



VIRKEMIDDELKATALOG FOR BEGRÆNSNING AF LUFTFORURENING I ODENSE KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 412

2020



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

VIRKEMIDDELKATALOG FOR BEGRÆNSNING AF LUFTFORURENING I ODENSE KOMMUNE

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 412

2020

Steen Solvang Jensen
Morten Winther
Marlene Schmidt Plejdrup
Ole-Kenneth Nielsen
Jørgen Brandt
Matthias Ketzler
Thomas Ellermann

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 412
Kategori:	Rådgivningsrapport
Titel:	Virkemiddelkatalog for begrænsning af luftforurening i Odense Kommune
Forfattere:	Steen Solvang Jensen, Morten Winther, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen, Jørgen Brandt, Matthias Ketzel, Thomas Ellermann
Institution:	Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	14. december 2020
Redaktion afsluttet:	4. december 2020
Faglig kommentering:	Kaj Mantzius Hansen, Institut for Miljøvidenskab
Kvalitetssikring:	Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
Ekstern kommentering:	Odense Kommune har kommenteret på rapporten http://dce2.au.dk/pub/komm/SR412_komm.pdf
Finansiel støtte:	Odense Kommune
Bedes citeret:	Jensen, S.S., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Brandt, J., Ketzel, M., Ellermann, T. (2020): Virkemiddelkatalog for begrænsning af luftforurening i Odense Kommune, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 91 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 412, http://dce2.au.dk/pub/SR412.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Denne rapport præsenterer et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Odense Kommune med fokus på kommunale virkemidler, og en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Virkemidler beskrives inden for indsatsområderne: By- og trafikplanlægning, elektrificering af transport, økonomiske virkemidler og regulering af transport, brændeovne samt ikke-kildebaserede virkemidlers rensning af miljøet. Væsentlige lokale kilder til luftforurening er trafik og brændeovne.
Emneord:	Luftforurening, indsatsområder, virkemidler, trafik, brændeovne, Odense Kommune.
Layout:	Majbritt Pedersen-Ulrich
Foto forside:	Colourbox
ISBN:	978-87-7156-543-0
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	91
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR412.pdf

Indhold

1	Indledning	5
2	Sammenfatning	6
2.1	Baggrund og formål	6
2.2	Undersøgelsen	6
2.3	Hovedkonklusioner	7
2.4	Projektræsultater	8
3	Metode for vurdering af virkemidler	11
3.1	Afgrænsning	11
3.2	Bekæmpelsesstrategier	12
3.3	Oversigt over virkemiddelkatalog	12
4	Maksimumpotentialer for regulering af luftforurening	14
4.1	Potentialer for reduktion af emission	14
4.2	Potentialer for forbedring af luftkvaliteten	14
4.3	Potentialer for reduktion af helbredseffekter	18
4.4	Potentialer for reduktion af eksterne omkostninger	19
5	Målsætninger	20
5.1	Målsætninger i andre kommuner	20
5.2	EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer	21
5.3	Forslag til målsætning for Odense Kommune	23
5.4	Relation til EU luftkvalitetsindeks	24
6	Byplanlægning	25
6.1	Overordnet by- og trafikplanlægning	25
6.2	Indretning af byrum	25
6.3	Lokalisering af miljøfølsomme funktioner	26
7	Trafikplanlægning	27
7.1	Emissionspotentialer	27
7.2	Koncentrationsbidrag på gadeniveau	34
7.3	Helbredseffekter og eksterne omkostninger	35
7.4	Betydning af trafikmængde og hastighed	35
7.5	Letbane og bustrafik	36
7.6	Cykeltrafik	37
7.7	Delebiler	38
7.8	Odense Kommunes plan for mobilitet	39
8	Elektrificering af vejtransport	40
8.1	Udvikling i antal elbiler i Danmark og regulering	40
8.2	Internationale erfaringer	42
8.3	Miljømæssige fordele og ulemper	42
8.4	Forskellige typer af eldrevne personbiler	44
8.5	Potentialer for de forskellige typer af eldrevne køretøjer	45
8.6	Eksempel på en kommunal elbilstrategi	47
9	Økonomiske virkemidler og regulering over for køretøjer	49
9.1	Miljøzoner	49

9.2	Trængselsringen	54
9.3	Road pricing	56
9.4	Eksempel på kommunale parkeringsafgifter afhængig af Euronorm	58
10	Brændeovne	59
10.1	Emissionspotentiale	59
10.2	Koncentrationsbidrag	63
10.3	Helbredseffekter og eksterne omkostninger	64
10.4	Hidtidig regulering af brændeovne	64
10.5	Kommunal kampagne	66
10.6	Kommunal skrotningsordning	66
10.7	Krav om partikelfiltre	67
10.8	Forbud mod brændeovne og afgifter	69
10.9	Skærpet miljøtilsyn	72
11	Rensning af miljøet – Ikke-kildebaserede virkemidler	73
11.1	Træer og beplantning	73
11.2	NO _x -reducerende belægninger	74
11.3	Partikelreducerende vejbelægning mv.	77
	Referencer	81
	Bilag 1 Odense Kommunes planer og strategier af betydning for luftforurening	90

1 Indledning

Formålet med denne rapport er at opstille et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Odense Kommune, og beskrive en konsekvensvurdering for luftforureningen af virkemidlerne ud fra eksisterende viden. Der er primært fokuseret på kommunale virkemidler over for de emissionskilder, som er de største lokale kilder til luftforurening, hvilket er trafik og brændeovne.

Målgruppen for rapporten er teknikere, planlæggere og sagsbehandlere i Odense Kommune, men også andre myndigheder og rådgivere inden for området, samt den interesserede borger og interesseorganisationer inden for miljø.

Virkemiddelkataloget er udarbejdet af DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. Odense Kommune har udvalgt de overordnede virkemidler, mens DCE har beskrevet virkemidlerne og deres effekter samt kommet med forslag til konkrete tiltag inden for de forskellige virkemidler.

Denne rapport om virkemidler skal ses i sammenhæng med en tidligere udarbejdet rapport, som omhandler en kortlægning af luftforurening i Odense Kommune (Jensen et al., 2020). Begge rapporter er udarbejdet under det samme projekt, som har til formål at tilvejebringe faglig viden til brug for kommunens beslutninger i indsatsen for at reducere luftforureningen i Odense Kommune.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af følgende personer, og rapporten har været forelagt og diskuteret med følgegruppen på et møde den 3.12.2020:

Martin Thomsen, Odense Kommune (projektleder)

Christopher Mammen Rau, Odense Kommune

Rasmus Bach Mandø, Odense Kommune

Jacob Juhl Harberg, Odense Kommune

Torben Jarlstrøm Clausen, Odense Kommune

Bo Seidelin Hune, Odense Kommune

Thomas Ellermann, DCE

Steen Solvang Jensen, DCE

2 Sammenfatning

2.1 Baggrund og formål

Formålet med denne rapport er at opstille et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Odense Kommune, og give en konsekvensvurdering for luftforureningen af virkemidlerne ud fra eksisterende viden. Der er primært fokuseret på kommunale virkemidler over for de emissionskilder, som er de største lokale kilder til luftforurening, som er trafik og brændeovne. Denne rapport om virkemidler skal ses i sammenhæng med en rapport, som omhandler kortlægning af luftforurening i Odense Kommune (Jensen et al., 2020). Begge rapporter danner grundlag for kommunens egne overvejelser om indsatser over for reduktion af luftforureningen i Odense Kommune.

2.2 Undersøgelsen

Målsætning for luftkvaliteten

Odense Kommune har p.t. ikke en målsætning for luftkvaliteten i kommunen. Som inspiration til formulering af en målsætning beskrives andre kommuners målsætninger. Endvidere beskrives EU's grænseværdier, samt WHO retningslinjer.

Kommunale planer og strategier

Kommunens eksisterende planer og strategier med relevans for luftkvalitetsstrategien er kort beskrevet. Denne del er udført af Odense Kommune, og vist i Bilag 1.

Fokus på virkemidler inden for vejtransport og brændefyring

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

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændefyring (8 i 2019) og vejtransport (6 i 2019). Disse emissionskilder har Odense Kommune mulighed for at påvirke enten alene eller sammen med andre aktører. Det er derfor valgt at fokusere på disse emissionssektorer, og virkemidler inden for disse, hvor fokus er på, hvad Odense Kommune har mulighed for at gøre. Konsekvensvurderingen er gennemført detaljeret for disse to sektorer, hvor der er lagt vægt på at kvantificere effekterne i det omfang det er muligt ud fra eksisterende viden.

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

Brændefyring udgør 112 mio. kr. i samlede eksterne omkostninger i Odense Kommune, og stammer primært fra brændeovne. Langt den største del er brændefyring i husholdninger med 101 mio. kr. og kun 11 mio. kr. inden for

handel, service, landbrug mv. Sættes de samlede eksterne omkostninger i forhold til antallet af brændefyringsanlæg i Odense Kommune er den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg omkring 8.000 kr. i 2019.

De samlede eksterne omkostninger er således omtrent lige store for vejtrafik og brændefyring, selvom partikelforureningen er betydelig større for brændefyring i forhold til vejtrafik, men det opvejes af at vejtrafik har meget mere NO_x-emission end brændefyring.

Endvidere belyses en række virkemidler, som forsøger at reducere luftforureningen i selve luften, fx NO_x-reducerende belægninger baseret på titaniumdioxid (TiO₂).

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

Analysen fokuserer på stoffer, som bidrager til helbredsskader. Det drejer sig om emissioner af NO_x (kvælstofoxider = kvælstofmonoxid (NO) og kvælstofdioxid (NO₂)), PM_{2,5} (massen af partikler mindre end 2,5 mikrometer i diameter) og PM₁₀ (massen af partikler mindre end 10 mikrometer i diameter). Ozon (O₃) bidrager også til helbredsskader, og dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO_x, flygtige kulbrinter og kulilte. Af NO_x er NO₂ den helbredsskadelige del. NO_x omdannes over tid i atmosfæren til sekundære partikler i kemiske reaktioner med andre stoffer, og bidrager dermed til partikelmassen. Der er grænseværdier for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ og tærskelværdier for O₃ for, hvornår befolkningen skal informeres om forhøjede O₃-koncentrationer.

2.3 Hovedkonklusioner

Ny målsætning for Odense Kommune

Odense Kommune kan vælge at tilslutte sig en målsætning om at overholde WHO's retningslinjer for luftkvalitet i lighed med C40 byernes erklæring om ren luft. C40 organiserer 94 af verdens klimavenlige storbyer. Københavns Kommune har blandt andet tilsluttet sig denne målsætning. Udmøntning af denne målsætning et baseres på følgende initiativer ifølge erklæringen:

- Odense Kommune udarbejder inden for to år en baseline og opsætter mål for reduktion af luftforurening, som på sigt kan medvirke til, at WHO's retningslinjer for luftens indhold af stoffer kan overholdes.
- Odense Kommune udarbejder inden 2025 en plan for, hvordan WHO's vejledende grænseværdier kan overholdes og igangsætter indsatser, som betydeligt reducerer forureningen fra de største forureningskilder i byen.

En overholdelse af dette mål vil blive understøttet af den forventede reduktion i koncentrationerne, men vil sandsynligvis også kræve reduktion af trafikken på de mest trafikerede gader. Det vil også kræve en løbende monitoring af målopfyldelsen, og tiltag som kan understøtte målopfyldelsen.

Efter at EU's grænseværdier for luftkvalitet er overholdt siden 2017 i Danmark er et næste naturligt skridt at sætte en ny målsætning. Den nye målsætning kunne være at overholde WHO's retningslinjer, da dette yderligere vil kunne reducere helbedsbelastningen ved luftforurening. Endvidere er der lagt op til en forpligtigende og vedholdende indsats med udarbejdelse af baseline, mål og planer for overholdelse.

Overordnet strategi for reduktion af luftforurening

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

- Emissionsreduktion ved kilde
- Fortynding af luftforureningen for reduceret eksponering
- Adskillelse af emissionskilde og modtager for reduceret eksponering
- Rensning af luften i det eksterne miljø

Emissionsreduktion sker ved selve kilden. Det kan være i form af rensning, fx partikelfilter eller gennem anvendelse af renere teknologi, som fx elbiler eller gennem reduktion af aktiviteten, fx mindre trafik. Emissionsreduktion er typisk det mest effektive, fordi det sker ved kilden, og dermed forhindrer følgevirkningen af emissionen.

Fortynding kunne fx være ved at hæve højden på en skorsten, hvorved forureningen fortyndes i en større luftmængde efter udledning inden den når ned til jordoverfladen, og dermed resulterer i lavere koncentrationer ved jordoverfladen, hvor befolkningen udsættes for forureningen og derved reduceres også de tilknyttede helbredseffekter lokalt. Emissionen reduceres ikke men fortyndes kun, men bidrager til at reducere eksponering for luftforureningen. 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.

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_2), som fungerer som en katalysator, som oxiderer NO_x til nitrat, som afsættes og udvaskes. En af udfordringerne ved at rense luften i det omgivende miljøet er, at emissionen er fortyndet i store mængder luft. Derfor er der tale om lave koncentrationer, som det er vanskeligt effektivt at rense.

2.4 Projektresultater

I Tabel 2.1 er det forsøgt at opsummere effekterne af de enkelte virkemidler. Dette er gjort for emission og luftkvalitet samt sideeffekter for drivhusgasser (klima) og støj. Der er tale om en kvalitativ og relativ konsekvensvurdering af de forskellige virkemidler med udgangspunkt i beskrivelserne af effekterne for de enkelte virkemidler i rapporten. "X" indikerer meget lille effekt, "XX" lille effekt, "XXX" mellem effekt, "XXXX" stor effekt, og "XXXXX" meget stor effekt. Med stjerne (*) fra 1 til 5 er det forsøgt at opsummere effekten, hvor 1 stjerne er mindst effekt og 5 stjerner størst effekt. De primære aktører i forhold til virkemidlet er også indikeret med gruppering i stat, kommune og F&U (Forskning og Udvikling).

By- og trafikplanlægning

Effekten af virkemidler inden for by- og trafikplanlægning er ikke scoret så højt, da effekten af de enkelte tiltag vurderes at være relativt lav. Men by- og trafikplanlægning er kendetegnet ved vedholdende at foregå over lang tid med mange måske mindre initiativer, som tilsammen kan skabe sammenhængende byområder med relativt mange mennesker på et forholdsvis lille om-

råde, så mange byfunktioner er inden for korte afstand. Det skaber gode forudsætninger for gang/cykel og kollektiv trafik herunder letbane, som tilsammen igen er betingelser for større udbredelse af fx delebiler.

Elektrificering af vejtransport

Elektrificering af vejtransport er det virkemiddel, som har det største potentiale i forhold til denne sektor, da elektrisk drift helt vil fjerne udstødning. Hvis alle biler fx var elbiler ville dette fjerne al udstødning. Men foreløbige vurderinger tyder på, at overgang til elbiler samlet set vil føre til ingen eller lille reduktion af PM₁₀, fordi reduceret udstødning opvejes af flere partikler fra ikke-udstødning, da elbiler er tungere end fossibiler, og dermed har højere vej- og dækemissioner (Timmers & Achten, 2016). Ikke-udstødning er en samlet betegnelse for vej-, dæk og bremseslid. Både udstødnings- og ikke-udstødningspartikler er helbredsskadelige, men meget tyder på at udstødning er mere helbredsskadelig end ikke-udstødning (Rohr & Wyzga, 2012). Det kræver reduktion af selve trafikken for at reducere trafikens bidrag til ikke-udstødningspartikler.

Skærpede miljøzoner

Miljøzoner rummer mulighed for at være effektive afhængig af, hvilke emissionskrav der stilles. Størst effekt opnås ved at stille krav til alle køretøjsgrupper og kræve overholdelse af den reneste emissionsnorm (Euro 6) så tidligt som muligt. Den reviderede miljøzonestrategi fra 2019 skærper emissionskravene trinvis til varebiler, lastbiler og busser, og kravene er gældende for Odense by inden for ring 2. Men der er fortsat væsentlig potentiale for regulering af emissionen fra især dieselpersonbiler, som dog kræver en revideret miljøzonestrategi.

Trængselsring og road pricing

Trængselsring og road pricing rummer mulighed for at reducere trængsel og også samlet reducere trafikken noget. Effekten er dog ikke så stor, da det primært er personbiltrafikken, som påvirkes af afgifter, da den er mest prisfølsom, og emissionen pr. personbil er ikke så stor som for varebiler, lastbiler og busser. Odense Kommune har ikke mulighed for at indføre trængselsring og road pricing på egen hånd. Indførelse af en trængselsring vil kræve et lovgrundlag, som giver udvalgte kommuner mulighed for dette, og road pricing kræver statslige initiativer.

Brændeovne

Et potentielt effektivt virkemiddel over for brændefyring er udvikling og udbredelse af effektive partikelfiltre til brændeovne i kombination med lavemissionsbrændeovne, således at luftforureningen fra brændeovne kommer ned på noget i nærheden af anden individuel eller kollektiv varmforsyning.

Et andet effektivt virkemiddel er skrotning af gamle forurenende brændeovne, som ikke erstattes af nye, og hvis de gør, erstattes af de mindst forurenende Svanemærkede brændeovne på markedet, og med partikelfilter.

Det kan undersøges nærmere, om kommunen kan oprette puljer med tilskud til montering af partikelfiltre og skrotning af gamle brændeovne. Ligeledes kunne det undersøges, om brændeovnsbekendtgørelsen giver en kommune mulighed for at forbyde brændeovne fx i nybyggeri og ved total renovation af byggeri, eller om det kræver ny lovgivning, herunder også undersøge muligheden for at stille krav om øget rensning i kommunale forskrifter. Såfremt dette ikke er muligt kan ændret lovgivning efterspørges.

Afgifter på brug af brændeovne kunne også være et effektivt virkemiddel til reduktion af emission fra brændeovne, men det kræver ændret lovgivning.

Oversigt over potentialet for effekt af virkemidler er opsummeret i tabel 2.1.

Tabel 2.1. Oversigt over potentialet for effekt af virkemidler samt tilhørende aktører.

Type regulering: Effekt for:	Effekter			Sideeffekter		Aktør		
	Emission	Luftkvalitet	I alt	Klima	Støj	Stat	Kom- mune	Forskning & Udvikl.
Byplanlægning								
Overordnet by- og trafikplanlægning	X	X	*	X	X		X	
Indretning af byrum		X	*		X		X	
Lokalisering af miljøfølsomme funktioner		X	*		X		X	
Trafikplanlægning								
Trafikmængde og hastighed	XX	XX	**	X	X		X	
Metro og bustrafik	XX	XX	**	X	X		X	
Cykeltrafik	XX	XX	**	X	X		X	
Delebiler	X	X	*	X	X		X	
Elektrificering af transport								
Personbiler	XXXXX	XXXXX	*****	X	X	X	X	X
Varebiler	XXX	XXX	***	X	X	X	X	X
Lastbiler	XXX	XXX	***	X	X		X	X
Busser	XX	XX	**	X	X		X	X
Økonomiske virkemidler og regulering af køretøjer								
Miljøzoner	XXXX	XXXX	****			X		
Entreprenør- og arbejdsmaskiner	X	X	*	X	X	X	X	
Trængselsringen	XX	XX	**	X	X	X		
Road pricing	XX	XX	**	X	X	X		
Parkeringsafgifter afhængig af Euronorm	X	X	*				X	
Brændeovne								
Kampagner	X	X	*				X	
Kommunal skrotningsordning	XXX	XXX	***				X	
Krav om partikelfiltre	XXXXX	XXXXX	*****	X		X	X	X
Forbud mod brændeovne og afgifter	XXXX	XXXX	****			X		
Skærpet miljøtilsyn	X	X	*				X	
Rensning af miljøet – Ikke-kildebase-rede virkemidler								
Træer og beplantning		X	*	X			X	
NO _x -reducerende belægninger		X	*				X	
Partikelreducerende vejbelægning mv.		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 Odense Kommune. Dernæst gives et overblik over de udvalgte virkemidler.

3.1 Afgrænsning

I forbindelse med kortlægning af luftforureningens kilder og dens helbredseffekter i Odense Kommune blev der udarbejdet en analyse af, hvor meget de 10 hovedemissionssektorer (SNAP1-10) bidrager til luftforureningen og de tilhørende helbredseffekter og dertil knyttede eksterne omkostninger (Jensen et al., 2020). 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). Metoder og resultater er nærmere beskrevet i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2020).

