



# KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGENS HELBREDS- OG MILJØEFFEKTER I REGION HOVEDSTADEN

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 254

2018



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

# KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGENS HELBREDS- OG MILJØEFFEKTER I REGION HOVEDSTADEN

---

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 254

2018

Steen Solvang Jensen  
Jørgen Brandt  
Jesper Heile Christensen  
Camilla Geels  
Matthias Ketzel  
Marlene Schmidt Plejdrup  
Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, Institut for Miljøvidenskab



AARHUS  
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

---

Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, 2017

# **Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden**

Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Jesper Heile Christensen, Camilla Geels,  
Matthias Ketzel, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen

Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

# Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 254
- Titel: Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden
- Forfattere: Steen Solvang Jensen, Jørgen Brandt, Jesper Heile Christensen, Camilla Geels, Matthias Ketzler, Marlene Schmidt Plejdrup, Ole-Kenneth Nielsen
- Institution: Institut for Miljøvidenskab (ENVS), Aarhus Universitet
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©  
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: Marts 2018  
Redaktion afsluttet: Marts 2018
- Faglig kommentering: Camilla Geels, Institut for Miljøvidenskab
- Kvalitetssikring: Vibeke Vestergaard Nielsen, DCE
- Finansiel støtte: Region Hovedstaden
- Bedes citeret: Jensen, S.S., Brandt, J., Christensen, J.H., Geels, C., Ketzler, M., Plejdrup, M. S., Nielsen, O.-K. (2018): Kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 127 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 254  
<http://dce2.au.dk/pub/SR254.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten estimerer helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution). EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, transport og spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, eksponering-respons sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter af luftforurening. Rapporten beskriver også koncentrationsfordelingen af baggrundskoncentrationer og gadekoncentrationer, og hvordan emissionskilderne bidrager til koncentrationer, samt hvor meget emissionskilderne bidrager til helbredseffekterne og de eksterne omkostninger. Endvidere beskrives miljøeffekter af ozon, deposition af kvælstof og svovl samt tungmetaller.
- Emneord: Luftforurening, helbredseffekter, eksterne omkostninger, miljøeffekter, kildeopgørelse.
- Layout: Majbritt Ulrich
- Foto forside: Google Map
- ISBN: 978-87-7156-304-7  
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 127
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som  
<http://dce2.au.dk/pub/SR254.pdf>

# Indhold

<b>1</b>	<b>Indledning</b>	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>Sammenfatning</b>	<b>6</b>
2.1	Baggrund og formål	6
2.2	Undersøgelsen	6
2.3	Hovedkonklusioner	8
2.4	Usikkerheder	15
<b>3</b>	<b>English Summary</b>	<b>16</b>
3.1	Background and Purpose	16
3.2	The study	16
3.3	Main Findings	18
3.4	Uncertainties	24
<b>4</b>	<b>EVA-systemet</b>	<b>26</b>
4.1	Beskrivelse af EVA-systemet	26
4.2	Emissionsopgørelse og geografisk fordeling	29
4.3	Koncentration og befolkningseksposering	32
4.4	Helbredseffekter	37
<b>5</b>	<b>Luftkvalitetsvurdering</b>	<b>39</b>
5.1	Bidrag til luftforurening	39
5.2	Sammenligning mellem målinger og modelberegninger i Luften på din vej	40
5.3	Fordeling af bybaggrundskoncentrationer i 2012	41
5.4	Indikative overskridelser af grænseværdien for NO <sub>2</sub>	48
5.5	Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM <sub>2,5</sub> og PM <sub>10</sub>	51
5.6	Statistisk analyse af gadekoncentrationer	58
5.7	Udvikling på målestationerne	62
5.8	Sammenligning med WHO retningslinjer	67
<b>6</b>	<b>Kildeopgørelse</b>	<b>69</b>
6.1	Emissionsopgørelse	70
6.2	Kildebidrag fra Region Hovedstaden til Region Hovedstaden	76
6.3	Kildeopgørelse for gadekoncentration for 98 gader i København i 2014	87
6.4	Detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej	89
<b>7</b>	<b>Helbredseffekter</b>	<b>92</b>
7.1	Helbredseffekter i Region Hovedstaden fra alle kilder	92
7.2	Helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på lokale kilder fra Region Hovedstaden	94
<b>8</b>	<b>Eksterne omkostninger</b>	<b>97</b>
8.1	Totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden	97
8.2	Totale eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden	98

8.3	Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden	99
<b>9</b>	<b>Miljøeffekter af luftforurening</b>	<b>102</b>
9.1	Kvælstofdeposition	102
9.2	Svovldeposition	105
9.3	Ozoneksponeringen af afgrøder	105
9.4	Tungmetaller	107
<b>10</b>	<b>Diskussion af usikkerheder</b>	<b>109</b>
10.1	Hovedelementerne i impact-pathway metoden	109
10.2	De enkelte emissionskilder i Region Hovedstaden	110
10.3	Farlighed af partikler	111
10.4	Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder	112
	<b>Referencer</b>	<b>115</b>
	<b>Bilag 1 Koncentrationsfordeling i modelområdet i 2015 og 2025</b>	<b>120</b>

# 1 Indledning

Rapporten beskriver en kortlægning af luftforureningens helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden (ekskl. Bornholm).

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

Kapitel 2 og 3 er hhv. den danske og engelske sammenfatning. Kapitel 4 beskriver EVA-systemet og tilhørende inputdata. I kapitel 5 udføres en luftkvalitetsvurdering for Region Hovedstaden med geografisk beskrivelse af luftkvaliteten. Kapitel 6 indeholder en kildeopgørelse, som beskriver emissionen fordelt på kilder, samt kildernes bidrag til luftkvaliteten. Kapitel 7 og 8 opgør hhv. helbredseffekter og tilhørende eksterne omkostninger af luftforureningen, og hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager hertil. Kapitel 9 beskriver miljøeffekter af luftforureningen, og kapitel 10 diskuterer usikkerheder på resultaterne.

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

Projektet er ledet af COWI, som står for støjdelen i projektet, mens DCE står for luftdelen. Første dele af projektet er kortlægning af støj og luftforurening i Region Hovedstaden, hvoraf luftdelen afrapporteres i nærværende rapport. Anden del af projektet er analyse af virkemidler til reduktion af luftforurening og støj.

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

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



## 2 Sammenfatning

### 2.1 Baggrund og formål

Luftforurening har signifikante negative effekter på menneskers helbred og velbefindende, og dette har væsentlige samfundsøkonomiske konsekvenser, ligesom luftforureningen har negative effekter for miljøet.

Denne rapport søger at svare på følgende spørgsmål:

Hvordan er luftkvaliteten i Region Hovedstaden i dag og i fremtiden?

Hvordan er luftkvaliteten i forhold til gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet?

Hvilke kilder bidrager til luftkvaliteten, og hvor meget stammer fra Region Hovedstaden og uden for regionen?

Hvad er helbredseffekterne af luftforureningen og de tilhørende samfundsmæssige omkostninger?

Hvad er miljøeffekterne af luftforureningen?

Hovedformålet er at kortlægge helbreds- og miljøeffekter i Region Hovedstaden i 2014 og 2025. Dette gøres gennem en række aktiviteter:

- En luftkvalitetsvurdering, som beskriver koncentrationsfordelingen af baggrunds- og gadekoncentrationer, samt sammenholde dette med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.
- En kildeopgørelse som beskriver totale emissioner og deres fordeling på kilder, og hvordan de er fordelt geografisk. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København.
- Estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden. De eksterne omkostninger er de samfundsmæssige omkostninger.
- Beskrivelse af miljøeffekter af ozon, deposition af kvælstof og svovl samt niveauer af tungmetaller, og sammenholde dette med tålegrænser og grænseværdier.

### 2.2 Undersøgelsen

#### Luftkvalitetsvurdering

Undersøgelsen er indledt med en luftkvalitetsvurdering, som beskriver den geografiske fordeling af baggrundskoncentrationer med en opløsning på 1 km x 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau i Region Hovedstaden. Denne beskrivelse er baseret på data fra et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Datasættet indeholder udvalgte helbredsrelaterede luftforurenende stoffer med modelberegnete årsmiddelkoncentrationer i 2012 for tre stoffer, NO<sub>2</sub> (kvælstofdioxid) og massen af luftbårne partikler angivet ved PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>, som er den samlede masse af partikler med en diameter under 10 og 2,5 mikrometer. Endvidere opsum-

meres resultater af målinger fra målestationer i Region Hovedstaden, og sammenlignes med gældende grænseværdier for luftkvalitet samt WHO's retningslinjer for luftkvalitet.

### **Kildeopgørelse**

Der er gennemført en kildeopgørelse for Region Hovedstaden. Den indeholder en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilde typer vises, samt hvordan de er fordelt geografisk. Endvidere redegøres for kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer. Der redegøres også for kildebidragene for 98 gader i København.

### **Helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger**

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

Endvidere er beregninger gennemført for hver hovedkildetype i Region Hovedstaden, således at det er muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder, som Region Hovedstaden i princippet har mulighed for at regulere. Kildetyperne er de emissionssektorer, som indgår i den nationale emissionsopgørelse.

Beregningerne er gennemført med det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air Pollution (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b), som er baseret på den såkaldte "impact-pathway" metode. EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, dosis-respons sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne. Denne værdisætning kaldes også de eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter fra luftforurening.

Beregningerne af luftkvaliteten er baseret på den regionale luftforureningsmodel DEHM og bybaggrundsmodellen UBM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning i bybaggrunden for Region Hovedstaden. Bybaggrundsforureningen er den generelle luftforureningen i byen, og afspejler koncentrationen, som man vil opleve den i en park, en baggård eller på taget af bygninger. Bybaggrundskoncentrationer afskiller sig således fra gadekoncentrationer, som repræsenterer koncentrationerne i 2 meters højde ved husfacaden. Gadekoncentrationerne er bestemt af bybaggrundskoncentrationen plus bidraget fra trafikken i den konkrete gade samt bygningernes indflydelse på spredningsforholdene. Bidraget fra trafikken i gader er beregnet med gadeluftkvalitetsmodellen OSPM.

Beregningsåret er 2014, som er det seneste år, hvor der findes opdaterede emissioner for Danmark på 1 km x 1 km opløsning. Endvidere er der lavet beregninger for 2025 baseret på den forventede emissionsudvikling.

I EVA-systemet indgår befolkningsdata med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km. Der er fremskaffet et nyt datasæt baseret på CPR fra 2017, som er

fremskrevet til 2025 ud fra oplysninger fra Danmarks Statistik for de aldersgrupper, som indgår i EVA-systemet.

### **Miljøeffekter**

Mulige miljøeffekter relateret til luftforurening i Region Hovedstaden beskrives indirekte. Der fokuseres på eutrofiering som følge af kvælstofdeposition; forsuring som følge af især svovldeposition; afgrødetab, som følge af ozon eksponering; samt bioakkumulering af og effekter af tungmetaller. Deposition og niveauer sammenholdes med tålegrænser og grænseværdier.

## **2.3 Hovedkonklusioner**

### **Luftkvalitetsvurdering for modellerede bybaggrundskoncentrationer**

For bybaggrundskoncentrationer af NO<sub>2</sub> har Region Hovedstaden relativt høje koncentrationer og i store sammenhængende områder sammenlignet med bybaggrundskoncentrationer i de andre større byer i Danmark. De højeste koncentrationer er i København, men hele Storkøbenhavn har relativt høje koncentrationer. De store transportkorridorer har også forhøjede koncentrationer.

Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO<sub>2</sub>, og det regionale bidrag er beskedent, og stammer fra langtransporteret luftforurening fra kilder i Danmark og udlandet. Skibstrafikkens i Øresund giver også et bidrag.

Region Hovedstaden ligger i et område med nogle af de højeste bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>2.5</sub>. PM<sub>2.5</sub> er domineret af langtransport med en tydelig gradient op gennem landet fra syd til nord pga. kilder syd for Danmark, men lokale kilder spiller også en rolle.

For bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>10</sub> ligger Region Hovedstaden i et mellemområde i forhold til Danmark som helhed. PM<sub>2.5</sub> er indeholdt i PM<sub>10</sub>, men der er også et væsentligt bidrag fra havsalt fra havsprøjt, som er tydeligt på nordkysten af Region Hovedstaden.

Modelberegningerne for 2025 viser en reduktion i koncentrationerne fra 2014 til 2025. Bybaggrundskoncentrationen som middel over Region Hovedstaden forventes at falde 27% for NO<sub>2</sub>, 13% for PM<sub>2.5</sub> og 17% for PM<sub>10</sub> pga. forventede emissionsreduktioner i Europa som følge af bl.a. EU's regulering af de nationale emissionslofter frem mod 2030 (NEC direktivet).

Ozonkoncentrationen forventes at stige med omkring 4%. Ozonkoncentrationen i Danmark stiger som følge af reduktion af NO<sub>x</sub> emissionerne i Danmark, da der dermed er mindre NO til at omdanne ozon til NO<sub>2</sub>.

### **Luftkvalitetsvurdering for modellerede gadekoncentrationer**

Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationerne er 40 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Beregningerne udført som del af Luften på din vej kan give et fingerpeg om grænseværdierne er overskredet. Derfor kaldes beregnede overskridelse for *indikative* overskridelser. Den officielle udmelding om overskridelser af grænseværdier foretages dog i forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2016).

Som det fremgår af sammenligningen mellem modelresultater og målinger, er der en vis usikkerhed på modelresultaterne (se Tabel 5.1 i rapporten). Derfor vil der også være betydelig usikkerhed på antallet af overskridelser. Langt

hovedparten af alle beregnede indikative overskridelser for NO<sub>2</sub> i Danmark er i Region Hovedstaden, og disse ligger i København og omegn. Der er i alt 1.066 overskridelser i regionen. Da der er 454.259 adresser i regionen har 0,2% af adresserne beregnede indikative overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien.

Af de 1.066 overskridelser i København og omegn er der 88 steder, som overskrider 50 µg/m<sup>3</sup>, som kun forekommer i København, og 6 af disse, som overskrider 60 µg/m<sup>3</sup>. De højeste koncentrationer forekommer typisk ved meget trafik og lave rejsehastigheder samt gadeslugter (lastbilprocent er antaget ens for alle bygader).

I det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet gennemføres hvert år luftkvalitetsberegninger for 98 udvalgte gader i København baseret på bedst tilgængelige trafikdata i form af trafiktællinger. Siden 2012 har der været en faldende tendens i antallet af overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien fra 19 til 9 i 2015 (Ellermann et al., 2016).

Der er ikke beregnet overskridelser af grænseværdierne for PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>.

#### **Luftkvalitetsvurdering ud fra måleprogram**

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

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

Der er en faldende tendens i NO<sub>2</sub>-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne fra 2012 og frem. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO<sub>x</sub>-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for de regionale baggrundsstationer. Det er kun målingerne på H.C. Andersens Boulevard, der overskrider grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Der er også en faldende tendens i PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub> koncentrationerne, og grænseværdierne er ikke overskredet. Grænseværdien for PM<sub>2,5</sub> er 25 µg/m<sup>3</sup> og 40 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> begge som årsmiddelværdi.

Antallet af partikler måles også på udvalgte stationer, selvom der ikke er en grænseværdi for antallet af partikler. Når man tæller partikler, får man et mål for ultrafine partikler (PM<sub>0,1</sub> - dvs. partikler med en diameter under 0,1 mikrometer). Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen fra 2002 til 2015. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

### **Sammenligning med grænseværdier og WHO retningslinjer**

EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende. WHO's retningslinjer er halvdelen af EU's grænseværdier for PM<sub>2.5</sub> (dvs. 10 µg/m<sup>3</sup>) og PM<sub>10</sub> (dvs. 20 µg/m<sup>3</sup>), mens de er ens for NO<sub>2</sub> (40 µg/m<sup>3</sup>).

I forhold til WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub> ses, at retningslinjerne er overskredet i gadeniveau, tangeret i bybaggrund men ikke overskredet i landområder. Ved at reducere emissionen af PM<sub>2.5</sub> fra trafikken ville det derfor være muligt at overholde WHO's retningslinjer for PM<sub>2.5</sub>. Partikeludledningen fra udstødningsrøret kan reduceres teknologisk, men reduktion af ikke-udstødning (vejslid, dækslid og bremseslid) kan først og fremmest ændres ved mindre trafik.

WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub> er kun overskredet i gaderne. Også her ville en reduktion af emissionen af PM<sub>10</sub> i gaderne muliggøre overholdelse af WHO's retningslinjer for PM<sub>10</sub>. Mht. reduktion af partikeludledningen fra udstødningsrøret og ikke-udstødning gælder det samme som for PM<sub>2.5</sub>.

Målte værdier overskrider også WHO's retningslinjer for NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard. Reduktion af NO<sub>x</sub> fra trafikken ville muliggøre overholdelse af WHO's retningslinjer for NO<sub>2</sub>.

### **Emissionsopgørelse**

For NO<sub>x</sub>-emissionen er den største kilde vejtransport, mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. Dette gælder i både 2014 og 2025. Dette er baseret på den nationale emissionsopgørelse, som er fordelt på 1 km x 1 km. De totale emissioner forventes at blive reduceret for NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> med hhv. 33%, 12% og 18%.

Den internationale søfart inden for 25 km af regionen er en betydelig kilde, da den for NO<sub>x</sub>-emissionen er omkring 2/3 af alle NO<sub>x</sub>-emissionerne i Region Hovedstaden i 2014, og samme størrelsesorden i 2025. For partikler udgør kategorien International søfart derimod en mindre del i forhold til emissionerne i Region Hovedstaden i både 2014 og 2025. Kildebidraget til bybaggrundskoncentrationen er imidlertid ikke tilsvarende stort pga. den dominerende sydvestlige vindretning, som blæser forureningen væk fra regionen, og pga. afstanden fra skibsruterne til landområderne. For den internationale skibstrafik forventes NO<sub>x</sub>-emissionerne at stige lidt (2%), mens både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> forventes at falde med 31% fra 2014 til 2025.

### **Kildebidrag til bybaggrundskoncentrationen**

Kildebidraget er koncentrationsbidraget fra emissionskilder i Region Hovedstaden til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Region Hovedstaden. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter, de enkelte emissionskilder bidrager med.

Samlet set for NO<sub>2</sub> bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 37% og nabokommuner med 6%. Dvs. lokale kilder bidrager med omkring 43%, mens den anden halvdel er det regionale bidrag og international søfart indenfor 25 km.

De to største lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er vejtransport og brændeovne. Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Region Hovedstaden, så bidrager vejtransport med omkring 59% for NO<sub>2</sub> samt 19% og 17% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Tilsvarende bidrager brændeovne med omkring 4% for NO<sub>2</sub> og 49% og 63% for hhv. PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Vejtransport bidrager således mest til NO<sub>2</sub> og brændeovne mest til partikler.

Bybaggrundsforureningen af PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> er domineret af det regionale koncentrationsbidrag. Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. Hvis vi ser på de bidrag, der blæser *ind over* den ydre regionsgrænse af Region Hovedstaden, vil det omfatte det modellerede DEHM bidrag, nabokommuner og international søfart indenfor 25 km. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 90% af PM<sub>10</sub> og 91% af PM<sub>2.5</sub> af bybaggrundsforureningen i Region Hovedstaden. Omvendt er hhv. 10% og 9% fra emissionskilder i Region Hovedstaden.

Brændeovne er den største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,7 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 5% og 6% af bybaggrundsconcentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

Vejtransport er den anden største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,25 µg/m<sup>3</sup> og 0,18 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 1,8% og 1,6% af bybaggrundsconcentrationen for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>.

Beregningerne for 2025 viser, at med den forventede udvikling i emissioner vil vejtransportens andel til kildebidragene falde for NO<sub>2</sub>, og der er også en mindre reduktion for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Det procentvise bidrag for brændeovne i 2014 og 2025 ændrer sig ikke meget.

#### **Kildebidrag til gadekoncentrationer**

Der er gennemført beregninger af kildebidrag til NO<sub>2</sub>-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2014 - dvs. samme gader, som indgår i den nationale overvågning af luftkvalitet. For hver gade er beregnet gadekoncentrationen, som består af et bidrag fra regional baggrund (beregnet med DEHM), et bidrag fra byens emissioner (beregnet med UBM) og et bidrag fra trafikemission i de pågældende gader (beregnet med OSPM). Det koncentrationsbidrag som trafikken i en gade giver anledning kaldes gadebidraget, dvs. gadekoncentrationen minus bybaggrundsconcentrationen.

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

Hvis vi betragter gadebidraget er det generelle billede for NO<sub>2</sub>, at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne: varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 48% af gadebidraget, varebiler med 20%, lastbiler med 15% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 33%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør 5% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er faldet siden 2014 med eftermontering af SCRT (kombineret NO<sub>x</sub>-katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016).

For Jagtvej ved målestationen blev der gennemført en detaljeret opgørelse af trafikens bidrag til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM<sub>10</sub> udgør udstødning omkring 21% og ikke-udstødning omkring 79%. For PM<sub>2.5</sub> er det hhv. omkring 38% og 63%. Hvis eksempelvis al udstødning kunne fjernes (fx ved 100% elbiler) ville dette fjerne al udstødning, men ikke-udstødningsdelen må formodes at være den samme.

### **For tidlige dødsfald og sygelighed**

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2014 er omkring 1.150 i Region Hovedstaden på baggrund af udendørs luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Dette kan forventes at falde med omkring 4% til omkring 1.010 i 2025, som en kombination af lavere PM<sub>2.5</sub>-koncentrationer, som kompenserer for lidt højere ozonkoncentrationer og en større og ældre befolkning.

For tidlige dødsfald skyldes næsten udelukkende dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder) af primært 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 i mange år, dvs. hos ældre og personer der er særligt følsomme pga. forud bestående sygdomme. Spædbørn er også særligt følsomme, men dødsfald blandt spædbørn udgør en meget lille del.

Antallet af for tidlige dødsfald er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald svarer til 10,6 tabte leveår.

Der er mange flere tilfælde af sygelighed end der er af for tidlige dødsfald. I beregningerne gælder det kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma (brug af bronkodilatator, hoste, og luftvejssymptomer), hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft, samt mange med nedsat aktivitet (sygedage). Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i beregningerne, fordi der endnu er for stor usikkerhed om hvilke sygdomme, og det præcise omfang af disse sygdomme.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 75% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager 25%.

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.280 tilfælde pr. år i 2016. "Import" af luftforurening (2.730) relateret til helbredsvirkninger er lidt større end "eksport"

(2.280). Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark (Ellermann et al., 2017).

Der vil også være et bidrag fra indendørs luftforurening fra indendørs kilder. Verdenssundhedsorganisationen WHO har for højindkomstlande i Europa skønnet dette til 3 for tidlige dødsfald pr. 100,000 indbyggere (WHO, 2014), dvs. omkring 171 for Danmark.

Da befolkningstallet i Region Hovedstaden udgør 31,1% af hele landet vil det være omkring 53 i Region Hovedstaden. Dette er omkring 4% af de totale for tidlige dødsfald som følge af udendørs og indendørs luftforurening.

Selvom gældende grænseværdier for partikler 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 Region Hovedstaden fordelt på lokale emissionskilder**

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

Der er 122 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014, og 105 i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 11% af alle for tidlige dødsfald i 2014 (122/1150) og omkring 10% (105/1010) i 2025. Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (77 i 2014 og 67 i 2025) og vejtransport (23 i 2014 og 18 i 2025).

Da danske emissioner forårsager knap tre gange så mange antal for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark, kan det også forventes at de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager med flere for tidlige dødsfald uden for Region Hovedstaden, end de gør inden for Region Hovedstaden.

### **Eksterne omkostninger pga. al luftforurening**

De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 9,5 milliarder kr. i 2014, som falder til 8,2 milliarder i 2025.

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende partikler, som her omfatter primært emitterede partikler, sekundært dannede uorganiske partikler (nitrat, sulfat, ammonium), sekundært dannede organiske partikler (SOA) og havsalt. For at modelberegningerne skal passe med målingerne, er der på baggrund af målingerne tilføjet et bidrag for "ukendt masse", som formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. De eksterne omkostninger relateret til partikler er 8,4 mia. kr. i 2014 og 7,4 mia. kr. i 2025.

De eksterne omkostninger relateret til ozon er omkring 0,8 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og omkring 0,9 mia. kr. i 2025. Ozon er ikke direkte emitteret men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, kulbrinter og CO.



Ozon er helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med ekstern omkostning. De eksterne omkostninger stiger fra 2014 til 2025, da ozonkoncentrationerne stiger som følge af lavere NO<sub>x</sub>-emission.

Bidrag fra CO til de eksterne omkostninger er helt ubetydelige i forhold til de andre stoffer med omkring 0,0031 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og 0,0029 mia. kr. i 2025.

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

#### **Eksterne omkostninger af lokale emissionskilder**

De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er 0,85 mia. kr. i 2014 og 0,74 mia. kr. i 2025 pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden. De totale omkostninger er knyttet til helbredseffekter af ozon og PM<sub>2.5</sub>. Bidraget for ozon er negativt, da lokale NO<sub>x</sub>-emissioner reducerer ozonkoncentrationen, og de samlede omkostninger er domineret af PM<sub>2.5</sub>.

De lokale emissioner i Region Hovedstaden bidrager med omkring 9% i 2014 og 2025 af de totale eksterne omkostninger fra alle danske og udenlandske kilder. Det betyder omvendt, at omkring 91% af alle eksterne omkostninger i Region Hovedstaden stammer fra emissionskilder uden for Region Hovedstaden.

Der er også eksterne omkostninger uden for Region Hovedstaden af de lokale emissionskilder, som ikke er medregnet, idet fx NO<sub>x</sub>-emissioner vil omdannes til sekundære partikler og forårsage helbredseffekter. Disse helbredseffekter vil finde sted uden for modelområdet, idet denne omdannelse tager tid. Modelområdet er en firkant omkring Region Hovedstaden og dækker minimum 25 km udover regionsgrænsen.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som står for omkring 66% i 2014 og 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15% i 2014 og 2025.

#### **Miljøeffekter**

Den gennemsnitlige kvælstofdeposition er på 10 kg N/ha i 2014, hvilket overskrider eller er på niveau med tålegrænsen for visse følsomme naturtyper. Beregninger af depositionen i 2025 viser, at det nederste tålegrænseinterval for de mest følsomme naturtyper som lobeliesøer og højmoser stadig er overskredet. Men for den resterende andel af §3-naturen i Region Hovedstaden, indikerer beregningerne, at hvis emissionerne følger den anvendte fremskrivning, vil tålegrænserne ikke være overskredet i 2025.

I Danmark er svovldepositionen faldet med ca. 70 % siden 1989 og niveauet i Region Hovedstaden i 2014 og 2025 er under de generelle tålegrænser for typiske naturtyper.

Beregninger for 2014 og 2025 af ozon (AOT40 værdien) viser, at denne er under målværdien for beskyttelse af vegetation.

Der gennemføres målinger af en række tungmetaller i det nationale overvågningsprogram for luftkvaliteten. Fælles for de målte tungmetaller er, at de alle er under grænseværdien eller vejledende grænseværdi.

## 2.4 Usikkerheder

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Der er usikkerheder i alle disse led, som er diskuteret nærmere i kapitel 10 i rapporten.

Vigtige forudsætninger er antagelserne om, at alle partikler er lige farlige, hvor massen af partikler (PM<sub>2.5</sub>) er anvendt som mål for helbredseffekterne. Dette er indtil videre også WHO's anbefaling (WHO, 2013).

Der ikke inddraget en selvstændig effekt af NO<sub>2</sub>, og hvis dette inddrages vil de samlede antal for tidlige døde øges, men dog ikke meget, baseret på WHO's anbefalinger til dosis-respons sammenhænge for NO<sub>2</sub>. Dosis-respons sammenhænge for NO<sub>2</sub> er ved at blive implementeret i EVA-systemet.

Beregningsmetoden i EVA-systemet kan undervurdere betydningen af lokale kilder som vejtrafik og brændeovne, hvilket har betydning for, hvor meget disse kilder tillægges af helbredseffekter og eksterne omkostninger på lokal-skala. Et svensk studie har forsøgt at kvantificere helbredseffekterne i Sverige med en opdeling i bidraget fra regionale kilder og fra lokale kilder, hvor lokale kilder er vejtrafik og brændefyring (Gustafsson et al., 2014). Med studiets antagelser om, at lokale kilder har højere relativ risiko end regionale kilder får de omkring 50% flere for tidlige dødsfald (5.300 mod 3.500). Med samme forudsætninger ville man sandsynligvis få noget tilsvarende for Danmark, men der mangler yderligere dokumentation for at lokale kilder skal tillægges højere relativ risiko, før vi med tilstrækkelig sikkerhed kan inddrage dette i EVA systemet.

Antagelserne for værdisætningen af et for tidlig dødsfald har også væsentligt påvirkning på estimering af de totale eksterne omkostninger. Finansministeriet har i august 2017 udmeldt nye værdier for statistisk liv, som er væsentligt højere end de værdier, som ligger til grund for nærværende rapport. De nye værdier er ved at blive implementeret i EVA-systemet, og forventes at give omkring 50% højere eksterne omkostninger end beregningerne beskrevet i nærværende rapport.

## 3 English Summary

### 3.1 Background and Purpose

Air pollution has significant negative effects on human health and well-being with significant socio-economic consequences, as it has negative effects on the natural environment.

This report seeks to answer the following questions:

How is the air quality in the Capital Region of Denmark today and in the future?

How is the air quality in relation to limit values for air quality as well as the World Health Organization's guidelines for air quality?

What sources contribute to air quality, and how much originates from the Capital Region and outside the region?

What are the health effects of air pollution and the associated external costs?

What are the environmental effects of air pollution?

The main objective is to identify the health and environmental effects in the Capital Region in 2014 and 2025. This is done through the following activities:

- An air quality assessment, which describes the concentration distribution of background concentrations, as well as street concentrations and compare this with current limit values for air quality as well as the World Health Organization's guidelines for air quality
- A source apportionment which describes the distribution of total emissions on different sources, and how they are distributed geographically. In addition, a source attribution that estimates the source contributions to the urban background concentrations, and a source attribution for 98 streets in Copenhagen
- Estimation of the health effects and external costs related to air pollution in the Capital Region. The external costs are the social costs.
- Description of the environmental effects of ozone, deposition of nitrogen and sulfur as well as levels of heavy metals, and compare this with critical loads and levels.

### 3.2 The study

#### Air Quality Assessment

An air quality assessment is carried out that describes the spatial distribution of background concentrations with a resolution of 1 km × 1 km, as well as street concentrations at address level in the Capital Region. This description is based on data from a national data set, which is called Air Quality at Your Street (<http://luftenpaadinvej.au.dk>). Furthermore, a summary of the results from the fixed measuring stations in the Capital Region is carried out and compared with EU limit values for air quality and WHO air quality guidelines.

### **Source apportionment**

A source apportionment is carried out for the Capital Region. It includes an emission inventory which describes total emissions and the distribution of emissions on different sources, and how they are distributed geographically.

In addition, a source attribution that estimates the source contribution to the urban background concentrations thereby providing an overview of how many micro per cubic meter the different sources contribute to urban background concentrations seen as an average over all 1 km x 1 km grid cells in the Capital Region.

Furthermore, a source attribution for 98 streets in Copenhagen is also given providing information about how much different vehicle categories contribute to street concentrations.

### **Health impacts and related external costs**

Health effects and related external costs are calculated for the total air pollution in the Capital Region. The total air pollution includes all sources from the Capital Region, and all other sources in Denmark and abroad. This also describes how much of total air pollution originates from local sources and how much is from sources outside the Capital Region. Moreover, calculations are carried out for each type of emission source in the Capital Region to quantify the contribution of the different sources. In principle, the Capital Region is able to regulate these sources.

The calculations are carried out with the integrated assessment model system EVA (Economic Valuation of Air pollution (Brandt et al., 2011a,b; 2013a,b), which is based on the so-called impact-pathway method. The EVA-system calculates the health impacts and related external costs based on information about the sources of pollution and their location, the dispersion of air pollution as well as exposure of the population, the dose-response relationship between exposure and health effects, and the valuation of health effects, also referred to as external costs related to health effects from air pollution.

Modelling of air quality is based on the regional air pollution model DEHM and the urban background model UBM resulting in calculations performed on a 1 km x 1 km grid resolution. Urban background concentrations are the general air pollution in the city and reflect the concentrations in a park, a backyard or at the roof of buildings. Urban background concentrations differ from street concentrations, which represent the concentrations in the height of 2 m at the facade of buildings. Street concentrations are calculated using air quality model OSPM.

Calculations are carried out for 2014, which is the latest year for which there are updated emissions for Denmark on 1 km x 1 km resolution. Furthermore, calculations are done for 2025 based on the expected emission development.

The EVA system includes population data with a spatial resolution of 1 km x 1 km. A new dataset based on the Central Person Registry (CPR) from 2017 has been obtained and projected to 2025 based on information from Statistics Denmark for the age groups that are part of the EVA-system.

### **Environmental effects**

Potential environmental effects related to air pollution in the Capital Region are described indirectly: eutrophication as a result of nitrogen deposition; acidification as a result of mainly sulphur deposition; crop damage due to ozone exposure; as well as bioaccumulation and effects of heavy metals. Deposition and levels are compared with the critical loads and levels.

## **3.3 Main Findings**

### **Air quality assessment for urban background concentrations**

For urban background concentrations of NO<sub>2</sub>, the Capital Region has relatively high concentrations and in large contiguous areas as compared to distribution of urban background concentrations in other larger cities of Denmark. The highest concentrations are in Copenhagen, but throughout the Greater Copenhagen Area there are relatively high concentrations. The major transport corridors have also elevated concentrations. Road traffic is a major local source of NO<sub>2</sub>, and the regional contribution is modest. Ship traffic in Øresund also contributes. The Capital Region is located in an area with some of the highest urban background concentrations of PM<sub>2.5</sub> in Denmark. PM<sub>2.5</sub> is dominated by long-range transport with a clear gradient up through the country from south to north, due to sources south of Denmark, but local sources also play a role.

For urban background concentrations of PM<sub>10</sub>, the Capital Region is in a middle position compared to the rest of Denmark. PM<sub>2.5</sub> is part of PM<sub>10</sub>, but there is also a significant contribution from sea salt from sea spray, as is evident on the north shore of the Capital Region.

Model calculations for 2025 show a reduction in concentrations from 2014 to 2025. Urban background concentrations are expected to decrease 27% for NO<sub>2</sub>, 13% for PM<sub>2.5</sub> and 17% for PM<sub>10</sub> due to expected emission reductions in Europe.

Ozone concentrations are expected to increase by about 4%. Concentrations of ozone in Denmark are rising as a result of the reduction of NO<sub>x</sub> emissions in Denmark leading to less NO to consume ozone in formation of NO<sub>2</sub>.

### **Air quality assessment for street concentrations**

The limit value of annual mean concentrations is 40 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Calculations performed as part of Air Quality at Your Street for 2012 may give an indication of whether or not the limit value is exceeded. Therefore, calculated exceedances are called *indicative* exceedances. The official announcement of exceedances of limit values is carried out as part of the annual reporting under the National Air Quality Monitoring Program, which is based on measurements from the Danish fixed monitoring stations (Ellermann et al., 2016).

As can be seen from the comparison between model results and measurements, there is some uncertainty on model results (see Table 5.1 of the report). Hence, there will also be considerable uncertainty on the number of exceedances. The vast majority of all calculated indicative exceedances for NO<sub>2</sub> in Denmark is in the Capital Region, and these are located in Copenhagen and surroundings. There are a total of 1,066 indicative exceedances in the region. 0.2% of all 454,259 addresses in the Capital Region exceed the limit value.

Of the 1,066 exceedances in Copenhagen and its surroundings there are 88 sites exceeding  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  which only occur in Copenhagen, and 6 of these exceed  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . The highest concentrations occur typically at very busy streets, at low travel speeds as well as in street canyons. High share of heavy-duty vehicles would also imply higher concentrations but in Air Quality at Your Street a standard vehicle distribution is assumed for all city streets. In the National Air Quality Monitoring Program air quality modelling is carried out each year for 98 selected streets in Copenhagen based on best available traffic data (traffic counts whereas Air Quality at Your Street is based on a national traffic model). Since 2012, there has been a decreasing trend in the number of exceedances of the  $\text{NO}_2$  limit value from 19 to 9 in 2015 (Ellermann et al., 2016).

There are no calculated exceedances of limit values for  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{10}$ .

#### **Air quality assessment based on monitoring**

In the national air quality monitoring program the developments in air quality is monitored at a number of permanent measurement stations. In the Capital Region, there are the following stations: two street stations: H.C. Andersens Boulevard and Jagtvej in Copenhagen, an urban background station H.C. Ørsted Institute in Copenhagen, an urban background/suburban station in Hvidovre, as well as a regional background station in Lille Valby-Risø. The Danish Environmental Protection Agency has the responsibility to ensure compliance the limit values. An air quality plan must be prepared if the limit values are exceeded, and outline how and when the exceedances are brought to an end.

There is a downward trend in  $\text{NO}_2$  concentrations for street stations, urban background stations and regional stations from 2012 onwards. In particular the downward trend is due to the ongoing replacement of the car fleet, which results in lower  $\text{NO}_x$  emissions. Lower Danish and foreign emissions also contribute to the downward trend of the regional background stations. It is only the measurements at H.C. Andersens Boulevard, which exceeds the limit value of  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . There is also a decreasing trend for  $\text{PM}_{2.5}$  and  $\text{PM}_{10}$  concentrations, and the limit values are not exceeded. The limit value for  $\text{PM}_{2.5}$  is  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  and  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  both as annual means.

The number of particles is also measured at selected stations, although there is no limit value for number of particles. When particles are counted it is proxy for ultrafine particles ( $\text{PM}_{0.1}$  i.e. particles with a diameter below 0.1 micrometers). There is a decreasing trend in concentrations for the street station, urban background stations, and regional station. Concentrations are approximately halved over the measurement period for street and urban background concentration from 2002 to 2015. In particular, the downward trend is due to the ongoing replacement of the car fleet with more vehicles with particle filters. The introduction of the Low Emission Zone in 2008 for heavy-duty vehicles has also contributed.

#### **Comparison with limit values and the WHO guidelines**

The EU limit values are implemented into Danish legislation. The World Health Organization (WHO) has prepared air quality guidelines. These guidelines are not legally binding. WHO guidelines are half of the EU limit values for  $\text{PM}_{2.5}$  (i.e.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) and  $\text{PM}_{10}$  (i.e.  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) while they are the same for  $\text{NO}_2$  ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

WHO guidelines for PM<sub>2.5</sub> are exceeded at the measurement stations in streets and touched in urban background areas but not exceeded in rural areas in 2016 in the Capital Region. By reduction of emission of PM<sub>2.5</sub> from traffic it would be possible to comply with the WHO guidelines for PM<sub>2.5</sub>. Particulate emissions from the exhaust pipe can be reduced to technological measures, but reduction of non-exhaust (road wear, tire wear and brake wear) needs reduction in traffic.

WHO guidelines for PM<sub>10</sub> are only exceeded in the streets in 2016. If it was possible to remove all particulate matter from traffic in the streets it would be possible to comply with the WHO guidelines for PM<sub>10</sub>. Concerning reduction of PM<sub>10</sub> emissions the same apply as written above for PM<sub>2.5</sub>.

Reduction of NO<sub>2</sub> will contribute to compliance with the EU limit value and WHO guidelines in the busy streets, since road traffic is also one of the emission sectors that will reduce NO<sub>x</sub> emissions in the future, and thus also reduce street concentrations.

Model calculations for 2025 indicate that the background pollution of PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> will be reduced which will further help in reaching compliance with WHO guidelines.

#### **Emission inventory and source apportionment**

The largest source of NO<sub>x</sub> emissions is road transport, while for particles it is wood stoves and wood pellet boilers, etc. This applies for both 2014 and 2025. The findings are based on the national emission inventory which is distributed into a 1 km × 1 km grid based on various geographic variables. The total emissions are expected to be reduced respectively for NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> with 33%, 12% and 18%.

International shipping within 25 km of the Capital Region is a significant source of NO<sub>x</sub> emissions, as it is equal to about 2/3 of all NO<sub>x</sub> emissions in the Capital Region in 2014, and the same order of magnitude in 2025. However, for particles international shipping has a smaller share compared to emissions in the Capital Region in 2014 and 2025. The contribution to the urban background concentration in the Capital Region is, however, not as large as may be expected due to the dominant southwest wind direction which blows the pollution away from the region, and due to the distance from the ship routes to the Capital Region. For international shipping NO<sub>x</sub> emissions are expected to increase slightly (2%), while PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> are projected to decline by 31% from 2014 to 2025.

#### **Source attribution for urban background concentrations**

The contribution of different emission sources in the Capital Region to the urban background concentration has been calculated. It shows how many micrograms per cubic meter the individual emission sources contribute to the average urban background concentration.

Overall, all sources in the Capital Region contributes with 37% and neighboring municipalities with 6% for NO<sub>2</sub>. That is, local sources contribute about 43%, while the other half is the regional contributions and international shipping within 25 km.

The two largest local emission sources in the Capital Region are road transport and wood stoves. Just taking into account the local emission sources

within the Capital Region, road transport contributes by about 59% for NO<sub>2</sub>, and 19% and 17% for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively. Wood stoves contribute with about 4% for NO<sub>2</sub>, and 49% and 63% for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively. Thus, road transport contributes mainly to NO<sub>2</sub> and wood stoves mainly to particles.

Urban background pollution of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> are dominated by the regional concentration contribution. The regional contribution is determined by sources from Denmark and Europe. If we look at the contribution that blows into the outer border of the Capital Region it includes the modelled DEHM contribution, neighboring municipalities and international shipping within 25 km. These contributions constitute about 90% of PM<sub>10</sub> and 91% of PM<sub>2.5</sub> of urban background pollution in the Capital Region. On the contrary, the contribution from emission sources in the Capital Region is 10% and 9%, respectively.

Wood stoves are the largest local contributor to particulate pollution with 0.7 µg/m<sup>3</sup> corresponding to 5% and 6% of urban background concentrations for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively.

Road transport is the second largest local contributor to particulate pollution with 0.25 µg/m<sup>3</sup> and 0.18 µg/m<sup>3</sup> corresponding to 1.8% and 1.6% of urban background concentration for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, respectively.

Calculations for 2025 indicate that the percentage contribution of road transport to urban background concentrations will decrease for NO<sub>2</sub>, and there is also a smaller reduction for PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>, while the percentage allocation in 2014 and 2025 does not change much for wood stoves.

#### **Source attribution to street concentrations**

Source contribution to NO<sub>2</sub> street concentrations has been carried out for 98 streets in Copenhagen in 2014 based on data from the National Air Quality Monitoring Program. Street concentrations include the contribution from the regional background (calculated with DEHM), a contribution from the city's emissions (calculated with UBM) and a contribution from traffic emissions in the specific streets (calculated with OSPM). The street contribution is the street concentrations minus urban background concentrations and is an indicator of the contribution to street concentrations arising from the traffic emissions in a specific street. The magnitude of the street contribution depends on traffic volume, vehicle distribution, travel speed and street geometry. The average vehicle distribution for the 98 streets is 80% passenger cars, 15% vans and 5% trucks and buses. Since vehicle distribution is different from street to street, there will also be differences in the source distribution from street to street.

On average, passenger cars contribute 48% to the street contribution for NO<sub>2</sub>, vans with 20%, trucks with 15% and buses with 17%. The heavy-duty traffic (trucks and buses) thus contributes with around 33%. Despite the fact that trucks and buses make up only 5% of the traffic volume they contribute relatively much, since the emission factors for trucks and buses are about 10 times higher than for passenger cars and light-duty commercial vehicles.

The contribution of buses has decreased since 2014 with the retrofitting of SCRT (combined NO<sub>x</sub> catalytic converter and particulate filter) of about 300 urban buses in Copenhagen (Jensen et al., 2016).



A detailed analysis was carried out for the street of Jagtvej in Copenhagen to assess exhaust and non-exhaust for particles. Non-exhaust includes mechanically formed particles from road wear, tire wear, brake wear and re-suspension. Non-exhaust constitutes by far the largest part of the particle mass from traffic. For PM<sub>10</sub> exhaust is about 21% and non-exhaust around 79%. For PM<sub>2.5</sub> it is about 38% and 63%, respectively. As an example, if all the exhaust could be removed (e.g. by 100% electric cars) this would remove all exhaust, but the non-exhaust part is likely to be the same.

### **Premature deaths and morbidity**

The total annual number of premature deaths in 2014 is approximately 1,150 in the Capital Region due to ambient air pollution levels based on both Danish and foreign emission sources. EU air quality limit values are not exceeded for particles and hence premature death occurs below the limit values. It is expected to decline by about 4% to around 1,010 in 2025, as a combination of lower PM<sub>2.5</sub> concentrations compensating for slightly higher ozone concentrations and a larger and older population.

