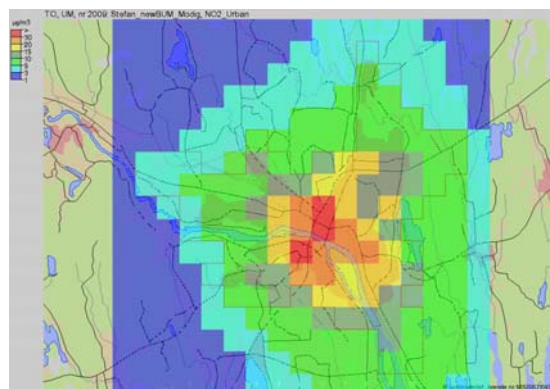


## Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM

Stefan Andersson, Gunnar Omstedt och Lennart Robertson



Pärmbilden visar mätstationen vid Stadsbiblioteket i Umeå samt simuleringar av NO<sub>x</sub>-halter i Umeå tätort med BUM.

METEOROLOGI Nr 142, 2010

## Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM

Stefan Andersson, Gunnar Omstedt och Lennart Robertson



## **Förord**

Detta projekt har delfinansierats av Energimyndigheten (Projekt nr 21825-5).

Tack till Ruwim Berkowicz vid NERI i Danmark för värdefulla synpunkter och förslag angående parametriseringen av den vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$ .



# Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare		Report number/Publikation	
Swedish Meteorological and Hydrological Institute S-601 76 NORRKÖPING Sweden		SMHI Meteorologi nr 142	
		Report date/Utgivningsdatum	
		August 2010	
Author (s)/Författare			
Stefan Andersson, Gunnar Omstedt and Lennart Robertson			
Title (and Subtitle/Titel)			
Sensitivity analysis, improvements and validation of SIMAIR's urban dispersion model BUM			
Abstract/Sammandrag			
<p>The urban background dispersion model, BUM, used in the SIMAIR-system, is a simple trajectory model for evaluation of Air Quality in urban areas on 1 x 1 km spatial resolution. The urban contribution to concentrations in a receptor point is calculated from the emission sources in an upstream influence area whose size is dependent on the wind speed.</p> <p>This simple and attractive concept enables fast model calculations and the model is applied for more than 100 Swedish towns within SIMAIR. However, comparison with measured concentrations has shown that BUM underestimates levels of NO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub>, especially for towns in northern Sweden. The reason for this is probably meteorological, i.e. it exemplifies the difficulties in describing the dispersion of air pollutants during strong stable atmospheric conditions.</p> <p>This problem has previously been solved by a statistical method (regression analysis), to adjust the calculations against measurements for towns in northern Sweden. The result of this method has varied widely; for some urban areas the result has been good while the correlation between measured and calculated concentrations has been lower for others.</p> <p>The aim of this study is, through a sensitivity analysis, to examine the parameters of the model that most significantly affect the levels of NO<sub>2</sub>, and subsequently improve the parametrization of these during stable atmospheric conditions. Furthermore, the results are validated against measurements from 13 urban areas in Sweden.</p> <p>According to the sensitivity analysis, it is the parametrization of the vertical dispersion parameter <math>\sigma_z</math> that most affects the levels of NO<sub>2</sub>. A new parametrization, which takes into account the stability, is introduced for urban areas outside major cities. This generally raises the concentrations with several <math>\mu\text{g m}^{-3}</math> on annual basis and 10's <math>\mu\text{g m}^{-3}</math> for 98-percentile daily mean concentration. Furthermore, a correction of the meteorology (from Mesan) is introduced used in the calculations of BUM, for the meteorology to represent more urban (rough) conditions.</p> <p>The improvements of BUM lead to a better consistency between the model and the measurements. Generally, the correlation between the calculated and the measured concentrations of NO<sub>2</sub> increases, and the time variation of concentrations is better captured in the model. Annual averages, and especially 98-percentile daily- and hourly mean value, are better reproduced in the improved version of BUM; when compared to measured concentrations, 37 % of data points are within <math>\pm 50</math> % for the original BUM while the corresponding results for the new BUM is 95 %. However, the new BUM model still doesn't succeed, for all towns in northern Sweden, to fully reproduce the highest daily and hourly peaks of concentrations.</p> <p>In comparison with the original BUM climate corrected concentrations (in northern Sweden), the correlation between calculated and measured concentrations is higher for the new BUM, especially in terms of annual average, correlation coefficient and coefficient of variation.</p>			
Key words/sök-, nyckelord			
Air Quality, NO <sub>2</sub> , urban background model, parametrization of $\sigma_z$ , z <sub>0</sub> -correction of meteorology			
Supplementary notes/Tillägg		Number of pages/Antal sidor	Language/Språk
		37	Swedish
ISSN and title/ISSN och titel			
0283-7730 SMHI Meteorologi			
Report available from/Rapporten kan köpas från:			
SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden			





## Sammanfattning

Den urbana spridningsmodellen BUM, som används inom SIMAIR-systemet, är en enkel trajektoriemodell för beräkning av luftkvalitet i tätorter om 1 x 1 km, där haltbidrag beräknas utifrån emissionskällor i ett uppströms influensområde vars storlek är beroende av bland annat vindhastigheten.

Det enkla och attraktiva konceptet möjliggör snabba modellberäkningar och modellen tillämpas i dagsläget för mer än 100 tätorter inom ramen för SIMAIR. Emellertid har jämförelser med uppmätta halter visat att BUM underskattar halterna av NO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub>, i synnerhet för orter i norra Sverige. Förklaringen till detta torde huvudsakligen vara meteorologisk, dvs. det exemplifierar svårigheterna i att beskriva spridningen av luftföroreningar under starkt stabila atmosfäriska förhållanden.

Denna problematik har tidigare lösts med en statistisk metod (regressionsanalys) för att anpassa beräkningarna mot mätdata för tätorter norr om Dalälven. Resultatet av denna metodik har dock varierat stort; för några tätorter har det fungerat tillfredställande, medan överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter har varit sämre för andra.

Syftet med denna studie är att genom en känslighetsanalys undersöka vilka parametrar i modellen som påverkar halterna mest och därefter förbättra parametreringen av dessa under stabila atmosfäriska förhållanden. Vidare valideras resultatet genom jämförelser med mätdata från 13 tätorter i Sverige.

Enligt känslighetsanalysen är det formuleringen av den vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$  som i särklass påverkar halten av NO<sub>2</sub> mest. En ny parametrering, som tar hänsyn till stabiliteten, införs vid beräkningen av  $\sigma_z$  för tätorter utanför storstäderna, vilket generellt höjer halterna av NO<sub>2</sub> med storleksordningen några  $\mu\text{g m}^{-3}$  på årsbasis och tiotalet  $\mu\text{g m}^{-3}$  för 98-percentils dygnsmedelvärde. Vidare införs en korrektion av meteorologin (från Mesan) som används vid beräkningarna i BUM, så att meteorologin ska representera mer urbana (skrovligare) förhållanden.

Förbättringarna av BUM leder till att överensstämmelsen med mätdata ökar. Korrelationen mellan beräknade och uppmätta halter av NO<sub>2</sub> ökar överlag och tidsvariationen av halter fångas bättre i modellen (vilket leder till att variationskoefficienten CoV för beräknade respektive uppmätta halter stämmer bättre överens). Årsmedelhalter och i synnerhet 98-percentils dygns- och timmedelvärde reproduceras bättre i nya BUM; vid jämförelse med uppmätta halter är 37 % av datapunkterna inom  $\pm 50$  % för BUM original medan motsvarande siffra för nya BUM är 95 %. Modellen lyckas dock fortfarande inte, för vissa tätorter i norra Sverige, fullt ut reproducera de allra högsta dygns- och timvisa halterna.

I jämförelse med BUM originals klimatkorrigerade halter (i norra Sverige) är generellt överensstämmelsen mellan beräkningar och mätdata bättre för nya BUM, i synnerhet vad gäller årsmedelvärde, korrelationskoefficient och variationskoefficient.



## Abstract

The urban background dispersion model, BUM, used in the SIMAIR-system, is a simple trajectory model for evaluation of Air Quality in urban areas on 1 x 1 km spatial resolution. The urban contribution in a receptor point is calculated from the emission sources in an upstream influence area whose size is dependent on the wind speed.

This simple and attractive concept enables fast model calculations and the model is applied for more than 100 Swedish towns within SIMAIR. However, comparison with measured concentrations has shown that BUM underestimates levels of NO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub>, especially for towns in northern Sweden. The reason for this is probably meteorological, i.e. it exemplifies the difficulties in describing the dispersion of air pollutants during strong stable atmospheric conditions.

This problem has previously been solved by a statistical method (regression analysis), to adjust the calculations against measurements for towns in northern Sweden. The result of this method has varied widely; for some urban areas the result has been good while the correlation between measured and calculated concentrations has been lower for others.

The aim of this study is, through a sensitivity analysis, to examine the parameters of the model that most significantly affect the levels of NO<sub>2</sub>, and subsequently improve the parametrization of these during stable atmospheric conditions. Furthermore, the results are validated against measurements from 13 urban areas in Sweden.

According to the sensitivity analysis, it is the parametrization of the vertical dispersion parameter  $\sigma_z$  that most affects the levels of NO<sub>2</sub>. A new parametrization, which takes into account the stability, is introduced for urban areas outside major cities. This generally raises the concentrations with several  $\mu\text{g m}^{-3}$  on annual basis and 10's  $\mu\text{g m}^{-3}$  for 98-percentile daily mean concentration. Furthermore, a correction of the meteorology (from Mesan) is introduced used in the calculations of BUM, for the meteorology to represent more urban (rough) conditions.

The improvements of BUM lead to a better consistency between the model and the measurements. Generally, the correlation between the calculated and the measured concentrations of NO<sub>2</sub> increases, and the time variation of concentrations is better captured in the model. Annual averages, and especially 98-percentile daily- and hourly mean value, are better reproduced in the improved version of BUM; when compared to measured concentrations, 37 % of data points are within  $\pm 50$  % for the original BUM while the corresponding results for the new BUM is 95 %. However, the new BUM model still doesn't succeed, for all towns in northern Sweden, to fully reproduce the highest daily and hourly peaks of concentrations.

In comparison with the original BUM climate corrected concentrations (in northern Sweden), the correlation between calculated and measured concentrations is higher for the new BUM, especially in terms of annual average, correlation coefficient and coefficient of variation.



# Innehållsförteckning

<b>1. Inledning</b> .....	<b>1</b>
<b>2. Syfte</b> .....	<b>2</b>
<b>3. Metod</b> .....	<b>2</b>
3.1 Beskrivning av modellen .....	2
<b>4. Känslighetsanalys</b> .....	<b>4</b>
<b>5. Införda förbättringar i BUM</b> .....	<b>6</b>
5.1 Lägsta vindhastighet .....	6
5.2 Höjd för beräkningarna av spridningsparametrar .....	6
5.3 Lägsta gräns för vertikala turbulensparametern $\sigma_w$ .....	7
5.4 Ny lägre höjd, $h_0$ , på det välomblandade skiktet .....	7
5.5 Anpassning av meteorologi till urbana förhållanden .....	7
5.5.1 Korrigering av $z_0$ , $u^*$ , $u$ och $L$ från landsbygd till stad .....	7
5.5.2 Exempel på jämförelse med mätningar .....	9
5.6 Parametrisering av vertikala spridningsparametern $\sigma_z$ .....	10
5.6.1 Danska UBM-modellen .....	10
5.6.2 BUM (original) .....	11
5.6.3 Dispersion .....	11
5.6.4 Jämförelse mellan de olika parametriseringarna av $\sigma_z$ .....	12
5.6.5 Införande av stabilitetsparametrisering i $\sigma_z$ för nya BUM .....	13
<b>6. Jämförelse med mätdata</b> .....	<b>14</b>
<b>7. Diskussion</b> .....	<b>19</b>
<b>8. Slutsatser</b> .....	<b>21</b>
8.1 Känslighetsanalys .....	21
8.2 Införda förbättringar .....	21
8.3 Jämförelser med mätdata .....	21
<b>Referenser</b> .....	<b>23</b>
<b>Appendix A</b> .....	<b>24</b>



# 1. Inledning

Sveriges läge i norra Europa, med kallt nordiskt klimat, inverkar på luftkvaliteten i regionen. Det kalla klimatet som vintertid präglas av många tillfällen med stark stabil skiktning och markinversioner, ger upphov till höga halter av luftföroreningar eftersom medelvinden och den turbulenta omblandningen, och därigenom utspädningen, under dessa tillfällen är låg. Vid utvecklingen av spridningsmodeller är det därför synnerligen viktigt att ha en god beskrivning av spridningen under tillfällen med stabil skiktning.

Den urbana spridningsmodellen BUM är en enkel trajektoriemodell för beräkning av urbana haltbidrag i tätorter, där beräkningarna görs med en upplösning om 1 x 1 km. Dess förlaga är utvecklad i Danmark (Berkowicz, 2000) och en svensk variant har tagits fram som har implementerats i SIMAIR-systemet (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2010). BUM beräknar haltbidrag i tätorter utifrån emissionskällor i ett uppströms influensområde vars storlek är beroende av vindhastigheten; vid låga vindhastigheter görs influensområdet större för att ta hänsyn till vindriktningsfluktuationer.

Validering av SIMAIR mot mätdata (Andersson och Omstedt, 2009) har visat att BUM återger representativa halter för PM10 och bensen, men att halterna av kvävedioxid underskattas systematiskt, med störst avvikelse för orter i norra Sverige. Förklaringen till detta ansågs huvudsakligen vara meteorologisk, dvs. det exemplifierar svårigheterna i att beskriva spridningen av luftföroreningar under starkt stabila förhållanden.

Tidigare har denna problematik lösts genom en statistisk metod (regressionsanalys), kallad klimatkorrigering, för att anpassa modellberäkningarna av NO<sub>x</sub> mot mätdata, vilken har tillämpats för tätorter norr om Dalälven (metodiken beskrivs mer utförligt i Andersson och Omstedt, 2009). Detta har gett goda resultat för bland annat Umeå och Sundsvall, men för andra tätorter har metodiken visat sig riskera att ge stor överskattning av halterna.

Arbetet inom ramen för detta projekt har varit att utföra en känslighetsanalys av BUM-modellen och förbättra parametreringen av spridningen under stabila förhållanden samt anpassa meteorologin som används i modellen till urbana förutsättningar. I Avsnitt 2 presenteras syftet med projektet, i Avsnitt 3 finns en beskrivning av modellen och känslighetsanalys utförs i Avsnitt 4. Avsnitt 5 beskriver de införda förbättringarna i modellen och i Avsnitt 6 jämförs beräkningarna med mätdata. Slutligen, i Avsnitt 7 och 8, presenteras och diskuteras slutsatserna.

## 2. Syfte

Syftet med projektet är att vidareutveckla den urbana spridningsmodellen i SIMAIR för att förbättra beräkningen av urbana bakgrundshalter under stabila atmosfäriska förhållanden, samt att anpassa meteorologin så att beräkningarna motsvarar urbana förhållanden. Detta genom:

- Känslighetsanalys av spridningsmodellen för att undersöka vilka parametrar som har störst betydelse för halterna av kvävedioxid.
- Införa parametrering i modellen som tar hänsyn till stabiliteten.
- Införa förbättringar i beräkningen av de meteorologiska processer som påverkar spridningen av luftföroreningar i modellen för att representera urbana förhållanden.

## 3. Metod

### 3.1 Beskrivning av modellen

Det urbana bakgrundsbidraget i SIMAIR beräknas med hjälp av en enkel urban modell, BUM, liknande den som utvecklats för Köpenhamn (Berkowicz, 2000). 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 med 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 1.

Sammanvägningen av emissioner inom influensområdet viktas med avståndet mellan emission och receptorpunkt enligt följande formulering:

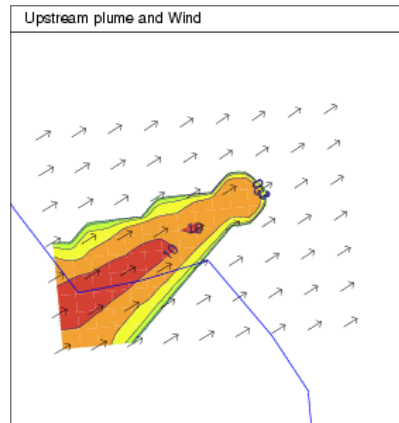
$$\left\{ \begin{array}{l} C = \frac{1}{2\Delta\theta} \int_{-\Delta\theta}^{\Delta\theta} \int_0^x f(\theta) \frac{Q(x, \theta)}{u\sigma_z(x)} dx d\theta \\ f(\theta) = \sin\left(\pi \frac{\Delta\theta + \theta}{2\Delta\theta}\right) \end{array} \right. \quad (1)$$

där  $C$  är koncentrationen,  $u$  vindhastigheten,  $x$  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



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

vilket betyder att  $\Delta\theta$  går från  $57^\circ$  då vindhastigheten är låg ( $0.5 \text{ m s}^{-1}$ ) till  $14^\circ$  då vindhastigheten är hög ( $>2 \text{ m s}^{-1}$ ).



**Figur 1.** 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:

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

där  $h_0$  är höjden på det välomblandade skiktet, ca medelhöjden (satt till 20 m i originalversionen av BUM).

