

Stefan Andersson
Gunnar Omstedt

METEOROLOGI Nr 137/2009

Validering av SIMAIR mot mätningar av PM₁₀, NO₂ och bensen

Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005



Omslagsbilden visar en Sverigekarta med de mätplatser som undersökts, med foton från Hamngatan i Karlstad, E6 vid Gårda i Göteborg samt mätinstrument placerade längst en fasad vid Hoppets Torg i Jönköping.

METEOROLOGI NR 137/2009

**Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10,
NO₂ och bensen**

Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004
och 2005

Stefan Andersson

Gunnar Omstedt

Förord

Medel för detta projekt har beviljats av Naturvårdsverket (överenskommelse nr 503 0706).

Tack till Lars Gidhagen på SMHI för värdefulla synpunkter och kommentarer under arbetets gång. Vi vill även tacka samtliga tjänstemän på kommunerna som har hjälpt till att ta fram nödvändig information om gaturummen. Speciellt vill vi tacka Jan Johansson vid Miljöförvaltningen i Karlstads kommun för en trevlig och givande visning av mätstationerna i Karlstad samt Anna Derneryd vid Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad som tog fram mycket bra och detaljerade data för gaturummen i Göteborg.

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare	Report number/Publikation	
Swedish Meteorological and Hydrological Institute S-601 76 NORRKÖPING Sweden	SMHI Meteorologi nr 137	
	Report date/Utgivningsdatum	
Augusti 2009		
Author (s)/Författare		
Stefan Andersson och Gunnar Omstedt		
Title (and Subtitle)/Titel		
Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO ₂ och bensen Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005		
Abstract/Sammandrag		
<p>I denna studie har SIMAIR (med SIMAIR avses i denna rapport SIMAIRväg) validerats mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen för 19 mätstationer i gaturum och 21 mätstationer i urban bakgrund. Trafikmiljöerna är av skiftande karaktär och från olika delar av Sverige. Mätstationerna i urban bakgrund är samtliga belägna vid en central plats i respektive tätort, men placeringen varierar (både mätningar vid torg och gågator samt takmätningar förekommer).</p> <p>Vid valideringen jämförs ett antal statistiska mått för att kvantifiera överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter. I EUs Luftdirektiv finns kvalitetsmått angivna, som fastställer maximalt acceptabel osäkerhet för modellberäkningar. Den bästa tolkningen av denna osäkerhet är begreppet RPE_{max}, det maximala relativa percentilfelet för 90% av stationerna, vilket är kvalitetsmålet som tillämpas i denna studie. Utöver detta mått används även medianen för RPE (RPE_{median}), vilket ur modelleringssynpunkt kanske är mer intressant. Andra statistiska mått som utvärderas är uppmätta och beräknade årsmedelvärden, percentiler för dygns- och timmedelvärden, variationskoefficient (CoV) och korrelationskoefficient (r).</p> <p>Där signalen är stark, det vill säga i trafikerade gaturum, är överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter god. För PM10 och NO₂ klaras EUs kvalitetskrav med tämligen stor marginal, men för bensen överskattar dock SIMAIR halterna systematiskt i jämförelse med mätdata. För urban bakgrund är resultatet relativt bra för många stationer. EUs kvalitetskrav för PM10 klaras, men för NO₂ underskattas halterna. Vad gäller bensen i urban bakgrund överskrider kvalitetskravet marginellt. Emellertid är resultaten bättre än för gaturum. Korrelationen är överlag tämligen stark för de flesta platser och SIMAIR återger representativ säsongsvariation av halterna.</p> <p>Att halterna av NO₂ underskattas i den urbana bakgrunden kan delvis förklaras med att mätningar ofta representerar halter i punkter medan modellen representerar halter i kilometerrutor. Ur valideringssynpunkt är urbana mätstationer i taknivå lämpligast att göra jämförelser mot, då det finns viss risk att lokal haltpåverkan får genomslag i mätningar vid exempelvis öppna torg och gågator. En annan förklaring till att halterna i urban bakgrund underskattas är att SIMAIRs urbana modell, BUM, har brister i beskrivningen av stabila atmosfäriska förhållanden, vilket delvis kan förklara den stora underskattningen av halter av NO₂ i norra Sverige. Parametriseringen vid stabila förhållanden behöver förbättras, vilket är ett arbete som har påbörjats. För tillfället används en statistisk metod för att korrigera detta, kallad klimatkorrigering, och denna metod visar sig förbättra modellberäkningarna för flertalet platser i Norrland. För Sandviken leder klimatkorrigering dock till att de beräknade halterna blir avsevärt högre än de uppmätta och här blir RPE större än innan. Den geografiska gränsen mellan var klimatkorrigering är lämplig och inte är således inte helt klar.</p> <p>För höga emissionsfaktorer för vägtrafikens utsläpp av bensen kan troligtvis förklara överskattningen som sker för beräkningarna i gaturum av bensenhalter. Denna del behöver granskas och uppdateras.</p>		
Key words/sök-, nyckelord		
Luftkvalitet, spridningsmodell, mätningar, gaturum, urban bakgrund		
Supplementary notes/Tillägg	Number of pages/Antal sidor	Language/Språk
	125	Svenska
ISSN and title/ISSN och titel		
0283-7730 SMHI Meteorologi		
Report available from/Rapporten kan köpas från:		
SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden		

Sammanfattning

Modellsystemet SIMAIR är resultatet av ett samarbete mellan SMHI, Vägverket, Naturvårdsverket och Energimyndigheten i syfte att skapa ett verktyg för bedömning av luftkvalitet i svenska tätorter. SIMAIR består av flertalet applikationer där SIMAIRväg är ett modellverktyg för bedömning av luftkvalitet i vägars närområde. Målsättningen är att kunna erbjuda ett modellsystem som är av så god kvalitet att beräkningsresultat är jämförbara med mätdata och modellen ska kunna tillämpas för trafikmiljöer i alla delar av landet.

I denna studie har SIMAIR (med SIMAIR avses i denna rapport SIMAIRväg) validerats mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen för 19 mätstationer i gaturum och 21 mätstationer i urban bakgrund. Trafikmiljöerna är av skiftande karaktär och från olika delar av Sverige. Mätstationerna i urban bakgrund är samtliga belägna vid en central plats i respektive tätort, men placeringen varierar (både mätningar vid torg och gågator samt takmätningar förekommer).

Vid valideringen jämförs ett antal statistiska mått för att kvantifiera överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter. I EUs Luftdirektiv finns kvalitetsmått angivna, som fastställer maximalt acceptabel osäkerhet för modellberäkningar. Den bästa tolkningen av denna osäkerhet är begreppet RPE_{max}, det maximala relativa percentilfelet för 90% av stationerna, vilket är kvalitetsmättet som tillämpas i denna studie. Utöver detta mått används även medianen för RPE (RPE_{median}), vilket ur modelleringssynpunkt kanske är mer intressant. Andra statistiska mått som utvärderas är uppmätta och beräknade årsmedelvärden, percentiler för dygns- och timmedelvärden, variationskoefficient (CoV) och korrelationskoefficient (r).

Där signalen är stark, det vill säga i trafikerade gaturum, är överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter god. För PM10 och NO₂ klaras EUs kvalitetskrav med tämligen stor marginal, men för bensen överskattar dock SIMAIR halterna systematiskt i jämförelse med mätdata. För urban bakgrund är resultatet relativt bra för många stationer. EUs kvalitetskrav för PM10 klaras, men för NO₂ underskattas halterna. Vad gäller bensen i urban bakgrund överskrider kvalitetskravet marginellt. Emellertid är resultaten bättre än för gaturum. Korrelationen är överlag tämligen stark för de flesta platser och SIMAIR återger representativ säsongsvariation av halterna.

Att halterna av NO₂ underskattas i den urbana bakgrunden kan delvis förklaras med att mätningar ofta representerar halter i punkter medan modellen representerar halter i kilometerrutor. Ur valideringssynpunkt är urbana mätstationer i taknivå lämpligast att göra jämförelser mot, då det finns viss risk att lokal haltpåverkan får genomslag i mätningar vid exempelvis öppna torg och gågator. En annan förklaring till att halterna i urban bakgrund underskattas är att SIMAIRs urbana modell, BUM, har brister i beskrivningen av stabila atmosfäriska förhållanden, vilket delvis kan förklara den stora underskattningen av halter av NO₂ i norra Sverige. Parametriseringen vid stabila förhållanden behöver förbättras, vilket är ett arbete som har påbörjats. För tillfället används en statistisk metod för att korrigera detta, kallad klimatkorrigering, och denna metod visar sig förbättra modellberäkningarna för flertalet platser i Norrland. För Sandviken leder klimatkorrigering dock till att de beräknade halterna blir avsevärt högre än de uppmätta och här blir RPE större än innan. Den geografiska gränsen mellan var klimatkorrigering är lämplig och inte är således inte helt klar.

För höga emissionsfaktorer för vägtrafikens utsläpp av bensen kan troligtvis förklara överskattningen som sker för beräkningarna i gaturum av bensenhalter. Denna del behöver granskas och uppdateras.

Innehållsförteckning

1. Inledning.....	1
2. Syfte.....	2
3. Metod.....	2
3.1 Kort beskrivning av SIMAIR-modellen	2
3.1.1 Regionala bakgrundshalter	3
3.1.2 Urbana bakgrundshalter.....	3
3.1.3 Meteorologiska data.....	4
3.1.4 Väg- och trafikinformation	4
3.1.5 Lokala haltbidrag.....	4
3.2 Mätplatser och mätperioder.....	4
3.2.1 Mätningar i gaturum	6
3.2.2 Mätningar i urban bakgrund	9
3.3 Definition av statistiska mått	11
3.4 Kvalitetskrav för beräkningsmodeller	13
3.5 Klimatkorrigering av urbanbidraget i Umeå	15
4. Resultat	16
4.1 Validering för gaturum	16
4.1.1 Halter av PM10.....	16
4.1.2 Halter av NO ₂	18
4.1.3 Halter av bensen	20
4.2 Validering för urban bakgrund	22
4.2.1 Halter av PM10.....	22
4.2.2 Halter av NO ₂	24
4.2.3 Halter av bensen	27
4.2 Jämförelser med kvalitetskrav enligt EUs Luftdirektiv	29
4.3 Klimatkorrigering av NO₂-halter med statistisk metod.....	31
5. Diskussion	33
5.1 Osäkerhet i indata	33
5.2 Osäkerhet i mätdata.....	34
5.3 Osäkerhet i modellformulering och framtida förbättring.....	35
5.4 Tolkning av statistiskt mått för modellosäkerheten (RPE).....	35
6. Slutsatser	36
Referenser.....	39
Appendix 1 – beskrivning av mätplatser	41
Appendix 2 – validering för gaturum	71
Appendix 3 – validering för urban bakgrund	91

1. Inledning

Modellsystemet SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2009; SMHI och Vägverket, 2005) är resultatet av ett samarbete mellan SMHI, Vägverket, Naturvårdsverket och Energimyndigheten i syfte att skapa ett verktyg för bedömning av luftkvalitet i svenska tätorter. Verktøget har varit i operationell drift sedan 2005 och används idag av cirka 80 kommuner i Sverige. Samtidigt som systemet är avancerat där olika spridningsmodeller tillämpas på olika skalor, är gränssnittet flexibelt, lättanvänt och enkelt åtkomligt via internet.

SIMAIRväg, som är en av flera applikationer inom SIMAIR (andra applikationer är korsning och ved), är ett modellverktyg för bedömning av luftkvalitet i vägars närområde. När kommunerna planerar åtgärder för att minska halterna, är det av intresse att visa varifrån luftföroreningarna kommer. SIMAIR är därför uppbyggt som ett kopplat modellsystem där olika modeller och metoder beskriver bidragen till halter på regional, urban och lokal skala. Målsättningen är att kunna erbjuda ett modellsystem som är av så god kvalitet att beräkningsresultat är jämförbara med mätdata och därmed kan komplettera och till viss del ersätta mätningar. Modellen ska vara möjlig att tillämpa för trafikmiljöer i olika delar av landet. För att uppfylla detta bör SIMAIR regelbundet utvärderas mot mätdata och förbättras.

Utvärdering av SIMAIR (SIMAIR avser här och framåt i denna rapport applikationen SIMAIRväg) har hittills gjorts för ett begränsat antal trafikmiljöer i landet (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2009). För östra Svealand samt Sundsvall/Skolhusallen och Malmö/Amiralsgatan är resultaten generellt goda, men för Umeå underskattades halterna av NO_x systematiskt av modellen. Orsaken till detta antogs vara att urbanmodellen i SIMAIR, BUM, överskattar utspädningen under starkt utvecklade markinversioner vintertid. Förlagan till modellen är utvecklad i Köpenhamn (Berkowicz, 2000a) och underskattningen förklarades med att modellen förutsätter neutralt skiktad atmosfär, vilket sällan gäller för tätorter i norra Sverige. En statistisk metod (regressionsanalys) för att korrigera för denna underskattning, som baseras på mätdata från Stadsbibliotekets tak i Umeå, visade sig ge bättre resultat. Utvärdering av SIMAIR för tätorter i Dalarna har också indikerat på likartad problematik med underskattade halter av NO_x/NO₂. Om problemen med urbanmodellen enbart är knutna till förhållandena i norra Sverige, eller om det även gäller för andra delar av Sverige, är en av frågeställningarna som denna studie utreder. Detta kommer att ligga till grund för ett fortsatt utvecklingsarbete med urbanmodellen BUM.

I några nyligen genomförda nationella studier tillämpades SIMAIR bland annat för utredning av:

- Möjligheterna att miljömålet Frisk Luft kommer att kunna uppfyllas i svenska tätorter (SMHI, 2007a; SMHI, 2007b)
- Utsikterna för Sverige att uppnå exponeringsminskningsmålet av PM_{2.5} enligt EUs nya Luftdirektiv (Andersson et al., 2008)
- Dubbdäcksanvändningens påverkan på emissioner och halter av partiklar i olika svenska tätorter och möjligheter till förbättrad luftkvalitet till följd av minskad dubbdäcksanvändning (Omstedt och Andersson, 2008)

Enligt studierna finns det risk för överskridanden av miljömålet Frisk Luft samt MKN (främst för PM10) i ett antal tätorter. En viktig del i denna studie är således att validera SIMAIR mot mätningar av luftkvalitet från dessa platser. För NO₂ beräknas emellertid de flesta tätorter uppfylla miljömålet Frisk luft år 2020, med undantag för bland annat Stockholm, Göteborg och Umeå. Validering har tidigare gjorts för Stockholm och Umeå, men ej för de västra delarna av Sverige, varför en annan viktig del i denna validering är utvärdering för Göteborg. Studien innefattar även validering mot mätningar av bensen, vilket tidigare enbart har gjorts i en begränsad omfattning.

I denna validering används mätdata för år 2004 och 2005. Orsaken till detta är att från och med år 2004 infördes i SIMAIR en ny emissionsmodell för vägtrafiken, ARTEMIS (Vägverket och SMHI, 2007), som ersatte den tidigare vägtrafikmodellen EVA.

I Avsnitt 2 presenteras syftet med denna rapport och i Avsnitt 3 ges en kortfattad beskrivning av SIMAIR samt information om mätplatserna och gaturummen som ingår i denna validering. Dessutom definieras vilka statistiska mått som kommer att utvärderas, samt kvalitetskraven för beräkningsmodeller som finns enligt EUs Luftdirektiv (EU, 2008). I Avsnitt 4 presenteras resultaten och i Avsnitt 5 respektive 6 diskuteras och presenteras slutsatserna från studien.

2. Syfte

Syftet med denna studie är att fortsätta arbetet med att utvärdera och förbättra SIMAIR. Detta genom att:

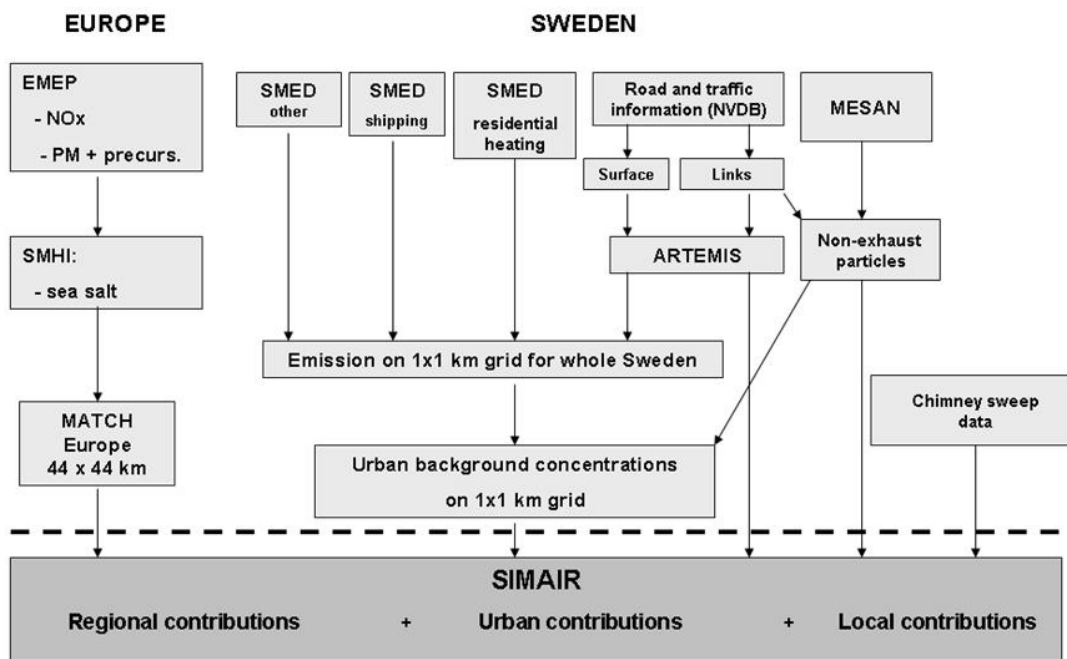
- 1) jämföra beräknade och uppmätta halter av luftföroreningar med hjälp av nya mätdata samt undersöka hur väl SIMAIR beskriver de regionala, urbana och lokala bidragen
- 2) analysera skillnader
- 3) föreslå och införa modellförbättringar

3. Metod

3.1 Kort beskrivning av SIMAIR-modellen

Eftersom luftföroreningar härstammar från olika källor, på olika avstånd från området som studeras, använder SIMAIR (Gidhagen et al., 2009) ett kopplat modellkoncept. Beroende på frågeställning används därför olika beräkningsmodeller verkande på olika horisontella skalor, från beräkningar i gaturum till beräkningar på regional skala. De regionala och urbana bidragen är förberäknade, medan de lokala bidragen beräknas via användargränsnittet.

Modellsystemets uppbyggnad visas schematiskt i Figur 1 och sedan följer en kort beskrivning av de ingående delarna.



Figur 1. Schematisk figur över databaser och modeller i SIMAIR. Den streckade linjen skiljer på förberäknade halter från modeller på större skala (över linjen) och halter som beräknas direkt från användargränssnittet via lokala modeller (under linjen).

3.1.1 Regionala bakgrundshalter

För beräkning av halter på regional skala används spridningsmodellen MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007), som drivs av meteorologiska data från väderprognosmodellen HIRLAM (44x44 km över Europa), samt emissionsdata från EMEP (50x50 km). Förutom MATCH används också tvådimensionell variationell dataassimilering med mätdata för PM10, då MATCH ännu inte inkluderar sekundära organiska aerosoler.

3.1.2 Urbana bakgrundshalter

Urbana halter av luftföroreningar, på ett 1x1 km rutnät, beräknas med urbana modellen BUM (Berkowicz, 2000a). Vid beräkningarna används emissionsdata från SMED (Svenska MiljöEmissionsData) med undantag för Stockholm, Uppsala, Gävleborg och Östergötlands län där emissionsdata från SLB analys används. Spridningsberäkningar görs med två metodiker:

- För markkällor, såsom trafik och småskalig vedeldning, beräknas halter genom att bidrag från emissioner i ett influensområde uppströms vindriktningen läggs samman för att bestämma halten i en beräkningspunkt.
- För utsläpp från högre punktkällor (till exempel höga skorstenar) görs beräkningarna med en Gaussisk plymmodell.

3.1.3 Meteorologiska data

De meteorologiska data som används i SIMAIR är framtagna med systemet Mesan (Häggmark 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 11x11 km.

3.1.4 Väg- och trafikinformation

Nationella vägdatabasen (NVDB) är en väg och fordonsdatabas som innehåller uppdaterad information om exempelvis vägkoordinater, vägens funktionsklass, skyltad hastighet mm. Parallellt finns också en databas med trafikdata, såsom fordonsmängder och andel tung trafik. Avgasemissioner beräknas med emissionsmodellen ARTEMIS (Vägverket och SMHI, 2007).

3.1.5 Lokala haltbidrag

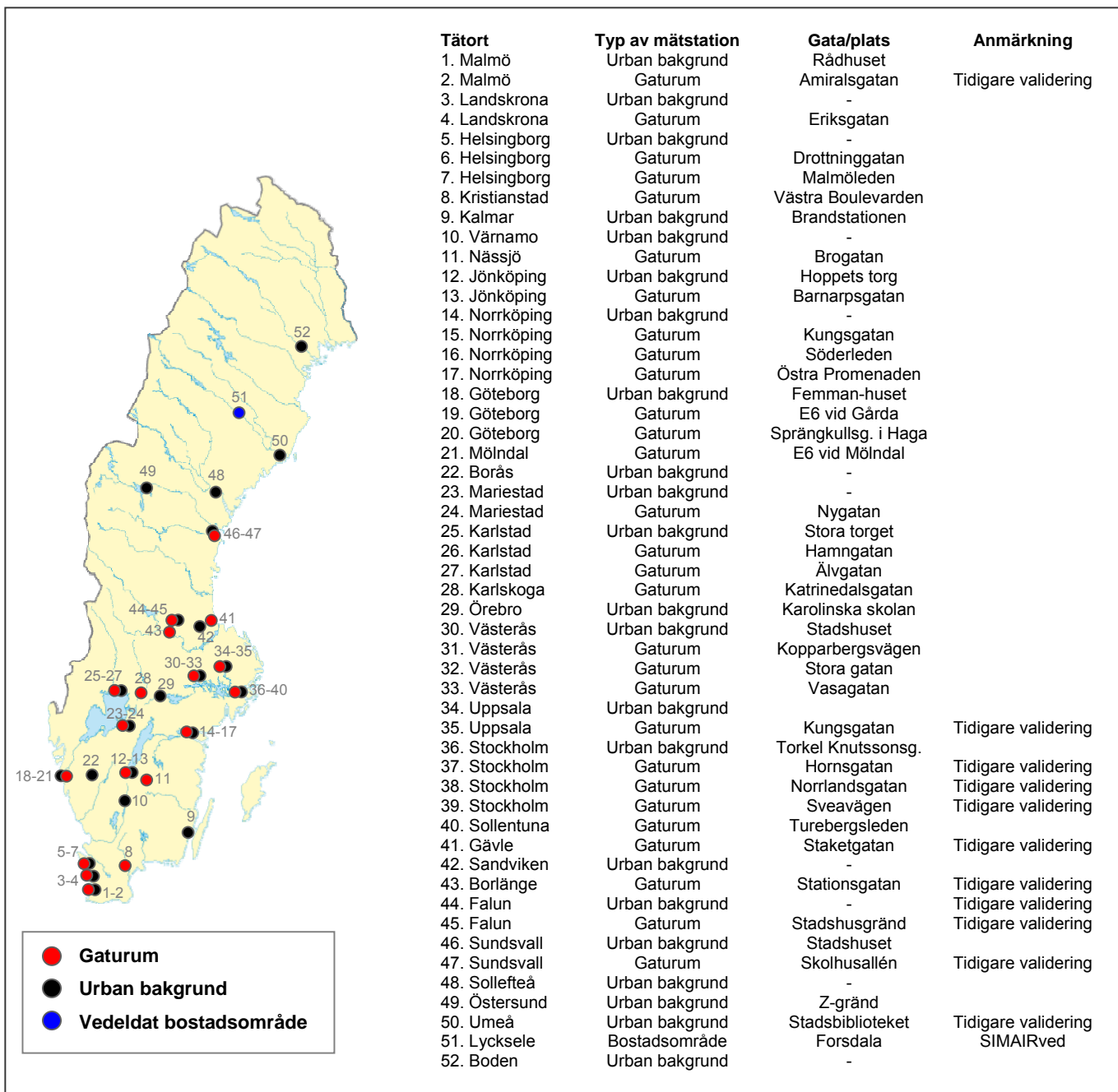
Haltberäkningar av lokala bidrag från vägtrafiken görs med två spridningsmodeller:

- I gaturum, det vill säga om byggnader finns på en eller båda sidor om gatan, används modellen OSPM (Berkowicz, 2000b). OSPM är en modell som dels beräknar bidraget från den direkta plymen från trafikutsläppen, dels bidraget från recirkulationen som uppstår i gaturummet. OSPM har använts för många tillämpningar med gott resultat.
- För öppna vägar används modellen OpenRoad (Gidhagen et al., 2004). Den har bland annat utvärderats mot mätningar från Vallstanäs med gott resultat.

3.2 Mätplatser och mätperioder

Beräkningar i SIMAIR kommer att jämföras med mätningar från ett antal platser i olika delar av Sverige. Trafikmiljön för gatorna är tämligen varierande och i utvärderingen har både slutna gaturum och öppna vägar inkluderats. Utöver gaturum innefattar studien även ett antal stationer som mäter halter i urban bakgrundsluft för att undersöka hur väl de urbana halterna beräknas i modellen. I Figur 2 visas den geografiska fördelningen över mätstationer som används i denna och tidigare valideringar av SIMAIR.

Merparten av mätdata har erhållits från Svenska Miljöinstitutet IVLs databas (IVL, 2009), som är datavärd för luftkvalitetsmätningar i Sverige. Vi utgår från att samtliga data är kvalitetskontrollerade och att eventuella TEOM-mätningar är korrigerade med bästa möjliga faktorer.



Figur 2. Geografisk fördelning över mätstationer som denna och tidigare valideringar av SIMAIR innefattar. Röd markering anger mätningar i gaturum, svart mätningar i urban bakgrund och blå markering avser validering av SIMAIRved i ett bostadsområde med vedeldning.

Som framgår av Figur 2 är den geografiska spridningen tämligen stor. Det finns högkvalitativa data från flera mätstationer i Götaland och Svealand. I Norrland finns också en del mätstationer representerade, men det vore önskvärt med fler framtida mätningar, i synnerhet i gaturum. Vad gäller trafikmiljöer finns många olika typer av gaturum och öppna vägar representerade i denna utvärdering och information om dessa finns i Avsnitt 3.2.1. Mätstationerna i urban bakgrund presenteras i Avsnitt 3.2.2.

3.2.1 Mätningar i gaturum

I Tabell 1 ges en sammanfattning av samtliga mätningar i gaturum som beräkningar i SIMAIR valideras mot. Mätår framgår, liksom vilka ämnen som mätts. Även mätplatser från tidigare validering (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt 2009) finns listade. I Appendix 1 finns mätplatserna beskrivna mer utförligt. Notera att i vissa fall har mätningar enbart skett under kortare mätperioder, exempelvis vinterhalvår.

Tabell 1. Mätningar i gaturum som har inkluderats i denna studie samt gaturum i tidigare valideringar av SIMAIR (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2009). X anger att mätning har utförts för aktuellt ämne.

Tätort	Gata	Mätår	PM10	NO ₂	Bensen	Anmärkning
Malmö	Amiralsgatan	2005	X	X		Tidigare validering
Landskrona	Eriksgatan	2004, 2005	X	X	X	
Helsingborg	Drottninggatan	2004		X		
Helsingborg	Malmöleden	2005	X			
Kristianstad	Västra Boulevarden	2004, 2005	X	X		
Nässjö	Brogatan	2004	X			
Jönköping	Barnarpsgatan	2005	X			
Norrköping	Kungsgatan	2004	X			
Norrköping	Söderleden	2005	X			
Norrköping	Östra Promenaden	2004, 2005	X			
Göteborg	E6 vid Gårda	2004, 2005	X	X	X	
Göteborg	Haga	2004, 2005		X	X	
Göteborg	Mölndal, E6	2004, 2005		X		
Mariestad	Nygatan	2005	X			
Karlstad	Hamngatan	2005	X		X	
Karlstad	Älvgatan	2004, 2005			X	
Karlskoga	Katrinédalsgatan	2005	X			
Västerås	Kopparbergsvägen	2005	X			
Västerås	Stora gatan	2005	X			
Västerås	Vasagatan	2005	X			
Uppsala	Kungsgatan	2001	X			Tidigare validering
Stockholm	Hornsgatan	2003	X			Tidigare validering
Stockholm	Norrlandsgatan	2003	X			Tidigare validering
Stockholm	Sveavägen	2003	X			Tidigare validering
Gävle	Staketgatan	2003	X			Tidigare validering
Borlänge	Stationsgatan	2005	X			Tidigare validering
Falun	Stadshusgränd	2004, 2005	X			Tidigare validering
Sundsvall	Skolhusallén	2002	X			Tidigare validering

I Figur 3 finns foton från några av gaturummen som undersökningen innefattar. Förutom att få en stor geografisk spridning på mätplatserna har ambitionen varit att utvärdera SIMAIR mot mätningar från många olika typer av gator och trafikmiljöer. Detta mål har uppnåtts väl genom att slutna gaturum, med såväl höga som låga trafikmängder och byggnader, finns representerade liksom öppna/halvöppna vägar. I Tabell 2 återfinns data med gaturummens egenskaper, det vill säga indata till beräkningarna i SIMAIR. På motsvarande sätt finns trafikinformation i Tabell 3. Indata, exempelvis vad gäller trafik och gatubredder, har erhållits för de flesta platser genom kontakt med respektive kommun. Mer detaljer om gaturummen finns i Appendix 1.

Tabell 2. Sammanställning av gaturumsinformation för gatorna från denna och tidigare validering av SIMAIR. Uppgifterna kommer i huvudsak från Miljöförvaltningarna i respektive kommun. För beskrivningar, bilder och kartor av mätplatserna, se Appendix 1.

Tätort	Gata	Hushöjd [m] sida1/sida2	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Malmö	Amiralsg.	25/25	21	15	2+2	150
Landskrona	Eriksg.	10/10	18	7	1+1	20
Helsingborg	Drottningg.	15/25	44	19	2+2	155
Helsingborg	Malmöleden	Öppen	Öppen	22	2+2	150
Kristianstad	V. Boulevar.	0/17	11	9	1+1	160
Nässjö	Brogatan	10/13	18	9	1+1	55
Jönköping	Barnarpsg.	10/0	18	9	1+1	20
Norrköping	Kungsg.	16/17	31	9	2+1	165
Norrköping	Söderleden	3/3	29	20	2+2	165
Norrköping	Ö. Promenad.	17/8	29	11	2+2	75
Göteborg	Gårda, E6	10/7	64	28	4+3	175
Göteborg	Haga	10/5	19	12	2+1	5
Mölnadal	E6	12/0	49	30	3+3	175
Mariestad	Nyg.	15/10	15	9	1+1	5
Karlstad	Hamng.	20/8	20	14	2+2	95
Karlstad	Älvgr.	0/8	11	8	1+1	65
Karlskoga	Katrinédalsg.	10.5/9.5	21	9	1+1	100
Västerås	Kopparberg.	20/20	32	8	2	160
Västerås	Stora gatan	14/14	16	10	1+1	70
Västerås	Vasag.	0/10	24	12	1+1	160
Uppsala	Kungsg.	20/0	20	14	2+2	140
Stockholm	Sveav.	25/25	33	14	2+2	170
Stockholm	Norrländsg.	25/25	15	8	1+1	175
Stockholm	Hornsg.	24/24	24	12	2+2	80
Sollentuna	Turebergsl.	Öppen	Öppen	25	2+2	40
Gävle	Staketg.	10/18	33	28	2+2	65
Borlänge	Stationsg.	12/16	25	14	2+2	135
Falun	Stadshusgr.	16/16	14	4	1+1	60
Sundsvall	Skolhusallén	10/1	20	14	2+2	25

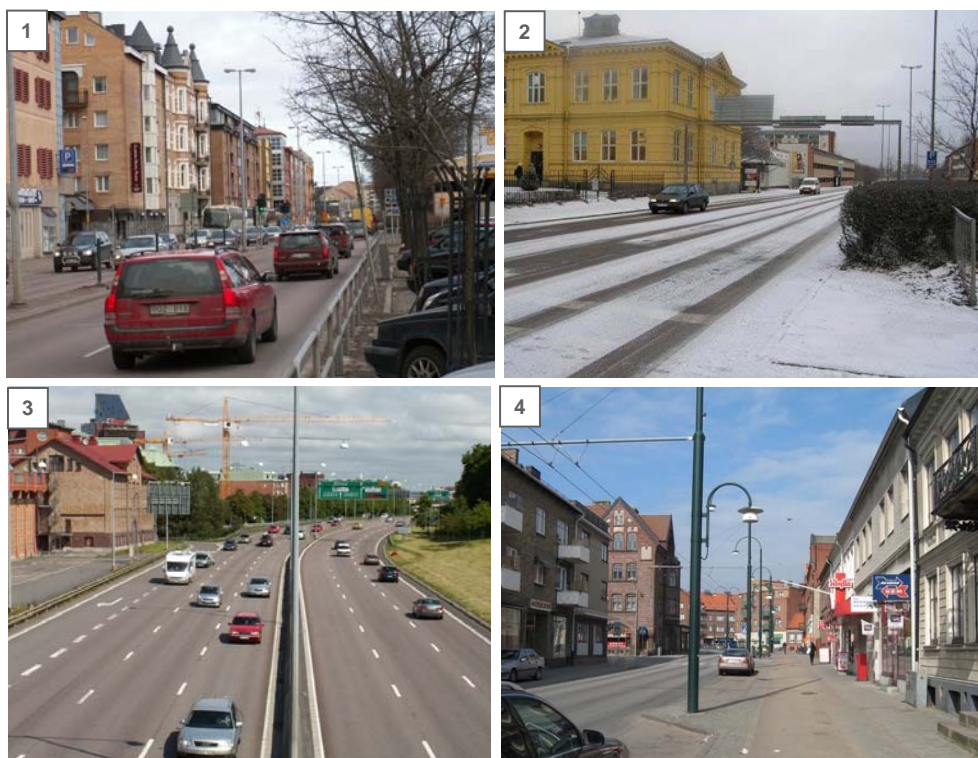
Tabell 3. Sammanställning av trafikinformation från gatorna i denna och tidigare validering av SIMAIR. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. Uppgifterna kommer huvudsakligen från Miljöförvaltningarna i respektive kommun. För beskrivningar, bilder och kartor av mätplatserna, se Appendix 1.

Tätort	Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämp- ningsmetod *
Malmö	Amiralsg.	2005	23000	10	50	Salt
Landskrona	Eriksg.	2006	8827	7	50	Salt
Helsingborg	Drottningg.	2005	21700	7	50	Salt
Helsingborg	Malmöleden	2006	25000	6	70	Salt
Kristianstad	V. Boulevard	Uppskattning	12000	10	50	Salt
Nässjö	Brogatan	2006	15084	11	50	Salt och sand
Jönköping	Barnarpsg.	2005	14700	6	50	Salt
Norrköping	Kungsg.	2005	17390	7	50	Salt
Norrköping	Söderleden	2005	20300	7	50	Sand
Norrköping	Ö. Promenad	2005	22430	7	50	Salt
Göteborg	Gårda	2004/2005	100700/102600	11	70	Salt
Göteborg	Haga	2004/2005	16600/16300	6	50	Salt
Mölnadal	E6	2004/2005	83900/85500	11	90 (variabel)	Salt
Mariestad	Nyg.	2003	5000	12	30	Sand
Karlstad	Hamng.	2005	14700	7	50	Mestadels salt
Karlstad	Älvgr.	2004	7700	5	50	Mestadels salt
Karlskoga	Katrinédalsg.	2006	6350	4	50	Sand

Fortsättning på Tabell 3

Tätort	Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämp- ningsmetod *
Västerås	Kopparbergsv.	2004	6000	4	30	Salt
Västerås	Stora gatan	2005	4000	20	30	Salt
Västerås	Vasag.	2005	5600	10	50	Salt
Uppsala	Kungsg.	2001	20000	4	50	Sand
Stockholm	Hornsg.	2003	35000	5	50	Salt
Stockholm	Norrlandsg.	2003	14800	4	50	Salt
Stockholm	Sveav.	2003	29100	4	50	Salt
Sollentuna	Turebergsl.	2002	18500	10	50	Salt
Gävle	Staketg.	2003	13000	15	50	Salt
Borlänge	Stationsg.	2008	3900	21	30	Salt
Falun	Stadshusgr.	2004	1890	3	30	Salt
Sundsvall	Skolhusallén	2002	20000	4	50	Sand

* För de gator där sand anges i tabellen ökas resuspensionen i enlighet med formuleringar i SIMAIR för sandning (funktionen sandning aktiveras).



Figur 3. Vid valet av gaturum har ambitionen varit dels att få en stor geografisk spridning, dels att utvärderingen ska innefatta olika typer av gaturum och trafikmiljöer. Ovan ges exempel på några gator från studien: Hamngatan i Karlstad (1), Staketgatan i Gävle (2), E6 vid Gårda i Göteborg (3) och Eriksgatan i Landskrona (4). Utförlig beskrivning av samliga gaturum och urbanstationer finns i Appendix 1.

En viktig faktor vid valideringen är mätstationens placering. Alla mätplatser är inte ideala då det gäller utvärdering av en spridningsmodell. Naturvårdsverket har sammanställt en handbok med allmänna råd om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, Luftguiden (Naturvårdsverket, 2006), där ett antal riktlinjer om val av mätplats finns (s. 61-67). Detta kan exempelvis vara att mätutrustningen ska placeras mellan 1.5 till 4 meter över marknivå samt minst 25 meter från större väggkorsning. I Tabell 4 visas hur väl mätplatserna uppfyller kriterierna för placering av provtagningsutrustning enligt Naturvårdsverkets handbok.

Tabell 4. Bedömning hur väl mätstationerna i gaturum uppfyller rekommendationerna för placering av provtagningsutrustning enligt Naturvårdsverkets handbok Luftguiden. Om platsen inte helt uppfyller kriterierna anges orsaken i kolumnen med kommentar (notera att i vissa fall kan riktlinjerna vara svåra att uppfylla vid valet av mätplats av praktiska och ekonomiska skäl, exempelvis pga av trafiksäkerhet eller strömförsörjning).

1 = idealt placerad, 2 = bra placerad med viss invändning, 3 = olämpligt placerad.

Tätort	Gata	Lämplighet för stationsplaceringen	Kommentar
Malmö	Amiralsgatan	1	
Landskrona	Eriksgatan	1	
Helsingborg	Drottninggatan	1	
Helsingborg	Malmöleden	1	
Kristianstad	Västra Boulevarden	2	Avstånd till stor korsning under 25 m
Nässjö	Brogatan	1	
Jönköping	Barnarpsgatan	1	
Norrköping	Kungsgatan	1-2	Ev. placerad för nära ljussignaler och korsande gata
Norrköping	Söderleden	1	
Norrköping	Östra Promenaden	1-2	Ev. placerad för nära ljussignaler och korsande gata
Göteborg	E6 vid Gårda	1	
Göteborg	Sprängkullsg., Haga	1-2	Avstånd till stor korsning strax under 25 m
Mölnadal	E6	2-3	Mer än 4 m ovan gatunivå (ca 12 m)
Mariestad	Nygatan	2	Avstånd till stor korsning under 25 m
Karlstad	Hamngatan	1-2	Avstånd till korsning strax under 25 m
Karlstad	Älvgatan	1	
Karlskoga	Katrinedalsgatan	2	För nära vägkorsning (dock korsning utan ljussignaler)
Västerås	Kopparbergsvägen	1	
Västerås	Stora gatan	1	
Västerås	Vasagatan	2	Avstånd till korsning under än 25 m
Uppsala	Kungsgatan	1	
Stockholm	Hornsgatan	1	
Stockholm	Norrlandsgatan	1	
Stockholm	Sveavägen	1	
Sollentuna	Turebergsleden	1-2	Möjligen för långt avstånd (38 m) från vägbanan
Gävle	Staketgatan	3	För kort avstånd till stor vägkorsning (under 10 m)
Borlänge	Stationsgatan	2	Bussgata
Falun	Stadshusgränd	2	Nära korsning där fordonen har mycket låg fart
Sundsvall	Skolhusallén	1-2	Utrustning placerad på tvärgata

3.2.2 Mätningar i urban bakgrund

I Tabell 5 återfinns mätstationerna i urban bakgrund som SIMAIR valideras mot och i Tabell 6 anges stationernas läge (GIS-koordinater). Vissa mätningar, såsom de i Stockholm, Malmö och Göteborg, utfördes timvis under hela kalenderår, men för de flesta platser mättes dygnsmedelhalter under vinterhalvår (merparten av dessa stationer ingår i IVLs Urban-mätprojekt).

I Tabell 5 anges också, där det är känt, om mätningen sker på taknivå. Detta är av stor betydelse, då takmätningar generellt lämpar sig bäst att utvärdera spridningsmodeller mot eftersom upplösningen på det urbana bidraget i SIMAIR är relativt grovt; 1 x 1 km. För mätningar i urban bakgrund i marknivå (till exempel på öppna torgytor eller på gågator) är det större risk att lokal haltpåverkan inte är försumbar och därmed att mätningen inte är helt representativ och jämförbar med de beräknade halterna i en spridningsmodell.

Tabell 5. Mätningar i urban bakgrund som denna studie innefattar samt tidigare valideringar av SIMAIR (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2009). X anger att mätning har utförts för aktuellt ämne.

Tätort	Plats	Mätår	PM10	NO ₂	Bensen	Anmärkning
Malmö	Rådhuset	2004, 2005	X	X		Takmätning
Landskrona	-	2004, 2005	X	X		
Helsingborg	-	2004, 2005		X	X	Takmätning
Kalmar	Brandstationen	2004, 2005	X		X	
Värnamo	-	2004, 2005	X		X	
Jönköping	Hoppets torg	2004, 2005	X	X	X	
Norrköping	Innerstaden (DOAS)	2004, 2005		X		Takmätning
Göteborg	Femman-huset	2004, 2005	X	X		Takmätning
Borås	-	2004		X		
Mariestad	-	2004, 2005			X	
Karlstad	Stora torget	2004, 2005		X	X	
Örebro	Karolinska skolan	2004, 2005	X	X	X	
Västerås	Stadshuset	2004, 2005	X	X		Takmätning
Uppsala	-	2004, 2005	X	X	X	
Stockholm	Torkel Knutssonsg.*	2004, 2005	X	X		Takmätning
Sandviken	-	2004		X		
Falun	Innerstaden (DOAS)	2005		X		Tidigare validering
Sundsvall	Stadshuset (DOAS)	2004, 2005		X		Takmätning
Sollefteå	-	2005		X		
Östersund	Z-gränd	2004, 2005	X	X	X	
Umeå	Stadsbiblioteket	2004, 2005		X		Takmätning
Boden	-	2005	X	X		

*För PM10 utfördes mätningar för år 2004 och 2005 på taket på en fastighet på Rosenlundsgatan

Tabell 6. GIS-koordinater för mätstationerna i urban bakgrund samt stationernas id-nummer i databasen för luftkvalitetsmätningar i Sverige (IVL, 2009).

Tätort	Plats	Stat. id.	X-koordinat	Y-koordinat
Malmö	Rådhuset	8773	6167667	1323344
Landskrona	-	134	6197448	1313791
Helsingborg	-	9577	6217601	1305951
Kalmar	Brandstationen	9617	6282139	1534038
Värnamo	-	148	6341190	1393998
Jönköping	Hoppets torg	125	6407600	1402749
Norrköping	-	6870	6496686	1522403
Göteborg	Femman-huset	8577	6404668	1271444
Borås	-	8768	6403106	1329383
Mariestad	-	137	6511428	1385048
Karlstad	Stora torget	127	6586696	1369085
Örebro	Karolinska skolan	15125	6572850	1466530
Västerås	Stadshuset	8777	6610049	1541911
Uppsala	-	145	6639125	1602738
Stockholm	Torkel Knutssonsg.*	8781	6579510	1628248
Sandviken	-	143	6723092	1553159
Falun	Innerstaden (DOAS)	13562	6721000	1490000
Sundsvall	Stadshuset (DOAS)	8785	6920692	1577671
Sollefteå	-	7134	7007395	1573636
Östersund	Z-gränd	140	7008126	1441109
Umeå	Stadsbiblioteket	9578	7087599	1719491
Boden	-	617	7315166	1768549

3.3 Definition av statistiska mått

För att kvantifiera överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter finns det många statistiska mått. I denna validering har ett antal mått valts för att eftersträva en fulltäckande, men samtidigt lättolkad, analys.

Det mest grundläggande statistiska mått (lägesmått) i luftkvalitetssammanhang är medelkoncentrationen av luftföroreningen över en viss tidsperiod:

$$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i \quad (1)$$

där C_i kan vara exempelvis timmedel- eller dygnsmedelhalt för en viss tidpunkt och n är antalet observationer.

Då miljökvalitetsnormerna (MKN) för utomhusluften i Sverige inte enbart är definierade för årsmedelvärden, utan även sätter gränser för antal överskridanden av en viss haltnivå för dygns- och timmedelvärden, är det även fördelaktigt att införa 90- respektive 98-percentiler av dygnsmedelvärden och timmedelvärden. Med dessa percentiler menas:

- 90-percentilen (90%-il) är variabelvärdet (halten) som underskrids av högst 90% och överskrids av högst 10% av observationerna (dygns-/timmedelhalterna).
- 98-percentilen (98%-il) är variabelvärdet (halten) som underskrids av högst 98% och överskrids av högst 2% av observationerna (dygns-/timmedelhalterna).

För att kvantifiera kvaliteten på modellberäkningarna och göra jämförelser med kvalitetskravet på modellberäkningar enligt EUs Luftdirektiv införs begreppet relativt percentilfel (*RPE*):

$$RPE = \left| \frac{O_p - M_p}{O_p} \right| \quad (2)$$

där O_p är uppmätt halt för aktuell percentil och M_p är beräknad halt för aktuell percentil (aktuell percentil kan exempelvis vara årsmedelvärde, 90%-il dygnsmedelvärde eller 98%-il timmedelvärde). Införandet av *RPE*, som är det mest representativa måttet för osäkerheten enligt EUs Luftdirektiv, härrör från slutsatser från EU-nätverket Fairmode (Forum for Air Quality Modelling in Europe) där bland annat validering och tolkning av kvalitetskravet enligt EU-direktivet diskuterades. Mer om detta diskuteras i Häggkvist et al. (2009).

Andra statistiska mått som kommer att användas i valideringen är:

- Korrelationskoefficient r som anger den linjära samvariationen mellan uppmätta och beräknade halter, det vill säga hur stark det linjära sambandet mellan dem är. Detta sambandsmått definieras enligt:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \overline{C^{\text{mod}}})(C_i^{\text{mätt}} - \overline{C^{\text{mätt}}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \overline{C^{\text{mod}}})^2 \sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mätt}} - \overline{C^{\text{mätt}}})^2}} \quad (3)$$

där *mod* anger beräknat och *mätt* uppmätt halt.

- Variationskoefficienten CoV kan beskrivas som normaliserad standardavvikelse, vilket har fördelen att standardavvikelser på olika skalor blir jämförbara (variationskoefficienten är således dimensionslös). För svenska förhållanden, då halter av exempelvis PM10 eller NO₂ kan ha stor säsongvariation, är CoV ett användbart mått för att jämföra beräknade med uppmätta halters variation. Variationskoefficienten definieras som:

$$CoV = \frac{\sigma}{C} \quad (4)$$

där standardavvikelsen σ definieras som:

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_i - \bar{C})^2} \quad (5)$$

- Linjär regression, det vill säga en rät linje anpassad till datamaterialet bestående av beräknade och uppmätta halter, kan ge värdefull information om över- eller underskattning av beräkningsresultaten. Anpassning av denna linje sker enligt minsta kvadratmetoden där lösningen på minimeringsproblemet ges av

$$y = kx + m \quad \text{där} \quad (6)$$

$$m = \bar{y} - k\bar{x} \quad (7)$$

$$k = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (8)$$

I Tabell 7 ges en sammanfattning av de statistiska mått som ingår i valideringen samt hjälp med tolkning och analys av resultaten. Notera att fullständig överensstämmelse inte är ett perfekt valideringsresultat. Beräkningarna ska ha viss (liten) spridning mot de uppmätta värdena, eftersom atmosfären är turbulent och därmed delvis stokastisk.

Tabell 7. Statistiska mått som ingår i valideringen av SIMAIR. Måttets namn och matematiska definition framgår och som hjälp med tolkning av resultat anges det intervall som måttet (teoretiskt) kan anta och värde vid fullständig överensstämmelse mellan mätt och beräknad halt.

Statistiskt mått	Matematisk definition	Intervall	Fullständig överensstämmelse
Medelvärde, \bar{C}	$\bar{C} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n C_i$	0 till ∞	$\bar{C}^{\text{mod}} = \bar{C}^{\text{mätt}}$
N-percentil, P_N	Variabelvärdet (halten) som underskrivs av högst N% och överskrivs av högst 100-N% av observationerna	0 till ∞	$P_N^{\text{mod}} = P_N^{\text{mätt}}$
Relativt percentilfel, RPE	$RPE = \left \frac{O_p - M_p}{O_p} \right $	0 till ∞	$RPE = 0$
Korrelationskoefficient, r	$r = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \bar{C}^{\text{mod}})(C_i^{\text{mätt}} - \bar{C}^{\text{mätt}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - \bar{C}^{\text{mod}})^2 \sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mätt}} - \bar{C}^{\text{mätt}})^2}}$	0 till 1	$r = 1$
Variationskoefficient, CoV	$CoV = \frac{\sigma}{\bar{C}}$	0 till ∞	$CoV^{\text{mod}} = CoV^{\text{mätt}}$
Linjär regression, $y = kx + m$	$k = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$ $m = \bar{y} - k\bar{x}$	För m och k : - ∞ till ∞	$y = x$ ($k = 1; m = 0$)

Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter behöver inte enbart ske genom statistiska mått. Praktiskt är också visuella mått och i denna validering visualiseras uppmätta och beräknade halter genom två typer av figurer; tidsseriegraf och så kallad scatterdiagram. Via tidsserien kan man skaffa sig en uppfattning om variabiliteten för uppmätta och beräknade värden, medan scatterdiagram är användbart för att undersöka hur stor spridningen är, om det finns tendenser till över- eller underskattningar för beräkningarna med mera.

3.4 Kvalitetskrav för beräkningsmodeller

Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av MKN (Naturvårdsverket, 2006), som bygger på EUs Luftdirektiv, formulerar vissa kvalitetskrav för mätningar, beräkningar och objektiva skattningar, som framgår av Tabell 8.

Modellosäkerheten definieras i Luftdirektivet som: ”den största avvikelser mellan mätt och beräknad halt för 90 % av individuella mätstationer, över den betraktade perioden, vid gränsvärdet utan att ta hänsyn till tidsföljden”. Stationerna som används för jämförelsen skall vara representativa för modellskalan. Det framgår också att om antalet stationer är mindre än 10 skall alla stationer användas vid utvärdering av modellosäkerhet.

Tabell 8. Kvalitetskrav för modellering enligt EUs Luftdirektiv (EU, 2008).

Osäkerhet för beräknad halt	SO ₂ , NO ₂ , NO _x och CO	PM10, PM2.5 och bly	Bensen	Ozon och relaterade NO och NO ₂	Benso(a)pyren, PAH, arsenik, kadmium, nickel, totalt kvicksilver i gasform
Timmedelvärde	50%	-	-	50%	-
Medelvärde för åtta timmar	50%	-	-	50%	-
Dygnsmedelvärde	50%	Ännu ej fastställt	-	-	-
Årsmedelvärde	30%	50%	50%	-	60%

Tolkningen av texten är allt annat än självklar, och i Luftdirektivet framgår det tyvärr inte hur modellosäkerheten skall beräknas, varför ett initiativ har tagits för att bland annat klargöra detta. Initiativet heter Fairmode (Forum for Air Quality Modelling in Europe) som också har tagit fram ett förslag till vägledning för hur modeller skall användas i samband med det Europeiska Luftdirektivet.

I rapporten (Fairmode, 2008) diskuteras olika statistiska mått och valideringsförfarande och två tolkningar av Luftdirektivets osäkerhetsmått diskuteras. Det osäkerhetsmått som vi har valt att använda här är relativt percentilfel, *RPE*, som definierades enligt ekvation (2) i Avsnitt 3.3.

Huvudorsaken till att vi använder detta statistiska mått istället för det andra, the Relative Directive Error (*RDE*), är att *RDE* inte går att använda för att bedöma modellosäkerheter då haltnivåerna är väl under normerna, vilket ju är fallet för många platser i Sverige. I Häggkvist et al. (2009) diskuteras och illustreras fördelen med *RPE* som osäkerhetsmått mer ingående.

Det maximala *RPE* som beräknas vid 90% av tillgängliga mätdata kallas *RPE_{max}*. Således kan 10% av de störst avvikande mätdata betraktas som outliers. För att bedöma spridningen av *RPE* värden beräknas även medianvärdet på *RPE*, *RPE_{median}*.

Kvalitetskravet enligt Tabell 8 tolkas således som:

$$RPE_{\max} = \max(RPE) = \max \left| \frac{O_p - M_p}{O_p} \right| \quad (9)$$

utifrån 90% av data från tillgängliga mätstationer.

