

Helbredseffekter fra anvendelse af brænderovne

Uddybende svar på en række spørgsmål stillet af Foreningen af danske leverandører af pejse og brændeovne

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 22-08-2018

Thomas Ellermann, Ole Hertel og Ole-Kenneth Nielsen

Institut for Miljøvidenskab

Rekvirent:

Kjeld Vang, Foreningen af danske leverandører af pejse og brændeovne

Antal sider: 12

Faglig kommentering:

Jacob Kløen Nøjgaard

Kvalitetssikring, centret:

Vibeke Vestergaard Nielsen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000

E-mail: dce@au.dk

<http://dce.au.dk>

Indhold

Baggrund for notatet	3
Partikler generelt	3
Trafik og brændeovne	6
Målemetoder	11
Afslutning	12

Baggrund for notatet

Kjeld Vang, Foreningen af danske leverandører af pejse og brændeovne, henvendte sig i foråret 2018 til DCE med et ønske om besvarelse af en række spørgsmål, som foreningen igennem nogen tid har haft i forbindelse med den løbende debat om den helbredsskadelige effekt af brug af brændeovne. Spørgsmålene fra foreningen er angivet med kursiv.

Partikler generelt

Hvor valide er emissionsmodellerne: Vi kender ikke brændeovnenes alder overalt i landet, lige som vi ikke ved præcist, hvor meget der fyres i dem. Kan man ikke godt sige, at usikkerheder ganges med usikkerheder?

Emissionsopgørelserne laves efter internationalt vedtagne retningslinjer, og anvender de bedste data, der er til rådighed, for at nedbringe usikkerhederne mest muligt.

Der er usikkerheder forbundet med alle dele af emissionsopgørelsen, men usikkerheden for brændefyring i husholdninger er generelt højere end for mange andre kilder. Det skyldes, at der er usikkerheder forbundet med opgørelsen af det samlede træforbrug i husholdninger, herunder fordelingen af træforbruget på forskellige forbrændingsteknologier for brændekedler og -ovne (herefter teknologier) samt emissionsfaktorerne for de enkelte teknologier.

Det er selvfølgelig korrekt, at usikkerheder på mange led i en emissionsopgørelse samlet set fører til en større usikkerhed, men det er ikke korrekt at sige, at "usikkerheder ganges med usikkerheder". Der er en helt faglig disciplin, som beskæftiger sig med usikkerhedsberegninger. Hvordan man præcist skal håndtere usikkerheder afhænger af, om der er tale om tilfældige eller systematiske usikkerheder. I denne sammenhæng vil det derfor føre for vidt, at give en længere forklaring på, hvordan man skal tage højde for usikkerhederne på alle led i en emissionsopgørelse.

Hvilke emissionsfaktorer anvender DCE og andre i dag? Er de opdateret i takt med udskiftningen af gamle brændeovne?

Der er en række forskellige kilder til de emissionsfaktorer, der anvendes i forbindelse med emissionsopgørelsen afhængig af teknologi og forureningskomponent. Nogle af emissionsfaktorerne henviser til nationale undersøgelser, mens andre henviser til EMEP/EEA Guidebook (<https://www.eea.europa.eu/themes/air/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook/emep>) eller andre internationale referencer. EMEP er det fælles europæiske samarbejde omkring grænseoverskridende luftforurening og er forankret i "Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution" under UNECE (FN's Økonomiske Kommission for Europa). En af opgaverne for EMEP er at udarbejde og vedligeholde denne guidebog, som repræsenterer den bedste viden om emissioner på europæisk plan. Guidebogen er udarbejdet af mere end 100 europæiske eksperter på området. Guidebogen anvendes ligeledes som grundlag for de nationale opgørelser til EU, og EEA (Det Europæiske Miljøagentur) bidrager i dag til guidebogens vedligeholdelse.

