

# Vurdering av luftkvalitet

## Måledataanalyse og litteraturstudie

Karl Idar Gjerstad, Ingrid Sundvor og Dag Tønnesen



**Oppdragsrapport**



## Forord

Dette er et prosjekt utført av NILU-Norsk institutt for luftforskning på oppdrag av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). Prosjektet er et ledd i en evaluering av dagens grenseverdier for lokal luftkvalitet i forurensningsforskriftens kapittel 7.

Kontaktpersoner hos Klif har vært Christine Maass og Nina Landvik, disse har også bidradd med nyttige tilbakemeldinger i løpet av prosjektet. Det samme har Pål Rosland i Vegdirektoratet og Marit Låg fra Folkehelseinstituttet.

Arbeidet på NILU er utført av Karl Idar Gjerstad (prosjektleder) med støtte fra Dag Tønnesen og Ingrid Sundvor. Ivar Haugsbakk, Mona Johnsrud og Rita Larsen Våler har bidradd med å tilrettelegge data som har inngått i studien. Tore Flatlandsmo Berglen har vært intern kvalitetssikrer på NILU.

Vi vil takke alle som har bidratt til dette prosjektet.



# Innhold

	Side
<b>Forord</b> .....	<b>1</b>
<b>Sammendrag</b> .....	<b>5</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
1.1 Datagrunnlag i studien - komponentene.....	7
1.2 Datagrunnlag i studien - stasjonene .....	8
1.3 Luftforurensning – retningslinjer .....	8
1.4 Luftkvalitetsparametre, helseeffekter.....	10
1.4.1 Nitrogendioksid .....	10
1.4.2 Svevestøv.....	11
1.4.3 Svoveldioksid .....	11
1.4.4 Benzen .....	11
<b>2 Konsentrasjoner av NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub></b> .....	<b>12</b>
2.1 Overskridelser og trender .....	12
2.2 Sammenheng mellom årsmiddel og timesmiddel av NO <sub>2</sub> .....	18
<b>3 Konsentrasjoner av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub></b> .....	<b>27</b>
3.1 Forhold mellom timesmiddel og døgnmiddel .....	36
3.2 Forhold mellom årsmiddel og døgnmiddel av PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub> .....	37
3.3 Fraksjonsfordeling mellom PM <sub>2,5</sub> og PM <sub>10</sub> .....	40
<b>4 Konsentrasjoner av SO<sub>2</sub></b> .....	<b>49</b>
<b>5 Konsentrasjoner av benzen</b> .....	<b>51</b>
<b>6 Effekt av meteorologisk variasjon</b> .....	<b>54</b>
<b>7 Vurdering av virkemiddel og framtidig luftkvalitet</b> .....	<b>59</b>
7.1 NO <sub>2</sub> .....	59
7.2 PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub> .....	64
7.2.1 Oslo .....	64
7.2.2 Trondheim .....	67
7.2.3 Framtidig PM-konsentrasjoner i andre byer.....	68
7.2.4 Effekt av piggdekk for PM <sub>10</sub> -konsentrasjon.....	69
7.2.5 Effekt av støvbinding .....	72
7.2.6 Effekt av hastighetsreduksjon .....	73
<b>8 Konklusjon og vurdering av grenseverdier</b> .....	<b>75</b>
8.1 NO <sub>2</sub> .....	75
8.2 PM <sub>10</sub> .....	76
8.3 PM <sub>2,5</sub> .....	76
8.4 SO <sub>2</sub> .....	77
8.5 Benzen.....	77
<b>9 Referanser</b> .....	<b>78</b>
<b>Vedlegg A Spredningsdiagram mellom NO<sub>x</sub> og PM</b> .....	<b>81</b>
<b>Vedlegg B Spredningsdiagram mellom PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub></b> .....	<b>87</b>



## Sammendrag

*NILU – Norsk institutt for luftforskning har på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) gjort en vurdering av nasjonal luftkvalitet samt en virkemiddelanalyse. Arbeidet er et ledd i utarbeidelse av en vurdering av reviderte grenseverdier i forurensningsforskriftens kapittel 7 om lokal luftkvalitet, med tilhørende konsekvensutredning.*

Det er i denne studien analysert data fra flere byer i Norge. Byene er først og fremst valgt ut fra størrelse, men også hvilket type utslipp som er dominerende (vegtrafikk, industri, vedfyring) i byen, for å få et bredest mulig grunnlag til analysen. Hovedfokus i rapporten har derfor vært Oslo, Trondheim, Bergen, Lillehammer, Sarpsborg, Mo i Rana, Stavanger og Kristiansand. De ulike forurensningskomponentene som har blitt vurdert er følgende:

- Nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>)
- Nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>)
- Svevestøv, PM<sub>10</sub>, partikler som er mindre enn 10 µm i diameter.
- Svevestøv, PM<sub>2,5</sub>, partikler som er mindre enn 2,5 µm i diameter.
- Svoveldioksid (SO<sub>2</sub>)
- Benzen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>)

Det er hentet luftkvalitetsdata fra det tidsrom hvor det er utført målinger av tilfredsstillende kvalitet, men vektlagt måledata fra de tre siste årene, det vil si 2009 – 2011. Det har vært begrenset datadekningen for enkelte måledata, spesielt i de tidligste årene og for enkelte komponenter, for eksempel SO<sub>2</sub> og benzen.

Lokal luftkvalitet er regulert i forurensningsforskriftens kapittel 7, Lokal luftkvalitet. EU sitt direktiv som omhandler lokal luftkvalitet (2008/50/EC) er implementert i dette kapittelet. Forskriften er underlagt forurensningsloven. Formålet er å beskytte/fremme menneskers helse og trivsel og beskytte vegetasjonen og økosystemer ved å sette minstekrav og målsetningsverdier til luftkvalitet og sikre at disse blir overholdt. Regjeringen har fastsatt nasjonale mål for spesifikke luftforurensningskomponenter som er strengere enn grenseverdiene. Regjeringens nasjonale mål er ikke rettslig bindende, men viser ambisjonsnivået for luftkvaliteten. Luftkvalitetskriteriene er basert på vurderinger av luftforurensningskomponenters virkning på helse og vegetasjon.

### **Nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>)**

Forurensningsforskriftens grenseverdi for NO<sub>2</sub> ble gjeldende fra 2010 og er definert både som årsmiddel og som timemiddel. Verdien for maksimal timemiddel har de siste årene vært regelmessig overskredet i Oslo, mens overskridelser bare har forekommet unntaksvis i de andre byene. En gjennomgang av måledata av NO<sub>2</sub> viser en relativt klar trend til at antall timer med høye NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner har økt de siste årene, men datagrunnlaget er begrenset, noe som gjør det vanskelig å trekke en sikker konklusjon. Maksimalt tillatt årsmiddel er de siste årene overskredet både i Oslo, Bergen, Stavanger, Drammen og Trondheim. Denne grenseverdien er sjelden overholdt i disse byene. Årsmiddelkonsentrasjoner blir kun i liten grad påvirket av inversjonsperioder om vinteren.

Analysen viser at forholdet mellom forurensningsforskriftens grenseverdier for timesmiddel- og årsmiddel for NO<sub>2</sub> ikke er godt balansert. I norske byer vil grenseverdi for årsmiddel, med noen få unntak, brytes mye oftere enn grenseverdi for timesmiddel. Nasjonalt mål for timesmiddel (150 µg/m<sup>3</sup> og 8 tillatte overskridelser) balanserer derimot meget godt mot et årsmiddel på 40 µg/m<sup>3</sup>.

### **Partikler (PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>)**

Forurensningsforskriftens grenseverdi for PM<sub>10</sub> ble gjeldende fra 2005 og er definert både som årsmiddel og som døgnmiddel. Grenseverdien for døgnmiddel har de siste årene vært overskredet regelmessig ved Elgeseter i Trondheim, men bare unntaksvis andre steder. Grenseverdi for årsmiddel (40 µg/m<sup>3</sup>) er i de fleste tilfeller overholdt med god margin. Analysene viser at grenseverdien for årsmiddel PM<sub>10</sub> kan skjerpes uten innføring av tiltak for å forhindre en økning av PM<sub>10</sub>-nivåene. Analysen viser at forskriftens krav med 35 tillatte overskridelser av døgnmiddel på 50 µg/m<sup>3</sup> vil tilsvare et årsmiddel på 26 µg/m<sup>3</sup> i norske byer.

Fra år 2015 vil grenseverdien for PM<sub>2,5</sub> være 25 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddel. Luftkvalitetskriteriene, som er basert på vurderinger av helseeffekter, er 20 µg/m<sup>3</sup> som døgnmiddel for PM<sub>2,5</sub>. Grenseverdi for årsmiddel er svært høy sammenlignet med måledata fra norske byer og grenseverdi for årsmiddel av PM<sub>2,5</sub> kan skjerpes kraftig uten at det vil føre til overskridelser. Det forekommer observerte døgnmiddel over 20 µg/m<sup>3</sup> ved alle målestasjonene vi har analysert i denne studien.

Vi har sett på sammenhengen mellom PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>, ved å se på spredningsdiagram mellom PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Her ser man en "sone" som er dominert av grovfraksjonen med høye PM-konsentrasjoner der PM<sub>2,5</sub> bare utgjør ca. 10 % - 20 % av PM<sub>10</sub> og en "sone" der PM<sub>2,5</sub> utgjør ca. 70 % - 90 % av PM<sub>10</sub>. De fleste tiltak som er rettet mot PM<sub>10</sub> har størst effekt for "sonen" som domineres av grovfraksjon. Dette gjelder tiltak for å redusere bruk av piggdekk, redusert hastighet, støvbinding og rengjøring av gater. Ved å skjerpe grenseverdier for PM<sub>2,5</sub> kan det bli naturlig å vurdere alternative tiltak som har bedre effekt for "sonen" som domineres av finfraksjon. Eventuelle tiltak for å redusere PM<sub>2,5</sub> vil gi dobbel nytte ettersom det også vil redusere konsentrasjoner av PM<sub>10</sub>.

### **Svoveldioksid (SO<sub>2</sub>)**

Konsentrasjoner av SO<sub>2</sub> i norske byer er hovedsakelig avhengig av enkelte lokale industrikilder. Framtidige konsentrasjoner reguleres derfor direkte av utslippsbetingelser som utslippsmengde, skorsteinshøyde og utslippshastighet fra disse bedriftene.

### **Benzen (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>)**

Det er foreligger forholdsvis lite måledata av konsentrasjoner av benzen i Norge. De aktuelle målingene viser at det har vært en oppadgående trend i Norge de siste årene. Det er lite datagrunnlag for å konkludere om denne trenden vil fortsette.



# Vurdering av luftkvalitet

## 1 Innledning

NILU – Norsk institutt for luftforskning har på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) gjort en vurdering av nasjonal luftkvalitet og en virkemiddelanalyse. Arbeidet er et ledd i utarbeidelse av et forslag til reviderte grenseverdier i forurensningsforskriftens kapittel 7 om lokal luftkvalitet og etablere langsiktige helsebaserte nasjonale mål, med tilhørende konsekvensutredning. NILUs arbeid frambringer eksisterende informasjon om konsentrasjonsnivåer av ulike komponenter i norske byer, samt at det er gjort en dypere analyse av sammenhenger mellom disse. Resultatet av dette arbeidet gir bedre grunnlag til å planlegge sitt videre arbeid med luftkvalitet og grenseverdier.

### 1.1 Datagrunnlag i studien - komponentene

I denne rapporten er det fokusert på følgende komponenter:

**Nitrogenoksid  $\text{NO}_x$**  er et samlenavn på de to nitrogenoksidene NO og  $\text{NO}_2$ . NO er en fargeløs gass som i normalt forekommende konsentrasjoner i luften ikke regnes som spesielt helsefarlig.  $\text{NO}_2$  er en brunaktig gass med stikkende lukt.  $\text{NO}_2$  bidrar til luftforurensning også ved at denne gassen virker som en katalysator som genererer luftforurensning ( $\text{O}_3$  og partikler) fra flyktige organiske materialer og hydrokarboner (blant annet fra drivstoff) i atmosfæren. Forbrenning av fossile energibærere bidrar med cirka 60 % av all  $\text{NO}_x$  i atmosfæren (IPCC 2001). Andre store kilder er forbrenning av bioenergi, naturlige utslipp fra jord og skog, samt lyn. Utslipp av  $\text{NO}_x$  kan bidra til forsuring av vann og jord, samt overgjødning.

**Svevestøv**, eller partikulært materiale (PM) er en kompleks blanding av mikroskopiske partikler i luften som kan stamme fra en rekke naturlige og menneskeskapt kilder. De kan dannes ved forbrenningsreaksjoner og mekanisk slitasje, industriprosesser, virvles opp av vind eller dannes direkte i atmosfæren ved kondensering av gasser. I denne rapporten har vi fokusert på  $\text{PM}_{10}$ , partikler som er mindre enn  $10 \mu\text{m}$  i diameter; og  $\text{PM}_{2,5}$ , partikler som er mindre enn  $2,5 \mu\text{m}$  i diameter.

**Svoveldioksid ( $\text{SO}_2$ )** dannes ved forbrenning av stoffer som inneholder svovel, i hovedsak tungolje og kull, samt ved en rekke industriprosesser. De største kildene til utslipp av svoveldioksid i Norge er industri og bergverk. Svoveldioksid er lett løselig i vann og bidrar til forsuring av vann og jord og skader materialer. Forurensning med svoveldioksid har vært et betydelig miljø- og helseproblem. Men utslippene av  $\text{SO}_2$  har gått sterkt ned i Norge og andre steder i Europa de siste 20 årene, som en følge av innføring av strenge utslippskrav.

**Benzen ( $\text{C}_6\text{H}_6$ )** er en flyktig organisk forbindelse som finnes i oljeprodukter. Nivået er høyere i raffinerte produkter enn i råolje, og avgis fra uforbrent bensin og diesel ved at den damper av. Hovedkilden for utslipp av benzen er ulike motorkjøretøyer, men utslipp fra petrokjemisk industri og ulike

forbrenningsprosesser bidrar også noe (Folkehelseinstituttet, 2010). Vedfyring kan også bidra til mindre utslipp av benzen (Hellén et al., 2008).

## 1.2 Datagrunnlag i studien - stasjonene

Det er analysert data fra flere byer i Norge. Det er valgt byer av ulik størrelse. Videre er det valgt noen byer som domineres av trafikkutslipp og noen byer hvor også industriutslipp er en vesentlig andel av utslipp til luft. Hovedfokus i rapporten har derfor vært målestasjoner som vist i Tabell 1.1.

Tabell 1.1: Oversikt over måledata som inngår i denne rapporten.

By	Målestasjon	Komponenter brukt i denne rapporten	Type stasjon
Oslo	Kirkeveien	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> og benzen	Veinær stasjon
	Alnabru	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Veinær stasjon
	Manglerud	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Veinær stasjon
	Hjortnes	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Veinær stasjon
Bergen	Danmarks plass	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> og benzen	Veinær stasjon
	Rådhuset	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Bybakgrunn
Trondheim	Elgeseter	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> og benzen	Veinær stasjon
	Bakke Kirke	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Veinær stasjon
Lillehammer	Bankplassen	NO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> og benzen	Veinær stasjon
Mo i Rana	Moheia	PM <sub>10</sub>	Industripåvirket stasjon
Sarpsborg	Vollgata	SO <sub>2</sub>	Industripåvirket stasjon
Stavanger	Kannik	NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Veinær stasjon
	Våland	NO <sub>x</sub> , PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Bybakgrunn
Kristiansand	Gartnerløkka	Benzen	Veinær stasjon
	Stener Heyerdahl	Benzen	Bybakgrunn

Det er hentet luftkvalitetsdata fra det tidsrom hvor det er utført målinger av tilfredsstillende kvalitet. Tilbake i år 2000 var det ikke så mange målestasjoner i norske byer, mens det har stadig blitt flere fram til i dag. Vi har også fokusert på de målestasjonene som har vært operative i lange perioder, da disse gir best grunnlag for trendanalyser. Lengst tidsserie finner vi for målestasjonen i Kirkeveien i Oslo, denne har data tilbake til år 2000, men det er først fra år 2001 at måledataene har god nok dekningsgrad til at de kan brukes i analyser. Vi har også hatt et tyngre fokus på måledata fra de tre siste årene, det vil si 2009 – 2011.

Som nevnt har det vært begrenset datadekningen for enkelte stasjoner, da spesielt i de tidligste årene. Samt at enkelte komponenter, for eksempel SO<sub>2</sub> og benzen, ikke er målt i alle byer. Videre er det gjort en litteraturstudie av tidligere spredningsberegninger og framskrivninger; samt vurdering av relevans og usikkerheter i disse.

## 1.3 Luftforurensning – retningslinjer

Ved vurdering av luftkvaliteten i et område er det vanlig å sammenligne målte eller beregnede konsentrasjoner med nasjonale og internasjonale luftkvalitetskriterier, grenseverdier og retningslinjer for luftkvalitet.

I 2004 fastsatte Miljøverndepartementet *Forskrift om begrensning av forurensning* (forurensningsforskriften, del 3, kapittel 7 om 'lokal luftkvalitet') til Forurensningsloven basert på Stortingets vedtak. Formålet er å fremme menneskers helse og trivsel og beskytte vegetasjon og økosystemer ved å sette minstekrav og målsetningsverdier til luftkvalitet og sikre at disse blir overholdt.

EU har fastsatt *grenseverdier for luftkvalitet for EU* (inkludert EØS-området). Disse grenseverdiene er også juridisk bindende i Norge og har i hovedsak tatt utgangspunkt i Verdens helseorganisasjons anbefalte retningslinjer (WHO, 2000). EUs grenseverdier for midlingstider 1 time, 8 timer eller 24 timer kan tillates overskredet et visst antall ganger i året. Disse grenseverdiene gjelder gjennom EØS-avtalen også i Norge. Direktiv 96/62/EF, 2004/107/EF og 2008/50/EF (sammenslåing av 1999/30/EF, 2000/69/EF og 2002/3/EF) om lokal luftkvalitet er gjort gjeldende i Norge i forskrift om begrensning av forurensning (FOR-2011-06-24-772, seneste oppdatering). EUs grenseverdier er et minstekrav til luftkvalitet i Norge og overskridelser av grenseverdiene utløser tiltak for å bedre luftkvaliteten.

Miljøverndepartementet vedtok høsten 1998 *Nasjonale mål* for luftkvalitet for byer og tettsteder. Disse kravene er bygget opp som forskriftskravene, men verdiene er noe strengere. Alle offentlige data og rapportering om framdriften i miljøarbeidet, utviklingen i miljøtilstand osv. og virkningsberegninger i nasjonale transportplaner skal legges opp etter disse målene. Nasjonale mål er ikke juridisk bindende i Norge

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) og Folkehelseinstituttet (FHI) har utarbeidet *luftkvalitetskriterier* som er fastsatt ut fra en helsemessig vurdering. Kriteriene er satt så lavt at de aller fleste kan utsettes for disse nivåene uten at alvorlige skadevirkninger oppstår. For PM regner man i dag ikke med noen nedre grense der det ikke inntreffer helseeffekter. De nasjonale luftkvalitetskriterier er lavere enn grenseverdiene og nasjonale mål. Det er grenseverdiene nedfelt i forurensningsforskriften og i EUs luftdirektiver som er juridisk bindende.

Luftkvalitetskriteriene har de laveste verdiene, og når luftkvaliteten tilfredsstiller disse verdiene er de andre også oppfylt. Tabell 1.2 gir en oversikt over de ulike grenseverdiene og kriteriene for stoffene relevant i denne studien. Grenseverdiene er satt ut fra virkning på helse, vegetasjon og økosystemer.

Tabell 1.2: Grense- og målsetningsverdier ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) for luftkvalitet med hensyn til virkninger på helse, økosystemer og vegetasjon.

Stoff	Grenseverdi	Virkning på	Midlingstid			
			1 time	24 timer	6 mnd	1 år
NO <sub>2</sub>	Forurensningsforskriftens grenseverdier (antall tillatte overskridelser) med frist for overholdelse 1. januar 2010	Helse	200 (18 pr. år)			40
		Vegetasjon				30**
	Nasjonalt mål (antall tillatte overskridelser)	Helse	150 (8 pr. år)			
	Luftkvalitetskriterier	Helse	100	75	50	
Vegetasjon					30	
SO <sub>2</sub>	Forurensningsforskriftens grenseverdier (antall tillatte overskridelser)	Helse	350 (24 pr. år)	125 (3 pr. år)		
		Økosystemer			20*	20
	Nasjonalt mål			90		
PM <sub>10</sub>	Forurensningsforskriftens grenseverdier (antall tillatte overskridelser) med frist for overholdelse 1. januar 2005	Helse		50 (35 pr. år)		40
				50 (7 pr. år)		
	Luftkvalitetskriterium)	Helse		35		
PM <sub>2.5</sub>	Forurensningsforskriftens målsetningsverdi (bindende fra 2015)	Helse				25
	Luftkvalitetskriterium	Helse		20		
Benzen	Forurensningsforskriftens grenseverdi					5
	Nasjonalt mål					2

\* Vinterperiode 1. oktober – 1. april

\*\* Måles i NO<sub>x</sub>

## 1.4 Luftkvalitetsparametre, helseeffekter

### 1.4.1 Nitrogen dioksid

Ved innånding vil 80-90 % av NO<sub>2</sub> tas opp i blodsirkulasjonen. Den relativt lave vannløseligheten fører til at NO<sub>2</sub> tas lite opp i de øvre luftveier og mesteparten av gassen trenger derfor ned i lungene og forårsaker hovedsakelig skade der. Epidemiologiske og kliniske studier har beskrevet følgende helseeffekter hos mennesker: Redusert lungefunksjon, øyeirritasjon, økt mottagelighet for infeksjoner, irritasjon og betennelsesreaksjoner i luftveiene, luftveissymptomer (hoste, økt slimproduksjon, piping i brystet), sykdommer i luftveiene/økt dødelighet; og økt sykkelighet indikert ved økt antall legebesøk. (Nasjonalt folkehelseinstituttet, 2009)

NO<sub>2</sub>-eksponering av friske voksne så vel som personer med astma eller obstruktive lungesykdommer er foretatt i spesialbygde kamre over varierende tid (< 2 timer) og under varierende fysisk aktivitet. Effekten på lungefunksjon i slike forsøk viser store forskjeller mellom forsøkspersoner. Hos normale voksne er den laveste konsentrasjonen der en har funnet effekt på lungefunksjon ca. 2000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hos personer med ulike lungesykdommer, og spesielt astmatikere med mild til

moderat astma er det rapportert svake negative effekter av NO<sub>2</sub> på lungefunksjonen ved 200 til ca 500 µg/m<sup>3</sup>. Doseressonsammenhengen var ikke lineær og vanskelig å tolke.

#### **1.4.2 Svevestøv**

Svevestøv deles inn i ulike klasser etter partikkelstørrelse. De vanligste kategoriene er PM<sub>10</sub> – partikler mindre enn 10 µm, PM<sub>2.5</sub> – partikler mindre enn 2,5 µm (finfraksjonen) og PM<sub>0.1</sub> – partikler mindre enn 100 nm (ultrafine partikler). Partikkelstørrelse anses å være en avgjørende faktor for helseeffekter av svevestøv. Bortsett fra konsentrasjon og størrelsen av støvpartiklene har også form, overflateegenskaper og kjemisk sammensetning betydning for helseeffekter. Svevestøv har en svært kompleks sammensetning som varierer sterkt avhengig av hvilke kilder som gir opphav til partiklene. Forbrenningspartikler består av sot eller karbonkjerner. Partikler kan binde en rekke ulike komponenter til overflaten som for eksempel metaller, svovel- og nitrogenoksider, ulike gasser, PAH, endotoksin (bakteriekomponent), muggsoppfragmenter og allergener, dette har trolig stor betydning for hvor skadelig støvet er.

Svevestøveksponering kan bidra til å forverre en rekke luftveissykdommer ved å aktivere betennelsesreaksjoner i lungene. Eksponering av svevestøv ser også ut til å forårsake akutte effekter på hjerte-karsystemet. Dagens grenseverdier for luftforurensning er basert på vektkonsentrasjon av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2.5</sub>, og tar dermed ikke hensyn til støvets sammensetning, med unntak av tungmetaller.

Det foreligger epidemiologiske studier som viser at årlig eksponering av PM<sub>2.5</sub> er assosiert med både dødelighet og sykdom. Det foreligger også god dokumentasjon på at eksponeringer av PM over døgnmiddel er knyttet til både dødelighet og sykdom, både umiddelbart og i de etterfølgende dagene. Kortsiktige helseeffekter av grove partikler (PM<sub>10</sub>-PM<sub>2.5</sub>) har blitt observert uavhengig av de fine partikler (PM<sub>2.5</sub>), (WHO, 2013).

#### **1.4.3 Svoveldioksid**

Ved eksponering for SO<sub>2</sub> responderer ulike personer med svært forskjellig følsomhet. Friske individer reagerer først ved en eksponering på flere tusen µg/m<sup>3</sup>, mens astmatikere er mer sårbare; hos enkelte forsøkspersoner ble en svak effekt på lungefunksjon registrert ved cirka 300 µg/m<sup>3</sup> (FHI, 2007). Hvordan SO<sub>2</sub> virker er uklart, men effekten kan skyldes en interaksjon med nervereseptorer i luftveiene, noe som leder til irritasjon og sammentrekning av luftveiene (FHI, 2007).

#### **1.4.4 Benzen**

Benzen er vist å forårsake blodkreft (leukemi) og gi skader på arvematerialet. Den kreftfremkallende effekten av benzen bestemmes av den samlede eksponeringen gjennom et livsløp. Benzen kan skade arvematerialet, og er kreftfremkallende både i mennesker og dyr. En økt forekomst/dødelighet av blodkreft (leukemi) er vist hos arbeidere eksponert for benzen i høye konsentrasjoner. Det er blitt brukt ulike modeller for å fastsette risikoen ved eksponering for lave konsentrasjoner av benzen. Dette fører til betydelige forskjeller i risikoberegningene. Verdens

helseorganisasjon (WHO) har angitt at én person per million innbyggere vil kunne få leukemi ved en livslang, gjennomsnittlig eksponering for benzenkonsentrasjoner i størrelsesorden 0,2 til 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  luft (Folkehelseinstituttet, 2010).

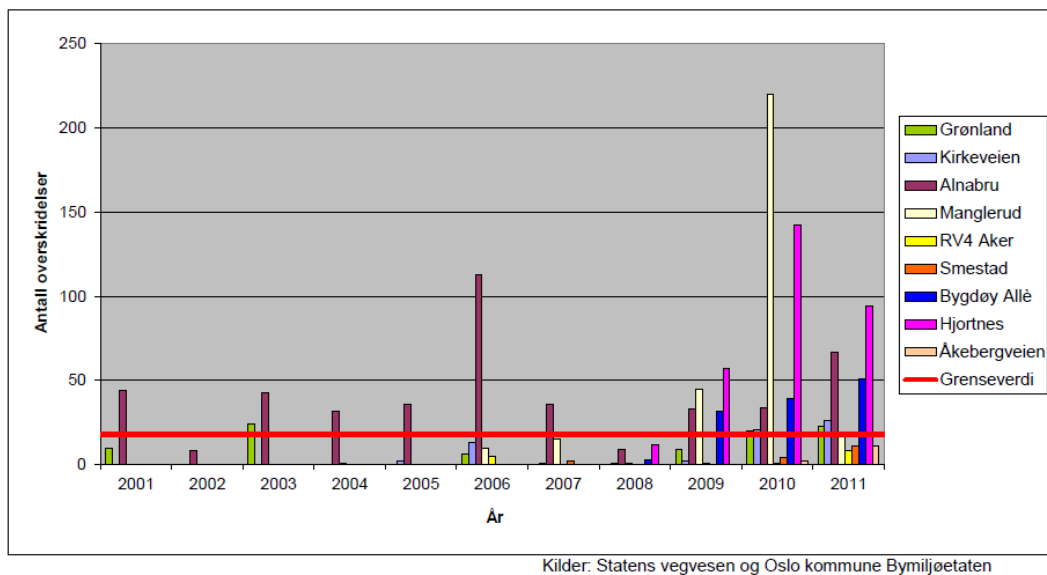
## 2 Konsentrasjoner av NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub>

### 2.1 Overskridelser og trender

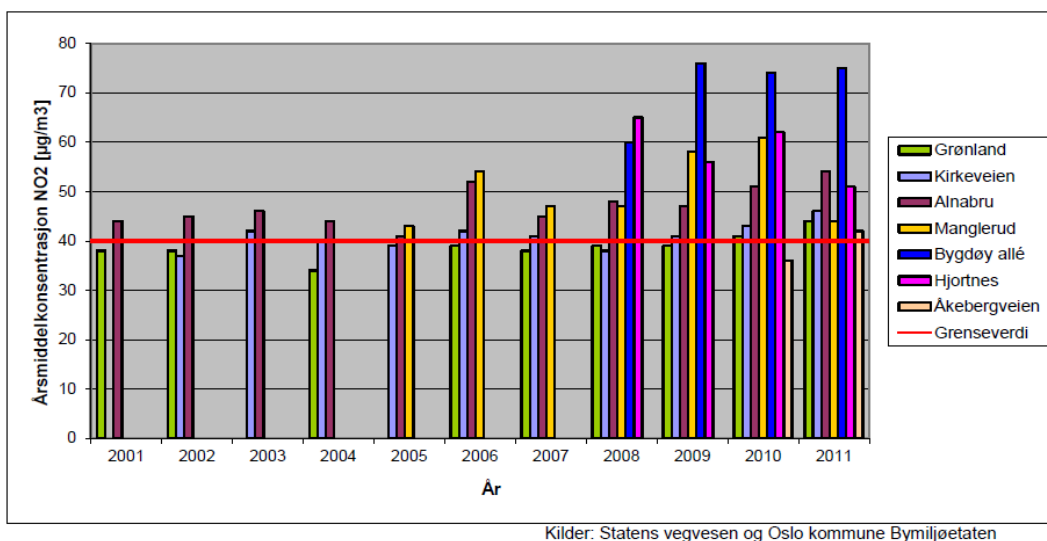
I de største byene er det lange måleserier av NO<sub>2</sub> som går tilbake til år 2001 for Oslo, år 2000 for Trondheim og år 2002 for Bergen. Alle disse kommunene utgir årlig årsrapport om luftkvalitet (Oppegård et al., 2011; Berthelsen et al., 2011; Bergen kommune, 2011). Disse rapportene gir en svært god oversikt for trender og historisk utvikling. Status for NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner i byene kan oppsummeres slik (grenseverdiene har vært gjeldende siden 1. januar 2010):

- I Oslo er grenseverdien for årsmiddel av NO<sub>2</sub> overskredet hvert eneste år fra 2001. Det er etablert flere målestasjoner i 2011 enn i 2001 og noen av de høyeste årsmidlene er målt ved stasjonene som er opprettet i perioden 2005 – 2008. Antall tillatte overskridelser av grenseverdien for timesmiddel er overskredet de fleste år etter år 2000, eneste unntak er år 2002 og 2008.
- I Bergen er grenseverdien for årsmiddel av NO<sub>2</sub> overskredet ved Danmarks plass hvert eneste år fra 2001 til 2010, i 2011 ble den overholdt. Grenseverdi for timesmiddel ble overskredet i 2009 og 2010.
- I Trondheim er grenseverdien for årsmiddel av NO<sub>2</sub> overskredet ved Elgeseter hvert år fra og med 2004. Ved Bakke Kirke er grenseverdi for årsmiddel overskredet i 2006 og 2007, mens det også har vært overskridelser ved Heimdalsmyra hvert år siden 2008. Det er færre overskridelser av grenseverdien for timemiddel i Trondheim, ved Elgeseter ble den kun overskredet i 2004, den har ikke vært overskredet ved Bakke Kirke, men den var overskredet ved Heimdalsmyra i 2008 og 2009.

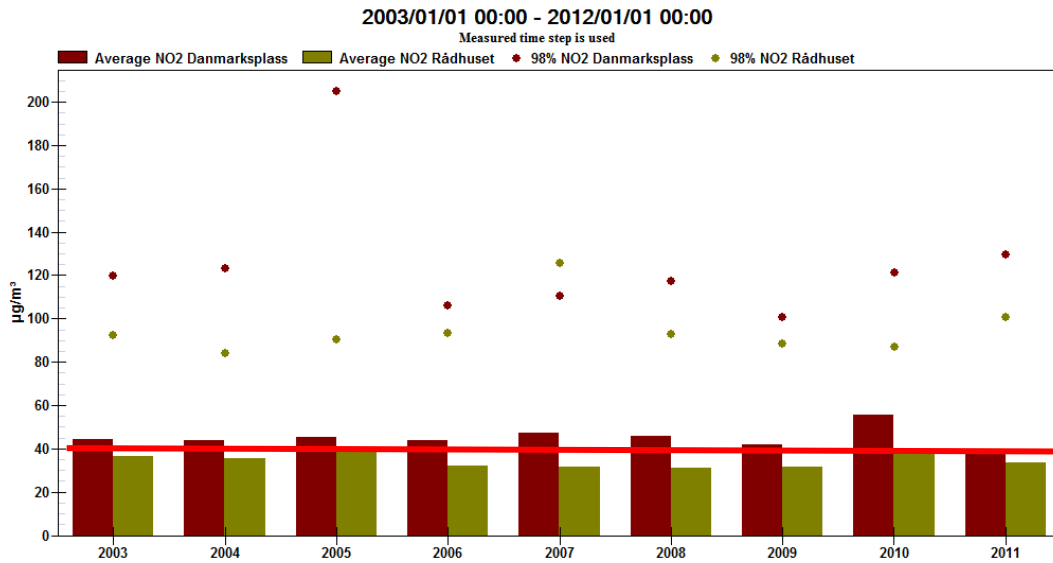
Figur 2.1 og Figur 2.2 viser henholdsvis antall timemiddel som overskrider 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og årsmiddel av NO<sub>2</sub> i Oslo så langt det er tilgjengelige data. Figur 2.3 viser årsmiddel og 98-prosentil for Bergen og Figur 2.4 viser årsmiddel og 98-prosentil for Trondheim. Det har vært relativt få overskridelser på timemiddel i Bergen og Trondheim og vi viser derfor 98-prosentil i stedet som et mål på trend av høye timemiddel.



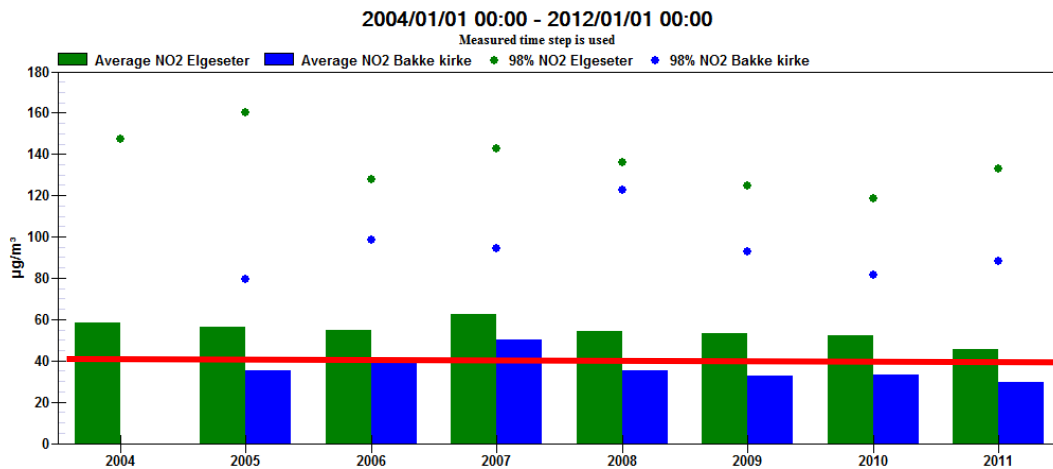
Figur 2.1: Antall overskridelser av grenseverdien for timemiddel av  $\text{NO}_2$  i Oslo i perioden 2001-2011. Den røde linjen viser grenseverdien som har vært gjeldende fra 2010.



Figur 2.2: Årsmiddel av  $\text{NO}_2$  i Oslo for årene 2001- 2011 (i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Den røde linjen viser grenseverdien som har vært gjeldende fra 2010.



Figur 2.3: Trend for NO<sub>2</sub>-konsentrasjon i Bergen: Årsmiddel er vist som stolper og rød linje er tilhørende grenseverdi, 98-prosentil er vist som punkter.



Figur 2.4: Trend for NO<sub>2</sub>-konsentrasjon i Trondheim: Årsmiddel er vist som stolper og rød linje er tilhørende grenseverdi, 98-prosentil er vist som punkter.

Oppsummering av måleverdier for de siste tre årene er vist i Tabell 2.1, her er også målestasjonen ved Bankplassen i Lillehammer inkludert. Måledata viser klart at overskridelser av årsmiddel forekommer både oftest og i flest byer. Både i Oslo, Trondheim og Bergen skjer overskridelser av årsmiddel av NO<sub>2</sub> regelmessig ved gatestasjoner og det er bare unntaksvis at denne grenseverdien overholdes. Overskridelser av grenseverdien av timemiddel varierer mer mellom byene. Ved høyt trafikkerte gatestasjoner i Oslo overskrives grenseverdi for timemiddel regelmessig, så godt som hvert år. For andre stasjoner skjer det unntaksvis. Vi



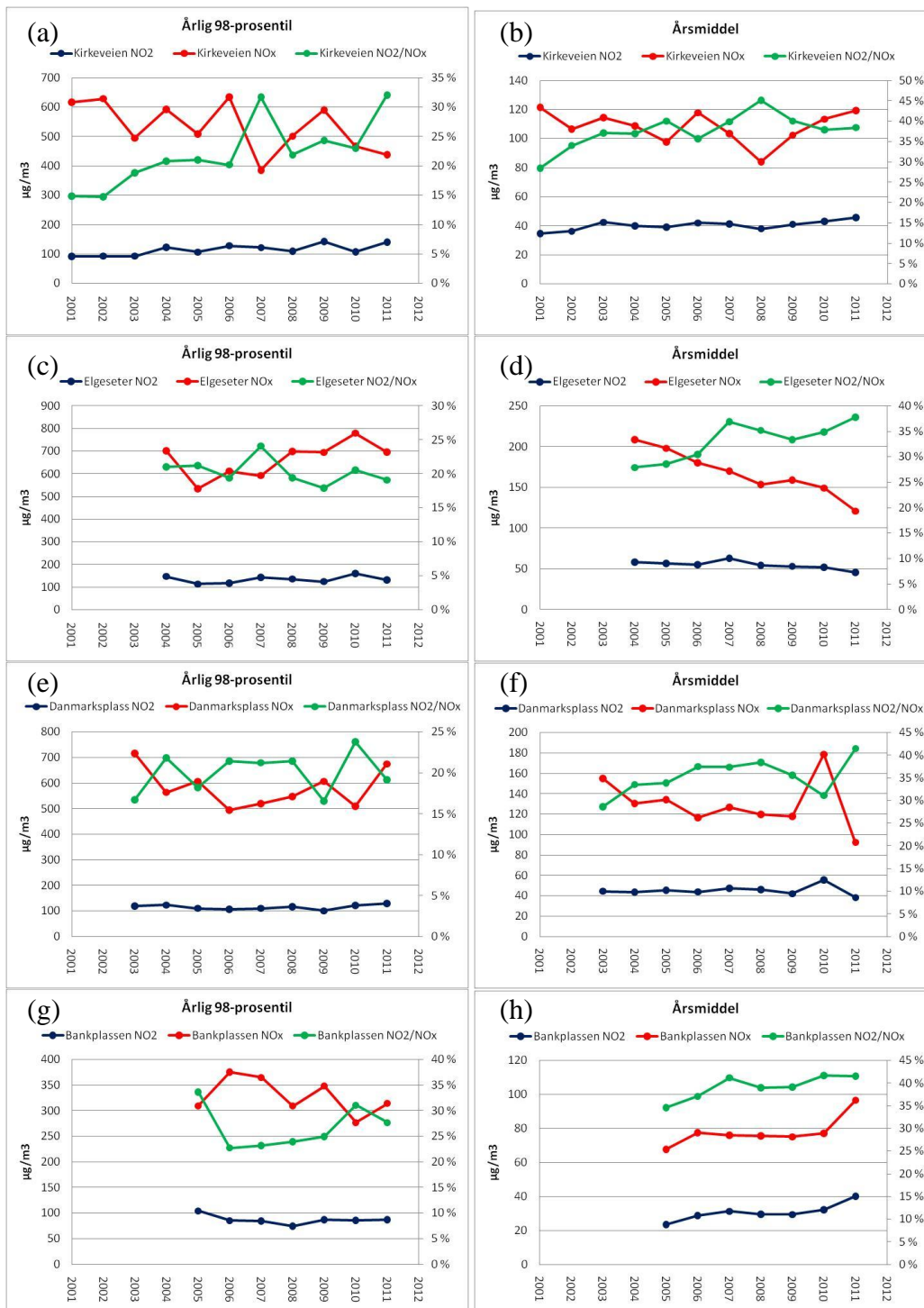
skal videre i dette kapitlet gi ulike analyser som kan utfylle kommunenes rapportering.