Enligt Tabell 8 gäller följande kvalitetskrav:

- NO₂ årsmedelvärde: $RPE_{\max} \leq 0.3$
 NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde: $RPE_{\max} \leq 0.5$
 NO₂ 98-percentils timmedelvärde: $RPE_{\max} \leq 0.5$
- PM10 årsmedelvärde: $RPE_{\max} \leq 0.5$
- Bensen årsmedelvärde: $RPE_{\max} \leq 0.5$

3.5 Klimatkorrigerig av urbanbidraget i Umeå

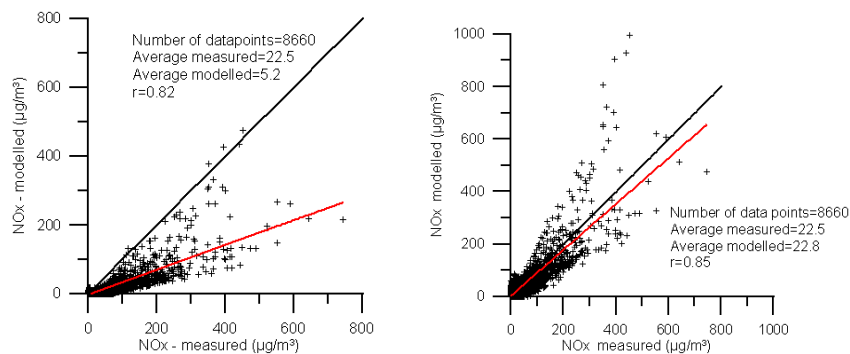
Tidigare validering av SIMAIR mot mätdata (Omstedt och Gidhagen, 2007) har visat att modellen återger representativa halter för beräkning i trafikmiljöer, men för Umeå underskattades halter av NO_x i urban bakgrund. Avvikelsen var som störst under vinterhalvåret. Orsaken till detta är inte helt klarlagd.

En förklaring skulle kunna vara att mätstationen på Stadsbibliotekets tak i Umeå kan vara påverkad av lokala källor (t.ex. närliggande stadsbusstrafik) och således inte går att jämföra med beräkningarna i SIMAIRs urbanmodell BUM med en upplösning på 1 x 1 km. Skillnaden är dock stor mellan halterna (5.2 mot 22.5 $\mu\text{g m}^{-3}$). En annan påverkande faktor är därför troligtvis meteorologisk, nämligen att stabila förhållanden inte beskrivs tillräckligt väl och att utspädningen under starka markinversioner överskattas. Grundversionen av BUM är utvecklad i Danmark (Berkowicz, 2000a) och modellen förutsätter neutrala atmosfäriska förhållanden. För tätorter i norra Sverige är stabiliteten inte försumbar, varför en modifiering av de beräknade urbana haltbidragen gjordes. Metodiken gick ut på att utnyttja NO_x mätningar från Stadsbiblioteket i Umeå och empiriskt anpassa modellen mot dessa genom statistisk linjär regression. Genom en faktoranalys, som identifierade relevanta variabler i en multivariantanalys, erhöles följande regressionsuttryck:

$$C_{BUM}^{korr} = \max(18.6 + 2.069 \cdot C_{BUM} - 1.831 \cdot \Delta T_{6h} - 1.915 \cdot T - 0.032 \cdot H_0 - 1.257 \cdot u; C_{BUM}) \quad (10)$$

där C_{BUM}^{korr} är den korrigerade NO_x -halten, C_{BUM} är den beräknade NO_x -halten enligt BUM, ΔT_{6h} är skillnaden mellan aktuell temperatur och temperatur 6 timmar tidigare, T är temperaturen vid 2 m ($^{\circ}\text{C}$), H_0 är det sensibla värmeflödet och u är vindhastigheten.

Detta förbättrade korrelationen och RPE för beräkningsresultaten avsevärt vilket visas i Figur 4.



Figur 4. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade timmedelhalter av NO_x ($\mu\text{g m}^{-3}$) för Stadsbibliotekets tak i Umeå år 2003. Till vänster visas beräkningsresultat (urban bakgrund) från SIMAIR utan klimatkorrigerig och till höger visas motsvarande figurer med statistisk korrektion genom regressionsanalys, från Omstedt och Gidhagen (2007).

I Falun pekade också jämförelse av beräknade urbana halter i SIMAIR på underskattning av NO_2 -halter. Även här förbättrades resultatet med korrigerig av urbanbidraget genom regressionsanalys (Omstedt, 2009).

För SIMAIR-beräkningar avseende år 2005 och framåt används denna metodik med klimatkorrigering för orter norr om Dalälven. För tillfället pågår ett projekt med en känslighetsanalys av BUM för att förbättra parametreringen vid stabila atmosfäriska förhållanden (Andersson et al., 2009).

4. Resultat

Nedan presenteras resultat från valideringen av SIMAIR mot mätdata. Jämförelsen indelas efter typ av mätstation (gaturum och urban bakgrund) och är sorterade ämnesvis (PM10, NO₂ och bensen). Valideringen visualiseras också i tidsserier och scatterdiagram för respektive mätplats, vilket finns att tillgå i Appendix 2 och 3.

Vid valideringen har ett fåtal stationer utslutits. Faktorer som påverkar bedömningen är om tidsperiod för mätningarna är för liten eller att mätstationen har varit olämpligt placerad (se Tabell 4). Uteslutningar av stationer motiveras i texten. Vad gäller minsta tidssträckning per kalenderår införs följande krav för att mätstationen ska få ingå i valideringen:

- Medelvärde: Totalt minst 90 dygn (12 veckor där veckomedel mäts)
- Percentiler: Totalt minst 90 dygn för NO₂, minst 150 dygn för PM10

Orsaken varför kravet för att percentiler ska beräknas är större för PM10 än NO₂ är att PM10 har en mer påtaglig säsongsvariation än NO₂.

Oavsett om stationen har utslutits från tabellerna eller ej, finns ändå tidsserier och scatterdiagram att tillgå i Appendix 2 och 3.

4.1 Validering för gaturum

4.1.1 Halter av PM10

I Tabell 9 visas jämförelse mellan uppmätta och beräknade PM10 medelvärden och percentiler för gaturummen i studien. Statistiska mått, såsom relativt percentilfel (RPE), variationskoefficient (CoV) och korrelationskoefficient (r), återfinns i Tabell 10. En grafisk visualisering av resultaten från Tabell 9 och 10 finns i Figur 5 i form av ett scatterdiagram över beräknade och uppmätta värden av PM10. Dessutom visas samtliga resultat inklusive tidigare valideringar (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2009). Jönköping, Mariestad och Karlskoga har utslutits på grund av för kort mätperiod (<90 dygn).

Även om kvaliteten på resultatet varierar mellan olika stationer, är generellt överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter av PM10 god, korrelationen är tämligen stark (mellan 0.46 till 0.75) och säsongsvariationen av halterna fångas relativt bra av modellen. CoV är dock något lägre för modellen än för mätdata. RPE för medelvärdet varierar mellan 0.03-0.44, vilket är ett bra resultat med tanke på de varierande egenskaperna hos trafikmiljöerna och platserna. Emellertid finns det en svag tendens till underskattning av halterna jämfört med mätdata.

Tabell 9. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 90- och 98-percentils dygnsmedelhalt ($\mu\text{g m}^{-3}$) av PM10. Dessutom anges uppmätta och beräknade antalet dagar med dygnsmedelvärde över $50 \mu\text{g m}^{-3}$. För motsvarande tidsserie- och scatterdiagram, se Appendix 2.

Ämne: PM10 Gaturum	Medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		Klaras MKN dygnsmedelvärde? (Antal dagar med dygnsmedelvärde > $50 \mu\text{g m}^{-3}$)	
	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod
Landskrona/Eriksgatan, 2004	23.8	16.6	41.1	26.2	54.0	35.0	JA (8)	JA (0)
Landskrona/Eriksgatan, 2005	24.2	19.0	43.0	28.4	71.0	44.1	JA (21)	JA (3)
Helsingborg/Malmöleden, 2005	22.4	18.0	38.0	27.5	53.7	42.6	JA (13)	JA (2)
Kristianstad/V.Boulevard, 2004	26.8	17.1	54.9	26.7	72.7	31.3	JA (20)	JA (0)
Kristianstad/V.Boulevard, 2005**	36.5	22.8						
Nässjö/Brogatan, 2004**	25.8	21.9						
Jönköping/Barnarpsgatan, 2005*								
Norrköping/Kungsgatan, 2004	17.8	25.7	37.7	46.4	57.8	63.0	JA (13)	JA (21)
Norrköping/Ö.Promenad., 2004	22.9	24.7	52.8	43.2	80.4	75.3	JA (33)	JA (26)
Norrköping/Ö.Promenad., 2005	27.7	26.9	63.0	58.1	122.4	86.4	NEJ (48)	NEJ (41)
Norrköping/Söderleden, 2005	19.3	21.2	44.9	40.7	85.5	60.0	JA (23)	JA (14)
Göteborg/Gårda, 2005	29.6	32.0	55.0	61.5	78.3	106.9	NEJ (47)	NEJ (50)
Mariestad/Nygatan, 2005*								
Karlstad/Hamngatan, 2005	22.8	21.6	45.8	47.9	66.4	65.1	JA (20)	JA (22)
Karlskoga/Katrinédalsg., 2005*								
Västerås/Kopparbergsv., 2005**	25.3	19.4						
Västerås/Stora gatan, 2005**	27.5	19.1						
Västerås/Vasagatan, 2005	23.6	14.5	43.5	26.7	75.2	39.0	JA (24)	JA (0)
Sollentuna/Turebergsl., 2004	18.5	14.5	32.7	25.5	54.4	38.9	JA (13)	JA (1)
Sollentuna/Turebergsl., 2005	20.2	14.0	37.6	25.7	54.7	38.7	JA (12)	JA (2)

* För kort mätperiod, resultatfigurer finns dock i Appendix 2.

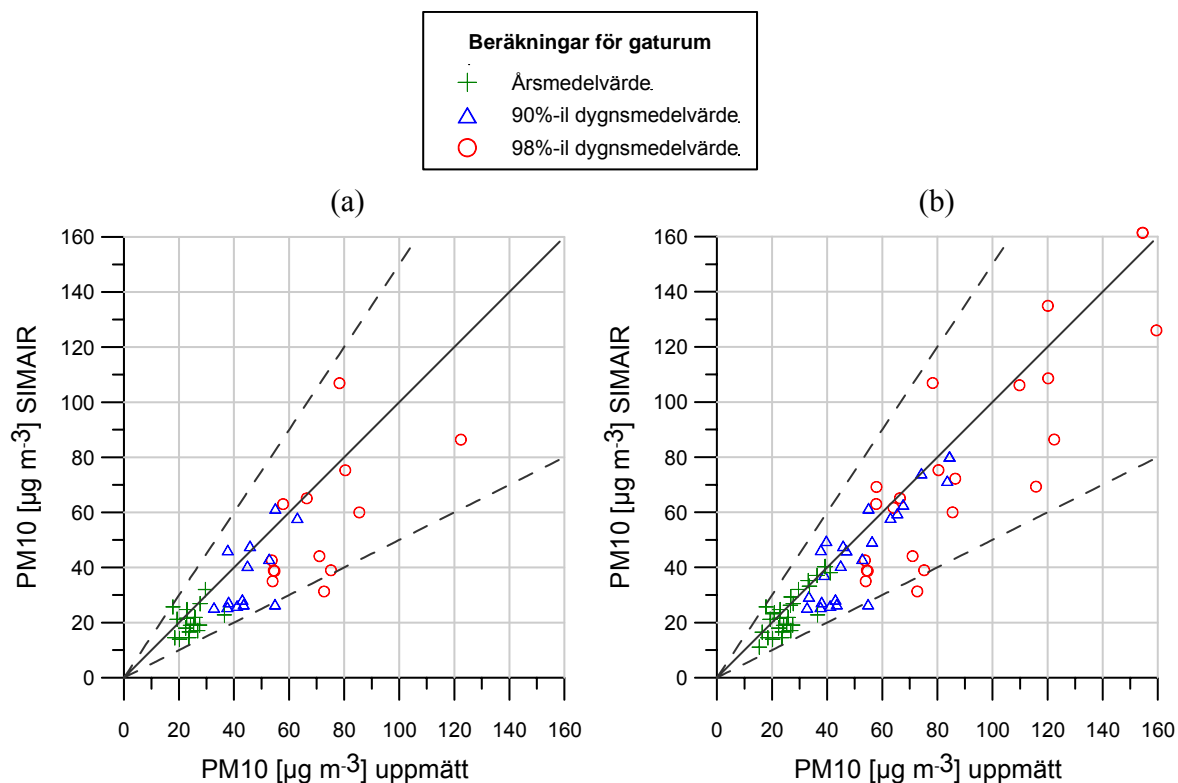
** För kort mätperiod för beräkning av percentiler.

Tabell 10. Sammanställning av statistiska resultat för PM10 från valideringen av SIMAIR. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten och RPE är relativt percentilfel (för definitioner, se Avsnitt 3.3).

Ämne: PM10 Gaturum	Antal datapunkter (dygn)	RPE för medelvärde	CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod		
Landskrona/Eriksgatan, 2004	232	0.30	0.51	0.41	0.49	$y = 0.28x + 10.1$
Landskrona/Eriksgatan, 2005	319	0.21	0.62	0.42	0.60	$y = 0.32x + 11.3$
Helsingborg/Malmöleden, 2005	343	0.20	0.51	0.44	0.71	$y = 0.48x + 7.2$
Kristianstad/V.Boulevard., 2004	173	0.36	0.74	0.37	0.46	$y = 0.15x + 13.2$
Kristianstad/V.Boulevard., 2005	100**	0.38	0.73	0.44	0.63	$y = 0.23x + 14.3$
Nässjö/Brogatan, 2004	113**	0.15	0.98	0.64	0.66	$y = 0.35x + 12.4$
Jönköping/Barnarpsgatan, 2005	33*					
Norrköping/Kungsgatan, 2004	273	0.44	0.82	0.53	0.63	$y = 0.59x + 15.3$
Norrköping/Ö.Promenad., 2004	301	0.079	0.91	0.67	0.75	$y = 0.59x + 11.1$
Norrköping/Ö.Promenad., 2005	363	0.030	1.02	0.73	0.74	$y = 0.52x + 12.5$
Norrköping/Söderleden, 2005	291	0.098	1.04	0.64	0.67	$y = 0.45x + 12.5$
Göteborg/Gårda, 2005	357	0.081	0.60	0.72	0.56	$y = 0.69x + 11.2$
Mariestad/Nygatan, 2005	43*					
Karlstad/Hamngatan, 2005	225	0.053	0.73	0.73	0.55	$y = 0.52x + 9.8$
Karlskoga/Katrinédalsg., 2005	59*					
Västerås/Kopparbergsv., 2005	145**	0.23	0.78	0.55	0.73	$y = 0.38x + 9.4$
Västerås/Stora gatan, 2005	147**	0.31	0.77	0.56	0.64	$y = 0.32x + 10.2$
Västerås/Vasagatan, 2005	315	0.39	0.73	0.53	0.47	$y = 0.21x + 9.51$
Sollentuna/Turebergsl., 2004	364	0.22	0.65	0.56	0.67	$y = 0.45x + 6.2$
Sollentuna/Turebergsl., 2005	364	0.31	0.63	0.59	0.68	$y = 0.45x + 5.0$

* För kort mätperiod, resultatfigurer finns dock i Appendix 2.

** För kort mätperiod för beräkning av percentiler.



Figur 5. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Helledragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 9.
 (a) Jämförelse enbart för gaturum i denna studie.
 (b) Jämförelse för gaturum i denna studie samt tidigare valideringar av SIMAIR (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2008).

4.1.2 Halter av NO₂

Vad gäller mätningar av NO₂ i gaturum var tillgången till mätstationer betydligt mer begränsat än för PM10. Jämförelse mellan beräknade och uppmätta halter av NO₂ återfinns i Tabell 11, 12 och 13 för tillgängliga mätstationer och resultatet visas i Figur 6. Vid de flesta stationer mättes timmedelhalter av NO₂, men vid några stationer mättes enbart dygnsmedelhalter.

Överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter av NO₂ är överraskande god. Således verkar modellen inte ha några problem att beräkna NO₂-halter där signalen är stark (det vill säga i trafikmiljöer) till skillnad från urban bakgrund. Det finns ingen tendens till över- eller underskattningar, även om det begränsade antalet stationer gör det svårt att dra entydiga slutsatser. RPE beräknas till 0.03-0.35 och korrelationskoefficienten för dygnsmedelvärden till 0.43-0.80, det vill säga från relativt acceptabel korrelation till mycket god. Landskrona, Kristianstad och Mölndal står för de bästa resultaten. Notera att korrelationen dock är lägst för Mölndal, men man bör beakta att brister finns i mätstationens placering (för hög höjd). Modellen tycks också återge variationer av NO₂ på ett representativt sätt (överensstämmande värde på CoV likvärd som bra beskrivning av halter över året enligt tidsserierna i Appendix 2).

Tabell 11. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 98-percentils dygnsmedelhalt respektive 98-percentils timmedelhalt av NO₂. Dessutom anges uppmätta och beräknade antalet dagar med dygnsmedelvärde över 60 µg m⁻³. För motsvarande tidsserie- och scatterdiagram, se Appendix 2.

Ämne: NO ₂ Gaturum	Medelvärde (µg m ⁻³)		98%-il dygnsmedelvärde (µg m ⁻³)		98%-il timmedelvärde (µg m ⁻³)		Klaras MKN dygnsmedelvärde? (Antal dagar med dygnsmedelvärde > 60 µg m ⁻³)	
	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod
Landskrona/Eriksg., 2004*	17.1	16.2	37.2	37.6			JA (1)	JA (0)
Landskrona/Eriksg., 2005*	16.4	15.9	32.5	33.6			JA (0)	JA (0)
Helsingborg/Drottningg., 2004	27.9	36.3	58.8	80.6	80.5	97.6	JA (5)	NEJ (34)
Kristianstad/V.Boulevard., 2004*	18.6	22.3	35.8	40.0			JA (0)	JA (0)
Kristianstad/V.Boulevard., 2005*	17.6	20.1	46.2	37.8			JA (0)	JA (0)
Göteborg/Gårda, 2004	46.7	34.1	84.8	75.6	109.4	109.4	NEJ (75)	NEJ (39)
Göteborg/Gårda, 2005	46.6	30.1	92.0	69.9	109.4	94.5	NEJ (73)	NEJ (24)
Göteborg/Haga, 2004	42.0	32.8	81.5	66.7	104.1	85.2	NEJ (40)	JA (14)
Göteborg/Haga, 2005	40.8	29.2	86.0	52.8	107.6	66.6	NEJ (43)	JA (3)
Göteborg, Mölndal, 2004	28.1	30.3	66.2	70.4	88.5	101.7	NEJ (10)	NEJ (28)
Göteborg, Mölndal, 2005	30.0	25.2	87.3	60.4	98.7	80.6		

* Timmedelvärden ej tillgängligt då mätningar enbart gjordes på dygnsbasis.

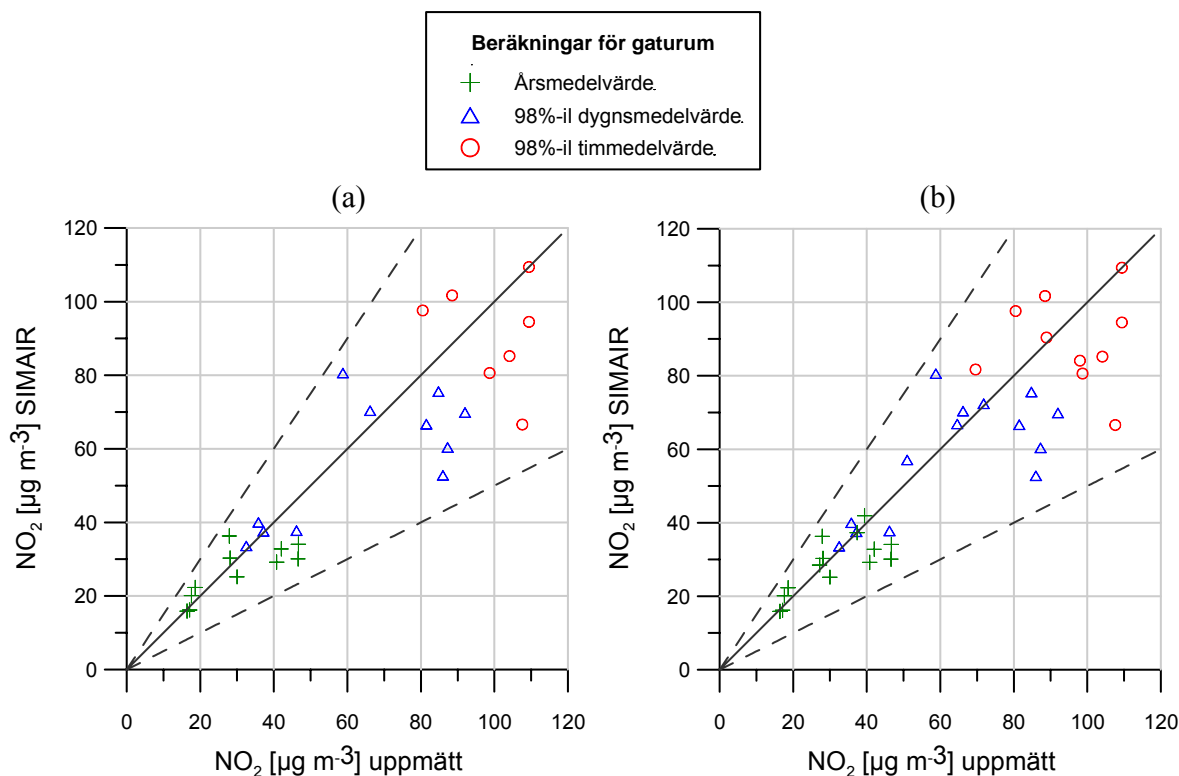
Tabell 12. Sammanfattning av statistiska resultat för NO₂ från valideringen av SIMAIR. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten och RPE är relativt percentilfel (för definitioner, se Avsnitt 3.3). Statistiken avser dygnsmedelvärden av NO₂. För motsvarande tidsserie- och scatterdiagram, se Appendix 2.

Ämne: NO ₂ (dygnsmedelhalter) Gaturum	Antal datapunkter (dygn)	RPE för medelvärde	CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod		
Landskrona/Eriksg., 2004	99	0.05	0.39	0.48	0.78	y = 0.90x + 0.66
Landskrona/Eriksg., 2005	138	0.03	0.49	0.47	0.62	y = 0.58x + 6.3
Helsingborg/Drottningg., 2004	352	0.30	0.50	0.47	0.60	y = 0.74x + 15.8
Kristianstad/V.Boulevarden, 2004	171	0.20	0.45	0.38	0.73	y = 0.75x + 8.2
Kristianstad/V.Boulevarden, 2005	98	0.14	0.57	0.43	0.80	y = 0.69x + 7.8
Göteborg/Gårda, 2004	360	0.27	0.37	0.54	0.57	y = 0.60x + 6.2
Göteborg/Gårda, 2005	364	0.35	0.38	0.55	0.61	y = 0.56x + 3.9
Göteborg/Haga, 2004	300	0.22	0.39	0.44	0.68	y = 0.60x + 7.6
Göteborg/Haga, 2005	364	0.28	0.42	0.39	0.66	y = 0.43x + 11.7
Göteborg, Mölndal, 2004	365	0.078	0.51	0.61	0.43	y = 0.55x + 14.8
Göteborg, Mölndal, 2005	302	0.16	0.58	0.59	0.46	y = 0.39x + 13.6

Tabell 13. Sammanfattning av statistiska resultat för NO₂ från valideringen av SIMAIR. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten och RPE är relativt percentilfel (för definitioner, se Avsnitt 3.3). Statistiken avser timmedelvärden av NO₂. För motsvarande tidsserie- och scatterdiagram för respektive plats, se Appendix 2.

Ämne: NO ₂ (timmedelhalter) Gaturum	Antal datapunkter (timmar)	RPE för medelvärde	CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod		
Landskrona/Eriksg., 2004*		0.05				
Landskrona/Eriksg., 2005*		0.03				
Helsingborg/Drottningg., 2004	8294	0.30	0.73	0.60	0.51	y = 0.55x + 21.3
Kristianstad/V.Boulevarden, 2004*		0.20				
Kristianstad/V.Boulevarden, 2005*		0.14				
Göteborg/Gårda, 2004	8606	0.27	0.54	0.80	0.49	y = 0.53x + 9.4
Göteborg/Gårda, 2005	8732	0.35	0.54	0.79	0.48	y = 0.45x + 8.9
Göteborg/Haga, 2004	7136	0.22	0.58	0.60	0.58	y = 0.46x + 13.4
Göteborg/Haga, 2005	8733	0.28	0.61	0.52	0.56	y = 0.34x + 15.3
Göteborg, Mölndal, 2004	8744	0.078	0.73	0.88	0.36	y = 0.46x + 17.2
Göteborg, Mölndal, 2005	7198	0.16	0.78	0.85	0.38	y = 0.35x + 14.9

* Timmedelvärden ej tillgängligt då mätningar enbart gjordes på dygnsbasis.



Figur 6. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO_2 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Helledragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 11.
 (a) Jämförelse enbart för gaturum i denna studie.
 (b) Jämförelse för gaturum i denna studie samt tidigare valideringar av SIMAIR (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2008).

4.1.3 Halter av bensen

I Tabell 14 och Figur 7 visas valideringsresultaten för halter av bensen i 5 olika gaturum. Två mätningar har exkluderats; Karlskoga och Jönköping. Karlskoga hade enbart 7 veckomedelhalter för år 2005, vilket är en för kort mätperiod. Jönköping, däremot, hade tillfredställande tidssträckning på mätningarna, men här ifrågasätts istället kvaliteten på mätningarna då dessa halter (i gaturum) är alltför låga och till och med betydligt lägre än uppmätta halter i urban bakgrund från samma tätort ($0.5 \mu\text{g m}^{-3}$ i gaturum mot $1.3 \mu\text{g m}^{-3}$ i urban bakgrund).

De uppmätta halterna varierar mellan 1.55 - $3.65 \mu\text{g m}^{-3}$. Inga halter överskrider miljö kvalitetsnormen för bensen ($5 \mu\text{g m}^{-3}$). De flesta halterna (9 av 10) ligger under den övre utvärderingströskeln ($3.5 \mu\text{g m}^{-3}$) och några (3 av 10) halter ligger under den nedre utvärderingströskeln ($2 \mu\text{g m}^{-3}$). Beräknade halter är alla under miljö kvalitetsnormen, betydligt fler är dock över den övre utvärderingströskeln (5 av 10) och inga beräknade halter ligger under den nedre utvärderingströskeln. SIMAIR tenderar därför att i gaturum beräkna något för höga halter som också framgår av Figur 7.

RPE varierar mellan 0.10-1.11, vilket är ett otillfredsställande resultat. SIMAIR har således svårt att beskriva halterna för vissa stationer och det finns även en systematisk överskattning av halterna. Samvariationen varierar mellan stationerna, korrelationskoefficient från 0.14 till 0.57.

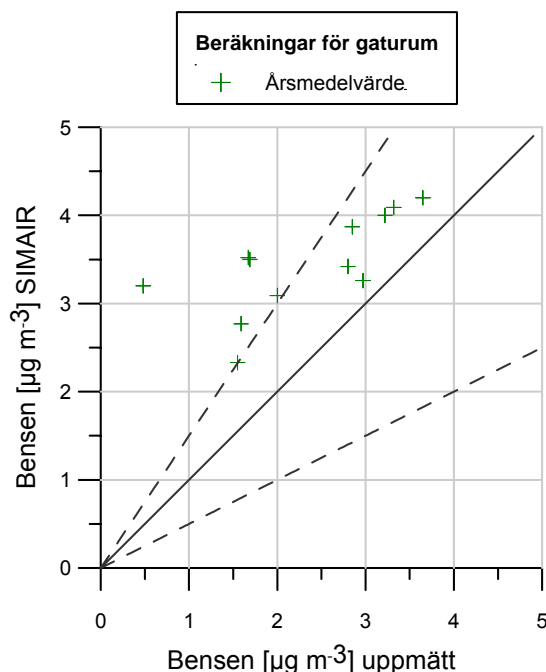
Valideringsresultaten för bensen i gaturum är följaktligen betydligt sämre än resultaten för PM10 och NO₂. Förklaringen är troligtvis brister i beräkningsmetodiken för vägtrafikens utsläpp av bensen. En diskussion om detta finns i Avsnitt 5.3.

Tabell 14. Sammanfattning av statistiska resultat för bensen från valideringen av SIMAIR. RPE är relativt percentilfel, CoV är variationskoefficienten och r är korrelationskoefficienten (för definitioner, se Avsnitt 3.3). För motsvarande tidsserie- och scatterdiagram, se Appendix 2.

Ämne: bensen Gaturum	Antal datapunkter (veckor)	RPE för medelvärde	Medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod	mätt	mod		
Landskrona/Eriksg., 2004	29	1.07	1.69	3.50	0.38	0.31	0.41	$y = 0.55x + 2.33$
Landskrona/Eriksg., 2005	28	1.11	1.67	3.52	0.33	0.30	0.55	$y = 0.80x + 1.90$
Jönköping/Barnap., 2005	27**							
Göteborg/Gårda, 2004	53	0.22	2.80	3.42	0.17	0.40	0.23	$y = 0.61x + 1.38$
Göteborg/Gårda, 2005	53	0.10	2.97	3.26	0.35	0.49	0.39	$y = 0.47x + 1.40$
Göteborg/Haga, 2004	33	0.23	3.32	4.09	0.26	0.25	0.21	$y = -0.18x + 4.32$
Göteborg/Haga, 2005	41	0.24	3.22	4.00	0.24	0.27	0.14	$y = -0.14 + 4.02$
Karlstad/Hamng., 2004	24	0.15	3.65	4.20	0.29	0.20	0.54	$y = 0.46x + 2.42$
Karlstad/Hamng., 2005	25	0.36	2.85	3.87	0.46	0.27	0.45	$y = 0.32x + 2.82$
Karlstad/Älvg., 2004	25	0.55	2.00	3.09	0.31	0.21	0.57	$y = 0.59x + 1.92$
Karlstad/Älvg., 2005	27	0.50	1.55	2.33	0.48	0.65	0.40	$y = 0.54x + 1.99$
Karlskoga/Katrine., 2005	7*							

* För kort mätperiod, resultatfigurer finns dock i Appendix 2.

** Mätningarnas kvalitet ifrågasätts.



Figur 7. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av bensen ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som årsmedelvärde. Heldragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 14. För bensen finns det ingen tidigare validering för gaturum.

4.2 Validering för urban bakgrund

4.2.1 Halter av PM10

För urban bakgrundshalt fanns det ett antal stationer att tillgå för mätdata av PM10, varav ett urval (med relativt god geografisk spridning i landet) finns listade i Tabell 15 och 16 tillsammans med en jämförelse med modellberäknade halter. En station (Östersund, 2004) har uteslutits på grund av för kort mätperiod och Jönköping 2005, Örebro 2005 och Boden 2005 hade för kort mätperiod för att percentiler skulle vara lämpliga att beräkna.

För de inkluderade stationerna är RPE relativt litet (från 0.03 till 0.51) och korrelationen god (med undantag för Östersund, 2005). I Figur 8 visualiseras resultaten. Generellt är resultaten goda, men det finns en trend med systematisk underskattning då det gäller de beräknade halterna. Detta kan delvis förklaras med placeringen av vissa urbanstationer på öppna torgytorg/gågator (se Avsnitt 3.2.2 respektive Avsnitt 5.2 för vidare diskussion).

Tabell 15. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 90- och 98-percentils dygnsmedelhalt ($\mu\text{g m}^{-3}$) av PM10. Dessutom anges uppmätta och beräknade antalet dagar med dygnsmedelvärde över $50 \mu\text{g m}^{-3}$. Motsvarande detaljerade figurer (tidsserier och scatterplots) återfinns i Appendix 3.

Ämne: PM10 Urban bakgrund	Medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		Klaras MKN dygnsmedelvärde? (Antal dagar med dygnsmedelvärde > $50 \mu\text{g m}^{-3}$)	
	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod
Malmö, 2004	15.9	16.4	23.9	25.0	32.0	35.0	JA (1)	JA (0)
Malmö, 2005	17.2	19.6	25.3	30.8	40.9	46.3	JA (1)	JA (4)
Landskrona, 2004	20.0	13.6	35.1	22.5	43.1	31.6	JA (1)	JA (0)
Landskrona, 2005	21.2	16.3	39.2	27.9	58.7	41.8	JA (4)	JA (0)
Kalmar, 2004	18.2	11.4	36.4	17.1	47.1	23.7	JA (2)	JA (0)
Kalmar, 2005	19.0	13.0	35.3	20.3	51.6	29.6	JA (4)	JA (0)
Värnamo, 2004	11.9	9.7	21.4	15.3	30.9	20.4	JA (0)	JA (0)
Värnamo, 2005	16.7	12.9	32.9	21.3	53.0	32.1	JA (6)	JA (1)
Jönköping, 2004	13.7	11.1	25.5	17.1	31.7	21.8	JA (0)	JA (0)
Jönköping, 2005**	15.7	14.3						
Göteborg/Femman, 2004	20.4	17.4	31.5	26.3	39.8	33.4	JA (2)	JA (2)
Göteborg/Femman, 2005	21.6	21.0	32.3	34.9	48.4	50.1	JA (7)	JA (8)
Örebro, Karolinska sk., 2004	14.4	10.8	27.4	16.1	47.3	18.3	JA (3)	JA (0)
Örebro, Karolinska sk., 2005**	15.9	14.5						
Västerås, Stadshuset, 2005	24.1	11.7	43.5	18.6	78.3	26.9	JA (15)	JA (0)
Uppsala, 2004	18.5	11.6	38.0	18.8	70.5	30.4	JA (13)	JA (0)
Uppsala, 2005	18.3	11.9	36.6	20.1	60.7	27.7	JA (8)	JA (0)
Stockholm, Rosenlundsg., 2004	17.1	14.3	30.4	23.1	46.7	34.4	JA (0)	JA (0)
Stockholm, Rosenlundsg., 2005	18.8	15.3	32.4	28.3	42.2	42.8	JA (0)	JA (4)
Östersund, 2004*								
Östersund, 2005	10.4	8.6	22.0	12.8	37.3	20.3	JA (0)	JA (0)
Boden, 2005**	14.1	7.3					JA (1)	JA (0)

* För kort mätperiod, resultatfigurer finns dock i Appendix 3.

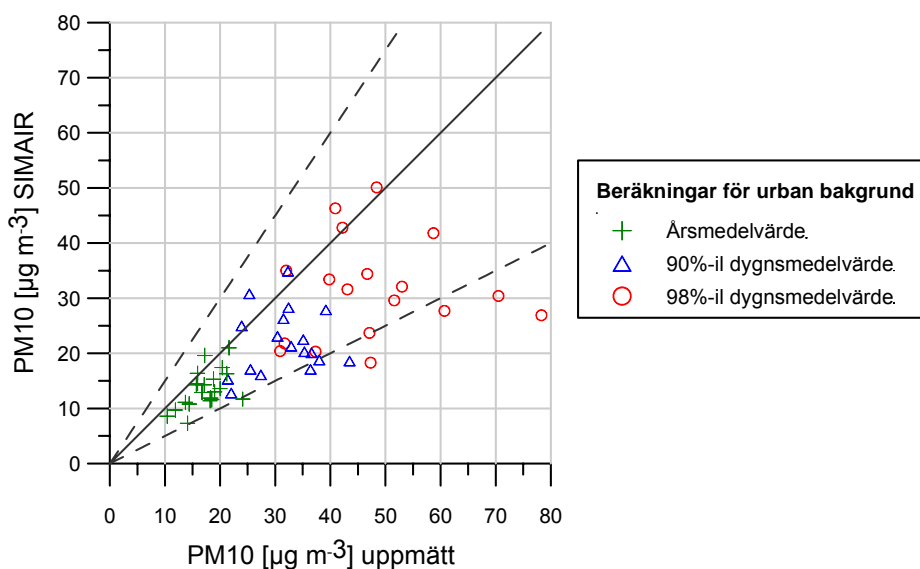
** För kort mätperiod för beräkning av percentiler.

Tabell 16. Sammanställning av statistiska resultat för PM10 från valideringen av SIMAIR. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten och RPE är relativt percentilfel (för definitioner, se Avsnitt 3.3). Motsvarande detaljerade figurer (tidsserier och scatterplots) återfinns i Appendix 3.

Ämne: PM10 Urban bakgrund	Antal datapunkter (dygn)	RPE för medelvärde	CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod		
Malmö, 2004	365	0.031	0.37	0.39	0.59	$y = 0.67x + 5.8$
Malmö, 2005	364	0.14	0.42	0.45	0.68	$y = 0.81x + 5.4$
Landskrona, 2004	203	0.32	0.50	0.47	0.53	$y = 0.33x + 6.9$
Landskrona, 2005	167	0.23	0.62	0.55	0.70	$y = 0.48x + 6.2$
Kalmar, 2004	211	0.37	0.61	0.40	0.49	$y = 0.20x + 7.7$
Kalmar, 2005	172	0.32	0.63	0.45	0.57	$y = 0.28x + 7.7$
Värnamo, 2004	181	0.18	0.60	0.47	0.29	$y = 0.18x + 7.5$
Värnamo, 2005	174	0.22	1.12	0.55	0.49	$y = 0.32x + 8.0$
Jönköping, 2004	153	0.19	0.54	0.40	0.56	$y = 0.33x + 6.5$
Jönköping, 2005	144**	0.089	0.65	0.54	0.61	$y = 0.46x + 7.2$
Göteborg/Femman, 2004	365	0.15	0.39	0.39	0.57	$y = 0.49x + 7.4$
Göteborg/Femman, 2005	364	0.027	0.43	0.51	0.63	$y = 0.70x + 5.7$
Örebro, Karolinska skolan, 2004	186	0.25	0.78	0.35	0.02	$y = 0.010x + 10.7$
Örebro, Karolinska skolan, 2005	136**	0.088	0.63	0.52	0.57	$y = 0.43x + 7.67$
Västerås, Stadshuset, 2005	315	0.51	0.75	0.46	0.40	$y = 0.12x + 8.8$
Uppsala, 2004	166	0.37	1.02	0.51	0.51	$y = 0.32x + 6.5$
Uppsala, 2005	171	0.35	0.80	0.49	0.52	$y = 0.27x + 7.3$
Stockholm, Rosenlundsg., 2004	350	0.16	0.55	0.46	0.76	$y = 0.53x + 5.1$
Stockholm, Rosenlundsg., 2005	290	0.19	0.47	0.61	0.59	$y = 0.58x + 4.1$
Östersund, 2004	84*					
Östersund, 2005	155	0.17	0.85	0.45	0.10	$y = 0.04x + 8.1$
Boden, 2005	102**	0.48	0.85	0.32	0.52	$y = 0.11x + 5.8$

* För kort mätperiod, resultatfigurer finns dock i Appendix 3.

** För kort mätperiod för beräkning av percentiler.



Figur 8. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Heldragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Jämförelsen avser mätstationer i urban bakgrund. Numeriska värden återfinns i Tabell 15.

4.1.2 Halter av NO₂

Såsom tidigare påpekats i rapporten har SIMAIR underskattat halterna av NO₂ i urban bakgrund i Umeå. Hypotesen är att detta delvis beror på meteorologin i norra Sverige, nämligen markinversioner och stabil atmosfärisk skiktning vintertid, vilket gör halterna mycket höga på vinterhalvåret. Detta korrigerades med en statistisk metod som vi kallar klimatkorrigerad.

I Tabell 17, 18 och 19 samt Figur 9 jämförs SIMAIRs beräknade värden med mätdata. Observera att halterna av NO₂ år 2005 är klimatkorrigerade för tätorterna Sandviken, Sundsvall, Sollefteå, Östersund och Umeå. RPE varierar mellan 0.035 och 0.67 och korrelationen mellan mätta och beräknade halter har även stor variabilitet för platserna (från r på 0.26 till r på 0.77 för dygnsmedelvärden). Notera att överensstämmelsen är god för bland annat Malmö, Norrköping, Göteborg, Västerås, Stockholm och Sundsvalls klimatkorrigerade halt. Gemensamt för dessa platser är att mätningarna sker i taknivå, vilket pekar på att dessa mätningar är mer representativa vid validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell.

Tabell 17. Uppmätta (mätt) och beräknade (mod) medelhalter, 98-percentils dygnsmedelhalt respektive 98-percentils timmedelhalt av NO₂. Dessutom anges uppmätta och beräknade antalet dagar med dygnsmedelvärde över 60 µg m⁻³. Motsvarande detaljerade figurer (tidsserier och scatterplots) återfinns i Appendix 3.

Ämne: NO ₂ Urban bakgrund	Medelvärde (µg m ⁻³)		98%-il dygnsmedelvärde (µg m ⁻³)		98%-il timmedelvärde (µg m ⁻³)		Klaras MKN dygnsmedelvärde? (Antal dagar med dygnsmedelvärde > 60 µg m ⁻³)	
	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod	mätt	mod
Malmö, 2004	19.5	20.7	40.6	44.9	52.5	55.5	JA (0)	JA (0)
Malmö, 2005	20.2	20.9	41.1	39.1	54.9	40.1	JA (0)	JA (0)
Landskrona, 2004*	13.8	7.6	29.6	18.9			JA (0)	JA (0)
Landskrona, 2005*	13.2	10.9	26.2	23.8			JA (0)	JA (0)
Helsingborg, 2004	21.7	16.4	46.3	40.2	61.2	63.7	JA (0)	JA (0)
Helsingborg, 2005	22.0	16.7	48.9	39.1	62.6	50.6	JA (3)	JA (0)
Jönköping, 2004*	15.5	9.1	36.2	18.3			JA (0)	JA (0)
Jönköping, 2005*	13.8	7.4	34.8	15.3			JA (0)	JA (0)
Norrköping, 2004	15.3	12.9	32.3	23.2	51.0	32.3	JA (0)	JA (0)
Norrköping, 2005	11.3	10.6	31.2	20.1	45.0	26.6	JA (0)	JA (0)
Borås, 2004	18.1	10.8	50.7	21.9	65.6	27.2	JA (3)	JA (0)
Göteborg/Femman, 2004	25.0	22.3	55.7	44.4	78.5	64.1	JA (7)	JA (0)
Göteborg/Femman, 2005	24.2	19.9	64.4	40.0	78.1	48.3	JA (9)	JA (0)
Karlstad, 2004*	19.9	8.5	44.1	18.5			JA (0)	JA (0)
Örebro, 2004*	15.3	11.2	35.9	19.0			JA (0)	JA (0)
Västerås, 2004	11.9	10.4	24.3	19.2	38.8	25.4	JA (0)	JA (0)
Västerås, 2005	11.9	9.8	29.4	18.7	43.6	23.8	JA (1)	JA (0)
Uppsala, 2004*	14.2	9.9	34.5	19.3			JA (0)	JA (0)
Uppsala, 2005*	14.7	7.9	46.8	16.5			JA (2)	JA (0)
Stockholm, 2004	17.0	16.7	33.4	33.6	49.1	50.3	JA (0)	JA (0)
Stockholm, 2005	15.3	13.1	36.1	28.8	49.9	37.3	JA (0)	JA (0)
Sandviken, 2004*	12.0	7.2	30.4	13.6			JA (0)	JA (0)
Sundsvall, 2004	17.7	7.6	42.8	14.9	59.0	21.4	JA (0)	JA (0)
Sundsvall, 2005**	18.8	17.8	40.8	42.8	62.8	48.1	JA (0)	JA (0)
Sollefteå, 2005**	15.2	23.5	34.7	42.9			JA (0)	JA (0)
Östersund, 2004*	12.0	4.2	32.5	8.5			JA (0)	JA (0)
Östersund, 2005**	13.6	22.3	38.4	47.2			JA (0)	JA (0)
Umeå, 2004	15.5	18.4	49.1	40.0	66.9	43.2	JA (2)	JA (0)
Umeå, 2005**	12.3	19.8	51.3	52.4	71.0	56.8	JA (1)	JA (0)
Boden, 2005*	5.3	3.4	23.4	6.7			JA (0)	JA (0)

* Timmedelvärderna ej tillgängligt då mätningar enbart gjordes på dygnsbasis.

** Klimatkorrigerat

Tabell 18. Sammanställning av statistiska resultat för NO₂ från valideringen av SIMAIR. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten och RPE är relativt percentilfel (för definitioner, se Avsnitt 3.3). Statistiken avser dygnsmedelvärden av NO₂. Motsvarande detaljerade figurer (tidsserier och scatterplots) återfinns i Appendix 3.

Ämne: NO ₂ (dygnsmedelhalter) Urban bakgrund	Antal datapunkter (dygn)	RPE för medelvärde	CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod		
Malmö, 2004	359	0.062	0.44	0.46	0.53	y = 0.57x + 9.4
Malmö, 2005	364	0.035	0.41	0.38	0.58	y = 0.54x + 9.9
Landskrona, 2004	175	0.45	0.48	0.56	0.52	y = 0.34x + 4.3
Landskrona, 2005	176	0.17	0.47	0.49	0.70	y = 0.60x + 3.0
Helsingborg, 2004	352	0.24	0.49	0.60	0.76	y = 0.71x + 1.04
Helsingborg, 2005	356	0.24	0.51	0.52	0.75	y = 0.59x + 3.61
Jönköping, 2004	159	0.41	0.52	0.42	0.70	y = 0.35x + 4.5
Jönköping, 2005	148	0.46	0.64	0.46	0.77	y = 0.30x + 3.3
Norrköping, 2004	90	0.16	0.45	0.34	0.58	y = 0.37x + 7.3
Norrköping, 2005	364	0.062	0.62	0.36	0.66	y = 0.36x + 6.5
Borås, 2004	327	0.40	0.60	0.38	0.58	y = 0.23x + 6.8
Göteborg/Femman, 2004	365	0.11	0.53	0.45	0.51	y = 0.39x + 12.6
Göteborg/Femman, 2005	364	0.18	0.52	0.38	0.56	y = 0.34x + 11.7
Karlstad, 2004	179	0.57	0.49	0.44	0.62	y = 0.24x + 3.8
Örebro, 2004	161	0.27	0.55	0.33	0.56	y = 0.25x + 7.4
Västerås, 2004	220	0.13	0.40	0.36	0.56	y = 0.44x + 5.3
Västerås, 2005	325	0.17	0.66	0.38	0.60	y = 0.37x + 5.4
Uppsala, 2004	108	0.30	0.56	0.34	0.46	y = 0.19x + 7.2
Uppsala, 2005	171	0.46	0.73	0.44	0.60	y = 0.25x + 4.3
Stockholm, 2004	355	0.018	0.42	0.46	0.64	y = 0.63x + 5.8
Stockholm, 2005	364	0.14	0.50	0.47	0.57	y = 0.47x + 5.9
Sandviken, 2004	173	0.40	0.57	0.36	0.60	y = 0.23x + 4.5
Sundsvall, 2004	345	0.57	0.54	0.41	0.38	y = 0.12x + 5.4
Sundsvall, 2005 **	364	0.053	0.52	0.61	0.53	y = 0.59x + 6.8
Sollefteå, 2005	132	0.55	0.49	0.42	0.62	y = 0.81x + 11.1
Östersund, 2004	174	0.67	0.61	0.44	0.60	y = 0.15x + 2.4
Östersund, 2005	174	0.64	0.67	0.51	0.53	y = 0.69x + 12.9
Umeå, Stadsbiblioteket, 2004 **	365	0.19	0.78	0.58	0.70	y = 0.62x + 8.8
Umeå, Stadsbiblioteket, 2005 **	254	0.61	0.95	0.67	0.70	y = 0.93x + 9.2
Boden, 2005	109	0.36	0.90	0.40	0.26	y = 0.07x + 3.0

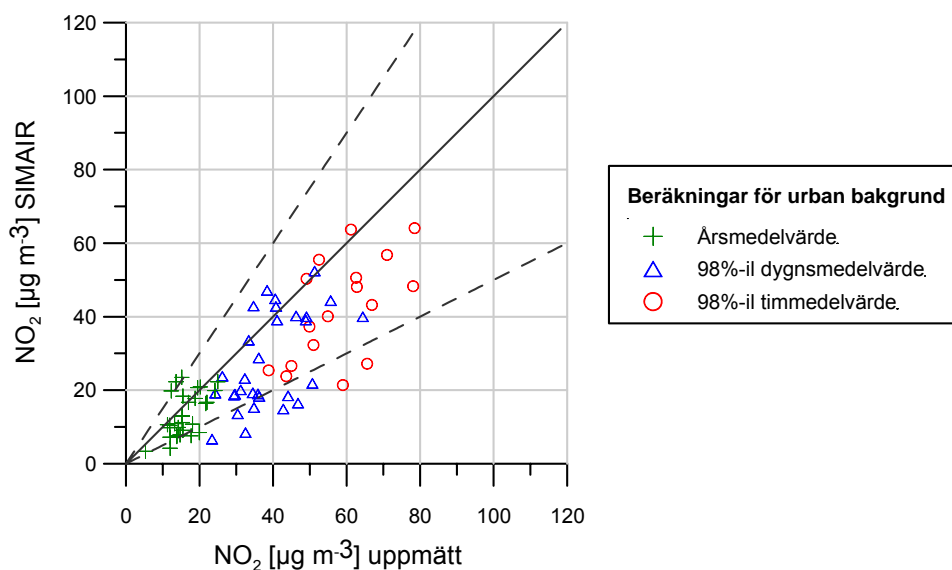
** Klimatkorrigerat

Tabell 19. Sammanställning av statistiska resultat för NO_2 från valideringen av SIMAIR. CoV är variationskoefficienten, r är korrelationskoefficienten och RPE är relativt percentilfel (för definitioner, se Avsnitt 3.3). Statistiken avser timmedelvärden av NO_2 . Motsvarande detaljerade figurer (tidsserier och scatterplots) återfinns i Appendix 3.

Ämne: NO_2 (timmedelhalter) Urban bakgrund	Antal datapunkter (timmar)	RPE för medelvärde	CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod		
Malmö, 2004	8595	0.062	0.61	0.61	0.44	$y = 0.47x + 11.5$
Malmö, 2005	8726	0.035	0.62	0.50	0.49	$y = 0.40x + 12.7$
Landskrona, 2004*		0.45				
Landskrona, 2005*		0.17				
Helsingborg, 2004	8299	0.24	0.68	0.88	0.51	$y = 0.49x + 5.68$
Helsingborg, 2005	8434	0.24	0.75	0.70	0.50	$y = 0.35x + 8.91$
Jönköping, 2004*		0.41				
Jönköping, 2005*		0.46				
Norrköping, 2004	2109	0.16	0.74	0.56	0.41	$y = 0.26x + 8.9$
Norrköping, 2005	8629	0.062	0.95	0.56	0.42	$y = 0.23x + 8.0$
Fortsättning på Tabell 19						
Borås, 2004	7627	0.40	0.86	0.58	0.43	$y = 0.17x + 7.7$
Göteborg/Femman, 2004	8759	0.11	0.77	0.69	0.41	$y = 0.32x + 14.2$
Göteborg/Femman, 2005	8733	0.18	0.75	0.55	0.45	$y = 0.27x + 13.4$
Karlstad, 2004*		0.57				
Örebro, 2004*		0.27				
Västerås, 2004	5275	0.13	0.75	0.54	0.37	$y = 0.24x + 7.7$
Västerås, 2005	7217	0.17	0.96	0.52	0.41	$y = 0.19x + 7.6$
Uppsala, 2004*		0.30				
Uppsala, 2005*		0.46				
Stockholm, 2004	8523	0.018	0.69	0.70	0.46	$y = 0.46x + 8.9$
Stockholm, 2005	8629	0.14	0.75	0.66	0.42	$y = 0.23x + 8.0$
Sandviken, 2004*		0.40				
Sundsvall, 2004*	8175	0.57	0.83	0.66	0.33	$y = 0.11x + 5.6$
Sundsvall, 2005**	8687	0.053	0.82	0.72	0.40	$y = 0.33x + 11.7$
Sollefteå, 2005**		0.55				
Östersund, 2004*		0.67				
Östersund, 2005**		0.64				
Umeå, Stadsbiblioteket, 2004	8719	0.19	1.06	0.65	0.58	$y = 0.42x + 11.8$
Umeå, Stadsbiblioteket, 2005**	6291	0.61	1.29	0.29	0.60	$y = 0.60x + 12.4$
Boden, 2005*		0.36				

* Timmedelvärden ej tillgängligt då mätningar enbart gjordes på dygnsbasis.

** Klimatkorriberat



Figur 9. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av NO_2 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Helledragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Jämförelsen avser mätstationer i urban bakgrund. Numeriska värden återfinns i Tabell 17.

Slutsatserna från denna validering för urban bakgrund (Tabell 17, 18 och 19 samt Figur 9) är att det sker en generell underskattning av halterna. Detta kan förmodligen, såsom tidigare påpekats, bero på placeringen av urbanstationerna vid torgytor och liknande, men det är troligtvis enbart en del av förklaringen. Känslighetsanalys och förbättring av SIMAIRs urbana modell BUM är således en angelägen frågeställning, och det utreds i ett pågående projekt (Andersson et al., 2009). Effekterna och förbättringarna av klimatkorrigeringen kan tydligt observeras i resultaten, vilket studeras i mer detalj i Avsnitt 4.3.

4.1.3 Halter av bensen

Validering av SIMAIRs beräknade bensenhalter mot mätdata återges i Tabell 20 och Figur 10. Samtliga mätstationer har godkänd tidsträckning på mätperioden.