Alle de anvendte emissionsfaktorer dokumenteres årligt i en rapport, der opfylder kravene til Danmarks rapportering til EU og FN. Den seneste rapport findes her: <http://dce2.au.dk/pub/SR267.pdf>

Endvidere skal det nævnes, at der i regi af EMEP og EU gennemføres internationale review af de enkelte landes emissionsopgørelser, og de danske emissionsopgørelser har derfor været gennem en international bedømmelse ved flere lejligheder. Landene har pligt til at tilrette emissionsopgørelserne i henhold til resultaterne fra disse review.

Emissionerne opdateres løbende i forbindelse med udskiftningen af ældre brændeovne med nyere og mere effektive brændeovne. Emissionsfaktorerne for de enkelte luftforureningskomponenter er defineret for hver teknologi (f.eks. ovne fra før 1990) som en udledning per mængde fyret træ, dvs. at der for hver teknologi er en emissionsfaktor for hver luftforureningskomponent. Emissionen fra de enkelte teknologier i den samlede emissionsopgørelse opgøres ved at multiplicere emissionsfaktorerne for de enkelte teknologier med mængden af fyret træ fordelt på de enkelte teknologier. Flere detaljer kan læses i afsnit 3.2.7 i dokumentationsrapporten, som der er linket til ovenfor.

Da de københavnske brændeovne blev analyseret, faldt partikelemissionen i København med 78 %. Vil faldet for hele landet være tilsvarende stort, hvis alle brændeovne blev analyseret på tilsvarende specifikke måde?

Nej, det vil vi ikke forvente. I forbindelse med den nationale emissionsopgørelse anvendes det samlede træforbrug opgjort af Energistyrelsen i energistatistikken. Undersøgelsen for Københavns Kommune er baseret på en lignende metodik som landsundersøgelsen, men den dækker blot et mindre område. Undersøgelsen viste, at træforbruget i København var lavere end landsgennemsnittet. Hidtil var det antaget at brændeovnsforbruget var jævnt fordelt over hele landet.

Kort sagt, så betød undersøgelsen, at en mindre del af det samlede træforbrug finder sted i København og en større del af træforbruget uden for København. Da emissionsopgørelsen beregnes på landsplan uden regionale forskelle, så er den nationale emissionsopgørelse uændret. Den geografiske fordeling af emissionerne, dvs. hvor emissionerne finder sted, er derimod justeret, så en mindre del af den samlede emission finder sted i København og en større del i resten af landet.

Det beregnede antal af for tidlige dødsfald steg dramatisk til 550 årligt, da DCE tog en ny og mere 'fintmasket' modelberegning i anvendelse. Kan det deraf udledes, at antallet af for tidligt døde vil stige yderligere, hvis modellen gøres endnu mere fintmasket?

Når tallene steg i forbindelse med brugen af den mere finmaskede model, så skyldes det, at vi derigennem opnåede en bedre beskrivelse af fordelingen af både befolkning og forurening. Relationerne mellem luftforureningsudsættelse og helbredseffekter er udviklet for det, vi kalder bybaggrundsniveauerne. Dvs. det generelle forureningsniveau i byen. Den højere opløsning på 1 km x 1 km reflekterer ganske godt fordelingen i bybaggrundskoncentrationer. Umiddelbart forventer vi derfor ikke, at en yderligere forøget opløsning vil ændre nævneværdigt ved resultaterne. På den anden side er det et område, hvor der fortsat forskes, så det kan ikke udelukkes at nye undersøgelser med høj geografisk opløsning vil føre til en øgning i sundhedseffekterne.

I dag tager forskningen afsæt i, at alle partikler er lige farlige. Men ingen faktiske forsøg med massiv påvirkning af brænderøg har vist en konkret sundhedsrisiko når man indregner de påvirkninger, danskere kan komme ud for. Hvorfor sættes der ikke tal på de sundhedsmæssige konsekvenser af anden form for partikelforurening, f.eks. fra vejtrafikken i form af bremsestøv og mange andre kilder til luftforurening fra bilernes udstødning?

