

*ITM-rapport 188*



# Mätningar och modellberäkningar av NO<sub>x</sub>- halternas tidsmässiga och rumsliga variationer i Umeå

Christer Johansson, ITM

Stefan Andersson, Gunnar Omstedt, Lars Gidhagen och Lennart  
Robertson, SMHI

**SMHI**

*Projekt genomfört på uppdrag av*



Juni 2010

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

# Innehåll

<b>1. Förord</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Sammanfattning</b> .....	<b>2</b>
2.1 Bakgrund och syften med studien .....	2
2.2 Analys av mätresultat – höga halter på grund av meteorologin .....	2
2.3 Jämförelse med modellberäkningar .....	2
2.3.1 Beräkningar av halterna i <b>gaturum</b> .....	2
2.3.2 Beräkningar av <b>urbana bakgrundshalter</b> .....	3
2.4 Slutsatser och rekommendationer .....	3
<b>3. Summary</b> .....	<b>5</b>
3.1 Background and objectives .....	5
3.2 Analysis of measurements – high concentrations due to meteorology .....	5
3.3 Comparison with model calculations .....	5
3.3.1 Local street canyon modelling .....	5
3.3.2 Urban background modelling .....	6
3.4 Conclusions and recommendations.....	6
<b>4. Introduktion</b> .....	<b>7</b>
<b>5. Genomförande</b> .....	<b>7</b>
5.1 Mätningar.....	7
5.1.1 Mätplatser .....	7
5.1.2 Utrustning .....	10
5.2 Emissioner av NO <sub>x</sub> .....	11
<b>6. Resultat från mätningarna av NO<sub>x</sub> och meteorologi</b> .....	<b>13</b>
<b>7. Lokala modellberäkningar</b> .....	<b>18</b>
7.1 Metodik.....	18
7.2 Resultat för Västra Esplanaden.....	18
7.3 Resultat för Storgatan (Lasarettbacken).....	21
7.4 Jämförelser med detaljerad statistik.....	24
7.5 Diskussion och slutsatser – lokal modellering.....	26
<b>8. Modellering av NO<sub>x</sub>-halter i urban bakgrund</b> .....	<b>27</b>
8.1 Beskrivning av urbana spridningsmodellen BUM .....	27
8.2 Meteorologiska data.....	29
8.3 Resultat från urbana bakgrundsberäkningarna .....	31
8.3.1 Halter av NO <sub>x</sub> på 1 x 1 km .....	31

8.3.2	Validering mot mätdata	33
8.3.3	Haltvariationer och rumsliga gradienter av NO <sub>x</sub> i urban bakgrund	36
8.4	Slutsatser – urban modellering .....	39
<b>9.</b>	<b>Referenser .....</b>	<b>39</b>
<b>10.</b>	<b>Bilaga 1. Beräkningar för Västra Esplanen med Bibliotekstaket som bakgrund .....</b>	<b>41</b>
<b>11.</b>	<b>Bilaga 2: Statistiska mått .....</b>	<b>45</b>
<b>12.</b>	<b>Bilaga 3: NO<sub>x</sub> exposure in Umeå .....</b>	<b>46</b>
12.1	Background.....	46
12.2	Meteorological data preparation .....	47
12.3	Emissions.....	47
12.4	Dispersion simulations .....	49

## 1. Förord

Detta projekt har genomförts på uppdrag av Naturvårdsverket. Projektledare: har varit Christer Johansson. Stefan Andersson, Gunnar Omstedt, Lars Gidhagen och Lennart Robertson, SMHI, har genomfört spridningsberäkningarna och varit medförfattare till rapporten.

Mikael Ramström, Oleico AB, har installerat utrustningen och ansvarat för datakommunikation och instrumentservice. Annika Hagenbjörk, Lars Modig och Bertil Forsberg vid Umeå universitet har varit behjälpliga med mätningarna och trafikdata. NO<sub>x</sub>-halter för E4, Storgatan och Bibliotekstaket har erhållits av Umeå kommun (Christina Berggren & Joakim Linder).

Stockholm i juni 2010

Christer Johansson

## 2. Sammanfattning

### 2.1 Bakgrund och syften med studien

Kunskapen om hälsoeffekterna av luftföroreningar bygger till stor del på epidemiologiska studier som utnyttjar skillnaderna i exponeringshalterna för olika personer under en tidsperiod eller skillnaderna i exponeringshalterna för personer inom ett område (t ex en stad). För att kunna kvantifiera hälsoeffekterna krävs därmed noggranna exponeringsuppskattningar. Mätningar i Umeå visar att halterna där är periodvis mycket höga i jämförelse med miljökvalitetsnormerna och i jämförelse med städer i södra Sverige. En viktig fråga ur luftvårdssynpunkt är därför vilken betydelse minskade lokala utsläpp kan ha för de höga halterna.

Exponeringshalterna och olika källors bidrag till halterna kan i princip kvantifieras med hjälp av spridningsberäkningar, men tyvärr har spridningsberäkningar för Umeå visat på stora avvikelser jämfört med mätningar vad gäller NO<sub>x</sub>- och NO<sub>2</sub>-halterna. Orsakerna till avvikelserna har inte helt klarlagts. Pågående epidemiologiska studier av kort- och långtidsexponering i Umeå gör det extra viktigt att klarlägga orsakerna till skillnaderna mellan mätningarna och modellberäkningarna för att säkrare kunna skatta exponeringen.

Syftena med studien är att kvantifiera osäkerheterna i de beräknade halterna och klargöra orsakerna till de höga halterna som noteras i Umeå. Mätningarna och beräkningar avser NO<sub>x</sub>-halterna eftersom utsläppen av NO<sub>x</sub> är relativt väl kända och domineras av vägtrafikens bidrag. Dessutom finns en noggrann mätmetodik, som har god tidsupplösning.

### 2.2 Analys av mätresultat – höga halter på grund av meteorologin

Mätningar av NO<sub>x</sub>-halterna på fyra platser i Umeå under januari – april 2009 visar att de högsta halterna inträffar under januari - februari, och ofta i samband med de perioder då skiktningen präglas av inversion med dålig luftomblandning. I samband med de högsta halterna var temperaturen låg; -15°C - -20°C nere på Ön och vindhastigheten var också ofta låg. Korrelationen mellan de uppmätta NO<sub>x</sub>-halterna på de olika mätplatserna var överlag hög (>0.73). NO<sub>x</sub>-halterna på Västra Esplanaden och Storgatan uppvisade en korrelationskoefficient på 0.84. De höga korrelationerna beror dels på att trafikens utsläpp varierar över dygnet på samma sätt i hela staden, dels på samvariationer i halterna på grund av meteorologiska variationer - de högsta värdena verkar påverkas mera av gemensamma meteorologiska förhållanden (som gäller för hela tätortsområdet), än av lokala utsläpp från trafiken vid mätstationen. Detta illustreras tydligt av den höga korrelationen (0.72) i halterna nere på Ön, som inte är direkt påverkad av vägtrafikens utsläpp i närheten, och den starkt trafikpåverkade mätplatsen i ett gaturum på V:a Esplanaden.

### 2.3 Jämförelse med modellberäkningar

#### 2.3.1 Beräkningar av halterna i gaturum

Utvärderingen visar att noggrannheten i modellberäkningarna av halterna i gaturummen uppfyller med god marginal de krav som ställs enligt EU's luftdirektiv och Naturvårdsverkets föreskrifter för kontroll av miljökvalitetsnormer. Relativa felet för de beräknade medelvärdena är 20 % för Västra Esplanaden och 7 % för Storgatan. Därmed kan också medexponeringen (långtidsexponeringen) längs gator i Umeå modelleras med acceptabel noggrannhet. Korrelationskoefficienterna är >0.8 för timmedelvärden och >0.9 för dygnsmedelvärden. Medelvärdena överensstämmer bättre med mätningarna på sommaren än på vintern, men korrelationen är sämre på sommaren jämfört med vintern. Den högre korrelationen på vintern, beror dock till stor del på att bakgrundshalterna (som adderas till de modellerade värdena)

korrelerar mycket bra med V:a Esplanadens halter under de perioder då halterna är som högst. Under vinterhalvåret underskattar dock modellen de högsta halterna.

Jämförelsen med mätningar visar att det är viktigt att ha bra bakgrundsdata för att erhålla bra överensstämmelse mellan modellberäkningar och mätningar. Modellberäkningar med uppmätta bakgrundshalter från antingen Gammlia eller Bibliotekstaket gav ungefär samma korrelation med mätningar längs Västra Esplanaden.

### 2.3.2 Beräkningar av *urbana bakgrundshalter*

I denna studie har den urbana bakgrundsmodellen (BUM som ingår i SIMAIR) använts för att beräkna urbana bakgrundshalter i rutor om 1 x 1 km. En ny version har utvecklats och jämförelser med uppmätt meteorologi visar att denna version bättre beskriver spridningsförhållandena i tätorter vid stabila meteorologiska förhållanden. De beräknade medelhalterna på Ön överensstämmer väl med uppmätta (28.2 mot uppmätt 24.7  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). Överensstämmelsen är något sämre för Gammlia (27.9 mot uppmätt 40.2  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). För de högsta halterna är avvikelserna större. Vid Gammlia är de högsta uppmätta halterna uttryckt som 98%-iler av dygnsmedelvärde ca 2.3 gånger högre än de modellerade. För andra delar av kommunen där halterna är som högst t.ex. vid Västra Esplanaden är den relativa skillnaden mindre. Där är de högsta uppmätta halterna uttryckt som 98%-iler av dygnsmedel ca 1.5 högre än de modellerade. En av orsakerna till avvikelserna mellan uppmätta och beräknade bakgrundshalter kan vara att modellerade halter avser medelhalter inom 1 x 1 km:s rutor medan mätningarna avser halter i punkter. Uppskattningsvis varierar halterna med 30  $\mu\text{g m}^{-3}$  inom 1 x 1 km:s gridrutan runt Gammlia. Motsvarande värde för Ön är 19  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Skillnaderna mellan de modellerade halterna och uppmätta medelhalterna kan bero på gradienter i halterna som modellberäkningar med 1x1 km inte kan lösa upp.

Beräkningarna med BUM visar alltså att den geografiska variationen i de urbana bakgrundshalterna är stor. Men i detta avseende skiljer sig beräkningarna med BUM från beräkningar med Gaussmodellen i Airviro. Beräkningar med Airviro's Gaussmodell med samma upplösning som BUM (1x1 km) tyder på något mindre geografiska gradienter.

## 2.4 Slutsatser och rekommendationer

Höga korrelationer noteras mellan de uppmätta NO<sub>x</sub>-halterna på olika platser oavsett närheten till trafikerade vägar. Detta indikerar att haltvariationerna i Umeå till stor del styrs av meteorologiska förhållanden. Både för de lokala modellberäkningarna och de urbana är det störst svårigheter att simulera halterna vid stabila meteorologiska förhållanden under vinterhalvåret, då de högsta halterna inträffar. De högsta halterna beror med stor sannolikhet inte på att emissionerna är extremt mycket högre under dessa perioder, utan på att omblandningen är så mycket sämre. Samtidigt visar både den lokala och urbana modelleringen att uppmätta NO<sub>x</sub> halter i Umeå under denna period är starkt beroende av vägtrafikens utsläpp. Högsta halterna uppkommer nära de mest trafikerade vägarna. NO<sub>x</sub> halterna är därför lägre på Ön jämfört med mer centrala delar i Umeå. Under denna mätperiod har ingen ansamling av föroreningar vid Ön, orsakad av dränageflöden, kunnat konstateras.

Vidareutvecklingen av den urbana modellen har visats förbättra överensstämmelsen med mätningarna. Bäst noggrannhet i de beräknade halterna erhålls om en kombination av mätningar och modellberäkningar utnyttjas för att prediktera halterna i Umeå. Om enbart modellberäkningar används blir osäkerheten relativt stor för de högsta halterna. Däremot erhålls tillräckligt god noggrannhet för långtidsmedelvärdena.



## 3. Summary

### 3.1 Background and objectives

Knowledge about the health effects of air pollution is largely based on epidemiological studies that use differences in exposure levels for different people over time or differences in exposure levels of people within an area (eg a city). In order to quantify the health effects thus requires accurate exposure estimates. Measurements in Umeå shows that the levels which are at times very high compared to limit values and in comparison with cities in southern Sweden. An important issue from an air pollution abatement point of view, is the importance of local emissions on the high concentrations.

The exposure levels and the contribution of different sources to the concentrations can in principle be quantified using dispersion model calculations. Earlier studies in Umeå have revealed significant deviations compared to measurements in terms of NO<sub>x</sub> and NO<sub>2</sub> levels. The reasons for the differences are not fully clarified. Several ongoing epidemiological studies of short- and long-term exposure in Umeå makes it particularly important to clarify the causes of the differences between measurements and model calculations in order to achieve more accurate exposure estimates. The objectives of this study is to quantify the uncertainties in the calculated concentrations and determine the causes of the high concentrations recorded in Umeå. The measurements and calculations relate to NO<sub>x</sub> levels because NO<sub>x</sub> emissions are relatively well-known and is dominated by road transport. In addition, for NO<sub>x</sub> there are accurate measurement methodologies, which have good temporal resolution.

### 3.2 Analysis of measurements – high concentrations due to meteorology

Measurements of NO<sub>x</sub> levels at four locations in Umeå during January-April 2009 show that the highest concentrations occurring during January-February are often associated with periods when stratification is characterized by inversion and low turbulent mixing. In connection with the highest concentrations were low temperature, -15°C - 20°C-down on Ön and the wind speed was also often low. The correlation between the measured NO<sub>x</sub> levels at the various measurement sites was high overall (> 0.73). NO<sub>x</sub> levels at Västra Esplanaden and Storgatan showed a correlation coefficient of 0.84. The high correlations are partly due to the fact that traffic emissions vary over days in the same way throughout the city, and to meteorological variations - the highest values appear to be influenced more by common meteorological conditions (which apply to the whole urban area), than to local emissions from traffic at the measuring station. This is illustrated by the high correlation (0.73) between concentrations at the site on Ön, which is not directly affected by traffic emissions, and the site at Västra Esplanaden, which is located in a densely trafficked street canyon.

### 3.3 Comparison with model calculations

#### 3.3.1 Local street canyon modelling

The evaluation shows that the accuracy of model estimates of the levels in street canyons comfortably meet the requirements under the EU's Directive and national regulations for the control of air quality. The relative error for the calculated average values are 20% for the site at Västra Esplanaden and 7% for the site at Storgatan. This also means that the long term mean exposure along the streets in Umeå is modelled with acceptable accuracy. The correlation coefficients are > 0.8 for hourly data and > 0.9 for the daily average. Average values more compatible with the measurements in summer than in winter, but the correlation is worse in summer than winter. The higher correlation in the winter, however, depends largely on the



background level (as added to the modelled values). Calculated values correlates best with measured at V: a Esplanade during periods when concentrations are highest. During winter, however, the model underestimates the highest concentrations. The comparison with measurements shows that it is important to have good background data in order to obtain good agreement between modelling and measurements. Model calculations with measured background levels from either the site at Gammlia or at Bibliotekstaket gave a similar correlation with measurements along V:a Esplanaden.

### 3.3.2 Urban background modelling

In this study, the urban background model (BUM included in SIMAIR) is used to calculate the urban background levels in 1 x 1 km grids. A new version has been developed and comparisons with measured meteorology show that this version better describes the dispersion during stable meteorological conditions. The estimated average for the site on Ön agree well with the measured (28.2 vs 24.7  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). The comparison for the site at Gammlia is slightly worse (27.9 vs 40.2  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). For the highest concentrations the modeled concentrations deviate more from the measurements. At Gammlia concentrations expressed as 98 percentiles of the daily mean values are ca 2.3 times higher than calculated concentrations. For Västra Esplanaden, with the highest measured concentrations, the measured 98 percentile daily mean value is 50% higher than modeled value. One of the reasons for the differences between measured and calculated levels can be that modeled concentrations are for 1 x 1 km grid areas while the measurements are made in points. Model calculations show that concentrations vary with 30  $\mu\text{g m}^{-3}$  within a 1 x 1 km's grid around Gammlia. The corresponding value for the site on Ön is 19  $\mu\text{g m}^{-3}$ . The differences between the modelled and measured concentrations can thus be due to gradients in the concentrations of model calculations which are not resolved.

Calculations with BUM thus indicates that the geographic variation in the urban background levels are high. But in this respect the calculations differs from calculations using the Gaussian dispersion model in the Airviro system. The Airviro Gaussian model gave slightly less sharp gradients in concentrations for the same geographic resolution (1x1 km).

## 3.4 Conclusions and recommendations

Very high correlation coefficients are obtained between measured NO<sub>x</sub> concentrations at different sites irrespective if they are located close to traffic emissions or not. This indicates that the temporal variability in concentrations is strongly dependent on meteorological conditions. Both of the local street canyon model calculations and the urban background calculations, shows that largest uncertainties are connected with stable meteorological conditions during the winter months, when the highest concentrations occur. Both the local and urban background modeling shows that the measured NO<sub>x</sub> levels in Umeå during this period is heavily dependent on road transport emissions. But the highest concentrations occur, not because much higher emissions during those periods, but mainly due to inversion and less turbulent mixing. High concentrations occur near busy traffic areas. NO<sub>x</sub> concentrations are therefore lower on the island (Ön) compared to the more central parts of Umeå. During this period of measurements, no accumulation of pollutants on the island, caused by drainage flows, could be identified.

The further development of the urban model has been shown to improve agreements with the measurements. A combination of measurements and model calculations is recommended in order to obtain highest accuracy in predicted concentrations in Umeå. If only modelling is used, the uncertainty is relatively large, especially for the highest levels. Sufficient accuracy is, however, obtained for long-term averages.

## 4. Introduktion

Kunskapen om luftföroreningars betydelse för hälsan bygger till stor del på epidemiologiska studier som utnyttjar skillnaderna i exponeringen till följd av luftföroreningsgradienter inom ett område (t ex en stad). För att kunna kvantifiera hälsoeffekterna krävs därmed noggranna exponeringsuppskattningar. Inom svenska städer finns gradienter i trafikföroreningar som ofta modellerats i form av NO<sub>x</sub> eller NO<sub>2</sub>. SIMAIR har nyligen i en omfattande utvärdering validerats mot mätdata från 20-talet tätorter i Sverige (Andersson och Omstedt, 2009). Överensstämmelsen mellan beräknade och uppmätta halter var överlag god och vad gäller beräkningar i gaturum av NO<sub>2</sub> var beräkningarnas kvalitet mycket bra. Modellens avvikelse jämfört med mätdata (för årsmedelvärden av NO<sub>2</sub>) varierade mellan 3-35% (medianvärde på 14%). Motsvarande avvikelser för 98-percentils dygnsmedelvärde och 98-percentils timmedelvärde var 1-39% (medianvärde på 28%) respektive 0-38% (medianvärde på 27%). Korrelationen mellan uppmätta och beräknade halter var överlag hög (0.43-0.80 för dygnsmedelvärden.).

Tidigare spridningsberäkningar för Umeå har visat på stora avvikelser vad gäller NO<sub>x</sub>- och NO<sub>2</sub>-halterna, som inte kunnat klarläggas. Under perioder med stabil skiktning, låga vindhastigheter kan mycket höga NO<sub>x</sub> och NO<sub>2</sub> halter uppkomma. Vid dessa tillfällen avviker modellberäkningarna kraftigt från uppmätta halter. Förutom meteorologin påverkas halterna av emissionerna, som kan skilja mellan olika delar av landet och under olika förhållanden. I Umeå överskreds MKN kraftigt för NO<sub>2</sub> vid E4 trots ett trafikflöde på endast 24 000 per dygn (Samhällsbyggnadskontoret i Umeå, 2008). Eftersom det pågår flera epidemiologiska studier av kort- och långtidsexponering i Umeå är det viktigt att klarlägga orsakerna till skillnaderna mellan mätningarna och modellberäkningarna för att säkrare kunna skatta exponeringen. Inom Naturvårdsverkets hälsorelaterade miljöövervakning (HÄMI) har ca 6500 Umebor, med koordinatsatt bostadsadress, under 2008 svarat på en enkät om luftvägshälsa, och studien fortsätter med fokus på astmatikernas exponering.

Modellstudier som gjorts på senare tid, bl a inom SIMAIR/VEDAIR-systemet pekar på att det är de urbana bakgrundshalterna av NO<sub>x</sub>- och NO<sub>2</sub>-halterna som underskattas under kalla vinterperioder. De lokala bidragen invid hårt trafikerade vägar verkar reproduceras bättre än de urbana bakgrundshalterna. Avsikten med nuvarande projekt är att utöka kunskapen om orsakerna till de höga föroreningshalter, som förekommer i Umeå.

För detta görs en detaljerad analys av mätningar på 4 olika platser, modellberäkningar av lokala bidrag till halterna på Västra Esplanaden och modellberäkningar av de urbana halterna.