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

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 Odense Kommune, som bidrager mest til helbredseffekter og eksterne omkostninger, er brændeovne mv. (SNAP2) og vejtransport (SNAP7). Disse emissionskilder har Odense Kommune mulighed for at påvirke enten alene eller sammen med andre aktører. Det er derfor valgt at fokusere på disse emissionssektorer, og virkemidler inden for disse, hvor fokus er på, hvad Odense Kommune selv kan gøre. Konsekvensvurderingen er gennemført mere detaljeret for disse to sektorer, hvor der er lagt vægt på at kvantificere effekterne i det omfang, det er muligt ud fra eksisterende viden.

Endvidere belyses en række virkemidler, som ikke er virkemidler, der er direkte målrettet en bestemt emissionssektor, fx NO_x-reducerende belægninger baseret på titaniumdioxid (TiO₂).

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.

3.2 Bekæmpelsesstrategier

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

- Emissionsreduktion
- Fortynding
- Adskillelse af emissionskilde og modtager
- Rensning af luften i det eksterne miljø

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_x-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_x og SO₂ omdannes i atmosfæren til sekundære partikler, som forårsager helbredseffekter langt fra kilden, og dermed uden for Odense Kommune. 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 (TiO₂), som fungerer som en katalysator, som oxiderer NO_x til nitrat, og som formodes at blive afsat på belægningen og udvasket, og som derfor i princippet skulle kunne reducere koncentrationen af NO_x lokalt, men også reducere dannelse af sekundære partikler i atmosfæren pga. mindre NO_x.

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 Oversigt over virkemiddelkatalog

Virkemidler kan inddeles på mange forskellige måder. I tabel 3.1 er vist en oversigt over de virkemidler, som er belyst, og som er grupperet i nogle overordnede indsatsområder. Virkemidlerne vil blive nærmere beskrevet i de efterfølgende kapitler.

For hvert virkemiddel er det endvidere indikeret, hvilken hovedtype det hører under samt eventuelle sideeffekter i forhold til klima og støj. Konsekvenser af sideeffekter er kun beskrevet kvalitativt.

Der er primært fokuseret på kommunale virkemidler over for de emissionskilder, som er de største lokale kilder til luftforurening, hvilket er brændeovne og trafik i Odense Kommune.

De belyste virkemidler er listet i tabel 3.1.

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

Type regulering	Emissionsreduktion	Fortynding	Adskille kilde og modtager	Rensning i miljø	Sideeffekter	
Effekt for	Luftforurening	Luftforurening	Luftforurening	Luftforurening	Klima	Støj
Byplanlægning						
Overordnet by- og trafikplanlægning	X		X		X	X
Indretning af byrum			X			
Lokalisering af miljøfølsomme funktioner			X			
Trafikplanlægning						
Trafikmængde og hastighed	X				X	X
Metro og busstrafik	X				X	X
Cykeltrafik	X				X	X
Delebiler	X				X	X
Elektrificering af transport						
Personbiler	X				X	X
Varebiler	X				X	X
Lastbiler	X				X	X
Busser	X				X	X
Økonomiske virkemidler og regulering						
Miljøzoner	X					
Entreprenør- og arbejdsmaskiner	X					
Trængselsringen	X				X	X
Road pricing	X				X	X
Parkeringsafgifter afhængig af Euronorm	X					
Brændeovne						
Kampagner	X					
Kommunal skrottningsordning	X					
Krav om partikelfiltre	X				X	
Forbud mod brændeovne og afgifter	X					
Skærpet miljøtilsyn	X	X	X			
Rensning af miljøet – Ikke-kildebaserede virkemidler						
Træer og beplantning				X	X	
NO _x -reducerende belægninger				X		
Partikelreducerende vejbelægning mv.				X		

4 Maksimumpotentialer for regulering af luftforurening

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 Odense Kommune i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2020). Det er således en kort opsummering af resultaterne for kortlægningsrapporten. 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 2019 er de tre største emissionskilder i Odense Kommune vejtransport, brændefyringsanlæg og kraftværker mv.

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

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

Kraftvarmeværker, fjernvarmeværker og affaldsforbrændingsanlæg giver det største bidrag til SO_x (76%). Kulafbrænding er en væsentlig kilde til SO_x trods regulering af svovlindholdet i kul og røgrensning. Kraftværker mv. bidrager også væsentligt til NO_x (29%) trods DeNO_x anlæg, og i mindre grad til partikelforurening (7%) pga. røgrensning. Fynsværket (blok 7 med kul og blok 8 med halm) og affaldsforbrændingen (FFA), som begge ligger lige ved siden af hinanden på samme matrikel. Som del af den grønne omstilling forventes kul udfaset senest i 2030.

Fremskrivninger af emissioner af NO_x , PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ viser reduktioner fra 2016 til 2030.

4.2 Potentialer for forbedring af luftkvaliteten

Selvom der er sammenhæng mellem emissioner og disse emissioners bidrag til koncentrationer er denne sammenhæng ikke altid 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, fx i dannelse af sekundære partikler ud fra emission af gasser. 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.

Koncentrationsbidraget fra emissionskilder i og uden for Odense Kommune til gennemsnitskoncentrationen i bybaggrundsforureningen over Odense Kommune er beregnet for 2019. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Endvidere er kildebidragene til gadekoncentrationen på Grønløkkevej i Odense illustreret, herunder hvor meget forskellige køretøjsgrupper bidrager til koncentrationen. Grønløkkevej er valgt, da der også er en målestation på vejen.

Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen

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

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

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

De lokale kilder i Odense Kommune udgør sammenlagt omkring 1,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og 0,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for $\text{PM}_{2,5}$ (hhv. 9% og 6% af bybaggrundsforureningen). Modsat gælder, at omkring 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 91% for PM_{10} kommer fra kilder uden for Odense Kommune (nabokommuner inden for 25 km (6%) og øvrige kilder i Danmark og udlandet omfattende den nordlige halvkugle (84%)). De tilsvarende tal for $\text{PM}_{2,5}$ er 7,6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eller 94%, hvor nabokommuner bidrager 2% og øvrige Danmark og udland 92%.

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

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

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

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

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

Kildebidrag til gadekoncentrationer på Grønløkkevej

Der er gennemført beregninger af kildebidrag for Grønløkkevej i Odense for NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} for 2019. Da der er en målestation på Grønløkkevej i Odense, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus

den målte bybaggrundskoncentration på taget af rådhuset i Odense. Gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på basis af emissioner for bytrafik fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport.

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

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

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

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

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

Trafikkens bidrag for PM₁₀ og PM_{2,5} er også underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vej-, dæk- og bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM₁₀ udgør udstødning omkring 26% og ikke-udstødning omkring 74%. For PM_{2,5} er det hhv. omkring 40% og 60%. Der vurderes at være betydelig større usikkerhed på ikke-udstødningsdelen i forhold til udstødningsdelen, da udstødningen kan måles på biler i både laboratorium og under kørsel i aktuel trafik, mens det er mere vanskeligt at måle ikke-udstødningsdelen og dens delkomponenter.

Ved eksempelvis 100% elbiler vil al udstødning kunne fjernes, mens ikke-udstødningsdelen kunne stige for vej- og dækslid, da elbiler generelt er tungere pga. batteriet end biler, der kører på fossilt brændstof.

Kildebidrag fra brændefyringsanlæg

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

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

Der eksisterer ikke oplysninger på kommunalt plan om brændefyringsanlæggenes fordeling på anlægstyper (gamle ovne, nyere ovne, Svanemærkede mv.). Her er den nationale fordeling derfor lagt til grund med de tilhørende emissionsfaktorer.

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

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

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

EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har ligeledes fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines), men disse retningslinjer er ikke juridisk bindende. WHO's retningslinjer er halvdelen af EU's grænseværdier for PM_{2,5} (dvs. 10 µg/m³) og PM₁₀ (dvs. 20 µg/m³), mens de er ens for NO₂ (40 µg/m³).

Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Eltermann et al., 2020a). Alle stoffer måles ikke på samtlige stationer i Odense/Fyn. Der måles ikke PM_{2,5}, og PM₁₀ måles kun på gadestationen. Derimod måles NO₂ både på gadestation og bybaggrundsstation i Odense samt på landbaggrundsstation på Keldsnor på Langeland. For de stoffer, hvor der ikke er data for Odense/Fyn, er der substitueret med data fra overvågningsprogrammet fra andre byer og landbaggrundsstationer. Denne sammenligning viser, at målte værdier overholder WHO's retningslinjer for NO₂. WHO's retningslinjer for PM_{2,5} er overskredet i gadeniveau, på nogle stationer i bybaggrund og tangeret i landområder. WHO's retningslinjer for PM₁₀ er tangeret i gadeniveau. WHO's retningslinjer for PM_{2,5} kan også forventes at være overskredet i gadeniveau for trafikerede gader i Odense med randbebyggelse, såkaldte gadeslugter.

Beregninger for 2030 viser, at luftkvaliteten forventes yderligere forbedret pga. allerede vedtaget tiltag i EU og Danmark.

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

4.3 Potentialer for reduktion af helbredseffekter

For tidlige dødsfald og sygelighed

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

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

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

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

Der er mange flere tilfælde af sygelighed, end der er af for tidlige dødsfald. Eksempelvis er der omkring 153.000 dage med nedsat aktivitet (sygedage) som følge af luftforureningen i Odense Kommune. I beregningerne dækker sygelighed over hospitalsindlæggelser for åndedrætsbesvær og hjerte-kar sygdomme, kronisk bronkitis og astma, samt dage med tabt arbejde og nedsat aktivitet (sygedage). Selvom gældende grænseværdier for partikler, NO₂ og ozon ikke er overskredet, er der stadigvæk en betydelig helbredsbyrde, da der også er helbredseffekter under grænseværdierne, som det fremgår af ovenstående.

Helbredseffekter i Odense Kommune fordelt på lokale emissionskilder

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

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

Emissioner fra Odense Kommune vil også give anledning til for tidlige dødsfald og øvrige helbredseffekter uden for kommunegrænsen. Dette kan beregnes, men er ikke kvantificeret i nærværende projekt.

4.4 Potentialer for reduktion af eksterne omkostninger

De eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger forbundet med helbredseffekterne af luftforureningen. De årlige totale eksterne omkostninger i Odense Kommune pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 3,0 milliarder kr. i 2019. De eksterne omkostninger skyldes primært partikler, og hovedparten af de eksterne omkostninger skyldes for tidlige dødsfald.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder

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

De samlede eksterne omkostninger, som skyldes emissioner i Odense Kommune, udgør omkring 13% af alle omkostninger pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder. Hovedgrunden til at emissioner i Odense Kommune udgør en relativ lille andel af de samlede omkostninger fra danske og udenlandske kilder er, at langtransporteret luftforurening i form af sekundært dannede partikler, havsalt og manglende estimeret partikelmasse udgør en meget stor del af de samlede omkostninger. For direkte emitterede partikler (PPM_{2,5}), NO₂ og SO₂, hvor lokale emissionskilder i Odense Kommune bidrager, er den procentvise andel større (hvh. 29%, 43% og 58%). Den er -11% for O₃, da NO_x-emissionerne i kommunen bidrager til reduktion af O₃ inden for kommunen.

Emissioner i Odense Kommune vil også give anledning til eksterne omkostninger uden for kommunen, som ikke er kvantificeret i dette projekt.

Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder fordelt på hovedkilder

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

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

De samlede eksterne omkostninger er således omtrent lige store for vejtrafik og brændefyring, selvom partikelforureningen er betydelig større for brændefyring i forhold til vejtrafik, men det opvejes af, at vejtrafik har meget mere NO_x emission end brændefyring.

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

5 Målsætninger

Odense Kommune har p.t. ikke en målsætning for luftkvaliteten i kommunen. Dette kapitel beskriver forskellige muligheder for at opstille en målsætning for luftkvaliteten i Odense Kommune med udgangspunkt i målsætninger opstillet af andre kommuner som Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune. Endvidere beskrives statens målsætninger. Endelige gennemgås EU's grænseværdier for udvalgte luftforureninger samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Endvidere beskrives et luftkvalitetsindeks opstillet af EU for populærformidling af, hvad god luftkvalitet er.

5.1 Målsætninger i andre kommuner

Frederiksberg Kommune

I 2012 udarbejdede Frederiksberg Kommune en strategi for bekæmpelse af luftforurening (Frederiksberg Kommune, 2012). Heri bekræftede Frederiksberg Kommune sin hidtidige langsigtede vision for luftkvalitet:

- "Frederiksberg Kommune vil sikre en luftkvalitet så ren, at borgernes sundhed ikke belastes"

Frederiksberg Kommune understreger endvidere i strategien fra 2012, at visionen skal forstås som en langsigtet målsætning, som kommunen sammen med andre aktører vil arbejde hen imod. Frederiksberg Kommune kan ikke sikre denne vision på egen hånd, da kommunen er påvirket af forureningsbidrag fra emissioner i Københavnsområdet, det øvrige Danmark og udlandet. Den langsigtede vision gælder kun menneskeskabt luftforurening, som det er muligt at regulere. Selv helt uden menneskeskabt luftforurening ville luften i kommunen stadig indeholde naturligt forekommende partikelforurening, fx jordstøv, salt fra havsprøjt, skovbrande, vulkanaske, mv. som for en stor del sandsynligvis også er sundhedsskadelig, da det ikke tyder på, at være nogen nedre grænse for, hvornår partikelniveauer ikke er skadelige.

Frederiksberg Kommune iværksatte i 2019 et arbejde omkring formulering af en revideret luftkvalitetsstrategi. Grundlaget herfor var en kortlægning af luftforureningen i kommunen og et virkemiddelkatalog til reduktion af luftforurening (Jensen et al., 2019b;2020). Den nye luftforureningsstrategi er endnu ikke endeligt vedtaget (Personlig kommunikation, 2020).

Københavns kommune

Københavns Kommune udarbejdede i 2013 en luftkvalitetsplan for Københavns Kommune, hvor målet var: "at sikre, at luften i København er så ren, at borgernes sundhed ikke belastes" (Københavns Kommune, 2013). Denne målsætning er næsten ordret enslydende med Frederiksberg Kommunes første målsætning for luftkvaliteten.

Københavns Kommune har i forbindelse med C40 møde i København i oktober 2019 tilsluttet sig C40 byernes erklæring om ren luft (Københavns Kommune, 2019). C40 organiserer 94 af verdens klimavenlige storbyer med et samlet indbyggertal på omkring 700 millioner mennesker.

Tilslutningen til erklæringen indebærer blandt andet, at Københavns Kommune har påtaget sig at arbejde for, at luftkvaliteten i kommunen kommer på

et niveau, som overholder FN's verdenssundhedsorganisation WHO's retningslinjer for god luftkvalitet.

Derudover indeholder erklæringen følgende hensigtserklæringer:

- Københavns Kommune udarbejder inden for to år en baseline og opsætter mål for reduktion af luftforurening, som på sigt kan medvirke til, at WHO's retningslinjer for luftens indhold af stoffer kan overholdes.
- Københavns Kommune udarbejder inden 2025 en plan for, hvordan WHO's vejledende grænseværdier kan overholdes og igangsætter indsatser, som betydeligt reducerer forureningen fra de største forureningskilder i byen.

5.2 EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer

NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ inddrages kun her, da der er eller har været problemer med at overholde EU's eller WHO's retningslinjer for disse stoffer.

EU's grænseværdier beskrevet i luftkvalitetsdirektivet er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for, at grænseværdierne overholdes (EU, 2008). Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. EU's luftkvalitetsdirektiv sætter grænseværdier for 13 luftforurenende stoffer. Luftforurening i EU's luftkvalitetsdirektiv omhandler udeluft og beskriver et luftforurenende stof som "et stof i luften, som kan have skadelige virkninger på menneskers sundhed og/eller miljøet som helhed". Endvidere beskrives en grænseværdi som "et niveau, der fastsættes på et videnskabeligt grundlag med henblik på at undgå, forhindre eller nedsætte de skadelige virkninger på menneskers sundhed og/eller miljøet som helhed, som skal nås inden for en given frist, og som ikke må overskrides, når det er nået".

Den seneste luftkvalitetsplan, som Miljøstyrelsen har udarbejdet, er fra 2015 med fokus på at overholde grænseværdien for NO₂, som har været overskredet siden 2010. Den blev udarbejdet i forlængelse af den daværende regerings luftpakke "Ren luft til danskerne" (Miljøministeriet, 2014; Miljøstyrelsen, 2015a).

Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (Air Quality Guidelines) (WHO, 2005; 2016). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

I både 2017, 2018 og 2019 var der ingen af stofferne som overskred EU's grænseværdier i Danmark (Ellermann et al., 2020). Foregående år har der været problemer med overskridelse af grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen af NO₂ og i år længere tilbage også med PM₁₀. Selvom Danmark overholder EU's grænseværdier for luftkvalitet, vurderes det på baggrund af beregninger udført af DCE, at der er omkring 4.200 for tidlige dødsfald i Danmark som følge af al luftforurening fra både danske og udenlandske kilder, som et årligt gennemsnit for 2016-2018 (Ellermann et al., 2019).

I tTabel 5.1 sammenlignes målte koncentrationer fra 2019 i Odense med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Grænseværdierne og retningslinjerne omhandler kun årsmiddelværdier, som udtryk for langtids-eksponering, som udgør den største helbredsbelastning. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al.,

2020). Alle stoffer måles ikke på samtlige stationer i Odense/Fyn. Der måles ikke PM_{2,5}, og PM₁₀ måles kun på gadestationen. Derimod måles NO₂ både på gadestation og bybaggrundsstation i Odense samt på landbaggrundsstation på Keldsnor på Langeland. For de stoffer, hvor der ikke er data for Odense/Fyn, er der substitueret med data fra overvågningsprogrammet fra andre byer og landbaggrundsstationer.

Table 5.1. Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i 2019. Tal i fed er fra Odense og tal i kursiv er fra målestationer uden for Odense.

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

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

I forhold til WHO's retningslinjer gælder:

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

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

I forhold til WHO's retningslinjer for PM_{2,5} ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, i bybaggrund og tangeret i landområder. PM_{2,5} niveauet i landområder består af bidrag fra udlandet og det øvrige Danmark, mens overskridelse i bybaggrund er resultatet af bidrag af emissioner i Odense og omegn, samt bidraget fra udlandet og det øvrige Danmark. Odense Kommune har kun mulighed for at regulere trafikens bidrag til luftforureningen i gaderum samt regulere lokale emissionskilders bidrag til bybaggrundsforureningen. I 2019 vil det således kun være muligt, at overholde WHO's retningslinjer hvis al emission fra trafikken og andre kilder i Odense Kommune blev fjernet, da den regionale baggrundsforurening er 10 µg/m³, og dermed netop er på niveau med WHO's retningslinjer på 10 µg/m³.

WHO's retningslinjer for PM₁₀ er tangeret på Grønløkkevej, og Odense Kommune har derfor i princippet mulighed for at overholde disse retningslinjer gennem regulering af trafikken. Da trafikens bidrag er domineret af ikke-udstødning kræver det reduktion af selve trafikken for at reducere trafikens bidrag til PM₁₀. Eksempelvis tyder foreløbige vurderinger på, at overgang til elbiler samlet set vil føre til ingen eller lille reduktion af PM₁₀, fordi reduceret

udstødning opvejes af mere ikke-udstødning, da elbiler er tungere end fossilbiler, og dermed har højere vej- og dækemissioner (Timmers & Achten, 2016).

Forventet udvikling i koncentrationerne

Tidligere gennemførte modelberegninger for 2030 viser en reduktion i koncentrationerne fra 2016 til 2030, hvilket både gælder for bybaggrunds- og gadekoncentrationer (Jensen et al., 2019a). Reduktionerne kommer som følge af allerede vedtaget regulering i EU og Danmark. Beregningerne er gennemført for de samme placeringer som bybaggrundsmålestationerne i de fire byer: København, Aarhus, Odense og Aalborg samt for gadekoncentration for 98 gader i København.

Bybaggrundskoncentrationen for NO₂ forventes i Odense at falde med 35%, 22% for PM_{2,5} og 16% for PM₁₀. For NO₂ falder den gennemsnitlige gadekoncentration for de 98 gader i København med 48%, PM_{2,5} med 23% og PM₁₀ med 14%. Tilsvarende fald i gadekoncentrationerne kan også forventes i Odense Kommune.

Dette tyder således på, at WHO's retningslinjer for PM_{2,5} på 10 µg/m³ omtrent ville kunne overholdes i 2030 på Grønløkkevej og WHO's retningslinjer for PM₁₀ på 20 µg/m³ ville kunne overholdes med en god margin i 2030, hvis emissionsudviklingen går som forventet og under hensyntagen til usikkerheden på modelberegningerne.

