Udarbejdet af Sundheds- og Omsorgsforvaltningen
April 2021

Sundhed og luftforurening i København

Årsrapport 2020

Version 1

Indholdsfortegnelse

1 / Forord 3

2 / Introduktion 5

3 / Hovedkonklusioner 10

4 / Hovedkonklusioner og perspektiver fra sidste års årsrapport 11

5 / Gadeforurening i Københavns Kommune 14

6 / Sundhedskonsekvenser af partikler under betegnelsen Black Carbon i Københavns Kommune 21

7 / COVID-19 og luftforurening 32

8 / Status på sundhed og luftforurening i København – opsamling 34

9 / Perspektivering 35

Bilag 37

1 / Forord

København er en skøn by at bo og leve i. Men selvom himlen ofte er smuk og blå, er luften i vores by forurenet. Og faktisk er den langt mere forurenet på gadeniveau, end vi har troet – altså hernede, hvor vi går rundt eller sidder og nyder solen på en bænk. Det gælder særligt i myldretiden, når vi cykler til og fra arbejde eller står og venter på bussen.

Luftforureningen har store konsekvenser for vores sundhed. I København overholder vi EU's grænseværdier for luftforurening. Alligevel døde flere end 440 københavnere som følge af luftforurening i 2019. Der findes nemlig ikke en nedre grænse for, hvornår luftforureningen er skadelig – al luftforurening påvirker vores sundhed.

Men det handler om langt mere end de 440 dødsfald. Dertil skal vi nemlig medregne alle de københavnere, som bliver syge af forureningen og lever med nedsat livskvalitet. Luftforurening forårsager blandt andet hjertekarsygdomme, kræft og diabetes, og nogle grupper er særligt sårbare overfor de skadelige konsekvenser af luftforureningen. Det gælder børn, gravide og ældre. Det gælder også de københavnere, der i forvejen har en kronisk sygdom, for her kan luftforurening forværre deres tilstand i en sådan grad, at livet kan blive svært at leve.

Verdenssundhedsorganisationen (WHO) har opstillet vejledende grænseværdier for luftforurening. For flere stoffer er grænseværdierne lavere, end dem EU har opstillet. Derudover forventes det, at WHO til efteråret offentliggør nye retningslinjer for niveauer af forurening, som er lavere end de nuværende.

Vi har i Københavns Kommune tilsluttet os C40-deklaration om ren luft. Det betyder, at Københavns Kommune inden 2025 skal udarbejde en plan for, hvordan vi kan overholde WHO´s vejledende grænseværdier, og at vi skal igangsætte indsatser, som reducerer forureningen fra de største forureningskilder i byen.

De største lokale kilder til luftforurening i København er vejtransport og brændefyring. Det gode er, at det er områder, hvor det faktisk er muligt at handle som borger og som kommune. Der er nok at tage fat på. Luftforeningen og dens sundhedsmæssige konsekvenser er en opgave, jeg prioriterer højt som sundheds- og omsorgsborgmester i København. Vi skal ikke acceptere at leve i en by med luftforurening, vi bliver syge og dør af. Slet ikke, når der er oplagte muligheder for at gøre noget ved problemet.

God læselyst med Årsrapport 2020.





Sisse Marie Welling
Sundheds- og omsorgsborgmester



2 / Introduktion

Med Københavns Kommunes budgetaftale for 2019 blev der afsat midler til indsatsen 'Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København'. Indsatsen har til formål at skabe mere viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København. Indsatsen er forankret i Sundheds- og Omsorgsforvaltningen med inddragelse af Teknik- og Miljøforvaltningen.

Indsatsen løber i perioden 2019-2022 og består af tre initiativer:

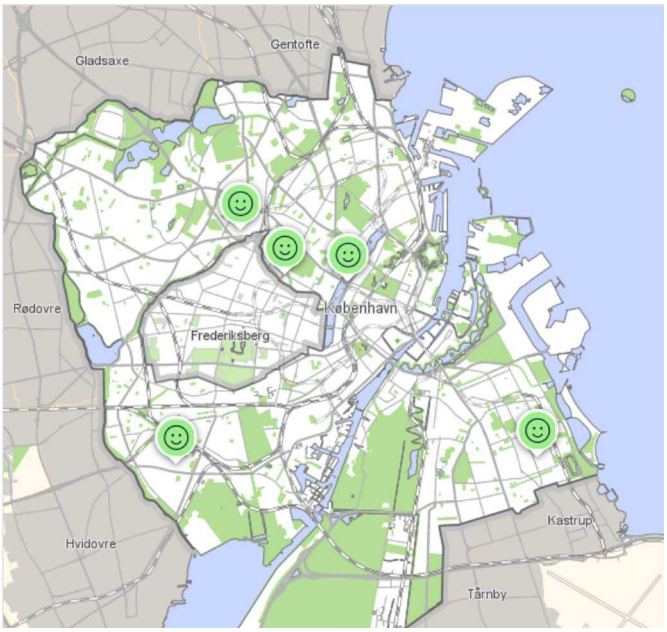
- **Initiativ 1:** Årlig undersøgelse af sundhedsskadelig luftforurening i København i 2019 og 2020
- **Initiativ 2:** Opsætning af kommunale luftforureningsmålere
- **Initiativ 3:** Oprettelse af hjemmeside til opsamling af data og varsling af borgerne

Som led i initiativ 1 er der i en toårig periode nedsat en ekspertgruppe for sundhed og luftforurening.

- Professor Morten Grønbæk, Syddansk Universitet, direktør for Statens Institut for Folkesundhed (formand)
- Professor Zorana Jovanovic Andersen, Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab
- Seniorforsker Thomas Ellermann, Aarhus Universitet, DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi
- Professor Annette Kjær Ersbøll, Syddansk Universitet, Statens Institut for Folkesundhed
- Professor Ole Hertel, Aarhus Universitet, DCE Nationalt Center for Miljø og Energi (udtrådt af ekspertgruppen pr. november 2020 grundet jobskifte)
- Lektor Teis Nørgaard Mikkelsen, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi
- Lektor Marie Pedersen, Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab
- Seniorrådgiver Kåre Press-Kristensen, Rådet for Grøn Omstilling
- Professor Ole Raaschou-Nielsen, Kræftens Bekæmpelse, Center for Kræftforskning
- Professor Torben Sigsgaard, Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed – Miljø, Arbejde og Sundhed
- Professor Ulla Vogel, Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø

Ekspertgruppen understøtter arbejdet med at skabe øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København og afgiver anbefalinger til initiativer, der kan mindske de sundhedsskadelige effekter af luftforurening i København. Ekspertgruppens anbefalinger tager udgangspunkt i den årlige undersøgelse i 2019 og 2020 og den viden, medlemmerne af ekspertgruppen bidrager med.

Figur 1 / Kort over kommunale målestationer fra hjemmesiden erluftensund.kk.dk



Målestation 1
Krügersgade 5
2200 København N

Målestation 2
Søtorvet 5
1371 København K

Målestation 3
Folehaven 72
2500 Valby

Målestation 4
Hillerødgade 79
2200 København N

Målestation 5
Backersvej/Formosavej
2300 København S

2.1 / Københavns Kommunes arbejde med sundhed og luftforurening i 2020

I 2020 har Københavns Kommunes arbejde i regi af indsatsen 'Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening' på området for sundhed og luftforurening haft fokus på følgende:

- Opsætning af fem kommunale luftmålestationer og etablering af en hjemmeside til visning af data fra målestationerne
- Kampagne med oplysning til borgerne om sundhed og luftforurening baseret på konklusioner fra årsrapport 2019
- Undersøgelse af muligheden for at arbejde med at reducere eksponering for sundhedsskadelig luftforurening i såkaldte børnelivszoner i byen

Opsætning af fem kommunale luftmålestationer og etablering af en hjemmeside til visning af data fra målestationerne

I 2020 opsatte Teknik- og Miljøforvaltningen som led i initiativ 2 under indsatsen 'Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København' fem kommunale, stationære luftmålestationer i København. Målestationerne er opsat på fem udvalgte steder i byen for at skabe mere viden om, hvor omfattende luftforurening er i områder med bl.a. megen trafik og mange mennesker, og hvor der er mange brændeovne. Målestationernes placeringer er markeret på kortet (figur 1).

Luftmålestationerne måler luftens indhold af kvælstofdioxid (NO_2) samt grove og fine partikler (PM_{10} og $PM_{2.5}$). Derudover måler stationerne også luftens indhold af ultrafine partikler (UFP), ligesom to af stationerne også måler partikler under betegnelsen Black Carbon (BC).

På erluftensund.kk.dk står der mere om målestationerne, ligesom det er muligt at se data fra de enkelte målestationer. Det er Sundheds- og Omsorgsforvaltningen, der som et led i indsatsens initiativ 3 har etableret hjemmesiden, der også indeholder information og fakta om luftforurening og sundhed, samt giver anvisninger til, hvordan raske borgere og sårbare grupper kan forholde sig til niveauerne af luftforurening.

Kampagne med oplysning til borgerne om sundhed og luftforurening baseret på konklusioner fra årsrapport 2019
Københavns Kommune afviklede i efteråret 2020 en oplysningskampagne under sloganet 'Ren luft redder liv' med det formål at informere københavnerne om sundhed og luftforurening. Kampagnen blev primært kommunikeret via sociale medier, men kunne også ses på plakatsøjler i København. Kampagnen havde tre overordnede budskaber; luftforurening er sundhedsskadelig, brændefyring er en stor lokal kilde til luftforurening samt gode råd om, hvordan man som borger kan mindske eget bidrag til luftforurening og egen eksponering herfor. Budskaberne blev kommunikeret på et kampagnesite, herunder tre korte animationsfilm. Kampagnen skabte stor omtale og debat på de sociale medier med mange borgere og organisationer involveret.

Undersøgelse af muligheden for at arbejde med at reducere eksponering for sundhedsskadelig luftforurening i såkaldte børnelivszoner i København
Som en udløber af indsatsen blev der i 2020 også gennemført en undersøgelse af muligheden for at reducere eksponering for sundhedsskadelig luftforurening i såkaldte børnelivszoner i byen. Midlerne til arbejdet blev givet i forbindelse med aftale om overførselssagen 2019/2020 i Københavns Kommune. Målet med projektet var at pege på tiltag, der kan mindske eksponering for sundhedsskadelig luftforurening – og mundede ud i et katalog med forslag.

Derudover har 2020 været præget af covid-19, hvor såvel nedlukning som dødelighed har været drøftet i forhold til luftforurening. Derfor indeholder årsrapport 2020 et mindre afsnit om den seneste viden om sammenhæng mellem covid-19 og luftforurening (kapitel 7).

Endelig blev der i 2020 i forbindelse med budgetaftale 2021 afsat midler til at videreføre initiativ 1 i regi af indsatsen 'Øget viden om de sundhedsmæssige virkninger af luftforurening i København' fra 2021 til 2023.

2.2 / Ekspertgruppens arbejde i 2020

I 2020 har ekspertgruppens arbejde været fokuseret i to spor, der begge er udløbere af anbefalingerne fra 2019. Således anbefalede ekspertgruppen følgende i 2019:

- **At Københavns Kommune får udarbejdet en følsomhedsanalyse af sodpartikler i København** (anbefaling 16)
  Københavns Kommune bør udbygge vidensgrundlaget for at vurdere de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening med en følsomhedsanalyse af sodpartikler i København. Forskning indikerer, at der er stor forskel på de sundhedsskadelige konsekvenser af de forskellige typer af partikler under betegnelsen $PM_{2.5}$. Særligt partikler under betegnelsen Black Carbon har store negative sundhedsmæssige konsekvenser for mennesker og stammer i København typisk fra den lokale trafik og brændefyring.

- **At Københavns Kommune arbejder videre på at belyse sundhedskonsekvenser af luftforurening forskellige steder i byen og for forskellige grupper af københavnere** (anbefaling 15)
  Københavns Kommune bør arbejder videre på at belyse de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening i København. Det gælder særligt i forhold til at belyse lokale forskelle mellem bydele og steder, hvor der er høj luftforurening, og hvor mange københavnere færdes, eller hvor særligt sårbare grupper udsættes for høj luftforurening. Det videre arbejde bør baseres på blandt andet data fra Google AirView-projektet i København, samt på tilgængelig viden om geografisk fordeling af helbredsskadelige luftforureningskomponenter.

Med udgangspunkt i ekspertgruppens anbefaling 16 har Københavns Kommune fået udarbejdet en følsomhedsberegning af partikler under betegnelsen Black Carbons[1] betydning for dødeligheden som følge af sundhedsskadelig luftforurening i Københavns Kommune. Rapporten "Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune" fra Aarhus Universitet undersøger således i to forskellige scenarier (basisberegning og følsomhedsberegning), der tager udgangspunkt i forskellige forudsætninger om fine partiklers skadelighed. Ekspertgruppen har drøftet oplæg til årsrapport 2020 og har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten.

Ekspertgruppens anbefaling 15 nævner specifikt muligheden for at arbejde videre med at belyse sundhedskonsekvenser af luftforurening med udgangspunkt i blandt andet data fra Google AirView-projektet. På den baggrund har Københavns Kommune undersøgt mulighederne for, at få adgang til data fra projektet, som grundlag for ekspertgruppens arbejde i 2020. I 2020 er data fra Google AirView-projektet ikke blevet valideret, og derfor har det ikke været muligt at igangsætte yderligere arbejde med udgangspunkt i netop disse data. Derfor har det andet spor i ekspertgruppens arbejde været orienteret mod at tilvejebringe andre typer af data om lokal luftforurening i gadeniveau. Således har Københavns Universitet gennemført en målekampagne med fokus på gade- og myldretidsforurening, hvor der bl.a. er indsamlet data om ultrafine partikler på en cykelrute i København i og udenfor myldretiden. Ekspertgruppen har drøftet oplæg til undersøgelse og har haft mulighed for at kommenterer på udkast til rapport.

Ovenstående to elementer har således været omdrejningspunkt for ekspertgruppens arbejde i 2020. Samtidig har covíd-19 også været et emne, der har været vendt og drøftet af ekspertgruppen.

2.3 / Læsevejledning og struktur

Årsrapport 2020 er udarbejdet af Sundheds- og Omsorgsforvaltningen med eksterne bidrag fra Aarhus Universitet og Københavns Universitet. I år er fokus på gadeforurening samt sundhedskonsekvenser som følge af Black Carbon i Københavns Kommune. Årsrapport 2020 er, som beskrevet ovenfor, baseret på to hovedbidrag:

- Undersøgelse udarbejdet af Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab. Undersøgelsen har titlen "Gade- og myldretidsforurening i København" og kan findes i sin helhed i bilag 1.
- Rapport udarbejdet af Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi. Rapporten har titlen "Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune" og kan findes i sin helhed i bilag 2.

Årsrapporten er grundlaget for ekspertgruppens anbefalinger i 2020 og Københavns Kommunes videre arbejde med og igangsættelse af initiativer for at nedbringe luftforurening i København.

Årsrapporten har følgende struktur: I det følgende kapital 3 er en opsamling af hovedkonklusionerne fra dette års rapport fra 2020. Herefter gengives hovedkonklusioner og perspektiver fra sidste års rapport fra 2019 i kapitel 4. Kapitel 5 opsummerer Københavns Universitets bidrag om gade- og myldretidsforurening efterfulgt af en opsummering af Aarhus Universitets undersøgelse af "Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune" (kapitel 6). Kapitel 7 beskriver sammenhængen mellem COVID-19 og luftforurening. Afslutningsvist gives en opsamling for årsrapporten 2020 (kapitel 8), samt et kapitel der perspektiverer det videre arbejde med sundhed og luftforurening i Københavns Kommune (kapitel 9).

[1] Black Carbon er et udtryk for farven på fine partikler ($PM_{2.5}$), som bestemmes med en absorptionsmåling (måling af hvor meget farve partiklerne har). Ved en måling af Black Carbon måles derfor i princippet alle de farvede partikelkomponenter, idet absorptionsmålingen ikke kan skelne mellem kulstof (sodpartikler) og fx brunlige partikelkomponenter. I praksis viser det sig, at der er relativt lille forskel mellem kulstof (sodpartikler) og Black Carbon. Typisk vil der være 10-15 % forskel mellem de to forskellige målemetoder.



3 / Hovedkonklusioner

Årsrapport 2020 indeholder en lang række konklusioner og perspektiver, men der er en række hovedkonklusioner, som er særligt relevante for det videre arbejde med at nedbringe luftforurening i København:

- Luftforurening udgør en stor risiko for danskernes sundhed. Luftforurening er årligt skyld i omkring 4.600 for tidlige dødsfald i Danmark.
- Omkring 440 københavnere døde for tidligt af luftforurening i 2019. Det svarer til, at omkring 12 pct. af alle dødsfald i Københavns Kommune i 2019 var forårsaget af luftforurening.
- Luftforurening medførte helbredsomkostninger for omkring 8,5 mia. kr. i 2019 i Københavns Kommune.
- Størstedelen af luftforurening i Københavns Kommune stammer fra kilder udenfor kommunen. De primære lokale kilder til luftforurening i kommunen er brændefyring og vejtrafik.
- Gade- og myldretidsforurening kan være betydelig højere end bybaggrundsniveauer og de værdier, der måles af de stationære målestationer i København. Det betyder, at bilister, pendlere, cyklister og fodgængere ofte blive eksponeret for høje niveauer af luftforurening, når de færdes i København.
- Lokale kilder kan være ansvarlige for en markant større andel af sundhedskonsekvenserne forårsaget af luftforurening i København. Følsomhedsberegningen beskrevet i Aarhus Universitets rapport, jf. bilag 2 viser, at lokale kilder potentielt kan have næsten tre gange så stor betydning, hvis det antages, at partiklerne under betegnelsen Black Carbon er den primære årsag til helbredseffekterne forårsaget af fine partikler ($PM_{2.5}$).

4 / Hovedkonklusioner og perspektiver fra sidste års årsrapport

Sundheds- og Omsorgsforvaltningens årsrapport 2019 blev offentliggjort i 1. kvartal 2020. Rapporten giver blandt andet en status på luftkvaliteten i København, beskriver de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening og giver eksempler på initiativer andre byer har igangsat for at nedbringe luftforurening.

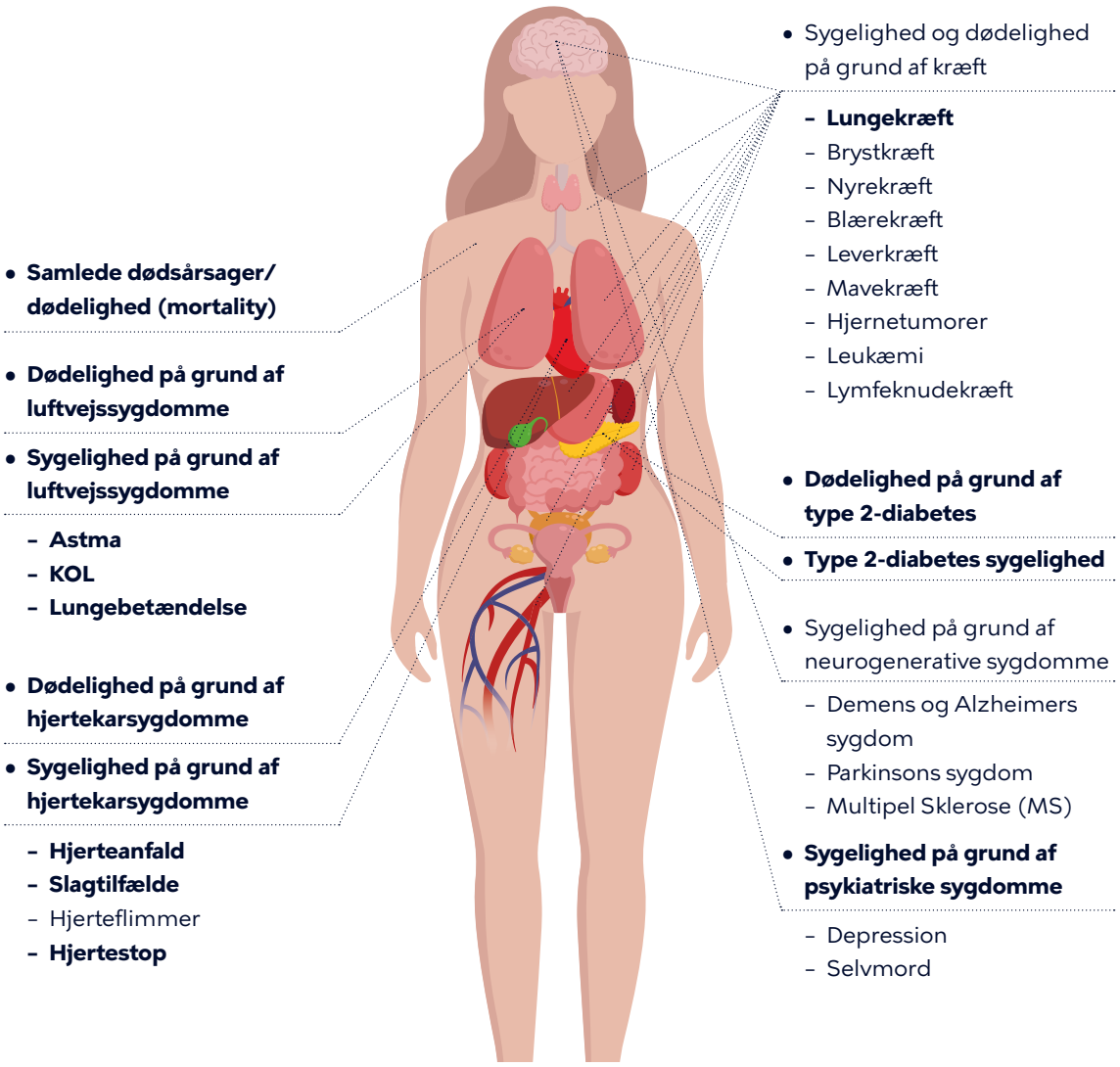
4.1 / Hovedkonklusioner fra sidste års årsrapport

Årsrapport 2019 indeholder meget viden, fakta og perspektiver på sundhed og luftforurening. Nogle af de centrale hovedkonklusioner fra rapporten er:

- Luftforurening har betydelige sundhedskonsekvenser selv ved meget lave niveauer. Dette betyder, at luftforurening, selv under gældende grænseværdier fra EU (som Danmark overholder) har betydelige negative konsekvenser for menneskers sundhed.
- I 2017 var luftforurening den tredjestørste årsag til for tidlig død i Danmark kun overgået af rygning og fysisk inaktivitet. Luftforurening adskiller sig dog fra de mere traditionelle risikofaktorer som rygning, alkohol og fysisk inaktivitet, da luftforurening har karakter af at være en strukturel problemstilling snarere end knyttet til individets adfærd.
- Sundhedskonsekvenser af luftforurening omhandler desuden ikke kun for tidlig død. Luftforurening forårsager også fx hjertekarsygdomme, lungekræft, astma og diabetes. Luftforurening kan således være med til både at forværre eksisterende sygdom og samtidig forårsage den.
- Det fulde sygdomsbillede forbundet med eksponering for luftforurening er endnu ukendt. Nyere forskning indikerer, at der kan være en sammenhæng mellem luftforurening og sygdomme som demens, psykiske sygdomme, brystkræft og neurologisk udvikling hos børn, samt at det også kan have betydning for fx accelereret aldring. Luftforurening kan således have langt betydelig større sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser, end vi ved og beregner sundhedsøkonomiske omkostninger på baggrund af i dag. Således er beregninger fra fx Aarhus Universitet udarbejdet på baggrund af et meget begrænset antal sygdomsudfald.

Nedenfor gives et eksempel fra årsrapport 2019, der viser sundhedskonsekvenser af eksponering for luftforurening hos voksne.

Figur 2 / Sundhedskonsekvenser af eksponering for luftforurening hos voksne



Figur 2 illustrerer, at der er sammenhænge mellem eksponering for luftforurening og en lang række sygdomme hos voksne, som ikke er inkluderet, når der foretages opgørelser over sundhedskonsekvenser af luftforurening fx i det integrerede model-system EVA. På nuværende tidspunkt dækker sygelighed i de nationale opgørelser således alene over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar-sygdomme, lungekræft, kronisk bronkitis og astma, samt sygedage med tabt arbejde og nedsat aktivitet. Markeringer med fed i figuren viser de sundhedsudfald, hvor der er evidens til at kunne dokumentere en årsagssammenhæng med luftforurening, mens de ikke-markerede sundhedsudfald er områder, hvor der endnu ikke er nok evidens til at dokumentere en sammenhæng. I dag ved man således, at der er sammenhæng ml. luftforurening og flere sygdomme end medtaget i de nationale opgørelser.

4.2 / Det videre arbejde med sundhed og luftforurening

På baggrund af konklusioner i årsrapport 2019 er formuleret fire overordnede principper som inspiration for det videre arbejde med sundhed og luftforurening i København.

Det første princip er en øget forsigtighed for at beskytte københavnerne mod sundhedsskadelige virkninger af luftforurening, da der ikke er en nedre grænse for luftforureningens sundhedsskadelige virkninger. Selv niveauer langt under EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftforurening er sundhedsskadelig. Luftforurening kan samtidig have større sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser end hidtil antaget, da bl.a. nyere forskning peger på en sammenhæng mellem luftforurening og accelereret aldring samt udvikling af demens, psykiske sygdomme, brystkræft, tarmkræft, og neurologiske sygdomme hos børn.

Det andet princip er, at luftforurening ikke kun forårsager for tidlig død og tabte leveår, men også sygdom og tabt livskvalitet i leveårene med sygdom. Københavnere bliver med andre ord syge af luftforurening i byen, og livet med sygdom betyder flere leveår med nedsat livskvalitet. Luftforurening forårsager blandt andet hjertekarsygdomme, lungekræft, astma og diabetes og var i 2017 årsag til omkring 443.000 sygedage i Københavns Kommune (jf. årsrapport 2019).

Det tredje princip omhandler et øget fokus på sundhedsskadelig luftforurening på gadeniveau og for forskellige grupper af borgere. Overskridelser af WHO's retningslinjer for både $PM_{2.5}$ og PM_{10} i gadeniveau peger blandt andet på behovet for have øget fokus på niveauer af gadeforurening – herunder på de helt lokale kilders bidrag til den lokale gadeforurening. Når selv små forureningsniveauer har negative sundhedseffekter, bør det undersøges, hvordan "peaks" i for eksempel myldretid påvirker sundheden blandt københavnerne, herunder særligt udsatte grupper som fx børn, gravide, ældre og borgere med kronisk sygdom.

Det sidste og fjerde princip er at have et øget fokus på lokale forskelle i sundhedskonsekvenser af luftforurening i København. Der er lokale forskelle på niveauerne af luftforurening i København for eksempel i de forskellige bydele af kommunen. De tidligere rapporter om luftforurening i Københavns Kommune viser, at der er betydelig lokal luftforurening for eksempel i havneområder grundet krydstogtsskibe (jf. årsrapport 2019 kapitel 8). Det betyder, at nogle borgere udsættes for mere forurening end andre borgere og et øget fokus herpå kan bidraget til at forstå, om luftforurening bidrager til at øge den sociale ulighed i sundhed.

Den samlede årsrapport 2019 og de fire overordnede principper har blandt andet været med til at inspirere ekspertgruppens 16 anbefalinger til Københavns Kommune med initiativer og handlinger for at reducere luftforurening i København. Derudover har årsrapport 2019 været grundlaget for det videre arbejde med at sætte fokus på sundhedskonsekvenser af luftforurening i Københavns Kommune.

5 / Gadeforurening i Københavns Kommune

Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab, har udarbejdet en rapport om gade- og myldretidsforurening til Københavns Kommune (bilag 1). Baggrunden er, at ekspertgruppen i 2019 anbefalede Københavns Kommune at arbejder videre på at belyse de lokale forskelle mellem bydele og steder, hvor der er høj luftforurening, og hvor mange københavnere færdes, eller hvor særligt sårbare grupper udsættes for høj luftforurening.

Rapporten består af fire kapitler, hvor **kapitel 1** er en generel introduktion, mens **kapitel 2** beskriver vigtige danske og internationale studier af gade- og myldretidsforurening, samt de sundhedsmæssige konsekvenser heraf. **Kapitel 3** beskriver en målekampagne af ultrafine partikler udført af Københavns Universitet i efteråret 2020, som led i udarbejdelsen af rapporten for Københavns Kommune. Her beskrives blandt andet metode, undersøgelsessetup og data fra kampagnen. Afslutningsvist gives i **kapitel 4** en overordnet vurdering af den betydning eksponering for høje niveauer af luftforurening i gade- og myldretiden formodes at have for sundheden.

5.1 / Baggrund

Rapporten om gade- og myldretidsforurening er udarbejdet med henblik på at zoome ind på betydningen af den eksponering borgerne udsættes for på gadeniveau og særligt i myldretiden, hvor niveauerne af luftforurening bliver meget høje. Rapporten fra Københavns Universitet vil være inspiration for det videre arbejde med at skabe øget viden om de lokale forskelle i luftforurening på gadeniveau og være en del af grundlaget for ekspertgruppens anbefaling til at nedbringe luftforurening i Københavns Kommune i 2020.

5.2 / Hovedkonklusioner

Rapporten gennemgår et bredt felt af internationale studier, der dels undersøger eksponering af luftforurening ved forskellige transportmidler og dels undersøger luftforurenings indvirkning på borgernes sundhed.

Forskning i gade- og myldretidsforurening

Rapporten refererer blandt andet til et europæisk review fra 2017 af ti studier af eksponering af luftforurening ved forskellige transportformer; gå, cykle, egen bil eller bus. I reviewet konkluderes, at fodgængere bliver eksponeret for de laveste mængde af luftforurening. Cyklister bliver mindre eksponeret for alle typer luftforurening sammenlignet med bilister, på nær ultrafine partikler, hvor både cyklister og bilister bliver eksponeret for samme mængde. Eksponering i bus var generelt på samme niveau som for cyklister, på nær ultrafine partikler, hvor eksponering i bus var lavere end på cykel. Generelt viser reviewet, at alle former for transport i gadeniveau medfører eksponering for væsentlig højere niveauer af luftforurening, end det de stationære målestationer eller baggrundsmålestationerne måler. $PM_{2.5}$ er omkring 2-4 gange højere end baggrundsmålingerne og op mod 20-40 pct. højere end målingerne på de stationære målestationer. Den største forskel og variation ses ved målinger af ultrafine partikler, hvor forskellen er mellem ca. 1-7 gange højere end baggrundsmålinger.

Det konkluderes ligeledes i rapporten på baggrund af et lignende systematisk review, der har undersøgt og sammenlignet forskellige stoffer i luften ved aktiv transport (cykling eller gang) i forhold til motoriseret transport (bil, bus, motorcykel), at bilister er den gruppe, der i højeste grad eksponeres for luftforurening, mens cyklister inhalerer flere luftforurenede partikler end bilister, da den fysiske aktivitet under cykling øger inhalationsfrekvensen. Det betyder, at cyklister er den gruppe, der bliver udsat for den højeste mængde sundhedsskadelige luftforureningen. Dog lyder konklusionen i reviewet, at de sundhedsmæssige gevinster ved cykling overstiger de negative effekter af den øgede inhalering af luftforurenede stoffer.

Rapporten beskriver også, at det ikke udelukkende er valg af transportform, der har betydning for den enkeltes eksponering af luftforurening i byen. Meteorologi spiller også en væsentlig rolle, hvor temperatur, vind og vejr har betydning for variationen i luftforurening fra dag til dag, mellem årstider og også årlig variation. Herudover spiller mængden og typen af vejtrafik, samt rute gennem byen en rolle for eksponering af luftforurening. Ruter gennem byen tæt på meget trafik og mange dieselbiler medfører generelt en højere eksponering for luftforurening end ruter på mindre trafikerede veje.

Rapporten beskriver desuden 12 andre studier, der koncentrerer sig om de sundhedsmæssige konsekvenser af lav kontra høj eksponering for luftforurening i gadeniveau ved gang eller cykling. Her konkluderes det, at kortvarig eksponering, af et højt niveau af luftforurening hos fodgængere og cyklister, har skadelige effekter på en række forskellige biomarkører, der relaterer sig til luftvejs- og hjertesygdomme. Dette indebærer eksempelvis lungefunktion, blodtryk, hjerterytme, inflammatoriske biomarkører og skade på DNA'et. Den hyppigste effekt viser sig at være en reducering af lungefunktion, hvilket kan medføre ubehag hos raske individer, mens det hos personer med kroniske sygdomme kan forværre allerede eksisterende symptomer. Det konkluderes samtidig, at kortvarig eksponering for en høj koncentration af luftforurening, hos patienter med eksisterende luftvejssygdomme, kan reducere de gavnlige virkninger på lunge og hjerte af at være fysik aktive ved fx gang. For kroniske syge opvejer fysisk aktivitet således ikke nødvendigvis de negative effekter ved eksponering for høj luftforurening.

Rapporten henviser til et enkelt studie fra Stockholm, hvor forsøgspersoner enten gik eller cyklede til og fra arbejde, mens de målte niveauer af NO_2. Niveauerne på ruten var op mod 5 gange så høje som baggrundsmålinger. Studiet målte ikke på helbredseffekter, men forskerne formodede, at de sundhedsskadelige effekter ved luftforurening på længere sigt kan overgå de sundhedsmæssige fordele ved både cykling og gang. Studiet konkluderede, at disse aktive pendlerformer i Stockholm er forbundet med en forøget risiko for tidlig død med 2,5 pct.

Københavns Universitet afslutter litteraturgennemgangen med at konkludere, at kortidseksponering for høje niveauer af luftforurening under cykling eller gang kan have akutte negative konsekvenser for sundheden. Det er derfor nødvendigt at have fokus på og undersøge denne sammenhæng nærmere. Flere af de beskrevne studier viser dog forsat, at en fysisk aktiv transport er forbundet med positive helbredseffekter, som er større end de negative helbredseffekter af luftforurening.

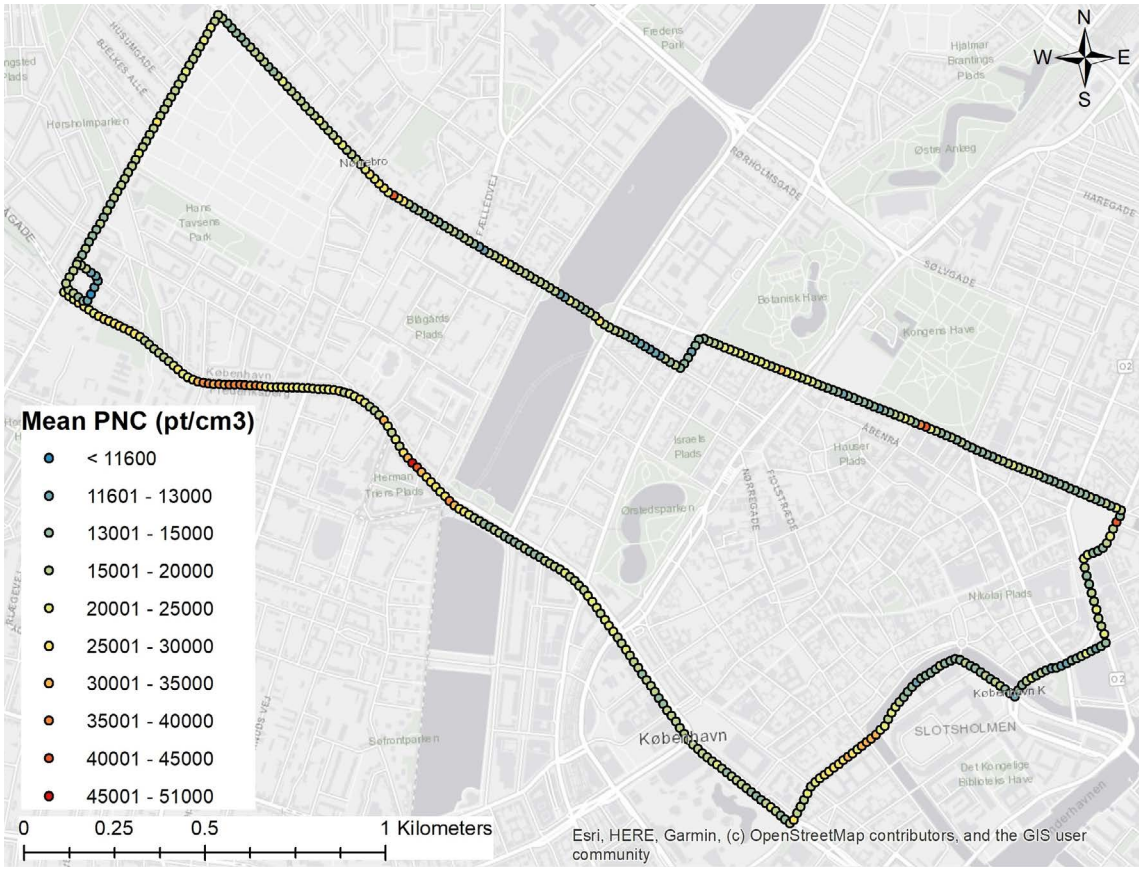
Målekampagne: Eksponering for ultrafine partikler i København på cykel

Målekampagnen er foretaget i september og oktober 2020 med fokus på ultrafine partikler, hvor en planlagt rute (se figur 3 nedenfor) blev cyklet 61 gange på forskellige tidspunkter af dagen i og udenfor myldretiden. Udover data indsamlet på ruten, sammenlignes også med data fra to nationale målestationer (bybaggrund på H.C ørsted instituttet og gadestationen på H.C. Andersens Boulevard), samt to kommunale gademålestationer på Søtorvet og Krügergade.

Der er i målekampagnen analyseret på sammenhænge mellem tre forskellige parametre: 1) tidsmæssig varians, 2) geografiske forskelle og 3) vejrforhold:

- Tidsmæssige varians: Målekampagnen fandt ikke nogen signifikant forskel på koncentrationen af ultrafine partikler på de forskellige tidspunkter af dagen. Geografiske forskelle: Under målekampagnen var koncentrationerne af ultrafine partikler største på strækninger ved Nørrebrogade, Gothersgade, Åboulevard og Kongens Nytorv, som er markeret med rød i figur 3. Årsagen kan skyldes flere ting, herunder blandt andet lyskryds, meget vejtrafik eller vejarbejde.

Figur 3 / Cykelrute under målekampagne



Farverne viser de målte niveauer af ultrafine partikler. De blå, grønne og gule er lavere niveauer af ultrafine partikler, mens orange rød og mørkerød indikerer højere niveauer af ultrafine partikler.

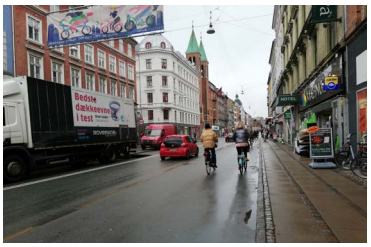
- Lave koncentrationer ses ved områder med lav trafik eller restriktioner for gennemkørsel, som fx det er tilfældet på en strækning på Nørrebrogade, som illustreret i figur 4.
- Herudover fandt målekampagnen også et eksempel på betydningen af en "street canyon" for luftforurening, hvor høje bygninger på hver side af en vej medfører høj koncentration af luftforurening til sammenligning med vejstrækninger, hvor der er mere åbne arealer, som illustreret i figur 5.
- Vejrforhold: Målingerne foretaget under målekampagnen er justeret i forhold til vind og vejr, da vind og vejr har stor betydning for bl.a. spredning af ultrafine partikler. Højere temperatur og vindhastighed medfører lavere niveauer af ultrafine partikler, mens vindretning også har betydning for spredning af partiklerne.

Figur 4 / Effekt af restriktioner for gennemkørsel









Den grønne rubrik viser effekten af restriktioner for gennemkørsel, hvor niveauerne af luftforurening er lavere end strækningerne med normal vejtrafik.

Figur 5 / Eksempel på street canyon



Den røde rubrik viser effekten af en såkaldt street canyon, hvor høje bygninger på hver side af vejen gør luftgennemstrømning mindre og derved ophobes luftforurening på denne strækning. Den blå rubrik viser et eksempel på, hvordan brede vidder omkring vejen medvirker til mere luftgennemstrømning og lavere niveauer af luftforurening.

Sammenligning med data fra kommunale målestationer

Målekampagnen benyttede også data fra de kommunale målestationer til at sammenligne resultater og kvalitetssikre målingerne. Måleudstyret til de ultrafine partikler blev som led i kampagnen opsat på de kommunale målestationer for at teste ligheden mellem de stationære og mobile målinger. Der var en overvejende stor lighed mellem målingerne fra de stationære og de mobile målere ved denne sammenligning. Målinger ved de kommunale målestationer på Søtorvet og Krügersgade viser, at der er tydelige peak i niveauer af ultrafine partikler i ugedagene omkring klokken otte om morgenen og endnu et peak klokken syv om aftenen. De høje niveauer af ultrafine partikler om morgenen ses ikke i weekenden, hvor niveauerne i stedet stiger løbende og peaker omkring klokken syv om aftenen.

Det konkluderes på baggrund af sammenligningen af de mobile målinger fra cykelruten og de stationære målestationer, at eksponering på cykel er markant højere og næsten dobbelt så høj som de værdier, der blev målt ved de stationære målestationer. En del af forklaringen formodes at skyldes, at cyklisten og dermed måleudstyret er væsentlig tættere på trafikken.

Vurdering af de sundhedsmæssige konsekvenser af gade- og myldretidsforurening

I rapporten giver Københavns Universitet også en vurdering af de sundhedsmæssige konsekvenser forbundet med eksponering for luftforurening i gade- og myldretiden.

Gade- og myldretidsforurening kan være betydelig højere end bybaggrundsniveauer og de værdier, der måles af de stationære målestationer i København. Det betyder, at bilister, pendlere, cyklister og fodgængere kan blive eksponeret for op mod 7 gange så høje niveauer af nogle luftforurenende stoffer end bybaggrundsstationerne måler.

Korttidseffekter af denne eksponering kan medvirke til reduceret lungefunktion, forhøjet blodtryk, øget inflammationsmarkører og påvirker generelt lungernes tilstand. Samtidig er effekterne betydelige hos sårbare gruppe fx kronisk syge borgere med astma og KOL.

Vurderingen fra Københavns Universitet er, at det fortsat anbefales at benytte aktive transportformer, som at gå og cykle i byen, da de gavnlige effekter af fysisk aktivitet opvejer mange af de negative effekter af luftforurening. De opfordrer dog til, at der vælges mindre trafikerede og forurenende ruter, hvis det er muligt.

5.3 / Andre pointer

Vi ved at forskellige samfundsgrupper er særligt udsatte for sundhedskonsekvenser af luftforurening herunder børn, gravide, ældre og kronisk syge (jf. årsrapport 2019). Eksempelvis er børn særligt udsatte, da deres lunger, hjerne og immunforsvar forsat er under udvikling og luftforurening kan påvirke disse processer. Børn trækker desuden vejret med højere frekvens end voksne og inhalerer mere luft pr. kg. Kropsvægt.

Luftforurening kan, som Københavns Universitet konkluderer, være markant højere i gadeniveau og det er ikke alle særligt udsatte grupper, der nyder godt af de positive effekter af aktiv transport, når de skal rundt i København. Små børn kan fx ikke transportere sig selv, hvorfor forældre ofte har dem med på cyklen, i bilen eller barnevogn, når de skal rundt i byen, hvor de passivt bliver eksponeret for de høje niveauer af luftforurening.

5.4 / Perspektiver

Gade- og myldretidsforurening kan have større betydning for de sundheds- og samfundsmæssige konsekvenser af luftforurening, end det vides og anerkendes i dag. Der mangler viden om niveauer og sundhedseffekter af NO_2 i gade- og myldretiden, på trods af, at vejtrafik er den primære kilde til udledning af NO_2 i København.

På nuværende tidspunkt kendes det fulde billede af gade- og myldretidsforurenings sundhedsmæssige konsekvenser ikke. Der mangler forskning i og viden om, hvilken betydning eksponering for gade- og myldretidsforurenings høje niveauer har for os mennesker og særligt over lang tid. Vi bevæger os dagligt, årligt rundt, gennem byens gader i myldretiden for at komme frem til institutioner, uddannelsessted, arbejde eller andet, mens vi eksponeres for niveauer af luftforurening, der er mange gange højere end de målinger, der ses i bybaggrund og ved de stationære gademålestationer.

Samtidig kan det med den nuværende viden om sundhedskonsekvenser af luftforurening, fastslås, at enhver reduktion af luftforurening, både generel og i forhold til gade- og myldretidsforurening vil have betydelige positive effekter på københavnernes sundhed.


HEERING
HEERING
NYHAVN 17

6 / Sundhedskonsekvenser af partikler under betegnelsen Black Carbon i Københavns Kommune

Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi (DCE) har udarbejdet en rapport om helbredseffekter af partikler under betegnelsen Black Carbon i Københavns Kommune (bilag 2).

Rapporten er en kortlægning af luftforureningskoncentrationer af partikler under betegnelsen Black Carbon (BC) i Københavns Kommune, og kilder hertil, med udgangspunkt i det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution). I rapporten beregnes helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune med to forskellige forudsætninger:

- Den ene beregning i rapporten er baseret på en forudsætning om, at alle partikelkomponenter under betegnelsen $PM_{2.5}$ er lige skadelige. Dette benævnes basisberegning.
- Den anden beregning i rapporten er baseret på en forudsætning om at hele effekten af dødelighed fra eksponering for fine partikler ($PM_{2.5}$) tilskrives Black Carbon i København. Dette benævnes følsomhedsberegning.