Forskningsgrupper verden over forsøger i disse år at opnå en bedre forståelse af sundhedseffekter relateret til partikelforurening og den øvrige luftforurening. For at man kan sige, der er evidens for en given helbredsmæssig sammenhæng, kræver det, at en række uafhængige undersøgelser viser samme tendens. Endvidere skal en kausal sammenhæng kunne sandsynliggøres – det vil sige, at man i denne sammenhæng skal kunne komme med en hypotese om, hvordan forureningen påvirker kroppen. Når disse betingelser er opfyldt, vil man almindeligvis se, at en forskningsgruppe påtager sig at lave et såkaldt Meta-studie. I et Meta-studie sammenfatter man alle gennemførte videnskabelige studier (typisk 10-50 videnskabelige studier) inden for et område (for eksempel partikelforureningens effekt på for tidlig død), men i sammenfatningen vægtes den indsamlede viden efter kvaliteten af studierne. I dag vurderes det, at der endnu ikke er tilstrækkeligt med forskningsresultater til, at man kan rangere sundhedseffekten af forskellige partikeltyper. Dog er der indikationer på, at sundhedseffekterne af de primære og sekundære partikler er forskellige. De primære partikler er de direkte udledte partikler som bl.a. sodpartikler fra biler og brændeovne, tjærestoffer fra forbrændingsprocesser. De sekundære partikler er dannet i atmosfæren ud fra udledninger af gasser som fx kvælstofoxider, ammoniak, svovldioxid og kulbrinter. Disse reaktioner fører til dannelse af de sekundære uorganiske partikler (ammoniumsulfat, ammoniumnitrat m.m.) og de sekundære organiske partikler (en lang række organiske forbindelser bundet til partikler). Der er indikationer på, at de primære partikler er mere skadelige end sekundære partikler.

I jeres spørgsmål kommer i med følgende udsagn, som vi ikke er enige i: *”Men ingen faktiske forsøg med massiv påvirkning af brænderøg har vist en konkret sundhedsrisiko når man indregner de påvirkninger, danskere kan komme ud for”*. Vi har ikke gennemført et større review af publicerede studier af sundhedseffekter af brænderøg, og det ligger også uden for vore muligheder i denne forbindelse. Der er imidlertid ingen tvivl om, at der er helbredseffekter forbundet med langtidsudsættelse for brænderøg. Vi kender til et danske studie, hvor man udsatte folk for høje koncentrationer igennem kortere tid, og her fandt man ganske rigtigt ikke nogen signifikant sammenhæng til udvalgte konkrete helbredsindikatorer. Dette frikender dog ikke brænderøg for at give anledning til effekter ved langtidspåvirkning fx i forbindelse med at man bor i et område med stor anvendelse af brændeovne. Der er epidemiologiske studier, som viser en sammenhæng for langtidseksposering, og der er ligeledes toksikologiske undersøgelser, som viser at brænderøgspartikler er mere toksiske end fx dielselrøgspartikler – til gengæld synes kroppen at være bedre til at fjerne brænderøgspartikler sammenlignet med dieselpartikler, så der er flere parametre som spiller ind.

Hvorfor sættes der ikke tal på de sundhedsmæssige konsekvenser af anden form for partikelforurening, f.eks. fra vejtrafikken i form af bremseslur og mange andre kilder til luftforurening fra bilernes udstødning?

DCE laver mange undersøgelser af de sundhedsmæssige konsekvenser af luftforureningen i Danmark. De fleste af undersøgelserne kigger på effekterne af alle kilderne til luftforurening i Danmark, mens en mindre del af undersøgelserne har fokus på en eller flere sektorer. Et eksempel på en undersøgelse, hvor alle kilder er inddraget, kan ses i følgende rapport om luftforureningen i Aarhus: <http://dce2.au.dk/pub/SR225.pdf>

Hvordan betragter DCE de teorier, Jacob Löndahl fra Lunds Universitet offentliggjorde i 2009 om partiklernes 'adfærd' i vores luftveje? Hans forsøg når jo frem til, at vi på grund af brænderøspartiklernes form og konsistens udånder langt de fleste brænderøspartikler, inden de når langt ned i vores luftveje.

