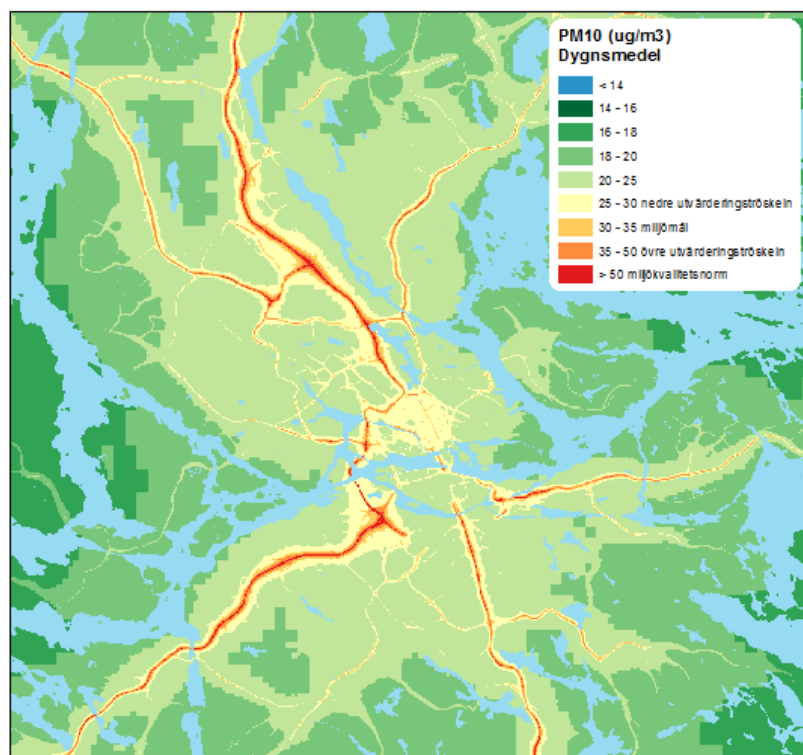


Luftkvalitetsberäkningar för kontroll av miljökvalitetsnormer

Modeller, emissionsdata, osäkerheter och jämförelser
med mätningar



Christer Johansson, Kristina Eneroth, Boel Lövenheim, Sanna Silvergren, Lars Burman, Sebastian Bergström, Michael Norman, Anders Engström Nylén, Jennie Hurkmans, Max Elmgren, Magnus Brydolf, Malin Tappelfur

Innehållsförteckning

1.	Sammanfattning.....	1
2.	Summary	3
3.	Bakgrund	5
4.	Syfte och avgränsning	6
5.	Utsläpp från lokala källor	8
5.1	Metoder för beräkning av utsläpp	8
5.1.1	Vägförsläpp.....	8
5.1.2	Övriga utsläpp.....	13
6.	Metoder för beräkning av halter	14
6.1	Gaussmodell.....	14
6.2	Gaturumsmodell	16
6.3	Beräkningar av halter i områden med komplexa geometrier	16
6.4	Meteorologiska indata till beräkningarna	17
6.5	Beräkningar av NO ₂ -halter.....	18
6.6	Bidrag till halterna från icke-lokala källor	19
7.	Jämförelser mellan beräknade halter och mätningar	19
7.1	Jämförelser med mätningar i gatunivå	20
7.2	Jämförelser med mätningar i urban bakgrund.....	22
7.3	Kommentarer angående beräkningarnas kvalitet.....	24
8.	Referenser	25

Förord

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

I rapporten finns en detaljerad genomgång av hur kvaliteten i beräkningarna säkerställs och en beskrivning av osäkerheter som föreligger i olika delmoment.

Detta är version 2 av denna rapport. Skillnaden jämför med tidigare version är att referenser till lagstiftning har uppdaterats.

Daterad:	2020-02-11
Handläggare:	Christer Johansson
Status:	Granskad



Miljöförvaltningen i Stockholm
Fleminggatan 4, Box 8136
104 20 Stockholm
www.slb.nu



Östra Sveriges luftvårdsförbund
Södermalmsallén 36, Box 38 145
100 64 Stockholm
www.oslvf.se

1. Sammanfattning

Bakgrund och syfte

I den fysiska planeringen och i samband med tillståndsärenden av olika slag 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 olika 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 som finns i Östra Sveriges Luftvårdsförbunds (OSLVF) detaljerade emissionsdatabaser. Databaserna innehåller detaljerade data som möjliggör beräkningar av utsläpp och halter från bl.a. vägtrafiken, energisektorn, industrin och sjöfarten. Inom OSLVF: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 vägdaten. Uppgifter om kommunala vägar läggs in av SLB-analys och bygger på uppgifter från kommunerna. Fordonsparkens sammansättning vad gäller olika fordons typer och bränslen bygger på fordonsdata 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 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_x, PM₁₀ och SO₂. Utsläpp från sjöfarten baseras på Shipair, en emissionsmodell utvecklad av SMHI, som tar hänsyn till fartygsrörelser och använder data från fartygsregistret om fartygsklass, motortyp, ålder mm. Utsläpp från trivseledning i form av t ex pellets pannor samt hushållens uppvärmning i form av vedpannor och oljepannor baseras på kommunal statistik över bränsleförbrukning från Statistiska centralbyrån (SCB). Arbetsmaskinernas utsläpp bygger på bränslestatistik från SCB och emissionsfaktorer från Corinair.

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. T ex om det är påverkan av fordonsutsläpp längs en väg omgiven av byggnader eller berg, utsläpp från en tunnelmyning eller en skorsten. 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. 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 tre 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) och för Gävleborgs län används data från två sk virtuella master som är 10 m höga placerade i Valbo respektive Hudiksvall. Ett geografiskt varierande vindfält för aktuellt beräkningsområde erhålls med hjälp av en vindmodell.

Resultaten från modellberäkningarna baserat på klimatologin är årsmedelvärden av de lokala källornas bidrag. Haltbidragen från källor utanför länen erhålls genom mätningar i regional bakgrund och adderas till de lokala haltbidragen. För att beräkna percentiler 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 så att bästa möjliga överensstämmelse kan erhållas. 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 NO₂ vara mindre än 30 % och för dygns- och timmedelvärden ska den vara mindre än 50 %. För PM₁₀ ska avvikelser vara mindre än 50 % för årsmedelvärden (krav för dygnsmedelvärden saknas).

För beräknade gaturumshalter av NO₂ är den genomsnittliga avvikelserna om man inkluderar alla mätvärden är mindre än 1 % och den högsta avvikelserna för en enskild mätstation 12 %. För PM₁₀ är den genomsnittliga avvikelserna mycket mindre än 1 % och den maximala avvikelserna för en enskild mätstation 19 %.

För urbana bakgrundshalter av NO₂ är den genomsnittliga avvikelserna är 11 % och för dygns- respektive timmedelvärden är den genomsnittliga avvikelserna är 8,5 % och 8,6 %. För PM₁₀ är den genomsnittliga avvikelserna om man inkluderar alla mätvärden 5,7 % för årsmedelvärden och 7,8 % för dygnsmedelvärden.

Sammanfattningsvis konstateras att de genomsnittliga avvikelserna efter justeringar både för PM₁₀ och NO₂ 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. För beräkningar av halterna i framtida scenarier (planer och tillståndsärenden) appliceras samma korrigeringar av de beräknade halterna som erhållits från jämförelserna med mätdata. Därför blir osäkerheterna i framtidsscenerierna 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 framtidsscenerier bidrar också bakgrundshalternas utveckling till osäkerheterna. Här antar oftast SLB-analys att bakgrundshalterna är oförändrade.

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 detailed 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 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_x, PM₁₀ and SO₂. Emission from shipping is based on Shipair, an emission model developed by SMHI, which takes into account ship movements and uses data from the ship's register of vessel class, engine type, age, etc. Emissions from small scale oil, wood and pellet boilers for residential heating are based on fuel consumption statistics for municipalities from Statistics Sweden (SCB). Emissions from off-road machinery is based on fuel statistics from SCB and emission factors from Corinair.

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. To calculate the levels in street canyons, the OSPM model is used. For more complex cases, calculations are performed with so-called CFD models.

Meteorological input to dispersion modelling consist of a climatology that represents a typical year and is based on detailed measurements of horizontal and vertical wind velocity, wind direction, temperature, temperature difference between three different 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 Marsta (8

km northeast of Uppsala) and for Gävleborg County data is used from two so-called virtual masts 10 m high in Valbo and Hudiksvall. 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 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 double 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, results are compared with measurements in a number of locations. Based on these comparisons, the calculated levels are adjusted 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 NO₂ should be less than 30% and for daily average values it should be less than 50%. For PM₁₀, the deviation should be less than 50% for annual average values (there are currently no requirements for daily average PM₁₀ values).

For calculated NO₂, the average deviation if including all measurement values is less than 1% and the highest deviation for an individual measurement station is 12%. For PM₁₀, the average deviation is much less than 1% and the maximum deviation for an individual measurement station is 19%.

For urban background levels of NO₂, the average deviation is 11% and for daily and hourly mean values, the average deviation is 8.5% and 8.6%. For PM₁₀, the average deviation if you include all measurement values is 5.7% for annual average values and 7.8% for daily average values.

In summary, the average deviations after adjustments for both PM₁₀ and NO₂ 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. For calculations of the levels in future scenarios (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.

3. Bakgrund

I samband med tillståndsärenden och i den fysiska planeringen måste hänsyn tas till miljökvalitetsnormer enligt luftkvalitetsförordningen. Detaljplaner som medverkar till att miljökvalitetsnormer inte följs motsvarar inte detta krav. 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 deras 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. 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 (Alpfjord m fl., 2015).

Naturvårdsverkets Föreskrifter (NSF 2019:9) 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 PM₁₀ och NO₂ gäller att osäkerheten i beräkningarna ska vara mindre än 50 %, utom för årsmedelvärdet NO₂ som ska beräknas med max 30 % osäkerhet.

