



KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGEN I FREDERIKSBERG KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 342

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGEN I FREDERIKSBERG KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 342

2020

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

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 342
Titel:	Kortlægning af luftforureningen i Frederiksberg Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Lise M. Frohn, Matthias Ketznel, Morten Winther, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	2020
Redaktion afsluttet:	15. Januar 2020
Faglig kommentering:	Camilla Geels, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Frederiksberg Kommune har kommenteret rapporten http://dce2.au.dk/pub/komm/SR342_komm.pdf
Finansiel støtte:	Frederiksberg Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketznel, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. (2020): Kortlægning af luftforureningen i Frederiksberg Kommune. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 76 s. - Videnskabelig rapport nr. 342, http://dce2.au.dk/pub/SR342.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Frederiksberg Kommune og dens helbredsmæssige konsekvenser. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering med 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:	978-87-7156-440-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	76
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR342.pdf

Indhold

Indledning	5
1 Sammenfatning	6
1.1 Baggrund og formål	6
1.2 Undersøgelsen	6
1.3 Hovedkonklusioner	8
2 EVA-systemet	15
2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger	15
3 Luftkvalitetsvurdering	23
3.1 Bidrag til luftforurening	23
3.2 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger	24
3.3 Geografisk fordeling af bybaggrundskoncentrationer	25
3.4 Geografisk fordeling af NO ₂ -gadekoncentrationer	26
3.5 Indikative overskridelser af grænseværdien for NO ₂	28
3.6 Udvikling i NO ₂ -overskridelser for 98 gader i København	28
3.7 Geografisk fordeling af gadekoncentration for partikler	29
3.8 Udvikling i luftkvaliteten på målestationerne	32
3.9 Sammenligning med WHO's retningslinjer i 2018	37
3.10 Modelberegninger for 11 gader i Frederiksberg Kommune i 2018	37
3.11 Modelberegnet udvikling fra 2016 til 2030	39
4 Kildeopgørelse	42
4.1 Emissionsopgørelse	43
4.2 Kildebidrag fra Frederiksberg Kommune til Frederiksberg Kommune	45
4.3 Kildeopgørelse for NO ₂ -gadekoncentration for 98 gader i København i 2018	50
4.4 Detaljeret kildeopgørelse for NO ₂ for Jagtvej i 2018	52
4.5 Kildeopgørelse for gadekoncentrationen af partikler for 98 gader i København i 2018	53
4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg	56
5 Helbredseffekter	60
5.1 Helbredseffekter i Frederiksberg Kommune fra alle kilder	60
5.2 Helbredseffekter i Frederiksberg Kommune fordelt på lokale kilder fra Frederiksberg Kommune	62
6 Eksterne omkostninger	64
6.1 Totale eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune	64
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Frederiksberg Kommune	65
7 Diskussion af usikkerheder	67
7.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden	67
7.2 Farlighed af partikler	68
7.3 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder	69

7.4 Samlet usikkerhed	70
Referencer	71
Bilag 1 Beskrivelse af partikler	75

Indledning

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

Helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Frederiksberg Kommune beregnes ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution), som også benyttes til en kildeopgørelse, hvor luftforureningen belyses.

Kapitel 1 er sammenfatningen. Kapitel 2 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata. I kapitel 3 udføres en luftkvalitetsvurdering for Frederiksberg Kommune med geografisk beskrivelse af luftkvaliteten. 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:

Niels Kaalund Jensen, Frederiksberg Kommune (projektleder)

Sara Sigvaldason, Frederiksberg Kommune

Thomas Niebuhr, Frederiksberg Kommune

Reza Hosainzadeh, Frederiksberg Kommune

Steen Solvang Jensen, DCE

Rapporten har været præsenteret på et møde i slutningen af august 2019, hvor medlemmerne af følgegruppen har haft mulighed for at diskutere på rapporten. På mødet deltog endvidere repræsentanter for Miljø- og Fødevareministeriet, Region Hovedstaden, Københavns Kommune og Movia.

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 Frederiksberg 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 Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune i 2017. 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 for 98 gader i København, hvoraf 11 gader ligger i Frederiksberg Kommune.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune. Denne beskrivelse er baseret på data fra et nationalt datasæt, som

hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Datasættet indeholder udvalgte helbredsrelaterede luftforurenende stoffer med modelberegnedede 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 København i 2018, og sammenlignes med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Frederiksberg 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 98 gader i København, hvoraf 11 gader ligger i Frederiksberg Kommune. Endvidere redegøres for kildebidrag fra brændefyringsanlæg.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger

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

Endvidere er beregninger gennemført for hver hovedkildetype i Frederiksberg Kommune, således at det er muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder, som Frederiksberg 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-responssammenhænge 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 bybaggrundsmodellen UBM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden for Frederiksberg 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 gadeluftkvalitetsmodellen OSPM.

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

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

1.3 Hovedkonklusioner

Luftkvalitetsvurdering for modellerede bybaggrundskoncentrationer

For bybaggrundskoncentrationer af NO₂ har Frederiksberg Kommune relativt høje koncentrationer og i store sammenhængende områder, sammenlignet med bybaggrundskoncentrationer i de andre større byer i Danmark. De højeste koncentrationer er i København, men hele Storkøbenhavn har relativt høje koncentrationer.

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. Skibstrafikken i Øresund giver også et bidrag.

Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune i et mellemområde i forhold til Danmark som helhed. PM_{2,5} er indeholdt i PM₁₀, men der er også et væsentligt bidrag fra havsalt, som kommer fra havsprøjt.

Tidligere gennemførte modelberegninger for 2016 og 2030 viser en reduktion i koncentrationerne fra 2016 til 2030, hvilket både gælder for bybaggrunds- og gadekoncentrationer. Bybaggrundskoncentrationen for NO₂ falder i basisscenariet i 2030 med 22-39% i forhold til 2016 på de samme placeringer som bybaggrundsmålestationerne i de fire byer: København, Aarhus, Odense og Aalborg. PM₁₀ reduceres tilsvarende med 11-16% i forhold til 2016 og PM_{2,5} med 18-22%. For NO₂ falder den gennemsnitlige gadekoncentration for de 98 gader i København fra 29 µg/m³ i 2016 til 15 µg/m³ i 2030 i basisscenariet, PM_{2,5} falder fra 13 µg/m³ i 2016 til 10 µg/m³ i 2030, og PM₁₀ falder fra 21 µg/m³ i 2016 til 18 µg/m³ i 2030.

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

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.

Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer

Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationerne er 40 µg/m³ for NO₂. Beregningerne udført som del af Luften på din vej kan give et fingerpeg om grænseværdierne er overskredet. Derfor kaldes beregnede overskridelse for *indikative* overskridelser. Den officielle udmelding om overskridelser af grænsevæ-

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

Som det fremgår af sammenligningen mellem modelresultater og målinger, er der en vis usikkerhed på modelresultaterne (se Tabel 3.1 i rapporten). Derfor vil der også være betydelig usikkerhed på antallet af overskridelser.

De højeste koncentrationer forekommer typisk ved meget trafik og lave rejsehastigheder samt gadeslugter (lastbilprocent er antaget ens for alle bygader).

I det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet gennemføres hvert år luftkvalitetsberegninger for 98 udvalgte gader i København baseret på bedst tilgængelige trafikdata i form af trafiktællinger. Siden 2012 har der været en faldende tendens i antallet af overskridelser af NO₂-grænseværdien fra 19 til 0 i 2017, men derefter 1 i 2018 (Ellermann et al., 2019).

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

Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram

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

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

Der er 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 baggrundsstationer. Der er ikke målt overskridelser på målestationerne på H.C. Andersens Boulevard og på Jagtvej i hverken 2017 eller 2018, men der har tidligere været overskridelser.

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 også på udvalgte stationer i københavnsområdet siden 2002, selvom der ikke er en grænseværdi for antallet af partikler. Målinger gennemføres på landstation (Risø ved Roskilde), bybaggrundsstation (H.C. Ørsted Institut), H.C. Andersens Boulevard samt de seneste år også for en station i et forstadsområde (Hvidovre). Når man tæller partikler, får man et mål for ultrafine partikler (PM_{0,1} - dvs. partikler med en diameter under 0,1 mikrometer). Der er en faldende tendens i de målte koncentrationer for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Koncentrationerne af antallet af partikler er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen fra 2002 til 2015. Den faldende tendens skyldes for ga-

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

Sammenligning med grænseværdier og WHO's retningslinjer i 2018

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 retningslinjer 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).

Målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO₂.

I forhold til WHO's retningslinjer for PM_{2,5} ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og i landområder.

WHO's retningslinjer for PM₁₀ er kun overskredet i gaderne.

Emissionsopgørelse

I 2017 er NO_x den største kilde vejtransport (SNAP07) (82%), mens bidraget fra brændeovne er lille (3%). Den største kilder til partikler er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP0202) (45%). Partikelemissionen fra brændeovne mv. er omkring dobbelt så stor som for vejtransporten. 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 Frederiksberg Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Frederiksberg Kommune. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter, de enkelte emissionskilder bidrager med.

Alle kilder i Frederiksberg Kommune bidrager tilsammen med omkring 1 µg/m³ til bybaggrundskoncentrationen for NO₂, hvilket svarer til omkring 7%. Modsat gælder, at omkring 14 µg/m³ eller 91% kommer fra kilder uden for Frederiksberg Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle).

Vejtrafikken inden for Frederiksberg Kommune udgør det største bidrag med omkring 0,8 µg/m³ for NO₂ til bybaggrundsforureningen svarende til omkring 5%.

International søfart inden for 25 km er særskilt beregnet, og bidrager med omkring 0,3 µg/m³ for NO₂ eller omkring 2% af bybaggrundskoncentrationen i 2017.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Frederiksberg Kommune, er vejtransport den største kilde, da den bidrager med omkring 82% for NO₂. Brændeovne bidrager kun med omkring 3% for NO₂.

De lokale kilder i Frederiksberg Kommune udgør sammenlagt omkring 0,55 µg/m³ for PM₁₀ og 0,25 µg/m³ for PM_{2,5} (hhv. 4 % og 2 % af bybaggrundsforureningen). Modsat gælder, at omkring 15,3 µg/m³ eller 97% for PM₁₀ kom-

mer fra kilder uden for Frederiksberg Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for PM_{2,5} er 11,2 µg/m³ eller 98%.

Brændeovne udgør det største lokale bidrag til partikelforurening med 0,25 µg/m³ for PM₁₀ og 0,12 µg/m³ for PM_{2,5} svarende til hhv. 1,6 % og 1,1 % af bybaggrundsforureningen for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}.

Vejtransport udgør det andet største lokale bidrag til partikelforurening med 0,13 µg/m³ og 0,05 µg/m³ svarende til 0,8% og 0,5% af bybaggrundsforureningen for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Frederiksberg Kommune, er brændeovne mv. den største kilde, da den bidrager med 45% og 50% for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}. Den anden største kilde er vejtrafikken, som bidrager med 24% og 22% for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5}.

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

Kildebidrag til gadekoncentrationer

Der er gennemført beregninger af kildebidrag til NO₂-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018 - dvs. samme gader, som indgår i den nationale overvågning af luftkvalitet. For hver gade er beregnet gadekoncentrationen, som består af et bidrag fra regional baggrund (beregnet med DEHM), et bidrag fra byens emissioner (beregnet med UBM) og et bidrag fra trafikemissionen i de pågældende gader (beregnet med OSPM). Det koncentrationsbidrag, som trafikken i en gade giver anledning til, kaldes gadebidraget, dvs. det er gadekoncentrationen minus bybaggrundskoncentrationen.

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

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for NO₂, at personbiler bidrager mest. I gennemsnit udgør personbiler 52% af gadebidraget, varebiler udgør 26%, lastbiler udgør 6% og busser udgør 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 23%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør omkring 5% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er væsentligt højere end for person- og varebiler.

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

For Jagtvej ved målestationen er der i nærværende projekt gennemført en detaljeret opgørelse af trafikens bidrag til PM₁₀ og PM_{2,5} underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For

PM₁₀ udgør udstødning omkring 15% og ikke-udstødning omkring 85%. For PM_{2,5} er det hhv. omkring 27% og 73%.

Hvis eksempelvis al udstødning kunne fjernes (fx ved 100% elbiler) ville dette fjerne al 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 1.657 brændefyringsanlæg i Frederiksberg Kommune, hvoraf hovedparten er brændeovne. Sammenlignes den nationale fordeling på brændefyringsanlæg med fordelingen i Frederiksberg Kommune ses, at Frederiksberg Kommune har meget få kedler og pillefyr (1%) i forhold til landplan (21%), mens der er flere i kategorien andre ovne (31%) mod landsplan (5%). Den procentvise fordeling af brændeovne er omtrent den samme med 68% i Frederiksberg Kommune og 74% på landsplan.

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 varmforsyning.

For tidlige dødsfald og sygelighed

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2017 er omkring 76 i Frederiksberg Kommune på baggrund af udendørs luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder.

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

Skadevirkningerne af langtidspåvirkning af partikelforurening ophobes gennem hele livet fra fødsel til død hos alle, der er udsat for den. Langtidspåvirkningen kan være med til at fremkalde hjertekarsygdomme og luftvejslidelser. Derfor ses dødsfaldene især hos personer, der har været udsat 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 meget lille del.

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

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er tilfælde af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 71.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Frederiksberg Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser og hjerte-karsygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage).

Selvom gældende 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 Frederiksberg Kommune fordelt på lokale emissionskilder

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

Der er ca. 2 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Frederiksberg Kommune i 2017. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (76) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder, bidrager kilder i Frederiksberg Kommune til omkring 3% af alle for tidlige dødsfald i 2017. Dette betyder også, at omkring 97% af alle for tidlige dødsfald i Frederiksberg Kommune skyldes emissioner uden for Frederiksberg Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtrafik (0,8 i 2017) og brændeovne (0,8 i 2017).

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

Eksterne omkostninger pga. al luftforurening

De totale eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 1,5 milliarder kr. i 2017.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler og NO₂. Partikler omfatter primært emitterede partikler (PPM_{2,5}), sekundært dannede uorganiske partikler (nitrat, sulfat og ammonium, tilsammen kaldet SIA), sekundært dannede organiske partikler (SOA) og havsalt (SS). De eksterne omkostninger pga. partikler er i alt 1,2 milliarder kr. i 2017 og 275 mio. kr. for NO₂. Ozon og SO₂ bidrager kun med hhv. 19 og 5 mio. kr.

Ozon er ikke direkte emitteret, men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO_x, kulbrinter og CO. Ozon er helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med eksterne omkostninger.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold til fx sygelighed og sygedage.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder

De vigtigste lokale kilder i Frederiksberg Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune er vejtrafik, som står for omkring 20 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne med 14 mio.

kr. i 2017. Andre kildetyper, som giver et vist bidrag er affaldsbehandling med omkring 4 mio. kr., anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 3 mio. kr., og maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner med omkring 1,5 mio. kr.