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

5.3 Forslag til målsætning for Odense Kommune

Odense Kommune kan vælge at tilslutte sig en målsætning om at overholde WHO's retningslinjer for luftkvalitet i lighed med C40 byernes erklæring om ren luft.

- Odense Kommune udarbejder inden for to år en baseline og opsætter mål for reduktion af luftforurening, som på sigt kan medvirke til, at WHO's retningslinjer for luftens indhold af stoffer kan overholdes.
- Odense Kommune udarbejder inden 2025 en plan for, hvordan WHO's vejledende grænseværdier kan overholdes og igangsætter indsatser, som betydeligt reducerer forureningen fra de største forureningskilder i byen.

En overholdelse af dette mål vil blive understøttet af den forventede reduktion i koncentrationerne, men sandsynligvis også kræve reduktion af trafikken på de mest trafikerede gader. Det vil også kræve en løbende monitoring af målopfyldelsen, og tiltag som kan understøtte målopfyldelsen.

Byen Zaragoza i Spanien er et eksempel på en by i Europa, som har en målsætning om at opfylde WHO's retningslinjer allerede i 2020, men byen er også begunstiget af relativt lave baggrundskoncentrationer for partikler.

5.4 Relation til EU luftkvalitetsindeks

Hvad er god luftkvalitet? Det har Det Europæiske Miljøagentur (EEA) forsøgt at beskrive gennem et luftforureningsindeks. EEA har udviklet et luftforureningsindeks, som har til formål på en let måde at kommunikere den aktuelle tilstand af luftkvaliteten til offentligheden (EEA, 2019). EEA inddeler luftkvaliteten i 5 kvalitetskategorier baseret på en kombination af aktuelle niveauer for 5 stoffer, se tabel 5.2. Kvalitetskategorierne er: God (good), rimelig (fair), nogenlunde (moderate), dårlig (poor) og meget dårlig (very poor). De 5 stoffer er PM_{2,5}, PM₁₀, NO₂, O₃ og SO₂. Luftforureningsindekset er for den aktuelle situation baseret på målinger fra faste målestationer og for prognoser baseret på modeller. Tidsopløsningen er 1 time. På en hjemmeside er det muligt at se status for luftkvaliteten på faste målestationer i Europa, herunder for danske målestationer for den aktuelle time samt hvordan udviklingen har været de seneste 47 timer (EEA, 2019).

Tabel 5.2. Luftforureningsindeks udviklet af Det Europæiske Miljøagentur (EEA).

Pollutant	Index level (based on pollutant concentrations in µg/m ³)				
	Good	Fair	Moderate	Poor	Very poor
Particles less than 2.5 µm (PM _{2,5})	0-10	10-20	20-25	25-50	50-800
Particles less than 10 µm (PM ₁₀)	0-20	20-35	35-50	50-100	100-1200
Nitrogen dioxide (NO ₂)	0-40	40-100	100-200	200-400	400-1000
Ozone (O ₃)	0-80	80-120	120-180	180-240	240-600
Sulphur dioxide (SO ₂)	0-100	100-200	200-350	350-500	500-1250

Det som er beskrevet som god luftkvalitet for PM_{2,5}, PM₁₀ og NO₂ for en aktuell timeværdi tager udgangspunkt i WHO's retningslinjer, idet kategoriens højeste tilladte værdi er den samme som WHO's retningslinjer for en årsmiddelværdi. Såfremt man netop overholder WHO's retningslinje for PM_{2,5} på 10 µg/m³ som årsmiddelværdi vil hovedparten af timemålingerne være i kategorien god og rimelig med få timer i de dårligere kategorier, og sandsynligvis ingen i dårlig og meget dårlig. Fordelingen af timeværdier over et år er bestemt af, at den mindste værdi er nul, og der kan forekomme typisk relativt få timer med høje koncentration pga. ugunstige meteorologiske forhold med vindstille eller inversion i kombination med at emissionen også er høj.

De 5 kategorier, som er opstillet af Det Europæiske Miljøagentur, kan benyttes til at karakterisere luftkvaliteten i en situation, hvor WHO's retningslinjer er overholdt. Såfremt Odense Kommune sætter sig et mål om at overholde WHO's retningslinjer, og var i stand til at gøre det, kan man for alle tre stoffer forvente, at hovedparten af timemålingerne vil være i kategorien god og rimelig med få timer i de dårligere kategorier, og sandsynligvis ingen i dårlig og meget dårlig.

6 Byplanlægning

6.1 Overordnet by- og trafikplanlægning

Den geografiske udstrækning af Odense Kommune er relativt stor, og domineret af Odense by, som et stort sammenhængende bebygget område, omgivet af landområder med mindre bysamfund.

Traditionel overordnet by- og trafikplanlægning søger at samle trafik på det overordnede trafikvejnet for god trafikafvikling og samtidig fredeliggøre boligkvarterer for gennemkørende trafik. Denne strategi har Odense Kommune også fulgt.

Koncentration af trafik er en fordel i forhold til støj, da mennesket oplever støj på en logaritmisk måde, dvs. at fx en fordobling af trafikken ikke opleves som en fordobling af støjniveauet.

For luftforurening er der for langt de fleste stoffer tale om en lineær effekt i forhold til helbredseffekter, dvs. mere luftforurening giver proportionalt flere helbredseffekter. NO_2 er et eksempel på en undtagelse, hvor der ikke er en lineær effekt mellem emission og koncentration. Mere NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$) emission giver lineært mere NO_2 for lavere koncentrationer, så længe der er ozon til stede ($\text{NO} + \text{O}_3$ giver NO_2), men når ozon er forbrugt stiger NO_2 i luften kun med stigende NO_x som resultat af den direkte emitteret NO_2 . Det betyder kurven knækker, men naturligvis fortsat vil være svagt stigende med stigende NO_x . Mere trafik i en gade rummer også risiko for at overskride grænseværdier for luftkvalitet, hvis koncentrationerne er tæt på grænseværdien.

Der er en lang række hensyn, der taler for en overordnet by- og trafikplanlægning, som søger at samle trafik på det overordnede trafikvejnet og fredeliggøre boligkvarterer for gennemkørende trafik. En enkelt parameter som luftforurening bør ikke ændre dette, når det er muligt at reducere luftforureningen.

6.2 Indretning af byrum

Den centrale del af Odense by er karakteriseret ved en del lukkede gaderum, mens resten af Odense by er forholdsvis lav og åben bebyggelse.

I et lukket gaderum med tæt randbebyggelse opstår der forhøjede koncentrationer, da emissionen fra trafikken er længere tid om at blive fortyndet og transporteret væk fra gaderummet, da den bl.a. recirkuleres i gaderummet pga. den recirkulationszone, som dannes, når vindretninger er på tværs af gaderummet. Effekten kaldes også for "street canyon" effekten. I baggården til et lukket gaderum, vil emissionen fra gaden være fortyndet, når den når baggården, hvor koncentrationerne vil være som bybaggrundsforureningen.

Modsat vil en gade med lav åben randbebyggelse og samme trafik have lavere koncentrationer på selve gaden, men højere koncentration i afstande væk fra gaden i forhold til baggården til et lukket gaderum. Der er en lang række hensyn, der taler for at have lukkede gaderum med bagvedliggende opholdsrum i baggården, og en enkelt parameter som luftforurening bør ikke ændre dette, når det er muligt at reducere luftforureningen.

Luftforurening kan dog godt tænkes ind i indretning af byens pladser, således at de ikke ligger ud til trafikerede gader eller de placeres skærmet af lukket randbebyggelse.

6.3 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) 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.

Forslag

I forhold til by- og trafikplanlægning foreslås det, at Odense kommune overvejer:

- Indretning af byens pladser, således at de ikke ligger ud til trafikerede gader eller de placeres skærmet af lukket randbebyggelse.
- Følsomme institutioner med risikogrupper i forhold til luftforurening lokaliseres så vidt muligt væk fra stærkt trafikerede gader med forhøjet luftforurening.

Det vigtigste er dog at arbejde på at reducere emissionerne, så koncentrationerne reduceres, og de tilhørende helbredseffekter reduceres, således at ovenstående tiltag ikke er nødvendige i en situation med god luftkvalitet.

7 Trafikplanlægning

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. Dette udgør også fundamentet for at kunne vurdere, hvad effekten er af elektrificering af transport, beskrevet i kapital 8. Ud over potentialet for emissionsreduktion illustreres også potentialet for reduktion af koncentrationen på gadeniveau.

7.1 Emissionspotentialer

DCE har foretaget et udtræk fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport fra 2019 med henblik på at bestemme emissionsfaktorer (g/km) og de totale emissioner. Den nationale emissionsopgørelse for vejtransport er baseret på COPERT V emissionsmodellen, som er anbefalet af EU til nationale emissionsopgørelser. Der er taget udgangspunkt i kørsel på byveje.

På baggrund heraf er det muligt at opstille emissionsfaktorer og bestemme totale emissioner underopdelt på brændstoftype, køretøjstype og Euro-emissionsklasse. Det antages, at fordeling på brændstoftype, køretøjstype og Euro-emissionsklasse er den samme for Odense Kommune 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 virkemidlerne.

Fordeling af totale emissioner på hovedkøretøjskategorier

Tabel 7.1 viser den procentvise fordeling af kørte km og emissioner for forskellige køretøjskategorier for byveje i 2019. Ikke-udstødning er bidraget fra partikler fra vej-, dæk- og bremseslid. PM_{2,5} total er partikeludstødning plus PM_{2,5} ikke-udstødning og tilsvarende for PM₁₀ total.

Kørte km fordeler sig med omkring 81% på personbiler, 15% på varebiler og 2% på lastbiler og 2% på busser i gennemsnit på byveje. Fordelingen er dog forskellig på forskellige typer af veje, ligesom den varierer fra vej til vej.

Tabel 7.1. Procentvis fordeling af kørte km og emissioner for forskellige køretøjskategorier for byveje i 2019.

Brændstoftype	Køretøjstype	Kørte km (%)	NOx (%)	PM udstødning (%)	PM _{2,5}		PM ₁₀ total (%)	PM _{2,5} total (%)
					Ikke-udstødning (%)	Ikke-udstødning (%)		
Diesel	Personbil	35	37	51	29	29	35	38
Benzin	Personbil	46	17	6	38	38	29	24
Diesel	Varebil	14	27	33	17	17	21	24
Benzin	Varebil	1	1	0	1	1	1	1
Diesel	Lastbil < 32t	1	2	1	2	2	2	2
Diesel	Lastbil > 32t	1	2	1	3	3	3	2
Diesel	Rutebus	2	12	6	8	8	7	7
Diesel	Turistbus	0	3	2	1	1	2	2
Total		100	100	100	100	100	100	100

Fordeling af totale emissioner på Euroklasser

I Tabel 7.2, Tabel 7.3 og Tabel 7.4 er vist den procentvise fordeling men med underopdeling på Euro-emissionsklasser for hhv. NO_x, partikeludstødning (PM_{2,5}), PM₁₀ total (udstødning og PM₁₀ ikke-udstødning).

Tabel 7.2. Køretøjsgrupperne og euroklassernes procentvise bidrag til NO_x (%) i 2019.

	Diesel-person-bil	Benzin-personbil	Dieselvare-bil	Benzinvarebil	Last-bil<32t	Last-bil>32t	Rute-bus	Turistbus	Total
Euro 0	0,0	2,5	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	3,1
Euro 1	0,0	1,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	1,6
Euro 2	0,3	2,2	0,5	0,1	0,1	0,0	0,2	0,6	4,0
Euro 3	2,9	2,5	3,3	0,1	0,3	0,2	1,8	0,8	11,8
Euro 4	4,1	2,3	2,3	0,0	0,4	0,3	2,9	0,4	12,6
Euro 5	17,7	2,6	11,5	0,0	1,1	1,0	5,9	0,8	40,7
Euro 6	10,4	3,0	8,5	0,1	0,3	0,4	0,9	0,1	23,6
Euro 6d-TEMP	1,6	0,8	0,2	0,0					2,6
Euro 6d	0,0	0,0	0,0	0,0					0,0
Total	37,1	17,0	26,7	0,6	2,1	1,9	11,7	2,9	100

Tabel 7.3. Køretøjsgrupperne og euroklassernes procentvise bidrag til partikeludstødning (PM_{2,5}) (%) i 2019.

	Diesel-person-bil	Benzin-personbil	Dieselvare-bil	Benzinvarebil	Lastbil <32t	Lastbil >32t	Rute-bus	Turistbus	Total
Euro 0	1,0	0,2	2,5	0,0	0,0	0,0	0,1	0,4	4,2
Euro 1	0,4	0,1	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	2,6
Euro 2	2,3	0,5	3,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,5	6,4
Euro 3	12,3	0,5	16,1	0,0	0,3	0,2	1,4	0,8	31,7
Euro 4	23,0	0,9	7,2	0,0	0,1	0,1	1,2	0,1	32,6
Euro 5	7,4	1,3	1,2	0,0	0,5	0,5	2,4	0,3	13,8
Euro 6	3,7	1,6	1,1	0,0	0,2	0,3	0,5	0,1	7,5
Euro 6d-TEMP	0,8	0,5	0,1	0,0					1,3
Euro 6d	0,0	0,0	0,0	0,0					0,0
Total	50,8	5,6	32,9	0,1	1,3	1,2	5,7	2,4	100

Tabel 7.4. Køretøjsgrupperne og euroklassernes procentvise bidrag til PM₁₀ (både udstødning og PM₁₀ ikke-udstødning) (%) i 2019.

	Diesel-person-bil	Benzin-personbil	Dieselvare-bil	Benzinvarebil	Lastbil <32t	Lastbil >32t	Rute-bus	Turistbus	Total
Euro 0	0,3	0,4	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,7
Euro 1	0,1	0,4	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	1,3
Euro 2	0,8	1,3	1,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	3,5
Euro 3	4,7	3,5	6,0	0,2	0,2	0,1	0,7	0,4	15,6
Euro 4	8,7	5,5	3,3	0,1	0,2	0,1	1,1	0,1	19,1
Euro 5	11,3	7,4	4,9	0,1	0,5	0,5	2,2	0,3	27,3
Euro 6	7,6	8,4	4,5	0,2	1,1	1,9	3,3	0,4	27,5
Euro 6d-TEMP	1,6	2,3	0,3	0,0					4,1
Euro 6d	0,0	0,0	0,0	0,0					0,0
Total	35,1	29,2	21,3	0,8	2,1	2,6	7,4	1,6	100

Betegnelsen Euro 0 henviser til "konventionel, PRE ECE, ECE", dvs. til emissionsregulering før introduktion af euroklasser.

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 typegodkendes efter emissionstest i laboratoriet med kørecyklen 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 6d-TEMP betegner regulering, som anvender den nye kørecyklus. I forbindelse med Euro 6d-TEMP er der samtidig krav om, at der udføres emissionsmålinger under virkelige kørselsforhold på vej, og derved 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_x-emissioner på vej må ikke overstige emissionskravet for NEDC-testen med mere end 110 % gældende fra september 2017 for alle nye bilmodeller, som typegodkendes, og fra 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 6d.

I emissionsmodellen er implementeringsdatoerne for Euro 6d-TEMP sat til 1.9.2018 for personbiler og 1.9.2019 for varebiler. For Euro 6d er implementeringsdatoerne for personbiler sat til 1.1.2021 og 1.1.2022 for varebiler.

Hele sagen om "dieselgate", hvor folkevognsfabrikkerne bevidst installerede snydesoftware i dieselmotorer med det formål at overholde NO_x-kravene under test, men ikke under faktisk kørsel for at opnå bedre brændstofføkonomi, har yderligere understreget forskellen mellem laboratorietest og emissioner under virkelige kørselsforhold, og behovet for at have test under faktiske kørselsforhold.

Det fremgår af Tabel 7.6 og Tabel 7.7, at jo højere Euro-emissionsklasse jo lavere relative emission i forhold til kørte km. Dette hænger sammen med, at højere Euro-emissionsklasse generelt har lavere emissionsfaktor (g/km).

NO_x-emissionen er domineret af udledning fra dieseldrevne køretøjer med 82% og 18% til benzindrevne køretøjer. Det samme mønster ses for partikeludstødning med procenterne 94% og 6%. Ikke-udstødningen er afhængig af kørte km, og lette køretøjer bidrager relativt mindre end tunge køretøjer pr. køretøj.

Emissionsfaktorer for køretøjskategorierne

Den gennemsnitlige emissionsfaktor for køretøjskategorierne er vist i tabel 7.5.

Tabel 7.5. Gennemsnitlige emissionsfaktorer for køretøjsgrupper for byveje i 2019.

Brændstof- type	Køretøjs- type	Kørte km (%)	NO _x (g/km)	PM udstødning (g/km)	PM ₁₀ ikke- udstødning (g/km)	PM _{2,5} ikke- udstødning (g/km)	PM ₁₀ total (g/km)	PM _{2,5} total (g/km)
Diesel	Personbil	35	0,68	0,019	0,028	0,015	0,047	0,033
Benzin	Personbil	46	0,24	0,002	0,028	0,015	0,030	0,016
Diesel	Varebil	14	1,18	0,029	0,039	0,020	0,068	0,050
Benzin	Varebil	1	0,41	0,002	0,039	0,020	0,041	0,022
Diesel	Lastbil < 32t	1	2,07	0,025	0,124	0,064	0,149	0,089
Diesel	Lastbil > 32t	1	1,64	0,021	0,142	0,077	0,163	0,098
Diesel	Rutebus	2	3,68	0,036	0,132	0,070	0,168	0,106
Diesel	Turistbus	0	5,47	0,093	0,128	0,068	0,221	0,160
Total		100	0,64	0,013	0,034	0,018	0,047	0,031

Emissionsfaktorer for person- og varebiler

Emissionsfaktorer (g/km) er vist i tabel 7.6 for person- og varebiler underopdelt på brændstoftype og Euro-emissionsklasse.

Table 7.6. Emissionsfaktorer (g/km) for person- og varebiler for byveje i 2019.

Brændstof	Køretøjs-type	Euroklasse	NO _x g/km	PM udstødning g/km	Ikke-PM ₁₀ udstødning g/km	Ikke-PM _{2,5} udstødning g/km	PM ₁₀ total g/km	PM _{2,5} total g/km
Diesel	Personbil	Konventionel	0,82	0,516	0,028	0,015	0,544	0,531
Diesel	Personbil	Euro 1	0,75	0,147	0,028	0,015	0,175	0,162
Diesel	Personbil	Euro 2	0,81	0,121	0,028	0,015	0,149	0,136
Diesel	Personbil	Euro 3	0,89	0,076	0,028	0,015	0,104	0,091
Diesel	Personbil	Euro 4	0,67	0,075	0,028	0,015	0,103	0,090
Diesel	Personbil	Euro 5	0,74	0,006	0,028	0,015	0,034	0,021
Diesel	Personbil	Euro 6	0,61	0,004	0,028	0,015	0,032	0,019
Diesel	Personbil	Euro 6d-TEMP	0,46	0,004	0,028	0,015	0,032	0,019
Diesel	Personbil	Euro 6d	0,22	0,004	0,028	0,015	0,032	0,019
Diesel	Varebil	Konventionel	2,04	0,699	0,039	0,020	0,738	0,719
Diesel	Varebil	Euro 1	1,39	0,171	0,039	0,020	0,210	0,192
Diesel	Varebil	Euro 2	1,39	0,171	0,039	0,020	0,210	0,192
Diesel	Varebil	Euro 3	1,17	0,115	0,039	0,020	0,154	0,135
Diesel	Varebil	Euro 4	0,94	0,060	0,039	0,020	0,099	0,080
Diesel	Varebil	Euro 5	1,35	0,003	0,039	0,020	0,042	0,023
Diesel	Varebil	Euro 6	1,09	0,003	0,039	0,020	0,042	0,023
Diesel	Varebil	Euro 6d-TEMP	0,40	0,003	0,039	0,020	0,042	0,023
Diesel	Varebil	Euro 6d	0,29	0,003	0,039	0,020	0,042	0,023
Benzin	Personbil	PRE ECE	2,54	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	ECE 15/00-01	2,57	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	ECE 15/02	2,07	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	ECE 15/03	2,30	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	ECE 15/04	2,29	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	Euro 1	1,16	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	Euro 2	0,75	0,003	0,028	0,015	0,031	0,018
Benzin	Personbil	Euro 3	0,29	0,001	0,028	0,015	0,029	0,016
Benzin	Personbil	Euro 4	0,17	0,001	0,028	0,015	0,029	0,016
Benzin	Personbil	Euro 5	0,14	0,001	0,028	0,015	0,029	0,016
Benzin	Personbil	Euro 6	0,15	0,002	0,028	0,015	0,030	0,016
Benzin	Personbil	Euro 6d-TEMP	0,15	0,002	0,028	0,015	0,030	0,016
Benzin	Personbil	Euro 6d	0,15	0,002	0,028	0,015	0,030	0,016
Benzin	Varebil	Konventionel	2,95	0,003	0,039	0,020	0,042	0,024
Benzin	Varebil	Euro 1	1,54	0,003	0,039	0,020	0,042	0,024
Benzin	Varebil	Euro 2	0,77	0,003	0,039	0,020	0,042	0,024
Benzin	Varebil	Euro 3	0,33	0,001	0,039	0,020	0,040	0,022
Benzin	Varebil	Euro 4	0,17	0,001	0,039	0,020	0,040	0,022
Benzin	Varebil	Euro 5	0,14	0,001	0,039	0,020	0,040	0,021
Benzin	Varebil	Euro 6	0,14	0,001	0,039	0,020	0,040	0,021
Benzin	Varebil	Euro 6d-TEMP	0,14	0,001	0,039	0,020	0,040	0,021
Benzin	Varebil	Euro 6d	0,13	0,001	0,039	0,020	0,040	0,021

For dieseldrevne person- og varebiler ses, at emissionsfaktorerne for NO_x næsten er på samme niveau fra Euro 1 til Euro 6, og det først er fra Euro 6d-TEMP og 6d, der opnås markante reduktioner. Dette i kombination med relativt flere dieselmotorer er en væsentlig forklaring på, at NO₂-koncentrationerne ikke er faldet så meget som forventet på gadestationerne (Ellermann et al., 2017).