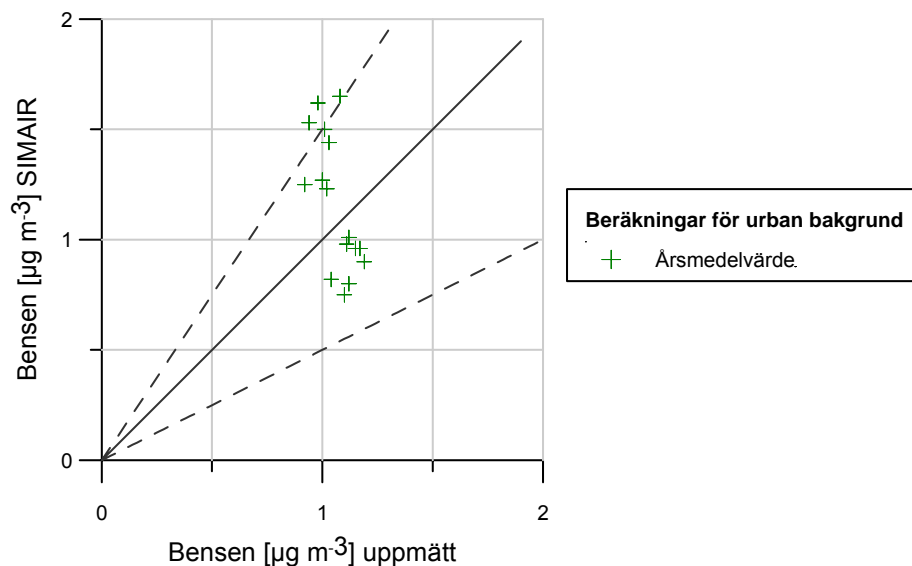
Resultatet varierar mellan stationerna. För en del mätplatser, såsom Värnamo, Mariestad och Karlstad, är överensstämmelsen god och RPE relativt låg (ca 0.1-0.2). Korrelationen är dock, med ett fåtal undantag, låg för samtliga mätstationer.

Det finns tre mätserier som ger anmärkningsvärt höga halter, nämligen Helsingborg 2004 och 2005 samt Västerås 2004. Alla dessa värden avviker kraftigt från övriga urbana bakgrundstationer, varför en rimlig slutsats är att det finns något fel i dessa mätningar alternativt att mätstationerna är påverkade av lokala källor. Förutom dessa mätserier, som här betraktas som outliers och där mätdata/mätinstrument/mätplatser behöver granskas och verifieras, är samtliga uppmätta bensenhalter strax under eller strax över $1 \mu\text{g m}^{-3}$. Beräkningarna har en något större variabilitet, men det finns ingen generell över- eller underskattning. Överensstämmelsen mellan mätta och beräknade halter är god. Modellen ger större variabilitet i halter jämfört med mätdata. Långdistansbidraget som delvis påverkar beräkningsresultaten ser därför ut att ge rimliga resultat

trots att detta beräknas förenklat i SIMAIR via MATCH som en fraktion av aromatiska kolväten, ca 50 % antas vara bensen.

Tabell 20. Sammanställning av statistiska resultat för bensen från valideringen av SIMAIR. RPE är relativt percentilfel, CoV är variationskoefficienten och r är korrelationskoefficienten (för definitioner, se Avsnitt 3.3). Motsvarande detaljerade figurer (tidsserier och scatterplots) återfinns i Appendix 3.

Ämne: bensen Urban bakgrund	Antal datapunkter (veckor)	RPE för medelvärde	Medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		CoV		r	Linjär regression
			mätt	mod	mätt	mod		
Helsingborg, 2004	52							
Helsingborg, 2005	51							
Kalmar, 2004	45	0.32	1.10	0.75	0.79	0.66	0.28	$y = 0.19x + 0.54$
Kalmar, 2005	17	0.21	1.04	0.82	0.24	0.51	0.25	$y = 0.42x + 0.39$
Värnamo, 2004	24	0.098	1.12	1.01	0.33	0.43	0.26	$y = 0.30x + 0.37$
Värnamo, 2005	25	0.36	0.92	1.25	0.28	0.41	0.37	$y = 0.74x + 0.57$
Jönköping, 2004	21	0.40	1.03	1.44	0.31	0.33	0.29	$y = 0.43x + 1.0$
Jönköping, 2005	21	0.27	1.0	1.27	0.36	0.44	0.21	$y = 0.31x + 0.96$
Mariestad, 2004	25	0.12	1.11	0.98	0.34	0.42	0.45	$y = 0.49x + 0.43$
Mariestad, 2005	13	0.24	1.19	0.90	0.27	0.40	0.32	$y = 0.37x + 0.46$
Karlstad, 2004	24	0.18	1.17	0.96	0.46	0.53	0.37	$y = 0.32x + 0.98$
Karlstad, 2005	13	0.21	1.02	1.23	0.24	0.29	0.35	$y = 0.51x + 0.71$
Örebro, 2004	23	0.65	0.98	1.62	0.34	0.29	0.55	$y = 0.77x + 0.76$
Örebro, 2005	13	0.49	1.01	1.50	0.23	0.31	0.49	$y = 0.95x + 0.53$
Västerås, 2004	32							
Uppsala, 2004	24	0.53	1.08	1.65	0.36	0.43	0.61	$y = 1.12x + 0.43$
Uppsala, 2005	22	0.63	0.94	1.53	0.32	0.50	0.35	$y = 0.59x + 0.81$
Östersund, 2004	23	0.29	1.12	0.80	0.36	0.38	0.70	$y = 0.52x + 0.21$
Östersund, 2005	24	0.17	1.15	0.96	0.44	0.35	0.14	$y = 0.09x + 0.86$



Figur 10. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av bensen ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som medelvärde över mätperioden (som i de flesta fall var jan-april respektive okt-dec under ett kalenderår). Heldragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Jämförelsen avser mätstationer i urban bakgrund. Numeriska värden återfinns i Tabell 20.

4.2 Jämförelser med kvalitetskrav enligt EUs Luftdirektiv

I EUs Luftdirektiv fastställs kvalitetskrav på modellberäkningar, men tolkningen är tyvärr oklar, varför initiativ har tagits för att utreda detta (Fairmode, 2008; Häggkvist et al., 2009). Detta beskrevs i Avsnitt 3.4.

En sammanställning av RPE för samtliga mätstationer ges i Figur 11. Såsom tidigare konstaterades är resultatet relativt bra för PM10 och NO₂, men avvikelserna mellan uppmätta och beräknade halter är större för bensen. Antalet mätstationer för NO₂ och bensen i gaturum är dock inte så stort, varför vidare valideringar behövs.

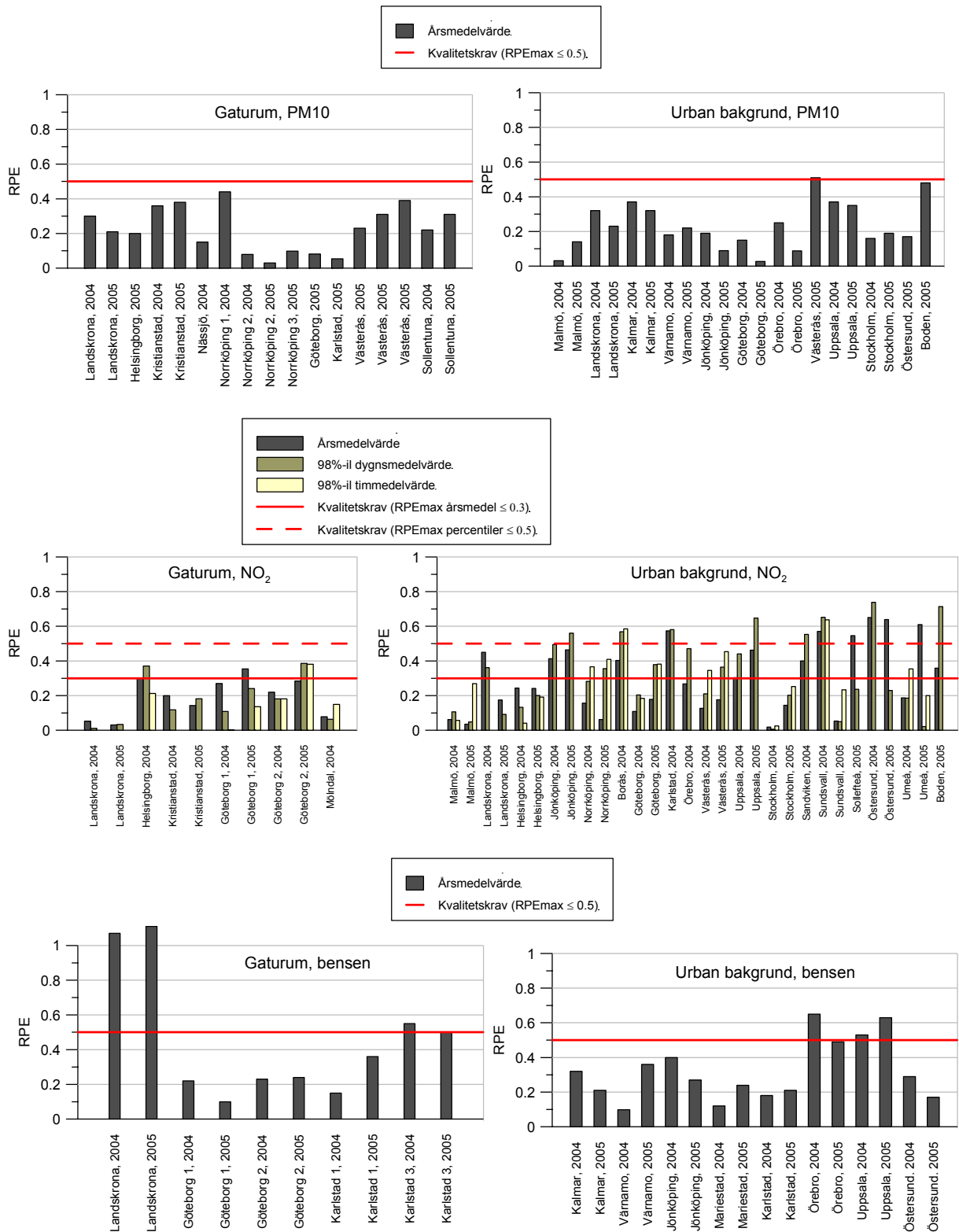
I Tabell 21 görs jämförelser mellan valideringsresultatet och EUs kvalitetskrav för beräkningsmodeller. Vi har i denna validering, enligt rekommendationer i Fairmode (2008), valt att använda parametern maximalt relativt percentilfel, RPE_{max} , som gällande osäkerhetsparameter, se ekvation (9) för definition. Vad som är oklart är vilka krav som ställs på mätningarna som ingår i valideringen, exempelvis vad gäller mätningarnas tidssträckning, mätstationens placering, mätutrustning mm. Vad gäller tidssträckning har vi här enbart inkluderat stationer som uppfyller nedanstående villkor enligt tidigare resonemang:

- För medelvärde: Totalt minst 90 dygn (12 veckor där veckomedel mäts)
- För percentiler: Totalt minst 90 dygn för NO₂, minst 150 dygn för PM10

För PM10 klaras EUs kvalitetskrav i såväl gaturum som urban bakgrund med tämligen god marginal, där RPE_{max} beräknades till ca 0.4. Här är kvalitetskravet enbart definierat för (års)medelvärde, max 50% osäkerhet. För NO₂ klaras kravet i gaturum, men inte i urban bakgrund vad gäller årsmedelvärde (max 30% osäkerhet). För bensen klaras inte kvalitetskravet varken i gaturum eller urban bakgrund. Mer om detta diskuteras i Avsnitt 5.3.

Tabell 21. Jämförelse mellan beräknad RPE_{max} och kvalitetskrav enligt EUs Luftdirektiv. RPE_{max} är det maximala relativa percentilfelet och RPE_{median} är medianen för relativa percentilfelet. För definitioner av RPE se Avsnitt 3.3. I jämförelsen har även mätstationer från tidigare validering inkluderats (Omstedt och Gidhagen, 2007; Omstedt, 2009).

	RPE_{max}			RPE_{median}		
	Gaturum	Urban bakgrund	Kvalitetskrav	Gaturum	Urban bakgrund	Kvalitetskrav
PM10						
Årsmedelvärde	0.38	0.37	≤ 0.50	0.15	0.19	-
90%-il dygnsmedelvärde	0.42	0.53	-	0.23	0.33	-
NO₂						
Årsmedelvärde	0.30	0.61	≤ 0.30	0.14	0.26	-
98%-il dygnsmedelvärde	0.37	0.65	≤ 0.50	0.12	0.28	-
98%-il timmedelvärde	0.38	0.50	≤ 0.50	0.15	0.27	-
Bensen						
årsmedelvärde	1.07	0.53	≤ 0.50	0.30	0.27	-

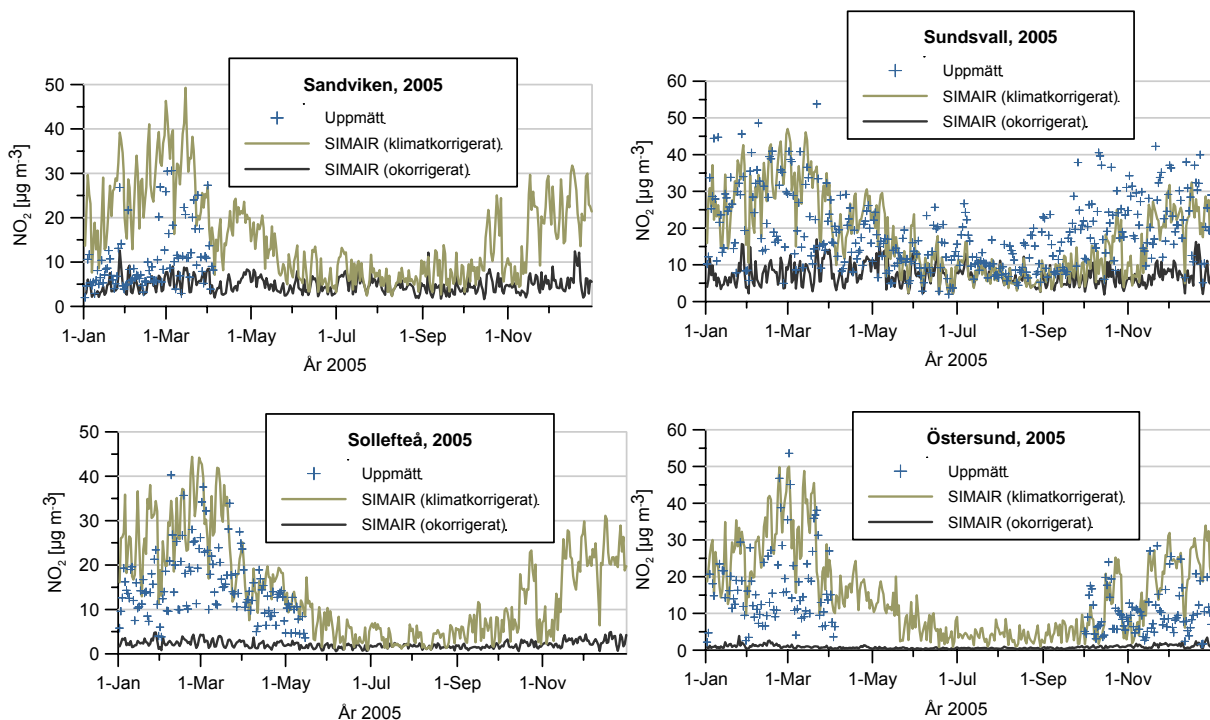


Figur 11. Jämförelse mellan relativt percentilfel, RPE, för respektive plats i denna studie och kvalitetskravet som finns definierat i EUs Luftdirektiv. Figurerna är grupperade ämnesvis (PM10, NO₂ och bensen) och indelade efter typ av mätstation (gaturum respektive urban bakgrund).

4.3 Klimatkorrigering av NO₂-halter med statistisk metod

Vid beräkning av halter av NO₂ i urban bakgrund har det tidigare konstaterats att SIMAIR underskattar halterna jämfört med mätdata (Omstedt och Gidhagen, 2007). Detta kan även observeras i resultaten i denna validering för urban bakgrund (Avsnitt 4.2.2). Problematiken är som störst i Norrland, vilket huvudsakligen antas bero på meteorologiska faktorer, nämligen att markinversioner och stabil skiktning har stor inverkan på halterna. Modellen överskattar således utspädningen vid stabila förhållanden.

I Figur 12 finns, för fyra tätorter i Norrland från denna studie, tidsserier för kalenderår 2005 med uppmätta halter av NO₂ samt beräknade halter. Både okorrigerade och klimatkorrigerade beräknade halter visas. Undersökning av säsongsvariationen av halterna pekar på att för mätningarna varierar halterna av NO₂ kraftigt för de tre tätorterna i mellersta Norrland, medan variabiliteten är betydligt mindre för Sandviken där enbart ett fåtal toppar kan urskiljas. För Sandviken är SIMAIRs okorrigerade halter ganska överensstämmande, men för Sundsvall, Sollefteå och Östersund sker en stor underskattning av säongs- och dygnsvariationen. För dessa tre sistnämnda platser är klimatkorrigering att föredra.



Figur 12. Jämförelse av säsongsvariation av NO₂-halter i urban bakgrund för år 2005 för fyra tätorter i Norrland; Sandviken, Sundsvall, Sollefteå och Östersund. Figurerna visar uppmätta halter (+) samt beräknade halter, dels utan klimatkorrigering (ljus linje) och dels klimatkorrigerade halter (mörk linje).

I Tabell 22 och 23 jämförs, för de fyra Norrlandskommuner, okorrigerade respektive korrigerade halter av NO₂ för urban bakgrund med motsvarande mätningar vad gäller medelvärden och percentiler. Variationskoefficient, korrelationskoefficient samt relativt percentilfel är också angivna. För Sandviken sker ingen förbättring av de beräknade halterna med en

klimatkorrigering. Utan korrigering är halterna visserligen underskattade jämfört med mätdata (ca 5 mot 10 $\mu\text{g m}^{-3}$), men med klimatkorrigeringen överskattas halterna kraftigt (korrigerad halt blir då ca 27 $\mu\text{g m}^{-3}$). Både korrelationen och RPE för medelvärde försämras, dock förbättras RPE för 98%-il dygnsmedelvärde en aning. För de andra platserna sker dock en märkbar förbättring av beräkningsresultaten med klimatkorrigering. RPE förbättras betydligt och i synnerhet blir de korrigerade beräkningarna mycket överensstämmande för Sundsvalls del där RPE för medelvärde samt 98%-il dygnsmedelvärde enbart blir ca 0.05. För Sollefteå och Östersund förbättras RPE även här, men där blir halterna något överskattade, vilket får till följd att RPE fortfarande är något hög (för medelvärde ca 0.55-0.65 och för 98%-il dygnsmedelvärde 0.23-0.24).

Generellt indikerar denna jämförelse att för Sandviken försämras resultaten med klimatkorrigeringen, medan en förbättring sker för de andra platserna.

Tabell 22. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade medelvärden och percentiler av NO_2 i urban bakgrund för Sandviken, Sundsvall, Sollefteå och Östersund. För beräknade halter visas dels okorrigerade och dels klimatkorrigerade halter.

Ämne: NO_2 Urban bakgrund	Medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)			98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)			98%-il timmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)		
	mätt	mod	mod_k	mätt	mod	mod_k	mätt	mod	mod_k
Sandviken, 2005*	10.4	5.15	26.8	27.8	9.04	43.4	*	*	*
Sundsvall, 2005	18.8	7.19	17.8	40.8	14.1	42.8	62.8	21.2	48.1
Sollefteå, 2005*	15.2	2.41	23.5	34.7	4.32	42.9	*	*	*
Östersund, 2005*	13.6	1.12	22.3	38.4	2.46	47.2	*	*	*

* Timmedelvärden ej tillgängligt då mätningar enbart gjordes på dygnsbasis.

Tabell 23. Statistiska mått för jämförelsen mellan uppmätta och beräknade NO_2 -halter i urban bakgrund i Sandviken, Sundsvall, Sollefteå och Östersund. CoV är variationskoefficient, r korrelationskoefficient och RPE relativt percentilfel.

Ämne: NO_2 Urban bakgrund	CoV (dygnsmedel)			r (dygnsmedel)		RPE (årsmedel)		RPE (98%-il dygn)		RPE (98%-il tim)	
	mätt	mod	mod_k	mod	mod_k	mod	mod_k	mod	mod_k	mod	mod_k
Sandviken, 2005	0.65	0.41	0.34	0.72	0.52	0.50	1.58	0.67	0.56	*	*
Sundsvall, 2005	0.52	0.42	0.61	0.43	0.53	0.62	0.053	0.65	0.049	0.66	0.23
Sollefteå, 2005	0.49	0.41	0.62	0.63	0.62	0.84	0.55	0.88	0.23	*	*
Östersund, 2005	0.67	0.46	0.51	0.15	0.53	0.92	0.64	0.94	0.24	*	*

* Timmedelvärden ej tillgängligt då mätningar enbart gjordes på dygnsbasis.

5. Diskussion

SIMAIR är ett modellsystem som har utvecklats för att vara ett hjälpmedel för att kontrollera hur luftkvaliteten i kommuner i Sverige förhåller sig till miljökvalitetsnormerna. Modellsystemet består av ett antal applikationer avsedda för olika frågeställningar såsom SIMAIRväg, SIMAIRved och SIMAIRkorsning (www.luftkvalitet.se). Denna undersökning avser SIMAIRväg som är ett modellverktyg för bedömning av luftkvalitet i vägars närområde (benämningen SIMAIR avser i denna rapport applikationen SIMAIRväg).

Mest kritiska platserna för vägtrafikens utsläpp är generellt gaturummen och det är med dessa extrema miljöer i åtanke som SIMAIR har utvecklats. Denna validering visar att överensstämmelsen mellan uppmätta och beräknade halter är god vad gäller utvärdering för gaturum och beräkningarna för PM10 och NO₂ uppfyller kvalitetskraven enligt EUs Luftdirektiv.

Även om det primära syftet med modellen inte är att beräkna halter i urban bakgrund är det ändå angeläget att modellen även för dessa mindre extrema miljöer återger tillförlitliga halter. Valideringen pekar dock på att avvikelsen mellan uppmätta och beräknade halter är större för urban bakgrund, i synnerhet vad gäller halter av kvävedioxid.

Det finns många osäkerheter i valideringen att ta hänsyn till. Faktum är att ett perfekt beräkningsresultat ska ha en viss spridning jämfört med de uppmätta halterna, eftersom turbulensen i atmosfären är stokastisk. SIMAIRs beräknade halter har dock större spridning, vilket huvudsakligen kan förklaras med:

- Osäkerheter i indata
- Osäkerheter i mätdata
- Osäkerheter i modellformulering, fysikaliska och numeriska approximationer

5.1 Osäkerhet i indata

Indata påverkar i hög grad beräkningsresultaten och lågkvalitativa indata med många uppskattningar ger upphov till osäkerheter i beräkningarna. En modell kan aldrig bli bättre än dess indata. I valideringen har kvaliteten på indata varierat, med mycket god kvalitet för exempelvis Göteborg och mindre bra indata för vissa andra orter. Viktiga indata för SIMAIRs beräkningar är bland annat trafikdata, där ÅDT (årsdygnsmedeltrafiken) är en nyckelparameter. Information om detta har erhållits från kommunerna och denna har tagits fram på olika sätt, från trafikmätningar vid den aktuella platsen och det aktuella året till mer uppskattade värden. Utgående från ÅDT beskriver SIMAIR tidsvariationerna av trafiken på ett schablonmässigt sätt beroende på typ av gata. Generellt verkar denna metodik fungera överraskande bra för de flesta typer av gator, men då det gäller gator med låga ÅDT (<10 000 fordon/dygn), exempelvis gatorna i Västerås, varierar de uppmätta halterna mer än de beräknade. Tidsvariationen av trafikflödet under året kan här således vara större än vad modellen återger.

5.2 Osäkerhet i mätdata

För att validera SIMAIR för åren 2004 och 2005 har tillgängliga mätdata erhållits dels från datavärdskapet för luft (IVL, 2009), dels direkt från några kommuner. För att få bästa möjliga indata kontaktades kommunerna för att få fram mer detaljer om mätplatserna. Miljöerna som har studerats är gaturum och urban bakgrund. En del av spridningen i resultatet kan förklaras med för korta mätperioder, varför krav på tidssträckning har införts i valideringen (se sidan 16). En annan faktor som avsevärt påverkar valideringen är mätstationens placering, där praktiska skäl, såsom krav på tillgång till el och förhindring av skadegörelse med mera, ofta leder till kompromisser som påverkar kvaliteten på mätningarna. Till exempel kan vissa mätstationer vara placerade för nära vägforsningar eller trafikljus, som påverkar emissionerna och halterna. I Luftguiden (Naturvårdsverket, 2006) finns mer information om hur mätstationer lämpligast bör placeras.

Även för mätstationer i urban bakgrund är placeringen fundamental. Begreppet urbana bakgrundshalter används ibland lite slarvigt och beroende på mätarnas placering och beräkningsmodellens upplösning beskrivs olika halter i tätorten. IVL:s urbana mätningar avser mätdata centralt placerad i en tätort och där människor vistas, vilket ofta innebär en mätpunkt placerad några meter över markplan på ett torg eller gågata centralt i en tätort. Andra typer av mätningar är de som görs med DOAS instrument. Dessa representerar halter ovan tak för den mätsträcka (linje) som används, vilket ofta är av storleken 0.5-1.5 km. SIMAIRs beräknade urbana halter avser halterna ovan tak medelvärdesbildade i rutor om 1 x 1 km. Det innebär att de olika metoderna inte kommer representera samma halter, varför någon exakt överensstämmelse mellan de olika metoderna inte kan förväntas. Begreppsmässigt överensstämmer takmätningar bäst med SIMAIRs beräknade urbana halter.

En ideal mätplats, ur valideringssynpunkt, skulle sammanfattningsvis vara:

För gaturum:

- Högkvalitativa mätningar av halter på timbasis.
- Lämplig placering av mätstation i förhållande till gatan (enligt föreskrifterna i Luftguiden).
- Högkvalitativa mätningar av meteorologi, trafikdata, gaturumsinformation och bakgrundshalter.

För urban bakgrund:

- Takmätningar (som ska vara representativt för ett större område). Värdefullt vore om mätningar görs vid flera punkter/sträckor för att kartlägga de urbana halternas rumsliga variation.
- Om mätning av NO₂ utförs, mäts även halter av NO_x.

5.3 Osäkerhet i modellformulering och framtida förbättring

Såsom konstateras i Avsnitt 4.3 underskattas de beräknade halterna av NO₂ i urban bakgrund jämfört med uppmätta värden. Detta förklarades dels med att modellen representerar halter i 1 x 1 kilometersrutor medan mätvärden ofta avser punktmätningar och dels att modellen inte beskriver stabila atmosfäriska förhållanden tillräckligt väl, vilket gör detta till störst problematik i norra Sverige (notera att trots att underskattningen för vissa platser är stor är ändå korrelationen mellan uppmätta och beräknade halter hög). Visserligen löses denna problematik, med relativt gott resultat, genom justering av halter via linjär regression, men denna empiriska metod visar sig enligt resultaten i Avsnitt 4.3 i allmänhet överskatta halterna något. Osäkerheten är stor var gränsen i landet ska gå för denna klimatkorrigerig (för Sandviken försämrades exempelvis beräkningsresultaten med klimatkorrigerig). En förbättring av modellformuleringen i SIMAIR vore därför en parametrering direkt i den urbana modellen BUM som tar hänsyn till höga halter till följd av stabil atmosfärisk skiktning. En känslighetsanalys av BUM och test av annan parametrering pågår för tillfället (Andersson et al., 2009).

En annan problematik är att SIMAIR tenderar för bensen i gaturum att beräkna något för höga halter. Det beror troligtvis på beräkningsmetodiken för emissionsfaktorer av bensen från vägtrafiken. Metodiken baseras på ARTEMIS, men eftersom emissionsfaktor för bensen saknas i ARTEMIS används en fraktion av ARTEMIS beräknade kolväteutsläpp (Umweltbundesamt Berlin et al., 2004), där bensenutsläppen antas vara 1.7% av kolväteutsläppen för dieselfordon och för övriga personbilar och tvåhjulringar 11% av kolvätena. Denna del behöver granskas och uppdateras.

5.4 Tolkning av statistiskt mått för modellosäkerheten (RPE)

De två statistiska mått som används för att ange osäkerhet i modellen är RPE_{max} och RPE_{median} , som anger maximal osäkerhet respektive genomsnittlig osäkerhet för beräkningarna. För till exempel PM10 i gaturum har den genomsnittliga osäkerheten för årsmedelvärden uppskattats till 0.15 och för 90%-il dygnsmedelvärde till 0.23. Om ogynnsamma förhållanden råder kan osäkerheten öka till 0.38 respektive 0.42. Den maximala osäkerheten inträffar om modellen tillämpas för platser där exempelvis kvaliteten på indata är relativt låg eller om platsen är dåligt vald med avseende på vad modellen beskriver. Låt oss belysa detta med ett exempel. Om modellen har beräknat årsmedelhalten till $25 \mu\text{g m}^{-3}$ kan vi uppskatta den genomsnittliga osäkerheten med hjälp av värdena ovan till $\pm 3.8 \mu\text{g m}^{-3}$ och den maximala osäkerheten till $\pm 9.5 \mu\text{g m}^{-3}$. Motsvarande värden för beräknad 90%-il dygnsmedelvärde på exempelvis $40 \mu\text{g m}^{-3}$ är ± 9.2 respektive $\pm 16.8 \mu\text{g m}^{-3}$. Det betyder att om beräkningsresultaten ligger strax under normen finns det en viss risk för att mätdata skulle kunna visa halter över normen och på samma sätt om beräknade halterna ligger strax över normen finns det risk att mätdata skulle visa halter under normen. Detta bör beaktas vid bedömning av beräkningsresultaten.

6. Slutsatser

Slutsatser avseende PM10:

- Beräkningar i SIMAIR för PM10 i såväl gaturum som urban bakgrund uppfyller kvalitetskraven för beräkningsmodeller enligt EUs Luftdirektiv. Osäkerheten enligt parametern RPE_{max} för PM10 årsmedelvärde beräknades till 0.38 i gaturum och 0.37 i urban bakgrund (kvalitetskravet anger att osäkerheten ska vara högst 0.5). Något kvalitetskrav för 90%-il dygnsmedelvärde finns för närvarande ej, men om samma kvalitetskrav tillämpas fås RPE_{max} för gaturum till 0.42 och för urban bakgrund 0.53.
- Osäkerhetsmåttet RPE_{median} , som ur modelleringssynpunkt kanske är mer intressant, är givetvis betydligt mindre. För årsmedelvärde av PM10 är RPE_{median} för gaturum 0.15 och för urban bakgrund 0.19. Motsvarande värden för 90-percentilen är 0.23 respektive 0.33.
- Korrelationen mellan mätta och beräknade halter är relativt hög för gaturum med r mellan 0.46 och 0.75. För urban bakgrund varierar korrelationskoefficienten r mellan 0.02 och 0.76.
- Variationen i data uttryckt som CoV reproduceras väl i modellen för såväl gaturum som urban bakgrund, dock finns en viss tendens till underskattning.
- Säsongsvariationen av PM10 återges generellt bra i modellen.
- Det finns en liten tendens till underskattning av beräknade halter i urban bakgrund jämfört med uppmätta halter.

Slutsatser avseende NO₂:

- I gaturum klaras EUs kvalitetskrav för NO₂ där RPE_{max} för årsmedelvärde är 0.30 (max 0.30 enligt kvalitetskravet), för 98%-il dygnsmedelvärde 0.37 (max 0.50 enligt kvalitetskravet) och 98%-il timmedelvärde 0.38 (max 0.50 enligt kvalitetskravet).
- I urban bakgrund klaras kvalitetskravet för 98%-il timmedelvärde med minsta möjliga marginal (RPE_{max} 0.50) medan det överskrids för årsmedelvärde (RPE_{max} 0.61) och 98%-il dygnsmedelvärde (RPE_{max} 0.65).
- Osäkerhetsmåttet RPE_{median} beräknades för gaturum till 0.14 för årsmedelvärde, 0.12 för 98%-il dygnsmedelvärde och 0.15 för 98%-il timmedelvärde. Motsvarande värden för urban bakgrund är 0.26 för årsmedelvärde, 0.28 för 98%-il dygnsmedelvärde och 0.27 för 98%-il timmedelvärde.
- I urban bakgrund finns en systematisk underskattning av halterna för beräkningarna i jämförelse med mätningarna, men någon sådan tendens finns inte för beräkningar i gaturum.

- Korrelationskoefficienten är relativt hög för gaturum (r för dygnsmedelvärde mellan 0.43 och 0.80), men även relativt hög för urban bakgrund (r för dygnsmedelvärde mellan 0.26 till 0.77).
- Variationen i data uttryckt som CoV reproduceras väl i modellen för såväl gaturum som urban bakgrund, dock finns en viss tendens till underskattning i urban bakgrund.
- Säsongsvariationen beskrivs bra för de undersökta trafikmiljöerna. Däremot underskattas säsongsvariationen av NO_2 i urban bakgrund, i synnerhet för tätorter i norra Sverige.

Slutsatser avseende bensen:

- För gaturum beräknades osäkerhetsmålet RPE_{max} för årsmedelvärde av bensen till 1.07 (kvalitetskrav max 0.5) det vill säga EUs kvalitetskrav klaras ej. För urban bakgrund är RPE_{max} 0.53.
- Medianvärdet för RPE, RPE_{median} , beräknades till 0.30 för gaturum och 0.27 för urban bakgrund.
- Korrelationen är svag till relativt stark (för gaturum varierade r mellan 0.20 till 0.65 och för urban bakgrund 0.14 till 0.70).
- Variationen i data uttryckt som CoV reproduceras väl i modellen för gaturum och urban bakgrund, dock finns en viss tendens till överskattning i urban bakgrund.
- Säsongsvariationen verkar beskrivas bra i modellen för de flesta platser.
- För gaturum finns en systematisk överskattning av de beräknade halterna, men detta kan ej observeras i urban bakgrund där de flesta mätningar av årsmedelvärde är strax över och under $1 \mu g m^{-3}$ och modellen varierar mellan $0.5-1.5 \mu g m^{-3}$.

Slutsatser avseende klimatkorrigerig av NO_2 :

- Klimatkorrigerig av NO_2 för urban bakgrund i Norrland (tätorter norr om Dalälven) förbättrar generellt resultaten. Halterna av NO_2 kan för vissa platser (bland annat Östersund och Sollefteå) dock bli något överskattade, men RPE förbättras.
- För Sandviken leder klimatkorrigerig till att de beräknade halterna blir avsevärt högre än de uppmätta och här blir RPE större än innan. Den geografiska gränsen var klimatkorrigerig är lämplig är således inte helt klarlagd.

Slutsatser avseende osäkerhet

- Osäkerhet finns att beakta vad gäller indata, mätdata och modellformulering.
- Olämpligt placerade mätstationer kan leda till ökad osäkerhet vid valideringen, exempelvis om mätstationer i gaturum är placerade alltför nära korsningar och trafikljus.
- Orsaken varför beräkningarna för halter i urban bakgrund underskattas kan delvis förklaras med att mätdata för flertalet platser ofta representerar halter i punkter medan modellen representerar halter i kilometerrutor. Ur valideringssynpunkt är urbana mätstationer i taknivå lämpligast att göra jämförelser mot, då det finns viss risk att lokal haltpåverkan får genomslag i mätningar vid exempelvis öppna torg och gågator.

Slutsatser avseende framtida modellförbättringar

- Bristande beskrivning i SIMAIRs urbanmodell BUM av stabila atmosfäriska förhållanden kan delvis förklara underskattningen av halter av NO₂ i norra Sverige. Parametriseringen vid stabila förhållanden behöver förbättras, vilket är ett arbete som har påbörjats.
- För höga emissionsfaktorer för vägtrafikens utsläpp av bensen kan troligtvis förklara överskattningen som sker för beräkningarna av bensenhalter i gaturum. Denna del behöver granskas och uppdateras.

Referenser

- Andersson, C., Langner J. och Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, 59, 77-98.
- Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G. och Engardt, M., 2008: *Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM2.5 enligt nytt luftdirektiv*. SMHI Meteorologi, Nr. 133, 35 pp.
- Andersson, S., Omstedt, G. och Robertson, L., 2009: *Känslighetsanalys av urbana spridningsmodellen BUM*. Pågående projekt.
- Berkowicz, R., 2000a: *A simple model for urban background pollution*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 259-267.
- Berkowicz, R., 2000b: *OSPM: a parametrised street pollution model*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 323-331.
- EU, 2008: Nytt direktiv om luftkvalitet. Nås via: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:SV:PDF>
- Fairmode, 2008: *Guidance on the use of models for the European air quality directive. A working document of the Forum for Air Quality Modelling in Europe*. ETC/ACC report Version 2.6. Nås via: http://fairmode.ew.eea.europa.eu/foI404948/Model_guidance_document_v2_6.pdf/download
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. och Olivares, G., 2004: *Model simulation of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish Highway*. Environment Science and Technology 38, 6730-6740.
- Gidhagen, L., Johansson, H. och Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. Atmospheric Environment, 43, 1029-1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Häggkvist, K., Segersson, D. och Backström, H., 2009: *Underlag till kommande uppdatering av Luftguiden – Modellering för MKN*. SMHI rapport 2009-42.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. och Olofsson P.O., 2000: *MESAN, an operational mesoscale analysis system*. Tellus 52A, p 1-20.
- IVL, 2009: Svenska Miljöinstitutet AB, datavärd för mätningar av luftkvalitet. Nås på webbsidan: <http://www.ivl.se>. Mätdata hämtade i maj, 2009.
- Naturvårdsverket, 2006: *Luftguiden – Handbok med allmänna råd om miljökvalitetsnormer för utomhusluft*. Naturvårdsverket Handbok 2006:2, ISSN 1650-2361. Nås via Internet: http://www.itm.su.se/reflab/dokument/Handbok_2006_2-Luftguiden.pdf
- Omstedt, G. och Gidhagen, L., 2007: *Validering av SIMAIR mot mätningar*. SMHI rapport 2007. På uppdrag av Naturvårdsverket avtal nr 503 0503.
- Omstedt, G. och Andersson, S., 2008: *Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarioer*. SMHI Meteorologi, Nr. 134, 28 pp.
- Omstedt, G., 2009: *En förstudie av SIMAIR i Dalarna*. SMHI rapport 2009-9.
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2009: *New model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: description, validation and evaluation of local air quality improvements due to reduction of studded tyre use on Swedish roads*. Submitted to International Journal of Environment and Pollution.
- Robertson, L., Langner, J. och Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. J. Appl. Meteor. 38, 190-210.
- SMHI och Vägverket, 2005: *SIMAIR: Modell för beräkning av luftkvalitet i vägars närområde – slutrapport mars 2005*. SMHI Rapport nr. 2005-37. Nås via: http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/Simair_final_smhirapport.pdf
- SMHI, 2007a: *Luftföroreningar i svenska tätorter 2004, 2010 och 2020*. SMHI rapport 2007.
- SMHI, 2007b: *Nationell presentation av emissioner och halter*. SMHI rapport 2007.
- Umweltbundesamt Berlin, Umweltbundesamt Wien, BUWAL Schweiz (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), 2004: *Handbook Emission Factors for Road Transport*. Version 2.1/Feb. 2004. Nås via: <http://www.hbefa.net>
- Vägverket och SMHI, 2007: *Dokumentation om ARTEMIS i SIMAIR: Emissionsfaktorer i ARTEMIS*. 24 oktober 2007. Nås via: http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/ARTEMIS_dokumentation.pdf

Appendix 1 – beskrivning av mätplatser

I detta appendix finns beskrivningar, bilder, kartor och indata för merparten av mätstationerna som ingår i valideringen av SIMAIR. Som hjälpmedel följer nedan en sidhänvisning.

Innehållsförteckning

Stationer i gaturum

Gävle.....	42
Göteborg, E6 vid Gårda.....	44
Göteborg, Sprängkullsgatan i Haga.....	46
Göteborg, E6 vid Mölndal.....	47
Helsingborg, Drottninggatan.....	49
Helsingborg, Malmöleden.....	50
Jönköping, Barnarpsgatan.....	51
Karlskoga, Katrinedalsgatan.....	53
Karlstad, Hamngatan.....	54
Karlstad, Älvgatan.....	56
Kristianstad, Västra Boulevarden.....	57
Landskrona, Eriksgatan.....	58
Mariestad, Nygatan.....	59
Norrköping, Kungsgatan/Östra Promenaden/Söderleden.....	60
Nässjö, Brogatan.....	63
Sollentuna, Turebergsleden.....	64
Västerås, Kopparbergsvägen.....	66
Västerås, Stora gatan.....	67
Västerås, Vasagatan.....	68

Stationer i urban bakgrund

Göteborg, Femman-huset.....	44
Jönköping, Hoppets torg.....	51
Kalmar, Brandstationen.....	52
Sundsvall, Stadshuset.....	65
Västerås, Stadshuset.....	65
Örebro, Karolinska skolan.....	69
Östersund, Z-gränd.....	69

Referenser

Referenser för Appendix 1.....	70
--------------------------------	----

1. Gävle – Staketgatan

Observera att Gävle inte finns med i denna studie, utan är en beskrivning av en mätplats från tidigare validering av SIMAIR.

Under en period på tre månader, april-juni 2003, mättes PM10-halter vid ett trafikerat gaturum i centrala Gävle. Mätningarna gjordes vid Staketgatan i närheten av Norra Skolan, se Figur 1. Mätinstrumentet var placerat tämligen nära korsningen Staketgatan/Norra Rådmansgatan intill Norra Skolan. Detta är ur ett hälsoperspektiv ett bra val då många barn vistas i trafikmiljön och det är förståeligt att kommunen valde denna plats. Emellertid är denna placering ej ideal för att validera hur väl en spridningsmodell stämmer överens med mätdata eftersom luftföroreningar från den andra gatan ”läcker” in i området.

På södra sidan om gatan bildar byggnaderna ett väldefinierat och slutet gaturum, medan norra delen (vid Norra Skolan) snarare är av halvsluten karaktär. På södra sidan är byggnaderna ca 5 våningar höga, medan norra delen av vägen består av äldre hus i 2 våningar. Staketgatan trafikeras av ca 13 000 fordon per årsmedeldygn varav andelen tung trafik är hög ca 15%. Indata som har använts för modellkörningen visas i Tabell 1 och 2.

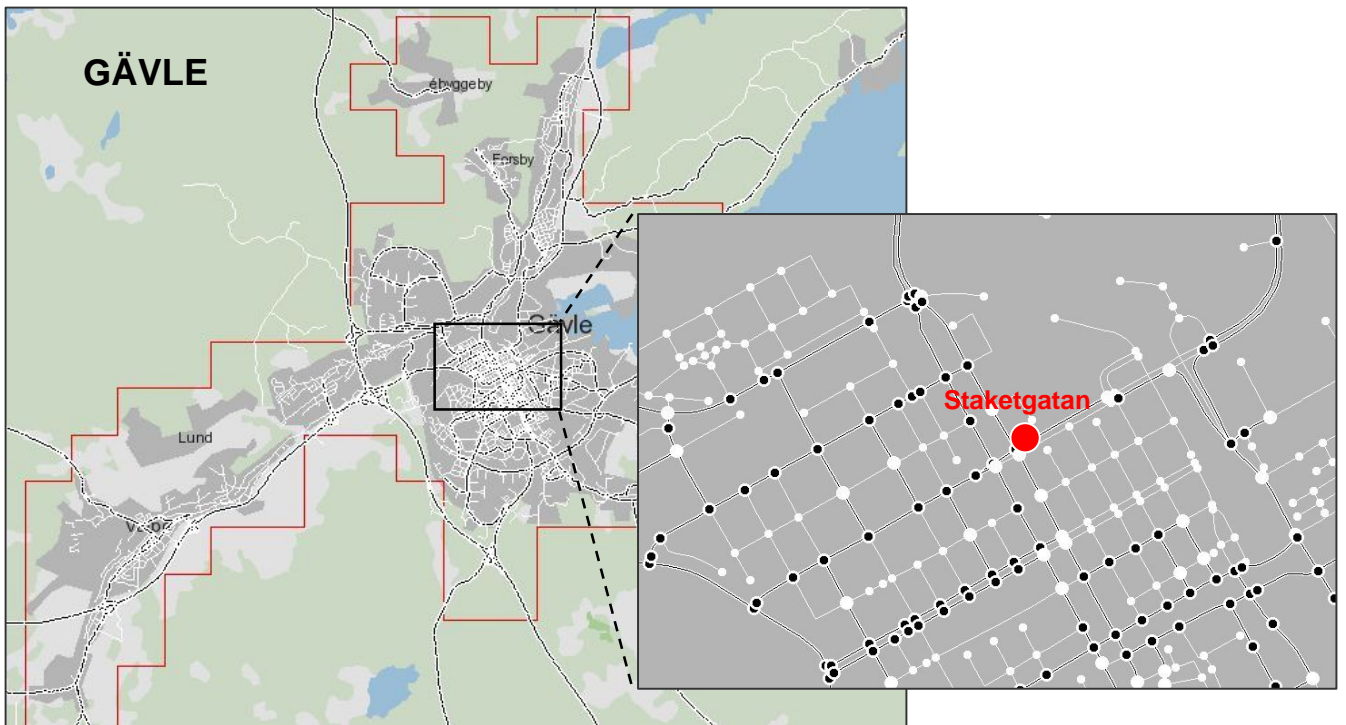
Tabell 1. Gaturumsinformation från Staketgatan i Gävle (från Torsten Sörell, Bygg och Miljökontoret i Gävle kommun).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Staketgatan, Gävle	10/18*	33	28	2+2	65

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar samt besök vid mätplatsen.

Tabell 2. Trafikinformation från Staketgatan i Gävle. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Torsten Sörell, Bygg och Miljökontoret i Gävle kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Staketgatan, Gävle	2003	13000	15	50	Salt

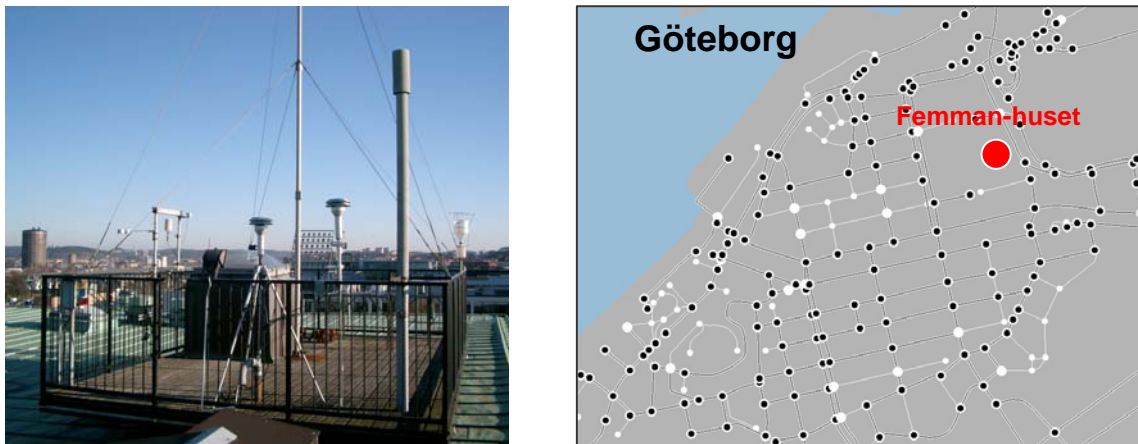


Figur 1. Mätningar av PM10 genomfördes vid Staketgatan i Gävle strax intill Norra Skolan under perioden april-juni år 2003. Gaturummet är tämligen brett, 33 meter, och är av halvsluten karaktär. Trafikflödet är ca 13 000 fordon per årsmedeldygn, varav andelen tung trafik är hög, ca 15%. Röd markering anger mätplatsen (Torsten Sörell, Bygg och Miljökontoret vid Gävle kommun.).

2. Göteborg – Femman-huset (urban bakgrund)

På taket på Femman-huset i centrala Göteborg sitter en mätstation som sedan år 1987 kontinuerligt mäter urbana bakgrundshalter av PM₁₀, NO₂, NO_x, och ozon. Mätningarna utförs av Miljöförvaltningen i Göteborg stad [1]. I Figur 2 visas karta och foto från platsen.

Förutom luftkvalitet mäts också meteorologi vid platsen, såsom temperatur, fuktighet, lufttryck, vind, nederbörd och globalstrålning. I SIMAIR utnyttjas dock inte detta, utan meteorologiska indata tas från MESAN.



Figur 2. Stationen som mäter urbana bakgrundshalter i Göteborg är placerad på taket på Femman-huset i Nordstan i centrala Göteborg (kvarteret strax väster om centralstationen, se röd punkt på kartan). Ämnena som mäts är PM₁₀, NO₂, NO_x och ozon och dessa har mätts kontinuerligt sedan 1987 av Miljöförvaltningen i Göteborg [1].

3. Göteborg – E6 vid Gårda

Vid Kungsbackaleden (E6) i höjd med Gårda utför Miljöförvaltningen i Göteborg mätningar av PM₁₀, NO₂, NO_x och bensen. Vägen är hårt trafikerad med uppåt 100 000 fordon per årsmedeldygn varav 11 % tung. Vägen har halvöppen karaktär med 3- till 4-våningshus på väster sida och en bergvägg/bullerplank på andra sidan, se Tabell 3 och 4 för detaljer. I Figur 3 visas en bild från mätplatsen. Stationen är inrymd i ett betongfundament till en gångbro på västra sidan av vägen och mätningarna för NO_x utförs med DOAS-instrument. Mottagaren sitter innanför ett hål i betongfundamentet och sändaren är placerad på en husvägg 185 meter norrut. Notera att mätsträckan löper parallellt med vägen. Instrument för mätning av PM₁₀ står emellan de två betongsocklarna i en väderskyddad låda.

På uppdrag av Vägverket har stationen i Gårda år 2006 kompletterats med viss mätutrustning för att noggrannare kartlägga bl.a. trafikflöde, dubbdäcksandel och meteorologi, i syfte att validera spridningsmodeller mot mätdata. Mätstationen drivs dock vidare i kommunens regi. Mätningar år 2006 omfattar också fina partiklar, PM_{2.5}.

Tabell 3. Gaturumsinformation från Kungsbackaleden (E6) vid Gårda i Göteborg (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

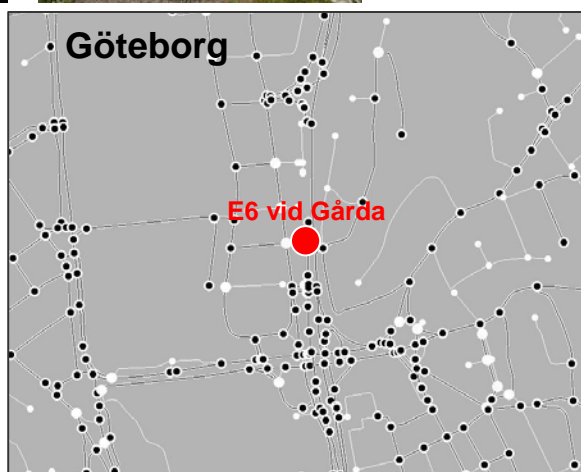
Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
E6 vid Gårda, Göteborg	10/7	64	28	4+3	175

Tabell 4. Trafikinformation från Kungsbackaleden (E6) vid Gårda i Göteborg ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
E6 vid Gårda, Göteborg	2004	100700*	11	70	Salt
	2005	102600*	11		
	2006	104100**	7		

* Värden är framräknat utifrån kännedom om trafik från tidigare år.

** Omfattande databortfall i 1 av 6 körfält, vilket har kompenseras genom beräkning med antagande.

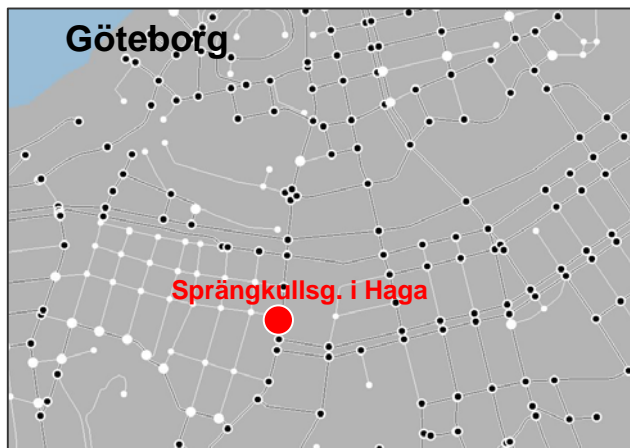


Figur 3. Kungsbackaleden (E6) vid Gårda, Göteborg. Mätstationen är placerad på vägens västra sida vid ett betongfundament vid en gångbro (se röd markering på karta). Gaturummet är brett, på gränsen till öppen väg och trafikflödet är intensivt med uppåt 100 000 fordon per årsmedeldygn. Mätningarna utförs av Miljöförvaltningen i Göteborg.

4. Göteborg – Sprängkullsgatan i Haga

Även i Haga, vid Sprängkullsgatan strax söder om Göteborgs centrum, görs sedan 2002 mätningar av luftföroreningar av Miljöförvaltningen i Göteborg. Stationen, som är placerad på väster sida om gatan, mäter halter av NO_2 , NO_x och bensen. Även här används DOAS-instrument och för mätningar av $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2.5}$ har ett TEOM-instrument placerats i alkoven längst fasaderna. Notera att placeringen inte är ideal ur valideringssynpunkt av spridningsmodell pga närhet till trafik Korsningen Sprängkullsgatan/Vasagatan. I Figur 4 visas bilder och kartor över området. Ett problem då det gäller DOAS-instrumentets placering är just närheten till fasaderna, eftersom mätningarna kan störas då fönster öppnas eller att byggnadsställningar sätts upp vid renoveringar av fasader.

