

Stefan Andersson, Sofi Holmin Fridell, Heléne Alpfjord Wylde, Jörgen Jones och Johan Arvelius

RAPPORT NR 2018-16

Validering av SIMAIR mot mätningar för åren 2014-2016



*Omslagsbilden visar Kungsgatan i Norrköping där Norrköpings kommun mäter halter av partiklar (PM10).
Foto: Stefan Andersson, SMHI.*



RAPPORT NR 2018-16

Författare:

**Stefan Andersson,
Sofi Holmin Fridell,
Heléne Alpfjord Wylde
Jörgen Jones
Johan Arvelius**

Uppdragsgivare:

Trafikverket och Naturvårdsverket

Granskningsdatum:

2018-05-02

Granskare:

Marina Verbova

Dnr:

2016/1425/10.3

Version:

1.0

Validering av SIMAIR mot mätningar för åren 2014-2016

Uppdragstagare

**SMHI
601 76 Norrköping**

Projektansvarig

**Stefan Andersson
011 – 495 8251
stefan.andersson@smhi.se**

Uppdragsgivare

**Trafikverket
Naturvårdsverket**

Kontaktperson

**Johanna Daniels
010-123 5836
johanna.daniels@trafikverket.se

Matthew Ross-Jones
010- 698 13 01
matthew.ross-jones@naturvardsverket.se**

Distribution

Klassificering

(x) Allmän () Affärssekretess

Nyckelord

Luftkvalitet, SIMAIR, mätningar, validering, PM10, NO₂, bensen

Övrigt

Innehållsförteckning

1	BAKGRUND	2
2	SYFTE.....	2
3	METODIK.....	3
3.1	Modellsystemet SIMAIR	3
3.1.1	Regionalt haltbidrag i SIMAIR.....	3
3.1.2	Urbant haltbidrag i SIMAIR	4
3.1.3	Lokalt haltbidrag i SIMAIR.....	5
3.2	Mätplatser och indata till modellberäkningarna.....	5
3.2.1	Trafikmiljöer/gaturum	6
3.2.2	Urban bakgrund	9
3.3	Valideringsmetodik	10
3.3.1	Statistiska indikatorer.....	10
3.3.2	Delta-tool.....	12
3.3.3	Kvalitetsmål för modellberäkningar	13
3.3.4	Tolkning av Targetdiagram	14
4	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	16
4.1	PM10	16
4.1.1	PM10 – trafikmiljöer	16
4.1.2	PM10 – urban bakgrund.....	24
4.2	NO ₂	30
4.2.1	NO ₂ – trafikmiljöer	30
4.2.2	NO ₂ – urban bakgrund	38
4.3	Bensen.....	45
4.3.1	Bensen – trafikmiljöer.....	45
5	SLUTSATSER.....	46
6	REFERENSER.....	48

Sammanfattning

En validering av luftkvalitetsmodellsystemet SIMAIR mot mätdata har genomförts för åren 2014, 2015 och 2016 för partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid (NO₂). Mätdata har hämtats från svenska datavärdskapet för luftkvalitet och innefattar 25 mätstationer i trafikmiljöer och 12 mätstationer i urban bakgrund.

För var och en av mätplatserna har kommunerna kontaktats i syfte att inhämta uppdaterade och mer representativa indata till beräkningarna i SIMAIR. Detta inkluderar såväl trafikdata (årsdygnstrafik, andel tung trafik samt trafikvariation och kösituation i den mån det fanns tillgängligt) som information om gatan och gaturummets dimensioner (skyltad hastighet, antal körfält, halkbekämpningsmetod, byggnadshöjder, vägbredd och gaturumsbredd). Modellering i SIMAIR har sedan genomförts för hela kalenderår 2014, 2015 och 2016 och samma tidsomfattning som mätdata har sedan använts.

Vid valideringen har ett antal statistiska indikatorer undersökts för att kvantifiera modellens prestanda. Jämförelse har gjorts för statistiska haltmått i enlighet med miljökvalitetsnormer och utvärderingströsklar, dvs. årsmedelvärden och percentiler av dygns- och timmedelvärden. Vidare har relativt percentilfel och relativt direktivfel använts, då dessa statistiska indikatorer i dagsläget är de som bäst tolkar kvalitetsmålen för modellberäkningar enligt Naturvårdsverkets föreskrifter för kontroll av luftkvalitet (NFS 2016:9) som speglar kvalitetsmålen i EUs luftdirektiv (2008/50/EG). Dock har även FAIRMODEs verktyg Delta-tool använts för att få fram Target-diagram; Target håller för tillfället på att utredas inom europeiska kommittén för standardisering (CEN) för att införas som ny statistisk indikator för kvalitetsmålen.

Slutsatserna från valideringsstudien kan sammanfattas som följer:

PM₁₀, trafikmiljöer:

- Det finns en tendens till överskattning av SIMAIRs beräknade halter av PM₁₀ jämfört med mätningar, detta gäller både årsmedelvärde och 90-percentils dygnsmedelvärde. Vad som dock måste beaktas är att i många av dessa trafikmiljöer har kommunerna/Trafikverket – med stor framgång – lyckats minska halterna av PM₁₀ med hjälp av dammbindningsmedel, vilket inte har tagits hänsyn till i emissionsmodelleringen i SIMAIR. En överskattning av halterna är således att vänta.
- Av ovanstående anledning blir det inte helt stringent att utvärdera kvalitetsmålet. Om detta trots allt görs fås ett RDEmax för årsmedelvärde på 0.19 för 2014 och 2015, samt 0.27 för 2016, vilket innebär att kvalitetsmålet (<0.5) klaras med stor marginal.
- På analogt sätt blir det inte heller helt stringent att utvärdera modelleringens prestanda med Delta-tool, men om detta ändå görs fås att avvikelserna mellan beräknade och uppmätta halter är större för 2016 (MQI Target 1.45) än 2014-2015 (MQI Target 1.30 – 1.37). Med detta mått nås alltså inte MQO (Model Quality Objective) som ska vara ≤ 1 .

PM₁₀, urban bakgrund:

- För PM₁₀ i urban bakgrund finns ingen systematisk över- eller underskattning i SIMAIR, varken för årsmedelvärde eller 90-percentils dygnsmedelvärde; överensstämmelsen är relativt god jämfört med mätdata.
- RDEmax är 0.13 för 2014, 0.15 för 2015 och 0.16 för 2016. Detta innebär att kvalitetsmålen klaras med god marginal.

- För 2014 uppfylls MQO (Model Quality Objective) i och med att MQI är 0.876 enligt Target-diagrammet i Delta-tool. För 2015 och 2016 är dock MQI>1, vilket innebär att MQO inte uppnås. Orsaken till detta är att korrelationen är för låg.

NO₂, trafikmiljöer:

- För årsmedelvärden av NO₂ kan ingen systematisk över- eller underskattning noteras i modelleringen jämfört med mätdata. Däremot kan en generell underskattning av halterna av NO₂ observeras för 98-percentils dygns- och timmedelvärde.
- Det bör beaktas att HBEFA version 3.2 har använts i beräkningarna med SIMAIR i denna studie, vilket inte tar hänsyn till de högre NO_x-emissionerna från dieseldrivna personbilar som hur uppmärksammats på senare år. I HBEFA version 3.3, som implementeras i basår 2017 i SIMAIR, tas hänsyn till de högre NO_x-emissionerna. Detta ökar emissionerna av NO_x för personbilar med i genomsnitt ca 10-15 % (SMHI, 2018). Känsligheten i emissionsfaktorer är även stor beroende på vilka kösituationer som antas.
- Kvalitetsmålet för modellberäkningar (<0.3 årsmedelvärde; <0.5 för percentiler) klaras och värden erhålls enligt följande:

2014: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.25

2015: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.28

2016: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.21

2014: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.34

2015: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.42

2016: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.40

2014: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.48

2015: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.45

2016: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.30

- Av Target-diagrammet från Delta-tool framgår att för samtliga år klarar SIMAIR MQO för NO₂ i trafikmiljöer (MQI<1 för 90 % av stationerna); MQI för Target fås till 0.89 2014, 0.97 2015 och 0.92 2016.

NO₂, urban bakgrund:

- För NO₂ i urban bakgrund är underskattningen i SIMAIR systematisk och stor, såväl för årsmedelvärde och 98-percentiler av dygns- och timmedelvärden. Störst är underskattningen för kommuner i norra Sverige samt inlandet.
- Kvalitetsmålet uppfylls för årsmedelvärde (max 0.3), men inte för 98-percentilerna av dygns- och timmedelvärden (max 0.5):

2014: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.20

2015: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.23

2016: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.15

2014: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.74

2015: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.78

2016: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.40

2014: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.68

2015: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.73

2016: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.85

- Om man ska särredovisa NO₂ för urban bakgrund i SIMAIR rekommenderas användandet av korrektionsfaktorer i SIMAIR för 98-percentils dygns- och timmedelvärde, för att ta hänsyn till den systematiska underskattningen av halterna som föreligger enligt valideringen. Detta bör i första hand göras tätortsvis. Om kommunen har en egen (representativ) mätning i urban bakgrund bör denna användas, om mätning saknas bör en representativ mätning från en liknande tätort (storleksmässigt och geografiskt) användas.
- Anmärkningsvärt är att, trots den stora underskattningen av de högsta dygns- och timmedelhalterna av NO₂ i urban bakgrund, klaras MQO enligt Delta-tool med stor marginal (MQI<1); MQI för Target varierar mellan 0.66-0.75.

Bensen, trafikmiljöer:

- SIMAIR underskattar årsmedelhalterna för de två trafikmiljöerna i Göteborg, medan för övriga trafikmiljöer överskattas halterna något. Antalet mätstationer är dock begränsat.
- Kvalitetsmålet för modellberäkningar klaras; RDEmax är 0.22 för 2014 och 0.37 för 2015.

Bensen, urban bakgrund

- Denna studie har avgränsats till mätningar med tim- eller dygnsupplösning. Ingen validering har därför kunnat genomföras för bensen i urban bakgrund eftersom data med denna upplösning saknas i svenska datavärdskapet för luftkvalitet 2014-2016.

1 Bakgrund

SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2011)¹ är ett webbaserat nationellt modellsystem för luftkvalitetsberäkningar som kan användas för alla svenska kommuner för att utvärdera halterna av luftföroreningar i tätortsluft mot miljökvalitetsnormer, utvärderingströsklar och miljökvalitetsmål Frisk luft. SIMAIR drivs, förvaltas och utvecklas av SMHI i samarbete med Trafikverket och Naturvårdsverket.

Verktyget används bland annat av/för:

- Kommuner och luftvårdsförbund för rapportering av modelldata till svenska datavärdskapet (se, t.ex., Kindell och Jones, 2015).
- Nationella luftkvalitets- och exponeringsberäkningar (se, t.ex., Andersson et al., 2014; SCAC, 2016).
- Olika utredningar om luftkvalitet vid t.ex. detaljplanering och kartering.
- Trafikverket använder det i sin uppföljning och utvärdering av luftkvalitet.
- Inom FAIRMODE (2017) används modellen för att sammanställa nationella griddade data för kartering av luftkvalitet i Europa (composite mapping).
- Verktyget används även vid undervisning vid universitet och högskolor.

Varje år förberäknas och sammanställs av SMHI alla nödvändiga indata till beräkningarna i SIMAIR, såsom bakgrundshalter, emissioner, meteorologi och emissionsdatabaser för vägtrafik. En stor fördel med SIMAIR är att all dessa indata är framtagen och inbyggd i systemet, vilket innebär att det för modellanvändare går att komma igång med beräkningarna direkt. De indata som årligen tas fram går under begreppet basår. Basårsproduktionen genomförs under våren och då tas data fram för föregående kalenderår.

SIMAIR har tidigare validerats mot mätdata från 30-talet platser i Sverige (Andersson och Omstedt, 2009). Detta genomfördes för basår 2004 och 2005. Resultatet från studien visade att SIMAIR överlag uppvisade god överensstämmelse med mätdata och att kvalitetsmålen för modellering klaras. Halterna av kvävedioxid underskattades dock i en del tätorter. I en senare studie har SIMAIR validerats mot mätdata för åren 2006-2009 för mätstationer i Stockholm, Göteborg och Umeå (Andersson och Omstedt, 2013). I den senare studien testades även den nya resuspensionsmodellen för vägtrafikens slitagepartiklar (NORTRIP) för första gången i SIMAIR; en modell som för tillfället håller på att implementeras i SIMAIR.

Det nyaste tillgängliga basåret är i dagsläget basår 2016 (basår 2017 lanseras under våren 2018). Det var således flertalet basår sedan som en större validering genomfördes. En ny validering avseende de senaste basåren 2014-2016 är därför nödvändig för att säkerställa kvaliteten på SIMAIR och identifiera områden där förbättring är nödvändig/önskvärd.

2 Syfte

Att säkerställa att SIMAIRs haltberäkningar uppvisar god kvalitet och överensstämmelse med mätdata och att de uppfyller kvalitetskraven enligt Naturvårdsverkets föreskrifter för kontroll av luftkvalitet (NFS 2016:9) och därmed kvalitetsmålen i EUs Luftdirektiv (2008/50/EG). Projektet syftar även till att identifiera områden där SIMAIR behöver vidare förbättring och utveckling.

¹ <http://www.smhi.se/tema/simair>

3 Metodik

3.1 Modellsystemet SIMAIR

SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2011) är ett nationellt modellsystem för luftkvalitet som kan användas för alla kommuner i Sverige. Eftersom luftföroreningar härstammar från olika utsläppskällor på olika avstånd från området som studeras, använder SIMAIR ett kopplat modellkoncept där olika spridningsmodeller och databaser används på olika skalor för att kunna beräkna totalhalterna i tätortsmiljöer. SIMAIR delar in haltbidraget i:

- Regionalt haltbidrag: bidraget från övriga Sverige och Europa
- Urbant haltbidrag: bidraget från övriga utsläppskällor inom den aktuella tätorten
- Lokalt haltbidrag: bidraget från aktuella utsläppskällor för miljön som studeras (t.ex. det lokala bidraget från vägtrafiken på den aktuella väglänken)

All nödvändig indata, såsom meteorologi, emissioner och bakgrundshalter (regionalt och urbant haltbidrag), är förberäknad och inbyggd i SIMAIR-systemet, men samtidigt ges möjlighet för användaren via användargränssnittet att justera indata till de lokala haltberäkningarna om mer detaljerade trafikdata eller gaturumsdimensioner finns att tillgå.

SIMAIR används idag för 50-talet kommuner i Sverige och har tidigare validerats mot mätdata från 40-talet olika miljöer både i gaturum och urban bakgrund (Andersson och Omstedt, 2009; Andersson et al., 2010; Andersson och Omstedt, 2013). Flera applikationer av SIMAIR finns; SIMAIR-väg för gaturum och nära öppna raka vägar, samt SIMAIR-korsning för mer komplicerade öppna trafikmiljöer.

Nedan ges en beskrivning av spridningsmodellerna och de indata som används på de olika skalorna.

3.1.1 Regionalt haltbidrag i SIMAIR

För förberäkning av haltfält på regional skala i SIMAIR används MATCH²-modellen (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007). MATCH är en Eulersk spridningsmodell som beskriver transport, kemisk omvandling samt deposition av luftföroreningar; för bidrag från Europa används MATCH-Europa med den rumsliga upplösningen 22 km × 22 km och för bidraget från Sverige används MATCH-Sverige med den rumsliga upplösningen 11 km × 11 km. Förutom MATCH används också tvådimensionell variationell dataassimilering med mätdata, föra att ytterligare öka kvaliteten på beräkningarna.

MATCH drivs med tredimensionella meteorologiska data och i SIMAIRs tillämpning av MATCH används meteorologiska data från ECMWFs deterministiska väderprognosmodell (för basåren innan 2016 användes HIRLAM). European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF)s modell är en världsomspännande numerisk väderprognosmodell som använts under lång tid på SMHI samt andra väderinstitut. Den rumsliga upplösningen är 0.1° × 0.1° och tidsupplösningen är 3 timmar. För emissioner i Europa används emissionsdata från EMEP³ (European Monitoring and Evaluation Programme) med upplösningen 50 km × 50 km och över Sverige används geografiskt fördelade emissionsdata från SMED (Andersson et al., 2017) med omsamplad upplösning 10 km × 10 km.

I Figur 1 visas ett exempel på regionala samt urbana bakgrundshalter från 2016 från SIMAIR för partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid (NO₂). Av figuren framgår att det regionala haltbidraget är speciellt betydelsefullt för PM₁₀, medan haltpåslaget i tätorter är större för NO₂.

² Multiple-Scale Atmospheric Transport and Chemistry Modeling System

³ <http://www.emep.int/>

3.1.2 Urbant haltbidrag i SIMAIR

Urbant haltbidrag av luftföroreningar i SIMAIR förberäknas med ett rutnät om $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ med den urbana spridningsmodellen BUM (Andersson et al., 2010). BUM består av två spridningsmodeller:

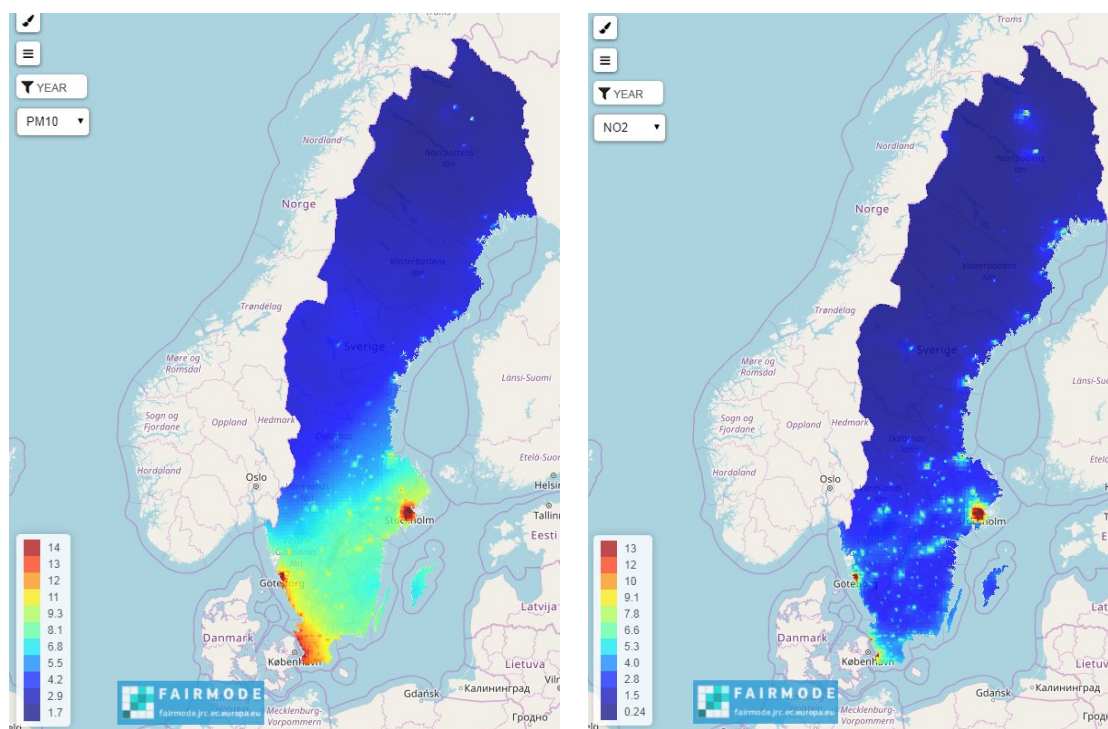
- För marknära emissionskällor (såsom vägtrafik) används en bakåttrajektoriemodell som aggregerar emissioner inom ett influensområde uppströms vindriktningen för att beräkna halten i en gridpunkt.
- För utsläpp från högre punktkällor (till exempel höga skorstenar) görs beräkningar med en Gaussisk plymmodell (SMHIs modell Dispersion).

De meteorologiska data som används i BUM 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, väderradar och modeller viktas samman för att på bästa sätt representera de rådande väderförhållandena för en viss plats och tidpunkt. Beräkningarna i Mesan görs med en horisontell upplösning på $2.5 \times 2.5 \text{ km}$ (för basår innan 2016 användes upplösningen $11 \text{ km} \times 11 \text{ km}$) samt en tidsupplösning på 1 timme.

I beräkningarna av urbant haltbidrag används geografiskt fördelade emissionsdata från SMED (Andersson et al., 2017) med upplösningen $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$.

För att inte dubbelräkna haltbidrag på regional- respektive urban skala görs även en körning i MATCH med samma emissionskällor som tas med i BUM-beräkningen. Dessa haltbidrag subtraheras från MATCH-körningen över hela Sverige för att undvika dubbelräkning av de urbana källorna i och vid tätorten i fråga.

I Figur 1 visas ett exempel på regionala samt urbana bakgrundshalter från 2016 från SIMAIR för partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid (NO₂). Av figuren framgår att det urbana haltbidraget (tätortens haltbidrag) generellt är större för NO₂ än PM₁₀, och därmed är de rumsliga urbana gradienterna större för NO₂ än PM₁₀.



Figur 1. Bakgrundshalter (regionalt + urbant haltbidrag) från SIMAIR år 2016 för PM₁₀ årsmedelvärde (vänster figur) respektive NO₂ årsmedelvärde (höger figur). Enhet: $\mu\text{g m}^{-3}$. Visualisering från FAIRMODEs Composite mapping (<http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/ecmaps/>).

3.1.3 Lokalt haltbidrag i SIMAIR

För beräkning av lokalt haltbidrag i SIMAIR, som görs av användaren själv, används några olika lokala spridningsmodeller:

- Om det är ett gaturum, dvs. det finns byggnader på en eller båda sidor i vägens närhet, används SIMAIR-väg och modellen OSPM⁴. OSPM (Berkowicz, 2000) är en modell utvecklad i Danmark och som har använts i många olika delar av världen, där en anpassad version finns implementerad i SIMAIR. OSPM består dels av en spridningsmodell för att beräkna den direkta plymen från vägtrafikens utsläpp, dels en boxmodell som beskriver recirkulationen av föroreningar som uppkommer i gatutaket till följd av byggandeffekterna. OSPM är en semi-empirisk modell som betraktar byggnader som homogena slutna fasader. Halter erhålls två meter från fasaden, två meter över marken, på respektive sida om gatan och representerar medelhalten över vägnivån.
- Om trafikmiljön är öppen, dvs. byggnader saknas, beräknas halterna med SIMAIR-väg med spridningsmodellen OpenRoad (Gidhagen et al., 2004). Halter erhålls två meter över marken, på ett givet avstånd på respektive sida om vägen som kan specificeras av användaren.
- Om den öppna trafikmiljön är komplex och består av flertalet linjekällor som samverkar till halterna görs beräkningar med SIMAIR-korsning. Modellen som då används är Dispersion-Road (Omstedt, 2007). Det är en Gaussisk plymmodell som beräknar halterna i ett tvådimensionellt rutnät, där hänsyn tas till samverkan mellan flera linjekällor (t.ex. i korsningar).
- Om det är punktkällor som beräkningar görs för, t.ex. höga skorstenar eller småskalig vedeldning, används istället den Gaussiska plymmodellen Dispersion-Point (Omstedt, 2007).

Även på den lokala skalan används meteorologi från Mesan-systemet.

Vad gäller avgasemissioner används emissionsfaktorer från HBEFA⁵. Notera att det är version 3.2 som används i basår 2014-2016 i SIMAIR. HBEFA version 3.3 har implementerats i SIMAIRs basår 2017, vilket har högre emissionsfaktorer av NO_x för dieseldrivna personbilar, i synnerhet nyare Euro-klasser. Detta är ett sätt att ta hänsyn till fusket inom fordonsindustrin som uppmärksammats senaste åren, vilket har orsakat högre emissioner av NO_x än vad HBEFA tidigare har beskrivit. Detta är alltså något som inte tas hänsyn till i SIMAIR-modelleringen av basår 2014-2016.

Emissioner för uppvirvling av vägdamm beräknas med en semi-empirisk modell beskriven i Omstedt et al. (2005). För tillfället pågår implementering av den nya resuspensionsmodellen NORTRIP i SIMAIR, men valideringen i detta projekt avser resuspensionsmodellen enligt Omstedt et al. (2005). Trafik- och väginformation baseras på Trafikverkets nationella vägdatabas (NVDB), men dessa indata är möjliga för användaren att uppdatera och justera, vilket har gjorts i denna valideringsstudie genom personlig kontakt med respektive kommun.

