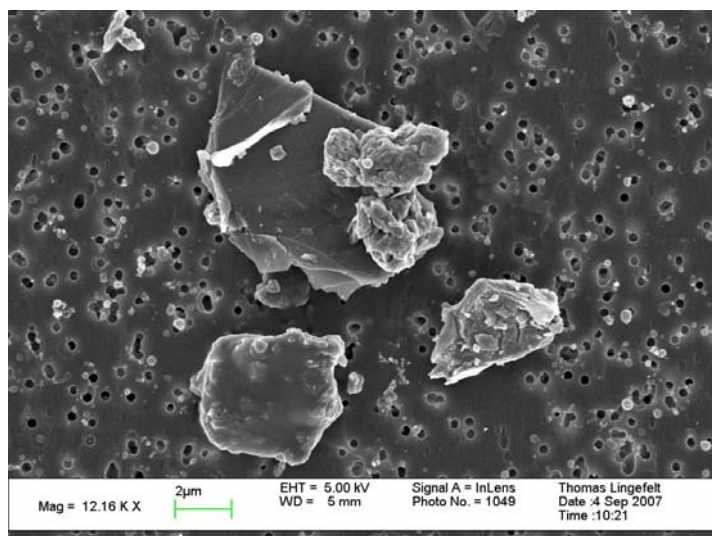


Kartläggning av partiklar i Sverige - halter, källbidrag och kunskapsluckor

Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Cecilia Bennet, Robert Bergström, Lars Gidhagen,
Christer Johansson¹ och Karin Persson²

¹ Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Stockholms universitet

² Svenska Miljöinstitutet (IVL)



Pärmbilden visar foto av slitagepartiklar från vägbana
(Mats Gustafsson och Göran Blomqvist, VTI)

METEOROLOGI Nr 144, 2010

Kartläggning av partiklar i Sverige

- halter, källbidrag och kunskapsluckor

Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Cecilia Bennet, Robert Bergström, Lars Gidhagen,
Christer Johansson och Karin Persson

Report Summary / Rapportsammanfattning

Issuing Agency/Utgivare		Report number/Publikation	
Swedish Meteorological and Hydrological Institute S-601 76 NORRKÖPING Sweden		SMHI Meteorologi nr 144	
		Report date/Utgivningsdatum	
		October 2010	
Author (s)/Författare			
Gunnar Omstedt, Stefan Andersson, Cecilia Bennet, Robert Bergström, Lars Gidhagen, Christer Johansson och Karin Persson			
Title (and Subtitle/Titel)			
Kartläggning av partiklar i Sverige – halter, källbidrag och kunskapsluckor			
Abstract/Sammandrag			
Se Sammanfattning			
Key words/sök-, nyckelord			
Luftkvalitet, PM10, PM2.5, ultrafina partiklar, kemisk sammansättning, mätningar, modellberäkningar, vägtrafik, småskalig vedeldning, sjöfart			
Supplementary notes/Tillägg		Number of pages/Antal sidor	Language/Språk
		102	Swedish
ISSN and title/ISSN och titel			
0283-7730 SMHI Meteorologi			
Report available from/Rapporten kan köpas från:			
SMHI S-601 76 NORRKÖPING Sweden			

Förord

Detta projekt har finansierats av Naturvårdsverket (Beslut F179-09).

Tack till Hans Areskoug på ITM vid Stockholms universitet samt Erik Swietlicki och Johan Genberg vid Lunds universitet för värdefulla synpunkter och hjälp med aktuella observationsdata.

Sammanfattning

Bakgrund och syfte

År 1999 startade Naturvårdsverket ett projekt för kartläggning av partikelhalter i Sverige samt identifikation av de viktigaste källorna. Kartlägningsprojektet byggde på mätningar under två år (1999-2001). Resultaten har varit till stor nytta och legat till grund för bland annat införande av nya miljömål och miljökvalitetsnormer, åtgärdsförslag och vetenskapliga publikationer. För första gången kunde haltnivåer av PM10 och PM2.5 beskrivas systematiskt i regional och urban bakgrund samt gaturum i Sverige. Tre huvudkällor till höga partikelhalter i Sverige kunde identifieras; långdistanstransport, uppvirvling av vägdamm och vedeldning.

Sedan dess har kunskapen om partiklar ökat. Miljökvalitetsnormer har införts i Sverige och miljömål har formulerats. Idag finns mer mätdata tillgängliga och för vissa områden finns även längre tidsserier. Intresset för sjöfartens bidrag till luftföroreningar och partiklar har ökat, eftersom dess relativa bidrag jämfört med landbaserade emissioner ökar. Nya studier inriktade på förståelse av olika processer har genomförts. Modeller har utvecklats och förbättrats, därigenom har också möjligheten att kvantifiera olika källors bidrag ökat. Behovet att använda modeller i arbetet med miljömål och miljökvalitetsnormer har också blivit större.

Syftet med denna studie är att presentera huvuddragen av den kunskap som kommit fram under de senaste tio åren om partikelhalter i Sverige, framförallt PM10 och PM2.5, men också peka på kunskapsluckor.

Undersökningen

Undersökningen har inriktats på fyra olika aspekter av partikelhalter i Sverige nämligen halter (Avsnitt 2), källor och deras bidrag till halter (Avsnitt 3), forskningsmetoder (Avsnitt 4) och kunskapsluckor (Avsnitt 5).

Haltavsnittet inleds med en sammanställning av mätdata av PM10 och PM2.5 från de stationer vars mätningar är inrapporterade till datavärdskapet för luftkvalitet. Olika aspekter av dessa data presenteras, som till exempel tidsserier, relationer mellan PM2.5 och PM10, relationer mellan årsmedelvärden och percentiler och relationer mellan partikelhalter i olika miljöer. Exempel på kartläggning av halter via mät- och modelldata presenteras. Partiklarnas kemiska sammansättning och haltnivåer för ultrafina partiklar diskuteras, liksom betydelsen av organiska ämnen och sot.

Avsnittet om källor och deras bidrag till halter inleds med en sammanställning av de största källorna i Sverige för primära partikelutsläpp av PM10 och PM2.5. Därefter diskuteras några av dessa källor i mer detalj, nämligen vägtrafik, småskalig vedeldning och sjöfart. Kvantifiering görs även av Europas respektive Sveriges bidrag till partiklar av antropogent ursprung och av den organiska partikelfractionen.

Avsnittet forskningsmetoder behandlar mätplatser, mätmetoder, modeller och beräkningsförutsättningar.

I det avslutande avsnittet sammanfattas viktiga kunskapsluckor och förslag ges på nya studier för att klarlägga dessa.

De viktigaste slutsatserna

Under de senaste tio åren har kunskapen om partiklar ökat men också bekräftat den bild som gavs i det första kartlägningsprojektet. I dag finns relativt omfattande mätdata av PM10 och PM2.5 i Sverige. Modeller och webbaserade verktyg har tagits fram som gör det möjligt att belysa många nya aspekter, speciellt vad gäller halter av PM10 i relation till miljö kvalitetsnormerna.

Kunskapsbrister finns fortfarande när det gäller partiklars kemiska sammansättning och emissionsdata är osäkra för flera källor.

Nedan listas några av de viktigaste slutsatserna enligt rapportens kapitelindelning.

Halter

Halter av PM10 i regional bakgrund (årsmedel) varierar mellan 13-18 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra och västra Götaland (Vavihill och Råö), 9-15 $\mu\text{g m}^{-3}$ i östra Svealand (Aspvreten och Norr Malma) och 6-8 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Vindeln (i Västerbotten). Halterna i Aspvreten har halverats sedan 1990; från ca 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ i början av 1990-talet till ca 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ i slutet av 2000-talet. Det är oklart om denna trend är allmän för Sverige.

Halten av PM10 i urban bakgrund varierar mellan olika stationer beroende bland annat på tätortens storlek och läge i Sverige. Årsmedelhalten i urban bakgrund uppgår generellt till 13-25 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 10-23 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 11-20 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 7-18 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland. Motsvarande värden för 90-percentils dygnsmedelvärde är 23-60 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 17-45 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 18-50 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 15-35 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland.

I gaturum är halterna av PM10 ca 15-30 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 13-35 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 18-45 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 12-30 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland. Motsvarande värden för 90-percentils dygnsmedelvärde är 25-55 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 25-55 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 30-110 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 20-50 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland. Flertalet av de mest belastade gaturummen i Sverige har problem att klara miljö kvalitetsnormerna för PM10 och speciellt svårt är det att klara normen för dygnsmedelvärde.

Årsmedelvärdet av PM2.5 varierar mellan 5-12 $\mu\text{g m}^{-3}$ i regional bakgrund, 7-13 $\mu\text{g m}^{-3}$ i urban bakgrund och 7-20 $\mu\text{g m}^{-3}$ i gaturum. Mätdata i regional bakgrund visar en nord-sydlig gradient i halter. I urban bakgrund och gaturum påverkas halterna också av tätortens storlek samt lokala emissioner och meteorologi. Skillnaden mellan halten av fina partiklar uppmätt i regional bakgrund och urban bakgrund är relativt liten; de urbana

halterna är vanligen några $\mu\text{g m}^{-3}$ högre än halterna vid närmaste regionala bakgrundsstation. Däremot är det lokala tillskottet i gaturum något större, uppemot 8-10 $\mu\text{g m}^{-3}$. Risken för överskridande av föreslagen miljö kvalitetsnormen på 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ för PM2.5 som årsmedelvärde bedöms vara liten. Däremot kan det finnas risk för att miljömålet Frisk luft inte uppnås i alla trafikmiljöer.

Källor och deras bidrag till halter

De största svenska antropogena källorna till primära partiklar för PM10 och PM2.5 är vägtrafiken, småskalig biobränsleeldning, energiförsörjning, papper och pappersmassa, järn och stålproduktion och jordbruk.

Vägtrafikens emissioner domineras av slitagepartiklar från vägbanan och fordon. Dubbdäck och vinterväghållningen spelar en betydande roll för generering av dessa partiklar. Inga större förändringar av dessa faktorer har skett under de senaste tio åren. Vägtrafikens utsläpp av avgaspartiklar har däremot minskat.

Uppskattningar av utsläppen från den småskaliga biobränsleeldningen är mycket osäkra. Det gäller såväl uppskattningar på nationell som på lokal nivå. Orsaken är bland annat att det saknas ett detaljerat nationellt sotardataregister och att uppskattade emissionsfaktorer är osäkra. Det finns dock en stor potential till utsläppsminskningar.

Sjöfartens utsläpp av partiklar är betydande. För Sveriges del är påverkan störst nära kusten i västra och södra delarna av landet. Sjöfartens bidrag till PM2.5 halterna uppskattas här till ca 1-3 $\mu\text{g/m}^3$.

En del av de regionala halterna av PM10 och PM2.5 kommer från källor utanför Sverige gränser. Sveriges egna bidrag till de regionala halterna av antropogent PM är dock inte försumbart. I Svealand och längs Norrlandskusten bidrar Sveriges utsläpp med ca 30-50% medan påverkan från svenska källor är lägre i södra Götaland, ca 20-30%. Det bör betonas att dessa uppskattningar baseras på modellerade PM-halter för sekundära oorganiska ämnen och direktemitterade (primära) partiklar från antropogena källor. Det gör att det "svenska" bidraget till uppmätt PM i regional bakgrundsluft antagligen är högre eftersom de svenska skogarnas utsläpp av organiska ämnen också bidrar till bildning av partiklar.

Kunskapen om den organiska partikelfraktionerna, som kommer från både naturliga och antropogena källor, är bristfällig eftersom det råder stor brist på mätningar av organiska partiklar i Sverige. De data och modeller som finns tyder dock på att organiska ämnen kan utgöra en betydande del av partikelmassan (ca 25-50% i Aspvreten).

Kunskapsluckor

- Småskalig vedeldning är en betydande källa till partiklar i landet och kommer troligen att vara det även i fortsättningen. Osäkerheten i emissionsuppskattningar är stora. Nationella uppskattningar baseras på fältstudier från ett begränsat antal användare i

södra Sverige och för en begränsad tidsperiod. Kunskapen om vedeldningen i enskilda bostadsområden är mycket begränsad. Det finns ett stort behov av utvärdering av den småskaliga biobränsleeldningens bidrag till emissioner och halter. Ett program bör formuleras som syftar till regelbundna utvärderingar. Programmet kan innehålla en kombination av mätningar i fält och enkäter. Vi föreslår att en workshop genomförs med syfte att ta fram ett sådant program.

Ett förslag är att kommunerna via sin upphandling av sotare (räddningstjänster), kontinuerligt samlar in detaljerad information om eldstäderna i kommunen. Detta ger på sikt ett bra underlag för utvärdering av vedeldningens bidrag till luftföroreningshalterna.

- Vägtrafiken är en betydande källa för luftföroreningar i Sverige som är under stark förändring. Kontinuerliga uppföljningar av emissioner och halter görs i viss utsträckning och bör fortsätta men också stärkas genom regelbundna utvärderingar av vägtrafikens emissioner och hur de påverkar luftkvalitet i verkliga trafikmiljöer.
- Det saknas fortfarande detaljerade, empiriskt underbyggda, kvantitativa samband för hur olika faktorer påverkar emissionen av icke-avgaspartiklar i verkliga trafikmiljöer.
- Kunskapen behöver förbättras vad gäller hur halter avklingar från stora vägar. För exponeringsberäkningar är det väsentligt att modellerna ger en realistisk bild av avklingningen så att inte exponeringen över- eller underskattas. En relativt stor osäkerhet finns här eftersom sådana systematiska studier, så vitt vi känner till, inte gjorts i Sverige. Vi föreslår därför att en mätkampanj genomförs nära en motorväg där mätningar av partiklar och NO_x görs på några olika avstånd från vägen. Samtidigt görs mätningar av trafik, meteorologi och bakgrundshalter för att erhålla fullständiga data för validering av olika spridningsmodeller. Dessa data används därefter för att öka förståelsen för partikelspridningen nära stora vägar och för tester och utvärdering av olika spridningsmodeller.
- Haltvariationerna inom städer är stora. Regelbundna mätningar görs centralt i tätorter, till exempel vid gågator, ovan tak och i gaturum. Så gott som inga mätningar görs i enskilda bostadsområden där en väsentlig del av den urbana exponeringen sker. För att beskriva halter i dessa områden används ibland spridningsmodeller, som i stort sätt är överifierade för dessa miljöer. Sådana uppskattningar blir därför osäkra. Vi föreslår därför att ett program tas fram med syfte att öka kunskapen vad gäller haltvariationer i tätorter och för utveckling och verifikation av spridningsmodeller för exponeringsberäkningar.
- Partiklarnas kemiska sammansättning är dåligt känd. I Sverige finns mätningar av sekundära oorganiska ämnen, för ett fåtal stationer, men mätningar av natrium, för uppskattning av havssalt, och organiska ämnen finns endast i mycket begränsad omfattning, vilket gör det svårt att utveckla dessa delar av regionala modeller. Tillgängliga aerosolmodeller för regionala spridningsberäkningar har fortfarande stor förbättringspotential och emissionerna är mycket osäkra för många källor. Eftersom de

regionala modeller, som för närvarande används, inte klarar att modellera hela PM-massan och att det även i tillgängliga mätdata saknas en fullständig beskrivning av partiklarnas sammansättning, är det fortfarande till stora delar oklart hur mycket av PM10 respektive PM2.5 som är av naturligt respektive antropogent ursprung. Andelen långtransportbidrag i förhållande till närregionala bidrag är också oklar. Regionalt representativa mätningar av partiklars kemiska sammansättning är nödvändiga för att utvärdera hur bra kombinationen modell/emissionsdata kan återskapa koncentrationer av enskilda ämnen och total partikelmassa och för att kunna vidareutveckla modellerna. Detaljerade mätningar av partiklar (massa, kemisk sammansättning, storleksfördelning), gaser och meteorologiska förhållanden vid några, väl placerade, mätstationer skulle kunna ge ett stort bidrag till kunskapen om partiklar i Sverige. Sådana mätningar bör också göras i stadsmiljö, speciellt med tanke på exponering och hälsoeffekter

- Den geografiska fördelningen av partiklar i Sverige är osäker. Då man inte kan utesluta relativt stor geografisk variation i landet, för till exempel organiska partiklar från vegetation, behöver mätningar göras vid flera platser för man ska kunna beskriva PM10- och PM2.5-fördelningen över landet med större säkerhet än idag. De kompletterande mätningarna bör göras för åtminstone ett år på varje plats och med en tidsupplösning som medger studier av säsongsvariationer i halterna.

Innehållsförteckning

1. Inledning	1
2. Halter	2
2.1 Sammanställning av uppmätta haltnivåer	2
2.1.1 PM10	2
2.1.2 PM2.5	8
2.2 Tidsserier – säsongsvariation och trender	10
2.2.1 Säsongsvariation	10
2.2.2 Trender	13
2.3 Andel PM2.5 av PM10	15
2.4 Förhållande mellan årsmedelvärden och percentiler	17
2.5 Förhållande mellan partikelhalter i olika miljöer	20
2.6 Kartläggning av partikelhalter genom integrering av mät- och modelldata	23
2.7 Partiklarnas kemiska sammansättning	25
2.7.1 Havssalt	29
2.7.2 Sulfat, nitrat och ammonium	29
2.7.3 Organiska ämnen och sot	31
2.8 Ultrafina partiklar	36
3. Källor och deras bidrag till halter	39
3.1 De största källorna	39
3.2 Vägtrafik	42
3.3 Småskalig vedeldning	43
3.4 Sjöfartens bidrag	46
3.5 Europas respektive Sveriges eget bidrag till PM av antropogent ursprung	48
3.6 Den organiska partikelfractionen	49
3.6.1 Källor	49
3.6.2 Sekundär organisk aerosol (SOA)	50
3.6.3 Källfördelning	51
4. Forskningsmetoder	52
4.1 Mätningar	52
4.1.1 Mätplatser och mätnät	52
4.1.2 Mätmetoder	55
4.2 Käll-receptormodellering	57
4.3 Modellering	59
4.3.1 Vägtrafik	59
4.3.2 Småskalig vedeldning	68
4.4 Urban modellering	70
4.5 Regional modellering	72
4.5.1 MATCH-modellen	72
4.5.2 Meteorologi	75
4.5.3 Emissioner	75
4.5.4 Modellering av organiska partiklar med EMEP-modellen	76
4.6 Dataintegrering och dataassimilation av modell- och mätdata	78

5. Kunskapsluckor	80
5.1 Emissioner.....	80
5.2 Mätningar.....	80
5.3 Lokal modellering.....	80
5.3.1 Vägtrafik.....	80
5.3.2 Småskalig vedeldning.....	82
5.4 Urban modellering.....	82
5.5 Regional modellering.....	82
 Referenser	 84
 Appendix A: Mätdata för PM2.5	 91
 Appendix B: Mätdata för PM10	 93
 Appendix C: Förhållande mellan partikelhalter i olika miljöer	 102

1. Inledning

År 1999 startade Naturvårdsverket ett projekt för kartläggning av partikelhalter i Sverige samt identifikation av de viktigaste källorna. Kartläggningsprojektet byggde på mätningar under två år (september 1999-augusti 2001, Areskoug et al., 2001, 2004). Resultaten har varit till stor nytta och legat till grund för, bland annat, införande av nya miljömål och miljökvalitetsnormer, åtgärdsförslag och vetenskapliga publikationer. För första gången kunde haltnivåer av PM10 och PM2.5 beskrivas systematiskt i regional bakgrund, urban bakgrund samt gaturum i Sverige. Tre huvudkällor till höga partikelhalter i Sverige kunde identifieras; långdistanstransport, uppvirvling av vägdamm och vedeldning.

Sedan dess har kunskapen om partiklar ökat. Miljökvalitetsnormer har införts i Sverige och miljömål har formulerats, varför det idag finns mer mätdata och längre tidsserier tillgängliga. Intresset för sjöfartens bidrag till luftföroreningar och partiklar har ökat då dess relativa bidrag jämfört med landbaserade emissioner ökar. Nya studier inriktade på förståelse av olika processer har genomförts.

Modeller har utvecklats och förbättrats, därigenom har också möjligheten att kvantifiera olika källors bidrag ökat. Behovet att använda modeller i arbetet med miljömål och miljökvalitetsnormer har också ökat. Kvalitetskrav har formulerats och ett europeiskt initiativ har tagits för att ta fram riktlinjer hur dessa skall tillämpas (Fairmode, 2010). Kvalitetskraven hänger nära samman med hur väl modellerna beskriver mätdata. Osäkerhetsuppskattningar och kunskapsluckor kan beskrivas genom att jämföra uppmätta och modellerade halter. En del av denna rapport kommer därför ägnas åt att beskriva hur väl olika modeller idag beskriver mätdata och vilka osäkerheter och kunskapsluckor som finns.

Partiklar i atmosfären är en komplex blandning mellan fasta partiklar och vätskedroppar. Partiklarna uppträder i många olika storlekar och former och består av många olika kemiska komponenter. En del av partiklarnas emitteras direkt, andra bildas genom komplicerade kemiska reaktioner i atmosfären. Många ämnen i luften finns dessutom samtidigt i både gas och partikelform. Källorna till partiklar är både antropogena och naturliga. Partikelhalterna varierar i tid och rum, variationer som är starkt beroende på olika meteorologiska processer. Att beskriva partiklar är en stor vetenskaplig utmaning, varför förenklingar är nödvändiga. En sådan förenkling är att beskriva och modellera partiklarna på olika geografiska skalor, vilket tillämpas i denna rapport.

