

NILU : OR 68/97  
REFERANSE : O-94104  
DATO : DESEMBER 1997  
ISBN : 82-425-0936-0

# **Spredningsberegning av NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> og PM<sub>10</sub> for Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim**

**Verifikasjon av modell mot  
målinger**

**Leiv Håvard Slørdal og Sam-Erik Walker**

# Innhold

	Side
<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>1. Innledning</b> .....	<b>5</b>
<b>2. Beskrivelse av modell-apparatet</b> .....	<b>6</b>
2.1 Inngangsdata .....	6
2.2 Beskrivelse av spredningsmodellen (EPISODE) .....	12
2.3 Luftkvalitetsmålinger .....	14
<b>3. Resultater</b> .....	<b>15</b>
3.1 Resultater fra beregningene for Oslo .....	15
3.2 Resultater fra beregningene for Drammen .....	18
3.3 Resultater fra beregningene for Bergen .....	21
3.4 Resultater fra beregningene for Trondheim .....	24
<b>4. Diskusjon/vurdering av resultatene</b> .....	<b>27</b>
4.1 Betydningen av de ulike utslippskategoriene.....	27
4.2 Generell kommentar til resultatene .....	27
<b>5. Referanser</b> .....	<b>30</b>
<b>Vedlegg A Model evaluation</b> .....	<b>33</b>

## Sammendrag

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn (SFT) utført spredningsberegninger for en utvalgt periode på én måned, av  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  (partikler med aerodynamisk diameter mindre eller lik  $10 \mu\text{m}$ ) og samtidig gjennomført en evaluering av den benyttede spredningsmodellen, for Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim. Dette arbeidet inngår som en sentral del i etableringen av et overvåkingsystem for luftkvalitet i byer og tettsteder.

Ut fra timevise utslippsdata, som er skaffet tilveie av Statistisk sentralbyrå (SSB) i samarbeid med NILU, er det beregnet timevise konsentrasjonsverdier i bakkenivå for et horisontalt  $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$  rutenett. Modellområdenes størrelse er valgt ut i samarbeid med de fire bykommunene.

I tillegg til utslippsdata er spredningsberegningene kritisk avhengig av flere meteorologiske parametre. I første rekke gjelder dette vindforhold (styrke, retning og variabilitet) og temperaturfordeling. For å beregne utslipp av  $\text{PM}_{10}$  trengs i tillegg observasjoner av nedbør og luftfuktighet for å avgjøre i hvilken grad bakken er så tørr at partikler kan virvles opp. Beregningene av  $\text{NO}_2$  er dessuten avhengig av observasjoner av bakgrunnskonsentrasjonene av ozon for å avgjøre hvor mye NO som omdannes til  $\text{NO}_2$ .

For bruk i spredningsberegningene er en numerisk vindmodell (Sherman, 1978) benyttet for å produsere timevise tre-dimensjonale vindfelt. Ut fra et begrenset antall vindobservasjoner beregner denne modellen et masse-konsistent (divergensfritt) vindfelt som er tilpasset topografien i modellområdet. I hver av de fire byene er data fra kun én meteorologisk stasjon benyttet som inngangsdata i vindmodellen. Temperaturfordelingen vertikalt, og dermed den termiske stabiliteten i atmosfæren, er gitt ved temperaturdifferensen målt hver time på den meteorologiske stasjonen i hver by. Dette betyr at stabiliteten regnes som horisontalt homogen for hele beregningsområdet.

For hver by er beregningene utført for en sammenhengende periode på en måned (744 timer), og for å dekke situasjoner med stor variasjon i konsentrasjonene ble simuleringene gjort for en vintermåned. For Oslo, Drammen og Bergen ble simuleringen gjort for tidsrommet 1.- 31. januar 1995, mens perioden 29. januar - 28. februar 1995 ble valgt for Trondheim.

Sammenlikninger mellom observasjoner og beregnede timevise verdier av  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  tyder på at modellen er istand til å simulere luftkvaliteteten på en tilfredsstillende måte. Best samsvar fås for  $\text{NO}_x$ , mens avvikene mellom observasjonene og de beregnede verdiene er noe større for  $\text{NO}_2$ . Dette skyldes i stor grad usikkerheter i estimatet av bakgrunnskonsentrasjonen av ozon ( $\text{O}_3$ ) i byene. Dette estimatet er basert på timevise observasjoner av ozon på stasjoner som ligger et stykke unna byområdene. Et mest mulig riktig anslag for bakgrunnsverdien av ozon er viktig siden nivået av denne komponenten avgjør hvor mye NO som omdannes til  $\text{NO}_2$ .

For både  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  er det dessuten behov for å vite hvor mye som tilføres modellområdet utenfra, dvs. bidraget fra langtransporterte luftforurensninger. I beregningene som er vist her er dette bidraget ikke inkludert. Langtransportbidraget synes å ha liten innvirkning på  $\text{NO}_2$ , men kan tidvis være av stor betydning for  $\text{PM}_{10}$ . Dette manifesteres i første rekke ved en heving av middelkonsentrasjonene. Innflytelsen på maksimumskonsentrasjonene er mindre siden disse beregnes under dårlige spredningsforhold (svak vind og inversjon) som i liten grad favoriserer tilførsler utenfra. I modellresultatene for de fire byene går det fram at den beregnede middelveiden av  $\text{PM}_{10}$  er for lav. Dette kan i stor grad tilskrives utelatelsen av langtransportbidraget.

Det er for øvrig flere årsaker til at overenstemmelsen mellom beregnede og observerte verdier er dårligere for  $\text{PM}_{10}$  enn for  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ . For det første er det foreløpig visse metodemessige begrensninger i modellen som beregner utslippet av  $\text{PM}_{10}$ . F.eks tyder resultatene på at  $\text{PM}_{10}$ -konsentrasjonene underestimeres i perioder med sterk vind, en effekt som skyldes at langtransportert  $\text{PM}_{10}$  ikke er inkludert, men også at utslippsmodellen ikke beskriver resuspensjonsprosessen på en tilstrekkelig nøyaktig måte. Dessuten overestimeres ofte konsentrasjonene i situasjoner med dårlige spredningsforhold. Dette kan skyldes at veiene i modellområdet antas å være tørrere enn de faktisk er. Bedre inngangsdata om veibanebeskaffenhet (fuktighet, temperatur, snødekke), *sammen med en forbedret modell for variasjonen i våthet av veibanen*, er derfor viktige forutsetninger for å kunne heve kvaliteten på  $\text{PM}_{10}$ -beregningene.

For det andre er utelukkende utslipp (og oppvirvling) fra veitrafikken inkludert som kilde i beregningene for  $\text{PM}_{10}$ . Utslipp fra de øvrige stasjonære kildene innenfor modellområdet synes imidlertid å være av underordnet betydning. Modelltester for Oslo har vist at bidragene fra disse kildene bare utgjør omlag 5% av de beregnede maksimumskonsentrasjonene i bakkenivå. I fremtidige beregninger vil imidlertid samtlige kildetyper bli benyttet.

En tredje årsak til usikkerheter i  $\text{PM}_{10}$ -beregningene skyldes at spredningsmodellen foreløpig behandler  $\text{PM}_{10}$  som en gass (dvs.  $\text{PM}_{10}$  spres på samme måte som  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ ). Korreksjoner for partiklenes fallhastighet og deres (særegne) avsetningsmekanismer er foreløpig ikke inkludert i modellen. Dette kan i en del situasjoner føre til overestimeringer i beregningene.

Resultatene viser størst avvik mellom observerte og beregnede verdier i Trondheim. For denne byen overestimeres  $\text{NO}_x$ - og  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonene i modellberegningene. Årsaken til dette er ikke helt klarlagt, men det er grunn til å se nærmere på utslippsverdiene i denne byen. Dessuten er plasseringen av luftkvalitetsstasjonen uheldig, slik at de målte konsentrasjonsverdiene sannsynligvis er lavere enn middelkonsentrasjonen i  $\text{km}^2$ -ruta som stasjonen representerer.

# Spredningsberegning av $\text{NO}_x$ , $\text{NO}_2$ og $\text{PM}_{10}$ for Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim

## Verifikasjon av modell mot målinger

### 1. Innledning

Norsk institutt for luftforskning (NILU) har på oppdrag fra Statens forurensnings-tilsyn (SFT) utført spredningsberegninger for en utvalgt periode på én måned av  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  (partikler med aerodynamisk diameter mindre eller lik  $10 \mu\text{m}$ ) og samtidig gjennomført en evaluering av den benyttede spredningsmodellen, for Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim. Dette arbeidet inngår som en sentral del i etableringen av et overvåkingsystem for luftkvalitet i byer og tettsteder.

Ut fra timevise utslippsdata som er skaffet tilveie av Statistisk sentralbyrå (SSB) i samarbeid med NILU, er det beregnet timevise konsentrasjonsverdier i bakkenivå for et horisontalt  $1 \times 1 \text{ km}^2$  rutenett. Modellområdets størrelse er valgt ut i samarbeid med de fire bykommunene.

I tillegg til utslippsdata er spredningsberegningene kritisk avhengig av flere meteorologiske parametre. I første rekke gjelder dette vindforhold (styrke, retning og variabilitet) og temperaturfordeling. For å beregne utslipp av  $\text{PM}_{10}$  trengs i tillegg observasjoner av nedbør og luftfuktighet for å avgjøre i hvilken grad bakken er så tørr at partikler kan virvles opp. Beregningene av  $\text{NO}_2$  er dessuten avhengig av observasjoner av bakgrunnskonsentrasjonene av ozon for å avgjøre hvor mye NO som omdannes til  $\text{NO}_2$ .

For bruk i spredningsberegningene er en numerisk vindmodell (Sherman, 1978) benyttet for å produsere timevise tre-dimensjonale vindfelt. Ut fra et begrenset antall vindobservasjoner beregner denne modellen et masse-konsistent (divergensfritt) vindfelt som også er tilpasset topografien i modellområdet. I hver av de fire byene er data fra kun én meteorologisk stasjon benyttet som inngangsdata i vindmodellen.

Temperaturfordelingen vertikalt, og dermed den termiske stabiliteten i atmosfæren, er gitt ved temperaturdifferensen som er målt hver time på den ene meteorologiske stasjonen i hver by. Dette betyr at stabiliteten regnes som horisontalt homogen for hele beregningsområdet.

For hver by er beregningene utført for en sammenhengende periode på en måned (744 timer), og for å dekke situasjoner med stor variasjon i konsentrasjonene ble simuleringene gjort for en vintermåned. For Oslo, Drammen og Bergen ble simuleringen gjort for tidsrommet 1. - 31. januar 1995, mens perioden 29. januar - 28. februar 1995 ble valgt for Trondheim.

I kapittel 2 gis det en kortfattet beskrivelse av inngangsdata og modellverktøyet som er benyttet. I kapittel 3 vises resultater fra beregningene og sammenlikninger mellom beregnede og observerte verdier. Resultatene diskuteres deretter i kapittel 4.

## 2. Beskrivelse av modell-apparatet

### 2.1 Inngangsdata

#### *Utslippsdata*

Beregningene av  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$  er initialisert med timevise utslippsdata for hver av komponentene. Utslippene gis i kg pr. time for hver gitterrute. Grunnlagsdataene for disse utslippene er skaffet tilveie av Statistisk Sentralbyrå (SSB) i samarbeid med NILU (Gram, 1997). Selve produksjonen av de endelige utslippstallene er gjort med modell-systemet AirQUIS (Air Quality Information System) versjon 1.0, som er utviklet ved NILU. For bruk i spredningsmodellen deles dataene inn i følgende tre hovedkategorier:

- 1) Punktkilder; innbefatter større utslipp fra store bedrifter/prosess-anlegg. Sammen med utslippsmengde gis tilleggsinformasjon om nøyaktig posisjon, pipehøyde, utslippshastighet osv.
- 2) Arealkilder fra trafikk; innbefatter alle utslipp fra veitrafikk. Disse utslippene gis som en middelvei for hver  $\text{km}^2$  rute.
- 3) Arealkilder fra fyring; innbefatter alle øvrige stasjonære utslipp som er for små til å klassifiseres som egne punktkilder, f.eks. generell husoppvarming, mindre fyrkjeler, utslipp fra småindustri, osv. Denne kildekategorien gis også i form av en middelvei for hver  $\text{km}^2$ -rute.