## 5. Genomförande

### 5.1 Mätningar

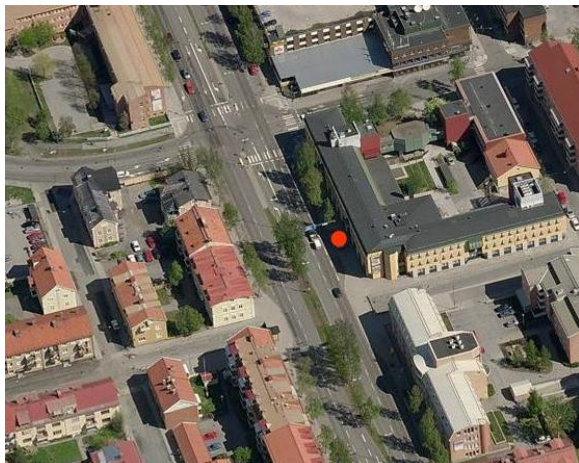
#### 5.1.1 Mätplatser

I denna studie användes Umeå kommuns mätningar av NO<sub>x</sub> och NO<sub>2</sub> på Västra Esplanaden i Umeå centrum samt Storgatan ("Lasarettbacken") i sydöstra utkanten av centrala Umeå. I Figur 1 samt Tabell 1 och Tabell 2 visas detaljer om gaturummen och vilka indata vad gäller gaturums- och trafikdata som använts.

Västra Esplanaden i Umeå är en intensivt trafikerad gata genom centrala Umeå med ca 25 000 fordon per genomsnittligt vardagsdygn. Förutom funktion som huvudgata genom centrum utgör gatan också en del av E4 med tillhörande genomfartstrafik. Andelen tung trafik är relativt hög, ca 8%. Avståndet mellan fasaderna på respektive sida om gatan är 28 meter och bebyggelsen utgörs till övervägande del av 3 och 4 våningar höga byggnader.

Storgatan (vid Lasaretsbacken) har hälften så stort trafikflöde som Västra Esplanaden och omgärdas av lägre hus (2-3 vånings bostadshus på södra sidan och 3 våning kontorshus på norra). Avståndet mellan fasaderna är 25 meter, men framför radhusen på södra sidan finns ett 2 meter högt bullerplank ca 4 meter från fasaderna. Mätstationen var placerad på gatans norra sida, mitt emot bullerplanket.

Västra Esplanaden



Storgatan



Figur 1. Bilder över mätplatserna vid Västra Esplanaden i centrum och Storgatan ("Lasaretsbacken") i sydöstra utkanten av centrala Umeå.

Tabell 1. Gaturumsinformation för de två undersökta gatorna i Umeå.

Gata	Hushöjd [m] V. eller S. sida/Ö. Eller N. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält
Västra Esplanaden	15/15**	28*	22	2+2
Storgatan (Lasarettbacken)	7/12**	25	9	1+1

\*Information från Sjöberg et al. (2008).

\*\* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 2. Trafikinformation för undersökta gator i Umeå. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. Trafikdata har erhållits, om inget annat anges, genom Lars Modig, Umeå Universitet.

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Andel dubbdäck [%]
Västra Esplanaden	2005	24632	8*	50	92**
Storgatan (Lasarettbacken)	2005	10856	5	50	92**

\*Information från Sjöberg et al. (2008).

\*\* Uppskattning enligt inventering utförd av Däckbranschens Informationsråd från 2005.

Två nya mätplatser etablerades för mätningarna i Umeå (Figur 3). Vid båda dessa mättes kväveoxider och meteorologi. Mätplatsen på Ön var lokaliserad på norra delen. Ön har 100 hushåll (knappt 300 invånare). Den är 2,7 km lång och 0,6 km bred. Trafiken på Ön är måttlig och alla vägar är enskilda och drivs och underhålls av Öns samfällighetsförening (Umeå kommun, 2008). Tunga trafiken är ringa; ett fåtal bussturer under morgon och eftermiddag och enstaka tunga fordon i anslutning till reningsverket. Mätstationen vid Gamliavallen ligger nedanför friluftsområdet Gammlia i östra Umeå, ca 2 km från centrum.



Figur 2. Bilder på mätplatsen vid Gammlia (vänstra bilden) och Ön. Vindmätningarna görs på toppen av den 3,5 meter höga masten med hjälp av en ultraljuds anemometer. Dessutom mäts temperatur och relativ fuktighet.



Figur 3. De fyra mätplatsernas lokalisering. Mätplatserna vid Gammlia och Ön upprättades inom ramen för detta projekt. Västra Esplanaden och Storgatan (Lasarettbacken) är hör till kommunens luftövervakningsprogram.

### 5.1.2 Utrustning

NO<sub>x</sub> (NO och NO<sub>2</sub>) mättes med kemiluminescensinstrument (Tabell 3). Från början användes samma instrumentmodell på Ön och vid Simhallen, men på grund av att instrumentet vid Simhallen gick sönder i samband med att en bil körde av elanslutningen ersattes instrumentet med en annan modell. I efterhand kontrollerades att de två instrumenten överensstämde. Likaså användes likadana utrustningar för de meteorologiska parametrarna och då utrustningarna

sattes upp bredvid varandra i efterhand kunde konstateras att skillnaderna var försumbara för tryck och temperatur, men vissa skillnader noterades för vindhastighet och vindriktning. Skillnaderna vad gäller vindhastighet och vindriktning kan dock ha berott på olika förhållanden vid det jämförande testet. Någon justering av data har därför inte gjorts.

Tabell 3. Mätmetoder.

Mätparameter (mätplats)	Mätprincip	Instrument
NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , NO (Gammlia & Ön)	Kemiluminescens	Serinius 40, Ecotech (Australien) Detektionsgräns: 0.5 ppbv
NO <sub>x</sub> , NO <sub>2</sub> , NO (Gammlia, Ön, Storgatan och E4)	Kemiluminescens	Monitor Europe ML 9841 (England) Detektionsgräns: 0.4 ppbv
Vindhastighet, vindriktning (Gammlia & Ön)	Ultraljudsmätning	AIO Compact Weatherstation, Climatronics Corp. Upplösning: 0.1 m/s, 1.0°
Temperatur (Gammlia & Ön)	Termistor	AIO Compact Weatherstation, Climatronics Corp. Upplösning: 0.1°C
Luftryck (Gammlia & Ön)	Kapacitiv sensor (förändring av kapacitansen)	AIO Compact Weatherstation, Climatronics Corp. Upplösning: 0.1 hPa
Relativ fuktighet (Gammlia & Ön)	Kapacitiv sensor (förändring av dielektrisk konstant)	AIO Compact Weatherstation, Climatronics Corp. Upplösning: 1.0%

## 5.2 Emissioner av NO<sub>x</sub>

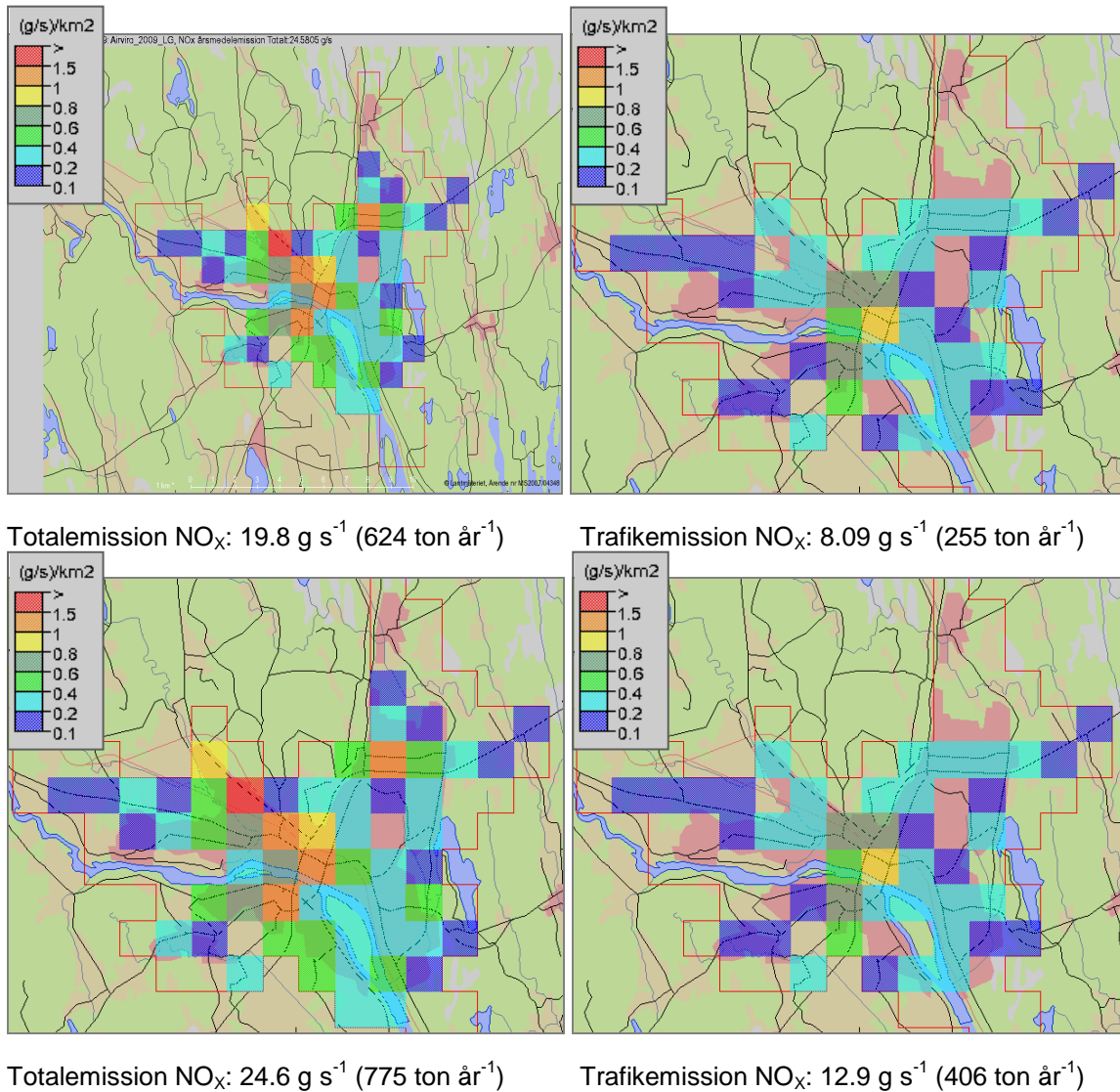
I denna studie presenteras två typer modellberäkningar med olika emissionsdata. Dels gaturumsberäkningar av den lokala trafikens bidrag längs Västra Esplanaden och Storgatan. Dels beräkningar av de urbana bakgrundshalterna (över bebyggda områden motsvarar detta halterna i taknivå).

Valet av emissioner är av stor betydelse för beräkningarna av halter av NO<sub>x</sub>. Traditionellt används i de urbana beräkningarna i BUM emissioner från nationella emissionsdatabasen, som tillhandahålls av SMED (Svenska MiljöEmissionData, <http://www.smed.se>). I SIMAIR separerar man mellan vägtrafikemissioner samt övriga emissioner, där bland annat småskalig vedeldning ingår (vars bidrag till NO<sub>x</sub> dock är relativt begränsat).

För Umeås del har det dock visat sig att de trafikdata som används i SMED är underskattade i jämförelse med vad som har uppmätts och uppskattats vid noggrannare trafikinventeringar. Därför har en ny emissionsdatabas tagits fram med uppdaterade trafikvolymen enligt Lars Modig vid Umeå Universitet. Båda dessa emissionsdatabaser (kallade SMED respektive Modig) kommer att användas i beräkningarna av urbana haltbidraget av NO<sub>x</sub> för att belysa skillnader i användandet av olika emissioner. Då 2009 års emissioner inte var tillgängliga har emissioner från år 2005 istället använts, vilket således bidrar till en viss osäkerhet i beräkningarna.

Emissionens rumsliga fördelning på en upplösning av 1 x 1 km i Umeå framgår av Figur 4. Vägtrafikens emission utgör ungefär hälften av totalemissionen av NO<sub>x</sub> (totalemissionen uppgår till ca 20-25 g s<sup>-1</sup> för Umeå tätort som helhet beroende på vilken emissionsdatabas som studeras). Generellt varierar NO<sub>x</sub>-emissionen i Umeå tätort från ca 0.1 g s<sup>-1</sup>km<sup>-2</sup> i ytterområdena till ca 1.0 g s<sup>-1</sup>km<sup>-2</sup>. I de centrala delarna och vid de större vägarna återfinns de högsta emissionerna, uppåt 1.0-2.0 g s<sup>-1</sup>km<sup>-2</sup>. Vad gäller skillnaden i NO<sub>x</sub>-emission mellan emissionsdatabasen i SMED respektive emissionsdatabasen med den uppdaterade trafikvolymen ger den sistnämnda ca 60%

högre emissioner för vägtrafiken vilket motsvarar ca 25% högre emission då totalemission studeras. Slutsatsen från detta är således att trafikdata från noggranna trafikinventeringar kan skilja sig nämnvärt från SMEDs trafikvolym och därigenom är betydelsefulla för uppskattningen av emissioner.



Figur 4. Emission av NO<sub>x</sub> i Umeå tätort uppdelad efter trafikemission (till vänster) samt totalemission (till höger). Två emissionsdatabaser används i denna studie; SMED för år 2005 (överst) samt uppdaterade trafikvolym enligt Lars Modig och SMEDs övriga emissioner 2005 (nederst). Emissionen presenteras med en upplösning på 1 x 1 km.

## 6. Resultat från mätningarna av NO<sub>x</sub> och meteorologi

Figur 5 visar tidsvariationerna i NO<sub>x</sub>-halterna på de fyra platserna under 1 januari – 30 april 2009. Av figuren framgår att halterna på de olika platserna följer varandra ganska väl. Högst halter noteras vid E4 och lägst på Ön (Tabell 4). Något oväntat tycks relativa skillnaden mellan medelvärdena vid E4 och de andra platserna vara mindre för de allra högsta värdena. Exempelvis är 98-percentilvärdet för halten vid Gammlia 43% av värdet vid E4, medan medianvärdet bara är 10% av värdet vid E4. Detta tyder på att de högsta värdena påverkas starkt av gemensamma meteorologiska förhållanden (som gäller för hela tätortsområdet), och kanske inte i lika höga grad som man skulle tro av lokala utsläpp från trafiken vid mätstationen.

Halterna sjunker under våren och är generellt lägre i mars och april jämfört med januari och februari. Denna variation under året överensstämmer med tidigare mätningar i Umeå (Ferm et al., 2008). Medelvärdet för V:a Esplanaden är högre än medelvärdet för samma period 2008 (Ferm et al., 2008).

Tabell 4. Sammanställning av NO<sub>x</sub> halterna (µg/m<sup>3</sup>) från Umeå (14 januari – 6 april, 2009). Endast tillfällen då samtliga mätstationer har godkända värden.

	V:a Esplanaden	Storgatan	Gammlia	Ön
Antal timmedelvärden	1506	1506	1506	1506
Medelvärde för hela perioden	220	110	46	32
Standardavvikelse	216	137	93	50
Medianvärde	141	59	14	11
98 percentil av timmedelvärdena	858	538	366	196

De högsta halterna inträffar på samtliga platser under januari - februari, och ofta i samband med de perioder då temperaturen är lägre nere på Ön jämfört med vid Gammlia, vilket indikerar att skiktningen präglas av inversion med dålig luftomblandning. I samband med de högsta halterna är vindhastigheten ofta låg och sannolikt präglas regionen av stabil skiktning. Temperaturen var ofta låg; -15°C - -20°C nere på Ön. Perioden mellan den 6:e och 10:e februari är också kylig men halterna är betydligt lägre vilket sannolikt hänger samman med mer neutral skiktning med bättre omblandning eftersom temperaturskillnaden mellan Ön och Gammlia är mycket liten och vindhastigheten relativt hög. Figur 6 visar att de högsta NO<sub>x</sub>-halterna på de fyra platserna inträffar då temperaturen är några enstaka grader lägre nere på Ön jämfört med Gammlia och för temperaturer under fem minusgrader. Figuren visar också att det inte finns något enkelt samband mellan meteorologiska parametrar och de högsta halterna. Exempelvis ökar inte halterna då temperaturen minskar, eller då temperaturskillnaden mellan Ön och Gammlia ökar. Detta kan givetvis bero på att emissionerna inte är desamma vid olika meteorologiska förhållanden.

Figur 7 visar att de högsta medelvärdena och 90-percentilerna av NO<sub>x</sub>-halterna, både på Ön och vid Gammlia, inträffar vid vindriktningar mellan norr och öster. De lägsta värdena inträffar vid sydostliga och nordvästliga vindar. Att halterna vid Gammlia är högst vid nordostliga vindar är något förvånande med tanke på att friluftsområdet (Stadsliden) ligger i denna vindriktning.

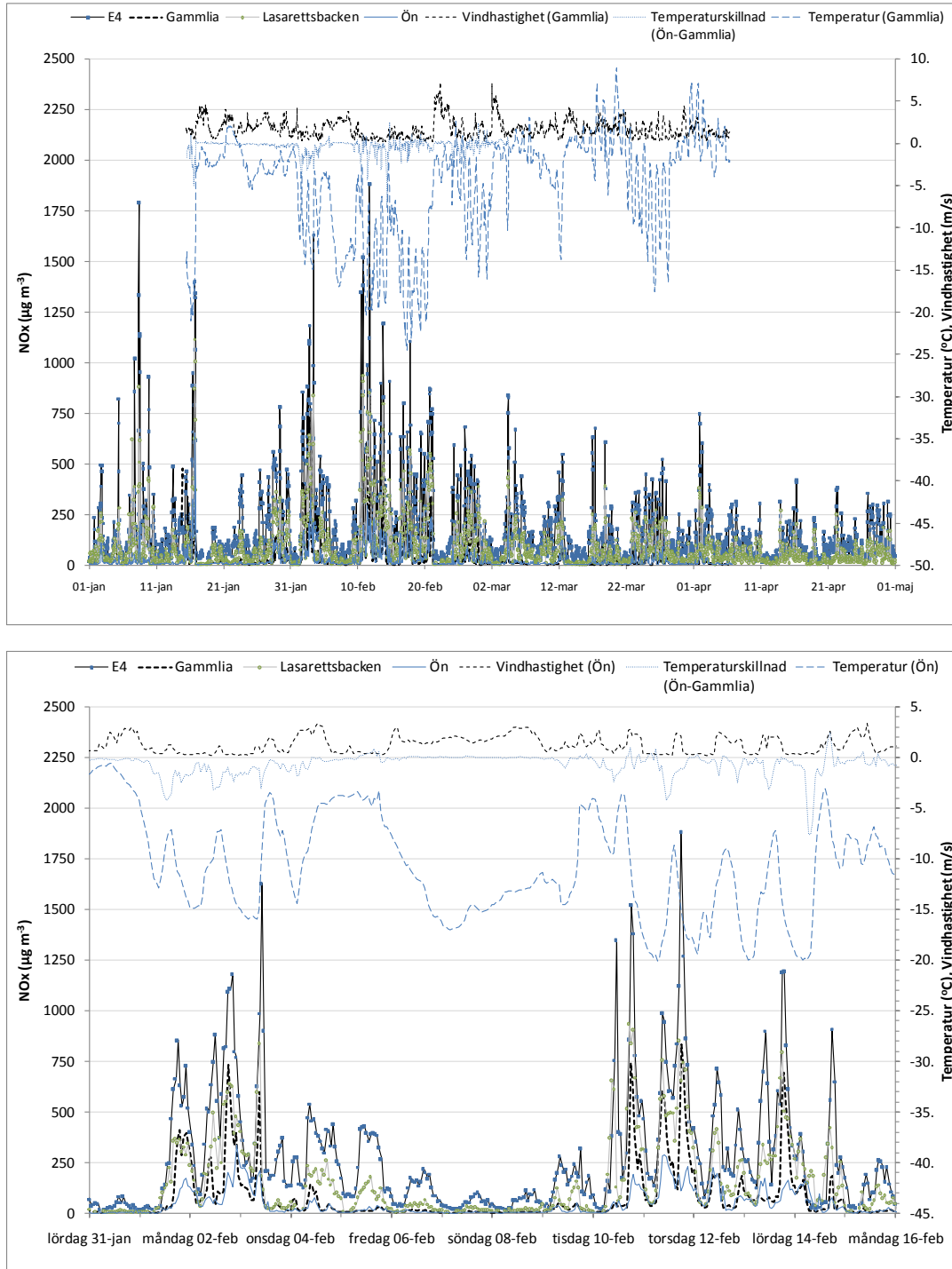


Perioden mellan den 6:e och 10:e februari är också kylig men halterna är betydligt lägre vilket sannolikt hänger samman med mer neutral skiktning med bättre omblandning eftersom temperaturskillnaden mellan Ön och Gammlia är mycket liten och vindhastigheten relativt hög.