Modellering av NO_x-kemi (NO-NO₂-O₃) görs i SIMAIRs lokala och urbana modeller med samma metoder som finns beskrivna i Hertel and Berkowicz (1989).

3.2 Mätplatser och indata till modellberäkningarna

I den här studien jämförs SIMAIRs modellerade halter av partiklar (PM₁₀), kvävedioxid (NO₂) samt bensen med uppmätta halter från mätningar både i trafikmiljöer (såväl gaturum som öppna/halvöppna vägar) samt urban bakgrund.

⁴ Operational Street Pollution Model

⁵ <http://www.hbefa.net/e/index.html>

All luftkvalitetsmätdata har erhållits från svenska datavärdskapet för luftkvalitet (SMHI, 2017). Ingen extra kvalitetsgranskning av mätdata har skett – utgångspunkten är att data är:

- Kvalitetssäkrade och rättade av kommunerna som har rapporterat in data.
- Mätningarna är utförda med en metod som är godkänd av Referenslaboratoriet för tätortsluft – mätningar som likvärdig med referensmotoden.
- Kalibrering av mätinstrumenten har skett enligt föreskrifterna.

I följande underavsnitt ges en sammanställning över de mätplatser som har inkluderats i valideringen och en redovisning av de indata (trafikdata och gaturumsdimensioner) som har använts i modelleringen i SIMAIR.

3.2.1 Trafikmiljöer/gaturum

I Tabell 1 ges en sammanställning över de mätstationer i trafikmiljöer/gaturum för åren 2014-2016 som har inkluderats i studien. Vid urvalet av mätstationer har det eftersträvat att få bra spridning geografiskt i landet, olika typer av trafikmiljöer representerade (både gaturum och mer öppna trafikmiljöer) samt bra datatäckning vad gäller mätdata (mestadels hela kalenderår).

Miljö- och stadsbyggnadsförvaltningar har sedan kontaktats i varje kommun för att samla in uppdaterade indata (trafikdata och gaturumsdimensioner) till modelleringen i SIMAIR. Dessa indata visas i Tabell 2 (trafikdata) och Tabell 3 (gaturumsdimensioner). Indata från kommunerna bygger i de flesta fall på trafikmätningar, men en del parametrar (såsom andel tung trafik mm) kan i vissa fall vara uppskattningar gjorda av kommunerna. Andel dubbdäck på vintersäsongen baseras i de allra flesta fall på standardvärden som finns i SIMAIR per Trafikverksregion, vilket baseras på stickprovsmätningar som Däckbranschens informationsråd⁶ gör på uppdrag åt Trafikverket.

Notera att indata enbart har samlats in för 2014 och 2015. Vid modelleringen för 2016 har samma indata som 2015 använts, dvs. inga nya trafikdata har samlats in, vilket är en osäkerhet att beakta i modellberäkningarna för 2016.

Utöver årsdygnstrafik (ÅDT) har även vägtrafikens dygnsmassiga tidsvariation erhållits från några kommuner. De flesta kommuner har dock kunnat ge uppmätta, eller i de flesta fall, uppskattade kösituationer i enlighet med klassificeringen enligt HBEFA som används i SIMAIR (fritt flöde, tung trafik, kö respektive stopp och kör).

6

https://www.trafikverket.se/contentassets/af96c157fb7747a598cb2915bc5739b2/dackundersokning_pv_vinter_2015.pdf

Tabell 1. Mätstationer i gaturum 2014-2016 som har inkluderats i denna valideringsstudie av SIMAIR. Data har erhållit från svenska datavärdskapet för luftkvalitet (SMHI, 2017).

Kommun	Gata	Mätår	PM10	NO ₂	Bensen
Borlänge	Stationsgatan 16	2015	x		
Gävle	Södra Kungsgatan 8	2014, 2016	x	x	
Göteborg	Kungsbackaleden (E6 vid Gårda)	2014, 2015, 2016	x	x	x
Göteborg	Sprängkullsgatan (Haga)	2015, 2016	x	x	x
Halmstad	Viktoriegatan	2014, 2015, 2016		x	
Helsingborg	Drottninggatan	2014, 2015, 2016	x		
Helsingborg	Södra Stenbocksgatan (M1)	2014, 2015		x	
Jönköping	Barnarpsgatan	2014, 2015, 2016	x		
Jönköping	Kungsgatan	2014, 2015, 2016		x	
Karlstad	Hamngatan	2014, 2015, 2016	x		
Landskrona	Eriksgratan	2014, 2015	x		
Malmö	Bergslagsgatan	2014, 2015, 2016		x	
Malmö	Dalaplan	2014, 2015	x	x	x
Norrköping	Kungsgatan	2014, 2015, 2016	x		
Norrköping	Östra Promenaden	2014, 2015, 2016	x		
Stockholm	Hornsgatan 108	2014, 2015, 2016	x	x	
Stockholm	Hornsgatan 85	2014, 2015, 2016		x	
Stockholm	Lilla Essingen (E4, Essingeleden)	2014, 2015, 2016	x	x	
Stockholm	Sveavägen 59	2014, 2015, 2016	x	x	
Sundsvall	Köpmansgatan 11	2014		x	
Sundsvall	Strandgatan 10	2014, 2015, 2016	x	x	
Umeå	Västra Esplanaden	2015, 2016	x	x	
Uppsala	Kungsgatan 42	2014, 2015, 2016	x	x	
Västerås	Stora gatan	2015	x		
Örebro	Rudbecksgatan	2014, 2015, 2016	x		

Tabell 2. Trafikdata som används som indata till modelleringen i SIMAIR. ÅDT anger trafikflödet uttryckt som årsmedelvärde av antal fordon per dygn. Uppgifterna kommer från Miljö- och Stadsbyggnadsförvaltningarna i respektive kommun och är för de flesta parametrar uppmätta värden, men kan i vissa fall, om data saknas, vara uppskattningar.

Tätort	Gata	År	ÅDT [fordon/dygn]	Andel tung trafik [%]	Skyltad hastighet [km/h]	Halkbekämp- ningsmetod *
Borlänge	Stationsgatan 16	2013	3 800	24	30	Sand
Gävle	Södra Kungsgatan 8	2015	12 300	4	30	Sand
Göteborg	Kungsbackaleden (E6 vid Gårda)	2014	95 380	9	70	Salt
		2015	101 060	9		
Göteborg	Sprängkullsgatan (Haga)	2014	9 990	12	50	Salt
		2015	10 350	12		
Halmstad	Viktoriagatan	2015	30 000	6	40	Salt
Helsingborg	Drottninggatan	2014	18 300	9	50	Salt
Helsingborg	Södra Stenbocksgatan (M1)	2014	15 200	6	50	Salt
Jönköping	Barnarpsgatan	2015	13 050	7	50	Salt
Jönköping	Kungsgatan	2010	17 910	7	50	Salt
Karlstad	Hamngatan	2014	12 690	8	40	Salt
		2015	10 980	8		
Landskrona	Eriksgratan	2015	8 738	7	40	Salt
Malmö	Bergslagsgatan	2015	13 800	11	40	Salt
Malmö	Dalaplan	2015	32 300	5	40	Salt
Norrköping	Kungsgatan	2014	12 590	1.2	30	Salt
		2015	12 770	1.2		
Norrköping	Östra Promenaden	2014	18 890	2	40	Salt
		2015	17 460	2		
Stockholm	Hornsgatan 108	2014	22 300	4	50	Salt
		2015			30	
Stockholm	Hornsgatan 85	2014	22 300	4	50	Salt
		2015			30	
Stockholm	Lilla Essingen (E4, Essingeleden)	2014	126 950	7	70	Salt
		2015	134 400	7		
Stockholm	Sveavägen 59	2013	22 900	7	50	Salt
Sundsvall	Köpmansgatan 11	2014	14 630	6	50	Sand
		2015	15 060	7		
Sundsvall	Strandgatan 10	2014	25 120	13	50	Salt
		2015	21 210	5		
Umeå	Västra Esplanaden	2014	21 040	9	40	Salt
		2015	21 510	11		
Uppsala	Kungsgatan 42	2014	10 590	18	50	Salt
Västerås	Stora gatan	2014	3 150	8	30	Salt
Örebro	Rudbecksgatan	2013	15 370	6	50	Salt
		2015	15 100	6		

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

Tabell 3. Gaturumsdimensioner, samt egenskaper för gatorna, som används som indata till modelleringen i SIMAIR. Uppgifterna kommer Miljö- och Stadsbyggnadsförvaltningarna i respektive kommun. För de flesta kommuner är dock dubbdäcksandelar angivna enligt standardvärden i SIMAIR.

Tätort	Gata	Hushöjd [m] sida1/sida 2	Gaturums- bredd [m]	Vägbredd [m]	Antal körfält	Andel dubbäck vintertid [%]
Borlänge	Stationsgatan 16	8/12	27	8	1+1	82
Gävle	Södra Kungsgatan 8	18/10	23	15	2+2	82
Göteborg	Kungsbackaleden (E6 vid Gårda)	10/7	64	28	3+3	64
Göteborg	Sprängkullsgatan (Haga)	20/5	19	12	1+2	63
Halmstad	Viktoriagatan	11/0	35	16	2+2	64
Helsingborg	Drottninggatan	24/15	31	21	2+2	43
Helsingborg	Södra Stenbocksgatan (M1)	12/15	21	18	2+2	43
Jönköping	Barnarpsgatan	10/10	14	9	1+1	56
Jönköping	Kungsgatan	20/22	35	17	2+2	56
Karlstad	Hamngatan	16/14	24	14	2+2	72
Landskrona	Eriksgatan	9/6	17	7	1+1	43
Malmö	Bergslagsgatan	12/12	29	20	3+2	43
Malmö	Dalaplan	21/12	64	29	4+4	43
Norrköping	Kungsgatan	10/12	13	8	1+1	72
Norrköping	Östra Promenaden	17/8	28	20	2+2	72
Stockholm	Hornsgatan 108	25/25	23	14	2+2	27
Stockholm	Hornsgatan 85	25/25	23	14	2+2	27
Stockholm	Lilla Essingen (E4, Essingeleden)	0/0	0	35	4+4	57
Stockholm	Sveavägen 59	24/24	33	16	2+2	46
Sundsvall	Köpmansgatan 11	10/10	18	10	1+1	85
Sundsvall	Strandgatan 10	0/10	35	20	2+2	87
Umeå	Västra Esplanaden	10/12	36	22	2+2	93
Uppsala	Kungsgatan 42	15/12	28	20	3+2	24
Västerås	Stora gatan	15/18	18	9	1+1	74
Örebro	Rudbecksgatan	10/18	45	19	3+2	75

3.2.2 Urban bakgrund

I Tabell 4 ges en sammanställning över de mätstationer i urban bakgrund som ingår i valideringen av SIMAIRs bakgrundshalter (dvs. summan av regionalt och urbant haltbidrag i SIMAIR). De flesta av dessa mätningar utförs i taknivå, vilket är mest representativt vid jämförelse med SIMAIRs modellerade urbana halter på 1 km × 1 km (Johansson et al., 2010). Emellertid har några mätstationer av urban bakgrund 2-3 m ovan marknivå också inkluderats (t.ex. Lund), eftersom antalet mätstationer är så få.

Tabell 4. Mätstationer i urban bakgrund som har inkluderats i denna studie. Data har erhållit från svenska datavärdskapet för luftkvalitet (SMHI, 2017).

Kommun	Plats i urban bakgrund	Mätår	PM10	NO ₂
Göteborg	Nils Ericsonsgatan (Femman-husets tak)	2014, 2015, 2016	x	x
Halmstad	Kyrkogatan 5	2016		x
Höganäs	Tivolihuset	2014, 2015	x	
Kiruna	Mangigatan 25	2015, 2016	x	x
Landskrona	Polishuset	2014, 2015		x
Luleå	Stadshuset	2015, 2016		x
Lund	Urbanmätnätet	2014, 2015, 2016		x
Malmö	Rådhuset	2014, 2015, 2016	x	x
Stockholm	Torkel Knutssonsgatan	2014, 2015, 2016	x	x
Trelleborg	Urbanmätnätet	2014		x
Uppsala	Klostergatan	2014, 2015, 2016	x	x
Ystad	Östra Förstaden	2014	x	

3.3 Valideringsmetodik

Denna studie följer den valideringsmetodik som har använts i de tidigare valideringarna av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009; Andersson och Omstedt, 2013). Detta beskrivs i följande delavsnitt som handlar om statistiska indikatorer som används, Delta-tool samt kvalitetsmål för modellberäkningar.

3.3.1 Statistiska indikatorer

För att kvantifiera spridningsmodellens prestanda i form av överensstämmelse med uppmätta haltnivåer används statistiska indikatorer. I denna studie har ett antal indikatorer valts för att så långt det går ge 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 miljö kvalitetsnormerna (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).

Standardavvikelse σ är ett mått som ofta förekommer, och definieras som:

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

För att göra jämförelser med kvalitetsmålet på modellberäkningar enligt Naturvårdsverkets föreskrifter för kontroll av luftkvalitet (NFS 2016:9), som speglar kravet på modeller enligt EUs Luftdirektiv (2008/50/EG) (model quality objectives), införs begreppet relativt percentilfel (*RPE*) och relativt direktivfel (*RDE*):

$$RPE = \left| \frac{O_p - M_p}{O_p} \right| \quad (3)$$

$$RDE = \left| \frac{O_{LV} - M_{LV}}{LV} \right| \quad (4)$$

där O_p är uppmätt halt för aktuell percentil, M_p är beräknad halt för aktuell percentil, O_{LV} är uppmätt halt som är närmast gränsvärdet enligt MKN, M_{LV} är motsvarande modellerad halt och LV är gränsvärdet enligt MKN (t.ex. $50 \mu\text{g m}^{-3}$ för PM10 dygnsmedelvärde). Tolkningen av kvalitetsmålen har tagits fram inom ramen för det europeiska initiativet FAIRMODE (Denby et al., 2011). Mer om det beskrivs i Avsnitt 3.3.3.

Andra statistiska indikatorer 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:

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

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

Root mean square error, *RMSE*, är ett mycket användbart mått för att kvantifiera avvikelsen mellan modellerade och uppmätta haltnivåer. Den definieras som:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - C_i^{\text{mätt}})^2} \quad (6)$$

Om *RMSE* sedan normaliseras med osäkerheterna för observationerna (mätningarna), erhålls den statistiska indikatorn *Target*. Detta mått är det mått som FAIRMODE har föreslagit som mest rättvisa indikator för modellprestanda, och detta håller för tillfället på att utredas inom europeiska kommittén för standardisering (CEN) för att införas. Dock är det fortfarande *RPE* och *RDE* som juridiskt är den bästa tolkningen av kvalitetsmålet fram tills dess att *Target* har standardiserats. *Target* definieras som:

$$Target = \frac{RMSE}{2RMS_u} = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - C_i^{\text{mätt}})^2}{\sum_{i=1}^n U_i^2}} \quad (7)$$

där RMS_u är kvadraten på medelvärdet av mätningarnas osäkerhet U . En stor fördel med Target är att man väger in flera olika egenskaper i samma bedömning, bland annat RMSE och därmed korrelation, bias, mm. Notera också att Target även väger in mätningarnas osäkerhet; låga haltnivåer har generellt högre mätosäkerhet än höga haltnivåer, likaså kan mätosäkerheten skilja sig mellan olika föroreningar.

I Tabell 5 ges en sammanfattning av tolkningen av de olika statistiska mått och indikatorer som ingår i studien.

Tabell 5. Statistiska mått och indikatorer som ingår i valideringen av SIMAIR. Denna följer Andersson och Omstedt (2013).

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 underskrids av högst N% och överskrids av högst 100-N% av observationerna	0 till ∞	$P_N^{\text{mod}} = P_N^{\text{mätt}}$
Standardavvikelse, σ	$S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (C_i - \bar{C})^2}$	0 till ∞	$S_{\text{mod}} = S_{\text{mätt}}$
Relativt percentilfel, RPE	$RPE = \left \frac{O_p - M_p}{O_p} \right $	0 till ∞	$RPE = 0$
Relativt direktivfel, RDE	$RDE = \left \frac{O_{LV} - M_{LV}}{LV} \right $	0 till ∞	$RDE = 0$
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	$r = 1$
Root mean square error, RMSE	$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - C_i^{\text{mätt}})^2}$	0 till ∞	$RMSE = 0$
Target	$Target = \frac{1}{2} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (C_i^{\text{mod}} - C_i^{\text{mätt}})^2}{\sum_{i=1}^n U_i^2}}$	0 till ∞	$Target = 0$ (Target ≤ 0.5)

3.3.2 Delta-tool

Inom ramen för EU-initiativet FAIRMODE (Forum for Air Quality Modelling in Europe; <http://fairmode.europa.eu/>) har ett nytt utvärderingsverktyg tagit fram som syftar till att ge en snabb och fulltäckande diagnostik över modellprestanda för luftkvalitetsmodeller och meteorologiska modeller. Verktyget heter Delta-tool⁷ (Thunis et al., 2015) och tillämpas liksom tidigare valideringsstudie (Andersson och Omstedt, 2013) också inom denna studie, se Figur 2.

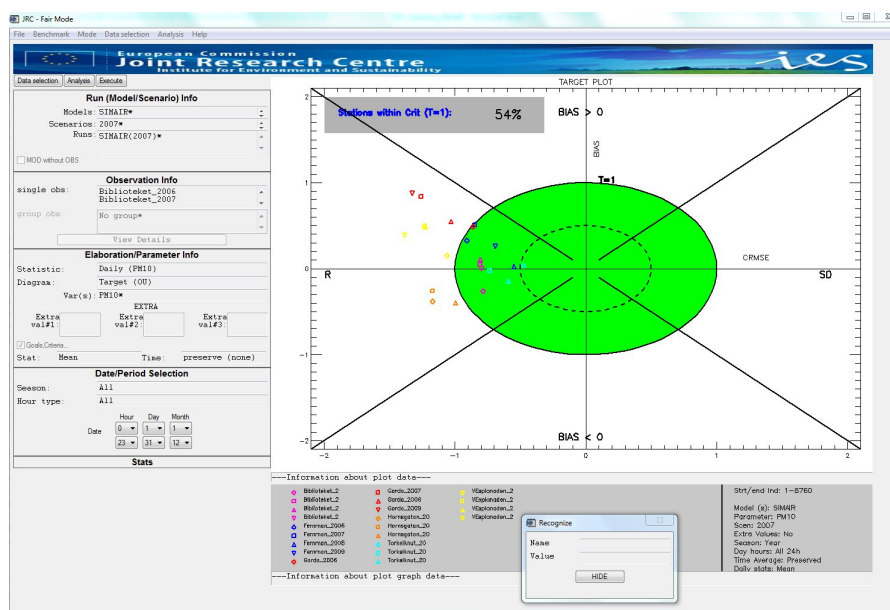
⁷ <http://aqm.jrc.ec.europa.eu/index.aspx>

I Delta-tool är det möjligt att utvärdera enskilda mätstationer, exempelvis genom tidsserier och scatterplots för enskilda år och stationer, men även sammanfattande figurer för många stationer i form av exempelvis scatterplots, Taylordiagram, Targetdiagram och sammanfattande statistiktabeller.

Till var och en av de olika statistiska måtten och indikatorerna har FAIRMODE tagit fram förslag på kriterier (performance criteria) som ett bra beräkningsresultat anses ska kunna uppfylla. Dessa kriterier kompletterar således kvalitetsmålen (RPE och RDE), men är inte juridiskt bindande. Mer om dessa kriterier ges i Thunis et al. (2015).

Notera att Delta-tool fortfarande håller på att utvecklas och finjusteras inom FAIRMODE. En av de aspekter som just nu håller på att testas ut är vilka mätosäkerheter, inom olika haltintervall, som ska användas.

I denna validering används Delta-tool version 5.5.



Figur 2. I denna valideringsstudie har verktyget Delta-tool version 5.5 (Thunis et al., 2015) använts för jämförelse mellan modellerade och uppmätta halter.

3.3.3 Kvalitetsmål för modellberäkningar

Enligt Naturvårdsverkets föreskriften för kontroll av luftkvalitet (NFS 2016:9) finns kvalitetsmål uppställda som luftkvalitetsmodeller ska uppfylla, vilka återspeglar kraven på modellberäkningar som finns definierade i EUs Luftdirektiv (2008/50/EG). 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 tidpunkten för händelserna. 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.

Kvalitetsmålen finns angivna i Tabell 6. Som framgår av tabellen skiljer sig kvalitetsmålet åt, beroende på vilket ämne och vilken tidsupplösning som avses. Exempelvis får modeller högst ha en osäkerhet på 50 % för NO₂ dygns- och timmedelvärden.

Tabell 6. Kvalitetsmål för luftkvalitetsmodellering enligt Naturvårdsverkets föreskrifter för kontroll av luftkvalitet (NFS 2016:6) som återspeglar kvalitetsmålen i EUs luftdirektiv (2008/50/EG).

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 kvalitetsmålen är inte trivial, men inom FAIRMODE (Denby et al., 2011) har två matematiska mått tagits fram; relativt percentilfel (RPE, se ekvation 3 tidigare) samt relativt direktivfel (RDE, se ekvation 4 tidigare). Dessa gäller fram till dess att Target har standardiserats och införts i lagstiftningen.

Varför två mått används beror på att de är lämpliga för olika situationer, beroende på hur halterna förhåller sig till gränsvärdet (Referenslaboratoriet för tätortsluft – modeller, 2018). Fördelen med RDE är ju att modellprestandan verkligen utvärderas för gränsvärdet enligt MKN, vilket ju är ett viktigt användningsområde för spridningsmodeller. Emellertid, om dygns- och timmedelhalterna är låga och väl underskrider gränsvärdet, vilket ofta är fallet för svenska förhållanden, rekommenderas användning av RPE. Orsaken är att utvärdering med RDE då skulle riskera att återspegla de mest extrema halterna, vilka kan vara orsakade av slumpmässiga händelser, såsom bränder, fasadrenoveringar, fyrverkerier mm. För årsmedelvärden rekommenderas däremot RDE att användas för halter som väl underskrider gränsvärdena, medan RPE bör användas vid höga halter.

Ett användarvänligt Excel-verktyg för beräkning av RPE och RDE har utvecklats av Referenslaboratoriet för tätortsluft – modeller⁸, vilket har använts i denna studie.

RPE och RDE har dock vissa brister och kan i vissa fall vara missvisande som indikator för modellers prestanda (exempelvis kan korrelationen vara hur låg som helst, även om RDE och RPE blir perfekta). Där är istället Target (ekvation 7 tidigare) ett mer rättvist mått, då det även tas hänsyn till korrelation, bias och även mätningarnas osäkerhet. Fram till dess att Target är standardiserat och infört i lagstiftningen är det dock RPE och RDE som är den rekommenderade tolkningen av kvalitetsmålen, men Target tas även fram inom denna studie som jämförelse.

3.3.4 Tolkning av Targetdiagram

Ett av de viktigaste diagrammen för modellutvärdering är Target-diagrammet (Jolliff et al., 2009); det är den statistiska indikatorn Target som utreds inom CEN för standardiserad modellutvärdering.

Target definieras som RMSE normaliserat med osäkerheten för observationerna 2RMS_U (ekvation 7) och ett Targetdiagram kan konstrueras där Target visualiseras i form av avståndet till origo. Detta visas i Figur 3. X-axeln anger centrerat root mean square error CRMSE och y-axeln anger Bias och dess tecken (båda axlarna är normaliserade med osäkerheten för observationerna 2RMS_U). Bias är avvikelser mellan modellerat och uppmätt årsmedelvärde. Utifrån diagrammet kan man således utläsa medelbias, men även indirekt fas och amplitud i och med att det finns ett samband mellan RMSE, korrelationskoefficient och standardavvikelse.