Syftet med denna studie är att presentera huvuddragen av den kunskap som kommit fram under de senaste tio åren om partikelhalter i Sverige, framförallt avseende PM10 och PM2.5, men också peka på kunskapsluckor. I Avsnitt 2 görs en sammanställning av uppmätta partikelhalter, halternas säsongsvariation samt partiklarnas kemiska sammansättning. Dessutom visas resultat för kartläggning av partikelhalter genom integrering av mät- och modelldata. I Avsnitt 3 diskuteras olika källor (såsom vägtrafik, småskalig vedeldning och sjöfart) och deras bidrag till partikelhalter. Kvantifiering görs även av Europas respektive Sveriges eget bidrag till partiklar av antropogent ursprung. Avsnitt 4 behandlar forskningsmetoder som tillämpas och presenterar mätplatser,

mätmetoder, modell- och beräkningsförutsättningar. Slutligen presenteras kunskapsluckor i Avsnitt 5.

2. Halter

EUs nya Luftdirektiv (EU, 2008) och införandet av miljökvalitetsnormer för PM10-halter i den svenska lagstiftningen har medfört att antalet mätstationer för partikelhalter har ökat under 2000-talet. De flesta mätningar har en begränsad tidssträckning, oftast något eller några kalenderår eller vinterhalvår. Vid några mätstationer har kontinuerliga mätningar utförts sedan 1990-talet, däribland den regionala mätstationen i Aspvreten i Nyköpings kommun och den urbana mätstationen på Femmanhusets tak i centrala Göteborg. Kartläggningen inom ramen för denna studie inkluderar PM10- och PM2.5-data från mätstationer vars mätningar finns inrapporterade till datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2010), vilket är den officiella databasen för luftkvalitetsmätningar i Sverige. I Avsnitt 4.1 ges mer detaljerad information om mätplatser, mätperioder och mätmetoder.

2.1 Sammanställning av uppmätta haltnivåer

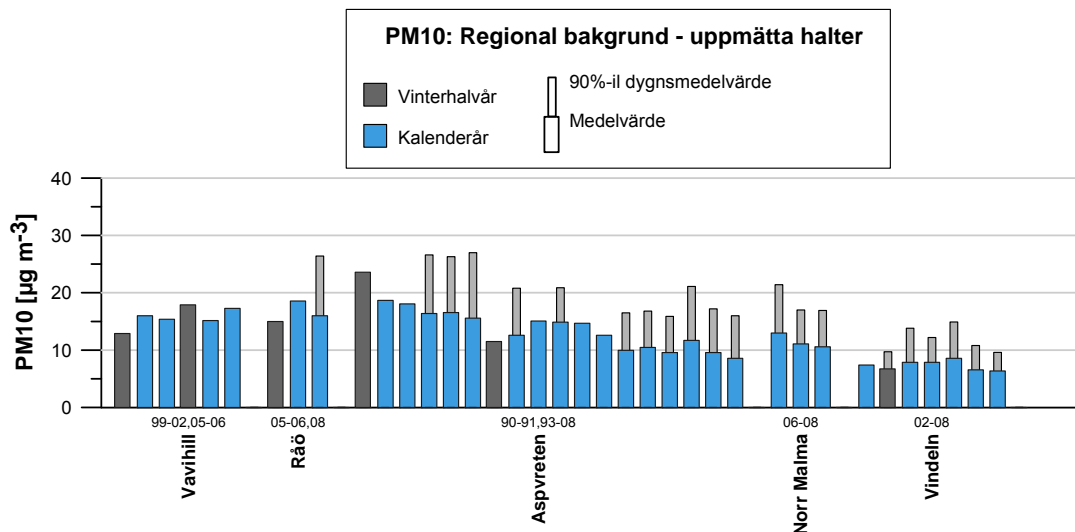
2.1.1 PM10

Uppmätta halter av PM10 i regional bakgrund (landsbygd) visas i Figur 1. Data från fem regionala bakgrundsstationer finns inrapporterade till datavärdskapet. Alla utom Norr Malma ingår i EMEP, vilket är ett samarbetsprogram för mätning och utvärdering av långdistanstransport av luftföroreningar i Europa (<http://www.emep.int/>).

Halterna av PM10 vid de regionala bakgrundsstationerna varierar i landet, med de högsta halterna på Vavihill (Skåne), som ligger nära den tätbefolkade Öresundsregionen, och på Råö (vid västkusten), som är relativt starkt påverkad av havssaltspartiklar (kapitel 2.7.1; Persson och Sjöberg 2007; Ferm et al., 2007).

Haltnivåerna (årsmedelvärde av PM10) under 2000-talet varierar mellan 13-18 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra och västra Götaland (Vavihill och Råö), 9-15 $\mu\text{g m}^{-3}$ i östra Svealand (Aspvreten och Norr Malma) och 6-8 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Vindeln (i Västerbotten).

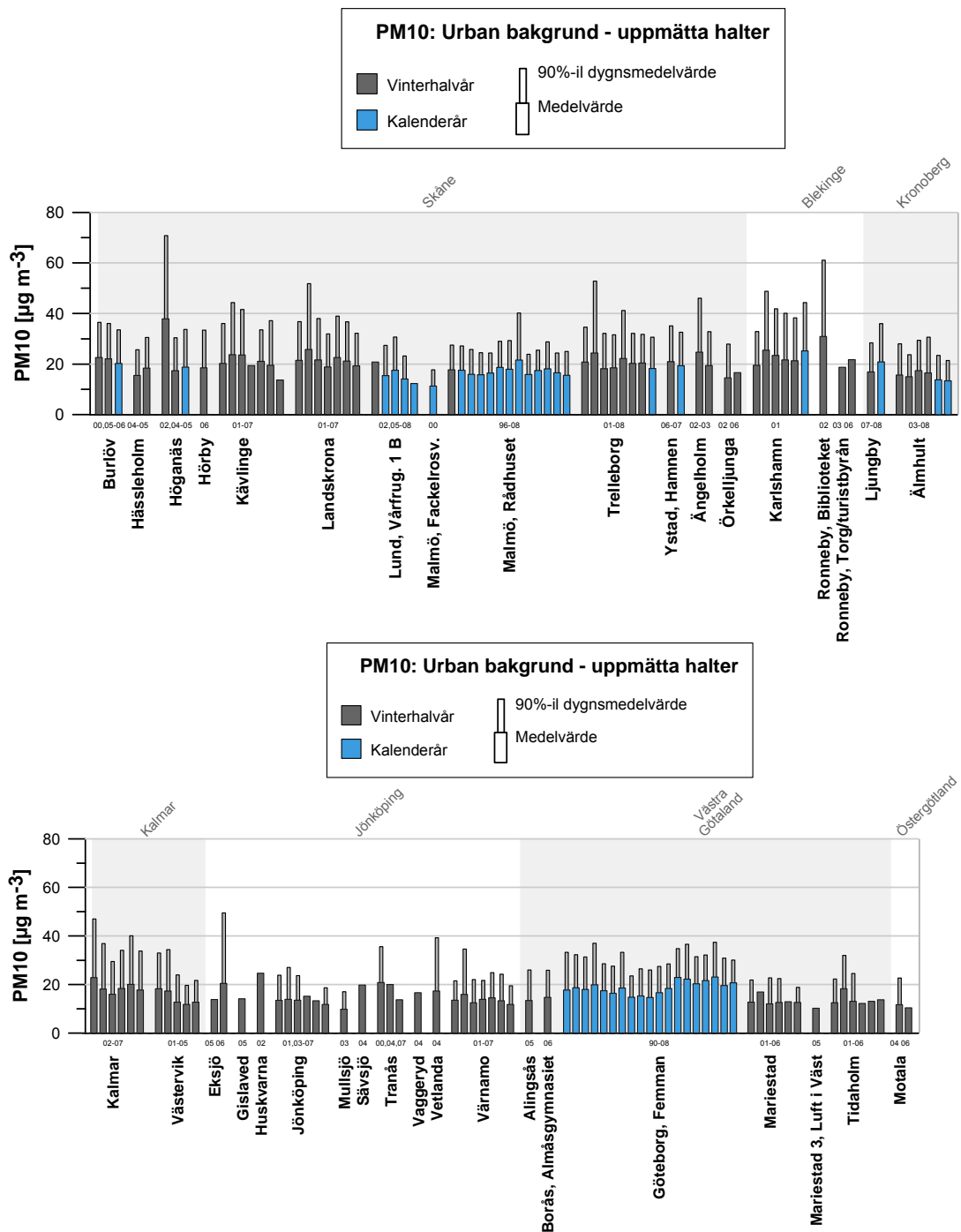
De flesta mätstationer har mätt PM10-halter sedan början av 2000-talet, undantaget Aspvreten där mätningar har utförts kontinuerligt sedan 1990. Halterna i Aspvreten har halverats sedan 1990; från ca 20 $\mu\text{g m}^{-3}$ i början av 1990-talet till ca 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ i slutet av 2000-talet. Det är oklart om denna trend är allmän för Sverige eller beror på mer lokala/regionala förändringar som påverkar Aspvreten mer än övriga landet.



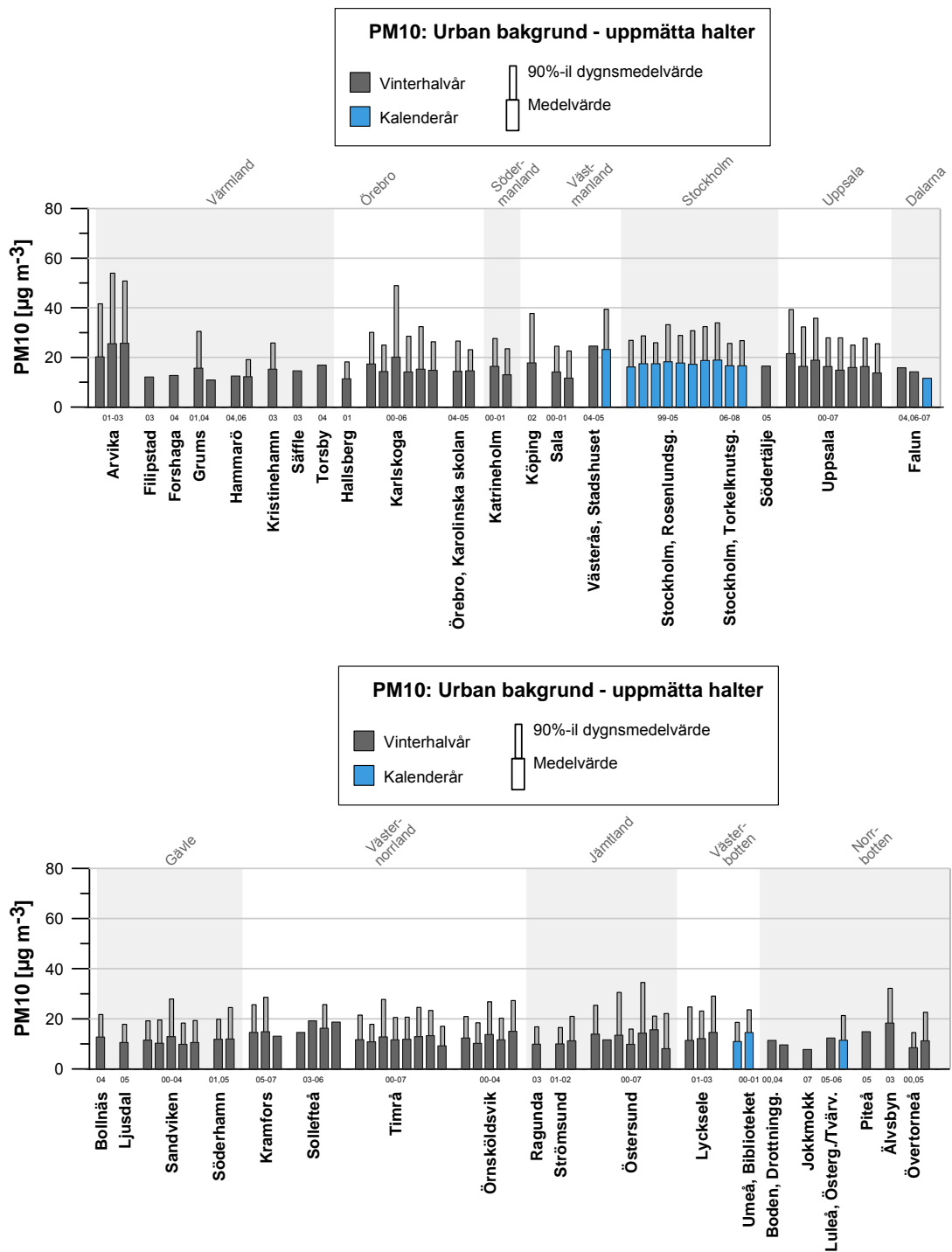
Figur 1. Uppmätta halter av PM10 för mätstationer i regional bakgrund (landsbygd) i Sverige. Siffrorna ovanför mätstationens namn anger under vilka år mätningarna är utförda. Stationerna är sorterade från söder till norr. Samtliga mätdata i denna del (Avsnitt 2.1) är hämtade från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2010). Årsmedelvärden visas för år med minst 240 dygn med mätningar. 90%-il visas för år med minst 280 mättdygn. Vinterhalvårsdata gäller oktober – april och redovisas för år med minst 90 dygns data, 130 dygn för 90%-il. Mätdata ska dessutom vara jämt fördelade över perioden.

I Figur 2 och 3 visas uppmätta halter av PM10 för mätstationer i urban bakgrund. Mätstationerna för denna typ av station är oftast placerade centralt i tätorten antingen i taknivå eller 2-8 meter ovan marknivå vid en plats som inte anses direkt påverkad av enskilda lokala källor (t.ex. torgytor eller gågator). Mätningarna är gjorda i taknivå för exempelvis Stockholm, Göteborg och Malmö, medan mätstationer som ingår i IVLs Urbanmätnät (IVL, 2009), ofta är placerade vid torgytor och gågator.

Halten av PM10 varierar mellan olika stationer beroende bland annat på tätortens storlek och dess läge i Sverige. Årsmedelhalten i urban bakgrund uppgår till 13-25 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 10-23 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 11-20 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 7-18 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland. Motsvarande värden för 90-percentils dygnsmedelvärde är 23-60 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 17-45 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 18-50 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 15-35 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland. Notera att de flesta mätningar är gjorda under vinterhalvår.



Figur 2. Uppmätta halter av PM10 för mätstationer i urban bakgrund i Götaland. Siffrorna ovanför mätstationens namn anger under vilka år mätningarna är utförda. Stationerna är sorterade länsvis från söder till norr. Årsmedelvärden visas för år med minst 240 dygn med mätningar. 90%-il visas för år med minst 280 mätdygn. Vinterhalvårsdata gäller 1 oktober – 1 april och redovisas för år med minst 90 dygns data, 130 dygn för 90%-il. Mätdata ska dessutom vara jämt fördelade över perioden.



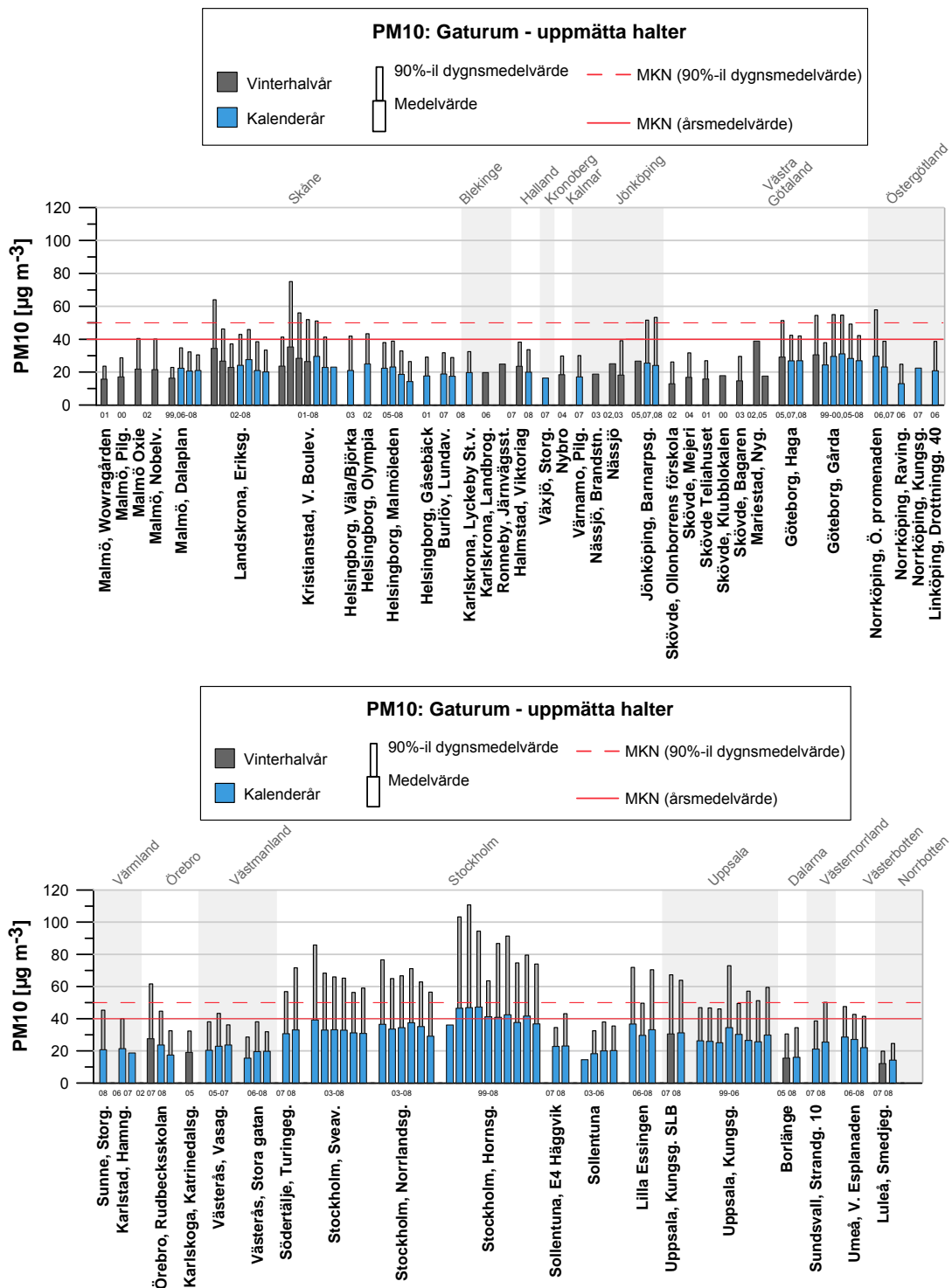
Figur 3. Uppmätta halter av PM10 för mätstationer i urban bakgrund i Svealand (överst) och Norrland (nederst). Siffrorna ovanför mätstationens namn anger under vilka år mätningarna är utförda. Stationerna är sorterade länsvis från söder till norr. Årsmedelvärden visas för år med minst 240 dygn med mätningar. 90%-il visas för år med minst 280 mättdygn. Vinterhalvårsdata gäller 1 oktober – 1 april och redovisas för år med minst 90 dygns data, 130 dygn för 90%-il. Mätdata ska dessutom vara jämt fördelade över perioden.

I gaturum bidrar de lokala emissionerna från vägtrafiken till totalhalter av PM10 på 15-30 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 13-35 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 18-45 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 12-30 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland, se Figur 4. Motsvarande värden för 90-percentils dygnsmedelvärde är 25-55 $\mu\text{g m}^{-3}$ i södra Götaland, 25-55 $\mu\text{g m}^{-3}$ i norra Götaland, 30-110 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Svealand och 20-50 $\mu\text{g m}^{-3}$ i Norrland. I gaturum är mätningarna, till skillnad från urban bakgrund, gjorda under kalenderår för en övervägande del av stationerna.

Haltnivåerna i gaturummen är beroende av en rad faktorer, såsom trafikmängder, fordonssammansättning och gaturummets karaktär. Intressant är att den geografiska variationen av halter i gaturum är annorlunda än för halter i regional bakgrund. I gaturum uppmäts de högsta halterna i Svealand. Orsaken till detta är troligen i huvudsak uppvirvlingen av vägdamm från väg-, däck- och fordonsslitage.

I synnerhet dubbdäcksanvändning har visat sig ge upphov till ett betydande vägsitage och bidrag till PM10-halter (Norman and Johansson, 2006; Omstedt och Andersson, 2008; Gustafsson et al., 2009). Dubbdäcksanvändningen i Sverige varierar från ca 30 % i Skåne till ca 70-90 % i Svealand och Norrland, vilket kan förklara de lägre haltbidragen i södra Sverige. Att emissionsfaktorn har ett maximum i Svealand kan åtminstone delvis bero på att meteorologin i Svealand är mer gynnsam för uppvirvling av vägdamm (vanligare med torra vägbanor) än i Norrland.

Flertalet av de mest belastade gaturummen i Sverige har problem att nå upp till miljökvalitetsnormerna för PM10 och speciellt svårt är det att klara normen för dygnsmedelvärde. Omstedt et al. (2010a) har visat att det även i framtiden kan bli svårt att klara miljökvalitetsnormen för PM10 enbart till följd av minskade emissioner i Europa och Sverige. Andra lokala åtgärder, exempelvis minskad dubbdäcksanvändning, förändrad vägbeläggning eller trafikminskningar, blir därför sannolikt nödvändiga för att klara PM10-normen i framtiden.



Figur 4. Uppmätta halter av PM10 för mätstationer i gaturum i Götaland (överst) respektive Svealand och Norrland (nederst). Siffrorna ovanför mätstationens namn anger under vilka år mätningarna är utförda. Stationerna är sorterade länsvis från söder till norr. Årsmedelvärden visas för år med minst 240 dygn med mätningar. 90%-il visas för år med minst 280 mätdygn. Vinterhalvårsdata gäller 1 oktober – 1 april och redovisas för år med minst 90 dygns data, 130 dygn för 90%-il. Mätdata ska dessutom vara jämt fördelade över perioden.