På östra sidan om gatan, mitt emot mätinstrumenten, är det parkmark, medan bebyggelsen på västra sidan om gatan är av äldre, sluten och småskalig karaktär. Gatan har ett trafikflöde på ca 16 000 fordon per årsmedeldygn, varav 6% tung trafik. I Tabell 5 och 6 ges mer information om gaturummet och trafiken.



Figur 4. Sprängkullsgatan i Haga i Göteborg. Mätningarna genomförs på gatans västra sida (se röd markering) av Miljöförvaltningen i Göteborg. På gatans västra sida är bebyggelsen sluten, medan det är grönområde på gatans östra sida. Byggnaderna är av äldre, småskalig karaktär, 3 våningar, ca 10 meter höga (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

Tabell 5. Gaturumsinformation från Sprängkullsgatan i Haga i Göteborg. (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Sprängkullsgatan Göteborg	10/5*	19	12	2+1	5

*För att ta hänsyn till influenser från grönområdet på östra sidan om gatan, med relativt höga och täta träd, sätts höjden här till 5 m.

Tabell 6. Trafikinformation från Kungsbackaleden Sprängkullsgatan i Haga i Göteborg. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Sprängkullsgatan Göteborg	2004	16600	6	50	Salt
	2005	16300			

5. Göteborg – E6 vid Mölndal

Sista mätplatsen från Göteborgsområdet som inkluderas i denna validering är mätningar vid E6 i Mölndal ca 9 km söder om Göteborg. Europavägen som passerar genom området har intensiv trafik (ca 85 000 fordon per dygn) och därför har Miljöförvaltningen i Göteborg en fast station för mätningar av NO₂, NO_x och ozon i området.

Trafikmiljön här är lik den för E6 vid Gårda, dvs gaturummet är av tämligen öppen karaktär. Mätningarna görs med DOAS-teknik där instrumenten är placerade på hustaken på respektive sida om vägen. Således är mätningarna inte idealiska och kan inte riktigt representera halterna vid gatunivån. Men pga platsens öppna karaktär kommer ändå jämförelser att göras med halter uträknade 2 meter över marknivå i SIMAIR. Tabell 7 och 8 ger mer information om gaturummet och dess trafik och Figur 5 visar bilder från mätplatsen.

En intressant sak att notera är att från 1 november 2004 infördes ett försök med variabel hastighet i området (tidigare var hastighetsbegränsningen 90 km/h). Variabel hastighet betyder att hastigheten sätts utifrån för tillfället rådande trafik- och vägförhållanden och kan således variera mellan 30 och 90 km/h. När man ska modellera detta skulle man därför behöva detaljer hur hastigheten har varierat, men detta tas ej hänsyn till i denna undersökning för år 2004, eftersom större delen av året fortfarande hade en fast skyltad hastighetsbegränsning på 90 km/h.

Tabell 7. Gaturumsinformation från E6 vid Mölndal söder om Göteborg. (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
E6 vid Mölndal, Göteborg	12/0*	49*	ca 30	3+3	175

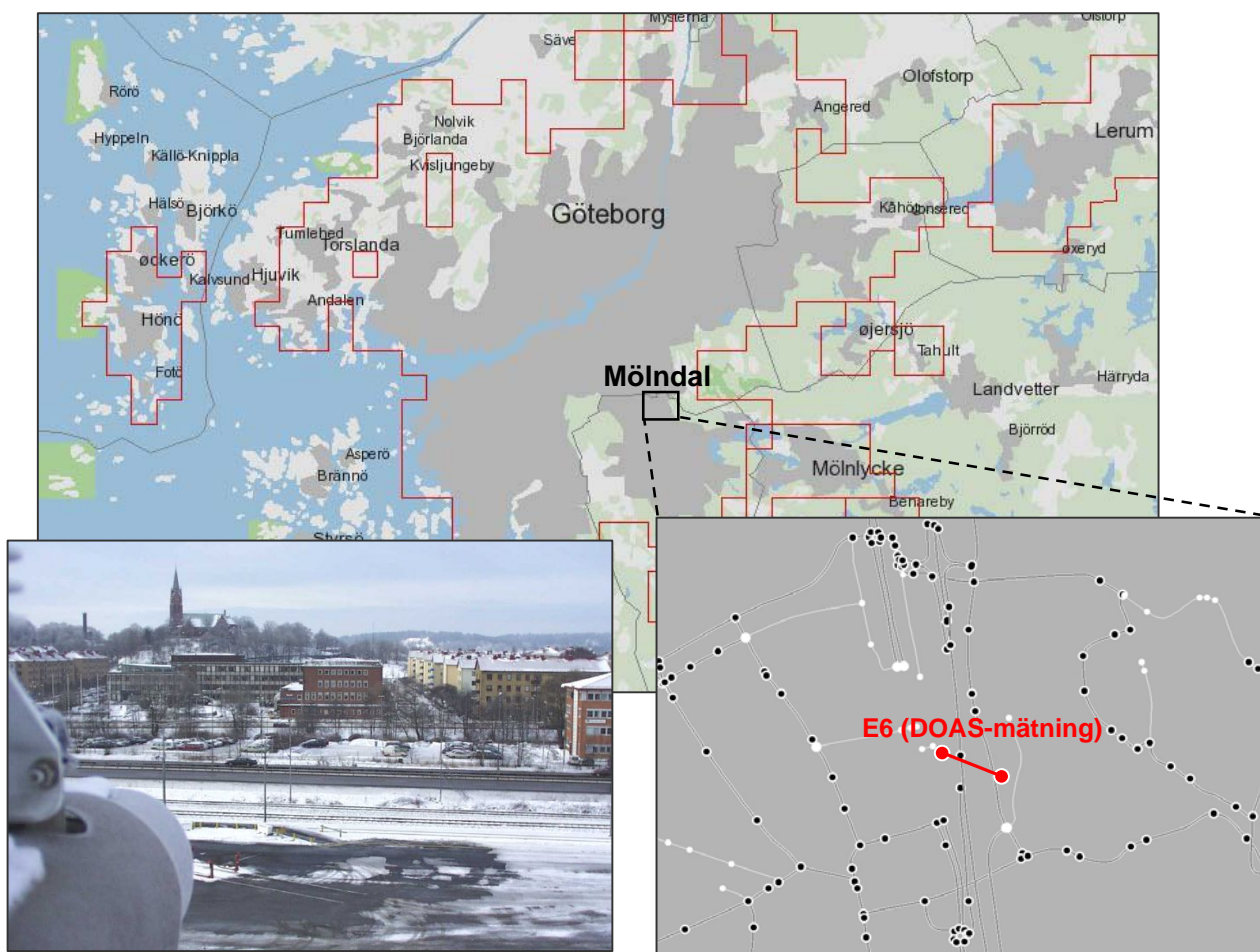
* Uppskattning utifrån foton och beskrivningar av mätplatsen.

Tabell 8. Trafikinformation från E6 vid Mölndal söder om Göteborg. ÅDT anger trafikflöde uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
E6 vid Mölndal, Göteborg	2004 2005	83900* 85500*	11 **	90 (variabel)	Salt

* Trafikräkning för platsen saknas. Data från sträckan Kallebäcksmotet till kommungränsen.

** Uppskattning



Figur 5. I Mölndal ca 9 km söder om Göteborg utförs mätningar av NO_2 , NO_x och ozon. Mätningarna utförs med DOAS-teknik mellan två hustak, se röd markering på kartan. E6 som passerar genom området är en väg med intensiv trafik, ca 85 000 fordon per årsmedeldygn. Gaturummet är av halvöppen karaktär (från Anna Derneryd, Miljöförvaltningen i Göteborgs Stad).

6. Helsingborg – Drottninggatan

I Helsingborg har mätningar utförts av kommunens Miljökontor [2] på två platser för de aktuella åren 2004 och 2005, varav Drottninggatan representerar mätning i innerstadsmiljö. Mätningarna utförs 12 meter från väggkant. Gaturummets bredd, dvs avståndet mellan fasaderna på respektive sida om vägen, är hela 44 meter brett. Emellertid är byggnaderna längst gatan (däribland Rådhuset i Helsingborg) förhållandevis höga, så förhållandet mellan hushöjder/gaturumsbredd är nära 1:2. Trafikflödet på gatan är uppåt 22 000 fordon per årsmedeldygn och andelen tung trafik är ca 7%. Ämnet som mäts är NO₂, vilket görs med DOAS-teknik längst en sträcka på 110 meter.

I Tabell 9 och 10 samt Figur 6 gör en sammanställning av information för Drottninggatan i Helsingborg.

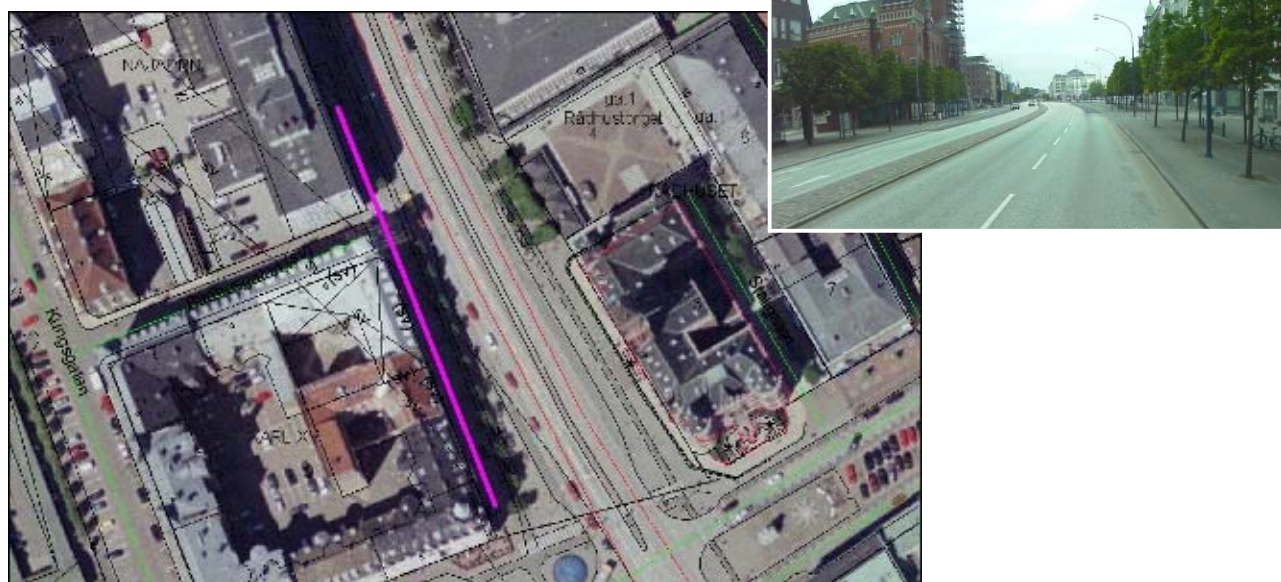
Tabell 9. Gaturumsinformation från Drottninggatan i Helsingborg (från Jens Gille, Miljökontoret i Helsingborg).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Drottninggatan, Helsingborg	15/25*	44	19	2+2	155

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar samt foto från mätplatsen

Tabell 10. Trafikinformation från Drottninggatan i Helsingborg. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Jens Gille, Miljökontoret i Helsingborg).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Drottninggatan, Helsingborg	2005	21700	7	50	Salt



Figur 6. Drottninggatan i Helsingborg. Här mäts NO₂ med DOAS-instrument längst en sträcka på 110 meter enligt markering i vänster figur. Gaturummet är brett, 44 meter, men har ändå karaktär av innerstadsmiljö då slutna fasader finns på båda sidor om gatan. Trafikflödet är ca 22 000 fordon per årsmedeldygn (Jens Gille, miljökontoret i Helsingborg).

7. Helsingborg – Malmöleden

Den andra mätplatsen för luftkvalitet i Helsingborgs stad är vid Malmöleden i södra delen av tätorten. Från och med 2005 mäter IVL halter av PM10 och mätningarna görs 12 meter öster om vägkanten. Avståndet mellan fasaderna på respektive sida om vägen är hela 170 meter, så i praktiken kan man inte räkna det som ett slutet gaturum utan snarare en öppen väg (om än så är byggnaderna öster om vägen 4 våningar höga och belägna ca 30 meter från vägen). I Figur 7 visas mätstationens placering och bilder från mätplatsen.

Trafikflödet på Malmöleden är tämligen intensivt med uppåt 25 000 fordon per årsmedeldygn, varav 6% tung trafik. Notera att dessa värden baseras på mätningar från år 2006 (medan simuleringar kommer göras för år 2005). För mer detaljer om gaturummet och trafikmiljön, se Tabell 11 och 12.



Figur 7. Vid Malmöleden ca 1,5 km söder om Helsingborgs centrum mäter IVL PM10, vilket har gjorts sedan år 2005. Rosa markering avger var mätningarna görs. Vägen är av öppen karaktär med ett avstånd på ca 170 meter mellan husfasaderna, således torde hushöjderna vara av underordnad betydelse, åtminstone på västra sidan. Trafikflödet är ca 25 000 fordon per årsmedeldygn varav 6% tung (Jens Gille, Miljökontoret i Helsingborg).

Tabell 11. Gaturumsinformation från Malmöleden i Helsingborg (från Jens Gille, Miljökontoret i Helsingborg).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Malmöleden, Helsingborg	Öppen	Öppen	22	2+2	150

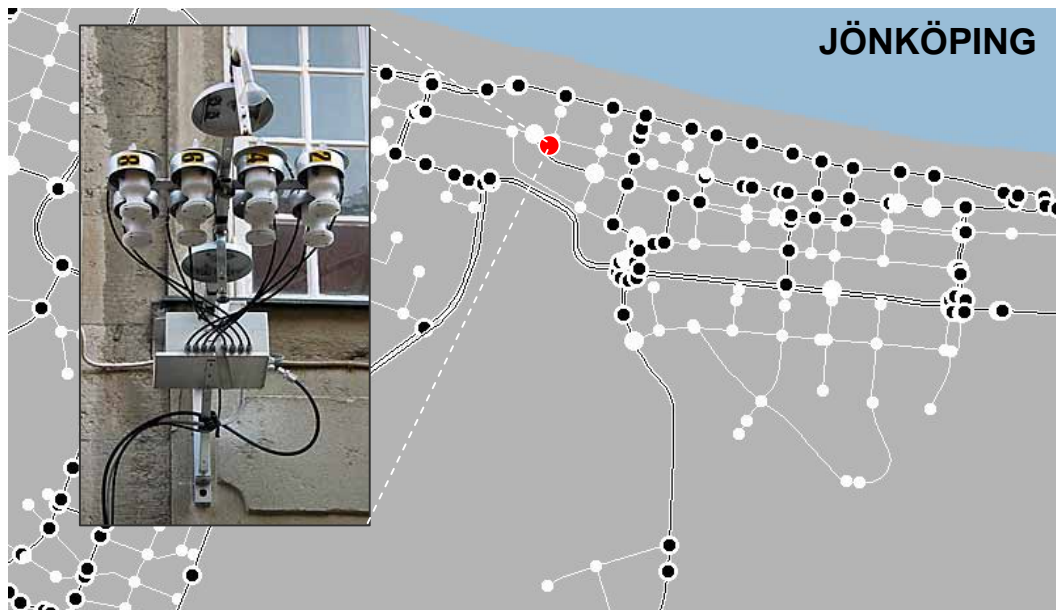
* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar samt foto från mätplatsen

Tabell 12. Trafikinformation från Malmöleden i Helsingborg. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Jens Gille, Miljökontoret i Helsingborg).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Malmöleden, Helsingborg	2006	25000	6	70	Salt

8. Jönköping – Hoppets torg (urban bakgrund)

Vid Hoppets Torg i Jönköping mäter kommunen [3] luftkvalitet under vinterhalvåret sedan 86/87 och mätningarna görs inom URBAN-projektet i samarbete med IVL. Filterinstrumenten sitter monterade på en husfasad vid Smedjegatan 1 ca en meter från fasaden och tre meter ovan marknivå (Figur 8). Smedjegatan är gågata och torget är helt bilfritt. För denna studie kommer mätningar av PM₁₀, NO₂ samt bensen att untyttjas för år 2004 och 2005.



Figur 8. Vid Hoppets Torg i Jönköping utför kommunen mätningar av urban bakgrundsluft med filterinstrument. Mätinstrumenten är placerade på en husfasad 3 meter ovan marknivå. Torget är fritt från trafik och anslutande gator är gågator. Röd markering anger mätplatsen.

9. Jönköping – Barnarpsgatan

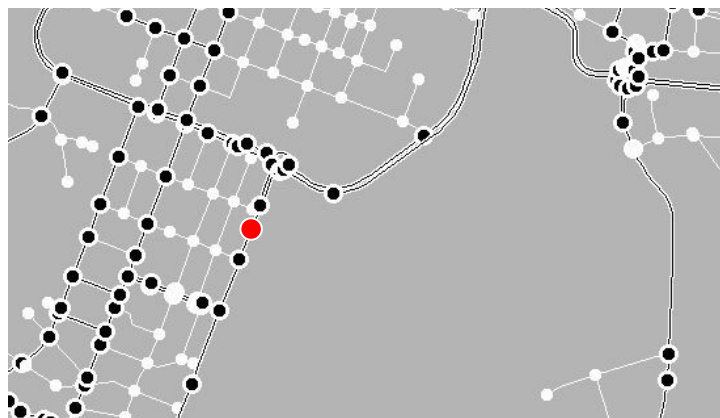
Vid Barnarpsgatan i centrala Jönköping har kommunen [3], genom en mobil mätvagn, mätt halter av PM₁₀ för vinterhalvåret 2005/2006. Mätstationen var placerad 1 meter från husfasaden, 4 meter från väggkant och 2.5 meter över gatunivå. Barnarpsgatan är en ganska smal gata med 1+1 körfält, men med förhållandevis intensiv trafik, ca 15 000 fordon per dygn. Gaturummet är dock halvöppet, med 10 meter hög bebyggelse på västra sidan och grönområde på den östra sidan. I Tabell 13 och 14 samt Figur 9 visas mer information om gaturummet och trafiken.

Tabell 13. Gaturumsinformation för Barnarpsgatan i Jönköping (från Lennart Oldén, Miljökontoret i Jönköpings kommun).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Barnarpsgatan, Jönköping	10/0	18	8.6	1+1	20

Tabell 14. Trafikinformation från Barnarpsgatan i Jönköping. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Lennart Oldén, Miljökontoret i Jönköpings kommun).

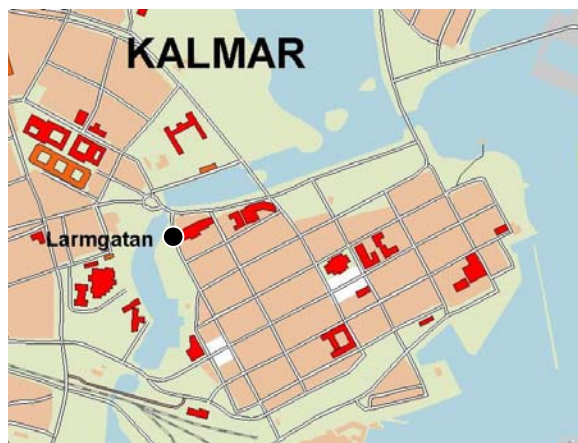
Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Barnarpsgatan, Jönköping	2005	14700	6	50	Salt



Figur 9. Vinterhalvåret 2005/2006 placerades en mobil mätstation vid Barnarpsgatan i Jönköping som mätte halter av PM10 i gaturummet. Barnarpsgatan trafikerades år 2005 av 14700 fordon per årsmedeldygn, varav 6% tung trafik. Trots den intensiva trafiken är ändå gatan smal, ca 9 meter, och består av 1+1 körfält. Bebyggelsen är dock enkelsidig med 10 meter höga byggnader på västra sidan och grönområde på den östra. Röd markering anger mätstationens läge (från Lennart Oldén, Miljökontoret i Jönköpings kommun).

10. Kalmar – Brandstationen (urban bakgrund)

I Kalmar finns mätinstrument placerade vid brandstationen vid Larmgatan i centrala delarna av staden. Vid denna plats mäter kommunen [4] halter av PM10 och VOC (bensen) och mätningarna ingår i samarbete med IVL:s URBAN-projekt.



Figur 10. Mätningar av PM10 och bensen för urban bakgrundsluft sker vid en mätstation som är placerad på brandstationens tak vid Larmgatan i centrala Kalmar. Svart punkt markerar mätstationens läge.

11. Karlskoga – Katrinedalsgatan

I Karlskoga kommun har kommunen [5] under många år mätt luftkvalitet i urban bakgrundsluft, men vinterhalvåret 2005/2006 började man även att mäta halter av PM10 i ett gaturum, nämligen vid Katrinedalsgatan i närheten av Stora Torget. Mätstationen är placerad på södra delen av gatan. I Figur 11 visas bilder och kartor från mätplatsen. Gatan trafikeras av ca 6500 fordon per årsmedeldygn, varav 4% tung. Gaturummet vid mätplatsen består av 10 meter höga 3-våningshus, och förhållandet hushöjder/gaturumsbredd är ca 1:2. Annars är gatumiljön av tämligen öppen karaktär då Stora Torget samt ett grönområde finns i närheten. I Tabell 15 och 16 finns mer information om trafikmiljön och gaturummet.



Figur 11. Vid Katrinedalsgatan i Karlskoga utför kommunen mätningar av PM10 sedan vinterhalvåret 2005/2006. Stationens läge framgår av de röda markeringarna. Vid mätplatsen omgärdas gatan av 10 meter höga 3-våningshus, annars är gatumiljön av tämligen öppen karaktär då Stora Torget samt ett grönområde finns i närheten. Trafikflödet är ca 6500 fordon/dygn, varav 4% tung (från Leif Gustafsson, Miljö- och Hälsoskyddsavdelningen i Karlskoga kommun).

Tabell 15. Gaturumsinformation för Katrinedalsgatan i Karlskoga (från Leif Gustafsson, Miljö- och Hälsoskyddsavdelningen i Karlskoga kommun).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Katrinedalsgatan, Karlskoga	10.5/9.5	21	9	1+1	100

Tabell 16. Trafikinformation från Katrinedalsgatan i Karlskoga. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Leif Gustafsson, Miljö- och Hälsoskyddsavdelningen i Karlskoga kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Katrinedalsgatan, Karlskoga	2006	6350	3.5	50	2-4 mm kross

12. Karlstad – Hamngatan

I Karlstad görs sedan år 2005 mätningar av PM10 vid Hamngatan i centrala staden som är ett av de mest belastade gaturummen i kommunen. Mätningarna utförs av Karlstads kommun [6] och görs med ett SM 200 instrument (filtermätningar), se Figur 12. Mätinstrumentet är placerat på en två meter hög sockel och insuget är beläget ca fyra meter över gatunivå. Filtren byts automatiskt varje dygn och uppsamlas manuellt varannan vecka, varpå filtren sedan skickas på analys.

Halterna av luftföroreningar reduceras emellertid en del av att gaturummet är rätt välventilerat. I norra delen av gatan är fasadbebyggelsen dock slut (5-6 våningar, ca 20 meter hög), men i söder angränsar gatan till järnvägen, vilket betyder att gaturummet södra del är av halvöppen karaktär med parkeringsplatser och grönytor varvat med enstaka lägre byggnader. Strax öster om mätstationen finns dock ett ca 100 meter långt och 8 meter högt parkeringshus beläget intill gatan. I Figur 13 och 14 visas kartor och figurskisser över området och i Tabell 17 finns information om gaturummet. Mätstationen är placerad 20 meter från korsningen Hamngatan/Västra Torggatan, vilket är något mindre än Naturvårdsverkets rekommendation på minst 25 meter från större gatukorsning. Notera också att Hamngatan innehåller många trafikljusreglerade gatukorsningar.

Hamngatan är, som nämndes tidigare, ett centralt gaturum med tämligen intensiv trafik. I Tabell 18 finns trafikinformation för gaturummet. Trafikflödet var år 2005 ca 15 000 fordon per årsmedeldygn. Andelen tung trafik har uppskattats till 7%, med kännedom om att gatan trafikeras av viss busstrafik samt varutransporter till närliggande handlagallerior. Notera att salt till övervägande del används som halkbekämpningsmetod, men att sandning även kan förekomma.

Utöver PM10-mätningar görs också mätningar av bensen med passiva provtagare vid Hamngatan samt vid ett stort antal platser i tätorten. Bakgrunden till att bensen mäts så omfattande är att Karlstads kommun under 90-talet utpekades som den kommunen i hela landet som hade de högsta halterna av bensen. Sedan dess har många åtgärder vidtagits, exempelvis är biltrafik numera ej tillåten vid Stora Torget, och detta i kombination med lägre emissioner av bensen till följd av teknikutveckling och renare bränsle, har lett till att halterna har reducerats markant.

Tabell 17. Gaturumsinformation för Hamngatan i Karlstad (från Jan Johansson, Miljöförvaltningen i Karlstads kommun).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Hamngatan, Karlstad	20/8*	20	14	2+2	95

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar samt besök vid mätplatsen.

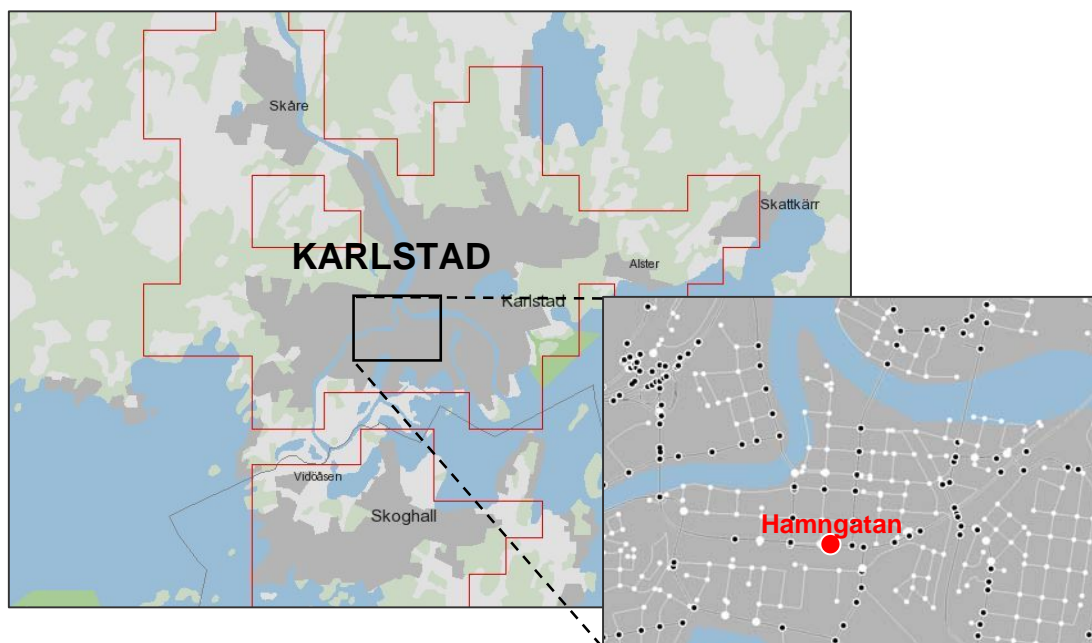
Tabell 18. Trafikinformation från Hamngatan i Karlstad. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Jan Johansson, Miljöförvaltningen i Karlstads kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Hamngatan, Karlstad	2005	14700	7*	50	Mestadels salt

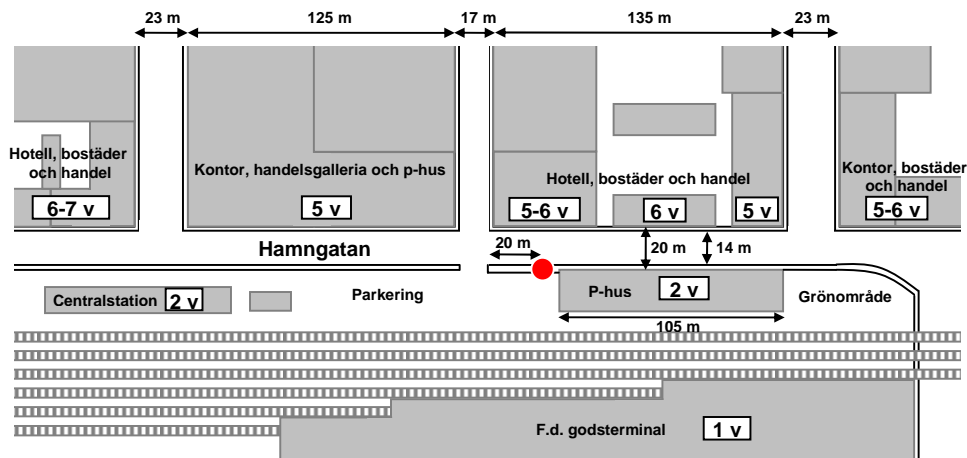
* Uppskattning utifrån lokalkännedom.



Figur 12. Vid det centralt belägna gaturummet Hamngatan i Karlstad mäter Miljöförvaltningen i kommunen PM10 med SM 200 instrument (filtermätningar). Gaturummet är 20 meter brett, och består av 5-6 våningar, ca 20 meter höga hus på norra sidan och parkeringsplatser/grönytor varvat med lägre byggnader på södra sidan. Strax öster om mätstationen finns ett ca 8 meter högt parkeringshus. Trafikflödet är ca 15 000 fordon per årsmedeldygn (Jan Johansson, Miljöförvaltningen i Karlstad).



Figur 13. Hamngatan, som är den mest trafikerade genomfartsleden i centrala Karlstad, är belägen parallellt med järnvägen ca 300 meter söder om Stora Torget. Röd markering anger var mätstationen är placerad.



Figur 14. Schematisk skiss över gaturummet vid Hamngatan i Karlstad. Avstånd i meter [m] är angivet, samt antalet våningar [v] och fastigheternas användning. Röd markering anger var mätstationen är placerad.

13. Karlstad – Älvgatan

Som tidigare nämnades utförs mätningar av bensen med passiva provtagare på många platser i Karlstad, som en följd av att kommunen under 90-talet pekades ut som den tätorten i Sverige med högst halter av det cancerframkallande ämnet bensen. Ett annat gaturum, förutom Hamngatan, där mätningar görs är vid Älvgatan ca 1 km väster om Karlstads centrum. Mätdata som finns tillgänglig härifrån och som kommer att användas för valideringen av SIMAIR är veckomedelvärden för ca 30 veckor per år under vintern 2004 respektive 2005.

Gaturummet vid Älvgatan där mätningarna görs är tämligen öppet, med Klarälven på norra sidan och 2-vånings radhus på södra sidan. Gatan trafikeras av ca 7500 fordon per årsmedeldygn. Emellertid fungerar gatan som genomfartsled för trafik som ska till Centralsjukhuset i Karlstad, varför bilköer tidvis kan förekomma. I Figur 15 och Tabell 19 och 20 ges mer information om gaturummet.



Figur 15. Vid Älvgatan i Karlstad utför Karlstads kommun mätningar av bensen. Älvgatan, som är en genomfartsled för biltrafiken till Centralsjukhuset i Karlstad, trafikeras av ca 7500 fordon per dygn. Gaturummet är av öppen karaktär med Klarälven på norra sidan och 2-vånings radhus på södra sidan. Röd markering på kartan anger mätutrustningens läge (Jan Johansson, Miljöförvaltningen vid Karlstads kommun).

Tabell 19. Gaturumsinformation för Älvgatan i Karlstad (från Jan Johansson, Miljöförvaltningen vid Karlstads kommun).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Älvgatan, Karlstad	0/8*	11	8	1+1	65

*Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar samt besök vid mätplats.

Tabell 20. Trafikinformation från Älvgatan i Karlstad. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Jan Johansson, Miljöförvaltningen vid Karlstads kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Älvgatan, Karlstad	2004/2005	7700/7600	5*	50	Mestadels salt

* Uppskattning utifrån lokalkännedom.

14. Kristianstad – Västra Boulevarden

SIMAIR kommer också att verifieras mot mätningar i gaturum i södra Götaland. En av gatorna som har inkluderats i valideringen är Västra Boulevarden i Kristianstad. Här mäter kommunen [7] halter av PM10 och NO₂. Gatan är smal med 1+1 körfält och trafikeras av ca 12 000 fordon per dygn, se Tabell 21 och 22 för vidare detaljer.

Tabell 21. Gaturumsinformation för Västra Boulevarden i Kristianstad (från Anders Åkesson, Miljö- och Hälsoskyddskontoret i Kristianstad).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Västra Boulevarden, Kristianstad	0/17*	11	9	1+1	160

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 22. Trafikinformation från Västra Boulevarden i Kristianstad. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Anders Åkesson, Miljö- och Hälsoskyddskontoret i Kristianstad).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Västra Boulevarden, Kristianstad	Upp- skattat värde	12000	10*	50	Salt

* Uppskattning av Anders Åkesson, Miljö- och Hälsoskyddskontoret i Kristianstad

15. Landskrona – Eriksgatan

Mätningar av PM10 och NO₂ utförs av Landskrona kommun [16] i ett gaturum i centrala tätorten, vid Eriksgatan 154. Instrumenten sitter placerade på en husfasad, där PM10-hållaren är av typen IVL:s filtermetod. Eriksgatan är ett av de mest belastade gaturummen i centrala staden med ett trafikflöde på 8800 fordon per medeldygn (2006), där även trottoarer och cykelbanor löper parallellt med gatan. Gaturummet är 17,5 meter brett och omges av 2-3 våningar höga byggnader på båda sidor om gatan. I Figur 16 och Tabell 23 och 24 ges mer information om gaturummet. Notera att salt används som halkbekämpningsmetod på gatan, medan gång- och cykelbanorna förses med saltblandad sand, som till viss del hamnar på gatan och måste sopas upp på våren.



Figur 16. Vid Eriksgatan 154 i Landskrona mäts halter av PM10 och NO₂. Gatan har ett trafikflöde på 8800 fordon per dygn varav 6.7% tung trafik och är relativt smal, 7 meter. Gatan omgärdas av 3-våningshus på båda sidor och gaturumsbredden är 17,5 meter. Röd markering anger mätstationens läge (från Rose-Marie Stigsdotter, Miljöförvaltningen i Landskrona kommun).

Tabell 23. Gaturumsinformation för Eriksgatan i Landskrona (från Rose-Marie Stigsdotter, Miljöförvaltningen i Landskrona kommun).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Eriksgatan, Landskrona	10/8*	17.5	7.0	1+1	20

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 24. Trafikinformation från Eriksgatan i Landskrona. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Rose-Marie Stigsdotter, Miljöförvaltningen i Landskrona kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Eriksgatan, Landskrona	2006	8827	6.7	50	Salt

16. Mariestad – Nygatan

Miljökontoret i Mariestads kommun [8] gjorde luftkvalitetsmätningar i gaturum för ämnet PM10 vid Nygatan i centrala staden vinterhalvåret 2005/2006. Gaturummet är tämligen smalt, bredden är 15 meter varav vägbredden är 9 meter, med 3-4 våningar höga byggnader på båda sidor om gatan, vilket betyder att förhållandet hushöjder/gaturumsbredd är nära 1:1. Trafikmängden uppgår till 5000 fordon per dygn (detta värde baseras dock på mätningar gjorda år 2003 och modellsimuleringarna görs för år 2005/2006, så helt representativ är inte trafikmängden). Andelen tung trafik är förhållandevis hög, 12%, vilket antagligen kan förklaras med varutransporter som sker till handeln i centrum. I Figur 17 samt Tabell 25 och 26 finns mer detaljer om gaturummet. Notera att mätstationen är placerad relativt nära en större korsning där korsande gata trafikeras av ca 13 000 fordon per dygn.



Figur 17. Vid Nygatan i centrala Mariestad utförde kommunen mätningar av PM10 vinterhalvåret 2005/2006. Gatan trafikeras av ca 5000 fordon per dygn och andelen tung trafik är relativt hög, 12%. Husfasaderna längst gaturummet är 3 respektive 4 våningar höga. Röd markering på kartan anger mätstationens läge (Håkan Magnusson, Miljö- och Byggnadsförvaltningen i Mariestads kommun).

Tabell 25. Gaturumsinformation för Nygatan i Mariestad (från Håkan Magnusson, Miljö och Byggnadsförvaltningen i Mariestads kommun).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Nygatan, Mariestad	15/10*	15	9	1+1	5

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 26. Trafikinformation från Nygatan i Mariestad. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Håkan Magnusson, Miljö och Byggnadsförvaltningen i Mariestads kommun).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Nygatan, Mariestad	2003	5000	12	30	Sand

17. Norrköping

I Norrköping har man utfört mätningar av luftkvaliteten på en rad olika gator. År 2004 och 2005 mättes halter av PM10 vid Kungsgatan, Östra Promenaden samt Söderleden. Mätningarna utfördes av Norrköpings kommun, som även har tillhandahållit mätdata [18].

Vid samtliga mätningar av PM10 användes TEOM-instrument, där mätningarna är kvalitetssäkrade i form av att de är korrigerade med korrigeringsfaktorer baserade på rekommendationer från IVL (dvs att den inbyggda korrigeringen ej används).

Gatornas karaktär skiljer sig en del. Kungsgatan och Östra Promenaden är typiska trafikerade gaturum i innerstaden, medan Söderleden är en genomfartsled med planfria korsningar i södra delen av tätorten. I Tabell 27 och 28 samt Figur 18 finns information om trafiken och gatorna, samt mätstationernas placering.

Tabell 27. Gaturumsinformation från trafikmiljöerna i Norrköping (uppgifterna bygger på uppskattning utifrån besök vid mätplatserna).

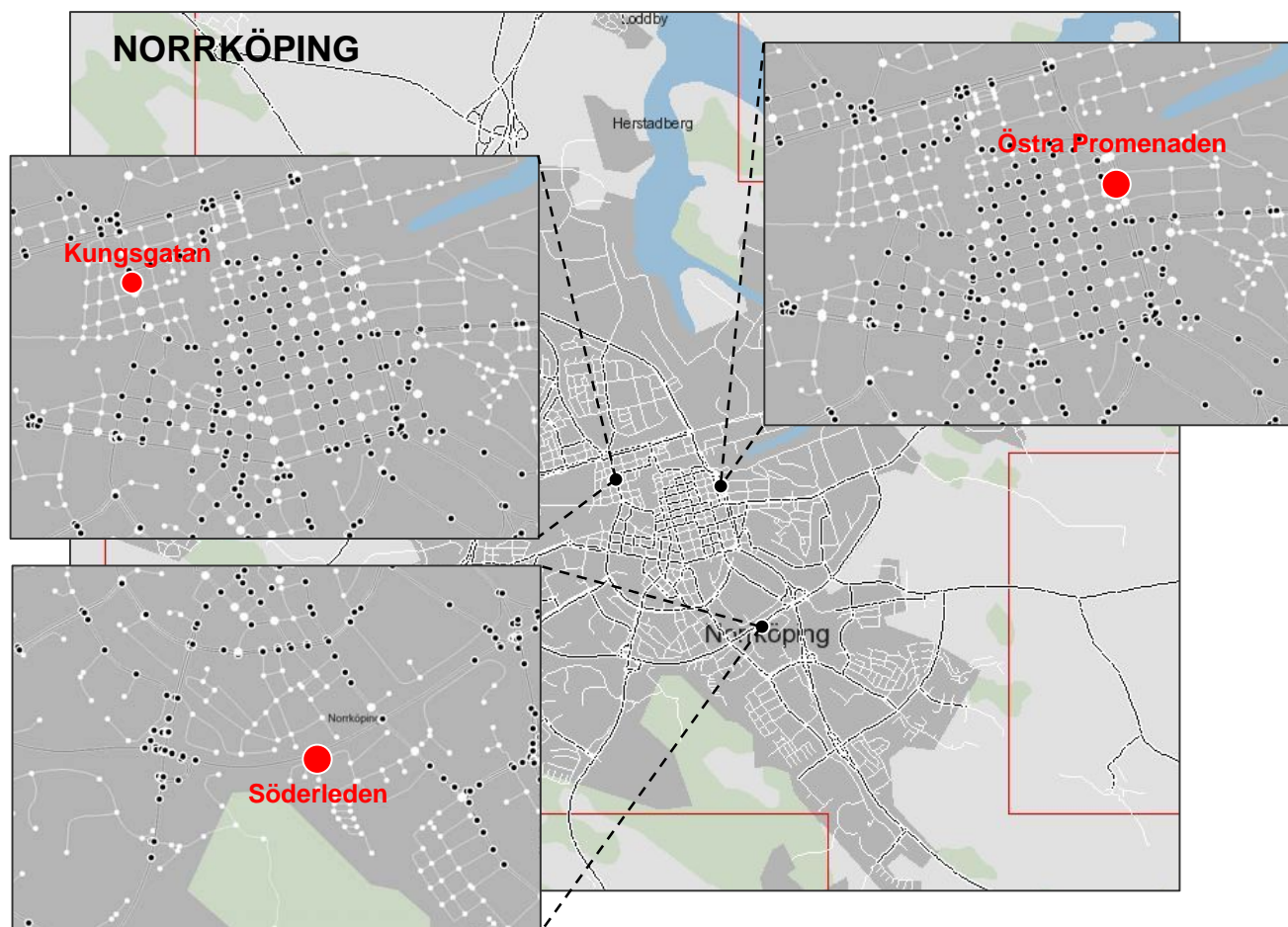
Gata	Hushöjd [m] V el. N sida/ Ö el. S sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Kungsgatan	16/17*	31	9	2+1	165
Östra Promenaden	17/8*	29	20	2+2	165
Söderleden	3/3*	29	11	2+2	75

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 28. Trafikinformation från gatorna i Norrköping. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Daniel Andersson, Bygg och Miljökontoret i Norrköping).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Kungsgatan	2003	17100	7*	50	Salt
	2005	17390			
Östra Promenaden	2004	24 700	7*	50	Sand
	2005	22431			
Söderleden	2004	20438	7*	70	Salt
	2005	20301			

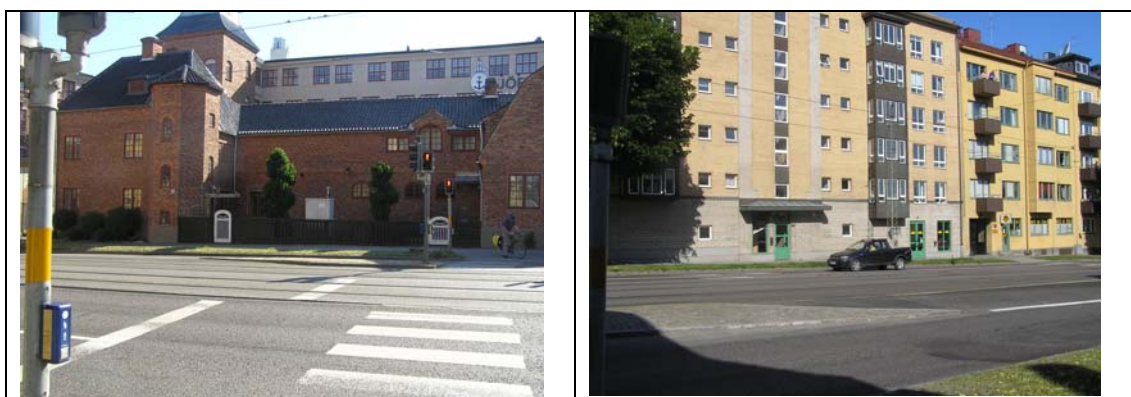
* Uppskattad andel.



Figur 18. Mätstationernas placering i Norrköping.

Norrköping- Östra Promenaden

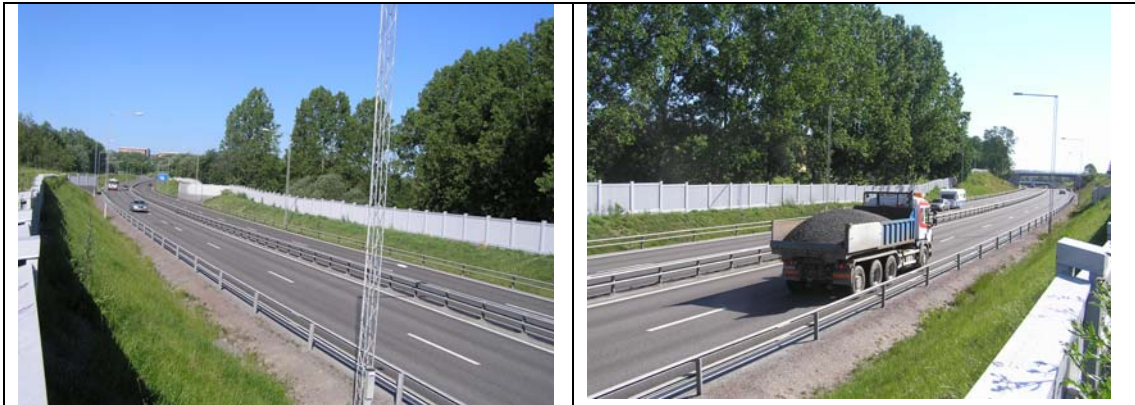
Mätstationen var placerad vid Sjöfartsverket, Östra Promenaden 7, se Figur 19. Relativt komplicerad mätplats med närliggande korsande gata och ljussignaler, höga hus på västra sidan men varierande hushöjder på östra sidan.



Figur 19. Mätstationen vid Östra Promenaden, bilden till vänster visar östra sidan av gatan och bilden till höger visar västra sidan.

Norrköping- Söderleden

På Söderleden stod mätaren mitt över Ravingatan 51, dvs. på andra sidan vallen, se Figur 20. Söderleden omgärdas av vallar och bullerplank.



Figur 20. Mätstationen vid Söderleden, bilden till vänster visar vägen i riktning mot öster och bilden till höger visar vägen i riktning mot väster.

Norrköping- Kungsgatan

På Kungsgatan stod mätaren framför Kungsgatan 20 (Figur 21). Nära mätplatsen åt norr finns rödljus och korsande gata med liten trafik.

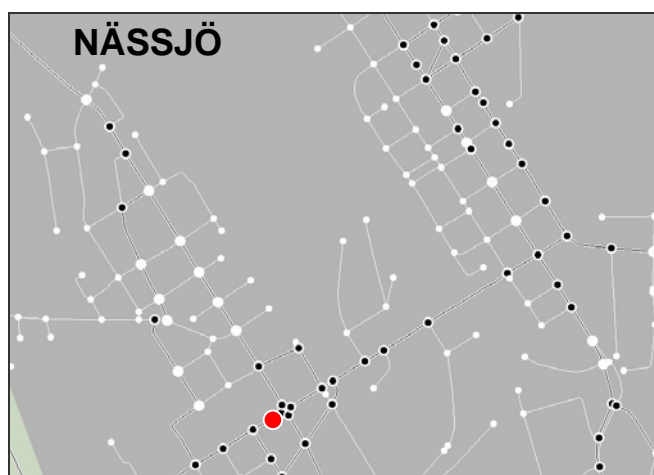


Figur 21. Mätstationen vid Kungsgatan. Mätaren var placerad nära Kungsgatan 20. Bilden till vänster visar Kungsgatan åt söder och bilden till höger visar Kungsgatan åt norr.

18. Nässjö – Brogatan

Strax öster om Stora Torget, vid Brogatan, gjorde kommunen [9] år 2004 mätningar av PM10 på den södra delen av gatan. Gatan hade tämligen intensiv trafik med uppåt 15000 fordon per årsmedeldygn, varav 11% tunga fordon. Gaturummet är väldefinierat med 3 respektive 4 våningar höga hus på båda sidor om gatan och där gaturumsbredden är 18 meter, se Figur 22 samt Tabell 29 och 30 för mer information. Notera att mätplatsen (när mätningarna gjordes) låg ganska nära en stor ljussignalreglerad korsning.

Idag är emellertid trafiksituationen på Brogatan en annan. Kommunen har vidtagit ett antal åtgärder sedan mätningarna utfördes och korsningen är numera inte en fyrvägs-korsning utan en trevägs-korsning. En väg är helt avstängd för biltrafik och en annan är enkelriktad, så numera är korsningen fri från ljussignaler, vilket gör att trafiken flyter på bättre. Därför är det rimligt att anta att halterna av luftföroreningar är lägre där nu än vad det var då dessa mätningar utfördes.



Figur 22. Brogatan i Nässjö var, när mätningarna av PM10 utfördes år 2004, ett trafikerat gaturum med relativt höga halter. Trafikflödet uppgick till 15000 fordon per årsmedeldygn, varav 11% tung trafik. Gaturummet, vars bredd är 18 meter, är väldefinierat med 3-4 våningar höga byggnader på båda sidor om gatan. Röd markering anger mätstationens läge (från Annika Magnusson, Miljö- och Bygghkontoret i Nässjö).

Tabell 29. Gaturumsinformation för Brogatan i Nässjö (från Annika Magnusson, Miljö- och Bygghkontoret i Nässjö).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Brogatan, Nässjö	10/13*	18	9	1+1	55

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 30. Trafikinformation från Brogatan i Nässjö. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Annika Magnusson, Miljö- och Bygghkontoret i Nässjö).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Brogatan, Nässjö	2006	15084	11	50	50% salt, 50% sand

19. Sollentuna – Turebergsleden

Vid en villagata, som går parallellt med Turebergsleden i Sollentuna ca 1.5 mil norr om Stockholm, mättes timmedelvärden av PM10 med TEOM-instrument år 2004 och 2005. Mätstationen, som är belägen ca 38 meter nordväst om vägbanans kant, mäter således luftkvaliteten en bit bort från vägen, men området är ganska utsatt eftersom det dessutom ligger relativt nära (ca 400 meter) från den intensivt trafikerade E4:an. Bebyggelsen i området består av 1-2 vånings villor och radhus. Radhusen bildar visserligen ett slutet gaturum längst Turebergsleden, men eftersom avståndet är så stort mellan fasaderna, samt att mätstationen är placerad en bit bort, kan också vägen ses som öppen vid modellberäkningarna. Turebergsleden trafikerades av ca 18500 fordon per årsmedeldygn, varav uppskattningsvis 10% tung trafik. I Figur 23 och Tabell 31 och 32 finns mer detaljer om gaturummet.



Figur 23. På en villagata ca 38 meter från Turebergsleden i Sollentuna mättes halter av PM10 år 2004 och 2005. Turebergsleden har ett trafikflöde på ca 18500 fordon per årsmedeldygn varav uppskattningsvis 10% är tunga fordon. Området ligger ca 400 meter från E4:an (från Katarina Tittelbach, Miljö- och Byggkontoret i Sollentuna kommun [10]).

Tabell 31. Gaturumsinformation för Turebergsleden i Sollentuna (från Katarina Tittelbach, Miljö- och Byggkontoret i Sollentuna kommun).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Turebergsleden, Sollentuna	Öppen	Öppen	25	2+2	40

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

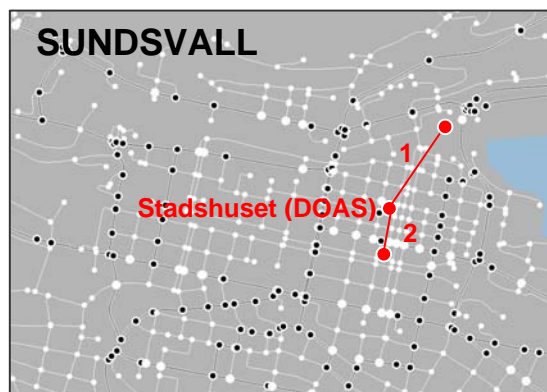
Tabell 32. Trafikinformation från Turebergsleden i Sollentuna. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Katarina Tittelbach, Miljö- och Byggkontoret i Sollentuna kommun [10]).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Turebergsleden, Sollentuna	2002	18500*	10*	50	Salt

* Enligt rapport av SLB-analys [18].

20. Sundsvall – Stadshuset (urban bakgrund)

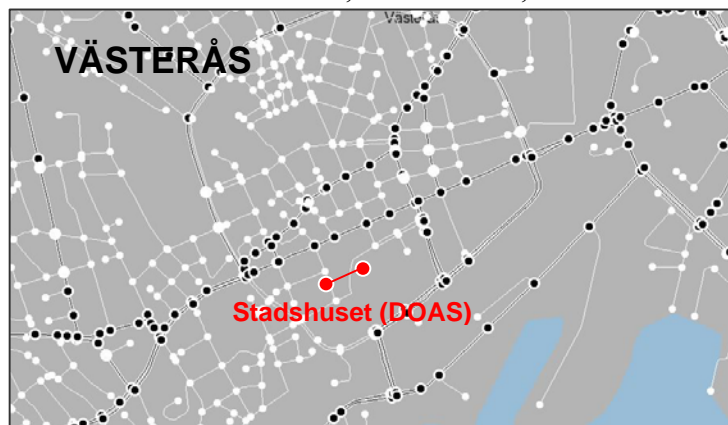
SIMAIR har tidigare validerats mot mätningar från Skolhusallén i centrala Sundsvall (Omstedt och Gidhagen, 2007). Modellen kommer även här att utvärderas mot mätningar i urban bakgrundsluft i Sundsvall. Mätningarna av urban bakgrundsluft sker vid Stadshuset i centrala staden [11]. På Stadshusets tak sitter två stycken DOAS-instrument som gör mätningar av bland annat kvävedioxid längst två sträckor, Stadshuset-SCA-huset samt Stadshuset-kv Köpmannen, se Figur 24.



Figur 24. I Sundsvall utför kommunen mätningar av halter av kvävedioxid med DOAS-instrument längst två mätsträckor. Båda utgår från Stadshuset, och mäter halter av NO_2 i taknivå. Mätsträckorna 1 och 2 framgår av figuren, (efter [11]).

