har været muligt at få data

til at underbygge hvilke strækninger, der er helt eller delvist elektrificeret. Nøglen tager altså højde for om en banestrækning har et eller flere spor, men ikke hensyn til fx elektrificering, antal togpassager, eller godstransport, pga. datamangel vedr. disse parametre. Strækningen over Fyn er elektrificeret. Strækninger der er 100% elektrificeret bør ikke tildeles udstødningsemissioner fra eldrevne tog, og der arbejdes mod at det kan komme med i fremtidige forbedringer af emissionsopgørelsen.

Emissioner fra national luftfart (>3000 fod) er fra fly i rute dvs. som cruiser. Cruise emissioner allokeres til ruter mellem lufthavne. Da der er ruter som krydser Odense Kommune, så tildeles cruise emissioner Odense Kommune. Emissioner fra LTO (Landing and take-off) allokeres til de primære lufthavne. Hans Christian Andersens lufthavn, hvor der er charter trafik fra, er placeret lige uden for kommunegrænsen, og international lufttrafik indgår ikke i den nationale emissionsopgørelse.

Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas

Denne emissionssektor (SNAP05) bidrager en del til partikler (12%), men næsten ikke til NO_x og SO_x. Emissionerne er hovedsageligt knyttet til partikelstøv fra håndtering af kul på Fynsværket.

Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed

Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed (SNAP03) bidrager relativt lidt, 3% til NO_x, 1% til partikler men dog 8% til SO_x.

Industrielle processer

Industrielle processer (SNAP03) bidrager relativt lidt, 5% til partikler og næsten nul til både NO_x og SO_x.

Affaldsbehandling

Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding, men som også dækker ildebrænde (SNAP09). Denne emissionssektor bidrager kun lidt, næsten nul procent for NO_x, 2% for partikler, men dog 8% for SO_x.

Anvendelse af produkter

Anvendelse af produkter omfatter emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling (SNAP06). Denne emissionssektor bidrager kun lidt, 3% for partikler og næsten nul procent for NO_x og SO_x.

4.2 Kildebidrag fra Odense Kommune til Odense Kommune

Kildebidrag fra emissioner i Odense Kommune til bybaggrundskoncentrationen i Odense Kommune i 2019

I Tabel 4.3 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og uden for Odense Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Odense Kommune i 2019. Det er altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. I Tabel 4.4 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder i og uden for Odense Kommune til den totale luftforurening i Odense Kommune, og i Tabel 4.5 er vist det procentvise bidrag fra alle kilder til den del af luftforureningen i Odense Kommune, der skyldes emissionskilder inden for kommunens grænser.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Bidraget fra international søfart inden for 25 km (SNAP15) er også vist, tillige med bidraget fra nabokommuner inden for 25 km (NABO) samt bidraget fra det øvrige Danmark og udlandet (DEHM).

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 Odense Kommune til bybaggrundsluftforureningen som middel over Odense Kommune i 2019 (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Odense Kommune.

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændings-anlæg	1,07	0,75	-0,63	0,68	0,08	0,03
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,05	0,04	-0,03	0,01	0,02	0,01
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,11	0,08	-0,07	0,04	0,49	0,24
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug, akvakultur	0,09	0,07	-0,06	0,01	0,01	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,11	0,08	-0,07	0,09	0,02	0,01
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,02
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,05
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04	0,02
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	0,98	0,75	-0,65	0,01	0,03	0,01
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	0,56	0,42	-0,37	0,00	0,02	0,01
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	0,51	0,39	-0,33	0,00	0,01	0,01
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	0,01	0,01	0,00	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	0,10	0,04
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	0,06	0,04	-0,04	0,00	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,05	0,04	-0,04	0,00	0,01	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	0,08	0,06	-0,05	0,00	0,01	0,01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	-0,01	0,08	0,02	0,01
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,27	0,20	-0,17	0,00	0,07	0,01
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
Sub-total	Odense Kommune (alle kilder i kommunen)	4,0	3,2	-2,8	0,9	1,3	0,5
SNAP15	International søfart (inden for 25 km)	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NABO	Bidrag fra nabokommuner (inden for 25 km)	7,6	6,1	-7,7	1,2	0,8	0,2
DEHM	Øvrige DK og udland	6,9	6,4	61,9	0,5	11,2	7,5
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	18,5	15,8	51,4	2,6	13,3	8,1

Tabel 4.4. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder i og uden for Odense Kommune i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Odense Kommune i 2019 (enhed %)..

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændings-anlæg	5,81	4,72	-1,23	26,08	0,61	0,42
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,28	0,23	-0,06	0,38	0,15	0,12
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,61	0,53	-0,14	1,65	3,69	3,01
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug, akvakultur	0,50	0,46	-0,12	0,31	0,11	0,09
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,61	0,51	-0,13	3,30	0,11	0,06
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,00	0,00	0,00	1,30	0,27
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,53	0,55
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,01	0,01	0,00	0,19	0,29	0,20
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	5,32	4,75	-1,26	0,23	0,21	0,17
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	3,04	2,69	-0,71	0,08	0,14	0,11
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	2,77	2,45	-0,65	0,12	0,10	0,09
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	0,04	0,03	-0,01	0,00	0,01	0,01
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	0,77	0,46
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0,00	0,00	0,00	0,00	0,41	0,23
SNAP0801	Militær	0,02	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,31	0,27	-0,07	0,00	0,01	0,01
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,29	0,27	-0,07	0,00	0,05	0,04
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	0,45	0,39	-0,10	0,00	0,08	0,07
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,05	0,04	-0,01	0,00	0,02	0,01
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,04	0,03	-0,01	3,19	0,14	0,11
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,01	0,01	0,00	0,00	0,14	0,04
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	1,45	1,26	-0,33	0,00	0,50	0,06
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,01	0,01	0,00	0,04	0,05	0,04
Sub-total	Odense Kommune (alle kilder i kommunen)	21,6	20,2	-5,4	35,6	9,4	6,1
SNAP15	International søfart (inden for 25 km)	0	0	0	0	0	0
NABO	Bidrag fra nabokommuner (inden for 25 km)	41	39	-15	45	6	2
DEHM	Øvrige DK og udland	37	41	120	20	84	92
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 Odense Kommune i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Odense Kommune til bybaggrundsluftforureningen som middel over Odense Kommune i 2019 (Enhed %).