2.1.2 PM2.5

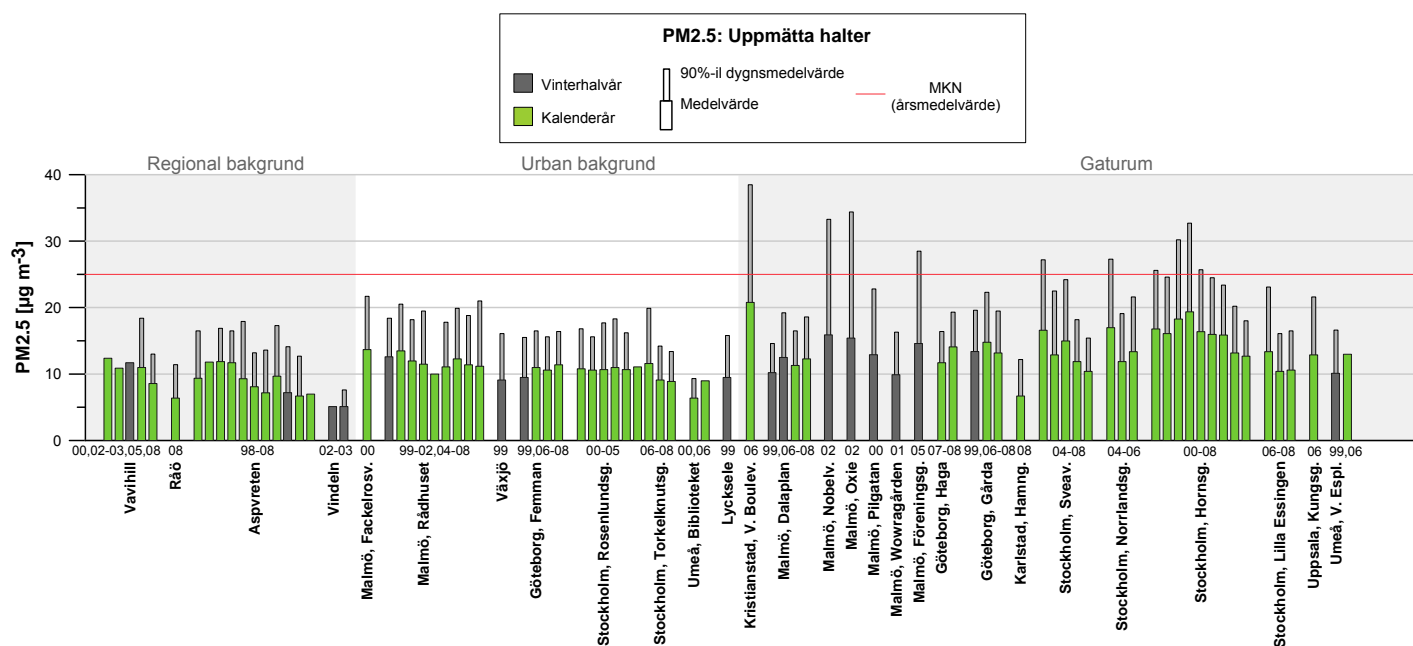
I Figur 5 visas uppmätta haltnivåer (årsmedelvärde och 90-percentils dygnsmedelvärde) av PM2.5 i Sverige för regional bakgrund, urban bakgrund och gaturum. Resultaten är lika de som presenterades i Andersson et al. (2008), bortsett från att några ytterligare mätningar, som har tillkommit under senare år, har inkluderats.

Årsmedelvärdet av PM2.5 varierar mellan 5-12 $\mu\text{g m}^{-3}$ i regional bakgrund, 7-13 $\mu\text{g m}^{-3}$ i urban bakgrund och 7-20 $\mu\text{g m}^{-3}$ i gaturum. Mätdata i regional bakgrund visar en nord-sydlig gradient i halter. I urban bakgrund och gaturum påverkas halterna också av tätortens storlek samt lokala emissioner och meteorologi.

Vad gäller PM2.5-halter vid regionala bakgrundsstationer är halterna på Vavihill (Skåne) något högre än vid de andra stationerna. De högre halterna vid Vavihill kan delvis bero på närheten till Öresundsregionen. Vid Aspvreten, den station som har längst mätserie, varierar årsmedelvärdena av PM2.5 från 7 till 12 $\mu\text{g m}^{-3}$ under åren 1998-2008.

Skillnaden mellan halten av fina partiklar uppmätt i regional bakgrund respektive urban bakgrund är relativt liten, vanligen några $\mu\text{g m}^{-3}$, som årsmedelvärde av PM2.5. Däremot är halterna i gaturum ofta klart högre, upp till 8-10 $\mu\text{g m}^{-3}$ över halterna i bakgrundsluft. Även för PM2.5 beror de högre halterna i gaturum delvis på uppvirvling av vägdamm.

Av tidigare mätningar att döma verkar det inte finnas någon risk för överskridande av den föreslagna miljö kvalitetsnormen på 25 $\mu\text{g m}^{-3}$ för PM2.5 som årsmedelvärde. Studier har visat att exponeringskoncentrationsskyldighet och exponeringsminskningsmål för PM2.5, vilka finns definierade enligt EUs nya luftdirektiv, troligen kommer att kunna uppnås till år 2020 för de flesta platser i Sverige till följd av emissionsminskningar i Europa som helhet (Andersson et al., 2008; Omstedt et al., 2010a). Däremot kan det finnas risk för att miljömålet Frisk luft inte uppnås i alla trafikmiljöer.



Figur 5. Uppmätta halter av PM2.5 för mätstationer i Sverige placerade i regional bakgrund, urban bakgrund och gaturum. Siffrorna ovanför mätstationens namn anger under vilka år mätningarna är utförda. Stationerna är sorterade från söder till norr inom respektive kategori. Årsmedelvärden visas för år med minst 240 dygn med mätningar. 90%-il visas för år med minst 280 mättdygn. Vinterhalvårsdata gäller 1 oktober – 1 april och redovisas för år med minst 90 dygns data, 130 dygn för 90%-il. Mätdata ska dessutom vara jämt fördelade över perioden.

2.2 Tidsserier – säsongsvariation och trender

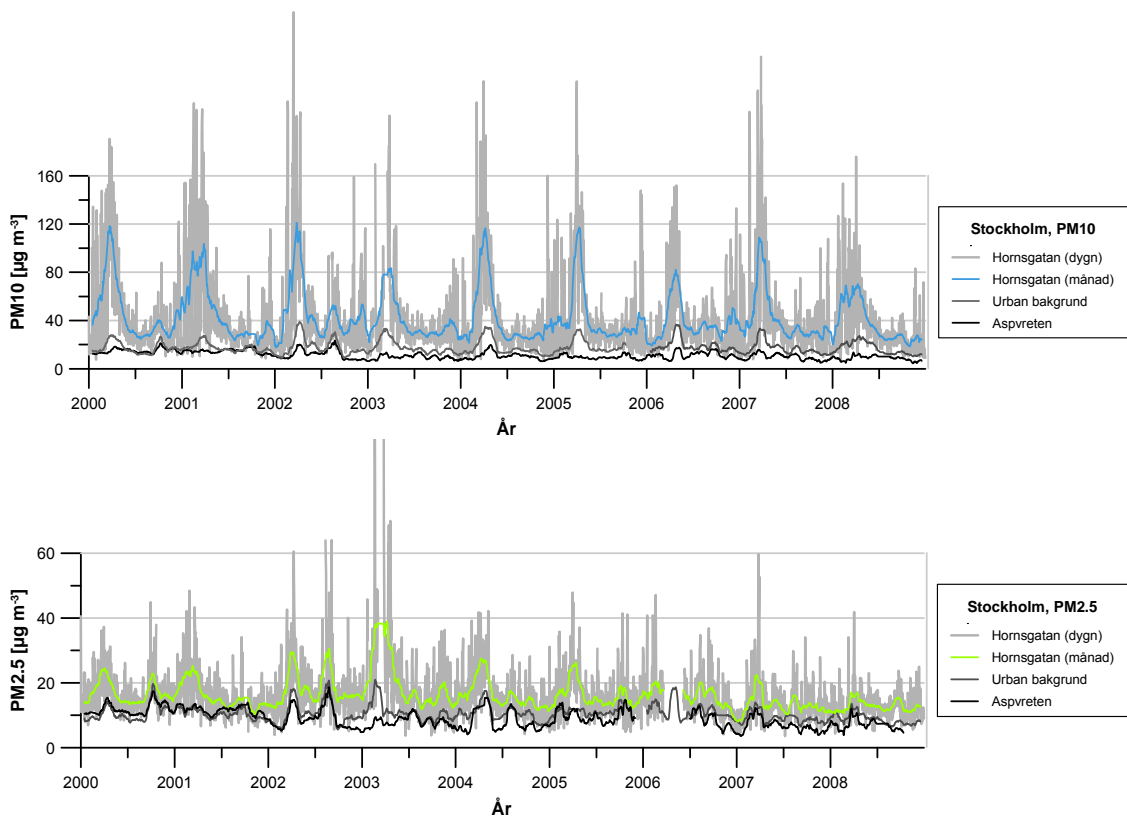
2.2.1 Säsongsvariation

De längsta mätserierna av partikelhalter i gaturum finns i storstäderna. Säsongsvariation mellan år 2000-2008 av uppmätta PM10-halter samt PM2.5-halter i Stockholm, framgår av Figur 6. I figuren återfinns dygnsmedelhalter och löpande månadsmedelhalter för Hornsgatan samt löpande månadsmedelhalter för urban bakgrund (Rosenlundsgatan och Torkel Knutssonsgatan) och regional bakgrund (Aspvreten).

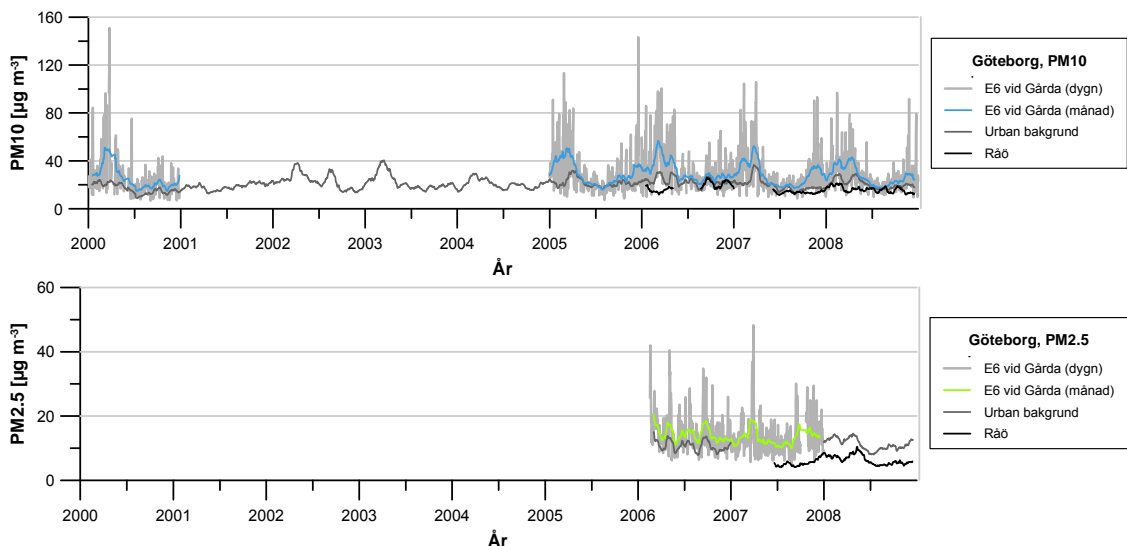
De karaktäristiska vårtopparna, med mycket höga koncentrationer av PM10, som är vanligt förekommande i nordiska länder när vägbanan torkar upp och vägdamm virvlar upp i luften, syns tydligt i figuren. Under perioderna med högst halter av PM10 vid Hornsgatan är det löpande månadsmedelvärdet ca 80-120 $\mu\text{g m}^{-3}$. Vissa dygn kan Hornsgatan ha mycket höga haltnivåer på över 200 $\mu\text{g m}^{-3}$. Korrelationen mellan gaturum och urban bakgrund är tämligen hög och vårtopparna syns i urban bakgrund, men där är haltnivåerna betydligt lägre (maximalt ca 35-40 $\mu\text{g m}^{-3}$). Viss variabilitet mellan olika år kan också skönjas; 2006 och 2008 är två år med lägre halter av PM10. Huvudförklaringen till detta är sannolikt meteorologiska variationer mellan åren. Några episoder med höga halter av partiklar i urban bakgrund, som kan vara orsakade av långdistanstransport av partiklar, framträder även i figurerna bland annat hösten 2000 och sommaren 2002.

För PM2.5 framträder också en säsongsvariation, men inte lika utpräglad som för PM10. De högsta halterna i gaturummen uppträder under våren, men detta återspeglas inte i lika hög grad i urban bakgrund. Våren 2003 var halterna av fina partiklar vid Hornsgatan höga, samtidigt som PM10-halterna var låga. Under denna period var PM2.5-halterna vid den regionala bakgrundsstationen Aspvreten också låga. Orsaken till de höga PM2.5-halterna på Hornsgatan är oklar, delvis beroende på stort databortfall under denna period.

I Figur 7 visas säsongsvariationen av partikelhalter för Göteborg. Mätningar av PM10 har utförts vid E6 vid Gårda år 2000, samt 2005-2008. Mätningar har även gjorts i urban bakgrund vid Femmanhuset samt regional bakgrund vid Råö. För PM2.5 fanns enbart mätningar i Gårda för åren 2006-2007 att tillgå då denna studie genomfördes. Även i Göteborg kan en säsongsvariation med vårtoppar observeras, dock med betydligt lägre haltnivåer än i Stockholm (samtliga maximum av PM10 är lägre än 50 $\mu\text{g m}^{-3}$). Detta kan, i viss utsträckning, förklaras med att denna trafikmiljö är av relativt öppen och välventilerad karaktär. Vad gäller fina partiklar i Göteborg är mätperioden för kort för att kunna dra några definitiva slutsatser om säsongsvariationen, men av de tillgängliga mätningarna att döma förefaller det som att skillnaden mellan halten på våren och resterande året är mindre (haltnivåerna är dock jämförbara med Stockholm).

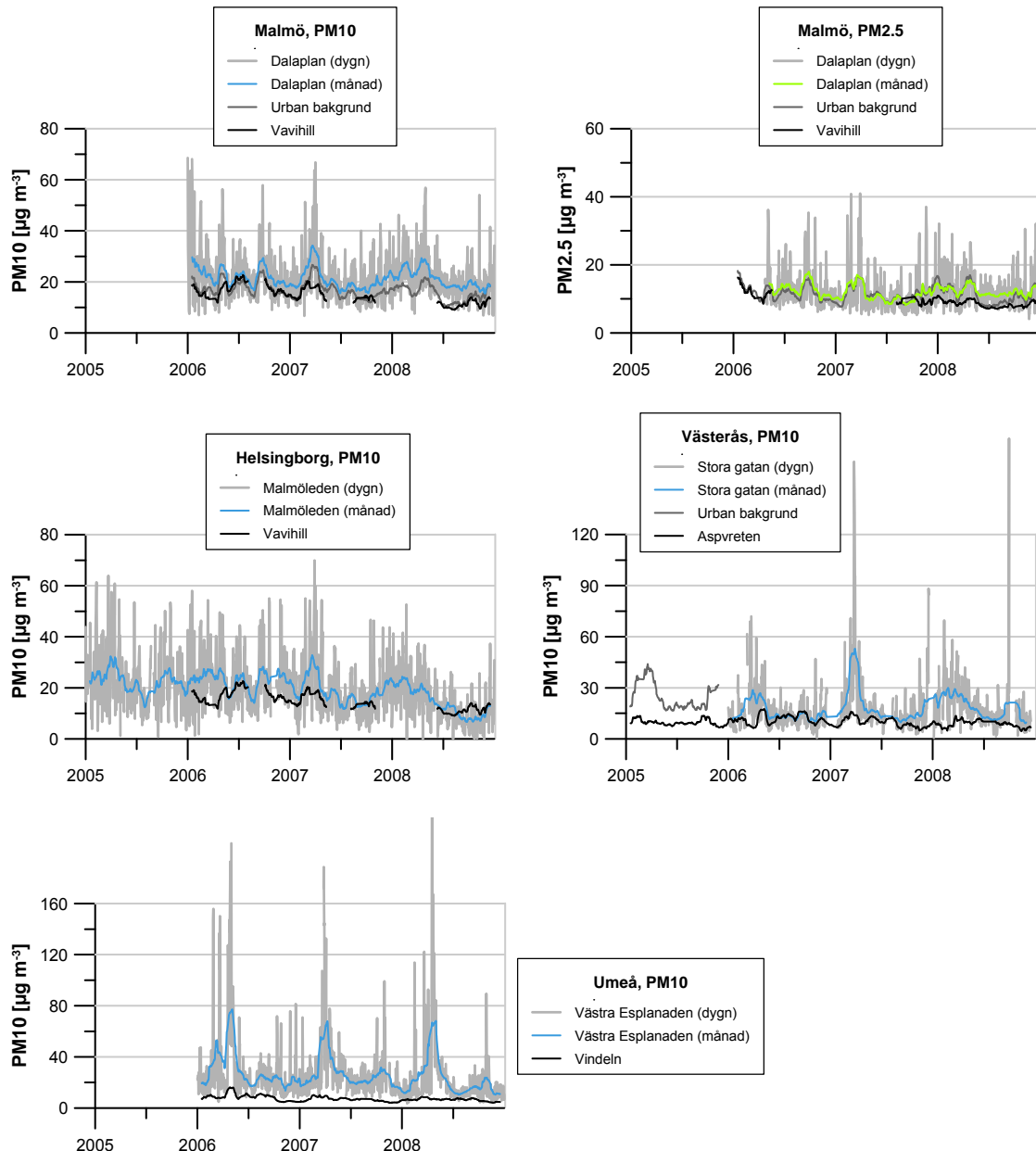


Figur 6. Säsongsvariation av PM10 (överst) och PM2.5 (nederst) för Stockholm. Ljusgrå linje anger dygnsmedelvärde vid Hornsgatan, blå/grön linje löpande månadsmedelvärde vid Hornsgatan, mörkgrå linje löpande månadsmedelvärde i urban bakgrund och svart linje löpande månadsmedelvärde i regional bakgrund. Notera att mätningarna i urban bakgrund utfördes vid Rosenlundsgatan mellan åren 2000–2005, men mätstationens placering ändrades till Torkel Knutssongatan från och med år 2006.



Figur 7. Säsongsvariation av PM10 (överst) och PM2.5 (nederst) för Göteborg. Ljusgrå linje anger dygnsmedelvärde vid E6 vid Gårda, blå/grön linje månadsmedelvärde vid E6 vid Gårda, mörkgrå linje månadsmedelvärde i urban bakgrund och svart linje månadsmedelvärde i regional bakgrund.

I Figur 8 visas ett urval av mätserier från andra stationer i Sverige, med partikelmätningar i gaturum, urban bakgrund och regional bakgrund, under minst 3 kalenderår i följd. Notera att olika skalor används på y-axlarna. I Skåne, med dubbdäcksanvändning på ca 30%, är halten av PM10 betydligt lägre än i nordligare delar av landet och säsongsvariabiliteten uppvisar inte några höga vårtoppar. Längre norr ut i Sverige blir PM10-halterna högre med utpräglade vårtoppar. Dock är halterna i Umeå lägre än i Stockholm.

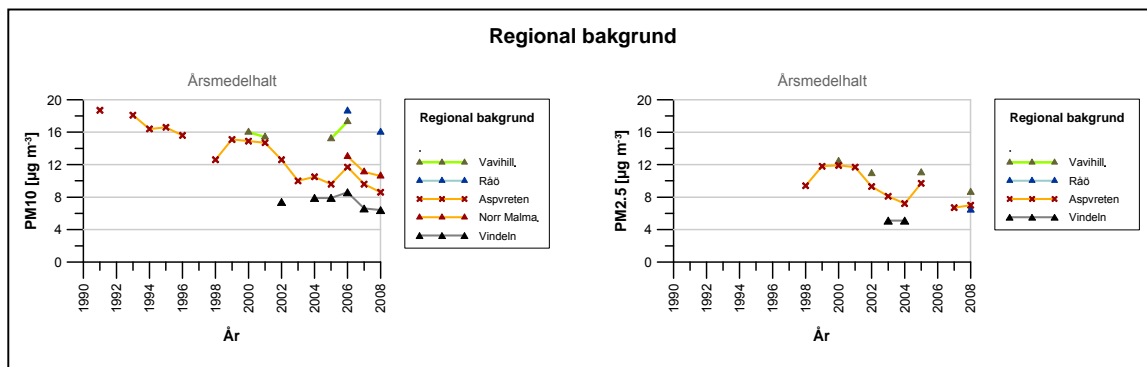


Figur 8. Säsongsvariation av PM10 och PM2.5 för Malmö, Helsingborg, Västerås och Umeå. Ljusgrå linje anger dygnsmedelvärde i gaturum, blå/grön linje löpande månadsmedelvärde i gaturum, mörkgrå linje löpande månadsmedelvärde i urban bakgrund och svart linje löpande månadsmedelvärde i regional bakgrund.

2.2.2 Trender

Några mätstationer har mätt partikelhalter sedan 1990-talet, men för de flesta stationer är mätningarna gjorda under 2000-talet. I Figur 9 visas årsmedelhalter av PM10 (till vänster) och PM2.5 (till höger) i form av tidsserier för mätstationer i regional bakgrund. Den längsta mätserien, från Aspvreten i Nyköpings kommun, uppvisar en påfallande nedåtgående trend av PM10; halterna har halverats sedan mätningarna startade 1990. Fina partiklar har mätts sedan 1998. Även för denna partikelfraktion är trenden något nedåtgående.