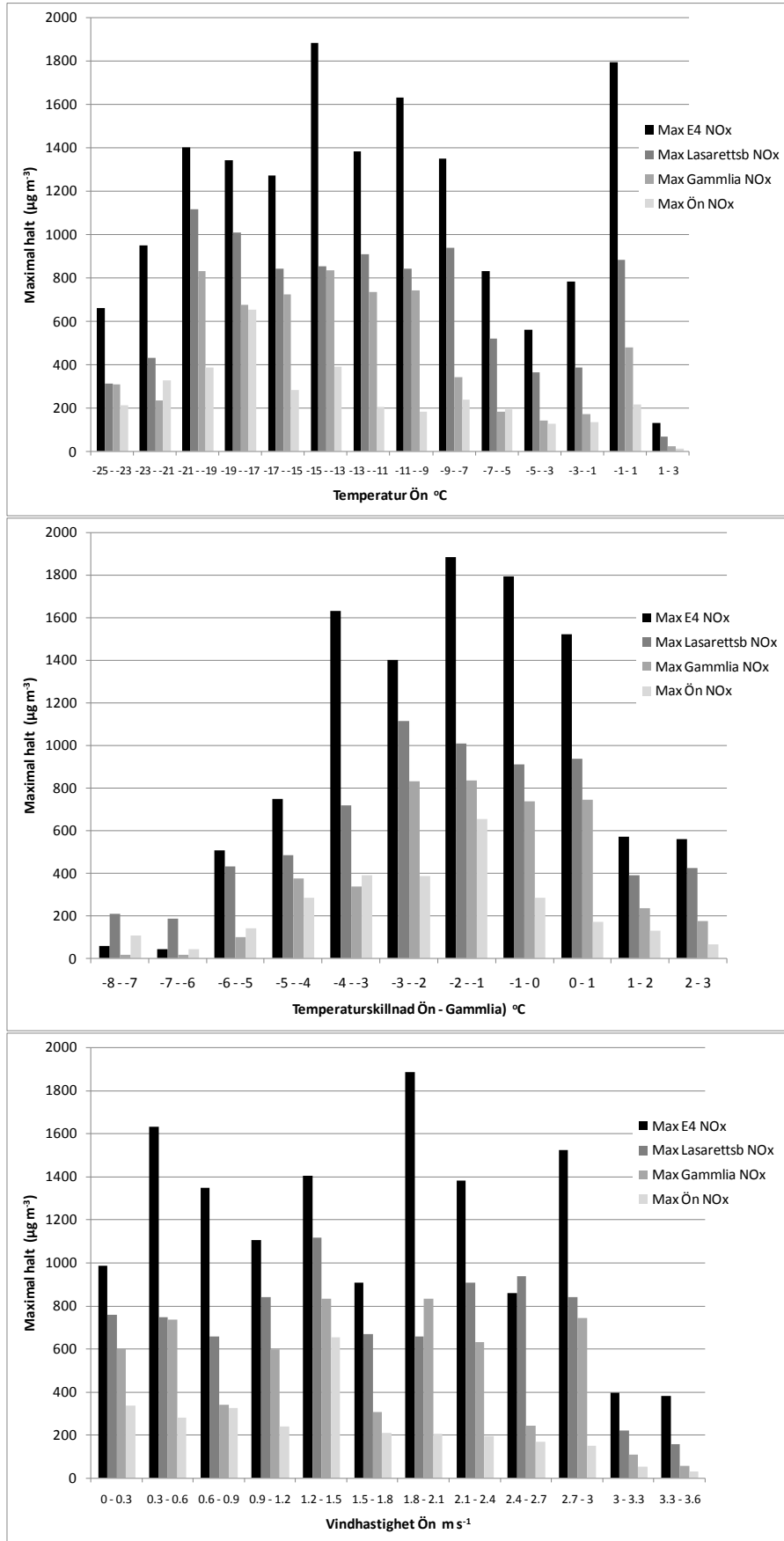
Tabell 5 visar att korrelationen mellan de uppmätta NO<sub>x</sub>-halterna på de olika mätplatserna överlag var mycket hög (>0.73). Halterna på Västra Esplanaden och Storgatan har en korrelationskoefficient på 0.84. De höga korrelationerna beror framförallt på att trafikens utsläpp varierar över dygnet på samma sätt i hela staden, men också på samvariationer i halterna på grund av meteorologiska variationer. Detta illustreras tydligt av den höga korrelationen (0.73) i halterna nere på Ön, som inte är direkt påverkad av vägtrafikens utsläpp i närheten, och den starkt trafikpåverkade mätplatsen i ett gaturum på V:a Esplanaden. Som påpekats ovan påverkas de högsta värdena starkt av gemensamma meteorologiska förhållanden (som gäller för hela tätortsområdet). För de mest trafikerade platserna har de lokala utsläppen från trafiken vid mätstationen också stor betydelse för de högsta halterna.

Tabell 5. Korrelationer mellan NO<sub>x</sub>-halterna som uppmäts på de olika platserna.

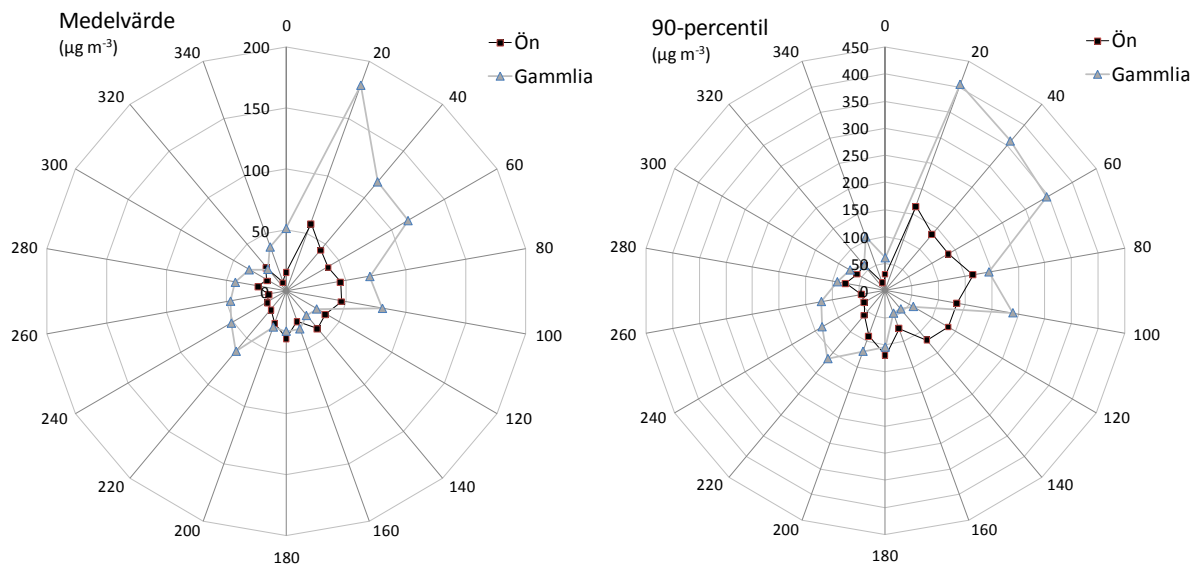
Plats	V:a Esplanaden	Storgatan	Gammlia	Ön
Va Esplanaden	1	0.84	0.77	0.73
Storgatan	0.84	1	0.82	0.79
Gammlia	0.77	0.82	1	0.76
Ön	0.73	0.79	0.76	1



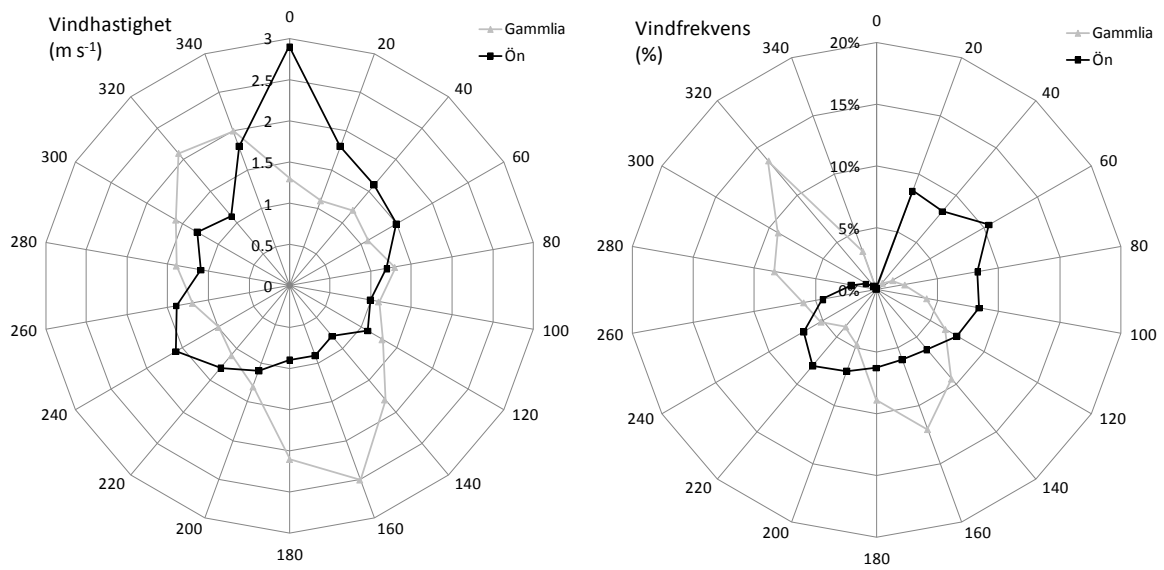
Figur 5. Tidsvariation i NOx-halter och meteorologiska data på fyra platser i Umeå under mätkampanjen 2009. Övre diagrammet visar hela tidsperioden och nedre visar en vecka i början av februari.



Figur 6. Maximala halterna av NOx för de fyra mätplatserna som funktion av temperatur (Ön), temperaturskillnad (Ön-Gammlia) och Vindhastighet (Ön).



Figur 7. NO<sub>x</sub>-rosor för 90-percentilvärden (av timmedelvärdena) vid Ön och Gammlia.



Figur 8. Vindförhållanden vid Ön och Gammlia. Medelvindhastigheter och frekvens (% av tiden som vinden kommit från olika riktningar).

## 7. Lokala modellberäkningar

### 7.1 Metodik

Modellberäkningar med hjälp av den lokala modellen i SIMAIR jämförs med mätningar av NO<sub>x</sub> från två gator i centrala Umeå; Västra Esplanaden samt Storgatan (Lasarettbacken). Den lokala modellen i SIMAIR utgörs av OSPM modellen (Berkowicz, 2000a), som är en modell som dels beräknar bidraget från den direkta plymen från vägtrafikutsläppen, dels beräkningar bidraget från recirkulationen som uppstår i gaturummet. Avgasemissioner beräknas med emissionsmodellen ARTEMIS (Vägverket och SMHI, 2007), men då emissionsfaktorer för år 2009 ännu ej finns framtaget används i beräkningarna i denna studie emissionsfaktorer avseende år 2005. För beräkningar av totalhalten av NO<sub>x</sub> i gaturum adderades istället de lokala haltbidragen från OSPM med uppmätta urbana bakgrundshalter vid Gammlia respektive Ön. Mätningar på Stadsbibliotekets tak i centrala Umeå fanns inte för denna tidsperiod.

Meteorologiska indata som behövs för den lokala modellen är vindhastighet, vindriktning, temperatur och globalstrålning. Globalstrålning mättes inte i detta projekt eftersom den behövs bara för beräkning av NO<sub>2</sub> halter. Vindhastighet, vindriktning och temperatur erhålls från MESAN-systemet.

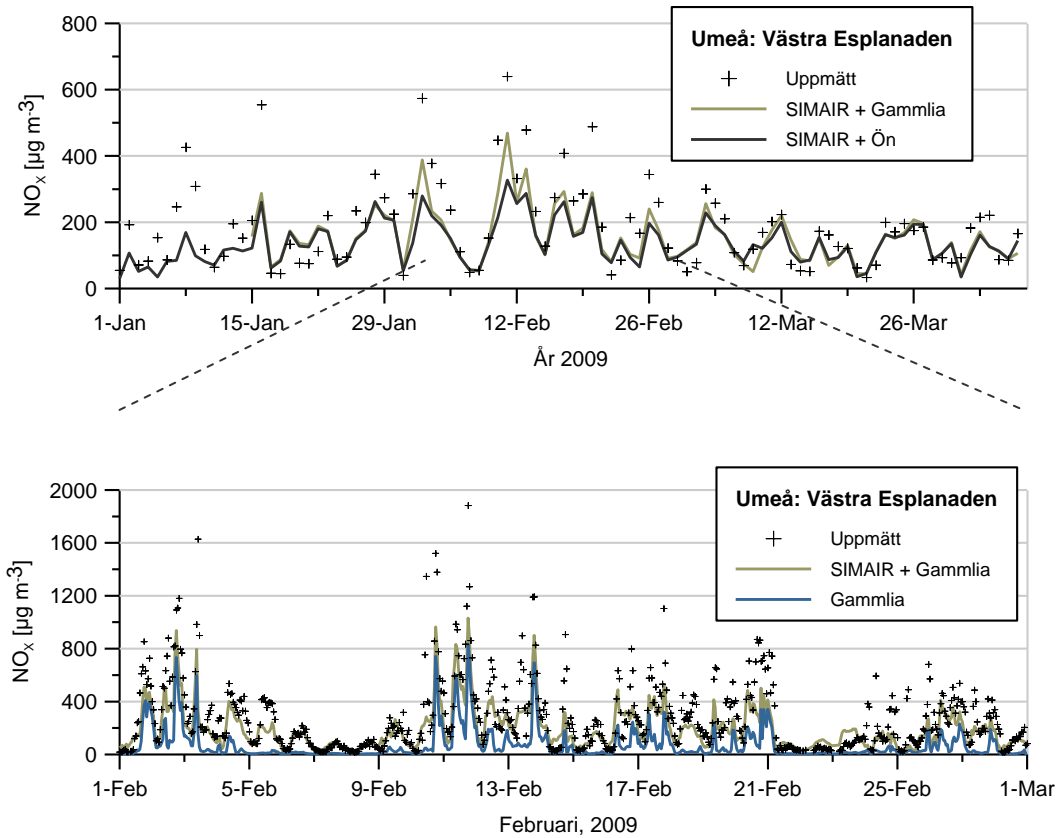
### 7.2 Resultat för Västra Esplanaden

Figur 9 visar tidsserier med modellerade halter i jämförelse med uppmätta halter från Västra Esplanaden för tidsperioden 1 januari – 6 april 2009. I figuren visas modellerade lokala halter adderat med bakgrundshalter från både Gammlia och Ön. I Figur 10 visas jämförelse mellan modellerade och uppmätta halter i form av scatterplots.

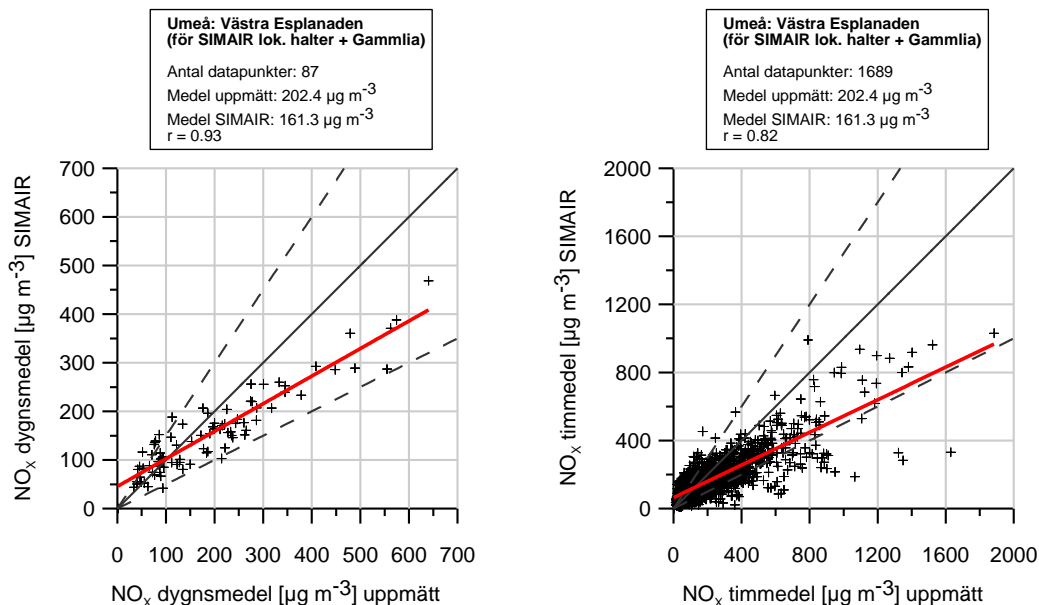
Tidsvariationerna av NO<sub>x</sub>-halterna är stora och för Västra Esplanaden är de högsta timmedelhalterna mycket höga, uppåt 1500-2000 µg m<sup>-3</sup>. De allra högsta timmedelvärdena, som inträffade under februari månad (se exempelvis tidsperioden 10-15 februari), lyckas inte modellen reproducera fullt ut. Under hela mätperioden var i medeltal de uppmätta halterna ca 25% högre än de modellerade halterna (202 mot 161 µg m<sup>-3</sup>). Variabiliteten under tidsperioden fångas bra i modellen, i synnerhet för dygnsmedelvärdena, och samvariationen mellan modellerade och uppmätta halter är mycket hög med en korrelationskoefficient på 0.93 för dygnsmedelvärden och 0.82 för timmedelvärden. Delvis erhålls dock denna höga korrelation tack vare bakgrundshalterna, som ingår i de modellerade värdena och uppvisar högst korrelation när halterna är som högst. För Västra Esplanadens del är Gammlias bakgrundshalter mer representativa än Ön, då Gammlia ligger inom en mer urban omgivning. I syfte att se om modellberäkningar i kombination med bakgrundshalterna från Bibliotekstaket skulle ge bättre resultat, genomfördes beräkningar också för 2008. Resultaten, som redovisas i Bilaga 1 visar att korrelationen mellan beräknade och uppmätta halter på Västra Esplanaden blir ungefär densamma som med Gammlia som bakgrundsstation.

Under perioder med relativt låga halter av NO<sub>x</sub>, till exempel delar av mars månad, är överensstämmelsen mellan modellerade och uppmätta halter också mycket god. Orsaken till detta är att bakgrundshalterna då är dominerande. I genomsnitt för hela perioden utgörs den totala NO<sub>x</sub>-halten vid mätstationen på Västra Esplanaden till ca 75% av lokalt bidrag från vägtrafiken och till 25% av bakgrundshalter.

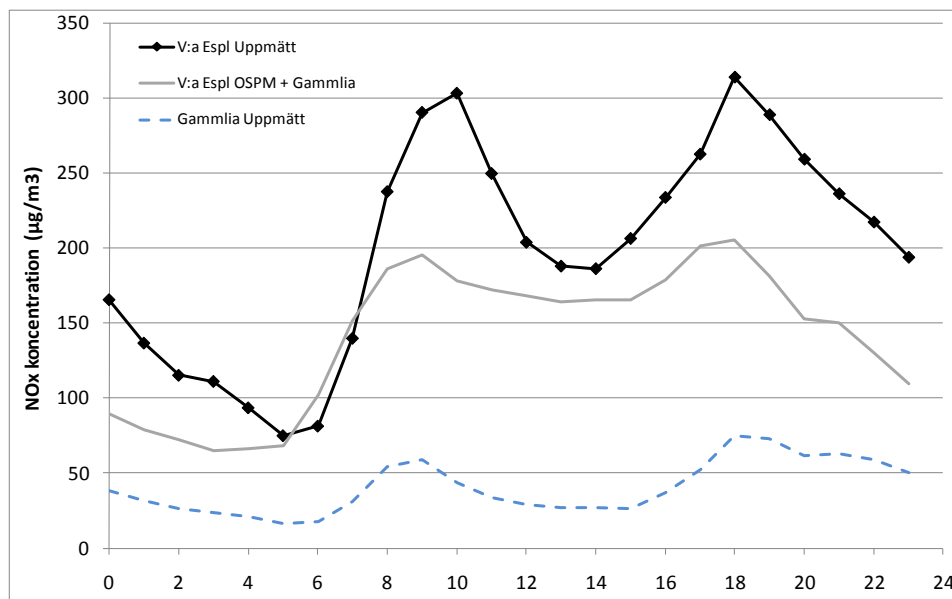
Av Figur 11 framgår att de beräknade NO<sub>x</sub>-halterna varierar betydligt mindre under dygnet jämfört med de uppmätta halterna. Speciellt stora avvikelser under morgon och eftermiddagsrusningarna skulle kunna tyda på att emissionerna är för låga. Men eftersom trafikflödena och andelen tunga fordon bygger på mätningar av fordonssammansättningen, beror detta sannolikt på att emissionsfaktorerna (gram per fordonskilometer) är för låga under dessa tidsperioder.



Figur 9. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> för Västra Esplanaden i Umeå år 2009. Beräkningen avser lokala haltbidrag av NO<sub>x</sub> från SIMAIR och till dessa beräkningar har bakgrundsmätningar vid Gammlia respektive Ön adderats för att erhålla totalhalten. Överst: Dygnsmedelvärden av NO<sub>x</sub> (µg m<sup>-3</sup>) för perioden 1 januari – 6 april. Nederst: Timmedelvärden av NO<sub>x</sub> (µg m<sup>-3</sup>) för februari månad (månaden med högst halter).



Figur 10. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> för Västra Esplanaden i Umeå för tidsperioden 1 januari – 6 april 2009. Beräkningen avser lokala haltbidrag av NO<sub>x</sub> med SIMAIR och till dessa beräkningar har bakgrundsmätningar vid Gammlia adderats för att erhålla totalhalten. r anger korrelationskoefficienten. Streckade linjer anger förhållandet ±50%.



Figur 11. Jämförelse av medeldygnsvariationen av uppmätta och beräknade NO<sub>x</sub>-halter vid E4 V:a esplanaden samt uppmätta halter vid Gammlia. Observera att de beräknade halterna avser endast lokalt bidrag från trafiken på V:a Esplanaden, men att de uppmätta halterna vid Gammlia har adderats till det beräknade bidraget.