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	26,8	23,4	22,8	73,3	6,5	6,8
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	1,3	1,1	1,1	1,1	1,6	2,0
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	2,8	2,6	2,6	4,6	39,2	48,9
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug, skovbrug, akvakultur	2,3	2,3	2,3	0,9	1,1	1,4
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2,8	2,5	2,5	9,3	1,2	1,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,0	13,8	4,4
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	5,7	9,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,5	3,0	3,2
SNAP0701	Vejtransport - personbiler	24,6	23,5	23,3	0,6	2,2	2,8
SNAP0702	Vejtransport - varebiler	14,0	13,3	13,2	0,2	1,5	1,8
SNAP0703	Vejtransport - tunge køretøjer (busser og lastbiler)	12,8	12,1	12,0	0,3	1,0	1,4
SNAP0704	Vejtransport - knallerter	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP0705	Vejtransport - motorcykler	0,2	0,2	0,1	0,0	0,1	0,2
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	8,1	7,4
SNAP0708	Vejtransport - ikke-udstødning fra vejslid	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	3,8
SNAP0801	Militær	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	1,4	1,3	1,3	0,0	0,1	0,2
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	1,3	1,3	1,3	0,0	0,5	0,6
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	2,1	1,9	1,9	0,0	0,9	1,2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,2
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,2	0,2	0,2	9,0	1,4	1,8
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,0	1,4	0,6
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	6,7	6,3	6,2	0,0	5,3	1,0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,1	0,5	0,6
Sub-total	Odense Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100	100

Lokale kilders bidrag til NO₂ i 2019

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 Odense Kommune er modelleret til 15,8 µg/m³. På bybaggrundsmålestationen på taget af rådhuset i Odense måles 10 µg/m³ i 2019 (Ellermann et al., 2020a). Gennemsnittet over hele kommunen kan dog ikke direkte sammenlignes med målestationen. I forbindelse med overvågningsprogrammet for 2018 blev der lavet direkte sammenligning mellem modelberegninger og målinger for bybaggrundsmålestationen, hvor modellen overestimerede med i gennemsnit omkring 20% for bybaggrundstationer (Ellermann et al., 2020b).

Som det fremgår af Tabel 4.3, bidrager alle kilder i Odense Kommune i alt med omkring $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ til bybaggrundskoncentrationen for NO_2 , hvilket svarer til omkring 20%. Modsat gælder, at omkring $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 80% kommer fra kilder uden for Odense Kommune (nabokommuner inden for 25 km udgør 39%-point og kilder i det øvrige Danmark og udlandet på den nordlige halvkugle udgør 41%-point).

Vejtrafikken inden for Odense Kommune giver det største bidrag med omkring $1,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO_2 af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 10%.

Andre lokale kilder i Odense Kommune af en vis betydning er knyttet til, kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ($0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$), brændefyring mv. ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$, heraf $0,08$ i husholdninger), landbrugsjorde ($0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$), maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner som entreprenør- og arbejdsmaskiner ($0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$), jernbaner ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$), og maskiner og redskaber i landbrug ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Odense Kommune i forhold til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er vejtransport den største kilde, da den bidrager med omkring 50% for NO_2 . En væsentlig del af NO_2 -bidraget fra kilder uden for Odense Kommune vil også være fra trafik. Den anden største kilde er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg med 23%. Behandling af landbrugsjorde udgør omkring 6%, og brændefyringsanlæg bidrager også med omkring 6% for NO_2 .

Partikelforurening domineret af bidrag fra landbaggrund i 2019

Som det fremgår af Tabel 4.3 er koncentrationsbidraget for PM_{10} som forventet større end $\text{PM}_{2,5}$, da PM_{10} også indeholder massen af partikler med diameter fra 2,5 til 10 mikrometer. Baggrundskoncentrationen som gennemsnit over Odense Kommune er modelleret til omkring $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ og $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} i 2019. Der bliver ikke målt hverken $\text{PM}_{2,5}$ eller PM_{10} på bybaggrundsmålestationen i Odense, men på andre bybaggrundsmålestationer i Danmark bliver der målt $9\text{--}11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ og omkring $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} i 2019 (Ellermann et al., 2020a). Det er forventeligt, at det modellerede gennemsnit over hele kommunen vil være lavere end målinger på bybaggrundsmålestationen i Odense, da det modellerede gennemsnit også indeholder landområder. I forbindelse med overvågningsprogrammet for 2018 blev der lavet direkte sammenligning mellem modelberegninger og målinger for bybaggrundsmålestationerne i Danmark, hvor modellen underestimerede med omkring 13% for $\text{PM}_{2,5}$ og 15% for PM_{10} for bybaggrundsstationer (Ellermann et al., 2020b).

De lokale kilder i Odense Kommune udgør sammenlagt omkring $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ (hhv. 9 % og 6 % af bybaggrundsforureningen). Modsat gælder, at omkring $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 91% for PM_{10} kommer fra kilder uden for Odense Kommune (nabokommuner inden for 25 km og øvrige kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for $\text{PM}_{2,5}$ er $7,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 94%.

Brændefyringsanlæg i husholdninger, som primært er brændeovne, giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med $0,49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,24 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ svarende til hhv. 3,7 % og 3 % af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,09 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 1,6% og 1,1% af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Det tredje største lokale bidrag er kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg med $0,08 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 0,6% og 0,4% af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Odense Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er brændeovne mv. den største kilde, da den bidrager med 40% og 49% for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$. Den anden største kilde er vejtrafikken, som bidrager med 18% og 17% for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

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

Ozonforurening domineret af europæiske kilder i 2019

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 NO_2 i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Til sammenligning blev der målt $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på bybaggrundsstationen i Odense i 2019 (Ellermann et al., 2020a).

Kilder i Odense Kommune samt bidraget fra nabokommuner inden for 25 km optræder på grund af ovenstående kemiske reaktioner mellem ozon og NO, med negative bidrag på til sammen omkring $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Lave koncentrationer af SO_2 i 2019

Den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af SO_2 over Odense Kommune er modelleret til $2,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Der bliver kun målt SO_2 på H.C. Andersens Boulevard i København, hvor niveauet var $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2019 (Ellermann et al., 2020a). Da der er et mindre bidrag fra trafikken til SO_2 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 grænseværdien ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$), og SO_2 fylder meget lidt i helbredseffekterne og de relaterede eksterne omkostninger.