21. Västerås – Stadshuset (urban bakgrund)

Även i Västerås mäts urbana bakgrundshalter vid Stadshuset och även här används DOAS-teknik. En sändare är placerad på taket till Stadshuset och denna skickar ut ljus med en känd våglängd. Mottagaren är placerad på polishusets tak och denna reflekterar tillbaka ljuset, varpå absorptioner av ljuset identifieras och halter av luftföroreningar kan beräknas. I Figur 25 finns mätutrustningens läge utritat samt foto från mätplatsen. Mätningarna, som utförs av Västerås Stad [12], har pågått sedan 1994 och man mäter bland annat halter av NO_2 och O_3 . Mer information om luftkvaliteten i Västerås, med mätdata, stationsinformation mm finns i [13].



Figur 25. Mätningar av NO_2 och O_3 sker mellan Stadshusets tak och taket på Polishuset i Västerås med DOAS-instrument. Röd markering anger ljusstrålens ungefärliga väg. Mer om mätningarna finns att läsa i [13].

22. Västerås – Kopperbergsvägen

I Västerås kommer mätningar från tre platser att inkluderas i valideringen av SIMAIR, varav två stycken är i gaturum i innerstaden. Den ena mätstationen var placerad vid Kopperbergsvägen, mitt emot Skrapan i centrala staden, och mätte PM10 under januari till maj månad år 2005 med IVL:S halvautomatiska dygnsprovare. Gaturummet är av utpräglad innerstadskarakter och platsen ligger mitt i centrala Västerås, dock är fasaderna ej helt symmetriska då en 80 meter hög byggnad (Skrapan) avviker i höjd och placering i förhållande till övriga byggnader, se Figur 26. Notera att mätstationen var placerad mer än 35 meter från vägkorsning (således uppfylls rekommendationerna enligt Naturvårdsverket). I övrigt är byggnaderna ca 20 meter höga. Gaturummet är förhållandevis brett, ca 30 meter, medan vägbredden är liten, 8 meter med två filer som är enkelriktade i riktning mot söder (Tabell 33). Gatan trafikerades år 2004 av ca 6000 fordon per dygn, varav 4% tung trafik (Tabell 34).

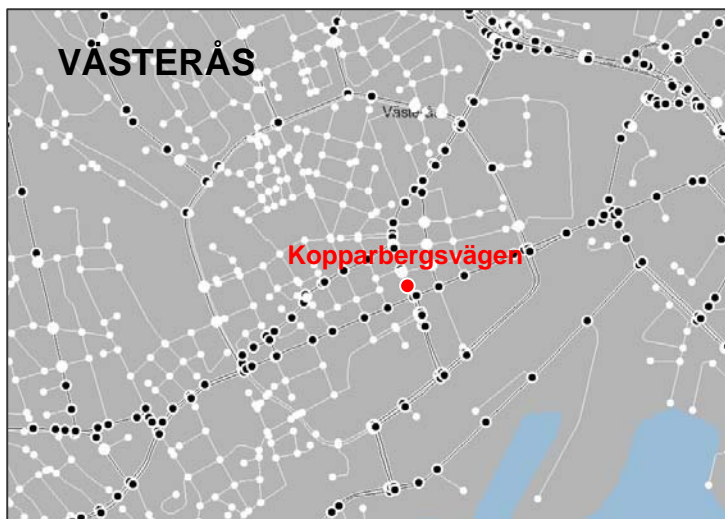
Tabell 33. Gaturumsinformation för Kopperbergsvägen i Västerås (från Henrik Storbjörk, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Västerås Stad).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Kopperbergsv., Västerås	20/20 alt. (20/80)*	32	8	2 (enkelriktat)	160

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 34. Trafikinformation från Kopperbergsvägen i Västerås. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Henrik Storbjörk, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Västerås Stad).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Kopperbergsv., Västerås	2004	6000	4	30	



Figur 26. År 2005 mättes halter av PM10 vid Kopperbergsvägen i centrala Västerås. Det drygt 30 meter breda gaturummet trafikerades av av ca 6000 fordon per dygn, varav 4% tung trafik. Byggnaderna lägst vägen vid platsen är generellt 20 meter, med undantag av ett 80 meter högt hotell (Skrapan).

23. Västerås – Stora gatan

PM10 mättes vid ytterligare en plats i Västerås innerstad, nämligen vid Stora gatan (se Figur 27). Även här användes IVL:s halvautomatiska dygnsprovtagare och mätningarna utfördes under första halvåret 2005. Gaturummet är vid denna plats tämligen väldefinierat med ca 14 meter höga byggnader på respektive sida om gatan. Gatan är förhållandevis smal (gaturumsbredd 16 meter) och trafikmängden är ca 4000 fordon per årsmedeldygn. Andelen tung trafik är hög, ca 20% (se Tabell 35 och 36).

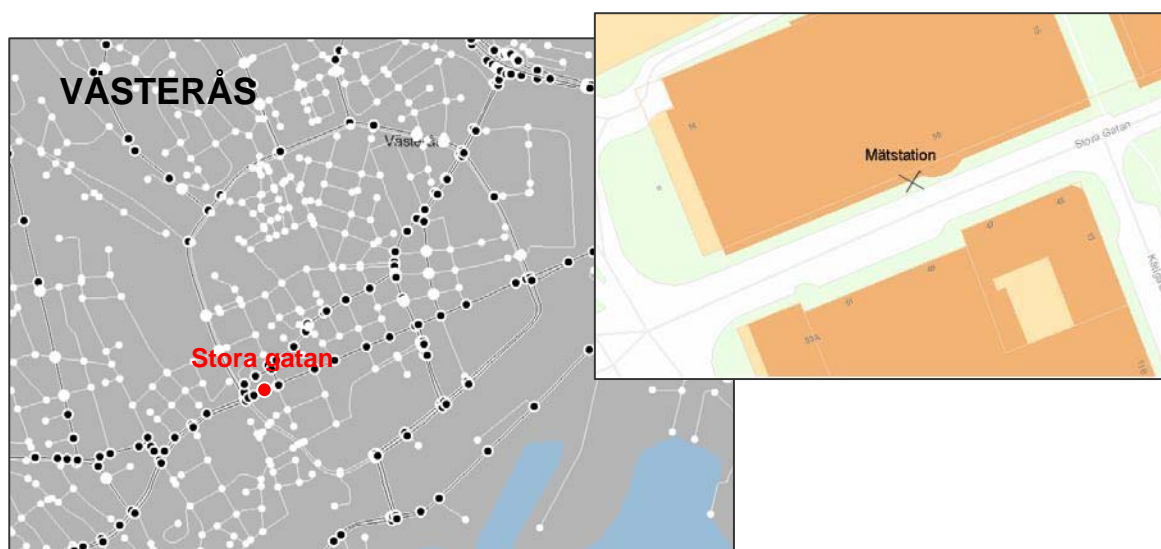
Tabell 35. Gaturumsinformation för Stora gatan i Västerås (från Henrik Storbjörk, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Västerås Stad).

Gata	Hushöjd [m] n. sida/ s. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Stora Gatan, Västerås	14/14*	16	10	1+1	70

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 36. Trafikinformation från Stora gatan i Västerås. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Henrik Storbjörk, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Västerås Stad).

Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Stora Gatan, Västerås	2005	4000	20	30	



Figur 27. Vid Stora gatan i centrala Västerås mättes dygnsmedelvärden av PM10 under första halvåret 2005. Gaturummet är relativt smalt, 16 meter, och trafikeras av ca 4000 fordon per dygn. Av denna fordonsmängd är andelen tung trafik hög, 20%.

24. Västerås – Vasagatan

Den sista mätplatsen från Västerås som finns med i SIMAIR-valideringen är Vasagatan, i norra utkanten av innerstaden, där bebyggelsen är av mer halvöppen och småskalig karaktär (Figur 28). Här mättes timmedelvärden av PM10 för hela år 2005 med IVL:s provtagare. Trafikflödet på gatan var 5600 fordon per dygn, varav 10% tung trafik. Gaturummet, vars bredd är 24 meter, omgärdas av 2 våningar höga hus på öster sida om gatan och låga parkeringsgarage på väster sida (se Tabell 37 och 38 för mer detaljer).

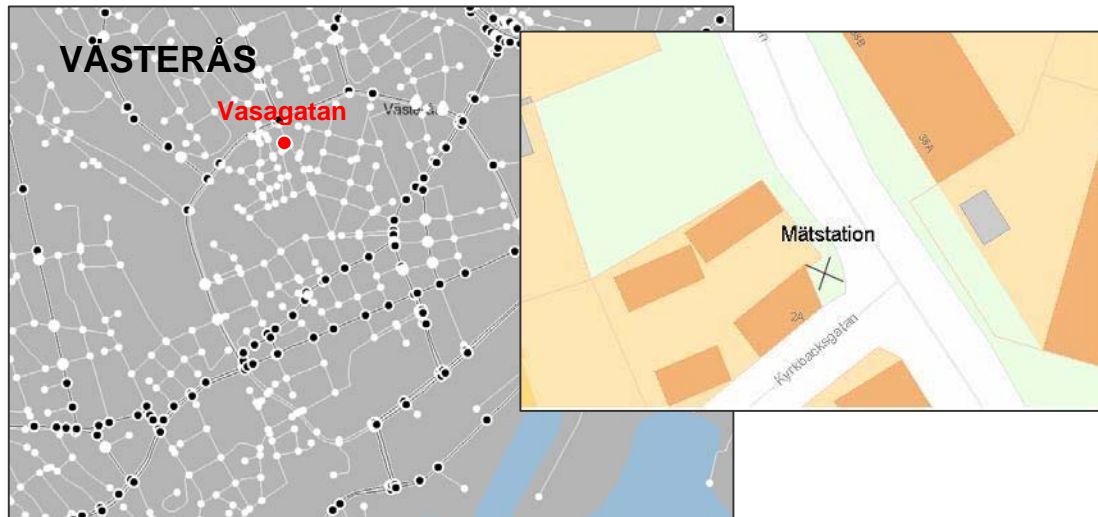
Tabell 37. Gaturumsinformation för Vasagatan i Västerås (från Henrik Storbjörk, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Västerås Stad).

Gata	Hushöjd [m] v. sida/ ö. sida	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Orientering i förhållande till norr [grader]
Vasagatan, Västerås	0/10*	24	11.5	1+1	160

* Uppskattning utifrån kännedom om antal våningar.

Tabell 38. Trafikinformation från Vasagatan i Västerås. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn (från Henrik Storbjörk, Miljö- och hälsoskyddsförvaltningen i Västerås Stad).

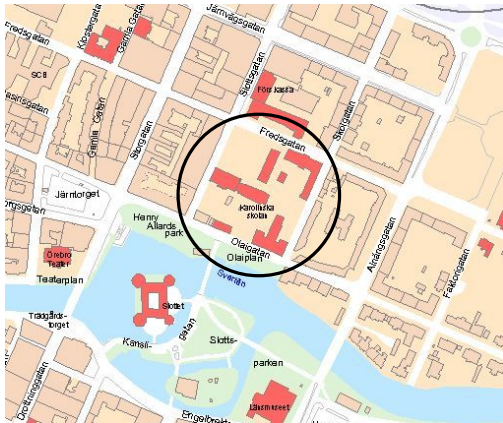
Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämpningsmetod
Vasagatan, Västerås	2005	5600	10	50	



Figur 28. Vid Vasagatan, strax norr om Västerås innestad, mättes timshalter av PM10 under större delen av år 2005. Gaturummet är av mer småskalig karaktär med 2 våningar höga hus på öster sida och låga garagebyggnader på den västra. Trafikflödet är 5600 fordon per dygn, varav 10% tung trafik.

25. Örebro – Karolinska skolan (urban bakgrund)

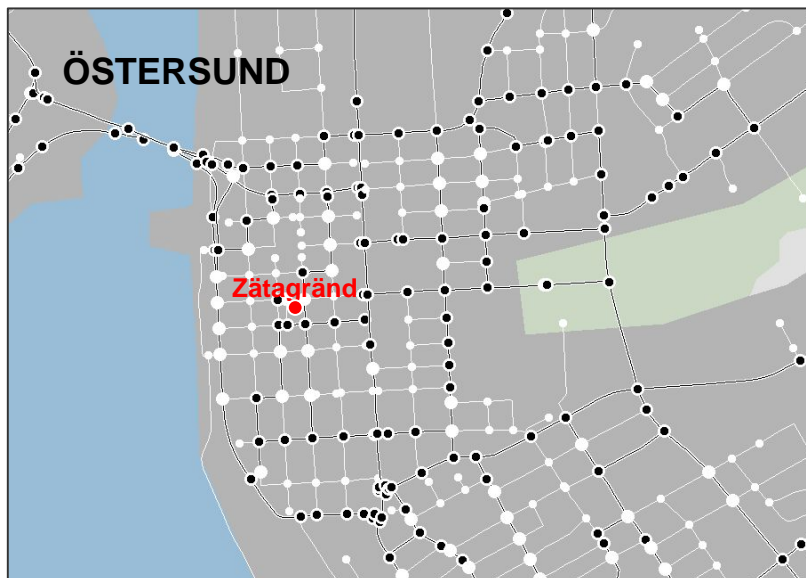
Sedan år 2003 mäter Örebro kommun [14] halter av luftföroreningar vid Karolinska Skolan, som är belägen i kvarteret strax norr om Örebro slott i centrala staden. Ämnena som mäts är bland annat PM₁₀, NO₂ och bensen. I Figur 29 finns en karta över området. Vilken typ av mätinstrument som används framgår inte av [14].



Figur 29. Mätningar av PM₁₀, NO₂ och bensen görs i taknivå vid Karolinska skolan i centrala Örebro. Här har mätningar utförts kontinuerligt sedan 2003. Dessförinnan hade man en urban mätstation på Rådhusets tak.

26. Östersund (urban bakgrund)

Mätningar i Östersund, som ingår i URBAN-mätprojektet, görs av Östersunds kommun [15] vid Zätagränd i centrala Östersund (Figur 30). I valideringen av SIMAIR har uppmätta halter av PM₁₀ från denna mätstation inkluderats för året 2004 och 2005.



Figur 30. Vid Zätagränd i centrala Östersund utförs mätningar av bland annat PM₁₀ i taknivå. Röd markering anger mätplatsen.

Referenser för appendix

- [1] Miljöförvaltningen i Göteborg, nås via Internet: <http://www.miljo.goteborg.se/luftnet/>
- [2] Miljökontoret i Helsingborgs stad, nås på webbsidan: <http://www.helsingborg.se/templates/StandardPage.aspx?id=2438&epslanguage=SV>
- [3] Miljökontoret i Jönköpings kommun, information om mätningar finns på Internet: <http://www.jonkoping.se/toppmeny/miljo/naturvattenochluft/luft.4.17ebf16e114dad5593980003712.html>
- [4] Samhällsbyggnadskontoret i Kalmar kommun, nås via: <http://www.kalmar.se/t/page.aspx?id=32741>
- [5] Miljö- och hälsoskyddsavdelningen i Karlskoga kommun, nås via: <http://www.karlskoga.se/>
- [6] Miljöförvaltningen i Karlstads kommun, nås via: <http://www.karlstad.se/miljo/luft/luftkval.shtml>
- [7] Miljö- och Hälsoskydds-kontoret i Kristianstads kommun, nås via: http://www.kristianstad.se/templates_custom/Page_4930.aspx
- [8] Miljökontoret i Mariestads kommun, nås via: <http://www.mariestad.se/>
- [9] Miljö- och Byggkontoret i Nässjö kommun, nås via: http://www.nassjo.se/naessjoe/foer_foeretagare/miljoeskydd
- [10] Miljö- och Byggkontoret i Sollentuna kommun, nås via: <http://www.sollentuna.se/>
- [11] Luften i Sundsvall, mätningar 2006. Rapport av Miljökontoret i Sundsvall. Finns på webbsidan: <http://sundsvall.se/download/18.5fa0c5b211481decdd980001729/Luften+i+Sundsvall+2006.pdf>
- [12] Miljö- och Hälsoskydds-förvaltningen i Västerås Stad, nås via: <http://www.vasteras.se/moh/Vattenochluft/Luft/Pages/Luft.aspx>
- [13] Airwebb, luftkvalitetsinformation för Västerås, finns på: <http://193.14.183.160/vasteras/index.html>
- [14] Miljöförvaltningen i Örebro kommun, nås via: <http://www.orebro.se/miljoochnatur/klimatochmiljomal/luft/>
- [15] Samhällsbyggnadsförvaltningen, Miljö- och Hälsoskydd i Östersunds kommun, nås via: <http://www.ostersund.se/miljohalsa/luftmatningar.4.378638ff10e199b3d1780004635.html>
- [16] Miljöförvaltningen i Landskronas kommun, nås via: <http://www.landskrona.se/start.htm>
- [17] SLB-analys, januari 2003: *Kartläggning av partikelhalter (PM10) i Stockholms och Uppsala län.* http://www.ab.lst.se/upload/dokument/miljo_och_halsa/miljolagstiftning/MKN/Partiklar/bilaga_1.pdf
- [18] Miljö och Byggkontoret i Norrköpings kommun, nås via: <http://www.norrkoping.se/bo-miljo/miljo/luften/>

Appendix 2 – validering för gaturum

I detta appendix visualiseras jämförelsen mellan uppmätta och i SIMAIR beräknade halter genom tidsseriediagram och scatterdiagram. Detta appendix avser mätstationer i trafikerade gaturum (för mätstationer i urban bakgrund, se Appendix 3). Som hjälpmedel följer nedan en sidhänvisning.

Innehållsförteckning

PM10

Landskrona, Eriksgatan	72
Helsingborg, Malmöleden	72
Kristianstad, Västra Boulevarden	73
Nässjö, Brogatan	73
Jönköping, Barnarpsgatan	74
Norrköping, Östra Promenaden	74
Norrköping, Kungsgatan	75
Norrköping, Söderleden	75
Göteborg, E6 vid Gårda	76
Mariestad, Nygatan	76
Karlstad, Hamngatan	76
Karlskoga, Katrinedalsgatan	77
Västerås, Kopparbergsvägen	77
Västerås, Stora gatan	78
Västerås, Vasagatan	78
Sollentuna, Turebergsleden	79

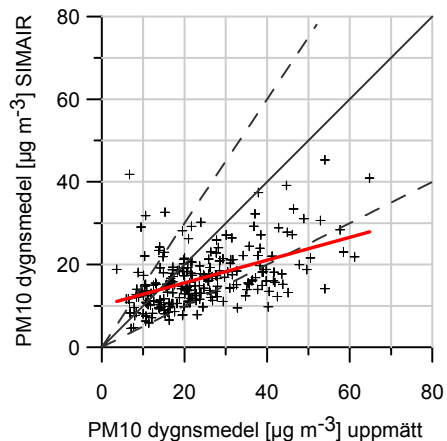
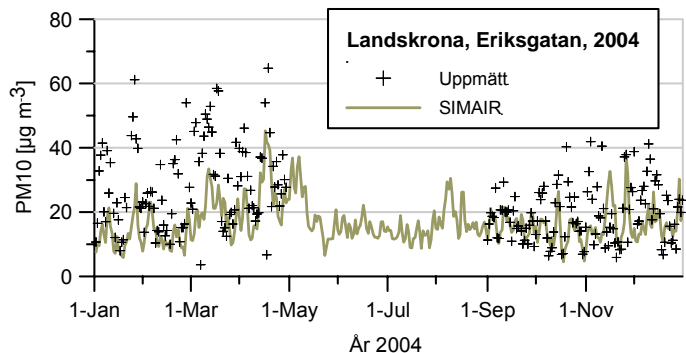
NO₂

Landskrona, Eriksgatan	80
Helsingborg, Drottninggatan	80
Kristianstad, Västra Boulevarden	81
Göteborg, E6 vid Gårda	82
Göteborg, Sprängkullsgatan i Haga	83
Möndal, E6	84

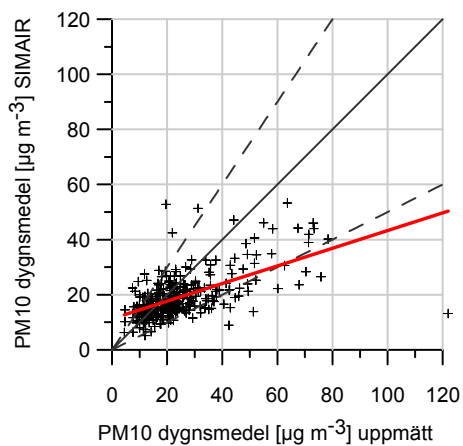
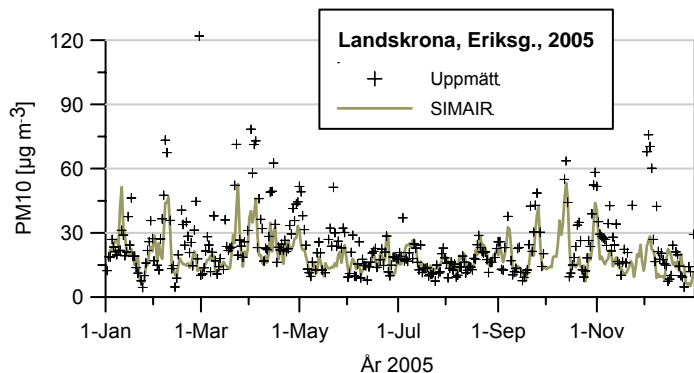
Bensen

Landskrona, Eriksgatan	85
Jönköping, Barnarpsgatan	85
Göteborg, E6 vid Gårda	86
Göteborg, Sprängkullsgatan i Haga	87
Karlstad, Hamngatan	88
Karlstad, Älvgatan	89
Karlskoga, Katrinedalsgatan	89

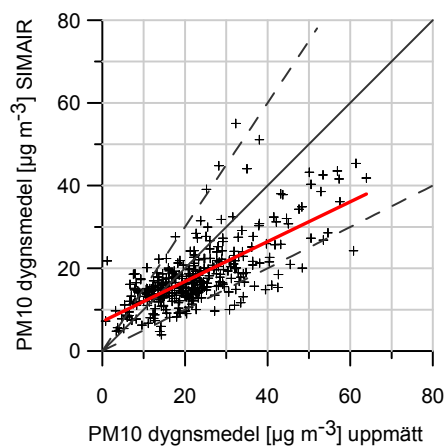
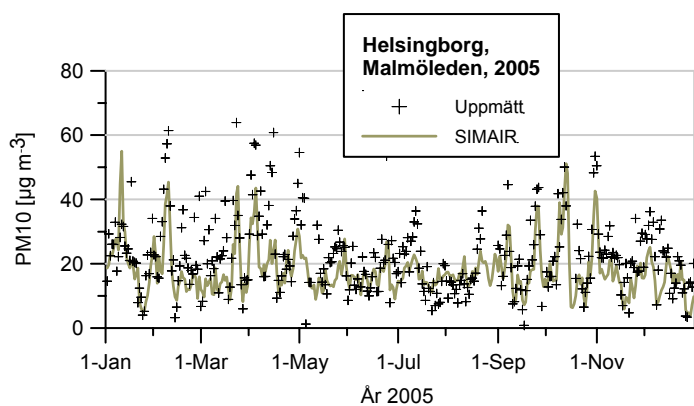
PM10: Landskrona, Eriksgatan, 2004



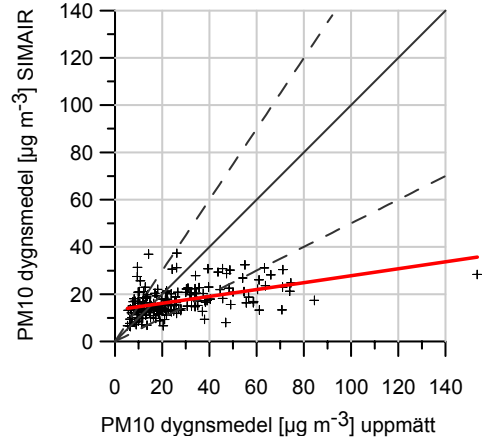
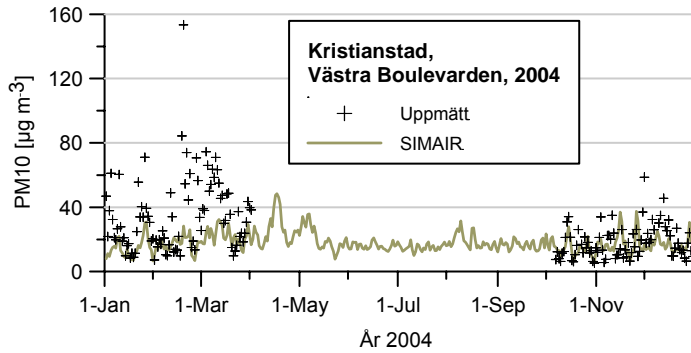
PM10: Landskrona, Eriksgatan, 2005



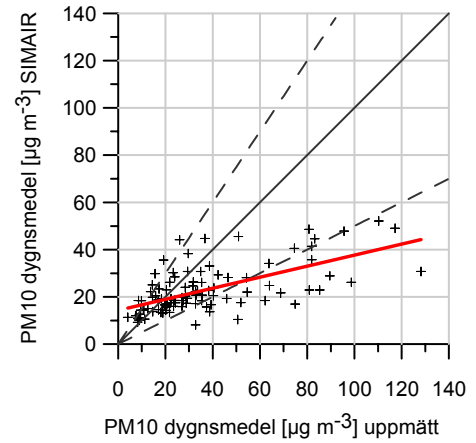
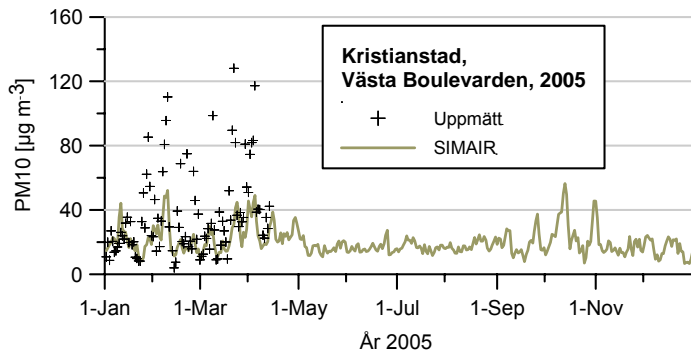
PM10: Helsingborg, Malmöleden, 2005



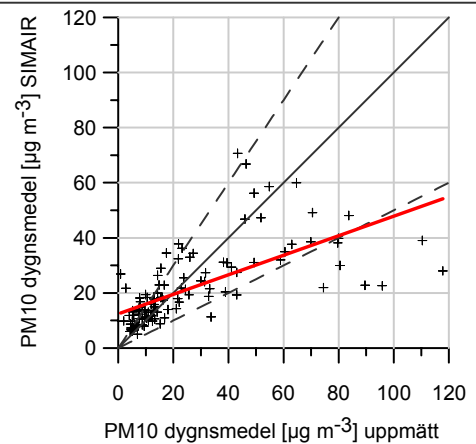
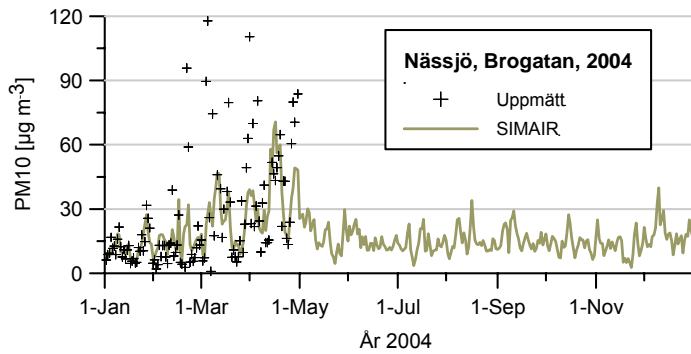
PM10: Kristianstad, Västra Boulevarden, 2004



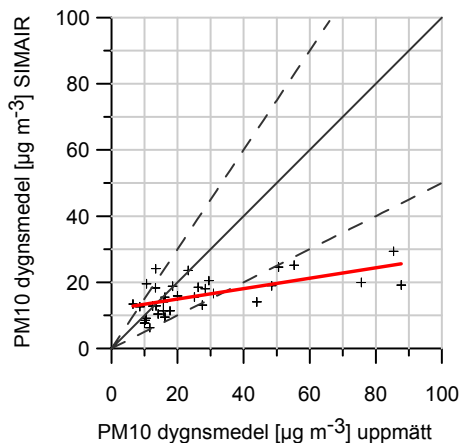
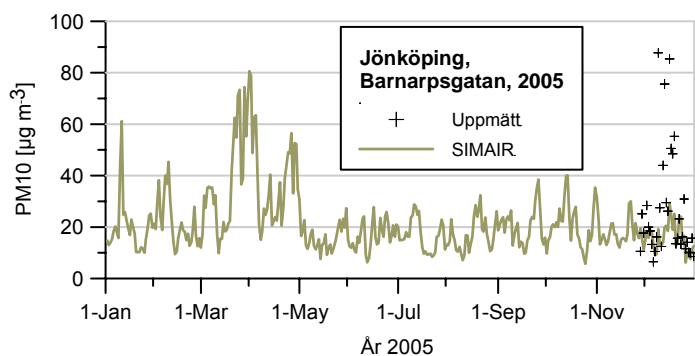
PM10: Kristianstad, Västra Boulevarden, 2005



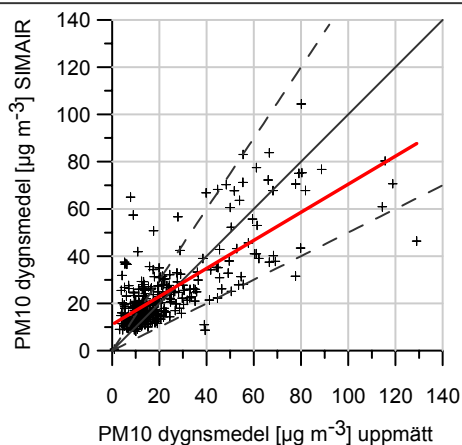
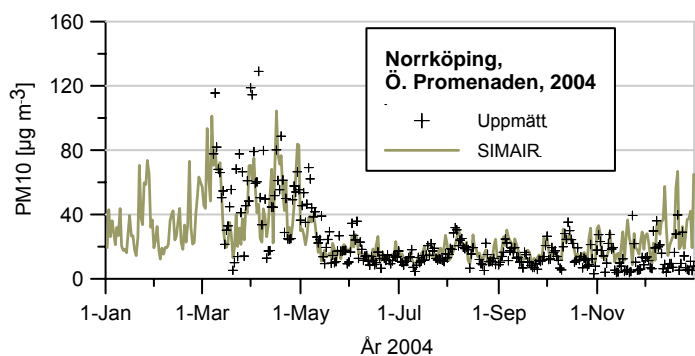
PM10: Nässjö, Brogatan, 2004



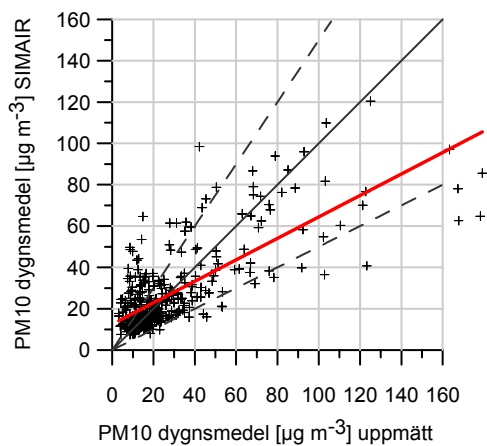
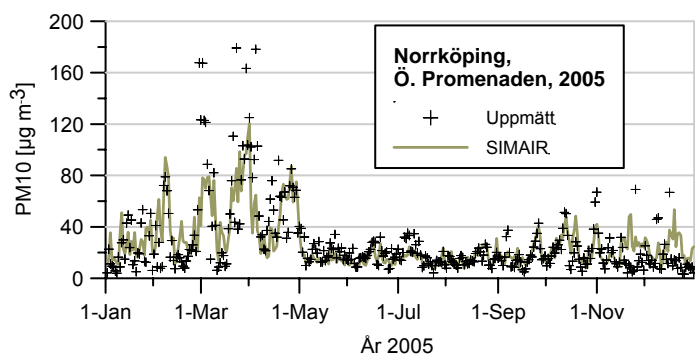
PM10: Jönköping, Barnarpsgatan, 2005



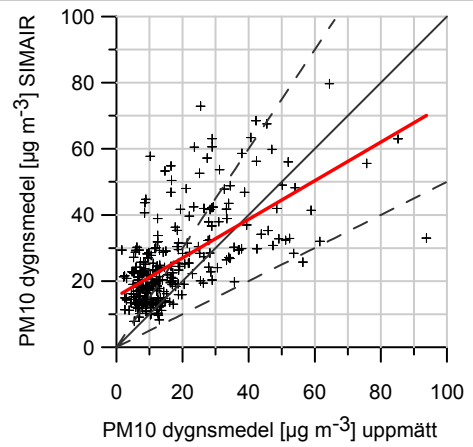
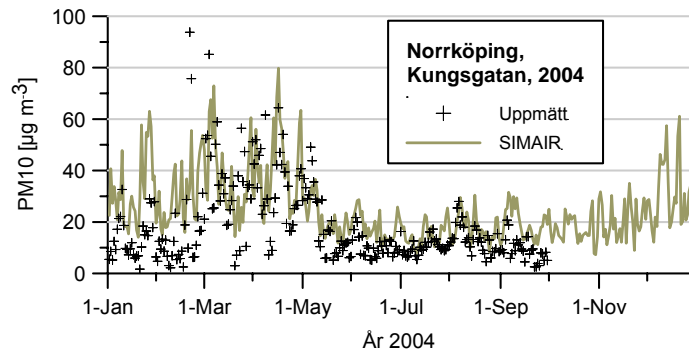
PM10: Norrköping, Östra Promenaden, 2004



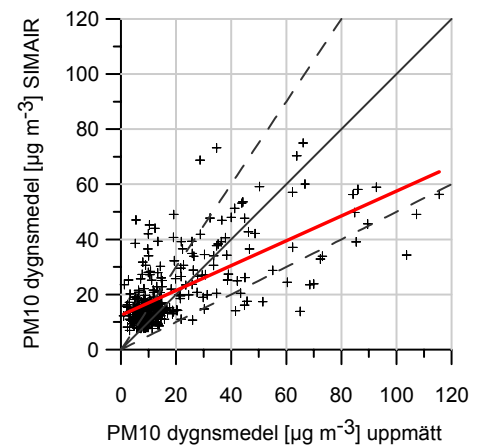
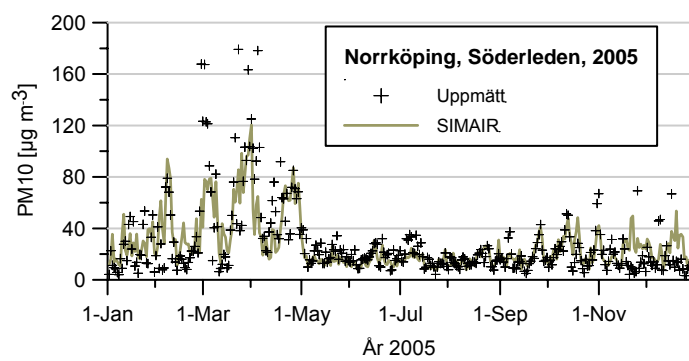
PM10: Norrköping, Östra Promenaden, 2005



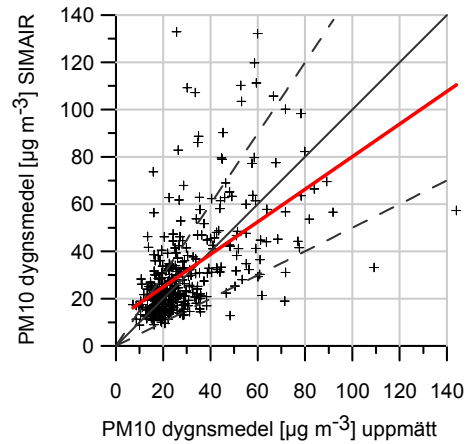
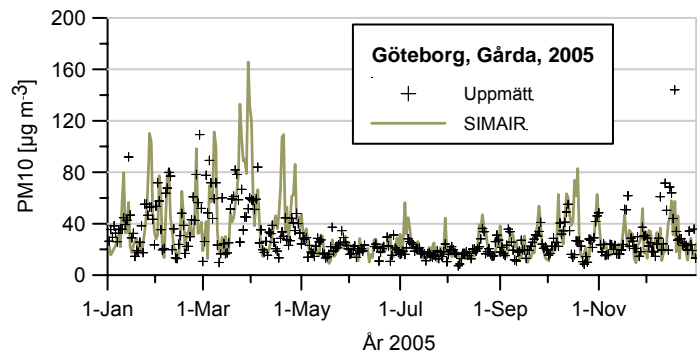
PM10: Norrköping, Kungsgatan, 2004



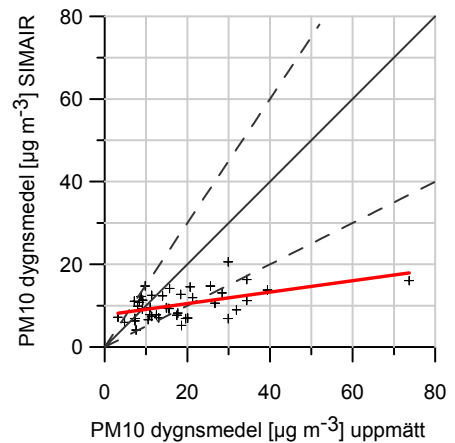
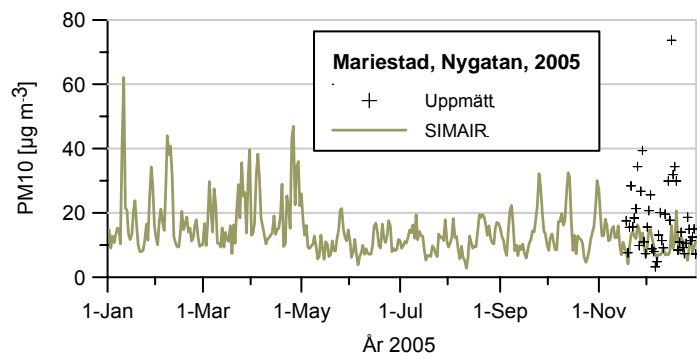
PM10: Norrköping, Söderleden, 2005



PM10: Göteborg, E6 vid Gårda, 2005

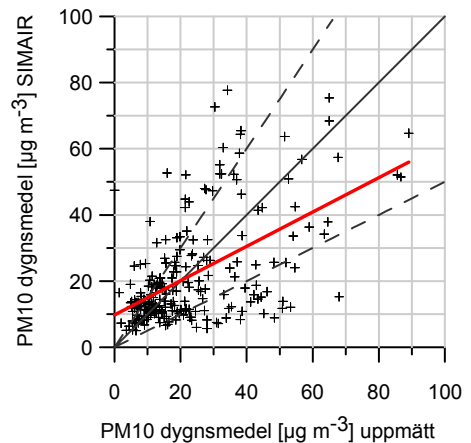
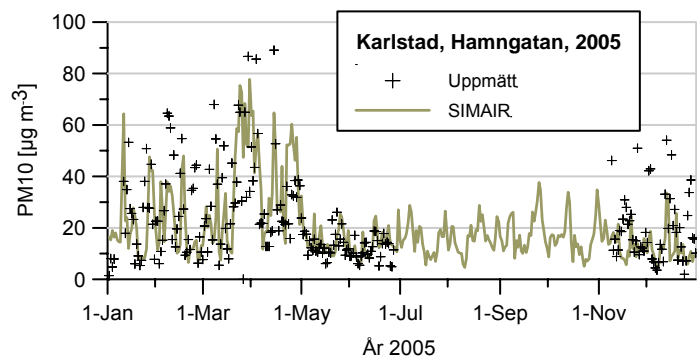


PM10: Mariestad, Nygatan, 2005

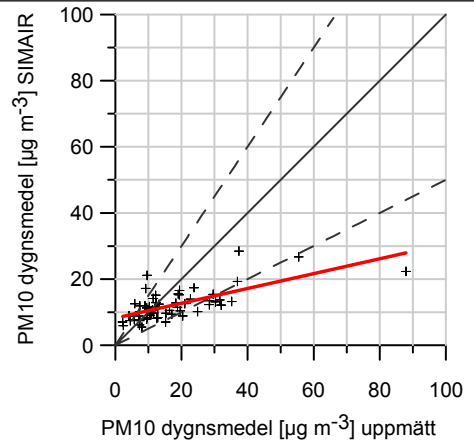
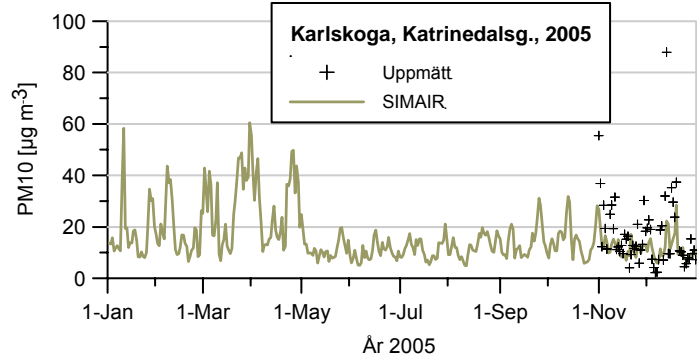


* Notera att urbant bakgrundsbidrag i ovanstående beräkningar i SIMAIR för Mariestad saknas, men eftersom det urbana bidraget är litet för PM10 ingår ändå denna station i valideringen.

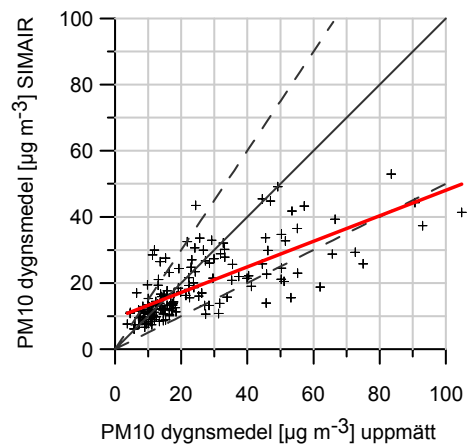
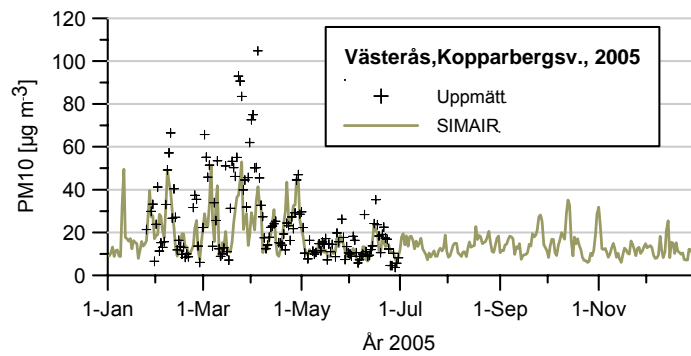
PM10: Karlstad, Hamngatan, 2005



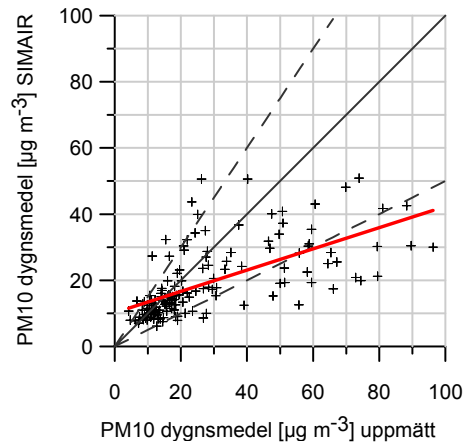
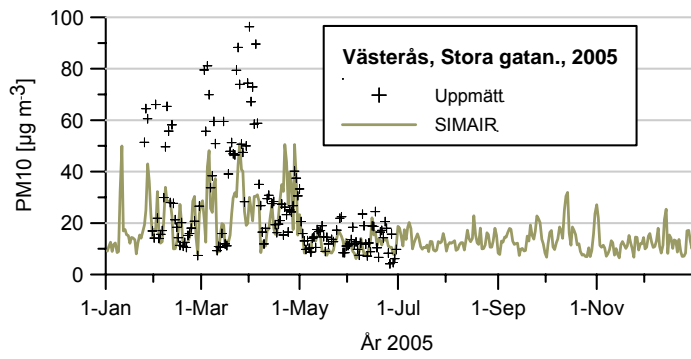
PM10: Karlskoga, Katrinedalsgatan, 2005



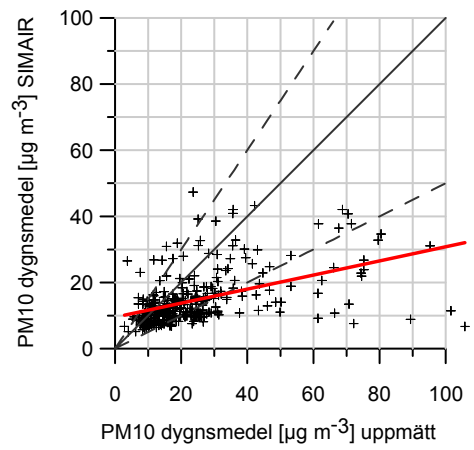
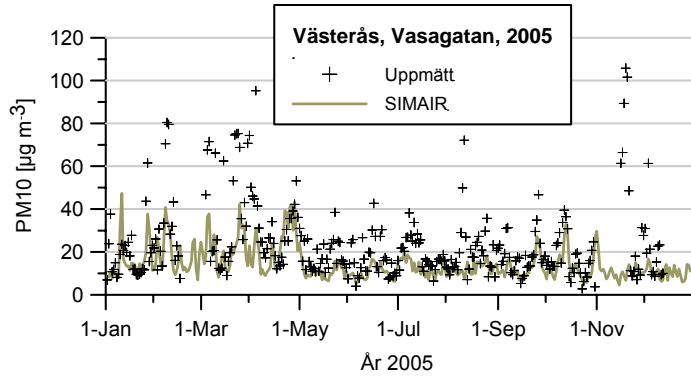
PM10: Västerås, Koppbergsvägen, 2005



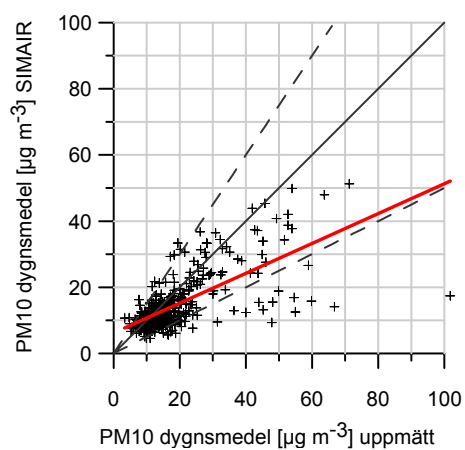
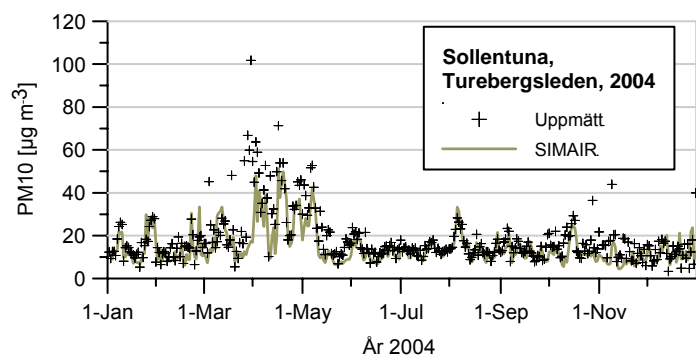
PM10: Västerås, Stora gatan, 2005



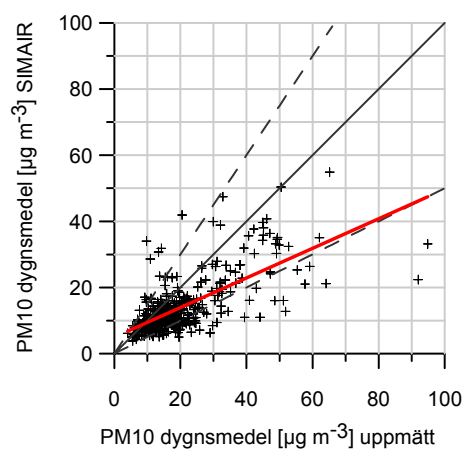
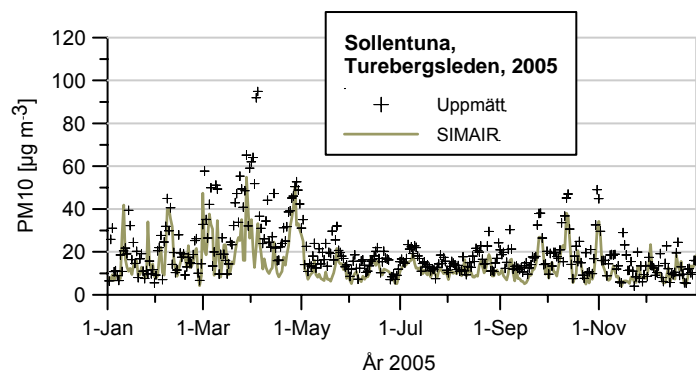
PM10: Västerås, Vasagatan, 2005



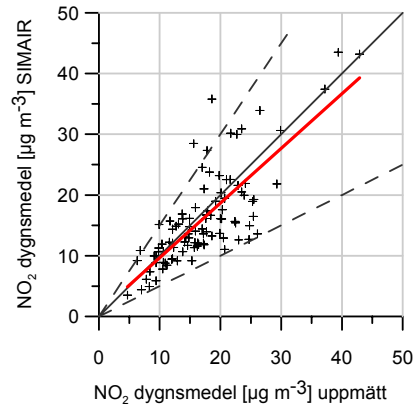
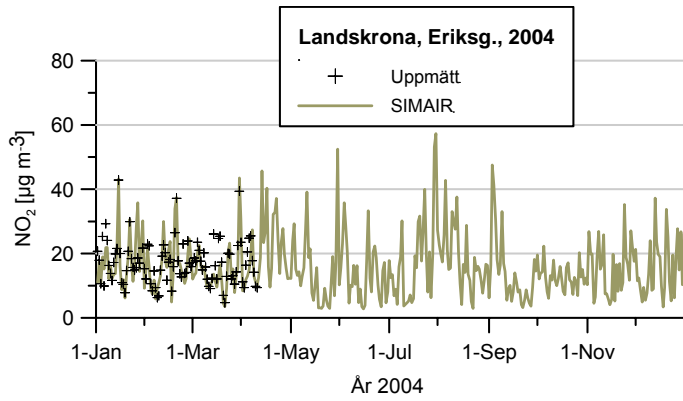
PM10: Sollentuna, Turebergsleden, 2004



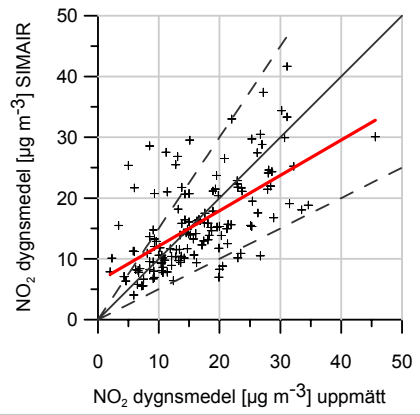
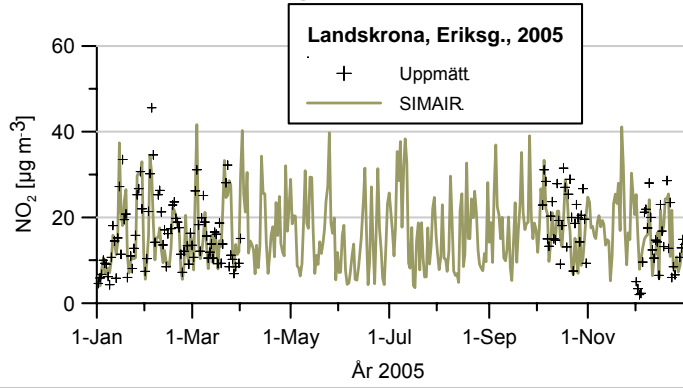
PM10: Sollentuna, Turebergsleden, 2005



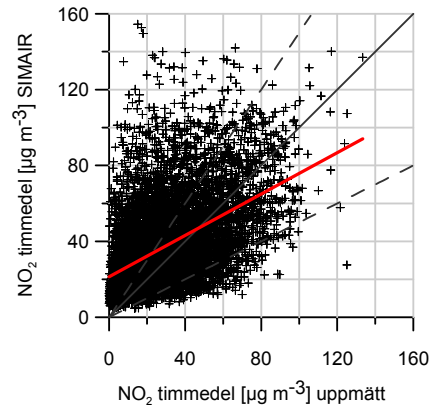
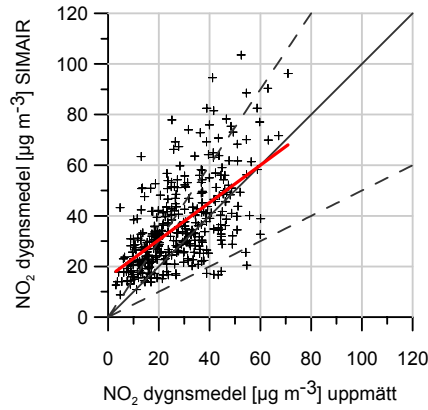
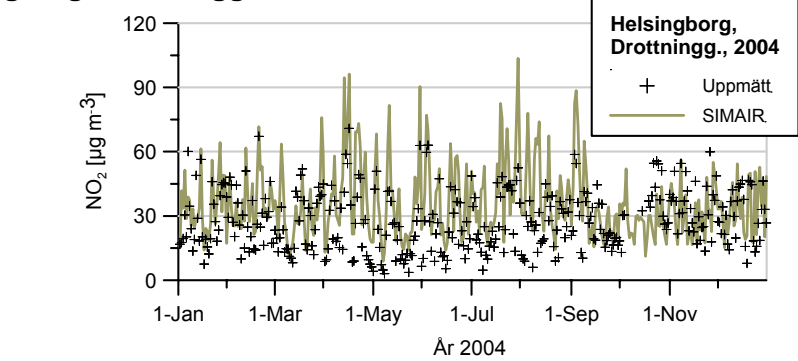
NO₂: Landskrona, Eriksgatan, 2004



