



# VIRKEMIDDELKATALOG FOR LUFTFORURENING I REGION HOVEDSTADEN

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 268

2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

*[Tom side]*

# VIRKEMIDDELKATALOG FOR LUFTFORURENING I REGION HOVEDSTADEN

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 268

2018

Steen Solvang Jensen  
Morten Winther  
Matthias Ketzel  
Marlene Schmidt Plejdrup

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 268
- Titel: Virkemiddelkatalog for luftforurening i Region Hovedstaden
- Forfattere: Steen Solvang Jensen, Morten Winther, Matthias Ketznel, Marlene Schmidt Plejdrup  
Institution: Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: April 2018. Rettet august 2018 med tilføjelse af referencer til tabeller i kapitel 4.  
Redaktion afsluttet: Marts 2018
- Faglig kommentering: Helge Rørdam Olesen, Institut for Miljøvidenskab
- Kvalitetssikring: Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
- Finansiel støtte: Region Hovedstaden
- Bedes citeret: Jensen, S.S., Winther, M., Ketznel, M., Plejdrup, M.S. (2018): Virkemiddelkatalog for luftforurening i Region Hovedstaden, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 102 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 268  
<http://dce2.au.dk/pub/SR268.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Denne rapport er et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretage en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget. Der er lagt særlig vægt på virkemidler inden for brændeovne og trafik, da disse er de to største lokale emissionskilder.
- Emneord: Luftforurening, trafik, brændeovne, virkemidler, Region Hovedstaden.
- Layout: Majbritt Ulrich
- Foto forside: Google Map
- ISBN: 978-87-7156-324-5  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 102
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som <http://dce2.au.dk/pub/SR268.pdf>

# Indhold

<b>1. Indledning</b>	<b>5</b>
<b>2. Sammenfatning</b>	<b>6</b>
2.1 Baggrund og formål	6
2.2 Undersøgelsen	6
2.3 Hovedkonklusioner	7
2.4 Projektresultater	15
<b>3. Metode for vurdering af virkemidler</b>	<b>17</b>
3.1 Afgrænsning	17
3.2 Bekæmpelsesstrategier	18
3.3 Virkemiddelkatalog	18
<b>4. Maksimumpotentialer for 10 hovedemissionssektorer</b>	<b>20</b>
4.1 Potentialer for reduktion af emission	20
4.2 Potentialer for forbedring af luftkvaliteten	21
4.3 Potentialer for reduktion af helbredseffekter	26
4.4 Potentialer for reduktion af eksterne omkostninger	28
<b>5. Virkemidler for vejtransport</b>	<b>30</b>
5.1 Emissionspotentialer	30
5.2 Koncentrationsbidrag på gadeniveau	35
5.3 Betydning af trafikmængde og hastighed	38
5.4 Trafiktiltag	40
5.5 Miljøzoner	45
5.6 SCRT på tunge køretøjer	51
5.7 Elektriske køretøjer	53
5.8 Øvrige alternative drivmidler	60
5.9 Øvrige virkemidler	62
5.10 Sammenfatning	67
<b>6. Virkemidler for brændeovne</b>	<b>68</b>
6.1 Emissionspotentiale	68
6.2 Koncentrationsbidrag	72
6.3 Hittidig regulering af brændeovne	73
6.4 Tidligere foreslåede virkemidler	74
6.5 Potentialer i forskellige typer af virkemidler	79
6.6 Virkemidler over for brændslet	79
6.7 Teknologiske virkemidler	82
6.8 Virkemidler over for brugeren	85
6.9 Virkemidler inden for kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning	87
6.10 Sammenfatning	88
<b>Referencer</b>	<b>90</b>
<b>Bilag 1</b>	<b>97</b>



# 1. Indledning

Formålet med denne rapport er at opstille et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretage en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget.

Kapitel 2 er sammenfatningen. Kapitel 3 beskriver den overordnede metode for konsekvensvurdering af virkemidlerne. Kapitel 4 beskriver det maksimale potentiale for forbedring af luftkvaliteten, helbredseffekter og relaterede helbredsomkostninger med udgangspunkt i de 10 hovedemissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse. Kapitel 5 og 6 beskriver virkemidler og konsekvensvurdering for hhv. vejtransport og brændeovne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Region Hovedstaden, Miljøstyrelsen og rådgivere inden for området, men også den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Første del af projektet er kortlægning af støj og luftforurening i Region Hovedstaden, hvor luftdelen er rapporteret i en kortlægningsrapport (Jensen et al., 2018). Anden del af projektet er analyse af virkemidler til reduktion af luftforurening og støj, hvor virkemiddelkatalog for luftdelen afrapporteres i nærværende rapport. Herudover er der udarbejdet en kortfattet sammenfattende rapport for både kortlægningen og virkemiddelkatalogerne for støj og luft.

Projektet er ledet af COWI, som står for støjdelen i projektet, mens DCE står for luftdelen. COWI har desuden bidraget til luftdelen ved at opsummere eksisterende cost-benefit vurderingerne af udvalgte virkemidler inden for vejtransport og brændeovne, se bilag 1.

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

Marie Ridley Pryn, Region Hovedstaden  
Kåre Albrechtsen, Region Hovedstaden  
Jakob Villien, Region Hovedstaden  
Faris Salim, Københavns Kommune  
Kirstine Hjorth Lorenzen, Gate21  
Gro Iversen, Miljøstyrelsen  
Zorana Andersen, Københavns Universitet  
Mette Sørensen, Kræftens Bekæmpelse  
Torben Holm Petersen, Delta/FORCE  
Kåre Press, Det Økologiske Råd  
Jørgen Magnér, Dansk Miljøteknologi  
Claus W. Nielsen, COWI  
Mette Quaade, COWI  
Jens Erik B. Jensen, COWI  
Lars Grue, COWI  
Steen Solvang Jensen, DCE

## 2. Sammenfatning

### 2.1 Baggrund og formål

#### 2.1.1 Baggrund og formål

Luftforureningen har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentligt samfundsøkonomiske konsekvenser, ligesom luftforureningen har negative effekter for miljø og klima.

Formålet med denne rapport er at opstille et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretage en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget.

Virkemiddelkataloget er anden del af et projekt for Region Hovedstaden, hvor første del var kortlægning af luftforurening i Region Hovedstaden (Jensen et al., 2018).

### 2.2 Undersøgelsen

I forbindelse med kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden blev der udarbejdet en analyse af, hvor meget de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) bidrager til luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger (Jensen et al., 2018). Eksterne omkostninger omfatter de samfundsmæssige omkostninger ved helbredseffekterne.

#### **Maksimal emissionsreduktion for 10 hovedemissionssektorer**

Indledningsvis vil det maksimale potentiale for emissionsreduktion inden for de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) blive belyst for Region Hovedstaden. Disse sektorer er fx energiproduktion, fremstillingsvirksomhed, transport, landbrug mv. Dette sker ved at antage, at det er muligt at fjerne al emission fra den pågældende emissionssektor for at se, hvad dette ville betyde for luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Denne analyse trækker på resultaterne fra kortlægningsarbejdet, men anviser ikke konkrete virkemidler til at opnå denne emissionsreduktion.

Koncentrationsbidraget fra hovedemissionssektorerne belyses også, og sammenholdes med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

#### **Fokus på virkemidler inden for vejtransport og brændeovne mv.**

Kortlægningen viste, at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden, som bidrager mest til helbredseffekter og eksterne omkostninger, er brændeovne mv. (SNAP2) og vejtransport (SNAP7). Disse emissionskilder har Region Hovedstaden mulighed for at påvirke sammen med andre aktører. Det er derfor valgt at fokusere på disse emissionssektorer, og virkemidler inden for disse.

Konsekvensvurderingen gennemføres derfor mere detaljeret for disse to sektorer, hvor der er lagt vægt på at kvantificere effekterne i det omfang, det er muligt. Konsekvensvurderingen belyser virkemidlernes effekt for emission,



luftkvalitet, helbredsomsøkonomi samt samfundsøkonomi. Vedr. samfundsøkonomi (cost-benefit) lægges eksisterende analyser til grund, og der er ikke gennemført nye cost-benefit analyser.

De valgte virkemidler er primært rettet mod at reducere helbredsskadelig luftforurening, men sideeffekter i form af reduktion af klimagasser og støj vil blive kvalitativt beskrevet.

Analysen fokuserer på stoffer, som bidrager til helbredsskader. Det drejer sig om emissioner af NO<sub>x</sub> (kvælstofoxider = kvælstofmonooxid (NO) og kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>), PM<sub>2.5</sub> (massen af partikler mindre end 2,5 mikrometer i diameter) og PM<sub>10</sub> (massen af partikler mindre end 10 mikrometer i diameter). Ozon (O<sub>3</sub>) bidrager også til helbredsskader, og dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, flygtige kulbrinter og kulilte. Af NO<sub>x</sub> er NO<sub>2</sub> er den helbredsskadelige del. NO<sub>x</sub> omdannes over tid i atmosfæren til sekundære partikler i kemiske reaktioner med andre stoffer, og bidrager dermed til partikkelmassen. Der er grænseværdier for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> og træskelværdier for O<sub>3</sub> for, hvornår befolkningen skal informeres om forhøjede O<sub>3</sub>-koncentrationer.

## **2.3 Hovedkonklusioner**

### **2.3.1 Maksimumpotentialer for emissionsreduktion for 10 hovedemissionssektorer**

I kortlægningsrapporten blev emissionen for de forskellige hovedemissionssektorer opgjort for 2014 og 2025 for Region Hovedstaden ud fra den nationale emissionsopgørelser. I forbindelse med vurdering af emissionspotentialer er det valgt at tage udgangspunkt i 2025, da det vil tage tid at implementere de fleste virkemidler, og virkemidlerne bør tage udgangspunkt i den forureningssituation, som kan forudses inden for de nærmeste år.

Maksimumpotentialet består i at konsekvensvurdere, hvad det vil betyde helt at fjerne al emission fra de pågældende emissionssektorer hver for sig.

For NO<sub>x</sub> er den største kilde vejtransport (SNAP07) med omkring 39%, mens det for partikler er brændeovne, kedler og pillefyr mv. (SNAP0202) med omkring 67%. Dette gælder i både 2014 og 2025.

De totale emissioner forventes at blive reduceret for NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> med hhv. 33%, 12% og 18% fra 2014 til 2025 på basis af fremskrivning af allerede vedtaget regulering.

### **2.3.2 Potentialer for forbedring af luftkvaliteten**

Der er gennemført beregninger af koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen af luftforureningen i Region Hovedstaden i 2025. Det er, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Gennemsnitskoncentrationer svarer i byer til bybaggrundskoncentrationen, som er den koncentration man vil opleve på hustage eller i en baggård eller park uden, at der stor direkte påvirkning fra lokale emissionskilder. Uden for byerne er det den regionale baggrundskoncentration, som man vil opleve, hvor der ikke er direkte påvirkning fra lokale emissionskilder.

#### **Lokale kilder til NO<sub>x</sub>**

Samlet set for NO<sub>2</sub>-koncentrationen bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 35% og 5% kommer fra nabokommuner i 2025. Dvs. lokale kilder

bidrager med omkring 40%, mens 60% er bidrag fra kilder uden for Region Hovedstaden. Det regionale bidrag udgøres af langtransporteret emissioner spredt fra resten af Danmark og fra Europa. Den største lokale NO<sub>x</sub>-kilde er vejtransport efterfulgt af energiproduktion (SNAP1), og brændeovne bidrager relativt lidt.

Hvis man fjernede al NO<sub>x</sub>-emission i Region Hovedstaden ville NO<sub>2</sub>-koncentrationen i bybaggrund falde med 3,5 µg/m<sup>3</sup> i 2025. Bidrag fra vejtransport udgør 1,6 µg/m<sup>3</sup> og bidrag fra energiproduktion udgør 0,6 µg/m<sup>3</sup>, mens øvrige kilder udgør resten. O<sub>3</sub>-koncentrationen ville dog stige med 3,5 µg/m<sup>3</sup>, da NO<sub>x</sub>-emissionen reducerer O<sub>3</sub> lokalt i Region Hovedstaden.

#### **Lokale kilder til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>**

Det regionale koncentrationsbidrag er dominerende for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. For PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> er det regionale bidrag hhv. 11,2 µg/m<sup>3</sup> og 8,7 µg/m<sup>3</sup> ud af gennemsnitskoncentrationen på hhv. 12,4 µg/m<sup>3</sup> og 9,5 µg/m<sup>3</sup> i 2025. Det regionale bidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> udgør således hhv. 90% og 91% af gennemsnitskoncentrationen. Alle emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager kun lidt til gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> hhv. 1,2 µg/m<sup>3</sup> og 0,84 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 10% og 9% af bybaggrund.

Fjernelse af alle lokale emissionskilder i Region Hovedstaden ville kun fjerne omkring 0,84 µg/m<sup>3</sup> af gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>2.5</sub> i 2025. Og fjernelse af PM<sub>2.5</sub>-emissioner fra brændeovne ville kun bidrage med en reduktion på omkring 0,5 µg/m<sup>3</sup> og vejtransport med 0,12 µg/m<sup>3</sup>, mens øvrige kilder ville bidrage med resten af reduktionen.

Den største kilde til lokalt emitterede partikler er således brændeovne, hvis andel af det lokale bidrag er 45% og 63% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Vejtransport har det næst største bidrag med 17% og 15% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> i 2025.

Omstillingen af den danske energiproduktion til vedvarende energi vil næsten eliminere CO<sub>2</sub> udledningen, men effekten for luftkvaliteten vil være meget begrænset. Potentialet for at reducere NO<sub>2</sub>-koncentrationen i bybaggrund i 2025 er omkring 0,6 µg/m<sup>3</sup>, mens det er 0,04 for PM<sub>10</sub> og 0,03 for PM<sub>2.5</sub>. Hele potentialet kan kun realiseres med ikke-luftforurenende energiteknologi som vind, sol, varmepumper, geotermi mv., mens afbrænding af fx biomasse på kraftvarmeværkerne fortsat vil bidrage til helbredsskadelig luftforurening.

### **2.3.3 Relation til EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer**

I tabel 2.1 sammenlignes målte koncentrationer fra 2016 i Københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

**Table 2.1.** Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2016

Stof	EU-grænseværdi	WHO-retningslinjer	Målt på målestationer i 2016 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )		
	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
PM <sub>2.5</sub>	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	13-15	10	9
PM <sub>10</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	23-28	15	14
NO <sub>2</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	33-47 <sup>a</sup>	15	7

<sup>a</sup>Kun overskridelse af EU-grænseværdi på H.C. Andersens Boulevard i København. Interval dækker over de to gadestationer.

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

Mht. overskridelse af EU's grænseværdier for luftkvalitet er det kun NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi som overskrides i 2016, hvilket sker på H.C. Andersens Boulevard i København, som er en af Danmarks mest befærdede bygader.

WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> og halvdelen for PM<sub>10</sub>, mens de er ens for NO<sub>2</sub>.

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne.

Beregninger for udviklingen fra 2014 til 2025 i gennemsnitskoncentrationen som middel over Region Hovedstaden viser generelt faldende koncentrationer for NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. Undtagen er for ozon, som stiger pga. faldende NO<sub>x</sub>-emissioner.

### 2.3.4 Potentiale for reduktion af helbredseffekter

Der er 105 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (Jensen et al., 2018) bidrager kilder i Region Hovedstaden med omkring 10% af alle for tidlige dødsfald i 2025 (105/1.010). Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (67 i 2025) og vejtransport (18 i 2025). Som det blev diskuteret i kortlægningsrapporten (Jensen et al. 2018) er der sandsynligvis tale om en undervurdering af betydningen af lokale kilder, som kunne være betydeligt større.

### 2.3.5 Potentiale for eksterne omkostninger

De eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2025. Det samlede potentiale er 742 mio. kr. ved at reducere emissionerne i Region Hovedstaden.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som i 2025 står for omkring 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15%.

### 2.3.6 Virkemidler over for vejtrafik

Der er undersøgt en lang række virkemidler over for vejtrafik, som det ikke er muligt kort at sammenfatte alle resultaterne fra. Nedenfor beskrives de overordnede virkemidler, som vurderes at kunne reducere helbreds- og klimaskadelige emissioner.

#### Elektrificering af transport

Elkøretøjer bidrager ikke med lokal helbredsskadelig luftforurening, og vil derfor bidrage til forbedring af luftkvaliteten især i byerne. Desuden nedsætter de CO<sub>2</sub> emissionen markant, da CO<sub>2</sub> emissionen pr. energienhed er relativ lille for elproduktion i forhold til CO<sub>2</sub> emissionen pr. energienhed for fossile brændsler, samt fordi elmotoren har højere energieffektivitet i forhold til forbrændingsmotoren. Endvidere vil strømforbrug på sigt blive CO<sub>2</sub> neutral i takt med energiproduktionens omlægning til vedvarende energi. Der er også en mindre støjgevinst ved elkøretøjer men kun ved lav hastighed, hvor dækstøj ikke er dominerende.

Ud fra hensyn om luftforurening og klima bør elektrificering af transport derfor fremmes, og mulighederne herfor udvides konstant i form af længere rækkevidde på batterierne, flere køretøjstyper som kan elektrificeres mv.

Da køb af elbil erstatter køb af en anden ny fossilbil, som skal opfylde Euro 6, er besparelsen kun den emission, som en Euro 6 bil bidrager med, og den fulde forureningsgevinst af elbiler vil derfor først helt materialisere sig, når fossilbilerne er udskiftet til elbiler eller lignende nuludslipsbiler.

#### Skærpede miljøzoner i de største byer

Emission fra de enkelte køretøjer reguleres gennem euronormer, som er blevet skærpet over tid. Derfor har køretøjer, som opfylder den seneste Euro 6 norm, lavere emission end køretøjer, der opfylder tidligere euronormer. Der kan derfor opnås en betydelige emissionsgevinst ved at fremme hurtigere indfasning af nye euronormer eller forbyde gamle euronormer. Det er dette som udnyttes i miljøzoner, hvor der inden for et afgrænset geografisk område stilles krav om hvilke euronormer, der må køre ind i zonen.

Effekten af de eksisterende danske miljøzoner for tunge køretøjer i de fire største byer er næsten forsvundet, som følge af den almindelige løbende udskiftning af køretøjerne. For at få en fremtidig emissionsgevinst skal miljøzonerne derfor skærpes.

Det er tidligere blevet foretaget en samfundsøkonomisk analyse af forslag om at indføre ren-luftzoner med forbud mod ældre person- og varebiler som modsvarede kravene i Berlin. De samlede sparede helbredsomkostninger blev opgjort til omkring 581 mio. kr. og værditab for biler og tab af statens afgiftsprovenu blev vurderet til 130 mio. kr., så beregningerne viste at ren-luftzonen ville have været en samfundsøkonomisk gevinst.

Effekten af miljøzonen afhænger af hvilke krav der opstilles.

Eftermontering af SCRT på tunge køretøjer er også et eksempel på, hvordan ældre køretøjer kan opgraderes til Euro 6 emissionsstandard, og dermed reducere NO<sub>x</sub> og partikelemission med omkring 90%. Dette virkemiddel har været brugt i Københavnsområdet med eftermontering af SCRT på omkring 300 busser, hvilket er et virkemiddel, som hurtigt kan implementeres. SCRT står for Selective Catalytic Reduction & Trap.

Krav om SCRT på ældre tunge køretøjer kunne også være en del af en miljøzone.

Overborgmesteren i København samt en række oppositionspartier i Folketinget er fremkommet med forslag til skærpelse af miljøzonerne, som dog ikke er blevet effektvurderet. Oppositionspartiernes forslag omfatter også, at byer ned til 25.000 indbyggere kan have miljøzoner.

I de hidtidige miljøzoner og skærpede forslag stilles der kun krav til vejtrafikken, men en miljøzone kunne i princippet også stille krav til fx arbejdsmaskiner (entreprenørmateriel mv.) samt fx kanalbåde i Københavns Havn. Dette vil kræve ny miljøzonestrategi.

I London indføres der i 2019 meget skrappe krav til miljøzonen, som forventes at få en betydelig effekt.

### **Trafikale tiltag**

Trafikale tiltag, som nedsætter trafikmængden, vil alt andet lige reducere luftforureningen, så hvis trafikken reduceres med 10%, vil emissionen fra trafikken falde med 10%. Hvis et tiltag primært reducerer personbiltrafikken vil en 10% reduktion dog betyde procentvis mindre ift. en ligelig reduktion på hhv. personbiler og tung trafik, da emissionsfaktorerne for personbiler er lavere end fx tung trafik.

Trængselsring i København og et landsdækkende road pricing-system har tidligere været overvejet som en del af transportpolitikken uden dog at blive gennemført.

Afhængig af scenarie forventes en trængselsring at reducere trafikken med 13-25% i København, men også at have en reducerende effekt på trafikken uden for trængselsringen. Emissionsgevinsten beregnes procentvis mindre, da primært personbiltrafikken reduceres, fordi den er mere prisfølsom end kommerciel trafik.

For road pricing viste forskellige studier en forventet reduktion i trafikken på 7-13% på landsplan. Emissionsgevinsten var procentvis mindre, da primært antallet af personbiler reduceres.

Emissionsgevinsten ved trafikale tiltag afhænger derfor af, hvor meget trafikken reduceres. Hvis der sammenlignes med de teknologiske virkemidler har de teknologiske virkemidler langt større potentiale end trafikale tiltag, da fx SCRT nedsætter emissionen med omkring 90% og elektrisk drift med 100%. Tilsvarende reduktioner i trafikken ville ikke være mulige.

I en trængselsring baseret på kameraregistrering af nummerpladen vil det også være muligt at differentiere afgifter efter Euroemissionsklasse eller nuludslipbiler (elbiler, brintbiler mv.). Dette ville give en yderligere emissionsreduktion ud over den emissionsreduktion, som kommer af mindre trafik. For en miljøzone kunne generelle miljøzonekrav således suppleres med økonomiske incitamenter til at køre mindre i de mest forurenende køretøjer. Tilsvarende vil det være muligt at differentiere vejafgifter i et GPS baseret road pricing system, og fx have højere priser i byer.

### **Alternative brændstoffer**

Fælles for alle flydende eller gasholdige brændstoffer som bruges i nye forbrændingsmotorer er, at de i princippet giver samme luftforurening fra udstødningsrøret, fordi det helt overvejende er katalysator/partikelfilter teknologien, som er bestemmende for restforureningen og ikke brændstoffet. Endvidere skal køretøjet leve op til de samme Euronorm krav fx Euro 6. En gasmotor og en benzin/dieselmotor skal således opfylde samme krav. Ud fra en helbredsmæssig synsvinkel er der derfor ikke væsentlig forskel på, om det ene eller andet brændstof bruges, så længe motoren har renskrav svarende til Euro 6. Der kan dog opnås mindre gevinster for køretøjer, som opfylder ældre Euronormer.

Det betyder, at bioethanol, biodiesel og biogas ikke giver bedre luftkvalitet for nye køretøjer, men primært reducerer CO<sub>2</sub> emissionen, hvor biogas giver væsentligt større CO<sub>2</sub> reduktion end bioethanol og biodiesel. I forhold til transport er biogas særligt interessant til tunge køretøjer, hvor elektrificering kan være vanskelig.

### **2.3.7 Virkemidler over for brændeovne mv.**

#### **Helbreds- og klimaskadelige emissioner fra brændeovne mv.**

I 2015 er der i Danmark omkring 935.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 750.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr/ovn samt omkring 47.000 kedler og 16.000 andre ovne. De bidrager med omkring 67% af den nationale PM<sub>2.5</sub> emission, hvilket også forventes at være tilfældet i 2025 trods et beregnet fald i emissionerne på 18% fra 2014 til 2025. Brændeovne, kedler og pillefyr mv. bidrager relativt lidt til NO<sub>x</sub>-emissionen, men relativt meget til sod (Black Carbon) med 50%, PAH med 69% og dioxin med 54% på landsplan (Nielsen et al., 2017).

Brændefyring er i princippet CO<sub>2</sub>-neutral, hvis træet kommer fra bæredygtig skovdrift, hvor skoven ikke leverer mere end tilvæksten. Det er dog ikke helt så simpelt, idet forbrænding af træ fører til dannelse af sod (BC-Black Carbon), og BC tilhører de såkaldte kortlevede drivhuskomponenter. Der er lavet en grov overslagsberegning over klimaeffekten af BC fra brændefyring. I dette overslag er det forudsat, at brændefyring erstatter fyringsolie og dermed sparer CO<sub>2</sub>. Klimaeffekten af CO<sub>2</sub> og BC tager udgangspunkt i opvarmningspotentialet fra FN's klimapanel (GWP - Global Warming Potential). Beregningen viser samme størrelsesorden for opvarmningspotentialet for den sparede CO<sub>2</sub> (-1,8 mio. GWP) og den udledte BC (+1,7 mio. GWP). Selvom det er en grov overslagsberegning og forudsætningerne om GWP for BC er usikre illustrerer det, at brændefyring med den nuværende teknologi langt fra er CO<sub>2</sub> neutral. Tilsvarende hvis al brændefyring ikke antages at erstatte olie ville brændefyring med den nuværende anvendte teknologi faktisk øge klimabelastningen.

#### **Teknologien og brugeren**

Der er relativt store forskelle på emissionsfaktorer (g/GJ) for partikler afhængig af anlægstype, hvor ældre ovne har langt højere emissionsfaktorer end nyere ovne. Yderpunkterne er 1.800 g/GJ for gamle kedler uden akkumuleringskank fra før 1980 til pillekedel/ovn på 29 g/GJ. En Svanemærket brændeovn efter 2015 har en emissionsfaktor på omkring 155 g/GJ. Partikel-emissionen er dog langt højere end for andre individuelle opvarmningskilder som fx oliefyr på 5 g/GJ, naturgasfyr på 0,1 g/GJ, og varmepumper vil også ligge lavt. Partikelemissionen fra brændeovne mv. er også langt højere end for kollektiv varmforsyning, hvor træpiller anvendt på kraftværk er på linje

med individuelt oliefyr (5 g/GJ) for partikeludledningen, og på fjernvarmeværker (10 g/GJ). Der er således store emissionsgevinster forbundet med incitament, som erstatter ældre med nye ovne, eller erstatter brændefyring med anden individuel opvarmning særligt varmepumper eller kollektiv forsyning.

Mange brændeovne forurener langt mere end de burde gøre på grund af brugerens adfærd. Almindelige fejl er brug af uhensigtsmæssig brændsel, dårlig optændingsteknik, dårlig fyringsteknik og fejl ved aftræks- og skorstensforhold. Dette betyder, at uhensigtsmæssig fyringsadfærd i høj grad er med til at bestemme middelemmissionen, og effekten af fyringsadfærd kan således langt overskygge forskellen mellem moderne ovne og ældre ovne. Dette er bl.a. søgt imødekømt gennem informationskampagner om top-down fyring, som kan reducere partikelemmissionen væsentligt men kun i selve optændingsfasen (Miljøstyrelsen, 2017b). Brugeradfærd er ikke afspejlet i emissionsopgørelserne, hvor der anvendes standardemissionsfaktorer for de forskellige ovntyper.

Da brugeren er meget vigtig for emissionerne, vil der kunne opnås langt højere reduktioner af partikelemmissionen, hvis brugeren i højere grad erstattes af elektronisk og mekanisk styring af luftindtag mv., som det kendes fra nogle brændeovne.

Næste teknologiske trin for at sikre væsentligt lavere partikeludledning er rensning af røgen på en effektiv måde, som det kendes fra udstødningen fra dieslbiler, som renses med partikelfilter. Røgrenningsteknologi er dog stadigvæk på udviklings- og forsøgsstadiet, og der er endnu ikke effektive og billige teknologier kommercielt til rådighed i Danmark, som kan dokumentere stor reduktion i partikeludledningen. Der er derfor fortsat brug for støtte til forskning og teknologiudvikling inden for dette område.

Hvis målet er, at brændefyring skal have partikeludledning på niveau med andre opvarmningsformer er udfordringen enorm, og kræver et teknologisk tigerspring.

#### **Konsekvensvurdering af virkemidler**

Potentialet for en lang række virkemidler er diskuteret inden for hovedgrupperne: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

Der er få af virkemidlerne som er konsekvensvurderet, men De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en konsekvensvurdering af forskellige virkemidler mht. reduktion i emission og helbredseffekter samt virkemidlernes samfundsøkonomi, som kort opsummeres i det følgende, og som er mere detaljeret gennemgået i nærværende rapport.

#### ***Afgifter på brug, delvise forbud og skrottingspræmie***

De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en samfundsøkonomisk analyse af delvise/total forbud og økonomiske virkemidler til regulering af brændeovne (De Økonomiske Råd, 2016):

- Differentierede afgifter på brug af brændeovne
- Forbud mod ældre brændeovne
- Totalt forbud mod brændeovne
- En skrottingspræmie

Differentierede afgifter på brug af brændeovne er oprindeligt et forslag fremført af Økologisk Råd. Ideen er, at der pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug, som afspejler de eksterne helbredsomsomkostninger ved normalt brug. Det antages, at der kan sættes en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug.

Analysen viste, at der kunne spares mellem 100 og 400 for tidlige dødsfald i hele Danmark afhængig af virkemiddel svarende til samfundsøkonomiske gevinster på mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år afhængig af virkemiddel. De største gevinster opnås ved afgifter på brug (3,1 mia. kr.) efterfulgt af forbud mod alle ovne som ikke er Svanemærkede (2,8 mia. kr.) og derefter skrotning af ovne før 2008 (2,4 mia. kr.). Miljøstyrelsen har også i en analyse fra 2013 fundet at delvise forbud (trinvis udfasning) og skrotningspræmie gav samfundsmæssige gevinster (Bilag 1).

Analysen viste endvidere, at Region Hovedstaden har de største helbredsomsomkostninger pr. kg udledte partikler fra brændeovne i forhold til andre regioner grundet højere befolkningstæthed. Helbredsomsomkostninger er på 41 kr. pr. times fyring for en ovn før 1990 og 7 kr. for en ny Svanemærket ovn fra 2015 gældende for Købehavn.

#### ***Brændeovnsbekendtgørelsen og Ecodesign-direktivet***

Regulering af forureningen af brændeovne overgår fra national til EU regulering fra 2022 med Ecodesign-direktivet med et krav på 5 g/kg brænde fra 2022, hvor det nuværende krav i Brændeovnsbekendtgørelsen er 4 g/kg. Det er derfor ikke sandsynligt, at brændeovnsbekendtgørelsen skærpes yderligere frem mod 2022, hvorefter alle nye ovne, som opfylder emissionskravet i Ecodesign direktivet, kan sælges i Danmark. Efter 2022 skal yderligere skærper af emissionskravene derfor foregå gennem internationalt samarbejde i EU.

Afgifter på brug af brændeovn, delvise forbud mod ældre ovne og skrotningspræmier kan dog stadigvæk bruges som nationale virkemidler.

#### ***Kommunale forskrifter***

Brændeovnsbekendtgørelsen giver kommunerne mulighed for at udarbejde en kommunal forskrift om brændefyring. De hidtidige kommunale forskrifter har fokuseret på informationsformidling i forhold til borgerne med præcisering og fortolkning af Brændeovnsbekendtgørelsens regler.

Overborgmesteren for Københavns Kommune Frank Jensen fremførte i 2017 en række forslag til kommunal regulering af brændeovne:

- Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme
- Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger med fjernvarme uden opsætning af ny ovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

Da forslaget kombinerer forbud, skrotningspræmie og krav om nye Svanemærkede ovn vil forslaget på langt sigt svare til det scenarium, som De Økonomiske Råd beregnede for, hvad de kaldte et forbud mod ikke-Svanemærkede ovne dvs. kun Svanemærkede ovne var tilladt. Dette var det næstmest



effektive virkemiddel ifølge De Økonomiske Råd. Den fulde effekt af forslaget for København vil dog først indtræffe, når alle ovne er Svanemærkede, hvilket vil tage en del år.

## 2.4 Projektresultater

En overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne for hhv. trafik og brændeovne mv. er vist i tabelform i det følgende.

### 2.4.1 Vurdering af virkemidler over for vejtrafik

I tabel 2.2 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved gennemførelse af de forskellige virkemidler: miljømæssigt, tekniske udfordringer, og involverede aktører. Miljømæssigt belyses luftkvalitet, CO<sub>2</sub> og støj.

**Tabel 2.2.** Kvalitativ konsekvensvurdering af virkemidler inden for trafik. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Miljøparametre er helbredsskadelig luftforurening (luft), CO<sub>2</sub> og støj.

Indsats og tiltag	Luft	CO <sub>2</sub>	Støj	Teknisk udfordring	Aktør					
					Stat	Region	Kom- mune	Bruger	Indu- stri	F&U
<b>1. Trafiktiltag</b>										
<i>Økonomiske virkemidler:</i>										
Trængselsring	XX	XX	X	X	X		X			
Road pricing (GPS baseret)	XXX	XXX	X	XXX	X			X	X	X
<i>Planmæssige virkemidler:</i>										
Mindre trafik gennem byplanlægning	X	X	X			X	X			
Fremme af cykeltrafik	X	X	X			X	X	X		
Fremme af by- og delebiler mv.	X	X	X			X	X	X		
Fremme glidende trafikafvikling	X	X	X	X			X			
<b>2. Skærpede miljøzoner</b>										
Ren-luftzoner	XX				X		X			
Ultra Low Emission Zone alla London og svensk forslag	XXXXX	XX		X	X		X			
<b>3. SCRT på tunge køretøjer</b>										
	XX				X		X			
<b>4. Elektrificering af transport</b>										
Eldrevne personbiler	XXXX	XXXX	X	X	X	X	X	X	X	X
Eldrevne taxi	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Eldrevne varebiler	XXX	XXX	X	XX	X		X	X	X	X
Eldrevne lastbiler	XX	XX	X	XXXX	X			X	X	X
Eldrevne bybusser	XX	XX	X	X	X	X	X		X	X
Eldrevne regionalbusser	XX	XX	X	XXXX	X	X	X		X	X
Eldrevne turistbusser	X	X	X	XXXX	X				X	X
Eldrevne færger, kanalbåde, tog	X	X	X	XXX	X		X		X	X
<b>5. Øvrige alternative drivmidler</b>										
Biogas til tung transport		XXX			X		X			
Flydende biobrændstof		X			X				X	X
<b>6. Øvrige virkemidler</b>										
Partikelreducerende belægning mv.	X			XXXX			X		X	X
NO <sub>x</sub> reducerende belægning	X						X			
Beplantning	X			X			X			X
Lokalisering af miljøfølsomme funktioner	X					X	X			
Information til borgerne	X				X	X	X	X		

## 2.4.2 Vurdering af virkemidler over for brændeovne mv.

I tabel 2.3 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved at gennemføre de forskellige virkemidler for PM<sub>2.5</sub> partikeludledning og klima (BC klimaeffekt), og involverede aktører er også listet. Virkemidlerne er inddelt i følgende brede kategorier: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, og (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

**Tabel 2.3.** Kvalitativ konsekvensvurdering af fremtidige virkemidler overfor brændeovne mv. for PM<sub>2.5</sub> og klima (BC klima-effekt). "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Primære aktører i forhold til virkemiddel er også indikeret.

Virkemiddel	PM <sub>2.5</sub> Klima		Aktør						
	EU	Stat	Region	Kommune	Skorstensfejer	Bruger	Industri	F&U	
<b>Mængde og type af brændsel:</b>									
Efterisolering af boliger	X	X	X				X		
Fremme varmepumper til individuel opvarmning	XX	XX	X		X		X		
Forbud mod petrokoks	X	X	X						
Kvalitetsmærkning for brænde og briketter	X	X	X					X	
Pillefyr/ovn i stedet for brændeovn	XX	XX	X		X		X		
Biopejs på bioethanol som erstatter brændeovn	XX	XX	X		X		X		
Afgifter på brænde og træpiller	XXX	XXX	X						
<b>Teknologiske virkemidler</b>									
Skærpe Ecodesign direktivet	XX	XX	X	X					
Fremme aktiv forbrændingsoptimering			X		X		X	X	X
Røgrensning (filtre mv.)	XXXX	XXXX	X			X	X	X	X
Afgifter på brug	XXXXXX	XXXXXX	X			X	X	X	
Forbud, delvis, Før 1990	XXX	XXX	X						
Forbud, delvis, Før 2008	XXXX	XXXX	X						
Forbud, delvis, Ikke-Svanemærket	XXXXXX	XXXXXX	X						
Total forbud	XXX	XXX	X						
Skrotningspræmie, før 1990	XXX	XXX	X						
Skrotningspræmie, før 2008	XXXX	XXXX	X						
Udfasning af ældre brændeovn, kedler mv.	XXXX	XXXX	X						
Ejeravgifter på brændeovn mv.	XXXX	XXXX	X						
National database med informationer om brændeovn.	X	X	X			X			
Højere skorstenhøjde mv.	X	X			X	X	X		
Forskningspulje om Bedre Brændefyring	X	X						X	X
<b>Virkemidler over for brugeren</b>									
Oplysningskampagne om top-down fyring	XX	XX	X				X		
Skorstensfejerens årlige syn	X	X				X	(X)		
Home party med vejledning om brændefyring	X	X				X	X		
Obligatorisk brændefyringskursus	XX	XX	X				X		
Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger	X	X	X				X		
Energimærkning af brændeovne	X	X	X				X		
<b>Kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning</b>									
Bedre dokumentation og monitoring ved naboklager	X	X			X		X	X	
Vejledning til kommunerne	X	X			X				
Fælles retningslinjer for fyring i brændeovne mv.	X	X			X	X			
Fælleskommunal nævn til klagesager	X	X			X	X			
Forskrift om forbud, præmie og krav om Svanemærk.	XXXX	XXXX			X		X		

### 3. Metode for vurdering af virkemidler

Dette kapitel beskriver først den metode og afgrænsning, som er lagt til grund for udvælgelse og beskrivelse af virkemidler til reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden. Dernæst gives et overblik over de udvalgte virkemidler.