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

Tidsperiod	NO ₂ , SO ₂ , CO	PM ₁₀ , PM _{2,5} , 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 halmvärderna 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.

Men kvalitetsmålen och rekommendationerna som anges i Föreskrifterna (NFS 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 framtidsscenarierna tillkommer osäkerheter, speciellt vad gäller de framtida utsläppen av luftföroreningar.

Länsstyrelsen i Stockholms län har publicerat en vägledning för detaljplanehandläggning med hänsyn till luftkvalitet (Länsstyrelsen, 2005). 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 måste ligga till grund för hur de lokala utsläppen beräknas, vilka meteorologiska förhållanden som ska ligga till grund 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.

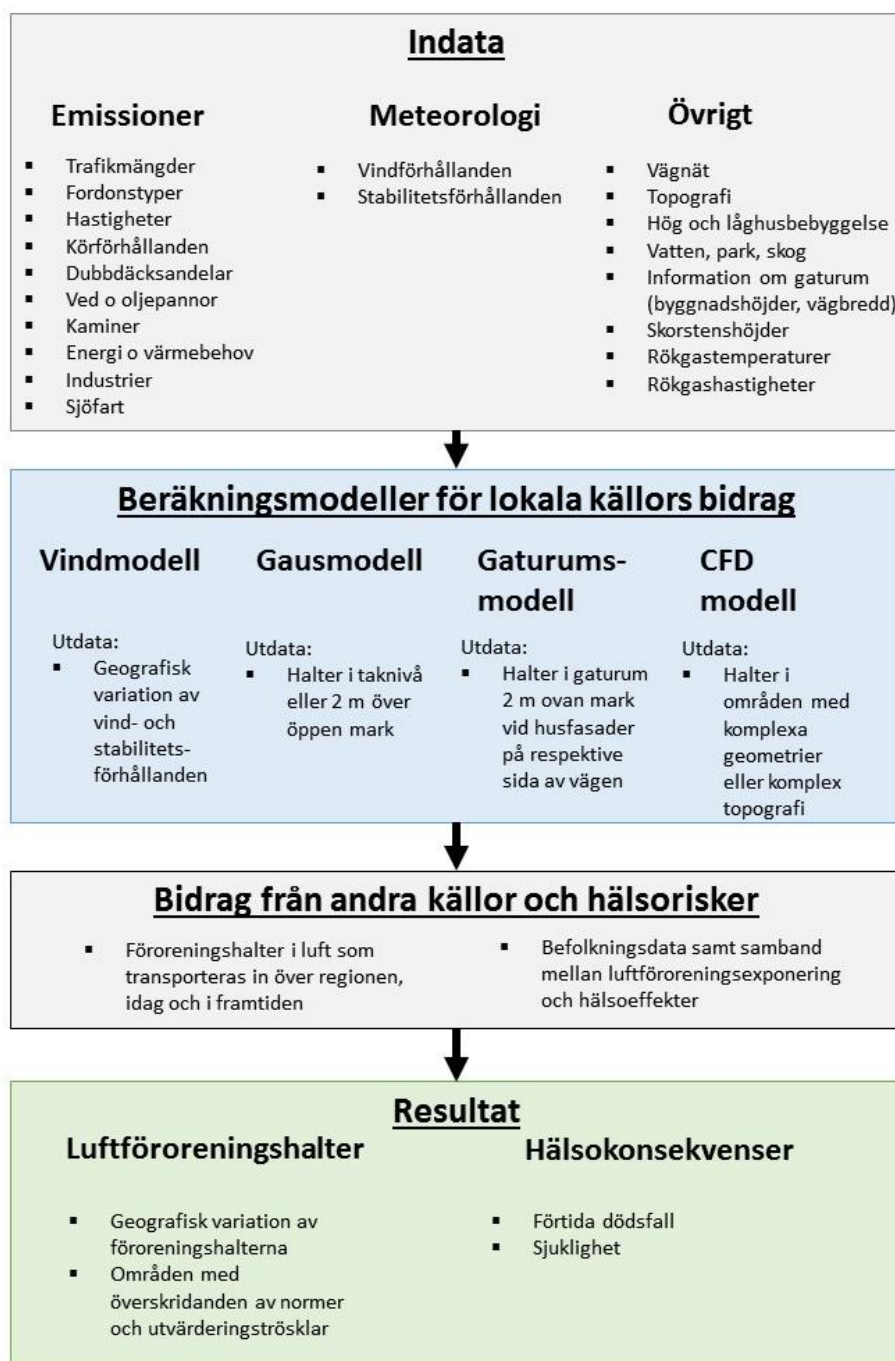
4. Syfte och avgränsning

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

Rapporten fokuserar på beräkningar av NO₂ och PM₁₀ 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 kunna beskriva luftkvaliteten i närområdet till källorna, t ex halterna i bostadsområden längs hårt trafikerade vägar.

SLB-analys använder information om utsläpp mm i Östra Sveriges Luftvårdsförbunds detaljerade emissionsdatabaser. 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 år framåt i tiden.

Databasen innehåller information om utsläppen av en rad olika föroreningar såsom kväveoxider, kolmonoxid, svaveldioxid och partiklar. Vad gäller partiklar beräknas utsläppen separat för de minsta förbränningspartiklarna och de lite större slitagepartiklarna (broms-, däck- och vägbaneslitage). De lokala utsläppen av PM₁₀ utgörs av summan av förbränningspartiklar och slitagepartiklar. För PM_{2.5} ingår också förbränningspartiklarna och liten en 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 databas. Utsläpp i framtidsscenarioer bygger på den senaste emissionsdatabasen som justeras så att t ex trafikflöden mm 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 trafikflöden, fordonssammansättning, fordonshastigheter och utsläpp per km (emissionsfaktorer) beroende på hastighet och andra körförhållanden för olika fordonstyper.

Trafikflöden och fordonssammansättning

Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabas har detaljerad information om trafikflöden mm på olika vägar i regionen. Trafikflöden, hastighet och andel tung trafik på det statliga vägnätet uppdateras årligen baserat på den nationella vägdata-basen (NVDB, www.nvdb.se). Även större nya vägdragningar uppdateras varje år. Uppgifter om kommunala vägar läggs in av medlemskommunerna alternativt SLB-analys. Vilket år trafikflödena är uppmätta varierar mellan olika kommuner beroende på hur ofta kommunen utför trafikmätningar. Trafikflödena läggs in som årsmedeldygnstrafik (ÅMD) och kan räknas om till vardagsmedeldygn vid behov.

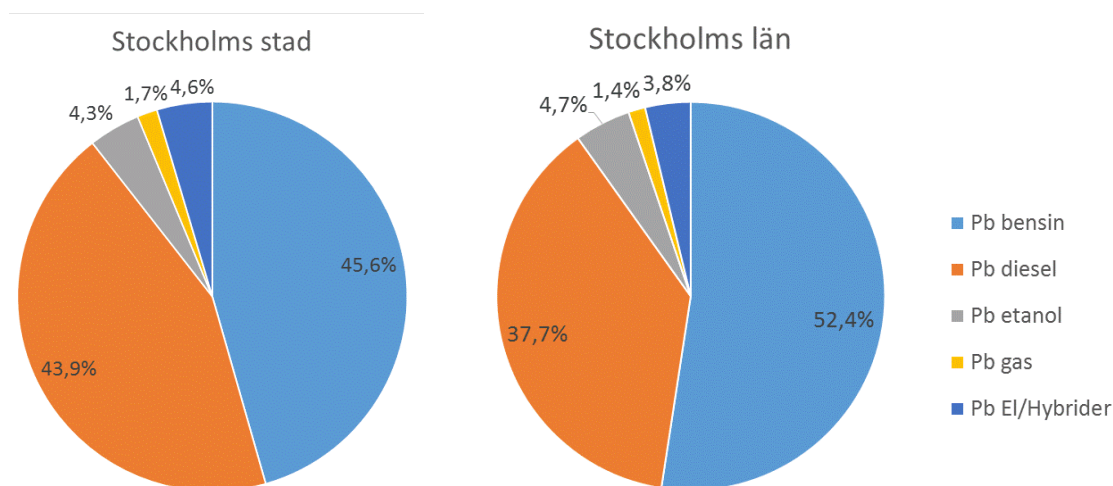
Trafikflöden i framtidsscenarioer bygger oftast på beräkningar baserade på prognoser av reseefterfrågan i samband med regional och nationell planering. Prognoserna tar bl a hänsyn till restider och reskostnader med bil och kollektivtrafik. Ofta används modellsystemet SAMPERS som ägs och förvaltas av Trafikverket. SLB-analys gör inga egna SAMPERS beräkningar, men

skapar nya emissionsdatabaser för framtidsscenarioer baserat på SAMPERS beräkningar genomförda av andra konsulter.

I HBEFA-modellen används nationell statistik för fordonsparkens sammansättning vad gäller olika fordonstyper och bränslen. För SLB-analys nulägesberäkningar har den uppdaterats till förhållanden i Luftvårdsförbundets område enligt fordonsdata från vägtrafikregistret, dels statistik över fordon i trafik i Stockholms stad och län, dels registreringar som görs vid betalstationerna för trängselskatt i Stockholm.

Statistiken för personbilar (bensin, diesel, etanol och gas) vid årsskiftet 2016/2017 visas i Figur 2. Övriga fordonstyper i emissionsdatabasen är lätta lastbilar (bensin och diesel), tunga diesellastbilar samt bussar (diesel, gas, etanol). Fordonssammansättningen vad gäller andel tung trafik bygger på mätningar och är angiven för olika typer av vägar (t ex motorvägar och innerstadsgator) i emissionsdatabasen.

För framtida scenarier används Trafikverkets sk BAU scenario, som beskrivs nedan.



Figur 2. Personbilar i trafik registrerade i Stockholms stad respektive län vid årsskiftet 2016/2017 enligt vägtrafikregistret.