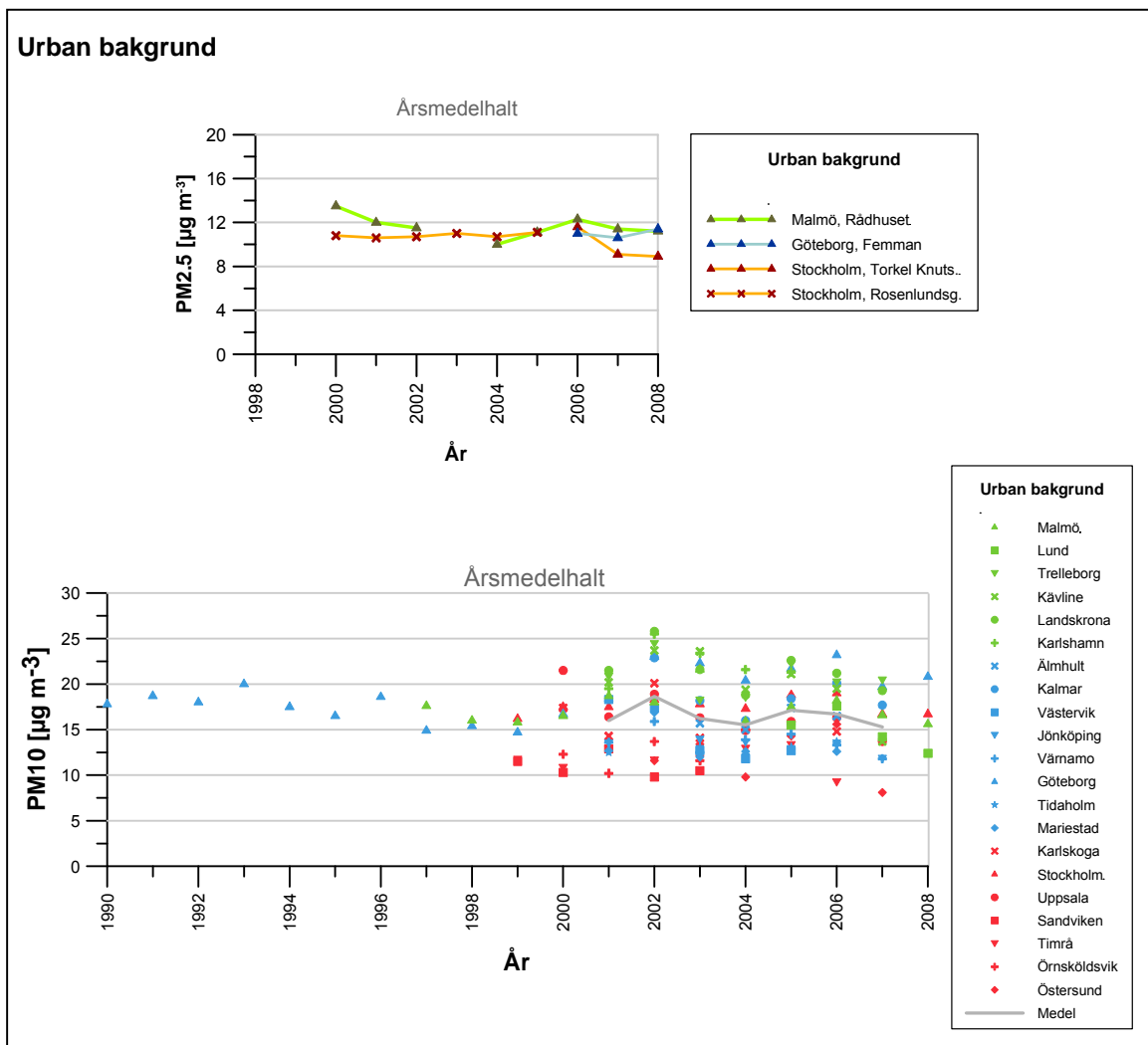
För de andra stationerna har mätningar bara gjorts under 2000-talet. Det är därför svårt att dra slutsatser om trender för dem och det är oklart hur generell haltminskningen i regional bakgrund är.



Figur 9. Tidsserier av uppmätta årsmedelvärden av PM10 (vänster) och PM2.5 (höger) i regional bakgrund.

Anmärkningsvärt är, att trots att halten av PM10 minskat avsevärt i regional bakgrund (åtminstone i Aspvreten), finns det inte någon trend med minskning av PM10-halter i urban bakgrund, se Figur 10. I Stockholm (takmätningar vid Rosenlundsgatan och Torkel Knutssonsgatan på Södermalm) har halten i urban bakgrund varit relativt konstant under 2000-talet. I Göteborg (takmätning vid Femmanhuset i centrum), som är den längsta mätserien som finns tillgänglig i urban bakgrund, har de observerade årsmedelhalterna av PM10 varierat på ett annorlunda sätt med ett tydligt minimum i observerade halter under andra halvan av 1990-talet, med låga halter 1997-1999 och sedan snabbt stigande halter till 2002. Under perioden 2002-2008 har PM10-halten legat på en betydligt högre nivå än under 1990-talet.

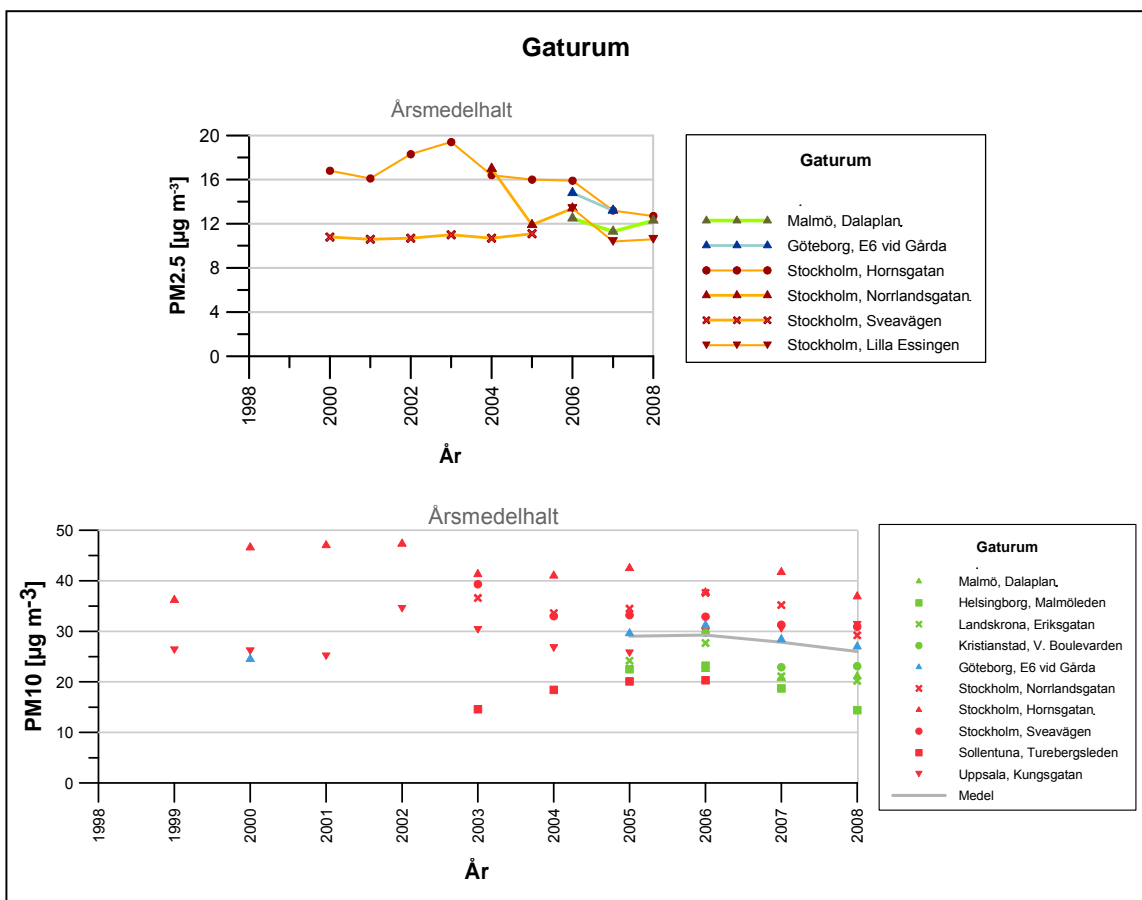
För PM2.5 är stationerna för få och mätperioderna för korta för att kunna dra generella slutsatser om trender, men utifrån datamaterialet i Figur 10 kan konstateras att halterna har varit relativt konstanta under 2000-talet och att haltnivåerna är något eller ett par $\mu\text{g m}^{-3}$ högre än i regional bakgrund. Antalet mätstationer i urban bakgrund som mäter PM10 är betydligt större; där har stationer med mer än 5 års data inkluderats och ett medelvärde (trendlinje) beräknats, förutsatt att minst 10 stationer med mätdata funnits tillgängligt ett enskilt år. Trendlinjen finns därför enbart beräknad under 2000-talet, och från figuren kan konstateras att haltnivåerna i medeltal av PM10 (grå linje i Figur 10) har varierat relativt lite.



Figur 10. Tidsserier av uppmätta årsmedelvärden av PM2.5 (överst) och PM10 (nederst) i urban bakgrund. För PM10 har mätstationer med minst 5 års data inkluderats, och medelvärde beräknats om minst 10 stationer finns representerade ett år.

I Figur 11 visas motsvarande trendfigurer för mätstationer i gaturum. Även här är PM2.5-mätningarna för få och resultaten för spretiga för att dra slutsatser om generella trender; på Hornsgatan har halterna minskat något under 2000-talet och på Sveavägen har halterna varit tämligen konstanta. Resterande mätplatser har data enbart för något eller några fåtal år.

Mätningarna av PM10-halter i gaturum är fler till antalet. I Figur 11 visas data från mätstationer med minst 4 års data och om minst 7 stationer med mätningar finns tillgängliga ett enskilt år, har medelvärde (trendlinje) beräknats för stationerna. Trendlinjen omfattar åren 2005-2008 och halterna av PM10 har under denna period varit relativt konstanta, med en liten nedgång år 2007-2008.

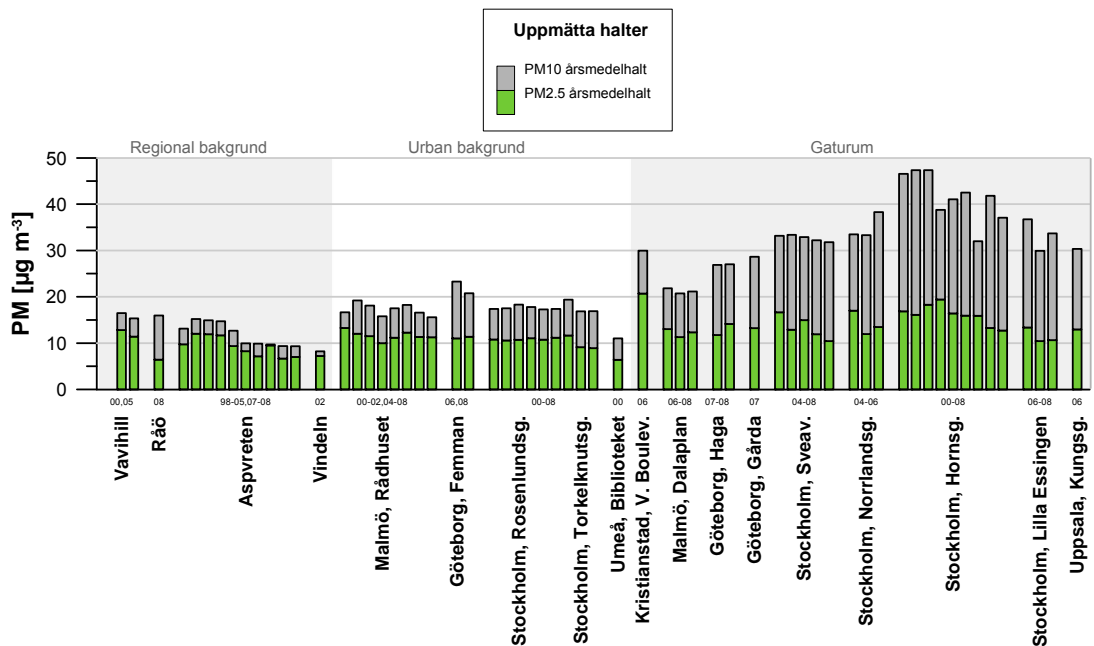


Figur 11. Tidsserier av uppmätta årsmedelvärden av PM2.5 (överst) och PM10 (nederst) i gaturum. För PM10 har mätstationer med minst 4 års data inkluderats, och medelvärde beräknats om minst 7 stationer finns representerade ett år.

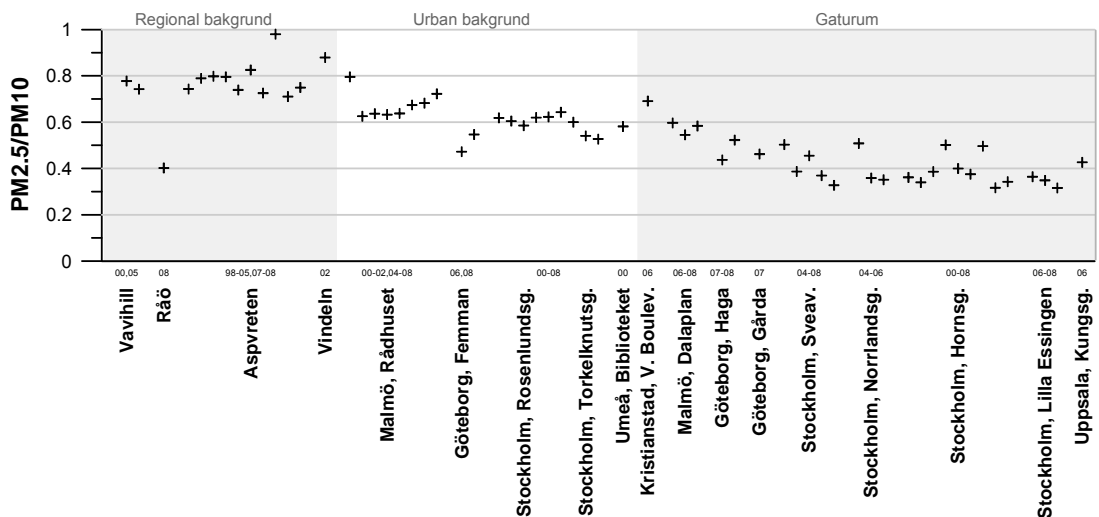
2.3 Andel PM2.5 av PM10

Hur stor andel av partikelfractionen PM10 som är PM2.5 samt kvoten PM2.5/PM10 (för årsmedelvärde av masskoncentration) framgår av Figur 12 och 13. Notera att Fackelrosvägen (urban bakgrund, Malmö) utesluts, eftersom de uppmätta halterna av PM2.5 var avsevärt högre än de uppmätta halterna av PM10.

Det finns vissa skillnader i andelen PM2.5 av PM10 mellan stationerna, framförallt beroende på vilken typ av mätstation som avses. Kvoten i regional bakgrund varierar generellt mellan 0.70-0.85 för tre av stationerna men är betydligt lägre för Råö (ca 0.4). Noterbart är att den uppmätta andelen PM2.5 vid Aspvreten år 2005 var hög, 0.98, medan resterande år varierade mellan 0.71 och 0.82. I urban bakgrund ligger PM2.5/PM10 i intervallet 0.50-0.70 och i gaturum mellan 0.30-0.60 (bortsett från några gator i Skåne med högre värden). Partiklar i regional bakgrund består alltså på många platser till övervägande del av fina partiklar, medan uppvirvling av vägdamms i gaturummen ökar andelen grova partiklar. Andelen fina partiklar i Råö är låg, till skillnad från de andra regionala bakgrundsstationerna. Orsaken till detta är troligen påverkan av havssalt, som bidrar till de grova partiklarna.



Figur 12. Uppmätt årsmedelhalt av PM2.5 (grönt) i förhållande till årsmedelhalt av PM10 (grått). Stationerna är klassificerade i regional bakgrund, urban bakgrund samt gaturum och sedan sorterade från söder till norr. För varje station har årsmedelvärden av PM2.5 respektive PM10 beräknats för konsistenta tidsperioder. Figuren innefattar enbart årsmedelvärden avseende kalenderår.



Figur 13. Kvot PM2.5/PM10 för uppmätta koncentrationer av partiklar. Stationerna är klassificerade i regional bakgrund, urban bakgrund samt gaturum och sedan sorterade från söder till norr. För varje station har årsmedelvärden av PM2.5 respektive PM10 beräknats för konsistenta tidsperioder. Figuren innefattar enbart årsmedelvärden avseende kalenderår.

2.4 Förhållande mellan årsmedelvärden och percentiler

Användandet av enkla statistiska samband mellan årsmedelvärde och percentiler kan vara av intresse i olika sammanhang, inte minst i spridningsmodellering. Sådana samband används till exempel av SLB-analys (<http://slb.nu/lvf/>) i samband med den modellering som görs för Stockholms och Uppsalas läns luftvårdsförbund, samt i den så kallade Nomogrammetoden för beräkning av luftföroreningshalter i gaturum och nära vägar (Foltescu et al., 2001).

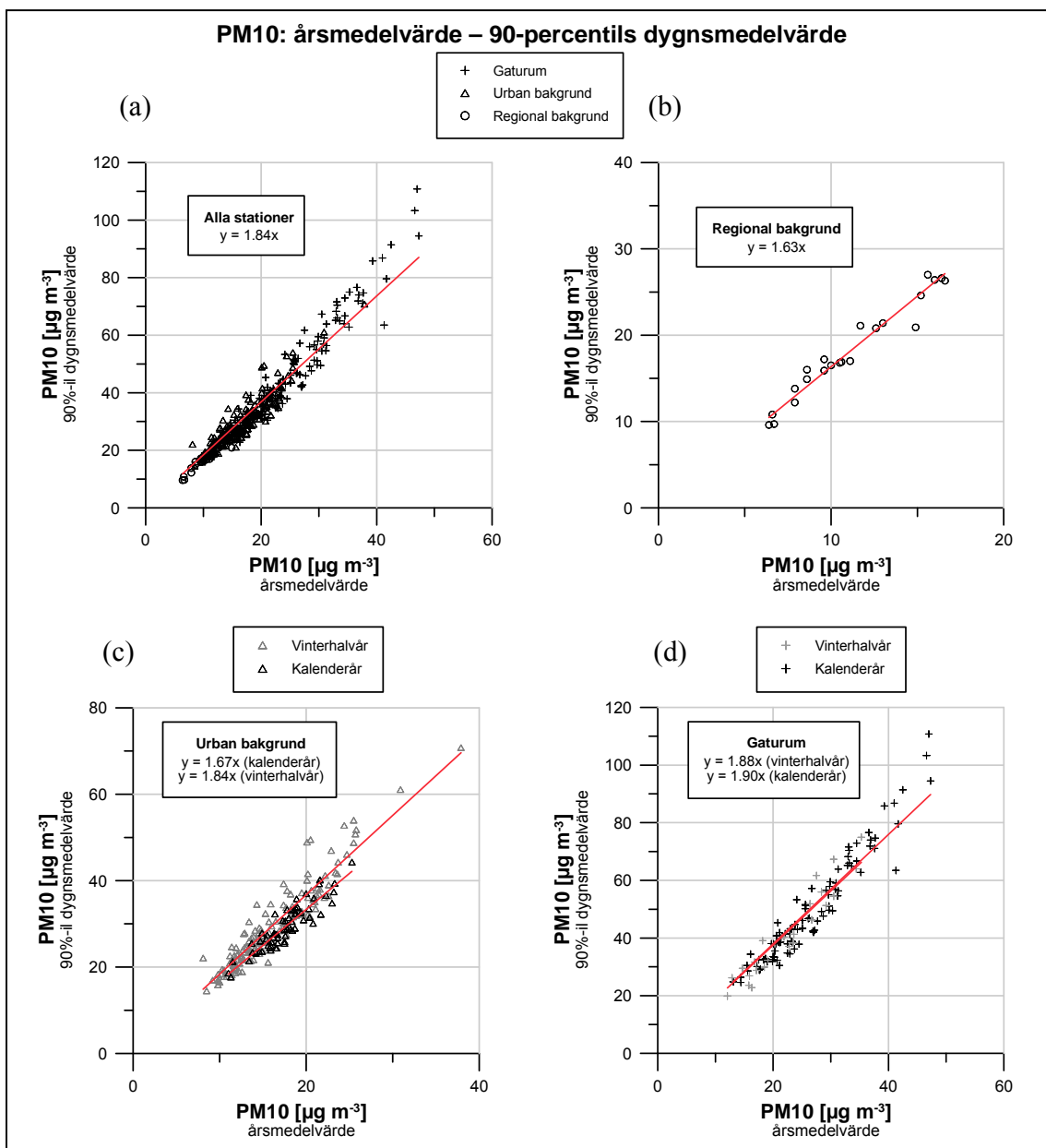
Nedan undersöks dessa samband. I Figur 14 och 15 visas förhållanden mellan årsmedelvärden och percentiler av dygnsmedelvärdet av PM10 för de mätdata som har använts i denna studie.