Vi er miljøforskere med speciale i udendørs luftforurening, og har ikke den lægefaglige ekspertise til at vurdere, hvad der sker med partiklerne i vore luftveje. Imidlertid er det velkendt, at en stor del af den forurening vi indånder også udåndes igen. I forhold til vore helbredsestimater, så har disse studier ikke nogen konsekvenser for beregningerne. Beregningerne er baseret på dosis-respons relationer – det vil sige relationer, som beskriver sundhedseffekterne ved udsættelse for en vis mængde luftforurening. Dosis-respons relationerne er fastlagt i omfattende videnskabelige undersøgelser, hvor for eksempel resultaterne fra måling af luftforureningen igennem lang tid sammenholdes med registerinformationer om indlæggelse på sygehuse på grund af blodprop i hjertet. Disse data bearbejdes i avancerede statistiske modeller, som benyttes til at vurdere, om der er en sikker sammenhæng mellem den målte luftforurening og blodpropper i hjertet. Endvidere fastlægges også den matematiske sammenhæng (dosis-respons relationen) mellem antallet af blodpropper, som forårsages ved et givet luftforureningsniveau. Undersøgelserne tager derfor højde for, at ikke alt forurening optages i kroppen.

Kan det ikke antages, at en langtransporteret partikel undervejs har indgået flere kemiske forbindelser og dermed er potentielt farligere end den brænderøspartikel, man indånder fra villavejens brændeovne?

Det er der ikke noget der tyder på. Tværtimod, så er der indikationer på, at de primært udledte partikler (herunder brænderøg) er farligere end de langtransporterede partikler.

Trafik og brændeovne

Mange har svært ved at forstå, at brændeovne forurener lige så meget som trafikken. Brændeovne brænder nogle timer om dagen i en del af året – trafikken kører døgnet rundt, 365 dage om året. Er det fordi at emissionsberegningerne fra DCE udelukkende handler om fine partikler (PM 2,5)?

Vi kan intuitivt godt følge den slags argumenter, men for os at se kunne man komme med tilsvarende argumenter, som vægter til fordel for trafikken i stedet for brændeovne. Det er derfor nødvendigt med en mere systematisk tilgang, når man skal foretage en reel vurdering af betydning af de enkelte kilder.

Når DCE udfører emissionsberegningerne, så anvendes den samme generelle metode for alle emissionskilder og inkluderer alle de vigtigste luftforureningskomponenter for alle kildetyperne (se mere under næste spørgsmål). For hver enkel kildetype og luftforureningskomponent beregnes emissionerne ved:

$$\text{Emission} = \text{aktivitet} \cdot \text{emissionsfaktor}$$

Aktiviteten er omfanget af en given udledning. Ved brug af brændeovne til opvarmning af huse vil aktiviteten være den samlede mængde af fast brændsel (brænde, træpiller, briketter), som bruges i løbet af et år fordelt på teknologier. DCE får det totale træforbrug fra energistatistikken udarbejdet af Energistyrelsen. Fordelingen på teknologier baserer sig på spørgeskemaundersøgelser udført for Energistyrelsen/Miljøstyrelsen samt antagelser om udskiftningsrater. I forbindelse med trafik er aktiviteten antallet af kørte kilometre fordelt på køretøjskategorier, drivmiddel, motorstørrelse og første indregistreringsår sammenholdt med det samlede brændselsforbrug. DCE får disse informationer fra DTU Transport og Energistyrelsen. For en mere detaljeret beskrivelse kan der henvises til den dokumentationsrapport, der er linket til i et tidligere svar.