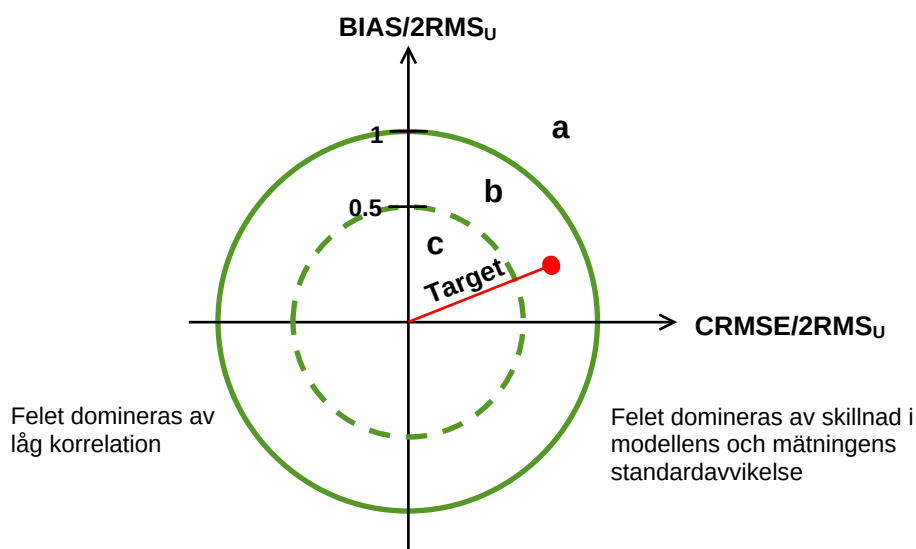
Således, ju närmare origo en punkt är i ett Targetdiagram, desto bättre är resultatet. Diagrammet ger också information om vad huvudorsaken till avvikelser mellan modellen och observationen är; om felet domineras av låg korrelation är punkterna på den negativa sidan av x-axeln medan om felet domineras av stor avvikelse i amplitud/standardavvikelse är punkterna på den positiva sidan på x-axeln. Som nämntes tidigare ger det även information om bias och dess tecken.

⁸ <http://www.smhi.se/reflab/kvalitetssakring/kvalitetssakring/verktyg-for-utvardering>

Tre stycken fall kan utläsas från Targetdiagrammet, se Figur 3:

- $\text{Target} \leq 0.5$: I detta fall är RMSE mellan modellerad och observerad halt mindre än osäkerheten hos mätningarna. Modellens resultat är i genomsnitt inom osäkerhetsintervallet hos mätningarna. Detta innebär att ytterligare förbättring av modellens prestanda inte är meningsfull i jämförelse med dessa mätningar.
- $0.5 < \text{Target} \leq 1.0$: I detta fall är RMSE mellan modellerad och observerad halt i genomsnitt större än osäkerheten hos mätningarna, men modellen kan fortfarande vara en bättre prediktor för atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna.
- $\text{Target} > 1.0$: I detta fall är modellens resultat längre från atmosfärens ”verkliga” kemiska tillstånd än mätningarna.

1.0 föreslås inom FAIRMODE att vara kriteriet (model quality objective för Target, dvs. att ett godkänt modellresultat ska ha ett Target-värde mindre än 1.0).



Figur 3. Schematisk skiss över ett Target-diagram. Grön heldragen linje anger $\text{Target} = 1$ och grön streckad linje $\text{Target} = 0.5$. Tre stycken fall kan utläsas från Targetdiagrammet (a, b och c), vilket förklaras i texten ovan.

4 Resultat och diskussion

4.1 PM10

4.1.1 PM10 – trafikmiljöer

Valideringsresultat för SIMAIR avseende PM10 i trafikmiljöer sammanfattas i Tabell 7 där en jämförelse visas mellan uppmätta och modellerade halter. I tabellen anges även en korrektionsfaktor (uppmätt/modellet) för var och en av trafikmiljöerna. Motsvarande jämförelse mellan uppmätt och beräknad halt av PM10 för trafikmiljöer visas i Figur 4.

Som framgår av tabellen och figuren är tendensen att SIMAIR överskattar halterna av PM10, i synnerhet för år 2016. Detta är dock att förvänta, eftersom ingen hänsyn till användning av dammbindningsmedel har tagits i modelleringen av resuspension i SIMAIR. I många av dessa trafikmiljöer har kommunerna/Trafikverket – med stor framgång – lyckats minska halterna av PM10 med hjälp av dammbindningsmedel såsom CMA (se, exempelvis, Burman, 2017, Göteborgs Stad, 2016, SVT Nyheter Jönköping, 2016). Således är en överskattning av PM10-halterna att vänta i modelleringen. En uppföljning av PM10-överensstämmelsen kan dock vara motiverad i kommande basår i SIMAIR.

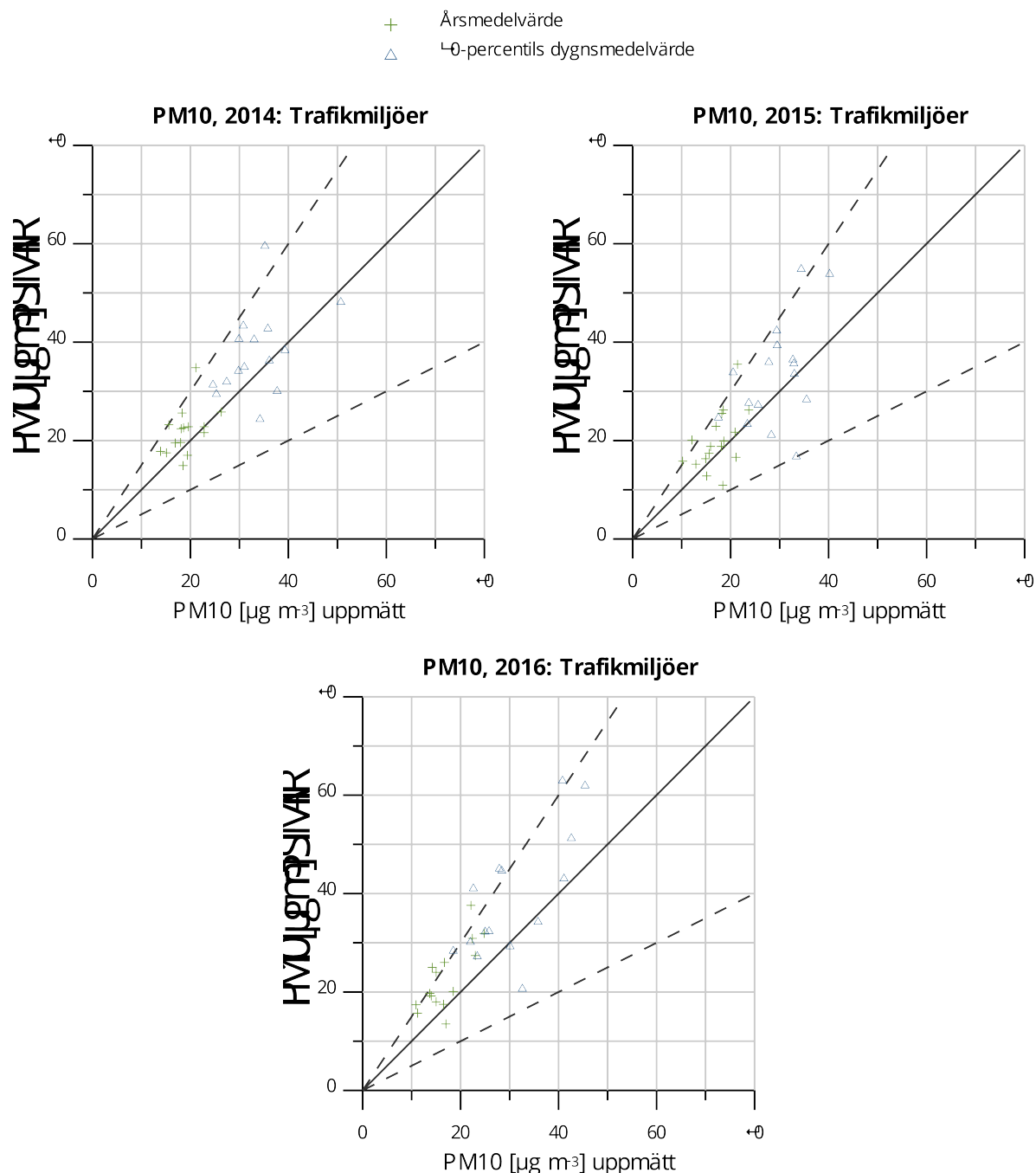
I SIMAIRs nuvarande resuspensionsmodell går det inte att modellerna processen med dammbindning, men det går det däremot att göra i NORTRIP-modellen, vilken på sikt kommer implementeras i SIMAIR.

Notera att för 2016 har inga uppdaterade trafikuppgifter inhämtats från kommunerna, vilket innebär att osäkerheterna i modelleringen är något högre detta år. Denna påverkan bedöms dock vara relativt begränsad då kommuner inte alltid har trafikdata att tillgå varje år.

Tabell 7. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av PM10 för trafikmiljöerna i denna studie. Jämförelse görs för årsmedelvärde och 90-percentils dygnsmedelvärde. En korrektionsfaktor (korr) anges även till var och en av gatorna, definierad som (mätt/SIM). Notera att dammbindningsmedel har använts i många av trafikmiljöerna, vilket inte har tagits hänsyn till i modelleringen med SIMAIR.

PM10 Trafikmiljöer			PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]			PM10 90-percentils dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
			mätt	SIM	korr	mätt	SIM	korr
Borlänge	Stationsgatan	2015	15.1	12.8	1.18	28.3	21.4	1.33
Gävle	Kungsgatan 8	2014	15.6	23.2	0.67	30.8	43.6	0.71
	Kungsgatan 8	2016	15.0	24.0	0.62	27.9	45.3	0.62
Göteborg	Kungsbackaleden	2014	21.1	34.8	0.61	35.2	59.8	0.59
	Kungsbackaleden	2015	21.4	35.5	0.60	34.4	55.1	0.63
	Kungsbackaleden	2016	22.1	37.6	0.59	40.8	63.2	0.64
Göteborg	Sprängkullsgatan	2014	18.3	25.6	0.72	29.9	40.9	0.73
	Sprängkullsgatan	2015	18.5	26.2	0.71	29.5	39.6	0.74
	Sprängkullsgatan	2016	16.7	26.0	0.64	28.4	44.9	0.63
Helsingborg	Drottninggatan	2014	18.6	22.6	0.83	31.0	35.2	0.88
	Drottninggatan	2015	17.0	22.9	0.74	27.8	36.2	0.77
	Drottninggatan	2016	14.2	25.0	0.57	22.6	41.3	0.55
Jönköping	Barnarpsgatan	2014	15.1	17.5	0.86	25.3	29.7	0.85
	Barnarpsgatan	2015	12.1	20.1	0.60	20.5	34.1	0.60
	Barnarpsgatan	2016	13.7	19.7	0.69	25.0	32.5	0.77
Karlstad	Hamngatan	2015	18.6	19.9	0.93	för få data		
Landskrona	Erikgatan	2014	18.0	19.6	0.92	27.4	32.2	0.85

	Eriksgatan	2015	15.6	17.4	0.90	25.6	27.5	0.93
	Eriksgatan	2016	14.0	19.2	0.73	22.0	30.4	0.72
Malmö	Dalaplan	2014	22.8	22.8	1.00	36.1	36.5	0.99
	Dalaplan	2015	20.9	21.7	0.96	32.7	36.7	0.89
Norrköping	Kungsgatan	2014	18.1	22.4	0.81	33.0	40.8	0.81
	Kungsgatan	2015	18.1	18.8	0.96	33.0	33.8	0.98
	Kungsgatan	2016	18.5	20.1	0.92	35.8	34.5	1.04
Norrköping	Ö. Promenaden	2014	16.9	19.5	0.87	29.8	34.4	0.87
	Ö. Promenaden	2015	14.9	16.3	0.92	23.7	27.9	0.85
	Ö. Promenaden	2016	16.5	17.5	0.94	30.1	29.5	1.02
Stockholm	Hornsgatan 108	2014	22.8	21.6	1.06	39.3	38.6	1.02
	Hornsgatan 108	2015	21.1	16.6	1.27	35.5	28.6	1.24
	Hornsgatan 108	2016	23.0	27.4	0.84	41.1	43.3	0.95
Stockholm	Lilla Essingen	2014	26.3	25.8	1.02	50.7	48.4	1.05
	Lilla Essingen	2015	23.7	26.2	0.90	40.2	54.1	0.74
	Lilla Essingen	2016	24.8	31.9	0.78	45.4	62.2	0.73
Stockholm	Sveavägen 59	2014	19.6	22.8	0.86	35.8	43.0	0.83
	Sveavägen 59	2015	18.2	25.5	0.71	29.4	42.6	0.69
	Sveavägen 59	2016	22.4	30.9	0.73	42.6	51.5	0.83
Sundsvall	Strandgatan	2014	19.4	17.0	1.14	37.7	30.3	1.25
	Strandgatan	2015	15.9	18.8	0.85	32.9	35.9	0.92
	Strandgatan	2016	15.0	18.0	0.83	25.8	32.6	0.79
Umeå	Västra Esplanaden	2016	11.2	15.7	0.71	23.4	27.5	0.85
Uppsala	Kungsgatan	2014	18.5	14.9	1.24	34.2	24.6	1.39
	Kungsgatan	2015	18.4	10.9	1.69	33.4	17.0	1.97
	Kungsgatan	2016	17.0	13.5	1.26	32.6	20.9	1.56
Västerås	Stora gatan	2015	10.2	15.8	0.64	17.5	24.9	0.70
Örebro	Rudbecksgatan	2014	13.9	17.8	0.78	24.6	31.6	0.78
	Rudbecksgatan	2015	12.9	15.2	0.85	23.4	23.6	0.99
	Rudbecksgatan	2016	10.9	17.4	0.62	18.5	28.6	0.65



Figur 4. Jämförelse mellan uppmätta och SIMAIRs beräknade halter av PM10 i trafikmiljöer, uttryckta som haltmätt enligt miljökvalitetsnormerna. Helledragen linje anger 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 7. Notera att dammbindningsmedel har använts i många av trafikmiljöerna, vilket inte har tagits hänsyn till i modelleringen med SIMAIR.

I Tabell 8 redovisas de statistiska indikatorerna relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE), vilket är den nuvarande bästa tolkningen av kvalitetsmålet för modellberäkningar. Eftersom halterna är långt under MKN för årsmedelvärde är RDE den rekommenderade statistiska indikatorn (se avsnitt 3.3.3).

RPE varierar generellt mellan 0-0.7 (decimalerna ska tolkas som % som relaterar till kvalitetsmålen i EUs Luftdirektiv och NFS) medan RDE varierar mellan 0-0.27. Notera dock att det, pga att det inte togs hänsyn i modelleringen till dammbindningsmedel, blir något missvisande att utvärdera kvalitetsmålet. Om detta ändå negligeras erhålls ett RDEmax på 0.19 för 2014 och 2015, samt 0.27 för 2016, vilket innebär att kvalitetsmålet klaras med stor marginal. Detta i sin tur beror ju på att RDE främst utvärderar halterna vid MKN, och att acceptansnivån är större för lägre halter.

Tabell 8. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för SIMAIRs modellering av PM10-halter i trafikmiljöerna jämfört med mätdata. Notera att dammbindningsmedel har använts i många av trafikmiljöerna, vilket inte har tagits hänsyn till i modelleringen med SIMAIR, vilket innebär att kvalitetsmålet inte helt och hållet går att utvärdera.

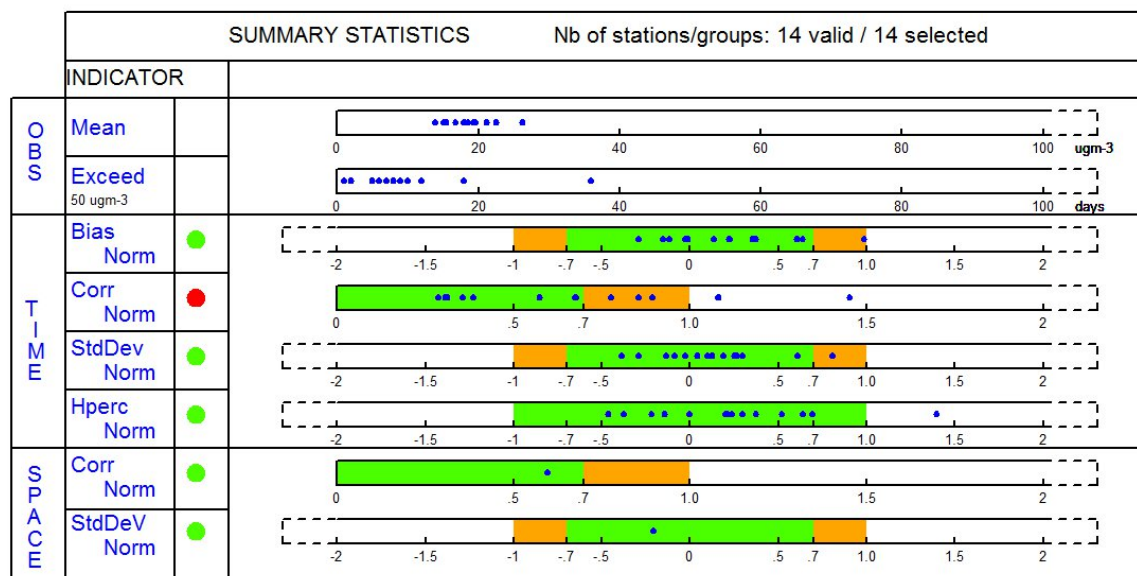
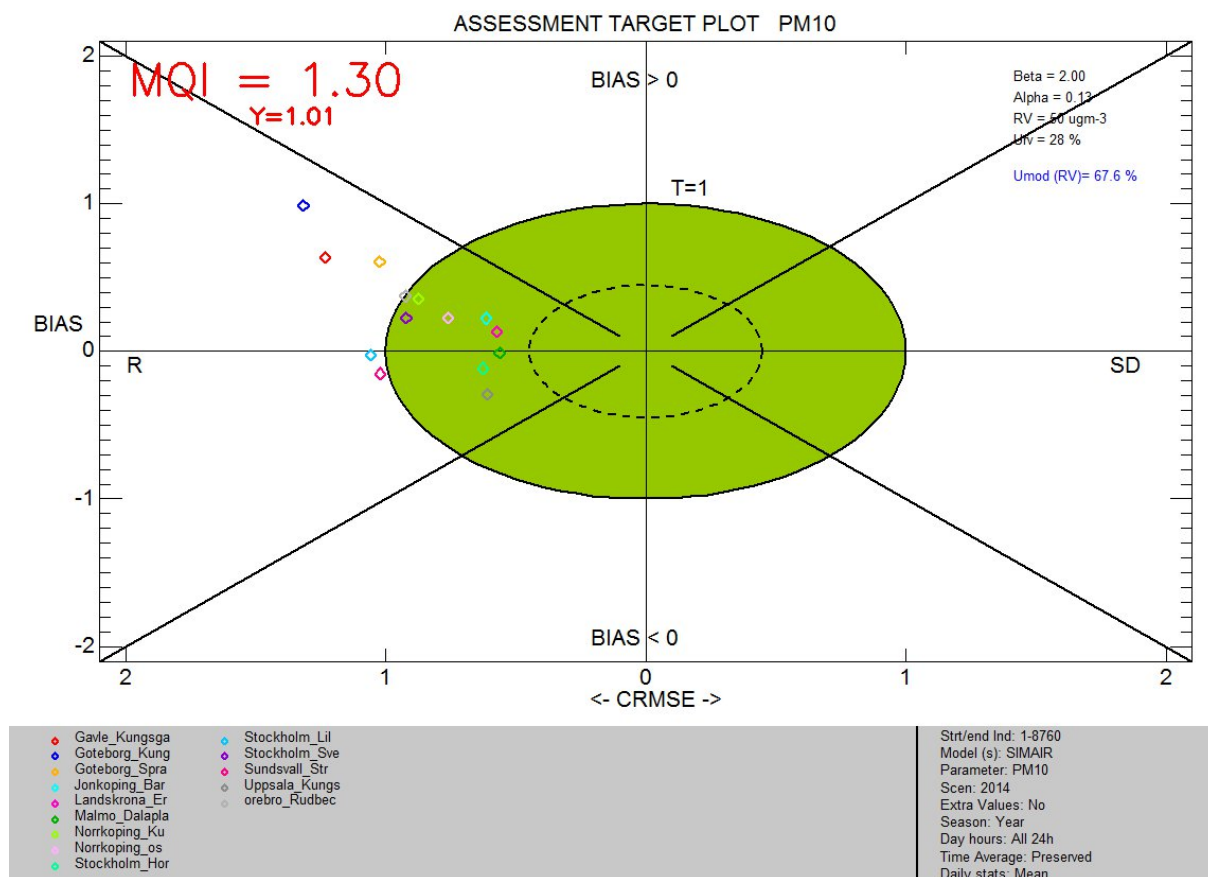
PM10 Trafikmiljöer			RPE årsmedelvärde	RDE årsmedelvärde
Borlänge	Stationsgatan	2015	0.15	0.06
Gävle	Kungsgatan 8	2014	0.49	0.19
	Kungsgatan 8	2016	0.60	0.23
Göteborg	Kungsbackaleden	2014	0.65	0.34
	Kungsbackaleden	2015	0.66	0.35
	Kungsbackaleden	2016	0.70	0.39
Göteborg	Sprängkullsgatan	2014	0.39	0.18
	Sprängkullsgatan	2015	0.42	0.19
	Sprängkullsgatan	2016	0.56	0.23
Helsingborg	Drottninggatan	2014	0.21	0.10
	Drottninggatan	2015	0.35	0.15
	Drottninggatan	2016	0.76	0.27
Jönköping	Barnarpsgatan	2014	0.16	0.06
	Barnarpsgatan	2015	0.66	0.20
	Barnarpsgatan	2016	0.44	0.15
Karlstad	Hamngatan	2015	0.07	0.03
Landskrona	Erikgatan	2014	0.09	0.04
	Erikgatan	2015	0.12	0.04
	Erikgatan	2016	0.37	0.13
Malmö	Dalaplan	2014	0.00	0.00
	Dalaplan	2015	0.04	0.02
Norrköping	Kungsgatan	2014	0.24	0.11
	Kungsgatan	2015	0.04	0.02
	Kungsgatan	2016	0.09	0.04
Norrköping	Ö. Promenaden	2014	0.15	0.06
	Ö. Promenaden	2015	0.09	0.03
	Ö. Promenaden	2016	0.06	0.02
Stockholm	Hornsgatan 108	2014	0.05	0.03
	Hornsgatan 108	2015	0.21	0.11
	Hornsgatan 108	2016	0.19	0.11
Stockholm	Lilla Essingen	2014	0.02	0.01
	Lilla Essingen	2015	0.11	0.06
	Lilla Essingen	2016	0.29	0.18
Stockholm	Sveavägen 59	2014	0.16	0.08
	Sveavägen 59	2015	0.40	0.18

	Sveavägen 59	2016	0.38	0.21
Sundsvall	Strandgatan	2014	0.13	0.06
	Strandgatan	2015	0.18	0.07
	Strandgatan	2016	0.20	0.08
Umeå	Västra Esplanaden	2016	0.41	0.11
Uppsala	Kungsgatan	2014	0.20	0.09
	Kungsgatan	2015	0.41	0.19
	Kungsgatan	2016	0.21	0.09
Västerås	Stora gatan	2015	0.55	0.14
Örebro	Rudbecksgatan	2014	0.28	0.10
	Rudbecksgatan	2015	0.17	0.06
	Rudbecksgatan	2016	0.60	0.16

I Figur 5A-C visas Target-diagram och summary statistics från Delta-tool för valideringen av SIMAIR mot mätdata för PM10 trafikmiljöer. Även här bör det betonas att denna utvärdering ska ses som översiktlig, i och med att modelleringen i SIMAIR inte har tagit hänsyn till användning av dammbindningsmedel som har förekommit i många av trafikmiljöerna.