Aarhus Universitet anvender det integrerede modelsystem EVA til at udarbejde en kildeopgørelse for Københavns Kommune, hvor kildernes koncentrationsbidrag anskueliggøres. Herunder en opgørelse af luftens indhold af partikler under betegnelse Black Carbon. Derudover anvendes det integrerede modelsystem EVA til at beregne helbredseffekter og samfundsomkostninger for både basis- og følsomhedsberegningen. Beregningerne i rapporten er foretaget på baggrund af den nyeste emissionsdata, og afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger for luftforurening i 2019.

Rapporten består af otte kapitler: **Kapitel 1** er en sammenfatning, mens **kapitel 2** beskriver det integrerede modelsystem EVA og tilhørende inputdata samt forudsætninger for de to beregninger hhv. basisberegning og følsomhedsberegning. **Kapitel 3** beskriver, hvad Black Carbon er, og hvordan det måles og modelleres i det integrerede modelsystem EVA. **Kapitel 4** indeholder en kortlægning af luftforurening i Københavns Kommune, herunder en opgørelse af emissioner fordelt på kilder opdelt i hver kildes bidrag til luftforureningen. Der er inkluderet opgørelser for Black Carbon. **Kapitel 5** og **kapitel 6** præsenterer henholdsvis helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforurening under forudsætning 1; at alle fine partikler ($PM_{2.5}$) er lige skadelige. Den såkaldte basisberegning. Der er inkluderet beregninger for partikler under betegnelsen Black Carbon. **Kapitel 7** præsenterer helbredseffekter og eksterne omkostninger under forudsætning 2, den såkaldte følsomhedsberegning, hvor Black Carbon er årsagen til alle sundhedskonsekvenser af fine partikler. **Kapitel 8** diskuterer til slut usikkerheder ved beregningerne af helbredseffekter og samfundsomkostninger af luftforurening.

6.1 / Baggrund

Rapporten er udarbejdet efter ønske fra Københavns Kommune om at få belyst og kvantificeret helbredseffekter af Black Carbon og tilhørende samfundsmæssige omkostninger samt kilderne hertil. Dette ønske er begrundet i ekspertgruppens anbefaling fra 2019 om at Københavns Kommune bør udbygge vidensgrundlaget for at vurdere de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforurening med en følsomhedsanalyse af sodpartikler i København. Forskning indikerer, at der er stor forskel på de sundhedsskadelige konsekvenser af de forskellige typer af fine partikler under betegnelsen $PM_{2.5}$. Særligt sodpartikler har store negative sundhedsmæssige konsekvenser for mennesker og stammer i København typisk fra den lokale trafik og brændefyring.

Rapporten bidrager til det vidensgrundlag, som ekspertgruppen under indsatsen for 'Øget viden om de sundhedsskadelige virkninger af luftforurening i København' bruger som baggrund for deres anbefalinger til at nedbringe luftforurening i Københavns Kommune.

6.2 / Hovedkonklusioner

Rapporten indeholder en lang række konklusioner med udgangspunkt i kortlægning af luftforureningskoncentrationer af partikler under betegnelsen Black Carbon i Københavns Kommune med tilhørende vurdering af helbredseffekter og samfundsomkostninger. Nedenfor beskrives de væsentligste konklusioner.

Nyeste forskning om sammenhæng ml. Black Carbon og dødelighed

I forbindelse med udarbejdelse af rapporten er der foretaget et litteraturstudie af sammenhæng mellem partikler under betegnelsen Black Carbon og dødelighed med henblik på at identificere mulige eksponeringsresponssammenhænge til en følsomhedsberegning. WHO gennemgik i 2012 den videnskabelige litteratur for sammenhæng mellem partikler under betegnelsen Black Carbon og mortalitet. I den forbindelse konkluderede WHO bl.a. følgende:

- En reduktion i eksponering for $PM_{2.5}$ indeholdende partikler under betegnelsen Black Carbon og andet forbrændingsrelateret partikulært materiale, burde føre til reduktion af de helbredseffekter, der er forbundet med fine partikler.
- Black Carbon kan benyttes som en ekstra indikator for evalueringen af lokale initiativer til at reducere befolkningens eksponering for partikler.

I rapporten er der identificeret fire relevante studier, der er relevante for en fornyet risikovurdering af dødelighed og langvarig udsættelse for BC[2]. De fire studier estimerer effekten af Black Carbon pr. 1 µg/m^3. Studierne estimerer en effekt af partikler under betegnelsen Black Carbon på dødelighed på mellem 1,06 til 1,09 pr. 1 µg/m^3. På den baggrund er der i rapportens følsomhedsberegning anvendt et risikoestimatet for partikler under betegnelsen Black Carbon baseret på en eksponeringsresponsfunktion på 1,09 pr. 1 µg/m^3. Det anvendte estimat for eksponeringsresponsfunktionen er således det højeste fundet i litteraturen

Resultater og konklusioner i basisberegningen – kilder til luftforurening i Københavns Kommune i 2018 med tilhørende helbredseffekter og samfundsomkostninger

Kilder til luftforurening i Københavns Kommune i 2018

Nedenfor beskrives konklusioner i rapporten vedr. kilder til luftforurening i Københavns Kommune i 2018. Først beskrives kildebidrag generelt (alle kilder), dernæst kildebidrag fra kilder i Københavns Kommune (lokale kilder). Derudover beskrives specifikt den andel, som partiklerne under betegnelsen Black Carbon har af kildebidrag fra $PM_{2.5}$ til bybaggrundskoncentrationen.

Rapporten konkluderer følgende på baggrund af modelberegninger i EVA (data fra 2018) i forhold til kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen:

- I 2018 var de tre største kilder til udledning af NO_x i Københavns Kommune vejtransport (53 pct.), kraftværker (27 pct.) og ikke-vejgående maskiner (14 pct.).
- I 2018 var de tre største kilder til udledning af PM_{10} i Københavns Kommune brændeovne mv. (33 pct.), vejtransport (30 pct.) og industrielle processer (11 pct.).
- I 2018 var de tre største kilder til udledning af $PM_{2.5}$ i Københavns Kommune var brændeovne mv. (46 pct.), vejtransport (28 pct.) og anvendelse af produkter (10 pct.).
- I 2018 var vejtransport den største kilde til CO (61 pct.), mens kraftværker den største kilde i Københavns Kommune til udledning af SO_x (68 pct.).

I tabellen nedenfor er samlet de tre største kilder til hhv. NO_x, PM_{10}, $PM_{2.5}$ og BC i 2017 og 2018. Tabellen viser at brændeovne mv. og vejtransport fortsat er de mest betydelige lokale kilder til forurening med fine og grove partikler ($PM_{2.5}$ og PM_{10}), mens vejtransport og kraftværker er de to største kilder til udledning af kvælstofdioxider (NO_x). Den største ændring ses i forhold til bidraget til partikler under

[2] Herudover et enkelt studie, der har undersøgt sammenhængen mellem BC og kortvarig (daglig) dødelighedsrate i London.

Tabel 1 / Oversigt over de tre største kilder i Københavns Kommune til hhv. NO_x, PM_{10}, $PM_{2.5}$ samt BC i 2017 og 2018

	NO_x	$PM_{2.5}$	PM_{10}	BC
Tre største kilder i 2017	vejtransport (51 pct.)	brændeovne mv. (51 pct.)	brændeovne mv. (43 pct.)	brændeovne mv. og vejtransport (begge 35 pct.)
	kraftværker (28 pct.)	vejtransport (20 pct.)	vejtransport (25 pct.)	udledninger ifm. udvinding, behandling og transport af olie og gas (15 pct.)
	ikke-vejgående maskiner (16 pct.)	affaldsbehandling og anvendelse af produkter (begge 7 pct.)	kraftværker og anvendelse af produkter (begge 7 pct.)	
Tre største kilder i 2018	vejtransport (53 pct.)	brændeovne mv. (33 pct.)	brændeovne mv. (46 pct.)	vejtransport (60 pct.)
	kraftværker (27 pct.)	vejtransport (30 pct.)	vejtransport (28 pct.)	brændeovne (24 pct.)
	ikke-vejgående maskiner (14 pct.)	industrielle processer (11 pct.)	anvendelse af produkter (10 pct.)	ikke-vejgående maskiner (13 pct.)

betegnelsen Black Carbon (BC), hvor bidraget fra brændeovne mv. er faldet i 2018, mens udledninger fra vejtransport er steget markant. Opdatering af det integrerede modelsystem EVA betyder, at det ikke er muligt direkte at sammenligne opgørelse fra 2017, som er grundlaget i bidraget fra Aarhus Universitet til årsrapporten fra 2019 med opgørelse i 2018, som er grundlaget i bidraget til nærværende årsrapport i 2020. Det er uddybende beskrevet i rapporten fra Aarhus Universitet, jf. bilag 2.

Rapporten konkluderer følgende på baggrund af modelberegninger i EVA (data fra 2018) i forhold til partikler under betegnelsen Black Carbons andel af kildebidrag fra $PM_{2.5}$ til bybaggrundskoncentrationen i Københavns Kommune:

- Black Carbon udgør som et gennemsnit over alle kilder til luftforurening i Københavns Kommune 30 pct. af udledningen af $PM_{2.5}$ i 2018.
- Den største kilde til udledning af partikler under betegnelsen Black Carbon i 2018 i Københavns Kommune er vejtransport (60 pct.). Den anden-største kilde er brændeovne mv. (24 pct.) og den tredjestørste er ikke-vejgående maskiner (13 pct.).

I sidste års årsrapport var vejtransport og brændefyringsanlæg med hver 35 pct. lige store kilder til udledning af partikler under betegnelsen Black Carbon, mens udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas udgjorde 15 pct. af udledningen af partikler under betegnelsen Black Carbon.

Rapporten konkluderer følgende i forhold til lokale kildebidrag fra Københavns Kommune til bybaggrundskoncentrationen i 2019:

- I 2019 bidrog lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til ca. 27 pct. af bybaggrundskoncentration af NO_2 i Kommunen. Heraf kom det største bidrag fra vejtrafik med ca. 14,6 pct. af udledningen, og det næststørste bidrag fra kraftværker med 7,5 pct.
- I 2019 bidrog lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til cirka 6 pct. af bybaggrundskoncentration af $PM_{2.5}$ i kommunen.
- I 2019 bidrog lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til cirka 9 pct. af bybaggrundskoncentration af PM_{10} i kommunen.
- I 2019 udgjorde brændefyring ifølge modellerede beregninger (EVA) det største lokale bidrag i Københavns Kommune til partikelforurening af bybaggrundskoncentration for PM_{10} og $PM_{2.5}$ i kommunen svarende til henholdsvis cirka 3,6 pct. og cirka 2,8 pct. Vejtransport er det andet største lokale bidrag med henholdsvis 2,4 pct. for PM_{10} og 1,5 pct. for $PM_{2.5}$.

Rapporten konkluderer følgende angående lokale kilders bidrag til bybaggrundskoncentration af partikler under betegnelsen Black Carbon i 2019:

- I 2019 bidrager lokale kilder i Københavns Kommune på baggrund af modellerede beregninger (EVA) til omkring 21 pct. af BC i bybaggrundskoncentration. Modsat gælder, at omkring 79 pct. af BC kommer fra kilder uden for Københavns Kommune.
- I 2019 udgjorde vejtransport ifølge modellerede beregninger (EVA) det største lokale bidrag af BC til bybaggrundskoncentration med 12 pct. Brændeovne mv. udgjorde det andet største bidrag med omring 6 pct og ikke-vejgående maskiner det tredjestørste bidrag med omkring 2 pct.
- I 2019 er den største lokale emissionskilder til BC inden for Københavns Kommune vejtransport 58 pct. Brændeovne mv. den andenstørste kilde, der bidrager med omkring 27 pct. og den tredje største kilde ikke-vejgående maskiner, der bidrager med 9 pct.

Helbredseffekter af luftforurening i Københavns Kommune i 2019

I rapporten er helbredseffekter af luftforurening opgjort dels som antallet af for tidlige dødsfald, dels som sygdomstilfælde i form af hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme, lungekræft, kronisk bronkitis og astma, samt sygedage med tabt arbejde og nedsat aktivitet. Helbredseffekter af luftforurening er opgjort på baggrund af modellerede beregninger (EVA). Også andre sygdomme påvirkes af luftforurening, men er, ifølge Aarhus Universitet, 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.

Årlige antal for tidlige dødsfald

Rapporten konkluderer følgende i forhold til luftforureningens betydning for for tidlige dødsfald i Københavns Kommune.

- Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er beregnet til omkring 440 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 304 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 136 pga. korttidspåvirkning af luftforurening.
- Sammenlignes det totale antal for tidlige dødsfald på omkring 440 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2019 på 3.559 fra Danmarks Statistik, svarer luftforureningens andel til omkring 12 pct.

- For de for tidlige dødsfald er størstedelen tilknyttet $PM_{2.5}$ (384 dødsfald), derefter NO_2 (48 dødsfald) og kun meget lidt til O_3 (8 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald).
- I de seneste beregninger for hele Danmark i 2019 er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 4.600 i EVA-systemet.

I Tabel 2 er vist antal for tidlige dødsfald, som EVA -modellen beregner, i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. Antal for tidligere dødsfald vises sammen med fordelingen på stofferne: SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2.5}$. Endvidere vises den andel af $PM_{2.5}$, som BC bidrager med.

For tidlige dødsfald består overvejende af dødsfald forårsaget af langtidseksponering af partikelforurening, men også af dødsfald som følge af udsættelse for NO_2. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tids eksponering med forhøjede koncentrationer fx af ozon. En mindre andel skyldes SO_2.

Der har generelt været et fald i for tidlige dødsfald i Københavns Kommune siden opgørelsen i årsrapport 2019 (data fra 2017). Det samlede antal for tidlige dødsfald er således estimeret til at være faldet fra omkring 458 i 2017 til 440 i 2019. Partikler under betegnelsen Black Carbon står for en mindre andel af de for tidlige dødsfald forbundet med eksponering for fine partikler ($PM_{2.5}$).

Tabel 2 / For tidligere dødsfald i Københavns Kommune i 2019 på baggrund af luftforurening

	SO_2	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2.5}$	Total
For tidlige dødsfald, korttidseksponering	1	8	48	80	3	136
For tidlige dødsfald, langtidseksponering	0	0	0	304	12	304
Total antal for tidlige dødsfald	**1**	**8**	**48**	**384**	**15**	**440**

Inkluderede sygdomstilfælde – voksne og børn
Rapporten indeholder seks inkluderede sygdomsudfald for voksne som følge af luftforurening. Der beregnes således ikke på andre sygdomsudfald i det integrerede modelsystem EVA end de seks udfald. I Tabel 3 er vist antal inkluderede helbredseffekter i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. Eksempelvis er der omkring 421.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed som fx hovedpine) som følge af luftforurening i Københavns Kommune.

Der har, som med for tidlige dødsfald, generelt været et fald i de beskrevne helbredseffekter for voksne i forhold til den seneste opgørelse i årsrapport 2019 (data fra 2017). Der er dog fortsat betydelige sundhedsmæssige konsekvenser forbundet med eksponering for luftforurening i København. Partikler under betegnelsen Black Carbon står for en mindre andel af helbredseffekterne forårsaget af eksponering for fine partikler ($PM_{2.5}$).

Udover ovenstående er der i rapporten særligt for børn inkluderet episoder med henholdsvis astma og bronkitis. Det er ikke muligt at vurdere andre sygdomsudfald før børn, da disse ikke er inkluderet i det integrerede modelsystem EVA. I tabellen ses det blandt andet, at særligt $PM_{2.5}$ ifølge modellerede beregninger har stor betydning for antallet af episoder med bronkitis blandt københavnske børn.

Tabel 3 / Helbredseffekter (sygdom) for voksne i Københavns Kommune i 2019 på baggrund af luftforurening

	SO_2	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2.5}$	Total
Lungekræft	0	0	0	6	0	6
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær	0	6	227	168	7	401
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme	0	19	0	118	5	103
Nye tilfælde med bronkitis hos voksne	0	0	0	349	14	349
Sygedage med tabt arbejde	0	0	0	28.350	1148	28.373
Dage med nedsat aktivitet	0	0	0	420.981	16.922	420.981

Helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2.5}$. Endvidere vises den andel af $PM_{2.5}$, som partikler under betegnelsen af Black Carbon bidrager med. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt sygedage med tabt arbejde og nedsat aktivitet. Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i modelberegningerne, da der endnu er for stor usikkerhed om, hvilke sygdomme det drejer sig om, og hvad det præcise omfang af disse sygdomme er.

Tabel 4 / 4 Inkluderede helbredseffekter (sygdomsudfald) for børn i Københavns Kommune i 2019 på baggrund af total luftforurening

	SO_2	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2.5}$	Total
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2.5}$)	0	0	0	1487	46	1487
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2.5}$)	0	0	0	37	2	37

I rapporten er også inkluderet en beregning af, hvor stor betydning partikler under betegnelsen Black Carbon har i de beregnede helbredseffekter i den såkaldte basisberegning. I rapporten konkluderes det, at partikler under betegnelsen Black Carbon er skyld i en meget lille andel af episoder med bronkitis blandt børn samt episoder med astma blandt børn. Det skyldes bl.a. de forudsætninger, der er for beregningen i det integrerede modelsystem EVA. I bilag 2 er de nærmere forudsætninger beskrevet.

Rapporten har endvidere konklusioner om helbredseffekter, der skyldes lokale kilder i Københavns Kommune:

- Modelberegninger viser, at der er 39 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (omkring 440) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 1) bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9 pct. af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 91 pct. af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.
- De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (15 i 2019) og brændefyring (13 i 2019). De øvrige lokale kilder bidrager tilsammen med 11 for tidlige dødsfald.

Eksterne samfundsomkostninger på grund af luftforurening i Københavns Kommune i 2019

I 2019 var de totale eksterne omkostninger på grund af al luftforurening (alle emissionskilder) i Københavns Kommune ifølge modellerede beregninger omkring 8,5 milliarder kroner. De eksterne omkostninger skyldes primært partikler. Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidligere dødsfald som følge af kort- og langtidseksponering for luftforurening. Modellerede beregninger viser, at de eksterne omkostninger på grund af luftforurening lokale kilder inden for kommunegrænsen i 2019 var omkring 821 mio. kr. De mest betydningsfulde lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede omkostninger er vejtrafik, som står for omkring 364 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændefyring mv. med 228 mio. Kr. Andre kildetyper, som udgør en vis del, er kraftværker mv. (75 mio. kr.), ikke-vejgående maskiner (67 mio. kr.), og industriens samt befolkningens anvendelse af produkter som fx kemikalier og maling, med omkring 50 mio. kr. Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 228 mio. kr. af de samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger med 205 mio. kr. og kun 23 mio. kr. inden for handel og service. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95 pct. er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 14.000 kr. i 2019.

Resultater og konklusioner i følsomhedsberegningen – helbredseffekter og samfundsomkostninger grundet luftforurening i Københavns Kommune i 2019

Som kort beskrevet ovenfor indeholder rapporten en såkaldt følsomhedsberegning for helbredseffekter og samfundsomkostninger, der skyldes luftforurening i Københavns Kommune i 2019. I følsomhedsberegningen er partikler under betegnelsen Black Carbon den primære årsag til sundhedskonsekvenser af eksponering for fine partikler ($PM_{2.5}$).

Helbredseffekter i følsomhedsberegningen grundet luftforurening i Københavns Kommune i 2019

Rapporten konkluderer følgende i forhold til for tidlige dødsfald i Københavns Kommune i 2019 på baggrund af den samlede luftforurening i følsomhedsberegningen.

- I følsomhedsberegningen er luftforurening i 2019 årsag til 352 for tidlige dødsfald i København, jf. tabel 5.
- I følsomhedsberegningen er partikler under betegnelsen Black Carbonden primære årsag med 295 af de for tidlige dødsfald jf. tabel 5.
- De resterende sygdomsudvalg i følsomhedsberegningen er identiske med basisberegningen beskrevet ovenfor.
- Den helt store forskel mellem basisberegningen og følsomhedsberegningen er således, at for tidlige dødsfald forårsaget af partikler under betegnelsen Black Carbon bliver omkring 25 gange større (295) end i basisberegningen (12).

Tabel 5 / For tidlige dødsfald i Københavns Kommune i 2019 på baggrund af følsomhedsberegningen

	SO_2	O_3	NO_2	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2.5}$	Total
For tidlige dødsfald, korttidseksponering	1	8	48	0	0	57
For tidlige dødsfald, langtidseksponering	0	0	0	295	295	295
Total antal for tidlige dødsfald	**1**	**8**	**48**	**295**	**295**	**352**

I følsomhedsberegningen er der 352 for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder og for alle luftforurenende stoffer. Her bidrager kilder i Københavns Kommune med 83 af de for tidlige dødsfald, hvilket svarer til omkring 24 pct. Det betyder, at der i følsomhedsberegningen er tale om mere end en fordobling af lokale kilders betydning for sundhedskonsekvenser af luftforurening i København i forhold til basisberegningen, hvor lokale kilder er årsag til omkring 9 pct. af de for tidlige dødsfald

Med antagelserne i følsomhedsberegningen stiger alle lokale kilders betydning for sundheden markant i forhold til basisberegningen:

- For tidlige dødsfald forårsaget af lokale kilder bliver mere end fordoblet med en stigning fra 38 til 83.
- Antal af for tidlige dødsfald forårsaget af vejtransport stiger fra 15 til 49
- Antal af for tidlige dødsfald forårsaget ikke-vejgående maskiner fra 1 til 8
- Antal af for tidlige dødsfald forårsaget af brændeovne mv. stiger fra 13 til 19.

Eksterne omkostninger ved følsomhedsberegningen grundet luftforurening i Københavns Kommune i 2019

De eksterne omkostninger for partikler under betegnelsen Black Carbon er omkring 0,86 mia. kr. i følsomhedsberegningen, mens det er 0,34 mia. kr. i basisberegningen. For vejtransport er de eksterne omkostninger omkring dobbelt så høje i følsomhedsberegningen med 742 mio. kr. mod de 364 mio. kr. i basisberegningen. Brændeovne mv. er også større med 255 mio. kr. i følsomhedsberegningen mod de 228 mio. kr. i basisberegningen.

6.3 / Andre pointer

Vi kender fortsat ikke det fulde sygdomsbillede forårsaget af luftforurening og det samme gør sig gældende for helbredsudfald af de enkelte luftforureningskompotenter som fx partikler under betegnelsen Black Carbon. Nogle studier indikerer, at partikler under betegnelsen Black Carbon er mere skadelige end partikler som gennemsnit, som også er det rapporten fra Aarhus Universitet, tager udgangspunkt i ved følsomhedsberegningen. Følsomhedsberegningerne af partikler under betegnelsen Black Carbon er foretaget på baggrund af for tidlig død som det eneste helbredsudfald, hvilket estimeres til at øge betydningen af de lokale kilders bidrag til sundhedskonsekvenser betydeligt, men partikler under betegnelsen Black Carbon forårsager med stor sandsynlighed også sygdom og ikke udelukkende for tidlig død. Hvis denne forudsætning er korrekt, vil det medføre, at lokale kilder inden for Københavns Kommune er årsag til en markant større andel af helbredseffekter og eksterne omkostninger forbundet med eksponering for luftforurening. Der er dog behov for flere studier i helbredseffekter af delkomponenter af $PM_{2.5}$, herunder partikler under betegnelsen Black Carbon for at kunne be- eller afkræfte antagelsen i følsomhedsberegningen.

Der er, som i Aarhus Universitets bidrag til sidste årsrapport fra 2019, store usikkerheder forbundet med modelberegninger i forhold til helbredseffekter og eksterne omkostninger forbundet med eksponering for luftforurening i København. En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige dødsfald i Europa som følge af luftforurening efter grundlæggende samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring ±50 pct., hvilket også er Aarhus Universitets eget skøn.

[3] Perspektiverne i dette afsnit er således ikke en del af rapporten fra Aarhus Universitet, Nationalt Center for Miljø og Energi, (jf. bilag 2).

6.4 / Perspektivering

Rapporten fra Aarhus Universitet indeholder langt flere resultater og konklusioner end det er muligt at beskrive i nærværende årsrapport. Et par perspektiver, som ikke er en del af rapporten, træder dog frem[3]. Rapporten konkluderer eksempelvis, at de to største kilder til udledning af $PM_{2.5}$ i Københavns Kommune er brændeovne mv. og vejtransport. Således udleder de københavnske brændeovne stadig næsten dobbelt så mange sundhedsskadelige partikler som vejtransporten i 2019. Det er stadig centralt at reducere udledning fra de københavnske brændeovne og vejtransporten, hvis der skal gøres noget for folkesundheden i København.

Et andet vigtigt perspektiv er relateret til den følsomhedsberegning, som præsenteres i rapporten, hvor partikler under betegnelsen Black Carbon med udgangspunkt i eksisterende forskning tillægges en større betydning i forhold til for tidlig død som følge af luftforurening. Rapporten indikerer, at partikler under betegnelsen Black Carbon er helt centralt i forhold til den lokale eksponering for luftforurening. Således viser følsomhedsberegningen, at lokale kilder potentielt bidrager med mere end dobbelt så mange sundhedsmæssige konsekvenser end hidtil antaget. Hermed øges vigtigheden af at reducere udledning af luftforurening fra de lokale kilder i Københavns Kommune. Ovenstående to pointer til sammen peger fortsat på behov for et skærpet fokus på at reducere udledninger fra brændefyring og på at reducere udledning fra bilerne i København.

Et andet perspektiv, der tegner sig, er relateret til antallet af sygdomstilfælde forårsaget af luftforurening. I rapporten er inkluderet beregninger for udvalgte sygdomstilfælde. Dog er der stor usikkerhed forbundet med beregningerne, og ikke alle kendte sundhedskonsekvenser af luftforurening er indbefattet, for eksempel er diabetes ikke inkluderet. Det samme gør sig gældende i følsomhedsberegningen, der udelukkende tager udgangspunkt i sammenhængen mellem for tidlige dødsfald og eksponering for partikler under betegnelsen Black Carbon og ikke andre helbredsudfald. Det kan derfor være interessant at få et mere nuanceret billede af sundhedskonsekvenserne af partikler under betegnelsen Black Carbon udover for tidlig død, da dette formodentlig vil betyde, at lokale kilder bidrager med flere sundhedsmæssige konsekvenser end hidtil antaget.


DLA PIPPEN

7 / COVID-19 og luftforurening

I 2020 har overskriften for det meste af vores hverdag, arbejdsliv og færden været COVID-19. Under pandemien har flere byer, herunder København, oplevet et markant fald i luftforurening fra blandt andet vejtrafikken. Der har været overvejelser om, hvorvidt luftforurening har bidraget til smittespredning af COVID-19, ligesom luftforurening undersøges i forhold til øget dødelighed af virussen samt senfølger efter sygdomsforløb. Nedenfor er forskellige perspektiver herpå beskrevet på baggrund den nuværende forskning på området.

Nedlukning

Da Danmark lukkede ned i foråret 2020 på grund af COVID-19 faldt luftforureningen både i Danmark og mange steder i udlandet. I Danmark var det især en kraftig reduktion i vejtrafikken, der var årsagen til faldet. I et notat udarbejdet af Aarhus Universitet er resultaterne af en foreløbig undersøgelse af effekten af nedlukningen for niveauerne af luftforurening i foråret beskrevet. Resultaterne peger på, at der i de fire største byer i Danmark i forbindelse med nedlukningen skete et gennemsnitligt fald i luftforurening fra vejtrafik på omkring 40 pct[4]. Undersøgelsen er efterfulgt af en foreløbig vurdering af, hvilken betydning det har for helbredseffekter af luftforurening. Vurderingen antager, at reduktionen på omkring 40 pct. vedvarer i tre måneder i 2020 og antyder en nedgang i helbredseffekter i Danmark, som følge af reduktion i dansk og udenlandsk vejtrafik i forbindelse med tiltag for at begrænse spredningen af COVID-19[5].

Tilsvarende nedlukninger af samfund i resten af verden resulterede i billeder af blå himmel og lang sigtbarhed – selv i meget forurenerede områder af verden Der er endnu ikke tilstrækkeligt med viden til at vurdere den egentlige effekt af pandemiens indvirkning på luftforurening og helbredseffekter heraf i København. Aarhus Universitet vil undersøge dette nærmere.

Overvejelser om spredning af COVID-19

Der har i forbindelse med smittespredning været bekymring for, hvorvidt COVID-19 kunne sprede sig i luften via luftforurening. Den eksisterende viden på området indikerer, at der muligvis sker transport af vira i indendørs luft[6]. Til gengæld er det ikke sandsynligt, at levende COVID-19-virus transporteres over større afstande i luft udendørs og det tyder på, at luftforurening ikke bærer og spreder COVID-19-vira. Det skyldes bl.a., at generelle studier viser, at vira ikke tåler udsættelse for ozon i længere tid[7].

Sammenhænge ml. luftforurening og dødelighed af COVID-19

Viden fra SARS-CoV-1 udbruddet i 2002-2004 har givet indblik i sammenhængen mellem luftforurening og infektioner forårsaget af SARS-virus. Studier af udbruddet dengang viste en sammenhæng mellem områder med høj luftforurening og forhøjet dødelighed ved infektion med SARS-CoV-1[8]. Dette kan indikere, at der kan være en lignende sammenhæng mellem COVID-19 og områder med høj luftforurening.

Verden rundt arbejder forskere på at forstå en potentiel sammenhæng mellem COVID-19 og luftforurening. Om og hvordan eksponering for luftforurening påvirker mængden af smittede, hvor syge de smittede bliver og om luftforurening øger risikoen for at dø af sygdommen. På nuværende tidspunkt vides det med sikkerhed, at luftforurening påvirker kroppen, og bl.a. immunforsvaret, hvilket gør kroppen mere modtagelig for luftvejsinfektioner, herunder også COVID-19. Derudover er det også kendt at

[4] https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_30.pdf
[5] https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_37.pdf
[6] Air Quality in Europe 2020 report s. 29, Det Europæiske Miljøagentur
[7] https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_34.pdf
[8] State of Global Air 2020 report, s. 16

mange af de sygdomme, der gør en person særligt sårbar overfor COVID-19, såsom KOL, diabetes og hjertekarsygdomme alle kan skyldes eller forværres af luftforurening[9].

Dertil indikerer nogle få nye studier af COVID-19 at der kan være en sammenhæng mellem høje niveauer af luftforurening, særligt $PM_{2.5}$ og NO_2, og højere smitterate og/eller dødelighed af COVID-19[10]. Anvendeligheden af resultaterne fra disse studier er dog begrænset idet de stammer fra studier af befolkningsgrupper og endnu ikke er kvalitetssikrede[11].

Recovery og senfølger af COVID-19

Et andet forskningsområde der undersøges på baggrund af pandemien er, hvorvidt der er en sammenhæng mellem luftforurening og recovery fra COVID-19 og de senfølger som begynder at vise sig. Senfølger af COVID-19 er bl.a. beskrevet som åndenød og hoste[12] og det er derfor relevant at forestille sig, at grupper, hvis åndedrætsorgan i forvejen er udsat, i højere grad vil lide under disse senfølger og komme sig dårligere efter et sygdomsforløb. Det er generelt for tidligt at konkludere noget herom endnu, da der ikke er publiceret studier af området[13]. Dog er der iværksat undersøgelser af sammenhængen mellem COVID-19, luftforurening og dødelighed i dansk kontekst, med særligt fokus på København.

7.1 / Perspektivering

Opsamlingsvis er det vigtigt at understrege, at en eventuel sammenhæng mellem luftforurening og COVID-19 kræver mere videnskabelig evidens. Undersøgelser af sammenhæng er stadig meget præmature og til trods for iværksættelse af danske studier, forlægger der endnu ingen resultater. Der vil i den kommende tid være undersøgelser af COVID-19 i relation til luftforurening over hele verden, ligesom der vil begynde at foreligge mere viden om effekten af luftforurening i relation til COVID-19.

[9] State of Global Air 2020 report, s. 16 og Air Quality in Europe 2020 report s. 29, Det Europæiske Miljøagentur
[10] State of Global Air 2020 report, s. 16
[11] Air quality in Europe – 2020 report, Det Europæiske Miljøargentur, s. 29
[12] https://www.sst.dk/da/corona/COVID-19-og-ny-coronavirus/Senfoelger-efter-COVID-19
[13] https://www.sst.dk/da/corona/COVID-19-og-ny-coronavirus/Senfoelger-efter-COVID-19

8 / Status på sundhed og luftforurening i København – opsamling

Luftforurening var i 2019 årsag til 440 for tidlige dødsfald, svarende til omkring 12 pct. af alle dødsfald i Københavns Kommune. Luftforurening er noget alle københavnere er udsatte for, men meget få er klar over, hvad det betyder for sundheden.

Rapporten fra Københavns Universitet beskriver, at der kan være store lokale forskelle på niveauer af luftforurening i København, og både internationale og nationale studier viser, at valg af transportform kan have betydning for den eksponering, den enkelte udsættes for. Flere af studierne peger på, at bilister bliver eksponeret for de højeste niveauer af luftforurening under transport i byen.

Rapporten fra Københavns Universitet viser også, at luftforurening i gadeniveau og i myldretiden er markant højere, end det ses ved målinger af bybaggrundskoncentrationer. Niveauer af luftforurening kan være op mod seks til syv gange så høje. Luftforurening er markant højere i gadeniveau og i myldretiden, hvor mange borgere færdes i byen. Der mangler mere forskning i, hvilken betydning det har for sundheden på længere sigt. Det anbefales at benytte aktiv transport, som fx at gå eller cykle, da de positive effekter heraf i de fleste tilfælde opvejer de negative effekter af eksponering for luftforurening.

Rapporten fra Aarhus Universitet estimerer blandt andet, at der er et lille fald i sundhedskonsekvenser af luftforurening i København siden den foregående årsrapport fra 2019 (dog er det ikke muligt at sammenligne direkte grundet ændringer i beregningsmodel). Luftforurening er dog stadig en betydelig risikofaktor for københavnernes sundhed og forårsager 440 for tidlige dødsfald i København i 2019. De største lokale kilder til luftforurening i København er fortsat vejtrafik og brændefyring.

Aarhus Universitet har i rapporten udført beregninger af helbredseffekter af partikler under betegnelsen Black Carbon baseret på særskilte eksponeringsresponssammenhænge, der er identificeret i den videnskabelige litteratur på området. Årsagen er, at partikler under betegnelsen Black Carbon formodes at være særlig helbredsskadelige, og primært er emitteret fra lokale kilder som trafik og brændefyring, hvorfor betydning af lokale kilder kan være større, end det antages i dag.

Beregningen viser, at alle kilder i Københavns Kommune bidrager med omkring 33 pct. af partikler under betegnelsen Black Carbon i bybaggrundskoncentration. Modsat gælder, at omkring 67 pct. af partikler under betegnelsen Black Carbon kommer fra kilder uden for Københavns Kommune. Det største lokale bidrag er vejtrafikken med omkring 60 pct., og det andet største bidrag er brændeovne mv. svarende til omkring 24 pct.

I følsomhedsberegningen er der 352 for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder og for alle luftforurenende stoffer. I følsomhedsberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune med 83 for tidlige dødsfald. Det svarer til at lokale kilder bidrager med 24 pct. af sundhedskonsekvenserne forbundet med eksponering for luftforurening i København, mens 76 pct. skyldes kilder uden for Københavns Kommune – modsat basisberegningen, hvor forholdet er ni pct. og 91 pct. Antagelsen i følsomhedsberegningen medfører således næsten en tredobling af lokale kilders betydning for sundhedskonsekvenser af luftforurening i København.

9 / Perspektivering

Luftforurening i Danmark er fortsat relativt lav til sammenligning med andre lande i Europa og i verden. Men, som årsrapport 2019 også konkluderede, er der ikke nogen nedre grænse for luftforureningens sundhedsskadelige effekter og selvom luftforurening for nogle stoffer i luften ligger på omkring det halve af EU's grænseværdier, er den fortsat skyld i ca. 4.600 dødsfald om året. Luftforurening udgør dermed en stor risiko for danskernes sundhed, hvor kun rygning og fysisk inaktivitet er årsag til flere for tidlige dødsfald.

I Københavns Kommune var luftforurening skyld i omkring 440 dødsfald i 2019. Det svarer til, at omkring 12 pct. af alle dødsfald i Københavns Kommune i 2019 kan tilskrives luftforurening. En stor del af luftforureningen i København kommer fra kilder udenfor kommunen, hvor fx omkringliggende kommuner og lande bidrager med en betydelig andel.

Aarhus Universitet har i en følsomhedsberegning set på en forudsætning, hvor partikler under beteg-nelsen Black Carbon, som vi ved er meget sundhedsskadelig, er den primære årsag til sygelighed af fine partikler ($PM_{2.5}$) i København. Følsomhedsberegningen viser, at lokale kilder til luftforurening i København potentielt kan være markant mere betydningsfulde i forhold til sundhedskonsekvenser af luftforurening.

Der er generelt stor usikkerhed forbundet med at forudsige dødelighed og sygdom på grund af luftforurening, hvorfor der også følger usikkerheder med de meget komplicerede beregninger, der er foretaget i forbindelse med udarbejdelse af årsrapport 2020. Det betyder blandt andet, at de omkring 440 tilfælde af for tidlig død forårsaget af luftforurening både kan være større eller mindre, hvilket også gør sig gældende for følsomhedsberegningen af partikler under betegnelsen Black Carbon.

Københavns Kommune tilsluttede sig ved C40-mødet i København i 2019 en deklaration om at overholde WHO's retningslinjer for forurenende stoffer i luften, der for bl.a. $PM_{2.5}$ og PM_{10} er væsentlig lavere end EU's grænseværdier. Luftforurening i København overskrider bl.a. WHO's retningslinjer for $PM_{2.5}$ (jf. årsrapport 2019). WHO er i skrivende stund i færd med at revidere deres retningslinjer for forurenende stoffer i luften og offentliggøre de nye retningslinjer i løbet af 2021. De nye retningslinjer forventes at være lavere end de nuværende, da fokus for WHO's retningslinjer er at beskytte mennesker mod den sundhedsskadelige luftforurening. Københavns Kommune er således ikke i mål med at nedbringe sundhedsskadelig luftforurening.

Der er dermed fortsat et vigtigt arbejde for Københavns Kommune i at reducere luftforurening i København, således at WHO's retningslinjer overholdes.


GOBOAT
SERVICE

Bilag

Bilagsfortegnelse

Bilag 1
Københavns Universitets undersøgelse af gade- og myldretidsforurening

Bilag 2
Aarhus Universitets undersøgelse af helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune



Bilag 1
Københavns Universitet

Undersøgelse af gade- og myldretids-forurening

Street-level and rush-hour air pollution in Copenhagen, Denmark

Environmental Epidemiology Group

Section of Environmental Health

Department of Public Health

KØBENHAVNS UNIVERSITET



Contents

List of abbreviations 1
1. Introduction 1
2. Street-level air pollution 2
2.1 Exposure levels of street-level air pollution 2
2.2 Health effects related to street-level air pollution 5
2.3 Summary 10
3. Cyclists' exposure to ultrafine particles: a repeated measures study in Copenhagen 11
3.1 Background and study objectives 11
3.2 Study methods 15
3.3 Results: Temporal patterns 16
3.4 Results: Spatial patterns 22
3.5 Influence of meteorological factors 26
3.6 Comparison of cycling data to municipal station data 27
3.7 Comparison to other cities 28
3.8 Summary 30
4. Conclusions 31
References 33
Appendix 37

List of abbreviations

BC	Black carbon
CO	Carbon monoxide
COPD	Chronic obstructive pulmonary disease
COVID-19	Coronavirus disease 2019
DiSCmini	Handheld nanoparticle counter 'DiSCmini', manufactured by Testo
EC	Elemental carbon
EU	European Union
FEV_1	Forced expiratory volume in 1 second
FVC	Forced vital capacity
GAM	Generalized additive model
NO	Nitric oxide
NO_2	Nitrogen dioxide
NO_x	Nitrogen oxides, including NO_2 and NO
PM	Particulate matter (particles)
PM_{10}	Particulate matter of diameter <10 µm
$PM_{2.5}$	Particulate matter of diameter <2.5 µm
PNC	Particle number concentration
SD	Standard deviation
UFP	Ultrafine particles
WHO	World Health Organization

1. Introduction

Air pollution, although not always visible, is a major threat to people's health worldwide. The most recent Global Burden of Disease Study (GBD) named air pollution, just after high blood pressure, tobacco and poor diet, as the fourth leading contributor to disease burden worldwide (1). Globally, air pollution is responsible for around 6.7 million premature deaths every year (1), and 4,200 in Denmark alone (2). The health effects of air pollution include an increased risk of illness and death from ischemic heart disease, lung cancer, chronic obstructive pulmonary disease (COPD), lower-respiratory infections, stroke, Type 2 diabetes, and adverse birth outcomes (3). Extensive research has been conducted especially on the health burden related to particulate matter (PM) of diameter < 2.5 µm ($PM_{2.5}$) and nitrogen dioxide (NO_2), both of which are traffic-related air pollutants. Due to a lack of regulation and measurements, there is less evidence on the health effects related to ultrafine particles (diameter < 0.1 µm, UFP). Toxicological studies suggest that UFP are potentially more harmful to health than larger particles. This is due to their small size and high number concentration allowing them to penetrate deeper into the lungs, epithelium, and even translocate to the blood system, which means more interaction with the body (4).

The global estimates of the burden of air pollution are based on studies linking long-term (annual average) exposure to air pollution at residence, or short-term (daily average) exposure to air pollution levels from city background monitors, to various health outcomes in human participants. However, people experience peaks in exposure to air pollution while they move around cities, in streets, close to traffic, and during rush hours. Air pollution levels in these microenvironments, at different modes of commuting and leisure time activities, such as walking, cycling, and driving in a car or a bus, may be magnitudes higher than those captured by annual average exposures at the home address or daily means of air pollution at city background monitors.

This report focuses on street-level and rush-hour air pollution, with three objectives:

1) Provide an overview of literature on the levels and health effects related to street-level and rush-hour air pollution for different air pollutants;
2) Describe the results from a recent study measuring street-level and rush-hour UFP during a typical cycling commute in Copenhagen; and
3) Provide a summary of health effects related to street-level and rush hour air pollution in Copenhagen.

2. Street-level air pollution

2.1 Exposure levels of street-level air pollution

Overall air quality has been improving in the last few decades in the cities around Western Europe and Denmark (5). However, street-level air pollution concentrations, driven mainly by road traffic emissions, are still present as a major source of exposure to citizens during their everyday commute, exercise, or leisure time activities, as pedestrians, cyclists, runners, car or bus drivers or passengers. Concentrations of some air pollutants at street-level can exceed many-fold the background levels routinely measured by fixed-site measuring stations (6), and often exceed limit values for air pollutants as defined by the EU and World Health Organization (WHO). In Copenhagen, it has been estimated that over 1,000 locations/streets exceed the EU limit value and WHO guideline for annual mean NO_2 levels of 40 $\mu g/m^3$ (7).

Transport microenvironments such as streets tend to have higher air pollutant concentrations than other settings most people encounter in their daily lives. The choice of travel modes (cycling, driving, walking, public transport) may significantly affect individuals' exposures to air pollution. With increasing interest in the promotion of active travel modes (walking, cycling and use of public transport), it is highly relevant to quantify relative exposures to air pollution in different travel modes, as well as to estimate potential adverse consequences of potential increased pollutant inhalation during walking or cycling.

A quantitative review of ten European studies measuring exposure to air pollution in different travel microenvironments, in the walk, bicycle, car and/or bus modes was published 2017 by de Nazelle and colleagues (6). The review focused on ten studies that measured $PM_{2.5}$, black carbon (BC), UFP and carbon monoxide (CO) in the different travel modes with a simultaneous or quasi-simultaneous design (i.e. same time or nearly same time measurements in different modes) and identified eight studies with $PM_{2.5}$ measurements (Table 1), seven with UFP (Table 2), and three for both CO and BC. In summary, pedestrians were consistently shown to be the least exposed of the four travel modes. Bus, bicycle and car user exposures were on average 1.3 to 1.5 for $PM_{2.5}$, and 1.1 to 1.7 for UFP, times higher compared to pedestrians' exposures. Cyclists were less exposed to all air pollutants than car drivers on average, except for UFP, where similar exposures were observed for cyclists and car drivers. Car users tended to be the most exposed (from 2.9 times higher than pedestrians for BC down to similar exposures to cyclists for UFP). Bus exposures tended to be similar to those of cyclists, except for UFP where they were lower (ratio 0.7).

Table 1. Overview of studies comparing $PM_{2.5}$ concentrations in different travel modes. Source: de Nazelle et al. 2017 (6).