Premature deaths is almost exclusively due to deaths caused by long-term exposure to particulate pollution. A smaller proportion of premature deaths is due to shorter time periods with elevated concentrations (episodes) of primarily ozone.

Health effects of long-term exposure to particulate pollution accumulates throughout life from birth to death for everyone who is exposed. The long-term impact can induce cardiovascular and respiratory ailments. Therefore, premature deaths are especially among people who have been exposed for many years, e.g. elderly and people who are particularly sensitive due to prior existing diseases. Infants are also particularly sensitive, but deaths among infants represent a very small share.

The number of premature deaths is calculated based on the number of years of life lost, where one premature death corresponds to 10.6 years of life lost.

In addition to premature deaths, there are many cases of morbidity. It includes chronic bronchitis and discomfort for children and adults with asthma (use of bronchodilator, cough, and respiratory symptoms), hospital admissions related to respiratory disorders and blood clot in the brain, cases of heart failure, lung cancer, as well as many with reduced activity (sick days).

Other diseases are also affected by air pollution, but are not included in the calculations because there is still too much uncertainty about what diseases and the precise extent of these diseases.

The contribution from foreign countries to Denmark is estimated to 2,840 premature deaths which is 76% of the total number of cases in Denmark, while the contribution from Danish emissions contributes with 890 premature deaths in Denmark (24%).

The contribution from Danish emissions to the number of premature deaths in Europe (excl. Denmark) is estimated to about 2,280 cases/year. The "import" of air pollution related health impacts is therefore a little larger than the "export". It is also seen that Danish emissions cause about three times the number of premature deaths in foreign countries compared to Denmark (Ellermann et al., 2017).

There will also be a contribution from indoor air pollution from indoor sources. The World Health Organization (WHO) has for high-income countries in Europe estimated 3 premature deaths per 100.000 inhabitants (WHO, 2014), e.g. about 171 for Denmark. Since the population in the Capital Region is 31.1% of Denmark about 53 premature deaths are due to indoor air pollution in the Capital Region. This is about 4% of the total premature deaths due to outdoor and indoor air pollution.

#### **Health effects in the Capital Region distributed on local emission sources**

It is examined how much the local emission sources in the Capital Region contributes to health effects in the Capital Region. The purpose of these calculations is to quantify how much the local emission sources in the Capital Region influence for health effects in the Capital Region.

122 premature deaths are attributable to emission sources in the Capital Region in 2014, and 105 in 2025. In relation to the total number of premature deaths due to all the air pollution from Danish and foreign sources, local sources in the Capital Region contribute to about 11% of all premature deaths in 2014 (122/1150) and around 10% (105/1010) in 2025. This also means that about 90% of all premature deaths in the Capital Region are caused by emissions outside the Capital Region.

The two largest local sources of premature deaths are wood burning stoves (77 in 2014 and 67 in 2025) and road transport (23 in 2014 and 18 in 2025).

Since Danish emissions cause around the same number of premature deaths in Denmark as abroad, it is also expected that local emission sources in the Capital Region contribute with approximately the same numbers of premature deaths outside the Capital Region as they do within the Capital Region.

#### **External costs due to all air pollution**

The total external costs in the Capital Region due to all air pollution from Danish and foreign emission sources are around DKK 9.5 billion by 2014, which is expected to decrease to DKK 8.2 billion in 2025.

The external costs are almost exclusively due to particles, which here includes primarily emitted particles, secondary inorganic particles (nitrate, sulphate, ammonium), secondary formed organic particles (SOA) and sea salt. The external costs related to particulate matter are DKK 8.4 billion in 2014 and DKK 7.4 billion in 2025.

The external costs related to ozone is about DKK 0.8 billion in the Capital Region in 2014 and around DKK 0.9 billion in 2025. Ozone is not emitted directly but is formed in the atmosphere from emissions of NO<sub>x</sub>, hydrocarbons and CO. Ozone is harmful to health, and is therefore also associated with external cost. The external costs are increasing from 2014 to 2025 since ozone concentrations are increasing as a result of lower NO<sub>x</sub> emissions.

Contribution from CO to the external costs is insignificant in comparison to the other substances with around DKK 0.0031 billion in the Capital Region in 2014 and DKK 0.0029 billion in 2025.

The major part of the external costs is due to premature deaths, since the economic valuation of premature death is relatively high in comparison to e.g. morbidity and sick days.

#### **External costs due to local emission sources**

The total external costs in the Capital Region is DKK 0.85 billion in 2014 and DKK 0.74 billion in 2025 due to local emission sources in the Capital Region. The total costs associated with health effects are due to exposure to ozone and PM<sub>2.5</sub>. The contribution of ozone is negative, as local NO<sub>x</sub> emissions reduces ozone concentrations, and the total cost is dominated by PM<sub>2.5</sub>.

The local emissions in the Capital Region contributes about 9% in 2014 and 2025 of the total external costs of all Danish and foreign sources. On the contrary, about 91% of all external costs in the Capital Region are due to emission sources outside the Capital Region.

There are also external costs outside the Capital Region associated with the local emission sources that are not included, since e.g. NO<sub>x</sub> emissions will be converted into secondary particles and cause health effects. These health effects will take place outside the model area, as the chemical transformation takes time. The model area is a square around the Capital Region and covers a minimum of 25 km from the region's border.

The main local emission sources in the Capital Region that contribute to the external costs in the Capital Region are wood stoves, accounting for approximately 66% in 2014 and 65% in 2025 followed by road traffic accounting for 15% in 2014 and 2025.

#### **Environmental effects**

The average nitrogen deposition is about 10 kg N/ha in 2014, which exceeds or is close to the critical load for certain sensitive natural habitats. Calculations of deposition in 2025 show that the lower range for the critical loads for the most sensitive habitats like lobelia lakes and raised bogs are still exceeded. But for the remaining part of the §3-natural areas calculations indicate that if emissions follow the projections, critical loads are not exceeded in 2025.

In Denmark sulphur depositionen has decreased by approx. 70% since 1989 and the level in the Capital Region in 2014 and 2025 are under the critical loads for typical natural habitats.

Calculations for 2014 and 2025 of ozone (AOT40 value) show that levels are below the target value for the protection of vegetation.

Measurements of a number of heavy metals are routinely carried out in the national air quality monitoring program. Measured levels of heavy metals are below the limit value or target values.

### **3.4 Uncertainties**

The EVA-system is based on the impact pathway approach covering emissions from sources, the dispersion and chemical transformation in the atmosphere, exposure of the population, health effects, and economic valuation of these health effects. There are uncertainties associated to all these elements further discussed in Chapter 10.

Important assumptions are that all particles are assumed to be equally dangerous with the mass of particulate matter (PM<sub>2.5</sub>) as indicator for health effects.

No independent health effects of NO<sub>2</sub> are assumed. Dose-response relationships are being implemented into the EVA-system and is expected to lead to higher but not much higher health impacts.

The calculation method can underestimate the importance of local sources such as road traffic, which affects how much this source attributes to the health effects and external costs.

A Swedish study has attempted to quantify the health effects in Sweden with a breakdown of the contribution from regional sources and from local sources, where local sources are road traffic and wood burning (Gustafsson et al., 2014). With the assumptions that local sources have higher relative risk than regional sources they get about 50% more premature deaths (5,300 against 3,500). With the same assumptions, one would probably get something similar for Denmark, but there is a lack of further documentation of how local sources attribute to higher relative risk before we can include this with sufficient certainty in the EVA system.

Assumptions about the economic valuation of a premature death also have significant impact on the estimation of the total external costs. The Ministry of Finance has in August 2017 announced new values for a statistical life, which is significantly higher than the values that are used in the present report. The new values are being implemented in the EVA system, and are expected to lead to about 50% higher external costs than the calculations described in the present report.

## 4 EVA-systemet

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

### 4.1 Beskrivelse af EVA-systemet

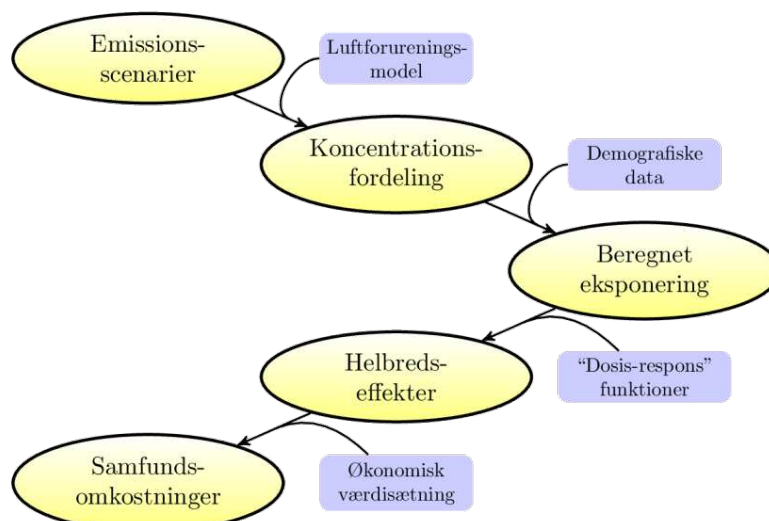
#### Anvendelse

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

#### Impact-pathway metoden

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

Det grundlæggende princip bag EVA-systemet er at bruge de bedst mulige videnskabelige metoder i alle leddene af "impact-pathway" kæden (se Figur 4.1) baseret på den bedst tilgængelige viden.



**Figur 4.1.** Et skematisk diagram over "impact-pathway" metoden. En emission fra en forurenende kilde et bestemt sted resulterer (via atmosfærisk transport og kemiske omdannelser) i en fordeling af koncentrationen i luften, som sammen med detaljerede befolkningsdata kan bruges til at beregne eksponeringen af befolkningen. Effekter på menneskers helbred findes ved brug af eksponering-respons funktioner og til sidst værdisættes de individuelle effekter for at finde de totale eksterne omkostninger.

"Impact-pathway" kæden dækker alle leddene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Den økonomiske værdisætning af effekter kaldes også for indirekte omkostninger eller eksternaliteter (eksterne

omkostninger). Der er direkte omkostninger forbundet med produktionen af fx elektricitet i form af opførelse af kraftværker og forbrug af kul, hvorimod de helbredsrelaterede omkostninger fra luftforureningen, der kommer fra kraftværket, ikke er relateret direkte til produktion og forbrug, og derfor betegnes som indirekte eller eksterne omkostninger. De indirekte omkostninger er knyttet til fx sygdom, for tidlige dødsfald eller sygedage med deraf tabt arbejdsfortjeneste eller omkostninger for samfundet i form af tabt omsætning eller øgede sygehusomkostninger.

### **Høj geografisk opløsning**

Beregningerne er udført med EVA-systemet, som er baseret på resultater fra den regionale luftforureningsmodel DEHM (Danish Eulerian Hemispheric Model), som har en opløsning på 5,6 km x 5,6 km for Danmark. Denne opløsning er imidlertid for grov i forhold til en mere detaljeret vurdering for Region Hovedstaden. EVA-systemet omfatter derfor også bybaggrundsmodellen UBM (Urban Background Model) med input fra den regionale luftforureningsmodel DEHM, sådan at beregninger kan udføres på 1 km x 1 km opløsning for bybaggrundsforureningen. Dvs. der beregnes en koncentration af luftforureningen for centerpunktet af et kvadrat på 1 km x 1 km. Den regionale model dækker hele den nordlige halvkugle med en grovere opløsning og med zoom over Europa og Danmark. På den måde sikres det, at transporten af forurening fra internationale kilder indgår i beregningen.

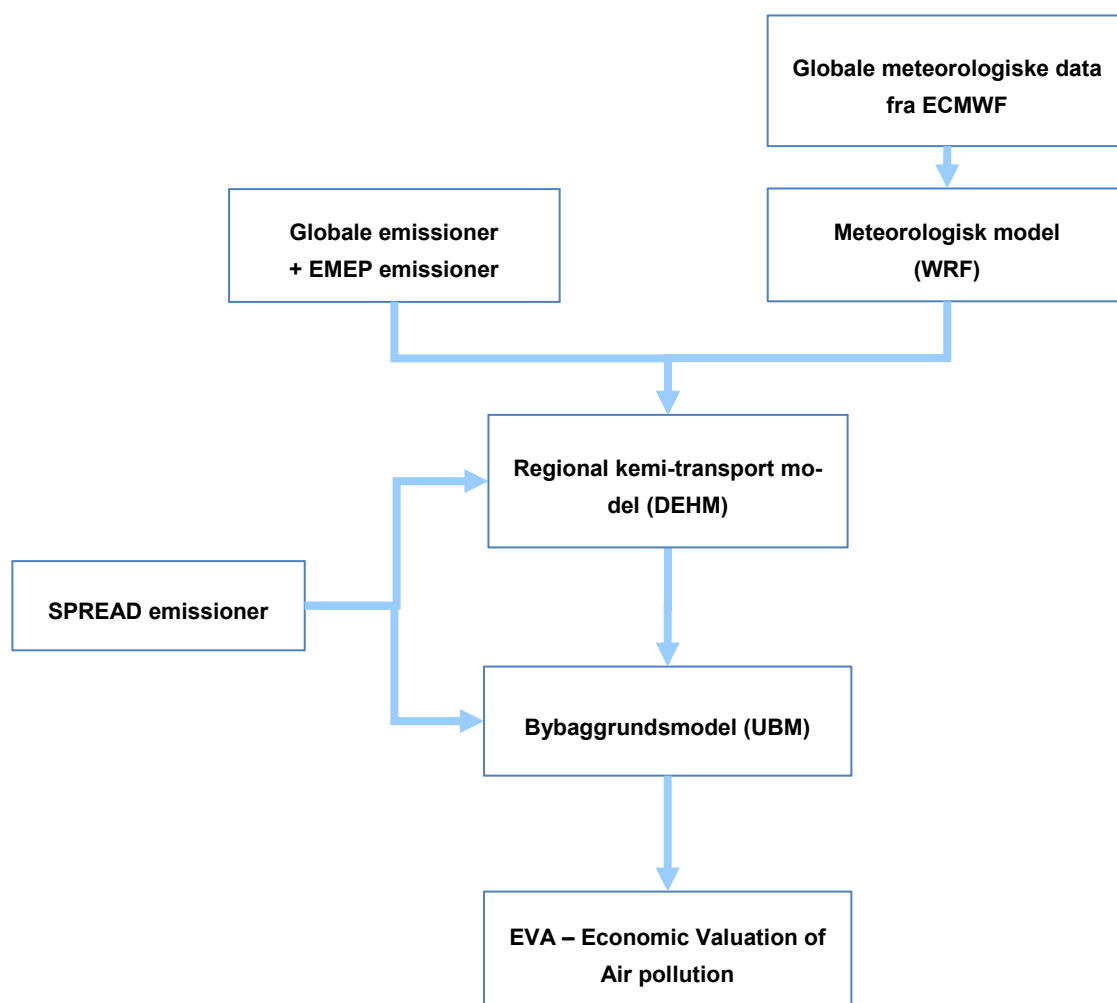
Modelsetup i EVA-systemet med høj geografisk opløsning er vist i **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**

Som det fremgår af Tabel 4.2 kræver DEHM og UBM inputdata i form af emissioner og meteorologi. Danske emissioner er tilvejebragt på baggrund af nationale emissionsopgørelser, som er fordelt via forskellige geografiske fordelingsnøgler med SPREAD (Spatial High Resolution Emission to Air Distribution) modellen. Europæiske emissioner er baseret på EMEP (The European Monitoring and Evaluation Programme) emissionsdatabasen og øvrige emissioner er fra forskellige globale emissionsdatabaser, heriblandt også databaser og modeller for naturlige emissioner. Meteorologiske data er fra den meteorologiske model WRF.

Kombinationen af luftkvalitetsmodellerne DEHM og UBM beregner bybaggrundskoncentrationerne med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, og befolkningseksponeringen fås ved at gange koncentrationer med befolkningstætheden inden for dette kvadrat. Helbredseffekter beregnes ud fra dosis-respons sammenhænge, og de eksterne omkostninger fås ved at gange helbredseffekterne med priser for de enkelte helbredseffekter.

I nærværende projekt anvendes modelsystemet til at beregne den totale luftforurening i Region Hovedstaden, dvs. inkl. både kilder i Region Hovedstaden og alle øvrige kilder i Danmark og udlandet, og de tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger beregnes. Endvidere beregnes helbredseffekter og eksterne omkostninger for hver hovedkildetype i Region Hovedstaden. Det er således muligt at opgøre bidraget fra de enkelte kilder med uledninger i Region Hovedstaden, som er de kilder, regionen i princippet har mulighed for at regulere.

Modelområdet for UBM beregningerne er defineret som en firkant i forhold til yderpunkterne af den geografiske udstrækning af Region Hovedstaden tilagt 25 km. Modelområdet fremgår af figurerne over bybaggrundskoncentrationerne i Bilag 1.



**Figur 4.2.** Overordnet illustration af modelsystem til beregning af helbredseffekter og helbredsrelaterede eksterne omkostninger med høj geografisk opløsning.

### Luftforureninger

Helbredseffekter for de kemiske stoffer, som er medtaget i EVA-systemet er: De primært emitterede partikler,  $PM_{2.5}$ , de sekundært dannede uorganiske partikler,  $SO_4^{2-}$  (sulfatpartikler),  $NO_3^-$  (nitratpartikler) og  $NH_4^+$  (ammoniumpartikler), samt gasserne  $SO_2$  (svovldioxid), CO (kulilte),  $O_3$  (ozon) samt SOA (sekundære organiske partikler).

Derudover er der lagt et bidrag til ud fra målinger for såkaldt "ukendt masse", som formodes at være vand bundet til partiklerne. Der er lagt 18% af partikelmassen til som "ukendt masse", da beregninger sammenholdt med målinger viser dette som middel over alle stationer i Danmark 2014-2016.

$SO_2$  er ikke medtaget i beregningerne med bybaggrundsmodellen UBM, og bidraget til helbredseffekterne kan derfor ikke umiddelbart beregnes for dette

stof, men pga. de lave emissioner af SO<sub>2</sub> vurderes det, at effekterne for dette stof vil være minimal.

For nuværende er det kun helbredseffekter, der er medtaget i EVA-systemet.

### **EVA-beregninger**

Stofferne beskrevet ovenfor, indgår alle i beregningen af helbredseffekterne fra den totale luftforurening i Region Hovedstaden.

I beregningen af bidraget fra kilder i Region Hovedstaden til helbredseffekterne i Region Hovedstaden, er det kun de primært emitterede partikler PM<sub>2.5</sub> samt O<sub>3</sub>, som er relevante for at kunne beregne bidragene til helbredseffekterne. For O<sub>3</sub> er både de positive og negative helbredseffekter medtaget i beregningerne. O<sub>3</sub> er direkte helbredsskadeligt, og har derfor negative helbredseffekter. Men lokale emissioner af kvælstofoxider (NO<sub>x</sub>=NO+NO<sub>2</sub>) emissioner i Region Hovedstaden bidrager til en reduktion af O<sub>3</sub> niveauerne i regionen (NO går sammen med O<sub>3</sub> og danner NO<sub>2</sub>), og derfor er der også en "positiv" effekt af NO<sub>x</sub>, da O<sub>3</sub> reduceres.

De sekundært dannede uorganiske partikler SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> og NH<sub>4</sub><sup>+</sup> dannes via kemiske reaktioner i atmosfæren ud fra de primære emitterede stoffer (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>) i løbet af timer til dage, og derfor vil disse partikler allerede være blæst væk fra Region Hovedstaden før de er dannet. De er derfor ikke relevante, når bidraget til helbredseffekterne i Region Hovedstaden fra emissioner i kommunen skal opgøres, men de bidrager til helbredseffekter og eksterne omkostninger langt fra kommunen. Det langtransporterede bidrag fra Region Hovedstaden af disse stoffer er ikke medtaget i beregningerne.

## **4.2 Emissionsopgørelse og geografisk fordeling**

### **Udenlandske emissioner**

Emissionsdata til DEHM er baseret på en række europæiske og globale emissionsopgørelser, da modellen dækker den nordlige halvkugle. Emissionsgrundlaget for Europa er baseret på de sidst tilgængelige emissionsdata fra EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme; [www.emep.int](http://www.emep.int)) for 2014, som har været anvendt til beregningerne for 2015 under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet under NOVANA.

Forudsætningerne for de europæiske emissioner i 2025 er følgende. Alle EU medlemslande er forpligtet til at udarbejde og rapportere nationale emissionsfremskrivninger i 5-års intervaller frem til 2030 i forbindelse med NEC direktivet (EU landenes nationale emissionslofter). Nogle lande rapporterer både en fremskrivning med eksisterende virkemidler ('with measures', WM) og en fremskrivning, der inkluderer planlagte virkemidler ('with additional measures', WAM). Til brug for dette projekt er anvendt de nationale fremskrivninger for de medlemslande, hvor de er tilgængelige. Hvor der både er rapporteret en fremskrivning med eksisterende og planlagte virkemidler er fremskrivningen med planlagte virkemidler anvendt. Data rapporteret under NEC direktivet er tilgængelige gennem det Europæiske Miljøagenturs rapporteringsside (Central Data Repository) (<https://cdr.eionet.europa.eu/>). Enkelte medlemslande havde på tidspunktet for udarbejdelsen af dette projekt ikke rapporteret fremskrivninger til EU Kommissionen. I disse tilfælde er emissionen i 2020 og 2030 beregnet på baggrund af emissionen i 2005, som inkluderet i den seneste emissionsopgørelse, samt de reduktionsmål, der er fastsat i NEC direktivet. For 2025, er emissionsdata interpoleret for disse medlemsstater.



For de globale emissioner i 2025 er anvendt eclipse v5, som er baseret på fremskrivning ud fra eksisterende lovgivning (emissioner for 2030) ([http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Global\\_emissions.html](http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/Global_emissions.html)).

Der indgår en del naturlige emissioner i DEHM. Isopren fra vegetation, som er en NMVOC (gas), og som spiller en rolle for dannelse af ozon. NO<sub>x</sub>-emissioner, som dannes i atmosfæren ved lynudladninger, og emissioner af kvælstofforbindelser fra bakterielle processer i jord, har betydning for dannelse af sekundære partikler i atmosfæren i form af ammoniumpartikler og nitratpartikler. Emissioner fra skovbrande og opløft af saltpartikler fra havoverflader indgår også. En beskrivelse af de naturlige emissioner i DEHM er givet i Brandt et al. (2012).

### **Danske emissioner**

For Danmark er DEHM-beregninger baseret på 1 km x 1 km emissionsdata for Danmark for alle emissionsklasser for 2014 baseret på SPREAD-emissionsmodellen (Plejdrup & Gyldenkerne, 2011). Emissioner i 2025 er baseret på den danske fremskrivning, og en geografisk fordeling af disse ud fra SPREAD-emissionsmodellen.

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

For at emissionerne fra de nationale opgørelser kan anvendes til modellering af fx luftkvalitet, er der tilføjet en geografisk komponent. Hertil er udviklet den GIS- og database baserede model SPREAD (Plejdrup & Gyldenkerne, 2011). I modellen behandles emissionerne på det mest disaggregerede niveau, som er muligt på basis af de disponible geografiske data. En række kilder behandles som punktkilder, hvor den eksakte geografiske lokalitet er kendt. Punktkilder omfatter hovedsageligt el- og varmeproducenter samt større industrivirksomheder. Ud over punktkilderne er der en lang række kilder, der ikke kan lokaliseres enkeltvis, men som behandles gruppevis ud fra kildernes fælles karakteristika. Disse kilder kaldes arealkilder, og omfatter bl.a. energiforbrug i husholdninger, industrielle processer, anvendelse af opløsningsmidler og andre produkter, vejtransport, og andre mobile kilder, herunder ikke-vejgående maskiner i industrien. For hver enkelt kilde eller gruppe af kilder er der udviklet en nøgle til fordeling af de nationale emissioner ud fra de disponible geografiske data, fx arealanvendelse, befolkningstæthed, infrastruktur og trafikdata.

Den følgende opdeling af emissionskilderne fra SPREAD-modellen er p.t. implementeret i UBM-modellen, se Tabel 4.1.

**Tabel 4.1.** SNAP-koder for de forskellige kilder/emissionssektorer

SNAP-kode	Beskrivelse
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri fx forbrænding i husholdninger og handel og service
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed
SNAP04	Industrielle processer
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas
SNAP06	Anvendelse af produkter
SNAP07	Vej transport
SNAP0801	Militær
SNAP0802	Jernbaner
SNAP080402	National søfart
SNAP080403	National fiskeri
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget

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

Mht. bidraget fra skibstrafikken (SNAP 0804) er bidraget ikke underopdelt men beregnet under ét og kun i en afstand op til 25 km fra Region Hovedstaden (modelområdet). Det væsentligste bidrag fra skibstrafikken består desuden af sekundære stoffer, som er lang-transporteret.

I beregningerne er der en særskilt kategori for international søfart, som ligeledes medtages i afstand op til 25 km fra Region Hovedstaden.

#### **Meteorologiske data**

Udover emissionsdata kræver beregninger med luftkvalitetsmodellerne også adgang til meteorologiske data. Der anvendes modellerede meteorologiske data fra den meteorologiske model WRF (Skamarock et al., 2005) for 2014, som køres rutinemæssigt på ENVS/AU, som er en del af NOVANA programmet. Samme meteorologiske data anvendes for 2025.

### Beregningsår

De danske emissionsdata og meteorologiske data repræsenterer 2014, og derfor afspejler de beregnede koncentrationer og tilhørende helbredseffekter og eksterne omkostninger i 2014. I 2025 afspejler emissionerne de forventede emissioner i 2025, men meteorologisk data er fra 2014.

## 4.3 Koncentration og befolkningseksposering

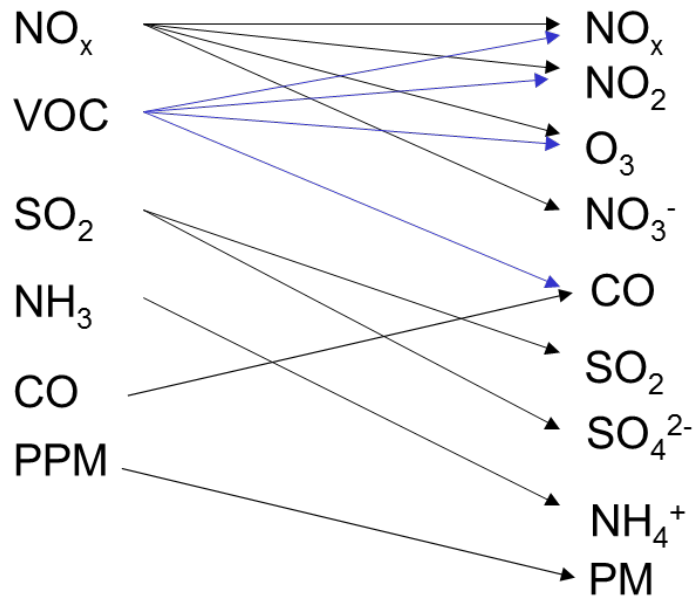
### Regional luftkvalitetsmodel

Først beregnes den regionale luftforurening med Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM) (Christensen, 1997; Brandt et al., 2012) som input til bybaggrundmodellen UBM. Den regionale baggrund repræsenterer koncentrationerne i landområder.

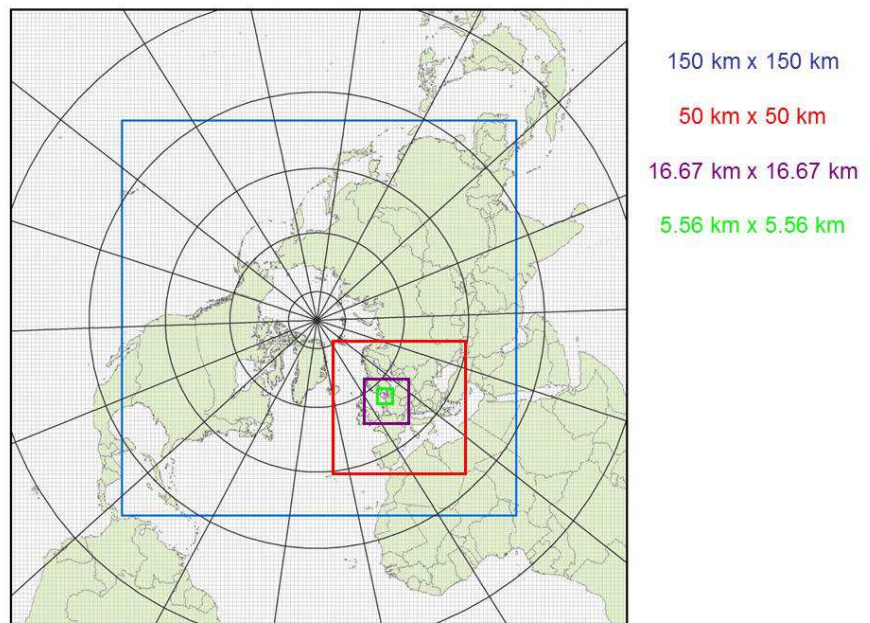
Modeldomænet for DEHM dækker den nordlige halvkugle med en horisontal opløsning på 150 km x 150 km. På nuværende tidspunkt er der mulighed for at zoome ind til en højere opløsning over Europa (50 km x 50 km) og en højere opløsning over Nordeuropa (16,67 km x 16,67 km) og en endnu højere opløsning over Danmark (5,6 km x 5,6 km) ved hjælp af tre såkaldte "nests" (områder i modeldomænet, hvor opløsningen er højere end i resten af domænet). Modeldomænet og "nests" er vist i Figur 4.4. Atmosfæren er i modellen beskrevet ved hjælp af 29 vertikale lag. Toppen af det øverste lag befinder sig i ca. 15 km højde og lagene bliver smallere og smallere jo tættere man kommer på jordoverfladen. Generelt giver modellen en god beskrivelse af de nederste ca. 15 km af atmosfæren. Modellen inkluderer emissioner af en række primære stoffer, fx kvælstofoxider ( $\text{NO}_x$ ), svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ), ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), kulmonooxid ( $\text{CO}$ ), metan ( $\text{CH}_4$ ) og andre flygtige organiske forbindelser (VOC'er) samt primært emitterede partikler (bl.a.  $\text{PPM}_{2.5}$ ). Emissionerne er baseret på data fra bl.a. EMEP ([www.emep.int](http://www.emep.int)), se ovenfor. Derudover inkluderer DEHM kemisk omdannelse af 67 stoffer i atmosfæren.

Modellen beregner koncentrationen af 9 partikelkomponenter og 58 gasser, herunder  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , VOC, mv. Den totale  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  i DEHM-modellen består af summen af de følgende stoffer: primært emitteret mineralisk støv, sod (black carbon (fresh (friske) og aged (ældede))), organisk kulstof, og de sekundære uorganiske partikler i form af ammonium, sulfater og nitrater ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{HSO}_4$  og  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ). Modellen inkluderer også havsalts bidrag til partikelmassen og sekundære organiske partikler (SOA), samt et bidrag lagt til ud fra målinger for "ukendt masse", som formodes at være vand bundet til partiklerne.

Det er vigtigt at skelne imellem de stoffer, der bliver emitteret, og de stoffer som giver helbredseffekter, og hvordan de relateres til hinanden. Disse forhold er simplificeret beskrevet i Figur 4.3.



**Figur 4.3.** Forenklet oversigt over primære emissioner (venstre side) og kemiske stoffer som koncentrationer, der giver helbredseffekter (højre side).  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  og  $\text{NH}_4^+$  er partikler og bidrager i forskellige kombinationer med hinanden til de samlede PM-koncentrationer (se tekst ovenover).



**Figur 4.4.** DEHM-beregningsområdet med nests – et over Europa (50 km x 50 km), nordeuropa (16,7 km x16,7 km) og Danmark (5,6 km x 5,6 km). Uden for Europa er opløsningen 150 km x150 km.

#### Bybaggrundsmodel

Bybaggrundsforureningen repræsenterer den generelle forurening i byerne og er beregnet med Urban Background Model (UBM) version 9.3 med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km (Berkowicz, 2000; Brandt et al., 2001a). DEHM- og UBM-beregningerne foregår i en koblet proces, således at UBM-

modellen får input om beregnede opstrøms regionale koncentrationer time for time i hver enkelt gittercelle fra DEHM (Brandt et al., 2001a;b;c; 2003). Modellen inkluderer simpel fotokemi ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ) og øvrige stoffer, som ikke indgår i denne fotokemi spredes blot uden kemisk omdannelse.

UBM-modellen tager i den nuværende version hensyn til emissioner, som ligger inden for 25 km fra receptorpunkterne, fx i Region Hovedstaden. Endvidere er medtaget bidraget fra skibstrafik (SNIP INT) som en særskilt kategori, hvor det lokale bidrag er defineret i en afstand op til 25 km. Anden national søfart er også med som særskilt kategori, som en del af den nationale emissionsopgørelse. Bidraget fra afstande over 25 km er således beregnet med DEHM.

Emissioner til UBM har en geografisk opløsning på 1 km x 1 km, hvor det antages, at emissionerne sker ved overfladen. Dette betegnes arealkilder, da det antages, at emissionen er jævn fordelt over arealet i gittercellen. Emissioner fra fx kraftværker med høje skorstene er punktkilder, og da udslippet sker i stor højde vil emissionerne være meget fortyndet, når røgfanen når jordoverfladen. For ikke at overestimere koncentrationsbidraget fra punktkilder især tæt på punktkilden er emissionen reduceret med en faktor 10 for disse kilder i luftkvalitetsberegningerne, hvilket er en veltestet metode.

#### **Sammenligning mellem målinger og beregninger i 2014**

DEHM/UBM-beregningerne er sammenlignet med målinger på bybaggrundsstationen i København (H.C. Ørsted Institut) samt to baggrundsstationer ved Risø nær Roskilde og ved Hvidovre. Målingerne er fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2015b).

Modellen ligger inden for 20% af  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{O}_3$ , og der er ikke foretaget nogen kalibrering i forhold til disse stoffer.

For  $\text{PM}_{2.5}$  underestimerer modellen i forhold til målingerne. Forskellen mellem målingerne og modellen for  $\text{PM}_{2.5}$  er derfor lagt til de modelberegne værdier, for at få et så retvisende  $\text{PM}_{2.5}$ -niveau som muligt for Region Hovedstaden i beregningerne af helbredseffekter og eksterne omkostninger. Der er lagt 18% til modelberegningerne for såkaldt "ukendt masse", svarende til landsgennemsnittet for sammenligningen mellem alle målestationer og modellen i perioden 2014-2016. Dette er gjort for at undgå de variationer, som kalibrering for et enkelt år kunne give anledning til. Det svarer til hhv. 2,6  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og 2,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  i 2014. Med disse forudsætninger underestimerer modellen på H.C. Ørsted Institut med 18% men kun 1% for gennemsnittet af målestationer HCØ, Risø og Hvidovre i perioden 2014-2016.

Tabel 4.2. Sammenligning mellem modelberegninger og målinger på bybaggrundsstationen i København (H.C. Ørsted Institutet) samt baggrundstationerne Risø ved Roskilde og Hvidovre.

Enhed $\mu\text{g}/\text{m}^3$	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10</sub>
Målinger på H.C. Ørsted Institut (HCØ) i 2014	20,8	16,5	54,0	13,2	19,5
DEHM/UBM-model inkl. ukendt masse	16,8	15,0	64,6	10,9	13,7
Forskel måling og model	-4,0	-1,5	10,6	-2,3	-5,8
Forskel måling og model (%)	-19	-9	20	-18	-30
Målinger HCØ-Risø-Hvidovre 2014-2016				11	
DEHM/UBM-model inkl. ukendt masse				11	
Forskel måling og model				0	
Forskel måling og model (%)				-1	

### Deltakonzentrationer

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

I nærværende projekt gennemføres sådanne beregninger for de forskellige emissionskilder inden for Region Hovedstaden for at kvantificere bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer til helbredseffekter og eksterne omkostninger forårsaget af kilder, som i princippet kan reguleres lokalt.

### Befolkningsdata

Danmark er i den unikke position, at vi har et centralt register med information vedrørende adresse, køn og alder for alle personer i landet (det Centrale Persondata Register, CPR).

I forbindelse med nærværende projekt er der fremskaffet et nyt CPR-datasæt fra Sundhedsstyrelsen for hele Danmark. Udtrækket er dateret den 24. april 2017, og indeholder oplysninger om fødselsdag, køn og adresse for samtlige personer i Danmark. Datasættet indeholder 5.643.840 personer, og Sundhedsstyrelsen har oplyst, at 1,6% af alle personer i Danmark har navne- eller adressebeskyttelse, og datasættet indeholder derfor ikke oplysninger om disse personer.

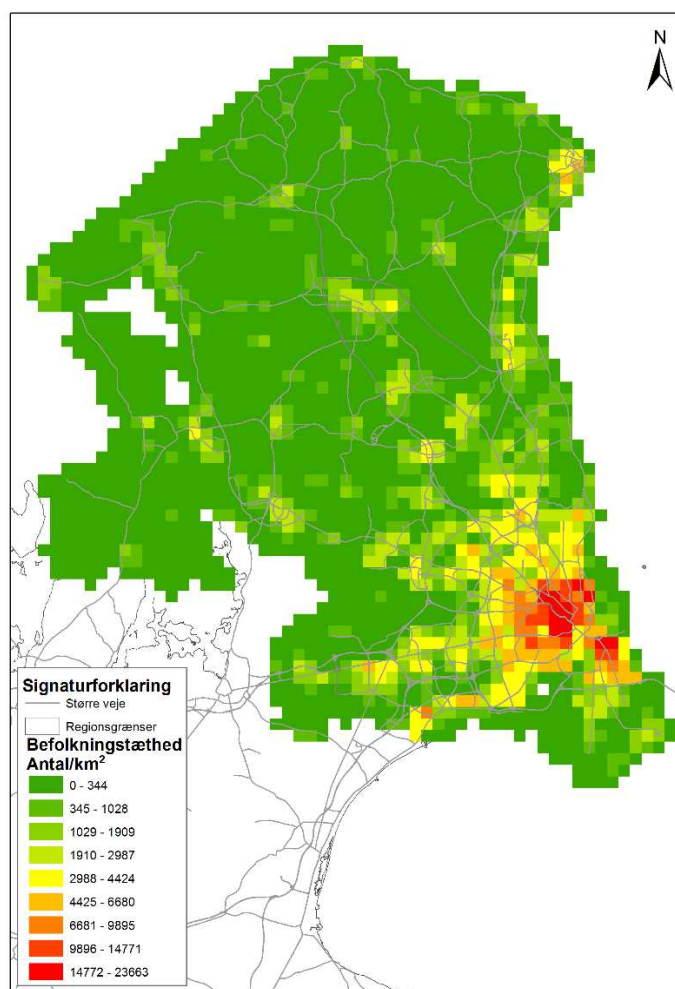
CPR-datasættet er koordinatsat ved at matche datasættet med adresseregisteret, som er fremskaffet via Danmarks Adressers Web API (DAWA) (<http://dawa.aws.dk/>). I denne proces var det muligt at koordinatsætte 99,95% af alle personer i CPR-datasættet.

Det koordinatsatte CPR-datasæt er herefter overført til et geografisk gitter på 1 km x 1 km for Danmark med udgangspunkt i de koordinatsatte adresse. For hver gittercelle er antallet af personer fordelt på alder efter de aldersklasser, der svarer til forudsætningerne for de anvendte dosis-respons funktioner i EVA-systemet. Der indgår 1.738.251 personer i datasættet på gitternet for Region Hovedstaden. På grænsen til Region Sjælland vil der være få personer

fra Region Sjælland, som medtages, hvis en gittercelle er i begge regioner. I følge Danmarks Statistik er der 1.811.809 personer i Region Hovedstaden i 2. kvartal af 2017 ([www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk)). Forskellen på omkring 4% skyldes, at CPR-udstræk ikke indeholder personer med navne- eller adressebeskyttelse samt datoforskel på udtrækkene. Befolkningstætheden i Region Hovedstaden er visualiseret i Figur 4.5.

I forbindelse med beregning af helbredseffekter af luftforureningen i 2025 er befolkningsdata fra 2017 fremskrevet til 2025 for hver af de aldersgrupper, som indgår i EVA-systemet. Dette er gjort for Danmark som helhed. Fremskrivningen er baseret på oplysninger fra [www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk). Det svarer til, at der i 2025 er 3,8% flere personer i Danmark end i 2017.

Helbredseffekter og tilhørende omkostninger afhænger af antallet af personer, som er eksponeret og af alderssammensætningen. Jo større befolkning jo flere helbredseffekter, og jo ældre befolkning jo flere helbredseffekter. For antal for tidlige døde betyder død mest som følge af langtidseksponering, hvilket afhænger af antallet af personer over 30 år, se Tabel 4.3 i næste afsnit over helbredseffekter. Endvidere betyder antallet af personer over 65 år noget for indlæggelser, men det vægter kun lidt i de samlede helbredsomkostninger, som er domineret af for tidlig død som følge af langtidseksponering.



**Figur 4.5.** Befolkningstæthed i Region Hovedstaden i 2017 baseret på CPR-data (personer/km<sup>2</sup>). Samme geografiske fordeling i 2025 blot 3,8% højere befolkningstæthed.



#### 4.4 Helbredseffekter

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

- Kronisk bronkitis
- Dage med nedsat aktivitet (sygedage)
- Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser
- Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser
- Tilfælde af hjertesvigt
- Lungekræft
- Brug af bronkodilatatorer blandt børn
- Brug af bronkodilatatorer blandt voksne
- Episoder med hoste blandt børn
- Episoder med hoste blandt voksne
- Episoder med nedre luftvejsymptomer blandt børn
- Episoder med nedre luftvejsymptomer blandt voksne
- Akutte dødsfald
- Kroniske tabte leveår (YOLL)
- Total antal dødsfald (=kroniske tabte leveår/10,6 + akutte dødsfald)
- Dødsfald blandt spædbørn

Antallet af for tidlige dødsfald relateret til partikelforurening beregnes ud fra YOLL (Years of Lifes Lost) divideret med en faktor for det typiske antal af tabte leveår i gennemsnit. I de nuværende EVA-beregninger er denne faktor 10,6 år, og den er baseret på et Europæisk gennemsnit fra Clean Air for Europe (CAFÉ; Watkiss et al. 2005). Et for tidligt dødsfald svarer altså til 10,6 tabte leveår i gennemsnit.

#### Eksposterings-respons funktioner og enhedspriser

Delta-koncentrationerne kobles til befolkningsdata for hver gittercelle for at beregne befolkningseksposteringen i eksposterings-respons beregningen.

Eksposterings-respons funktioner er typisk tilgængelige på formen:  $R = \alpha \cdot \Delta c \cdot P$ , hvor R er responset (fx lungekræft, hoste eller akutte dødsfald) målt i en passende enhed (fx tilfælde af lungekræft, dage med hoste eller antal tilfælde).  $\Delta c$  er delta-koncentrationen, det vil sige den marginale koncentrationsændring, som skyldes emissionerne fra den specifikke kilde, P er den berørte befolkningsdel og  $\alpha$  er en empirisk bestemt konstant for den specifikke funktion, typisk tilvejebragt fra publicerede studier af større befolkningsgrupper (kohorter).

Der er bred enighed om, at eksposterings-respons funktionerne og de tilhørende enhedspriser er lande-specifikke, bl.a. fordi helbredsudfald hænger sammen med en række forskellige forhold, hvoraf levevis er en vigtig parameter. Desuden er befolkningernes almene helbredstilstand og landenes økonomier forskellige. De funktioner, der på nuværende tidspunkt er inkluderet i EVA (Tabel 4.3), er derfor tilpasset til danske betingelser. For referencer vedrørende eksposterings-respons funktionerne og enhedspriser, se Brandt et al. (2011; 2013a). Som det kan ses i Tabel 4.3 er nogle af helbredseffekterne kun relevante for specifikke aldersgrupper.



**Tabel 4.3.** Helbredseffekter, eksponerings-respons funktioner og enhedsværdier (for Danmark) inkluderet i EVA-beregningerne. I partiklerne indgår både primær PM<sub>2.5</sub> og sekundære dele som ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) og sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). YOLL står for "Years Of Life Lost" og angiver antallet af tabte leveår. SOMO35 angiver summen af 8-timers daglige maksimum middelværdier over 35 ppb på et år, som igen er et mål for eksponeringen.