For benzindrevne person- og varebiler ses ikke samme fænomen som for dieslbiler. Her er NO_x-emissionerne faldet markant med højere euroklasse primært pga. effektive katalysatorer til reduktion af NO_x.

Emissionsfaktorer for partikler er faldet markant for dieseldrevne person- og varebiler med højere euroklasse, hvilket skyldes effektivt virkende partikelfiltre.

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, 6d-TEMP og 6d udgør udstødning hhv. 17% og 13% af total PM_{2,5} og PM₁₀, 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 en ikke uvæsentlig del af trafikken på trafikerede gader 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 taxier fra 1. oktober 2015 minimum skal opfylde Euro 6 (Transport- og Bygningsministeriet, 2015). Da taxier typisk udskiftes efter 2 år formodes næsten alle taxier at opfylde Euro 6, og dermed den skarpeste Euronorm som p.t. er gældende. I takt med at Euro 6d-TEMP og 6d 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.

Emissionsfaktorer for lastbiler og busser

Emissionsfaktorer (g/km) er vist i tabel 7.7 for lastbiler og busser underopdelt på brændstoftype og Euro-emissionsklasse.

Tabel 7.7. Emissionsfaktorer (g/km) for lastbiler og busser for byveje i 2019.

Brændstof	Køretøjstype	Euroklasse	NO _x g/km	PM udstødning g/km	PM ₁₀ ikke-udstødning g/km	PM _{2,5} ikke-udstødning g/km	PM ₁₀ total g/km	PM _{2,5} total g/km
Diesel	Lastbil < 32t	Konventionel	8,3	0,371	0,124	0,064	0,495	0,435
Diesel	Lastbil < 32t	Euro I	5,5	0,238	0,124	0,064	0,361	0,302
Diesel	Lastbil < 32t	Euro II	6,9	0,111	0,124	0,064	0,235	0,175
Diesel	Lastbil < 32t	Euro III	6,0	0,135	0,124	0,064	0,259	0,199
Diesel	Lastbil < 32t	Euro IV	4,1	0,033	0,124	0,064	0,157	0,098
Diesel	Lastbil < 32t	Euro V	4,9	0,044	0,124	0,064	0,167	0,108
Diesel	Lastbil < 32t	Euro VI	0,4	0,005	0,124	0,064	0,129	0,069
Diesel	Lastbil > 32t	Konventionel	15,0	0,552	0,142	0,077	0,694	0,629
Diesel	Lastbil > 32t	Euro I	10,9	0,452	0,142	0,077	0,594	0,529
Diesel	Lastbil > 32t	Euro II	11,4	0,202	0,142	0,077	0,344	0,279
Diesel	Lastbil > 32t	Euro III	9,7	0,199	0,142	0,077	0,341	0,276
Diesel	Lastbil > 32t	Euro IV	6,7	0,052	0,142	0,077	0,194	0,129
Diesel	Lastbil > 32t	Euro V	5,7	0,063	0,142	0,077	0,205	0,140
Diesel	Lastbil > 32t	Euro VI	0,4	0,006	0,142	0,077	0,148	0,083
Diesel	Rutebus	Konventionel	17,7	0,930	0,132	0,070	1,062	1,000
Diesel	Rutebus	Euro I	11,3	0,376	0,132	0,070	0,508	0,446
Diesel	Rutebus	Euro II	12,7	0,134	0,132	0,070	0,265	0,203
Diesel	Rutebus	Euro III	11,4	0,177	0,132	0,070	0,309	0,247
Diesel	Rutebus	Euro IV	6,8	0,054	0,132	0,070	0,186	0,124
Diesel	Rutebus	Euro V	7,0	0,058	0,132	0,070	0,189	0,128
Diesel	Rutebus	Euro VI	0,5	0,006	0,132	0,070	0,138	0,076
Diesel	Turistbus	Konventionel	11,4	0,491	0,128	0,068	0,620	0,559
Diesel	Turistbus	Euro I	8,9	0,399	0,128	0,068	0,527	0,466
Diesel	Turistbus	Euro II	10,2	0,166	0,128	0,068	0,294	0,234
Diesel	Turistbus	Euro III	8,9	0,189	0,128	0,068	0,318	0,257
Diesel	Turistbus	Euro IV	6,0	0,049	0,128	0,068	0,178	0,117
Diesel	Turistbus	Euro V	7,8	0,064	0,128	0,068	0,192	0,131
Diesel	Turistbus	Euro VI	0,6	0,007	0,128	0,068	0,135	0,075

For tunge køretøjer reduceres både NO_x- og PM-udstødning med stigende euroklasse, og med Euro VI opnås en markant reduktion i forhold Euro V.

Ikke-udstødning udgør generelt en større del af den totale partikelemission for tunge køretøjer sammenlignet med person- og varebiler. Eksempelvis udgør udstødning kun 7% og 4% af hhv. total PM_{2,5} og PM₁₀, og tilsvarende ikke-udstødning hhv. omkring 93 og 96% for en lastbil <32t, som Euro VI.

For lastbiler har politiet konstateret omfattende snyd med det forureningsudstyr (SCR), som sikrer lav NO_x-emission på Euro VI lastbiler. Ejeren af lastbilen foretager en teknisk ændring, som muliggør at lastbilen ikke forbruger det aktive stof (fx adBlue), som indgår i NO_x-reduktionen, hvorved der spares penge. Dette betyder, at NO_x-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_x ved at måle på mange forbipassende lastbiler (Miljøstyrelsen, 2017a).

7.2 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 koncentrationsbidragene på gadeniveau blev der i kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2020) gennemført beregninger af kildebidrag for Grønløkkevej i Odense for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ for 2019. Da der er en målestation på Grønløkkevej i Odense, er gadebidraget beregnet som den målte gadekoncentration minus den målte bybaggrundskoncentration på taget af rådhuset i Odense. Gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på basis af emissioner for bytrafik fra den nationale emissionsopgørelse for vejtransport.

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

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

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

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

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

Trafikkens bidrag for PM₁₀ og PM_{2,5} er også underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vej-, dæk- og bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM₁₀ udgør udstødning omkring 26% og ikke-udstødning omkring 74%. For PM_{2,5} er det hhv. omkring 40% og 60%. Der vurderes at være betydelig større usikkerhed på ikke-udstødningsdelen i forhold til udstødningsdelen, da udstødningen kan måles på biler i både laboratorium og under kørsel i aktuel trafik, mens

det er mere vanskeligt at måle ikke-udstødningsdelen og dens delkomponenter.

7.3 Helbredseffekter og eksterne omkostninger

Vejtransport er den anden største lokale kilde til for tidlige dødsfald i Odense Kommune med 6 for tidlige dødsfald i 2019.

De tilhørende samlede eksterne omkostninger for vejtrafik er omkring 129 mio. kr.

7.4 Betydning af trafikmængde og hastighed

Både bilejerskabet og trafikmængderne i Danmark har generelt været stigende gennem 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 i de større byer (www.vd.dk). Det giver især i myldretiden øget trængsel på dele af vejnettet. Ændringerne i trafikmængder er ikke ligeligt fordelt på vejtyper og heller ikke mellem forskellige geografiske områder.

I det følgende illustreres betydningen af trafikmængden og hastigheden for gadekoncentrationen. Dette sker med udgangspunkt i Jagtvej i København med samme data, 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 NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ for 2016 (Ellermann et al., 2017).

I 2016 er årsdøgntrafikken (ÅDT) på Jagtvej 20.994, dvs. den gennemsnitlige trafikmængde i døgnet, 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 7.8 er vist forskellige scenarier for trafikmængde og rejsehastighed, og hvordan det påvirker gadekoncentrationen.

I basisscenariet er den modellerede gadekoncentration som årsmiddelværdi for NO₂ 33 µg/m³, 12 µg/m³ for PM_{2,5} og 20 µg/m³ for PM₁₀. De tilsvarende målinger er for NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ hhv. 33 µg/m³, 13 µg/m³, og 23 µg/m³. Modellen passer således godt for NO₂, men undervurderer lidt for PM_{2,5} og PM₁₀.

Mindre trafikmængde giver lavere koncentrationer, og større trafikmængde giver højere koncentrationer.

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 NO₂ i forhold til PM_{2,5} og PM₁₀, da bybaggrundsbidraget er mindre for NO₂ end for PM_{2,5} og PM₁₀. Hastighedsændringer betyder relativt lidt for PM_{2,5} og PM₁₀ pga. bi-

draget fra ikke-udstødning, som ikke påvirkes i samme grad som ved ændringer i trafikmængder. Ud over at emissionen hænger sammen med hastigheden, påvirker hastigheden også fortyndingen i gaderummet, idet trafikskabt turbulens bidrager til fortynding som en funktion af antal lette og tunge køretøjer og deres frontareal.

Tabel 7.8. Scenarier for gadekoncentrationen på Jagtvej i 2016 med forskellige forudsætninger for trafikmængde og rejsehastighed.

Type	Scenarie	ÅDT	Hastighed (km/t)	NO ₂ (µg/m ³)	PM _{2,5} (µg/m ³)	PM ₁₀ (µg/m ³)
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 mulighed for at skabe en 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 køretøjs sammensætning, 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.

7.5 Letbane og bustrafik

Letbane

Den nye letbane i Odense forventes åbnet for passagerne i løbet af 2021.

Letbanen er elektrisk drevet, og har dermed ikke udstødning af helbredsskadelige gasser og udstødningspartikler, men vil stadigvæk udsende ikke-udstødningspartikler i form af bremse-, hjul- og skinneslid. Da letbanen delvist erstatter bil- og bustrafik fra vejene er den en gevinst for luftforureningen.

En letbane indskrænker endvidere vejkapacitet, som i sig selv har en begrænsende effekt for biltrafikken.

Bustrafik

Som det fremgår af de tidligere tabel 7.6 og tabel 7.7 har busser meget højere emissionsfaktorer op til Euro 5. I forhold til personbiler er der eksempelvis tale om ca. 8 gange højere NO_x-emission og ca. 9 højere for partikeludstødning pr. kørt km for en bus i forhold til en dieselpersonbil for Euro 5. Dermed skal der derfor være omkring 8-9 personer i bussen for at have samme emission pr. person-km som i en bil med 1 person. Dette ændrer sig med Euro 6, hvor diesel personbiler og busser forurener omtrent det samme for udstødning, 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 (6d) for benzinbiler. Der skal dog være flere passagerer i bussen, hvis der også skal kompenseres for bussernes højere ikke-udstødning. Antagelser om belægningsgrad er afgørende i scenarier for effektivvurdering af overflytning mellem privat og kollektiv trafik.

Både rutebusser og turistbusser skal overholde kravene opstillet i den tidligere og nuværende miljøzonestrategi, se afsnit 9.1 Busserne har skullet opfylde mindst Euro 4 siden 2010 og skal fremover mindst opfylde Euro 5 i 2020 og Euro VI i 2022.

7.6 Cykeltrafik

Da cykler hverken udsender helbredsskadelige gasser 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. I takt med at køretøjerne får renere udstødning og øget overgang til elkøretøjer vil problematikken omkring eksponering blive mindre.

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 (Ander sen 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 1,49 kr. for uheld (omkostning) og -7,84 kr. for helbredseffekter (gevinst), så den samlede eksterne omkostning bliver -6,35 kr. (gevinst) i 2020-priser, hvilket kun gælder for cykler i forhold til alle andre transportmidler (<https://www.cta.man.dtu.dk/modelbibliotek/teresa/transportoekonomiske-enhedspriser>). Cykling bidrager derfor til mindre luftforurening, mindre klimabelastning samt øget folkesundhed.

7.7 Delebiler

Den første delebilordning blev oprettet i Odense i 1997, og siden er der opstået delebilordninger især i de større byer men også på landet. Antallet af debiler er steget men er stadigvæk meget lavt i forhold til bilparken, men der er potentiale for fortsat vækst. De første delebilordninger var med fast stamplads, og i de seneste år er der kommet bybiler og nabobiler til.

Forskellige typer af debiler

Brancheforeningen Danske Delebiler inddeler debiler i tre kategorier (<http://danskedelebiler.dk/>):

1. Delebiler med fast stamplads, fx udbudt af LetsGo.
2. Bybiler, som kan afhentes ét sted og afleveres et andet sted inden for nærmere angivne områder, er som regel afgrænset i større byer, fx udbudt af ShareNow.
3. Nabobiler, hvor ejere af privatbiler udlejer deres biler til andre medlemmer af ordningen, fx udbudt af GoMore.

Effekter

Organisationen "Danske Delebiler" vurderer, at der er forskellige effekter af de forskellige typer af delebilordninger mht. hvordan de påvirker bilejerskab, bilkørsel overflytning mellem køretøjskategorier.

Ud fra danske og udenlandske undersøgelser vurderer Danske Delebiler, at debiler med fast stamplads reducerer bilkørsel med mindst 30%, som dækker over at tidligere bilejere reducerer deres bilkørsel med mindst 50%, mens medlemmer, der ikke tidligere har ejet deres egen bil, kun forøger deres bilkørsel med ca. 10%. Undersøgelser viser, at en delebil med fast stamplads erstatter 6 privatejede biler, og at der i gennemsnit er 8-10 voksne plus børn om en delebil. Effekten af nabobiler kan være tilsvarende, men der foreligger ikke undersøgelser heraf. Bybilerne vurderes at blive brugt på korte ture inden for et afgrænset område i fx København. De er for dyre at køre langt i, men effektive til korte ture. Bybilerne vil derfor i mindre grad erstatte anden bilkørsel, og vil i højere grad erstatte taxa, bus og cykel.

Forslag

For et byområde som Odense er debiler af særlig interesse, da de bidrager til færre parkeringspladser, mindre bilkørsel og dermed mindre trængsel samt understøtter kollektive trafik og cykeltrafik.

Et differentieret udbud af delebilordninger er sammen med gode forhold for cyklisme og kollektiv trafik med til at understøtte Mobility as a Service (MaaS) og et liv uden egen bil.

Ud over at der er en ressource- og klimagevinst i færre biler har debiler med fast stamplads og især bybilerne integreret elbiler i deres flåder. Sammen med mindre bilkørsel giver dette også en luftforureningsgevinst.

Det foreslås, at Odense Kommune udarbejder en strategi for fremme af debiler i kommunen. Elementer i en sådan strategi kunne være følgende:

- Tilbyde debiler med fast stamplads gratis dedikerede parkeringsplads på attraktive steder. Tilbyde bybiler parkeringslicens på vilkår som muliggør bybiler.

- Indarbejde parkeringspladser og krav om delebilordning i forbindelse med nybyggeri eller væsentlige ombygninger, hvilket muliggør reduceret udlæg til parkeringspladser og dermed mere til bolig- eller erhvervsareal.
- Undersøge om nogle af kommunens egne biler kunne erstattes af en delebilordning med fast stamplads i samarbejde med en delebiludbyder med en aftale om at debilerne fx kun kunne bruges af medarbejderne inden for normal arbejdstid, mens øvrige medlemmer af den pågældende delebilordning kunne bruge den uden for dette tidsrum.

7.8 Odense Kommunes plan for mobilitet

Odense Kommune har udarbejdet en plan for bæredygtig mobilitet, som en del af visionen for udvikling af Odense frem mod 2030 beskrevet i planen "Fra stor dansk by til dansk storby – En storby med omtanke". Målet er, at hele Odense skal bindes sammen af let og bæredygtig mobilitet, og at det bæredygtige og sunde transportvalg skal være det nemme valg. Til udmøntning af visionen har Odense Kommune i Kommuneplan 2020-2032 sat som mål, at:

- sikre et velfungerende og sammenhængende netværk af fortove, rekreative stier, cykelstier, kollektiv trafik og veje med god fremkommelighed. I dette netværk er der velplacerede knudepunkter, der sikrer, at det er let at stige om og kombinere flere transportformer,
- reducere biltrafikken til 2014-niveau. Det betyder, at væksten i trafik på grund af flere indbyggere skal håndteres ved vækst i gang, cykel og kollektiv trafik. Dermed vil bilernes andel af det samlede turantal falde frem til 2032,
- prioritere gang, cykel og kollektive forbindelser højt, for eksempel med fuld udbygning af et Supercykelstinet og grønne rekreative forbindelser,
- arbejde målrettet med at ændre borgere og pendlere transportadfærd, så flere i fremtiden vil vælge at cykle, gå og benytte kollektiv transport.

Planen og dens indsats er nærmere beskrevet i bilag 1.

8 Elektrificering af vejtransport

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. Til slut redegøres for Frederiksberg Kommunes Elbilstrategi, som et eksempel på en kommunal strategi for udbredelse af elbiler.

8.1 Udvikling i antal elbiler i Danmark og regulering

Elbiler kom på markedet i 2009, og i august 2020 er der omkring 21.500 elbiler i bilparken, og 20.400 plugin-hybrid og brintdrevne biler (www.dst.dk). Selvom der har været en kraftig vækst i antallet af elbiler, er det relative antal meget beskedent i forhold til bilparken, som helt er domineret af benzin- og dieseldrevne køretøjer. Elbilerne udgør 0,8% af den samlede bestand af personbiler, mens hybrid- og brintbilerne udgør 0,75% i august 2020.

Elbiler er især i starten blevet købt af flådeejere i den offentlige sektor, virksomheder, deleordninger mv. og mindre af private, men bliver nu i stigende grad købt af private.

Salget af plugin-hybridbiler er nærmest eksploderet de seneste måneder med omkring 2.500 biler i juli og august 2020, hvilket svarer til 13-14% af alle nyregistrerede personbiler. Udviklingen for elbilerne er ikke helt så markant, men har med store udsving ligget omkring 600 biler pr. måned de seneste 12 måneder. Elbilernes andel af alle nyregistrerede personbiler har med tilsvarende udsving ligget på ca. 4%. Hvis elbilandelen forbliver på ca. 4%, vil der frem til 2030 blive registreret ca. 86.000 elbiler, hvis der lige som nu i alt registreres 195.000 nye biler om året (www.dst.dk).

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, og siden har der været en skiftende kurs mht. registreringsafgift, fradrag for batteri mv. En kommission for grøn omstilling af personbiler har analyseret forskellige veje til grøn bilbeskatning, som endnu ikke er udmøntet i en konkret omlægning af bilbeskatningen (Elbilkommissionen, 2020).

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, og Hyundai Kona med reel rækkevidde på op til 400 km. Der forventes også langt flere elbilmodeller på markedet inden for de kommende år. Nyere bilmodeller er også i stand til at lade hurtigere end tidligere.

Ladeinfrastrukturen er blevet udbygget, og der er omkring 2.000 offentligt tilgængelige ladepunkter i Danmark skønner Energikommissionen i 2017 (Energikommissionen, 2017). Dansk Elbil Alliance har med input fra DTU skønnet, at der skal være i størrelsesordenen 25.000-30.000 ladere i det offentlige rum for at understøtte en million elbiler i 2030. Der er således brug for en kraftig udbygning af ladeinfrastrukturen i det offentlige rum, som kommunerne kan understøtte gennem samarbejde med ladeoperatører samt gennem forsøg.