Authors (Year)	Study Area	Study Design	Routes	Mode	Concentration mean (µg/m³)	Fixed monitor mean (µg/m³)	
						Roadside	Urban background
Int Panis et al. 2010 (8)	3 towns, Belgium	Drive followed by cycle trip	1 loop/city mix of traffic and cycle lanes	Car Cyclist	23.2 27.2	None available	
Boogaard et al. 2009 (9)	11 cities, Netherlands	Simultaneous bike/car on 12 routes in each city	Same origin and destination but not always same route/ mode	Car Cyclist	49.4 44.5	None available	
Kaur et al. 2005 (10)	London, UK	4 volunteers at a time with simultaneous modes, 5 modes	2 routes: 1) heavy traffic; 2) congested + for pedestrian and bikes mixed with backstreets	Car Bus Cyclist Pedestrians	38.0 34.5 33.5 27.5	22.6	9.9
Zuurbier et al. 2010 (11)	Arnhem, Netherlands	Simultaneous: diesel & petrol car/ electric & diesel bus/ high- and low-traffic cycling	Same high traffic route for car/bus and high traffic cycling; low traffic cycling route close by	Car Diesel bus Electric bus Cyclist	80.7 73.0 59.8 68.7	None available	22.8
McNabola et al. 2008 (12)	Dublin, Ireland	2 simultaneous modes on same route	2 routes: 1) congested, with footpaths, bus lane and cycle lane; 2) less congested, with bus lane and cycle lane	Car Bus Cyclist Pedestrians	85.8 115.8 80.5 64.8	None available	
de Nazelle et al. 2012 (13)	Barcelona, Spain	2 simultaneous modes on same route	2 round trip routes, both mix of traffic & presence of bike lane	Car Bus Cyclist Pedestrians	35.5 25.9 35.0 21.6	None available	15.6
Gulliver and Briggs 2004 (14)	Northampton, UK	Simultaneous car & walk	2 routes: 1) high-traffic w/ some minor roads; 2) suburban less traffic, some congestion	Car Pedestrians	15.5 15.1	None available	
Adams et al. 2001 (15)	London, UK	4 simultaneous sampling, multiple comparisons	3 routes: 1) highly congested + canyon effect; 2) mix; 3) some congestion but lower density	Car Bus Cyclist	36.8 39.0 28.1	29.1	14.2

All travel modes at street levels experienced substantially higher concentrations of air pollutants than those measured at fixed-site roadside stations or urban background stations. For $PM_{2.5}$, street levels were two- to fourfold higher than urban background levels, based on measurements in London, UK, Arnhem, Netherlands, and Barcelona, Spain (Table 1). Street level air pollution levels during commutes were 20-40% higher than those at the roadside stationary monitors (Table 1). For UFP, street levels were 1.1- to 6.75-fold higher than those at background stations (Table 2), with notably much higher variation in background levels, as well as a difference between street and background levels, likely explained by higher sensitivity to measured concentrations by the placement of background UFP monitors (height, location in the city, etc.).

Table 2. Overview of studies comparing UFP concentrations in different travel modes. Source: de Nazelle et al. 2017 (6).

Authors (Year)	Study Area	Study Design	Routes	Mode	Concentration mean (pt/cm³)	Urban background (pt/cm³)
Boogaard et al. 2009 (9)	11 cities, Netherlands	Simultaneous bike/car on 12 routes in each city	Same origin and destination but not always same route/ mode	Car Cyclist	25,322.6 24,338.7	None available
de Nazelle et al. 2012 (13)	Barcelona, Spain	2 simultaneous modes on same route	2 round trip routes, both mix of traffic & presence of bike lane	Car Cyclist Pedestrians Bus	129,601.1 77,495.3 52,714.6 55,204.2	19,190
Int Panis et al. 2010 (8)	3 towns, Belgium	Drive followed by cycle trip	1 loop/city mix of traffic and cycle lanes	Car Cyclist	23,478.9 20,931.4	None available
Kaur et al. 2005 (10)	London, UK	4 volunteers at a time with simultaneous modes, 5 modes	2 routes: 1) heavy traffic; 2) congested + for ped. and bikes mixed with backstreets	Car Cyclist Pedestrians Bus	99,736.0 93,968.0 67,773.0 101,364.0	88,101
Moreno et al. 2015 (16)	Barcelona, Spain	2 simultaneous modes on same route	1 round trip route on main urban arterial	Pedestrians Bus	48,000.0 54,000.0	None available
Ragettli et al. 2013 (17)	Basel, Switzerland	Walk, bike and bus trips consecutive, car on the day following or preceding. Similar meteorological conditions	Main road in Basel, twice in each direction per sample	Car Cyclist Pedestrians Bus	31,784.0 22,660.0 19,481.0 14,055.0	12,609[a]
Zuurbier et al. 2010 (11)	Arnhem, Netherlands	Simultaneous: diesel&petrol car/ electric&diesel bus/ high- and low-traffic cycling	Same high traffic route for car/bus and high traffic cycling; low traffic cycling route close by	Car Cyclist Diesel bus Electric bus	38,827.5 44,257.5 43,235.0 28,602.0	21,776.8

a The background given is from a suburban, not urban, monitoring station in Basel.

In a similar systematic review, Cepeda et al. (18) focused on studies comparing $PM_{2.5}$, PM_{10}, UFP, NO_2, BC and CO in active commuters and commuters using motorized transport. They found, that exposure was highest in cars, followed by buses and motorcycles. Cyclists and pedestrians, however, are physically active during their commute, due to which their inhalation rates are increased, resulting in higher inhaled air pollution doses, as compared to car drivers. Moreover, cyclists and pedestrians have typically longer trip times and therefore a higher uptake dose of air pollution than commuters using motorized transport. Nonetheless, the authors conclude that health benefits of the physical activity gained while cycling and walking are so large that they clearly exceed adverse effects of additional doses of inhaled air pollution during active commute. Users of inactive modes of transportation tend to have lower inhaled doses of air pollution, but as they are not physically active while commuting, they do not offset the negative health effects of air pollution as cyclists and pedestrians do (18). There are several other studies supporting these positive health effects of walking and cycling, outweighing air pollution's effects (e.g. 19–21), but further research on the exact mechanisms and links between air pollution and physical activity is needed (22).

In addition to the mode of travel, a combination of other factors determine an individual's exposure to street-level air pollution. Meteorological factors, such as temperature and wind speed, influence variation in air pollution levels between different days and seasons of the year (23,24). Furthermore, air pollution exposure is determined by traffic volume and composition on the chosen route of commuting. Routes with closer proximity to traffic, with a higher density of cars and trucks, and higher volume of heavy diesel traffic generally result in increased exposures to air pollution (24).

These reviews show that the exposure to street-level air pollution in transport microenvironments frequently exceeds background air pollution levels in cities. Besides meteorological and traffic factors, the mode of transportation influences people's exposure to street-level air pollution: Car drivers are most and pedestrians least exposed. Exposure to air pollution during cycling is similar to that in a bus, and lower than in a car. Benefits of physical activity gained by cycling and walking seem to outweigh adverse effects of additional inhaled doses of air pollutants during active commuting. Most of the studies on street-level air pollution have quantified levels of $PM_{2.5}$ and UFP, while lack of data on NO_2/NO_x during commutes can be explained by technical challenges in measuring these gases in a mobile setting.

2.2 Health effects related to street-level air pollution

The exposure to street-level air pollutants while actively moving around a city and their possible adverse health effects require special attention and study designs. Experimental studies in 'real-life settings' can provide insights into this issue, with their ability to measure exact exposure

concentrations during a commute and health outcomes immediately after exposure, as well as to control physical activity levels. While current evidence suggests that the physical activity gained by active transportation can outweigh negative health effects of increased uptake of air pollution (18–20,22), it is important to stress that negative health effects of air pollution still exist and the exact mechanisms and patterns of exposure during active transportation are not fully understood yet. There are thirteen studies (25–37) which were designed to compare health effects before and after walking or cycling in low and high exposure settings/streets while measuring exposure to a number of air pollutants, typically $PM_{2.5}$, PM_{10}, UFP, NO_2 and BC. Health effects measured in these studies are typically respiratory or cardiovascular outcomes, such as lung function, blood pressure, heart rate variability, inflammatory biomarkers, DNA damage, and others. These studies have documented adverse immediate physiological changes following exposure to high-levels of air pollution in relation to lung function (31,36), blood pressure (35), inflammatory markers (30,32) and heart rate variability (29,33), all associated with cardiopulmonary disease.

A majority of the studies focused on lung function (Table 3). The most prominent and the first experimental study of this type is the 'Oxford Street' study on lung function responses during a walking commute in high and low traffic settings in London by McCreanor and colleagues (36). In this study, 60 participants with mild or moderate asthma walked for 2 hours along a highly-trafficked street in London (Oxford Street) and, on a separate occasion, through nearby Hyde Park (low traffic location). The exposure to $PM_{2.5}$, UFP, NO_2 and elemental carbon (EC) was significantly higher on Oxford Street than in Hyde Park. Walking on Oxford Street resulted in reductions in lung function, measured as forced expiratory volume in 1 second (FEV_1) and forced vital capacity (FVC), as well as increases in biomarkers of neutrophilic inflammation and airway acidification. These effects were greater in subjects with moderate asthma than in those with mild asthma. It is notable that these types of studies in real-world settings cannot adequately separate effects of an individual pollutant on lung function, but merely conclude that a difference in levels of air pollution is associated with an effect on lung function.

In 2019, the study setting by McCreanor et al (21) was repeated with 119 participants older than 60 years, of whom some were healthy, some had COPD and some had ischemic heart disease (37). COPD patients experienced increased cough, sputum, shortness of breath and wheeze after walking down Oxford Street compared to Hyde Park. Lung function was increased (associated with exercise) in all participants after walking in Hyde Park, whereas walking on Oxford Street attenuated these exercise-induced improvements in lung function. This indicates that short-term exposure to traffic pollution attenuates the beneficial cardiopulmonary effects of walking in patients with respiratory disease. A 2009 study in Utrecht, Netherlands, included 12 healthy participants who bicycled on a low- and a

high-traffic intensity route during morning rush-hour. This study found a weak association between exposure to air pollution during cycling and subsequent airway inflammation, measured through increased exhaled nitric oxide (NO), as well as reductions in lung function 6 hours after exposure (28). A 2016 study in Barcelona, where 30 healthy participants completed scenarios of both rest and intermittent exercise (cycle ergometer) with low and high exposure to traffic-related air pollution, found decreased lung function after exposure to high air pollution levels. Physical activity in a polluted setting, however, compared to rest, reduced the immediate negative effects of PM on lung function (31). Another study found no changes in lung function after 15 healthy participants cycled on a high-exposure route, compared to a low-exposure route, in Berkeley, California (27).

Table 3. Overview of studies examining respiratory health effects before and after walking or cycling in low and high exposure settings, while measuring exposure to air pollutants. Measurement unit for UFP is particles/cm³ and for $PM_{2.5}$, PM_{10} and NO_2 is µg/m³.

Authors (Year)	Study Area	Study Design	Measured Air Pollutants	Mean Exposure		Main Outcome
				Low traffic	High traffic	
McCreanor et al. 2007 (36)	London, UK	60 adults with asthma; Walking for 2 hours either along Oxford Street or Hyde Park in London	UFP $PM_{2.5}$ PM_{10} NO_2 (EC)*	MEDIAN 18,300 12 72 22	MEDIAN 63,700 28 125 142	Walking in polluted environment decreased lung function in asthma patients.
Sinharay et al. 2018 (37)	London, UK	40 healthy adults +40 adults with COPD +39 with ischemic heart disease, all>60; 2 h walk either along Oxford Street or Hyde Park in London	UFP $PM_{2.5}$ PM_{10} NO_2 BC	-	-	High traffic pollution prevented the beneficial cardiopulmonary effects of walking in people with COPD, ischemic heart disease, and those free from chronic cardiopulmonary diseases.
Strak et al. 2009 (28)	Utrecht, Netherlands	12 healthy adults; 16 days cycling a low-traffic and high-traffic route in morning rush-hour	UFP PM_{10} (EC)*	27,813 45.67	44,090 44.01	Exposure air pollutants was weakly associated with increased exhaled NO and decrements in lung function 6 h after exposure.
Matt et al. 2016 (31)	Barcelona, Spain	30 healthy adults; 2-h exposure scenarios in low- and high-traffic environments	UFP $PM_{2.5}$ PM_{10} (BC, NO, NO_x)*	45,992 39 65	164,708 82 123	Exposure to $PM_{2.5}$ was associated with decreases in lung function.
Jarjour et al. 2013 (27)	Berkeley, California, USA	15 healthy adults; Cycling on low- and high-traffic route each	UFP $PM_{2.5}$	14,311 4.88	18,545 5.12	Pollutants elevated on high- compared to low-traffic route.

			(CO, BC)*			No effect on lung function.

** pollutant levels measured but not reported here for brevity – please see individual study for details.*

Studies, which focused mainly on cardiovascular health outcomes, are presented in Table 4. A previous study in Barcelona with a very similar design to the study by Matt et al. (31) addressed cardiovascular outcomes. High exposure to air pollution resulted in increased diastolic blood pressure (35), increased inflammatory markers (32) and decreases in heart rate variability (33) in healthy participants after moderate exercise and/or rest. However, the beneficial effects of physical activity attenuated these adverse effects of air pollution exposure. An increased proportion of inflammatory blood cells in the blood was also found in a study in Belgium, where each participants cycled both on a high traffic road and in a laboratory with filtered air (30). In a study with a similar design in Ottawa, Canada, associations have been found between increased air pollution exposure and decreased cardiac function (29). A 2018 study in Vancouver, Canada, found decreased endothelial function, which is associated with cardiovascular events, after cycling a high-exposure route compared to low exposure (26).

A 2005 study conducted in Copenhagen measured UFP exposure among 15 healthy, nonsmoking participants during six 18-hour periods each. These periods included five bicycle rides on a fixed route through Copenhagen and one bicycle ride indoors with clean air. After cycling in traffic compared to cycling indoors, they found increased levels of oxidative DNA base damage - a biomarker of oxidative stress, which is thought to be involved in cardiovascular and pulmonary disease (25).

Not many studies measured NO_2 while cycling or walking and related health effects. One study was conducted in Stockholm, where 19 participants each carried NO_2 samplers on their commutes to and from work, which were done either by cycling or walking (38). The measured NO_2 exposure exceeded urban background levels by five times. This study did not measure health effects directly, but the authors make assumptions on premature death based on breathing rates and risk relationships for NO_2. They conclude that active commuting in Stockholm is associated with exposure to traffic-related air pollution and that this increases the risk of premature death by an estimated 2.5%. Furthermore, they recommend greater separation between active commuters and motorized traffic, and promotion of behavioral changes in favor of emissions free vehicles and active modes of transport.

There are uncertainties of comparing these studies on health effects of air pollution during walking or cycling to a Danish context. Some of the study locations, for example Vancouver, Utrecht and Stockholm can be comparable to Copenhagen in their size, population density, and air pollution levels, while London or Barcelona, are much larger, more polluted and more densely populated cities. Furthermore, there are differences in local sources to air pollution at different cities, co-exposure to

other stressors such as noise, which may differ between the cities and have to be considered when comparing results on health effects. Still, in general, adverse health effects related to exposure to high levels of air pollution in microenvironments while walking and cycling observed at other locations are likely expected also in a Danish context. Still, more evidence from local studies in Copenhagen would raise our understanding of health effects related to exposure to local air pollution levels and sources, and minimize uncertainties when extrapolating results from other settings.

Table 4. Overview of studies examining cardiovascular and other health effects before and after walking or cycling in low and high exposure settings, while measuring exposure to air pollutants. Measurement unit for UFP is particles/cm^3 and for $PM_{2.5}$, PM_{10} and NO_2 is µg/m^3.

Authors (Year)	Study Area	Study Design	Measured Air Pollutants	Mean Exposure		Main Outcome
				Low traffic	High traffic	
Kubesch et al. 2014 (35) **Kubesch et al. 2015 (32)** **Cole-Hunter et al. 2016 (33)**	Barcelona, Spain	28 healthy adults; 4 scenarios: 2 h in high or low-traffic route, each at rest and combined with moderate exercise	UFP $PM_{2.5}$ PM_{10} (NO_x, BC)*	32,993 30 68	164,464 81 130	High exposure air pollution led to: Increase in blood pressure (35); Increase in inflammatory markers (32); Decreases in heart-rate-variability (33).
Jacobs et al. 2010 (30)	Antwerp, Belgium	38 healthy adults; Cycling both in real high-traffic setting and in a laboratory with filtered air	UFP $PM_{2.5}$ PM_{10}	496 2.0 7.6	28,867 24.2 62.8	Percentage inflammatory markers in the blood increased after exercise in high-traffic setting.
Weichenthal et al. 2011 (29)	Ottawa, Canada	42 healthy adults; Cycling on high- and low-traffic routes as well as indoors	UFP $PM_{2.5}$ (BC, VOCs)*	10,882 8.14	19,747 12.2	High exposure to air pollution resulted in altered autonomic modulation of the heart in the hours immediately after cycling.
Cole et al. 2018 (26)	Vancouver, Canada	38 healthy adults; Cycling both on downtown and residential route	UFP $PM_{2.5}$ PM_{10}	9,367 5.8 9.9	16,226 7.3 13	Endothelial function lower following cycling on high- versus low-traffic route, but not associated with air pollutants**.**
Vinzents et al. 2005 (25)	Copenhagen	15 health adults; Cycling on high-traffic route during rush-hour	UFP		32,400 pt/mL	Cycling in traffic increased the level of oxidative DNA base damage.
Cole-Hunter et al. 2013 (34)	Brisbane, Australia	35 healthy adults;	UFP	11,900	29,500	Lower proximity to traffic decreased exposure to UFP,

		Two return trips, one each in high- and low-traffic				offensive odor, and nasopharyngeal irritation.
Engström and Forsberg 2019 (38)	Stockholm, Sweden	19 health adults; Cycling or walking to and from work	NO_2		67	The authors estimate an increased the risk of premature death related to exposure to NO_2 during active commuting.

** pollutant levels measured but not reported here for brevity – please see individual study for details.*

2.3 Summary

Exposure to street-level air pollution including UFP, experienced by pedestrians, cyclists or public transport users in transport microenvironments, during commute rush hours can exceed background levels by as much as seven times. Car drivers are generally most, and pedestrians least, exposed to air pollutants, which are directly emitted from vehicles. Local concentrations are highest in the middle of the road closest to cars, and fall exponentially as we move away from the source, with lower concentrations at cycling lanes, and even lower at sidewalks. Exposure to air pollution while cycling is similar to that in a bus, and lower than exposure while in a car, but cycling elevates breathing rates meaning increased inhaled doses for cyclists compared to bus or car users. Short-term exposure to high levels of air pollution in microenvironments during commute can lead to immediate adverse cardiopulmonary health responses in terms of reduced lung and cardiac function, increased blood pressure, and increased systemic inflammation (among others). These effects were most prominent in subjects with pre-existing chronic respiratory disease, such as asthma and COPD. These studies also show that exercise in the form of walking or cycling in high air pollution settings can attenuate these adverse health effects among healthy adults. This suggests that benefits of physical activity gained by active mobility likely outweigh the adverse effects of additional inhaled doses of air pollutants. Further research based on longitudinal health and air pollution measurements in commuters in a local setting in Copenhagen is recommended in order to bridge the gap between experimental and epidemiological studies from daily exposure to health impact.

3. Cyclists' exposure to ultrafine particles: a repeated measures study in Copenhagen

3.1 Background and study objectives

Cycling is encouraged as a healthy and sustainable way of moving around a city. It serves both as physical activity and reduces emissions from traffic, resulting in improved air quality. However, due to increased breathing rates and immediate proximity to traffic when cycling, cyclists may inhale more polluted air while cycling than by other means of transportation. This raises concerns on whether the harms related to exposure to air pollution during cycling outweigh the health benefits of being physically active while cycling. Particularly, cyclists' exposure to UFP, which are possibly more harmful to health than larger particles, is not yet fully understood.

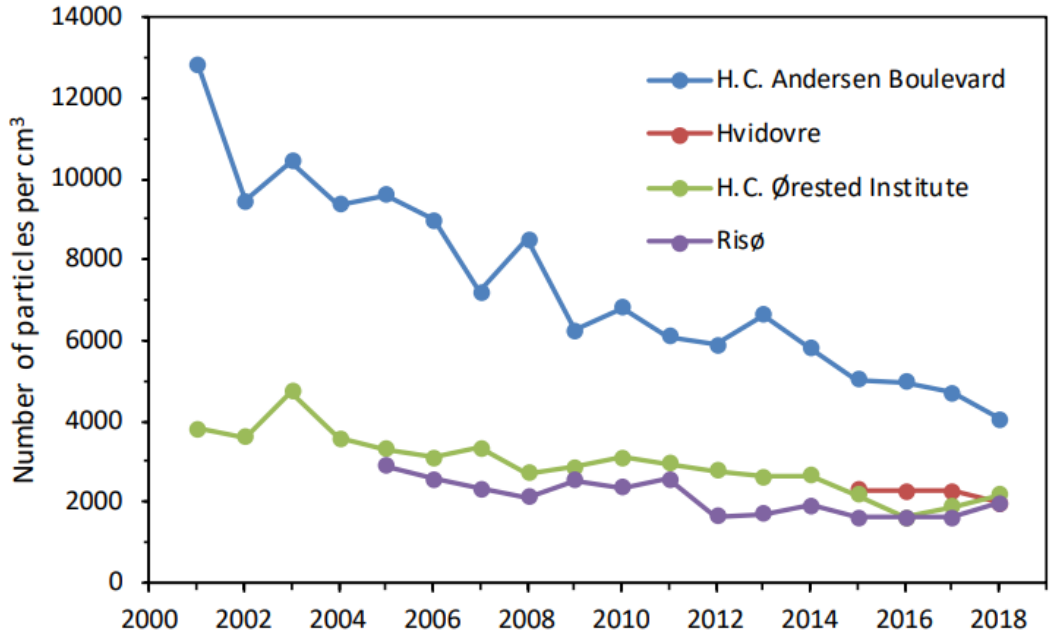
In 2018, 49% of Copenhagen's inhabitants used bicycles for their daily commutes to work or education, which is a substantial increase from 38% in 2009 (39). Copenhagen is one of the most bicycle-friendly cities worldwide and thanks to increasing targeted efforts to improve conditions for cyclists (such as investments in cycling infrastructure, expansion of cycling lanes and parking spaces), numbers of people using bicycles are steadily rising. As an active way of transportation, cycling provides health benefits while at the same time decreasing emissions from traffic. However, cycling usually takes place in very close proximity to streets with motorized vehicles, next to direct sources of freshly emitted ultrafine particles. Elevated ventilation rates while being physically active on a bicycle, further increase potential inhaled concentrations of air pollution for cyclists.

Air quality in Denmark is continuously improving and in 2018 neither $PM_{2.5}$ nor NO_2 exceeded European annual limit values of 25 µg/m^3 and 40 µg/m^3, respectively (2). However, model calculations showed that the annual average concentration of NO_2 exceeded limit values at one segment of a busy street in Copenhagen (HC Andersens Boulevard) in 2018 (2), and a recent report showed that these exceedances of NO_2 levels have been noted on more than 1,000 locations around the city (7). However, research since the early 1990s, including substantial evidence from Denmark, has clearly indicated that health effects still exist even at low air pollution levels, which comply with the current EU air pollution limit levels and WHO Air Pollution Guidelines.

This study focusses on UFP, which are characterized by a large spatial variation according to distance from emission sources as well as street and building typology. While, so far, no limit values exist for UFP, insights on the UFP levels in Copenhagen can be gained from two fixed measurement stations which have been measuring UFP since 2002: a background station at HC Ørsted Institute and a street-level station at HC Andersens Boulevard. Figure 1 shows an overall decline in UFP levels at these two

measuring stations in Copenhagen between 2001 and 2018, as well as two- to three-fold differences in levels between street and background stations. In order to evaluate UFP levels experienced by a cyclist, who is moving in close proximity to motorized traffic and may be exposed to higher levels than measured at the fixed stations, the current project is aimed to assess UFP exposure while cycling during typical commuting hours in Copenhagen.

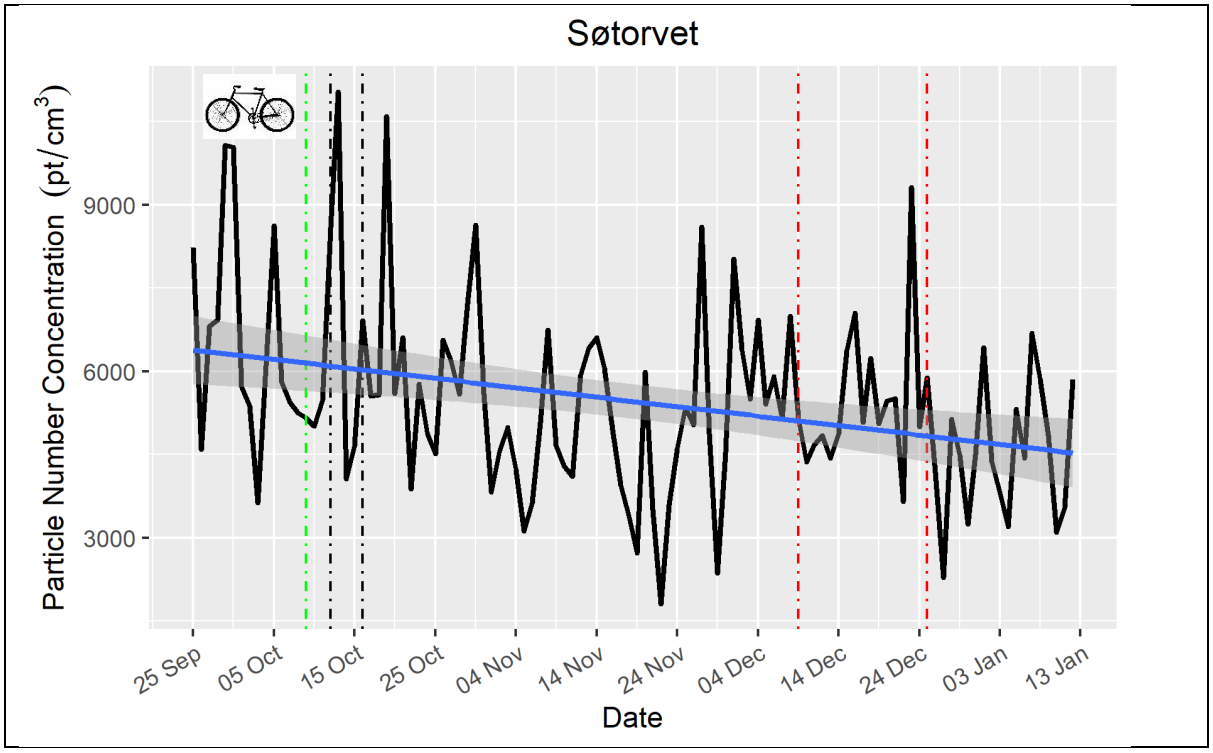
Figure 1. Annual levels of ultrafine particles at four fixed measurement stations in Denmark between 2000 and 2018 (Source: Fig. 7.5 in a report by Ellerman et al. 2019 (2)).

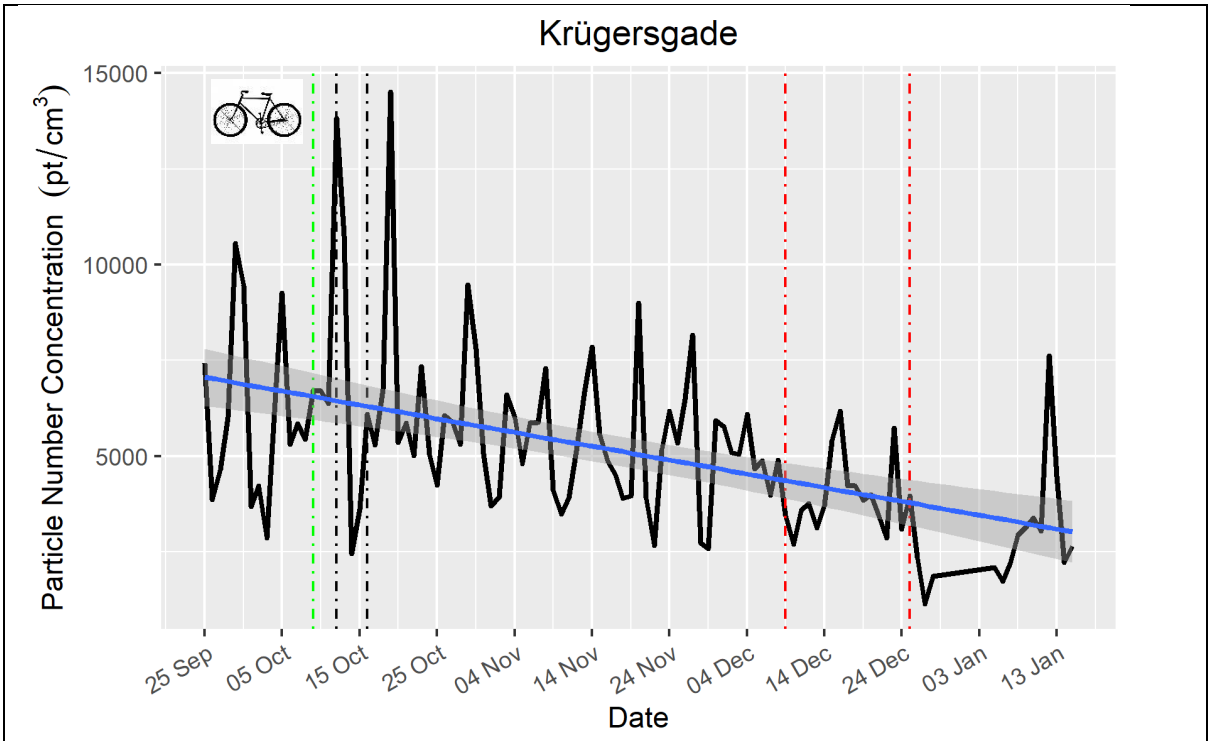


In addition, to get more data on UFP levels around Copenhagen, five new fixed stations were installed in the autumn of 2020 at Amager (Trafiklegepladsen), Folehaven, Søtorvet, Krügersgade and Hillerødgade. Two of these stations, Søtorvet and Krügersgade were located on the cycling route for this study, and started operating on September 25th, 2020 (see Fig. 4 for location). A comparison of particle number concentration (PNC) levels measured in a mobile setting while cycling and by these two fixed stations at overlapping times is given in Chapter 3.6. In order to gain an understanding of typical UFP levels and patterns at these stations, we analyzed all available data between September 25th, 2020, and January 15th, 2021. Figure 2 shows the daily mean levels of PNC levels at Søtorvet and Krügersgade stations during this period. The study period, where the stations were passed on the bicycle, ends on October 9th and is marked with a green line. Notably, there is large variation in daily PNC levels at both stations, and levels are generally decreasing during the period. The introduction of new restrictions for control of rising numbers of coronavirus disease 2019 (COVID-19) cases on December 9th, and a stricter lockdown on December 25th, make this an exceptional period, with these

events marked with red lines. Overall mean PNC before introduction of the lockdown was 5682 and 5827 pt/cm^3 at Søtorvet and Krügersgade, which decreased to 4995 and 3537 pt/cm^3 after the lockdown started on December 9th. These low levels during December and January might be influenced by the extensive societal restrictions, reducing mobility, traffic on roads, and the need to commute. Further factors contributing to this decrease can be more general seasonal trends or weather during this period. Determining the effect of COVID-19 restrictions on UFP levels therefore requires further investigation.

Figure 2. Daily mean PNC measured at Søtorvet and Krügersgade UFP monitors between September 25th, 2020, and January 15th, 2021. Blue trendlines were added by applying linear models.





Legend:

End of study period	Autumn school holidays	Introduction of COVID-19 restrictions: 09.12.2020, partial lockdown (restaurants, bars etc. closed, schools closed except grade 0-4); 25.12.2020, stricter lockdown (e.g. retail sector closed)

For the purpose of this study where UFP levels during a cycling commute are compared to typical UFP levels at stationary sites, and due to COVID-19 restrictions introduced on December 9th, Søtorvet and Krügersgade station data was only included from September 25th to December 8th. Table 5 shows summary statistics of PNC levels at both stations during this period. Levels are generally higher at Søtorvet station than at Krügersgade and higher on weekdays than on weekends.

Table 5. Summary statistics of PNC levels measured at Søtorvet and Krügersgade UFP monitors between September 25th and December 8th, 2020.

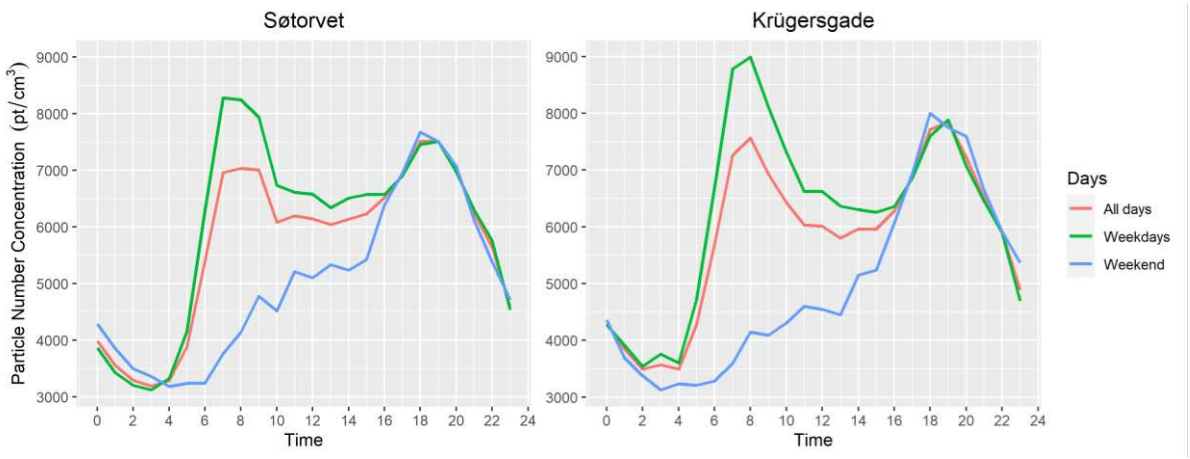
Period	Location	Particle Number Concentration (pt/cm^3)			
		Mean	**Median**	**SD**	**Min-max**
24 hour mean (0-24h)	Søtorvet	5,683	5,480	1,833	1,814-11,035
	Krügersgade	5,828	5,354	2,255	2,460-14,514
24 hour mean (0-24h), *weekdays*	Søtorvet	5,967	5,595	1,950	2,726-11,035
	Krügersgade	6,194	5,854	2,411	2,460-14,514
	Søtorvet	4,997	5,244	1,318	1,814-6,811

24 hour mean (0-24h), *weekends*	Krügersgade	4,944	4,967	1,538	2,579-7,855
Morning rush-hour (07:00-09:59, *weekdays*)	Søtorvet	7,002	6,231	4,168	872-25,490
	Krügersgade	7,252	5,866	4,593	1,339-25,350
Afternoon rush-hour (15:00-17:59, *weekdays*)	Søtorvet	6,558	6,250	2,500	1,739-14,144
	Krügersgade	6,372	5,934	2,471	1,887-14,157
Evenings (17:00-18:59, *weekdays*)	Søtorvet	7,222	6,757	2,856	1,746-17,052
	Krügersgade	7,301	6,512	3,466	2,497-22,484

Abbreviations: pt/cm^3, particles per cubic centimeter of air; SD, standard deviation; min, minimum value; max, maximum value.

Figure 3 shows typical daily variation in PNC at two station for all days, separately for weekdays and weekends. During weekdays, levels are highest around 08 h at both stations, with another peak in the evening around 19 h. The morning peak is not observed on weekends, where PNC levels increase throughout the day and peak around 19 h at either station.

Figure 3. Mean PNC levels during 24 hours on all days, weekdays and weekends measured at Søtorvet and Krügersgade UFP monitors between September 25th and December 8th, 2020.



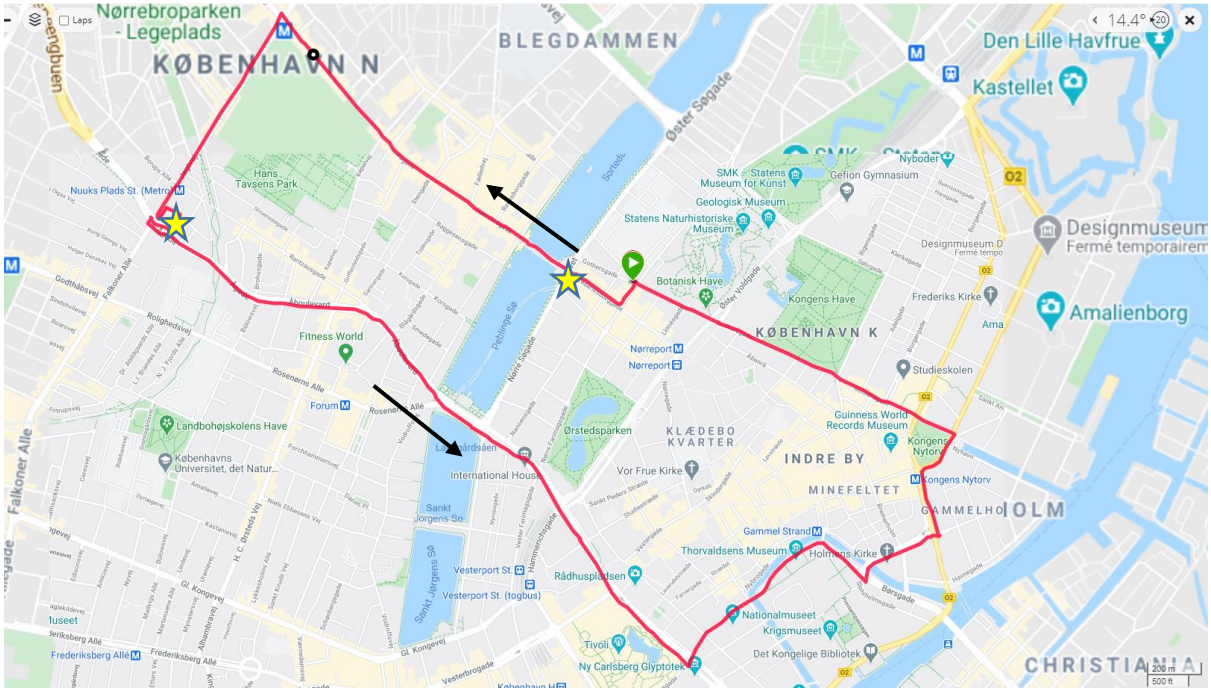
In order to evaluate UFP levels experienced by a cyclist, who is moving in close proximity to motorized traffic and may be exposed to different levels than measured at the fixed stations, the current project aimed to assess differences in UFP exposure while cycling during typical commuting hours in Copenhagen.

3.2 Study methods

Across six consecutive weeks during the months of September and October 2020, cycling trips were conducted on a fixed route in Copenhagen, covering parts of Nørrebrogade, Jagtvej, Ågade, HC Andersens Boulevard and Gothersgade (Fig. 4). Trips lasted around 40 minutes and were started at

7:45h ('morning rush-hour') and 15:45h ('afternoon rush-hour') on weekdays in order to cover typical times of commutes to and from work. An additional trip was done at 9:45h ('morning late') in order to observe UFP concentrations at an alternative, later time for commuting in the morning, and to evaluate whether lower exposure to UFP can be achieved if cycling outside typical rush-hours. One member of the project team (Marie Bergmann) completed all cycling trips, which ensured consistency of conduct.

Figure 4. Map of the cycling route (total length ~8.5 km, starting and ending at the intersection Gothersgade/Øster Farimagsgade and following, among others, Nørrebrogade, Jagtvej, Åboulevard, HC Andersens Boulevard, Holmens Kanal and Gothersgade. Two yellow stars mark the locations of two municipal UFP measurement stations at Søtorvet and Krügersgade.

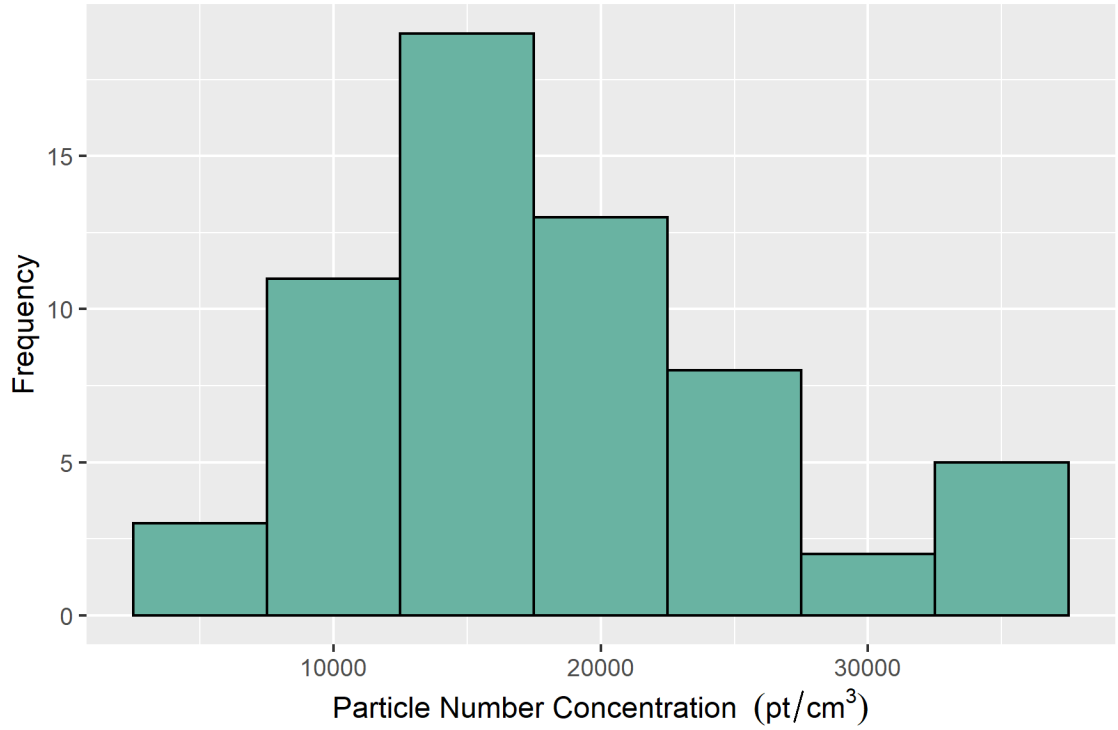


A Testo DiSCmini handheld nanoparticle counter ('DiSCmini'; Testo SE & Co. KGaA, Germany) was used to measure UFP number and size in the cyclist's breathing zone at 1-second intervals. The DiSCmini measures particle number concentration (PNC) of particles with 10-300 nm in diameter of up to 1 million pt/cm^3. Concurrent GPS data was recorded with a GPS watch ('Forerunner 920XT'; Garmin Ltd., USA). Measurements were not done on days or at times with precipitation or high humidity because the DiSCmini, according to the manufacturer's instructions, does not provide reliable data at a humidity above 90%.

3.3 Results: Temporal patterns

61 trips were conducted in total, with 20, 21 and 20 at morning rush-hour (7:45-8:30h), late morning (9:45-10:30h) and afternoon rush-hour (15:45-16:30h) times, respectively. The distribution of mean PNC per day and trip can be seen in Figure 5.

Figure 5. Distribution (histogram) of mean PNC levels per trip (morning rush-hour, morning late, afternoon rush-hour) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020).



Total mean PNC was 18,149 pt/cm^3 and daily means of the three trip times combined ranged from 7,131 to 36,668 pt/cm^3 (Fig. 6.1). Unadjusted daily mean PNC across the study period showed no clear trend for combined numbers (Fig. 6.1) or for the respective starting times (Fig. 6.2).

Figure 6.1. Overall daily mean PNC levels (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020).

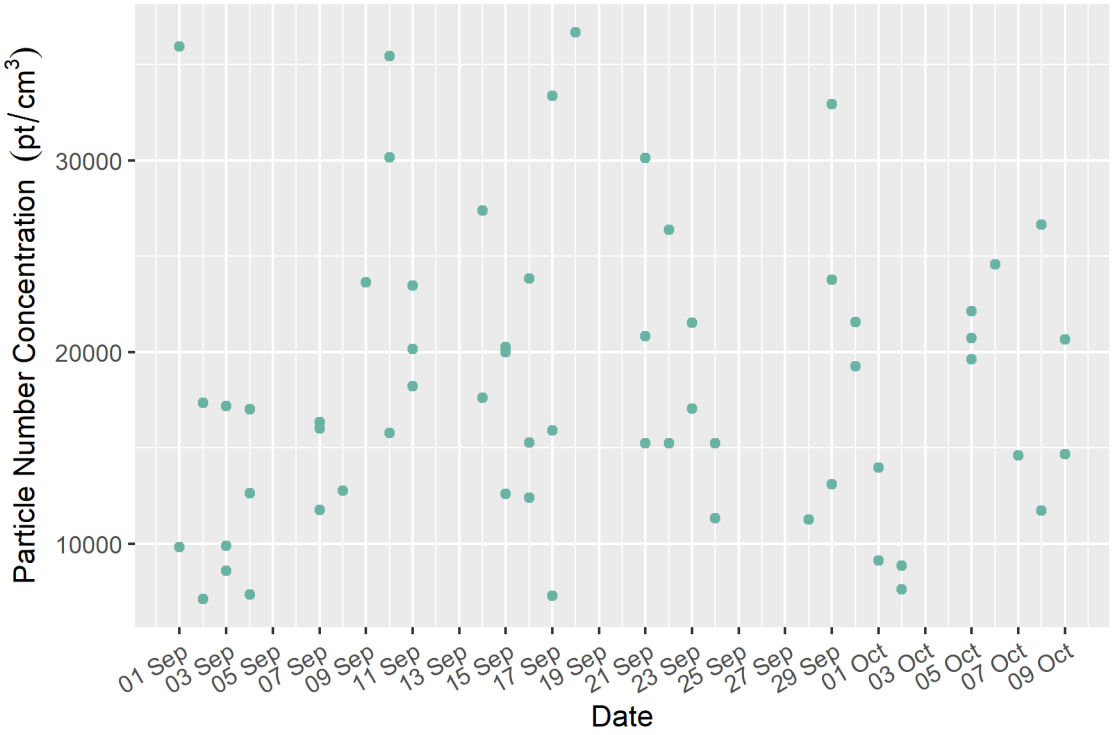


Figure 6.2. Daily mean PNC levels by time of trip (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020).