Utifrån resultaten i Delta-tool kan det konstateras att avvikelsen mellan beräknade och uppmätta halter är större för 2016 (Model Quality Indicator, MQI för Target är 1.45) än 2014-2015 (MQI Target 1.30 – 1.37). Detta kan troligen förklaras med att användningen av dammbindningsmedel har blivit vanligare liksom att trafikdata främst uppdaterades avseende 2014 och 2015 till beräkningarna i SIMAIR. Från Target-diagramet kan konstateras att bias överlag är positivt, vilket är förväntat i och med överskattningen till följd av dammbindningsmedel, och att felet/osäkerheten främst domineras av korrelation snarare än standardavvikelse (eftersom resultaten ligger på den negativa sidan av x-axeln). Korrelation är en svår indikator att uppfylla för PM10, i och med den kraftiga dagliga och timvisa haltvariationen till följd av vägbansans fuktighet och uppvirvling av vägdamm.

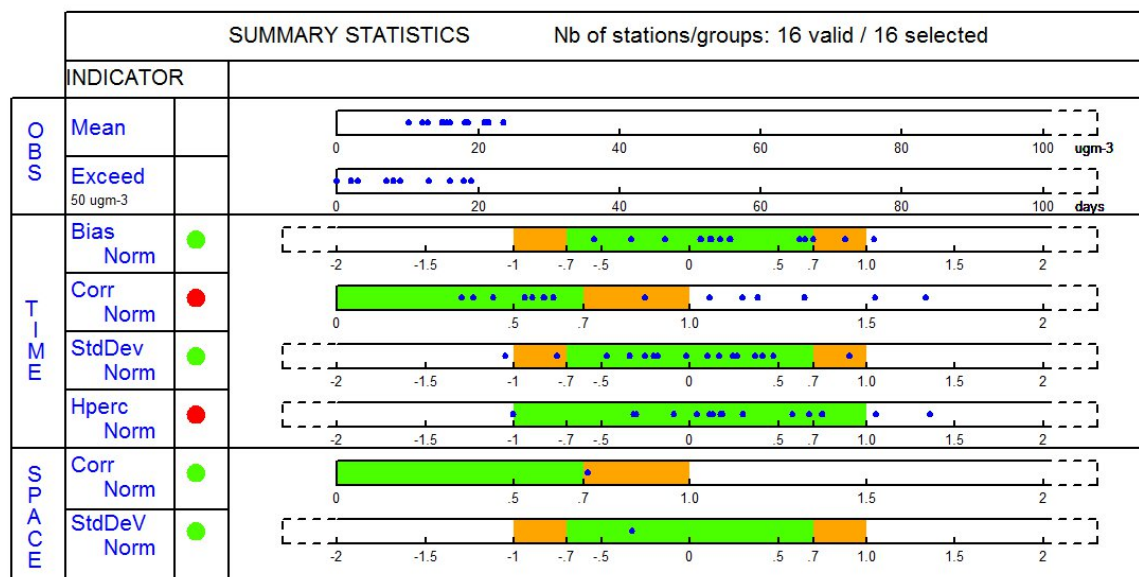
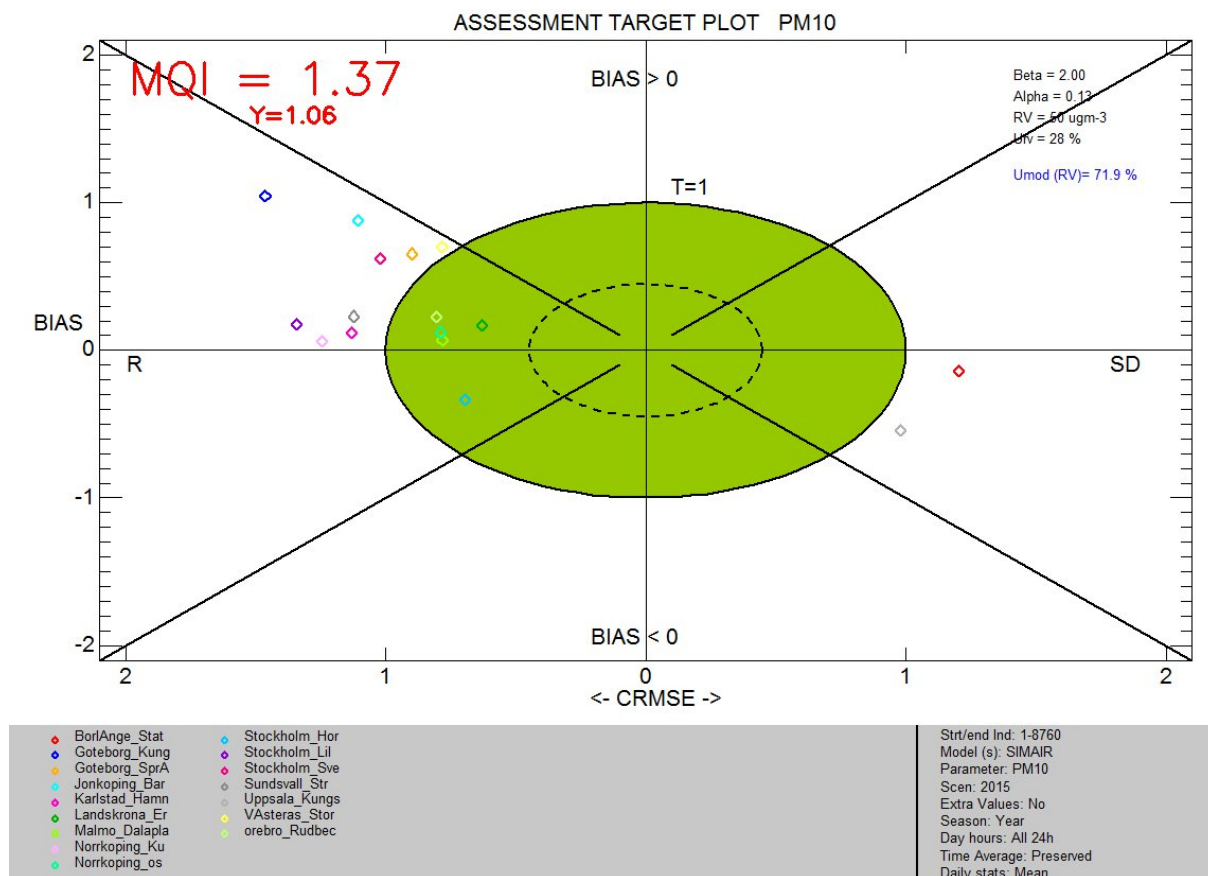
PM10, 2014: trafikmiljöer



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 5A. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende PM10 trafikmiljöer 2014. Notera att dammbindningsmedel har använts i många av trafikmiljöerna, vilket inte har tagits hänsyn till i modelleringen med SIMAIR. Denna aspekt bör beaktas vid utvärderingen.

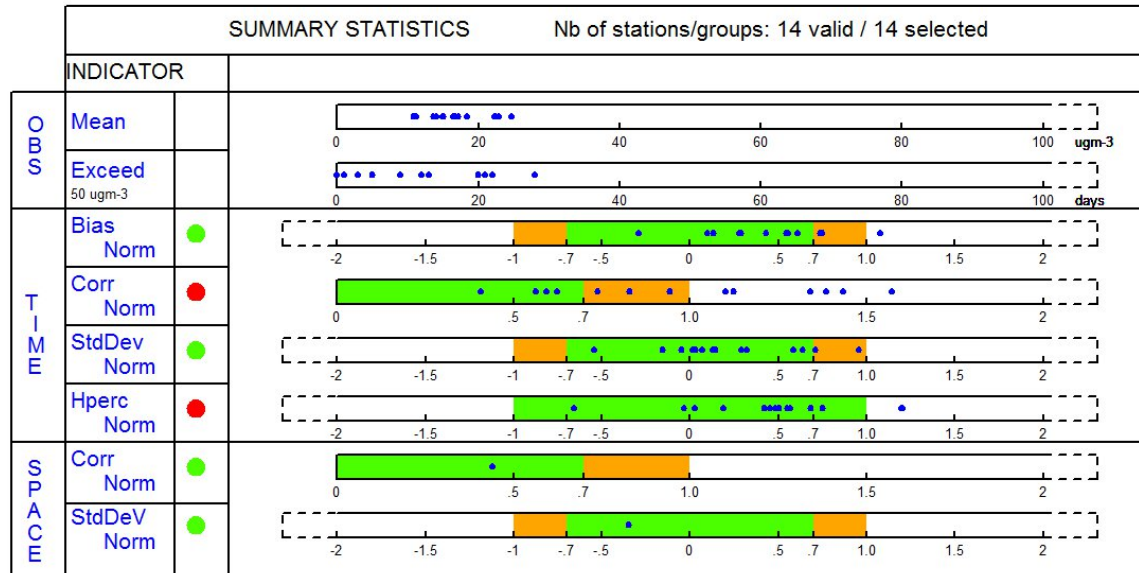
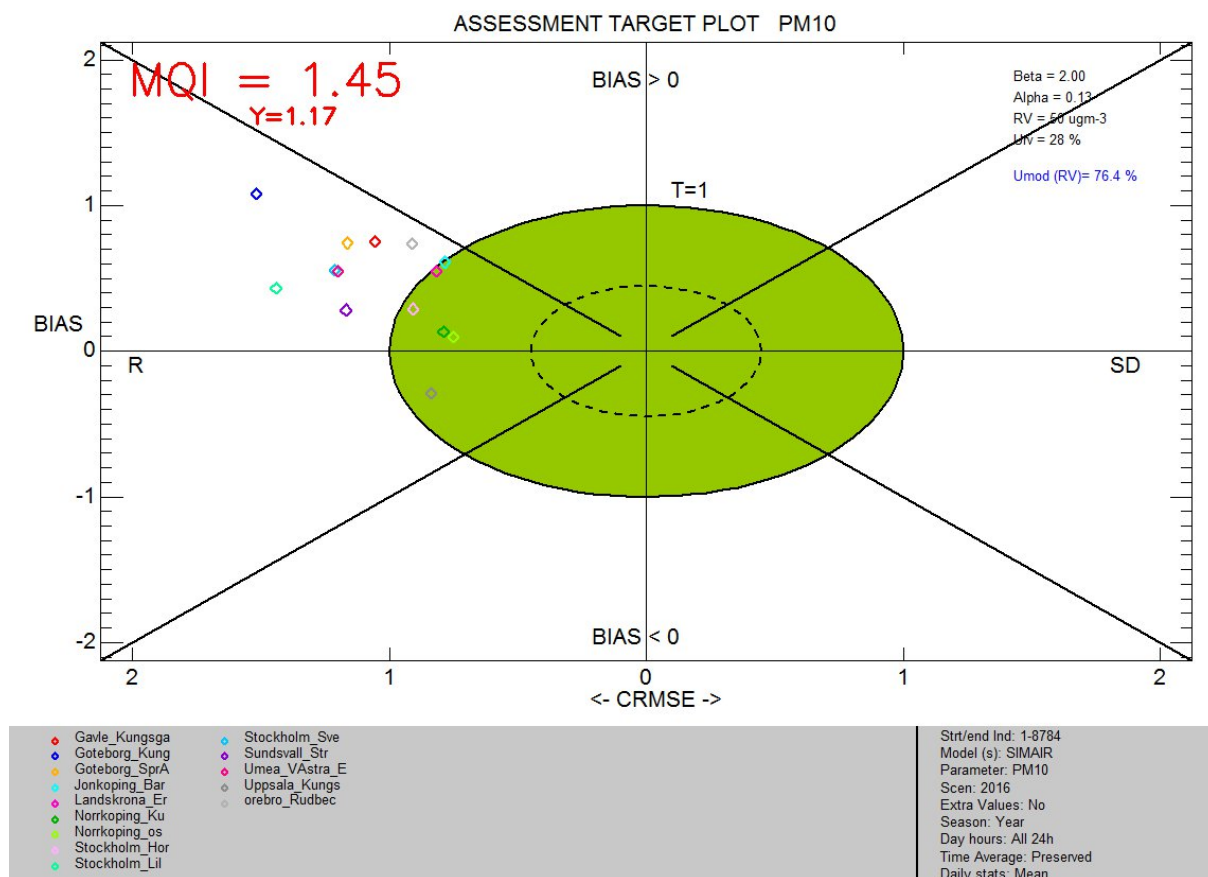
PM10, 2015: trafikmiljöer



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 5B. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende PM10 trafikmiljöer 2015. Notera att dammbindningsmedel har använts i många av trafikmiljöerna, vilket inte har tagits hänsyn till i modelleringen med SIMAIR. Denna aspekt bör beaktas vid utvärderingen.

PM10, 2016: trafikmiljöer



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 5C. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende PM10 trafikmiljöer 2016. Notera att dammbindningsmedel har använts i många av trafikmiljöerna, vilket inte har tagits hänsyn till i modelleringen med SIMAIR. Denna aspekt bör beaktas vid utvärderingen.

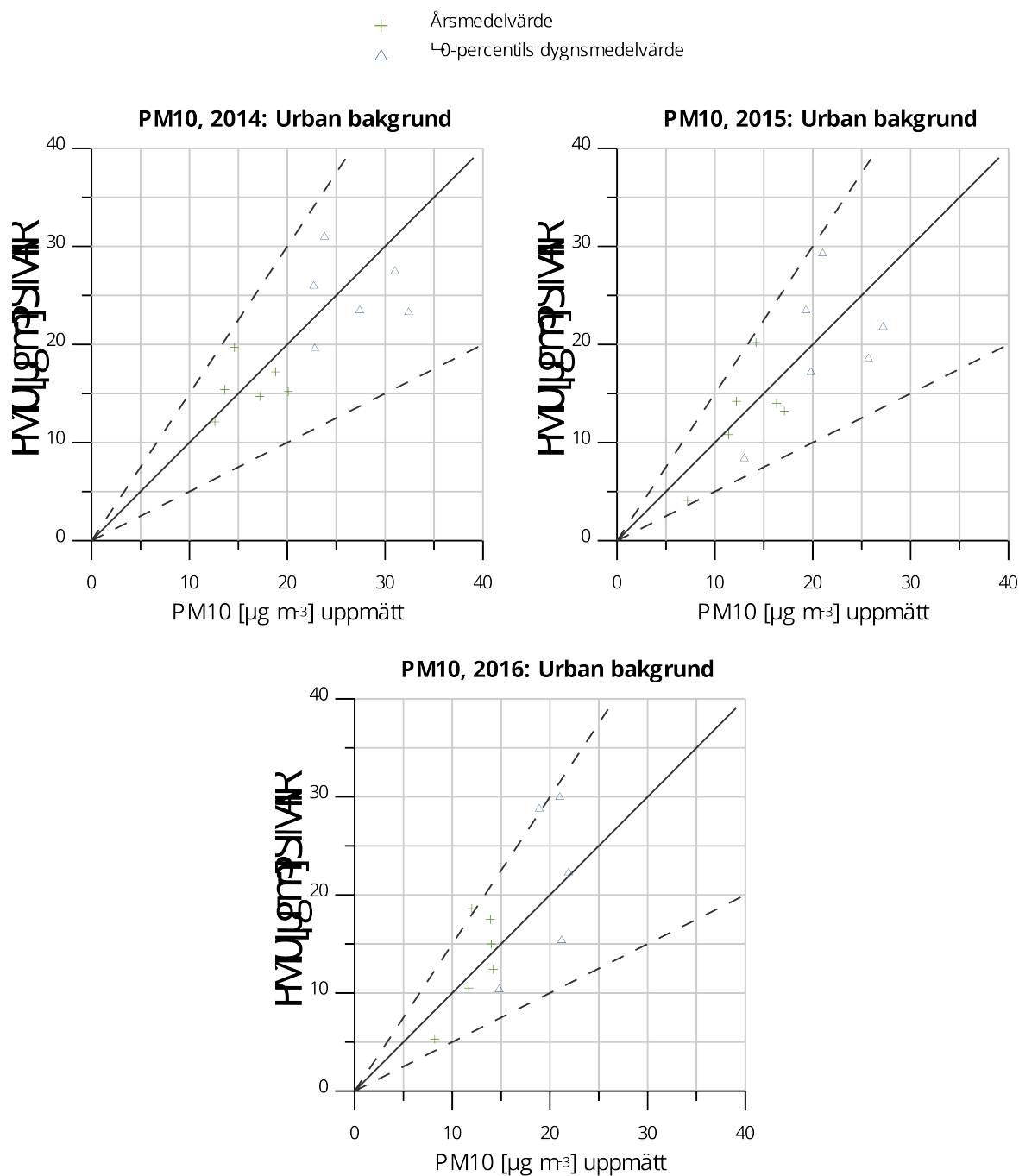
4.1.2 PM10 – urban bakgrund

I Tabell 9 redovisas en jämförelse mellan modellerade och uppmätta halter av PM10 i urban bakgrund. I Figur 6 visualiserad denna jämförelse i form av scatterplots för 2014, 2015 respektive 2016.

I urban bakgrund är överlag överensstämmelsen mellan modellering och mätning god; här finns inte en systematisk överskattning som noterades i trafikmiljöer. Detta belyser återigen att resultatet för trafikmiljöer var starkt påverkat av användningen av dammbindningsmedel. Antalet mätstationer i urban bakgrund är dock relativt begränsade och mätningar saknas helt i Norrland.

Tabell 9. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av PM10 för urban bakgrund i denna studie. Jämförelse görs för årsmedelvärde och 90-percentils dygnsmedelvärde. En korrektionsfaktor (korr) anges även till var och en av gatorna, definierad som (mätt/SIM).

PM10 Urban bakgrund			PM10 årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]			PM10 90-percentils dygnsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]		
			mätt	SIM	korr	mätt	SIM	korr
Göteborg	Nils Erikson	2014	14.6	19.7	0.74	23.8	31.1	0.76
	Nils Erikson	2015	14.2	20.2	0.70	21.0	29.4	0.71
	Nils Erikson	2016	13.9	17.5	0.79	21.0	30.1	0.70
Höganäs	Tivoli	2014	20.1	15.2	1.32	32.4	23.4	1.38
	Tivoli	2015	17.1	13.2	1.29	25.7	18.7	1.38
	Tivoli	2016	14.2	12.4	1.15	för få data		
Kiruna	Mangigatan	2015	7.2	4.1	1.76	13.0	8.5	1.53
	Mangigatan	2016	8.2	5.3	1.55	14.8	10.5	1.41
Malmö	Rådhuset	2014	18.8	17.2	1.09	31.0	27.6	1.12
	Rådhuset	2015	16.3	14.0	1.16	27.2	21.9	1.24
	Rådhuset	2016	14.0	15.0	0.94	21.9	22.4	0.98
Stockholm	Torkel Knutsson	2014	13.6	15.4	0.88	22.7	26.1	0.87
	Torkel Knutsson	2015	12.2	14.2	0.86	19.3	23.6	0.82
	Torkel Knutsson	2016	12.0	18.6	0.65	18.9	28.9	0.65
Uppsala	Klostergatan	2014	12.6	12.1	1.04	22.8	19.7	1.16
	Klostergatan	2015	11.4	10.8	1.05	19.8	17.3	1.15
	Klostergatan	2016	11.7	10.5	1.12	21.2	15.5	1.37
Ystad	Östra Förstaden	2014	17.2	14.7	1.17	27.4	23.6	1.16



Figur 6. Jämförelse mellan uppmätta och SIMAIRs beräknade halter av PM10 i urban bakgrund, uttryckta som haltmått enligt miljökvalitetsnormerna. Heldragen linje anger 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 9.

I Tabell 10 redovisas RPE och RDE för SIMAIRs beräknade halter av PM10 i urban bakgrund jämfört med mätningar. RPE varierar mellan 0.04 och 0.55 medan RDE varierar mellan 0.01 och 0.15. På analogt sätt med motiveringarna tidigare är det RDEmax som är den bästa tolkningen till kvalitetsmålet och denna är 0.13 för 2014, 0.15 för 2015 och 0.16 för 2016. Detta innebär att kvalitetsmålen klaras med stor marginal.

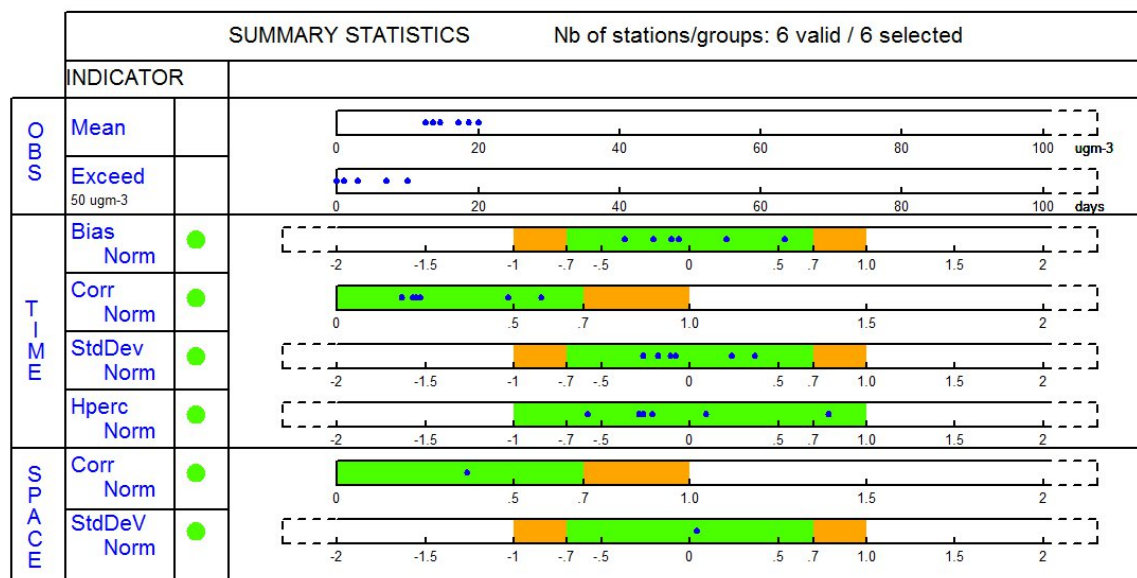
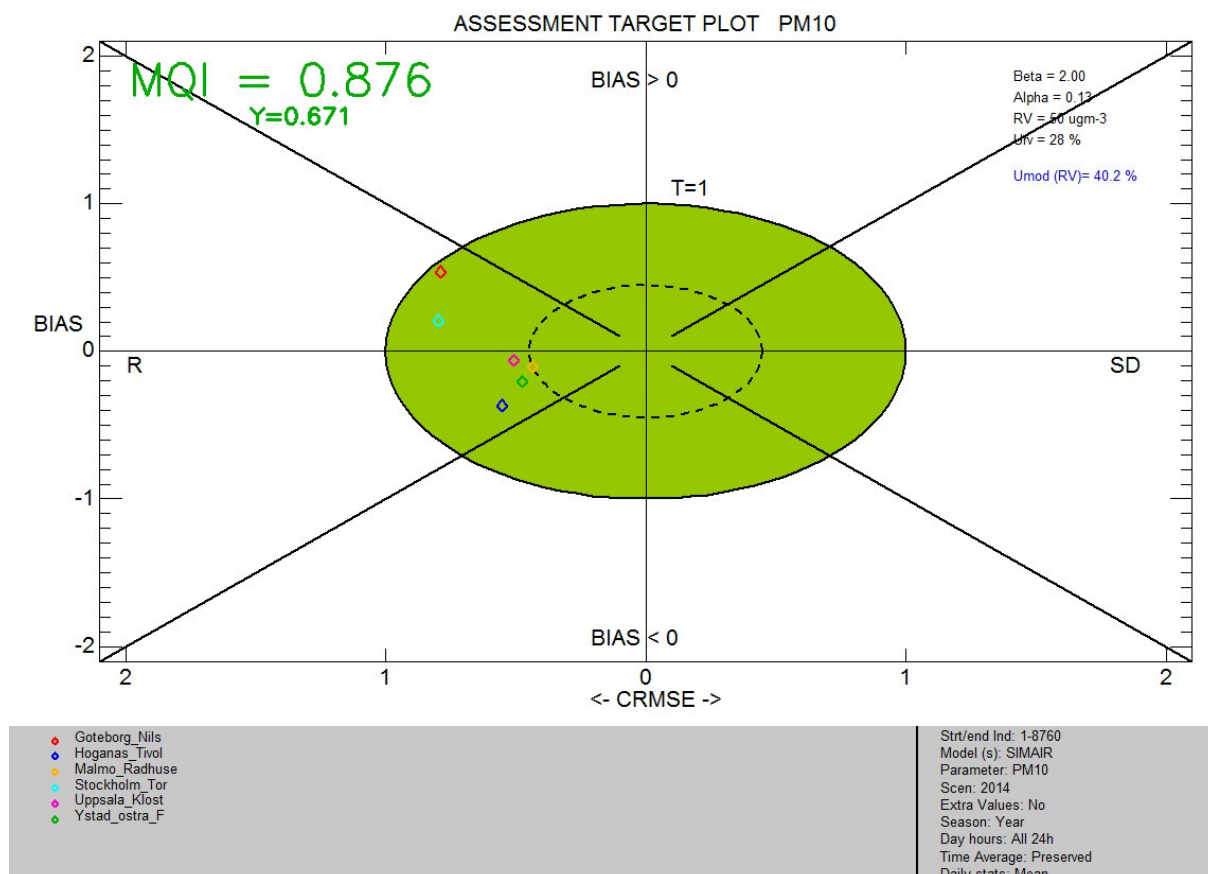
Tabell 10. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för SIMAIRs modellering av PM10-halter i urban bakgrund jämfört med mätdata.