Frederiksberg Kommune indgår eksempelvis i et udviklings- og demonstrationsprojekt, som skal udvikle ladeinfrastrukturen, som både er effektivt og "smart", så opladningen styres væk fra spidsbelastningsperioder og hen i mindre belastede perioder. Projektet hedder FUSE - Frederiksberg Urban Smart Electromobility og samler viden og erfaringer fra forskellige aktører. Det er støttet af EUDP (<https://danskebilalliance.dk/nyheder/pressemeddelelse/frederiksberg-fyrtaarn-paa-ladeinfrastruktur>).

Nogle kommuner tilbød gratis parkering for elbiler i de tidligere år for elbilers udbredelse, men dette blev senere underkendt, da der ikke var et lovligt grundlag for helt at fritage elbiler fra betaling af parkeringsafgift i et betalingsområde. Vejloven blev dog ændret i 2014, således at det derefter har været muligt at tilbyde gratis parkering for elbiler på offentlige parkeringspladser. Flere kommuner gør også dette fx Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune.

Energistyrelsen har haft diverse støtteordninger med det formål at fremme udbredelsen af elbiler og erfaringsopsamling blandt private borgere, virksomheder og offentlige institutioner (Energikommisionen, 2017). Vejdirektoratet har også administreret tilskud til opsætning af hurtig- og lynladere langs motorvejsnettet og vejnettet i by- og landzone (Transport og Boligministeriet, 2020).

Klimaloven fra 2014 har et langsigtet mål om, at Danmark i 2050 skal være et lavemissionssamfund baseret på vedvarende energi (EFK, 2014).

Den tidligere V-K-LA regerings klima- og luftudspil fra oktober 2018 (Regeringen, 2018) listede 3 målsætninger for elektrificering af transport: (1) Stop for salg af nye benzin- og dieselmotorbiler i 2030 og for nye plug-in hybridbiler fra 2035, herunder 1 mio. elbiler i 2030, (2) Slut med udledning af CO₂ og luftforurening fra busser i byerne fra 2030, dvs. 100% eldrift for bybusser, (3) Benzin og diesel skal ud af taxidriften inden 2030, dvs. 100% eldrift af taxier i 2030.

Den nuværende S regering med støttepartierne E, SF og R har i deres politiske forståelsespapir en målsætning om at reducere udledningen af drivhusgasser med 70% i 2030 i forhold til 1990 og udarbejdelse af en skærpet klimalov, som siden er vedtaget af et bredt flertal i Folketinget i december 2019 (Aftalepartnere, 2019). Endvidere er der en målsætning om at omstille transportsektoren, som skal sikre markant flere elbiler på vejene, herunder et stop for salg af alle nye diesel- og benzinbiler fra 2030 (Regeringen, 2019).

Elektrificering af transportsektoren kan ses som et virkemiddel til at erstatte transportsektorens store afhængighed af fossile brændstoffer, og samtidig opnå en gevinst for luftforureningen. Elbiler i forskellige former (rene elbiler og brændselscellebiler) er p.t. den eneste tilgængelige teknologi til erstatning af benzin- og dieselmotorbiler. Da levetiden på biler er omkring 15 år, betyder det, at de sidste fossilmotorbiler skal sælges i 2035, hvis samfundet skal være CO₂-neutralt i 2050. Det betyder igen, at andelen af elbiler i nysalget skal stige fra de nuværende få procent til 100% på blot omkring 16 år eller næsten 6%-point pr. år, hvilket sandsynligvis ikke vil komme af sig selv, men vil kræve nye initiativer. Hvis målet er i 2030 skal det være langt hurtigere end nu. Da nysalget af personbiler er omkring 200.000-220.000 om året, skal eksempelvis hele nysalget være elbiler i 5 år i træk for at nå 1 mio. elbiler. 1 mio. elbiler i 2030 kan også nås ved en eksponentiel udvikling i nysalget fra det nuværende lave niveau i 2019 til 100% i 2030 som illustreret i et nyt studie (Jensen et al., 2019a).

I Danmark udgør elbiler således p.t. en meget lille del af bilparken og en mindre stigende del af nysalget.

Til sammenligning opererede klimarådets rapport i foråret 2020, om hvordan Danmark kan opnå en reduktion på 70% i den samlede udledning af drivhusgasser i 2030 i forhold til 1990, med et måltal på 1 mio. elbiler (Klimarådet, 2020), mens Elbilkommissionen i deres rapport i september 2020 opererede med fire scenarier på 500.000, 600.000, 750.000 og 1 mio. elbiler (Elbilkommissionen, 2020). Som det fremgår af ovenstående skal andelen af nysalget af elbiler være langt højere end i dag for at kunne realisere et mål om 500.000 eller 1 mio. elbiler i 2030.

8.2 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. Det er siden steget til omkring 45% for første halvdel af 2019. 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, mens elbiler dog stadigvæk betaler moms i Danmark. Herudover er elbiler i Norge også fritaget for at betale bompunge, 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 (Energikommissionen, 2017).

Norge har således haft kraftige incitament, 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 med ca. 18.000 ladepunkter er også væsentligt bedre end i Danmark (Energikommissionen, 2017).

Flere europæiske lande diskuterer ideen om at udfase benzin- og dieslbiler inden for en kortere årrække. Den norske regering har en målsætning om, at efter 2025 skal nye privatbiler, bybusser og lette varebiler være nuludslipskøretøjer. 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.

8.3 Miljømæssige fordele og ulemper

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

Helbredskadelig luftforurening

Elbilens store fordel er, at den ikke har udstødning og dermed ikke bidrager så meget til helbredsskadelig luftforurening, og den vil derfor bidrage til forbedring af luftkvaliteten især i byerne. Opladningshybridbilen har samme fordel, når den er i elektrisk tilstand. 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.

For trafikens partikelforurening er bidraget domineret af ikke-udstødning. Foreløbige vurderinger tyder på, at overgang til elbiler samlet set vil føre til ingen eller lille reduktion af $PM_{2,5}$ og PM_{10} , fordi reduceret udstødning opvejes af mere ikke-udstødning, da elbiler er tungere end fossilbiler, og dermed har højere vej- og dækemissioner, også selvom der tages højde for mindre bremseslid (Timmers & Achten, 2016).

Både udstødnings- og ikke-udstødningspartikler er helbredsskadelige, men meget tyder på, at udstødning er mere helbredsskadelig end ikke-udstødning (Rohr & Wyzga, 2012).

Det kræver således reduktion af selve trafikken for at reducere trafikens bidrag til ikke-udstødningspartikler.

Elproduktion på kraftværker bidrager kun lidt til lokal luftforurening pga. rensning og høje skorstene, og der vil derfor, alt andet lige, være en luftforureningsmæssig fordel i at flytte luftforurening fra gadeniveau til skorstensniveau. Elproduktionen vil 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.

Drivhusgasser

Udover at mindske den helbredsskadelige luftforurening vil eldrevne køretøjer også bidrage til reduktion af klimagasser gennem en markant reduktion af CO_2 -emissionen, som opnås ved at eldrift erstatter benzin og diesel. Det skyldes dels, at CO_2 -emissionen pr. energienhed er relativt lille for elproduktion i forhold til CO_2 -emissionen pr. energienhed for fossile brændsler samt at elmotoren har højere energieffektivitet i forhold til forbrændingsmotoren. I 2020 skønner Copenhagen Electric, at CO_2 -emissionen er omkring en halv til en tredjedel for elbiler i forhold til fossilbiler (Regionwww.regionh.dk/elbiler). Da der er et nationalt mål om at have en elproduktion baseret på 100% vedvarende energi i 2030 og 90% af varmeforsyningen ifølge Energiaftalen 2018, vil elproduktion til den tid i princippet være CO_2 -neutral, 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 ved overgang til vedvarende energi, illustrerer studiet betydningen af ikke at køre rundt med en for stor batterikapacitet, hvilket

trækker i retning af ikke for store batterier, men med hurtig opladning for at kunne møde kørselsbehovene.

Klimarådet har belyst, hvor klimavenlige elbiler er i forhold til opladningshybrider, effektiv dieselbil og alm. fossil bil. Analysen bygger på en livscyklus-tilgang, dvs. at man ser på CO₂-udledningen fra bilproduktion, herunder produktion af batteriet, brug af bilen enten fossilt brændstof eller el samt produktion af el/brændstof. Undersøgelsen viser, at elbilen under danske forhold kun udleder halvdelen af, hvad en effektiv dieselbil gør i dette livscyklusperspektiv og endnu mindre i forhold til en almindelig fossil bil. Lidt overraskende finder Klimarådet, at en opladningshydrid har omtrent samme CO₂-udledning som en effektiv dieselbil. Det skyldes, at der udledes CO₂ ved produktion af batteriet, og at analysen antager, at der køres 60% af kilometerne på benzin, og en benzinmotor er ikke så effektiv som en dieselmotor. 40% køres i elektrisk tilstand. Elbilen vil blive endnu mindre forurenende med CO₂ med tiden i takt med at hele energisektoren omlægges til vedvarende energi, hvilket er planlagt til at ske i 2030 (Klimarådet, 2018).

Miljøorganisationen Transport and Environment har i et europæisk studie vist at mange brugere af opladningshybrider ikke lader bilerne, så meget som forudsat, og ikke kører bilerne i elektrisk tilstand selvom det er muligt, hvorved deres CO₂-regnskab bliver yderligere forringet i forhold til antagelserne, som Klimarådet anslog.

Støj

En elmotor støjer mindre end en tilsvarende forbrændingsmotor, men allerede ved omkring 40-50 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. Dette er dog forhold som er kendetegnet på mange veje i Odense by.

Trængsel

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.

Kobling til energiforsyningen

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, hvilket kan bidrage til at balancere produktion og forbrug af strøm (Vehicle to Grid, V2G). Ligeledes kunne der være visse muligheder i et intelligent 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 tilpasses bilistens transportbehov (Energikommissionen, 2017).

8.4 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 20-60 km). Under elektrisk drift vil den ikke bidrage med lokal luftforurening, hvilket i Danmark kunne være en væsentlig 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 samme beskatningsregler for rene elbiler og plug-in 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. Brint skal produceres fx ved elektrolyse, som kræver strøm. Hvis strømmen er produceret på vedvarende energi er den CO₂-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.

Nuludslipbiler, er biler som ikke belaster transportens drivhusregnskab, som fx elbiler eller brintbiler.

8.5 Potentialer for de forskellige typer af eldrevne køretøjer

Potentiale for eldrevne personbiler

Som det fremgår af tidligere tabel 7.1 er emissionspotentialet for NO_x- og PM-udstødning i 2019 for dieselpersonbiler hhv. 37% og 51% og for benzinpersonbiler hhv. 17% og 6%, 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, så kan der gives incitamentet til brugeren og virksomhederne, og disse incitamentet vil medvirke 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 tidligere afsnit udgør taxier på de større veje en ikke ubetydelig del i fx København, hvilket også må formodes i andre større byer som Odense. 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 incitamentet at fremme nuludslipstaxi, som det vil ske med Ultra Low Emission Zone i London fra 2019.

Langt de fleste personbiler ejes af private, og det er denne gruppe, som i fremtiden skal købe flere elbiler, hvis andelen af elbiler skal stige.

Potentiale for eldrevne varebiler

Som det fremgår af tabel 7.1 er emissionspotentialet i 2019 for dieselvarebiler hhv. 27% og 33% for NO_x- 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 egnede 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 også, 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. Det 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 gennemsnitlig 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 tabel 7.1 er emissionspotentialet i 2019 for bybusser hhv. 12% og 6% for NO_x- og partikeludstødning og for turistbusser hhv. 3% og 2%. Dette er baseret på den nationale emissionsopgørelse, og en anden fordeling kunne tænkes i Odense Kommune. Da bussernes kørsel ikke er jævnt fordelt på vejnettet vil nogle veje have større andel og andre veje mindre.

Bybusser har i stigende grad mulighed for at blive enten rene batteridrevne busser eller eldrevne med opladning på terminaler eller busstoppestederne (lejlighedsvis opladning). Udviklingen ser ud til at gå mod rene batteridrevne busser, som oplades om natten.

Roskilde Kommune har i 2019 skiftet alle bybusser, som kører internt i kommunen, til batteridrevne elbusser. Københavns Kommune har en målsætning om at skifte til elbusser eller busser med samme miljø- og støjegenskaber inden 2025. Odense Kommune har besluttet at udskifte 20 dieselbusser til eldrevne med planlagt drift i foråret 2021 (Bilag 1).

Det er især bybusser og til dels regionalbusser, som har potentiale for elektrisk drift enten som rene elbusser eller med opladning undervejs. Da turistbusser tilbagelægger lange afstande med forskellige ruter er de vanskeligere at omlægge til elbusser. Regionalbusser, som kører langt, og turistbusser har på sigt mulighed for at blive brændselscelle køretøjer, hvis elbusser ikke får endnu længere rækkevidde og super hurtig opladning.

Potentiale for eldrevne lastbiler

Lastbiler inddeles i to vægtklasser hhv. under og over 32t. Som det fremgår af tabel 7.1 er emissionspotentialet i 2019 for lastbiler under 32t hhv. 2% og 1%

for NO_x- og partikeludstødning og for lastbiler over 32t hhv. 2% og 1% for NO_x- 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. Tidligere har det kun været 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. Men de første modeller af eldrevne lastbiler er netop nu lanceret fra store lastbilproducenter såsom MAN, Volvo, Mercedes, Daimler-Benz og Renault. Derudover har Tesla annonceret, at de udvikler og lancerer en lastbil med lang rækkevidde i 2020 og tilhørende hurtigopladning (https://en.wikipedia.org/wiki/Tesla_Semi). Hvis elteknologien viser sig at være attraktiv indenfor vejtransporterhvervet, kan en del af kørsel med lastbil givet dækkes af ellastbiler i en ikke alt for fjern fremtid.

En anden fremtidig mulighed er, at lastbiler har en elektrisk motor drevet af brændselscelleteknologi og brint som brændstof. Dette er også ved at flytte sig fra forsøgs- og demonstrationsstadiet til kommerciel drift, idet Hyundai i 2020 forventes at levere de første 50 brintlastbiler til Schweiz, og satser på at få 1.600 brintdrevne lastbiler ud på de europæiske veje inden 2025 (FiB, 2019).

Der er også den mulighed, at især større lastbiler fortsat vil køre på flydende brændstoffer, men produceret uden udledning af drivhusgasser (Power-to-X baseret på fx vindmøllestrøm, elektrolyse for produktion af brint, og en CO₂ kilde eller CO₂ fangst).

Elcykler

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. Udbygning af et supercykelstinet er den del af Odense Kommunes plan for bæredygtig mobilitet (Bilag 1). 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. Eldrevne ladcykler er en god mulighed for at transportere børn og indkøb, men kan være en udfordring på smalle cykelstier.

Der er ingen lokal luftforurening forbundet med brugen af elcykler, men de har et meget lille bidrag til den regionale luftforurening via forbrugt strøm.

8.6 Eksempel på en kommunal elbilstrategi

Frederiksberg Kommunalbestyrelse har primo 2019 besluttet "Frederiksberg ELBILBY NR. 1". Strategien rækker frem mod 2030.

Visionen er, at der på vejene på Frederiksberg hovedsageligt kører busser og biler på el. Kommunens egne biler kører på el, ligesom kommunens befordring af borgere og transport af varer til kommunen er eldrevet. Kommunen er opsøgende i forhold til udviklingen på elbilområdet, deltager i forsøg, nye initiativer og forskningsprojekter, og er en vigtig part i arbejdet med rammevilkårene for elbiler.

Elbilstrategien omfatter fire overordnede indsatsområder med tilhørende målsætninger og initiativer. Målsætninger er fastsat for såvel 2023 som for 2030 og er understøttet af en række initiativer:

- *Kommunens egne køretøjer*: I 2023 benytter 75 % af de kommunale køretøjer grønne drivmidler. I 2030 benytter 100 % grønne drivmidler, herunder 90% el.
- *Udbudt kørsel*: Krav om minimum 30 % grønne drivmidler og prioritering af el, hvor det er muligt i 2023. I 2030 foregår 100 % udbudt befordring med el.
- *Kollektiv transport*: Al kollektiv trafik udbydes som emissionsfri fra 2018. 100 % af den kollektive busstrafik benytter el eller brint i 2030.
- *Den private bilpark*: 5% i 2023 og 20% af de indregistrerede biler er elbiler eller plug-in hybrid biler i 2030. Der er maksimalt 500 m i 2023 og 250 m til en ladestander fra al etagebyggeri på Frederiksberg i 2030.

Køretøjer indkøbes i denne prioriterede rækkefølge: El, brint, plug-in hybrid, samlet betegner Frederiksberg Kommune disse som grønne drivmidler/køretøjer. Endvidere hvis ikke andet er muligt så benzin før diesel. Hvert fjerde år vil strategien blive revideret. Der er i strategien fastsat målemetoder til vurdering af indfrielse af de fastsatte mål.

Forslag

Det foreslås, at Odense Kommune udarbejder en elbilstrategi med målsætninger for elektrisk transport inden for kommunens egne køretøjer, udbudt kørsel, kollektiv transport og den private samt identificere understøttende initiativer, herunder understøtter udviklingen af lademuligheder.

9 Økonomiske virkemidler og regulering over for køretøjer

9.1 Miljøzoner

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

Først gennemgås effekten af de første miljøzoner i Danmark og de fremtidige miljøzoner vedtaget i maj 2019. Endvidere beskrives eksempler på miljøzoner i udlandet.

Effekt af de første miljøzoner indført i 2008-2010

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 er derfor, at lastbilen eller bussen skal være mindst Euro 4 eller have eftermonteret partikelfilter.

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 indførte 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_{2,5} og PM₁₀ er omkring 0,2 µg/m³ for alle gaderne i alle miljøzonebyerne i 2010, og den maksimale effekt er op til 0,7 µg/m³. Dette svarer til en gennemsnitlig reduktion i gadekoncentrationen af PM_{2,5} på 1,5% og på 1% for PM₁₀.

Selvom miljøzonekravene ikke er målrettet reduktion af NO_x-emission har de alligevel en reducerende effekt for NO_x-emissionen. For H.C. Andersens Boulevard reduceres NO_x-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_x-emissionen med 25% for de tunge køretøjer. Den samlede reduktion i NO_x-emissionen er 8% for alle køretøjsgrupper under ét. Reduktionen på 40% i NO_x-emissionen for busser er ikke kun styret af miljøzonekrav, men også af udbudskrav til busdrift, som beskrevet ovenfor. Den beregnede reduktion i NO₂-koncentrationen er omkring 1 µg/m³ for H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej i København, 4 µg/m³ for Banegårdsvej i Aarhus, 2 µg/m³ for Albanigade i Odense, og 3 µg/m³ 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 NO₂-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.

Forventet effekt af fremtidige miljøzoner i 2022-2025

I maj 2019 vedtog Folketinget skærpede miljøzoner gældende for de samme kommuner, som er omfattet i dag.

Stramningen af miljøzonerne for dieselskøretøjer falder i tre trin:

Fra 1. juli 2020:

Busser og lastbiler skal opfylde Euro 5, dvs. være indregistreret den 1. oktober 2009 eller være nyere.

Varebiler skal opfylde Euro 4, dvs. være indregistreret den 1. januar 2007 eller være nyere.

Fra 1. juli 2022:

Busser og lastbiler skal opfylde Euro 6, dvs. være indregistreret den 1. januar 2014 eller være nyere.

Varebiler skal opfylde Euro 5, dvs. være indregistreret den 1. januar 2012 eller være nyere.

Fra 1. juli 2025:

Varebiler skal opfylde Euro 6, dvs. være indregistreret den 1. september 2016 eller være nyere.

I forhold til de tidligere miljøzoner skærpes kravene til lastbiler og busser fra Euro 4 til Euro 5 i 2020 og Euro 6 i 2022. Som noget nyt stilles der også krav til varebiler med Euro 4 i 2020, Euro 5 i 2022 og Euro 6 i 2025.

Forud for lovens vedtagelse gennemførte Miljø- og Fødevarerministeriet en effektiv vurdering af fem scenarier for skærpede miljøzoner (Jensen et al., 2018b).

Tablet 9.1 opsummerer miljøkravene i de fem scenarier. Grøn indikerer, at den pågældende køretøjsgruppe og emissionsklasse må køre i miljøzonen, mens rød indikerer et forbud. Kravene gælder kun dieselskøretøjer.