2 EVA-systemet

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

2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger

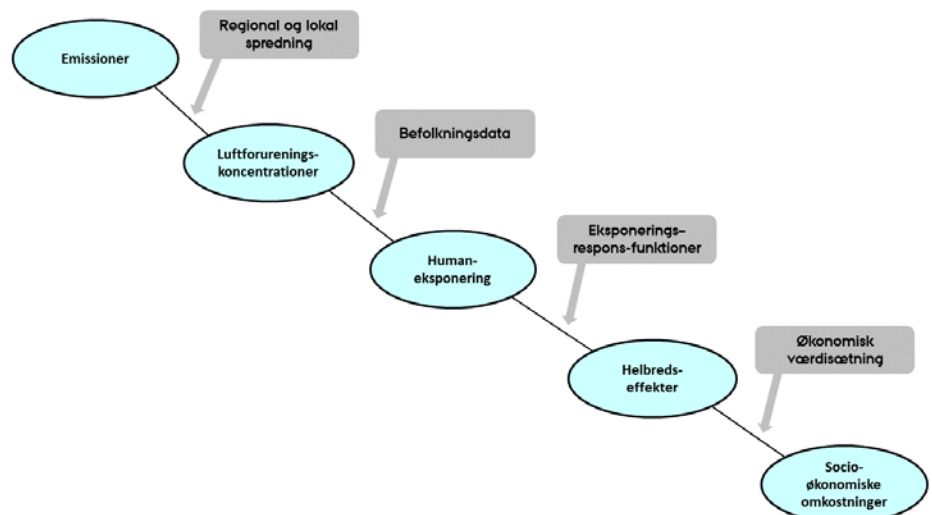
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer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

I nærværende projekt er EVA-systemet anvendt til at beregne helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune, bidrager til baggrunds-koncentrationen 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), som har høj geografisk opløsning. Der er anvendt samme model setup og tilhørende internationale og nationale emissioner og meteorologi som i modelberegninger gennemført for 2018 i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2019).

Udenlandske emissioner

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

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM. Isopren fra vegetation, som er en flygtig organisk forbindelse (NMVOC) i gasform, og som spiller en rolle for dannelse af ozon samt i dannelsen af sekundære organiske partikler. NO_x-emissioner, som dannes i atmosfæren ved lynudladninger, og emissioner af kvælstofforbindelser fra bakterielle processer i jord, har betydning for dannelse af sekundære partikler i atmosfæren i form af ammoniumpartikler og nitratpartikler. Emissioner fra skovbrande og opløst af 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 (Plejdrup & Gyldenkerne, 2018).

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

For at emissionerne fra de nationale opgørelser kan anvendes til modellering af fx luftkvalitet, er der tilføjet en geografisk komponent. Hertil er udviklet den GIS- og databasebaserede model SPREAD (Plejdrup & Gyldenkerne, 2018). I modellen behandles emissionerne på det mest disaggregerede niveau,

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

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD-modellen er p.t. implementeret i UBM-modellen, se Tabel 2.1.

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

SNAP-kode	Beskrivelse
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeverker, herunder affaldsforbrændingsanlæg
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri fx forbrænding i husholdninger og handel og service
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
SNAP07	Vejtransport
SNAP0801	Militær
SNAP0802	Jernbaner
SNAP080402	National søfart
SNAP080403	Nationalt fiskeri
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik
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, øvrige kilder i landbruget

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 Frederiksberg 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 ud over ovenstående, som ligeledes medtages i afstand op til 25 km fra Frederiksberg Kommune. Derudover er der også en kategori for det regionale baggrundsbidrag beregnet med DEHM.

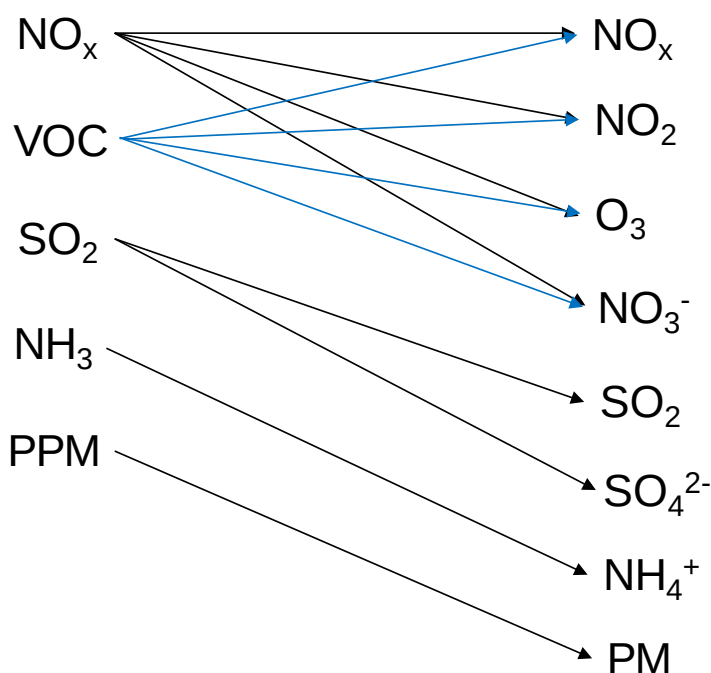
Luftforurening

De kemiske komponenter, som giver anledning til helbredseffekter, som er medtaget i EVA-systemet, er: De primært emitterede partikler (PPM_{2,5}), de sekundært dannede uorganiske partikler (SIA): SO₄²⁻ (sulfatpartikler), NO₃⁻ (ni-

tratpartikler) og NH_4^+ (ammoniumpartikler), samt SOA (sekundære organiske partikler) og havsalt (SS). Endvidere gasserne: NO_2 (kvælstofdioxid), SO_2 (svovldioxid) og O_3 (ozon).

Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x , NO_2 , O_3 , CO , SO_2 , NH_3 , VOC, mv. Den totale $\text{PM}_{2.5}$ og PM_{10} i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralsk støv, sod (black carbon i "frisk" og "ældet" form), organisk kulstof, og de sekundære uorganiske partikler i form af ammonium, sulfater og nitrater (H_2SO_4 , NO_3^- , NH_4NO_3 , NH_4HSO_4 og $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$). Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler (SOA).

Det er vigtigt at skelne imellem de stoffer, der bliver emitteret, og de stoffer som giver helbredseffekter, og hvordan de relateres til hinanden. Disse forhold er simplificeret beskrevet i Figur 2.2.



Figur 2.2. Forenklet oversigt over primære antropogene emissioner (venstre side) og kemiske 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).

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

Deltakoncentrationer

Mange atmosfærekemiske processer er ikke lineære, hvilket betyder, at en ændring af emissionen af et stof kan medføre endnu større ændringer i koncentrationen af andre stoffer i atmosfæren. For at vurdere den marginale ændring i den årlige middeldkoncentration, som skyldes udledningen fra en specifik kildetype, foretages beregningerne med den regionale model og bybaggrundsmodellen to gange: Med og uden emissionerne fra kilden. Denne marginale ændring kaldes delta-koncentrationen, og det er den, som anvendes til at beregne befolkningseksposeringen relateret til den specifikke kilde, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Befolkningsdata

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

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 funktion, 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.

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;2014b). Af betydning for resultaterne er endvidere, at WHO særskilt har identificeret eksponerings-responsfunktioner for akut mortalitet for PM_{2,5} og NO₂ mod tidligere kun SO₂ og ozon. De tabte leveår ved kronisk mortalitet for PM_{2,5} (som følge af langtidseksponering) er herefter opgjort netto for akut mortalitet for derved at imødegå eventuelle dobbelttællinger. 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. Helbredsseffekter i EVA5.2. De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra Andersen *et al.* (2019).

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

⁺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 er lige farlige, idet PM_{2,5} anvendes som indikator for partikler.

Meteorologiske data

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

Beregningsår

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

3 Luftkvalitetsvurdering

I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Frederiksberg 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 Frederiksberg 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).

Endvidere opsummeres udviklingen i luftkvaliteten fra målestationerne i Frederiksberg Kommune for at vise udviklingen siden 2012.

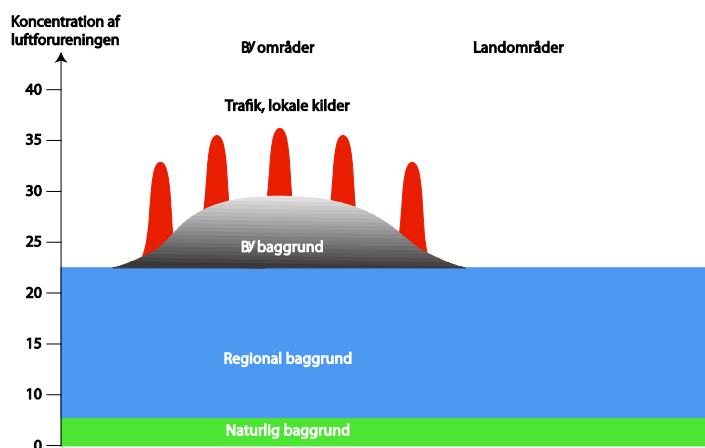
Det er valgt at fokusere på NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀, som indgår i Luften på din vej. PM_{2,5} og PM₁₀ er hhv. massen af partikler med en diameter under 2,5 og 10 mikrometer. NO₂ er en god indikator for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for 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 helbredsmæssige belastning i EVA-systemet.

Endvidere opsummeres detaljerede luftkvalitetsberegninger for 2018 for 98 gader i København, herunder for Frederiksberg Kommune baseret på beregninger gennemført under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (luftdelen af NOVANA-programmet).

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).

3.1 Bidrag til luftforurening

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 3.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – fx København, og beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. 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.



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 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
Keldsnor/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 (-4%), mens der er en større overestimering for Risø-Lille Valby (+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 PM₁₀.

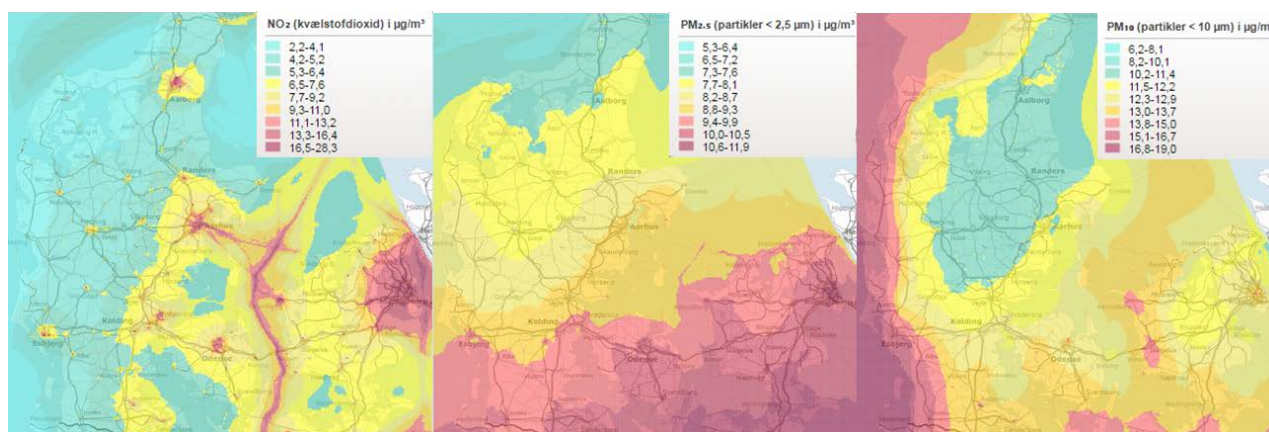
3.3 Geografisk fordeling af bybaggrundskoncentrationer

I det følgende illustreres først, hvordan luftkvaliteten er generelt i Frederiksberg Kommune i forhold resten af Danmark. Dernæst visualiseres den geografiske fordeling af luftkvaliteten i Frederiksberg Kommune. Selvom data-sættet 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.

Frederiksberg 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. NO₂, PM_{2,5}, og PM₁₀ baseret på hjemmesiden Luften på din vej (www.luftenpaadin-vej.au.dk).

For bybaggrundskoncentrationer af NO₂ har Frederiksberg Kommune relativt høje koncentrationer og i store sammenhængende områder sammenlignet med bybaggrundskoncentrationer i de andre større byer i Danmark. Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO₂, og det regionale bidrag er beskedent. Skibstrafikkens bidrag i Øresund er også tydeligt.



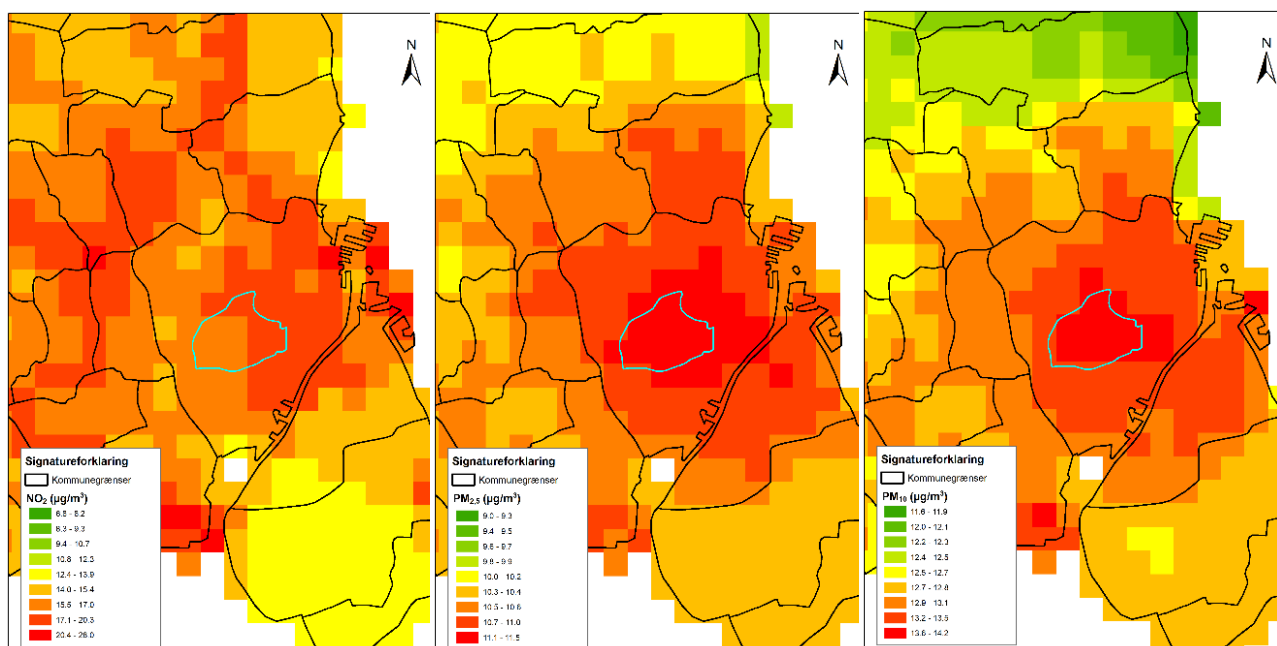
Figur 3.2. Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO₂ (venstre), PM_{2,5} (midt for), og PM₁₀ (højre).

Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune i et mellemområde. $\text{PM}_{2,5}$ er indeholdt i PM_{10} , men der er også et væsentligt bidrag fra havsalt. Dette ses tydeligt som høje koncentrationer på vestkysten af Jylland samt til dels på vestkysten af Sjælland pga. den dominerende vindretning fra sydvest.

Fordeling i Frederiksberg Kommune

I Figur 3.3 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Frederiksberg Kommune for hhv. NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$, og PM_{10} .