#### 3.1 Afgrænsning

I forbindelse med kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden blev der udarbejdet en analyse af, hvor meget de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) bidrager til luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger (Jensen et al., 2018). Eksterne omkostninger omfatter de samfundsmæssige omkostninger ved helbredseffekterne. Disse beregninger er baseret på den nationale emissionsopgørelse, luftkvalitetsmodeller og EVA-systemet (Economic Valuation of Air Pollution). Disse metoder er nærmere beskrevet i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2018).

Der kunne opstilles mange forskellige virkemidler inden for disse 10 hovedemissionssektorer, så det vil ikke være muligt inden for projektets rammer at konsekvensvurdere disse på samme detaljeringniveau.

Indledningsvis vil det maksimale potentiale for emissionsreduktion inden for de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) blive belyst ved at antage, at det er muligt at fjerne al emission fra den pågældende emissionssektor for at se, hvad dette ville betyde for luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger. Denne analyse trækker på resultaterne fra kortlægningsarbejdet, og anviser ikke hvilke konkrete virkemidler, der skulle tages for at opnå denne emissionsreduktion.

Kortlægningen viste, at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden, som bidrager mest til helbredseffekter og eksterne omkostninger, er brændeovne mv. (SNAP2) og vejtransport (SNAP7). Disse emissionskilder har Region Hovedstaden mulighed for at påvirke sammen med andre aktører. Det er derfor valgt at fokusere på disse emissionssektorer, og virkemidler inden for disse. Konsekvensvurderingen er gennemført mere detaljeret for disse to sektorer, hvor der er lagt vægt på at kvantificere effekterne i det omfang det er muligt. Konsekvensvurderingen belyser virkemidlernes effekt på emission, luftkvalitet, helbredseffekter samt cost-benefit. Vedr. cost-benefit lægges eksisterende analyser til grund, og der er ikke gennemført nye cost-benefit analyser.

Endvidere belyses en række virkemidler, som ikke er virkemidler, der er direkte målrettet en bestemt emissionssektor, fx NO<sub>x</sub>-reducerende belægninger baseret på titaniumdioxid (TiO<sub>2</sub>).

De valgte virkemidler er primært rettet mod at reducere helbredsskadelig luftforurening, men sideeffekter i form af reduktion af klimagasser og støj vil blive kvalitativt beskrevet.

Koncentrationseffekten af virkemidlerne vil også blive sammenholdt med EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer for luftkvalitet i det omfang det er muligt.

## 3.2 Bekæmpelsesstrategier

Helt overordnet er der fire måder at reducere effekten af luftforurening på:

- Emissionsreduktion
- Fortynding
- Adskillelse af emissionskilde og modtager
- Rensning af selve miljøet

Emissionsreduktion sker ved selve kilden. Det kan være i form af rensning, fx SCRT på bybusser eller gennem renere teknologi, som fx elbiler eller gennem reduktion af aktiviteten fx mindre trafik. (SCRT er Selective Catalytic Reduction & Trap, dvs. kombineret NO<sub>x</sub> reduktion og partikelfilter). Emissionsreduktion er typisk det mest effektive, fordi det sker ved kilden, og dermed forhindrer følgevirkningen af emissionen.

Fortynding kunne fx være en højere skorsten, hvor emissionen fortyndes og dermed resulterer i lavere koncentrationer og tilhørende helbredseffekter. I tilfældet med en højere skorsten vil dette reducere koncentrationerne lokalt ved jordoverfladen, men der vil stadigvæk være en regional effekt, hvor emission som fx NO<sub>x</sub> og SO<sub>2</sub> omdannes i atmosfæren til sekundære partikler, som forårsager helbredseffekter langt fra kilden. Emissionen reduceres ikke men fortyndes kun. Fortyndingsstrategien var en meget udbredt strategi i den tidlige miljøbekæmpelse, men er ikke længere en strategi, som kan stå alene.

Adskillelse af emissionskilde og modtager er en måde at reducere befolkningens eksponering for luftforurening, da emissionen er blevet mere fortyndet pga. den længere afstand. Eksempler herpå er zoneplanlægning med adskillelse af industriområder og boligområder eller hensyntagen til lokalisering af miljøfølsomme aktiviteter i forhold til luftforurening.

Rensning af selve miljøet er en relativt ny tilgang, hvor det er selve luften, som forsøges renses. Et eksempel herpå er belægninger med stoffet titaniumdioxid (TiO<sub>2</sub>), som fungerer som en katalysator, som nedbryder NO<sub>x</sub> til nitrat under indflydelse af lys, og som derfor i princippet skulle kunne reducere både NO<sub>x</sub> lokalt, men også reducere dannelse af sekundære partikler i atmosfæren.

Alle fire fremgangsmåder er repræsenteret i den samlede vifte af virkemidler som belyses, men fokus er på virkemidler, som reducerer emissionen ved kilden.

## 3.3 Virkemiddelkatalog

I tabel 3.1 er vist en oversigt over de 10 hovedemissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse, og udvalgte virkemidler inden for disse hovedemissionssektorer. Virkemidlerne vil blive nærmere beskrevet i de efterfølgende kapitler.

I tabellen er det endvidere markeret, hvordan og med hvilken detaljeringsgrad konsekvensvurderingen af de forskellige virkemidler er foretaget.

Det maksimale reduktionspotentiale mht. emission, koncentrationseffekt, helbredseffekt og tilhørende eksterne omkostninger vil blive belyst for alle hovedemissionssektorer.

For emissionssektorerne SNAP2 (primært brændeovne) og SNAP7 (vejtransport) vil der blive belyst en række virkemidler under disse, og de vil blive konsekvent vurderet mere detaljeret.

For hvert virkemiddel er det endvidere indikeret, om virkemidlet har sideeffekter i forhold til klima og støj, og disse vil blive beskrevet kvalitativt.

En række virkemidler, som ikke er knyttet til en bestemt emissionssektor, vil også blive lyst kvalitativt fx NO<sub>x</sub> reducerende belægnings, beplantning mv.

Flere forkortelser anvendes i tabel 3.1. SNAP er en international nomenklatur for kildetyper til luftforurening – Selected Nomenclature for Air Pollution. BAT står for Best Available Technology dvs. bedst tilgængelig teknologi, og de tilhørende dokumenter, som beskriver dette (BREF).

**Tabel 3.1.** .Oversigt over udvalgte virkemidler for 10 hovedemissionssektorer og hvordan de konsekvensvurderes.

Virkemidler: Emissionskilder	Vurdering af virkemidler						Sideeffekter	
	Maks potentiale	Emissions- effekt	Konc. effekt	Helbreds- effekt	Cost- benefit	Kvalita- tivt	klima- effekt	Støj- effekt
<b>Energiproduktion (SNAP 1)</b>	x							
Omstilling af energiforsyningen til vedvarende energi (varmepumper, solvarme, geotermi, varmelagre, biomasse m.v.)						x	x	
Skærpede krav til kraftværker som følge af nye BAT/BREF konklusioner						x	x	
<b>Boligopvarmning mv. (SNAP 2)</b>	x							
Tiltag overfor brændeovne:								
Kampagner		x	x	x	x	x		(x)
Tilskud og afgifter		x	x	x	x	x		(x)
Forbud mod gamle ovne og skrotningsordning		x	x	x	x	x		(x)
Kun svanemærkede ovne		x	x	x	x	x		(x)
Energieffektivisering i boliger						x	x	(x)
<b>Anvendelse af produkter (SNAP 6)</b>	x							
Emissioner fra opløsningsmidler og brug af produkter. Usikkerhed i opgørelse							x	
<b>Vejtransport (SNAP 7)</b>	x							
Skærpede miljøzoner i København		x	x	x	x	x		(x) (x)
Elektrificering af trafikken		x	x	x	x	x		X (x)
SCRT på tunge køretøjer		x	x	x	x	x		
Biogasdrevne tunge køretøjer					x	x	x	
Tiltag som påvirkede trafikmængde, køretøjssammensætning og hastighed samt overflytning						x		(x) (x)
Partikelreducerede vejbelægning						x		
<b>Ikke vejgående maskiner (SNAP 8)</b>	x							
Emissionskrav til arbejdsmaskiner fx Euronorm eller eftermonteret partikelfilter							x	
<b>Affaldsbehandling (SNAP 9)</b>	x							
BAT/BREF							x	
<b>Landbrug (SNAP 10)</b>	x							
Reduktion af ammoniakudledning							x	
<b>Øvrige SNAP sektor (3: Fremstillingsvirksomhed mv., 4: Industrielle processor, 5: Udvinning, behandling mv. af olie og gas)</b>	x							
<b>Ikke-emissionssektor virkemidler:</b>								
NO <sub>x</sub> reducerede belægnings med TiO <sub>2</sub>							x	
Beplantning							x	(x)
Placering af miljøfølsomme byfunktioner							x	(x)
Information til borgerne							x	

## 4. Maksimumpotentialer for 10 hovedemissionssektorer

Dette kapitel giver en konsekvensvurdering af det maksimale potentiale for forbedring af luftkvaliteten, helbredseffekter og relaterede helbredsomkostninger med udgangspunkt i de 10 hovedemissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse, og som er kortlagt for Region Hovedstaden i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2018). I kortlægningsrapporten blev ovenstående beregnet for 2014 og 2025. I det følgende er det valgt at tage udgangspunkt i 2025, da det vil tage tid at implementere de fleste virkemidler, og virkemidlerne bør tage udgangspunkt i den forureningssituation, som kan forudses inden for de nærmeste år.

Maksimumpotentialet består i at konsekvensvurdere, hvad det vil betyde helt at fjerne al emission fra de pågældende emissionssektorer hver for sig.

### 4.1 Potentialer for reduktion af emission

I tabel 4.1 er vist emissioner i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder i 2025. Bidraget fra international søfart inden for 25 km af regionen (Øresund) er også vist.

For  $\text{NO}_x$  er den største kilde vejtransport (SNAP07), mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP0202). Dette gælder i både 2014 og 2025. Da de største kilder er vejtransport og brændeovne er det valgt at fokusere analyserne af virkemidler på disse to emissionssektorer.

De totale emissioner forventes at blive reduceret for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  med hhv. 33%, 12% og 18% fra 2014 til 2025.

**Tabel 4.1.** Emissioner i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (tons). Tabel gengivet fra Jensen et al. (2018).

SNAP kode	Beskrivelse	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	3100	190	136
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	179	47	45
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	754	1588	1551
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i handel og service	21	40	37
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	315	14	7
SNAP04	Industrielle processer	22	415	90
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	33	4
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	56	49
SNAP07	Vej transport	3945	484	287
SNAP0801	Militær	19	0	0
SNAP0802	Jernbaner	159	0	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0
SNAP080403	National fiskeri	2	0	0
SNAP080501	National flytrafik, LTO (Landing, TakeOff) (start og landing, < 3000 fod)	75	1	1
SNAP080502	International flytrafik, LTO (Landing, TakeOff) (start og landing, < 3000 fod)	623	5	5
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	115	1	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	64	4	4
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	1	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	466	17	17
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	9	2	2
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	29	11	11
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	14	72	72
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	2	10	3
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	224	71	6
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	1	3	3
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	10004	158	157
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	10148	3063	2330

Den geografiske fordeling af de totale emissioner fra alle kilder i Region Hovedstaden blev ananalyset i kortlægningsrapporten, og den viste, at NO<sub>x</sub>-emissionerne generelt følger befolkningstæthed og vejtransport. PM<sub>2.5</sub>-emissioner har et noget andet mønster end NO<sub>x</sub>, idet emissioner fra brændeovne betyder mere, og derfor er der også relativt højere emissioner i mindre befolkede områder. Den geografiske fordeling i 2025 er stort set som i 2014.

## 4.2 Potentialer for forbedring af luftkvaliteten

Selvom der er sammenhæng mellem emissioner og disse emissioners bidrag til koncentrationer er denne sammenhæng ikke lineær. Det betyder, at en procentvis ændring i emissioner ikke nødvendigvis fører til samme procentvise ændring i koncentrationer. Det skyldes mange forhold, hvoraf vigtige forhold er, hvorvidt det er lave eller høje emissionskilder, hvor meget den regionale forurening er for det pågældende stof samt atmosfærekemi. Dette påvirker derfor effekten af forskellige virkemidler. Derfor er det vigtigt også, at analysere koncentrationsbidraget fra forskellige emissionskilder, da

koncentrationsbidraget er en bedre indikator for helbredseffekter end selve emissionen. Dette vil blive belyst nærmere i dette afsnit.

I tabel 4.2 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen over Region Hovedstaden i 2025. Tallene angiver altså, hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med.

Gennemsnitskoncentrationer er i byer gennemsnitskoncentrationen, som er den koncentration man måler på hustage eller i en baggård eller park uden direkte påvirkning af lokale emissionskilder. Uden for byerne er det den regionale baggrundskoncentration. I modelberegningerne er baggrundskoncentrationen modelleret med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, dvs. koncentrationen i et kvadrat på 1 km x 1 km er repræsenteret af en enkel værdi nemlig centerpunktet.



**Tabel 4.2.** Koncentrationsbidrag fra forskellige kilder i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025 (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Tabel gengivet fra Jensen et al. (2018).

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,78	0,60	-0,58	0,04	0,03
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,06	0,05	-0,05	0,02	0,01
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,28	0,23	-0,22	0,54	0,53
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,02	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,16	0,13	-0,12	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,02	0,01	-0,01	0,19	0,04
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
SNAP07	Vej transport	1,96	1,63	-1,59	0,21	0,12
SNAP0801	Militær	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,07	0,06	-0,06	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,15	0,12	-0,11	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,06	0,05	-0,05	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,04	0,03	-0,03	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgå- ende maskiner	0,21	0,17	-0,17	0,01	0,01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	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
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,30	0,25	-0,25	0,08	0,01
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	4,16	3,54	-3,47	1,20	0,84
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	0,85	0,72	-0,71	0,01	0,01
DEHM	Regional baggrund (model)	5,86	5,45	72,9	8,8	6,81
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	0,52	0,50	-0,50	0,14	0,09
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0	0	0	2,24	1,70
Total	Alle kilder; Ind- og udland	11,4	10,2	68,2	12,4	9,5

#### Lokale kilder til NO<sub>x</sub>

Samlet set for NO<sub>2</sub> bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 35% og nabokommuner med 5%. Dvs. lokale kilder bidrager med omkring 40%, mens 60% er det regionale bidrag og international søfart indenfor 25 km i 2025. Den største lokale NO<sub>x</sub>-kilde er vejtransport efterfulgt af energiproduktion (SNAP1) og brændeovne bidrager relativt lidt.

Hvis man fjernede al NO<sub>x</sub>-emission i Region Hovedstaden ville NO<sub>2</sub> koncentrationen i bybaggrund falde med 3,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2025. Vejtransport ville bidrage med 1,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og energiproduktion med 0,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens øvrige kilder ville

bidrage med resten. Selvom NO<sub>x</sub>-emissionen fra energiproduktion næsten er på højde med vejtransport, er koncentrationsbidraget alligevel markant lavere, da høje skorstene giver stor fortynding og dermed lavere koncentrationsbidrag i forhold til lave kilder som vejtransport. O<sub>3</sub> koncentrationen ville dog stige med 3,5 µg/m<sup>3</sup>, da NO<sub>x</sub> emissionen reducerer O<sub>3</sub> lokalt i Region Hovedstaden.

#### **Lokale kilder til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>**

Som det fremgår af tabel 4.2, er det regionale koncentrationsbidrag dominerende for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. For PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> er det regionale bidrag hhv. 11,2 µg/m<sup>3</sup> og 8,7 µg/m<sup>3</sup> ud af gennemsnitskoncentrationen på hhv. 12,4 µg/m<sup>3</sup> og 9,5 µg/m<sup>3</sup> i 2025. Det regionale bidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> udgør således hhv. 90% og 91% af bybaggrund. Alle emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager kun lidt til gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> hhv. 1,2 µg/m<sup>3</sup> og 0,84 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 10% og 9% af bybaggrund.

Dette illustrerer, at bidraget fra den regionale baggrundsforurening er meget stor for partikler, og selv fjernelse af alle lokale emissionskilder i Region Hovedstaden ville kun fjerne omkring 0,84 µg/m<sup>3</sup> i gennemsnitskoncentrationen for PM<sub>2.5</sub> i 2025. Her ville fjernelse af PM<sub>2.5</sub>-emissioner fra brændeovne bidrage med omkring 0,5 µg/m<sup>3</sup> og vejtransport med 0,12 µg/m<sup>3</sup>, mens øvrige kilder ville bidrage med resten.

Den største kilde til lokalt emitterede partikler er således brændeovne, hvis andel er 45% og 63% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Vejtransport har det næst største bidrag med 17% og 15% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> i 2025.

Bidrag fra ikke-vejpgående maskiner (SNAP0808) er nærmere beskrevet i Olesen et al. (2013).

#### **Energiproduktion**

Der er en række målsætninger for grøn omstilling af energiproduktionen til vedvarende energi. Regeringen har et langsigtet mål for 2050 om, at al energiforbrug inklusiv transportsektoren er baseret på vedvarende energi. For el- og varmforsyningen har den tidligere regering haft et mål, at den skal være baseret på vedvarende energi i 2035 (Regeringen, 2013). I Region Hovedstadens klimastrategi er der en målsætning om at bidrage til at realisere regeringens mål om, at CO<sub>2</sub>-udledningen er reduceret med 40 procent i 2020 i forhold til 1990-niveauet, og at el- og varmforsyningen er dækket af vedvarende energi i 2035 (Region Hovedstaden, 2012;2015). Københavns Kommune har en målsætning om at være CO<sub>2</sub>-neutral i 2025 (Københavns Kommune, 2012).

Omstillingen af den danske energiproduktion til vedvarende energi vil næsten eliminere CO<sub>2</sub> udledningen, men effekten for luftkvaliteten vil være meget begrænset. Potentialet for energiproduktionen for at reducere NO<sub>2</sub> koncentrationen i bybaggrund i 2025 er omkring 0,6 µg/m<sup>3</sup>, mens det er 0,04 for PM<sub>10</sub> og 0,03 for PM<sub>2.5</sub>. Hele potentialet kan kun realiseres med ikke-luftforurenende energiteknologi som vind og sol, mens afbrænding af fx biomasse på kraftvarmeværkerne fortsat vil bidrage til helbredsskadelig luftforurening.

Virksomheder, der forurener, skal begrænse forureningen, så det svarer til de bedste tilgængelige teknikker (Best Available Technology - BAT) beskrevet i referencedokumenter (BREF). EU-Kommissionen fastsætter, hvad der betragtes som BAT for de store virksomheder, som revideres hvert 8. år

(<http://mst.dk/erhverv/industri/bat-bref/>). Skærpede udledningskrav til kraftværker i form af ny BAT regulering kan yderligere reducere emissionen fra kraftværker.

Det langsigtede EU-mål er en CO<sub>2</sub>-reduktion på 80-95% i 2050. Resten af Europa vil derfor også arbejde for omstilling af energiproduktionen til vedvarende energi, hvilket også vil bidrage til lavere regional luftforurening, og dermed lavere gennemsnitskoncentrationer i Region Hovedstaden.

#### Relation til EU's grænseværdier for luftkvalitet og WHO's retningslinjer

I tabel 4.3 sammenlignes målte koncentrationer i Københavnsområdet i 2016 med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende.

**Tabel 4.3.** Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2016. Gengivet fra Jensen et al. (2018).

Stof	EU-grænseværdi (µg/m <sup>3</sup> )	WHO-retningslinjer (µg/m <sup>3</sup> )	Målt på målestationer i 2016 (µg/m <sup>3</sup> )		
			Trafikerede gader	Bybaggrund (hustag)	Landområder
PM <sub>2.5</sub>	Årsmiddel (25)	Årsmiddel (10)	13-15	10	9
PM <sub>10</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (20)	23-28	15	14
NO <sub>2</sub>	Årsmiddel (40)	Årsmiddel (40)	33-47 <sup>a</sup>	15	7

<sup>a</sup>Kun overskridelse af EU-grænseværdi på H.C. Andersens Boulevard i København. Interval dækker over de to gadestationer.

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

Mht. overskridelse af EU's grænseværdier for luftkvalitet er det kun NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi som overskrides i 2016, hvilket sker på H.C. Andersens Boulevard i København. Det er en af Danmarks mest befærdede bygader.

WHO's retningslinjer er lidt under halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> og halvdelen for PM<sub>10</sub>, mens de er ens for NO<sub>2</sub>.

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau og tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder. Ved fjernelse af al partikelemission fra København ville det således være muligt at overholde WHO retningslinjerne i København.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne. Såfremt det var muligt at fjerne al partikelemission fra trafikken i gaderne, ville det derfor være muligt at overholde WHO retningslinjer for PM<sub>10</sub>.

#### Udvikling fra 2014 til 2025

Udviklingen fra 2014 til 2025 i bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden er vist i tabel 4.4, baseret på modelberegninger (DEHM/UBM) og forventede reduktioner i emissionen. Alle stoffer reduceres

undtagen årsmiddelkoncentrationen af ozon, som stiger pga. faldende NO<sub>x</sub>-emissioner.

**Tabel 4.4.** Bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 og 2025. Tabel gengivet fra Jensen et al. (2018).

Årstal	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
2014	16	14	66	14	11
2025	11	10	68	12	10
Forskel (µg/m <sup>3</sup> )	-5	-4	3	-2	-2

I forhold til WHO's retningslinjer vil reduktionen i PM<sub>2.5</sub> bidrage til, at det kunne være muligt at overholde WHO's retningslinjer i bybaggrund, og det vil skabe bedre mulighed for at overholde WHO's retningslinjer i bygader.

Reduktion i PM<sub>10</sub> vil reducere koncentrationerne i gader, men niveauerne vil stadigvæk overskride WHO's retningslinjer i trafikerede gader.

Reduktion i NO<sub>2</sub> vil bidrage til, at WHO's retningslinjer sandsynligvis vil kunne overholdes i trafikerede gader, da vejtrafikken også er en af de emissionssektorer, som vil reducere NO<sub>x</sub>-emissionen fremover, og dermed også reducere gadebidraget.

### 4.3 Potentialer for reduktion af helbredseffekter

I tabel 4.5 opsummeres helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder fra Region Hovedstaden i 2025. Det illustrerer således, hvor stort potentialet er for at reducere helbredseffekterne ved at reducere emissionen fra kilderne i Region Hovedstaden.

**Table 4.5.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Region Hovedstaden efter SNAP-kode i 2025 (kun emissionskilder i Region Hovedstaden samt søfart op til 25 km fra regionen). Enhed: antal tilfælde. Tabel givet fra Jensen et al. (2018).

	1 Kraft-Varme mv.	2 Ikke-industriel forbr. mv.	3 Frem-Stil-ling mv.	4 Industri-elle pro-cesser	6 Anv. af pro-dukt	7 Vej-trans-port	802 Jern-bane	808 Ikke-vejgå-ende mask.	9 Af-falds-be-hand-ling	10 Land-brug	Int. søfart	Alle kil-der i RH samlet
Kronisk bronkitis	5	65	0	4	5	22	0	1	7	1	2	112
Dage med ned-sat aktivitet (sy-gedage)	5.333	66.013	425	4.201	5.086	22.756	40	1.297	7.042	726	1.731	114.157
Hospitalsindlæg-gelser for luft-vejslidelser	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6
Hospitalsindlæg-gelser for cere-bro-vaskulære li-delser	1	8	0	1	1	3	0	0	1	0	0	14
Tilfælde af hjer-tesvigt	0	6	0	0	0	2	0	0	1	0	0	10
Lungecancer	1	10	0	1	1	3	0	0	1	0	0	17
Brug af bronko-dilatatorer blandt børn	130	1.721	11	108	122	565	1	32	168	19	41	2.907
Brug af bronko-dilatatorer blandt voksne	1.021	12.639	81	804	974	4.356	8	248	1.348	139	331	21.856
Episoder med hoste blandt børn	449	5.947	37	371	420	1.954	4	111	580	65	143	10.045
Episoder med hoste blandt voksne	1.051	13.011	84	828	1.002	4.485	8	256	1.388	143	341	22.498
Episoder med nedre luftvejs-symptomer blandt børn	173	2.295	14	143	162	754	1	43	224	25	55	3876
Episoder med nedre luftvejs-symptomer blandt voksne	379	4.693	30	299	362	1.618	3	92	501	52	123	8.116
Akutte tabte le-veår	-2	-1	0	0	0	-4	0	-1	0	0	-1	-8
Kroniske tabte leveår (YOLL)	55	710	4	45	51	234	0	13	71	8	18	1.204
For tidlige døds-fald	4	67	0	4	5	18	0	1	7	1	0	105
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Der er 105 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (Jensen et al., 2018) bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 10% af alle for tidlige dødsfald i 2025 (105/1.010). Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (67 i 2025) og vejtransport (18 i 2025). Som det blev diskuteret i kortlægningsrapporten (Jensen et al. 2018) er der sandsynligvis tale om en undervurdering af betydningen af lokale kilder, som kunne være betydeligt større.

#### 4.4 Potentialer for reduktion af eksterne omkostninger

I tabel 4.6 er de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden fordelt på  $O_3$  og  $PM_{2.5}$  og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for 2025. Tallene viser således potentialet for at reducere de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden ved at reducere emissionerne i Region Hovedstaden. Det samlede potentiale er 742 mio. kr.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som står for omkring 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15% i 2025. Andre kildetyper, som giver et vist bidrag er affaldsbehandling med omkring 7% i 2025, anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 5% i 2025 samt industrielle processer med omkring 4% i 2025.

Som det fremgår er de eksterne omkostninger negative for ozon. Det skyldes at  $NO_x$  emissionen fra de forskellige emissionssektorer i Region Hovedstaden reducerer ozonkoncentrationer, idet  $NO$  reagerer med  $O_3$  for dannelse af  $NO_2$ . Det betyder også at ozonkoncentrationerne vil stige lidt, hvis  $NO_x$  emissionen reduceres.

**Table 4.6.** Eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier). Bidraget for de forskellige emissionskilder er også vist i %. Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr. (2013-priser). Tabel gengivet fra Jensen et al. (2018).

<b>SNAP kode</b>	<b>Emissionssektor</b>	<b>O<sub>3</sub> mio. kr.</b>	<b>PM<sub>2.5</sub> mio. kr.</b>	<b>Total mio. kr.</b>	<b>Bidrag %</b>
snap01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-26,1	40,1	14,0	1,9
snap0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-1,8	17,8	16,0	2,2
snap0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	-6,7	490,5	483,8	65,3
snap0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,2	9,1	9,0	1,2
snap03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-3,1	3,2	0,2	0,0
snap04	Industrielle processer	-0,1	32,5	32,4	4,4
snap05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	1,8	1,8	0,2
snap06	Anvendelse af produkter	-0,2	37,8	37,6	5,1
snap07	Vej transport	-62,7	172,0	109,3	14,7
snap0801	Militær	-0,2	0,2	0,0	0,0
snap0802	Jernbaner	-2,4	0,3	-2,1	-0,3
snap080402	National søfart	0,0	0,2	0,2	0,0
snap080403	National fiskeri	0,0	0,1	0,1	0,0
snap080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	-1,1	0,6	-0,5	-0,1
snap080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	-9,3	2,7	-6,6	-0,9
snap080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	-1,3	0,5	-0,9	-0,1
snap0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-0,3	0,8	0,5	0,1
snap0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,2	0,2	0,0
snap0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	-7,4	9,8	2,4	0,3
snap0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-0,1	0,9	0,8	0,1
snap0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-0,4	5,6	5,2	0,7
snap09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-0,3	52,2	51,9	7,0
snap3B	Landbrug, husdyrgødnings	0,0	1,4	1,3	0,2
snap3D	Landbrug, landbrugsjorde	-1,7	2,8	1,1	0,1
snap3F	Landbrug, øvrigt	0,0	1,6	1,6	0,2
Int. Søfart	International skibstrafik < 25 km	-21,8	13,3	-8,4	-1,1
Alle SNAP samlet	Region Hovedstaden alle kilder	-152,3	893,8	741,5	100

## 5. Virkemidler for vejtransport

I dette kapitel diskuteres udvalgte virkemidler inden for vejtransport og disse konsekvensvurderes overordnet. Indledningsvis redegøres der detaljeret for, hvordan emissionen afhænger af brændstoftype, køretøjstype og Euro emissionsklasse. Dette illustrerer det potentiale, der er for at reducere emissionen ved forskellige virkemidler, da det ikke er muligt inden for projektets ramme detaljeret at konsekvensvurdere en lang række forskellige virkemidler. Ud over potentialet for emissionsreduktion illustreres også potentialet for reduktion af koncentrationen på gadeniveau, hvor de foregående kapitler har beskrevet gennemsnitskoncentrationen.

### 5.1 Emissionspotentialer

DCE har foretaget et udtræk fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport fra 2014, 2015 og 2025 med henblik på at bestemme emissionsfaktorer (g/km) og de totale emissioner. Den nationale emissionsopgørelse for vejtransport er baseret på COPERT IV emissionsmodellen, som er anbefalet af EU til nationale emissionsopgørelser. Modellen er underopdelt i kørsel på byvej, på landevej og på motorvej, som afspejler emissioner ved forskellige hastigheder. Den procentvise fordeling af kørsel på disse vejtyper er hhv. 19%, 49% og 32%. Emissionen afhænger af rejsehastigheden, og er generelt på den måde, at de laveste emissioner er ved hastigheder omkring 50-70 km/t og højere emissioner forekommer ved både lavere og højere hastigheder. Der er taget udgangspunkt i kørsel på byveje, da de fleste virkemidler har dette fokus. Endvidere er anvendt data fra 2025, som beskriver en situation i den nære fremtid, og mange virkemidler tager lang tid at implementere.

På baggrund heraf er det muligt at opstille emissionsfaktorer og totale emissioner underopdelt på brændstoftype, køretøjstype og Euro emissionsklasse. Det antages, at fordeling på brændstoftype, køretøjstype og Euro emissionsklasse er den samme for Region Hovedstaden som for det nationale gennemsnit for byveje. Med udgangspunkt i disse informationer er det muligt at identificere potentialer for emissionsreduktion af forskellige virkemidler og overordnet at konsekvensvurdere dem.

#### Fordeling af totale emissioner på hovedkøretøjskategorier

Tabel 5.1 viser den procentvise fordeling af kørte km og emissioner for forskellige køretøjskategorier for byveje i 2025. Ikke-udstødning er bidraget fra partikler fra vej-, dæk- og bremseslid. PM<sub>2.5</sub> total er partikeludstødning plus PM<sub>2.5</sub> ikke-udstødning og tilsvarende for PM<sub>10</sub> total.

Kørte km fordeler sig med omkring 82% på personbiler, 13% på varebiler og 2% på lastbiler og 3% på busser i gennemsnit på byveje. Fordelingen er dog forskellig på forskellige typer af veje ligesom den varierer fra vej til vej. For den tunge trafik fx vil andelen være større på motorveje for lastbiler og mindre for busser.

NO<sub>x</sub>-emissionen er domineret af udledning fra dieseldrevne køretøjer med 83% og 17% til benzindrevne køretøjer. Det samme mønster ses for partikeludstødning med procenterne 88% og 12%. Ikke-udstødningen er afhængig af kørte km, og lette køretøjer bidrager relativt mindre end tunge køretøjer mere.



**Tabel 5.1.** Procentvis fordeling af kørte km og emissioner for forskellige køretøjskategorier for byveje i 2025

Brændstoftype	Køretøjstype	Kørte km (%)	NOx (%)	PM udstødning (%)	PM <sub>2.5</sub> Ikke-udstødning (%)	PM <sub>10</sub> Ikke-udstødning (%)	PM <sub>10</sub> total (%)	PM <sub>2.5</sub> total (%)
Diesel	Personbil	41	49	62	33	32	37	38
Benzin	Personbil	41	17	12	34	32	31	29
Diesel	Varebil	13	24	19	15	15	16	16
Benzin	Varebil	0	0	0	0	0	0	0
Diesel	Lastbil < 32t	1	2	1	4	4	3	3
Diesel	Lastbil > 32t	1	1	1	4	5	4	4
Diesel	Bus	3	6	5	10	12	9	11
Total		100	100	100	100	100	100	100

### Fordeling af totale emissioner på Euroklasser

I tabel 5.2 er vist samme procentvise fordeling men med underopdeling på Euroemissionsklasser.

Betegnelserne "konventionel, PRE ECE, ECE" etc. henviser til emissionsregulering før introduktion af Euroklasse-reguleringer.

Bemærk at der for Euro 6 person- og varebiler er tre kategorier, som henviser til 3 forskellige emissionskrav. Euro 6 henviser til den nuværende regulering, hvor bilerne typogodkendes efter emissionstest i laboratoriet med kørecykhusen NEDC (New European Driving Cycle). Denne test afspejler ikke i tilstrækkelig grad virkelige emissioner ved faktisk kørsel (real driving emissions), og der er derfor udviklet en ny kørecyklus "World-Harmonized Light-Duty Vehicles Test Procedure" (WLTP), som i højere grad afspejler faktisk kørsel. Euro 6c betegner regulering, som anvender den nye kørecyklus. I forbindelse med Euro 6c er der samtidig krav om, at der udføres emissionsmålinger på vej under virkelige kørselsforhold, som afspejler trafikens tilfældige accelerationer og decelerationer. Målingerne gennemføres med PEMS udstyr (portable emission measurement systems). Dette kaldes new Real Driving Emission (RDE) test procedure. De målte NO<sub>x</sub>-emissioner på vej må ikke overstige emissionskravet for NEDC testen med mere end 110 % i september 2017 for alle nye bilmodeller som typogodkendes og i september 2019 må der kun sælges biler som overholder kravet. Fra januar 2020 skærpes kravet til 50% for alle nye bilmodeller og i januar 2021 for alle nye biler som markedsføres. Implementeringsdatoerne er et år senere for varebiler. Reguleringen med kravet om 50% betegnes Euro 6c+.

I emissionsmodellen er implementeringsdatoerne for Euro 6c sat til 1.9.2018 for personbiler og 1.9.2019 for varebiler. For Euro 6c+ er implementeringsdatoerne for personbiler sat til 1.1.2021 og 1.1.2022 for varebiler.