PM10 Urban bakgrund			RPE årsmedelvärde	RDE årsmedelvärde
Göteborg	Nils Erikson	2014	0.35	0.13
	Nils Erikson	2015	0.42	0.15
	Nils Erikson	2016	0.27	0.09
Höganäs	Tivoli	2014	0.24	0.12
	Tivoli	2015	0.23	0.10
	Tivoli	2016	0.13	0.05
Kiruna	Mangigatan	2015	0.43	0.08
	Mangigatan	2016	0.36	0.07
Malmö	Rådhuset	2014	0.08	0.04
	Rådhuset	2015	0.14	0.06
	Rådhuset	2016	0.07	0.02
Stockholm	Torkel Knutsson	2014	0.13	0.04
	Torkel Knutsson	2015	0.16	0.05
	Torkel Knutsson	2016	0.55	0.16
Uppsala	Klostergatan	2014	0.04	0.01
	Klostergatan	2015	0.05	0.01
	Klostergatan	2016	0.10	0.03
Ystad	Östra Förstaden	2014	0.15	0.06

I Figur 7A-C visas Target-diagram och summary statistics från Delta-tool avseende resultaten för PM10 i urban bakgrund. För 2014 uppfylls MQO (Model Quality Objective) i och med att MQI för Target är 0.876. För 2015 och 2016 är dock MQI > 1. Notera dock att antalet mätstationer är relativt få.

Även i urban bakgrund domineras felen av korrelation snarare än standardavvikelse i och med att resultaten uteslutande ligger i den negativa delen av a-axeln. Det är den indikatorn som är den största orsaken till de höga värdena av MQI för Target.

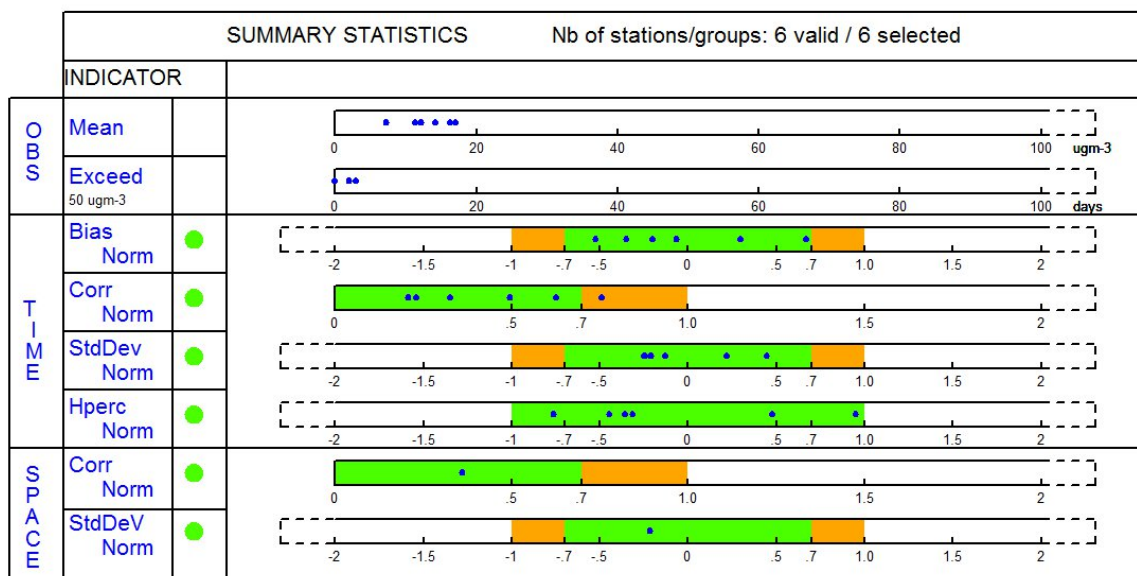
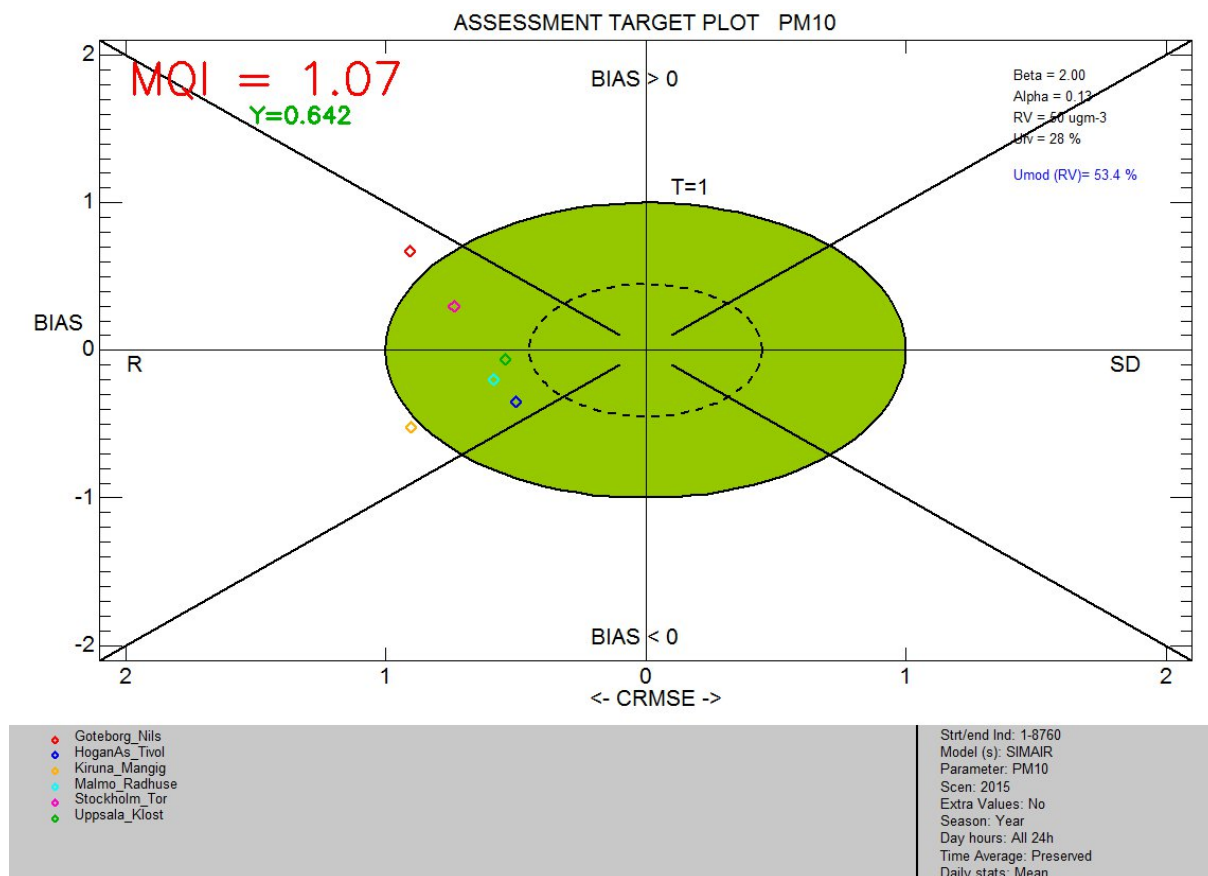
PM10, 2014: urban bakgrund



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 7A. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende PM10 urban bakgrund 2014.

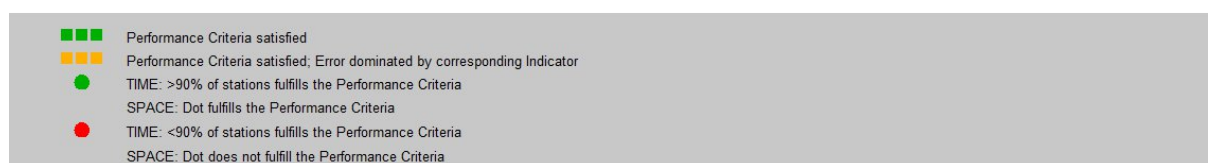
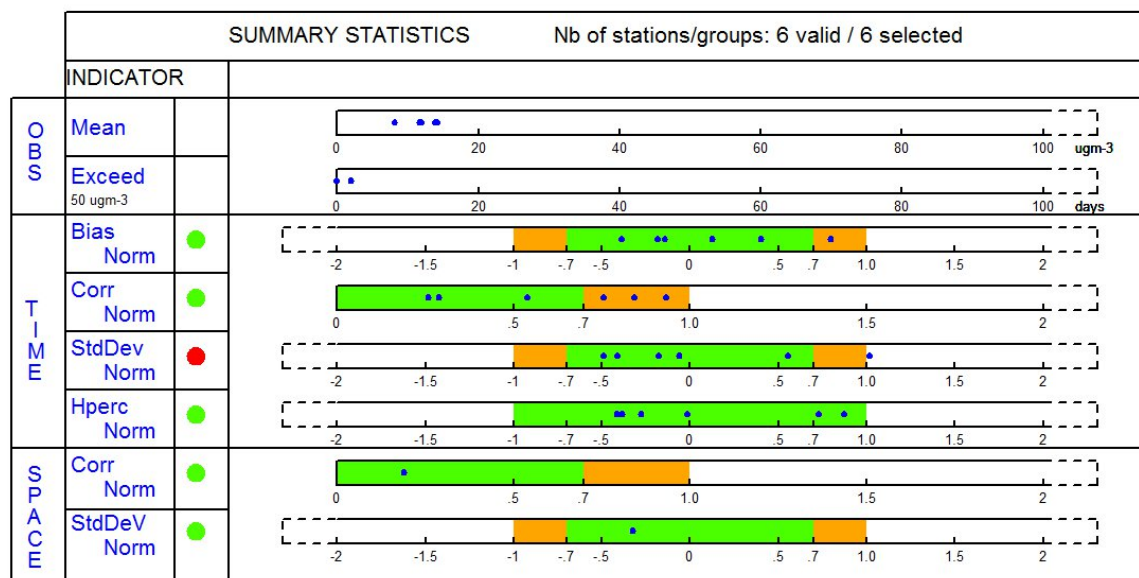
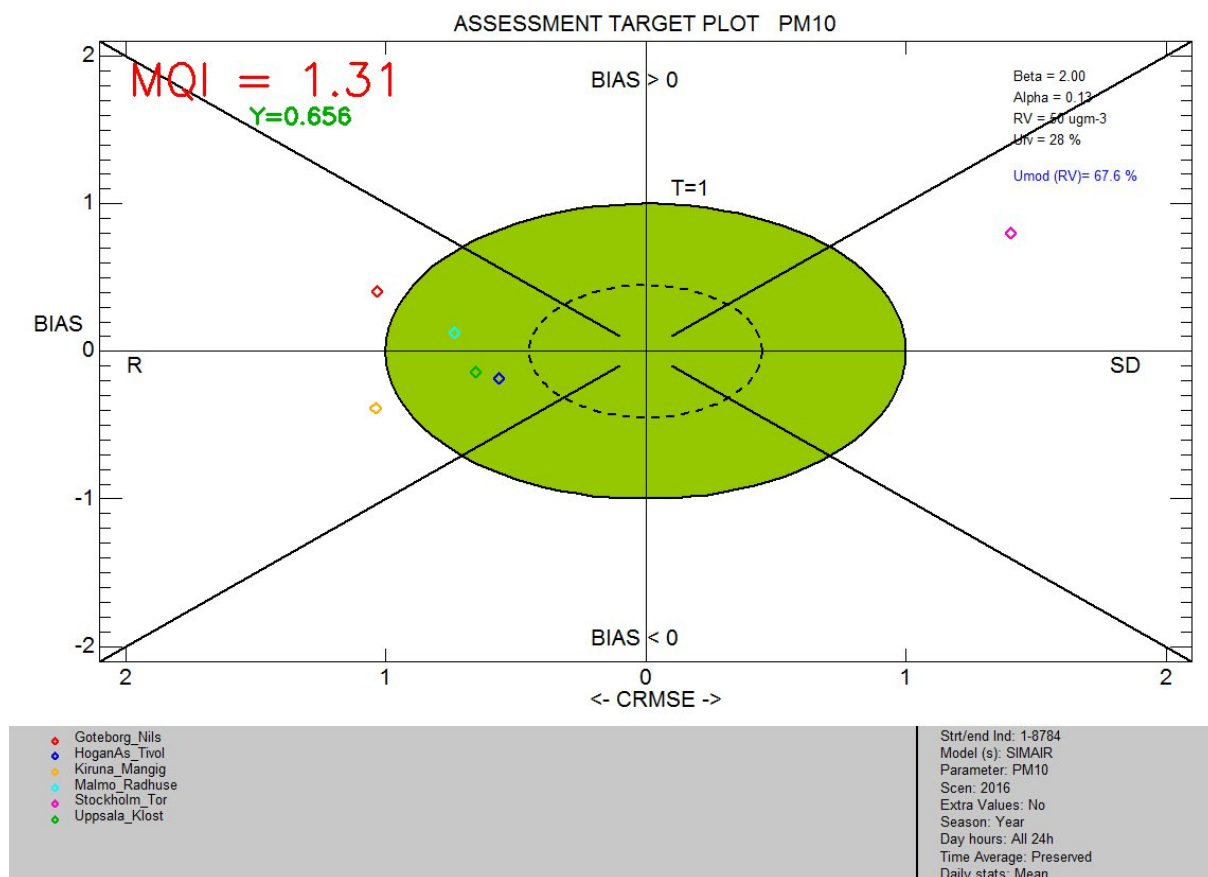
PM10, 2015: urban bakgrund



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 7B. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende PM10 urban bakgrund 2015.

PM10, 2016: urban bakgrund



Figur 7C. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende PM10 urban bakgrund 2016.

4.2 NO₂

4.2.1 NO₂ – trafikmiljöer

Valideringsresultat för NO₂ i trafikmiljöer visas i Figur 8. Motsvarande numeriska värden, inklusive korrektionsfaktorer, återfinns i Tabell 11. För årsmedelvärden av NO₂ kan ingen systematisk över/underskattning noteras i modelleringen. Däremot kan en generell underskattning av halterna av NO₂ observeras för percentilerna. Denna underskattning tycks öka med åren, då det framgår av Figur 10 att underskattningen generellt är större för 2016 än 2014. Därför rekommenderas användningen av korrektionsfaktorer vid modellering av 98-percentils dygns- och timmedelvärde av NO₂.

Orsaken till underskattningen kan vara flera, men en huvudförklaring är att emissionerna av NO_x underskattas i modelleringen. På senare tid har det konstaterats att emissionerna i verkliga trafikmiljöer är högre än emissionerna enligt laboratorietester enligt EUs körcykel, vilket har uppmärksammats i och med fusket inom fordonsindustrin för dieseldrivna personbilar. I SIMAIR basår 2014-2016 användes avgasemissionsmodellen HBEFA version 3.2, vilket inte tar hänsyn till dessa avvikelser. I SIMAIRs basår 2017, som lanserades i april 2018, används istället HBEFA version 3.3, där dessa avvikelser beaktas. Emissionerna av NO_x ökar generellt mellan 10-15 % för personbilar (SMHI, 2018), vilket alltså till en viss del i framtida valideringen kommer kompensera för avvikelsen.

Andra orsaker till avvikelsen kan vara svårigheter att beskriva markinversioner och låga gränsskiktshöjder/stark stabil atmosfärisk skiktning i spridningsmodellering.

Notera också att känsligheten är stor för vilka kösituationer enligt HBEFA som ansätts in modelleringen (fritt flöde, tung trafik, kö och stopp och kör). Dessa indata till beräkningarna har, för ett fåtal kommuner, byggts på riktiga mätningar, men för de flesta är det uppskattningar. Känslighetsstudier av SIMAIRs har visat att känsligheten i de beräknade halterna av NO₂, i synnerhet NO₂ 98-percentils timmedelvärde, är stor (Haeger-Eugensson et al., 2018).

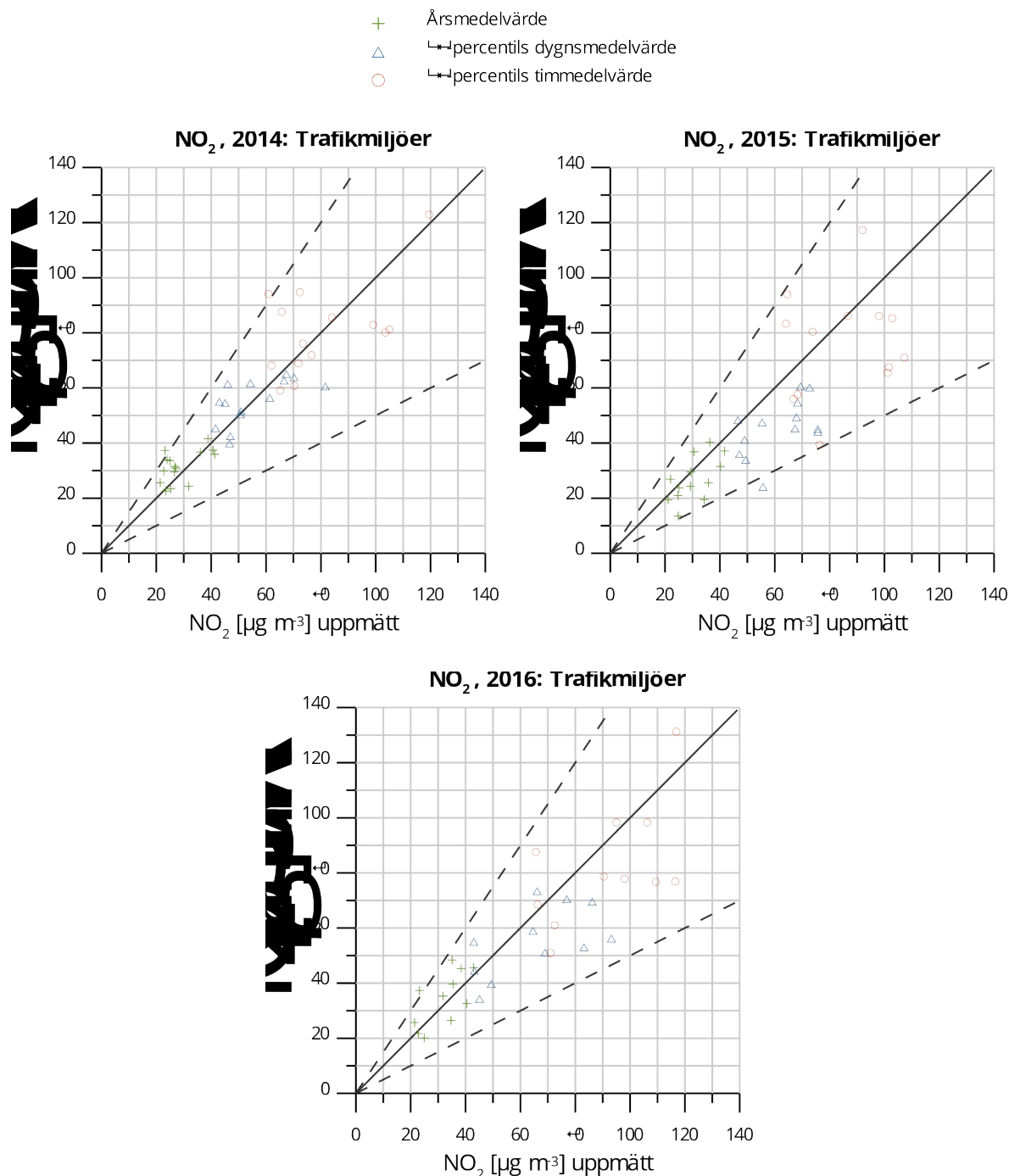
Notera också att en del av avvikelserna i trafikmiljöerna kan förklaras med att halterna av NO₂ generellt underskattas i urban bakgrund (se avsnitt 4.2.2).

En intressant notering är att modelleringen av NO₂-halter i gaturum har förbättrats något jämfört med tidigare validering av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009; Andersson och Omstedt, 2013) och underskattningen mot mätdata är något mindre för percentilerna. En förklaring till detta är den nya funktionaliteten som har implementerats i SIMAIR, där inställning av trafikkö och trafikvariation kan göras, vilket ökar emissionerna av NO_x under tillfällena med höga trafikmängder och trafikkö.

Tabell 11. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av NO₂ för trafikmiljöerna i denna studie. Jämförelse görs för årsmedelvärde, 98-percentils dygnsmedelvärde och 98-percentils timmedelvärde. En korrektionsfaktor (korr) anges även till var och en av gatorna, definierad som (mätt/SIM).

NO ₂ Trafikmiljöer			NO ₂ årsmedelvärde [µg m ⁻³]			NO ₂ 98-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]			NO ₂ 98-percentils timmedelvärde [µg m ⁻³]		
			mätt	SIM	korr	mätt	SIM	korr	mätt	SIM	korr
Gävle	Kungsgatan 8	2014	24.9	33.6	0.74	45.1	54.6	0.83	73.5	76.1	0.97
	Kungsgatan 8	2016	23.2	37.3	0.62	43.0	55.0	0.78	65.7	87.6	0.75
Göteborg	Kungsbackaled	2014	40.7	37.4	1.09	81.6	60.6	1.35	119.5	122.9	0.97
	Kungsbackaled	2015	30.6	36.8	0.83	68.3	54.7	1.25	92.0	117.3	0.78
	Kungsbackaled	2016	38.4	45.3	0.85	86.2	69.6	1.24	116.9	131.3	0.89

Göteborg	Sprängskullsg.	2015	35.8	25.6	1.40	75.7	44.1	1.71	101.6	67.5	1.50
	Sprängskullsg.	2016	40.5	32.6	1.24	93.2	56.2	1.66	116.5	76.9	1.52
Halmstad	Viktoriagatan	2014	23.4	22.6	1.04	46.7	39.9	1.17	65.2	59.1	1.10
	Viktoriagatan	2015	24.7	20.9	1.18	47.1	36.0	1.31	66.8	56.0	1.19
	Viktoriagatan	2016	21.4	25.7	0.83	43.2	44.5	0.97	66.3	68.5	0.97
Helsingborg	S. Stenbocksg.	2014	22.7	29.8	0.76	För få data			För få data		
	S. Stenbocksg.	2015	22.0	26.9	0.82	46.5	48.3	0.96	64.6	94.0	0.69
Jönköping	Kungsgatan	2014	21.4	25.6	0.84	41.6	45.4	0.91	62.0	68.1	0.91
	Kungsgatan	2015	21.1	19.4	1.09	49.4	33.9	1.46	68.3	57.6	1.19
	Kungsgatan	2016	22.8	21.7	1.05	49.4	39.7	1.24	72.5	61.0	1.19
Malmö	Bergslagsgatan	2014	27.1	30.9	0.88	54.3	61.8	0.88	72.3	94.7	0.76
	Bergslagsgatan	2015	29.2	24.3	1.20	55.4	47.5	1.17	73.8	80.4	0.92
Malmö	Dalaplan	2014	23.9	33.9	0.70	46.0	61.5	0.75	60.9	94.1	0.65
	Dalaplan	2015	25.1	23.7	1.06	49.0	41.2	1.19	64.1	83.3	0.77
Stockholm	Hornsg. 108	2014	41.3	35.9	1.15	70.2	63.9	1.10	105.0	81.2	1.29
	Hornsg. 108	2015	41.7	37.1	1.12	72.7	60.2	1.21	102.9	85.3	1.21
	Hornsg. 108	2016	42.9	45.6	0.94	76.9	70.5	1.09	106.3	98.3	1.08
Stockholm	Hornsg. 85	2014	38.8	41.6	0.93	67.4	65.1	1.04	99.1	82.9	1.20
	Hornsg. 85	2015	36.3	40.3	0.90	69.4	60.6	1.14	98.0	86.1	1.14
	Hornsg. 85	2016	35.1	48.4	0.72	66.1	73.4	0.90	95.0	98.3	0.97
Stockholm	Lilla Essingen	2014	31.8	24.3	1.31	61.4	56.4	1.09	84.0	85.5	0.98
	Lilla Essingen	2015	34.3	19.5	1.76	67.4	45.3	1.49	86.7	86.2	1.01
	Lilla Essingen	2016	34.7	26.5	1.31	69.0	51.1	1.35	90.4	78.7	1.15
Stockholm	Sveavägen 59	2014	36.0	36.7	0.98	66.6	62.7	1.06	103.5	80.1	1.29
	Sveavägen 59	2015	40.2	31.5	1.27	67.9	49.4	1.37	101.2	65.5	1.54
	Sveavägen 59	2016	35.4	39.6	0.89	64.6	59.0	1.09	98.0	77.9	1.26
Sundsvall	Köpmansgatan	2014	26.7	31.5	0.85	50.9	51.6	0.99	76.6	71.9	1.07
Sundsvall	Strandgatan	2014	25.2	23.4	1.08	47.0	42.5	1.11	70.3	60.8	1.16
Umeå	Esplanaden	2015	29.4	29.5	1.00	75.7	45.1	1.68	107.3	71.0	1.51
	Esplanaden	2016	31.8	35.3	0.90	83.2	53.0	1.57	109.4	76.8	1.43
Uppsala	Kungsgatan	2014	26.6	29.5	0.90	50.7	50.4	1.01	71.8	68.9	1.04
	Kungsgatan	2015	24.8	13.5	1.84	55.7	24.1	2.32	76.3	39.4	1.94
	Kungsgatan	2016	24.9	20.1	1.24	45.1	34.3	1.31	71.0	50.9	1.40



Figur 8. Jämförelse mellan uppmätta och SIMAIRs beräknade halter av NO₂ i trafikmiljöer, uttryckta som haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Helden linje anger 1:1 och streckade linjer ± 50 %. Numeriska värden återfinns i Tabell 11.