Tabell 2.1: Måleresultater fra de siste tre år (2009, 2010 og 2011) for NO<sub>2</sub>. Tabellen viser antall timer som overskrider 200 µg/m<sup>3</sup> og årsmiddel. Overskridelser av grenseverdien er markert med røde tall.

By	Stasjon	Antall timemiddel > 200, per år 2009 - 2010 - 2011 [antall]	Årsmiddel 2009 - 2010 - 2011 [µg/m <sup>3</sup> ]
Bergen	Danmarks plass	21 – 191 – 3	42 – 56 – 38
	Rådhuset	3 – 52 – 3	31 – 39 – 33
Lillehammer	Bankplassen	0 – 0 – 0	29 – 32 – 40
Oslo	Alna *	33 – (33) – 67	46 – (51) – 54
	Hjortnes	58 – 141 – 94	56 – 61 – 51
	Kirkeveien	2 – 21 – 26	41 – 43 – 46
	Manglerud	44 – 220 – 18	58 – 61 – 44
Trondheim	Bakke Kirke	0 – 0 – 0	33 – 33 – 30
	Elgeseter	1 – 3 – 3	53 – 52 – 46

\* I 2010 var datadekning på Alnabru under 75 %, tall i parentes er ikke fullgode data

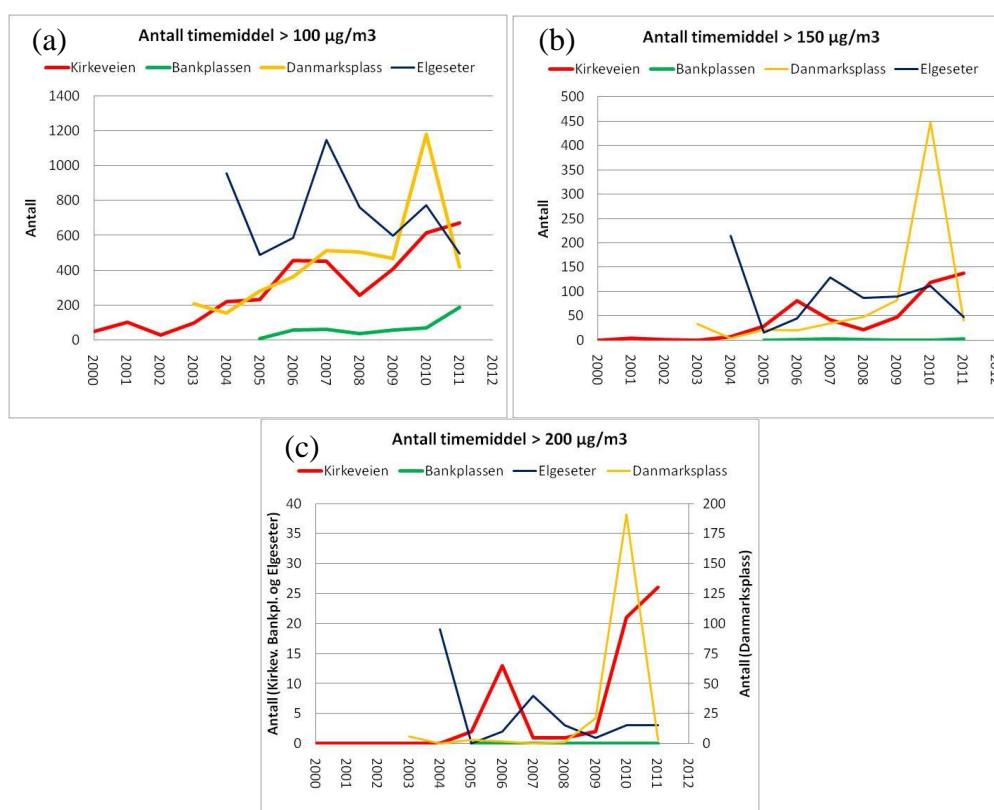
Figur 2.5 viser 98-prosentiler for timemiddel over et kalenderår og tilhørende årsmiddel av NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og andel av NO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> fra Kirkeveien, Elgeseter, Danmarks plass og Bankplassen. Kirkeveien har lengst tidsserie med 10 år. Disse tidsseriene har en svak trendutvikling over tid, samtidig er det naturlige variasjoner som følge av varierende meteorologi som er langt større enn trendutvikling. Dette fører til at det er nødvendig med lange tidsserier og gjerne fra flere målestasjoner enn det som er tilgjengelig i Norge for å kunne trekke sikre konklusjoner med kvantifiserte trender. Likevel viser gjennomgang av måledata at grenseverdiene er overskredet i alle de største byene og det er ingen tegn til at konsentrasjonsnivået har sunket.



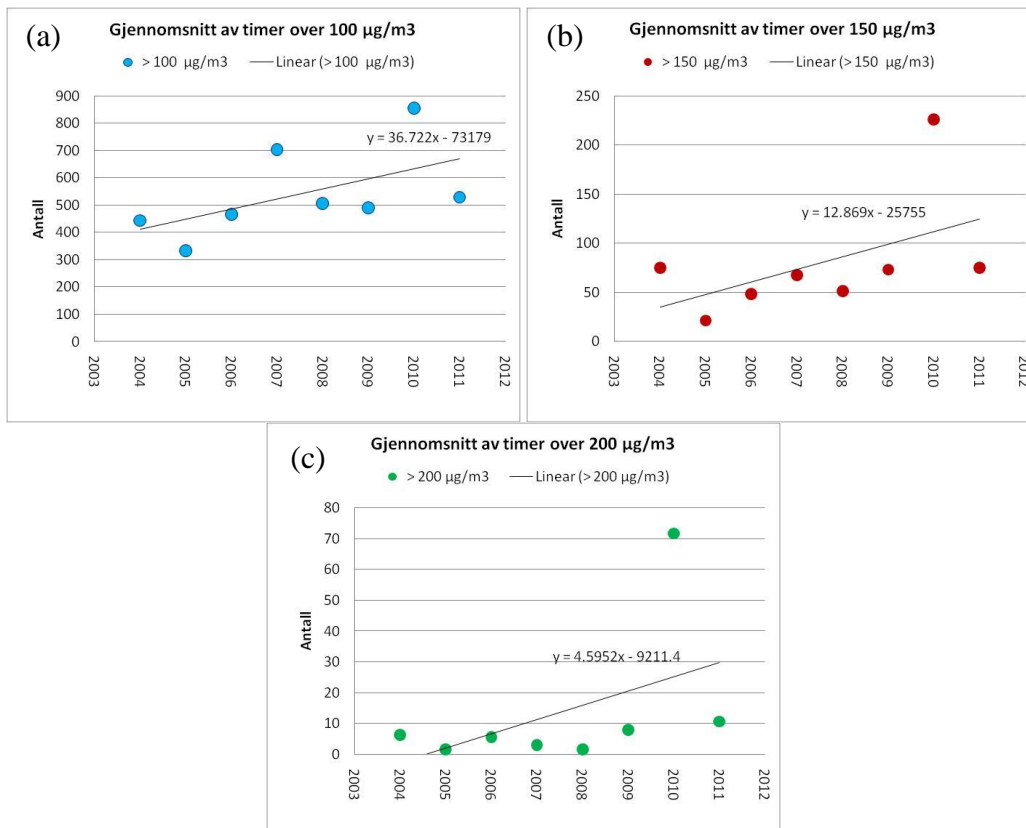
Figur 2.5: Historiske måleserier av NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og andel NO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub> ved Kirkeveien (a og b), Elgeseter (c og d), Danmarks plass (e og f) og Bankplassen (g og h). Tidsseriene viser all tilgjengelig måledata fra stasjonene.

Figur 2.6 viser antall timer hvor timesmiddelkonsentrasjonen var høyere enn henholdsvis 100, 150 eller 200 µg/m<sup>3</sup> med de samme tidsseriene som vist i Figur 2.5. Denne parameteren varierer mye mer fra år til år enn 98-prosentilen og årsmiddel, noe som indikerer at antall høye timesmiddel er mer følsomt for

meteorologisk variasjon og trolig også utslippstrender. I Figur 2.7 er antall timer med timesmiddelkonsentrasjonen høyere enn 100, 150 og 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  midlet mellom Kirkeveien, Elgeseter og Danmarks plass (Bankplassen er utelatt fordi det ikke er data i 2004 og fordi det i hele perioden kun var 7 observasjoner  $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og 0 observasjoner  $> 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Figuren viser gjennomsnitt av antall observasjoner over henholdsvis 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  og 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Denne figuren viser en relativt klar trend til at antall timer med høye  $\text{NO}_2$ -konsentrasjoner har økt de siste årene, trenden er klart tydeligst for terskelen 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . En viktig bemerkning er begrensningen i datagrunnlaget ved bruk av så få målestasjoner i analysene, dataene viser at noen år, som 2010 ved Danmarks plass og 2004 ved Elgeseter, påvirker trenden for timer over 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  i stor grad (dersom data fra 2004 og 2010 elimineres vil stigning for antall timer over 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  endres fra 4,595 til 1,324). Bruk av fler målestasjoner ville styrket datagrunnlaget, men dette ville ført til at det hadde blitt færre år med datadekning over alle stasjonene.



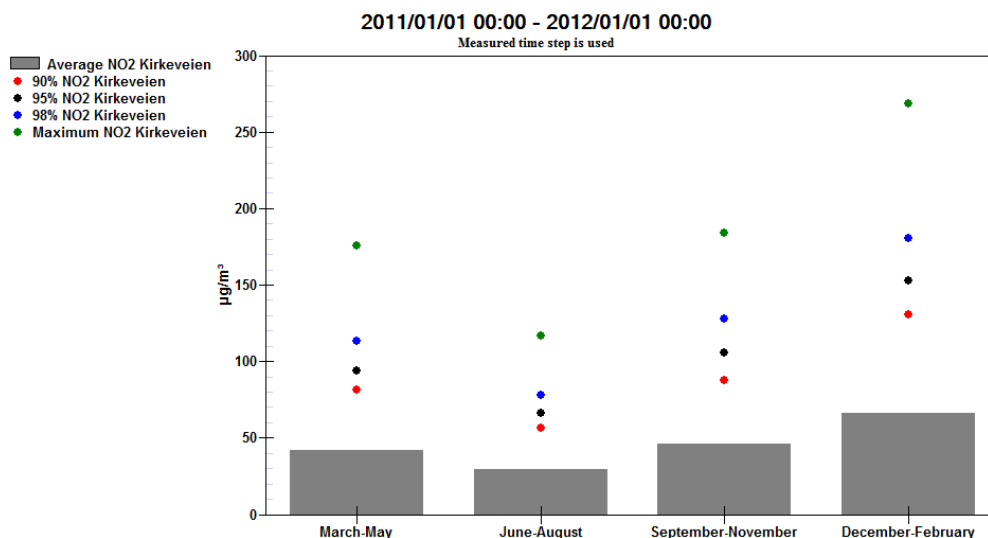
Figur 2.6: Antall timer med høyere timesmiddelkonsentrasjon enn henholdsvis 100 (a), 150 (b) og 200 (c)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ved målestasjonene Kirkeveien, Bankplassen, Danmarks plass og Elgeseter. For c er høyre y-akse benyttet for antall timer på Danmarks plass.



Figur 2.7: Midling av antall høye timer fra Figur 2.6, med tilhørende trendlinje, a: Antall timer  $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; b: Antall timer  $> 150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; c: Antall timer  $> 200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

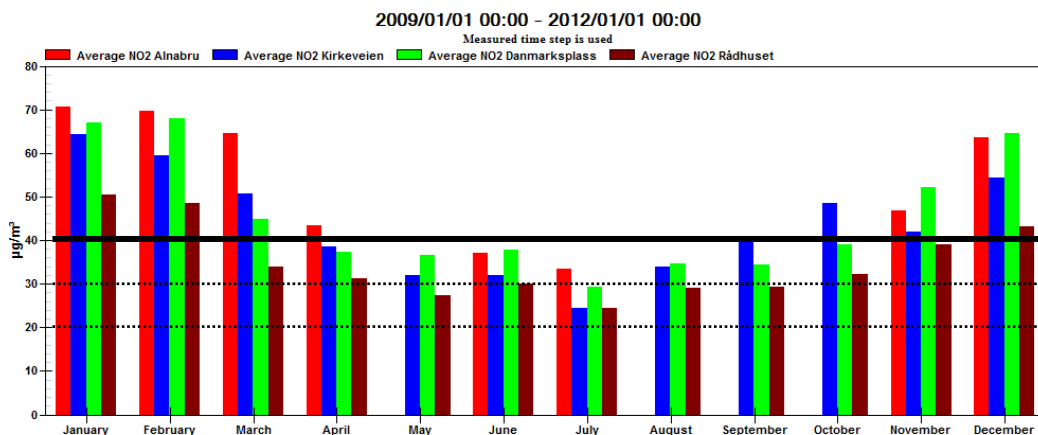
## 2.2 Sammenheng mellom årsmiddel og timesmiddel av NO<sub>2</sub>

Det er definert grenseverdier for NO<sub>2</sub> både for timesmiddel og for årsmiddel. Overskridelser av timesmiddel i norske byer forekommer nesten utelukkende om vinteren, dette skyldes hovedsakelig at de meteorologiske forholdene om vinteren gir dårligere spredningsforhold enn hva som er tilfelle resten av året. I tillegg er det også høyere utslipp av NO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> om vinteren fordi kulde gir andre utslippsbetingelser for kjøretøy (Hagman et al., 2011). Figur 2.8 viser typisk sesongvariasjon av NO<sub>2</sub>-konsentrasjon, figuren viser årsmiddel, maksimalt timesmiddel og 3 prosentiler (90-, 95- og 98-prosentil). Figuren viser at de 3 vintermånedene (desember, januar og februar) har høyest konsentrasjon, og alle målte timesmiddel over  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  var i disse 3 månedene. Som følge av dette er det hovedsakelig fokus på vintersesongen når det gjelder konsentrasjoner av NO<sub>2</sub>. Samtidig viser samtlige målestasjoner at det oftere er overskridelser av NO<sub>2</sub> for årsmiddel enn for timesmiddel, dette vises også i modellberegninger som er gjort (Sundvor et al., 2009; Slørdal et al., 2010; og Sundvor et al., 2011). I dette kapittelet skal vi studere sammenheng mellom timesmiddel og årsmiddel av NO<sub>2</sub>.



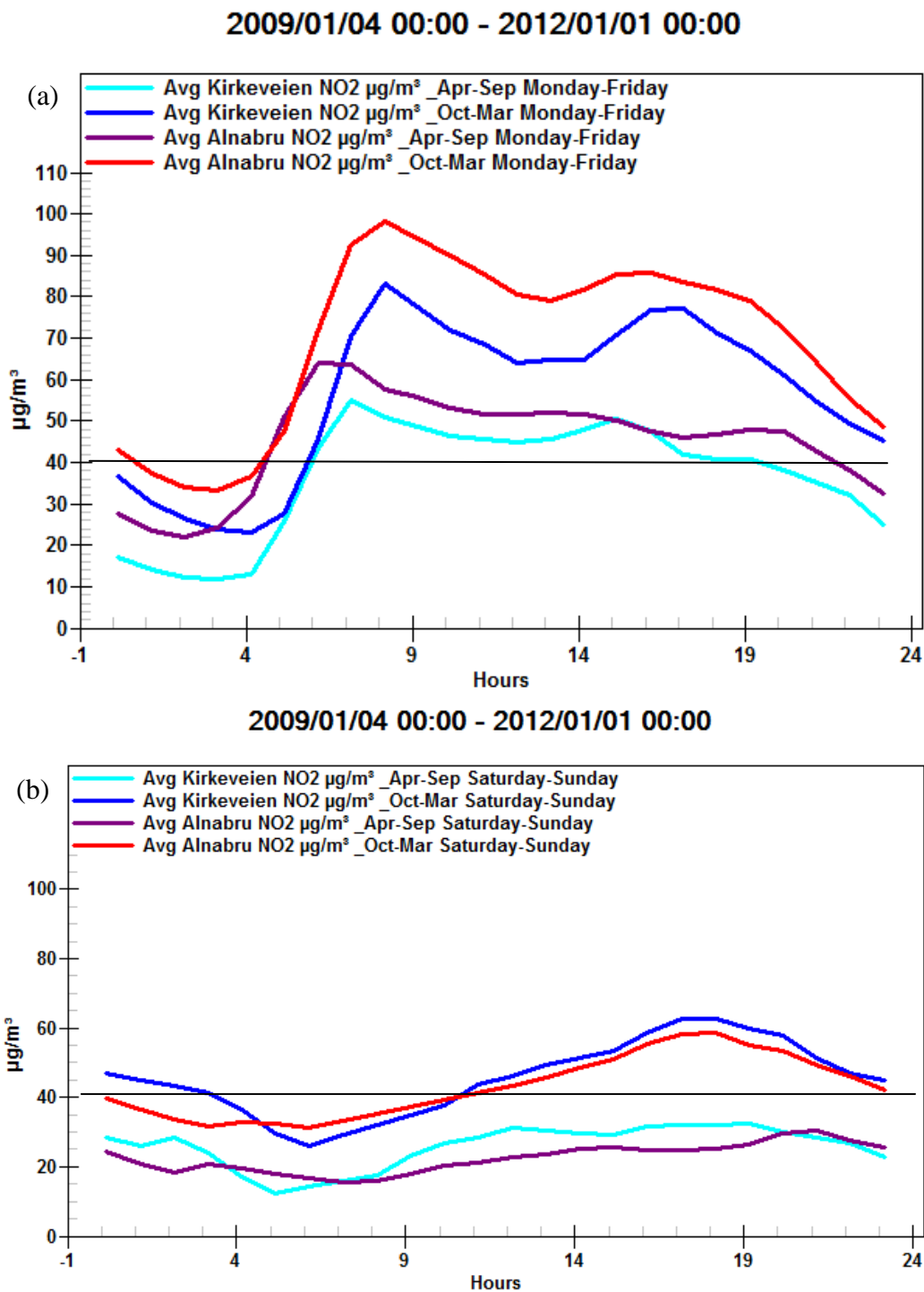
Figur 2.8 Illustrasjon av sesongvariasjon av  $\text{NO}_2$ -konsentrasjon. Eksempelet er fra Kirkeveien i Oslo i 2011 hvor grenseverdien for timesmiddelkonsentrasjonen av  $\text{NO}_2$  ble overskredet 26 ganger i perioden desember – februar.

Figur 2.9 viser månedsmiddel ved målestasjonene Kirkeveien, Alnabru, Rådhuset og Danmarks plass midlet over 3 år (2009 – 2011). Forskriftens grenseverdi for årsmiddel ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) er tegnet inn sammen med hjelpelinjer for henholdsvis  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Måneder med datadekning  $< 75\%$  er utelatt fra statistikken. Figuren viser at selv om det er vintermånedene som har høyest konsentrasjon, så er det også et betydelig bidrag til årsmiddel fra resten av året. Statistikken viser at i denne perioden utgjør sommerhalvåret (mars - september) hele  $41\%$  av totalkonsentrasjonen for disse stasjonene. Målestasjonene på Alnabru og Danmarks plass viser at det bare én måned med gyldige data hvor middel er lavere enn  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og ved målestasjonene på Kirkeveien og Rådhuset er samtlige månedsmiddel over  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

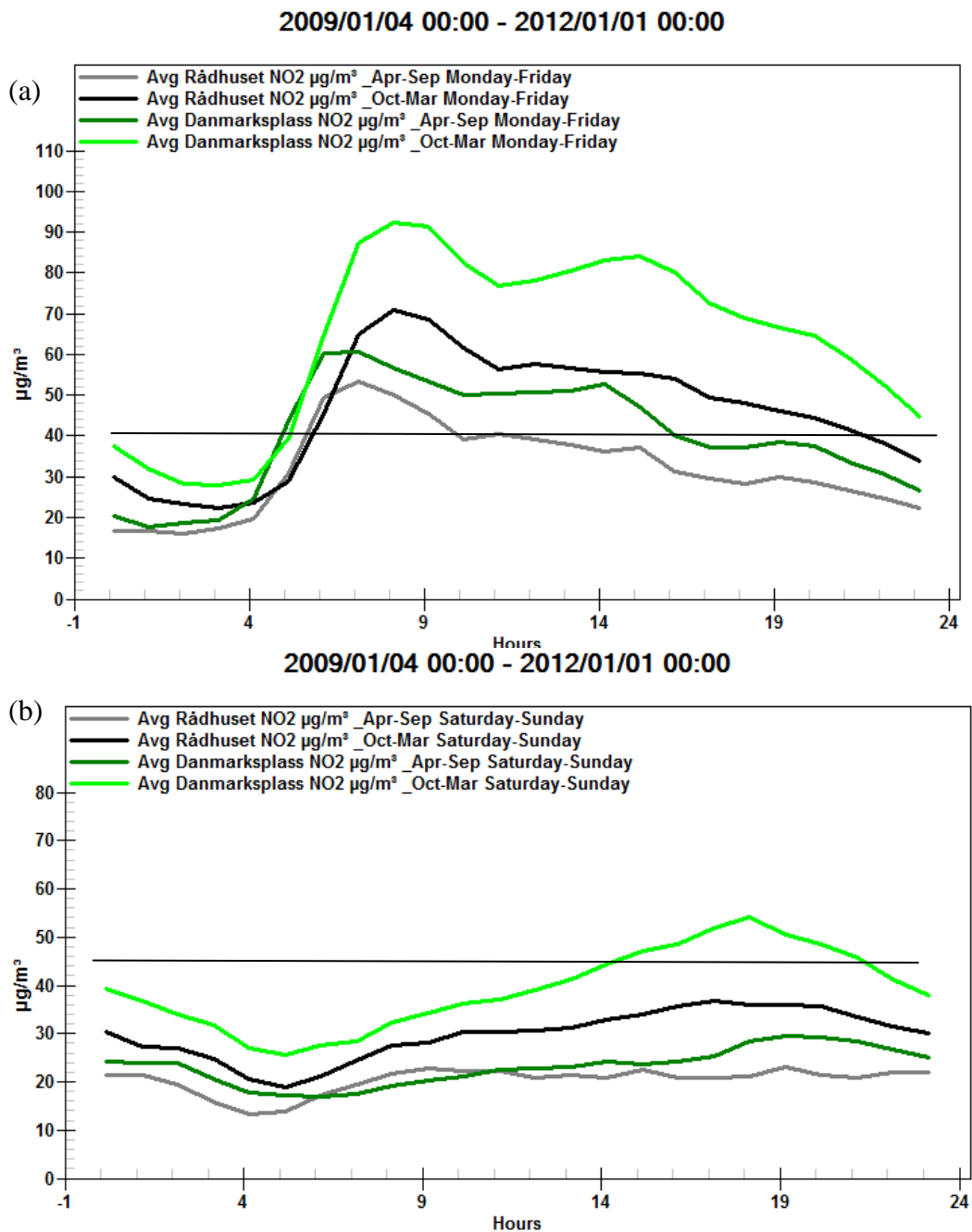


Figur 2.9: Månedsmiddel ved målestasjonene Kirkeveien og Alnabru i Oslo; og Rådhuset og Danmarks plass i Bergen midlet over 3 år (2009 – 2011). Grenseverdien for årsmiddel ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) er tegnet inn sammen med hjelpelinjer for henholdsvis  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Figur 2.10 og Figur 2.11 viser døgnvariasjon av timesmiddelkonsentrasjon ved målestasjonene Kirkeveien (blå og turkis kurve), Alnabru (rød og lilla kurve), Rådhuset (sort og grå kurve) og Danmarks plass (mørk- og lysegrønn kurve). Figurene skiller døgnvariasjon etter sesong (april – september og oktober – mars); og skiller mellom ukedag og helg. Figurene viser at på ukedager i sommerhalvåret vil konsentrasjonen ligge over grenseverdien for årsmiddel for store deler av døgnet. Dette er igjen en illustrasjon på at konsentrasjoner på sommerstid gir et vesentlig bidrag til årsmiddelet.



Figur 2.10: Døgnvariasjon av timemidlet  $\text{NO}_2$ -konsentrasjon ved Kirkeveien og Alnabru i Oslo. Døgnvariasjonen er delt for vinterhalvår og sommerhalvår; og skiller mellom ukedag (a) og helg (b). X-aksen angir tidspunkt på døgnet (time), y-akse angir konsentrasjon.



Figur 2.11: Døgnvariasjon av timemidlet  $\text{NO}_2$ -konsentrasjon ved Danmarks plass og Rådhuset i Bergen. Døgnvariasjonen er delt for vinterhalvår og sommerhalvår; og skiller mellom ukedag (a) og helg (b). X-aksen angir tidspunkt på døgnet (time), y-akse angir konsentrasjon.



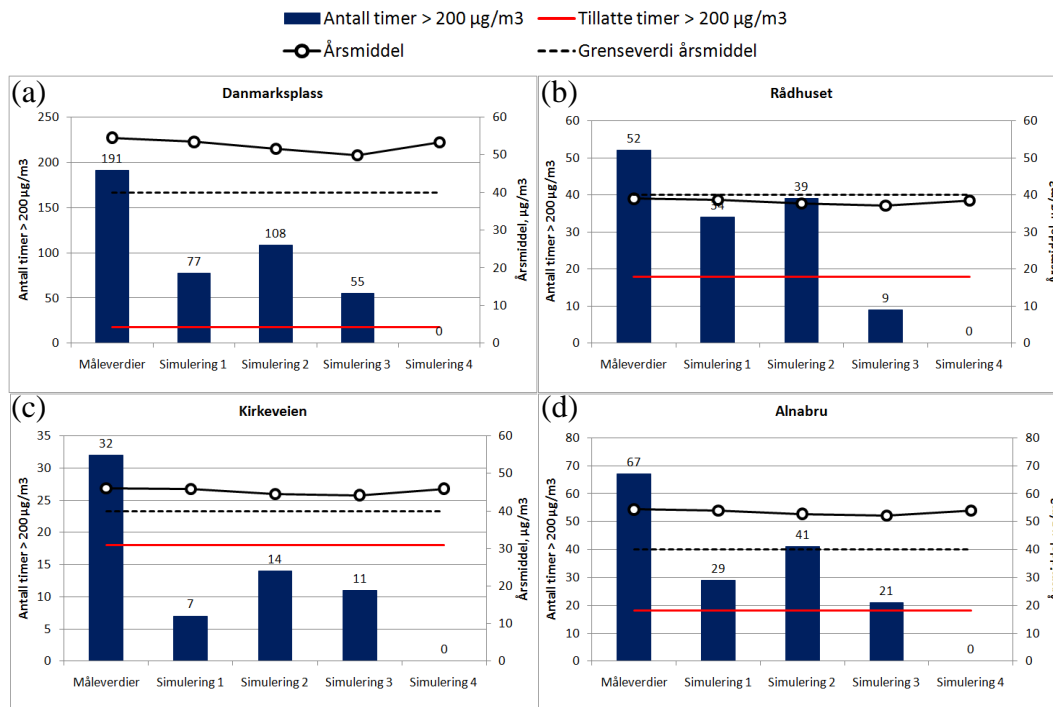
For å vurdere sammenheng mellom de høyeste timesmidlene og årsmiddelkonsentrasjonen av NO<sub>2</sub> har vi undersøkt hvilken effekt en tenkt reduksjon av de høyeste timesmidlene av NO<sub>2</sub> har på årsmiddelkonsentrasjonen. Vi har brukt data hentet fra 2010 og 2011, i 2010 fra målestasjonene Danmarks plass og Rådhuset i Bergen og i 2011 fra målestasjonene Kirkeveien og Alnabru i Oslo, Tabell 2.2. Målingene er valgt ettersom det var overskridelser av både timesmiddel og årsmiddel i disse tilfellene. Vi har gjort følgende regneøvelser på måleverdiene:

- i. Ved første regneøvelse har vi antatt at timesmiddel ved alle timer der konsentrasjonen er over 200 µg/m<sup>3</sup> reduseres med 20 % i forhold til sin reelle måleverdi.
- ii. Andre regneøvelse fokuserer på 3 aktuelle perioder med meteorologisk inversjon. I Bergen: 7.-27. januar; 17.-23. november; og 26.-30. desember 2010, totalt 39 døgn. I Oslo: 12. januar – 2. februar; 14.-19. november; og 19.-24. desember 2011, totalt 33 døgn. For disse periodene har vi antatt at timesmiddel ved alle timer der konsentrasjonen er over 100 µg/m<sup>3</sup> reduseres med 50 µg/m<sup>3</sup>. Utenfor disse periodene brukes reelle målinger.
- iii. Tredje regneøvelse fokuseres på de samme inversjonsperiodene, men med sterkere reduksjon: Nå har vi antatt at timesmiddel ved alle timer der konsentrasjonen er mellom 100- og 200 µg/m<sup>3</sup> reduseres med 50 µg/m<sup>3</sup> og at timesmiddel ved alle timer der konsentrasjonen er over 200 µg/m<sup>3</sup> reduseres med 150 µg/m<sup>3</sup>. Utenfor disse periodene brukes reelle målinger.
- iv. Fjerde regneøvelse er utført ved å redusere timesmiddel for timer der konsentrasjonen er over 200 µg/m<sup>3</sup> ned til 200 µg/m<sup>3</sup>.

Resultat for disse regneøvelsene er vist i Figur 2.12 sammen med de opprinnelige måledataene. Antall timer over 200 µg/m<sup>3</sup>, målt og beregnet, er vist som blå stolper med rød linje som grense for tillatte overskridelser (18 stk.). Sort linje viser årsmiddel, målt og beregnet, og sort stiptet linje viser grenseverdi for årsmiddel. Figuren viser at selv om alle beregningene gir kraftig reduksjon i antall høye timemiddel, gir de bare marginal reduksjon for årsmiddel.

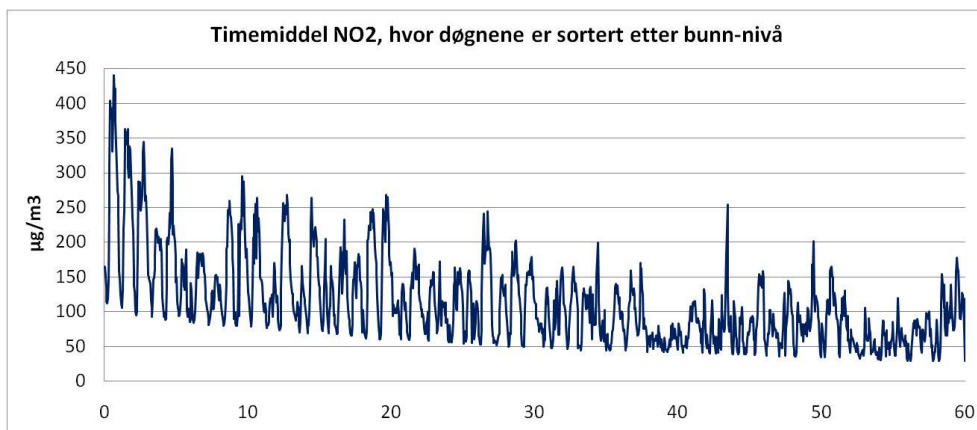
*Tabell 2.2: Målt årsmiddel og antall målte timemiddel > 200 µg/m<sup>3</sup> ved Danmarks plass og Rådhuset i Bergen 2010; og ved Kirkeveien og Alnabru i Oslo 2011. For alle 4 eksempler er grenseverdien overskredet for timemiddel. For årsmiddel er grenseverdien overholdt ved Rådhuset, mens den er overskredet ved de andre stasjonene.*

By	Målestasjon	Årsmiddel, µg/m <sup>3</sup>	Antall timemiddel > 200 µg/m <sup>3</sup>
Bergen	Danmarks plass 2010	56	191
	Rådhuset 2010	40	52
Oslo	Kirkeveien 2011	46	32
	Alnabru 2011	54	67



Figur 2.12: Figuren viser hvordan konsentrasjonsnivåene ved henholdsvis Danmarks plass (a) og Rådhuset (b) i Bergen; og Kirkeveien (c) og Alnabru (d) i Oslo responderer på de ulike regneøvelsene. Venstre akse angir antall timer over  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{NO}_2$  i timesmiddelskonsentrasjon, høyre akse viser årsmiddel av  $\text{NO}_2$  [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

En annen tilnærming er å sortere døgnene etter døgnets laveste timemiddel, slik som vist i Figur 2.13. På den måten vil døgnene med høyeste minimum av timesmiddelskonsentrasjon legges til venstre i grafen. Dette vil også inkludere døgn med inversjon, da sterk inversjon også gir høye konsentrasjoner om natten. Deretter kan vi beregne hvor mange av døgnene med høye verdier vi må utelate i et årsmiddel for at middelet av de resterende døgnene skal være lavere enn grenseverdien ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). En slik øvelse gir et bilde på i hvor stor grad inversjoner og ekstremepisoder bidrar til at grenseverdi for årsmiddel overskrides i forhold til konsentrasjonene ellers i året. I Tabell 2.3 har vi beregnet hvor mange av de tyngst belastede døgnene vi må eliminere for at grenseverdien for årsmiddel skal overholdes, beregningen er gjort for 8 eksempler mellom år 2007 og 2011. Resultatet viser at det ved flere tilfeller er svært mange døgn som må elimineres for at rest-døgnene skal ha et middel lavere enn  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . For 4 av 8 eksempler må det elimineres over 100 døgn, det vil si ca 3 måneder. Denne regneøvelsen viser igjen at årsmiddel bare i liten grad blir påvirket av nivået fra inversjonsperioder om vinteren når det er høyest timemiddel.



Figur 2.13: Timesmiddelkonsentrasjoner ved Danmarks plass i Bergen 2010. Døgnets laveste timesmiddel ligger til grunn for sortering, det vil si det døgnet med høyest bunn-nivå er lengst til venstre i grafen. Figuren viser de 60 døgnene med høyest bunn-nivå.

Tabell 2.3: Tabellen viser 8 årsmiddel som overskrider grenseverdien, og hvor mange av døgnene med sterkeste inversjon som må elimineres for at døgnmidlelet skal holdes.

By	Målestasjon, år	Årsmiddel	Antall høyeste døgn som må elimineres for at grenseverdien skal holdes
Bergen	Danmarks plass 2007	47	100
	Danmarks plass 2008	46	74
	Danmarks plass 2009	42	12
	Danmarks plass 2010	56	102
Oslo	Kirkeveien 2010	43	26
	Kirkeveien 2011	46	36
	Manglerud 2010	61	102
	Alnabru 2011	54	202

Forurensningsforskriftens grenseverdi er juridisk bindende og denne er satt for to midlingstider: Timesmiddel og årsmiddel. Vi har gjort en analyse om hvordan overskridelser av disse grenseverdiene vanligvis opptrer i forhold til hverandre. Som datagrunnlag har vi valgt målestasjonene ved Kirkeveien, Manglerud, Alnabru og Hjortnes i Oslo, Danmarks plass og Rådhuset i Bergen og Elgeseter i Trondheim i perioden 2009 – 2011. Dette gir et rikt utvalg av målestasjoner hvor det har vært overskridelser og hvor dataene er tett opptil nåtid. På dette grunnlaget har vi sammensatt årsmiddel for hver måleserie med antall timesmiddel over  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Resultatet er vist i til venstre i Figur 2.14. Analysen viser at i:

- 12 tilfeller er grenseverdien for både årsmiddel og timesmiddel overskredet.
- 5 tilfeller er bare grenseverdien for årsmiddel overskredet.
- 1 tilfelle er bare grenseverdi for timesmiddel overskredet.
- 3 tilfeller er ingen grenseverdi overskredet.