**Tabel 5.2.** Procentvis fordeling for byveje i 2025 med underopdeling på Euroklasser

Brændstof	Køretøjstype	Euroklasse	Kørte km (%)	NOx (%)	PM udstødning (%)	PM10 Ikke-udstødning	PM2.5 Ikke-	PM10 total (%)	PM2.5 total (%)
						(%)	udstødning (%)		
Diesel	Personbil	Konventionel	0.0242	0.0439	2.1170	0.0198	0.0190	0.3214	0.4009
Diesel	Personbil	Euro 1	0.0196	0.0352	0.4869	0.0160	0.0154	0.0837	0.1012
Diesel	Personbil	Euro 2	0.0526	0.1020	1.0615	0.0430	0.0414	0.1895	0.2270
Diesel	Personbil	Euro 3	0.5382	1.1475	6.4817	0.4405	0.4234	1.3092	1.5260
Diesel	Personbil	Euro 4	1.7673	2.8383	20.5094	1.4464	1.3903	4.1877	4.8699
Diesel	Personbil	Euro 5	12.5402	22.1639	12.2807	10.2631	9.8653	10.5532	10.3048
Diesel	Personbil	Euro 6	6.5834	9.5842	4.7893	5.3879	5.1791	5.3018	5.1081
Diesel	Personbil	Euro 6 c	5.4455	6.0566	3.9595	4.4566	4.2839	4.3851	4.2248
Diesel	Personbil	Euro 6 c+	13.8808	7.4987	10.1020	11.3602	10.9198	11.1792	10.7710
Diesel	Varebil	Konventionel	0.0157	0.0766	1.8327	0.0179	0.0177	0.2789	0.3480
Diesel	Varebil	Euro 1	0.0225	0.0747	0.6438	0.0257	0.0254	0.1146	0.1380
Diesel	Varebil	Euro 2	0.0221	0.0734	0.6323	0.0252	0.0250	0.1125	0.1355
Diesel	Varebil	Euro 3	0.2271	0.6327	4.3480	0.2591	0.2561	0.8471	1.0008
Diesel	Varebil	Euro 4	0.5356	1.2077	5.3559	0.6110	0.6039	1.2933	1.4687
Diesel	Varebil	Euro 5	2.4079	8.0139	1.1826	2.7466	2.7147	2.5217	2.4359
Diesel	Varebil	Euro 6	2.6762	7.1961	1.3143	3.0527	3.0173	2.8027	2.7074
Diesel	Varebil	Euro 6 c	2.6090	3.6500	1.2813	2.9760	2.9415	2.7323	2.6393
Diesel	Varebil	Euro 6 c+	4.7421	3.3171	2.3289	5.4092	5.3465	4.9663	4.7973
Gasoline	Personbil	PRE ECE	0.1244	0.7564	0.0697	0.1018	0.0979	0.0972	0.0927
Gasoline	Personbil	ECE 15/00-01	0.0895	0.5504	0.0501	0.0732	0.0704	0.0699	0.0667
Gasoline	Personbil	ECE 15/02	0.0116	0.0575	0.0065	0.0095	0.0091	0.0091	0.0086
Gasoline	Personbil	ECE 15/03	0.0309	0.1668	0.0173	0.0253	0.0243	0.0242	0.0231
Gasoline	Personbil	ECE 15/04	0.0698	0.3806	0.0391	0.0571	0.0549	0.0545	0.0520
Gasoline	Personbil	Euro 1	0.1575	0.4361	0.0882	0.1289	0.1239	0.1230	0.1174
Gasoline	Personbil	Euro 2	0.2498	0.4446	0.1400	0.2045	0.1965	0.1952	0.1862
Gasoline	Personbil	Euro 3	0.8124	0.5470	0.1809	0.6649	0.6391	0.5953	0.5557
Gasoline	Personbil	Euro 4	3.0896	1.2566	0.6881	2.5285	2.4305	2.2639	2.1134
Gasoline	Personbil	Euro 5	9.0614	3.0321	2.2860	7.4160	7.1285	6.6783	6.2472
Gasoline	Personbil	Euro 6	7.1590	2.4606	1.9195	5.8590	5.6319	5.2925	4.9563
Gasoline	Personbil	Euro 6 c	5.9195	2.0506	1.7288	4.8446	4.6568	4.3965	4.1239
Gasoline	Personbil	Euro 6 c+	14.4973	5.0777	4.3135	11.8647	11.4048	10.7788	10.1143
Gasoline	Varebil	Konventionel	0.0062	0.0441	0.0035	0.0071	0.0070	0.0066	0.0064
Gasoline	Varebil	Euro 1	0.0050	0.0180	0.0028	0.0057	0.0056	0.0053	0.0051
Gasoline	Varebil	Euro 2	0.0030	0.0054	0.0017	0.0035	0.0034	0.0032	0.0031
Gasoline	Varebil	Euro 3	0.0150	0.0113	0.0033	0.0171	0.0169	0.0151	0.0144
Gasoline	Varebil	Euro 4	0.0153	0.0061	0.0034	0.0175	0.0173	0.0154	0.0147
Gasoline	Varebil	Euro 5	0.0223	0.0073	0.0042	0.0255	0.0252	0.0224	0.0214
Gasoline	Varebil	Euro 6	0.0290	0.0094	0.0055	0.0331	0.0327	0.0291	0.0277
Gasoline	Varebil	Euro 6 c	0.0275	0.0088	0.0052	0.0314	0.0310	0.0276	0.0263
Gasoline	Varebil	Euro 6 c+	0.0485	0.0153	0.0092	0.0553	0.0546	0.0487	0.0464
Diesel	Lastbil < 32t	Konventionel	0.0006	0.0114	0.0366	0.0020	0.0022	0.0070	0.0085
Diesel	Lastbil < 32t	Euro I	0.0004	0.0057	0.0178	0.0015	0.0016	0.0038	0.0046
Diesel	Lastbil < 32t	Euro II	0.0017	0.0278	0.0330	0.0061	0.0067	0.0100	0.0115
Diesel	Lastbil < 32t	Euro III	0.0066	0.0993	0.1575	0.0248	0.0271	0.0439	0.0508
Diesel	Lastbil < 32t	Euro IV	0.0123	0.1253	0.0723	0.0461	0.0504	0.0499	0.0544
Diesel	Lastbil < 32t	Euro V	0.0417	0.4968	0.3209	0.1589	0.1738	0.1822	0.2005
Diesel	Lastbil < 32t	Euro VI	0.8660	0.8386	0.7188	3.3032	3.6121	2.9316	3.0856
Diesel	Lastbil > 32t	Konventionel	0.0000	0.0010	0.0025	0.0001	0.0001	0.0005	0.0006
Diesel	Lastbil > 32t	Euro I	0.0000	0.0013	0.0037	0.0002	0.0002	0.0007	0.0009
Diesel	Lastbil > 32t	Euro II	0.0003	0.0074	0.0094	0.0011	0.0012	0.0023	0.0027
Diesel	Lastbil > 32t	Euro III	0.0016	0.0368	0.0537	0.0066	0.0073	0.0134	0.0157
Diesel	Lastbil > 32t	Euro IV	0.0033	0.0532	0.0295	0.0140	0.0154	0.0162	0.0179
Diesel	Lastbil > 32t	Euro V	0.0160	0.2203	0.1736	0.0678	0.0744	0.0830	0.0925
Diesel	Lastbil > 32t	Euro VI	0.9626	0.9298	1.0195	4.0833	4.4842	3.6427	3.8536
Diesel	Busser	Konventionel	0.0027	0.0638	0.2802	0.0104	0.0126	0.0492	0.0613
Diesel	Busser	Euro I	0.0021	0.0375	0.1068	0.0081	0.0099	0.0223	0.0275
Diesel	Busser	Euro II	0.0090	0.1810	0.1909	0.0347	0.0420	0.0572	0.0691
Diesel	Busser	Euro III	0.0308	0.6014	0.7469	0.1187	0.1435	0.2090	0.2533
Diesel	Busser	Euro IV	0.0677	0.8620	0.4897	0.2606	0.3151	0.2935	0.3469
Diesel	Busser	Euro V	0.1524	2.1191	1.3525	0.5870	0.7100	0.6971	0.8269
Diesel	Busser	Euro VI	2.2676	2.2254	1.9094	8.7336	10.5621	7.7522	8.9874
Total			100.0000	100.0000	100.0000	100.0000	100.0000	100.0000	100.0000

Hele sagen om "dieselgate", hvor folkevognsfabrikkerne bevist installerede snydesoftware i dieslbiler med det formål at overholde NO<sub>x</sub>-kravene under test, men ikke under faktisk kørsel for at opnå bedre brændstoføkonomi, har yderligere understreget forskelle mellem laboratorietest og emissioner under virkelige kørselsforhold.

Det fremgår af tabel 5.2, at jo højere Euroemissionsklasse jo lavere relative emission i forhold til kørte km. Eksempelvis vil 13,9% af kørte km være med diesel personbil Euro 6c+ i 2025, men NO<sub>x</sub>-emissionen andrager kun 7,5%, mens diesel personbil Euro 5 andrager 12,5% af kørte km, men bidrager med procentvis mere nemlig 22%. Dette hænger sammen med, at højere Euroemissionsklasse generelt har lavere emissionsfaktor (g/km).

### **Emissionsfaktorer for person- og varebiler**

Emissionsfaktorer (g/km) er vist i tabel 5.3 for person- og varebiler.

For dieseldrevne person- og varebiler ses, at emissionsfaktorerne for NO<sub>x</sub> næsten er på samme niveau fra Euro 1 til Euro 6, og det først er fra Euro 6c og 6c+, der opnås markante reduktioner. Dette i kombination med relativt flere dieslbiler er en væsentlig forklaring på, at NO<sub>2</sub>-koncentrationerne ikke er faldet så meget som forventet, og at der fx stadigvæk er overskridelse af NO<sub>2</sub>-grænseværdien på H.C. Andersens Boulevard i København, hvor trafikmængderne har været mere eller mindre konstante over en længere årrække (Ellermann et al., 2017).

For benzindrevne person- og varebiler ses ikke samme fænomen som for dieslbiler. Her er NO<sub>x</sub>-emissionerne faldet markant med højere Euroklasse primært pga. effektive katalysatorer til reduktion af NO<sub>x</sub>.

Emissionsfaktorer for partikler er faldet markant for dieseldrevne person- og varebiler med højere Euroklasse, hvilket skyldes effektivt virkende partikel-filtre.

Ikke-udstødning afhænger af køretøjskategori, således at ikke-udstødningen er større jo tungere køretøjet er. I takt med at partikeludstødningen falder med nyere Euroklasser stiger det relative bidrag for ikke-udstødning som del af den totale emission. Eksempelvis var udstødningen større end ikke-udstødning for dieseldrevne personbiler op til Euro 4, mens det for Euro 5-6 er omvendt. For Euro 6, 6c og 6c+ udgør udstødning hhv. 17% og 13% af total PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, og tilsvarende ikke-udstødning hhv. 83% og 87%.

Taxi har samme emissionsfaktorer som personbiler for samme Euronorm, og består så godt som udelukkende af dieslbiler. Taxi udgør omkring 0,4% og 1,5% af hhv. den totale nationale emission af NO<sub>x</sub> og partikeludstødning. Taxi formodes, at udgøre en større andel især i de større byer. Eksempelvis andrager taxi 7,7% af trafikken på H.C. Andersens Boulevard og 3,3% på Jagtvej i København (Ellermann et al., 2017). Bekendtgørelsen for grønne taxier stiller krav om, at alle nye taxi fra 1. oktober 2015 minimum skal opfylde Euro 6 (Transport- og Bygningsministeriet, 2015). Da taxi typisk udskiftes efter 2 år formodes næsten alle taxi at opfylde Euro 6, og dermed den skarpeste Euronorm som p.t. er gældende. I takt med at Euro 6c og 6c+ bliver implementeret i hhv. 2018 og 2021 vil emissionen fra taxi falde yderligere, hvis taxibranchen fortsætter med at køre i nye biler under 2 år.

**Tabel 5.3.** Emissionsfaktorer (g/km) for person- og varebiler for byveje i 2025.

Brændstof	Køretøjs-type	Euroklasse	NOx g/km	PM udstødning g/km	Ikke-PM <sub>10</sub> udstødning g/km	Ikke-PM <sub>2.5</sub> udstødning g/km	PM <sub>10</sub> total g/km	PM <sub>2.5</sub> total g/km
Diesel	Personbil	Konventionel	0,7502	0,5027	0,0280	0,0203	0,5307	0,5230
Diesel	Personbil	Euro 1	0,7425	0,1430	0,0280	0,0203	0,1710	0,1634
Diesel	Personbil	Euro 2	0,8010	0,1160	0,0280	0,0203	0,1440	0,1363
Diesel	Personbil	Euro 3	0,8811	0,0692	0,0280	0,0203	0,0972	0,0895
Diesel	Personbil	Euro 4	0,6637	0,0667	0,0280	0,0203	0,0947	0,0870
Diesel	Personbil	Euro 5	0,7304	0,0056	0,0280	0,0203	0,0336	0,0259
Diesel	Personbil	Euro 6	0,6016	0,0042	0,0280	0,0203	0,0322	0,0245
Diesel	Personbil	Euro 6c	0,4596	0,0042	0,0280	0,0203	0,0322	0,0245
Diesel	Personbil	Euro 6c+	0,2233	0,0042	0,0280	0,0203	0,0322	0,0245
Diesel	Varebil	Konventionel	2,0146	0,6702	0,0390	0,0291	0,7093	0,6994
Diesel	Varebil	Euro 1	1,3703	0,1642	0,0390	0,0291	0,2032	0,1933
Diesel	Varebil	Euro 2	1,3703	0,1642	0,0390	0,0291	0,2032	0,1933
Diesel	Varebil	Euro 3	1,1510	0,1100	0,0390	0,0291	0,1490	0,1391
Diesel	Varebil	Euro 4	0,9318	0,0575	0,0390	0,0291	0,0965	0,0866
Diesel	Varebil	Euro 5	1,3754	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Diesel	Varebil	Euro 6	1,1112	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Diesel	Varebil	Euro 6c	0,5782	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Diesel	Varebil	Euro 6c+	0,2891	0,0028	0,0390	0,0291	0,0419	0,0319
Benzin	Personbil	PRE ECE	2,5128	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/00-01	2,5419	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/02	2,0484	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/03	2,2297	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	ECE 15/04	2,2549	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	Euro 1	1,1444	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	Euro 2	0,7354	0,0032	0,0280	0,0203	0,0312	0,0235
Benzin	Personbil	Euro 3	0,2782	0,0013	0,0280	0,0203	0,0293	0,0216
Benzin	Personbil	Euro 4	0,1681	0,0013	0,0280	0,0203	0,0293	0,0216
Benzin	Personbil	Euro 5	0,1383	0,0014	0,0280	0,0203	0,0295	0,0218
Benzin	Personbil	Euro 6	0,1420	0,0015	0,0280	0,0203	0,0295	0,0219
Benzin	Personbil	Euro 6c	0,1432	0,0017	0,0280	0,0203	0,0297	0,0220
Benzin	Personbil	Euro 6c+	0,1447	0,0017	0,0280	0,0203	0,0297	0,0220
Benzin	Varebil	Konventionel	2,9267	0,0032	0,0390	0,0291	0,0423	0,0323
Benzin	Varebil	Euro 1	1,4896	0,0032	0,0390	0,0291	0,0423	0,0323
Benzin	Varebil	Euro 2	0,7399	0,0032	0,0390	0,0291	0,0423	0,0323
Benzin	Varebil	Euro 3	0,3129	0,0013	0,0390	0,0291	0,0403	0,0304
Benzin	Varebil	Euro 4	0,1660	0,0013	0,0390	0,0291	0,0403	0,0304
Benzin	Varebil	Euro 5	0,1354	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302
Benzin	Varebil	Euro 6	0,1340	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302
Benzin	Varebil	Euro 6c	0,1325	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302
Benzin	Varebil	Euro 6c+	0,1306	0,0011	0,0390	0,0291	0,0401	0,0302

## Emissionsfaktorer for lastbiler og busser

Emissionsfaktorer (g/km) er vist i tabel 5.4 for lastbiler og busser.

For tunge køretøjer reduceres både NO<sub>x</sub> og PM udstødning med stigende Euro-klasse, og med Euro VI opnås en markant reduktion i forhold Euro V.

Ikke-udstødning udgør generelt en større del af den totale partikelemmission end for person- og varebiler. Eksempelvis udgør udstødning kun 3-4% af total PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, og tilsvarende ikke-udstødning omkring 97-96% for en lastbil <32t.

For lastbiler har politiet konstateret omfattende snyd med det forureningsudstyr (SCR), som sikrer lav NO<sub>x</sub>-emission på Euro VI lastbiler. Ejeren af lastbilen foretager en teknisk ændring, som muliggør at lastbilen ikke forbruger det aktive stof, som indgår i NO<sub>x</sub>-reduktionen, hvorved der spares penge. Dette betyder, at NO<sub>x</sub>-emissionen er væsentlig større end den ellers ville være, hvilket bidrager til dårligere luftkvalitet og følgevirkninger i form af helbredsskader (Brandt et al., 2017). Miljøstyrelsen har i efteråret 2017 iværksat et projekt, som skal teste en ny teknologi, som kan måle, om lastbiler udleder for meget NO<sub>x</sub> ved at måle på mange forbipasserende lastbiler (Miljøstyrelsen, 2017a).

**Tabel 5.4.** Emissionsfaktorer (g/km) for lastbiler og busser for byveje i 2025.

Brændstof	Køretøjstype	Euroklasse	NO <sub>x</sub> g/km	PM udstødning g/km	Ikke-PM <sub>10</sub> udstødning g/km	Ikke-PM <sub>2.5</sub> udstødning g/km	PM <sub>10</sub> total g/km	PM <sub>2.5</sub> total g/km
Diesel	Lastbil < 32t	Konventionel	8,4	0,377	0,12	0,10	0,50	0,48
Diesel	Lastbil < 32t	Euro I	5,8	0,252	0,13	0,10	0,38	0,36
Diesel	Lastbil < 32t	Euro II	7,0	0,115	0,13	0,10	0,24	0,22
Diesel	Lastbil < 32t	Euro III	6,2	0,137	0,13	0,11	0,27	0,24
Diesel	Lastbil < 32t	Euro IV	4,2	0,034	0,13	0,11	0,16	0,14
Diesel	Lastbil < 32t	Euro V	4,9	0,044	0,13	0,11	0,17	0,15
Diesel	Lastbil < 32t	Euro VI	0,4	0,005	0,13	0,11	0,14	0,11
Diesel	Lastbil > 32t	Konventionel	14,5	0,536	0,14	0,12	0,68	0,65
Diesel	Lastbil > 32t	Euro I	10,7	0,442	0,14	0,12	0,59	0,56
Diesel	Lastbil > 32t	Euro II	11,4	0,201	0,14	0,12	0,34	0,32
Diesel	Lastbil > 32t	Euro III	9,7	0,196	0,14	0,12	0,34	0,32
Diesel	Lastbil > 32t	Euro IV	6,6	0,051	0,14	0,12	0,20	0,17
Diesel	Lastbil > 32t	Euro V	5,7	0,062	0,15	0,12	0,21	0,18
Diesel	Lastbil > 32t	Euro VI	0,4	0,006	0,15	0,12	0,15	0,13
Diesel	Bus	Konventionel	9,7	0,594	0,13	0,12	0,73	0,71
Diesel	Bus	Euro I	7,3	0,290	0,13	0,12	0,42	0,41
Diesel	Bus	Euro II	8,3	0,122	0,13	0,12	0,25	0,24
Diesel	Bus	Euro III	8,1	0,139	0,13	0,12	0,27	0,26
Diesel	Bus	Euro IV	5,3	0,042	0,13	0,12	0,17	0,16
Diesel	Bus	Euro V	5,7	0,051	0,13	0,12	0,18	0,17
Diesel	Bus	Euro VI	0,4	0,005	0,13	0,12	0,14	0,13

## 5.2 Koncentrationsbidrag på gadeniveau

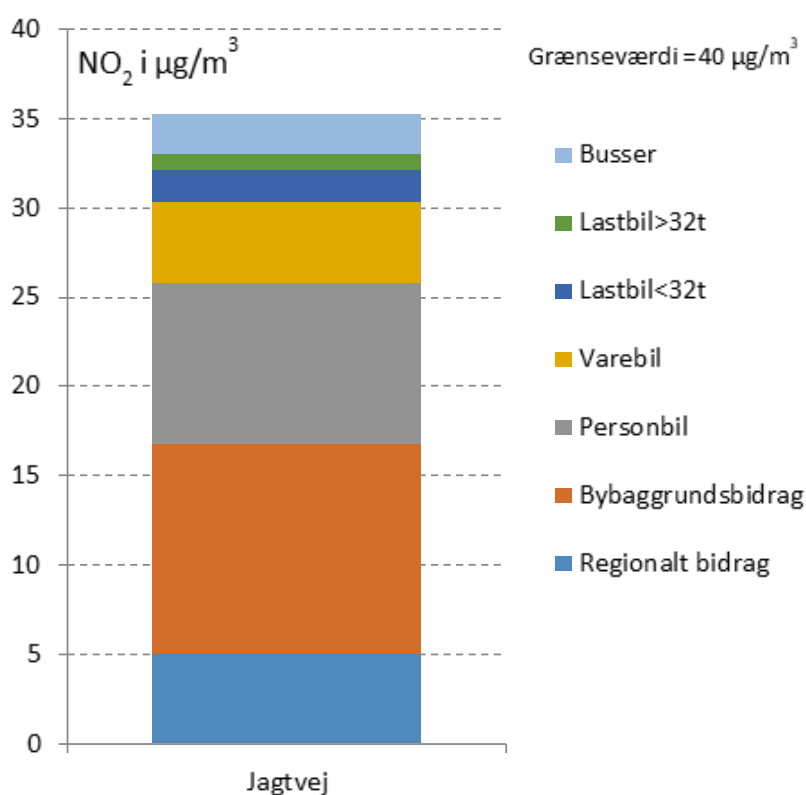
Foregående afsnit beskrev emissionen fra trafikken opdelt på brændstof, køretøjsgrupper og emissionsklasser. Emissionsdata er essentielt for at kunne vurdere emissionseffekten af et givent virkemiddel. For at kunne vurdere, hvordan reduktion af emissionen fra trafikken vil påvirke fx gadekoncentrationer bliver man nødt til også at se på, hvor meget trafikken bidrager, og hvor meget andre kilder bidrager.

For at illustrere dette, gives der i det følgende en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> med udgangspunkt i data for 2014, og baseret på resultater fra kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2018). Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning.

På Jagtvej er årsdøgntrafikken 18.200 og køretøjsfordelingen er: 77,7% personbiler, 19,1% varebiler, 1,3% lastbiler < 32 ton, 0,5% lastbiler > 32 ton, og 1,4% busser. Tungandelen er således 3,2%. Køretøjsfordelingen er ikke så forskellig fra gennemsnittet af de 98 gader, som der hvert år foretages modelberegninger for under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017).

#### Kildeopgørelse for NO<sub>2</sub> på Jagtvej

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for NO<sub>2</sub> i Figur 5.1 for Jagtvej.



**Figur 5.1.** Kildebidrag for NO<sub>2</sub> for Jagtvej i 2014.

Gadebidraget er det koncentrationsbidrag, som trafikken i gaden giver anledning til, og er beregnet med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM (Operational Street Pollution Model). Det er gadekoncentrationen minus bybaggrunds-koncentrationen. Summen af gadebidraget samt regional- og bybaggrundsbidraget giver til sammen gadekoncentrationen.

Det regionale bidrag og bybaggrundsbidraget er også vist. Det regionale bidrag er beregnet med DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model) og bybaggrundsbidraget er beregnet med Urban Background Model.

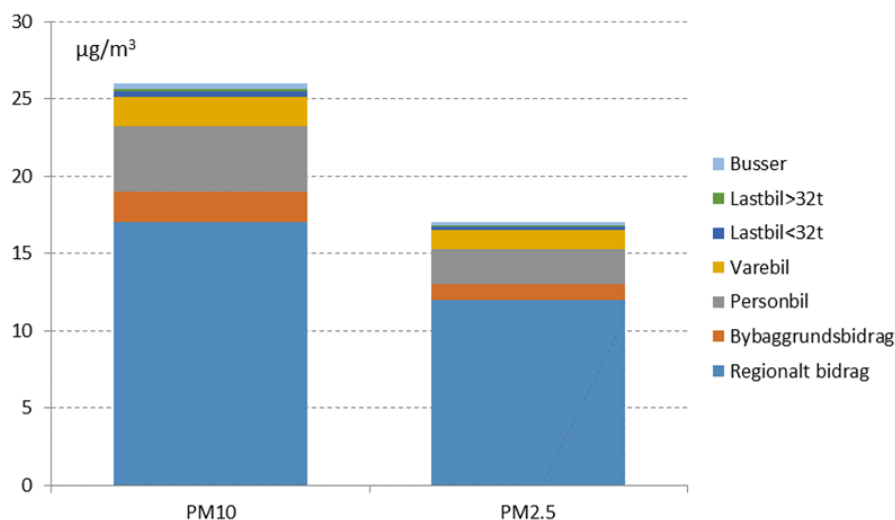
Det regionale bidrag stammer fra både danske og udenlandske emissioner, mens bybaggrundsbidraget er bidraget fra alle emissionskilder inden for omkring 25 km fra København.

Gadebidraget udgør omkring 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dvs. at hvis al  $\text{NO}_x$ -emissionen fra den pågældende gade kunne fjernes ville gadekoncentrationen falde med 18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og nå samme niveau som regional- og bybaggrundsbidraget dvs. omkring 17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Hvis man forestillede sig et eller flere virkemidler, som fjernede al  $\text{NO}_x$ -emission fra trafikken i København ville bybaggrundsbidraget også blive reduceret, da en del af dette er fra trafikken i København. DCE har i en rapport beregnet bidraget fra trafikken i København til gennemsnitskoncentrationen af  $\text{NO}_2$  til omkring 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og bidraget fra nabokommunerne ligeledes til omkring 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2010 dvs. i alt 8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Jensen et al., 2013a). En stor del af bidraget fra nabokommuner vil også være bidrag fra trafik. Bidragene vil være lidt mindre i 2014 i forhold til 2010 pga. den generelle reduktion i  $\text{NO}_x$  emissionerne fra trafikken. Ud fra dette kunne vi derfor skønsmæssigt antage, at fjernelse af al  $\text{NO}_x$ -emission fra trafikken ville reducere gennemsnitskoncentrationen med omkring 6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Gadekoncentrationen på Jagtvej ville derfor blive reduceret yderligere fra 17  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  til 11  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

I Figur 5.2 er vist en kildeopgørelse for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  for Jagtvej.



Figur 5.2. Kildebidrag for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  for Jagtvej i 2014.

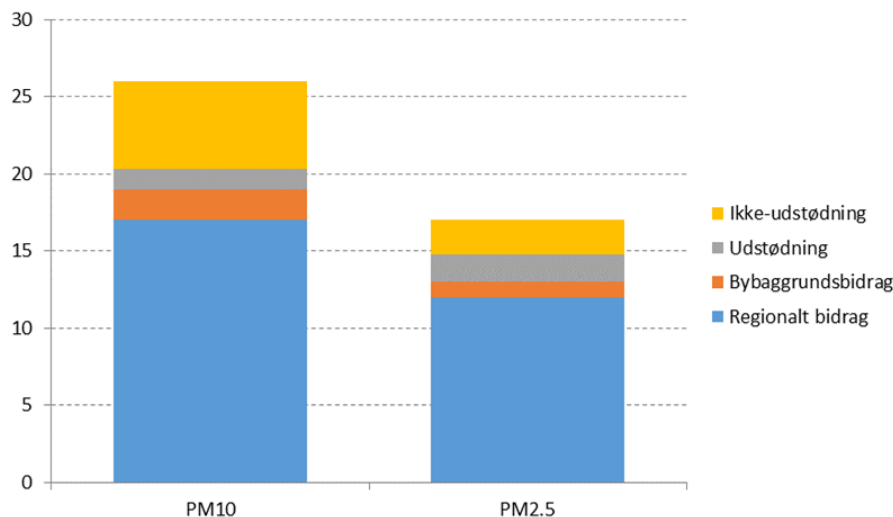
Det ses, at det regionale bidrag er meget stort for både  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Gadebidraget er omkring 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og omkring 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{2.5}$ .

Den procentvise fordeling af gadebidraget er vist i tabel 5.5 for de forskellige køretøjskategorier.

Tabel 5.5. Procentvise fordeling af gadebidraget på køretøjskategorier for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  (%)

	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Busser	I alt
$\text{PM}_{10}$	61	27	5	2	6	100
$\text{PM}_{2.5}$	56	32	4	2	5	100

I Figur 5.3 er trafikens bidrag til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM<sub>10</sub> udgør udstødning omkring 21% og ikke-udstødning omkring 79%. For PM<sub>2.5</sub> er det hhv. omkring 38% og 63%.



**Figur 5.3.** Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i 2014.

I forhold til partikelforureningen ville fjernelse af al partikeludstødningen på Jagtvej fjerne omkring 2 µg/m<sup>3</sup> for både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

Hvis partikeludstødningen generelt blev fjernet fra trafikken i København ville partikelkoncentrationen også falde i bybaggrund. En tidligere DCE rapport har beregnet bidrag fra trafikken i København til omkring 0,4 µg/m<sup>3</sup> og bidrag fra nabokommunerne ligeledes til omkring 0,4 µg/m<sup>3</sup> i 2010. En del af bidraget fra nabokommuner vil også være bidrag fra trafik. Bidragene vil være lidt mindre i 2014 i forhold til 2010 pga. den generelle reduktion i partikelemissionerne fra trafikken. Ud fra dette kunne vi derfor skønsomt antage, at fjernelse af al partikeludstødning fra trafikken ville reducere gennemsnitskoncentrationen med omkring 0,6 µg/m<sup>3</sup>.

Den samlede reduktion ville være 2,6 µg/m<sup>3</sup> i forhold til en gadekoncentration i udgangspunktet på omkring 26 µg/m<sup>3</sup> og 17 µg/m<sup>3</sup> for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

### 5.3 Betydning af trafikmængde og hastighed

I det følgende illustreres betydningen af trafikmængden og hastigheden for gadekoncentrationen. Dette sker med udgangspunkt i Jagtvej i København med samme udgangsdata, som anvendes i forbindelse med modellering af luftkvaliteten på 98 gader i København under den nationale overvågning af luftkvalitet. Beregningen af luftkvaliteten er gennemført med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM, og illustreret for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. For PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er bybaggrunds-koncentrationen kalibreret med målingerne, da modellen undervurderer koncentrationen (Ellermann et al., 2017).

Årsdøgntrafikken på Jagtvej er 20.994, dvs. den gennemsnitlige trafikmængde i døgn, og rejsehastigheden er 29 km/t. Køretøjs-sammensætningen er følgende: 77,6% personbiler, 3,3% taxi, 15,7% varebiler, 1,2% lastbiler < 32t og 0,79% lastbiler > 32t og 1,4% busser.



I tabel 5.6 er vist forskellige scenarier for trafikmængde og rejsehastighed, og hvordan det påvirker gadekoncentrationen.

I basisscenariet er den modellerede gadekoncentration som årsmiddelværdi for NO<sub>2</sub> 33 µg/m<sup>3</sup>, 12 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub> og 20 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub>. De tilsvarende målinger er for NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> hhv. 33 µg/m<sup>3</sup>, 13 µg/m<sup>3</sup>, og 23 µg/m<sup>3</sup>. Modellen passer således godt for NO<sub>2</sub>, men undervurderer lidt for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>.

Mindre trafikmængde giver lavere koncentrationer, og større trafikmængde giver højere koncentrationer. Værkstøjskassen til regulering af trafikken er meget stor og spænder meget bredt.

Derimod giver lavere rejsehastighed højere koncentrationer, mens højere hastighed giver lavere koncentrationer i det pågældende hastighedsinterval. Grunden til at lavere rejsehastighed giver højere koncentrationer er, at lavere hastigheder er et udtryk for mere stop-and-go trafik, som er forbundet med højere emissioner end mere jævn kørsel ved højere hastigheder. Ved højere hastigheder over omkring 50-70 km/h vil højere hastigheder igen resultere i højere koncentrationer. De procentvise ændringer er større for NO<sub>2</sub> i forhold til PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, da bybaggrundsbidraget er mindre for NO<sub>2</sub> end for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>. Hastighedsændringer betyder relativt lidt for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> pga. bidraget fra ikke-udstødning, som ikke påvirkes i samme grad som ved ændringer i trafikmængder.

**Tabel 5.6.** Scenarier for gadekoncentrationen på Jagtvej i 2016 med forskellige forudsætninger for trafikmængde og rejsehastighed

Type	Scenarie	ÅDT	Hastighed (m/s)	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2.5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Trafikmængde	-50%	10.497	29,0	26	11,1	17,8
Trafikmængde	-40%	12.596	29,0	28	11,3	18,3
Trafikmængde	-30%	14.696	29,0	29	11,5	18,7
Trafikmængde	-20%	16.795	29,0	31	11,6	19,2
Trafikmængde	-10%	18.895	29,0	32	11,8	19,6
Trafikmængde	0%	20.994	29,0	33	12,0	20,0
Trafikmængde	10%	23.093	29,0	35	12,1	20,4
Trafikmængde	20%	25.193	29,0	36	12,3	20,8
Trafikmængde	30%	27.292	29,0	37	12,4	21,1
Trafikmængde	40%	29.392	29,0	38	12,5	21,5
Trafikmængde	50%	31.491	29,0	39	12,7	21,8
Hastighed	-50%	20.994	14,5	41	12,5	21,0
Hastighed	-40%	20.994	17,4	39	12,3	20,7
Hastighed	-30%	20.994	20,3	37	12,2	20,5
Hastighed	-20%	20.994	23,2	36	12,1	20,3
Hastighed	-10%	20.994	26,1	35	12,0	20,1
Hastighed	0%	20.994	29,0	33	12,0	20,0
Hastighed	10%	20.994	31,9	32	11,9	19,9
Hastighed	20%	20.994	34,8	31	11,8	19,7
Hastighed	30%	20.994	37,7	30	11,8	19,6
Hastighed	40%	20.994	40,5	30	11,7	19,5
Hastighed	50%	20.994	43,4	29	11,7	19,4

I byer kan der være nogle muligheder for at skabe mere glidende biltrafik med lidt højere hastighed igennem trafikregulering af trafiklys mv., men højere hastighed kan nemt komme i konflikt med andre mål om sikkerhed samt mulighed for at tilgodese fx en langsommere cykeltrafik i signalreguleringen.

Der er ikke gennemført scenarier med ændringer i køretøjssammensætning, selvom denne også har betydning for koncentrationerne. Det skyldes, at det er vanskeligt at opstille realistiske scenarier. Eksempelvis vil mere bustrafik være et udtryk for, at der er færre biler, hvis der har været en overflytning fra bil til bus. Tilsvarende ville fx mindre lastbiltrafik være et udtryk for, at mere af varedistributionen foregik med varebil. Men der er helt klart et potentiale i overflytning fra mere til mindre forurenende køretøjer.

Som det fremgår af tidligere tabel 5.3 og tabel 5.4 har busser meget højere emissionsfaktorer op til Euro 5 i forhold til personbiler eksempelvis omkring 8 gange højere NO<sub>x</sub>-emission og omkring 9 højere for partikeludstødning pr. kørt km for en bus i forhold til en dieselpersonbil for Euro 5. I denne situation skal der derfor være omkring 8-9 personer i bussen for at have samme emission pr. personkm som i en bil med 1 person. Dette ændrer sig med Euro 6, hvor diesel personbiler og busser forurener omtrent det samme, så hvis der er mere en 1 passager i bussen, er det en forureningsmæssig fordel i forhold til dieselbil, og der skal være mere end 3 passager, hvis der sammenlignes med den bedste Euronorm (6c+) for benzinbiler. Antagelser om belægningsgrad er afgørende i scenarier for effektvurdering af overflytning mellem privat og kollektiv trafik.

Da cykler ikke har NO<sub>x</sub> eller partikeludstødning vil overflytning fra forurenende køretøjer til cykel reducere emissionen. Cyklisterne vil dog udsætte sig selv for luftforurening, når de færdes i trafikken, og eksponeringen vil også føre til højere dosis, da cyklister har større inhalering af luft pga. fysisk aktivitet i forhold til en bilist. Bilister og passagerer i bus undgår dog ikke eksponering for luftforurening pga. luftudskifte/ventilation. En række nyere studier har vist, at den øgede eksponering ikke fører til flere helbredsskader, hvilket tilskrives en positiv effekt af fysisk aktivitet, som er større end skadevirkningen ved eksponeringen for luftforureningen (Andersen et al., 2015; Fisher et al., 2016). Sådanne sammenhænge er også blevet brugt til at undersøge, hvordan scenarier, som fremmer aktiv transport i form af cykling og gang påvirker den samlede dødelighed, når der tages hensyn til den positive effekt ved fysisk aktivitet og de negative effekter ved udsættelse for luftforurening og trafikulykker. Et studie har vist samlede positive effekter i form af reduktion af dødelige i 6 europæiske storbyer, herunder København (Rojas-Rueda et al., 2016). Trafikministeriet indregner en effekt af fysisk aktivitet ved cykling i de trafikøkonomiske enhedspriser, hvor en km kørt på cykel giver eksterne omkostninger i form af 0,88 kr. for uheld og -2,58 kr. for helbredseffekter, så den samlede eksterne omkostning bliver -1,70 kr. i 2017-priser, hvilket kun gælder for cykler i forhold til alle andre transportmidler (<http://www.modelcenter.transport.dtu.dk/Noegletal/Transportoekonomiske-Enhedspriser>).

## 5.4 Trafiktiltag

Både bilejerskabet og trafikmængderne har generelt været stigende over en længere årrække. Vejdirektoratets tal viser, at de kraftigste trafikstigninger findes på motorvejene, og stigningen i motorvejstrafikken har været generel for hele landet. Men den har været mest udtalt omkring nogle af de mest befærdede korridorer bl.a. i Hovedstadsområdet (www.vd.dk). Det giver øget

trængsel på dele af vejnettet især i myldretiden. Trafikændringerne er ikke lige fordelt på vejtyper og heller ikke for forskellige geografiske områder. Eksempelvis, er biltrafikken i Københavns Kommune steget over kommune-grænsen, men har været faldende de sidste 10 år over søsnittet samtidig med, at cykeltrafikken er steget over søsnittet (Københavns Kommune, 2017).

Trods generel stigende trafik er den samlede emission af helbredsskadelige stoffer faldende pga. reguleringen via Euronormer mv. (Winther, 2015). Tilsvarende er gadekoncentrationerne også faldet på målestationerne i København, Aarhus, Odense og Aalborg, hvor trafikken har været mere eller mindre konstant igennem en længere årrække (Ellermann et al., 2017).

Værkstøjskassen til regulering af trafikken er meget stor og spænder meget bredt. Det kan være tiltag som har til hensigt at reducere eller undgå rejser som fx kan reguleres gennem bil- og brændstofafgifter, trængselsring, road pricing, by- og trafikplanlægning mv. Eller det kan være tiltag, som har til formål at fastholde eller øge andelen af mere miljøvenlige transportformer som overflytning til mere miljøvenlig kollektiv trafik, cykeltrafik, by- og delbiler mv.

Det er ikke muligt inden for rammerne af nærværende projekt at diskutere alle disse mulige tiltag, og hvilken potentiel effekt det kunne have på luftforureningen. I afsnit 5.3 er det illustreret, hvordan ændringer i trafikmængde påvirker luftkvaliteten i en trafikeret bygade.

Der er også lavet meget få specifikke undersøgelser, hvor trafiktiltag er effektvurderet for luftforurening. To eksempler er trængselsringen og road pricing, som vil blive beskrevet i det følgende.

### **Trængselsringen**

Ideen i en trængselsring er, at man skal betale for at køre ind i et afgrænset geografisk område, hvor man ønsker at begrænse trafikken og dermed skabe mindre trængsel og mindre forurening. Betalingen vil typisk gå til investeringer i forbedring af infrastrukturen og fremme af kollektiv trafik. Betalingen kan fx være forskellig i tid fx myldretid/ikke myldretid. Betalingen kan i princippet også differentieres efter fx Euronorm, så mere forurenende køretøjer betaler mere end mindre forurenende køretøjer. Trængselsringe og -afgifter kendes fx for Stockholm og London, hvor de begge steder er baseret på kameraer med automatisk nummerpladegenkendelse i tilknytning til miljøzoner. I lighed med miljøzonenloven kræves der en ny lov om trængselsring for, at dette virkemiddel kan benyttes.

Betalingsringen, som senere blev omdøbt til trængselsringen var en del af den tidligere S-R-SF regerings regeringsgrundlag (Regeringen, 2011).

DCE gennemførte en effektvurdering af den foreslåede trængselsring (Jensen et al., 2012b). Rapporten beskriver en luftkvalitetsvurdering af alternative forslag til en trængselsafgift i København. Luftkvalitetsvurderingen omfatter en beskrivelse af konsekvenserne for emission og luftkvalitet.

Alternative forslag til en trængselsafgift vurderes i forhold til et referencescenarie uden en trængselsafgift. Der er undersøgt 4 alternative forslag til placering af en trængselsafgift:

- Ring 2
- Københavns Kommunegrænse
- Københavns Kommunegrænse og Amager
- Motorring 3.

Hvordan trafikken bliver påvirket af den geografiske udstrækning af de forskellige forslag til trængselsafgifter og tilhørende takststruktur, er modelleret med OTM trafikmodellen (Ørestadstrafikmodellen) af konsulentfirmaet Te-traplan.

Der blev foretaget modelberegninger af emission og luftkvalitet for 2016 for referencescenariet og for fire forslag til placering af trængselsafgifter. Luftkvaliteten er beregnet for 138 gader i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Afhængig af scenarie reducerede trængselsringe trafikken med 13-25% i København, men havde også en reducerende effekt på trafikken uden for trængselsringen.

Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune plus Amager, nedsætter emissionerne med 10-15% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%. Scenariet afgrænset ved kommunegrænsen for Københavns Kommune nedsætter emissionerne med 10-19% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 4-6%.