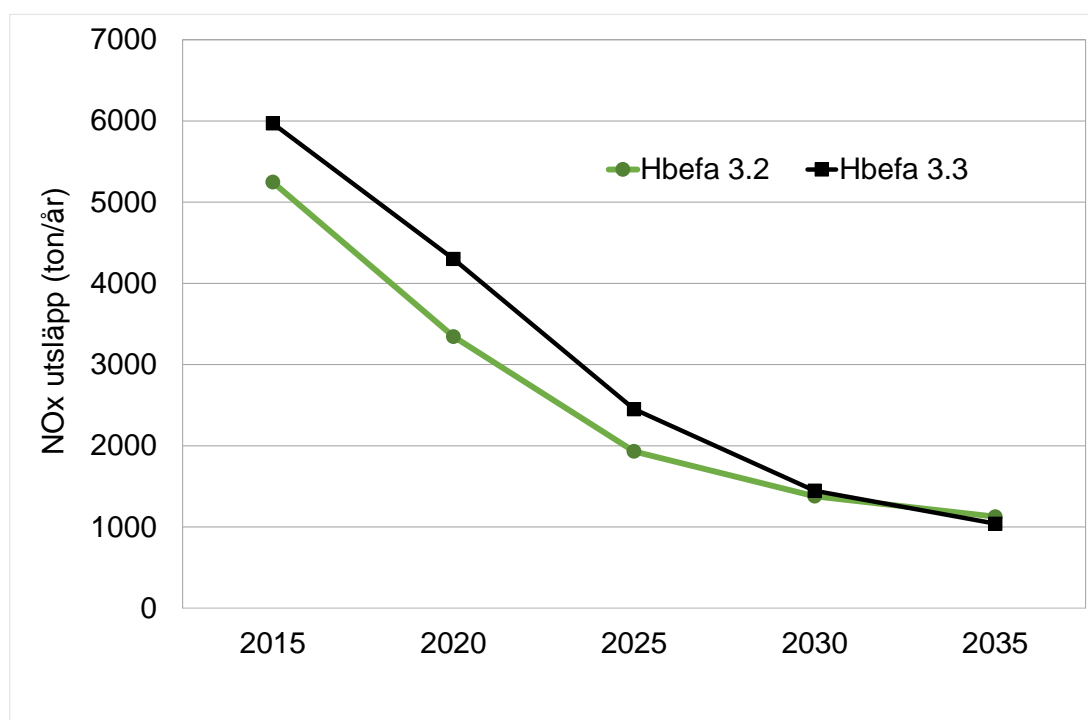
Emissionsfaktorer för avgaser

Vägtrafikens utsläpp av kväveoxider och avgaspartiklar är beskrivna med emissionsfaktorer för olika fordons- och vägtyper enligt HBEFA-modellen (HBEFA, 2017). Det är en europeisk emissionsmodell för vägtrafik som har anpassats till svenska förhållanden. Beräkningarna tar hänsyn till trafiksammansättningen avseende fordonsparkens avgasreningsgrad (olika euroklasser), sammansättningen av olika fordonstyper och bränslen, t ex andel dieselpersonbilar, etanolbilar etc. Typiska trafiksituationer (som kategoriseras av område, vägtyp, hastighetsbegränsning och flödesklasser) baseras på de uppmätta körcyklerna och jämförelser med mätningar av verkliga utsläpp används för att ta fram pålitliga emissionsfaktorer. HBEFA har en körmonsterbeskrivning som omfattas av ca 270 olika trafiksituationer. Då det är allt för tidskrävande och kostsamt att göra mätningar för alla möjliga trafiksituationer så har HBEFA använt sig av parameterisering av de viktigaste faktorerna som påverkar emissionerna. Dessa parametrar tas fram genom verkliga mätningar vid verklig körning och använts sedan för att man ska kunna beskriva alla de trafiksituationer som kan förekomma. HBEFA är utvecklad gemensamt inom EU och baseras på emissionsfaktordata från mätningar i hela Europa.

Emissionsfaktorerna för NO_x och avgaspartiklar varierar med reningsteknik, motortyp, körmonster, vägtyp, hastighet, motorns temperatur osv. Därmed är en specifik emissionsfaktor relaterad till en specifik emissionsgenererande aktivitet, t.ex. antal fordonskilometer med en viss fordonstyp eller antal liter bränsle förbränd i en specifik fordonsmotor under specificerade driftbetingelser under en viss bestämd tid.

För beräkningar av framtida utsläpp används HBEFA-modellens emissionsfaktorer samt Trafikverkets prognoser ”Business as usual” (BAU) för fordonssammansättningen. I BAU för 2035 finns en betydande andel diesel och bensin fortfarande kvar. Fordonens utsläpp av avgaspartiklar och kväveoxider beräknas ändå minska beroende på kommande skärpta avgaskrav som har beslutats inom EU. Modellen uppdateras succesivt vilket gör att utsläppen ändras. Enligt HBEFA-versionen 3.3 är minskningen av de totala utsläppen av kväveoxider inte lika stor som tidigare prognoser med HBEFA 3.2. Detta gäller fram till år 2030 (figur 3). HBEFA 3.3 har högre NO_x-emissionsfaktorer för dieselpersonbilar av klass Euro 4, Euro 5 och Euro 6, vilket ska avspegla verklig körning bättre än tidigare.

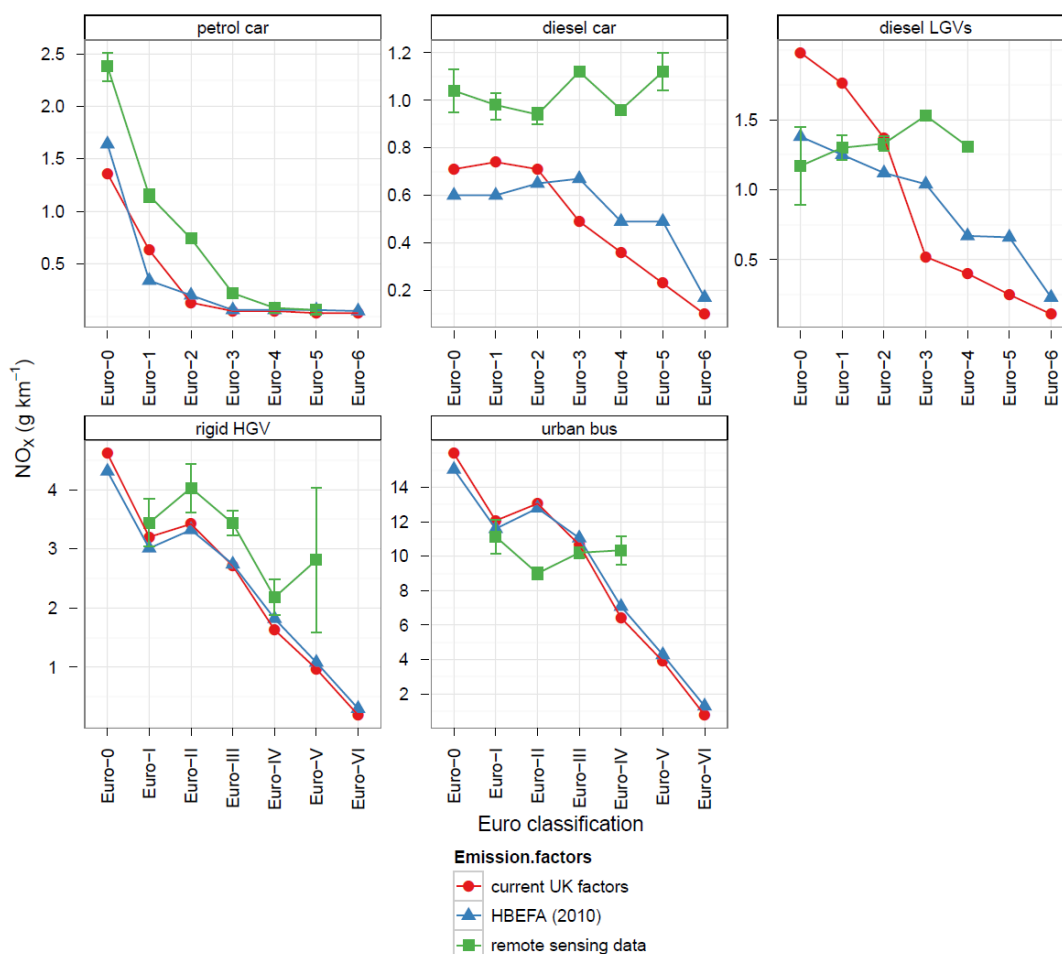
Den förväntade ökade dieselandelen enligt BAU-scenarierna kommer att dämpa minskningen för utsläppen av både kväveoxider och avgaspartiklar. Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabas (EDB) används för att simulera emissionsscenario och beräkna utsläpp från olika sektorer och bidragande källor inom dessa.



Figur 3. Prognoser för utsläppen av kväveoxider i Storstockhomsområdet åren 2015-2035 enligt HBEFA-modellens emissionsfaktorer implementerade i Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabas. Utsläppen gäller vid oförändrat trafikarbete.

Mätningar i trafikmiljöer har visat att emissionsmodeller baserade på laboratoriemätningar kan underskatta fordonens verkliga utsläpp av kväveoxider och kvävedioxid. Det gäller främst dieselfordon, både personbilar, lätta och tunga lastbilar samt bussar (figur 4). För den tunga trafiken tycks skillnaden i utsläpp vara störst i stadstrafik där dieslarna inte kan köras effektivt. Skillnaden är större för senare Euro-klasser med strängare avgaskrav. Enligt senaste avgaskravet Euro 6 får en dieselpersonbil släppa ut maximalt 0,08 g NO_x per km. I verkligheten har det visat

sig att utsläppen är 5,5-7,5 gånger högre. Fram till 2020 ska mätningar av dieselpbilar ske med en ny körcykel vid namn Real Driving Emission (RDE), vilket innebär att en lägre faktor 2,1 tillåts på Euro 6-bilarna. Efter 2020 tillåts en faktor 1,5 med RDE-körcykeln.