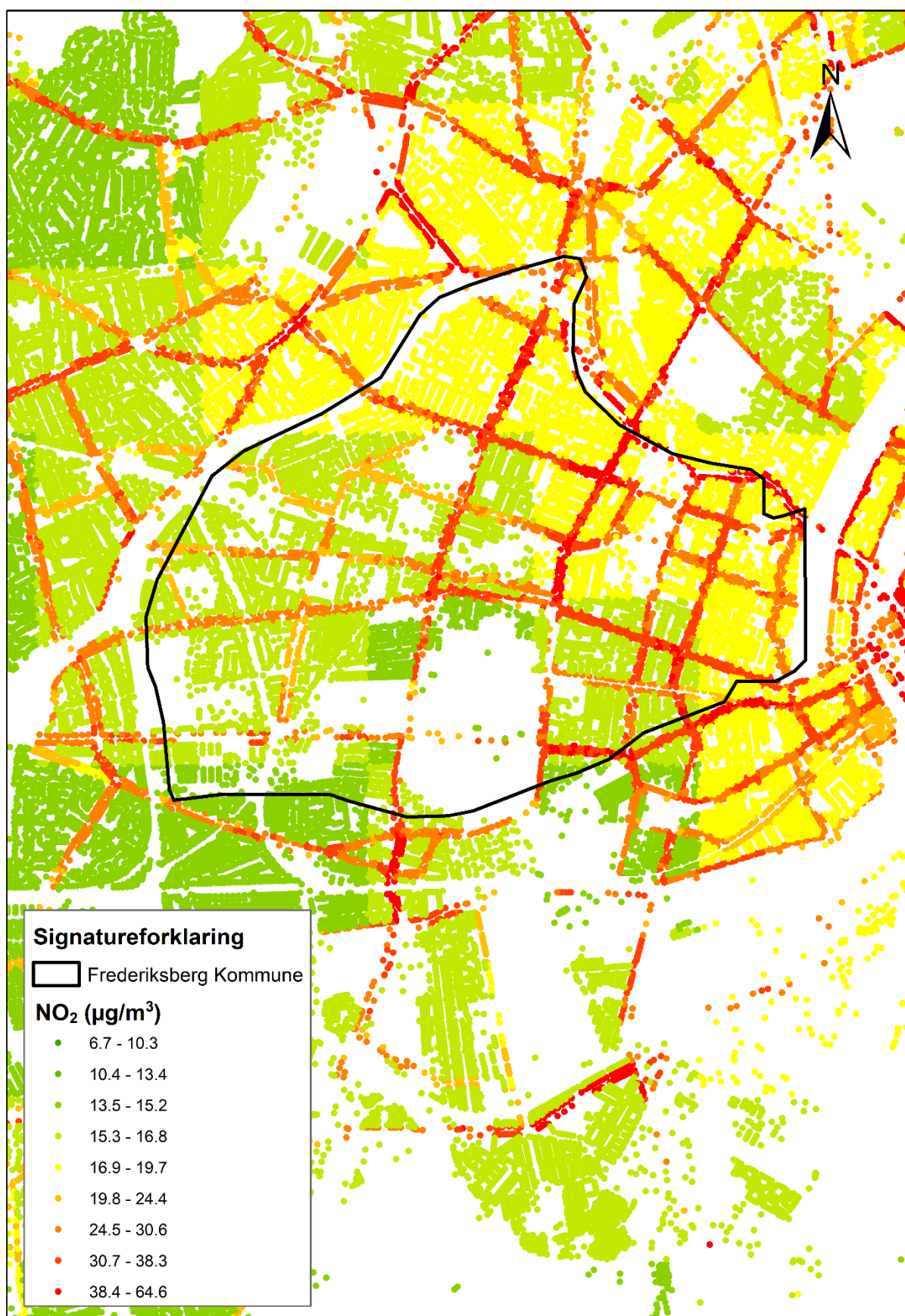
Figur 3.3. Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Frederiksberg Kommune (kommunegrænse markeret med blå) for hhv. NO_2 (venstre), $\text{PM}_{2,5}$ (midt for), PM_{10} (højre).

Der er meget lille geografisk variation af bybaggrundskoncentrationerne af NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} i Frederiksberg Kommune.

En tidligere undersøgelse for Region Hovedstaden har vist, at der er en enkelt punktkilde i Frederiksberg Kommune (Jensen et al. 2018b), som er kategoriseret som en "større punktkilde". I forhold til andre kilder i Hovedstadsområdet har den emissioner i den lavere ende af skalaen, og den udgør derfor ikke et meget væsentlig kilde. Punktkilden er fjernvarmecentralen "Central-kommunernes Transmissionsselskab".

3.4 Geografisk fordeling af NO_2 -gadekoncentrationer

I Figur 3.4 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for NO_2 som årsmiddelværdi i 2012 i Frederiksberg Kommune. Det ses, at de højeste NO_2 -koncentrationer er på trafikerede gader langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene. For adresser, som ikke ligger langs Landstrafikmodellens vejnet tildeles adresserne bybaggrundsforureningen inden for den pågældende 1 km x 1 km gittercelle, og derfor kan man også ane mønsteret af gittercellerne i kortet.



Figur 3.4. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO₂ som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.

3.5 Indikative overskridelser af grænseværdien for NO₂

Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen er 40 µg/m³ for NO₂. Beregningerne udført som del af Luften på din vej kan give et fingerpeg om grænseværdierne er overskredet. Derfor kaldes beregnede overskridelser for *indikative* overskridelser. Den officielle udmelding om overskridelser af grænseværdier foretages dog i forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2019).

Som det fremgår af sammenligningen mellem modelresultater og målinger, er der en vis usikkerhed på modelresultaterne (se tidligere Tabel 3.1). Derfor vil der også være betydelig usikkerhed på antallet af overskridelser. Ideelt set bør beregnede overskridelser derfor følges op af en vurdering af, hvor repræsentativ beregningen er, ved yderligere at kvalitetssikre inputdata det pågældende sted eller evt. indhente supplerende oplysninger fra kommunen, som fx data om trafik.

Der er 1.123 overskridelser af grænseværdien for NO₂ i 2012 i hele datasættet for Luften på din vej (grænseværdi regnet som 40,5 µg/m³). Der forekommer kun overskridelser i København og omegn, Aarhus, og Aalborg. Antallet af indikative overskridelser for NO₂ i 2012 i Frederiksberg Kommune er 153 adressepunkter. Maksimumkoncentrationen er beregnet til 51,6 µg/m³.

Som vi skal se senere, er de målte koncentrationer faldet siden 2012, således at der ikke er målt overskridelser af grænseværdien for NO₂ siden 2017, og heller ikke beregnet overskrivelser i Frederiksberg Kommune siden 2012.

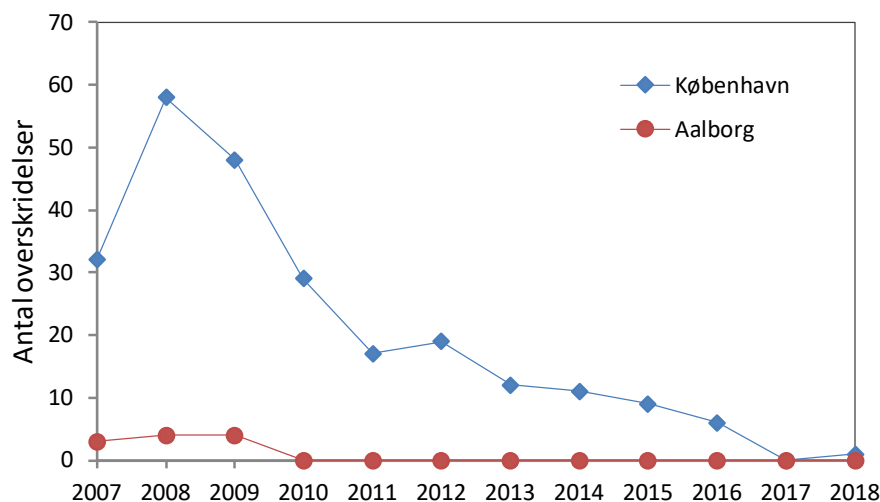
3.6 Udvikling i NO₂-overskridelser for 98 gader i København

I Figur 3.5 er vist udviklingen i beregnede antal overskridelser af NO₂-grænseværdien på 40 µg/m³ for udvalgte gader i København og Aalborg under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018; 2019).

I København omfatter analysen 138 gader i perioden 2007 til 2010, og 98-99 gader de følgende år. Reduktion i antallet af gader fra 2011 og fremefter er gennemført for bedre at matche placering af udvalgte gader med placeringer af manuelle trafiktællinger. I Aalborg omfatter analysen 32 gader fra 2007 til 2010, og 31 gader fra 2011 til 2015.

I København er antallet af overskridelser faldet fra 19 i 2012 til 0 i 2017, men derefter 1 i 2018. Da Luften på din vej er baseret på data fra 2012, kan der også forventes et fald i antallet af beregnede overskridelser af NO₂-grænseværdien, hvis beregninger blev genregnet med data fra 2018.

11 ud af de 98 gader ligger i Frederiksberg Kommune. Der er ikke beregnet overskridelser af NO₂-grænseværdien for disse gader i Frederiksberg Kommune i 2012 eller siden.



Figur 3.5. Udviklingen i beregnede antal overskridelser af NO₂-grænseværdien på 40 µg/m³ for udvalgte gader i København og Aalborg under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018; 2019).

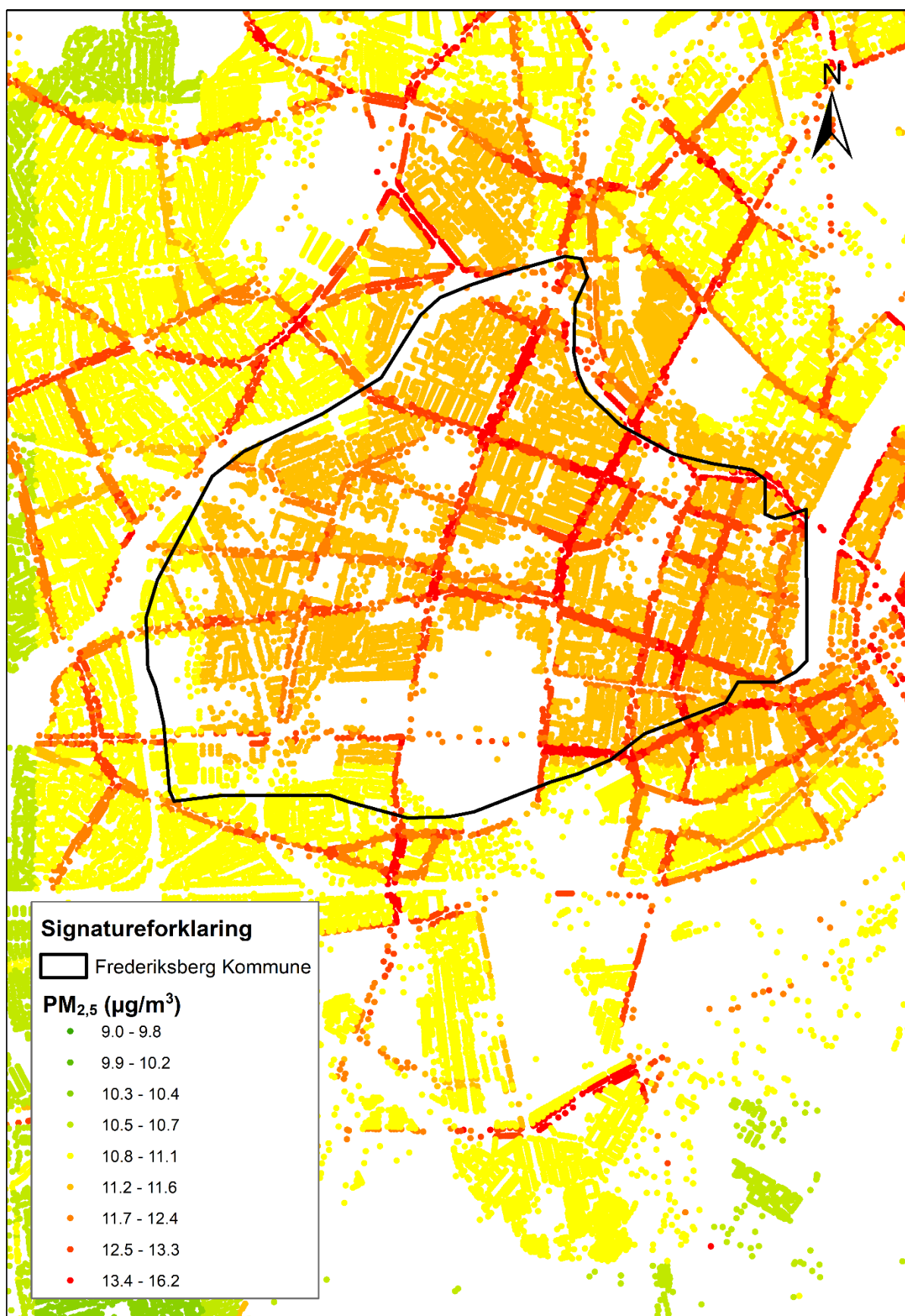
3.7 Geografisk fordeling af gadekoncentration for partikler

I Figur 3.6 og Figur 3.7 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for hhv. PM_{2,5} og PM₁₀ som årsmiddelværdi i 2012 fra Luften på din vej i Frederiksberg Kommune.

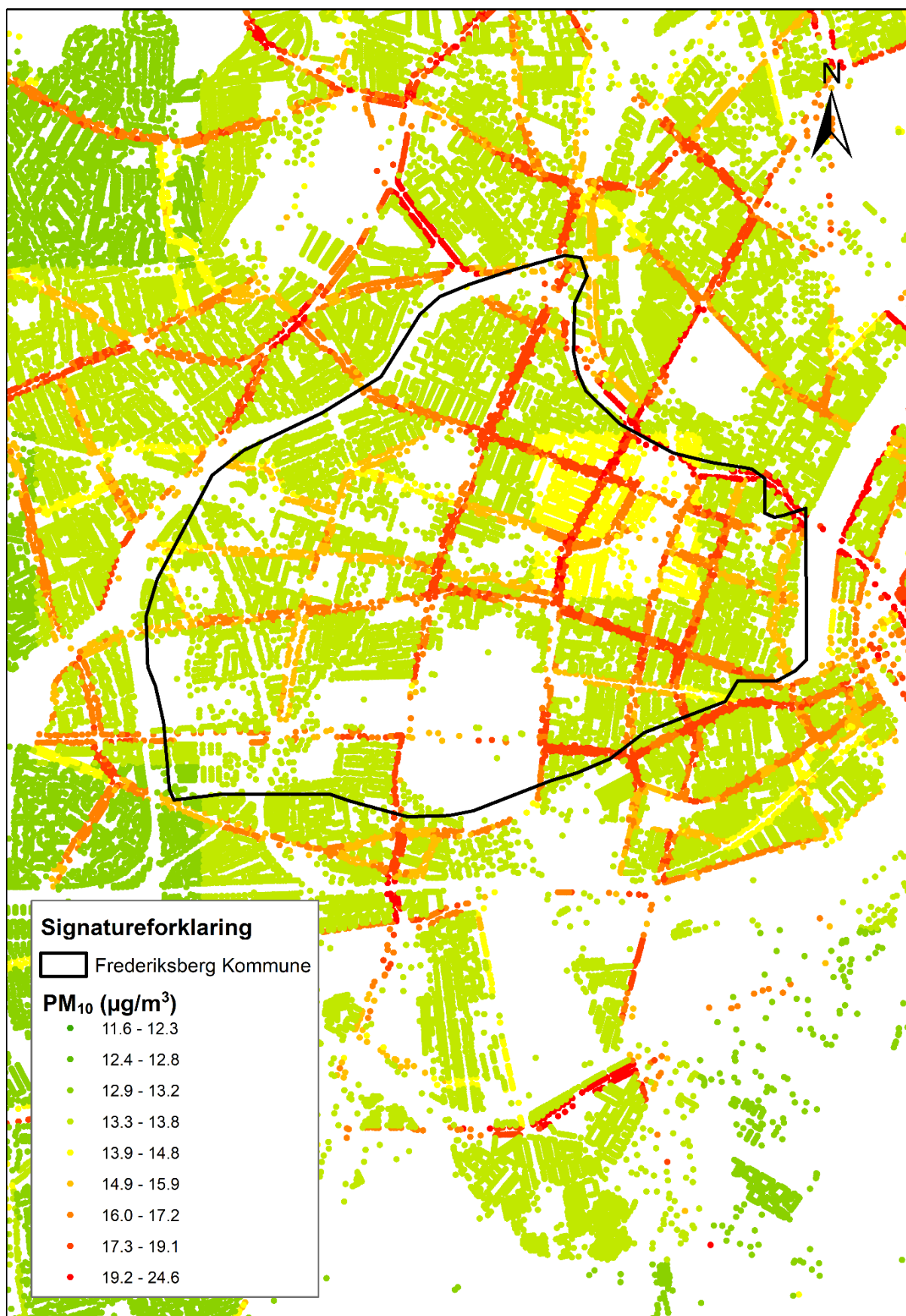
Det ses, at den geografiske fordeling minder meget om hinanden for PM_{2,5} og PM₁₀, da PM_{2,5} er en del af PM₁₀. Som for NO₂ er de højeste gadekoncentrationer også langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene.