Ring 2 scenariet nedsætter emissionerne med 10-24% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 3-4%.

Motorring 3 scenariet nedsætter emissionerne med 5-10% i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune og i hele Hovedstadsområdet reduceres emissionerne med 5-7%.

Det ses, at der er en tendens til at den største reduktion i emissionerne i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune fås jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns centrum. Omvendt vil en trængselsafgift afgrænset ved Motorring 3 medføre at trafikarbejdet, og dermed emissionen ikke bliver reduceret så meget, da der vil være meget intern trafik inden for Motorring 3, som ikke er påvirket af trængselsafgifterne. Den modsatte tendens ses for reduktionen i de samlede emissioner for hele Hovedstadsområdet, hvor de samlede emissioner bliver mindre jo tættere trængselsafgiften placeres på Københavns Centrum, hvilket vil medføre en stor lokal effekt, men at mindre trafik samlet set bliver påvirket af trængselsafgifterne.

Nedenfor er de faktorer, som har betydning for emissionen opsummeret i forhold til de trafikale forhold, som bliver påvirket af en trængselsafgift:

*Effekten af trængselsafgifter på trafikarbejdet.* En trængselsafgift giver mindre vejtrafik som - alt andet lige - vil give mindre emission.

*Effekten af trængselsafgifter på forskellige køretøjsgrupper.* De forskellige køretøjsgrupper har forskellig emission pr. kørt km, således at tunge køretøjer (lastbiler og busser) og varebiler har højere emissioner end personbiler. En trængselsafgift reducerer mest personbiltrafikken, da den er mest prisfølsom, og emissionsreduktionen bliver derfor mindre end den procentvise reduktion i trafikken som helhed.

*Effekten af trængselsafgiften på trafikens døgnvariation.* Emissionen er højest i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, da trafikken er højest her, samtidig med at hastighederne er reduceret pga. trængsel. Da taksterne er højest i myldretiden er det også i disse perioder, at der opnås den største reduktion i trafikken, emissionen og koncentrationen ved trængselsafgifterne. Det er samtidig denne periode, hvor flest cyklende og gående færdes, hvilket alt andet lige, vil reducere deres eksponering.

Den gennemsnitlige NO<sub>2</sub>-gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,9-2,0 µg/m<sup>3</sup> (3-7%) i alternativerne i 2016. Reduktionen i NO<sub>2</sub>-gennemsnitskoncentrationerne er 0,5-0,9 µg/m<sup>3</sup> (4-6% i forhold til gennemsnitskoncentration) i 2016.

Den procentvise reduktion i NO<sub>2</sub>-koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i NO<sub>x</sub>-emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant, og ikke er påvirket af et lokalt tiltag som trængselsafgifter. Endvidere er der ikke en lineær sammenhæng mellem reduktion i NO<sub>x</sub>-emission og NO<sub>2</sub> koncentration, da dannelse af NO<sub>2</sub> er begrænset af tilstedeværelsen af ozon.

Antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien er 11 i referencesituationen i 2016 ud af 138 gader. NO<sub>2</sub>-grænseværdien er 40 µg/m<sup>3</sup> og skal være overholdt i 2010. De forskellige forslag til trængselsafgifter reducerer antallet af overskridelser fra 11 til 5-7 afhængig af alternativ.

Den gennemsnitlige PM<sub>10</sub>-gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,4-0,8 µg/m<sup>3</sup> (2-3%) i alternativerne. Reduktionen i PM<sub>10</sub>-gennemsnitskoncentrationerne er 0,1-0,2 µg/m<sup>3</sup> (0,5-1% i forhold til gennemsnitskoncentrationen). Den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub>-koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i PM<sub>10</sub>-emissionen, da det regionale baggrundsniveau er konstant og dominerende i forhold til det lokale bidrag.

Trængselsringen blev som bekendt ikke til noget. I forlængelse heraf blev der nedsat en Trængselskommission, som kom med en lang række forslag til nedsættelse af trængslen i hovedstadsområdet (Trængselskommissionen, 2013).

### **Road pricing**

Road pricing på dansk er kørselsafgifter, vejafgifter eller vejbenyttelsesafgifter, hvor der betales for at benytte vejene, og betalingen kan variere i sted og tid i et landsdækkende system. Kørselsafgifterne vil formentlig blive baseret på et satellitbaseret GPS-system med en enhed i det enkelte køretøj, der måler præcist, hvor, og hvor langt, bilen kører, således at afgiften kan afregnes pr. kørt kilometer og evt. yderligere differentieres i tid og sted. I forhold til en trængselsring er road pricing ikke afgrænset til et mindre geografisk område, og betalingen er ikke baseret på at krydse en grænse men på kørte km. Flere lande i Europa herunder Tyskland har allerede et GPS baseret road pricing system for lastbiler.

Den daværende V-K Regering i 2008 havde road pricing som mål. Rapporten "Bæredygtig transport – bedre infrastruktur" (Regeringen, 2008) annoncerede et lovforslag i 2009-2010 om road pricing. I denne rapport forventes road pricing at omfatte lastbiler fra 2011 og personbiler fra 2015, dog således at indførelsen vil ske over en årrække for personbiler. Som bekendt blev det aldrig besluttet politisk at indføre road pricing i Danmark.

I 2010 udarbejdede det daværende Danmarks Miljøundersøgelser (nu DCE) en rapport for Miljøstyrelsen om road pricing og luftforurening (Jensen et al., 2010). Rapporten skulle bidrage til at styrke det faglige grundlag for at kunne reducere luftforureningens konsekvenser for folkesundheden igennem den måde, som prisstrukturen for road pricing indrettes på. Der er gennemført en analyse af, hvordan prisstrukturen kan differentieres i sted og tid, således at prisstrukturen afspejler luftkvalitet, befolkningseksponering og eksternalitetsomkostninger i forskellige geografiske områder (forskellige bystørrelser og landområder) og over døgnet (myldretid kontra uden for myldretid). Resultaterne gennemgås i det følgende.

En litteraturgennemgang viste, at den forventede trafikale effekt af road pricing afhænger af størrelsen af kørselsafgiften, og at trafikarbejdet reduceres med 7-13% med de foreslåede kørselsafgifter. Road pricing begrænser særligt personbiltrafikken, og har mindre effekt på vare- og lastbiltrafikken. Et enkelt studie har modelleret den trafikale effekt af trængselsafgifter, hvor trafikken reduceres med hhv. 12% og 5,5% i morgen- og eftermiddagsmyldretiderne, og dermed 7,8% over hele perioden.

Luftforureningen vil blive reduceret såfremt trafikmængden reduceres.

Studierne har ikke rapporteret om effekten for hastigheden, men den vurderes at være beskeden bortset fra, at hastigheden kan hæves i myldretiderne i områder med trængsel. Rejsehastigheden har også betydning for luftforureningen, idet lave hastigheder med fx "stop-and-go" trafik giver høje emissioner, ligesom høje hastigheder gør. De mindste emissioner pr. kørt km er ved hastigheder på 50-70 km/t. Stillestående køtrafik, hvor motorerne er i tomgang, og "stop-and-go" trafik giver høje emissioner pr. kørt km. Såfremt road pricing kan bidrage til at reducere disse typer trafiksituationer, vil det have en positiv effekt for luftforureningen lokalt.

Køretøjssammensætningen har også betydning for luftforurening, idet fx tunge køretøjer (lastbiler og busser) forurener mere pr. kørt km end lette køretøjer (person- og varebiler). Da road pricing primært påvirker personbiltrafikken betyder dette, at effekten på luftkvaliteten ikke slår så stærkt igennem.

Beregninger viser, at der ikke ser ud til at være større gevinster for luftkvaliteten ved mindre forskydninger i trafikken væk fra myldretiderne i situationer, hvor der ikke er trængselsproblemer.

Den generelle tendens for trafikemission, luftkvalitet i bybaggrund og befolkningseksponering er, at disse stiger med stigende bystørrelse. Dog er det sådan, at København skiller sig markant ud fra de øvrige store byer ved at have væsentligt højere niveauer end de øvrige store byer. I rapporten illustreres forskelle i eksterne omkostninger pr. kørt km for forskellige bystørrelser og køretøjstyper.

## 5.5 Miljøzoner

Dette afsnit omhandler miljøzoner som virkemiddel til forbedring af luftkvaliteten, og bidrage til at overholde grænseværdier. En miljøzone er et afgrænset geografisk område typisk et tætbeholdt byområde med særlige bestemmelser, som skal bidrage til at reducere emissionen.

Først gennemgås de eksisterende miljøzoner og tidligere forslag om ren-luftzoner og undersøgte effekter heraf samt Københavns Kommunes forslag til skærpede miljøzoner. Endvidere beskrives eksempler på miljøzoner i udlandet.

### Eksisterende miljøzoner

Den 20. december 2006 vedtog Folketinget enstemmigt en lov om miljøzoner gældende for de 5 største bykommuner (Folketinget, 2006). Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune indførte miljøzoner den 1. september 2008, Aalborg Kommune den 1. februar 2009, Odense Kommune den 1. juli 2010 og Aarhus Kommune den 1. september 2010.

Essensen i miljøzonenloven er, at introducere renere Euroklasser tidligere end de ellers vil blive introduceret, som en følge af naturlig udskiftning af bilparken, hvorved der opnås en emissionsgevinst. Da Euronormerne løbende er blevet skærpet, kan man opnå en reduktion i emissionen, hvis ældre emissionsnormer forbydes i miljøzonen, og erstattes af køretøjer med nyere emissionsnormer.

Formålet med etableringen af en miljøzone var at forbedre sundheden for borgerne i de største byer ved at reducere luftforureningen med især partikler. Endvidere har miljøzoner en positiv effekt på forureningen med kvælstofdioxid. Miljøzonerne fokuserer på de områder, som relativt set har den største belastning fra trafikken, og hvor flest mennesker bliver udsat for luftforurening, fordi der bor og færdes mange mennesker i området.

Miljøzonenloven muliggjorde, at miljøzonekommunerne kunne definere et afgrænset byområde, hvor der kræves partikelfiltre på ældre lastbiler og busser, som kører i miljøzonen. Kravene gælder for gamle lastbiler og busser som pr. 1. september 2008 kun levede op til Euro 2 emissionsstandarden eller ældre standarder, og kravene blev yderligere skærpet pr. 1. juli 2010 til at omfatte Euro 3 emissionsstandarden (eller hvis ældre have et eftermonteret partikelfilter). Køretøjer med Euro 3 emissionsstandard blev solgt frem til 30. oktober 2006. Kravet i 2018 er derfor, at lastbilen eller bussen skal være mindst Euro 4 eller have eftermonteret partikelfilter.

Folketinget vedtog i 2010 en tilføjelse til miljøzonenloven, hvilket skabte mulighed for regulering af ældre varebiler både diesel og benzin med krav om åbne partikelfiltre (effektivitet på omkring 30%) samt regulering af ældre benzin personbiler uden katalysator (Folketinget, 2010). Det er kun en mulighed for byer, hvor partikelgrænseværdierne ikke overholdes ( $PM_{10}$  eller  $PM_{2.5}$ ). Da disse grænseværdier ikke har været overskredet har det ikke været muligt at regulere person- og varebiler med henvisning til miljøzonenloven.

Miljøstyrelsen iværksatte et evalueringsprogram for miljøzonerne, som blev udført af det tidligere Danmarks Miljøundersøgelser – nu DCE (Jensen et al., 2011), som fokuserede på vurdering af miljøzonekravenes effekt på luftkvaliteten i København og Frederiksberg, som var de første kommuner som ind-

førte miljøzoner. Evaluering af effekterne af miljøzonerne for luftforureningen er primært baseret på modelberegninger, da det her er muligt at adskille effekten af miljøzonerne fra andre ændringer som fx den generelle reduktion i emissioner fra bilparken og ændringer i luftforureningen, som fx skyldes ændringer i vind og vejr. Effektvurderingen er yderligere understøttet af analyse af målinger, hvor det dog metodisk er vanskeligere at isolere effekten af miljøzoner.

Partikeludstødningen fra den tunge trafik reduceres i 2010 med 60% som en kombinationseffekt af miljøzonekravene i 2010 og generelle miljøkrav til busser i København. Reduktionen i udstødningen er 16% i forhold til udstødningen fra alle køretøjskategorier for H.C. Andersens Boulevard i 2010. Den gennemsnitlige effekt for luftkvaliteten af PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er omkring 0,2 µg/m<sup>3</sup> for alle gaderne i alle miljøzonebyerne i 2010, og den maksimale effekt er op til 0,7 µg/m<sup>3</sup>. Dette svarer til en gennemsnitlig reduktion i gadekoncentrationen af PM<sub>2.5</sub> på 1,5% og på 1% for PM<sub>10</sub>.

Selvom miljøzonekravene ikke er målrettet reduktion af NO<sub>x</sub> emission har de alligevel en reducerende effekt for NO<sub>x</sub>-emissionen. For H.C. Andersens Boulevard reduceres NO<sub>x</sub>-emissionen med omkring 17% for mindre lastbiler (<32t) og 8% for store lastbiler (>32t) samt 40% for busser som følge af miljøzonekravene i 2010 pga. skift fra ældre til nyere tunge køretøjer (lastbiler og busser). Samlet reduceres NO<sub>x</sub>-emissionen med 25% for de tunge køretøjer. Den samlede reduktion i NO<sub>x</sub>-emissionen er 8% for alle køretøjsgrupper under ét. Reduktionen på 40% i NO<sub>x</sub>-emissionen for busser er ikke kun styret af miljøzonekrav, men også af udbudskrav til busdrift, som beskrevet ovenfor. Den beregnede reduktion i NO<sub>2</sub> koncentrationen er omkring 1 µg/m<sup>3</sup> for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, 4 µg/m<sup>3</sup> for Banegårdsvej i Aarhus, 2 µg/m<sup>3</sup> for Albanigade i Odense, og 3 µg/m<sup>3</sup> for Vesterbro i Aalborg. Den procentvise effekt af miljøzonerne i 2010 er reduktioner på hhv. 4% for HCAB og 3% for Jagtvej i København, 11% for Banegårdsvej i Aarhus, 4% for Albanigade i Odense og 7% for Vesterbro i Aalborg. Forskellene skyldes primært forskellige andele af tung trafik, som er den del af trafikken, der påvirkes af miljøzonereglerne.

I København reducerer miljøzonen endvidere antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien fra 47 til 29 overskridelser i 2010 ud af de 138 udvalgte gader, som der blev gennemført modelberegninger for.

Miljøzonens effekt svarer til at fremskynde Euronormer til ikrafttræden nogle år tidligere end ellers. Effekten af miljøzonen ebber derfor ud med årene. Der er stadigvæk en mindre effekt af miljøzonen i 2015, men i 2020 er der kun marginal forskel på situationen uden miljøzone og situationen med miljøzone. Der er derfor behov for at skærpe miljøzonen, hvis der fortsat ønskes en effekt af miljøzoner som virkemiddel.

### **Forslag om Ren-luftzoner**

Den tidligere S-R-SF-regeringen havde i regeringsgrundlaget udpeget ren-luftzoner, som et virkemiddel til at forbedre luftkvaliteten i de større byer, og et virkemiddel til overholdelse af grænseværdien for NO<sub>2</sub>, som var overskredet (Regeringen, 2011). Ren-luftzoner var dermed et nyt ord for forbedrede miljøzoner. Der blev målt overskridelser på H.C. Andersens Boulevard, og beregninger viste overskridelser på en række andre trafikerede gader i København i 2010, hvor grænseværdien skulle være overholdt. Ifølge regeringsgrundlaget ville "Regeringen give de største byer større frihed til at etablere



effektive ren-luftzoner - som en forbedring af de nuværende miljøzoner - og vedtage krav til luftkvaliteten og virkemidler til at opnå den”.

DCE forestod en vurdering af effekten af forskellige udformninger af ren-luftzoner. Der blev foretaget en emissions- og luftkvalitetsvurdering af virkemidlerne med udgangspunkt i København og ved brug af luftkvalitetsmodeller (Jensen et al., 2012a).

Der blev undersøgt en række forskellige scenarier. Hovedscenariet blev også kaldt Berlinermodellen, da kravene var meget tæt på miljøzonekravene i Berlin, og rettede sig mod person- og varebiler, som ikke er reguleret i den eksisterende miljøzone. Der er et kombineret person- og varebilsscenario, hvor kravene til personbiler er, at dieseldrevne personbiler til og med Euro 3 og benzindrevne personbiler t.o.m. Euro 1 ikke må køre i ren-luftzonen, mens kravene for varebiler er, at dieseldrevne varebiler t.o.m. Euro 3 og benzindrevne varebiler t.o.m. Euro 1 ikke må køre i ren-luftzonen. Beregningerne blev endvidere gennemført under to forskellige antagelser om uden eller med

fremme af en hurtigere introduktion af Euro 6 person- og varebiler ved forskellige incitamenter.

Der ud over blev der udført en række variantscenarier, hvor bl.a. enten Euro 0 eller Euro 2 anvendes i stedet for Euro 1 i hovedscenariet, SCR (Selective Catalyst Reduction) scenarier med krav om eftermontering af NO<sub>x</sub>-katalysatorer på hhv. rutebusser, turistbusser og lastbiler, som har emissioner svarende til Euro 3 eller ældre, samt et scenarie hvor alle rutebusser opfylder emissionsnormen Euro 6. Scenarieårene er 2013, 2015 og 2017.

Det kombinerede person- og varebilsscenario inkl. fremme af Euro 6 viste en reduktion af NO<sub>x</sub> på 12% svarende til en reduktion i NO<sub>2</sub>-koncentrationen på 2,4 µg/m<sup>3</sup>. Det ville også bidrage til at reducere antallet af overskridelser NO<sub>2</sub>-grænseværdien med 4 (ud af 8 modellerede overskridelser).

Der er en relativ stor effekt af at kræve Euro 6 for alle rutebusser, hvilket reducerer NO<sub>x</sub> emissionen med omkring 9 %, og NO<sub>2</sub>-koncentrationen reduceres med 1,8 µg/m<sup>3</sup> i 2015 i forhold til referencescenariet.

Effekten af alle variantscenarierne er nærmere beskrevet Jensen et al. (2012a).

Der blev også gennemført en samfundsøkonomisk analyse af Berlinscenariet. På benefit-siden omfattede det de sparede eksterne helbredsomkostninger som følge af mindre emission (Jensen et al., 2013b). På cost-siden omfattede det bilejernes værditab som følge af, at nogle biler har forbud mod at køre i miljøzone. Endvidere omfattede cost-siden statens provenutab ved eftermontering af partikelfiltre på nogle biler, som vil nedsætte vægtafgiften, idet ældre dieslbiler med eftermonteret partikelfilter kunne fortsætte med at køre i miljøzonen (Bilag 1). De samlede benefits blev opgjort til omkring 581 mio. kr. og costs til 130 mio. kr., så ud fra disse beregninger ville ren-luftzonen have været en samfundsøkonomisk gevinst.

Som bekendt blev der ikke gennemført nogen ren-luftzoner, og den eksisterende miljøzone er uændret.

### Forslag fra overborgmester for Københavns Kommune

Frank Jensen, overborgmester for Københavns Kommune har stillet et forslag (Frank Jensen, 2017) om at miljøzonen i København skulle forbyde:

- Adgang for *nye* personbiler på diesel registreret efter 1. januar 2019 (ingen restriktioner for biler registreret før 1.1.2019)
- Krav om Euronorm 4 for varebiler fra 1. januar 2019. Det betyder, at varebiler udelukkes fra miljøzonen, når de er mindst 13 år gamle. Miljøkravene hæves gradvist (som bilerne bliver ældre), konkret indføres Euronorm 5 i 2023 og Euronorm 6 i 2027 for varebiler.
- Fra 1. januar 2019 indføres krav til lastbiler (køretøj over 3,5 ton) om Euronorm 5 (eller tilsvarende reduceret udledning opnået ved filtre eller anden teknologi). I 2023 vil indføres krav om Euronorm 6.

Der foreligger p.t. ikke en effektvurdering af dette forslag.

Forslaget bryder på flere punkter med tidligere tilgang til regulering via miljøzone ved at forbyde *nye* diesel-personbiler, som i 2019 alle er Euro 6 biler, og dermed biler med de laveste emissioner, og reguleret med samme emissionskrav som til benzinbiler. I praksis har diesel personbiler dog vist sig at have højere NO<sub>x</sub>-emissioner end benzinbiler, som det fremgår af emissionsfaktorerne i tabel 5.3. Denne forskel formodes dog at blive mindre i forbindelse med Euro 6c og 6c+, som i emissionsmodellen for Euro 6c er sat til 1.9.2018 og for Euro 6c+ 1.1.2021 for personbiler. Men diesel-personbiler forudsættes stadigvæk at have omkring tre gange så høj NO<sub>x</sub>-emission som benzin personbiler for Euro 6c og dobbelt så højt for 6c+, men dog på et lavt niveau. Hvis den skærpede regulering med Euro 6c+ holder, hvad den lover vil gevinsten ved benzin i forhold til diesel ikke være så stor for nye biler til den tid.

Et forslag om at forbyde *nye* personbiler på diesel registreret efter 1. januar 2019 i miljøzonen har den fordel for bilisterne, at de uhindret kan fortsætte med at benytte eksisterende biler, og de ved køb af ny bil efter 1. januar 2019 kan tage stilling til, om det skal være en bil, som må køre i miljøzonen.

Diesel-personbiler købt før 1. januar 2019 kan fortsat køre i miljøzonen, og de biler, som forurener mest, vil derfor fortsat kunne køre i miljøzonen. Reguleringen vil dog på længere sigt i takt med udskiftning i bilparken helt udfase diesel-personbiler.

Såfremt forslaget også havde indeholdt krav om at udfase ældre Euronormer for personbiler ville emissionsgevinsten indtræffe hurtigere end med det nuværende forslag.

Et andet nyt element, som er indbygget i forslaget, er ideen om en dynamisk miljøzone, hvor kravene skærpes over tid. Det gælder for varebiler og lastbiler. Her følger reguleringen ideen om at forbyde ældre køretøjer først og skærpe indtil alle vare- og lastbiler er Euro 6.

Ovenstående kræver en lovændring af miljøzonenloven for at Københavns Kommune kan gennemføre kravene.

Københavns Kommune har allerede taget en principbeslutning om at stille krav om elbusser (eller lignende teknologi) i alle nye kontrakter for rutebus-

ser. Det vil betyde fuld eldrift allersenest i 2031. Men Frank Jensen har foreslået en hurtigere implementering, hvor eksisterende kontrakter om nødvendigt kan opsiges, så den sidste dieselbus udfases i 2023-2025.

Trafikelskaberne stiller allerede emissionskrav til rutebusser i forbindelse med udbud, så disse er helt overvejende nyere busser. Endvidere er en stor andel af de busser, som ikke lever op til Euro 6 blevet udstyret med SCRT, som væsentligt reducerer NO<sub>x</sub> og til et niveau, hvor det svarer til Euro 6 (se afsnit 5.6 SCRT på tunge køretøjer. Elbusserne vil helt fjerne den lokale luftforurening fra udstødningen og også bidrage til meget lavere emission af klimagasser samt mindre støj ved "tomgang" og acceleration.

Turistbusser er ikke omfattet af forslaget, og er mere en blanding af ældre og nye busser, hvor der ville være et potentiale for regulering, som del af en miljøzone.

Der er heller ikke særlige krav til taxi.

### **Oppositionspartiets forslag til skærpede miljøzoner**

En række oppositionspartier har i slutningen af 2017 stillet forslag om skærpelse af de nuværende miljøzoner ved at foreslå at lastbiler, busser og store varebiler (over 1.760 kg) skal opfylde Euro 6 emissionsnormen for at kunne køre i miljøzonerne, hvilket er de skrappeste Euronorm. Endvidere omfatter forslaget at mindre byer ned til 25.000 indbyggere også kan indføre miljøzoner samt at den københavnske miljøzone kan udvides med omegnskommuner. Kravene foreslås at træde i kraft den 1. juli 2019. (Auken et al., 2017).

Der foreligger p.t. ikke en effektvurdering af dette forslag.

Der kan forventes en betydelig emissionsreduktion ved dette forslag, da de pågældende køretøjsgrupper bidrager betydeligt til NO<sub>x</sub> og partikeludledning. Euro 6 er den skarpeste emissionsnorm, og reducerer emissioner af NO<sub>x</sub> og partikeludledning med omkring en faktor 10 i forhold til tidligere euronormer. Kravene modsvarer de krav som stilles til tilsvarende køretøjsgrupper i Ultra Low Emission Zone i London fra 2019 og den foreslåede miljøklasse 2 i Sverige, som beskrives i det følgende.

### **Eksempler på miljøzoner i udlandet**

Miljøzoner er et udbredt anvendt virkemiddel i Europa, som antager forskellige geografiske størrelser og forskellige krav i forhold til køretøjsgrupper, emissionskrav mv. Der er omkring 200 miljøzoner i 11 europæiske lande (Sadler Consultants, 2010; <http://urbanaccessregulations.eu/>). I det følgende beskrives miljøzoner i London og Sverige.

#### *Ultra Low Emission Zone i London i 2019*

I London bliver der indført en såkaldt Ultra Low Emission Zone (ULEZ) for samme geografiske område som den eksisterende trængselsring (Congestion Charging Zone) med ikrafttræden den 8. april 2019 (Transport of London, 2017). Dette er en skærpelse af de eksisterende miljøzonekrav.

Miljøzonen i 2019 stiller krav til alle køretøjsgrupper:

- Euro 3 for motorcykler, knallerter mv.
- Euro 4 for benzindrevne person- og varebiler, minibusser og andre special køretøjer

- Euro 6 for dieseldrevne person- og varebiler, minibusser og andre special køretøjer
- Euro VI for lastbiler, bybusser og turistbusser og andre tunge special køretøjer

Der er særlig regulering for taxi, som sker gennem licenser. Fra 1. januar 2018 skal en taxi, som første gang får en licens, være en nuludslipbil (Zero Emission Capable taxi, ZEC). Kravene er en rækkevidde med nuludslip på mindst 32 km og maksimalt 75 g/km CO<sub>2</sub>. Dette er i praksis elbiler eller plug-in hybridbiler på benzin. Hybridbiler skal opfylde seneste Euro-standard, og diesel er ikke tilladt. Programmet indeholder også tilskud til køb af ZEC taxi og støtte til udbygning af ladeinfrastruktur, som også er støttet af staten. Endvidere er der støtte til at konvertere eksisterende licenser til ZEC taxi. Limousine service mv er underlagt samme krav, men de skal først opfyldes senere.

Betaling for at køre ind over trængselsringen er baseret på nummerpladegenkendelse, og man betaler en afgift, hvis man kører ind i miljøzonen uden at opfylde kravene, ligesom man får en afgift, hvis man ikke betaler for køre over trængselsringen.

I og med at miljøzonen i London stiller krav om Euro 6 for alle dieselskøretøjer allerede i 2019 samt indfører nuludslipstaxi vil det være Europas skarpeste vedtagne miljøzoner, og vil også resultere i en stor reduktion af emissionen fra trafikken.

#### *Forslag om skærpede miljøzoner i Sverige*

Ligesom de danske miljøzoner stiller de svenske miljøzoner krav til tunge køretøjer om, at de skal opfylde bestemte emissionsnormer for at kunne benytte miljøzonerne. De nuværende svenske regler er en kombination af alderskrav og Euronormer, og er dynamisk indrettede så kravene skærpes over tid. Indtil 2009 skulle tunge køretøjer være yngre end 6 år, og hvis de var 6-8 år skulle de mindst være Euro 2. Fra 2009 skulle de være yngre end 6 år, og hvis de var 6-8 år skulle de mindst være Euro 3. Euro 4 er tilladt indtil 2016 og Euro 5/EEV indtil 2020, herefter Euro 6 fra 2021.

Den svenske Transportstyrelse foreslår to nye miljøzoneklasser for lette køretøjer (Transportstyrelsen, 2016). Miljøzoneklasse 2 og Miljøzoneklasse 3, og at de eksisterende miljøzoner ændrer navn til Miljøzoneklasse 1. Miljøzoneklasse 2 finder anvendelse på person- og varebiler, samt mindre lastbiler og busser med en samlet vægt op til 3,5 tons. Dieselskøretøjer skal opfylde Euro 6 og benzinskøretøjer skal opfylde Euro 5.

Miljøzone 3 gælder for person- og varebiler, lastbiler, busser, motorcykler og knallerter. Køretøjer med en samlet vægt op til 3,5 tons skal bruge el eller brint som drivmiddel for at være tilladt i Miljøzoneklasse 3. Køretøjer med en totalvægt over 3,5 tons skal være en elektrisk hybrid og opfylde Euro VI eller brug el/ brint som drivmiddel.

Ideen er, at forskellige byer kan vælge forskellige miljøklasser eller kombinere dem, fx Miljøzoneklasse 3 i centrum og Miljøzoneklasse 1 og 2 udenfor, som det fx foreslås for Stockholm, hvor den gamle bydel kunne være Miljøzoneklasse 3 og uden for Miljøklasse 1 (tunge køretøjer) og Miljøklasse 2 (lette køretøjer) i den eksisterende afgrænsning af miljøzonen.

Den foreslåede svenske Miljøzoneklasse 2 (lette køretøjer) svarer i hovedtræk til Ultra Low Emission Zone (ULEZ) i London, dog uden at stille specifikke krav om nuludslip for taxi. Miljøzoneklasse 3 gælder alle køretøjsgrupper som kræves at være elektriske/brint/hybrid, og svarer til de krav, som Ultra Low Emission Zone (ULEZ) i London stiller men kun for taxi. Den eksisterende Miljøzoneklasse 1 for tunge køretøjer vil fra 2021 kræve Euro 6.

Hvis det svenske forslag om reviderede miljøzoner gennemføres vil de være blandt de skarpeste i Europa med primært elektriske køretøjer i fx centrum af Stockholm og Euro 6 i resten af miljøzonen for lette køretøjer samt for tunge køretøjer fra 2021. Det svenske forslag vil resultere i en stor reduktion af emissionen fra trafikken, hvis det vedtages, og er langt mere vidtgående end forslaget fra overborgmesteren i København.

### Potentiale

I 2020 er der kun marginal forskel på situationen uden den eksisterende danske miljøzone for tunge køretøjer og situationen med miljøzone i København. Der er derfor behov for at skærpe miljøzonen, hvis der fortsat ønskes en effekt af miljøzoner som virkemiddel.

Hvis den største effekt skal opnås, kan man hente inspiration i kravene fra Ultra Low Emission Zone (ULEZ) i London gældende fra 2019 og i forslagene for opgradering af de svenske miljøzoner. Disse to typer af miljøzoner repræsenterer de skrappeste i Europa.

Ændring af miljøzoner i Danmark vil kræve, at Folketinget ændrer miljøzonenloven.

## 5.6 SCRT på tunge køretøjer

SCRT-systemer er en kombination af en SCR-katalysator og et partikelfilter, som til sammen reducerer emission af både NO<sub>x</sub> (sum af NO og NO<sub>2</sub>) og partikler. SCR står for Selective Catalytic Reduction (af NO<sub>x</sub>) og T for Trap (dvs. partikelfilter). SCRT er et virkemiddel til eftermontering på tunge dieseldrivelser (busser og lastbiler), som gør, at de efterfølgende opfylder emissionskrav svarende til Euro 6. Det er således et virkemiddel som relativt hurtigt kan opgradere eksisterende tunge køretøjer til Euro 6, som er fx Euro 4 og 5. Det kan dermed være med til at levetidsforlænge lidt ældre busser, hvis ønsket er at køre med, hvad der svarer til Euro 6.

Virkemidlet har været brugt i større skala i københavnsområdet med eftermontering af SCRT på omkring 300 Movia bybusser. Baggrunden herfor var, at Miljø- og Fødevareministeriet i 2015 vedtog en ny Luftkvalitetsplan for København (Miljøstyrelsen, 2015a). Hovedformålet med planen er at sikre, at koncentrationerne af NO<sub>2</sub> i København bliver reduceret, så grænseværdierne for NO<sub>2</sub> kan blive overholdt så hurtigt som muligt. Et af hovedelementerne i denne plan er montering af såkaldte SCRT-systemer på omkring 300 af Movias bybusser i København. Eftermontering af SCRT er blevet foretaget i løbet af perioden fra september 2015 til marts 2016. SCRT er leveret af firmaet Aminex.

Det var tidligere et problem, at SCR havde lav effektivitet for NO<sub>x</sub> under driftsforhold med lav udstødningstemperatur fx i bykørsel. De nye målinger viser, at SCRT har god effektivitet under alle forhold. De nyeste SCRT systemer synes derfor at have løst det tidligere problem. Endvidere måles NO<sub>x</sub> på

selve busserne under normal drift, og det er derfor muligt at fejlrette og vedligeholde, hvis der måles for høj NO<sub>x</sub> i udstødningen.

DCE har i en rapport vurderet effekten af eftermontering af SCRT på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016). Dette gøres ud fra analyse af udviklingen i målte koncentrationer på de faste målestationer, og ud fra beregninger med luftkvalitetsmodeller baseret på oplysninger fra Movia om busser med og uden SCRT. Det er ikke muligt ud fra analyse af udviklingen i målingerne at isolere en effekt af SCRT på bybusser i København, som kan ses i målingerne. Modelberegningerne forudsætter, at SCRT reducerer emission af NO<sub>x</sub> og partikler fra den enkelte bus med 90%. Modelberegninger for 98 gader i København i 2015 viser, at koncentrationen af NO<sub>2</sub> reduceres med 1,0 µg/m<sup>3</sup> i gennemsnit pga. eftermontering af SCRT for de 300 busser, og at reduktionen ville være 1,3 µg/m<sup>3</sup>, hvis alle bybusser havde SCRT. Mere detaljerede analyser er foretaget for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej, hvor der er målestationer. Koncentrationen af NO<sub>2</sub> reduceres med 1,3 µg/m<sup>3</sup> på H.C. Andersens Boulevard og 1,2 µg/m<sup>3</sup> på Jagtvej. I referencesituationen uden SCRT er der 9 overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2015 for de 98 gader. Dette bliver reduceret til 5 overskridelser, hvis 57% af alle bybusser har eftermonteret SCRT, og til 4 overskridelser, hvis alle bybusser har eftermonteret SCRT.

Analysen viste endvidere, at omkring 19% af alle kørte km allerede er med Euro 6 bybusser i 2015, og med SCRT eftermontering køres yderligere 57% af busserne med, hvad der svarer til Euro 6. Dvs. at 76% (57%+19%) af alle bybusser modsvarer Euro VI. I scenariet, hvor alle bybusser har SCRT, er det derfor kun ekstra 24% busser, som får eftermonteret SCRT, og effekten heraf er følgelig ikke så stor, som illustreret ovenfor.

### **Potentiale**

Der er derfor et mindre potentiale på omkring 24% af busserne i København for eftermontering af SCRT, men et stort potentiale for busser i resten af Region Hovedstaden. Movia kunne i forbindelse med udbud af busdrift stille krav om enten Euro 6 eller eftermonteret SCRT. Det kunne også være et krav som del af en miljøzone.

Eftermonteret SCRT er også en mulighed på lastbiler, som ikke allerede er Euro 6. Det kunne også være et krav som del af en miljøzone eller kunne fremmes gennem fx tilskud.

Som det fremgik af kortlægningsrapporten bidrager de forskellige køretøjskategorier for 98 undersøgte gade i København i 2014 på følgende måde for NO<sub>2</sub> koncentrationen (Jensen et al. 2018a): I gennemsnit bidrager personbiler 48% af trafikens koncentrationsbidrag, varebiler med 20%, lastbiler med 15% og busser med 17%. Tung trafik bidrager således med omkring 32%, på trods af at lastbiler kun udgør 4% af trafikken, bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler.

Fordelingen vil dog ændre sig markant i fremtiden i takt med at mange flere køretøjer er Euro 6, hvor forskellen mellem lette og tunge køretøjer er lille.

## 5.7 Elektriske køretøjer

I det følgende beskrives kort udviklingen i elbiler i Danmark og regulering heraf samt internationale erfaringer. Dernæst beskrives de miljømæssige fordele ved eldrift og potentialer diskuteres med udgangspunkt i de forskellige køretøjsgrupper.

### 5.7.1 Udvikling i antal elbiler i Danmark og regulering

Elbiler kom på markedet i 2009, og i 2016 er der omkring 9.000 elbiler i bilparken ([www.danskelbilalliance.dk](http://www.danskelbilalliance.dk)). Selvom der har været en kraftig vækst i antallet af elbiler, er det relative antal beskedent i forhold til bilparken. Elbiler udgør kun omkring 0,3% af bilparken, som består af omkring 3,0 mio. køretøjer, hvoraf omkring 80% er personbiler svarende til omkring 2,4 mio. personbiler i 2016 ([www.vejdirektoratet.dk](http://www.vejdirektoratet.dk)). Elbiler er især blevet købt af flådeejere i offentlig sektor, virksomheder, deleordninger mv. og mindre af private.

Nysalget af elbiler var 1.262 elbiler i 2016 ([www.danskelbilalliance.dk](http://www.danskelbilalliance.dk)) svarende til omkring 0,5% af nyregistrerede køretøjer i 2016 på omkring 270.000 ([www.vejdirektoratet.dk](http://www.vejdirektoratet.dk)). I det første halvår af 2017 blev der kun solgt 162 elbiler ([www.danskelbilalliance.dk](http://www.danskelbilalliance.dk)).

I Danmark udgør elbiler således p.t. en forsvindende lille del af bilparken og af nysalget.

Da Danmark har meget høje registreringsafgifter, har dette væsentlig indflydelse på bilpriserne samt statens provenu af nysalget. Elbiler samt brintbiler blev i første omgang fritaget for at skulle betale registreringsafgift. Fra 2016 indfases registreringsafgiften gradvist over 5 år, så der er fuld afgift i 2020. Der betales dog fuld afgift af bilen pris over 800.000 kr. (Regeringen, 2015). Efterfølgende er dette blevet blødt op i 2017 med en udskydelse af indfasning af registreringsafgiften med 2 år samt et midlertidigt fradrag i perioden 2017-2021 fastsat ud fra batterikapacitet (Regeringen, 2017; Skatteministeriet, 2017). Derudover er der nedslag i registreringsafgiften baseret på energieffektivitet på samme måde som for fossilbiler ([www.skat.dk](http://www.skat.dk)). Reglerne for elbiler gælder også plug-in hybridbiler.