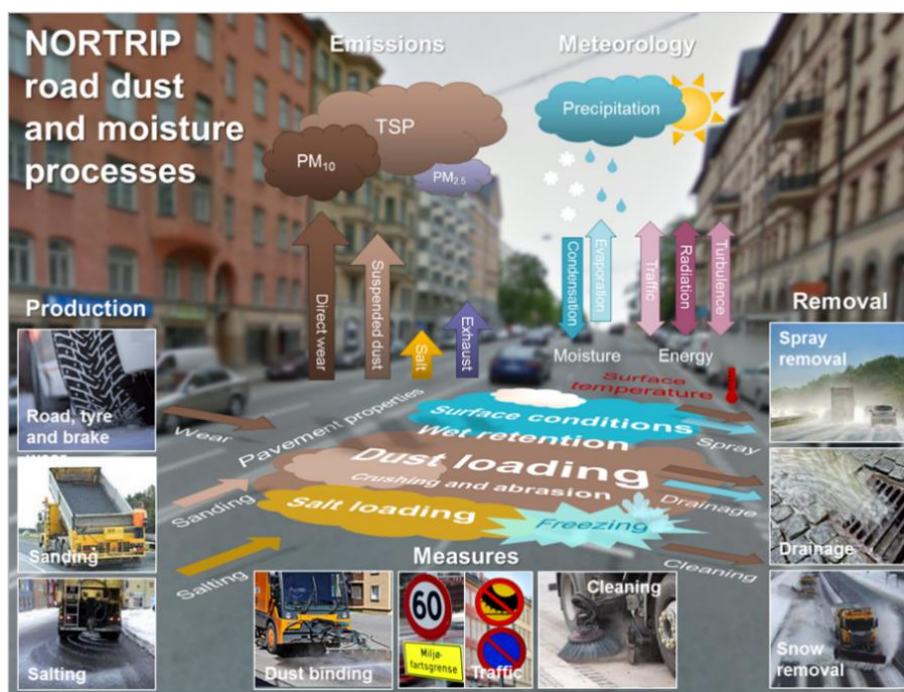


Figur 4. Jämförelse av emissionsfaktorer för kväveoxider, NO_x, för olika fordonstyper. Grön linje visar värden uppmätta i verklig trafik, vilket jämförs med HBEFA. Källa: Carslaw et al. (2011). Sedan jämförelsen gjordes har HBEFA uppdaterats för dieselpersonbilar Euro 4, 5 och 6.

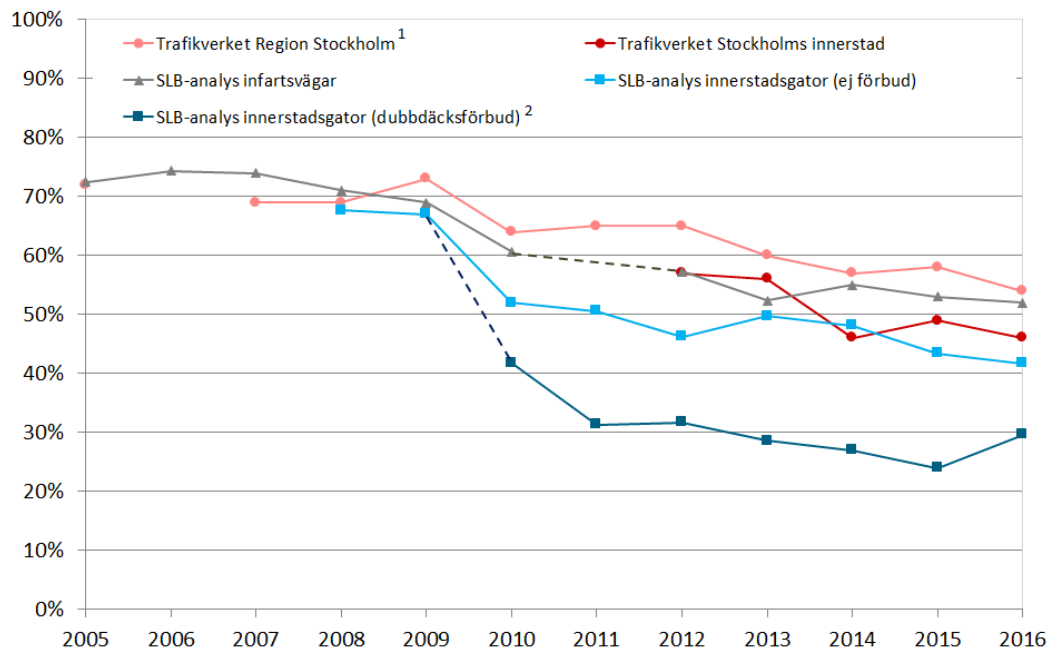
Utsläpp av partiklar från slitage av vägbanor, bromsar och däck

Slitagepartiklar i trafikmiljö orsakas främst av dubbdäckens slitage på vägbanan men bildas också vid slitage av bromsar och däck. PM₁₀-halterna i trafikmiljö består främst av partiklar som har orsakats av dubbdäckens slitage på vägbanan (Denby et al., 2013a; Norman et al., 2016). Andelen dubbdäck bland de lätta fordonen låg länge på ca 70 % under vinterperioden i Stockholmsregionen, men har minskat sedan mitten av 2000-talet. Minskningen beror 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. Regeringen har också beslutat om att minska dubbdäcksperioden med två veckor på våren. Längs starkt trafikerade vägar utgör slitagepartiklarna huvuddelen av PM₁₀-halterna. Under perioder med torra vägbanor vintertid kan haltbidraget från dubbdäckslitaget vara 80-90 % av total-halten PM₁₀. Genomsnittliga emissionsfaktorer för slitagepartiklar för olika dubbdäcksandelar, andel tung trafik,

fordonshastighet mm baseras på NORTRIP-modellen (figur 5) (Denby et al., 2013a och 2013b). SLB-analys genomför manuella räkningar av andelen dubbdäck på olika gator i Stockholmsregionen (SLB, 2015) (figur 6). I övrigt används underlag från Trafikverket. Dubbdäcksandelen varierar inom Östra Sveriges Luftvårdsförbunds verksamhetsområde med en större andel dubbdäck i norra delen och lägre i söder. Lägst dubbdäcksandel har Stockholmsområdet.



Figur 5. Schematisk illustration av de processer/faktorer som ingår i beräkningsmodellen NORTRIP (NON-exhaust Road TRAffic Induced Particle emissions).



Figur 6. Uppmätta dubbdäcksandelar i Stockholmsregionen.

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 (Vägverket, 2008). 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 de däck som godkänts enligt den alternativa regeln med många fler dubbar genererar mer slitagepartiklar än dubbdäcken med mindre antal dubbar (Gustafsson och Eriksson, 2015). 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 Stockholm 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 PM₁₀ från vägslitage.

5.1.2 Övriga utsläpp

Utöver utsläpp från vägtrafiken inkluderar Östra Sveriges Luftvårdsförbunds emissionsdatabaser utsläpp från energianläggningar, panncentraler, hushållens vedeldning, industrier, sjöfart 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_x, PM₁₀ och SO₂. I databasen finns även uppgifter som är nödvändiga för att beräkna spridningen av luftföroreningar från anläggningarna såsom skorstenshöjder, rökgastemperaturer och rökgashastigheter.

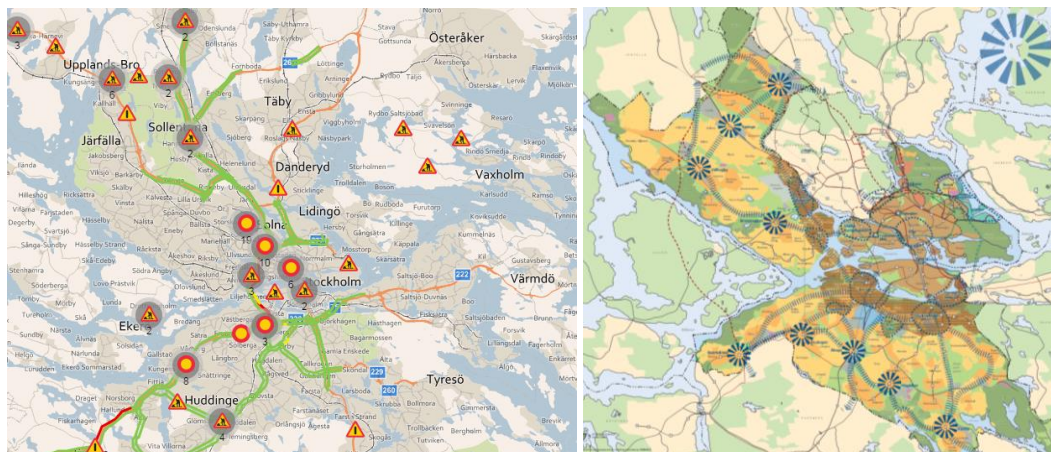
Utsläpp från sjöfarten baseras på Shipair, en emissionsmodell utvecklad av SMHI (Segersson, 2013). Shipair samlar in faktiska fartygsrörelser av alla fartyg i Nordsjön och Östersjön via AIS (Automatic Identification System). Dessa data kombineras sedan med data från fartygsregistret bl a fartygsklass, motortyp och ålder för att beräkna momentan bränsleförbrukning och tidserier med utsläpp. Data på skorstenshöjder används vid beräkning av luftföroreningshalterna.

Utsläpp från trivseldning i form av t ex pelletspannor samt hushållens uppvärmning i form av vedpannor och oljepannor baseras på statistik över bränsleförbrukning från Statistiska centralbyrån (SCB). Statistiken finns tillgänglig på kommunal nivå. I vissa fall används även uppgifter baserade på sotarstatistik. Det finns stora skillnader i emissionsfaktorer beroende på teknik och ålder på kaminer och pannor samt hur man eldar. På grund av bristande information används aggregerade emissionsfaktorer vilket bidrar till betydande osäkerheter i beskrivningen av utsläppen från denna sektor. Utsläppen är fördelade som gridkällor utifrån befolkningsstatistik, utbredning av fjärrvärmenät samt typ av bebyggelse.