Helbredseffekt Slutpunkter	Eksponerings-respons funktioner	Værdisætning kr. (2013-priser)
<b>MORBIDITET</b>		
Bronkitis PM <sub>2.5</sub>	8,2E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup> (voksne)	386.739 pr. tilfælde
Sygedage m.v. PM <sub>2.5</sub>	8,4E-4 dage pr. µgm <sup>-3</sup> (voksne)	988 pr. dag
Indlæggelser		
- åndedrætsbesvær PM <sub>2.5</sub>	3,46E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	53.284 pr. tilfælde
- åndedrætsbesvær SO <sub>2</sub>	2,04E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	53.284 pr. tilfælde
- hjerneblødning PM <sub>2.5</sub>	8,42E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	67.505 pr. tilfælde
- kredsløbsforst. PM <sub>2.5</sub> (> 65 år)	3,09E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	110.252 pr. tilfælde
- kredsløbsforst. CO (> 65 år)	5,64E-7 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	110.252 pr. tilfælde
Lungekræft, morbiditet PM <sub>2.5</sub>	1,26E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	162.502 pr. tilfælde
Astma børn (7,6 % < 16 år) PM <sub>2.5</sub>		
- bronchodilator doser	1,29E-1 doser pr. µgm <sup>-3</sup>	167 pr. tilfælde
- hoste	4,46E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	316 pr. dag
- åndenød	1,01E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	91 pr. dag
Astma voksne (5,9 % > 15 år) PM <sub>2.5</sub>		
- bronchodilator doser	2,72E-1 doser pr. µgm <sup>-3</sup>	167 pr. tilfælde
- hoste	2,8E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	316 pr. dag
- åndenød	1,01E-1 dage pr. µgm <sup>-3</sup>	91 pr. dag
<b>MORTALITET</b>		
Akut død (SO <sub>2</sub> )	7,85E-6 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	15,5 mio. pr. tilfælde
Kronisk død (PM <sub>2.5</sub> )	1,138E-3 YOLL pr. µgm <sup>-3</sup> (>30 år)	583.293 pr. YOLL
Spædbarnsdød (PM <sub>2.5</sub> )	4,68E-5 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup> (< 9 mdr.)	23,3 mio. pr. tilfælde
Akut død (O <sub>3</sub> )	3,27E-6*SOMO35 tilfælde pr. µgm <sup>-3</sup>	15,5 mio. pr. tilfælde

## 5 Luftkvalitetsvurdering

I dette kapitel foretages en luftkvalitetsvurdering for Region Hovedstaden. Luftkvalitetsvurderingen beskriver den geografiske fordeling af baggrunds-koncentrationer med en opløsning på 1 km × 1 km samt gadekoncentrationer på adresseniveau. Denne beskrivelse er baseret på et nationalt datasæt, som hedder Luften på din vej (<http://luftenpaadinvej.au.dk>), hvor data for region Hovedstaden er udvalgt. Luftkvalitetsdata er beregnede koncentrationer for 2012 baseret på DEHM, UBM og OSPM. DEHM og UBM er en del af EVA-systemet og er beskrevet i forrige kapitel. OSPM er Operational Street Pollution Model, og er en gadeluftkvalitetsmodel. AirGIS systemet understøtter beregninger på mange lokaliteter ved at genere inputdata til OSPM ud fra GIS-vejnet med trafikdata, GIS-lag med bygninger med bygningshøjder, samt GIS lag med adressepunkter. Luften på din vej er nærmere beskrevet i *Jensen et al.* (2017).

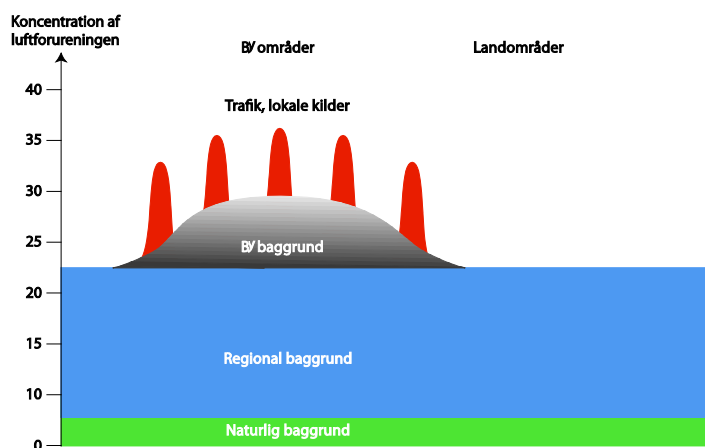
Endvidere opsummeres udviklingen i luftkvaliteten fra målestationerne i Region Hovedstaden for at vise udviklingen siden 2012.

Det er valgt at fokusere på NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, som indgår i Luften på din vej. PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er hhv. massen af partikler med en diameter under 2,5 og 10 mikrometer. NO<sub>2</sub> er en god indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for NO<sub>2</sub>, hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på 40 µg/m<sup>3</sup> er overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København (Ellermann et al., 2016). PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> stammer fra en lang række kilder, og lang-transporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for PM<sub>10</sub> på 40 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi og for PM<sub>2.5</sub> på 25 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationer i Danmark. PM<sub>2.5</sub> er den luftforurening, som bidrager til den største helbreds-mæssige belastning i EVA-systemet.

En dansk rapport fra 2014 sammenfatter danske såvel som internationale studier af helbredseffekter af luftforureningen i Danmark (Ellermann et al., 2014a).

### 5.1 Bidrag til luftforurening

De forskellige bidrag til luftforurening er illustreret i Figur 5.1. Luftforureningen i den regionale baggrund er bestemt af kilder i Danmark og i udlandet, og beregnes med DEHM. Bybaggrundsforureningen er bestemt af kilder i byen – fx København, og beregnes med UBM med regionalt input fra DEHM. Bybaggrundsforureningen repræsenterer koncentrationsniveauet i tagniveau eller i en baggård eller park. Luftforureningen i en gade er bestemt af trafik-kilderne i gaden samt bidraget fra bybaggrundsforureningen, og beregnes med OSPM. Gadekoncentrationen repræsenterer koncentrationsniveauet i 2 meters højde langs husfacaden i en gade. Disse luftkvalitetsmodeller beregner bidragene på baggrund af emissionsdata og meteorologiske data samt topografiske data.



**Figur 5.1.** Skematisk beskrivelse af bidrag til luftkvaliteten. Koncentrationen i en gade består af et regionalt bidrag, samt et bybaggrunds- og et gadebidrag. Hvert af disse bidrag beregnes med forskellige luftkvalitetsmodeller, hhv. DEHM, UBM og OSPM. Naturlig baggrund indgår som en del af den regionale baggrund i nærværende studie.

## 5.2 Sammenligning mellem målinger og modelberegninger i Luften på din vej

Den beregnede luftkvalitet i Luften på din vej (LPDV) viser forskelle mellem områder og mellem forskellige gader, men kan i det enkelte tilfælde være misvisende, hvis anvendte inputdata ikke repræsenterer de faktiske forhold, fx trafikniveauet eller hastigheden. Det er ikke muligt at kvalitetssikre om inputdata er repræsentative for samtlige 2,4 million adresser, som indgår i systemet for hele Danmark.

Forskellen mellem modelberegningerne og målinger kan illustrere størrelsen af den forventede usikkerhed på beregningerne for trafikerede gader. Forskellen for NO<sub>2</sub> er vist i Tabel 5.1.

**Tabel 5.1.** Sammenligning mellem modelresultater i LPDV og NO<sub>2</sub>-målinger på målestationerne i Danmark i 2012 (årsmiddelværdi).

Enhed: µg/m <sup>3</sup>	Målinger	Model resultater	Difference	Modeller
<i>Trafik:</i>				
København-HCAB/1103	47/55*	46	-2/-16	DEHM/UBM/OSPM
København-Jagtvej/1257	38	37	-3	DEHM/UBM/OSPM
Aarhus/6153	35	26	-27	DEHM/UBM/OSPM
Odense/9155	26	27	6	DEHM/UBM/OSPM
Aalborg/8151	30	33	12	DEHM/UBM/OSPM
<i>Bybaggrund:</i>				
København/1259	17	18	4	DEHM/UBM
Aarhus/6159	17	15	-13	DEHM/UBM
Odense/9159	13	14	5	DEHM/UBM
Aalborg/8159	13	12	-5	DEHM/UBM
<i>Regional baggrund:</i>				
Risø-Lille Valby/2090	9	12	29	DEHM/UBM
Keldsnor/9055	8	8	-4	DEHM/UBM

Note: \*Der måles 55 µg/m<sup>3</sup> på målestation på HCAB men pga. vejbaneomlægninger er trafikken flyttet tættere på målestationen, og det estimeres at have givet anledning til et spring på omkring 8 µg/m<sup>3</sup>. Uden vejomlægning forventes derfor omkring 47 µg/m<sup>3</sup>. OSPM er mest repræsentativ for målingerne *uden* springet, da OSPM-beregninger afspejler koncentrationsniveauer ved husfacaden.

Det ses, at beregnede koncentrationer for gadestationerne ligger inden for -27% og +12% af målingerne.

Luftkvalitetsberegninger ligger inden for -13% til +5% af målinger for bybaggrundsstationerne.

For de to regionale stationer underestimeres niveauet lidt ved Keldsnor

(-4%), mens der er en større overestimering for Risø-Lille Valby (+29%).

For partikelkoncentrationen er beregnede gadekoncentrationer af årsmiddelværdier også sammenlignet med målinger fra de 5 gadestationer i Danmark og ligger inden for -23% til -7% for PM<sub>2.5</sub> og -36% til -22% for PM<sub>10</sub>.

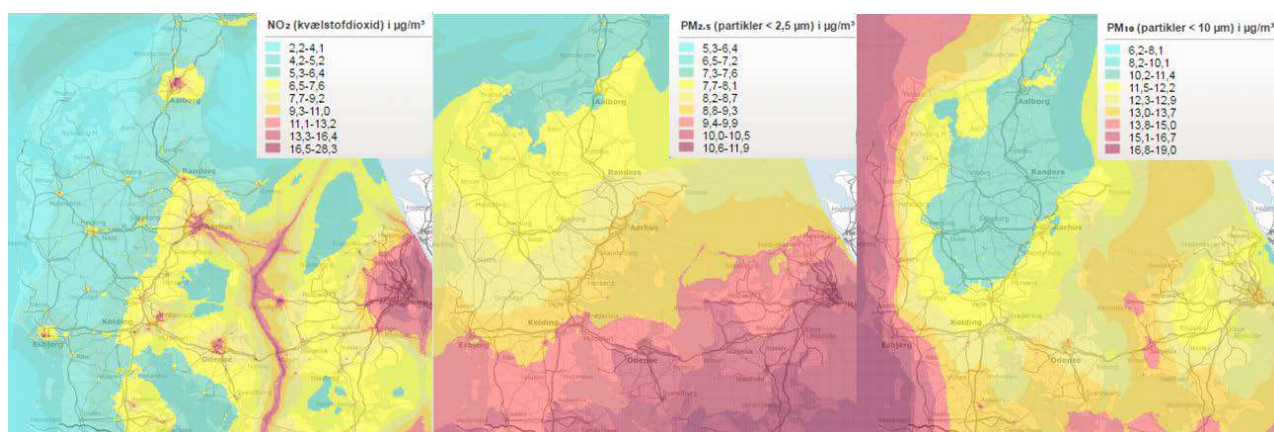
### 5.3 Fordeling af bybaggrundskoncentrationer i 2012

I det følgende illustreres først, hvordan luftkvaliteten er generelt i Region Hovedstaden i forhold resten af Danmark. Dernæst visualiseres den geografiske fordeling af luftkvaliteten i Region Hovedstaden.

#### Region Hovedstaden i forhold til resten af Danmark

I Figur 5.2 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, og PM<sub>10</sub> baseret på hjemmesiden Luften på din vej ([www.luftenpaadinvej.au.dk](http://www.luftenpaadinvej.au.dk)).

For bybaggrundskoncentrationer af NO<sub>2</sub> har Region Hovedstaden relativt høje koncentrationer og i store sammenhængende områder sammenlignet med bybaggrundskoncentrationer i de andre større byer i Danmark, og de højeste koncentrationer er i København. Lokale kilder som vejtrafik udgør en væsentlig kilde til NO<sub>2</sub>, og det regionale bidrag er beskedent. Skibstrafikkens bidrag i Øresund er også tydeligt.



**Figur 5.2.** Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddeldkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Danmark for hhv. NO<sub>2</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (midt for), og PM<sub>10</sub> (højre).

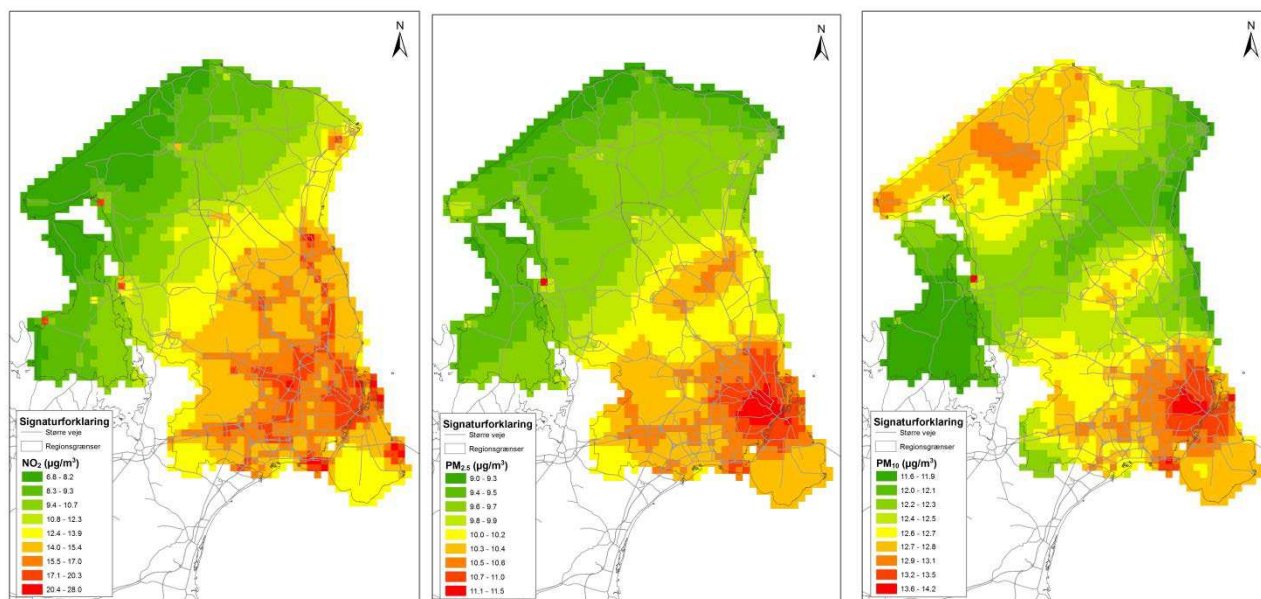
Region Hovedstaden ligger i et område med nogle af de højeste bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>2.5</sub>. PM<sub>2.5</sub> er domineret af lang-transport med en tydelig gradient op gennem landet fra syd til nord pga. kilder syd for Danmark, men lokale kilder spiller også en rolle.

For bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>10</sub> ligger Region Hovedstaden i et mellemområde. PM<sub>2.5</sub> er indeholdt i PM<sub>10</sub>, men der er også et væsentligt bidrag

fra havsalt. Dette ses tydeligt som høje koncentrationer på vestkysten af Jylland samt til dels på vestkysten af Sjælland pga. den dominerende vindretning fra sydvest.

### Fordeling i Region Hovedstaden

I Figur 5.3 er vist den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Region Hovedstaden for hhv. NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub>, og PM<sub>10</sub>.

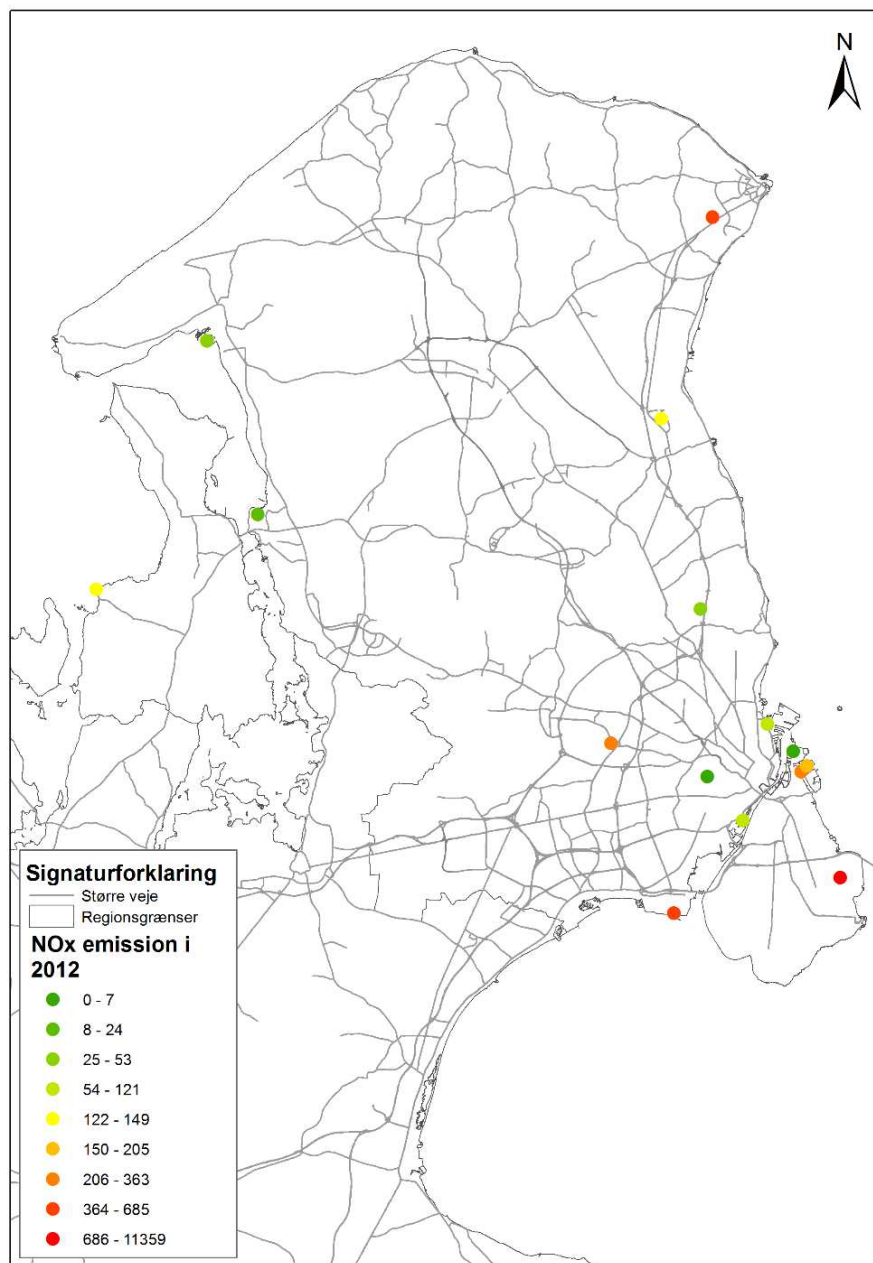


**Figur 5.3.** Den geografiske fordeling af den beregnede årsmiddelkoncentration af baggrundskoncentrationer i 2012 i Region Hovedstaden for hhv. NO<sub>2</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (midt for), PM<sub>10</sub> (højre).

De højeste bybaggrundskoncentrationer af NO<sub>2</sub> er i København, men hele Storkøbenhavn har relativt høje koncentrationer. De store transportkorridorer har også forhøjede koncentrationer. Enkelte store punktkilder ses også, for eksempel punktkilder i Frederikssund, Frederiksværk og Hornsherred for NO<sub>2</sub>. Der er dog større usikkerhed om deres bidrag grundet den måde punktkilder håndteres på i luftkvalitetsberegningerne. I beregningerne bidrager disse punktkilder til baggrundskoncentrationerne i nærområdet, hvor koncentrationsniveauet er beregnet til at være sammenligneligt med København. Det vurderes derfor, at bidragene fra punktkilderne i beregningerne kan være overvurderet. Gadekoncentrationer i områderne er langt lavere end fx København, da den lokale trafik er beskedent, så gadekoncentrationerne vil ikke blive så høje, selvom baggrundsforureningen er overvurderet.

I Figur 5.4 er vist placering af større punktkilder, som indgår i den nationale emissionsopgørelse og deres NO<sub>x</sub>-emission.





**Figur 5.4.** Placering af større punktkilder, som indgår i den nationale emissionsopgørelse. NO<sub>x</sub>-emission vist i 2012 (ton/år).

Den geografiske fordeling af bybaggrundskoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> følger i store træk den geografiske fordeling af NO<sub>2</sub>. Dog er forskellen mellem de laveste og højeste PM<sub>2.5</sub>-koncentrationer beskedene (min. 9 µg/m<sup>3</sup> og maks. 11,5 µg/m<sup>3</sup>). Den geografiske fordeling af PM<sub>10</sub> er noget anderledes, idet der ses lidt forhøjede PM<sub>10</sub>-koncentrationer på nordkysten, idet der er et bidrag fra havsalt (se Bilag 1 seasalt figur). Koncentrationerne er dog kun omkring 1 µg/m<sup>3</sup> højere end de laveste koncentrationer.

#### Udvikling i bybaggrundskoncentrationer fra 2014 til 2025

Ovenstående fra Luften på din vej er baseret på 2012. For 2014 er årsmiddelkoncentrationer af baggrundskoncentrationer på 1 km x 1 km gitternet i hele modelområdet beregnet med DEHM/UBM for i alt 16 stoffer (Se bilag 1). Det er disse beregninger, der ligger til grund for estimering af helbredseffekter og eksterne omkostninger i Region Hovedstaden. Den geografiske fordeling for bybaggrundskoncentrationen af NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> i 2014 følger den geografiske fordeling i 2012 i Luften på din vej, men koncentrationer er lidt lavere i

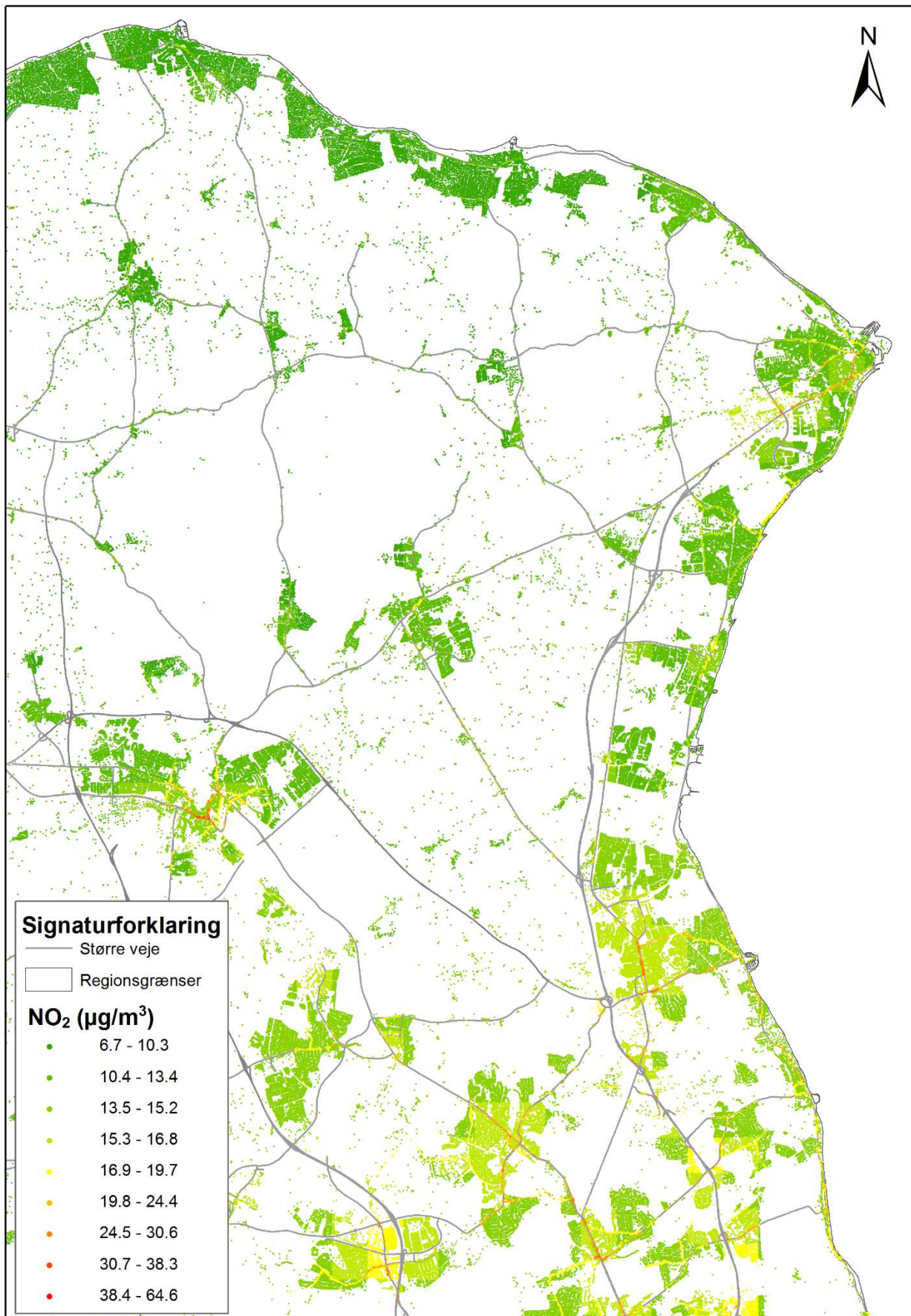
2014 i forhold til 2012. Beregninger for 2025 er også vist i bilag 1, og viser større reduktion i koncentrationerne fra 2014 til 2025.

### **Fordeling af NO<sub>2</sub>-gadekoncentrationer i 2012**

I Figur 5.5, Figur 5.6 og Figur 5.7 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i følgende områder hhv.: nordøstlige del af Region Hovedstaden, den vestlige del samt Storkøbenhavn. Det ses, at de højeste NO<sub>2</sub>-koncentrationer er på trafikerede gade i København langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene. For adresser, som ikke ligger langs Landstrafikmodellens vejnet tildeles adresserne bybaggrundsforureningen inden for den pågældende 1 km x 1 km gittercelle, og derfor kan man også ane mønsteret af gittercellerne i kortet.

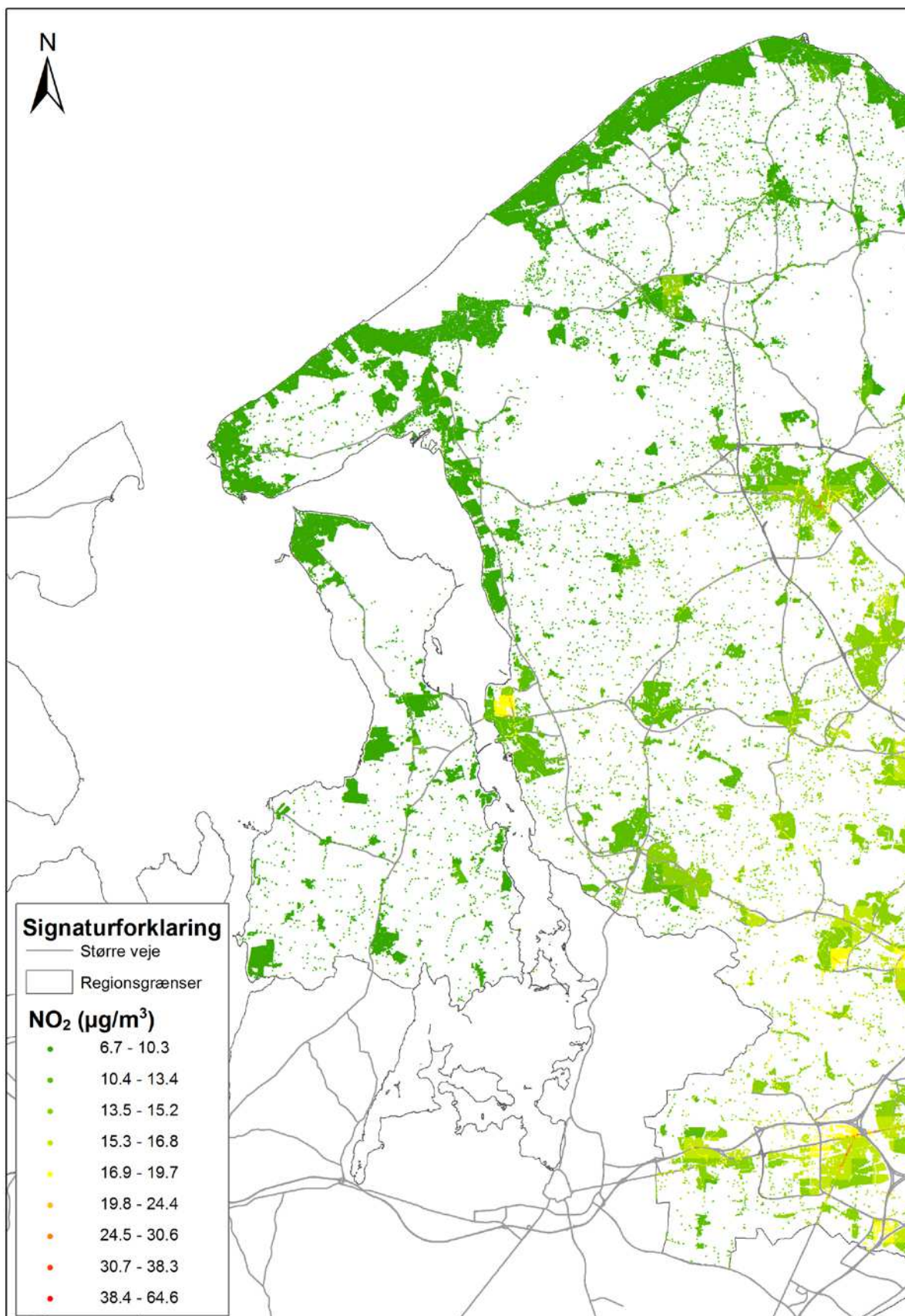
I Frederikssund ses et kvadrat med højere gadekoncentrationer end omkringliggende gitterceller, som skyldes beregnede forhøjede bybaggrundskoncentrationer for denne gittercelle, som sandsynligvis er overvurderet grundet metoden for håndtering af punktkilder.

Emissioner fra motorveje indgår i beregningerne af bybaggrundskoncentrationer med UBM-modellen, men det koncentrationsfelt, som motorveje giver anledning til, repræsenteres ikke til fulde. Koncentrationerne vil være høje tæt på motorvejen og aftage forholdsvis hurtigt med afstanden. Beregnede gadekoncentrationer på adresser beliggende i afstande op til 100-200 m fra motorveje vil derfor være underestimeret. Koncentrationer langs motorveje kunne modelles med OML-Highway modellen (Jensen et al., 2015), men ligger uden for rammerne af nærværende projekt.

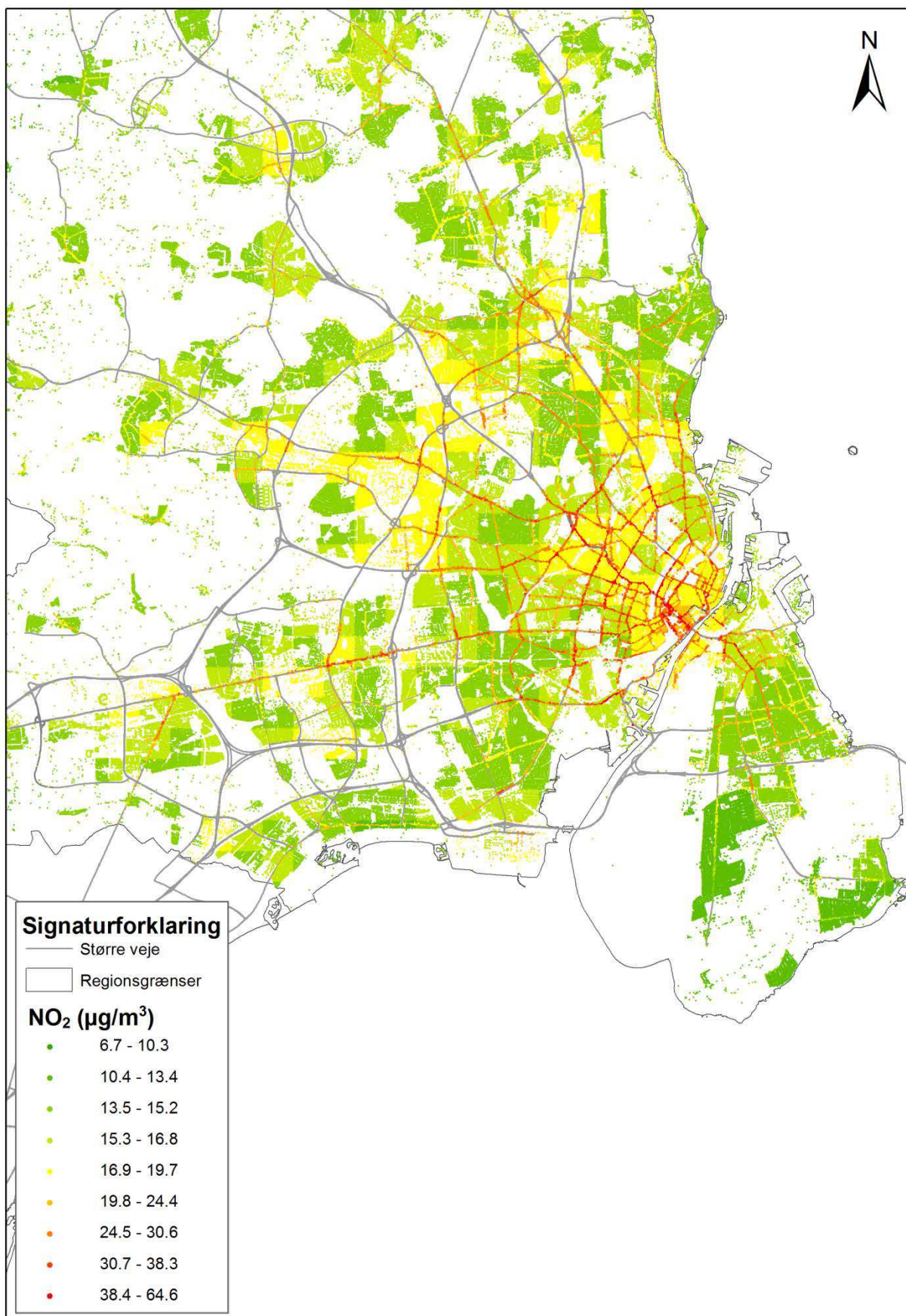


**Figur 5.5.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den nordøstlige del af Region Hovedstaden.





**Figur 5.6.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den vestlige del af Region Hovedstaden.



Figur 5.7. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af NO<sub>2</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.



## 5.4 Indikative overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub>

Grænseværdien for årsmiddelkoncentrationen er 40 µg/m<sup>3</sup> for NO<sub>2</sub>. Beregningerne udført som del af Luften på din vej kan give et fingerpeg om grænseværdierne er overskredet. Derfor kaldes beregnede overskridelse for *indikative* overskridelser. Den officielle udmelding om overskridelser af grænseværdier foretages dog i forbindelse med den årlige rapportering under luftovervågningsprogrammet, som er baseret på målinger fra de danske målestationer (Ellermann et al., 2016).

Som det fremgår af sammenligningen mellem modelresultater og målinger er der en vis usikkerhed på modelresultaterne (se tidligere Tabel 5.1). Derfor vil der også være betydelig usikkerhed på antallet af overskridelser. Ideelt set bør beregnede overskridelser derfor følges op af en vurdering af, hvor repræsentativ beregningen er ved yderligere at kvalitetssikre inputdata det pågældende sted eller evt. indhente supplerende oplysninger, som trafik fra kommunen.

Der er 1.123 overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub> i 2012 i hele datasættet for Luften på din vej (grænseværdi regnet som 40,5 µg/m<sup>3</sup>). Der forekommer kun overskridelser i København og omegn, Aarhus, og Aalborg, se Tabel 5.2.

**Tabel 5.2.** Antal overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdi i byerne i 2012 på adressepunkter

Kommune	Antal	Min NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Max NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	Gns NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
København	909	40.5	64.6	44.7
Frederiksberg	153	40.6	51.6	43.1
Hvidovre	3	41.0	42.0	41.6
Herlev	1	40.9	40.9	40.9
Aarhus Kommune	29	40.6	48.5	43.0
Aalborg Kommune	28	40.9	46.2	42.9
I alt	1123			

Som forventet er der flest overskridelser i Københavns Kommune og Frederiksberg Kommune, men der er også nogle overskridelser i omegnskommunerne til København. Der er også nogle overskridelser i Aarhus Kommune og Aalborg Kommune.

Hovedparten af alle beregnede indikative overskridelser for NO<sub>2</sub> er derfor i Region Hovedstaden. Der er i alt 1.066 overskridelser i regionen. Da der er 454.259 adresser i regionen, har 0,2% af adresserne beregnede indikative overskridelser af grænseværdien for NO<sub>2</sub>.

### København og omegn

Af de 1.066 overskridelser i København og omegn er der 88 steder, som overskrider 50 µg/m<sup>3</sup>, som kun forekommer i København, og 6 af disse, som overskrider 60 µg/m<sup>3</sup>. De højeste koncentrationer forekommer typisk ved meget trafik og lave rejsehastigheder samt gadeslugter (lastbilprocent er antaget ens for alle bygader).

I det følgende er beregningerne fra Luften på din vej sammenlignet med beregninger, som hvert år gennemføres for 98 gader i København som del af Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2015a). Trafikgrundlaget i overvågningsprogrammet er bedre end i Luften på din vej, da det er baseret på manuelle trafiktællinger udført af Københavns Kommune

og Frederiksberg Kommune, som giver både trafikniveau og detaljeret køretøjsfordeling. Luften på din vej er baseret på årsdøgntrafikken fra Landstrafikmodellen samt en antaget standard køretøjsfordeling.

I Figur 5.8 ses overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien i København og omegn for Luften på din vej i 2012 (blå prikker). Røde prikker er beregningspunkter, som indgår i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet, og hvor grænseværdien i 2013 er overskredet, og gule prikker er beregningspunkter, hvor niveauet ikke overskred grænseværdien i overvågningsprogrammet. Det ses at alle beregnede overskridelser i 2013 i overvågningsprogrammet også findes på strækninger med overskridelser under Luften på din vej for 2012 (røde prikker ligger oven i blå prikker) – dog undtaget ét sted.

Endvidere ses, at langt de fleste beregningspunkter under overvågningsprogrammet, som ikke har overskridelser, også ligger på strækninger, hvor der ikke er overskridelser i Luften på din vej. Der er derfor rimelig god overensstemmelse mellem den geografiske fordeling af beregningsresultaterne under overvågningsprogrammet og Luften på din vej.

Der er en række strækninger, som giver overskridelser i Luften på din vej, som ikke er repræsenteret af et beregningspunkt under overvågningsprogrammet, men dette er også forventeligt. Det er klart, at der bliver mange flere overskridelser i Luften på din vej i forhold til overvågningsprogrammet, da der er mange adresser langs en vej med overskridelser i Luften på din vej, hvor strækningen i overvågningsprogrammet kun er repræsenteret med ét eller nogle få beregningspunkter.

Luftkvalitetsberegninger under Luften på din vej vurderes således at give et overordnet generelt retvisende billede af, hvor der kan forventes overskridelser i København, mens der er betydelig usikkerhed på, hvor stor overskridelsen er.



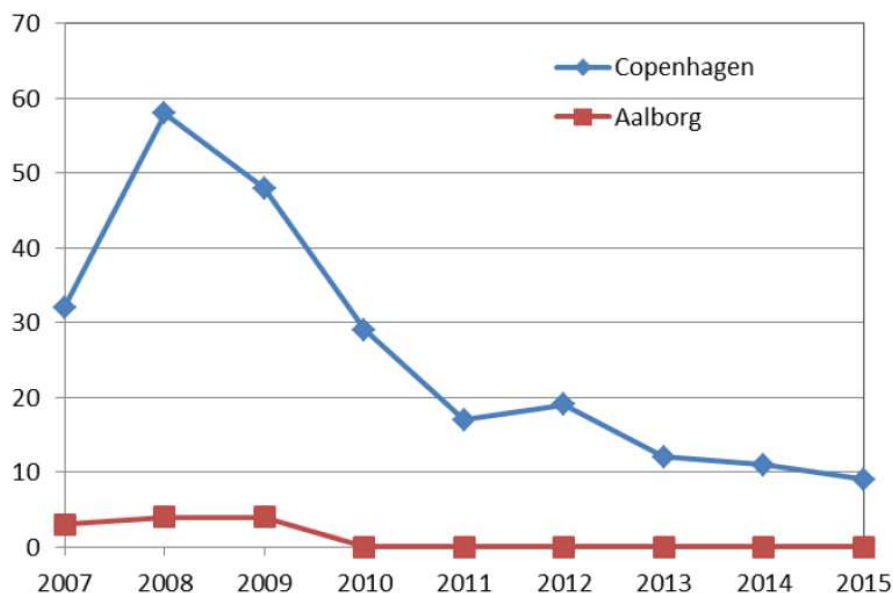
**Figur 5.8.** Overskridelser af NO<sub>2</sub> grænseværdien i København og omegn i 2012 i Luften på din vej (blå). Røde prikker er beregningspunkter, som indgår i Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet og som overskred grænseværdien i 2013, og gule prikker er beregningspunkter som ikke overskred grænseværdien i overvågningsprogrammet. Grønne prikker er adressepunkter langs Landstrafikmodellen (beregningpunkter i Luften på din vej).

#### Udvikling i antal overskridelser for 98 gader i København

I Figur 5.9 er vist udviklingen i beregnede antal overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup> for udvalgte gader i København og Aalborg under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2016).

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

I København er antallet af overskridelser faldet fra 19 til 9 i perioden 2012 til 2015. Da Luften på din vej er baseret på data fra 2012, kan der også forventes et fald i antallet af beregnede overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien, hvis beregninger blev genregnet med data fra 2015.



**Figur 5.9.** Udviklingen i beregnede antal overskridelser af NO<sub>2</sub>-grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup> for udvalgte gader i København og Aalborg under Det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2016).

## 5.5 Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>

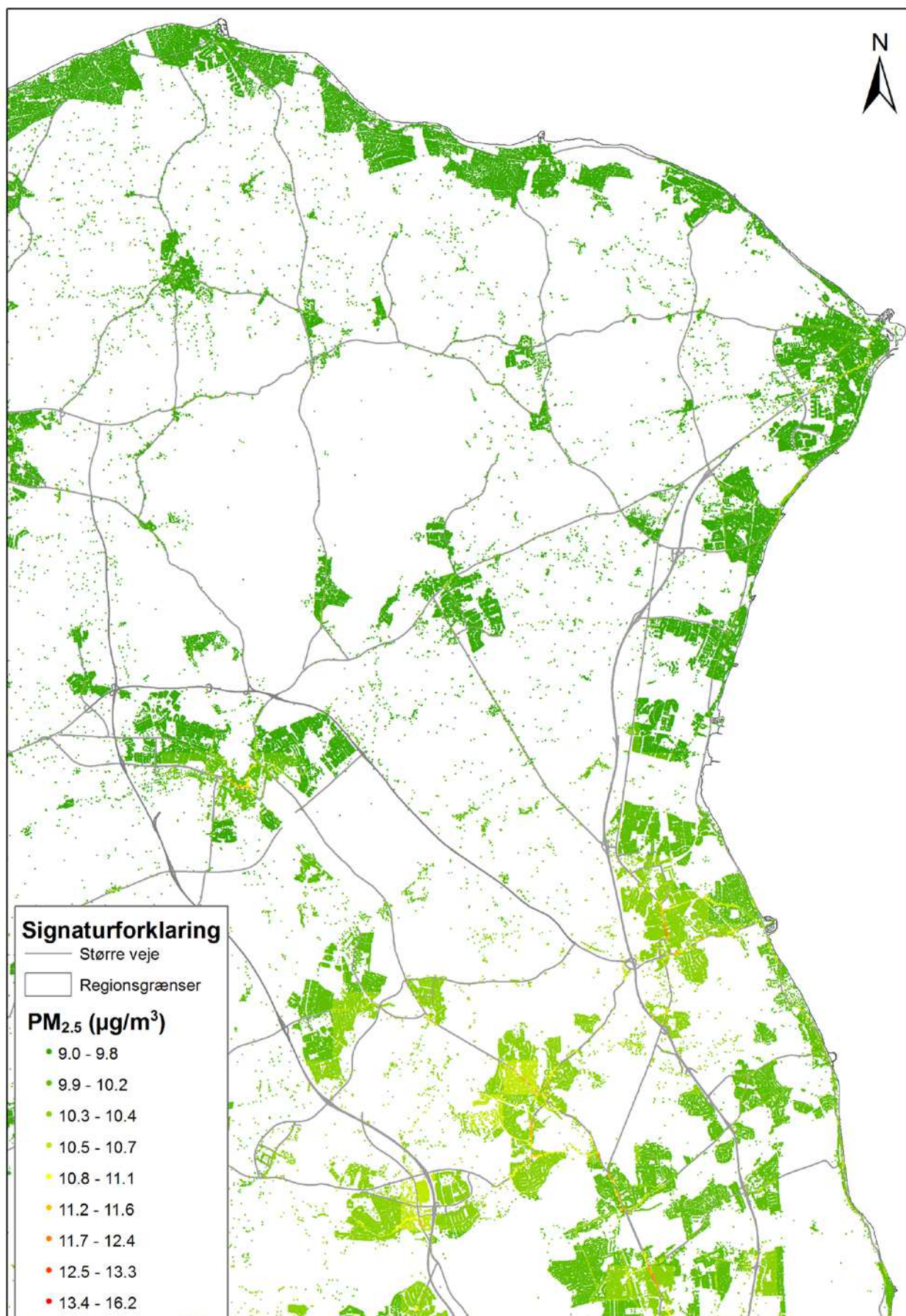
I Figur 5.10, Figur 5.11 og Figur 5.12 samt Figur 5.13, Figur 5.14 og Figur 5.15 er vist den geografiske fordeling af gadekoncentrationer for hhv. PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 fra Luften på din vej i Region Hovedstaden fordelt på følgende områder: nordøstlige del af Region Hovedstaden, den vestlige del samt Storkøbenhavn.