Elbilerne er fortsat relativt dyre i forhold tilsvarende fossilbiler, og deres anvendelse er også begrænset af deres rækkevidde med undtagelse af dyre elbiler som Tesla (reel rækkevidde på omkring 350-450 km). Der er dog sket markante forbedringer mht. rækkevidden de seneste år for mindre elbiler, fx er Renault Zoe og Nissan Leaf introduceret med omkring 200-250 km reel rækkevidde.

Ladeinfrastrukturen er blevet udbygget, og der er omkring 2.000 offentligtilgængelige ladepunkter i Danmark (Energikommissionen, 2017).

Ved nogle af disse ladepunkter tilbød nogle kommuner tidligere gratis parkering for elbiler, men dette er senere blevet underkendt, da der ikke er et lovligt grundlag for at fritage elbiler fra betaling af parkeringsafgift i et betalingsområde. Det kræver derfor en ændring af vejloven at muliggøre dette.

Energistyrelsen har haft diverse støtteordninger med det formål at fremme udbredelsen af elbiler og erfaringsopsamling blandt private borgere, virksomheder og offentlige institutioner (Energikommissionen, 2017).

Regeringen har et langsigtet mål om, at Danmark i 2050 skal være et lavemissionsamfund baseret på vedvarende energi (EFK, 2014). Elektrificering af transportsektoren kan ses som et virkemiddel til at erstatte transportsektorens store afhængighed af fossile brændstoffer. Elbiler i forskellige former er pt. den eneste tilgængelige teknologi til erstatning af benzin- og dieselmotorer. Da levetiden på biler er omkring 15 år, betyder det, at de sidste fossilbiler kan sælges i 2035, hvis samfundet skal være CO<sub>2</sub> neutralt i 2050. Det betyder igen, at andelen af elbiler i nysalget skal stige fra de nuværende omkring 0,5% til 100% på blot omkring 17 år eller næsten 6%-point pr. år, hvilket sandsynligvis vil kræve nye initiativer.

Flere europæiske lande diskuterer ideen om at udfase benzin- og dieselmotorer inden for en kortere årrække. Den norske regering har en målsætning om, at efter 2025 skal nye privatbiler, busser og lette varebiler være nuludslipkskøretøjer. Holland har ligeledes et forslag om at forbyde salget af nye diesel- og benzinbiler fra 2025. Den svenske klimaminister har åbnet for at indføre et forbud mod benzinbiler fra 2030. Tysklands Forbundsraad har vedtaget en resolution om at forbyde forbrændingsmotorer i nye biler fra 2030.

I Danmark har Frank Jensen, overborgmester for Københavns Kommune stillet et forslag, om at miljøzonen i København skulle forbyde adgang for *nye* personbiler på diesel registreret efter 1. januar 2019 (Frank Jensen, 2017), hvilket dog ikke ligger op til at forbyde benzinbiler.

Region Hovedstaden har allerede en vision om at blive en førende elbilregion i Europa, og etablerede i 2013 et regionalt elbilsekretariat kaldet Copenhagen Electric. Dets opgave er at samle viden og formidle information om og erfaringer med elbiler samt støtte til udbredelse af elbiler til både regionens kommuner, hospitaler, virksomheder og borgerne. Dette sker bl.a. gennem en hjemmeside med information og vejledning om elbiler ([www.regionh.dk/elbiler](http://www.regionh.dk/elbiler)).

### 5.7.2 Internationale erfaringer

Ifølge International Renewable Energy Agency er Norge det land i Europa, som har flest elbiler pr. indbygger, og hvor andelen af nysalget er størst. Der er omkring 90.000 elbiler i Norge i 2016 og omkring 20% af nysalget i 2015 var elbiler. På anden pladsen ligger Holland med omkring 91.000 elbiler i 2016 og næsten 10% af nysalget er elbiler i 2015. På verdensplan er omkring 0,5% af nysalget elbiler (IRENA, 2017).

I Norge er elbiler fortsat fritaget fra registreringsafgift og moms, hvilket modsvarer en fritagelse fra registreringsafgift i Danmark. Herudover er elbiler i Norge også fritaget for at betale bompenge, samt bro- og færgebilletter, og har tilladelse til at køre i busbaner og fritagelse fra parkeringsafgifter på offentlige parkeringspladser. Der er omkring 6.500 ladepunkter i Norge (Energikommisionen, 2017).

Norge har således haft kraftige incitamenter, som påvirker både købsprisen af elbiler men også besparelser i forbindelse med dens anvendelse, som til sammen har haft stor betydning for udbredelsen af elbiler i Norges især i de større byer.

I Holland er elbiler fritaget for registreringsafgift, som dog er generelt lavere end i Norge og Danmark, og fritagelser er derfor et mindre økonomisk incitament. Et større incitament er for firmabiler, hvor brugere af elbiler og plug-in



hybridbiler bliver beskattet væsentligt mindre end ved anvendelse af fossilbiler. Herudover giver købet af elbilerne også virksomhederne særlige skattefordele. Udbredelsen af ladeinfrastruktur i Holland er også væsentligt bedre end i Danmark med ca. 18.000 ladepunkter (Energikommissionen, 2017).

### 5.7.3 Miljømæssige fordele og ulemper ved eldrevne køretøjer

I det følgende beskrives kort de miljømæssige fordele og ulemper ved eldrevne køretøjer.

Elbiler bidrager ikke med lokal helbredsskadelig luftforurening, og vil derfor bidrage til forbedring af luftkvaliteten især i byerne. Da køb af elbil erstatter køb af en anden ny fossilbil, som skal opfylde Euro 6, er besparelsen kun den emission, som en Euro 6 bil bidrager med. Elproduktion på kraftværker bidrager kun med lidt lokal luftforurening pga. rensning og høje skorstene, og der ville derfor, alt andet lige, være en luftforureningsmæssige fordel i at flytte luftforurening fra gadeniveau til skorstensniveau. Elproduktionen vil dog i stigende grad bidrage med endnu mindre luftforurening ved overgang til vedvarende energikilder som vind, sol, varmepumper, geotermi mv., mens forbrænding af biomasse fortsat vil være forbundet med luftforurening.

Udover at mindske den helbredsskadelige luftforurening vil eldrevne køretøjer også bidrage med en markant reduktion af CO<sub>2</sub>-emissionen, som opnås ved at eldrift erstatter benzin og diesel. Det skyldes dels, at CO<sub>2</sub>-emissionen pr. energienhed er relativ lille for elproduktion i forhold til CO<sub>2</sub>-emissionen pr. energienhed for fossile brændsler samt at elmotoren har højere energieffektivitet i forhold til forbrændingsmotoren. I 2020 skønner Copenhagen Electric, at CO<sub>2</sub>-emissionen er omkring en halv til en tredje del for elbiler i forhold til fossilbiler ([Regionwww.regionh.dk/elbiler](http://Regionwww.regionh.dk/elbiler)). Da der er et nationalt mål om at have en el- og varmeproduktion baseret på 100% vedvarende energi i 2035 ifølge Energiaftalen 2020, vil elproduktion til den tid i princippet være CO<sub>2</sub> neutralt, og klimagevinsten dermed endnu større, når eldrift erstatter fossile brændsler.

Det svenske miljøinstitut IVL har foretaget en udredning af energiforbrug og drivhusgasemissioner af litium-ion batterier, som bruges i elbiler, i et livscyklusperspektiv dog afgrænset til produktion og ikke brug og bortskaffelse (IVL, 2017). Dette studie viser et relativt stort energiforbrug og drivhusgasemissioner ved produktion af litium-ion batterier. Drivhusgasemissionen forbundet med produktion af et batteri af Nissan Leafs størrelse og et batteri af Teslas størrelse svarer til, hvad en almindelig benzin- eller dieselbil udleder i hhv. 2,7 og 8,2 år (Ingeniøren, 2017). Selvom drivhusgasemissionen vil blive reduceret i fremtiden med overgang til vedvarende energi, illustrerer studiet betydningen af ikke at køre rundt med en for stor batterikapacitet, hvilket trækker i retning af mindre batterier, men med hurtig opladning for at kunne møde kørselsbehovene.

En elmotor støjer mindre end en tilsvarende forbrændingsmotor, men allerede ved omkring 50 km/t er dækstøj dominerende fra et køretøj. Elbiler vil derfor kun reducere trafikstøj i byer ved lav hastighed, ved "tomgang" og ved accelerationer fra kryds.

Elbiler vil alt andet lige ikke bidrage til at reducere trængsel hverken på vejene eller ved parkering, da elbiler fylder og optager den samme plads som fossilbiler.

Elbiler har også en kobling til energiforsyningen, da de kræver elopladning. Ved en stor udbredelse af elbiler skal eventuelle kapacitetsproblemer lokalt i elnettet løses. Batterierne kan indgå som kortids regulerkraft, hvor elbilernes batterier leverer strøm tilbage til elnettet (Vehicle to Grid, V2G). Ligeledes kunne der være visse muligheder i et intelligente elnet (smart-grid), hvor opladningen delvis kunne styres efter, hvornår der var stort udbud af strøm fra vindmøller og solceller. Både V2G og smart-grid løsninger skal dog passes ind bilistens transportbehov (Energikommissionen, 2017).

#### **5.7.4 Forskellige typer af eldrevne personbiler**

Der er forskellige typer af elbiler, enten den rent batteridrevne elbil eller en plug-in hybridbil også kaldt opladningshybridbil. Plug-in hybridbiler har et mindre batteri i forhold til rene elbiler, og kan køre en begrænset rækkevidde på ren el (fx 20-40 km). Under elektrisk drift vil den ikke bidrage med lokal luftforurening, hvilket i Danmark kunne være en meget stor del af kørselsmønsteret grundet de relativt korte afstande mellem aktiviteter. Hybrid plug-in biler har ikke elbilens begrænsninger i aktionsradius, da den også er udstyret med en forbrændingsmotor typisk på benzin, som enten driver drivaksel direkte eller driver en generator, som producerer strøm til batteriet. Eksempel på det sidste er en BMW i3 plug-in hybrid. Som det fremgår af forestående afsnit gælder de beskatningsregler for rene elbiler og plug-in hybridbiler.

Hybridbiler har en kombineret forbrændingsmotor og elmotor men uden et batteri for ekstern opladning. Forbrændingsmotoren er typisk på benzin. Ved at kombinere fordelene ved de to motortyper opnås en højere energieffektivitet i forhold til tilsvarende fossilbiler. Hybridbiler har ikke reduceret registreringsafgift ligesom elbiler, og har derfor indtil videre ikke opnået en større udbredelse i Danmark. Da de har relativ god energieffektivitet, opnår de fradrag i registreringsafgiften pga. energieffektivitet efter samme regler som fossilbiler. Toyota markedsfører fx en række modeller inden for hybridbiler.

Brændselscellebiler, som kører på brint, er i princippet også en elbil, da den er drevet af en elmotor, men strømmen produceres i bilen via brændselsceller. Ligesom elbiler er der heller ikke noget bidrag til lokal luftforurening. Disse biler er på vej væk fra udviklings- og demonstrationsstadiet til kommerciel markedsintroduktion i Danmark fx Toyota Mirai. Københavns Kommune har tidligere bl.a. deltaget i demonstration af brintbiler. Brint skal produceres fx ved elektrolyse, som kræver strøm. Hvis strømmen er produceret på vedvarende energi er den CO<sub>2</sub>-neutral, men det samlede energitab ved produktion af brint vil være større end strøm leveret direkte til en elmotor. Endvidere skal der opbygges et distributionssystem for brint i form af tankstationer. Der er allerede etableret en række brinttankstationer i Danmark. I forhold til rene elbiler er en af fordelene ved brintbiler lang rækkevidde og hurtig tankning, som modsvarer fossilbiler. Brintbiler er underlagt de samme regler vedr. registreringsafgift mv. som elbiler. En større udbredelse af brintbiler vil tage tid, da flere brintbiler skal markedsføres, og der skal opbygges mere brintproduktion, og flere tankstationer.

Ovenstående elbiltyper kaldes også under et nuludslipbiler.

#### **5.7.5 Potentialer for de forskellige typer af eldrevne køretøjer**

##### **Potentiale for eldrevne personbiler**

Som det fremgår af tabel 5.1 er emissionspotentialer for NO<sub>x</sub> og PM udstødning i 2025 for dieselpersonbiler hhv. 49% og 62% og for benzinpersionbiler

hhv. 17% og 12%, som i princippet kunne undgås, hvis alle personbiler var eldrevne.

Firmabiler udgør en ikke ubetydelig del af bilparken og nysalget. Som eksemplet fra Holland viser kan der gives incitamerter til brugeren og virksomhederne, som medvirker til at fremme udbredelsen af elbiler.

Både offentlige og private flådeejere er en oplagt målgruppe for elbiler, da elbiler kan indpasses som en del af flåden samtidig med at transportbehovene kan imødekommes.

Som det fremgår af afsnit 6.1, er emissionspotentialet i 2025 for taxi ikke stort, men taxierhvervet er et reguleret erhverv, som tidligere er miljøreguleret gennem den grønne taxilov. Der er derfor også mulighed for enten gennem krav om nuludslipstaxi i byer eller incitamerter at fremme nuludslipstaxi, som det vil ske med ultra low emission zone i London fra 2019.

#### **Potentiale for eldrevne varebiler**

Som det fremgår af afsnit 6.1 er emissionspotentialet i 2025 for dieselvarebiler hhv. 24% og 19% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning.

En dansk undersøgelse har undersøgt, hvilken rækkevidde der kræves for eldrevne varebiler for at kunne opfylde daglige kørselsbehov for forskellige erhverv (Christensen et al., 2016). Denne undersøgelse viser, at en høj andel af virksomheder har lange daglige transportafstande, og de fleste erhverv er derfor ikke egnet til elektrisk drift med nuværende faktiske udvalg af køretøjer på markedet med faktiske rækkevidde på omkring 100 km. Hurtigopladning vil sandsynligvis ikke løse problemet, da det kan være vanskeligt at indpasse i arbejdsdagen.

Undersøgelsen viste, at omkring 80% af varebiler mindre end 2t havde et dagligt kørselsbehov på mindre end 100 km og ca. 40% mindre end 50 km, og derfor er der et potentiale for elektrisk drift, hvis den faktiske rækkevidde forbedres i fremtiden. Den højeste kørselsbehov var 250 km, hvilket kunne blive en udfordring for eldrevne varebiler i den nære fremtid.

For varebiler 2-3,5t og afhængig af branche havde 60-90% af køretøjerne et gennemsnitligt dagligt kørselsbehov på mindre end 100 km, og 10-40% et større end 100 km, og 30-60% af køretøjerne mindre end 50 km.

Undersøgelsen påpeger også, at rækkeviddeangst reducerer den faktiske afstand, som brugerne føler sig trygge ved at tilbagelægge, hvilket yderligere reducerer potentialet beskrevet ovenfor. Det kan være en udfordring i den nærmeste fremtid at kunne opfylde ønsket rækkevidde for en stor del af varebiler i denne gruppe.

#### **Potentiale for eldrevne busser**

Rutebusser kører efter en køreplan og omfatter bybusser i byområder, men også regionalbusser. Herudover er der turistbusser. Som det fremgår af afsnit 6.1 er emissionspotentialet i 2025 for alle busser hhv. 6% og 5% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning. Da busserne kørsel ikke er jævnt fordelt på vejnettet vil nogle veje have større andel og andre veje mindre.

Bybusser har stigende mulighed for at blive eldrevne med opladning på terminaler eller busstoppestederne (opportunity charging). Sådanne elektriske

bybusser eksisterer allerede som pilotprojekter fx i København fra 2016. Københavns Kommune har endvidere foretaget en principbeslutning om at stille krav om elbusser (eller lignende teknologi) i alle nye kontrakter for rutebusser. Det vil betyde fuld eldrift allersnarest i 2031. Men Frank Jensen har foreslået en hurtigere implementering, hvor eksisterende kontrakter om nødvendigt kan opsiges, så den sidste dieselbus udfases i 2023-2025 (Frank Jensen, 2017).

Det er især bybusser og til dels regionalbusser, som har potentiale for elektrisk drift med opladning undervejs, da turistbusser tilbagelægger lange afstande med forskellige ruter.

#### **Potentiale for eldrevne lastbiler**

Lastbiler inddeles i to vægtklasser hhv. under og over 32t. Som det fremgår af afsnit 6.1 er emissionspotentialer i 2025 for lastbiler under 32t hhv. 2% og 1% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning og for lastbiler over 32t hhv. 1% og 1% for NO<sub>x</sub> og partikeludstødning. Dette gælder i gennemsnit for byveje, men lastbilkørsel er ikke jævnt fordelt på vejnettet.

Elektrisk drift af lastbiler er en udfordring, da lastbiler er tunge (køretøj og last) og kræver stor batterikapacitet, som fylder og er dyr. Desuden kan det være vanskeligt at indpasse opladning, hvis det skal ske ofte. P.t. er det kun muligt at købe meget små elektriske lastbiler til lette opgaver fx i parkanlæg.

På baggrund af ovenstående troede de færreste, at lastbiler kunne blive elektriske i overskuelig fremtid. Måske skal dette revideres efter, at Tesla har annonceret, at de udvikler og lancerer en lastbil med lang rækkevidde i 2019 og tilhørende hurtigopladning ([https://en.wikipedia.org/wiki/Tesla\\_Semi](https://en.wikipedia.org/wiki/Tesla_Semi)). Hvis dette lykkedes, kan en del af kørsel med lastbil givet dækkes af el-lastbiler i en ikke alt for fjern fremtid.

Forskning og udvikling er også udført for at oplade lastbiler under kørslen fx i Sverige. En pantograf monteret på lastbilen får strøm fra en køreledning langs vejen, som det kendes fra elektriske tog (Siemens, 2015). Dette vil dog kræve massive investeringer for at tilpasse vejinfrastrukturen til at omfatte køreledninger, og kræver lastbiler på markedet, som er udstyret med pantograf. Lastbilen vil komme med et mindre batteri for at kunne køre en kort afstand fra køreledninger til stedet for levering varer. For eksempel forestiller Siemens eHighways med køreledninger på motorveje (Siemens, 2015). Investeringer i køreledninger vil være dyrt og vil begrænse hvor udbredt denne teknologi kan blive. Der er også det klassiske problem med hvad der kommer først, hønen eller ægget, idet infrastrukturen er en forudsætning for pantograf lastbiler og omvendt.

En anden fremtidig mulighed er lastbiler med en elektrisk motor baseret på brændselscelleteknologi og brint som brændstof, men det er stadig på forsøgs- og demonstrationsstadiet.

#### **Potentialer for øvrige transportmidler**

Der er også et potentiale for at elektrificere indenlands færgedrift i Danmark, hvor afstandene mellem havnene er små. Der vil være batteridrift under sejlads og opladning i havnene. Der er igangværende projekter om elektrisk færgedrift fx Scanlines for Helsingør-Helsingborg.

Siden 2013 har Canal Tours haft en række eldrevne kanalbåde til kanalrundfart i Københavns havn. Eldrift af alle kanalbåde kunne være et miljøkrav i en revideret miljøzone for København.

S-tog i Københavnsområdet er allerede elektriske og dele af regional og intercity trafikken er ligeledes elektrisk, og der er planer om elektrificering af hovedparten af jernbanenettet. For de yderdele af jernbanenettet, som ikke elektrificeres er der på sigt mulighed for batteritog. Dieseldrift giver fortsat lokale luftforureningsproblemer bl.a. på Nørreport Station. Letbanen i Aarhus er også elektrisk, ligesom den kommende letbane i København vil være det.

Elcykler er i vækst og kan bidrage til at udvide, hvor langt cyklister fx vil pendle. Dermed kan de være med til at erstatte bilture og dermed reducere luftforurening. Supercykelstier understøtter også pendling over længere afstande. Herudover formodes elcykler at udvide kredsen af cyklister, da de hjælper personer, som ikke tidligere cyklede, ikke cyklede så langt eller havde besvær med at cykle. Der er ingen lokal luftforurening forbundet med elcykler men et meget lille bidrag til den regionale luftforurening via forbrugt strøm.

#### **5.7.6 Samfundsøkonomiske vurdering af elbiler**

I det følgende belyses de økonomiske konsekvenser af tiltag til at fremme brugen af elbiler baseret på et mindre litteraturstudie af eksisterende analyser på området (se Bilag 1). Følgende tiltag er belyst:

- afgiftsfritagelse
- beskatning af firmabiler
- krav til offentlig udbud
- etableringen af ren-luftzoner

De fire tiltag fokuserer på indgreb i forbindelse med købet af en elbil, men det bør bemærkes, at der også er erfaringer fra andre lande med tiltag inden for *anvendelsen* af elbilen, såsom gratis parkering, billigere bom-afgifter osv. Overordnet set fokuseres der på analyser i en dansk kontekst, men der inddrages også betragtninger fra analyser i andre lande, som f.eks. Norge og Holland, som begge har en højere andel af elbiler i deres bilflåde end Danmark. Det bør her nævnes, at det norske transportøkonomiske institut i en rapport fra 2015 fremfører, at en væsentlig vækst i andelen af elbiler vil medføre store omkostninger for staten, heriblandt også den indirekte effekt af at konventionelle køretøjer som betaler brændstofafgift fortrænges til fordel for elbiler som ikke skal betale denne afgift.

Det påpeges i en analyse fra Dansk Energi fra 2017 at konventionelle biler vil være billigere end elbiler (undtaget er elbiler med kort batterirækkevidde) frem til 2020, hvorefter billedet begynder at vende til fordel for elbiler. Der må derfor formodes, at være dynamiske omkostningseffekter over tid, som påvirker folks valg om at købe en elbil, men der abstraheres fra sådanne effekter i den følgende gennemgang af de fire tiltag.

##### **Afgiftsfritagelse**

Et væsentligt tiltag for at fremme brugen af el-biler er en afgiftsfritagelse. Elbiler har været afgiftsfritaget, men vil trinvis komme op på fuld registreringsafgift i 2020. En Tværministeriel arbejdsgruppe vurderede i 2013, at en fortsat

afgiftsfritagelse i perioden 2016-2018 vil medføre et provenutab for staten på 51 mio. kr. pr. år, mens bilejere vil få en gevinst på 9 mio. kr. pr. år.

### **Beskatning af el-firmabiler**

Et tiltag som skaber en mere favorabel beskatning af el-firmabiler er en mulighed til at fremme andelen af elbiler. En grøn firmabilskat, struktureret omkring at sænke skatten på fri bil for medarbejdere nævnes i en analyse fra Dansk Energi fra 2017, og Energikommissionen peger ligeledes på, at det største incitament til den høje indfasning af elbiler i Holland nok skyldes den lave beskatning af firmabiler. Der findes umiddelbart ikke omkostningsanalyser for sådan et tiltag, men man må forvente et provenutab for staten i form af lavere indtægter fra afgifter.

### **Krav til offentligt udbud om elbiler**

Andelen af elbiler vil kunne øges, hvis der stilles krav til kommuner og regioners offentlige udbud på området. I et direktiv forslag fra EU Kommissionen fra 2017, forslås der f.eks. emissionsgrænser for offentligt ejede personbiler, som reelt kun kan indfries af elbiler eller andre grønne køretøjer. Hvis sådanne krav indføres kan det medføre øgede omkostninger for kommune og regioner i perioden frem til at anskaffelsesomkostningerne for elbiler er nedbragt. I en analyse for Region Hovedstaden nuanceres dette billede dog, da det for visse kommuner kan betale sig at udskifte en del af deres bilpark til elbiler allerede nu, da det medfører lavere totalomkostninger, da elbiler typisk vil være billigere i drift. Der vil dog være stor variation på potentialet mellem kommuner, hvor især landkommuner kan have krav til elbilers rækkevidde som begrænser potentialet.

### **Miljøzoner og elbiler**

Ved indførelse af skærpede miljøzoner vil man kunne forestille sig at skærpede krav til emissionsniveauer, vil kunne øge andelen af elbiler på markedet, da elbiler må formodes at kunne køre i alle fremtidige miljøzoner. Hvis man antager, at folk skifter til en elbil frem for en nyere benzin-eller dieselbil, vil det formodentlig medføre en højere omkostning for bilejeren, da elbiler må betragtes som værende dyrere i anskaffelsespris end benzin- og dieselbiler på nuværende tidspunkt. Dette forventes dog at ændre sig over tid og i tillæg til dette er driftsomkostninger for nogle elbiler lavere end for deres konventionelle modpartner. Ligeledes må staten formodes at lide et provenutab, eftersom et højere optag af elbiler fortrænger benzin- og dieselbiler, og derved den afgift som staten stod til at tjene på disse biler.

## **5.8 Øvrige alternative drivmidler**

Ud over el er der en række andre alternative brændstoffer til benzin og diesel.

Det drejer sig eksempelvis om brændstoffer på gasform som biogas/ naturgas, og brint eller på flydende form som bioethanol, biodiesel og methanol (Energistyrelsen, 2012). Biogas/ naturgas og bioethanol kan forbrændes i en "benzinmotor" (ottomotor), biodiesel i en "dieselmotor" (kompressionsmotor) samt brint og methanol (via omformning til brint) i en brændselscelle.

Da det langsigtede mål er overgang til vedvarende energi, bør alternative brændstoffer til benzin og diesel også være baseret på vedvarende energi.

### **Helbredskadelige forhold**

Fælles for alle flydende eller gasholdige brændstoffer som bruges i en forbrændingsmotor er at de i princippet giver samme luftforurening fra udstødningsrøret, fordi det helt overvejende er teknologien (katalysator/partikelfilter), som er bestemmende for restforureningen og ikke brændstoffet. Endvidere skal køretøjet leve op til de samme Euronorm krav fx Euro 6. En gasmotor og en benzin/dieselmotor skal således opfylde samme krav. Ud fra en helbredsmæssig synsvinkel er der derfor ikke væsentlig forskel, om det ene eller andet brændstof bruges, så længe motoren har renskrav svarende til Euro 6.

Da renseteknologien er helt afgørende for emissionsreduktionen, er det også afgørende, at den virker efter hensigten. For eksempel kan effektiviteten af et partikelfilter blive reduceret, hvis filteret går delvist i stykker, hvilket brugeren ikke vil opdage. Til gengæld vil et stoppet filter føre til at modtrykket blive så stort at motoren til sidst ikke kan komme af med udstødningen, hvilket brugeren naturligt vil opdage. Med den måde det periodiske syn af køretøjer måler udstødningen på, er det ikke i tilstrækkelig grad muligt til at identificere alle køretøjer med nedsat renseseffektivt men kun tilfælde, hvor katalysator eller partikelfilter stort set ikke virker.

### **CO<sub>2</sub> emission**

Ud fra en klimabetragtning er CO<sub>2</sub>-emissionen for personbiler mindst for biogas, efterfulgt af elbiler, metanol på biomasse, brint og DME (dimethyl ether, mellemprodukt til produktion af benzin) på biomasse, mens den er større for bioethanol på hvede, halm og sukkerrør og biodiesel på raps og palmeolie ifølge Energistyrelsen (2012).

Flydende biobrændstoffer (bioethanol og biodiesel) iblandes allerede i benzin og diesel som følge af udmøntning af EU-krav om biobrændstoffer. EU's målsætninger for biobrændstoffer er reguleret ved to direktiver. Biobrændstofdirektivet, som ophæves i 2012, indeholder et vejledende mål om 5,75 % iblanding af biobrændstoffer i 2010. I VE-direktivet pålægges medlemsstaterne et bindende mål om 10 pct. vedvarende energi (VE) i landtransport i 2020. Medlemsstaterne skal selv fastlægge vejledende nationale mål, der kan afvige fra direktiverne. Biobrændstoffer fremmes ved at udmønte målsætningen om 5,75% biobrændstoffer ved indfasning over en treårig periode, således at 5,75% nås i 2012. EU's bæredygtighedskriterier indeholder endvidere krav til biobrændstoffernes drivhusgasfortrængning i et livscyklus perspektiv (vugge til grav). Til at begynde med er kravet til drivhusgasfortrængning på 35%, men dette krav skærpes i 2017 til 50-60% ([www.ens.dk](http://www.ens.dk)). Danmark er endvidere forpligtiget til at reducere emissioner af drivhusgasser med 39% i 2030 i forhold til 2005 gældende for sektorerne transport, boliger og landbrug, dvs. de sektorer, som er uden for CO<sub>2</sub>-kvote regulering af energiproduktion, større industri og luftfart.

### **Biogas til tung transport**

Især lastbiler, turistbusser og regional busser er sandsynligvis vanskelige at overføre til elektrisk drift inden for en overskuelig fremtid. Et alternativ er biogas. Biogas kan produceres ud fra biomasseressourcer fra især landbruget men også fra industri, husholdninger, renseanlæg mv. Et nyligt studie har vist, at der er et stort biogaspotentiale fra alle danske biomasseressourcer, som ville kunne dække mere end energiforbruget til tung vejtransport i 2035 afhængig af, hvor mange biomasseressourcer som inddrages, og hvilken biogasteknologi som anvendes (Jensen et al., 2017).

Biogas (metan og CO<sub>2</sub>) kan opgraderes til ren metan og distribueres i naturgasnettet.

Selvom der er meget få gaskøretøjer i Danmark er der på det internationale marked et bredt udvalg af køretøjer - dog med nogle begrænsninger for de allerstørste lastbiler. Der er omkring 10% lavere energieffektivitet for en gasmotor sammenlignet med en dieselmotor.

Der er også meget få optankningsmuligheder i Danmark, som ville skulle udbygges, hvis biogas skulle dække en større del af energiforbruget til tung transport.

Biogas har potentiale for at være mere end CO<sub>2</sub>-neutralt, idet den ændrede gyllehåndtering reducerer udslip af metan i forhold til normal landbrugspraksis. Der er imidlertid også en række tab af metan ved produktion og brug af biogas. Da metan er omkring 25 gange så kraftig en drivhusgas som CO<sub>2</sub> er det derfor vigtigt at begrænse tabene af metan ved produktion, distribution og tankning samt på køretøjerne (Jensen et al., 2017).

## **5.9 Øvrige virkemidler**

I det følgende beskrives en række andre virkemidler. Det drejer sig om virkemidler til reduktion af ikke-udstødning, NO<sub>x</sub>-reducerende belægnings, træers og beplantnings indflydelse på luftforureningen, lokalisering af miljøfølsomme byfunktioner, samt muligheder for information til borgerne.

### **5.9.1 Partikelreducerende vejbelægning mv.**

Partikelemissioner kan deles op i udstødningsemissioner (direkte fra motoren) og ikke-udstødningsemissioner som slid fra bremses, dæk eller vej. Ikke-udstødningspartikler kan emitteres direkte i luften eller kan blevet deponeret /akkumuleret i vejstøv og emitteres efterfølgende via ophvirvling ("re-suspension") af vejstøv.

Partikeludstødningsemissioner er blevet reduceret væsentligt over de sidste årtier pga. skærpede EU-normer til emissioner fra biler, som har medført renere motorer samt rensning af udstødningsgasser med partikelfiltre eller katalysatorer. Denne trend vil fortsætte fremover. Ikke-udstødningsemissioner er endnu ikke omfattet af emissionsnormer, og denne del af emissioner forbliver konstant for den enkelte bil eller stiger med trafikmængden. Pga. denne trend vil ikke-udstødning være den dominerede del af partikelemissioner i fremtiden.

#### **Helbredseffekter af ikke-udstødning**

Det er påvist, at også ikke-udstødningsdelen af partikelmissioner fra trafikken kan fremkalde helbredsrisici for befolkningen (WHO, 2013). Det er ikke overraskende siden ikke-udstødningspartikler kan indeholde toksiske stoffer som f.eks. tungmetaller zink og kobber.

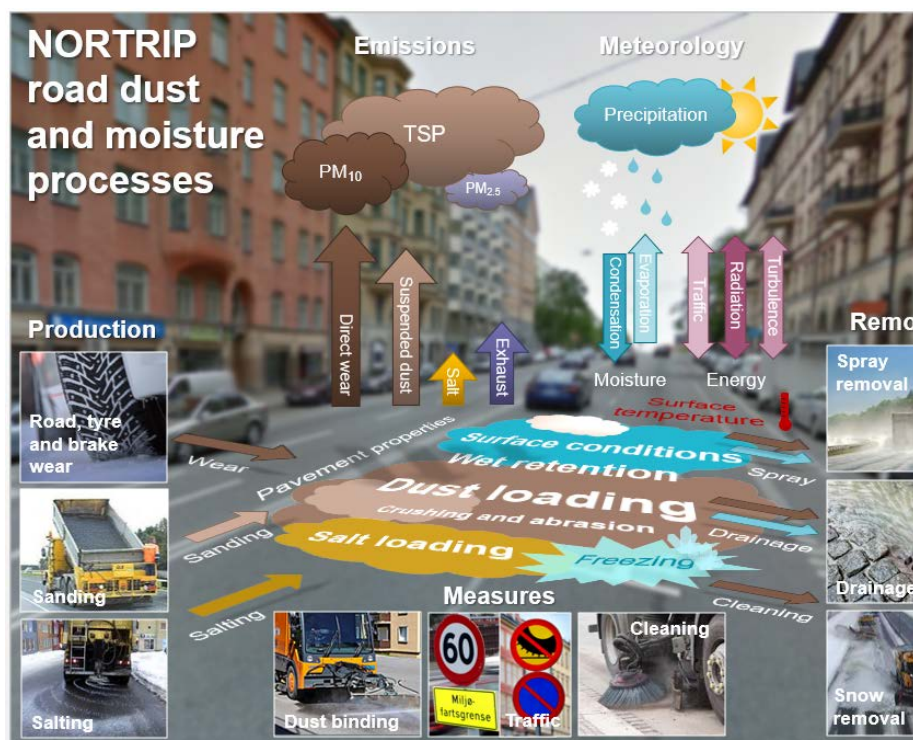
En studie i Stockholm kunne vise sammenhæng mellem helbredseffekter og grove partikler fra vejstøv (Meister et al. 2012) samt andre studier kunne vise helbredseffekter pga. støvemissioner fra Sahara ørkenen eller andre tørre områder i USA.



## Emissionsprocesser - NORTRIP modellen

Der er kommet mere fokus på forskning og undersøgelser af ikke-udstødningsemissioner og forståelsen af processerne er blevet forbedret i de seneste år. Det Nordiske projekt "NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions" (NORTRIP) (Kupiainen et al., 2017) med deltagelse af 11 Nordiske forskningsinstitutioner har medvirket til udvikling af den såkaldt NORTRIP model og har bidraget væsentlig til forståelsen (Denby 2013a, b; 2016). Problemet med ikke-udstødningspartikelemissioner er betydeligt større i de andre Nordiske lande end Danmark, hvor pigdæk anvendes om vinteren. NORTRIP modellen kan dog også anvendes for regioner, hvor almindelige vinterdæk bruges. Også vejsalt bidrager til partikelemissioner, men helbredseffekten af vejsalt er formodentlig ringe. Saltandelen i målte partikkelkoncentrationer kan også trækkes fra i henhold til EU-luftkvalitetsdirektiv.

**Figur 5.4** viser det komplekse sammenspil mellem de forskellige produktions- og fjernelsesprocesser, som de er modelleret i NORTRIP-modellen, både direkte emissioner og ophvirvling af vejstøv. Sidstnævnte er en funktion af det støvlag, som er akkumuleret på vejoverflade og overfladens fugtighed. Derfor bliver vejstøv med dens produktions- og fjernelsesprocesser og meteorologiske forhold modelleret meget nøjagtigt i NORTRIP-modellen.



**Figur 5.4.** NORTRIP modellen, skematisk illustration af processer, som er behandlet i NORTRIP modellen (Figur fra Denby 2013a og Kupiainen et al. 2017).

## Virkemidler

Kupiainen et al. (2017) præsenterer i deres sammenfattende publikation ("Policy Brief") et overblik over de mest effektive virkemidler til partikelreduktion. Virkemidler til reduktion af ikke-udstødningsemissioner kan opdeles i: (1) virkemidler som forhindrer eller reducerer dannelse af partikler eller (2) virkemidler som forhindrer at allerede producerede partikler bliver ophvirvlet.

Effektive metoder til at undgå dannelse af partikler er (1):

- reduktion af hastighed og mængden af trafikken
- forbedring af vejens overflade med mindre slid
- forbedring af bildæk med mindre slid
- reduktion af brug af pigdæk, som ikke er relevant for Danmark.

Der eksisterer ikke belægnings- eller almindelige dæk med en dokumenteret effekt for reduktion af ikke-udstødningspartikler, og der er derfor behov for mere forskning og udvikling inden for dette område.

Effektive metoder til undgå ophvirvling af allerede dannede partikler er (2):

- binding/fastholdelse af vejstøv med hygroskopiske væsker som holder vejen fugtigt og reducerer dermed væsentligt partikelemissionen
- rensning af vejen med moderne maskiner som bruger vand under højt tryk og vakuum.

#### **Eksempel fra H.C. Andersens Boulevard i København**

Effekten af en fornyelse af vejbelægning i form af en reduktion i  $PM_{10}$  koncentrationer kunne påvises på H.C. Andersens Boulevard i København (Nordstrøm et al., 2010). Vejbelægningen blev rutinemæssigt udskiftet i august 2008 og målingerne på gadestationen viste overraskende en reduktion på 15%. Detaljerede analyser af grundstofsammensætning i partikelprøverne og samtidige målinger af andre luftforureningskomponenter kunne påvise, at trafikken og udstødningsemissioner ikke havde ændret sig væsentligt, og ændringen kunne tilskrives en reduktion i ikke-udstødningsdelen (vejstøv) af partikelemissioner.

