
Testing av utslippsfaktorer for vedfyring i AirQUIS

En sensitivitetsstudie for PM_{2.5} i Oslo

Ingrid Sundvor og Scott Randall



Oppdragsrapport

Forord

NILU – Norsk institutt for luftforskning har på oppdrag fra Miljødirektoratet gjort spredningsberegninger for PM_{2.5} for Oslo. Det er store usikkerheter knyttet til både utslippene og bidraget til luftkonsentrasjonen fra vedfyring. Formålet med prosjektet er å etablere mer kunnskap om utslippet fra vedfyring og hvilke parametere som bør studeres nærmere for å kunne få et sikrere estimat av bidraget til luftkonsentrasjonen. Målinger utført av SINTEF har gitt nye utslippsfaktorer for vedovner og NILU har blant annet sett på hvordan dette påvirker utslippsestimatene og de modellerte konsentrasjonene.

Prosjektet er utført av Ingrid Sundvor (prosjektleder) og Scott Randall. Takk til Leif Håvard Slørdal og Rune Ødegaard som har bistått med både teknisk og faglig hjelp. Interne kvalitetssikrere har vært Bruce Rolstad Denby og Britt Ann Høiskar.

Innhold

Forord	1
Innhold	2
Sammendrag	3
Testing av utslippsfaktorer for vedfyring i AirQUIS	4
1 Introduksjon	4
2 Vurdering av utslippsfaktorer, vedforbruk og forventet effekt på utslippene	4
3 Resultat av spredningsberegningene	7
3.1 Basiskjøringer for tre ulike meteorologiske vinterperioder.	7
3.2 Scenario Forbruk	12
3.3 Scenario Tid	12
3.4 Scenario SINTEF	14
4 Analyse og diskusjon av resultatene	15
4.1 Uke og døgnvariasjoner	16
4.2 Analyse av to utvalgte tidsperioder	19
4.3 Avhengighet av meteorologiske parametere	22
5 Oppsummering	25
6 Referanser	28

Sammendrag

Utslipp fra vedfyring gir ett av de største bidragene til partikkelutslipp i Norge, men det er usikkerhet knyttet til utslippstallene og hvor mye vedfyring faktisk bidrar til de bakkenære luftkonsentrasjonene. Ulike estimat for forbruk og fordeling av utslippene i tid og rom er belyst og testet i spredningsberegninger for Oslo i dette prosjektet. Resultatene synligjør at det er store variasjoner fra år til år og at det fortsatt er et stort gap mellom de offisielle utslippstallene og de utslippstallene som gir konsentrasjoner som viser best samsvar med observasjoner. Mulige årsaker til denne forskjellen diskuteres og nye studier som kan tette kunnskapshull, anbefales.

SINTEF har utført et prosjekt på oppdrag fra KLIF (nå Miljødirektoratet) for å utarbeide nye utslippsfaktorer for vedfyring. I dette prosjektet har vi testet de nye faktorene i tillegg til andre parametere som har effekt på utslippet fra vedfyring i Oslo. Det er utført spredningsberegninger for tre ulike vinterperioder for å se hvordan meteorologiske variasjoner fra år til år påvirker PM_{2.5}-konsentrasjonene (Basisberegninger). I tillegg er det utført beregninger med de nye faktorene fra SINTEF (scenario SINTEF), med kraftige kutt i utslippene (scenario Forbruk) og med en ny fordeling av utslippet over døgnet (scenario TID).

Modellen overestimerer klart bidraget fra vedfyring i basisberegningene som inkluderer det største utslippet for vedfyring, i denne studien. Selv med de nye utslippsfaktorene fra SINTEF, som gir et noe bedre resultat enn de tidligere faktorene, er det fortsatt klart at utslippstallene gir for høye konsentrasjoner, spesielt på kvelden. I kombinasjon med resultatene fra scenario Forbruk og Tid vurderer vi det til at utslippsfaktorene ikke er riktige hverken i mengde eller fordeling i tid og rom. Mye av usikkerhetene vurderer vi til å ligge i grunnlagsdataene som for eksempel forbruk og fyringsmønster, samt at noe er knyttet til spredningsmodellen. For at spredningsmodellen skal gi bedre resultat og kildeallokering og tiltak kan beregnes med større sikkerhet, anbefaler NILU å verifisere bidragene fra vedfyring med blant annet en utvidet målekampanje. Nye studier som anbefales, bør inneholde:

- 1) Målekampanje av PM utenfor de områdene som i dag har kontinuerlige observasjoner og målinger av partikkelkonsentrasjoner og meteorologi i ulike høyder for å få bedre forståelse av vertikal spredning og utslippsfordeling.
- 2) Teste effekt av annen vertikal og geografisk fordeling av utslippene i modellen.
- 3) Verifisering av kildebidrag med kjemisk spesifisering i kombinasjon med reseptormodellering og spredningsmodellering.
- 4) Fremskaffe / måle meteorologi på samme lokasjon som luftkvalitet som grunnlag for videre analyse.
- 5) Arbeid med ny utslippsprofil fra dag til dag og over døgnet, knyttet opp mot temperatur og eventuelt andre meteorologiske parametre som stråling og vind.
- 6) Få bedre kunnskap om bakgrunnskonsentrasjonene. Knyttet til dette er det flere muligheter og det kan nevnes for eksempel målekampanje, ny bakgrunnsstasjon med timeverdier og utvidet modellområde.

Testing av utslippsfaktorer for vedfyring i AirQUIS

En sensitivitetsstudie for PM_{2.5} i Oslo

1 Introduksjon

Utslipp fra vedfyring gir ett av de største bidragene til partikkelutslipp i Norge, men det er mye usikkerhet knyttet til utslippstallene og hvor mye vedfyring bidrar til de bakkenære konsentrasjonene. Vedfyringsutslippene for norske byer baserer seg vanligvis på utslippsfaktorer og forbrukstall fra undersøkelser for fyringsvaner og vedforbruk fra SSB. For Oslo ble det utført undersøkelser av fyringsvaner og vedforbruk i 2001 og 2002 (SSB, 2004).

En vanlig metode for å verifisere om utslippstallene som benyttes er fornuftige, er å bruke utslippene i spredningsmodeller og sammenligne PM_{2.5} konsentrasjonene man beregner med observasjoner. Sammenligninger av modelldata med måledata og inversmodellering har indikert at vedfyringsutslippet for byene er overestimert (Laupsa et al., 2007). Fordi vedfyringsutslippet muligens er en stor kilde til PM er det behov for å få mer kunnskap om variasjonene og sensitiviteten knyttet til denne kilden i modellberegninger.

SINTEF har nylig utført et prosjekt på oppdrag fra KLIF (nå Miljødirektoratet) for å opprette nye utslippsfaktorer fra vedfyring. I dette prosjektet har vi testet de nye faktorene i tillegg til andre parametere som har effekt på utslippet og konsentrasjonsbidraget fra vedfyring. Det er kun utført beregninger for Oslo, men problemstillingen er allikevel også gyldig for andre byer i Norge.

Resultatene fra spredningsberegningene er sammenlignet med observasjoner for PM_{2.5} for ulike meteorologiske år. Det er ikke kvantifisert kildebidrag i beregningene. Det ble gjort en sammenligning med PM_{2.5} fordi denne komponenten har vedfyring som lokal kilde og fordi veistøv er av mindre betydning sammenlignet med PM₁₀. Formålet med prosjektet er å få mer kunnskap om utslippet fra vedfyring, og hvilke parametere som bør studeres nærmere for å kunne få et sikrere estimat av bidraget til konsentrasjonene.

2 Vurdering av utslippsfaktorer, vedforbruk og forventet effekt på utslippene

Utslippene av PM_{2.5} fra vedfyring avhenger både av utslippsfaktorene for ovnene (g/kg ved) og vedforbruket (kg ved). SINTEF har utført målinger og funnet nye utslippsfaktorer for PM for ny og gammel vedovnsteknologi (skille før og etter 1998). Utslippet beskrives som PM/kg ved. Utslippet varierer derimot mye med hvordan man fyrer, antall kg/time osv. For mer informasjon om ulike forhold som påvirker resultatet, utslippsfaktorene og generelt om Norsk Standard for måling av utslipp, viser vi til rapporten fra SINTEF (Seljeskog et al., 2013).

Lite vedforbruk pr. time, som ved typisk nattefyring, gir høyere utslipp av PM_{2,5}. Dette har ført til en oppdeling av vektete utslippsfaktorer for «normal» fyring som er inkludert lav last som ved nattefyring og «middels» fyring som er uten nattefyring. Fra vedundersøkelsen i 2002 (SSB, 2004) ble det konkludert med at i Oslo og i de største byene var nattefyring mindre vanlig slik at det er faktorer uten nattefyring som bør benyttes for Oslo. I Tabell 1 vises utslippsfaktorene for henholdsvis gammel og ny ovn basert på SINTEF sine målinger og SSB sine tall. De nye utslippsfaktorene fra SINTEF har mindre forskjell i utslipp for nye og gamle ovner.

Gjennomsnittlig utslippsfaktor for Oslo er beregnet med to ulike fordelinger av forbruket i gammel og ny ovn. En fordeling er med 60 % gamle ovner som tilsvarer tall fra 2001 og den andre fordelingen er med 44% gamle ovner som representerer dagens fordeling, og som er basert på tall fra SSB fra de 3 siste tilgjengelige årene. Det er den oppdaterte fordelingen som er brukt i spredningsberegningene i kapittel 3.

For begge fordelingene er det satt en fast prosent forbruk i peis på 17 %. For peis er det ingen endring i utslippene som ligger fast på 17.3 kg/tonn og er basert på tall fra SSB fra 1995.

De nye utslippsfaktorene fra SINTEF gir generelt lavere utslipp fra både gamle og nye ovner, men forskjellen på utslippene fra de to ovnstypene er langt mindre enn tallene fra SSB (se Tabell 1 og Tabell 3). Forskjellen i utslippsfaktorene for de to ulike fordelingene av teknologisammensetning er også vesentlig mindre når man benytter utslippsfaktorene fra SINTEF. Dette betyr at en utskifting av gamle ovner til nyere ikke redusere utslippet vesentlig hvis det ikke også fører til kraftig reduksjon i forbruket pga. en evt. høyere utnyttelse av energien.

Tabell 1: *Utslippsfaktorer basert på SINTEF sine målinger og SSB sine tall for ulike ovnstyper (gammel vs. ny ovn) og vektet utslippsfaktor for ulik fordeling på gammel og ny teknologi. Med gammel ovn refereres det til ovner som ble produsert før 1998.*

	SINTEF Normal	SINTEF Middels	SSB 2001	SSB 2003
Gammel ovn (g/kg)	22.7	17.4	40	33
Ny ovn (g/kg)	13.4	12.2	6.2	6.2
Oslo snitt (g/kg) (60% i gammel ovn)	19.6	16.2	28.4	24.2
Oslo snitt (g/kg) (44% i gammel ovn)	18.2	15.4	23.0	19.9
Nattefyring	Med nattefyring	Uten nattefyring	Med nattefyring	Uten nattefyring

Det er også usikkerheter i selve forbrukstallene av ved fra SSB. Tall fra vedundersøkelsen i 2002 ga rundt 14 000 tonn vedforbruk for Oslo. De kvartalsvis vedundersøkelsene etter 2005 gir derimot forbrukstall som ligger vesentlig høyere på mellom 30 000-50 000 tonn, se Tabell 2. Det er ikke sannsynlig at dette er en reell økning, og SSB har ikke noen forklaring på hvorfor det er så stor forskjell mellom undersøkelsene i 2002 og de etter 2005 (e-postkommunikasjon med Kristine Aasestad). Hva som er reelt forbruk og hvorfor man ser et stort sprang fra

to ulike undersøkelser er viktig å få stadfestet, men tallene indikerer uansett at utslippene kan variere mye fra år til år.

Tabell 2: Forbruk av ved fra SSB i Oslo for utvalgte år etter 2005.

År	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Forbruk (1000 tonn)	27.8	36.5	36.7	35.2	47.7	47.7	31.9

Forbruket for Bærum, som er basert på 1995 tall, tilsvarer 4-5 ganger høyere forbruk pr. person enn for Oslo, samme år. Det er ikke sannsynlig at det er så store forskjeller i vedforbruk pr person mellom Oslo og Bærum. Det er derfor gjort en ny antakelse på at Bærum har i snitt dobbelt så høyt vedforbruk pr. innbygger som Oslo og bruker Oslo tall for å estimere Bærumutslippene.

