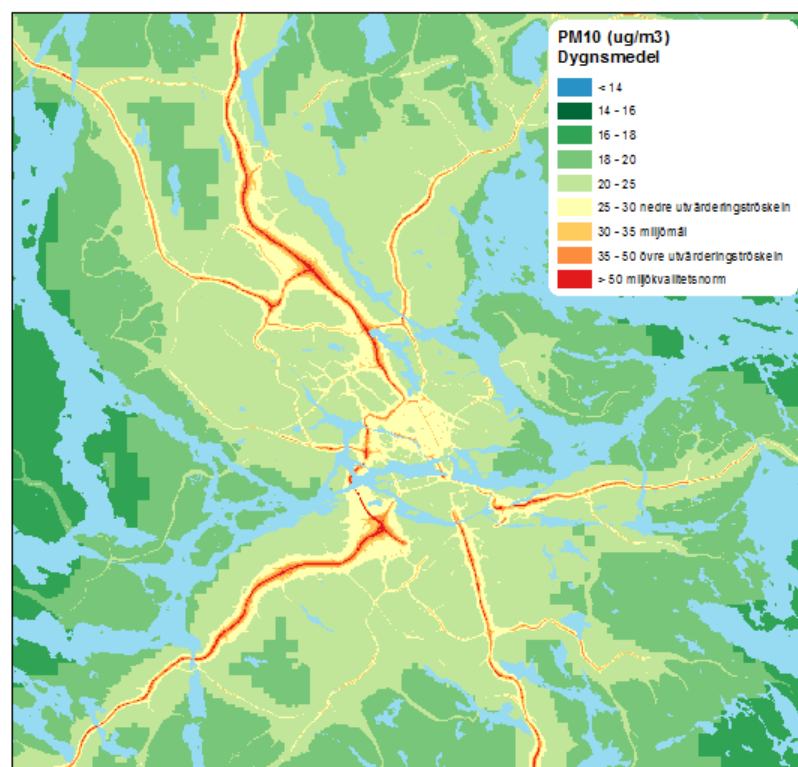


# *Luftkvalitetsberäkningar för kontroll av miljökvalitetsnormer*

Modeller, emissionsdata, osäkerheter och jämförelser  
med mätningar



SLB 50:2021



Uppdragsnummer	2022019
Daterad	2022-01-01
Handläggare	Beatrice Säll, 08-508 28 797
Status	Granskad av Magnuz Engardt

## Innehållsförteckning

1.	Sammanfattning.....	2
2.	Summary .....	5
3.	Bakgrund .....	8
4.	Syfte och avgränsning .....	9
5.	Utsläpp från lokala källor .....	11
5.1	Metoder för beräkning av utsläpp .....	11
5.1.1	Vägförbrukningens utsläpp.....	11
5.1.2	Övriga utsläpp .....	18
6.	Metoder för beräkning av halter .....	19
6.1	Gaussmodell .....	19
6.2	Gaturumsmodell .....	20
6.3	Airviro OpenRoad .....	21
6.4	Beräkningar av halter i områden med komplexa geometrier .....	21
6.5	Meteorologiska indata till beräkningarna .....	22
6.6	Beräkningar av NO <sub>2</sub> -halter.....	23
6.7	Bidrag till halterna från icke-lokala källor .....	24
7.	Jämförelser mellan beräknade halter och mätningar .....	24
7.1	Jämförelser mellan beräknade halter och uppmätta halter .....	27
7.1.1	Stockholm- och Uppsala län .....	27
7.1.2	Södermanlands- och Gävleborgs län.....	34
7.2	Kommentarer angående beräkningarnas kvalitet.....	42
8.	Referenser .....	43

## Förord

Denna rapport beskriver beräkningsmetodik som SLB-analys använder i olika utredningar om påverkan på luftkvaliteten i miljökonsekvensutredningar, tillståndsärenden, kartläggningar m.m.

I rapporten finns en detaljerad genomgång av hur kvaliteten i beräkningarna säkerställs och en beskrivning av osäkerheter som föreligger i olika delmoment. Rapporten beskriver beräkningsmetodik som användes i Östra Sveriges Luftvårdsförbunds kartläggning för år 2020 samt för utredningar av luftföroreningshalter som utförts av SLB-analys sedan 2021-01-01. Rapporten är en uppdatering av rapporten ”Luftkvalitetsberäkningar för kontroll av miljökvalitetsnormer - Modeller, emissionsdata, osäkerheter och jämförelser med mätningar”, SLB 11:2017, som beskriver tidigare beräkningsmetodik.

Beatrice Säll, Lars Burman, Kristina Eneroth och Jenny Lindvall på SLB-analys har deltagit i arbetet med denna rapport. I framtagande av tidigare version av rapporten, SLB 11:2017, bidrog följande personer på SLB-analys: Christer Johansson, Kristina Eneroth, Boel Lövenheim, Sanna Silvergren, Lars Burman, Sebastian Bergström, Michael Norman, Anders Engström Nylén, Jennie Hurkmans, Max Elmgren, Magnus Brydolf och Malin Tappefur.

# 1. Sammanfattning

## Bakgrund och syfte

I den fysiska planeringen och i samband med tillståndsärenden måste hänsyn tas till miljökvalitetsnormer enligt luftkvalitetsförordningen. Detaljplaner som medverkar till att miljökvalitetsnormer överskrids kan upphävas eller behöva ändras. Trots dessa stränga krav finns ingen reglering av hur beräkningar av luftföroreningar i planer eller tillståndsärenden ska utföras. Syftet med denna rapport är att beskriva de metoder som SLB-analys använder i utredningar rörande luftkvalitet. Rapporten tar också upp de viktigaste osäkerheterna i beräkningarna och hur noggrannheten i beräkningarna säkerställs.

## Information om källorna till luftföroreningar

SLB-analys använder huvudsakligen information om utsläpp från Östra Sveriges Luftvårdsförbunds (ÖSLVF) detaljerade emissionsdatabaser. Databaserna innehåller detaljerade data som möjliggör beräkningar av utsläpp och halter från bl.a. vägtrafiken, energisektorn, industrin och sjöfarten. Inom ÖSLVF:s geografiska område är vägtrafiken den största källan till luftföroreningar. Trafikflöden, hastighet och andel tung trafik på det statliga vägnätet uppdateras årligen baserat på den nationella vägdatan. Uppgifter om kommunala vägar läggs in av SLB-analys och bygger på uppgifter från kommunerna. Fordonsparkens sammansättning vad gäller olika fordonstyper och bränslen bygger på fordondata från vägtrafikregistret och registreringar som görs vid betalstationerna för trängselskatt i Stockholm. Vägtrafikens utsläpp av olika luftföroreningar är beskrivna med emissionsfaktorer för olika fordons- och vägtyper enligt HBEFA-modellen. Emissionsfaktorer för slitagepartiklar utifrån olika dubbdäcksandelar baseras på separata simuleringar med NORTRIP-modellen. Andelen dubbdäck baseras på manuella räkningar och underlag från Trafikverket.

Energianläggningar, panncentraler och industrier är inlagda som koordinatsatta punktkällor med uppgifter om skorstenshöjder, rökgashastigheter, rökgastemperaturer mm. Utsläppen baseras på årlig miljörapportering av antingen förbrukad mängd bränsle eller verkligt utsläpp av t.ex. NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> och SO<sub>2</sub>. Utsläpp från sjöfarten baseras på griddade emissionsdata från Svenska MiljöEmissionsData (SMED). Även utsläppen från Arbetsmaskiner, produktanvändning, flygtrafik, jordbruk, avfall baseras på data från SMED. Utsläpp från trivseldning i form av t.ex. braskaminer samt hushållens uppvärmning i form av bl.a. vedpannor och oljepannor baseras på kommunala uppgifter om pannor och eldstäder.

I många utredningar av olika planer, tillståndsärenden etc. kompletteras och justeras informationen i emissionsdatabasen beroende på förutsättningarna som gäller för de olika scenarierna som ska analyseras.

## Modeller för beräkningar av föroreningshalter

Olika modeller används beroende på planens utsträckning, komplexiteten i spridningsförhållandena och utsläppen. Airviro Gaussiska spridningsmodell används för att beräkna den geografiska fördelningen av luftföroreningshalter två meter ovan öppen mark. För att beräkna halterna i gaturum används gaturumsmodellen OSPM och längs öppna vägar används linjemodeller Open Road. För mer komplexa fall utförs beräkningar med så kallade CFD-modeller. Meteorologiska indata utgörs av en klimatologi som representerar ett typiskt år och baseras på detaljerade mätningar av horisontell och vertikal vindhastighet, vindriktning, temperatur, temperaturdifferensen mellan olika nivåer nära marken samt solinstrålning. För

Stockholm används mätningar i en 51 m hög mast i Högdalen. För Uppsala län finns motsvarande data för en 24 meter hög mast i Marsta. För Gävleborgs län, Södermanlands län, Östergötlands län och Gotlands län används data från sk virtuella master som är 10 m höga placerade på en eller flera plaster i respektive län. Ett geografiskt varierande vindfält för aktuellt beräkningsområde erhålls med hjälp av en vindmodell.

Resultaten från modellberäkningarna av föroreningshalter baserat på en meteorologisk klimatologin är årsmedelvärden av de lokala källornas bidrag. Haltbidragen från källor utanför länen erhålls genom mätningar i regional bakgrund och som adderas till de lokala haltbidragen. För att beräkna percentiler (dygns- och timmedelvärden) används empiriska samband mellan årsmedelvärden och percentilvärden. Sambanden baseras på data från många mätstationer i olika föroreningsbelastade miljöer. Senaste årens utveckling vad gäller t ex ökning av dieselfordon, minskad användning av dubbdäck samt åtgärder i form av dammbindning har påverkat dessa samband. Sambanden uppdateras därför kontinuerligt.

### **Kvalitetssäkring genom justeringar baserat på mätningar**

För att säkerställa kvaliteten i beräkningarna jämförs beräknade halter med mätningar på en rad platser. Baserat på dessa jämförelser justeras de beräknade halterna med en konstant faktor så att bästa möjliga överensstämmelse erhålls. Som påpekats ovan finns inga krav fastställda vad gäller kvaliteten på beräkningar av framtida halter vid olika planer och tillståndsärenden. Däremot finns krav på beräkningar för kontroll av miljö kvalitetsnormer och enligt Naturvårdsverkets "Föreskrifter om kontroll av luftkvalitet" (NFS 2019:9) ska avvikelser i beräknade årsmedelvärden för NO<sub>2</sub> vara mindre än 30 % och för dygns- och timmedelvärden ska den vara mindre än 50 %. För PM<sub>10</sub> ska avvikelserna vara mindre än 50 % för årsmedelvärden (krav för dygnsmedelvärden saknas).

För beräkningar av halterna i framtida scenarier de olika länen (planer och tillståndsärenden) appliceras samma korrigeringar av de beräknade halterna som erhållits från jämförelserna med mätdata. Därför blir osäkerheterna i framtidsscenarierna i hög grad beroende av förutsättningarna som scenariot baseras på, t.ex. förväntade framtida trafikflöden och prognosticerad användning av bränslen, motorer och däck. För de totala halterna i framtidsscenarier bidrar också bakgrundshalternas utveckling till osäkerheterna. Här antar oftast SLB-analys att bakgrundshalterna är oförändrade.

### **Stockholms- och Uppsala län**

För beräknade gaturumshalter av NO<sub>2</sub> är den genomsnittliga avvikelserna om man inkluderar alla mätvärden en underskattning på ca 4 % och den högsta avvikelserna för en enskild mätstation 35 %. För PM<sub>10</sub> är den genomsnittliga avvikelserna underskattning på ca 4 % och den maximala avvikelserna för en enskild mätstation 31 %.

För bakgrundshalter (urbana och regionala) av NO<sub>2</sub> är den genomsnittliga avvikelserna för årsmedelvärde en överskattning på ca 3 % och den högsta avvikelserna är en överskattning på 17 %. För dygns- och timmedelvärdena av NO<sub>2</sub> är den genomsnittliga avvikelserna 6 % och 9 % för dygns- respektive timmedelvärden. För PM<sub>10</sub> är den genomsnittliga avvikelserna för årsmedelvärde en underskattning på ca 2 % och den maximala avvikelserna är en underskattning på 3 %. För dygnsmedelvärdena är motsvarande genomsnittliga avvikelserna för alla mätstationer en överskattning på 4 %.

För beräknade halter utmed öppen väg är den genomsnittliga avvikelserna för NO<sub>2</sub> för årsmedelvärdet om man inkluderar alla mätvärden en underskattning på ca 4 % och den högsta avvikelserna är en underskattning på 34 %. För dygns- och timmedelvärdena av NO<sub>2</sub> är den genomsnittliga avvikelserna en underskattning på 14 % och 11 % för dygns- respektive

timmedelvärden. För PM10 är den genomsnittliga avvikelsen för årsmedelvärdet en överskattning på 10 % och den högsta avvikelsen är en överskattning på 48 %. För dygnsmedelvärdena är motsvarande genomsnittliga avvikelse en överskattning på 4 %.

Sammanfattningsvis konstateras att de genomsnittliga avvikelserna efter justeringar både för PM10 och NO<sub>2</sub> är mindre än 10 % från uppmätta halter, vilket betyder att kvalitetskraven på beräkningar enligt Naturvårdsverkets "Föreskrifter om kontroll av luftkvalitet" (NSF 2019:9) uppfylls med god marginal.

### Södermanlands- och Gävleborgs län

För de urbana bakgrundsstationerna i Eskilstuna och Gävle ligger värden väl inom gränserna för 30 respektive 50 procents avvikelse. För årsmedelvärdena av NO<sub>2</sub> ligger Södra Kungsgatan i Gävle utanför gränsen för 30 procents avvikelse. Så gör även den äldre stationen i Nyköping. Vid Södra Kungsgatan i Gävle beräknar modellen 32 % högre årsmedelhalter för NO<sub>2</sub> jämfört med uppmätt halt 2017 - 2019. Värt att notera är att om jämförelsen istället görs med mätningar från 2018 - 2019 så är avvikelsen 18 %, väl inom gränsen på 30 %. Under pandemiåren 2020 - 2021 har dock de uppmätta halterna på Södra Kungsgatan legat betydligt lägre. Modellen överskattar även dygnsmedelvärdet det 36:e högsta dygnet samt timmedelvärdet den 176:e högsta timmen jämfört med uppmätta halter, men dessa ligger inom gränsen för acceptabla avvikelser.

## 2. Summary

### Background and purposes of this report

In the physical planning and in connection with regulations of emissions from factories or power plants, air quality standards must be taken into account. Plans or emission permits that contribute to exceedances of air quality standards may have to be amended. Despite these stringent requirements, there is no regulation of how calculations of air pollution concentrations in plans or permits are to be carried out. The purpose of this report is to describe the methods used by SLB-analys in various air quality impact assessments. The report also addresses the main uncertainties in the calculations and how the accuracy of the calculations is ensured.

### Quantification of air pollution sources

SLB-analys mainly uses information on emissions contained in the OSLVF emission databases. The databases contain detailed data that allow estimates of emissions and levels from, inter alia, road traffic, energy production, industry and shipping. Within the geographical area of OSLVF, road traffic is the main source of air pollution. Traffic flows, speed and share of heavy traffic on the state road network are updated annually based on the National Road Database. Data on municipal roads are entered by SLB-analys and based on data from city offices. The vehicle fleet composition with regard to different vehicle types and fuels is based on vehicle data from the road traffic register and camera recordings made at the congestion tax toll stations. Road traffic emissions are described by emission factors for different vehicle and road types according to the HBEFA model. Emission factors for wear particles dependent on different shares of studded tires are based on separate calculations with the NORTRIP model. The proportion of studded tires is based on manual counting and data from the Swedish Transport Administration.

Energy and heat water power plants and industries are registered in the database as point sources with information about chimney heights, flue gas velocities, flue gas temperatures, etc. Emissions are based on annual reporting of either spent amount of fuel or actual emissions of, for example, NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> and SO<sub>2</sub>. Emissions from shipping is based on gridded emission data from Swedish Environmental Emission Data (SMED). Emissions from off-road machinery, product use, air traffic, agriculture and waste management are also based emission data from SMED. Emissions from fireplaces and small-scale oil, wood and pellet boilers for residential heating are based on municipal data on fireplaces and boilers.

In many cases, the information in the emission database is supplemented and adjusted depending on the conditions that apply to the different scenarios to be analyzed.

### Dispersion modelling of air pollution

Different models are used depending on the extent of the affected area and the topographic complexity. For example, if there is an impact on vehicle emissions along a road surrounded by buildings or mountains, emissions from a tunnel or a chimney. The Airviro Gaussian dispersion model is used to calculate the geographical distribution of air pollution levels two meters above open terrain. The OSPM model is used to calculate the levels in street canyons and the Open Road model is used to calculate levels along open roads. For more complex cases, calculations are performed with so-called CFD models.

Meteorological input to dispersion modelling consists of a climatology that represents a typical year and is based on measurements of horizontal and vertical wind velocity, wind direction, temperature, temperature difference between different vertical levels and solar radiation. For Stockholm, measurements are used in a 51 m high mast in Högdalen in the southern part of the city. For Uppsala County there are corresponding data for a 24 meter high mast in. For Gävleborg



County, Södermanlands County, Östergötlands County and Gotland County data is used from so-called virtual masts. The virtual masts are placed in one or several locations in each county.

A geographically variable wind field for the dispersion calculations range is obtained using a wind model.

The results from the dispersion model calculations based on the climatology are annual average concentrations of the local source contributions. The contributions from sources outside the area of OSLVF are obtained by measurements in regional background and added to the local concentrations. To calculate percentiles (daily- and hourly averages) empirical relationships are used between annual average values and percentile values. The relationships are based on data from many measurement stations in different pollutant environments. Recent years' development in terms of, for example, the increase of diesel vehicles, reduced use of studded tires and measures in the form of dust binding have affected these relationships. The relationships are therefore continuously updated.

### **Quality assurance based on measurements**

To ensure the quality of the model calculations, model results are compared with measurements in a number of locations. Based on these comparisons, the calculated levels are adjusted with a constant factor so that the best possible consistency can be obtained. As noted above, there are no requirements as to the quality of calculations of future levels in different plans and permits. On the other hand, there are requirements for calculations for the control of environmental quality standards and according to the Swedish Environmental Protection Agency's "Air Quality Control Regulations" (2016: 9), the deviation in the calculated annual mean values of NO<sub>2</sub> should be less than 30% and for daily average values it should be less than 50%. For PM<sub>10</sub>, the deviation should be less than 50% for annual average values (there are currently no requirements for daily average PM<sub>10</sub> values).

For calculations of the levels in future scenarios in the various counties (plans and permits), the same corrections are applied to the calculated levels obtained from the comparisons with measurement data. Therefore, the uncertainties in future scenarios depend largely on the conditions of which the scenario is based, such as expected future traffic flows and future fuel mix, engines and shares of studded tires. For the total calculated concentrations of future scenarios, the trends in rural background concentrations also contributes to the uncertainties. Most often SLB-analys adopt a conservative assumption that background concentrations remain constant.