Tilfellet hvor bare grenseverdi for timemiddel ble overskredet forekom ved Rådhuset i 2010. Her var årsmiddel på  $39.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , og grenseverdien var dermed overholdt med meget lav margin. I Figur 2.14 (oppe til venstre) er det også tegnet inn tilhørende regresjonslinje, denne defineres av ligninga:

$$\bar{A} = 0,089 \times T200 + 43,5$$

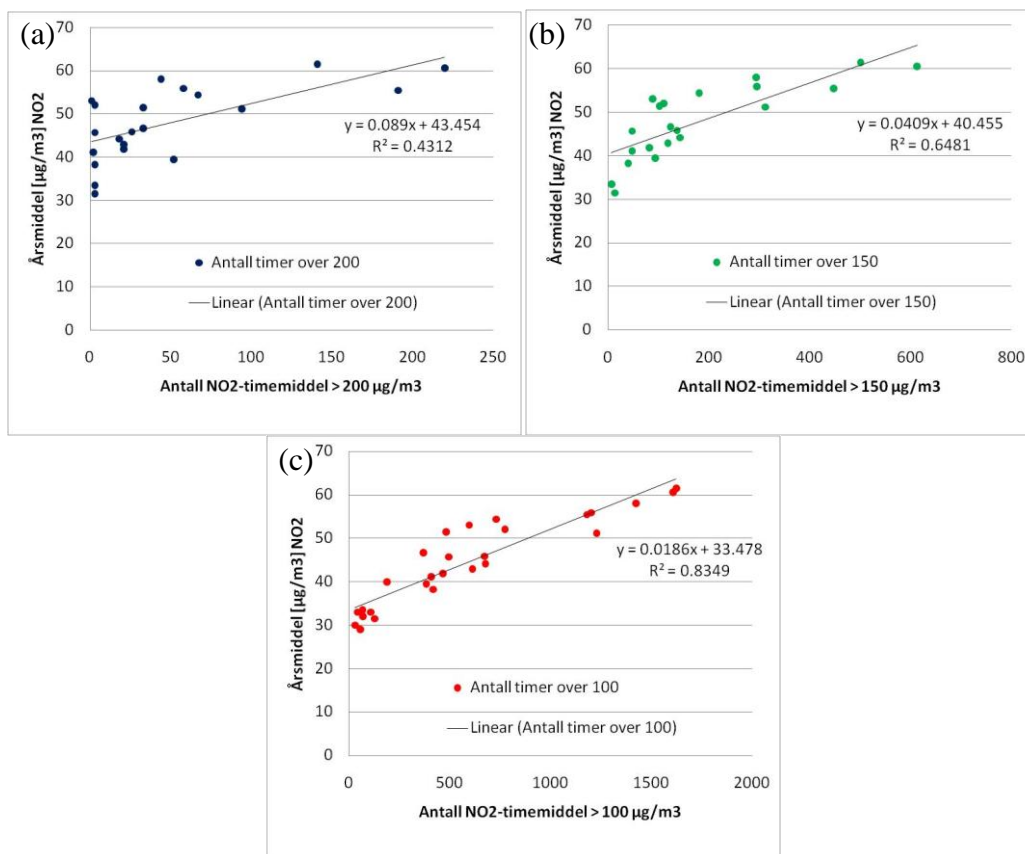
Hvor  $\bar{A}$  er årsmiddel og  $T200$  er antall timesmiddel over  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dersom vi legger regresjonslinja til grunn vil 18 timer over timesmiddel på  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  gi et årsmiddel på  $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette viser med all tydelighet at disse to grenseverdiene ikke er balansert i den forstand at det i norske byer er mye vanskeligere å overholde grenseverdien for årsmiddel enn for timesmiddel. Videre viser Figur 2.14 (b) tilsvarende sammenheng mellom antall timer over timesmiddelkonsentrasjon på  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og årsmiddel. Tilhørende regresjonslinje defineres av ligninga:

$$\bar{A} = 0,041 \times T150 + 40,5$$

Hvor  $\bar{A}$  er årsmiddel og  $T150$  er antall timesmiddel over  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette diagrammet og regresjonslinja viser at det er bedre balanse mellom Nasjonalt mål for timesmiddel og forskriftens grenseverdi for årsmiddel. I de fleste tilfeller vil det være tilnærmet like krevende å overholde Nasjonalt mål for timesmiddel som grenseverdien for årsmiddel. Til slutt viser Figur 2.14 (c) sammenheng mellom antall timer over timesmiddelkonsentrasjon på  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og årsmiddel. Tilhørende regresjonslinje defineres av ligninga:

$$\bar{A} = 0,019 \times T100 + 33,5$$

Hvor  $\bar{A}$  er årsmiddel og  $T100$  er antall timemiddel over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette diagrammet og regresjonslinja viser at luftkvalitetskriterium for timesmiddel balanserer mot et årsmiddel på ca  $34 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I denne figuren er også måledata fra Bakke Kirke og Bankplassen inkludert.



Figur 2.14: Spredningsdiagram av antall timer over  $200 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$  (a),  $150 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$  (b) og  $100 \mu\text{g NO}_2/\text{m}^3$  (c) i timesmiddel mot tilhørende årsmiddel. Datagrunnlag: Kirkeveien, Manglerud, Alnabru og Hjortnes i Oslo; Danmarks plass og Rådhuset i Bergen; Elgeseter og Bakke Kirke i Trondheim og Banklassen i Lillehammer i perioden 2009 – 2011. Bakke Kirke og Banklassen er bare inkludert i (c).

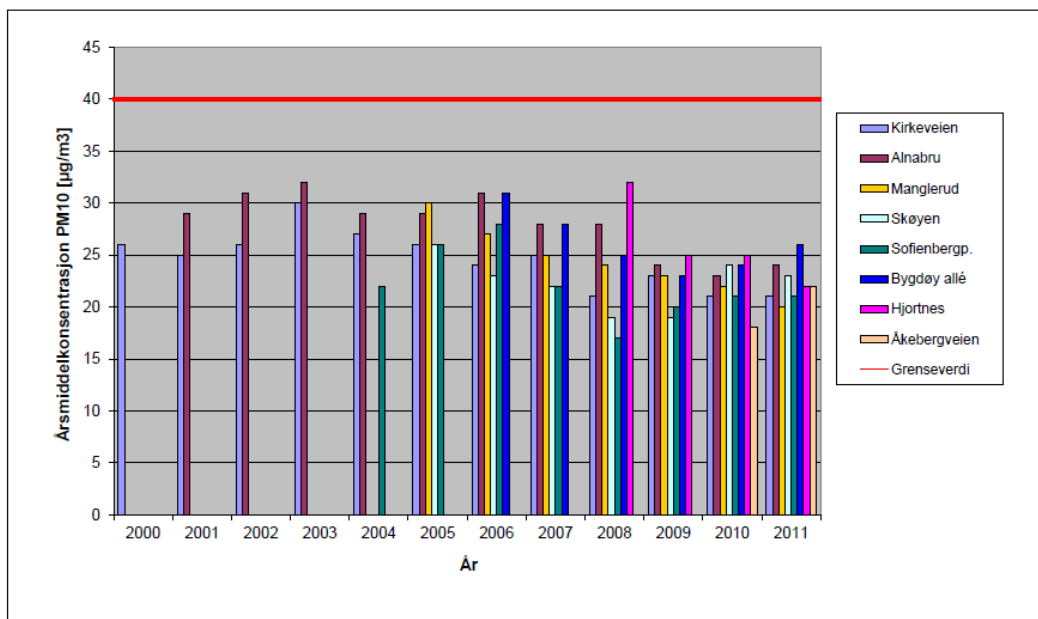
### 3 Konsentrasjoner av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>

Det har i lang tid vært fokus på luftforurensning av partikler, og da spesielt PM<sub>10</sub> hvor det også har vært etablerte grenseverdier. Både Oslo kommune, Trondheim kommune og Bergen kommune utgir årlig årsrapport om luftkvalitet (Oppegård et al., 2011; Berthelsen et al., 2011; Bergen kommune, 2011). Disse rapportene gir en svært god oversikt for trender og historisk utvikling. Status for PM<sub>10</sub>-konsentrasjoner i byene kan oppsummeres slik (grenseverdien har vært gjeldende siden 1. januar 2005):

- I Oslo har ikke årsmiddel for PM<sub>10</sub> vært overskredet så lenge det har vært målinger. Grenseverdi for døgnmiddel var overskredet hvert år fra 2001 til 2006. Fra og med 2007 har heller ikke grenseverdi for døgn vært overskredet i Oslo til tross for at det nå er flere målestasjoner enn før 2007.

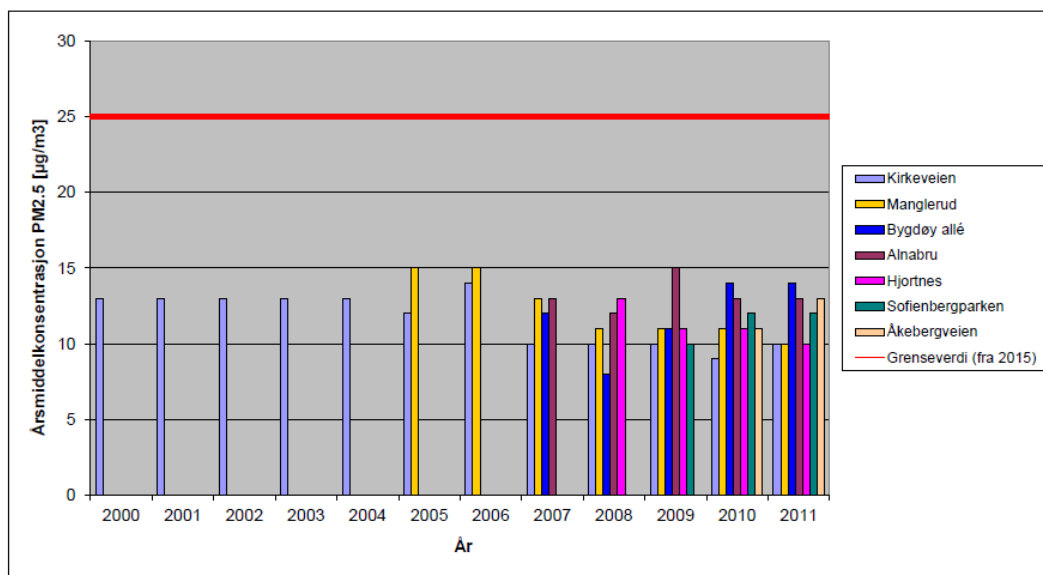
- I Bergen har ikke årsmiddel for PM<sub>10</sub> vært overskredet så lenge det har vært målinger. Grenseverdi for døgnmiddel ble kun overskredet ved Danmarks plass i 2010.
- I Trondheim ble grenseverdi for årsmiddel overskredet i 2001 og 2006 ved Elgeseter, grenseverdi for døgnmiddel har blitt overskredet hvert eneste år ved Elgeseter med unntak av 2008.

Detaljerte langtidsserier er vist i de følgende figurene. Det er vist figur for årsmiddel av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>; samt antall døgn over 50 µg/m<sup>3</sup> i døgnmiddelkonsentrasjon av PM<sub>10</sub>. Figur 3.1, Figur 3.2 og Figur 3.3 viser trender for PM-konsentrasjoner i Oslo. Figur 3.4, Figur 3.5 og Figur 3.6 viser trender for PM-konsentrasjoner i Trondheim. Figur 3.7, Figur 3.8 og Figur 3.9 viser trender for PM-konsentrasjoner i Bergen.



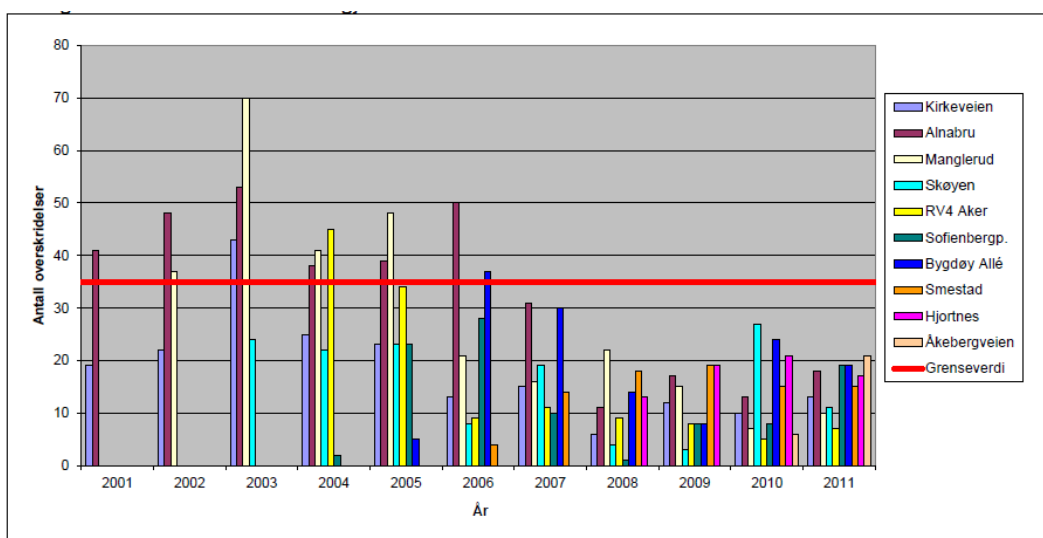
Kilder: Statens vegvesen og Oslo kommune Bymiljøetaten

Figur 3.1: Årsmiddel av PM<sub>10</sub> i Oslo for årene 2000- 2011 (i µg/m<sup>3</sup>). Den røde linjen viser grenseverdien.



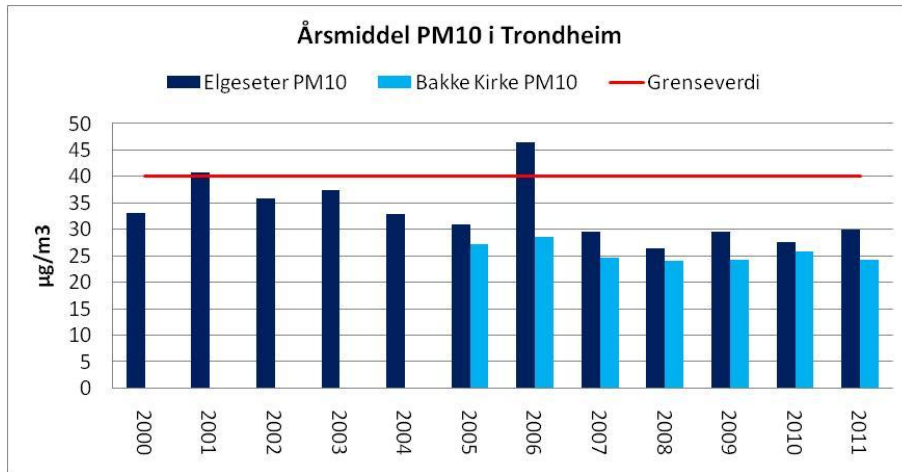
Kilder: Statens vegvesen og Oslo kommune Bymiljøetaten

Figur 3.2: Årsmiddell av  $PM_{2,5}$  i Oslo for årene 2000- 2011 (i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Den røde linjen viser grenseverdien som blir gjeldende fra 2015.

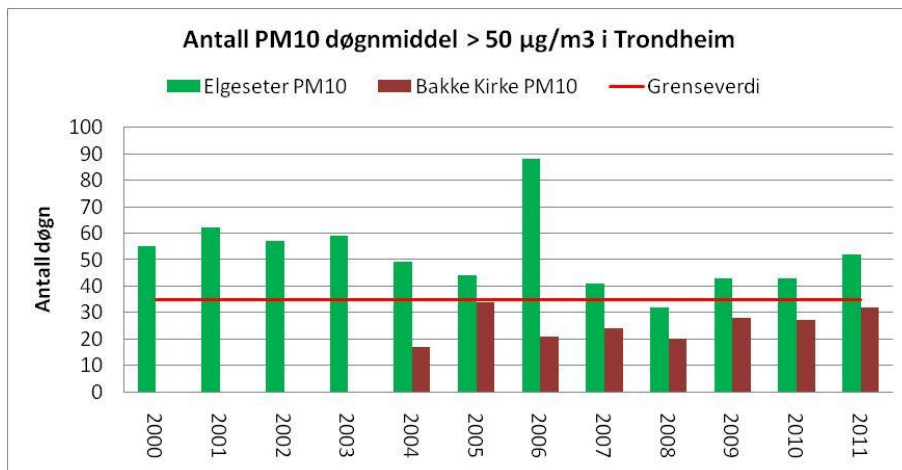


Kilder: Statens vegvesen og Oslo kommune Bymiljøetaten

Figur 3.3: Antall overskridelser av grenseverdien for døgnmiddel av  $PM_{10}$  i Oslo i perioden 2001-2011. Den røde linjen viser antall tillatte overskridelser gitt i forskriften.

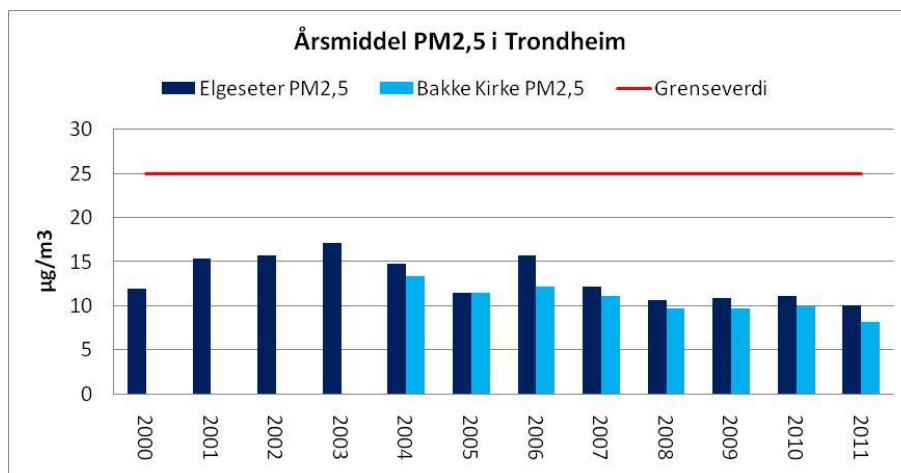


Figur 3.4: Årsmiddel av  $PM_{10}$  i Trondheim for årene 2000- 2011 (i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Den røde linjen viser grenseverdien.

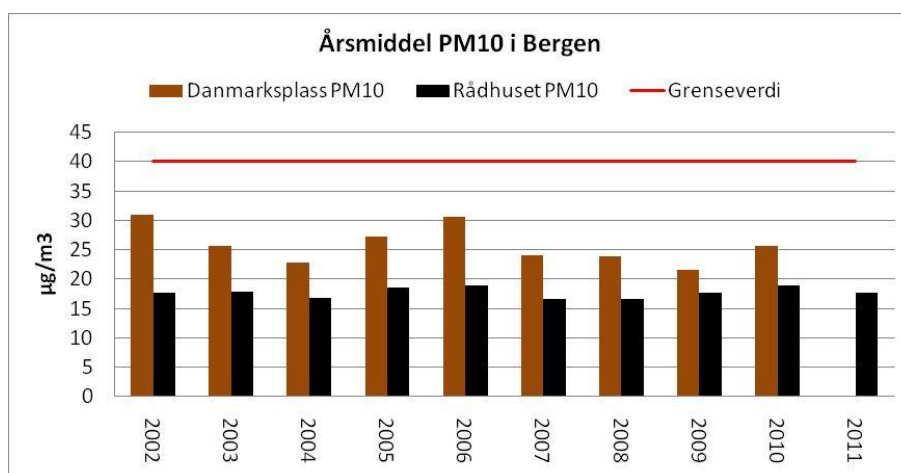


Figur 3.5: Antall overskridelser av grenseverdien for døgnmiddel av  $PM_{10}$  i Trondheim i perioden 2000-2011. Den røde linjen viser antall tillatte overskridelser gitt i forskriften.

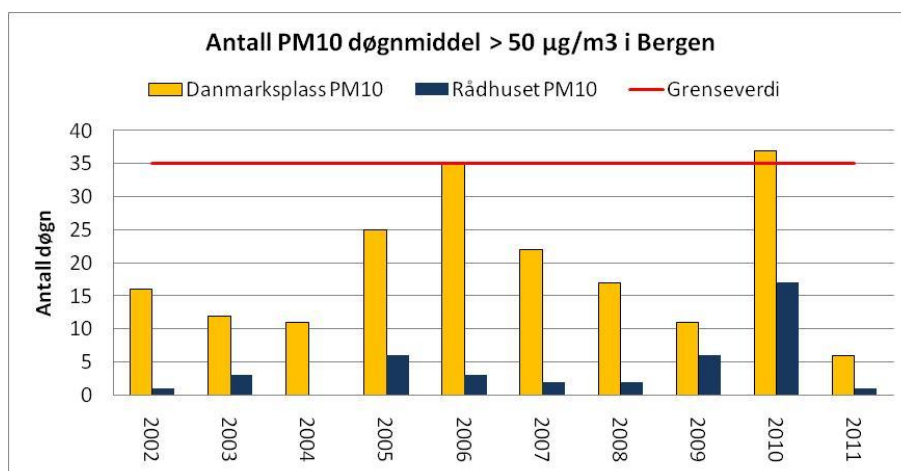




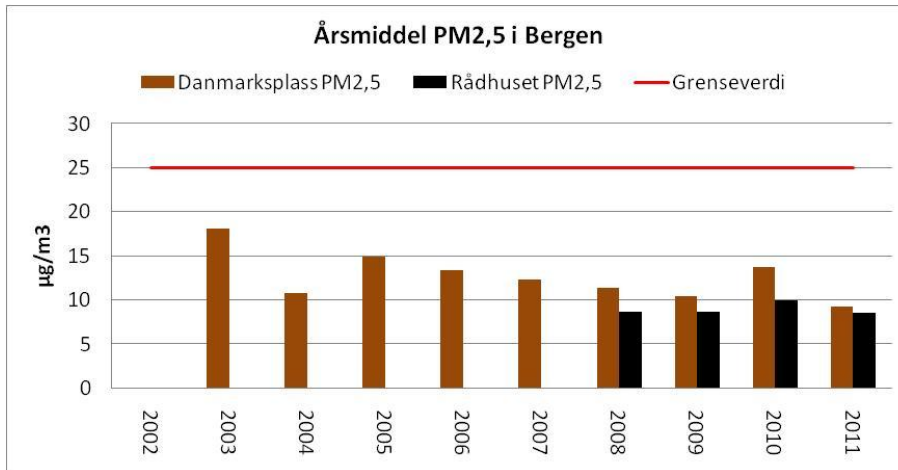
Figur 3.6: Årsmiddel av PM<sub>2,5</sub> i Trondheim for årene 2000- 2011 (i µg/m<sup>3</sup>). Den røde linjen viser grenseverdien som blir gjeldende fra 2015.



Figur 3.7: Årsmiddel av PM<sub>10</sub> i Bergen for årene 2000- 2011 (i µg/m<sup>3</sup>). Den røde linjen viser grenseverdien. I 2011 var datadekning ved Danmarks plass lavere enn 60 %.



Figur 3.8: Antall overskridelser av grenseverdien for døgnmiddel av PM<sub>10</sub> i Bergen i perioden 2002-2011. Den røde linjen viser antall tillatte overskridelser gitt i forskriften.



Figur 3.9: Årsmiddel av  $PM_{2,5}$  i Trondheim for årene 2001- 2011 (i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Den røde linjen viser grenseverdien som blir gjeldende fra 2015.

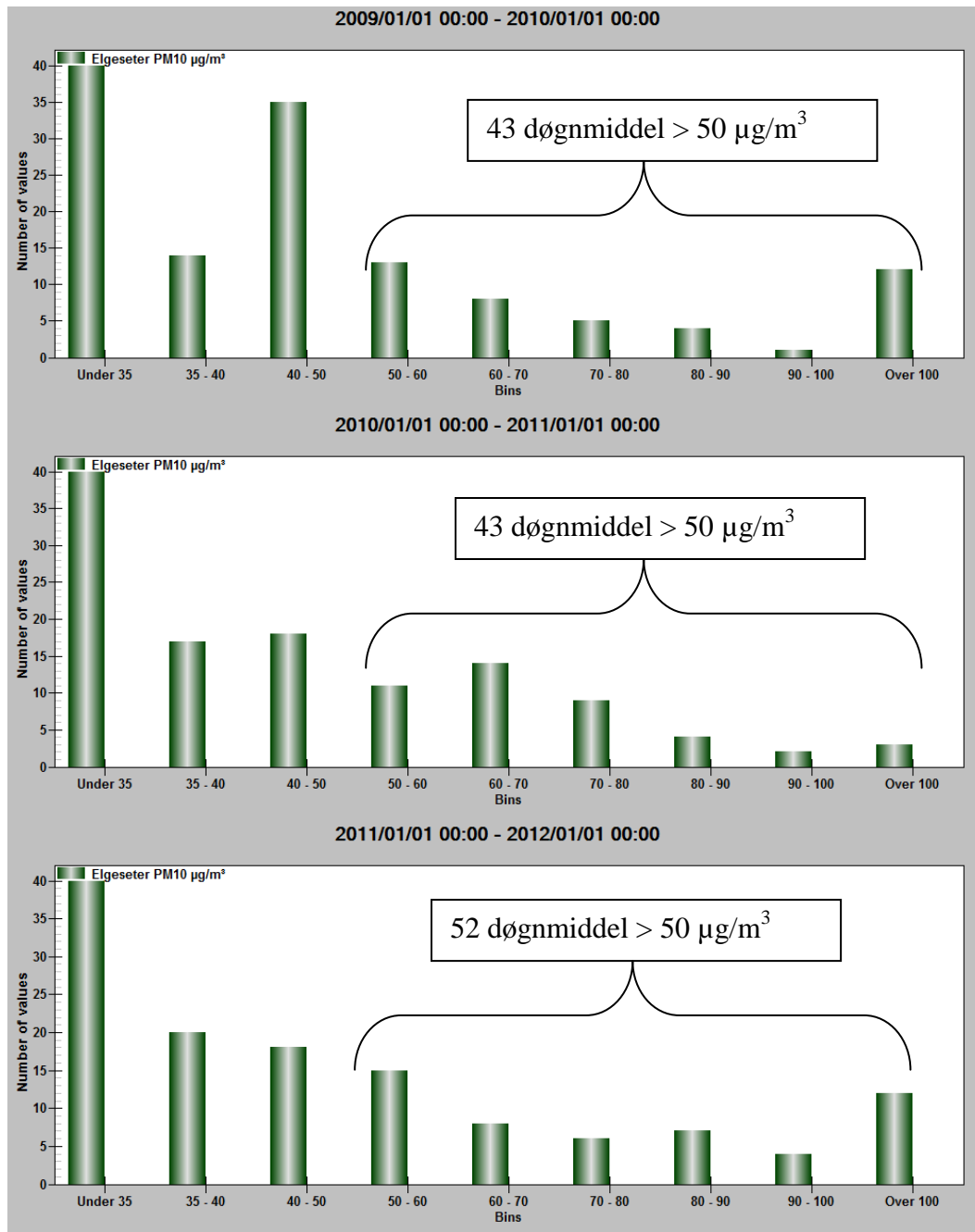
Videre i dette kapittelet skal vi gi ulike analyser som kan utfylle kommunenes rapportering.

Tabell 3.1 viser oppsummerte måledata fra Oslo, Bergen, Trondheim, Lillehammer og Mo i Rana fra perioden 2009 – 2011. Tabellen viser, i likhet med oppsummering fra bykommunenes rapporter, at i forhold til årsmiddel er grenseverdien ( $40 \mu\text{g } PM_{10}/\text{m}^3$ ) overholdt for alle stasjoner, for de fleste med forholdsvis god margin. For døgnmiddelkonsentrasjonen er det kun ved Elgeseter at grenseverdien overskrides regelmessig. Utenom Elgeseter er det kun unntaksvis (Danmarks plass i 2010) at grenseverdien for døgnmiddel er overskredet. Figur 3.10 og Figur 3.11 viser frekvensfordeling for tilfellene hvor grenseverdien for døgn er overskredet ved Elgeseter og Danmarks plass. Frekvensfordelinga viser at konsentrasjonsnivå for døgnene varierer mye og kan være  $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

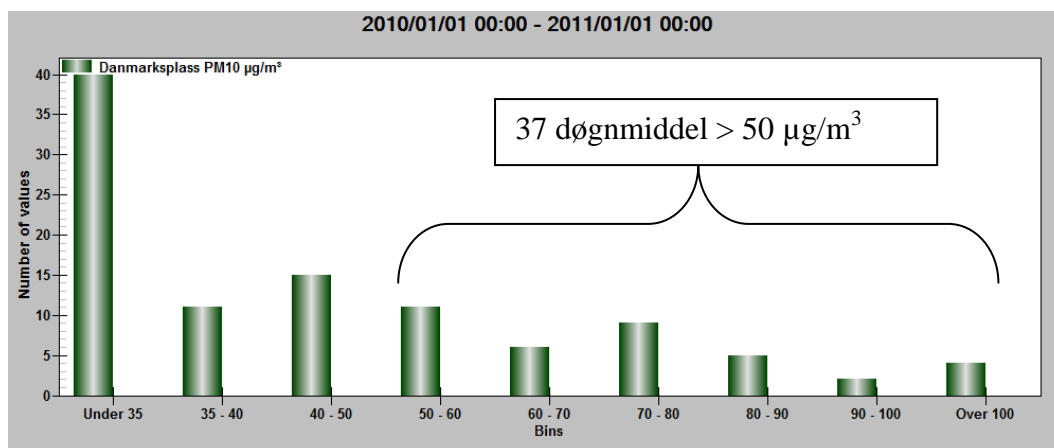
Det er også verdt å legge merke til at målestasjonene i de mindre byene, Lillehammer og Mo i Rana, har høyere nivå av  $PM_{10}$  enn flere målestasjoner i Oslo og Bergen. Det er ulike forhold med tanke på utslipp og meteorologi mellom disse byene, blant annet er det utslipp av svevestøv fra industri i Mo i Rana. Det er likevel grunn til å anta at dette i stor grad er en konsekvens av at tiltak som er innført mot  $PM_{10}$  i Oslo og Bergen har hatt god effekt.

Tabell 3.1: Måleresultater fra de siste tre år (2009, 2010 og 2011) for  $PM_{10}$ . Tabellen viser antall døgn som overskrider  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og årsmiddel. Overskridelser av grenseverdien er markert med røde tall.

By	Stasjon	Antall døgnmiddel > 50, per år 2009 - 2010 - 2011 [antall]	Årsmiddel 2009 - 2010 - 2011 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
Bergen	Danmarks plass	13 - <b>37</b> - 6	21 - 26 - 23
	Rådhuset	6 - 17 - 1	17 - 18 - 18
Lillehammer	Bankplassen	20 - 20 - 26	22 - 24 - 24
Oslo	Alna	18 - 13 - 18	25 - 24 - 25
	Hjortnes	19 - 21 - 17	25 - 25 - 22
	Kirkeveien	12 - 10 - 14	23 - 21 - 21
	Manglerud	15 - 7 - 10	23 - 22 - 21
Trondheim	Bakke Kirke	28 - 28 - 32	24 - 26 - 24
	Elgeseter	<b>43</b> - <b>43</b> - <b>52</b>	30 - 28 - 30
Mo i Rana	Moheia	31 - 17 - 12	24 - 22 - 21



Figur 3.10: Frekvensfordeling av  $PM_{10}$ -konsentrasjoner ved Elgeseter i Trondheim, fra øverst til nederst: 2009, 2010, 2011. X-aksen viser konsentrasjonsintervall (enhet:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og y-aksen viser antall døgnmiddel som ligger innenfor hvert intervall. Grenseverdien tillater inntil 35 overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



Figur 3.11: Frekvensfordeling av  $PM_{10}$ -konsentrasjoner ved Danmarks plass, 2010. X-aksen viser konsentrasjonsintervall (enhet:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og y-aksen viser antall døgnmiddel som ligger innenfor hvert intervall. Grenseverdien tillater inntil 35 overskridelser av døgnmiddel-konsentrasjonen på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Tabell 3.2 viser oppsummerte måledata for  $PM_{2,5}$  fra Oslo, Bergen, Trondheim og Lillehammer fra perioden 2009 – 2011. Tabellen viser at i forhold til årsmiddel er målsetningsverdien ( $25 \mu\text{g } PM_{2,5}/\text{m}^3$ ) overholdt for alle stasjoner, for de fleste med forholdsvis god margin. Luftkvalitetskriterium for døgnmiddel er overskredet ved alle stasjoner.

I tillegg til Danmarks plass i 2010 som var preget av svært mye inversjon og dårlige spredningsforhold skiller målestasjonen ved Alnabru i Oslo seg ut som den målestasjonen med høyest konsentrasjoner av  $PM_{2,5}$ . Ved Alnabru er det høye konsentrasjoner over alle tre årene. For  $PM_{10}$  og  $NO_2$  skiller ikke målestasjonen ved Alnabru seg ut i forhold til andre stasjoner. De høye  $PM_{2,5}$ -nivåene antas å skyldes utslipp av  $PM_{2,5}$  i området omkring Alnabru. Det er relativt lite vedfyring i dette området. Andre kilder som kan bidra til utslipp av  $PM_{2,5}$  i området kan være aktivitet på godsterminalen og tungtrafikk. Når det gjelder utslipp av  $PM_{2,5}$  er det behov for videre undersøkelser for å kartlegge kilder og utslippsnivå.

Målestasjonene i Trondheim, Elgeseter og Bakke Kirke, skiller seg ut som stasjonene med høyeste konsentrasjoner av  $PM_{10}$ . For  $PM_{2,5}$  har disse stasjonene tilsvarende nivåer som andre målestasjoner i de andre byene.

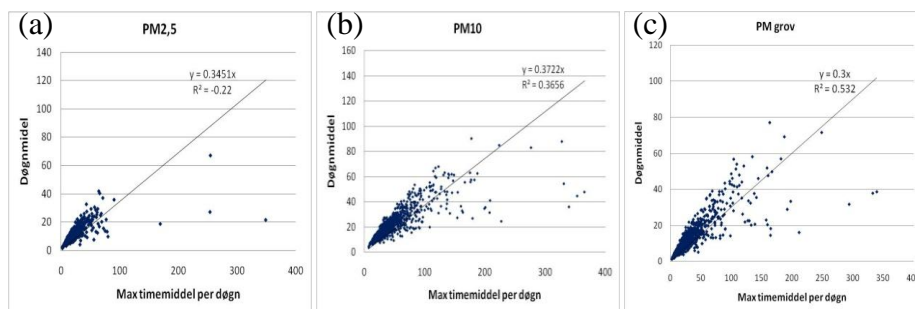
Tabell 3.2: Måleresultater fra de siste tre år (2009, 2010 og 2011) for  $PM_{2.5}$ . Tabellen viser antall døgn som overskrider  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og årsmiddel.

By	Stasjon	Antall døgnmiddel > 20, per år 2009 - 2010 - 2011 [antall]	Årsmiddel 2009 - 2010 - 2011 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]
Bergen	Danmarks plass	23 - 53 - 13	10.4 - <b>13.7</b> - 9.3
	Rådhuset	10 - 31 - 3	8.7 - 10.0 - 8.5
Lillehammer	Bankplassen	13 - 14 - 16	9.3 - 9.8 - 9.5
Oslo	Alna	* - 57 - 59	* - <b>13.3</b> - <b>13.4</b>
	Hjortnes	25 - 27 - 19	11.0 - 11.1 - 10.2
	Kirkeveien	13 - 18 - 18	9.7 - 9.3 - 9.9
	Manglerud	17 - 18 - 16	10.8 - 10.7 - 10.1
Trondheim	Bakke Kirke	15 - 20 - 5	9.7 - 9.9 - 8.2
	Elgeseter	31 - 26 - 17	10.9 - 11.1 - 10.0

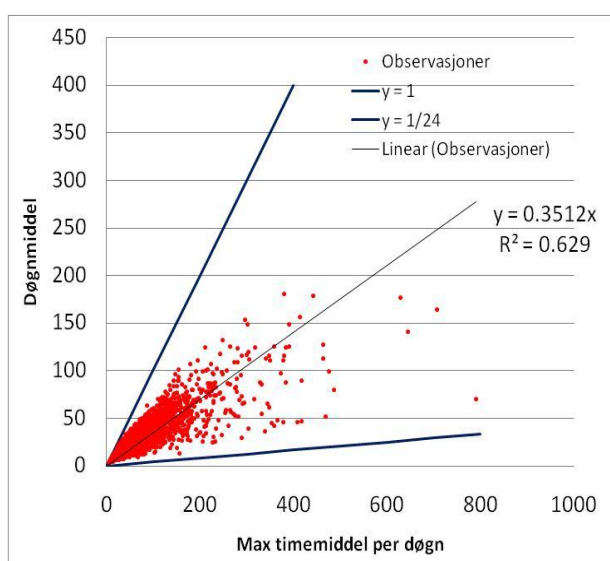
\* I 2009 var datadekning på Alnabru under 40 %, disse dataene kan ikke brukes.

### 3.1 Forhold mellom timesmiddel og døgnmiddel

$PM_{10}$  har grenseverdi på døgnmiddel og på årsmiddel, men ikke på timesmiddel. Vi har gjort en analyse hvor timesmiddel likevel er en parameter, dette gir informasjon om hva som kan forventes som døgnmiddel. Figur 3.12 viser eksempel fra Kirkeveien i perioden 2009 – 2011. Diagrammene viser tilsynelatende god sammenheng med noen eksempler hvor det er et høyt timesmiddel, men likevel forholdsvis lavt døgnmiddel. Figur 3.13 viser flere data, 5 stasjoner fra 5 ulike byer og alle måledata fra 3 år. Her er det også tegnet inn øvre og nedre skranke: Øvre skranke ( $y=1$ ) tilsvarer når alle timesmidlene er identiske med døgnmiddelet. Nedre skranke ( $y=1/24$ ) tilsvarer at det måles  $0 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 23 av døgnets timer. Denne figuren viser at treffene i stor grad fyller rommet mellom disse skrankene, og at det i så måte er vanskelig å trekke konklusjon på hva som kan forventes som døgnmiddel ut fra målte timesmiddelkonsentrasjoner. Diagrammet og måledataene viser for eksempel at en målt timesmiddelkonsentrasjon for  $PM_{10}$  på  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kan tilsvare et døgnmiddel som ligger i intervallet  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$  -  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Motsatt ser vi at når døgnmiddel er  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , så kan vi forvente at maksimalt timemiddel i døgnet er i intervallet  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  -  $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette er svært store intervall og ut i fra dette ser vi at det er vanskelig å bruke målte timesmiddel som en indikator for døgnmiddel.



Figur 3.12: Spredningsdiagram mellom maksimalt timesmiddel per døgn og døgnmiddel for henholdsvis  $PM_{2,5}$  (a),  $PM_{10}$  (b) og grovfraksjonen ( $PM_{10} - PM_{2,5}$ ) (c).



Figur 3.13: Spredningsdiagram mellom maksimalt timemiddel og døgnmiddel for  $PM_{10}$ , her er datagrunnlaget perioden 2009 – 2011 og måledata er fra Kirkeveien, Danmarks plass, Elgeseter, Bankplassen og Moheia.