I Tabell 3 er det vist hva PM-utslippet blir når det antas et forbruk i Oslo på henholdsvis 14 000 tonn og 40 000 tonn og utslippene for Bærum er lagt til. Fra tidligere modellberegninger ser det ut til at et utslipp på mellom 100-300 tonn PM for modellområdet gir bedre samsvar mellom modell og observasjoner. Det er derfor også gjort en motsatt beregning av utslippsfaktoren: Hva burde den vektete utslippsfaktoren være for å oppnå 200 tonn PM med de to ulike estimatene for vedforbruk? Det ene tallet på 3.5 g/kg virker veldig lavt, det andre tallet blir 10.2 g/kg og er nærmere faktoren som SINTEF har kommet frem til. Det kan også nevnes at utslippsfaktoren som ble brukt før 2001 var på 10 g/kg.

Tabell 3: Utslippsberegning basert på ulike faktorer og en omvendt omregning med utgangspunkt i en antakelse om at utslippet er 200 tonn/år. Tallene er beregnet med oppdatert fordeling av forbruk på ovnstype.

Forbruk i tonn ved for Oslo	Forbruk i tonn ved for Oslo og Bærum	Utslipp med SINTEF faktorer (snitt 15 g/kg)	Utslipp med gamle SSB faktorer (snitt 20 g/kg)	"200 tonn utslipp" utslippsfaktor
14 000	19600	301 tonn	390 tonn	10.2 g/kg
40 000	56800	872 tonn	1129 tonn	3.5 g/kg

Tidligere analyser (Laupisa et al., 2007) har vist at selv med 14 000 tonn ved som grunnlag i utslipps- og spredningsberegningene har konsentrasjonene vært overestimert. Derfor har vi valgt å benytte dette forbruket som utgangspunkt i disse beregningene, istedenfor forbrukstallene som er mye høyere. Forbruket er dermed kraftig kuttet selv i basisberegningene, sammenlignet med tall vist i Tabell 2. Geografisk fordeling følger likevel relativt sett de originale dataene som gir forbruk pr grunnkrets.

Med et forbruk på 14000 tonn vil vi utfra tallene vist i Tabell 3 kunne anta at de nye faktorene levert av SINTEF, som gir lavere utslipp, dermed vil gi bedre samsvar i spredningsberegninger. Men pga. ulik geografisk fordeling av ulike ovnstyper kan nye faktorer også gi noe ulik geografisk effekt i modellberegningene. Oversikt over totalutslipp for de ulike scenarioene det er gjort spredningsberegninger for er gitt i

Tabell 4 og nærmere beskrivelse av scenarioene, inkludert resultater, er gitt i kapittel 3.

Tabell 4: Oversiktstabell av de ulike scenarioene med utslipp. Alle scenarioene er basert på et utgangspunkt i forbruk på 14000 tonn ved for Oslo.

Scenarionavn	Totalt utslipp i tonn	Kommentar
Basis	390	For tre vinterperioder
Forbruk	195	Halvert totalutslipp
Tid	390	Endring i utslippet over døgnet
SINTEF	301	Med nye utslippsfaktorer, 23 % mindre utslipp enn Basis.

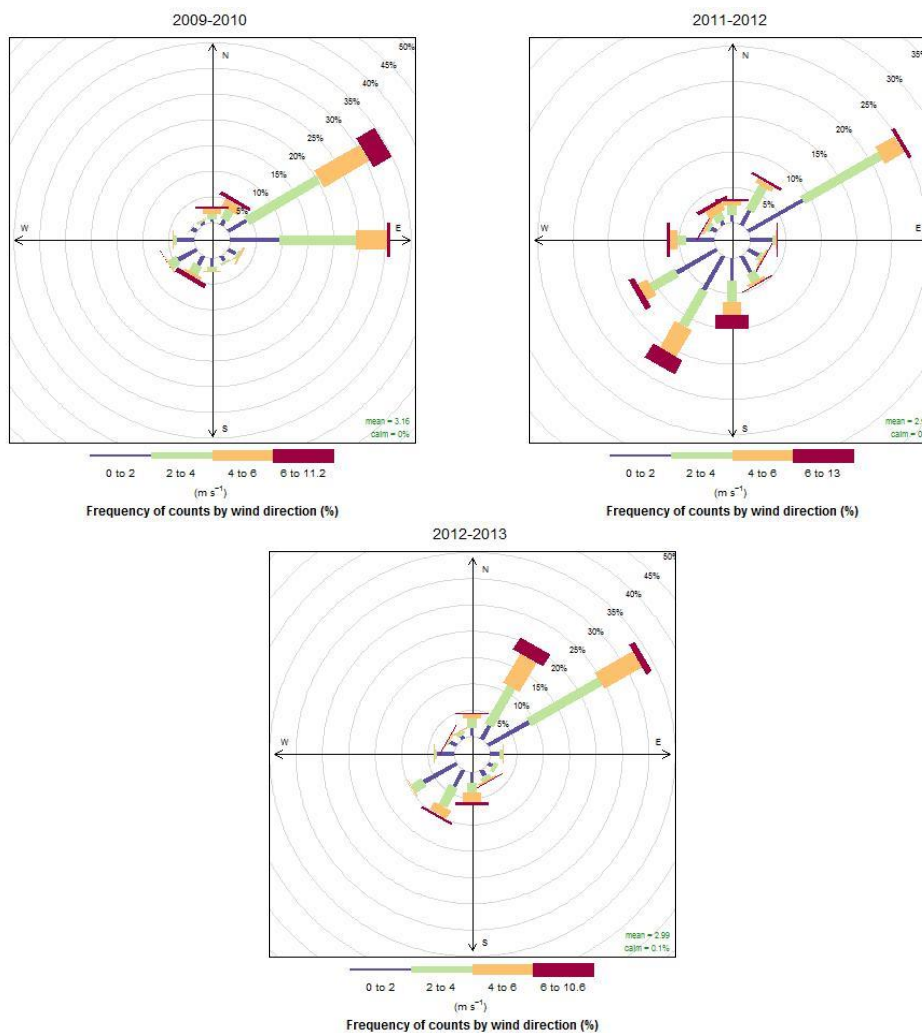
3 Resultat av spredningsberegningene

Spredningsberegninger er gjort med AirQUIS v.14 for PM_{2.5}. En detaljert beskrivelse av inngangsdata etc. vil ikke bli gjort her, men vi viser til tidligere NILU-rapporter som diskuterer ulike sider av modellsystemet for tilsvarende beregninger (Slørdal et al., 2010; Sundvor et al., 2009). Alle tilgjengelige kilder (areal og trafikk) er inkludert, meteorologiske data er hentet fra Valle Hovin og bakgrunnskonsentrasjon er gitt som observert minimumskonsentrasjonen siste 24 timer.

3.1 Basiskjøringer for tre ulike meteorologiske vinterperioder.

For å se på hvordan variasjon av meteorologiske parametere påvirker konsentrasjonene av PM_{2.5} er det gjort spredningsberegninger for vintrene (oktober-april) 2009-2010, 2011-2012 og 2012-2013. Meteorologien som benyttes som inngangsdata til vindfeltmodellen, MCwind, er observasjoner fra Valle Hovin. De tre siste vintersesongene med nok gyldige meteorologiske data er valgt. Vinteren 2010-2011 er ikke brukt i analysen på grunn av for mange ugyldige/manglende meteorologiske data.

Vindroser for de tre vinterperiodene er vist i Figur 1. Vinterperioden 2011-2012 skiller seg ut med noe mer vind fra sør-vest, og mye lavere forekomst av vind fra øst-nordøst. Vind fra øst –nordøst er, som man ser, en typiske vindsituasjon for Valle Hovin og som betyr en drenasjevind gjennom Groruddalen. 2011-2012 hadde også mer nedbør og mildere temperaturer i gjennomsnitt. Gjennomsnittstemperaturen var på -2, 2.1 og -1.5 °C og samlet nedbør i periodene var 222, 387, 276 mm gitt for de tre periodene i kronologisk rekkefølge.



Figur 1: Vindroser fra observasjonene på Valle Hovin for de tre vinterperiodene det er gjort spredningsberegninger for. NB skalaen er noe forskjellig for perioden 2011-2012.

Vedfyringsutslippet er holdt konstant for de tre beregningene for å kun se på effekten av ulik meteorologi. Vedfyringsutslippet er her beregnet ved å bruke gamle faktorer fra SSB, uten nattefyring, se Tabell 1 og Tabell 4.

I Tabell 5 vises modellerte og observerte gjennomsnittsverdier, basert på følgende fem stasjonspunkt: Alnabru, Kirkeveien, Smestad, Sofienbergparken og Manglerud. Perioder der det ikke finnes observasjoner er utelatt i sammenligningen i tillegg til Nyttårsaften pga. sterkt signal for fyrverkeri i de observerte dataene.

Forskjell i observert periodesnitt for $PM_{2.5}$ ved de fem stasjonspunktene for de tre vintrene er på beskjedne $0.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i gjennomsnitt, mens modellresultatene viser større variasjon med en forskjell på $3.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Stasjonen som viser minst forskjell over alle årene er Alnabru med en maksimumsforskjell i observert periodesnitt på kun $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og størst forskjell finner vi for Manglerud med en observert forskjell på $2.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For de modellerte verdiene er forskjellen større med $4.8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som største modellerte forskjell for Sofienbergparken og minst for Smestad med $1.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

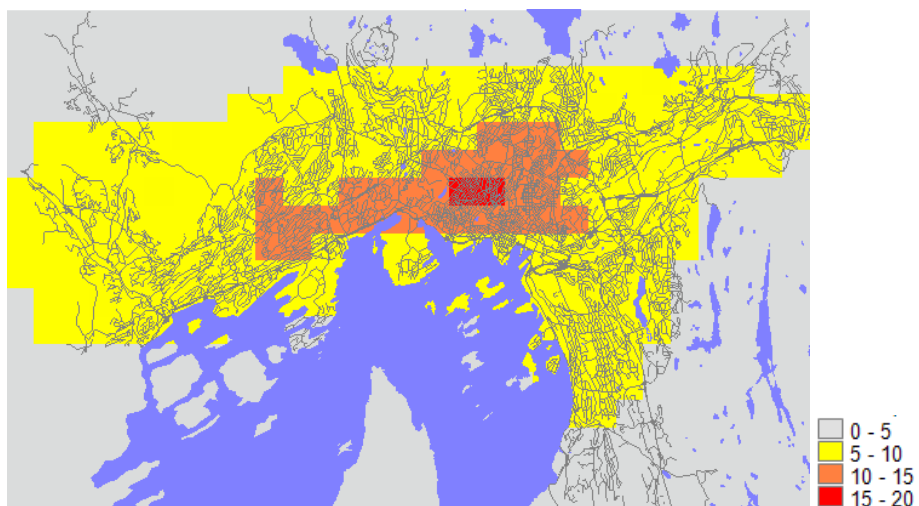
Tabell 5: Resultat fra spredningsberegninger av $PM_{2.5}$ for 3 vinterperioder, beregnet som snitt for 5 stasjonspunkt; Alnabru, Manglerud, Kirkeveien, Smestad og Sofienbergparken.