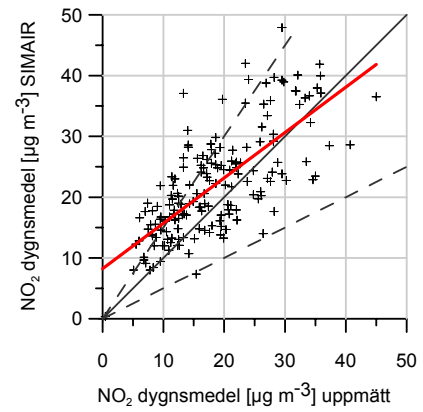
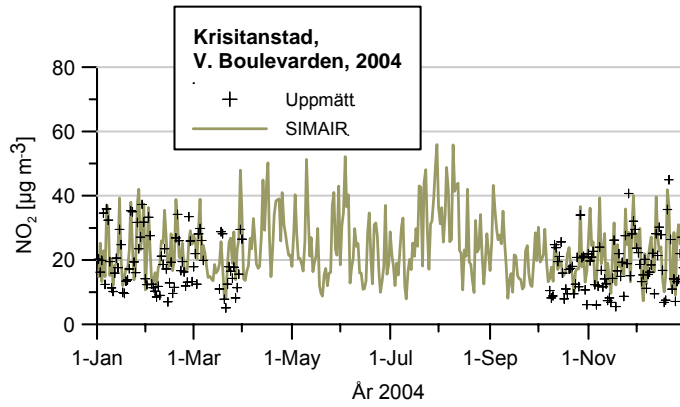
NO₂: Landskrona, Eriksgatan, 2005



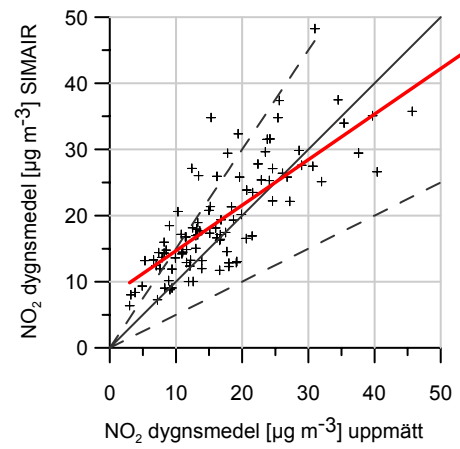
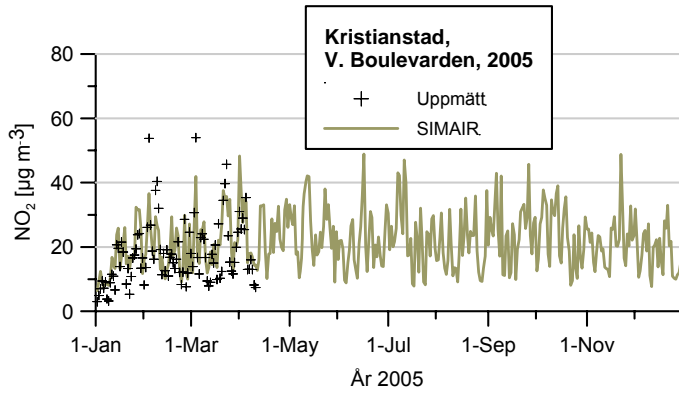
NO₂: Helsingborg, Drottninggatan, 2004



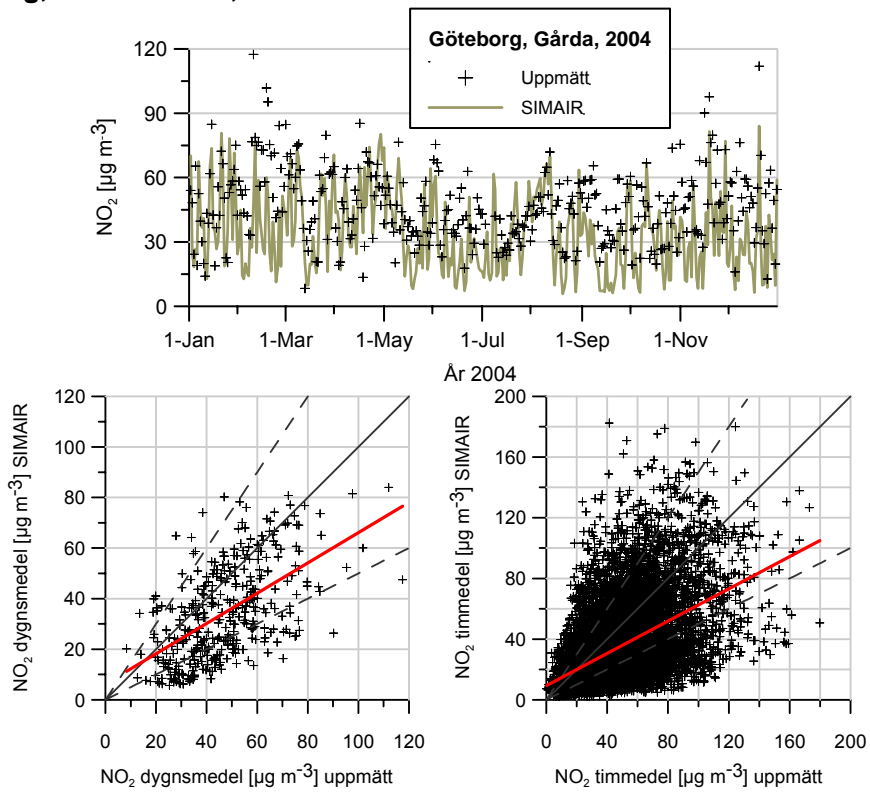
NO₂: Kristianstad, Västra Boulevarden, 2004



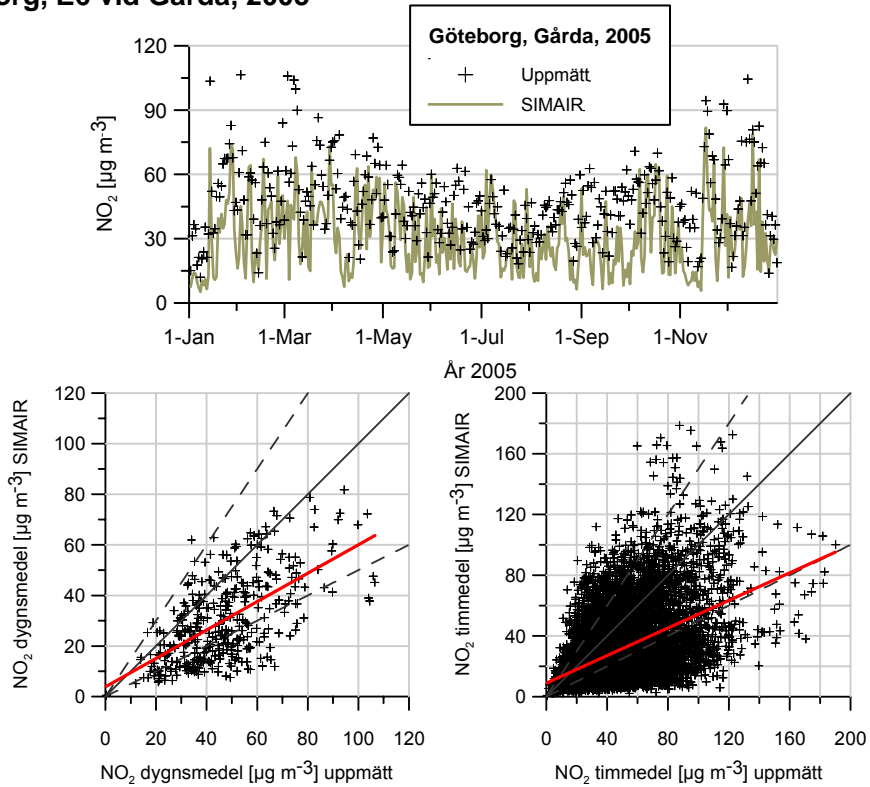
NO₂: Kristianstad, Västra Boulevarden, 2005



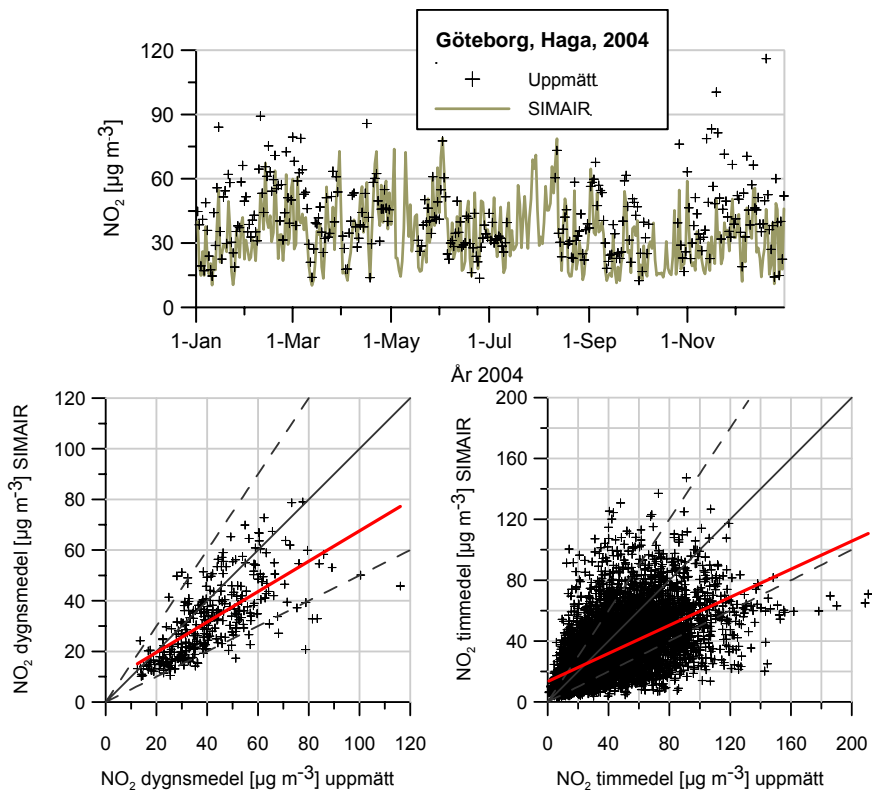
NO₂: Göteborg, E6 vid Gårda, 2004



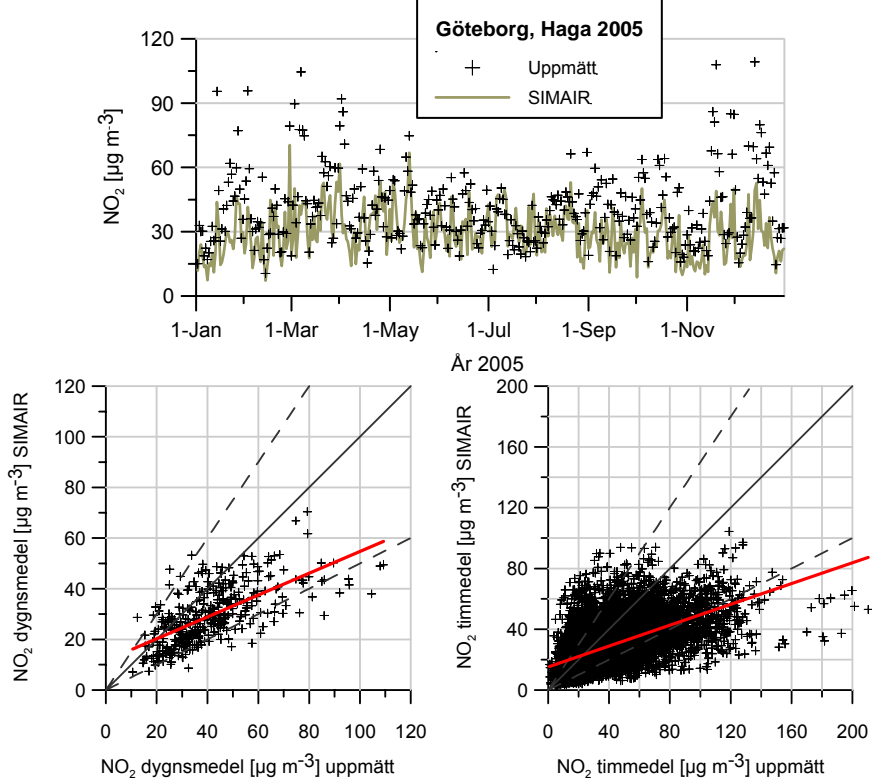
NO₂: Göteborg, E6 vid Gårda, 2005



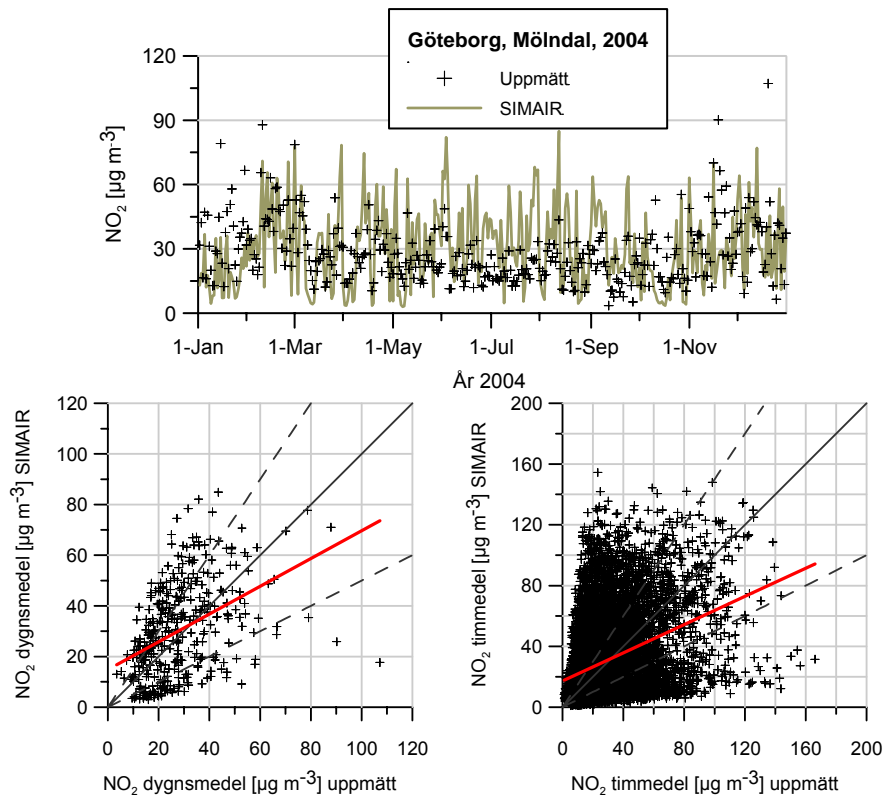
NO₂: Göteborg, Sprängkullsgatan i Haga, 2004



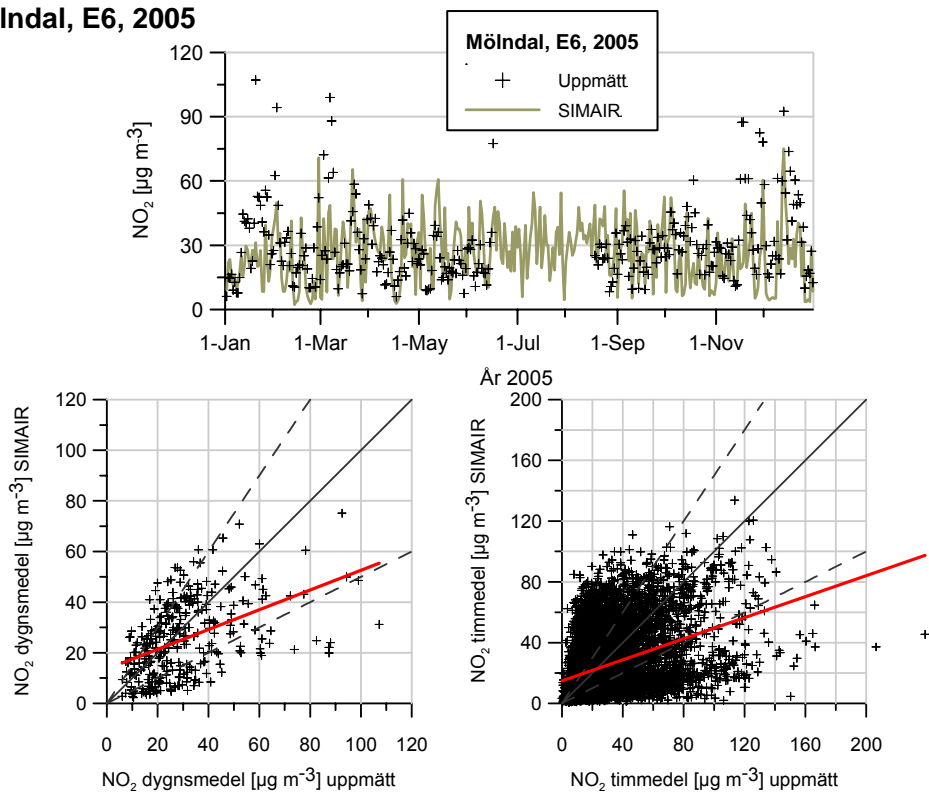
NO₂: Göteborg, Sprängkullsgatan i Haga, 2005



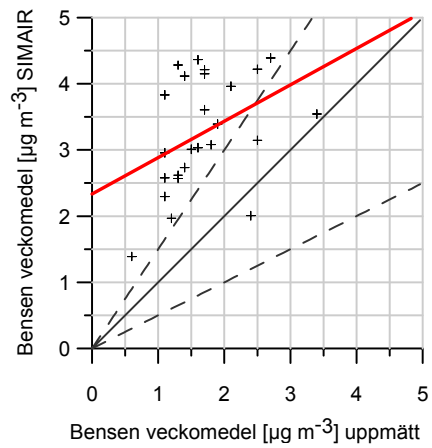
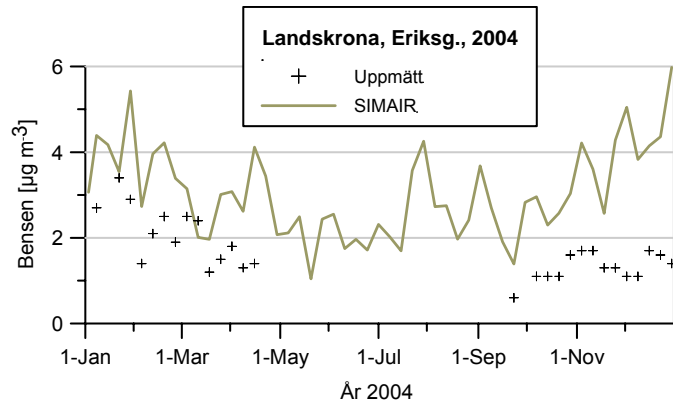
NO₂: Mölndal, E6, 2004



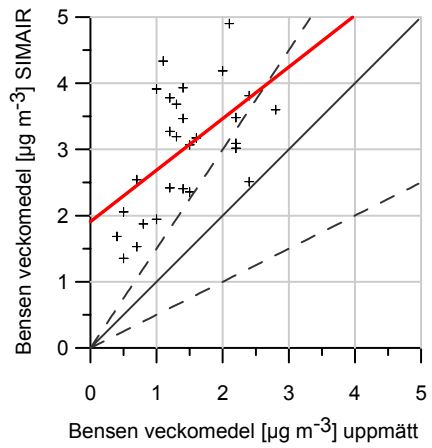
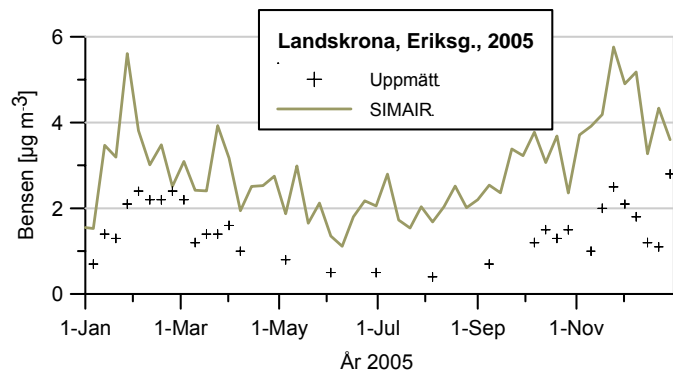
NO₂: Mölndal, E6, 2005



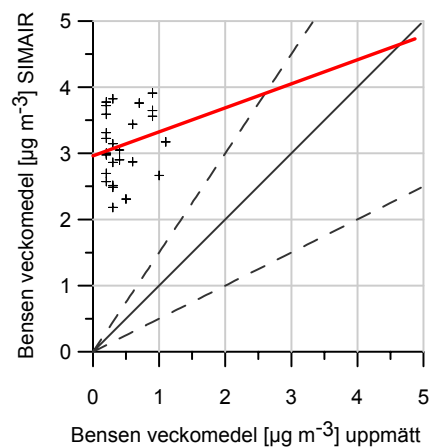
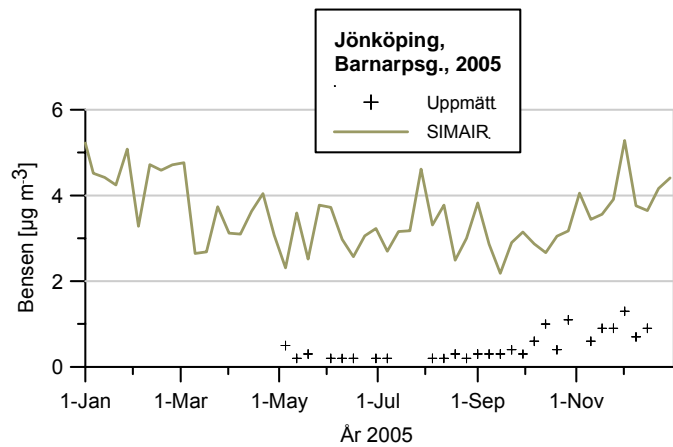
Bensen: Landskrona, Eriksgatan, 2004



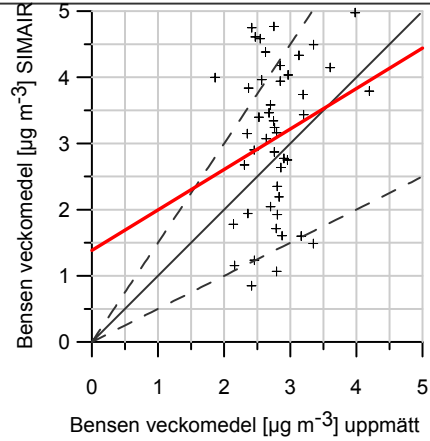
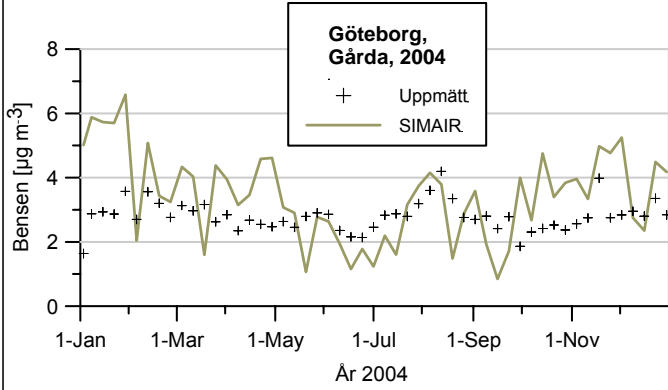
Bensen: Landskrona, Eriksgatan, 2005



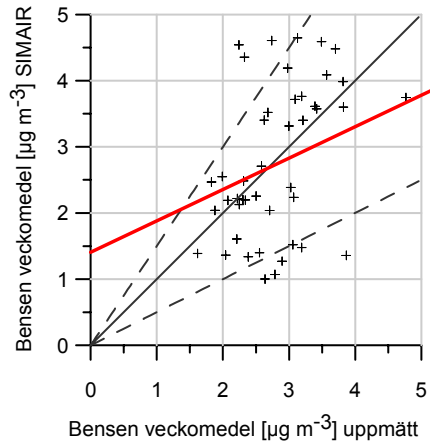
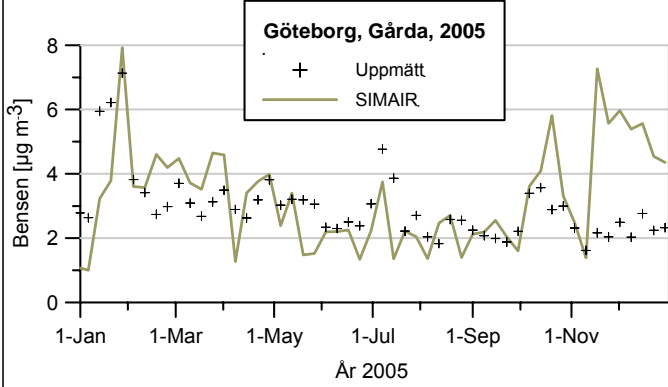
Bensen: Jönköping, Barnarpsgatan, 2005



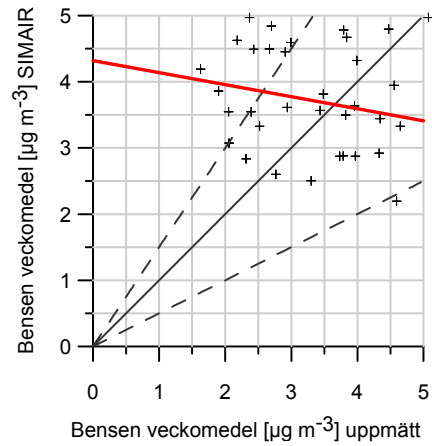
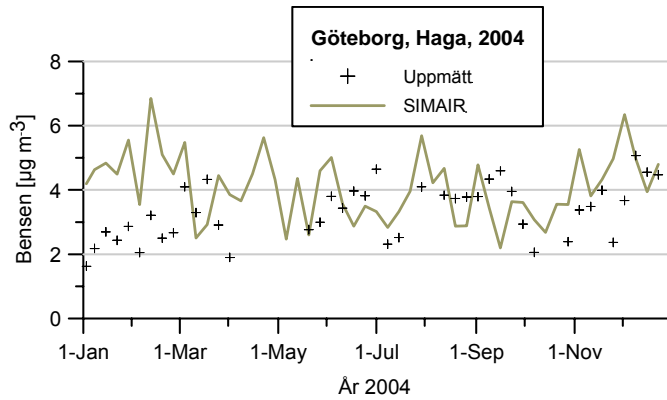
Bensen: Göteborg, E6 vid Gårda, 2004



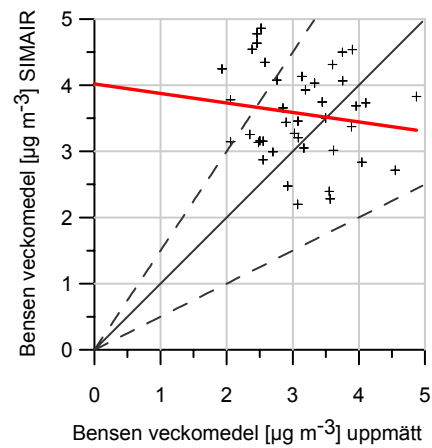
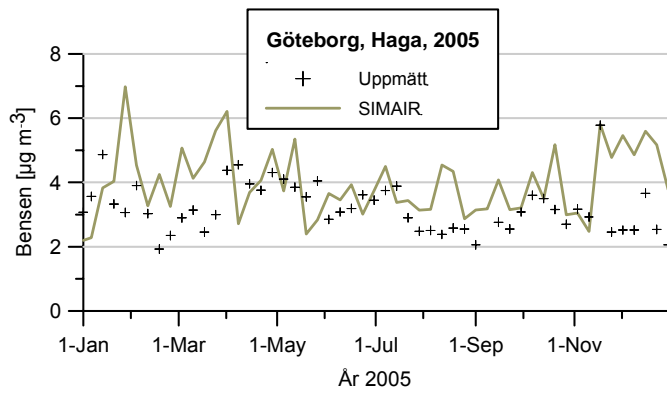
Bensen: Göteborg, E6 vid Gårda, 2005



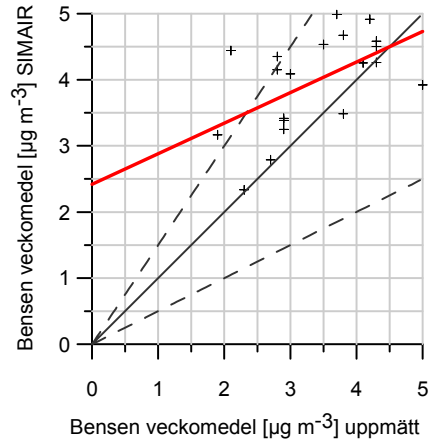
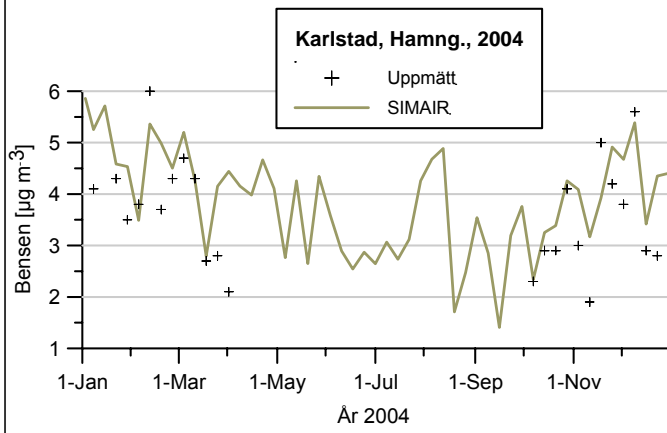
Bensen: Göteborg, Sprängkullsg. i Haga, 2004



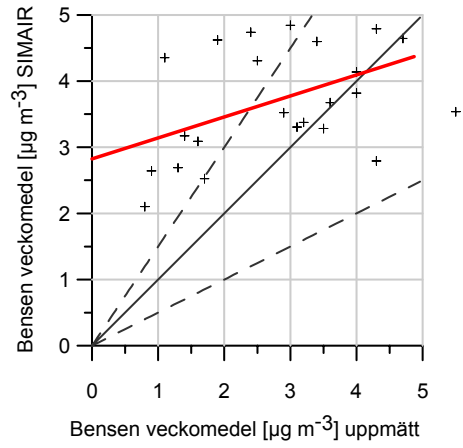
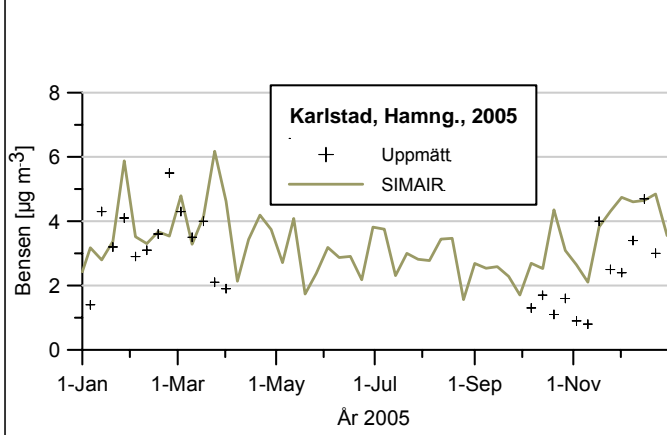
Bensen: Göteborg, Sprängkullsg. i Haga, 2005



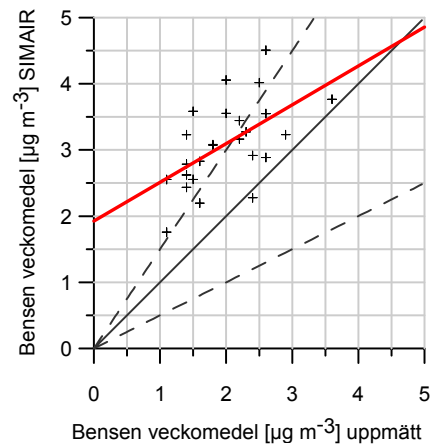
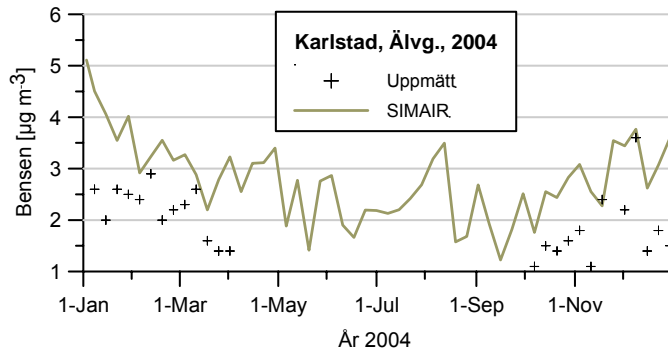
Bensen: Karlstad, Hamngatan, 2004



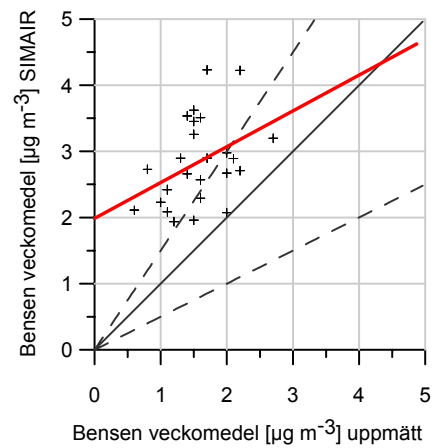
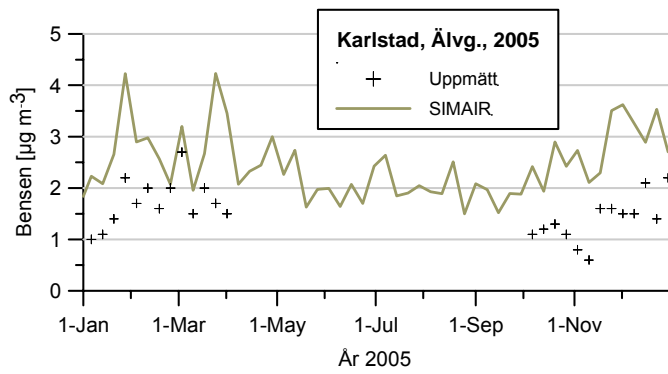
Bensen: Karlstad, Hamngatan, 2005



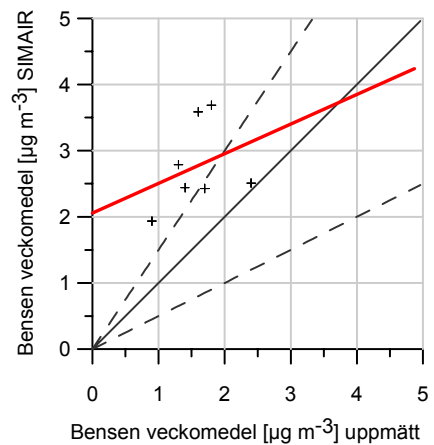
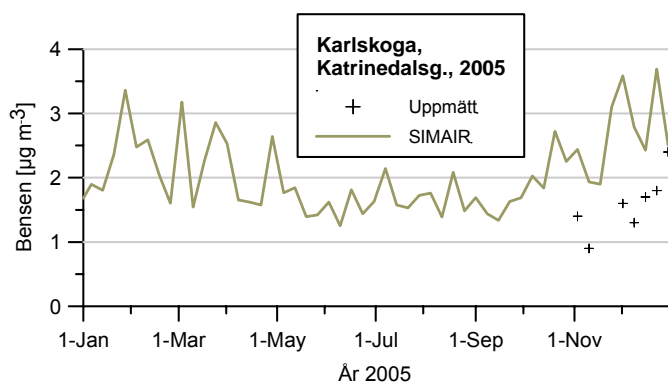
Bensen: Karlstad, Älvgatan, 2004



Bensen: Karlstad, Älvgatan, 2005



Bensen: Karlskoga, Katrinedalsgatan, 2005



Appendix 3 – validering för urban bakgrund

Urban bakgrund: Jämförelse mellan mätta och beräknade halter

I detta appendix visualiseras jämförelsen mellan uppmätta och i SIMAIR beräknade halter genom tidsseriediagram och scatterdiagram. Detta appendix avser mätstationer i urban bakgrund (för mätstationer i trafikerade gaturum, se Appendix 2). Som hjälpmedel följer nedan en sidhänvisning.

Innehållsförteckning

PM10

Malmö, Rådhuset.....	92
Landskrona	93
Kalmar.....	94
Värnamo	95
Jönköping	96
Göteborg, Femman-huset.....	97
Västerås, Stadshuset.....	97
Örebro, Karolinska skolan	98
Uppsala.....	99
Stockholm, Rosenlundsgatan	100
Östersund	101
Boden.....	101

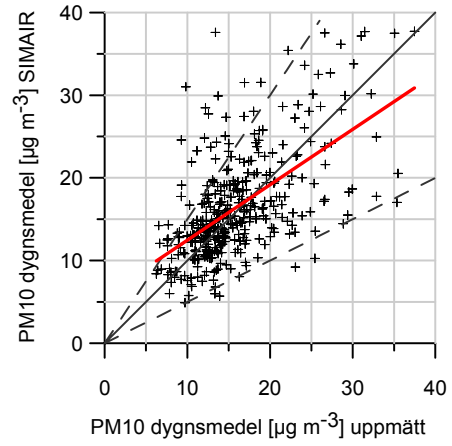
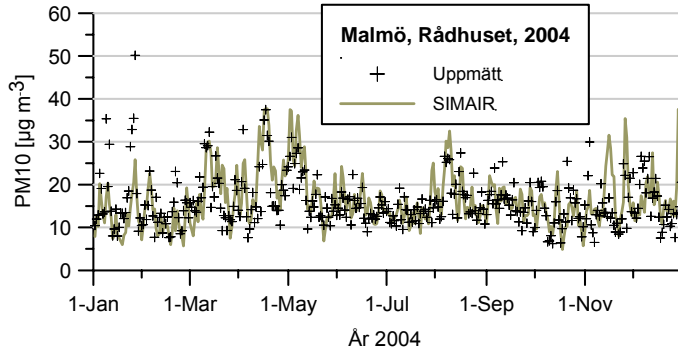
NO₂

Malmö, Rådhuset.....	102
Landskrona	103
Helsingborg.....	104
Jönköping	105
Norrköping	106
Göteborg, Femman-huset.....	107
Borås.....	108
Örebro, Karolinska skolan	108
Västerås, Stadshuset.....	109
Uppsala.....	110
Stockholm, Torkel Knutssonsgatan	111
Sandviken	112
Sundsvall, Stadshuset	113
Östersund	114
Sollefteå	114
Umeå, Stadsbiblioteket.....	115
Boden.....	116

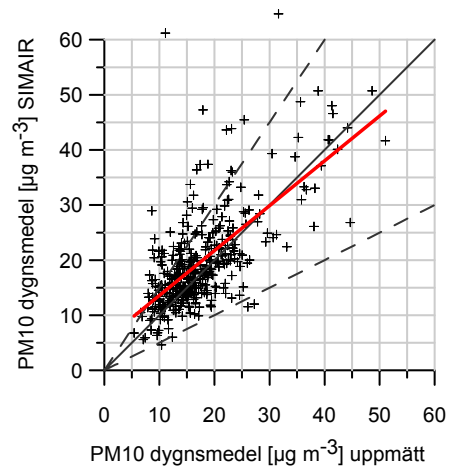
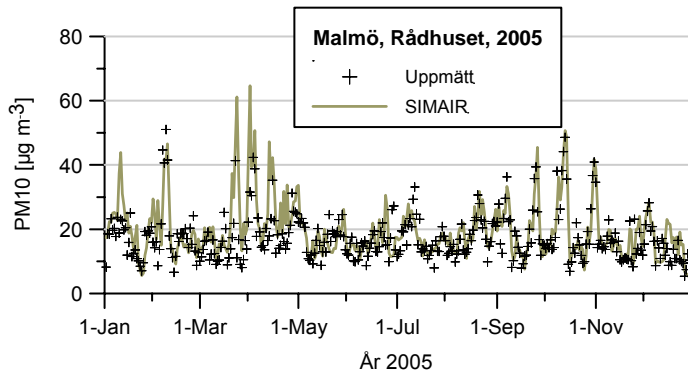
Bensen

Helsingborg.....	117
Kalmar.....	118
Värnamo	119
Jönköping	120
Mariestad	121
Karlstad, Rådhuset	122
Örebro, Karolinska skolan	123
Västerås, Stadshuset.....	123
Uppsala.....	124
Östersund	125

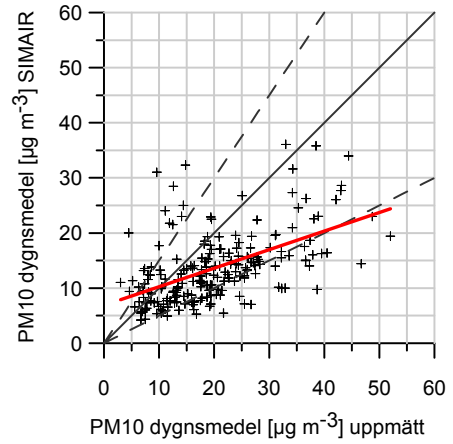
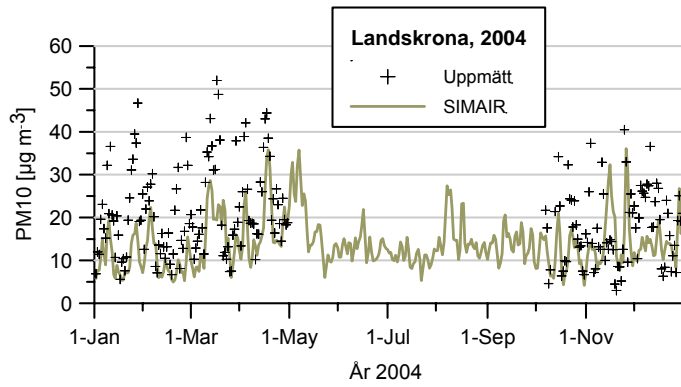
PM10: Malmö, Rådhuset, 2004
(urban bakgrund)



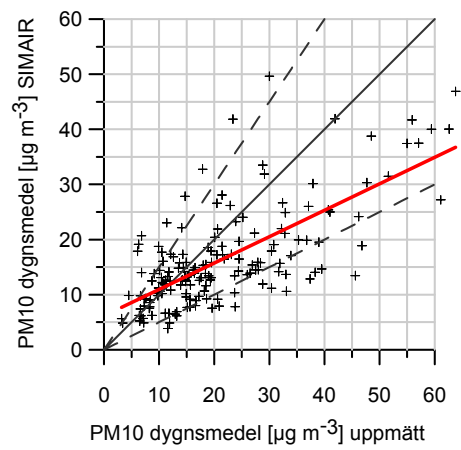
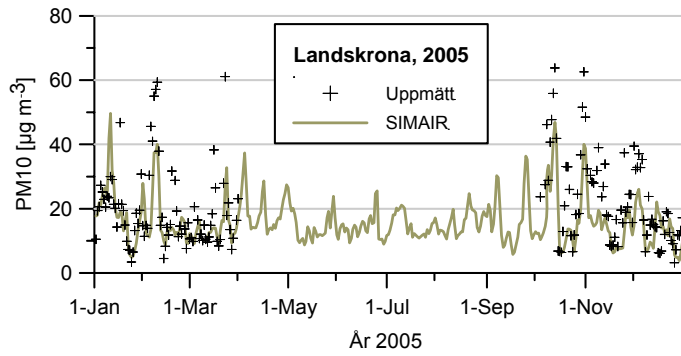
PM10: Malmö, Rådhuset, 2005
(urban bakgrund)



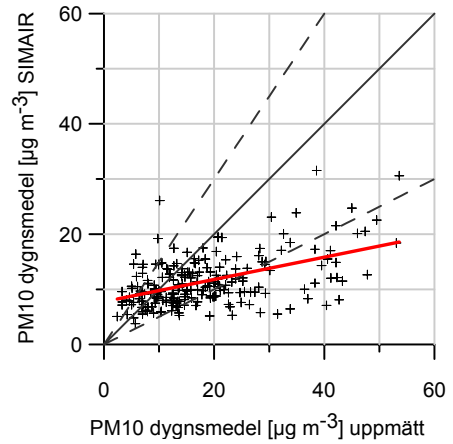
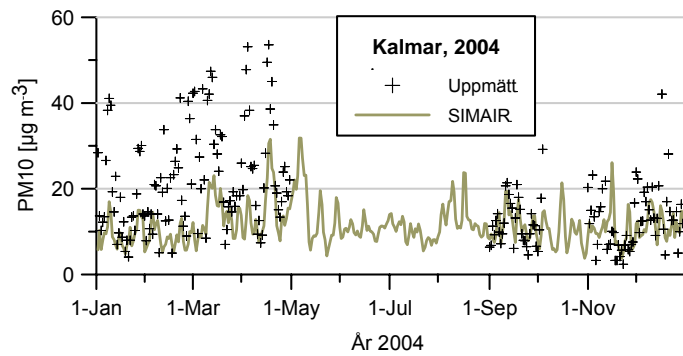
PM10: Landskrona, 2004 (urban bakgrund)



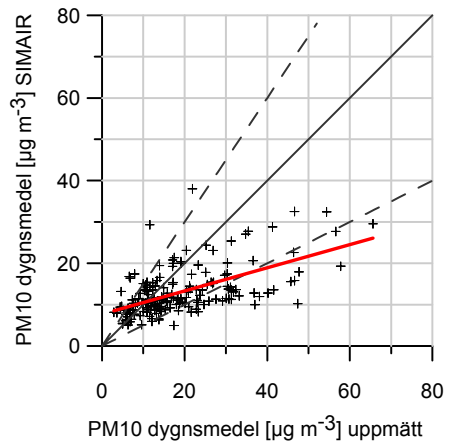
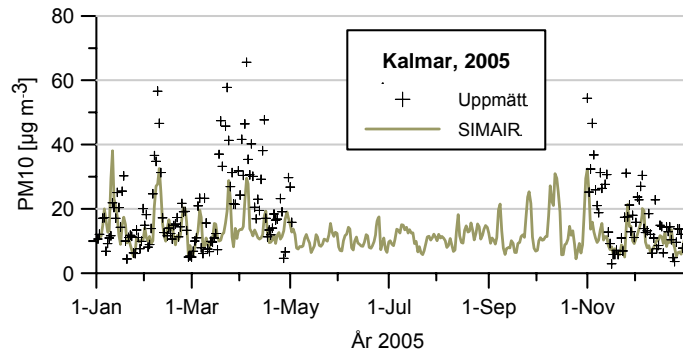
PM10: Landskrona, 2005 (urban bakgrund)



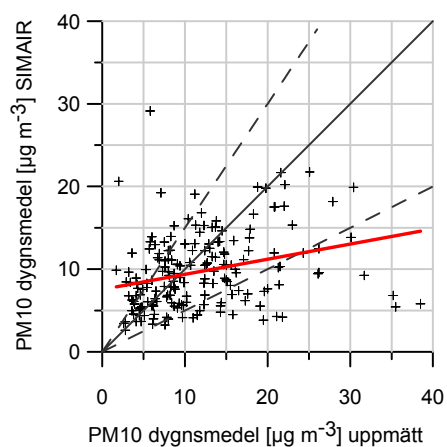
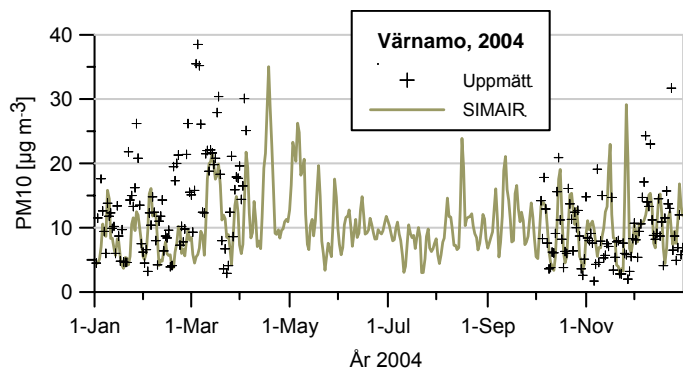
PM10: Kalmar, 2004 (urban bakgrund)



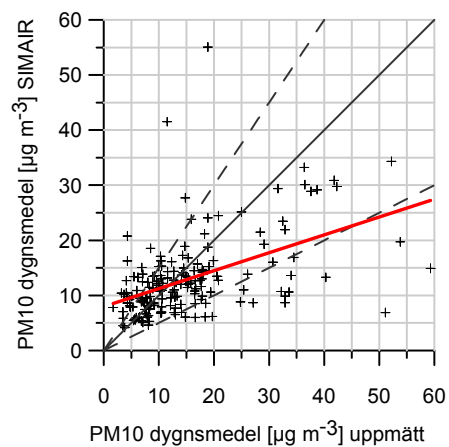
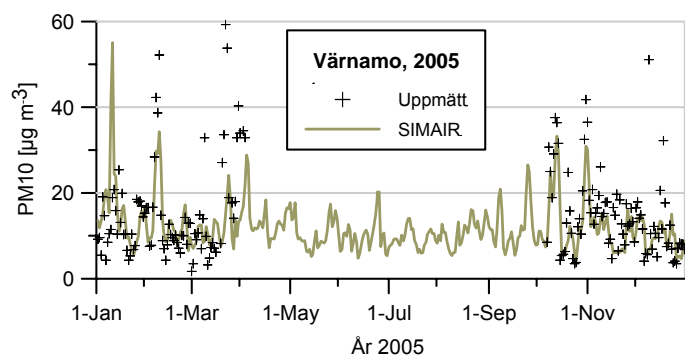
PM10: Kalmar, 2005 (urban bakgrund)



PM10: Värnamo, 2004 (urban bakgrund)

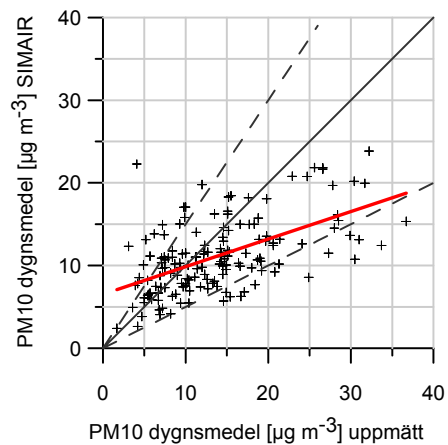
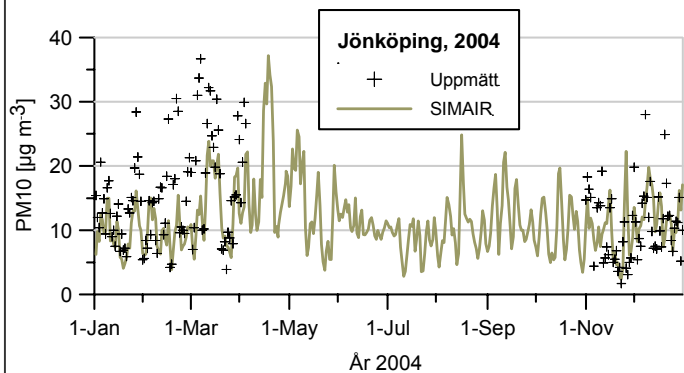


PM10: Värnamo, 2005 (urban bakgrund)

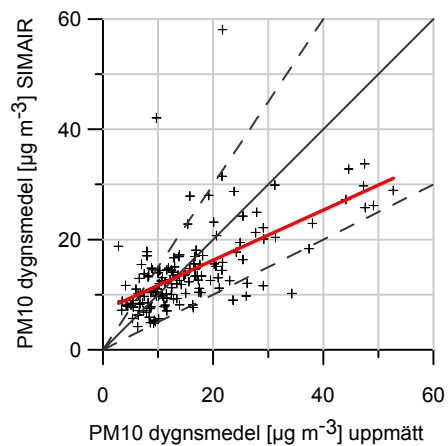
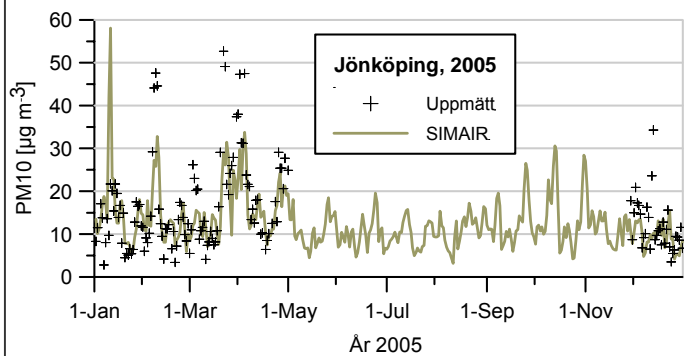


* Notera att urbant bakgrundsbidrag i ovanstående beräkningar i SIMAIR för Värnamo saknas, men eftersom det urbana bidraget är litet för PM10 ingår ändå denna station i valideringen.