There was no significant difference in UFP levels between the three times of the day (ANOVA-test p=0.85) with a mean PNC of 18,003, 18,867, and 17,560 pt/cm^3 during morning rush-hour, late morning and afternoon rush-hour, respectively (Table 6, Fig. 7.1). Particle size was highest during

morning rush-hours, decreased in the late morning and further in afternoon rush-hours, which could potentially be an indicator of different traffic patterns and source contributions at different times of day.

Table 6. Summary of PNC levels, particle size and meteorological factors on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020), overall and for morning rush-hour (7:45-8:30h), late morning (9:45-10:30h) and afternoon rush-hour (15:45-16:30).

	Mean	SD	Min-Max	5th pctl.	25th pctl.	Median 50th pctl.	75th pctl.	95th pctl.
PNC (pt/cm³)	18,149	31,967	256-999,560	3,849	8,079	12,721	19,134	40,320
Morning rush-hour	18,003	33,798	256-999,560	2,959	5,611	10,729	19,367	48,238
Late Morning	18,868	36,928	375-940,637	4,621	8,752	12,882	18,960	39,279
Afternoon rush-hour	17,560	23,278	733-938,727	6,223	10,035	13,811.0	19,129	33,696
Particle Size (nm)	37.6	25.7	10-300	15.3	23.8	31.9	42.2	79.0
Morning rush-hour	48.4	32.9	10-300	16.0	29.8	40.4	58.7	99.5
Late Morning	34.8	22.9	10-300	15.0	22.1	30.2	40.0	68.8
Afternoon rush-hour	29.2	12.7	10-300	15.3	22.7	27.9	35.0	43.0
Ambient Temperature (°C)	15.0	3.6	5.8-25	9.7	12.6	14.6	17.5	21.4
Wind Speed (m/s)	3.4	1.6	0.3-7.7	0.9	2.2	3.5	4.5	5.8

Abbreviations: pt/cm³, particles per cubic centimeter of air; nm, nanometer; m/s, meters per second; SD, standard deviation; min, minimum value; max, maximum value; pctl., percentile.

When looking at unadjusted data, mean PNC was highest during morning late trips, while median PNC was highest during the afternoon rush-hour. After adjustment for meteorological factors (temperature and wind speed), day of the week and time trend, using a Generalized Additive Model (GAM), the three times of trips were still not significantly different (ANOVA-test p=0.12), with highest mean and median UFP levels during the late morning (Fig. 7.2).

An analysis has also been performed for PNC levels by week number during the study period (Fig. 8), where no clear trend is visible, and by weekday, which showed highest mean and median PNC on Tuesdays (Fig. 9). Adjusted boxplots for week numbers and weekdays are shown in the appendix, Fig. A1 and A2.

Figure 7.1. Boxplot with PNC on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020) at morning rush-hour (7:45-8:30h), morning late (9:45-10:30h) and afternoon rush-hour (15:45-16:30h), unadjusted.

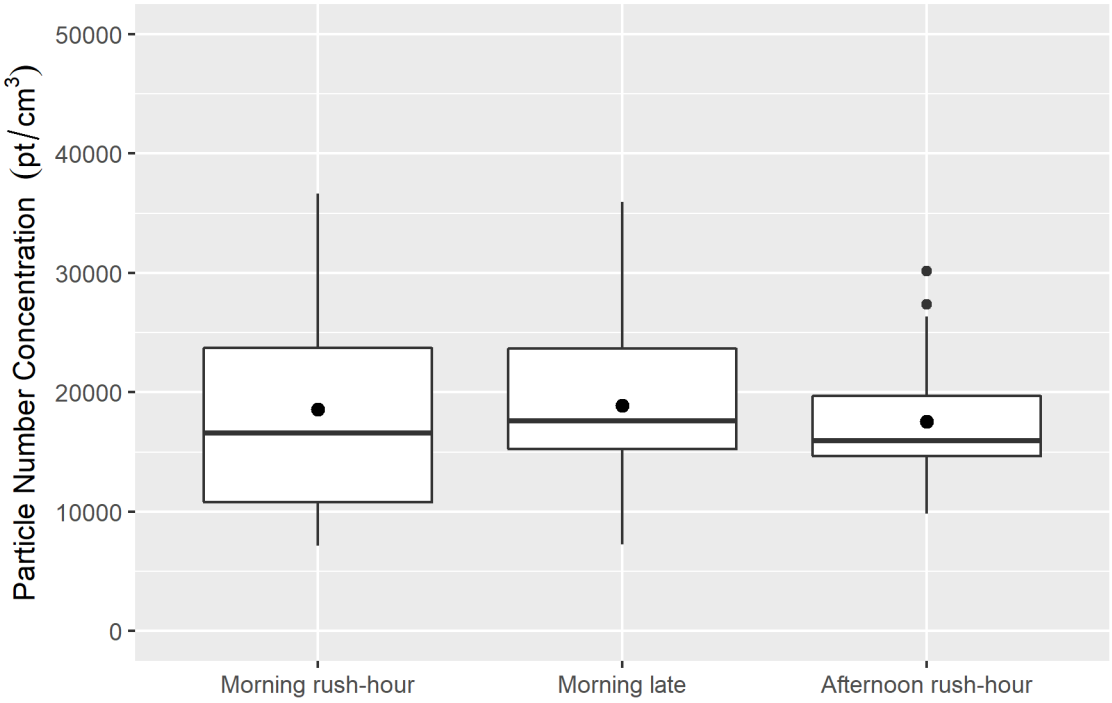


Figure 7.2. Boxplot with Residuals plus mean PNC on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020) at morning rush-hour (7:45-8:30h), morning late (9:45-10:30h) and afternoon rush-hour (15:45-16:30h). Adjustment was done for the effects of mean temperature, wind speed, day of week and time trend, using a Generalized Additive Model.

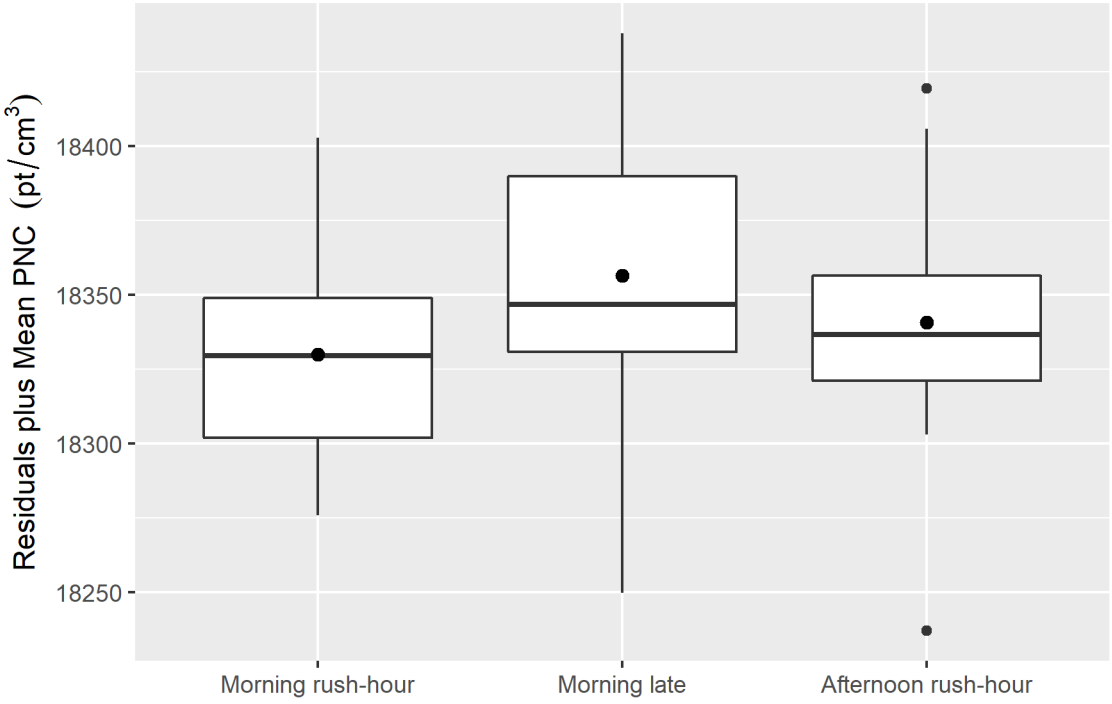


Figure 8. Boxplot showing weekly PNC levels (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) during the study period (1st September until 9th of October, 2020). During week numbers 36-41, the number of trips per week were 10, 11, 12, 9, 10, and 9, respectively.

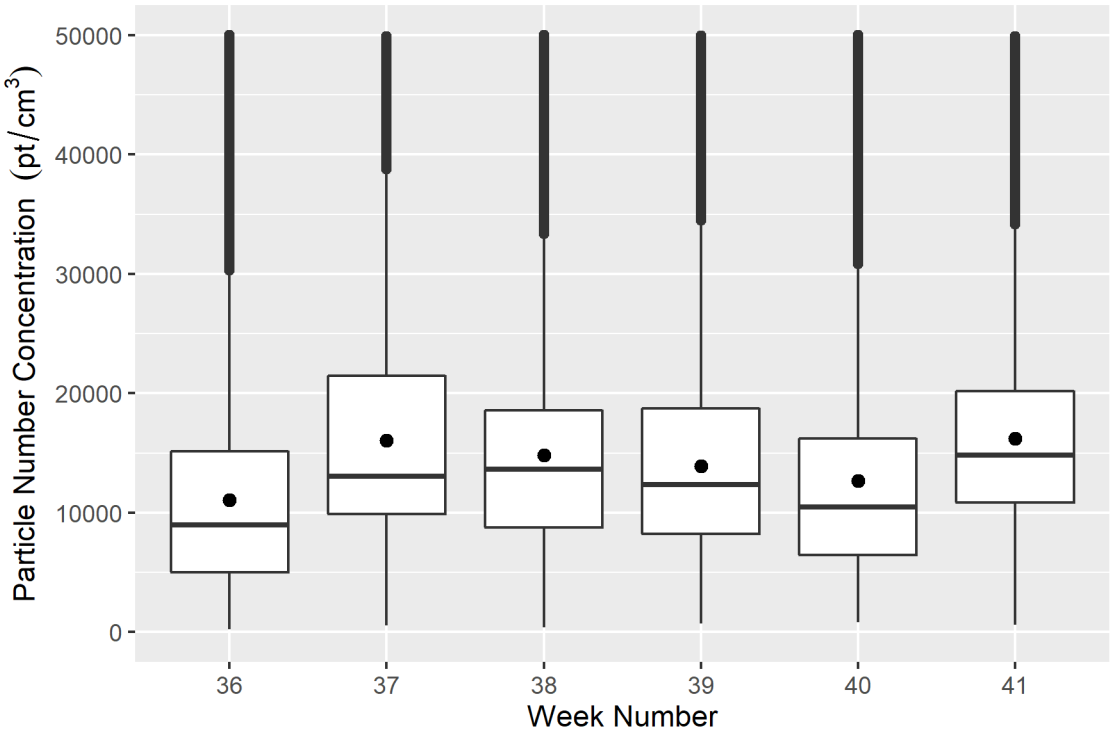
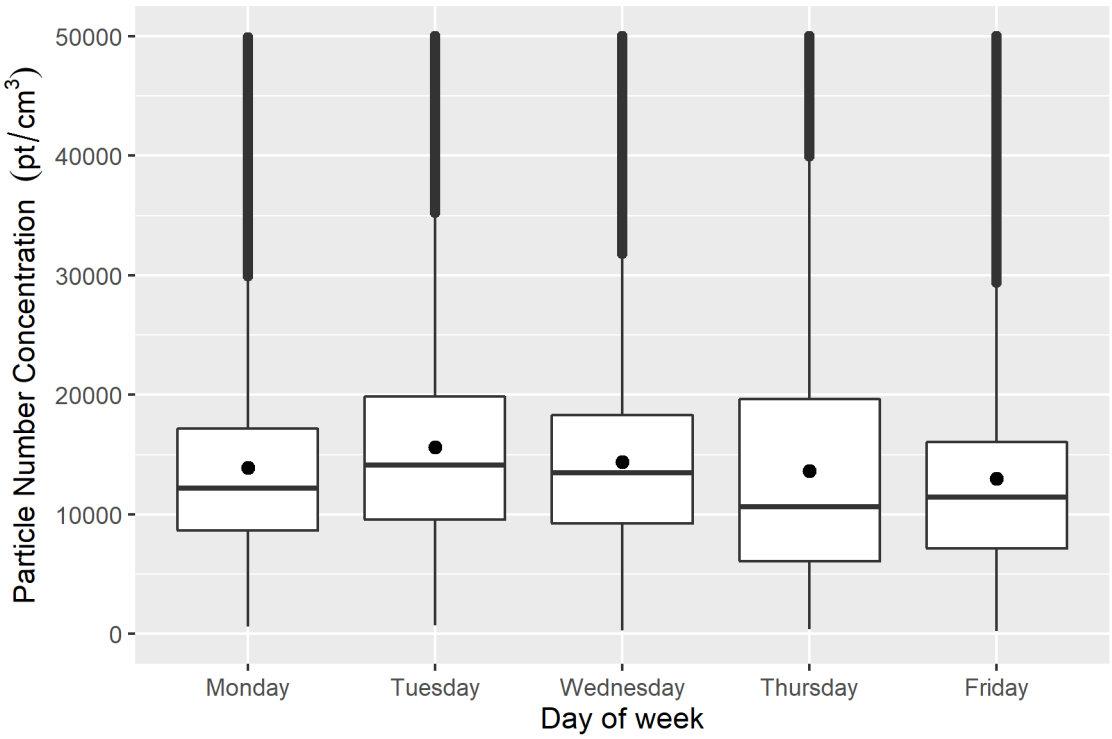


Figure 9. Boxplot showing PNC levels (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) by weekday during the study period (1st September until 9th of October, 2020). On Mondays to Fridays, a total of 12, 12, 11, 15 and 11 trips were done, respectively.



3.4 Results: Spatial patterns

PNC levels measured during each single trip varied substantially, suggesting the importance of spatial 'hotspots' of exposure along the route. An example of measured PNC during one trip is given in the appendix, Fig. A3. Average PNC along the route was analyzed by merging DiSCmini data with GPS data by date and exact time and then reading the dataset into Geographic Information System software. Mean PNC out of the total 61 trips was calculated for 'rasters' of 1x1 meters each. Next, points along the route were created at every 20 meters, to which the mean values of 'rasters' within a 10 meter radius around the point were assigned. Figure 10 shows mean PNC along the route across all trips, with blue colors indicating lower, and red colors indicating higher mean PNCs. The points along the route with highest and lowest mean PNC levels have been marked in Figure 11.

Figure 10. Spatial aggregation of mean PNC levels within a 10 meter radius around points every 20 meters (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020).

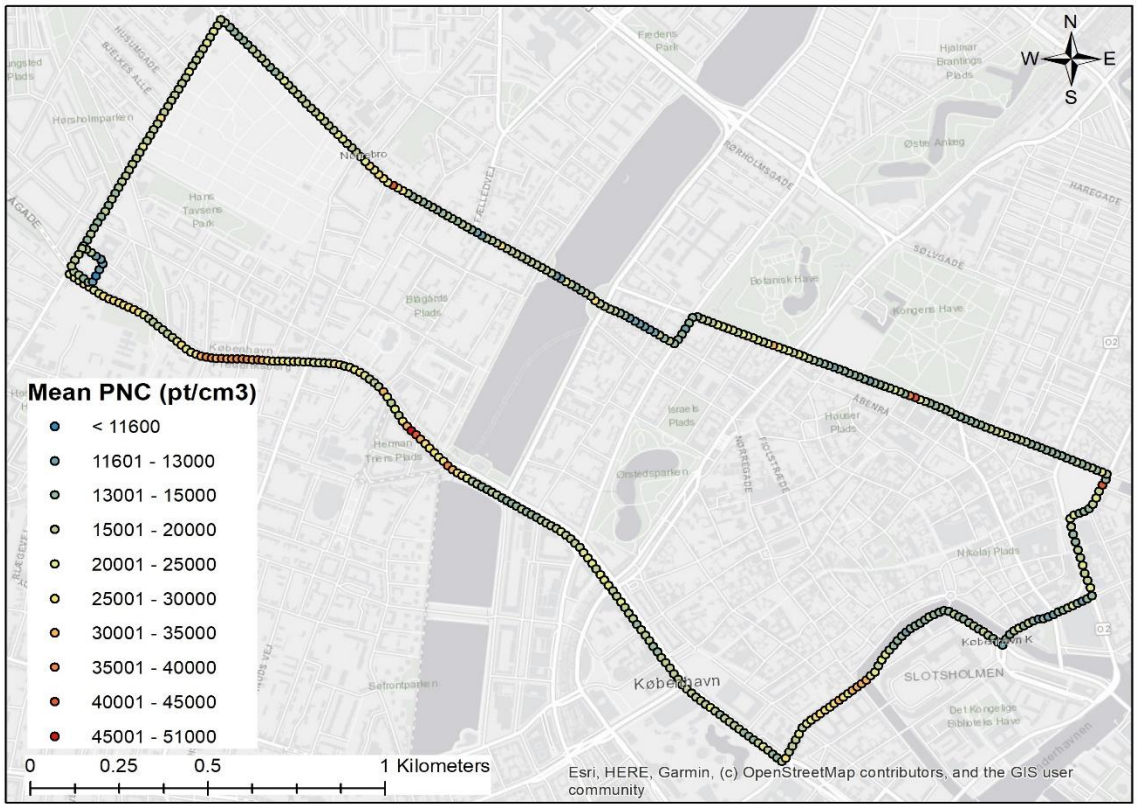
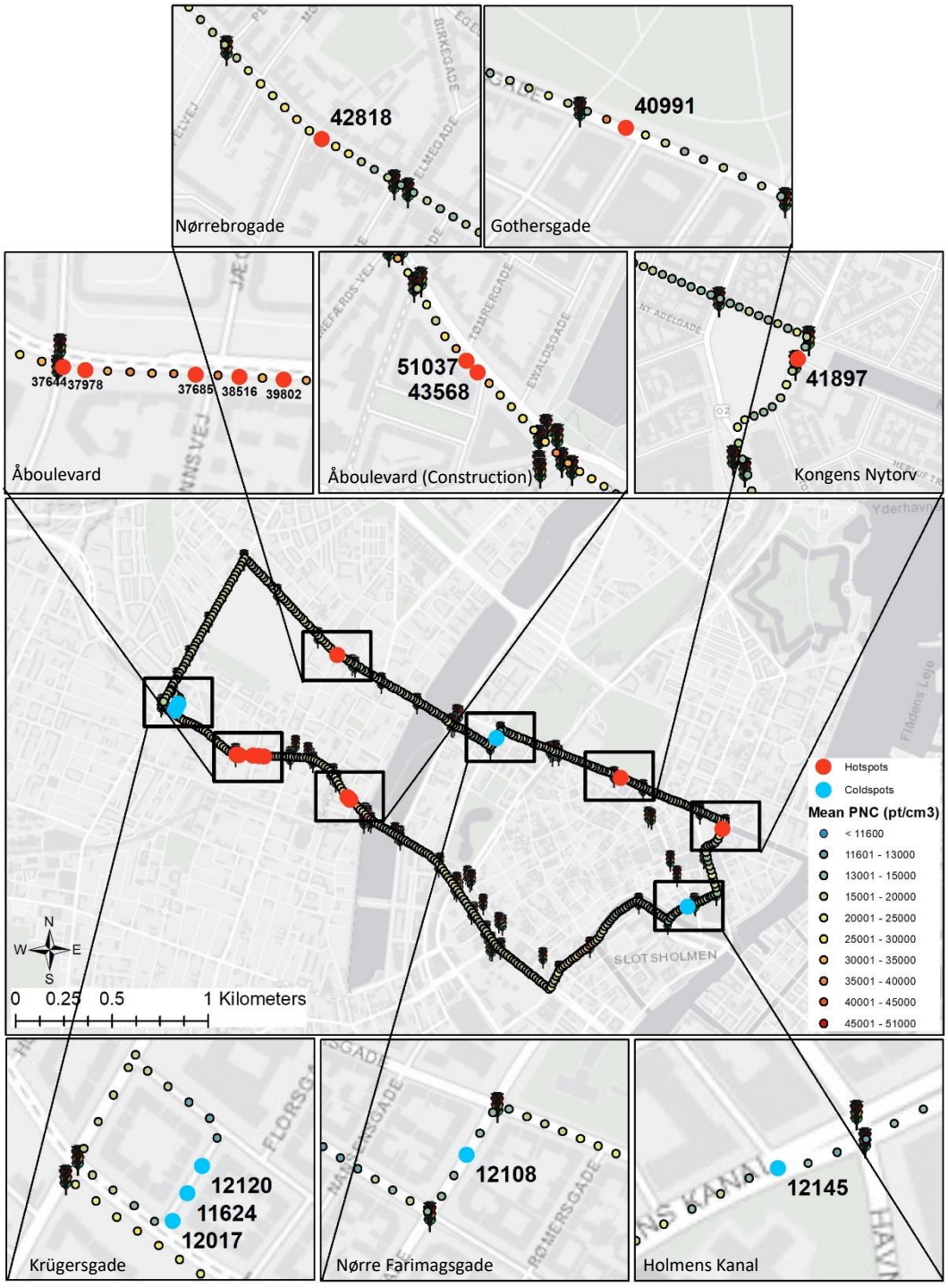


Figure 11. Spatial aggregation of mean PNC levels within a 10 meter radius around points every 20 meters (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020). Hotspots with mean PNC levels above 37000 (~mean+3xSD) and below 12300 (~mean+3xSD) are marked as 'hotspots' (red dots) and 'coldspots' (blue dots), respectively.



High levels of PNCs were found at segments of Nørrebrogade, Gothergade, Åboulevard and Kongens Nytorv and may be caused by traffic lights or roundabouts with traffic light regulation (38,000-42,000 pt/cm^3), heavy traffic or a construction site on Åboulevard (44,000-51,000 pt/cm^3), where work was done during parts of the study period. Segments with lowest mean PNC were identified at Krügersgade, Nørre Farimagsgade and Holmens Kanal (11,600-12,100 pt/cm^3) and could be caused by lower traffic counts in these streets, as well as better opportunities for dispersion of pollutants through a more open built environment.

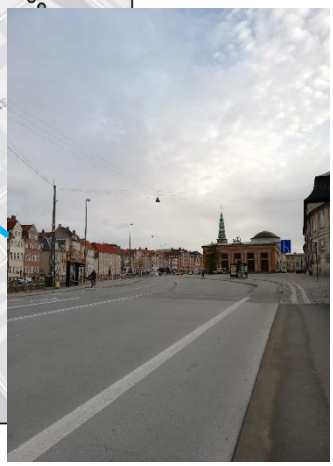
An interesting part of the route is presented in Figure 12, where mean PNC levels are presented along two consecutive segments of the route, at Stormgade and Holmens Kanal. Stormgade, a narrow street flanked by high buildings on both sides can be seen as an example of a 'street canyon'. Here, mean PNC across all trips was higher (24,447 pt/cm^3) than on the following segment at Holmens Kanal (17,698 pt/cm^3), which is a wide street at an open area next to a canal.

Figure 12. Mean PNC levels at Stormgade and Holmens Kanal (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020).



Stormgade: typical 'street canyon', mean PNC=24447 pt/cm^3



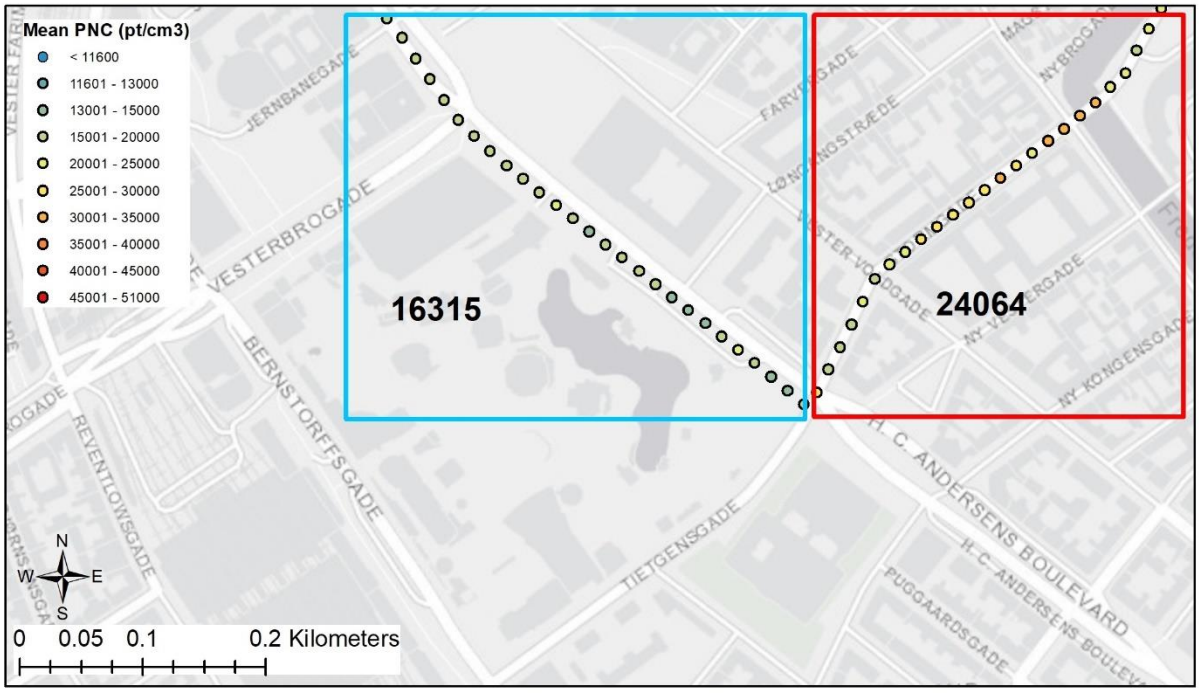


Holmens Kanal: open area next to canal, mean PNC=17698 pt/cm^3

Figure 13 presents mean levels of PNC across all trips on Stormgade compared to a segment of HC Andersens Boulevard, passing Tivoli and a fixed UFP measurement station on the opposite side of the road. Mean PNC was 16,315 pt/cm^3 on these about 400 meters on HC Andersens Boulevard, where traffic is often heavy and vehicles drive on six lanes. A regulatory fixed-site measurement station for street-level UFP can be found here on the opposite side of the road. Leaving HC Andersens Boulevard, the cycling route then turns to the left, into Stormgade. At this more narrow, three-lane street

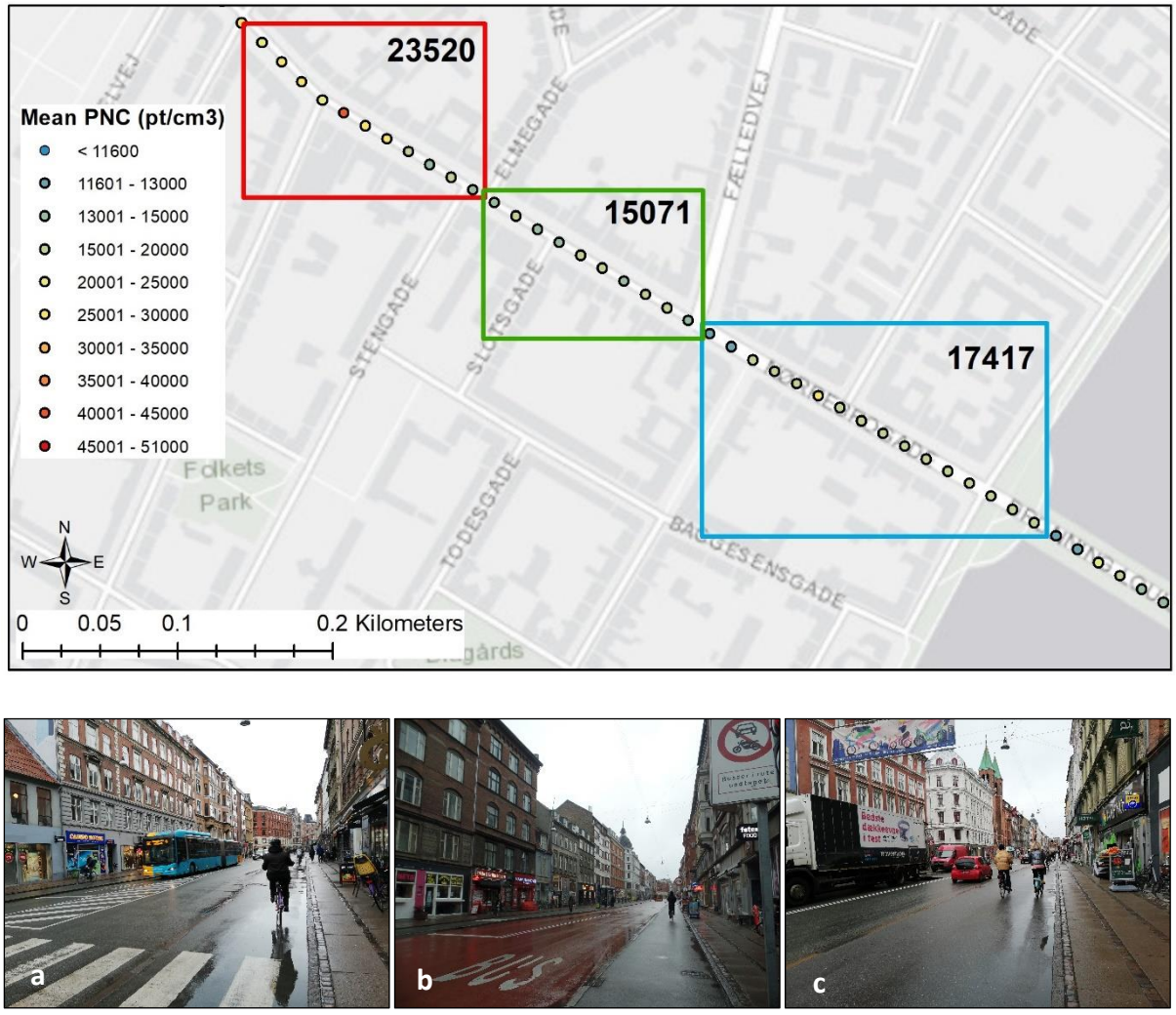
segment, which is flanked by high buildings on both sides, mean PNC of 24,064 pt/cm^3 was higher compared to the previous segment of the route.

Figure 13. Mean PNC levels at a segment of HC Andersens Boulevard, next to Tivoli (blue rectangle), and Stormgade (red rectangle), for morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020).



Additionally, the route's segment along Nørrebrogade was investigated with special interest, as a short part of the street, between Elmegade and Fælledvej, has been restricted to all motorized traffic except busses. During the study period, mean PNC across all trips was lower on the segment with restricted traffic (15,071 pt/cm^3), shown in a green rectangle in Figure 14, as compared to the segments before (17,417 pt/cm^3) and after (23,529 pt/cm^3) it, indicating effectiveness of this measure.

Figure 14. Mean PNC levels at three segments along Nørrebrogade (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) on 28 weekdays during the study period (1st September until 9th of October, 2020), showing mean levels along a traffic-restricted stretch in the green rectangle (b). Photos taken along the indicated segments are shown below.



Overall, these findings are in line with existing studies, which show that UFP levels can be influenced by traffic intensity and the built environment, namely street and building infrastructure. Higher levels were also measured in street canyons, at traffic lights, intersections and near construction sites (9,40–42).

3.5 Influence of meteorological factors

Additional analyses were made where the observed PNCs were adjusted for temperature and wind speed, which existing literature identifies as important predictors of UFP. Both have previously been found to be inversely related to UFP levels – the increase in temperature and wind speed leads to lower UFP levels (42–44). Moreover, wind direction can have an influence on UFP levels (45).

Hourly temperature and wind speed data for the study period were obtained from the Danish Meteorological Institute (DMI) and means were calculated for the respective trip times. In a GAM, PNC

was controlled for mean temperature, wind speed, weekday and the time trend. When looking at effects of meteorological factors separately, 25.1%, 19.7% and 46.3% of PNC variation was explained by temperature, wind speed and the two combined, respectively. During this study period, higher temperatures and higher wind speed showed an overall inverse relationship with PNC levels (see Fig. A4), as expected from previous studies.

3.6 Comparison of cycling data to municipal station data

The chosen cycling route passed two new municipal UFP measurement stations, located at Søtorvet and Krügersgade. These stations are instrumented with a "GRIMM 5421" condensation particle counter, which measures particles with a minimum diameter of 7 nm. Søtorvet and Krügersgade stations started operating on September 25th, 2020, which resulted in a limited number of 10 study days, and 19 individual trips, for which obtained DiSCmini data could be compared to station data.

In order to get an understanding of comparability of the DiSCmini instrument with the instruments at municipal measurement stations, the DiSCmini was located on top of the roof of Krügersgade station for 13 days at the end of the study period, from October 30th to November 11th. As the "GRIMM 5412" at Krügersgade station produces hourly data, DiSCmini data was aggregated to hourly means. During the measured period, Krügersgade station and DiSCmini hourly PNC levels were highly correlated with 80.5% agreement (Spearman correlation-test[1], p<0.0001). Daily means were even more closely correlated with 96.7% agreement (Spearman p<0.0001). The "GRIMM 5412" at Krügersgade station measured slightly higher levels PNC, with mean daily concentrations of 5,129 pt/cm^3, compared to 4,823 pt/cm^3 measured by the DiSCmini (Table 7).

Table 7. Summary statistics of daily PNC measured by DiSCmini and "GRIMM 5412" at Krügersgade station, during a co-location between Oct 30th and Nov 11th, 2020.

Device	Particle Number Concentration (pt/cm^3), daily		
	Mean	**Min-Max**	**SD**
DiSCmini	4,823	2,984-7,306	1,344
Krügersgade station	5,129	3,504-7,201	1,284

For the 10 days where cycling trips overlapped with available station data (September 25th to October 9th), the mean PNC measured during each cycling trip, approximately 40 minutes, were compared to the corresponding mean PNC measured at Søtorvet and Krügersgade stations for this period. Table 8 shows summary statistics of DiSCmini data and Søtorvet and Krügersgade stations during cycling times

[1] A Spearman correlation-test is a non-parametric test that is used to measure the degree of association between two variables. The test assumes a monotonic relationship between two variables, meaning that a resulting correlation coefficient of 1, or 100%, would resemble a perfect monotone function of each variable with the other. The p-value gives the chance of receiving the given result, if the null-hypothesis, meaning no association between the variables, were true.

(Morning rush-hour, Morning late and Afternoon rush-hour). The mean level of PNC during 10 cycling trips was 17,727 pt/cm^3, and was almost double the levels measured at the Søtorvet and Krügersgade stations, 9,642 and 9,726 pt/cm^3, respectively. Despite differences in mean PNC, DiSCmini and station data were closely correlated, meaning that days or times with higher background PNC measured by the stations resulted in higher PNC measured along the cycling route. Spearman correlation was 67% and 79% for DiSCmini data compared to Sørtorvet and Kügersgade stations, respectively. The measurement between two stations themselves were also highly correlated, with 74% agreement.

Table 8. Summary statistics of PNC measured by DiSCmini and "GRIMM 5412" at both Søtorvet and Krügersgade stations during cycling trip times (weekdays, at morning rush-hour (7:45-8:30h), morning late (9:45-10:30h) and afternoon rush-hour (15:45-16:30)), September 25th to October 9th, 2020.

Device	Particle Number Concentration (pt/cm³)		
	Mean	**Min-Max**	**SD**
DiSCmini	17,727	7,603-32,951	6,831
Søtorvet station	9,726	4,296-24,408	5,351
Krügersgade station	9,642	3,471-20,426	5,243

In conclusion, these original findings indicate that exposure during commute through the city during rush-hours and off-peak times results in significantly higher PNC exposure than those measured by fixed roadside measurement stations. This is likely explained by cyclists' closer proximity to traffic and high spatial variation of UFP, with high levels at big intersections and traffic lights, where cars accelerate, in street canyons or at construction sites, all of which contribute to exposure peaks. Therefore, mobile measurement campaigns provide valuable and important additional insights on UFP levels experienced by citizens at street level.

3.7 Comparison to other cities

Several studies have measured UFP exposure while cycling, mostly conducted in Europe and North America (Table 9). Among them, some studies compare exposure at different times of the day (10,17,40,42,43,45–47) or on different routes (high- vs. low-exposure traffic routes) within a city (41,46–49). Other studies have aimed at comparing exposure for different modes of transportation, such as car, bus, metro or bicycle (8,9,11,13,17,50–53). Six studies conducted in Belgium, Canada, Switzerland, China and the UK found higher UFP levels during morning rush-hours compared to afternoon rush-hours (10,17,40,43,45,46). Others have found increasing levels of UFP in relation to closer proximity to traffic (41,47–49). Studies comparing UFP exposure in different modes of transportation show mixed results, where some found cyclists experiencing the highest UFP levels (11,17,51). Others found highest exposure while travelling by car or bus (9,52,53). There is only a single study that has quantified exposure to UFP during commute in rush hour during weekdays in

Copenhagen in 2005, on a route comparable to ours, which reported an average exposure of 32,400 pt/mL (25).

The studies presented in Table 9 were conducted with somewhat similar designs as the present study in Copenhagen. However, due to high spatial and temporal variability within and across cities, measured PNCs will depend highly on factors such as the time of the day and year, the route, proximity to heavy traffic, the share of heavy diesel vehicles in proximity, and meteorology. Additionally, different instruments for measuring UFP may perform differently. A comparison of UFP levels measured in different studies can therefore only be made with caution.

Table 9. Overview of studies on exposure to ultrafine particles while cycling; commonly used instruments 'P-trak Ultrafine Particle Counter' and 'Condensation Particle Counters (TSI 3007)' are abbreviated with 'P-Trak' and 'CPC', respectively.

Authors, year	Study area	Total number of trips	Instrument and measured particle size range	Mean PNC (pt/cm^3)	Type of exposure
Luengo-Oroz and Reis 2019 (41)	Edinburgh, UK	54	DiSCmini (10-300nm)	19,310 9,824 7,990	High-traffic Medium-traffic Low-traffic
Qiu et al. 2019 (46)	Xi'an, China	29	P-trak (20-1000nm)	18,172	Cycling on two commuting routes
Cole et al. 2018 (26)	Vancouver, Canada	76	P-trak (20-1000nm)	16,226 9,367	Downtown Residential
Hofman et al. 2018 (45)	Antwerp, Belgium	80	P-trak (20-1000nm)	16,463 9,986	Morning rush-hour Afternoon rush-hour
Okokon et al. 2017 (51)	Rotterdam	84	P-trak (20-1000nm)	20,000	Cycling on commuting route
Pattinson et al. 2017 (48)	Christchurch, New Zealand	15	CPC (10-100nm)	42,480 28,765 24,977	Road Sidewalk Path
Hankey and Marshall 2015 (47)	Minneapolis, USA	42	CPC (10-100nm)	35,003 18,401	Mornings Afternoons
Peters et al. 2014 (42)	Antwerp, Belgium	354	P-trak (20-1000nm)	32,310	Cycling on two commuting routes
Hatzopoulou et al. 2013 (43)	Montreal, Canada	64	CPC (10-100nm)	24,800 21,800	Mornings Afternoons
Jarjour et al. 2013 (27)	Berkeley, USA	30	CPC (10-100nm)	(UF PM/cm^3) 18,545 14,311	 High-traffic Low-traffic
Kingham et al. 2013 (52)	Christchurch, New Zealand	78	CPC (10-100nm)	(Median) 31,414 16,641	 On-road Off-road
Ragettli et al. 2013 (17)	Basel, Switzerland	96	DiSCmini (10-300nm)	34,025 18,156	High-traffic Low traffic
Cole-Hunter et al. 2012 (49)	Brisbane, Australia	24	Aerasense NanoTracer (10-300nm)	15,600 30,600	Low traffic proximity High traffic proximity
De Nazelle et al. 2012 (13)	Barcelona, Spain	54	CPC (10-100nm)	75,300	Two commuting routes, between 7am and 1pm
Strak et al. 2010 (28)	Utrecht, Netherlands	80	CPC (10-100nm)	44,090 27,813	High-traffic Low-traffic
Zuurbier et al. 2010 (18)	Arnhem, Netherlands	30	CPC (10-100nm)	48,939 39,576	High-traffic Low-traffic

Berghmans et al. 2009 (40)	Mol, Belgium	8	P-trak (20-1000nm)	21,226	Cycling on a fixed route, different times
Boogaard et al. 2009 (9)	11 Dutch cities	120	CPC (10-100nm)	24,329	Cycling on 12 routes in 11 cities
Thai et al. 2008 (44)	Vancouver, Canada	14	P-trak (20-1000nm)	33,899	Cycling on a fixed route during morning rush-hour
Vinzents et al. 2005 (25)	Copenhagen, Denmark	75	CPC (10-100nm)	32,400 pt/mL	Cycling on a fixed route during rush-hour

Two comparable studies were identified that used 'DiSCminis', as the current study did, and were done in the European cities of Basel and Edinburgh. While cycling on a route in Basel at different times of the day, mean UFP levels of 22,660 pt/cm^3 have been measured (17). In Edinburgh, cycling was done in high-, medium- and low-traffic contexts and mean PNC was 19,310, 9,824 and 7,990 pt/cm^3, respectively (41). Thus, our finding of PNC levels of around 18,000 pt/cm^3 , which can be considered a high-traffic setting, are comparable, and somewhat lower than those found in Basel and Edinburgh. In Antwerp, Belgium, PNC was measured during morning and afternoon rush-hours, using a 'P-trak Ultrafine Particle Counter', which measures particles in a wider size range of 20-1000 nm. During morning and afternoon rush-hour, mean PNC was 16,463 and 9,986 pt/cm^3, respectively (45). Another study in Vancouver found levels of 16,226 and 9,367 pt/cm^3 on a downtown and a residential route, respectively, using a 'P-trak Ultrafine Particle Counter' (26). The levels of 18,003 and 17,560 pt/cm^3 that were measured during morning and afternoon rush-hours, respectively, in the current study are therefore within the range of these previous studies. Several other studies, for example in Barcelona (13), Antwerp (42), Arnhem (11), Utrecht (28) and a previous study in Copenhagen in 2005 (25) found considerably higher PNC levels, ranging between ~28,000 on a low-traffic route in Arnhem and ~75,000 in central Barcelona. These differences in UFP levels may be related to different study designs or, especially in the case of the study in Copenhagen, the year of the study. As can be seen in Figure 1, levels of UFP measured at different locations in Copenhagen could be reduced substantially since the year 2001.

3.8 Summary

In a repeated measured study, the mean UFP level during a typical weekday cycling commute trip in Copenhagen in September-October 2020 was ~18,000 pt/cm^3, ranging (5th-95th percentile) from ~3,800 to ~40,300 pt/cm^3. The level of UFP along this high traffic commute route was similar or lower than those measured in comparable European cities. There were no differences in UFP levels during cycling commutes in morning (07:45h+) and afternoon (15:45h+) rush hours, or late morning hours (09:45+h). While there was little variation in UFP levels in regards to time of the day, day of the week or week of the month, there was a large spatial variation in UFP levels along the cycling route. Peak

UFP levels were observed at busy road segments with traffic congestion, street canyons, traffic lights or roundabouts with traffic lights (38,000-42,000 pt/cm^3), as well as at construction sites (44,000-51,000 pt/cm^3). Lowest UFP levels were observed on streets with low traffic, or road segments with more open areas and 'ventilation' such as side streets to heavy traffic (11,600-12,100 pt/cm^3). Notably, segments with restricted traffic on Nørrebrogade seemed efficient in reducing UFP levels, with mean UFP levels of 15,000 pt/cm^3 compared to 23,500 pt/cm^3 observed at the Nørrebrogade segments with normal traffic. Meteorological factors were important predictors of daily variation in UFP levels.