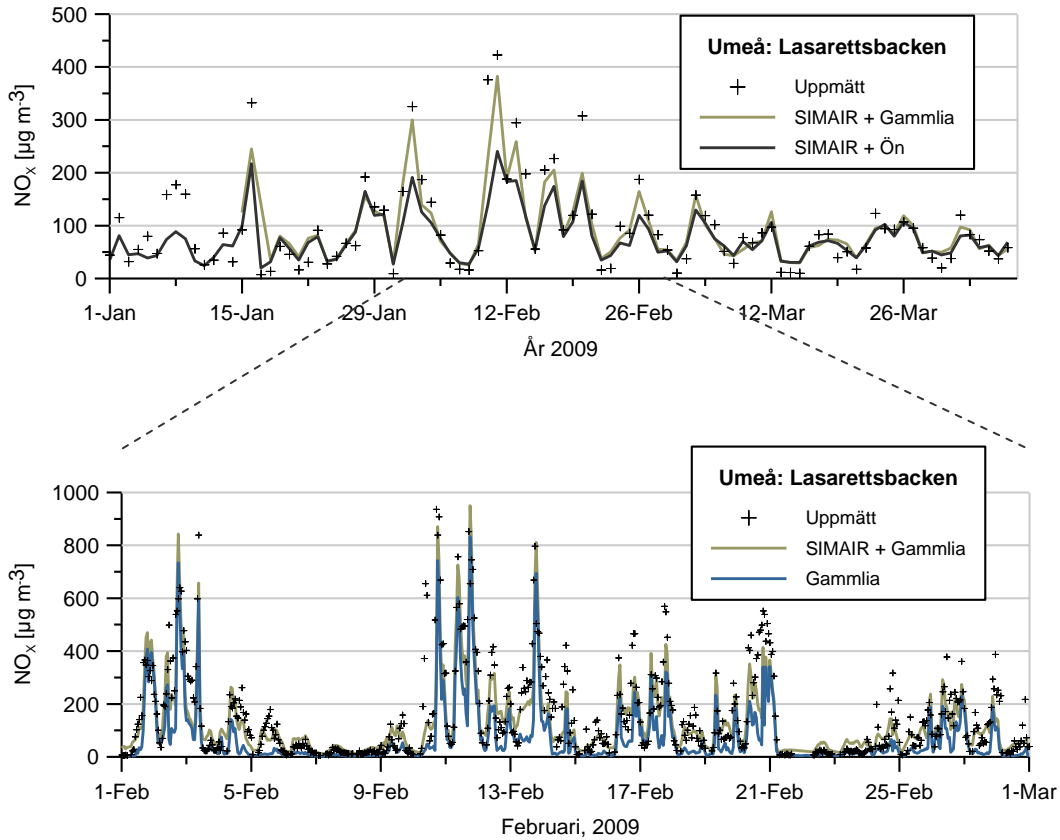
### 7.3 Resultat för Storgatan (Lasarettbacken)

I Figur 12 och Figur 13 jämförs modellerade NO<sub>x</sub>-halter med mätningar av NO<sub>x</sub> för Storgatan (Lasarettbacken) i Umeå. Även här adderas de uppmätta bakgrundshalterna från Gammlia respektive Ön till de beräknade lokala haltbidragen från SIMAIR med. Halterna av NO<sub>x</sub> är huvudsakligen högst i mitten av januari samt början och mitten av februari. I mars är halterna lägre och dygnsmedelvärdet håller sig generellt mellan 30-100 µg m<sup>-3</sup>. De modellerade halterna stämmer väl med mätdata och här är överensstämmelsen bättre än för Västra Esplanaden. Korrelationskoefficienten mellan modellerade och uppmätta värden är hela 0.96 för dygnsmedelvärden och 0.86 för timmedelvärden av NO<sub>x</sub>. Eftersom trafiken vid Storgatan är mindre än för Västra Esplanaden blir topparna av NO<sub>x</sub> inte lika utpräglade och för Storgatan lyckas SIMAIR reproducera merparten av de höga halterna även på timbasis (se till exempel tidsperioden 10-21 februari där merparten av topparna fångas i modellen). Medelvärdet för tidsperioden är överensstämmande med mätdata; modellerade ca 102 µg m<sup>-3</sup> (med bakgrundshalter enligt mätningar från Gammlia) mot uppmätta ca 109 µg m<sup>-3</sup>.

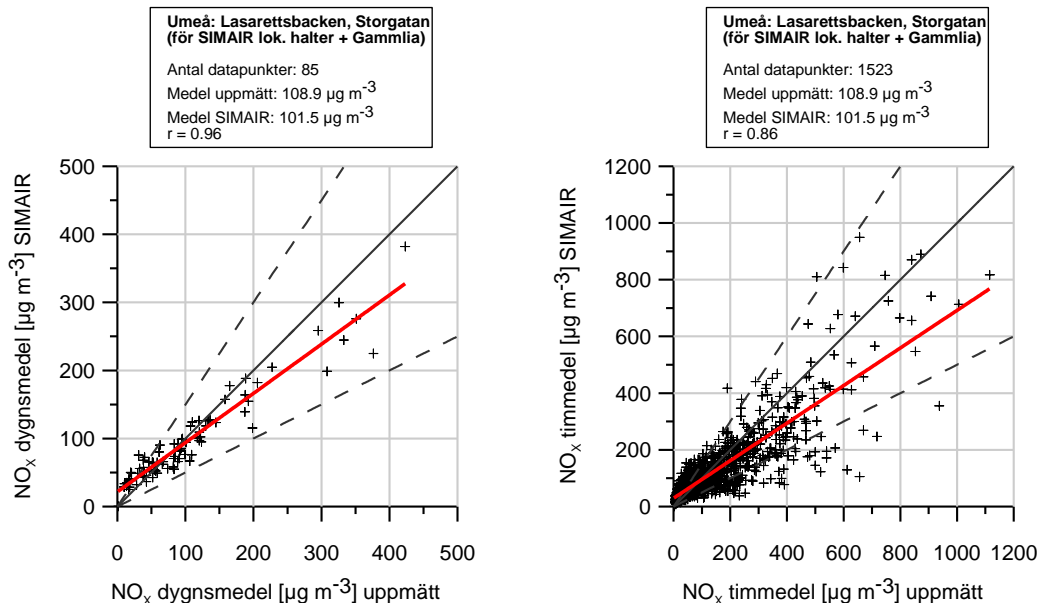
Eftersom trafikflödet är lägre för Storgatan än Västra Esplanaden, 11 000 mot 25 000 fordon per dygn, är det lokala haltbidraget av NO<sub>x</sub> mindre för Storgatan. Emellertid utgör även här det lokala haltbidraget från trafiken största delen (ca 60%) av totalhalten av NO<sub>x</sub>.

En förklaring till de bättre resultaten jämfört med Västra Esplanaden kan troligtvis vara att bakgrundshalterna för Gammlia är mer representativa vid mätplatsen vid Storgatan, som ligger i sydöstra utkanten av centrala Umeå, än vad de är för Västra Esplanaden som passerar genom innerstaden.

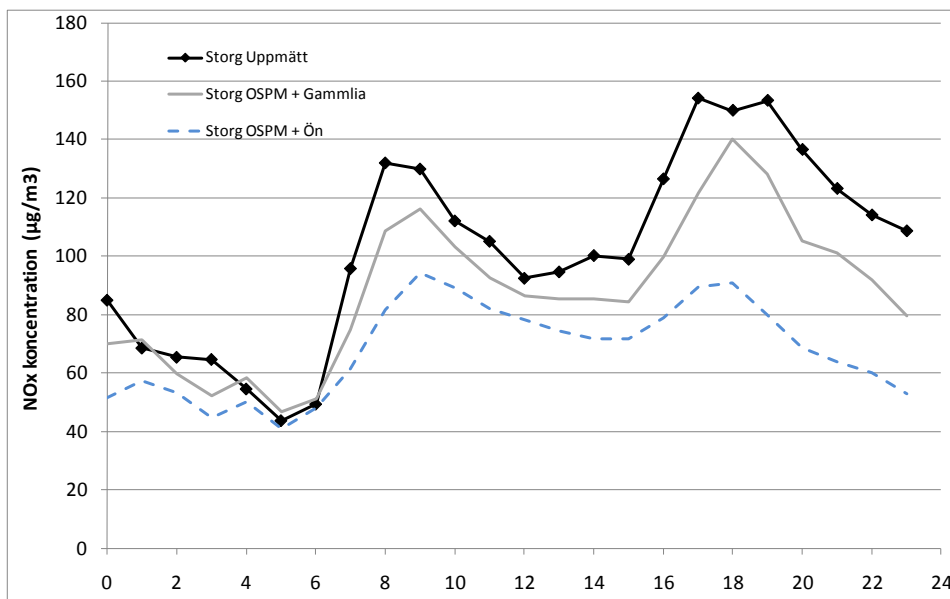




Figur 12. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> för Storgatan (Lasaretsbacken) i Umeå år 2009. Beräkningen avser lokala haltbidrag av NO<sub>x</sub> från SIMAIR och till dessa beräkningar har bakgrundsmätningar vid Gammlia respektive Ön adderats för att erhålla totalhalten. Överst: Dygnsmedelvärden av NO<sub>x</sub> (µg m<sup>-3</sup>) för perioden 1 januari – 6 april. Nederst: Timmedelvärden av NO<sub>x</sub> (µg m<sup>-3</sup>) för februari månad (månaden med högst halter).



Figur 13. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> för Storgatan (Lasarettbacken) i Umeå för tidsperioden 1 januari – 6 april 2009. Beräkningen avser lokala haltbidrag av NO<sub>x</sub> från SIMAIR och till dessa beräkningar har bakgrundsmätningar vid Gammlia adderats för att erhålla totalhalten. r anger korrelationskoefficienten. Streckade linjer anger förhållandet ±50%.



Figur 14. Jämförelse av medeldygnsvariationen av uppmätta och beräknade NO<sub>x</sub>-halter vid Storgatan. De beräknade halterna avser endast lokalt bidrag från trafiken på Storgatan, men till de beräknade bidragen har lagts de uppmätta halterna vid Gammlia (OSPM+Gammlia) eller Ön (OSPM+Ön).

### 7.4 Jämförelser med detaljerad statistik

En mer detaljerad analys av jämförelsen mellan modellerade och uppmätta halter av NO<sub>x</sub> i gaturum i Umeå visas i Tabell 6, Tabell 7 och Tabell 8. I bilaga 2 finns definitioner av de ingående statistiska måtten samt hjälp med tolkning av resultaten.

Vad gäller medelvärde av NO<sub>x</sub> för aktuell mätperiod (1 januari – 6 april) är överensstämmelsen mellan modellerad och uppmätt halt god. Först och främst kan det konstateras att addering av bakgrundshalter från Gammlia ger klart bättre resultat än Ön, vilket tyder på att halterna vid Gammlia representerar bakgrundshalterna på ett bättre sätt än de på Ön. Resultaten för Västra Esplanaden kunde eventuellt bli ännu bättre om mer centralt belägna bakgrundsmätningar hade funnits tillgängliga, men resultatet är ändå bra med relativt fel för medelvärdet på 0.2 för Västra Esplanaden och 0.07 för Storgatan. Extremvärdena lyckas modellen inte reproducera fullt lika bra, där RE för 98 percentilerna av dygns- och timmedelvärdena var ca 0.2 för Storgatan och 0.35 för Västra Esplanaden. Uppmätta 98 percentiler av timmedelhalter var hela 800 µg m<sup>-3</sup> för Västra Esplanaden och 500 µg m<sup>-3</sup> för Storgatan. Modellen missar således de allra högsta halterna. Tidsvariationen av NO<sub>x</sub>-halter återges tämligen bra i modellen, men underskattningen av de högsta halterna får till följd att variationkoefficienten (CV) för de modellerade halterna är lägre än de uppmätta. Däremot är samvariationen mellan beräknad och uppmätt halt mycket stor, med korrelationskoefficient allmänt över 0.8 för timmedelvärden och över 0.9 för dygnsmedelvärden.

I EUs Luftdirektiv definieras ett antal kvalitetskrav som modellberäkningar ska uppnå. För NO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> anges i Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av miljökvalitetsnormer för utomhusluft (NFS 2007:7), som kvalitetsmål, att osäkerheten bör vara mindre än 60% för timmedelvärde och 50% för dygnsmedelvärde. Detta uppnås med relativt god marginal enligt nedanstående tabeller.

Tabell 6. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 98-percentils dygnsmedelhalt respektive 98-percentils timmedelhalt av NO<sub>x</sub> samt relativt fel. Jämförelsen görs för gatorna Västra Esplanaden och Storgatan där lokala haltberäkningar har adderats med bakgrundshalter från Gammlia respektive Ön.

Ämne: NO <sub>x</sub>	Medelvärde (µg m <sup>-3</sup> )		98%-il dygnsmedelvärde (µg m <sup>-3</sup> )		98%-il timmedelvärde (µg m <sup>-3</sup> )		Relativt fel för medelvärde
	Matt	mod	mätt	mod	mätt	mod	
Umeå, Västra Esplanaden, 2009 (+Gammlia)	202.4	161.3	562.1	371.3	836.8	507.3	0.20
Umeå, Västra Esplanaden, 2009 (+Ön)	190.5	137.1	556.6	280.4	828.1	385.5	0.28
Umeå, Storgatan, 2009 (+Gammlia)	108.9	101.5	350.9	276.1	534.4	419.4	0.068
Umeå, Storgatan, 2009 (+Ön)	100.3	80.2	337.0	193.8	502.8	269.9	0.20

Tabell 7. Sammanfattning av statistiska resultat avseende dygnsmedelhalter av NO<sub>x</sub>.

Ämne: NO <sub>x</sub> (dygnsmedelhalter)	Antal datapunkter (dygn)	Variationskoefficient		r	Linjär regression <sup>1)</sup>	Relativt fel för 98%-il dygnsmedel
		mätt	Mod			
Umeå, Västra Esplanaden, 2009 (+Gammlia)	82	0.71	0.53	0.93	y=0.57x+45.7	0.34
Umeå, Västra Esplanaden, 2009 (+Ön)	100	0.69	0.47	0.85	y=0.42x+55.9	0.50
Umeå, Lasarettbacken, 2009 (+Gammlia)	85	0.88	0.70	0.96	y=0.72x+21.7	0.21
Umeå, Lasarettbacken, 2009 (+Ön)	100	0.88	0.58	0.93	y=0.50x+29.3	0.43

<sup>1)</sup> Y = modellerad, x = uppmätt halt

Tabell 8. Sammanfattning av statistiska resultat avseende timmedelhalter av NO<sub>x</sub>. r är korrelationskoefficienten.

Ämne: NO <sub>x</sub> (timmedelhalter)	Antal datapunkter (timmar)	Variationskoefficient		r	Linjär regression	Relativt fel för 98%-il timmedel
		mätt	Mod			
Umeå, Västra Esplanaden, 2009 (+Gammlia)	1689	1.04	0.77	0.82	y=0.48x+64.3	0.39
Umeå, Västra Esplanaden, 2009 (+Ön)	2198	1.08	0.66	0.72	y=0.31x+76.9	0.53
Umeå, Lasarettbacken, 2009 (+Gammlia)	1523	1.26	1.03	0.86	y=0.66x+29.3	0.22
Umeå, Lasarettbacken, 2009 (+Ön)	1972	1.28	0.78	0.80	y=0.39x+40.9	0.46

## 7.5 Diskussion och slutsatser – lokal modellering

Det finns en stark korrelation mellan lokala trafikpåverkade halter vid Västra Esplanaden och Lasarettbacken och urbana halter vid Gammlia och Ön som tyder på att det är samma källor som leder till haltbidragen nämligen vägtrafiken. De högsta halterna inträffar i samband med de perioder då skiktningen präglas av inversion med dålig luftomblandning. I samband med de högsta halterna är vindhastigheten och temperaturen låg. Korrelationen mellan de uppmätta NO<sub>x</sub>-halterna på de olika mätplatserna var överlag hög vilket dels beror på att trafikens utsläpp varierar över dygnet på samma sätt i hela staden, dels på samvariationer i halterna på grund av meteorologiska variationer - de högsta värdena påverkas starkt av gemensamma meteorologiska förhållanden (som gäller för hela tätortsområdet).

Jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter visar att för medelvärdena av NO<sub>x</sub> är överensstämmelsen god. Därmed kan också medel exponeringen (långtidsexponeringen) längs gator i Umeå modelleras med acceptabel noggrannhet. Även om den lokala vägtrafiken utgör största bidraget till halterna är det viktigt att ha tillgång till bra bakgrundsdata. De högsta halterna lyckas dock modellen inte reproducera fullt lika bra. Slutsatsen är att modellen inte är optimalt anpassad för de meteorologiska förhållanden som råder i Umeå under vinterhalvåret, med periodvis mycket låga vindhastigheter och stabila förhållanden.

## 8. Modellering av NO<sub>x</sub>-halter i urban bakgrund

### 8.1 Beskrivning av urbana spridningsmodellen BUM

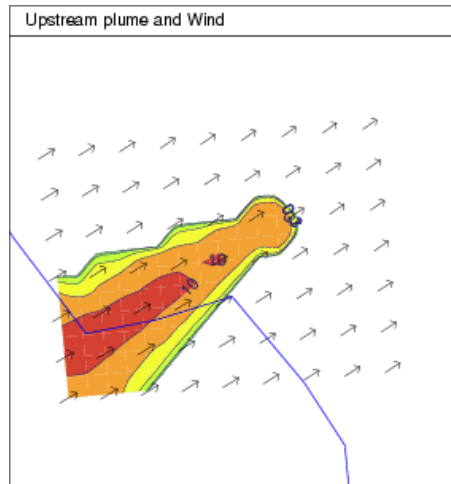
Det urbana bakgrundsbidraget i SIMAIR beräknas med hjälp av en enkel urban modell, BUM, liknande den som utvecklats för Köpenhamn (Berkowicz, 2000b). Modellen avser främst marknära utsläpp, till exempel från vägtrafik och småskalig biobränsleeldning. För att också inkludera utsläpp från höga källor har modellen kompletterats med en Gaussisk plymmodell baserad på Dispersion (Omstedt, 1988). Beräkningarna görs på en upplösning av 1 x 1 km, som också är den upplösning som används i SMED för emissionsdata.

I den urbana bakgrundsmodellen BUM beräknas först influensområdet uppströms en receptor. Influensområdets bredd beror på vindhastigheten; vid låga vindhastigheter görs området större för att ta hänsyn till horisontella vindriktningsfluktuationer. Emissionerna inom detta område används därefter i beräkningarna av halten i receptorpunkten. Varje cell i beräkningsrutnätet utgör i detta fall en receptorpunkt, se Figur 15. Sammanvägningen av emissioner inom influensområdet viktas med avståndet mellan emission och receptorpunkt enligt följande formulering:

$$\begin{cases} C = \frac{1}{2\Delta\theta} \int_{-\Delta\theta}^{\Delta\theta} \int_0^r f(\theta) \frac{Q(r,\theta)}{u\sigma_z(r)} r dr d\theta \\ f(\theta) = \sin\left(\pi \frac{\Delta\theta + \theta}{2\Delta\theta}\right) \end{cases} \quad (1)$$

där  $C$  är koncentrationen,  $u$  vindhastigheten,  $r$  är avståndet längs med centrumlinjen av en uppströms trajektoria,  $Q$  är emissionsintensiteten per kvadratmeter ( $g/(sm^2)$ ), och vinkelskiftet  $\Delta\theta$  bestäms av vindhastigheten genom

$$\Delta\theta = \max\left(\frac{0.5}{u}; 0.25\right) \quad (2)$$



Figur 15. Influensområdet för en bestämd gridcell vid en given tidpunkt. Färgsättningen indikerar den relativa viktningen transversellt strömningsriktningen som används i modellen.

Vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$  antas växa med ökat avstånd, vilket ger minskad tyngd åt emissioner långt bort från receptorpunkten. Den tillåts växa asymptotiskt upp till storleken på höjden på det atmosfäriska gränsskiktet,  $h_{mix}$ . Formuleringen av  $\sigma_z$  är som följer:

$$\sigma_z(x) = h_0 + (h_{mix} - h_0) \cdot \left(1 - e^{-\frac{\sigma_w \cdot x}{u(h_{mix} - h_0)}}\right) \quad (3)$$

där  $h_0$  är hushöjden (satt till 10 m för Umeå).

Vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$  beror av vertikala turbulensparametern  $\sigma_w$  vilken beräknas genom:

$$\begin{aligned} z < 0.1 \cdot h_{mix} \quad \sigma_w &= \sqrt{1.2u_*^2 + 1.54w_*^2 \cdot \left(\frac{z}{h_{mix}}\right)^{2/3}} \\ z \geq 0.1 \cdot h_{mix} \quad \sigma_w &= \sqrt{1.2u_*^2 + 0.33w_*^2} \end{aligned} \quad (4)$$

där  $u_*$  och  $w_*$  är friktionshastigheten respektive den konvektiva hastighetsskalan. Utöver vindhastigheten och vertikala spridningsparametern bestämmer ytterligare en funktion viktningen av emissionen till receptorpunkten. Denna funktion,  $f(\theta)$ , lägger större vikt vid emissioner längs centrumlinjen än vid influensfunktionens rand.