4.3 Detaljeret kildeopgørelse for Grønløkkevej i 2019

I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Grønløkkevej i Odense for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} . Ud over en kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning.

Da der er en målestation på Grønløkkevej i Odense, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus den målte bybaggrundskoncentration på taget af rådhuset i Odense, og gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på basis af emissioner for bytrafik fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport. Målingerne er fra 2019.

På Grønløkkevej er køretøjsfordelingen 76% personbiler inkl. taxi, 15% varebiler, 4,3% lastbiler < 32 ton, 2,5% lastbiler > 32 ton, og 2,8% busser. Andelen

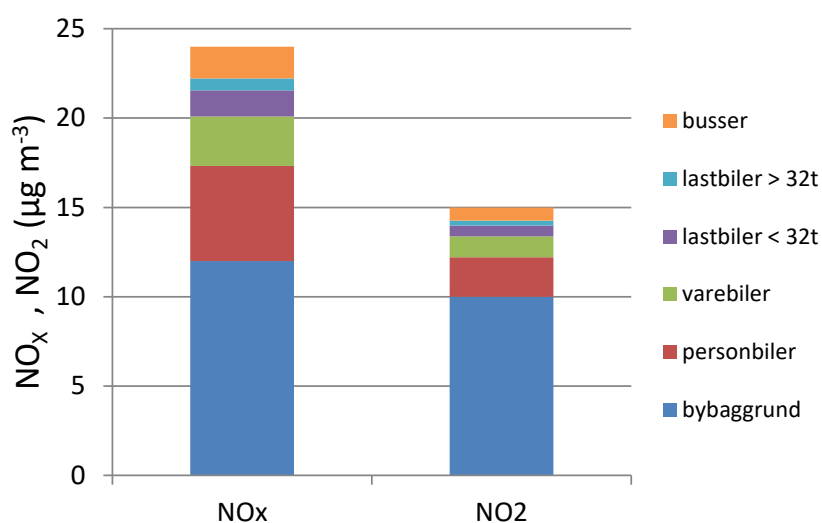
af den tunge trafik er således 9,6%, hvilket er højt for en bygade. Årsdøgntrafikken er 19.575 og rejsehastigheden er 27 km/t i gennemsnit. Trafikoplysninger er baseret på Odense Kommunes trafiktællinger i 2018 og rejsehastigheden er fra Vejdirektoratet SpeedMap datasæt.

Kildeopgørelse for NO₂ på Grønløkkevej i Odense

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

Det ses, at bidraget fra bybaggrund er omkring 10 µg/m³ og at trafikens bidrag, som kører på Grønløkkevej, er omkring 5 µg/m³. Bybaggrund er bidraget fra byens kilder og alle kilder uden for byen.

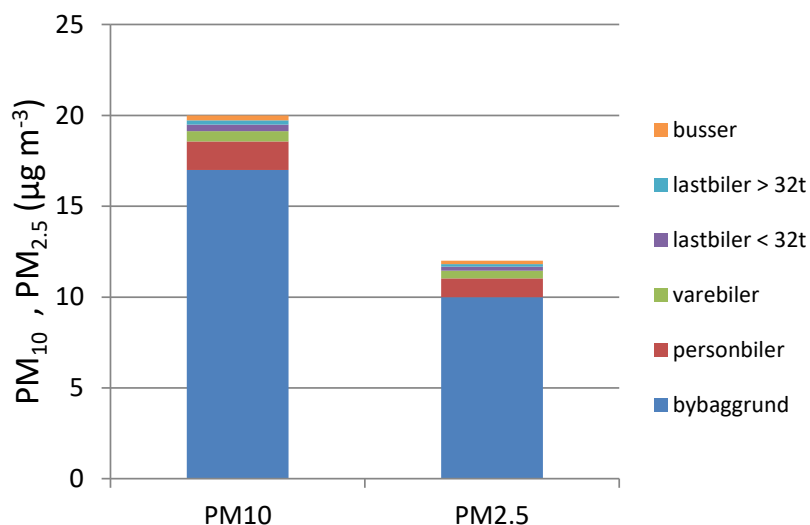
For NO₂, bidrager personbiler med 2,2 µg/m³, varebiler med 1,2 µg/m³, og den tunge trafik med 1,6 µg/m³.



Figur 4.2. Kildebidrag for NO_x og NO₂ for Grønløkkevej i Odense i 2019.

Kildeopgørelse for partikler på Grønløkkevej i Odense

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



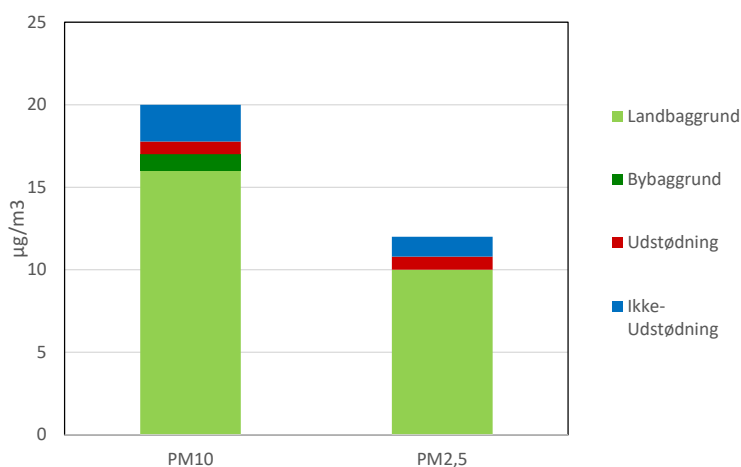
Figur 4.3. Kildebidrag for PM₁₀ og PM_{2,5} for Grønløkkevej i Odense i 2019.

Bemærk at der i Odense kun findes målinger af PM_{10} på Grønløkkevej. Bybaggrund for PM_{10} er derfor antaget at være som i København, som er den eneste bybaggrundsmålestation, hvor der måles PM_{10} i Danmark. For $PM_{2,5}$ er bybaggrundsniveauet antaget at være som i Aalborg, og for gadeniveauet er det antaget at være som i Aarhus (Ellermann et al., 2020a).