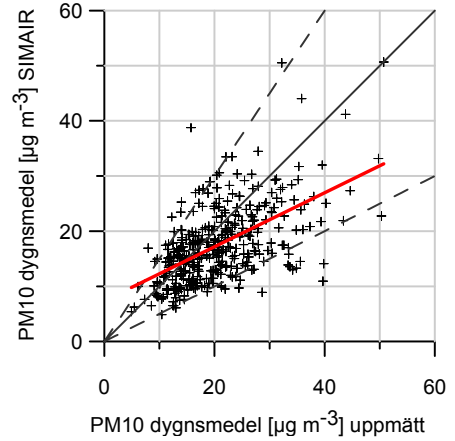
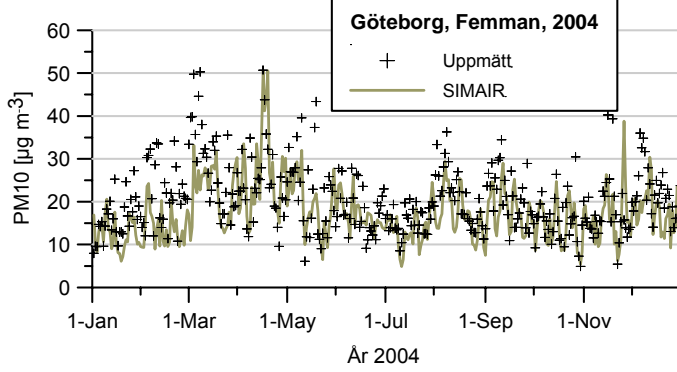
PM10: Jönköping, 2004 (urban bakgrund)



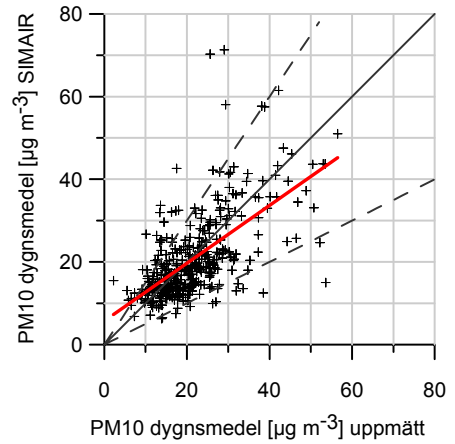
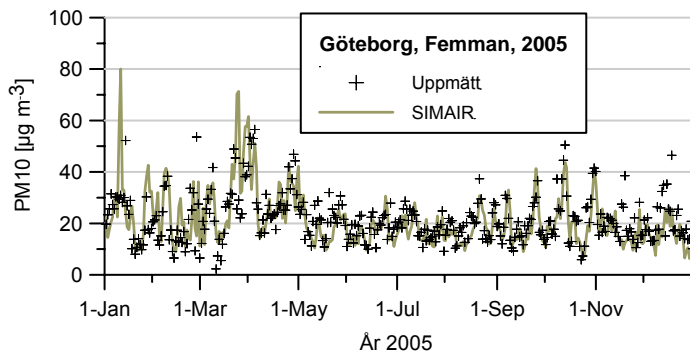
PM10: Jönköping, 2005 (urban bakgrund)



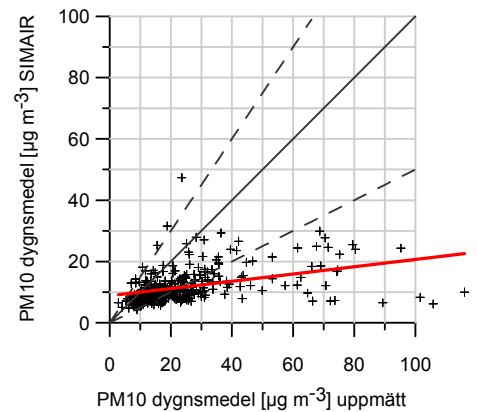
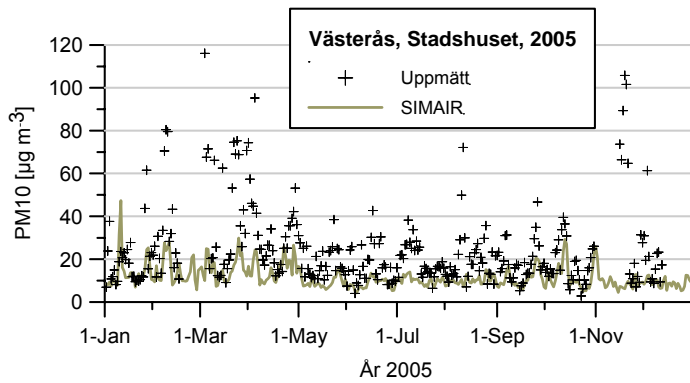
PM10: Göteborg, Femman, 2004
(urban bakgrund)



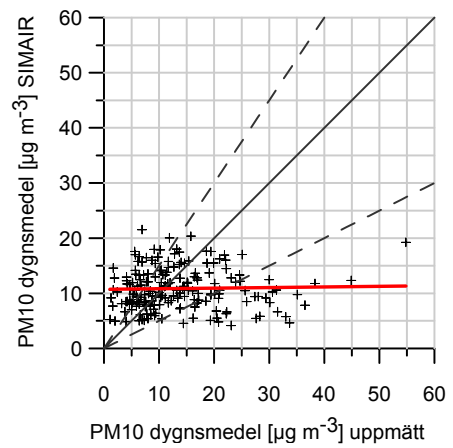
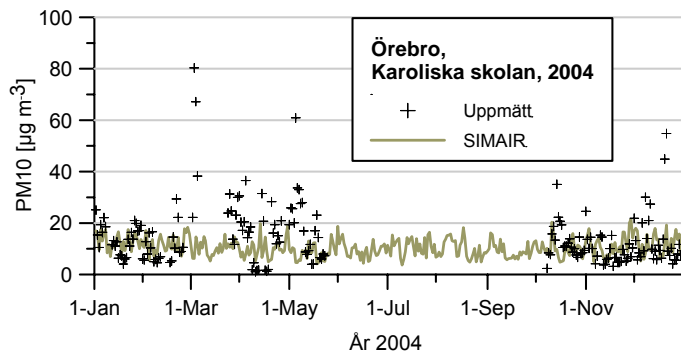
PM10: Göteborg, Femman, 2005
(urban bakgrund)



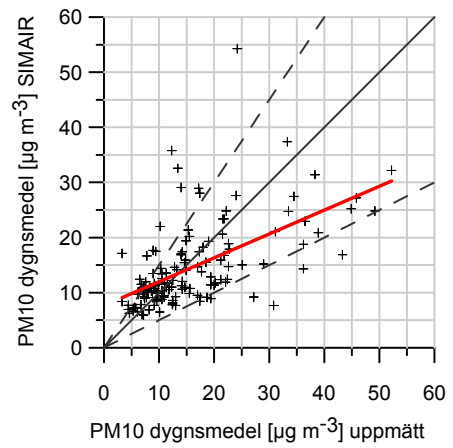
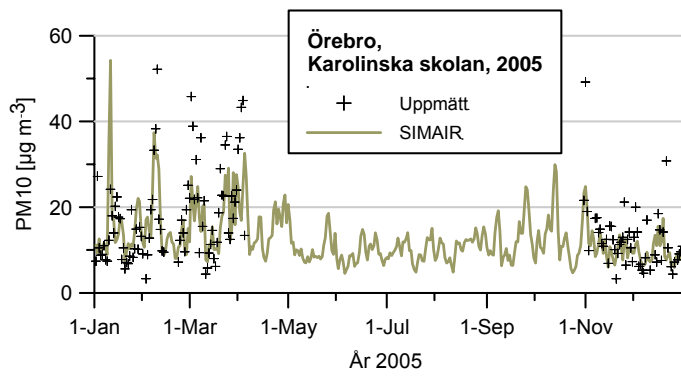
PM10: Västerås, Stadshuset, 2005
(urban bakgrund)



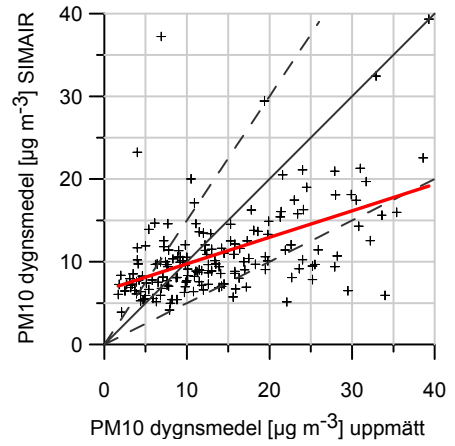
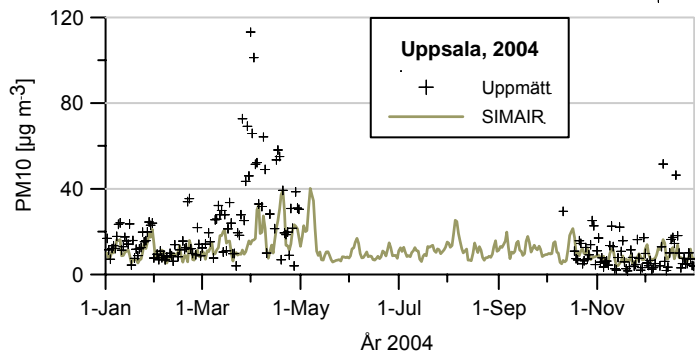
PM10: Örebro, Karolinska skolan, 2004
(urban bakgrund)



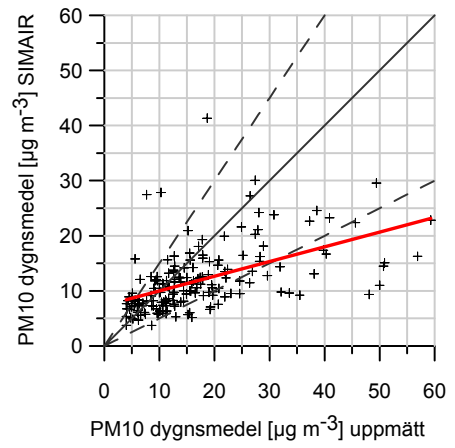
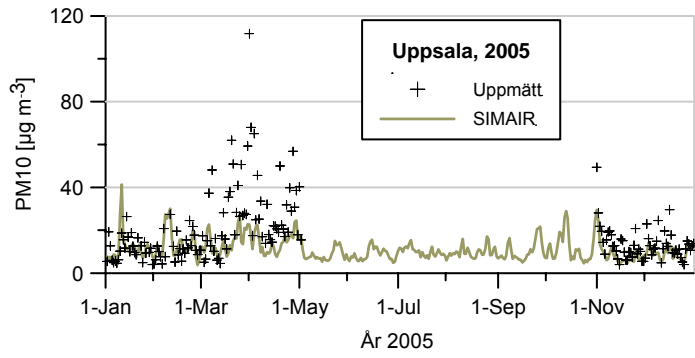
PM10: Örebro, Karolinska skolan, 2005
(urban bakgrund)



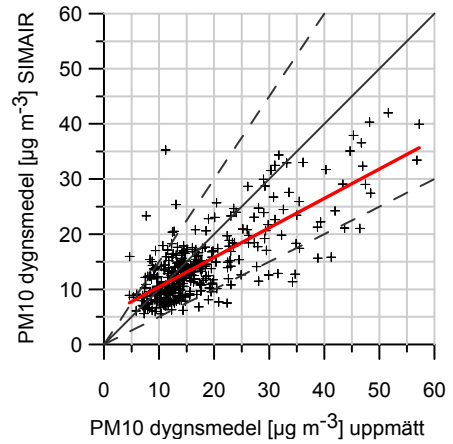
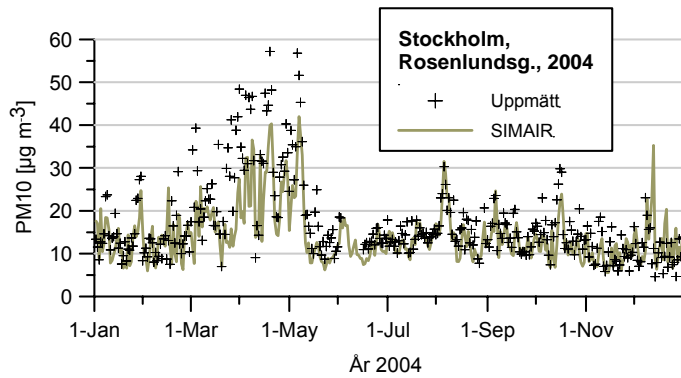
PM10: Uppsala, 2004 (urban bakgrund)



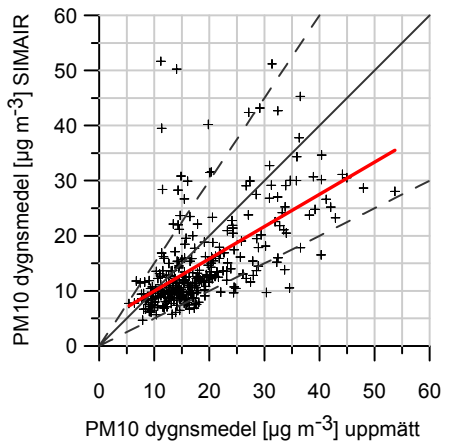
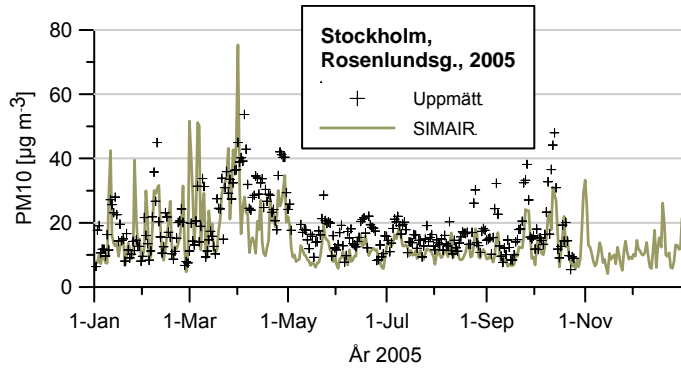
PM10: Uppsala, 2005 (urban bakgrund)



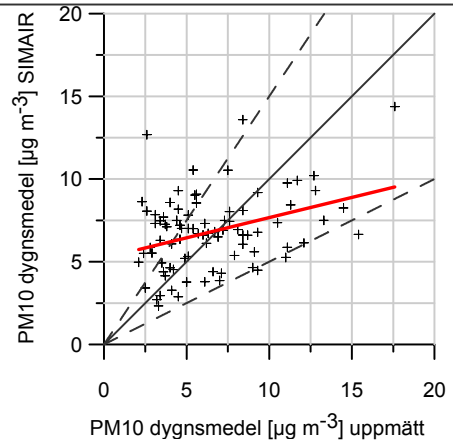
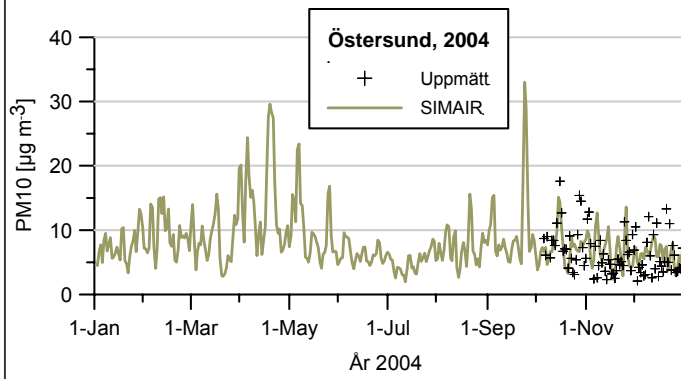
PM10: Stockholm, Rosenlundsgatan, 2004
(urban bakgrund)



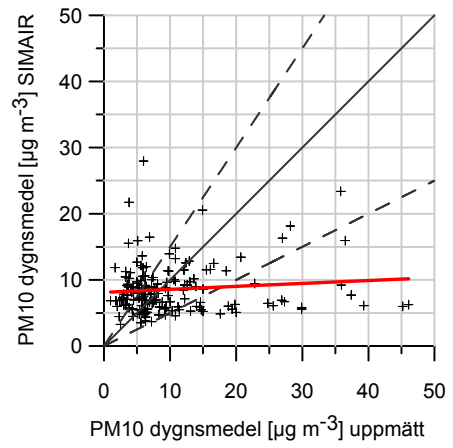
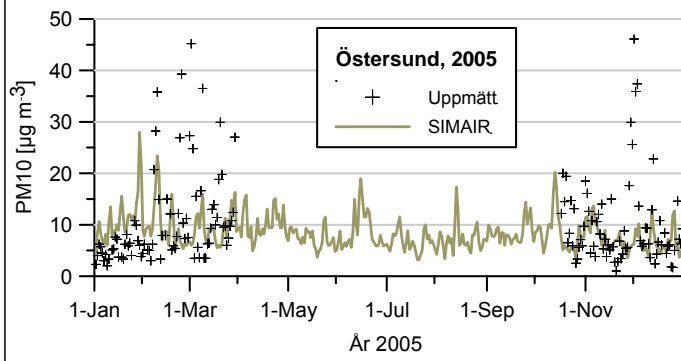
PM10: Stockholm, Rosenlundsgatan, 2005
(urban bakgrund)



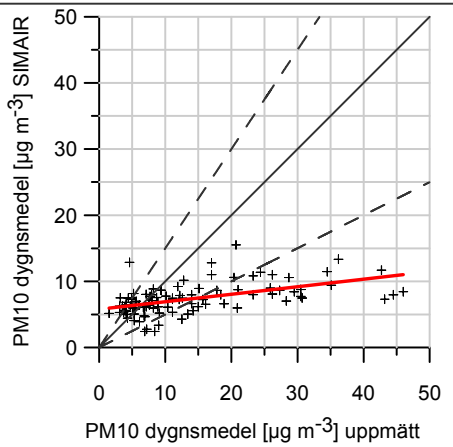
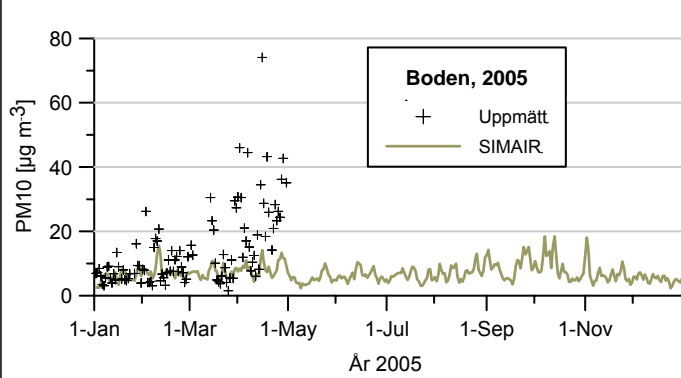
PM10: Östersund, 2004 (urban bakgrund)



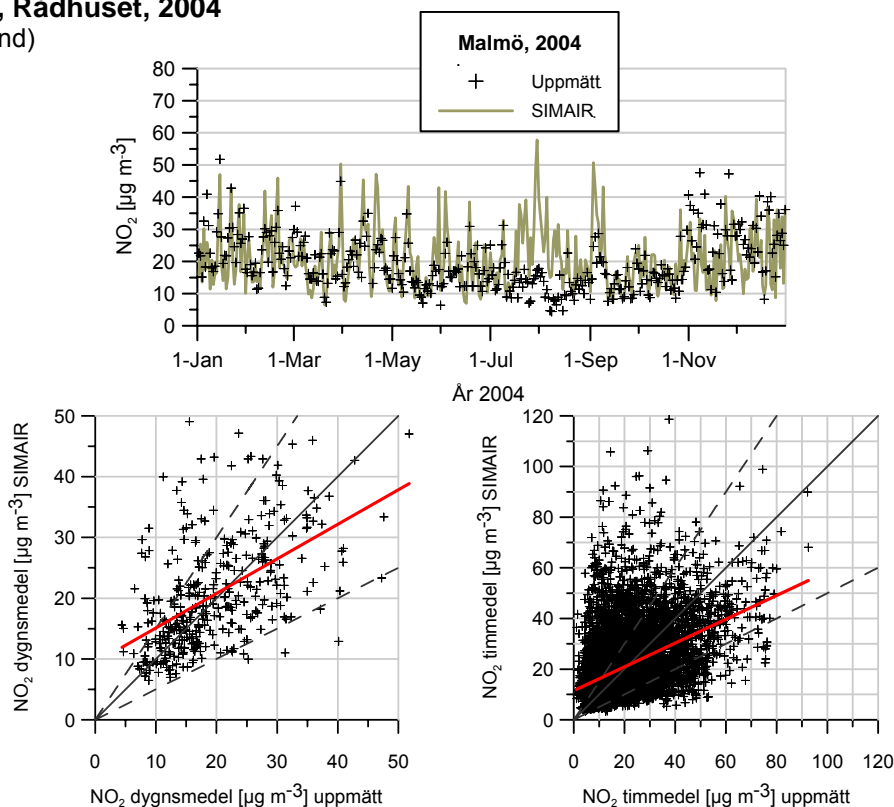
PM10: Östersund, 2005 (urban bakgrund)



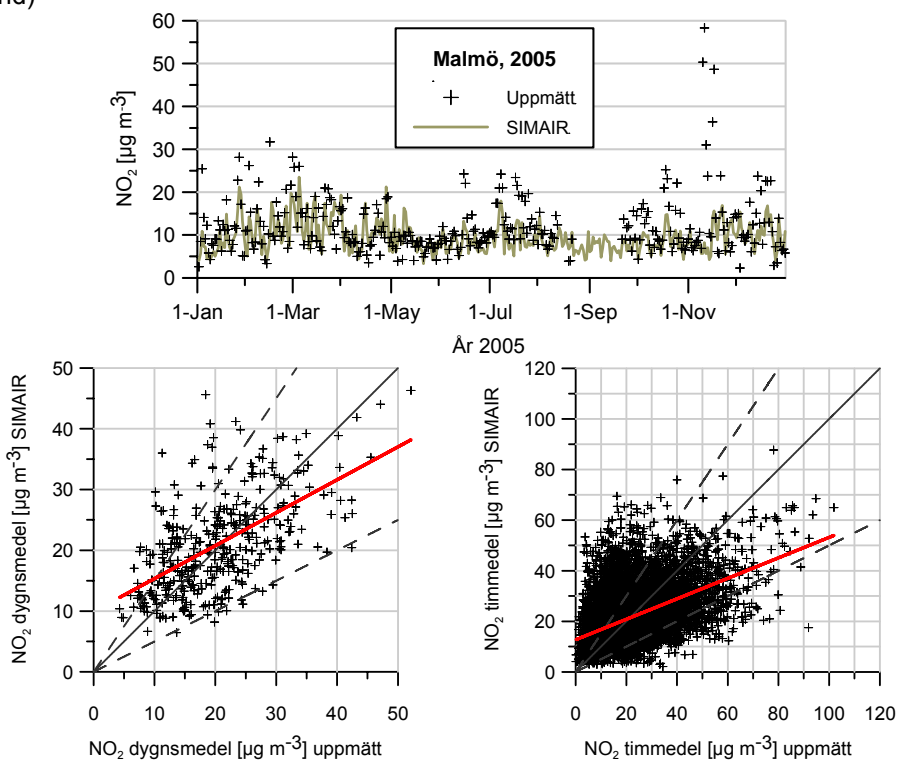
PM10: Boden, 2005 (urban bakgrund)



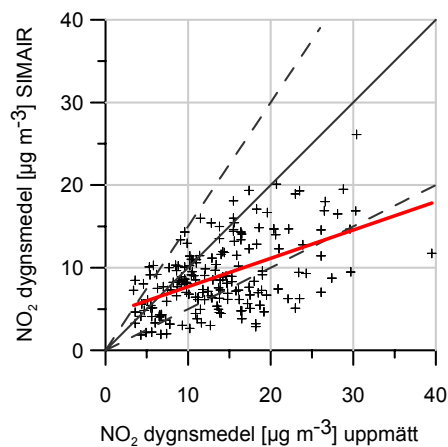
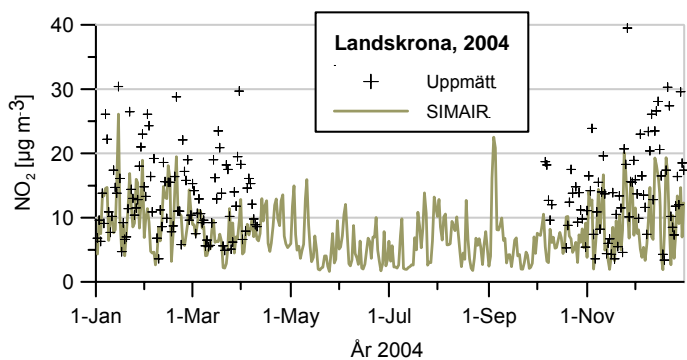
NO₂: Malmö, Rådhuset, 2004
(urban bakgrund)



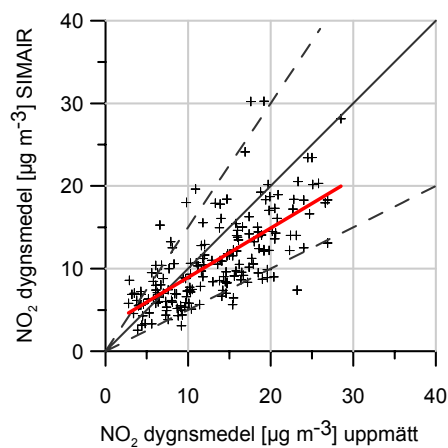
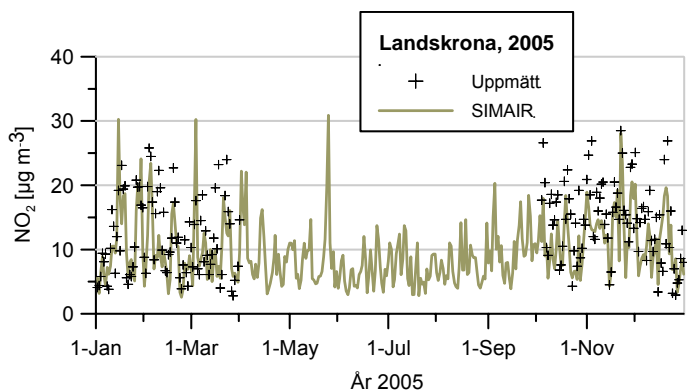
NO₂: Malmö, Rådhuset, 2005
(urban bakgrund)



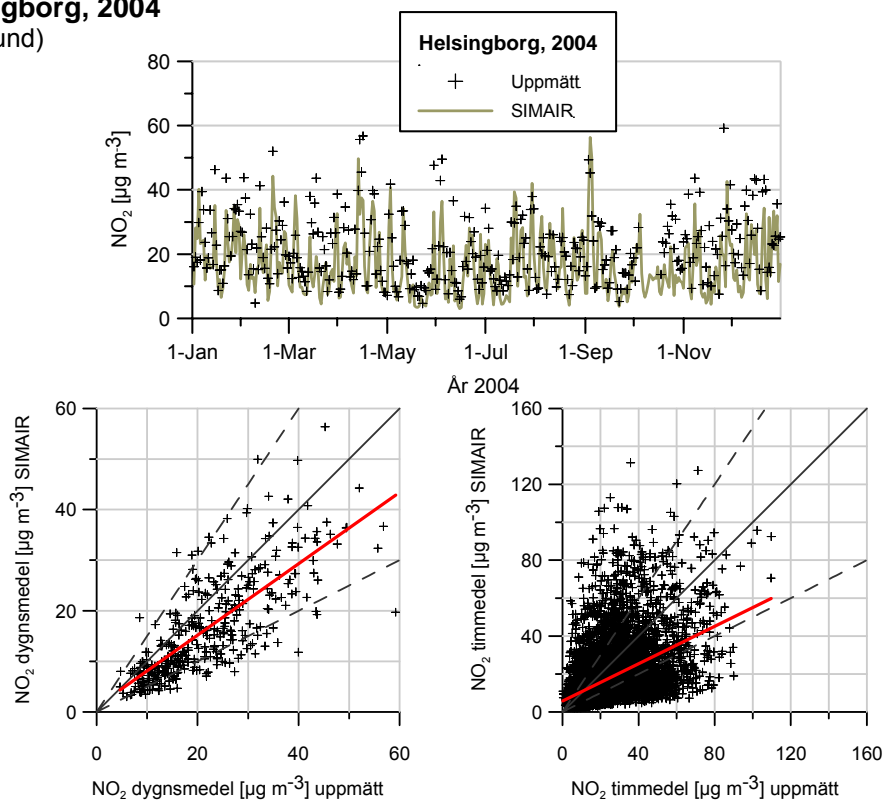
NO₂: Landskrona, 2004 (urban bakgrund)



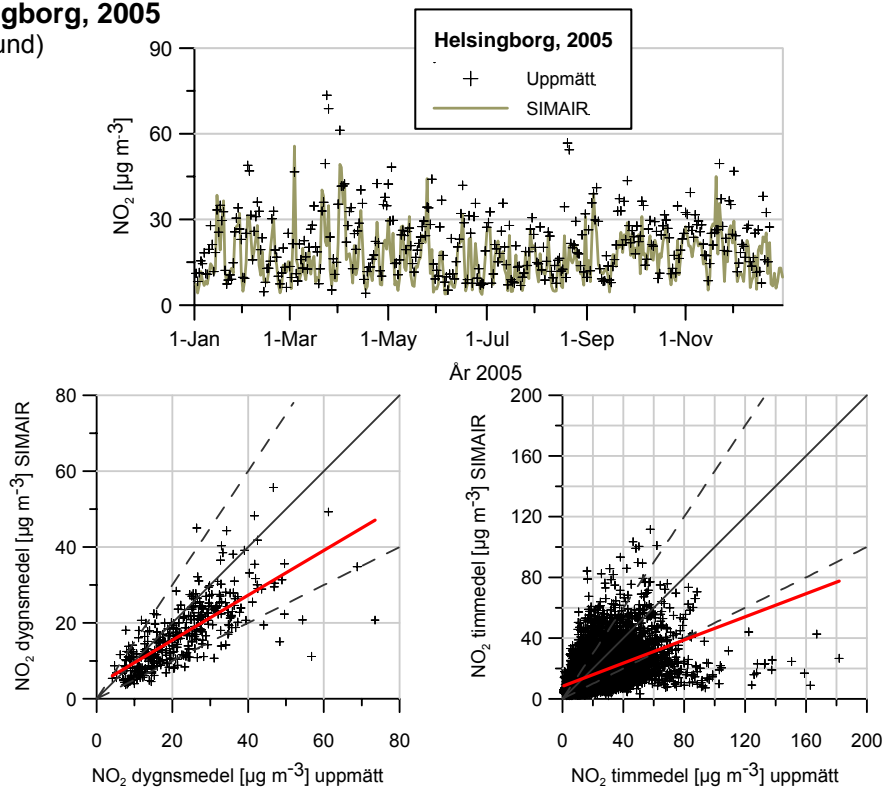
NO₂: Landskrona, 2005 (urban bakgrund)



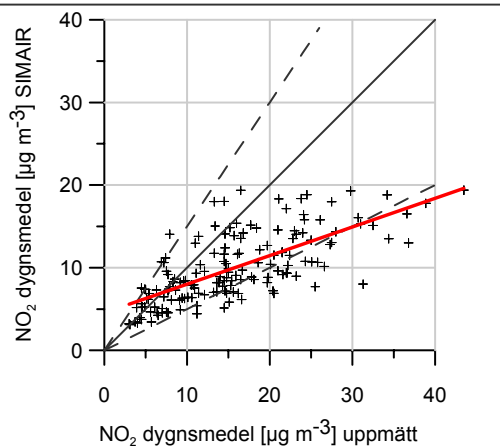
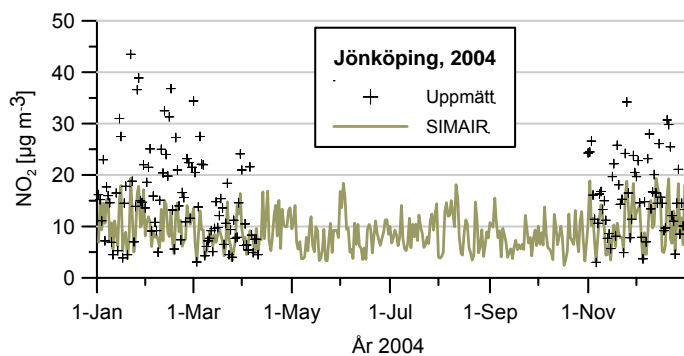
NO₂: Helsingborg, 2004
(urban bakgrund)



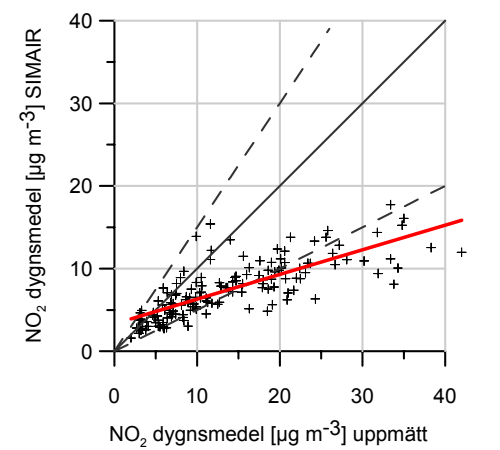
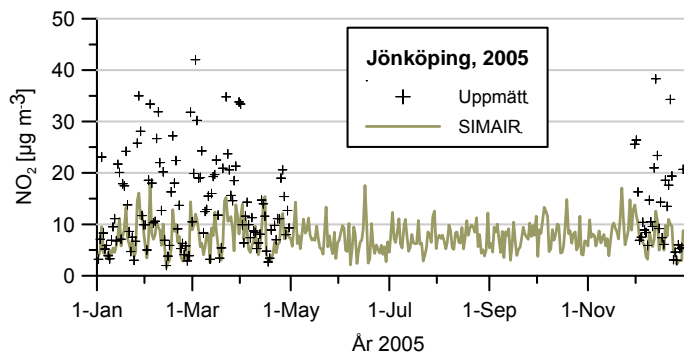
NO₂: Helsingborg, 2005
(urban bakgrund)



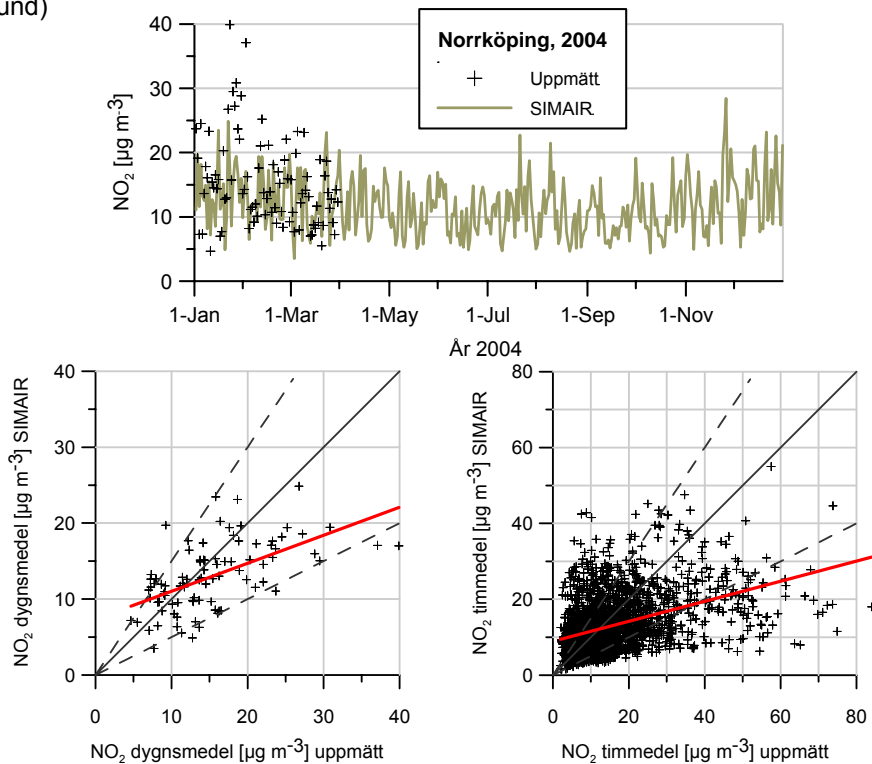
NO₂: Jönköping, 2004 (urban bakgrund)



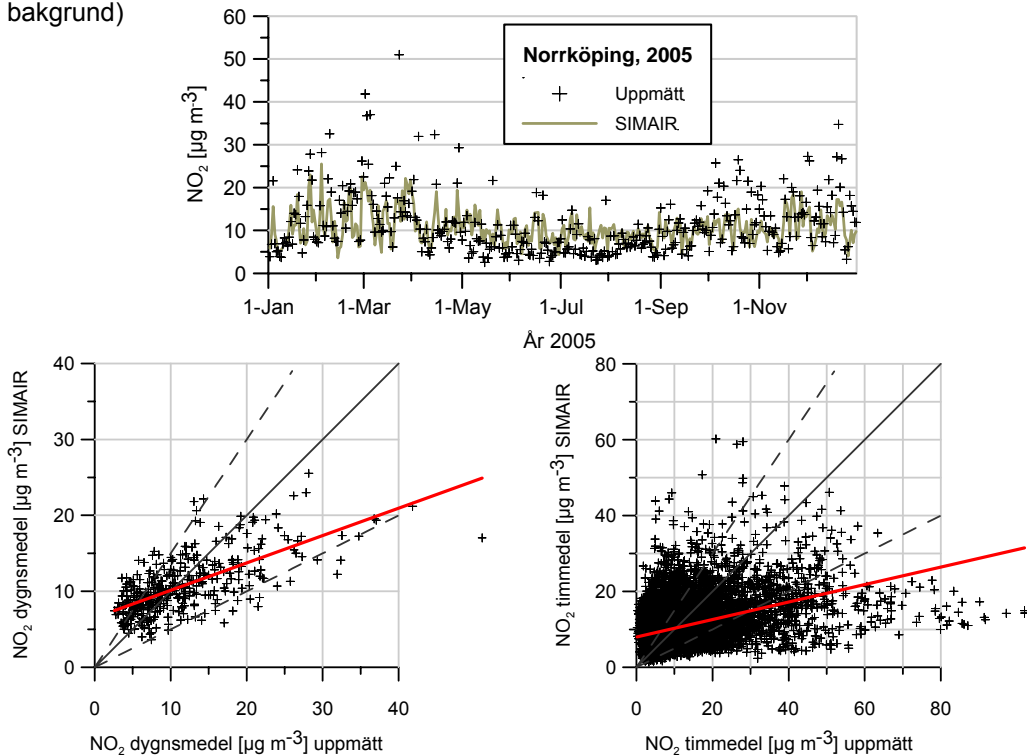
NO₂: Jönköping, 2005 (urban bakgrund)



NO₂: Norrköping, 2004
(urban bakgrund)

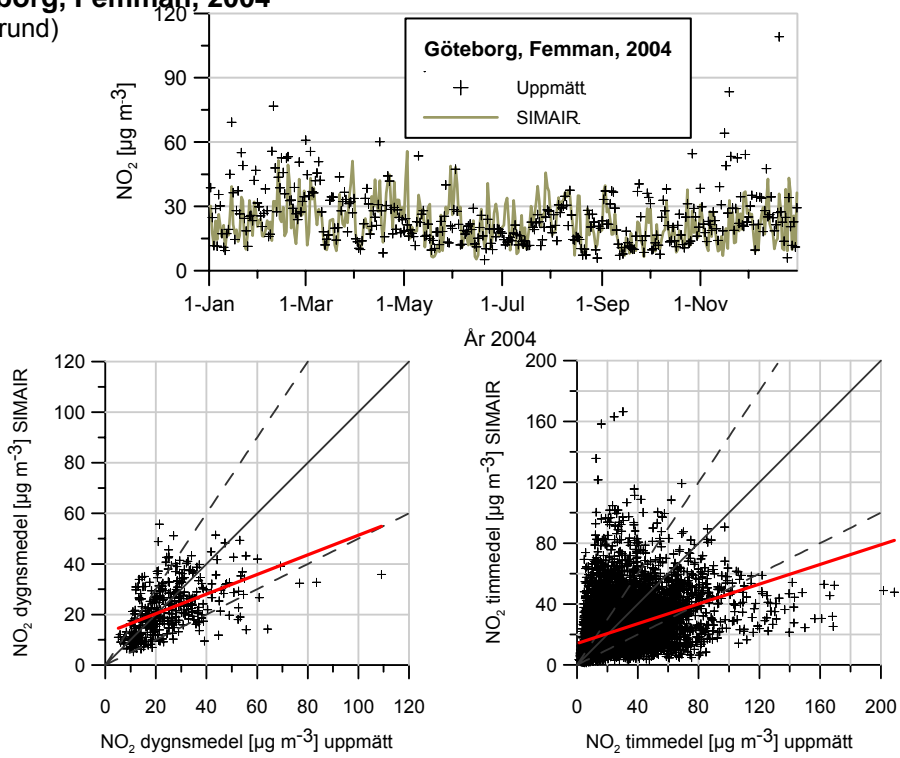


NO₂: Norrköping, 2005
(urban bakgrund)



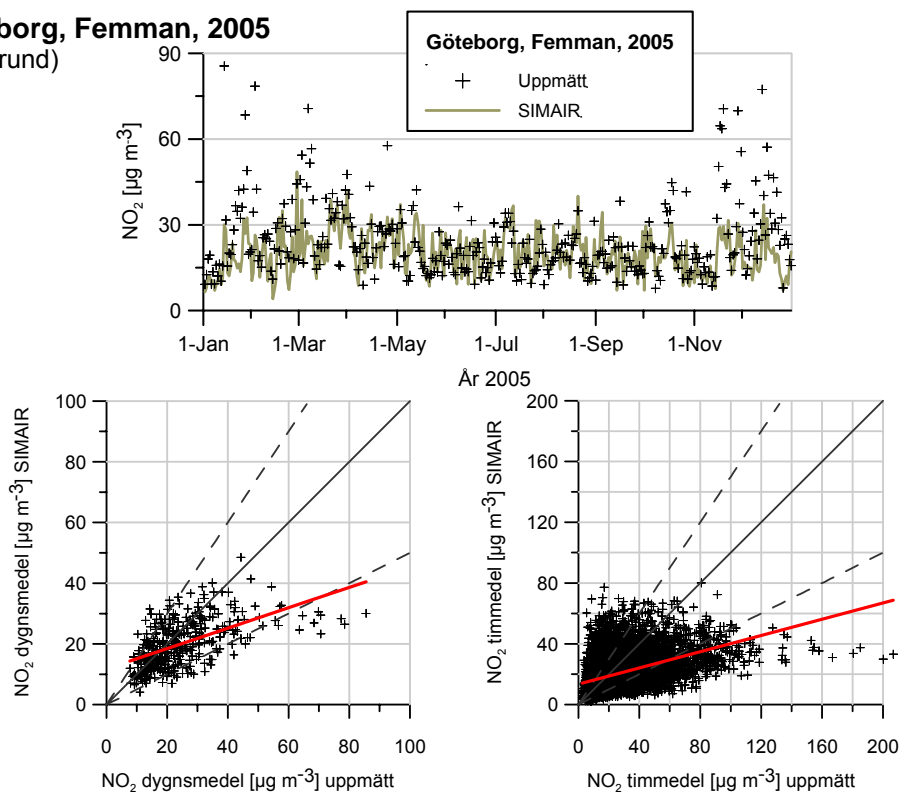
NO₂: Göteborg, Femman, 2004

(urban bakgrund)

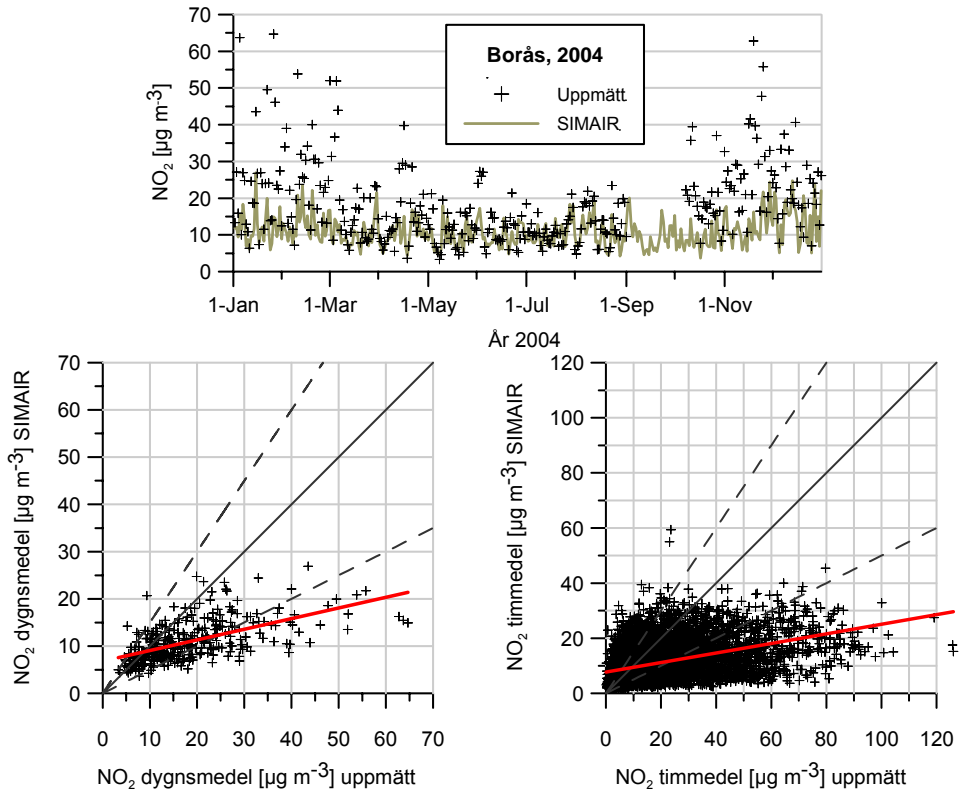


NO₂: Göteborg, Femman, 2005

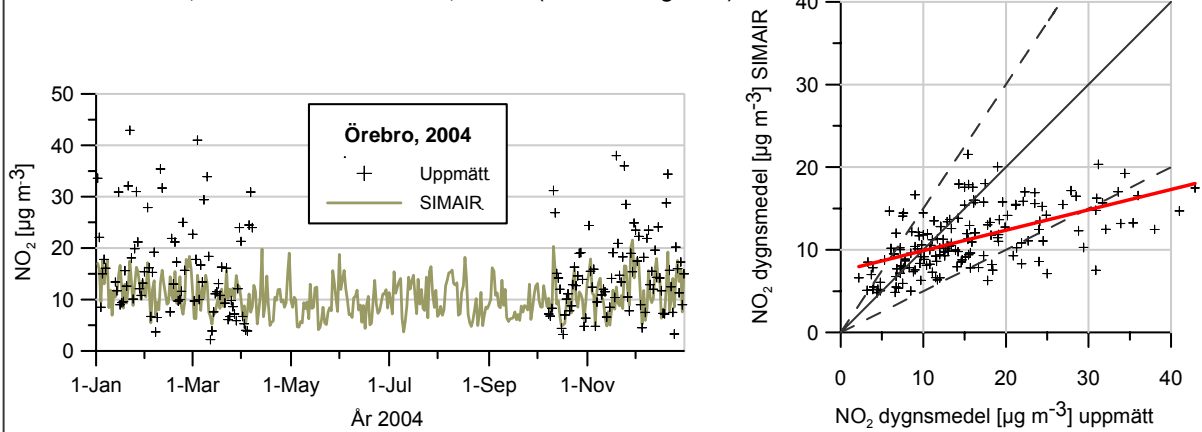
(urban bakgrund)



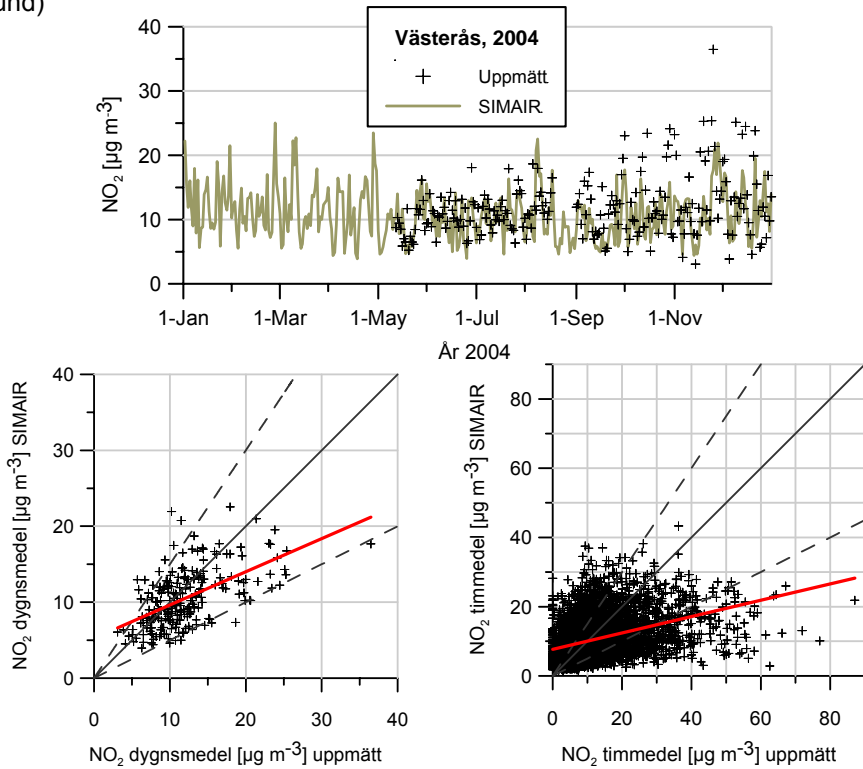
NO₂: Borås, 2004 (urban bakgrund)



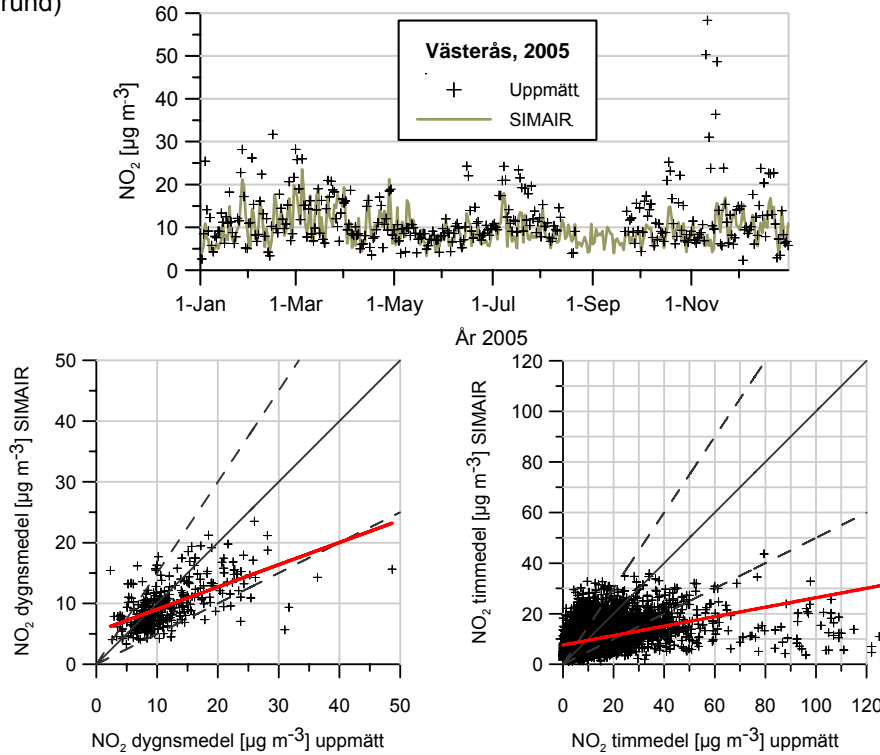
NO₂: Örebro, Karolinska skolan, 2004 (urban bakgrund)



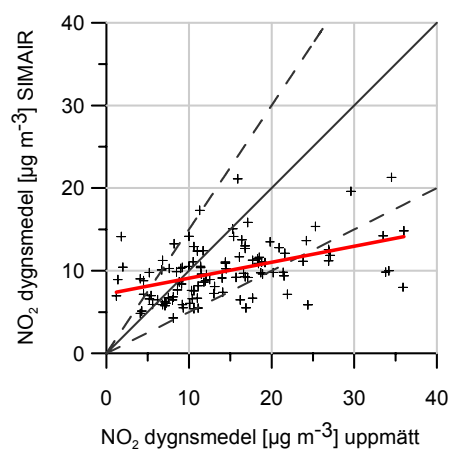
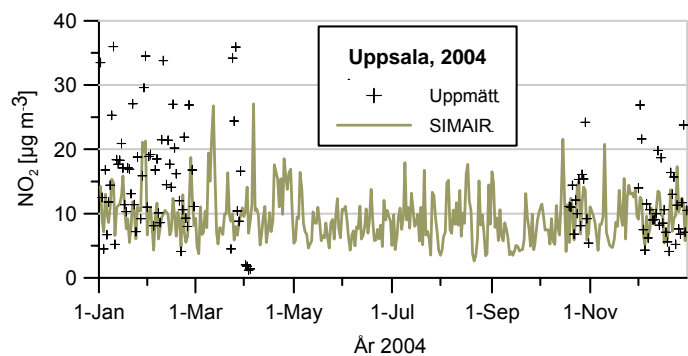
NO₂: Västerås, Stadshuset, 2004
(urban bakgrund)