Langtidsvirkningen af denne reduktion er ikke helt nemt at analysere og dokumentere for H.C. Andersens Boulevard, da en række andre forhold er ændret siden hen, bl.a. vejbaneomlægninger i 2010, som førte til et spring i koncentrationer, da trafikken kom tættere på målestationen (Ellermann et al., 2014).

#### **5.9.2 $NO_x$ -reducerende belægningsmaterialer**

$NO_x$ -reducerende belægningsmaterialer er et nyere type virkemiddel, som retter sig mod rensning af luftforureningen i selve miljøet. Det kan enten påføres eksisterende belægningsmaterialer som en slags maling eller indbygges i nye belægningsmaterialer.

Den  $NO_x$ -reducerende effekt i belægningsoverfladen er baseret på stoffet  $TiO_2$  (titaniumdioxid), som fungerer som en katalysator, der under påvirkning af lys kan omdanne  $NO_x$  til nitrat. Den dannede nitrat formodes at blive udvasket med vejvandet.

$NO_x$  (kvælstofoxider) består af kvælstofdioxid ( $NO_2$ ) og kvælstofmonoxid ( $NO$ ), hvor  $NO_2$  er en luftvejsirriterende forureningskomponent. Den største helbredseffekt relateret til luftforurening relaterer sig imidlertid til partikel-forurening.  $NO_x$  omdannes under transport i atmosfæren til partikulært nitrat i den fine partikelfraktion ( $PM_{2.5}$  dvs. massen af partikler med en diameter under  $2,5 \mu m$ ). Denne dannelse af fine partikler sker imidlertid først efter mange timers transport i atmosfæren, og derfor bidrager  $NO_x$  ikke til mængden af fine partikler i nærområdet omkring kilderne.

I det følgende gennemgås kort hidtidige demonstrationsforsøg i Danmark samt et internationalt review studie.

Der er gennemført følgende danske studier. Det danske firma Photocat har gennemført et demonstrationsprojekt i Københavns Lufthavn med NO<sub>x</sub>OFF teknologi, et EU-projekt under ledelse af Teknologisk Institut med undersøgelser af effekten af NO<sub>x</sub>-reducerende overflader langs Fælledvej i København og Holbækmotorvejen nær Brøndby (Light2Cat), samt et demonstrationsforsøg på Gasværksvej i København med bl.a. deltagelse af Teknologisk Institut. PhotoCat har endvidere gennemført et demonstrationsprojekt på 2 parkeringspladser i Roskilde med det formål at forsøge at bestemme NO<sub>x</sub>-reduktionen pr. m<sup>2</sup>, bestemme holdbarhed og med udgangspunkt bl.a. heri at foretage en samfundsøkonomisk analyse af forskellige scenarier (PhotoCat, 2017).

Demonstrationsprojektet ved Københavns Lufthavn viste en gennemsnitlig NO<sub>x</sub>-reduktion på 13% i en meget lysintensiv periode fra maj til juli, hvilket må anses for at være lavere, hvis et helt år var inddraget pga. den mørkere vinterperiode med lavere lysintensitet (Photocat, 2013).

Studiet på Gasværksvej i København er det eneste danske studie, som er af-rapporteret i en videnskabelig artikel. Dette studie fandt ikke en signifikant forskel på NO<sub>2</sub> målte koncentrationer i gaderummet mellem arealet med fotokatalytisk overflade og det uden. Studiet viste en maksimal månedlig reduktion af NO på 22% ved sommertidspunkt, men oplyser desværre ikke den gennemsnitlige NO reduktion over et helt år, selvom det er målt, men som vil være væsentlig mindre pga. mindre lysintensitet i vinterhalvåret. Observerede reduktioner af NO<sub>x</sub> (NO og NO<sub>2</sub>) var derfor drevet af reduktion af NO, da NO<sub>2</sub> ikke ændrede sig signifikant (Folli et al., 2015).

I demonstrationsprojektet ved Holbækmotorvejen nær Brøndby blev der rapporteret reduktioner af NO, NO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> i forskellige klasser af lysintensitet, men gennemsnitsværdier er ikke opgivet. I modsætning til de andre studier, finder dette studie en reduktion af NO<sub>2</sub>, som tilskrives særlige egenskaber ved Light2Cat fotokatalysatoren (Poulsen et al., 2016).

Det eksperimentelle setup for Fælledvej var problematisk, da man ikke kan forvente at kunne isolere effekten af TiO<sub>2</sub>-belægningen ud fra dette eksperimentelle setup, da der er forskelle i trafik, meteorologi og baggrundsforurening i de to halvår forsøget kørte. DCE anser det derfor ikke som et validt studie (Poulsen et al., 2016).

Et internationalt review-studie fra 2016, som gennemgår en række hidtil gennemførte studier, er meget kritisk overfor fotokatalytiske overflader som et virkemiddel til at forbedre luftkvaliteten. Studiet anerkender en effekt under laboratorieforhold, men under feltforhold vurderes effekten for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> meget begrænset (Monks et al., 2016).

På baggrund af ovenstående er DCE's foreløbige vurdering, at der er dokumenteret effekt under laboratorieforhold, men at effekten i miljøet ud fra en samlet vurdering af gennemførte studier er begrænset. Ud fra gennemførte studier ser det ud til, at det især er NO som reduceres, og der mangler især dokumentation for at anvendelse af teknologien rent faktisk vil føre til reduktioner af NO<sub>2</sub>-koncentrationer i gademiljøet. Derudover mangler der mere dokumentation for langtidsholdbarheden, som har væsentlig indflydelse på rentabiliteten af virkemidlet.

### 5.9.3 Træer og beplantning

Beplantning i form af fx gadetræer kan have positiv og negativ indflydelse på luftkvaliteten i et gademiljø. Træer i et gademiljø vil bidrage til at reducere vindhastigheden og dermed øge koncentrationen af forurenende stoffer, da opholdstiden øges. Men træer vil også øge overfladearealet, hvor der kan tørafsættes både gasser og partikler, hvilket vil bidrage til at reducere luftforureningen. Endelig vil træer afgive emissioner fx isopren, som bidrager til dannelse af ozon, som er helbredsskadelig. Selve udformningen af beplantningen har også betydning, fx træer, hække, facadebeplantning.

Et nyligt review studie af eksisterende litteratur har forsøgt opsummere tidligere undersøgelser med henblik på komme med anbefalinger til byplanlæggere (Abhijith et al., 2017). Hovedresultaterne er opsummeret i det følgende.

I et lukket gaderum i byer, vil høje træer føre til en forringelse af luftkvaliteten, mens lav beplantning i form af hegn vil forbedre luftkvaliteten. For veje i åbne omgivelser uden randbebyggelse vil en bred og høj beplantning med lav porøsitet føre til mindre luftforurening nedstrøms, mens en beplantning med huller og høj porøsitet kan føre til ingen forbedring eller endda en forringelse af luftkvaliteten. Især facadebeplantning men også grønne tage kan forbedre luftkvaliteten, men det kræver yderligere undersøgelser.

Denne type af virkemiddel kan også ses som et forsøg på rensning af luftforureningen i selve miljøet, selvom der også er en lang række andre formål med beplantning som forskønnelse af bymiljøet, øget biodiversitet, CO<sub>2</sub>-optag mv.

### 5.9.4 Lokalisering af miljøfølsomme funktioner

Følsomme byfunktioner er fx børneinstitutioner, hospitaler, plejehjem etc., hvor risikogrupper i forhold til luftforurening opholder sig. Det er derfor hensigtsmæssigt, at der i lokaliseringen af disse funktioner lægges vægt på, at disse funktioner så vidt muligt ikke ligger på stærkt trafikerede gader med forhøjet luftforurening.

Hjemmesiden "Luften på din vej" ([luftenpaadinvej.au.dk](http://luftenpaadinvej.au.dk)) om luftkvalitet på alle veje i Danmark er et screeningsværktøj til at skabe overblik over luftforureningen, som også kan bruges i by- og trafikplanlægningen.

Ved placering og indretning af en følsom institution kan der også ses på ventilationsforholdene. Ofte vil det være muligt at trække luft ind fra den side af bygningen, som er bedst beskyttet mod luftforurening fra trafikerede gaderum etc.

Denne type virkemiddel er af typen adskillelse af emissionskilde og modtager, og reducerer ikke i sig selv luftforureningen, men kan bidrage til at mindske den helbredsskadelig effekt overfor følsomme risikogrupper.

### 5.9.5 Information til borgerne

P.t. har Region Hovedstandens ingen information om luftforurening på deres hjemmeside. Øget information om luftforurening kan bidrage til at øge borgernes viden om luftforurening, og dermed øge deres forudsætninger for at vurdere risikoen. Der er større chance for at øget information kan aflive myter end at det skaber større utryghed. Det kan også være en motivationsfaktor for at ændre adfærd, så udsættelse for luftforurening begrænses. Endelig er der

et øget folkelig ønske om øget information stilles til rådighed i let tilgængelig form på internettet.

## 5.10 Sammenfatning

I tabel 5.7 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved gennemførelse af de forskellige virkemidler: miljømæssigt, tekniske udfordringer, og involverede aktører. Miljømæssigt belyses luftkvalitet, CO<sub>2</sub> og støj.

**Tabel 5.7.** Kvalitativ konsekvensvurdering af virkemidler inden for trafik. "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Miljøparametre er helbredsskadelig luftforurening (luft), CO<sub>2</sub> og støj.

Indsats og tiltag	Luft	CO <sub>2</sub>	Støj	Teknisk udfordring	Aktør					
					Stat	Region	Kommune	Bruger	Industri	F&U
<b>1. Trafiktiltag</b>										
<i>Økonomiske virkemidler:</i>										
Trængselsring	XX	XX	X	X	X		X			
Road pricing (GPS baseret)	XXX	XXX	X	XXX	X			X	X	X
<i>Planmæssige virkemidler:</i>										
Mindre trafik gennem byplanlægning	X	X	X			X	X			
Fremme af cykeltrafik	X	X	X			X	X	X		
Fremme af by- og delebiler mv.	X	X	X			X	X	X		
Fremme glidende trafikafvikling	X	X	X	X			X			
<b>2. Skærpede miljøzoner</b>										
Ren-luftzoner	XX				X		X			
Ultra Low Emission Zone alla London og svensk forslag	XXXXX	XX		X	X		X			
<b>3. SCRT på tunge køretøjer</b>										
	XX				X		X			
<b>4. Elektrificering af transport</b>										
Eldrevne personbiler	XXXX	XXXX	X	X	X	X	X	X	X	X
Eldrevne taxi	X	X	X	X	X		X	X	X	X
Eldrevne varebiler	XXX	XXX	X	XX	X		X	X	X	X
Eldrevne lastbiler	XX	XX	X	XXXX	X			X	X	X
Eldrevne bybusser	XX	XX	X	X	X	X	X		X	X
Eldrevne regionalbusser	XX	XX	X	XXXX	X	X	X		X	X
Eldrevne turistbusser	X	X	X	XXXX	X				X	X
Eldrevne færger, kanalbåde, tog	X	X	X	XXX	X		X		X	X
<b>5. Øvrige alternative drivmidler</b>										
Biogas til tung transport		XXX			X		X			
Flydende biobrændstof		X			X				X	X
<b>6. Øvrige virkemidler</b>										
Partikelreducerende belægning mv.	X			XXXX			X		X	X
NO <sub>x</sub> reducerende belægning	X						X			
Beplantning	X			X			X			X
Lokalisering af miljøfølsomme funktioner	X					X	X			
Information til borgerne	X				X	X	X	X		

## 6. Virkemidler for brændeovne

### 6.1 Emissionspotentiale

Som det fremgår af afsnit 5.1 og kortlægningsrapporten er emissionssektoren brændeovne, kedler og pillefyr mv. (SNAP0202) den sektor, som bidrager mest til partikelemissionen i Region Hovedstaden, hvilket både gælder i 2014 og 2025.

I 2025 forventes 67% af PM<sub>2.5</sub>-emissionen fortsat at være fra brændeovne og pillefyr mv. i Region Hovedstaden, hvilket er den samme andel som på landsplan i 2015 (Nielsen et al., 2017).

I den seneste nationale emissionsopgørelse er PM<sub>2.5</sub>-emissionen generelt steget for brændeovne og pillefyr mv. fra 1990 til 2007, mens den generelt er faldet fra 2007 og frem til 2015 (Nielsen et al., 2017). Som det fremgår af kortlægningsrapporten forventes et fortsat fald fra 2014 og frem til 2025 på omkring 18%.

Brændeovne og pillefyr mv. bidrager relativt lidt til NO<sub>x</sub>-emissionen, men relativt meget til sod (Black Carbon) med 50%, PAH med 69% og dioxin med 54% på landsplan (Nielsen et al., 2017).

#### Kildebidrag fra forskellige brændeovnstyper

I tabel 6.1 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den senest tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2015.

Som det fremgår er der omkring 935.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 750.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr samt omkring 47.000 kedler og 16.000 andre ovne.

I den seneste nationale emissionsopgørelse er anlæggene endnu ikke stedfæstet, så det er ikke muligt at underopdele på fx Region Hovedstaden.

**Tabel 6.1.** Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2015 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse

Anlægstype	Beskrivelse	Antal
Gammel ovn	Før 1990	127.500
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	277.500
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	117.500
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	2.500
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	0
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	202.500
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket efter 2015	22.500
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	16.210
Gl. kedel med akkumuleringstank	Før 1980	989
Gl. kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	878
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	30.852
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	13.919
Pillekedel/ovn		121.730 <sup>a</sup>
I alt		934.578
Heraf brændeovne		750.000
Heraf anden ovn		16.210
Heraf kedler		46.638
Heraf pillefyr		121.730

<sup>a</sup> Emissioner for pillefyr beregnes ud fra det samlede forbrug af træpiller og ikke ud fra antal pillefyr. Antal pillefyr er fra nyeste opgørelse fra skorstenfejerregistre.

I tabel 6.2 er desuden vist den seneste oversigt over antal brændeovne på regionsniveau baseret på de nyeste skorstensfejderdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestemt. Disse er ikke konsistente med antal anlæg i data fra emissionsopgørelsen vist i tabel 6.1, da skorstensfejderdata er lavet efter rapporteringen for 2015. Desuden er der et antal anlæg i skorstensfejderdata, som ikke er blevet stedbestemt, og som derfor heller ikke optræder i regionsopdelingen. Tilsvarende underopdeling kan også foretages på kommuneniveau.

Skorstensfejderdata har ikke tidligere været tilgængelige. Det betyder, at en del vil ændre sig i forbindelse med den nationale emissionsopgørelse for 2016, som vil blive baseret på de nye skorstensfejderdata.

**Tabel 6.2.** Fordeling af brændefyringsanlæg på regioner baseret på nye skorstensfejderdata

Region	Brændekeedel	Brændeovn	Pillefyr	Andet, træ <sup>a</sup>	Total
Hovedstaden	4.373	141.787	6.992	16.488	169.640
Sjælland	12.675	142.968	28.428	7.533	191.604
Syddanmark	17.841	148.214	33.998	10.192	210.245
Midtjylland	21.243	155.578	35.322	9.635	221.778
Nordjylland	11.275	80.283	16.990	4.593	113.141
Total	67.407	668.830	121.730	48.441	906.408

<sup>a</sup>Andet, træ er 11 forskellige anlægstyper fx flisfyr, pejs, masseovn, pizzaovn mv.

I tabel 6.3 er vist energiforbruget, NO<sub>x</sub>- og PM<sub>2.5</sub>-emissionen i 2015 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.

**Tabel 6.3.** Energiforbrug, NO<sub>x</sub>-emission og PM<sub>2.5</sub>-emission fra brændeovne mv. i 2015 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse

Anlægstype	Beskrivelse	Træforbrug	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2.5</sub>
		(TJ=1000 GJ)	(tons)	(tons)	(g/GJ)	(g/GJ)
Gammel ovn	Før 1990	2.416	121	2.247	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	7.132	357	5.278	50	740
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	2.817	225	1.449	80	514
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	60	5	15	80	257
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	0	0	0	80	205
Ny moderne ovn (-2015)	Svanemærket indtil 2015	4.855	461	1.002	95	206
Ny moderne ovn (2015-)	Svanemærket efter 2015	539	51	84	95	155
Anden ovn	Fx pejse og masseovne	277	14	205	50	740
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	154	12	138	80	900
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	118	9	212	80	1.800
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	4.307	409	889	95	206
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1.895	180	783	95	413
Pillekedel/ovn		12.709	1.017	369	80	29
I alt		24.571	2.862	12.672		

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

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

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

Der er ikke så stor forskel på emissionsfaktorer for NO<sub>x</sub>, og her gælder det omvendte af partikler, idet de ældre ovne har lavere NO<sub>x</sub>-emissioner end de nye. Dette formodes at skyldes, at de nyere ovne forbrænder med lidt højere temperaturer, og dannelse af NO<sub>x</sub> ud fra luftens indhold af frit kvælstof er afhængig af forbrændingstemperaturen.

Som det fremgår, er der generelt en reduktion i partikelemissionen ved at skifte fra ældre til nyere ovne, mens NO<sub>x</sub>-emissionen øges lidt.

Til sammenligning med andre individuelle opvarmningskilder er emissionsfaktoren for partikler for oliefyr på 5 g/GJ og for naturgasfyr på 0,1 g/GJ baseret på anvendte emissionsfaktorer i den nationale emissionsopgørelse. Dette er således mange gange lavere end selv Svanemærkede brændeovne og også pillekedel/ovn.

I **Tabel 6.4** er vist emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning, hvor træpiller anvendt på kraftværk er på linje med individuelt oliefyr (5 g/GJ) for partikeludledning, og på fjernvarmeværker (10 g/GJ) for partikeludledning lidt højere end individuelt oliefyr. Dette er stadigvæk væsentligt lavere end individuel pillefyr (29 g/GJ) eller selv de bedste Svanemærkede brændeovne (155 g/GJ).



For NO<sub>x</sub>-emissioner er emissionsfaktorerne på samme niveau for individuel og kollektiv opvarmning med træ.

**Tabel 6.4.** Emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning i 2015 (Nielsen et al., 2016).

<b>NO<sub>x</sub>, g/GJ</b>	<b>Kul</b>	<b>Naturgas</b>	<b>Træ</b>
Kraftværker	29	55 (antaget kedel)	81
Fjernvarmeværker	95	33	90
<b>PM<sub>2.5</sub>, g/GJ</b>	<b>Kul</b>	<b>Naturgas</b>	<b>Træ</b>
Kraftværker	2,1	0,1 (antaget kedel)	4,8
Fjernvarmeværker	5	0,1	10

### **CO<sub>2</sub> neutralitet og klimaeffekt**

Brændefyring er i princippet CO<sub>2</sub>-neutral, hvis træet kommer fra bæredygtig skovdrift, hvor skoven ikke leverer mere end tilvæksten. Det betyder, at den CO<sub>2</sub> som dannes ved forbrænding af træet, vil blive bundet i anden træ eller vegetation igen via fotosyntese på et senere tidspunkt, og derved være neutral i forhold til klimapåvirkning.

Det er dog ikke helt så simpelt, idet forbrænding af træ fører til dannelse af sod (BC-Black Carbon). BC dannes ved al uren forbrænding således også fx i en dieselmotor, hvor en stor del dog vil blive fjernet af et partikelfilter.

BC tilhører de såkaldte kortlevede drivhuskomponenter (Short-Lived Climate Forcers). De bidrager til den globale opvarmning og dermed til klimaforandringerne. Blandt de forskellige menneskeskabte drivhusgasser og -komponenter er BC den næst største bidragsyder til klimaforandringer, kun overgået af CO<sub>2</sub>. BC i atmosfæren absorberer solens stråling og fører til en direkte opvarmning i atmosfæren, da BC både absorberer indgående solstråling og udgående stråling. BC har endvidere en indirekte virkning på klimaet med øget opvarmning som følge af øget skydannelse, men nettovirkningen er yderst usikker, da skyer reducerer solindstrålingen (køling), men bremser udstrålingen (opvarmning). Når BC er deponeret på sne og isdækkede overflader påvirker det albedo effekten, da det er sort, hvorved det absorberer en del af den solstråling, som normalt ville blive reflekteret til atmosfæren, og dermed øges afsmeltningen (Jensen et al., 2014).

Da levetiden for BC måles i dage til uger, vil en reduktion af BC få næsten øjeblikkelig effekt i forhold til reduktion af klimapåvirkningen (Bond et al., 2013).

Sammenligning af forskellige stoffers samlede klimaeffekt udtrykkes ved deres opvarmningspotentiale af atmosfæren udtrykt ved GWP (Global Warming Potential), hvor CO<sub>2</sub> pr. definition er sat til 1. GWP beregnes typisk for forskellige tidshorisonter for at illustrere effekten over forskellige tidshorisonter, fx 20 år eller 100 år, hvor 100 år er den mest anvendte. Som det fremgår af ovenstående indgår BC i komplicerede processer, som omfatter både opvarmning og køling. Derfor er der også store usikkerheder på estimater af GWP for BC, og klimaeffekten af BC indgår ikke i opgørelse af klimagasser i nationale emissionsopgørelser.

FN's klimapanel har i deres vurdering af klimaeffekten opsummeret forskellige bud på GWP for BC ud fra litteraturen, således også i deres seneste vurdering (IPPC, 2013). Heri angives GWP for BC globalt til 3200 (270 til 6200) for 20 år og 900 (100-1700) for 100 år. Der er således et stort usikkerhedsinterval.

Det er muligt at give et groft overslag over klimaeffekten af brændefyring ud fra disse forudsætninger om GWP og antagelser om, hvad brændefyring erstatter af anden opvarmning.

Hvis vi meget konservativt antager, at brændefyring erstatter fyringsolie vil brændeforbruget på 24.571 TJ i 2015 med en brændværdi for fyringsolie på 42,7 GJ/ton svare til 575.433 tons fyringsolie og med en udledning på 3,16 kg CO<sub>2</sub> pr. kg fyringsolie svarer det til 1,8 mio. tons CO<sub>2</sub>. Den konservative antagelse stiller brændefyring i det bedst mulige lys, da brændefyring vil erstatte et miks af opvarmningsformer som fjernvarme, oliefyr, gasfyr, varmepumpe mv. Da el- og varmeforsyning forventes at køre på vedvarende energi i 2035 vil CO<sub>2</sub>-udledningen fra fjernvarme og varmepumper være minimal på sigt. Når man konservativt antager at brændefyring erstatter oliefyring overvurderer man således gevinsten ved brændefyring ud fra en CO<sub>2</sub> betragtning.

BC emissionen i Danmark i 2015 var 1.891 tons fra brændefyring (Nielsen et al., 2017). Med et GWP på 900 for BC over 100 år svarer det til et samlet GWP på 1,7 mio. for brændefyring under et, hvilket er samme størrelsesorden som GWP for den sparede fyringsolie (1,8 mio.). Selvom det er et groft overslagsberegning og forudsætningerne om GWP for BC er usikre illustrerer det, at brændefyring med den nuværende teknologi langt fra er CO<sub>2</sub> neutral. Det følger at, hvis al brændefyring ikke antages at erstatte olie ville brændefyring med den nuværende anvendte teknologi faktisk øge klimaeffekten.

Det Økologiske Råd har lavet tilsvarende beregninger med lidt andre forudsætninger (Det Økologiske Råd, 2014).

## 6.2 Koncentrationsbidrag

### Gennemsnitsbidrag

Som det blev illustreret i afsnit 5.2 er koncentrationsbidraget fra brændeovne i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025 beregnet til omkring 0,53 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub> og 0,28 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>.

### Høje lokale bidrag

Denne middelkoncentration dækker dog over store variationer, som det bl.a. er vist i et tidligere studie af luftforureningen fra brænderøg i Gundsømagle beliggende nord for Roskilde, som er en landsby med udbredt brændefyring. Her viste målinger i en 6-ugers vinterperiode partikkelkoncentrationer af PM<sub>2.5</sub>, som var omkring 4 µg/m<sup>3</sup> højere end på en nærliggende baggrundsmålestation. Dette bidrag var sammenlignelig med bidraget fra trafikken på Danmarks mest befærdede bygade, H.C. Andersens Boulevard i København med omkring 70.000 køretøjer pr. dag. Døgnvariationen viste også øget PM<sub>2.5</sub>-partikkelkoncentrationer i aften- og nattetimerne som forventet fra lokale brænderøgskilder (Glasius et al., 2006).

### Lokale røggener og naboklager

Naboer til brændefyring kan opleve gener selv indendørs, hvis der fyres med vådt brænde eller affald, hvis der fyres forkert, hvis skorstensforholdene er utilstrækkelige eller under bestemte vindforhold, hvor røgen trækkes ind mod naboen mv.

### Indendørs eksponering

Brændefyring påvirker ikke kun den udendørs luftforurening, da luftforureningen også trænger ind i boliger og dermed bidrager til indendørs eksponering.

Men en brændeovn kan også i sig selv være en indendørskilde, der kan bidrage til forhøjede partikkelkoncentrationer indendørs, hvor den pågældende brændeovn bruges.

Der er kun gennemført få undersøgelser af partikkelkoncentrationerne indendørs i forbindelse med fyring. De viser, at der i huse med brændeovn kan konstateres et mærkbart bidrag til sodforureningen inde i huset, og at denne forurening primært opstår, når der tændes op i brændeovnen (Olesen et al., 2010; Miljøstyrelsen, 2012; Det Økologiske Råd, 2012).

### 6.3 Hidtidig regulering af brændeovne

Det er Miljø- og Fødevareministeriet som regulerer forurening fra brændeovne mv., og det er kommunerne, som er miljøtilsynsmyndighed. Brændeovnsbekendtgørelsen fra 2008 var den første miljøregulering af brændeovne og stillede bl.a. krav til udledningen af partikler til luften fra brændeovne og kedler, som omfattede nye brændeovne og kedler fra 1. juni 2008 (10 gram pr. kg træ for brændeovne). Dette er siden skærpet til 5 g/kg gældende fra 31. december 2015 med den reviderede bekendtgørelse fra 2015, og blev yderligere sat ned til 4 g/kg gældende fra 31. december 2017 (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015).

Fra 2022 overgår regulering af brændeovne fra national lovgivning til EU regulering via Ecodesign-direktivet (EU, 2009). Fra 2022 skal alle nye brændeovne i hele EU for første gang leve op til de samme krav, hvad angår udledning af partikler. De nye krav til partikeludledning er 5 g/kg brænde, hvilket er et gram højere end de nuværende danske regler for 2018 på 4 g/kg. Isoleret set er Ecodesign-direktivets krav derfor en svækkelse i forhold til de danske krav, men til gengæld vil reguleringen reducere emissionen fra alle nye brændeovne i EU, hvilket vil reducere den langtransporterede partikelforurening til Danmark.

Svanemærket er en frivillig ordning, hvor et produkt skal leve op til en defineret miljøstandard, således at det Svanemærkede produkt er blandt de bedste på markedet. Svanemærkets krav til partikeludledning for brændeovne er blevet skærpet over tid og startede i 2004 med 10 g/kg og blev skærpet til 5 g/kg i 2010. De seneste skærpelse er til 3 g/kg fra 1/7-2014 til 30/6-2017, og 2 g/kg gældende fra 1/7-2017 til 30/6-2019 (Nordisk Miljømærkning, 2015). I 2018 er Svanemærkets krav (2 g/kg) således halvdelen af brændeovnsbekendtgørelsens krav (4 g/kg). Langt hovedparten af nysalgte brændeovne ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)), og det er også en væsentlig grund til, at den nationale partikelemission fra brændeovne mv. generelt er faldet siden 2007.

Brændeovnsbekendtgørelsen giver vide beføjelser til kommunalbestyrelsen. Den kan regulere skorstenshøjde, fyringsadfærd, brændelskvalitet samt fastsætte yderligere emissionsbegrænsende foranstaltninger inden for et geografisk afgrænset område gennem kommunale forskrifter, og der er bødemuligheder. En del kommuner har benyttet sig af muligheden for at udarbejde en kommunal forskrift for borgernes brug af brændeovne i bestemte områder ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)).

Miljøstyrelsen har via diverse puljer gennem årene støttet udvikling af mere miljøeffektiv brændefyringsteknologi gennem en række forskellige projekter.

Miljøstyrelsen har tidligere haft en pulje med tilskud til skrotning af gamle brændekedler. Senest er en skrotningsordning rettet mod brændeovne fra før 1990 lanceret af Miljøstyrelsen i november 2015. Der blev givet en skrotningspræmie på 2.150 kr. pr. skrottet ovn, og ejeren var ikke forpligtet til at købe en ny ovn. Der blev afsat en pulje på ca. 45 mio. kr., som rakte til skrotning af omkring 21.000 brændeovne. Puljen er nu opbrugt.

Miljøstyrelsen har også tidligere gennemført oplysningskampagne for renere fyring med top-down fyring, som også blev understøttet af skorstensfejerne. Miljøstyrelsen skønner, at der kan opnås en partikelreduktion på mellem 50 - 80 % i selve optændingsfasen i forhold til den traditionelle optænding fra bunden ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk); Miljøstyrelsen, 2017b).

Miljøstyrelsen har også opbygget en brændefyringsportal, som er en hjemmeside med en lang række oplysninger, vejledninger og anbefalinger om brænderøg rettet mod borgere og kommuner samt fagfolk ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)). Herunder er der bl.a. en vejledning om regulering af luftforurening fra brændefyring, der primært henvender sig til kommunale miljøsagsbehandlere.

Der har for år tilbage været forsøgt at indføre en afgift på brænde, men dette lykkedes ikke, bl.a. pga. administrative og praktiske vanskeligheder ved at administrere en sådan afgift.

Den hidtidige regulering har derfor fokuseret på emissionsregulering og miljøtilsyn, økonomiske tilskud til skrotning, information samt støtte til forskning og udvikling.

#### **6.4 Tidligere foreslåede virkemidler**

I det følgende gives en kort oversigt over virkemidler, som er foreslået inden for de seneste år af forskellige aktører, hvoraf nogle af virkemidlerne også er konsekvensvurderet.

**Tabel 6.5.** Forskellige forslag til virkemidler overfor brændeovne mv. fra forskellige aktører.

---

**Miljøstyrelsen 2007**

---

Bekendtgørelsesscenarium

Partikelfilterscenarium

Partikelfilterscenarium kun i byer over en vis størrelse

---

**Fællesudspil fra DAPO, Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark, Skorstensfejlerlaug i 2014**

---

Brændsel og anden fyring:

1. Forbud mod at fyre med kul og petrokoks i fastbrændselsanlæg

2. Standardiseret kvalitetsmærkning for brænde og briketter

---

Tiltag vedrørende værktøjer og støtte til kommuner:

3. Kommunale retningslinjer for anvendelse af brændeovne, brændekedler mv.

4. Fælleskommunale brændefyringsnævn til afgørelse af tvister i kommunale klagesager

---

Tiltag vedrørende ejerskifte og plan for udskiftning af brændeovne:

5. Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger

6. Samlet plan for gradvis udskiftning af ældre brændeovne og brændekedler

7. Kursus til brændeovnsbrugere ved nyinstallation eller indflytning i bolig med eksisterende brændeovn, brændekedel mv.

8. Systematisk indberetning af viden om godkendte brændeovne og brændekedler

9. Partnerskab om fælles informationsportal vedrørende brændeovne

10. Etablering af forskningspulje om Bedre Brændefyring

11. Energimærkning af brændeovne mv.

---

*Forbrugsbaseret afgift på brændeovne og andre fyringsenheder (Fællesudspil uden konsensus)*

*Skrotningspræmie for udfasning af ældre brændeovne, brændekedler mv. (Fællesudspil uden konsensus)*

---

**De Økonomiske Råd i 2016**

---

Økonomiske virkemidler:

Differentierede afgifter på brug af brændeovne

Forbud mod ældre brændeovne

Totalt forbud mod brændeovne

En skrotningspræmie

---

**Overborgmester, Københavns Kommune 2017**

---

Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme

Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn.

Skrotpræmie på 5.000 kr. for brændeovne med fjernvarme uden opsætning af ny ovn

Skrotpræmie på 5.000 kr. for brændeovne uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

---

**Miljøstyrelsen 2007**

Forud for brændebekendtgørelsen i 2008 gennemførte Miljøstyrelsen en undersøgelse af forskellige scenarier: basisscenarium, bekendtgørelsesscenarium, partikelfilterscenarium samt partikelfilterscenarium kun i byer over en vis størrelse (Miljøstyrelsen, 2007). Scenarierne blev vurderet mht. emission og velfærdsøkonomi.

Den største reduktion ses for filterscenariet, hvor PM<sub>2.5</sub> emissionerne i 2020 forventes reduceret med 96 % i forhold til 2005. For basisscenariet reduceres PM<sub>2.5</sub> emissionerne omkring 16 % og brændebekendtgørelsesscenariet med 37 %. Dette skal ses i forhold til, at der i samme periode forudses en stigning i brænde og træpilleforbruget på 22 %. Rapporten bemærker, at filterscenariet

vil kræve yderligere 1-2 års udviklingsarbejde førend filtrene vil være teknologisk realistiske at bruge i Danmark. Som vi skal se senere, arbejdes der fortsat på at udvikle effektive filtre, og de er endnu ikke kommercielt tilgængelige.

Den velfærdsøkonomiske analyse viste, at filterscenariet klart gav det største velfærdsøkonomiske overskud, selvom filterscenariet kræver de største investeringer af brugerne, men de sparede skadesomkostninger vedr. luftforurening er tilsvarende større. Ses der derimod på effektiviteten af at investere i de forskellige scenarier, opnås den største emissionsreduktion pr. investerede kr. ved bekendtgørelsesscenariet, som er 2,5 gange større end for de to filterscenarier.

#### **Fællesudspil 2014**

DAPO (Foreningen af Danske Leverandører af Pejse og Brændeovne), Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark, samt Skorstensfejerlauget udarbejdede i 2014 et fællesudspil om brændefyring med mulige indsatser til reduktion af partikeludledning og gener fra brændefyring (DAPO et al., 2014).

Der er en kort begrundelse for de enkelte forslag, men ikke nogen konsekvensvurdering i forhold til emission eller velfærdsøkonomi.

#### **De Økonomiske Råd 2016**

De Økonomiske Råd (DØRS) gennemførte i 2016 en samfundsøkonomisk analyse af forbud og økonomiske virkemidler til regulering af brændeovne (De Økonomiske Råd, 2016):

- Differentierede afgifter på brug af brændeovne
- Forbud mod ældre brændeovne
- Totalt forbud mod brændeovne
- En skrotningspræmie

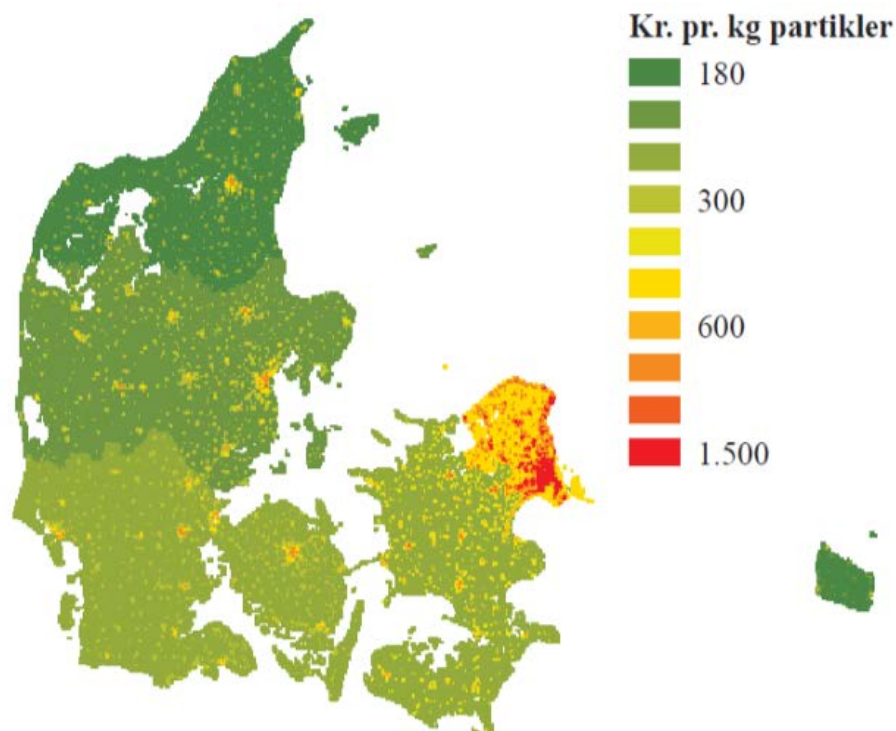
Differentierede afgifter på brug af brændeovne er oprindeligt et forslag fremført af Økologisk Råd. Ideen er, at der pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug, som afspejler de eksterne helbredsomkostninger ved normalt brug. Det antages, at der kan sættes en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug. Helbredsomkostningerne og dermed afgifterne afhænger af ovnens type (emissionsfaktor) og geografiske placering. Afgiften vil give et incitament til både at fyre mindre og til at udskifte en gammel brændeovn med en nyere eller eventuelt helt ophøre med at have brændeovn. Der er dog også en del administrative omkostninger ved en sådan afgift.

Der er flere scenarier for et forbud. Forbud mod ovne før 1990, før 2008, ikke Svanemærkede ovne samt et total forbud.

I 2015 blev en skrotningsordning for brændeovne fra før 1990 lanceret. Samme forudsætninger om 2.000 kr. i skrotningspræmie er antaget for ovne før 1990, men uden noget puljeloft.

Analysen var baseret på opdaterede helbredsomkostninger pr. kg PM<sub>2,5</sub>-emission fra danske brændeovne ud fra beregninger gennemført af DCE af helbredsomkostninger med EVA-systemet (Brandt et al., 2016) og opdaterede nye værdier af statistisk liv og tabte leveår af De Økonomiske Råd, se Figur 6.1. Som det ses har Region Hovedstaden de største helbredsomkostninger pr.

kg udledt partikler fra brændeovne i forhold til andre regioner grundet højere befolkningstæthed.