Det ses, at den geografiske fordeling minder meget om hinanden for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>, da PM<sub>2.5</sub> er en del af PM<sub>10</sub>. Som for NO<sub>2</sub> er de højeste gadekoncentrationer også i København langs de store fordelingsveje, hvor der samtidig er tæt bebyggelse langs vejene.

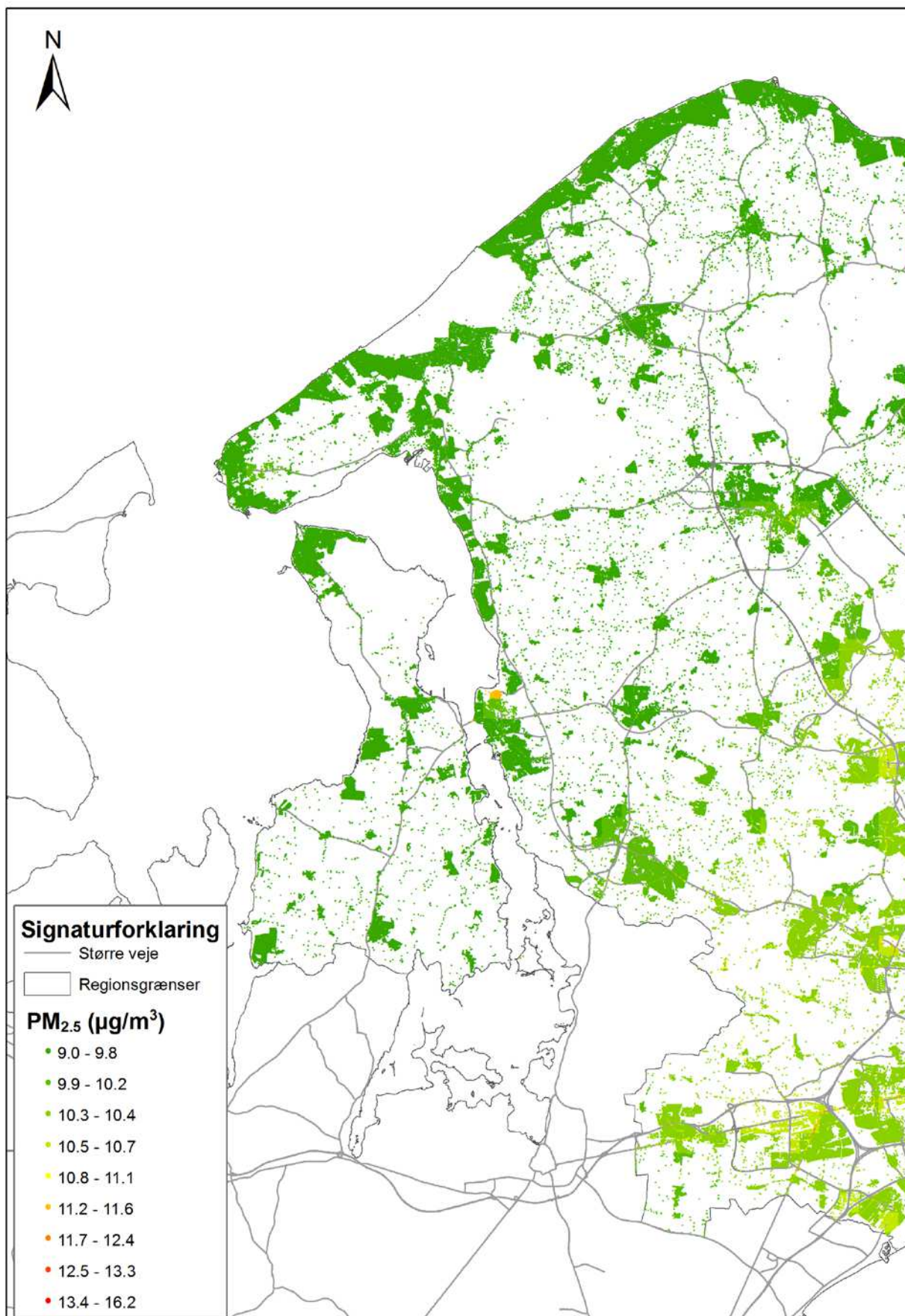
Den højeste koncentration for PM<sub>2.5</sub> er 16,2 µg/m<sup>3</sup>, hvilket er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m<sup>3</sup>, og det samme gælder også for PM<sub>10</sub>, hvor maks. værdien er 24,6 µg/m<sup>3</sup>, og grænseværdien er 40 µg/m<sup>3</sup>.

Sammenligninger mellem beregnede gadekoncentrationer for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> og målinger fra de 5 gadestationer i Danmark for 2012 viser, at modellen underestimerer med -23% til -7% for PM<sub>2.5</sub> og -36% til -22% for PM<sub>10</sub> (Jensen et al., 2017). Selvom man tager hensyn til denne underestimering, forventes der ikke overskridelser af grænseværdierne for PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub>.



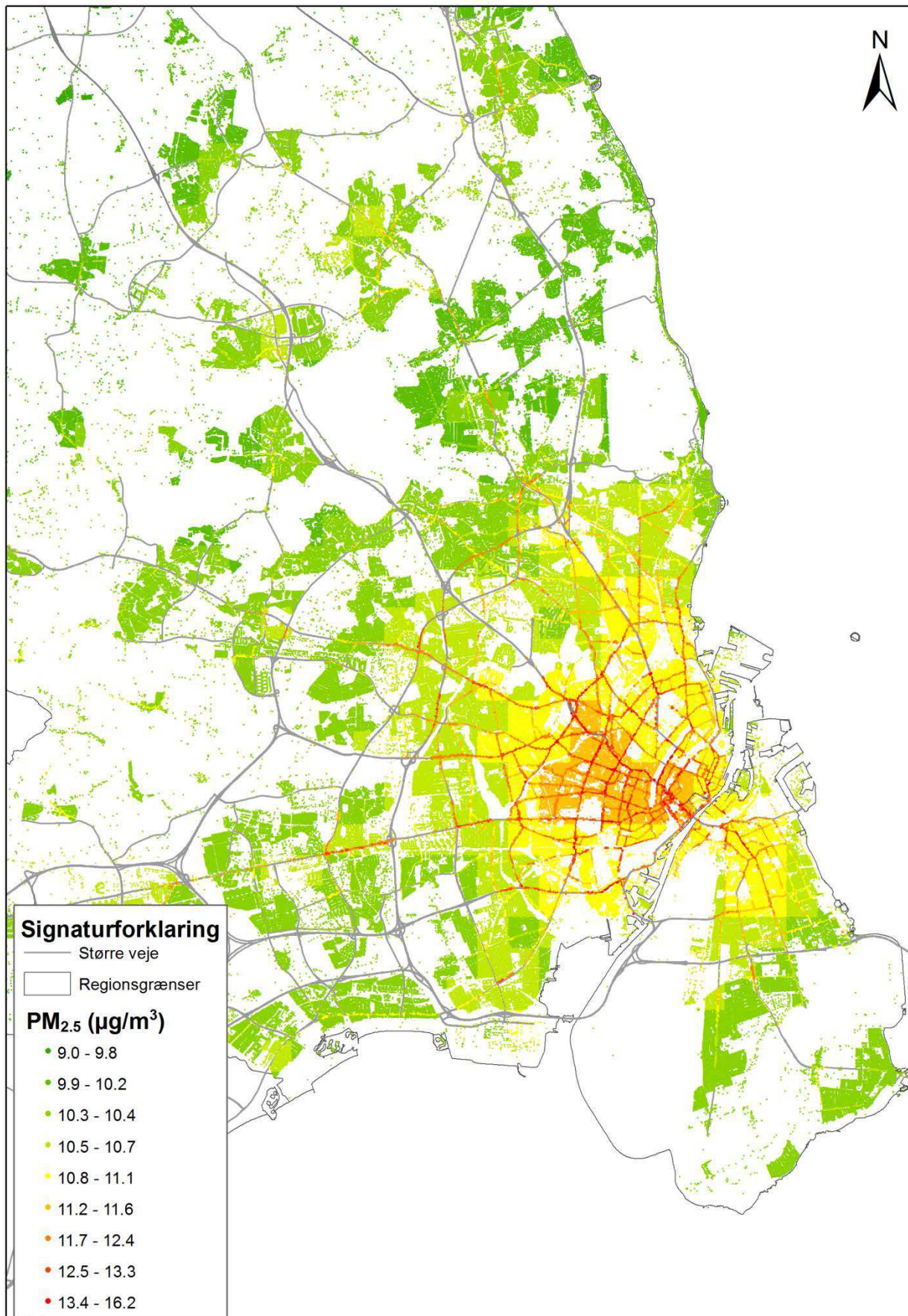


**Figur 5.10.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den nordøstlige del af Region Hovedstaden.



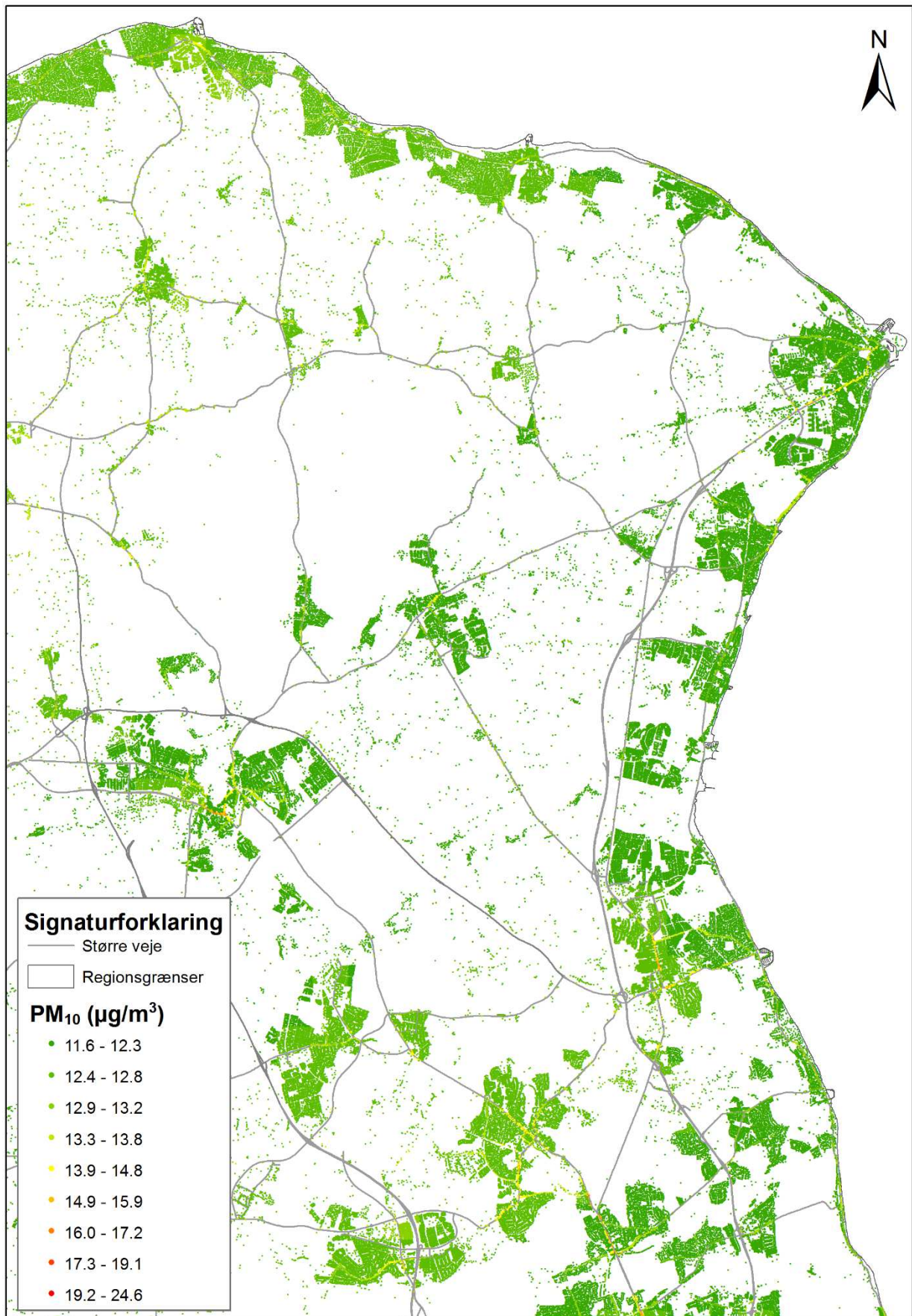
**Figur 5.11.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den vestlige del af Region Hovedstaden.



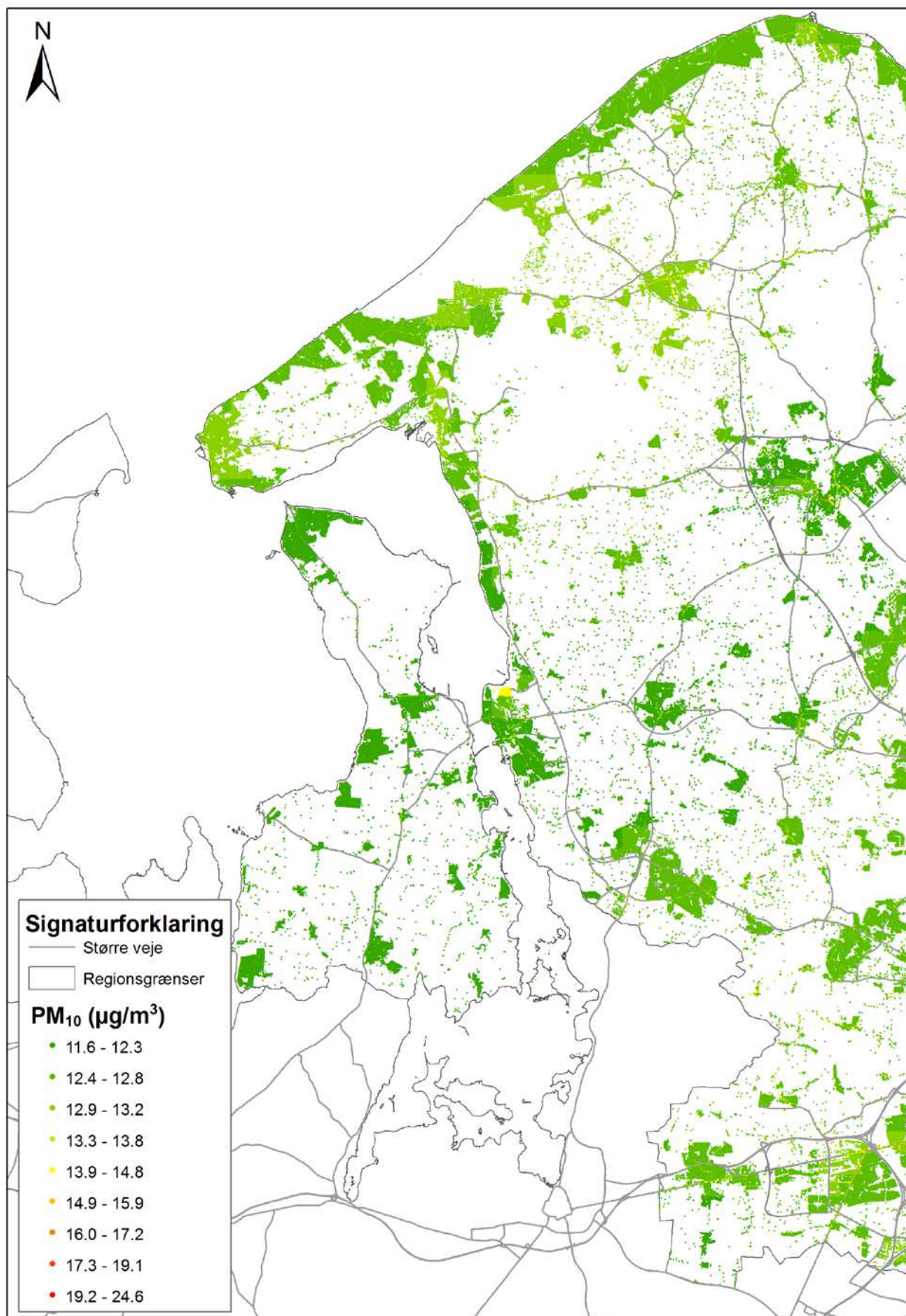


Figur 5.12. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>2.5</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.



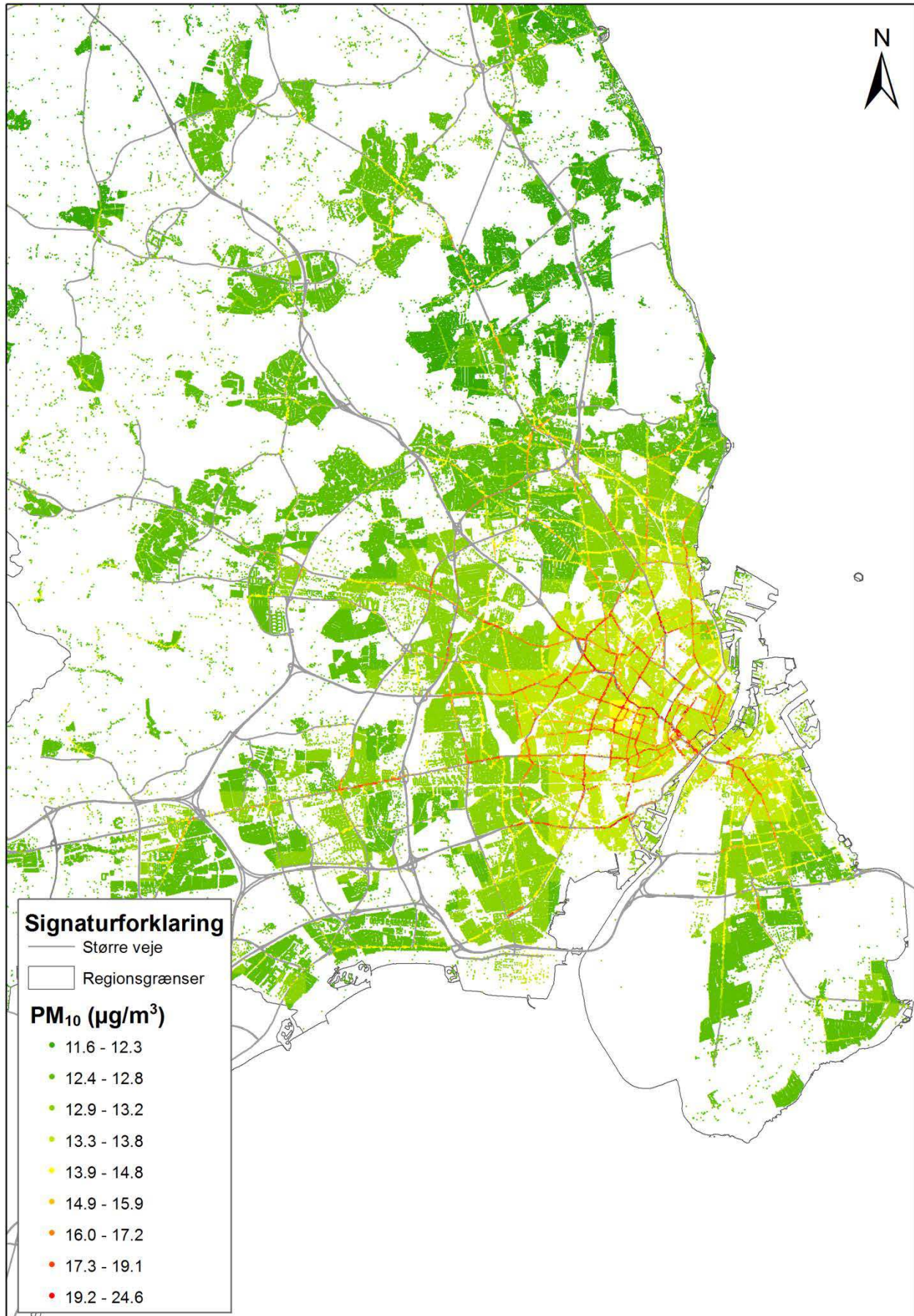


**Figur 5.13.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den nordøstlige del af Region Hovedstaden.



**Figur 5.14.** Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i den vestlige del af Region Hovedstaden.

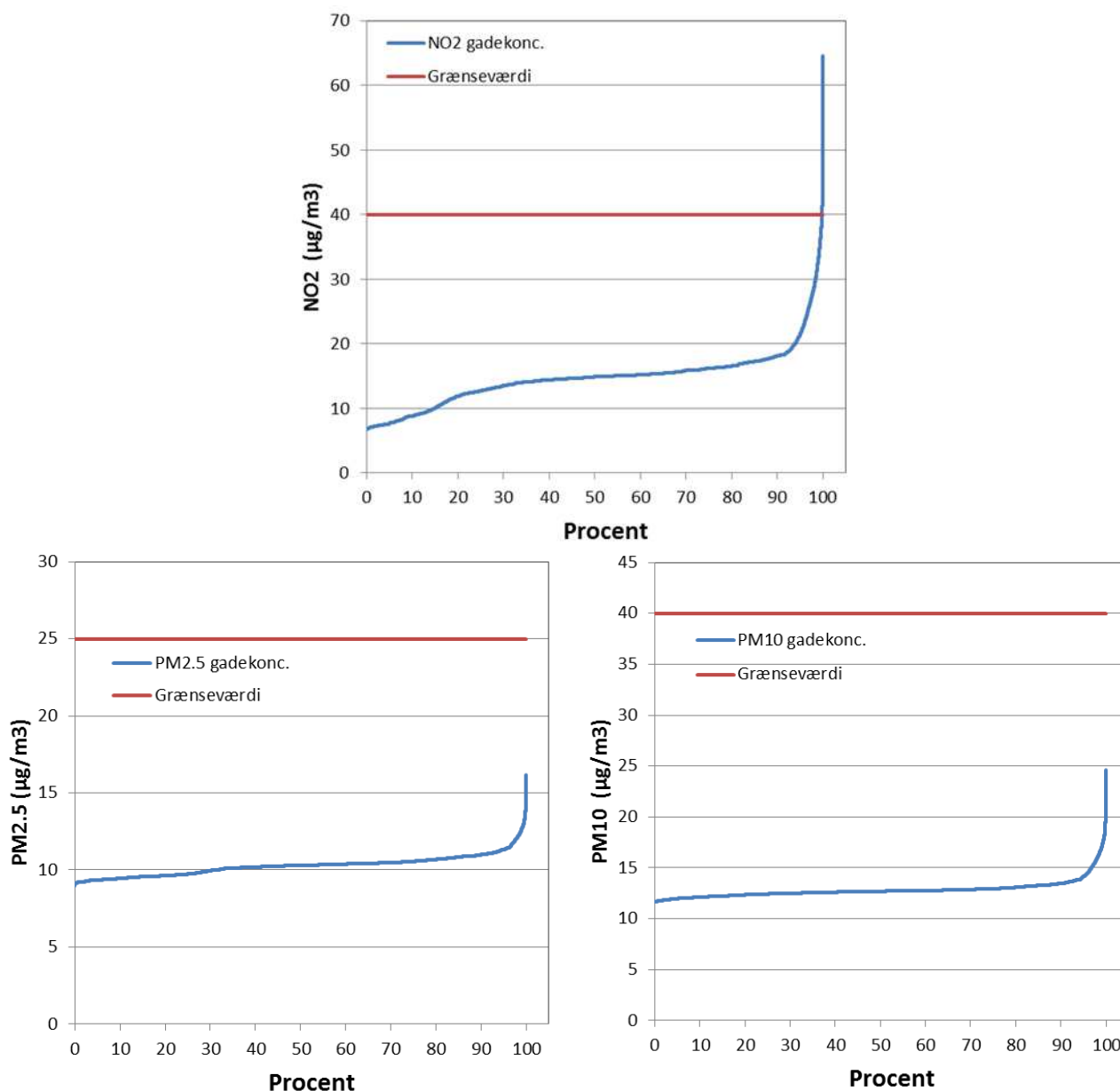




Figur 5.15. Geografisk fordeling af gadekoncentrationer af PM<sub>10</sub> som årsmiddelværdi i 2012 i Storkøbenhavn.

## 5.6 Statistisk analyse af gadekoncentrationer

Den statistiske fordeling af gadekoncentrationer i 2012 for hhv.  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  er vist i Figur 5.16 som en akkumuleret fordelingsfunktion, som for et givet koncentrationsniveau viser, hvor mange procent af de beregnede koncentrationer, som ligger under denne værdi. For eksempel for  $\text{NO}_2$  ligger 94% af alle gadekoncentrationer på adresser i Region Hovedstaden under  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og 6% over denne værdi.



**Figur 5.16.** Statistisk fordeling af gadekoncentrationer i 2012 i Region Hovedstaden for hhv.  $\text{NO}_2$  (øverst),  $\text{PM}_{2.5}$  (til venstre) og  $\text{PM}_{10}$  (til højre).

I Tabel 5.3 er opsummeret statistiske nøgleparametre.

**Tabel 5.3.** Statistiske parametre af gadekoncentrationer i 2012 for hhv.  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  baseret på modelberegninger for 454.259 adresser i Region Hovedstaden

	$\text{NO}_2$	$\text{PM}_{2.5}$	$\text{PM}_{10}$
Min.	6,7	9,0	11,6
Maks.	64,6	16,2	24,6
Gns.	14,7	10,3	12,8

### **Sammenhængen mellem befolkningstæthed og luftforurening**

Som det fremgår af den geografiske fordeling af bybaggrunds- og gadekoncentrationer er koncentrationerne generelt højere i de større byer, hvor København har de højeste koncentrationer. Højere emissionstæthed og større udstrækning af en by vil give højere koncentrationer, og begge faktorer formodes at hænge sammen med befolkningstætheden.

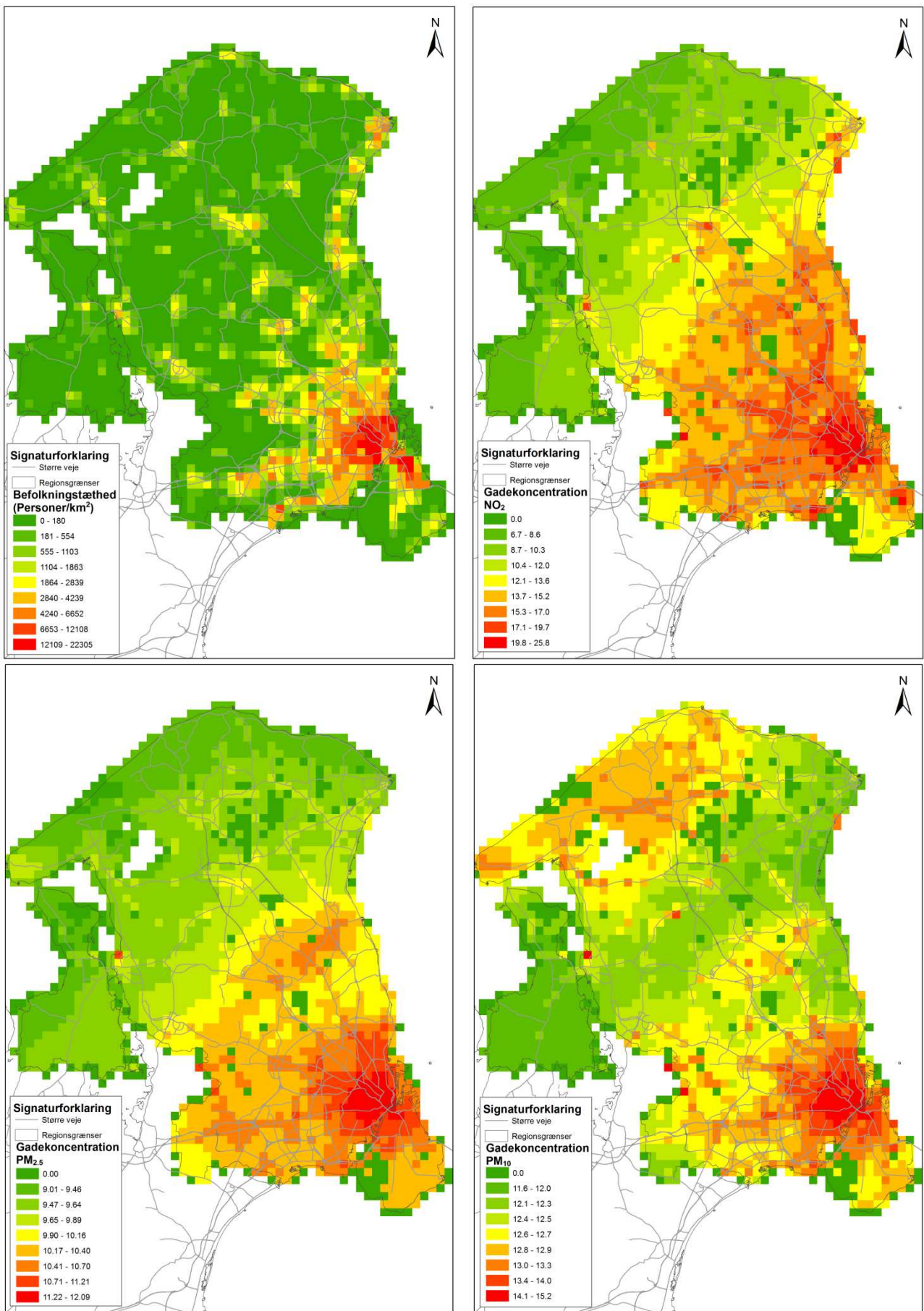
I det følgende er der lavet en analyse af sammenhængen mellem befolkningstæthed og koncentrationer for at belyse sammenhængen mellem bystørrelse og koncentrationsniveau.

Analysen er gennemført med en geografisk opløsning på 1 km x 1 km på det danske kvadratnet. Både bybaggrunds- og gadekoncentrationer er belyst baseret på Luften på din vej fra 2012. Bybaggrundskoncentrationer er allerede på samme geografiske opløsning, men for gadekoncentrationer er der beregnet et gennemsnit af gadekoncentrationer ud fra alle adresser, som ligger inden for en given gittercelle.

Et eksisterende datasæt for befolkningen fra 2014, som ligger tæt på koncentrationsdata fra 2012, er anvendt. Datasættet er baseret på geokodede CPR-oplysninger fra 2008, som er fremskrevet til 2014 med stigningstaksten for hele landet som helhed. For Region Hovedstaden indeholder dette datasæt 1.642.583 personer, hvor Danmarks Statistik for 1. kvartal af 2014 har 1.749.405 personer, dvs. omkring 6% flere personer ([www.statistikbanken.dk](http://www.statistikbanken.dk)). Forskellen skyldes sandsynligvis, at befolkningen fra 2008 er fremskredet med stigningstaksten for landsgennemsnittet, og Region Hovedstaden har lidt højere befolkningstilvækst end landsgennemsnittet. Den mindre forskel formodes kun at have lille betydning for befolkningstætheden, og marginal betydning for sammenhængen mellem befolkningstæthed og koncentrationer.

Befolkningstætheden i 2014 og gennemsnitlige gadekoncentrationer i 2012 over gitterceller af 1 km x 1 km baseret på Luften på din vej for hhv. NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> og PM<sub>10</sub> er visualiseret i Figur 5.17. Når gennemsnittet af alle gadekoncentrationer på adresser inden for en gittercelle beregnes, er der tale om en udglattet værdi, hvor de højeste koncentrationer vægter mindre, fordi der typisk ikke er så mange af disse i forhold til de ofte flere adresser med lavere koncentrationer, som ligger på mindre befærdede veje. Nulværdier forekommer fordi nogle gitterceller ikke har adresser.

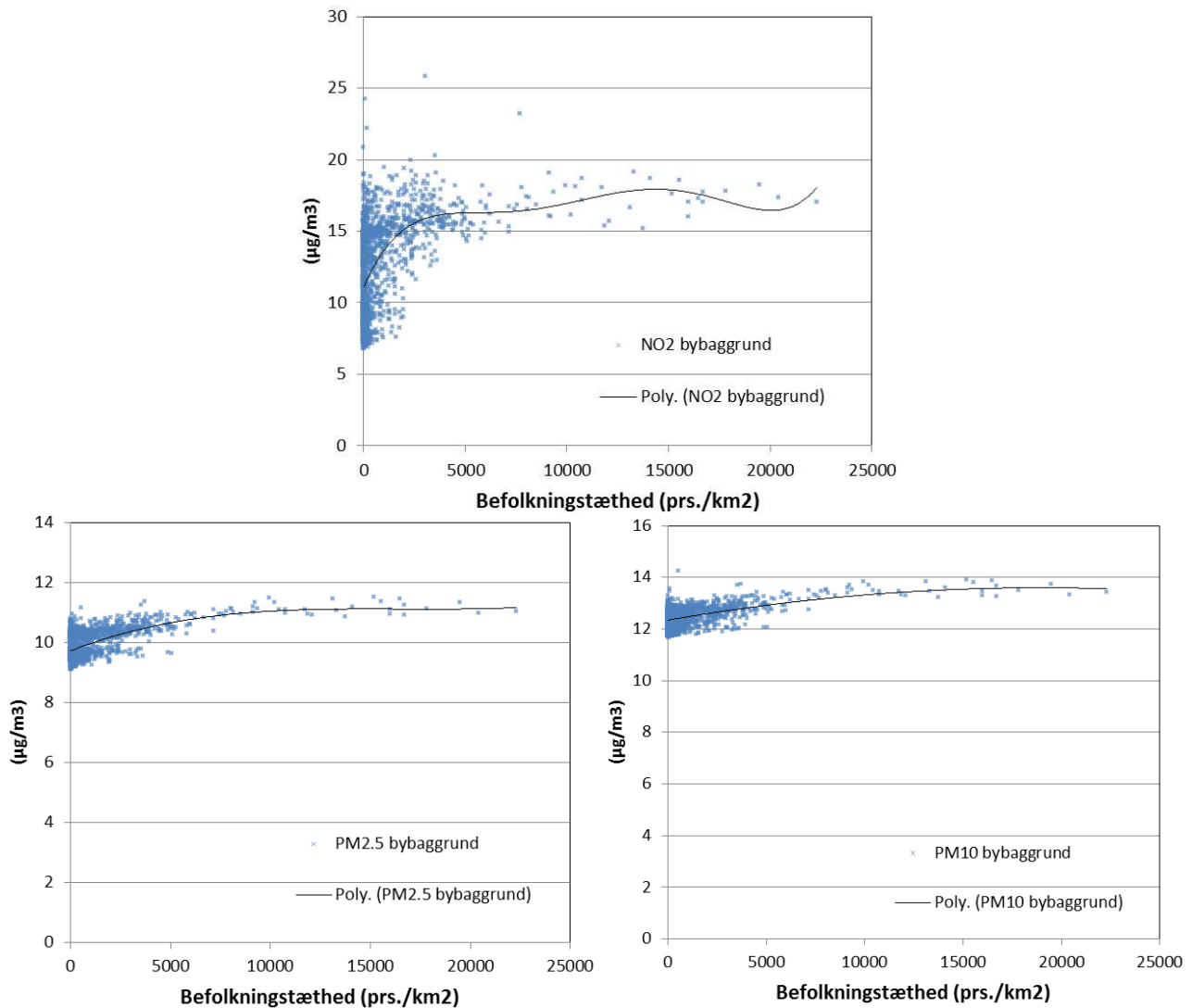




**Figur 5.17.** Befolkningstæthed i 2014 baseret på CPR-datasæt for 2008 fremskrevet til 2014 (Øverst til venstre), Gennemsnitlige gadekoncentrationer i 2012 over gitterceller af 1 km x 1 km baseret på Luften på din vej for hhv. NO<sub>2</sub> (Øverst til højre), PM<sub>2.5</sub> (Nederst til venstre) og PM<sub>10</sub> (Nederst til højre).

### Bybaggrundskoncentrationer

I Figur 5.18 er vist sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og bybaggrundskoncentrationen i 2012 på et 1 km x 1 km gitternet i Region Hovedstaden. Det ses, at der er stor variation i bybaggrundskoncentrationerne ved lave befolkningstætheder, hvorefter bybaggrundskoncentrationen stiger svagt ved stigende befolkningstæthed for at flade ud ved højere befolkningstætheder. Dette indikerer, at ved befolkningstætheder på over ca. 5.000 personer pr. kvadratkilometer, er bybaggrundskoncentrationerne omkring på samme niveau.

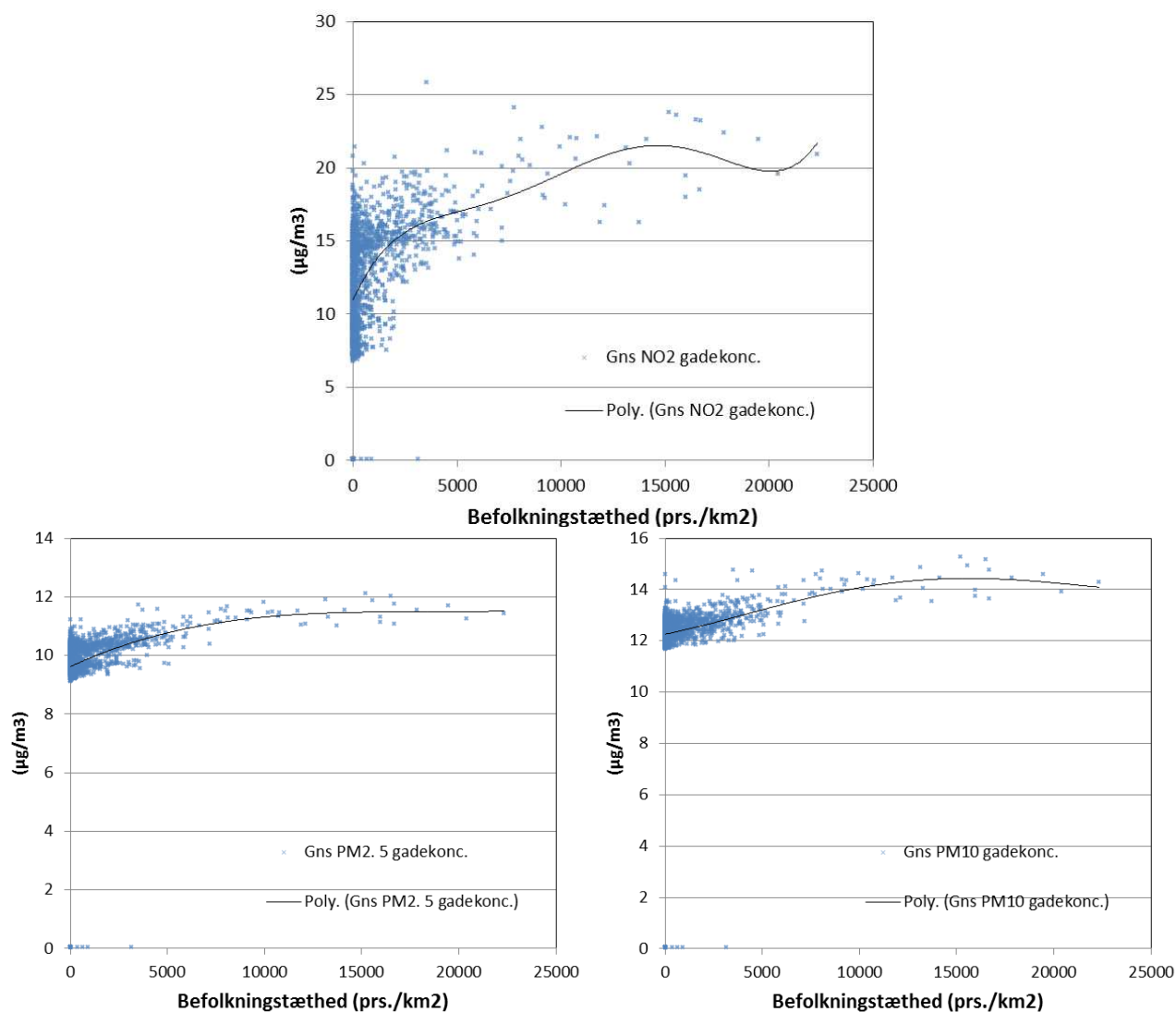


**Figur 5.18.** Sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og bybaggrundskoncentrationen i 2012 på gitterceller af 1 km x 1 km i Region Hovedstaden for hhv. NO<sub>2</sub> (Øverst), PM<sub>2.5</sub> (Nederst til venstre) og PM<sub>10</sub> (Nederst til højre). Best tilpassede kurve gennem punkterne er også vist (polynomium).

### Gennemsnitlige gadekonzentrationer på gitternet

I Figur 5.19 er vist sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og gennemsnitlige gadekonzentrationer i 2012 på et 1 km x 1 km gitternet i Region Hovedstaden. Dette samme mønster ses stort set som for bybaggrundskoncentrationen. Dette skyldes sandsynligvis, at der i dette tilfælde tages et gennemsnit af alle adresser inden for 1 km x 1 km, hvor relativt få er adresser med meget trafik (høje koncentrationer), mens de fleste adresser vil have lav trafik (lave koncentrationer på niveau med bybaggrundskoncentrationen).





**Figur 5.19.** Sammenhængen mellem befolkningstæthed i 2014 og gennemsnittet af gadekoncentrationer i 2012 på gitterceller af 1 km x 1 km i Region Hovedstaden for hhv. NO<sub>2</sub> (Øverst), PM<sub>2,5</sub> (Nederst til venstre) og PM<sub>10</sub> (Nederst til højre). Best tilpassede kurve gennem punkterne er også vist (polynomium).

## 5.7 Udvikling på målestationerne

Luften på din vej viste den geografiske fordeling af beregnede bybaggrunds- og gadekoncentrationer i 2012. I dette afsnit ser vi på udviklingen i koncentrationsniveauer siden 2012 ud fra udviklingen på målestationerne (Ellermann et al., 2016).

### Udvikling i målinger af NO<sub>2</sub>

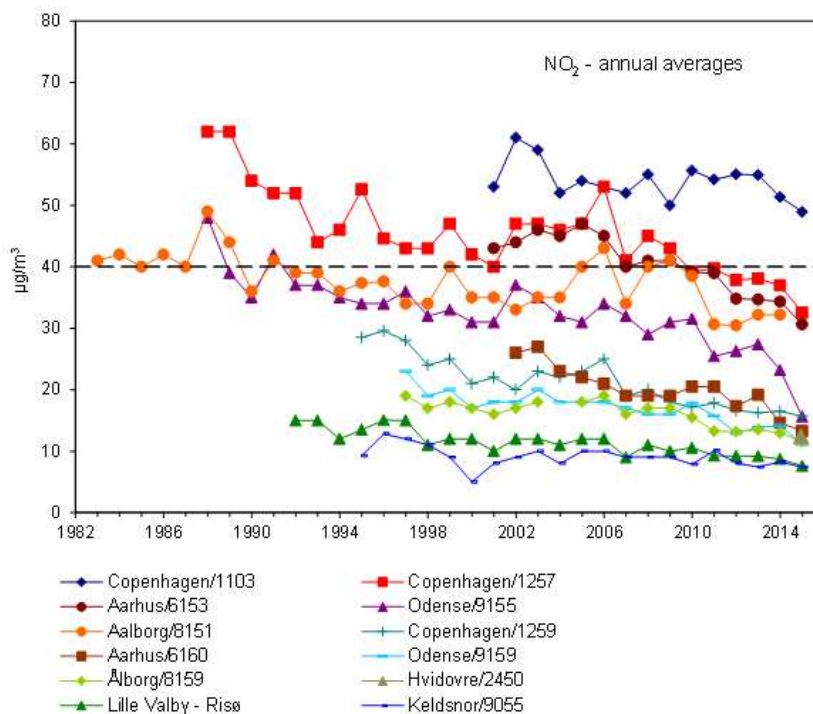
I Figur 5.20 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af NO<sub>2</sub> for målestationer i Danmark. Der er følgende målestationer i Region Hovedstaden. Der er to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015. Stationers placering, målte stoffer, resultater mv. er nærmere beskrevet på hjemmesiden <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/maaling/>.