Tester gjennomført for Oslo har vist at stasjonære kilder innenfor modellområdet, dvs. punktkilder og utslipp fra husoppvarming, bare bidrar til omlag 5% av de beregnede maksimumskonsentrasjonene av  $\text{PM}_{10}$  i bakkenivå. Det er utslippene fra de mobile kildene, direkte fra trafikken og indirekte gjennom oppvirling fra veibanen, som er bestemmende for maksimalverdiene i bakkekonsentrasjonen. Siden de stasjonære utslippene gir så beskjedne bidrag og siden produksjonen av timevise utslippsfelt fra disse kildene er svært tidkrevende, er beregningene av  $\text{PM}_{10}$  som presenteres i denne rapporten utelukkende basert på estimerte utslipp fra mobile kilder. Dette representerer en systematisk feilkilde, men øvrige feilkilder, både i selve spredningsberegningene og i utslippsestimatet fra de mobile kildene, ansees som vesentlig større slik at denne forenklingen kan aksepteres. Det bør dessuten understrekes at det i disse beregningene ikke er tatt hensyn til kilder utenfor modellområdet (langtransport). Anslag basert på observasjoner (Larssen og Hagen, 1997) tyder på at slike kilder bidrar betydelig til konsentrasjonene av  $\text{PM}_{10}$ . Dette gjelder spesielt for årsmiddelvei der opptil  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  antas å være forårsaket av langtransport i Oslo og Drammen, mens noe lavere verdier anslås for Bergen ( $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) og Trondheim ( $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Utelatelse av disse bidragene fører naturligvis til at middelveiene av  $\text{PM}_{10}$  underestimeres noe, men det antas at de beregnede maksimumskonsentrasjonene ikke underestimeres i like stor grad siden disse beregnes i perioder da spredningsforholdene ikke favoriserer tilførsler utenfra. Metoden som er benyttet for estimeringen av utslippet av  $\text{PM}_{10}$  (Tønnesen, 1997) tar utgangspunkt i trafikkutslippene av  $\text{NO}_x$ . For å konvertere dette til partikkelutslipp tas det hensyn til sammensetningen av ulike typer kjøretøy, trafikkhastigheten, om det er

piggdekkelsesong (og i så fall andelen av piggdekkbrukere), graden av fuktighet på veibanen og resuspenjonsbidraget. For å bestemme hvor tørr veibanen er, trenger man kjennskap til nedbør, luftfuktighet og temperatur. Timevise observasjoner av nedbør og relativ fuktighet foreligger foreløpig bare for Bergen. For Oslo, Drammen og Trondheim har vi kun hatt tilgang på Det norske meteorologiske institutt's observasjoner av relativ fuktighet og skydekke (6 timers verdier) og nedbør (døgnverdier). Disse observasjonene er gjort sentralt i byområdet i Oslo og Drammen, mens målinger foretatt på Værnes er brukt i Trondheim. 6 timers verdiene av relativ fuktighet og skydekke er blitt interpolert til timeverdier og deretter benyttet for å fordele døgnnedbøren på timebasis.

Ved vurdering av modellresultatene bør en også ha i tankene at mens spredningsberegningene og utslippsberegningene av  $PM_{10}$  er utført med meteorologidata fra en vintermåned i 1995, og modellresultatene er sammenholdt med luftkvalitetsobservasjoner fra samme periode, er de stasjonære utslippsdataene av  $NO_x$  og  $NO_2$  fra tilsvarende måned i 1992 benyttet. Grunnen til at 1992-data ble brukt var at disse var de nyeste dataene som forelå fra SSB da beregningene ble gjennomført.

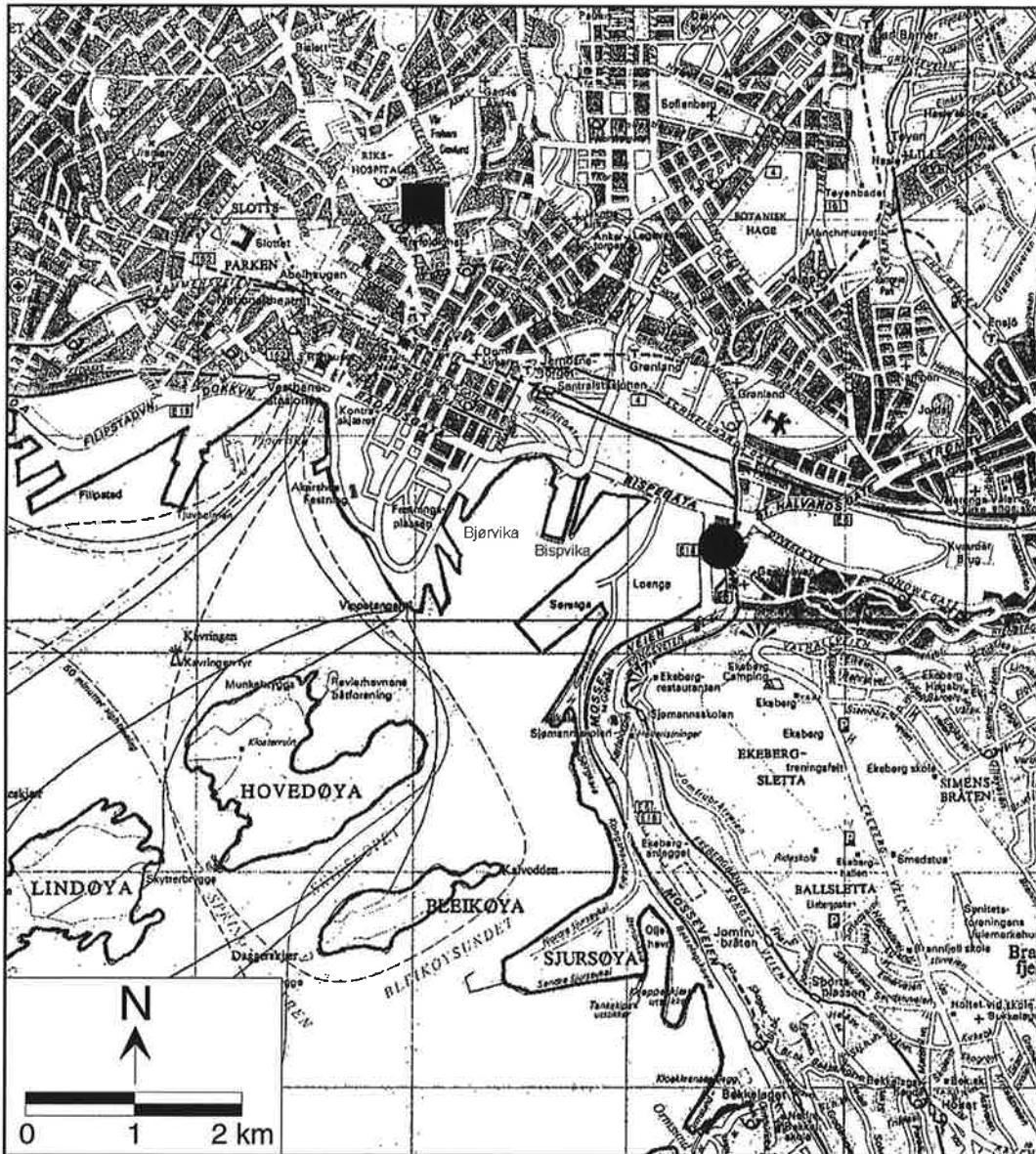
#### *Meteorologiske data*

I hver av byene er det bare utført meteorologiske observasjoner på én målestasjon. Stasjonene er derfor forsøkt plassert slik at de gir et mest mulig representativt bilde av de meteorologiske forholdene i de respektive byene. I Figur 1 - Figur 4, som viser kart over sentrumsområdene i de fire byene, er måle-stasjonenes posisjoner avmerket (med trekant- og firkantsymboler). Målingene er utført med kontinuerlig registrerende instrumenter hvor dataene midles til timeverdier og overføres automatisk til NILU. Dataene kontrolleres, og dersom det er åpenbare feil i noen verdier, blir disse forkastet. Det bør også poengteres at de forskjellige vindmålerne opererer med ulike minimumsgrenser for observerbar vindstyrke. Siden disse målingene benyttes som inngangsdata i den numeriske vindmodellen, har vi valgt å sette 0.4 m/s som en felles minimumsverdi for vindstyrke. Observerte verdier lavere enn dette settes til denne verdien.

Atmosfærisk stabilitet i spredningsberegningene er basert på den observerte vertikale temperaturdifferensen mellom to ulike nivåer i målemasta. Siden vi bare benytter en meteorologisk stasjon, innebærer dette at stabiliteten antas horisontalt homogen i beregningene. For en mer detaljert beskrivelse av de meteorologiske målingene, se Hagen og Johnsrud, 1996.

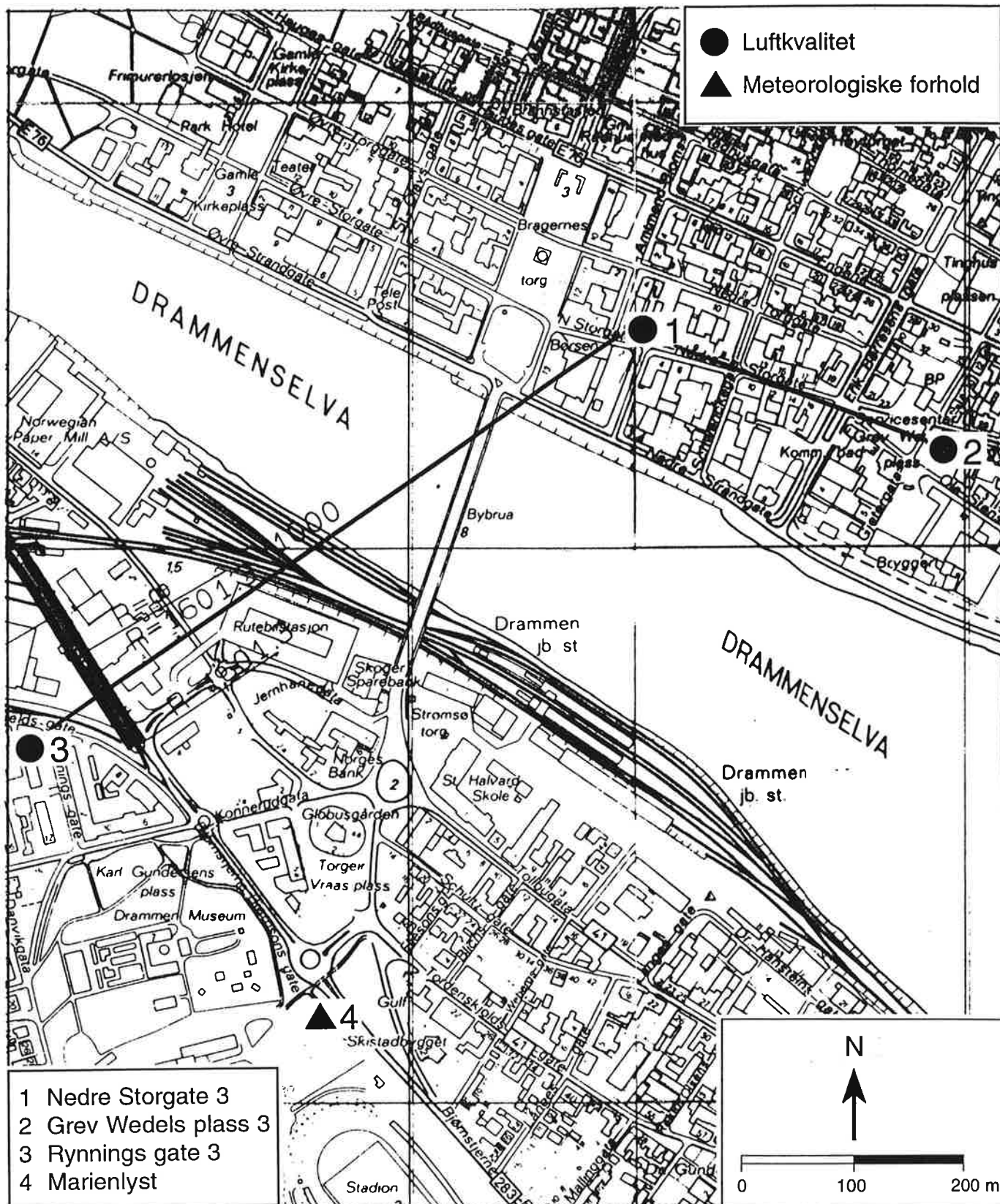
#### *Topografidata*

Informasjon om topografien i modellområdene er fremskaffet av Statens kartverk. Ut fra kartverkets digitale terrengmodell, der topografien gis i et rutenett med en punktavstand på omlag 90 x 90 meter, er det konstruert bakkematiser med punktavstand 500 x 500 meter for bruk i den numeriske vindfeltmodellen.