I ett pågående utvecklingsprojekt (Andersson et al., 2010) håller BUM på att känslighetsanalyseras och förbättras för att bättre beskriva stabila meteorologiska förhållanden. Det har nämligen visat sig att BUM underskattar NO<sub>x</sub>-halter, främst för orter i norra Sverige. Därför har en rad förbättringar införts i BUM, vilka också kommer att undersökas i denna studie. Förbättringarna kan kortfattat sammanfattas som följer:

- 1) En ny lägre gräns för vindhastighet har valts (från tidigare 1.0 till 0.5 ms<sup>-1</sup>).
- 2) Beräkningarna av spridningsparametrar har anpassats för att gälla på en höjd av 10 m (från tidigare ca 120 m).
- 3) Ny lägre gräns införs för vertikala turbulensparametern  $\sigma_w$  (från 0.05 till 0.016). Detta i enlighet med rekommenderade värden av Briggs (1973) (Handbook of Atmospheric Diffusion, sidan 30).
- 4) Ny lägre höjd på det välomblandade skiktet  $h_0$  (ca hushöjd, från 20 m till 10 m).
- 5) Anpassning av meteorologiska parametrar till urbana förhållanden, bland annat för: skrovlighetsparameter  $z_0$ , vindhastighet  $u$ , friktionshastighet  $u_*$  och Monin-Obukovs längd  $L$ .
- 6) Införandet av enkel parametrering av stabilitetsberoende för  $\sigma_z$  enligt Andersson et al. (2010):

$$\sigma_z(x) = h_0 + (h_{mix} - h_0) \cdot \left(1 - e^{-\frac{\beta \cdot \sigma_w \cdot x}{u(h_{mix} - h_0)}}\right)$$

$$\text{För } L \leq 0 \quad \beta = 1$$

$$\text{För } L > 0 \quad \beta = \frac{1}{1 + 20 \frac{z}{L}}$$

Punkt 4 och 5 enligt ovanstående är mycket betydelsefulla förbättringar och leder till markant högre halter.

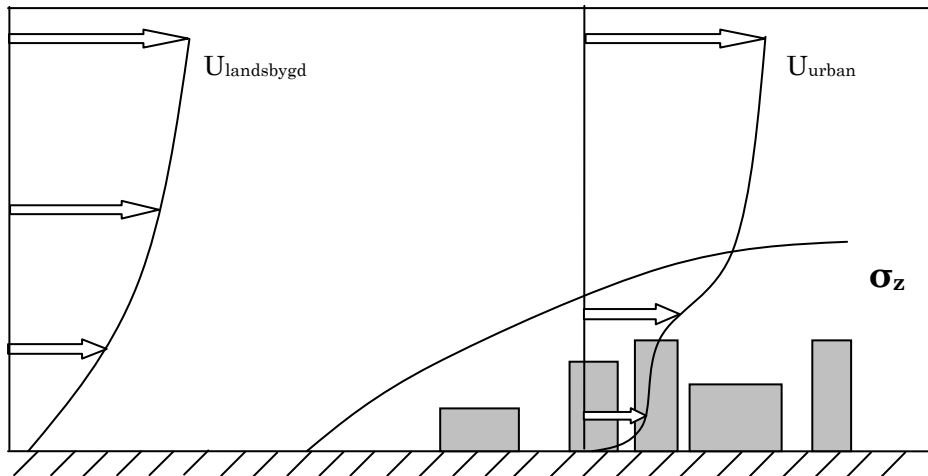
## 8.2 Meteorologiska data

I BUM, liksom för beräkningar i SIMAIRs lokala modell OSPM, används meteorologiska data från systemet Mesan, som bygger på optimal interpolationsteknik där tillgängliga data från synoptiska och automatiska väderstationer tillsammans med data från vädersatelliter och väderradar viktas samman på bästa sätt (Hägemark et al., 2000). Beräkningarna görs med en horisontell upplösning på 11x11 km. För Umeå är det meteorologiska data från flygplatsen som får stor inverkan.

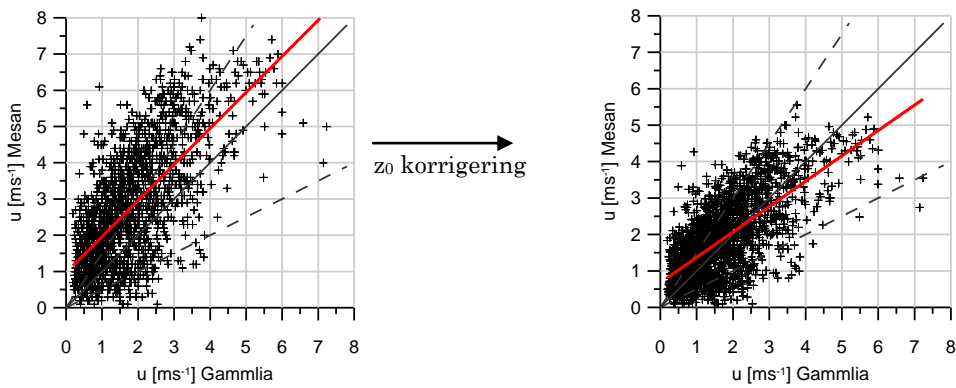
De mätdata som oftast används i Mesan motsvarar förhållandena på landsbygd. Någon anpassning till förhållanden i städer finns inte för närvarande. Skillnaden mellan vindförhållandena på landsbygd och i en stad illustreras i Figur 16. Markskrovligheten är större i staden jämfört med den på landsbygd. Därigenom blir vindhastigheter i staden lägre än landsbygden samtidigt som den turbulenta omblandningen i staden ökar. Det är svårt att göra meteorologiska mätningar i en stad. Ofta blir de starkt påverkade av omgivande byggnader och därigenom bara representativa för ett mycket lokalt område, i synnerhet gäller det vindriktningen. Det som behövs är mätningar i höga master alternativt i master på höga byggnader i anslutning till det gaturum som studeras. Sådana data har vi inte haft tillgång till varför vi använder data från Mesan men korrigerar för den större skrovligheten som finns inne i staden med hjälp av så kallad  $z_0$ -korrigerig. Vi antar att vinden på hög höjd (ca 100 meter) är samma på landsbygd som i staden. Vindhastigheten i staden beräknas därefter med hjälp av uppmätt vindhastighet på landsbygd korrigerat för den större skrovligheten i staden.

I Figur 17 och Figur 18 visas effekten av  $z_0$ -korrigeringen. Som framgår av Figur 17 överensstämmer vindhastighetsmätningarna i Mesan betydligt bättre med dem som uppmäts vid Gammlia om  $z_0$ -korrigerig görs. I Figur 18 jämförs uppmätta vindhastigheter vid Ön och Gammlia med vindhastigheten i Mesan okorrigerat och korrigerat.  $z_0$ -korrigeringen innebär att vindhastigheten i Mesan minskar och överensstämmer bättre med de som mäts upp vid Gammlia. Vindhastigheten i Gammlia är något högre än på Ön.

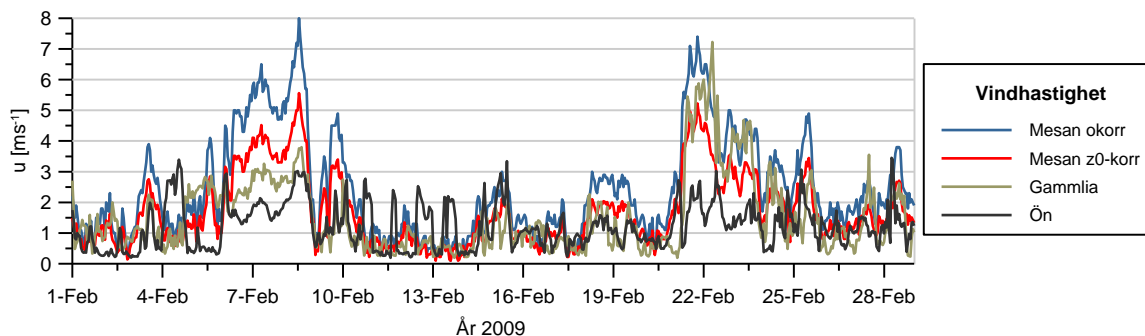




Figur 16. Illustration av skillnader mellan vindhastighet på landsbygd respektive i stad.



Figur 17. Jämförelse mellan vindhastighet från meteorologiska mätningar vid Gammlia respektive vindhastigheter från Mesan. Till vänster visas scatterplot för okorrigerade vindhastigheter i Mesan (motsvarande landsbygdsförhållanden) och till höger visas scatterplot där vindhastigheterna i Mesan ha anpassats till urbana förhållanden genom korrigering (ökning) av skrovlighetsparametern  $z_0$ .



Figur 18. Jämförelse mellan uppmätta vindhastigheter vid Ön respektive Gammlia samt vindhastigheter från Mesan (både okorrigerade och z<sub>0</sub>-korrigerade finns presenterade). Tidsserien innefattar februari månad år 2009, vilket var tidsperioden med högst halter av NO<sub>x</sub>.

### 8.3 Resultat från urbana bakgrundsberäkningarna

#### 8.3.1 Halter av NO<sub>x</sub> på 1 x 1 km

Beräkningar av urbana halter av NO<sub>x</sub> på en skala av 1 x 1 km görs med modellen BUM för tre olika fall, vilka beskrivs i Tabell 9. På så sätt kan effekten av förbättrad och uppdaterade vägtrafikemissioner studeras samt konsekvenserna av förbättrad meteorologisk parameterisering i spridningsmodellen utvärderas.

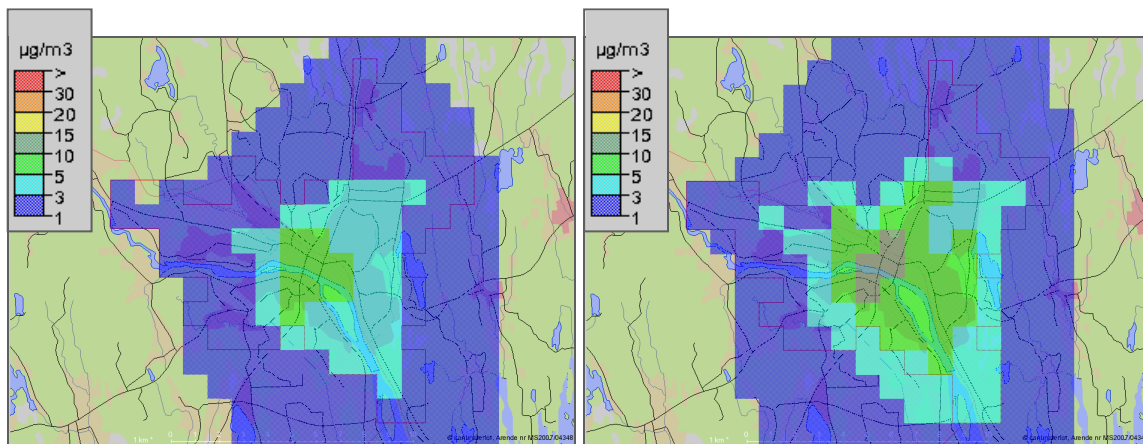
Tabell 9. Beskrivning av de tre fall som modellering av urbana haltbidrag i BUM görs för.

	Fall 1	Fall 2	Fall 3
Emissioner	SMED motsvarande år 2005	Vägtrafik uppdaterad (Modig), SMED övriga källor motsvarande år 2005	Vägtrafik uppdaterad (Modig), SMED övriga källor motsvarande år 2005
Meteorologi	Mesan år 2009	Mesan år 2009	Mesan år 2009
Modell	BUM Original	BUM Original	BUM förbättrad version (anpassning av meteorologi till urbana förhållanden, införande av ny parametrering av $\sigma_z$ för stabila förhållanden mm.)

Resultaten redovisas i Figur 19, där rumsliga fördelningen av halterna av NO<sub>x</sub> på en skala av 1 x 1 km framgår. Notera att halterna av NO<sub>x</sub> avser urban bakgrund det vill säga urbant bidrag beräknat med BUM adderat med regionalt bidrag (Sverigebidrag och långtransport av NO<sub>x</sub>) beräknat med MATCH. Umeås läge i norra Sverige, relativt långt från emissionerna i övriga Europa, bidrar emellertid till att det regionala bidraget är tämligen begränsat med en medelhalt av NO<sub>x</sub> på ca 1-2  $\mu\text{g m}^{-3}$ .

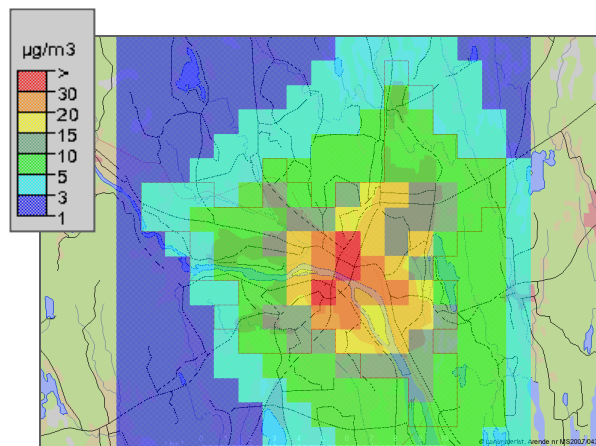
Av figurerna framgår att beräkningarna i BUM originalversion (fall 1) leder till mycket låga medelhalter av NO<sub>x</sub>, där de högsta halterna i centrum enbart är av storleksordningen 5-10  $\mu\text{g m}^{-3}$ , i kontrast till de höga halterna som mätningar anger. Att halterna av NO<sub>x</sub> i norra Sverige

underskattas i BUM är ett välkänt faktum. En förklaring till detta skulle kunna vara att emissionerna underskattas. Figuren med haltberäkningar där uppdaterade trafikemissioner har använts (fall 2) höjer halterna med några  $\mu\text{g m}^{-3}$  och i de centrala delarna av staden uppgår nu medelhalten till ca 10-15  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Detta är dock inte tillräckligt och även om det är rimligt att tro att det fortfarande finns stora osäkerheter i emissionsdata, torde huvudorsaken till de underskattade halterna vara att de typiska norrländska meteorologiska förhållandena inte beskrivs tillräckligt väl i modellen. Vid beräkningen med den nya versionen av BUM (fall 3), där den meteorologiska parametreringen av stabiliteten har förbättrats, ökar halterna rejält och i de centrala delarna uppgår nu  $\text{NO}_x$ -medelhalterna till ca 35-40  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Notera att trots att halterna ökar markant i de centrala delarna av staden är halterna ändå mycket låga för landsbygden, vilket är realistiskt. Den rumsliga gradienten av halterna blir således stor, vilket stöds av mätdata.



Fall 1: Trafik SMED, BUM original

Fall 2: Trafik Modig, BUM original

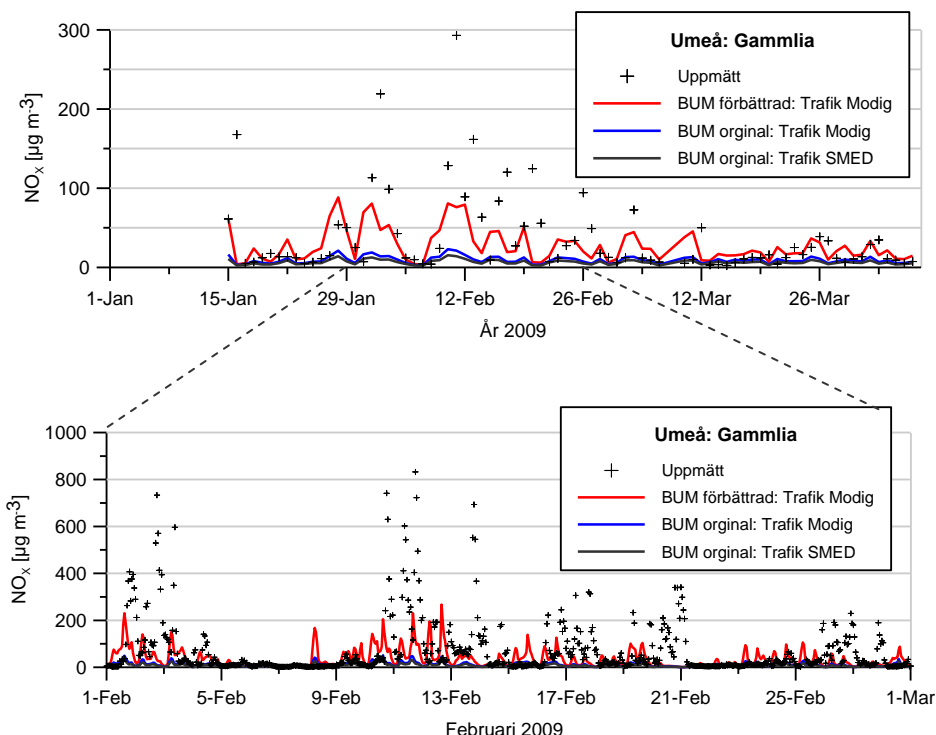


Fall 3: Trafik Modig, BUM förbättrad

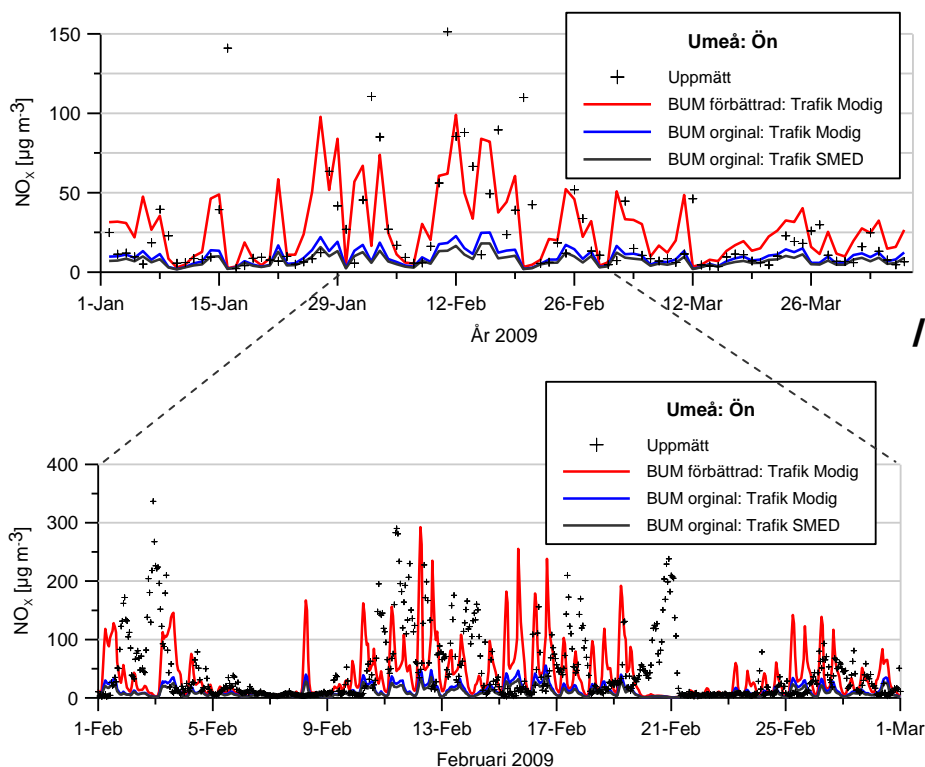
Figur 19. Modellerade medelhalter av  $\text{NO}_x$  i Umeå för tidsperioden 2 januari – 6 april 2009. Halterna, beräknade med modellupplösningen 1 x 1 km, avser urbant bidrag från BUM adderat med regionalt bidrag från MATCH (Sverige+långtransport). Beräkningarna är gjorda för tre olika fall; utgångsläge (fall 1), förbättrade emissioner (fall 2 och 3) samt förbättrad parameterisering av stabiliteten och anpassning av meteorologiska parametrar till urbana förhållanden (fall 3), se Tabell 9 för utförlig beskrivning.

### 8.3.2 Validering mot mätdata

Jämförelser mellan uppmätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> vid Gammlia respektive Ön visas i Figur 20 och Figur 21 där tidserier av dygnsmedelvärden för perioden 1 januari – 6 april 2009 finns plottade, tillsammans med timmedelvärden för februari månad (vilket var månaden med högst halter). De modellerade halterna i BUM adderat med regionala halter från MATCH (regionala halter av NO<sub>x</sub> är av storleksordningen ca 1 µg m<sup>-3</sup> i medeltal) visas för de olika modellformuleringarna (fall 1 – 3) som finns beskrivna sedan tidigare i Tabell 9. Som konstaterades tidigare leder uppdaterade trafikemissioner (fall 2, blå linje) och i synnerhet förbättrad beskrivning av meteorologin (fall 3, röd linje) till avsevärt högre halter som överensstämmer bättre med mätdata. De allra högsta timmedelhalterna på uppåt 800 µg m<sup>-3</sup> underskattas dock fortfarande för Gammlia, medan topparna fångas bättre för Ön där halterna är lägre (uppåt 400 µg m<sup>-3</sup>).



Figur 20. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> för Gammlia i Umeå år 2009. Överst visas dygnsmedelvärden av NO<sub>x</sub> för perioden 1 januari – 6 april och nederst visas timmedelvärden av NO<sub>x</sub> för februari månad (månaden med högst halter). Beräkningen avser urban bakgrund av NO<sub>x</sub> beräknade med BUM för tre olika fall med modellformuleringar, vilka finns beskrivna i Tabell 9.



Figur 21. Samma som Figur 11, men jämförelse för Ön.

Den förbättrade versionen av BUM ger mycket bättre överensstämmelse med mätdata, men tyvärr blir korrelationen inte nämnvärt bättre på grund av att de modellerade halttopparna inte är helt samstämmiga tidsmässigt med mätningarna. Osäkerheten i emissionsdata är också stor då vi inte haft tillgång till trafikräknare under den aktuella tidsperioden. Mer detaljerade emissionsdata för den period vi studerat, inkluderande trafikräkningar, skulle troligtvis förbättra korrelationen.