Der er en faldende tendens i NO<sub>2</sub>-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Den faldende tendens skyldes for gadestationer især den løbende udskiftning af bilparken, som resulterer i lavere NO<sub>x</sub>-emissioner. Lavere danske og udenlandske emissioner bidrager også til den faldende tendens for de regionale baggrundsstationer.

I 2015 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard 49 µg/m<sup>3</sup> og 33 µg/m<sup>3</sup> på Jagtvej, bybaggrundskoncentrationen er 16 µg/m<sup>3</sup> på H.C. Ørsted Institutet og 12 µg/m<sup>3</sup> i Hvidovre, og den regionale koncentration på Lille Valby-Risø er 8 µg/m<sup>3</sup>. Det er således kun målingerne på H.C. Andersens Boulevard, der overskrider grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Trafikkens bidrag til NO<sub>2</sub>-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 33 µg/m<sup>3</sup> og på Jagtvej omkring 17 µg/m<sup>3</sup> (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne.

Busbanen ved siden af målestationen blev inddraget til regulær kørebane for trafikken i 2010. Konsekvensen heraf var, at der i 2010 var et spring i NO<sub>2</sub>-koncentrationerne på omkring 8 µg/m<sup>3</sup>, hvilket bl.a. er dokumenteret ved samtidige parallelmålinger (Ellermann et al., 2014b). I 2016 blev målestationen på H.C. Andersens Boulevard flyttet omkring 3 m i forhold til kørebanerne for at genetablere afstanden mellem kørebanerne og målestationen. Springet på de omkring 8 µg/m<sup>3</sup> forventes at forsvinde ved den genetablerede placering af målestationen i forhold til vejbanerne.



**Figur 5.20.** Udviklingen i årsmiddelværdien af NO<sub>2</sub> for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med NO<sub>2</sub>-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

### Udvikling af målinger af PM<sub>2.5</sub>

I Figur 5.21 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>2.5</sub> for målestationer i Danmark.

Der er en faldende tendens i PM<sub>2.5</sub>-koncentrationerne for både gade- og bybaggrundsstationen.

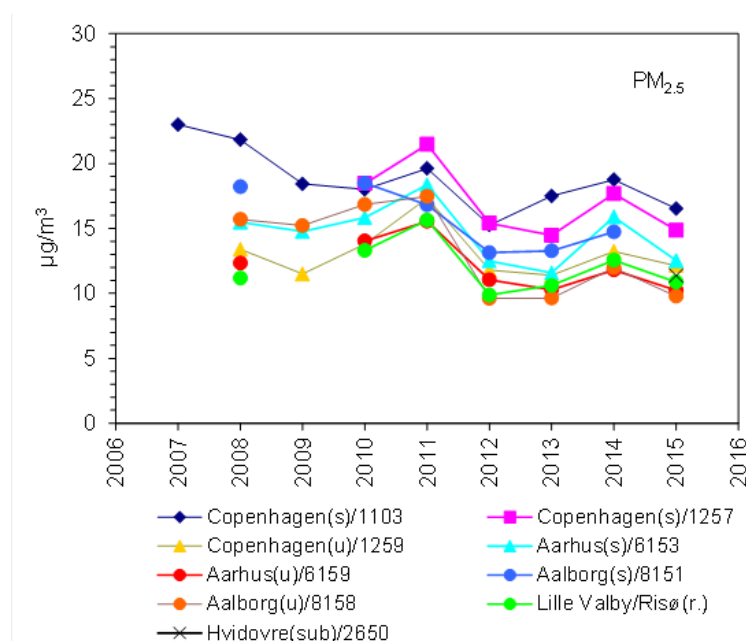
I 2015 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard 16 µg/m<sup>3</sup>, på Jagtvej 14 µg/m<sup>3</sup>, bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutet er 12 µg/m<sup>3</sup>, bybaggrundsstationen i Hvidovre er 11 µg/m<sup>3</sup> og de regionale koncentrationer ved Lille Valby-Risø er 11 µg/m<sup>3</sup>. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på 25 µg/m<sup>3</sup>.

Trafikkens bidrag til PM<sub>2.5</sub>-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 4 µg/m<sup>3</sup> og på Jagtvej omkring 2 µg/m<sup>3</sup> (forskellen mellem gade- og bybaggrundsstationen). Der er således et meget stort baggrundsbidrag, og trafikken i gaderne bidrager forholdsvis lidt til gadekoncentrationer.

Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemission som følge af, at flere biler får fx partikelfilter, men udstødningsdelen udgør en mindre del, idet ikke-udstødning spiller en stor rolle. Ikke-udstødning er partikelemission som følge af vejslid, dækslid, bremseslid og ophvirvling heraf. Partikelemissionen fra ikke-udstødning er afhængig af trafikmængden, køretøjssammensætningen og rejsehastigheden, og påvirkes følgelig ikke af fx partikelfiltre.

Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner.

PM<sub>2.5</sub> har ikke været målt med samme instrumenttype i gennem hele perioden, hvilket forklarer noget af variationen mellem årene.



**Figur 5.21.** Udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>2.5</sub> for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med PM<sub>2.5</sub>-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015 (Ellermann et al., 2016).

## PM<sub>10</sub>

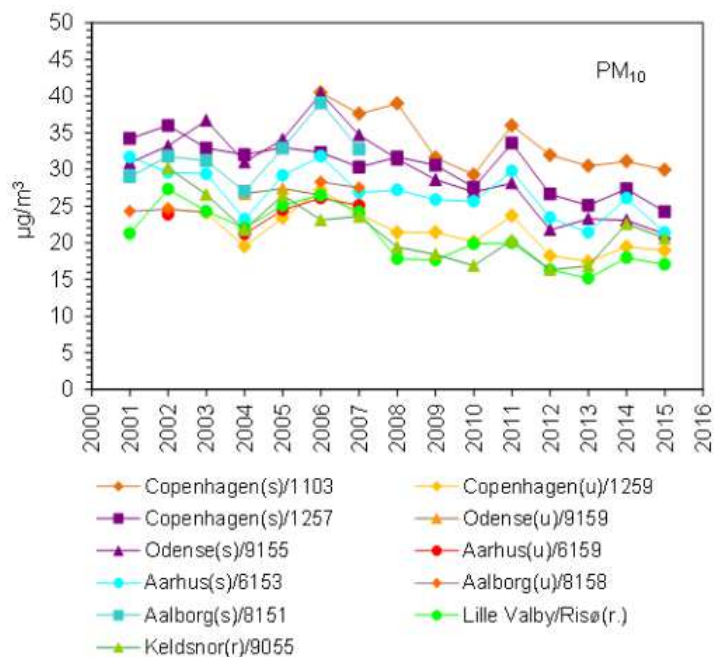
I Figur 5.22 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>10</sub> for målestationer i Danmark.

Der er en faldende tendens i PM<sub>10</sub>-koncentrationerne for både gade-, bybaggrund-, og regionalstationer. Den faldende tendens skyldes lavere danske og udenlandske emissioner. Den løbende udskiftning af bilparken bidrager til mindre partikelemmission som følge af at flere biler får fx partikelfiltre. Men ikke-udstødningsbidraget er endnu større for PM<sub>10</sub> end for PM<sub>2,5</sub>, da PM<sub>10</sub> indeholder grovere partikler end PM<sub>2,5</sub>, og derved medtager en større del af ikke-udstødningsbidraget.

I 2015 er gadekoncentrationen 29 µg/m<sup>3</sup> og 23 µg/m<sup>3</sup> på hhv. H.C. Andersens Boulevard og Jagtvej. Der blev målt 18 µg/m<sup>3</sup> bybaggrundsstationen H.C. Ørsted Institut og 17 µg/m<sup>3</sup> på den regionale station Lille Valby-Risø. Målingerne er væsentligt under grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Trafikkens bidrag til PM<sub>10</sub>-koncentrationen på H.C. Andersens Boulevard er omkring 11 µg/m<sup>3</sup> og på Jagtvej omkring 5 µg/m<sup>3</sup> (forskellen mellem gade- og bybaggrundsstationen). I forhold til PM<sub>2,5</sub> er der således et større gadebidrag, hvilket skyldes bidraget for ikke-udstødning, da udstødningsbidraget er det samme for PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>.

PM<sub>10</sub> har ikke været målt med samme instrumenttype i gennem hele perioden, hvilket forklarer noget af variationen mellem årene.



**Figur 5.22.** Udviklingen i årsmiddelværdien af PM<sub>10</sub> for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med PM<sub>10</sub>-målinger er de to gadestationer: H.C. Andersens Boulevard/1103 og Jagtvej/1297, en bybaggrundsstation på taget af H.C. Ørsted Institut/1259, samt en regional station Lille Valby-Risø.

### Partikelantal

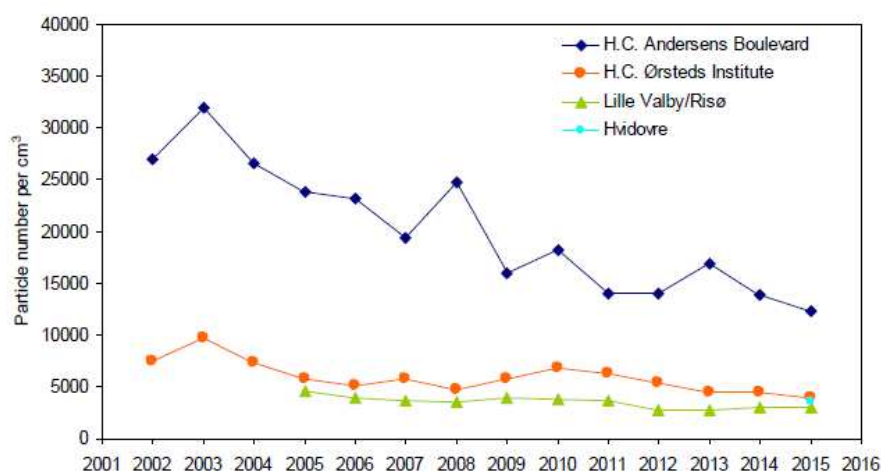
I Figur 5.23 er vist udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler pr. kubikcentimeter for målestationer i Danmark, som alle er placeret i Region Hovedstaden.

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

Der er en faldende tendens i koncentrationerne for både gade-, bybaggrund- og regionalstationerne. Koncentrationerne er omkring halveret over måleperioden for gade- og bybaggrundskoncentrationen. Den faldende tendens skyldes for gadestationerne især den løbende udskiftning af bilparken, hvorved flere køretøjer fx får partikelfilter. Introduktion af miljøzoner i 2008 for tunge køretøjer har også bidraget.

I 2015 er gadekoncentrationen på H.C. Andersens Boulevard omkring 12.000 partikler pr. kubikcentimeter, bybaggrundskoncentrationen på omkring 4.000 på H.C. Ørsted Institutet, og den regionale koncentration på Lille Valby-Risø på omkring 3.000. Det er ingen grænseværdier for antallet af partikler.

Trafikkens bidrag til koncentrationen af antallet af partikler på H.C. Andersens Boulevard er omkring 8.000 partikler pr. kubikcentimeter (forskellen mellem gade- og bybaggrundskoncentration). Trafikken i gaderne bidrager således væsentligt til gadekoncentrationerne, og det regionale bidrag er ikke så stort i forhold til gadekoncentrationerne. På denne måde viser antallet af partikler samme mønster som for  $NO_2$ .



**Figur 5.23.** Udviklingen i årsmiddelværdien af antallet af partikler for målestationer i Danmark. Målestationer i Region Hovedstaden med målinger af partikelantal er gadestationen H.C. Andersens Boulevard/1103, en bybaggrundstation på taget af H.C. Ørsted Institutet/1259, en bybaggrund/forstadsstation i Hvidovre/2450 samt en regional station Lille Valby-Risø. Målestationen i Hvidovre blev først etableret i 2015.

## 5.8 Sammenligning med WHO retningslinjer

I Tabel 5.4 sammenlignes målte koncentrationer fra 2016 i Københavnsområdet med EU's grænseværdier og WHO's retningslinjer for luftkvalitet. Målinger stammer fra det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2017). EU's grænseværdier er gældende lovgivning i Danmark via implementering i danske bekendtgørelser, og Miljøstyrelsen har ansvaret for at grænseværdierne overholdes. Såfremt grænseværdierne overskrides, skal der udarbejdes en luftkvalitetsplan, som anviser, hvordan og hvornår overskridelsen bringes til ophør. Verdenssundhedsorganisation (WHO) har fremsat nogle retningslinjer for luftkvalitet (air quality guidelines). Disse retningslinjer er ikke juridisk bindende, og kan betragtes som anbefalinger til verdens lande.

**Tabel 5.4.** Sammenligning mellem EU-grænseværdier og WHO-retningslinjer og målte koncentrationer i København i 2016

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

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

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

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

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

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

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

Målte værdier overskrider også WHO's retningslinjer for NO<sub>2</sub> på H.C. Andersens Boulevard.

### Udvikling fra 2014 til 2025

Udviklingen fra 2014 til 2025 i bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden er vist i Tabel 5.5, baseret på modelberegninger (DEHM/UBM). Alle stoffer reduceres undtagen årsmiddelmålingen af ozon, som stiger pga. faldende NO<sub>x</sub>-emissioner.

**Tabel 5.5.** Bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 og 2025 beregnet med DEHM/UBM (µg/m<sup>3</sup>)

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

I forhold til WHO's retningslinjer vil reduktionen i PM<sub>2,5</sub> bidrage til, at det kunne være muligt at overholde WHO's retningslinjer i landområder, men der vil sandsynligvis stadigvæk være overskridelser i bybaggrund og i særdeleshed i bygader.

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

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

Den geografiske variation af de stoffer, som indgår i DEHM/UBM, er vist i bilag 1 i 2014 og 2025, og er næsten ens i de to år. Stoffer inkluderet er: NO<sub>x</sub> (kvælstofdioxid), NO<sub>2</sub> (kvælstofdioxid), O<sub>3</sub> (ozon), CO (kulilte), PM<sub>10</sub> (massen af partikler under 10 mikrometer), PM<sub>2,5</sub> (massen af partikler under 10 mikrometer), BC (Black carbon/sod), SO<sub>2</sub> (svovldioxid), SO<sub>4</sub> (sulfat), NO<sub>3</sub> (nitrat), NH<sub>4</sub> (ammonium), NH<sub>3</sub> (ammoniak), OC (organisk kulstof), SOA (sekundære organiske partikler), og havsalt (fra havsprøjt).

## 6 Kildeopgørelse

I dette kapitel beskrives en kildeopgørelse for Region Hovedstaden.

Først redegøres for en emissionsopgørelse, hvor totale emissioner og deres fordeling på kilder vises, og hvordan de er fordelt geografisk.

Dernæst vises kildebidragene til bybaggrundskoncentrationen, hvorved der skabes et overblik over, hvor meget de forskellige emissionskilder bidrager til koncentrationen for de forskellige stoffer (i mikrogram pr. kubikmeter og i procent).

For det tredje vises kildebidragene for 98 gader i København, som også indgår i det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet. Endvidere vises en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej i København, hvor der også er en målestation. Denne analyse viser, hvor meget de enkelte køretøjskategorier bidrager til gadekoncentrationen, og hvor meget bybaggrundsforureningen andrager.

I analysen af kildebidrag er det valgt at fokusere på koncentrationsbidragene til  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  samt ozon.  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$  er gode indikatorer for forbrændingsprocesser, hvor trafik er en dominerende kilde. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for  $\text{NO}_2$ , hvor grænseværdien som årsmiddelværdi på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er overskredet ved målestationen på H.C. Andersens Boulevard i København (Ellermann et al. 2016).  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  består af en lang række kilder og lang-transporteret luftforurening spiller en stor rolle. Der er helbredsrelaterede grænseværdier for  $\text{PM}_{10}$  på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi og for  $\text{PM}_{2.5}$  på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi, som ikke er overskredet på målestationerne i Danmark. Af  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$  er det  $\text{PM}_{2.5}$  som indgår i beregningerne af helbredseffekter.

$\text{NO}_x$  (kvælstofmonooxid ( $\text{NO}$ )+kvælstofdioxid ( $\text{NO}_2$ )) dannes i forbindelse med forbrændingsprocesser, hvor høj temperatur sammen med ilt oxiderer luftens frie kvælstof ( $\text{N}_2$ ) til  $\text{NO}$  og  $\text{NO}_2$ . Den del som emitteres som  $\text{NO}_2$  betegnes direkte emitteret  $\text{NO}_2$ .  $\text{NO}$  kan i atmosfæren omdannes til  $\text{NO}_2$  i reaktioner med ozon.  $\text{NO}_2$  er således både en direkte emitteret og en sekundær dannet luftforurening.

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinteforbindelser på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor skala sammen med europæiske kilder, men danske kilder har lille indflydelse på det generelle ozonniveau. Endvidere vurderes det, at der er meget lille nettoproduktion af ozon under danske klimatiske forhold. Ozonniveauerne i Danmark er derfor primært "importeret". Faktisk stiger ozon over Danmark i luftkvalitetsberegninger, hvor danske emissionskilder er fjernet, så danske emissionskilder bidrager til en reduktion i ozon over Danmark, men til gengæld til en stigning i afstande over 500 km væk fra Danmark. Grunden til at ozonniveauerne i Danmark ville stige, hvis  $\text{NO}_x$  ( $\text{NO}+\text{NO}_2$ ) emissioner reduceres er, at  $\text{NO}$  reagerer med ozon under dannelse af  $\text{NO}_2$ , og mindre  $\text{NO}$  vil derfor give højere ozonkoncentrationer under danske forhold.



## 6.1 Emissionsopgørelse

### Totale emissioner

I Tabel 6.1 er vist emissioner i Region Hovedstaden fordelt på emissionskilder i 2014, i Tabel 6.2 tilsvarende for 2025 og i Tabel 6.3 er den procentvise forskel i emissioner mellem 2014 og 2025 vist. Bidraget fra international søfart inden for 25 km af regionen (Øresund) er også vist.

For  $\text{NO}_x$  er den største kilde vejtransport (SNAP07), mens det for partikler er brændeovne og pillefyr mv. (SNAP0202). Dette gælder i både 2014 og 2025.

Det ses også, at international søfart inden for 25 km af regionen er en betydelig kilde, da den for  $\text{NO}_x$  er omkring 2/3 af alle  $\text{NO}_x$ -emissionerne i Region Hovedstaden i 2014, og er af samme størrelse i 2025. For partikler udgør kategorien International søfart en mindre del i forhold til emissionerne i regionen i både 2014 og 2025. Som det fremgår senere i dette kapitel, er kildebidraget ikke tilsvarende stort til bybaggrundskoncentrationen pga. den dominerende sydvestlige vindretning, som blæser forureningen væk fra regionen, og pga. afstanden fra skibsruterne til landområderne.

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

For den internationale skibstrafik forventes  $\text{NO}_x$  emissionerne at stige lidt (2%), mens både  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  forventes at falde med 31% fra 2014 til 2025.

**Tabel 6.1.** Emissioner i Region Hovedstaden i 2014 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (tons).

SNAP kode	Beskrivelse	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	296 8	145	110
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	268	56	54
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	706	1949	1900
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	26	39	36
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	346	24	9
SNAP04	Industrielle processer	24	332	65
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	32	3
SNAP06	Anvendelse af produkter	8	60	55
SNAP07	Vej transport	828 6	587	417
SNAP0801	Militær	32	1	1
SNAP0802	Jernbaner	373	10	10
SNAP080402	National søfart	0	0	0
SNAP080403	National fiskeri	4	0	0
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	71	1	1
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	528	5	5
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	108	1	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	176	14	14
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	3	1	1
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	907	66	66
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	12	2	2
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	37	11	12
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	33	73	73
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	3	7	2
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	170	75	6
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	1	3	3
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	976 8	228	227
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	150 91	3492	2843

**Tabel 6.2.** Emissioner i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (tons).

SNAP kode	Beskrivelse	NOx	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	3100	190	136
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	179	47	45
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	754	1588	1551
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	21	40	37
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	315	14	7
SNAP04	Industrielle processer	22	415	90
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0	33	4
SNAP06	Anvendelse af produkter	7	56	49
SNAP07	Vej transport	3945	484	287
SNAP0801	Militær	19	0	0
SNAP0802	Jernbaner	159	0	0
SNAP080402	National søfart	0	0	0
SNAP080403	National fiskeri	2	0	0
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	75	1	1
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	623	5	5
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	115	1	1
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	64	4	4
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	1	0	0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	466	17	17
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	9	2	2
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	29	11	11
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	14	72	72
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	2	10	3
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	224	71	6
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	1	3	3
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	1000 4	158	157
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	1014 8	3063	2330

**Tabel 6.3.** Procentvis forskel i emissioner i Region Hovedstaden mellem 2014 og 2025 fordelt på emissionskilder. Bidraget for international søfart inden for 25 km af regionen er også vist (%).

SNAP kode	Beskrivelse	NO <sub>x</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	5	31	24
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-33	-16	-17
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	7	-19	-18
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, landbrug og gartneri f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-16	3	3
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-9	-41	-30
SNAP04	Industrielle processer	-6	25	37
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	-	1	12
SNAP06	Anvendelse af produkter	-8	-8	-11
SNAP07	Vej transport	-52	-18	-31
SNAP0801	Militær	-40	-73	-73
SNAP0802	Jernbaner	-57	-99	-99
SNAP080402	National søfart	-	-	-
SNAP080403	National fiskeri	-59	-45	-30
SNAP080501	National LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	7	2	2
SNAP080502	International LTO (Landing, Take, Off) (start og landing, < 3000 fod)	18	17	17
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	7	8	8
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-64	-71	-71
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	-74	-31	-32
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	-49	-74	-74
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-21	1	0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-21	0	0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-59	-2	-2
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	-2	41	19
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	32	-5	-7
SNAP3F-I	Landbrug, øvrige kilder i landbruget	-3	-6	-7
SNIP	International søfart inden for 25 km af Region Hovedstaden	2	-31	-31
Total	Alle emissioner i Region Hovedstaden (ekskl. international søfart)	-33	-12	-18

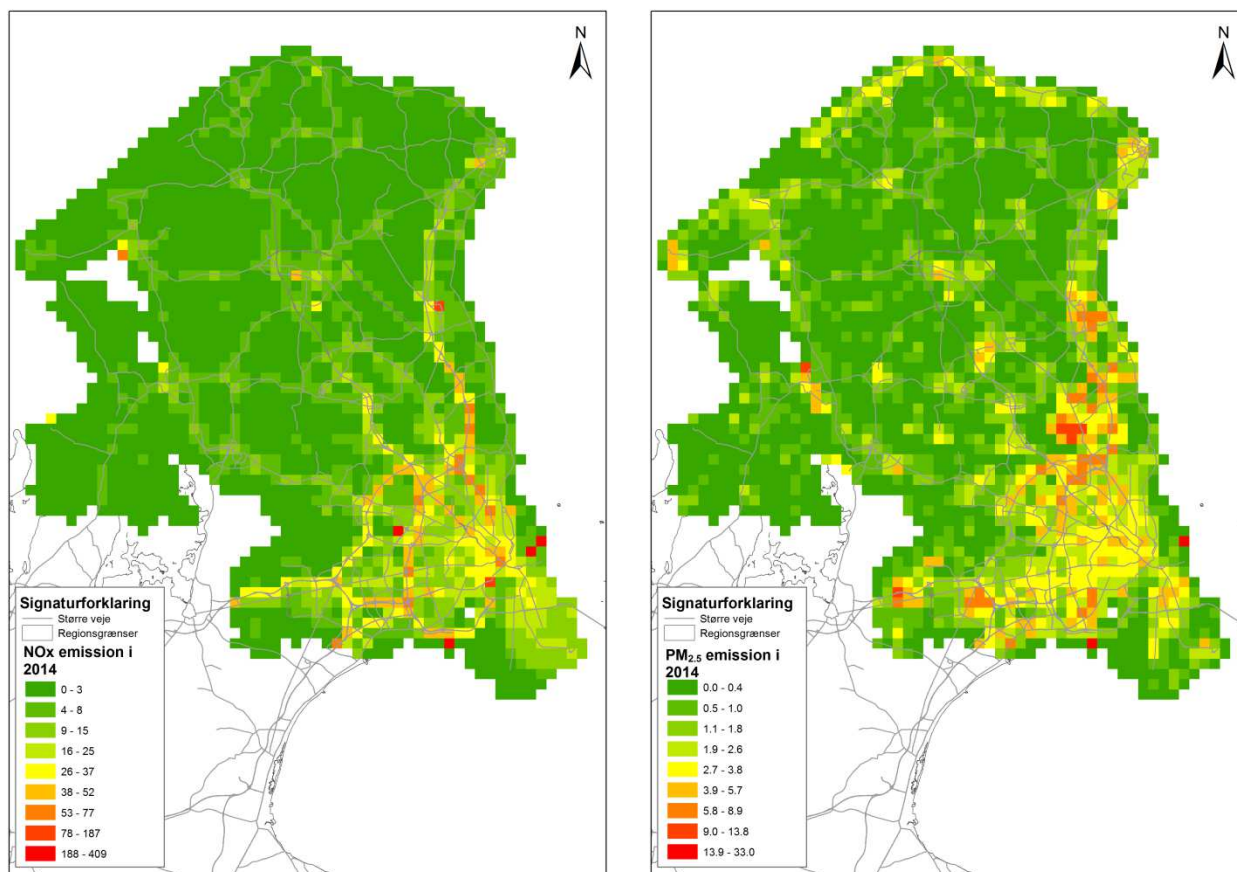
### Geografisk fordeling af emissioner

I Figur 6.1 er vist den geografiske fordeling af de totale emissioner fra alle kilder i Region Hovedstaden i 2014.

NO<sub>x</sub>-emissionerne følger generelt befolkningstæthed og vejtransport.

PM<sub>2,5</sub>-emissioner har et noget andet mønster end NO<sub>x</sub>, idet brændeovne betyder mere, og derfor er der også relativt højere emissioner i mindre befolkede områder.

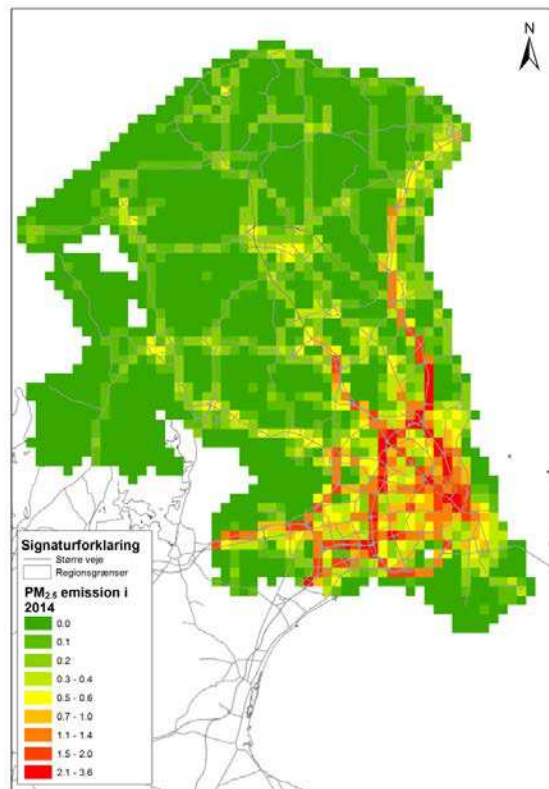
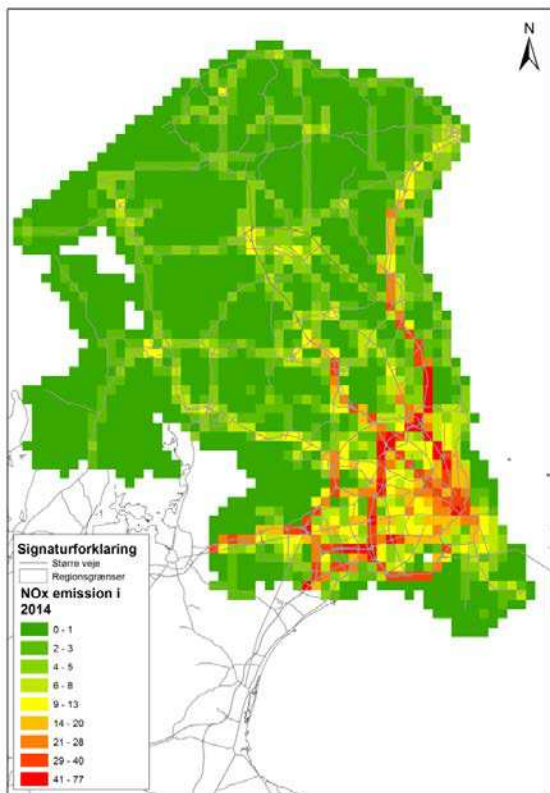
Den geografiske fordeling i 2025 er stort ens med 2014, og er derfor ikke vist.



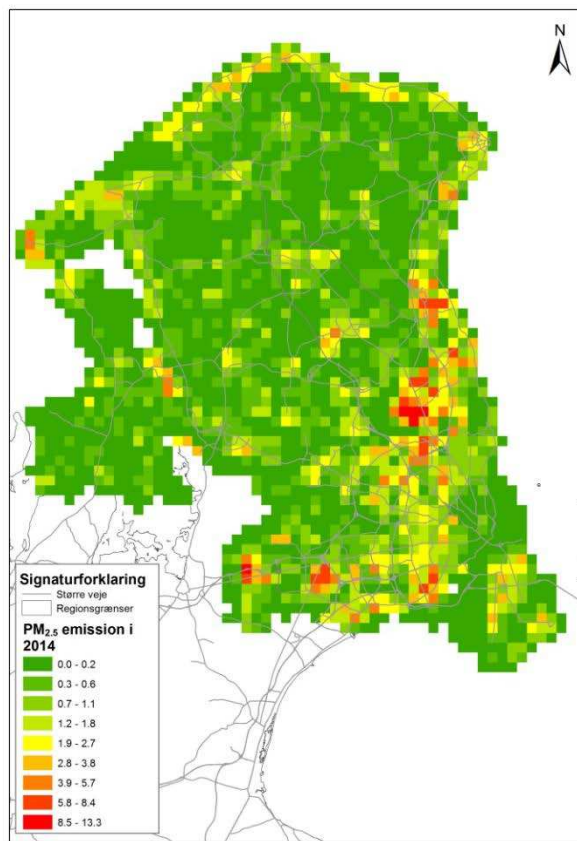
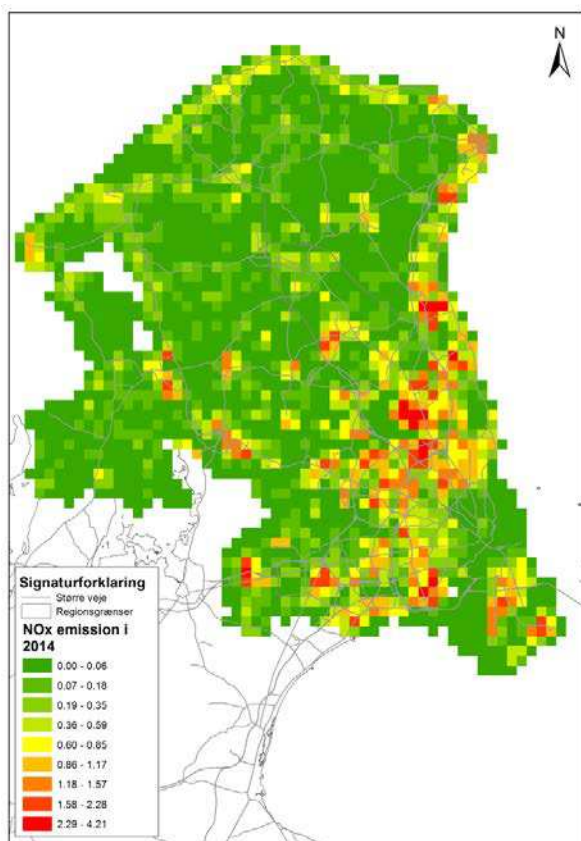
**Figur 6.1.** Geografisk fordeling af totale emissioner i tons fra alle kilder i Region Hovedstaden i 2014 (alle SNAP-koder). NO<sub>x</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (højre). Enhed tons/km<sup>2</sup>/år.

Figur 6.2 viser den geografisk fordeling af emissioner fra vejtransport, hvor især København og andre større byer samt de store transportkoridorer har de højeste emissioner. Den geografiske fordeling er stort set ens for NO<sub>x</sub> og PM<sub>2.5</sub>, idet emissionerne er fra samme kilde.

Figur 6.3 viser den geografisk fordeling af emissioner fra brændeovne, hvor de højere emissioner er uden for de større byer i områder med lavere befolkningstæthed. Den geografiske fordeling er stort set ens for NO<sub>x</sub> og PM<sub>2.5</sub>, idet emissionerne er fra samme kilde.



**Figur 6.2.** Geografisk fordeling af emissioner fra vejtransport i Region Hovedstaden i 2014 (SNAP07). NO<sub>x</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (højre). Enhed tons/km<sup>2</sup>/år.



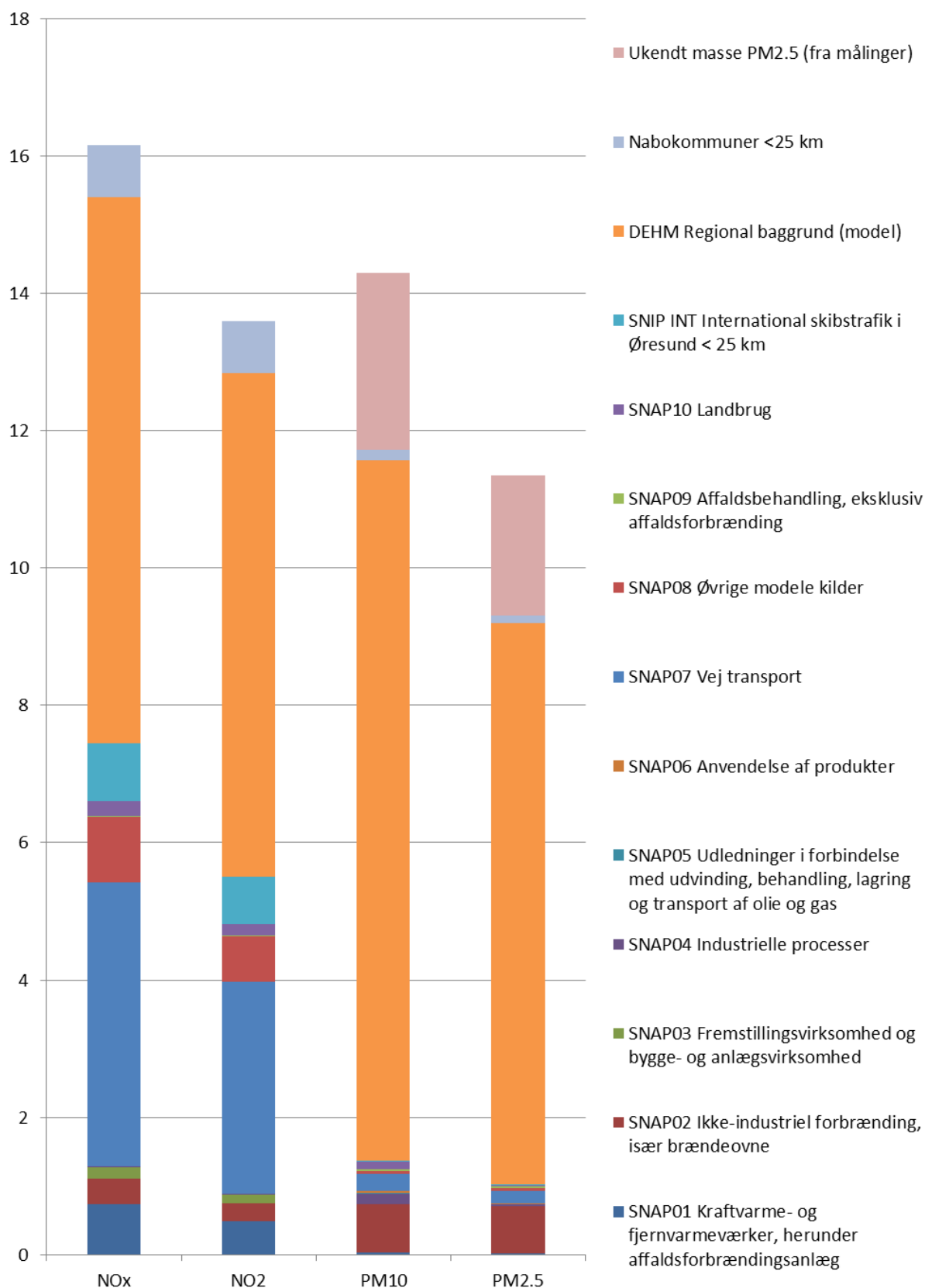
**Figur 6.3.** Geografisk fordeling af emissioner fra brændeovne i Region Hovedstaden i 2014 (SNAP0202). NO<sub>x</sub> (venstre), PM<sub>2.5</sub> (højre). SNAP0202 indeholder også mindre bidrag fra individuel boligopvarmning med olie og naturgas. Enhed tons/km<sup>2</sup>/år.

## 6.2 Kildebidrag fra Region Hovedstaden til Region Hovedstaden

### Kildebidrag fra emissioner i Region Hovedstaden til bybaggrundskoncentrationen i Region Hovedstaden i 2014

I Figur 6.4 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Region Hovedstaden i 2014. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Tallene bag figuren er i Tabel 6.4. I Tabel 6.5 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder, og i Tabel 6.6 det procentvise bidrag kun fra alle emissionskilder i Region Hovedstaden.

Resultaterne er fordelt på de 10 hovedemissionssektorer med relevante underopdelinger (SNAP-koder). Herudover er der en række bidrag. Bidraget fra den regionale baggrundsforurening er modelleret med DEHM, som indeholder bidraget fra udenlandske kilder og danske kilder længere væk end 25 km fra Region Hovedstaden. Endvidere vises bidraget fra nabokommuner til Region Hovedstaden, som dækker over bidragene fra emissioner, som er 25 km opstrøms fra regionen. Bidraget fra international søfart inden for 25 km (Øresund) er også vist særskilt, ligesom ukendt partikelmasse.



**Figur 6.4.** Bybaggrundsluftforureningen i Region Hovedstaden i 2014 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Region Hovedstaden. Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 6.4.



**Tabel 6.4.** Koncentrationsbidrag fra forskellige kilder i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

<b>Bidrag opdelt på kildetyper</b>		<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,74	0,49	-0,48	0,03	0,03
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,09	0,06	-0,06	0,02	0,02
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,26	0,19	-0,18	0,67	0,67
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,01	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,17	0,12	-0,12	0,01	0,01
SNAP04	Industrielle processer	0,02	0,01	-0,01	0,15	0,15
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0	0,01	0,01
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0	0,03	0,03
SNAP07	Vej transport	4,13	3,09	-3,01	0,25	0,25
SNAP0801	Militær	0,02	0,02	-0,01	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,17	0,12	-0,12	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,12	0,09	-0,09	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,06	0,04	-0,04	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,11	0,09	-0,08	0,01	0,01
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,43	0,29	-0,28	0,03	0,03
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	-0,01	0,03	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0	0,01	0,01
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,23	0,17	-0,17	0,09	0,09
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0	0,00	0,00
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	6,63	5,20	-5,08	1,35	1,35
SNIP INT	International søfart < 25 km	0,83	0,68	-0,66	0,02	0,02
DEHM	Regional baggrund (model)	7,96	7,33	72,1	10,20	10,20
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	0,75	0,76	-0,76	0,15	0,15
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0,00	0,00	0	2,57	2,57
Total	Alle kilder; Ind- og udland	16,20	14,00	65,6	14,30	14,30

**Tabel 6.5** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014.

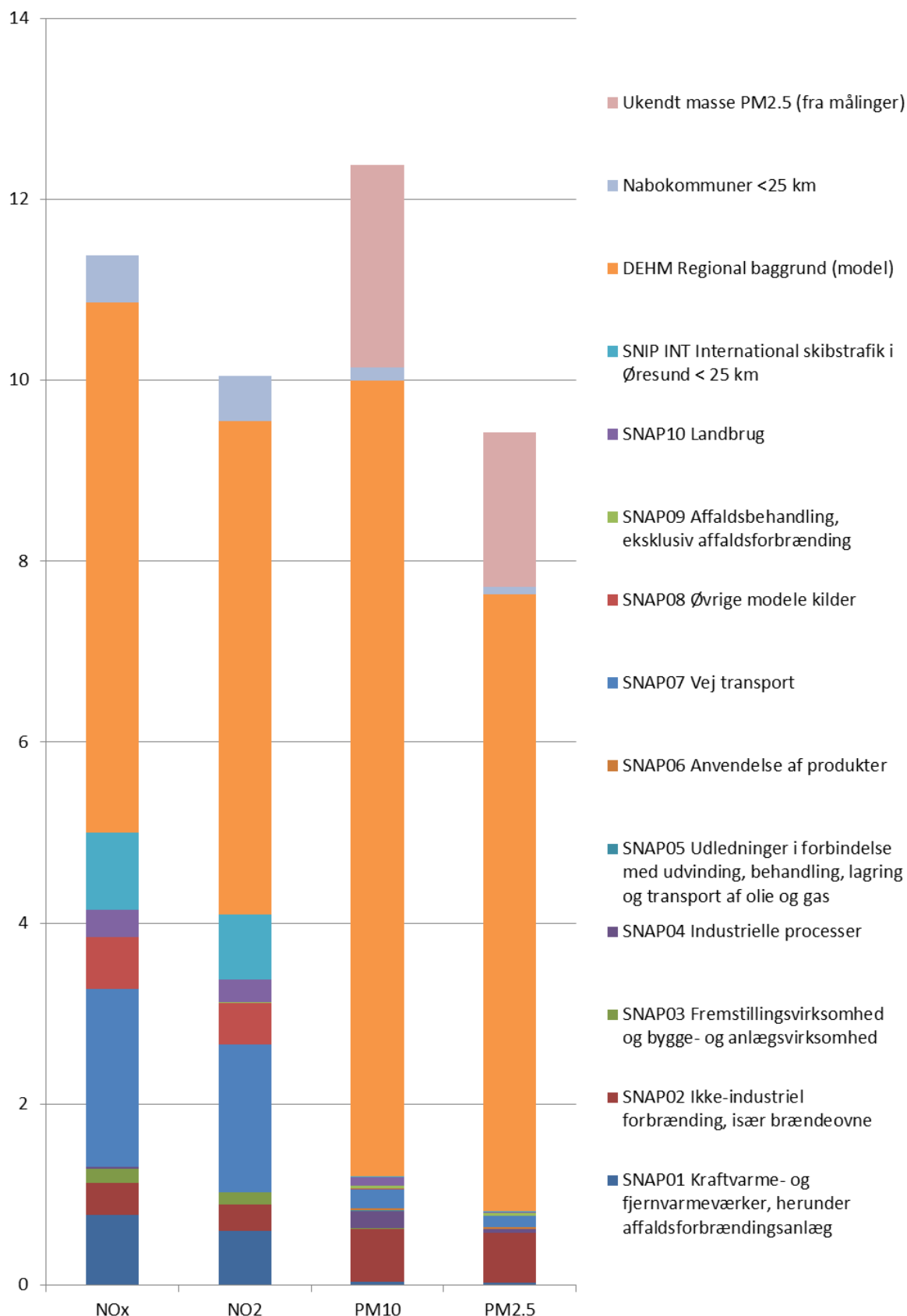
Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	4,6	3,5	-0,7	0,2	0,2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	0,6	0,5	-0,1	0,1	0,1
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	1,6	1,3	-0,3	4,7	5,7
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,1	0,9	-0,2	0,1	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,1	0,1	0,0	1,1	0,3
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
SNAP07	Vej transport	25,6	22,1	-4,6	1,8	1,6
SNAP0801	Militær	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	1,1	0,9	-0,2	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,8	0,6	-0,1	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,3	0,3	-0,1	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,7	0,6	-0,1	0,0	0,1
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	2,6	2,1	-0,4	0,2	0,2
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	0,2	0,2
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	1,4	1,2	-0,3	0,6	0,1
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP Alle	RH – alle kilder	41,0	37,2	-7,8	9,5	9,1
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	5,1	4,9	-1,0	0,1	0,2
DEHM	Regional baggrund (model)	49,2	52,4	109,9	71,3	71,8
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	4,6	5,5	-1,2	1,1	0,9
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2,5</sub> (fra målinger)	0,0	0,0	0,0	18,0	18,0
Total	Alle kilder; Ind- og udland	100	100	100	100	100

**Tabel 6.6** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Region Hovedstaden for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014.