Arbetsmaskinernas utsläpp bygger på bränslestatistik från SCB och emissionsfaktorer från Corinair (<https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>) (figur 7). Utsläppen är fördelade som gridkällor utifrån befolkningsstatistik och utbredning av industrimark. Stora osäkerheter är förknippade med arbetsmaskinernas utsläpp 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.

Andra källor som finns beskrivna i emissionsdatabasen är flygtrafik, jordbruk, diffusa utsläpp från bensinstationer och kemisk industri samt hushållens användning av trädgårdsredskap och kemiska produkter.



Figur 7. Utsläppen från arbetsmaskiner i samband med t ex vägarbeten och bostadsbyggande kan vara stora på vissa platser under vissa perioder. Normalt ingår inte dessa utsläpp i spridningsberäkningarna på grund av osäkerheterna i utsläppens storlek och problemen att beskriva exakt var och när utsläppen sker.

Generellt antas att övriga utsläpp är desamma i framtidsscenarioer som i nuläget. För trafikplaner antas exempelvis att utsläppen från energianläggningar, värmecentraler, sjöfart etc är oförändrade. Dessa sektorer har jämfört 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.

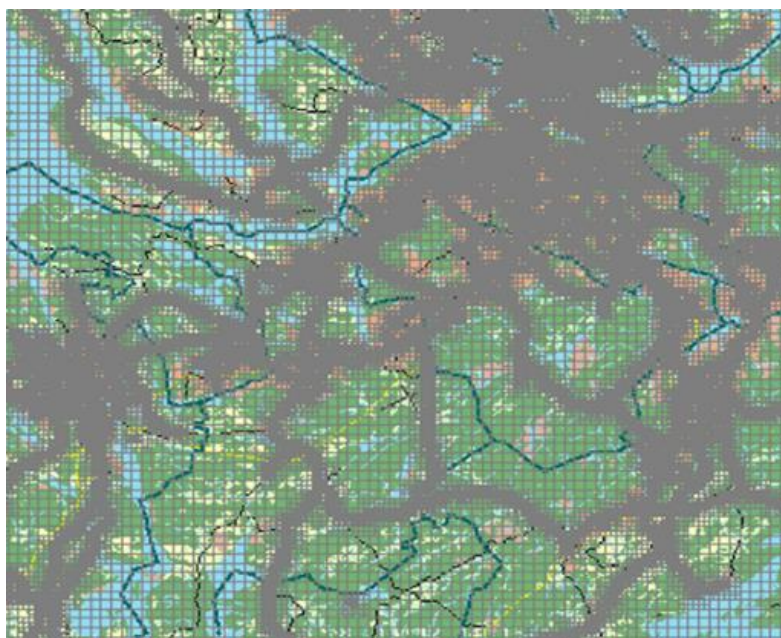
6. Metoder för beräkning av halter

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

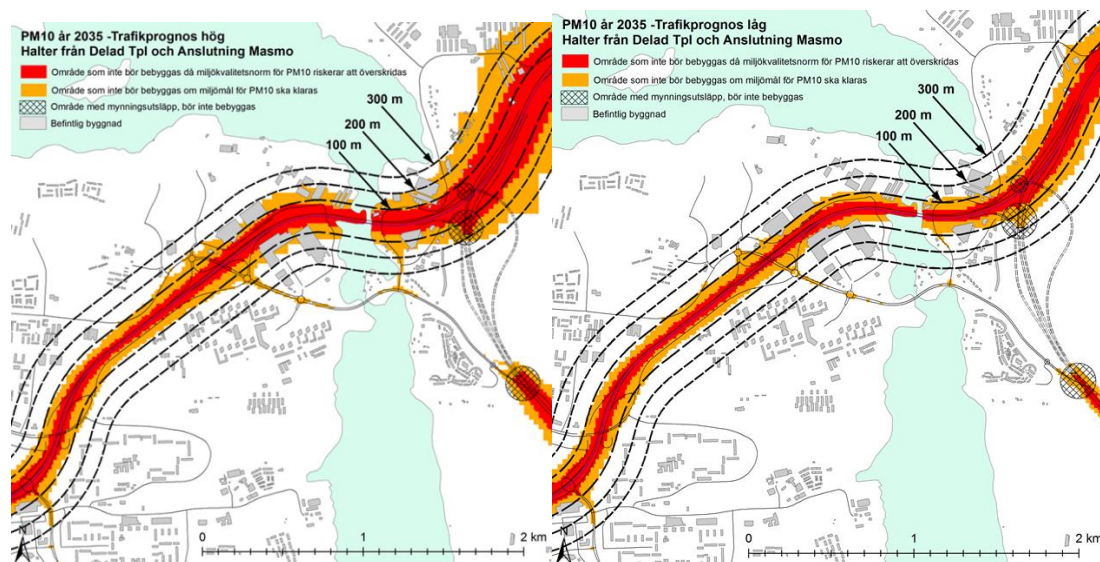
6.1 Gaussmodell

Airviro Gaussiska spridningsmodell används för att beräkna den geografiska fördelningen av luftföroreningshalter två meter ovan öppen mark (SMHI, 2017). 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 8). På så sätt erhålls mycket hög upplösning nära hårt trafikerade vägar så att man kan avgöra hur långt från vägen som överskridanden riskerar att inträffa (figur 9).



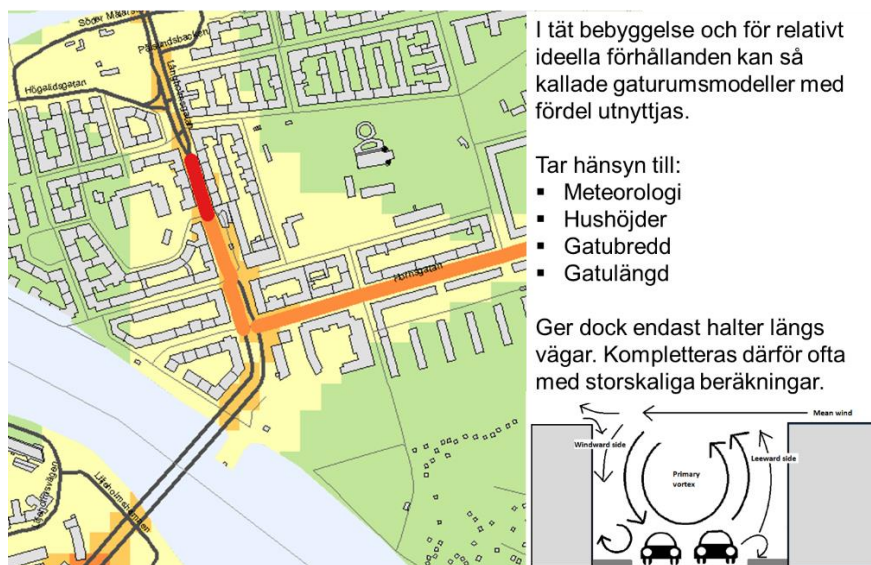
Figur 8. Upplösningen i beräkningarna kan varieras beroende hur stora utsläppen är och vilken geografisk utbredning de har. Figuren visar hur gridstorleken kan variera från 25 meter till 500 meter.



Figur 9. 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 10) (SMHI, 2017a). 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 gatuventilationen och därmed för haltnivåerna. OSPM-modellen används för att beräkna halterna vid enkel- och dubbelsidig bebyggelse.



Figur 10. Beräkningar av halter i gaturum görs med så kallade gaturumsmodell.

6.3 Beräkningar av halter i områden med komplexa geometrier

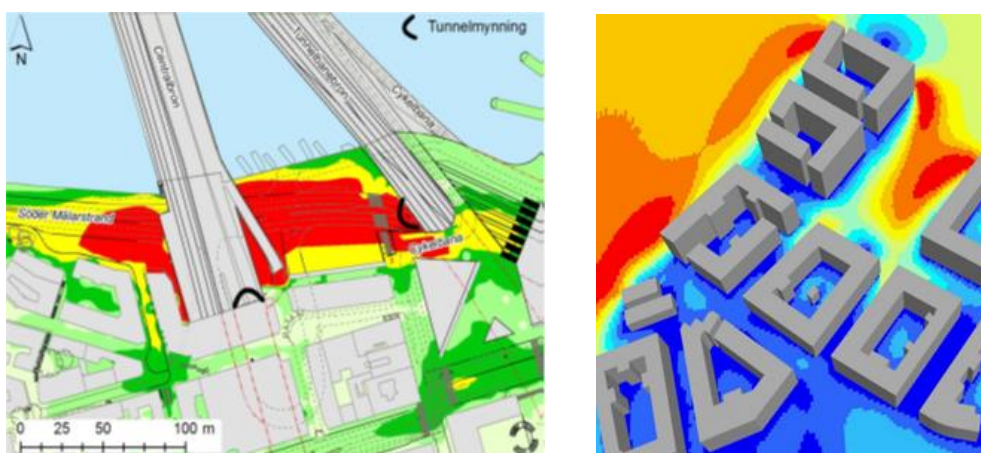
För att kunna uppskatta byggnaders effekt på luftens flöde, och därmed spridningen av luftföroreningar, utförs beräkningar med så kallade CFD-modeller (Computational Fluid Dynamics). CFD-modeller är avancerade modellverktyg som bland annat används för att beräkna flödet av luft i miljöer med komplicerad geometri som t.ex. stadsbebyggelse, vägbroar eller tunneldmyningar (se exempel i Figur 11). SLB-analys använder två olika CFD-modeller: MISCAM (<http://www.lohmeyer.de/en/node/195>) och OpenFOAM (Open source Field Operation And Manipulation, www.openfoam.com). Modellerna har tidigare utvärderats med hjälp av vindtunnelexperiment och anses väl lämpade för att beräkna flödet av luft omkring tät bebyggelse (Eichhorn, 2009; Francke, 2012).

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 mindre utskjutande geometrier 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 (COST, 2011).



Figur 11. Exempel på resultat från beräkningar med CFD-modeller.