### 3.2 Forhold mellom årsmiddel og døgnmiddel av $PM_{10}$ og $PM_{2,5}$

På samme måte som for  $NO_2$  er det også grenseverdier av ulike midlingstid for PM, årsmiddel og døgnmiddel. På samme måte som for  $NO_2$  har vi her gjort en analyse om hvordan overskridelser av disse grenseverdiene vanligvis opptrer i forhold til hverandre. Som datagrunnlag har vi igjen valgt målestasjonene ved Kirkeveien, Manglerud, Alnabru og Hjortnes i Oslo; Danmarks plass og Rådhuset i Bergen; Elgeseter og Bakke Kirke i Trondheim; Bankplassen på Lillehammer og Moheia i Mo i Rana i perioden 2009 – 2011. Dette gir et godt utvalg av målestasjoner hvor dataene er tett opptil nåtid. I denne perioden er det ikke målt overskridelser av årsmiddel ved noen av stasjonene og det er kun ved Elgeseter (2009, 2010 og 2011) og Danmarks plass (2010) at grenseverdien for døgnmiddel er overskredet. Likevel er det interessant å se sammenheng mellom disse grensene. Figur 3.14 viser relasjon mellom høye døgnmiddel og årsmiddel av  $PM_{10}$  ved disse 10 målestasjonene. Vi har sammenlignet årsmiddel- og antall døgnmiddel over henholdsvis  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (a),  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (b) og  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (c). Det er

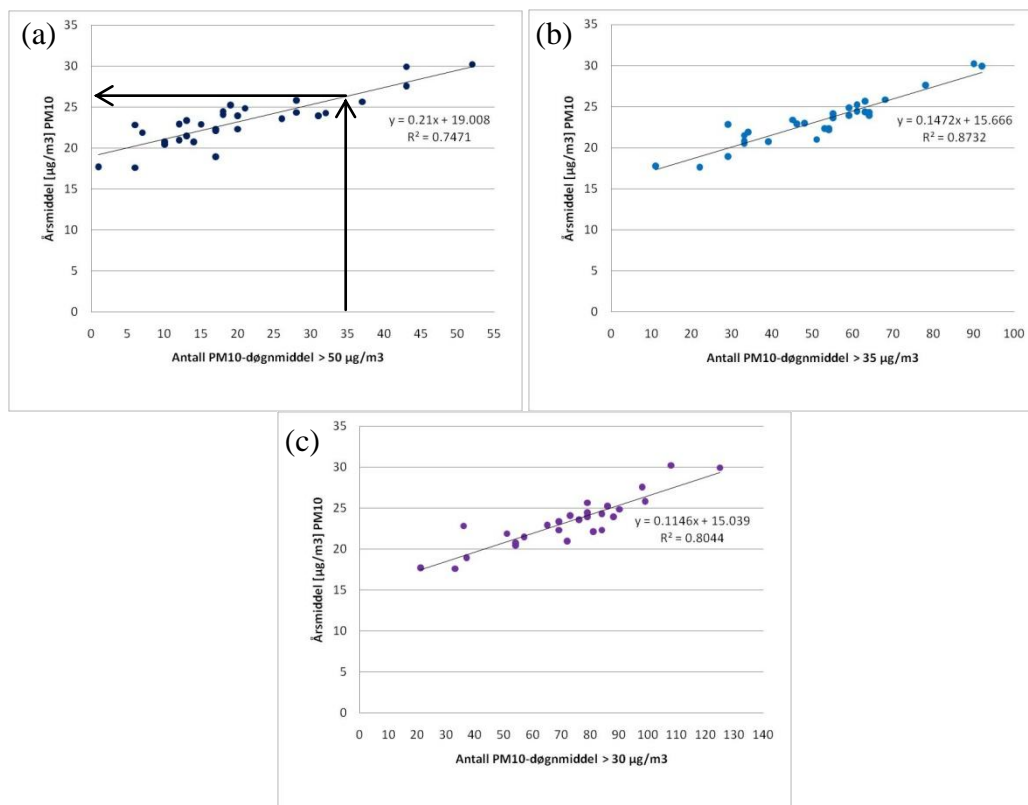
også tegnet inn tilhørende regresjonslinjer i figuren, disse kan defineres av ligningene:

$$\bar{A}(PM_{10}) = 0,2100 \times D50 + 19,008$$

$$\bar{A}(PM_{10}) = 0,1472 \times D35 + 15,666$$

$$\bar{A}(PM_{10}) = 0,1146 \times D30 + 15,039$$

Hvor  $\bar{A}$  er årsmiddel,  $D50$ ,  $D35$  og  $D30$  er antall overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon av  $PM_{10}$  på henholdsvis  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vi har ikke grunnlag for å anta at ligningene også er gjeldende utenfor de intervallene hvor vi har observasjoner. For  $PM_{10}$  ser vi at dersom vi legger dataene og regresjonslinja til grunn, vil grenseverdi for døgnmiddel ( $35 \text{ døgn} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) overskrides når årsmiddel er cirka  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Figur 3.14 (a)), det vil si betydelig lavere enn grenseverdien på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I Tabell 3.3 er det vist forventet sammenheng mellom høye døgnmiddel og årsmiddel av  $PM_{10}$  basert på ligningene over.



Figur 3.14: Spredningsdiagram av antall overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på henholdsvis  $50 \mu\text{g} PM_{10}/\text{m}^3$  (a),  $35 \mu\text{g} PM_{10}/\text{m}^3$  (b) og  $30 \mu\text{g} PM_{10}/\text{m}^3$  (c) mot tilhørende årsmiddel. Datagrunnlag: Kirkeveien, Manglerud, Alnabru og Hjortnes i Oslo; Danmarks plass og Rådhuset i Bergen; Elgeseter og Bakke Kirke i Trondheim; Bankplassen i Lillehammer og Moheia i Mo i Rana. Periode: 2009 – 2011.



Tabell 3.3: Relasjon mellom årsmiddelkonsentrasjon av  $PM_{10}$  og forventede døgnmiddel over henholdsvis  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tabellen er basert på regresjonsligningene over.

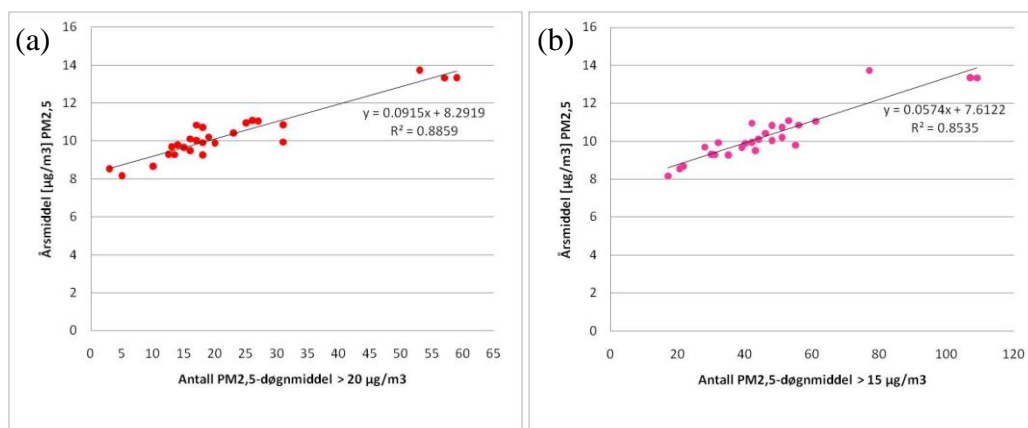
Årsmiddel $PM_{10}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Forventet antall døgnmiddel $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Forventet antall døgnmiddel $> 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Forventet antall døgnmiddel $> 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$
20	5	29	43
22	14	43	61
24	24	57	78
26	33	70	96
28	43	84	113
30	52	97	131

For å undersøke sammenhengen mellom årsmiddel og døgnmiddel for  $PM_{2,5}$  er det luftkvalitetskriterienes døgnmiddelverdi på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som er benyttet, samt en døgnmiddelverdi på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Figur 3.15 viser relasjon mellom høye døgnmiddel og årsmiddel av  $PM_{2,5}$  ved de samme målestasjonene (utenom Moheia i Mo i Rana som ikke måler  $PM_{2,5}$ ). Det er tegnet inn tilhørende regresjonslinjer i figuren, disse kan defineres av ligningene:

$$\hat{A}(PM_{2,5}) = 0,0915 \times D20 + 8,2919$$

$$\hat{A}(PM_{2,5}) = 0,0574 \times D15 + 7,6122$$

Hvor  $\hat{A}$  er årsmiddel,  $D20$  er antall overskridelser av (luftkvalitetskriterium) døgnmiddelkonsentrasjon av  $PM_{2,5}$  på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $D15$  er antall overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon av  $PM_{2,5}$  på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vi har ikke grunnlag for å anta at ligningene også er gjeldende utenfor de intervallene hvor vi har observasjoner. For  $PM_{2,5}$  er det svært ofte døgnmiddelkonsentrasjoner over luftkvalitetskriterium på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men målingene er mye lavere enn målsetningsverdien for årsmiddel,  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Selv høyeste årsmiddel som er fra Danmarks plass (Bergen) i 2010, er på  $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ut fra disse ligningene kan vi anta at dersom samtlige døgnmiddel av  $PM_{2,5}$  var lavere enn luftkvalitetskriteriet,  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , så kunne vi forvente et årsmiddel av  $PM_{2,5}$  er lavere enn  $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . I Tabell 3.4 er det vist forventet sammenheng mellom høye døgnmiddel og årsmiddel av  $PM_{10}$  basert på ligningene over.



Figur 3.15: Spredningsdiagram av antall overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på henholdsvis  $20 \mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$  (a) og  $15 \mu\text{g PM}_{2,5}/\text{m}^3$  (b) mot tilhørende årsmiddel. Datagrunnlag: Kirkeveien, Manglerud, Alnabru og Hjortnes i Oslo; Danmarks plass og Rådhuset i Bergen; Elgeseter og Bakke Kirke i Trondheim og Banklassen i Lillehammer. Periode: 2009 – 2011.

Tabell 3.4: Relasjon mellom årsmiddelkonsentrasjon av  $\text{PM}_{2,5}$  og forventede døgnmiddel over henholdsvis  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tabellen er basert på regresjonsligningene over.

Årsmiddel $\text{PM}_{2,5}$ ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Forventet antall døgnmiddel $> 20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Forventet antall døgnmiddel $> 15 \mu\text{g}/\text{m}^3$
9	8	24
10	19	42
11	30	59
12	41	76
13	51	94
14	62	111

### 3.3 Fraksjonsfordeling mellom $\text{PM}_{2,5}$ og $\text{PM}_{10}$

Tidligere har det ikke vært egne grenseverdier for  $\text{PM}_{2,5}$  og derfor har det ikke vært like mye fokus på  $\text{PM}_{2,5}$  som på de andre komponentene. Ved beregning av konsentrasjon og kildeallokering av  $\text{PM}_{10}$  er også utslipp og konsentrasjoner av  $\text{PM}_{2,5}$  avgjørende, og  $\text{PM}_{2,5}$  har derfor blitt inkludert i modellberegninger. Men ofte har  $\text{PM}_{2,5}$  vært inkludert som et ledd i å beregne  $\text{PM}_{10}$ , og i mindre grad som selvstendig komponent.

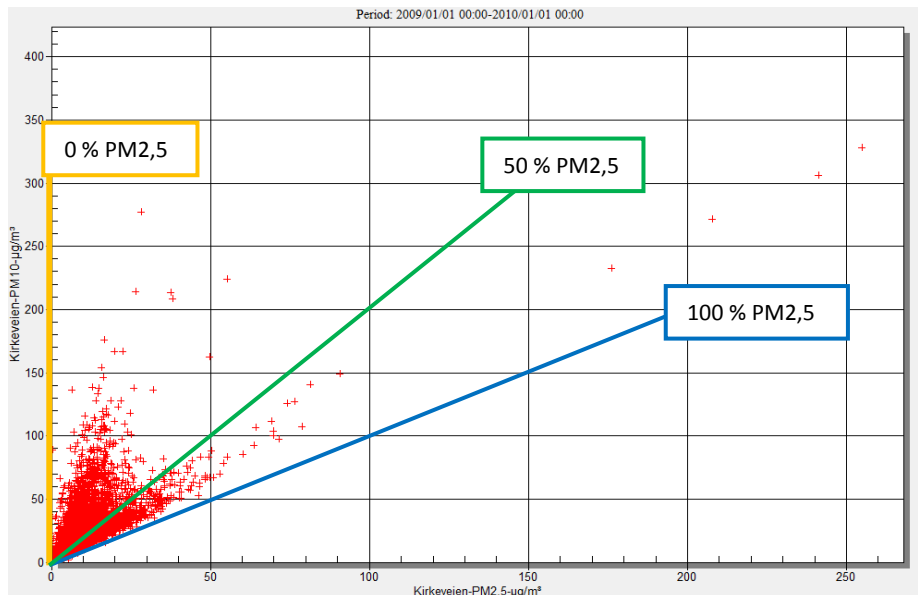
Figur 3.16 viser et eksempel av spredningsdiagram mellom  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2,5}$  ved Kirkeveien i Oslo i 2009. I figuren er det også tegnet tre lineære linjer som viser hvor  $\text{PM}_{2,5}$  utgjør henholdsvis 0 %, 50 % og 100 % av  $\text{PM}$ -konsentrasjonen. Denne tidsserien viser tydelig hvordan fraksjons-sammensetningen av  $\text{PM}$  varierer. Figur 3.17 viser samme tidsserie hvor vi har definert 3 soner med høye

timesmiddelkonsentrasjoner av PM, vi har sett at disse sonene kan defineres ettersom det er ulike forhold og tidspunkt som dominerer hver av disse sonene:

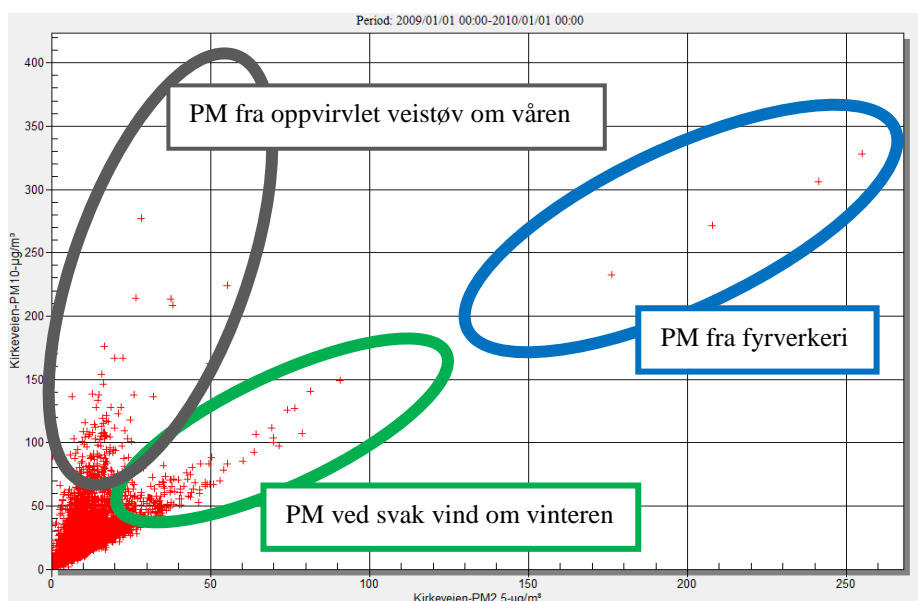
- **Sone for PM ved svak vind om vinteren:** Diagrammet viser en samling av observasjoner der  $PM_{2,5}$  ligger i intervallet  $[50 - 100 \mu\text{g}/\text{m}^3]$  og  $PM_{10}$  ligger i intervallet  $[75 - 150 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ , det vil si cirka 70 % av PM er  $PM_{2,5}$ . Analyse av tidsserien viser at disse observasjonene i hovedsak forekommer i januar og februar og at vindhastigheten er lav for disse timene, 0 - 1 m/s. Dette er ofte inversjonsepisoder om vinteren.
- **Sone for PM fra oppvirvlet veistøv:** Det ligger en samling av observasjoner der  $PM_{2,5}$  ligger i intervallet  $[10 - 50 \mu\text{g}/\text{m}^3]$  og  $PM_{10}$  ligger i intervallet  $[100 - 300 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ , det vil si cirka 10 - 20 % av PM er  $PM_{2,5}$ . Disse observasjonene forekommer i hovedsak om våren og vindhastigheten varierer for disse observasjonene. Ved noen observasjoner var det svak vind, mens for andre observasjoner kunne vinden være opptil 4 m/s. Dette er situasjoner der veiene tørker opp om våren og støv som tidligere har ligget bundet i fuktighet, snø eller is blir frigjort. I disse tilfellene kan også høy vindhastighet kunne bidra til oppvirvling av  $PM_{10}$  fra vei og veiskulder og dermed øke tilførsel og konsentrasjon av  $PM_{10}$ .
- **Sone for PM fra fyrverkeri:** De 4 observasjonene med høyest  $PM_{2,5}$ -verdi (lengst til høyre i figuren) er målingene fra nyttårsnatta 1. januar 2009 og viser tydelig at støv fra fyrverkeri har en fraksjonsfordeling på cirka 80 %  $PM_{2,5}$ .

I Vedlegg B er det vist tilsvarende spredningsdiagram mellom  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  for en rekke målestasjoner i Oslo, Trondheim, Bergen, Lillehammer, Stavanger og Skien. Disse spredningsdiagrammene viser at blant målestasjonene er det stor variasjon på hvor mange (og andel av) observasjoner vi finner i sonene for ”PM fra oppvirvlet veistøv” og ”PM ved svak vind om vinteren”. Dette skyldes trolig:

- Ulike klimatiske forhold mellom byene. Dette gjelder blant annet hvor ofte det er inversjonsperioder og hvor mye nedbør som forekommer.
- Ulike plasseringer av målestasjonene, noen målestasjoner er veinære og noen er bybakgrunn.
- Ulike utslippsbetingelser for trafikk. Piggfriandelen varierer sterkt mellom byene, det samme gjør trafikkvolum og andel tungtrafikk.
- Ulike utslippsbetingelser for vedfyring. Dette varierer mellom byene, men også mellom ulike områder i hver by.

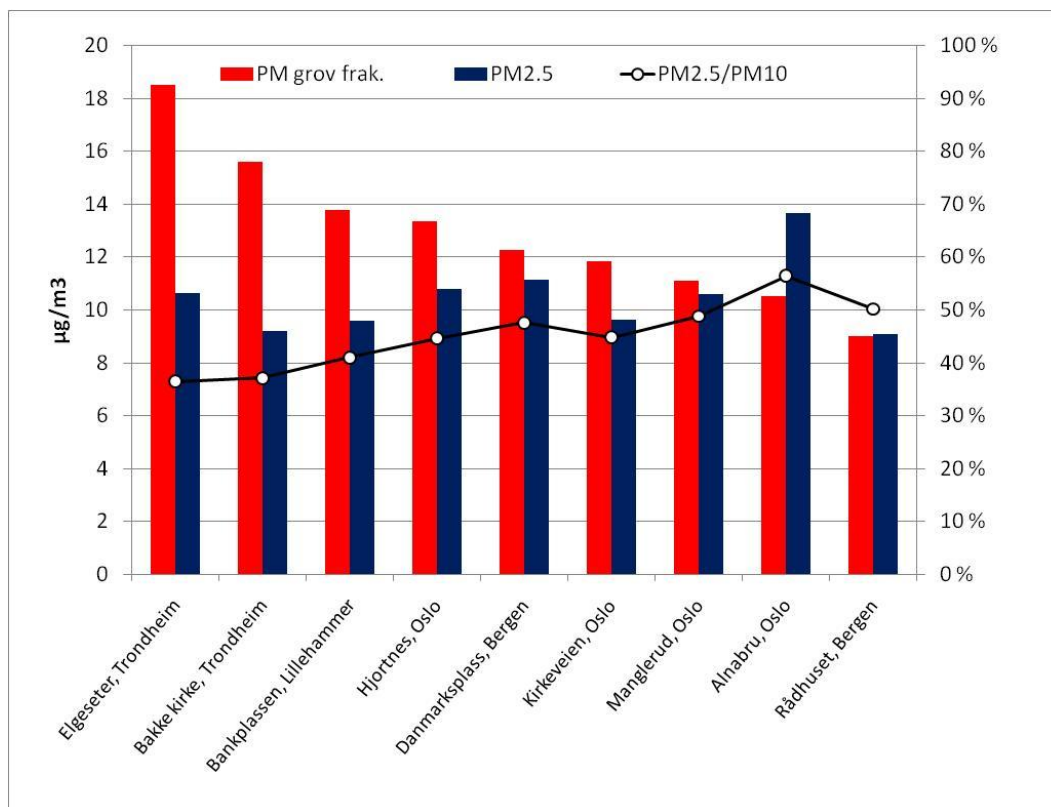


Figur 3.16: Spredningsdiagram for timesmiddel av  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$  ved Kirkeveien 2009. Det er trukket opp linjer der fraksjonsfordelingen gir henholdsvis 0 %, 50 % og 100 %  $PM_{2,5}$ .



Figur 3.17: Spredningsdiagram for timesmiddel av  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$  ved Kirkeveien 2009. Det er definert 3 soner for høye konsentrasjoner av PM.

Figur 3.18 viser gjennomsnittskonsentrasjon av  $PM_{2,5}$  og grovfraksjon av PM (det vil si  $PM_{10} - PM_{2,5}$ ) over tre år (2009 - 2011) ved 9 målestasjoner. Figuren viser at det er stor forskjell på fraksjonsfordelinga ved de ulike målestasjonene. De høyeste konsentrasjoner av  $PM_{10}$  ble observert i Trondheim og spesielt på Elgeseter, og denne figuren viser at det er spesielt konsentrasjon av grovfraksjon som er høyt ved målestasjonene i Trondheim.



Figur 3.18: Konsentrasjoner av PM-fraksjoner midlet over tre år. Røde stolper viser grovfraksjon ( $PM_{10} - PM_{2,5}$ ) og blå stolper viser finfraksjon ( $PM_{2,5}$ ). Kurven viser forholdet mellom  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$ .

Videre er det ønskelig å fokusere spesielt på fraksjonsfordeling for døgn hvor forurensningsforskriftens grenseverdi for døgnmiddel overskrides ( $PM_{10} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Kunnskap om fraksjonssammensetning av PM for disse døgnene er nyttig siden det kan gi bedre grunnlag til å velge riktige tiltak for å redusere konsentrasjoner av PM. I Tabell 3.5 er samtlige døgnmiddel over  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i 2009 – 2011 registrert. Tabellen viser antall aktuelle døgn, hvilke årstid de er observert og fraksjonssammensetning. Tabellen viser at det er svært stor forskjell mellom byene på dette:

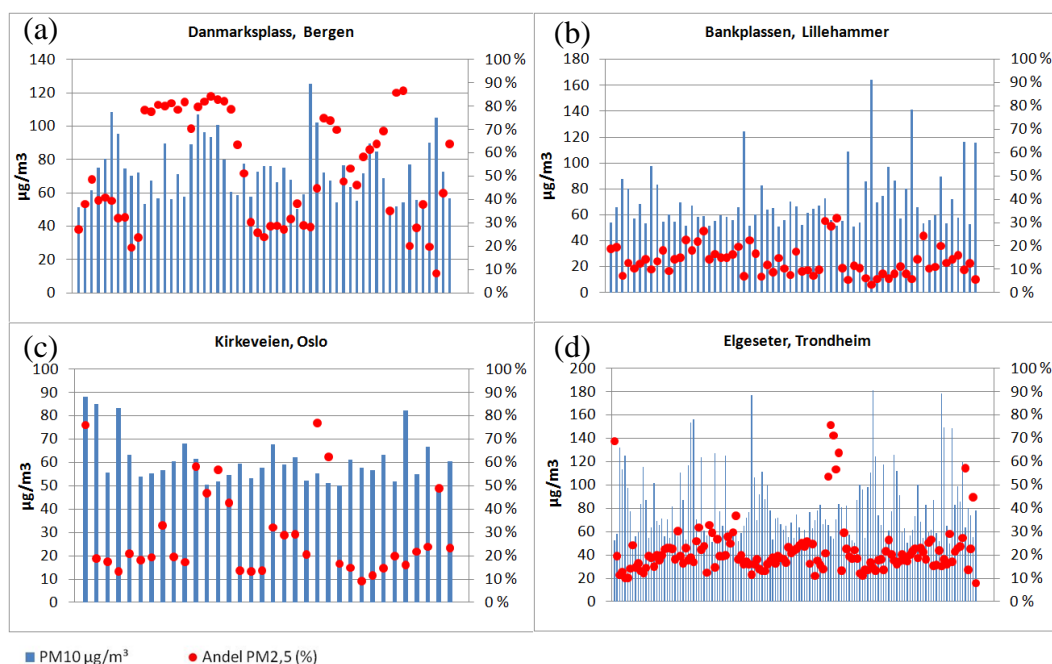
- Trondheim og Lillehammer har lavest andel finfraksjon for langtidsmiddel, ca. 35 % - 40 % (Figur 3.18). For de aktuelle døgnene er finfraksjonen enda lavere, 12 % i Lillehammer og ca. 20 % i Trondheim.
- I Trondheim og Lillehammer finner vi ca. halvparten av observasjonene i månedene mars, april og mai.
- I Bergen er det høyest andel finfraksjon for disse observasjonene, ca 50 %, dette er tilnærmet samme fraksjonssammensetning som vi finner i langtidsmiddelet.
- I Bergen forekommer flest observasjoner i vintermånedene og deretter i høstmånedene. Over 3 år og med 2 målestasjoner er det bare én observasjon i vårmånedene i Bergen.
- Analysen viser at Alnabru skiller seg fra de andre målestasjonene i Oslo ved høy andel av  $PM_{2,5}$ , 49 %. De andre stasjonene i Oslo Kirkeveien, Manglerud og Hjortnes i Oslo har andel av  $PM_{2,5}$  fra 27 % - 33 %.

- I Oslo er observasjonen jevnere fordelt mellom vinter, vår og høst.
- De tre stasjonene med klart høyest PM<sub>2,5</sub> andel (Danmarks plass, Rådhuset og Alnabru) er de eneste stasjonene hvor mer enn halvparten av observasjonene er gjort i vintermånedene.

Tabell 3.5: Tabellen viser antall målte PM<sub>10</sub> døgnmiddel > 50 µg/m<sup>3</sup> ved 9 målestasjoner fordelt på sesong (vinter, vår, sommer og høst), og fraksjonsfordeling for disse døgnmidlene. Datagrunnlag: 2009 – 2011.

By	Målestasjon	Sum antall døgn > 50 µg/m <sup>3</sup>	Antall døgn > 50 µg/m <sup>3</sup> (des – feb)	Antall døgn > 50 µg/m <sup>3</sup> (mar – mai)	Antall døgn > 50 µg/m <sup>3</sup> (jun – aug)	Antall døgn > 50 µg/m <sup>3</sup> (sep – nov)	Andel PM <sub>2,5</sub> /PM <sub>10</sub>
Bergen	Danmarks plass	57	34	1	0	22	51 %
Bergen	Rådhuset	22	13	0	1	8	50 %
Oslo	Alnabru	44	23	10	0	11	49 %
Oslo	Hjortnes	57	18	20	1	18	27 %
Oslo	Kirkeveien	34	10	17	0	7	28 %
Oslo	Manglerud	32	8	18	0	6	33 %
Lillehammer	Banklassen	64	3	39	1	21	12 %
Trondheim	Bakke Kirke	87	16	54	1	16	21 %
Trondheim	Elgeseter	138	14	68	5	51	20 %

I Figur 3.19 er  $PM_{10}$ -observasjonene vist som stolper med  $PM_{2,5}$ -andel vist som røde merker. Figuren viser eksempel fra Danmarks plass, Bankplassen, Kirkeveien og Elgeseter. Ved Danmarks plass er det størst sesongvariasjon for andelen av  $PM_{2,5}$ . I vintermånedene er andelen  $PM_{2,5}$  helt oppe i 80 % for enkelte døgn, mens den er ca. 20 % om våren. Denne figuren viser også at ulike målestasjonene har ulike tyngdepunkter i fraksjonsfordeling. Dette er svært relevant for å vurdere effekt av tiltak som er gjort og eventuelt framtidige tiltak.



Figur 3.19: Figuren viser alle målte  $PM_{10}$  døgnmiddelkonsentrasjoner  $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved Danmarks plass i Bergen (a), Bankplassen i Lillehammer (b), Kirkeveien i Oslo (c) og Elgeseter i Trondheim (d). Døgnmiddel er vist som blå stolpe (enhet:  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  på venstre akse). Andel  $PM_{2,5}$  i  $PM_{10}$  er vist som røde punkter (enhet: % på høyre akse). Stolpene er sortert tidskronologisk. Datagrunnlag: 2009 – 2011.

Ettersom grenseverdier for  $PM_{2,5}$  nå er etablert er det nødvendig å ha bedre kunnskap om både utslipp, konsentrasjoner og eksponering av  $PM_{2,5}$ . Vi har også sett at  $PM_{2,5}$  kan utgjøre en betydelig andel av  $PM_{10}$  for dager med høy  $PM_{10}$ -konsentrasjon, spesielt i Bergen og til dels i Oslo. Første steg vil da være å vurdere utslipp av  $PM_{2,5}$ , både kilder og utslippskvantum. En analyse med sporstoffet levoglukosan viste at vedfyring bidrar med ca. 20 % - 35 % av  $PM_{2,5}$ -konsentrasjonen i Oslo om vinteren (Larssen og Hagen, 2008). I perioder med høye konsentrasjoner av  $PM_{10}$  kan bidraget fra vedfyring være enda høyere, opptil ca 50 %. Det er viktig å kartlegge hvilke andre kilder som bidrar til utslipp av  $PM_{2,5}$  og med hvilke kvantum disse bidrar med.

Ved å analysere sammenheng mellom PM-konsentrasjoner og  $NO_x$ -konsentrasjoner får vi en indikasjon på hvor stor grad utslipp av PM kommer fra trafikk. Utslipp av  $NO_x$  i byene kommer hovedsakelig fra trafikk,

men ikke veislitasje. NO<sub>x</sub>-utslipp er ikke avhengig av nedbør eller fuktighet og endres bare i liten grad av atmosfærisk kjemi. Tabell 3.6 viser korrelasjon mellom timesmiddel av NO<sub>x</sub> og PM<sub>2,5</sub>; og mellom timesmiddel av NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub>. Tabellen viser at det er signifikant bedre korrelasjon mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>2,5</sub> enn mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub>. Dette skyldes at utslipp av PM<sub>10</sub> i større grad kommer fra veislitasje, og dette påvirkes av andre faktorer som nedbør, fuktighet og hvor mye støv som er deponert. Dermed har utslipp av PM<sub>10</sub> en annen tidsvariasjon enn utslipp av NO<sub>x</sub>, og konsentrasjoner av disse komponentene har lavere korrelasjon. Tabellen viser også at det er dårligst korrelasjon mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub> i byene med lav piggfriandel, dette er som forventet siden det er mer utslipp av PM<sub>10</sub> fra veislitasje i disse byene. I Bergen og Stavanger hvor det er både veinær målestasjon og bakgrunnsstasjon, viser tabellen at det er høyere korrelasjon ved den veinære stasjonen, både mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>2,5</sub>; og mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub>. Dette indikerer igjen at trafikk er en signifikant kilde for begge PM-fraksjoner. Det skal også legges til at disse korrelasjonene også indikerer at det er de samme meteorologiske faktorene, hovedsakelig vind og stabilitet, som styrer spredning av NO<sub>x</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Mens generering av PM<sub>10</sub> også påvirkes av andre faktorer, som nedbør, fuktighet, duggpunkttemperatur og bakketemperatur.

Tabell 3.6: Korrelasjon mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>2,5</sub>; og mellom NO<sub>x</sub> og PM<sub>10</sub>. Datagrunnlag: Timemiddel 2009 – 2011.

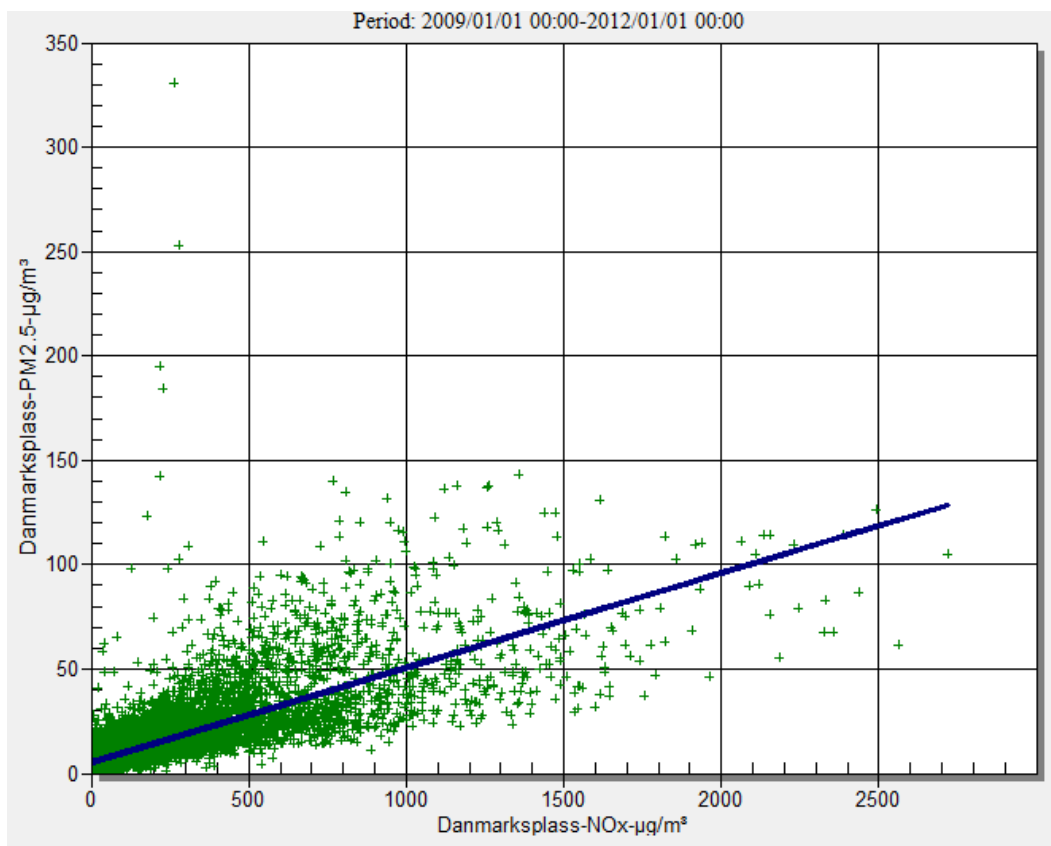
By	Målestasjon	Korrelasjon NO <sub>x</sub> og PM <sub>2,5</sub>	Korrelasjon NO <sub>x</sub> og PM <sub>10</sub>
Oslo	Kirkeveien	0,61	0,51
	Hjortnes	0,69	0,60
	Alnabru	0,57	0,56
Bergen	Rådhuset	0,64	0,48
	Danmarks plass	0,77	0,66
Trondheim	Elgeseter	0,69	0,33
Stavanger	Våland	0,56	0,46
	Kannik	0,76	0,50
Lillehammer	Bankplassen	0,70	0,40
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>Alle 9 stasjoner</b>	<b>0,67</b>	<b>0,50</b>

Figur 3.20 viser spredningsdiagram mellom PM<sub>2,5</sub> og NO<sub>x</sub> ved Danmarks plass i perioden 2009 – 2011. Dette var målestasjonen med høyest korrelasjon. I gjennomsnitt var korrelasjonen mellom PM<sub>2,5</sub> og NO<sub>x</sub> på 0,67 over 9 stasjoner i og over 3 år, og bekrefter at en betydelig andel av PM<sub>2,5</sub> også kommer fra trafikk. Dette er for så vidt kjent, men det er likevel grunn til å forske videre på dette. Ytterligere spredningsdiagram mellom NO<sub>x</sub> og PM er vist i Vedlegg A.

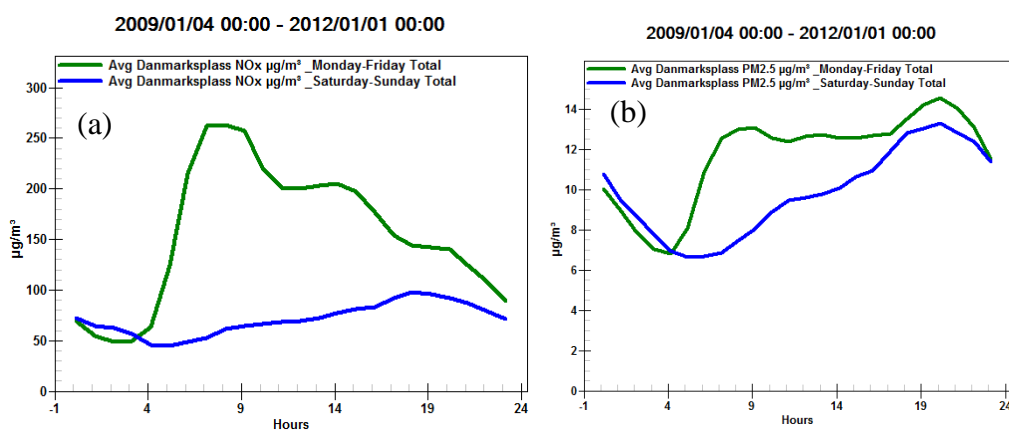
Figur 3.21 viser døgnsyklus av NO<sub>x</sub> og PM<sub>2,5</sub> i perioden 2009 – 2011 ved Danmarks plass. De grønne kurvene viser døgnsyklus for ukedager og de blå kurvene for helger. De grønne kurvene har langt på vei samme fasong fra tidlig morgen og fram til ca. kl 10, deretter faller konsentrasjon av NO<sub>x</sub>, mens konsentrasjon av PM<sub>2,5</sub> når et nytt høydepunkt klokken 20. Dette indikerer at



trafikk er en stor utslippskilde for  $PM_{2.5}$  om morgnen, mens utslippet er mer sammensatt av trafikk og andre kilder (heriblant vedfyring) utover kvelden.

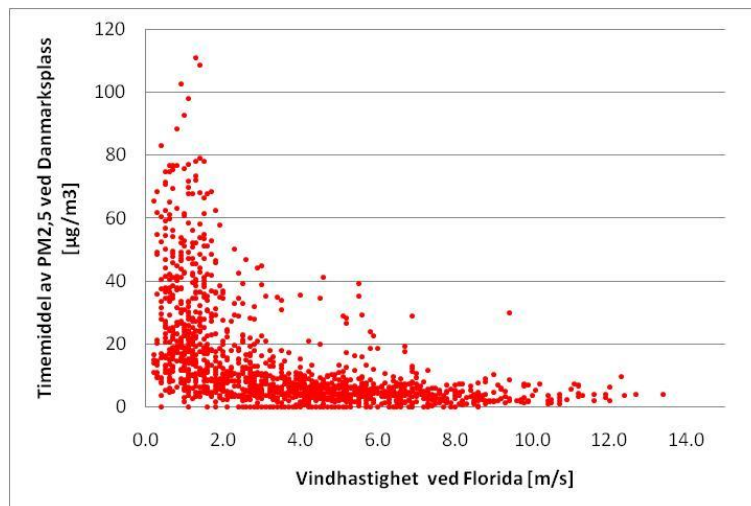


Figur 3.20: Spredningsdiagram mellom  $NO_x$  og  $PM_{2.5}$  ved Danmarks plass i perioden 2009 - 2012.