### **Stockholm and Uppsala County**

For calculated NO<sub>2</sub>, the average deviation if including all measurement values is an underestimation of approximately 4 % and the highest deviation for an individual measurement station is 35 %. For PM<sub>10</sub>, the average deviation is an underestimation of approximately 4 % and the maximum deviation for an individual measurement station is 31 %.

For background levels (urban and rural) of NO<sub>2</sub>, the average deviation is an overestimation of approximately 3% and for daily and hourly mean values, the average deviation is 6% and 9%. For PM<sub>10</sub>, the average deviation if you include all measurement values is an underestimation of approximately 2 % for annual average values and 10% for daily average values.

For calculated levels along open roads of NO<sub>2</sub>, the average deviation is an underestimation of approximately 4% and for daily and hourly mean values, the average deviation is 14% and 11%. For PM<sub>10</sub>, the average deviation if you include all measurement values is an overestimation of approximately 2 % for annual average values and 4% for daily average values.

In summary, the average deviations after adjustments for both PM<sub>10</sub> and NO<sub>2</sub> are less than 10% from measured levels, which means that the quality requirements for calculations according to the Swedish Environmental Protection Agency's "Air Quality Control Regulations" (2016: 9) are met with a good margin.

### Södermanland and Gävleborg County

Urban background levels in Eskilstuna and Gävle are well within the quality requirement of less than 30 and 50 percent deviation, respectively. Calculated levels at Södra Kungsgatan in Gävle have yearly mean values of NO<sub>2</sub> outside the quality requirement of less than 30 percent deviation as is the case for the older station in Nyköping. The deviation at Södra Kungsgatan is a 32 % overestimation when modelled concentrations are compared to measured concentrations 2017-2019. Worth noticing is that when modelled concentrations are compared to measured concentrations 2018-2019, the deviation is 18%, which is well within the quality requirement of less than 30 percent deviation. The model also overestimates daily mean and hourly mean values of NO<sub>2</sub> but within the levels of the quality requirement.

### 3. Bakgrund

I samband med tillståndsärenden och i den fysiska planeringen av stadsmiljön måste, enligt luftkvalitetsförordningen, hänsyn tas till miljökvalitetsnormer. Om en detaljplan skulle medverka till att en miljökvalitetsnorm inte följs kan den upphävas eller behöva ändras. Eftersom tillståndsärenden och fysisk planering handlar om hur luftkvaliteten blir i tänkta framtida situationer måste modellberäkningar användas för att kontrollera om kraven uppfylls.

Trots dessa stränga krav finns ingen reglering av hur beräkningar av luftföroreningar i planer eller tillståndsärenden ska göras. Beräkningarna görs på olika sätt av olika aktörer, man använder olika modeller och diskuterar ofta inte osäkerheterna i beräkningarna.

SLB-analys använder modeller som rekommenderas av Referenslaboratoriet för tätortsluft – modeller (SMHI; <http://www.smhi.se/reflab>). På Referenslaboratoriets hemsida finns detaljerade rekommendationer vad gäller val av beräkningsmodell för olika tillämpningsområden och verktyg för utvärdering av jämförelser mellan beräkningar och mätningar.

EU:s expertgrupp för modeller, Forum for air quality modelling in Europe, FAIRMODE, har också tagit fram vägledningsdokument vid användande av modeller och hur emissioner kan beräknas [1]. SMHI har i egenskap av referenslaboratorium för tätortsluft (modeller) (<http://www.smhi.se/reflab>) tagit fram en guide för användning av modeller för utvärdering av åtgärdsprogram [1].

Naturvårdsverkets Föreskrifter (NSF 2019:9) [3] anger att modellberäkningar får användas som ett ”komplement till kontinuerliga mätningar vid halter över den övre utvärderingströskeln för att tillräcklig information om luftkvaliteten på olika platser i kommunen eller samverkansområdet ska erhållas. De får även användas i kombination med mätningar vid halter mellan den nedre och den övre utvärderingströskeln samt som enda utvärderingsmetod vid halter under den nedre utvärderingströskeln”.

Det sägs också att ”En modell som används för modellberäkning ska vara validerad för det aktuella området, eller ett område med motsvarande förutsättningar, i första hand mot mätning med en referensmetod eller likvärdig metod, i andra hand med en annan standardiserad metod.”

Föreskrifterna (NSF 2019:9) anger också kvalitetsmål vid användning av luftkvalitetsmodeller för att beräkna halter som ska jämföras med miljökvalitetsnormer (Tabell 1). Kvalitetsmålen kontrolleras genom att beräkningar jämförs med mätningar. Mätningarna ska i sin tur uppfylla kraven vad gäller mätmetoder (referensmetod, likvärdig metod eller annan standardiserad metod) samt kraven på tidstäckning och datafångst. För PM<sub>10</sub> och NO<sub>2</sub> gäller att osäkerheten i beräkningarna ska vara mindre än 50 %, utom för årsmedelvärdet NO<sub>2</sub> som ska beräknas med max 30 % osäkerhet.

**Tabell 1.** Kvalitetsmål för osäkerhet\* i modellberäkningar enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NSF 2019:9).

Tidsperiod	NO <sub>2</sub> , SO <sub>2</sub> , CO	PM <sub>10</sub> , PM <sub>2.5</sub> , Bly	Bensen	Arsenik, kadmium, nickel	Benso(a)pyren
Timmedelvärde	50 %	-	-	-	-
Medelvärde 8 timmar	50 %	-	-	-	-
Dygnsmedelvärde	50 %	-	-	-	-
Årsmedelvärde	30 %	50 %	50 %	60 %	60 %

\*Osäkerheten i modellberäkningar ska avse den största avvikelser mellan de uppmätta och beräknade haltnivåerna för 90 % av enskilda mätplatser, under den period som miljö kvalitetsnormen avser utan hänsyn till tidpunkten för olika händelser. Det betyder att om antalet mätplatser är färre än tio stycken ska samtliga platser inkluderas, annars får 10 % av stationerna exkluderas. Beräkningsmodellens osäkerhet ska anses gälla det område som berörs av den berörda miljö kvalitetsnormen. De kontinuerliga mätningar som ska väljas för jämförelse med modellresultaten ska vara representativa för den skala och det tillämpningsområde som modellen omfattar.

Kvalitetsmålen och rekommendationerna som anges i Föreskrifterna (NSF 2019:9) är främst avsedda för användning av modeller som ett komplement till de mätningar som görs för att kontrollera luftkvaliteten det senaste året. För användande av modeller vid tillståndsärenden och i fysisk planering finns inga speciella krav.

Ofta innefattar utredningarna ett nuläge och flera olika framtida scenarier, med ett nollalternativ och olika utbyggnadsalternativ. Givetvis föreligger förhållandevis god kännedom om nulägesförhållandena, som också kan kontrolleras genom jämförelser med mätningar för aktuellt år. Men för framtids scenarierna tillkommer osäkerheter, speciellt vad gäller de framtida utsläppen av luftföroreningar.

Länsstyrelsen i Stockholms län har publicerat en vägledning för detaljplanehandläggning med hänsyn till luftkvalitet [4]. Vägledningen anger vilka faktorer som kan vara viktiga att beakta i utredningar och är tänkta att användas vid Länsstyrelsens egna bedömningar av genomförda konsekvensutredningar och även vid efterföljande rättslig prövning.

Det finns dock inte några speciella krav på underlagen som ligger till grund för beräkningarna. T.ex. vilken information som behövs för att de lokala utsläppen ska beräknas, vilka meteorologiska förhållanden som ska användas för beräkningarna, detaljeringsgraden vad gäller topografi, byggnader och annat som kan påverka föroreningshalterna samt vad som ska antas vad gäller bidrag från källor som ligger utanför det område som analyseras.

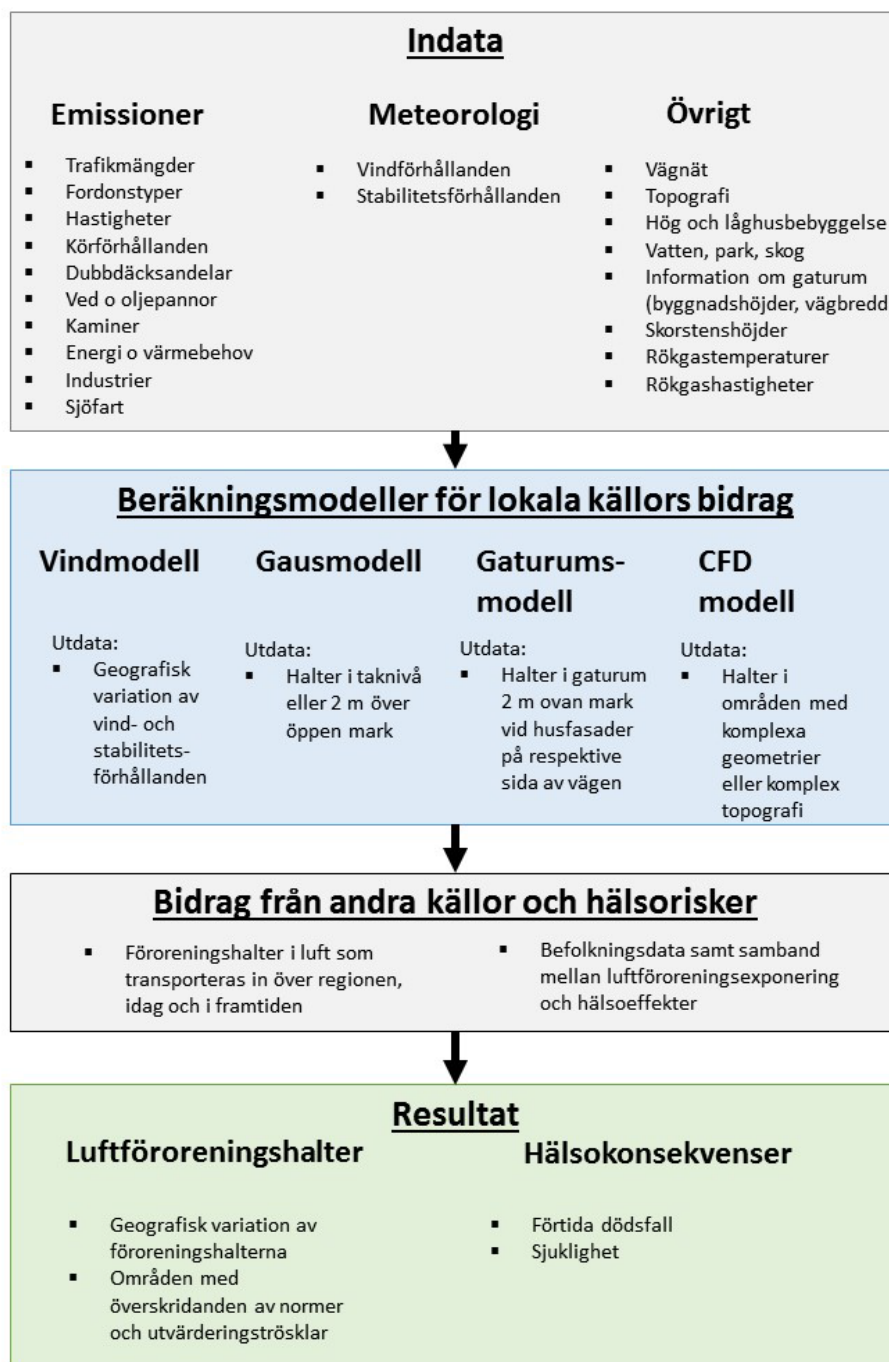
## 4. Syfte och avgränsning

Syftet med denna rapport är att beskriva de metoder som SLB-analys använder för att beskriva hur luftkvaliteten beräknas bli i olika plan- och miljökonsekvensutredningar samt vid tillståndsärenden som rör utsläpp från energi- och värmeanläggningar samt industrier.

Rapporten fokuserar på beräkningar av NO<sub>2</sub> och PM<sub>10</sub> eftersom det är dessa luftföroreningar som är dimensionerande i de flesta utredningarna.

För att få en uppfattning om osäkerheterna i beräkningarna behöver man känna till alla delar som ingår i beräkningarna. Som framgår av Figur 1 så innefattar beräkningar mycket indata till beräkningsmodeller och både indata och modeller är behäftade med mer eller mindre kända

osäkerheter. I denna rapport beskrivs översiktligt de viktigaste faktorerna som bidrar till osäkerheter både i nuläge och i framtidsscenarioer.



**Figur 1.** Schematisk illustration av de olika delarna vid beräkningar av luftföroreningshalter baserat på information om utsläppen.

## 5. Utsläpp från lokala källor

Utsläppsdata utgör ofta den största osäkerheten i beräkningarna, både för beräkningar av halterna i ett nuläge och i beräkningar av framtida halter. Utsläppens tidsmässiga och geografiska variation måste kunna beskrivas så noggrant som möjligt för alla källor som bidrar till föroreningshalterna. Den geografiska upplösningen i utsläppen är speciellt viktig om beräkningarna ska beskriva luftkvaliteten i närområdet till källorna, t.ex. halterna i bostadsområden längs hårt trafikerade vägar.

SLB-analys använder information om utsläpp m.m. i Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabas (EDB). Dessa data uppdateras till stor del varje år i olika grad beroende på vilken sektor som beaktas. Databasen innehåller detaljerade beskrivningar av utsläpp från bl.a. vägtrafiken, energisektorn, industrin och sjöfarten. På de flesta platserna i området är vägtrafiken den största källan till luftföroreningar. För vägtrafiken finns scenarier som beskriver utsläppen per kilometer för olika fordonstyper flera decennier framåt i tiden.

Databasen innehåller information om utsläppen av en rad olika föroreningar såsom kväveoxider, kolmonoxid, svaveldioxid och partiklar. Vad gäller vägtrafiken utsläpp av partiklar skiljer man på de minsta förbränningspartiklarna från avgaser och de lite större slitagepartiklarna (från broms, däck och vägbanan). De lokala utsläppen av PM10 från vägtrafiken utgörs av summan av förbrännings- och slitagepartiklar. För PM2.5 ingår förbränningspartiklar och en liten andel av slitagepartiklarna (de som är mindre än 2,5 µm i diameter).

### 5.1 Metoder för beräkning av utsläpp

Nedan beskrivs hur utsläppen kvantifieras både för att kunna beräkna luftföroreningshalterna i nuläge och i framtida scenarier. De flesta beräkningar som SLB-analys genomför bygger på Östra Sveriges Luftvårdsförbunds EDB. Utsläpp i framtidsscenarier bygger på den senaste emissionsdatabasen som justeras så att trafik och övriga förhållanden motsvarar den plan som ska analyseras.

#### 5.1.1 Vägtrafikens utsläpp

Som påpekats ovan utgör utsläppen från vägtrafiken en av de viktigaste källorna till luftföroreningshalterna. För att beräkna utsläppen från vägtrafiken krävs information om trafikflöde, fordonssammansättning, skyltad hastighet och vägtyp. Dessutom behövs uppgifter om utsläpp per kilometer (emissionsfaktorer) för olika fordonstyper vid olika trafikförhållanden (verkliga hastigheter).

##### Trafikflöden och fordonssammansättning

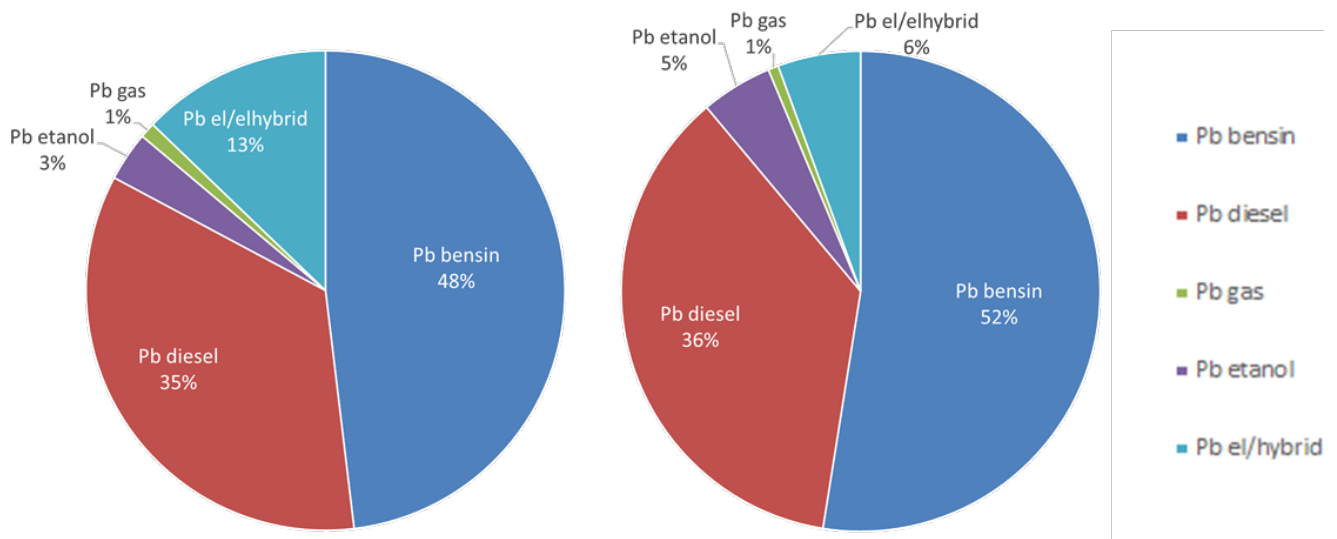
Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabas innehåller detaljerad information om trafiken på olika vägar i regionen. Trafikflöde, skyltad hastighet och andel tung trafik på det statliga vägnätet uppdateras årligen utifrån uppgifter i nationell vägdata, NVDB ([www.nvdb.se](http://www.nvdb.se)). Även större nya vägdragningar läggs in varje år. Uppgifter om trafiken på kommunala vägar erhålls från medlemskommunerna i Luftvårdsförbundet och läggs in av SLB-analys. Vilket år trafikflödena är uppmätta varierar beroende på hur ofta kommunen utför trafikmätningar. Trafikflödena läggs in som årsmedeldygnstrafik (ÅMD) vilket räknas om till vardagsmedeldygn vid behov.

Trafikflöden i framtidsscenarier bygger oftast på beräkningar som baseras på prognoser av reseefterfrågan i samband med regional och nationell planering. Prognoserna tar bl.a. hänsyn

till restider och reskostnader med bil och kollektivtrafik. Ofta används modellsystemet SAMPERS som ägs och förvaltas av Trafikverket. SLB-analys gör inga egna trafikflödesberäkningar, men skapar nya emissionsdatabaser för framtidsscenarioer baserat på SAMPERS-beräkningar genomförda av andra konsulter.