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,  $f(\theta)$ , som är transversell mot trajektorians riktning, lägger större vikt vid emissioner längs centrumlinjen än vid influensfunktionens rand.

## 4. Känslighetsanalys

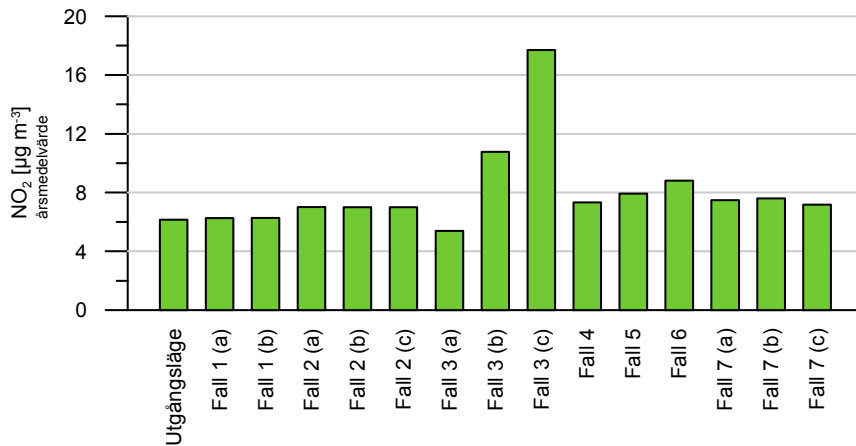
Utgångspunkten för känslighetsanalysen av BUM är att ändra en parameter i taget i syfte att urskilja vilka parametrar i modellberäkningen som får störst utslag på halten av NO<sub>2</sub>. Platsen som har studerats i känslighetsanalysen är Umeå tätort, eftersom halterna i norra Sverige traditionellt sett har underskattats mest samt att det i Umeå, vid Stadsbibliotekets tak, finns bra mätningar att jämföra modellberäkningarna med. Beräkningarna görs därför för Umeå centrum vid Stadsbiblioteket, med användandet av emissioner och meteorologi för år 2005.

I Tabell 1 och Figur 2 visas resultatet för känslighetsanalysen för BUM i Umeå. Beräknade halter av NO<sub>2</sub> är gjorda för januari månad år 2005 efter modifiering av olika parametrar (januari månad är en av de månader med högst halter av NO<sub>2</sub> i Umeå). Höga punktkällor är ej inkluderade, dvs. beräkningarna innefattar enbart emissioner från markutsläpp (huvudsakligen vägtrafik och småskalig biobränsleeldning).

Enligt känslighetsanalysen är den vertikala spridningsparametern,  $\sigma_z$ , den parameter som i särklass ger störst utslag på halterna av NO<sub>2</sub> (Fall 3), varför projektet kommer att inriktas på att förbättra parametreringen av denna. En annan förbättring som också ger stort utslag är anpassning av meteorologiska parametrar till urbana förhållanden (Fall 6). Influensområdets storlek (Fall 7) har viss betydelse för halterna av NO<sub>2</sub>, men utslaget är inte lika stort som för den vertikala spridningsparametern. Den nedre gränsen för gränsskiktets höjd  $h_{mix}$  (Fall 2) påverkar också halterna. Däremot, om en övre gräns sätts är påverkan försumbar.

**Tabell 1.** Känslighetsanalys av BUM för olika fall med modifiering av en parameter i taget (i parentes anges förändringen av halt i förhållande till utgångsläget). Halterna avser urbant bidrag av NO<sub>2</sub>. Beräkningarna är gjorda för Umeå Stadsbibliotek med användandet av emissioner, meteorologi och regionala bakgrundshalter (från MATCH) för år 2005. Observera att beräkningarna i BUM här enbart innefattar emissioner från markutsläpp.

Fall	Beskrivning	Medel NO <sub>2</sub> [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	98%-il timmedelvärde NO <sub>2</sub> [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]
Utgångsläge	BUM original	<b>6.15</b>	<b>17.58</b>
Fall 1 (a)	$u_{\text{min}}=0.5 \text{ m s}^{-1}$	<b>6.26</b> (+0.12)	<b>18.57</b> (+0.99)
Fall 1 (b)	$u_{\text{min}} = 0.2 \text{ m s}^{-1}$	<b>6.28</b> (+0.13)	<b>19.20</b> (+1.62)
Fall 2 (a)	$h_{\text{mix}} = 75 \text{ m}$	<b>7.01</b> (+0.86)	<b>23.19</b> (+5.61)
Fall 2 (b)	$75 \leq h_{\text{mix}} \leq 150 \text{ m}$	<b>7.00</b> (+0.86)	<b>23.19</b> (+5.61)
Fall 2 (c)	$75 \leq h_{\text{mix}} \leq 300 \text{ m}$	<b>7.00</b> (+0.86)	<b>23.19</b> (+5.61)
Fall 3 (a)	$\sigma_z = \text{konstant} = 50$	<b>5.39</b> (-0.76)	<b>16.92</b> (-0.66)
Fall 3 (b)	$\sigma_z = \text{konstant} = 20$	<b>10.78</b> (+4.63)	<b>32.72</b> (+15.14)
Fall 3 (c)	$\sigma_z = \text{konstant} = 10$	<b>17.70</b> (+11.55)	<b>44.77</b> (+27.19)
Fall 4	$z=10 \text{ m}$	<b>7.33</b> (+1.18)	<b>27.87</b> (+10.29)
Fall 5	$z_0 = 0.2 \text{ m}$	<b>7.93</b> (+1.78)	<b>29.77</b> (+12.19)
Fall 6	$z_0$ -, $ff$ -, $u$ - & $L$ -korrigerig	<b>8.81</b> (+2.66)	<b>35.16</b> (+17.58)
Fall 7 (a)	$\theta = \Delta\theta/2$	<b>7.48</b> (+1.33)	<b>28.33</b> (+10.75)
Fall 7 (b)	$\theta = \Delta\theta/10$	<b>7.60</b> (+1.45)	<b>28.40</b> (+10.82)
Fall 7 (c)	$\theta = 2 \cdot \Delta\theta$	<b>7.18</b> (+1.03)	<b>26.51</b> (+8.73)



**Figur 2.** Känslighetsanalys för BUM-beräkningar av NO<sub>2</sub>-halter vid Stadsbiblioteket i Umeå. Visualisering av Tabell 1.

## 5. Införda förbättringar i BUM

Validering av SIMAIR mot mätdata (Andersson och Omstedt, 2009) har visat att BUM underskattar NO<sub>2</sub>-halter i orter i främst norra Sverige, men även till viss del i södra Sverige. Därför har förbättringar införts i BUM, vilka kortfattat kan sammanfattas som följer:

- 1) En ny lägre gräns för vindhastighet har valts (från tidigare 1.0 till 0.5 m s<sup>-1</sup>).
- 2) Beräkningarna av spridningsparametrar har anpassats för att gälla för en höjd på 10 m (från tidigare ca 120 m).
- 3) Ny lägre gräns för vertikala turbulensparametern  $\sigma_w$  (från 0.05 till 0.016 m s<sup>-1</sup>).
- 4) Ny lägre höjd på det välombländade 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 parametrisering av stabilitetsberoende för  $\sigma_z$ .

Punkt 5 och 6 enligt ovanstående är mycket betydelsefulla förbättringar och leder till markant högre halter och större överensstämmelse med mätdata. I följande avsnitt presenteras förbättringarna i mer detalj.

### 5.1 Lägsta vindhastighet

I originalutförandet av BUM finns ett villkor för lägsta vindhastighet:

$$u = \max(u_{Mesan}, 1.0) \quad (5)$$

dvs den minimala vindhastighet som tillåts är 1.0 m s<sup>-1</sup>. En sådan vindhastighet kan tyckas vara en något hög nedre gräns, varför ett lägre gränsvärde på 0.5 m s<sup>-1</sup> införs.

Känslighetsanalysen i Tabell 1 pekar dock på att detta ger marginella utslag på halterna i Umeå under januari månad år 2005, troligtvis på grund av att antalet dygn med såpass låga vindhastigheter var relativt begränsade. Dock bör ett värde på 0.5 m s<sup>-1</sup> principiellt vara lämpligare än 1.0 m s<sup>-1</sup>.

### 5.2 Höjd för beräkningarna av spridningsparametrar

Vid beräkning av spridningsparametrar i originalutförandet av BUM sattes en nivå på ca 120 meter (modellnivå 2), vilket är för högt för att kunna representera halterna i urban bakgrund i tätorter.

Denna nivå har istället ändrats till 10 m, vilket ökar medelhalterna av NO<sub>2</sub> med i snitt drygt 1 µg m<sup>-3</sup> enligt känslighetsanalysen för Umeå i Tabell 1.

### 5.3 Lägsta gräns för vertikala turbulensparametern $\sigma_w$

Vid spridningsmodellering brukar man ansätta en lägsta gräns för vertikala turbulensparametern  $\sigma_w$  för att tillåta en viss vertikal omblandning även under starkt stabila förhållanden.

I originalversionen av BUM var denna gräns satt till  $0.05 \text{ m s}^{-1}$ , men enligt Briggs (1973) (Handbook of Atmospheric Diffusion, sidan 30) rekommenderas istället  $0.016 \text{ m s}^{-1}$ , dvs följande formulering implementeras istället i nya BUM:

$$\sigma_w = \max(\sigma_w, 0.016) \quad (6)$$

Denna nya lägsta gräns för  $\sigma_w$  får relativt stor påverkan på halterna av  $\text{NO}_2$ , där dessa t.ex. beräknas öka i snitt med ca  $2.5 \mu\text{g m}^{-3}$  för Umeå under januari månad år 2005.

### 5.4 Ny lägre höjd, $h_0$ , på det välomblandade skiktet

Ett antagande vid spridningsmodellering på lokal och urban skala är att luftföreningarna anses vara välomblandade i ett skikt med höjden  $h_0$ , orsakat av skrovlighets-elementen (dvs. för urbana miljöer byggnaderna). Denna höjd kan antas vara lika med en viss representativ hushöjd, t.ex. approximativt byggnadernas medelhöjd i staden.

I BUM original sattes höjden  $h_0$  generellt till 20 meter i tätorter i Sverige. Denna höjd är förmodligen något väl tilltagen, speciellt för mindre tätorter, varför  $h_0$  istället sänks till 10 meter för de flesta små- och medelstora tätorter.

10 meter är emellertid ett lågt värde för att vara representativt för de större tätorterna i Sverige, varför andra värden dock tillämpas där (generellt 20 meter för tätorter större än 70 000 invånare).

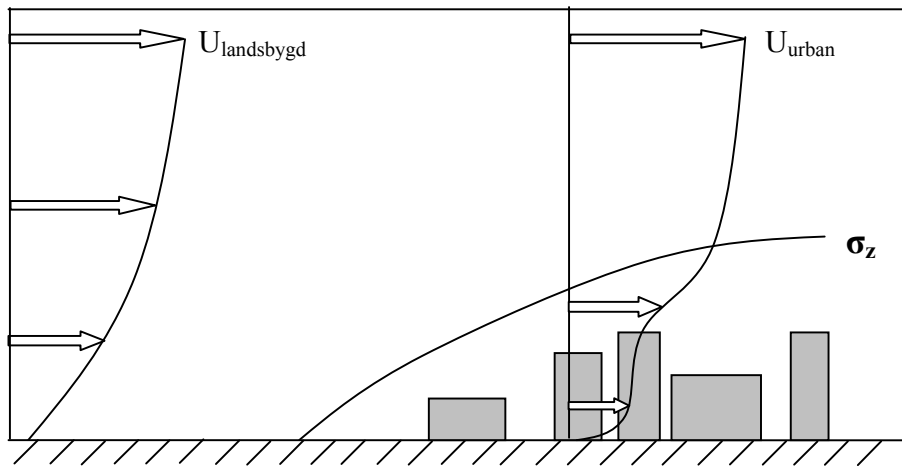
### 5.5 Anpassning av meteorologi till urbana förhållanden

#### 5.5.1 Korrigering av $z_0$ , $u^*$ , $u$ och $L$ från landsbygd till stad

De meteorologiska data som används i BUM är de data som är framtagna med systemet Mesan (Hägemark et al., 2000). Det bygger på optimal interpolationsteknik, där all tillgänglig data från synoptiska och automatiska väderstationer tillsammans med data från vädersatelliter och väderradar viktas samman för att på bästa sätt representera de rådande väderförhållandena för en viss plats och tidpunkt. Beräkningarna görs med en horisontell upplösning på  $11 \times 11 \text{ km}$ . För Umeå, t.ex., är det meteorologiska data från flygplatsen som får stor inverkan.

I standardutförandet av BUM beräknas friktionshastighet  $u^*$  och Monin-Obukovs längd  $L$  utifrån bland annat vidhastighet  $u$  och skrovlighetsparameter  $z_0$  från Mesan. De mätdata som oftast används i Mesan motsvarar förhållandena på landsbygd. Någon anpassning till

förhållanden i städer finns inte i originalversionen av BUM. Skillnaden mellan vindförhållandena på landsbygd och i en stad illustreras i Figur 3. 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.



**Figur 3.** Illustration av skillnader mellan vindhastighet på landsbygd respektive i stad.

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 vad gäller vindriktningen. Det som behövs är mätningar i höga master alternativt i master på höga byggnader i anslutning till de platser som studeras. Sådana data finns generellt inte tillgängligt, varför en subrutin istället införs i BUM där Mesan-data korrigeras för den större skrovligheten som finns inne i staden med hjälp av så kallad  $z_0$ -korrigerig.

Metodiken kan sammanfattas som följer. Parametrar från Mesan ( $z_0$ ,  $u_*$ ,  $u$  och  $L$ ) som representerar meteorologi rådande på landsbygd ska anpassas till meteorologi rådande i städer. Antag att vindhastigheten vid en viss höjd, t.ex. 100 m, är lika i landsbygd som stad dvs.

$$u(100)_{landsbygd} = u(100)_{stad} \quad (7)$$

Vinden på 100 meters höjd kan beräknas i enlighet med Monin-Obukovs similaritetsteori på följande sätt

$$u(100) = \frac{u_*}{k} \left( \ln\left(\frac{100}{z_0}\right) - \Psi_m\left(\frac{100}{L}\right) + \Psi_m\left(\frac{z_0}{L}\right) \right) \quad (8)$$

där  $k$  är von Karmans konstant och  $\Psi_m$  är stabilitetsfunktioner. Stabilitetsfunktionerna beräknas i enlighet med Dyer (1974) för instabila förhållanden ( $L < 0$ ) respektive Holtslag och Bruin (1988) för stabila förhållanden ( $L > 0$ ). För neutrala förhållanden övergår ekvation (8) till logaritmiska vindlagen, dvs.  $\Psi_m = 0$ .

Friktionshastighet samt Monin-Obukovs längd för urbana förhållanden fås via (7) och (8) med antagande om neutrala förhållanden

$$u_{*stad} = u_{*landsbygd} \cdot \frac{\ln(100/z_{0landsbygd})}{\ln(100/z_{0stad})} \quad (9)$$

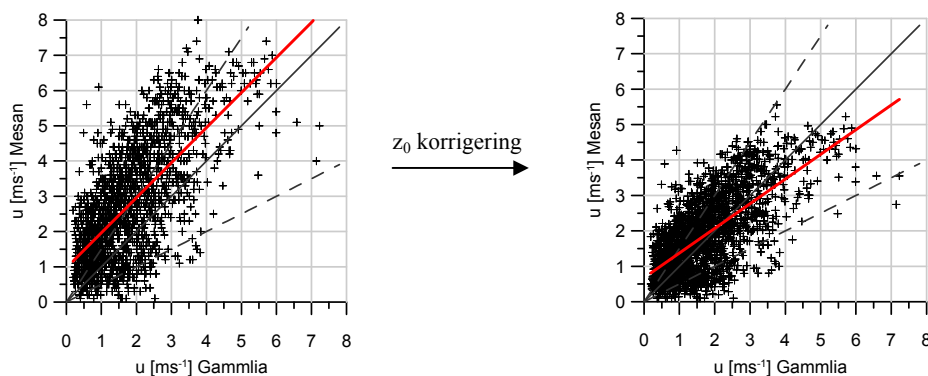
$$L_{stad} = L \cdot \left( \frac{u_{*stad}}{u_{*landsbygd}} \right)^3 \quad (10)$$

Slutligen kan vindhastigheten som eftersöks i staden vid nivån  $z$  (t.ex. 10 m) beräknas genom att utnyttja ekvationerna (9) och (10) där hänsyn tas till stabiliteten via Monin-Obukovs similaritetsteori

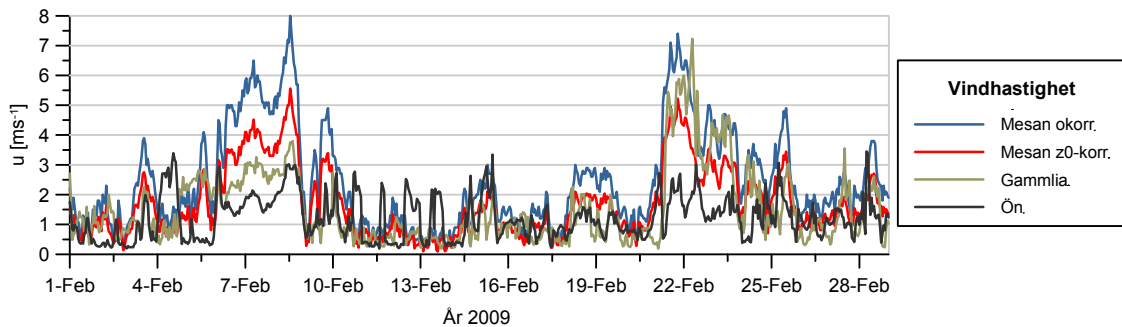
$$u(z)_{stad} = \frac{u_{*stad}}{k} \left( \ln\left(\frac{z}{z_{0stad}}\right) - \Psi_m\left(\frac{z}{L_{stad}}\right) + \Psi_m\left(\frac{z_{0stad}}{L_{stad}}\right) \right) \quad (11)$$

### 5.5.2 Exempel på jämförelse med mätningar

I Figur 4 och 5 visas ett exempel på effekten av  $z_0$ -korrigeringen för två platser i Umeå; Gammlia och Ön. För dessa platser genomfördes under 2009 mätningar av  $\text{NO}_x$ -halter och meteorologi, samtidigt som halter modellerades med BUM och OSPM (Johansson et al., 2010). Som framgår av Figur 4 överensstämmer vindhastigheterna i Mesan betydligt bättre med dem som uppmäts vid Gammlia om  $z_0$ -korrigerad görs. I Figur 5 jämförs uppmätta vindhastigheter vid Ön och Gammlia med vindhastigheten i Mesan (såväl okorrigerad och korrigerad).  $z_0$ -korrigeringen innebär att vindhastigheten i Mesan minskar och överensstämmer bättre med dem som mäts upp vid Gammlia. Vindhastigheten i Gammlia är överlag något högre än på Ön.