Emissionsfaktorerne beskriver, hvor stor udledningen er per aktivitetseenhed. For brændeovne, pillefyr m.m. er der emissionsfaktorer for de væsentligste forskellige typer, som ligeledes tager hensyn til alderen af brændeovne, pillefyr m.m. For trafik er der emissionsfaktorer for de forskellige køretøjstyper (fordelt på drivmiddel, motorstørrelse og første indregistreringsår).

De meget detaljerede beregninger af emissionerne tager derfor højde for, at brændeovnene kun benyttes en del af dagen og en del af året, mens trafikken kører året rundt.

Med til historien hører også, at trafikens udledninger er blevet reduceret relativt meget gennem de seneste 30 år, som følge af stadig større krav til renseteknologi. I udledningerne fra brændeovne er der ikke sket en tilsvarende reduktion i udledningerne. Dette skyldes især, at udskiftningsraten for brændeovne er langsommere. Desuden var der især fra 2000 til 2008 en markant stigning i træforbruget i Energistyrelsens energistatistik til husholdningerne. Siden 2008 har træforbruget været nogenlunde stabilt. Som følge af de større reduktioner i trafikens udledninger er den relative betydning af udledningerne fra trafik og brændeovne flyttet, så trafik relativt set er blevet mindre betydende, mens brændeovne er blevet mere betydende, da de relativt set udgør en større andel af forureningen.

Hvordan er forholdet, hvis vi ser på den totale forurening fra brændeovne og den totale forurening fra trafikken, herunder NO_x'er m.v.?

Udledningerne fra brændeovne og trafik består af en lang række forskellige komponenter, hvor partikler og NO_x oftest er dem, der omtales. Der udledes imidlertid også andre komponenter fra disse to kildetyper (for eksempel tjærestoffer, svovl, tungmetaller og flygtige organiske stoffer). Alle stofferne udledes i vidt forskellig mængde, og samtidigt er den helbredsskadelige effekt per gram udledt stof også vidt forskellig. Det giver derfor ikke rigtigt mening at lægge forskellige udledninger sammen i et forsøg på at vurdere den skadelige effekt af en kilde. I stedet bliver man nødt til for eksempel at vurdere den skadelige

effekt ud fra beregningerne af helbredseffekterne og de øvrige miljøeffekter (klima, natur, hav m.m.). Nedenstående tabel viser udledningen af forskellige stoffer fra henholdsvis træfyring i husholdninger og vejtransport i Danmark.

Tabel 1. DCE's opgørelse af udledningerne af de vigtigste luftforureningskomponenter fra træfyring i husholdninger og vejtransport gældende for 2016.

Emission, 2016	Enhed	Træfyring i husholdninger	Vejtransport
SO ₂	ton	433	74
NO _x	ton	3040	35100
NMVOG	ton	10400	7400
PM _{2,5}	ton	12200	1670
Bly	kg	1060	5450
Cadmium	kg	512	48
Kviksølv	kg	22	24
Benzo(a)pyren	kg	1650	63

Tallene fra bilfri søndag i september 2016 viste et markant fald i luftforureningen i København. Hvordan harmonerer det med, at de officielle tal for luftforurening siger, at biler og brændeovne forurener lige meget hvad angår partikler PM 2,5? Meget tyder jo på, at trafikens bidrag er større, da faldet i den samlede luftforurening falder markant, når bilerne står stille?

Miljøpunkt 21 for Christianshavn og Indre by foretog målinger af partikelforureningen i forbindelse med den bilfrie søndag (21. september 2016) i København (<https://ing.dk/artikel/stikproeve-bilfri-soendag-fik-maengden-skadelige-partikler-at-falde-tiendedel-189435>). De foretog målinger af partikelantal, hvilket vil sige antallet af partikler per kubikcentimeter. Typisk vil det være partikler under 500-700 nm, som bliver målt, hvor den øvre grænse afhænger af instrumenttype. Mere end 90% af de partikler, som måles på denne måde, er under 100 nm og den samlede masse af disse partikler er derfor meget lille, da partiklerne er så små. Disse partikler har endvidere en meget kort levetid i atmosfæren, da de via fysiske og kemiske processer hurtigt vil danne større men færre partikler, idet de klumper sig sammen. Det betyder, at der vil være høje koncentrationer tæt på en kilde, og at koncentrationerne hurtigt vil aftage, når man bevæger sig væk fra kilden.