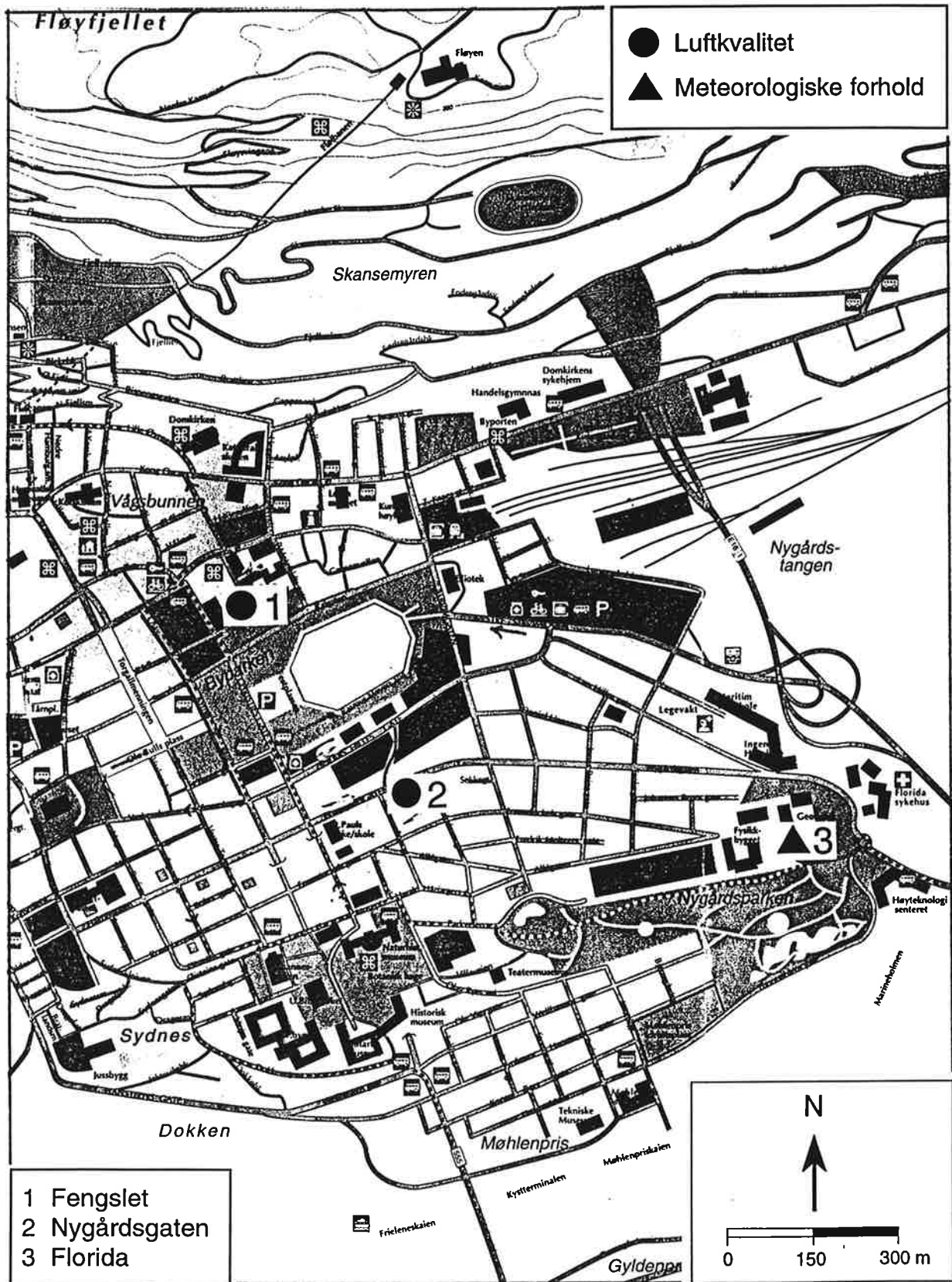


Figur 1: Plassering av målestasjonene i Oslo. Luftkvalitet ble målt i Gamlebyen (sirkelsymbol) og luftkvalitet/meteorologi i Nordahl Brunsgt. (firkantsymbol).





Figur 2: Plassering av målestasjonene i Drammen. Luftkvalitet (sirkelsymbol) ble målt i Nedre Storgt. og med DOAS-måler mellom Nedre Storgt. og Grev Wedels plass. Meteorologiske parametre ble målt på Marienlyst (trekantsymbol).



Figur 3: Plassering av målestasjonene i Bergen. Luftkvalitet (sirkelsymbol) ble målt ved Fengslet og meteorologi på Florida (trekantsymbol).



Figur 4: Plassering av målestasjonene i Trondheim. Luftkvalitet (sirkelsymbol) målt i Rådhusparken og meteorologi ved Erkebispegården (trekantsymbol).

### *Vindmodell*

Spredningen av de fleste luftforurensninger er i hovedsak styrt av vindforholdene. Man er derfor helt avhengig av en detaljert kjennskap til vindfeltets variasjon, både i rom og tid, for å kunne beskrive spredningen av ulike forurensninger på en tilfredstillende måte. Tradisjonelt har man vært henvist til å benytte (statistisk) interpolerte vindfelte, beregnet ut fra et begrenset antall vindobservasjoner, som inngangsdata til spredningsmodellene. På grunn av mangelen på målepunkter har disse vindfeltene ofte vist seg lite egnet som inngangsdata til spredningsberegninger. Spesielt gjelder dette i områder med komplisert topografi.

I løpet av de senere år har man sett en utvikling der vindobservasjonene er blitt supplert med numeriske (datamaskinbaserte) vindfeltberegninger. Slike modeller har gitt mulighet for mer eller mindre fysisk begrunnede antakelser om vindforholdene også i de deler av modellområdet hvor man ikke har observasjoner.

En modell av denne type er blitt brukt for å skaffe tilveie timevise vindfelte i dette prosjektet. Modellen som er benyttet, er en såkalt diagnostisk modell som på bakgrunn av enkeltstående vindobservasjoner produserer et tredimensjonalt vindfelt i et på forhånd definert gitter/boks-system (Sherman, 1978; Foster et. al., 1995). Beregningene er i vesentlig grad påvirket av vindobservasjonene, men i tillegg tas det hensyn til topografien og de atmosfæriske stabilitetforholdene. Dessuten sørger modellen for at det beregnede vindfeltet er masse-konsistent (eg. volumbevarende), hvilket betyr at vindfeltet er korrigert slik at det til enhver tid frakter like store luftmengder inn og ut av gitterboksene.

Vindfeltene ble beregnet for et regulært gitter med horisontal punktavstand på 0.5 km x 0.5 km, samt med 40 m punktavstand i vertikalen. Antall punkter horisontalt ble valgt slik at vindfeltet dekket de på forhånd bestemte beregningsområdene. Vertikalt ble beregningene utført med 30 gitterpunkter for samtlige områder. Dette ga en total modellhøyde i vindfeltberegningene på 1160 m som var omtrent det dobbelte av den maksimale topografihøyden på 560 m i Drammen og Bergen. Maksimumshøyden på topografien i Oslo og Trondheim var noe lavere. Disse punktverdiene ble deretter interpolert til rutenettet som ble benyttet i spredningsberegningene, dvs. til et 1 km x 1 km-rutenett horisontalt og til tre faste nivåer over bakken.

## **2.2 Beskrivelse av spredningsmodellen (EPISODE)**

EPISODE er en kombinert Eulersk/Lagrangsk spredningsmodell for beregning av forurensning fra ulike typer kilder (areal-, linje- og punktkilder). Sentralt i modellen står løsningen av kontinuitetsligningen for transport (adveksjon) og spredning (diffusjon) av de forurensende stoffene i et fast tre-dimensjonalt (Eulersk) rutenett. Denne delen av EPISODE kaller vi for rutemodellen.

EPISODE regner spredning av forurensning i rutesystemet som en kombinasjon av forflytning (adveksjon) og turbulent utveksling (diffusjon) av de ulike stoffene. Disse prosessene defineres både horisontalt og vertikalt (i tre dimensjoner).

Horisontal adveksjon regnes numerisk ved å bruke Botts fjerde ordens positive definitte skjema i kombinasjon med Marchuk timesplitting (Bott, 1989). Bott-skjemaet er kjent for å ha gode numeriske regneegenskaper (lav kunstig numerisk diffusjon). Horisontal diffusjon regnes numerisk ved hjelp av et enkelt to-dimensjonalt eksplisitt skjema (Smith 1985). Vertikalt regner modellen turbulent utveksling mellom lagene på basis av den vertikale turbulens-intensiteten  $\sigma_w$  (Walker et al., 1992; Grønskei et al., 1993). Adveksjonen vertikalt regnes på grunnlag av den vertikale komponenten av vinden slik at modellen totalt sett blir masse-konsistent (divergensfritt vindfelt).

I tillegg inneholder EPISODE subgridskala Lagrangske modeller for beregninger med bedre oppløsning i enkelte delområder (i nærheten av kildene). Subgridskala areal- og linjekildemodellene baserer seg på standard integrerte Gaussiske modeller (Grønskei et al., 1996). Punktkildemodellen baserer seg på en segmentert Gaussisk plume-trajektorie-Dmodell (Walker et al. 1992). Denne kan også ta hensyn til topografien i nærheten av punktkildene. Massen fra de individuelle plume-segmentene overføres til rutenettet når plumene blir omtrent av samme størrelse som rutene i rutenettet, og transporteres deretter som en del av rutemodellen.

I modellberegningene for de fire byene anvendes EPISODE hovedsaklig som rute-modell, bortsett fra for punktkildene der subgridskala plume-modellen anvendes.

Meteorologiske data til EPISODE baserer seg generelt på ferdig preprosesserte timevise data for meteorologi i form av:

- vind (styrke og retning)
- temperatur og termisk stabilitet
- horisontal og vertikal turbulens ( $\sigma_v$  og  $\sigma_w$ )
- blandingshøyde, skydekke og nedbør

For beregningene i de fire byene er horisontal og vertikal turbulens ( $\sigma_v$  og  $\sigma_w$ ) beregnet ved hjelp av NILUs meteorologiske preprossessor MEPDIM (Bøhler og Guerreiro, 1996). Beregningene er basert på vindstyrke, termisk stabilitet og bakkens beskaffenhet (ruhet) i hver km<sup>2</sup> rute. Modellberegningene er utført uten å ta hensyn til eventuell tørr- eller våtavsetning.

Beregningene av NO<sub>2</sub> har tatt utgangspunkt i beregninger av NO<sub>x</sub> og O<sub>x</sub> (NO<sub>2</sub> + O<sub>3</sub>) med EPISODE, samt anvendelse av en betingelse om fotokjemisk likevekt (balanse) mellom NO, NO<sub>2</sub> og O<sub>3</sub> på timebasis (Grønskei et al., 1997). Estimer av O<sub>3</sub>-bakgrunnsverdier for hver av byene er basert på målte konsentrasjoner av O<sub>3</sub> på bakgrunnsstasjoner. Betingelsen om fotokjemisk likevekt har i meget høy grad vært oppfylt i tilsvarende tidligere beregninger (Grønskei et al., 1997).

Beregningsresultatene fra EPISODE produseres i form av timevise konsentrasjoner i rutenettet (middelkonsentrasjoner i bakkenivå), samt i et sett med individuelt plasserte reseptorpunkter (målestasjoner).

EPISODE har til nå vært anvendt en rekke steder, bl.a. i Oslo, Grenland i Nedre Telemark og i Teplice i Tsjekkia. Modellen ble også brukt i forbindelse med

ENSIS-overvåkingssystemet under OL på Lillehammer. For tiden inngår EPISODE i overvåkingssystemene i Oslo (AirQvis) og Grenland (Grønseki et al., 1992). Modellen har også tidligere vært evaluert mot målinger i Oslo (Larssen et al., 1994; Grønseki et al., 1997).

Spredningsberegningene som omtales her, er som tidligere nevnt utført for et 1 km x 1 km rutenett. Posisjonen til modellområdet sør-vestre hjørne og områdets utstrekning østover og nordover er gitt for hver by i Tabell 1. Posisjonene er angitt i km-kordinater i kartverkets UTM/WGS84-system.

Tabell 1: Posisjon (UTM/WGS84 i km.) av modellområdets sør-vestre hjørne og områdets østlige og nordlige utstrekning i km.

	Øst pos. origo (km)	Nord pos. origo (km)	Øst-vest utstrek. (km)	Nord-sør utstrekn. (km)
Oslo	586,919	6632,793	22	18
Drammen	555,000	6617,000	18	10
Bergen	290,000	6688,000	11	23
Trondheim	564,000	7022,000	14	16

### 2.3 Luftkvalitetsmålinger

Modellberegningene er sammelignet med luftkvalitetsmålinger av nitrogenoksider (NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>) og svevestøv med diameter mindre enn 10 µm (PM<sub>10</sub>), siden disse ansees som de viktigste forurensningskomponentene i norske byer idag. På tilsvarende måte som for de meteorologiske målingene, utføres luftkvalitetsmålingene med kontinuerlig registrerende instrumenter som beregner timemidler og overfører resultatene automatisk til NILU. Målingene er utført i samarbeid mellom NILU og Miljøetaten i Oslo kommune, Bergen kommune, Statens Vegvesen Hordaland, Trondheim kommune, Statens Vegvesen Sør-Trøndelag og Drammen kommune. NILU har hatt ansvaret for kontroll og akkreditering av måledataene (bortsett fra DOAS-målingene i Drammen).

Når det gjaldt valget av målestasjonenes lokalisering, var det avgjørende at målepunktet ga et mest mulig representativt bilde av situasjonen i nærområdet (0.5-1 km fra stasjonen). Dette var nødvendig for at sammenlikningen med resultatene fra spredningsberegningene skulle bli meningsfull. Målestasjonene ble derfor forsøkt plassert enten på tak eller i bakkenivå noe unna de mest trafikkerte veiene. De valgte posisjonene er avmerket med firkant- og sirkelsymboler i Figur 1 - Figur 4. Ut fra modellresultatene virker det som om stedsvalget for målestasjonen i Trondheim ikke var heldig. Denne stasjonen synes å gi for lave verdier, noe som til en viss grad kan skyldes det store parkområdet rett sør for målepunktet. Da stasjonsplasseringen ble valgt, under befarig med representanter fra kommunen, var det vanskelig å få denne stasjonen plassert mer sentralt i Trondheim sentrum. For de øvrige byenes vedkommende virker måleverdiene mer representative. En mer detaljert beskrivelse av luftkvalitetsmålingene er forøvrig gitt i Hagen og Johnsrud, 1996.