I Tabell 10, Tabell 11 och Tabell 12 finns statistiska mått angivna för jämförelsen av modellerade och uppmätta NO<sub>x</sub>-halter för Gammlia och Ön. Förbättringen av BUM leder till markant ökade medelhalter, från ca 7 µg m<sup>-3</sup> till ca 28 µg m<sup>-3</sup> och relativa percentilfelet blir nu inom en acceptabel nivå; 0.15-0.30. Även extremvärdena blir bättre och relativt percentilfel för 98-percentil timmedelvärde minskar från 0.95 till 0.60 för Gammlia och från 0.85 till 0.18 för Ön. Modellen lyckas fånga variabiliteten relativt bra för Ön, men underskattar de allra högsta halttopparna vid Gammlia; därmed är variationskoefficienten något mindre än mätdata. Att de högsta halterna missas både storleksmässigt och tidsmässigt leder till att korrelationskoefficienten blir låg, ca 0.29-0.42 för dygnsmedelvärde och 0.07-0.14 för timmedelvärde. Korrelationen förbättras emellertid något för BUM förbättrad version i jämförelse med BUM original.

Den förbättrade versionen av BUM är ett steg i rätt riktning, men den löser inte ”Norrlandsproblematiken” helt och hållet. Det bör dock betonas att jämförelsen mellan modellerad halt på 1 x 1 km och uppmätt halt inte är helt trivial eftersom den rumsliga gradienten av halter i den urbana bakgrunden i en tätort troligtvis är stor. Således är mätstationens placering och representativitet av stor betydelse (diskuteras nedan).

Tabell 10. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 98-percentils dygnsmedelhalt respektive 98-percentils timmedelhalt av NO<sub>x</sub> samt relativt fel. Modellerade halter avser urbant bidrag från BUM (för tre olika fall av modelluppsättning) adderad med regionalt bidrag från MATCH.

Ämne: NO <sub>x</sub>	Medelvärde		98%-il dygnsmedelvärde		98%-il timmedelvärde		Relativt fel för medelvärde
	(µg m <sup>-3</sup> )		(µg m <sup>-3</sup> )		(µg m <sup>-3</sup> )		
	Matt	mod	mätt	Mod	mätt	mod	
<b>Gammlia, 2009</b>							
1. Trafik 2005, BUM original	40.2	6.64	189.5	14.2	334.4	20.4	0.83
2. Trafik Modig, BUM original	40.2	9.45	189.5	21.2	334.4	31.1	0.76
3. Trafik Modig, BUM förbättrad	40.2	27.9	189.5	80.7	334.4	134.7	0.31
<b>Ön, 2009</b>							
1. Trafik 2005, BUM original	24.7	7.31	114.3	16.7	169.7	24.9	0.70
2. Trafik Modig, BUM original	24.7	9.69	114.3	23.0	169.7	35.0	0.61
3. Trafik Modig, BUM förbättrad	24.7	28.2	114.3	85.6	169.7	138.6	0.14

Tabell 11. Sammanfattning av statistiska resultat avseende dygnsmedelhalter av NO<sub>x</sub>. r är korrelationskoefficienten.

Ämne: NO <sub>x</sub> (dygnsmedelhalter)	Antal datapunkter (dygn)	Variationskoefficient		r	Linjär regression	Relativt fel för 98%-il dygnsmedel
		mätt	mod			
<b>Gammlia, 2009</b>						
1. Trafik 2005, BUM original	80	1.37	0.44	0.37	y=0.02x+5.80	0.92
2. Trafik Modig, BUM original	80	1.37	0.47	0.38	y=0.03x+8.20	0.89
3. Trafik Modig, BUM förbättrad	80	1.37	0.75	0.42	y=0.17x+21.2	0.57
<b>Ön, 2009</b>						
1. Trafik 2005, BUM original	95	1.22	0.50	0.24	y=0.03x+6.61	0.85
2. Trafik Modig, BUM original	95	1.22	0.55	0.24	y=0.04x+8.69	0.80
3. Trafik Modig, BUM förbättrad	95	1.22	0.80	0.29	y=0.22x+22.9	0.25

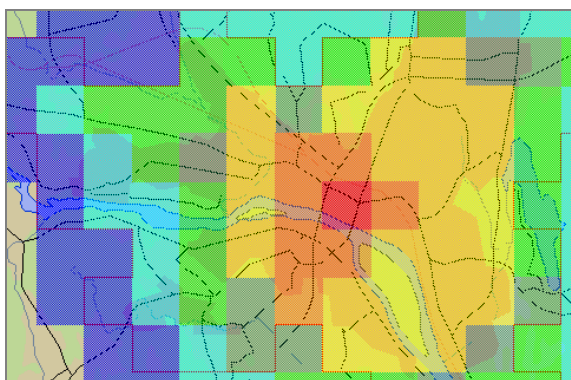
Tabell 12. Sammanfattning av statistiska resultat avseende timmedelhalter av NO<sub>x</sub>. r är korrelationskoefficienten.

Ämne: NO <sub>x</sub> (timmedelhalter)	Antal datapunkter (timmar)	Variationskoefficient		r	Linjär regression	Relativt fel för 98%-il timmedel
		mätt	mod			
<b>Gammlia, 2009</b>						
1. Trafik 2005, BUM original	1762	2.13	0.73	0.10	y=0.01x+6.40	0.94
2. Trafik Modig, BUM original	1762	2.13	0.80	0.10	y=0.01x+9.10	0.91
3. Trafik Modig, BUM förbättrad	1762	2.13	1.17	0.14	y=0.05x+25.6	0.60
<b>Ön, 2009</b>						
1. Trafik 2005, BUM original	2266	1.74	0.80	0.06	y=0.01+7.11	0.85
2. Trafik Modig, BUM original	2266	1.74	0.88	0.06	y=0.01+9.42	0.80
3. Trafik Modig, BUM förbättrad	2266	1.74	1.26	0.07	y=0.06x+26.7	0.18

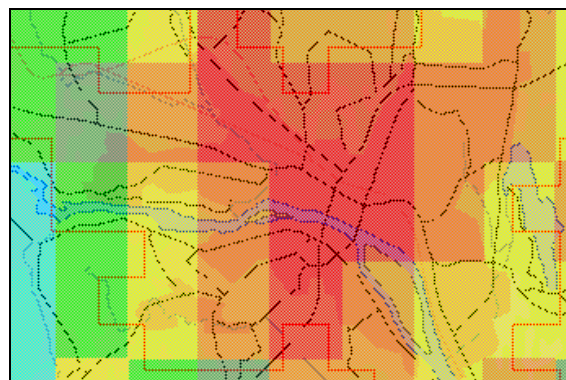
### 8.3.3 Haltvariationer och rumsliga gradienter av NO<sub>x</sub> i urban bakgrund

Urbana bakgrundshalterna som presenterats ovan har beräknats som medelvärden för gridrutor som är 1x1 km. För valideringen av BUM behövs därför mätdata som representerar medelhalter för områden av storleken 1x1 km. Erfarenhet med validering av BUM visar att överensstämmelsen är bättre med mätdata från takmätningar eller över sträckor än för enskilda punktmätningar (Andersson et al., 2009).

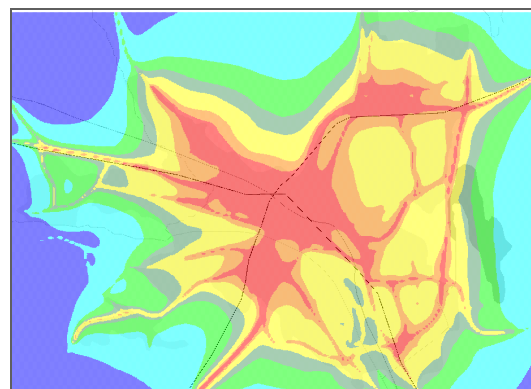
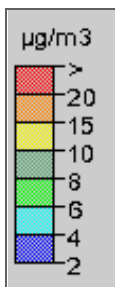
För att belysa denna frågeställning har vi gjort beräkningar med olika beräkningsrutnät. I Figur 22 visas beräknade årsmedelhalter av NO<sub>x</sub> för Umeå där beräkningsrutor om 50x50 meter respektive 1x1 km använts. Beräkningarna med Airviro Gaussmodell har korrigerats med hjälp av uppmätta halter genom att multiplicera dem med 3.5 (Gidhagen, 2009). Indata till beräkningarna skiljer sig något från dem som använts i detta projekt, främst vad gäller meteorologiska data. I figuren visas också motsvarande resultat om beräkningarna görs i ett rutnät om 1x1 km. Jämförs resultaten syns skillnader men också likheter. Den högre upplösningen visar mer detaljer men huvudmönstret med höga halter centralt i staden och vid huvudvägarna är snarlika. I Figur 22 visas också beräkningsresultaten från den förbättrade BUM modellen. Jämförelse mellan beräkningsresultaten visar att med 1 x 1 km upplösning ger Airviro-modellen inte lika skarpa gradienter som BUM modellen. Beräkningarna med 50 x 50 m upplösning med Airviro-modellen visar givetvis betydligt kraftigare gradienter i anslutning till vägnätet.



Upplösning 1 x 1 km, beräkningar gjorda med BUM-modellen (förbättrad version)



Upplösning 1 x 1 km beräkningar med Airviro-modellen



Upplösning 50 x 50 m, beräkningar med Airviro-modellen

Figur 22. Beräknade medelhalter av NO<sub>x</sub> i Umeå tätort. Beräkningarna är gjorda med Airviro Gauss och BUM vid olika horisontella upplösningar. För Airviro har resultaten korrigerats med passiva NO<sub>x</sub>-mätningar från år 2003 (Gidhagen, 2009).

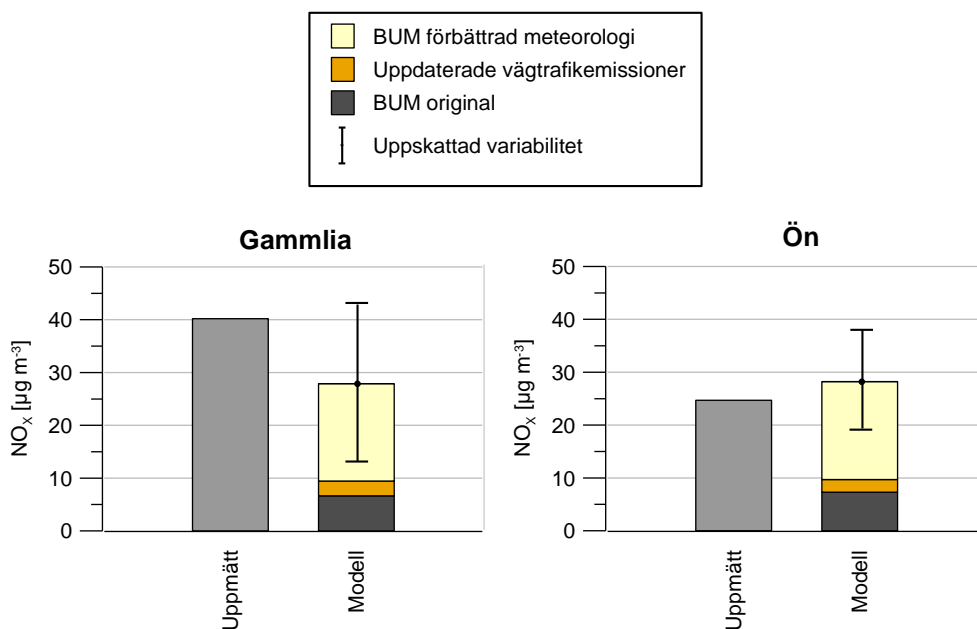
Haltvariationerna inom beräkningsrutorna kan nu uppskattas genom att använda beräknade halter i de olika rutnäten. I Tabell 13 visas haltvariationerna runt Gammlia respektive Ön för områden av storleken 1x1 km och 400x400 meter. Som framgår av tabellen är variationerna större för det grövre beräkningsrutnätet och större runt Gammlia jämfört med Ön. Ett mått på denna variabilitet är skillnaden mellan max- och minhalter i respektive ruta. Detta mått används



i Figur 23 där jämförelse görs mellan beräknade och uppmätta medelhalter av NO<sub>x</sub>. Som framgår av figuren medför de förbättringar som införts i BUM avsevärt bättre resultat jämfört med tidigare formulering (BUM original). Den uppdaterade vägemissionen påverkar resultaten också i positiv riktning. Haltvariabiliteten inom beräkningsrutorna om 1x1 km är större vid Gammlia än Ön, vilket är naturligt eftersom emissionsbilden där är mer komplex. Om man tar hänsyn till detta, överensstämmer beräknade medelhalter väl med uppmätta. En viktig orsak till avvikelserna är således skillnaden mellan punktmätningar och beräkningsresultat representerande ytmedelvärden.

Tabell 13. Haltvariationer av NO<sub>x</sub> inom en gridruta på 1 x 1 km respektive 400 x 400 m med Gammlia respektive Ön i centrum. Uppskattningen är gjord med beräkningar enligt Airviro med en upplösning på 50 x 50 m interpolerat med passiva mätningar från Umeå år 2003.

	NO <sub>x</sub> (µg m <sup>-3</sup> ) inom område på 1 x 1 km				NO <sub>x</sub> (µg m <sup>-3</sup> ) inom område på 400 x 400 m			
	Medel	Min	Max	Stand avvikelse	Medel	Min	Max	Stand avvikelse
<b>Airviro+mätdata</b>								
<b>50x50 m</b>								
-Gammlia	20.8	14.9	44.4	4.31	20.0	16.5	27.5	2.33
-Ön	12.9	10.1	28.9	2.95	11.2	10.3	12.4	0.58



Figur 23. Jämförelse mellan mätta respektive BUM modellerade medelhalter vid Gammlia och Ön. Modelleringen visar resultaten för BUM original, BUM original med uppdaterade vägtrafikemissioner och BUM med förbättrad meteorologisk beskrivning och uppdaterade vägtrafikemissioner. Strecket anger uppskattat osäkerhetsintervall beroende på skillnader i horisontell upplösning mellan punktmätningar och beräkningsmodellen (1x1 km).

## 8.4 Slutsatser – urban modellering

- SIMAIRs urbana bakgrundsmodell (BUM) beräknar urbana bakgrundshalter i rutor om 1 x 1 km. I denna undersökning har en ny version testats som bättre beskriver spridningsförhållandena i tätorter vid stabila meteorologiska förhållanden.
- Den nya versionen förbättrar resultaten på ett betydelsefullt sätt. Beräknade medelhalter på Ön överensstämmer väl med uppmätta (28.2 mot 24.7  $\mu\text{g m}^{-3}$ ). Överensstämmelsen är något sämre för Gammlia (27.9 mot 40.2  $\mu\text{g m}^{-3}$ ).
- Haltvariationen i urban bakgrund är stor, varför mätstationens placering är central.
- En av orsakerna till avvikelserna är att modellerade halter avser medelhalter inom 1 x 1 km:s rutor medan mätningarna avser halter i punkter.
- Ett försök har gjorts för att kvantifiera vad denna osäkerhet innebär. Uppskattningsvis varierar halterna med 30  $\mu\text{g m}^{-3}$  inom 1 x 1 km:s gridrutan runt Gammlia. Motsvarande värde för Ön är 19  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Skillnaderna mellan de modellerade halterna och uppmätta medelhalterna kan bero på gradienter i halterna som modellberäkningar med 1x1 km inte kan lösa upp.
- Både den lokala och urbana modelleringen visar att uppmätta NO<sub>x</sub> halter i Umeå under denna period är starkt beroende av vägtrafikens utsläpp. Höga halter uppkommer nära trafikerade trafikmiljöer. NO<sub>x</sub> halterna är därför lägre på Ön jämfört med mer centrala delar i Umeå. Under denna mätperiod har ingen ansamling av föroreningar vid Ön, orsakad av dränageflöden, kunnat konstateras.

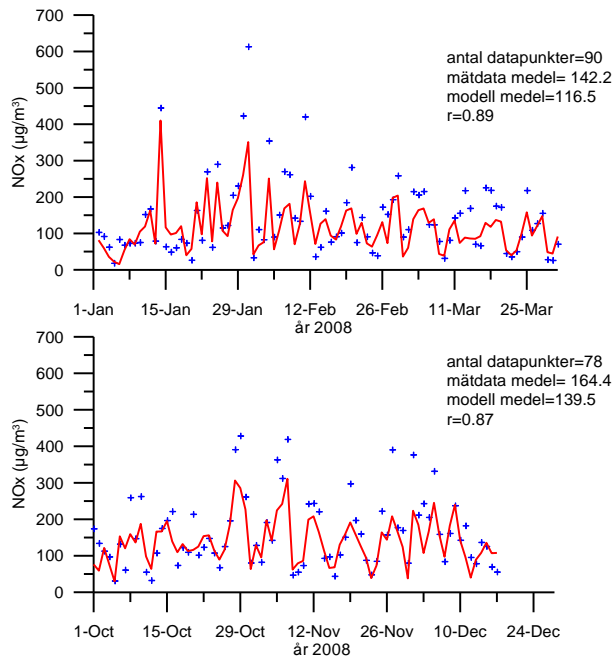
## 9. Referenser

- Andersson, C., Langner J. och Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, 59, 77-98.
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2009: *Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO<sub>2</sub> och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005*. SMHI Meteorologi, Nr. 137, 125 pp.
- Andersson, S., Omstedt, G. och Robertson, L., 2010: *Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM*. SMHI Meteorologi, in press.
- Berkowicz, R., 2000a: *OSPM: a parametrised street pollution model*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 323-331.
- Berkowicz, R., 2000b: *A simple model for urban background pollution*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 259-267.
- Berkowicz, R., Ketzel, M., Vachon, G., Louka, P., Rosant, J.-M., Mestayer, P.G. and Sini J.-F. (2002) Examination of Traffic Pollution Distribution in a Street Canyon Using the Nantes 99 Experimental Data and Comparison with Model Results, Water, Air and Soil Pollution: Focus 2(5), 311-324.
- Gidhagen, L., 2009: NO<sub>x</sub> exposure in Umeå. SMHI, Norrköping.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. och Olivares, G., 2004: *Model simulation of NO<sub>x</sub> and ultrafine particles close to a Swedish Highway*. Environment Science and Technology 38, 6730-6740.