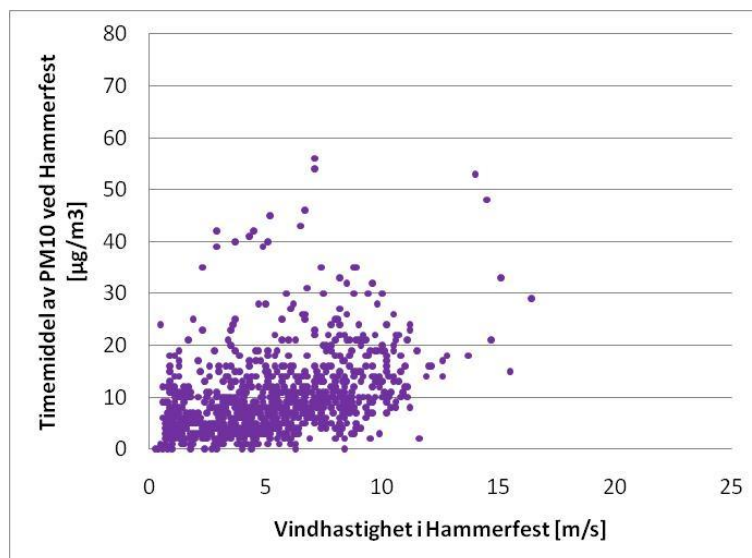


Figur 3.21: Gjennomsnittlig døgnvariasjon for  $NO_x$  (a) og  $PM_{2.5}$  (b). Grønn kurve viser døgnvariasjon for mandag - fredag, mens blå kurve viser døgnvariasjon for lørdag - søndag. Kurvene gjelder for 2009 – 2011. X-aksen viser tidspunkt (time) på døgnet, Y-aksen viser konsentrasjon ( $\mu g/m^3$ )

Det er også kjent at i kystnære områder kan sjøsalt blåse med vinden og bidra til  $PM_{2,5}$ -konsentrasjoner på land (Mårtenson et al., 2003). Dette forutsetter at vindhastigheten er relativt høy,  $> 5$  m/s. Ettersom det er høy andel av  $PM_{2,5}$  i kystbyen Bergen er det naturlig å vurdere om sjøsalt kan utgjøre et betydelig bidrag. Vi har valgt perioden november - desember 2009 som eksempel, fordi det var episoder med høy  $PM_{2,5}$  konsentrasjon i disse månedene. Figur 3.22 viser spredningsdiagram mellom  $PM_{2,5}$ -konsentrasjoner ved Danmarks plass og vindhastighet målt ved Florida i Bergen. Figuren viser tydelig at de høyeste timesmidlene av  $PM_{2,5}$  forekommer ved lave vindhastigheter ( $< 2$  m/s). Tilsvarende spredningsdiagram mellom  $PM_{10}$  og vindhastighet viser tilsvarende sammenheng. Dette indikerer at sjøsalt neppe utgjør noen dominerende del av PM-konsentrasjonene i Bergen. Likevel er det nødvendig med en dypere analyse, og aller helst filteranalyse, for å konkludere sikkert på dette. Til sammenligning viser Figur 3.23 måledata av  $PM_{10}$  og vindhastighet fra Fugleneset i Hammerfest hvor det er dokumentert at sjøsalt bidrar vesentlig til PM-konsentrasjonen (Hak, C., 2012). Disse figurene viser svært ulik sammenheng mellom vindhastighet og PM for disse målestasjonene.



Figur 3.22: Spredningsdiagram mellom konsentrasjon av  $PM_{2,5}$  ved Danmarks plass og vindhastighet ved Florida i Bergen. Periode: November og desember 2009.



Figur 3.23: Spredningsdiagram mellom konsentrasjon av  $PM_{10}$  og vindhastighet ved Fugleneset i Hammerfest som er påvirket av sjøsalt.

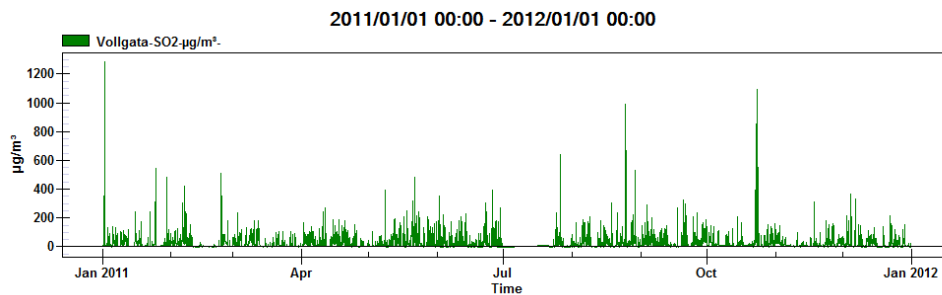
#### 4 Konsentrasjoner av $SO_2$

Konsentrasjoner av  $SO_2$  i luft er sjeldent et problem i norske byer. Bare unntaksvis er det behov for tiltak rettet mot  $SO_2$ . Slike tilfeller er gjerne i forbindelse med industri som har utslipp av  $SO_2$ . Det er begrenset hvilke måledata som er tilgjengelige av målinger av  $SO_2$ . NILU har tilgang til måledata fra Sarpsborg fra desember 2010. Det vil si per i dag har vi ett komplett år med tilgjengelige måledata. Figur 4.1 viser måledata for hele 2011. Måleserien er preget av store variasjoner med noen timer over  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men de fleste måleverdier er lavere enn  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Figur 4.2 viser frekvensfordeling av timesmiddelkonsentrasjon av  $SO_2$ . Grenseverdien, som har vært gjeldende siden 2005 tillater inntil 24 overskridelser av timesmiddelkonsentrasjonen på  $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , i 2011 var denne grenseverdien brutt ved at det var 28 overskridelser av timesmiddelkonsentrasjonen. Tilsvarende: Figur 4.3 viser frekvensfordeling av døgnmiddel  $SO_2$ . Grenseverdien tillater inntil 3 overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjonen på  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , i 2011 var ikke denne grenseverdien brutt ettersom det bare var ett døgn som viste et døgnmiddel over  $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nasjonalt mål ble imidlertid overskredet for døgnmiddel ( $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Tabell 4.1 viser maksimalverdi, 98-prosentil, 95-prosentil, 90-prosentil og årsmiddel av henholdsvis timesmiddel og døgnmiddel av  $SO_2$ . Tabellen viser at verdiene faller mye fra maksimalverdi til prosentilene, og at årsmiddelet er  $27,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,

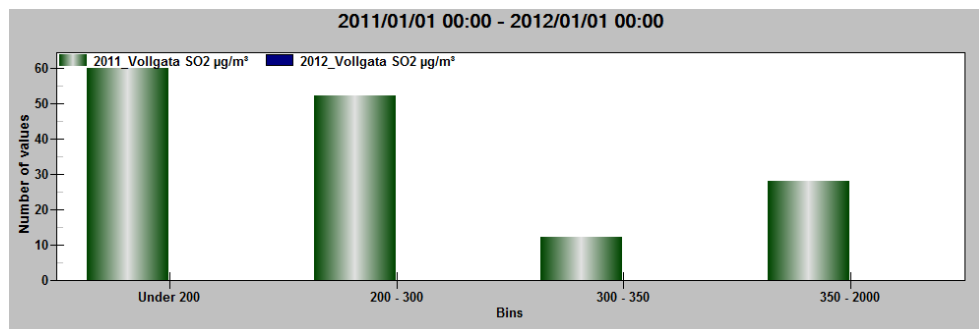
I noen få byer og tettsteder er det behov for å overvåke konsentrasjoner av  $SO_2$ , dette gjelder byer og tettsteder hvor det er en eller flere klart definerte kilder for utslipp av  $SO_2$ . I Sarpsborg som er vist i denne studien er det en gitt bedrift som har utslipp av  $SO_2$ . Måleresultatene i Sarpsborg for 2011 viser at:

- Målinger av timesmiddel viste overskridelse av grenseverdien.
- Målinger av døgnmiddelkonsentrasjonen viste at grenseverdien ble overholdt med liten margin, men bryter Nasjonalt mål.

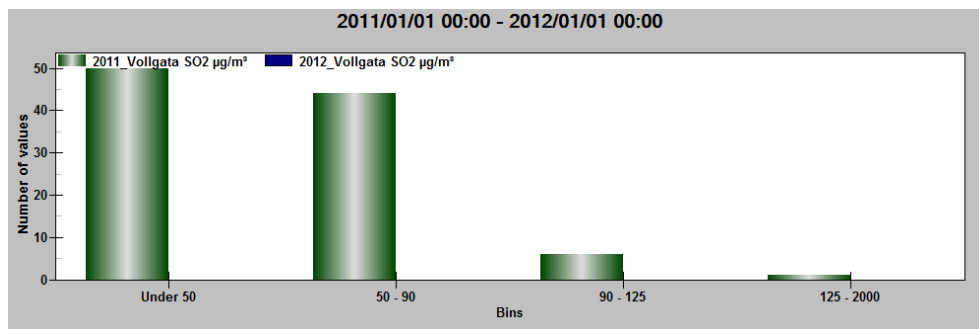
På bakgrunn av måleresultatene og det faktum at vi bare har analysert ett år med data er det all grunn til å vurdere om det er behov for tiltak rettet mot konsentrasjoner av SO<sub>2</sub>. Spesielt siden meteorologisk variasjon kan medføre store endringer av konsentrasjonsnivået fra et år et annet (se kapittel 6). I dette prosjektet er oppgaven å danne grunnlag for å vurdere endringer av grenseverdier, men for SO<sub>2</sub> er det i de aller fleste tilfeller få og lett identifiserbare kilder for utslipp.



Figur 4.1: Målinger av SO<sub>2</sub> ved Vollgata i Sarpsborg i 2011. Maksimalt timemiddel: 1286 µg/m<sup>3</sup>. Årsmiddel: 27,6 µg/m<sup>3</sup>. Bilde viser alle timedata i 2011.



Figur 4.2: Frekvensanalyse av timemiddel av SO<sub>2</sub> ved Vollgata i Sarpsborg. I 2011 var det 28 overskridelser av timesmiddelkonsentrasjonen på 350 µg/m<sup>3</sup>. Y-aksen er kuttet og viser derfor ikke alle treff av timesmiddel "Under 200".



Figur 4.3: Frekvensanalyse av døgnmiddel SO<sub>2</sub> ved Vollgata i Sarpsborg. I 2011 var det 1 overskridelse av døgnmiddelkonsentrasjonen på 125 µg/m<sup>3</sup> og 7 overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på 90 µg/m<sup>3</sup> ved Vollgata. Y-aksen er kuttet og viser derfor ikke alle treff av døgnmiddel "Under 50".

Tabell 4.1: Maksimalverdi, middelverdi og prosentiler for SO<sub>2</sub> ved Vollgata i Sarpsborg.

Parameter	Timesmiddel SO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup>	Døgnmiddel SO <sub>2</sub> µg/m <sup>3</sup>
Maksimalverdi	1286	258
98-prosentil	160	90
95-prosentil	107	72
90-prosentil	75	56

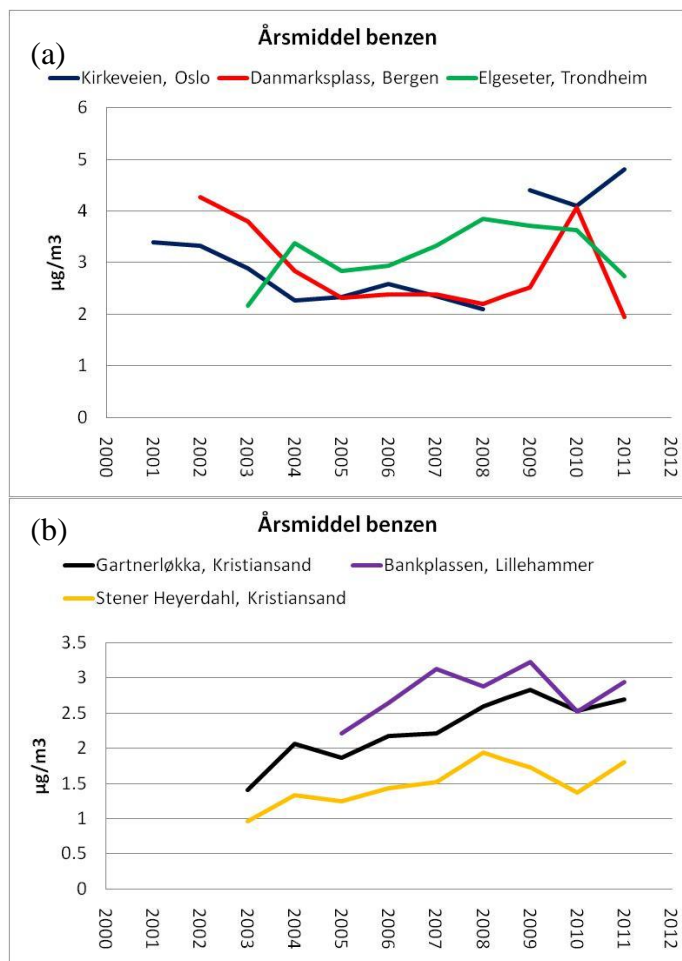
## 5 Konsentrasjoner av benzen

Hovedkilden til benzen i uteluft er utslipp fra trafikk. Benzen er en flyktig organisk forbindelse som finnes i oljeprodukter. Nivået er høyere i raffinerte produkter enn i råolje, og avgis fra uforbrent bensin og diesel ved at den damper av. Utslipp fra petrokjemisk industri og ulike forbrenningsprosesser bidrar også noe (Folkehelseinstituttet, 2010). Det er også vist at vedfyring kan bidra til utslipp av benzen, generelt er vedfyring en liten kilde, men det kan være store lokale variasjoner (Hellén et al., 2008).

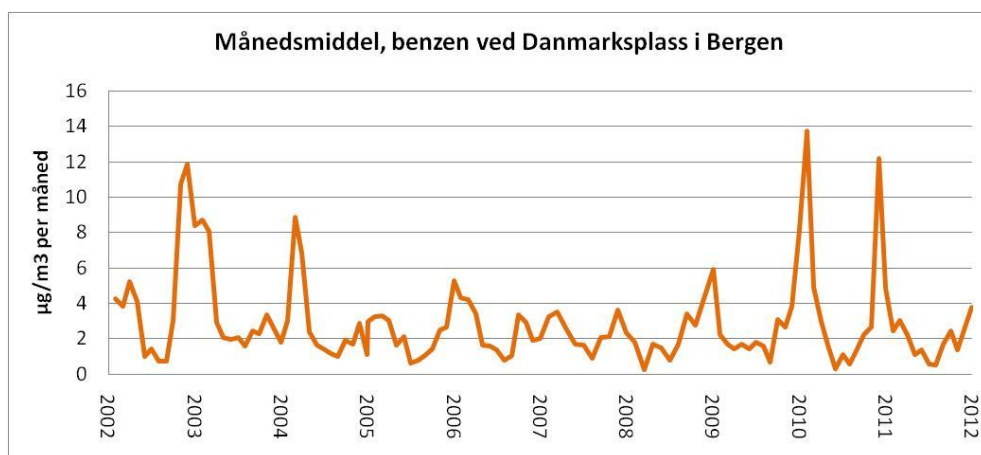
Det måles konsentrasjon av benzen i luft i flere norske byer. I de fleste byer er det bare ett målepunkt for benzen. Benzen måles ved passiv prøvetaking og analyse i laboratorium. Dette er en mer komplisert metode enn måling ved monitor som anvendes for NO<sub>x</sub>, PM og SO<sub>2</sub>. Som følge av målemetoden har målinger av benzen lang midlingstid, 1 måneds tidsoppløsning. Siden det er relativt få målepunkter med lange tidsserier har vi sett på benzenkonsentrasjoner i Kristiansand, hvor det er målinger av benzen både ved en gatestasjon (Gartnerløkka) og ved en bakgrunnsstasjon (Stener Heyerdahl). Figur 5.1 viser årsmiddel fra 6 målepunkter i 5 byer i perioden 2001 – 2011.

Merk at i Oslo ble analysemetode for benzen endret etter år 2008. Analyseresultatene før og etter dette viser at disse to metodene gir et konsekvent avvikende resultat, der analyser etter år 2008 gir betydelig høyere konsentrasjonsnivå enn analyser fram til 2008. Vi har ingen grunnlag for å si hvilke metode som gir mest presise resultater.

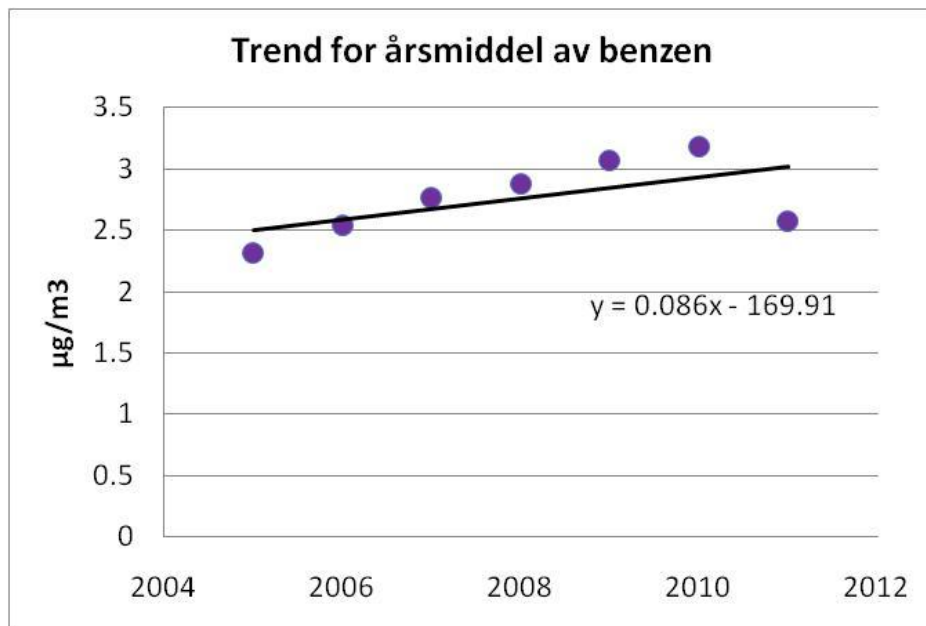
For alle målinger er årsmiddelet lavere enn grenseverdien på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som har vært gjeldende siden 2010. Imidlertid er samtlige målinger med unntak av Stener Heyerdahl og Gartnerløkka i Kristiansand før år 2006 høyere enn Nasjonalt Mål ( $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Konsentrasjon av benzen er svært sesongavhengig, Figur 5.2 viser tidsrekker av månedsmiddel ved Danmarks plass i Bergen fra år 2002 og fram til 2012. Det er betydelig høyere konsentrasjoner om vinteren, dette kan forklare av ulike forhold: Benzen reduseres i atmosfæren ved fotokjemiskeffekt og det er mindre sollys om vinteren til å drive denne reduksjonen, det er dårligere spredningsforhold om vinteren enn om sommeren og at det om vinteren kan være noe utslipp av benzen fra vedfyring. Figur 5.3 viser trendutvikling av konsentrasjon av benzen i luft. Figuren har midlet konsentrasjon i perioden 2005 – 2011 for 4 stasjoner, en fra hver by. Disse stasjonene og årene er valgt siden denne kombinasjonen har full datadekning. Kurven viser at konsentrasjon av benzen i norske byer er økende. Til dette må det kommenteres at datagrunnlaget er litt for tynt til å trekke gode konklusjoner for trender, likevel mener vi at det er god grunn til å fortsatt måle konsentrasjoner av benzen og eventuelt vurdere om tiltak er nødvendig.



Figur 5.1: Årsmiddel av benzen, målt ved 6 stasjoner i Oslo, Bergen, og Trondheim (a); og Kristiansand og Lillehammer (b). Merk: Det er lagt inn en diskontinuitet i grafen for Oslo for å markere hvor analysemetoden ble endret.



Figur 5.2: Månedsmiddel av benzen målt ved Danmarks plass i Bergen.



Figur 5.3: Trend for årsmiddel av benzen i perioden 2005 - 2011. Datagrunnlag: Danmarkplass, Elgeseter, Bankplassen og Gatestasjon i Kristiansand.

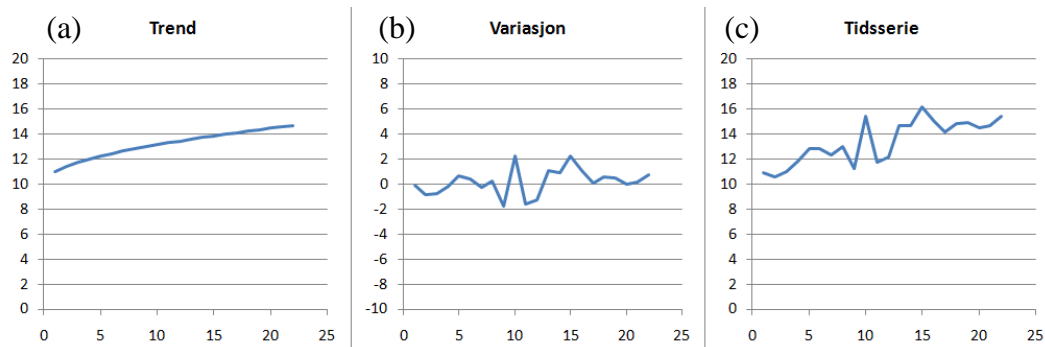
## 6 Effekt av meteorologisk variasjon

For å vurdere framtidig luftkvalitet er det nødvendig å ha et bilde av både trender og hvilke variasjoner som kan forventes til de gjeldende trendene. Med begrepet *trend for luftkvalitet* menes hvilken utvikling konsentrasjonen av ulike komponenter har over lengre tid. Trend for luftkvalitet vil først og fremst henge sammen med hvordan utslippskildene utvikler seg over tid, dette gjelder parametere som:

- Trafikkvolum
- Sammensetning av kjøretøyparken (alder og biltype)
- Andel tungtrafikk
- Andel piggdekk
- Infrastruktur (veier og arealbruk)
- Boligoppvarming (type oppvarming og forbruk av ved/olje)
- Utslippsnivå fra industri, skip og andre kilder

I tillegg til slike parametere vil konsentrasjon av ulike komponenter være avhengig av andre parametere som ikke er langsiktige, men som likevel er naturlige. Dette gjelder i stor grad meteorologiske forhold. Mellom to etterfølgende år vil konsentrasjoner i luft som oftest være mer avhengig av værforholdene, enn av hvordan utslippsnivået har endret seg mellom disse årene. Meteorologiske forhold vil sånn sett skape en naturlig *variasjon* for luftkvaliteten. Ved en kort tidshorisont vil naturlig variasjon i de meteorologiske forholdene som oftest ha større konsekvenser for konsentrasjoner i luft enn trendutvikling av utslippet. Figur 6.1 viser en illustrasjon av en tidsserie sammen med både trend og variasjon.



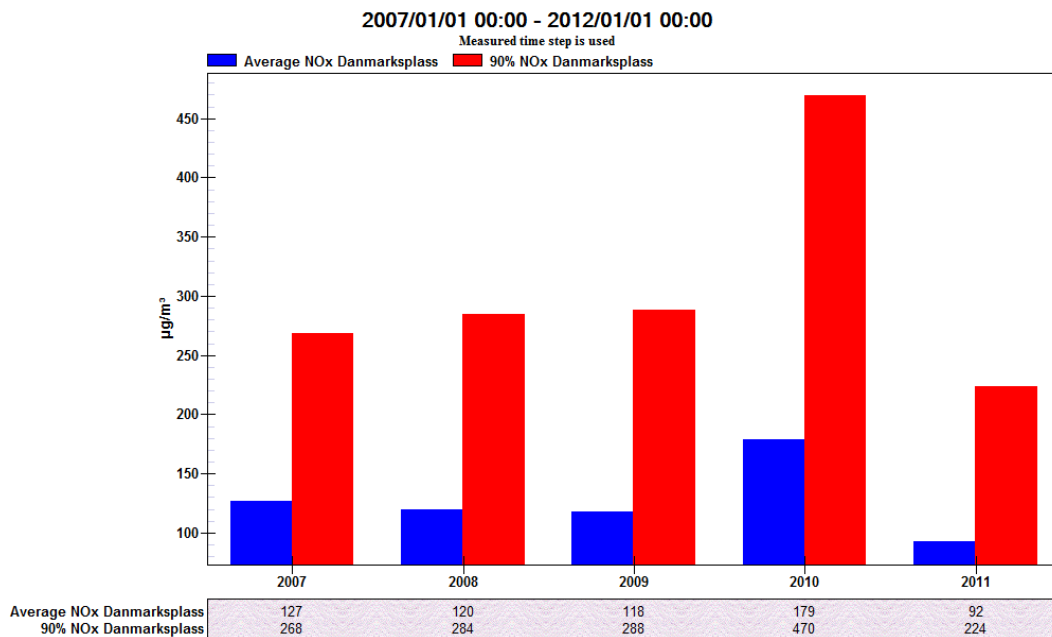


Figur 6.1: Illustrasjon av hvordan en tidsserie (c) er avhengig av trend (a) og variasjon (b).

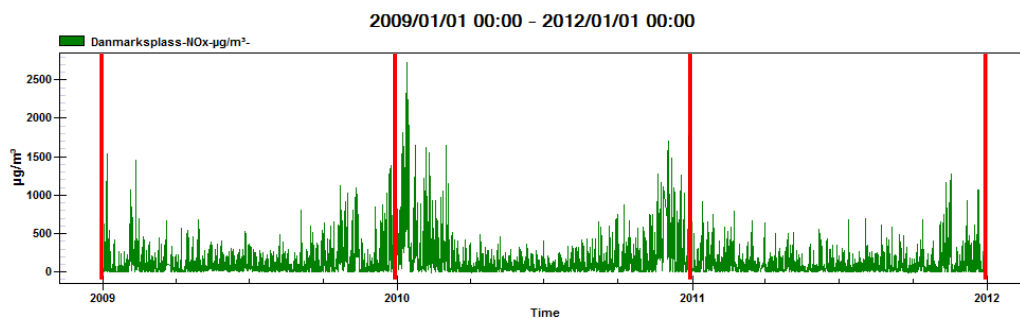
I og med at lokal luftkvalitet er avhengig av både trender og variasjon er det viktig å ha kunnskap om disse parameterne. For å gjøre en fullgod analyse av effekt fra meteorologisk variasjon bør det gjennomføres spredningsanalyser basert på likt utslipp og ulik meteorologi. Innenfor dette prosjektet er det ikke rammer til å gjøre en full modellanalyse, vi vil derfor gjøre en vurdering av hvor stor effekt meteorologisk variasjon kan ha for luftkvaliteten basert på tilgjengelige måledata. Til å studere dette er det mest hensiktsmessig å undersøke tidsserier av NO<sub>x</sub>. NO<sub>x</sub> er en god parameter for dette formålet ettersom NO<sub>x</sub> omfatter både NO og NO<sub>2</sub>, og titreringseffekten ( $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$ ) vil ikke påvirke konsentrasjonen av NO<sub>x</sub>. Videre vil ikke utslipp av NO<sub>x</sub> bli påvirket av om veibanen og veiskulderen er fuktig eller ikke, dermed vil heller ikke tiltak som støvbinding påvirke konsentrasjonen. Konsentrasjon av NO<sub>x</sub> får også bare et neglisjerbart langtransportert bidrag, slik at dette heller ikke kan utgjøre noen vesentlig feilkilde i denne analysen. Dermed sitter vi igjen med en parameter som i stor grad er avhengig av vindhastighet, vertikal stabilitet og utslipp. Dersom vi antar at utslippet endres svært lite mellom 3 etterfølgende år, så kan vi anta at endringen av NO<sub>x</sub>-konsentrasjon mellom disse årene hovedsakelig er forårsaket av endret meteorologiske spredningsforhold, det vil si naturlig *variasjon*. Fra de målinger som er gjort i norske byer finner vi beste eksempel for en slik analyse fra målestasjonen ved Danmarks plass i Bergen. Figur 6.2 viser årsmiddel og 90-prosentil av NO<sub>x</sub> ved Danmarks plass i årene 2007 – 2011. Figuren viser at det er forholdsvis liten variasjon mellom årene 2007, 2008 og 2009. Derimot skiller året 2010 seg ut som et år med svært høye konsentrasjoner av NO<sub>x</sub>. I 2011 var konsentrasjon av NO<sub>x</sub> adskillig lavere enn nivået i 2007, 2008 og 2009. Samme observasjon finner vi også for målinger av PM (Bergen kommune, 2010). Dermed definerer vi:

- 2009 som et ”normalår”
- 2010 som et ”ekstremår”
- 2011 som et ”lavår”

Figur 6.3 viser timemiddel av NO<sub>x</sub> i hele treårsperioden. Ved å analysere ulikhetene mellom måledata i disse årene får vi et grunnleggende bilde av hvor mye konsentrasjonen varierer som en følge av meteorologien.



Figur 6.2: Årsmiddel av NOx (blå stolpe) og 90-prosentil av NOx (rød stolpe) ved Danmarksplass i perioden 2007 – 2011.

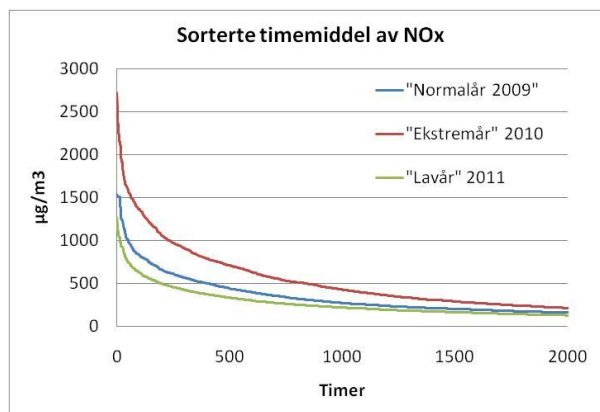


Figur 6.3: Tidsserie av timesmiddel av NOx ved Danmarksplass i perioden 2009 – 2011. Årskifte er markert med røde linjer.

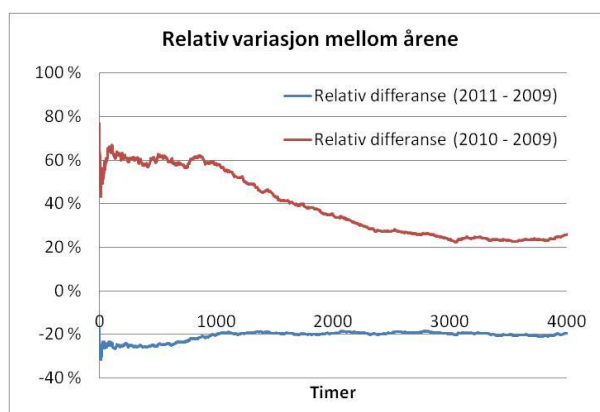
Figur 6.4 viser timesmiddelkonsentrasjoner for de 3 årene hvor timesmidlene innenfor hvert år er sortert fra høyeste til laveste timesmiddel (kurven viser bare de 2000 høyeste timene i årene). Figur 6.5 viser den relative differansen mellom ”ekstremår 2010” og ”normalår 2009”; og mellom ”lavår 2011” og ”normalår 2009” (kurven viser de 4000 høyeste timene i årene). Den relative differanse er beregnet ved å sammenligne de sorterte timesmidlene parvis fra høyest til laveste verdi. For hvert par av timesmiddel er den relative differansen beregnet etter formlene:

$$Rel. diff. (2010 - 2009) = \frac{(Timesmiddel [2010] - Timesmiddel [2009])}{Timesmiddel [2009]}$$

$$\text{Rel. diff. (2011 - 2009)} = \frac{(\text{Timesmiddel [2011]} - \text{Timesmiddel [2009]})}{\text{Timesmiddel [2009]}}$$



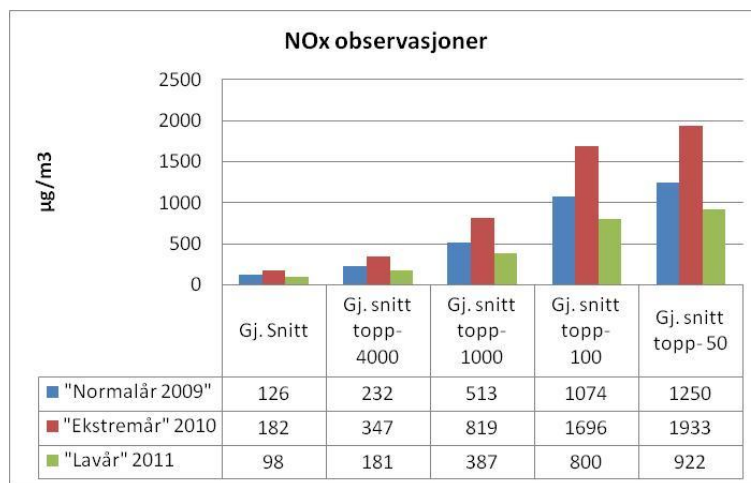
Figur 6.4: Timesmiddel av NO<sub>x</sub> ved Danmarks plass for hvert år sortert individuelt fra høyeste- til laveste timesverdi. Kurven viser de 2000 høyeste timene av årets 8760 timer.



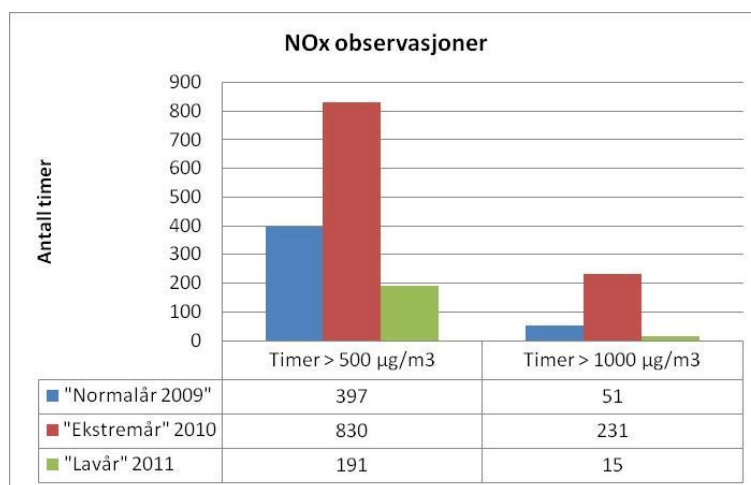
Figur 6.5: Kurven viser relativ differanse mellom kurvene i Figur 6.4. "Normalåret" 2009 er valgt som basisår i beregning av begge kurvene.

Kurvene i Figur 6.5 viser hvor mye "ekstremåret" og "lavåret" avviker i forhold til "normalåret". For de 1000 høyeste timesmidlene viser kurven at "ekstremåret" gir en konsentrasjon som er ca. 60 % høyere enn "normalåret", og at "lavåret" gir en konsentrasjon som er ca. 25 % lavere enn "normalåret". Variasjonen er ikke like stor for timesmiddel med lavere konsentrasjoner. Figur 6.6 viser stolpediagram av gjennomsnittskonsentrasjon for hele året og gjennomsnittskonsentrasjon for de  $n$  høyeste timesmidlene for hvert år ( $n = 4000, 1000, 100$  og  $50$ ). Stolpediagrammet viser at differansen mellom årsmiddel kan være opptil 40 % og at det er en betydelig større relativ differanse når vi bare beregner for de høyeste verdiene. Stolpediagrammet bekrefter også tallene fra Figur 6.5 når det gjelder variasjon i konsentrasjonsnivå.

Figur 6.7 viser stolpediagram over hvor mange observasjoner det er gjort der timesmiddel av NO<sub>x</sub> overskrider henholdsvis 500 µg/m<sup>3</sup> og 1000 µg/m<sup>3</sup>. Dette er en annen parameter som er mer relevant med tanke på komponenter der grenseverdien er definert med antall tillatte overskridelser av timesmiddelkonsentrasjonen, som for eksempel grenseverdi for NO<sub>2</sub>. Denne parameteren viser enda større forskjell mellom årene, og at forskjellen er størst når terskelen for å telle observasjoner er høyest. Stolpediagrammet viser at antall observasjoner over 500 µg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> øker med en faktor på cirka 2, både fra "lavår" til "normalår" og fra "normalår" til "ekstremår". Videre øker antall observasjoner over 1000 µg NO<sub>x</sub>/m<sup>3</sup> med en faktor på cirka 3,5 fra "lavår" til "normalår" og en faktor på cirka 4,5 fra "normalår" til "ekstremår".



Figur 6.6: Beregning av gjennomsnittskonsentrasjon av NO<sub>x</sub> ved Danmarks plass. Til venstre er det beregnet gjennomsnitt av alle timesmiddelkonsentrasjonene i hvert år. I de neste kolonnene er det beregnet gjennomsnitt av henholdsvis de 4000, 1000, 100, og de 50 høyeste timesmiddelkonsentrasjonene for hvert år.



Figur 6.7: Stolpene viser hvor mange observasjoner av NO<sub>x</sub> det var i de ulike årene med konsentrasjon over henholdsvis 500 µg/m<sup>3</sup> og 1000 µg/m<sup>3</sup>.

Analysen viser at:

- Årsmiddel kan variere i intervallet 40 % i forhold til et ”normalår”.
- Konsentrasjon for de 1000 høyeste timemidlene kan variere med opptil 60 % i forhold til et ”normalår”.
- Antall observasjoner over en gitt terskel kan doubles eller mangedobles (avhengig av terskelnivå) som følge av meteorologisk variasjon.

Denne analysen av historiske måledata gir et grunnleggende bilde av hvor mye konsentrasjon av en komponent varierer som følge av meteorologi. Dette må likevel ses på som en indikativ analyse. De viktigste usikkerhetskildene i denne analysen er:

- Denne metoden forutsetter at utslipp har vært tilnærmet likt i de tre årene vi har studert. Det kan imidlertid ikke utelukkes at det har vært endring av utslippet som har forstyrret denne analysen. For eksempel forhold som har endret trafikkvolumet signifikant mellom årene 2009 – 2011.
- Ulike komponenter har ulike forutsetning for utslipp, spredning, bakgrunnsnivå og atmosfærisk kjemi. Dermed kan vi forvente at andre komponenter vil respondere noe annerledes på meteorologi enn det vi har sett for NO<sub>x</sub>. Eksempelvis vil konsentrasjon av NO<sub>2</sub> også være avhengig av kjemisk reaksjon med ozon, mens PM<sub>10</sub> vil være avhengig av fuktighet av veibane og støvbindingstiltak.
- Denne analysen har et beskjedent datautvalg ettersom vi kun ser på en 3-årsperiode, bare en komponent og bare en veinær målestasjon. Datautvalget reflekterer altså bare de meteorologiske variasjonene i én by, Bergen.

Ved å gjennomføre flere fullstendige spredningsberegninger med henholdsvis identiske utslipp og ulik meteorologi vil vi få et bedre bilde av hvilke variasjoner som forårsakes av meteorologi. Spredningsanalyser vil gi fullstendig oversikt på utslippsnivåene, det vil være mulig å analysere modellresultater for en rekke geografiske punkter og det vil være mulig å analysere resultater for ulike komponenter.

## **7 Vurdering av virkemiddel og framtidig luftkvalitet**

### **7.1 NO<sub>2</sub>**

Den desidert største utslippsskilde for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> er trafikk. Det har tidligere vært en forventning om at konsentrasjoner av NO<sub>2</sub> ville bli redusert som følge av stadig strengere krav til utslipp fra kjøretøyparken. De siste årene har det imidlertid kommet oppdatert viten vedrørende utslipp fra kjøretøy som viser at utslipp av NO<sub>x</sub> fra dieslbiler er adskillig høyere under reelle kjøreforhold enn utslippskravene fra eurostandardene. Samtidig har andel av NO<sub>2</sub> i NO<sub>x</sub>-utslippet økt for nyere dieslbiler; dermed øker også utslippskvantum av NO<sub>2</sub> for dieslbiler. Andel dieslbiler har økt betydelig i den norske bilparken.