4. Conclusions

Exposure to air pollution within microenvironments at the street level, during commute or leisure-time activities, such as cycling, walking, jogging, driving in cars or riding buses, trains or metro, can exceed many times the pollution levels captured by stationary city background or roadside air pollution monitors. For example, UFP levels measured during a cycling commute exceed up to seven times those from background monitor. Car drivers are generally most, while pedestrians least exposed to street level air pollution. Cyclist exposures are similar to those in the bus for all pollutants, except for ultrafine particles, where cyclists, being closest to the source, are most exposed. These short-varying exposures to very high levels of air pollution can lead to immediate adverse respiratory, cardiovascular and immune responses. In Copenhagen, mean exposure levels of ultrafine particles during inner-city cycling is double that of the mean exposure level recorded at a roadside monitor, while the peaks in exposure at certain microenvironments (along busiest roads, street canyons, road intersections, construction sites) can be up to five times higher than those measured at a roadside monitor. The benefits of exercise achieved by cycling and walking outweigh the harms of additional exposure to air pollution (due to increased inhalation rates). Cycling therefore remains highly recommended as an efficient and flexible way of commuting and achieving exercise. Similarly, walking provides health benefits that outweigh adverse effects of air pollution exposure. Besides the individual health benefits, cycling and walking are an efficient way for reducing traffic congestion and air pollution emissions in cities, as well as increasing physical activity levels, which benefit population health. The promotion of cycling, walking and use of public transportation are beyond that an important part of climate change mitigation efforts in cities. With our current understanding of a number of adverse health effects related to air pollution, it is certain that any reductions in air pollution, both overall and peaks at street level, would benefit the health of Copenhagen citizens. Cyclists and pedestrians are encouraged, when possible, to avoid the busiest roads, street canyons, and construction sites during their commutes, and choose alternative less polluted routes, such as streets with low traffic, green cycling routes, parks or streets with wide and open areas. These efforts

seem to be more important for avoiding UFP exposure than avoiding rush-hours, as we found little variation in exposure between rush- and non-rush-hours. Urban planning policies aimed at reducing air pollution levels, such as closing road segments to motorized traffic, moving cycling lanes away from busy roads, and building green cycling routes, would reduce exposure of cyclists and pedestrians to air pollution and benefit their health.

References

1. Murray CJL, Aravkin AY, Zheng P, Abbafati C, Abbas KM, Abbasi-Kangevari M, et al. Global burden of 87 risk factors in 204 countries and territories, 1990–2019: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. The Lancet. 2020 Oct 17;396(10258):1223–49.

2. Ellermann T, Nygaard J, Nøjgaard JK, Nordstrøm C, Brandt J, Christensen J, et al. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2018. Copenhagen: Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy; 2020.

3. Health Effects Institute. State of Global Air 2020. Special Report. Boston, MA: Health Effects Institute; 2020.

4. Schraufnagel DE. The health effects of ultrafine particles. Exp Mol Med. 2020 Mar;52(3):311–7.

5. European Environment Agency. Air quality in Europe - 2020 report [Internet]. 2020 [cited 2020 Dec 1]. Available from: https://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2020-report

6. de Nazelle A, Bode O, Orjuela JP. Comparison of air pollution exposures in active vs. passive travel modes in European cities: A quantitative review. Environ Int. 2017 Feb;99:151–60.

7. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 254. 2018.

8. Int Panis L, de Geus B, Vandenbulcke G, Willems H, Degraeuwe B, Bleux N, et al. Exposure to particulate matter in traffic: A comparison of cyclists and car passengers. Atmos Environ. 2010 Jun;44(19):2263–70.

9. Boogaard H, Borgman F, Kamminga J, Hoek G. Exposure to ultrafine and fine particles and noise during cycling and driving in 11 Dutch cities. Atmos Environ. 2009 Sep;43(27):4234–42.

10. Kaur S, Nieuwenhuijsen M, Colvile R. Personal exposure of street canyon intersection users to PM2.5, ultrafine particle counts and carbon monoxide in Central London, UK. Atmos Environ. 2005 Jun;39(20):3629–41.

11. Zuurbier M, Hoek G, Oldenwening M, Lenters V, Meliefste K, van den Hazel P, et al. Commuters' Exposure to Particulate Matter Air Pollution Is Affected by Mode of Transport, Fuel Type, and Route. Environ Health Perspect. 2010 Jun;118(6):783–9.

12. McNabola A, Broderick BM, Gill LW. Relative exposure to fine particulate matter and VOCs between transport microenvironments in Dublin: Personal exposure and uptake. Atmos Environ. 2008 Aug 1;42(26):6496–512.

13. de Nazelle A, Fruin S, Westerdahl D, Martinez D, Ripoll A, Kubesch N, et al. A travel mode comparison of commuters' exposures to air pollutants in Barcelona. Atmos Environ. 2012 Nov;59:151–9.

14. Gulliver J, Briggs DJ. Personal exposure to particulate air pollution in transport microenvironments. Atmos Environ. 2004 Jan 1;38(1):1–8.

15. Adams HS, Nieuwenhuijsen MJ, Colvile RN, McMullen MAS, Khandelwal P. Fine particle (PM2.5) personal exposure levels in transport microenvironments, London, UK. Sci Total Environ. 2001 Nov 12;279(1):29–44.

16. Moreno T, Reche C, Rivas I, Cruz Minguillón M, Martins V, Vargas C, et al. Urban air quality comparison for bus, tram, subway and pedestrian commutes in Barcelona. Environ Res. 2015 Oct 1;142:495–510.

17. Ragettli MS, Corradi E, Braun-Fahrländer C, Schindler C, de Nazelle A, Jerrett M, et al. Commuter exposure to ultrafine particles in different urban locations, transportation modes and routes. Atmos Environ. 2013 Oct;77:376–84.

18. Cepeda M, Schoufour J, Freak-Poli R, Koolhaas CM, Dhana K, Bramer WM, et al. Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review. Lancet Public Health. 2017;2(1):e23–34.

19. Tainio M, de Nazelle AJ, Götschi T, Kahlmeier S, Rojas-Rueda D, Nieuwenhuijsen MJ, et al. Can air pollution negate the health benefits of cycling and walking? Prev Med. 2016 Jun;87:233–6.

20. Giallouros G, Kouis P, Papatheodorou SI, Woodcock J, Tainio M. The long-term impact of restricting cycling and walking during high air pollution days on all-cause mortality: Health impact Assessment study. Environ Int. 2020 Jul 1;140:105679.

21. Mueller N, Rojas-Rueda D, Cole-Hunter T, de Nazelle A, Dons E, Gerike R, et al. Health impact assessment of active transportation: A systematic review. Prev Med. 2015 Jul;76:103–14.

22. Tainio M, Jovanovic Andersen Z, Nieuwenhuijsen MJ, Hu L, de Nazelle A, An R, et al. Air pollution, physical activity and health: A mapping review of the evidence. Environ Int. 2021 Feb;147:105954.

23. Kaur S, Nieuwenhuijsen MJ, Colvile RN. Fine particulate matter and carbon monoxide exposure concentrations in urban street transport microenvironments. Atmos Environ. 2007 Jul 1;41(23):4781–810.

24. Knibbs LD, Cole-Hunter T, Morawska L. A review of commuter exposure to ultrafine particles and its health effects. Atmos Environ. 2011 May 1;45(16):2611–22.

25. Vinzents PS, Møller P, Sørensen M, Knudsen LE, Hertel O, Jensen FP, et al. Personal Exposure to Ultrafine Particles and Oxidative DNA Damage. Environ Health Perspect. 2005 Nov;113(11):1485–90.

26. Cole CA, Carlsten C, Koehle M, Brauer M. Particulate matter exposure and health impacts of urban cyclists: a randomized crossover study. Environ Health. 2018 Dec;17(1):78.

27. Jarjour S, Jerrett M, Westerdahl D, de Nazelle A, Hanning C, Daly L, et al. Cyclist route choice, traffic-related air pollution, and lung function: a scripted exposure study. Environ Health. 2013 Dec;12(1):14.

28. Strak M, Boogaard H, Meliefste K, Oldenwening M, Zuurbier M, Brunekreef B, et al. Respiratory health effects of ultrafine and fine particle exposure in cyclists. Occup Environ Med. 2010 Feb 1;67(2):118–24.

29. Weichenthal S, Kulka R, Dubeau A, Martin C, Wang D, Dales R. Traffic-Related Air Pollution and Acute Changes in Heart Rate Variability and Respiratory Function in Urban Cyclists. Environ Health Perspect. 2011 Oct;119(10):1373–8.

30. Jacobs L, Nawrot TS, de Geus B, Meeusen R, Degraeuwe B, Bernard A, et al. Subclinical responses in healthy cyclists briefly exposed to traffic-related air pollution: an intervention study. Environ Health. 2010 Dec;9(1):64.

31. Matt F, Cole-Hunter T, Donaire-Gonzalez D, Kubesch N, Martínez D, Carrasco-Turigas G, et al. Acute respiratory response to traffic-related air pollution during physical activity performance. Environ Int. 2016 Dec;97:45–55.

32. Kubesch NJ, de Nazelle A, Westerdahl D, Martinez D, Carrasco-Turigas G, Bouso L, et al. Respiratory and inflammatory responses to short-term exposure to traffic-related air pollution with and without moderate physical activity. Occup Environ Med. 2015 Apr;72(4):284–93.

33. Cole-Hunter T, Weichenthal S, Kubesch N, Foraster M, Carrasco-Turigas G, Bouso L, et al. Impact of traffic-related air pollution on acute changes in cardiac autonomic modulation during rest and physical activity: a cross-over study. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2016 Apr;26(2):133–40.

34. Cole-Hunter T, Jayaratne R, Stewart I, Hadaway M, Morawska L, Solomon C. Utility of an alternative bicycle commute route of lower proximity to motorised traffic in decreasing exposure to ultra-fine particles, respiratory symptoms and airway inflammation – a structured exposure experiment. Environ Health. 2013 Apr 8;12:29.

35. Kubesch N, Nazelle AD, Guerra S, Westerdahl D, Martinez D, Bouso L, et al. Arterial blood pressure responses to short-term exposure to low and high traffic-related air pollution with and without moderate physical activity: Eur J Prev Cardiol [Internet]. 2014 Oct 17 [cited 2020 Nov 25]; Available from: https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/2047487314555602

36. McCreanor J, Cullinan P, Nieuwenhuijsen MJ, Stewart-Evans J, Malliarou E, Jarup L, et al. Respiratory Effects of Exposure to Diesel Traffic in Persons with Asthma. N Engl J Med. 2007 Dec 6;357(23):2348–58.

37. Sinharay R, Gong J, Barratt B, Ohman-Strickland P, Ernst S, Kelly FJ, et al. Respiratory and cardiovascular responses to walking down a traffic-polluted road compared with walking in a traffic-free area in participants aged 60 years and older with chronic lung or heart disease and age-matched healthy controls: a randomised, crossover study. The Lancet. 2018 Jan 27;391(10118):339–49.

38. Engström E, Forsberg B. Health impacts of active commuters' exposure to traffic-related air pollution in Stockholm, Sweden. J Transp Health. 2019 Sep 1;14:100601.

39. City of Copenhagen, Technical and Environmental Administration, (TMF), Mobility. The Bicycle Account 2018. Copenhagen City of Cyclists [Internet]. 2019 [cited 2020 Nov 12]. Available from: https://kk.sites.itera.dk/apps/kk_pub2/pdf/1962_fe6a68275526.pdf

40. Berghmans P, Bleux N, Panis LI, Mishra VK, Torfs R, Van Poppel M. Exposure assessment of a cyclist to PM10 and ultrafine particles. Sci Total Environ. 2009 Feb;407(4):1286–98.

41. Luengo-Oroz J, Reis S. Assessment of cyclists' exposure to ultrafine particles along alternative commuting routes in Edinburgh. Atmospheric Pollut Res. 2019 Jul;10(4):1148–58.

42. Peters J, Van den Bossche J, Reggente M, Van Poppel M, De Baets B, Theunis J. Cyclist exposure to UFP and BC on urban routes in Antwerp, Belgium. Atmos Environ. 2014 Aug;92:31–43.

43. Hatzopoulou M, Weichenthal S, Dugum H, Pickett G, Miranda-Moreno L, Kulka R, et al. The impact of traffic volume, composition, and road geometry on personal air pollution exposures among cyclists in Montreal, Canada. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2013 Jan;23(1):46–51.

44. Thai A, McKendry I, Brauer M. Particulate matter exposure along designated bicycle routes in Vancouver, British Columbia. Sci Total Environ. 2008 Nov;405(1–3):26–35.

45. Hofman J, Samson R, Joosen S, Blust R, Lenaerts S. Cyclist exposure to black carbon, ultrafine particles and heavy metals: An experimental study along two commuting routes near Antwerp, Belgium. Environ Res. 2018 Jul;164:530–8.

46. Qiu Z, Wang W, Zheng J, Lv H. Exposure assessment of cyclists to UFP and PM on urban routes in Xi'an, China. Environ Pollut. 2019 Jul;250:241–50.

47. Hankey S, Marshall JD. On-bicycle exposure to particulate air pollution: Particle number, black carbon, PM 2.5 , and particle size. Atmos Environ. 2015 Dec;122:65–73.

48. Pattinson W, Kingham S, Longley I, Salmond J. Potential pollution exposure reductions from small-distance bicycle lane separations. J Transp Health. 2017 Mar;4:40–52.

49. Cole-Hunter T, Morawska L, Stewart I, Jayaratne R, Solomon C. Inhaled particle counts on bicycle commute routes of low and high proximity to motorised traffic. Atmos Environ. 2012 Dec;61:197–203.

50. Strasser G, Hiebaum S, Neuberger M. Commuter exposure to fine and ultrafine particulate matter in Vienna. Wien Klin Wochenschr. 2018 Jan;130(1–2):62–9.

51. Okokon EO, Yli-Tuomi T, Turunen AW, Taimisto P, Pennanen A, Vouitsis I, et al. Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. Environ Res. 2017 Apr;154:181–9.

52. Kingham S, Longley I, Salmond J, Pattinson W, Shrestha K. Variations in exposure to traffic pollution while travelling by different modes in a low density, less congested city. Environ Pollut. 2013 Oct;181:211–8.

53. Kaur S, Nieuwenhuijsen MJ. Determinants of Personal Exposure to $PM_{2.5}$, Ultrafine Particle Counts, and CO in a Transport Microenvironment. Environ Sci Technol. 2009 Jul;43(13):4737–43.

Appendix

Figure A1. Boxplot showing weekly mean PNC levels plus residuals after adjustment for temperature, wind speed, day of week and time trend (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) during the study period (1st September until 9th of October, 2020). During week numbers 36-41, the number of trips per week were 10, 11, 12, 9, 10, and 9, respectively.

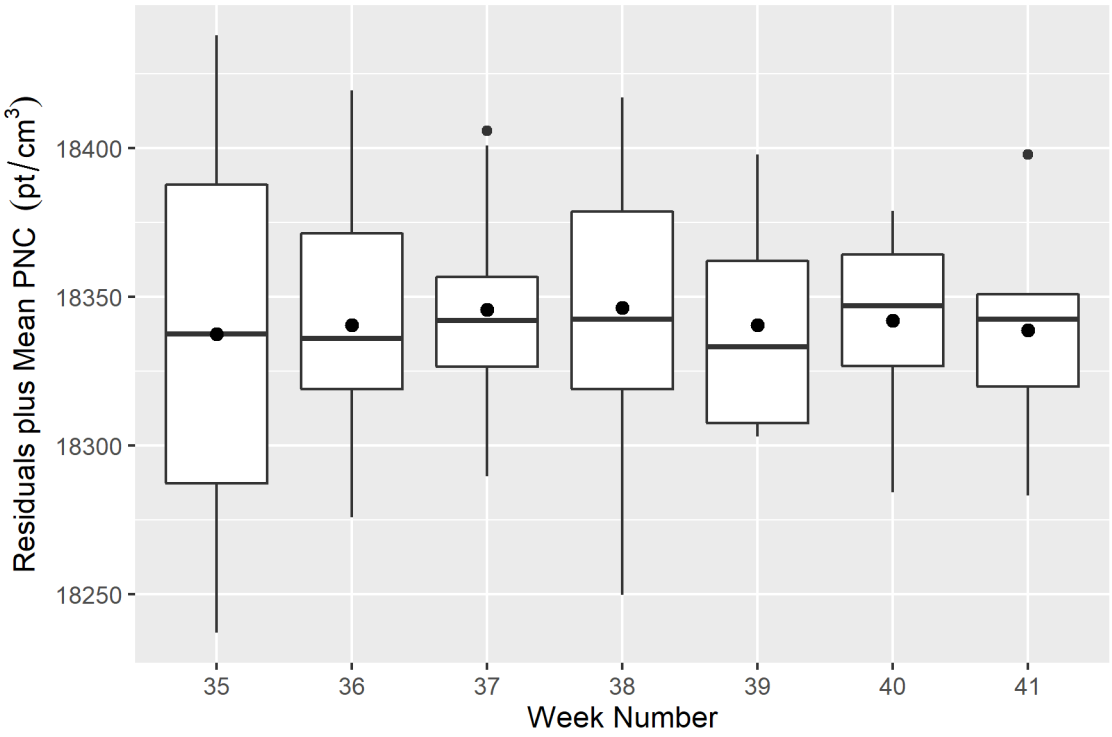


Figure A2. Boxplot showing mean PNC levels plus residuals after adjustment for temperature, wind speed, day of week and time trend (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) by weekday during the study period (1st September until 9th of October, 2020). On Mondays to Fridays, a total of 12, 12, 11, 15 and 11 trips were done, respectively.

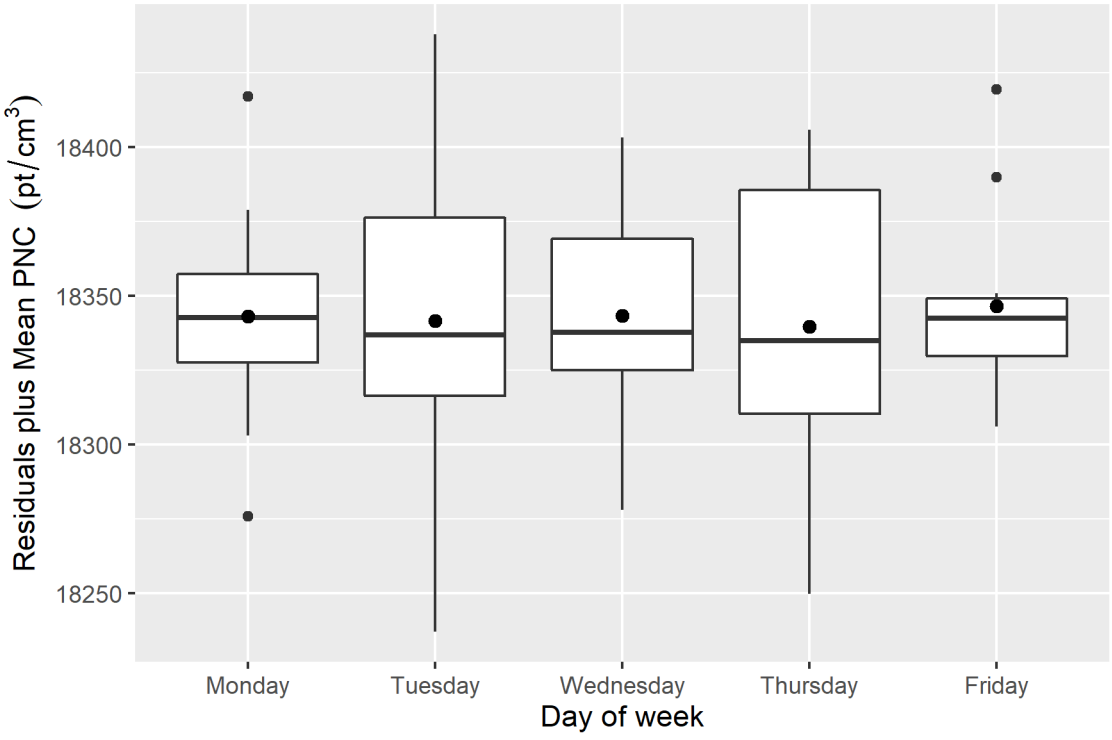


Figure A3. Example of PNC at elapsed time from the start during one cycling trip (September 1st, Morning late).

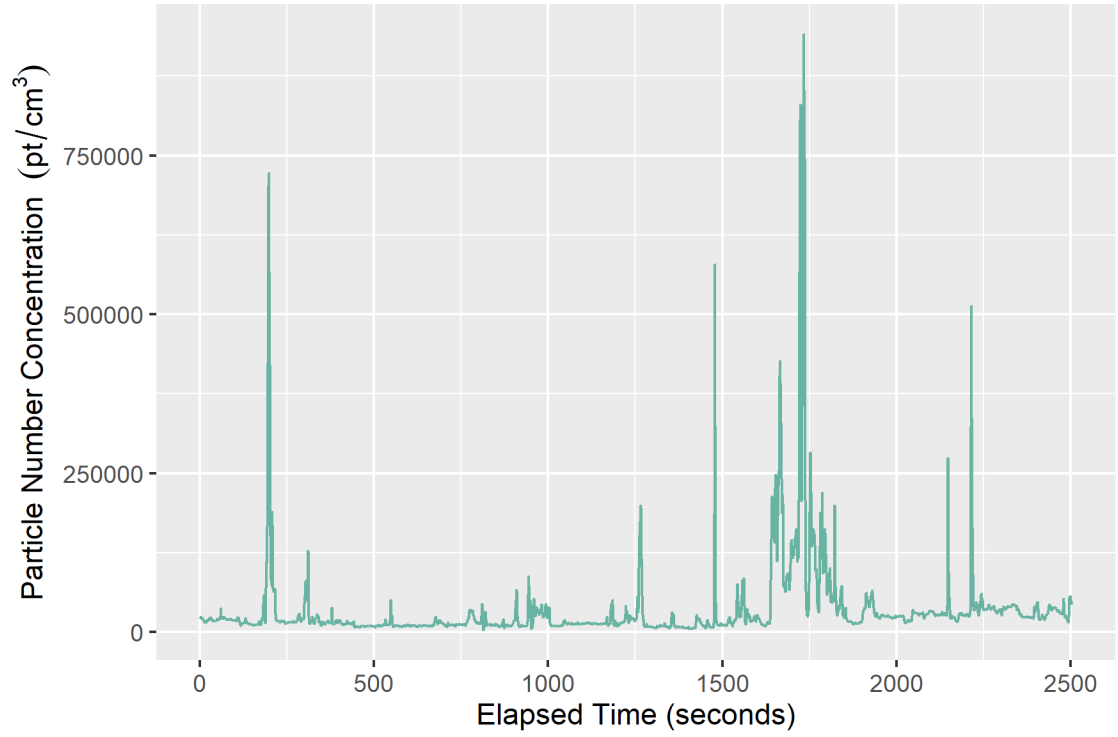


Figure A4. Smoothing plots for wind speed and temperature, resulting from a GAM with df=4.

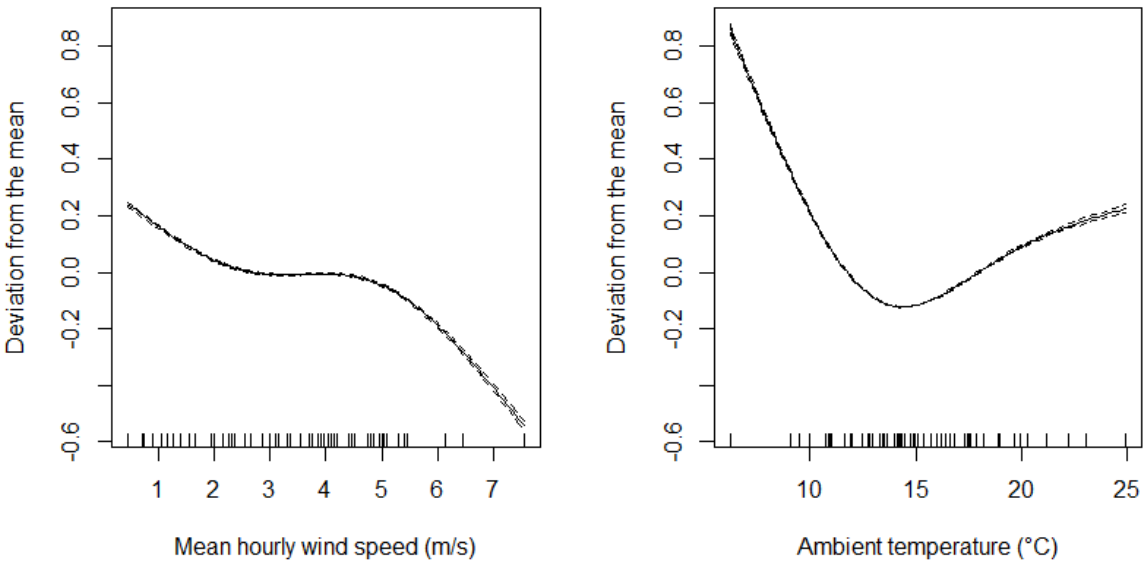
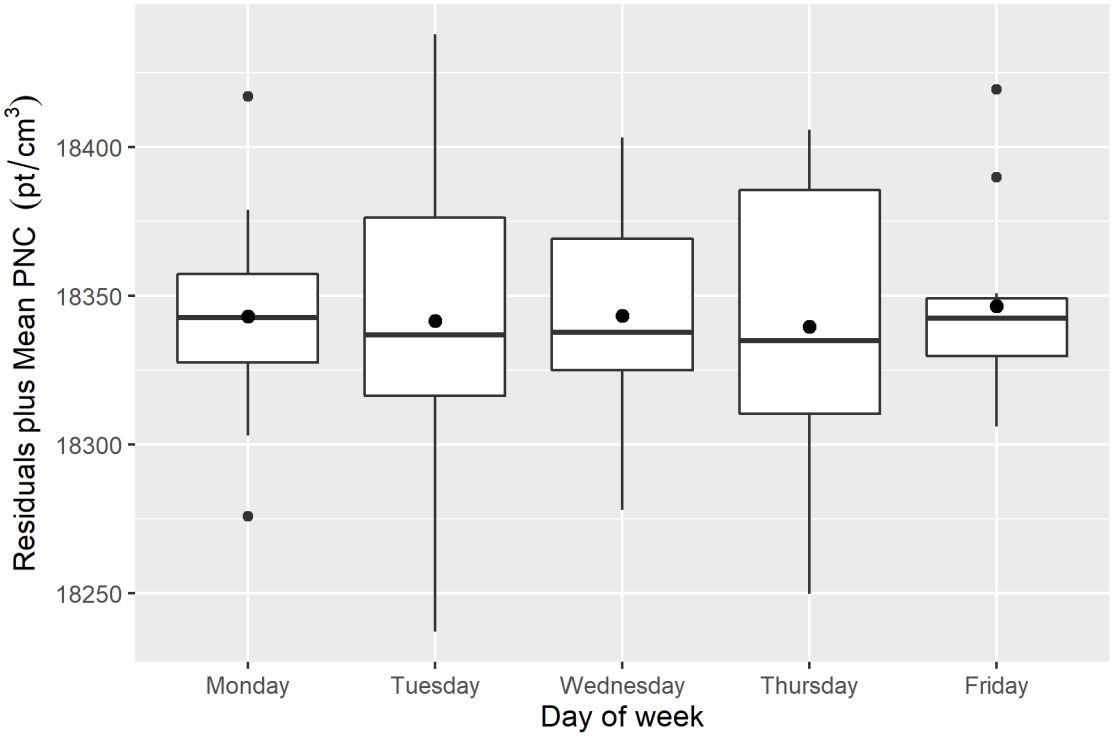


Figure A5. Boxplot showing PNC levels plus residuals after adjustment for temperature, wind speed, day of week and time trend (morning rush-hour, morning late, and afternoon rush-hour combined) by weekday during the study period (1st September until 9th of October, 2020). On Mondays to Fridays, a total of 12, 12, 11, 15 and 11 trips were done, respectively.



Bilag 2
Århus Universitet

Undersøgelse af helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, 2021

Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune

Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Matthias Ketzel, Thomas Ellermann, Ole-Kenneth Nielsen, Marlene Schmidt Plejdrup, Morten Winther, Mikael Skou Andersen, Torben Sigsgaard

Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx
Titel:	Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Matthias Ketzel, Thomas Ellermann, Ole-Kenneth Nielsen, Marlene Schmidt Plejdrup, Morten Winther, Mikael Skou Andersen, Torben Sigsgaard
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet, Roskilde
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	2021
Redaktion afsluttet:	1. februar 2021
Faglig kommentering:	Lise M. Frohn, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Københavns Kommune har kommenteret rapporten (\envsekstra.au.dk\DCEPublikationerTemp\SRxxx_komm.pdf)
Finansiel støtte:	Københavns Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S. S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., Nielsen, O.-K. Plejdrup, M.S., Winther, M., Andersen, M.S., Sigsgaard. T. (2021): Helbredseffekter af Black Carbon i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, xx. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Rapporten beskriver indledningsvis partikler generelt og black carbon (BC) i særdeleshed. Der foretages en kortlægning af kilderne til BC i Københavns Kommune. Helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af BC beregnes for Københavns Kommune under forskellige antagelser om BCs skadelighed, og usikkerhederne i forbindelse med denne følsomhedsanalyse diskuteres.
Emneord:	Luftforurening, helbredseffekter, sodpartikler, black carbon (BC), elementært kulstof (EC), følsomhedsanalyse.
Layout:	Majbritt Ulrich, Institut for Miljøvidenskab
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	xxx
ISSN (elektronisk):	xxx
Sideantal:	74
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf

Indhold

Indledning **5**

1 Sammenfatning **7**
1.1 Baggrund og formål 7
1.2 Undersøgelsen 7
1.3 Hovedkonklusioner 9

2 EVA-systemet **15**
2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger 15
2.2 Metode for følsomhedsanalyse for BC 23

3 Måling og modellering af BC **29**
3.1 BC som del af partikelforurening 29
3.2 Måling af BC i luften 32
3.3 Modellering af BC 34
3.4 Sammenligning af beregninger og målinger af BC 35

4 Kildeopgørelse **37**
4.1 Emissionsopgørelse 37
4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune 42

5 Helbredseffekter **47**
5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder 47
5.2 Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune 49

6 Eksterne omkostninger **52**
6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune 52
6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune 54

7 Følsomhedsanalyse for BC **57**
7.1 Helbredseffekter ved følsomhedsanalyse for BC 57
7.2 Eksterne omkostninger ved følsomhedsanalyse for BC 60

8 Diskussion af usikkerheder **62**
8.1 Hovedelementerne i EVA-systemet 62
8.2 Diskussion af følsomhedsanalyse for BC 66

Referencer **69**

Bilag 1 **75**

Indledning

Rapporten beskriver indledningsvis partikler generelt og Black Carbon (BC) i særdeleshed. Black Carbon er bl.a. den del af partikler, som vi i daglig tale kender som sod - dvs. uforbrændt kulstof fra forbrændingsprocesser fx i en bil eller brændeovn. Men BC stammer også fra andre kilder end forbrændingsprocesser, fx dækslid fra trafikken. Der foretages en kortlægning af kilderne til BC i Københavns Kommune. Helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger beregnes for Københavns Kommune under forskellige antagelser om BC's skadelighed, og usikkerhederne i forbindelse med denne følsomhedsanalyse diskuteres.

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

Kapitel 1 er sammenfatningen. Kapitel 2 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata samt antagelserne for følsomhedsanalysen for BC. I kapitel 3 beskrives, hvad BC er, og hvordan det måles og modelleres, og sammenligning mellem beregninger og målinger præsenteres. Kapitel 4 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 5 og 6 præsenterer hhv. helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforureningen under antagelse af, at alle partikelkomponenter er lige skadelige i fine partikler ($PM_{2,5}$). Kapitel 7 præsenterer en følsomhedsanalyse, hvor der antages en særskilt skadelighed for den delkomponent af fine partikler, som er BC. Kapitel 8 diskuterer usikkerheder på resultaterne for helbredseffekterne. I bilag 1 er der en oversigt over anvendte forkortelser for forskellige partikelbegreber og gasser, og en kort beskrivende forklaring.

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

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

- Formand professor Morten Grønbæk, Syddansk Universitet, direktør for Statens Institut for Folkesundhed
- Seniorforsker Thomas Ellermann, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
- Professor Ole Hertel, Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi (udtrådt 1.11.2020)
- Professor Torben Sigsgaard, Aarhus Universitet, Institut for Folkesundhed – Miljø, Arbejde og Sundhed
- Professor Ole Raaschou-Nielsen, Kræftens Bekæmpelse, Center for Kræftforskning
- Professor Ulla Vogel, Det Nationale Forskningscenter for Arbejdsmiljø
- Professor Zorana Jovanovic Andersen, Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab
- Lektor Marie Pedersen, Københavns Universitet, Institut for Folkesundhedsvidenskab

- Professor Annette Kjær Ersbøll, Syddansk Universitet, Statens Institut for Folkesundhed
- Lektor Teis Nørgaard Mikkelsen, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi
- Seniorrådgiver Kåre Press-Kristensen, Rådet for Grøn Omstilling

Ekspertgruppe har haft mulighed for at kommentere på udkastet til rapporten, og spørgsmål og svar fremgår af kommenteringsskemaet under ekstern kommentering under databladet.

1 Sammenfatning

1.1 Baggrund og formål

DCE har tidligere for Københavns Kommune udarbejdet en rapport om helbredseffekter og tilhørende samfundsmæssige omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune (Jensen et al., 2020). Rapporten var baseret på beregninger foretaget med den seneste version af EVA-systemet (Economic Valuation of Air Pollution, EVAv5.2). Rapporten beskriver dødelighed og sygelighed af luftforureningen fordelt på stofferne: $PM_{2,5}$ (massen af partikler under 2,5 mikrometer i diameter), NO_2 (kvælstofdioxid), O_3 (ozon) og SO_2 (svovldioxid).

Københavns Kommune ønsker, at DCE belyser og kvantificerer helbredseffekterne af BC og tilhørende samfundsmæssige omkostninger, og kilderne hertil. Baggrunden er, at BC formodes at være særligt helbredsskadelig, og de er primært emitteret fra lokale kilder som trafik og brændeovne, hvorfor betydningen af de lokale kilder kunne være større, end det antages i dag.

Beregningerne af helbredseffekterne af BC gennemføres under to forudsætninger.

Den første forudsætning er, som i de nuværende beregninger af helbredseffekter i EVA-systemet, at alle partikelkomponenter i $PM_{2,5}$ indgår med samme vægt. Dette er anbefalingen fra WHO, at $PM_{2,5}$ anvendes til estimering af helbredseffekter for partikler, da der foreligger flere større helbredsstudier af sammenhængen mellem $PM_{2,5}$ og dødelighed og sygelighed. Dette kalder vi basisberegningen.

Den anden forudsætning er en følsomhedsanalyse, hvor beregningerne af helbredseffekterne er baseret på særskilte eksponerings-responssammenhænge for BC, som er identificeret i den videnskabelige litteratur om sammenhængen mellem BC og dødelighed. I denne følsomhedsanalyse tillægges hele effekten på dødelighed fra atmosfæriske partikler derved på BC. Det vil så sige, at alle andre partikelkomponenter indirekte anses som uskadelige mht. dødelighed, hvilket ikke er i overensstemmelse med vores viden på området.

Man kan ikke lægge resultaterne af basisberegningen og følsomhedsanalysen sammen. Man kan således ikke trække helbredseffekterne knyttet til BC i basisberegningen ud af denne og erstatte den med resultaterne for BC fra følsomhedsanalyse, da det vil føre til en slags dobbelttælling af partiklers samlede helbredseffekt.

1.2 Undersøgelsen

Kildeopgørelse

Der er gennemført en kildeopgørelse for Københavns Kommune. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kildetyper vises. For store lokale kilder, som vejtrafik og brændefyring, er der lavet en detaljeret kildeopgørelse med større underopdeling end andre kilder. Emissionsopgørelsen er baseret på den nationale emissionsopgørelse

og geografisk fordeling heraf ud fra forskellige geografiske fordelingsnøgler. Emissioner af BC fremgår særskilt. Endvidere er der opsummerede resultater af emissionsberegninger for 2030 baseret på den forventede emissionsudvikling.

Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen i 2019, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Koncentrationsbedrag fra BC fremgår særskilt.

Beregningerne af luftkvaliteten er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM og bybaggrundsmodellen UBM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden for Københavns Kommune. Bybaggrundsforureningen er den generelle luftforurening i byen, og afspejler koncentrationen, som man vil opleve den i en park, en baggård eller på taget af bygninger. Bybaggrundskoncentrationer afskiller 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 kan fx beregnes med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger

Eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger af luftforureningens helbredseffekter.

Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger beregnes under to forudsætninger om skadelighed af partikler (1) alle komponenter af $PM_{2,5}$ er lige skadelige, dvs. anbefalingen fra WHO, og (2) en følsomhedsanalyse, hvor en eksponerings-responssammenhæng kun for BC fra litteraturen er udvalgt på baggrund af gennemgang af nøgleartikler i den videnskabelige litteratur.

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

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

Beregningerne er gennemført med det integrerede modelsystem EVA v5.2 (Economic Valuation of Air Pollution). EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på en række informationer. Disse informationer er forureningskilderne og deres placering, spredning og kemisk omdannelse af luftforurening (DEHM/UBM), eksponering af befolkningen, eksponerings-responssammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne.

Beregningsåret repræsenterer 2019, da meteorologiske data og beregnede baggrundskoncentrationer er fra 2019, og emissioner er for det seneste år, hvor der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning (2018).

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

1.3 Hovedkonklusioner

Emissionsopgørelse for BC

Emissionerne fra alle kilder i Københavns Kommune er opgjort for 2018. I en tidligere rapport til Københavns Kommune (Jensen et al., 2020) var vejtransport og brændefyringsanlæg i 2017 de største kilder og lige store med hver omkring 35% for BC.

Der er sket mange og store forbedringer af den nationale emissionsopgørelse fra 2017 til 2018 i SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018), herunder forbedring i emissionsfaktorerne for brændeovne (SNAP0202). De to største kilder til BC er fortsat vejtransport og brændefyringsanlæg i 2018, hvor vejtransport andrager 60% og brændefyring 24% for BC.

For $PM_{2,5}$ andrager brændefyring derimod 46% og 28% for vejtransport i 2018, hvilket er omtrent det samme som i 2017, hvor brændefyring stod for 51% og vejtransporten for 20%.

Opdateringen af SPREAD-modellen betyder, at man ikke 1:1 kan sammenligne ændringer fra 2017 i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) med resultaterne i nærværende rapport fra 2018, som udtryk for udviklinger i samlet niveau og fordeling mellem sektorer. Det gælder både for emissionen, og derfor også for de efterfølgende beregninger af koncentrationsbidrag, helbredseffekter og eksterne omkostninger. Når der sker metodeændringer i SPREAD-modellen, som beskrevet ovenfor, genregnes alle foregående år med samme metodeforudsætninger. De samlede emissioner for Københavns Kommune er faldet hhv. 4%, 5%, 8% og 8% for NO_x, CO, $PM_{2,5}$ og BC fra 2017 til 2018, men steget med 8% for SO_2 og uændret for PM_{10}.

Metodeforbedringen har især påvirket SNAP02 (brændeovne mv.). SNAP02 (brændeovne mv.) er generelt blevet mindre, da nyere målinger af emissionsfaktorer for brændeovne er inddraget i opgørelsen i 2018, hvilket også giver mindre emission fra brændeovne i København. Der er ikke lavet om i metoden for den geografiske fordeling af emissioner for SNAP02.

SNAP05 omfatter udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas, herunder kullagring. På grund af manglende viden og usikkerhed omkring andelen af BC i $PM_{2,5}$ for SNAP05 for kullagring, er BC fra SNAP05 ikke inkluderet i emissionsopgørelsen for Københavns Kommune i 2018, og de efterfølgende koncentrationsberegninger, og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Kildebidrag for BC

Kildebidraget, dvs. koncentrationsbidraget fra de forskellige kilder, er beregnet for baggrundskoncentrationen som et gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune.

Alle kilder både i Københavns Kommune og uden for kommunen bidrager til 0,36 µg/m^3 af BC-baggrundskoncentrationen i 2019.

Bidraget fra alle kilder i Københavns Kommune er beregnet til omkring 0,07 µg/m^3 af baggrundskoncentrationen af BC, hvilket svarer til omkring 21% af baggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 0,29 µg/m^3 eller 79% af BC kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner inkl. skibe inden for en radius af 25 km bidrager med 0,06 µg/m^3 (16%), og den regionale luftforurening med 0,23 µg/m^3 (63%). Hvis bidraget fra nabokommunerne inkluderes som en del af "lokale kilder", så bidrager disse kilder i Københavns Kommune og nabokommunerne således til omkring 37% af bybaggrundskoncentrationen af BC, mens det resterende bidrag (63%) er fra den regionale luftforurening.

Det største bidrag inden for Københavns Kommune er vejtrafikken med omkring 0,04 µg/m^3 for BC svarende til omkring 12%. For vejtrafikken er omkring 2/3 udstødning, mens 1/3 er knyttet til dækslid. Det andet største bidrag er fra brændefyringsanlæg, som bidrager med omkring 0,02 µg/m^3 svareden til omkring 6%.

Helbredseffekter

I det følgende opsummeres resultaterne af basisberegningen, hvor det antages, at alle partikelkomponenter af $PM_{2,5}$ er lige skadelige, hvilket er anbefalingen fra WHO for beregning af helbredseffekter af luftforurening, at $PM_{2,5}$ anvendes hertil.

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er omkring 440 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer for SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$ baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Disse er fordelt med 304 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning (kronisk dødelighed) og 136 pga. korttidspåvirkning (akut dødelighed). Ét for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer i beregningerne til 10,6 tabte leveår. De for tidlige dødsfald er for størstedelen knyttet til $PM_{2,5}$ (384 dødsfald), derefter til NO_2 (48 dødsfald) og kun meget lidt til O_3 (8 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald). Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 421.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed) som følge af luftforureningen i Københavns Kommune.

Den andel af $PM_{2,5}$, som BC udgør af helbredseffekterne, er 15 for tidlige dødsfald, som svarer til omkring 3,5% af de samlede for tidlige dødsfald pga. al luftforurening. Tilsvarende udgør BC også omkring 4% af dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed).

Helbredseffekter fra kilder i Københavns Kommune

Der er 38 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (440) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (15 i 2019) og brændefyring (13 i 2019). De øvrige kilder bidrager tilsammen med 11 for tidlige dødsfald.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 76% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 24%. Det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark er omkring 4.600 fordelt med ca. 3.500 forårsaget af emissioner fra udlandet og ca. 1.100 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.000 tilfælde. "Eksport" af luftforurening er derfor noget større end det de danske emissioner giver anledning til i Danmark, mens "import" af luftforurening (ca. 3.500 for tidlige dødsfald) er omkring halvanden gang så stor som "eksport" (2.000 for tidlige dødsfald). Alle ovenstående tal er beregnet ud fra 2019 (Ellermann et al., 2021).

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

Eksterne omkostninger pga. al luftforurening

De årlige totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,5 milliarder kr. i 2019. De eksterne omkostninger skyldes hovedsageligt partikler, og hovedparten af de eksterne omkostninger er relateret til for tidlige dødsfald og i mindre grad til sygelighed.

Eksterne omkostninger pga. kilder i Københavns Kommune

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 821 mio. kr. fordelt med 426 mio. kr. på partikler, som omfatter 341 mio. kr. for de direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$), og 85 mio. kr. for øvrige partikler, som i dette tilfælde er manglende partikelmasse, som formodes primært at være vand bundet til partiklerne, 413 mio. kr. for NO_2, 7 mio. kr. for SO_2 samt minus 25 mio. kr. for O_3. Grunden til, at omkostningerne er negative for O_3 er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 inden for kommunen. Den relative fordeling af de eksterne omkostninger på de forskellige kilder er næsten som for helbredseffekterne.

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

Følsomhedsanalyse for BC

Emissioner og koncentrationsbidrag i følsomhedsberegningen er som i basisberegningen, og det er kun helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger, der ændrer sig i følsomhedsanalysen for BC.

Som det fremgår af ovenstående beregnes dødelighed og sygelighed af luftforureningen i EVA-systemet for stofferne: $PM_{2,5}$, NO_2, O_3 og SO_2. $PM_{2,5}$ består af adskillige komponenter, og i EVA-systemet er det antaget, at de indgår med samme vægt i beregning af helbredseffekterne baseret på bedst tilgængelig viden. Det er også anbefalingen fra

Verdenssundhedsorganisationen (WHO), at $PM_{2,5}$ anvendes til estimering af helbredseffekter for partikler, da der foreligger mange store helbredsstudier af sammenhængen mellem $PM_{2,5}$ og dødelighed og sygelighed. Det Europæiske Miljøagentur har samme antagelser for $PM_{2,5}$ i deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening for Europa (EEA, 2019). Forudsætningen i EVA-systemet er således, at alle delkomponenter af $PM_{2,5}$ er lige skadelige - dvs. de samme antagelser, som WHO og EEA lægger til grund for deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening. Der er ikke noget, der tyder på, at nogle delkomponenter af $PM_{2,5}$ ikke er skadelige.

I nærværende rapport har vi for første gang haft mulighed for at lave en følsomhedsanalyse for BC, dvs. for en delkomponent af $PM_{2,5}$, hvor der er antaget en skadelighed for BC, der er forskellig fra $PM_{2,5}$ som helhed. Følsomhedsanalysen er lavet på baggrund af identifikation af en eksponerings-responssammenhæng for BC, som er valgt på baggrund af et litteraturstudie af nøgleartikler i den videnskabelige litteratur.