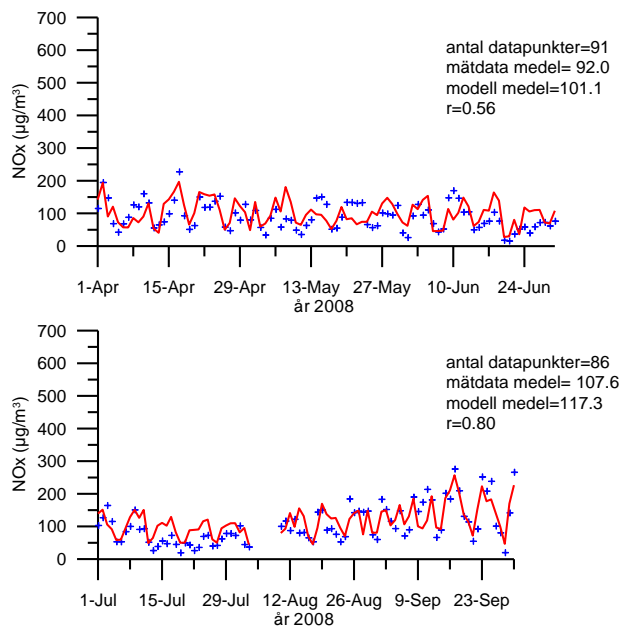
- Gidhagen, L., Johansson, H. och Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. Atmospheric Environment, 43, 1029-1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Hägglund, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. och Olofsson P.O., 2000: Mesan, an operational mesoscale analysis system. Tellus 52A, p 1-20. Robertson, L., Langner, J. och Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. J. Appl. Meteor. 38, 190-210.
- Johansson, C., & Forsberg, B. 2005. Kvävedioxid och ozon i tätortsluften - Halternas samspel och konsekvenser för hälsan. 2005, SEPA (NV), ISBN:91-620-5519-4, report No:5519.
- Ketzel, M., Berkowicz, R. and Lohmeyer, A. (2000) Comparison of Numerical Street Dispersion Models with Results from Wind Tunnel and Field Measurements, Environmental Monitoring and Assessment, Volume 65, Issue 1/2, pp. 363-370
- Kukkonen, J., Partanen, L., Karppinen, A., Walden, J., Kartastenpää, R., Aarnio, P., Koskentalo, T. and Berkowicz, R. (2003) Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki, Atmospheric Environment 37, 1101-1112.
- Kukkonen, J., Valkonen, E., Walden, J., Koskentalo, T., Aarnio, P., Karppinen, A., Berkowicz, R. and Kartastenpää, R. (2000) A measurement campaign in a street canyon in Helsinki and comparison of results with predictions of the OSPM model, Atmospheric Environment 35, 231-243.
- Omstedt, 2007: VEDAIR – ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobrännseleddning. Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007. SMHI Meteorologi, Nr. 123, 37 pp.
- Omstedt, G., 1988: *An operational air pollution model*. SMHI Report Meteorology and Climatology, RMK 57.
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2009: *New model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: description, validation and evaluation of local air quality improvements due to reduction of studded tyre use on Swedish roads*. Submitted to International Journal of Environment and Pollution.
- Robertson, L., Langner, J. och Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. J. Appl. Meteor. 38, 190-210.
- Samhällsbyggnadskontoret i Umeå, 2008. Luften i Umeå. Sammanställning av mätningar vid Västra Esplanaden 2008-01-01 – 2008-12-31. Rapport 2008:02. Umeå kommun, Umeå.
- Sjöberg, K., Steen, E och Ferm, M., 2008: *Mätningar av PM10 och PM2.5 i Göteborg och Umeå under 2006*. IVL rapport U2151, 28 pp.
- Umeå Kommun, 2008. Översiktsplan Umeå kommun, Fördjupning för Ön med miljökonsekvensbeskrivning MKB. Antagen av kommunfullmäktige den 22 december 2008. Stadsledningskontoret. ([www.umea.se](http://www.umea.se)).
- Vägverket och SMHI, 2007: Dokumentation om ARTEMIS i SIMAIR: *Emissionsfaktorer i ARTEMIS*. 24 oktober 2007. Nås via: [http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/ARTEMIS\\_dokumentation.pdf](http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/ARTEMIS_dokumentation.pdf)

## 10. Bilaga 1. Beräkningar för Västra Esplanaden med Bibliotekstaket som bakgrund

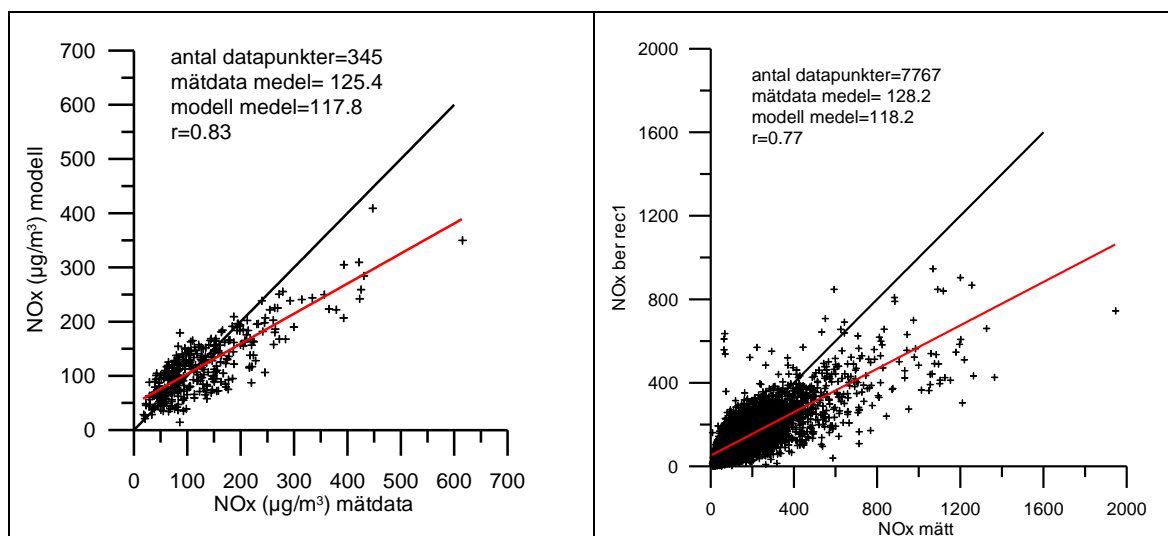
Jämförelse mellan mätta och modellerade NO<sub>x</sub> halter för Västra Esplanaden år 2008. Beräkningarna har gjorts med OSPM med uppmätta trafikdata och med antagande om att emissionsfaktorn för lätta fordon är 0.9 g/fkm och motsvarande för tunga fordon är 10.4 g/fkm. Vinddata och bakgrundshalter av NO<sub>x</sub> är från Bibliotekets tak i Umeå.



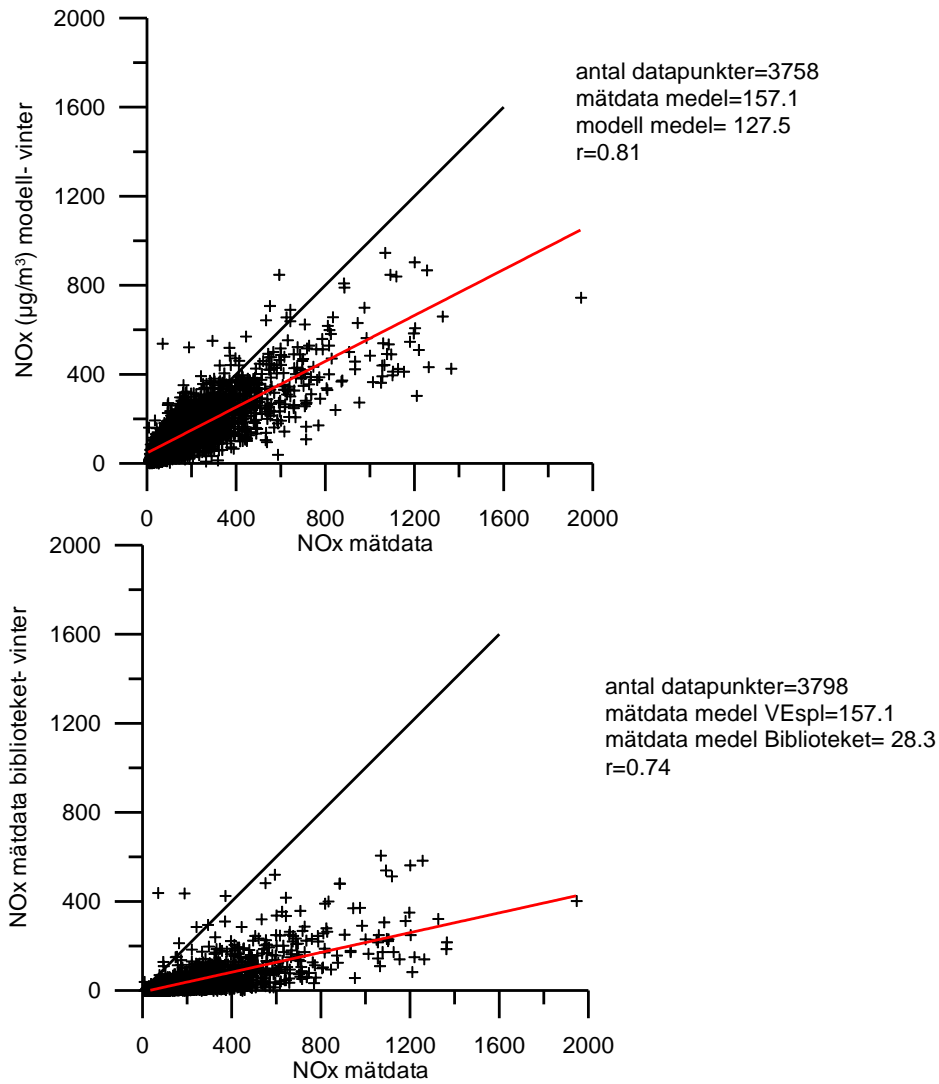
**Figur 1** Jämförelse mellan mätta och beräknade halter av NO<sub>x</sub> (µg/m<sup>3</sup>) vid Västra Esplanaden för vintermånader år 2008. Data från IVL



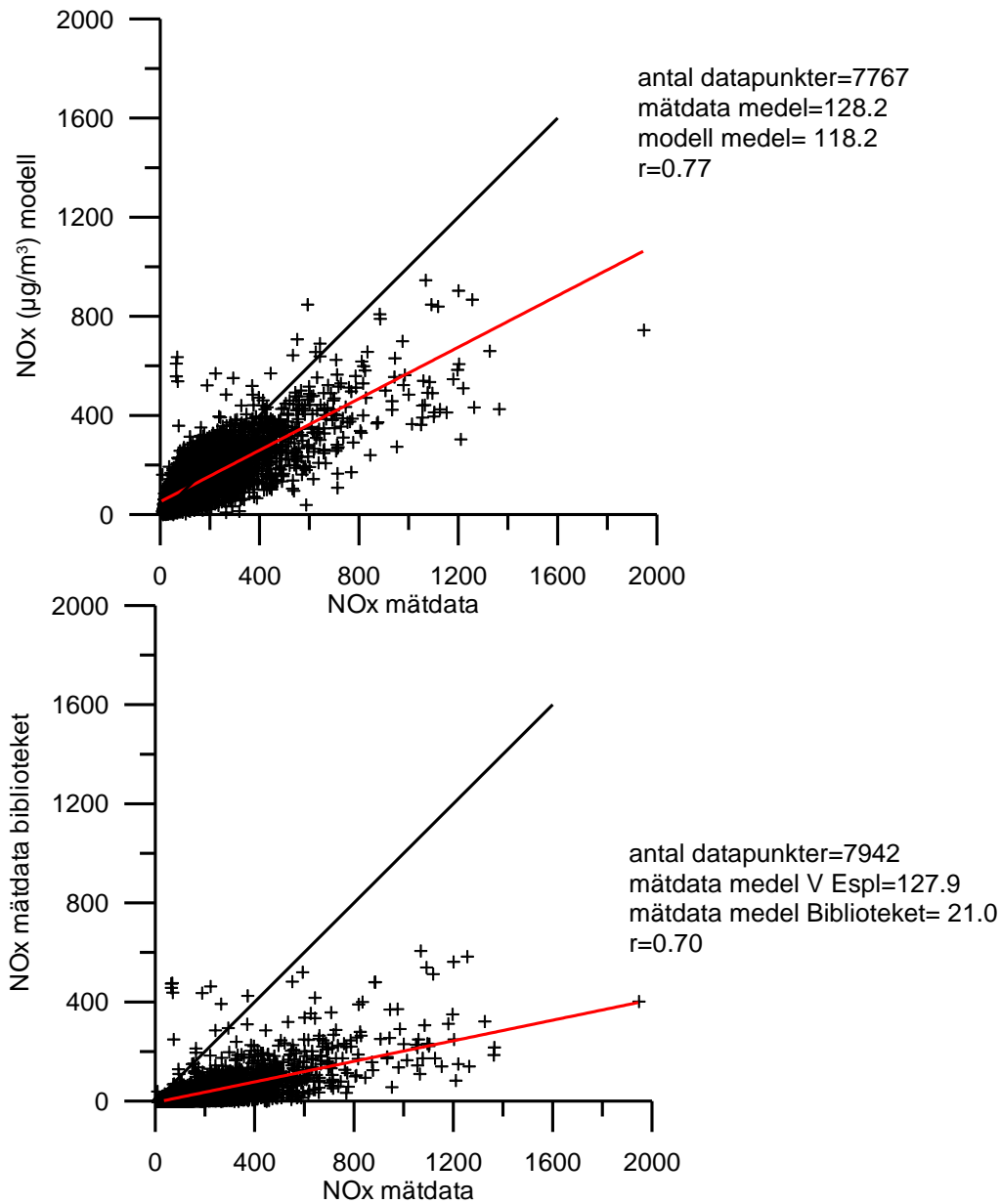
**Figur 2.** Jämförelse mellan mätta och beräknade halter av NOx ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vid Västra Esplanaden för sommar månader år 2008. Data från IVL



**Figur 3.** Jämförelse mellan mätta och beräknade halter av NOx ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vid Västra Esplanaden för hela året 2008. Figuren till vänster visar dygnsmedelhalter och figuren till höger timmedelhalte. Data från IVL



**Figur 4.** Översta figuren visar jämförelse mellan mätt och beräknade NOx halter för Västra Esplanaden för vintermånader (jan-mars och okt-dec) år 2008. Nedre figuren visar samband mellan mätta halter vid Västra Esplanaden och vid Biblioteket för samma period.



**Figur 5.** Översta figuren visar jämförelse mellan mätt och beräknade NOx halter för Västra Esplanaden för hela år 2008. Nedre figuren visar samband mellan mätta halter vid Västra Esplanaden och vid Biblioteket

## 11. Bilaga 2: Statistiska mått

Tabell 14. Statistiska mått som ingår i valideringen mot mätdata. Måttets namn och matematiska definition framgår och som hjälp med tolkning av resultat anges det intervall som måttet (teoretiskt) kan anta och värde vid fullständig överensstämmelse mellan mått och beräknad halt.

Statistiskt mått	Matematisk definition <sup>1)</sup>	Intervall	Fullständig överensstämmelse
Medelvärde, $\bar{C}$	$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i$	0 till $\infty$	$\bar{C}^{\text{mod}} = \bar{C}^{\text{mätt}}$
Standardavvikelse $\sigma$	$\sigma = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (C_i - \bar{C})^2}{n-1}}$	0 till $\infty$	$\sigma^{\text{mod}} = \sigma^{\text{mätt}}$
N-percentil, $P_N$	Variabelvärdet (halten) som underskrids av högst N% och överskrids av högst 100-N% av observationerna	0 till $\infty$	$P_N^{\text{mod}} = P_N^{\text{mätt}}$
Relativt fel, $RE$	$RE = \left  \frac{O - M}{O} \right $	0 till $\infty$	$RE = 0$
Korrelationskoefficient, $r$	$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \bar{C}^{\text{mod}})(C_i^{\text{mätt}} - \bar{C}^{\text{mätt}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \bar{C}^{\text{mod}})^2 \sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mätt}} - \bar{C}^{\text{mätt}})^2}}$	0 till 1	$r = 1$
Variationskoefficient, $CV$	$CV = \frac{\sigma}{\bar{C}}$	0 till $\infty$	$CV^{\text{mod}} = CV^{\text{mätt}}$
Linjär regression, $y = kx + m$	$k = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$ $m = \bar{y} - k\bar{x}$	För $m$ och $k$ : $-\infty$ till $\infty$	$y = x$ $(k = 1; m = 0)$

O = observerad halt (uppmätt)  
M = modellerad halt



## 12. Bilaga 3: NO<sub>x</sub> exposure in Umeå

### 12.1 Background

SMHI has been asked to support the Department of Public Health and Clinical Medicine,

Occupational and Environmental Medicine, of the Umeå University, with spatially high resolution exposure NO<sub>x</sub> data. The simulations have been performed with the Airviro system under the following conditions:

- 50x50 m grid covering covering:  
1713500 – 1724600 (222 cells in east-westerly direction)  
7083800 – 7092300 (170 cells in north-southerly direction)
- Land use from “red map” (LMV) and topography specified on a 200x200 m grid
- Meteorological data taken from Umeå airport 2003
- Traffic emissions taken from SIMAIR 2005, with traffic volume update made by Umeå University.
- Ålidhem thermal power plant emissions taken from the Umeå Energy web page (Environmental report).
- Other emissions taken from the SIMAIR 2005 (based on SMED emissions)

Umeå University has also provided continuous NO<sub>x</sub> data from Biblioteket (urban background, city centre) for 2006, plus some passive tube data from the winter season of 2003-2004.

All results will be presented as annual averages. The area covered is illustrated in Fig. 1.1

**Fig. 1.1**

Area covered by the dispersion simulations  
(approximately 11 x 8.5 km)



### 12.2 Meteorological data preparation

The hourly meteorological data was prepared from measurements at Umeå airport, with properties as illustrated by Fig. 2.1

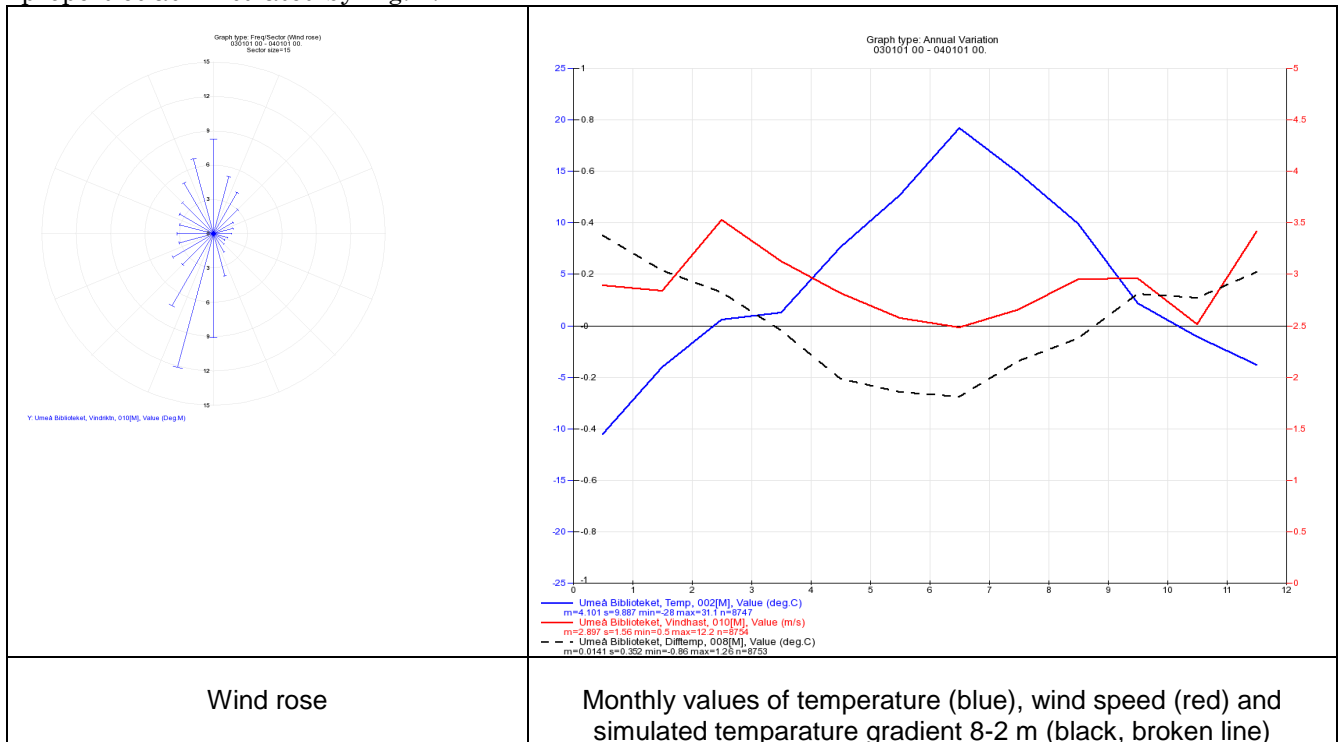


Fig. 2.1 Meteorological conditions during 2003, based on data from Umeå airport

The Airviro meteorological preprocessor requires temperature difference, i.e. the temperature gradient close to the ground (typically between 8 and 2 m height). As such data were not available, they had to be calculated from other meteorological variables, e.g. cloud cover and wind speed.

### 12.3 Emissions

The hourly data was exported from SIMAIR 2005, with traffic updated by Umeå University. Note that SIMAIR separates only between traffic (399 ton/year) and other sources (369 ton/year). From Umeå Energi the emission data for 2007 can be converted to 2005 by comparing the heat generated (see Table 3.2), yielding 159 ton/year of NOx.