I flere prosjekter har NILU gjennomført utslipps- og spredningsberegninger av NO<sub>2</sub> der det ble anvendt utslippsfaktorer som var basert på utslippskravene i eurostandardene. I dag vet vi at disse utslippsfaktorene er adskillig lavere enn hva

som er tilfelle under reelle kjøreforhold med køkjøring og kulde. Ved å analysere resultater fra tidligere rapporter må vi ta dette i betraktning.

Etter at det kom oppdatert viten omkring utslippsfaktorer for dieselmotorer har NILU levert eller deltatt i to rapporter hvor dette er behandlet på en bedre måte.

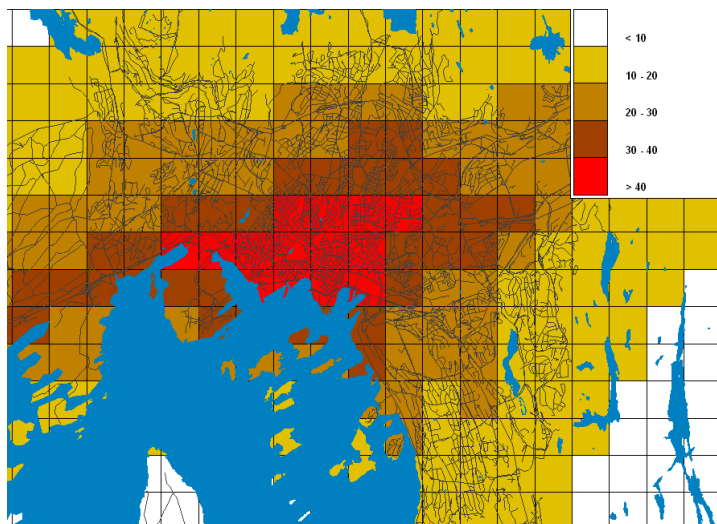
1. *NO<sub>2</sub>-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum. Bidrag fra dieselmotorer og mulige tiltak* (Sundvor et al., 2011)
2. *NO<sub>2</sub>-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. utfordringer og muligheter frem mot 2025* (Hagman et al., 2011)

I den første rapporten er det gjennomført spredningsberegninger for år 2010 og framskrivinger til år 2025 basert på oppdaterte anslagene av nye utslippsfaktorer. I den andre rapporten er disse utslippsfaktorene ytterligere oppdatert med en mindre justering, men her er det bare utført utslippsberegninger og ikke spredningsberegninger.

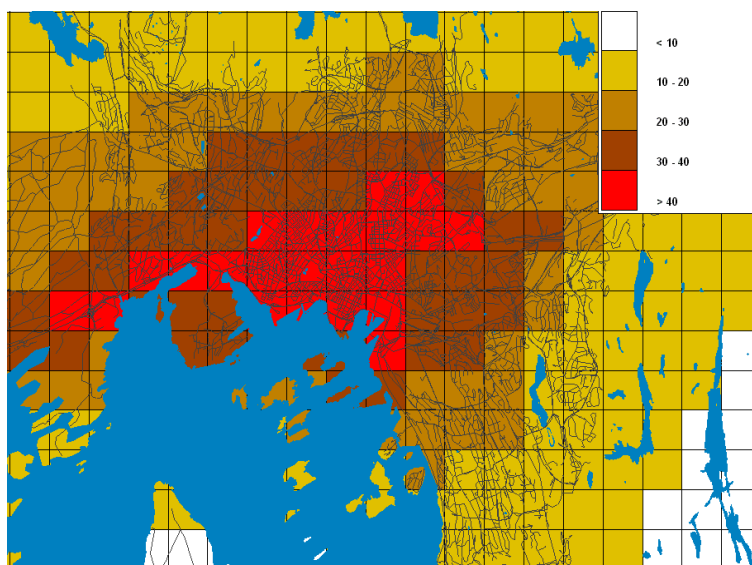
Figur 7.1 og Figur 7.2 viser noen av de sentrale resultatene fra rapporten *NO<sub>2</sub>-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum. Bidrag fra dieselmotorer og mulige tiltak*. Figur 7.1 viser en oppdatert årsmiddel beregning for NO<sub>2</sub> (år 2010), der området hvor årsmiddelkonsentrasjon av NO<sub>2</sub> er overskredet er merket med rødt. Beregningene gjelder også for Bærum, selv om det ikke er inkludert i kartet. Figur 7.2 viser tilsvarende framskriving til år 2025. Beregningene for år 2010 er verifisert mot samtidige måledata fra Kirkeveien, Manglerud, Alnabru, Smestad og Riksvei 4. Evaluering av modellresultatene viste gode korrelasjoner med måledataene (henholdsvis 0.65, 0.41, 0.61, 0.70 og 0.60). Det er ikke utført eksponeringsberegning i dette prosjektet, men ved å sammenligne kartene i Figur 7.1 og Figur 7.2 med befolkningskart datert år 2012, så ser vi:

- I 2010 har ca. 95.000 personer bosted innefor området hvor årsmiddelkonsentrasjon av NO<sub>2</sub> er overskredet.
- I 2025 har ca. 155.000 personer bosted innefor området hvor årsmiddelkonsentrasjon av NO<sub>2</sub> er overskredet.

Med tanke på eksponering vil det også være veinære bygningspunkter utenom disse områdene hvor årsmiddel vil være over grenseverdien. Dette er ikke beregnet i denne studien.

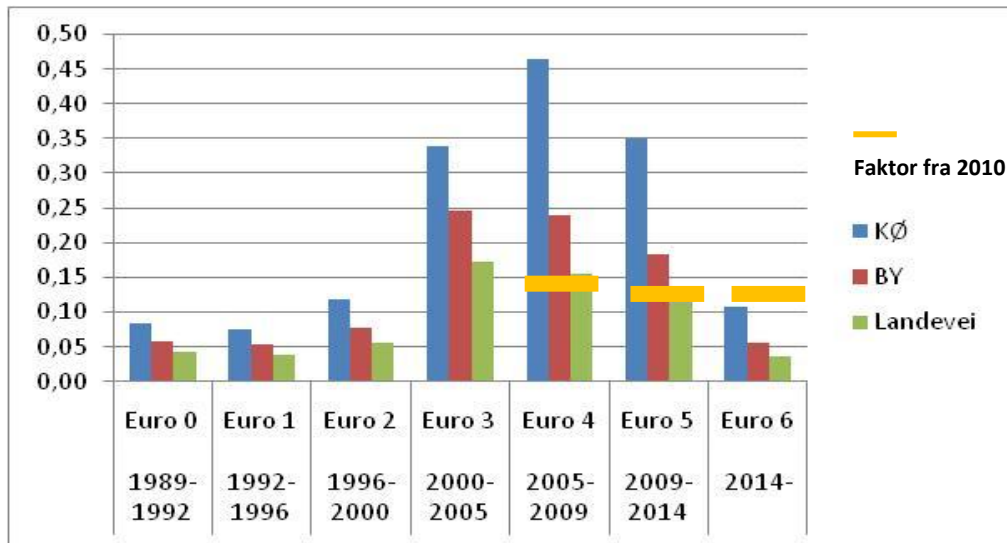


Figur 7.1: Kartutsnitt av årsmiddelverdier på felt for beregning for 2010. Utslippsfaktorer er basert på reell kjøresyklus og dieselandelen av lette kjøretøy er 18 %. Figuren er hentet fra rapporten "NO<sub>2</sub>-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum" av Sundvor et al., 2011.



Figur 7.2: Kartutsnitt av årsmiddelverdier på felt for Scenarior beregning for år 2025. Utslippsfaktorer er basert på reell kjøresyklus og dieselandelen av lette kjøretøy er 72 %. Figuren er hentet fra rapporten "NO<sub>2</sub>-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum" av Sundvor et al., 2011.

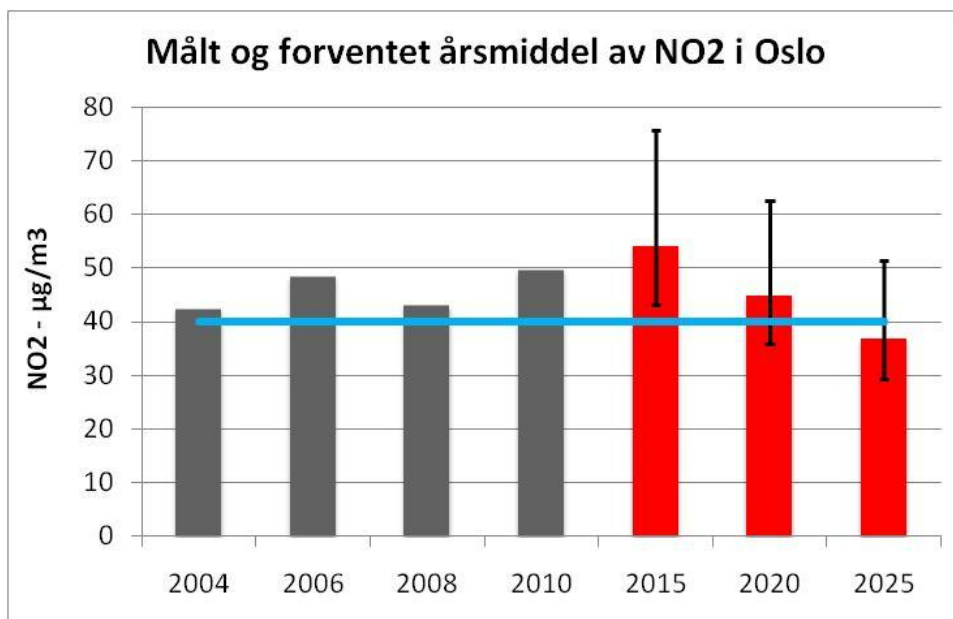
Etter dette prosjektet ble utslippsfaktorer for dieserbiler ytterligere justert i forbindelse med prosjektet NO<sub>2</sub>-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. *Utfordringer og muligheter frem mot 2025*. For de fleste euroklasser er det bare små justeringer, med unntak dieselpersonbiler Euro 6 hvor oppdaterte utslippsfaktorer ble redusert med ca. 50 % i forhold til studien i 2010, se eksempel i Figur 7.3



Figur 7.3: Utvikling i utslipp av  $\text{NO}_2$  fra nye personbiler med dieselmotorer under kjøkjøring, bykjøring og landeveiskjøring. Kilde: HBEFA. Figuren er hentet fra rapporten "NO<sub>2</sub>-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. Utfordringer og muligheter frem mot 2025", 2011. I tillegg er det lagt på gule merker for utslippfaktorer som ble benyttet i fra rapporten "NO<sub>2</sub>-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum".

I prosjektet NO<sub>2</sub>-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. Utfordringer og muligheter frem mot 2025 ble ikke utført spredningsberegninger. Men ved å sammenstille måledata med samtidige utslippsberegninger ble det beregnet en forholdsfaktor mellom utslipp og konsentrasjon. For fremtiden var det også utslippsberegninger; og ved å bruke den beskrevne forholdsfaktoren ble det gitt et overslag på framtidig forventede konsentrasjoner. En slik framskriving kan bare gjøres for å beskrive konsentrasjonsnivået generelt uten at vi kan beskrive hvilke områder lokalt i byene som rammes. Basert på analysen av effekt av meteorologisk variasjon fra kapittel 6 er denne framskrivingen styrket med et bedre anslag for variasjon, uttrykt som usikkerhet i Figur 7.4. Merk at denne usikkerheten baserer seg kun på variasjon av meteorologi. I tillegg er det usikkerheter i form av framtidig utvikling av motor- og renseteknologi, framtidig sammensetning av bilparken, framtidig infrastruktur etc.





Figur 7.4: Årsmiddel av NO<sub>2</sub>. Målte historiske konsentrasjoner er vist med grå søyer, og forventet utvikling er vist med røde søyer. Forurensingslovens grenseverdi er vist med blå linje. Figuren er hentet fra "NO<sub>2</sub>-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. Utfordringer og muligheter frem mot 2025". Usikkerhetsintervallene er oppdatert ut fra analysen i kapittel 6.

Ettersom det er litt avvikende utslippsfaktorer for Euro 6 som ligger til grunn for de to nevnte studiene er det også noe avvikende resultater for framskrivinger for 2025. Rapportene er likevel godt samstemte i konklusjon om at per år 2012 har utslippsnivået av NO<sub>2</sub> en oppadgående trend, og NO<sub>2</sub>-konsentrasjon i Stor-Oslo kommer til å overskride grenseverdien for årsmiddel minst 10 år fram i tid. Ut fra spredningsberegninger og befolkningskart kan vi anta at ca. 100.000 innbyggere i Oslo eksponeres for konsentrasjoner over grenseverdi for årsmiddel, og at antallet vil øke de nærmeste årene.

Trenden for framtidige konsentrasjoner vil være den samme i andre byer ettersom forutsetningene for endring av framtidig utslipp er lik i alle byer. Men selv om trenden er den samme så vil det absolutte konsentrasjonsnivået variere mellom byene. I Bergen og Trondheim har det vært regelmessige overskridelser av årsmiddel av NO<sub>2</sub>, det kan forventes at dette vil fortsette, og at også disse byene vil ha overskridelser minst 10 år frem i tid, uten omfattende tiltak.

Det er også beregnet spredning og konsentrasjon av NO<sub>2</sub> i *Rikets Miljøtilstand 2007* (Sundvor et al., 2009). Denne studien ble gjennomført før utslippsfaktorer for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> fra dieslbiler ble oppdatert. Derfor bygger denne rapporten på andre og adskillig lavere utslippsfaktorer for dieslbiler enn arbeidet som er gjort etter dette. Eksempelvis var utslippsfaktor for en diesebil Euro 4 i 2007 definert til 0,04 g NO<sub>2</sub>/km, mens tilsvarende faktor ble oppdatert til 0,24 g NO<sub>2</sub>/km i 2011 (gjelder for bykjøring i 30 km/h). Oppdatert faktor er i dette tilfelle seks ganger høyere enn faktor som var etablert i 2007. I tillegg har

andel av dieselpersonbiler i bilparken endret seg. I Oslo er den endret fra 22 % i 2007 til 37 % i 2010. I Sør-Trøndelag er den endret fra 25 % i 2007 til 36 % i 2010. Siden det var færre dieslbiler i 2007 utgjorde avviket i utslippsfaktor for dieslbiler en mindre feilkilde den gang enn det vil gjøre i dag. Korrelasjon mellom modellberegninger og måledata er derfor god for *Rikets Miljøtilstand*, 0.50 og 0.60 for henholdsvis Riksvei 4 og Kirkeveien. Dette var derfor en god rapport for beskrive tilstanden i 2007, men på grunn av oppdateringer og utvikling av bilparken egner den seg lite til å beskrive konsentrasjoner av NO<sub>2</sub> eller antall personer som eksponeres for NO<sub>2</sub>.

## 7.2 PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>

I forbindelse med *Rikets Miljøtilstand 2007* (Sundvor et al., 2009) ble det også beregnet konsentrasjoner og eksponering av PM<sub>10</sub> i Oslo og Trondheim. Basert på forskningsarbeidet som ble utført i SRIMPART (Denby et al., 2009) var det grunn til å anta at utslipp av PM fra vedfyring var overestimert med en faktor 1.5 – 2. Derfor ble resultatene fra Rikets Miljøtilstand 2007 oppdatert i rapporten *Tiltaksberegninger for PM<sub>2,5</sub>/PM<sub>10</sub> i Oslo og PM<sub>10</sub> i Trondheim for 2020*. I denne studien er modellberegningene fra Rikets Miljøtilstand 2007 rekjørt med oppdatert utslipp for vedfyring. I tillegg er det gjennomført modellberegninger for framskriving til år 2020 for en basisframskriving og åtte ulike tiltakspakker rettet mot piggdekkandel, trafikkvolum og/eller vedfyring. I basisframskrivingen er det lagt til grunn at en gitt andel gamle ovner skiftes ut til nye, det er antatt en gitt trafikkøkning og en piggfriandel på 85 % i både Oslo og Trondheim.

Effekten av de ulike tiltakene bestemmes i stor grad av at de betraktede eksponeringsnivåene for PM<sub>10</sub> bare overskrides veivært i basisframskrivningene for 2020 i Oslo og Trondheim. Dette betyr at tiltak som reduserer trafikkutslippene får relativt større betydning på eksponeringsomfanget enn tiltak som reduserer utslippene fra vedfyringen. For begge byer har vedfyringstiltakene, det vil si innføringen av pipehatter, liten effekt. Av trafikktiltakene er økningen av piggfriandelen den mest effektive. Drastiske reduksjoner i trafikkmengden må til for å få tilsvarende effekt som 95 % piggfriandel. Det må her likevel understrekes at de modellmessige usikkerhetene er relativt store i disse eksponerings-estimatene, og at tallene derfor i første rekke bør oppfattes som indikative størrelser.

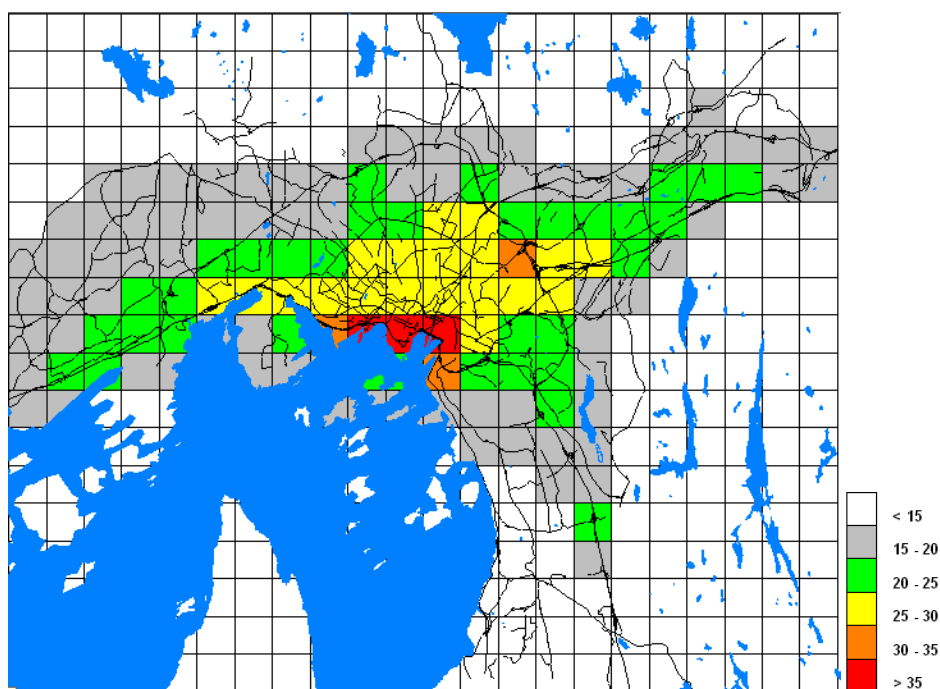
### 7.2.1 Oslo

I den opprinnelige *RM2007*-beregningen for Oslo ble det estimert at 186.744 personer ble utsatt for overskridelser av det nasjonale luftkvalitetsmålet for PM<sub>10</sub>; det vil si at de har bosted i områder med mer enn 7 døgn med PM<sub>10</sub>-verdier over 50 µg/m<sup>3</sup>. I tiltaksberegningen som ble foretatt er eksponeringsnivåene mye lavere, i første rekke på grunn av reduksjonen i vedfyringsutslippet. I Tabell 7.1 angis antall personer som utsettes for døgnmiddelkonsentrasjoner av PM<sub>10</sub> over 50 µg/m<sup>3</sup>, når vi tillater 7 eller 35 døgn med overskridelser. Tabellen viser eksakte modellresultat for antall personer som blir utsatt for eksponering, i praksis er det ikke mulig å gi disse tallene med 6 signifikante siffer, tallene må betraktes som tilnærminger. Som vist i tabellen er antallet personer som utsettes for mer enn 7 døgn over 50 µg/m<sup>3</sup> redusert fra 186.744 til 59.799 fra *Rikets Miljøtilstand 2007* til *Tiltaksberegningen* i 2010. For framskriving til 2020 er antall eksponerte over

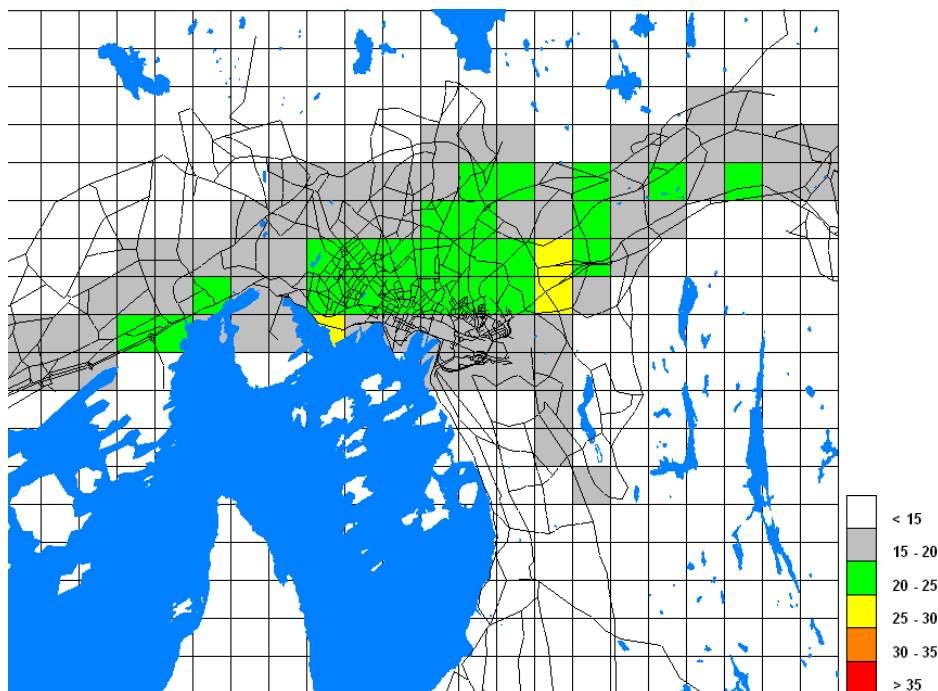
7 døgn ytterligere redusert til 3.332 personer. Antall eksponerte over grenseverdien, (mer enn 35 døgn over  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) reduseres fra 2.115 i 2007 til 845 i 2020, begge beregningene er gjort i *Tiltaksberegningen* i 2010. Figur 7.5 og Figur 7.6 viser  $\text{PM}_{10}$  konsentrasjonskart for 36. høyeste døgn i henholdsvis 2007 og 2020, kartene viser at ingen gridceller overskrider  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , det vil si at grenseverdien for døgnmiddel overholdes på grid, alle overskridelser finner sted i bygningpunkter langs de mest trafikkerte veiene.

*Tabell 7.1: Beregning av antall personer som er eksponert iht. Nasjonalt mål og EUs grenseverdi. Beregningene er hentet fra prosjektene "Rikets Miljøtilstand 2007" og "Tiltaksberegninger ....".*

Beregning, prosjekt	Antall tillatte døgn med overskridelser	Totalt antall personer (og prosentvis andel av totalbefolkningen) bosatt i områder med $\text{PM}_{10}$ nivåer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	Antall personer eksponert i bygningposisjoner
RM 2007	7	186 744 (35.0 %)	Ikke beregnet
Tiltaksberegning, rekjøring for 2007	7	59 799 (11.4 %)	20 377 (3.9 %)
	35	2 115 (0.40 %)	2 115 (0.40 %)
Tiltaksberegning framskrivning 2020	7	3 332 (0.63 %)	3 332 (0.63 %)
	35	845 (0.16 %)	845 (0.16 %)



*Figur 7.5:  $\text{PM}_{10}$  konsentrasjonskart for 36. høyeste døgn i 2007. Figuren er hentet fra "Tiltaksberegninger ....", 2010.*

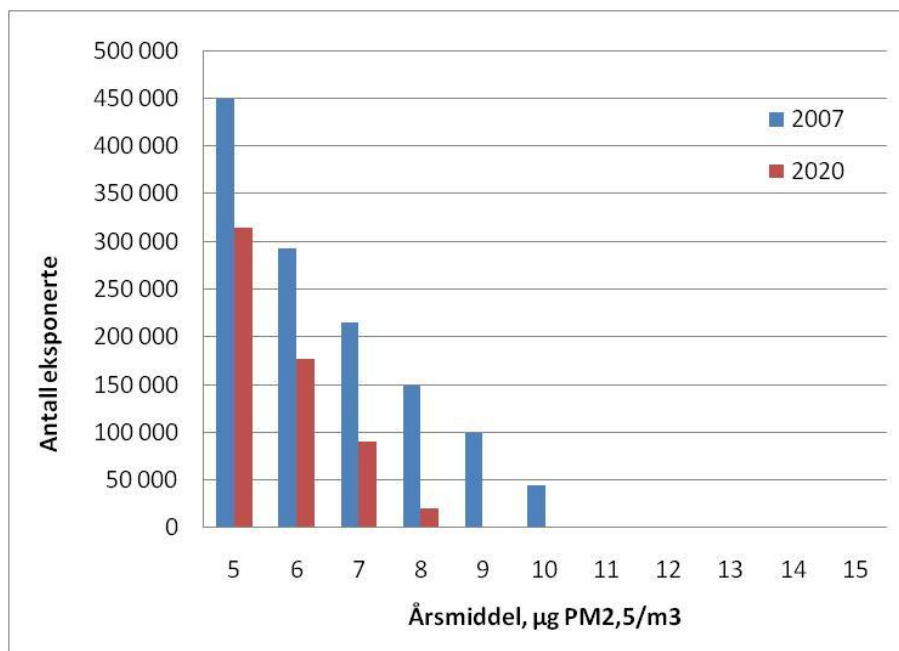


Figur 7.6: PM<sub>10</sub> konsentrasjonskart for 36. høyeste døgn i 2020 for basis framskrivningen. Figuren er hentet fra "Tiltaksberegninger ....", 2010.

Tabell 7.2 angir antall personer som utsettes for overskridelse av ulike nivåer av årsmiddelverdier av PM<sub>2,5</sub>. Den prosentvise andelen av totalbefolkningen som utsettes for overskridelser av de ulike terskelverdiene er angitt i parentes. Eksponeringsresultatene fra basisframskrivningen for 2020 i Oslo viser en markert nedgang i antall eksponerte fra 2007 til 2020. Figur 7.7 viser tilsvarende data som stolpediagram, hvor også andre terskelnivåer er inkludert.

Tabell 7.2: Eksponeringstall for PM<sub>2,5</sub> for Oslo, tiltaksberegning i 2007 og basisframskrivning 2020. Beregningene er hentet fra prosjektet "Tiltaksberegninger ....".

Beregning, prosjekt	Terskelverdi for årsmiddel av PM <sub>2,5</sub>	Antall personer (og prosentvis andel av totalbefolkningen) bosatt i områder med årsmiddel av PM <sub>2,5</sub> over terskelverdien
Tiltaksberegning, 2007	15 µg/m <sup>3</sup>	10
	10 µg/m <sup>3</sup>	43 842 (8.3 %)
	5 µg/m <sup>3</sup>	449 338 (85.4 %)
Tiltaksberegning framskrivning 2020	15 µg/m <sup>3</sup>	0
	10 µg/m <sup>3</sup>	9
	5 µg/m <sup>3</sup>	314 603 (59.8 %)



Figur 7.7: Grafisk framstilling for antall personer som forventes å være eksponert for ulike nivå av årsmiddel av PM<sub>2,5</sub>. Blå stolper tilsvarer resultater for 2007 og røde stolper tilsvarer resultater for 2020.

Beregningene som er gjort for konsentrasjoner av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> gjennom prosjektet for *Tiltaksberegninger* framstår som robuste for Oslo. Beregningene forutsetter en gitt økning i trafikkvolum og utskiftning av gamle vedovner. Vi kan ikke se at det foreligger noe nyere informasjon som rokker ved disse forutsetningene. Videre var det forutsatt en piggfriandel på 85 %. I perioden 2010 – 2012 har telling vist en piggfriandel på 83 % - 85 %. Denne forutsetningen er dermed et meget bra estimat for år 2020, men forutsetter at piggdekkavgift opprettholdes i Oslo fram til år 2020. Det er god korrelasjon mellom beregninger fra tiltaksutredningen for 2007 og observasjoner i perioden, dokumenter i rapporten (Slørdal et al., 2010).

### 7.2.2 Trondheim

I den opprinnelige RM2007 kjøringen for Trondheim ble det anslått at 4994 personer var utsatt for overskridelser av det nasjonale målet for PM<sub>10</sub>, det vil si mer enn 7 døgn med døgnmiddelkonsentrasjon over 50 µg/m<sup>3</sup>. I framskrivningsberegningen er det en 40 % reduksjon i utslippene fra vedfyring 2007 til 2020, reduserte eksospartikkelutslipp som følge av bedre kjøretøyteknologi, en økning i piggfriandelen fra 70 % til 85 %, men det er også en økning ÅDT på 27.36 % (ÅDT = antall kjøretøy per døgn). Til tross for endringene som tilsier betydelig lavere utslipp fra noen av kildene viser framskrivningsberegningen at forventet økningen i ÅDT fører til at antall overskridelser av det nasjonale målet bare reduseres ned til 4 339 personer. Dette skyldes i første rekke at eksponeringsnivåene i Trondheim i utgangspunktet bare forekommer veinært, og antall eksponerte vil derfor i mindre grad enn i Oslo reduseres som følge av de reduserte vedfyringsutslippene. Dette bekreftes også av analysen som er gjort i kapittel 3.3 i denne rapporten. Her har vi sett at andelen av PM<sub>2,5</sub> bare utgjør cirka 20 % av PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen på dager der

konsentrasjonen av  $PM_{10} > 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ; og at Trondheim har høyest konsentrasjon av grovfraksjon, noe som i liten grad kommer fra vedfyring. I Trondheim er det også flest døgn med høy middelkonsentrasjon om våren, dette er utenom høysesong for vedfyring. Dermed ser vi at analysen av måledata underbygger framskrivningene som er gjort i *Tiltaksutredningen*.

Tabell 7.3: Eksponeringstall for  $PM_{10}$  for framskrivningen i Trondheim i 2020 med ulik piggfriandel og vekst i ÅDT i forhold til 2007-beregningen.

Scenario	Antatt vekst i ÅDT	Piggfriandel	Totalt antall personer (og prosentvis andel av totalbefolkningen) bosatt i områder med $PM_{10}$ nivåer over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for antall tillatte døgn med overskridelser	
			7 døgn	35 døgn
1)	27 %	85 %	4 339 (2.9 %)	8 (0.005 %)
2)	42 %	85 %	5 843 (3.9 %)	86 (0.06 %)
3)	42 %	70 %	9 442 (6.2 %)	165 (0.11 %)

Ettersom trafikk er viktigste bidrag til  $PM_{10}$  i Trondheim er det avgjørende at framskrivning bygger på gode forutsetninger. Tabell 7.3 viser beregning av antall eksponerte i Trondheim i år 2020 ved tre ulike forutsetninger av kombinert ÅDT-vekst og piggfriandel. Det er mest riktig å anta en trafikkvekst på 27 % fram til 2020 for Trondheim. Framskrivning med trafikkvekst på 42 % ble egentlig gjennomført ved en feil, men siden resultatene gir nyttig informasjon blir de gjengitt i rapporten.

I Trondheim ble det innført piggdekkgebyr i 2001, etter dette økte piggfriandelen opp til cirka 80 % i 2010. I 2010 ble piggdekkgebyret avviklet og piggfriandelen gikk umiddelbart ned til cirka 70 %. Piggfriandel er en meget følsom parameter med tanke på utslipp av  $PM_{10}$ . I kapittel 7.2.4 ser vi at piggfriandelen responderer klart på piggdekkgebyr, og at ingen byer har hatt piggdekkandel over 70 % uten bruk av gebyr (fram til 2012). Framtidig konsentrasjon av  $PM_{10}$  i Trondheim er derfor helt avhengig om piggdekkgebyr gjeninnføres eller om det forblir avviklet.

Dersom vi antar at piggdekkgebyret forblir avviklet er det mest riktig å anta en piggfriandel på 70 % og en ÅDT-vekst på 27 % fram til 2020 i Trondheim. Denne kombinasjonen er ikke beregnet i tiltaksutredningen, men vi kan anta at antall eksponerte i Trondheim vil være mellom scenario 1) og scenario 3) i Tabell 7.3. Siden det er modellert at piggdekkandel har mer å si enn ÅDT for utslipp av  $PM_{10}$ , så kan antall eksponerte være nærmere scenario 3) enn scenario 1), i så fall er det nesten en dobling i forhold til år 2007.

### 7.2.3 Framtidig $PM$ -konsentrasjoner i andre byer

Det er ikke gjort beregninger i andre byer i RM 2007 eller i Tiltaksberegningen for  $PM$ . Derfor er det ikke mulig med konkrete anslag på framtidig utvikling. Men analysen av  $PM$ -fraksjon i kapittel 3.3 og Vedlegg B viser fraksjons-sammensetning av  $PM$  og dette gir en indikasjon på hva vi kan forvente.

Bergen skiller seg ut ved at  $PM_{2,5}$  utgjøre hele 50 % av PM-konsentrasjonen på dager der døgnmiddel  $> 50 \mu g/m^3$ . Dette kan skyldes at det er en høy andel piggfritt i bilparken i Bergen og eventuelt andre vellykkede tiltak mot veistøv. Dersom konsentrasjoner av PM i Bergen skal reduseres videre er det nødvendig å vurdere om det i neste omgang kan være mest hensiktsmessig å fokusere på  $PM_{2,5}$ . I så måte vil det være nyttig å først gjøre en dypere analyse av kildene for  $PM_{2,5}$  og kartlegge hvor stor andel som kommer fra vedfyring, trafikk, bakgrunnsnivå og eventuelt sjøsalt. Deretter kan tiltak mot  $PM_{2,5}$  vurderes.

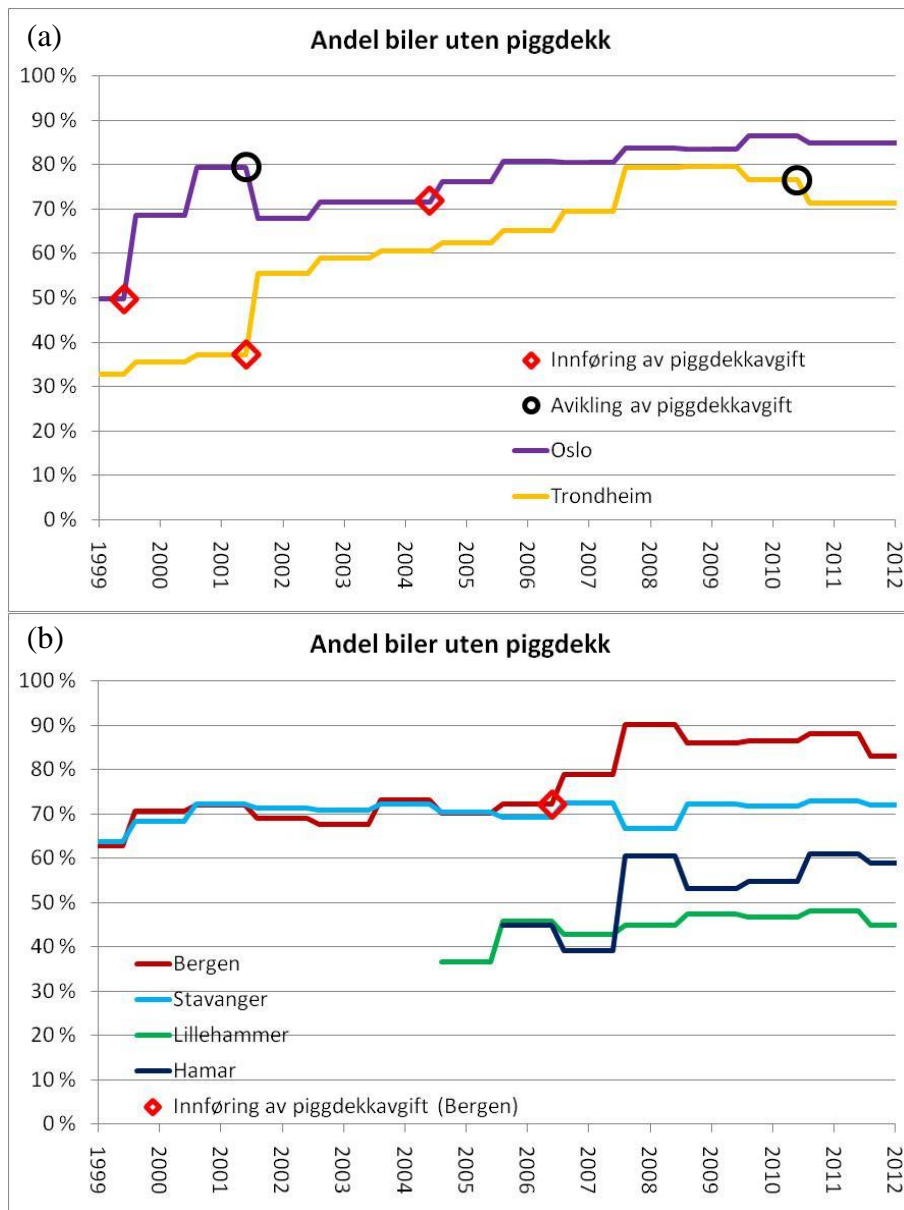
I mellomstore byer som Lillehammer er det ikke like vanlig med overskridelser av grenseverdiene av PM, og derfor er det heller ikke samme fokus på tiltak som i de største byene. I de mellomstore byene er det ofte en middels andel av piggfritt, gjerne 30 % - 60 %. Som følge av dette er de høyeste observasjonen i mellomstore byer i sone for "PM fra oppvirvlet veistøv" i kapittel 3.3. Dette betyr at i de fleste mellomstore byer er det potensial til å redusere PM-konsentrasjon relativt enkelt dersom det gis incentiver til publikum til å legge om fra piggdekk til piggfrie vinterdekk.

#### **7.2.4 Effekt av piggdekk for $PM_{10}$ -konsentrasjon**

Figur 7.8 og Tabell 7.4 viser utvikling av andel biler som kjører uten piggdekk i ulike norske byer, det er også markert tidspunkt for innføring og avvikling av piggdekkavgift på kurvene der dette har vært tilfelle. Generelt har andel av biler uten piggdekk økt betraktelig siden slutten av 90-tallet. Kurvene viser også at innføring av piggdekkavgift har initiert eller akselerert bruk av piggfrie vinterdekk, samt at avvikling av gebyrene har reversert utskiftingen. Flere byer har også hatt andre tiltak for å redusere bruk av piggdekk, som økonomisk tilskudd for utskifting av piggdekk til piggfrie dekk og informasjonskampanjer.