Figurerna pekar på att det finns ett linjärt samband mellan årsmedelhalt och percentiler av PM10, men att förhållandet är beroende av bland annat plats och typ av mätstation. För 90-percentils dygnsmedelvärde är förhållandet, vid inkludering av samtliga stationer, 1.84, men om man separerar mellan typ av station är motsvarande koefficient för regional bakgrund ca 1.6, för urban bakgrund ca 1.7 och för gaturum ca 1.9. Det kan även skilja sig något åt mellan årsmedel och vinterhalvsmedel. För sambandet mellan årsmedelvärde och 98-percentils dygnsmedelvärde är spridningen större; från ca 2.5 i regional bakgrund till 3.3 i gaturum.

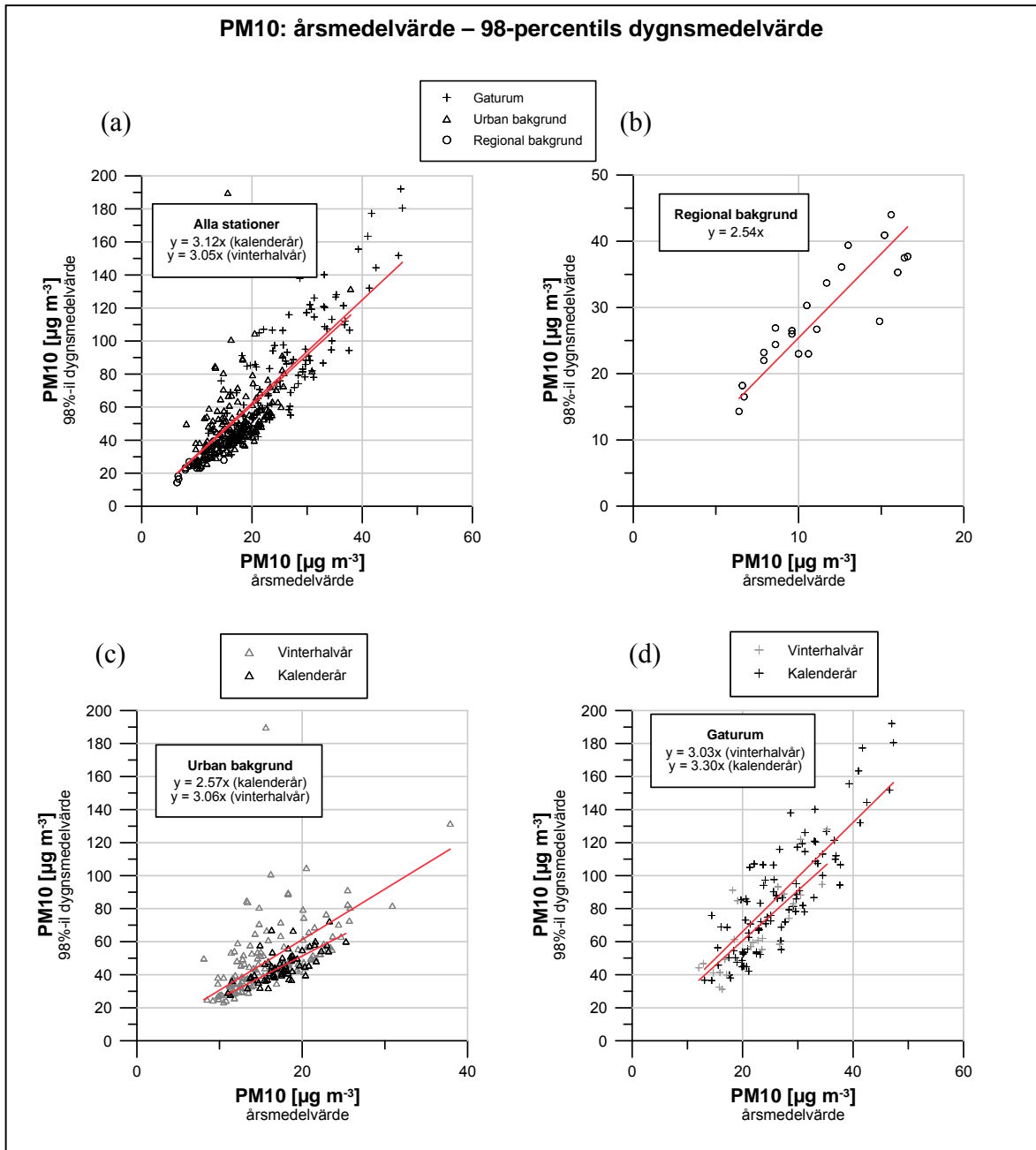
Slutsatsen från detta är att koefficienten varierar, beroende på vilken typ av mätstation som avses. Variabiliteten mellan olika år kan också vara påtaglig, även för en enskild station. För Hornsgatan i Stockholm, t.ex., varierar förhållandet mellan 90-percentils dygnsmedelvärde och årsmedelvärde mellan 1.5-2.4 mellan åren 2000-2008; variabiliteten för 98-percentils dygnsmedelvärde är ännu större, 2.8-4.1.

För spridningsmodellering, med syfte att jämföra PM10 halterna med EU direktiv och miljökvalitetsnormer i miljökonsekvensbeskrivningar, eller kartlägga framtida halter, är variationen i förhållandet mellan 90-percentilen¹ av dygnsmedelvärderna och årsmedelvärdet inte av avgörande betydelse eftersom PM10 halterna i sådana sammanhang inte ska avse enskilda år utan ett flerårsmedelvärde. Exempelvis kan beräknade flerårsmedelvärdet i olika framtida trafikscenarier användas för att uppskatta förväntade 90-percentiler av dygnsmedelvärderna baserat på uppmätta flerårssamband mellan årsmedelvärde och 90-percentiler av dygnsmedelvärderna inom samma område (t ex Stockholms län).

¹ 98-percentilen av dygnsmedelvärderna är inte reglerad i EU direktiv och miljökvalitetsnormer.

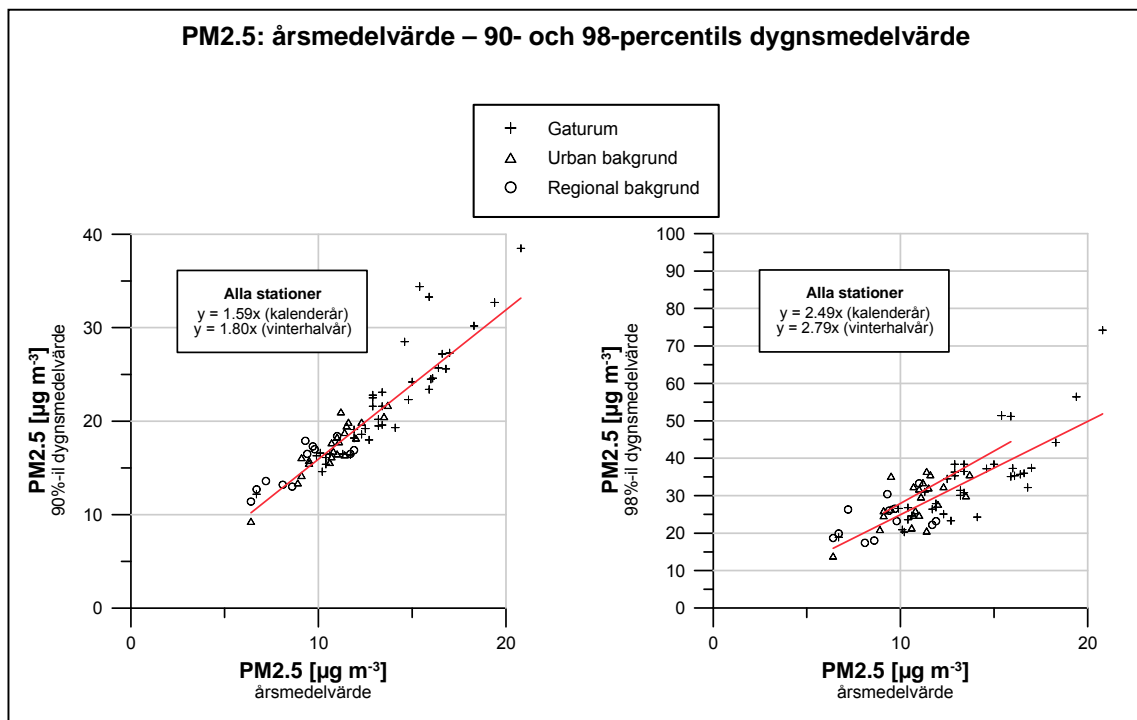


Figur 14. Förhållande mellan uppmätta årsmedelvärden och 90-percentils dygnsmedelvärden av PM10. (a) samtliga mätstationer, (b) mätstationer i regional bakgrund, (c) mätstationer i urban bakgrund och (d) mätstationer i gaturum.



Figur 15. Förhållande mellan uppmätta årsmedelvärden och 98-percentils dygnsmedelvärden av PM10. (a) samtliga mätstationer, (b) mätstationer i regional bakgrund, (c) mätstationer i urban bakgrund och (d) mätstationer i gaturum.

Förhållande mellan årsmedelvärden och percentiler för PM2.5 framgår av Figur 16, men där är stationerna för få för att presentera figurer för olika stationstyper. Även för PM2.5 är koefficienten relativt platspecifisk, och den är ca 1.6 för 90-percentilen och ca 2.5 för 98-percentilen.



Figur 16. Förhållande mellan uppmätta årsmedelvärden och 90-percentils dygnsmedelvärden (vänster) respektive 98-percentils dygnsmedelvärden (höger) av PM2.5.

2.5 Förhållande mellan partikelhalter i olika miljöer

Genom att använda mätdata från olika miljöer (regional och urban bakgrund samt gaturum) kan man dela upp uppmätta halter i olika delar, som representerar respektive miljö.

$$C_{\text{total}} = C_{\text{regional}} + \Delta C_{\text{urban}} + \Delta C_{\text{gata}}, \quad \text{där}$$

C_{total} anger uppmätt total halt vid mätpunkten

C_{regional} anger uppmätt halt vid närliggande regional bakgrundsstation

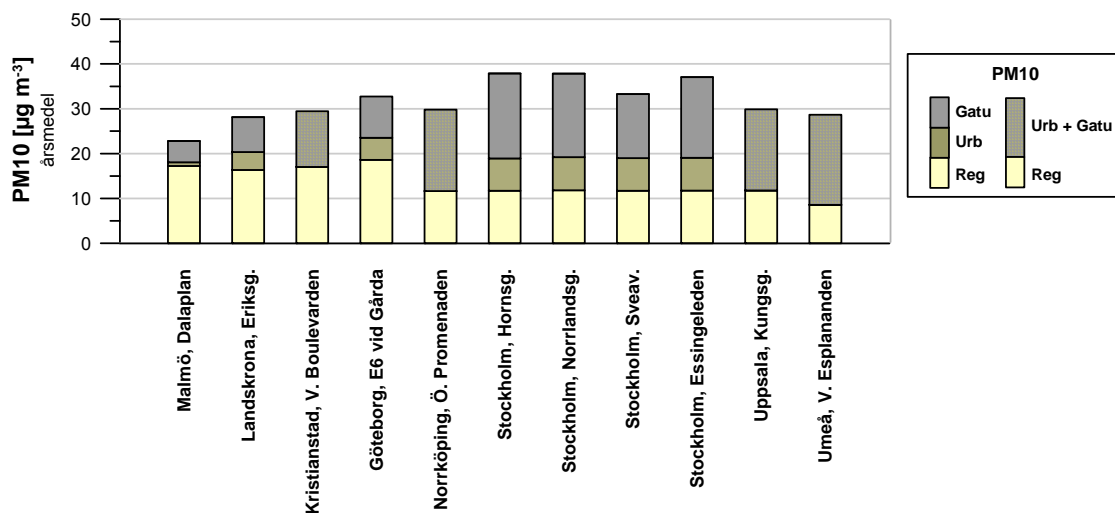
ΔC_{urban} beräknas som skillnaden: $\Delta C_{\text{urban}} = C_{\text{urban}} - C_{\text{regional}}$, där C_{urban} är uppmätt halt vid närliggande urban bakgrundsstation

ΔC_{gata} beräknas som skillnaden: $\Delta C_{\text{gata}} = C_{\text{total}} - C_{\text{regional}} - \Delta C_{\text{urban}}$

Det regionala bidraget, C_{regional} , byggs upp av utsläpp från många olika källor, bland annat långtransport och naturliga, och antropogena, partiklar från närliggande områden. Det bör betonas att för vissa regionala bakgrundsstationer är bidragen från närliggande urbana områden betydande.

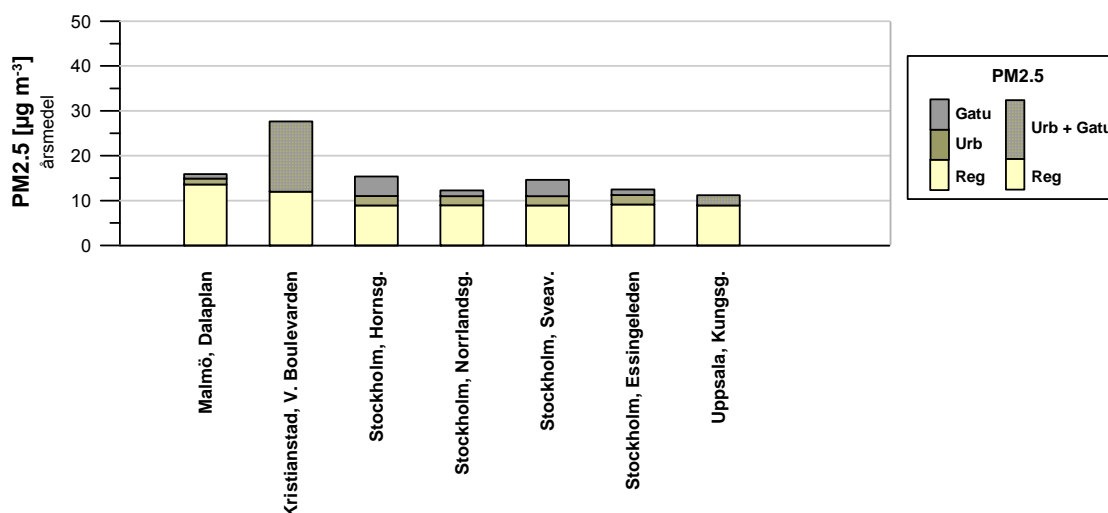
ΔC_{urban} och ΔC_{gata} benämns urbant bidrag respektive gaturumsbidrag. Vissa urbana bakgrundsstationer kan också vara påverkade av närliggande hårt trafikerade gator.

Uppskattade beräkningar av dessa bidrag görs nedan med de data som presenterats ovan. I Figur 17 jämförs relationer mellan olika halter, för år 2006, för de tätorter som har både lokala och urbana mätningar samt ligger inom en radie på 100 km från en regional bakgrundsstation. Numeriska värden återfinns i Appendix C. De regionala PM10-halterna är högre i södra och västra Sverige än i östra Svealand och Norrland och det lokala bidraget är störst i hårt trafikerade gaturum. Vid den regionala bakgrundsstationen Vavihill i Skåne var PM10-halten 2006 ca 60-75% av halterna i gaturum i Kristianstad, Landskrona och Malmö. Halterna i Aspveten (Södermanland), Norr Malma (Uppland) och Vindelns (Västerbotten) var betydligt lägre än i Vavihill; uppmätta halter i gaturum i Norrköping, Stockholm, Uppsala och Umeå var ca 2.5-3 gånger högre än vid närmaste bakgrundsstation.



Figur 17. Halter av PM10 (årsmedelvärde) för olika gaturum och närliggande urbana och regionala bakgrundsstationer baserat på mätningar från år 2006. Den gula delen av stapeln visar halterna vid den regionala stationen (Reg), nivån för den gröna stapeln motsvarande halt vid den urbana bakgrundsstationen (Urb) och hela stapeln halten i gaturum (Gatu). För vissa städer saknas data för urban bakgrund och där visas summan av urbant bidrag och gaturumsbidrag. Identiska tidsperioder används vid beräkning av de olika haltbidragen för respektive tätort. Numeriska värden återfinns i Appendix C.

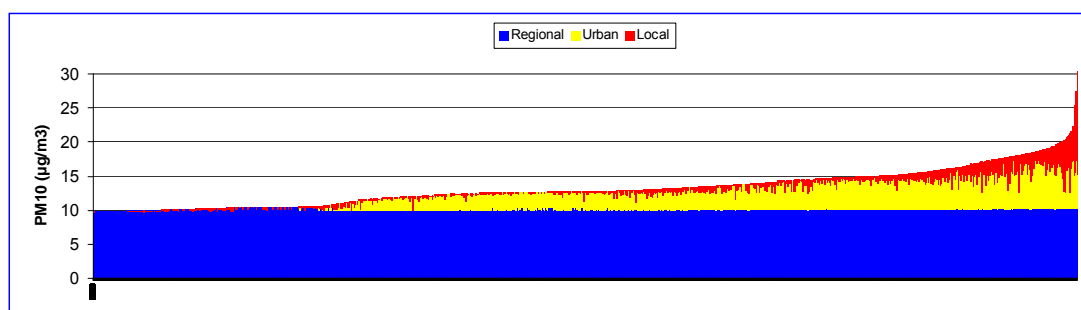
I Figur 18 visas motsvarande uppskattningar för PM2.5 (numeriska värden återfinns i Appendix C). Halterna i de undersökta gaturummen är i de flesta fall 2-6 $\mu\text{g m}^{-3}$ högre än halterna vid närmaste regionala bakgrundsstation (där haltnivåerna för motsvarande mätperioder är 8-13 $\mu\text{g m}^{-3}$). Västra Boulevarden i Kristianstad skiljer sig från de andra gatorna, där koncentrationen av PM2.5 är hela 15 $\mu\text{g m}^{-3}$ högre än vid den regionala bakgrundsstationen Vavihill. Orsaken till detta är inte klarlagd. Noterbart är att för denna plats utgör de fina partiklarna (PM2.5) en förhållandevis stor del av PM10-massan; ca 70%.



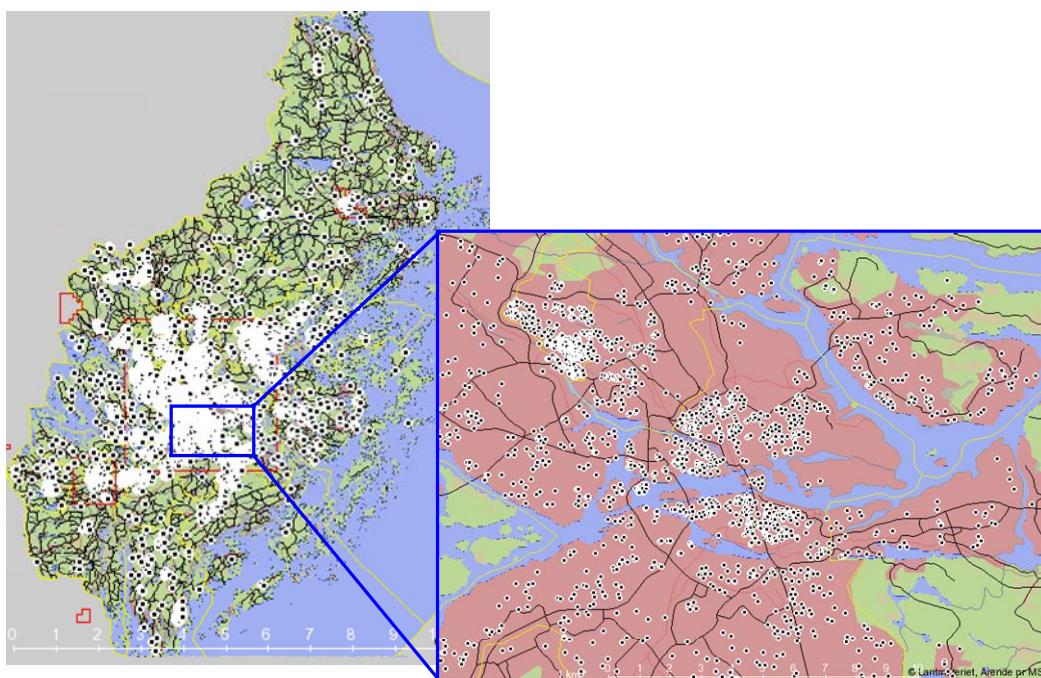
Figur 18. Motsvarande resultat som i Figur 17, men för årsmedelhalter av PM2.5. Numeriska värden återfinns i Appendix C.

En mer detaljerad analys av olika källbidrag till PM10 och PM2.5 halterna i Malmö görs av Kristensson et al. (2010). Slutsatsen är att den starkaste lokala källan i urban bakgrund (taknivå) i Malmö är vägtrafikens avgasutsläpp både för PM10 och för PM2.5, medan den starkaste lokala källan till förhöjda halter av PM10 i hårt trafikerade gaturum i Malmö är vägtrafikens asfaltslitage. Dessa slutsatser påverkar vilka åtgärder som behövs göras för att förbättra luftkvalitet i Malmö, som också diskuteras av Kristensson et al. (2010).

De flesta människor bor inte längs gator med hög trafikintensitet utan i bostadsområden en bit ifrån de mest trafikerade vägarna. I Roadside projektet (Gidhagen et al., 2010) har halterna av partiklar beräknats för mer än 25 000 bostadsadresser i landet. Beräkningarna har gjorts med hjälp av SIMAIR. Exempel på beräkningsresultat visas för Storstockholm i Figur 19. Figuren visar beräknade PM10 halter för de bostadsadresser i Storstockholm som ingått i studien. Bostadsadresserna framgår av Figur 20. De högsta halterna inträffar för de bostadsadresser som ligger nära trafikerade vägar. Dock ligger endast en mindre del av de adresser som ingick i Roadside-projektet nära trafikerade vägar, varför det befolkningsviktade urbana bidraget är större än motsvarande lokala bidrag. Största exponeringsbidraget för PM10 är emellertid det regionala haltbidraget.