Målingerne viste et markant fald i forureningen langs de strækninger, hvor de foretog målinger den 21. september set i forhold til tilsvarende målinger på en normal hverdag:

”På St. Kongensgade og Frederiksborggade målte Miljøpunkt 21 gennemsnitligt under 5.000 partikler per cm³ i byluften under den bilfrie søndag, mens forureningen på hverdage på det mest belastede målepunkt var over 40.000 partikler pr. cm³.” (Ingeniøren, 05.12.2016).

Når man måler partikelantal i gaderummet på en stærkt trafikeret gade, så vil udledningerne fra trafikken være alt dominerende. Det er derfor forventeligt, at der vil måles et stort fald i partikelantal på en bilfri søndag,

Man kunne formentligt have opnået tilsvarende store ændringer i partikelantal, hvis man havde foretaget et lignende ”eksperiment” i et kvarter med intens brug af brændeovne til husopvarmning. Hvis man foretog målinger en stille vintermorgen midt i kvarteret ville man måle et relativt højt partikelantal, som ville være væsentligt højere end man ville få en tilsvarende vinter-

morgen, hvor man havde bedt alle om at lade være med at bruge brændeovnen (vi har ikke haft mulighed for at gennemføre dette eksperiment, så det er et tænkt eksempel medtaget for at illustrere problemstillingen).

Når man måler partikelantal, får man høje tal, når man måler tæt på en kilde. Hvis denne kilde fjernes, vil man se en stor ændring i partikelantallet. Målingerne på den bilfrie søndag kan derfor ikke benyttes til at vurdere om forureningen fra trafikken er større end forureningen fra brændeovne eller omvendt.

Er det dækkende – og korrekt – når miljøorganisationer påstår, at en moderne brændeovn forurener 25 gange mere end en gammel lastbil (fra 2006) uden filter? Har man alle forurenende faktorer fra den gamle lastbils udstødning med?

Som nævnt ovenfor, så er det ikke meningsfuldt at lægge emissioner af forskellige forureningskomponenter sammen og sammenligne. Derfor har vi taget udgangspunkt i, at denne sammenligning henviser til partikler.

Det er ikke korrekt at påstå, at der er tale om en forskel på 25 gange, men brændeovnen forurener per GJ mange gange mere med partikler end lastbilen, som illustreret i det følgende afsnit.

Da formålet med en lastbil og en brændeovn er væsentligt forskellige, ville det nok give mere mening at sammenligne en brændeovn med andre opvarmingsformer. Når det er sagt, så regnes der med, at en svanemærket ovn i 2017 udleder 155 g PM_{2,5} per GJ brænde indfyret. En nyregistreret lastbil fra 2006 (vægtet over alle lastbilstørrelser) har en emissionsfaktor på 13,7 g PM_{2,5} per GJ diesel. Emissionsfaktoren for den svanemærkede brændeovn er altså 11 gange højere end emissionsfaktoren for lastbilen nyregistreret i 2006.

Hvordan forklarer vi, at forskerne 'kun' beregner PM 2,5 i deres modeller – men ikke tager f.eks. ultrafine partikler fra biler og brænderøg med? Og hvad er årsagen til, at de ultrafine partikler ikke regnes med ind?

De ultrafine partikler indgår principielt set i de beregninger, som vi foretager af helbredseffekterne fra luftforureningen, idet de indgår i PM_{2,5}, der er massen af partikler med en diameter mindre end 2,5 µm. PM_{2,5} består af mange forskellige partikler fra mange forskellige kilder og udledninger fra brændeovne og transport udgøre en delmængde heraf.