Koncentrationsniveauet for PM_{2,5} er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m³, og det samme gælder for PM₁₀, hvor grænseværdien er 40 µg/m³.

Sammenligninger mellem beregnede gadekoncentrationer for PM_{2,5} og PM₁₀ og målinger fra de 5 gadestationer i Danmark for 2012 viser, at modellen underestimerer med -23% til -7% for PM_{2,5} og -36% til -22% for PM₁₀ (Jensen et al., 2017). Selvom man tager hensyn til denne underestimering, forventes der ikke overskridelser af grænseværdierne for PM_{2,5} og PM₁₀.



Figur 3.6. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM_{2,5} som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.



Figur 3.7. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM₁₀ som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.

3.8 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 ud fra udviklingen på målestationerne (Ellermann et al., 2019).

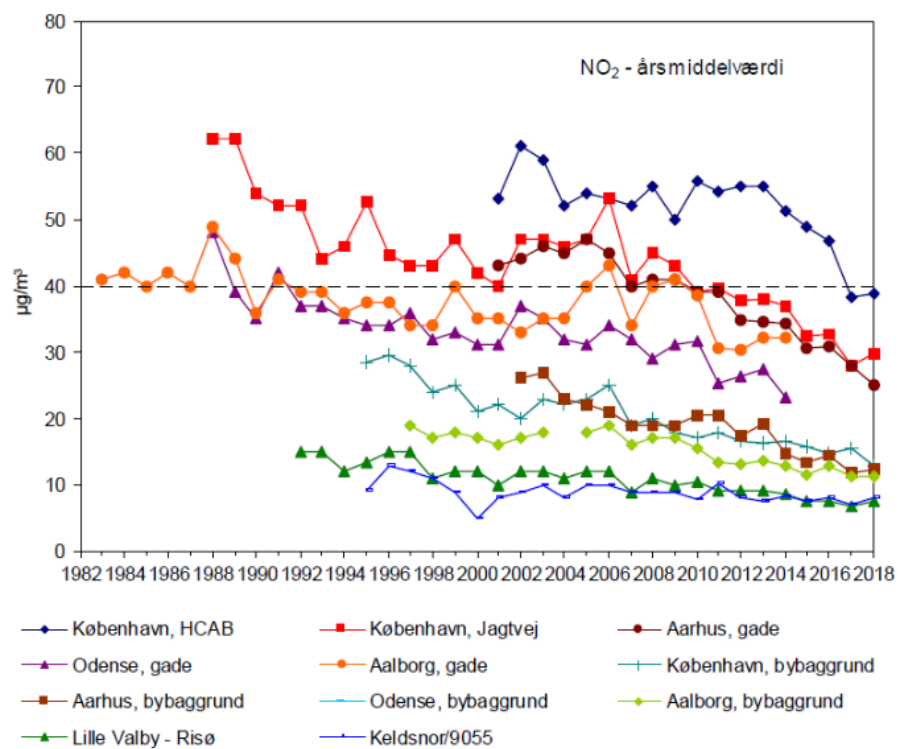
Udvikling i målinger af NO₂

I Figur 3.8 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af NO₂ for målestationer i Danmark. I Københavnsområdet er der to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation: H.C. Ørsted Institut-tet/1259 samt en regional station: Lille Valby-Risø. Stationernes placering, målte stoffer, resultater mv. er nærmere beskrevet på hjemmesiden <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/>.

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

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

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



Figur 3.8. Udviklingen i årsmiddelværdien af NO_2 for målestationer i Danmark. NO_2 -målestationer i københavnsområdet er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard (HCAB) og Jagtvej, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institut, samt en regional station ved Lille Valby-Risø. Stigningen i koncentrationen på H. C. Andersens Boulevard i 2010 skyldes nedlæggelse af en busbane, hvilket flyttede trafikken tættere på målestationen. Faldet i 2017 skyldes flytning af målestationen, således at afstanden til vejbanerne blev reetableret set i forhold til situationen før busbaneændringen (Ellermann et al., 2019).

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

I Figur 3.9 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af $\text{PM}_{2,5}$ for målestationer i Danmark.

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

I 2018 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$, på Jagtvej $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Institut er $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$, bybaggrundskoncentrationen i forstaden i Hvidovre er $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og de regionale koncentrationer ved Lille Valby-Risø er $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

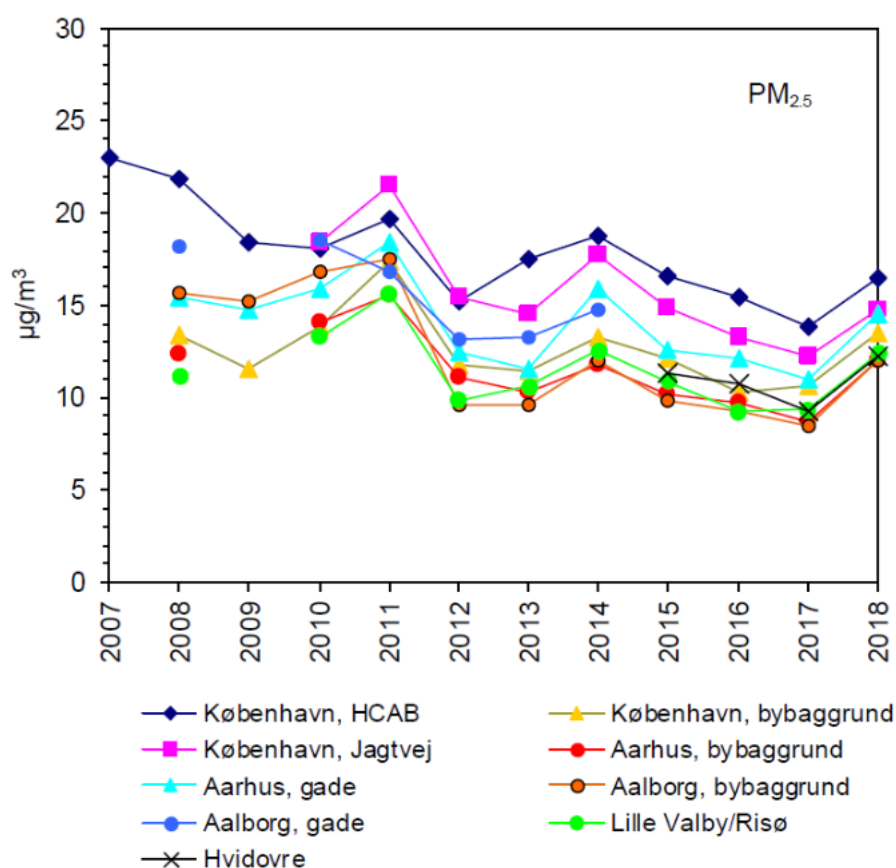
Trafikkens bidrag til $\text{PM}_{2,5}$ -koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og på Jagtvej omkring $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Der er således et meget stort baggrundsbidrag, og trafikken i gaderne bidrager forholdsvis lidt til gadekoncentrationer.

Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfilter, 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 NO₂ lavere danske og udenlandske emissioner.

PM_{2.5} har ikke været målt med samme instrumenttype i gennem hele perioden, hvilket forklarer noget af variationen mellem årene.

For PM_{2.5} ses en ensartet stigning fra 2017 til 2018 for de danske målestationer. Denne stigning er en følge af naturlige variationer i de meteorologiske forhold mellem de to år, hvor 2018 havde forholdsvis lidt nedbør og dermed mindre våddosition af partikler fra luften.



Figur 3.9. Udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{2.5} for målestationer i Danmark. Målestationer i københavnsområdet med PM_{2.5}-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institut/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

PM₁₀

I Figur 3.10 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM₁₀ for målestationer i Danmark.

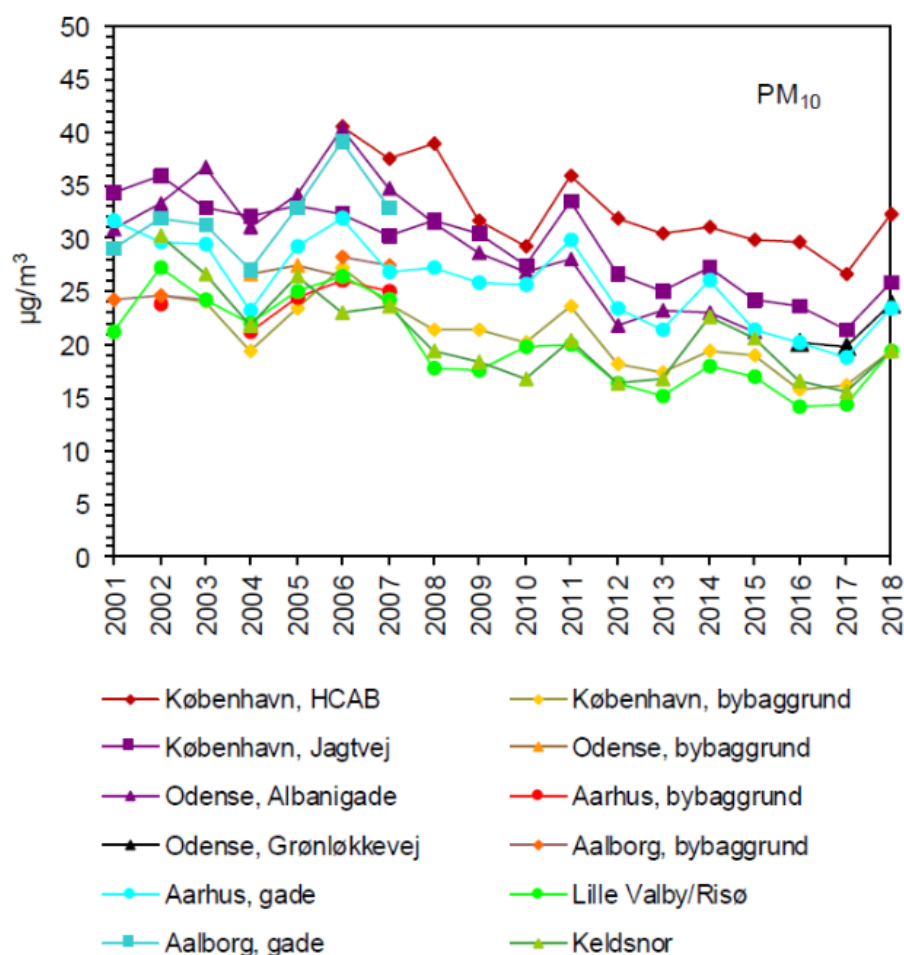
Der er en faldende tendens i PM₁₀-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund-, og regionalstationer. Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner. Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af at flere biler får fx partikelfiltre. Men ikke-udstødningsbidraget er endnu større for 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 2018 er gadekoncentrationen $31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej. Der blev målt $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Institutet og $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på den regionale station Lille Valby-Risø. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Trafikkens bidrag til PM_{10} -koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og på Jagtvej omkring $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (forskellen mellem gade- og bybaggrundsstationen). 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} .

PM_{10} har ikke været målt med samme instrumenttype i gennem hele perioden, hvilket forklarer noget af variationen mellem årene.

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 3.10. Udviklingen i årsmiddelværdien af PM_{10} for målestationer i Danmark. Målestationer i københavnsområdet med PM_{10} -målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, samt en regional station Lille Valby-Risø.

Partikelantal

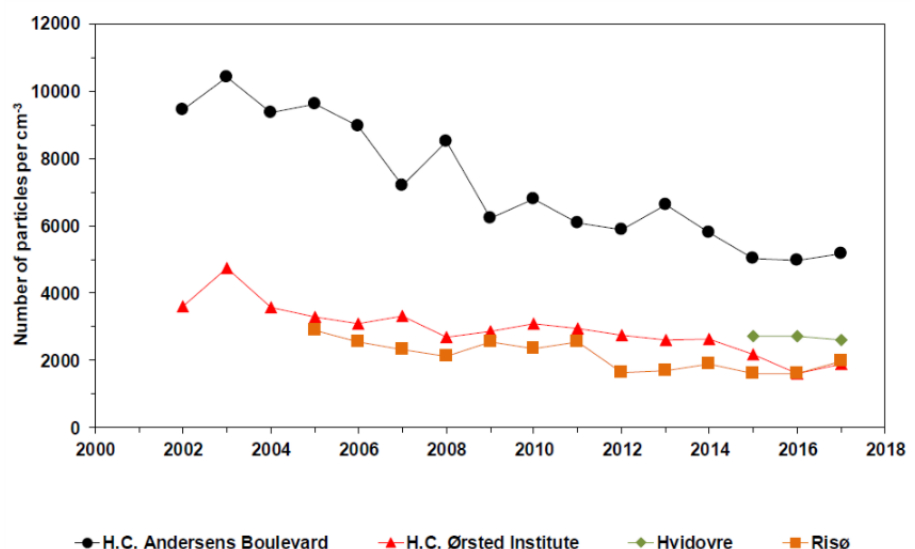
I Figur 3.11 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler pr. kubikcentimeter for målestationer i Danmark, som alle er placeret i københavnsområdet. De seneste publicerede data er fra 2017.

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

Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrunds- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen. 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 2017 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard omkring 6.000 partikler pr. kubikcentimeter, bybaggrundskoncentrationen på H.C. Ørsted Institut og den regionale station på Lille Valby-Risø på omkring 2.000, mens forstadsstationen i Hvidovre er på omkring 3.000, sandsynligvis forbi den er påvirket af brænderøg. Det er ingen grænseværdier for antallet af partikler.

Trafikkens bidrag til koncentrationen af antallet af partikler på H.C. Andersens Boulevard er omkring 4.000 partikler pr. kubikcentimeter (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne. På denne måde viser antallet af partikler samme mønster som koncentrationen af NO_2 .



Figur 3.11. Udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler for målestationer i Danmark. Alle målestationer er i københavnsområdet med målinger af partikelantal på gadestationen H.C. Andersens Boulevard/1103, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institut/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015.

3.9 Sammenligning med WHO's retningslinjer i 2018

I Tabel 3.2 sammenlignes målte koncentrationer fra 2018 i københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2018). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at 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 København i 2018.

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

Målestationer i trafikerede gader er de to stationer beliggende på H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, bybaggrundsmålingen er foretaget på taget af H.C. Ørsted Institut, og for landområder er det en målestation ved Risø nord for Roskilde.

Der sker ikke overskridelser af EU's grænseværdier for luftkvalitet i 2018.