I scenarierne er der mulighed for at opfylde miljøzonekravene ved eftermontering af partikelfilter (Diesel Particulate Filter - DPF) og i nogle tilfælde desuden med SCR (Selective Catalytic Reduction). Eftermontering vurderes ikke at være økonomisk attraktivt i de fleste tilfælde, men vil være effektivt miljø-mæssigt set i de tilfælde, det vil ske. I beregningerne er det antaget, at der ikke sker eftermontering.

Tablet 9.1. Fem scenarier for skærpede miljøzoner

Brændstof	Køretøjstype	Euroklasse	Model A	Model B	Model C	Model D	Model E
			2022	2022	2022	2022	2022
Diesel	Personbil	Euro <=4	Undtagen med DPF	Undtagen med DPF			
Diesel	Personbil	Euro 5		Undtagen med DPF			
Diesel	Personbil	Euro 6					
Benzin	Personbil	Euro <=6					
Diesel	Varebil	Euro <=3	Undtagen med DPF	Undtagen med DPF		Undtagen med DPF	Undtagen med DPF
Diesel	Varebil	Euro 4	Undtagen med DPF	Undtagen med DPF		Undtagen med DPF	Undtagen med DPF
Diesel	Varebil	Euro 5		Undtagen med DPF			Undtagen med DPF
Diesel	Varebil	Euro 6					
Benzin	Varebil	Euro <=6					
Diesel	Lastbil og bus	Euro <=IV	Undtagen med DPF	Undtagen med DPF	Undtagen med DPF og SCR	Undtagen med DPF og SCR	Undtagen med DPF og SCR
Diesel	Lastbil og bus	Euro V		Undtagen med DPF	Undtagen med DPF og SCR	Undtagen med DPF og SCR	Undtagen med DPF og SCR
Diesel	Lastbil og bus	Euro VI					

De fem scenarier viser i forhold til referencen i 2022, at det scenarie, der kun omfatter tunge køretøjer har begrænset miljøeffekt, og at de største reduktioner i emissioner og luftkoncentrationer opnås ved at indføre skærpede krav for både lette og tunge dieselskøretøjer t.o.m. Euro 5. Scenarie B har derfor den største miljøeffekt, da lette og tunge dieselskøretøjer t.o.m Euro 5 er forbudt i dette scenarie. Lette køretøjer er person- og varebiler og tunge er lastbiler og busser.

Tabel 9.2 opsummerer effekten for emissionen ved de forskellige scenarier i 2022 set i forhold til referencen i 2022.

Tabel 9.2. Procentvis ændring i emissionen for de enkelte scenarier i 2022 i forhold til referencen i 2022.

Scenarie	NO _x	PM	PM _{2,5}	PM ₁₀	PM _{2,5}	PM ₁₀
		Udstødning	Ikke-udstødning	Ikke-udstødning	Total	Total
Reference 2022	0	0	0	0	0	0
Scenarie A	-4	-59	0	0	-19	-12
Scenarie B	-21	-64	0	0	-20	-13
Scenarie C	-5	-4	0	0	-1	-1
Scenarie D	-5	-25	0	0	-8	-5
Scenarie E	-11	-25	0	0	-8	-5

Som det fremgår af ovenstående, er der ikke præcist regnet på det vedtagne lovforslag for skærpede miljøzoner, men effekten af lovforslaget vurderes at være tæt på scenarie D og E.

Det fremgår også, at den største effekt fås ved også at inddrage krav til personbiler (scenarie B), hvilket ikke er tilfældet i den vedtagne miljøzone lov. Såfremt der også stilles krav om Euro 6 for personbiler vil effekten af miljøzonen blive omkring dobbelt så høj som den vedtagne miljøzone, da reduktionen af partikeludstødning vil stige fra 25% reduktion til 64% reduktion og reduktionen i NO_x-emission fra 5-11% til 21%.

Hvis der stilles krav om at dieselpersonbiler skal være Euro 6 i 2022 vil det betyde at personbiler ældre end omkring 7 år ikke kunne køre i miljøzonen, da Euro 6 personbiler skal være indregistreret den 1. september 2015 eller nyere.

Miljøzone i Odense

Odense Kommune har tilsluttet sig de skærpede miljøzonekrav. I Odense Kommune ligger miljøzonen inden for Ring 2. Som det fremgår af ovenstående forventes effekten af de skærpede miljøzoner at være en reduktion af partikeludstødningen på omkring 25% og af NO_x på 5-11%.

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 blev 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 CO₂. 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 at krydse 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.

Skærpede miljøzoner i Sverige

Ligesom de tidligere danske miljøzoner stillede de tidligere svenske miljøzoner også kun krav til tunge køretøjer. De tidligere 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 regering gav i april 2019 kommunerne mulighed for at introducere tre forskellige miljøzoner, som stiller forskellige miljøkrav, se tabel 9.3 (Svenske regering, 2019).

Table 9.3. Emissionskrav i 3 forskellige klasser af miljøzoner i Sverige.

Miljøzone	Person- og varebiler	Lastbiler og busser
Klasse 1	Ingen krav til person- og varebiler. Fra 1. januar 2020: Skal være Euro 5 eller bedre. Fra 1. juli 2022: Skal være Euro 6..	Som hidtidige miljøzoneregler.
Klasse 2	Eurokravene gælder også for hybridbiler, opladningshybridbiler, gasbiler og E85 biler (E85 er biler som kan køre på 85% bio-ethanol). Elbiler og brændselscellebiler har adgang	Klasse 2 inkluderer ikke tunge køretøjer.
Klasse 3	Kun elbiler og brændselscellebiler har adgang samt Euro 6 gasbiler.	Kun elkøretøjer og brændselscellekøretøjer har adgang samt Euro 6 gaskøretøjer og Euro 6 opladningshybridkøretøjer.

De hidtidige miljøzoner (klasse 1) er allerede gældende i 8 byer. Indtil videre er det kun Stockholm, som har indført klasse 2, og kun for en 2,5 km lang vejstrækning på Hornsgatan gennem Stockholm.

Den svenske Transportstyrelse havde forud for de ændrede miljøzonekrav gennemført en analyse med forslag til nye miljøzoneklasser for lette køretøjer (Transportstyrelsen, 2016).

Forslag

Odense Kommune kunne overveje at arbejde for at kommunerne i Danmark fik mulighed for at indføre miljøzoner, som stiller krav om udelukkende el- og brændselscellekøretøjer i lighed med miljøzoneklasse 3 i Sverige.

9.2 Trængselsringen

Ideen med en trængselsring er, at man skal betale for at køre ind i et afgrænset geografisk område, hvor der er et ønske om 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 kamaraer 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 Tetraplan.

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 opnås 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 NO₂-gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,9-2,0 µg/m³ (3-7%) i alternativerne i 2016. Reduktionen i NO₂-gennemsnitskoncentrationerne er 0,5-0,9 µg/m³ (4-6% i forhold til gennemsnitskoncentration) i 2016.

Den procentvise reduktion i NO₂-koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i NO_x-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_x-emission og NO₂-koncentration, da dannelse af NO₂ er begrænset af tilstedeværelsen af ozon.

Antallet af overskridelser af NO₂-grænseværdien er 11 i referencesituationen i 2016 ud af 138 gader. NO₂-grænseværdien er 40 µg/m³ 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 PM₁₀-gadekoncentration for de 138 gader reduceres med 0,4-0,8 µg/m³ (2-3%) i alternativerne. Reduktionen i PM₁₀-gennemsnitskoncentrationerne er 0,1-0,2 µg/m³ (0,5-1% i forhold til gennemsnitskoncentrationen). Den procentvise reduktion i PM₁₀-koncentrationen er mindre end den procentvise reduktion i PM₁₀-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 ned-sættelse af trængslen i hovedstadsområdet (Trængselskommissionen, 2013).

Forslag

Etablering af en trængselsring vil kræve et nyt lovgrundlag, og en trængselsring giver kun mening for Odense by. Odense Kommune kan overveje at arbejde for en trængselsring.

Såfremt et nationalt road pricing system blev gennemført ville dette erstatte en trængselsring. En trængselsring kan derfor ses som en overgang til et nationalt road pricing system. Road pricing beskrives i næste afsnit.

9.3 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 ville 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, befolkningseksposering 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.

Køretøjs sammensætningen 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.

Forslag

Etablering af road pricing vil kræve et nyt lovgrundlag, og road pricing forventes at blive et nationalt system, hvis det indføres. Sandsynligheden for at der kommer et road pricing system på sigt er blevet større, da det er en af

metoderne til at kompensere for faldende registreringsafgifter, hvis en grøn omstilling af vejtransportsektoren fritager eller kraftigt reducerer registreringsafgifter på biler.

Kørselsafgifterne vil sandsynligvis blive differentieret afhængig af tidspunkt på døgnet og ugedag for at reducere trængsel i myldretiden. Endvidere kunne de differentieres afhængig befolkningstæthed for at afspejle, at en kørt km i en by har større ekstern omkostning end en kørt km på landet.

Odense Kommune kan overveje at arbejde for et road pricing system, som både differentierer kørselsafgifterne i tid og sted.

9.4 Eksempel på kommunale parkeringsafgifter afhængig af Euronorm

Frederiksberg Kommune differentierer beboerlicenser til parkering efter energiklasse, således at biler, som kører langt på literne (A+, A++, A+++) får rabat, og elbiler og hybridbiler betaler ingenting (Frederiksberg Kommune, 2019), se Tabel 9.4.

Tabel 9.4. Pris for beboerlicens til parkering i Frederiksberg Kommune, pr. 1.12.2020

Licentstyper	Pris i kr.
Erhvervslicens pr. år	1.265
Beboer med lånt/lejet bil pr. uge	90
Beboerlicens Leaset/Enebrugererklæring pr. år afh. af miljøklasse	160/290
Beboer med firmabil pr. måned	500
By- og delebillicens pr. år	160
El- og hybridbillicens pr. år	0
Pendlerlicens pr. måned	500
Pendlerlicens pr. dag	40
Beboerlicens A-G pr. år	290
Beboerlicens A+ - A+++ pr. år	160
Fleksibel beboerlicens pr. måned afhængig af energi klasse	75/40

Københavns Kommune differentierer ligeledes beboerlicenser efter energiklasse, hvor el- og brintbiler samt A+, A++, A+++ får meget stor rabat (Københavns Kommune (2019b)), og priserne er langt højere end i Frederiksberg Kommune.

Odense Kommune har ingen differentiering af beboerlicenser ud fra energiklasse.

Forslag

Odense Kommune kunne overveje at differentiere beboerlicenser efter energiklasse og luftforurening. Ud fra et luftforureningsperspektiv kan beboerlicenser differentieres efter Euro-emissionsklasse fx med rabat til især Euro 6, Euro 6d-TEMP og Euro 6d og nuludslipsbiler.

Parkeringsafgift

Odense Kommune kunne tilbyde gratis parkering til elbiler på offentlige plaser med ladestation.

10 Brændeovne

I dette kapitel beskrives potentialet for reduktion af emissioner fra brændeovne mv. i Odense Kommune og endvidere potentialet for forbedring af luftkvaliteten. Den hidtidige regulering af brændeovne opsummeres. Derefter beskrives mulige virkemidler inden for følgende områder med forslag til, hvad kommunen kunne bidrage med: Kampagner, kommunal skrotningsordning, krav om partikelfilter, forbud mod brændeovne og afgifter samt skærpet miljøtilsyn med brændeovne.

10.1 Emissionspotentiale

I det følgende opsummeres resultaterne for kortlægningsrapporten (Jensen et al., 2020) vedr. emissioner fra brændefyring i Odense Kommune i 2018, som er seneste opgjorte emissionsår.

Brændeovne og pillefyr mv. (SNAP02) er den største kilder til partikler (50%), og den er omkring tre gange så stor som partikelemissionen fra vejtransporten (17%). Brændefyringsanlæg bidrager relativt lidt til NO_x (6%) og SO_x (6%).

I det følgende gøres der rede for emissionen fra brændefyring fordelt på forskellige anlægstyper og deres emissioner.

Brændefyringsanlæg i Odense Kommune

I tabel 10.1 er vist den seneste oversigt over antal brændeovne i Odense Kommune baseret på de nyeste skorstensfejerdata, hvor de enkelte anlæg er stedbestedt.

Tabel 10.1. Fordeling af brændefyringsanlæg i Odense Kommune baseret på skorstensfejerdata.

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

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

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

Skorstenfejerdata indeholder desværre ikke oplysninger om anlægstype, så det er ikke muligt at bestemme fordelingen på anlægstyper for Odense Kommune. I stedet antages det, at det fordeler sig som på landsplan.

Fordeling af brændefyringsanlæg på anlægstyper

I tabel 10.2 er antallet af forskellige typer af brændeovne/kedler/pillefyr vist for hele Danmark fra den seneste tilgængelige nationale emissionsopgørelse for 2018.

Som det fremgår, er der omkring 908.000 brændefyringsanlæg, hvoraf omkring 669.000 er brændeovne, 122.000 pillefyr, omkring 68.000 kedler og 45.000 andre ovne.

Tabel 10.2. Antal af forskellige typer af brændeovne mv. i 2018 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Antal
Gammel ovn	Før 1990	49.326
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	292.700
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	14.920
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	4.100
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	4.100
Ny moderne ovn (-2014)	Svanemærket indtil 2014	230.400
Ny moderne ovn (2015-2016)	Svanemærket fra 2015-2016	36.900
Ny moderne ovn (2017-)	Svanemærket fra 2017	36.900
Anden ovn - høj emission	Fx pejse	45.186
Anden ovn - lav emission	Fx masseovne	3.000
Gammel kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0
Gammel kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	51.781
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	16.057
Pillekedel/ovn*		122.260
I alt		907.630
Heraf brændeovne	(74%)	669.346
Heraf anden ovn	(5%)	45.186
Heraf kedler	(7%)	67.838
Heraf pillefyr	(13%)	122.260

^a Emissioner for pillefyr beregnes ud fra det samlede forbrug af træpiller og ikke ud fra antal pillefyr. Antal pillefyr er fra nyeste opgørelse fra skorstenfejrerregistre.

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

Emissioner fra anlægstyper

I tabel 10.3 vises energiforbruget samt NO_x- og PM_{2,5}-emissionen i 2018 fra brændefyring i Danmark baseret på dataudtræk fra den nationale emissionsopgørelse underopdelt på forskellige anlægstyper. Endvidere er vist de anvendte emissionsfaktorer. Emissionsfaktoren angiver hvor mange gram forurening, der udsendes pr. energienhed indfyret brændsel.

Tabel 10.3. Energiforbrug, NO_x-emission og PM_{2,5}-emission fra brændeovne mv. i 2018 i Danmark baseret på den nationale emissionsopgørelse.

Anlægstype	Beskrivelse	Træforbrug (TJ=1000 GJ)	NO _x (tons)	PM _{2,5} (tons)	NO _x (g/GJ)	PM _{2,5} (g/GJ)
Gammel ovn	Før 1990	1.170	59	1.088	50	930
Nyere ovn	DS mærket 1990-2005	6.944	347	3.229	50	465
Moderne ovn (2008-2015)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2008	354	28	128	80	362
Moderne ovn (2015-2017)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2015	97	8	29	80	295
Moderne ovn (2017-)	Efter brændeovnsbekendtgørelse i 2017	97	8	23	80	235
Ny moderne ovn (-2014)	Svanemærket indtil 2014	5.466	410	1.285	75	235
Ny moderne ovn (2015-2016)	Svanemærket fra 2015-2016	875	66	155	75	177
Ny moderne ovn (2017-)	Svanemærket fra 2017	875	66	103	75	118
Anden ovn - høj emission	Fx pejse	539	27	442	50	820
Anden ovn - lav emission	Fx masseovne	128	6	8	50	59
GI kedel med akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	547
GI kedel uden akkumuleringstank	Før 1980	0	0	0	80	684
Ny kedel med akkumuleringstank	Efter 1980	6.353	604	381	95	60
Ny kedel uden akkumuleringstank	Efter 1980	1.970	187	615	95	312
Pillekedel/ovn*		16.197	1.296	761	80	47
I alt		41.068	3.111	8.247		

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

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

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

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

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

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

I tabel 10.4 vises emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning.

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

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

Tabel 10.4. Emissionsfaktorer for kollektiv varmforsyning i 2015 (Nielsen et al., 2016).

NO_x, g/GJ	Kul	Naturgas	Træ
Kraftværker	29	55 (antaget kedel)	81
Fjernvarmeværker	95	33	90
PM_{2,5}, g/GJ	Kul	Naturgas	Træ
Kraftværker	2,1	0,1 (antaget kedel)	4,8
Fjernvarmeværker	5	0,1	10

CO₂-neutralitet og klimaeffekt

Brændefyring er i princippet CO₂-neutral, hvis træet kommer fra bæredygtig skovdrift, hvor skoven ikke leverer mere end tilvæksten. Det betyder, at den CO₂, 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 CO₂. 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 CO₂ 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 estimer 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 3.200 (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 CO₂ pr. kg fyringsolie svarer det til 1,8 mio. tons CO₂. 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 varmforsyning forventes at køre på stort set på vedvarende energi i 2030 vil CO₂-udledningen fra fjernvarme og varmepumper være minimal på sigt. Energiaftalen fra 2018 har mål om, at 100% af elforsyning skal være på vedvarende energi og 90% af varmforsyningen. Når man konservativt antager, at brændefyring erstatter oliefyring overvurderer man således gevinsten ved brændefyring ud fra en CO₂ 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 CO₂-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).

10.2 Koncentrationsbidrag

Gennemsnitsbidrag

Brændefyringsanlæg i husholdninger, som primært er brændeovne, giver det største lokale bidrag til partikelforurening med 0,49 µg/m³ for PM₁₀ og 0,24 µg/m³ for PM_{2,5} svarende til hhv. 3,7 % og 3 % af bybaggrundsforureningen for hhv. PM₁₀ og PM_{2,5} i Odense Kommune.

Vejtransport giver det andet største lokale bidrag til partikelforurening med 0,2 µg/m³ og 0,09 µg/m³ svarende til hhv. 1,6% og 1,1% af bybaggrund for PM₁₀ og PM_{2,5}.

Lokale røggener og naboklager

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

Indendørs eksponering

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. Disse undersøgelser 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). Installation af røgsuger i skorstenen kan modvirke dette, da dette vil skabe et godt træk i skorsten under alle vejforhold.

10.3 Helbredseffekter og eksterne omkostninger

De tre største lokale kilder til for tidlige dødsfald i Odense Kommune er brændefyring (8 i 2019), vejtransport (6 i 2019) og kraftværker mv. (3 i 2019).

De vigtigste lokale kilder i Odense Kommune til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Odense Kommune er vejtrafik, som står for omkring 129 mio. kr. af de eksterne omkostninger, og brændeovne mv. med 112 mio. kr. Selvom brændeovne mv. bidrager mest til partikelforureningen, er det alligevel vejtransport, som er forbundet med de største eksterne omkostninger samlet set for både partikler og NO₂. Det skyldes, at vejtransport bidrager væsentligt til NO₂, og brændeovne bidrager meget lidt til NO₂.

Der er 13.486 fyringsanlæg i Odense Kommune, hvoraf 75% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 8.000 kr. i 2019.

10.4 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 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 skærper 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). Fra 2017 er Svanemærkets krav (2 g/kg), således halvdelen af brændeovnsbekendtgørelsens krav (4 g/kg). Langt hovedparten af nysalget har været Svanemærkede brændeovne med 9 ud af 10 solgte brændeovne (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, brændselskvalitet 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). Frederiksberg Kommune har fx udarbejdet en forskrift, hvor formålet primært er at oplyse om korrekt brug af ovne til fast brændsel, og forhindre lokale røg- og lugtgener (Frederiksberg Kommune, 2015).

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. I forbindelse med finansloven for 2019 og 2020 blev der afsat hhv. 20 millioner 16 millioner i en ny skrotningsordning, som skal sætte skub i udskiftningen af de ældre ovne. Puljen blev lukket 30.06-2020, da den var opbrugt. Ordningen betyder, at brændeovnsejere kan få en skrotpræmie på godt 2.000 kroner for at skrotte brændeovne fra før 1995, som har høje emissionsfaktorer for partikler. Skrotning af brændeovnen eller pejseindsatsen betyder frakobling af brændeovnen eller udtagning af pejseindsats og efterfølgende tilmuring af hul efter røgrør eller tilslutning af ny brændeovn, pillebrændeovn eller ny pejseindsats. En ny ovn skal opfylde brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav.