Beräknade värden för RPE och RDE för NO₂ i trafikmiljöer återfinns i Tabell 12. För årsmedelvärden rekommenderas RDE att användas som statistisk indikator för kvalitetsmålet, medan för percentilerna rekommenderas användning av RPE, enligt motiveringarna i avsnitt 3.3.3.

Av tabellen kan följande värden erhållas för tolkningen enligt kvalitetsmålen:

2014: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.25

2015: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.28

2016: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.21

2014: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.34

2015: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.42

2016: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.40

2014: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.48

2015: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.45

2016: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.30

Av sammanställningen ovan framgår att modelleringen klarar kvalitetsmålen (årsmedelvärde max 0.3, dygns- och timmedelvärde max 0.5) för samtliga år, om än att marginalen inte är stor.

Tabell 12. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för SIMAIRs modellering av NO₂-halter i trafikmiljöer jämfört med mätdata.

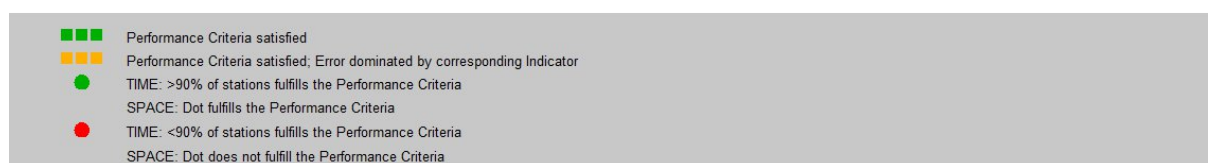
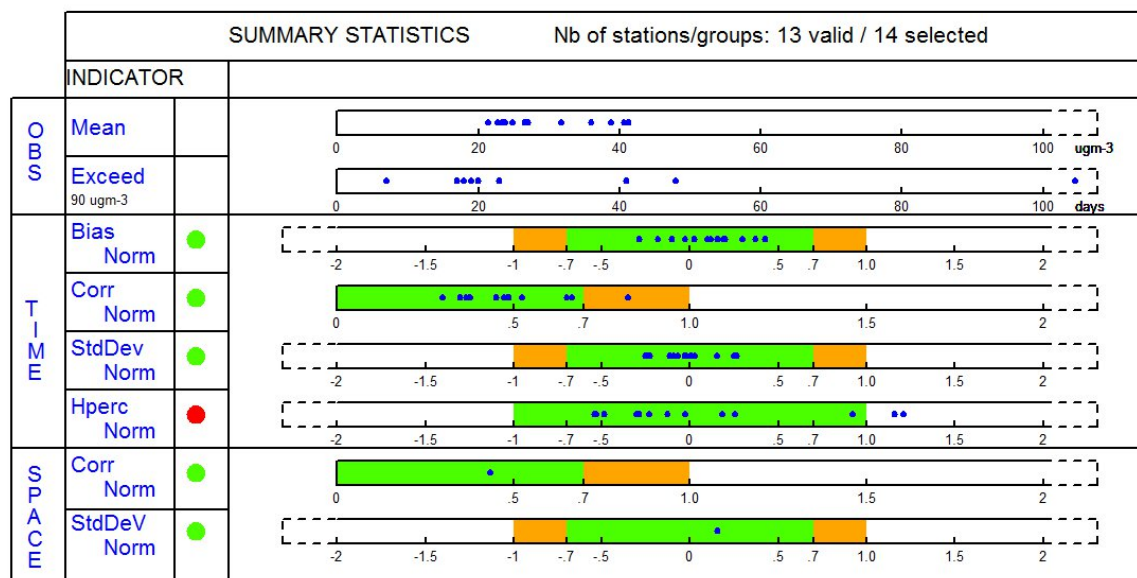
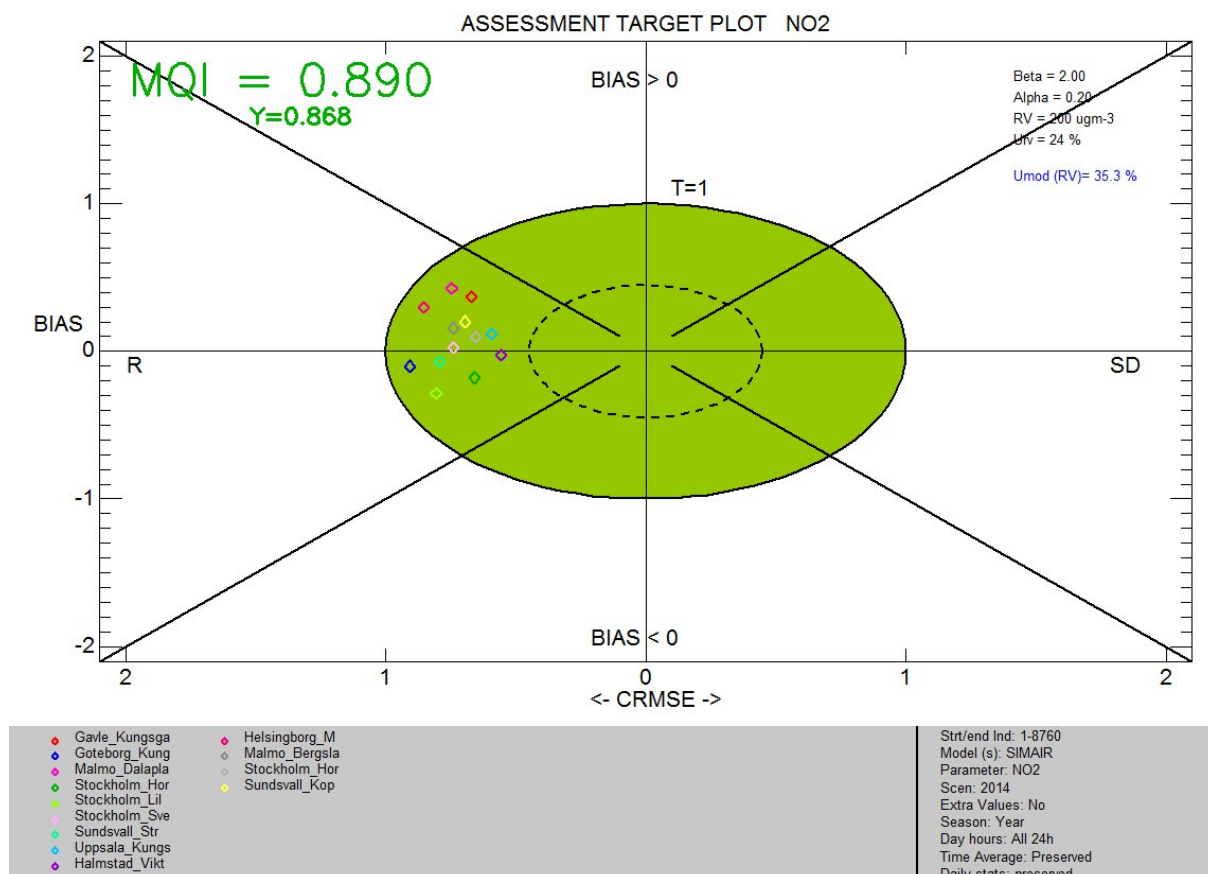
NO ₂ Trafikmiljöer			RPE			RDE		
			års	98-perc dygn	98-perc timme	års	98-perc dygn	98-perc timme
Gävle	Kungsgatan 8	2014	0.35	0.21	0.04	0.22	0.16	0.03
	Kungsgatan 8	2016	0.61	0.28	0.33	0.35	0.20	0.24
Göteborg	Kungsbackaled	2014	0.08	0.26	0.03	0.08	0.35	0.04
	Kungsbackaled	2015	0.20	0.20	0.28	0.15	0.23	0.28
	Kungsbackaled	2016	0.18	0.19	0.12	0.17	0.28	0.16
Göteborg	Sprängkullsg.	2015	0.28	0.42	0.34	0.25	0.53	0.38
	Sprängkullsg.	2016	0.19	0.40	0.34	0.20	0.62	0.44
Halmstad	Viktoriegatan	2014	0.04	0.15	0.09	0.02	0.11	0.07
	Viktoriegatan	2015	0.15	0.24	0.16	0.10	0.18	0.12
	Viktoriegatan	2016	0.20	0.03	0.03	0.11	0.02	0.02
Helsingborg	S. Stenbocksg.	2014	0.31			0.18		
	S. Stenbocksg.	2015	0.23	0.04	0.45	0.12	0.03	0.33
Jönköping	Kungsgatan	2014	0.20	0.09	0.10	0.11	0.06	0.07
	Kungsgatan	2015	0.08	0.31	0.16	0.04	0.26	0.12
	Kungsgatan	2016	0.05	0.19	0.16	0.03	0.16	0.13
Malmö	Bergslagsgatan	2014	0.14	0.14	0.31	0.10	0.13	0.25
	Bergslagsgatan	2015	0.17	0.14	0.09	0.12	0.13	0.07
Malmö	Dalaplan	2014	0.42	0.34	0.55	0.25	0.26	0.37
	Dalaplan	2015	0.06	0.16	0.30	0.04	0.13	0.21
Stockholm	Hornsg. 108	2014	0.13	0.09	0.23	0.14	0.10	0.26
	Hornsg. 108	2015	0.11	0.17	0.17	0.11	0.21	0.20
	Hornsg. 108	2016	0.06	0.08	0.08	0.07	0.11	0.09
Stockholm	Hornsg. 85	2014	0.07	0.03	0.16	0.07	0.04	0.18
	Hornsg. 85	2015	0.11	0.13	0.12	0.10	0.15	0.13
	Hornsg. 85	2016	0.38	0.11	0.04	0.33	0.12	0.04
Stockholm	Lilla Essingen	2014	0.24	0.08	0.02	0.19	0.08	0.02
	Lilla Essingen	2015	0.43	0.33	0.01	0.37	0.37	0.01
	Lilla Essingen	2016	0.24	0.26	0.13	0.21	0.30	0.13
Stockholm	Sveavägen 59	2014	0.02	0.06	0.23	0.02	0.06	0.26

	Sveavägen 59	2015	0.21	0.27	0.35	0.22	0.31	0.40
	Sveavägen 59	2016	0.12	0.09	0.21	0.10	0.09	0.22
Sundsvall	Köpmansgatan	2014	0.18	0.01	0.06	0.12	0.01	0.05
Sundsvall	Strandgatan	2014	0.07	0.10	0.14	0.04	0.08	0.11
Umeå	Esplanaden	2015	0.00	0.40	0.34	0.00	0.51	0.40
	Esplanaden	2016	0.11	0.36	0.30	0.09	0.50	0.36
Uppsala	Kungsgatan	2014	0.11	0.01	0.04	0.07	0.01	0.03
	Kungsgatan	2015	0.46	0.57	0.48	0.28	0.53	0.41
	Kungsgatan	2016	0.19	0.24	0.28	0.12	0.18	0.22

Resultaten från Delta-tool, dvs. Target-diagram och summary statistics, visas i Figur 9A-C för åren 2014-2016 för NO₂ i trafikmiljöer. Av Target-diagrammet framgår att för samtliga år klarar SIMAIR MQO för NO₂ i trafikmiljöer eftersom MQI för Target är mindre än 1 (90 % av stationerna är innanför den gröna cirkeln). En tendens till positivt bias kan skönjas för främst 2016, men överskattningen är inte systematiskt såsom för NO₂ urban bakgrund. Av diagrammet framgår att samtliga resultat ligger på den negativa x-axeln, vilket innebär att även för NO₂ domineras felen av korrelation.

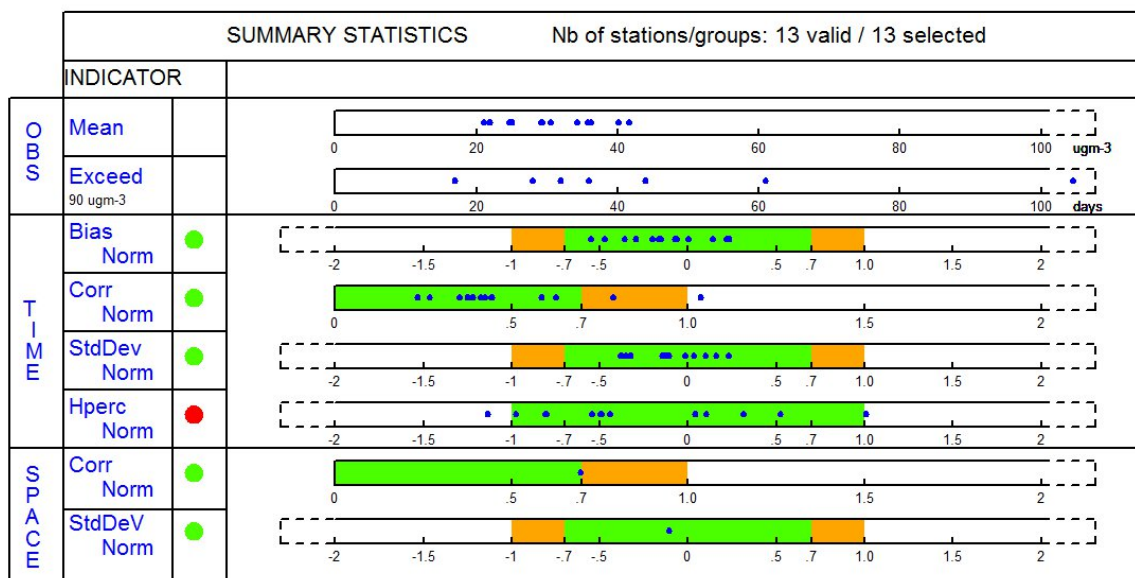
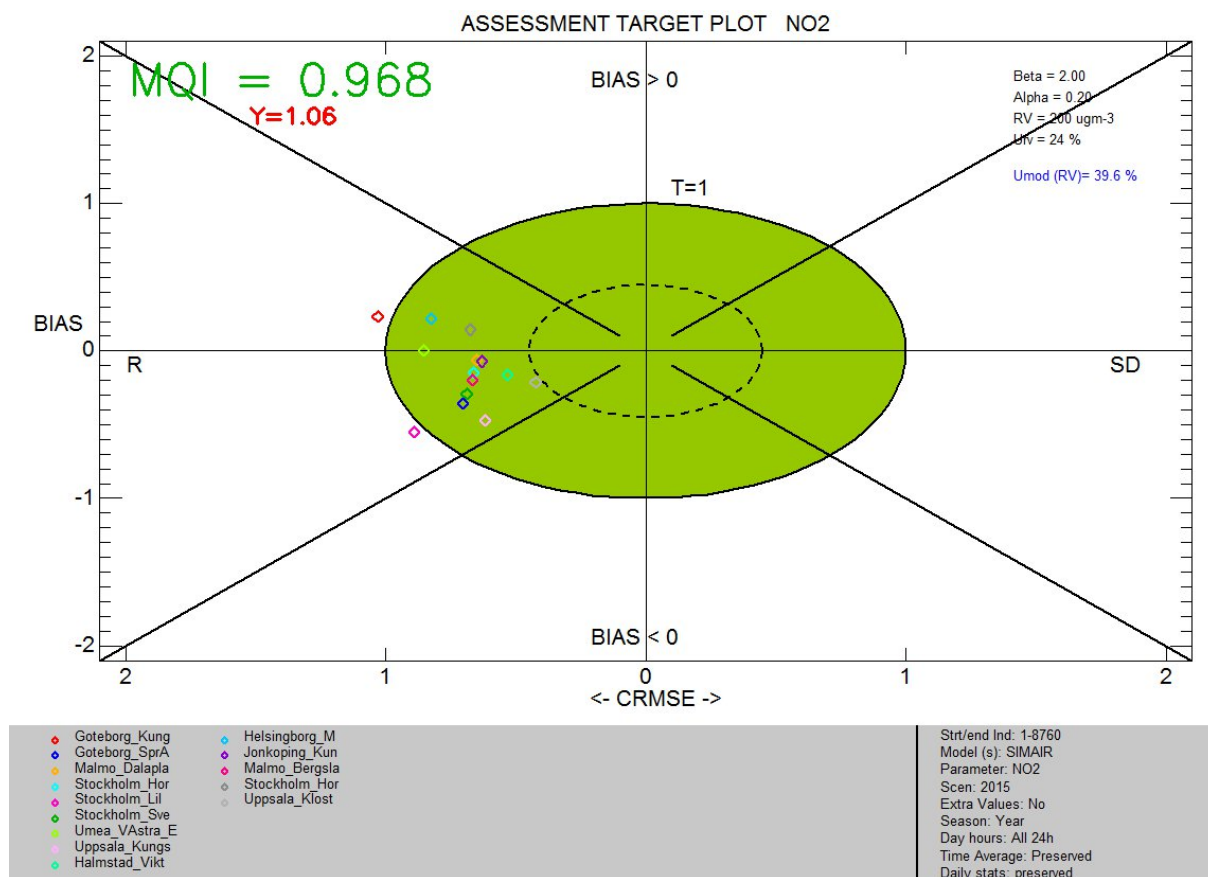
Enligt summary statistics har de flesta indikatorer grön status, bortsett modellens förmåga att fånga de högsta halterna (HPerc) för 2014 och 2015, dvs. avvikelsen är större för percentilerna.

NO₂, 2014: trafikmiljöer



Figur 9A. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende NO₂ trafikmiljöer 2014.

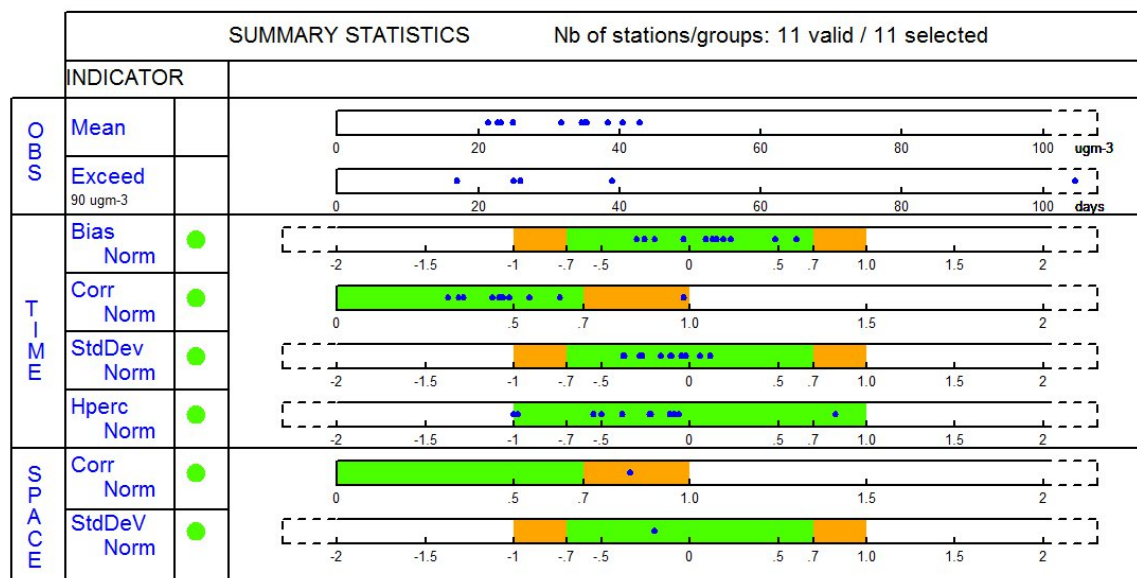
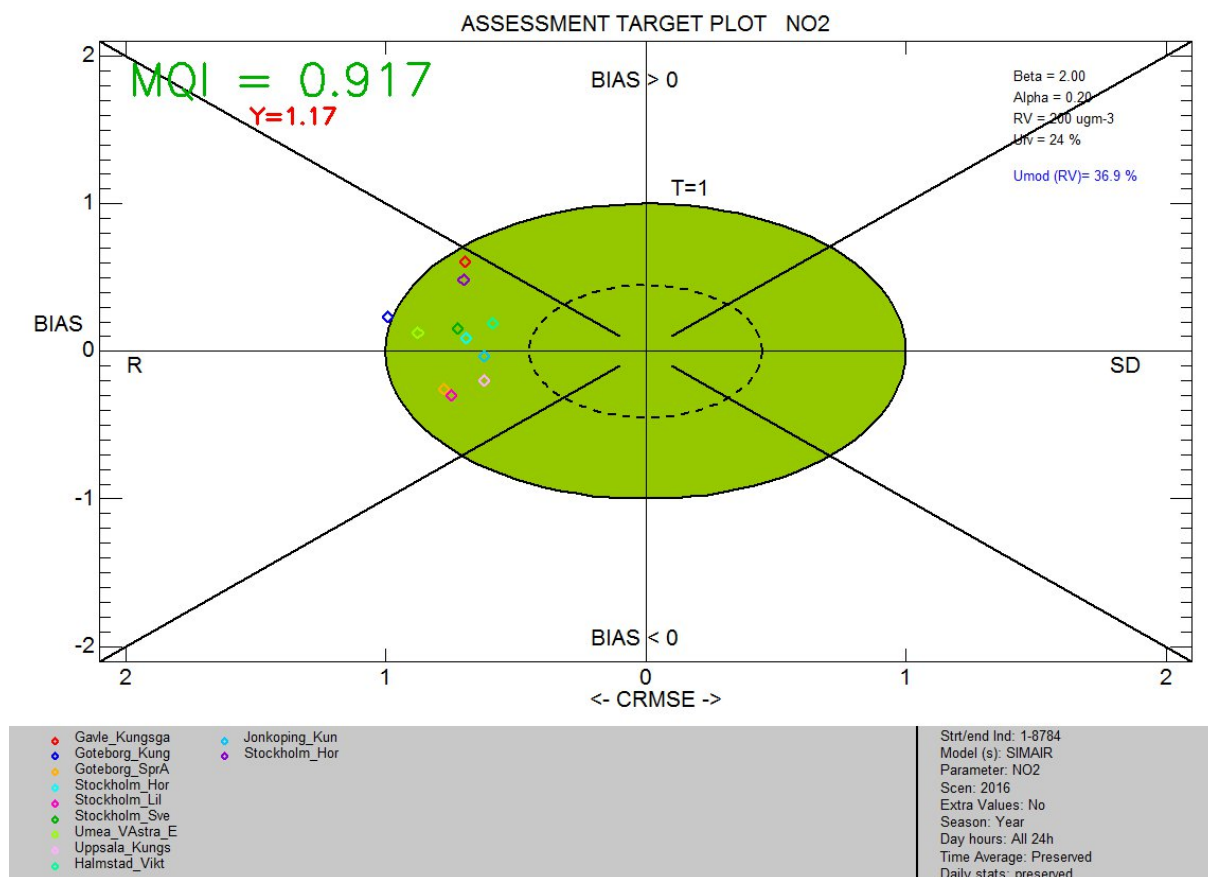
NO₂, 2015: trafikmiljöer



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 9B. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende NO₂ trafikmiljöer 2015.