### 3. Resultater

#### 3.1 Resultater fra beregningene for Oslo

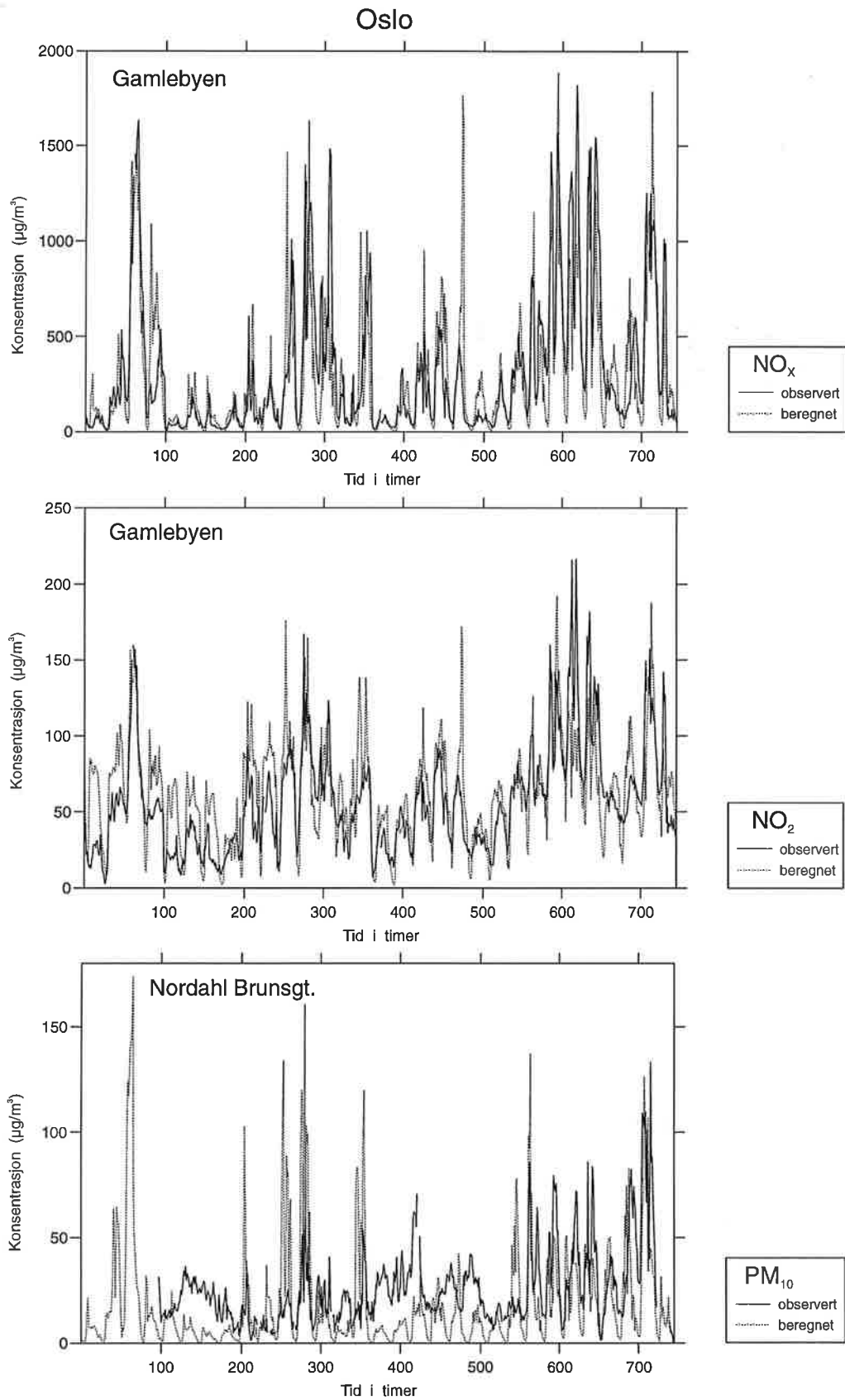
Tidsserier av observerte og beregnede verdier av NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, og PM<sub>10</sub> er vist i Figur 5. For NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> er observasjoner fra målestasjonen i Gamlebyen (se Figur 1) plottet mot beregnede verdier i gitterruta som dekker dette området. For PM<sub>10</sub> er observasjonene i Nordahl Brunsgt. (se Figur 1) sammenholdt med beregningsverdiene i dens tilhørende rute. Statistiske måltall for samvariasjonen mellom de beregnede og observerte verdiene er gitt i Tabell 2. Definisjoner og en nærmere beskrivelse av de statistiske måltallene er gitt i appendix A.

Tabell 2: Statistiske måltall for samvariasjonen mellom de observerte og beregnede konsentrasjonene vist i Figur 5. Se vedlegg A for nærmere beskrivelse av disse måltallene.

OSLO	Gamlebyen				Nord. Brunsgt.	
	NO <sub>x</sub>		NO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.
Middelverdi (µg/m <sup>3</sup> )	316,6	292,2	56,9	63,7	25,5	18,2
Standardavvik (µg/m <sup>3</sup> )	366,1	337,4	34,5	33,1	18,4	24,3
Maksimumsverdi (µg/m <sup>3</sup> )	1 819,7	1 886,8	216,3	191,8	133,4	160,5
Korrelasjonskoeffisient	0,76		0,70		0,43	
Index of agreement	0,87		0,82		0,62	
Systematisk MSE (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	12 400		178		114	
Usystematisk MSE (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	47 600		565		480	
Regresjonskoeffisient	0,70		0,67		0,57	
Konstantledd for regresjonslinjen (µg/m <sup>3</sup> )	69,5		25,7		3,6	

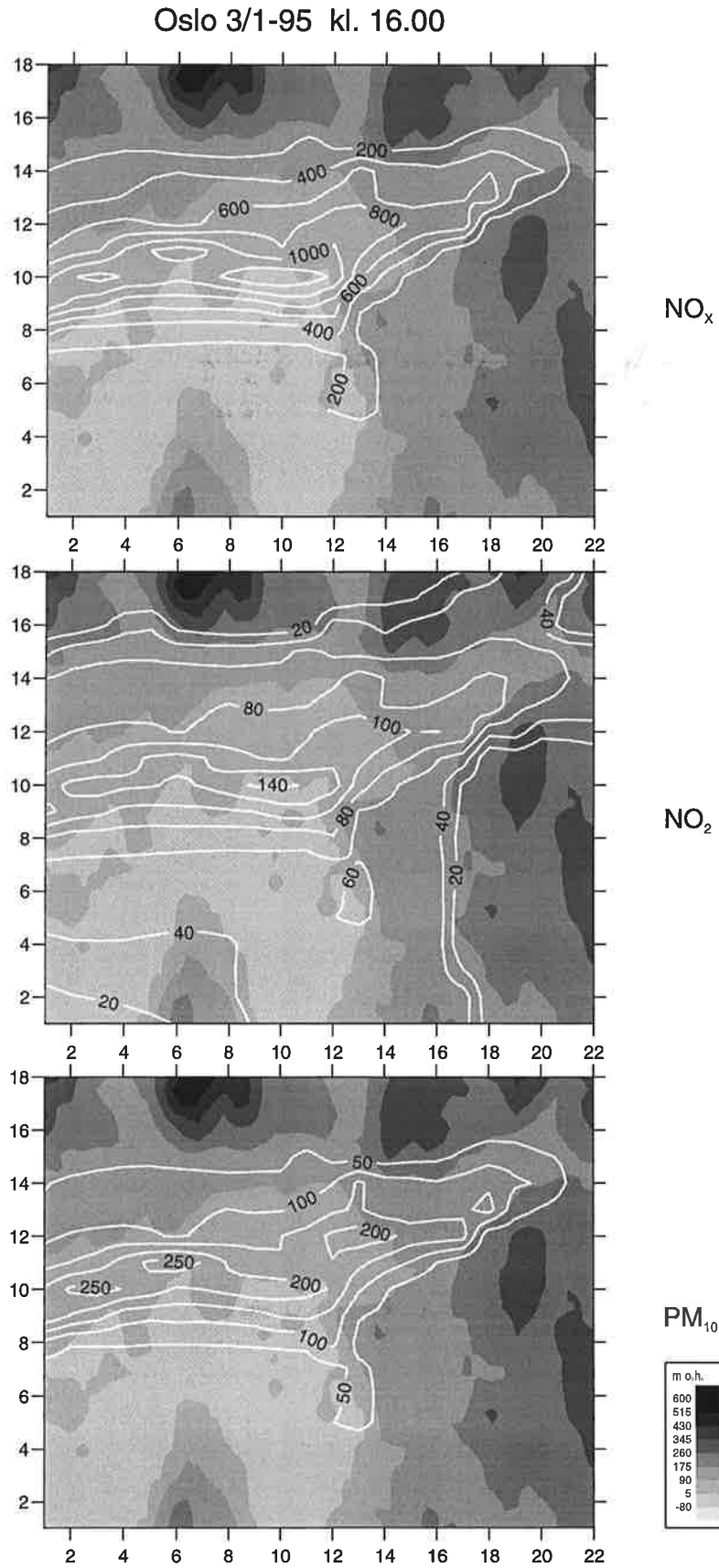
Ut fra tidsserieplottene i Figur 5 og de tilhørende statistiske måltallene i Tabell 2 kan man generelt si at beregningsresultatet er tilfredsstillende både for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub>. Selv om det også for disse komponentene er betydelige avvik mellom beregnede og observerte verdier i enkelte perioder, er den vesentligste tidsvariasjonen i observasjonene gjenspekt, såvel kvantitativt som kvalitativt, i modellberegningene. Når det gjelder resultatene for PM<sub>10</sub> er overenstemmelsen noe dårligere. Modellen beregner maksimumskonsentrasjoner som er betydelig høyere enn de observerte verdiene i enkelte perioder, mens den underestimerer i andre. Vi vil komme nærmere inn på årsakene til disse problemene i den generelle diskusjonen av feilkilder i neste kapittel, men vi kan kort nevne at periodene med underestimering trolig skyldes episoder med betydelige bidrag av langtransportert svevestøv.

Figur 6 viser den beregnede konsentrasjonsfordelingen for NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> og PM<sub>10</sub> for en gitt time. Disse plottene gir et bilde av den romlige fordelingen i bakkenivå. Tidspunktet (3. januar kl 16) er valgt for å vise en situasjon med relativt høye konsentrasjonsverdier. I figurene angir konturlinjene konsentrasjonsverdien i µg/m<sup>3</sup>, mens gråtonesjatteringene antyder topografien i modellområdet. Tallene på aksene markerer gitterpunktene i km<sup>2</sup>-rutenettet. Fra figuren for NO<sub>2</sub> ser en at relativt store områder er eksponert for konsentrasjoner over det anbefalte luftkvalitetskriteriet på 100 µg/m<sup>3</sup>. Ut fra sammenlikningen mellom observerte og beregnede verdier av PM<sub>10</sub>, er det også grunn til å påpeke at PM<sub>10</sub>-feltet i Figur 6 sannsynligvis viser for lave verdier.



Figur 5: Tidsserie av observerte og beregnede  $NO_x$ -,  $NO_2$ - og  $PM_{10}$ -konsentrasjoner for januar 1995 i Oslo.