Figur 19. Beräknade årsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för de bostadsadresser som visas i Figur 20. Beräkningarna är sorterade i storleksordning och uppdelade på lokala, urbana och regionala haltbidrag.



Figur 20. Bostadsadresser för de 5921 personer i Stockholm med omnejd som ingått i Roadside projektet.

2.6 Kartläggning av partikelhalter genom integrering av mät- och modelldata

För kartläggning av föroreningshalter kan det ibland vara fördelaktigt att kombinera mätdata med modellberäkningar. Det kan göras på flera olika sätt och brukar kallas dataintegrering eller dataassimilation.

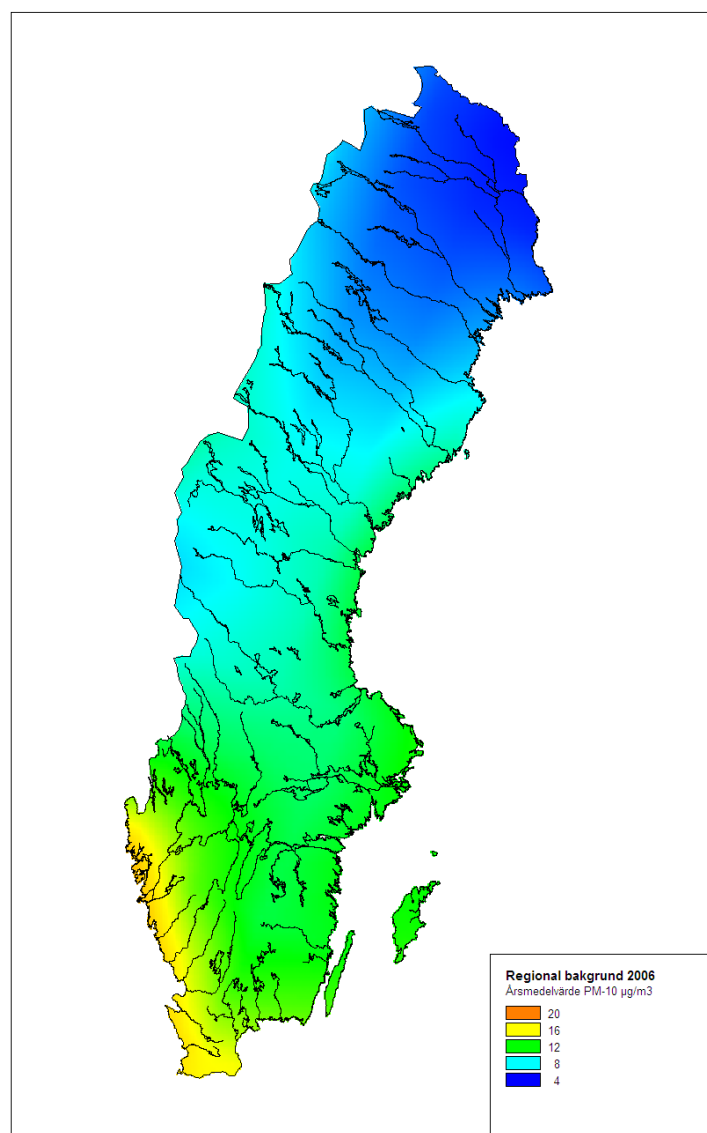
De metoder som kombinerar olika datakällor utan att betrakta den ena eller andra källan för primär kallas för dataintegrering eller ibland ”data fusion”. Det görs efter det att modellberäkningarna har gjorts med hjälp av en efterbearbetning där modellresultaten statistiskt vägs samman med mätdata.

Dataassimilation är en modelleringsteknik som använder mätdata direkt i modellberäkningar under modelleringsprocessen. Mätdata hjälper modellen att hitta en optimal lösning som är konsistent med den fysikaliska beskrivningen i modellen. Dataassimilation är vanligt förekommande inom meteorologin för väderprognoser men också för luftföroreningsprognoser på regional skala.

Dataassimilation används däremot inte i någon större utsträckning på den urbana skalan på grund av den urbana miljöns komplexitet med kraftiga gradienter i emissioner, meteorologi och halter (Fairmode, 2010).

Genom att kombinera mätdata och modellberäkningar skapas en ny typ av modell, en hybridmodell. Hybridmodellen behöver utvärderas mot oberoende mätdata. Utan sådan utvärdering är det svårt att bedöma dess kvalitet.

Dataintegrering av modell- och mätdata görs ibland för exponeringsberäkningar. Exempel på sådana tillämpningar är de som gjorts för Umeå (Andersson et al., 2010) och för Sverige (Sjöberg et al., 2009). En annan tillämpning är den som görs i SIMAIR för att kartlägga regionala PM10-halter i Sverige, se Figur 21. Figuren visar den geografiska fördelningen av regionalt PM10 över Sverige. Vid analysen har modelldata från MATCH använts samt mätdata från fyra regionala bakgrundstationer (Vavihill, Råö, Aspvreten och Vindeln). I avsnitt 4.6 beskrivs denna metodik i mer detalj. Det bör betonas att haltfördelningen som visas i Figur 21 är osäker beroende bland annat på att antalet mätstationer varit starkt begränsad och att bidragen från sekundära organiska aerosoler saknas i MATCH-beräkningarna.



Figur 21. Analyserade regionala bakgrundshalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) för år 2006 genom dataintegrering (2DVAR) av modelldata från MATCH och mätdata från fyra regionala bakgrundstationer i Sverige.

2.7 Partiklarnas kemiska sammansättning

Den atmosfäriska aerosolen består av fasta partiklar och vätskedroppar som, förutom vatten, kan innehålla en stor mängd olika ämnen i fast eller löst form. De ämnen som bidrar mest till massan i PM10 och PM2.5 är oftast organiska ämnen, mineral uppvirvlat av trafik eller vind, sulfat, nitrat, ammonium och havssalt, men det finns också många andra ämnen i partiklarna. Tabell 1 ger en överblick av dessa. Vatten kan också bidra till partikelmassan, beroende på hur mätningen genomförs och på partiklarnas kemiska egenskaper.

Tabell 1. Exempel på förekommande ämnen i luftburna partiklar (efter Jacobson, 2005, sidan 448)

Syror och baser	
Svavelsyra	Svavelsyrlighet
Salpetersyra	Myrsyra
Saltsyra	Ättiksyra
Kolsyra	Ammoniak
Joner och fasta salter	
Vätesulfat	Sulfit
Sulfat	Vätejoner
Nitrat	Ammonium
Klorid	Natrium
Vätekarbonat	Kalcium
Karbonat	Magnesium
Vätesulfit	Kalium
Fasta och halvflyktiga ämnen m.m.	
Sot	Pollen
Organiska ämnen	Sporer
Kiseldioxid	Bakterier
Järnoxid	Virus
Aluminiumoxid	Växtdelar
Blysuboxid	Meteor-rester
Däckpartiklar	Mineraler
Metaller	

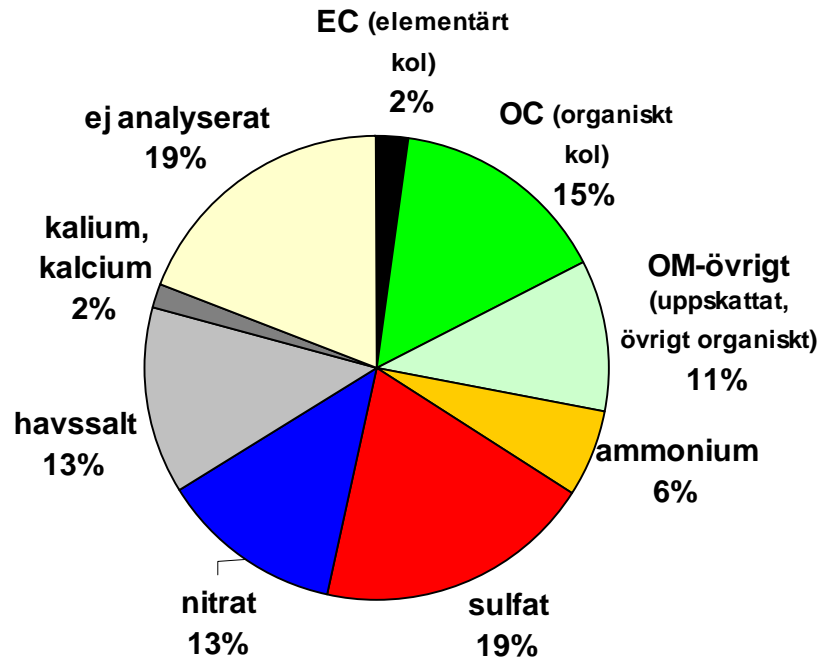
Fördelningen av de kemiska komponenterna kan hjälpa oss att spåra källorna till partiklarna och att tolka resultat från modeller på olika skalor. Tyvärr sker inte regelbundna mätningar av partiklarnas kemiska sammansättning på speciellt många platser i Sverige. Detaljerade analyser har genomförts för enstaka platser i samband med olika mätkampanjer (t ex inom ramen för Biobränsle Hälsa Miljö programmet; Johansson et al., 2004a). Inom miljöövervakningen i Sverige (Naturvårdsverket, 2009) sker mätningar i bakgrundsluft på ett antal platser av PAH, tungmetaller, sulfat, nitrat, ammonium, klorid, natrium, kalium, kalcium och magnesium. Dessutom mäts totala mängden organiska ämnen, elementärt kol, sot (BC), partikelstorleksfördelning och ljusspridning på Aspvreten och Vavihill. Mätningar i Birkenes (södra Norge) av flera kemiska komponenter redovisas i Figur 22a.

Som framgår av figuren utgör de kemiskt analyserade komponenterna vid Birkenes ca 70% av PM10-massan. En del av den återstående massan utgörs av syre, kväve och väte bundet i organiska föreningar (EMEP uppskattar att den totala massan organiska ämnen i partiklarna är 1.7 gånger den uppmätta massan organiskt kol, se Yttri et al., 2010). Andra delar kan vara syre, kisel och aluminium, som ofta förekommer tillsammans med kalcium, kalium och magnesium i jordskorpan. Partikelbundet vatten kan också utgöra en del av den oidentifierade massan.

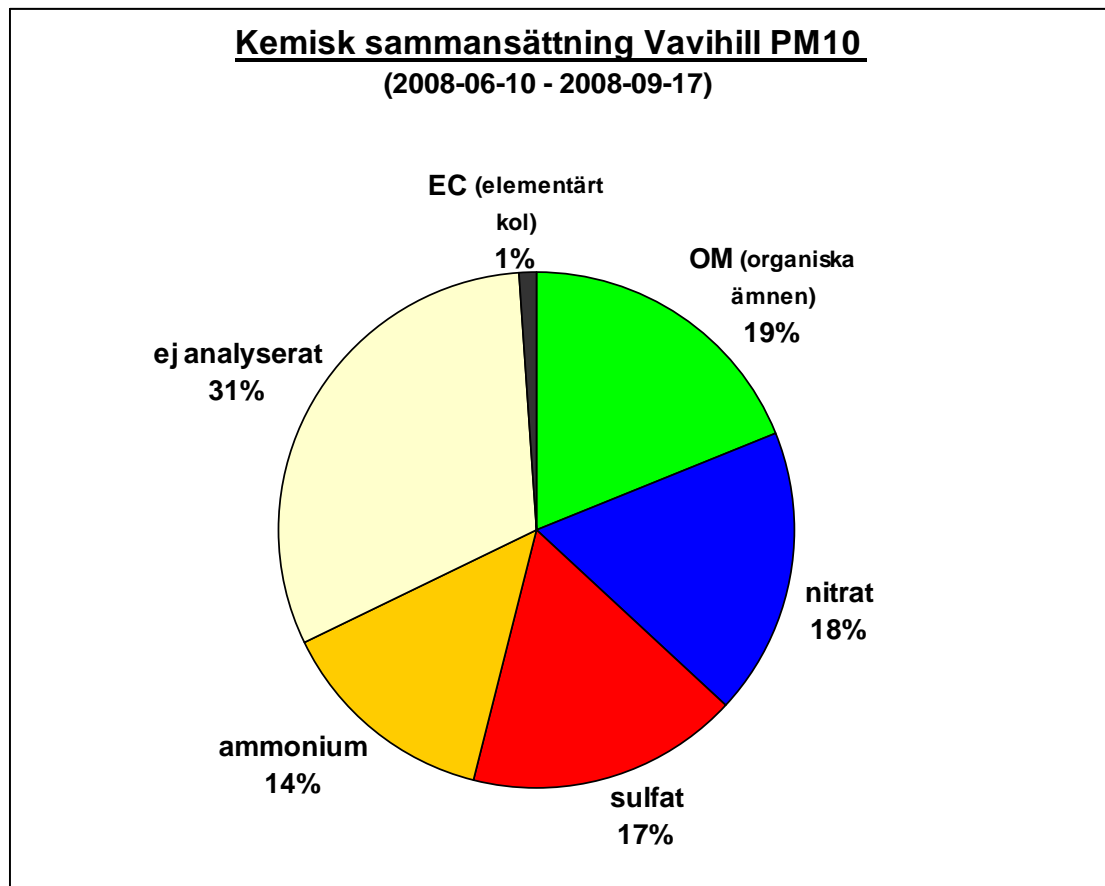
Även för Vavihill har den kemiska sammansättningen av PM10 undersökts, för vissa perioder under 2008 (Yttri et al., 2010). Under sommaren (10 juni-17sept) utgjorde de sekundära oorganiska ämnena (SIA) ca 50% av PM10 och organiska ämnen knappt 20% (se Figur 22b). Partikelsammansättningen i Vavihill skiljer sig markant från Birkenes där SIA, under sommarperioder, utgör en mindre del av PM10 än de kolhaltiga komponenterna (OM+EC). En möjlig anledning till skillnaden kan vara att Vavihill ligger relativt nära (25-45km) den tätbefolkade Öresundsregionen och dessutom i närheten av jordbruksmark, vilket kan bidra till de relativt höga halterna av SIA. En annan möjlig förklaring till skillnaderna kan vara att olika mätteknik använts i Vavihill och Birkenes. OC kan eventuellt vara överskattat i Birkenes och underskattat i Vavihill (se Yttri et al., 2010).

Att inte hela det kemiska innehållet i partiklarna är analyserat är vanligt. I Putaud et al (2010) rapporteras PM10-data med kemisk sammansättning från över 40 europeiska stationer. Den oidentifierade massan ligger mellan 20 och 50% för det flesta av dessa. I den grova fraktionen, partiklar med diameter mellan 2.5 och 10 µm, är den oidentifierade delen av massan större än i PM2.5.

Birkenes 2001-2008, medelhalt PM10 = 6,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



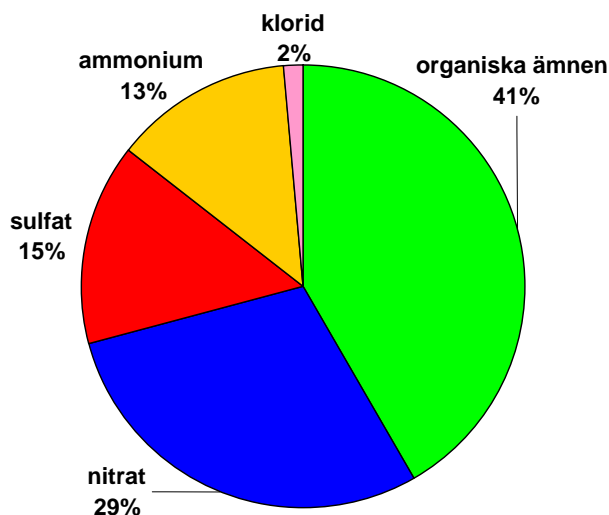
Figur 22a. Genomsnittlig kemisk sammansättning för PM10 i Birkenes för åren 2001-2008 (efter Yttri et al., 2010).



Figur 22b. Genomsnittlig kemisk sammansättning för PM10 i Vavihill för perioden 10 juni-17 juli 2008 (efter Yttri et al., 2010).

Relativt ny mätmetodik, aerosolmasspektrometri (AMS, se Canagaratna et al., 2007, för en översikt), gör det nu möjligt att mäta den kemiska sammansättningen med hög tidsupplösning för många olika kemiska komponenter av PM1. I Sverige har AMS-mätningar gjorts på Vavihill (Figur 23). Det bör noteras att AMS-mätningar inte fångar 100% av PM1 eftersom sot, natrium och mineraler inte analyseras. Framtida längre mätserier kan leda till en bättre förståelse av aerosolpartiklarnas sammansättning och därmed förbättra kunskapen om olika källors bidrag till massan.

Vavihill PM1-koncentration (totalt 6.3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
AMS (2008-10-01 - 2008-11-07)



Figur 23. Genomsnittlig kemisk sammansättning av fina partiklar (PM1) i Vavihill under perioden 2008-10-01 – 2008-11-07. Preliminära data från mätningar med aerosolmasspektrometer (AMS) från Erik Swietlicki och Axel Eriksson, Lunds Universitet.

2.7.1 Havssalt

För Sverige finns en kort mätserie av havssalt från Råö och tre inlandsstationer på västkusten (Persson och Sjöberg, 2007; Ferm et al., 2007). Rapporterna visar att vid västliga vindar var medelhalten av havssalt (för 6 dagar) 16 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid kusten (totalt PM10 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) och ca 7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ på såväl 5 som 15 mils avstånd från kusten (totalt PM10 var där 17 respektive 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). Vid låga vindhastigheter från öst var halterna av havssalt mindre än 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (totalt PM varierade mellan 11 och 36 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

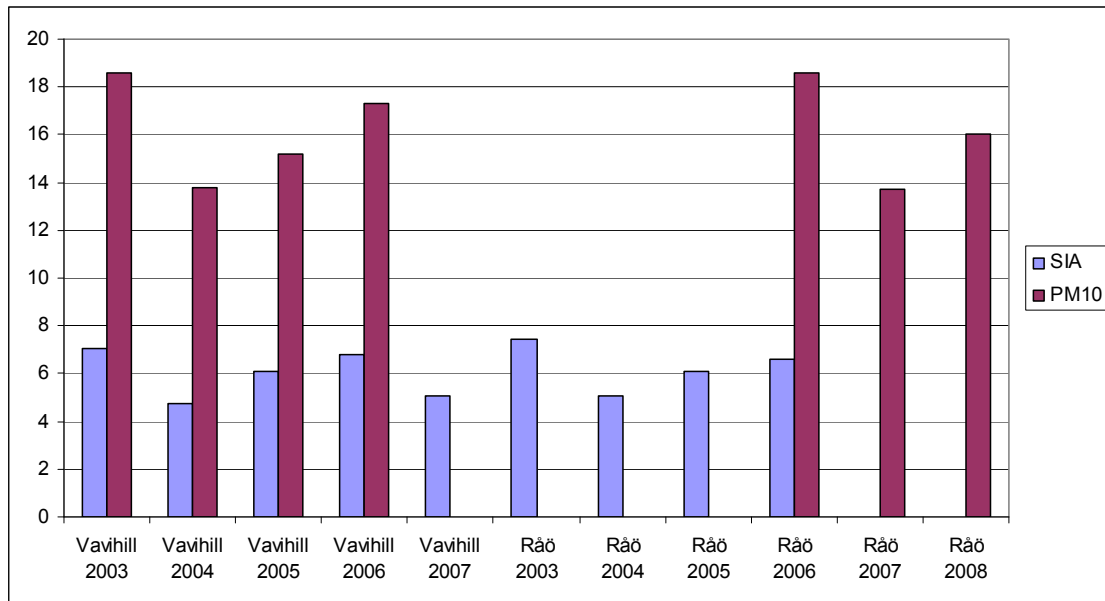
Europeiska mätningar visar att havssalt i PM10 (som årsmedel) står för ca 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vid kusten, 2-5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ upp till 30 mil från kusten och lägre än 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ längre bort från hav (Maanders et al., 2010). I Sverige finns inga helårsmätningar av havssalt. Vid Birkenes, i södra Norge, står havssalt för ca 13 % av den totala PM10-massan och ca 6% av PM2.5-massan som medelvärde för perioden 2001-2008 (Yttri et al., 2010).