Nogle undersøgelser peger på, at de primært udledte partikler har en større helbredseffekt end øvrige partikler, som PM_{2,5} består af. De ultrafine partikler er typisk primære partikler udledt direkte fra brændeovne og transport.

Der er lavet en række studier, hvor man har forsøgt at bestemme dosis-respons relationer for ultrafine partikler. Det er imidlertid kun ganske enkelte studier, som har kunnet påvise sådanne relationer. En mulig forklaring er, at de ultrafine partikler kun opholder sig ganske kort tid i atmosfæren og kun i meget begrænset omfang transporteres ind i boligen, hvor vi opholder os mest. Vi har derfor ikke data, som gør det muligt separat at tage højde for de ultrafine partikler i sundhedsopgørelserne, men det er muligt, at effekten af direkte udledte partikler (de primære partikler) fra såvel brændeovne som trafik underestimeres noget.

I modellerne indgår ligeledes svovldioxid, kulmonoxid og ozon, som er de stoffer, hvor der i dag er konsensus om deres helbredsskadelige effekt. Kvælstofdioxid indgår endnu ikke i de danske beregninger af de samlede helbredseffekter, fordi der hidtil ikke har været tilstrækkeligt grundlag for dette. Der er inden for de seneste år kommet mere og mere viden om effekten af kvælstofdioxid, og vi arbejder derfor på at implementere kvælstofdioxid i beregningerne. Helbredseffekterne fra svovldioxid, kulmonoxid og ozon udgør under 10% af de samlede helbredseffekter af luftforureningen i Danmark fra nationale og udenlandske kilder.

Hvordan vurderer DCE, billedet ville se ud, hvis de ultrafine partikler fra brændefyring og biler blev taget med i de samlede opgørelser?

Undersøgelser peger på, at omfanget af helbredseffekter vil blive større fra de direkte udledte partikler, herunder også den del af partikelforureningen, som udledes som ultrafine partikler fra brændeovne, transport m.m. Der er dog meget stor usikkerhed om, hvordan dette i givet fald skulle kvantificeres.

Den nye målestation i Hvidovre har målt ultrafine partikler fra brænderøg. Hvordan ser målingerne ud og hvordan påvirker de beregningerne af sundhedsskader fra brænderøg?

Resultaterne fra målingerne fra målestationen i Hvidovre præsenteres i årsrapporten fra overvågningsprogrammet. Den nyeste rapport (<http://dce2.au.dk/pub/SR281.pdf>) dækker til og med 2017. Niveauerne målt i Hvidovre svarer nogenlunde til niveauerne målt ved bybaggrundsmålestationen i København (taget af H.C. Ørsted Institutet). Det er endnu for tidligt at vurdere, om der er sket en udvikling i koncentrationerne, da måleserien endnu er relativt kort. Der er dog indikationer på et fald i koncentrationen af benzo(a)pyren, som for en stor del stammer fra brændeovne.

Målingerne fra Hvidovre giver os for første gang viden om niveauerne i et typisk forstadsområde, og på længere sigt forventer vi, at det vil bidrage til et bedre dækkende billede af sundhedseffekterne i Danmark. Der er et projekt i gang, hvor data fra Hvidovre bruges i forbindelse med vurdering af sammenhængen mellem helbredseffekter og luftforurening, men resultaterne herfra er endnu ikke færdige.

Kender man helbredseffekterne fra de ultrafine PM 0,1 partikler eller er der nogle igangværende forsøg m.h.t. dette?

På verdensplan er der en lang række undersøgelser i gang for at fastlægge sundhedseffekterne af alle de mange forskellige typer af partikler, herunder også effekten af de ultrafine partikler. Der er for tiden os bekendt ikke gang i danske undersøgelser. Se endvidere ovenstående svar.