**Figur 4.** Jämförelse mellan vindhastighet från meteorologiska mätningar vid Gammlia i Umeå år 2009 respektive vindhastigheter från Mesan. Till vänster visas scatterplot för okorrigerade vindhastigheter i Mesan (motsvarande landsbygdsförhållanden) och till höger visas scatterplot där vindhastigheterna i Mesan har anpassats till urbana förhållanden genom korrigerad (ökning) av skrovlighetsparametern  $z_0$  (från Johansson et al., 2010).



**Figur 5.** Jämförelse mellan uppmätta vindhastigheter i Umeå år 2009 vid Ön respektive Gammlia samt vindhastigheter från Mesan (både okorrigerade och  $z_0$ -korrigerade finns presenterade). Tidsserien innefattar februari månad år 2009, vilket var tidsperioden med högst halter av  $NO_x$  under mätkampanjen (från Johansson et al., 2010).

## 5.6 Parametrisering av vertikala spridningsparametern $\sigma_z$

Känslighetsanalysen av BUM i Avsnitt 4 indikerade att det är den vertikala spridningsparametern ( $\sigma_z$ ) som i särklass ger högst utslag på halterna av  $NO_2$ . Vilken parametrering som används är således av stor betydelse och denna studie har därför till stor del fokuserats på att analysera och förbättra parametreringen av  $\sigma_z$  i modellen.

I följande avsnitt jämförs BUMs parametrering av  $\sigma_z$  med UBM och Dispersion och därefter presenteras förbättringarna som har implementerats i BUM.

### 5.6.1 Danska UBM-modellen

I den danska urbana spridningsmodellen UBM (Berkowicz, 2000), som BUMs grundläggande koncept baseras på, parametreras den vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$  genom

$$\sigma_z(x) = h_0 + \frac{\sigma_w \cdot x}{u} \quad \text{Danska UBM-modellen} \quad (12)$$

där  $h_0$  är höjden på det välomblandade skiktet (ungefär hushöjden),  $\sigma_w$  är den vertikala turbulensintensiteten,  $x$  är avståndet från receptorpunkten och  $u$  är vindhastigheten.  $\sigma_w$  beräknas genom

$$\sigma_w = \sqrt{(\alpha \cdot u)^2 + \sigma_{conv}^2} \quad (13)$$

där  $\alpha$  är ca 0.1 och  $\sigma_{conv}$  är turbulensintensiteten för den konvektiva turbulensdelen.

För specialfallet stabil skiktning ( $\sigma_{conv} = 0$  insatt i (13)) gäller således

$$L > 0 \quad \sigma_w = 0.1 \cdot u \quad (14)$$



(14) insatt i (12) ger

$$\sigma_z = h_0 + 0.1 \cdot x \quad (15)$$

vilket betyder att under stabila förhållanden växer  $\sigma_z$  linjärt med avståndet. Dock tillåts  $\sigma_z$  att enbart växa till storleken på gränsskiktets höjd  $h_{mix}$

$$\sigma_z \leq h_{mix} \quad (16)$$

### 5.6.2 BUM (original)

I BUM (original) beräknas  $\sigma_z$  genom

$$\sigma_z(x) = h_0 + h_{mix} \left(1 - e^{-\frac{\sigma_w \cdot x}{u(h_{mix} - h_0)}}\right) \quad \text{BUM original} \quad (17)$$

Denna formulering liknar i hög utsträckning UBMs parametrisering. Skillnaden är att istället för att ansätta villkoret att  $\sigma_z$  ska vara mindre än eller lika med  $h_{mix}$ , införs en funktion som gör att  $\sigma_z$  asymptotiskt går mot  $h_0 + h_{mix}$  när avståndet  $x$  växer.

En annan skillnad är att den vertikala turbulensintensiteten  $\sigma_w$  beräknas i enlighet med danska OML-modellen (Berkowicz et al., 1986):

$$\begin{aligned} z < 0.1 \cdot h_{mix} \quad \sigma_w &= \sqrt{1.2u_*^2 + 1.54w_*^2 \cdot \left(\frac{z}{h_{mix}}\right)^{2/3}} \\ z \geq 0.1 \cdot h_{mix} \quad \sigma_w &= \sqrt{1.2u_*^2 + 0.33w_*^2} \end{aligned} \quad (18)$$

Vilket för stabila fall approximativt leder till

$$L > 0 \quad \sigma_w \approx 1.1 \cdot u_* \quad (19)$$

### 5.6.3 Dispersion

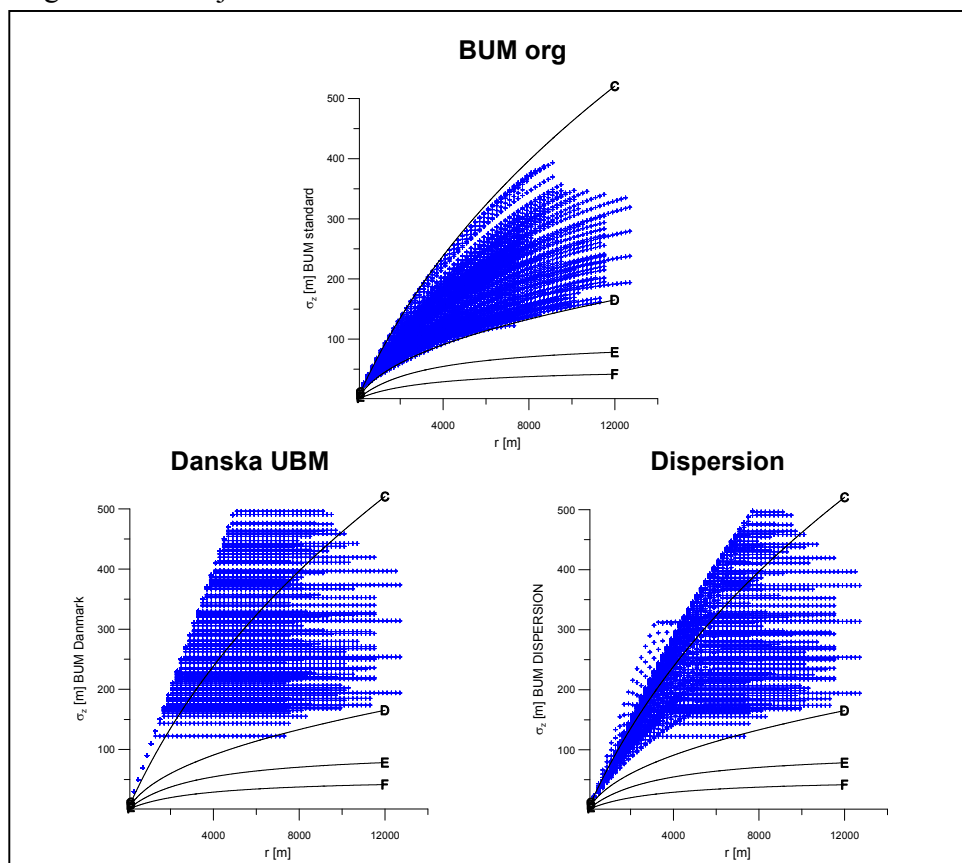
Dispersion (Omstedt, 1988) är en Gaussisk spridningsmodell utvecklad på SMHI delvis baseras på det grundläggande konceptet från danska OML-modellen (Berkowicz et al., 1986). Jämförelser kommer även att göras med denna modell.

Den vertikala turbulensintensiteten  $\sigma_w$  beräknas på analogt sätt som i BUM, dvs. enligt ekvation (18). Däremot används en annan metodik (i enlighet med danska OML-modellen) för beräkning av den vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$ ; för mer detaljer se Omstedt (1988) och Berkowicz et al. (1986).

#### 5.6.4 Jämförelse mellan de olika parametreringarna av $\sigma_z$

En jämförelse mellan de tre olika parametreringarna av vertikala spridningsparametern enligt BUM (17), danska UBM (12) och Dispersion visas i Figur 6, där  $\sigma_z$  har plottats mot avståndet  $r$  från receptorpunkten. Beräkningarna avser meteorologi för januari månad år 2005 i Umeå. Som jämförelse och kvalitetsmått återfinns i figurerna även kurvorna för Pasquill stabilitetsklasser, i enlighet med Briggs formler för "open-country conditions" (Briggs, 1973), vilket finns presenterat i Handbook on Atmospheric Diffusion (Hanna et al., 1982). För att jämförelsen ska bli så enhetlig som möjlig har BUMs parametrering av  $\sigma_w$  (18) även använts vid beräkningen av UBMs och Dispersionens formulering av  $\sigma_z$ .

Samtliga modellresultat återger generellt värden på  $\sigma_z$  mellan stabilitetsklass C och D, det vill säga i enlighet med neutral och svagt instabil skiktning (BUMs resultat ligger något mer åt det neutrala hållet jämfört med de andra). Då  $\sigma_z$  växer med avståndet är överensstämmelsen mellan BUM och Briggs stabilitetskurvor god; parametreringen av  $\sigma_z$  i BUM verkar således vara fysikaliskt bra återgiven. Vad som emellertid kan förbättras är att resultaten borde vara mer förskjutet åt det stabila hållet, ty beräkningarna avser meteorologi i Umeå för januari månad.



**Figur 6.** Vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$  som funktion av avståndet  $r$  från receptorpunkten. Jämförelse mellan parametreringen i BUM (original), danska UBM respektive Dispersion. Kurvorna C till F återger Pasquill stabilitetsklasser, i enlighet med Briggs formler för "open-country conditions" (Briggs, 1973). Beräkningarna är gjorda med meteorologi för januari månad år 2005 i Umeå.

### 5.6.5 Införande av stabilitetsparametrisering i $\sigma_z$ för nya BUM

En nackdel med parametreringen som används i originalutförandet av BUM och UBM är således att modellerna antar neutral atmosfärisk skiktning, vilket kan vara representativt för storstadsområden såsom Stockholm eller Köpenhamn. För mindre och medelstora tätorter torde dock meteorologin även i urbana områden präglas av många tillfällen med markinversioner och stark stabil skiktning.

Eftersom formuleringen i BUM av  $\sigma_z$  växer mot avståndet  $r$  med god överensstämmelse med Briggs kurvor för Pasquill stabilitetsklass, men är något förskjutet åt det neutrala och svagt instabila hållet, vore det önskvärt att med en enkel parametrisering reducera  $\sigma_z$  åt det stabilare hållet. Därför har en parametrisering av stabiliteten införts i BUM för beräkningen av  $\sigma_z$ .

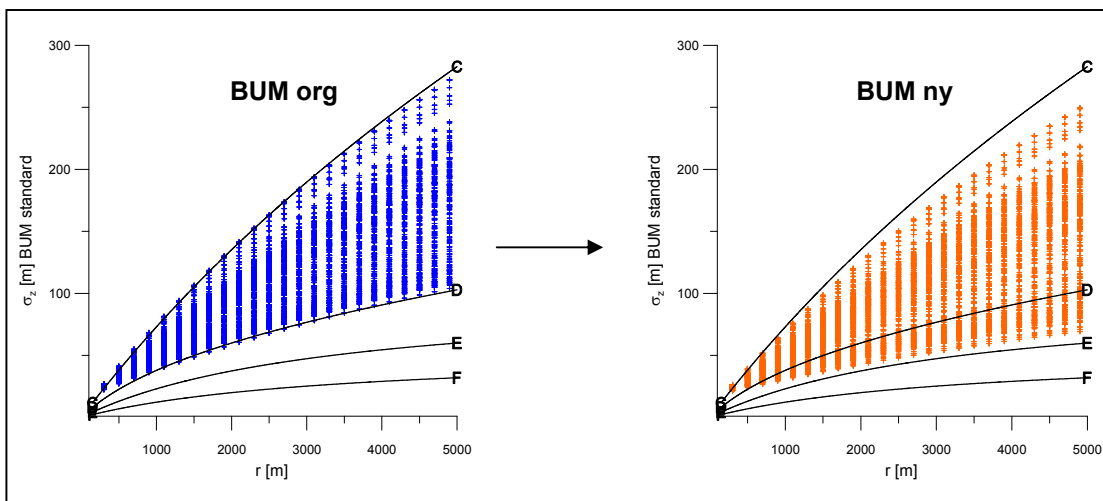
Genom att testa att införa några olika enkla empiriska formuleringar av stabilitetsberoende i parametreringen av  $\sigma_z$  har följande formulering slutligen implementerats för alla orter i Sverige utom storstäderna.

$$\begin{array}{l} \sigma_z(x) = h_0 + (h_{mix} - h_0) \cdot \left(1 - e^{-\frac{\beta \cdot \sigma_w \cdot x}{u(h_{mix} - h_0)}}\right) \\ L \leq 0 \quad \beta = 1 \\ L > 0 \quad \beta = \frac{1}{1 + \frac{20z}{L}} \end{array} \quad \text{BUM ny} \quad (20)$$

där  $L$  är Monin-Obukovs längd. Termen  $\beta$  verkar således då skiktningen är stabil, dvs  $L > 0$ , så att  $\sigma_z$  reduceras för att bättre representera stabila förhållanden.

En annan förbättring som har införts är att  $\sigma_z$  går mot  $h_{mix}$  när avståndet ökar, vilket är mer fysikaliskt korrekt än  $h_0 + h_{mix}$  (såsom i BUM original). Detta får dock liten inverkan på de beräknade halterna, eftersom skillnaden blir som störst på stora avstånd från receptorpunkten där påverkan på haltbidraget är litet.

Resultatet av den nya parametreringen av  $\sigma_z$  presenteras i Figur 7. Som framgår av figuren följer fortfarande parametreringen av  $\sigma_z$  relativt väl stabilitetskurvorna enligt Briggs formler för "open-country conditions" (Briggs, 1973), men stabila förhållanden finns nu bättre representerade. Effekterna på halterna efter införande av den nya parametreringen är synnerligen stor; medelvärdet av  $\text{NO}_2$  ökar exempelvis med uppåt  $5 \mu\text{g m}^{-3}$  för Umeå i januari månad år 2005 och 98-percentils dygnsmedelvärde ökar med hela  $17 \mu\text{g m}^{-3}$ .



**Figur 7.** Resultatet av införandet av en enkel empirisk stabilitetsparametrisering vid beräkningen av  $\sigma_z$  i BUM. Till vänster visas  $\sigma_z$  som funktion av avståndet  $r$  innan införande och till höger efter införande av stabilitetsparametrisering. Kurvorna C till F återger Pasquill stabilitetsklasser, i enlighet med Briggs formler för "open-country conditions" (Briggs, 1973). Beräkningarna är gjorda med meteorologi för januari månad år 2005 i Umeå.

## 6. Jämförelse med mätdata

För att validera resultatet av införandet av förbättringarna i nya BUM har en jämförelse mellan BUMs beräknade halter gjorts med mätningar av  $\text{NO}_2$  och  $\text{NO}_x$  i urban bakgrund i Sverige. Samtliga mätdata är hämtade från datavärdskapet för Luftkvalitet (IVL, 2010). Sammanlagt innefattar jämförelsen 13 tätorter, varav 8 i södra Sverige och 5 i Norrland. Vid urvalet av mätstationer prioriterades välkända, centralt placerade, mätplatser med så god representativitet och geografisk spridning som möjligt; de flesta av dem finns beskrivna i Andersson och Omstedt (2009). Merparten av de inkluderade mätstationerna mäter halter vid taknivå, vilket troligtvis är mer representativt vid jämförelse med BUMs beräknade halter på 1 x 1 km än mätningar några fåtal meter över marknivå (Andersson och Omstedt, 2009).