Det ses, at 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. Gadebidraget er omkring $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og omkring $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $PM_{2,5}$.

For $PM_{2,5}$, bidrager personbiler med $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, varebiler med $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og den tunge trafik med $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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. For PM_{10} udgør udstødning omkring 26% og ikke-udstødning omkring 74%. For $PM_{2,5}$ er det hhv. omkring 40% og 60%. Det vurderes at være betydeligt 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 Grønløkkevej i Odense i 2019.

Partikeludstødningen er over tid blevet mindre som konsekvens af den løbende udskiftning af bilparken, som betyder, at flere og flere køretøjer får partikelfilter. Miljøzonerne med regulering af den tunge trafik har også bidraget hertil (Jensen et al. 2011). 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. Der arbejdes dog på at indarbejde antal partikler i emissionsopgørelserne og luftkvalitetsmodeller samt validering i forhold til målinger. En grov tilnærmelse er at antage, at bidragene til partikelantal fordeler sig på samme måde som NO_x , idet en tidligere analyse af luftkvalitetsmålinger af

NO_x og antal partikler viser god sammenhæng (Ketzel et al., 2003). Sammenhængen mellem NO_x og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologier. Eksempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO_x er upåvirket. Modsat vil montering af NO_x-katalysator (SCR) kraftigt reducere NO_x, mens antal partikler er upåvirket, hvis der ikke monteres kombinerede NO_x-katalysator og partikelfilter (SCRT).

4.4 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg

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

Brændefyringsanlæg i Odense Kommune

I Tabel 4.6 er vist den seneste oversigt over antal brændeovne i Odense Kommune baseret på de nyeste skorstensfejerdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestedt. Skorstensfejerdata indeholder desværre ikke oplysninger om anlægstype, så det er ikke muligt at bestemme fordelingen på anlægstyper for Odense Kommune. I stedet antages det, at det fordeler sig som på landsplan (Tabel 4.7).

Tabel 4.6. Fordeling af brændefyringsanlæg i Odense Kommune i 2018 baseret på skorstensfejerdata.

	Brændekeedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ*	Total
Odense Kommune (antal)	252	10166	730	2338	13486
Odense Kommune (%)	2%	75%	5%	17%	100%

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

Der er således 13.486 brændefyringsanlæg i Odense Kommune, hvoraf hovedparten er brændeovne.

Fordeling af brændefyringsanlæg på anlægstyper

I Tabel 4.7 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den seneste tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2018.

Som det fremgår, er der omkring 908.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 669.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr, omkring 68.000 kedler og 45.000 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	49326
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	292700
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	4100
Ny moderne ovn (-2014)	Svanemærket indtil 2014	230400
Ny moderne ovn (2015-2016)	Svanemærket 2015-2016	36900
Ny moderne ovn (2017-)	Svanemærket fra 2017	36900
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%)	45186
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 Odense Kommune ses, at Odense Kommune har næsten identisk antal brændeovne med 75% i Odense Kommune og 74% på landsplan. Odense Kommune har lidt færre brændekedler (2%) i forhold til landplan (7%), og lidt færre pillefyr (5%) i forhold til landplan (13%), men flere øvrige ovne (17%) i forhold til landsplan (5%).

Emissioner fra anlægstyper

I Tabel 4.8 er vist energiforbruget samt NO_x- og PM_{2.5}-emissionen i 2018 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.

Tabel 4.8. Energiforbrug, NO_x- og PM_{2,5}-emission fra brændeovne mv. i 2018 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	1170	59	1088	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	6944	347	3229	50	465
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	354	28	128	80	362
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	97	8	29	80	295
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	97	8	23	80	235
Ny moderne ovn (-2014)	Svanemærket indtil 2014	5466	410	1285	75	235
Ny moderne ovn (2015-2016)	Svanemærket 2015-2016	875	66	155	75	177
Ny moderne ovn (2017-)	Svanemærket fra 2017	875	66	103	75	118
Anden ovn - høj emission	Fx pejse	539	27	442	50	820
Anden ovn - lav emission	Fx masseovne	128	6	8	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	6353	604	381	95	60
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1970	187	615	95	312
Pillekedel/ovn*		16197	1296	761	80	47
I alt		41068	3111	8247		

* 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 lavest emissionsfaktor for partikler.

Der er ikke så stor forskel på emissionsfaktorer for NO_x, og her gælder det omvendte af partikler, idet de ældre ovne har lavere NO_x-emissioner end de nye. Dette 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 opvarmningskilder er emissionsfaktoren for partikler for oliefyr på 5 g/GJ og for naturgasfyr på 0,1 g/GJ baseret på anvendte emissionsfaktorer i den nationale emissionsopgørelse. Dette er således mange gange lavere end selv Svanemærkede brændeovne og også pillekedel/-ovn.

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

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

5 Helbredseffekter

Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for Odense Kommune.

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

5.1 Helbredseffekter i Odense Kommune fra alle kilder

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikel- og NO₂-forurening og høj befolkningstæthed. Denne kombination er til dels tilstede i Odense by, mens resten af kommunen hovedsageligt er landområder med lavere koncentrationer og lav befolkningstæthed.

For tidlige dødsfald består overvejende af dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening, men også af dødsfald som følge af udsættelse for NO₂. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tids eksponering med forhøjede koncentrationer (episoder) af partikler, NO₂ og ozon. En lille del skyldes SO₂. Da der ikke er så stor forskel på baggrundskoncentrationer for partikler i Odense by og i landområderne, betyder det, at der ikke er så stor forskel på helbredsrisikoen mellem by og land for partikler.

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

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår (Watkis et al., 2005). 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 Odense Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. 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 Odense Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2019. Total er summen af helbredseffekter af SO₂, O₃, NO₂ og PM_{2,5}. Enhed: antal tilfælde.