Den partikelkomponent, hvor der er størst videnskabeligt grundlag for fastlæggelse af en selvstændig effekt er elementært kulstof (EC også kaldet sod). Elementært kulstof kommer primært fra forbrændingsprocesser, og brændeovne og transport er nogle af de vigtigste lokale kilder til elementært sod. De videnskabelige undersøgelser peger på, at den helbredsskadelige effekt af ele-

mentært kulstof er omkring 10 gange højere end for PM_{2,5} per µg per m³ i luften. Vi afventer yderligere dokumentation førend elementært kulstof vil kunne blive inddraget i de danske beregninger af helbredseffekterne.

Målemetoder

Vi ser miljøorganisationer måle med en såkaldt P-track. Er det nok, at man blot sætter sonden ind i udstødningsrøret fra en bus, eller i toppen af en aktiv skorsten?

P-track kan foretage en måling af antallet af partikler og metoden er rimeligt anderkendt. Dog skal man være opmærksom på, at den kun kan tælle partikelantal op til en given grænse.

Om P-track-målinger er tilstrækkeligt afhænger imidlertid af målet med målingerne. Hvis målingerne skal bruges i forbindelse med en egentlig emissionsopgørelse af udledningerne fra en kilde, så er det ikke tilstrækkeligt, da man er nødt til at foretage målingerne på en standardiseret måde. For både trafik og brændeovne findes der standarder for, hvordan emissionsmålingerne skal udføres.

Hvis man skal sammenligne to forskellige kildetyper eller to forskellige brændeovne eller køretøjer, så kan man komme et stykke af vejen ved bruge en P-track til målingerne, men det er essentielt, at man sørger for at lave målingerne på en sammenlignelig måde. Dette kan dog være svært uden en detaljeret viden om kilderne og det anvendte udstyr. Derfor bør man altid anvende denne slags målinger med forsigtighed.

Vi har flere gange set for eksempel Økologisk Råd foretage relativt simple målinger af udledningerne og anvendt resultaterne for at illustrere, at der kan være et problem. Dette kan ofte godt give mening, hvis man er omhyggelig med at informere om, at disse målinger har en indikativ karakter, er forsynet med stor usikkerhed, og at de ikke kan ses som kvantitativ måling af udledningerne fra den undersøgte kilde.

Vedr. partikelmåling indendørs: Miljøorganisationer kører jævnligt kampagner på, at brændeovne også forurener indendørs. Har du kendskab til, hvordan indeluftens indhold af partikler måles korrekt? Jeg mener at vide, at det kræver en samtidig måling af udeluftens forurening?

Brændeovne forurener selvfølgelig også indendørs. Det er en erfaring mange brugere har, og der er også mange videnskabelige undersøgelser, som bekræfter dette. Vi har derfor også gennemført målinger i boliger med brændeovne, og det er tydeligt, at brug af brændeovn bidrager til partikelforurening i boligen. Dette bidrag er størst i forbindelse med optænding, men finder dog også sted i forbindelse med påfyldning af træ.

Hvis man skal lave målinger af den indendørs forurening kan man bruge de samme typer instrumenter, som man bruger til udendørs målinger. En grundig undersøgelse vil kræve kontinuerte målinger gennem en relativt lang periode, så den gennemsnitlige udledning kan bestemmes. Det er endvidere hensigtsmæssigt med målinger med høj tidsopløsning, som giver mulighed for at sammenkæde niveauerne med den faktiske anvendelse af brændeovnen.

Afslutning

Der er meget fokus på de helbredsskadelige effekter af luftforureningen, herunder luftforureningen fra trafik og brændeovne. Der pågår en lang række danske og internationale videnskabelige undersøgelser for at give et endnu bedre grundlag for at vurdere helbredseffekterne af luftforureningen.

Ovenstående svar er givet på basis af den viden vi har i dag, herunder også med den begrænsning at det endnu ikke er lykkedes at fastlægge hvilke dele af partikelforureningen, som er den egentlige årsag til helbredseffekterne. På trods af at ovenstående svar og de beregninger, som svarene er givet på basis af, er udtryk for den nyeste viden på området, så er der fortsat stor usikkerhed på beregning af helbredseffekterne og de enkelte kilders andel af helbredseffekterne.