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; 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). Herunder er der bl.a. en vejledning om regulering af luftforurening fra brændefyring, der primært henvender sig til kommunale miljøsagsbehandlere.

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

10.5 Kommunal kampagne

Frederiksberg Kommune har fx tidligere gennemført en målrettet oplysningskampagne i samarbejde med byens skorstensfejermester for renere brændefyring med top-down fyring over for borgerne i kommunen, hvilket igen er et muligt tiltag.

Miljøstyrelsen har tidligere skønnet, at der kan opnås en partikelreduktion på mellem 50 - 80 % i selve *optændingsfasen* i forhold til den traditionelle optænding fra bunden (www.braendefyringsportalen.dk; Miljøstyrelsen, 2017b). Der vil ikke være effekt af dette tiltag ud over optændingsfasen.

Oplysningskampagnen bør også understrege, at man kun må fyre med rent og tørt brænde, som det også fremgår af både brændeovnsbekendtgørelsen og kommunens forskrift for brændefyring. Endvidere kunne den oplyse om indendørseksponering og mulighed for at mindske dette gennem røgsuger. Den bør også oplyse om, at brændefyring ikke er CO₂ neutralt pga. partikel-forureningens klimaeffekt.

10.6 Kommunal skrotningsordning

I forbindelse med den kommunale valgkamp i 2017 fremsatte overborgmesteren for Københavns Kommune 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.

Forslag

Odense Kommune bør overveje, om det er juridisk muligt for en kommune at oprette en pulje, som kan yde tilskud til private borgere i Odense Kommune til skrotning af gamle brændeovne i stil med, hvad staten gør. Staten har haft en ordning om tilskud på 2.000 kr. til skrotning af brændeovne før 1995, og hvis den erstattes af ny ovn skal denne overholde brændeovnsbekendtgørelsens emissionskrav siden 2015 på 4 g partikler pr. kg brænde.

Kommunen kunne give et differentieret tilskud, som afhang af hvor meget brændeovne forurener med partikler, se tidligere tabel 10.3, hvor det fremgår at ovne helt frem til brændeovnsbekendtgørelse af 2015 har høje partikelemissioner.

Der er 13.486 fyringsanlæg i Odense Kommune, hvoraf 75% er brændeovne. Den gennemsnitlige eksterne omkostning pr. fyringsanlæg er derfor omkring 8.000 kr. i 2019.

I et tænkt eksempel, hvor der i gennemsnit blev givet 5.000 kr. i tilskud til skrotning af hver brændeovn ville det blive 67 mio. kr. Som tidligere nævnt er de samlede eksterne omkostninger 112 mio. årligt for brændefyringsanlæg i Odense Kommune.

Der bør ikke kunne gives tilskud til skrotning af Svanemærkede ovne, da de har relativt lave partikelemissioner med mindre ovnen helt skrottes og ikke erstattes af en ny med aktiv luftstyring og partikelfilter.

Der kunne gives ekstra bonus for ikke at erstatte skrottet brændeovn med en ny, og hvis der etableres en ny brændeovn skulle den nye være Svanemærket (2 g partikler pr. kg brænde).

Det bør endvidere være muligt at få tilskuddet, hvis en skrottet brændeovn erstattes af en biopejs (enten med bibeholdt skorstensaftræk eller forsegle).

En biopejs vil typisk være på 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, og de fås også knitrende lyd som brændende træ. 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).

Bioethanol brænder meget rent, og der er ikke krav om skorstenstilslutning. Soddannelse er givet meget lille, men der vil dannes noget NO_x pga. de høje temperaturer. Andre varmekilder til rumopvarmning, som benyttes inden-dørs 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.

10.7 Krav om partikelfiltre

Første forudsætning for at kunne reducere partikeludledning fra en brændeovn er, at der fyres med rent og tørt brænde, der benyttes top-down optænding, og at der løbende sørges for luftoverskud. Alt dette er meget afhængig af brugeren.

Herefter er det selve brændeovnsteknologien, som bestemmer forureningsniveauet.

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). 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 med partikelfilter

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-braendeovnsroeg/>).

PXH innovation har også fået tilskud fra Innovationsfonden til udvikling af et elektrostatisk partikelfilter til montering i toppen af skorstenen, som produceres af exodraft. Filteret forventes markedsført i 2020. Ifølge producenten skulle partikelfilteret mindske antallet af partikler med 90-95% (ultrafine partikler) og reducere den totale partikelmasse med 70-75%. Målingerne er udført i henhold til den norske standard NS3058, hvor røggassen er nedkølet, så det modsvarer udendørs luftforhold (exodraft, 2019; Azizaddini et al., 2018). Det kan forventes, at koste i omegnen af 10.000 kr. ekskl. moms, og hertil kommer montering. Disse omkostninger er betydelige, da en brændeovn oftest koster mindre end dette beløb. Derfor kan det ikke forventes, at brændeovneejere frivilligt vil købe et partikelfilter og en eller anden form for tilskud eller regulering er nødvendigt for, at sådanne partikelfiltre vil blive taget i brug.

Røgrenningsteknologi er således ved at forlade udviklings- og forsøgsstadiet, og kommer tættere på, at teknologien er kommercielt til rådighed, som kan dokumentere stor reduktion i partikeludledning.

Hvis målet er, at brændefyring skal have partikeludledning på tilnærmelsesvis samme niveau som andre opvarmningsformer, er det nødvendigt med mindst røgrenning og givet i kombination med ovne med aktiv styring af luftindtag. 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 røgrenning.

Forslag

Odense Kommune bør overveje, om det er juridisk muligt for en kommune at oprette en pulje, som giver private borgere i Odense Kommune tilskud til montering af effektivt partikelrensende partikelfilter til brændeovne mv. Partikelfiltrene skal være kommercielt tilgængelig på markedet og effekten skal være dokumenteret gennem uvildige målinger.

Tilskud til eftermontering af partikelfilter bør gælde alle brændeovne og bør kunne bruges sammen med tilskud til skrotning, som beskrevet ovenfor.

10.8 Forbud mod brændeovne og afgifter

Forbud mod brændeovne

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.

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.

Forhenværende overborgmester Frank Jensen i Københavns Kommune har tidligere bl.a. foreslået et forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme.

Der er endnu ikke nogen kommuner, som har gennemført et sådan forbud med henvisning til brændeovnsbekendtgørelsen, og det er usikkert om den giver hjelm til det. Det vil sandsynligvis kræve en lovændring.

Lejre Kommune har i en lokalplan forbudt brændeovne. Den lokale skorstensfejer har stævnet kommunen, og sagen skal for retten i Roskilde ret i efteråret 2020. Det er uklart, om det er lovligt at regulere brændeovne via lokalplaner på denne måde (Ingeniøren, 2020).

Odense Kommune kunne overveje og undersøge muligheden for et forbud mod at nyetablere brændeovne i ejendomme med fjernvarme.

Odense Kommune kunne også overveje og undersøge muligheden for et forbud mod de mest forurenende brændeovne fra før brændeovnsbekendtgørelsen i 2008.

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 fx varmepumper og pillefyr/brændeovn.

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.

Den tidligere regering fremlagde i 2013 et lovforslag om afgift på både brænde og træpiller, hvilket dog ikke blev vedtaget bl.a. pga. administrative og praktiske vanskeligheder ved at administrere en sådan afgift. Det vurderes ikke, at en kommune har hjeml til at indføre afgifter på brænde, og det vil være meget svært at administrere for en kommune.

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

Effekter af regulering af brændeovne

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 (by/land). 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. Forslaget kan på mange måder sidestilles med at lægge afgift på brænde, hvor ovenstående forslag dog også differentierer på ovntype og geografisk placering.

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_{2,5}-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. De Økonomiske Råd beregnede endvidere helbredsomkostningerne pr. time ved brændefyring for forskellige geografiske områder og forskellige brændeovnsteknologier som illustreret ved et eksempel i Tabel 10.5. De eksterne omkostninger er de højeste i København/Frederiksberg med op til 41 kr. i timen for brændeovn før 1990, mens de eksterne omkostninger ved en Svanemærket ovn fra 2015 kun er 7 kr. Det illustrerer også potentialet i regulering brændeovne.

Tabel 10.5. 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 10.6 opsummerer de samfundsøkonomiske gevinster ved de forskellige virkemidler.

Tabel 10.6. 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. km²). 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 10.7 for de forskellige virkemidler. Det ses, at der kan spares mellem omkring 100 og 400 for tidlige dødsfald afhængig af virkemiddel.

Tabel 10.7. Helbredsomkostninger, antal brændeovne og reducerede for tidlige dødsfald. Tabel gengivet fra De Økonomiske Råd (2016).

	Ovntyper	Helbredsomkostninger	Antal ovne	Reducerede dødsfald
		Mia. kr. pr. år	*1000	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, og kan være lidt forskellig for Odense Kommune.

10.9 Skærpet 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.

Et fællesudspil fra Foreningen af Danske Leverandører af Pejse og Brændeovne (DAPO et al., 2014) har foreslået, 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 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 partikeludledningen.

11 Rensning af miljøet – Ikke-kildebaserede virkemidler

I det følgende gennemgås udvalgte virkemidler, som renser eller reducerer forureningen i luften. Det kan derfor også betegnes som virkemidler, som ikke er kildebaserede, dvs. det er virkemidler, som ikke reducerer selve emissionen fra fx en bil. I det følgende beskrives hvilken indflydelse beplantning kan have for luftkvaliteten samt brug af NO_x- og partikelreducerende belægninger.

11.1 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 nyere reviewstudie af eksisterende litteratur har forsøgt at 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.

Hvis virkemidlet skal have en positiv effekt i forhold til forbedring af luftkvaliteten, skal det i lukkede gaderum, som i den centrale del af Odense by, være i form af lav beplantning i form af hegn. For veje i åbne omgivelser uden randbebyggelse, som der er mange af i Odense Kommune, skal det være en bred og høj beplantning med lav porøsitet.

En positiv effekt for luftkvaliteten afhænger derfor af udformningen af virkemidlet. Der kan også være en række andre gevinster ved beplantning som forskønnelse af bymiljøet, øget biodiversitet, CO₂-optag, psykisk velvære mv.

Odense Kommune har en ambition om at blive Danmarks Grønneste Storby (Bilag 1). Det grønne er i denne sammenhæng alle de grønne elementer, som man kan opleve og bruge i byen, så som grønne facader, grønne tage, vejtræer, parker, skove og naturområder.

Som det fremgår af ovenstående skal brug af træer og beplantning indrettes på en særligt måde for at opnå en gevinst for luftforureningen.

11.2 NO_x-reducerende belægninger

NO_x-reducerende belægninger er et nyere virkemiddel, som retter sig mod rensning af luftforureningen i selve miljøet. De kan enten påføres eksisterende belægninger som fx maling eller indbygges i nye belægningsmaterialer.

Den NO_x-reducerende effekt i belægningsoverfladen er baseret på stoffet TiO₂ (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 (NO₂) og kvælstofmonooxid (NO), hvor NO₂ er en luftvejsirriterende forureningskomponent. NO₂ har derfor en helbredseffekt i nærområdet. NO er ikke helbredsskadelig i de koncentrationer, det optræder i det eksterne miljø. Imidlertid er den største helbredseffekt relateret til luftforurening knyttet til partikelforureningen. Her skal det bemærkes, at 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 µm). 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 fire demonstrationsforsøg i Danmark (1) - (4) samt to internationale review (5,6).

Der er, i forhold til hvad vi er bekendt med, indtil videre gennemført følgende fire studier af NO_x-reducerende belægninger i Danmark: (1) Det danske firma Photocat har gennemført et demonstrationsprojekt i Københavns Lufthavn med anvendelse af NO_xOFF teknologi. (2) Et EU-projekt under ledelse af Teknologisk Institut har omfattet en undersøgelse af effekten af NO_x-reducerende overflader langs Fælledvej i København og Holbækmotorvejen nær Brøndby (Light2Cat), (3) Et demonstrationsforsøg er gennemført på Gasværksvej i København med bl.a. deltagelse af Teknologisk Institut. (4) PhotoCat har gennemført et demonstrationsprojekt på to parkeringspladser i Roskilde med det formål at forsøge at bestemme NO_x-reduktionen pr. m², bestemme holdbarhed og med udgangspunkt bl.a. af disse resultater at foretage en samfundsøkonomisk analyse af forskellige scenarier (PhotoCat, 2017).

(1): Demonstrationsprojektet ved Københavns Lufthavn viste en gennemsnitlig NO_x-reduktion på 13% i en meget lysintensiv periode fra maj til juli. Det må forventes, at reduktionen vil være lavere, hvis man betragter effekten over et helt år, da den mørkere vinterperiode med lavere lysintensitet betyder mindre NO_x-reduktion (Photocat, 2013).

(2): I demonstrationsprojektet ved Holbækmotorvejen nær Brøndby og for Fælledvej i København blev der rapporteret reduktioner af NO, NO₂ og NO_x ved forskellige klasser af lysintensitet, men gennemsnitsværdier er ikke opgivet. I modsætning til de øvrige studier, så rapporteres der fra dette studie en reduktion af NO₂, som man tilskriver særlige egenskaber ved Light2Cat fotokatalysatoren (Poulsen et al., 2016). Det eksperimentelle setup for Fælledvej i København var imidlertid problematisk. Problemerne ligger i store forskelle i trafik, meteorologi og baggrundsforurening mellem de to halvår, hvor forsøget blev gennemført. Det betyder, at man ikke har et brugbart grundlag for at sammenligne før og efter situationen, og dermed isolere effekten af TiO₂-belægningen. DCE anser det derfor ikke projektet som et validt studie af effekten af en NO_x-reducerende belægning (Poulsen et al., 2016).

(3): Studiet på Gasværksvej i København er det eneste danske studie, som er afrapporteret i en videnskabelig artikel. Dette studie fandt ikke signifikante forskelle i målte NO₂ koncentrationer i gaderummet, når man sammenlignede områder med og uden fotokatalytisk overflade. Studiet viste en maksimal månedlig reduktion af NO på 22% ved sommersolhverv, men oplyser desværre ikke den gennemsnitlige NO-reduktion over et helt år, selvom det er målt. Den gennemsnitlige NO-reduktion over et helt år vil imidlertid være væsentlig mindre pga. mindre lysintensitet i vinterhalvåret. Observerede reduktioner af NO_x (NO og NO₂) var derfor drevet af reduktion i NO, da NO₂ ikke ændrede sig signifikant (Folli et al., 2015).

(4): PhotoCats rapport er udarbejdet for Roskilde Kommune og beskriver et 3-årigt projekt, hvori der indgik et demonstrationsprojekt med Photocats NO_x OFF overfladebehandling af 5.000 m² parkeringsareal på henholdsvis Skt. Peder-/Skt. Ols Stræde og Bønnelyckes Plads i Roskilde by (PhotoCat, 2017). DCE har for Roskilde Kommune vurderet rapportens resultater (Jensen & Ellermann, 2018a). Den NO_x-reducerende effekt i belægningsoverfladen er baseret på stoffet TiO₂ (titaniumdioxid). Feltmålinger af fjernelsen af NO_x på de 2 parkeringspladser er gennemført med et setup, som primært har til hensigt at bestemme overfladebelægningens evne til at reducere NO_x. Der er ikke gennemført målinger af NO₂ i luften, fx i 1,5 m højde, så rapporten belyser ikke om NO_x-reduktion ved overfladen rent faktisk fører til mindre NO₂ i luften.

Photocat har selv konkluderet, at den fotokatalytiske aktivitet er uændret gennem 15 år, men en holdbarhed på 15 år er ikke dokumenteret i rapporten. Holdbarheden er en meget vigtig faktor i de samfundsøkonomiske analyser, da en forudsætning om lang holdbarhed giver væsentligt bedre samfundsøkonomi end den, som kan opnås ved en kortere holdbarhed.

Ud fra de udførte målinger beregner Photocat en NO_x-reduktion på 69 kg om året for de 2 parkeringspladser, som til sammen udgør 5.000 m². Photocat forholder sig ikke til skyggeeffekten af holdende biler, som må formodes at reducere potentialet for NO_x-reduktionen. Studiet har alene belyst NO_x og ikke fordelingen på NO og NO₂.

(5) Et internationalt review 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_x og NO₂ at være meget begrænset (Monks et al., 2016).

(6) EIC (Environmental Industries Commission), som er en interesse-organisation for engelske virksomheder, som arbejder på at løse miljøproblemer herunder luftforurening, har iværksat et opfølgende studie i forlængelse af ovenstående review. For EIC foretog Imperial College London et review, som inkluderede både tidligere og nyere studier, og konsulentfirmaet Temple Group foretog analyse af kosteffektiviteten ved fotokatalytiske belægninger (EIC, 2018). Studiet indeholdt endvidere modelberegninger for et gaderum gennemført af Imperial College London.

Imperial College London gennemførte modelberegninger for en idealiseret gadeslugt, som var 1000 m lang, 30 m bred med 20 m høje huse. Der blev regnet på 2 scenarier (i) halvdelen af bygningerne er påført fotokatalytisk belægning og (ii) halvdelen af bygningerne samt hele gadearealet er dækket med fotokatalytisk overflade. Reduktionerne blev beregnet til 11% for NO og

4% for NO₂ i scenarie (i) og til 28% for NO og 11% for NO₂ i scenarie (ii). Dette er væsentligt højere reduktioner end Monks et al. (2016) beregnede i deres scenarieberegninger, og det er ikke muligt på det foreliggende grundlag præcist at vurdere, hvorfor forskellene er så store.

Imperial College London konkluderede på baggrund af studiet, at der er set lovende effekter under laboratorieforhold. Effekten har derimod været varierende under feltforsøg, hvor en del har været uden entydige konklusioner, mens andre har vist betydelig reduktion af NO_x. Imperial College London anbefaler flere feltstudier for at kunne nå frem til mere sikre konklusioner af effekten af fotokatalytiske belægninger bl.a. udført med standardiserede målinger af både NO og NO₂.

Temple Groups analyse viste, at anvendelse af fotokatalytiske overflader var den tredje mest kosteffektive metode til at reducere NO_x, når dette blev vurderet i forhold til omkostninger ved at reducere et ton NO_x-emission. Af de undersøgte NO_x virkemidler, var eftermontering af NO_x-katalysator (SCR) på busser billigst, herefter elektrificering af arbejdsmaskiner, herefter fotokatalytiske overflader, Euro 6c dieselmotorer, og elektriske biler. NO_x-katalysator på busser vil kun reducere NO_x ligesom NO_x-reducerende overflader, mens elektrificering af arbejdsmaskiner, elektriske biler og Euro 6c dieselmotorer også vil reducere andre luftforureninger som partikeludstødning. Elektrificering vil endvidere reducere CO₂-udledning.

Generalisering af danske resultater

Det beregnede potentiale på 69 kg NO_x om året i demonstrationsforsøget i Roskilde for 5.000 m² kan også relateres til eksempelvis NO_x-udledningen fra en bus. Det er et regneeksempel med de usikkerheder, som knytter sig til en reduktion på 69 kg NO_x pr. 5.000 m², som diskuteret tidligere. En Euro 6 rutebus udleder omkring 0,5 g NO_x pr. kørt kilometer i bytrafik i 2018 (se tabel 7.7), og typisk kører en rutebus omkring 90.000 km årligt. Dette giver omkring 45 kg NO_x pr. år pr. bus. Den sparede NO_x for 5.000 m² appliceret fotokatalytisk overflade svarer derfor til NO_x-udledningen fra omkring 1½ Euro 6 bus pr. år. Tilsvarende for en Euro 5 rutebus, som udleder omkring 6,9 g NO_x pr. kørt km, vil den sparede NO_x udledning svare til NO_x udledningen fra omkring en tiende del af en Euro 5 rutebus. De nye miljøzonekrav kræver at busser er mindst Euro 5 den 1. juli 2020 og Euro 6 den 1. juli 2022.

DCE har estimeret såkaldte enhedspriser for en række luftforureninger herunder NO_x. Enhedspriser er de eksterne omkostninger (samfundsmæssige omkostninger af helbredseffekterne), som er knyttet til udledning af et kg af stoffet (Andersen et al., 2019). Det er estimeret til 205 kr. pr. kg NO_x pr. år knyttet til helbredseffekter i Danmark og udlandet, hvoraf 34% af omkostningerne er knyttet til Danmark og 66% til udlandet. Disse omkostninger er knyttet til omdannelse af NO_x til sekundære fine partikler i atmosfæren, hvilket tager tid, og derfor ligger den største omkostning i udlandet. Derudover er der estimeret et lokaltillæg, som for København er på 352 kr. pr. kg NO_x pr. år. Lokaltillægget er knyttet til den direkte helbredseffekt af NO₂, som ikke tidligere har indgået i enhedspriserne. De samlede omkostninger knyttet til udledning af NO_x i København er derfor omkring 557 kr. pr. kg pr. år, hvoraf 352 kr. pr. kg pr. år vil ligge i København. Alt andet lige, øger de højere eksterne omkostninger pr. kg NO_x den samfundsøkonomiske rentabilitet i NO_x-reducerende overflader, i forhold til tidligere lavere eksterne omkostninger for NO_x.