Vinter	Observert perioadesnitt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Modellert perioadesnitt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Observert 95-prosentil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Modellert 95-prosentil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Korrelasjons- koeffisient (for timeverdier)
2009-2010	12.4	10.4	30.2	36.0	0.41
2011-2012	11.9	13.8	28.8	50.2	0.42
2012-2013	11.6	12.5	28.9	50.3	0.40

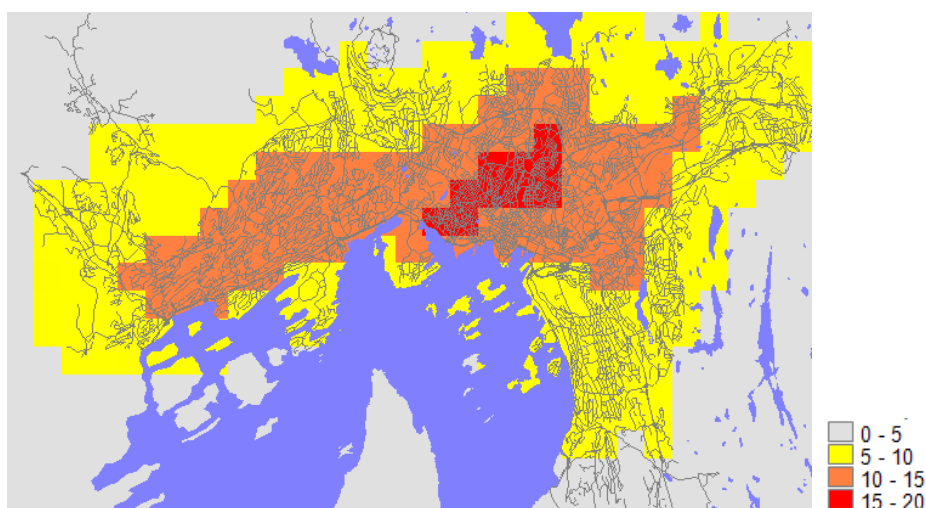
Beregningene underestimerer perioadesnittet midlet over de fem stasjonene for perioden 2009-2010 og overestimerer for de to andre vinterperiodene. Dette er bildet også for Smestad, Manglerud og Sofienbergparken individuelt, mens Alnabru underestimeres og Kirkeveien overestimeres for alle 3 periodene. Mens observasjonene gjør et lite fall fra 2009-2010 perioden til de andre årene som snitt over alle de 5 stasjonene gjør modellen motsatt og gir en økning. Modellen gir en økning for alle stasjonspunktene. Observasjonene viser en veldig liten økning for Alnabru og Kirkeveien, men en større endring med noe lavere verdier (reduksjon) for Manglerud og Sofienbergparken og som er styrende for det samlede snittet.

Figur 2 og Figur 3 viser konsentrasjonsfelt for henholdsvis perioadesnittet og 8. høyeste døgnverdi for $PM_{2.5}$. Selv om beregningene gir en relativt liten forskjell i perioadesnittet for vintrene 2011-2012 og 2012-2013 i reseptorpunktene ved målestasjonene er det forskjell på hvilke områder i Oslo som har de høyeste verdiene. Det er likt antall km^2 som har et snitt over $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men det er ikke de samme områdene for de to vinterperiodene, se Figur 2 b) og c).

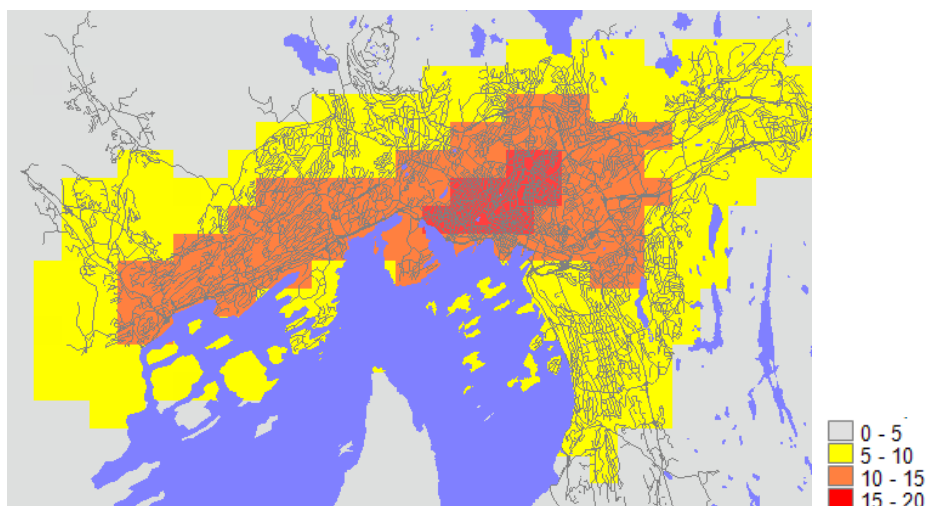
For konsentrasjonsfeltet for 8. høyeste døgnmiddelverdi er forskjellene enda tydeligere, se Figur 3b) og c). Det er benyttet likt utslipp for vedfyring og grunnlaget for trafikkutslippene er det samme for alle tre basisberegningene. Forskjellene man ser for modellen skyldes derfor i ulikheter i meteorologiske forhold for de ulike vintrene. At man ikke har samsvar mellom observasjonene og modelldata i stasjonspunktene er diskutert i mer detalj i kapittel 4.



a) 2009-2010

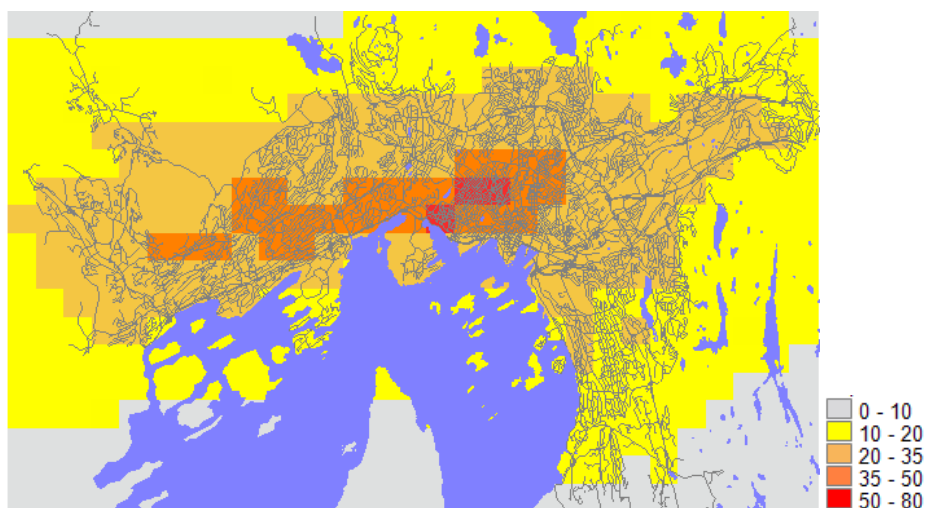


b) 2011-2012

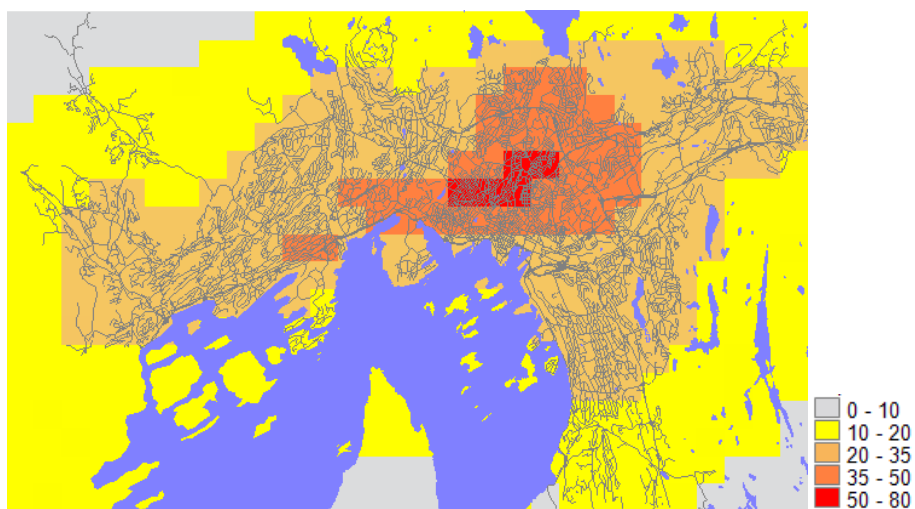


c) 2012-2013

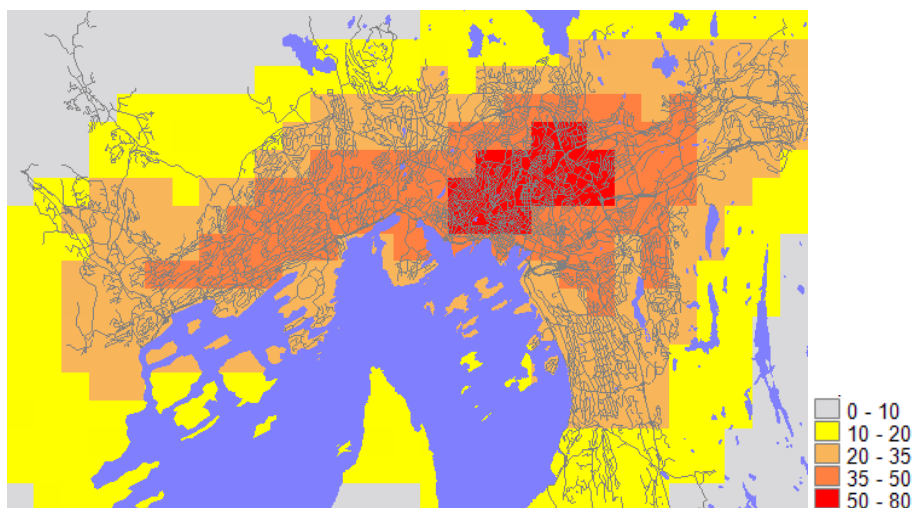
Figur 2: Feltet av gjennomsnittlig konsentrasjon i beregningsperioden for $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) fra basisberegning for vinterperiodene a) 2009-2010, b) 2011-2012 og c) 2012-2013.



a) 2009-2010



b) 2011-2012



c) 2012 - 2013

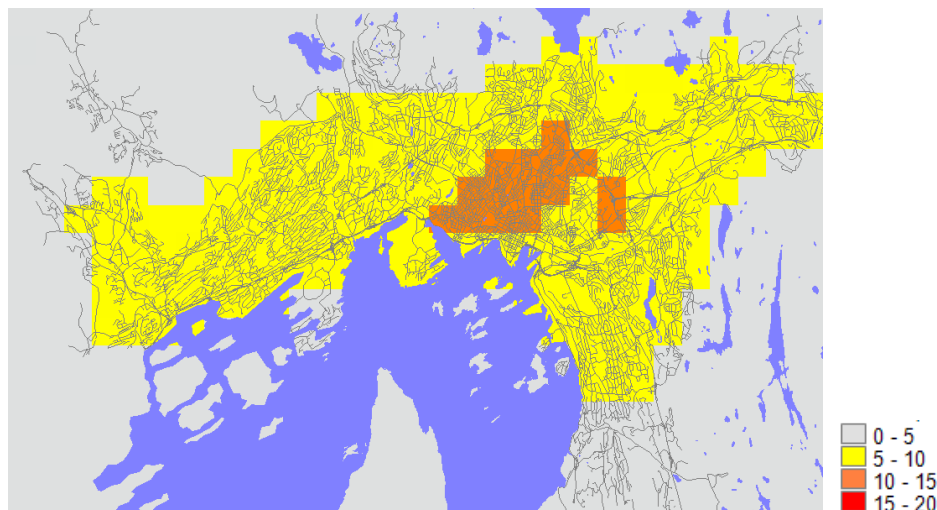
Figur 3: Konsentrasjonsfelt for åttende høyeste døgnmiddelverdi for $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for vinterperioden a) 2009-2010, b) 2011-2012 og c) 2012-2013

3.2 Scenario Forbruk

Som tidligere nevnt er det, i tillegg til utslippsfaktorene, usikkerheter knyttet til forbrukstallene. For å se på hva en stor endring i utslippet evt. ville betydd for beregningene, er vedfyringsutslippet halvert over hele modellområdet. Dette er kun gjort for vinteren 2011-2012. Resultatet viser bedre korrelasjon med observasjonene for alle stasjonspunktene. Det er noe underestimert av periodegjennomsnittet, mens 95-prosentilen fortsatt er noe overestimert. Antall døgn over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (definert som overskridelsesdøgn for PM_{10}) er nå kun 1 sammenlignet med 26 døgn for basiskjøringen for samme år. Dette gir mye bedre samsvar med observasjonene som ikke gir noen døgn over $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 6: Tall for gjennomsnitt av 5 stasjonspunkt for Oslo i beregningsperioden vinteren 2011-2012 for Scenario Forbruk.