2.7.2 Sulfat, nitrat och ammonium

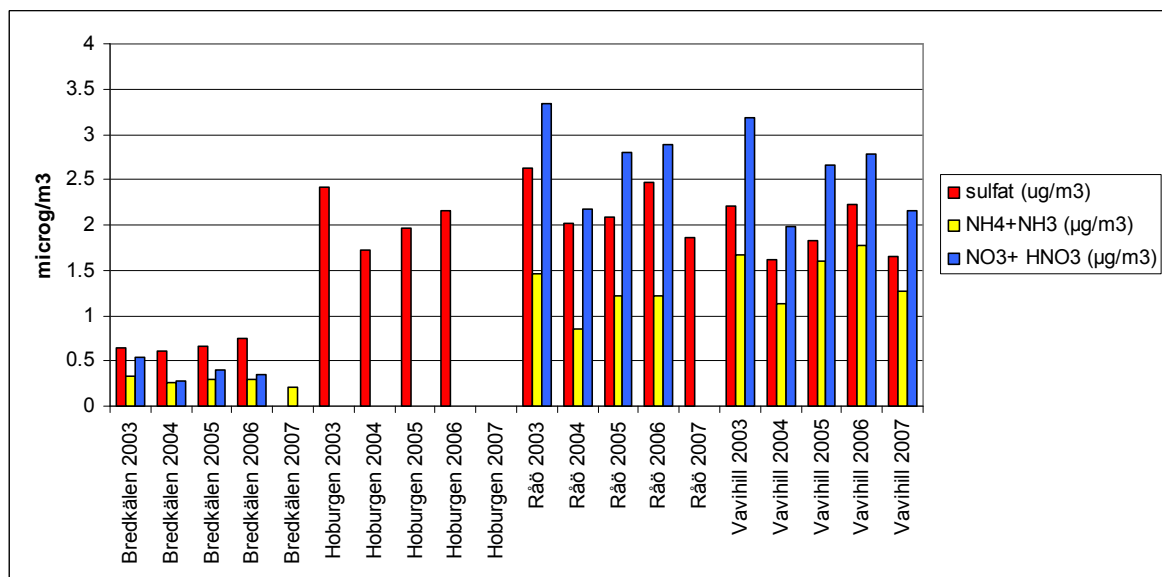
De sekundära oorganiska ämnena (SIA=secondary inorganic aerosol) sulfat, nitrat och ammonium mättes under 80- och 90-talet vid upp till nio stationer i Sverige men senare endast på fyra stationer. I Europa finns mätningar av sulfat på drygt 40 stationer samt nitrat och ammonium på ca 30 stationer. Eftersom nitrat och ammonium är flyktiga mäts de oftast tillsammans med sina respektive gasformiga ämnen (HNO_3 och NH_3). Om man antar att hela massan av nitrat och NH_x finns i partikelfasen svarar SIA-komponenterna för 35-40 % av totala PM10 massan på såväl Råö som Vavihill, de stationer där både SIA

och PM10 finns uppmätta (Figur 24). Vid mätningar på Vavihill sommaren 2008 var andelen SIA i PM10 ännu högre, ca 50% (se figur 22b).

Sulfatkoncentrationen i Sverige varierar stort mellan mätstationerna (Figur 25). I norra Sverige är halterna betydligt lägre än i söder. Sulfathalten vid Breddkålen (Jämtland) är i medel 32% av sulfathalterna på övriga, mer sydligt belägna stationer (2003-2006, Råö, Vavihill, Hoburgen).



Figur 24. Uppmätta årsmedelhalter av PM10 och sekundära oorganiska ämnen som kan bilda partiklar på Vavihill och Råö. Med SIA avses i denna figur summan av sulfat, nitrat+salpetersyra och ammonium+ammoniak, det vill säga en maxuppskattning av vad dessa ämnen kan bidra med till partikelmassan. Enhet µg/m³.



Figur 25. Årsmedelvärden av sulfat, totalt ammonium ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) samt totalt nitrat ($\text{NO}_3^- + \text{HNO}_3$) på samtliga svenska stationer med mätningar efter 2002.

2.7.3 Organiska ämnen och sot

En betydande del av partikelmassan för fina partiklar består av kolföreningar, dels organiska ämnen och dels elementärt kol, EC (ofta bara kallat ”sot”²). Sotet kommer i huvudsak från förbränningsprocesser (både antropogena och naturliga) och är helt i fast form (icke-flyktigt). Dessutom förekommer kol i form av karbonater, men de utgör oftast en mindre del av PM10.

2.7.3.1 Regionala halter

Vid de svenska regionala mätstationerna är det först under senare år som mätningar av elementärt eller organiskt kol genomförts mer regelbundet. Under EMEPs EC/OC-kampanj 2002-2003 (Yttri et al., 2007) mättes sot (elemental carbon – EC) och organiskt kol (OC) i PM10 på Aspvreten för ett år (juli 2002-juni 2003). Uppmätta halter av sot och OC visas i Figur 26 tillsammans med beräknade halter från den europeiska EMEP-modellen (Bergström och Simpson, 2010).

Medelhalten av sot under mätperioden var $0.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vilket var 2.7% av den totala uppmätta PM10-halten ($10.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$). För enskilda dygnsmätningar varierade sot-andelen av PM10 i intervallet 2-9% (den högsta uppmätta dygnsmedelhalten av sot var $1.85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för ett januardygn med höga PM10-halter, $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Halterna av organiskt kol var betydligt högre, mellan 0.3 och $8.5 \mu\text{g C}/\text{m}^3$ med en medelkoncentration av $2.1 \mu\text{g C}/\text{m}^3$. Det organiska kolet ingår i föreningar med andra ämnen (framförallt syre, kväve och väte) och den totala organiska partikelmassan (OM) är högre än OC-massan. Andelen andra ämnen än kol i OM varierar med aerosolens ålder och ursprung. I många sammanhang har en kvot $\text{OM}/\text{OC} = 1.4$ använts, vilket har ansetts vara representativt för urbana aerosoler, medan högre kvoter (ca 2 - 2.5) anses mer realistiska för åldrade aerosoler (inklusive sekundära organiska aerosoler, SOA) och vedeldningspartiklar. En nyligen publicerad studie av El-Zanan et al. (2009) har visat att även urbana aerosoler kan ha högre OM/OC-kvoter. De föreslår att ett värde nära 2 är lämpligare än 1.4. Under antagandet att OM/OC ligger i intervallet 1.4 - 2.0 var andelen organiskt material i PM10 på Aspvreten, 28% (låg skattning) - 40% (högre skattning), i genomsnitt under mätkampanjen 2002-2003.

Sedan april 2008 mäts OC och EC återigen på Aspvreten och Vavihill. Enligt en preliminär analys av data för Aspvreten för perioden 15/4 2008 – 15/4 2009 utgör OC ca 18% av PM10 och ca 23% av PM2.5 (Areskoug, 2010). Detta motsvarar OM-andelar i intervallen 25%-36% (PM10) respektive 32%-46% (PM2.5) med antaget OM/OC-intervall 1.4-2.0. Den relativa andelen OC i PM10 tycks alltså inte ha förändrats markant från 2002 till 2008.

² Då benämningen ”sot” används kan det vara oklart vad man menar eftersom värdet beror på hur mätningen genomförts. Elementärt kol (EC) används om mätningarna genomförts med termisk-optisk metod. Black carbon (BC) grundas på mätning av ljusabsorption och black smoke (BS) på ljusreflektion (från en filteryta med partiklar). Vid jämförelse mellan beräknade och uppmätta sot eller EC halter är det därför också viktigt att samma mätmetodik använts för emissionsfaktorerna och för koncentrationsmätningen.

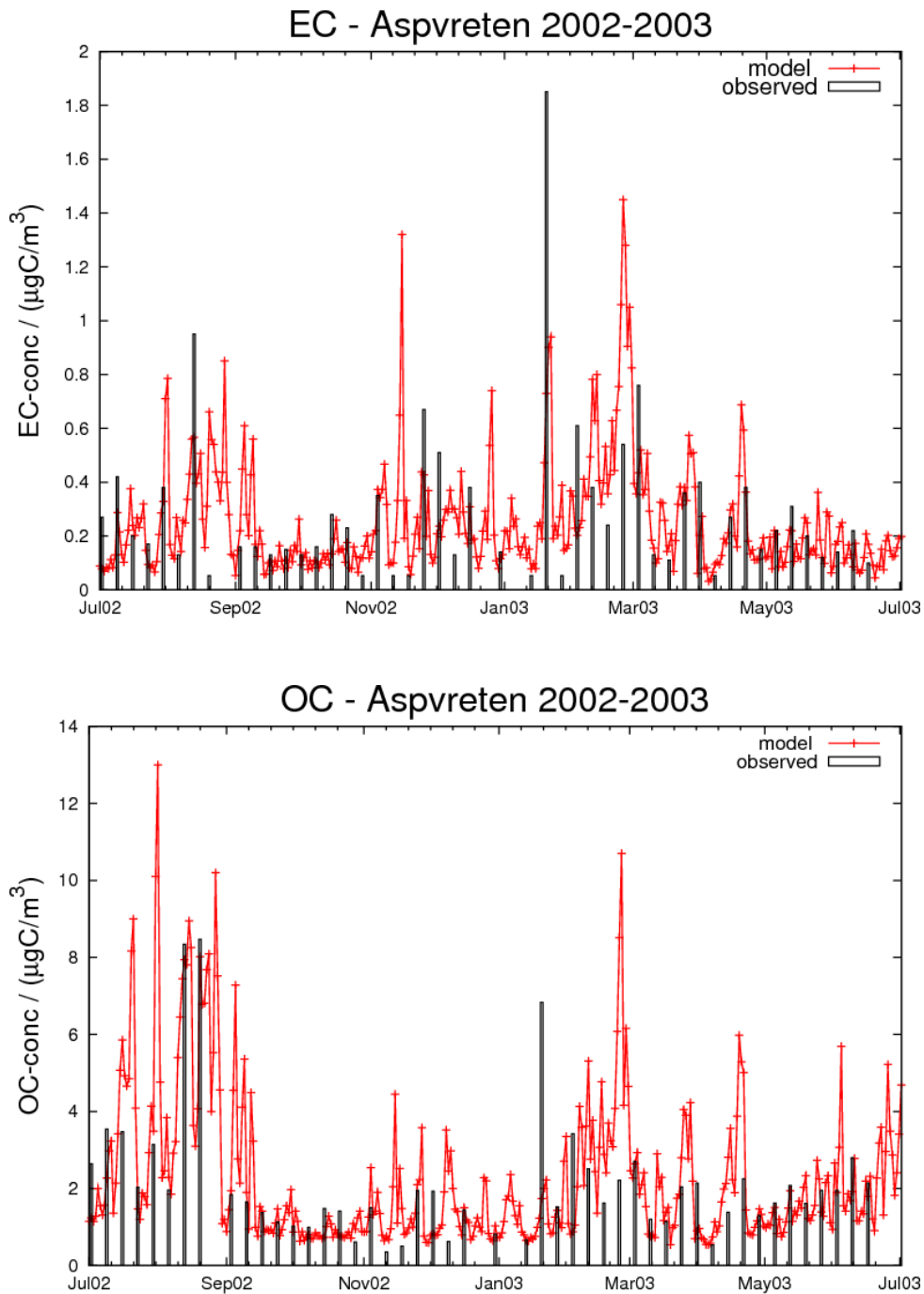
I dagsläget är *modeller* för beräkning av halter av organiska partiklar i atmosfären mycket osäkra. Detta beror på en mängd faktorer, bland annat på att bildningen av *sekundära*³ organiska partiklar (SOA) har stora osäkerheter, dels på grund av den mycket komplicerade kemin och dels på grund av att utsläppen av organiska ämnen från bland annat vegetation är svårmodellerade. De *direkta* utsläppen av organiska ämnen från fossila källor, och fördelningen av dessa utsläpp mellan gas och partikelfas, är också osäkra (se till exempel Robinson et al., 2007, och Shrivastava et al., 2008, för en diskussion om detta).

EMEP-modellen har använts tidigare för att studera organiska aerosoler i Europa (Simpson et al., 2007). Två olika modeller för biogena sekundära organiska aerosoler (BSOA) testades. De beräknade totalhalterna av organiskt kol (OC) i PM10 var starkt beroende av vilken modell som användes för BSOA och för större delen av Sverige beräknades årsmedelhalter (2002) av OC till ca 1-2 $\mu\text{gC m}^{-3}$ med det ena schemat och ca 2-4 $\mu\text{gC m}^{-3}$ med det andra. Modellens känslighet för vilket BSOA-schema som användes var alltså stor. Emissionsdata för biogena och antropogena källor till organiska partiklar var (och är fortfarande) också mycket osäkra. Antalet mätningar av OC var mycket begränsat under den period som modellerades och det gick inte att avgöra vilken av modellversionerna som var mest realistisk för Sverige som helhet.

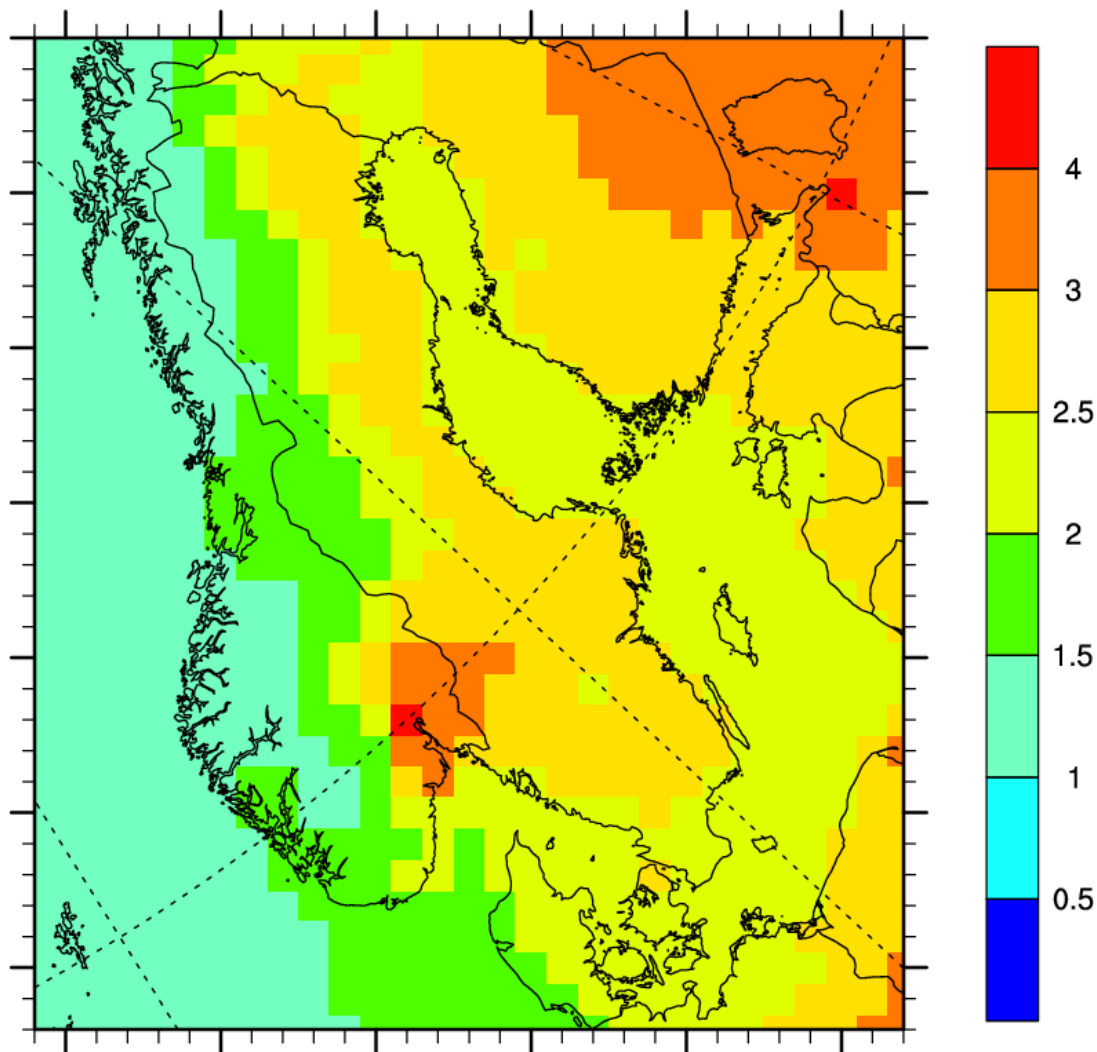
I Figur 27 visas exempel på beräknade årsmedelhalter av organiska ämnen (OM) i PM10 för 2007 för Sverige. Beräkningarna är gjorda med en ny version av EMEP-modellen *under utveckling* (se Avsnitt 4.5.4 för mer information om modellen); resultaten är preliminära och bör endast ses som en grov uppskattning av halten organiska ämnen. Enligt modellberäkningarna utgör OM en väsentlig del av partikelmassan i hela landet (över 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ förutom i Norrlands inland).

För Sveriges del har den beräknade geografiska fördelningen av OM i partiklarna en helt annan karaktär än andra partikelkomponenter. OM härrör till stor del från vegetation och årsmedelhalten av organiska partiklar i Sverige är relativt lika i större delen av landet (ca 2-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, med denna modellversion, något högre i delar av Värmland och lägre i västra Norrland).

³ Med sekundära partiklar avses ämnen i partikelfas, som har bildats efter kemiska reaktioner i atmosfären, från ämnen som släppts ut i gasfas.



Figur 26. Uppmätta och modellerade halter av sot (EC) och organiskt kol (OC) i Aspvreten under perioden juli 2002-juni 2003. Staplarna visar uppmätta halter (dygnsmätningar, 1 gång per vecka) och kurvorna modellresultat från EMEP-modellen (Bergström och Simpson, 2010).



Figur 27. Modellerad årsmedelhalt (2007) av organiska ämnen i PM10. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Resultat från beräkningar med EMEP-modellen på Europa-skala. Resultaten kommer från en modellversion under utveckling och är preliminära⁴ (Bergström och Simpson, 2010).

2.7.3.2 Urbana halter av sot

I urban miljö kan halterna av sot och primärt organiskt material vara väsentligt högre än i bakgrundsluften utanför städerna. Sot har mätts under lång tid främst i tätortsluft för kartläggning av luftföroreningar (se Johansson och Hansson, 2007 och ytterligare referenser i den rapporten). Däremot finns mycket lite data på organiskt material. Mycket höga sothalter (BS=black smoke) uppmättes i Göteborg och Stockholm under vinterhalvåret på 60-talet. År 1965 var årsmedelvärdet drygt $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i Stockholm, mer än en faktor 10 högre jämfört med år 1995 då de sista mätningarna av BS genomfördes av Miljöförvaltningen i Stockholm. Under de senaste sex åren har PM10 och sothalter (BS)

⁴ Stora osäkerheter finns såväl i emissionsdata som i ett antal modellparametrar. Modellen utvärderas under 2010 och kommer troligen att revideras under året.

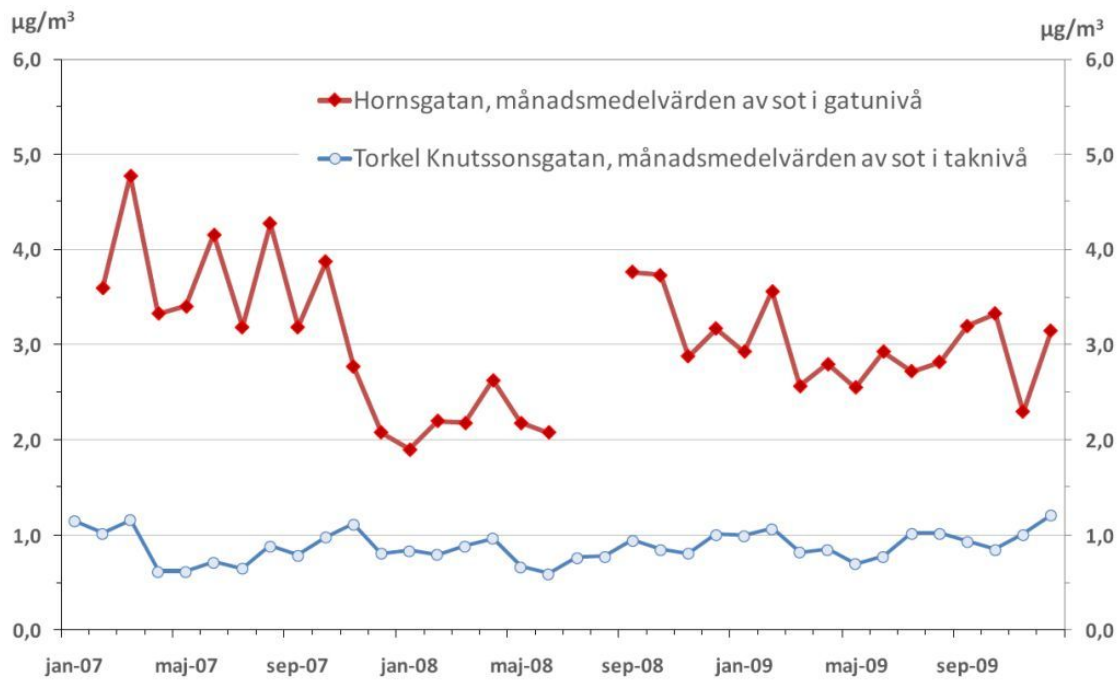
mätts parallellt i ett antal kommuner inom Urbanmätnätet. För dessa mätningar i 6 kommuner under vinterhalvår varierade kvoten mellan BS och PM10-halterna (dygnsmedelvärden) från mindre än 0.05 till över 5. Medelvärdet för sothalterna var $4.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och för PM10 $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Övre och undre kvartilerna i kvoten var 0,46 respektive 0,12 (Johansson och Hansson, 2007). Sothalterna (BS) är inte ett mått på sotpartiklarnas massa, eftersom kalibreringen inbegriper icke ljusabsorberande partiklar. Detta gör att sot (BS)-halterna är betydligt högre jämfört med om sothalterna mäts med andra tekniker. I Figur 28 visas uppmätta sothalter i Stockholm under åren 2007-2009.

Speciellt i städer påverkade av vedeldning kan sot och organiskt kol utgöra en betydande del av PM10-halten. I genomsnitt under vinterhalvåret kan sot (BS) vara upp till en faktor 10 högre i urban bakgrundsluft i städer i norra Sverige jämfört med de regionala bakgrundshalterna. I södra Sverige är bakgrundshalterna högre och ökningen i halt inne i städerna är inte så stor som i norra Sverige. I gaturum kan sothalter mätt som BC vara 10 – 20 gånger högre än halterna i den urbana bakgrundsluften, men för gaturum finns än så länge endast mätningar av sot (BC) i Stockholm (Johansson och Hansson, 2007).

Mätningar i Stockholm visar att halterna av sot (BC) och NO_x korrelerar bra i trafikmiljö, vilket beror på att båda ämnena emitteras i bilavgaser. Det regionala bidraget för NO_x är ännu lägre än för sot, varför båda kan sägas var kraftigt påverkade av lokala källor (Johansson och Hansson, 2007).