Dødelighed	Total	SO₂	O₃	NO₂	PM_{2,5}
For tidlige dødsfald fra korttidseksposering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	46	0	2	15	29
For tidlige dødsfald fra langtidseksposering (PM _{2,5} , NO ₂)	115	0	0	0	114
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)	161	0	2	15	144
Sygelighed					
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	128	0	3	64	61
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	40	0	9	0	43
Tilfælde med astma blandt børn (PM _{2,5})	14	0	0	0	14
Tilfælde med bronkitis (PM _{2,5})	126	0	0	0	126
Tilfælde med bronkitis børn (PM _{2,5})	559	0	0	0	559
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	48	0	0	0	48
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	153289	0	0	0	153289
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	27	0	27	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	2	0	0	0	2

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er omkring 161 i Odense Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 115 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 46 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfald på 161 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Odense Kommune i 2019 på 1.727 fra Danmarks Statistik svarer luftforureningens andel til omkring 9%.

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til PM_{2,5} (144 dødsfald), derefter til NO₂ (15 dødsfald), kun meget lidt til O₃ (2 dødsfald) og ingenting til SO₂ (0 dødsfald).

PM_{2,5} omfatter følgende: Sekundære uorganiske partikler (SIA) i form af ammonium, sulfat og nitrat (NH₄NO₃, NH₄HSO₄, (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, BC (Black Carbon), OC (Organiske kulstofforbindelser) samt havsalt (SS). Direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}) indeholder mineralsk støv, BC og OC. Havsalt udgør i gennemsnit omkring 12% af PM_{2,5}. Derudover indeholder PM_{2,5} et tilføjet bidrag for manglende masse, som ud fra analyser af måledata er vurderet til 32%. 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 4.200 med EVA-systemet som et årligt gennemsnit for perioden 2016-2018 (Ellermann et al., 2019). Befolkningstallet i Odense Kommune er 3,5% af hele Danmarks befolkning i 2019 baseret på, at der bor omkring 205.000 i Odense Kommune og 5,8 million i Danmark. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Odense Kommune kan forventes omkring 148 for tidlige dødsfald, hvilket er meget tæt på det aktuelt beregnede 161 for tidlige dødsfald for 2019.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 153.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Odense 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 Odense Kommune fordelt på lokale kilder fra Odense Kommune

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Odense Kommune fordelt på emissionskilder fra Odense Kommune. Det svarer således på, hvor meget kilderne i Odense Kommune bidrager til de samlede helbredseffekter i Odense Kommune. Antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter fremgår af Tabel 5.2 for 2019.

Tabel 5.2. Helbredseffekter i Odense Kommune pga. emissionskilder i Odense Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde i 2019.

Helbredseffekter	01	02	03	04	05	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total	Skib
	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	International skibstrafik (< 25 km)
Dødelighed													
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	2	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	8	0
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2.5} , NO ₂)	1	5	0	0	1	0	2	0	0	0	0	10	0
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2.5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2.5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	3	6	0	0	1	0	5	0	0	0	0	18	0
Sygelighed													
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2.5} , NO ₂ , O ₃)	6	4	1	0	0	0	12	0	1	0	1	27	0
Hospitalsindlæggelser for cerebrovaskulære lidelser (PM _{2.5} , O ₃)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Tilfælde med astma blandt børn (PM _{2.5})	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Tilfælde med bronkitis (PM _{2.5})	1	6	0	0	1	1	2	0	1	0	0	10	0
Tilfælde med bronkitis børn (PM _{2.5})	3	18	0	1	3	1	6	0	1	1	0	34	0
Dage med tabt arbejde (PM _{2.5})	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2.5})	915	6724	133	434	859	490	2179	22	238	244	156	12392	8
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	-1	0	0	0	0	0	-1	0	0	0	0	-3	0
Lungecancer (PM _{2.5})	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Der er 18 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Odense Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (161) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 5.1) bidrager kilder i Odense Kommune til omkring 11% af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 89% af alle for tidlige dødsfald i Odense Kommune skyldes emissioner uden for Odense Kommune.

De tre største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændefyring (6 i 2019), vejtransport (5 i 2019) og kraftværker mv. (3 i 2019). Bemærk at kraftværker kun bidrager til 3 for tidlige dødsfald i forhold til vejtransport med 6 dødsfald på trods at emissionen er 2-3 gange større for kraftværker end for vejtransport (se tidligere Tabel 4.1). Det skyldes, at kraftværkerne har meget høje skorstenene, og emissionen bliver derfor meget fortyndet inden den spredes til jordoverfladen, hvor koncentrationsbidraget derfor er relativt lille med færre dødsfald til følge.

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

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

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

6 Eksterne omkostninger

I dette kapitel opsummeres først de totale eksterne omkostninger i Odense Kommune forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019.

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

Eksterne omkostninger pga. danske og udenlandske emissionskilder

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

Tabel 6.1. Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening i Odense Kommune pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019 samt andelen forårsaget af emissioner i Odense Kommune (mio. kr.).

Helbredseffekter	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA+SOA+SS	PM25M
<i>Dødelighed</i>							
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	1462	10	73	460	164	566	189
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	1356	0	0	4	285	739	328
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	2	0	0	0	0	0	2
Total antal tidlige dødsfald (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	2820	10	73	464	449	1306	518
<i>Sygelighed</i>							
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	10	0	0	5	1	2	1
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser (PM _{2,5} , O ₃)	6	0	1	0	1	3	1
Tilfælde med astma blandt børn (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0
Tilfælde med bronkitis (PM _{2,5})	37	0	0	0	8	20	9
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	0	0	0	0	0	0	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	169	0	0	0	36	92	41
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	0	0	0	0	0	0	0
Lungecancer (PM _{2,5})	1	0	0	0	0	1	0
Total sygelighed	223	0	1	5	46	119	53
Total dødelighed og sygelighed	3043	10	75	469	495	1425	571
Odense Kommune - alle kilder i kommunen	386	6	-8	199	143	0	46
%-andel pga. emissioner i Odense Kommune	13%	58%	-11%	43%	29%	0%	8%

De årlige totale eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 3,0 milliarder kr. i 2019. I de seneste beregninger for hele Danmark for et gennemsnitssår for perioden 2016-2018 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 79 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al., 2019). De eksterne omkostninger i Odense Kommune udgør således omkring 3,8% af de totale omkostninger i Danmark, hvilket passer godt med, at indbyggertallet i Odense Kommune er 3,5% af Danmarks befolkning. Forskellen er ikke så stor, som man måske umiddelbart skulle tro. Det skyldes, at PM_{2,5} driver en stor del af helbredseffekterne, og her er forskellen mellem landbaggrund og bybaggrund lille, se Tabel 3.2.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Partikler omfatter de sekundære partikler samt havsalt (SIA+SOA+SS), som tilsammen giver anledning til 1,4 milliarder kr. i eksterne omkostninger, de direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), som giver anledning til 0,45 milliard kr., samt 0,57 milliarder kr. i estimeret manglende partikelmasse (PM_{25M} - estimeret fra den generelle forskel mellem modelberegninger og målinger). Havsalt (SS) andrager i gennemsnit omkring 12% af PM_{2,5}. Samlet set giver partikler således anledning til 2,5 milliarder kr. i eksterne omkostninger. Det næststørste bidrag er for NO₂ med omkring 0,47 milliarder kr. og herefter kommer SO₂ og O₃, som kun bidrager med hhv. 0,075 og 0,01 og milliarder kr.