Kurvene indikerer at for de største byene (Oslo, Trondheim, Bergen og Stavanger) er det mulig å oppnå en andel på ca. 70 % piggfrie dekk uten bruk av piggdekkavgift. I disse byene har det ikke vært eksempler på høyere piggdekkandel uten piggdekkavgift. Ved hjelp av piggdekkavgift har andelen piggfrie dekk økt til ca. 80 % - 90 %. Her er det ulike forutsetninger på grunn av ulike klimatiske forhold i landet.

Det er også lagt ved data for piggdekkandel for to mindre byer, Lillehammer og Hamar. Andelen piggfrie dekk i disse byene er betydelig lavere enn andelen i de fire største byene. Kurvene viser også at det er relativt stor forskjell mellom disse to byene til tross for at de er sammenlignbare når det gjelder størrelse, geografi og klima. I disse byene ligger andel av piggfrie dekk på om lag 40 % - 60 %, og kurvene viser at i dette intervallet kan andel piggfrie dekk variere mye, både mellom byer og på korte tidshorisonter. Eksempelvis økte andel av piggfrie dekk i Hamar med cirka 20 prosentpoeng fra 2007 til 2008, en tilsvarende økning var det i Skien/Porsgrunn fra år 2010 til 2011.



Figur 7.8: Andel biler uten piggdekk i ulike byer. Øverste panel (a) viser graf for Trondheim og Oslo, nederste panel (b) viser graf for Bergen, Stavanger, Lillehammer og Hamar. Tidspunkt for når piggdekkgebyr er innført er markert som rød rombe, og tidspunkt for når piggdekkgebyr er avviklet er markert som sort sirkel.

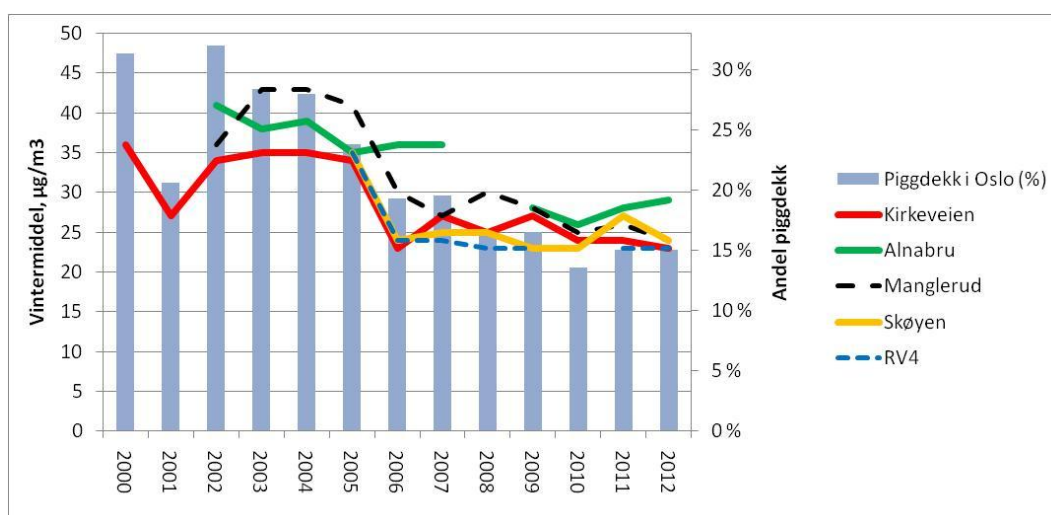


Tabell 7.4: Andel biler uten piggdekk i ulike byer.

År	Oslo	Bergen	Trondheim	Stavanger	Lillehammer	Hamar
1999	49.7	62.9	32.8	63.7		
2000	68.7 *	70.6	35.6	68.3		
2001	79.4 *	72.1	37.2	72.3		
2002	68.0	68.9	55.5 *	71.2		
2003	71.6	67.6	58.9 *	70.9		
2004	72.0	73.2	60.5 *	72.2		
2005	76.2 *	70.1	62.3 *	70.3	36.7	
2006	80.7 *	72.2	65.1 *	69.2	45.8	44.9
2007	80.5 *	78.8 *	69.6 *	72.4	42.9	39.1
2008	83.8 *	90.1 *	79.5 *	66.6	44.8	60.4
2009	83.5 *	86.0 *	79.6 *	72.2	47.4	53.1
2010	85.5 *	84.8 *	76.6 *	72.9	46.3	56.3
2011	86.5 *	88.9 *	71.0	73.2	47.9	60.5
2012	84.9 *	83.4 *	71.4	72.2	45.3	58.5

\* Piggdekkgebyr er gjeldende

Det foreligger en tydelig sammenheng mellom konsentrasjoner av  $PM_{10}$  og bruk av piggdekk. Som eksempel har vi valgt målestasjoner fra Oslo, hvor flere av målestasjonene har en lang tidslinje. Figur 7.9 illustrerer sammenheng mellom piggdekkandel og vintermiddel av  $PM_{10}$ , mens Tabell 7.5 viser beregnet korrelasjon mellom hver tidsserie av  $PM_{10}$  og piggdekkandelen (merk: I denne sammenstillingen bruker vi piggdekkandel i stedet for piggfriandel). Korrelasjonen er meget høy, hvilket beviser at det er sterk sammenheng mellom anvendelse av piggdekk og konsentrasjoner av  $PM_{10}$ . Det kan legges til at fra år 2006 har det også vært gjennomført andre tiltak mot  $PM_{10}$ , slik som støvbinding med magnesiumklorid.



Figur 7.9: Vintermiddel av  $PM_{10}$  (kuver) sammen piggdekkandel (stolper) i Oslo.

Tabell 7.5: Korrelasjon mellom målt vintermiddel og piggdekkandel. Alle målestasjoner er fra Oslo.

Målestasjon	Type stasjon	Korrelasjon
Kirkeveien	Veinær	0.92
Alnabru	Veinær	0.92
Manglerud	Veinær	0.86
Riksvei 4	Veinær	0.87
Skøyen	Bybakgrunn	0.75
Gjennomsnitt	Alle	<b>0.86</b>

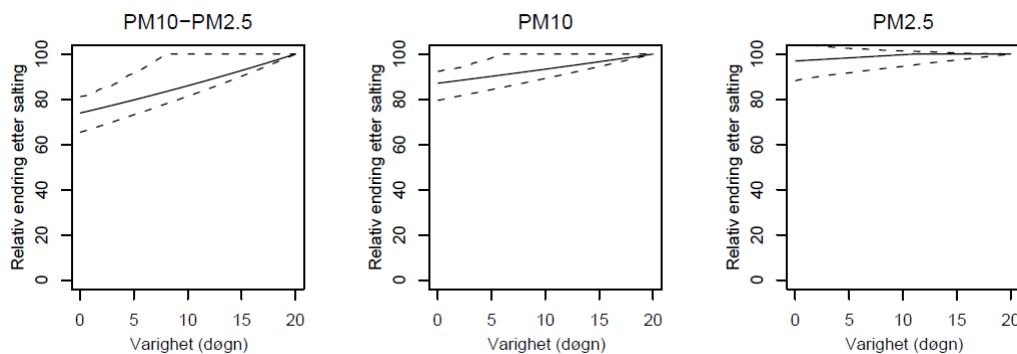
### 7.2.5 Effekt av støvbinding

Effekt av støvbindingstiltak er vanskelige å kvantifisere fordi måleresultatene blir påvirket av mange andre faktorer som piggdekkandel og meteorologi. Det er derfor ikke gjort noen ny analyse av måledata for å vurdere dette. NILU har imidlertid et notat hvor det er gjort en analyse for effekt av støvbinding (Tønnesen, 2006). I denne sammenheng gjennomførte Statens vegvesen, region øst støvmålinger i festningstunnelen for å undersøke om økt frekvens av støvbinding i tunnel kunne bidra til redusert støvutslipp. Målingene av støvkonsentrasjoner i festningstunnelen viser at ved jevnlig bruk av salting som støvdempende tiltak vil utslipp av vegstøv fra tunnelen reduseres med en faktor fra 2 til 4.

Videre er det gjort to studier av Norsk regnesentral som omfatter effekter av støvbinding, blant annet rapporten *Effekt av vasking, feiing og salting i Strømsåstunnelen vinteren 04/05* (Aldrin, 2006). Her ble det gjennomført tiltak mot svevestøv i Strømsåstunnelen i Drammen i en 26-ukersperiode fra 18/10 2004 til 17/4 2005. Veien ble vasket to ganger og feid 11 ganger. Videre ble det saltet med  $MgCl_2$  43 ganger, hvorav 27 ganger med konsentrasjon  $20 \text{ g/m}^2$  og 16 ganger med konsentrasjon  $40 \text{ g/m}^2$ . I samme periode målte en konsentrasjon av  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$ , trafikkvolum og en rekke meteorologiske variabler. Hensikten med studien var å tallfeste effekten av ulike tiltak. Svevestøvnivået varierer kraftig over tid, og er sterkt påvirket av trafikkvolum og meteorologi, slik at det er vesentlig å korrigere for disse variablene. Effekten av vasking og feiing er uklar. Derimot var det en tydelig effekt av støvbinding på konsentrasjonen av  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$ . Effekten inntreffer umiddelbart og ser ut til å vare i 5-9 dager. I gjennomsnitt reduserer støvbinding nivået av  $PM_{10}$  med omkring 45% og nivået av  $(PM_{10} - PM_{2,5})$  med omtrent 60 % i forhold til en situasjon uten tiltak. Det er en tendens til at støvbinding med  $20 \text{ g/m}^2$  gir større effekt enn med den dobbelte konsentrasjon. Når det gjelder  $PM_{2,5}$  er effekten av salting atskillig mindre, men det er en tendens til en reduksjon på mellom 0 og 20%.

I rapporten *Analyse av luftkvalitet og effekt av støvdemping basert på data fra 2001 – 2009* (Aldrin et al., 2010) vises sammenheng mellom en rekke parametere og konsentrasjoner av PM. I denne rapporten presenteres statistiske modeller for hvordan de ulike luftforurensningskomponentene  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $(PM_{10} - PM_{2,5})$ ,  $NO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NO$  og  $CO$  varierer systematisk med trafikale og meteorologiske variabler. Det vil si sammenhengende dataserier på cirka 70 000 timer hvor data

for luftkvalitet måles ved Kirkeveien i Oslo. Tilhørende trafikkdata måles ved Ring 2, mens de meteorologiske variablene er fra målestasjoner på Valle Hovin og Blindern. Alle analysene baseres på en ikke-lineær regresjonsmodell av luftforurensningsmengden. Effekten av å støvdempe kjørebane på Kirkeveien med magnesiumklorid ble undersøkt. Det ble funnet en tydelig effekt på grovfraksjonen ( $PM_{10} - PM_{2,5}$ ) hvor tiltaket reduserer konsentrasjonen med 27 % rett etter et tiltak, mens for  $PM_{10}$  reduserer tiltaket nivået med 14 %. Estimert effekt av magnesiumklorid på  $PM_{2,5}$  er derimot liten og ikke statistisk signifikant. Resultater fra denne studien er vist i Figur 7.10.



Figur 7.10: Beregnet effekt av støvbinding fra Aldrin et al., 2010. Figuren viser at relativ endring i konsentrasjonsnivå etter at salt er brukt som støvbinding.

Alle disse studiene viser at konsentrasjoner av  $PM_{10}$  kan reduseres kraftig, 14 % - 75 %, mens effekten på  $PM_{2,5}$  var betydelig mindre, 0 % - 20 % reduksjon.

### 7.2.6 Effekt av hastighetsreduksjon

I rapporten *Miljøfartsgrense i Oslo, Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på rv 4* (Hagen et al., 2005) er effekt av hastighetsreduksjon godt dokumentert. Her følger en kort oppsummering av denne rapporten.

Statens vegvesen ønsket å utrede betydningen av hastighet på svevestøvkonsentrasjonen ved å gjennomføre målinger før og etter en hastighetsreduksjon på Riksvei 4 i Oslo. Kontinuerlige målinger (timemiddelverdier) ble derfor gjennomført ved en veinær målestasjon på Riksvei 4 nær Aker sykehus og på en bakgrunnsstasjon inne på sykehusets område vinteren 2004 (januar-april) med skiltet hastighet 80 km/t og vinteren 2004/05 (oktober-april) med skiltet hastighet redusert til 60 km/t. Målingene på begge stasjonene omfattet timesvise data av  $PM_{2,5}$  og  $PM_{10}$  (svevestøv), samt  $NO$ ,  $NO_x$  og  $NO_2$  (nitrogenoksider).

Midlere gjennomsnittlig nivå og nettonivå av luftforurensning på Riksvei 4 er sammenlignet med tilsvarende nivåer som gjennomsnitt for de tre veinære stasjonene Kirkeveien, Løren og Manglerud. Nettonivå er definert som målt nivå fratrukket det målte nivået på bakgrunnsstasjonen Aker sykehus. Nettonivået er derfor i hovedsak bidraget fra trafikken ved stasjonene. I hver av vintrene er nivå og nettonivå på Riksvei 4 beregnet i prosent av gjennomsnittlig nivå og nettonivå

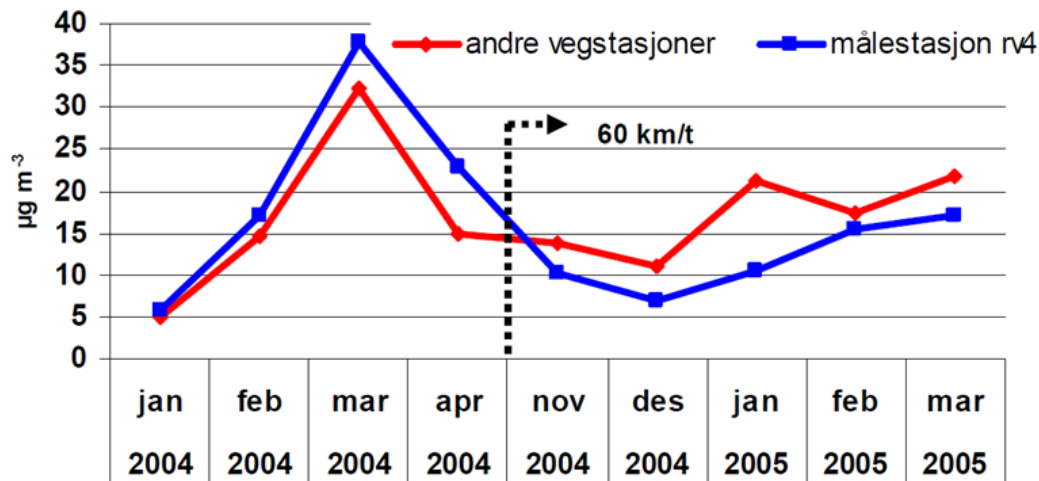
på de øvrige stasjonene. Endringer i disse relative nivåene på Riksvei 4 fra den første til den andre vinteren gir informasjon om virkningen av nedsatt hastighet.

Ved å sammenlikne nivåer på denne måten elimineres i stor grad effektene av meteorologiske forhold og endringer i piggdekkbruk, siden det må antas at disse effektene er omtrent likeverdige på alle stasjonene. Dermed fås et uttrykk for effekten av nedsatt kjørehastighet på Riksvei 4.

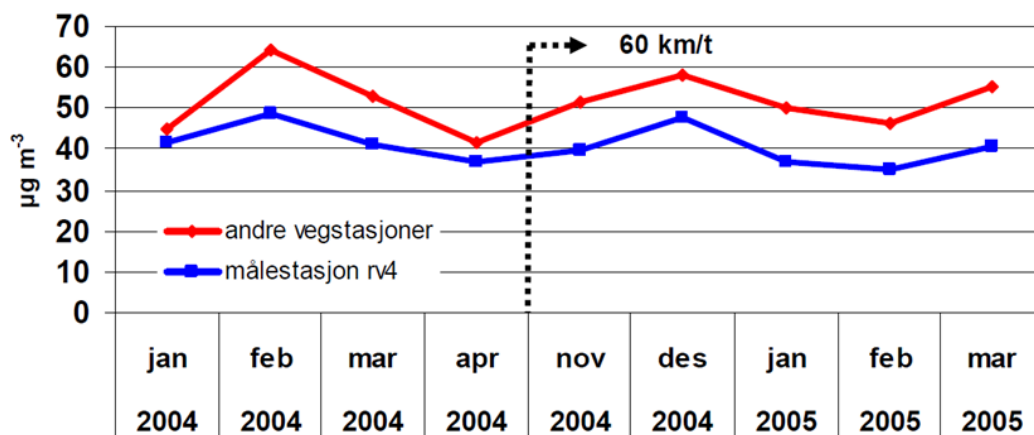
Nettonivået (bidraget fra veien) gikk ned fra vinteren 2004 til vinteren 2004/05:

- Årsmiddel av NO<sub>x</sub> ca. 10-15 %
- Årsmiddel av PM<sub>10</sub> ca. 35 %
- Årsmiddel av Grovfraksjonen ca. 40 %
- Endringene i PM<sub>2,5</sub> er små regnet i nivå (og usikre regnet i prosent på grunn av lavt utgangsnivå).
- De høyeste timemiddelkonsentrasjonene av PM<sub>10</sub> er redusert med cirka 30 %.
- De høyeste døgnmiddelverdiene av PM<sub>10</sub> på rv 4 er redusert mer enn 20 % fra vinteren 2004 til vinteren 2004/05.

Figur 7.11 viser månedsmiddel av netto-PM<sub>10</sub> ved Riksvei 4 og tilsvarende månedsmiddel midlet over Kirkeveien, Manglerud og Løren. Figuren viser tydelig hvordan konsentrasjon av PM<sub>10</sub> ved Riksvei 4, relativt til de andre målestasjonene, reduseres når miljøfartsgrensa blir innført. Figur 7.12 viser tilsvarende kurver for NO<sub>2</sub>. Kurven viser, som ventet, ikke samme effekt.



Figur 7.11: Netto grovfraksjon på Riksvei 4 i forhold til gjennomsnittet på Kirkeveien, Løren og Manglerud for hver måned i de to vintersesongene (µg/m<sup>3</sup>). Skiltet hastighet ble redusert fra 80 km/t til 60 km/t fra 1.11.2004.



Figur 7.12: Netto NO<sub>2</sub>-konsentrasjon på Riksvei 4 i forhold til gjennomsnittet på Kirkeveien, Løren og Manglerud for hver måned i de to vintersesongene (µg/m<sup>3</sup>). Skiltet hastighet ble redusert fra 80 km/t til 60 km/t fra 1.11.2004.

## 8 Konklusjon og vurdering av grenseverdier

Formål med denne studien har vært å legge et grunnlag for utarbeidelse av reviderte grenseverdier i forurensningsforskriftens kapittel 7 om lokal luftkvalitet og å etablere nye helsebaserte nasjonale mål. Grenseverdier settes hovedsakelig satt ut i fra hvilke helseeffekter ulike konsentrasjonsnivå av ulike stoff har. NILU kan ikke uttale seg om helseeffekter og diskusjonen i dette kapittelet tar forbehold om det. Videre gir studien, så langt det lar seg gjøre ut fra tilgjengelige data, en vurdering av framtidig luftkvalitet og virkemidler.

### 8.1 NO<sub>2</sub>

Grenseverdi for NO<sub>2</sub> er definert både som årsmiddel og som timesmiddel. Grenseverdien for timesmiddel har de siste årene vært regelmessig overskredet i Oslo, mens overskridelser bare har forekommet unntaksvis i de andre byene. En gjennomgang av måledata av NO<sub>2</sub> viser en relativt klar trend til at antall timer med høye NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner har økt de siste årene, men datagrunnlaget er begrenset og det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner. Grenseverdien for årsmiddel er de siste årene overskredet både i Oslo, Bergen og Trondheim. Grenseverdien er bare unntaksvis overholdt i disse byene, og det er liten grunn til å tro at denne grenseverdien blir overholdt i framtida, med mindre det blir iverksatt effektive tiltak. Vi har også sett at konsentrasjoner av årsmiddel kun i liten grad blir påvirket av inversjonsperioder om vinteren.

Analysen viser også at det er dårlig balanse mellom grenseverdier for timesmiddel- og årsmiddel for NO<sub>2</sub>. I norske byer vil grenseverdi for årsmiddel, med noen få unntak, brytes oftere enn grenseverdi for timesmiddel. Det vil si at hvis grenseverdi for årsmiddel overholdes, så vil (nesten alltid) grenseverdi for timesmiddel også overholdes. Videre, når grenseverdi for timesmiddel overskrides, så vil (nesten alltid) grenseverdi for årsmiddel også overskrides. Det betyr at, relativt til grenseverdien for årsmiddel, er ikke grenseverdien for

timesmiddel streng ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og 18 tillatte overskridelser). Nasjonalt mål for timesmiddel ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og 8 tillatte overskridelser) balanserer derimot meget godt mot et årsmiddel på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## 8.2 $\text{PM}_{10}$

Grenseverdi for  $\text{PM}_{10}$  er definert både som årsmiddel og som døgnmiddel. Grenseverdien for døgnmiddel har de siste årene vært overskredet regelmessig ved Elgeseter i Trondheim, men bare unntaksvis andre steder. De siste 10 årene har grenseverdi for årsmiddel vært overskredet to ganger ved Elgeseter, utenom dette har den ikke vært overskredet ved noen av målestasjonene. Grenseverdi for årsmiddel ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) er i de fleste tilfeller overholdt med god margin, i Oslo og Bergen er høyeste målte årsmiddel i perioden 2009 – 2011 målt til  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens det var noe høyere i Trondheim, opptil  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Analysene i denne studien viser at  $\text{PM}_{10}$  årsmiddelkonsentrasjonen kan skjerpes uten at det fører til behov for innføring av ytterligere tiltak. Døgnmiddelkonsentrasjonen hvor det er tillatt med 35 overskridelser av et døgnmiddel på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vil balansere med et årsmiddel på  $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i norske byer. Dersom grenseverdi for døgnmiddel skjerpes, kan grenseverdien for årsmiddel senkes ytterligere. For eksempel: Dersom grenseverdi for døgnmiddel ble skjerpet til å bare tillate 10 overskridelser av døgnmiddel på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , vil dette samsvare med en grenseverdi for årsmiddel på  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## 8.3 $\text{PM}_{2,5}$

Fra år 2015 vil det gjelde en grenseverdi for  $\text{PM}_{2,5}$  på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som årsmiddel, mens det i dag også er definert et luftkvalitetskriterium på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som døgnmiddel. Grense for årsmiddel er svært høy sammenlignet med måledata fra norske byer. Det er kun Alnabru som regelmessig har årsmiddel høyere enn  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grenseverdi for årsmiddel av  $\text{PM}_{2,5}$  kunne blitt skjerpet kraftig uten at det førte til overskridelser.

Det forekommer observerte døgnmiddelkonsentrasjoner over  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ved alle målestasjonene vi har analysert i denne studien. Kun i 3 av 27 års-serier var det flere enn 30 observasjoner av døgnmiddel over  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dersom det også skal etableres en grense for døgnmiddel som skal passe til et årsmiddel, kunne en slik grense gjelde for antall overskridelser av døgnmiddel på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Vi har sett at spredningsdiagram mellom  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2,5}$  gir en "sone" med høye PM-konsentrasjoner der  $\text{PM}_{2,5}$  bare utgjør ca. 10 % - 20 % av  $\text{PM}_{10}$  og en "sone" der  $\text{PM}_{2,5}$  utgjør cirka 70 % - 90 % av  $\text{PM}_{10}$ . De fleste tiltak som er rettet mot  $\text{PM}_{10}$  har størst effekt for "sonen" som domineres av grovfraksjon. Dette gjelder tiltak for å redusere bruk av piggdekk, redusert hastighet og støvbinding. Ved å skjerpe grenseverdier for  $\text{PM}_{2,5}$  kan det bli naturlig å vurdere alternative tiltak som har bedre effekt for "sonen" som domineres av finfraksjon. Eventuelle tiltak for å redusere  $\text{PM}_{2,5}$  vil gi dobbel nytte ettersom det også vil redusere konsentrasjoner av  $\text{PM}_{10}$ .

#### **8.4 SO<sub>2</sub>**

Konsentrasjoner av SO<sub>2</sub> i norske byer er avhengig av enkelte lokale industrikilder. Framtidige konsentrasjoner reguleres derfor direkte av utslippsbetingelser som utslippsmengde, skorsteinshøyde og utslippshastighet fra disse bedriftene. Virkemiddel for å redusere konsentrasjoner for SO<sub>2</sub> vil da være de utslippsendringene de aktuelle bedriftene foretar seg.

#### **8.5 Benzen**

Det er foreliggende forholdsvis lite måledata av konsentrasjoner av benzen i Norge. De aktuelle målingene viser at det har vært en oppadgående trend i Norge de siste årene. Vi har lite datagrunnlag til å konkludere om dette vil fortsette.

## 9 Referanser

- Aldrin, M. (2006) Effekt av vasking, feiing og salting i Strømsås-tunnelen vinteren 04/05. Teknisk rapport, Norsk regnesentral. (SAMBA/21/06).
- Aldrin, M., Steinbakk, G. H., Rosland, P. (2010) Analyse av luftkvalitet og effekt av støvdemping basert på data fra 2001 – 2009. Teknisk rapport, Norsk regnesentral. (SAMBA/11/10).
- Bergen kommune, Helsevernetaten (2012) Luftkvalitet i Bergen 2011. Bergen.  
**URL:**  
[http://www.luftkvalitet.info/Libraries/Rapporter/Luftkvalitet\\_i\\_Bergen\\_2011.sflb.ashx](http://www.luftkvalitet.info/Libraries/Rapporter/Luftkvalitet_i_Bergen_2011.sflb.ashx) [27.11.2012]
- Berthelsen, B.O., Berg, T. (2012) Luftkvalitet i Trondheim 2011. Trondheim, Trondheim kommune, Miljøenheten (Rapport TM 2012/04).
- Denby, B., Karl, M., Laupsa, H., Johansson, C., Pohjola, M., Karppinen, A., Kukkonen, J., Ketzler, M., Wählin, P. (2010) Estimating domestic wood burning emissions of particulate matter in two Nordic cities by combining ambient air observations with receptor and dispersion models. *Chem. Ind. Chem. Eng. Quart.*, 16, 237-241. doi:10.2298/CICEQ091214019D.
- Folkehelseinstituttet (2010) Benzen. Oslo. **URL:**  
[http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft\\_5670&MainArea\\_5661=5670:0:15,3151:1:0:0:::0:0&MainLeft\\_5670=5544:52743::1:5675:8:::0:0](http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5670&MainArea_5661=5670:0:15,3151:1:0:0:::0:0&MainLeft_5670=5544:52743::1:5675:8:::0:0) [27.11.2012]
- Hagen, L. O., Larssen, S. og Schaug, J. (2005) Miljøfartsgrense i Oslo, Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på rv 4. Kjeller (NILU OR 41/2005).
- Hagman, R., Gjerstad, K. I., Amundsen, A. H. (2011) NO<sub>x</sub> - utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. Utdfordringer og muligheter frem mot 2025. Oslo, TØI (TØI rapport, 1168/2011).
- Hak, C. (2012) Måledata. Juli 2010 - Juni 2011. Miljøovervåking av utslipp til luft fra Snøhvit-Hammerfest LNG. Kjeller (NILU OR 08/2012).
- Hellén, H., Hakola, H., Haaparanta, S., Pietarila, H., Kauhaniemi, M. (2008) Influence of residential wood combustion on local air quality. *Sci. Tot. Environ.*, (393) 283 - 290.
- Larssen, S., Hagen, L.O. (2008) Vedfyringsbidrag på dager med høy PM<sub>10</sub> i Oslo. Kjeller (NILU OR 43/2008).
- Mårtensson, E.M., Nilsson, E.D., de Leeuw, G., Cohen, L.H., Hansson, H.-C. (2003) Laboratory simulations and parameterization of the primary marine aerosol production. *J. Geophys. Res.*, 108, 4297, doi: 10.1029/2002JD002263.



- Nasjonalt folkehelseinstituttet (2009) Nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>). I: *Miljø og helse - en forskningsbasert kunnskapsbase*. K. Melsom, red. Oslo, Folkehelseinstituttet (Nasjonalt folkehelseinstitutt, Rapport 2009:2). Kap. B.3.13, s. 74-75. **URL:** [http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft\\_6039&MainArea\\_5661=6039:0:15,4517:1:0:0:::0:0&MainLeft\\_6039=6041:70212::1:6043:13:::0:0](http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_6039&MainArea_5661=6039:0:15,4517:1:0:0:::0:0&MainLeft_6039=6041:70212::1:6043:13:::0:0) [27.11.2012]
- Oppegård, C., Løseth, Å. (2012) Luftkvaliteten i Oslo - Årsrapport 2011. Oslo, Oslo kommune, Bymiljøetaten (Rapport 12/1059-1).
- Slørdal, L.H., Sundvor, I. (2010) Tiltaksberegninger for PM<sub>2,5</sub> /PM<sub>10</sub> i Oslo og PM<sub>10</sub> i Trondheim for 2020. Kjeller (NILU OR 01/2010).
- Sundvor, I., Slørdal, L.H., Randall, S. (2009) Dispersion and exposure calculations of PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> and benzene in Oslo and Trondheim for 2007. Kjeller (NILU OR 09/2009).
- Sundvor, S., Tarrasón, L. and Tønnesen, D. (2011) NO<sub>2</sub>-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum - Bidrag fra dieslbiler og mulige tiltak. Kjeller (NILU OR 62/2011).
- Tønnesen, D. (2006) Støvmålinger i festningstunnelen. Notat til Statens vegvesen, region øst. Kjeller (NILU Brevrapport 58/2006, Ref.: DAT/O-104020/B 06.07.06).
- World Health Organization (2000) Air quality guidelines for Europe. Second edition. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe (WHO Regional Publications, European Series, 91).
- World Health Organization (2006) WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a Working Group meeting, Bonn, Germany, 18-20 October 2005. København, WHO.
- World Health Organization (2013) Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. First results. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe. URL: [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0020/182432/e96762-final.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0020/182432/e96762-final.pdf)