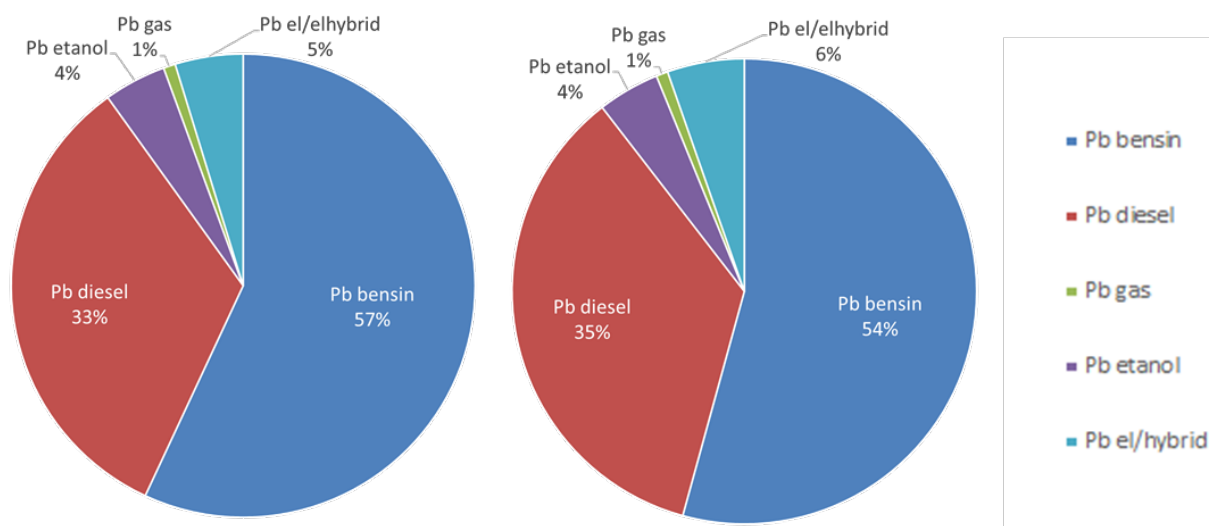
I emissionsdatabasen används statistik för fordonsparken vad gäller sammansättning av fordonstyper med olika bränslen och körsträckor. För SLB-analys nulägesberäkningar uppdateras statistiken till förhållanden i Luftvårdsförbundets område. I Figur 2- Figur 4 visas statistik för sammansättning av personbilar i trafik uppdelat på bränslen och drivlinor (bensin, diesel, etanol, gas och el) i län som ingår i Östra Sveriges Luftvårdsförbund vid slutet av år 2020. I emissionsdatabaserna används dessa fördelningar i tätorterna i respektive län medan på landsbygden används nationell statistik. I emissionsdatabaserna som användes vid de senaste kartläggningarna av luftföroreningshalter i Stockholms, Uppsala, Södermanlands och Gävleborgs län för 2020 användes inom tätorterna en något annorlunda fordonsfördelning än de som redovisas i Figur 2, Figur 3 och Figur 4. Emissionsdatabasen omfattar även lätta lastbilar (bensin, diesel och el), tunga diesellastbilar samt bussar (diesel, gas, etanol och el). Andelen tung trafik i emissionsdatabasen anges per länk och bygger på mätningar som redovisas i NVDB.

För scenarierberäkningar fram till år 2050 används nationella prognoser för fordonsammansfattningen framtagna av Trafikverket. I Figur 5 redovisas prognosen för personbilarnas sammansättning av olika bränslen och drivlinor. Den visar att andelarna av bensin- och dieselfordon väntas minska och att de elektrifierade fordonen väntas ta över. Diesel förväntas finnas kvar främst för tunga och lätta lastbilar men med successivt skarpare avgaskrav. Sammantaget innebär den förväntade utvecklingen att vägtrafikens utsläpp av bl.a. avgaspartiklar och kväveoxider kommer att minska i framtiden.

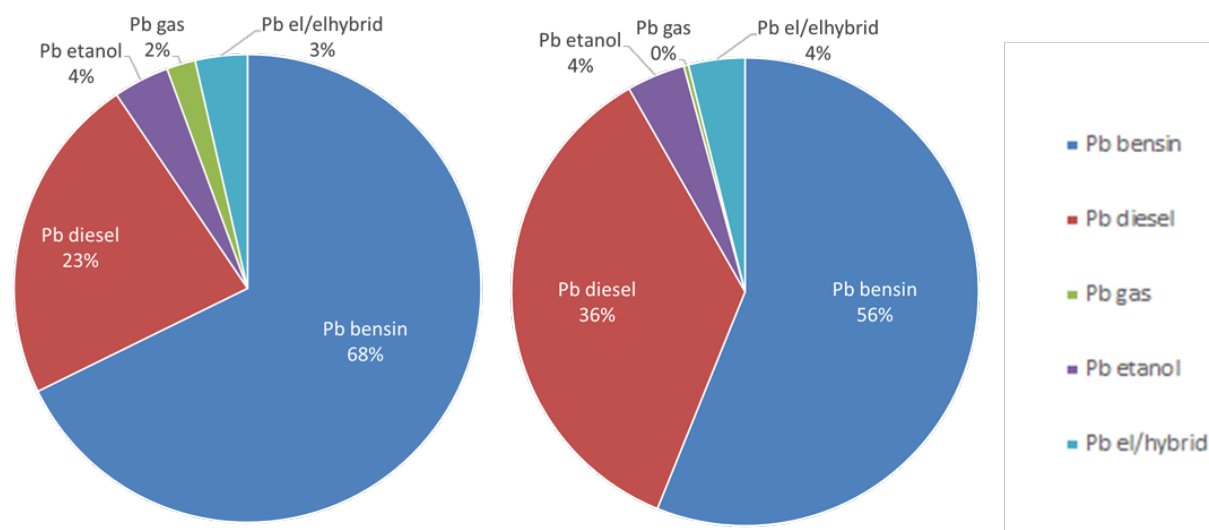


**Figur 2.** Sammansättning av personbilar i trafik registrerade i Stockholms (till vänster) och Uppsala län (till höger) vid slutet av år 2020, enligt vägtrafikregistret. Andelarna i diagrammen är inte korrigerade mot olika körsträckor.



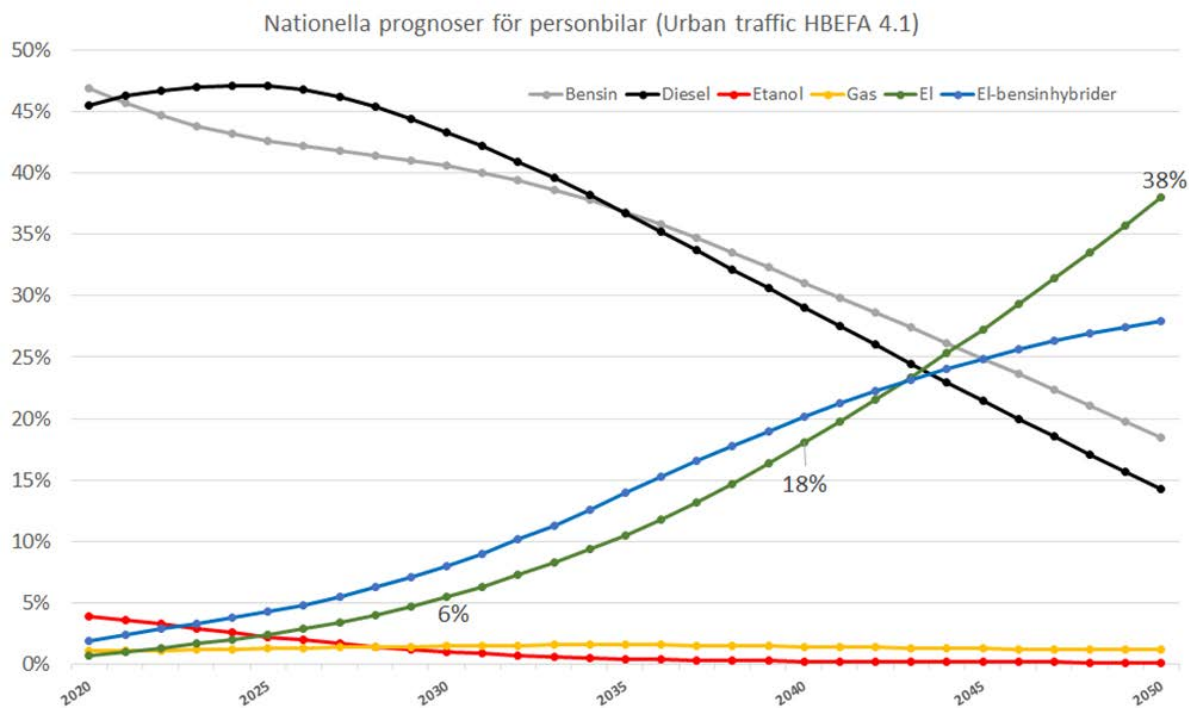


**Figur 3.** Sammansättning av personbilar i trafik registrerade i Södermanlands (till vänster) och Östergötlands län (till höger) vid slutet av år 2020, enligt vägtrafikregistret. Andelarna i diagrammen är inte korrigerade mot olika körsträckor.



**Figur 4.** Sammansättning av personbilar i trafik registrerade i Gotlands (till vänster) och Gävleborgs län (till höger) vid slutet av år 2020, enligt vägtrafikregistret. Andelarna i diagrammen är inte korrigerade mot olika körsträckor.



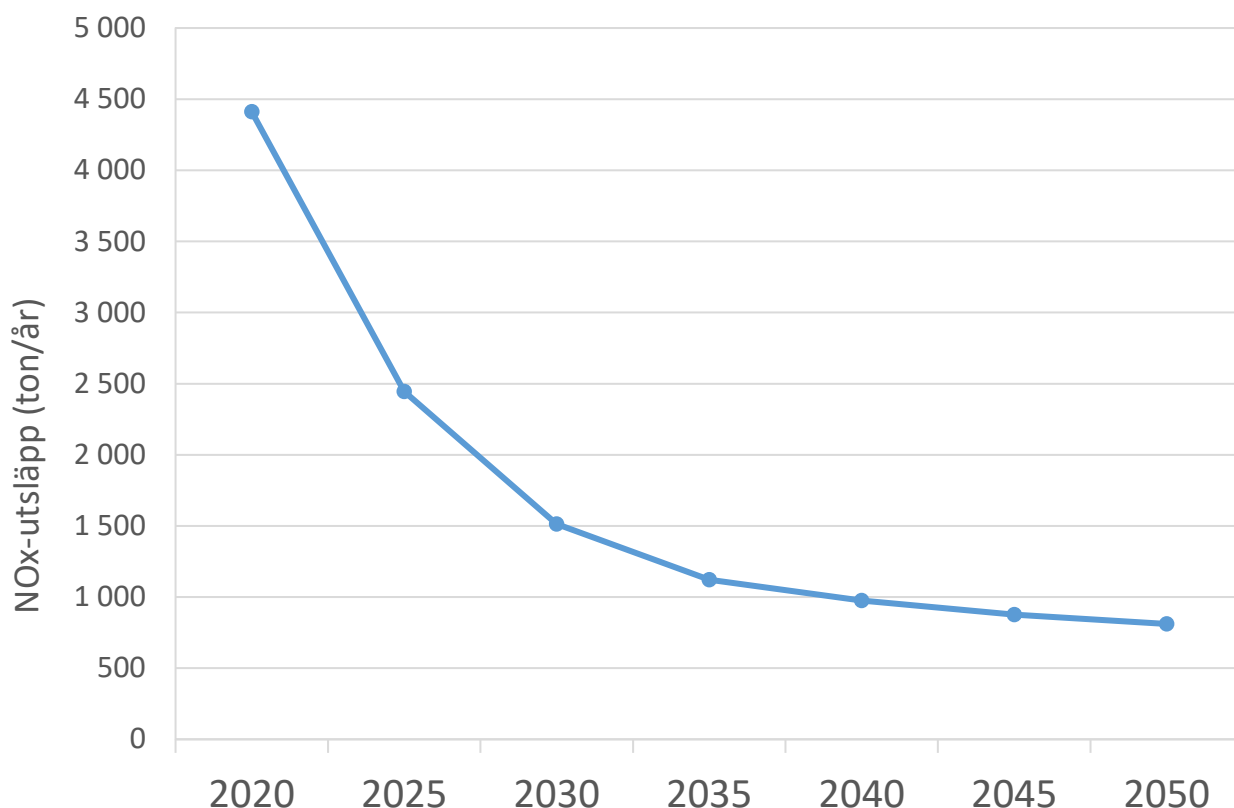


**Figur 5.** Trafikverkets nationella prognoser för fordonssammansättningen fram till år 2050 vad gäller personbilar med olika bränslen och drivlinor. Andelarna är implementerade i HBEFA-modellen version 4.1. Notera att de nationella siffrorna för år 2020 som redovisas i detta diagram skiljer sig något från de länsvisa data som redovisas i Figur 2-Figur 4.

### Emissionsfaktorer för avgaser

Vägtrafikens utsläpp av avgaser som t.ex. kväveoxider och avgaspartiklar är beskrivna med emissionsfaktorer för olika fordons- och vägtypen enligt HBEFA-modellen [5]. HBEFA är en europeisk emissionsmodell för vägtrafik som har anpassats till svenska förhållanden. I HBEFA-modellen bestäms emissionsfaktorer (g/km) utifrån område, vägtyp, skyltad hastighet och körmönster (trafikflödesklasser). I versionen 4.1 har HBEFA-modellen uppdaterats med elektriska fordon (BEV, PHEV) och efter "Dieselgate" har lätta dieselfordon fått högre och mer realistiska utsläpp. Utifrån olika körcykler mäts utsläppen både i laboratorium och i verklig trafik. HBEFA har en körmönsterbeskrivning som omfattar 365 olika trafiksituationer och emissionsdata kommer från fordonsmätningar i hela Europa.

Figur 6 visar prognoser för utsläppen av kväveoxider från vägtrafiken i Storstockholmsområdet åren 2020–2050 vid oförändrat trafikarbete. Data baseras på emissionsfaktorer och nationella prognoser för fordonssammansättningen enligt HBEFA-modellen version 4.1 implementerade i Luftvårdsförbundets scenario-emissionsdatabaser.

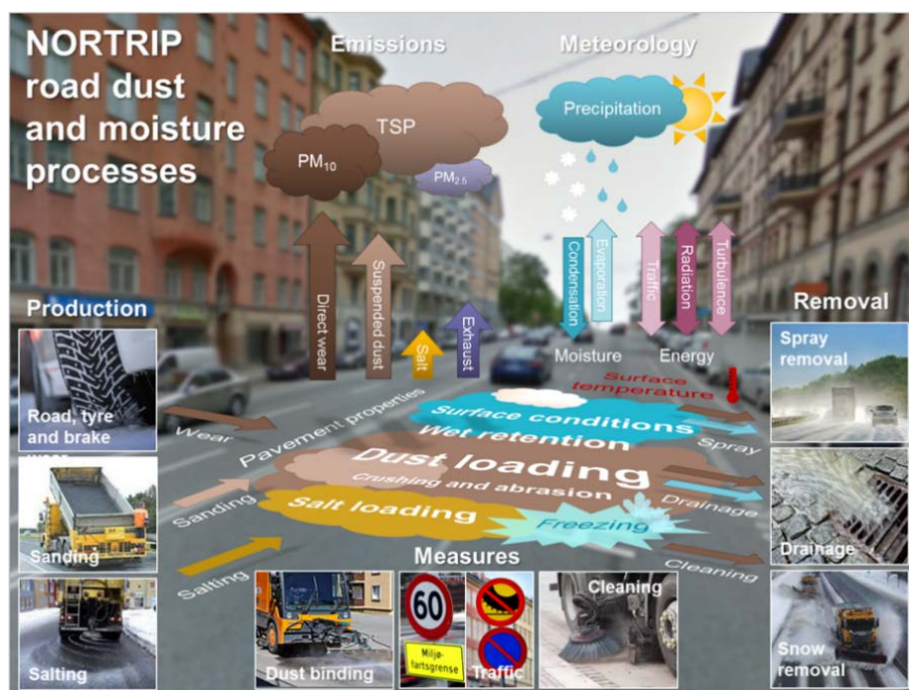


**Figur 6.** Prognoser för utsläppen av kväveoxider från vägtrafiken i Storstockholmsområdet åren 2020 - 2050 enligt emissionsfaktorer och nationella prognoser för fordons-sammansättningen enligt HBEFA-modellen version 4.1 implementerade i Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabas. Utsläppen gäller vid oförändrat totalt trafikarbete för vägtrafiken.