I forhold til WHO's retningslinjer er:

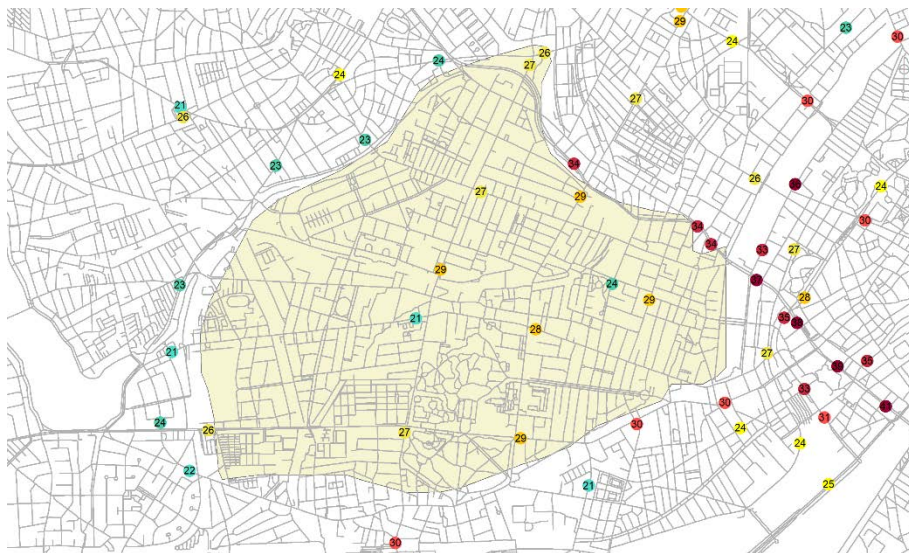
- WHO's retningslinjer lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM_{2,5} og halvdelen for PM₁₀, mens de er ens for NO₂.
- Målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO₂.
- WHO's retningslinjer for PM_{2,5} overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og i landområder.
- WHO's retningslinjer for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

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

3.10 Modelberegninger for 11 gader i Frederiksberg Kommune i 2018

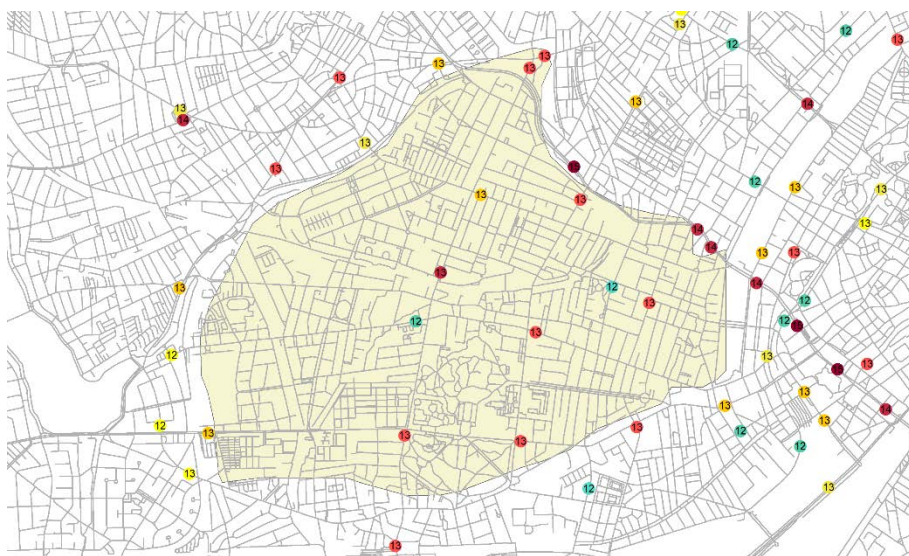
I det følgende opsummeres resultaterne af modelberegninger på gader i København under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet for 2018. Beregningerne er baseret på modelkæden DEHM, UBM og OSPM (Ellermann et al., 2019). Fokus er på de 11 gader, som ligger i Frederiksberg Kommune.

I Figur 3.12 er vist årsmiddelværdier af NO₂ i 2018. I Frederiksberg Kommune ligger koncentrationer fra 21 til 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er under grænseværdien på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



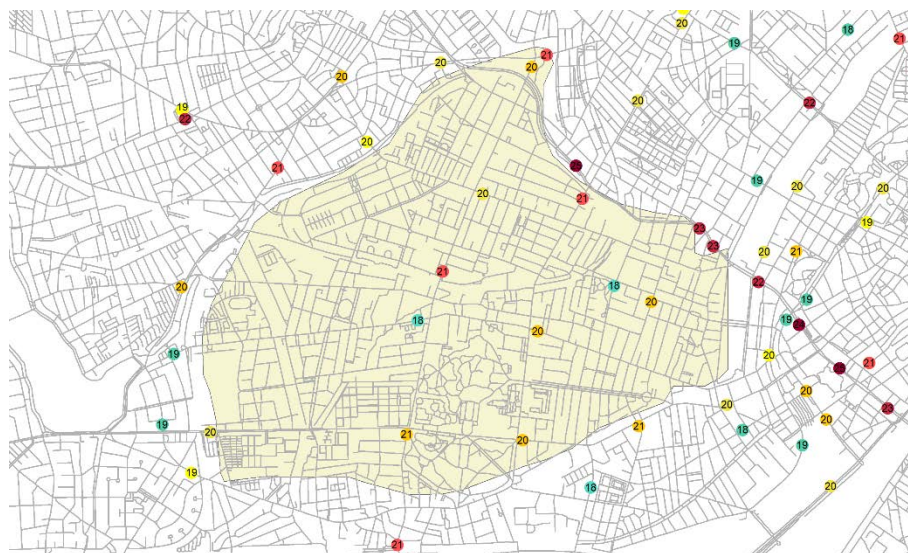
Figur 3.12. Årsmiddelværdier af NO_2 i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Tallene i prikkerne er afrundede heltal for koncentrationen. Frederiksberg Kommune er markeret med beige baggrund. Enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Figur 3.13 er vist årsmiddelværdier af $\text{PM}_{2.5}$ i 2018. I Frederiksberg Kommune ligger koncentrationer fra 12 til 13 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er under grænseværdien på 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 3.13. Årsmiddelværdier af $\text{PM}_{2.5}$ i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Tallene i prikkerne er afrundede heltal for koncentrationen. Frederiksberg Kommune er markeret med beige baggrund. Enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Figur 3.14 er vist årsmiddelværdier af PM_{10} i 2018. I Frederiksberg Kommune ligger koncentrationer fra 18 til 21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, hvilket er under grænseværdien på 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 3.14. Årsmiddelværdier af PM_{10} i 2018 beregnet med modelkæden DEHM, UBM og OSPM under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Tallene i prikkerne er afrundede heltal for koncentrationen. Frederiksberg Kommune er markeret med beige baggrund. Enhed $\mu g/m^3$.

I afsnit 4.3 til 4.5 er der en detaljeret beskrivelse af kildebidragene, dvs. hvor meget trafikken i gaderne bidrager (gadebidraget), hvor meget byen bidrager (bybaggrundsbidrag) og hvor meget kilder i det øvrige Danmark og udland bidrager (regionalt bidrag). Endvidere er gadebidraget underopdelt på de forskellige køretøjskategorier.

3.11 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 gadekoncentrationerne med DEHM/UBM/OSPM med udgangspunkt i energiscenarier opstillet af Energistyrelsen (Jensen et al., 2018). 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. Baseret på scenarierne angives udviklingen i koncentrationerne beregnet med modellerne for 2016, 2020 og 2030.

Udviklingen i regionale koncentrationer

De regionale koncentrationer af $PM_{2,5}$ beregnet med DEHM forventes som gennemsnit for hele Danmark at blive reduceret med hhv. 9% og 20% i 2020 og 2030 i forhold til 2016, og for PM_{10} med hhv. 6% og 15% samt 11% og 25% for NO_2 i basisfremskrivningen.

I det alternative scenarie er de procentvise reduktioner lidt større i 2020 og 2030 i forhold til basisfremskrivningen, hvilket afspejler at emissionerne er lidt lavere i det alternative scenarie.

Udvikling i baggrundskoncentrationer med høj opløsning

De gennemsnitlige baggrundskoncentrationer for de 5 regioner i Danmark er også beregnet med DEHM/UBM for basisfremskrivningen og det alternative scenarie. Beregningerne er her baseret på en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, dvs. en højere opløsning, end hvis kun DEHM indgår i beregningerne.

Som forventet er koncentrationerne højere ved den højere opløsning. Det skyldes, at den højere geografiske opløsning i emissionerne bedre kan afspejles i UBM-modellen, hvor den medfører højere variation i koncentrationerne, i modsætning til DEHM-beregningerne, som grundet den lidt lavere opløsning giver mere udglattede koncentrationer, også selvom der er høj geografisk opløsning i emissionerne.

For basisfremskrivningen viser resultaterne, at baggrundskoncentrationerne med høj opløsning af $PM_{2,5}$ forventes at blive reduceret for de 5 regioner med hhv. 8-11% og 18-20% i 2020 og 2030 i forhold til 2016, og for PM_{10} med hhv. 5-8% og 12-16% samt hhv. 6-14% og 14-31% for NO_2 . Intervallerne afspejler, at de procentvise reduktioner er forskellige fra region til region.

I det alternative scenarie er de procentvise reduktioner lidt større i 2020 og 2030 i forhold til basisfremskrivningen, hvilket afspejler, at emissionerne er lidt lavere i det alternative scenarie. $PM_{2,5}$ forventes at blive reduceret for de 5 regioner med hhv. 10-13% og 23-27% i 2020 og 2030 i forhold til 2016, og for PM_{10} med hhv. 7-10% og 15-20% samt hhv. 7-15% og 15-34% for NO_2 . Det alternative scenarie anses for det mest sandsynlige fremtidsscenarie (Jensen et al., 2018).

Udviklingen i bybaggrundskoncentrationerne i 4 byer

Bybaggrundskoncentrationen for NO_2 falder i basisscenariet i både 2020 og 2030 med hhv. 13-17% og 22-39% i forhold til 2016, når bybaggrundsmålestationerne i de fire byer København, Aarhus, Odense og Aalborg betragtes. PM_{10} reduceres tilsvarende med hhv. 6-7% og 11-16% i forhold til 2016.

Den gennemsnitlige eksponeringsindikator for $PM_{2,5}$ i basisscenariet forventes at blive reduceret i intervallet hhv. 9-10% og 18-22% i 2020 og 2030 i forhold til 2016 for de fire byer. Den gennemsnitlige eksponeringsindikator (Average Exposure Indicator) bestemmes som et gennemsnit over tre år for $PM_{2,5}$ på baggrund af målte koncentrationer på bybaggrundsstationer i byer. Denne fremgangsmåde er valgt med henblik på at afspejle befolkningens eksponering. I scenarieberegningerne er indikatoren beregnet for de enkelte år (2016, 2020, 2030).

Faldet er et resultat af fald i såvel den regionale baggrundskoncentration beregnet med DEHM som Danmarks bidrag til koncentrationen beregnet med UBM.

For alle tre stoffer er der få procentpoint yderligere reduktion i bybaggrundskoncentrationerne i scenariet med yderligere tiltag.

Udviklingen i gadekoncentrationer for 98 gader i København

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.

For NO_2 falder den gennemsnitlige gadekoncentration for de 98 gader i København fra $29 \mu g/m^3$ i 2016 til $24 \mu g/m^3$ i 2020 og videre til $15 \mu g/m^3$ i 2030 i basisscenariet. Der er kun marginal forskel mellem basisscenariet og det alternative scenarie, da baggrundskoncentrationerne kun er lidt mindre i det

alternative scenarie i forhold til basisscenariet. Reduktionerne i gadekoncentrationerne er derfor drevet af reduktionen i emissionen fra trafikken i den pågældende gade.

For $PM_{2,5}$ falder den gennemsnitlige gadekoncentration fra $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2016 til $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2020 og videre til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2030 i basisscenariet.

For PM_{10} falder den gennemsnitlige gadekoncentration fra $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2016 til $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2020 og videre til $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2030 i basisscenariet.

Den procentvise reduktion for $PM_{2,5}$ og PM_{10} er ikke så stor som for NO_2 , da det kun er partikeludstødningen, som reduceres, og ikke-udstødningen i form af vejslid, dækslid og bremseslid, som udgør en langt større del end udstødningsdelen, er uændret.

For $PM_{2,5}$ og PM_{10} er der også marginal forskel mellem basisscenariet og det alternative scenarie.

Dette tyder således på, at WHO's retningslinjer for $PM_{2,5}$ på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} kunne overholdes i 2030, hvis emissionsudviklingen går som forventet og under hensyntagen til usikkerheden på modelberegningerne.

4 Kildeopgørelse

I dette kapitel beskrives en kildeopgørelse for Frederiksberg 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 kildebidragene for 98 gader i København, som også indgår i det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Heraf ligger 11 gader i Frederiksberg Kommune. Det er illustreret hvor meget bidragene er fra regional baggrund, bybaggrund og gaderne. Endvidere er koncentrationsbidraget fra køretøjskategorierne også vist.

Der vises også en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København, hvor der også er en målestation. Jagtvej er valgt, da den er mere repræsentativ for gaderne i Frederiksberg Kommune end den mere trafikerede H.C. Andersens Boulevard, som også har 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. 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.

4.1 Emissionsopgørelse

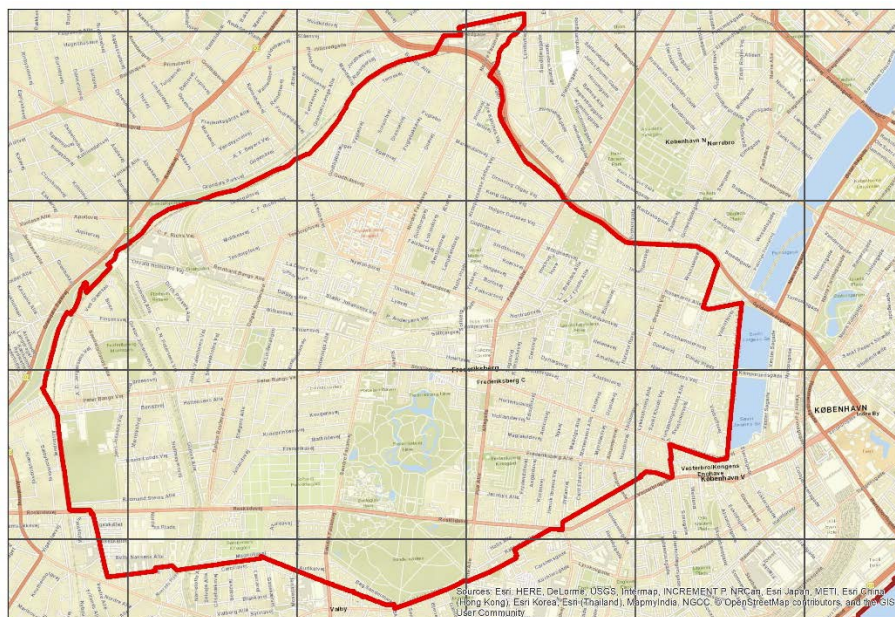
Emissionsområde

Frederiksberg Kommune er sammen med Vallensbæk Kommune de mindste kommuner i Danmark ud fra areal med blot 9 km² i geografisk udstrækning. Til gengæld er Frederiksberg Kommune en af de mest folkerige, og sammen med Københavns Kommune, de kommuner der har den højeste befolknings-tæthed.

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 Frederiksberg Kommune i forhold til gitternettet for emissionerne er vist i Figur 4.1.