**Figur 6.1.** Helbredsomkostninger pr. kg  $PM_{2.5}$  udledt fra danske brændeovne. Baseret på beregninger af DCE af helbredsomkostninger (Brandt et al. 2016), men opdateret med nye værdier af statistisk liv og tabte leveår af De Økonomiske Råd. Figur gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

De Økonomiske Råd beregnede endvidere helbredsomkostningerne pr. time ved brændefyring for forskellige geografiske områder og forskellige brændeovnsteknologier som illustreret ved et eksempel i

**Tabel 6.6.**

**Tabel 6.6.** Eksempler på helbredsomkostning ved normal brug af en brændeovn. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

	København	Bornholm
	Kr. pr. times fyring	Kr. pr. times fyring
Ovn fra før 1990	41	5
Ny Svanemærket ovn fra 2015	7	1

Tabel 6.7 opsummerer de samfundsøkonomiske gevinster ved de forskellige virkemidler.

**Tabel 6.7.** Totale samfundsøkonomiske gevinster ved forskellige virkemidler over for brændeovne. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

Virkemiddel	Ovntyper	Hele landet	Kun byer
		Mia. kr. pr. år	Mia. kr. pr. år
Afgifter på brug	Alle	3,1	2,4
Forbud, delvist	Før 1990	1,1	0,8
Forbud, delvist	Før 2008	2,5	1,9
Forbud, delvist	Ikke-Svanemærket	2,8	2,1
Totalt forbud	Alle	1,9	1,8
Skrotning	Før 1990	1,0	0,8
Skrotning	Før 2008	2,4	1,8

De totale samfundsøkonomiske gevinster ved at regulere brændeovne i Danmark er beregnet til mellem 1 og 3 mia. kr. pr. år afhængig af virkemiddel, og hovedparten af gevinsterne ligger i byerne (over 100 indbyggere pr. km<sup>2</sup>). Den største gevinst fås ved differentierede afgifter på brug af brændeovne.

Gevinsten ved delvist forbud er mellem 1,1 til 2,8 mia. kr. om året afhængig af, hvor omfattende forbuddet er.

Ved et total forbud er gevinsten dog kun 1,9 mia. kr. om året, hvilket bl.a. skyldes, at mange nye ovne forbydes ved et totalt forbud samt, at det ikke er muligt at købe en ny ovn. Da nye ovne forurener væsentligt mindre end de øvrige typer ovne, giver et forbud mod disse ikke så stor en helbredsgevinst for samfundet. Tabet for forbrugerne af de nye ovne opvejes derfor ikke af de opnåede ekstra helbredsgevinster ved dette forbud.

Gevinsten ved skrotning ligger mellem 1,1 og 2,4 mia. kr. om året afhængig af alderskrav til brændeovnene.

Helbredsomkostninger, antal brændeovne og reducerede antal for tidlige dødsfald er vist i tabel 6.8 for de forskellige virkemidler. Det ses, at der kan spares mellem omkring 100 og 400 for tidlige dødsfald afhængig af virkemiddel.

**Tabel 6.8.** Helbredsomkostninger, antal brændeovne og reducerede for tidlige dødsfald. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

	Ovntyper	Helbredsom-	Antal ovne	Reducerede
		kostninger	*1000	dødsfald
		Mia. kr. pr. år		Pr. år
Uden regulering		4,1	750	-
Afgifter på brug	Alle	0,6	268	337
Forbud, delvist	Før 1990	3,0	688	103
Forbud, delvist	Før 2008	1,5	574	247
Forbud, delvist	Ikke-Svanemærket	1,1	527	282
Totalt forbud	Alle	0,0	0	391
Skrotning	Før 1990	3,0	688	103
Skrotning	Før 2008	1,6	574	236

Ovenstående vurderinger af virkemidler er for hele Danmark. Region Hovedstaden har både et højt befolkningstal og høj befolkningstæthed, så regionens andel af de samlede potentielle effekter ved de forskellige virkemidler er relativt høj i forhold til andre regioner.



### **Overborgmester i København 2017**

I forbindelse med den kommunale valgkamp i 2017 fremsatte overborgmesteren for Københavns Kommune Frank Jensen en række forslag til kommunal regulering af brændeovne (<https://frank-jensen.dk/ren-luft-i-byen>):

- Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme
- Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger med fjernvarme uden opsætning af ny ovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

Der er ikke fremlagt nogen konsekvensvurdering i forhold til emission eller velfærdsøkonomi af disse forslag.

### **6.5 Potentialer i forskellige typer af virkemidler**

I det følgende vil vi diskutere potentialet i forskellige virkemidler grupperet på følgende måde:

- Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel
- Teknologiske virkemidler
- Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd
- Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning

Under teknologiske virkemidler grupperes alle virkemidler, som har til formål at regulere, hvor forurenende brændeovne er, og hvilke typer der anvendes. Gruppen omfatter derfor mange typer af virkemidler, som fx emissionskrav, forbud, økonomiske incitamenter og røgrensning.

Vi vil tage udgangspunkt i de allerede listede virkemidler samt tilføje enkelte andre virkemidler. Potentiale vurderingerne er især kvalitative, da der kun foreligger få kvantificeringer af virkemidlernes effekt for emission, helbredsomkostninger mv.

Endvidere diskuteres kort forskellige aktørers rolle i forhold til de forskellige virkemidler.

### **6.6 Virkemidler over for brændslet**

I det følgende diskuteres en række virkemidler, som kan påvirke mængde og type af brændsel.

Energiindholdet i brænde anvendt i boliger er 24.751 TJ i 2015. Det samlede energiforbrug i boliger til opvarmning er 150.608 TJ ifølge Energistatistikken for 2015 (Energistyrelsen, 2016), når motorbenzin, bygas og el til el apparater er fratrukket. Brændefyring til boliger dækker derfor omkring 16% af varmforsyningen til boliger.

#### **Reducere opvarmningsbehov gennem efterisolering af boligen**

Et reduceret opvarmningsbehov i boliger med brændefyring vil alt andet lige reducere partikeludledning, da mindre træ, skal bruges til opvarmning.

Der er omkring 122.000 pillefyr og omkring 47.000 kedler i Danmark i 2015, jævnfør tabel 6.1, og boliger med disse anlæg må formodes at have deres primære opvarmning fra brænde/træpiller. For disse boliger er efterisolering et virkemiddel, som ville kunne reducere varmebehovet, og dermed også brug af brændefyring, hvis denne opvarmningsform bibeholdes.

For boliger med de 750.000 brændeovne vil en del have individuel opvarmning med olie- eller gasfyr eller el, og de vil have størst økonomisk incitament til at bruge brændeovn. Andre boliger vil være tilsluttet kollektiv varmforsyning, hvor det økonomiske incitament er mindre pga. forholdet mellem faste og variable omkostninger ved fjernvarme, og her vil efterisolering også reducere varmebehovet. Da denne gruppe har enten individuel eller kollektiv opvarmning, er det mere sandsynligt, at brændeovne bruges som supplerende varme og hygge, og det er mere vanskeligt at vurdere, hvad effekten vil være for brændeforbruget af efterisolering af boligen.

### **Fremme varmepumper til individuel opvarmning**

De nuværende politiske mål er at udfase oliefyr senest i 2050, hvor al varmforsyning skal være baseret på vedvarende energi (Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet (2014).

Ifølge den politiske aftale for den danske energipolitik 2012-2020 (Regeringen, 2012a;b)) indføres et stop for installering af olie- og naturgasfyr i nye bygninger fra 2013. Fra 2016 er det ikke længere muligt at installere oliefyr i eksisterende bygninger i områder med fjernvarme eller naturgas.

Energistyrelsen vurderer, at der er op mod 300.000 boliger, som opvarmes med oliefyr. Det er sandsynligt, at de fleste af disse boliger er uden for kollektiv varmforsyning, og at mange har brændeovn som betydelig supplement til opvarmningen.

Nogle få vil kunne tilsluttes fjernvarme, mens hovedparten har valget mellem varmepumpe eller pillefyr eller alternativt brændeovn til rumopvarmning suppleret med brugsvand opvarmet med el, hvis der ikke er centralvarme. I forhold til partikeludledning vil fjernvarme og varmepumpe have minimale emissioner. Pillefyr vil være det næstbedste alternativ mht. partikeludledning, men stadigvæk have mange gange større partikelemissioner end strøm til varmepumper produceret på et miks af vind, sol og biomasse. Anvendes fortsat brændeovn vil partikelemissionen være endnu større i forhold til disse alternativer, jævnfør emissionsfaktorerne i tabel 6.3, selv med anvendelse af Svanemærket ovn.

### **Renere brændsel**

Brændeovnsbekendtgørelsen fra 2015 kræver allerede, at der kun må benyttes rent og tørt træ, og der må således ikke fyres med malet træ, affald, mv.

Forbruget af kul og koks har været nul eller tæt på i en del år, men der har dog været et mindre forbrug af petrokoks (Nielsen et al., 2016).

Fællesudspillet forslag fra 2014 (DAPO et al., 2014) om forbud mod at fyre med kul og petrokoks (biprodukt fra olieraffinering) i fastbrændselsanlæg (forslag 1) ser ud til at blive imødekommet vedr. petrokoks i nyt udkast til brændeovnsbekendtgørelsen, som var i høring i december 2017 (<https://ho->

[eringsportalen.dk/Hearing/Details/61305](https://eringsportalen.dk/Hearing/Details/61305)). Ud over at petrokoks er luftforurenende, bidrager det også som et fossil brændsel til klimagasser. Da forbruget er lille vil det kun have betydning helt lokalt, hvor det bruges.

Fællesudspillet forslag fra 2014 (DAPO et al., 2014) har ligeledes stillet et forslag om Standardiseret kvalitetsmærkning for brænde og briketter (forslag 2). Udover at bidrage til produktoplysning kunne forslaget også have en betydning for partikeludledningen, hvis eksempelvis for vådt træ sælges.

Som tidligere nævnt har træpiller væsentligt lavere partikeludledning i forhold til brændeovne, der fyres med brænde, men det kræver et pillefyr med centralvarme eller pilleovn allé en brændeovn beregnet til træpiller.

En helt anden mulighed er at skifte til flydende biobrændstof (bioethanol), som afbrændes i biopejs. Disse kan fås i mange udgaver både pejse- og brændeovns-lignende. Flammerne er synlige på samme måde som i brændeovn, og bidrager dermed til hyggen, om end den knitrende lyd fra brændende træ mangler. Varmeafgivelsen fra en biopejs er dog betydelig mindre end for en brændeovn, og dermed er hovedformålet ikke opvarmning, men hygge. En biopejs har en varmeeffekt på 2-4 kW, mens en brændeovn har 4-8 kW ([www.biopeiser-shop.no](http://www.biopeiser-shop.no)).

Bioethanol brænder meget rent, og der er ikke krav om skorstenstilslutning. Soddannelse er givet meget lille, men der vil dannes noget NO<sub>x</sub> pga. de høje temperaturer. Dog bør det undersøges, om en biopejs forringer luftkvaliteten indendørs. Andre varmekilder til rumopvarmning, som benyttes indendørs uden aftræk, er fx gasvarmere.

Biopejse har ingen partikelemission til udeluften og vil derfor reducere partikeludledningen med 100%, hvis en brændeovn skiftes ud med en biopejs, hvilket bør være en mulighed for de personer, for hvem hyggen er vigtigere end opvarmningen. De kunne således være særligt velegnede i velisoleret nybyggeri, hvor varmebehovet er begrænset, og hvor en brændeovn oftest varmemæssigt er overdimensioneret.

### **Afgifter på brænde**

Brænde er ikke pålagt energiafgifter ligesom el og andre brændsler, hvilket gør brænde relativt billigt i forhold til andre mindre forurenende brændsler. Det forrykker fx priskonkurrencen mellem varmpumper og pillefyr/brændeovn.

Den tidligere regering fremlagde i 2013 et lovforslag om afgift på både brænde og træpiller, hvilket dog ikke blev vedtaget.

Ud fra en miljøøkonomisk synsvinkel bør afgifter indrettes således, at de afspejler de eksternalitetsomkostninger i form af helbredsomkostninger mv., som forskellige brændsler og teknologier giver anledning til. Teorien er så, at prissignalerne på markedet over for forbrugerne vil fremme forbrug og teknologi, som er mindre miljøskadelig.

En måde er at afgiftsbelægge selve brændslet, en anden måde er, at afgiftsbelægge brugen af brændeovn, som beskrives senere.

## 6.7 Teknologiske virkemidler

### Skærpe Ecodesign-direktivet

Som tidligere nævnt har brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav til brændeovne mv. og den løbende skærpelse heraf sammen med skærper af Svanemærkets emissionskrav ført til en teknologisk udvikling, som har reduceret emissionsfaktorer for nye brændeovne væsentligt i forhold til ældre modeller.

Regulering af forureningen af brændeovne overgår fra national til EU regulering fra 2022 med Ecodesign-direktivet. Fra 2018 gælder et emissionskrav på 4 g/kg i brændeovnsbekendtgørelsen, som bliver til 5 g/kg fra 2022 med Ecodesign-direktivet. Det er ikke sandsynligt, at brændeovnsbekendtgørelsen skærpes yderligere frem mod 2022, hvorefter alle ovne, som opfylder emissionskravet i Ecodesign-direktivet, kan sælges i Danmark. Efter 2022 skal yderligere skærper af emissionskravene derfor foregå gennem internationalt samarbejde i EU.

### Fremme aktiv forbrændingsoptimering

Indtil videre har den teknologiske udvikling især handlet om en passiv optimering af forbrændingen gennem design af forbrændingskammer og efterforbrænding. Der er grænser for, hvor langt man kan komme ad denne vej til fortsat reduktion af partikeludledningen.

Nogle få producenter tilbyder allerede brændeovne med aktiv optimering af forbrændingsprocessen med mekanisk og elektronisk styring af lufttilførslen inkl. iltmåler (lambdasonde) ([www.hwam.dk](http://www.hwam.dk)). Dette er med til at sikre en renere forbrænding med lav partikeludledning samtidig med, at forbrændingsprocessen ikke er så afhængig af brugerens fyringsteknik og adfærd.

### Røgrensning

Næste teknologiske trin for at sikre væsentligt lavere partikeludledning er rensning af røgen på en effektiv måde, som det kendes fra udstødningen fra dieslbiler, som renses med partikelfilter. For biler har disse en effektivitet på mindst 90%.

Miljøstyrelsen har gennem årene finansieret en række laboratorietest og demonstrationsforsøg af partikelfiltre. I et studie fra 2011 blev der undersøgt 5 forskellige elektrofiltre (Miljøstyrelsen, 2011). Den overordnede konklusion fra dette studie var dog, at effektiviteten af de undersøgte filtre var meget lav, og langt større partikelreduktioner kunne opnås ved at udskifte ældre brændeovne med nye end at installere nogen af de afprøvede teknologier.

Som alternativ til filtre skal et nyt projekt over 2 år startende fra 2018 undersøge, om man med kold plasma kan fjerne gas- og partikelemissioner fra brænderøg på en effektiv og billig måde. Plasma er ioniseret gas, der dannes, når luft udsættes for et højt spændingsfelt, og som er i stand til at reducere både partikel- og gasemission. Forventningen er, at det kan fjerne halvdelen af udledningen af partikler og gasser, og bruges både på gamle og på nye ovne. Plasmaet får partiklerne til at klumpe sammen, så de lettere kan fjernes. Nogle af de sammenklumpede partikler bliver så tunge, at de falder tilbage i flammerne, mens andre kan fjernes ved hjælp af en cyklon eller andre renseteknologier. Projektet er støttet af Miljøstyrelsens Miljøteknologisk Udviklings- og Demonstrationsprogram (MUDP) (<http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2018/jan/nyt-projekt-skal-fjerne-partikler-og-gasser-fra-braendeovns-roeg/>).

Røgrensningsteknologi er således stadigvæk på udviklings- og forsøgsstadiet, og der er endnu ikke effektive og billige teknologier kommercielt til rådighed, som kan dokumentere stor reduktion i partikeludledningen. Der er derfor fortsat brug for støtte til forskning og teknologiudvikling inden for dette område.

Hvis målet er, at brændefyring skal have partikeludledning på niveau med andre opvarmningsformer er udfordringen enorm, og kræver et teknologisk tigerspring. De nyeste Svanemærkede brændeovne har en partikelemission på 155 g/GJ og pilleovn/fyr på 29 g/GJ. Til sammenligning har et individuelt olie-fyr (5 g/GJ), mens gasfyr er langt lavere (0,1 g/GJ), og varmepumpe ligger mellem disse yderpunkter afhængig af energimiks. Ved kollektiv varmforsyning med træpiller har et kraftværk 5 g/GJ, mens fjernvarmeverker har 10 g/GJ. De nyeste Svanemærkede brændeovne skal således forbedres en faktor 15-30 (reducere partikeludledningen med 94-97%) og et pillefyr/ovn med en faktor 3-5 (reducere partikeludledningen med 65%-83%) for at nå et niveau på hhv. 5 g/GJ og 10 g/GJ. Dette vil givet kræve både aktiv styring af forbrændingsprocessen og efterfølgende røgrensning.

### **Skrotningspræmie og forbud**

Brændeovne har en meget lang levetid og kan holde 30 år eller meget længere. Det betyder også, at der er en meget langsom udskiftning, hvor ældre mere forurenende ovne udskiftes med nye renere ovne. Sammenlignes med biler sker denne udskiftning for biler langt hurtigere, da levetiden for biler er omkring 15 år.

Derfor kan partikeludledningen reduceres kraftigt ved forbud mod ældre brændeovne eller økonomiske incitamenter i form af skrotningspræmie for at skrotte ældre brændeovns. Gevinsterne herved har De Økonomiske Råd gennemregnet for forskellige scenarier, se tidligere tabel 6.7 og tabel 6.8.

I forbindelse med skrotningspræmie kan der være en såkaldt dødvægt, som består i at gamle brændeovne, som ikke bruges eller bruges meget lidt, skrottes. I de tilfælde vil emissionsgevinsten ikke er stor, mens den vil være stor, hvis gamle ovne, som bruges meget, skrottes.

### **Udfasning af ældre brændeovne, kedler mv.**

Fællesudspillet har et forslag om en samlet plan for gradvis udskiftning af ældre brændeovne og brændekedler mv. (forslag 6). En samlet plan foreslås over en årrække at bringe den danske bestand af brændeovne, brændekedler mv. fra før 2008 i overensstemmelse med kravene i den nye Brændeovnsbekendtgørelse. Der fastlægges en gradvis indfasning af ordningen, så de ældste ovne, kedler mv. først bringes i overensstemmelse med gældende krav eller udskiftes med nye ovne mv.

Forslaget vurderes at have en effekt på linje med DØRS scenarium om delvis forbud af brændeovne mv. fra før 2008, men gevinsten vil tage længere tid om at indtræffe.

### **Ejerafgifter på brændeovn**

En muligt virkemiddel er en årlig ejerafgift på brændeovne, som kunne differentieres på type af brændeovn efter partikeludledningen samt på land og by for at afspejle forskelle i helbredsomkostninger. Økologisk Råd har tidligere i 2012 fremsat forslag om en årlig ejerafgift, hvor forslaget var 4.000 kr. for Svanemærkede brændeovne og 8.000 kr. for andre brændeovne. En sådan afgift

ville givetvis betyde, at mindre brugte brændeovne blev skrottet og mere brugte brændeovne blev udskiftet til Svanemærkede modeller. Men virkemidlet påvirker ikke selve brugen af en brændeovn, og afgiften er lige stor uafhængig af, hvor meget brænde, der forbrændes med tilhørende partikeludledning. Den maksimale effekt af den forslåede årlige ejerafgift ville være, at alle skiftede til Svanemærkede. Effekten kunne derfor være i størrelsesordenen med DØR's scenarium om delvis forbud, hvor alle andre brændeovne andre end Svanemærkede forbydes, scenarium benævnt "ikke-Svanemærkede" i tabel 6.8. Mindre brugte ovne bliver givetvis skrottet, og gamle ovne bliver erstattet af Svanemærkede ovne. Men man kan også forestille sig, at nogle ville øge forbruget af brændeovn for at få mere ud af den årlige ejerafgift, som skal betales under alle omstændigheder.

#### **Afgifter på brug af brændeovn**

Ved differentierede afgifter på selve brugen af brændeovne pålægges en afgift pr. time ovnen er i brug som differentieres ud fra ovnens type (emissionsfaktor) og geografiske placering for at afspejle forskelle i de eksterne helbredsomkostninger. Det forudsætter en temperaturmåler i skorstenen, som kan måle, hvor mange timer brændeovnen er i brug. Afgiften vil give et incitament til både at fyre mindre og til at udskifte en gammel brændeovn med en nyere eller eventuelt helt ophøre med at have brændeovn. Dette virkemiddel var det, som gav den største samfundsøkonomiske gevinst i sammenligning med delvise forbud, total forbud samt skrottningspræmie i scenarierne udført af De Økonomiske Råd, se tidligere tabel 6.7 og tabel 6.8. Denne afgiftsmodel er Økologisk Råds nuværende anbefaling om afgifter på brændeovne.

#### **National database med informationer om brændeovne mv.**

Fællesudspillet har et forslag om Systematisk indberetning af viden om godkendte brændeovne og brændekedler (forslag 8). Det anbefaler, at der udvikles et fælles nationalt elektronisk indberetningssystem med de relevante oplysninger om eksisterende brændeovne, idet der ikke hidtil har eksisteret et nationalt register, men oplysninger fordelt på skorstensfejerdistrikt. Miljøstyrelsen har et projekt omkring dette, og det vil skabe bedre datagrund for nationale emissionsopgørelser samt regulering af brændeovne fremover, men bidrager i sig selv ikke til mindre partikelforurening.

#### **Bedre fortynding gennem højere skorstenshøjde mv.**

Skorstenen bidrager ideelt til at sprede røgen fra en brændeovn, sådant at emissionen fortyndes så meget, at koncentrationerne ikke giver anledning til røg og lugtgener for naboer. Dette gøres optimalt ved at røgfanen holdes fri af de hvirvelzoner, der dannes i læ af det tilhørende hus og de øvrige huse, der ligger omkring det. Skorstenen skal også have et godt skorstenstræk ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)).

Brændeovnsbekendtgørelsen stiller krav om placering og højde på skorstenen. Disse krav vil ikke under alle forhold forhindre røg- og lugtgener for naboer, og kommunen har derfor mulighed for at give brændeovnssejere påbud om at ændre og forhøje skorstenen, hvis kommunen konstaterer væsentlig forurening eller ulempe fra brændeovnen ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)).

Der er forskellige tekniske muligheder for at øge fortyndingen yderligere ved både at øge skorstenstrækket og den efterfølgende fortynding. Det kan fx

være en roterende røghætte monteret øverst på skorstenen, som øger skorstenstræk og fortynding, når det blæser, eller en elektrisk drevet røgsuger monteret på skorstenen.

Dette reducerer ikke emission som sådan, men gennem øget fortynding kan det helt lokalt reducere røg- og lugtgener for naboer.

#### **Etablering af forskningspulje om Bedre Brændefyring**

Fællesudspillet har et forslag om etablering af en forskningspulje om bedre brændefyring (forslag 10), som skulle øge viden inden for konsekvenserne af forskellige former for fyring, forskellene i partikeludledning ved ældre og nyere ovne, effekt af korrekt optænding og fyring i forhold til forbrænding og partikeludledning mv.

Hvis sådan viden omsættes til indsatser kan det på sigt være med til at reducere partikeludledningen.

### **6.8 Virkemidler over for brugeren**

Mange brændeovne forurener imidlertid langt mere end de burde gøre på grund af brugerens adfærd. Almindelige fejl er brug af uhensigtsmæssig brændsel, dårlig optændingsteknik, dårlig fyringsteknik og fejl ved aftræks- og skorstensforhold. Dette betyder, at uhensigtsmæssig fyringsadfærd i høj grad er med til at bestemme middelemmissionen, og effekten af fyringsadfærd kan således langt overskygge forskellen mellem moderne ovne og andre ovne (Olesen et al., 2010).

Brugeren af en brændeovn er i praksis på en umulig opgave, hvis personen gennem konstant regulering af luftindtag skal forsøge at optimere forbrændingsprocessen alene ud fra, hvordan forbrændingen ser ud og ud fra røgdudvikling fra skorstenen. Brugers varmehov og forbrænding med luftoverskud for at give så lav partikeludledning som mulig er ikke altid sammenfaldende. Eksempelvis kan brugeren skrue meget ned for lufttilførslen for at reducere varmedannelsen eller strække forbrændingsperioden med forhøjede partikeludledning til følge.

#### **Oplysningskampagne om top-down fyring**

Miljøstyrelsen har siden 2010 gennemført en oplysningskampagne for renere fyring med top-down fyring, som Miljøstyrelsen skønner kan reducere partikelreduktion på mellem 50 - 80 % i optændingsfasen i forhold til den traditionelle optænding fra bunden ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk); Miljøstyrelsen, 2017b). I henhold til effektmålinger, som Miljøstyrelsen har gennemført, er andelen af brugere, der altid bruger top-down optænding steget fra 23% til 31% i perioden 2012-2015 (Miljøstyrelsen, 2015b; Levander & Bodin, 2014).

Kampagnen har altså tilsyneladende haft en vis succes. Det er sandsynligt, at en bruger, som først har tillagt sig top-down fyring som fyringsvane også vil fortsætte med at benytte denne teknik. Det er dog svært at kvantificere den faktiske effekt på partikelemmissionen.

Fællesudspillet havde et forslag om partnerskab om fælles informationsportal vedrørende brændeovne (forslag 9), hvilket i store træk vurderes at være opfyldt med Miljøstyrelsens brændefyringsportalen.

Da indendørs eksponering, som følge af brugerens egen brug af brændeovn især er knyttet til optændingen men også løbende påfyld, bør informationskampagner også disse forhold. Disse forhold er kort beskrevet på brændefyringsportalen (<http://braendefyringsportalen.dk/borger/problemer-med-roeg/helbred-og-luftforurening/indeklimaet/>).

#### **Skorstensfejerens årlige syn**

Skorstensfejerens årlige besøg er primært at forbygge skorstensbrand ved at rense skorsten, hvis der er meget sodbelægning. Dette kan være tegn på dårlig brænde og fyringsadfærd, hvor skorstensfejeren kan rådgive om korrekt brug og fyring, og dermed medvirke til mindre partikeludledning.

#### **Home party med vejledning om brændefyring**

Skorstensfejeren kan også komme til et såkaldt Home Party og oplyse om korrekt fyring, hvis der er mindst 10 personer ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)). Dette kan også bidrage til at mindre partikeludledning og bidrage til løsning af lokale røg- og luftgener.

#### **Krav om obligatorisk brændefyringskursus ved nyinstallation eller indflytning**

Fællesudspillet har foreslået obligatorisk kursus om korrekt brændefyring til brændeovnsbrugere ved nyinstallation eller indflytning i bolig med eksisterende brændeovn, brændekedel mv. ved besøg af en skorstensfejer efter nyinstallationer eller ved indflytning i boliger med et eksisterende fyringsanlæg (forslag 7). Dette vil have en vis effekt, da det vil øge viden om top-down optænding mv., som kan mindske partikeludledningen.

#### **Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger**

Fællesudspillet anbefaler, at der udvikles en miljøattest for brændeovne, brændekedler mv., der kan anvendes af sælgere og/eller købere i forbindelse med ejerskifte for at vurdere fyringsenhedens miljøprofil i forhold til kravene i Brændeovnsbekendtgørelsen (forslag 5). Dette vil primært øge informationsniveauet ved køb/salg, og kun have en miljøeffekt, hvis det giver anledning af udskiftning til renere ovn.

#### **Energimærkning af brændeovne mv.**

Fællesudspillet har et forslag om Energimærkning af brændeovne mv. (forslag 11), hvor de anbefaler, at der indføres en mærkningsordning for nye brændeovne, helt tilsvarende ordningerne for hårde hvidevarer, biler og ejendomme, f.eks. mærkning på en skala fra A til G. Da det må formodes, at en mere energieffektiv ovn, alt andet lige, har lavere partikelemissioner, kan dette have en reducerende effekt på partikeludledningen, hvis forbrugerne vælger de mest energieffektive ovne. Da nye ovne i forvejen skal opfylde brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav, og andre hensyn som pris, design mv. også indgår i valg af brændeovn, vurderes forslaget næppe at få meget stor betydning i betragtning af, at omkring 90% af nysalget i forvejen er Svanemærkede ovne.

Da brugeren er meget vigtig for emissionerne, vil der kunne opnås langt højere reduktioner af partikelemissionen, hvis brugeren i højere grad erstattes af elektronisk og mekanisk styring af luftindtag mv.



## 6.9 Virkemidler inden for kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning

Kommunen er miljø- og tilsynsmyndighed i forhold til mindre træfyrede anlæg.

### Miljøtilsyn

Brændeovnsbekendtgørelsen giver kommunerne mulighed for at stille forskellige krav til brændeovnsbrugere i forbindelse med at løse naboklager over lokale røg- og lugtgener. Klager over brændefyring skal rettes til kommunen, som er miljø- og tilsynsmyndighed. Det kan dog være vanskeligt for kommunen at dokumentere og monitorere eventuelle krav. Blandt andet derfor har Miljøstyrelsen gennemført et projekt med det formål at udvikle analysemetoder til sod- og askeprøver samt udvikling af en opsamler, som kunne give kommunerne en simpel metode til detektering af ulovlig affaldsafbrænding i private brændeovne (Miljøstyrelsen, 2016).

For at understøtte kommunernes tilsynsopgave er der bl.a. udarbejdet en vejledning til brændeovnsbekendtgørelsen samt brændefyringsportalen.

Kommunen kan bruge skorstensfejeren til faglig rådgivning i forbindelse med behandling af røg- og lugtgener.

Fællesudspillet vedr. kommunale retningslinjer for anvendelse af brændeovne, brændekedler mv. (forslag 3) anbefaler, at Miljøstyrelsen sammen med Kommunernes Landsforening udarbejder et fælles sæt af retningslinjer for fyring i brændeovne, brændekedler mv. Dette er som modvægt til at mange kommuner har udarbejdet meget enslydende men dog forskellige forskrifter.

Fællesudspillet vedr. Fælleskommunale brændefyringsnævn til afgørelse af tvister i kommunale klagesager (forslag 4) handler om at få en formel ordning, der giver en entydig proces i klagesager.

Ovenstående vurderes primært at have effekt helt lokal fokuseret på røg- og lugtgener, og ikke nogen større samlet effekt på partikeludledning.

### Miljøplanlægning

Brændeovnsbekendtgørelsen giver kommunerne mulighed for at udarbejde en kommunal forskrift om brændefyring (Miljø- og Fødevareministeriet, 2015): "Kommunalbestyrelsen kan i en forskrift fastsætte bestemmelser om forureningsbegrænsende foranstaltninger, over for fyringsanlæg til fyring med fast brændsel, i nærmere klart angivne områder i kommunen, hvor det er tilstrækkeligt konkret miljømæssigt begrundet". Det er ikke nærmere beskrevet i brændeovnsbekendtgørelsen, hvad en forskrift kan og ikke kan omfatte.

Et eksempel på en forskrift er fra Frederiksberg Kommune, hvor formålet primært er at oplyse om korrekt brug af ovne til fast brændsel, og forhindre lokale røg- og lugtgener (Frederiksberg Kommune, 2015). Formålet med andre kommunale forskrifter synes at være det samme ud fra eksempler givet på brændefyringsportalen ([www.braendefyringsportalen.dk](http://www.braendefyringsportalen.dk)). Denne type af regulering kan bidrage til at reducere lokale røg- og lugtgener, men har ikke større effekt på den samlede partikeludledning.

Overborgmesteren for Københavns Kommune Frank Jensen fremførte i 2017 en række forslag til kommunal regulering af brændeovne:

- Forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme
- Ved udskiftning skal der skiftes til Svanemærket brændeovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger med fjernvarme uden opsætning af ny ovn
- Skrotningspræmie på 5.000 kr. for brændeovne i boliger uden fjernvarme ved udskiftning til Svanemærket ovn

Da forslaget kombinerer forbud, skrotningspræmie og krav om nye Svane-mærkede ovn vil effekten af forslaget på langt sigt svare til De Økonomiske Råds scenarium om delvis forbud (ikke-Svanemærket), hvor kun Svanemærkede ovne er tilladte.

En kommunal forskrift kan ikke påklages til anden myndighed, så det er i givet fald domstolene, som skal tage stilling til om en forskrift er inden for lovens rammer eller ej.

## 6.10 Sammenfatning

I tabel 6.9 er der foretaget en overordnet kvalitativ vurdering af konsekvenserne ved at gennemføre de forskellige virkemidler for PM<sub>2.5</sub>-partikeludledning og klima (BC klimaeffekt), og involverede aktører er også listet. Virkemidlerne er inddelt i følgende brede kategorier: (a) Virkemidler i forhold til mængde og type af brændsel, (b) Teknologiske virkemidler, (c) Virkemidler over for brug af brændeovne og brugerens fyringsadfærd, og (d) Kommunernes miljøtilsyn og miljøplanlægning.

**Tabel 6.9.** Kvalitativ konsekvensvurdering af fremtidige virkemidler over for brændeovne mv. for PM<sub>2,5</sub> og klima (BC klima-effekt). "X" indikerer meget lille, "XX" lille, "XXX" mellem, "XXXX" stor, "XXXXX" meget stor. Primære aktører i forhold til virkemiddel er også indikeret.

Virkemiddel	PM <sub>2,5</sub> Klima		Aktør					
	EU	Stat	Region	Kommune	Skorstensfejer	Bruger	Industri	F&U
<b>Mængde og type af brændsel:</b>								
Efterisolering af boliger	X	X	X			X		
Fremme varmepumper til individuel opvarmning	XX	XX	X	X		X		
Forbud mod petrokoks	X	X	X					
Kvalitetsmærkning for brænde og briketter	X	X	X			X		
Pillefyr/ovn i stedet for brændeovn	XX	XX	X	X		X		
Biopejs på bioethanol som erstatter brændeovn	XX	XX	X	X		X		
Afgifter på brænde og træpiller	XXX	XXX	X					
<b>Teknologiske virkemidler</b>								
Skærpe Ecodesign direktivet	XX	XX	X	X				
Fremme aktiv forbrændingsoptimering			X		X	X	X	X
Røgrensning (filtre mv.)	XXXX	XXXX	X			X	X	X
Afgifter på brug	XXXXXXXXXX		X			X	X	X
Forbud, delvis, Før 1990	XXX	XXX	X					
Forbud, delvis, Før 2008	XXXX	XXXX	X					
Forbud, delvis, Ikke-Svanemærket	XXXXXXXXXX		X					
Total forbud	XXX	XXX	X					
Skrotningspræmie, før 1990	XXX	XXX	X					
Skrotningspræmie, før 2008	XXXX	XXXX	X					
Udfasning af ældre brændeovn, kedler mv.	XXXX	XXXX	X					
Ejerafgifter på brændeovn mv.	XXXX	XXXX	X					
National database med informationer om brændeovn.	X	X	X			X		
Højere skorstenshøjde mv.	X	X			X	X	X	
Forskningspulje om Bedre Brændefyring	X	X					X	X
<b>Virkemidler over for brugeren</b>								
Oplysningskampagne om top-down fyring	XX	XX	X			X		
Skorstensfejerens årlige syn	X	X				X	(X)	
Home party med vejledning om brændefyring	X	X				X	X	
Obligatorisk brændefyringskursus	XX	XX	X				X	
Miljøattest for brændeovne ved ejerskifte af boliger	X	X	X				X	
Energimærkning af brændeovne	X	X	X				X	
<b>Kommunal miljøtilsyn og miljøplanlægning</b>								
Bedre dokumentation og monitorering ved naboklager	X	X			X		X	X
Vejledning til kommunerne	X	X			X			
Fælles retningslinjer for fyring i brændeovne mv.	X	X			X	X		
Fælleskommunal nævn til klagesager	X	X			X	X		
Forskrift om forbud, præmie og krav om Svanemærk.	XXXX	XXXX			X		X	

## Referencer

Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R, Pilla,f., Broderick, B., Sabatino, S.D., Pulvirenti, B. (2017): Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments. A review. *Atmospheric Environment* 162 (2017) 71-86.

Andersen, Z.J., Nazelle, A.D., Mendez, M.A, Garcia-Aymerich, J., Hertel, O., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O., Nieuwenhuijsen, M.J. (2015): A Study of the Combined Effects of Physical Activity and Air Pollution on Mortality in Elderly Urban Residents: The Danish Diet, Cancer, and Health Cohort. *Environmental Health Perspectives*, Volume 123, Number 6, June 2015.

Auken et al., 2017: Forslag til folketingsbeslutning om opdatering af reglerne for miljøzoner i Danmark. Fremsat den 15. december 2017 af Ida Auken (RV), Morten Østergaard (RV), Maria Reumert Gjerding (EL), Henning Hyllested (EL), Roger Courage Matthisen (ALT), Christian Poll (ALT), Pia Olsen Dyhr (SF) og Trine Torp (SF). Beslutningsforslag nr. B 53 Folketinget 2017-18.

Bond, T.C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Bernsten, T., DeAngelo, B. J., Flanner, M. G., Ghan, S., Kärcher, B., Koch, D., Kinne, S., Kondo, Y., Quinn, P. K., Sarofim, M. C., Schultz, M. G., Schulz, M., Venkataraman, C., Zhang, H., Zhang, S., Bellouin, N., Guttikunda, S. K., Hopke, P. K., Jacobson, M. Z., Kaiser, J. W., Klimont, Z., Lohmann, U., Schwarz, J. P., Shindell, D., Storelvmo, T., Warren, S. G., Zender, C. S., 2013, Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment', *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*.

Brandt, J., Jensen, S.S., Andersen, M.S., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.K. (2016): 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., Winther, M., Ellermann, T., Jensen, S.S., Hertel, O. (2017): Den miljø- og sundhedsmæssige betydning af snyd med lastbilers luftrensning. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi Dato, 6. juni 2017.

Christensen, L., Kveiborg, O., Klauenberg, J., Rudolph, C. (2016): Suitability of commercial transport for a shift to electric mobility. ISSN 1603-9696. [www.trafikdage.dk/artikelarkiv](http://www.trafikdage.dk/artikelarkiv).