DCE's samlede vurdering

DCE er enig i Imperial College London's overordnet vurdering af, at der er set lovende effekter under laboratorieforsøg. Effekten har derimod været varierende under feltforsøg, hvor en del har været uden entydige konklusioner, mens andre har vist betydelig reduktion af NO_x. DCE er endvidere enig i Imperial College London's anbefalinger om, at flere feltstudier er nødvendige for at kunne nå frem til mere sikre konklusioner i forhold til effekten af fotokatalytiske belægningsmaterialer bl.a. udført med standardiserede målinger af både NO og NO₂.

Endvidere er det vigtigt at få belyst, hvad sammenhængen er mellem luftkoncentrationer og den effekt som de fotokatalytiske overflader har for forskellige luftkoncentrationer og over tid, da NO_x-koncentrationer forventes at falde som følge af anden regulering. Dette er vigtig information for at kunne foretage mere sikre vurderinger af, hvad effekten er.

Holdbarheden af effekten er også et område, som kræver mere dokumentation, idet det har væsentlig indflydelse på den samfundsøkonomiske rentabilitet af virkemidlet.

I forbindelse med anvendelse af virkemidlet i et gaderum vil det også være vigtigt at få belyst, hvilken betydning skyggeeffekt fra både bygninger og parkerede biler vil have for den samlede effekt af applicering af NO_x-reducerende materiale på en given overflade.

Virkemidlet reducerer kun NO_x, og dermed ikke andre problematiske stoffer som udstødningspartikler eller klimagasser.

11.3 Partikelreducerende vejbelægning mv.

Partikelreducerende vejbelægningsmaterialer kan også betegnes som et ikke-kildebaseret virkemiddel, idet det ikke er selve kilden til luftforurening (bilen) men egenskaber ved vejbelægningen, som reducerer partikelforureningen.

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

Partikeludstødningsmissioner 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-udstødningsmissioner 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 dominerende 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 fx tungmetaller zink og kobber.

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

Eksempel fra H.C. Andersens Boulevard i København

Effekten af en fornyelse af vejbelægning i form af en reduktion i PM₁₀-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 nem 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).

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 af processen (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 partikelkoncentrationer kan også trækkes fra i henhold til EU-luftkvalitetsdirektiv.

Figur 11.1 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 11.1. 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 at undgå ophvirvling af allerede dannede partikler er (2):

- Binding/fastholdelse af vejstøv med hygroskopiske væsker som holder vejen fugtig og reducerer hermed væsentligt partikelemissionen
- Rensning af vejen med moderne maskiner som bruger vand under højt tryk og vakuum.

Handlemuligheder for Odense Kommune

Odense Kommune er vejbestyrelse for alle kommunale veje i kommunen, og har derfor hovedansvaret for nyanlæg, omlægninger og vedligeholdelse.

Der er p.t. ikke vejbelægninger på markedet, som er udviklet specielt med henblik på at reducere ikke-udstødningen af partikler, men kommunen kunne presse på for, at sådanne belægninger blev udviklet ved at efterspørge sådanne belægninger hos deres samarbejdspartnere samt indgå i samarbejder med andre kommuner om samme.

Der er evidens fra de andre nordiske lande på, at der er metoder til at begrænse ophvirvling af partikler gennem brug af væsker/rensning, men det er uklart, hvor effektive de vil være under danske forhold, og de er forbundet med høje driftsomkostninger.

Ikke-udstødning er direkte proportional med trafikken, så en reduktion i trafikken vil føre til mindre ikke-udstødning, hvor reduktionen vil være størst pr. køretøj for tunge køretøjer og mindre for lette køretøjer.

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.

Aftalepartnere (2019): Aftale om klimalov af 6. december 2019.

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.

Andersen, M.S., Frohn, L.M., Brandt, J. (2019): Miljøøkonomiske beregningspriser for emissioner 3.0. 14. marts 2019. DCE-notat.

Azizaddini, S., Weigang, L., Illerup, J.B., hermansen, P. (2018): A small-scale ESP for reduction of particulate matter emissions from residential wood stoves - evaluation of different discharge electrodes. 26th European Biomass Conference and Exhibition, 14-17 May 2018, Copenhagen, Denmark.

Bond, T.C., Doherty, S. J., Fahey, D. W., Forster, P. M., Berntsen, 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.

CONCITO (2015): Klimaeffekten af bedre vilkår for cyklisme og kollektiv transport.

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.

DEA-DTU (2019): Sådan skaber Danmark grøn infrastruktur til én million el-biler. Analyse og anbefalinger fra DEA (Dansk Elbilalliance og DTU, november 2019).

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., 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.

EEA, (2019): <http://www.eea.europa.eu/themes/air/air-quality-index>. Besøgt 14-10-2019.

EIC (2018): Towards Purer Air: A review of the latest evidence of the effectiveness of photocatalytic materials and treatments in tackling local air pollution. 50 p.

Elbilkommissionen (2020): Kommissionen for grøn omstilling af personbiler Delrapport 1: Veje til en grøn bilbeskatning September 2020.

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 NO₂ 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>.

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

Ellermann, T., Nordstrøm, C., Nygaard, J., Massling, A. (2020): Status for måling af luftkvalitet i 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 14 s. - - Notat nr. 2020 | 41. http://dce2.au.dk/pub/komm/N2020_41_komm.pdf

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

EU (2008): EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2008/50/EF af 21. maj 2008 om luftkvaliteten og renere luft i Europa.

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).

exodraft (2019): Elektrostatisk partikelfilter - partikelfilter til fjernelse af røg-gas-partikler fra brændeovne. Folder.

Frederiksberg Kommune (2019): Høring af ændring af miljøbeskyttelsesloven – skærpelse af miljøzone-krav til tunge køretøjer og varebiler (MFVM, j. nr. 2018-14863). 29. januar 2019.

FiB (2019): Hyundai vil sende 1.600 brintlastbiler ud på de schweiziske veje Nyhedsbrev om forskning i bioenergi, brint & brændselsceller nr. 86, oktober 2019.

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 TiO₂. Atmospheric Environment 107 (2015) 44-51.

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

- Frederiksberg Kommune (2012): Strategi til bekæmpelse af Luftforurening. Juli 2012.
- Frederiksberg Kommune (2013): Vejledning om miljøforhold ved bygge- og anlægsarbejder.
- Frederiksberg Kommune (2015): Forskrift for brug af fastbrændselsovne (brændeovne m.v.) i Frederiksberg Kommune.
- Frederiksberg Kommune (2019): Frederiksberg justerer p-reglerne, <https://www.frederiksberg.dk/nyheder/frederiksberg-justerer-p-reglerne>, besøgt 20-10-2019.
- Ildensborg-Hansen, J., Vuk, G. (2004): Trafikale effekter af metroen på Frederiksberg. Trafikdage på Aalborg Universitet, 2004.
- Ingeniøren (2017): <https://ing.dk/artikel/svensk-undersogelse-produktion-elbilers-batterier-udleder-tonsvi-co2-200080>. Besøgt 3.1.2018.
- Ingeniøren (2020). Planlovsekspert: Lejres skorstensforbud holder ikke. [Ing.dk/239359](http://ing.dk/239359).
- 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., Ketznel, 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, Ellermann, T. (2018a): NO_x-reducerende belægninger. Vurdering af rapport fra Photocat om fotokatalytisk belægning på 2 parkeringspladser i Roskilde. Notat fra DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, 4. maj 2018.

Jensen, S.S., Winther, M., Ketzal, M., Ellermann, T. (2018b): Vurdering af 5 scenarier for skærpede miljøzoner – effekter på emission og på luftkvalitet. DCE-notat. 43 s. 30. august 2018.

Jensen, S.S., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Brandt, J., Ketzal, M., Nielsen, O.-K., Plejdrup, M.S., Winther, M., Hertel, O., Ellermann, T. (2019a): Udvikling i luftkvalitet for 2030 i relation til Nationalt program for reduktion af luftforurening (NAPCP) – Effekter af udvalgte initiativer i regeringens klima- og luftudspil. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 48 s. - Videnskabelig rapport nr. 315. <http://dce2.au.dk/pub/SR315.pdf>

Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketzal, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K. (2019b): Kortlægning af luftforureningen i Frederiksberg Kommune. DCE-Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport nr. 342, <http://dce2.au.dk/pub/SR342.pdf>

Jensen, S.S., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Brandt, J., Ketzal, M. (2020): Virkemiddelkatalog for begrænsning af luftforurening på Frederiksberg, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 97 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 346, <http://www.dmu.dk/Pub/SR346.pdf>

Jensen, S. S., Brandt, J., Frohn, L.M., Ketzal, M., Winther, M., Plejdrup, M.S., Nielsen, O.-K., Ellermann, T. (2020a): Kortlægning af luftforurening og dens helbredseffekter i Odense Kommune. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 80s. - Videnskabelig rapport nr. 407, <http://dce2.au.dk/pub/SR407.pdf>

Klimaråd (2018): Hvor klimavenlige er elbiler sammenlignet med benzin- og dieslbiler? Baggrundsnotat til Klimarådets analyse Flere elbiler på de danske veje.

Klimarådet (2020): Kendte veje og nye spor til 70 procents reduktion. Retning og tiltag for de næste ti års klimaindsats i Danmark. Marts 2020.

Kveiborg, O., Enggaard, M., (2019): Grønne krav til leverandørers transport. Udført af COWI for Københavns Kommune. Trafikdage på Aalborg Universitet, 2019.

Kupiainen K., Denby B.R., Gustafsson M., Johansson C., Ketzal 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 (2013): Ren luft til Københavnerne.

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

Københavns Kommune (2019a): Københavns Kommunes tilslutning til C40-deklaration om ren luft (2019-0210422). <https://www.kk.dk/indhold/borgerrepraesentationens-modemateriale/08102019/edoc-agenda/f682cf55-1207-435c-a3d8-2eaaa36cd226/488bc516-27c0-4403-aaae-5d2d064852b8>

Københavns Kommune (2019b): Bilens miljøbelastning afgør prisen, <https://www.kk.dk/artikel/bilens-miljoebelastning-afgoer-prisen>, besøgt 20-10-2019.

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.

Miljøministeriet (2014): Ren luft til danskerne. Regeringens luftpakke.

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).

Miljø- og Fødevareministeriet (2019): Forslag til Lov om ændring af lov om miljøbeskyttelse. (Skærpede miljøzonekrav til tunge køretøjer og varebiler). Vedtaget af Folketinget ved 3. behandling den 7. maj 2019.

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., Wåhlin, 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 (NO₂) 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., Albrektsen, 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>.

Nordstrøm, Claus; Ellermann, Thomas; Ketzler, Matthias, 2010: The effect on PM₁₀ 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>

Personlig kommunikation (2020). Steen Solvang Jensen fra DCE har forespurgt Niels Kaalund fra Frederiksberg Kommune den 22/10/2020.

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_x 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.

Regeringen (2018): Sammen om en grønnere fremtid. Klima- og luftudspil. Oktober 2018. 42.

Regeringen (2019): Politisk forståelse mellem Socialdemokratiet, Radikale Venstre, SF og Enhedslisten: Retfærdig retning for Danmark.

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

Rojas-Rueda, D., Nazelle, A.D, Andersen, Z.J., Braun-Fahrländer, C., Bruha, J., Bruhova-Foltynova, H., Desqueyroux, H., Praznocy, C., Ragettli, 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.

Svensk regering (2019): Government makes announcement on low emission zones. Published 04 April 2018. Press release.

Timmers, Victor R.J.H. & Achten, Peter A.J. (2016): Non-exhaust PM emissions from electric vehicles. *Atmospheric Environment* 134 (2016) 10-17.

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.

Transport- og Boligministeriet (2020): Bekendtgørelse om pulje til udbredelse af ladeinfrastruktur til elbiler. BEK nr. 1154 af 08/07/2020 (Gældende).

Transport and Environment (2020): UK briefing: The plug-in hybrid con.

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

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

WHO (2005): Air Quality Guidelines Global Update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. WHO/Europe, 2005.

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

WHO (2016): WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs). Meeting report Bonn, Germany, 29 September-1 October 2015.

Bilag 1 Odense Kommunes planer og strategier af betydning for luftforurening

Nedenstående oversigt over kommunale planer med relation til luftforurening er udarbejdet af Odense Kommune.

Danmarks Grønneste Storby

Odense har en ambition om at blive Danmarks Grønneste Storby. Det grønne er en styrkeposition som Odense gerne vil bruge og udvikle i forbindelse med transformationen af byen. Det grønne er i denne sammenhæng alle de grønne elementer, som man kan opleve og bruge i byen. Altså grønne facader, grønne tage, vejtræer, parker, skove og naturområder. Der er lavet en handleplan med 33 handlinger, som man kan vælge og som vil bringe Odense i retningen af at blive den grønneste Storby. Der er allerede fundet midler til 10 af planens handlinger for i alt ca. 34 mio. kr.

Det grønne og handleplanens handlinger bidrager med en række positive effekter, som i handleplanen er vist ved en effektvurdering. Her er valgt følgende 7 kategorier:

1. Branding og Fortælling
2. Fællesskab
3. Sundhed
4. Biodiversitet og naturkvalitet
5. Æstetik, arkitektur og egenart
6. Oplevelser
7. Vækst

I beskrivelsen af de forskellige handlinger er der under fordele nogle steder beskrevet, hvordan handlingen kan reducere luftforureningen. Det er dog på et meget overordnet og usikkert grundlag.

Hvis vi kunne blive mere præcise på hvilke grønne handlinger, der kunne reducere luftforureningen, ville det være noget der kunne gøres tydeligere, når handleplanen skal revideres i 2021/2022. Det ville være en gevinst for ambitionen om at blive Danmarks Grønneste Storby, hvis vi blev mere præcise omkring luftforurening og evt. gevinster ved handlingerne.

El-ladestandere

Det vurderes/forventes at Odense Kommune giver et privat firma lov til at opstille op til 100 el-ladestandere centrale steder i byen i år.

De to firmaer som vi taler med, fortæller at potentialet de kommende år vil vokse, grundet potentielt flere solgte el-biler.

Bæredygtig mobilitet

Bæredygtig mobilitet er en central del af Odense Byråds vision for udviklingen af Odense frem mod 2030 "Fra stor dansk by til dansk storby – En storby med omtanke". Ambitionen er, at hele Odense skal bindes sammen af let og bæredygtig mobilitet og at det bæredygtige og sunde transportvalg skal være det nemme valg. Til udmøntning af visionen har Odense Kommune i Kommuneplan 2020-2032 sat som mål, at:

- sikre et velfungerende og sammenhængende netværk af fortove, rekreative stier, cykelstier, kollektiv trafik og veje med god fremkommelighed. I dette netværk er der velplacerede knudepunkter, der sikrer, at det er let at stige om og kombinere flere transportformer
- reducere biltrafikken til 2014-niveau. Det betyder, at væksten i trafik på grund af flere indbyggere skal håndteres ved vækst i gang, cykel og kollektiv trafik. Dermed vil bilernes andel af det samlede turantal falde frem til 2032
- prioritere gang, cykel og kollektive forbindelser højt, for eksempel med fuld udbygning af et Super-cykelstinet og grønne rekreative forbindelser

- arbejde målrettet med at ændre borgere og pendleres transportadfærd, så flere i fremtiden vil vælge at cykle, gå og benytte kollektiv transport

Byrådet vedtog i 2017 Handlingsplan for mobilitet og byrum, som er Odense Kommunes katalog over de projekter, der skaber bedre trafiksikkerhed, fremkommelighed, bæredygtig mobilitet og byliv i Odense. Handlingsplan for mobilitet og byrum er grundlaget for en årlig økonomisk prioritering af anlægsrammen i By- og Kulturforsvaltningen og er senest opdateret i oktober 2019.

De seneste år er der afsat midler til igangsætning af en række projekter, som understøtter ændring af borger-nes transportadfærd i en mere bæredygtig retning og dermed reducere ture i personbiler. Under 1% af personbiler i Odense er elbiler eller plug-in hybridbiler. Bedre luftkvalitet kan opnås ved at en større andel af ture i personbiler reduceres og/eller at andelen af eldrevne køretøjer øges markant.

I Handlingsplan for mobilitet og byrum er der de seneste år afsat midler til at igangsætte følgende projekter, som understøtter målet om mere bæredygtig mobilitet og dermed bedre luftkvalitet i Odense:

#3 Parkering i bymidten – Med indførelse af beboerlicensområder omkring bymidten er det en sideeffekt, at flere pendlere parkerer udenfor bymidten (f.ek. Park+Bike) eller på betalingspladser, så der undgås unødigt cirkulation for at finde parkeringspladser i bymidten. Desuden er der i dette projekt vedtaget, at elbilparkering tilgodeses efter behov.

#4 Cykelglade børnehuse – fokus på at motivere flere børnefamilier til at gå og cykle i hverdagen og til og fra børnehuse

#5 Skolebørn på 2 hjul – fokus på at motivere flere børn til at gå og cykle i skole og reducere biltrafikken omkring skolerne (kampagner)

#7 Mobilitet på arbejdspladser og uddannelsessteder - fokus på at motivere flere borgere og indpendlere til at cykle, samkøre og benytte kollektiv trafik til og fra arbejde/uddannelse gennem information og kampagner

#8 Mobilitetsinformation for borgere – fokus på at motivere flere borgere til at benytte bæredygtige transportmidler (information om elbiler, årlig Bæredygtig trafikdag på Flakhaven, information om Odense Rundt, Cykelglad Senior kampagne mv)

#9 Mobilitetsplanlægning i byudviklingsområder – planlægning af erhvervsområder, så der er mulighed for at cykle og tage bus/letbane til nye byudviklingsområder

#13 Lokale hastighedsbegrænsninger – Bilisterne skal køre langsommere, så trafikulykker kan forebygges. I dette projekt er der fokus på overgangen fra landzoner til byzoner, da nogle trafikanter ikke sætter hastigheden ned, før de kører ind i byzonen.

#26 Færre farlige skoleveje – fokus på at motivere flere børn til at gå og cykle i skole og reducere biltrafikken omkring skolerne (infrastrukturprojekter)

#27 Flere Supercykelstier – fokus på bedre cykelfremkommenlighed og mulighed for at cykle fra nabokommuner til Odense t/r skal gerne gøre det mere attraktivt at cykle på længere strækninger og dermed erstatte bilture med cykelture

#28 Bedre busfremkommelighed– fokus på bedre busfremkommenlighed, som vil gøre den kollektive transport til et mere attraktivt alternativ til bilen

#29 Færre cyklistulykker – øge trafiksikkerheden og den oplevede tryghed for cyklister, så flere får lyst til at cykle (primært kampagner og mindre kampagner)

#35 Hastighedszoner i boligområder - reducere smutvejskørsel gennem boligområder og reducere hastigheden i boligområder. Dette gør det mere attraktivt at gå og cykle i boligområderne.

#38 By for alle – bedre tilgængelighed for gangbesværede, synshandicappede og andre mindre mobile grupper skal derfor have nemmere ved at komme omkring på egen hånd i byen – det vil reducere ture i bil.

#44 Nye cykelstier – flere cykelstier vil øge andelen af cykelture

Herudover er der i forbindelse med udbud af bustrafik i 2020 indgået aftale om udskiftning af 20 dieselbusser til eldrevne. Disse 20 elbusser kommer i drift i foråret 2021.

VIRKEMIDDELKATALOG FOR BEGRÆNSNING AF LUFTFORURENING I ODENSE KOMMUNE

Denne rapport præsenterer et virkemiddelkatalog for reduktion af luftforurening i Odense Kommune med fokus på kommunale virkemidler, og en konsekvensvurdering af virkemidlerne. Virkemidler beskrives inden for indsatsområderne: By- og trafikplanlægning, elektrificering af transport, økonomiske virkemidler og regulering af transport, brændeovne samt ikke-kildebaserede virkemidlers rensning af miljøet. Væsentlige lokale kilder til luftforurening er trafik og brændeovne.