Jämförelse mellan BUMs beräknade halter och mätdata visas i Tabell 2 och 3 respektive Figur 8 och 9. Notera att beräknade halter avser halter från BUM med bakgrundshalter av ozon från MATCH (långdistanstransportens bidrag av  $\text{NO}_2$  är ej inkluderat). Det regionala bidraget av  $\text{NO}_2$  är emellertid generellt relativt lågt i Sverige (möjligtvis bortsett från sydligaste Sverige). Tidsserier och scatterplots för respektive plats finns tillgå i Appendix A.

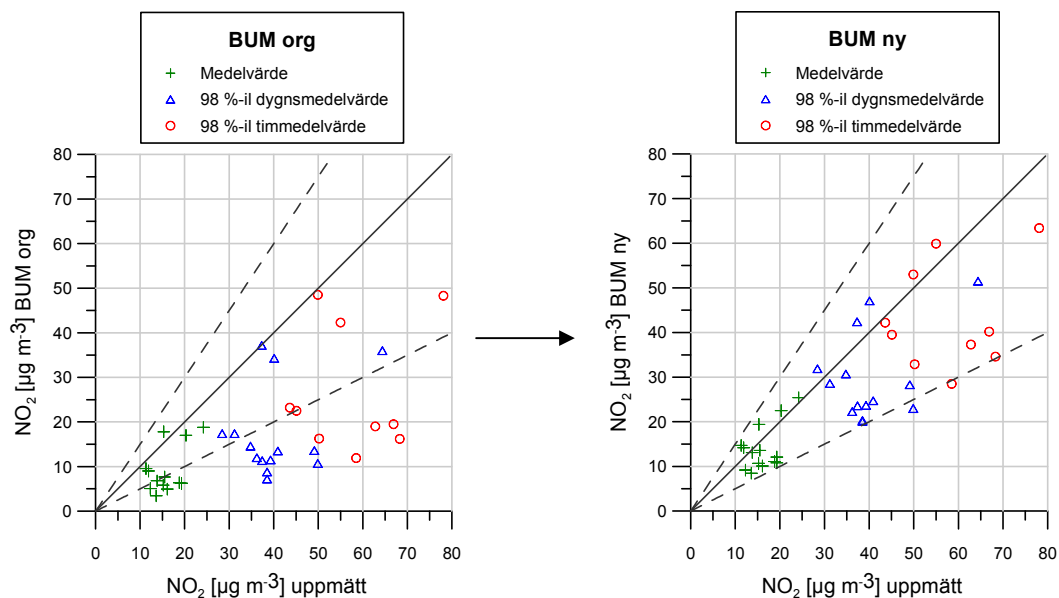
I allmänhet förbättrar nya BUM halterna av  $\text{NO}_2$  avsevärt vid jämförelse med mätdata, i synnerhet vad gäller percentiler. Överensstämmelsen med mätdata blir betydligt bättre; i scatterplotten i Figur 8 är 37 % av datapunkterna inom  $\pm 50\%$  för BUM original medan motsvarande siffra för nya BUM är 95 %. Under vinterhalvåret ökar halterna av  $\text{NO}_2$  i nya BUM vilket leder till bättre överensstämmelse med mätdata (se tidsserierna i Appendix A). Emellertid överskattas halterna under sommarhalvåret, vilket får till följd att medelvärdet av  $\text{NO}_2$  för vissa platser blir något för högt.

**Tabell 2.** Uppmätta och beräknade medelhalter, 98-percentils dygnsmedelhalter respektive 98-percentils timmedelhalter av NO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> för år 2005 (om inget annat anges). Modellerade halter avser urbant bidrag från BUM (för BUM original respektive nya BUM). BUM klim återger BUM originals klimatkorrigerade halter.

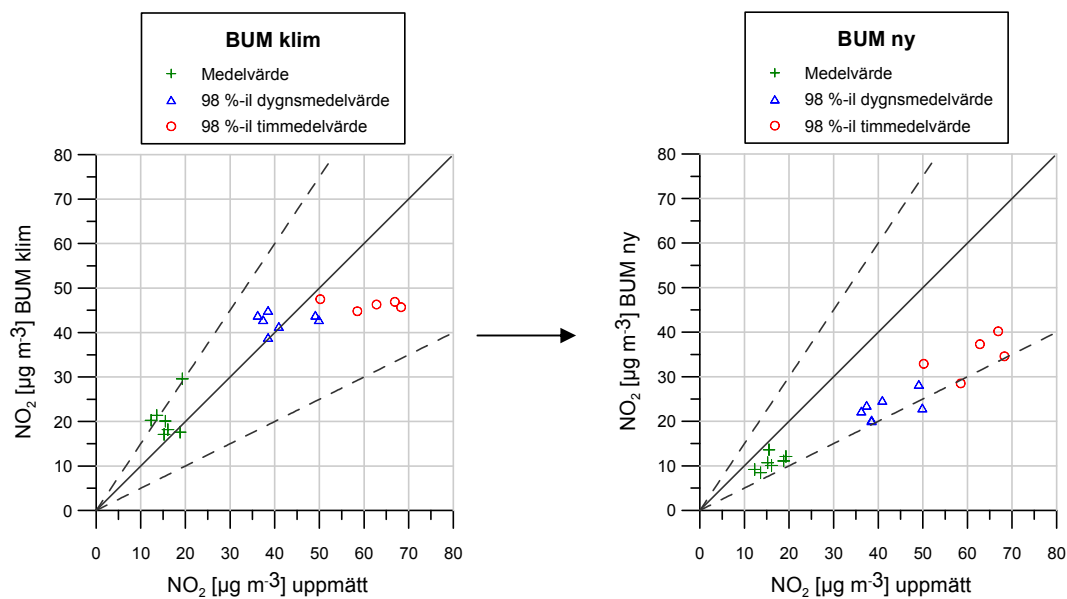
	Medelvärde (µg m <sup>-3</sup> )				98 %-il dygnsmedelvärde (µg m <sup>-3</sup> )				98 %-il timmedelvärde (µg m <sup>-3</sup> )			
	Upp-mätt	BUM org	BUM ny	BUM klim	Upp-mätt	BUM org	BUM ny	BUM klim	Upp-mätt	BUM org	BUM ny	BUM klim
<b>NO<sub>2</sub></b>												
Malmö, Rådhuset	20.3	17.0	22.5	-	40.1	34.3	47.1	-	55.0	42.3	59.9	-
Jönköping, H. torg	13.8	6.81	13.1	-	34.8	14.6	30.7	-	-	-	-	-
Göteborg, Femman	24.2	18.8	25.4	-	64.4	36.0	51.5	-	78.1	48.3	63.4	-
Norrköping, Rosen	11.3	9.54	14.7	-	31.2	17.4	28.6	-	45.1	22.5	39.5	-
Stockholm (2005)	15.3	17.9	19.4	-	37.3	37.2	42.4	-	50.0	48.5	53.0	-
Karlstad, S. torget	19.3	6.19	10.8	-	39.3	11.5	23.7	-	-	-	-	-
Västerås, Stadshus	11.9	9.02	14.2	-	28.4	17.4	31.9	-	43.6	23.2	42.2	-
Falun, Folkets hus	16.1	4.95	10.1	18.2	38.5	8.78	20.1	38.9	58.5	11.9	28.5	44.8
Sundsvall, Stadshus	18.8	6.37	11.1	17.6	40.9	13.5	24.7	41.4	62.8	19.0	37.3	46.3
Östersund, Z-gränd	13.6	3.46	8.47	21.4	38.5	7.21	20.3	45.0	-	-	-	-
Örnsköldsvik	19.3	6.28	12.1	29.6	36.2	12.0	22.3	43.9	-	-	-	-
Umeå (2004)	15.5	7.67	13.6	20.1	49.1	13.6	28.3	43.9	66.9	19.5	40.2	46.9
Umeå (2005)	15.2	5.84	10.7	17.1	49.9	10.7	23.0	42.9	68.3	16.2	34.6	45.7
Luleå (2006)	12.3	5.08	9.18	20.3	37.4	11.3	23.6	42.9	50.2	16.3	32.9	47.5
<b>NO<sub>x</sub></b>												
Malmö, Rådhuset	27.7	26.4	43.9	-	69.0	67.8	136.4	-	94.4	91.3	199.3	-
Göteborg, Femman	42.6	28.7	51.5	-	203.8	72.8	168.0	-	253.9	103.4	249.1	-
Stockholm (2005)	19.8	32.8	38.1	-	54.8	89.3	105.7	-	84.0	137.6	168.5	-

**Tabell 3.** Sammanfattning av statistiska resultat vid jämförelsen mellan BUMs beräknade halter och uppmätta halter, avseende dygnsmedelhalter av NO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub>. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten.

	Antal datapunkter (dygn)	CoV				r		
		Upp-mätt	BUM org	BUM ny	BUM klim	BUM org	BUM ny	BUM klim
<b>NO<sub>2</sub> (dygnsmedelhalter)</b>								
Malmö, Rådhuset	363	0.42	0.42	0.45	-	0.48	0.45	-
Jönköping, Hoppets torg	147	0.64	0.51	0.60	-	0.75	0.76	-
Göteborg, Femman	363	0.52	0.42	0.44	-	0.55	0.61	-
Norrköping, Rosen	363	0.62	0.37	0.41	-	0.55	0.55	-
Stockholm, Torkel Knutssonsg. (2005)	363	0.50	0.46	0.46	-	0.40	0.41	-
Karlstad, Stora torget	182	0.49	0.40	0.51	-	0.57	0.60	-
Västerås, Stadshuset	328	0.67	0.37	0.48	-	0.50	0.48	-
Falun, Stadshuset	281	0.52	0.35	0.46	0.54	0.65	0.62	0.36
Sundsvall, Stadshuset	364	0.53	0.43	0.50	0.60	0.38	0.47	0.52
Östersund, Z-gränd	175	0.67	0.45	0.58	0.67	0.54	0.61	0.54
Örnsköldsvik	92	0.44	0.37	0.43	0.27	0.52	0.60	0.42
Umeå, Stadsbiblioteket (2005)	364	0.78	0.35	0.47	0.56	0.64	0.76	0.73
Umeå, Stadsbiblioteket (2005)	363	0.78	0.37	0.49	0.63	0.40	0.53	0.53
Luleå, Stadshuset (2006)	255	0.68	0.50	0.59	0.60	0.43	0.53	0.35
<b>NO<sub>x</sub> (dygnsmedelhalter)</b>								
Malmö, Rådhuset	363	0.55	0.57	0.73	-	0.63	0.61	-
Göteborg, Femman	363	1.05	0.58	0.77	-	0.54	0.69	-
Stockholm, Torkel Knutssonsg. (2005)	361	0.67	0.70	0.72	-	0.53	0.56	-



**Figur 8.** Scatterplot med beräknade halter i jämförelse med uppmätta halter för mätstationerna som valideringen innefattar (se Tabell 2). Till vänster visas resultatet för beräkningar med BUM original och till höger visas resultatet för beräkningar med nya BUM (efter implementering av förbättringar).



**Figur 9.** Scatterplot med beräknade halter i jämförelse med uppmätta halter för mätstationer i Norrland. Till vänster visas resultatet för beräkningar med BUM original där halterna är klimatkorregerade och till höger visas resultatet för beräkningar med nya BUM (efter implementering av förbättringar).

Vad gäller korrelationen mellan beräknade och uppmätta halter av NO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> (Tabell 3) förbättrar nya BUM överlag korrelationskoefficienten en aning, i synnerhet för tätorter i norra Sverige som präglas av kallt vinterklimat. Även för de flesta tätorter i södra Sverige förbättras korrelationen, vilket betyder att det även där finns ett samband mellan höga halter av NO<sub>2</sub> och stabil skiktning. Vad gäller dygns- och säsongsvariation av halter leder nya BUM till ökad variationskoefficient (CoV) för samtliga platser, vilket för samtliga även leder till bättre överensstämmelse med mätdata. Det finns fortfarande ett litet glapp mellan modellens värden på CoV och de som mätdata anger (de allra högsta topparna med höga halter lyckas inte modellen helt reproducera), men den nya parametreringen i BUM är en klar förbättring mot tidigare formulering.

I Figur 9 visas scatterplots för jämförelse mellan uppmätta och modellerade halter avseende nya BUM respektive den gamla metodiken genom klimatkorrigerad av BUM originals halter (figuren innefattar således tätorter norr om Dalälven). För årsmedelvärden av NO<sub>2</sub> har klimatkorrigeringen en tendens att överskatta halterna, dvs. där återger nya BUM mer överensstämmande halter. Däremot, för percentilerna verkar nya BUM fortfarande underskatta halterna något (även om resultaten är märkbart bättre än BUM original). En stor nackdel med klimatkorrigeringen är dock att korrelationen mellan de korrigerade halterna från BUM original och de uppmätta värdena är låg (överlag mellan 0.35-0.50), vilket innebär att halternas tidsvariation reproduceras undermåligt. Klimatkorrigeringen är en statistisk metod som är olämplig att generaliseras, men kan ge bra resultat för vissa enstaka tätorter.

I EUs luftdirektiv (2008/50/EG) finns kvalitetskrav angivna för maximala osäkerheter för modellberäkningar. Detta mått kan tolkas som det relativa percentilfelet (RPE) som definieras som absolutbeloppet på den relativa skillnaden mellan uppmätta och beräknade halter (för detaljer se Andersson och Omstedt, 2009). I Tabell 4 finns en utvärdering av BUM original respektive nya BUMs resultat vad gäller detta mått. Motsvarande utvärdering för BUM original klimatkorrigerade halter och nya BUM visas i Tabell 5. Förbättringarna i och med nya BUM leder till att RPE förbättras för de flesta platser; RPE<sub>max</sub> förbättras från ca 0.7 till 0.4 vad gäller årsmedelhalter av NO<sub>2</sub>. Percentilerna förbättras även de; från RPE<sub>max</sub> på ca 0.8 till RPE<sub>max</sub> under 0.5. Vid jämförelse med klimatkorrigerade halter ger, såsom tidigare konstaterades, lägre RPE<sub>max</sub> för årsmedelvärden, men högre för percentiler. Notera dock att vid utvärderingen med hjälp av RPE-måttet tas ingen hänsyn till korrelation eller tidsvariationen av halter, vilket nya BUM återger bättre än BUM original med klimatkorrigerade halter.

Notera även att mätstationens placering kan ha stor betydelse för de uppmätta halterna. Mer om detta diskuteras i Avsnitt 7.

En sammanställning av slutsatserna från valideringen ges i Tabell 6.

**Tabell 4.** Relativt percentilfel (RPE) för BUM original respektive nya BUM, vilket är mättet för kvalitetskrav på modellberäkningar enligt EUs luftdirektiv.

NO <sub>2</sub>	RPE NO <sub>2</sub> medelvärde		RPE NO <sub>2</sub> 98%-il dygnsmedelvärde		RPE NO <sub>2</sub> 98 %-il timmedelvärde	
	BUM org	BUM ny	BUM org	BUM ny	BUM org	BUM ny
	Malmö, Rådhuset	0.16	0.11	0.14	0.17	0.23
Jönköping, H. torg	0.51	0.05	0.58	0.12	-	-
Göteborg, Femman	0.22	0.05	0.44	0.20	0.38	0.19
Norrköping, Rosen	0.16	0.30	0.44	0.08	0.50	0.12
Stockholm (2005)	0.17	0.27	0.00	0.14	0.03	0.06
Karlstad, S. torget	0.68	0.44	0.71	0.40	-	-
Västerås, Stadshus	0.24	0.19	0.39	0.12	0.47	0.03
Falun, Folkets hus	0.69	0.37	0.77	0.48	0.80	0.51
Sundsvall, Stadshus	0.66	0.41	0.67	0.40	0.70	0.41
Östersund, Z-gränd	0.75	0.38	0.81	0.47	-	-
Örnsköldsvik	0.67	0.37	0.67	0.38	-	-
Umeå (2004)	0.51	0.12	0.72	0.42	0.71	0.40
Umeå (2005)	0.62	0.30	0.79	0.54	0.76	0.49
Luleå (2006)	0.59	0.25	0.70	0.37	0.68	0.34
<b>Alla stationer</b>						
RPE max	0.69	0.40	0.79	0.48	0.76	0.49
RPE median	0.55	0.28	0.67	0.38	0.59	0.27
<b>Enbart takmätning</b>						
RPE max	0.66	0.37	0.77	0.48	0.76	0.49
RPE median	0.37	0.26	0.56	0.28	0.59	0.27

**Tabell 5.** Relativt percentilfel (RPE) för BUM originals klimatkorrigerade halter respektive nya BUM, vilket är mättet för kvalitetskrav på modellberäkningar enligt EUs luftdirektiv.