NO₂, 2016: trafikmiljöer



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 9C. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende NO₂ trafikmiljöer 2016.

4.2.2 NO₂ – urban bakgrund

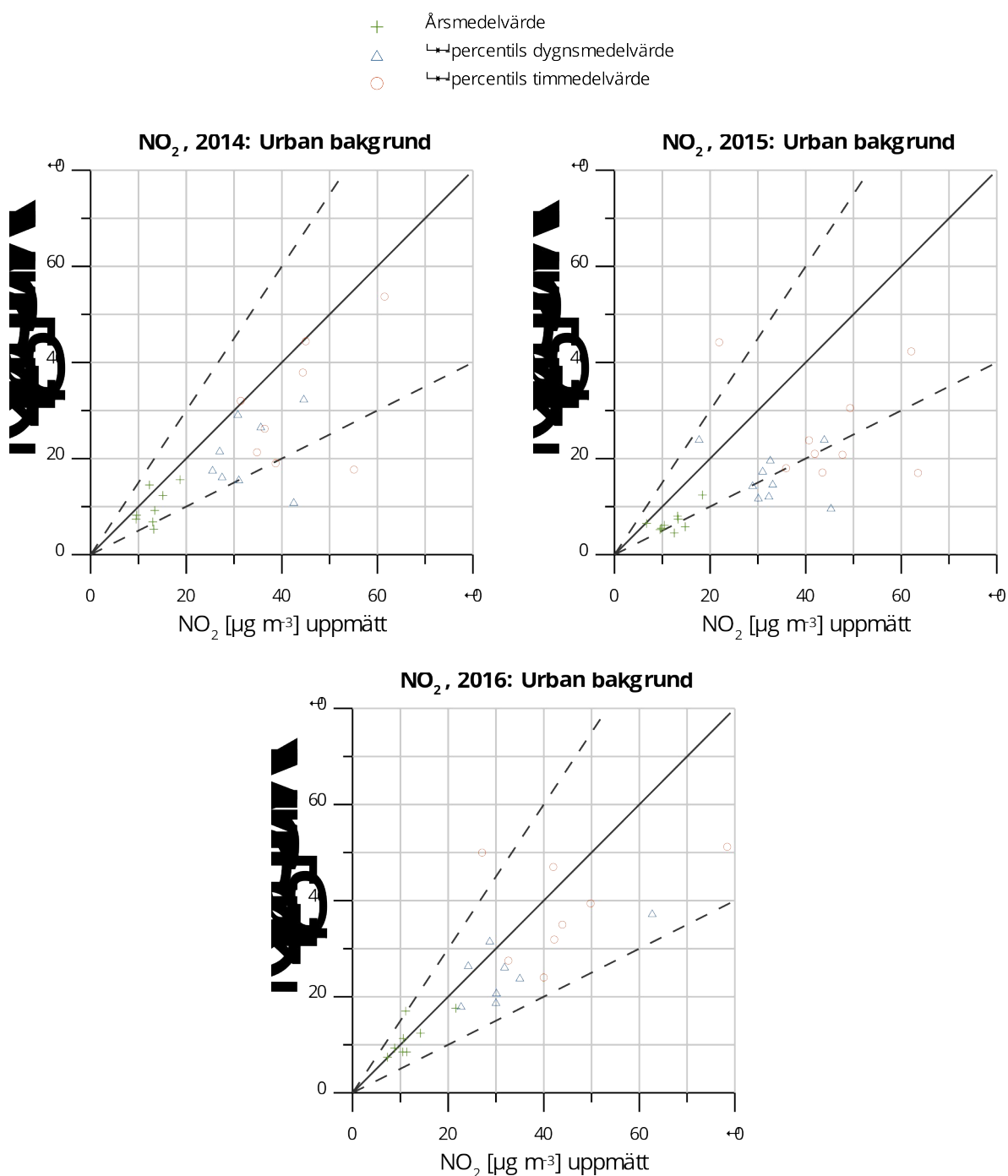
En jämförelse mellan SIMAIRs modellerade halter i urban bakgrund (urbant + regional bidrag) samt mätningar redovisas i Tabell 13 och Figur 10. För urban bakgrund är underskattningen systematisk och stor, såväl för årsmedelvärde och 98-percentiler av dygns- och timmedelvärden. Störst är underskattningen för kommuner i norra Sverige. För urban bakgrund kan dock representativitet vara viktigt att beakta, eftersom det inte är trivialt att jämföra en punktmätning med modellerade halter på 1 km × 1 km (Johansson et al., 2010). Dock kan detta inte förklara hela underskattningen.

Även i urban bakgrund spelar sannolikt underskattningarna av beräknade NO_x-emissioner stor roll. Till SIMAIR basår 2018 (som lanseras på våren 2019) kommer även HBEFA version 3.3. användas för SMEDs geografisk fördelade emissioner, vilket sannolikt kommer öka halterna i urban bakgrund något.

Tabell 13. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av NO₂ för urban bakgrund i denna studie. Jämförelse görs för årsmedelvärde, 98-percentils dygnsmedelvärde och 98-percentils timmedelvärde. En korrektionsfaktor (korr) anges även till var och en av gatorna, definierad som (mätt/SIM).

NO ₂ Urban bakgrund			NO ₂ årsmedelvärde [µg m ⁻³]			NO ₂ 98-percentils dygnsmedelvärde [µg m ⁻³]			NO ₂ 98-percentils timmedelvärde [µg m ⁻³]		
			mätt	SIM	korr	mätt	SIM	korr	mätt	SIM	korr
Falun	Östra Falun	2014	13.2	5.3	2.49	42.5	11.0	3.89	55.1	17.7	3.11
	Östra Falun	2015	12.5	4.5	2.79	45.3	9.8	4.61	63.5	17.0	3.74
Göteborg	Nils Erikson	2014	18.7	15.6	1.20	44.6	32.5	1.37	61.5	53.7	1.14
	Nils Erikson	2015	18.4	12.4	1.49	43.9	24.1	1.82	62.1	42.3	1.47
	Nils Erikson	2016	21.6	17.6	1.22	62.7	37.4	1.68	78.4	51.2	1.53
Halmstad	Kyrkogatan	2016	11.3	8.5	1.32	30.1	20.9	1.44	42.2	31.9	1.32
Kiruna	Mangigatan	2015	6.7	6.5	1.03	17.7	24.1	0.73	21.9	44.2	0.49
	Mangigatan	2016	7.3	7.4	0.98	24.2	26.6	0.91	27.1	50.0	0.54
Landskrona	Polishuset	2014	13.0	6.8	1.90	31.0	15.7	1.97	38.7	19.0	2.03
	Polishuset	2015	14.8	5.8	2.56	33.1	14.8	2.25	43.5	17.1	2.54
Luleå	Stadshus	2015	9.5	5.2	1.83	30.1	11.9	2.53	47.7	20.8	2.30
	Stadshus	2016	10.6	11.3	0.94	35.0	24.0	1.45	49.8	39.4	1.26
Lund	Urban	2014	9.5	7.4	1.28	27.5	16.3	1.68	34.8	21.3	1.63
	Urban	2015	10.4	6.1	1.70	28.9	14.5	1.99	35.9	18.0	1.99
	Urban	2016	10.5	8.5	1.23	30.0	18.9	1.59	40.0	24.0	1.67
Malmö	Rådhuset	2014	15.1	12.3	1.23	35.6	26.7	1.34	44.4	37.9	1.17
	Rådhuset	2015	13.3	7.4	1.79	31.0	17.5	1.78	40.7	23.8	1.71
	Rådhuset	2016	14.2	12.4	1.14	31.8	26.3	1.21	43.9	35.0	1.26
Stockholm	Torkel Knutsson	2014	12.3	14.5	0.85	30.8	29.3	1.05	45.0	44.4	1.01
	Torkel Knutsson	2015	13.2	8.0	1.65	32.6	19.8	1.65	49.3	30.5	1.62
	Torkel Knutsson	2016	11.1	17.0	0.65	28.7	31.7	0.91	42.0	47.0	0.89
Trelleborg	Urban	2014	13.4	9.2	1.46	27.0	21.7	1.24	31.4	32.0	0.98
Uppsala	Klostergatan	2014	9.6	8.2	1.18	25.5	17.7	1.44	36.4	26.2	1.39

Klostergatan	2015	9.8	5.5	1.79	32.3	12.3	2.62	41.9	21.0	2.00
Klostergatan	2016	8.8	9.3	0.95	22.7	18.1	1.26	32.6	27.5	1.18



Figur 10. Jämförelse mellan uppmätta och SIMAIRs beräknade halter av NO₂ i urban bakgrund, uttryckta som haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Helden linje anger 1:1 och streckade linjer ± 50 %. Numeriska värden återfinns i Tabell 13.

En redovisning av RPE och RDE för SIMAIRs beräknade halter av NO₂ i urban bakgrund visas i Tabell 14. Nedan visas en sammanställning enligt bästa tolkningen av kvalitetsmålen:

2014: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.20

2015: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.23

2016: NO₂ årsmedelvärde, RDE_{max} = 0.15

2014: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.74

2015: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.78

2016: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPE_{max} = 0.40

2014: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.68

2015: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.73

2016: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.85

Som framgår av sammanställningen ovan är kvalitetsmålen uppfyllda för årsmedelvärde (max 0.3), men inte för 98-percentilerna av dygns- och timmedelvärden (max 0.5). SIMAIRs modellerade halter av NO₂ bör därför främst användas för trafikmiljöer; om halter i urban bakgrund ska separeras bör korrigering av de beräknade halterna alltid göras mot mätdata för NO₂ i urban bakgrund.

Tabell 14. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för SIMAIRs modellering av NO₂-halter i urban bakgrund jämfört med mätdata.

NO ₂ Urban bakgrund			RPE			RDE		
			års	98-perc dygn	98-perc timme	års	98-perc dygn	98-perc timme
Falun	Östra Falun	2014	0.60	0.74	0.68	0.20	0.53	0.42
	Östra Falun	2015	0.64	0.78	0.73	0.20	0.59	0.52
Göteborg	Nils Erikson	2014	0.17	0.27	0.13	0.08	0.20	0.09
	Nils Erikson	2015	0.33	0.45	0.32	0.15	0.33	0.22
	Nils Erikson	2016	0.18	0.40	0.35	0.10	0.42	0.30
Halmstad	Kyrkogatan	2016	0.24	0.31	0.24	0.07	0.15	0.11
Kiruna	Mangigatan	2015	0.03	0.36	1.02	0.00	0.11	0.25
	Mangigatan	2016	0.02	0.10	0.85	0.00	0.04	0.25
Landskrona	Polishuset	2014	0.47	0.49	0.51	0.15	0.25	0.22
	Polishuset	2015	0.61	0.55	0.61	0.23	0.31	0.29
Luleå	Stadshus	2015	0.45	0.60	0.56	0.11	0.30	0.30
	Stadshus	2016	0.07	0.31	0.21	0.02	0.18	0.12
Lund	Urban	2014	0.22	0.41	0.39	0.05	0.19	0.15
	Urban	2015	0.41	0.50	0.50	0.11	0.24	0.20
	Urban	2016	0.19	0.37	0.40	0.05	0.19	0.18
Malmö	Rådhuset	2014	0.19	0.25	0.15	0.07	0.15	0.07
	Rådhuset	2015	0.44	0.44	0.41	0.15	0.23	0.19
	Rådhuset	2016	0.12	0.17	0.20	0.04	0.09	0.10
Stockholm	Torkel Knutsson	2014	0.18	0.05	0.01	0.06	0.02	0.01
	Torkel Knutsson	2015	0.39	0.39	0.38	0.13	0.21	0.21
	Torkel Knutsson	2016	0.53	0.10	0.12	0.15	0.05	0.06

Trelleborg	Urban	2014	0.32	0.19	0.02	0.11	0.09	0.01
Uppsala	Klostergatan	2014	0.15	0.31	0.28	0.04	0.13	0.11
	Klostergatan	2015	0.44	0.62	0.50	0.11	0.33	0.23
	Klostergatan	2016	0.05	0.20	0.16	0.01	0.08	0.06

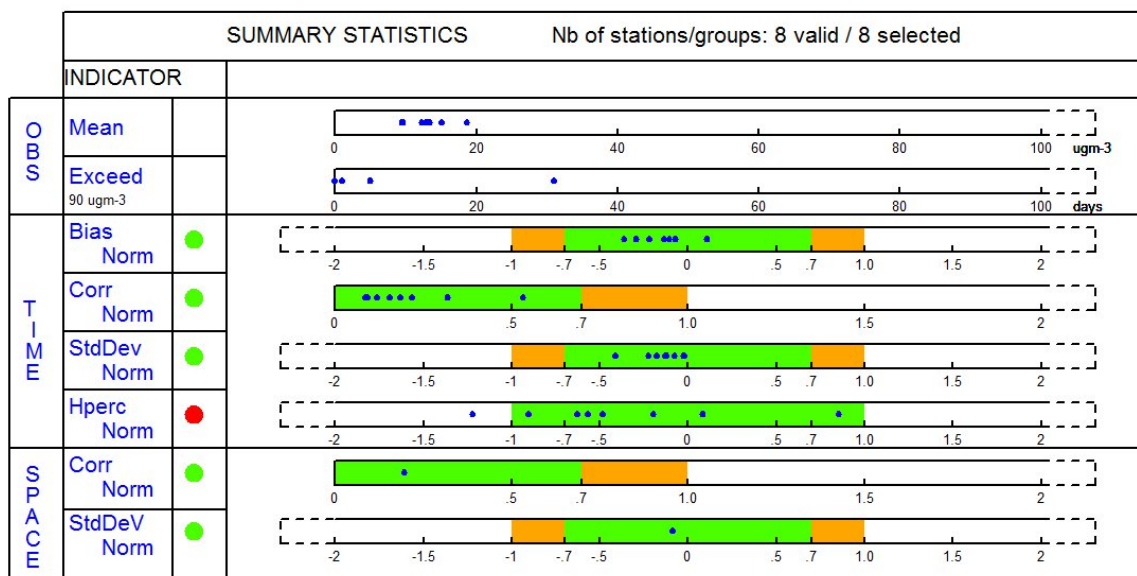
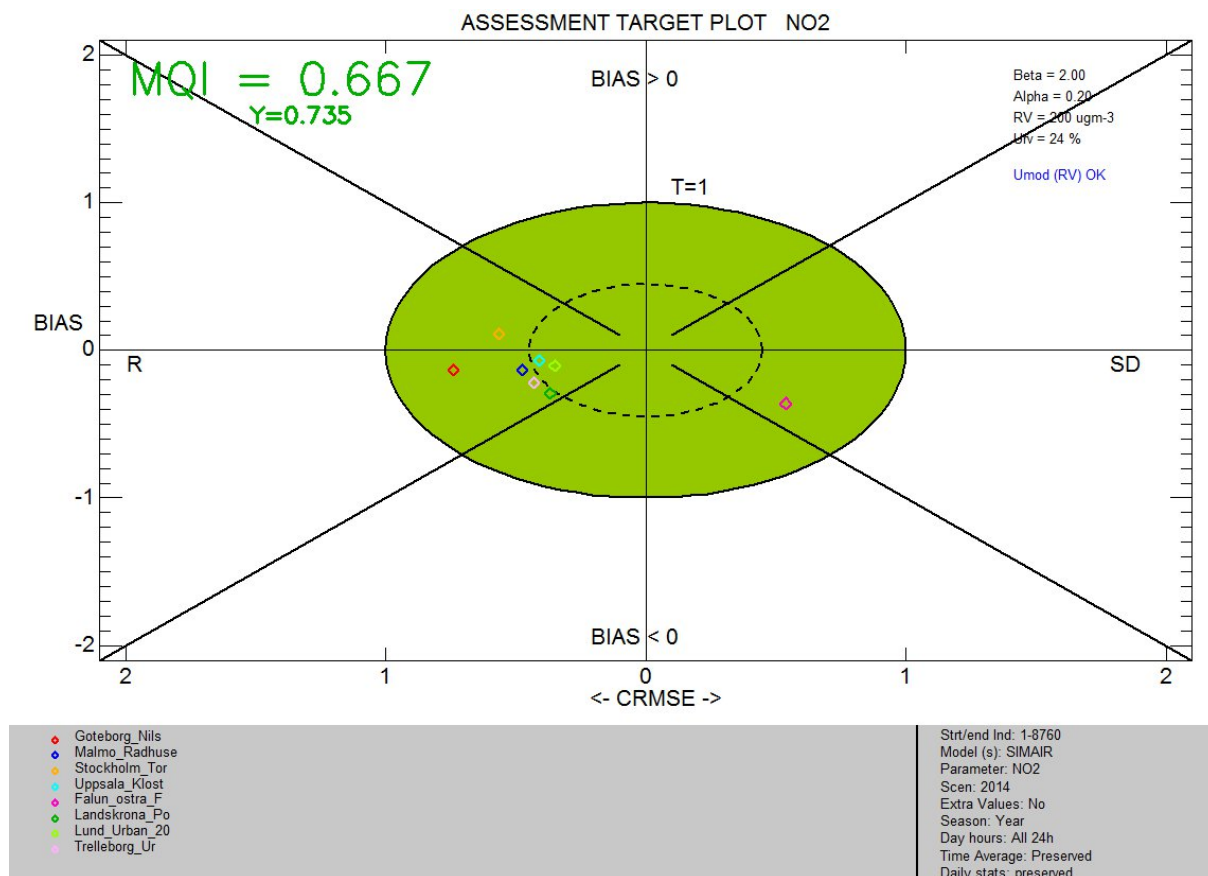
Anmärkningsvärt är att, trots den stora underskattningen av de högsta dygns- och timmedelhalterna av NO₂ i urban bakgrund, klaras MQO (MQI<1) enligt Delta-tool med stor marginal (se Figur 11A-C); MQI för Target varierar mellan 0.66-0.75. För merparten av stationerna domineras avvikelserna av bristande korrelation, men för en station, Östra Falun, domineras avvikelserna av standardavvikelse för 2014 och 2015. Således krävs det relativt kraftiga avvikelser i amplitud/standardavvikelse för att det ska dominera över korrelation.

Det kan tyckas egendomligt att trots en så stor avvikelse, särskilt för percentilerna, är MQI enligt Target-diagrammet i Delta-tool mycket låga. Det bör dock betonas att finjusteringen av MQI med avseende på mätningarnas osäkerhet mm fortfarande pågår inom FAIRMODE, och en förklaring till de låga värdena på MQI kan vara att mätosäkerheten är större för låga halter.

Vad gäller summary statistics i Figur 11A-C kan det konstateras att den enda indikator som har röd status är Hperc, vilket är väntat med tanke på den systematiska och kraftiga underskattningen av de högsta haltnivåerna av NO₂ som konstateras i urban bakgrund.

Bäst är resultaten kan observeras för basår 2016. Anmärkningsvärt är även att två stationer, Lund och Uppsala/Klostergatan, är innanför den streckade cirkeln (MQI<0.5), vilket innebär att resultaten där är så bra att det är inom felmarginalen/osäkerheten för mätningarna. Samma slutsats gäller även för andra år för dessa stationer.

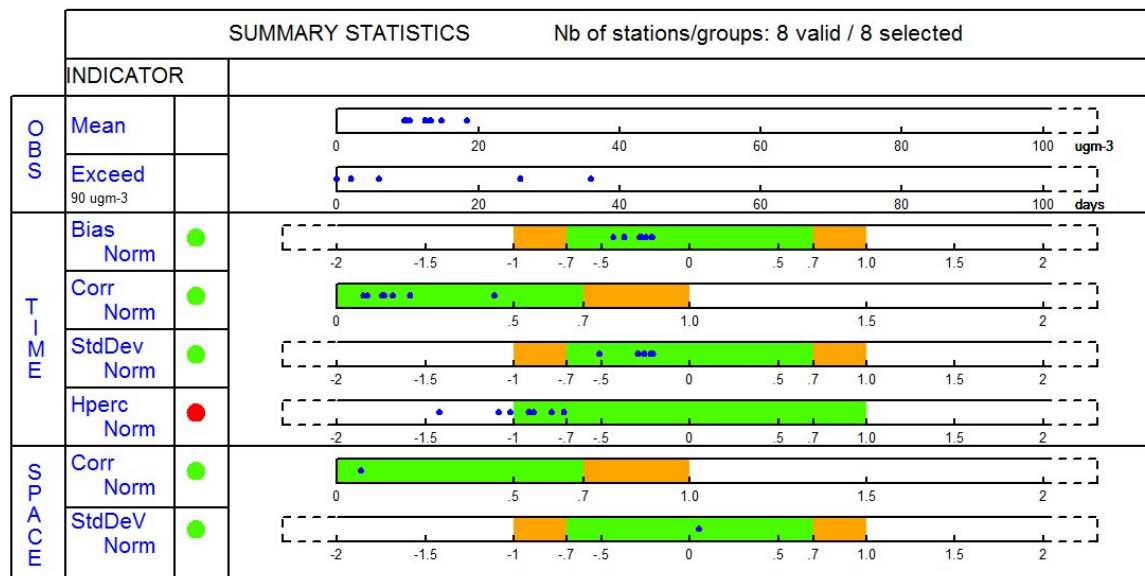
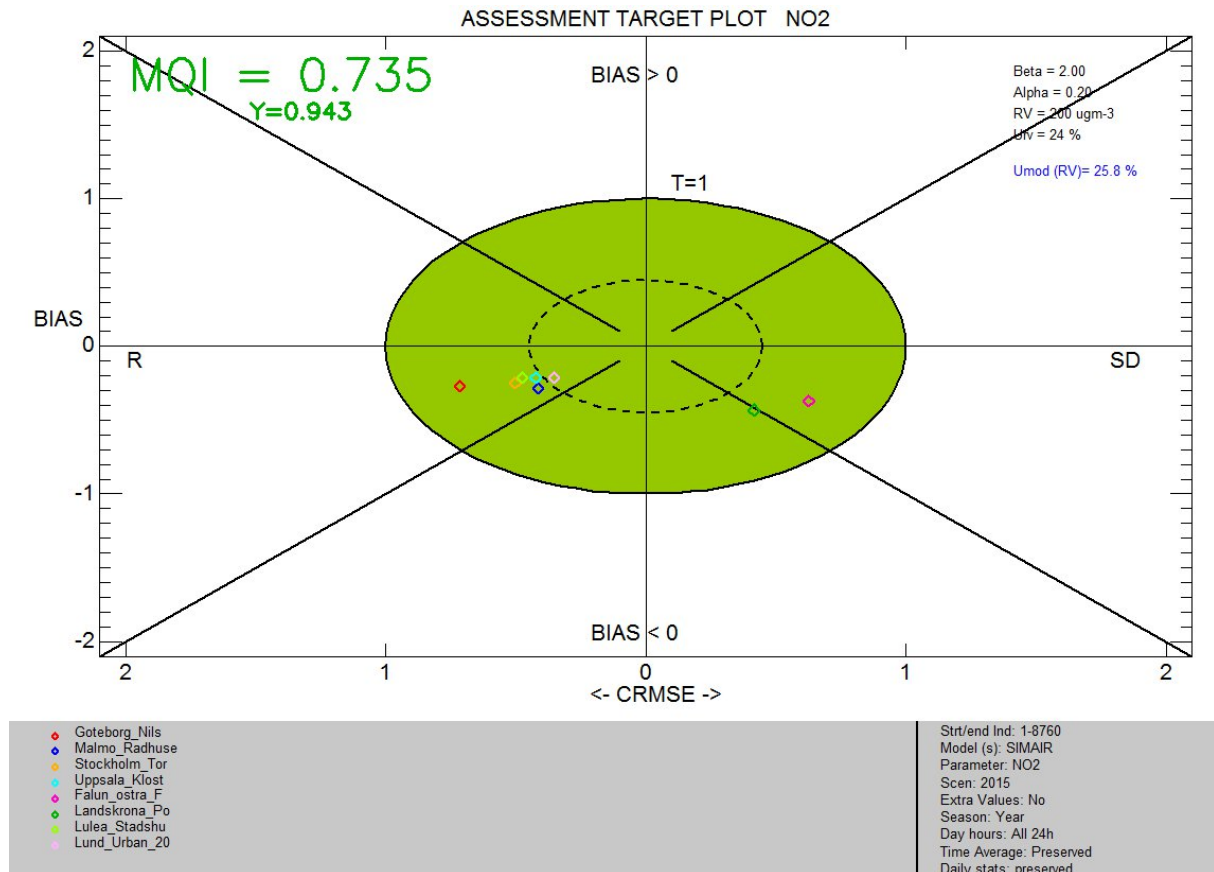
NO₂, 2014: urban bakgrund



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 11A. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende NO₂ urban bakgrund 2014.