Beregning	Periodegjennomsnitt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95-prosentil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Antall overskridelsesdøgn (døgn $> 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sum for 5 stasjonspunkt)	Korrelasjonskoeffisient (for timeverdier)
Basis 2011-2012	13.8	50.2	26	0.42
Forbruk 2011-2012	10.0	34.5	1	0.44
Observert 2011-2012	11.9	28.8	0	



Figur 4: Feltet av gjennomsnittlig konsentrasjon i beregningsperioden for $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) fra scenarioberegning Forbruk for vinterperioden 2011-2012.

3.3 Scenario Tid

Hvordan utslippet fordeler seg over tid har også betydning for konsentrasjonene. Det er derfor gjort en beregning for vinteren 2011-2012 der tidsvariasjonen som er brukt for å fordele utslippet over døgnet er endret. I basisberegningen er det ulike tidsvariasjoner i ulike soner av byen mens i Scenario Tid har hele modellområdet

samme tidsvariasjon. Dersom vi angir årsutslippet fra vedfyring med \bar{q} beregnes det aktuelle timesutslippet, q , ved å multiplisere \bar{q} med en ukefaktor, f_i^u , en døgnfaktor, f_j^d , og en timefaktor, f_k^t , på følgende måte:

$$q = \bar{q} \cdot f_i^u \cdot f_j^d \cdot f_k^t \quad (1)$$

Ukefaktoren, f_i^u , angir hvordan årsutslippet fordeles over årets 52 uker. Tilsvarende gir døgnfaktoren, f_j^d , fordelingen innenfor ukens 7 dager, mens timefaktoren, f_k^t , gir fordelingen over døgnet 24 timer. En forutsetning for å kunne benytte tidsfordelingsformelen (1) er at verdiene på de ulike faktorene ligger i intervallet $0 \leq f \leq 1$, og at de dessuten oppfyller normaliseringsbetingelsen.

$$\sum_{i=1}^{52} f_i^u = 1 \quad (2 \text{ a})$$

$$\sum_{j=1}^7 f_j^d = 1 \quad (2 \text{ b})$$

$$\sum_{k=1}^{24} f_k^t = 1 \quad (2 \text{ c})$$

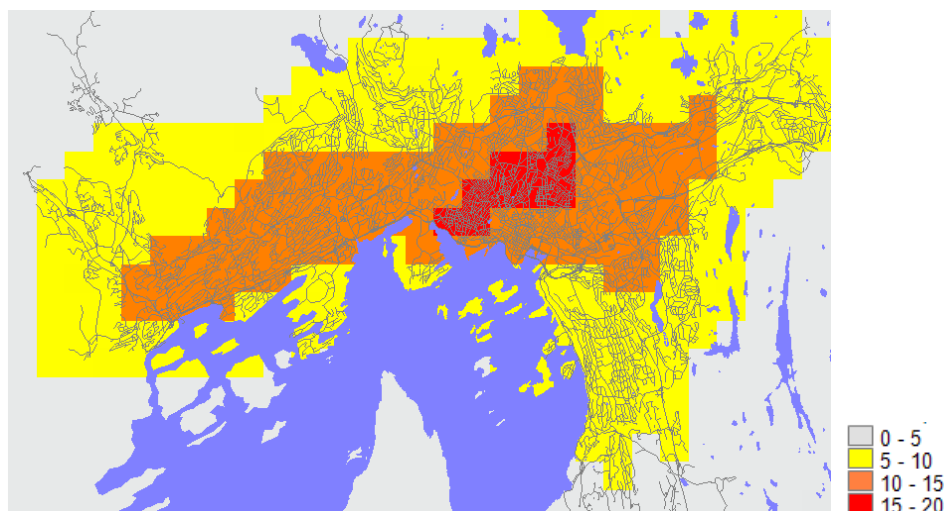
Disse betingelsene sikrer at tidsfordelingen ikke endrer det totale årsutslippet, \bar{q} .

I basiskjøringen og i de andre scenariene er Oslo delt inn i tre soner med unik tidsvariasjon over døgnet, i tillegg til egen tidsvariasjon for Bærum. Tidsvariasjonen som er benyttet i dette scenarioet er jevnere og flatere og gir noe mer utslipp nattestid, se Figur 6. Dette er altså gjort kun endring i døgnprofilen (timefaktoren f_k^t) for utslippet. I Figur 6 vises derimot produktet av $f_j^d \cdot f_k^t$ for å synliggjøre forskjell på ukedag og helg.

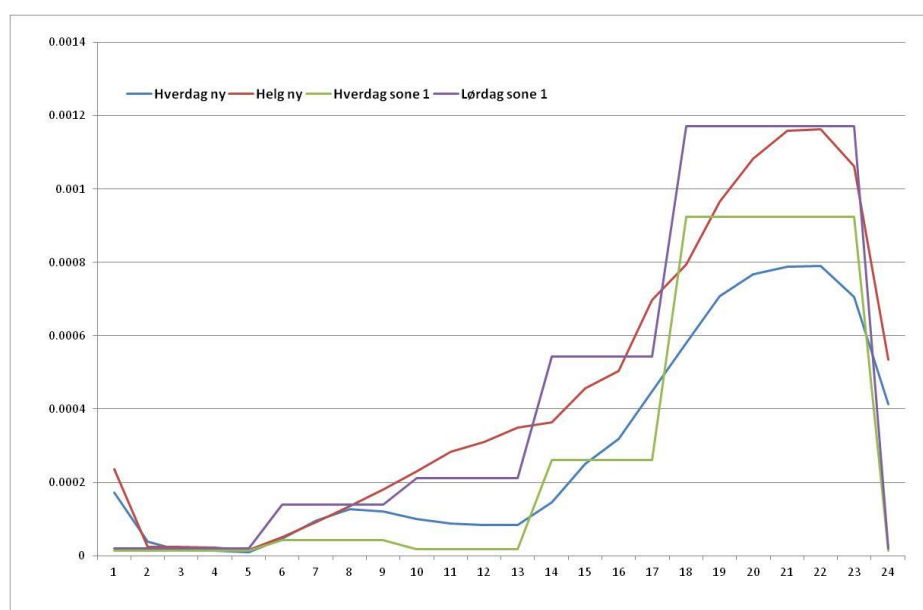
En endring i tidsvariasjonen over døgnet gir en liten endringer i periodesnittet (se Tabell 7). Forskjellen for feltet er også liten, men det er noen små endringer (se Figur 5). Generelt kan vi si at en slik endring har minimalt å si for periodesnittet. Det gir derimot noe høyere konsentrasjoner nattestid der vi generelt underestimerer slik at det gir noe bedre samsvar for døgnvariasjonen, se kapittel 4. Dette kan derfor være et steg i riktig retning. De modellerte konsentrasjonene (se Figur 8-Figur 11) viser fortsatt kraftige kveldstopper som ikke sees i observasjonene i like stor grad. Det kan derfor se ut som utslippet har en enda flatere utslippsprofil enn det scenario Tid inkluderer.

Tabell 7: Tall for gjennomsnitt av 5 stasjonspunkt for Oslo i beregningsperioden vinteren 2011-2012 for scenario Tid.

Beregning	Periode- gjennomsnitt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95-prosentil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Korrelasjons- koeffisient (for timeverdier)
Basis 2011-2012	13.8	50.2	0.42
Scenario Tid 2011-2012	13.5	50.2	0.42
Observerte 2011-2012	11.9	28.8	



Figur 5: Konsentrasjonsfeltet av periodesnittet av $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for scenarioberegning Tid for vinterperioden 2011-2012.



Figur 6: Figur av tidsvariasjonen over døgnet 24 timer som er brukt i beregningene sammenlignet med tidsvariasjonen for Sone 1. For å se forskjell på hverdag- og helgevariasjonen i nivå er det her vist produktet av faktor for time og ukedag.

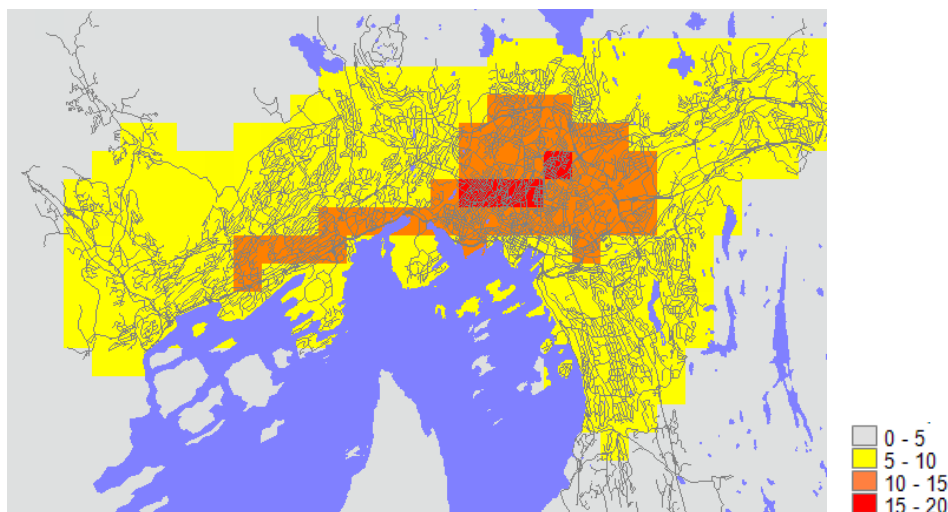
3.4 Scenario SINTEF

I scenario SINTEF har vi benyttet vedfyringsutslipp som baserer seg på nye faktorer fra SINTEF med forbruk som for Basisberegningene (se Tabell 4 for oversikt over totalutslipp). Tilsvarende som for scenario Tid og Forbruk er det vinteren 2011-2012 som er beregningsperioden. Som forventet gir redusert utslipp bedre samsvar og periodesnittet er tilnærmet likt med observasjonene, mens 95 prosentilen fortsatt er veldig mye høyere.

Sammenlignet med Basisberegningen ser man fra Tabell 6 og Tabell 8 at en flat halvering (50 %) av total utslippet, som i scenario Forbruk, ga reduksjon på 3.8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mens en reduksjon på 23% av utslipp, pga. de nye utslippsfaktorene i Scenario SINTEF, ga en reduksjon av konsentrasjonene på 2.0 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Det betyr at vi ved stasjonspunktene fikk større konsentrasjonsreduksjon pr. prosent reduksjon i utslipp ved bruk av SINTEF-faktorene. Ulikheten kommer av forskjell på den geografiske fordelingen av utslippet. Dette indikerer også viktigheten av å fordele utslippene geografisk riktig.

Tabell 8: Tall for gjennomsnitt $\text{PM}_{2.5}$ konsentrasjoner av 5 stasjonspunkt for Oslo i beregningsperioden vinteren 2011-2012 for scenario SINTEF.

Beregning	Periode-gjennomsnitt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	95-prosentil ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Korrelasjonskoeffisient (for timeverdier)
Basis 2011-2012	13.8	50.2	0.42
Scenario SINTEF	11.8	42.7	0.43
Observert	11.9	28.8	



Figur 7: Konsentrasjonsfeltet av periodesnittet for $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) fra scenarioberegning SINTEF for vinterperioden 2011-2012.

4 Analyse og diskusjon av resultatene

For å se nærmere på forskjellene mellom modell og observasjoner og få en bedre forståelse av bidraget fra vedfyring til $\text{PM}_{2.5}$ konsentrasjonene er det foretatt en nærmere analyse av dataene fra noen utvalgte stasjonspunkt. Ved å se på ulike parametere og konsentrasjonsmidler kan man få innblikk i hva som er styrende for de modellert konsentrasjonene. En slik analyse gir en pekepinn på videre fokus i arbeid med å forbedre grunnlagsdata og modell.