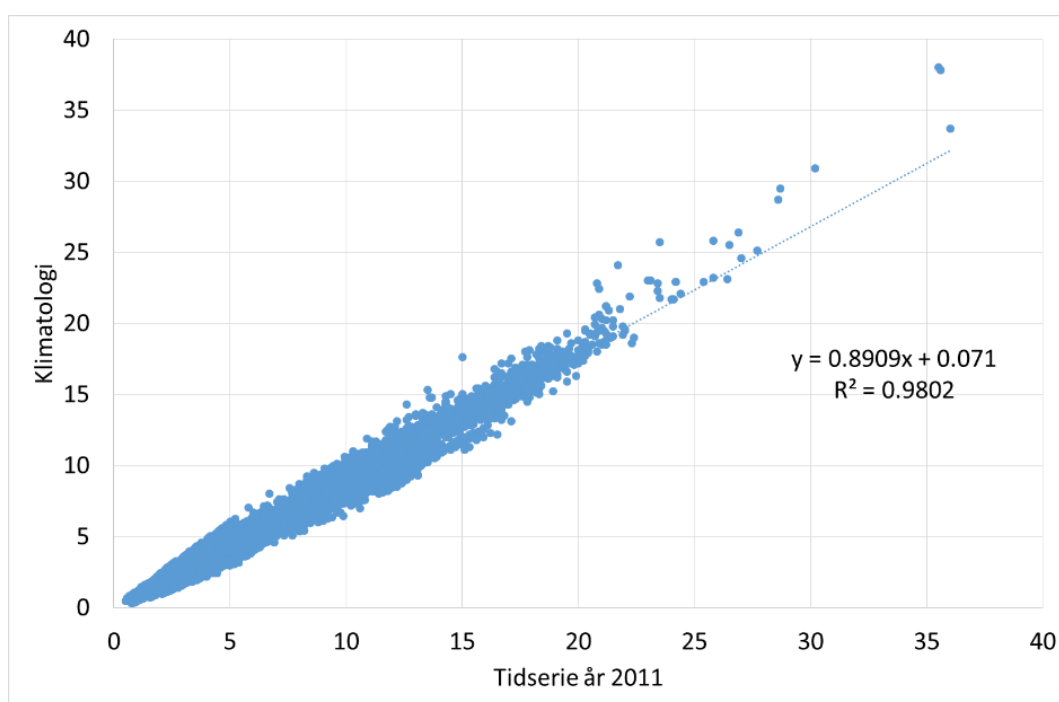
6.4 Meteorologiska indata till beräkningarna

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 (SMHI, 2017a). Det är en databas som bygger på mätningar av horisontell och vertikal vindhastighet, vindriktning, temperatur, temperaturdifferensen mellan tre 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) och för Gävleborgs län används data från två sk virtuella master (SMHI, 2017b) som är 10 m höga och är placerade i Valbo respektive Hudiksvall. 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 25 år i Högdalen och 15 år i Marsta. 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 (SMHI, 2017a). 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 12 visar beräknade årsmedelvärden av NO_x i 10 273 punkter utspridda över Storstockholmsområdet. Beräkningarna är gjorda med de n 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 2011 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 mycket stor av att använda 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 12. Jämförelse mellan årsmedelhalterna av NO_x i drygt 10 000 punkter inom Storstockholmsområdet beräknade med klimatologi (360 fall) respektive timme för timme under hela 2011 (8760 timmar).

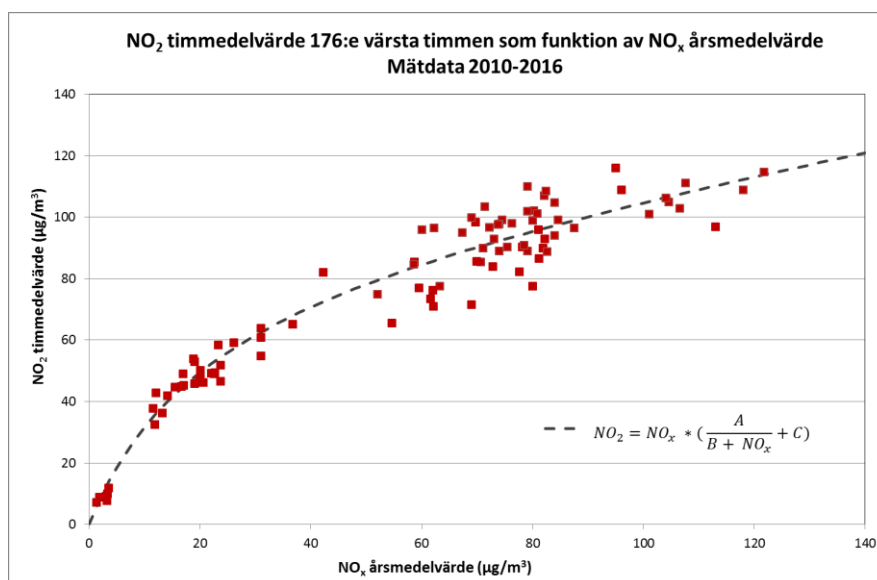
6.5 Beräkningar av NO₂-halter

Resultaten modellberäkningarna är årsmedelvärden baserat på klimatologin. För att beräkna percentiler 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 NO₂ beror både på utsläppens storlek och på fotokemiska processer, främst fotolysen av NO₂ och reaktionen mellan NO och ozon. För att slippa använda komplexa fotokemiska modeller används empiriska samband mellan NO_x-halter och NO₂-halter (årsmedelvärde, 98-percentil dygnsmedelvärde respektive 98-percentil timmedelvärde) enligt

Romberg et al. (1996). Konstanterna A, B och C har anpassats utifrån mätdata för att gälla lokala förhållanden (Figur 13).

$$\text{NO}_2 = \text{NO}_x * \left(\frac{A}{B + \text{NO}_x} + C \right)$$



Figur 13. Exempel på relationen mellan timmedelvärdet av NO_2 för 176:e värsta dygnet (98-percentil) och årsmedelvärdet av NO_x utifrån uppmätta halter åren 2010-2016 på mätstationer i Stockholms, Uppsala och Gävleborgs län.

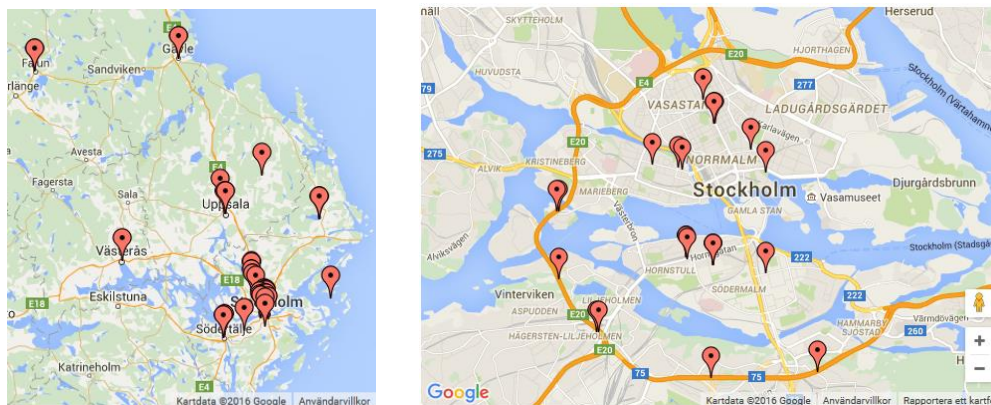
6.6 Bidrag till halterna från icke-lokala källor

Haltbidragen från källor utanför länen 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 halterna beroende på hur långt fram i tiden som beräkningarna avser. Prognoser av framtida bakgrundshalter är osäkra och beroende på olika politiska och ekonomiska scenarier (t ex Colette et al., 2012).

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 14). 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 15).

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 Segersson m fl. (2017), Johansson m fl. (1999), och Eneroth & Johansson (2006). 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).



Figur 14. Mätstationer som SLB-analys driver dels inom ramen för Östra Sveriges Luftvårdsförbund, dels några andra platser utanför förbundets område.

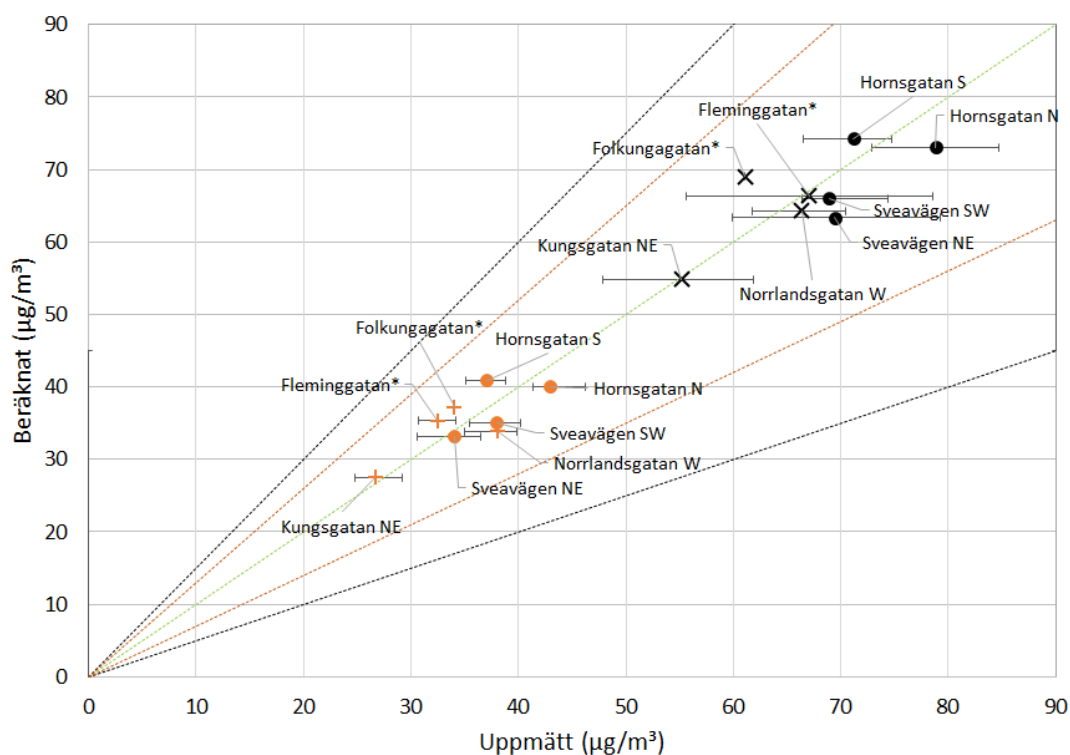


Figur 15. Exempel på mätstationer. Gaturum, Hornsgatan (vänster), urban bakgrund, Södermalm (mitten) och landsbygd, Norr Malma (höger).