NO <sub>2</sub>	RPE NO <sub>2</sub> medelvärde		RPE NO <sub>2</sub> 98%-il dygnsmedelvärde		RPE NO <sub>2</sub> 98 %-il timmedelvärde	
	BUM klim	BUM ny	BUM klim	BUM ny	BUM klim	BUM ny
	Falun, Folkets hus	0.13	0.37	0.01	0.48	0.23
Sundsvall, Stadshus	0.06	0.41	0.01	0.40	0.26	0.41
Östersund, Z-gränd	0.57	0.38	0.17	0.47		
Örnsköldsvik	0.53	0.37	0.21	0.38		
Umeå (2004)	0.30	0.12	0.11	0.42	0.30	0.40
Umeå (2005)	0.13	0.30	0.14	0.54	0.33	0.49
Luleå (2006)	0.65	0.25	0.15	0.37	0.05	0.34
<b>Alla stationer</b>						
RPE max	0.65	0.41	0.21	0.54	0.33	0.51
RPE median	0.30	0.37	0.14	0.42	0.26	0.41
<b>Enbart takmätning</b>						
RPE max	0.65	0.41	0.15	0.54	0.30	0.51
RPE median	0.13	0.30	0.11	0.42	0.26	0.41



**Tabell 6.** Sammanfattning av jämförelsen mellan beräknade halter i BUM ny respektive BUM org och uppmätta halter.

Tätort	Förbättrar BUM ny beräkningsresultaten jämfört med BUM org?	Kommentar
Malmö	Se kommentar	Ny $\sigma_z$ parametrisering införs ej. BUM ny ger således likvärdiga halter som BUM org.
Jönköping	JA	
Göteborg	JA	
Norrköping	JA	
Stockholm	JA	Ny $\sigma_z$ parametrisering införs ej. BUM ny ger således likvärdiga halter som BUM org.
Karlstad	JA	
Västerås	JA	
Falun	Se kommentar	BUM ny ger bättre resultat än BUM org, BUM klim ger bäst resultat (dock ej korrelation och säsongsvariation)
Sundsvall	Se kommentar	BUM ny bättre än BUM org, BUM klim ger dock bäst resultat
Östersund	JA	
Örnsköldsvik	JA	
Umeå	JA	
Luleå	JA	

## 7. Diskussion

Känslighetsanalysen av BUM, som har banat vägen för förbättringarna som har implementerats i modellen, har lett till att överensstämmelsen med uppmätta halter markant har ökat. Huvudorsaken till detta är att meteorologi, som tidigare har varit representativ för landsbygdsförhållanden, har korrigerats för att representera meteorologiska förhållanden i staden samt att ett enkelt stabilitetsberoende har implementerats i parametriseringen av vertikala spridningsparametern.

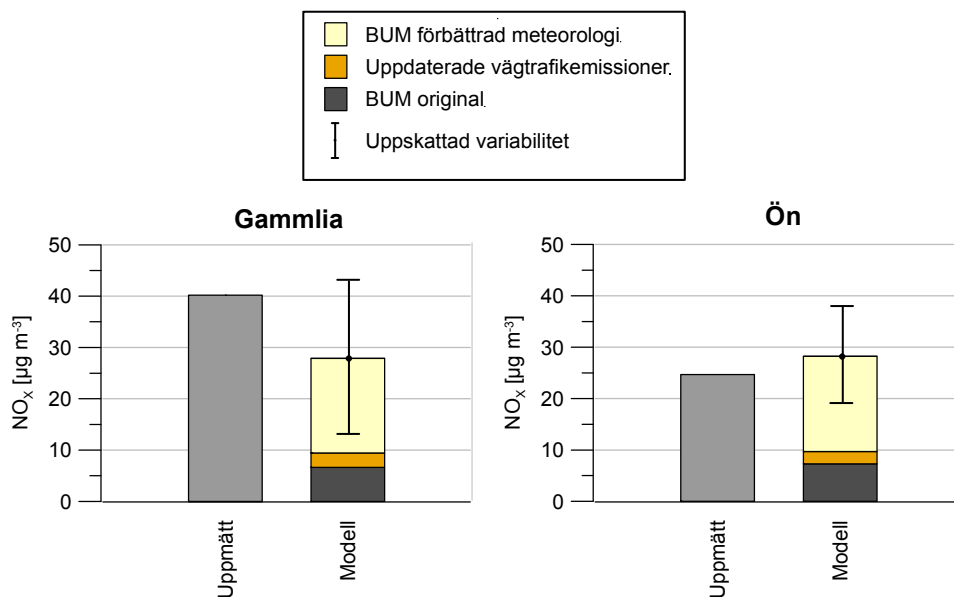
Även om förbättringarna som införs markant ökar överensstämmelsen med mätdata underskattar modellen fortfarande de allra högsta timmedelhalterna. Detta pekar på att trots att det finns ett starkt samband mellan stabiliteten och de högsta halterna av  $\text{NO}_2$ , finns det sannolikt andra processer som också påverkar halterna; de allra högsta halttopparna är således på ett komplext sätt beroende av meteorologi och emissioner. I en detaljstudie över  $\text{NO}_x$ -halternas tidsmässiga och rumsliga variationer i Umeå (Johansson et al., 2010) utreds detta mer ingående.

Valideringen av BUM mot mätningar pekar på stora förbättringar under vinterhalvåret, men under sommarhalvåret tycks nya BUM överskatta halterna av  $\text{NO}_2$ . Detta kan indikera att parametriseringen av spridningen även kan behövas förbättras för instabila förhållanden. Eftersom halterna under sommaren å andra sidan generellt är lägre än under vintern påverkar detta dock huvudsakligen årsmedelvärdet och påverkan på 98-percentilerna torde vara mer eller mindre försumbar.

Jämförelser mellan modellberäkningar och mätningar är förknippade med vissa osäkerheter. En viktig aspekt att beakta då det gäller jämförelser mellan modellberäkningar i BUM med mätningar är representativiteten, dvs. vad beräkningarna om 1 x 1 km respektive punktmätningarna representerar för halter. Tidigare studier

(Andersson och Omstedt, 2009) har visat att överensstämmelsen är bättre mellan BUM och mätningar gjorda i taknivå, eftersom mätningar några meter ovan gatunivå (t.ex. på torg eller gågator) kan vara påverkade av lokala emissionskällor. För mätningarna som ingår i denna validering är en övervägande del av mätningarna gjorda i taknivå. För de mätplatser som ej har utförts i taknivå (Jönköping, Karlstad, Östersund och Örnsköldsvik) bör man ta hänsyn till att mätningarna förmodligen ska återge något högre halter än BUM.

En annan aspekt att beakta är att haltgradienten i urban bakgrund kan vara relativt stor, vilket har påvisats i Johansson et al. (2010). Detta illustreras i Figur 10, där BUMs beräknade  $\text{NO}_x$ -halter jämförs med mätningar från två mätplatser i Umeå år 2009. I figuren finns även staplar plottade, som visar uppskattad variabilitet av halter. Det som ligger till grund för dessa uppskattningar är högupplösta modellberäkningar om 50 x 50 m med Airviro, interpolerade med mätningar med passiva provtagare från 20-30 mätplatser i Umeå. Stapeln med variabiliteten visar högsta respektive lägsta halt i en 1 x 1 km gridcell runt mätplatsen. Som framgår kan variabiliteten vara stor inom en gridcell om 1 x 1 km; uppåt  $30 \mu\text{g m}^{-3}$ , vilket belyser osäkerheterna i att jämföra beräkningar med punktmätningar, beroende på skillnader i horisontell upplösning.



**Figur 10.** Jämförelse mellan mätta respektive BUM modellerade medelhalter vid Gammlia och Ön i Umeå år 2009. 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) (från Johansson et al., 2010).

## 8. Slutsatser

### 8.1 Känslighetsanalys

- Påverkan är liten på halterna för vissa parametrar i modellberäkningarna, såsom lägsta vindhastighet och lägsta gränsskiktshöjd.
- Den parameter som i särklass ger störst utslag vad gäller halterna av NO<sub>2</sub> är den vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$ .

### 8.2 Införda förbättringar

Små förbättringar

- Lägsta vindhastighet har justerats från 1.0 till 0.5 m s<sup>-1</sup>, höjden för beräkningen av spridningsparametrar har modifierats från ca 120 m till 10 m, lägsta gräns för vertikala turbulensparametern har ändrats från 0.05 till 0.016 m s<sup>-1</sup> och en ny höjd på det välomblandade skiktet (ca byggnadshöjd) har införts som beror på storleken på tätorten (20 m för tätorter större än 70 000 invånare och 10 m för resterande).

Större förbättringar

- I beräkningarna i BUM original används meteorologi från Mesan utan korrigering, vilket betyder att beräkningarna överlag representerar meteorologiska förutsättningar på landsbygd. För att anpassa meteorogin till förhållanden rådande i en stad har en korrigering införts av skrovlighetslägd  $z_0$ , friktionshastighet  $u_*$ , vindhastighet  $u$  samt Monin-Obukovs längd  $L$ . Denna korrigering leder till att de beräknade halterna av NO<sub>2</sub> ökar.
- Parametriseringen av vertikala spridningsparametern  $\sigma_z$  i BUM original uppvisar stor överensstämmelse med stabilitetskurvorna enligt Briggs;  $\sigma_z$  är således fysikaliskt bra beskriven i BUM original. Emellertid är resultaten något för mycket förskjutet åt det instabila hållet för att representera meteorologi rådande i mindre och medelstora tätorter i Sverige. Därför infördes ett stabilitetsberoende i parametriseringen, vilket leder till markant högre halter av NO<sub>2</sub> som överensstämmer bättre med mätningar.

### 8.3 Jämförelser med mätdata

- Nya BUM (dvs efter införda förbättringar) uppvisar större överensstämmelse med mätningar än BUM original. Vid jämförelse med mätdata ligger 37 % av datapunkterna inom  $\pm 50$  % för BUM original medan motsvarande siffra för nya BUM är 95 %.
- Årsmedelvärden och i synnerhet 98-percentils dygns- och timmedelvärde uppvisar generellt större överensstämmelse med mätdata för BUM ny än BUM original.

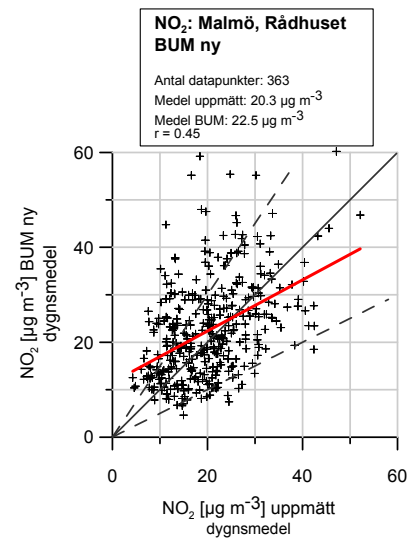
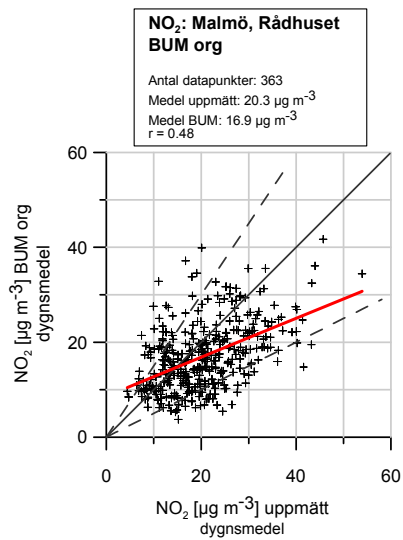
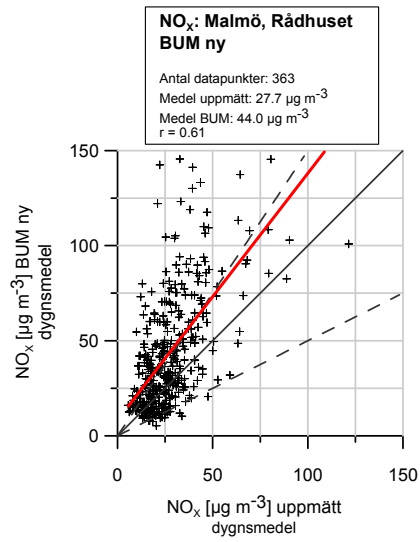
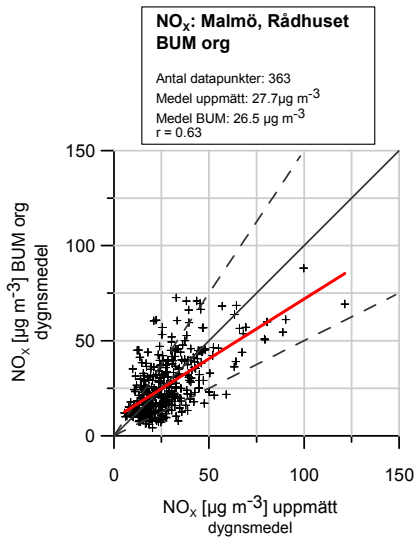
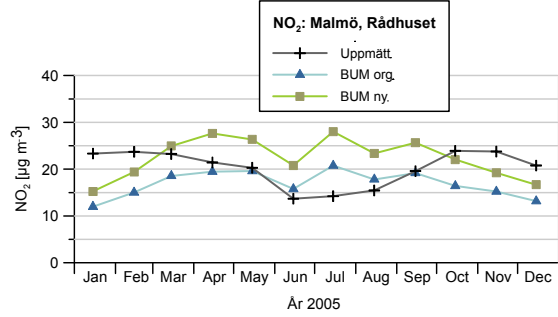
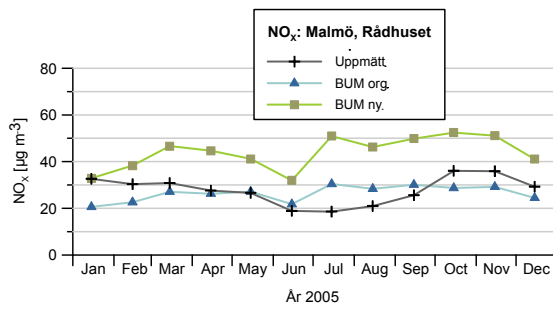
- Korrelationen mellan beräknade och uppmätta halter förbättras för nya BUM, i synnerhet för tätorter i norra Sverige.
- Säsongs- och dygnsvariationen av halter reproduceras bättre i nya BUM, vilket innebär att variationskoefficienten CoV uppvisar större överensstämmelse med mätningar.
- Halterna av NO<sub>2</sub> under sommarhalvåret överskattas något i nya BUM.
- Maximala relativa percentsvaret, RPEmax, förbättras från ca 0.7 till 0.4 för årsmedelvärden av NO<sub>2</sub> och från ca 0.8 till 0.5 för 98-percentilerna.
- Beräkningarna av NO<sub>2</sub> med nya BUM i jämförelse med BUM originals klimatkorrigerade halter för norra Sverige, uppvisar överlag större överensstämmelse med mätningar. Årsmedelvärde, korrelationskoefficient och variationskoefficient förbättras systematiskt. Däremot återger klimatkorrigerade beräkningar bättre percentiler för vissa tätorter.

## Referenser

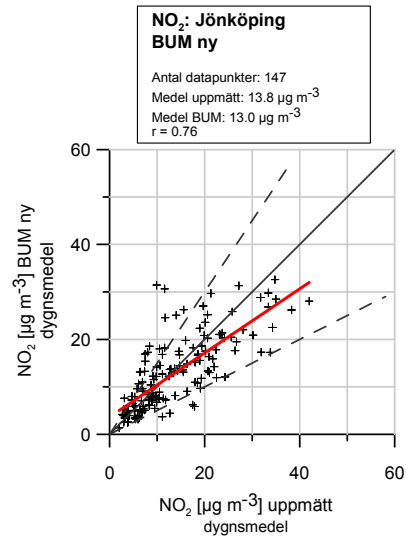
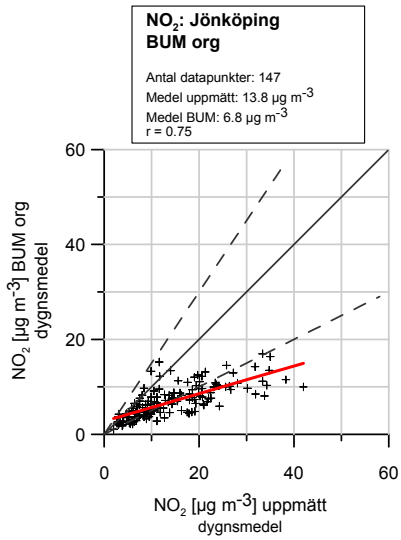
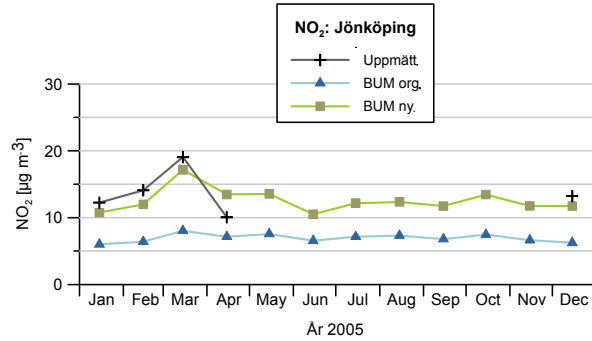
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2009: *Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO<sub>2</sub> och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005*. SMHI Meteorologi, Nr. 137, 125 pp.
- Berkowicz, R., Olesen, H.R. and Torp, U., 1986: *The Danish Gaussian air pollution model (OML): Description, test and sensitivity analysis in view of regulatory applications*. Air Pollution Modeling and its Application. V. C. De Wispelaere, F. A. Schiermeier, and N.V. Gillani (eds.). Plenum Press, New York.
- Berkowicz, R., 2000: *A simple model for urban background concentrations*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 259-267.
- Briggs, G.A., 1973: *Diffusion Estimation for Small Emissions*. Environmental Research Laboratories, Air Resources, Atmospheric Turbulence and Diffusion Laboratory. 1973 Annual Report: U.S Atomic Energy Commission. Rept. ATDL-106.
- Dyer, A.J., 1974: *A review of flux-profile relationships*. Boundary-Layer Meteorology, 7, 363-372.
- Gidhagen, L., Johansson, H. och Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. Atmospheric Environment, Vol. 43, 1029–1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Hanna, S.R., Briggs, G.A. och Hosker, R.P., 1982: *Handbook on Atmospheric Diffusion*. U.S Department of Energy, Office of Energy Research, Office on Health and Environmental Research.
- Holtslag, A.A.M. och de Bruin, H.A.R., 1988: *Applied modelling of the nighttime surface energy balance over land*. Journal of Applied Meteorology, 22, 689-704.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. och Olofsson, P.O., 2000: *Mesan, an operational mesoscale analysis system*. Tellus 52 A, 1-20.
- IVL, 2010: Datavårdskapet för luftkvalitet. Nås via:  
<http://www.ivl.se/vanstermeny/miljodatadatavardskap/datavardskapluft.4.360a0d56117c51a2d30800064417.html>
- Johansson, C., Andersson, S., Omstedt, G., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2010: *Mätningar och modellberäkningar av NO<sub>x</sub>-halternas tidsmässiga och rumsliga variationer i Umeå*. ITM rapport, Nr. 188, 53 pp.
- Omstedt, G., 1988: *An operational air pollution model*. SMHI RMK report, Nr. 57, 28 pp.
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2010: *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.