Det er blant annet sett på plot av timesdata, tidsvariasjon, og konsentrasjonsroser av modellerte og observerte konsentrasjoner, basert på vindstyrke og retning, vist for noen stasjoner. Samsvar mellom modell og observasjoner varierer noe fra

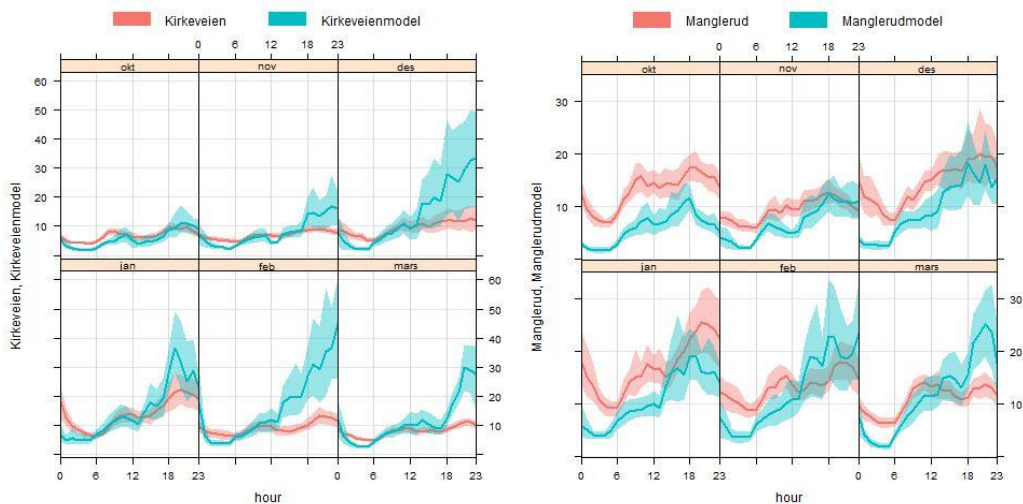
stasjon til stasjon. I dette kapittelet er det stasjonene Kirkeveien og Manglerud som det vises resultater for. Kirkeveien ligger i et område som i henhold til forbrukstallene har høyt utslipp pr. km², mens Manglerud er mer trafikkpåvirket og ligger i en sone hvor grunnlagsdataene gir lavere vedfyringsutslipp pr. km².

4.1 Uke og døgnvariasjoner

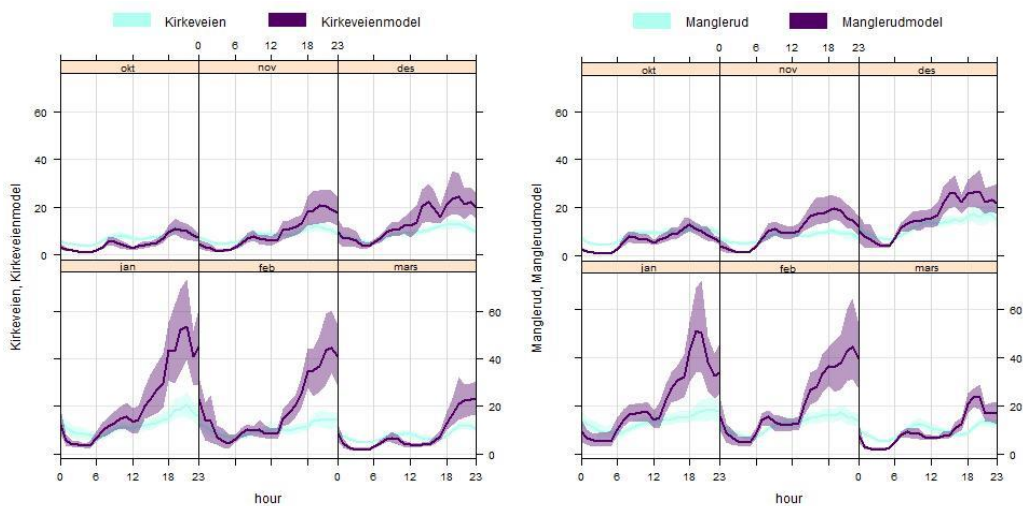
Uke og døgnvariasjoner fra basisberegningene og observasjoner er vist for Kirkeveien og Manglerud for to ulike vintersesonger (2009-2010 og 2012-2013), se Figur 8, Figur 9 og Figur 11. Døgnvariasjoner er også vist for basisberegningen for 2011-2012 og for scenario Tid og Forbruk for samme år, Figur 10. Slike midlere variasjoner synliggjør i større grad trender og generelle avvik mellom modell og observasjoner, og kan hjelpe med å indikere dominerende kilder. For eksempel vil en to-toppet profil med topper rundt rush-tider typisk reflektere bidrag fra trafikk. Fra Figur 8 - Figur 11 kan man se at det er noen måneder som viser bra samsvar mens andre måneder viser klare forskjeller mellom observasjonene og modellberegningene.

Vedfyring som kilde i modellen inkluderer først og fremst utslipp på kveldstid og høyere utslipp i helgene enn på ukedager (se Figur 6). Videre variere det over månedene med høyest utslipp i januar. Det er tydelig av resultatene at bidraget fra vedfyring er overestimert i beregningene, dette vises klart når man ser på variasjon over ukedag og time der det er timer på kveldstid som er mest overestimert og modellresultatene gir en annen døgnvariasjonen enn det man ser fra observasjonene. Observasjonene viser også kveldstopper i konsentrasjonene for enkelte måneder, for eksempel på Manglerud i 2009-2010 (Figur 8), men modellen gir generelt for høye verdier på kveldstid. Dette kommer spesielt klart frem for Kirkeveien i desember 2009 og februar 2010, se Figur 8.

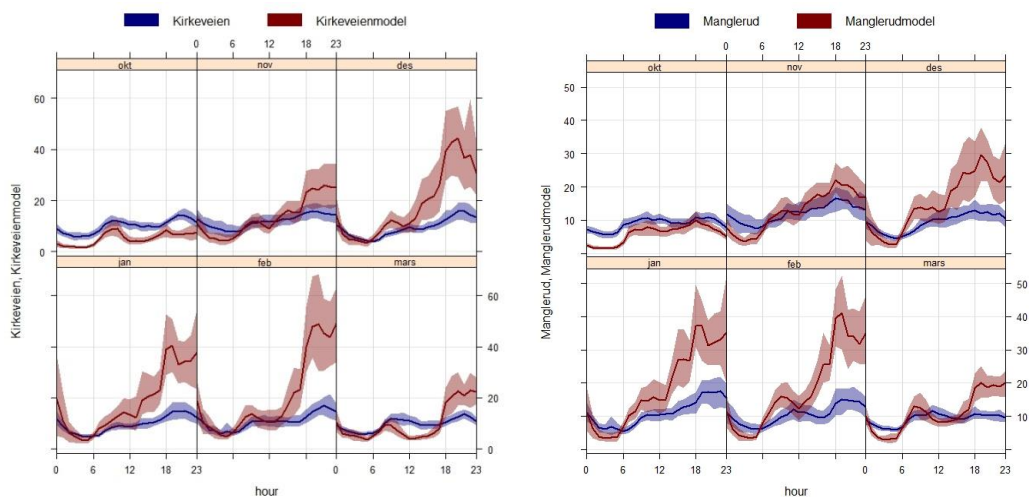
Månedene oktober, november og mars, som i modellen har lave vedfyringsutslipp, har best samsvar mellom modell og observasjoner. Disse månedene er dermed først og fremst dominert av trafikkbidrag og bakgrunn. For Manglerud er samsvaret generelt noe dårligere for disse månedene, med for eksempel en klar underestimering i oktober for 2009, men viser bedre samsvar for denne måneden i 2012. Dette viser viktigheten av å beregne riktig trafikkbidrag, inkludert veistøv, også for PM_{2.5}. Det er også slik at måledataene i seg selv har usikkerheter og målefeil skjer, men det er ikke gjort noe videre vurdering av dette her annet enn at det er godkjente og gyldige data som er benyttet.



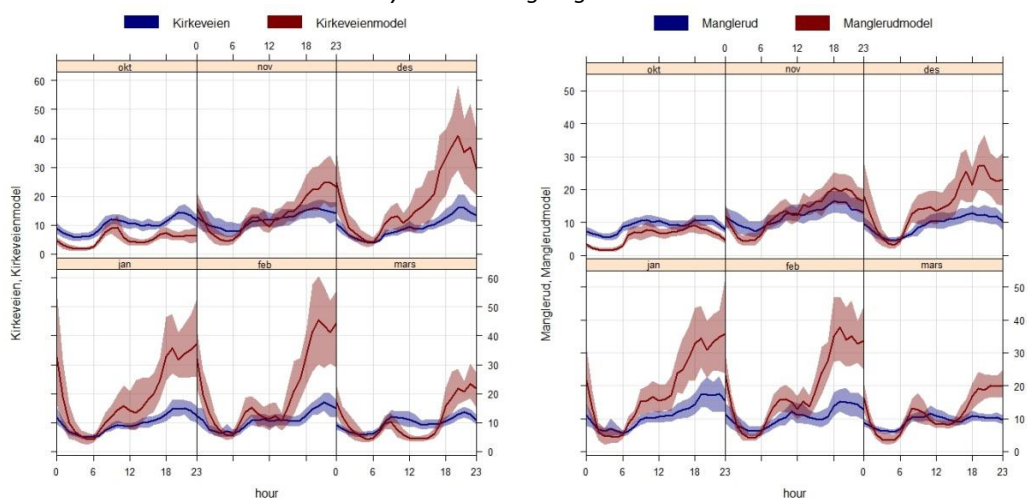
Figur 8: Variasjon av $PM_{2.5}$ over døgnets timer delt opp i vintermånedene for 2009-2010. Basis modellberegningene er vist i blått mens observasjoner er vist i rosa for to stasjonene: Kirkeveien og Manglerud. Kirkeveien er plassert i et område hvor utslippsdataene tilsier har store vedfyringsutslipp. (NB ulike skala for de to stasjonene).



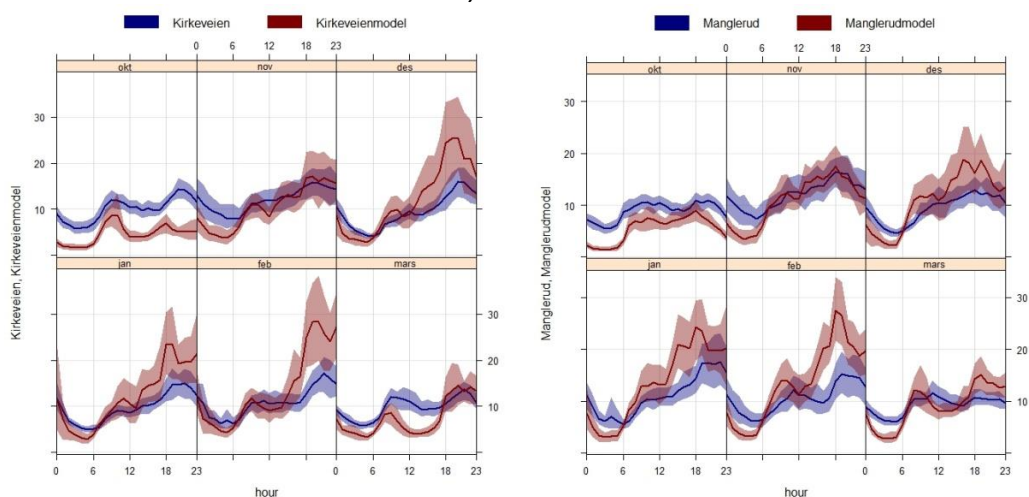
Figur 9: Variasjon av $PM_{2.5}$ over døgnets timer delt opp i ulike måneder for vinterseongen 2012-2013. Basis modellberegningene er vist i lilla mens observasjoner er vist i lyseblått for Kirkeveien og Manglerud.