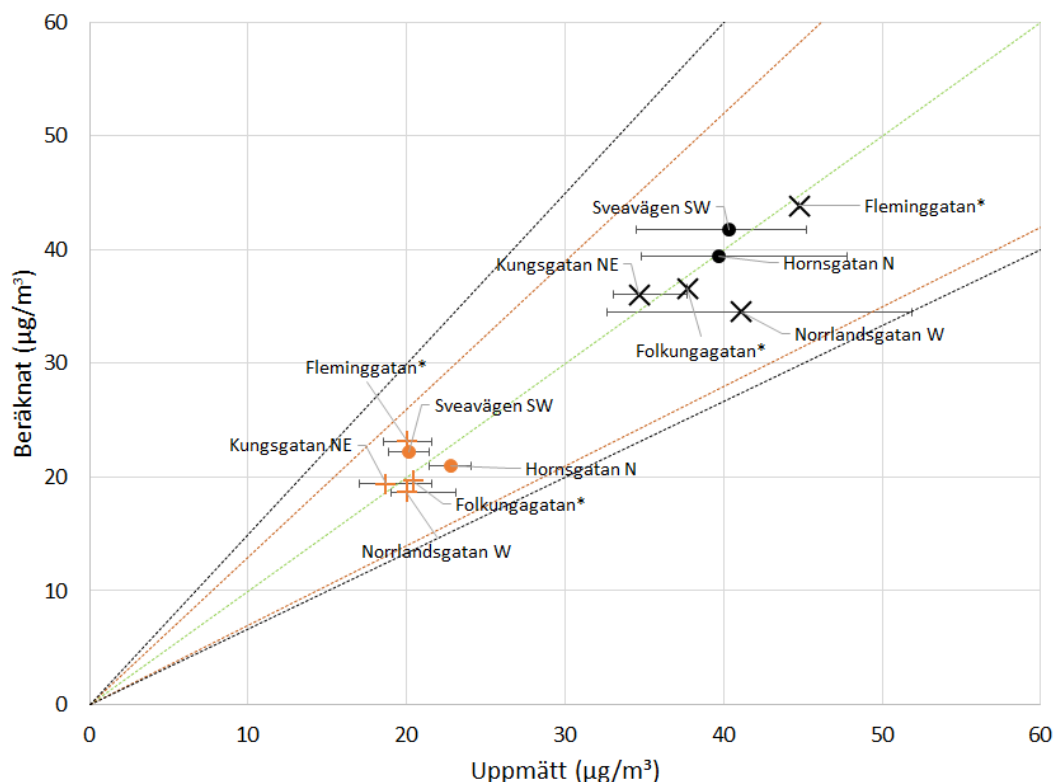
7.1 Jämförelser med mätningar i gatunivå

Figur 17 och 18 visar jämförelser mellan beräknade och uppmätta NO_2 respektive PM_{10} halter i gatunivå. Mätdata avser medelvärden för de senaste sju åren (2010 – 2016) och beräkningar baseras på en klimatologi med 360 väderfall som antas representera ett typiskt år såsom beskrivits ovan. Modellberäkningarna inkluderar gaturumsbidrag beräknade med OSPM modellen. De beräknade halterna har korrigerats baserat på den genomsnittliga avvikelserna från de uppmätta halterna på Hornsgatan och Sveavägen. Övriga mätplatser är oberoende av denna korrigering. Enligt Naturvårdsverkets Föreskrifter (NSF 2019:9) ska avvikelserna i beräknade årsmedelvärden för NO_2 vara mindre än 30 % och för dygnsmedelvärden ska den vara mindre än 50 %. För PM_{10} ska avvikelserna vara mindre än 50 % för årsmedelvärden (krav för dygnsmedelvärden saknas). Samtliga värden ligger väl inom gränserna för 30 procent avvikelser.

För NO₂ (figur 16) är den genomsnittliga avvikelser om man inkluderar alla mätvärden mindre än 1 % och den högsta avvikelser är 12 %. Om man bara inkluderar de mätplatser som inte använts för korrigering av beräknade värden är den genomsnittliga avvikelser 1,7 %. Korrelationskoefficienten är 0,98 i bägge fallen. För PM₁₀ (figur 17) är den genomsnittliga avvikelser mycket mindre än 1 % och den maximala avvikelser är 19 % om alla mätstationer inkluderas.



Figur 16. Jämförelse mellan beräknade (OSPM) och uppmätta halter i gatunivå av NO₂ för ett antal mätstationer i Stockholm och Uppsala. Orange symboler avser årsmedelvärden och svarta symboler avser 98-percentiler av dygnsmedelvärden. Mätplatser markerade som fyllda cirklar har använts för att korrigera beräknade värden (övriga är oberoende av korrigeringen). Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, orange linje visar 30 procent avvikelser och svart linje 50 procent avvikelser mellan beräknade och uppmätta värden. De horisontella felstaplarna är högsta och minsta mätvärdet som noterats under de sju åren.

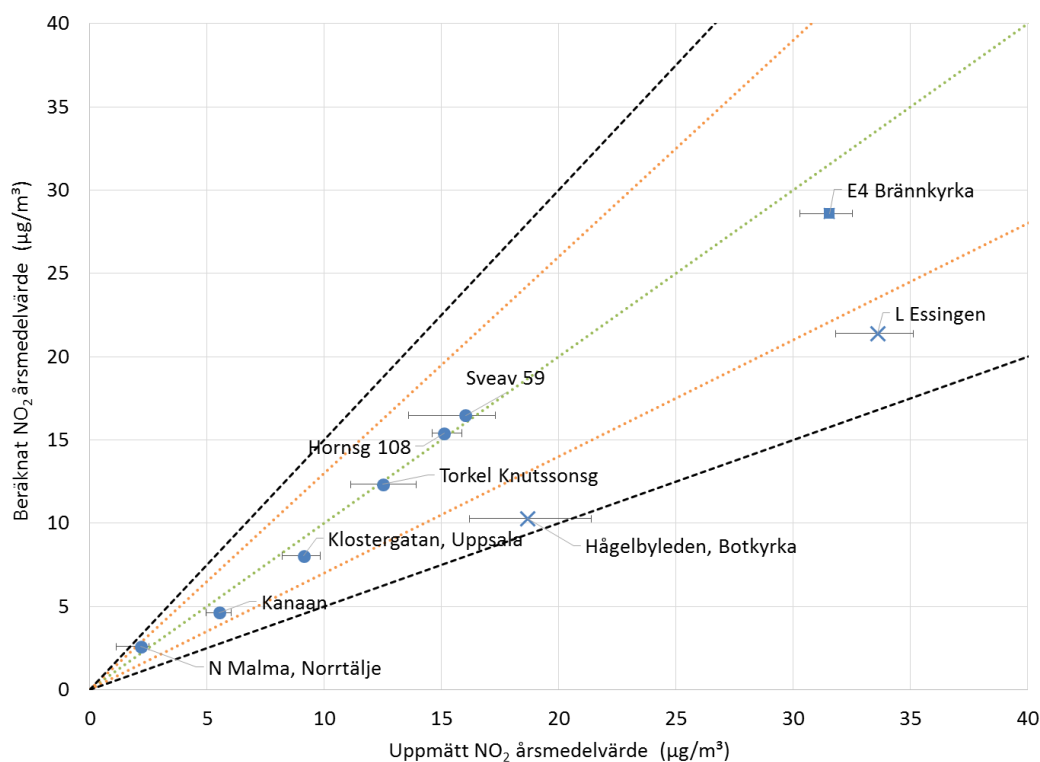


Figur 17. Jämförelse mellan beräknade (OSPM) och uppmätta halter i gatunivå av PM₁₀ för ett antal mätstationer i Stockholm och Uppsala. Se figur 17 för förklaring av symboler och linjer.