# Appendix A

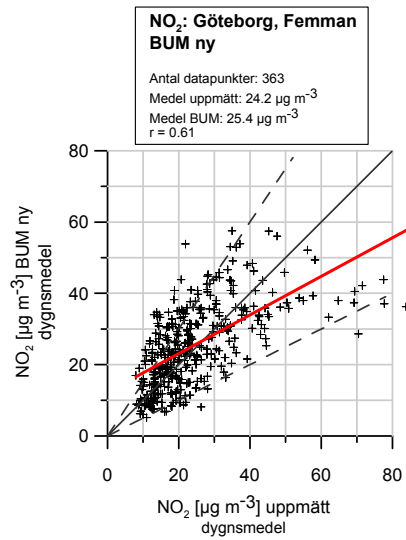
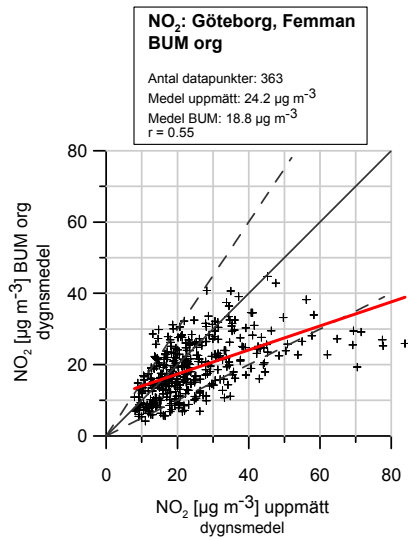
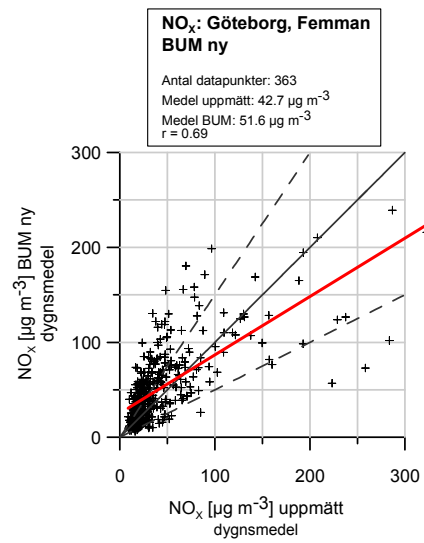
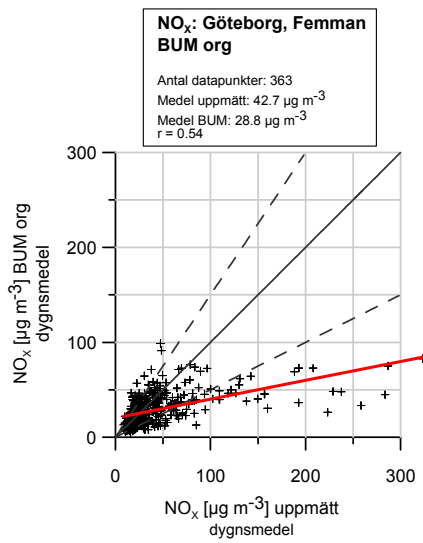
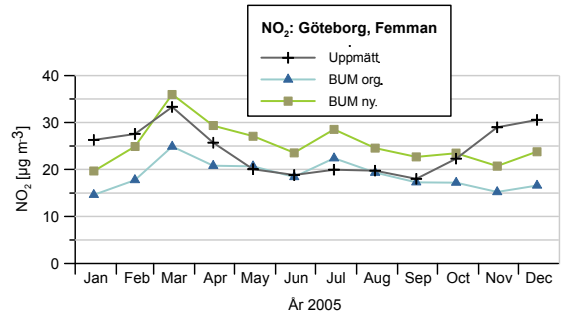
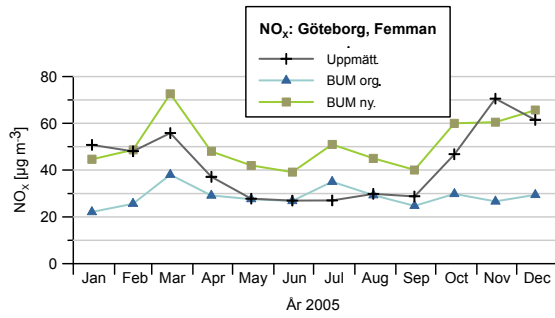
## Malmö, Rådhuset (2005)



## Jönköping, Hoppets torg (2005, urbanmättnätet)

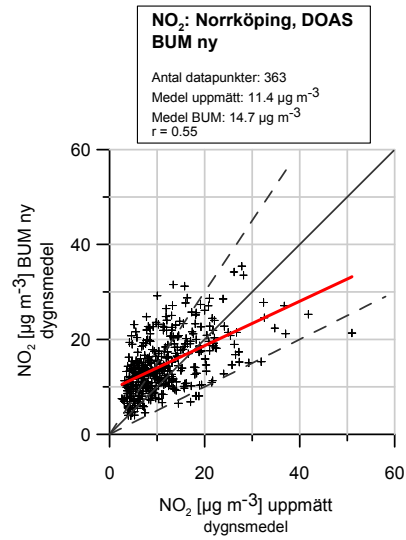
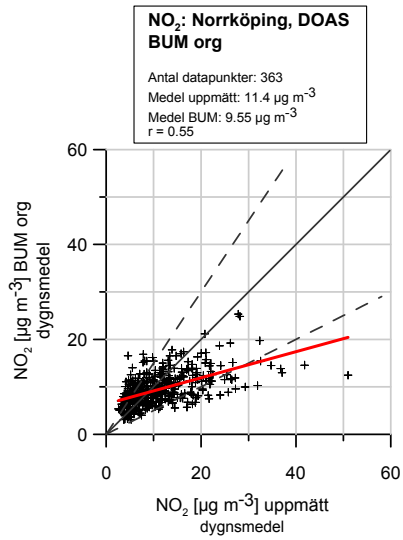
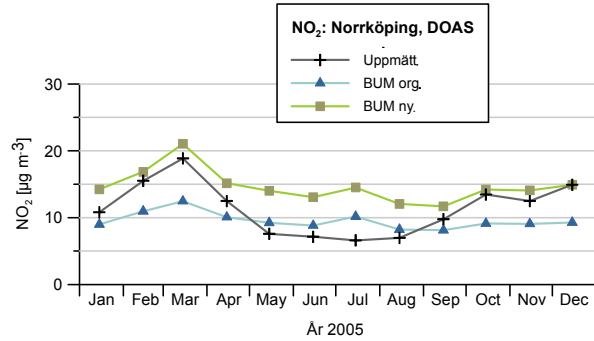


## Göteborg, Femman-huset (2005)

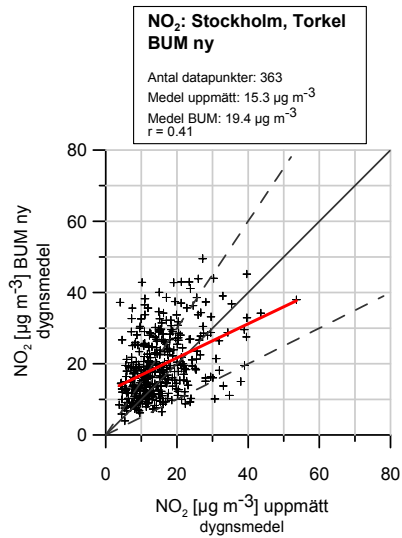
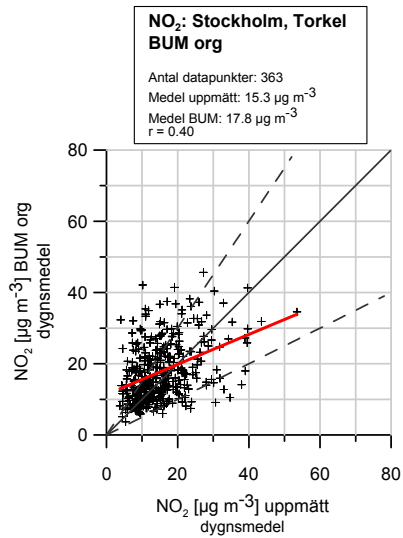
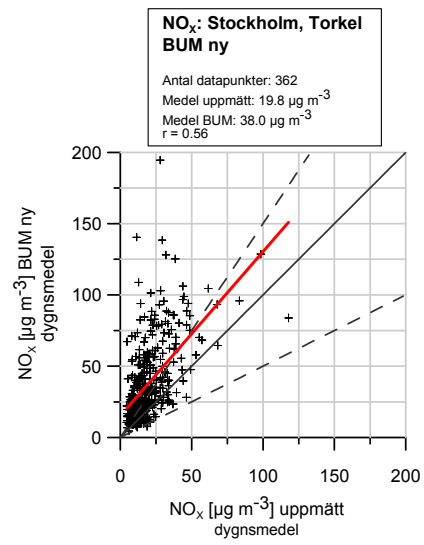
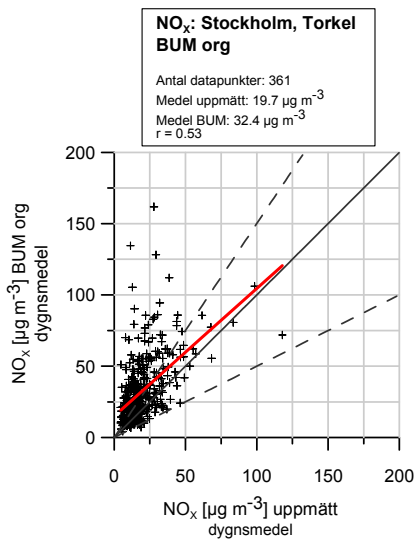
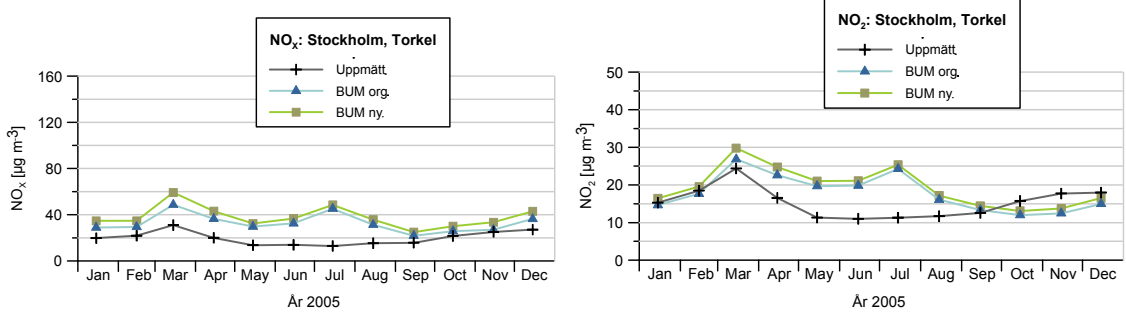




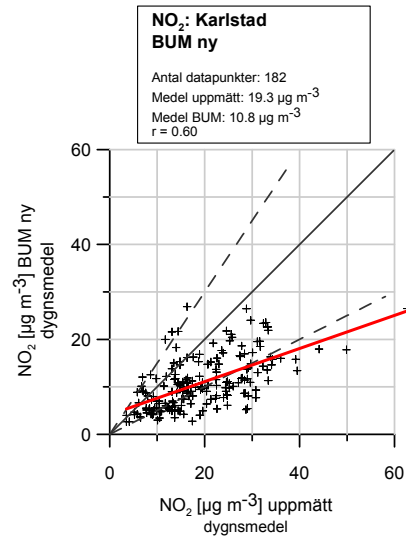
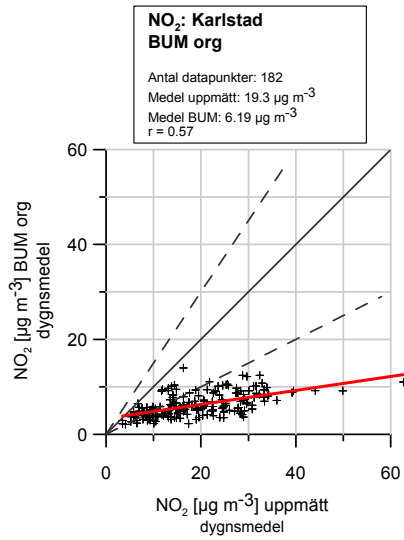
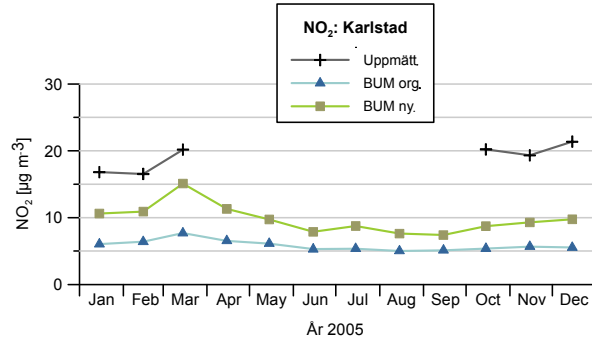
## Norrköping, DOAS (2005, Pronova – Rosen)



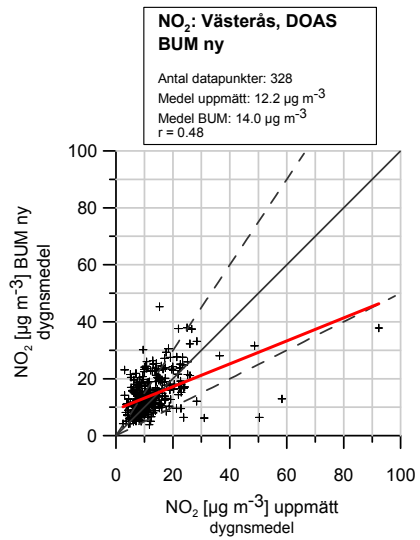
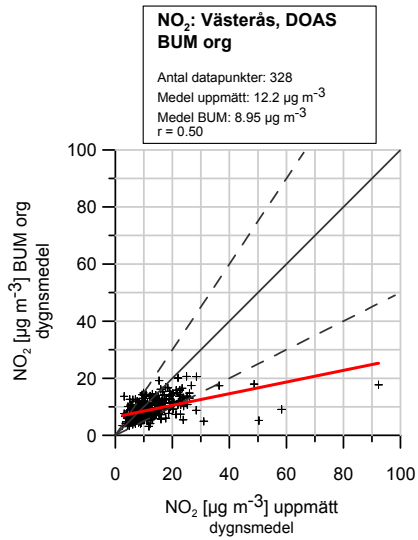
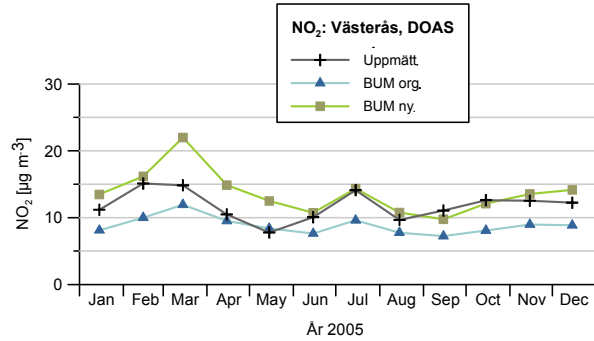
# Stockholm, Torkel Knutssonsgatan (2005)