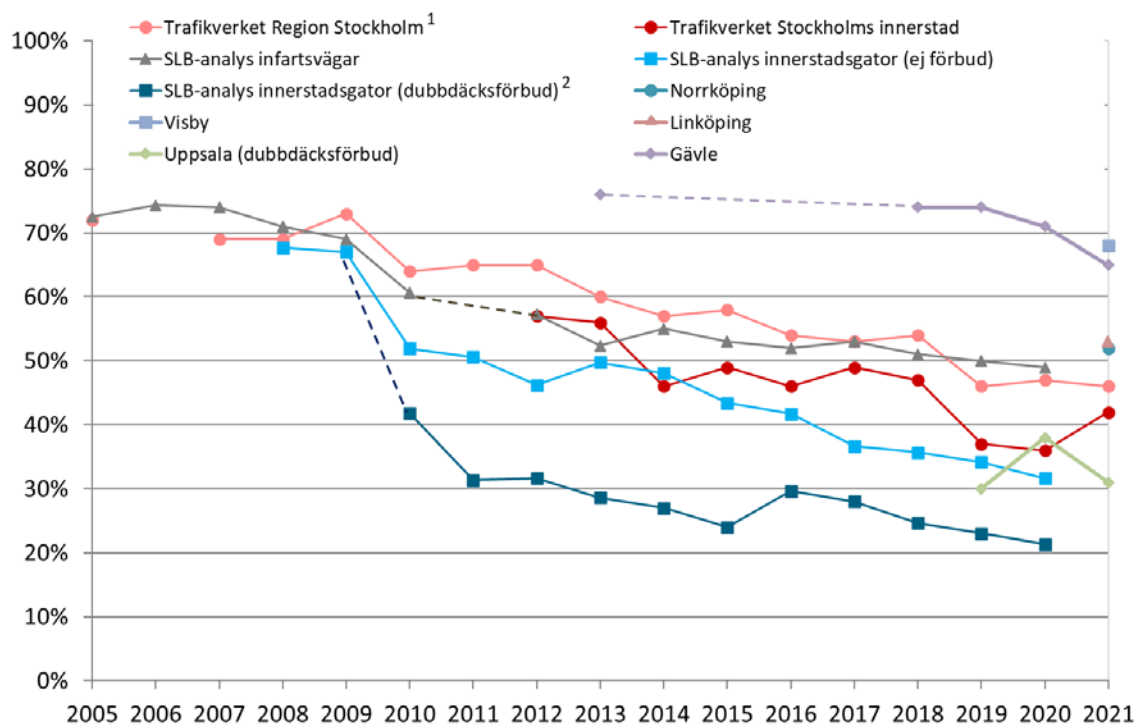
#### Utsläpp av partiklar från slitage av vägbanor, bromsar och däck

Slitagepartiklar i trafikmiljö orsakas främst av dubbdäckens slitage på vägbanan men bildas också vid slitage av bromsar och däck samt utlagt sand och salt.  $PM_{10}$ -halterna i trafikmiljö består främst av partiklar som har orsakats av dubbdäckens slitage på vägbanan [6,7]. Vid perioder med fuktig, snö- eller istäckt körbanan ackumuleras partiklarna på körbanan och kan senare virvlas upp i luften, så kallad resuspension. För resuspensionen så är de tunga fordonen mer effektiva att virvla upp den ansamlade dammet jämfört med lätta fordon. Dubbdäcksandelen varierar inom Östra Sveriges Luftvårdsförbunds verksamhetsområde med en större andel dubbdäck i norra delen och lägre i söder. Lägst dubbdäcksandel har Stockholmsområdet och framförallt Stockholm innerstad. Andelen dubbdäck bland de lätta fordonen låg länge på ca 70 % under vinterperioden i Stockholmsområdet, men har minskat sedan mitten av 2000-talet. Minskningen beror till stor del på att regeringen har beslutat om olika åtgärder för att minska partikelutsläppen från vägtrafiken. Kommunerna har t.ex. getts möjlighet att i lokala trafikföreskrifter förbjuda fordon med dubbdäck att köra på vissa gator. Inom ÖSLVFs område råder dubbdäcksförbud på tre gator i Stockholms innerstad samt på en gata i centrala Uppsala. Regeringen har också beslutat om att minska dubbdäcksperioden med två veckor på våren. Andra faktorer som också påverkat mot en lägre användning av dubbdäck är informationskampanjer, troligen även faktum att de dubbfria däcken blivit bättre samt mildare vintrar. Längs starkt trafikerade vägar utgör slitagepartiklarna huvuddelen av  $PM_{10}$ -halterna. Under perioder med torra vägbanor vinter- och vårtid kan haltbidraget från dubbdäckslitage

vara 80-90 % av total-halten  $PM_{10}$ . Genomsnittliga emissionsfaktorer för slitagepartiklar för olika dubbdäcksandelar, andel tung trafik, fordonshastighet mm baseras på NORTRIP-modellen (Figur 7) [6,8]. SLB-analys genomför manuella räkningar av andelen dubbdäck på olika gator och vägar i Stockholmsregionen (Figur 8) [9]. SLB-analys genomför även dubbdäcksräkning i anslutning till luftkvalitetsmätstationerna i Gävleborgs län, Uppsala län samt Östergötlands län. I övrigt används underlag från Trafikverket [10].



**Figur 7.** Schematisk illustration av de processer/faktorer som ingår i beräkningsmodellen NORTRIP (NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions).



<sup>1</sup> Region Stockholm baseras på dubbdäcksräkning i Nacka, Södertälje samt centrala Stockholm.

<sup>2</sup> Medelvärde av gatorna med dubbdäcksförbud i Stockholm (enbart Hornsgatan fram till 2016, från och med 2016 Hornsgatan, Fleminggatan och Kungsgatan).

**Figur 8.** Uppmätta dubbdäcksandelar i Stockholmsregionen samt vid luftkvalitetsmätningarna i Gävle, Uppsala, Norrköping, Linköping och Visby.

I framtidsscenarierna antas emissionsfaktorerna och dubbdäcksandelarna oftast vara desamma som i nuläget om inte planen medför att speciella förhållanden kommer att råda. Detta antagande är förknippat med en del osäkerheter. Förutom att dubbdäckandelarna kan ändras så kan också slitaget och dess relation till dubbdäckdelarna komma att förändras. För dubbdäck tillverkade efter den 1 juli 2013 genomfördes en begränsning av antalet tillåtna dubbar till 50 stycken per meter rullomkrets. Detta skulle enligt Transportstyrelsen ge en minskning av antalet dubbar i fordonsparken med ca 15 % och en motsvarande minskning av vägslitage och partiklar [11]. Den alternativa godkännanderegeln innebär dock att det finns nytillverkade däck med uppemot 200 dubbar per meter rullomkrets som uppfyller de nya regelverken. Trafikverket och norska motsvarigheten (Statens Vegvesen) har låtit VTI (Statens väg- och transportforskningsinstitut) studera partikelgenereringen för olika dubbdäck som uppfyller de nya reglerna. Studien visar att flera av de däck som godkänts enligt den alternativa regeln med många fler dubbar genererar mer slitagepartiklar än dubbdäcken med mindre antal dubbar [12]. Sammantaget innebär detta att det finns en stor osäkerhet om vad det nya regelverket kommer att innebära för partikelgenereringen från fordonsparken i framtiden. Till detta kan läggas att många städer inklusive städer inom luftvårdsförbundets område arbetar med att använda nya typer av beläggningar. Dels för att minska trafikens buller, men också för att begränsa mängder partiklar som bildas vid slitage av körbanan. De nya beläggningarna kan ha andra egenskaper när det gäller emissionerna av  $PM_{10}$  från vägslitage.

### Utsläpp från sand och salt

Vinterväghållning i form av sand eller salt kan också bidra till icke-avgasemissioner. Användningen av halkbekämpningsmedel skiljer ganska mycket inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund. T.ex. har Stockholm stad sedan många år minimerat användningen av sand på vägarna, i synnerhet de mest trafikerade vägar. Istället används salt eller saltlösning. I andra städer, såsom till exempel Gävle, är sand mer utbrett. Sanden som läggs ut innehåller endast en mycket liten del PM<sub>10</sub>, men den kan malas ner till PM<sub>10</sub> ju längre sanden finns på vägen. I Stockholm har det konstaterats att sanden bidrar till liten andel av PM<sub>10</sub>-halterna [15], men andelen kan alltså vara större i andra städer och regioner. Mängden sand som används varierar också mellan olika vintrar på grund av att vintervädret är olika från år till år.

Även saltning bidrar till PM<sub>10</sub>-halterna. Salt bidrar däremot inte till negativa hälsoeffekter på samma sätt som övriga partiklar, men kan ändå bidra till den uppmätta halten av PM<sub>10</sub>. Även saltanvändningen skiljer sig åt mellan olika delar av luftvårdsförbundets område samt varierar mellan åren eftersom behovet av saltning styrs av vintervädret. Mängden salt av PM<sub>10</sub> har mätts i Stockholm och har konstaterats vara ca 5 % av PM<sub>10</sub> i genomsnitt och att saltet under enskilda dagar kan bidra till halter över miljökvalitetsnormen [15].

Såväl sandning som saltning finns med i NORTRIP-modellen. Om information finns tillgänglig när sand och salt har lagts ut så används det i modellen. I annat fall kan modellen via schablon själv bestämma när sand och salt ska användas. Exempel på modellering av sand och salt i NORTRIP finns i Norman m.fl. 2016 och Denby m.fl. 2016 [13,14].

### **5.1.2 Övriga utsläpp**

Utöver utsläpp från vägtrafiken inkluderar Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabaser utsläpp från energianläggningar, panncentraler, hushållens vedeldning, industrier, produktanvändning (bl.a. färg och lösningsmedel), sjöfart, flygtrafik, avfall och arbetsmaskiner. Energianläggningar, panncentraler och industrier är inlagda som koordinatsatta punktkällor och utsläppen baseras på årlig miljörapportering av antingen förbrukad mängd bränsle eller verkligt utsläpp av t.ex. NO<sub>x</sub>, PM<sub>10</sub> och SO<sub>2</sub>. I databasen finns även uppgifter som är nödvändiga för att beräkna spridningen av luftföroreningar från anläggningarna såsom skorstenshöjder, røkgastemperaturer och røkgashastigheter.

Enskild uppvärmning är inlagt med schablonemissioner framtagna i enlighet med en metod från SMHI som tidigare använts av SLB-analys i kartläggning av PAHer i Stockholms- och Gävleborgs län [16]. Kortfattat går metoden ut på att ta fram schablonemissioner utifrån områden där detaljerad kännedom om fördelningen av uppvärmningskällor finns (pannor och eldstäder eldade med olja, pellets och ved) för enskilda fastigheter, samt parametrarna nyttjandegrad, verkningsgrad, tidsvariation, energibehov per småhus, emissionsfaktorer samt statistik om energiförbrukning och fördelning av småhus. Där detaljerad kännedom om fördelningen av uppvärmningskällor inte finns tillgängligt har schablonfördelningar använts, baserade på den kända fördelningen. Detaljerad information om uppvärmningskällor i enskilda fastigheter finns för kommunerna Uppsala, Täby, Vaxholm, Värmdö, Österåker och Vallentuna, Hudiksvall, Gävle, Valdemarsvik, Söderköping och Gotland. Statistik om energiförbrukning och fördelning av småhus har erhållits från Statistiska Centralbyrån och Energimyndigheten. Nyttjandegrad, verkningsgrad, tidsvariation och energibehov har erhållits från kartläggning av PAHer i Stockholms- och Gävleborgs län [16,17]. Emissionsfaktor har hämtats från SMHI-rapporten "Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benzo(a)pyren" samt

rapporten "Emission factors for SLCP emissions from residential wood combustion in the Nordic countries" [17,0,18].

Utsläppen från sjöfart, produktanvändning, jordbruk, arbetsmaskiner, avfall, och flygtrafik representeras med hjälp av griddade emissionsdata från SMED (Svenska MiljöEmissionsData) med en geografisk upplösning på 1 km x 1 km [19].

Utsläpp från framförallt arbetsmaskiner är förknippade med stora osäkerheter både i fråga var och när utsläppen sker samt dess storlek. Utsläppen från arbetsmaskiner påverkar dock främst halterna i ett begränsat geografiskt område inom och omkring arbetsplatserna, men om sådan påverkan föreligger i en utredning krävs separata indata för beräkning av påverkan på halterna.

I EDBn finns även diffusa utsläpp av VOC från bensinstationer. Dessa utsläppskällor är inlagda som koordinatsatta areor och uppdateras årligen baserad på mängden lagrat bränsle.

Generellt antas att övriga utsläpp är desamma i framtidsscenarioer som i nuläget. Dessa sektorer har jämförts med trafikutsläpp liten betydelse för halter i marknivå i trafikbelastade miljöer och bidragen till halterna förväntas inte förändras särskilt markant i framtiden. Vid beräkning av specifika objekt, t.ex. energianläggningar, hamnar eller dylikt erhålls utsläppsscenarioer från beställaren.

## 6. Metoder för beräkning av halter

SLB-analys använder olika modeller för att beräkna halter i luft beroende på studiens utsträckning och komplexiteten i spridningsförhållandena och utsläppen. T.ex. om det är en väg omgiven av byggnader eller berg, tunneldmyning eller om det handlar om tillstånd för anläggningar med höga skorstenar.

### 6.1 Gaussmodell

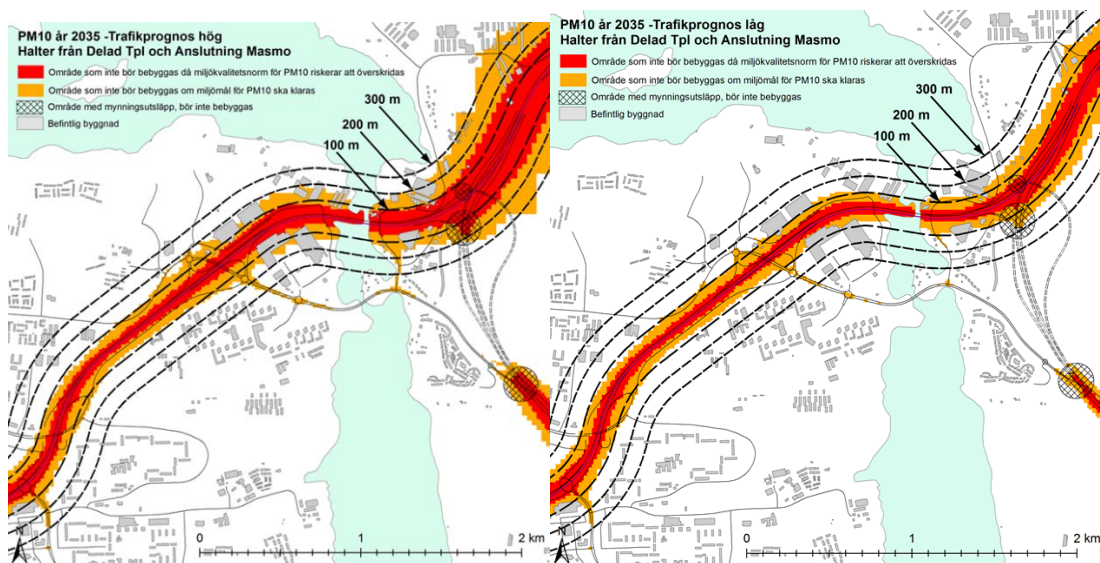
Airviro Gaussiska spridningsmodell används för att beräkna den geografiska fördelningen av luftföroreningshalter två meter ovan öppen mark [20]. I områden med tät bebyggelse representerar beräkningarna halter två meter ovan taknivå. Upplösningen i beräkningarna kan variera beroende på utsläppen storlek och vad som krävs för den aktuella planen. Ofta görs beräkningarna över ett område som är betydligt större än planområdet för att ta hänsyn till haltbidragen från lokala utsläppskällor som ligger utanför det aktuella området.

Upplösningen i beräkningarna kan varieras beroende på utsläppens storlek (Figur 9). På så sätt erhålls högre upplösning nära hårt trafikerade vägar så att man kan avgöra hur långt från vägen som överskridanden riskerar att inträffa (Figur 10).





**Figur 9.** Upplösningen i beräkningarna kan varieras beroende hur stora utsläppen är och vilken geografisk utbredning de har. Figuren visar hur gridstorleken kan variera från 25 meter till 500 meter.



**Figur 10.** Exempel på beräknade halter i två olika trafikscenarier i anslutning till E4 Hallunda/Vårby backe år 2035.

## 6.2 Gaturumsmodell

För att beräkna halterna i gaturum används gaturumsmodellen OSPM, som implementerats i Airviro (Figur 11) [20]. Den ger tillskottet till halterna på grund av att omgivande byggnader försämrar utspädningen. Förutsättningarna för ventilation och utspädning av luftföroreningar varierar mellan olika gaturum. Breda gator tål betydligt större avgasutsläpp, utan att halterna behöver bli oacceptabelt höga, än trånga gator med dubbelsidig bebyggelse. Just bebyggelsefaktorn, dvs. om gaturummet är slutet samt dess dimensioner, spelar stor roll för ventilationen och därmed för haltnivåerna. OSPM-modellen används för att beräkna halterna vid enkel- och dubbelsidig bebyggelse.



Figur 11. Exempel på beräkningar av halter i gaturum som görs med s k gaturumsmodell.

### 6.3 Airviro OpenRoad

För beräkningar av halter utmed större friliggande vägar används en förenklad linjekällemodell, OpenRoad. Detta för att bättre kunna beskriva de kraftiga haltgradienter som förekommer utmed vägnätet.

### 6.4 Beräkningar av halter i områden med komplexa geometrier

För att uppskatta byggnaders effekt på luftens flöde, och därmed spridningen av luftföroreningar, utförs beräkningar med så kallade CFD-modeller (Computational Fluid Dynamics). CFD-modeller är avancerade modellverktyg som bland annat används för att beräkna flödet av luft i miljöer med komplicerad geometri som t.ex. stadsbebyggelse, vägbroar eller tunnelmynningar (se exempel i Figur 12). SLB-analys har tillgång till två olika CFD-modeller: MISKAM (<http://www.lohmeyer.de/en/node/195>) och OpenFOAM (Open source Field Operation And Manipulation, [www.openfoam.com](http://www.openfoam.com)). Modellerna har tidigare utvärderats med hjälp av vindtunneexperiment och anses väl lämpade för att beräkna flödet av luft omkring tät bebyggelse [23,24].

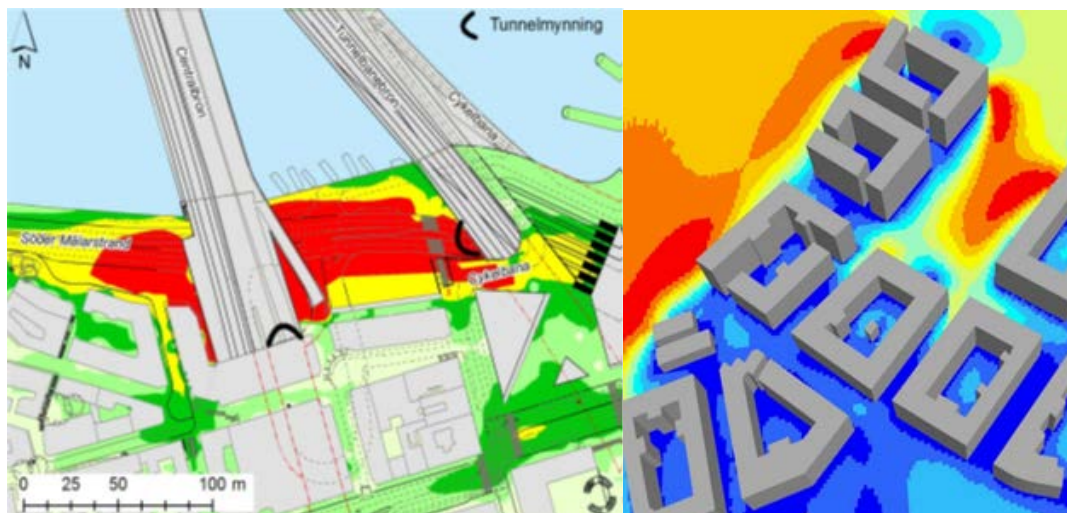
CFD-beräkningar utförs vanligtvis för ett begränsat område, men med mycket hög upplösning. Avståndet mellan två beräkningsrutor är typiskt 1-2 meter vilket gör att det går att fånga spridningen av luftföroreningar med hög detaljrikedom, och dessutom hur denna spridning påverkas av den turbulens som skapas av omgivningens beskaffenhet.

Strömningsberäkningar görs för ett antal olika utvalda vindriktningar. Detta resulterar i olika tredimensionella strömningsfält. För var och ett av dessa strömningsfält beräknas sedan spridningen av luftföroreningar inom beräkningsområdet. Utifrån meteorologiska mätdata görs därefter en statistisk skalning av de beräknade spridningsfallen för att få fram en beräknad årsmedelhalt. När luftföroreningshalter jämförs med miljökvalitetsnormer ska halterna vara representativa för ett normalår. Som indata till den statistiska skalningen i modellen används därför meteorologiska mätdata från minst en tioårsperiod, och från en närliggande plats med representativt vindklimat.