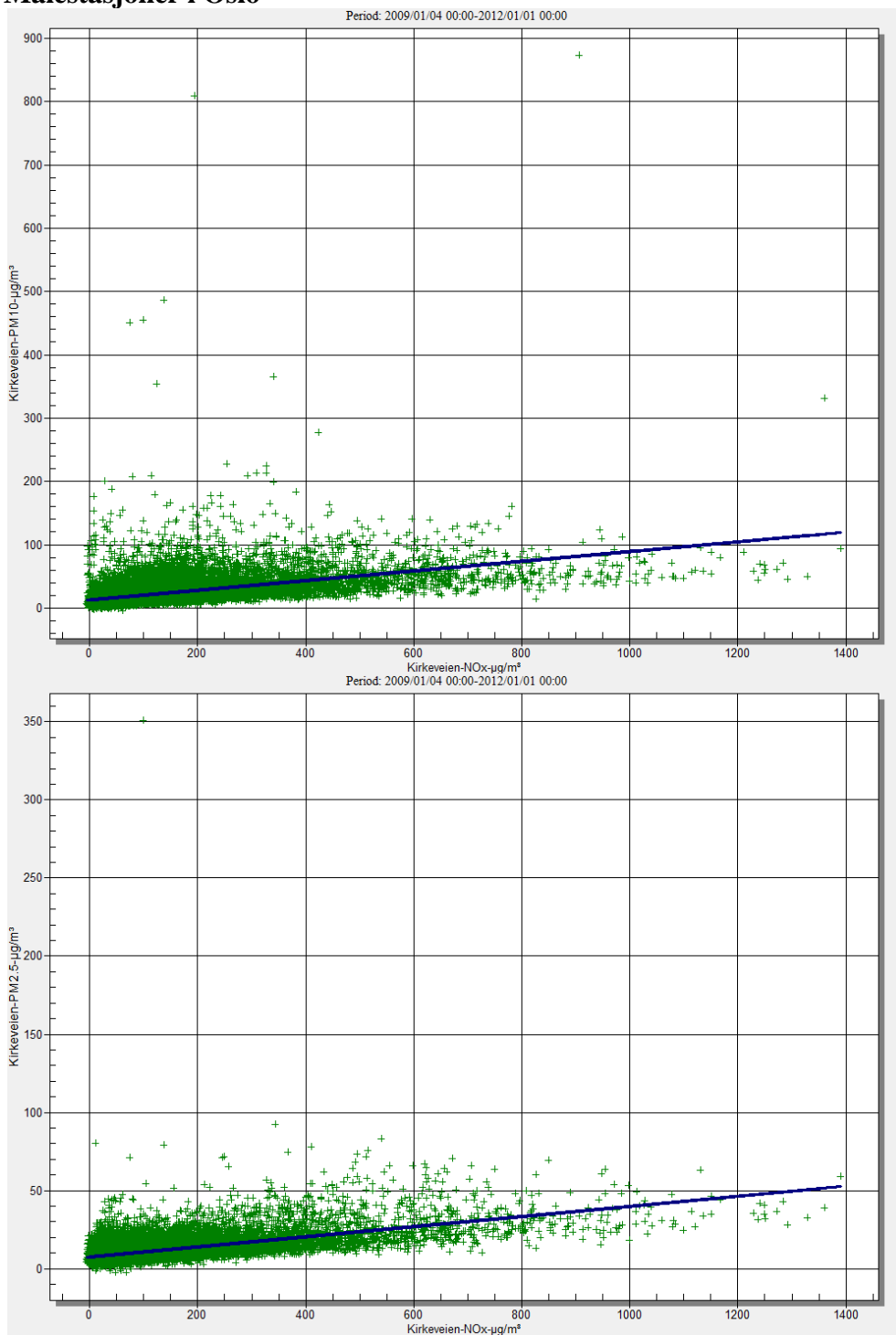


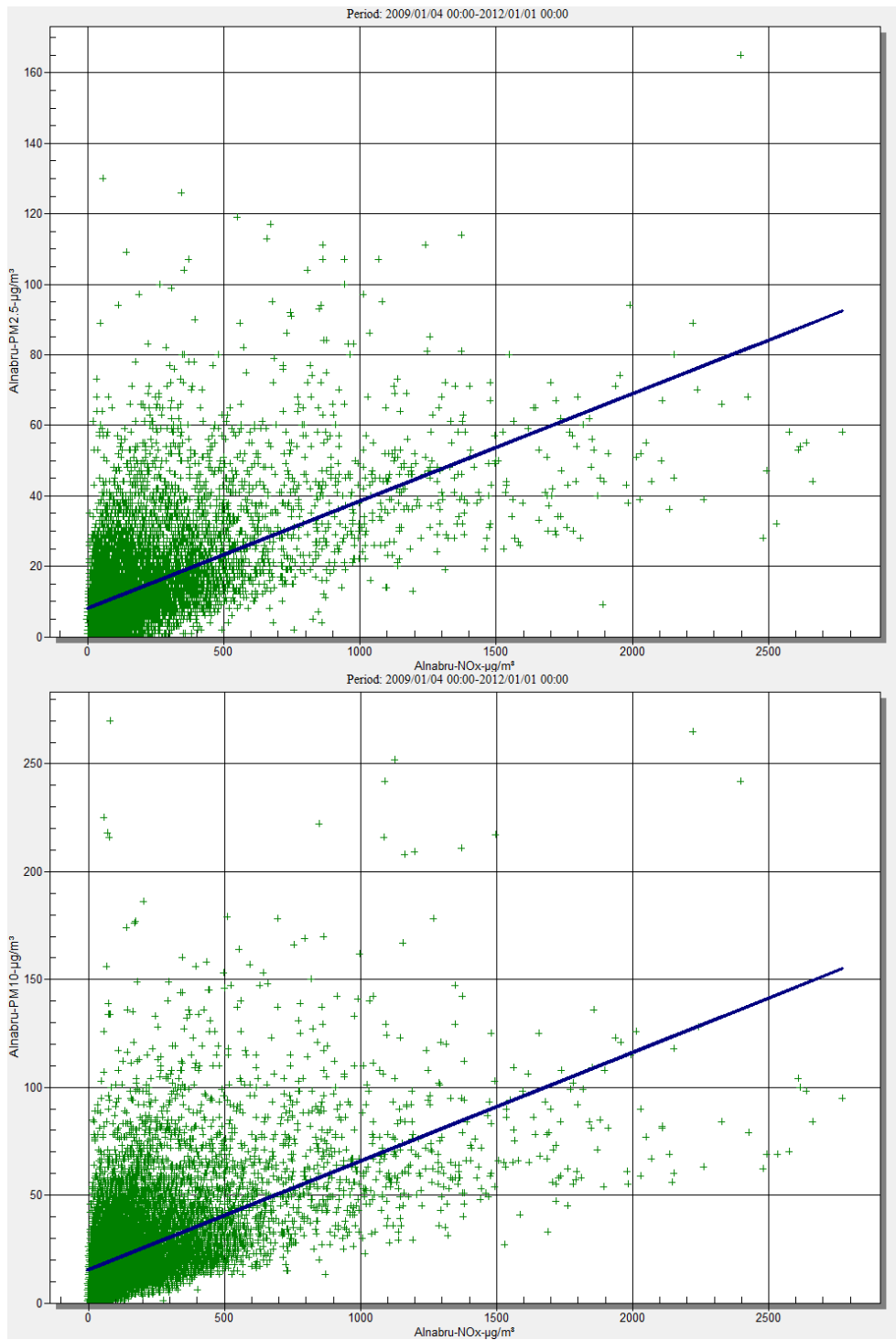
## **Vedlegg A**

### **Spredningsdiagram mellom NO<sub>x</sub> og PM**

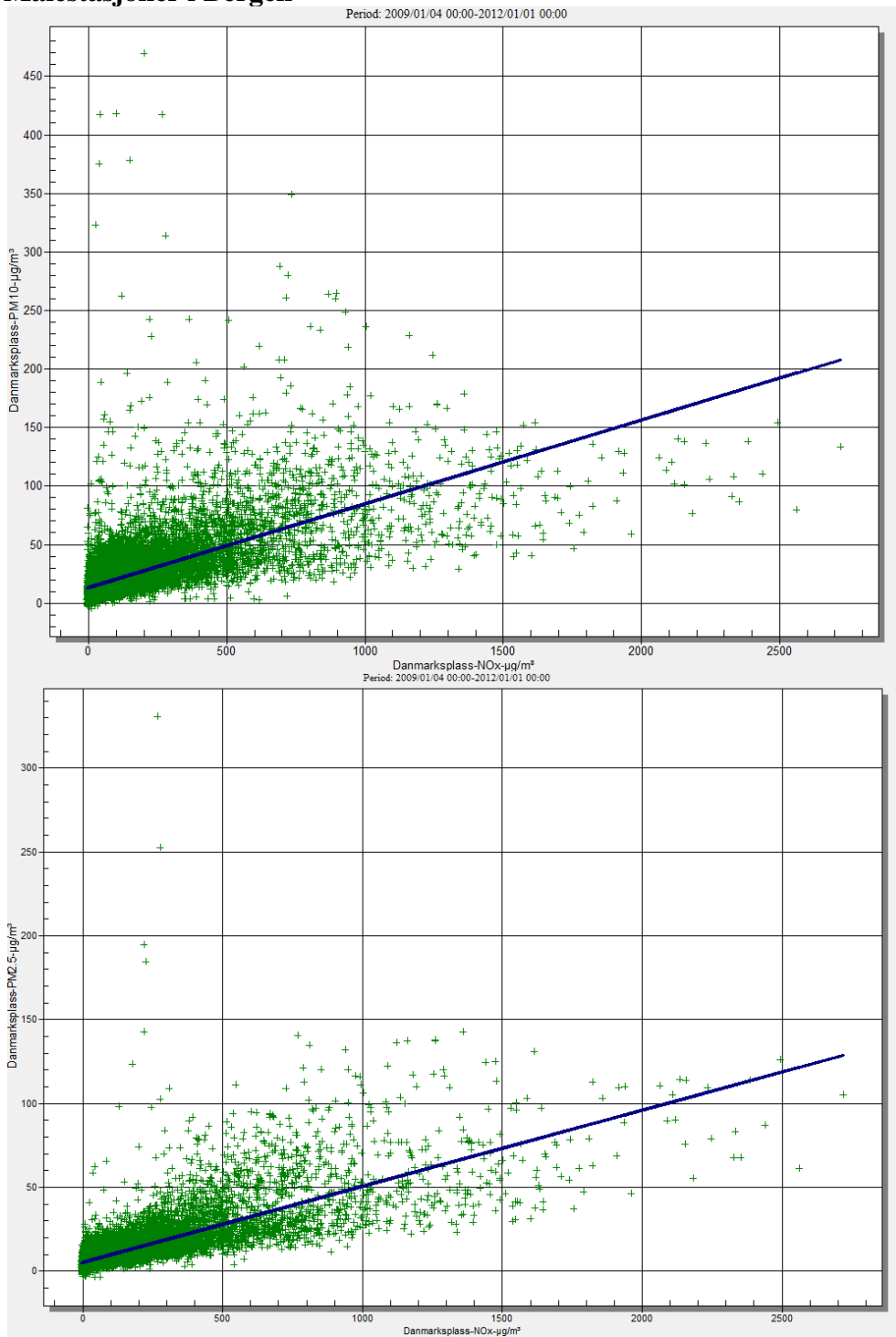


## Målestasjoner i Oslo

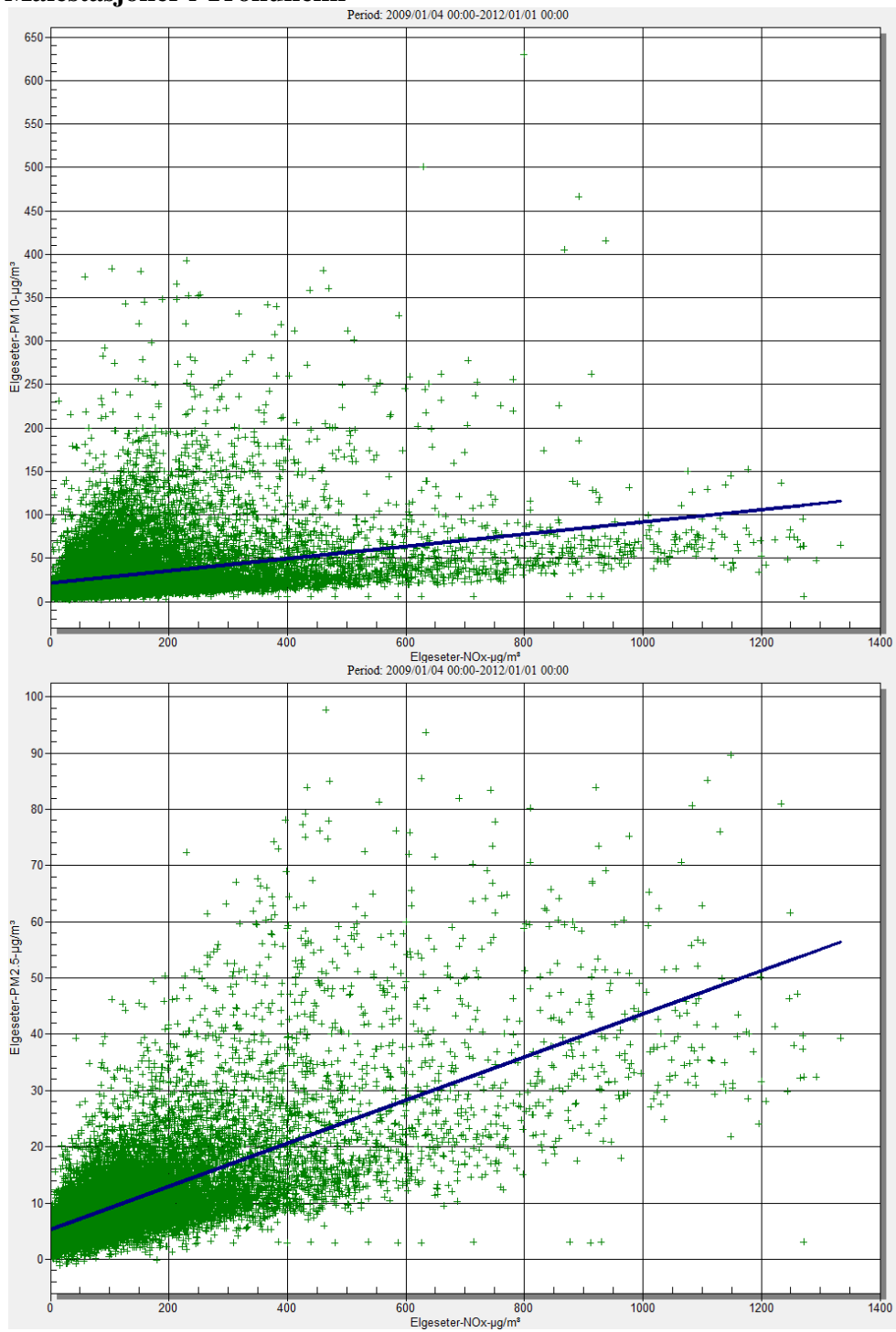




## Målestasjoner i Bergen



## Målestasjoner i Trondheim



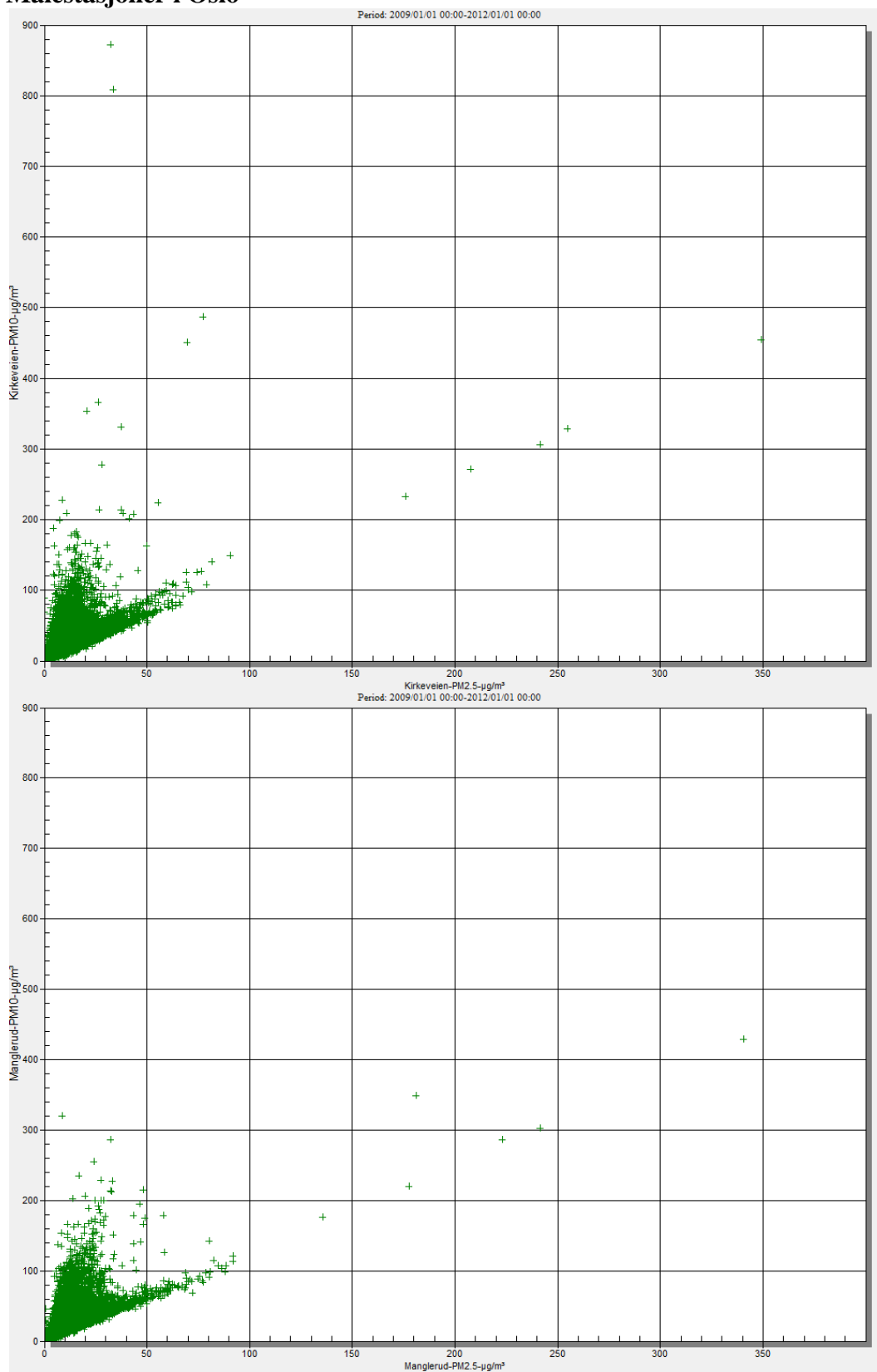


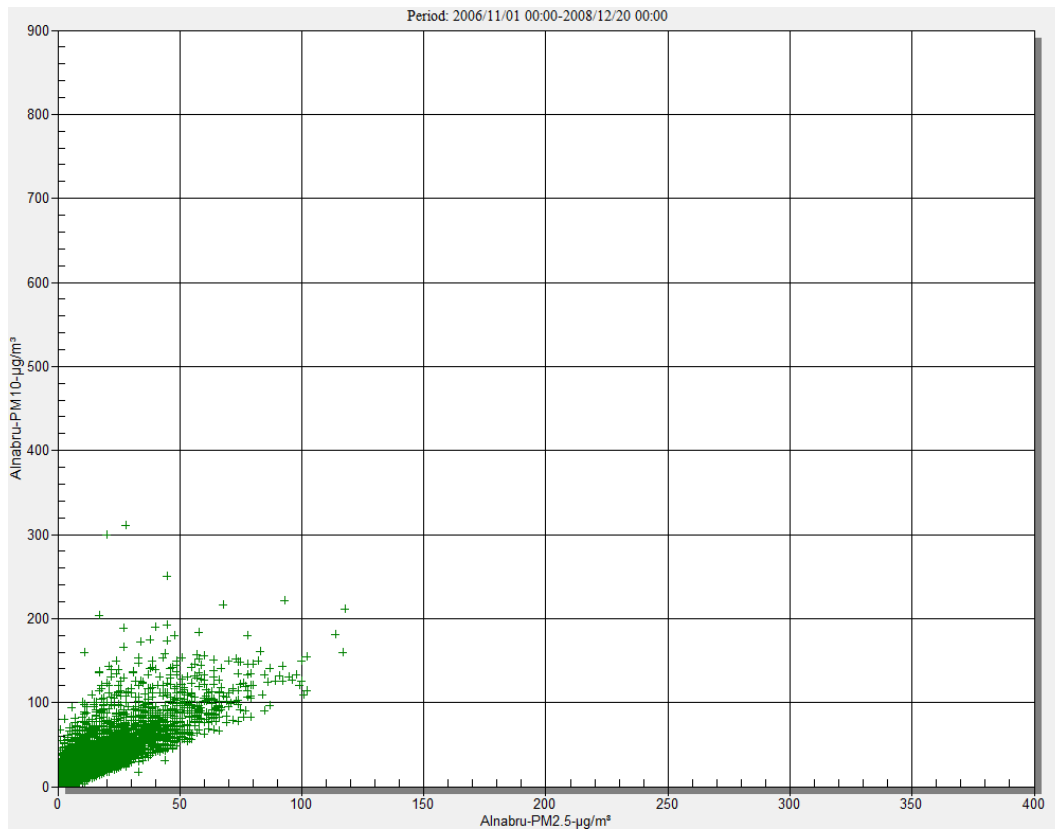
## **Vedlegg B**

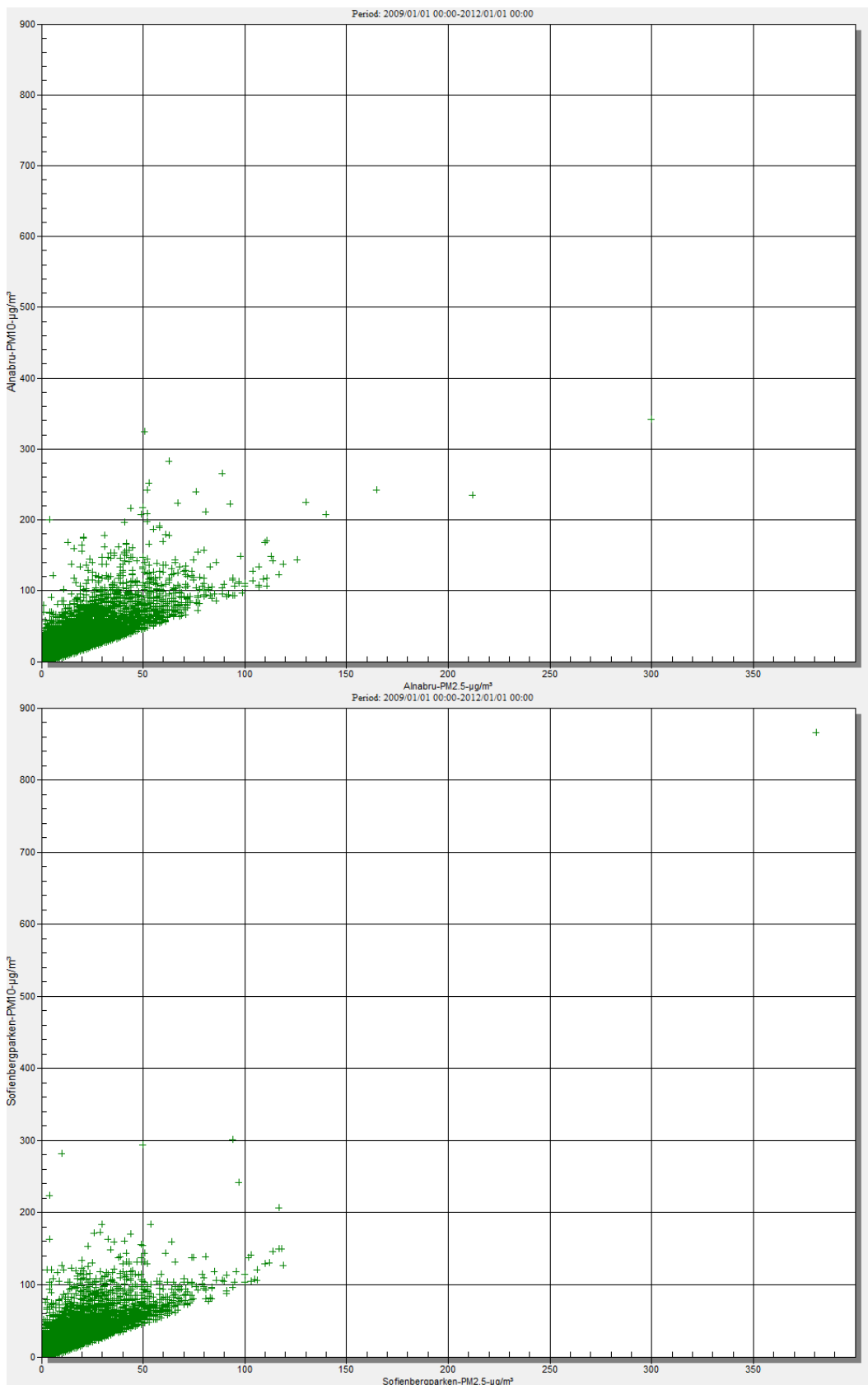
### **Spredningsdiagram mellom PM10 og PM2,5**



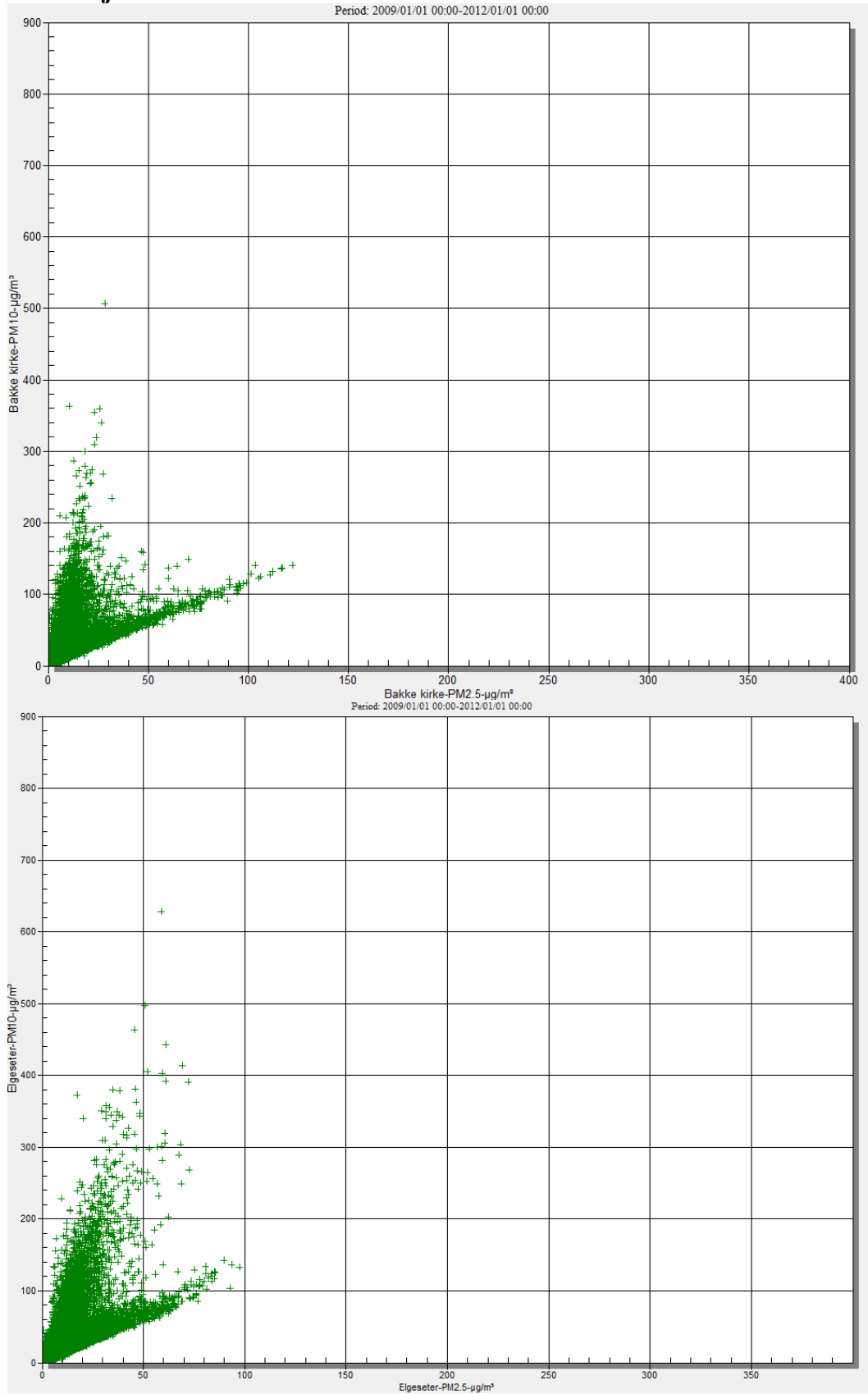
## Målestasjoner i Oslo



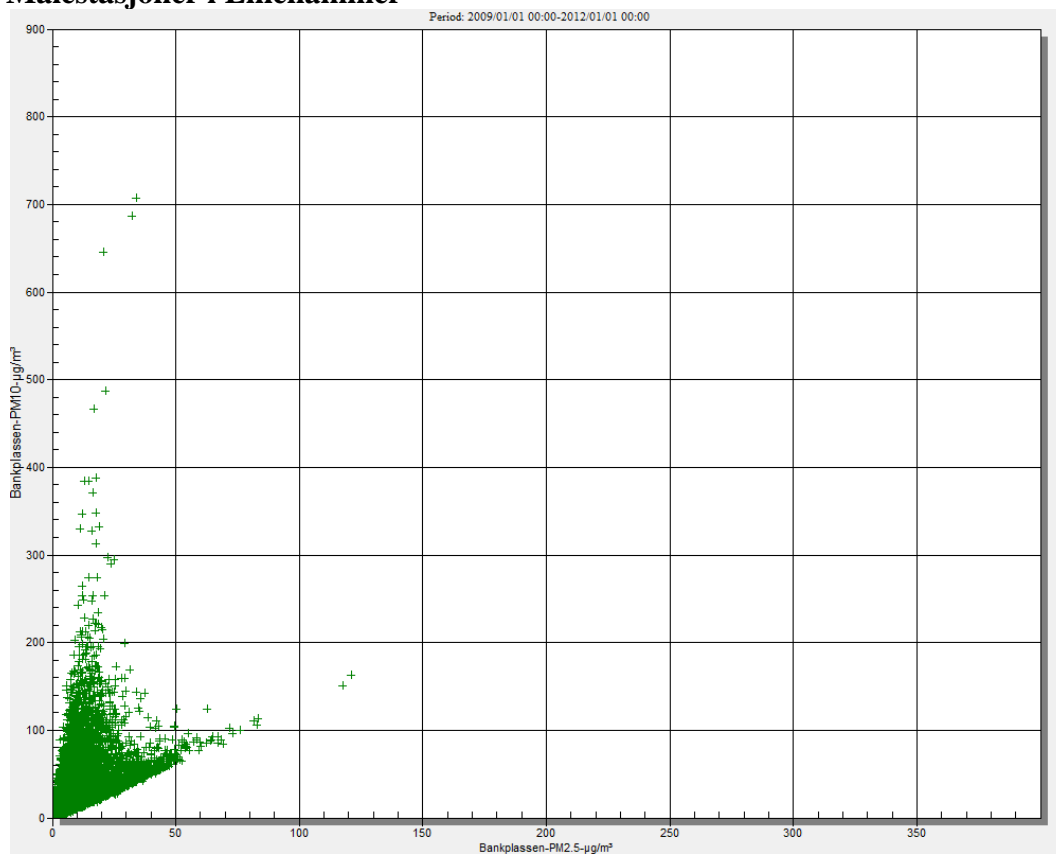




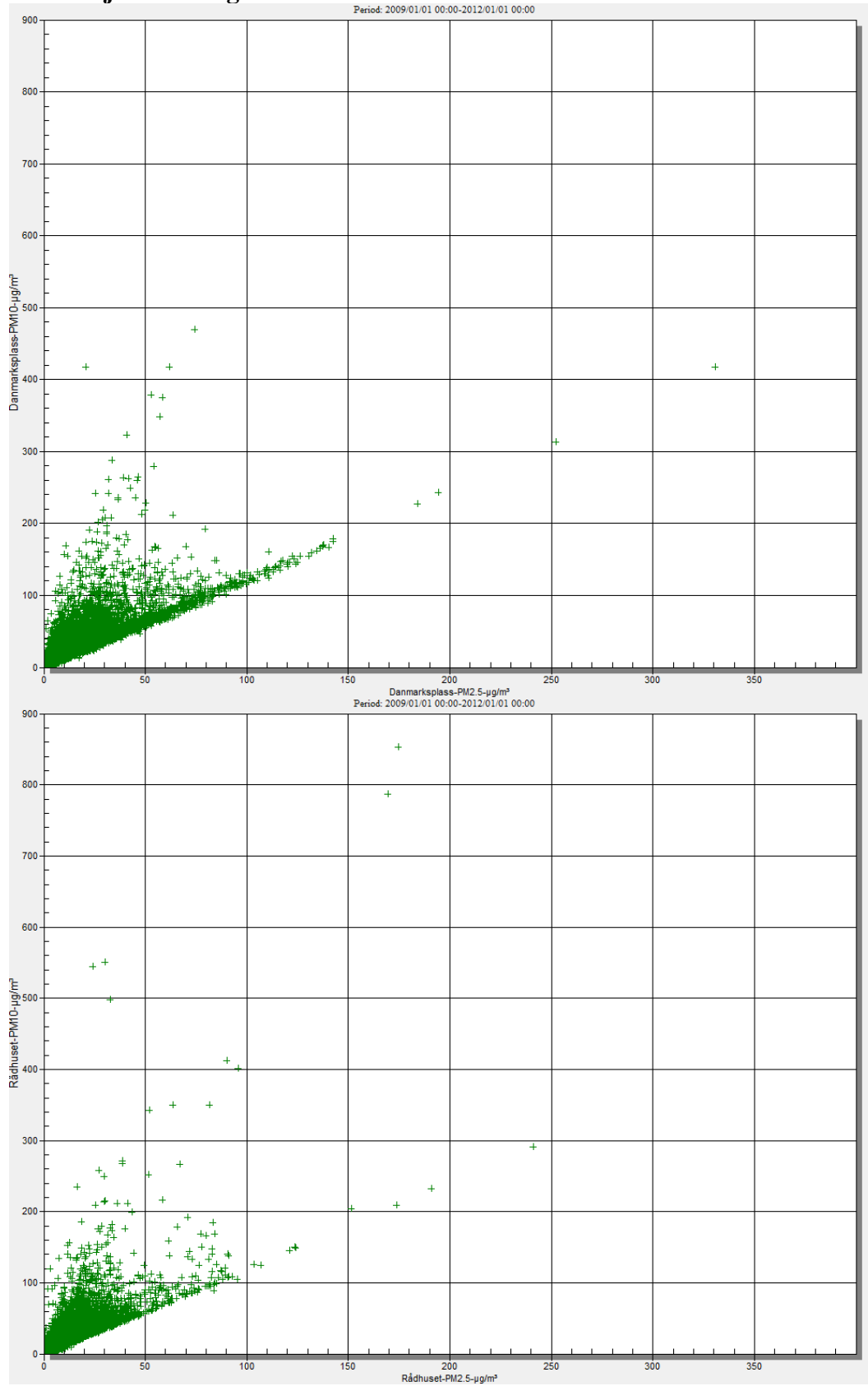
## Målestasjoner i Trondheim



## Målestasjoner i Lillehammer

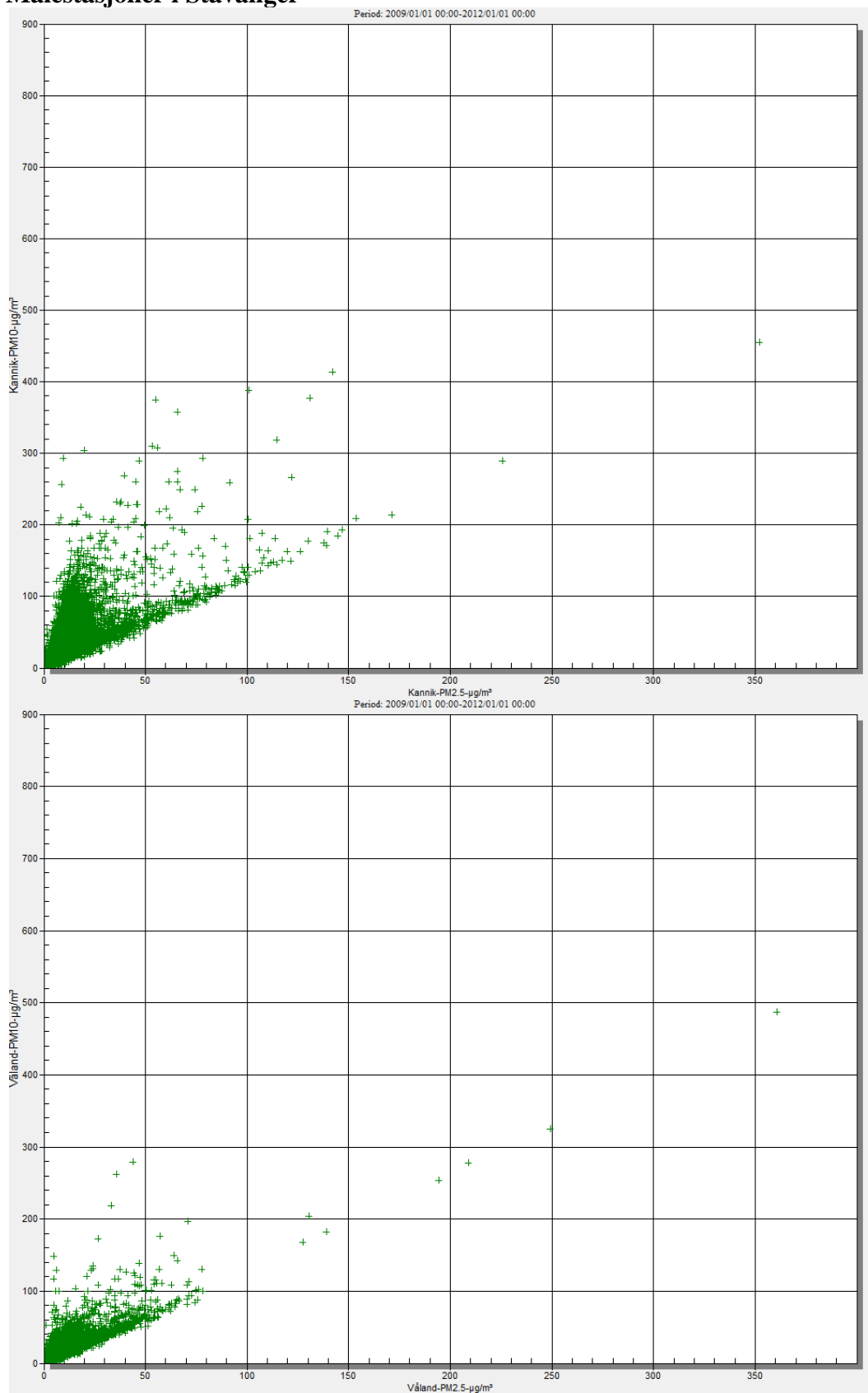


## Målestasjoner i Bergen

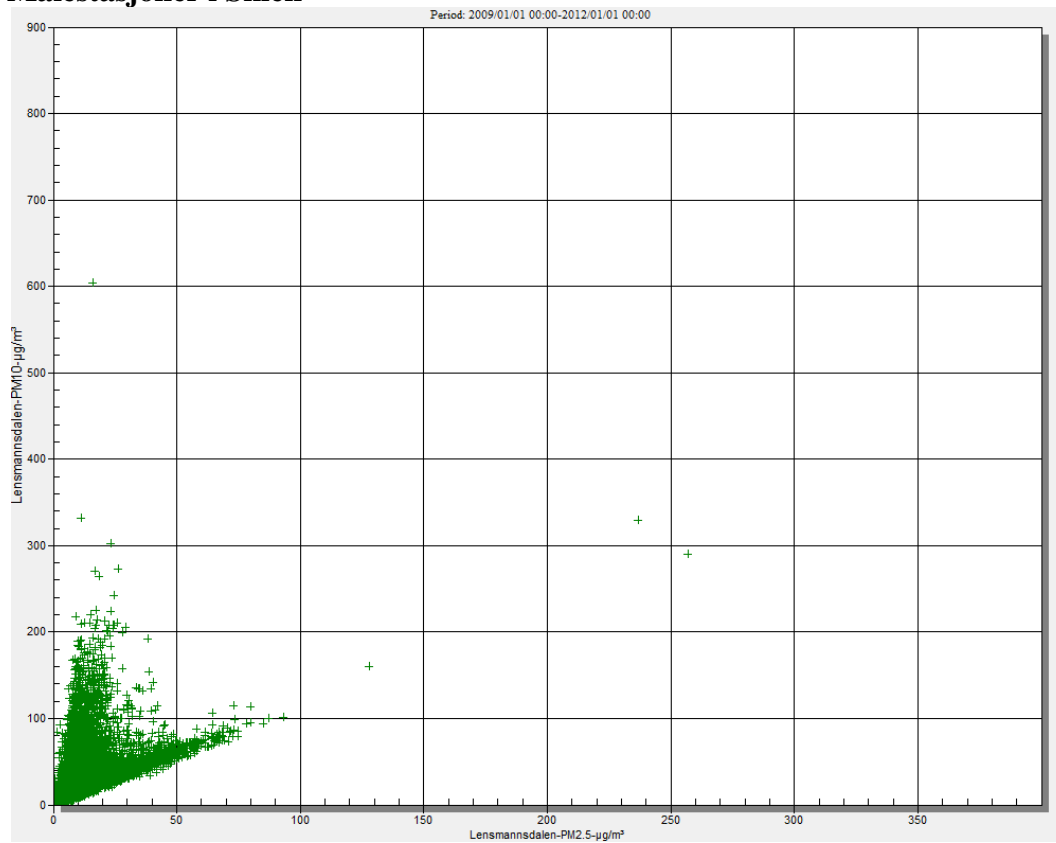




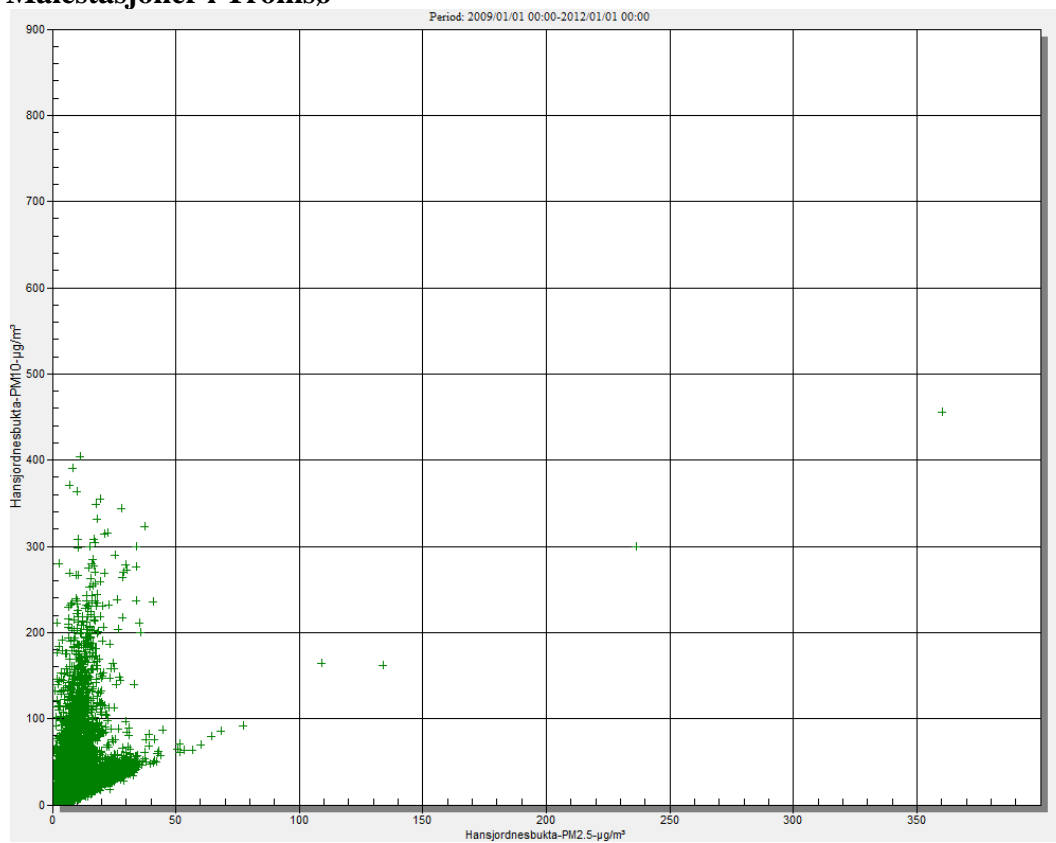
## Målestasjoner i Stavanger



## Målestasjoner i Skien



## Målestasjoner i Tromsø





RAPPORTTYPE OPPDRAGRAPPORT	RAPPORT NR. OR 43/2012	ISBN: 978-82-425-2560-4 (trykt) 978-82-425-2561-1 (elektronisk) ISSN: 0807-7207	
DATO 15.4.2013	ANSV. SIGN. <i>Olav-Anders Braathen</i>	ANT. SIDER 97	PRIS NOK 150,-
TITTEL Vurdering av luftkvalitet Måldataanalyse og litteraturstudie		PROSJEKTLEDER Karl Idar Gjerstad	
		NILU PROSJEKT NR. O-112098	
FORFATTER(E) Karl Idar Gjerstad, Ingrid Sundvor og Dag Tønnesen		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAAGSGIVERS REF.	
KVALITETSSIKRER: Tore Flatlandsmo Berglen			
OPPDRAAGSGIVER Klima- og forurensningsdirektoratet, Klif Postboks 8100 Dep 0032 OSLO			
STIKKORD Luftkvalitet	By- og trafikkforurensning		
REFERAT NILU – Norsk institutt for luftforskning har på oppdrag fra Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) gjort en vurdering av nasjonal luftkvalitet og en virkemiddelanalyse. Det er analysert data fra flere byer i Norge og det er valgt byer av ulike størrelser for å få et bredt grunnlag til analysen. Det er analysert for NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , SO <sub>2</sub> og benzen. Dette arbeidet gir et bedre grunnlag til å planlegge videre arbeid med luftkvalitet og vurdering av grenseverdier.			
TITLE Assessment of air quality and mitigation analysis			
ABSTRACT NILU - Norwegian Institute for Air Research commissioned by the Climate and Pollution Agency (KLIF) made an assessment of air quality and mitigation analysis. There is analyzed data from several cities in Norway, and there are cities of different sizes to get a broad basis for analysis. The analysis is carried through for NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , SO <sub>2</sub> and benzene. This work provides a better basis for planning further work on air quality and assessment of threshold values.			

\* Kategorier

A	Åpen – kan bestilles fra NILU
B	Begrenset distribusjon
C	Kan ikke utleveres

REFERANSE: O-112098  
DATO: APRIL 2013  
ISBN: 978-82-425-2560-4 (trykt)  
978-82-425-2561-1 (elektronisk)

NILU – Norsk institutt for luftforskning er en uavhengig stiftelse etablert i 1969. NILUs forskning har som formål å øke forståelsen for prosesser og effekter knyttet til klimaendringer, atmosfærens sammensetning, luftkvalitet og miljøgifter. På bakgrunn av forskningen leverer NILU integrerte tjenester og produkter innenfor analyse, overvåkning og rådgivning. NILU er opptatt av å opplyse og gi råd til samfunnet om klimaendringer og forurensning og konsekvensene av dette.