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 2,8 milliarder kr., mens de eksterne omkostninger relateret til sygelighed samlet er omkring 0,2 milliarder kr.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Odense Kommune

De samlede eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 386 mio. kr. fordelt med 199 mio. kr. på NO₂, 189 mio. kr. på partikler (143 mio. kr. på PPM_{2,5} og 46 mio. kr. på PM_{25M}), 6 mio. kr. på SO₂ samt -8 mio. kr. på O₃. Grunden til, at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Odense Kommune, udgør omkring 13% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedgrunden til at emissioner i Odense 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+PM_{25M}) udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For PPM_{2,5}, NO₂ og SO₂, hvor lokale emissionskilder i Odense Kommune bidrager, er den procentvis andel større (hhv. 29%, 43% og 58%). Den er -11% 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 Odense Kommune pga. emissioner i Odense Kommune, 386 mio. kr. om året i 2019. Men emissioner i Odense Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt.

6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Odense Kommune

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og hovedemissionssektorer

I Tabel 6.2 er de eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. de lokale emissionskilder i Odense 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 2019. Det er således de eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. emissioner i Odense Kommune. Endvidere er bidraget fra langtransporterede sekundære partikler og havsalt (SIA+SOA+SS) også vist. Emissioner inden for Odense 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 Odense Kommune pga. de lokale emissionskilder i Odense Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA+SOA+SS	PM _{25M}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	75	4	-2	58	11	0	3
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	112	0	0	10	77	0	25
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	8	1	0	6	2	0	0
SNAP04	Industrielle processer	7	0	0	0	5	0	2
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	14	0	0	0	10	0	3
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	0	0	0	6	0	2
SNAP07	Vejtransport	129	0	-4	99	25	0	8
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	13	0	0	10	3	0	1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	5	1	0	1	3	0	1
SNAP3BDF	Landbrug	9	0	0	7	2	0	1
Total	Odense Kommune (alle kilder i kommunen)	386	6	-8	199	143	0	46
SNIP	International skibstrafik (< 25 km)	2	0	0	2	0	0	0
Subtotal	Kilder uden for Odense Kommune (øvrige DK, udland, ekskl. SNIP)	2658	4	83	269	352	1425	525
Total	Total (inkl. kilder i Odense Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	3043	10	75	469	495	1425	571
Total	%-andel pga. emissioner i Odense Kommune	13%	58%	-11%	43%	29%	0%	8%

De samlede eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. de lokale emissionskilder i Odense Kommune er 386 mio. kr. i 2019. De vigtigste lokale kilder i Odense Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Odense Kommune er vejtrafik, som står for omkring 129 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne mv. med 112 mio. kr. Selvom brændeovne mv. bidrager mest til partikelforureningen, er det alligevel vejtransport, som er forbundet med de største eksterne omkostninger. Det skyldes, at vejtransport bidrager væsentligt til NO₂, og brændeovne bidrager meget lidt til NO₂. Der er 13.486 fyringsanlæg i Odense Kommune, hvoraf 75% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 8.000 kr. i 2019. Andre kildetyper, som udgør en større andel, er kraftværker mv. (75 mio. kr.).

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og underemissionssektorer

I Tabel 6.3 er de eksterne omkostninger i 2019 i Odense Kommune pga. de lokale emissionskilder i Odense Kommune fordelt på SO₂, O₃, NO₂, og PPM_{2,5}

og SIA/SOA/SS og PM25M, 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 Odense Kommune pga. de lokale emissionskilder i Odense Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier.

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA/SOA/SS	PM ₂₅ M
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker,	75	4.0	-1.6	58.1	10.7	0.0	3.4
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og	7	0.1	-0.1	2.9	3.5	0.0	1.1
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, hushold-	101	0.2	-0.2	4.9	72.5	0.0	23.2
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i land-	4	0.0	-0.1	2.4	1.1	0.0	0.4
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og	8	0.6	-0.2	5.9	1.5	0.0	0.5
SNAP04	Industrielle processer	7	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	1.6
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvin-	14	0.0	0.0	0.0	10.4	0.0	3.3
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	0.0	0.0	0.1	5.6	0.0	1.8
SNAP0701	Vej transport -personbiler	51	0.0	-1.9	47.7	4.1	0.0	1.3
SNAP0702	Vej transport -varebiler	29	0.0	-1.0	26.7	2.8	0.0	0.9
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	26	0.0	-0.9	24.3	1.8	0.0	0.6
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler	0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50	1	0.0	0.0	0.3	0.2	0.0	0.1
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid	14	0.0	0.0	0.0	10.6	0.0	3.4
SNAP0708	Vej transport -vejslid	7	0.0	0.0	0.0	5.6	0.0	1.8
SNAP0801	Militær	0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
SNAP0802	Jernbaner	3	0.0	-0.1	3.1	0.2	0.0	0.1
SNAP080402	National søfart	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080501	National LTO (start og landing, <	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080502	International LTO (start og landing, <	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	2	0.0	-0.1	1.6	0.5	0.0	0.2
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 – in-	7	0.0	-0.2	4.4	1.8	0.0	0.6
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og	1	0.0	0.0	0.5	0.3	0.0	0.1
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv af-faldsforbrænding	5	0.6	0.0	0.6	2.8	0.0	0.9
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	1	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.1
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	7	0.0	-0.3	6.5	0.9	0.0	0.3
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.0	0.2
Total	Odense Kommune (alle kilder i	386	6	-8	199	143	0	46

De samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 129 mio. kr. Heraf udgør personbiler 51 mio. kr., varebiler 29 mio. kr. og busser og lastbiler 26 mio. kr. samt motorcykler 1 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej-, dæk- og bremseslid udgør 21 mio. kr. for hele vejtrafikken, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 112 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger med 101 mio. kr. og kun 11 mio. kr. inden for handel, service, landbrug mv. De eksterne omkostninger er således omtrent lige store for vejtrafik og brændefyring.