Figur 6: Eksempel på beregnet konsentrasjonsfelt for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  for en gitt time i Oslo. Konturlinjene angir konsentrasjonsverdien i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens gråtonesjatteringene antyder topografien i modellområdet. Tallene på aksene markerer gitterpunktene i  $\text{km}^2$ -rutenettet

### 3.2 Resultater fra beregningene for Drammen

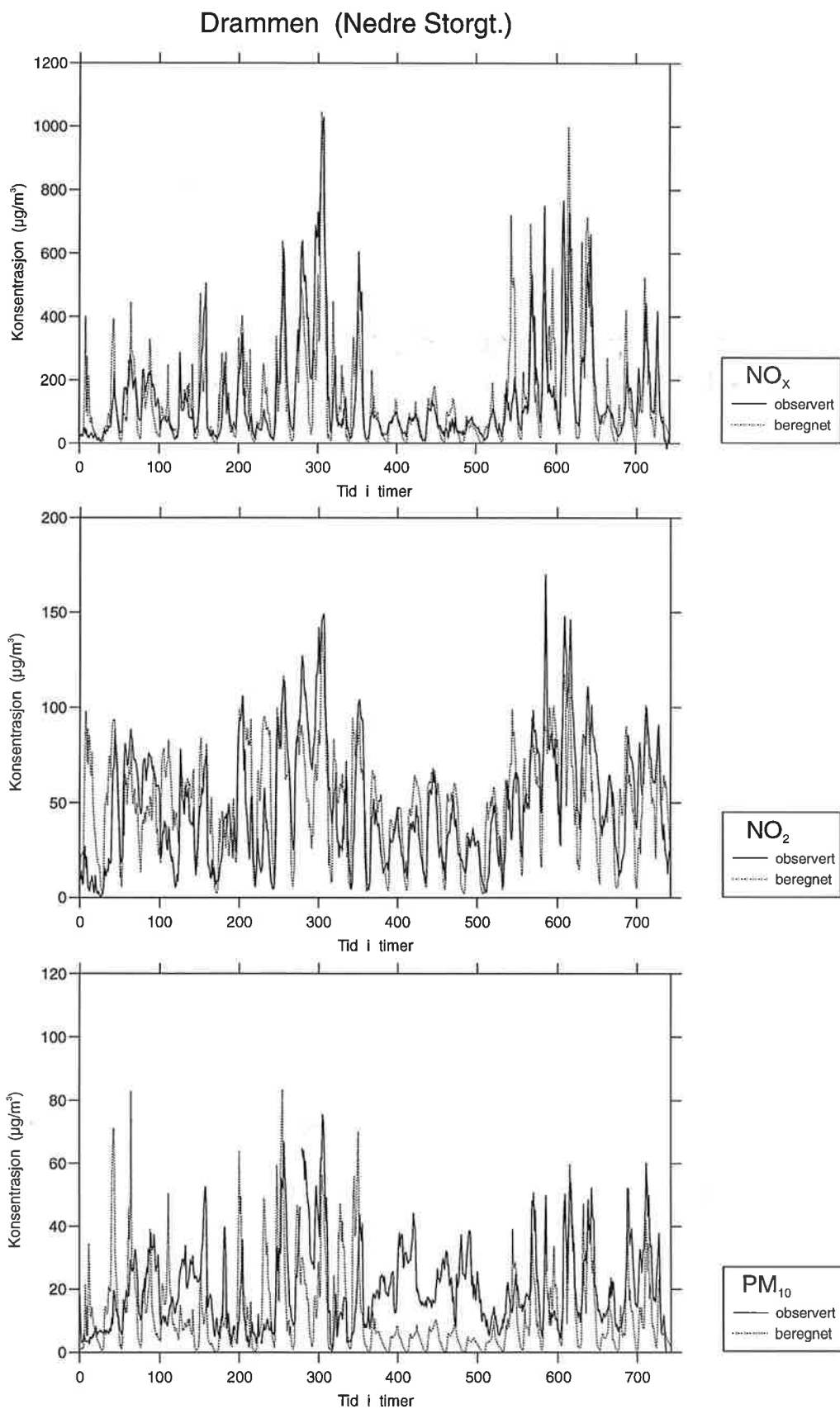
Tidsserier av observerte og beregnede verdier er vist i Figur 7, mens de tilhørende statistiske størrelsene er gitt i Tabell 3. De beregnede verdiene er sammenholdt med observasjoner fra målestasjonen i Nedre Storgt. (dvs. den korte sløyfen for DOAS målingene, se Figur 2).

Fra Figur 7 ser vi igjen at de beregnede  $\text{NO}_x$ - og  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonene stemmer relativt godt overens med observasjonene, mens avvikene er betydelig større for  $\text{PM}_{10}$ . På tilsvarende vis som for Oslo viser de beregnede verdiene for stor variasjon slik at maksimumsverdiene tidvis blir for høye. Det kan også bemerkes at det er i de samme periodene at  $\text{PM}_{10}$ -verdiene underestimeres i Drammen som i Oslo. Dette styrker teorien om at de forhøyede observerte  $\text{PM}_{10}$ -konsentrasjonene i disse episodene er forårsaket av langtransportert svevestøv.

Figur 8 viser den beregnede konsentrasjonsfordelingen for de tre komponentene om ettermiddagen 13. januar. Igjen er tidspunktet valgt for å vise en situasjon med høye verdier. Som for Oslo tyder beregningsresultatet på at også store områder i Drammen er eksponert for en timeverdi av  $\text{NO}_2$  over  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i denne situasjonen.

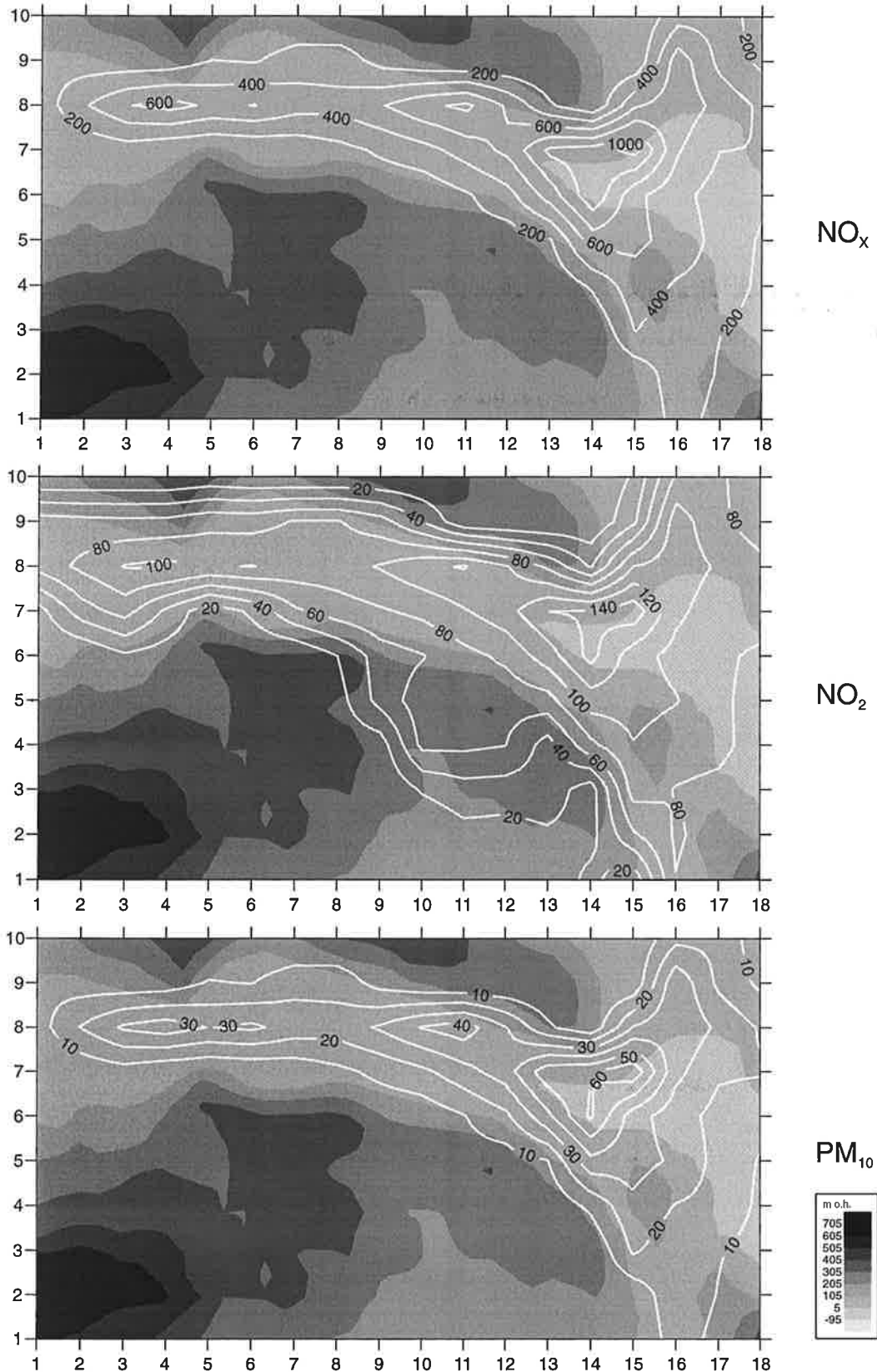
Tabell 3: Statistiske måltall for samvariasjonen mellom de observerte og beregnede konsentrasjonene vist i Figur 7. Se vedlegg A for nærmere beskrivelse av disse måltallene.

DRAMMEN	Nedre Storgt.					
	$\text{NO}_x$		$\text{NO}_2$		$\text{PM}_{10}$	
	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.
Middelverdi ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	144,1	149,1	48,9	51,3	20,4	13,0
Standardavvik ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	161,2	165,2	31,5	26,6	13,5	14,1
Maksimumsverdi ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1 028,1	1 046,1	170,0	139,9	75,5	83,4
Korrelasjonskoeffisient	0,80		0,64		0,39	
Index of agreement	0,89		0,79		0,64	
Systematisk MSE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>2</sup>	867		217		119	
Usystematisk MSE ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) <sup>2</sup>	9 820		419		170	
Regresjonskoeffisient	0,82		0,54		0,41	
Konstantledd for regresjonslinjen ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	30,9		25,0		4,7	



Figur 7: Tidsserie av observerte og beregnede  $\text{NO}_x$ -,  $\text{NO}_2$ - og  $\text{PM}_{10}$ -konsentrasjoner for januar 1995 i Drammen.

## Drammen 13/1-95 kl 17.00



Figur 8: Eksempel på beregnet konsentrasjonsfelt for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  for en gitt time i Drammen. Konturlinjene angir konsentrasjonsverdien i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens gråtonesjatteringene antyder topografien i modellområdet. Tallene på aksene markerer gitterpunktene i  $\text{km}^2$ -rutenettet.

### 3.3 Resultater fra beregningene for Bergen

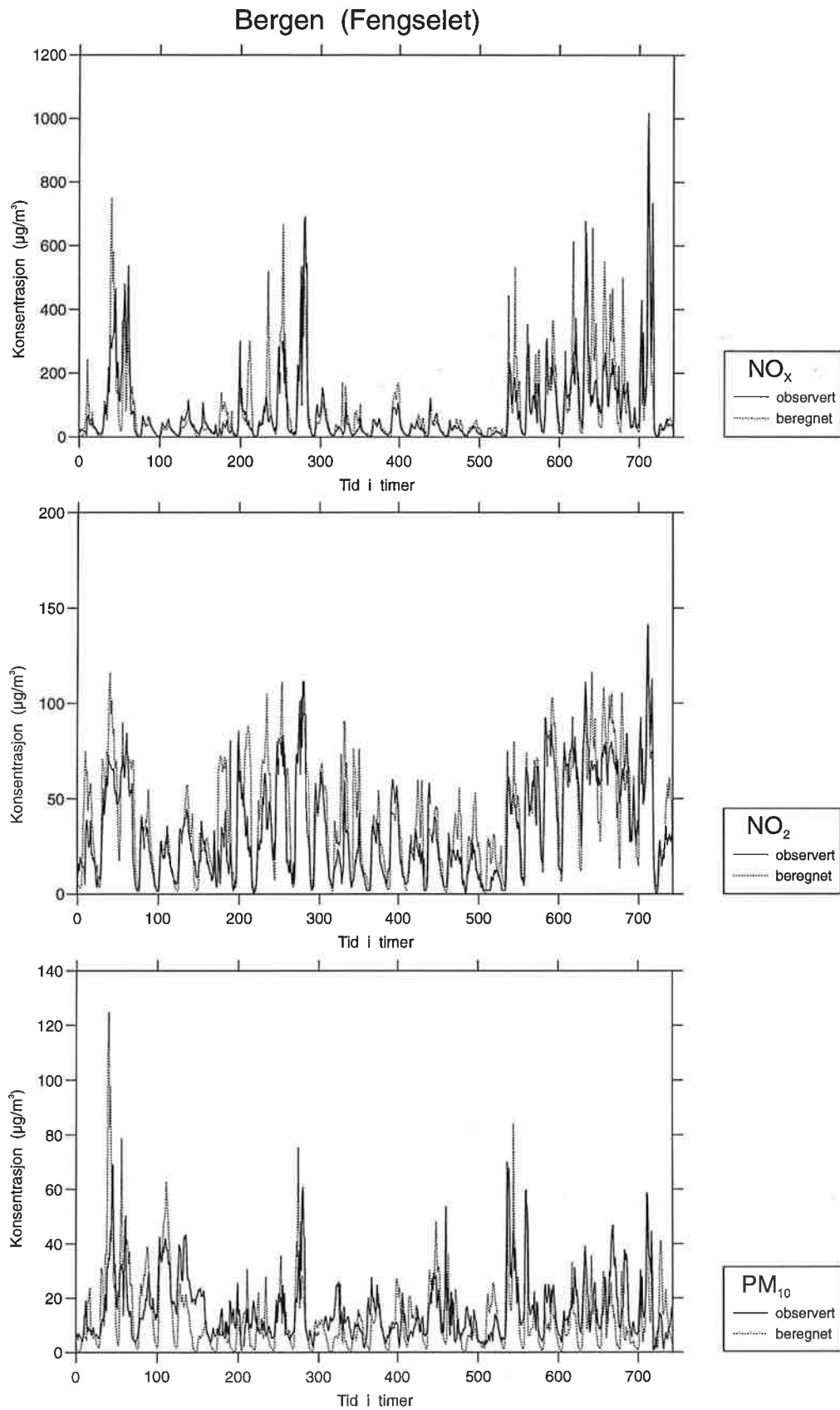
Tidsserier av observerte og beregnede verdier er vist i Figur 9, mens de tilhørende statistiske størrelsene er gitt i Tabell 4. For samtlige forurensningskomponenter er observasjoner fra sentrumsstasjonen Fengslet (se Figur 3) benyttet for sammenlikningen med modellresultatene.