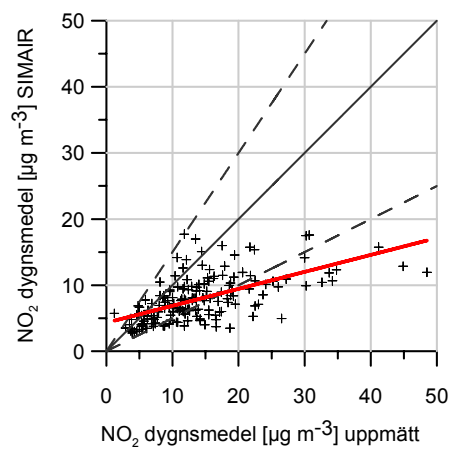
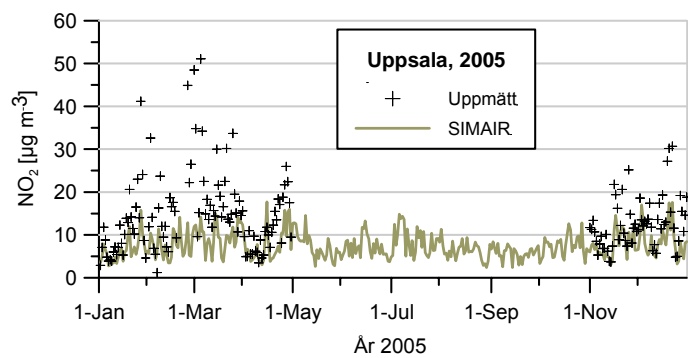
NO₂: Västerås, Stadshuset, 2005
(urban bakgrund)



NO₂: Uppsala, 2004 (urban bakgrund)

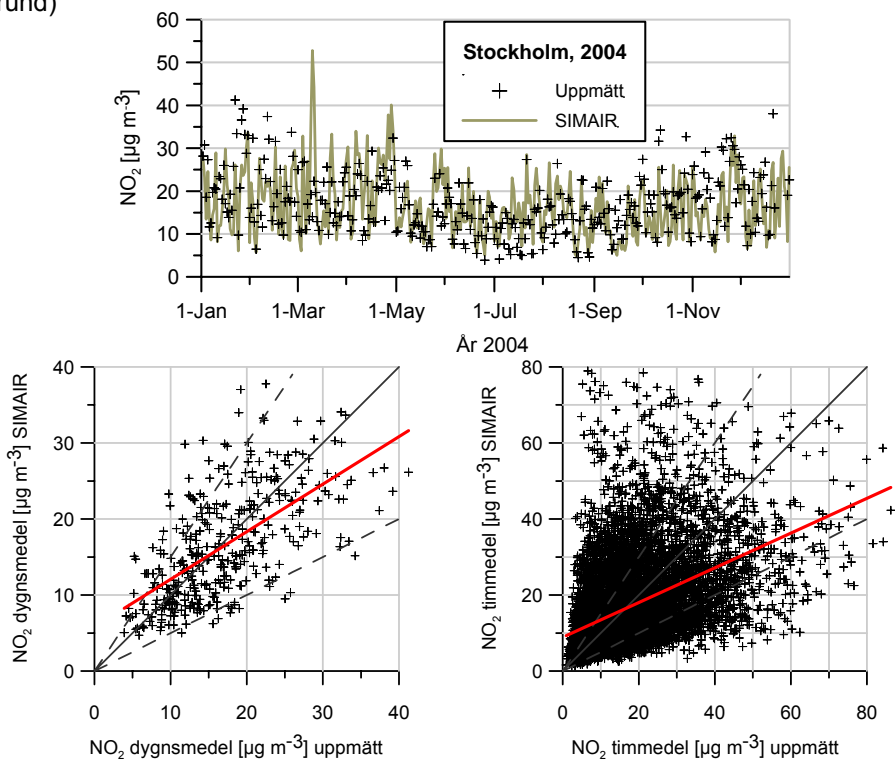


NO₂: Uppsala, 2005 (urban bakgrund)



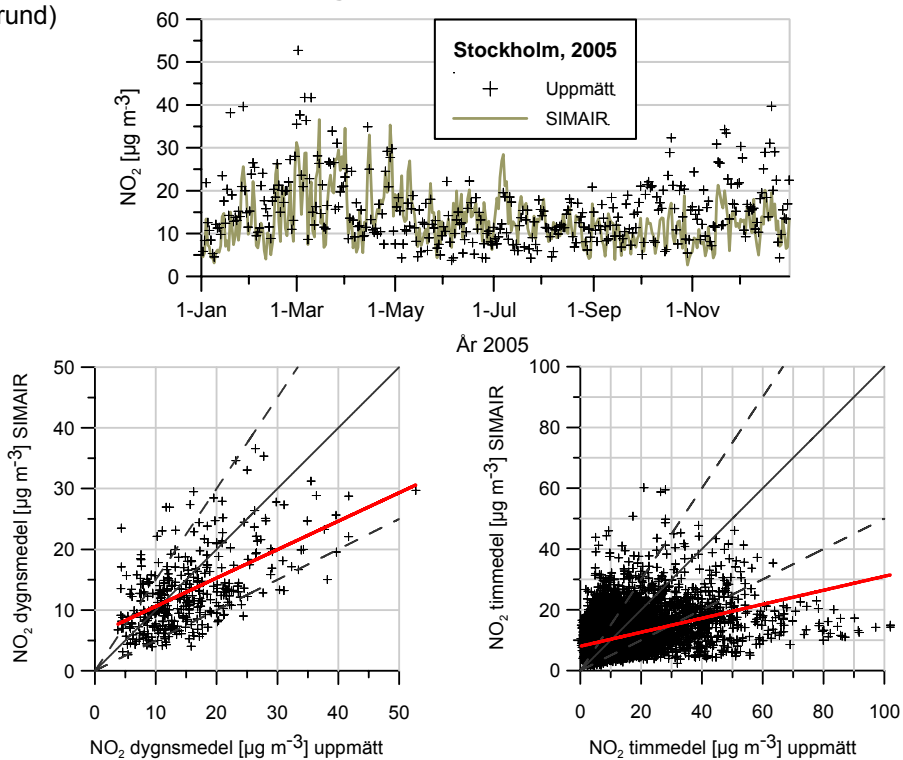
NO₂: Stockholm, Torkel Knutssonsgatan, 2004

(urban bakgrund)

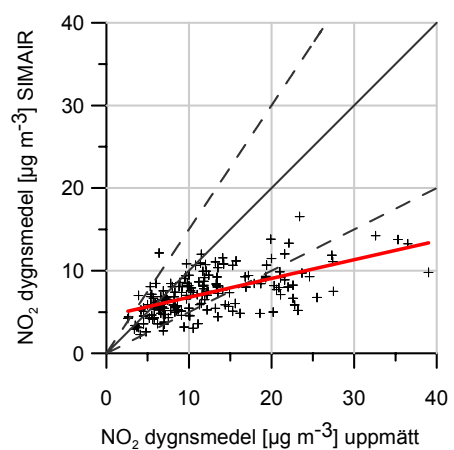
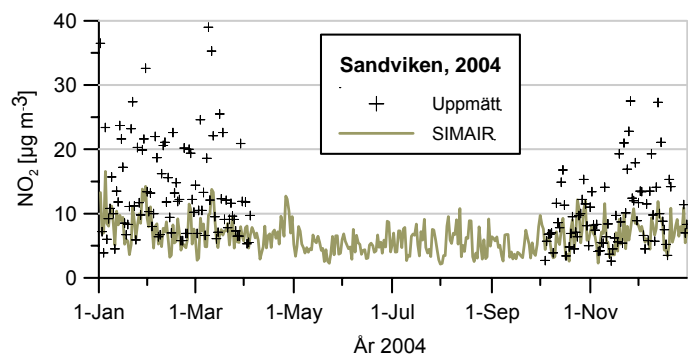


NO₂: Stockholm, Torkel Knutssonsgatan, 2005

(urban bakgrund)

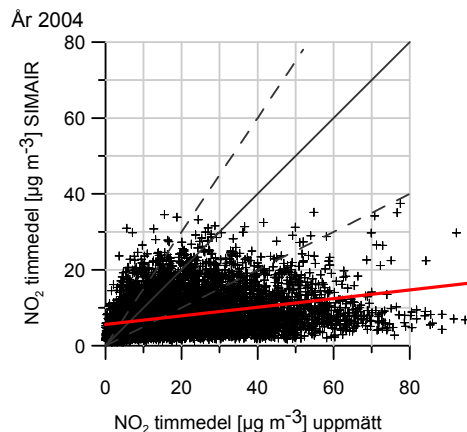
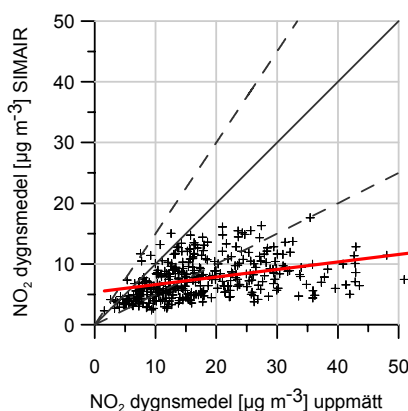
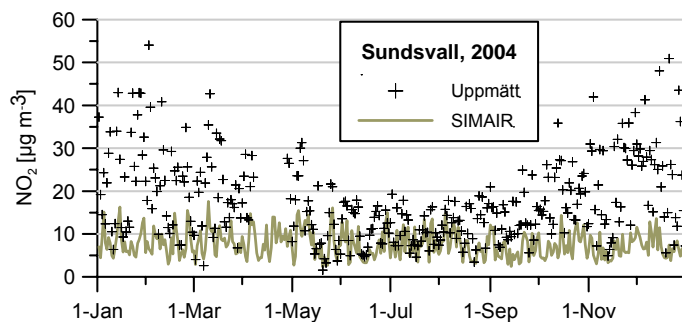


NO₂: Sandviken, 2004 (urban bakgrund)



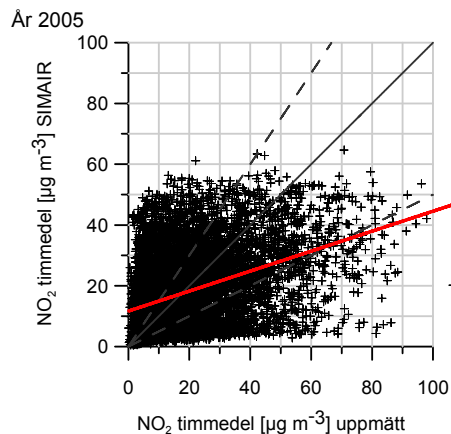
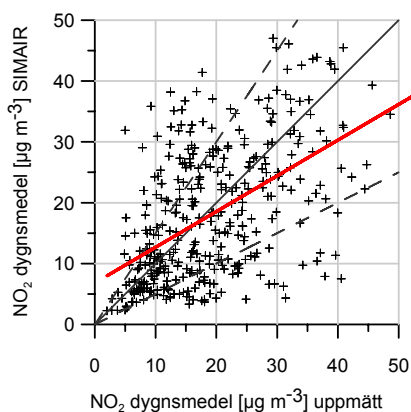
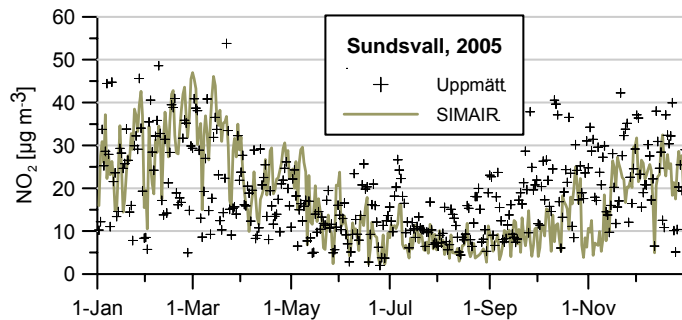
NO₂: Sundsvall, Stadshuset, 2004

(urban bakgrund)

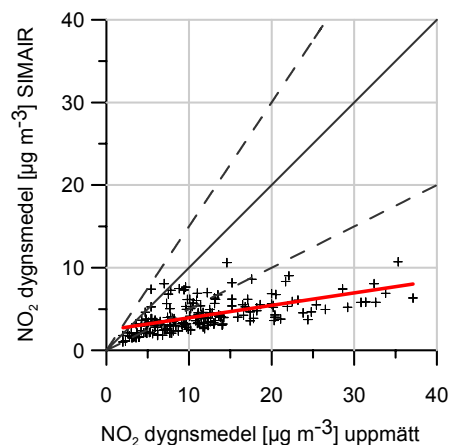
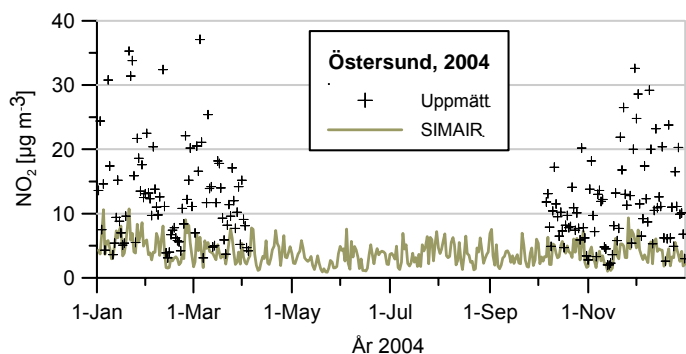


NO₂: Sundsvall, Stadshuset, 2005 (klimatkorrigerat)

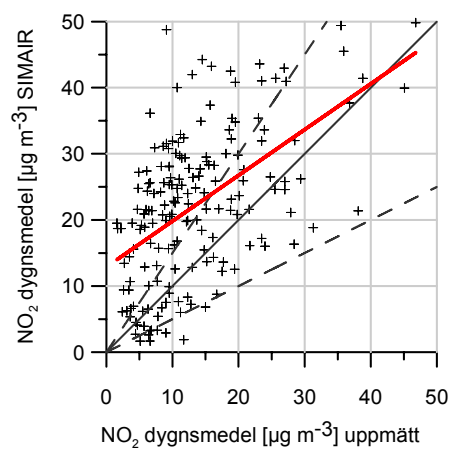
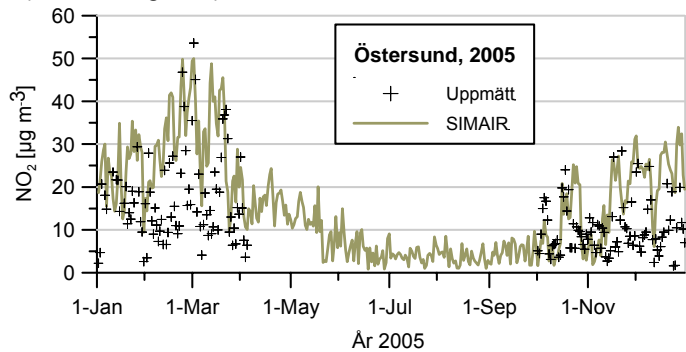
(urban bakgrund)



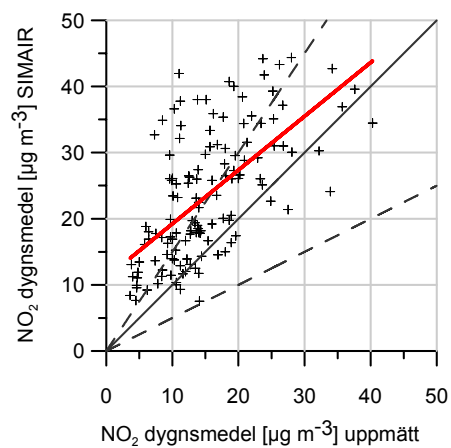
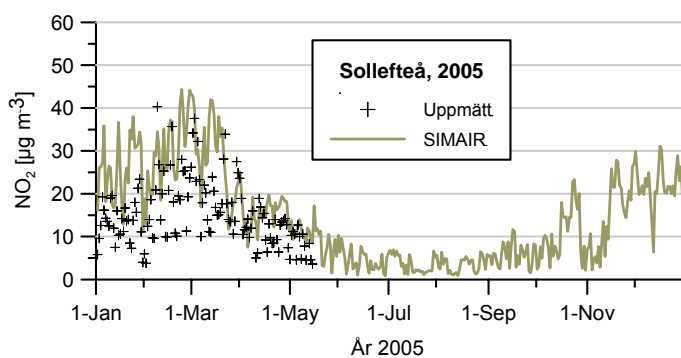
NO₂: Östersund, 2004
(urban bakgrund)



NO₂: Östersund, 2005 (klimatkorrigerat)
(urban bakgrund)

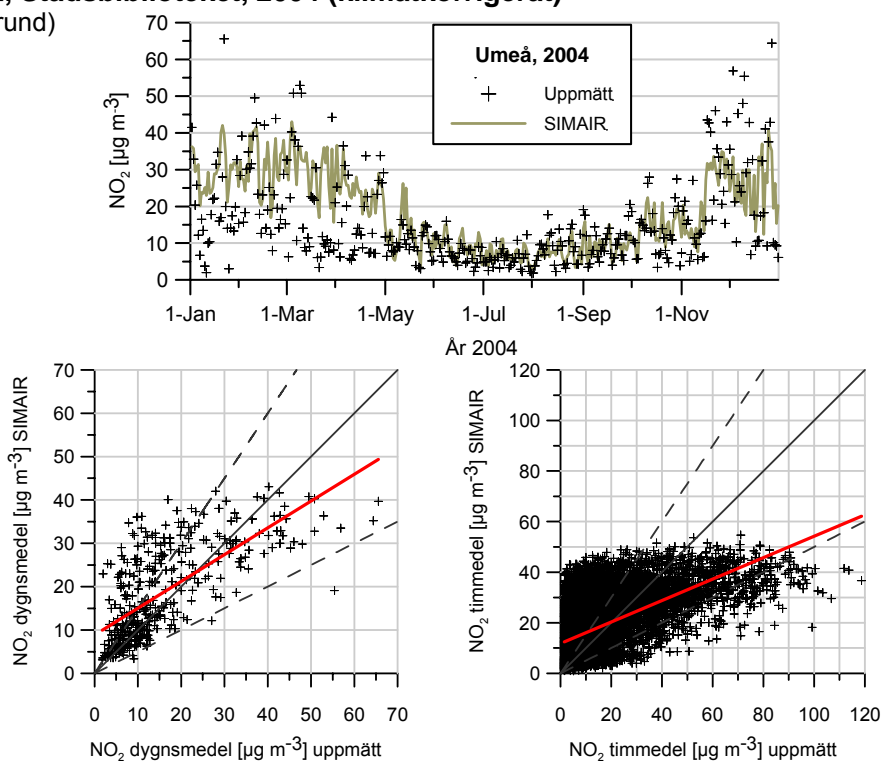


NO₂: Sollefteå, 2005 (klimatkorrigerat)
(urban bakgrund)



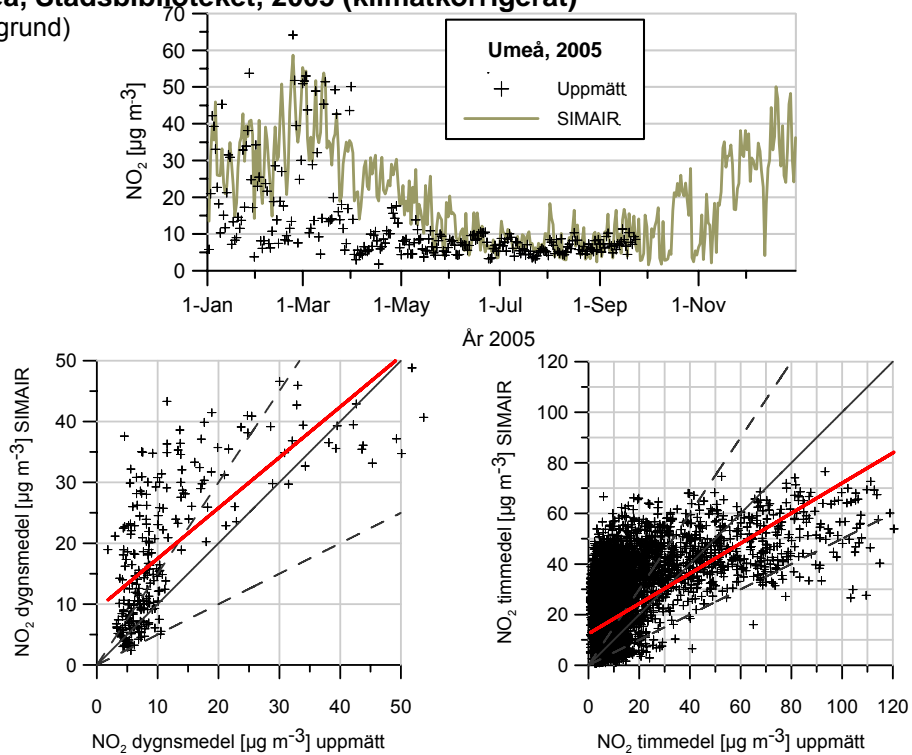
NO₂: Umeå, Stadsbiblioteket, 2004 (klimatkorrigerat)

(urban bakgrund)

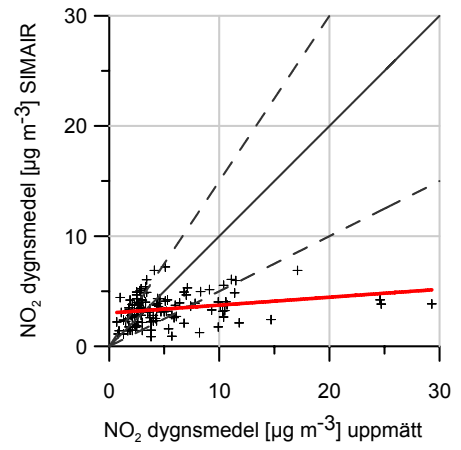
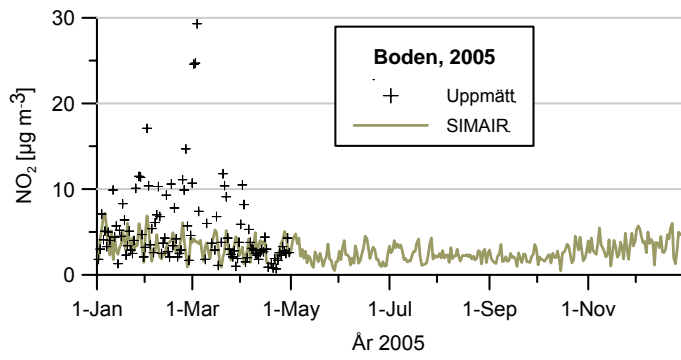


NO₂: Umeå, Stadsbiblioteket, 2005 (klimatkorrigerat)

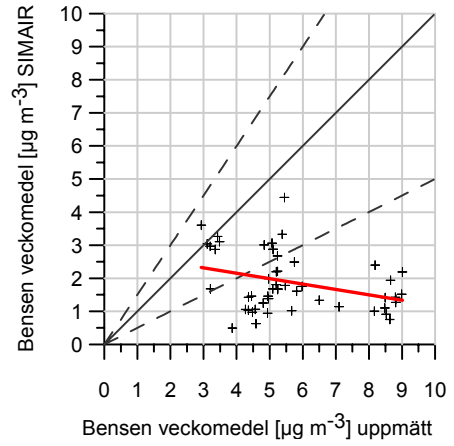
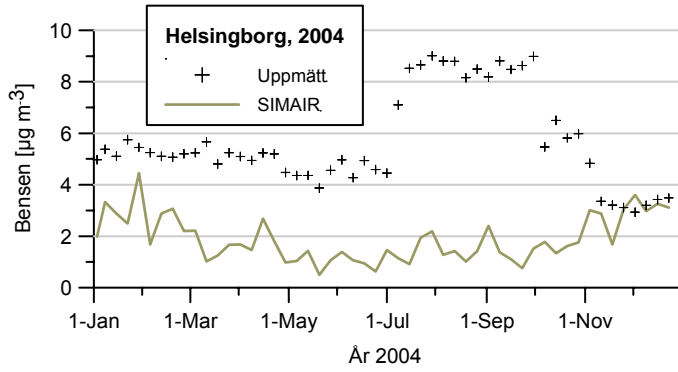
(urban bakgrund)



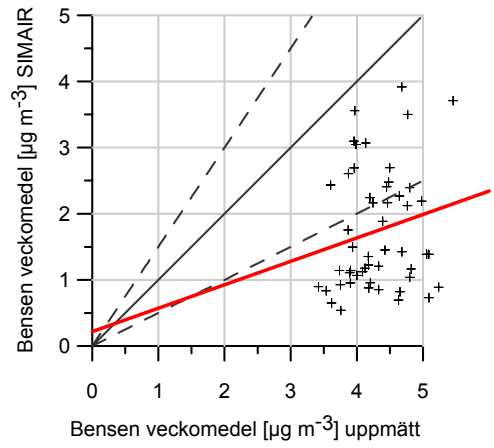
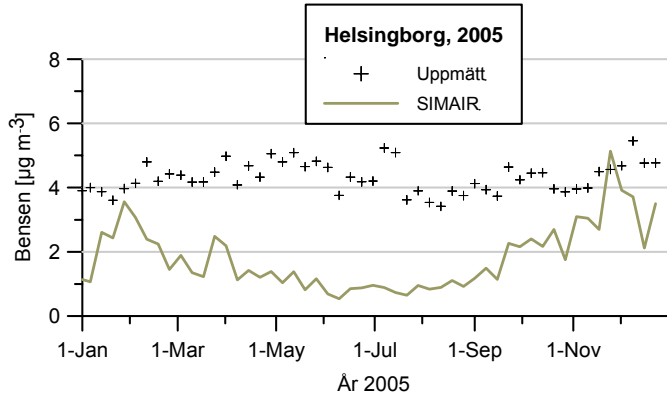
NO₂: Boden, 2005 (urban bakgrund)



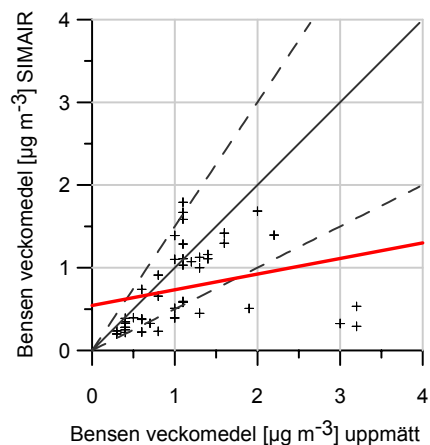
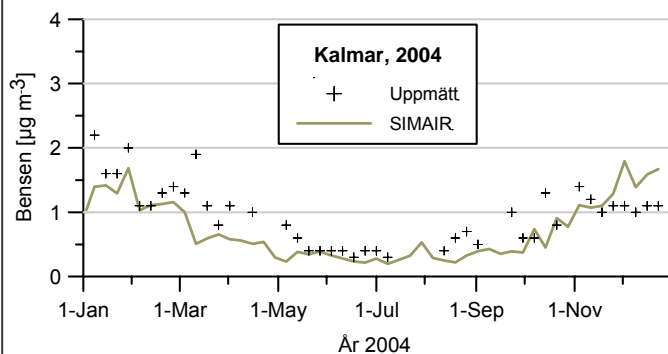
Bensen: Helsingborg, 2004 (urban bakgrund)



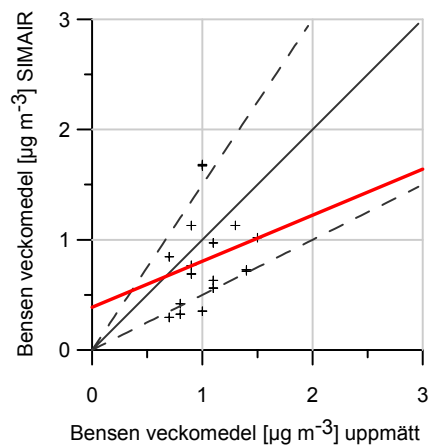
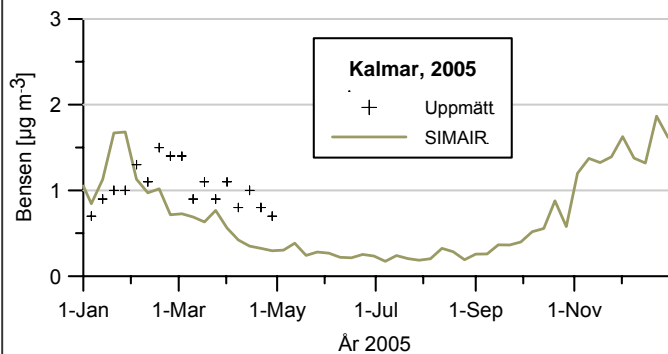
Bensen: Helsingborg, 2005 (urban bakgrund)



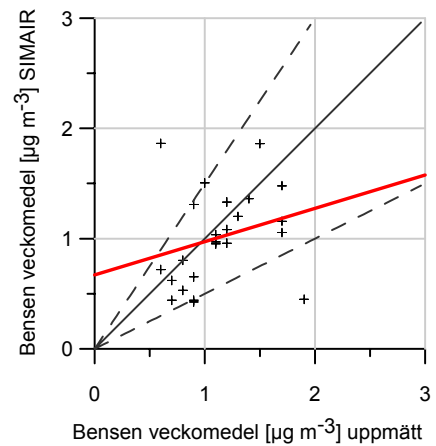
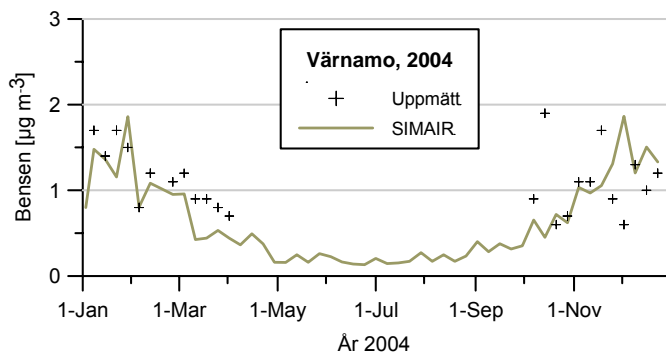
Bensen: Kalmar, 2004 (urban bakgrund)



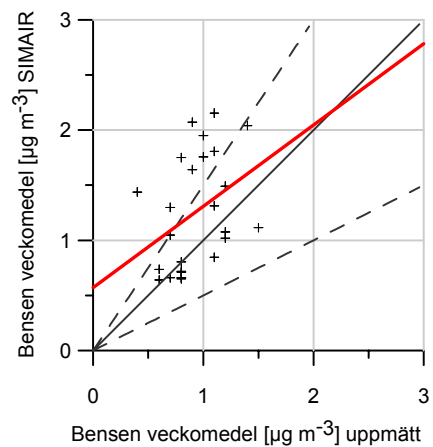
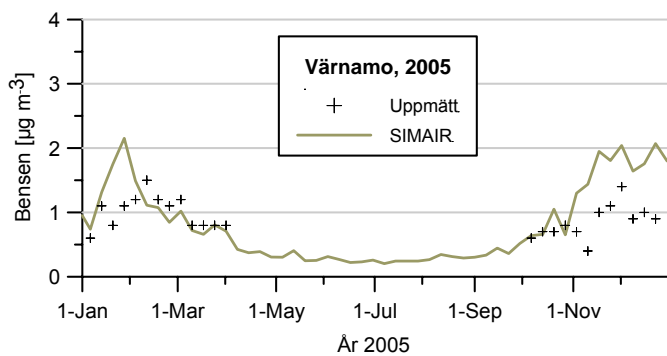
Bensen: Kalmar, 2005 (urban bakgrund)



Bensen: Värnamo, 2004 (urban bakgrund)

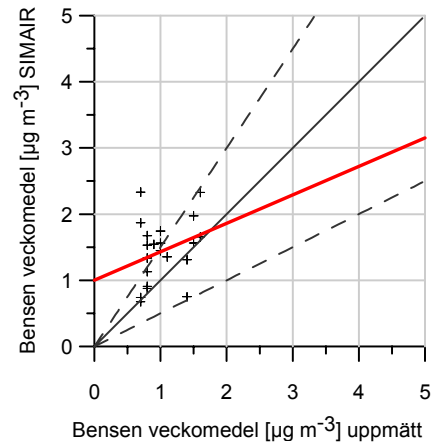
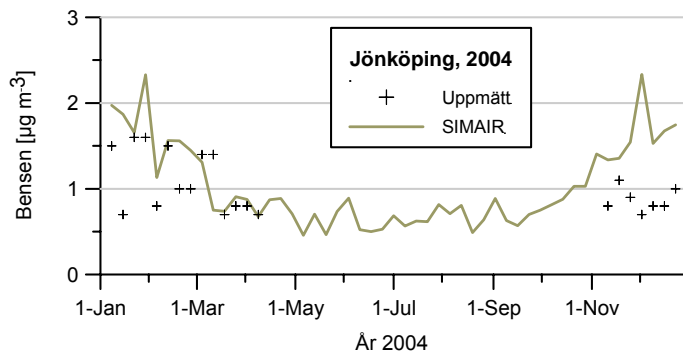


Bensen: Värnamo, 2005 (urban bakgrund)

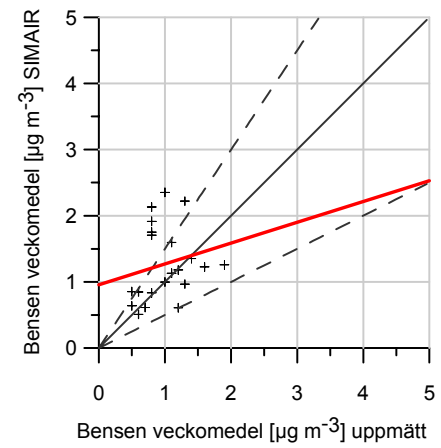
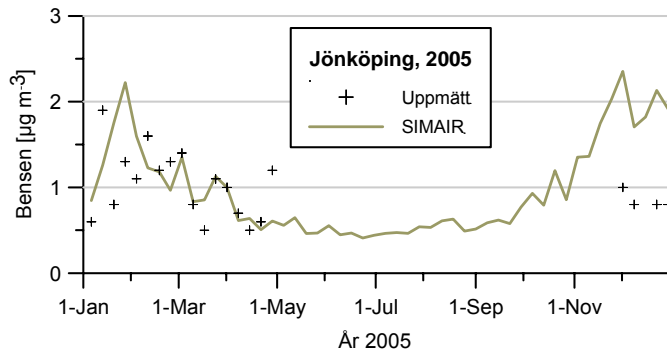


* Notera att urbant bakgrundsbidrag i ovanstående beräkningar i SIMAIR för Värnamo saknas, ovanstående beräkningar avser därför enbart regional bakgrund.

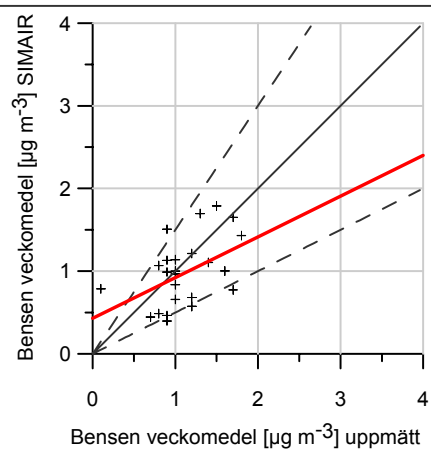
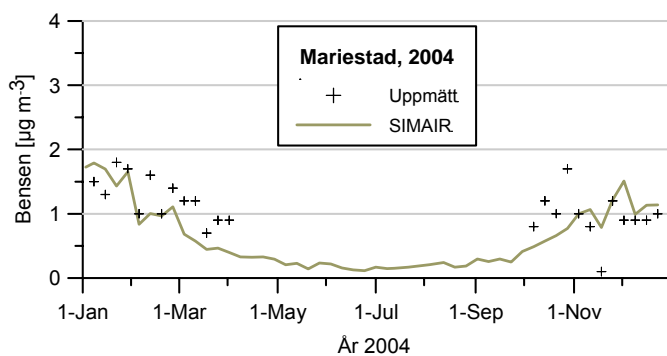
Bensen: Jönköping, 2004 (urban bakgrund)



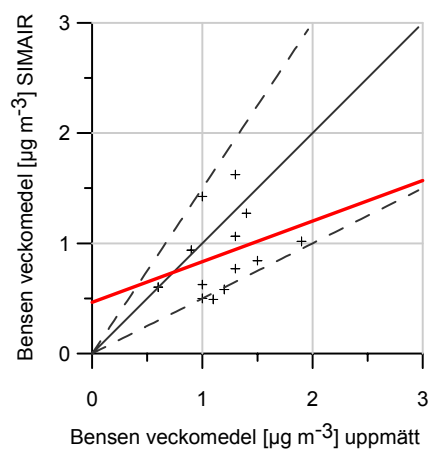
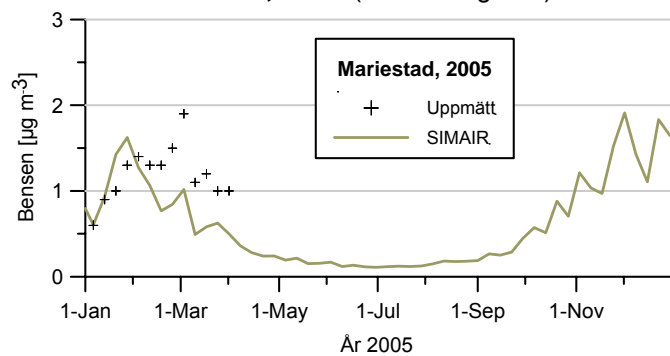
Bensen: Jönköping, 2005 (urban bakgrund)



Bensen: Mariestad, 2004 (urban bakgrund)

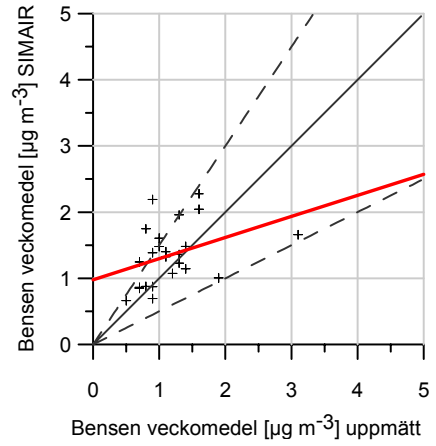
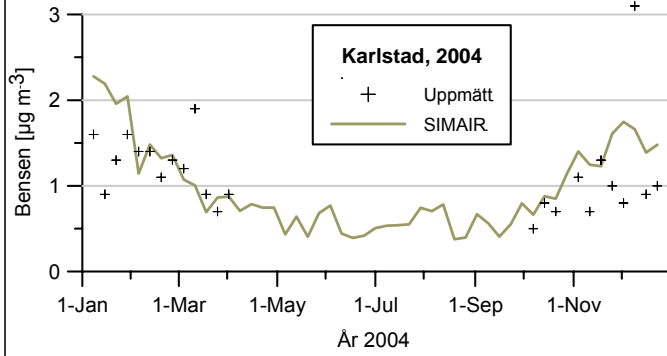


Bensen: Mariestad, 2005 (urban bakgrund)

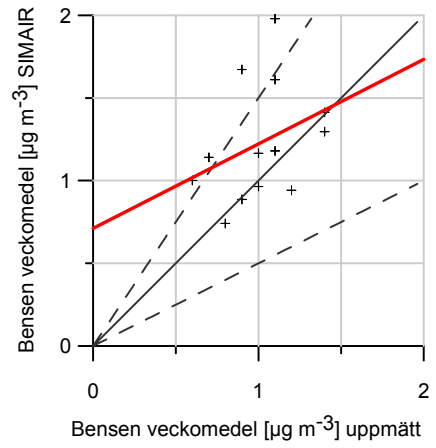
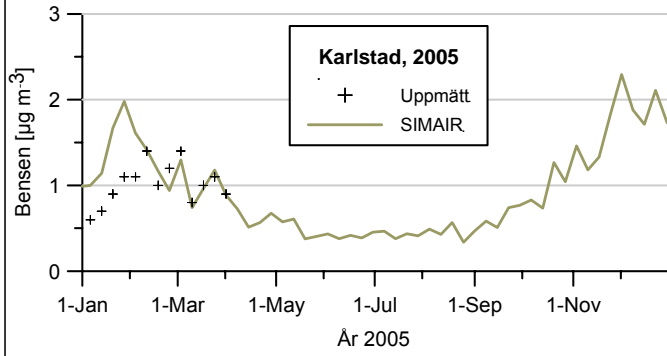


* Notera att urbant bakgrundsbidrag i ovanstående beräkningar i SIMAIR för Värnamo saknas, ovanstående beräkningar avser därför enbart regional bakgrund.

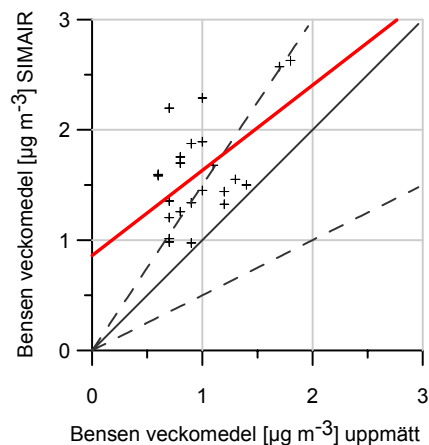
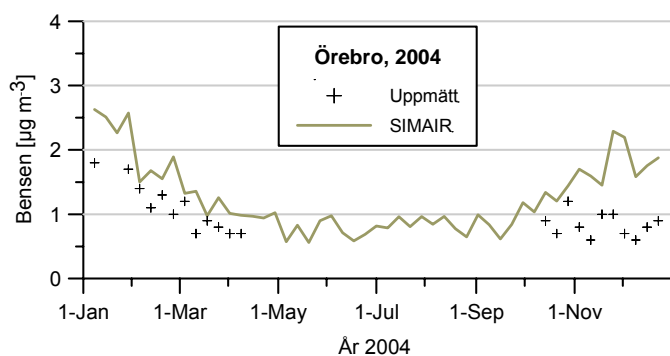
Bensen: Karlstad, 2004 (urban bakgrund)



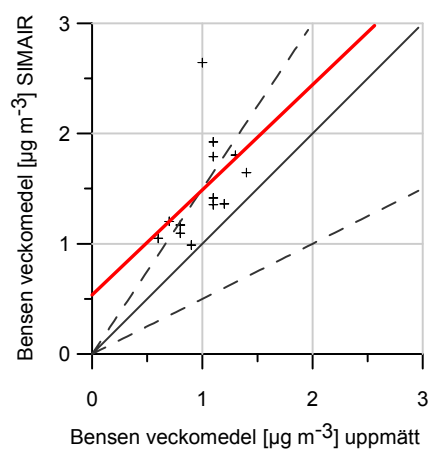
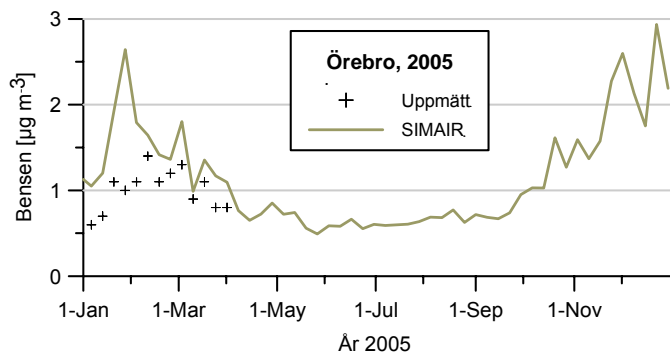
Bensen: Karlstad, 2005 (urban bakgrund)



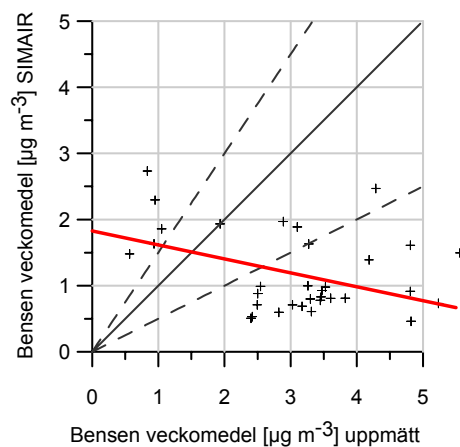
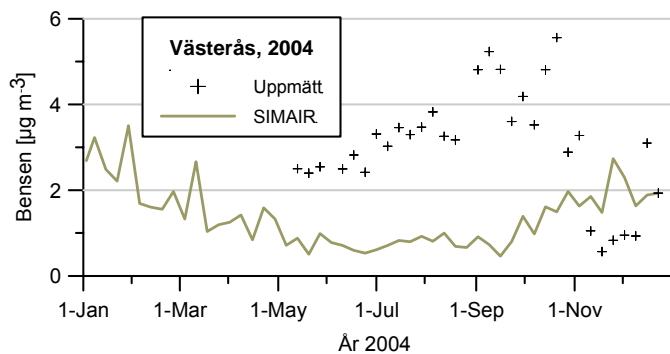
Bensen: Örebro, 2004 (urban bakgrund)



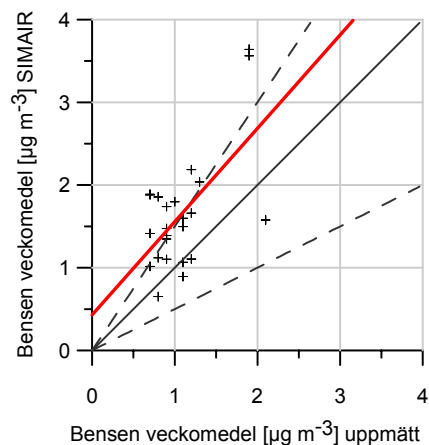
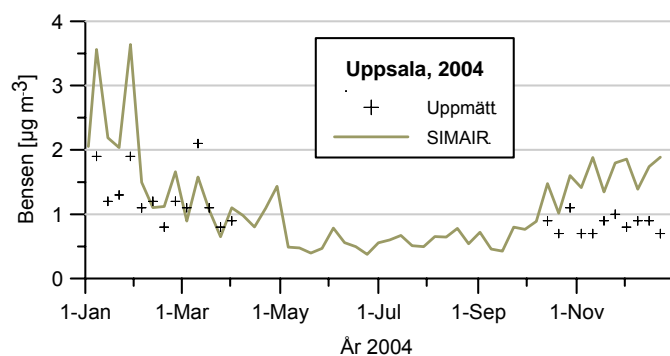
Bensen: Örebro, 2005 (urban bakgrund)



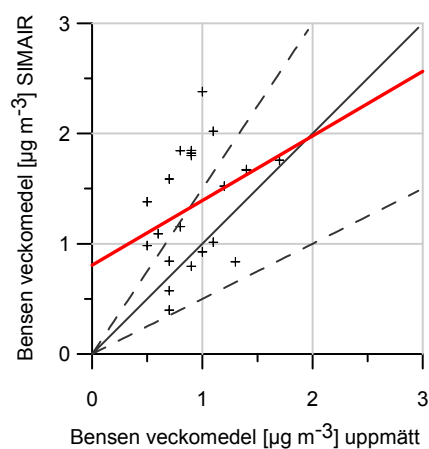
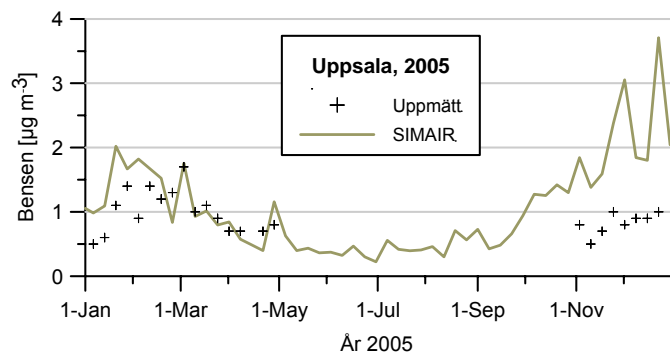
Bensen: Västerås, 2004 (urban bakgrund)



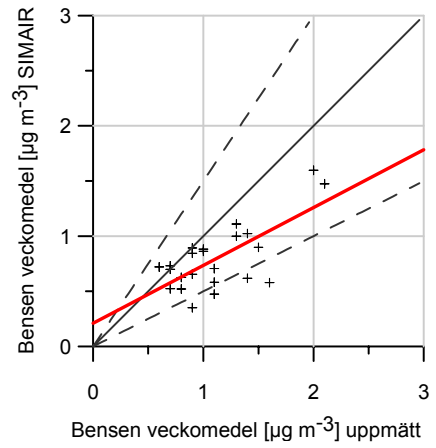
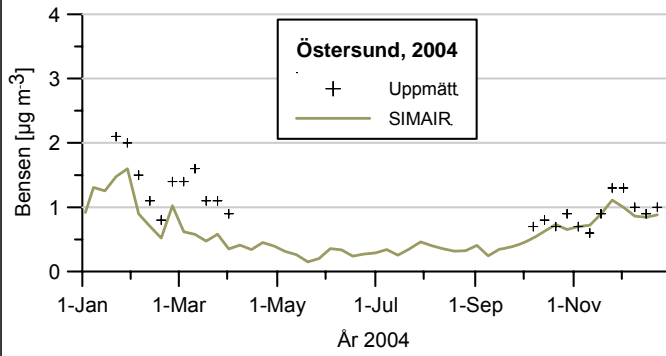
Bensen: Uppsala, 2004 (urban bakgrund)



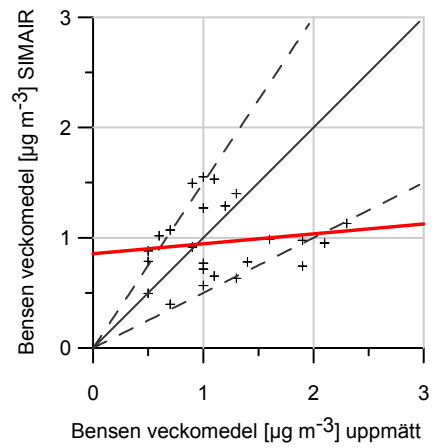
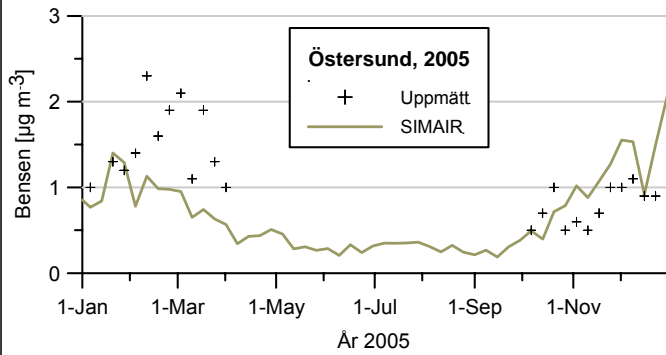
Bensen: Uppsala, 2005 (urban bakgrund)



Bensen: Östersund, 2004 (urban bakgrund)



Bensen: Östersund, 2005 (urban bakgrund)



SMHIs publiceringar

SMHI ger ut sex 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 (Rapport Meteorologi och Klimatologi)	1974
RH (Rapport Hydrologi)	1990
RO (Rapport Oceanografi)	1986
METEOROLOGI	1985
HYDROLOGI	1985
OCEANOGRAFI	1985

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

- | | | |
|---|----|---|
| 1985 | 10 | Axelsson, G., Eklind, R. (1985)
Ovädret på Östersjön 23 juli 1985. |
| 1 Hagmarker, A. (1985)
Satellitmeteorologi. | 11 | Laurin, S., Bringfelt, B. (1985)
Spridningsmodell för kväveoxider i
gatumiljö. |
| 2 Fredriksson, U., Persson, Ch., Laurin, S.
(1985)
Helsingborgsluft. | 12 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
för avfallsförbränningsanläggning i
Sofielund. |
| 3 Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
för avfallsförbränningsanläggningar i
Sofielund och Högdalen. | 13 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Spridnings- och depositionsberäkningar
för avfallsförbränningsanläggning i
Högdalen. |
| 4 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för SUPRAs
anläggningar i Köping. | 14 | Vedin, H., Andersson, C. (1985)
Extrema köldperioder i Stockholm. |
| 5 Andersson, C., Kvik, T. (1985)
Vindmätningar på tre platser på Gotland.
Utvärdering nr 1. | 15 | Krieg, R., Omstedt, G. (1985)
Spridningsberäkningar för Volvos
planerade bilfabrik i Uddevalla. |
| 6 Kindell, S. (1985)
Spridningsberäkningar för Ericsson,
Ingelstafabriken. | 16 | Kindell, S. Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende
industrikombinatet i Nynäshamn
(koncentrations- och luktberäkningar). |
| 7 Fredriksson, U. (1985)
Spridningsberäkningar för olika plymlyft
vid avfallsvärmeverket Sävenäs. | 17 | Laurin, S., Persson, Ch. (1985)
Beräknad formaldehydspridning och
deposition från SWEDSPANs
spånskivefabrik. |
| 8 Fredriksson, U., Persson, Ch. (1985)
NO _x - och NO ₂ -beräkningar vid
Vasaterminalen i Stockholm. | 18 | Persson, Ch., Wern, L. (1985)
Luftvårdsstudie avseende industri-
kombinatet i Nynäshamn – depositions-
beräkningar av koldamm. |
| 9 Wern, L. (1985)
Spridningsberäkningar för ASEA
transformers i Ludvika. | | |

- 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-dygnsprognois till ledning för isbrytarverksamhet vintern 1984-85.
- 26 Wern, L. (1985)
Avesta stadsmodell.
- 27 Hultberg, H. (1985)
Statistisk prognos av ytemperatur.
- 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 Kvick, 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)
Tjernobylyolyckan - En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrupps 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)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleåverken.
- 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., Kvick, 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 Kvick, 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_x 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 SO₂, CO, NO_x 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 råhetslement. 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 råhetslement. 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 diabatska 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 vårflodesprognoser.
- 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 μm 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 PM_{10} och NO_2
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleledning – 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 nederbörskemiska 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 PM₁₀ 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 biobränsleeldning
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 PM2.5 enligt nytt luftdirektiv
- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäckscenarier
- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsleeldning. Tillämpningar av SIMAIRved för några kommuner
- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M (2009)
Measurements of total ozone 2006-2008

SMHI

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