a) Basisberging 2011-2012

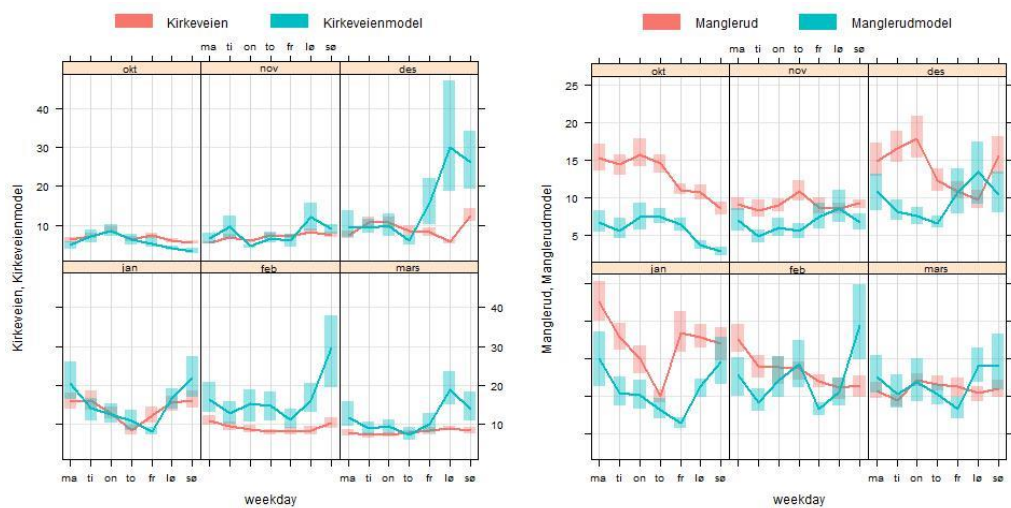


b) Scenario Tid

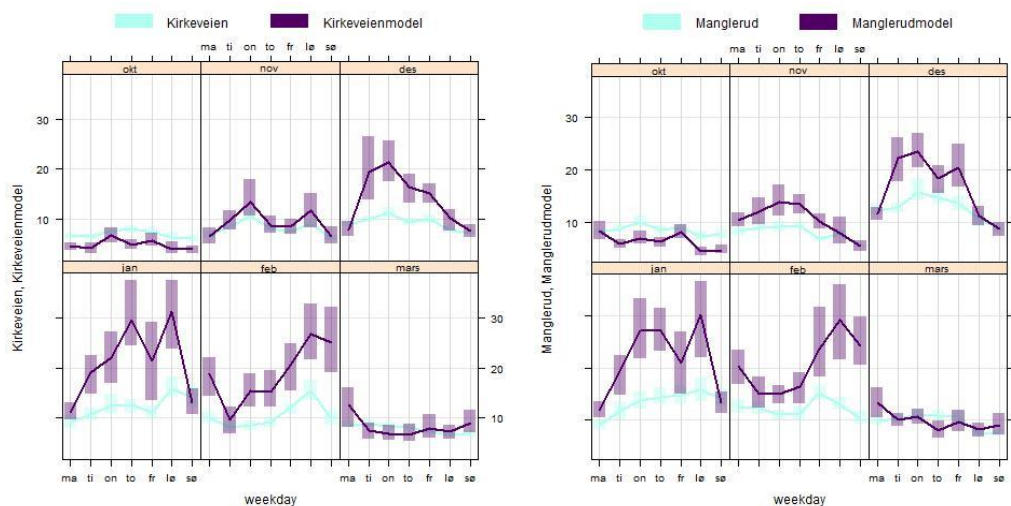


c) Scenario Forbruk

Figur 10: Variasjon av $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) over døgnet timer delt opp i ulike måneder for 2011-2012 for a) basisbergingen (øverst), b) scenario Tid (i midten) og c) scenario Forbruk nederst for Kirkeveien og Manglerud. Modellberegningene er vist i lilla mens observasjoner er vist i blått.



a) Vintersesongen 2009-2010



b) Vintersesongen 2012-2013

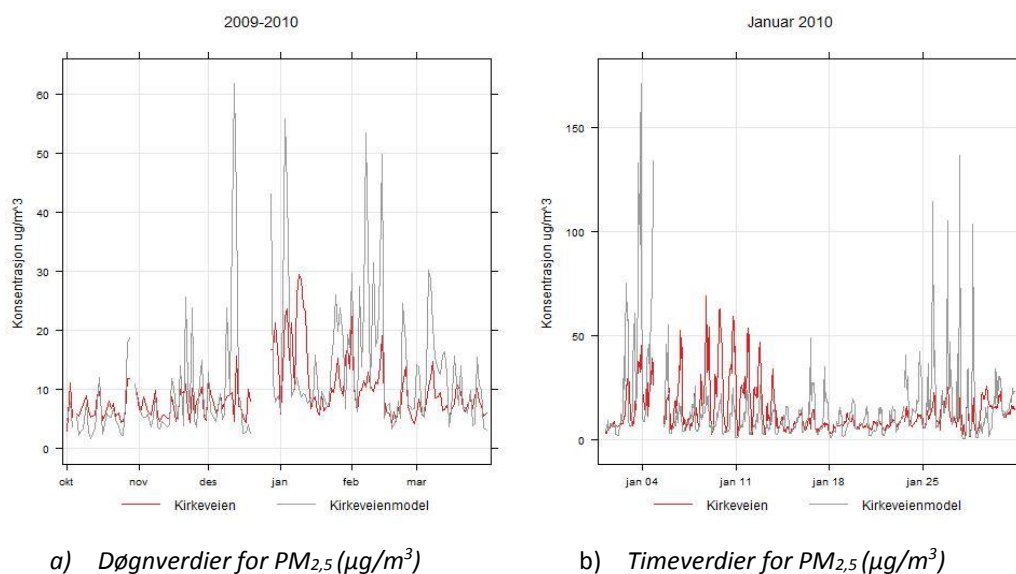
Figur 11: Variasjon i $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) over uken pr ukedag og måned for to vinterperioder, a) 2009-2010, (øverst) vist med rosa og blå, og b) vinteren 2012-2013 (nederst) vist med lyseblå og lilla. Modellresultatene er for basisberegningene for de to sesongene.

4.2 Analyse av to utvalgte tidsperioder

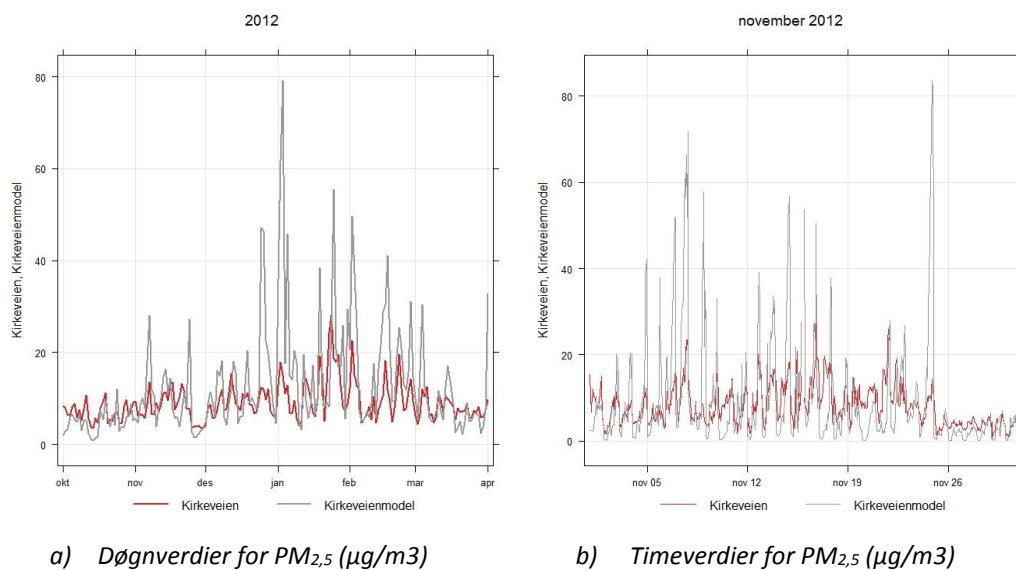
Figur 12 og Figur 13 viser døgnmidler av $PM_{2.5}$ for to sesonger, markert a), samt timemidler for to utvalgte måneder, markert b), januar 2010 og november 2012.

For vinteren 2009-2010 ser man en periode i januar der forholdet mellom modell og observasjoner endrer klart karakter for de fleste stasjonene (vist for Kirkeveien i Figur 12 a). Figuren viser at modellen underestimerer $PM_{2.5}$ -nivåene klart i perioden rundt 11. januar, mens modellen normalt overestimerer nivåene. Denne

perioden var en helt spesiell episode for Oslo og det var også samtidig observert høye verdier av NO_2 og PM_{10} . Meteorologiske observasjoner ved Valle Hovin i januar 2010 viste vind på rundt 4.4 m/s i snitt fra øst- nordøst (rundt 70 grader). Gjennomsnittstemperaturen var på -11°C , men med et par spesielt kalde dager og temperaturer ned i -18°C . Det observeres stort sett ustabile forhold. Dette er en episode som også er blitt analysert i forbindelse med varslingsjenesten. Hovedkonklusjonen fra den analysen er at det var helt spesielle meteorologiske forhold i denne perioden som man ikke klarer å fange opp med vindfeltmodellen. Det er Valle Hovin som er benyttet som inngangsdata til modellen og i episoden viser Valle Hovin ustabile forhold mens det lokalt i deler av byen nok har vært sterkt stabilt, med mest sannsynlig et veldig komplisert vindfelt og kompliserte forhold vertikalt. Slike spesielle forhold er svært vanskelige å modellere. Muligens ville tilgang til flere lokale meteorologiske inngangsdata kunne ha gitt en forbedring.



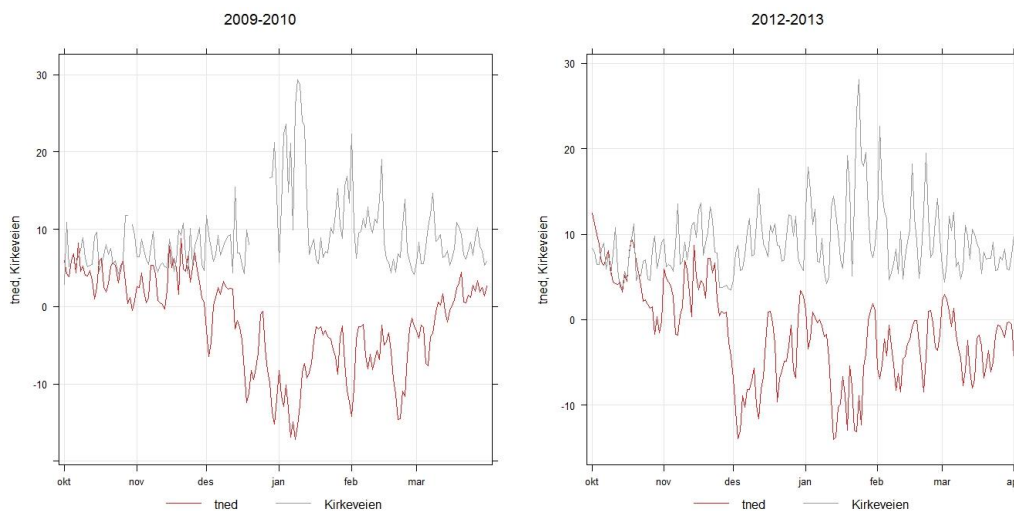
Figur 12: Døgnverdier for $\text{PM}_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for stasjonspunkt Kirkeveien for hele vinterperioden 2009-2010 er vist til venstre og timeverdier for januar måned til høyre i figuren. Perioden 9-13 januar skiller seg ut. Modellerte verdier er vist med grått mens observasjoner er vist med rødt.



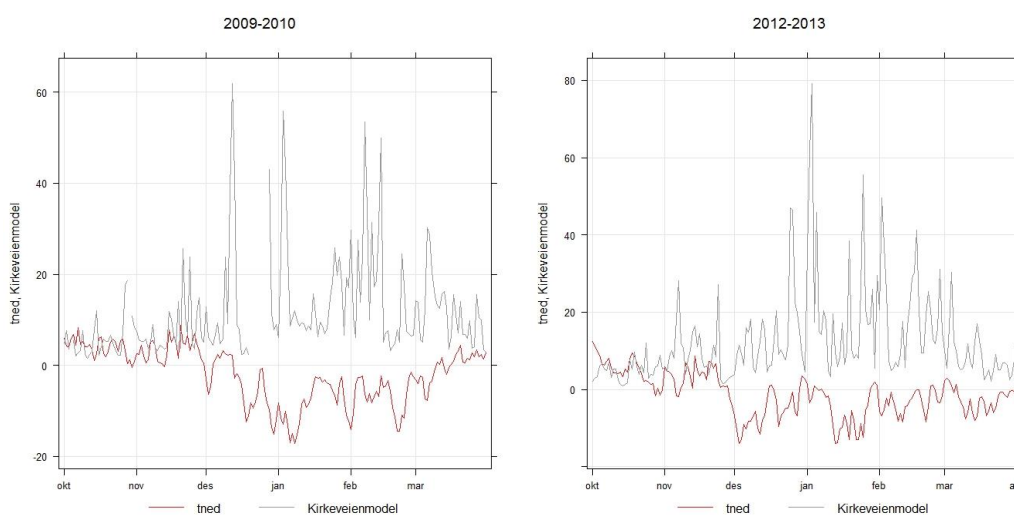
Figur 13: Døgnverdier $PM_{2.5}$ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) for stasjonspunkt Kirkeveien for hele vinterperioden 2012-2013 er vist til venstre og timeverdier for november 2012 er vist til høyre i figuren. Modellerte verdier er vist med grått mens observasjoner er vist med rødt.