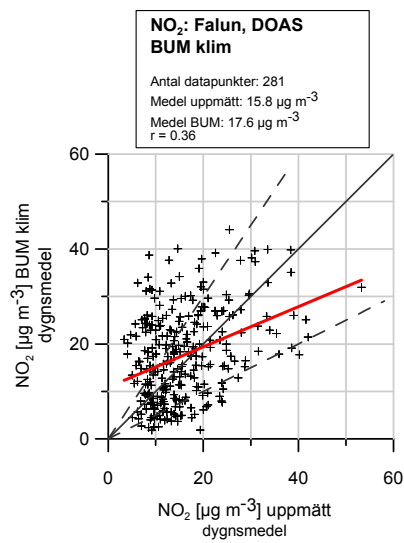
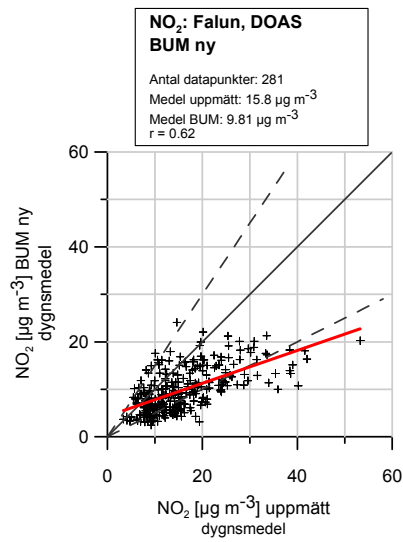
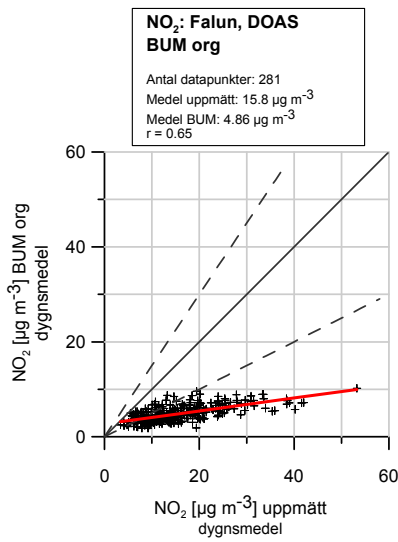
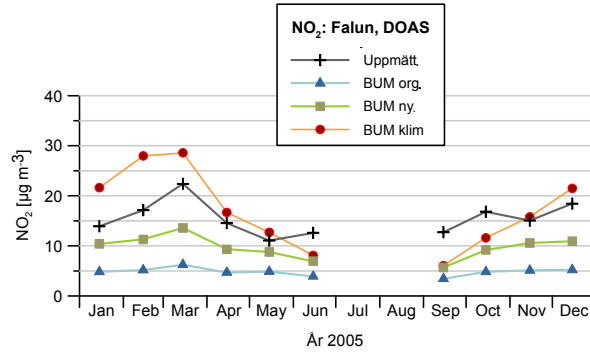
## Karlstad, Stora torget (2005, urbanmättnätet)



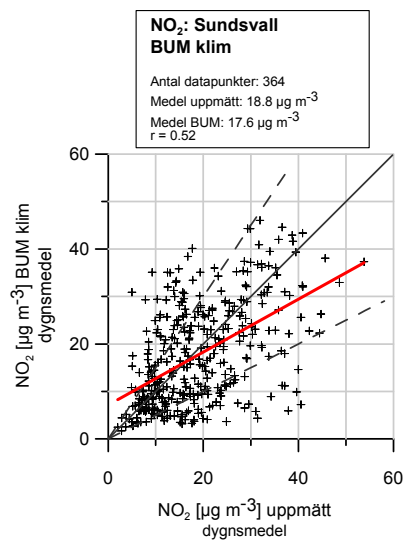
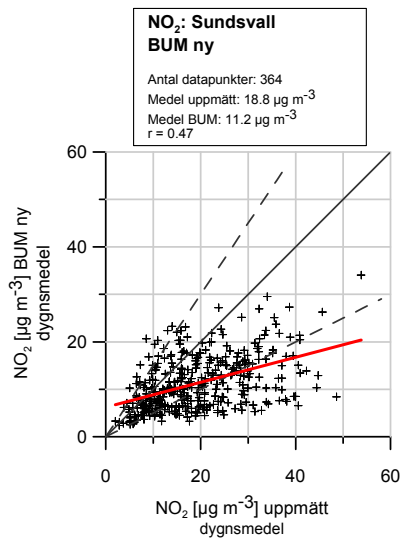
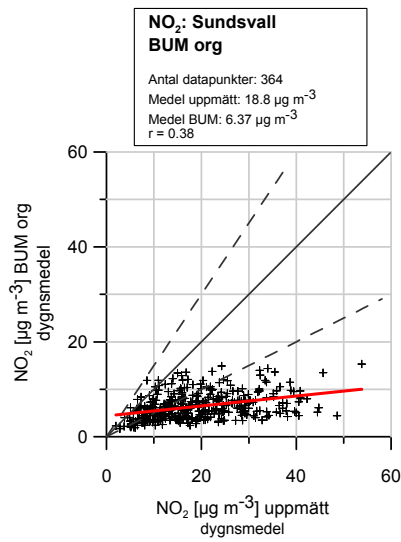
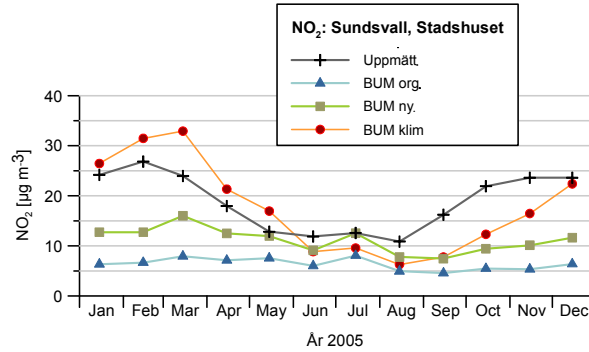
## Västerås, DOAS (2005, Stadshuset)



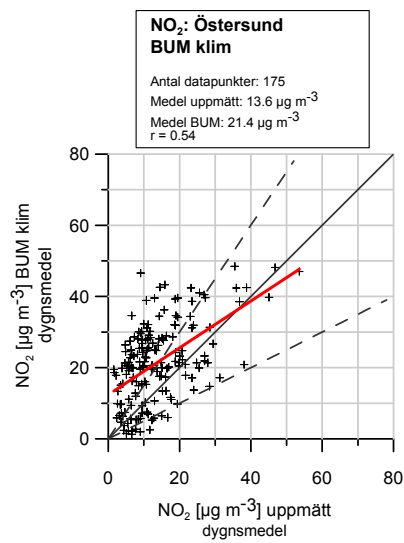
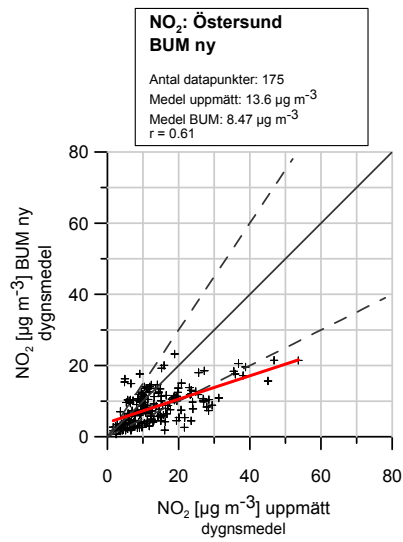
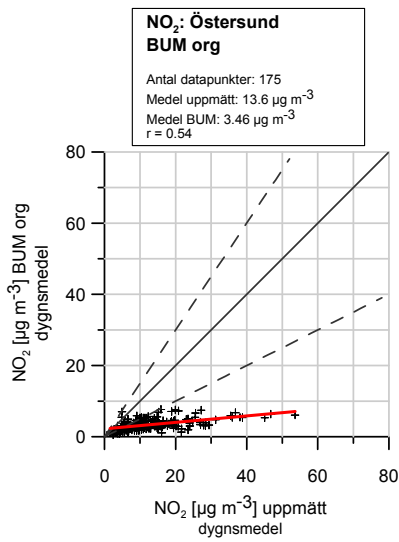
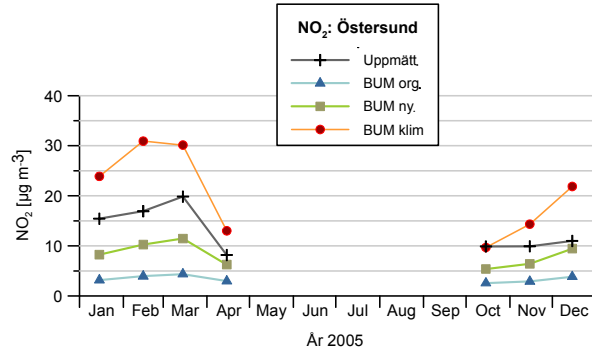
## Falun, DOAS (2005, Folkets hus)



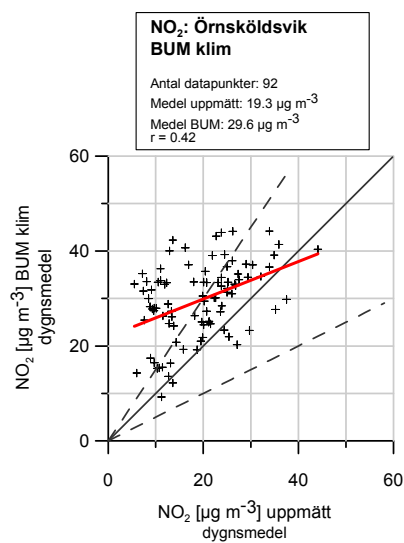
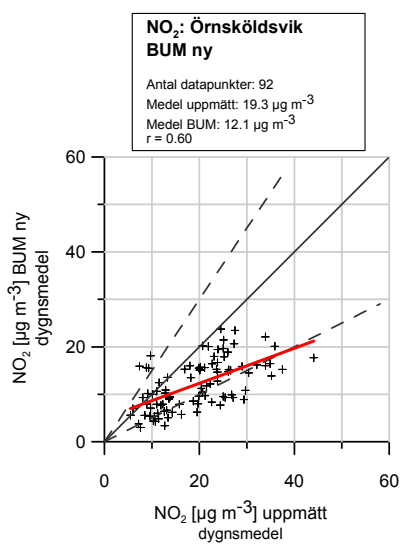
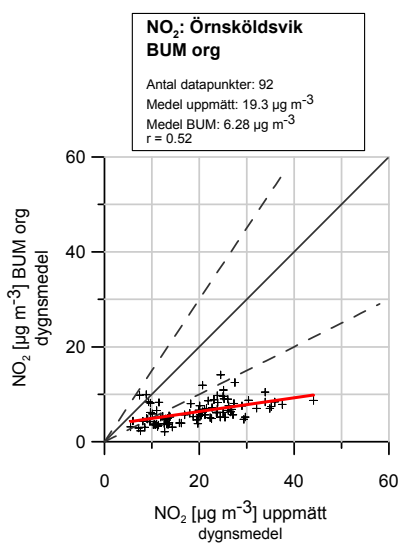
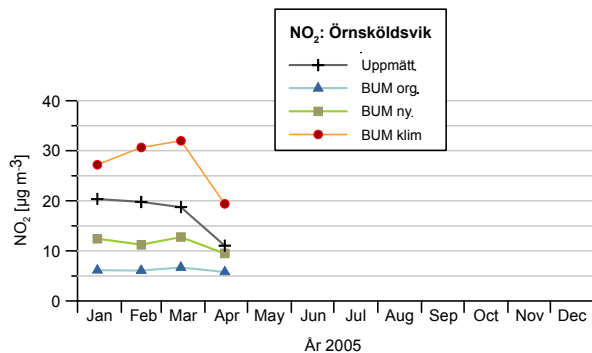
## Sundsvall, DOAS (2005, Stadshuset)



## Östersund, Z-gränd (2005, urbanmättnätet)

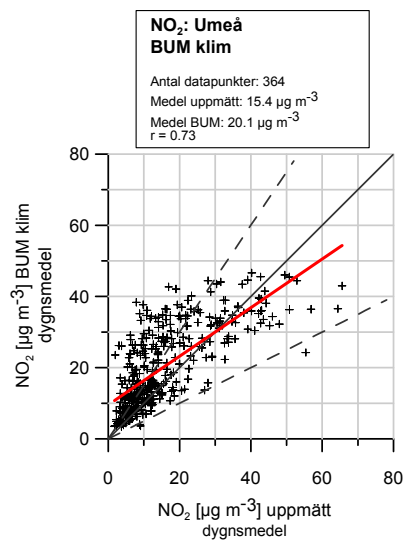
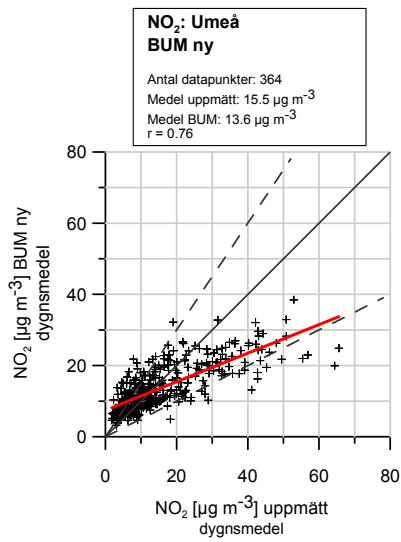
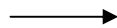
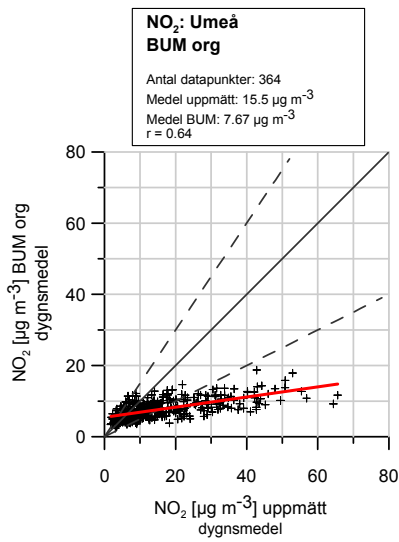
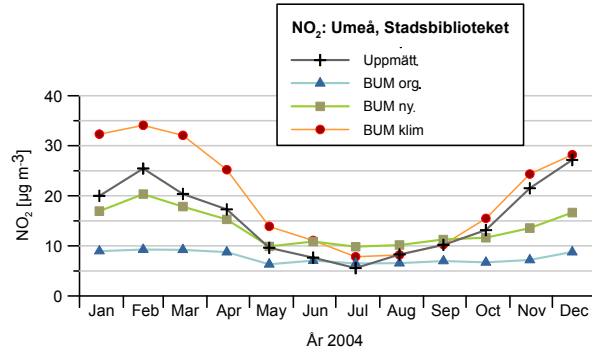


## Örnsköldsvik (2005, urbanmättnätet)

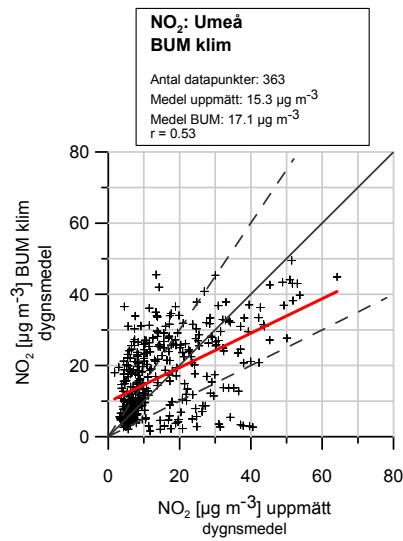
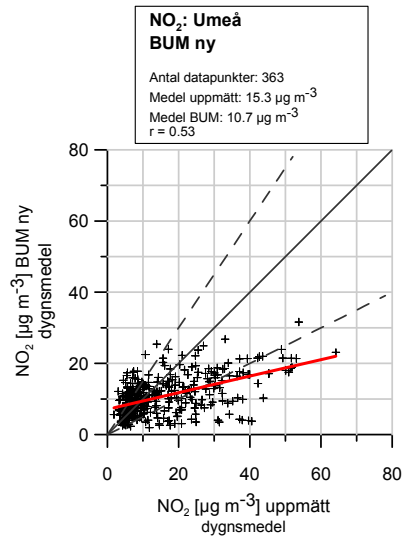
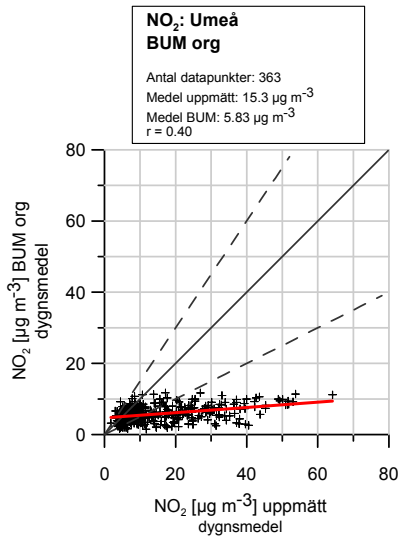
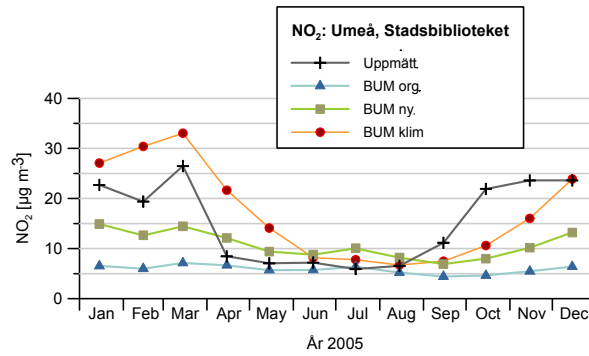