For gitterceller, der ligger helt inden for det geografiske område af Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune er meget lille, vil det give en vis usikkerhed på de opgjorte emissioner for kommunen.



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

Totale emissioner og fordeling på hovedkilder

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

For NO_x er den største kilde vejtransport (SNAP07) (82%), mens bidraget fra brændeovne er lille (3%). Den største kilde til partikler er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP0202) (45%). Det fremgår også at partikelemissionen fra brændeovne mv. (45%) er omkring dobbelt så stor som partikelemissionen for vejtransporten (24%). Som det fremgår af ovenstående, er der en vis usikkerhed på emissionsopgørelsen, da Frederiksberg Kommune er meget lille i udstrækning. Derfor kan der også være usikkerhed om det præcise niveau for

emissionerne samt deres indbyrdes fordeling. Dette rykker dog ikke ved at vejtransporten er den største kilde til NO_x og brændefyringsanlæg den største kilde til partikler.

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 (Svanemærkede, gamle ovne mv.). Her er emissionsopgørelsen baseret på landstal for typer og tilhørende emissionsfaktorer.

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

Entreprenør- og arbejdsmaskiner

Kategorien "Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner" indeholder bl.a. entreprenør- og arbejdsmaskiner, og udgør en betydelig kilde.

Jernbaner

Det kan undre, at jernbaner fremstår som en betydelig kilde for især NO_x. Dette formodes at være et udtryk for usikkerheden i fordelingen af den nationale emissionsopgørelse efter geografiske nøgler, idet jernbanen gennem Frederiksberg er S-tog, som er elektrisk drevet uden lokal emission.

Jernbanen er en lille emissionskilde for langt de fleste stoffer i den nationale emissionsopgørelse, og derfor er der ikke lavet en avanceret fordelingsnøgle. Emissionerne er fordelt ligeligt på det samlede 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. Strækninger der er 100% elektrificeret bør ikke tildeles emissioner, og det kan komme med i fremtidige forbedringer af emissionsopgørelsen at fjerne S-togsnettet. Det er dog en udfordring af håndterbare strækninger, hvor der kører både el og diesel, fx strækningen København H – Høje Taastrup.

National luftfart

Emissioner fra national luftfart (>3000 fod) er fra fly på rute og ikke LTO (Landing and take-off). LTO emissioner allokeres til de primære lufthavne og cruise emissioner allokeres til ruter mellem Københavns Lufthavn og de øvrige primære lufthavne. Da ruter fra Københavns Lufthavn i mange tilfælde krydser Frederiksberg, så er der en væsentlig emission fra cruise. Disse emissioner tildeles altså Frederiksberg.

Affaldsbehandling

Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding dækker for Frederiksberg hovedsageligt over brande. Her bruges nøgler baseret på befolkning og industriområder.

Tabel 4.1. Emissioner i Frederiksberg Kommune i 2017 fordelt på emissionskilder (kg).

SNAP kode	Beskrivelse	NO _x	PPM _{2,5}	SO _x
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	2762	106	489
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	857	866	172
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	4591	16187	755
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, fx forbrænding i husholdninger og handel og service	1	0	3
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1352	59	441
SNAP04	Industrielle processer	0	363	1091
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	283	4101	219
SNAP07	Vej transport	137210	8448	284
SNAP0801	Militær	20	0	2
SNAP0802	Jernbaner	5645	104	5
SNAP080402	National søfart	0	0	0
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	2583	18	173
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	0	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	9954	815	12
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	20	7	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	401	56	2
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	1747	4232	5260
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	31	11	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	0	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	0	0
Total	Alle emissioner i Frederiksberg Kommune	167457	35376	8908

4.2 Kildebidrag fra Frederiksberg Kommune til Frederiksberg Kommune

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

I Tabel 4.2 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og udenfor Frederiksberg Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Frederiksberg Kommune i 2017. Det er altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. I Tabel 4.3 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder i og udenfor Frederiksberg Kommune til den totale luftforurening i Frederiksberg Kommune, og i Tabel 4.4 er vist det procentvise bidrag fra alle kilder til den del af luftforureningen i Frederiksberg Kommune, der skyldes emissionskilder indenfor kommunens grænser.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Bidraget fra international søfart inden for 25 km (Øresund) er også vist.

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

Tabel 4.2. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder i og uden for Frederiksberg Kommune til bybaggrundsluftforureningen som middel over Frederiksberg Kommune i 2017 (enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Frederiksberg Kommune.

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændings-anlæg	0,02	0,02	-0,02	0,01	0,00	0,00
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,01	0,01
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,04	0,03	-0,03	0,02	0,25	0,12
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, fx forbrænding i husholdninger og handel og service	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,01	0,01	-0,01	0,01	0,00	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,03
SNAP07	Vejtransport	1,01	0,81	-0,71	0,01	0,13	0,05
SNAP0801	Militær	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,05	0,04	-0,03	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	0,02	0,02	-0,01	0,00	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv 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	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	-0,01	0,09	0,06	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sub-total	Frederiksberg Kommune (alle kilder i kommunen)	1,25	1,00	-0,88	0,16	0,55	0,25
SNIP	International skibstrafik Øresund (inden for 25 km)	0,38	0,29	-0,25	0,02	0,01	0,00
Sub-total	Kilder uden for Frederiksberg Kommune (DK, udland, ekskl. SNIP)	15,9	14,0	52,4	2,0	15,3	11,2
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	17,2	15,0	51,5	2,1	15,9	11,4

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder i og uden for Frederiksberg Kommune i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Frederiksberg Kommune i 2017 (enhed %).

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,1	0,1	0,0	0,5	0,0	0,0
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	0,2	0,2	-0,1	0,7	1,6	1,1
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, fx forbrænding i husholdninger og handel og service	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,1	0,1	0,0	0,4	0,0	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	0,9	0,1	0,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,4	0,2
SNAP07	Vejtransport	5,9	5,4	-1,4	0,2	0,8	0,5
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	0,3	0,2	-0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	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	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,4	0,4	-0,1	0,0	0,1	0,0
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	4,3	0,3	0,2
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Sub-total	Frederiksberg Kommune (alle kilder i kommunen)	7,3	6,7	-1,7	7,6	3,5	2,2
SNIP	International skibstrafik Øresund (inden for 25 km)	2,2	1,9	-0,5	0,9	0,1	0,0
Sub-total	Kilder uden for Frederiksberg Kommune (DK, udland, ekskl. SNIP)	91	91	102	92	97	98
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	100	100	100	100	100	100

Tabel 4.4. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder udelukkende i Frederiksberg Kommune i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Frederiksberg Kommune for bybaggrundsluftforureningen som middel over Frederiksberg Kommune i 2017 (Enhed %).

SNAP kode	Sektor	NO _x	NO ₂	O ₃	SO ₂	PM ₁₀	PM _{2,5}
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændings-anlæg	1,9	1,9	1,8	6,2	0,4	0,4
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,6	0,5	0,6	1,9	2,4	2,4
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	3,1	3,0	3,0	9,3	45,3	49,6
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, fx forbrænding i husholdninger og handel og service	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,9	0,8	0,8	5,0	0,2	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,0	0,0	0,0	12,4	3,8	0,8
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,2	0,2	0,1	2,5	10,9	10,5
SNAP07	Vejtransport	80,8	80,6	80,5	3,1	24,4	21,8
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	3,6	3,5	3,5	0,0	0,2	0,4
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	1,6	1,6	1,6	1,9	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maski- ner	6,1	6,0	5,9	0,0	2,0	2,0
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,2	0,3	0,2	0,0	0,2	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	1,1	1,1	1,1	57,1	10,0	11,3
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødnings	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	Frederiksberg Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100	100

Lokale kilders bidrag til NO₂ i 2017

Som det fremgår af Tabel 4.2 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 Frederiksberg Kommune er modelle-ret til 15 µg/m³. Der gennemføres ikke bybaggrundsmålinger på Frederiks-berg, som kan anvendes til en direkte sammenligning, men i 2017 blev der målt 16 µg/m³ på bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutet i Køben-havn (Ellermann et al., 2018).

Som det fremgår af Tabel 4.2, bidrager alle kilder i Frederiksberg Kommune med omkring 1 µg/m³ til bybaggrundskoncentrationen for NO₂, hvilket sva-rer til omkring 7%. Modsat gælder, at omkring 14 µg/m³ eller 91% kommer fra kilder uden for Frederiksberg Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De sidste 2% udgøres af international søfart inden for 25 km, som bidrager med omkring 0,3 µg/m³ for NO₂ eller omkring 2% af bybaggrundskoncentrationen i 2017. Herudover vil der være

et bidrag fra anden international søfart uden for de 25 km, som vil være indeholdt i beregningerne med DEHM.

Vejtrafikken inden for Frederiksberg Kommune giver det største bidrag med omkring $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO_2 af bybaggrundsforureningen svarende til omkring 5%.

Andre lokale kilder i Frederiksberg Kommune af en vis betydning er maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner ($0,06 \mu\text{g}/\text{m}^3$), jernbaner ($0,04 \mu\text{g}/\text{m}^3$), brændefyring i husholdninger mv. ($0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$), kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$) og flytrafik ($0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Frederiksberg Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er vejtransport den største kilde, da den bidrager med omkring 81% for NO_2 . En væsentlig del af NO_2 -bidraget fra kilder uden for Frederiksberg Kommune vil også være fra trafik. Brændeovne bidrager kun med omkring 3% for NO_2 .

Partikelforurening domineret af regionalt bidrag i 2017

Som det fremgår af Tabel 4.2 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 Frederiksberg Kommune er modelleret til omkring $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ i 2017. Til sammenligning blev der målt hhv. $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på H.C. Ørsted Institut i København i 2017 (Ellermann et al., 2018).

De lokale kilder i Frederiksberg Kommune udgør sammenlagt omkring $0,55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ (hhv. 4 % og 2 % af bybaggrundsforureningen). Modsat gælder, at omkring $15,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 97% for PM_{10} kommer fra kilder uden for Frederiksberg Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). De tilsvarende tal for $\text{PM}_{2,5}$ er $11,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 98%.

Brændeovne giver det største lokale bidrag til partikelforurening med $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $0,12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ svarende til hhv. 1,6 % og 1,1 % af bybaggrund for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ svarende til hhv. 0,8% og 0,5% af bybaggrund for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$.

Øvrige kilder med et vist bidrag er affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding, samt industrielle processer. Bidraget fra international skibstrafik inden for 25 km er beskedent. Bemærk at international søfart længere væk end 25 km fra Frederiksberg Kommune er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Frederiksberg Kommune til den forurening der skyldes kilder indenfor kommunegrænsen, er brændeovne mv. den største kilder, da den bidrager med 45% og 50% for hhv. PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$. Den anden største kilde er vejtrafikken, som bidrager med 24% og 22% 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 2017

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinte-forbindelser og kulilte på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor geografisk skala sammen med europæiske kilder. DEHM-modellen beregner det regionale baggrunds-niveau for ozon, hvorefter dette modificeres af NO_x-emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO₂ i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring 52 µg/m³. Til sammenligning blev der målt 57 µg/m³ på H.C. Ørsted Institutet i København i 2017 (Ellermann et al., 2018).

Kilder i Frederiksberg Kommune samt international søfart inden for 25 km optræder på grund af ovenstående kemiske reaktioner mellem ozon og NO, med negative bidrag på til sammen omkring 1 µg/m³.

Lave koncentrationer af SO₂ i 2017

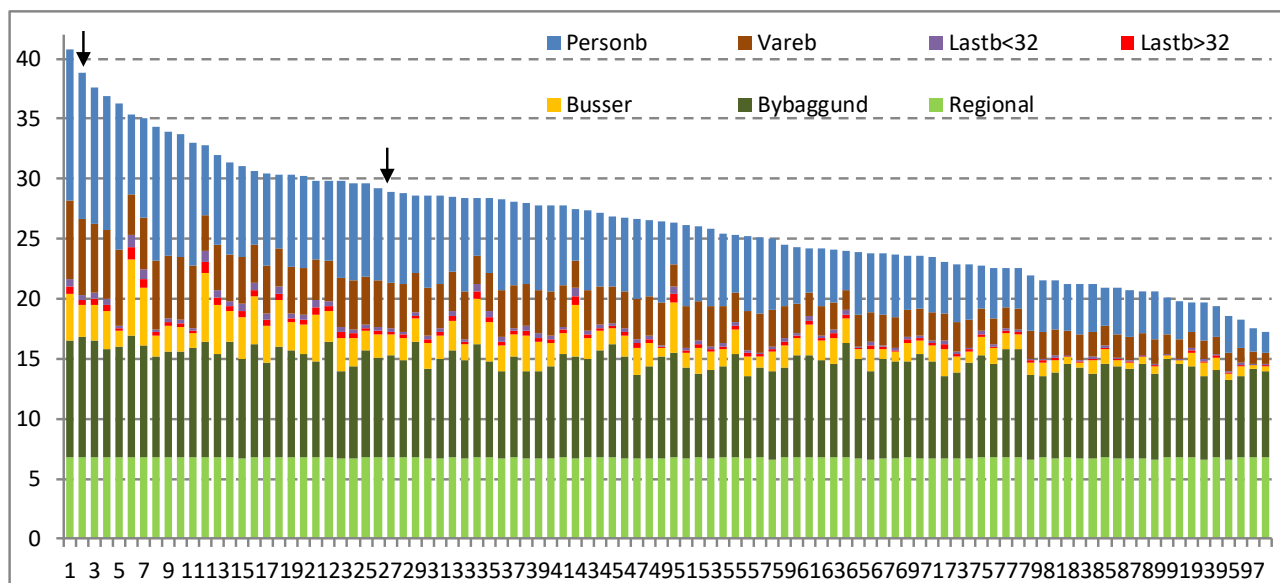
Den gennemsnitlige bybaggrundskoncentration af SO₂ over Frederiksberg Kommune er modelleret til 2 µg/m³. Der bliver kun målt SO₂ på H.C. Andersens Boulevard, hvor niveauet var 1,4 µg/m³ i 2017 (Ellermann et al., 2018). Da der er et mindre bidrag fra trafikken til SO₂ kan man forvente lidt lavere niveauer i bybaggrund, og det modellerede niveau må derfor formodes at være noget overvurderet. Til gengæld er niveauet langt under grænseværdien (20 µg/m³), og SO₂ fylder meget lidt i helbredseffekterne og de relaterede eksterne omkostninger.

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

I det følgende beskriver vi en kildeopgørelse for 2018 for de 98 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2019). 11 af disse gader ligger i Frederiksberg Kommune. Kildeopgørelsen opdeler bidragene fra køretøjskategorierne. Endvidere gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej, som er en af gaderne med en målestation, der samtidig repræsenterer en gade med relativt meget trafik, og som dermed er repræsentativ for trafikerede gader i Frederiksberg Kommune.

Kildeopgørelser for 98 gader i København

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



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

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

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

Det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er også vist. Det regionale bidrag beregnet med DEHM er ens for alle gader, mens bybaggrundsbidraget varierer lidt fra gade til gade, da bybaggrundskoncentrationen er beregnet med DEHM/UBM for lokaliteten af den pågældende gade, og bybaggrundsforureningen varierer lidt over Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

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

Den højeste gadekoncentration på omkring 40,8 µg/m³ er for H.C. Andersens Boulevard, dog et andet sted end målestationen, og dermed en beregnet overskridelse af grænseværdien på 40 µg/m³. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader, og som ikke overskrider grænseværdien.

I 2018 er der kun beregnet 1 overskridelse af grænseværdien på 40 µg/m³, i 2017 blev der ikke beregnet overskridelser.