CFD-beräkningar av luftens flöde innehåller osäkerheter eftersom det inte går att ta hänsyn till alla faktorer som kan påverka luftens strömning. Beräkningarna tar till exempel inte hänsyn till



utskjutande strukturer hos bebyggelsen, som t.ex. balkonger, portik, eller liknande, vars geometriska omfattning är på samma skala som modellens upplösning. Dessa objekt representeras istället med hjälp av en skrovlighetsparameter som tillskrivs ytor i modellen. Kvaliteten på indata, och val av numerisk metod, är två andra parameter som påverkar hur väl resultatet speglar verkligheten. CFD-beräkningar anses dock tillförlitliga och används inom en rad olika vetenskapliga områden. I konstruerande av beräkningsdomän, val av numerisk metod, val av upplösning och utsträckning, följer SLB-analys så kallade "Best Practice Guidelines" för högupplösta flödesberäkningar i urban miljö [25].



**Figur 12.** Exempel på resultat från beräkningar med CFD-modeller.

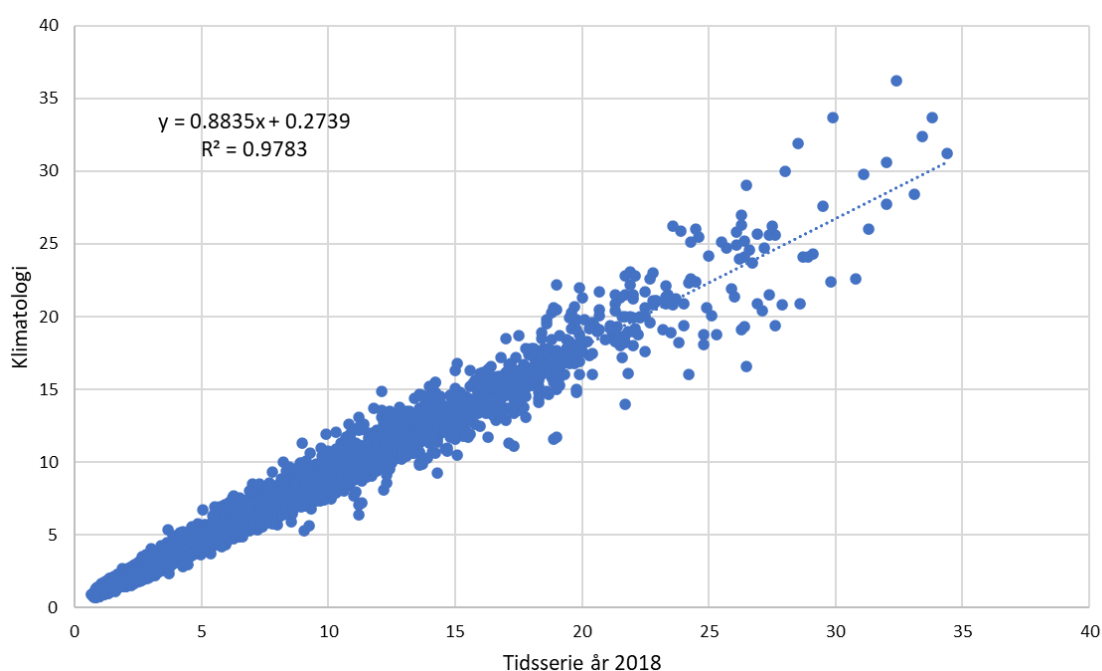
## 6.5 Meteorologiska indata till beräkningarna

Halten av luftföroreningar kan variera mellan olika år beroende på variationer i meteorologiska faktorer och intransport av långväga luftföroreningar. När luftföroreningshalter jämförs med miljökvalitetsnormer ska halterna vara representativa för ett normalår. Istället för att använda meteorologiska data från ett specifikt år använder SLB-analys en sk klimatologi [20]. Det är en databas som bygger på mätningar av horisontell och vertikal vindhastighet, vindriktning, temperatur, temperaturdifferensen mellan olika nivåer samt solinstrålning. För Stockholm används mätningar i en 51 m hög mast i Högdalen. För Uppsala län finns motsvarande data för en 24 meter hög mast i Marsta (8 km nordost om Uppsala). För Gävleborgs län, Södermanlands län, Östergötlands län och Gotlands län används data från sk virtuella master som är 10 m höga placerade på en eller flera plaster i respektive län. I Gävleborgs län har virtuella master placerats i Valbo och Hudiksvall, i Södermanlands län i Eskilstuna, Katrineholm och Skavsta, i Östergötland i Norrköping, Linköping, Motala och Kisa och på Gotland i Visby. De virtuella masterna innehåller modellerad meteorologi från SMHI:s modell MESAN.

Databaserna utgörs av ett statistiskt urval av timmar (360 st) som representerar olika vädersituationer; 6 olika vindhastigheter och 6 olika stabiliteter i 10 olika vindriktningar. Statistiken baseras på mätningar under 21 år i Högdalen och i Marsta och under 10 år för de virtuella masterna. För varje väderfall beräknas ett geografiskt varierande vindfält för aktuellt beräkningsområde med hjälp av en vindmodell, som tar hänsyn till variationerna i lokala topografiska förhållanden [20]. Genom att vikta samman de beräknade halterna i de olika fallen beroende på hur ofta de förekommer erhålls ett årsmedelvärde av halterna.

Förfarandet att använda en klimatologi istället för att räkna halterna varje timme under ett specifikt år har testats genom jämförelser mellan klimatologiskt beräknade halter och halter baserade på specifika år. Figur 13 visar beräknade årsmedelvärden av  $\text{NO}_x$  i 10 000 punkter utspridda över Storstockholmsområdet. Beräkningarna är gjorda med den Gaussiska modellen och med 100 m x100 m upplösning. Figuren visar att skillnaden mellan den klimatologiskt baserade beräkningen och den där halterna beräknats varje timme under 2018 är väldigt liten; korrelationen är hög 0,99 ( $r^2 = 0.98$ ), lutningen är nära 1 och interceptet nära noll.

Samma klimatologi används för beräkningar av nuläge och för framtidsscenarioer. Det innebär att man antar att skillnaderna mellan de olika scenarierna helt beror på skillnaderna i utsläpp eller i andra faktorer som skiljer mellan scenarierna (t.ex. olika höjd på hus eller placering av hus). Tidsvinsten för beräkningarna är stor då man använder klimatologin jämfört med alla timmer under ett år (360 beräkningsfall jämfört med 8760). Detta är speciellt viktigt i de fall då det är många framtidsscenarioer som ska jämföras.



**Figur 13.** Jämförelse mellan årsmedelhalterna av  $\text{NO}_x$  i drygt 10 000 punkter inom Storstockholmsområdet beräknade med klimatologi (360 fall) respektive timme för timme under hela 2018 (8760 timmar).

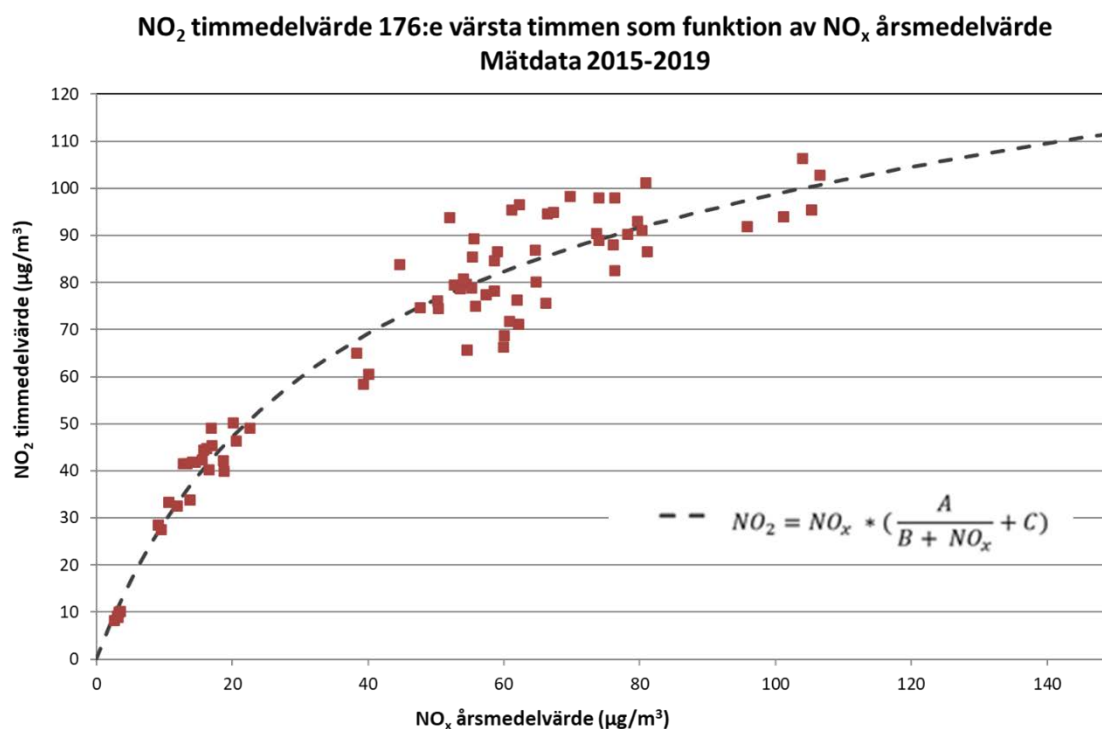
## 6.6 Beräkningar av $\text{NO}_2$ -halter

Resultaten från modellberäkningarna med meteorologi från en klimatologi är årsmedelvärden. För att beräkna percentiler (dvs tim- och dygnsmedelvärden) används empiriska samband mellan årsmedelvärden och percentilvärden. Sambanden baseras på data från många mätstationer i olika föroreningsbelastade miljöer. Senaste årens utveckling vad gäller t.ex. ökning av dieselfordon, minskad användning av dubbdäck samt åtgärder i form av dammbindning har påverkat dessa samband. Sambanden uppdateras därför kontinuerligt.

Halterna av  $\text{NO}_2$  beror både på utsläppens storlek och på fotokemiska processer, främst fotolysen av  $\text{NO}_2$  och reaktionen mellan  $\text{NO}$  och ozon. För att slippa använda komplexa fotokemiska modeller används empiriska samband mellan  $\text{NO}_x$ -halter och  $\text{NO}_2$ -halter (årsmedelvärde, 98-percentil dygnsmedelvärde respektive 98-percentil timmedelvärde) enligt

en rapport av Romberg et al. [21]. Konstanterna A, B och C har anpassats utifrån mätdata för att gälla lokala förhållanden (Figur 14).

$$NO_2 = NO_x * \left( \frac{A}{B + NO_x} + C \right)$$



**Figur 14.** Exempel på relationen mellan timmedelvärdet av NO<sub>2</sub> för 176:e värsta dygnet (98-percentil) och årsmedelvärdet av NO<sub>x</sub> utifrån uppmätta halter åren 2015–2019 på mätstationer i Stockholms, Uppsala och Gävleborgs län.

## 6.7 Bidrag till halterna från icke-lokala källor

Haltbidragen från källor utanför beräkningsområdet erhålls genom mätningar. SLB-analys använder mätdata från Norr Malma, 15 km NV Norrtälje eller annan närliggande regionala bakgrundsstation. För framtidsscenarioer antas samma halter som idag vilket sannolikt innebär en viss överskattning av bakgrundshalterna beroende på hur långt fram i tiden som beräkningarna avser. Prognoser av framtida bakgrundshalter är osäkra och beroende på olika politiska och ekonomiska scenarier [26].

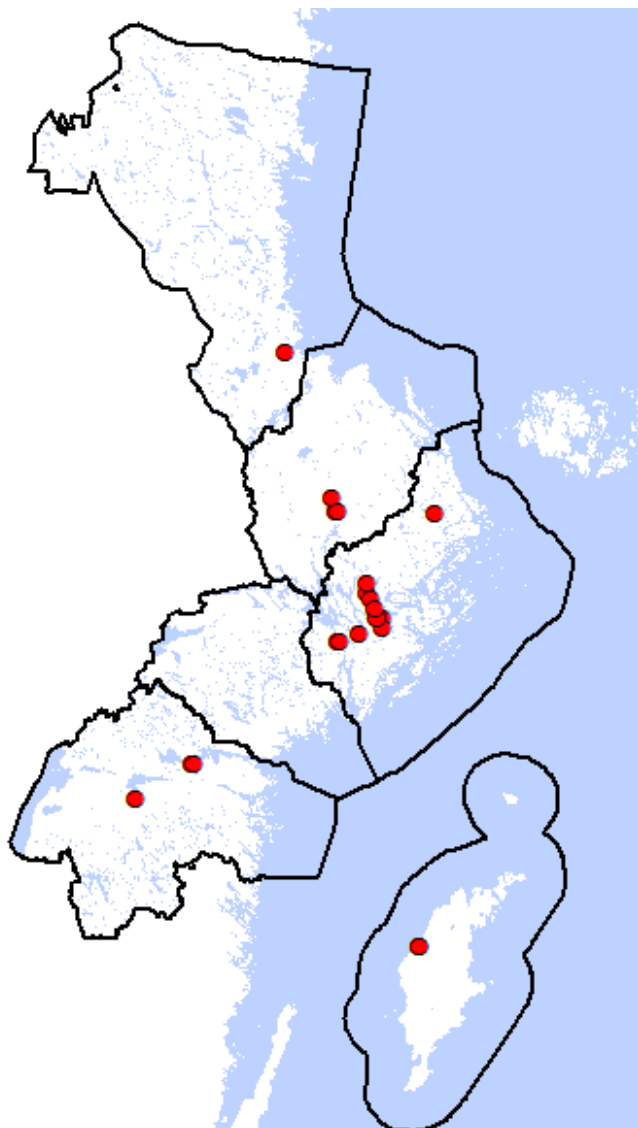
## 7. Jämförelser mellan beräknade halter och mätningar

Modellberäkningar av luftföroreningshalter innehåller osäkerheter. Systematiska fel uppkommer när indata är felaktiga, t.ex. felaktiga utsläpp, eller när modellerna inte på ett korrekt sätt förmår ta hänsyn till alla faktorer som kan påverka halterna. För att få en uppfattning om den totala noggrannheten i hela beräkningsgången dvs. emissionsberäkningar, vind- och stabilitetsberäkningar samt spridningsberäkningar jämförs modellberäkningarna med mätningar

av både luftföroreningar och meteorologiska parametrar i regionen (Figur 15). Vid jämförelser med uppmätta erhålls en uppfattning om den totala osäkerheten i alla ingående delar i beräkningsmetodiken; från emissioner och spridningsmodellering till koncentrationer på olika platser. Mätplatserna representerar alltifrån de mest förorenade platserna i hårt trafikerade gaturum till ren bakgrundsluft (Figur 16).

För beskrivning av mätstationerna, mätmetoderna och mätdata hänvisas till rapporterna ”Mätstationer inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund - beskrivning mätstationer för kontroll av miljökvalitetsnormen för luftkvalitet” [27], ” Luftkvalitet inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund. Mätresultat år 2020.” [28] samt SMHIs hemsida för ”Datavårdskap för luftkvalitet” (<https://www.smhi.se/data/miljo/luftmiljodata>).

Förutom de jämförelser som presenteras nedan kan nämnas att SLB-analys har vid flera tillfällen genomfört jämförelser mellan modellberäknade halter och mätningar och resultaten från dessa finns redovisade i publikationer av Segerström m fl. (2017), Johansson m fl. (1999), och Eneroth & Johansson (2006) [22,29,30]. Modellberäkningar som SLB-analys genomfört har publicerats i flera olika tidskrifter med vetenskapliga granskningsförfaranden (Nyberg m fl., 2000; Bellander m fl., 2001; Rosenlund m fl., 2006; Johansson m fl, 2007; Johansson m fl., 2009; Modig m fl., 2009) [31,32,33,34,35,36].



**Figur 15.** Mätstationer (röda prickar) som SLB-analys driver dels inom ramen för Östra Sveriges Luftvårdsförbund.



**Figur 16.** Exempel på mätstationer. Gaturum, Kungsgatan Norrköping (vänster), urban bakgrund, Stockholm (mitten) och landsbygd, Norr Malma (höger).



## 7.1 Jämförelser mellan beräknade halter och uppmätta halter

### 7.1.1 Stockholm- och Uppsala län

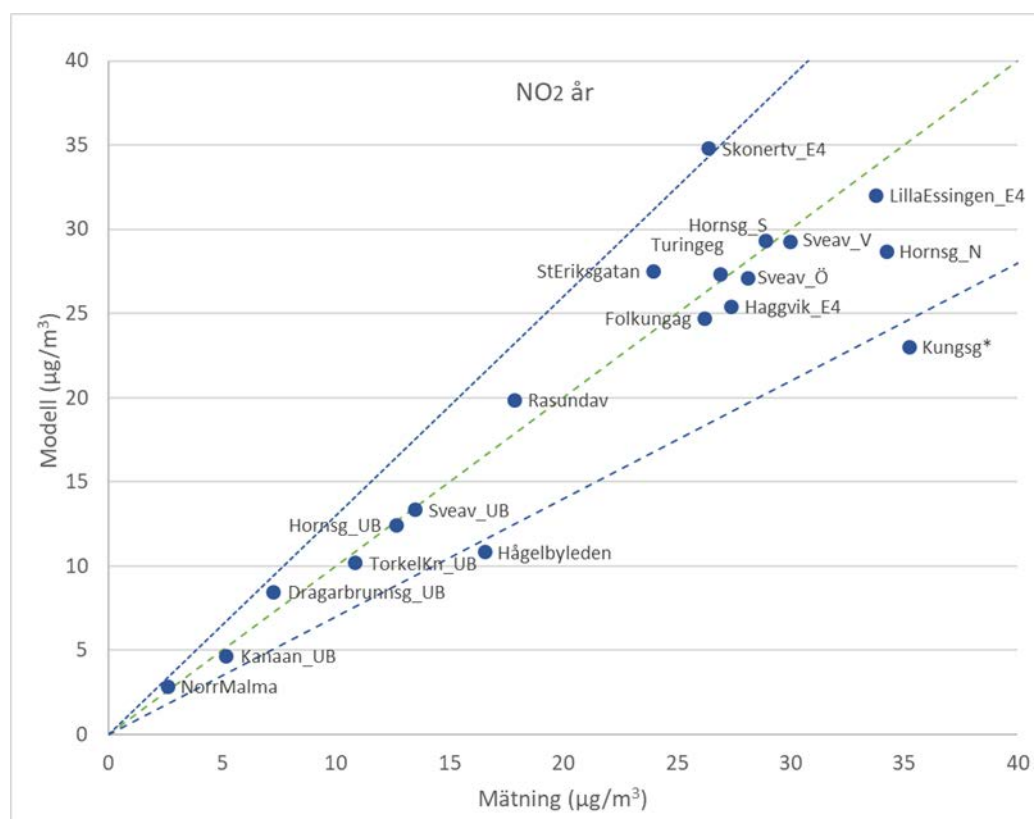
Figur 17-Figur 21 visar jämförelser mellan beräknade och uppmätta NO<sub>2</sub>- respektive PM<sub>10</sub>-halter för olika tidsuppläsningar utförda i samband med den kartläggningen av halter av PM<sub>10</sub> och NO<sub>2</sub> år 2020 som SLB-analys tagit fram på uppdrag av ÖSLVF [37]. Mätdata avser medelvärden för de senaste 3 åren (2017 – 2019) och beräkningar baseras på en klimatologi med 360 väderfall som antas representera ett typiskt år såsom beskrivits ovan. Modellberäkningarna i gatunivå inkluderar gaturumsbidrag beräknade med OSPM modellen och OpenRoad modellen. För att säkerställa kvaliteten i beräkningarna jämförs beräknade halter med mätningar på en rad platser. Baserat på dessa jämförelser justeras de beräknade halterna med en konstant ämnes- och modellspecifik faktor så att bästa möjliga överensstämmelse erhållas. Halterna som beräknats med gaussiska modellen har korrigerats baserat på den genomsnittliga avvikelsen mellan de uppmätta halterna i regional- och urban bakgrundsluft. Korrigeringen av modellberäkningarna med OpenRoad baseras på uppmätta halter vid Trafikverkets mätstationer utmed E4/E20 vid Skonertvägen respektive Lilla Essingen i Stockholm. Halter i gaturum beräknade med OSPM-modellen har korrigerats baserat på den genomsnittliga avvikelsen från de uppmätta halterna på Hornsgatan, Sveavägen, Folkungagatan, St Eriksgatan och Turingegatan.