Ud fra litteraturen har vi identificeret tre analyser af BC på den totale dødelighed, som estimerer effekten af BC pr. 1 $\mu g/m^3$. Studierne estimerer en effekt af BC på dødeligheden med en relativ risiko på 1,06 til 1,09 pr. 1 $\mu g/m^3$. Vi har anvendt 1,09 pr. 1 $\mu g/m^3$, som estimat i den efterfølgende følsomhedsanalyse, idet den vil repræsentere et worst-case scenarie for fx trafikkens betydning, hvilket vil give et udgangspunkt for diskussionen af vigtigheden af tiltag til at forebygge luftforureningen lokalt i Danmark. Worst-case scenariet er udtryk for en øvre grænse for, hvad BC kunne tænkes at betyde for dødeligheden. Man kan dog ikke i fremtiden udelukke, at der kommer højere risikoestimater grundet den nuværende begrænsede litteratur. Modsat gør forudsætningerne i følsomhedsanalysen, hvor dødeligheden alene afhænger af BC, at der allerede tillægges BC stor vægt. Et risikoestimat på 1,09 pr. 1 $\mu g/m^3$ betyder, at dødeligheden stiger 9% for hver 1 $\mu g/m^3$ BC-koncentrationen stiger.

I følsomhedsanalysen er den beregnede dødelighed alene afhængig af BC, hvilket ligger i forudsætningerne for følsomhedsanalysen, mens den i basisberegningen er afhængig af den totale $PM_{2,5}$. I følsomhedsanalysen er dødeligheden alene afhængig af BC, men det skal ikke tolkes sådan at andre skadelige stoffer i $PM_{2,5}$ er ufarlige, som fx metaler eller tjærestoffer. Det er ikke muligt at opstille risikoestimater for alle de forskellige delkomponenter af $PM_{2,5}$ pga. manglende viden.

Der er alene fundet sammenhæng mellem BC og kronisk dødelig ved langtidseksponering i litteraturen. Derfor er akut dødelighed ved korttidseksponering i denne følsomhedsanalyse sat til nul for partikler, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for BC alene, og heller ikke for øvrige partikelkomponenter. I basisberegningen korrigerer vi endvidere for manglende modelleret partikelmasse for $PM_{2,5}$, kalibreret med målinger, men det er ikke muligt i følsomhedsberegningen, da der ikke er data for eventuelt undervurderet masse for BC. Sammenligning mellem modelleret BC og målt BC er i god overensstemmelse, så der er ikke behov for justering af BC for manglende masse. Alle helbredseffekter inden for sygelighed er bibeholdt som i basisberegningen, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionerne særskilt for BC, og heller ikke for andre specifikke enkelte partikelkomponenter. Helbredseffekter relateret til sygelighed er derfor forudsat at være ens i basisberegningen og i følsomhedsberegningen for alle stoffer.

Helbredseffekter i følsomhedsberegningen for BC

Den helt store forskel mellem basisberegningen og følsomhedsberegningen er, at langtidseksponering (kronisk død) for BC bliver omkring 25 gange større (295 for tidlige dødsfald) end i basisberegningen (12 for tidlige dødsfald) baseret på luftforurening fra kilder i og uden for Københavns Kommune. Det fremkommer ved, at den anvendte eksponering-respons funktion for BC er langt kraftigere end i basisberegningen, hvor alle partikelkomponenter herunder BC regnes med samme eksponering-respons funktion som for $PM_{2,5}$.

Kronisk død for BC i følsomhedsberegningen er 295 for tidlige dødsfald, hvilket er på niveau med antallet af for tidlige dødfald i basisberegningen for $PM_{2,5}$, som er på 304 for tidlige dødsfald.

Som forventet kommer emissionssektorer med væsentlige BC-emissioner til at medføre flere for tidlige dødsfald i følsomhedsberegningen i forhold til basisberegningen.

I følsomhedsberegningen stiger antallet af for tidlige dødsfald for vejtransport fra 15 i basisberegningen til 49 i følsomhedsberegningen, og ikke-vejgående maskiner fra én til otte. Brændeovne mv. stiger også fra 13 til 19. Bidraget fra alle lokale kilder i Københavns Kommune stiger fra 38 for tidlige dødsfald til 83 fra basis- til følsomhedsberegning.

I basisberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019 (38/440). Dette indebærer, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune i basisberegningen.

Når alle luftforurenende stoffer inkluderes, er der i følsomhedsberegningen 352 for tidlige dødsfald i Københavns Kommune pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. I følsomhedsberegningen, hvor det forudsættes, at alle for tidlige dødsfald kan tillægges BC, bidrager kilder i Københavns Kommune med 83 for tidlige dødsfald, hvilket svarer til 24%, og dermed 76% fra kilder uden for Københavns Kommune.

Følsomhedsanalysen viser således, at hvis dødeligheden for BC er som antaget, vil lokale kilder til BC som vejtransport og brændeovne bidrage mere til dødeligheden, ligesom kilder i Københavns Kommune generelt vil fylde mere for det samlede antal for tidlige dødsfald i forhold til kilder uden for kommunen.

Eksterne omkostninger ved følsomhedsanalyse for BC

De eksterne omkostninger for langtidseksponering (kronisk død) for kilder indenfor og uden for Københavns Kommune knyttet til $PPM_{2,5}$ (som her er BC) er 3,5 mia. kr., hvilket skyldes, at der beregnes langt flere for tidlige døde i følsomhedsanalysen. I basisberegningen var de eksterne omkostninger for $PPM_{2,5}$ kun 0,84 mia. kr.

De eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune er for $PPM_{2,5}$ (som her er BC) omkring 0,86 mia. kr. i følsomhedsanalysen, mens det var 0,34 mia. kr. i basisberegningen. For de øvrige stoffer er det det samme som i basisberegningen.

For vejtransport er de eksterne omkostninger omkring dobbelt så høje i følsomhedsberegningen (742 mio. kr.) som i basis (364 mio. kr.). Brændeovne mv. er også lidt større (255 mio. kr.) i følsomhedsanalysen end i basisberegningen (228 mio. kr.).

Usikkerheder

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

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige dødsfald i Europa som følge af luftforurening, grundlæggende efter de 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 gældende for basisberegningen (Hertel et. al., 2019; Ellermann et al., 2020).

Der knytter sig væsentligt større usikkerheder til kvantificering af helbredseffekter for delkomponenter af partikler som fx BC, og kvantificering af helbredseffekter med de anvendte risikoestimater i følsomhedsanalysen må derfor ses som et foreløbigt worst-case (øvre grænse) bud på, hvad effekten af BC alene kunne være. Udfordringen er, at i studierne af dødelighed knyttet til BC, er der benyttet de samme befolkningsgrupper (kohorter) til at koble dødelighed med den totale $PM_{2,5}$ og med BC alene, men man kan ikke på grundlag af de studier konkludere, at dødeligheden udelukkende kan tilskrives BC. Da koncentrationerne af BC er lavere end koncentrationerne af $PM_{2,5}$, fås automatisk en højere relativ risiko for BC, sammenlignet med $PM_{2,5}$. Dette betyder i sig selv ikke, at BC er mere farligt end $PM_{2,5}$ som helhed. I forskningsprojektet NordicWelfAir, koordineret af Aarhus Universitet, er der p.t. aktiviteter, der retter sig imod at kunne skelne effekten fra de forskellige partikelkomponenter fra hinanden i forhold til dødelighed.

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

2 EVA-systemet

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

2.1 EVA-systemet – beregning af helbredseffekter og eksterne omkostninger

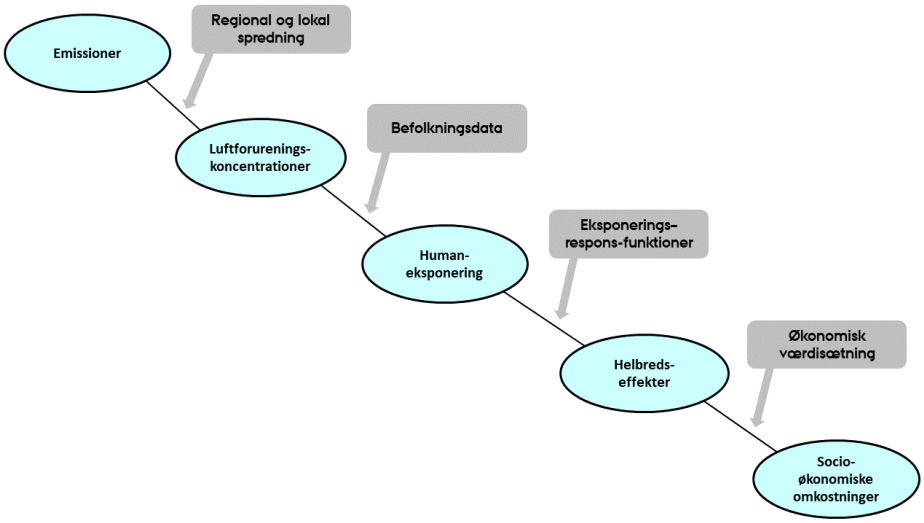
EVA-systemet (Economic Valuation of Air pollution) kan bruges til at undersøge hvilke kilder, der bidrager mest til luftforurening i et område. Ud over en kvantificering af helbredseffekterne, beregnes den indirekte (eller eksterne) omkostning af disse effekter, sådan at effekterne fra forskellige typer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

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

Impact-pathway metoden

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

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



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

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

Baggrundsforurening med høj geografisk opløsning

Luftkvalitetsmodeller er anvendt til at estimere, hvor meget emissionskilderne i Danmark, herunder Københavns Kommune, samt udlandet bidrager til baggrundskoncentrationen beregnet med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. De anvendte modeller er den regionale model DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012) og bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) (Berkowicz, 2002; Brandt et al., 2001), som har høj geografisk opløsning. Der er anvendt samme model setup og tilhørende internationale og nationale emissioner og meteorologi som i modelberegninger gennemført for 2019 i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA (Ellermann et al., 2020).

Udenlandske emissioner

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

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

Danske emissioner

DEHM-beregninger for Danmark er baseret på 1 km x 1 km emissionsdata, som dækker Danmark for alle emissionsklasser for 2018 beregnet med SPREAD-emissionsmodellen version 2.0 (Plejdrup & Gyldenkærne, 2018). Data fra 2018 er det senest tilgængelige nationale emissionsdata.

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

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

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

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

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

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

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

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

Manglende viden og usikkerhed om andelen af BC i $PM_{2,5}$ i SNAP05

SNAP05 omfatter udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas, herunder kullagring. På grund af manglende viden og usikkerhed omkring andelen af BC i $PM_{2,5}$ for SNAP05 for kullagring, er BC fra SNAP05 ikke inkluderet i emissionsopgørelsen og de efterfølgende koncentrationsberegninger, og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Neden for beskrives mere detaljeret hvorfor.

I den danske nationale emissionsopgørelse opgøres BC fra SNAP05 særskilt, og er fx ikke en fraktion af $PM_{2,5}$ for SNAP05 som for øvrige sektorer. Den danske opgørelse af BC baserer sig i vid udstrækning på de standardemissionsfaktorer, der er inkluderet i EMEP/EEA Guidebook.

Emissionerne af BC i SNAP05 i Københavns kommune kommer hovedsageligt fra støv fra kullagre. Den geografiske fordeling af emissioner fra kullagring er baseret på årlig import af kul til danske havne samt kulforbrug på kraftvarmeværker.

Hovedparten af partikelemissionen fra kulstøv er større partikler og findes i partikelfraktionen TSP (Total Suspended Particulate matter), som omfatter alle partikler uanset størrelse, dvs. både $PM_{2,5}$, PM_{10} og større partikler. Mens kulstøv ikke er BC i traditionel forstand (fx BC fra ufuldstændig forbrænding af brændstof i en motor), er det kulstof, der primært er sort og absorberer lys over det synlige spektrum (Khan et al., 2017). Jf. rapporteringsretningslinjerne for Konventionen for Langtransporteret grænseoverskridende luftforurening (LRTAP) og National Emission Ceilings Directive (NEC-direktivet) er BC defineret som "kulstofholdige partikler, der absorberer lys" (UNECE, 2015). Dermed omfatter rapporteringskravet BC i alle partikelfraktioner ($PM_{2,5}$, PM_{10}, TSP), men BC er ikke underopdelt på partikelfraktioner i emissionsopgørelsen, og optræder kun som ét tal. Forbrændingspartikler vil næsten 100% være under 2,5 µm i diameter, mens BC fra kullagring skiller sig ud ved at være større partikler og optræde i alle partikelfraktioner ($PM_{2,5}$, PM_{10}, TSP).

I luftkvalitetsberegningerne og de efterfølgende helbredsberegninger er det nødvendigt at kende den del af $PM_{2,5}$, som er BC. I emissionsopgørelsen opgøres emissionen af BC som ét tal, og er således ikke underopdelt i forskellige størrelsesfraktioner. Vi har ingen viden om, hvilken andel $PM_{2,5}$ udgør af total BC for SNAP05.

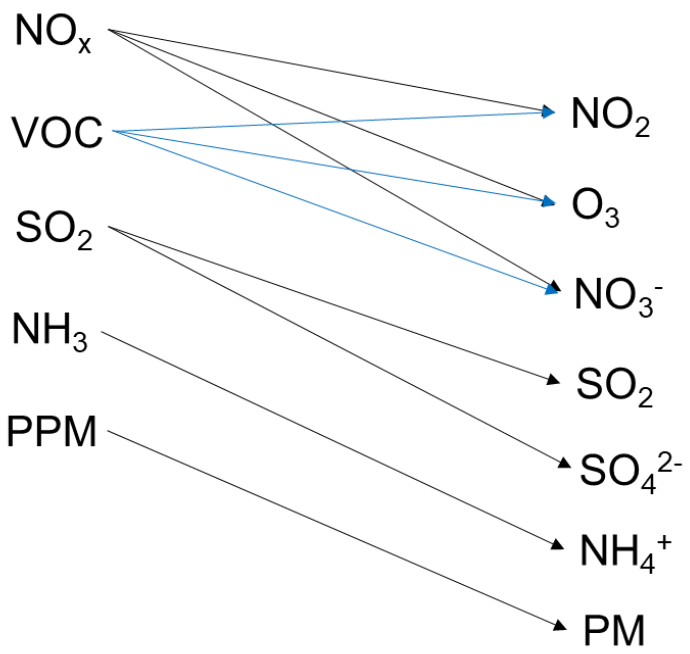
I forbindelse med næste års emissionsopgørelse forventes emissionsfaktorer for SNAP05 at blive revideret, så der tages højde for støvbegrænsende foranstaltninger, hvilket ikke er tilfældet i den nuværende emissionsopgørelse. Såfremt dette implementeres, vil det resultere i lavere BC-emissioner, og at denne sektor vil fylde relativt mindre i næste års emissionsopgørelse, alt andet lige. BC-emissionen fra SNAP05 er derfor i den nuværende emissionsopgørelse overvurderet, og sammenholdt med ovenstående manglende viden om andelen af BC i $PM_{2,5}$ for SNAP05, er det valgt ikke at inkludere BC fra SNAP05 i emissionsopgørelsen og de efterfølgende koncentrationsberegninger, og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger.

Luftforurening

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

DEHM-modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder NO_x, NO_2, O_3, CO, SO_2, NH_3 (ammoniak), og en række VOC'er (flygtige organiske forbindelser). Den totale $PM_{2,5}$ og PM_{10} i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: Primært emitteret mineralsk støv, sod (BC i "frisk" og "ældet" form) samt OC fra forbrændingsprocesser, og de sekundære uorganiske partikler indeholdende ammonium, sulfat og nitrat m.fl. Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler.

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



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

Der er en mere detaljeret generel beskrivelse af partikler i afsnit 3.1 og 3.2.

I UBM-modellen indgår kun simpel fotokemi, som er reaktioner mellem NO, NO_2 og O_3, som er relevante på den geografiske skala, hvor UBM benyttes, mens DEHM beskriver kemiske processer i atmosfæren, som tager længere tid, og som sker under længere transport. DEHM-modellen beskriver endvidere tørdeposition (fx afsætning til vegetation) og våddeposition (afsætning ved nedbør), som heller ikke er relevante i forhold til UBM.

Delta-koncentrationer

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

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

Befolkningsdata

Danmark er i den unikke position, at vi har et centralt register med information vedrørende adresse, køn og alder for alle personer i landet (det Centrale Persondata Register, CPR). I forbindelse med nærværende projekt er der anvendt et tidligere erhvervet CPR-datasæt fra Sundhedsstyrelsen for hele Danmark fra 24. april 2017, som indeholder oplysninger om fødselsdag,

køn og adresse for samtlige personer i Danmark. CPR-datasættet er koordinatsat ved at matche datasættet med det nationale adresseregister. Befolkningsdata og kobling til adresseregister er nærmere beskrevet i Jensen et al. (2018a), og knyttet til gitterceller af 1 km x 1 km.

Helbredseffekter

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

- Bronkitis hos voksne
- Astma og bronkitis hos børn
- Sygedage (inkluderer også mindre restriktioner i aktivitet som fx hovedpine som påvirker arbejdsevnen og velværet)
- Hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjertekarsygdomme
- Lungekræft
- Akutte dødsfald (som følge af korttidseksponering)
- Tabte leveår (YOLL) (kroniske dødsfald som følge af langstidseksponering)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/10,6 + akutte dødsfald)

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til NO_2- 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 beregninger ud fra en dansk levetidstabel (Andersen, 2017) med tilsvarende metode som i Clean Air for Europe projektet (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 NO_2 ud

fra anbefalinger fra WHO (WHO, 2013;2014a). Af betydning for resultaterne er endvidere, at WHO særskilt har identificeret eksponerings-responsfunktioner for akut mortalitet for $PM_{2,5}$ og NO_2 mod tidligere kun SO_2 og ozon. De tabte leveår ved kronisk mortalitet for $PM_{2,5}$ (som følge af langtidseksponering) er herefter opgjort for akut mortalitet på en måde, så der forsøges at undgå dobbelttælling af effekter. Endvidere er effekter på voksne astmatikere udgået, idet disse ikke er medtaget af WHO. Ved værdisætningen er anvendt en opdateret værdi for statistisk liv på 31,6 mio. kr., som er 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 (Andersen et al., 2019).

Tabel 2.2. Hebredsseffekter i EVAv5.2. De anførte eksponerings-responsfunktioner refererer til årsmiddelværdien, medmindre andet er angivet. Tabel gengivet fra Andersen et al. (2019).

Helbredseffekt	**Eksponerings-responsfunktioner**	**Værdisætning DKK (2016-priser)**
MORBIDITET ($PM_{2,5}$)		
Bronkitis (voksne)	7,02E-5 tilfælde pr. µg m^{-3}	293.863 pr. tilfælde
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,75E-5 tilfælde pr. µg m^{-3}	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	1,93E-5 tilfælde pr. µg m^{-3}	119.194 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet	1,62E-6 tilfælde pr. µg m^{-3} (> 30 år)	162.502 pr. tilfælde
Astma (9,4%; < 19 år) og bronkitis (<18 år) hos børn		
- astmasymptomer	4,05E-4 pr. µg m^{-3}	9.873 pr. år
- bronkitis (hoste)	1,37E-3 pr. µg m^{-3}	1.206 pr. år
Sygedage		
- arbejdsdage (20-65 år)	8,83E-3 dage pr. µg m^{-3}	2.031 pr. dag
- alle dage, netto	6,9E-2 dage pr. µg m^{-3}	1.105 pr. dag
MORBIDITET (NO_2)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	2,6E-5 tilfælde pr. µg m^{-3}	74.053 pr. tilfælde
MORBIDITET (O_3>35ppb)		
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær	1,95E-5*SOMO35¤ dage/år (>65 år)	74.053 pr. tilfælde
- hjertekarsygdomme	6,33E-5*SOMO35¤ dage/år (>65 år)	119.194 pr. tilfælde
Sygedage		
- MRAD+ ozon (O_3>35ppb)	3,29E-5*SOMO35¤ dage/år	584 pr. tilfælde
MORTALITET		
Akut mortalitet		
- $PM_{2,5}$	1,19E-5 pr. µg m^{-3} minus SO_2/NO_2	31.600.000
- SO_2	6,97E-7 pr. µg m^{-3}	31.600.000
- NO_2*	2,61E-6 pr. µg m^{-3}	31.600.000
- $PM_{2,5}$ spædbørn (3-12m)	6,15E-6 pr. µg m^{-3}	47.400.000
- ozon (O_3>35ppb)	2,81E-6*SOMO35¤ tilfælde pr. µg m^{-3}	31.600.000
Kronisk mortalitet		
- $PM_{2,5}$	0,932E-3 YOLL# pr. µg m^{-3} (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL#
- NO_2 (>20µg/m^3)	0,625E-3 YOLL# pr. µg m^{-3} (>30 år)	1.115.000 pr. YOLL#

¤SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.
*NO_2 beregnes ud fra daglige max-timeværdi.
#YOLL er en forkortelse for "Years Of Life Lost" (tabte leveår).
+Minor Restricted Activity Days (MRAD), dage med mindre restriktioner i aktivitet.

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

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

Meteorologiske data

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

Beregningsår

De danske emissionsdata repræsenterer 2018, og meteorologiske data og regionale baggrundsdata repræsenterer 2019, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger luftforureningen i 2019.

2.2 Metode for følsomhedsanalyse for BC

Som det fremgår af ovenstående beregnes dødelighed og sygelighed af luftforureningen i EVA-systemet for stofferne: $PM_{2,5}$, NO_2, O_3 og SO_2. $PM_{2,5}$ består af adskillige komponenter, og i EVA-systemet er det antaget, at de indgår med samme vægt i beregning af helbredseffekterne baseret på bedst tilgængelig viden. Det er også anbefalingen fra Verdenssundhedsorganisationen (WHO), at $PM_{2,5}$ anvendes til estimering af helbredseffekter for partikler, da der foreligger mange store helbredsstudier af sammenhængen mellem $PM_{2,5}$ og dødelighed og sygelighed. Det Europæiske Miljøagentur har samme antagelser for $PM_{2,5}$ i deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening for Europa (EEA, 2019). Forudsætningen i EVA-systemet er således, at alle komponenter af $PM_{2,5}$ er lige helbredsskadelige, dvs. de samme antagelser, som WHO og EEA lægger til grund for deres beregninger af helbredseffekter af luftforurening.

I nærværende rapport har vi for første gang haft mulighed for at lave en følsomhedsanalyse for BC, dvs. for en delkomponent af $PM_{2,5}$, hvor der er antaget en specifik skadelighed for BC, afvigende fra $PM_{2,5}$ som helhed. Følsomhedsanalysen er lavet på baggrund af identifikation af en eksponerings-responssammenhæng for BC, som er valgt på baggrund af et litteraturstudie af nøgleartikler i den videnskabelige litteratur. Litteraturstudiet er nærmere beskrevet i det følgende.

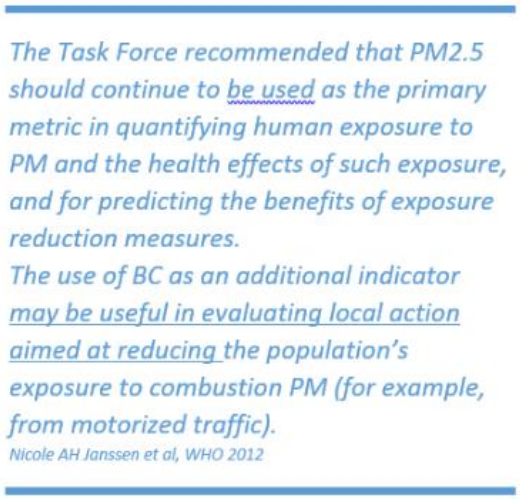
Litteraturstudie

DCE har foretaget et litteraturstudie af centrale videnskabelige artikler om sammenhængen mellem BC og dødelighed med henblik på at identificere mulige eksponerings-responssammenhænge, som kan ligge til grund for en følsomhedsanalyse med forskellige antagelser om eksponering-respons for BC end de nuværende antagelser i EVA-systemet.

WHO gennemgik i 2012 den videnskabelige litteratur for eksponerings-responsfunktioner for sammenhængen mellem BC og helbredseffekter (WHO, 2012). I 2012 fandt WHO frem til følgende formulering: *"The Task Force on Health agreed that a reduction in exposure to $PM_{2.5}$ containing BC and other combustion-related PM material for which BC is an indirect indicator should lead to a reduction in the health effects associated with PM. "* (Arbejdsgruppen for Sundhed var enig i, at en reduktion i eksponeringen for $PM_{2,5}$ indeholdende BC og andet forbrændingsrelateret partikulært materiale, for hvilket BC er en

indirekte indikator, bør føre til en reduktion af de helbredseffekter, der er forbundet med partikler). WHO giver i sin rapport ikke en rekommandation for en eksponerings-respons funktion for BC.

WHO rapporten anbefalede i sin konklusion, at $PM_{2,5}$ fortsat skulle bruges som den primære beskrivelse af partikelforureningen i studier af helbredseffekter og til at estimere de positive effekter af en reduktion i eksponering. Herudover kan BC benyttes som et supplement til analysen, når man vil estimere lokale tiltag med henblik på at reducere befolkningens udsættelse for forbrændingsrelateret partikelmasse. Dette kan fx være i forbindelse med tiltag over for trafikforurening (**Figur 2.3**).



Figur 2.3. Citat fra WHO, 2012.

Med henblik på at identificere relevante nyere studier siden WHO-rapporten fra 2012 er der gennemført en litteratursøgning. Der er gennemført to søgninger i en publikationsdatabase inden for medicin (PubMed, https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/). Søgeresultatet er vist i

Tabel 2.3. Anvendte søgeord, antal søgte artikler samt udvalgte artikler efter screening i litteraturstudie.

med anvendte søgeord, antal søgte artikler, udvalgte artikler efter screening, samt endeligt udvalgte til valg af eksponerings-responsfunktion for BC. Yderligere er der suppleret med et studie, der udkom efter søgningen, Raaschou-Nielsen et al. (2020), som også studerer BC og dødelighed.

Tabel 2.3. Anvendte søgeord, antal søgte artikler samt udvalgte artikler efter screening i litteraturstudie.

Søgeord	Antal	Identificerede artikler efter screening	Endeligt udvalgte
((black Carbon) [MeSH Terms]) 2014+ & Mortality	45	Raaschou-Nielsen et al. Long-term exposure to air pollution and mortality in the Danish population a nationwide study. EClinicalMedicine. 2020	X
		Hvidtfeldt et al. Long-term residential exposure to $PM_{2.5}$ constituents and mortality in a Danish cohort. Environ Int. 2019b	X
		Yong et al. Carbon Black and Lung Cancer Mortality - A Meta-regression Analysis Based on Three Occupational Cohort Studies.	
		Hvidtfeldt et al. Long-term residential exposure to $PM_{2.5}$, PM_{10}, black carbon, NO_2, & ozone and mortality in a Danish cohort. Environ Int. 2019a	X
		Luben et al. A systematic review of cardiovascular emergency department visits, hospital admissions and mortality associated with ambient black carbon. Environ Int. 2017	
		Atkinson et al. Short-term exposure to traffic-related air pollution and daily mortality in London, UK. J Expo Sci Environ Epidemiol. 2016.	
		Turner et al. Differences between magnitudes and health impacts of BC emissions across the United States using 12 km scale seasonal source apportionment. Environ Sci Technol. 2015	
		Grahame et al. Public health and components of particulate matter: the changing assessment of black carbon. J Air Waste Manag Assoc. 2014	
(PM2,5 absorbance) 2014+ & Mortality	7	Dirgawati et al. Long-term Exposure to Low Air Pollutant Concentrations and the Relationship with All-Cause Mortality and Stroke in Older Men. Epidemiology. 2019	
		Lipfert. A critical review of the ESCAPE project for estimating long-term health effects of air pollution. Environ Int. 2017	
		Olstrup et al. The Use of Carbonaceous Particle Exposure Metrics in Health Impact Calculations. Int J Environ Res Public Health. 2016	
		Beelen et al. Long-term exposure to air pollution and cardiovascular mortality: an analysis of 22 European cohorts. Epidemiology. 2014	
		Beelen et al. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. Lancet. 2014	X

I litteratursøgningen fandt vi frem til fire artikler af relevans for en fornyet risikovurdering af dødelighed og langvarig udsættelse for BC. Hvidtfeldt (2019a,b) og Raaschou-Nielsen et al. (2020) som er danske studier samt Beelen et al. (2014). Herudover fandt vi et enkelt studie, som undersøgte sammenhængen mellem BC og kortvarig (daglig) dødelighed i London i Atkinson et al. (2016).

I Beleen et al (2014) fandt man ikke en effekt af BC estimeret som $PM_{2,5}$ absorbans (indikator for BC) på den totale kardiovaskulære (hjerte- og karsygdom) dødelighed i et studie omfattende 22 lande i Europa. Efter kontrol for vigtige confoundere var estimatet pr. 10^{-5} m^{-1} for $PM_{2.5}$ absorbance; 0,97 (0,89–1,06). Confoundere er samvarierende variable som kunne påvirke sammenhængen mellem BC og dødelighed. Confoundere som blev justeret for i studiet var: Alder køn, kalendertid (for at tage højde for tidsmæssige tendenser i eksponering og helbredseffekter), civilstand, rygning, passiv rygning, frugt- og grøntindtag, alkohol, BMI, socioøkonomisk status og lokalområdets socioøkonomiske status.

Hvidtfeldt et al. (2019a) fandt i det første studie en sammenhæng mellem død og BC på 1,09 (1,04-1,15) pr. 1 $\mu g/m^3$ efter korrektion for en lang række confoundere (Alder køn, civilstand, kalendertid, rygning, passiv rygning, fysisk aktivitet, alkohol, BMI, livmål, frugt- og grøntindtag socioøkonomisk

status og lokalområdets socioøkonomiske status). Et risikoestimat eller eksponering-respons på 1,09 pr. 1 µg/m^3 betyder, at dødeligheden stiger med 9% pr. udsættelse for BC af 1 µg/m^3.

I en re-analyse af studiet (Hvidtfeldt et al., 2019b), hvor der var flere mål for del-komponenter af $PM_{2,5}$ inkluderet, fandt gruppen en sammenhæng med BC på 1,06 (1,02-1,11) pr. 1 µg/m^3, når de også inkluderede organisk kulstof (OC) i modellen, der havde en effekt på 1,02 (1,00-1,03) pr. 1 µg/m^3, med de samme confoundere som i den tidligere artikel. Hvis de brugte BC/OC, som er summen af BC+OC var sammenhængen 1,07 (1,02-1,12) pr. 1 µg/m^3, i dette tilfælde var der ingen effekt af BC alene i samme model. Disse resultater tyder på, at der er en marginal ekstra effekt af at inkludere både BC og OC i analyserne. Enten som en two-pollutant model (model indeholdende to forureninger) eller ved at inkludere summen som BC/OC i modellen.

I det seneste studie af Raaschou-Nielsen et al. (2020) fandt man en sammenhæng mellem død og BC på 1,05 (1,02-1,08) pr. 1 µg/m^3 efter korrektion for en lang række confoundere (alder, køn, kalendertid, civilstand, socioøkonomisk status og lokalområdets socioøkonomiske status). BC var robust i to-forureningsmodel, hvilket vil sige, at der var sammenhæng både mellem BC og dødelighed, når BC betragtes alene (single-pollutant model; model indeholdende kun en forurening), og når BC betragtes sammen med andre stoffer i modellen (two-pollutant model).

I begge Hvidtfeldt et al. studier og studiet fra Raaschou-Nielsen et al. er eksponeringsvurderingen baseret på modelberegninger udført af DCE.

Ud fra litteraturen har vi identificeret fire analyser af BC på dødelighed, som estimerer effekten af BC pr. 1 µg/m^3. Studierne estimerer en effekt af BC på dødeligheden på 1,06 til 1,09 pr. 1 µg/m^3. Samtidig viser Hvidtfeldt et al. (2019b) studiet, at der en ekstra mindre effekt af at inkludere OC i modellen, idet BC/OC giver en stigning i punktestimatet på 1% for eksponerings-responsfunktionen.

I følsomhedsanalysen er risikoestimatet for BC baseret på en eksponerings-responsfunktion på 1,09 pr. 1 µg/m^3. Det anvendte estimat for eksponerings-responsfunktionen er det højeste fundet i litteraturen.

I analysen har vi tilskrevet al dødelighed forårsaget af $PM_{2,5}$ til BC. I yderligere analyser af sammenhængen fandt forfatterne efter inklusion af yderligere confoundere en eksponerings-responsfunktion på 1,05 pr. 1 µg/m^3 BC, som var robust i en model, der inkluderede flere forureningskomponenter. Resultatet skal derfor betragtes som et udtryk for den størst mulige effekt af BC og tolkes med varsomhed, da der p.t. ikke findes mange studier, der giver information om netop denne sammenhæng.

På den anden side stammer eksponerings-responsfunktionen fra et dansk studie med de bedste informationer om deltagernes livsstil, og studiepopulationen er rekrutteret i København og Aarhus og er derfor meget relevant for problemstillingen i denne rapport.

Vi har anvendt 1,09 (1,02-1,11) pr. 1 µg/m^3 som estimat i den efterfølgende følsomhedsanalyse, idet den vil repræsentere et "worst-case scenarie" (øvre grænse) for de lokale BC-kilders betydning, hvilket vil give et udgangspunkt for diskussionen af vigtigheden af tiltag til at forebygge luftforureningen

lokalt i Danmark. Der har kun været mulighed for gennemregning af et scenarie, derfor er det højeste risikoestimat valgt. I den litteratur, der ligger til grund for risikoestimatet (RR) på 1,09, antages det, at alle dødsfaldene tillægges BC, hvilket er usandsynligt i forhold til vores viden. Det er derfor et worst-case scenarie at tillægge alle helbredseffekter til et bestemt stof. I de studier, hvor man har fundet en RR på 1,09 pr. 1 µg/m^3 for BC antages det også at BC står for alle helbredseffekterne – så i denne RR forudsættes det indirekte, at RR for alle andre typer af partikler er nul.

Implementering af forudsætninger for BC i EVA-systemet

Ovenstående risikoestimat for BC for dødelighed på 1,09 pr. 1 µg/m^3 er blevet implementeret i EVA-systemet på følgende måde:

Levetidstabeller som publiceret af Danmarks Statistik angiver aldersopdelte mortalitetsrater for befolkningen. Ved at tage en sådan levetidstabel som baseline er det muligt at simulere effekterne af en ændring i luftforureningen på dødeligheden (Andersen, 2017). Vi opstiller en populations-kohorte på 100.000 personer med en aldersfordeling svarende til gennemsnittet for Danmark. Kohorten angiver den statistisk set forventede overlevelse i hver aldersgruppe år for år for restlevetiden, hvorved det samlede antal leveår i kohorten kan beregnes. Da mænd og kvinder har forskellige overlevelsessandsynligheder, opstilles der en kohorte for hvert køn. Ved nu at anvende risikoestimatet for BC til at beregne den ændrede overlevelsessandsynlighed på hvert alderstrin i hver kohorte, bliver det muligt at opgøre antallet af tabte leveår som forskellen mellem baseline og BC-scenariet. Beregningen simulerer en et-årig ændret BC-koncentration på 1 µg/m^3.

Forskellen mellem antallet af leveår i baseline og i scenariet er det antal leveår, der tabes/vindes pr. 100.000 personer ved den ændrede eksponering for BC.

Risikoestimatet er udledt som angivet ovenfor, og da den gælder for befolkningen over 50 år, er kohorten opstillet for denne del af levetidstabellen. Det antages i beregningen, at risikoestimatet er uniformt over de pågældende aldersgrupper.

Ovenstående er omsat til en eksponerings-responsfunktion af den type, som er vist i Tabel 2.2, og som anvendes i EVA-systemet.

Herudover er der følgende forudsætninger i følsomhedsberegningen:

- Ovenstående risikoestimat for BC gælder kun for kronisk dødelighed (kronisk mortalitet), og vi har forudsat, at det kun er BC inden for partikler, der giver kronisk mortalitet. Øvrige partikelkomponenter, som er indeholdt i $PM_{2,5}$ i EVA-systemet, er således sat til nul for kronisk mortalitet. Man kan sige, at der i disse forudsætninger ligger, at al kronisk mortalitet for partikler tilskrives BC, hvilket der ikke er noget, der tyder på skulle være tilfældet. Forudsætningen må derfor formodes at føre til en væsentligt overestimering af betydningen af BC for kronisk mortalitet.
- Al akut dødelighed er sat til nul for partikler, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for BC alene, og heller ikke for de øvrige partikelkomponenter særskilt.
- Vi har ikke korrigeret BC for manglende masse, som det er gjort i basisberegningen, hvor $PM_{2,5}$ er korrigeret med 33%. Sammenligning

mellem modelleret BC og målt BC er i god overensstemmelse, så der er ikke behov for justering af BC for manglende masse.

- Alle helbredseffekter inden for sygelighed er bibeholdt som i basisberegningen, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen særskilt for BC, og heller ikke for de øvrige partikelkomponenter. Helbredseffekter relateret til sygelighed er derfor ens i basisberegningen og i følsomhedsberegningen for alle stoffer.

3 Måling og modellering af BC

I dette kapitel gives indledningsvis en generel beskrivelse af partikler, og hvordan BC er en del heraf. Derefter beskrives, hvordan BC måles i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (NOVANA-programmet for luft). Til sidst beskrives kort, hvordan BC modelleres med luftkvalitetsmodeller, og modelberegninger og målinger sammenlignes som indikation på usikkerheden i modelberegningerne, som ligger til grund for estimaterne af helbredseffekterne af BC.

3.1 BC som del af partikelforurening

Luftforurening er en kompleks størrelse, som omfatter gasser såvel som forureninger på partikelform, som fører til helbredseffekter. Der gives en generel introduktion til partikelforurening, og hvordan BC er en del heraf.

Særligt partikelforureningen er en kompliceret størrelse. Luftbårne partikler kan være sammensat af diverse forskellige forbindelser i vidt forskellige blandingsforhold, og med helt forskellige former og størrelser. De 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. Både form og størrelse har betydning for partiklernes skæbne i miljøet, og ligeledes for deres effekt på helbred, miljø og klima.

Størrelsesfordelinger af partikler

Det er klassisk i forhold til udendørs luftkvalitet at opdele partikler i en række (standard) størrelsesgrupper:

- De mindste partikler med en diameter under 0,1 µm (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler, og massen (vægten) af disse partikler betegnes $PM_{0,1}$ (µm står for mikrometer, mens nm står for nanometer). Da massen af ultrafine partikler er meget lille, måles de oftest som antal, og ikke som masse.

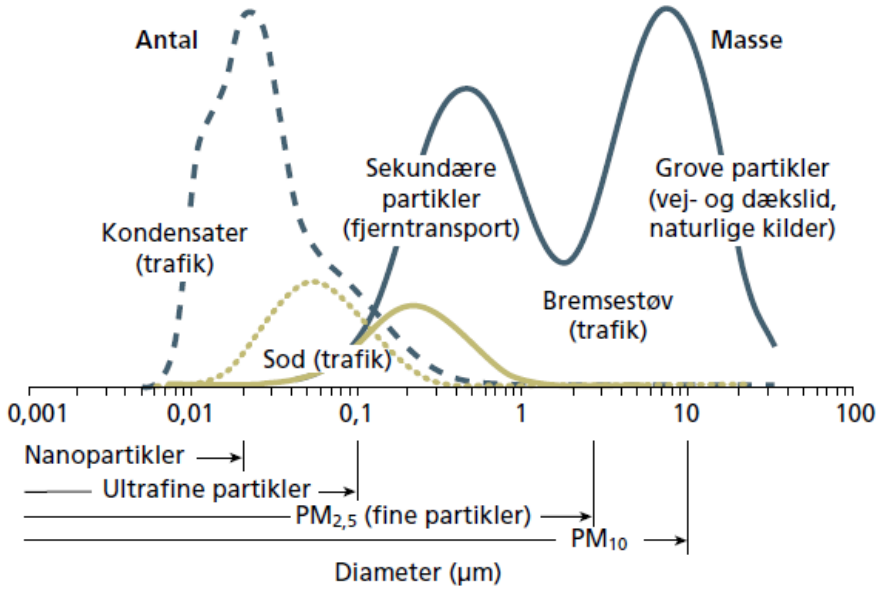
- Partikler med en diameter under 2,5 µm kaldes fine partikler, og massen (vægten) af disse partikler betegnes $PM_{2,5}$.

- Partikler med en diameter mellem 2,5 og 10 µm betegnes grove partikler. Massen (vægten) af de grove partikler er således PM_{10} minus $PM_{2,5}$, hvor PM_{10} er massen af partikler med en diameter under 10 µm. $PM_{2,5}$ er således indeholdt i PM_{10}. I forhold til ultrafine partikler indeholder $PM_{2,5}$ og PM_{10} meget større og tungere partikler, og derfor er det massen, som måles og ikke deres antal, da deres antal er meget lille i forhold til ultrafine partikler.

De ultrafine partikler har en kort opholdstid i atmosfæren (typisk sekunder til få minutter), da de hurtigt sætter sig på overfladen af andre partikler eller øvrige overflader, de kommer i kontakt med. Helt overordnet er opholdstiden af ultrafine partikler i luften således kort og i størrelsesordenen minutter. Det betyder fx, at ultrafine partikler udledt fra trafikken i en gade kun i begrænset omfang spredes væk fra gaden. Ser man på udledninger af ultrafine partikler fra fx en flymotor, så vil fortynding og afsætning på overflader betyde, at bidraget kun vil kunne forventes at være betydningsfuldt i en afstand af nogle få hundrede meter til en kilometer fra kilden. De fine partikler kan til gengæld

transporteres gennem luften over meget store afstande – over 1.000 km – da de afsættes meget langsomt til jordoverfladen og kan opholde sig i atmosfæren op til 7 til 10 dage. Dog er det sådan, at sky- og regndråber er meget effektive til at fjerne de fine partikler fra atmosfæren, og efter selv korte byger er luften typisk stort set fuldstændig renset for fine partikler. Denne fjernelse af partikler under nedbør er især vigtig for partikler i den fine fraktion, men også ultrafine og grove partikler fjernes med nedbøren. De grove partikler er så tilpas store (og dermed tunge), at tyngdekraften hurtigere fører dem ned til overfladen. Derfor har grove partikler en kortere opholdstid i atmosfæren.

Ser man på fordelingen af antallet af partikler i atmosfæren, så dominerer de direkte udledte ultrafine partikler; specielt tæt ved forbrændingskilder som fx vejtrafik. Til gengæld har disse partikler næsten ingen masse (vægt). Ser man til gengæld på vægten af de partikler, der er i luften, så dominerer de fine og grove partikler. Disse partikler er få i antal, men til gengæld er de tunge. De to måder at betragte partikelfordelingerne er illustreret i **Figur 3.1**, som viser en skematisk fordeling for en trafikeret gade i en by.



Figur 3.1. Typisk størrelsesfordeling af partikler i en trafikeret bygade. Bemærk at x-aksen er logaritmisk, og at der ikke er angivet en y-akse. Y-aksen kan være enten antallet af eller vægten af partikler i luften. De stiplede kurver viser således fordelingen af partikler målt som antal. De fuldt optrukne linjer angiver den samme fordeling, men i dette tilfælde for vægten af luftens indhold af partikler. De faktiske antal og den faktiske vægt vil variere fra gade til gade som funktion af primært trafik, meteorologi og gadens udformning. Sodpartikler fra trafikken (lysegrøn farve i figuren) har betydning for såvel vægten som det totale antal partikler i luften.

Primære og sekundære partikler

Ud over at man kan opdele partikler efter deres størrelse, så kan man ligeledes opdele dem efter oprindelse i såkaldt primære og sekundære partikler. De primære partikler er direkte udledte partikler, mens sekundære partikler dannes fra udledte gasser gennem fysiske og kemiske processer i atmosfæren.

En lang række menneskelige aktiviteter fører til udledning af *primære partikler* til atmosfæren. Det gælder fx vejtrafik, boligopvarmning (især brændefyring), men også energiproduktion og forskellige industrielle processer.

Selvom brændefyring finder sted i et begrænset tidsrum på året, så udgør det den største kildegruppe til direkte udledninger af partikler i den fine partikelfraktion ($PM_{2,5}$) i Danmark. Trods det at brændefyring udgør den største udledningskilde i Danmark, så udgør brændefyring ikke det største bidrag til koncentrationen af fine partikler i luften, fordi langtransporteret luftforurening fra udlandet betyder meget for koncentrationsniveauerne i Danmark.

For vejtrafikken omfatter de primære partikler udledninger i form af udstødning men også ikke-udstødning, som er bremsestøv (metaller), slid fra dæk og vejbelægning og ophvirvlet støv fra vejen.

De *sekundære partikler* dannes blandt andet ved kemisk omdannelse af en række udledninger af gasser som SO_2, NO_x, og NH_3. I atmosfæren omdannes gasserne til såkaldte sekundære partikler, som hovedsagelig er i den fine partikelfraktion. Det betyder, at udledninger af gasser fra for eksempel trafik og industri i landene mod syd bidrager til fine partikler i luften over Danmark.