Det regionale bidrag beregnet med DEHM er omkring 7 µg/m³, mens bybaggrundsbidraget i gennemsnit er omkring 8 µg/m³, således at bybaggrunds-koncentrationerne i gennemsnit er 15 µg/m³. Resten op til gadekoncentrationen er gadebidraget i de pågældende gader. Gadebidraget varierer fra 3 til 24 µg/m³, og er i gennemsnit på 11,6 µg/m³.

Kildeopgørelse for gadebidraget for de 98 gader

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

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

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for NO₂, at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 52% af gadebidraget, varebiler med 26%, lastbiler med 6% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 23%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør omkring 5% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er væsentligt højere end for person- og varebiler.

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

4.4 Detaljeret kildeopgørelse for NO₂ for Jagtvej i 2018

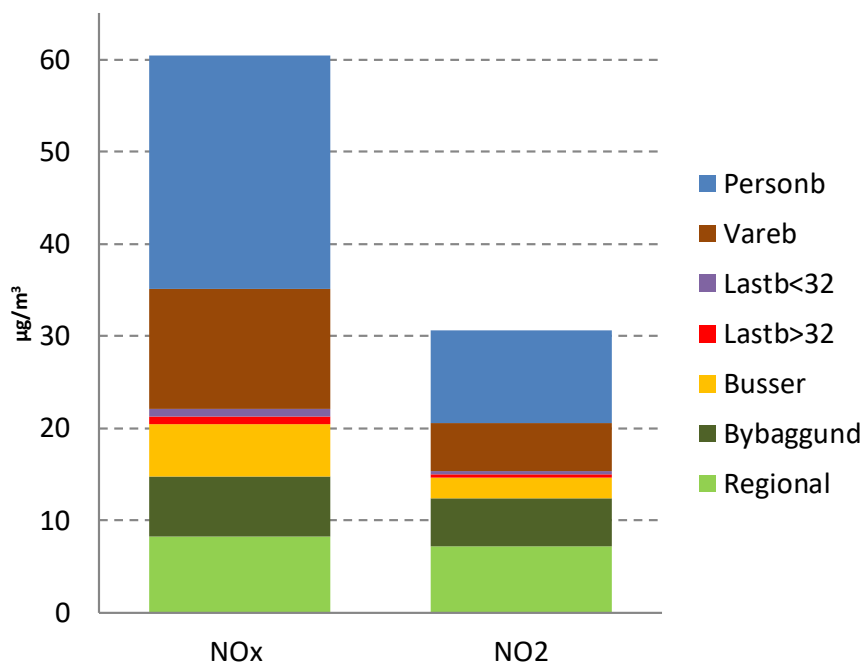
I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀. Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning. Da der er en målestation på Jagtvej, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus den målte bybaggrunds-koncentration på H.C. Ørsted Instituttet, og gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på samme måde som for de 98 gader.

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

Kildeopgørelse for NO₂ på Jagtvej

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

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



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

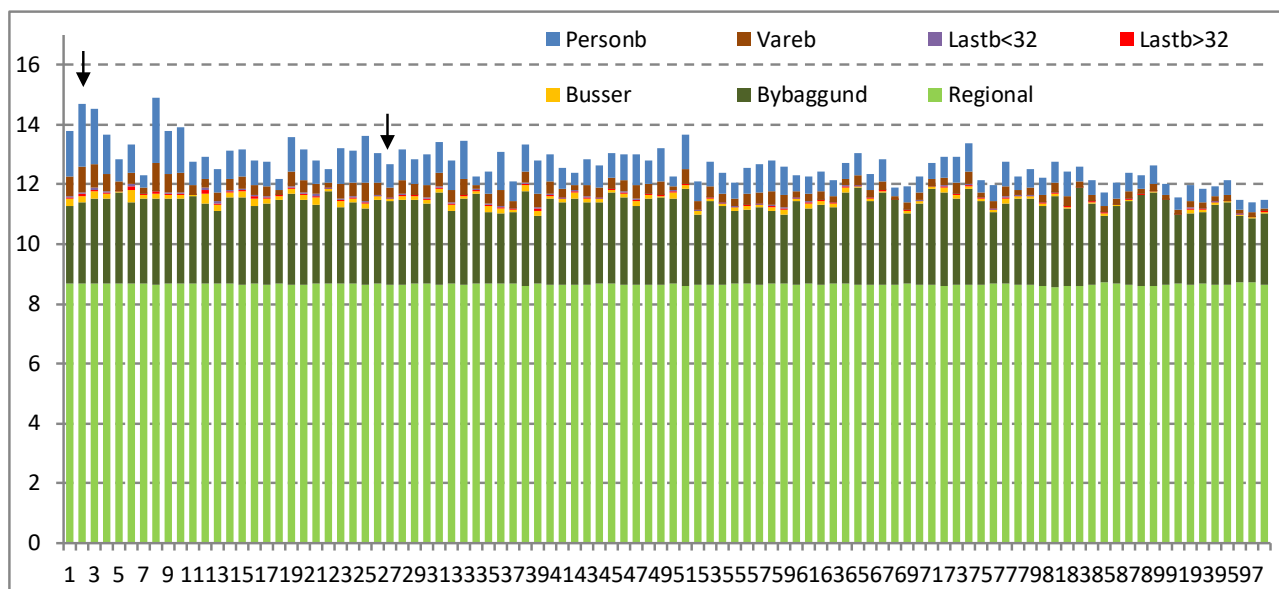
4.5 Kildeopgørelse for gadekoncentrationen af partikler for 98 gader i København i 2018

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

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

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

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

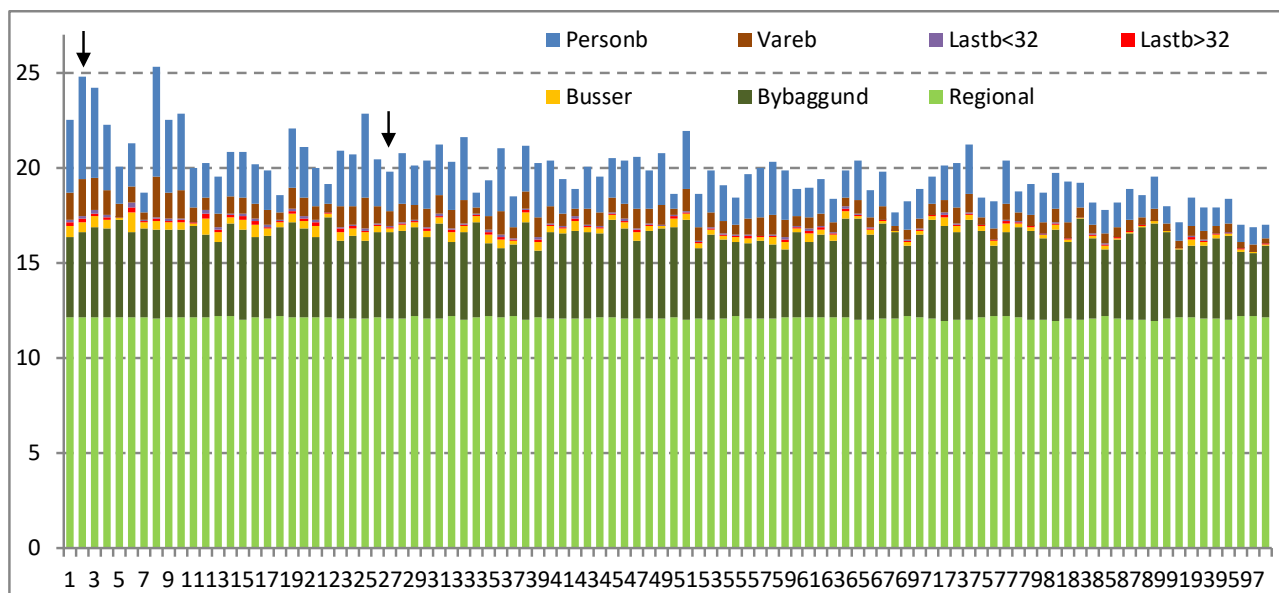


Figur 4.4. Kildebidrag til $PM_{2.5}$ -koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2018. Pile markerer målestationer. Vist i samme rækkefølge som for NO_2 . Enhed $\mu g/m^3$.

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

Det ses, at baggrundsbidraget for PM_{10} udgør langt den største del af gadekoncentrationerne. PM_{10} gadebidraget udgør i gennemsnit $3,3 \mu g/m^3$, dvs. noget større end for $PM_{2.5}$ hvilket skyldes, at PM_{10} indeholder flere af ikke-udstødningspartiklerne.

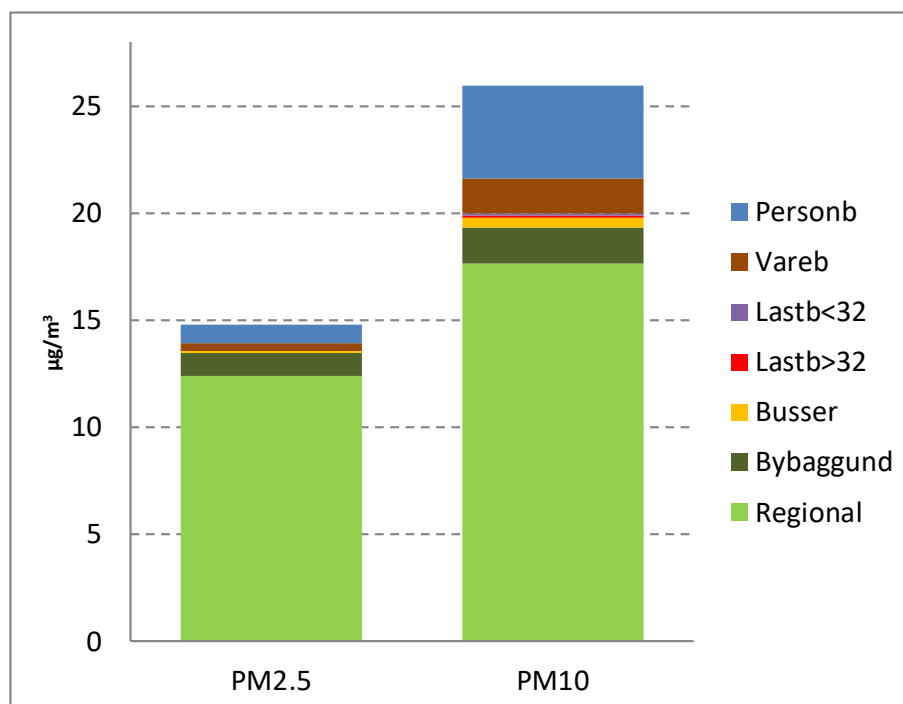
Personbilernes bidrag til PM_{10} gadebidraget er 63%, varebiler 23%, lastbiler 5% og busser 9%. Dvs. stort set samme fordeling som for $PM_{2.5}$.



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

Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

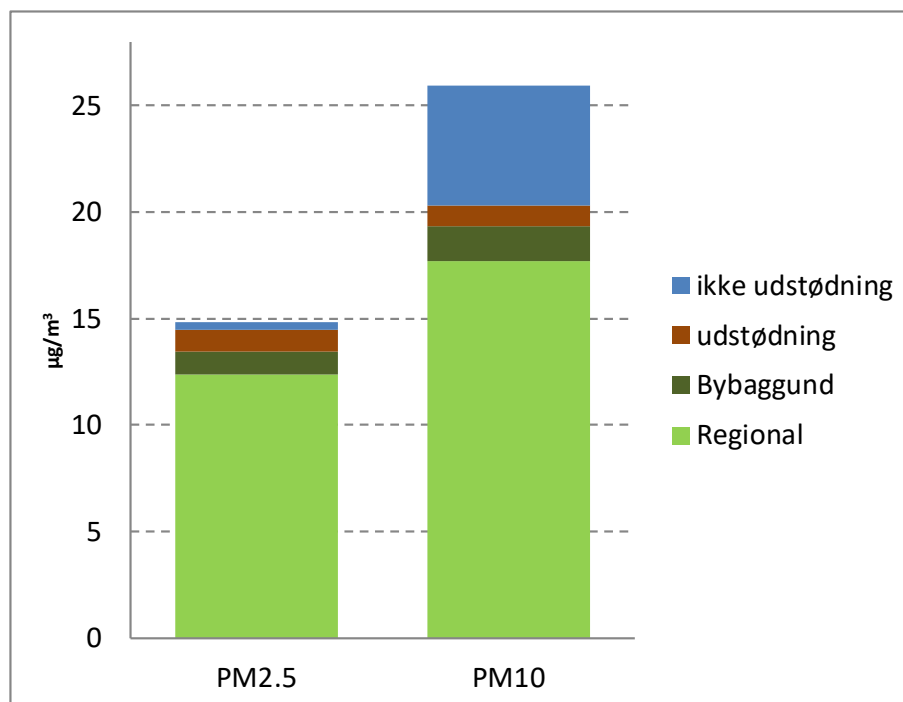
I Figur 4.6 er vist en kildeopgørelse for PM₁₀ og PM_{2,5} for Jagtvej.



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

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

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



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

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

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

4.6 Kildebidrag fra forskellige brændefyringsanlæg

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

Brændefyringsanlæg i Frederiksberg Kommune

I Tabel 4.5 er vist den seneste oversigt over antal brændeovne i Frederiksberg Kommune baseret på de nyeste skorstenfejerdato, hvor de enkelte anlæg er stedsbestemt. Skorstenfejerdato indeholder desværre ikke oplysninger om anlægstype, så det er ikke muligt at bestemme fordelingen på anlægstyper for Frederiksberg Kommune. I stedet antages det, at det fordeles sig som på landsplan (Tabel 4.6).

Tabel 4.5. Fordeling af brændefyringsanlæg i Frederiksberg Kommune baseret på skorstensfejerdata.

	Brændekedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ*	Total
Frederiksberg Kommune (antal)	13	1.124	0	520	1.657
Frederiksberg Kommune (%)	1%	68%	0%	31%	100%

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

Der er således 1.657 brændefyringsanlæg i Frederiksberg Kommune, hvoraf hovedparten er brændeovne.

Fordeling af brændefyringsanlæg på anlægstyper

I Tabel 4.6 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den seneste tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2017.

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

Tabel 4.6. Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2017 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

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

^a 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.

Sammenlignes den nationale fordeling på brændefyringsanlæg med fordelingen i Frederiksberg Kommune ses, at Frederiksberg Kommune har meget få kedler og pillefyr (1%) i forhold til landplan (21%), mens der er flere andre ovne (31%) mod landplan (5%). Den procentvise fordeling af brændeovne er omtrent den samme med 68% i Frederiksberg Kommune og 74% på landsplan.

Emissioner fra anlægstyper

I Tabel 4.7 er vist energiforbruget samt NO_x- og PM_{2.5}-emissionen i 2017 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.

Tabel 4.7. Energiforbrug, NO_x-emission og PM_{2.5}-emission fra brændeovne mv. i 2017 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Træforbrug (TJ=1000 GJ)	NO _x (tons)	PM _{2.5} (tons)	NO _x (g/GJ)	PM _{2.5} (g/GJ)
Gammel ovn	Før 1990	1.123	56	1.045	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	7.806	390	5.777	50	740
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	1.516	121	780	80	514
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	95	8	24	80	257
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	47	4	10	80	205
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	4.051	385	836	95	206
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket fra 2015	1.279	122	199	95	155
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	955	48	707	50	740
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	900
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	1.800
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	6.344	603	1.310	95	206
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1.967	187	812	95	413
Pillekedel/ovn*		14.622	1.170	424	80	29
I alt		39.808	3.093	11.923		

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

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

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

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

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

Til sammenligning med andre individuelle 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 Frederiksberg Kommune.