For vinteren 2011-2012 ser vi at modellen følger døgnmidlene ganske bra i enkelte perioder, Figur 13 a), men at vi til tider overestimerer kraftig, spesielt i januar og februar når vedfyringsutslippet i modellen er veldig stort. I november gir modellen flere døgnmidler som er i bra samsvar med observasjonene. Modellen gir derimot flere høye timeverdier enn observasjonene, Figur 13 b) selv om døgnverdiene ikke viser store avvik. Disse kraftig overestimerte timene opptrer på kvelden (Figur 9), og blir enda tydeligere for andre måneder der utslippene i modellen er større. Døgnvariasjonssammenligningen for 2011 Basis og scenario Forbruk, se Figur 10, viser at scenario Forbruk gir bedre samsvar for kveldstimene.

Timeverdiene for november viser, i tillegg til overestimering på kvelden, også underestimering for nattetimene. Døgnvariasjonene viser også denne underestimering av timer om natten for flere perioder (Figur 8-Figur 11). Dette indikerer at vedfyringsutslippet evt. utslipp fra andre kilder og bakgrunn er høyere nattetid enn det som blir benyttet i modellen. I scenario Tid er det noe mer utslipp nattetid og man kan se en endring i døgnvariasjonen selv om hovedbildet domineres av alt for mye bidrag fra vedfyringsutslippet på kvelden.



a) Målt døgntemperatur og døgkonsentrasjoner av $PM_{2,5}$ for Kirkeveien



b) Målt døgntemperatur og modellert døgkonsentrasjoner av $PM_{2,5}$ for Kirkeveien

Figur 14: Plot av døgkonsentrasjon av $PM_{2,5}$ og døgntemperatur for Kirkeveien. Observasjonene er vist i de to øverste og modell i de to nederste plottene. NB ulike akse for modell og observasjon.

4.3 Avhengighet av meteorologiske parametere

Fra SSBs undersøkelser (SSB, 2004) kommer det fram at rundt 75% av de som fyrer gjør dette kun pga. oppvarmingsbehov, mens resten kosefyrer. Derfor er det naturlig å forvente at utslippet fra vedfyring er temperaturavhengig.

Figur 14 viser et eksempel på hvordan temperaturen på Valle Hovin og konsentrasjonen av $PM_{2,5}$ som er observert og modellert varierer.

Igjen ser vi i at de modellerte konsentrasjonene har et annet forhold til observert temperatur enn de observerte konsentrasjonene. Dette kan vi koble til blant annet feil variasjon i utslippet fra dag til dag i forhold til de meteorologiske forholdene

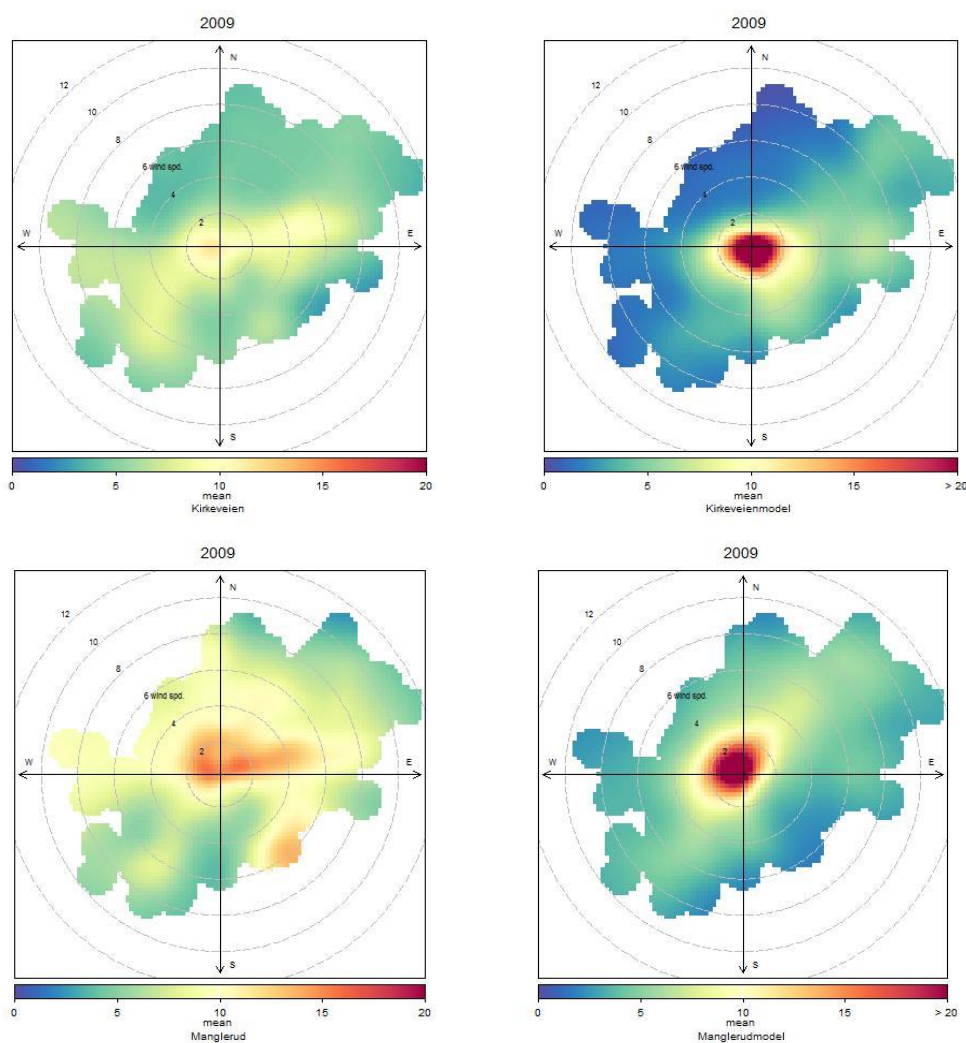
som temperatur og evt. solinnstråling og vind. Tidligere forsøk på temperaturkorrigering av utslippet ga en svært liten effekt og best samsvar av middelverdiene mellom modellerte og observerte konsentrasjoner fikk man uten korreksjon (Larssen et al., 2006). Det er flere mulige årsaker til at man ikke så bedre effekt, blant annet at totalutslippet som man tok utgangspunkt i kan ha vært feil og at det evt. ikke var beste måte å implementere temperaturkorrigeringen på. I tillegg var ikke veistøv en del av $PM_{2.5}$ i de beregningene. For å se gyldigheten av en temperaturkorreksjon er det viktig at den blir testet på ulike vinterperioder. For å kunne evt. se en forbedring av en slik korreksjon er det også viktig at andre kilder er godt beskrevet. Det er sikkert at temperatur har en reel effekt på vedforbruket og dermed utslippet. Det er derimot ikke rett frem å finne hvordan utslippet, temperatur og evt. andre meteorologiske parametere henger sammen, og hvordan man best kan ta hensyn til denne variasjonen i modelleringen.

Polarplot som viser de observerte og modellerte konsentrasjonene, plottet for ulike vindstyrker og vindhastigheter for Kirkeveien og Manglerud, er vist i Figur 15. Man ser at modellen gir et sterkt signal for svakvindsituasjoner, noe som ikke vises like sterkt i observasjonene. Observasjonen har også de høyeste verdiene i svakvindsituasjoner, men har også relativt høye verdier for andre vindsituasjoner. Dette bildet er ganske likt også for scenarioberegningen Forbruk med halvert utslipp selv om verdiene er noe lavere, se Figur 16. Meteorologien som er brukt er observasjonene for Valle Hovin og både vindstyrke og vindretning endrer seg rundt i byen. Slike polarplot kan derfor kun brukes direkte for nærmere analyse av for eksempel lokalisering av kilder når man har meteorologiske observasjoner på samme sted som luftkvalitetsmålingene. Figurene viser derimot forskjellen mellom observasjoner og modellerte verdier.

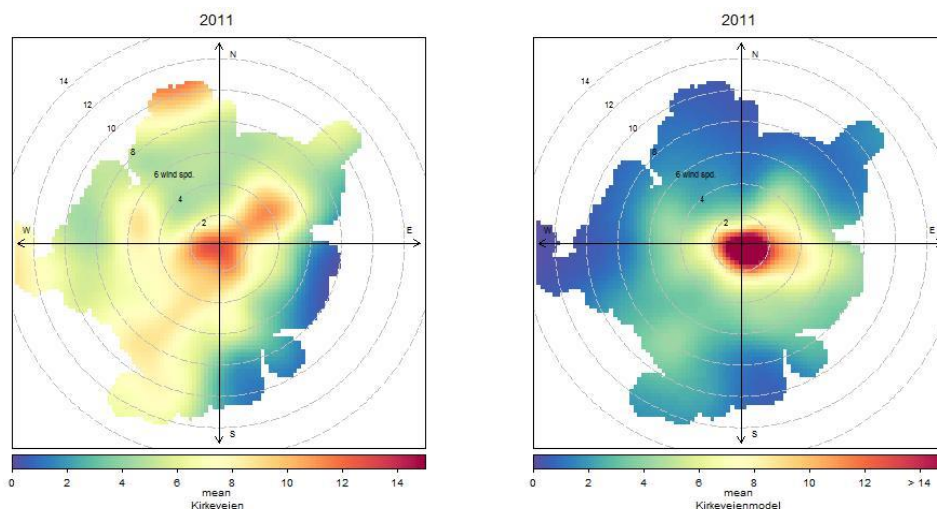
Det er mange mulige årsaker til forskjellene mellom modell og observasjon, og vi har ikke en god måte å kunne skille disse fra hverandre uten evt. mer testing og målinger. En mulig årsak er feil i utslippene både i mengde, geografisk fordeling og hvilke perioder det slippes ut mest. Når det gjelder tidsvariasjon har vi for vedfyringsutslippene allerede diskutert temperaturkorreksjon, i tillegg til annen variasjon over døgnet med mer utslipp nattetid og mindre på kvelden. Scenario SINTEF indikerer at selv små endringer i geografisk fordeling kan ha effekt. Vi har også vist at det er noen meteorologiske forhold som modellen ikke klarer å fange opp. Det er alltid usikkerheter knyttet til spredningsmodellering og svakvindsituasjoner er de mest utfordrende. For utslippene er det også knyttet usikkerheter i andre faktorer som ikke er testet i dette prosjektet, for eksempel kan initial vertikalfordeling og vertikal spredning av vedfyringsutslippene være sentralt. Dette er områder vi har lite beslutningsgrunnlag for å vurdere.

Bakgrunnsverdiene kan være spesielt viktige for den ulikheten vi ser i polarplottene i situasjoner med litt mer vind (Figur 15 og Figur 16). De observerte konsentrasjonene var relativt like fra stasjonspunkt til stasjonspunkt i gjennomsnitt for vinterperiodene, se kapittel 3, noe som også indikerer at nivåene i snitt har et stort bidrag fra ikke-lokale kilder, inkludert i bakgrunnskonsentrasjonene. De bakgrunnsverdiene som bli benyttet i modellen er tatt som minimums konsentrasjon av observert verdi de siste 24 timer. Dette gir et bakgrunnsbidrag som er noe for lavt i gjennomsnitt og den reelle bakgrunnen som kommer inn over området spesielt på dagtid fra omliggende bebodde områder vil ha høyere konsentrasjoner. Den

reelle bakgrunnen vil derfor typisk kunne gi høyere konsentrasjoner i enkelte situasjoner. Gjennomsnittet for bakgrunnen som er brukt er på rundt $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens årgjennomsnittet fra Birkenes ligger på $3\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og Hurdal ligger på rundt $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Hurdal er det nærmeste eksisterende stasjon, men gir ikke timeverdier og Birkenes er vurdert til å være for langt unna til å gi riktig variasjon. Det beste alternativet for disse spredningsberegning var derfor allikevel å bruke observert minimumsverdi. Det hadde vært ønskelig med en bakgrunnstasjon med timedata som dekker området stor-Oslo som region. I noen prosjekter der det er gjort spredningsberegninger er det benyttet resultat fra regionale modeller som bakgrunn, men dette var ikke tilgjengelig for de valgte årene i dette prosjektet.