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	11,2	9,5	9,4	2,2	2,2
SNAP0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	1,4	1,2	1,2	1,3	1,7
SNAP0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	4,0	3,6	3,5	49,2	63,1
SNAP0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,1	0,1	0,2	1,0	1,3
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	2,6	2,4	2,4	0,7	0,4
SNAP04	Industrielle processer	0,3	0,3	0,3	11,2	3,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,7	0,1
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,0	0,0	1,9	2,2
SNAP07	Vej transport	62,3	59,4	59,2	18,6	17,4
SNAP0801	Militær	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	2,6	2,4	2,4	0,3	0,4
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,3	0,2	0,2	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	1,8	1,7	1,7	0,1	0,1
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	0,8	0,8	0,8	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	1,6	1,7	1,7	0,5	0,7
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejpgående maskiner	6,4	5,6	5,5	2,0	2,6
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,2	0,2	0,2	2,1	2,7
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,6	0,3
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	3,4	3,4	3,3	6,6	0,7
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,3	0,4
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	100	100	100	100	100

### Kildebidrag fra emissioner i Region Hovedstaden til bybaggrundskoncentrationen i Region Hovedstaden i 2025

I Figur 6.5 er vist koncentrationsbidraget fra emissionskilder til gennemsnitskoncentrationen af bybaggrundsforureningen over Region Hovedstaden i 2025. Det er altså hvor mange mikrogram pr. kubikmeter de enkelte emissionskilder bidrager med. Tallene bag figuren er i Tabel 6.7. I Tabel 6.8 er endvidere vist det procentvise bidrag fra alle kilder, og i Tabel 6.9 det procentvise bidrag kun fra alle emissionskilder i Region Hovedstaden.



**Figur 6.5.** Bybaggrundsluftforureningen i Region Hovedstaden i 2025 og forskellige kilders bidrag hertil (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Bybaggrundsforureningen er her gennemsnittet over de 1 km x 1 km gitterceller, som dækker Region Hovedstaden. Undersektorer er samlet i hovedsektorer i signaturforklaring, men kan ses i Tabel 6.7.

**Tabel 6.7.** Koncentrationsbidrag fra forskellige kilder i Region Hovedstaden til bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025 (enhed  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	0,78	0,60	-0,58	0,04	0,03
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,06	0,05	-0,05	0,02	0,01
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	0,28	0,23	-0,22	0,54	0,53
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,02	0,01
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	0,16	0,13	-0,12	0,01	0,00
SNAP04	Industrielle processer	0,02	0,01	-0,01	0,19	0,04
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
SNAP07	Vej transport	1,96	1,63	-1,59	0,21	0,12
SNAP0801	Militær	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP0802	Jernbaner	0,07	0,06	-0,06	0,00	0,00
SNAP080402	National søfart	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080403	National fiskeri	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,02	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,15	0,12	-0,11	0,00	0,00
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,06	0,05	-0,05	0,00	0,00
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,04	0,03	-0,03	0,00	0,00
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	0,21	0,17	-0,17	0,01	0,01
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,01	0,01	-0,01	0,00	0,00
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,01	0,01	0,00	0,03	0,03
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	0,30	0,25	-0,25	0,08	0,01
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SNAP Alle	RH – alle kilder	4,16	3,54	-3,47	1,20	0,84
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	0,85	0,72	-0,71	0,01	0,01
DEHM	Regional baggrund (model)	5,86	5,45	72,9	8,8	6,81
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	0,52	0,50	-0,50	0,14	0,09
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0	0	0	2,24	1,70
Total	Alle kilder; Ind- og udland	11,4	10,2	68,2	12,4	9,5

**Tabel 6.8.** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den totale luftforurening for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025.

<b>Bidrag opdelt på kildetyper</b>		<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>3</sub></b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	6,9	5,9	-0,9	0,4	0,3
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	0,5	0,5	-0,1	0,1	0,1
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	2,5	2,2	-0,3	4,4	5,6
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	1,4	1,2	-0,2	0,0	0,0
SNAP04	Industrielle processer	0,1	0,1	0,0	1,5	0,4
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
SNAP07	Vej transport	17,3	15,9	-2,3	1,7	1,3
SNAP0801	Militær	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	0,7	0,6	-0,1	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	1,3	1,1	-0,2	0,0	0,0
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	0,5	0,5	-0,1	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	0,4	0,3	0,0	0,0	0,0
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	1,9	1,7	-0,2	0,1	0,1
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	2,6	2,5	-0,4	0,7	0,1
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP Alle	RH – alle kilder	36,6	34,6	-5,1	9,6	8,9
SNIP INT	International skibstrafik < 25 km	7,5	7,1	-1,0	0,1	0,1
DEHM	Regional baggrund (model)	51,4	53,3	106,9	71,1	72,1
Urban BG	Nabokommuner < 25 km	4,5	4,9	-0,7	1,1	0,9
Ukendt	Ukendt masse PM <sub>2.5</sub> (fra målinger)	0,0	0,0	0,0	18,0	18,0
<b>Total</b>	<b>Alle kilder; Ind- og udland</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

**Tabel 6.9.** Koncentrationsbidrag i % fra forskellige kilder i Region Hovedstaden i forhold til den samlede luftforurening, som skyldes kilder i Region Hovedstaden for bybaggrundsluftforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2025.

Bidrag opdelt på kildetyper		NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>
SNAP01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	18,8	16,9	16,8	3,7	3,8
SNAP0201	Ikke-industriell forbrænding, handel og service	1,5	1,4	1,4	1,3	1,7
SNAP0202	Ikke-industriell forbrænding, husholdninger	6,8	6,4	6,4	45,4	63,3
SNAP0203	Ikke-industriell forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	0,2	0,2	0,2	1,3	1,7
SNAP03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	3,8	3,6	3,6	0,5	0,4
SNAP04	Industrielle processer	0,4	0,4	0,3	15,8	5,0
SNAP05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	0,0	0,0	0,8	0,1
SNAP06	Anvendelse af produkter	0,1	0,1	0,1	2,0	2,5
SNAP07	Vej transport	47,2	45,9	45,9	17,3	14,7
SNAP0801	Militær	0,3	0,3	0,3	0,0	0,0
SNAP0802	Jernbaner	1,8	1,7	1,7	0,0	0,0
SNAP080402	National søfart	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080403	National fiskeri	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	0,4	0,4	0,3	0,0	0,0
SNAP080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	3,5	3,3	3,2	0,1	0,1
SNAP080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavns- trafik	1,4	1,4	1,4	0,0	0,0
SNAP0806	Maskiner og redskaber i landbrug	1,0	1,0	1,0	0,2	0,2
SNAP0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
SNAP0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	5,2	4,8	4,8	0,6	0,8
SNAP0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
SNAP0811	Maskiner og redskaber i handel og service	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5
SNAP09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	0,1	0,2	0,1	2,3	3,3
SNAP3B	Landbrug, husdyrgødning	0,1	0,1	0,1	0,9	0,4
SNAP3D	Landbrug, landbrugsjorde	7,1	7,1	7,1	7,0	0,8
SNAP3F-I	Landbrug, øvrigt	0,0	0,1	0,1	0,3	0,5
SNAP Alle	Region Hovedstaden – alle kilder	100	100	100	100	100

I det følgende beskrives først kildefordelingen i 2014, og til sidst redegøres for udviklingen frem til 2025.

#### Lokale kilder bidrager væsentligt til NO<sub>x</sub> i 2014

Som forventet er koncentrationsbidraget for NO<sub>x</sub> større end for NO<sub>2</sub>, da NO<sub>x</sub> indeholder både NO og NO<sub>2</sub>.

Det regionale modellerede DEHM-bidrag til NO<sub>2</sub>-forureningen i bybaggrund er omkring 7 µg/m<sup>3</sup> eller omkring 52% af bybaggrundskoncentrationen. Danske NO<sub>x</sub>-kilders bidrag til den regionale baggrundskoncentration af NO<sub>2</sub> er tidligere beregnet med DEHM modellen fordelt på Danmarks 5 regioner (Jensen et al., 2010). For Region Hovedstaden bidrager danske kilder i gennemsnit med omkring 51% af de regionale NO<sub>2</sub>-koncentrationer, og udenlandske NO<sub>x</sub>-kilder bidrager dermed med 49%. I det model setup, som anvendes kan DEHM-modellens resultater for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> ikke umiddelbart sammenlignes



med fx den regionale baggrundsstation Lille Valby/Risø ved Roskilde, da DEHM leverer opstrømskoncentrationer til UBM, som efterfølgende inddrager bidraget fra lokale kilder indenfor en afstand af 25 km. Det DEHM-modellerede bidrag er omkring halvdelen af målte værdier på fx målestationen Lille Valby/Risø.

Bidraget fra nabokommunerne er omkring  $0,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  eller omkring 6% af bybaggrund. En stor del heraf er vejtrafik og derfor lokale kilder.

Vejtrafikken inden for Region Hovedstaden bidrager med omkring  $3,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  af bybaggrundsforureningen svarende til 22%.

International søfart inden for 25 km bidrager med omkring  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{NO}_2$  eller omkring 5% af bybaggrund i 2014. Herudover vil der være et bidrag fra anden international søfart udenfor de 25 km, som vil være indeholdt i beregningerne med DEHM.

Andre lokale kilder i Region Hovedstaden af en vis betydning er kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg ( $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 4% af bybaggrund for  $\text{NO}_2$ ). Endvidere maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner (omkring  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller 2% for  $\text{NO}_2$ ).

Brændefyring i husholdninger mv. bidrager kun med omkring  $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eller omkring 1% for  $\text{NO}_2$ .

Samlet set for  $\text{NO}_2$  bidrager alle kilder i Region Hovedstaden med 37% og nabokommuner med 6%. Dvs. lokale kilder bidrager med omkring 43%, mens den anden halvdel er det regionale bidrag og international søfart indenfor 25 km.

De to største lokale emissionskilder i Region Hovedstaden er vejtransport og brændeovne. Hvis vi alene ser på den procentvise fordeling af de lokale emissionskilder inden for Region Hovedstaden, så bidrager vejtransport med omkring 59% for  $\text{NO}_2$  og 19% og 17% for hhv.  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Tilsvarende bidrager brændeovne med omkring 4% for  $\text{NO}_2$  og 49% og 63% for hhv.  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Vejtransport bidrager således mest til  $\text{NO}_2$  og brændeovne mest til partikler.

#### **Partikelforening domineret af regionalt bidrag i 2014**

Som det fremgår af ovenstående figurer og de tilhørende tabeller, er det regionale koncentrationsbidrag dominerende for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ . Det regionale bidrag er bestemt af kilder i hele Danmark og Europa. Som forventet er koncentrationsbidraget for  $\text{PM}_{10}$  lidt større end  $\text{PM}_{2.5}$ , da  $\text{PM}_{10}$  også indeholder massen af partikler med diameter fra 2,5 til 10 mikrometer. For  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  er det regionale bidrag modelleret med DEHM hhv.  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $8,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ud af bybaggrund på hhv.  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hertil skal lægges et bidrag på hhv. 2,6 og  $2,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for ukendt masse. Det regionale bidrag for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  udgør således hhv. 89% og 90% af bybaggrund.

Nabokommunerne bidrager også med et lille bidrag på omkring  $0,15$  og  $0,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$  for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  (omkring 1%), mens international søfart indenfor 25 km bidrager meget lidt ( $0,1$ - $0,2\%$ ).

Hvis vi ser på de bidrag, der blæser *ind over* den ydre regionsgrænse af Region Hovedstaden, vil det omfatte det modellerede DEHM-bidrag, nabokommuner og international søfart indenfor 25 km. Sammenlagt udgør disse bidrag omkring 90% af PM<sub>10</sub> og 91% af PM<sub>2,5</sub> af bybaggrundsforureningen i Region Hovedstaden.

De lokale kilder i Region Hovedstaden udgør sammenlagt omkring 1,4 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> og 1,0 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2,5</sub> (hhv. 10% og 9% af bybaggrundsforureningen).

Brændeovne er den største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,7 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 5% og 6% af bybaggrund for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.

Vejtransport er den anden største lokale bidragsyder til partikelforurening med 0,25 µg/m<sup>3</sup> og 0,18 µg/m<sup>3</sup> svarende til hhv. 1,8% og 1,6% af bybaggrund for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.

Øvrige kilder med et vist bidrag er Industrielle processer (1,1%, 0,3%), Landbrug (0,6%, 0,1%), Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg (0,2-0,2%), Maskiner og redskaber i industri (0,2%), Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding (0,2%) samt Anvendelse af produkter (0,2%).

Bemærk at international søfart længere væk end 25 km fra Region Hovedstaden er indeholdt i det regionale modellerede bidrag med DEHM.

#### Ozonforurening domineret af europæiske kilder i 2014

Ozon dannes ud fra emissioner af kvælstof- og kulbrinte-forbindelser på en stor geografisk skala afhængig af sollys og temperatur. Danske kilder bidrager til ozondannelsen på stor geografisk skala sammen med europæiske kilder. DEHM-modellen beregner det regionale baggrundsniveau for ozon til omkring 72 µg/m<sup>3</sup>. Dette niveau modificeres af NO<sub>x</sub>-emissionen fra lokale kilder, som omdanner ozon til NO<sub>2</sub> i reaktion med NO, således at ozonkoncentrationen i bybaggrund ender med at blive omkring 66 µg/m<sup>3</sup>. Derfor optræder kilder i Region Hovedstaden, international søfart inden for 25 km og nabokommuner med negative bidrag.

#### Udviklingen fra 2014 til 2025

Udviklingen fra 2014 til 2025 i bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden er vist i Tabel 6.10.

**Tabel 6.10.** Bybaggrundsforureningen som middel over Region Hovedstaden i 2014 og 2025 (µg/m<sup>3</sup>).

Årstal	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>
2014	16	14	66	14	11
2025	11	10	68	12	10
Forskel (µg/m <sup>3</sup> )	-5	-4	3	-2	-2
Forskel (%)	-30	-27	4	-13	-17

Som det fremgår af Tabel 6.10 forventes koncentrationen af NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> i bybaggrund at falde med hhv. 30% og 27%, og PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> forventes at blive reduceret med hhv. 13% og 17%. Reduktionen er en følge af forventede emissionsreduktioner i Europa som følge af bl.a. EU's regulering af de nationale emissionslofter frem mod 2030 (NEC direktivet).

Ozonkoncentrationen forventes at stige med omkring 4%. Ozonkoncentrationen i Danmark stiger som følge af reduktion af NO<sub>x</sub>-emissionerne i Danmark, da der dermed er mindre NO til at omdanne ozon til NO<sub>2</sub>.

I Tabel 6.11 er vist det procentvise bidrag fra vejtransport, brændeovne og øvrige kilder i Region Hovedstaden i 2014 og 2025. Det ses, at den andel vejtransport bidrager til NO<sub>2</sub> falder fra 59% i 2014 til 46% i 2025, og der er også mindre reduktion for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>, mens den procentvise fordeling i de to år ikke ændrer sig meget for brændeovne.

**Tabel 6.11.** Procentvis bidrag fra vejtransport, brændeovne og øvrige kilder i Region Hovedstaden i 2014 og 2025 (%)

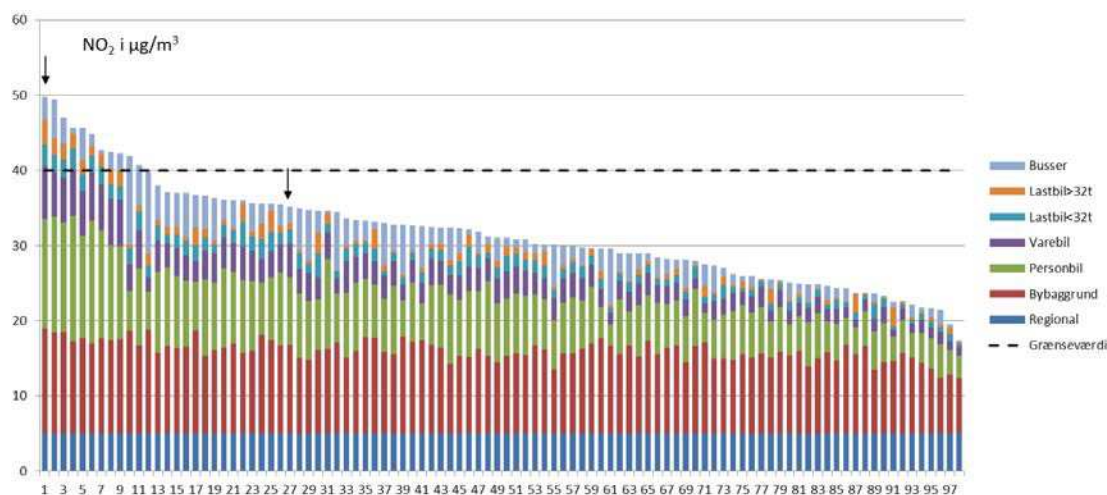
Kilde	NO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>		PM <sub>2.5</sub>	
	2014	2025	2014	2025	2014	2025
Vejtransport	59	46	19	17	17	15
Brændeovne	4	6	49	45	63	63
Øvrige kilder	37	48	32	38	20	22
I alt	100	100	100	100	100	100

### 6.3 Kildeopgørelse for gadekoncentration for 98 gader i København i 2014

I det følgende beskriver vi en kildeopgørelse for 2014 for de 98 gader i København, som indgår i de årlige beregninger af luftkvaliteten under det nationale overvågningsprogram for luftkvalitet (Ellermann et al., 2015b). Kildeopgørelsen opdeler køretøjskategorierne. Endvidere gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej, som er en af gaderne med en målestation, der samtidig repræsenterer en gade med relativt meget trafik, og som dermed er meget repræsentativt for trafikerede gader i København.

## Kildeopgørelser for 98 gader i København

Figur 6.6 viser en kildeopgørelse for NO<sub>2</sub> i 2014 for 98 udvalgte gader i København.



**Figur 6.6.** Kildebidrag til NO<sub>2</sub>-koncentrationen fordelt på køretøjskategorier for 98 gader i København i 2014. Pile markerer målestationer. Højeste koncentration er ved målestation på H.C. Andersens Boulevard. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader.

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

Gadebidraget er opdelt på person-, vare-, lastbiler samt busser ud fra emissionen fra disse beregnet med OSPM's emissionsmodul på baggrund af oplysninger om køretøjsfordeling og rejsehastighed samt emissionsfaktorer i COPERT-emissionsmodellen. Lastbiler er yderligere underopdelt i lastbiler under 32 ton og lastbiler over 32 ton. De trafikale forudsætninger er de samme som i rapporten *Ellermann et al.* (2015b). I de få tilfælde, hvor der foreligger oplysninger om taxi, er de regnet som personbiler.

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

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

Den højeste gadekoncentration på omkring 50 µg/m<sup>3</sup> er for H.C. Andersens Boulevard, hvor der også er en målestation. Den anden målestation er på Jagtvej, som har den 27. højeste koncentration ud af de 98 gader, og som ikke overskrider grænseværdien.

For 2014 er der i alt beregnet 11 overskridelser af grænseværdien på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Det regionale bidrag beregnet med DEHM er omkring  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens bybaggrundsbidraget er omkring  $8\text{-}13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , således at bybaggrundskoncentrationerne varierer mellem  $13$  og  $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Resten op til gadekoncentrationen er gadebidraget i de pågældende gader. Gadebidraget varierer fra  $5$  til  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### **Kildeopgørelse for gadebidraget for de 98 gader**

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

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

Hvis vi betragter gadebidraget, er det generelle billede for  $\text{NO}_2$ , at personbiler bidrager mest. Herefter bidrager hver af køretøjskategorierne: varebil, lastbil og bus med omtrent lige meget, men det svinger fra gade til gade afhængig af køretøjsfordelingen for især den tunge trafik. I gennemsnit bidrager personbiler 48% af gadebidraget, varebiler med 20%, lastbiler med 15% og busser med 17%. Den tunge trafik (lastbiler og busser) bidrager således med omkring 33%. På trods af at lastbiler og busser kun udgør 5% af trafikken bidrager de relativt meget, da emissionsfaktorerne for lastbiler og busser er omkring 10 gange højere end for person- og varebiler.

Bidraget fra busser er faldet siden 2014 med eftermontering af SCRT (kombineret  $\text{NO}_x$ -katalysator og partikelfilter) på omkring 300 bybusser i København (Jensen et al., 2016).

### **6.4 Detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej**

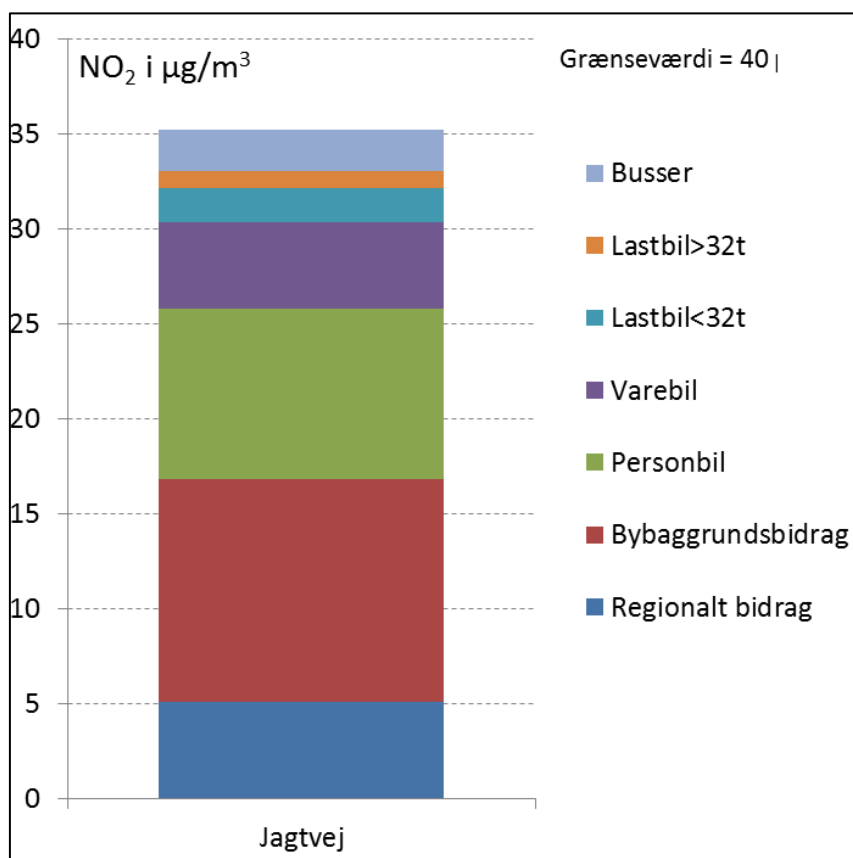
I det følgende gives en mere detaljeret kildeopgørelse for Jagtvej for  $\text{NO}_2$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  og  $\text{PM}_{10}$ . Ud over kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne opdeles partikelforureningen også i udstødning og ikke-udstødning. Da der er en målestation på Jagtvej er gadebidraget beregnet som målt gadekoncentration minus målt bybaggrundskoncentration på H.C. Ørsted Institutet, og gadebidraget er herefter fordelt på køretøjskategorierne efter beregnet emission på samme måde som for de 98 gader.

På Jagtvej er køretøjsfordelingen: 77,7% personbiler, 19,1% varebiler, 1,3% lastbiler < 32 ton, 0,5% lastbiler > 32 ton, og 1,4% busser. Tungandelen er således 3,2%. Køretøjsfordeling er ikke så forskellig fra gennemsnittet af de 98 gader. Årstdøgntrafikken er 18.200.

#### **Kildeopgørelse for $\text{NO}_2$ på Jagtvej**

Kildeopgørelse for hovedkøretøjskategorierne er vist for  $\text{NO}_2$  i **Figur 6.7** for Jagtvej.

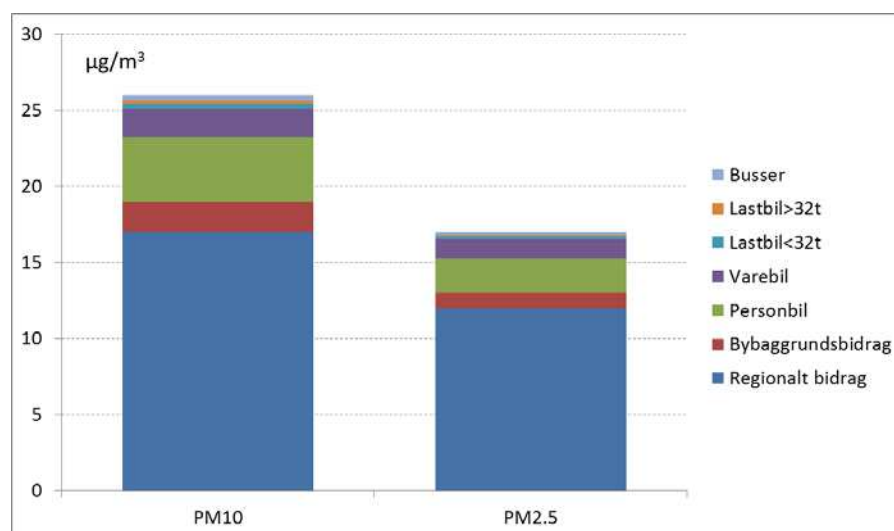
Kildeopgørelsen for hovedkøretøjskategorierne følger i hovedtræk gennemsnittet for de 98 gader, da køretøjsfordelingen på Jagtvej ligger forholdsvis tæt på den gennemsnitlige køretøjsfordeling.



Figur 6.7. Kildebidrag for NO<sub>2</sub> for Jagtvej i 2014.

#### Kildeopgørelse for partikler på Jagtvej

I Figur 6.8 er vist en kildeopgørelse for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> for Jagtvej.



Figur 6.8. Kildebidrag for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> for Jagtvej i 2014.

Det ses, at det regionale bidrag er meget stort for både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>. Gadebidraget er omkring 7 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub> og omkring 4 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>2.5</sub>.

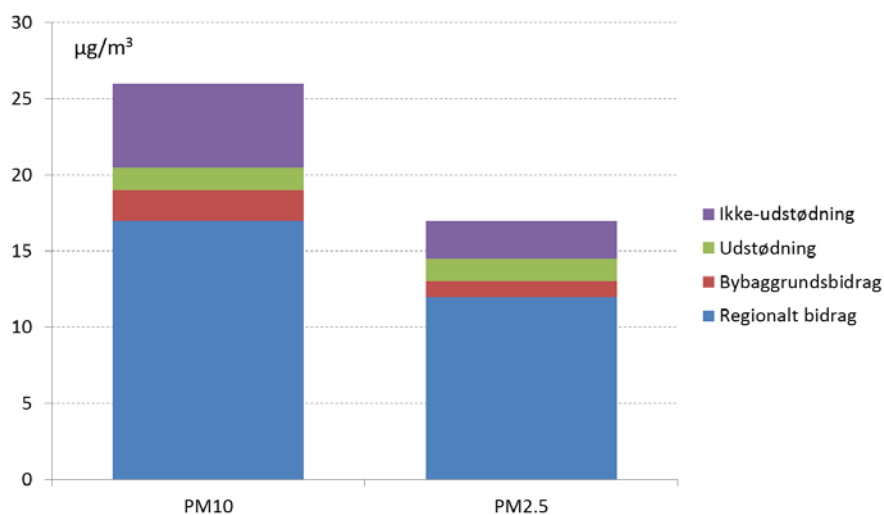


Den procentvise fordeling af gadebidraget er vist i Tabel 6.12 for de forskellige køretøjskategorier.

**Tabel 6.12.** Procentvise fordeling af gadebidraget på køretøjskategorier for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> (%)

	Personbil	Varebil	Lastbil<32t	Lastbil>32t	Busser	I alt
PM <sub>10</sub>	61	27	5	2	6	100
PM <sub>2.5</sub>	56	32	4	2	5	100

I Figur 6.9 er trafikens bidrag til PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub> underopdelt på udstødning og ikke-udstødning. Ikke-udstødning omfatter mekanisk dannede partikler fra vejslid, dækslid, bremseslid samt ophvirvling heraf. Ikke-udstødningsdelen udgør langt den største del af partikelmassen fra trafikken. For PM<sub>10</sub> udgør udstødning omkring 21% og ikke-udstødning omkring 79%. For PM<sub>2.5</sub> er det hhv. omkring 38% og 63%.



**Figur 6.9.** Kildebidrag for udstødning og ikke-udstødning for partikler for Jagtvej i 2014.

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

Der er ikke gennemført en kildeopdeling for antallet af partikler, da emissions- og luftkvalitetsmodellerne ikke er fuldt udviklet til at beskrive antallet af partikler. En grov tilnærmelse er at antage, at bidragene til partikelantal fordeles sig på samme måde som NO<sub>x</sub>, idet en tidligere analyse af luftkvalitetsmålinger af NO<sub>x</sub> og antal partikler viser god sammenhæng (Ketzal et al., 2003). Sammenhængen mellem NO<sub>x</sub> og antal partikler er imidlertid også påvirket af anvendte emissionsbegrænsende teknologi. Eksempelvis vil eftermontering af partikelfilter næsten fjerne alle partikler, mens NO<sub>x</sub> er upåvirket. Modsat vil montering af NO<sub>x</sub>-katalysator (SCR) kraftigt reducere NO<sub>x</sub>, mens antal partikler er upåvirket, hvis der ikke monteres kombinerede NO<sub>x</sub>-katalysator og partikelfilter (SCRT).

## 7 Helbredseffekter

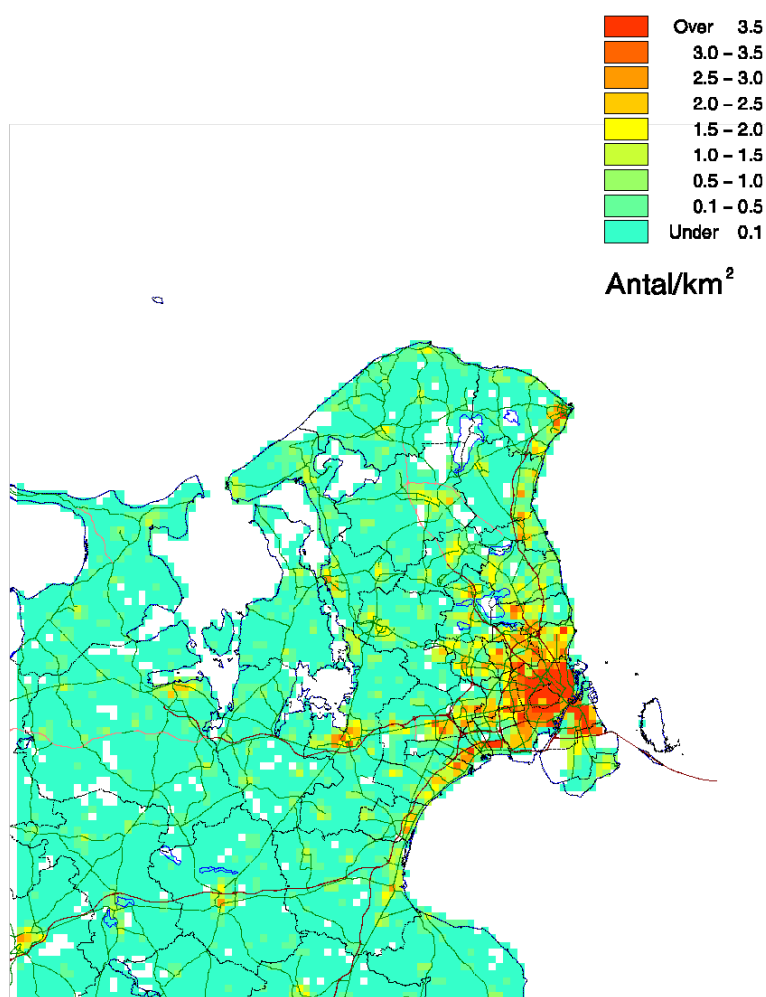
Dette kapitel opsummerer luftforureningens helbredseffekter for Region Hovedstaden.

Endvidere kvantificeres bidragene fra de forskellige hovedemissionssektorer (SNAP-kategorier) i Region Hovedstaden til helbredseffekterne i Region Hovedstaden. Formålet med disse beregninger er at kvantificere, hvor meget de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden bidrager til helbredseffekterne i Region Hovedstaden. Region Hovedstaden har indflydelse på de lokale emissionskilder i regionen. Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er nærmere beskrevet i kapitel 4.

### 7.1 Helbredseffekter i Region Hovedstaden fra alle kilder

#### Geografisk fordeling af antal for tidlige dødsfald

Den geografiske fordeling af for tidlige dødsfald pga. al luftforurening i 2014 er vist i Figur 7.1 for hele modelområdet i den konkrete opsætning af EVA-beregningerne. Delområde heraf er Region Hovedstaden. Den geografiske fordeling er stort set den samme i 2025, og denne er derfor ikke vist.



**Figur 7.1.** Geografisk fordeling af for tidlige dødsfald pga. al luftforurening i 2014 i modelområdet, som Region Hovedstaden er en del af (antal/km<sup>2</sup>).

Et højt antal tilfælde af for tidlige dødsfald skyldes sammenfald af høj partikelforurening og høj befolkningstæthed. Denne kombination er højest i København og andre byområder i Region Hovedstaden.

For tidlige dødsfald skyldes næsten udelukkende dødsfald forårsaget af langtidspåvirkning af partikelforurening. En mindre del af dødsfaldene skyldes kortere tidsperioder med forhøjede koncentrationer (episoder) af primært 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 i mange år, dvs. hos ældre og personer der er særligt følsomme pga. forud bestående sygdomme. Spædbørn er også særligt følsomme, men dødsfald blandt spædbørn udgør en meget lille del.

Antallet af for tidlige dødsfald er en beregnet indikator ud fra antallet af tabte leveår. Et for tidligt dødsfald svarer til 10,6 tabte leveår (Watkis et al., 2005).

### **Totale antal for tidlige dødsfald og sygelighed**

I Tabel 7.1 er vist antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter som følge af den totale luftforurening i 2014 og 2025 pga. danske og udenlandske kilder.

**Tabel 7.1.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden for den totale luftforurening, dvs. både lokale og regionale kilder i 2014 og 2025.

<b>Helbredseffekt:</b>	<b>2014</b>	<b>2025</b>
	<b>Total for Region Hovedstaden</b>	
Kronisk bronkitis	1090	943
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	1120000	964000
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	61	51
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	136	117
Tilfælde af hjertesvigt	113	107
Lungecancer	167	144
Brug af bronkodilatorer blandt børn	28400	24000
Brug af bronkodilatorer blandt voksne	214000	184000
Episoder med hoste blandt børn	98200	83000
Episoder med hoste blandt voksne	212000	190000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt børn	37900	32000
Episoder med nedre luftvejssymptomer blandt voksne	79300	68500
Akutte tabte leveår	69	67
Kroniske tabte leveår (YOLL)	11500	10000
For tidlige dødsfald	1150	1010
Dødsfald blandt spædbørn	1	1

Det totale årlige antal tilfælde af for tidlige dødsfald i 2014 er omkring 1150 i Region Hovedstaden på baggrund af de totale luftforureningsniveauer baseret på både danske og udenlandske emissionskilder. Dette kan forventes at falde med omkring 4% til omkring 1010 i 2025, som en kombination af lavere emissioner/koncentrationer, men også en større og ældre befolkning.

I de seneste beregninger for hele Danmark for 2015 er antallet af for tidlige dødsfald beregnet til omkring 3.950 med EVA-systemet (Brandt et al., 2016b). Befolkningstallet i Region Hovedstaden er 31,1% af hele Danmarks befolkning i 2014. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Region Hovedstaden kan forventes omkring 1.230 for tidlige dødsfald, hvilket er i samme størrelsesorden som det aktuelt beregnede 1.150 for tidlige dødsfald for 2014.

Der mange flere tilfælde af sygelighed end der er af for tidlige dødsfald, se Tabel 7.1. Eksempelvis er der omkring 1 mio. dage med nedsat aktivitet (sygedage). I beregningerne gælder det kronisk bronkitis og gener for børn og voksne med astma (brug af bronkodilatator, hoste, og luftvejssymptomer), hospitalsindlæggelser i forbindelse med luftvejslidelser og blodprop i hjernen, tilfælde af hjertesvigt, lungekræft, samt mange med nedsat aktivitet (sygedage). Også andre sygdomme påvirkes af luftforureningen, men er ikke medtaget i beregningerne fordi der endnu er for stor usikkerhed om hvilke sygdomme og det præcise omfang af disse sygdomme.

Beregninger for hele Danmark viser, at bidraget fra udlandet til Danmark af for tidlige dødsfald udgør omkring 75% af det samlede antal tilfælde i Danmark, mens bidraget fra danske emissioner bidrager med 25%.

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.280 tilfælde pr. år i 2016. "Import" af luftforurening (2.730) relateret til helbredsvirkninger er lidt større end "eksport" (2.280). Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark (Ellermann et al., 2017).

Der vil også være et bidrag fra indendørs luftforurening fra indendørs kilder. Verdenssundhedsorganisationen WHO har for højindkomstlande i Europa skønnet dette til 3 for tidlige dødsfald pr. 100,000 indbyggere (WHO, 2014), dvs. omkring 171 for Danmark.

Da befolkningstallet i Region Hovedstanden udgør 31,1% af hele landet vil det være omkring 53 i Region Hovedstanden. Dette er omkring 4% af de totale for tidlige dødsfald som følge af både udendørs og indendørs luftforurening.

## **7.2 Helbredseffekter i Region Hovedstaden fordelt på lokale kilder fra Region Hovedstaden**

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

Antal for tidlige dødsfald og andre helbredseffekter fremgår af Tabel 7.2 for 2014 og af Tabel 7.3 for 2025af

Der er 122 for tidlige dødsfald, som kan tilskrives emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014, og 105 i 2025. Sættes dette i forhold til det totale antal for tidlige dødsfald pga. al luftforurening fra danske og udenlandske kilder (fra Tabel 7.1) bidrager kilder i Region Hovedstaden til omkring 11% af alle for tidlige dødsfald i 2014 (122/1.150) og omkring 10% (105/1.010) i 2025. Dette betyder også, at omkring 90% af alle for tidlige dødsfald i Region Hovedstaden skyldes emissioner uden for Region Hovedstaden.

De to største lokale kilder til for tidlige dødsfald er brændeovne (77 i 2014 og 67 i 2025) og vejtransport (23 i 2014 og 18 i 2025).

Bidrag fra danske emissioner til antallet af for tidlige dødsfald i Europa (ekskl. Danmark) anslås til omkring 2.280 tilfælde pr. år i 2016. "Import" af luftforurening (2.730) relateret til helbredsvirkninger er lidt større end "eksport" (2.280). Danske emissioner forårsager knap tre gange så mange for tidlige dødsfald i udlandet som i Danmark (Ellermann et al., 2017).

**Tabel 7.2.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Region Hovedstaden efter SNAP-kode i 2014 (kun emissionskilder i Region Hovedstaden samt søfart op til 25 km fra regionen). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke- in- dusti- el forbr. mv.	3 Frem- Stil- ling mv.	4 Industri- elle pro- cesser	6 Anv. af produkt	7 Vej- trans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejgå- ende mask.	9 Af- falds- be- hand- ling	10 Land- brug	Int. sø- fart	Alle kilder i RH samlet
Kronisk bronkitis	4	75	1	3	5	31	1	4	7	1	2	133
Dage med ned- sat aktivitet (sy- gedage)	4015	77123	500	2874	5495	31493	638	4545	6831	581	2305	136150
Hospitalsindlæg- gelser for luft- vejslidelser	0	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	7
Hospitalsindlæg- gelser for cere- bro-vaskulære lidelser	1	10	0	0	1	4	0	1	1	0	0	17
Tilfælde af hjertesvigt	0	7	0	0	0	5	0	0	1	0	0	16
Lungecancer	1	12	0	0	1	5	0	1	1	0	0	20
Brug af bronko- dilatorer blandt børn	100	2052	13	75	134	799	16	115	166	15	56	3539
Brug af bronko- dilatorer blandt voksne	769	14765	96	550	1052	6029	122	870	1308	111	441	26065
Episoder med hoste blandt børn	344	7090	45	259	463	2761	56	399	574	53	194	12229
Episoder med hoste blandt voksne	791	15199	99	566	1083	6206	126	896	1346	115	454	26831
Episoder med nedre luftvejs- symptomer blandt børn	133	2736	17	100	179	1065	21	154	221	20	75	4719
Episoder med nedre luftvejs- symptomer blandt voksne	285	5483	36	204	391	2239	45	323	486	41	164	9678
Akutte tabte leveår	-1	0	0	0	0	-7	0	-1	0	0	-1	-12
Kroniske tabte leveår (YOLL)	40	820	5	30	55	320	7	46	68	7	24	1417
For tidlige døds- fald	3	77	0	3	5	23	0	4	6	1	1	122
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

**Tabel 7.3.** Helbredseffekter i Region Hovedstaden pga. og fordelt på lokale emissionskilder i Region Hovedstaden efter SNAP-kode i 2025 (kun emissionskilder i Region Hovedstaden samt søfart op til 25 km fra regionen). Enhed: antal tilfælde.

	1 Kraft- Varme mv.	2 Ikke-in- dusti- el forbr. mv.	3 Frem- Stil- ling mv.	4 Industri- elle pro- cesser	6 Anv. af pro- dukt	7 Vej- trans- port	802 Jern- bane	808 Ikke- vejgå- ende mask.	9 Af- falds- be- hand- ling	10 Land- brug	Int. sø- fart	Alle kil- der i RH samlet
Kronisk bronkitis	5	65	0	4	5	22	0	1	7	1	2	112
Dage med nedsat aktivitet (sygedage)	5333	66013	425	4201	5086	22756	40	1297	7042	726	1731	114157
Hospitalsindlæggelser for luftvejslidelser	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	6
Hospitalsindlæggelser for cerebro-vaskulære lidelser	1	8	0	1	1	3	0	0	1	0	0	14
Tilfælde af hjertesvigt	0	6	0	0	0	2	0	0	1	0	0	10
Lungecancer	1	10	0	1	1	3	0	0	1	0	0	17
Brug af bronkodialatorer blandt børn	130	1721	11	108	122	565	1	32	168	19	41	2907
Brug af bronkodialatorer blandt voksne	1021	12639	81	804	974	4356	8	248	1348	139	331	21856
Episoder med hoste blandt børn	449	5947	37	371	420	1954	4	111	580	65	143	10045
Episoder med hoste blandt voksne	1051	13011	84	828	1002	4485	8	256	1388	143	341	22498
Episoder med nedre luftvejs-symptomer blandt børn	173	2295	14	143	162	754	1	43	224	25	55	3876
Episoder med nedre luftvejs-symptomer blandt voksne	379	4693	30	299	362	1618	3	92	501	52	123	8116
Akutte tabte leveår	-2	-1	0	0	0	-4	0	-1	0	0	-1	-8
Kroniske tabte leveår (YOLL)	55	710	4	45	51	234	0	13	71	8	18	1204
For tidlige dødsfald	4	67	0	4	5	18	0	1	7	1	0	105
Dødsfald blandt spædbørn	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



## 8 Eksterne omkostninger

Dette kapitel opsummerer først de totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2014 og 2025.

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

De eksterne omkostninger er fordelt på luftforureningerne: CO, O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier).

Beregningerne er gennemført med EVA-systemet med de forudsætninger, som er beskrevet i kapitel 4.

### 8.1 Totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden

I Tabel 8.1 er de totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden vist, som er forårsaget af al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder.