Såvel primære som sekundære partikler kan ligeledes stamme fra naturlige kilder. De primære partikler kan således stamme fra havsprøjt, jordstøv, skov- og andre naturbrande, vulkanudbrud, men også udledninger fra planter og dyr etc. i form af pollen, svampesporer mm. De sekundære partikler kan dannes, når planter udsender en række flygtige organiske forbindelser, eller når havområder, skovbunde, moser, oversvømmede enge udleder gasser som kvælstofmonooxid og forskellige svovlforbindelser og organiske forbindelser.

Sodpartikler

Det man i daglig tale omtaler som sod er uforbrændt kulstof fra forbrændingsprocesser fx i en bil, brændeovn eller stearinlys. En ufuldstændig forbrænding er, når alt brændstoffet ikke bliver omdannet til CO_2.

Sodpartikler er en del af de primære partikler, da de er direkte emitteret i forbindelse med forbrændingsprocesser. Forbrænding af brændsler, hvor kulstof indgår danner sodpartikler. Det gælder fx forbrænding af diesel og benzin i forbrændingsmotorer i køretøjer, forbrænding af jetbrændstof i en jetmotor, forbrænding af kul, gas eller biomasse i et kraftværk, forbrænding af træ i en brændeovn mv.

Som det fremgår af Figur 3.1 har sodpartikler fra trafikken både betydning for såvel vægten som det totale antal partikler i luften. Som masse har sodpartikler en top ved en diameter på omkring 0,15 mikrometer, og som antal en top omkring 0,05 mikrometer. Sodpartikler er således både en del af ultrafine partikler og fine partikler.

Sodpartikler er en del af BC, men BC stammer også fra andre kilder end forbrændingsprocesser, fx dækslid fra trafikken og kulstøv fra kullagring.

Måling af kulstofholdige partikler er ikke triviel og er i høj grad bestemt af målemetoden, som det fremgår af næste afsnit.

3.2 Måling af BC i luften

Elementært kulstof (EC) er den del af den luftbårne partikelforurening, som udgøres af kulstof alene. Elementært kulstof omtales også som Black Carbon (BC), fordi elementært kulstof er sort. Kemisk set er der stor forskel på de to betegnelser, da elementært kulstof er et veldefineret kemisk stof, som bestemmes ved en kemisk analyse af partiklerne. Black carbon er derimod et udtryk for farven på partiklerne, som bestemmes med en absorptionsmåling (måling af hvor meget farve partiklerne har). Ved en måling af black carbon måles derfor i princippet alle de farvede partikelkomponenter, idet absorptionsmålingen ikke kan skelne mellem kulstof og fx brunlige partikelkomponenter. Black carbon kan omsættes til massen af black carbon pr. kubikmeter luft. I praksis viser det sig, at der er relativt lille forskel mellem elementært kulstof og black carbon. Typisk vil der være 10-15 % forskel mellem de to forskellige målemetoder og denne forskel er lille i forhold til de store usikkerheder, som fx opgørelserne af udledningerne af black carbon er forbundet med.

EC/BC skal ikke forveksles med OC. Organisk kulstof (OC) er den del af den luftbårne partikelforurening, som udgøres af kulstof, der er bundet i organiske kemiske forbindelser. Organisk kulstof er kun den masse, som svarer til kulstofatomerne i de organiske kemiske forbindelser. De organiske kemiske forbindelser indeholder også brint og en række andre atomer, hvoraf ilt, kvælstof, svovl og fosfor er nogle af de hyppigste. Organiske molekyler er det, som alt liv består af – det vil sige molekyler som fedt, DNA, proteiner m.m. Et eksempel er alkohol (C_2H_3OH). For at bestemme den samlede masse af den luftbårne organiske partikelforurening (OM) korrigeres organisk kulstof med en faktor mellem 1,5 og 2,5 afhængigt af lokaliteten. Organisk kulstof udledes direkte i forbindelse med afbrænding af en lang række brændsler. Organisk kulstof kan imidlertid også komme fra naturlige kilder, og det kan dannes i forbindelse med den kemiske omdannelse af flygtige organiske forbindelser i luften. Der er kun det til fælles mellem EC/BC og OC, at de begge indeholder kulstofatomer, men kemisk set er de meget forskellige. Og så har de også en del af kilderne til fælles, idet en dårlig forbrænding fører til udledning af begge dele.

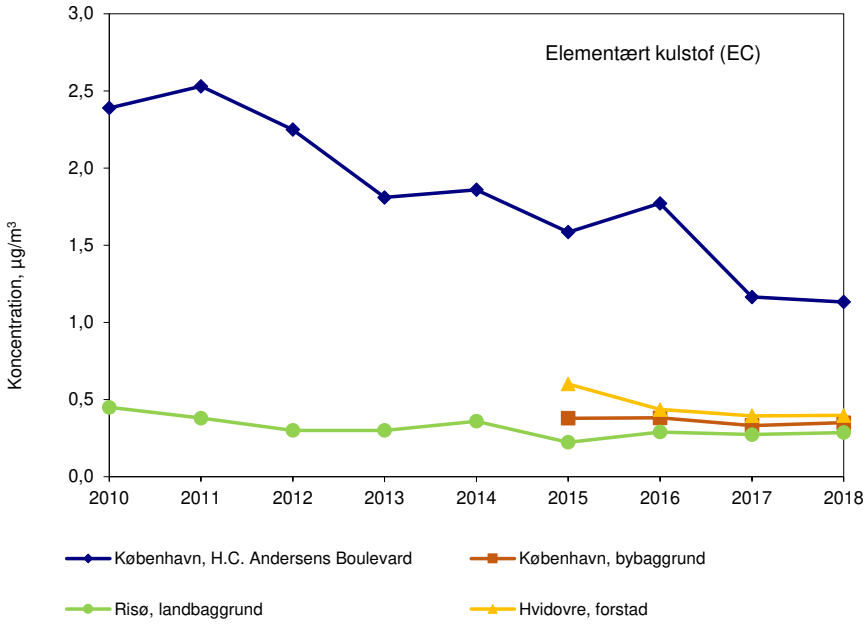
Tabel 3.1. Årsmiddelværdier for elementært kulstof (EC) i 2018 (Ellermann et al., 2020). Målingerne af elementært kulstof udføres i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA bortset fra målingerne ved bybaggrundsmålestationen i København, som finansieres særskilt af Miljøstyrelsen.

viser årsmiddelkoncentrationerne for elementært kulstof (EC) målt ved de fire målestationer i Københavnsområdet, hvor EC måles kontinuerligt året rundt. De største koncentrationer ses ved gademålestationen, hvilket hænger sammen med, at trafik er en af de største kilder til EC. Næsthøjeste koncentrationer ses i Hvidovre, hvor brændefyring bidrager til koncentrationerne. Lavest koncentrationer ses ved landbaggrundsmålestationen ved Risø. Der er relativt stor forskel mellem niveauerne, hvor gadeniveauet ligger på omkring en faktor tre højere end i landbaggrund. Til sammenligning er der kun omkring 30-40 % større niveauer af $PM_{2,5}$ ved gademålestationen sammenlignet med landbaggrund (Ellermann et al., 2020).

Tabel 3.1. Årsmiddelværdier for elementært kulstof (EC) i 2018 (Ellermann et al., 2020). Målingerne af elementært kulstof udføres i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA bortset fra målingerne ved bybaggrundsmålestationen i København, som finansieres særskilt af Miljøstyrelsen.

	Elementært kulstof (EC) µg/m^3
Trafik	
København, H.C. Andersens Boulevard	1,13
Bybaggrund	
København	0,35
Forstad	
Hvidovre	0,40
Landbaggrund	
Risø	0,29

Figur 3.2 viser udviklingstendensen for EC siden begyndelsen af målingerne i 2010. Der ses et fald på omkring 55% siden 2010 ved gademålestationen på H.C. Andersens Boulevard. Tilsvarende ses et fald på landbaggrundsmålestationen ved Risø, selvom dette fald er mindre markant (35%). Ved bybaggrundsmålestationen og målestationen i forstad ses også tendens til fald, men tidsserierne er korte, så denne tendens er usikker, og der er behov for målinger gennem længere tid for at kunne opnå en sikker vurdering af udviklingstendensen her.

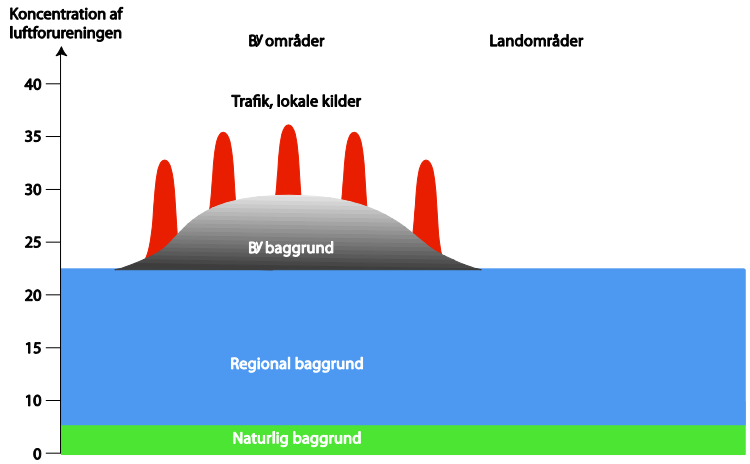


Figur 3.2. Udviklingstendens for årsmiddelkoncentrationen af elementært kulstof siden opstart af målingerne i 2010 (Ellermann et al., 2020).

I nogle epidemiologiske studier anvendes $PM_{2,5}$ absorbance (absorbans) som et mål for BC. $PM_{2,5}$ absorbance måles optisk. $PM_{2,5}$ absorbance kan godt omsættes til BC - dvs. udtrykkes i mikrogram pr. kubikmeter. $PM_{2,5}$ absorbance er derfor en indikator for BC.

3.3 Modellering af BC

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 3.3. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – fx København. Luftforureningskoncentrationer i bybaggrunden beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau, en baggård eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafikkilderne 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 3.3. 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.

I EVA-systemet beregnes luftforureningens helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger ud fra bybaggrundskoncentrationen (DEHM/UBM), da disse er repræsentative for de tilsvarende kendte eksponerings-respons-funktioner. Helbredseffekterne er i EVA-systemet knyttet til $PM_{2,5}$, NO_2, O_3 og SO_2. BC er en særskilt komponent af $PM_{2,5}$. $PM_{2,5}$ indeholder følgende komponenter i EVA-systemet: De sekundære partikler SIA og SOA, som dannes i atmosfæren ud fra emissioner af gasser. Derudover indeholder $PM_{2,5}$ også primære partikler samt havsalt. De primært emitterede partikler ($PPM_{2,5}$) indeholder mineralsk støv, BC og OC. Havsalt andrager omkring 8% af $PM_{2,5}$. I rapporten her indgår den manglende $PM_{2,5}$-masse sammen med sekundære organiske og uorganiske partikler, samt havsalt under betegnelsen "Øvrig $PM_{2,5}$".

Derudover indeholder $PM_{2,5}$ et tilføjet bidrag for manglende masse, som er forskellen mellem modelberegninger og målinger. Den manglende masse formodes primært at være vand, som er bundet i partikler, som indgår i målingerne, men som ikke er medtaget i modellen på nuværende tidspunkt. Der er dog også usikkerheder på såvel modelberegningerne og målingerne, hvilket også er årsagen til en del af den "manglende masse". Modellen beregner bidragene for alle ovenstående fraktioner.

Modeller, der beskriver luftforurening, har en tendens til at underestimere koncentrationen af $PM_{2,5}$, når man sammenligner modellernes resultater med målinger. I international litteratur benævnes dette som "the mass closure problem" eller "missing mass problem". I takt med at forskningen udvikler sig, og modellerne bliver bedre, reduceres dette massegab langsomt. Sandsynligvis består en stor del af den "manglende masse" af vand i partiklerne, og den del er således ikke sundhedsskadelig, men da sammenhængen til dødelighed og sygelighed er fundet ud fra den totale masse af $PM_{2,5}$ (inkl. vand), er det vigtigt at inkludere et estimat for den manglende masse for at give et så præcist estimat for den totale dødelighed og sygelighed som muligt.

Der er korrigeret for manglende masse ved at opjustere den beregnede $PM_{2,5}$-koncentration med 33% for at matche målingerne. Dette tal er fremkommet på baggrund af årsmiddelværdier for årene 2017-2019 fra 8 målestationer i Danmark for $PM_{2,5}$ baseret på EU's referencemålemetode, og må derfor betegnes som robust. I takt med at modellerne bliver bedre, og derfor kommer nærmere på at lukke massegabet, vil denne procentuelle forskel blive opdateret på baggrund af aktuelle målinger og modelresultater med henblik på at sikre et mere konsistent billede af udviklingen i de samlede helbredseffekter og eksterne omkostninger.

BC i emissionsopgørelsen

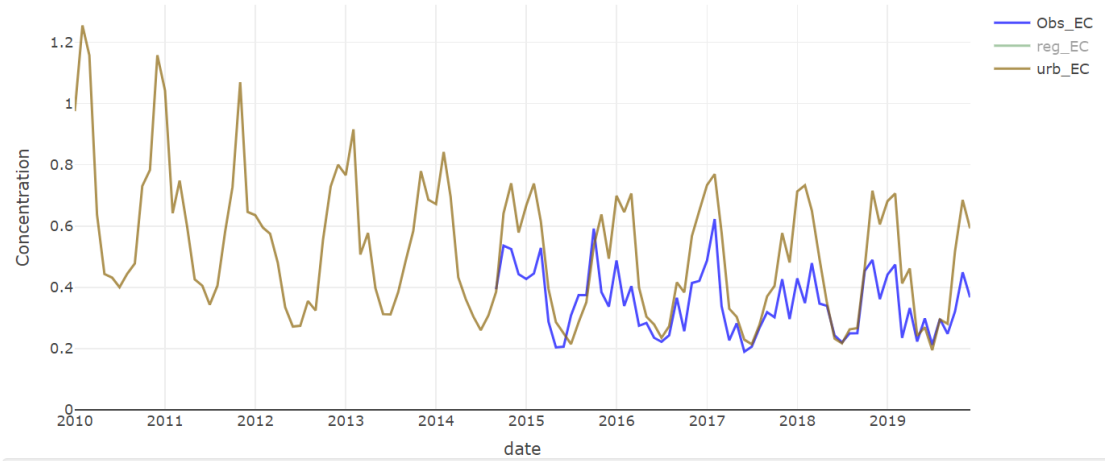
Emissionsdata er input til luftkvalitetsmodellerne. I den danske nationale emissionsopgørelse indgår BC som en særskilt komponent af emissionen af $PM_{2,5}$. BC indgår ligeledes i de internationale emissionsopgørelser. I forbindelse med rapportering under FN's konvention om langtransporteret grænseoverskridende luftforurening og EU's direktiv om nationale emissionslofter, er der en opfordring til, at landene rapporterer emissionsopgørelser for BC. BC er i den forbindelse defineret som kulstofholdige partikler, der absorberer lys. Den danske opgørelse af BC baserer sig i vidt omfang på de standardemissionsfaktorer, der er inkluderet i EMEP/EEA Guidebook (EEA, 2019a), og de er oftest defineret som en fraktion af emissionen af fine partikler ($PM_{2,5}$). BC blev først inkluderet i EMEP/EEA Guidebook i 2013, og der er i mange tilfælde gjort den tilnærmelse, at BC kan antages at være lig med EC, pga. manglende måledata for BC.

3.4 Sammenligning af beregninger og målinger af BC

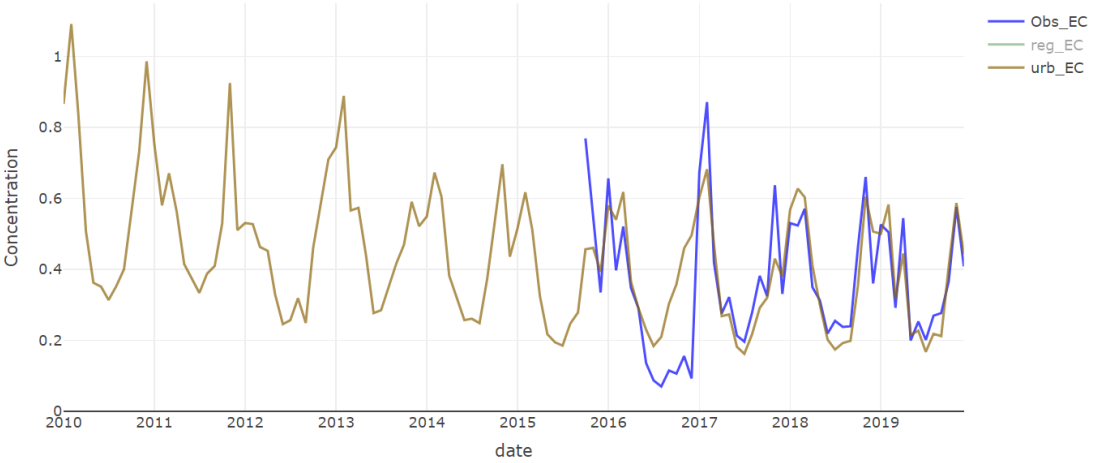
For at vurdere usikkerheden på modelberegninger af BC og dermed de efterfølgende beregninger af helbredseffekter, er modelberegningerne af BC sammenlignet med tilgængelige målinger af BC i Det nationale måleprogram for luftkvalitet. Vi sammenligner beregninger af BC i bybaggrundsluften (baseret på DEHM og UBM) med målestation for bybaggrundsluft i København på H.C. Ørstedinstituttet samt i baggrundsluften ved målestation på Risø ved Roskilde og i Hvidovre, som er en forstad til København. Sammenligningen indeholder udviklingstendenser over flere år og sæsonvariationen er vist med månedsmiddelværdier. Dette giver en indikation af usikkerheden på beregningerne i EVA-systemet, som er baseret på årsmiddelværdier. DEHM/UBM modelkørslen er baseret på Det national overvågningsprogram for luftkvalitet, færdiggjort efterår 2020 (Ellermann et al., 2020).

Som det fremgår af **Figur 3.4** er modellen i stand til godt at reproducere udviklingstendenser over tid samt sæsonvariationen inden for et år.

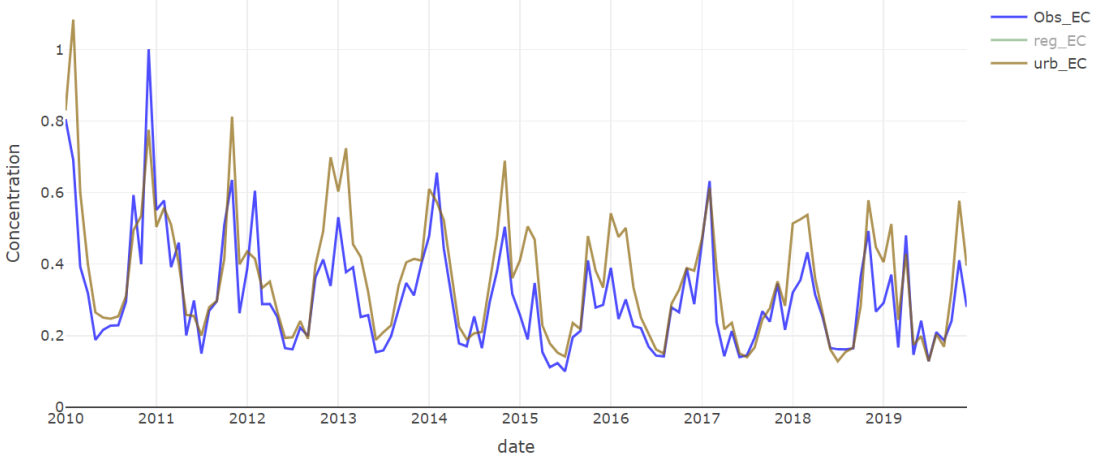
H.C. Ørstedin-stituttet (Bybaggrund)



Hvidovre (For-stad)



Risø (Land baggrund)



Figur 3.4. Sammenligning mellem modelberegninger og målinger af EC som månedsmiddelværdier fra 2010 til 2019 baseret på beregninger i Det nationale måleprogram for luftkvalitet. Obs_EC er målinger af EC ved den pågældende station, reg_EC er modellet landbaggrund (Risø), urb_EC er enten modelleret bybaggrund på H.C. Ørsted Instituttet i København eller forstaden Hvidovre i Storkøbenhavn.

4 Kildeopgørelse

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

Opgørelsen har fokus på BC, men omfatter også øvrige luftforurenende stoffer. BC er en del af $PM_{2,5}$. BC opgøres som en særskilt komponent i den nationale emissionsopgørelse, og i EVA-systemet er $PM_{2,5}$ underopdelt i en række komponenter herunder BC.

Først redegøres for en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilder vises. Dernæst vises kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent) i bybaggrunden.

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

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

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

4.1 Emissionsopgørelse

Emissionsområde

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

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

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



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

Totale emissioner og fordeling på hovedkilder

I **Tabel 4.1** er vist emissioner i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder i 2018, som er seneste opgjorte emissionsår. Som redegjort for i afsnit 2.1, opgøres BC særskilt for SNAP05, og der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Emissionen af BC er også vist. BC er en del af $PM_{2,5}$ og udgør i gennemsnit over alle kilder 17% af $PM_{2,5}$ emissionerne i Københavns Kommune i 2018.

Tabel 4.1. Emissioner i Københavns Kommune i 2018 fordelt på emissionskilder. BC angiver den del af BC, som findes i $PM_{2,5}$. Enhed kg.

SNAP kode	Emissionskilder	NO_x	SO_x	CO	PM_{10}	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	621547	138288	643101	20442	15169	670
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	16383	3072	24033	13434	11767	2853
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	45822	6308	949644	108981	106724	7286
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	56	121	302	26	24	6
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	54212	22423	60173	2869	2105	503
SNAP04	Industrielle processer			4373	39653	6428	14
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas				28897	2890	N/A[a]
SNAP06	Anvendelse af produkter	1493	1682	72047	35051	24739	63
SNAP0701	Vej transport -personbiler	599531	1739	4153424	12418	12418	8076

SNAP0702	Vej transport -varebiler	317460	455	211522	8192	8192	6362
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	294510	639	108977	3993	3993	2632
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm^3	1813	3	46527	385	385	57
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm^3	4508	15	327558	582	582	101
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler						
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid				54665	30616	8156
SNAP0708	Vej transport -vejslid				29770	16076	
SNAP0801	Militær	119	11	109	1	1	0
SNAP0802	Jernbaner	52078	47	6964	807	807	525
SNAP080402	National søfart	360	20	1141	29	29	11
SNAP080403	Nationalt fiskeri	101	4	13	2	2	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	10204	824	63620	87	87	25
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	173437	11787	93539	1283	1283	547
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	12914	869	2576	95	95	33
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	30	0	71	2	2	1
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	10	0	481	3	3	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	76226	102	118277	6214	6214	4176
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	224	1	60700	84	84	4
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	4164	18	1023231	575	575	107
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	6164	16204	37426	4137	4136	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	273			180	110	
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0			37	3	
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	1	0	21	2	2	0
Total		2293639	204632	8009850	372896	255541	42208

[a] BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af $PM_{2.5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

I **Tabel 4.2** er den procentvise fordeling på hovedemissionssektorerne vist.

Tabel 4.2. Emissioner i Københavns Kommune i 2018 fordelt på emissionssektorer (%).

SNAP kode	Emissionssektor	NO_x	SO_x	CO	PM_{10}	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	27%	68%	8%	5%	6%	2%
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	3%	5%	12%	33%	46%	24%
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2%	11%	1%	1%	1%	1%
SNAP04	Industrielle processer	0%	0%	0%	11%	3%	0%
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0%	0%	0%	8%	1%	N/A[a]
SNAP06	Anvendelse af produkter	0%	1%	1%	9%	10%	0%
SNAP07	Vejtransport	53%	1%	61%	30%	28%	60%
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	14%	7%	17%	2%	4%	13%
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0%	8%	0%	1%	2%	0%
SNAP3BDF	Landbrug	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Total		100%	100%	100%	100%	100%	100%

[a] BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Metodeforbedringer i emissionsopgørelsen fra 2017 til 2018

I en tidligere rapport til Københavns Kommune (Jensen et al., 2020) var vejtransport og brændefyringsanlæg i 2017 de største kilder og lige store med hver omkring 35% for BC.

Der er sket mange og store forbedringer af den nationale emissionsopgørelse fra 2017 til 2018 i SPREAD-modellen (Plejdrup et al., 2018), herunder forbedring i emissionsfaktorerne for brændeovne (SNAP0202). De to største kilder til BC er fortsat vejtransport og brændefyringsanlæg i 2018, hvor vejtransport andrager 60% og brændefyring 24% for BC.

For $PM_{2,5}$ andrager brændefyring derimod 46% og 28% for vejtransport i 2018, hvilket er omtrent det samme som i 2017, hvor brændefyring stod for 51% og vejtransporten for 20%.

Opdateringen af SPREAD-modellen betyder, at man ikke 1:1 kan sammenligne ændringer fra 2017 i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) med resultaterne i nærværende rapport fra 2018, som udtryk for udviklinger i samlet niveau og fordeling mellem sektorer. Det gælder både for emissionen, og derfor også for de efterfølgende beregninger af koncentrationsbidrag, helbredseffekter og eksterne omkostninger. Når der sker metodeændringer i SPREAD-modellen, som beskrevet ovenfor, genregnes alle foregående år med samme metodeforudsætninger. De samlede emissioner for Københavns Kommune er faldet hhv. 4%, 5%, 8% og 8% for NO_x, CO, $PM_{2,5}$ og BC fra 2017 til 2018, men steget med 8% for SO_2 og uændret for PM_{10}.

Metodeforbedringen har især påvirket SNAP02 (brændeovne mv.). SNAP02 (brændeovne mv.) er generelt blevet mindre, da nyere målinger af emissionsfaktorer for brændeovne er inddraget i opgørelsen i 2018, hvilket også giver mindre emission fra brændeovne i København. Der er ikke lavet om i metoden for den geografiske fordeling af emissioner for SNAP02.

Nedenfor gøres der detaljeret rede for de metodeforbedringer, som er sket for SNAP02, og som har haft indflydelse på Københavns Kommune.

I forbindelse med de årlige opdateringer af de nationale emissionsopgørelser laves emissionsberegninger for det seneste historiske år. I tillæg hertil

forbedres emissionsopgørelsen for tidligere år i det omfang opdaterede data er blevet tilgængelige, samt som følge af forbedring af metoder til enten emissionsberegning eller geografisk fordeling af emissioner i SPREAD. Det medfører, at i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) er emissionsdata baseret på den nationale emissionsopgørelse som rapporteret i 2019 (heri er 2017 det seneste emissionsår), mens emissionsdata i indeværende rapport er baseret på den nationale emissionsopgørelse som rapporteret i 2020 (heri er 2018 det seneste emissionsår). Forskellen mellem emissionerne i 2017 i Jensen et al. (2020) og 2018 i denne rapport afspejler dermed både ændring af emissioner fra år til år og indflydelsen af nye metoder i opgørelsen. I forbindelse med de årlige opdateringer sker der ændringer i en lang række sektorer, og der er normalt forbedringer for alle de overordnede hovedemissionssektorer. De største forskelle mellem emissioner i 2017 i den tidligere rapport (Jensen et al., 2020) og 2018 i indeværende rapport optræder for SNAP02.

Emissionerne i SNAP0202 kommer hovedsageligt fra små brændefyrede anlæg, især brændeovne. Metoden til beregning af emissioner fra brændeovne blev revurderet i løbet af 2019, og den forbedrede metode ligger til grund for emissionsberegningen for 2018. Metodeforbedringen var meget omfattende og har både haft indflydelse på den samlede emission fra små brændefyrede anlæg samt for ovn- og kedelbestandens fordeling på teknologier, hvilket igen har indflydelse på den geografiske fordeling. Den væsentligste ændring er, at emissionsfaktorerne er ændret på baggrund af nye emissionsmålinger fra brændeovne. Der er ikke sket metodiske ændringer i opgørelse af brændeforbrug, geografisk fordeling og oplysninger om brændeovne og deres placering er som hidtil baseret på skorstensfejerregistre. Metodeforbedringerne vil blive beskrevet i en rapport, som er under udarbejdelse (Nielsen et al., 2021).

BC i UBM-modellen

I UBM-modellen består de direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$) af summen af mineralsk støv, BC og OC.

Forventet udvikling i den nationale emission af BC

Den seneste offentliggjorte fremskrivning er fra den nationale emissionsopgørelse for 2018 (Nielsen et al., 2020). Denne fremskrivning reflekterer ikke de forbedringer, der er foretaget i beregningsmetoder siden hen. Der er i 2020 foretaget en opdatering, som rapporteres i 2021.

Den nationale emission af BC forventes at falde fra 4.196 tons i 2016 til 3.192 tons i 2030 dvs. med omkring 24%.

Emissionen fra transport vil falde markant, hvilket gør andelen fra andre kilder, herunder træfyring i husholdninger, større. Men da træforbruget i husholdninger ifølge Energistyrelsens energifremskrivning falder, så falder BC emissionen fra træfyring i husholdninger på trods af en højere emissionsfaktor for nyere teknologier. Så generelt falder emissionen af BC markant frem mod 2030, men andelen af de samlede emissioner ændrer sig for forskellige sektorer. Det skal bemærkes, at Energistyrelsen i forbindelse med Energistatistikken for 2019 har nedjusteret træforbruget i husholdninger markant. Dette kan forventes at påvirke den næste fremskrivning, når den bliver udarbejdet.

4.2 Kildebidrag fra Københavns Kommune til luftforureningen i Københavns Kommune

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

I

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder til luftforureningen i bybaggrund i og uden for Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2019 (enhed µg/m^3). Koncentrationsbidragene er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune.

er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og udenfor Københavns Kommune til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen i Københavns Kommune i 2019. Det er altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. I

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder til luftforureningen i bybaggrund i og uden for Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2019 (enhed µg/m^3). Koncentrationsbidragene er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune.

er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder i og udenfor Københavns Kommune til den totale luftforurening i Københavns Kommune, og i

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder til luftforureningen i bybaggrund i og uden for Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2019 (enhed µg/m^3). Koncentrationsbidragene er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune.

er vist det procentvise bidrag fra alle kilder til den del af luftforureningen i Københavns Kommune, der skyldes emissionskilder indenfor kommunens grænser.

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

Tabel 4.3. Koncentrationsbidrag fra de forskellige kilder til luftforureningen i bybaggrund i og uden for Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2019 (enhed µg/m^3). Koncentrationsbidragene er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Københavns Kommune.

SNAP kode	Emissionssektor	NO_x	NO_2	O_3	SO_2	PM_{10}	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	1.24	0.92	-0.79	0.57	0.06	0.02	0.00
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0.03	0.03	-0.02	0.02	0.05	0.02	0.01
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	0.09	0.07	-0.06	0.03	0.40	0.20	0.01
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0.11	0.08	-0.07	0.10	0.01	0.00	0.00
SNAP04	Industrielle processer	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.01	0.00
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.07	N/A[a]
SNAP06	Anvendelse af produkter	0.00	0.00	0.00	0.01	0.10	0.04	0.00
SNAP0701	Vej transport - personbiler	1.19	0.95	-0.83	0.01	0.04	0.02	0.01
SNAP0702	Vej transport - varebiler	0.63	0.50	-0.44	0.00	0.03	0.01	0.01
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	0.58	0.46	-0.41	0.00	0.01	0.01	0.00
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm^3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm^3	0.01	0.01	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.15	0.05	0.01
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.08	0.03	0.00
SNAP0801	Militær	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0802	Jernbaner	0.10	0.08	-0.07	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP080402	National søfart	0.00	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	0.00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0.02	0.01	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	0.27	0.22	-0.19	0.04	0.00	0.00	0.00
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0.03	0.02	-0.02	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0.00	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	0.00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0.15	0.12	-0.10	0.00	0.02	0.01	0.01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0.01	0.01	-0.01	0.00	0.00	0.00	0.00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0.01	0.01	-0.01	0.07	0.01	0.01	0.00
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0.00	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	0.00
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	4.5	3.6	-3.2	0.9	1.2	0.5	0.07
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	7.2	6.7	62.9	0.5	10.7	7.3	0.23
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner og skibe < 25km	4.8	4.2	-3.8	0.6	0.7	0.2	0.06
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	16.5	14.5	56.0	2.0	12.6	8.0	0.36

[a] BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

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

SNAP kode	Emissionssektor	NO_x	NO_2	O_3	SO_2	PM_{10}	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	7.5	6.3	-1.4	29.1	0.4	0.3	0.3
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0.2	0.2	0.0	0.8	0.4	0.3	1.7
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	0.6	0.5	-0.1	1.6	3.2	2.5	3.9
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0.6	0.6	-0.1	5.1	0.1	0.0	0.3
SNAP04	Industrielle processer	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	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	0.9	0.8	N/A[a]
SNAP06	Anvendelse af produkter	0.0	0.0	0.0	0.4	0.8	0.5	0.0
SNAP0701	Vej transport - personbiler	7.2	6.6	-1.5	0.4	0.3	0.3	3.9
SNAP0702	Vej transport - varebiler	3.8	3.4	-0.8	0.1	0.2	0.2	3.1
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	3.5	3.2	-0.7	0.2	0.1	0.1	1.1
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm^3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm^3	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.6	3.9
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0.0	0.0	0.0	0.0	0.6	0.3	0.0
SNAP0801	Militær	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0802	Jernbaner	0.6	0.6	-0.1	0.0	0.0	0.0	0.3
SNAP080402	National søfart	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0.1	0.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	1.7	1.5	-0.3	2.2	0.0	0.0	0.3
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	0.2	0.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0.9	0.8	-0.2	0.0	0.2	0.1	1.9
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0.0	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	0.0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0.1	0.1	0.0	3.7	0.1	0.1	0.0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0.0	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	0.0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Sub-total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	27	25	-6	44	9	6	21
Sub-total	Regionalt bidrag (DEHM)	43	46	112	23	85	91	63
Sub-total	Bidrag fra nabokommuner og skibe < 25km	29	29	-7	33	6	2	16
Total	Total (inkl. alle kilder på den nordlige halvkugle)	100	100	100	100	100	100	100

[a] BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Tabel 4.5. Koncentrationsbidrag i % fra de forskellige kilder til luftforurening i bybaggrund udelukkende i Københavns Kommune i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder til luftforurening i bybaggrund i Københavns Kommune som middel over Københavns Kommune i 2018 (Enhed %).

SNAP kode	Emissionssektor	NO_x	NO_2	SO_2	PM_{10}	$PM_{2,5}$	BC af $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	28	25	66	5	5	1
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	1	1	2	4	4	8
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	2	2	4	35	39	19
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2	2	12	1	1	1
SNAP04	Industrielle processer	0	0	0	7	2	0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	9	13	N/A[a]
SNAP06	Anvendelse af produkter	0	0	1	9	8	0
SNAP0701	Vej transport - personbiler	26	26	1	4	4	19
SNAP0702	Vej transport - varebiler	14	14	0	2	3	15
SNAP0703	Vej transport - lastbiler	13	13	0	1	1	5
SNAP0704	Vej transport - knallert og motorcykler under 50 cm^3	0	0	0	0	0	0
SNAP0705	Vej transport - motorcykler over 50 cm^3	0	0	0	0	0	0
SNAP0706	Vej transport - fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport - dæk- og bremseslid	0	0	0	13	10	19
SNAP0708	Vej transport - vejslid	0	0	0	7	5	0
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	2	2	0	0	0	1
SNAP080402	National søfart	0	0	0	0	0	0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	0	0	0	0	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	6	6	5	0	0	1
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	1	1	0	0	0	0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	3	3	0	2	2	9
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0	0	0	0	0	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0	0	8	1	1	0
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0	0	0	0	0	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	0	0	0	0	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	100	100	100	100	100	100

[a] BC opgøres særskilt for SNAP05, og som redegjort for i snit 2.1 er der manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$. Derfor er BC for SNAP05 ikke medtaget, da usikkerheden er for stor.

Lokale kilders bidrag til BC i 2019

Som det fremgår af Tabel 4.3, er baggrundskoncentrationen af BC som gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune modelleret til 0,36 µg/m^3 i 2019. Til sammenligning blev der målt 0,35 µg/m^3 på bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Instituttet i København i 2018 af EC og i forstaden Hvidovre 0,40 µg/m^3 af EC (

Tabel 3.1. Årsmiddelværdier for elementært kulstof (EC) i 2018 (Ellermann et al., 2020). Målingerne af elementært kulstof udføres i forbindelse med Delprogram for luft under NOVANA bortset fra målingerne ved bybaggrundsmålestationen i København, som finansieres særskilt af Miljøstyrelsen.

). Bybaggrundsmålestationen måler luftforureningen i et punkt, som formodes at repræsentere luftforureningen i et større område omkring målestationen. Luftkvalitetsberegninger viser også, at der ikke er så stor variation af bybaggrundskoncentrationen af NO_2 over centrale dele af København (se fx luftenpaadinvej.au.dk), men dog lavere koncentrationer i yderområderne af kommunen. Da den modellerede koncentration er et gennemsnit over den geografiske udstrækning af Københavns Kommune forventes den at være lavere end den målte værdi på H.C. Ørsted Instituttet. Alt i alt er der meget fin overensstemmelse mellem modelberegninger og målinger, som det også blev vist i det tidligere afsnit 3.4 om sammenligninger mellem modelberegninger og BC.

Som det fremgår af Tabel 4.3, bidrager alle kilder i Københavns Kommune med omkring 0,07 µg/m^3 til bybaggrundskoncentrationen af BC, hvilket svarer til omkring 21% af bybaggrundskoncentrationen. Modsat gælder, at omkring 0,29 µg/m^3 eller 79% af BC kommer fra kilder uden for Københavns Kommune (kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle). Nabokommuner inkl. skibe inden for 25 km bidrager med 0,06 µg/m^3 (16%), og den regionale luftforurening med 0,23 µg/m^3 (63%). Hvis bidraget fra nabokommunerne inkluderes som en del af "lokale kilder", så bidrager disse kilder i Københavns Kommune og nabokommunerne således til omkring 37% af bybaggrundskoncentrationen af BC, mens det resterende bidrag (63%) er fra den regionale luftforurening.

Det største bidrag inden for Københavns Kommune er vejtrafikken med omkring 0,04 µg/m^3 for BC svarende til omkring 12%. For vejtrafikken er omkring 2/3 udstødning, men 1/3 er knyttet til dækslid. Det andet største bidrag er fra brændefyringsanlæg, som bidrager med omkring 0,02 µg/m^3 svareden til omkring 6%.

Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af bidraget fra de lokale emissionskilder inden for Københavns Kommune til den forurening, der skyldes kilder inden for kommunegrænsen, er vejtransport er den største kilde, da den bidrager med omkring 58% for BC. Som det fremgår af ovenstående, er der også et væsentligt bidrag fra nabokommuner, hvor en stor del også vil være trafik. Den anden største kilde til BC er brændefyringsanlæg (27%).

5 Helbredseffekter

Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for Københavns Kommune.

Endvidere kvantificeres bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer (SNAP-kategorier) i Københavns Kommune til helbredseffekterne i Københavns Kommune. BC for SNAP05 er ikke medtaget, som en del af $PM_{2,5}$, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5,}$ som redegjort for i snit 2.1.

Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er nærmere beskrevet i afsnit 2.1 dvs. med standardforudsætninger om, at de forskellige partikelkomponenter er lige helbredsskadelige i tråd med anbefalinger fra WHO og EEA.

5.1 Helbredseffekter i Københavns Kommune fra alle kilder

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikel- og NO_2-forurening og høj befolkningstæthed. Denne kombination er tilstede i Københavns Kommune.

For tidlige dødsfald består overvejende af dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening, men også af dødsfald som følge af udsættelse for NO_2. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tids eksponering med forhøjede koncentrationer (episoder) fx af ozon. En lille del skyldes SO_2.

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

Antallet af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning er beregnet ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald som følge af langtidspåvirkning svarer til 10,6 tabte leveår (Andersen, 2017; Watkiss et al., 2005), og dette ligger til grund for værdisætningen og beregningen af omkostningerne af for tidlige dødsfald som følge af langtidspåvirkning. Omkostningerne ved for tidlige dødsfald som følge af korttidspåvirkning af luftforurening baseres på værdien af et statistisk liv.

Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed

I Tabel 5.1 er vist antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$. Endvidere vises den andel af $PM_{2,5}$, som BC bidrager med.

Tabel 5.1. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2019. Total er summen af helbredseffekter af SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$.

Dødelighed	**Total**	**SO_2**	**O_3**	**NO_2**	**$PM_{2,5}$**	**BC af $PM_{2,5}$**
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	136	1	8	48	80	3
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	304	0	0	0	304	12
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	440	1	8	48	384	14
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	401	0	6	227	168	6
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme ($PM_{2,5}$, O_3)	103	0	19	0	118	4
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	37	0	0	0	37	1
Nye tilfælde med bronkitis hos voksne ($PM_{2,5}$)	349	0	0	0	349	13
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	1487	0	0	0	1487	43
Sygedage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	28373	0	0	0	28350	5
Dage med nedsat aktivitet (syg/utilpas) ($PM_{2,5}$)	420981	0	0	0	420981	15898
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	89	0	89	0	0	0
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	6	0	0	0	6	0

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2019 er omkring 440 i Københavns Kommune på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Det er fordelt med 304 for tidlige dødsfald pga. langtidspåvirkning og 136 pga. korttidspåvirkning.

Sammenlignes det total antal for tidlige dødsfald på 440 pga. al luftforurening med alle dødsfald i Københavns Kommune i 2019 på 3.559 fra Danmarks Statistik svarer luftforureningens andel til omkring 12%.

For de for tidlige dødsfald er størstedelen knyttet til $PM_{2,5}$ (384 dødsfald), derefter til NO_2 (48 dødsfald) og kun meget lidt til O_3 (8 dødsfald) og SO_2 (1 dødsfald).

I de seneste beregninger for hele Danmark er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 4.600 med EVA-systemet for 2019 (Ellermann et al., 2021). Befolkningstallet i Københavns Kommune er 10,4% af hele Danmarks befolkning i 2017, som er det år, vi har befolkningsdata i EVA-systemet. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Københavns Kommune kan forventes omkring 480 for tidlige dødsfald i 2017, hvilket er samme størrelsesorden som de aktuelt beregnede 440 for tidlige dødsfald for 2019.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 5.1. Eksempelvis er der omkring 421.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage og utilpashed som fx hovedpine) som følge af luftforureningen i

Københavns Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar sygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt sygedage med tabt arbejde og nedsat aktivitet. 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.

I Tabel 5.1 er også vist den andel af $PM_{2,5}$, som BC udgør af helbredseffekterne relateret til $PM_{2,5}$. Der er 14 for tidlige dødsfald relateret til BC, som udgør omkring 3% af de samlede for tidlige dødsfald pga. al luftforurening. Tilsvarende udgør BC knap 4% af dage med nedsat aktivitet.

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

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

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

Helbredseffekter	**01**	**02**	**03**	**04**	**05[a]**	**06**	**07**	**0801-05**	**0806-11**	**09**	**3BDF**	**Total**
	Kraftværk mv.	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly)	Ikke-vejgående maksiner (arbejdsmaskiner)	Affaldsbehandling, mv.	Landbrug	Total
Dødelighed												
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	2	3	0	0	0	1	9	1	1	0	0	17
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	1	10	0	0	0	2	6	0	1	0	0	21
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total antal tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	3	13	1	1	0	3	15	1	1	1	0	38
Sygelighed												
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	9	8	1	0	0	1	40	6	3	1	0	70
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme ($PM_{2,5}$, O_3)	0	4	0	0	0	1	1	0	0	0	0	6
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Tilfælde med bronkitis ($PM_{2,5}$)	0	12	0	1	0	3	6	0	1	0	0	24
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	2	39	1	2	1	9	20	0	2	1	0	76
Sygedage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	45	967	22	45	0	225	517	0	45	22	0	9
Dage med nedsat aktivitet (syg/utilpas) ($PM_{2,5}$)	571	14301	203	623	256	3284	7983	198	764	425	15	28620
Dage med nedsat aktivitet (O_3)	-1	0	0	0	0	0	-5	-1	0	0	0	-9
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

[a]BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$, som redegjort for i snit 2.1.

Der er 38 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Københavns Kommune i 2019. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald (440) pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 5.1) bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019. Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er vejtransport (15 i 2019) og brændefyring (13 i 2019). De øvrige kilder bidrager tilsammen med 10 for tidlige dødsfald.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 76% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 24%. Det samlede antal for tidlige dødsfald er omkring 4.600 fordelt med ca. 3.500 forårsaget af emissioner fra udlandet og ca. 1.100 fra danske kilder. Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.000 tilfælde. "Eksport" af luftforurening er derfor noget større end det de danske emissioner giver anledning til i Danmark, mens "import" af luftforurening (ca. 3.500 for tidlige dødsfald) er omkring halvanden gang så stor som "eksport" (2.000 for tidlige dødsfald). Alle ovenstående tal er beregnet ud fra 2019 (Ellermann et al., 2021).