Glasius, M., Ketzler, M., Wåhlin, P. ., Jensen, B., Mønster, J. Berkowicz, R., Palmgren, F. (2006): Impact of wood combustion on particle levels in a residential area in Denmark. *Atmospheric Environment* 40 (2006) 7115-7124.

COWI (2018): Økonomiske konsekvenser af virkemidler til reduktion af luftforurening. COWI notat. 9 s.

DAPO et al. (2014): Fælles udspil om brændefyring - Mulige indsatser til reduktion af partikeludledning og gener fra brændefyring. DAPO, Det Økologiske Råd, Astma-Allergi Danmark, Skorstensfejerlauget. Juli 2014.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G. and Omstedt, G. (2013a). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: road dust loading and suspension modelling. *Atmos. Environ.* 77, 283-300. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.069>

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M. and Omstedt, G. (2013b). A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: surface moisture and salt impact modelling. *Atmos. Environ.*, 81, 485-503. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.09.003>

Denby, B.R., M. Ketznel, T. Ellermann, A. Stojiljkovic, K. Kupiainen, J.V. Niemi, M. Norman, C. Johansson, M. Gustafsson, G. Blomqvist, S. Janhäll, I. Sundvor, 2016. Road salt emissions: A comparison of measurements and modelling using the NORTRIP road dust emission model, *Atmospheric Environment*, Volume 141, September 2016, Pages 508-522, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.027>

Det Økologiske Råd (2012): Indeklimaforurening fra brændefyring i Allerød.

Det Økologisk Råd (2014): Forurening fra brændefyring. 27 s.

De Økonomiske Råd (2016): Værdi af statistisk liv, Luftforurening, Danmark fossilfri 2050.

Ea Energianalyse (2016): Brændeforbrug i Danmark 2015. Undersøgelse af brændeforbruget og antallet af brændeovne, pejse, masseovne og brændekedler i danske boliger og fritidshuse. 23-11-2016.

Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet (2014): Lov om Klimarådet, klimapolitisk redegørelse og fastsættelse af nationale Klimamålsætninger. Ministerium: Energi-, Forsynings- og Klimaministeriet. LOV nr 716 af 25/06/2014.

Ellermann, T., Brandt, J., Jensen, S.S., Hertel, O., Løfstrøm, P., Ketznel, M., Olesen, H.R. & Winther, M. 2014. Undersøgelse af de forøgede koncentrationer af NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 100 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 111 <http://dce2.au.dk/pub/SR111.pdf>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A., Bossi, R. & Jensen, S.S. 2017. The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2016. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 78 pp. Scientific Report from DCE - Danish Centre for Environment and Energy No. 234. <http://dce2.au.dk/pub/SR234.pdf>.

Energikommisionen (2017): Baggrundsnotat om elbiler. 28. februar 2017. 7 s.

Energistyrelsen (2012): Alternative drivmidler. Udarbejdet af COWI for Energistyrelsen. 28. februar 2012.

Energistyrelsen (2016): Energistatistik 2015. Data, tabeller, statistikker og kort.

EU (2009): EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2009/125/EF af 21. oktober 2009 om rammerne for fastlæggelse af krav til miljøvenligt design af energirelaterede produkter (omarbejdning).

Fisher, J.E., Loft, S., Ulrik, C.S., Raaschou-Nielsen, O., Hertel, O., Tjønneland, A., Overvad, K., Nieuwenhuijsen, M.J., Andersen, Z.J. (2016): Physical Activity, Air Pollution, and the Risk of Asthma and Chronic Obstructive Pulmonary Disease. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, Volume 194, Number 7, October 1 2016.

Folketinget (2006): Lov nr. 1570 af 20/12/2006. Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse. Partikelfiltre på køretøjer i kommunalt fastlagte miljøzoner m.v.

Folketinget (2010): Forslag til Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse. Lov nr. 210L af 4. juni 2010.

Folli, A., Strøm, M., Madsen, T.P., Henriksen, T., Lang, J., Emenius, J., Klevebrant, T., Nilsson, Å (2015): Field study of air purifying paving elements containing TiO<sub>2</sub>. *Atmospheric Environment* 107 (2015) 44-51.

Frank Jensen, 2017: <https://frank-jensen.dk/ren-luft-i-byen/>

Frederiksberg Kommune (2015): Forskrift for brug af fastbrændselsovne (brændeovne m.v.) i Frederiksberg Kommune.

Ingeniøren (2017): <https://ing.dk/artikel/svensk-undersogelse-produktion-elbilers-batterier-udleder-tonsviis-co2-200080>. Besøgt 3.1.2018.

IPPC (2013): Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1535 p.

IRENA (2017): Electric Vehicles. Technology Brief. The International Renewable Energy Agency (IRENA). February 2017.

IVL (2017): The Life Cycle Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions from Lithium-Ion Batteries. A Study with Focus on Current Technology and Batteries for light-duty vehicles. Swedish Environmental Research Institute, No. C 243, May 2017.

Jensen, S.S., Ketznel, M., & Andersen, M.S. 2010: Road pricing, luftforurening og eksternalitetsomkostninger. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 48 s. -Faglig rapport fra DMU Nr. 770. <http://www.dmu.dk/pub/FR770.pdf>

Jensen, S.S., Ketznel, 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., Brandt, J., Winther, M. 2012a: Luftkvalitetsvurdering af ren-luftzone i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 25. <http://www.dmu.dk/Pub/SR25.pdf>.

Jensen, S.S., Ketzel, M., Winther, M. (2012b). Luftkvalitetsvurdering af trængselsafgifter i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 16 <http://www.dmu.dk/Pub/SR16.pdf>

Jensen, S.S., Brandt, J., Ketzel, M., Plejdrup, M. 2013a: Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 85 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57. <http://www.dmu.dk/Pub/SR57.pdf>

Jensen, S.S., Ketzel, M., Brandt, J., Martinsen, L., Becker, T. 2013b: Ren-luftzone i København og sparede eksterne omkostninger ved sundhedsskadelig luftforurening. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 59 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 58 <http://www.dmu.dk/Pub/SR58.pdf>

Jensen, S.S. & Ketzel, M. 2014. Effekt af ren-luftzoner for luftforurening med sodpartikler. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 80 <http://dce2.au.dk/pub/SR80.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, 32 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 192. <http://dce2.au.dk/pub/SR192.pdf>

Jensen, S.S., Winther, M., Jørgensen, U., Møller, H.B. (2017): Scenarios for use of biogas for heavy-duty vehicles in Denmark and related GHG emission impacts. Conference Proceeding Paper. 20 p. Trafikdage på Aalborg Universitet, 28.-29. August 2017. Traffic Conference at Aalborg University. Conference Proceeding Paper. [http://www.trafikdage.dk/td/papers/papers17/483\\_SteenSolvangJensen.pdf](http://www.trafikdage.dk/td/papers/papers17/483_SteenSolvangJensen.pdf)

Jensen, S.S., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., Ketzel, M., Plejdrup, M. S., Nielsen, O.-K. (2018): 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://www.dmu.dk/Pub/SR254.pdf>.

Kupiainen K., Denby B.R., Gustafsson M., Johansson C., Ketzel M., Kukkonen J., Norman M., Pirjola L., Sundvor I., Bennet C., Blomqvist G., Janhäll S., Karpinen A., Kauhaniemi M., Malinen A., Stojiljkovic A., 2017: Road dust and PM10 in the Nordic countries- Measures to Reduce Road Dust Emissions from Traffic. Nordic Council of Ministers, DOI: 10.6027/ANP2016-790.

Københavns Kommune (2012): KBH 2025. Klimaplanen.

Københavns Kommune (2017): Trafikken i København 2016. Trafikken over kommunegrænsen og søsnittet.

Levander, T. & Bodin, S. (2014): Controlling Emissions from Wood Burning. Legislation and Regulations in Nordic Countries to Control Emissions from Residential Wood Burning. An examination of Past Experience. TemaNord 2014:517. Published with financial support by the Nordic Council of Ministers.

Meister, K., Johansson, C., Forsberg, B., 2012. Estimated Short-Term Effects of Coarse Particles on Daily Mortality in Stockholm, Sweden. Environ Health Persp., 120, 431-436.

Miljø- og Fødevareministeriet (2015): Bekendtgørelse om regulering af luftforurening fra fyringsanlæg til fast brændsel under 1 MW. BEK nr 1461 af 07/12/2015 (Gældende).

Miljøstyrelsen (2007): Brændeovne og små kedler - partikelemissioner og reduktionstiltag. Forfattere: Jytte Boll Illerup, Thomas Capral Henriksen, Thomas Lundhede, Christina van Breugel, Nadia Zøllner Jensen. Miljøprojekt Nr. 1164 2007.

Miljøstyrelsen (2011): Test of technologies for flue gas cleaning and combustion improvement for existing residential wood burning appliances. Schleicher, O., Fuglsang, K., Wählin, P., Olesen, H.R., Nøjgaard, J.K., Bjerrum, M., Miljøprojekt 1393, 2011.

Miljøstyrelsen (2012): Boligopvarmning ved brændefyring. Energieffektivitet og indeklima. Projekt under tilskudsordningen til miljøeffektiv brændefyringsteknologi. Miljøprojekt nr. 1435, 2012.

Miljøstyrelsen (2015a): Luftkvalitetsplan for kvælstofdioxid (NO<sub>2</sub>) I København, Miljøprojekt nr. 1660, 2015, Miljøstyrelsen, Danmark, <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2015/03/978-87-93283-93-0.pdf>.

Miljøstyrelsen (2015b): Evaluering af kampagne om korrekt brændefyring 2014-15 Miljøprojekt nr. 1663, 2015.

Miljøstyrelsen (2016): Kontrol med Afbrænding af Affald. Miljøprojekt nr. 1870, 2016.

Miljøstyrelsen (2017a): <http://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2017/nov/ny-teknologi-skal-afdaekke-lastbilers-nox-snyd/>. Hjemmeside besøgt 20.12.2017.

Miljøstyrelsen (2017b): Laboratoriemålinger af emissioner fra brændeovne ved forskellige fyringsteknikker. Miljøprojekt nr. 1969, November 2017.

Monks et al. 2016: Paints and Surfaces for the Removal of Nitrogen Oxides. By Air Quality Expert Group prepared for Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), UK; Scottish Government; Welsh Government; and Department of the Environment in Northern Ireland. 19 p.



Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Mikkelsen, M.H., Nielsen, M., Gyldenkærne, S., Fauser, P., Albrechtsen, R., Hjelgaard, K.H., Bruun, H.G. & Thomsen, M. 2017. Annual Danish Informative Inventory Report to UNECE. Emission inventories from the base year of the protocols to year 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 475 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 222 <http://dce2.au.dk/pub/SR222.pdf>.

Nordisk Miljømærkning (2015): Svanemærkning af Lukkede ildsteder. Version 4.1 gældende for 11. juni 2014 - 30. juni 2019. 18. november 2015.

Nordstrøm, Claus; Ellermann, Thomas; Ketzel, Matthias, 2010: The effect on PM<sub>10</sub> of new road pavement on a heavily trafficked road, H.C.A. Boulevard (HCAB), Copenhagen, Denmark. Poster session presented at Road dust - Health effects and abatement strategies, Stockholm, Sweden.

Olesen, H.R., Wåhlin, P. & Illerup, J.B. (2010): Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 71 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 779. <http://www2.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>

Olesen, H.R., Winther, M., Plejdrup, M.S., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T., (2013): Luftforurening fra mobile ikke-vejgående maskiner i byområder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 65 <http://www.dmu.dk/Pub/SR65.pdf>

Photocat (2013): PowerPoint præsentation fra en konference om 'Fotokatalytiske Materialer i Byrummet' arrangeret af Dansk Selskab for Materialeteknologi den 17. oktober 2013 (12 slides).

Photocat (2017): Miljøprojekt med fokus på NO<sub>x</sub> forurening på Skt. Peder/Skt. Ols Stræde Parkeringsplads og Bønnelyckes Parkeringsplads. Afslutningsrapport (31/08/2017). 76 s.

Poulsen, S. L., Svec, O. M., & Folli, A. (2016). Assessment of the air quality after the execution of the photocatalytic structures. FP7-ENV-2011-ECO-INNO-TwoStage-283062-Light2CAT-DL-DTI-D5.3. 10.03.2016.

Regeringen (2008): Bæredygtig transport - bedre infrastruktur. December 2008.

Regeringen (2011): Et Danmark, der står sammen. Regeringsgrundlag. Oktober 2011.

Regeringen (2012a): Regeringens energi- og klimapolitiske mål – og resultaterne af Energiaftalen i 2020.

Regeringen (2012b): Aftale mellem regeringen (Socialdemokraterne, Det Radikale Venstre, Socialistisk Folkeparti) og Venstre, Dansk Folkeparti, Enhedslisten og Det Konservative Folkeparti om den danske energipolitik 2012-2020. Den 22. marts 2012.

Regeringen (2013): Regeringens klimaplan. På vej mod et samfund uden drivhusgasser. August 2013.

Regeringen (2015): Aftale mellem regeringen (V) og Socialdemokratiet, Dansk Folkeparti og Radikale Venstre om de fremtidige afgiftsvilkår for elbiler og brændselsceller. 9. oktober 2015.

Regeringen (2017): Aftale mellem regeringen (V, LA, K), Socialdemokratiet og Radikale Venstre om justering af aftalen om de fremtidige afgiftsvilkår for elbiler og brændselsceller af 9. oktober 2015 (nye lempelser for elbiler). 18. april 2017.

Region Hovedstaden (2012): Klimastrategi for hovedstadsregionen. April 2012.

Region Hovedstaden (2015): Virkemidler på vej mod et fossilfrit energi- og transportsystem i 2050. Sammenfattende overblik.

Rojas-Rueda, D., Nazelle, A.D, Andersen, Z.J., Braun-Fahrländer, C., Bruha, J., Bruhova-Foltynova, H., Desqueyroux, H., Praznocy, C., Ragetti, M.S., Tainio, M., Nieuwenhuijsen, M.J (2016): Health Impacts of Active Transportation in Europe. PLOS ONE. DOI:10.1371/journal.pone.0149990 March 1, 2016.

Sadler Consultants (2010): Low Emission Zones in Europe for the UK Department for Transport. February 2010.

Siemens (2015): eHighway. Innovative electric road freight transport.

Skatteministeriet (2017): Lov om ændring af registreringsafgiftsloven, brændstofforbrugsafgiftsloven, lov om afgift af elektricitet og forskellige andre love. LOV nr 687 af 08/06/2017.

Transport of London (2017): <https://tfl.gov.uk/modes/driving/ultra-low-emission-zone>. Besøgt 20.12.2017

Transport- og Bygningsministeriet (2015): Bekendtgørelse om energi- og miljøkrav til taxier m.v.1). BEK nr 1085 af 11/09/2015 (Gældende) Udskriftsdato: 16. september 2015.

Transportstyrelsen (2017): Miljözoner för lätta fordon Redovisning av regeringsuppdrag. 2016-11-22.

Trængselskommissionen (2013). Mobilitet og Fremkommelighed i Hovedstaden. Betænkning 1539. September 2013. Hovedrapport.

Vejdirektoratet (2017): [http://www.vejdirektoratet.dk/DA/vi-den\\_og\\_data/temaer/Selvkoerendebiler/Sider/default.aspx](http://www.vejdirektoratet.dk/DA/vi-den_og_data/temaer/Selvkoerendebiler/Sider/default.aspx). Hjemmeside besøgt 21.12.2017.

WHO, 2013 /2014; <http://www.who.int/mediacentre/news/releases/2014/air-pollution/en/>

Winther, M. (2015): Danish emission inventories for road transport and other mobile sources: Inventories until the year 2013. <http://dce2.au.dk/pub/SR148.pdf>

## Bilag 1

# ØKONOMISKE KONSEKVENSER AF UDVALGTE VIRKEMIDLER TIL REDUKTION AF LUFTFORURENING

Dette bilag er udarbejdet af COWI.

## 0. Baggrund og formål

Dette kapitel har til hensigt at skabe oversigt over de økonomiske konsekvenser af udvalgte tiltag til reduktion af luftforureningen. I gennemgangen af konsekvenserne af de enkelte tiltag vil fokus derfor være på at belyse de budgetøkonomiske omkostninger for borgere, som vil blive berørt af tiltagene, samt eventuelle omkostninger for staten. De fordele som opnås ved en begrænsning af luftforureningen er søgt kvantificeret andetsteds i rapporten.

## 1. Oversigt over udvalgte virkemidler

Dette notat fokuserer på tre specifikke kategorier af virkemidler:

- 1 Tiltag til at reducere emissioner fra person-og varebiler i København. Udgangspunktet er MST/COWI rapporten " Opdatering af 2009 projekt om renluftzoner " 2015
- 2 Tiltag til reduktion af partikelforurening fra brændeovne – udgangspunktet er analysen fra DØRS 2016
- 3 Tiltag til fremme af elbiler – her afsøges den eksisterende litteratur for analyser som søger at opgøre de økonomiske konsekvenser af at fremme brugen af el-biler

## 2. Emissionskrav til person-og varebiler i København

I forbindelse med Miljøprojekt nr.1666, som var en opdatering til projektet om renluftzoner i København, analyserede COWI de økonomiske konsekvenser af en udvidelse af miljøzonen til også at omfatte person-og varebiler. Det specifikke tiltag som blev undersøgt var at forbyde biler med en vis alder at køre ind i København.

### Forbud mod ældre person-og varebiler i Københavns miljøzone

Ved dette tiltag får person og varebiler af en vis alder forbud mod at køre i København. For personbiler gælder forbuddet benzinbiler fra 1990 og ældre og dieslbiler fra 2005 og ældre. For varebiler gælder forbuddet benzinbiler fra 1994 og ældre og dieslbiler fra 2006 og ældre. De ældre dieslbilerne kan dog få tilladelse til at køre i København, hvis de forsynes med partikelfilter. Der arbejdes med to scenarier for miljøzonen i rapporten, "Berlinmodellen" og "Skærpet miljøzone", hvor den sidste omfatter flest biler. Overordnet vurderes tiltaget at omfatte 15-20% af omfattede biler på landsplan – for den samlede bilpark udgør dette 2% af personbiler og 6% af varebiler.

Hovedeffekten af tiltaget er et værditab for de biler som omfattes af forbuddet, da de ikke længere kan benyttes til kørsel i miljøzonen. Ejere af nyere biler har mulighed for at foretage en afværgeforanstaltning og påmontere et partikelfilter på deres bil. For ejere af ældre biler vil dette ikke kunne betale sig og de vil blive tvunget til enten at afstå fra at køre i deres egen bil i miljøzonen, eller helt afstå fra at køre ind i miljøzonen. Der vil ligeledes være et nyttetab for de bilejere som tvinges til at fremrykke et køb af en nyere bil og omvendt vil disse ejere få en nyttegevinst ved brugen af en nyere bil. I scenarierne antages det at nyttetabet overskygger nyttegevinsten, da ejerne ellers ville have foretaget et skift til en nyere bil. For de bilejere som rammes af forbuddet, men i stedet for udskiftning foretager adfærdsændringer, vil der være et nyttetab forbundet med adfærdsændringen.

Det samlede omkostning ved værditabet vil være i størrelsesordenen 2-12% af bilernes værdi inden tiltaget og vurderes samlet for begge scenarier at udgøre mellem 44 (Skærpet miljøzone) og 134 mio.kr. (Berlinmodellen). Staten vil opleve et provenutab i form da eftermontering af partikelfiltre nedsætter vægtafgiften - denne vil udgøre mellem 86 (Berlinmodellen) og 160 mio.kr. (Skærpet miljøzone).

### 3. Tiltag for brændeovne

Den eksisterende regulering af brændeovne er begrænset, og sammenholdt med at luftforurening fra brændeovne er udpeget som en af de tre store danske kilder til luftforurening (DØRS 2016), er der et stort potentiale for tiltag på området. Dette afsnit søger at klarlægge de økonomiske konsekvenser som er forbundet med tiltag på området. Udgangspunktet for er de fire tiltag udpeget i DØRS (2016), som behandles nedenfor.

Grundlæggende sigter alle fire tiltag mod at minimere brugen af ældre brændeovne. En afledt effekt af et skift i brændeovnstype, er at forbruget af brænde vil blive nedsat, da den tekniske effektivitet er højere i nye brændeovne<sup>1</sup>. Det vil alt andet lige medføre en lavere udgift til brænde for brændeovnsejere der skifter til en nyere brændeovnstype. Det antages i rapporten at der findes 750.000 brændeovne på landsplan.

#### Differentieret afgifter på brugen af brændeovne

Dette tiltag forudsætter at der kan påmonteres en temperaturmåler på hver enkel skorsten, som kan måle antallet af timer skorstenen er i brug. Den differentieret afgift pålægger en økonomisk omkostning per time brændeovnen er i brug, og omkostningen fastsættes ud fra de eksterne helbredsomkostninger som normal brug af brændeovnen vil medføre, under skelen til ovnens type og geografiske placering. En øget omkostning ved at fyre i en gammel brændeovn vil give ejerne incitament til at udskifte deres gamle brændeovn til en ny.

De økonomiske omkostninger forbundet med sådan en ordningen er udgifter til opsætning af temperaturmåler, samt administrering af afgiftsordningen, som forventes at blive betalt af brændeovnsejere. Ydermere vil brugerne have investeringsomkostningerne til en ny brændeovn, som anslås til at udgøre 10.000 kr. og for nogle ejere vil disse omkostninger falde før end forventet. Der vil også opstå et nyttetab for de ejere som grundet den højere økonomiske omkostninger forbundet med brugen af en brændeovn i tæt befolkede byområder, samt brændeovne af ældre dato, bliver tvunget til at udskifte eller ophøre med at bruge brændeovn. Resultaterne af analysen viser at dette scenarie genererer de største samfundsøkonomiske gevinster under en række følsomhedsanalyser.

#### Forbud mod ældre brændeovne

Et forbud vil tvinge ejere af ældre brændeovne til at udskifte eller afskaffe deres brændeovn. DØR's beregninger er opdelt på ovne fra før 1990, 2008 og 2015 som ikke lever op til emissionskravet for partikelforurening<sup>2</sup>. De økonomiske omkostninger udgøres af de samme som nævnt ovenfor, hvor man må formode at især det nyttetab brændeovns ejere vil opleve hvis de bliver tvunget til at handle på måder de ellers ikke ville have gjort, vil veje tungt i et forbudstiltag. Tiltaget estimeres til at resultere i de næsthøjeste samfundsøkonomiske gevinster.

#### Totalt forbud mod brændeovne

Med samme effekt som ovenfor, dog vil et total forbud tvinge alle ejere af brændeovne til at afskaffe deres brændeovn. Her må vurderes et betragtelig nyttetab for alle brændeovnsejere som oplever at blive tvunget til at ophøre med at bruge brændeovn. Resultaterne fra DØRS peger på at dette tiltag resulterer i den laveste samfundsøkonomiske gevinst, samt at denne gevinst er usikker, da tiltaget er meget følsomt overfor grundlæggende model antagelser. På lang sigt vil et total forbud mod brændeovne give anledning til samfundsøkonomiske omkostninger i omegnen af 1. mia. kr. pr. år (DØRS 2016).

#### Skrotningspræmie

En skrotningsordning vil give ejere af fortrinsvis ældre brændeovne et incitament til at skrotte deres brændeovn og her skelnes der til samme opdeling som i afsnit 0. Omkostningerne for dette tiltag rammer staten,

---

<sup>1</sup> Dog påvirker fyringsmetoden, kvaliteten af brænde osv. også effektiviteten af den pågældende brændeovn

<sup>2</sup> Der er tale om det emissionskrav som stilles til svanemærkede ovne i perioden op til 2015.

som vil have udgifter til at opretholde skrotningsordningen, hvor skrotningspræmien antages at udgøre 2.000 kr. per ovn.

#### **Alternative tiltag: Trinvis udfasning samt tilskud til udskiftning af brændeovne**

De to tiltag hviler på samme basisantagelse om at antallet af ovne er 750.000 og at dette tal er konstant over tid<sup>3</sup>. Ved den trinvis udfasning antages det at alle ovne fra før 1990 er udfaset i 2016 og at ovne fra før 2005 er udfaset i 2021. Tiltaget er gennemføres ved et forbud og er derved sammenligneligt med analysen fra DØRS (2016). I tilskudsscenarioet yder staten et tilskud på 2.000 kr. til alle ejere af en brændeovn fra før 2005 som vælger at udskifte deres ovn.

I en analyse fra 2013 finder Miljøstyrelsen at disse to tiltag generer et samfundsøkonomisk overskud (MST 2013). Bag dette estimat ligger at omkostningerne bæres af borgerne, dvs. ejerne af brændeovne. De forventes at skulle betale 13.000 kr. for en ny ovn. Af gener for brændeovnejerne medregnes meromkostninger ved anskaffelse af en ny brændeovn tidligere end ventet, samt den tidsmæssige gene som ejerne pålægges ved at skulle anskaffe en ny brændeovn, som vurderes til at opgøre 1.245 kr.<sup>4</sup> pr. brændeovn. Der vil desuden være udgifter til en kontrolordning som gennemføres af skorstensfejere men hvor udgiften afholdes af brændeovne ejeren og denne estimeres til at udgøre 100 kr. pr. ovn. For tiltaget hvor staten øger et tilskud til udskiftning af brændeovne, vil staten bære omkostningerne til tilskuddet. Analysen medtager ikke de positive nytteeffekter som ejerne vil opleve ved at have en ny fremfor en gammel brændeovn. Det samlede positive overskud generes af de sundhedsmæssige gevinster forbundet lavere emissioner af NMVOC og PM2.5.

#### **4. Tiltag for fremme af elbiler**

Hvis en større andel af bilparken udgøres af elbiler, vil niveauet af luftforurening falde alt andet lige falde. Det er derfor relevant at undersøge de økonomiske konsekvenser af tiltag til at fremme brugen af elbiler. Gennem et mindre litteraturstudie af eksisterende analyser på området er følgende 4 tiltag udvalgt;

- › afgiftsfritagelse,
- › beskatning af firmabiler,
- › krav til offentlig udbud og
- › etableringen af renluftzoner.

De fire tiltag fokuserer på indgreb i forbindelse med købet af en elbil, men det bør bemærkes at der også er erfaringer fra andre lande med tiltag inden for *anvendelsen* af elbilen, såsom gratis parkering, billigere bomafgifter osv. (ENK 2017). Overordnet set fokuseres der på analyser i en dansk kontekst, men der inddrages også betragtninger fra analyser i andre lande, som f.eks. Norge og Holland, som begge har en højere andel af elbiler i deres bilflåde end Danmark<sup>5</sup>. Det bør her nævnes at det norske transportøkonomiske institut i en rapport fra 2015 fremfører, at en væsentlig vækst i andelen af elbiler vil medføre store omkostninger for staten, heriblandt også den indirekte effekt af at konventionelle køretøjer som betaler brændstofafgift fortrænges til fordel for elbiler som ikke skal betale denne afgift (TØI 2015).

Det påpeges i en analyse fra Dansk Energi (2017) at konventionelle biler vil være billigere end elbiler (undtaget er elbiler med kort batterirækkevidde) frem til 2020, hvorefter billedet begynder at vende til fordel for elbiler. Der må derfor formodes at være dynamiske omkostningseffekter over tid, som påvirker folks valg om at købe en elbil, men der abstraheres fra sådanne effekter i den følgende gennemgang af de fire tiltag.

#### **Afgiftsfritagelse**

Et væsentligt tiltag for at fremme brugen af el-biler er en afgiftsfritagelse. Dansk Elbil Alliance vurderer at en afgiftsfritagelse vil være positiv for optaget og udbredelsen af elbiler (DEA 2013) og det er da også et tiltag som benyttes i både Norge og Holland som begge har en højere udbredelse af elbiler (ENK 2017). I oktober 2015 indgik et bredt flertal en aftale om at gradvist indfase afgifter på elbiler, som frem mod 2020 vil øge afgiftssatsen til 100% i 2020. Købere som overvejer elbiler vil efter 2020 stadig modtage et fradrag i registreringsafgiften grundet elbilers høje energieffektivitet, være undtaget brændstofafgifter samt have tilgang til

---

<sup>3</sup> Studiet benytter samme analyse fra DCE som rapporten fra DØRS også benytter.

<sup>4</sup> Incentive's egen vurdering af et tidsforbrug på 15 timer, værdisat til 83 kr. per time i 2013.

<sup>5</sup> Dansk Elbil Alliance har udarbejdet et oversigtsark over eksisterende tiltag i Danmark og en række omkringliggende lande: <http://www.danskelbilalliance.dk/Viden%20om%20elbiler/Elbiler%20i%20Europa.aspx>

mere fordelagtige forsikringer (ENK 2017). Dansk Energis analyse fra 2017 indeholder et regneeksempel for en bestemt bilmodel og deres beregning viser at en fuld indfasning af registreringsafgiften vil betyde en afgiftsforøgelse for den valgt bilmodel på ca. 30.000 kr. i 2020 (DE 2017). I en analyse er en forsat afgiftsfritagelse i perioden 2016-2018 estimeret til at medføre et provenutab for staten på 51 mio. kr. pr. år, mens bil-ejere vil få en gevinst på 9 mio. kr. pr. år (TMA 2013).

### **Beskatning af firmabiler**

Et tiltag som skaber en mere favorabel beskatning af el-firmabiler er nævnt af flere aktører som en oplagt mulighed til at fremme andelen af elbiler (DEA 2013, ICCT 2016). En grøn firmabilskat, struktureret omkring at sænke skatten på fri bil for medarbejdere som ejer grønne drivmidler nævnes i DE's analyse fra 2017 (DE 2017), og Energikommission peger på at det største incitament til den høje indfasning af elbiler i Holland nok skyldes den lave beskatning af firmabiler (ENK 2017). Der findes umiddelbart ikke omkostningsanalyser for sådan et tiltag, men man må forvente et provenutab for staten i form af lavere indtægter fra afgifter.

### **Krav til offentligt udbud**

Andelen af elbiler vil kunne øges hvis der stilles krav til kommuner og regioners offentlige udbud på området (DEA 2013). I et direktiv forslag fra EU Kommissionen fra 2017<sup>6</sup>, forslås der f.eks. emissionsgrænser for offentligt ejede personbiler, som reelt kun kan indfries af elbiler eller andre grønne køretøjer. Hvis sådanne krav indføres kan det medføre øgede omkostninger for kommune og regioner i perioden frem til at anskaffelsesomkostningerne for elbiler er nedbragt. I en analyse for Region Hovedstaden nuanceres dette billede dog, da det for visse kommuner kan betale sig at udskifte en del af deres bilpark til elbiler allerede nu, da det medfører lavere totalomkostninger, da elbiler typisk vil være billigere i drift. Der vil dog være stor variation på potentialet mellem kommuner, hvor især landkommuner kan have krav til elbilers rækkevidde som begrænser potentialet (COWI 2014).

### **Ren-luftzoner**

Ved indførelse af ren-luftzoner, også kaldet miljøzoner, vil man kunne forestille sig at skærpede krav til emissionsniveauer, vil kunne øge andelen af elbiler på markedet og derfor nævnes miljøzoner som et tiltag til at fremme andelen af elbiler (DEA 2013). De økonomiske omkostninger ved sådan et tiltag i København er klargjort i afsnit 0, hvor omkostningerne ved at skifte til en elbil dog ikke blev vurderet. Hvis man antager at folk skifter til en elbil frem for en nyere benzin-el. dieselbil, vil det formodentlig medføre en højere omkostning for bilejeren, i at med elbiler må betragtes som værende dyrere i anskaffelsespris end benzin-og dieselbiler på nuværende tidspunkt. Som nævnt ovenfor forventes dette dog at ændre sig over tid og i tillæg til dette er driftsomkostninger for nogle elbiler lavere end for deres konventionelle modparter. Ligeledes må staten formodes at lide et provenutab, eftersom et højere optag af elbiler fortrænger benzin-og dieselbiler og derved den afgift som staten stod til at tjene på disse biler.

## **5. Konklusion**

Tabel 10 nedenfor opsummerer de økonomiske konsekvenser ved de udvalgte tiltag indenfor de tre kategorier; person-og varebiler, brændeovne og elbiler. For visse af tiltagene er de estimeret omkostninger et samlet beløb, mens de for andre udgøres af enhedsomkostninger.

---

<sup>6</sup> COM(2017) 653 final, "Forslag til ændring af direktiv 2009/33/EF om fremme af renere og mere energieffektive køretøjer til vejtransport.

Tabel 10 Opsummering af økonomiske konsekvenser for udvalgte tiltag til reduktion af luftforurening

Kategori	Type af tiltag	Antal berørte	Estimeret omkostning - Kvalitativ	Estimeret omkostning - Kvantitativ	
Person-og varebiler	Forbud betinget på køretøjets alder	15-20% af biler omfattet af forbuddet. 2% af personbiler og 6% af varebiler på landsplan	Private bilejere - værditab	Samlet 44 - 134 mio.kr.	
			Staten - provenutab	Samlet 86 - 160 mio.kr.	
			Ikke kvantificerbare nytteeffekter: fremrykket udskiftning af køretøj	NA	
Brændeovne	Fuldt el. delvist forbud	Forbud mod ovne fra 1990 og før: 62.500 Forbud mod ovne fra 2008 og før: 176.000 Forbud mod ikke svanemærket: 223.000 Total forbud: 750.000	Ikke kvantificerbare nytteeffekter: fremrykning af udskiftning, op-hør med brug af brændeovn	NA	
			Besparelse for ejere i omkostninger til brænde v. ny svanemærket ovn	- 0,7 kr. pr. time	
			Investering i ny ovn	10.000 kr. pr. ovn	
	Skrotningspræmie	62.500 ovne fra før 1990 176.000 ovne fra perioden 1990-2008	Udgift for staten v. udbetaling af skrotningspræmie	2.000 kr. per ovn.	
	Afgifter	268.000 <sup>7</sup> brændeovne i hele DK vil betale afgift	Administrationsomkostninger - båret af brændeovneejere	500 kr. pr. år	
			Afgiftsbetalinger af løbende forbrug, båret af brændeovneejere	NA	
	Trinvis udfasning af ældre ovne	Frem mod 2021 udfases mellem 20-90.000 ovne per år	Brændeovneejere - udgift til ny ovn, kontrolordning samt geneudgifter	Samlet 245-296 mio. kr. pr. år	
			Ikke kvantificerbare nytteeffekter: fremrykning af udskiftning, op-hør med brug af brændeovn	NA	
	Tilskud til udskiftning af ældre ovn	Frem mod 2021 udfases mellem 20-70.000 ovne per år	Brændeovneejere - udgift til ny ovn, samt geneudgifter	Samlet 198 mio. kr. pr. år	
			Tilskudsudgift for staten	Samlet 53 mio. kr. pr. år	
	Elbiler	Afgiftsfritagelse	Afgiftsfritagelsen vil føre til et mersalg i perioden 2016-18 på 10.000 elbiler	Provenutab for staten	Samlet 51 mio. kr. pr. år
				Gevinst for bilejere	Samlet 9 mio. kr. pr. år.
Beskatning af firmabiler		Ifølge Danmarks Statistik er der ca. 30.000 familier der har firmabil i Danmark	Provenutab for staten	NA	
Krav til offentligt udbud		?? 11 kommuner i Region Hovedstaden	Omkostninger for kommune og regioner grundet højere anskaffelsespris	NA	
			Totalomkostningsbesparelse for del af bilparken	1.6 mio. kr. pr. år.	
Ren luft zoner		"Berlinmodellen" vil berøre 27.600 personbiler og 25.200 varebiler. "Skærpet miljøzone" vil berøre 21.000 personbiler og 12.300 varebiler	Provenutab for staten	NA	
			Højere anskaffelsespris for bilejeren	NA	

<sup>7</sup> I basisscenariet vil der efter indførelse af differentieret afgift være 268.000 ovne tilbage i DK som kan betale afgift. Se s. 25 i kapitel II, DØRS (2016).

Noter: En negativ omkostning svarer til den økonomiske gevinst der vil skabe med et tiltag

## **Kilder**

Copenhagen Economics, " En grøn omlægning af bilbeskatning", Dansk Elbil Alliance, september 2012

DEA, Dansk Elbil Alliance, " Fra plan til handling", november 2013

DE, Dansk Energi, " Lad energisektoren løfte Danmarks klimaindsats – Bidrag til opfyldelse af klimamål 2021-30 ved grøn omstilling af transport, erhverv og opvarmning", Analyse nr. 28, oktober 2017

DØRS, De Økonomiske Råds, "Økonomi og Miljø 2016, Kapitel II, februar 2016

COWI, " El-biler – vejen til økonomiske besparelser og grønne gevinster. En analyse af kommunernes potentiale for omstilling til elbiler i Region Hovedstaden", december 2014, COWI, Designskolen Kolding og EV-Test

ENK, Energikommisionen, " Baggrundsnotat om elbiler", 28. februar 2017

ICCT, The International Council on Clean Transportation, " Principles for effective electric vehicle incentive design", White paper, June 2016

KR, Klimarådet, " Afgifter der forandrer – forslag til klimavenlige afgiftsomlægninger, juni 2016

MST, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1666 " Opdatering af 2009 projekt om renluftzoner", COWI, 2015

MST, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1514 " Virkemiddelkatalog for NO<sub>x</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NMVOC og NH<sub>3</sub>", Incentive og Force Technology, 2013

TMA, Tværministeriel arbejdsgruppe, " Virkemiddelkatalog – Potentialer og omkostninger for klimatiltag", august 2013

TØI, Transportøkonomisk Institut, " E-vehicle policies and incentives – assessment and recommendations", 2015, TØI Report 1421



[Tom side]

## VIRKEMIDDELKATALOG FOR LUFTFORURENING I REGION HOVEDSTADEN

Denne rapport er et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm), og foretager en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Fokus er på emissioner, dvs. muligheder for reduktion af luftforurening, herunder overholdelse af grænseværdier (luftkvalitet) og beregninger af helbredsomkostninger. I det omfang der er eksisterende samfundsøkonomiske analyser (cost-benefit) for de forskellige virkemidler, er disse også inddraget. Der er lagt særlig vægt på virkemidler inden for brændeovne og trafik, da disse er de to største lokale emissionskilder.