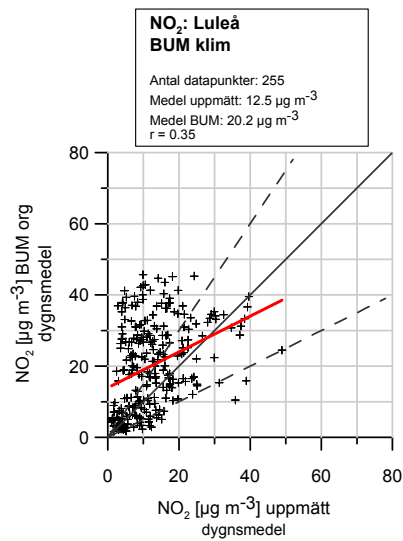
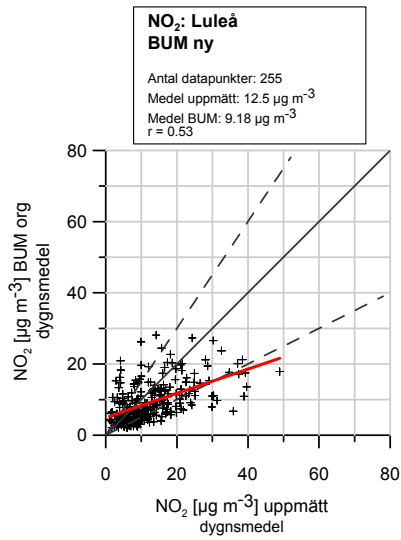
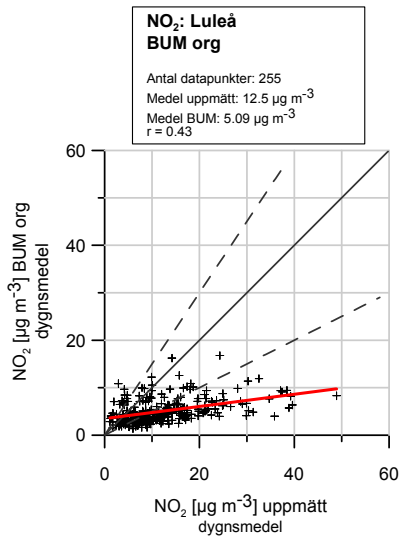
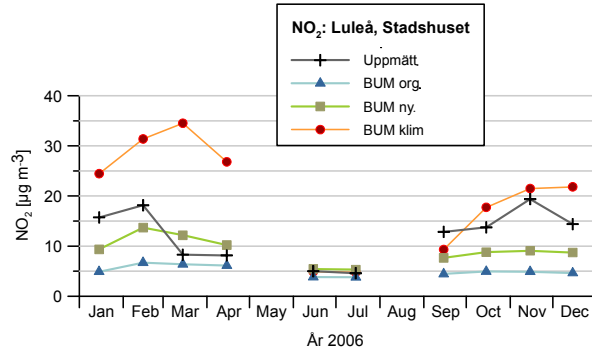
## Umeå, Stadsbiblioteket (2004)



## Umeå, Stadsbiblioteket (2005)



## Luleå, Stadshuset DOAS (2006)





## Sammanfattning

### SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sju rapportserier. Tre av dessa, R-serierna är avsedda för internationell publik och skrivs därför oftast på engelska. I de övriga serierna används det svenska språket.

Seriernas namn	Publiceras sedan
RMK (Report Meteorology and Climatology)	1974
RH (Report Hydrology)	1990
RO (Report Oceanography)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985
KLIMATOLOGI	2009

### I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

1985	9	Wern, L. (1985) Spridningsberäkningar för ASEA transformers i Ludvika.
1 Hagmarker, A. (1985) Satellitmeteorologi.	10	Axelsson, G., Eklind, R. (1985) Ovädret på Östersjön 23 juli 1985.
2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S. (1985) Helsingborgsluft.	11	Laurin, S., Bringfelt, B. (1985) Spridningsmodell för kväveoxider i gatumiljö.
3 Persson, Ch., Wern, L. (1985) Spridnings- och depositionsberäkningar för av fallsförbränningsanläggningar i Sofielund och Högdalen.	12	Persson, Ch., Wern, L. (1985) Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Sofielund.
4 Kindell, S. (1985) Spridningsberäkningar för SUPRAs anläggningar i Köping.	13	Persson, Ch., Wern, L. (1985) Spridnings- och depositionsberäkningar för avfallsförbränningsanläggning i Högdalen.
5 Andersson, C., Kvick, T. (1985) Vindmätningar på tre platser på Gotland. Utvärdering nr 1.	14	Vedin, H., Andersson, C. (1985) Extrema köldperioder i Stockholm.
6 Kindell, S. (1985) Spridningsberäkningar för Ericsson, Ingelstafabriken.	15	Krieg, R., Omstedt, G. (1985) Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla.
7 Fredriksson, U. (1985) Spridningsberäkningar för olika plymlyft vid avfallsvärmeverket Sävenäs.	16	Kindell, S. Wern, L. (1985) Luftvårdsstudie avseende industrikombinatet i Nynäshamn (koncentrations- och luktberäkningar).
8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985) NO <sub>x</sub> - och NO <sub>2</sub> -beräkningar vid Vasaterminalen i Stockholm.		

- 17 Laurin, S., Persson, Ch. (1985)  
Beräknad formaldehydspridning och deposition från SWEDSPANs spånskivefabrik.
- 18 Persson, Ch., Wern, L. (1985)  
Luftvårdsstudie avseende industri-kombinatet i Nynäshamn – depositionsberäkningar av koldamm.
- 19 Fredriksson, U. (1985)  
Luktberäkningar för Bofors Plast i Ljungby, II.
- 20 Wern, L., Omstedt, G. (1985)  
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - energicentralen.
- 21 Krieg, R., Omstedt, G. (1985)  
Spridningsberäkningar för Volvos planerade bilfabrik i Uddevalla - kompletterande beräkningar för fabrikena.
- 22 Karlsson, K.-G. (1985)  
Information från Meteosat - forskningsrön och operationell tillämpning.
- 23 Fredriksson, U. (1985)  
Spridningsberäkningar för AB Åkerlund & Rausings fabrik i Lund.
- 24 Färnlöf, S. (1985)  
Radarmeteorologi.
- 25 Ahlström, B., Salomonsson, G. (1985)  
Resultat av 5-dygnsprogno till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
- 26 Wern, L. (1985)  
Avesta stadsmodell.
- 27 Hultberg, H. (1985)  
Statistisk prognos av ytttemperatur.
- 1986
- 1 Krieg, R., Johansson, L., Andersson, C. (1986)  
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 3/1985.
- 2 Olsson, L.-E., Kindell, S. (1986)  
Air pollution impact assessment for the SABAH timber, pulp and paper complex.
- 3 Ivarsson, K.-I. (1986)  
Resultat av byggväderprognoser - säsongen 1984/85.
- 4 Persson, Ch., Robertson, L. (1986)  
Spridnings- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning i Skövde.
- 5 Laurin, S. (1986)  
Bilavgaser vid intagsplan - Eskilstuna.
- 6 Robertson, L. (1986)  
Koncentrations- och depositionsberäkningar för en sopförbränningsanläggning vid Ryaverken i Borås.
- 7 Laurin, S. (1986)  
Luften i Avesta - föroreningsbidrag från trafiken.
- 8 Robertson, L., Ring, S. (1986)  
Spridningsberäkningar för bromcyan.
- 9 Wern, L. (1986)  
Extrema byvindar i Orrefors.
- 10 Robertson, L. (1986)  
Koncentrations- och depositionsberäkningar för Halmstads avfallsförbränningsanläggning vid Kristinehed.
- 11 Törnevik, H., Ugnell (1986)  
Belastningsprognoser.
- 12 Joelsson, R. (1986)  
Något om användningen av numeriska prognoser på SMHI (i princip rapporten till ECMWF).
- 13 Krieg, R., Andersson, C. (1986)  
Vindmätningar i höga master, kvartalsrapport 4/1985.
- 14 Dahlgren, L. (1986)  
Solmätning vid SMHI.
- 15 Wern, L. (1986)  
Spridningsberäkningar för ett kraftvärmeverk i Sundbyberg.

- 16 Kindell, S. (1986)  
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.
- 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L (1986)  
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
- 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)  
En klimatstudie för Arlanda stad.
- 19 Vedin, H. (1986)  
Extrem arealnederbörd i Sverige.
- 20 Wern, L. (1986)  
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.
- 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)  
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.
- 22 Kvik, T. (1986)  
Beräkning av vindenergitillgången på några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)  
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)  
Tjernobylylyckan - En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)  
Spridningsberäkningar för Spendrups bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)  
Beräkningar av vindenergitillgången på några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)  
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)  
Spridningsberäkningar för ny ugn, SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)  
Spridningsberäkningar för Volvo Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)  
SO<sub>2</sub>-halter från Hammarbyverket kring ny arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K. (1986)  
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleå-verken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)  
Spridningsberäkningar för SAABs planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)  
Spridningsberäkningar för svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)  
Spridningsberäkningar för Västhamnsverket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)  
Beräkningar av svaveldepositionen i Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)  
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)  
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)  
Spridningsberäkningar av freon 22 från Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)  
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)  
Utvärdering av sommarens (1986) använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kvik, T. (1986)  
Vindmätningar i höga master.

- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)  
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)  
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanvätehalter.
- 45 Kwick, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)  
Vindförhållandena i Sveriges kust- och havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)  
Spridningsberäkningar för en planerad panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)  
Spridningsberäkningar för Volvo BMs fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)  
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)  
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från syrgas- och bensenupplag inom SSAB Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)  
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tidaholm.
- 51 Wern, L. (1986)  
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)  
Meteorological measurements performed May 15, 1984, to June, 1984, by the SMHI
- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)  
Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)  
Frekvensanalys av timvisa temperaturobservationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)  
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)  
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO<sub>x</sub> inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)  
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)  
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)  
Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)  
Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub> samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)  
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)  
Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987)  
Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)  
Spridningsberäkningar för AB Åretå-Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)  
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)  
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)  
Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)  
En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.



- 69 Häggkvist, K. (1987)  
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetselement. Tillämpning på ett energiskogsområde.
- 70 Lindström, Kjell (1987)  
Weather and flying briefing aspects.
- 71 Häggkvist, K. (1987)  
En numerisk modell för beräkning av vertikal momentumtransport i områden med stora råhetselement. En koefficientbestämning.
- 72 Liljas, E. (1988)  
Förbättrad väderinformation i jordbruket - behov och möjligheter (PROFARM).
- 73 Andersson, Tage (1988)  
Isbildning på flygplan.
- 74 Andersson, Tage (1988)  
Aeronautic wind shear and turbulence. A review for forecasts.
- 75 Kållberg, P. (1988)  
Parameterisering av diabatiska processer i numeriska prognosmodeller.
- 76 Vedin, H., Eriksson, B. (1988)  
Extrem arealnederbörd i Sverige 1881 - 1988.
- 77 Eriksson, B., Carlsson, B., Dahlström, B. (1989)  
Preliminär handledning för korrektion av nederbördsmängder.
- 78 Liljas, E. (1989)  
Torv-väder. Behovsanalys med avseende på väderprognoser och produktion av bränsletorv.
- 79 Hagmarker, A. (1991)  
Satellitmeteorologi.
- 80 Lövblad, G., Persson, Ch. (1991)  
Background report on air pollution situation in the Baltic states - a prefeasibility study.  
IVL Publikation B 1038.
- 81 Alexandersson, H., Karlström, C., Larsson-McCann, S. (1991)  
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-90. Referensnormaler.
- 82 Vedin, H., Alexandersson, H., Persson, M. (1991)  
Utnyttjande av persistens i temperatur och nederbörd för vårflödesprognoser.
- 83 Moberg, A. (1992)  
Lufttemperaturen i Stockholm 1756 - 1990. Historik, inhomogeniteter och urbaniseringseffekt.  
Naturgeografiska Institutionen, Stockholms Universitet.
- 84 Josefsson, W. (1993)  
Normalvärden för perioden 1961-90 av globalstrålning och solskenstid i Sverige.
- 85 Laurin, S., Alexandersson, H. (1994)  
Några huvuddrag i det svenska temperatur-klimatet 1961 - 1990.
- 86 Fredriksson, U. och Ståhl, S. (1994)  
En jämförelse mellan automatiska och manuella fältmätningar av temperatur och nederbörd.
- 87 Alexandersson, H., Eggertsson Karlström, C. och Laurin S. (1997).  
Några huvuddrag i det svenska nederbörds-klimatet 1961-1990.
- 88 Mattsson, J., Rummukainen, M. (1998)  
Växthuseffekten och klimatet i Norden - en översikt.
- 89 Kindbom, K., Sjöberg, K., Munthe, J., Peterson, K. (IVL)  
Persson, C. Roos, E., Bergström, R. (SMHI). (1998)  
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds-kemi 1996.
- 90 Foltescu, V.L., Häggmark, L (1998)  
Jämförelse mellan observationer och fält med griddad klimatologisk information.
- 91 Hultgren, P., Dybbroe, A., Karlsson, K.-G. (1999)  
SCANDIA – its accuracy in classifying LOW CLOUDS

- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)  
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6  $\mu\text{m}$  imagery for snow, cloud and sunglint discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)  
Precipitation Analysis from AMSU (Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)  
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI) Thaning, L (LFOA). (2000)  
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) ( 2001)  
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)  
Nowcasting SAF  
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)  
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)  
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)  
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)  
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)  
Nomogram för uppskattning av halter av  $\text{PM}_{10}$  och  $\text{NO}_2$
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)  
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av  $\text{PM}_{2.5}$  data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)  
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 - 2001
- 105 Persson, Ch. (2002)  
Kvaliteten hos nederbörds kemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)  
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region  
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)  
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)  
Kvaliteten i uppmätta nederbörds mängder inom svenska nederbörds kemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)  
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)  
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)  
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A. (2004)  
Nowcasting SAF – IOP  
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using weather radar data  
Visiting Scientist report

- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)  
Nationell miljöövervakning – MATCH-Sverige modellen  
Metod- och resultatsammanställning för åren 1999-2002 samt diskussion av osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)  
UV-radiation measured in Norrköping 1983-2003.
- 115 Martin, Judit, (2004)  
Var tredje timme – Livet som väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L. (2004)  
NORDIC – A database for evaluation of dispersion models on the local, urban and regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M. (2004)  
Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län – Beräkningar för 1999
- 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2005)  
CM-SAF Validating the Cloud Top Height product using LIDAR data
- 119 Rummukainen, M. (2005)  
Växthuseffekten
- 120 Omstedt, G. (2006)  
Utvärdering av PM<sub>10</sub>-mätningar i några olika nordiska trafikmiljöer
- 121 Alexandersson, H. (2006)  
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
- 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A., (2006)  
The land-surface scheme of the Rossby Centre regional atmospheric climate model (RCA3)
- 123 Omstedt, G. (2007)  
VEDAIR – ett internetverktyg för beräkning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleledning  
*Modellbeskrivning och slutrapport mars 2007*
- 124 Persson, G., Strandberg, G., Barring, L., Kjellström, E. (2007)  
Beräknade temperaturförhållanden för tre platser i Sverige – perioderna 1961-1990 och 2011-2040
- 125 Engart, M., Foltescu, V. (2007)  
Luftföroreningar i Europa under framtida klimat
- 126 Jansson, A., Josefsson, W. (2007)  
Modelling of surface global radiation and CIE-weighted UV-radiation for the period 1980-2000
- 127 Johnston, S., Karlsson, K-G. (2007)  
METEOSAT 8 SEVIRI and NOAA Cloud Products. A Climate Monitoring SAF Comparison Study
- 128 Eliasson, S., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G. (2007)  
Prototyping an improved PPS cloud detection for the Arctic polar night
- 129 Trolez, M., Karlsson, K-G., Johnston, S., Albert, P (2008)  
The impact of varying NWP background information on CM-SAF cloud products
- 130 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2008)  
Total ozone from zenith radiance measurements. An empirical model approach
- 131 Willén, U (2008)  
Preliminary use of CM-SAF cloud and radiation products for evaluation of regional climate simulations
- 132 Bergström, R (2008)  
TESS Traffic Emissions, Socioeconomic valuation and Socioeconomic measures Part 2:  
Exposure of the European population to atmospheric particles (PM) caused by emissions in Stockholm
- 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G., Engardt, M (2008)  
Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningmål för PM<sub>2.5</sub> enligt nytt luftdirektiv

- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)  
Vintervägar med eller utan dubbdäck.  
Beräkningar av emissioner och halter av  
partiklar för olika dubbdäcksscenarioer
- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson,  
Ch., Löfgren, B-E (2008)  
Luftkvalitet och småskalig biobränsle-  
eldning. Tillämpningar av SIMAIR ved för  
några kommuner
- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M  
(2009)  
Measurements of total ozone 2006-2008
- 137 Andersson, S., 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
- 138 Wern, L., Barring, L (2009)  
Sveriges vindklimat 1901 – 2008  
Analys av förändring i geostrofisk vind
- 139 Wern, L., German, J (2009)  
Korttidsnederbörd i Sverige, 1995 – 2008
- 140 Omstedt, G., Andersson, S., Bergström., R  
(2010)  
Dagens och framtidens luftkvalitet i  
Sverige. Haltberäkningar av NO<sub>2</sub>, PM10  
och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för  
framtidsscenarioer med minskade  
europeiska emissioner
- 141 Wern, L., Isaksson, L (2010)  
Åska i Sverige 2002 - 2009



**SMHI**

Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut  
601 76 NORRKÖPING  
Tel 011-495 80 00 Fax 011-495 80 01

ISSN 0283-7730