Figur 15: Polarplot for hele beregningsperioden 2009-2010 for Kirkeveien (øverst) og Manglerud (nederst) for observert $\text{PM}_{2.5}$ konsentrasjon (venstre) og modellert (høyre) $\text{PM}_{2.5}$ konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Modellresultatene er fra basisberegningene.



Figur 16: Polarplot for Kirkeveien for scenario Forbruk (høyre) sammenlignet med observasjonene (venstre). Begge viser $PM_{2,5}$ konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

5 Oppsummering

Utslipp fra vedfyring gir ett av de største bidragene til partikkelutslipp i Norge, men det er stor usikkerhet knyttet til utslippsfaktorene og hvor mye vedfyring bidrar til de bakkenære konsentrasjonene. SINTEF har utført et prosjekt på oppdrag fra KLIF (nå Miljødirektoratet) for å utarbeide nye utslippsfaktorer for vedfyring. I dette prosjektet har vi testet de nye faktorene i tillegg til andre parametere som har effekt på utslippet fra vedfyring i Oslo.

Vi har sett på ulike faktorer som påvirker vedfyringsutslippet, samt spredningsforholdene:

- 1) Ulik meteorologi (3 vintre)
- 2) Nye utslippsfaktorer (scenario SINTEF)
- 3) Halvering av utslippene (scenario Forbruk)
- 4) Ulik variasjon av utslippet over døgnet (scenario Tid)

Analysen av utslipp, utslippsfaktorer og forbruk viser at det er stort spenn i utslippstallene, se kapittel 2. Det er stort sprik mellom det vi ser gir best overensstemmelse mellom spredningsberegningene og observasjoner, og det som rapporteres som offisielle forbrukstall fra SSB. Feil kan både være knyttet til utslippene og/eller sprednings- og vindfeltmodellen.

Modellen overestimerer klart bidraget fra vedfyring med de største utslippene i basisberegningene som tar utgangspunkt i de laveste justerte forbruksfaktorene fra 2002. Selv med de nye faktorene fra SINTEF, som gir et noe bedre resultat enn de tidligere faktorene, er det fortsatt klart at utslippene gir for høye konsentrasjoner, spesielt på kvelden.

I kombinasjon med scenario Forbruk og Tid vurderer vi det til at utslippene ikke er riktige hverken i mengde eller fordeling i tid og rom. Temperaturavhengighet bør studeres videre og effekt av en annen fordeling geografisk av vedfyringsutslippene bør også testes. Fordi flest målestasjoner ligger veinært i sentrale deler av byen, er det utfordrende å benytte disse for modellevaluering av utslipp fra vedfyring. Vi

har for eksempel liten mulighet til å vurdere effekter i de områdene som totalt sett har størstedelen av utslippet, det vil si sone 3 som ligger utenfor ring 3 og der boligområdene med småhus er størst. Som vi har sett, kan spredningsberegningene gi relativt likt resultat for stasjonspunktene, men ganske store forskjeller for konsentrasjonsfeltet som for periodene 2011-2012 og 2012-2013. Med en endret geografisk fordeling av utslippene, kan vi se sensitiviteten for dette og som videre kan indikere hvor mye en eventuell feil i forbruksfordelingen kan forklare gapet mellom vedforbrukstallene fra SSB og det som gir best konsentrasjonsresultat med spredningsmodellene.

Noen meteorologiske situasjoner fanges ikke opp av modellen, men som enkeltepisoder er de ikke store nok til å alene å forklare forskjellene mellom modell og observasjoner. Vi vet at det spesielt er knyttet usikkerheter til spredningen i svakvindsituasjoner. Det er også usikkerheter knyttet til vertikale forhold som initial fordeling og eventuelt ulike utslippshøyder som samlet høyde av pipe og røykløft og andre forhold som er knyttet til vedfyringsutslipp over tak. I situasjoner der vedfyringsutslippet ikke er stort, viser modellresultatene at de fleste spredningsforholdene beskrives tilfredsstillende.

Det har tidligere vært foreslått å gjøre en målekampanje for å få mer forståelse av vedfyringsbidraget og vi anbefaler fortsatt dette for videre arbeid med vedfyringsutslippsfaktorer til bruk for luftkvalitetsmodellering. Vertikalprofiler av meteorologiske parametere og partikkelkonsentrasjoner, for eksempel langs bygninger, ville gi bedre innsikt i forholdene. Det er også behov for målinger som kan kartlegge konsentrasjonene i de områdene som har mest vedfyringsutslipp og hvor det i dag ikke foretas målinger.

Mye av usikkerhetene vurderer vi til å ligge i grunnlagsdataene som benyttes i utslippsberegningene, som for eksempel forbruk og fyringsmønster samt utslippsfaktorer. For å kunne få bedre tall knyttet til dette, er det forventet at det vil kreve store undersøkelser som vil være svært ressurskrevende. Det er et problem at SSB ikke lenger leverer kommunefordelte utslipp (SSB, 2012), men argumentene til SSB er nettopp knyttet til problematikken rundt utfordringene med å få informasjon på et detaljert nivå. For å kunne utføre spredningsberegninger, trenger vi utslippene fordelt i høy oppløsning.

Vi kan i tillegg gjøre noen grep på modellsiden i kombinasjon med målinger, slik at spredningsberegningene gir bedre resultat og slik at modellert kildeallokering og tiltak kan beregnes med større sikkerhet. Man kan altså løsrive seg mer fra de originale forbruksdataene og heller benytte måledata fra utvidede målekampanjer for å verifisere bidragene. Dette kan gjøres ved kjemisk spesifisering av partiklene for å så bruke ulike kildeprofiler og reseptormodellering til å estimere kildebidragene i målepunktet. Resultatene kan så sammenlignes med resultatene fra spredningsmodellering.

Vi har i prosjektet testet noen parametere som påvirker vedfyringsbidraget og resultatene viser at det er stort behov for ytterligere studier for å få bedre forståelse og bedre samsvar for modellene. Mulige steg videre i dette arbeidet vil være:

- 1) Målekampanje av PM utenfor de områdene som i dag har kontinuerlige observasjoner og målinger av partikkelkonsentrasjoner og meteorologi i ulike høyder for å få bedre forståelse av vertikal spredning og utslippsfordeling.
- 2) Teste effekt av annen vertikal og geografisk fordeling av utlippene i modellen.
- 3) Verifisering av kildebidrag med kjemisk spesifisering i kombinasjon med reseptormodellering og spredningsmodellering.
- 4) Fremskaffe /måle meteorologi på samme lokasjon som luftkvalitet som grunnlag for videre analyse.
- 5) Arbeid med ny utslippsprofil fra dag til dag og over døgnet,. knyttet opp mot temperatur og eventuelt andre meteorologiske parametre som stråling og vind.
- 6) Få bedre kunnskap om bakgrunnskonsentrasjonene. Knyttet til dette er det flere muligheter og kan nevne for eksempel måle kampanje, ny bakgrunnsstasjon med timeverdier og utvidet modellområde.

6 Referanser

- Finstad, A., Flugsrud, K., Haakonsen, G., Aasestad K. (2004) Vedforbruk, fyringsvaner og svevestøv. Resultater fra Folke og boligtellingsundersøkelsen 2001, Levekårsundersøkelsen 2002 og Undersøkelsen om vedforbruk og fyringsvaner i Oslo 2002. Oslo, Statistisk sentralbyrå (Rapporter, 2004/5).
- Larssen, S., Laupsa, H., Slørdal, L.H., Tønnesen, D., Hagen, L.O. (2006) Spredningsberegninger av PM_{2,5} for Oslo vinteren 2003-2004. Effekt av temperaturkorreksjon av vedfyringsutslippet. Kjeller, NILU (NILU OR, 28/2006).
- Laupsa, H., Denby, B., Larssen, S., Schaug, J. (2007) Source apportionment of particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀) using dispersion and receptor modelling. A case study for Oslo. Kjeller, NILU (NILU OR, 3/2007).
- Seljeskog, M., Goile, F., Sevault, A., Lamberg, H. (2013) Particle emission factors for wood stove firing in Norway. Trondheim, SINTEF Energy Research (Report, TR A7306).
- Slørdal, L.H., Sundvor, I. (2010) Tiltaksberegninger for PM_{2,5}/PM₁₀ i Oslo og PM₁₀ i Trondheim for 2020. Kjeller, NILU (NILU OR, 1/2010).
- SSB (2012) Kommunal energi- og utslippsstatistikk oppdateres ikke. URL: [Nedlastet 18. desember 2013].
- Sundvor, I., Tarrasón, L., Walker, S-E., Tønnesen, D. (2011) NO₂-beregninger for 2010 og 2025 i Oslo og Bærum. Bidrag fra dieslbiler og mulige tiltak. Kjeller, NILU (NILU OR, 62/2011).

RAPPORTTYPE OPPDRAGSRAPPORT	RAPPORT NR. OR 55/2013	ISBN: 978-82-425-2632-8 (trykt) 978-82-425-2633-5 (elektronisk) ISSN: 0807-7207	
DATO 23.09.2016	ANSVARLIG SIGNATUR Ole-Anders Braathen, viseadm.dir. (sign)	ANT. SIDER 28	PRIS NOK 150,-
TITTEL Testing av utslippsfaktorer for vedfyring i AirQUIS En sensitivitetsstudie for PM2.5 i Oslo		PROSJEKTLEDER Ingrid Sundvor	
		NILU PROSJEKT NR. O-113100	
FORFATTER(E) Ingrid Sundvor og Scott Randall		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAGSGIVERS REF. Sigmund Guttu	
KVALITETSSIKRER: Bruce Denby			
OPPDRAGSGIVER Miljødirektoratet, Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim			
STIKKORD Luftkvalitet	By- og trafikkforurensning	Modellering	
<p>REFERAT</p> <p>Utslipp fra vedfyring gir et av de største bidragene til partikkelutslipp i Norge, men det er en del usikkerhet rundt utslippstallene og hvor mye vedfyring bidrar til de bakkenære konsentrasjonene. Det er gjort spredningsberegninger for Oslo for å vurdere utslipp fra vedfyring og teste ulike parametere som er knyttet opp mot denne kilden. Det er vært testet for 3 ulike vinterperioder for å se på meteorologisk variasjon (Basisberegninger), med nye utslippsfaktorer fra SINTEF (scenario SINTEF), kraftig kutt i utslippene (scenario Forbruk) og med en ny fordeling av utslippet over døgnet (scenario TID).</p> <p>Modellen overestimerer klart bidraget fra vedfyring i basisberegningene som inkluderer det største utslippet for vedfyring i denne studien. Selv med bruk av nye utslippsfaktorer fra SINTEF som gir mindre utslipp og som gir et noe bedre resultat enn de tidligere faktorene, er det fortsatt klart at utslippene fra vedfyring gir for høye konsentrasjoner, spesielt på kvelden. I kombinasjon med resultatene fra andre scenarioberegninger vurderer vi det til at utslippene ikke er riktige hverken i mengde eller fordeling i tid og rom.</p>			
<p>TITLE</p> <p>Testing of emission factors for woodburning emissions in AirQUIS A sensitivity study for PM2.5 in Oslo</p>			
<p>ABSTRACT</p> <p>Emissions from domestic heating due to woodburning are one of the main emissions sources of PM in Norway. However there are uncertainties in the emission data and especially how much these emissions contribute to the concentrations. Dispersion modeling has been performed for Oslo with different emission scenarios to test some of the parameters related to this emission source. The model results show that the wood burning contribution is overestimated, especially in the evening and conclusions are that the emissions of wood burning are wrong both in quantity as well as spacial distribution in time variation.</p>			

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

REFERANSE: O-113100
DATO: DESEMBER 2013
ISBN: 978-82-425-2632-8 (trykt)
978-82-425-2633-5 (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.