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

Som det fremgår af ovenstående er emissioner i Danmark skyld i omkring 24% af det samlede antal for tidlige dødsfald i Danmark, mens udenlandske emissioner bidrager med 76%. For København er fordelingen henholdsvis 9% fra lokale og 91% fra eksterne kilder**.** Hvis man betragtede hele verden under ét, ville verdens bidrag til sig selv være 100%. I den modsatte ende, hvis man betragter et meget lille område, ville bidraget til sig selv være 0%. Bidraget til sig selv er derfor mindre jo mindre et område man betragter, hvilket forklarer forskellen mellem at betragte hele Danmark og Københavns Kommune.

Bidrag fra krydstogtskibe

I den nationale emissionsopgørelse indgår emissioner fra krydstogtskibe ikke som en særskilt kategori men sammen med alle skibe. Det er derfor ikke muligt at trække oplysninger om krydstogtskibe ud af den nationale emissionsopgørelse. DCE har tidligere gennemført en detaljeret aktivitets- og emissionsopgørelse for 2017 af krydstogtskibe i Københavns Havn og Aarhus Havn, og deres påvirkning af luftkvaliteten i nærområderne (Jensen et al., 2019). I en opdateret undersøgelse for 2019 er andre skibe end krydstogtskibe også inkluderet for fem havne i Danmark, herunder Københavns Havn (Jensen et al., 2021). I disse undersøgelser beregnes overskridelser af grænseværdien for den 19. højeste timeværdi for NO_2 i nærområderne i havnene, dvs. inden for få hundrede meter. Det er med andre ord høje koncentrationer. Det er ikke på nuværende tidspunkt muligt at koble de beregninger direkte til helbredseffekter i nærområderne.

Ovenstående undersøgelser har alene belyst forhold omkring emission og luftkvalitet af skibe i udvalgte danske havne. Helbredseffekter af luftforureningen fra krydstogtskibe i Københavns Havn og Aarhus Havn i 2017 er beregnet i forbindelse med afrapportering af Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet for 2019 (Ellermann et al. 2021). Tallene for helbredseffekter er beregnet i Ellermann et al. (2021), på baggrund af UBM modellen med en opløsning på 1 km x 1 km. Emissionerne er baseret på Jensen et al. (2019). I helbredsberegningerne er vi endnu ikke i stand til at beregne effekten af de højere koncentrationer, som direkte naboer kan udsættes for.

Disse beregningerne viser, at krydstogtskibene bidrager til ca. 3 for tidlige dødsfald og ca. 2.500 sygedage i København og i Aarhus tilsammen. De totale samfundsmæssige omkostninger relateret til helbredseffekter fra krydstogtskibene er beregnet til ca. 54 mio. kr. om året, hvoraf de ca. 12 mio. kr. skyldes effekter fra NO_2 og ca. 42 mio. kr. skyldes helbredseffekter fra emission af partikler.

6 Eksterne omkostninger

I dette kapitel opsummeres først de totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019. Dernæst opsummeres luftforureningens helbredsrelaterede eksterne omkostninger for Københavns Kommune baseret på emissioner kun fra Københavns Kommune og fordelt på hovedemissionssektorer. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Københavns Kommune betyder for de eksterne omkostninger i Københavns Kommune. BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5,}$ som redegjort for i snit 2.1.De eksterne omkostninger er fordelt på stoffer og underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier).

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

6.1 Totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune

Eksterne omkostninger pga. danske og udenlandske emissionskilder

I Tabel 6.1 er angivet de totale eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2019, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder. Endvidere er vist, hvad emissioner i Københavns Kommune giver anledning til samt deres procentdel af de samlede omkostninger.

Tabel 6.1. Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening i Københavns Kommune pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr.). Øvrige $PM_{2,5}$ er summen af SIA, SOA, SS og "manglende masse" som bl.a. er vand.

Helbredseffekter	**Total**	**SO_2**	**O_3**	**NO_2**	**$PPM_{2,5}$**	**Øvrige $PM_{2,5}$**
Dødelighed						
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	4304	21	241	1517	502	2017
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	3592	0	0	4	841	2736
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	7	0	0	0	2	5
Total antal tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	7904	21	241	1520	1345	4758
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	30	0	0	17	3	9
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme ($PM_{2,5}$, O_3)	16	0	2	0	3	11
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Episoder med bronkitis voksne og børn ($PM_{2,5}$)	103	0	0	0	24	79
Sygedage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) ($PM_{2,5}$)	464	0	0	0	109	354
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	0	0	0	0	0	0
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	3	0	0	0	1	2
Total sygelighed	617	0	3	17	140	456
Total dødelighed og sygelighed	8520	21	244	1537	1485	5213
Københavns Kommune - alle kilder i kommunen	821	7	-25	413	341	85
%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	33%	-10%	27%	23%	2%

De årlige totale eksterne omkostninger i København Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 8,5 milliarder kr. i 2019. I de seneste beregninger for hele Danmark for 2019 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 85 milliarder kr. pr. år med EVA-systemet (Ellermann et al., 2021). De eksterne omkostninger i København Kommune udgør således 10% heraf.

De eksterne omkostninger skyldes hovedsageligt partikler. Partikler omfatter de sekundære partikler og havsalt (SIA+SOA+SS, samt manglende masse) som i Københavns kommune tilsammen giver anledning til 5,2 milliarder i eksterne omkostninger, og de direkte emitterede partikler ($PPM_{2,5}$), som giver anledning til 1,5 milliard kr. Samlet set giver partikler således anledning til 6,7 milliarder kr. i eksterne omkostninger, men det er hovedsageligt sekundært dannede partikler og havsalt (SIA/SOA/SS), som bidrager hertil, som i denne rapporter er benævnt øvrige $PM_{2,5}$. Havsalt andrager omkring 8% af de samlede omkostninger. Det næststørste bidrag er for NO_2 med 1,5 milliarder kr. og herefter kommer O_3 og SO_2, som kun bidrager med hhv. 0,2 og 0,02 milliarder kr.

Hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald, som følge af både langtids- og korttidseksponering, da værdisætningen for disse er relativt høj i forhold til fx værdisætningen af sygelighed og sygedage. Samlet er de eksterne omkostninger relateret til for tidlige dødsfald omkring 7,9 milliarder kr., mens sygelighed samlet er omkring 0,6 milliarder kr.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Københavns Kommune

De samlede eksterne omkostninger i København Kommune pga. emissioner inden for kommunegrænsen er 821 mio. kr. fordelt med 426 mio. kr. på partikler, som omfatter 341 mio. kr. for $PPM_{2,5}$, og 85 mio. kr. for øvrige $PM_{2,5}$ (som her er manglende masse), 413 mio. kr. for NO_2, 7 mio. kr. for SO_2 samt minus 25 mio. kr. for O_3. Grunden til, at omkostningerne er negative for O_3 er, at NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 inden for kommunen.

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Københavns Kommune, udgør omkring 10% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedårsagen til at emissioner i Københavns Kommune udgør en relativ lille andel af de samlede omkostninger fra danske og udenlandske kilder er, at langtransporteret luftforurening i form af øvrige $PM_{2,5}$ (sekundært dannede partikler og havsalt (SIA+SOA+SS)) udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For $PPM_{2,5}$, NO_2 og SO_2, hvor lokale emissionskilder i Københavns Kommune bidrager, er den procentvise andel større (hhv. 23%, 27% og 33%). Den er -10% for O_3, da NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O_3 inden for kommunen.

Som angivet ovenfor er de eksterne omkostninger, som falder inden for Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune, 821 mio. kr. om året i 2019. Men emissioner i Københavns Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt.

6.2 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Københavns Kommune

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og hovedemissionssektorer

I Tabel 6.2 er de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO_2, O_3, NO_2, og $PPM_{2,5}$ og yderligere underopdelt på de forskellige hovedemissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2019. Det er således de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. emissioner i Københavns Kommune. Endvidere er bidraget fra langtransporteret SIA+SOA+SS, samt manglende masse også vist, under øvrige $PM_{2,5}$. Emissioner inden for Københavns Kommune bidrager ikke til SIA+SOA+SS inden for kommunen, men kun uden for kommunen, idet omdannelse fra emission af gasser udledt i kommunen til sekundære partikler tager tid, mens de bidrager til "manglende masse".

Tabel 6.2. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2019 pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	Øvrige $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	75	3	-2	66	7	2
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	228	1	-1	12	173	43
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	13	1	0	9	2	1
SNAP04	Industrielle processer	9	0	0	0	7	2
SNAP05[a]	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	0	N/A[a]	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	50	0	0	0	39	10
SNAP07	Vejtransport	364	0	-14	258	96	24
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	67	1	-3	55	12	3
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	9	1	0	2	5	1
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	821	7	-25	413	341	85
Subtotal	Kilder uden for Københavns Kommune (DK, udland)	7699	14	269	1124	1144	5128
Total	Total (inkl. kilder i Kbh. Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	8520	21	244	1537	1485	5213
Total	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	10%	33%	-10%	27%	23%	2%

[a]BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$, som redegjort for i snit 2.1.

De samlede eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune er 821 mio. kr. i 2019. De vigtigste lokale kilder i Københavns Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Københavns Kommune er vejtrafik, som står for omkring 364 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne mv. med 228 mio. kr. Der er 16.776 fyringsanlæg i Københavns Kommune, hvoraf 95% er brændeovne. Dette er baseret på den seneste oversigt over antal brændefyringsanlæg i Københavns Kommune baseret på de nyeste skorstensfejerdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestemt. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 14.000 kr. i 2019. Andre kildetyper, som udgør en vis del er kraftværker mv. (75 mio. kr.), ikke-vejgående maskiner (67 mio. kr.), og anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 50 mio. kr.

Eksterne omkostninger fordelt på stoffer og underemissionssektorer

I Tabel 6.3 er de eksterne omkostninger i 2019 i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på SO_2, O_3, NO_2,

og $PPM_{2,5}$ og yderligere underopdelt på de forskellige underemissionskategorier for nogle af hovedemissionssektorerne. Det er således en yderligere underopdeling af hovedemissionssektorerne i **Error! Reference source not found.** for SNAP 2, 7, 8 og landbrug.

Tabel 6.3. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier i 2019 (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	Øvrige $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	75	3	-2	66	7	2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	23	0	0	3	16	4
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger (primært brændeovne)	205	1	0	9	156	39
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, i landbrug, skovbrug og fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	13	1	0	9	2	1
SNAP04	Industrielle processer	9	0	0	0	7	2
SNAP05[a]	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	0	0	0	-	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	50	0	0	0	39	10
SNAP0701	Vej transport -personbiler	142	0	-7	129	17	4
SNAP0702	Vej transport -varebiler	76	0	-4	66	11	3
SNAP0703	Vej transport -lastbiler	65	0	-3	62	5	1
SNAP0704	Vej transport -knallert og motorcykler under 50 cm^3	1	0	0	0	1	0
SNAP0705	Vej transport -motorcykler over 50 cm^3	2	0	0	1	1	0
SNAP0706	Vej transport -fordampning af NMVOC fra benzinbiler	0	0	0	0	0	0
SNAP0707	Vej transport -dæk- og bremseslid	51	0	0	0	41	10
SNAP0708	Vej transport -vejslid	27	0	0	0	21	5
SNAP0801	Militær	0	0	0	0	0	0
SNAP0802	Jernbaner	11	0	-1	11	1	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0	0	0	0
SNAP080403	Nationalt fiskeri	0	0	0	0	0	0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 1000 m)	1	0	0	1	0	0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 1000 m)	24	1	-1	23	1	0
SNAP080503	National flytrafik (> 1000 m)	2	0	0	2	0	0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0	0	0	0	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	26	0	-1	16	8	2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0	0	0	0	0	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	2	0	0	1	1	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	9	1	0	2	5	1
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0	0	0	0	0	0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0	0	0	0	0	0
SNAP3F	Landbrug, øvrigt	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	821	7	-25	413	341	85

[a]BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$, som redegjort for i snit 2.1.

De samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 364 mio. kr. Heraf udgør personbiler 142 mio. kr., varebiler 76 mio. kr., busser og lastbiler 65 mio. kr., og knallerter og motorcykler 3 mio. kr. Ikke-udstødning i form af vej, dæk- og bremseslid udgør 51 mio. kr. for hele vejtrafikken, hvilket er omkring 1/3 af de samlede omkostninger for vejtrafik, og er i denne opgørelse ikke underopdelt på køretøjskategorierne.

Ikke-industriel forbrænding i form af brændefyring udgør 228 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger. Langt den største del er i husholdninger med 205 mio. kr. og kun 23 mio. kr. inden for handel og service.

De samlede eksterne omkostninger af ikke-vejgående maskiner er 67 mio. kr. Maskiner og redskaber inden for industri, fx entreprenør og arbejdsmaskiner, udgør 28 mio. kr., flytrafik 27 mio. kr. og jernbaner 11 mio. kr.

7 Følsomhedsanalyse for BC

Emissioner og koncentrationsbidrag i følsomhedsberegningen er som i basisberegningen, og det er kun helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger, der ændrer sig i følsomhedsanalysen for BC. BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5,}$ som redegjort for i snit 2.1.

De eksponering-responsfunktioner for BC for kronisk dødelighed, som ligger til grund for følsomhedsanalysen for BC, er beskrevet i tidligere afsnit 2.2. Al akut dødelighed er sat til nul for partikler, da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for BC alene, og heller ikke for øvrige enkelte partikelkomponenter. Vi har ikke korrigeret BC for manglende masse, som det er gjort i basisberegningen, hvor $PM_{2,5}$ er korrigeret med 33%. Sammenligning mellem modelleret BC og målt BC er i god overensstemmelse, så der er ikke behov for justering af BC for manglende masse. Da vi ikke kender eksponerings-responsfunktionen for sygelighed særskilt for BC, og heller ikke for de øvrige partikelkomponenter, er helbredseffekter relateret til sygelighed ens i basisberegningen og i følsomhedsberegningen for alle stoffer.

7.1 Helbredseffekter ved følsomhedsanalyse for BC

Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed

I Tabel 7.1 er vist resultater for følsomhedsanalysen for BC for antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter i Københavns Kommune som følge af den totale luftforurening i 2019 pga. danske og udenlandske kilder. De totale helbredseffekter vises sammen med fordelingen på stofferne: SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$. Endvidere vises den andel af $PM_{2,5}$, som BC bidrager med.

Tabel 7.1. Følsomhedsanalyse for BC. Helbredseffekter i Københavns Kommune pga. den totale luftforurening, dvs. både danske og udenlandske kilder i 2019. Total er summen af helbredseffekter af SO_2, O_3, NO_2 og $PM_{2,5}$.

Dødelighed	**Total**	**SO_2**	**O_3**	**NO_2**	**$PM_{2,5}$**	**BC af $PM_{2,5}$**
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	56	1	8	48	0	0
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	296	0	0	0	295	295
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Totalt antal for tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	352	1	8	48	295	295
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	400	0	6	227	167	6
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme ($PM_{2,5}$, O_3)	137	0	19	0	118	4
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	37	0	0	0	37	1
Nye tilfælde med bronkitis voksne ($PM_{2,5}$)	348	0	0	0	348	13
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	1484	0	0	0	1484	43
Sygedage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	126	0	0	0	126	5
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) ($PM_{2,5}$)	419702	0	0	0	419702	15898
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	89	0	89	0	0	0

Lungecancer ($PM_{2,5}$)	6	0	0	0	6	0

Som det fremgår af Tabel 7.1 er der ikke opgjort for tidlige dødsfald knyttet til $PM_{2,5}$ (og dermed heller ikke BC) for korttidseksponering (akut død), da dette ligger i forudsætningerne for følsomhedsberegningen for BC. I basisberegningen var for tidlige dødsfald for $PM_{2,5}$ på 80 heraf 3 for BC. Akut død er nul i følsomhedsanalysen, da der ikke er oplysninger om eksponering-respons for BC for akut død. Akut død for SO_2, O_3 og NO_2 er som i basisberegningen, da forudsætningerne er de samme.

I følsomhedsberegningen for BC er der 295 for tidlige dødsfald som følge af langtidseksponering (kronisk død) knyttet til BC. Dette er langt flere end i basisberegningen, hvor det tilsvarende tal var 12. Antallet fremkommer ved, at den anvendte eksponering-responsfunktion for BC er langt kraftigere end i basisberegningen, hvor alle partikelkomponenter herunder BC regnes med samme eksponering-responsfunktion som for $PM_{2,5}$. For tidlige dødsfald for BC udgør 100% af for tidlige dødsfald for $PM_{2,5}$, da der i følsomhedsberegningen kun er eksponering-responsfunktion for BC, og øvrige partikelkomponenter er sat til nul pga. manglende viden.

Helbredseffekterne relateret til sygelighed er ens i basis og følsomhedsanalyse, da forudsætningerne er identiske.

Den helt store forskel mellem basisberegningen og følsomhedsberegningen er således, at kronisk død for BC bliver omkring 25 gange større (295) end i basisberegningen (12).

Kronisk død for BC i følsomhedsberegningen er 295 for tidlige dødsfald, hvilket er på niveau med antallet af for tidlige dødfald i basisberegningen for $PM_{2,5}$, som er på 304 for tidlige dødsfald.

Helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på lokale kilder fra Københavns Kommune

I det følgende opsummeres helbredseffekter i Københavns Kommune fordelt på emissionskilder fra Københavns Kommune for følsomhedsanalysen (

Tabel 7.2. Følsomhedsanalyse for BC. Helbredseffekter i Københavns Kommune i 2019 pga. emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde.

). Det svarer således på, hvor meget kilderne i Københavns Kommune bidrager til de samlede helbredseffekter i Københavns Kommune i følsomhedsberegningen.

Tabel 7.2. Følsomhedsanalyse for BC. Helbredseffekter i Københavns Kommune i 2019 pga. emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på de forskellige emissionskilder. Øverst angives SNAP-kategorier. Enhed: antal tilfælde.

Helbredseffekter	01	02	03	04	05[a]	06	07	0801-05	0806-11	09	3BDF	Total
	Kraftværk mv.	Ikke-industriel forbrænding	Fremstillingsvirksomhed mv.	Industrielle processer	Udvinding mv.	Anv. af produkter	Vejtransport	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly)	Ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner)	Affaldsbehandling, mv.	Landbrug	Total
Dødelighed												
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	2	0	0	0	0	0	7	1	1	0	0	12
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	1	19	1	0	0	0	41	1	7	0	0	71
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total antal tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	3	19	1	0	0	0	49	2	8	0	0	83
Sygelighed												
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	9	8	1	0	0	1	40	6	3	1	0	70
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme ($PM_{2,5}$, O_3)	0	4	0	0	0	1	1	0	0	0	0	6
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	3
Nye tilfælde med bronkitis voksne ($PM_{2,5}$)	0	12	0	1	0	3	6	0	1	0	0	24
Episoder med bronkitis børn ($PM_{2,5}$)	2	39	1	2	0	9	20	0	2	1	0	76
Sygedage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	0	4	0	0	0	1	2	0	0	0	0	9
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) ($PM_{2,5}$)	571	14301	203	623	0	3284	7983	198	764	425	15	28364
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	-1	0	0	0	0	0	-5	-1	0	0	0	-9
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

[a]BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5}$, som redegjort for i snit 2.1.

Som forventet bliver emissionssektorer med væsentlige BC-emissioner større i følsomhedsberegningen i forhold til basisberegningen, hvad angår for tidlige dødsfald.

I følsomhedsberegningen stiger antal for tidlige dødsfald for vejtransport fra 15 i basisberegningen til 49 i følsomhedsberegningen, og ikke-vejgående maskiner (arbejdsmaskiner) fra én til otte. Brændeovne mv. stiger også fra 13 til 19. Alle lokale kilder i Københavns Kommune stiger fra 38 for tidlige dødsfald til 83 fra basis- til følsomhedsberegning. I følsomhedsberegningen indgår ikke manglende masse og akut død, da der ikke er viden om dette for BC.

I basisberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune til omkring 9% af alle for tidlige dødsfald i 2019 (38/440). Dette betyder også, at omkring 91% af alle for tidlige dødsfald i Københavns Kommune skyldes emissioner uden for Københavns Kommune i basisberegningen.

I følsomhedsberegningen er der 352 for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder og for alle luftforurenende stoffer. Dette tal inkluderer ikke akut død og manglende partikelmasse, som beskrevet

tidligere. I følsomhedsberegningen bidrager kilder i Københavns Kommune med 83 for tidlige dødsfald, hvilket svarer til 24%, og dermed 76% fra kilder uden for Københavns Kommune.

7.2 Eksterne omkostninger ved følsomhedsanalyse for BC

I det følgende beskrives for følsomhedsanalysen for BC de eksterne omkostninger i Københavns Kommune pga. al luftforurening, og de eksterne omkostninger som skyldes kilder i Københavns Kommune, og hvordan de er fordelt på kilder i Københavns Kommune.

Eksterne omkostninger pga. danske og udenlandske emissionskilder

Tabel 7.3 viser de eksterne omkostninger pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske kilder. Som det fremgår af Tabel 7.3 er der ikke eksterne omkostninger i forbindelse med kortidseksponering (akut død) for $PPM_{2,5}$, da det ligger i forudsætningerne i følsomhedsanalysen. For øvrige stoffer fås det samme som i basisberegningen. De eksterne omkostninger for langtidseksponering (kronisk død) knyttet til $PPM_{2,5}$ (som her er BC) er 3,5 mia. kr., hvilket skyldes, at der beregnes langt flere for tidlige dødsfald i følsomhedsanalysen. I basisberegningen var de eksterne omkostninger for $PPM_{2,5}$ kun 0,84 mia. kr.

For sygelighed er omkostninger i basis og følsomhedsanalyse de samme, da samme forudsætninger er lagt til grund, da der ikke er viden om sammenhængen mellem BC og sygelig for alle de parametre, som indgår i EVA-systemet.

Tabel 7.3. Følsomhedsanalyse for BC. Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening i Københavns Kommune pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2019 samt andelen forårsaget af emissioner i Københavns Kommune (mio. kr.).

Helbredseffekter	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	Øvrige $PM_{2,5}$
Dødelighed						
For tidlige dødsfald fra korttidseksponering ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	1779	21	241	1517	0	0
For tidlige dødsfald fra langtidseksponering ($PM_{2,5}$, NO_2)	3491	0	0	4	3487	0
Dødsfald blandt spædbørn ($PM_{2,5}$)	7	0	0	0	2	5
Total antal tidlige dødsfald ($PM_{2,5}$, SO_2, NO_2, O_3)	5277	21	241	1520	3489	5
Sygelighed						
Hospitalsindlæggelser, åndedrætsbesvær ($PM_{2,5}$, NO_2, O_3)	30	0	0	17	3	9
Hospitalsindlæggelser, hjertekarsygdomme ($PM_{2,5}$, O_3)	16	0	2	0	3	11
Episoder med astma blandt børn ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Episoder med bronkitis voksne og børn ($PM_{2,5}$)	103	0	0	0	24	79
Sygedage med tabt arbejde ($PM_{2,5}$)	0	0	0	0	0	0
Dage med nedsat aktivitet (sygedage/utilpashed) ($PM_{2,5}$)	463	0	0	0	109	354
Dage med delvist nedsat aktivitet (O_3)	0	0	0	0	0	0
Lungecancer ($PM_{2,5}$)	3	0	0	0	1	2
Total sygelighed	615	0	3	17	140	456
Total dødelighed og sygelighed	5892	21	244	1537	3629	461
Københavns Kommune - alle kilder i kommunen	1265	7	-25	413	862	9
%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	21%	33%	-10%	27%	24%	2%

[a] BC.

Eksterne omkostninger pga. emissionskilder i Københavns Kommune

Tabel 7.4 viser de eksterne omkostning i Københavns Kommune pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune.

De eksterne omkostninger for $PPM_{2,5}$ (som her er BC) er omkring 0,86 mia. kr. i følsomhedsanalysen, mens det var 0,34 mia. kr. i basisberegningen. For de stofferne SO_2, O_3 og NO_2 er det det samme som i basisberegningen. For vejtransport er de eksterne omkostninger omkring dobbelt så høje i følsomhedsberegningen (742 mio. kr.) som i basisbegningen (364 mio. kr.). Brændeovne mv. er også større (255 mio. kr. i følsomhedsanalysen end i basisberegningen (228 mio. kr.).

Tabel 7.4. Følsomhedsanalyse for BC. Eksterne omkostninger i Københavns Kommune i 2019 pga. de lokale emissionskilder i Københavns Kommune fordelt på stoffer og underopdelt på hovedemissionskategorier (mio. kr.).

SNAP kode	Emissionssektor	Total	SO_2	O_3	NO_2	$PPM_{2,5}$	Øvrige $PM_{2,5}$
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	77	3	-2	66	10	0
SNAP02	Ikke-industriel forbrænding (primært brændeovne)	255	1	-1	12	238	4
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	18	1	0	9	8	0
SNAP04	Industrielle processer	1	0	0	0	1	0
SNAP05[a]	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	-	0	0	0	N/A[a]	0
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	0	0	0	5	1
SNAP07	Vejtransport	742	0	-14	258	496	2
SNAP08	Ikke-vejgående maskiner (militær, tog, skibe, fly, arbejdsmaskiner)	156	1	-3	55	103	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	3	1	0	2	0	0
SNAP3BDF	Landbrug	0	0	0	0	0	0
Total	Københavns Kommune (alle kilder i kommunen)	1265	7	-25	413	862	9
	Kilder uden for Københavns Kommune (DK, udland)	4627	14	269	1124	2767	452
Total	Total (inkl. kilder i Kbh. Kommune og alle andre kilder på den nordlige halvkugle)	5892	21	244	1537	3629	461
	%-andel pga. emissioner i Københavns Kommune	21%	33%	-10%	27%	24%	2%

[a]BC for SNAP05 er ikke medtaget, da der er manglende viden om BC's andel af $PM_{2,5,}$ som redegjort for i snit 2.1.

8 Diskussion af usikkerheder

Først diskuteres usikkerheder i forbindelse med EVA-systemet anvendt i basisberegningen (afsnit 8.1). Efterfølgende diskuteres usikkerheder i forbindelse med følsomhedsberegningen for BC (afsnit 8.2).

8.1 Hovedelementerne i EVA-systemet

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som 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. 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, og $PM_{2,5}$, dog med velkendt underestimering for $PM_{2,5}$, som der justeres for ud fra målinger.

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 den internationale litteratur, som er vurderet og anbefalet af et ekspertpanel under verdenssundhedsorganisationen (WHO).

Specielt har man anerkendt en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af $PM_{2,5}$ 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 $PM_{2,5}$ på 10 $\mu g/m^3$ som årsmiddelværdi. I nærværende resultater for basisscenariet er det antaget, at alle partikler er lige skadelige, jf. den bedste viden på området p.t. Usikkerheden på eksponerings-responsfunktionen relateret til $PM_{2,5}$ vurderes at være relativt lille, da den relative risiko på 6,2%, der benyttes, er underbygget i flere større studier, både i USA og i Europa.

Derudover er der nye videnskabelige danske studier (Hvidtfeldt et al., 2019; So et al., 2020; Raaschou-Nielsen et al., 2020), der indikerer, at den relative risiko (RR) for dødelighed relateret til $PM_{2,5}$ for koncentrationer i den lave ende af skalaen er højere end den, som er anbefalet af WHO (6,2% pr. 10 $\mu g/m^3$), og at sammenhængen mellem $PM_{2,5}$-koncentrationer og mortalitet er ikke-lineær, sådan at den relative risiko er højere for de lave koncentrationer, som er fremherskende i Danmark (mindre end 20 $\mu g/m^3$), og tilsvarende er den relative risiko lavere for højere koncentrationer. Benyttes en større relativ

risiko for mortalitet relateret til $PM_{2,5}$, vil dette også føre til et større antal for tidlige dødsfald.

Der mangler tilstrækkelig sikker viden om, hvorvidt specifikke dele af partikelforureningen giver særlig årsag til helbredseffekterne. Som nævnt anvendes stadigvæk den samme eksponerings-responsfunktion for alle de kemiske $PM_{2,5}$-komponenter i basisscenariet, da det på nuværende tidspunkt er bedste viden. EVA-systemet er netop blevet forberedt til at kunne benytte forskellige eksponerings-responsfunktioner for de forskellige komponenter, såfremt ny viden tilskriver det. Sammen med den detaljerede geografiske opdeling af udledningerne fra de forskellige sektorer kan systemet benyttes til at beregne udviklingen i bidraget fra alle de forskellige kilder for forskellige områder med høj geografisk opløsning. Ny viden på dette område vil potentielt kunne ændre de estimerede helbredseffekter relateret til de forskellige kemiske stoffer, mens det ikke nødvendigvis vil påvirke det totale antal dødsfald.

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

En væsentlig del af usikkerhederne relaterer sig til de eksponerings-respons-funktioner, som anvendes for NO_2. For kronisk mortalitet relateret til NO_2 kvælstofdioxid anbefaler WHO en tærskelværdi, så det kun er koncentrationer af kvælstofdioxid over 20 µg/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 km x 1 km. Der er dog væsentlig usikkerhed forbundet med tærskelværdien på de 20 µg/m^3, og denne usikkerhed har væsentlig indflydelse på resultaterne. En mindre tærskelværdi for NO_2 vil have stor indflydelse på beregning af antallet af for tidlige dødsfald henført til kvælstofdioxid for Danmark og for Københavns Kommune. Antallet af tilfælde af for tidlige dødsfald i hele Danmark vil blive væsentligt større hvis en tærskelværdi på 0 benyttes, i forhold til antallet af for tidlige dødsfald, når tærskelværdien på 20 µg/m^3 benyttes. Tidligere vurderinger er kommet frem til over 50% flere for tidlige dødsfald, som potentielt kan tilskrives NO_2.

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

Såfremt der benyttes en lavere tærskelværdi end 20 µg/m^3, vil alle kilder, som bidrager væsentligt til NO_x-emissioner få større relativ vægt. Det gælder fx trafik i forhold til brændeovne.

Ligeledes skal det bemærkes, at ifølge WHO-rapporten kan man vælge at basere beregning af helbredseffekterne fra ozon på basis af en anden parameter end den, som anvendes i dag. Helbredseffekter fra ozon kommer

primært fra eksponering af høje koncentrationer, så derfor benyttes i dag en parameter (SOMO35), hvor det kun er ozonkoncentrationer over 35 ppb (=70 µg/m^3) som summeres. Enkelte studier indikerer imidlertid, at helbredseffekter indtræder allerede ved ozonkoncentrationer over 10 ppb (=20 µg/m^3; SOMO10). Hvis den lavere tærskel benyttes (SOMO10), vil det ligeledes føre til et væsentligt større antal beregnede for tidlige dødsfald. For ozon har vi valgt at basere beregningerne på SOMO35, hvilket er i overensstemmelse med anbefalingerne fra WHO samt danske forskere på området.

Konklusionen er, at det vurderes, at der er væsentlig usikkerhed forbundet med antallet af for tidlige dødsfald henført til især tærskelværdien for NO_2 og O_3. Dog er der p.t. konsensus om, at der ikke er tilstrækkeligt videnskabeligt grundlag for at benytte en lavere tærskelværdi, end den der er benyttet i denne rapport.

Værdisætning

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

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

Skadelighed af partikler

Der er usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der medfører de største helbredseffekter, og om der i det hele taget er en forskel. På baggrund af det internationale vidensgrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer ($PM_{2,5}$ opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne i basisscenariet. 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 eksponerings-responsfunktioner for partikelantal. (Ellermann et al., 2014). WHO vurderer således, at vidensgrundlaget er utilstrækkeligt til at opstille luftkvalitetsretningslinjer for ultrafine partikler (WHO, 2015), og ultrafine partikler indgår heller ikke i anbefalingerne til beregning af helbredseffekter for luftforurening (WHO, 2014a). Hvis der

kunne opstilles eksponerings-responssammenhænge for ultrafine partikler ville det betyde, at lokale kilder som fx trafik og brændeovne skulle tilskrives flere helbredseffekter.

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

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

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

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 eksponeringsresponsfunktioner, anbefalet af WHO, også er repræsentative ved denne opløsning.

I et dansk studie med udgangspunkt i Kost-Kræft-Helbred kohorten har man undersøgt sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening over tid og udviklingen af alle dødsfald, og særskilt dødsfald relateret til hjerte-/kredsløbssygdomme (Raaschou-Nielsen et al., 2012; Ellermann et al., 2014). Eksponeringsindikatoren var gadekoncentrationen af NO_2, som blev beregnet med DCE's AirGIS-modelsystem for adresser fra 1971 og frem. Det er sandsynligvis ikke NO_2 i sig selv, der giver alle helbredseffekterne, men NO_2 kan i dette studie ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhørende risikofaktorer, bl.a. støj ved bopælen. Studiet viste en 8% stigning i risikoen for alle dødsfald pr. 10 $\mu g/m^3$ stigning i NO_2-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 NO_2 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 samhørende effekt fra eksponering af $PM_{2,5}$ fra andre kilder ikke medtaget, og

man kan derfor ikke på grundlag af et studie som dette konkludere, at trafikken er hovedårsagen til helbredseffekterne. Studiet viser dog, at der er en klar sammenhæng imellem forurening fra trafik og for tidlige dødsfald.

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

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

Samlet usikkerhed

En tysk undersøgelse har forsøgt at beregne antal for tidlige dødsfald i Europa som følge af luftforurening efter grundlæggende samme principper som i EVA-systemet. Den tyske undersøgelse vurderer, at den samlede usikkerhed formentligt er omkring ±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). Dette gælder for basisberegningen.

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

8.2 Diskussion af følsomhedsanalyse for BC

I denne rapport er der gennemført en følsomhedsanalyse, hvor der er regnet på en delkomponent af $PM_{2,5}$, nemlig BC, med et worst-case risikoestimat udvalgt på baggrund af gennemgang af den internationale videnskabelige litteratur. Der er flere grunde til at det er vanskeligt og forbundet med usikkerhed at udlede risikoestimater for sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening og dødelighed. Det gælder i særdeleshed for delkomponenter af $PM_{2,5}$.

I et epidemiologisk studie analyserer man sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening blandt en befolkning (kohorte) og fx dødelighed. Dette gøres i en regressionsanalyse, hvor man undersøger om to variable eller flere (fx luftforurening og dødelighed) er korreleret, og hvor godt de er korreleret.

Man skal have godt styr på dødeligheden i den pågældende befolkning, fx ud fra dødsregister. Herefter skal man kunne beskrive befolkningens eksponering for luftforurening, og denne skal afspejle reelle forskelle i

eksponering ellers vil der opstå misklassifikation, hvor fx en person, som faktisk har en høj eksponering, er vurderet til at have en lav eksponering. Eksponeringen kan fx være baseret på luftkvalitetsmodellering, og eksponeringsindikatoren kan være baggrundsforureningen eller gadeforureningen. Det er en forudsætning i regressionsanalysen, at der er gradient i data for eksponeringen, og at forskelle afspejler reelle forskelle i befolkningen.

Næste trin er hvilke luftforureningskomponenter, der er til rådighed i analysen. Hvis der kun er én komponenttype, fx NO_2, kan denne godt korreleres til dødeligheden, og man vil så få et risikoestimat for NO_2, som tilskriver hele dødeligheden til denne ene parameter. Hvis man i anden sammenhæng bruger dette risikoestimat sammen med data om NO_2 til at beregne, hvor mange der dør af luftforurening i en by, ville man få et skøn over den totale dødelighed. Men man kan ikke konkludere, at årsagen var NO_2, og man ville ikke kunne slutte, at fordi trafik er en væsentlig kilde til NO_2, er det trafikken, som er årsag til dødeligheden. I et sådant studie bliver NO_2 en indikator for al luftforurening fra både lokale kilder og bidrag uden for byen.

Gode studier omfatter derfor flere luftforureningskomponenter, således at det er muligt at analysere, hvor meget den enkelte luftforureningskomponent kan forklare dødeligheden. Dette er heller ikke trivielt, da mange luftforureningskomponenter er stærkt korreleret. Hvis to stoffer er højt korreleret vil de være korreleret med dødeligheden på samme måde, og man vil ikke kunne adskille effekten af de to stoffer. Hvis det ene stof indgår i analysen, og det andet stof ikke gør, og de er højt korreleret, kunne man måske fejlagtigt tilskrive dødeligheden til stoffer, som indgår i analysen, mens det i virkeligheden måske skyldes det andet stof. Såfremt man i en to-komponentanalyse estimerer den relative risiko for hvert stof (fx $PM_{2,5}$ og BC), vil det være muligt at beregne den samlede dødelighed ud fra disse uden at foretage dobbelt tælling, da de netop tager højde for effekten af hinanden i en sådan analyse. Problemet er blot, at vi ikke har mange sådanne estimater, og derfor er usikkerheden omkring disse estimater relativ stor.

Et andet forhold, som kan forstyrre sammenhængen mellem luftforurening og dødelighed er confounding. Confoundere er samvarierende variable, som kunne påvirke sammenhængen mellem BC og dødelighed - dvs. andre parametre, som kunne have en effekt på dødelighed og som varierede på samme måde. Et klassisk eksempel er støj, som korrelerer med luftforurening eller rygning, som korrelerer med dødelighed. Gode studier kontrollerer derfor for confoundere (også BMI, socio-økonomi mv.).

På baggrund af litteraturgennemgangen beskrevet i afsnit 2.2 for sammenhængen mellem BC og dødelighed, har vi valgt at anvende et risikoestimat på 1,09 pr. 1 $\mu g/m^3$, som estimat i følsomhedsanalysen for BC. Det repræsenterer et "worst-case scenarie" (øvre grænse) for de lokale BC-kilders betydning ud fra den nuværende begrænsede litteratur. I den litteratur, der ligger til grund for risikoestimatet (RR) på 1,09, antages det, at alle dødsfaldene tillægges BC, hvilket er usandsynligt i forhold til vores viden. Det er derfor et worst-case scenarie at tillægge alle helbredseffekter til et bestemt stof.

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.

Andersen, M.S. (2017): Co-benefits of climate mitigation: Counting statistical lives or life-years? Ecological Indicators 79, pp. 11-18.

Beelen, R., Raaschou-Nielsen. O., Stafoggia, M. et al. (2014): Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. Lancet. 2014 Mar 1;383(9919):785-95.

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

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

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

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

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

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

Brandt, J., Silver, J. D., Christensen, J. H., Andersen, M. S., Bønløkke, J. H., Sigsgaard, T., Geels, C., Gross, A., Hansen, A. B., Hansen, K. M., Hedegaard,

G. B., Kaas, E., and Frohn, L. M. (2013b): Assessment of past, present and future health-cost externalities of air pollution in Europe and the contribution from international ship traffic using the EVA model system, Atmos. Chem. Phys., 13, 7747-7764, https://doi.org/10.5194/acp-13-7747-2013.

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

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

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

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

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

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

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

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

EEA (2019a): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. Technical guidance to prepare national emission inventories. EEA Report No 13/2019. https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019

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.

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A., Bossi, R., Frohn, L.M., Geels, C., Jensen, S.S., Nielsen, O.-K., Winther, M., Poulsen, M.B., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K. 2021. Luftkvalitet 2019. Status for den nationale luftkvalitetsovervågning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 128 s. - Videnskabelig rapport nr. 410.http://dce2.au.dk/pub/SR410.pdf

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

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

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.

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.

Hvidtfeldt, U.A., Sørensen, M., Geels, C., Ketzel, M., Khan, J., Tjønneland, A., Overvad, K., Brandt, J., Raaschou-Nielsen, O. (2019a): Long-term residential exposure to $PM_{2.5}$, PM_{10}, black carbon, NO_2, & ozone and mortality in a Danish cohort. Environ Int.

Hvidtfeldt, U.A., Geels, C., Sørensen, M., Ketzel, M., Khan, J., Tjønneland, A., Overvad, K., Christensen, J.H., Brandt, J., Raaschou-Nielsen, O. (2019b): Long-term residential exposure to $PM_{2.5}$ constituents and mortality in a Danish cohort. Environ Int.

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

Jensen, S.S., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., 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

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

Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketzel, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. (2020): Helbredseffekter og eksterne omkostninger af luftforurening i Københavns Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 71s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 348, http://dce2.au.dk/pub/SR348.pdf

Jensen, S.S., Winther, M., Løfstrøm, P., Ketzel, M., Frohn, L.M. 2021. Kortlægning af udviklingen i luftforurening fra krydstogtskibe og andre skibe i fem danske havne. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 129 s. – Videnskabelig rapport nr. 413. http://dce2.au.dk/pub/SR413.pdf

Khan, A. L., H. Dierssen, J. P. Schwarz, C. Schmitt, A. Chlus, M. Hermanson, T. H. Painter, and D. M. McKnight (2017): Impacts of coal dust from an active mine on the spectral reflectance of Arctic surface snow in Svalbard, Norway. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres* 122(3): 1,767-1,778. doi:10.1002/2016JD025757.

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 fromambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. European Heart Journal (2019) 0, 1–7, oi:10.1093/eurheartj/ehz135.

Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, M., Hjelgaard, K., Mikkelsen, M.H., Albrektsen, R. & Thomsen, M. (2018): Fremskrivning af emissioner. SO_2, NOX, NMVOC, NH_3, $PM_{2,5}$ og sod. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 75 s. - Videnskabelig rapport nr. 298 http://dce2.au.dk/pub/SR298.pdf

Nielsen, O-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrektsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2020. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2018. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 559 pp. Scientific Report No. 369 http://dce2.au.dk/pub/SR369.pdf

Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Plejdrup, M.S., 2021. Updating the emission model for residential wood combustion. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 80 pp. (under forberedelse).

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

Raaschou-Nielsen, Thorsteinson, E., Antonsen, S., Holst, G.J., Sigsgaard, T., Geel, C., Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J., Pedersen, C.B, Hvidtfeldt, U.A. (2020): Long-term exposure to air pollution and mortality in the Danish population a nationwide study. EClinicalMedicine 28 (2020) 100605.

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.

UNECE (2015): Guidelines for Estimating and Reporting Emission Data under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution / prepared by the Convention's Task Force on Emission Inventories and Projections and the Secretariat. https://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2015/AIR/EB/English.pdf

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 (2012): Health effects of black carbon.

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

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

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

Bilag 1

Tabel 1.1. Forkortelser for forskellige partikelbegreber og gasser

Forkortelse	Beskrivelse
BC	Black carbon.
CO	Kulilte.
EC	Elementært kulstof.
Manglende masse	Manglende partikelmasse, som er fundet ud fra forskellen mellem målinger og modelberegninger, og som formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. I EVA-modellen er den manglende masse fastsat til 33% af den modellerede partikelmasse baseret på analyse af modelresultater og målinger.
N_2	Frit kvælstof.
NH_3	Ammoniak.
NMVOC	Flygtige organiske forbindelse som ikke er metan (Non-Methan Volatile Organic Compounds).
NO	Kvælstofmonoxid.
NO_2	Kvælstofdioxid.
NO_x	Kvælstofoxider ($NO+NO_2$).
O_3	Ozon.
OC	Organiske kulstofforbindelser.
PAH	Tjærestoffer eller aromatiske kulbrinter (PAH - polyaromatiske hydrocarboner) er en fælles betegnelse for aromatiske forbindelser i kondenserende ringsystemer.
$PM_{2,5}$	Kaldes også fine partikler. Massen af partikler med diameter under 2,5 mikrometer. I EVA-systemet indeholder $PM_{2,5}$ således $PPM_{2,5}$, SIA, SOA, SS, og manglende partikelmasse.
$PM_{2.5}$ absorbance	$PM_{2,5}$ absorbance (absorbans) er et mål for BC. $PM_{2,5}$ absorbance måles optisk. $PM_{2,5}$ absorbance kan godt omsættes til BC - dvs. udtrykkes i mikrogram pr. kubikmeter. $PM_{2,5}$ absorbance er derfor en indikator for BC.
PM_{10}	Massen af partikler med diameter under 10 mikrometer.
$PM_{10} – PM_{2,5}$	Grove partikler, som er $PM_{10} – PM_{2,5}$. Er mekanisk dannede partikler som fx dæk- og vejslid eller fra naturlige kilder som fx jordstøv.
$PPM_{2,5}$	Direkte emitterede partikler. Massen af partikler under 2,5 mikrometer. I EVA-modellen er det underopdelt i mineralsk støv, BC og OC.
SO_2	Svovldioxid.
SOA	Sekundære organiske partikler.
SOMO35	SOMO35 beregnes ud fra summen af de højeste ozonkoncentrationer, og angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år.
SIA	Sekundært dannede uorganiske partikler (SIA) bestående af SO_4^{2-} (sulfatpartikler), NO_3^- (nitratpartikler) og NH_4^+ (ammoniumpartikler).
SS	Havsalt.
TSP	Total Suspended Particulate matter. Også kaldet svævestøv dvs. alle partikler, som kan holde sig svævende i luften. Måleteknisk alt støv målt på et filter ved luftindtag uden begrænsning af partikelstørrelse.
UFP	Ultrafine partikler med en diameter under 0,1 µm (eller 100 nm) betegnes ultrafine partikler. Da de er meget små og har lille masse, måles de oftest i antal frem for masse. Partikelmassen (vægten) af disse partikler betegnes $PM_{0,1}$.
Øvrig $PM_{2,5}$	I rapporten indgår den manglende $PM_{2,5}$-masse sammen med sekundære organiske og uorganiske partikler, samt havsalt under betegnelsen "Øvrig $PM_{2,5}$".