De eksterne omkostninger fra kraftværker mv. er også betydelige med samlede eksterne omkostninger på 75 mio. kr.

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 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 er kompenseret ved at lægge et bidrag til for estimeret manglende partikelmasse (formodes hovedsageligt at være vand bundet i partiklerne).

Nærværende opgørelse er baseret på input for et bestemt år vedrørende meteorologi (2019). 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

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

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

En væsentlig del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-responsfunktioner, som anvendes for NO_2 . For kronisk mortalitet relateret til kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af

kvælstofdioxid over $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der medtages ved beregning af helbredseffekterne. Denne tærskel er derfor implementeret i EVA-systemet, hvor koncentrationerne af kvælstofdioxid beregnes med UBM-modellen med geografisk opløsning på $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$. Der er dog væsentlig usikkerhed forbundet med denne tærskelværdi på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og denne usikkerhed har væsentlig indflydelse på resultaterne.

Det Europæiske Miljøagentur har i de tre seneste årsopgørelser i beregningerne af antallet af for tidlige dødsfald for NO_2 anvendt en tærskelværdi på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og samtidigt medtaget en følsomhedsberegning for NO_2 med en tærskelværdi på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EEA, 2017;2018;2019). I det seneste beregnede år (2016) stiger antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO_2 med omkring en faktor 3,5, hvis en tærskelværdi på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ anvendes i forhold til $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (EEA, 2019).

En mindre tærskelværdi for NO_2 vil have stor indflydelse på beregning af antallet af for tidlige dødsfald henført til kvælstofdioxid for Danmark og for Odense Kommune. Antallet af tilfælde af for tidlige dødsfald i hele Danmark vil blive væsentligt større (ca. 6.600 for tidlige dødsfald), hvis en tærskelværdi på 0 benyttes, i forhold antallet af for tidlige dødsfald, når tærskelværdien på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ benyttes (ca. 4.200 for tidlige dødsfald), hvilket svarer til over 50% flere for tidlige dødsfald, som potentielt kan tilskrives NO_2 .

Såfremt der benyttes en lavere tærskelværdi end $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vil alle kilder, som bidrager væsentligt til NO_x -emissioner få større relativ vægt. Det gælder fx trafik i forhold til brændeovne. I nærværende studie er trafik og brændeovne de største lokale emissionskilder og omtrent lige store. De vil også være de største kilder ved anvendelse af en lavere tærskelværdi, hvor trafik dog vil betyde relativt mere.

Konklusionen er, at der er væsentlig usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald henført til tærskelværdien for NO_2 , men der er pt. konsensus om, at der ikke er tilstrækkeligt videnskabeligt grundlag for at benytte en lavere tærskelværdi, end den der er benyttet i denne rapport.

For beregningerne af for tidlige dødsfald ved korttidseksposering for ozon benyttes en parameter (SOMO35), som er anbefalet af WHO og som har vist en sammenhæng med dødeligheden (SOMO35 står for "sum of means over 35 ppb" og er summen hen over et år beregnet ud fra den daglige maksimum 8 timers glidende middel). Der er indikationer på, at SOMO10 måske skal benyttes i stedet for. Dette ville bevirke at bidraget fra emissioner fra Odense Kommune til kommunen selv ville blive mindre, da bidraget til ozon relaterede dødsfald er negativt. Det er dog ikke sandsynligt, at SOMO35 vil blive udskiftet med SOMO10 som anbefaling af WHO i de kommende år, da det kræver mere evidens.

Værdisætning

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

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

7.2 Farlighed af partikler

Der er stor usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der giver de største helbredseffekter og om der er en forskel. På baggrund af det internationale videngrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer ($PM_{2,5}$ opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne. Dvs. det er antaget, at alle partikler under $2,5\ \mu m$ har samme helbredseffekt for samme masse, uanset størrelse og kemisk sammensætning. Såfremt beregningen af helbredseffekter af partikelstørrelse eller kemisk sammensætning ville det have betydning for, hvor meget de forskellige emissionskilder tillægges at bidrage til det totale antal for tidlige dødsfald.

Generelt undervurderer regionale luftkvalitetsmodeller den samlede partikelmasse, når modelberegninger sammenlignes med målinger. Dette kaldes også for mass-closure problemet. I DEHM modellen er den manglende masse fastsat til 32% af den modellerede partikelmasse baseret på analyse af modelresultater og målinger. Den manglende masse formodes 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.

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

Nogle studier indikerer (Rohr & Wyzga 2012), at kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbredsskadelige end ikke-kulstofholdige partikler, fx de uorganiske sekundære partikler (dvs. uorganiske partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Disse indikationer peger i retning af, at kulstofholdige partikler (BC/EC, SOA) er mere skadelige end partikler som gennemsnit. Hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder inden for Odense Kommune vil give et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i Odense Kommune, i forhold til kilder

længere væk, end de nuværende antagelser. Det vil dog ikke ændre på konklusionen om, at vejtrafik og brændeovne vil være de største kilder til helbredseffekterne i Odense Kommune fra kilder inden for Odense Kommune, da disse to emissionssektorer allerede er de primære kilder til kulstofholdige partikler.