Enligt Naturvårdsverkets Föreskrifter (NSF 2019:9) ska avvikelsen i beräknade årsmedelvärden för NO<sub>2</sub> vara mindre än 30 % och för dygns- och timmedelvärden ska den vara mindre än 50 %. För PM<sub>10</sub> ska avvikelsen vara mindre än 50 % för årsmedelvärden (krav för dygnsmedelvärden saknas). Merparten av årsmedelvärdena ligger väl inom gränserna för 30 procents avvikelse. För årsmedelvärdena av NO<sub>2</sub> ligger två stationer, Hågelbyleden i Botkyrka samt Kungsgatan i Uppsala, utanför gränsen för 30 procents avvikelse. Samtliga avvikelser för dygns- och timmedelvärden av NO<sub>2</sub> ligger inom gränsen för 50 procents avvikelse. För PM<sub>10</sub> är samtliga stationer inom gränsen för 50 procents avvikelse.

För NO<sub>2</sub> (Figur 17, Tabell 2) är den genomsnittliga avvikelsen för årsmedelvärdet för gaturumsstationerna om man inkluderar alla mätvärden en underskattning på ca 4 % och den högsta avvikelsen är en underskattning på 35 %. För PM<sub>10</sub> (Figur 20, Tabell 3) är den genomsnittliga avvikelsen för årsmedelvärdet en underskattning på ca 4 % och den maximala avvikelsen är en underskattning på 31 %.

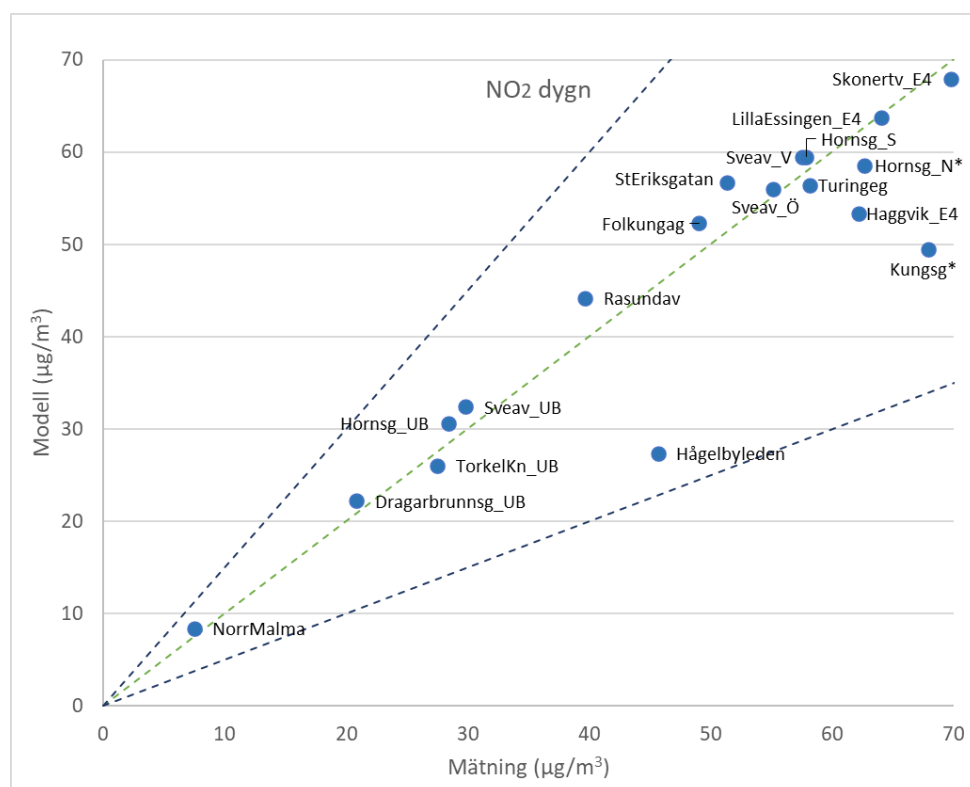
För bakgrundsstationerna (urbana och regionala) är den genomsnittliga avvikelsen för NO<sub>2</sub> för årsmedelvärdet om man inkluderar alla mätvärden en överskattning på ca 3 % och den högsta avvikelsen är en överskattning på 17 %. För dygns- och timmedelvärdena av NO<sub>2</sub> (visas ej här) är den genomsnittliga avvikelsen 6 % och 9 % för dygns- respektive timmedelvärden. För PM<sub>10</sub> är den genomsnittliga avvikelsen för årsmedelvärdet en underskattning på ca 2 % och den maximala avvikelsen är en underskattning på 3 % om alla mätstationer inkluderas. För dygnsmedelvärdena är motsvarande genomsnittliga avvikelse en överskattning på 4 % och den högsta avvikelsen är en överskattning på 14 %.

För beräknade halter utmed öppen väg är den genomsnittliga avvikelsen för NO<sub>2</sub> för årsmedelvärdet om man inkluderar alla mätvärden en underskattning på ca 4 % och den högsta avvikelsen är en underskattning på 34 %. För dygns- och timmedelvärdena av NO<sub>2</sub> (visas ej här) är den genomsnittliga avvikelsen en underskattning på 14 % och 11 % för dygns- respektive timmedelvärden. För PM<sub>10</sub> är den genomsnittliga avvikelsen för årsmedelvärdet en överskattning på 10 % och den högsta avvikelsen är en överskattning på 48 %. För dygnsmedelvärdena är motsvarande genomsnittliga avvikelse en överskattning på 4 %.



**Figur 17.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter av NO<sub>2</sub>. Mätvärdena är årsmedelvärden för åren 2017 - 2019. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, blå linje visar 30 procent avvikelse mellan beräknade och uppmätta värden. UB betecknar mätningar i urban bakgrundsluft i taknivå eller parkmiljö.

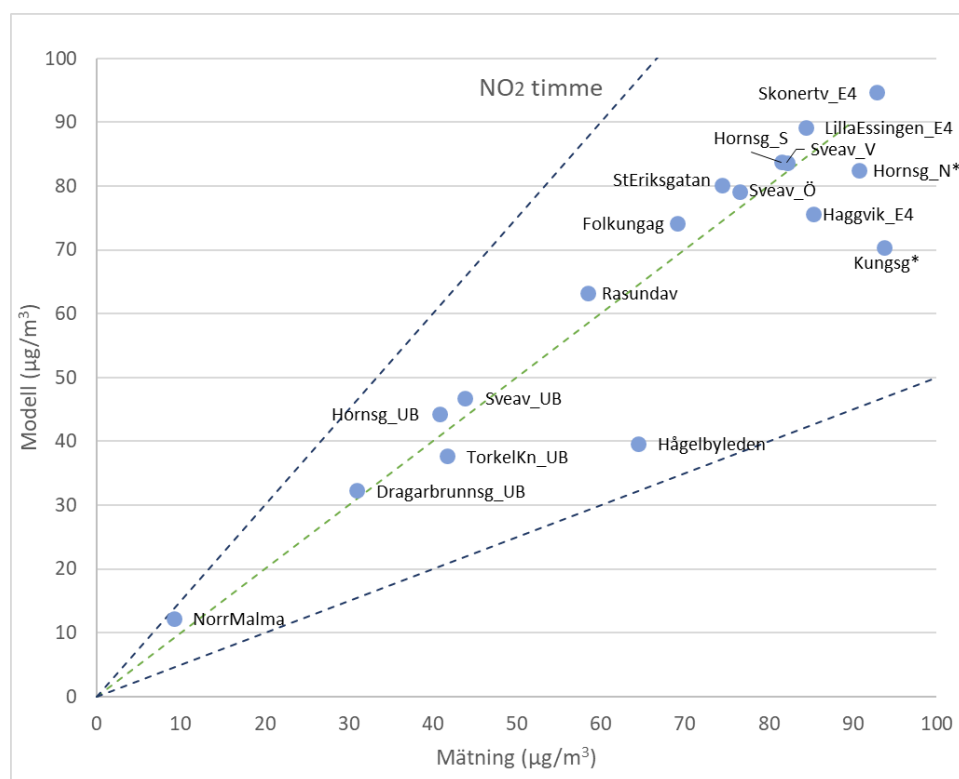
\* För gator markerade med asterisk har halten justerats manuellt för att överensstämja med mätningar. Observera att i figuren visas det ojusterade värdet.



**Figur 18.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsmedelhalter av NO<sub>2</sub> under det 8:e värsta dygnet. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, blå linjer visar 50 procent avvikelse.

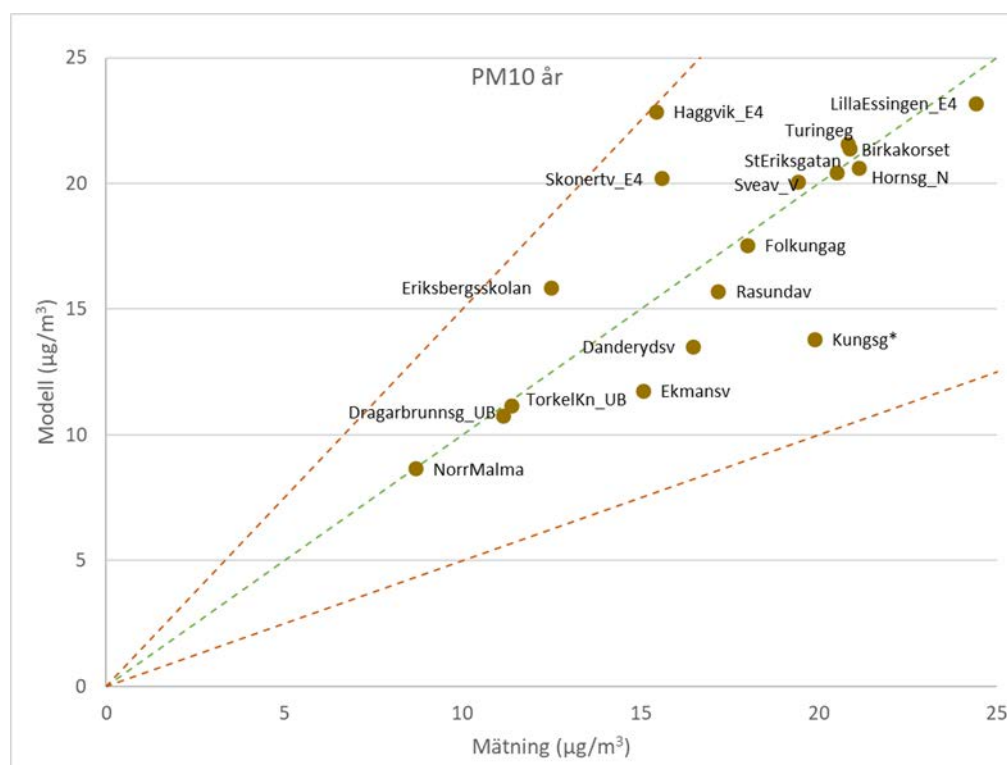
\* För gator markerade med asterisk har halten justerats manuellt för att överensstämna med mätningar. Observera att i figuren visas det ojusterade värdet.





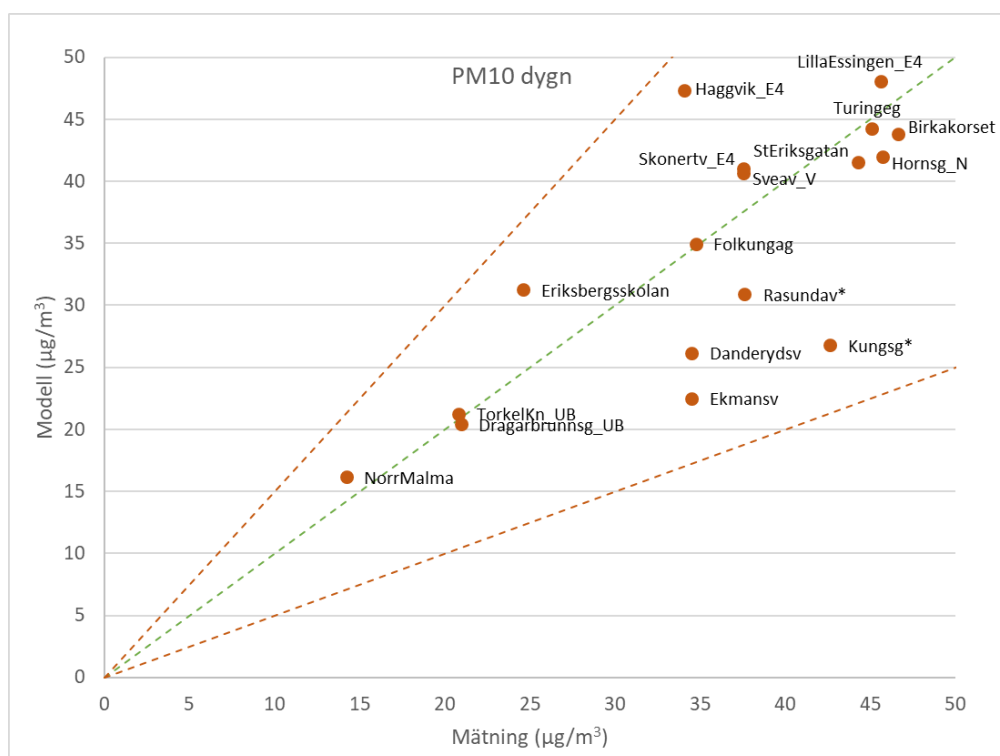
**Figur 19.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta timmedelhalter av NO<sub>2</sub> under den 176:e värsta timmen. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, blå linjer visar 50 procent avvikelse.

\* För gator markerade med asterisk har halten justerats manuellt för att överensstämna med mätningar. Observera att i figuren visas det ojusterade värdet.



**Figur 20.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter av PM10. Mätvärdena är årsmedelvärden för åren 2017 - 2019. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, bruna linjer visar 50 procent avvikelse mellan beräknade och uppmätta värden. UB betecknar mätningar i urban bakgrundsluft i taknivå.

\* För gator markerade med asterisk har halten justerats manuellt för att överensstämna med mätningar. Observera att i figuren visas det ojusterade värdet.



**Figur 21.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsmedelhalter av PM10 under det 36:e värsta dygnet. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, bruna linjer visar 50 procent avvikelse.

\* För gator markerade med asterisk har halten justerats manuellt för att överensstämna med mätningar. Observera att i figuren visas det ojusterade värdet.

**Tabell 2.** Beräknad osäkerhet för kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden år 2020. Beräknade värden har korrigerats med en konstant faktor för hela beräkningsområdet. Mätningarna avser uppmätta värden åren 2017 - 2019.

Mätstation	NO <sub>2</sub> år osäkerhet <sup>1)</sup>	NO <sub>2</sub> dygn osäkerhet <sup>1)</sup>	NO <sub>2</sub> timme osäkerhet <sup>1)</sup>
Norr Malma Norrtälje RB <sup>2)</sup>	11%	12%	34%
Torkel Knutssonsgatan Sthlm UB <sup>3)</sup>	-6%	-5%	-10%
Hornsgatan Sthlm tak UB <sup>3)</sup>	-1%	8%	8%
Sveavägen Sthlm tak UB <sup>3)</sup>	-1%	9%	7%
Kanaan Sthlm UB <sup>3)</sup>	-1%		
Dragarbrunnsgatan Uppsala UB <sup>3)</sup>	17%	7%	4%
Hornsgatan 108 (norra) Sthlm G <sup>4)</sup>	-16%	-6%	-9%
Hornsgatan 85 (södra) Sthlm G <sup>4)</sup>	2%	3%	3%
Sveavägen 59 (västra) Sthlm G <sup>4)</sup>	-2%	3%	2%
Sveavägen 88 (östra) Sthlm G <sup>4)</sup>	-4%	2%	3%
Folkungagatan 70 Sthlm G <sup>4)</sup>	-6%	7%	7%
Sankt Eriksgatan 83 Sthlm G <sup>4)</sup>	15%	10%	8%
Kungsgatan 67 Uppsala G <sup>4)</sup>	-35%	-27%	-25%
Turingegatan Södertälje G <sup>4)</sup>	2%	-3%	
Råsundavägen Solna G <sup>4)</sup>	11%	11%	8%
E4/E20 Lilla Essingen Sthlm <sup>5)</sup>	-5%	0%	6%
E4/E20 Skonertvägen Sthlm <sup>5)</sup>	32%	-3%	2%
E4 Häggvik Sollentuna <sup>5)</sup>	-7%	-14%	-11%
Hågelbyleden Botkyrka <sup>5)</sup>	-34%	-40%	-39%

<sup>1)</sup> Procentskillnad mellan beräknat värde och uppmätt värde, vid negativt värde är beräknat värde underskattat.

<sup>2)</sup> RB= halt i regional bakgrund

<sup>3)</sup> UB= halt i urban bakgrund

<sup>4)</sup> G= halt beräknad med gaturumsmodell

<sup>5)</sup> halt längs med öppen väg

**Tabell 3.** Beräknad osäkerhet för partiklar (PM10) vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden år 2020. Beräknade värden har korrigerats med en konstant faktor för hela beräkningsområdet. Mätningarna avser uppmätta värden åren 2017- 2019.