Tabell 4: Statistiske måltall for samvariasjonen mellom de observerte og beregnede konsentrasjonene vist i Figur 9. Se vedlegg A for nærmere beskrivelse av disse måltallene.

BERGEN	Fengslet					
	NO <sub>x</sub>		NO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.
Middelverdi (µg/m <sup>3</sup> )	82,8	92,22	34,2	41,7	15,5	13,3
Standardavvik (µg/m <sup>3</sup> )	117,9	129,2	26,1	28,4	11,4	14,5
Maksimumsverdi (µg/m <sup>3</sup> )	1 017,4	926,7	141,4	129,7	69,1	125,0
Korrelasjonskoeffisient	0,77		0,82		0,59	
Index of agreement	0,87		0,89		0,74	
Systematisk MSE (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	403		62		13	
Usystematisk MSE (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	6 670		259		138	
Regresjonskoeffisient	0,85		0,90		0,75	
Konstantledd for regresjonslinjen (µg/m <sup>3</sup> )	21,8		11,0		1,7	

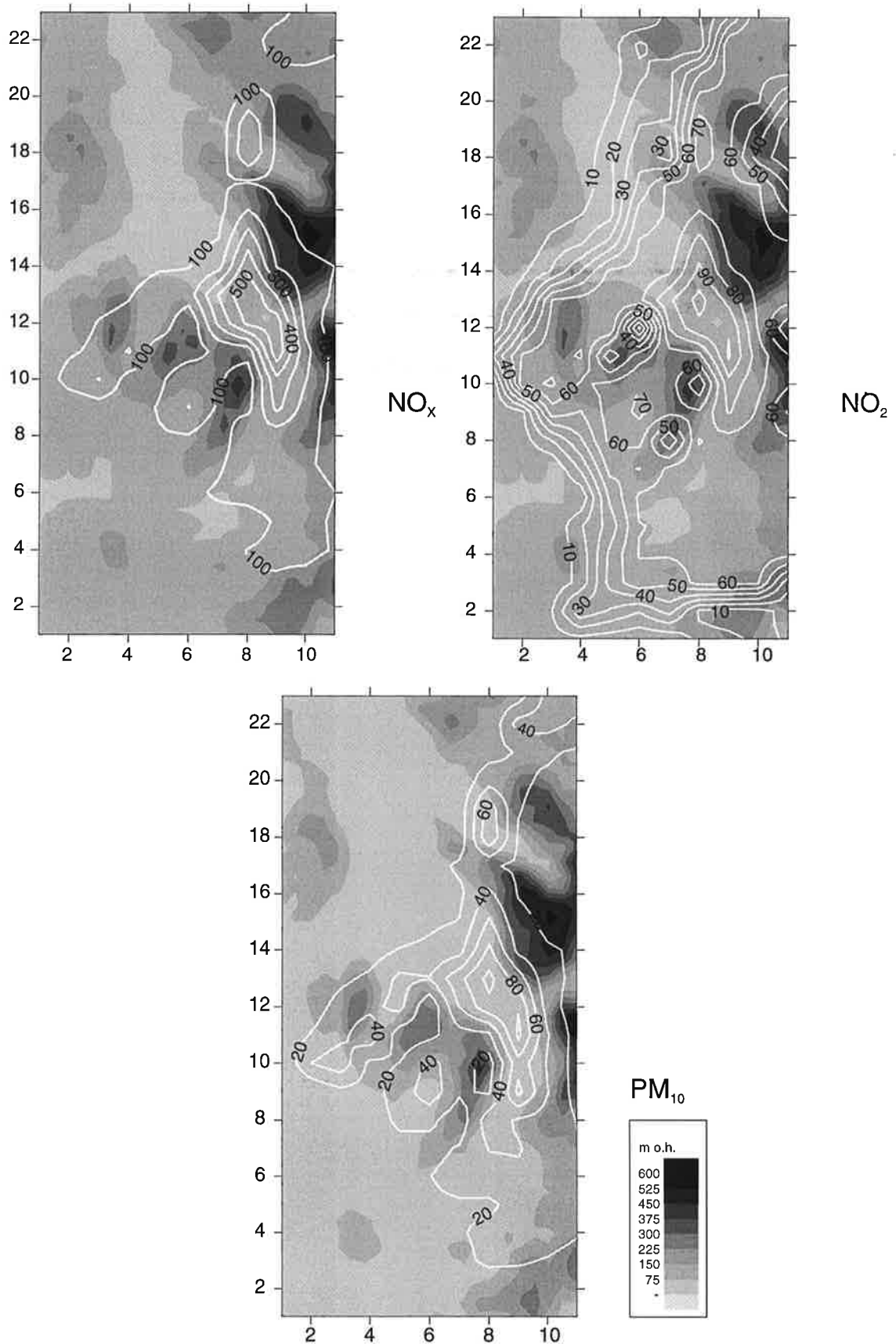
Kurvene i Figur 9 viser igjen et rimelig godt samsvar for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub>. Spesielt er det grunn til å bemerke den gode overenstemmelsen for NO<sub>2</sub>-verdiene. Dårligst resultat fås igjen for PM<sub>10</sub>, men samsvaret er dog bedre enn tilfellet var i Oslo og Drammen.

Figur 10 viser et eksempel på den beregnede konsentrasjonsfordelingen i Bergen om ettermiddagen den 2. januar 1995 for de tre komponentene.



Figur 9: Tidsserie av observerte og beregnede  $\text{NO}_x$ -,  $\text{NO}_2$ - og  $\text{PM}_{10}$ -konsentrasjoner for januar 1995 i Bergen.

## Bergen 2/1-1995 kl 16.00



Figur 10: Eksempel på beregnet konsentrasjonsfelt for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  for en gitt time i Bergen. Konturlinjene angir konsentrasjonsverdien i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens gråtonesjatteringene antyder topografien i modellområdet. Tallene på aksene markerer gitterpunktene i  $\text{km}^2$ -rutenettet.

### 3.4 Resultater fra beregningene for Trondheim

Tidsserier av observerte og beregnede verdier er vist i Figur 11, mens de tilhørende statistiske størrelsene er gitt i Tabell 5. For samtlige forurensningskomponenter er observasjoner fra målestasjonen ved Rådhusparken (se Figur 4) benyttet for sammenlikningen med modellresultatene. Timevise observasjoner av PM<sub>10</sub> foreligger bare for en kort periode i begynnelsen av simuleringsperioden. De statistiske måltallene for PM<sub>10</sub> i Tabell 5 er derfor mindre representative enn de tilsvarende tallene for NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub>.

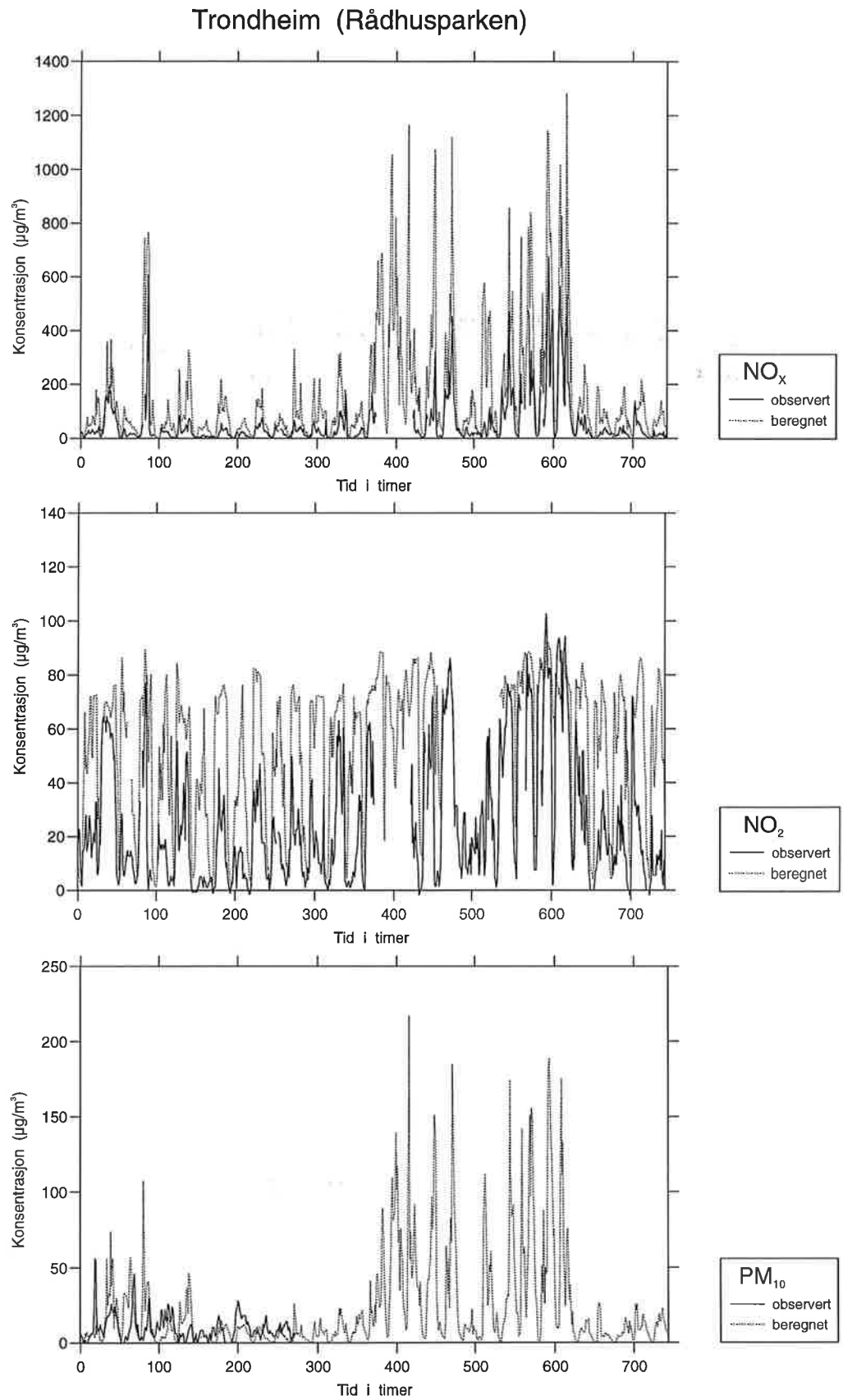
Tabell 5: Statistiske måltall for samvariasjonen mellom de observerte og beregnede konsentrasjonene vist i Figur 11. Se vedlegg A for nærmere beskrivelse av disse måltallene.

TRONDHEIM	Rådhusparken					
	NO <sub>x</sub>		NO <sub>2</sub>		PM <sub>10</sub>	
	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.	Obs.	Beregn.
Middelverdi (µg/m <sup>3</sup> )	53,9	139,5	25,1	53,1	9,6	10,8
Standardavvik (µg/m <sup>3</sup> )	92,4	192,2	24,1	26,3	8,5	13,9
Maksimumsverdi (µg/m <sup>3</sup> )	675,5	1 279,8	102,6	92,2	56,0	107,3
Korrelasjonskoeffisient	0,84		0,64		0,20	
Index of agreement	0,73		0,64		0,43	
Systematisk MSE (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	12 200		863		35	
Usystematisk MSE (µg/m <sup>3</sup> ) <sup>2</sup>	10 700		411		184	
Regresjonskoeffisient	1,75		0,70		0,32	
Konstantledd for regresjonslinjen (µg/m <sup>3</sup> )	44,9		36,0		7,7	

I motsetning til resultatene fra de øvrige byene viser tidsseriene i Figur 11 at modellen beregner vesentlig høyere konsentrasjoner av både NO<sub>x</sub> og NO<sub>2</sub> enn det som er målt i Rådhusparken. Årsakene til dette kan være flere. F.eks. kan estimatene av utslippene være for store. På den annen side trenger ikke dette avviket nødvendigvis å bety at modellresultatene er gale. Det kan være grunn til å påpeke at målestasjonens plassering, og dermed dens verdier, er noe uegnet som sammenlikningsgrunnlag. Målestasjonen befinner seg sør i gridruta som dekker sentrum av Trondheim (se Figur 4), og denne gridruta har desidert de største utslippene i modellområdet. Imidlertid er det et relativt stort parkområde rett sør og sørvest for målestasjonen, og siden vindretningen i simuleringsperioden er overveiende fra sør og sørvest fører dette sannsynligvis til at de observerte verdiene blir noe for lave. De modellerte konsentrasjonsfeltene viser også skarpe gradienter i området der målestasjonen ligger. Det er derfor grunn til å anta at målestasjonen ikke gir verdier som er representative for km<sup>2</sup>-ruta i sentrum. I hvor stor grad dette kan forklare de betydelige avvikene mellom de beregnede og observerte NO<sub>x</sub>- og NO<sub>2</sub>-verdiene er usikkert, men det er all grunn til å se nærmere på stedsvalget for luftkvalitetsstasjonen i denne byen. I tillegg er det behov for å utføre en nærmere modellstudie for Trondheim der en rekke sensitivitetstester bør inngå.