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

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

7.3 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder

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

I et dansk studie med udgangspunkt i Kost-Kræft-Helbred kohorten har man undersøgt sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening over tid og udviklingen af alle dødsfald, og særsomt dødsfald relateret til hjerte-/kredsløbssygdomme (Raaschou-Nielsen et al., 2012; Ellermann et al., 2014). Eksponeringsindikatoren var gadekoncentrationen af NO₂, som blev beregnet med DCE's AirGIS-modelsystem for adresser fra 1971 og frem. Det er muligvis ikke NO₂ som sådan, der giver helbredseffekterne, men NO₂ kan, i dette studie, ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhoørende risikofaktorer, bl.a. støj ved bopælen. Studiet viste en 8% stigning i risikoen for alle dødsfald per 10 µg/m³ stigning i NO₂-koncentrationen og endnu større stigning (16%) for hjerte-kredsløbssygdomme. Hvis man lægger dette til grund for beregning af helbredseffekterne, vil der ikke være tale om flere for tidlige dødsfald pga. eksponering for NO₂ i gaderum, men snarere om en omfordeling af kilderne til de for tidlige dødsfald, hvor trafik vil have større vægt. I dette studie, er den samhoørende effekt fra eksponering af PM_{2,5} fra andre kilder ikke medtaget, og man kan derfor ikke på grundlag af et studie som dette konkludere, at trafikken er hovedårsagen til helbredseffekterne. Studiet viser dog, at der er en klar sammenhæng imellem forurening fra trafik og for tidlige dødsfald.

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

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

7.4 Samlet usikkerhed

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

Referencer

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

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

Brandt, J., J. 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., Frohn, L.M., Jensen, S.S., Ellermann, T. og Hertel, O. 2020. Coronakrisens effekt på omfanget af helbredseffekter relateret til luftforurening fra vejtrafik. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 9 s. Notat nr. 2020, 37. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_37.pdf

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 formandsskabet for De Økonomiske Råd til møde i Det Økonomiske Råd den 1.3.2016.

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

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

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

Ellermann, Thomas, Brandt, Jørgen, Hertel, Ole, Loft, Steffen, Jovanovic Andersen, Zorana, Raaschou-Nielsen, Ole, Bønløkke, Jakob & Sigsgaard, Torben (2014): Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 151 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 96. <http://dce2.au.dk/pub/SR96.pdf>

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

Ellermann, T., Brandt, J., Frohn, L.M., Geels, C., Christensen, J.H., Ketzel, M., Jensen, S.S., Nordstrøm, C., Nøjgaard, J.K., Nygaard, J., Monies, C., Nielsen, E, I. (2019): Luftkvalitet og helbredseffekter i Danmark, status 2018. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato: 21-08-2019.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Nygaard, J., Massling, A. (2020a): 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., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C. & Jensen, S.S. (2020b). The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 83 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 218. <http://dce2.au.dk/pub/SR360.pdf>.

Ellermann, T. & Hertel, O. (2020c). Ændring i luftkvalitet som følge af corona-krisen. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 10 s. - Notat nr. 2020|30. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_30.pdf

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Plejdstrup, M.S., Nielsen, O.-K., Gyldenkerne, S. & Bruun, H.G. (2018): Spatial high-resolution distribution of emissions to air – SPREAD 2.0. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 186 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 131. <http://dce2.au.dk/pub/SR131.pdf>

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

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

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

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

Watkiss, Paul, Steve Pye and Mike Holland (2005): CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the clean Air for Europe (CAFE) Programme. April 2005. http://www.cafecba.org/assets/baseline_analysis_2000-2020_05-05.pdf.

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

WHO (2014a): Burden of disease from Household Air Pollution for 2012. WHO 2014.

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

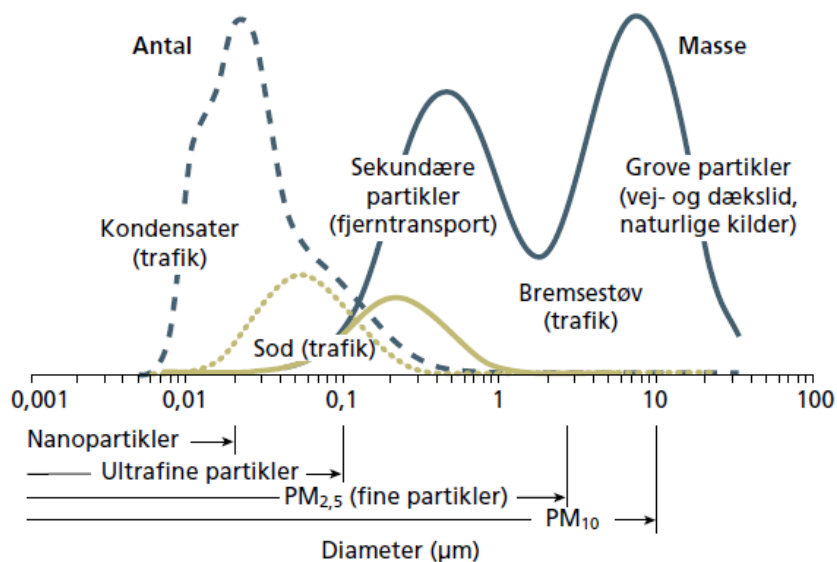
WHO (2015): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September–1 October 2015.

Bilag 1 Beskrivelse af partikler

Partikler i luften kan have vidt forskellige former og størrelser. Partiklerne kan bestå af væske eller fast stof, og de kan være alt fra kugle- og nåleformede (asbest er fx nåleformet) til uregelmæssige sammenhængende samlinger af mindre partikler. 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 $0,1\text{ }\mu\text{m}$ (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler (partikelmassen (vægten) af disse partikler betegnes $\text{PM}_{0,1}$), partikler med en diameter under $2,5\text{ }\mu\text{m}$ kaldes fine partikler ($\text{PM}_{2,5}$), mens partikler mellem $2,5$ og $10\text{ }\mu\text{m}$ i diameter betegnes grove partikler ($\text{PM}_{10} - \text{PM}_{2,5}$, hvor PM_{10} er partikler med diameter under $10\text{ }\mu\text{m}$). 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) 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 7.1. 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.
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.
PM _{25M}	Manglende partikelmasse (PM _{25M}), 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 32% 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 PM _{25M} .
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} .

[Tom side]

KORTLÆGNING AF LUFTFORURENING OG DENS HELBREDSEFFEKTER I ODENSE KOMMUNE

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Odense Kommune og dens helbredsmæssige konsekvenser. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering med niveauer for og geografisk beskrivelse af luftkvaliteten; en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, og kildernes bidrag til luftkvaliteten; samt luftforureningens helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger (eksterne omkostninger).

ISBN: 978-87-7156-538-6
ISSN: 2244-9981