Mätstation	PM10 år osäkerhet <sup>1)</sup>	PM10 dygn osäkerhet <sup>1)</sup>
Norr Malma Norrtälje RB <sup>2)</sup>	0%	14%
Torkel Knutssonsgatan Sthlm UB <sup>3)</sup>	-2%	2%
Dragarbrunnsgatan Uppsala UB <sup>3)</sup>	-3%	-3%
Hornsgatan 108 (norra) Sthlm G <sup>4)</sup>	-2%	-8%
Sveavägen 59 (västra) Sthlm G <sup>4)</sup>	3%	8%
Folkungagatan 70 Sthlm G <sup>4)</sup>	-2%	1%
Sankt Eriksgatan 83 Sthlm G <sup>4)</sup>	0%	-6%
Kungsgatan 67 Uppsala G <sup>4)</sup>	-31%	-37%
Turingegatan Södertälje G <sup>4)</sup>	4%	-2%
Birkakorset Södertälje G <sup>4)</sup>	3%	-6%
Råsundavägen Solna G <sup>4)</sup>	-9%	-18%
E4/E20 Lilla Essingen Sthlm <sup>5)</sup>	-5%	5%
E4/E20 Skonertvägen Sthlm <sup>5)</sup>	30%	9%
E4 Häggvik Sollentuna <sup>5)</sup>	48%	39%
Ekmans väg Sollentuna <sup>5)</sup>	-22%	-35%
Eriksbergsskolan Sollentuna <sup>5)</sup>	27%	27%
Danderydsvägen Sollentuna <sup>5)</sup>	-18%	-24%

<sup>1)</sup> Procentskillnad mellan beräknat värde och uppmätt värde, vid negativt värde är beräknat värde underskattat.

<sup>2)</sup> RB= halt i regional bakgrund

<sup>3)</sup> UB= halt i urban bakgrund

<sup>4)</sup> G= halt beräknad med gaturumsmodell

<sup>5)</sup> halt längs med öppen väg

### 7.1.2 Södermanlands- och Gävleborgs län

Figur 22-Figur 26 visar jämförelser mellan beräknade och uppmätta halter av NO<sub>2</sub> respektive PM10 utförda i samband med den kartläggningen av halter av PM10 och NO<sub>2</sub> år 2020 som SLB-analys tagit fram på uppdrag av ÖSLVF [38]. Modellberäkningarna, som baseras på en klimatologi med 360 väderfall, antas representera ett meteorologiskt normalår och i möjligaste mån är modellberäkningarna jämförda med mätdata för åren 2017 – 2019, men då antalet mätstationer är begränsat har även vissa äldre mätningar tagits med i diagrammen. Dessa mätningar ska ses som indikativa och mindre vikt ska läggas på dessa.

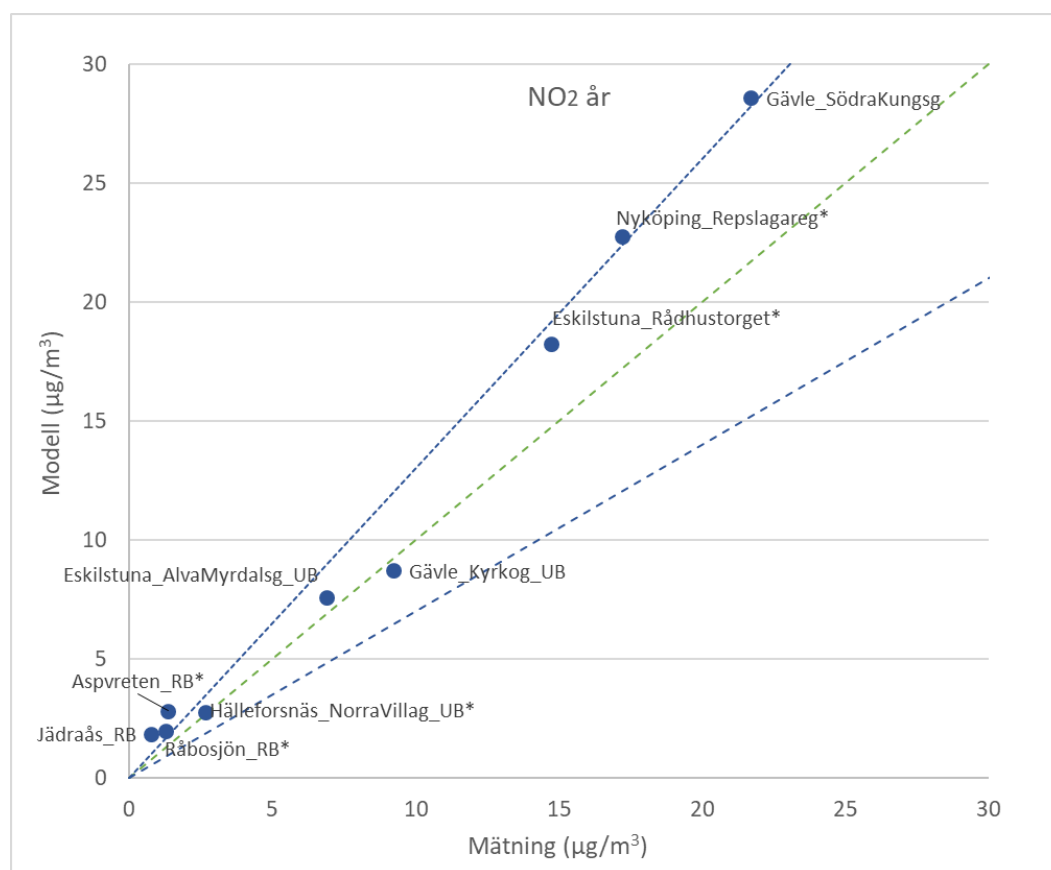
De mätstationer som har valts ut för jämförelsen är de som utförs inom ramen för Östra Sveriges Luftvårdsförbund och finns redovisade till Naturvårdsverkets Datavärd Luft, SMHI

(<https://www.smhi.se/data/miljo/luftmiljodata>). Luftvårdsförbundet har inga mätstationer i regional bakgrundsluft i Södermanlands- eller Gävleborgs län, utan modellberäkningarna har istället jämförts med mätdata från Aspvreten i Nyköping kommun, Jädraås i Ockelbo kommun och Råbosjön i Hudiksvall kommun. Mätningarna vid Aspvreten har utförts av ACES vid Stockholms universitet i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet. Stationen har varit en del av det nationella miljöövervakningsprogrammet, som finansieras och samordnas av Naturvårdsverket, men år 2018 flyttades mätningarna istället till Norunda, cirka 30 km norr om Uppsala. Mätstationen i Jädraås ingår i luft- och nederbördskemiska nätet och drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet. Mätningarna vid Råbosjön pågick fram till år 2011, som del av Urbanmätnätet som drivs av IVL Svenska Miljöinstitutet.

Mätningarna vid de utvalda stationerna i urban bakgrund och i gaturumsmiljö, samt mätningarna av PM10 vid Aspvreten har utförts med kontinuerliga direktvisande instrument. Mätningarna av NO<sub>2</sub> i Aspvreten har utförts med hjälp av filter som sedan analyseras spektrofotometriskt på laboratorium. NO<sub>2</sub>-mätningarna i Jädraås och Råbosjön har gjorts som månadsprover med diffusionsprovtagare. Mer information om mätningar och mätmetoder finns på "Referenslaboratoriet för tätortsluft – mätningars" hemsida (<https://www.aces.su.se/reflab/>).

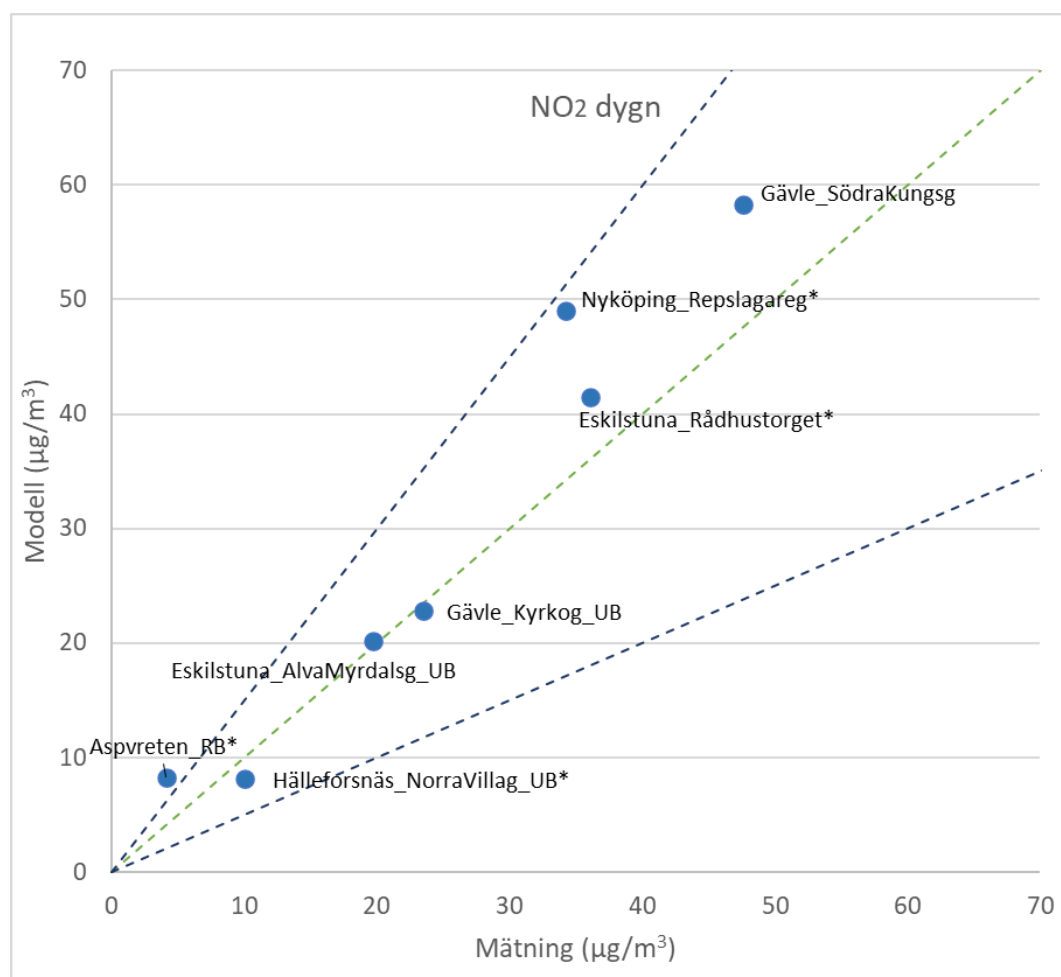
Tabell 4 **Tabell 2** och Tabell 5 visar beräknad avvikelser mellan de beräknade halterna i kartläggningen för år 2020 och uppmätta luftföroreningshalter. För de urbana bakgrundsstationerna i Eskilstuna och Gävle ligger värdena väl inom gränserna för 30 respektive 50 procents avvikelser. För årsmedelvärdena av NO<sub>2</sub> ligger Södra Kungsgatan i Gävle utanför gränsen för 30 procents avvikelser. Så gör även den äldre stationen i Nyköping. Vid Södra Kungsgatan i Gävle beräknar modellen 32 % högre årsmedelhalter för NO<sub>2</sub> jämfört med uppmätt halt 2017 - 2019. Värt att notera är att om jämförelsen istället görs med mätningar från 2018 - 2019 så är avvikelserna 18 %, väl inom gränsen på 30 %. Under pandemiåren 2020 - 2021 har dock de uppmätta halterna på Södra Kungsgatan legat betydligt lägre. Modellen överskattar även dygnsmedelvärdet det 36:e högsta dygnet samt timmedelvärdet den 176:e högsta timmen jämfört med uppmätta halter, men dessa ligger inom gränsen för acceptabla avvikelser.

För de regionala bakgrundsstationerna ligger de beräknade halterna av NO<sub>2</sub> långt utanför för 30 respektive 50 procents avvikelser, men då handlar det om små absoluta skillnader i halt. Det ska också noteras att mätningarna vid dessa stationer utgörs av dygns- respektive månadsprover gjorda med mätmetoder som inte räknas som godkända för kontinuerliga mätningar enligt Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2019:9 (Naturvårdsverket, 2019). De beräknade halterna av PM10 ligger inom 50 procents avvikelser jämfört med uppmätt halt i regional bakgrundsluft vid Aspvreten.



**Figur 22.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter av NO<sub>2</sub>. Mätvärdena är årsmedelvärden för åren 2017 - 2019. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, blå linjer visar 30 procent avvikelse mellan beräknade och uppmätta värden. UB betecknar mätningar i urban bakgrundsluft i taknivå eller parkmiljö. RB betecknar mätningar i regional bakgrundsluft.

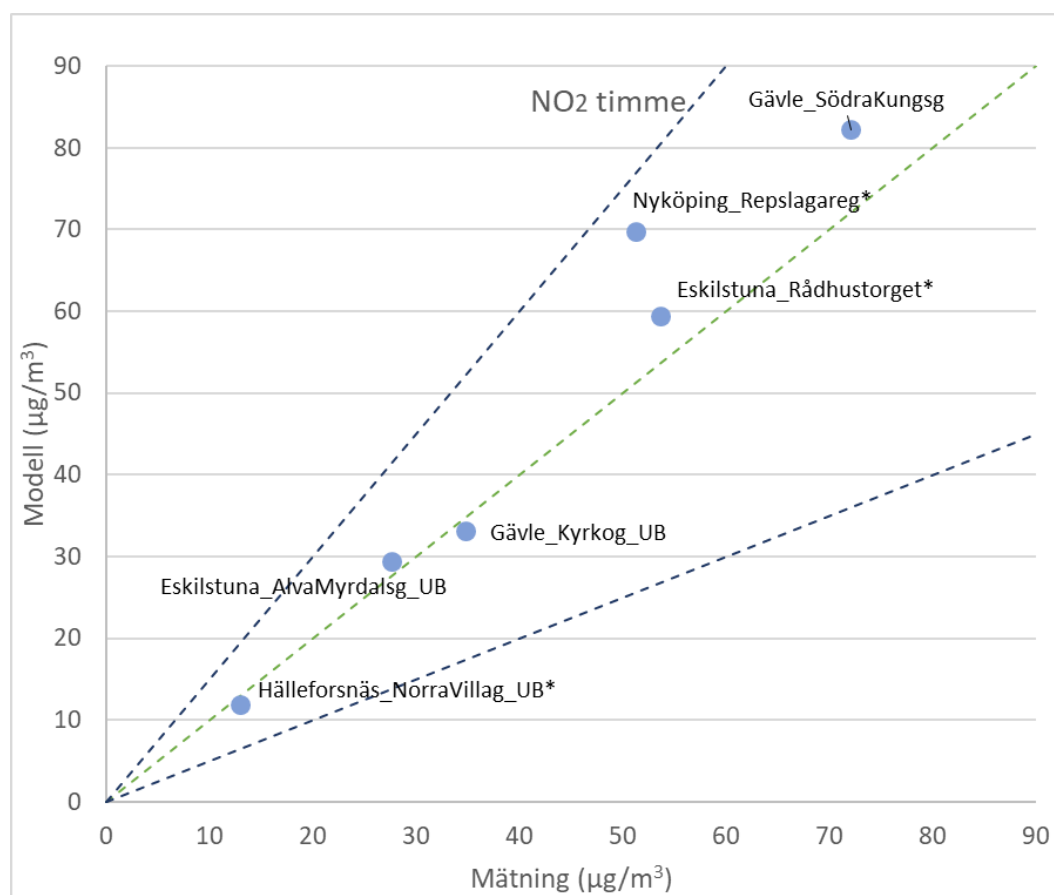
\* För stationer markerade med asterisk är mätdata äldre än 2017.



**Figur 23.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsmedelhalter av NO<sub>2</sub> under det 8:e värsta dygnet. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, blå linjer visar 50 procent avvikelse.

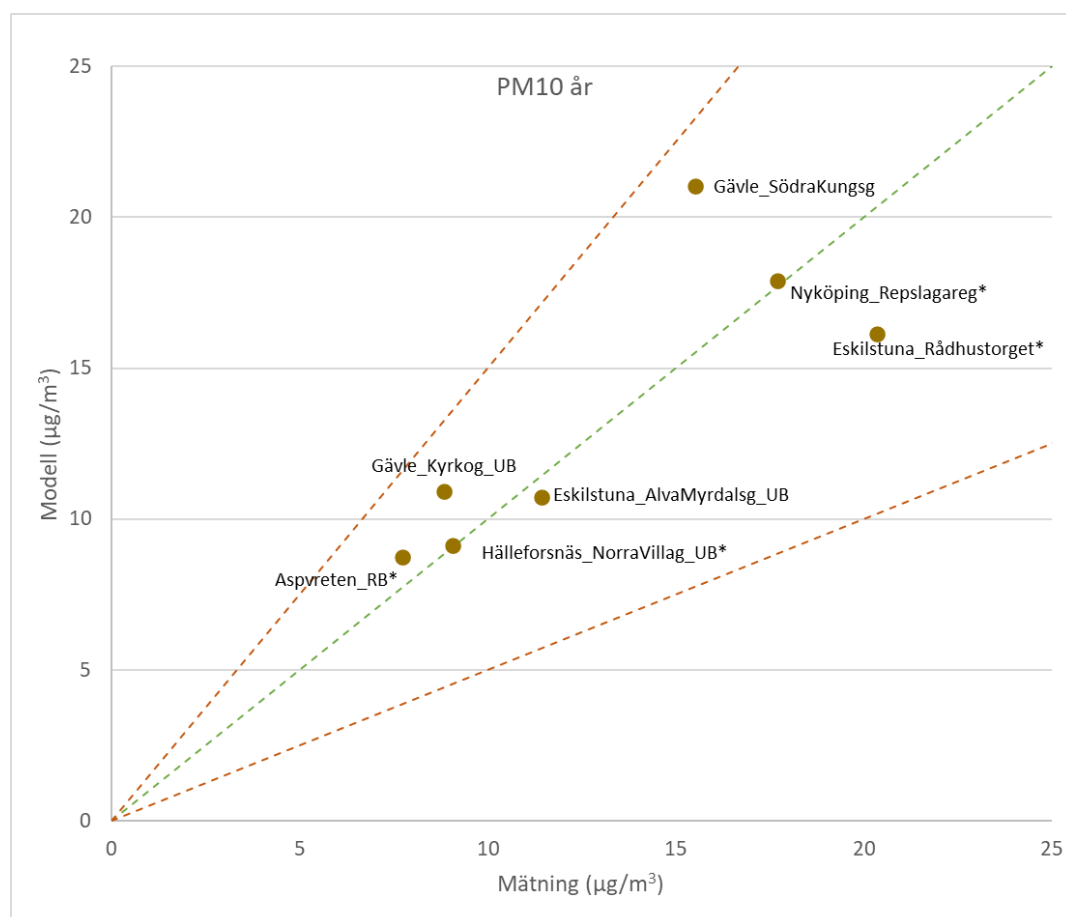
\* För stationer markerade med asterisk är mätdata äldre än 2017.