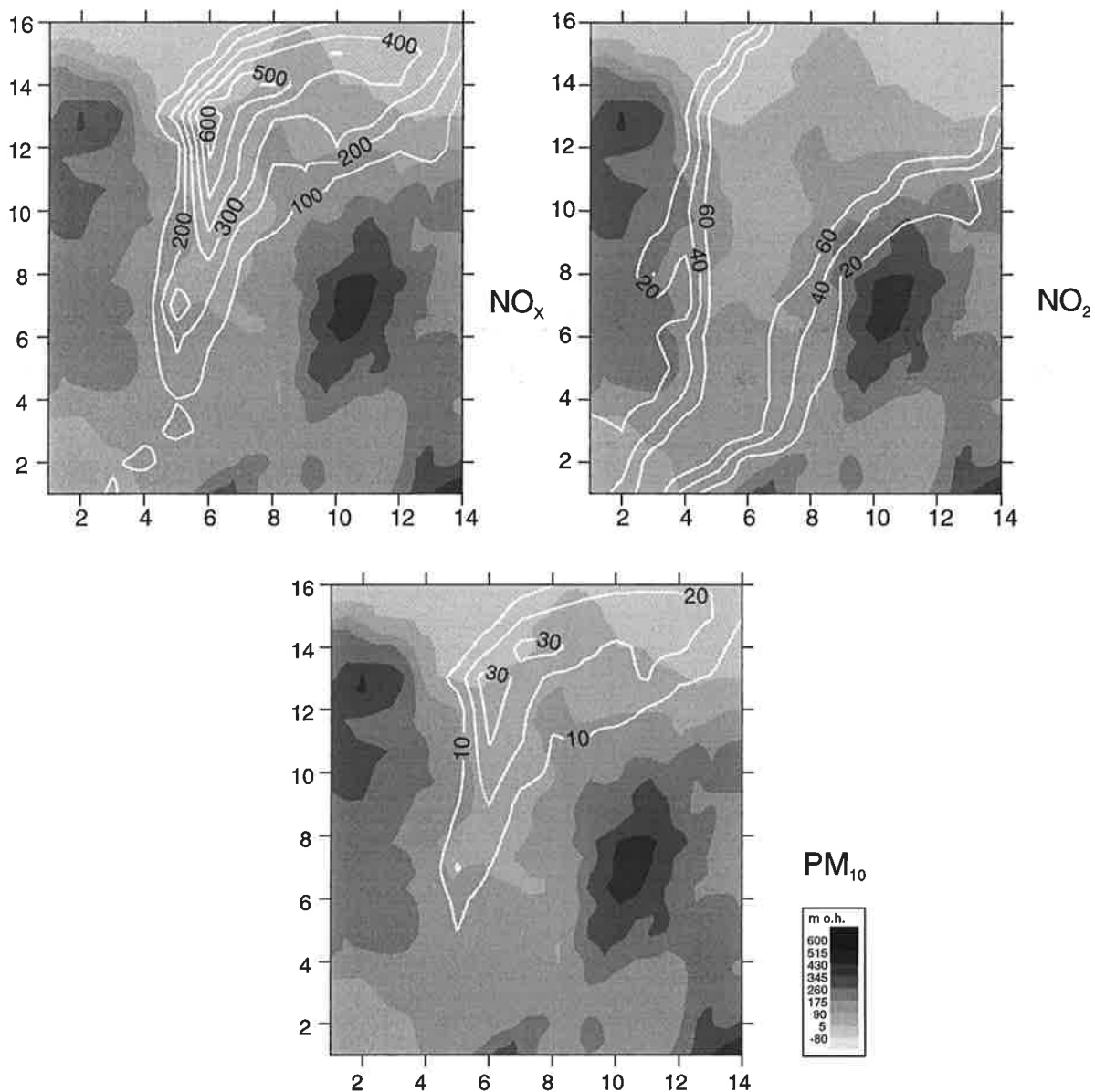
Figur 12 viser den beregnede konsentrasjonsfordelingen for de tre komponentene om ettermiddagen 1. februar.





*Figur 11: Tidsserie av observerte og beregnede NO<sub>x</sub>-, NO<sub>2</sub>- og PM<sub>10</sub>-konsentrasjoner for tidsrommet 29 januar-28. februar 1995 i Trondheim.*

## Trondheim 1/2-95 kl 16.00



Figur 12: Eksempel på beregnet konsentrasjonsfelt for  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  for en gitt time i Trondheim. Konturlinjene angir konsentrasjonsverdien i  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens gråtonesjatteringene antyder topografien i modellområdet. Tallene på aksene markerer gitterpunktene i  $\text{km}^2$ -rutenettet.

## 4. Diskusjon/vurdering av resultatene

### 4.1 Betydningen av de ulike utslippskategoriene

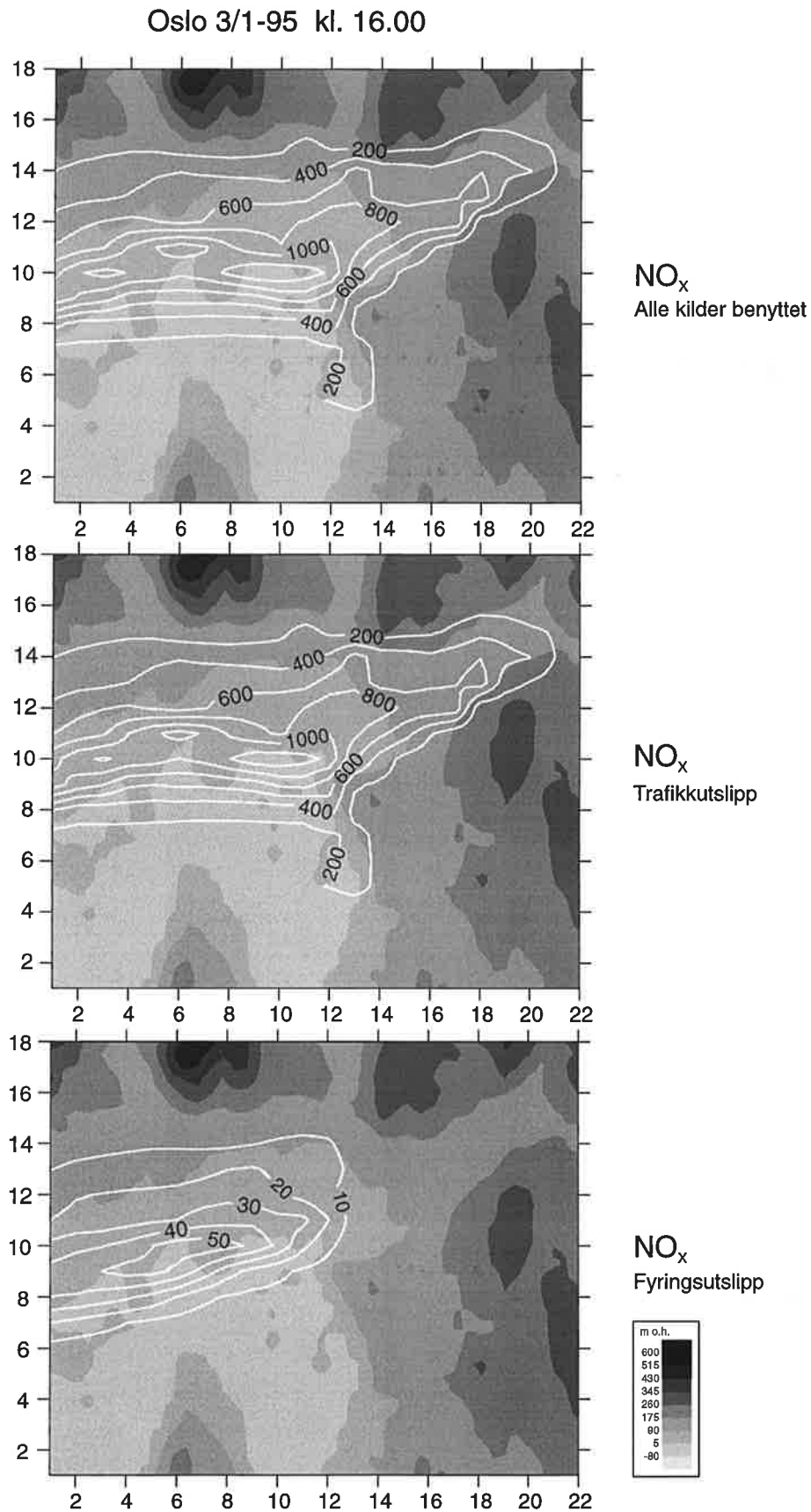
Som nevnt tidligere benyttes tre kildekategorier som inngangsdata til spredningsmodellen; punktkilder, mobile arealkilder (biltrafikk) og stasjonære arealutslipp (fyring og utslipp fra småindustri). Testsimuleringer med spredningsmodellen, og overslag basert på observasjoner av forurensningskomponenter der utslippskilden er kjent, tyder på at arealutslippet fra veitrafikken er totalt dominerende for maksimumskonsentrasjonene i bakkenivå av både  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$ . Punktkildenes bidrag er helt neglisjerbart for disse byene, og arealutslippet fra de stasjonære kildene, dvs fyringsutslipp og utslipp fra småindustri, har bare en merkbar effekt i Oslo. Selv i Oslo får en med det vesentligste ved bare å inkludere utslippet fra trafikken. Dette er illustrert for  $\text{NO}_x$  i Figur 13, hvor det vises et eksempel på den beregnede konsentrasjonsfordelingen når: a) alle kilder innenfor modellområdet benyttes, b) når bare arealutslippet fra trafikken benyttes og c) når bare arealutslippet fra de stasjonære kildene (fyringsutslipp) benyttes. Fra disse figurene fremgår det at de stasjonære kildene selv i Oslo bare bidrar til i underkant av 5% av bakkekonsentrasjonen av  $\text{NO}_x$ .

### 4.2 Generell kommentar til resultatene

I de simuleringene som er omtalt her er modellberegnete konsentrasjoner i  $\text{km}^2$ -ruter sammenliknet med punktobservasjoner. Som nevnt i omtalen av resultatene fra Trondheim, er kvaliteten av en slik sammenlikning helt avhengig av at utslippstallene er korrekte, og at observasjonsverdien er representativ for den ruta som målestasjonen tilhører. På bakgrunn av observasjonene fra Rådhusparken i Trondheim er det f.eks. vanskelig å avgjøre i hvilken grad modellberegningene overestimerer  $\text{NO}_x$ - og  $\text{NO}_2$ -konsentrasjonene, all den tid verdiene på målestasjonen kan antas å være for lave på grunn av plasseringen nordøst for parkområdet.

Det knytter seg også en usikkerhet til nøyaktigheten av de timevise utslippsdataene som er spesifisert for hver gitterrute i modellen. Simuleringene viser at rutekonsentrasjonene i stor grad er bestemt av egenbidraget, og feil i den romlige eller tidsmessige fordelingen av utslippet har derfor stor innvirkning på beregningsresultatet. Størst resultatforbedring vil oppnås gjennom en kvalitetsheving av trafikkutslippene siden denne kildekategorien er så dominerende.

Et annet usikkerhetsmoment er forbundet med modelleringen av de fysiske spredningsforholdene. Vindfeltet er beregnet ut fra én målestasjon, og stabilitetsforholdene er basert på den vertikale temperaturforskjellen målt på samme målestasjon. Selv om beregningene i nærheten av den meteorologiske stasjonen sannsynligvis er gode, forutsatt at målingen er representativ for gitterruta, vil usikkerheten i beregningene naturlig nok øke med avstanden fra stasjonen. Den atmosfæriske stabiliteten er basert på at strålingsbalansen mellom atmosfæren og bakken varierer lite over det området som det beregnes for. Avvik fra den målte stabiliteten kan forekomme ved at det finnes store varmekilder (f.eks. by-sentrum eller åpen sjø). Det må også understrekes at det ikke er tatt hensyn til avsetning i disse spredningsberegningene, noe som bidrar til en viss overestimering av de beregnede bakkekonsentrasjonene.



Figur 13: Eksempel på beregnet konsentrasjonsfelt for NO<sub>x</sub> i Oslo når modellen kjøres med ulike valg av kildekategorier. Konturlinjene angir konsentrasjonsverdien i µg/m<sup>3</sup>, mens gråtonesjatteringene antyder topografien i modellområdet. Tallene på aksene markerer gitterpunktene i km<sup>2</sup>-rutenettet.

Punktene ovenfor belyser noen usikkerhetsfaktorer som er av generell betydning i spredningsberegninger. I tillegg kompliseres beregningene av  $\text{NO}_2$  ved at man trenger kjennskap til bakgrunnskonsentrasjonen av ozon for å avgjøre hvor mye NO som omdannes til  $\text{NO}_2$ . I beregningene for de fire byene har vi benyttet timevise ozonmålinger fra stasjoner som ligger godt utenfor byområdene. Det er knyttet en viss usikkerhet til i hvilken grad ozonverdiene fra disse målestasjonene representerer den faktiske  $\text{O}_3$ -konsentrasjonen i lufta som kommer inn over byen fra ulike retninger.