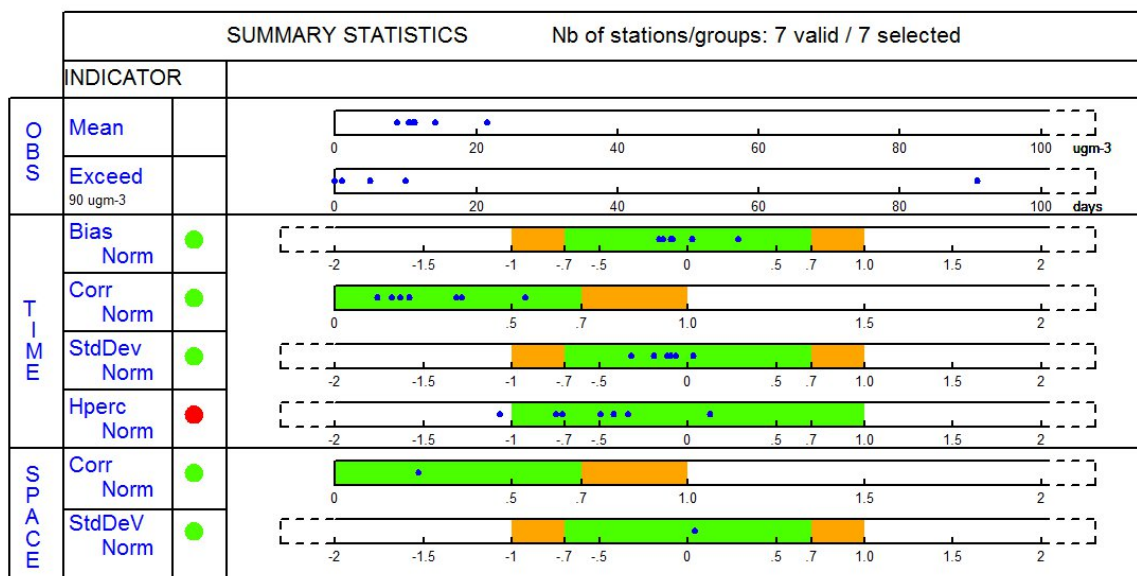
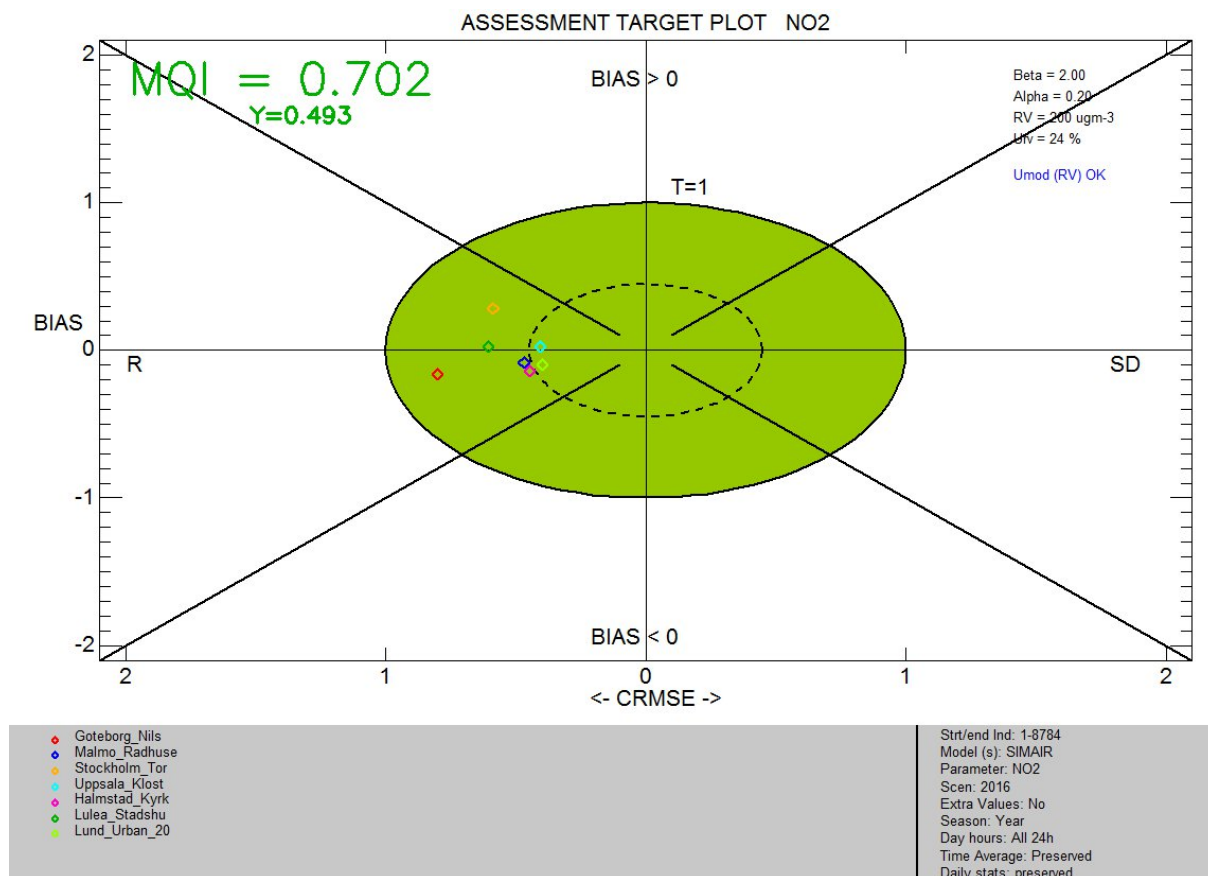
NO₂, 2015: urban bakgrund



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 11B. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende NO₂ urban bakgrund 2015.

NO₂, 2016: urban bakgrund



- Performance Criteria satisfied
- Performance Criteria satisfied; Error dominated by corresponding Indicator
- TIME: >90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot fulfills the Performance Criteria
- TIME: <90% of stations fulfills the Performance Criteria
- SPACE: Dot does not fulfill the Performance Criteria

Figur 11C. Target-diagram och summary statistics från Delta-tool, avseende NO₂ urban bakgrund 2016.

4.3 Bensen

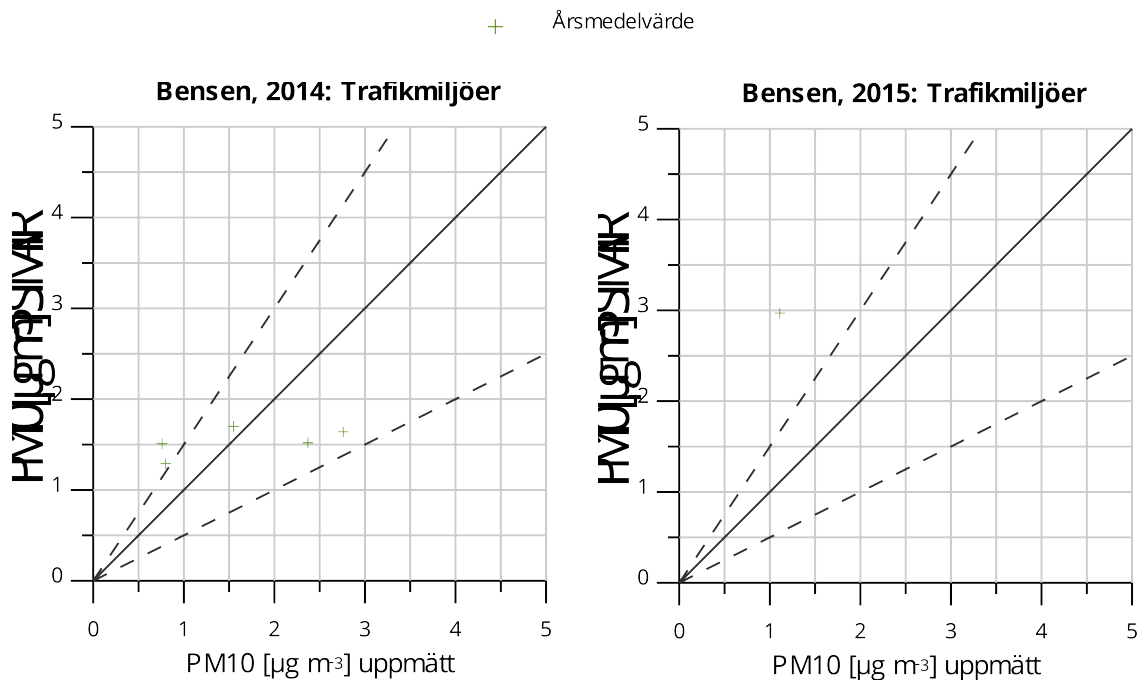
4.3.1 Bensen – trafikmiljöer

I Tabell 15 samt Figur 12 visas jämförelse mellan SIMAIRs modellerade halter av bensen och mätdata. Jämförelsen avser trafikmiljöer, eftersom mätdata med tim- och dygnsupplösning saknas i datavärdskapet för urban bakgrund för bensen dessa år (studien har avgränsats till denna tidsupplösning). Mätstationerna av bensen i trafikmiljöer är få; för 2016 saknas mätningar helt och för 2014 och 2015 är antalet begränsat. Av det lilla urvalet att döma underskattar SIMAIR årsmedelhalterna för de två trafikmiljöerna i Göteborg, medan för övriga trafikmiljöer överskattas halterna något.

RPE varierar mellan 0.10 – 1.68, medan RDE varierar mellan 0.03 – 0.37. Anledningen till att RDE är så pass mycket lägre är att halterna är låga med mycket stor marginal mot MKN; detta innebär att acceptansvärdet för RDE är högre i och med att halterna är så låga. Enligt genomgången i avsnitt 3.3.3 rekommenderas RDE att användas som statistisk indikator för årsmedelvärden, varför kvalitetsmålet för bensen (RDE_{max}) för SIMAIR således är 0.22 för 2014 och 0.37 för 2015, vilket innebär att kvalitetsmålet (max 50 % osäkerhet) klaras med god marginal (detta trots avvikelserna mot mätdata, men tack vare de låga halterna).

Tabell 15. Jämförelse mellan uppmätta (mätt) och SIMAIRs modellerade (SIM) halter av bensen för trafikmiljöerna i denna studie. Jämförelse görs för årsmedelvärde. En korrektionsfaktor (korr) anges även till var och en av gatorna, definierad som (mätt/SIM). Vidare anges relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE).

Bensen Trafikmiljöer			Bensen årsmedelvärde [$\mu\text{g m}^{-3}$]			RPE	RDE
			mätt	SIM	korr		
Göteborg	Kungsbackaleden	2014	2.37	1.52	1.56	0.36	0.17
Göteborg	Sprängkullsgatan	2014	2.76	1.64	1.68	0.41	0.22
Karlstad	Hamngatan	2014	0.80	1.29	0.62	0.61	0.10
Landskrona	Erikgatan	2014	0.76	1.51	0.50	0.99	0.15
Malmö	Dalaplan	2014	1.55	1.70	0.91	0.10	0.03
Malmö	Dalaplan	2015	1.11	2.97	0.37	1.68	0.37



Figur 12. Jämförelse mellan uppmätta och SIMAIRs beräknade halter av bensen i trafikmiljöer, uttryckta som haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Heldragen linje anger 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Numeriska värden återfinns i Tabell 15.

Notera att bensen inte finns implementerad i Delta-tool. Således kan inga Target-diagram redovisas för bensen.

5 Slutsatser

PM10, trafikmiljöer:

- Det finns en tendens till överskattning av SIMAIRs beräknade halter av PM10 jämfört med mätningar, detta gäller både årsmedelvärde och 90-percentils dygnsmedelvärde. Vad som dock måste beaktas är att i många av dessa trafikmiljöer har kommunerna/Trafikverket – med stor framgång – lyckats minska halterna av PM10 med hjälp av dammbindningsmedel, vilket inte har tagits hänsyn till i emissionsmodelleringen i SIMAIR. En överskattning av halterna är således att vänta.
- Av ovanstående anledning blir det inte helt stringent att utvärdera kvalitetsmålet. Om detta trots allt görs fås ett RDEmax för årsmedelvärde på 0.19 för 2014 och 2015, samt 0.27 för 2016, vilket innebär att kvalitetsmålet (<0.5) klaras med stor marginal.
- På analogt sätt blir det inte heller helt stringent att utvärdera modelleringens prestanda med Delta-tool, men om detta ändå görs fås att avvikelserna mellan beräknade och uppmätta halter är större för 2016 (MQI Target 1.45) än 2014-2015 (MQI Target 1.30 – 1.37). Med detta mått nås alltså inte MQO (Model Quality Objective) som ska vara ≤ 1 .

PM10, urban bakgrund:

- För PM10 i urban bakgrund finns ingen systematisk över- eller underskattning i SIMAIR, varken för årsmedelvärde eller 90-percentils dygnsmedelvärde; överensstämmelsen är relativt god jämfört med mätdata.

- RDEmax är 0.13 för 2014, 0.15 för 2015 och 0.16 för 2016. Detta innebär att kvalitetsmålen klaras med god marginal.
- För 2014 uppfylls MQO (Model Quality Objective) i och med att MQI är 0.876 enligt Target-diagrammet i Delta-tool. För 2015 och 2016 är dock MQI>1, vilket innebär att MQO inte uppnås. Orsaken till detta är att korrelationen är för låg.

NO₂, trafikmiljöer:

- För årsmedelvärden av NO₂ kan ingen systematisk över- eller underskattning noteras i modelleringen jämfört med mätdata. Däremot kan en generell underskattning av halterna av NO₂ observeras för 98-percentils dygns- och timmedelvärde.
- Det bör beaktas att HBEFA version 3.2 har använts i beräkningarna med SIMAIR i denna studie, vilket inte tar hänsyn till de högre NO_x-emissionerna från dieseldrivna personbilar som hur uppmärksammas på senare år. I HBEFA version 3.3, som implementeras i basår 2017 i SIMAIR, tas hänsyn till de högre NO_x-emissionerna. Detta ökar emissionerna av NO_x för personbilar med i genomsnitt ca 10-15 % (SMHI, 2018). Känsligheten i emissionsfaktorer är även stor beroende på vilka kösituationer som antas.
- Kvalitetsmålet för modellberäkningar (<0.3 årsmedelvärde; <0.5 för percentiler) klaras och värden erhålls enligt följande:

2014: NO₂ årsmedelvärde, RDEmax = 0.25

2015: NO₂ årsmedelvärde, RDEmax = 0.28

2016: NO₂ årsmedelvärde, RDEmax = 0.21

2014: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPEmax = 0.34

2015: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPEmax = 0.42

2016: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPEmax = 0.40

2014: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPEmax = 0.48

2015: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPEmax = 0.45

2016: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPEmax = 0.30

- Av Target-diagrammet från Delta-tool framgår att för samtliga år klarar SIMAIR MQO för NO₂ i trafikmiljöer (MQI<1 för 90 % av stationerna); MQI för Target fås till 0.89 2014, 0.97 2015 och 0.92 2016.

NO₂, urban bakgrund:

- För NO₂ i urban bakgrund är underskattningen i SIMAIR systematisk och stor, såväl för årsmedelvärde och 98-percentiler av dygns- och timmedelvärden. Störst är underskattningen för kommuner i norra Sverige samt inlandet.
- Kvalitetsmålet uppfylls för årsmedelvärde (max 0.3), men inte för 98-percentilerna av dygns- och timmedelvärden (max 0.5):

2014: NO₂ årsmedelvärde, RDEmax = 0.20

2015: NO₂ årsmedelvärde, RDEmax = 0.23

2016: NO₂ årsmedelvärde, RDEmax = 0.15

2014: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPEmax = 0.74

2015: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPEmax = 0.78

2016: NO₂ 98-percentils dygnsmedelvärde, RPEmax = 0.40

2014: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.68

2015: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.73

2016: NO₂ 98-percentils timmedelvärde RPE_{max} = 0.85

- Om man ska särredovisa NO₂ för urban bakgrund i SIMAIR rekommenderas användandet av korrektionsfaktorer i SIMAIR för 98-percentils dygns- och timmedelvärde, för att ta hänsyn till den systematiska underskattningen av halterna som föreligger enligt valideringen. Detta bör i första hand göras tätortsvis. Om kommunen har en egen (representativ) mätning i urban bakgrund bör denna användas, om mätning saknas bör en representativ mätning från en liknande tätort (storleksmässigt och geografiskt) användas.
- Anmärkningsvärt är att, trots den stora underskattningen av de högsta dygns- och timmedelhalterna av NO₂ i urban bakgrund, klaras MQO enligt Delta-tool med stor marginal (MQI<1); MQI för Target varierar mellan 0.66-0.75.

Bensen, trafikmiljöer:

- SIMAIR underskattar årsmedelhalterna för de två trafikmiljöerna i Göteborg, medan för övriga trafikmiljöer överskattas halterna något. Antalet mätstationer är dock begränsat.
- Kvalitetsmålet för modellberäkningar klaras; RDE_{max} är 0.22 för 2014 och 0.37 för 2015.

Bensen, urban bakgrund

- Denna studie har avgränsats till mätningar med tim- eller dygnsupplösning. Ingen validering har därför kunnat genomföras för bensen i urban bakgrund eftersom data med denna upplösning saknas i svenska datavärdskapet för luftkvalitet 2014-2016.

6 Referenser

- Andersson, C., Langner J. and 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, Vol. 59, 77-98. (Description of the MATCH model).
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2009: *Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005*. SMHI Meteorologi, Nr. 137, 125 pp.
- Andersson, S., Omstedt, G. och Robertson, L., 2010: *Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM*. SMHI Meteorologi, Nr. 142, 37 pp. (In Swedish).
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2013: *Utvärdering av SIMAIR mot mätningar av PM10 och NO₂ i Göteborg, Stockholm och Umeå för åten 2006-2009. Undersökning av en ny emissionsmodell för vägtrafikens slitagepartiklar*. SMHI Meteorologi, Nr. 152, 51 pp.
- Andersson, S., Windmark, F., Torstensson, M., Omstedt, G., Asker, C. och Jakobsson, M., 2014: *Beräkningar av halter, befolkningsexponering och hälsokonsekvenser längs det statliga vägnätet. Nationella modellberäkningar med SIMAIR för år 2013 till Trafikverkets årliga utvärdering*. SMHI rapport, Nr 2014-60.
- Andersson, S., Arvelius, J., Verbova, M., Ortiz, C., Jonsson, M., Svanström, S., Gerner, A. och Danielsson, H., 2017: *Metod- och kvalitetsbeskrivning för geografiskt fördelade emissioner till luft under 2017*. SMED Rapport Nr 7 2017.
- Berkowicz, R., 2000: *OSPM: a parameterised street pollution model*. Environment Monitoring and Assessment, Vol. 65, 323-331.
- Burman, L., 2017: *Luftkvalitet inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund. Mätresultat år 2016*. LVF rapport 2017:7.
- Denby, B.R., Georgieva, E., Lückeville, A. et al., 2011: *The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide*. EEA Technical report, No 10/2011, ISSN 1725-2237.
- FAIRMODE, 2017: Forum for air quality modelling in Europe – composite mapping.
<http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/ecmaps/>
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, L. and Olivares, G., 2004: *Model simulations of NO_x and ultrafine particles close to a Swedish highway*. Environ. Sci. Technol., 38, 6730-6740.

- Gidhagen, L., Johansson, H. and 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.
- Göteborgs Stad, 2016: *Partikeldämpade åtgärder i Göteborg 2015 och 2016*. Utredningsrapport 2016:12.
- Haeger-Eugensson, M., Achberger, C., Andersson, S. och Kindell, S., 2018: *Riktlinjer för modellering av luftkvalitet i tätbebyggda områden*. Göteborgs universitet, projektrapport 2018-04.
- Hertel, O. and Berkowicz, R., 1989: *Modelling NO₂ Concentrations in a Street Canyon*, DMU Luft A-131, NERI, P.O. Box 358, DK 4000 Roskilde, Denmark, p.31.
- Häggmark, L., Ivarsson, K.I., Gollvik, S. and Olofsson, P.O., 2000: *Mesan, an operational mesoscale analysis system*. Tellus A, Vol. 52, 1-20.
- Johansson, C., Andersson, S., Omstedt, G., Gidhagen, L. och Robertson, L., 2010: *Mätningar och modellberäkningar av NO_x-halternas tidsmässiga och rumsliga variationer i Umeå*. ITM rapport, Nr. 188, 53 pp. (In Swedish).
- Jolliff, J.K., Kindle, J.C., Shulman, I., Penta, B., Friedrichs, M.A.M., Helber, R. and Arone, R., 2009: *Summery diagrams for coupled hydrodynamic-ecosystem model skill assessment*. Journal of Marine Systemt, 76, 64-82.
- Kindell, S., och Jones, J., 2015: *Uppföljning av luftkvaliteten i Jönköpings län – Sammanställning och utvärdering av mätningar och beräkningar avseende tre år till och med 2014*. SMHI rapport, Nr. 2015-53.
- Omstedt, G., Bringfelt, B. and Johansson, C., 2005: *A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads*. Atmospheric Environment 39, 6088-6097.
- Omstedt, G., 2007: *VEDAIR ett internetverktyg för bedömning av luftkvalitet vid småskalig biobränsleeldning*. SMHI Meteorologi, Nr 123, 37 pp. (In Swedish).
- Omstedt, G., Andersson, S., Gidhagen, L. and Robertson, L., 2011: *Evaluation of new model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: A case study on the studded tyre use in Sweden*. International Journal of Environment and Pollution, Vol. 47, No. 1/2/3/4, 79-96, DOI: 10.1504/11.47328.
- Referenslaboratoriet för tätortsluft – modeller, 2018: <http://www.smhi.se/reflab/kvalitetssakring/kvalitetssakring/kvalitetsmal>
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. Journal of Applied Meteorology, Vol. 38, 190-210. (Description of the MATCH model).
- SCAC, 2016: Swedish Clean Air & Climate Research Program. www.scac.se
- SMHI, 2017: Svenska datavärdsaket för luftkvalitet. <https://www.smhi.se/klimatdata/miljo/luftmiljodata>
- SMHI, 2018: Information om basår 2017 i SIMAIR. <http://www.smhi.se/2.2233/simair-basar-2017-klart-hogre-utslapp-av-kvaveoxider-fran-dieselbilar-1.133113>
- SVT Nyheter Jönköping, 2016: <https://www.svt.se/nyheter/lokalt/jonkoping/battre-luft-pa-fororenade-barnarpsgatan>
- Thunis, P., Pisoni, E., Degraeuwe, B., Kranenburg, R., Scheep, M. and Clappier, A., 2015: *Dynamic evaluation of air quality models over European regions*. Atmospheric Environment 111, 185-194.



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