7.2 Jämförelser med mätningar i urban bakgrund

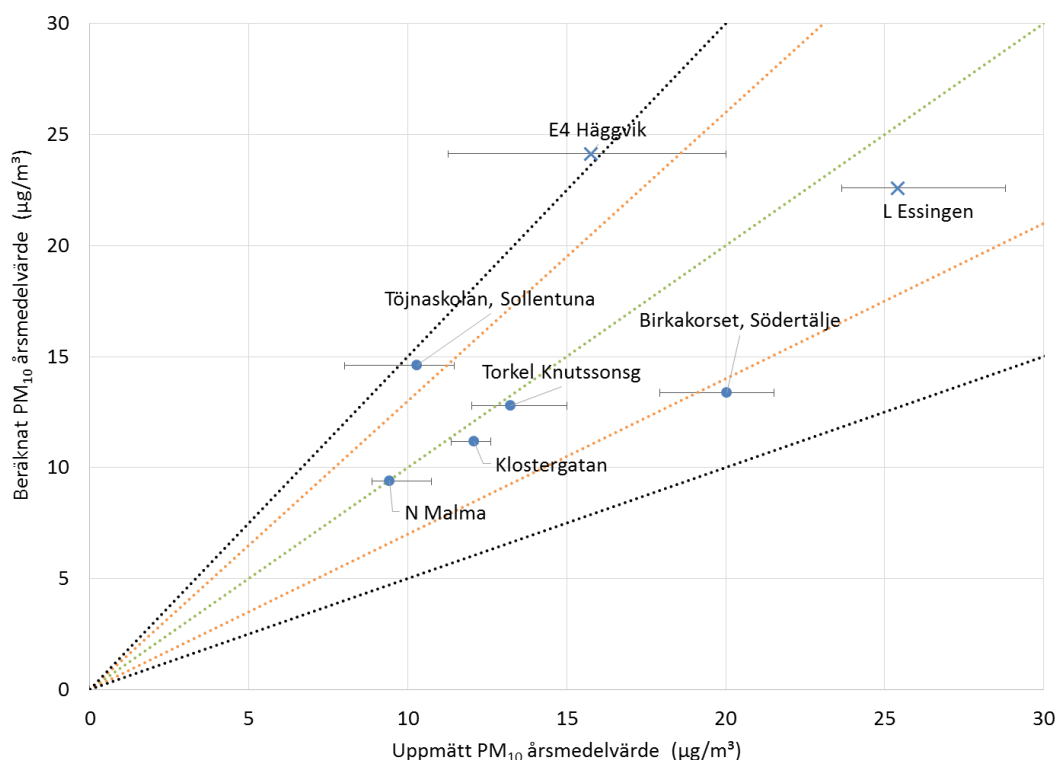
Figur 19 och 20 visar jämförelser mellan beräknade och uppmätta halter av NO₂ respektive PM₁₀ halter i urban bakgrund och i öppna lägen utan inflytande av byggnadseffekter längs trafikleder. Mätdata avser medelvärden för en fem års period (2012 – 2016) och beräkningar baseras på en klimatologi med 360 väderfall som antas representera ett typiskt år såsom beskrivits ovan. Modellberäkningarna är genomförda med en Gaussisk spridningsmodell. De beräknade halterna har korrigerats baserat på den genomsnittliga avvikelsen mellan de uppmätta halterna vid alla mätstationer utom de vid Lilla Essingen (PM₁₀ och NO₂), Hågelbyleden (NO₂) och Häggvik (PM₁₀), som bedöms ha en mindre representativ placering för jämförelse med den Gaussiska modellen.

För årsmedelvärdena av NO₂ (figur 18) ligger samtliga värden väl inom gränserna för 50 procents avvikelse och all utom två inom 30 procents avvikelse. För Essingen och Hågelbyleden underskattar modellen med något mer än 30 % (36 % respektive 45 %). Den genomsnittliga avvikelsen är 11 % och korrelationen är 0,92. För dygns- och timmedelvärdena av NO₂ (visas ej här) ligger samtliga värden utom Hågelbyleden inom 30 % (för Hågelbyleden underskattas mätvärdet med 46 % för dygnsmedelvärden och 45 % för timmedelvärden). Den genomsnittliga avvikelsen är 8,5 % och 8,6 % för dygns respektive timmedelvärden och korrelationen 0,87 och 0,88 för dygns- respektive timmedelvärden.



Figur 18. Jämförelse mellan beräknade (Gauss) och uppmätta NO_2 halter i urban bakgrund och i öppna lägen utan inflytande av byggnadseffekter längs trafikleder. Mätvärdena är årsmedelvärden för flera år och de horisontella felstaplarna är högsta och minsta mätvärdet som noterats under året. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, orange linje visar 30 procent avvikelse och svart linje 50 procent avvikelse mellan beräknade och uppmätta värden. Mätplatser markerade som fyllda cirklar har använts för att korrigera beräknade värden (övriga är oberoende av korrigeringen).

För årsmedelvärdena av PM_{10} (figur 19) ligger de beräknade värdena inom 50 % för alla mätstationer utom Häggvik där halterna överskattas med 53 %. Den genomsnittliga avvikelsen om man inkluderar alla mätvärden är mindre än och den högsta avvikelsen är 5,7 % och korrelationen är 0,64. För dygnsmedelvärdena ligger alla beräknade halter utom Häggvik inom 50 % och motsvarande genomsnittliga avvikelse för alla mätstationer är 7,8 % och korrelationen är 0,68.



Figur 19. Jämförelse mellan beräknade (Gauss) och uppmätta PM_{10} halter i urban bakgrund och i öppna lägen utan inflytande av byggnadseffekter längs trafikleder. Mätvärdena är årsmedelvärden för flera år och de horisontella felstaplarna är högsta och minsta mätvärdet som noterats under åren. Grön linje visar var beräknade värden och uppmätta är identiska, orange linje visar 30 procent avvikelse och svart linje 50 procent avvikelse mellan beräknade och uppmätta värden. Mätplatser markerade som fyllda cirklar har använts för att korrigera beräknade värden (övriga är oberoende av korrigeringen).

7.3 Kommentarer angående beräkningarnas kvalitet

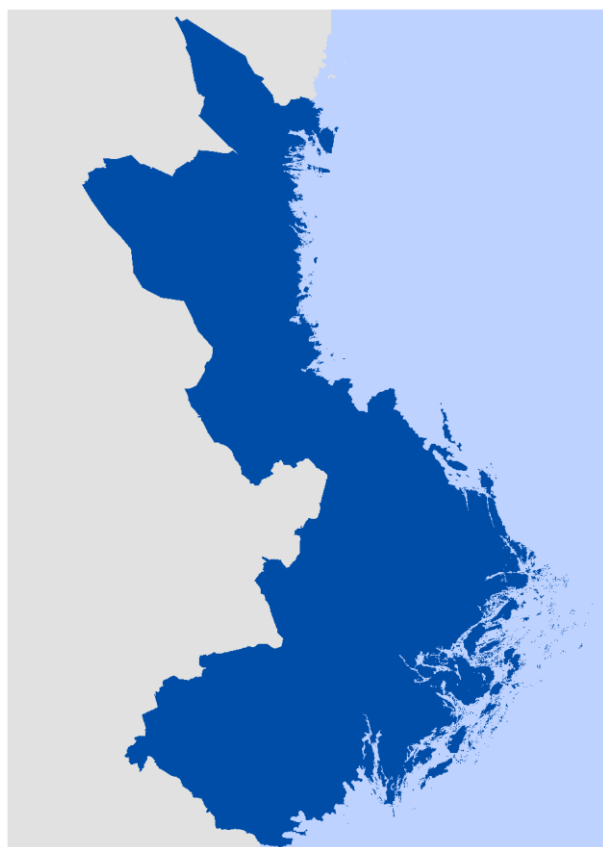
I rapporten presenteras metodiken som SLB-analys använder i olika utredningar, t ex i miljökonsekvensanalyser i samband med trafikplaner, detaljplaner och i olika tillståndsärenden. Eftersom utredningarna avser framtida förhållanden måste resultaten baseras på beräkningar. Underlag för beräkningarna 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 olika platser. Utifrån dessa jämförelser görs sedan justeringar så att bästa möjliga noggrannhet kan erhållas. 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

- Alpfjord, H., Engström, E., Kindell, S., 2015. Guide för modell användning 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
- 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.
- SLB, 2015. Andel personbilar med dubbade vinterdäck. Dubbdäcksandelar på rullande trafik under vintersäsongen 2014/2015 vid Hornsgatan, Södermälarsstrand, Ringvägen, Folkungagatan, Sveavägen, Fleminggatan, Valhallavägen och Nynäsvägen. SLB-rapport 5:2015.
- Carslaw, D.C, Beevers, S.D., Tate, J.E., Westmoreland, E.J., Williams, M.L., 2011. Recent evidence concerning higher NOx emissions from passenger cars and light duty vehicles. *Atmospheric Environment*, 45, 7053-7063.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.09.063>.
- Colette et al., 2012. Future air quality in Europe: a multi-model assessment of projected exposure to ozone. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 10613–10630.
- Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzler, 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.
- Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzler, 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- HBEFA, 2017. Handbook emission factors for road transport.
<http://www.hbefa.net/e/index.html>
- 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. NO₂ 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 (accessed January, 2017).

- 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.
- Johansson, C., Burman, L., Forsberg, B. 2009. The effects of congestions tax on air quality and health. *Atmos. Environ.* 43, 4843-4854.
- LVF, 2016. Luftföroreningar i Östra Sveriges Luftvårdsförbund. Utsläppsdata för år 2013. Östra Sveriges Luftvårdsförbund, LVF-rapport 2016:22.
- 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
- 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.
- Naturvårdsverkets Föreskrifter om kontroll av Luftkvalitet NFS 2019:9. ISSN 1403-8234.
<https://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2019/nfs-2019-9.pdf>
- 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.
- 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.
- Romberg E., Böisinger, R., Lohmeyer, A., Ruhnke, Röth, R. NO-NO₂-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. *Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft* 56, 215–218. 1996.
- 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.
- Segersson, D. A dynamic model for shipping emissions Adaptation of Airviro and application in the Baltic Sea. *Meteorology* 153, SMHI, Norrköping, 2013.
- 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).
- SMHI, 2017a. Airviro user's reference. Working with the Dispersion module.
http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.98389!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/UserRef_Volume2_Dispersion_v4.00.pdf (sidan besökt december 2017).
- SMHI, 2017b. Virtuella mätmaster ger dig snabbt svar om rätt plats.
https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.27639!/Menu/general/extGroup/attachmentColHold/mainCol1/file/SMHI%20-%20Virtuella%20m%C3%A4tmaster%20produktblad%20141216_sv.pdf (sidan besökt december 2017).
- 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.
- Vägverket, 2008. Samlad lägesrapport om vinterdäck – Redovisning av ett regeringsuppdrag. Vägverket rapport FO 30 A 2008:68231.



Östra Sveriges Luftvårdsförbund är en ideell förening. Medlemmar (2017) är 50 kommuner, två landsting 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, emissionsdatabaser och spridningsmodeller. SLB-analys driver systemet på uppdrag av Luftvårdsförbundet.



Miljöförvaltningen i Stockholm
Box 8136
104 20 Stockholm
www.slb.nu



Östra Sveriges luftvårdsförbund
Box 38 145
100 64 Stockholm
www.oslvf.se