For både  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  er det dessuten behov for å vite hvor mye som tilføres modellområdet utenfra, dvs. bidraget fra langtransport. I beregningene som er vist her er dette bidraget ikke inkludert. Langtransportbidraget synes å ha liten innvirkning på  $\text{NO}_2$ , men kan tidvis være av stor betydning for  $\text{PM}_{10}$ . Dette manifesteres i første rekke ved en heving av middelkonsentrasjonene. Innflytelsen på maksimumskonsentrasjonene er antakelig liten siden disse beregnes under dårlige spredningsforhold (svak vind og inversjon) som i liten grad favoriserer tilførsler utenfra. I modellresultatene for de fire byene går det fram at den beregnede middelveiden av  $\text{PM}_{10}$  er for lav. Dette kan i stor grad tilskrives utelatelsen av langtransportbidraget. For framtidige beregninger vil anslag over bakgrunnskonsentrasjonene av  $\text{NO}_2$  og  $\text{PM}_{10}$  kunne baseres enten på timevise målinger fra stasjoner utenfor modellområdet eller på resultater fra simuleringer med regionale spredningsmodeller.

Det er for øvrig flere årsaker til at overenstemmelsen mellom beregnede og observerte verdier er dårligere for  $\text{PM}_{10}$  enn for  $\text{NO}_x$  og  $\text{NO}_2$ :

For det første er det foreløpig visse metodemessige begrensninger i modellen som beregner utslippet av  $\text{PM}_{10}$ . F.eks tyder resultatene på at  $\text{PM}_{10}$ -konsentrasjonene underestimeres i perioder med sterk vind, en effekt som skyldes at langtransportert  $\text{PM}_{10}$  ikke er inkludert, men også at utslippsmodellen ikke beskriver resuspensjonsprosessen på en tilstrekkelig nøyaktig måte. Dessuten overestimeres ofte konsentrasjonene i situasjoner med dårlige spredningsforhold. Dette kan skyldes at veiene i modellområdet antas å være tørrere enn de faktisk er. Vannfilm på veibanen og nedbør i lufta reduserer kildestyrken av grovfraksjonen i svevestøvet til nær null (Tønnesen, 1997). Bedre inngangsdata om veibanebeskaffenhet (fuktighet, temperatur, snødekke), *sammen med en forbedret modell for variasjonen i våthet av veibanen*, er derfor viktige forutsetninger for å kunne heve kvaliteten på  $\text{PM}_{10}$ -beregningene. Modelleringen av opptøringsprosessen på veibanen kan bl.a. forbedres ved å inkludere mer nøyaktige beskrivelser av trafikkens varmetilskudd til veien.

For det andre er utelukkende utslipp (og oppvirvling) fra trafikken inkludert som kilde i beregningene for  $\text{PM}_{10}$ . Utslipp fra de øvrige stasjonære kildene innenfor modellområdet synes imidlertid å være av underordnet betydning. Modelltester for Oslo tyder på at bidragene fra disse kildene bare utgjør omlag 5% av de beregnede maksimumskonsentrasjonene i bakkenivå. I fremtidige beregninger vil imidlertid samtlige kildetyper bli benyttet .

En tredje årsak til usikkerheter i  $PM_{10}$ -beregningene skyldes at spredningsmodellen foreløpig behandler  $PM_{10}$  som en gass (dvs.  $PM_{10}$  spres på samme måte som  $NO_x$  og  $NO_2$ ). Korreksjoner for partiklenes fallhastighet og deres (særegne) avsetningsmekanismer er foreløpig ikke inkludert i modellen. Dette kan i en del situasjoner føre til overestimeringer i beregningene.

## 5. Referanser

- Bott, A. (1989), A positive definite advection scheme obtained by nonlinear renormalization of the advective fluxes. *Monthly Weather Review*, 117, 1006-1015.
- Bøhler, T. and Guerreiro, C. B. (1996), Verification of the meteorological preprocessor MEPCIM. Kjeller (NILU F 10/96).
- EPA (1981) Interim Procedures for Evaluating Air Quality Models. Research Triangle Park, NC., OAQPS, EPA.
- EPA (1984) Interim Procedures for Evaluating Air Quality Models (revised). Research Triangle Park, NC., OAQPS, EPA (EPA-450/4-84-023).
- Foster, F., Walker, H., Duckworth, G., Taylor, A. and Sugiyama, G. (1995). User's guide to the CG-Mathew/Adpic models, Version 3.0. Lawrence Livermore National Laboratory (Report UCRL-MA-103581 Rev.3).
- Fox, D.G. (1981) Judging air quality model performance - review of the Woods Hole workshop. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 62, 599-609.
- Fox, D.G. (1984) Uncertainty in air quality modelling. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 65, 27-36.
- Gram, F. (1997) Overvåking av luftkvalitet i byer og tettsteder. Utslippoversikt for Oslo, Bergen, Drammen og Trondheim 1992 og 1993. Kjeller (NILU OR under arbeid).
- Grønskei, K.E., Bartonova, A., Brechler, J., Walker, S.E., Riise, A. and Larssen, S. (1996) Source oriented model for concentration distribution in Teplice area. Kjeller (NILU OR 30/97).
- Grønskei, K.E., Larssen, S. og Walker, S.E. (1997) Nitrogenoksider og oksidanter i byområder; Spredningsberegninger og  $NO_2$  -modell. Kjeller (NILU OR under arbeid).
- Grønskei, K.E. and Walker, S.E. (1993) Evaluation of a model for hourly spatial concentrations distributions. *Atmos. Environ.*, 27B, 105-120.
- Hagen, L. O. og Johnsrud, M. (1996). Målinger av luftforurensninger i by/tettstedsprogrammet, Oktober 1994-Mars 1995. Kjeller (NILU OR 8/96).

- Hanna, S.R. (1987) A review of air quality model evaluation procedures. In: *Proceedings of the WMO Conference on air pollution modelling and its application. Leningrad 1986. Vol. 1. (WMO/TD No. 187).*
- Larssen, S. og Hagen, L. O. (1997). Partikkelforurensning fra piggdekk. Kjeller (NILU OR 16/97).
- Larssen, S., Grønskei, K.E., Gram, F., Hagen, L.O. and Walker, S.-E. (1994) Verification of urban scale time dependent dispersion model with subgrid elements in Oslo, Norway. In: *Air Pollution Modelling and Its Application X*, Gryning, S.-E. and Millan, M.M. (eds.) New York, Plenum Press, pp. 91-99.
- Smith, G.D. (1985) Numerical Solution of Partial Differential Equations: Finite Difference Methods. Oxford, Oxford University Press.
- Sherman, C.A. (1978). A mass consistent model for wind fields over complex terrain. *J. Appl. Meteorol.*, 17, 312-319.
- Tønnesen, D. A. (1997) Program for utvikling av modeller for beregning av veistøv i luft. Utvikling av utslippsmodell for PM<sub>10</sub> fra veitrafikk. Kjeller (NILU OR under arbeid).
- Willmott, C.J. (1982) Some comments on the evaluation of model performance. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 63, 1309-1313.
- Walker, S.E. og Grønskei, K.E. (1992) Spredningsberegninger for on-line overvåking i Grenland. Programbeskrivelse og brukerveiledning. Lillestrøm (NILU OR 55/92).

## **Vedlegg A**

### **Model evaluation**



## Model evaluation

### A1 Introduction

US EPA has given guidelines on procedures to be followed in evaluating air quality models (EPA, 1981; 1984), and a list of recommended model evaluation performance parameters. In this study statistical parameters have been selected in accordance with these recommendations (Fox, 1981; 1984). Selecting the parameters, results of Willmott (1982) were also taken into consideration.

### A2 Description of model evaluation performance parameters

Let  $T$  denote the number of data, and let  $O_t$  and  $P_t$  denote the observed and calculated (predicted) values at time  $t$ ,  $t=1, \dots, T$ . For each station the following model evaluation parameters are defined:

- $\bar{O}$  : Mean value of observations;
- $\bar{P}$  : Mean value of predictions;
- $\sigma_o$  : Standard deviation of observations;
- $\sigma_p$  : Standard deviation of predictions;
- $NMD$  : Normalized mean difference;
- $RMSE$  : Root mean square error;
- $RMSE_s$  : Systematic RMSE;
- $RMSE_u$  : Unsystematic RMSE;
- $a, b$  : Intercept and slope of regression line;
- $Corr$  : Correlation coefficient;
- $IA$  : Index of agreement.

The parameters are defined through the following set of equations:

#### Mean values

$$\bar{O} = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T O_t \quad (A.1)$$

$$\bar{P} = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T P_t \quad (A.2)$$

These denote the usual arithmetical average values of the time series  $O_t$  and  $P_t$ .

#### Standard deviations

$$\sigma_o = \left( \frac{1}{T-1} \sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})^2 \right)^{0.5} \quad (A.3)$$

$$\sigma_p = \left( \frac{1}{T-1} \sum_{t=1}^T (P_t - \bar{P})^2 \right)^{0.5} \quad (\text{A.4})$$

These denote the usual standard deviations of the time series  $O_t$  and  $P_t$ .

### Normalized mean difference

$$NMD = (\bar{O} - \bar{P}) / \bar{O} \quad (\text{A.5})$$

This dimensionless parameter is a measure of the bias of  $P$  versus  $O$ . Ideally it should be zero, or close to zero.

### Root mean square error

$$RMSE = \left( \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (O_t - P_t)^2 \right)^{0.5} \quad (\text{A.6})$$

The  $RMSE$  is another measure of the size of the error produced by the model.

### Systematic and unsystematic $RMSE$

$$RMSE_s = \left( \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (O_t - \hat{P}_t)^2 \right)^{0.5} \quad (\text{A.7})$$

$$RMSE_u = \left( \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (\hat{P}_t - P_t)^2 \right)^{0.5} \quad (\text{A.8})$$

where

$$\hat{P}_t = a + bO_t$$

with  $a$  and  $b$  being intercept and slope of the regression line:

$$a = \bar{P} - b\bar{O} \quad (\text{A.9})$$

$$b = \left[ \sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})(P_t - \bar{P}) \right] / \left[ \sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})^2 \right] \quad (\text{A.10})$$

Here  $RMSE^2 = RMSE_s^2 + RMSE_u^2$ .

Willmott (1982) argues that systematic and unsystematic root mean square error gives valuable information on the possibility of model improvement.

For a good model the unsystematic portion of the  $RMSE$  is much larger than the systematic, while a large systematic  $RMSE$  indicates a poor model. For a more thorough discussion, see Willmott (1982).

**Correlation coefficient**

$$Corr = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (O_t - \bar{O})(P_t - \bar{P}) / (\sigma_o \cdot \sigma_p) \quad (\text{A.12})$$

This is the ordinary product-moment correlation coefficient.

**Index of agreement**

$$IA = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (P_t' - O_t')^2}{\sum_{t=1}^T (|P_t'| + |O_t'|)^2} \quad (\text{A.13})$$

where

$$P_t' = P_t - \bar{O} \quad \text{and} \quad O_t' = O_t - \bar{O} \quad (\text{A.14})$$

The index of agreement has been recommended by Willmott (1982), as a better parameter to describe the “agreement” between the two time series  $O_t$  and  $P_t$ .

The index  $IA$  is a number between 0 and 1, with 0 indicating worst agreement, and 1 indicating best agreement.



# Norsk institutt for luftforskning (NILU)

Postboks 100, N-2007 Kjeller

RAPPORTTYPE OPPDRAKS RAPPORT	RAPPORT NR. OR 68/97	ISBN 82-425-0936-0 ISSN 0807-7207	
DATO 18.12.97	ANSV. SIGN. Øystein Hov	ANT. SIDER 37	PRIS NOK 45,-
TITTEL Spredningsberegning av NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> og PM <sub>10</sub> for Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim Verifikasjon av modell mot målinger		PROSJEKTLEDER Leiv Håvard Slørdal	
		NILU PROSJEKT NR. O-94104	
FORFATTER(E) Leiv Håvard Slørdal og Sam-Erik Walker		TILGJENGELIGHET * A	
		OPPDRAKSGIVERS REF.	
OPPDRAKSGIVER Statens forurensningstilsyn Postboks 8700 Dep 0032 OSLO			
STIKKORD Spredningsberegninger	Modellverifikasjon	4 norske byer	
REFERAT Det er utført spredningsberegninger av NO <sub>x</sub> , og NO <sub>2</sub> og PM <sub>10</sub> i Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim. Beregningene er gjort for en periode på én måned i tidsrommet januar/februar 1995. Timevise konsentrasjonsverdier, som representerer middelveien i bakkenivå innenfor km <sup>2</sup> -ruter, er beregnet og sammenholdt med målte verdier. Resultatene viser godt samsvar mellom beregnede og målte verdier for NO <sub>x</sub> og NO <sub>2</sub> . For PM <sub>10</sub> er avviket større, noe som i første rekke skyldes mer komplekse utslipps- og sprednings-mekanismer for denne komponenten. Mulige metodemessige forbedringer blir diskutert i rapporten.			
TITLE Dispersion calculations of NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> and PM <sub>10</sub> in Oslo, Drammen, Bergen and Trondheim. Model validation.			
ABSTRACT			

\* Kategorier:    A    Åpen - kan bestilles fra NILU  
                      B    Begrenset distribusjon  
                      C    Kan ikke utleveres