**Tabel 8.1.** Totale eksterne omkostninger pga. den totale luftforurening (inkl. menneskeskabte og naturlige kilder) i Region Hovedstaden pga. al luftforurening både fra danske og udenlandske emissionskilder i 2014 og 2025 (2013-priser)

Kilder	CO mia. kr.	O <sub>3</sub> mia. kr.	PM <sub>2.5</sub> mia. kr.	Total mia. kr.
Region Hovedstaden i 2014	0,0031	0,80	8,4	9,5
Region Hovedstaden i 2025	0,0029	0,87	7,4	8,2

De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder er omkring 9,5 milliarder kr. i 2014, som falder til 8,2 milliarder i 2025. I de seneste beregninger for hele Danmark for 2015 er de totale eksterne omkostninger, som følge af al luftforurening, beregnet til omkring 30 mia. kr. med EVA-systemet (Brandt et al., 2016). Befolkningstallet i Region Hovedstaden er 31,1% af hele Danmarks befolkning i 2014. Dvs. at der alene med udgangspunkt i befolkningstallet i Region Hovedstaden kan forventes eksterne omkostninger på 9,3 mia. kr., hvilket er omkring det beregnede niveau i 2014.

De eksterne omkostninger skyldes næsten udelukkende partikler, som her omfatter primært emitterede partikler, sekundært dannede uorganiske partikler (nitrat, sulfat, ammonium), sekundært dannede organiske partikler (SOA) og havsalt. Et bidrag er tilføjet for "ukendt masse" ud fra målinger. Ukendt masse formodes bl.a. at være vand bundet til partiklerne. De eksterne omkostninger pga. partikler er 8,4 mia. kr. i 2014 og 7,4 mia. kr. i 2025.

De eksterne omkostninger relateret til ozon er omkring 0,8 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og omkring 0,9 mia. kr. i 2025. Ozon er ikke direkte emitteret, men dannes i atmosfæren ud fra emissioner af NO<sub>x</sub>, kulbrinter og CO.

Ozon er helbredsskadeligt, og er derfor også forbundet med eksterne omkostninger. De eksterne omkostninger stiger fra 2014 til 2025, da ozonkoncentrationerne stiger som følge af lavere NO<sub>x</sub>-emission.

Bidrag fra CO til de eksterne omkostninger er helt ubetydelige i forhold til de andre stoffer med omkring 0,0031 mia. kr. i Region Hovedstaden i 2014 og 0,0029 mia. kr. i 2025.

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

## 8.2 Totale eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden

I Tabel 8.2 er opsummeret de totale eksterne omkostninger i hele modelområdet og i Region Hovedstaden pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden. De totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er 0,85 mia. kr. i 2014 og 0,74 mia. kr. i 2025 pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden. De totale omkostninger er knyttet til helbredseffekter af ozon og PM<sub>2.5</sub>. Bidraget for ozon er negativt, da lokale NO<sub>x</sub> emissioner reducerer ozonkoncentrationen.

Som det fremgik af Tabel 8.1 er de totale eksterne omkostninger i Region Hovedstaden pga. al luftforurening fra både danske og udenlandske emissionskilder omkring 9,5 milliarder kr. i 2014, som falder til 8,2 milliarder i 2025. Dvs. at de lokale emissioner i Region Hovedstaden bidrager med omkring 9% i 2014 og 2025 af de totale eksterne omkostninger fra alle danske og udenlandske kilder. Det betyder omvendt, at omkring 91% af alle eksterne omkostninger i Region Hovedstaden stammer fra emissionskilder uden for Region Hovedstaden.

Der er også eksterne omkostninger uden for Region Hovedstaden af de lokale emissionskilder, idet de eksterne omkostninger er lidt højere i hele modelområdet, som er et større område end selve Region Hovedstaden. Der vil også være omkostninger uden for modelområdet af de lokale emissioner i Region Hovedstaden, som ikke er beregnet, idet NO<sub>x</sub>-emissioner vil omdannes til sekundære partikler og forårsage helbredseffekter. Disse helbredseffekter vil finde sted uden for modelområdet, idet denne omdannelse tager tid.

**Tabel 8.2.** Totale eksterne omkostninger i hele modelområdet og i Region Hovedstaden pga. lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014 og 2025 (2013-priser)

Kilder	O <sub>3</sub>	PM <sub>2.5</sub>	Total
	mia. kr.	mia. kr.	mia. kr.
Modelområdet i 2014	-0,21	1,1	0,91
Modelområdet i 2025	-0,16	0,94	0,79
Region Hovedstaden 2014	-0,20	1,0	0,85
Region Hovedstaden 2025	-0,15	0,89	0,74

### 8.3 Eksterne omkostninger fra lokale emissionskilder i Region Hovedstaden

I Tabel 8.3 og Tabel 8.4 er de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2.5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier) for hhv. 2014 og 2025. Det er således de eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. emissioner i Region Hovedstaden.

De vigtigste lokale kilder i Region Hovedstaden til helbredsrelaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden er brændeovne, som står for omkring 66% i 2014 og 65% i 2025 af de eksterne omkostninger efterfulgt af vejtrafik med 15% i 2014 og 2025. Andre kildertyper, som giver et vist bidrag er affaldsbehandling med omkring 6% i 2014 (7% i 2025), anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) med omkring 5% i 2014 og 2025, maskiner og redskaber i industri - inklusiv ikke-vejgående maskiner med omkring 3% i 2014 men kun 0,3% i 2025 pga. emissionsregulering, samt industrielle processer med omkring 3% i 2014 og 4% i 2025

Resultaterne for hver af emissionssektorerne (SNAP-kategorier) fremkommer ved, at EVA-systemet er kørt med og uden emissioner fra den pågældende emissionssektor. Da atmosfærekemi ikke er lineært, er summen af de enkelte emissionssektorer ikke helt det samme som for scenariet med og uden alle emissioner under ét ("Alle SNAP samlet" i Tabel 8.3 og Tabel 8.4).

**Tabel 8.3.** Eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2014 fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2,5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP-kategorier). Bidraget for de forskellige emissionskilder er også vist i %. Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr. (2013-priser).

SNAP kode	Emissionssektor	O <sub>3</sub>	PM <sub>2,5</sub>	Total	Bidrag
		mio. kr.	mio. kr.	mio. kr.	%
snap01	Kraftvarme- og fjernvarmeværker, herunder affaldsforbrændingsanlæg	-20,8	29,7	9,0	1,0
snap0201	Ikke-industriel forbrænding, handel og service	-2,3	19,8	17,6	2,1
snap0202	Ikke-industriel forbrænding, husholdninger	-4,9	570,5	565,6	66,3
snap0203	Ikke-industriel forbrænding, f.eks. forbrænding i husholdninger og handel og service	-0,1	8,1	8,0	0,9
snap03	Fremstillingsvirksomhed og bygge- og anlægsvirksomhed	-2,7	3,8	1,1	0,1
snap04	Industrielle processer	-0,1	22,0	21,9	2,6
snap05	Udledninger i forbindelse med udvinding, behandling, lagring og transport af olie og gas	0,0	1,0	0,9	0,1
snap06	Anvendelse af produkter	-0,1	40,4	40,2	4,7
snap07	Vej transport	-107,9	235,6	127,7	15,0
snap0801	Militær	-0,2	-0,1	-0,2	0,0
snap0802	Jernbaner	-4,4	4,8	0,4	0,0
snap080402	National søfart	0,0	-0,2	-0,2	0,0
snap080403	National fiskeri	0,0	-0,2	-0,2	0,0
snap080501	National LTO (start og landing, < 3000 fod)	-0,9	-0,1	-1,0	-0,1
snap080502	International LTO (start og landing, < 3000 fod)	-6,9	1,9	-5,0	-0,6
snap080503	National flytrafik (> 3000 fod) Luftfart - kun lufthavnstrafik	-1,1	0,3	-0,7	-0,1
snap0806	Maskiner og redskaber i landbrug	-0,7	2,4	1,8	0,2
snap0807	Maskiner og redskaber i skovbrug	0,0	-0,1	-0,1	0,0
snap0808	Maskiner og redskaber i industri – inklusiv ikke-vejgående maskiner	-10,9	34,0	23,1	2,7
snap0809	Maskiner og redskaber i have/hushold	-0,1	0,3	0,2	0,0
snap0811	Maskiner og redskaber i handel og service	-0,5	5,1	4,6	0,5
snap09	Affaldsbehandling, eksklusiv affaldsforbrænding	-0,5	50,1	49,6	5,8
snap3B	Landbrug, husdyrgødning	0,0	1,0	0,9	0,1
snap3D	Landbrug, landbrugsjorde	-1,0	2,4	1,4	0,2
snap3F	Landbrug, øvrigt	0,0	1,3	1,3	0,2
Int. Søfart	International skibstrafik < 25 km	-18,5	17,6	-0,9	-0,1
Alle SNAP samlet	Region Hovedstaden alle kilder	-202,9	1056,5	853,6	100

**Tabel 8.4.** Eksterne omkostninger for Region Hovedstaden pga. de lokale emissionskilder i Region Hovedstaden i 2025 fordelt på O<sub>3</sub> og PM<sub>2,5</sub> og yderligere underopdelt på de forskellige emissionskategorier (SNAP kategorier). Bidraget for de forskellige emissionskilder er også vist i %. Alle eksterne omkostninger er angivet i mio. kr. (2013-priser).

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

## 9 Miljøeffekter af luftforurening

I det følgende gives en kort primær kvalitativ beskrivelse af mulige miljøeffekter relateret til luftforurening i Region Hovedstaden. Der fokuseres på eutrofiering som følge af kvælstofdeposition; forsuring som følge af især svovldeposition; afgrødetab, som følge af ozon eksponering; samt bioakkumulering af og effekter af tungmetaller. En mere præcis vurdering af miljøeffekterne vil kræve bl.a. meget detaljerede lokale data, og ligger derfor uden for rammerne af nærværende projekt.

Modelberegninger af deposition mv. er baseret på den regionale luftkvalitetsmodel DEHM med en geografisk opløsning på 6 km x 6 km. DEHM er beskrevet i afsnit 4.3.

### 9.1 Kvælstofdeposition

Når næringsstofftilførslen til et naturligt eller seminaturligt økosystem overstiger en kritisk grænse er der tale om "overgødsning" eller eutrofiering. Man taler om økosystemets tålegrense, over hvilken specifikke processer vil ændre sig og følsomme arter på sigt vil forsvinde fra lokaliteten. Dermed reduceres artsrigdommen og naturtyperne kommer til at ligne hinanden stadig mere. Med skiftet i vegetationen sker der ligeledes et skift i det tilhørende dyreliv.

Det kvælstof, som planterne ikke optager, ophobes i planterne og i jorden, men kan på længere sigt føre til jordforsuring og udvaskning af kvælstof og evt. nitratforurening af overflade- og grundvand. Forsuring af jorden kan ligeledes påvirke konkurrencen mellem forskellige plantearter, så følsomme arter går tilbage eller helt forsvinder. Endelig kan en øget kvælstoftilførsel gøre planterne mere følsomme over for klimastress. Virkningerne kan være forskellige for forskellige plantearter, og også derved kan sammensætningen af arter i et økosystem ændres.

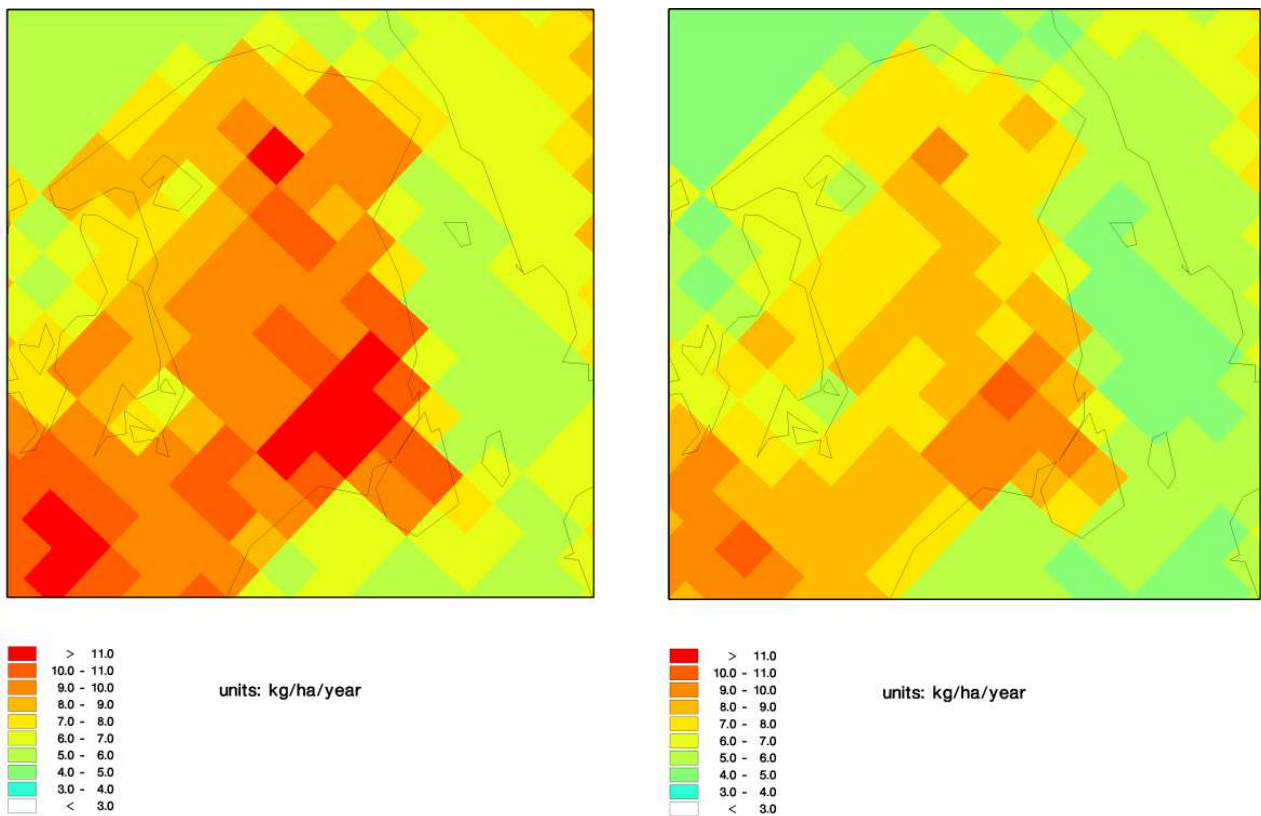
Den atmosfæriske tilførsel af næringsstoffer kommer fra to reaktive grupper af kvælstofforbindelser – de reducerede kvælstofforbindelser ( $\text{NH}_x$ ): ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) og dets reaktionsprodukt partikelbundet ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ); samt kvælstofoxiderne ( $\text{NO}_y$ ): kvælstofmonoxid ( $\text{NO}$ ) og kvælstofdioxid ( $\text{NO}_2$ ) og deres reaktionsprodukter som bl.a. omfatter salpetersyre ( $\text{HNO}_3$ ) og partikelbundet nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Ammoniak udledes primært som et resultat af husdyrproduktion i landbruget, mens kvælstofoxiderne dannes ved forbrændingsprocesser i forbindelse med energiproduktion, industri og transport. De reaktive kvælstofforbindelser kan tørafsættes (tørdeposition) ved direkte kontakt med overfladen af fx vegetation eller vådafsættes (våddeposition) i forbindelse med nedbør.

#### Udvikling i kvælstofdeposition

Den årlige kvælstofdeposition i hhv. 2014 og 2025 er vist i Figur 9.1.

Ud fra validering imod målinger fra det danske overvågningsprogram, vurderes usikkerheden på modelberegningen for 2014 at være op til  $\pm 40$  %.





Figur 9.1. Den beregnede årlige deposition af kvælstof for 2014 (venstre) og 2025 (højre).

Som det fremgår, falder kvælstofdepositionen fra 2014 til 2025. Beregningerne baseret på 2025 emissioner viser, at kvælstofdepositionen kan forventes at falde med ca. 15 % til ca. 8 kg N/ha om året (se Figur 9.1, højre side) pga. faldende emissioner i både Europa og Danmark. Bidraget fra  $\text{NO}_y$ -andelen falder med ca. 24%, mens bidraget fra  $\text{NH}_x$ -andelen kun falder med knapt 9%. Det skyldes, at den internationale  $\text{NO}_x$ -emission forventes at falde mere end  $\text{NH}_3$ -emissionen i den anvendte fremskrivning. Emissionsfremskrivningen for 2025 er for de fleste lande i Europa, baseret på de enkelte landes forventninger til udviklingen, samt de nationale emissionslofter defineret i EU's NEC-direktiv. I fremtiden kan  $\text{NH}_x$  andelen således komme til at udgøre en større andel (omkring 60%) af den samlede kvælstofdeposition end  $\text{NO}_y$ -andelen. For at nedbringe kvælstofdepositionen yderligere i fremtiden vil den nationale regulering af landbruget derfor være væsentlig.

#### Kvælstofdeposition i forhold til tålegrænser

En overordnet vurdering af den mulige miljøpåvirkning af denne kvælstofdeposition kan foretages ved at sammenholde depositionen med typiske tålegrænser for forskellige naturtype. Bemærk at en mere præcis fastsættelse af tålegrænsen for en udpeget lokalitet kræver specifikke data for den pågældende lokalitet, som ikke er tilgængelige i dette arbejde.

I Danmark er bestemte naturtyper beskyttet gennem naturbeskyttelseslovens §3. På det regionale plan har Region Hovedstaden den mindste andel af §3-natur i forhold til regionens samlede arealstørrelse. §3-natur udgør således kun ca. 6 % af det samlede areal i regionen (<http://svana.dk/natur/national-naturbeskyttelse/beskyttede-naturtyper-3/arealopgoerelse/>). Disse tal er baseret på en opgørelse fra 2016 (Levin, 2016), som også viser, at for Region Hovedstaden udgør søer den største andel af §3-arealerne i de fleste kommuner,

derefter kommer moser, overdrev og enge. I enkelte kystnære kommuner udgør naturtypen strandeng, den største andel af §3-arealerne.

Den gennemsnitlige årlige deposition er 10 kg N/ha i Region Hovedstaden, hvilket er lidt lavere end landsgennemsnittet på 12 kg N/ha i 2014. Dette er den gennemsnitlige deposition for modellens beregningsgitter bestående af gitterceller på ca. 6 km x 6 km. Som det ses af Figur 9.1, er der en vis geografisk variation i depositionen henover regionen, hvilket skyldes, at depositionen vil afhænge af overfladens karakteristika, herunder bl.a. overfladens ruhed og lokale emissioner. Ammoniakemissionen fra lokale landbrugsaktiviteter spiller således en rolle. Derudover betyder variationer i mængden af nedbør også en rolle. Der kan derfor være væsentligt større variationer i depositionen, end det fremgår af beregningerne på ca. 6 km x 6 km, og især omkring områder med landbrugsaktiviteter, kan der være lokale "hotspots" (se bl.a. Ellermann et al., 2015c; Geels et al., 2006). Over mindre søer langt fra lokale kilder, kan depositionen til gengæld være lavere.

I følge modelberegningerne udgør de reducerede kvælstofforbindelser (NH<sub>x</sub>) og kvælstofoxiderne (NO<sub>y</sub>) ca. 50% hver af den totale kvælstofdeposition. Tidligere beregninger har vist, at danske kilder bidrager til ca. 25% af depositionen i Region Hovedstaden (dog kan andelen være større tæt på store lokale landbrug).

Helt generelt for Region Hovedstaden gælder der, at den gennemsnitlige deposition på 10 kg N/ha i 2014 overskrider eller er på niveau med tålegrænsen for visse følsomme naturtyper. Tålegrænsen på 5-10 kg N/ha for visse søer, bl.a. lobeliesøer (kalk- og næringsfattige søer og vandhuller), kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, brunvandede søer og vandhuller samt f.eks. højmoser er således overskredet. Den nedre grænse på 10 kg N/ha for naturtyper som hede, klitter, sure overdrev og skovnaturtyper er også nået. Naturtypen enge, som findes i bl.a. enkelte kystnære kommuner har en højere tålegrænse, og denne er ikke overskredet i 2014.

**Tabel 9.1.** Empirisk baserede tålegrænser (kg N/ha/år) for Naturbeskyttelseslovens terrestriske naturtyper samt for klit, løv- og nåleskov baseret på anbefalinger fra UN-ECE, 2004/5 (Harmoniserede tålegrænser taget fra: <http://naturstyrelsen.dk/>).

Naturtype	Tålegrænse interval	Differentiering
Overdrev	10-25	Sure overdrev 10-20, kalkholdige overdrev 15-25
Klit	10-25	Klit 10-20, fugtige klitlavninger 10-25
Hede	10-25	Tør hede 10-20, våd hede 10-25
Fersk eng	15-25	
Strandeng	30-40	
Mose (og kær)	5-25	Højmoser 5-10, hængesæk, tørvelavninger 10-15, fattigkær og hedemoser 10-20, kalkrige moser og væld, rigkær 15-25
Ferskvandsnaturtyper	5-10	Bl.a. lobeliesøer (kalk- og næringsfattige søer og vandhuller), kalkrige søer og vandhuller med kransnålalger, brunvandede søer og vandhuller.
Løvskov	10-20	
Nåleskov	10-20	

Sammenholdes 2025 depositionen med de generelle tålegrænser, ses det, at det nederste tålegrænseinterval for de mest følsomme naturtyper som lobeliesøer og højmoser stadig er overskredet. Men for den resterende andel af §3-naturen i Region Hovedstaden, indikerer beregningerne, at hvis emissionerne følger den anvendte fremskrivning, vil tålegrænserne ikke være overskredet i 2025.

## 9.2 Svovldeposition

Deposition af svovlforbindelser kan ligeledes fører til forsurening af jordbunden og dermed til ændringer i økosystemerne. Hovedparten af svovlforbindelserne, der deponeres i Danmark stammer fra forbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med transport, energiproduktion, industri mm., der fører til emission af svovldioxid ( $\text{SO}_2$ ). Resten stammer fra naturlige kilder, hvoraf sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) fra havsalt er den vigtigste. Sulfat fra havsalt udgør således 15-35 % af den samlede svovldeposition, hvor den største andel ses i kystnære områder. Svovldeposition i Danmark skyldes hovedsageligt emissioner i udlandet (Ellermann et al., 2015c).

### Udvikling i svovldeposition

Den gennemsnitlige årlige deposition af svovlforbindelser fra antropogen kilder er if. modelberegningerne ca. 3,3 kg S/ha i Region Hovedstaden i 2014. Ud fra validering imod målinger fra det danske overvågningsprogram, vurderes usikkerheden på modelberegningen for 2014 at være op til  $\pm 40$  %.

Der ses kun en lille geografisk variation i S-depositionen, og den varierer kun lidt mellem de forskellige dele af landet, hvilket hænger sammen med, at størstedelen af svovlen er transporteret til Danmark fra landene syd og vest for Danmark, samt fra den internationale skibstrafik. Den gennemsnitlige deposition for hele Danmark er ca. 3,1 kg S/ha. På landsplan udgør de danske kilder typisk ca. 9 % af den samlede deposition.

Modelberegningerne med emissioner for 2025, angiver et fald i svovldepositionen på ca. 35 % til en årlig deposition på ca. 2,2 kg S/ha i Region Hovedstaden i 2025.

### Svovldeposition og tålegrænser

Som for kvælstof er der opsat generelle tålegrænser for forsurening (baseret på kilo-ækvivalenter (keq) pr. hektar pr. år). Den årlige afsætning på 3,3 kg S/ha svarer til ca. 0,3 keq/ha. Dette skal sammenholdes med tålegrænserne for forsurening på 0,9-2,4 keq/ha for overdrev; 0,8-2,7 keq/ha for løvskov og 1,0-4,1 keq/ha for nåleskov (Bak, 2003). Disse er derfor ikke overskredet.

Der er ikke opsat specifikke tålegrænser for forsurening af søer. Det er kun et mindretal af de Danske søer, der forventes at være truede af forsurening i dag. De følsomme søer er typisk lavalkaline søer som f.eks. brunvandede søer og lobeliesøer (Søndergaard et al., 2003).

I Danmark er svovldepositionen faldet med ca. 70 % siden 1989 og niveauet i Region Hovedstaden ses, at være under de generelle tålegrænser for typiske naturtyper. Skadelige effekter af forsurening afhænger dog af den samlede deposition af forsurende forbindelser, hvilket betyder, at deposition af sulfat fra havsalt, forsurende kvælstofforbindelser m.m. også skal tages med i betragtning ved en mere detaljeret vurdering af svovldeposition i relation til tålegrænser.

## 9.3 Ozoneksponeringen af afgrøder

Ozon ( $\text{O}_3$ ) dannes i atmosfæren via fotokemiske reaktioner under påvirkning af sollys og tilstedeværelse af kvælstofoxider og organiske gasser. Niveauerne er højest i baggrundsområder, dvs. uden for byerne. Ozon er kemisk meget reaktivt og kan have toksiske virkninger på planter med potentielt negative

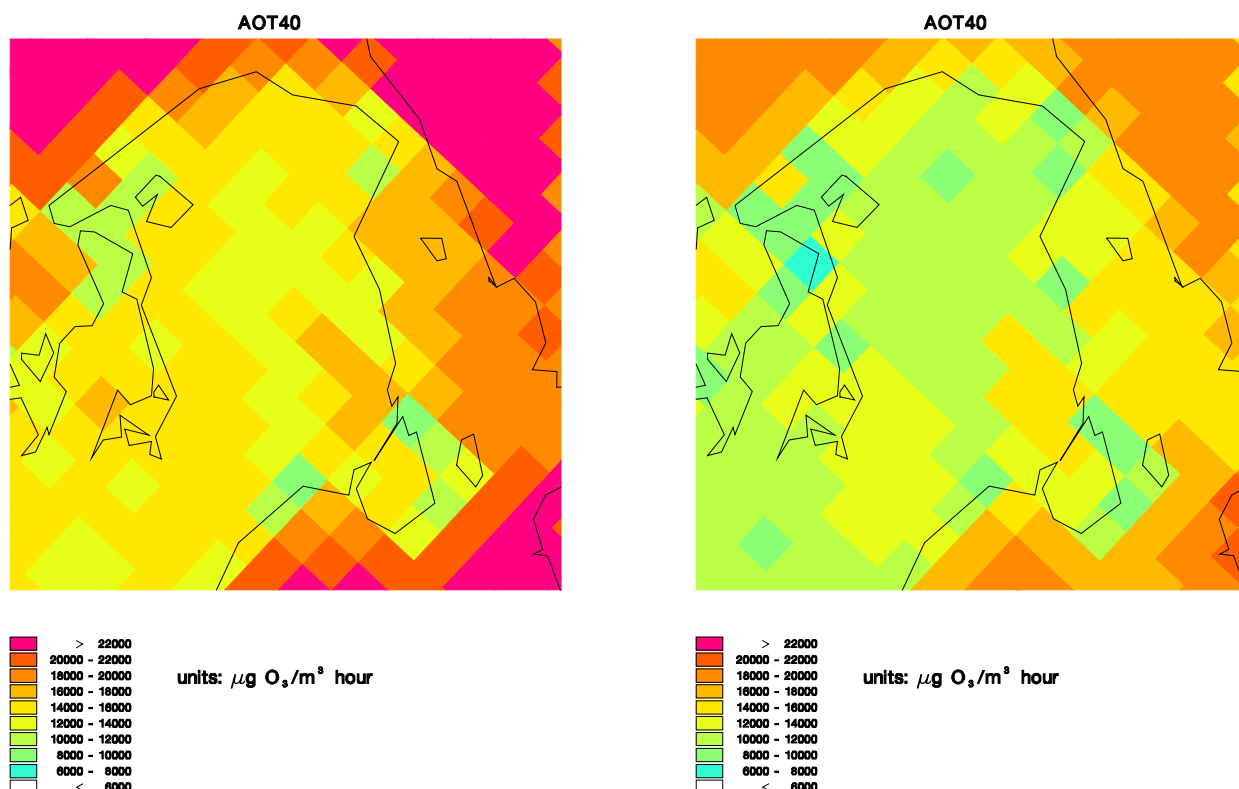
effekter på struktur og funktion af økosystemer, samt nedbringe afkastet og ernæringskvaliteten af afgrøder.

### Udvikling i ozoneksponering

Første trin i en vurdering af skadevirkning på afgrøder som følge af ozoneksponeringen kan baseres på et estimat af den såkaldte AOT40-værdi. AOT40 er den akkumuleret ozoneksponering af vegetation over en grænse på 40 ppb (=80  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) beregnet som timeværdier mellem kl. 8 og 20. Er der f.eks. i løbet af en dag målt tre timemiddelværdier af ozon, der overstiger 40 ppbv, f.eks. 45, 50 og 55 ppbv, bliver dagens AOT40 = 5 + 10 + 15 = 30 ppbv·timer.

I princippet er det muligt at kvantificere de samfundsøkonomiske omkostninger for miljøeffekter af ozon i form af afgrødetab, men det forudsætter en kombination af AOT40-kort, en detaljeret geografisk beskrivelse af afgrøder, værdisætning af afgrødetab, samt en implementering af disse i EVA-systemet. Denne type udviklingsarbejde af EVA ligger uden for rammerne af nærværende projekt.

AOT40 beregnet med DEHM-modellen er vist i Figur 9.2. Der kan dog være betydelig variation fra år til år pga. variationer i de meteorologiske forhold. De højeste ozon- og dermed AOT40-værdier ses generelt i kystnære områder og over havet, da afsætningen til vandoverflader er meget lille. If. beregningen for 2025 vil AOT40-værdien falde i fremtiden, som følge af ændrede emissioner.



**Figur 9.2.** AOT40 beregnet med DEHM i henhold til EU's luftkvalitetsdirektiv. Enheden er  $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{timer}$ , hvilket skal ganges med 0,5 for at komme til ppbv·timer. (If. retningslinjerne skal værdien udregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00.). Venstre side er for 2014 og højre side er for 2025. AOT40 kan variere meget fra år til år, som følge af bl.a. meteorologiske forhold.

Som vi så tidligere (Tabel 6.10) stiger middelkoncentrationen over Region Hovedstaden fra 2014 til 2025, mens AOT40 falder fra 2014 til 2025. I de beregninger, der ligger til grund for AOT40 stiger middelkoncentrationer af ozon også, men spidværdierne reduceres, hvilket resulterer i lavere AOT40.

### Ozoneksponering og tålegrænser

Der er tidligere opsat en tålegrænse for afgrøder på 5.300 ppb·timer henover en vækstsæson på tre mdr., hvilket svarer til et udbyttetab på 10 % (Bastrup-Birk et al., 1999). I forbindelse med EU's luftkvalitetsdirektiv fra 2008 er der fastsat en målværdi for AOT40 på 9.000 ppb·timer til beskyttelse af vegetation. If. retningslinjerne skal denne AOT40-værdi udregnes for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00, og der skal anvendes 5 års middelværdier (se Ellerman et al. 2015 for referencer).

**Tabel 9.2.** AOT40 og tilhørende tålegrænser angivet med de to anvendte enheder.

AOT40	Tålegrænse [ppb·timer]	Tålegrænse [µg/m <sup>3</sup> ·timer]	Beskyttelse af
AOT40 over en vækstsæson.	5.300	10.600	Afgrøder
AOT40 for perioden maj til juli for målinger fra kl. 8.00 til kl. 20.00.	9.000 EU's målværdi	18.000	Vegetation generelt

Beregningen for 2014 og 2025 viser, at AOT40-værdien er under målværdien på 9.000 ppb·timer for beskyttelse af vegetation (svarer til 18.000 µg·m<sup>3</sup>·timer i enheden brugt i Figur 9.2) i hele regionen (se også Tabel 9.2). Ved vurdering af overholdelsen af målværdien, skal der dog anvendes 5 års middelværdier af AOT40, hvilket ikke er muligt her. If. målinger fra DCE for perioden 2009-2014 ligger middel AOT40-værdien under målværdien på 9.000 ppb·timer ved de fire baggrundsstationer i Danmark (Ellermann et al., 2015c).

## 9.4 Tungmetaller

Metaller forekommer naturligt i miljøet, men menneskeskabte kilder og den efterfølgende deposition bidrager væsentligt til at øge niveauet i bl.a. jorden og i vandmiljøet. Tungmetaller udsendes fra bl.a. industrien, kulfyrede kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg, samt ved slid på bremsebelægninger og motorer. Flere tungmetaller er giftige selv i små mængder og enkelte er kræftfremkaldende. Tungmetaller er svært nedbrydelige og ophobes i planter og akkumulere efterfølgende op gennem fødekæden (bioakkumulering).

### Grænseværdier for tungmetaller

I EU og dermed i Danmark er målsætningen, at naturen ikke må modtage mere luftforurening - herunder tungmetaller - end den kan tåle. Depositioner og koncentrationer af ni tungmetaller (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, og Pb) måles/beregnes derfor ved udvalgte målestationer i Danmark (se bl.a. <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/>). De danske grænseværdier for luftkvalitet er baseret på gældende EU-direktiver (<http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/stoffer/graensevaerdier/>). Der er kun fastsat en egentlig grænseværdi for årsmiddelværdien af luftkoncentrationen af bly (Pb: 500 ng/m<sup>3</sup>) og såkaldte vejledende grænseværdier for nikkel (Ni: 20 ng/m<sup>3</sup>), arsen (As: 6 ng/m<sup>3</sup>) og cadmium (Cd: 5 ng/m<sup>3</sup>).

### Niveauer af tungmetaller i forhold til grænseværdier

Data for 2014 er trukket ud fra DCE's måledatabase for at belyse niveauerne af de forskellige tungmetaller ([http://www2.dmu.dk/1\\_Viden/2\\_miljoe-tilstand/3\\_luft/4\\_maalinger/5\\_database/hentdata.asp](http://www2.dmu.dk/1_Viden/2_miljoe-tilstand/3_luft/4_maalinger/5_database/hentdata.asp), se også Ellermann et al., 2015b).

Over de seneste ca. 25 år er der sket et fald i tungmetalniveauerne fra 16 % og op til 60 % med det største fald for bly (Pb) og cadmium (Cd). I de senere år har ændringerne været relativt små.

Målinger af bly fra H. C. Andersens Boulevard i København i 2014 viste en årsmiddelværdi på 5,1 ng/m<sup>3</sup>, mens niveauet ved bybaggrundsstationen på H.C. Ørsted Institutet i København var 3,4 ng/m<sup>3</sup>. Grænseværdien for bly må derfor forventes at være overholdt i Region Hovedstaden.

For nikkel er niveauet ved de samme stationer hhv. 3,2 ng/m<sup>3</sup> og 2,9 ng/m<sup>3</sup> i 2014, mens niveauet for arsen er mellem 1,1 og 0,8 ng/m<sup>3</sup> i 2014.

Endeligt er niveauet for cadmium nede på ca. 0,1 ng/m<sup>3</sup> i 2014 ved de to stationer i København.

Fælles for disse metaller er, at de alle er under den vejledende grænseværdi for årsmiddelværdier.



## 10 Diskussion af usikkerheder

### 10.1 Hovedelementerne i impact-pathway metoden

EVA-systemet er baseret på "Impact-pathway" kæden, som dækker alle ledene fra udslip af kemiske stoffer fra specifikke kilder, over spredning og kemisk omdannelse i atmosfæren, eksponering af befolkningen, beregning af helbredseffekter, til den økonomiske værdisætning af disse helbredseffekter. Der er usikkerheder i alle disse led.

#### Emission

Der er væsentlige usikkerheder forbundet med, hvor godt vi kender emissionen af kemiske stoffer fra de forskellige sektorer, og hvor godt de er fordelt geografisk. Der er usikkerheder forbundet med både aktivitetsniveauer og emissionsfaktorer, og disse varierer betydeligt fra sektor til sektor og mellem forureningskomponenterne. For den geografiske fordeling er usikkerhederne både forbundet med usikkerheden af selve den geografiske fordelingsnøgle, men også hvor god den valgte nøgle er som proxy for emissionskilden. På trods af en løbende forbedring af grundlaget for emissioner fra brændeovne vurderes denne sektor stadigvæk at være forbundet med nogen usikkerhed i emissionsopgørelsen, når der sammenlignes med fx vejtransport. Emissionerne for 2025 er baseret på en forventet udvikling og vil derfor være forbundet med en større usikkerhed end de historiske emissioner.

#### Luftkvalitet og befolkningseksposering

Der er usikkerheder forbundet med selve luftkvalitetsmodellernes beskrivelse af de fysiske og kemiske sammenhænge, og usikkerheder forbundet med de inputdata, som anvendes, især emissionsdata. En overordnet måde at vurdere usikkerhederne i modellerne (DEHM og UBM) på er at sammenligne modelresultater med måleresultater. Sammenligning mellem model og målinger i bybaggrund i Region Hovedstaden viser rimelig god overensstemmelse for  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ , og en mindre, men forventet, underestimering for  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$ , hvilket der kompenseres for ved at addere et bidrag fra "ukendt masse" baseret på målinger.

Koncentrationerne og dermed befolkningseksposering vil også være påvirket af variationer i meteorologi fra år til år.

Usikkerheden på befolkningsdata i Danmark er meget lille, da data er baseret på CPR-registeret og geografisk fordelt efter koordinatsatte adresser. Befolkningsdata er baseret på et nyt udtræk fra CPR fra 2017 for Danmark. Dette er fremskrevet til 2025 med befolkningsdata fra Danmarks Statistik i de aldersgrupper, som EVA-systemet anvender.

#### Eksposerings-respons og helbredseffekter

Sammenhængen mellem befolkningseksposering og helbredseffekter er baseret på international litteratur, som er anerkendt af verdenssundhedsorganisationen (WHO). Specielt har man fundet en stærk sammenhæng imellem koncentrationer af  $\text{PM}_{2.5}$  i bybaggrunden (her repræsenteret ved resultaterne fra DEHM/UBM) og helbredseffekter. Den anvendte sammenhæng, man har fundet for fx dødelighed, er en stigning i relativ risiko på 6,2% for en stigning i  $\text{PM}_{2.5}$  på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddelværdi. I nærværende resultater er det antaget, at alle partikler er lige skadelige, jf. den bedste viden på området p.t.

Usikkerheden ligger i, at det kun afspejler kendt viden, som til stadighed udvikles.

I beregningerne er det endvidere forudsat, at der ikke er lokale helbredseffekter af NO<sub>2</sub>, men videngrundlaget peger i stigende grad på, at der er selvstændige lokale helbredseffekter af NO<sub>2</sub>. Vi arbejder på at indarbejde eksponerings-respons for NO<sub>2</sub> i EVA-systemet, men det er endnu ikke færdigt. Det europæiske Miljøagentur har i deres seneste rapport for luftkvalitet i Europa inkluderet NO<sub>2</sub> i beregninger af for tidlige dødsfald. (European Environmental Agency, 2016). Her udgør for tidlig død pga. NO<sub>2</sub> 2% af beregnede antal for tidlige dødsfald for Danmark. Der er fortsatte diskussioner af hvilke dosis-respons man skal bruge, og i hvilken grad der er tale om en selvstændig effekt af NO<sub>2</sub> i forhold til for tidlig død, "dobbelttælling" i forhold til PM<sub>2,5</sub> mv.

### Værdisætning

Hovedparten af de eksterne omkostninger er relateret til for tidlige dødsfald, og usikkerheden på værdisætningen af et for tidligt dødsfald har derfor væsentlig indflydelse på de samlede eksterne omkostninger. Værdisætningen af et akut dødsfald betegnes værdien af et statistisk liv (value of statistical life, VSL). I EVA-beregningerne er et statistisk liv værdisat til 15,5 mio. kr. (2013-priser). Næsten alle dødsfald relateret til luftforurening sker imidlertid som følge af eksponering over lang tid, dvs. kronisk. Der tabes omkring 10 år i levetidsforventning, hvilket er mindre end det gennemsnitlige trafikoffer, der taber 30-40 år. EVA anvender derfor en særskilt værdi for tabte leveår (585.000 kr. pr. år; 2013-priser).

I samfundsøkonomiske analyser anvender bl.a. Transportministeriet en VSL værdi på omkring 18 mio. kr. pr. "statistisk liv". De Økonomiske Råd (DØR) har i 2016 foreslået, at denne værdi sættes op til 31 mio. kr. (DØR, 2016). Anbefalingen bygger blandt andet på et nyt værdisætningsstudie, og de fleste lande, som Danmark normalt sammenlignes med, bruger en højere værdi. EU's anbefalinger indebærer en værdi af statistisk liv i hele EU på 39 mio. kr. Såfremt der anvendes en højere værdi for statistisk liv i EVA-beregningerne vil de tilhørende eksterne omkostninger også blive større, og næsten proportionalt større.

DØR anbefaler 900.000 kr. for et tabt leveår, mens der i EVA-systemet forudsættes omkring 585.000 kr. Såfremt DØR forudsætninger anvendes vil de eksterne omkostninger blive omkring 50% større.

I august 2017 offentliggjorde Finansministeriet en revideret og opdateret udgave af Vejledning i Samfundsøkonomiske Konsekvensvurderinger (Finansministeriet, 2017).

I forbindelse med den reviderede vejledning har Finansministeriet også opskrevet værdien af statistisk liv, således at denne værdi nu er 32 mio. kr. (2017-priser). DCE er ved, at implementere disse nye forudsætninger i EVA-systemet. Dette forventes at gøre de samfundsøkonomiske omkostninger ved luftforureningen omkring 50% større.

## 10.2 De enkelte emissionskilder i Region Hovedstaden

### Brændeovne

Den vigtigste lokale kilde i Region Hovedstaden i forhold til antal for tidlige dødsfald og eksterne omkostninger er brændeovne efterfulgt af vejtrafik.

Selvom der inden for de seneste år er foretaget betydelige forbedringer af den nationale emissionsopgørelse for brændeovne og den geografiske fordeling af emissionerne (Plejdrup et al., 2016) vurderes usikkerheden fortsat at være større, især i forhold til andre kilder som fx vejtransport.

I beregningerne er betydningen af dannelsen af sekundære organiske partikler fra udledning af NMVOC (andre flygtige organiske forbindelser end metan) fra brændeovne ikke direkte medtaget. Hvis de medtages, så vil dette betyde en stigning i partikelkoncentrationerne, som stammer fra brændefyring, men der findes p.t. ikke det nødvendige videngrundlag til at afgøre hvor meget. Der sker en dannelse af SOA ud fra NMVOC-emissioner fra brændeovne. Noget SOA bliver taget med som primære emissioner pga. målemetoden for brændeemissioner, men en anden del er ikke med. Der sker en hurtig omdannelse af SOA (fx indenfor 30 meter fra skorstenen), og dette bidrag er ikke inkluderet i beregningerne, mens dannelsen af SOA i selve skorstenen er medtaget som primære emissioner. Anden SOA-dannelse sker meget mere langsomt på regional skala, og dette er medtaget i DEHM. Yderligere diskussion heraf kan findes i Olesen et al. (2010) og Seljeskog et al. (2013).

### **Vejtrafik**

Den anden vigtigste lokale kilde i Region Hovedstaden er vejtrafik.

Der er mindre usikkerheder på emissioner fra vejtrafik, da emissionsmodellerne bygger på emissionsmålinger, og emissionerne kan indirekte valideres ved at sammenligne målte og beregnede koncentrationer i gaderum, hvor beregnede koncentrationer er udført med luftkvalitetsmodeller på basis af emissionsdata, hvilket giver god overensstemmelse.

Gadekoncentrationerne i Region Hovedstaden er som i resten af landet i Luften på din vej baseret på trafikdata fra Landstrafikmodellen.

### **Anvendelse af produkter**

Anvendelse af produkter (emissioner fra opløsningsmidler og emissioner fra industriens og befolkningens brug af produkter som fx kemikalier og maling) har også tilknyttet væsentlige usikkerheder, men bidraget er lille.

### **Ikke-vejgående maskiner**

Mobile kilder (ikke-vejgående maskiner mv.) har også tilknyttet væsentlige usikkerheder, men bidraget er meget beskedent. Der er tidligere foretaget en udredning for Miljøstyrelsen, bl.a. om yderligere kvantificering af bidragene fra denne kilde (Olesen et al., 2013). Det har desværre ikke været muligt at inddrage disse vurderinger i nærværende rapport.

## **10.3 Farlighed af partikler**

Der er stor usikkerhed om, hvilken type af partikler (både størrelse og kemisk sammensætning), der giver de største helbredseffekter. På baggrund af det internationale videngrundlag kan man konkludere, at der er en klar sammenhæng mellem koncentrationen af partikler mindre end 2,5 mikrometer (PM<sub>2.5</sub> opgjort som masse) i bybaggrunden og helbredseffekter. Med den nuværende viden kan der ikke kvantitativt skelnes mellem helbredseffekterne af partikler med forskellige størrelse og kemisk sammensætning, og derfor er de behandlet ens i beregningerne. Dvs. det er antaget at partikler under 2,5 µm har samme helbredseffekt uanset størrelse og kemisk sammensætning.