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

5.1 Helbredseffekter i Frederiksberg Kommune fra alle kilder

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

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

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

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

Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed

I Tabel 5.1 er vist antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter som følge af den totale luftforurening i 2017 pga. danske og udenlandske kilder.

Tabel 5.1. Helbredseffekter i Frederiksberg Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2017.

Dødelighed	
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering (PM _{2,5} , SO ₂ , NO ₂ , O ₃)	24
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering (PM _{2,5} , NO ₂)	52
Dødsfald blandt spædbørn (PM _{2,5})	0
Totalt antal for tidlige dødsfald (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃ , SO ₂)	76
Sygelighed	
Hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær (PM _{2,5} , NO ₂ , O ₃)	71
Hospitalsindlæggelser for hjerte-kar sygdomme (PM _{2,5} , O ₃)	15
Episoder med astma blandt børn (PM _{2,5})	6
Episoder med bronkitis (PM _{2,5})	60
Episoder med bronkitis børn (PM _{2,5})	352
Dage med tabt arbejde (PM _{2,5})	22
Dage med nedsat aktivitet (sygedage) (PM _{2,5})	71398
Dage med delvist nedsat aktivitet (O ₃)	7
Lungecancer (PM _{2,5})	1

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2017 er omkring 76 i Frederiksberg Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 52 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 24 pga. korttidspåvirkning.

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 Frederiksberg Kommune er 1,83 % af hele Danmarks befolkning i 2017. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Frederiksberg Kommune kan forventes omkring 77 for tidlige dødsfald, hvilket er meget tæt på det aktuelt beregnede 76 for tidlige dødsfald for 2017.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 71.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Frederiksberg 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. Der vil også være et bidrag fra indendørs luftforurening fra indendørs kilder. Verdenssundhedsorganisationen WHO har for højindkomstlande i Europa skønnet dette til 3 for tidlige dødsfald pr. 100.000 indbyggere (WHO, 2014a), dvs. omkring 171 for Danmark, eller omkring 3 alene ud fra befolkningstallet i Frederiksberg Kommune. Effekten af den indendørs luftforurening er derfor lille i forhold til betydningen af den uden-dørs luftforurening.

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

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Frederiksberg Kommune fordelt på emissionskilder fra Frederiksberg Kommune. Det svarer således på, hvor meget kilderne i Frederiksberg Kommune bidrager til de samlede helbredseffekter i Frederiksberg Kommune.

Antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter fremgår af Tabel 5.2 for 2017.

Der er 2,2 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Frederiksberg Kommune i 2017. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (76) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 5.1) bidrager kilder i Frederiksberg Kommune til omkring 3% af alle for tidlige dødsfald i 2017. Dette betyder også, at omkring 97% af alle for tidlige dødsfald i Frederiksberg Kommune skyldes emissioner uden for Frederiksberg Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (0,8 i 2017) og vejtransport (0,8 i 2017).

Tabel 5.2. Helbredseffekter i Frederiksberg Kommune pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Frederiksberg Kommune efter SNAP-kode i 2017 (kun emissionskilder i Frederiksberg Kommune samt søfart op til 25 km fra kommunen). Enhed: Antal tilfælde.

SNAP kode	1	2	3	4	5	6	7	802	805	80806-11	9	10	Int. søfart
Beskrivelse	Kraft- varme mv.	Ikke-industriel forbr. mv.	Fremstilling mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af pro- dukter	Vejtrans- port	Jern- bane	Fly- trafik	Ikke-vej- gående maskiner	Affaldsbe- handling	Land- brug	
Dødelighed													
For tidlige dødsfald fra korttids- eksponering	0	0,1	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0,1 0,8
For tidlige dødsfald fra langtids- eksponering	0	0,8	0	0	0	0,2	0,3	0	0	0,1	0,2	0	0 1,4
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0
Totalt antal for tidlige dødsfald	0	0,8	0	0	0	0,2	0,8	0	0	0	0,2	0	0,2 2,2
Sygelighed													
Hospitalsindlæggelser for ånde- drætsbesvær	0	0,4	0	0	0	0,1	2,5	0,1	0	0,2	0,1	0	0,8 3,4
Hospitalsindlæggelser for hjerte-kar sygdomme	0	0,3	0	0	0	0,1	0,1	0	0	0	0,1	0	0 0,6
Episoder med astma blandt børn	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0,1
Episoder med bronkitis	0,1	0,9	0	0,1	0	0,2	0,4	0	0	0,1	0,2	0	0,1 1,9
Episoder med bronkitis børn	0	2,6	0	0,1	0	0,6	1,2	0	0	0,1	0,6	0	0,1 5,2
Dage med tabt arbejde	0	0,3	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0 0,4
Dage med nedsat aktivitet (sy- gedage)	6,7	935	2,7	18	0	205	421	4,1	0,9	41	216	0,7	27 1844
Dage med delvist nedsat aktivi- tet	0	0	0	0	0	0	-0,3	0	0	0	0	0	0 -0,3
Lungecancer	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 0,1

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

6 Eksterne omkostninger

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

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

De eksterne omkostninger er fordelt på luftforureningerne NO₂, O₃ og PM_{2,5} 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 Frederiksberg Kommune

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

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

	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA/SOA/SS
Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	1.487	5	19	275	315	873
Frederiksberg Kommune - alle kilder i kommunen	45	0	-1	18	29	-
%-andel pga. emissioner i Frederiksberg Kommune	3%	8%	-5%	6%	9%	-

De totale eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 1,5 milliarder kr. i 2017. I de seneste beregninger for hele Danmark for et gennemsnitsår for perioden 2016-2018 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 79 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al. 2019). De eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune udgør således omkring 2% heraf.

De eksterne omkostninger skyldes primært partikler og NO₂. Partikler omfatter primært emitterede partikler (PPM_{2,5}), sekundært dannede uorganiske partikler (nitrat, sulfat, ammonium tilsammen kaldet SIA), sekundært dannede organiske partikler (SOA) og havsalt (SS). De eksterne omkostninger pga. partikler er i alt 1,2 milliarder kr. i 2017 og tilsvarende 275 mio. kr. for NO₂. O₃ og SO₂ bidrager kun med hhv. 19 og 5 mio. kr.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold fx til værdisætningen af sygelighed og sygedage.

De samlede eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 45 mio. kr. fordelt på 29 mio. kr. på PPM_{2,5} og 18 mio. kr. på NO₂ samt -1 mio. kr. på O₃. Grunden til at omkostningerne er negative for O₃ er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃. De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Frederiksberg Kommune udgør 3% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder.

De eksterne omkostninger som falder inden for Frederiksberg Kommune pga. emissioner i Frederiksberg Kommune er 45 mio. kr. om året, som angivet ovenfor. Men emissioner i Frederiksberg Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som skønnes at være at samme størrelsesordenen, hvis nationale forhold lægges til grund.

6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Frederiksberg Kommune

I Tabel 6.2 er de eksterne omkostninger for Frederiksberg Kommune pga. de lokale emissionskilder i Frederiksberg Kommune fordelt på NO₂, O₃, PPM_{2,5} og SIA/SOA/SS og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2017. Det er således de eksterne omkostninger for Frederiksberg Kommune pga. emissioner i Frederiksberg Kommune.

De vigtigste lokale kilder i Frederiksberg Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Frederiksberg Kommune er vejtrafik, som står for omkring 20 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne med 14 mio. kr. i 2017. Andre kildetyper, som giver et vist bidrag er affaldsbehandling med omkring 4 mio. kr., anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 3 mio. kr., maskiner og redskaber i industri - inklusiv ikke-vejgående maskiner - med omkring 1,5 mio. kr.

Tabel 6.2. Eksterne omkostninger for Frederiksberg Kommune pga. de lokale emissionskilder i Frederiksberg Kommune i 2017 fordelt på NO₂, O₃, PPM_{2,5} og SIA/SOA/SS og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier). Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr.

SNAP kode	Sektor	Total	SO ₂	O ₃	NO ₂	PPM _{2,5}	SIA/SOA/SS
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,4	0,0	0,0	0,3	0,1	-
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	1,0	0,0	0,0	0,1	0,8	-
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	14,1	0,0	0,0	0,5	13,6	-
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,2	0,0	0,0	0,1	0,0	-
SNAP04	Industrielle processer	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	-
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP06	Anvendelse af produkter	3,2	0,0	0,0	0,0	3,2	-
SNAP07	Vejtransport	20,2	0,0	-0,8	14,6	6,5	-
SNAP0801	Militær	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP0802	Jernbaner	0,5	0,0	0,0	0,5	0,1	-
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	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	-
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun luft-havnstrafik	0,3	0,0	0,0	0,3	0,0	-
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	1,5	0,0	0,0	1,0	0,6	-
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	3,7	0,2	0,0	0,2	3,3	-
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-
Subtotal	Frederiksberg kommune - alle kilder i kommunen	45,5	0,4	-1,0	17,6	28,5	-
SNIP	International skibstrafik Øresund	5,6	0,0	-0,2	5,3	0,4	-
Subtotal	Kilder uden for Frederiksberg Kommune (DK, udland, ekskl. SNIP)	1.436	5	20	253	286	
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	1.487	5	19	275	315	873
Total	%-andel pga. emissioner i Frederiksberg Kommune	3	8	-5	6	9	-

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 $\text{PM}_{2.5}$.

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 overvågningsprogrammet for 2018 (Ellermann et al, 2019).

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

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

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

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

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

Værdisætning

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

I august 2017 offentliggjorde Finansministeriet en revideret og opdateret udgave af Vejledning i Samfundsøkonomiske Konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2017). I forbindelse med den reviderede vejledning har Finansministeriet opskrevet værdien af statistisk liv, således at denne værdi nu er 32 mio. kr. (2017-priser), hvor tidligere anvendte værdisætninger var omkring halvdelen. EVA-systemet (v5.2) anvender de nyeste forudsætninger fra Finansministeriet. 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. På baggrund af det internationale videngrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer (PM_{2,5} opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne. Dvs. det er antaget at alle partikler under 2,5 µm har samme helbredseffekt for samme masse, uanset størrelse og kemisk sammensætning. Såfremt beregningen af helbredseffekter afhang af partikelstørrelse

eller kemisk sammensætning ville det have betydning for, hvor meget de forskellige emissionskilder tillægges at bidrage til det totale antal for tidlige dødsfald.

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

Nyere studier indikerer (Rohr & Wyzga 2012), at kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbredsskadelige end ikke-kulstofholdige partikler, fx de uorganiske sekundære partikler (dvs. uorganiske partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Disse indikationer peger i retning af, at kulstofholdige partikler (BC/EC, OM og SOA) er mere skadelige end partikler som gennemsnit. Hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder inden for Frederiksberg Kommune vil give et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i Frederiksberg 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 Frederiksberg Kommune fra kilder inden for Frederiksberg 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;2014b), 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 samhörørende risikofaktorer, bl.a. støj ved bopælen. Studiet viste en 8% stigning i risikoen for alle dødsfald pr. 10 µg/m³ stigning i NO₂-koncentrationen og endnu større stigning (16%) for hjerte-kredsløbssygdomme. Hvis man lagde dette til grund for beregning af helbredseffekterne, vil der ikke være tale om flere for tidlige dødsfald pga. eksponering for NO₂ i gaderum, men snarere om en omfordeling af kilderne til de for tidlige dødsfald, hvor trafik vil have større vægt. I dette studie, er den samhörørende effekt fra eksponering af PM_{2,5} fra andre kilder ikke medtaget, og man kan derfor ikke på grundlag af et studie, som dette konkluderer, 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 døde i Europa som følge af luftforurening efter grundlæggende samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring ±50% (Lelieveld et al., 2019). Det er DCE's faglige skøn, at den usikkerhed, som er angivet i det tyske studie, er i god overensstemmelse med den usikkerhed, man må regne med i denne type studier (Hertel et. al., 2019).

Referencer

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

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

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2011a): Assessment of Health-Cost Externalities of Air Pollution at the National Level using the EVA Model System. CEEH Scientific Report No 3, Centre for Energy, Environment and Health Report series, March 2011, p. 98.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. H. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2011b): EVA- en metode til kvantificering af sundhedseffekter og eksterne omkostninger. Temanummer om helbredseffekter af vedvarende energi. Sundhedsstyrelsens Rådgivende Videnskabelige Udvalg for Miljø og Sundhed. Formidlingsblad 17. årgang, suppl. 1, okt. 2011, pp 3-10.

Brandt, J., J. D. Silver, L. M. Frohn, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, C. A. Skjøth, H. Villadsen, A. Zare, and J. H. Christensen (2012): An integrated model study for Europe and North America using the Danish Eulerian Hemispheric Model with focus on intercontinental transport. *Atmospheric Environment*, Volume 53, June 2012, pp. 156-176, doi:10.1016/j.atmosenv.2012.01.011.

Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A. B., Hansen, K. M., Hedegaard, G. B., Kaas, E., and Frohn, L. M. (2013a): Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7725-7746, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7725-2013>.

Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A. B., Hansen, K. M., Hedegaard, G. B., Kaas, E., and Frohn, L. M. (2013b): Assessment of past, present and future health-cost externalities of air pollution in Europe and the contribution from international ship traffic using the EVA model system, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7747-7764, <https://doi.org/10.5194/acp-13-7747-2013>.

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

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

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

DØRS (2016): Værdi af statistisk liv. Luftforurening. Danmark fossilfri 2050. Diskussionsoplæg. Udarbejdet af 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. & Jensen, S.S. (2016): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 65 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 201. <http://dce2.au.dk/pub/SR201.pdf>

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

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

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

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

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

Jensen, S.S., 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, [doi:10.1093/eurheartj/ehz135](https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehz135).

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

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

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

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

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

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

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

WHO (2014a): 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.

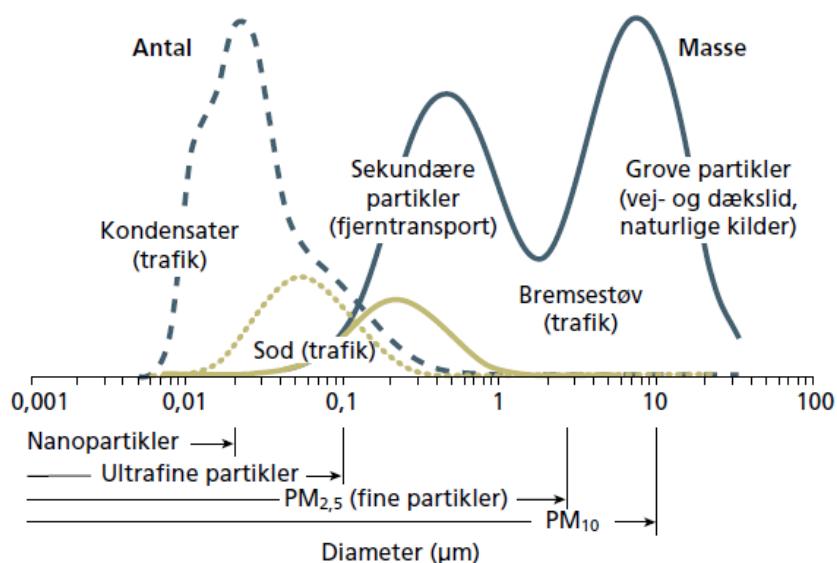
WHO (2015): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report, Bonn, Germany, 29 September-1 October 2015.

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.

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.

KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGEN I FREDERIKSBERG KOMMUNE

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningen i Frederiksberg Kommune og dens helbredsmæssige konsekvenser. Kortlægningen indeholder en luftkvalitetsvurdering med 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: 978-87-7156-440-2
ISSN: 2244-9981