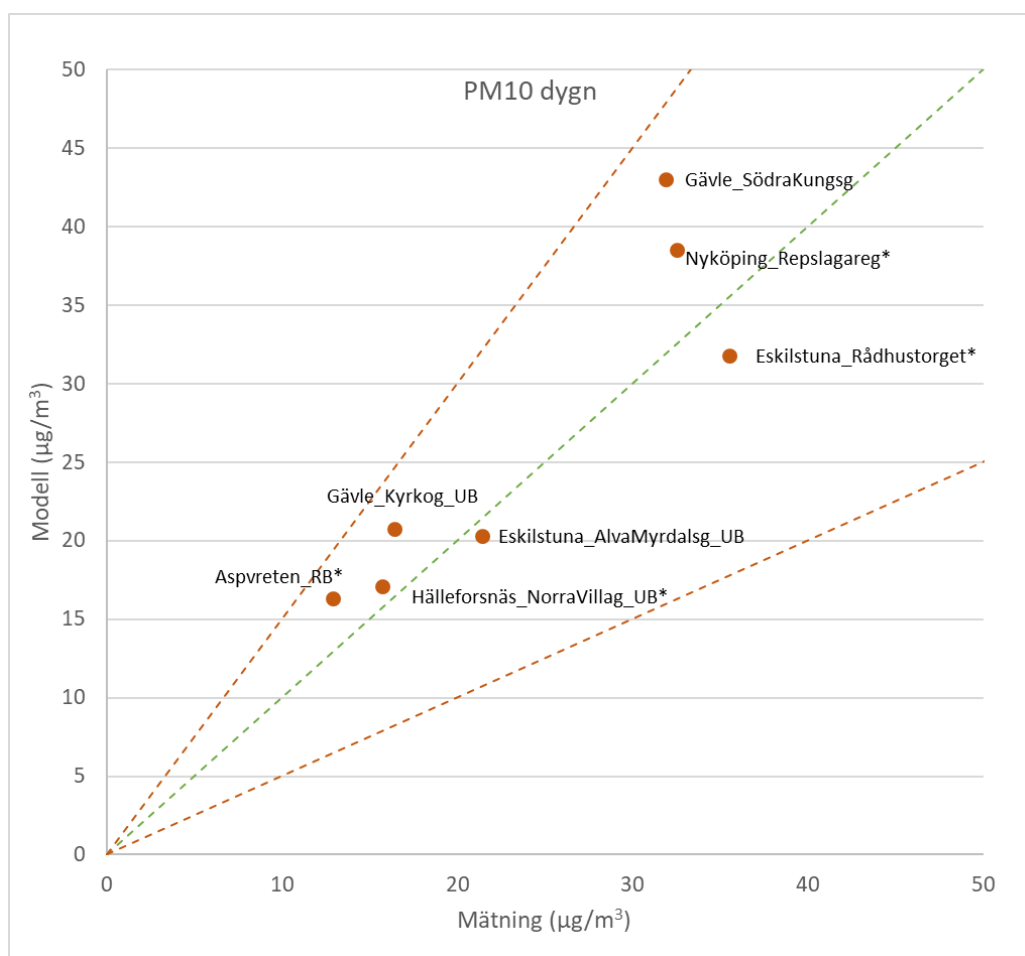
**Figur 24.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta timmedelhalter av NO<sub>2</sub> under den 176:e värsta timmen. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, blå linje visar 50 procent avvikelse.

\* För stationer markerade med asterisk är mätdata äldre än 2017.



**Figur 25.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta årsmedelhalter av PM10. Mätvärdena är årsmedelvärden för åren 2017 - 2019. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, bruna linjer visar 50 procent avvikelse mellan beräknade och uppmätta värden. UB betecknar mätningar i urban bakgrundsluft i taknivå eller parkmiljö. RB betecknar mätningar i regional bakgrundsluft.

\* För stationer markerade med asterisk är mätdata äldre än 2017.



**Figur 26.** Jämförelse mellan beräknade och uppmätta dygnsmedelhalter av PM10 under det 36:e värsta dygnet. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, bruna linjer visar 50 procent avvikelse.

\* För stationer markerade med asterisk är mätdata äldre än 2017.

**Tabell 4.** Beräknad osäkerhet för NO2 vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden. Beräknade värden har korrigerats med en konstant faktor för hela beräkningsområdet. Mätningarna på de regionala bakgrundsstationerna är gjorda med filterprover per dygn (Aspvreten) respektive månadsprover med passiv provtagare (Råbosjön och Jädraås), övriga mätningar har gjorts med direktvisande kontinuerliga mätinstrument.

Mätstation	Mätperiod	NO2 år osäkerhet <sup>1</sup>	NO2 dygn osäkerhet <sup>1</sup>	NO2 timme osäkerhet <sup>1</sup>
Nyköping_Aspvreten_RB	2015-2017	108%	99%	-
Hudiksvall_Råbosjön_RB	2009 + 2011	56%	-	-
Ockelbo_Jädraås_RB	2017-2019	140%	-	-
Eskilstuna_AlvaMyrdalsg_UB	2018	10%	3%	7%
Hälleforsnäs_NorraVillag_UB	Apr 2010-apr 2011	5%	-19%	-8%
Gävle_Kyrkog_UB	2017	-6%	-3%	-5%
Eskilstuna_Rådhusorget_G	2010	24%	15%	11%
Nyköping_Repslagareg_G	2009	32%	43%	36%
Gävle_SödraKungsg_G	2017-2019	32%	23%	14%

<sup>1)</sup> Procentskillnad mellan beräknat värde och uppmätt värde, vid negativt värde är beräknat värde underskattat.

RB= halt i regional bakgrund, UB= halt i urban bakgrund, G= halt beräknad med gaturumsmodell.

**Tabell 5.** Beräknad osäkerhet för PM10 vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta värden. Beräknade värden har korrigerats med en konstant faktor för hela beräkningsområdet. Mätningarna på Aspvreten avser filterprover per dygn, övriga mätningar har gjorts med direktvisande kontinuerliga mätinstrument.

Mätstation	Mätperiod	PM10 år osäkerhet <sup>1</sup>	PM10 dygn osäkerhet <sup>1</sup>
Nyköping_Aspvreten_RB	2015-2017	13%	26%
Eskilstuna_AlvaMyrdalsg_UB	2018	-6%	-5%
Hälleforsnäs_NorraVillag_UB	Apr 2010-apr 2011	1%	9%
Gävle_Kyrkog_UB	2017	23%	26%
Eskilstuna_Rådhusorget_G	2010	-21%	-10%
Nyköping_Repslagareg_G	2009	1%	18%
Gävle_SödraKungsg_G	2017-2019	36%	35%

<sup>1)</sup> Procentskillnad mellan beräknat värde och uppmätt värde, vid negativt värde är beräknat värde underskattat.

RB= halt i regional bakgrund, UB= halt i urban bakgrund, G= halt beräknad med gaturumsmodell.

## **7.2** *Kommentarer angående beräkningarnas kvalitet*

I rapporten presenteras metodiken som SLB-analys använder i olika utredningar, t.ex. i miljökonsekvensanalyser i samband med trafikplaner, detaljplaner och i olika tillståndsärenden. Eftersom utredningarna avser framtida förhållanden måste resultaten baseras på beräkningar. Underlag för beräkningarna utgörs t.ex. av prognoser på trafikflöden, fordonssammansättningar, emissionsfaktorer för olika typer av fordon och framtida bakgrundshalter. Olika typer av spridningsmodeller används för att beräkna bidragen från de lokala utsläppen till halterna i olika områden.

Det finns inga beräkningsmetoder som är helt felfria. För att säkerställa att beräkningarna är tillräckligt noggranna så jämförs beräknade halter med uppmätta halter på representativa platser. Utifrån dessa jämförelser görs sedan justeringar så att bästa möjliga överensstämmelse nås. Resultaten av jämförelserna visar att kraven enligt Naturvårdsverkets Föreskrifter om kontroll av luftkvalitet (NSF 2019:9) uppfylls med god marginal. För beräkningar av halterna i framtidsscenarioer appliceras samma korrigeringar av de beräknade halterna som erhållits från jämförelserna med mätdata. Därför blir osäkerheterna i framtidsscenarioerna i hög grad beroende av förutsättningarna som scenariot baseras på, t.ex. förväntade framtida trafikflöden och användningen av bränslen, motorer och däck. För de totala halterna i framtidsscenarioer bidrar också bakgrundshalternas utveckling till osäkerheterna.

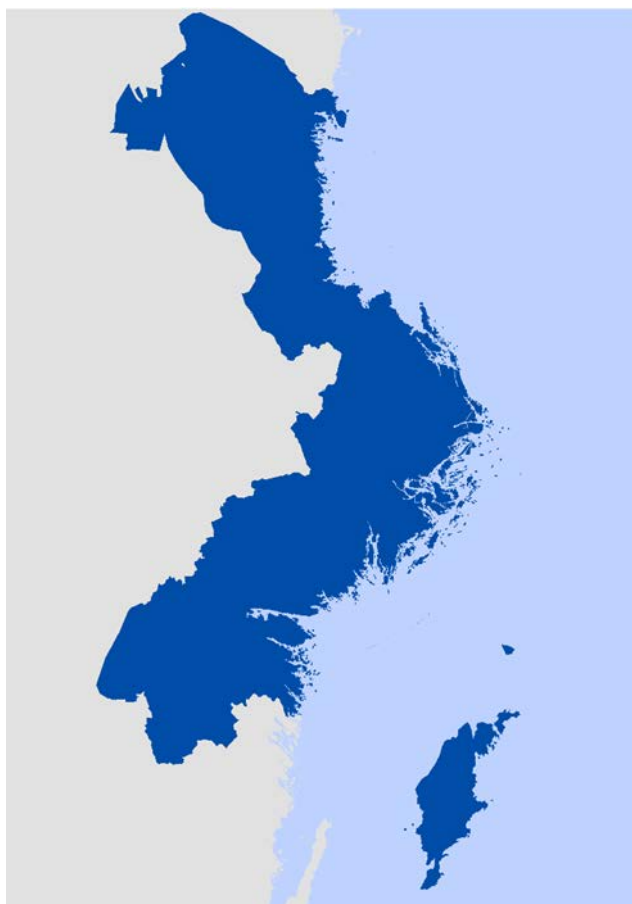
## 8. Referenser

1. Janssen, S., Guerreiro, C., Viaene, P., Georgieva, E., Thunis, P, 2017. Guidance Document on Modelling Quality Objectives and Benchmarking. FAIRMODE, Version 2.1 – February 2017
2. Alpfjord, H., Engström, E., Kindell, S., 2015. Guide för modellanvändning i samband med åtgärdsprogram inom luftkvalitet. SMHI, Norrköping  
[http://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.96052!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Modellguide\\_%C3%85P\\_20151020.pdf](http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.96052!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/Modellguide_%C3%85P_20151020.pdf)
3. Naturvårdsverkets Föreskrifter om kontroll av Luftkvalitet NFS 2019:9. ISSN 1403-8234. <https://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2019/nfs-2019-9.pdf>
4. Länsstyrelsen, 2005. Miljökvalitetsnormer för luft - En vägledning för detaljplaneläggning med hänsyn till luftkvalitet. Rapport 10.32005.  
[http://www.lansstyrelsen.se/stockholm/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2005/mkn\\_total\\_20050411.pdf](http://www.lansstyrelsen.se/stockholm/SiteCollectionDocuments/Sv/publikationer/2005/mkn_total_20050411.pdf)
5. HBEFA, 2019. Handbook emission factors for road transport.  
<http://www.hbefa.net/e/index.html>
6. Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, K., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., och Omstedt, G. 2013a. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. Atmospheric Environment 77:283-300, 2013
7. Norman, M.; Sundvor, I.; Denby, B.R.; Johansson, C.; Gustafsson, M.; Blomqvist, G.; Janhäll, S. 2016. Modelling road dust emission abatement measures using the NORTRIP model: vehicle speed and studded tyre reduction. Atmos. Environ., Part A 134, 96-108.
8. Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, K., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M., och Omstedt, G. 2013b. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: Surface moisture and salt impact modelling. Atmospheric Environment 81:485-503, 2013.
9. SLB, 2020a. Användning av dubbdäck i Stockholms innerstad, vintersäsongen 2019/2020. SLB-rapport 25:2020.
10. Trafikverket, 2021. Undersökning av däcktyp i Sverige – vintern 2020 (januari–mars). Trafikverket, publikation 2021:215.
11. Vägverket, 2008. Samlad lägesrapport om vinterdäck – Redovisning av ett regeringsuppdrag. Vägverket rapport FO 30 A 2008:68231.
12. Gustafsson, M., m.fl., Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm, utvärdering vintersäsongen 2017-2018. VTI-rapport 1000, 2019.

13. Denby m.fl., 2016. Road salt emissions: A comparison of measurements and modelling using the NORTRIP road dust emission model. *Atmospheric Environment* 141 (2016) 508-522.
14. Norman m.fl. 2016. Modelling road dust emission abatement measures using the NORTRIP model: Vehicle speed and studded tyre reduction. *Atmospheric Environment* 134 (2016) 96e108
15. Gustafsson, M. och Eriksson, O., 2015. Emission of inhalable particles from studded tyre wear of road pavements A comparative study. VTI rapport 867A. ISSN 0347-6030. VTI, Statens väg och transportforskningsinstitut, Linköping.
16. SLB, 2019. Halter av PAHer i Stockholms- och Gävleborgs län. SLB-rapport 46:2019.
17. Andersson, S., Arvelius j., Verbova, M., Omstedt, G. och Torstensson, M., 2015. Identifiering av potentiella riskområden för höga halter av benso(a)pyren. SMHI, Norrköping, Meteorologi, Nr 159.
18. Kindbom, K., Mawdsley, I., Nielsen, O.-K., Saarinen, K., Jónsson, K. och Aasestad, K., 2018. Emission factors for SLCP emissions from residential wood combustion in the Nordic countries. *Nordiska ministerrådet, TemaNord* 2017:570.
19. SMED, 2020. Metod- och kvalitetsbeskrivning för geografiskt fördelade emissioner till luft (submission 2020). SMED (Svenska MiljöEmissionsData). Rapport Nr 9 2020.
20. Airviro, 2021. Airviro user's reference. Working with the Dispersion module. [https://www.airviro.com/airviro/extras/pdf/airviro/UserRef\\_Volume2\\_Dispersion\\_v5.00.pdf](https://www.airviro.com/airviro/extras/pdf/airviro/UserRef_Volume2_Dispersion_v5.00.pdf) (sidan besökt under januari 2022).
21. Romberg E., Böisinger, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, Röth, R. NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 56, 215–218. 1996.
22. Eneroth, K. och Johansson, C. 2006. Exposure - Comparison between measurements and calculations based on dispersion modelling (EXPOSE), Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund, 2006. LVF rapport 2006:12.
23. Eichhorn, J., och Kniffka, A. (2010): The numerical flow model MISKAM: State of development and evaluation of the basic version. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol 19. No. 1, pp. 081-90.
24. Franke, J., Sturm, M. och Kalmbach, C. (2012): Validation of OpenFOAM 1.6.x with the German VDI guideline for obstacle resolving micro-scale models. *J. Wind Eng. Ind. Aerodyn.*, 104-106, 350-359.
25. COST, 2011. The COST 732 Best Practice Guideline for CFD simulation of flows in the urban environment: a summary. Franke et al., . *Int. J. Environment and Pollution*, Vol 44, 2011.
26. Colette et al., 2012. Future air quality in Europe: a multi-model assessment of projected exposure to ozone. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 10613–10630.



27. SLB, 2020b. Mätstationer inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund - beskrivning mätstationer för kontroll av miljökvalitetsnormen för luftkvalitet. SLB-rapport 13:2020.
28. SLB, 2021. Luftkvalitet inom Östra Sveriges Luftvårdsförbund. Mätresultat år 2020. SLB-rapport 11:2021.
29. Segersson, D.; Eneroth, K.; Gidhagen, L.; Johansson, C.; Omstedt, G.; Nylén A.E.; Forsberg, B., 2017. Health Impact of PM10, PM2.5 and Black Carbon Exposure Due to Different Source Sectors in Stockholm, Gothenburg and Umea, Sweden. *Int J Environ Res Public Health*, 14 (7).
30. Johansson C., Hadenius A., Johansson P.Å., Jonson T., 1999. The Stockholm Study on Health effects of Air Pollution and Its Economic Consequences. Part I. NO<sub>2</sub> and Particulate Matter in Stockholm. AQMA Report 6:98. Stockholm Environment and Health Protection Administration, Box 38 024, 100 64 Stockholm, Sweden. Available from: [http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/lvf1999\\_Ex1.pdf](http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/lvf1999_Ex1.pdf) (accessed January, 2017).
31. Nyberg F, Gustavsson P, Järup L, Bellander T, Berglind N, Jakobsson R, Pershagen G. Urban Air Pollution and Lung Cancer in Stockholm. *Epidemiology* 2000;11(5):487-495.
32. Bellander T, Berglind N, Gustavsson P, Jonson T, Nyberg F, Pershagen G, Järup L. Using geographic information systems to assess individual historical exposure to air pollution in Stockholm County. *EHP* 2001;109(6):633-639.
33. Rosenlund M, Berglind N, Hallqvist J, Jonsson T, Pershagen G, Bellander T. Long-term Exposure to Urban Air Pollution and Myocardial Infarction. *Epidemiology* 2006, 17, 383-390.
34. Johansson, C., Norman, M. & Gidhagen, L., 2007. Spatial & temporal variations of PM10 and particle number concentrations in urban air. *Environmental Monitoring and Assessment*, 127:477-487. DOI - 10.1007/s10661-006-9296-4.
35. Johansson, C., Burman, L., Forsberg, B. 2009. The effects of congestions tax on air quality and health. *Atmos. Environ.* 43, 4843-4854.
36. Modig, L., K. Torén, C. Janson, B. Jarvholm and B. Forsberg, 2009 Vehicle exhaust outside the home and onset of asthma among adults. *Eur Respir J* 2009; 33: 1258–1264.
37. SLB, 2021. Kartläggning av luftföroreningshalter i Stockholms- och Uppsala län. SLB-rapport 44:2020.
38. SLB, 2022. Kartläggning av luftföroreningshalter i Södermanlands- och Gävleborgs län. SLB-rapport 57:2021.



Östra Sveriges Luftvårdsförbund är en ideell förening. Medlemmar är 62 kommuner, tre regioner samt institutioner, företag och statliga verk. Samarbete sker även med länsstyrelserna i länen. Målet med verksamheten är att samordna övervakning av luftkvaliteten inom samverkansområdet. Systemet för luftövervakning består bl. a. av mätningar, utsläppsdata-baser och spridningsmodeller. SLB-analys driver systemet på uppdrag av Luftvårdsförbundet.



Miljöförvaltningen i Stockholm  
Box 8136  
104 20 Stockholm  
[www.slb.nu](http://www.slb.nu)



Östra Sveriges luftvårdsförbund  
Box 38 145  
100 64 Stockholm  
[www.oslvf.se](http://www.oslvf.se)