P.t. mangler der specielt viden omkring betydningen for helbredseffekter af ultrafine partikler (partikler under 100 nm) og om betydningen af helbredseffekter fra korttidseksponering af høje koncentrationer af luftforurening, fx i gader. Da de ultrafine partikler er et lokalt fænomen og helbredseffekter fra korttidseksponering typisk foregår i gaderum med højere koncentrationer fra vejtrafik, vil ny viden på disse to områder sandsynligvis resultere i at bidraget fra kilder i Region Hovedstaden til helbredseffekterne inden for Region Hovedstaden vil blive større end de nuværende 10-11%, som er beregnet i indeværende rapport. Dette er under forudsætning af, at det viser sig, at der er signifikante helbredseffekter af ultrafine partikler og fra korttidseksponering af PM<sub>2.5</sub>.

Nyere studier tyder på (Rohr & Wyzga 2012), at de kulstofholdige partikler (fx primært emitteret fra vejtrafik og brændeovne) er mere helbredsskadelige end de ikke-kulstofholdige partikler, fx de uorganiske sekundære partikler (dvs. partikler, der emitteres som gas og ved kemiske processer i atmosfæren bliver omdannet til partikler). Disse indikationer peger i retning af, at kulstofholdige partikler (BC/EC og SOA) er mere skadelige end partikler som gennemsnit. Hvis dette viser sig at være rigtigt, vil det betyde, at de lokale kilder inden for Region Hovedstaden vil give et større bidrag til helbredseffekter og de relaterede eksterne omkostninger i Region Hovedstaden end de nuværende 10-11%. Det vil dog ikke ændre på konklusionen, at brændeovne og vejtrafik vil være de største bidragydere til helbredseffekterne i Region Hovedstaden fra kilder inden for Region Hovedstaden, da disse to emissionssektorer allerede er de primære kilder til både kulstofholdige partikler og ultrafine partikler.

En tidligere gennemført følsomhedsanalyse, hvor det er forudsat at sundhedsskadeligheden af primære partikler er 1,3 gange gennemsnittet og skadeligheden af sekundære partikler er 0,7 gange gennemsnittet, viste også at fordelingen mellem de forskellige emissionssektorer var påvirket heraf. Denne følsomhedsanalyse viser, at Ikke-industriel forbrænding (især brændeovne og kedler), som er direkte emitterede partikler, får større vægt. Derimod bliver landbrugets andel mindre, da bidraget her hovedsageligt er relateret til de sekundære partikler, ellers er der kun mindre ændringer i de indbyrdes bidrag fra emissionssektorerne (Brandt et al., 2011a).

Endvidere har verdenssundhedsorganisationen WHO i 2012 klassificeret dieseludstødning som kræftfremkaldelse (gruppe 1) mod tidligere sandsynligvis kræftfremkaldende (gruppe 2A).

Det er dog indtil videre WHO's anbefaling at anvende samme dosis-respons for alle typer af partikler dvs. med udgangspunkt i PM<sub>2.5</sub> i cost-benefit analyser (WHO, 2013), som det gøres i EVA-systemet.

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

#### **10.4 Geografisk opløsning og betydning af lokale kilder**

Den geografiske opløsning af modelsystemet har betydning for beregning af konsekvenser fra især lokale kilder som fx vejtrafik og brændeovne. Ved en lav geografisk opløsning vil helbredseffekterne blive underestimeret for en befolkningsgruppe, der bor tæt på lokale kilder. Det skyldes, at koncentrationerne er større her end modellen beregner. Modsat vil modellen overestimere

for dem, som bor længere væk fra kilderne. Netop dette er der taget højde for med en geografisk opløsning i modellen på 1 km x 1 km i EVA-systemet.

Befolkningseksposering er bestemt med en opløsning på 1 km x 1 km med bybaggrundskoncentrationen som indikator, men det kunne tænkes, at endnu højere geografisk opløsning som gadekoncentrationer ved adressen med tilhørende højere opløsning i koncentrationsberegningerne (fx integration af gademodel) ville give endnu mere pålidelige resultater, men dette kræver, at der findes dosis-respons funktioner udviklet for eksposering ved adresse som proxy og ikke koncentrationer i bybaggrunden, som benyttes pt.

Studier har således vist, at personer, som bor inden for 50 m af en trafikeret byvej og 100 m fra en motorvej, har øget risiko for at dø for tidligt af hjertelunge relaterede sygdomme (Hoek et al. 2002).

Et dansk studie med udgangspunkt i Kost Kræft Helbred kohorten har også undersøgt sammenhængen mellem udsættelse for luftforurening over tid og udviklingen af alle dødsfald og særskilt dødsfald relateret til hjerte-/kredsløb (Raaschou-Nielsen et al., 2012; Ellermann et al., 2014). Eksposeringsindikator var gadekoncentrationen af NO<sub>2</sub>, som blev beregnet med DCE AirGIS-modelsystem for adresser fra 1971 og frem. Det er sandsynligvis ikke NO<sub>2</sub> som sådan, der giver helbredseffekterne, men NO<sub>2</sub> kan ses som en indikator for trafikforurening. Resultaterne blev justeret for en række samhörørende risikofaktorer, der blev bl.a. justeret for støj ved bopælen. Studiet viste en 8 % stigning i risikoen for alle dødsfald per 10 µg/m<sup>3</sup> stigning i NO<sub>2</sub>-koncentrationen og endnu større stigning (16%) for hjerte-kredsløbssygdomme. Stigende NO<sub>2</sub>-koncentration øgede også risikoen for at dø på grund af iskæmisk hjertesygdom og slagtilfælde, som er undertyper af hjerte-kredsløbssygdomme, men disse resultater var ikke statistisk signifikante. Såfremt disse dosis-respons sammenhænge for NO<sub>2</sub> blev lagt til grund for beregning af dødsfald med gadekoncentrationen som eksposeringsindikator, ville der blive estimeret væsentligt flere dødsfald i byerne og især langs trafikerede gader end, hvad EVA-systemet estimerer for disse områder. Det er dog uklart om der vil være tale om flere for tidlige dødsfald pga. eksposering for NO<sub>2</sub> i gaderum, hvis man lagde dette studie til grund for beregning af helbredseffekterne eller om der vil være tale om en omfordeling af de for tidlige dødsfald, der er beregnet i indeværende rapport for Region Hovedstaden. Under alle omstændigheder er der behov for mere viden om årsagen til de for tidlige dødsfald, som skyldes luftforurening og om disse dødsfald skal tilskrives PM<sub>2.5</sub> i bybaggrunden, som vi har gjort i denne rapport på baggrund af bedst tilgængelig viden fra WHO, eller om der vil være yderligere for tidlige dødsfald, som kan tilskrives lokale kilder, fx via eksposering fra NO<sub>2</sub>.

For Sverige har det svenske miljøinstitut (IVL) og Umeå Universitet forsøgt at kvantificere helbredseffekterne med en opdeling i bidraget fra regionale kilder og fra lokale kilder, hvor lokale kilder er vejtrafik og brændefyring (Gustafsson et al., 2014). I beregningerne er der anvendt højere relativ risiko for de lokale kilder end for de regionale kilder, hvilket betyder, at de lokale kilder får større vægt i de totale helbredseffekter. Med denne tilgang blev der for Sverige pga. PM<sub>2.5</sub> eksposering beregnet omkring 3.000 for tidlige dødsfald fra regionale kilder og hhv. yderligere 1.000 for brændefyring og 1.300 for vejtrafik dvs. i alt 5.300 for tidlige dødsfald. For vejtrafik blev anvendt NO<sub>2</sub> som indikator med dosis-respons sammenhænge fra det danske studie nævnt ovenfor (Raaschou-Nielsen et al., 2012). Hvis beregningerne blev udført uden opdeling i kildebidrag blev der beregnet 3.500 for tidlige dødsfald. Hvis man

antager, at lokale kilder har højere relativ risiko end regionale kilder får man således omkring 50% flere for tidlige dødsfald. Med samme forudsætninger ville man sandsynligvis få noget tilsvarende for Danmark.

På nuværende tidspunkt er videngrundlaget mht. til eksponerings-respons sammenhænge dog ikke fuldstændigt nok til at kvantificere *alle* de helbreds-effekter for en befolkning på grundlag af eksponering på adresseniveau, selvom der er lavet en del studier med adressen som indikator for ekspone-ring.



## Referencer

Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Emborg, L. & Wier, M. (1999): Tålegrænser for luft forurening: Anvendelse i strategisk miljøplanlægning, Danmarks Miljøundersøgelser. 129 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 269.

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

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

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz (2001b): "Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 1: system description", *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 781-786, 2001.

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn (2001c): "Operational air pollution forecast from regional scale to urban street scale. Part 2: performance evaluation", *Physics and Chemistry of the Earth (B)*, Vol. 26, No. 10, pp. 825-830, 2001.

Brandt, J., J. H. Christensen, L. M. Frohn and R. Berkowicz, (2003): "Air pollution forecasting from regional to urban street scale - implementation and validation for two cities in Denmark". *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 28, pp. 335-344, 2003.

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

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

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

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2013a): "Contribution from the ten major emission sectors in Europe to the Health-Cost Externalities of Air Pollution using the

EVA Model System – an integrated modelling approach”. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussion*, 13, 5871–5922, 2013. [www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/](http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/), doi:10.5194/acpd-13-5871-2013.

Brandt, J., J. D. Silver, J. H. Christensen, M. S. Andersen, J. Bønløkke, T. Sigsgaard, C. Geels, A. Gross, A. B. Hansen, K. M. Hansen, G. B. Hedegaard, E. Kaas and L. M. Frohn (2013b): “Assessment of Past, Present and Future Health-Cost Externalities of Air Pollution in Europe and the contribution from international ship traffic using the EVA Model System”. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 13, pp. 5923-5959, 2013. [www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/](http://www.atmos-chem-phys-discuss.net/13/1/2013/), doi:10.5194/acpd-13-5923-2013.

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

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

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

Ellermann, Thomas, Brandt, Jørgen, Hertel, Ole, Loft, Steffen, Jovanovic Andersen, Zorana, Raaschou-Nielsen, Ole, Bønløkke, Jakob & Sigsgaard, Torben (2014a): Luftforureningens indvirkning på sundheden i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 151 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 96. <http://dce2.au.dk/pub/SR96.pdf>

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

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M. Jansen, S., Massling, A. & Jensen, S.S. (2015a): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2013. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 72 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 134. <http://dce2.au.dk/pub/SR134.pdf>.

Ellermann, T., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketzel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. (2015b): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2014. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 64 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 162. <http://dce2.au.dk/pub/SR162.pdf>

Ellermann, T., Bossi, R., Christensen, J., Løfstrøm, P., Monies, C., Grundahl, L. & Geels, C. (2015c): Atmosfærisk deposition 2014. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 88 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 163. <http://dce2.au.dk/pub/SR163.pdf>.

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., Ketznel, M., Massling, A. & Jensen, S.S. (2016): The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2015. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 65 pp. Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 201. <http://dce2.au.dk/pub/SR201.pdf>

Ellermann, T., Nygaard, J., Nøjgaard, J.K., Nordstrøm, C., Brandt, J., Christensen, J., 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>.

European Environmental Agency (2016): Air quality in Europe – 2016 report. EEA Report No 28/2016. ISSN 1977-8449.

Geels, C, Hertel, O, Madsen, PV, Frohn, LM, Gyldenkerne, S, Frydendall, J, Christensen, J, Hvidberg, M, Ambelas Skjøth, C & Ellermann, T 2006, Atmosfærisk kvælstofbelastning af udvalgte naturområder i Frederiksborg Amt. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, vol. 601.

Gustafsson, M., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S., Tekie, H., Sjöberg, K. (2014): Quantification of population exposure to NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> and estimated health impacts in Sweden 2010, December 2014. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd. IVL Report B 2197.

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

Jensen, S.S., Ellermann, T., Christensen, J. (2010): Information om forureningens oprindelse for NO<sub>x</sub> som input til luftkvalitetsplan for NO<sub>2</sub>. Danmark Miljøundersøgelser, 10. november 2010. Notat til Miljøstyrelsen. 20 s.

Jensen, S.S., Ketznel, M., Nøjgaard, J. K. & Becker, T. (2011): Hvad er effekten af miljøzoner for luftkvaliteten? - Vurdering for København, Frederiksborg, 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., Brandt, J., Ketznel, M., Plejdrup, M. (2013): Kildebidrag til sundhedsskadelig luftforurening i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 86 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 57. <http://www.dmu.dk/Pub/SR57.pdf>.

Jensen, S.S., Im, U., Ketznel, M. Løfstrøm, P. & Brandt, J. (2015): Kortlægning af luftkvalitet langs motor- og landeveje i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 41 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 154. <http://dce2.au.dk/pub/SR154.pdf>.

Jensen, S.S., Ketznel, M., Ellermann, T., Winther, M., (2016): Luftkvalitetsvurdering af SCRT på bybusser i København. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 30 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 192. <http://dce2.au.dk/pub/SR192.pdf>

Jensen, S.S., Ketznel, M., Becker, T., Christensen, J., Brandt, J., Plejdrup, M.S., Winther, M., Nielsen, O.-K., Hertel, O., Ellermann, T. (2017): High Resolution Multi-scale Air Quality Modelling for All Streets in Denmark. Transportation Research Part D: Transport and Environment 52 (2017) 322–339.

Ketznel M., P. Wåhlin, R. Berkowicz and F. Palmgren (2003): Particle and trace gas emission factors under urban driving conditions in Copenhagen based on street and roof level observations. Atmospheric Environment 37, 2735-2749.

Levin, G. 2016. Geografiske analyser af § 3-registrerede arealer. Analyser af overlap mellem § 3-registrerede arealer og andre geografiske data. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 47 s. - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 213. <http://dce2.au.dk/pub/SR213.pdf>

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

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

Plejdrup, M.S. & Gyldenkerne, S. (2011): Spatial distribution of emissions to air – the SPREAD model. National Environmental Research Institute, Aarhus University, Denmark. 72 pp. – NERI. Technical Report no. FR823. <http://www.dmu.dk/Pub/FR823.pdf>.

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

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

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

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

Søndergaard, M., Jeppesen, E., Jensen, J.P. (redaktører), Bradshaw, Skovgaard, H. og Grünfeld, S. 2003: Vandrammedirektivet og danske søer. Del 1: Søtyper, referencetilstand og økologiske kvalitetsklasser. Danmarks Miljøundersøgelser. 142 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 475. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

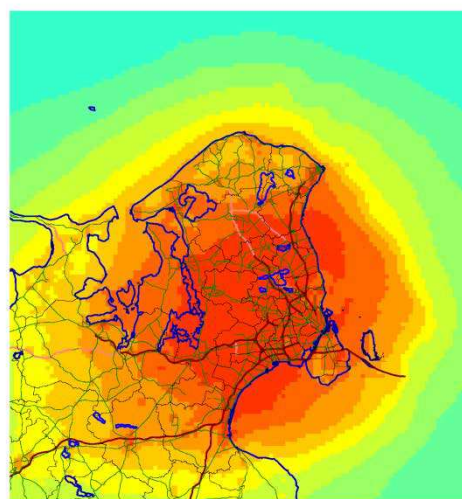
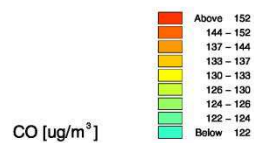
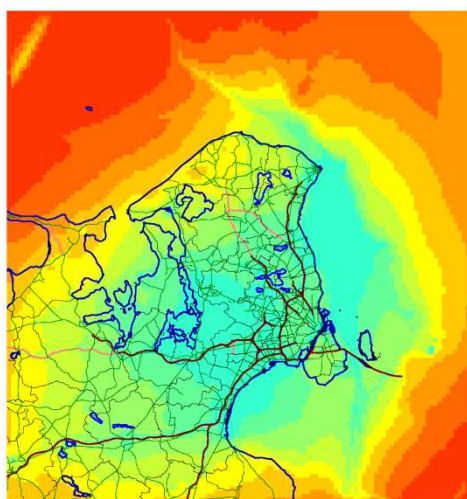
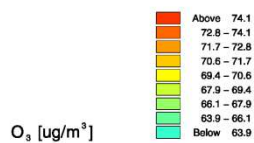
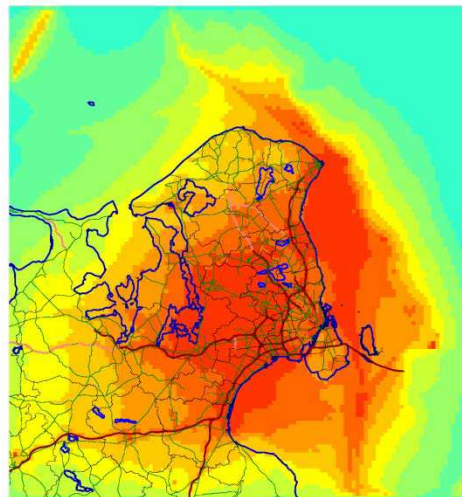
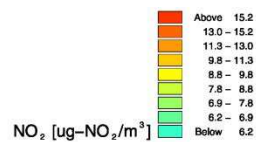
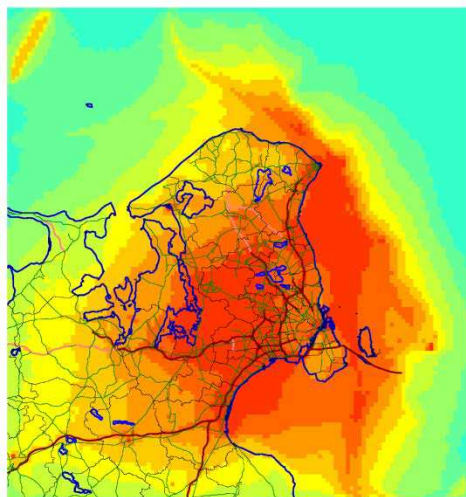
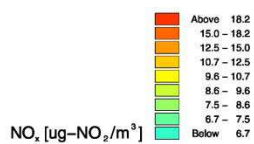
Watkiss, Paul, Steve Pye and Mike Holland (2005): CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the clean Air for Europe (CAFE) Programme. April 2005. [http://www.cafecba.org/assets/baseline\\_analysis\\_2000-2020\\_05-05.pdf](http://www.cafecba.org/assets/baseline_analysis_2000-2020_05-05.pdf).

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

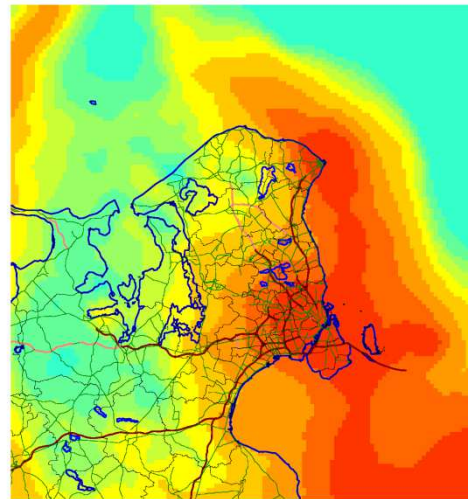
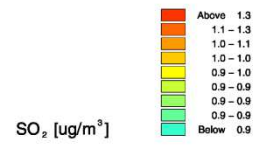
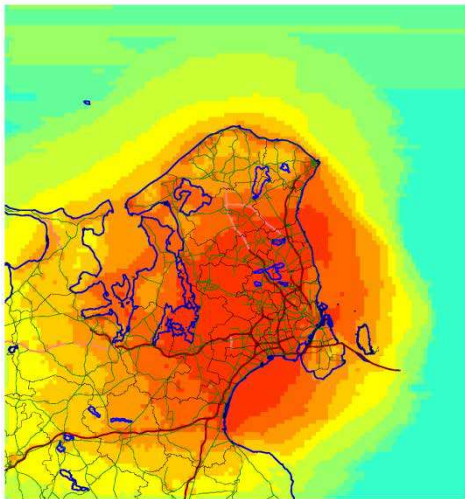
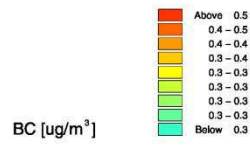
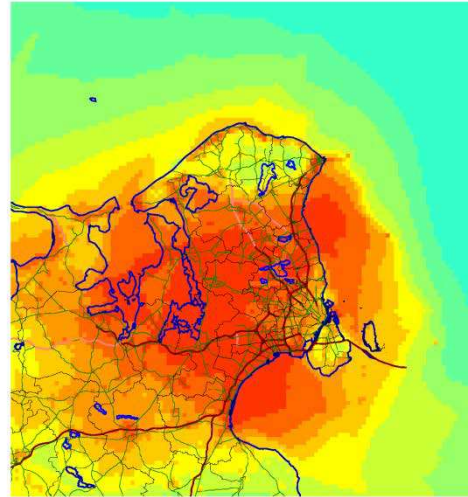
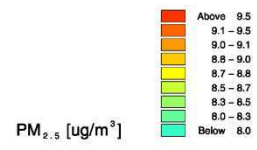
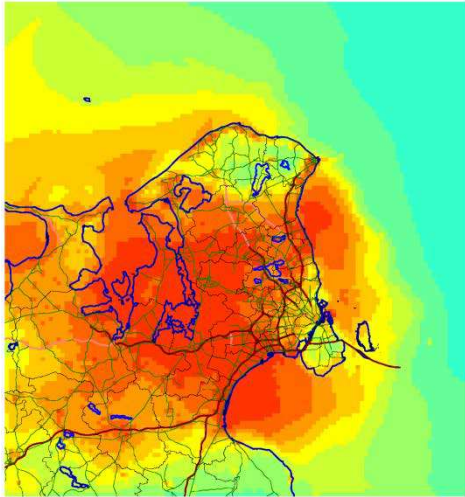
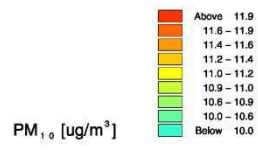
WHO (2014): Burden of disease from Household Air Pollution for 2012. WHO 2014.

# Bilag 1 Koncentrationsfordeling i modelområdet i 2015 og 2025

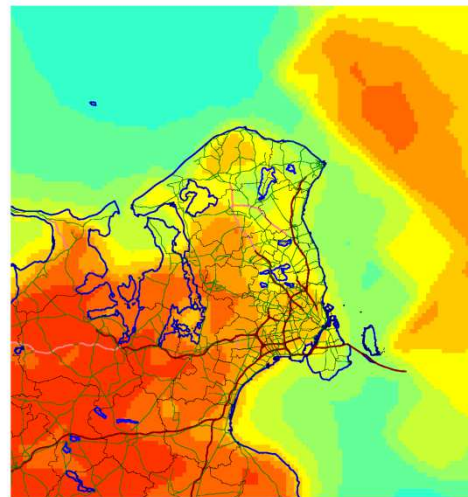
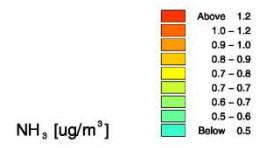
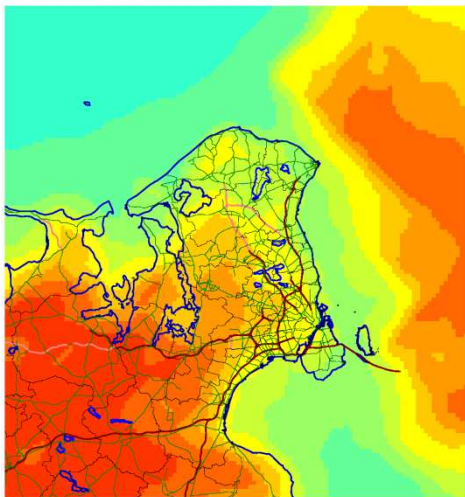
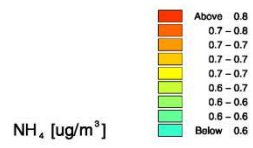
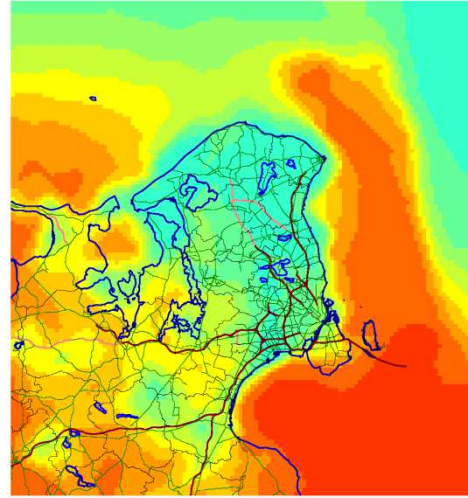
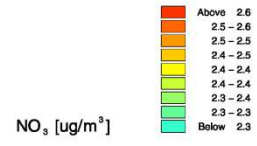
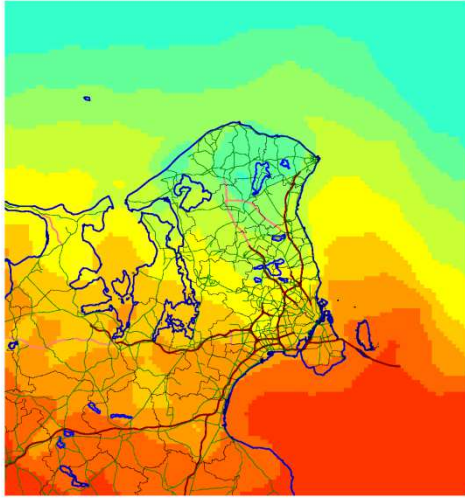
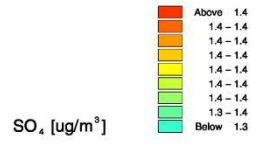
Årsmiddelkoncentrationer af baggrundskoncentration på 1 km x 1 km gitter i hele modelområdet for 2014 beregnet med DEHM/UBM.

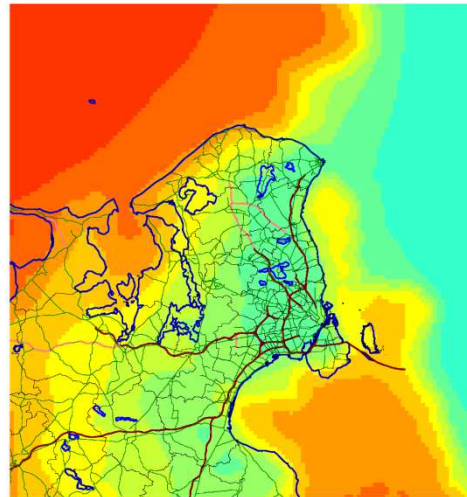
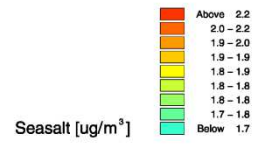
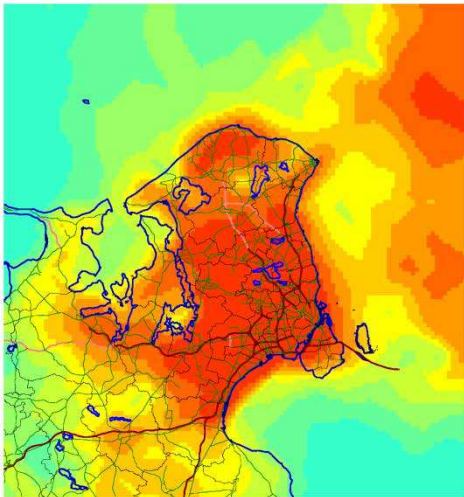
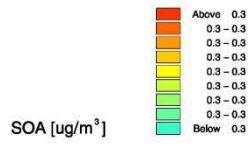
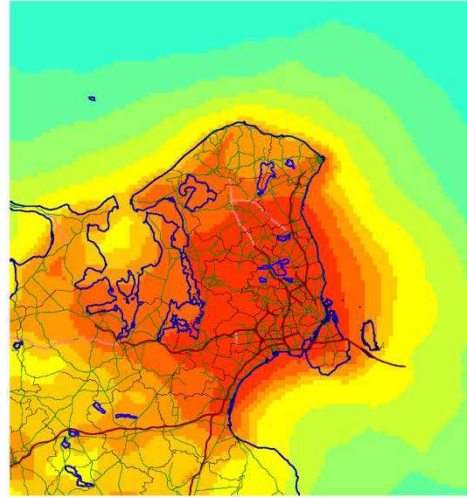
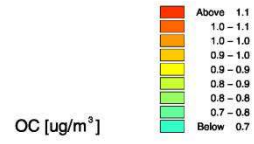
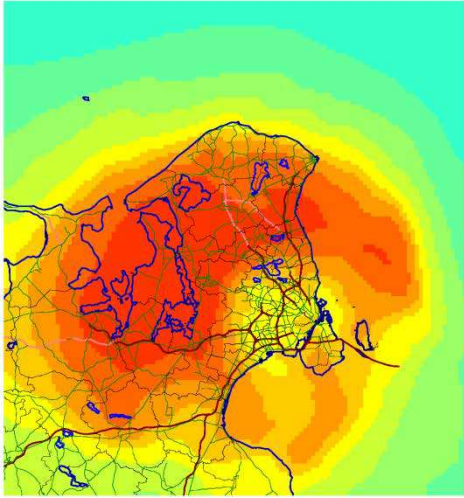
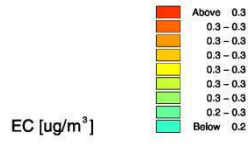




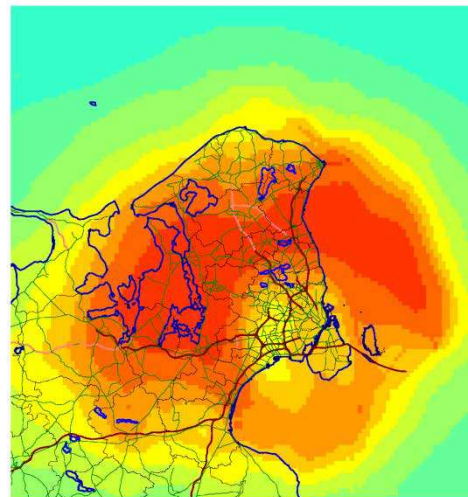
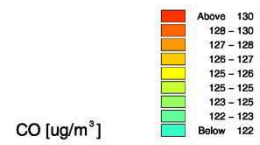
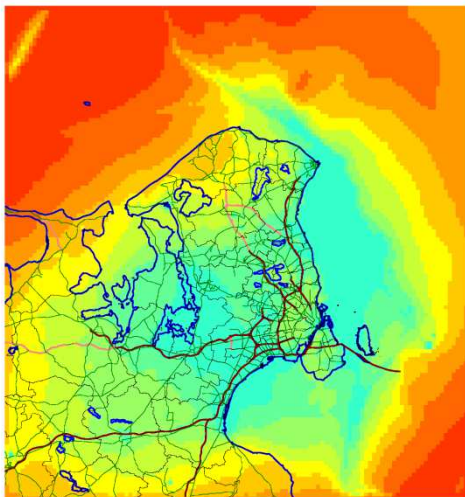
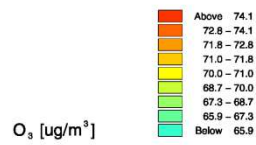
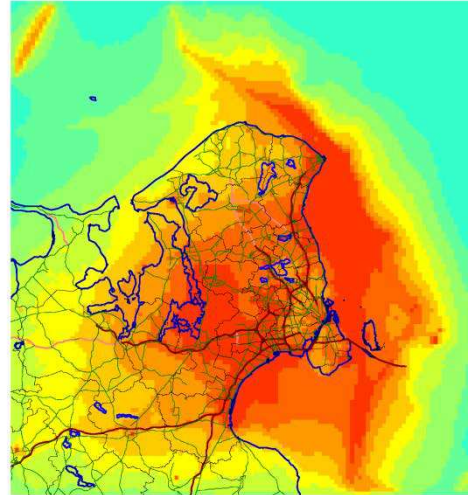
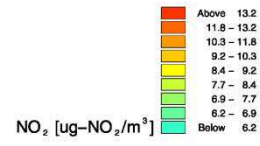
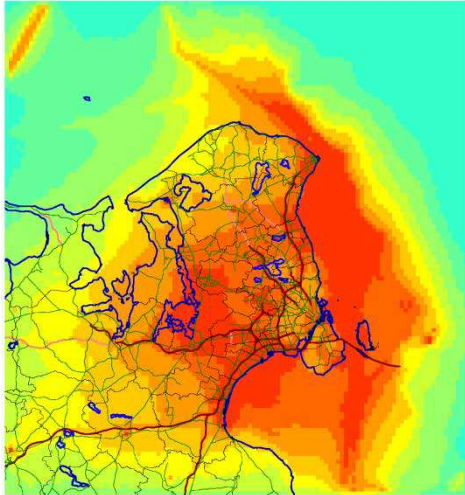
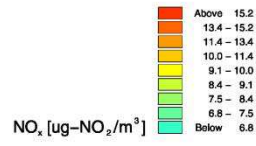




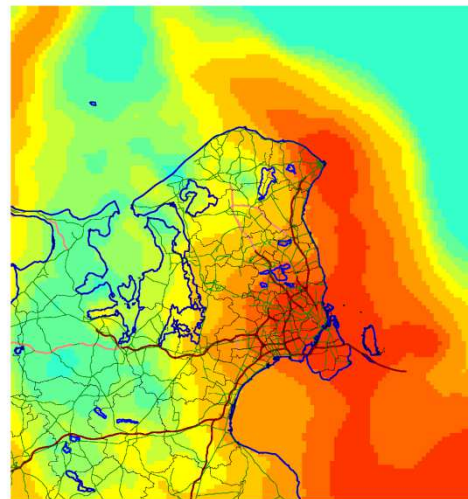
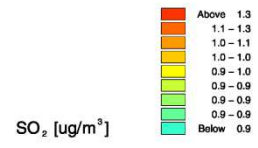
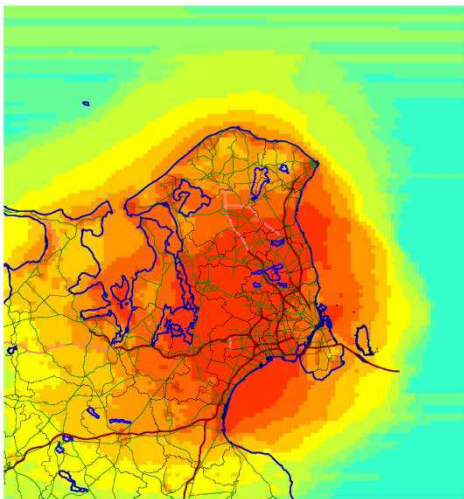
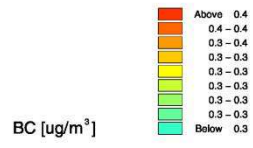
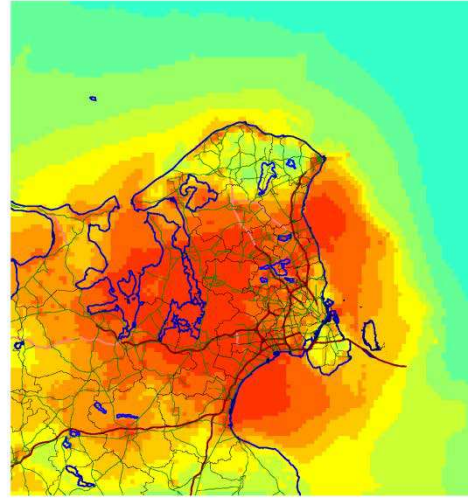
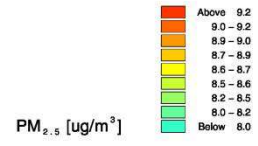
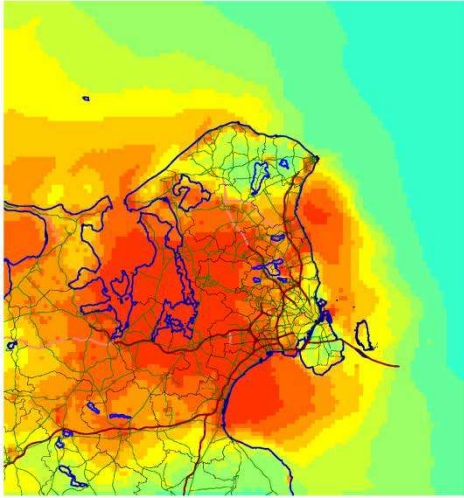
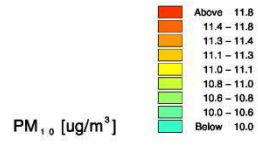


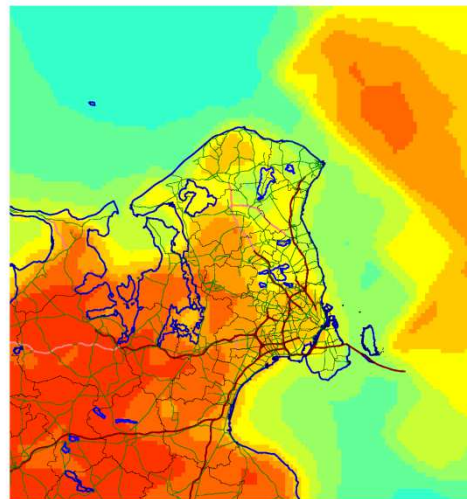
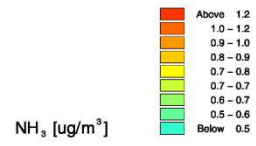
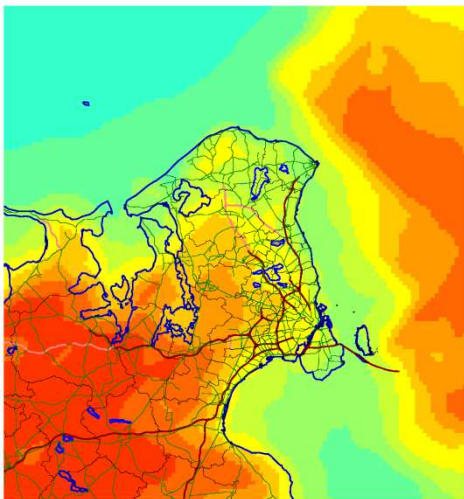
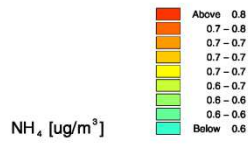
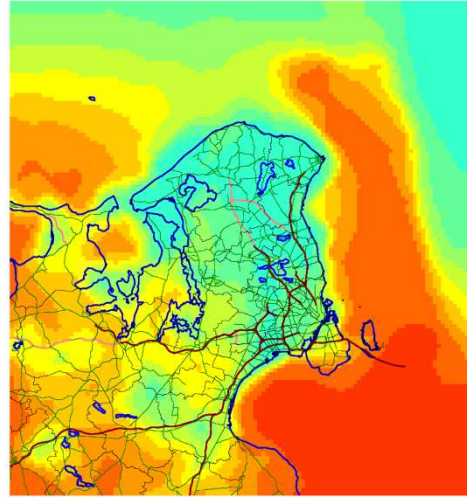
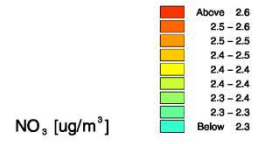
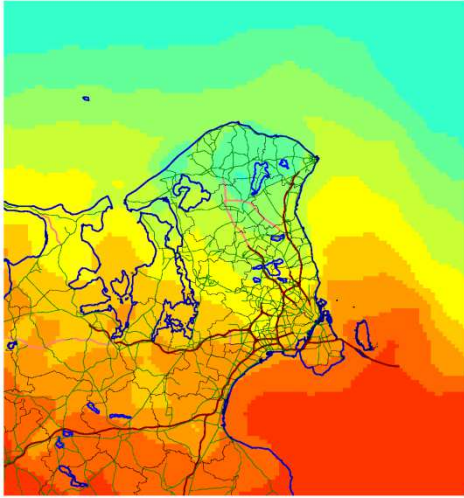
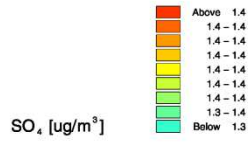


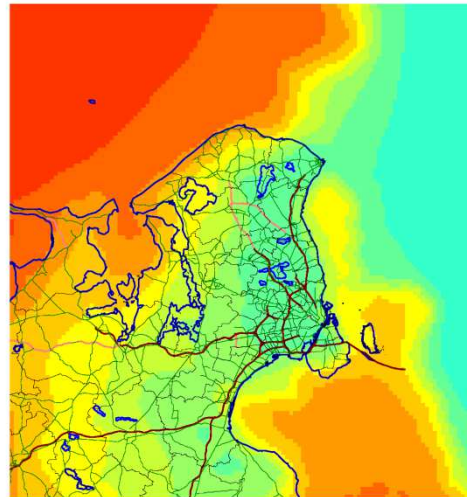
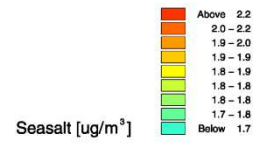
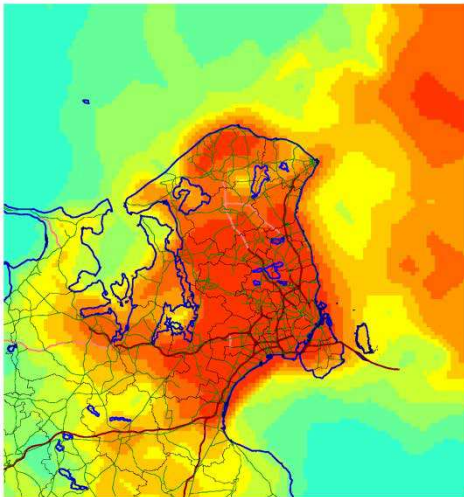
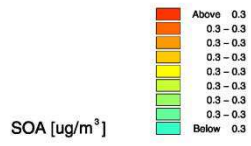
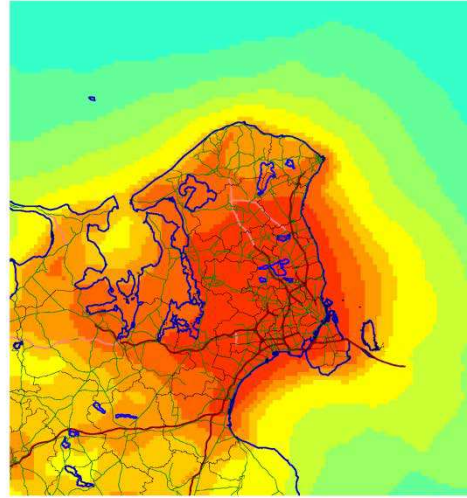
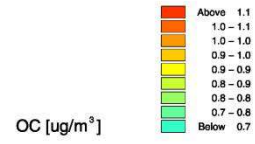
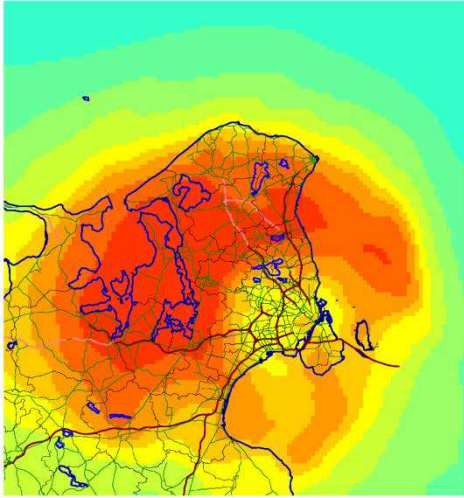
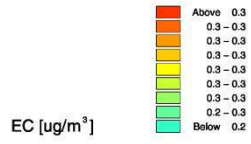
Årsmiddelkoncentrationer af baggrundskoncentration på 1 km x 1 km gitter i hele modelområdet for 2025 beregnet med DEHM/UBM.











# KORTLÆGNING AF LUFTFORURENINGENS HELBREDS- OG MILJØEFFEKTER I REGION HOVEDSTADEN

Rapporten estimerer helbredseffekter og eksterne omkostninger relateret til luftforurening i Region Hovedstaden ved hjælp af det integrerede modelsystem EVA (Economic Valuation of Air pollution).

EVA-systemet beregner helbredseffekter og relaterede eksterne omkostninger baseret på informationer om forureningskilder og deres placering, transport og spredning af luftforurening samt eksponering af befolkningen, eksponering-respons sammenhænge mellem eksponering og helbredseffekter samt værdisætning af helbredseffekterne, også kaldet eksterne omkostninger relateret til helbredseffekter af luftforurening. Rapporten beskriver også koncentrationsfordelingen af baggrundskoncentrationer og gadekoncentrationer, og hvordan emissionskilderne bidrager til koncentrationer, samt hvor meget emissionskilderne bidrager til helbredseffekterne og de eksterne omkostninger. Endvidere beskrives miljøeffekter af ozon, deposition af kvælstof og svovl samt tungmetaller.