**Table. 3.1 Emissions for Ålidhemsverket**

Producerad värme GWh													
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Avfall	193,6	189	194,1	217,5	212,8	329,4	438,8	452,6	519,7	469,5	469,2	413,5	378,6
Biobränsle	155,6	157,4	162,1	166,3	186,6	114,7	122,1	149,6	180,4	187,7	199,7	312,6	334,9
Olja	48,9	86	58,7	82,9	91,8	50,5	91,9	77,4	91,1	83,7	67,2	96,8	37,2
Värmepump	214,7	218,6	208	206,7	211,7	161,6	146	131,6	119,5	143	150,2	119,2	133,9
El	96,7	85,3	70,4	79,7	100,6	93,7	43,5	31,8	2,7	14,9	13,7	3,9	71,2
Köpt värme	0	0	0	25,5	32,5	30	39,5	40,3	41,8	42,9	45,6	29,9	7,5
<b>Summa</b>	<b>709,5</b>	<b>736,3</b>	<b>693,3</b>	<b>778,6</b>	<b>836</b>	<b>779,9</b>	<b>881,8</b>	<b>883,3</b>	<b>955,2</b>	<b>941,7</b>	<b>945,6</b>	<b>975,9</b>	<b>963,3</b>

Produktion och utsläpp från fjärrvärmeverksamheten 2007						
Energikälla	Typ	Produktion (GWh)	SO2 (ton)	NOx (ton)	CO2 fossilt(kton)	Stoft (ton)
Avfall	Värme	378,6	2,4	35,0	31,2	0,5
Avfall	El	81,3	0,6	9,6	8,5	0,1
Biobränsle	Värme	334,9	50,2	142,3	33,1	74,3
Olja	Värme	71,2	30,4	32,9	23,4	1,3
Värmepumpar	Värme	133,9				
El	Värme	37,2				
<b>Summa Värme</b>		<b>955,8</b>	<b>83,0</b>	<b>210,2</b>	<b>87,7</b>	<b>76,1</b>
<b>Summa El</b>		<b>81,3</b>	<b>0,6</b>	<b>9,6</b>	<b>8,5</b>	<b>0,1</b>

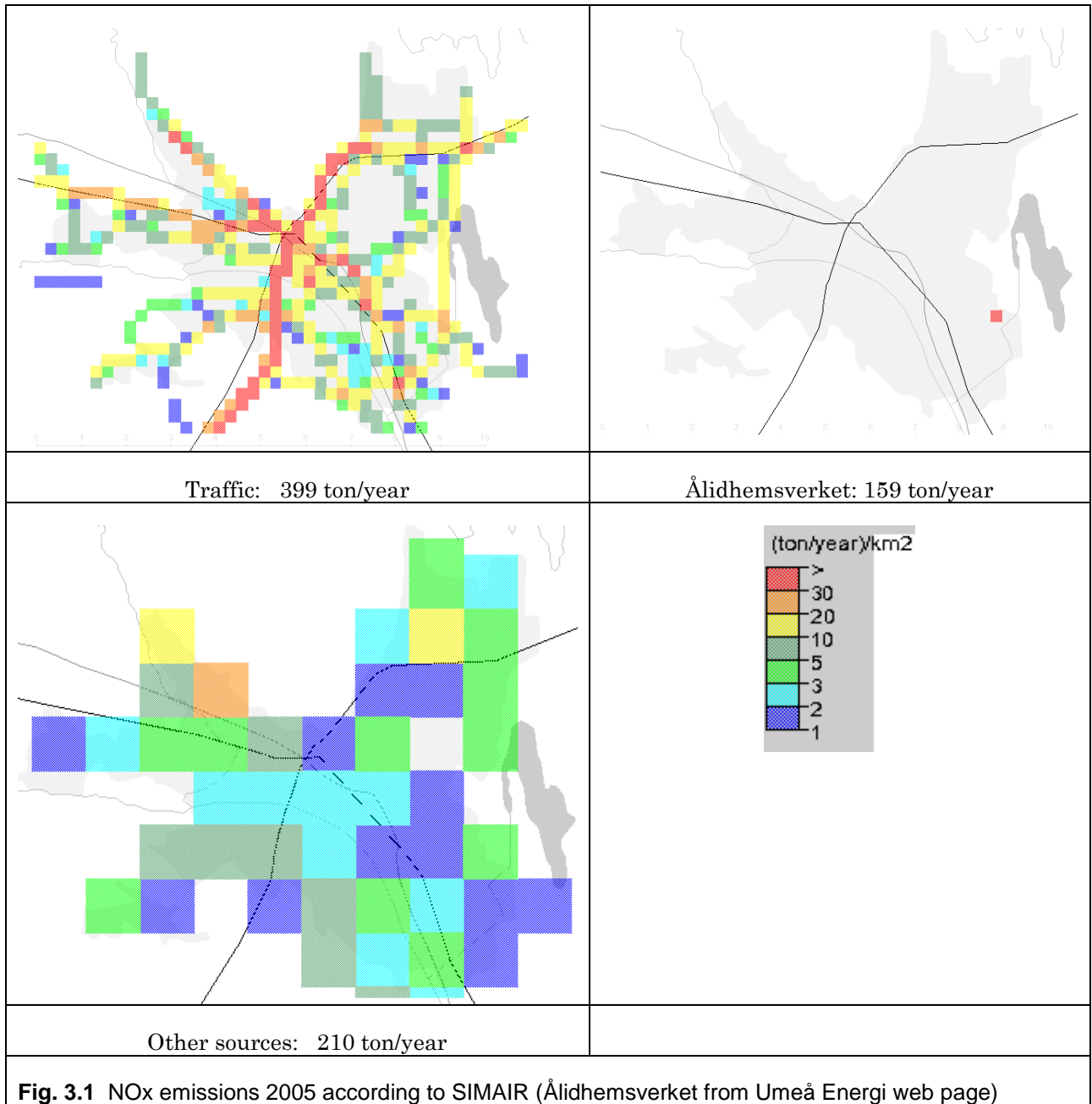
  

Utsläpp per producerad energienhet värme (g/KWh)	0,09	0,22	91,7	0,08
Utsläpp per producerad energienhet el (g/KWh)	0,008	0,12	104,9	0,002

**Table. 3.1 Emissions calculated for Ålidhemsverket**

From Umeå Energi's web page:					
(ton/year)	2007	2005			
Waste	35	43	ton/year		
Biobränsle	142.3	85			
Olja	32.9	31			
		159.3	ton/year =	5.0	g/s

The spatial distribution of the emissions is shown in Fig. 1. The spatial distribution of other sources (SIMAIR) is based on SMED geographically distributed emissions and include all sources except for traffic. As we have a value of the point source Ålidhemverket, a subtraction of the SIMAIR other sources is required. The displayed distribution, however, does not show any sign that the specific location of the Ålidhemverket source was taken into account in the SMED spatial distribution. Hence we subtracted all grid cell sources with a percentage so that in our dispersion calculation “other sources” and the Ålidhemverket point source together sum up to the 369 ton/year given by SIMAIR.



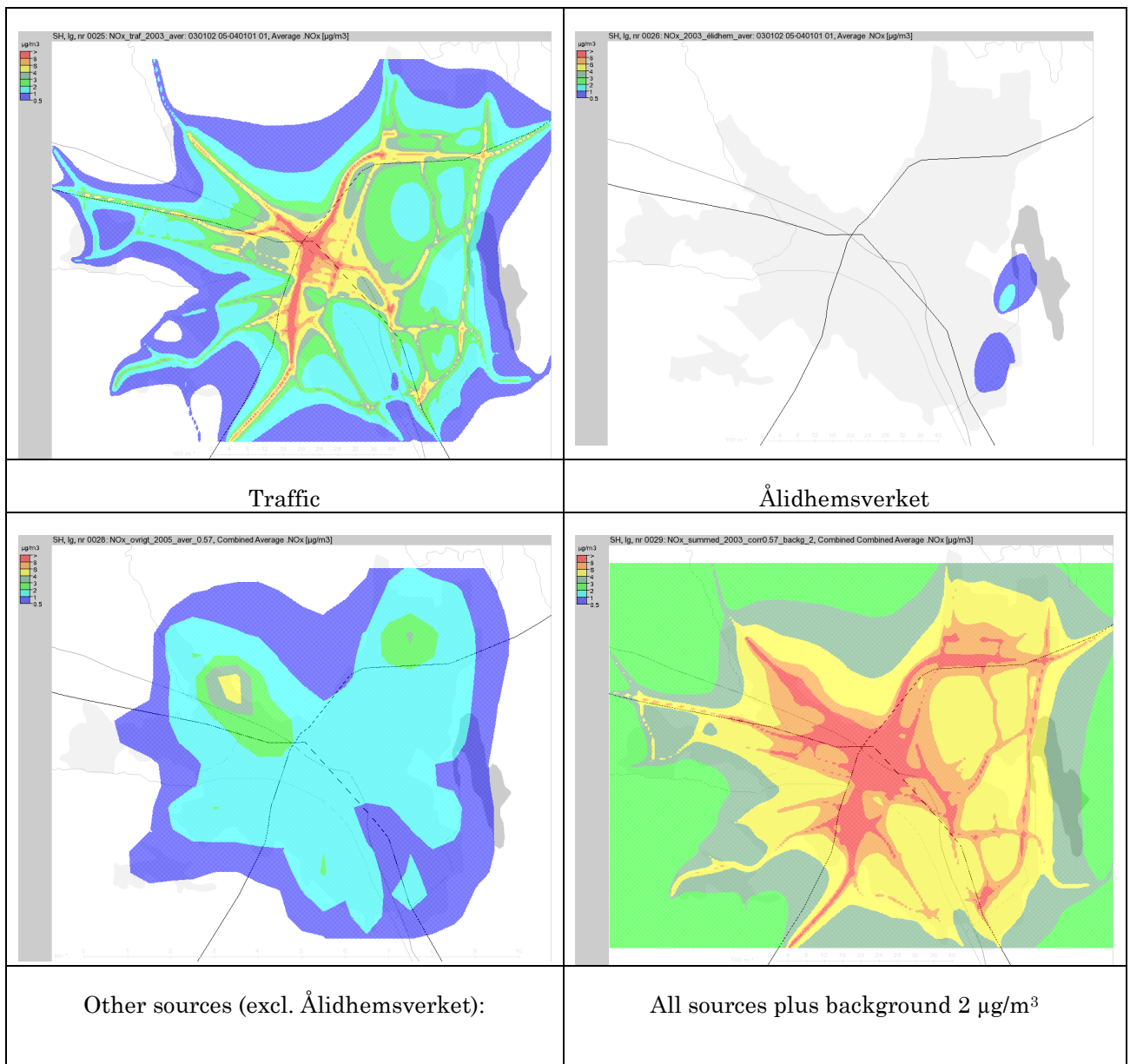
### 12.4 Dispersion simulations

The simulated annual averages of NO<sub>x</sub> concentrations are displayed in Fig. 4.1, separating traffic, Ålidhemsverket and other sources. A regional background of 2 µg/m<sup>3</sup> is assumed for NO<sub>x</sub> (from SIMAIR NO<sub>2</sub> levels).

Umeå University has sent NO<sub>x</sub> passive tube data from the winters of 2003 and 2003/2004, in total data from 31 stations sampled during 6 week long campaigns:

**Table 4.1** Passive tube campaigns performed

<i>Campaign</i>	<i>From</i>	<i>To</i>
1	2003-02-10	2003-02-17
2	2003-03-17	2003-03-24
3	2003-10-22	2003-10-29
4	2003-12-11	2003-12-18
5	2004-02-02	2004-02-09
6	2004-03-29	2004-04-05



**Fig. 4.1** NOx concentrations annual average 2005

The passive tube campaigns were all taken during wintertime, when higher pollution levels are expected. Taking the average of all data from Biblioteket passive tubes indicate  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . At the same location there is a continuous NO<sub>x</sub> monitor from which all year around data from 2003 and 2006 give an average of  $22.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . A way of normalizing passive tube data to reflect all season annual averages is thus to multiply all data with a factor  $22.4/50$ , indicating that annual NO<sub>x</sub> averages are about 45% of wintertime NO<sub>x</sub> levels<sup>1</sup>. This conversion has been made in Table 4.2, column titled "**45% monitor**".

A comparison between the simulated local contribution of NO<sub>x</sub> levels and the converted annual NO<sub>x</sub> average determined from the monitors shows that the simulated values are considerably lower. Monitored hourly NO<sub>x</sub> values at Bibliotekstaket show that rised monitored average is due to rather few, but extremely high NO<sub>x</sub> values during wintertime episodes, situations which the current dispersion model can not handle. An adjustment of the simulated local contribution, using a constant factor chosen so that simulated and monitored levels at Bibliotekstaket become similar, is suggested.

Multiplication of the simulated local NO<sub>x</sub> contribution with a factor 3.45 makes simulated values become quite similar to passive tube data (Table 4.2, left side). One or possibly two of the measured averages, those at V Esplanaden and Bågengaraget, may show impact of local traffic (L Modig, pers comm.) that has a spatial scale below that of the model (grid size 50x50 m). Eliminating those two outliers, there is a rather satisfactorily spatial similarity between simulated and monitored NO<sub>x</sub> levels (Fig. 4.2, right side).

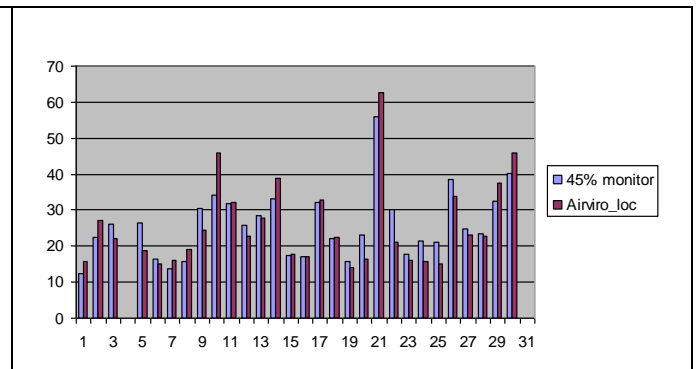
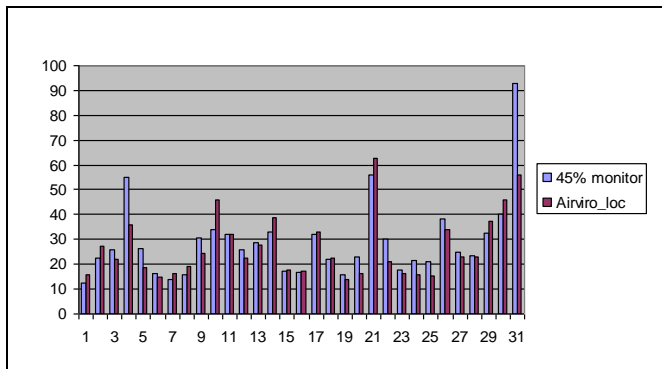
Such a multiplication may seem hard to defend, but the problem our current models have to give a realistic response to the very strong wintertime inversions in Umeå has been well documented. What we do with the adjustment is saying that the dispersion model results are poor in absolute levels, but fairly well describing the spatial distribution. The good correlation of the right side of Fig. 4.2 supports this adjustment procedure. The adjusted concentrations are displayed in Fig. 4.3.

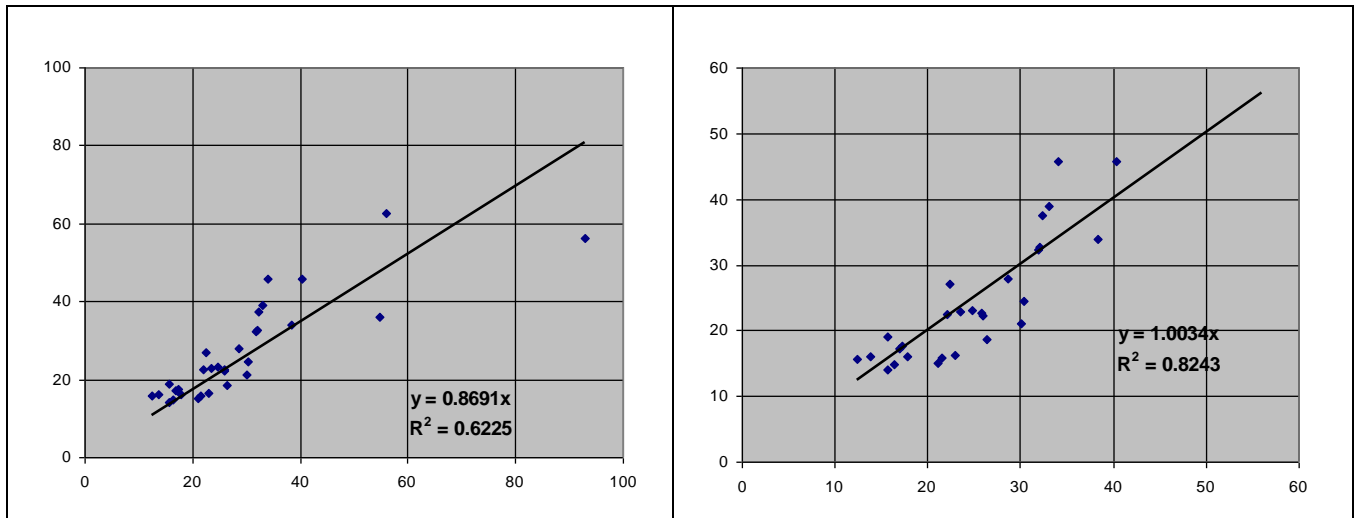
**Table 4.2** Results of adjusting simulated NO<sub>x</sub> concentrations (2 outliers marked in yellow)

---

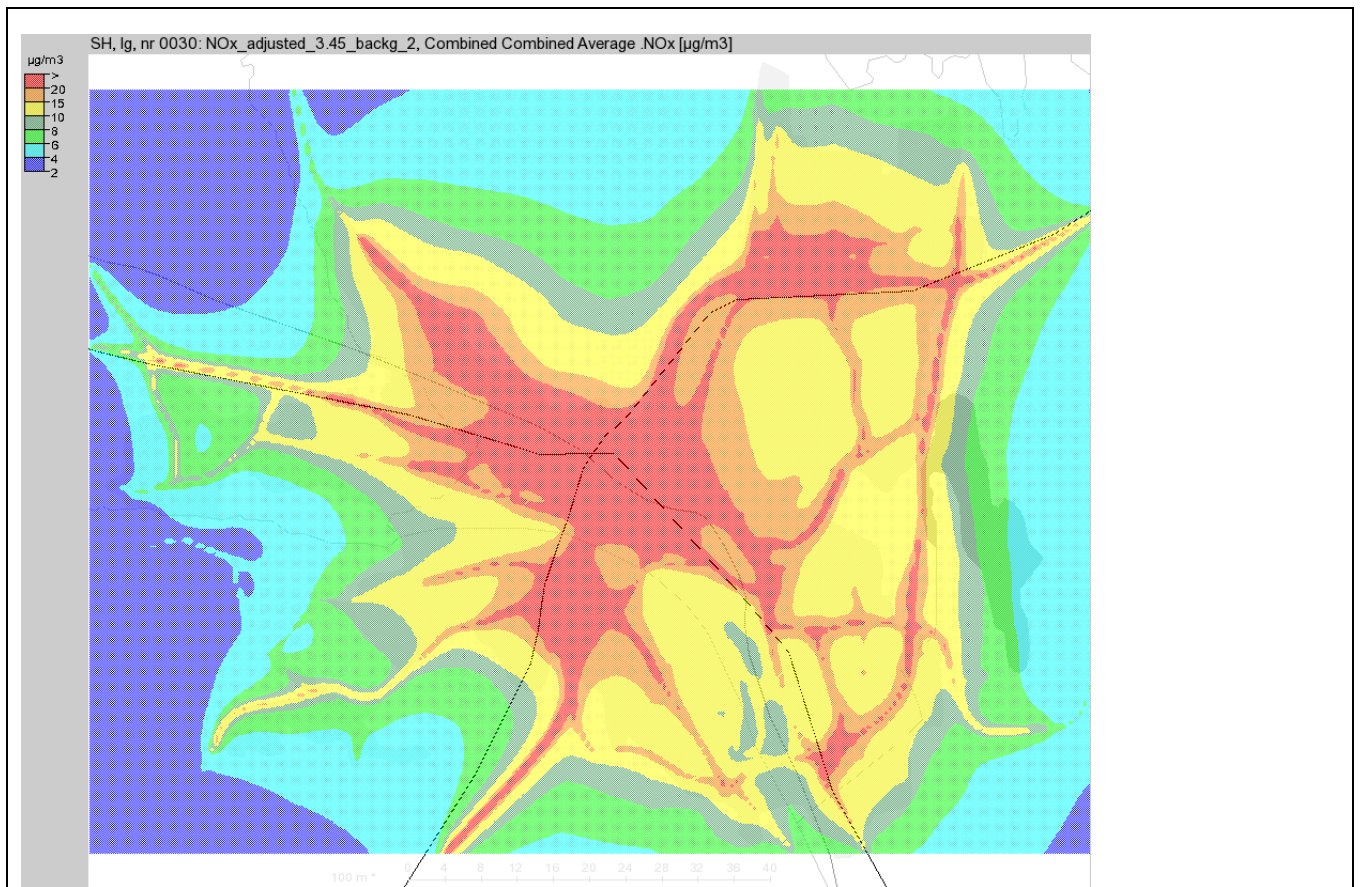
<sup>1</sup> Sentence corrected 2009-09-07

Location	x	y	monitor	45% monitor	2.0 +Airv_loc * 3.45	Airviro_loc
Berghem	1721340	7087994	28	12.4	16	4.0
Bibliotekstaket	1719494	7087625	50	22.4	27	7.3
Brogatan	1718782	7087643	58	26.0	22	5.9
Bågengaraget	1719583	7087861	123	54.9	36	9.9
Carlshem 1	1722549	7085637	59	26.4	19	4.8
Carlshem 2	1722607	7085650	37	16.4	15	3.8
Carlshem 3	1722477	7085752	31	13.8	16	4.1
Carlshem 4	1722467	7085612	35	15.7	19	4.9
Dragonfältet	1718789	7088127	68	30.4	25	6.5
Haga 1	1719629	7088629	76	34.1	46	12.7
Haga 2	1719778	7088670	71	31.9	32	8.8
Haga 3	1719988	7088516	58	25.8	23	6.0
Haga 4	1720106	7088480	64	28.6	28	7.5
Hissjövägen	1719442	7088246	74	33.1	39	10.7
Kinabron	1722731	7087940	39	17.3	18	4.5
konsthögskolan	1720241	7086965	38	17.0	17	4.4
Nolia	1717997	7088454	71	32.0	33	8.9
Nybygge vid östra	1720563	7087682	49	22.1	22	5.9
Nydalahöjd	1722644	7087983	35	15.7	14	3.5
Obbolavägen	1720405	7084753	51	23.0	16	4.2
Parkgatan	1719218	7087997	125	56.0	63	17.6
Rödäng/grubbe 1	1716739	7088698	67	30.1	21	5.5
Rödäng/grubbe 2	1716870	7088729	40	17.8	16	4.1
Rödäng/grubbe 3	1716882	7088150	48	21.6	16	4.0
Rödäng/grubbe 4	1716747	7088594	47	21.0	15	3.8
sandbacka 1	1720025	7089579	86	38.4	34	9.3
sandbacka 2	1720105	7089643	55	24.7	23	6.1
sandbacka 3	1720521	7089577	52	23.5	23	6.1
Teg kv Bågen	1718815	7086887	72	32.4	38	10.3
Teg ullas blommor	1718900	7086869	90	40.3	46	12.7
V-espl	1719070	7087718	208	93.0	56	15.7





**Fig 4.2** Comparison monitored and adjusted model results (left all data, right excluding 2 locations)



**Fig 4.3** Final results of dispersion modelling, after adjustment and comparison with monitored data.





**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP  
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

**106 91 STOCKHOLM**

**Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-674 72 39**