I Lycksele har detaljerade mätningar av sot, mätt som black carbon (BC), visat att halterna kan variera mycket kraftigt inom bostadsområden med omfattande vedeldning (Krecl et al., 2010). Osäkerheten i beräknade sothalter från vedledning kan vara mycket stor dels beroende på osäkra emissioner (emissionsfaktorer och vedförbrukning), dels beroende på svårigheter att modellera spridningen under starkt stabila förhållanden under vintern då utsläppen är som störst (Krecl et al., 2010). I Stockholm mäts BC (black carbon) kontinuerligt i tak och gatunivå sedan 2007. Mätningar visar att halterna legat på ungefär samma nivå 2007-2009.

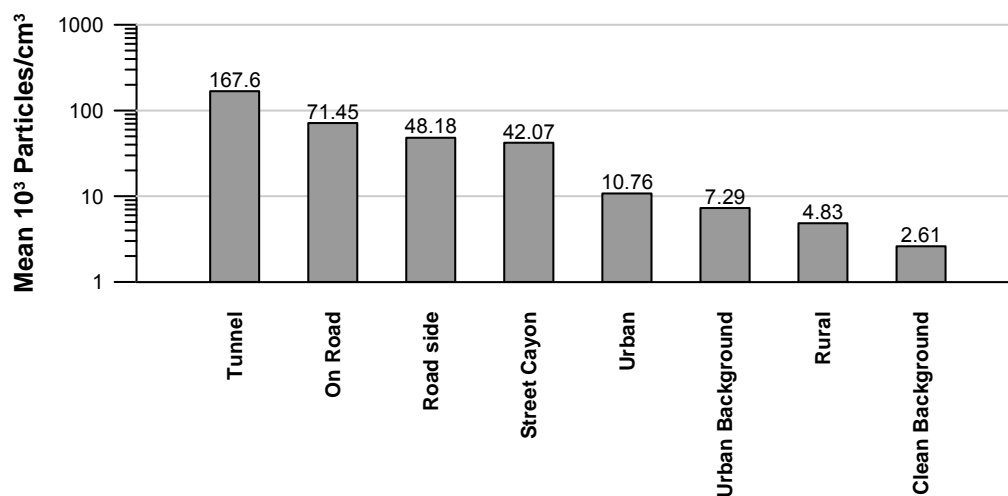
Kunskapen om sothalter i stadsmiljö är begränsad. Några andra kontinuerliga mätningar av BC i städer finns inte i Sverige. Black smoke, BS, som är mindre specifikt mått på ”sot”, mäts i urban bakgrund i vissa städer. Vidare behövs mer kunskap om exponeringshalter, geografisk fördelning i städer, toxicitet mm.



Figur 28. Sothalter mätt som black carbon i Stockholm (från SLB rapport 2010:3).

2.8 Ultrafina partiklar

Ultrafina partiklar <100 nm (UFP) bidrar obetydligt till massan ($\mu\text{g m}^{-3}$) av inandningbara partiklar (PM₁₀ och PM_{2.5}), men dominerar antal (# cm^{-3}). Exponering för UFP, uttryckt i antal partiklar, är mycket beroende på närhet till lokala källor. En sammanställning av ett stort antal studier visar medelkoncentrationer på några tusen partiklar cm^{-3} i regional bakgrundsluft, medan urban bakgrundsluft har runt 10 000 partiklar cm^{-3} och trafikerade gaturum omkring 50 000 partiklar cm^{-3} eller mer (Figur 29).



Figur 29. Typiska koncentrationer av UFP i olika miljöer (efter Morawska et al., 2008).

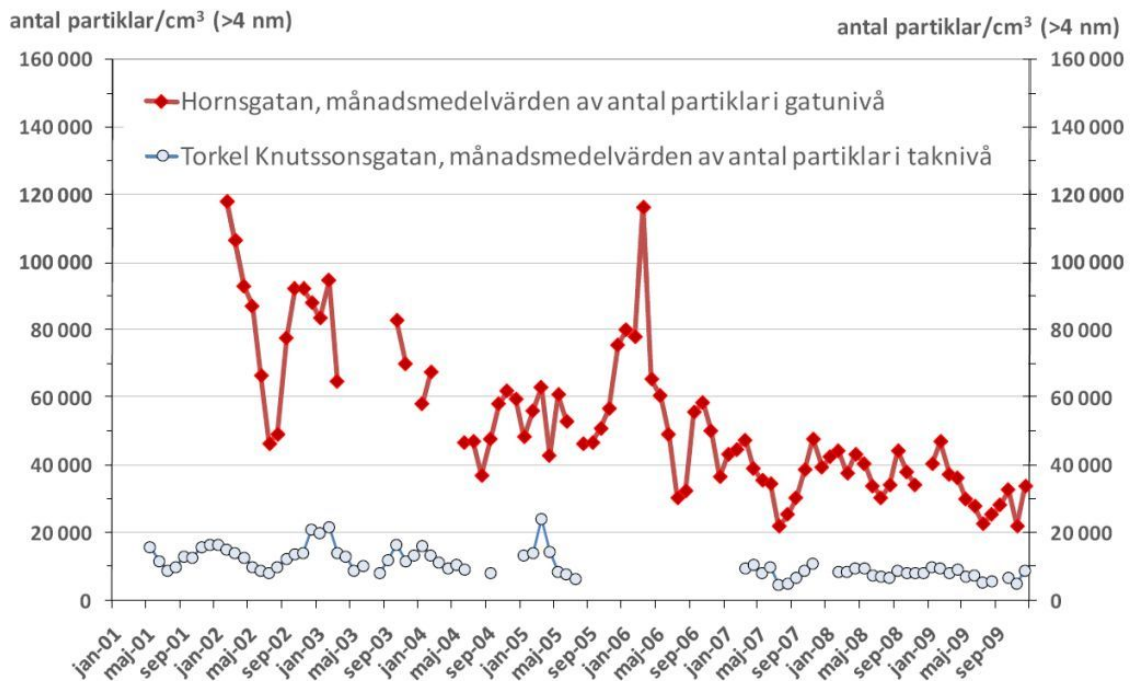
Svenska mätningar i regional bakgrundsluft har rapporterats från Vavihill (Kristensson et al., 2008) och Aspvreten (Tunved et al., 2003). Där anges medelvärden på 2 000 – 3 000 partiklar cm^{-3} , men med variationer under säsong (högre på sommaren jämfört med vintern) och under dygnet (mer under dagtid). Naturlig partikelbildning och tillväxt av nanometerstora kluster till mätbara UFP > 3 nm sker dagtid. Under gynnsamma omständigheter⁵ kan antalskoncentrationen växa till runt 10 000 partiklar cm^{-3} (Tunved et al., 2003).

De högre halterna i urban bakgrund beror i huvudsak på lokala utsläpp, främst från vägtrafik, men för vissa orter och områden även från vedeldning och sjöfartsemissioner. De flesta partiklarna i urban bakgrundsluft är > 30 nm (s.k. Aitken-mode) och innehåller både fasta partiklar, som metaller och sot, och vätskeformiga organiska ämnen, som kondenserat under avkyllningen utanför avgasröret. I Stockholm kan ökningen av UFP från regionalt 3 000 till typiska 10 000 partiklar helt förklaras med trafikutsläpp (Gidhagen et al., 2005). En analys byggd på mätningar i centrala Malmö, där medelkoncentrationen är ca 7 200 partiklar cm^{-3} , visar att vägtrafiken bidrar med i medeltal 3 250 partiklar cm^{-3} . För vissa vindriktningar finns en klar påverkan från hamnen och Öresund, i ett extremfall uppmättes drygt 20 000 partiklar cm^{-3} som kunde härledas till utsläpp från färjetrafik (Dahlberg, 2006).

Lokala halter invid motorväg har rapporterats från flera studier. Gidhagen et al. (2004b) redovisar medelkoncentrationer på ca 30 000 partiklar cm^{-3} på ett avstånd av 10 m från E4:an norr om Stockholm, medan halterna 50 m längre bort (totalt 63 m från väg) snabbt minskar till ca 13 000 partiklar cm^{-3} , på grund av vindens utspädning. En mätning invid motorväg norr om Göteborg gav betydligt lägre medelvärden runt 2 000 partiklar cm^{-3} , med maxvärden under en timma på 11 000 partiklar cm^{-3} (Molnár et al., 2002). På landsbygd klingar således trafikgenererade UFP-halterna snabbt ner mot regionala bakgrunds nivåer, inom några hundratal meter från väg.

Lokala halter i hårt trafikerade gaturum ger kraftig förhöjda UFP-halter, eftersom utspädningen här är betydligt mindre. Från Hornsgatan rapporteras medelkoncentrationer på ca 70 000 partiklar cm^{-3} (Gidhagen et al., 2004a). I Stockholm mäts totala antalet partiklar (som till 99% utgörs av UFP) kontinuerligt i tak och gatunivå sedan 2001, se Figur 30 (SLB, 2010). Halten av totala antalet partiklar har halverats på Hornsgatan mellan 2002 och 2009. Detta beror främst på att fordonsparken förnyats.

⁵ tillgång till SO_2 och/eller lågvolatila organiska gasformiga ämnen; bildningsmekanismerna är inte helt klarlagda



Figur 30. Halter av antal partiklar uppmätta i Stockholm åren 2001 och 2009 (från SLB rapport 2010:3).

Lokala UFP-halter i vedeldade bostadsområden kan också vara förhöjda. Från Lycksele rapporteras från mätningar inom Biobränsle Hälsa Miljö-projektet (BHM, Johansson et al. (2004a)) partikelkoncentrationer på 5 000 – 6 000 partiklar cm^{-3} som medelvärde, med 95-percentilvärden på drygt 16 000 partiklar cm^{-3} (Krecl et al., 2008a).

Naturlig partikelbildning och tillväxt av UFP har blivit ett hett forskningsområde på grund av de ultrafina partiklarnas inverkan på moln och jordens värmebalans. Finland har en ledande forskningsposition, se till exempel en review om partikelbildning i Kulmala et al. (2004). Vad gäller ultrafina partiklars påverkan på människors hälsa är det dock de antropogena utsläppen från vägtrafik, sjöfart och vedeldning som är viktigast.

Vägtrafikens utsläpp av ultrafina partiklar, både som avgaser och via nötning av bromsar och däck/vägbana har studerats i EU-projektet PARTICULATES (<http://lat.eng.auth.gr/particulates/downloads.htm>). Emissionsfaktorerna bygger på laboratorieförsök och indelas i fasta ("solid") UFP i två klasser <50 nm och 50-100 nm) och samt totalantal som inkluderar både fasta och flyktiga ("volatile") UFP. Emissionsfaktorerna har publicerats i Emission Inventory Handbook (http://www.eea.europa.eu/publications/EMEPCORINAIR5/group_07.pdf).

Mätningar i trafikmiljöer visar att UFP byggs upp av två typer av partiklar, med olika storlek och egenskaper. Framförallt dieselfordon släpper ut sotpartiklar av UFP i storlek > 50 nm. Samtidigt skapas nanopartiklar med storlekar < 30 nm. Dessa bildas, och växer till, när lågvolatila gaser kyls av omedelbart efter att de kommit ut ur avgasröret.

Det är mycket svårt att bestämma emissionsfaktorer för nanopartiklarna eftersom antalet bildade partiklar inte bara beror på typ av motor, motorns belastning, typ av emissionsrening och övriga tekniska faktorer, utan också på omgivningsluftens temperatur och innehåll av partikelföroreningar (utspädningsfaktor). Med vintertemperatur kan emissionen för en viss typ av fordon dubblas jämfört med sommartemperatur (Olivares et al., 2007). Med ökande partikelhalt ("yta") i omgivningsluften så kommer de lågvolatila gaserna att kondensera på redan existerande partiklar istället för att bilda nya, dvs. färre nanopartiklar produceras. Trots detta finns en rad studier i Europa och även i Norden (Janhäll & Hallquist, 2005; Wang et al., 2010; Gidhagen et al., 2003; Gidhagen et al., 2004b) som sammanställt emissionsfaktorer för UFP för lätta och tunga fordon, utgående från mätexperiment i trafikmiljö. Dessutom finns ett fåtal studier av emissionsfaktorer baserat på mätningar av partikelflöden på hög höjd ovanför städer – exempelvis i Stockholm av Mårtensson et al. (2006).

De från mätexperiment bestämda emissionsfaktorerna för UFP kan användas i spridningsmodeller på ett liknande sätt som för NO_x, dvs. UFP anses i en första approximation vara en inert förorening. Inert spridning och utspädning gäller som en god approximation i gaturum och runt motorvägar, men på urban skala kan andra processer som torrdeposition och koagulering (Gidhagen et al., 2005; Mårtensson et al., 2006) och även kondensering (Ketzell och Berkowicz, 2004) påverka antal och storleksfördelning för UFP på ett signifikant sätt.

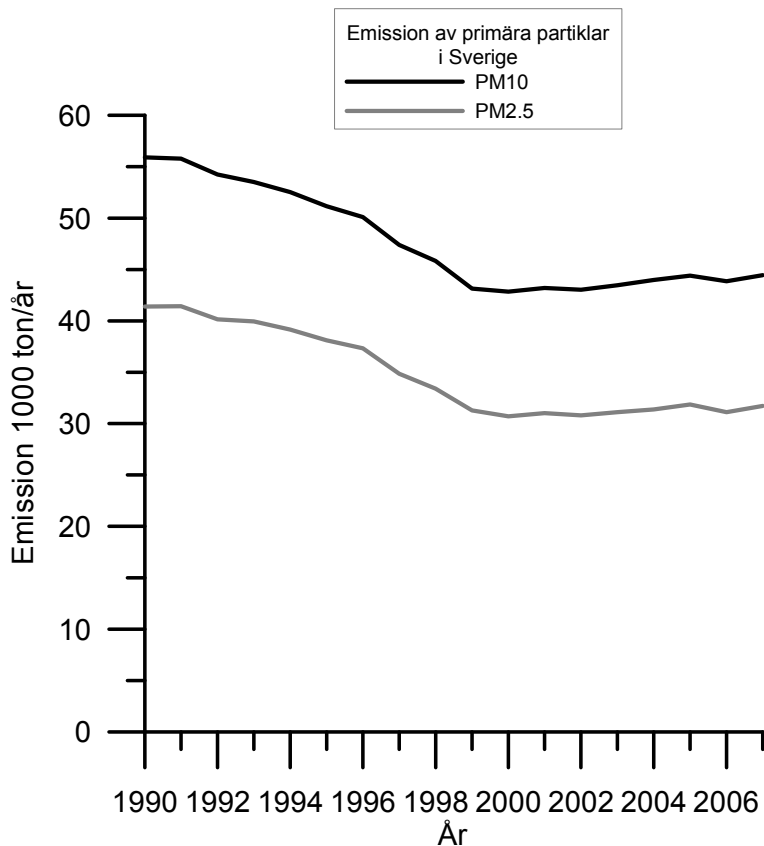
För småskalig vedeldning finns emissionsfaktorer från en rad olika laboratorieexperiment (exempelvis Hedberg et al., 2002; Johansson, L. et al., 2004; Johansson et al., 2010).

Mer detaljerad beskrivning av UFP, t ex avseende geografisk utbredning, exponering, sammansättning och toxicitet för människan, saknas till stor del. Det ökade intresset för UFP för vår förståelse av jordens värmebalans förväntas ge information av nytta även för beskrivningar av hur människan exponeras. Sammanfattningsvis begränsas aktuell kunskap om UFP till antal partiklar i olika miljöer, samt till relativt grova uppskattningar av emissionsfaktorer för vägtrafik och vedeldning.

3. Källor och deras bidrag till halter

3.1 De största källorna

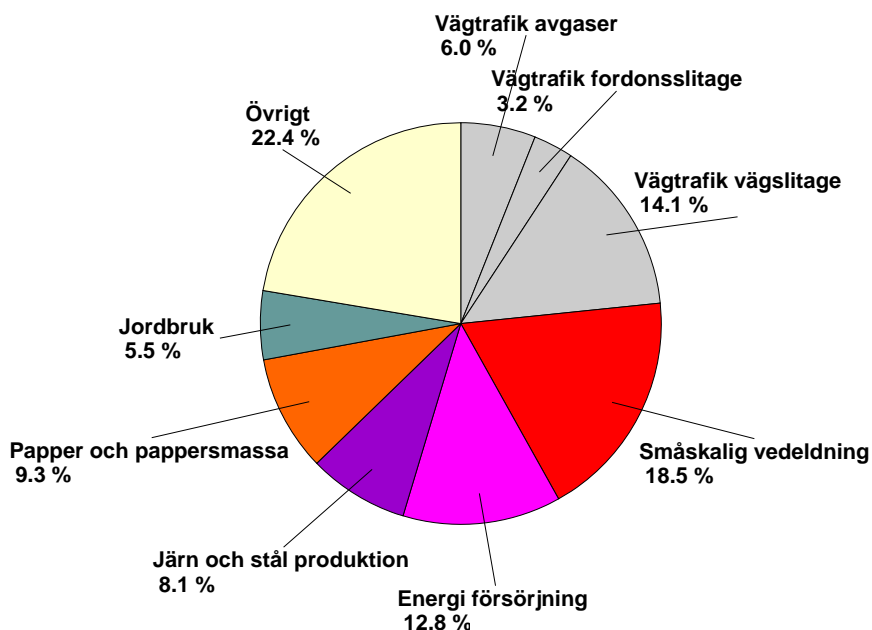
Det finns många källor som bidrar till partiklar i luften, både naturliga och antropogena. I starkt förorenad luft dominerar de antropogena källorna medan i ren bakgrundsluft dominerar de naturliga källorna. Partiklar tillförs atmosfären dels primärt, genom direkta partikelutsläpp, och dels sekundärt, genom utsläpp av gaser som omvandlas i atmosfären till partiklar. Emissionsuppskattningar görs regelbundet både i Europa, inom EMEP, och i Sverige, via SMED (Svenska MiljöEmissionsData, <http://www.smed.se/>), som underlag för bland annat Sveriges internationella rapportering. Figur 31 visar totala svenska primära partikelemissioner av PM₁₀ och PM_{2.5} från 1990-2007. Emissionerna har minskat från 1990 till 1999 och därefter varit relativt konstanta.



Figur 31. Svenska totala emissioner av primära partiklar för PM10 och PM2.5 som rapporterats till den Europeiska miljöbyrån (EEA) och till Konventionen om långdistanstransporterade luftföroreningar (LRTAP) (<http://www.eea.europa.eu/themes/air/air-emissions-data/air-pollutant-emissions-eea-datasets>).

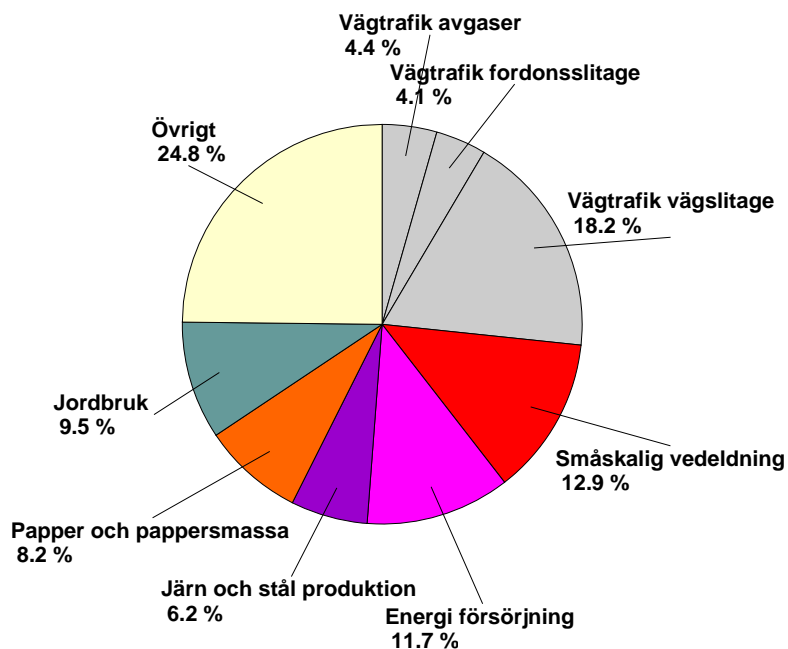
Huvudkällor till primära partikelemissioner 2008 visas i Figur 32 och Figur 33. För PM2.5 uppskattas vägtrafikens bidrag till 23 %, den småskaliga vedeldningen till 19 %, energiförsörjningen till 13 %, järn och stål produktion till 8 %, papper och pappersmassa till 10 %, jordbruket till 6 % och övriga källor till 20 %. För PM10 är motsvarande värden för vägtrafik 27 %, den småskalig vedeldning 13 %, energiförsörjning 12 %, järn och stål produktion 6 %, papper och pappersmassa 8 %, jordbruk 10 % och övriga källor 23 %.

Primära källor för PM2.5



Figur 32. Primära emissionskällor för PM2.5 (%) för Sverige år 2008 (SMED:s rapportering till UNECE/EMEP). Totala emissionen var 27.2 kton/år. Följande koder har använts: Vägtrafik avgaser 1A3bi-iv, Vägtrafik fordonsslitage 1A3bvi, Vägtrafik vägslitage 1A3bvii, Småskalig vedeldning 1A4b, Energiförsörjning 1A1a, Järn och stål produktion 2C1, Papper och pappersmassa 2D1, Jordbruk 1A4 ci-ciii, 4D2a

Primära källor för PM10



Figur 33. Primära emissionskällor för PM10 (%) för Sverige år 2008 (SMED:s rapportering till UNECE/EMEP). Totala emissionen var 39.2 kton/år. Samma koder som i Figur 32.

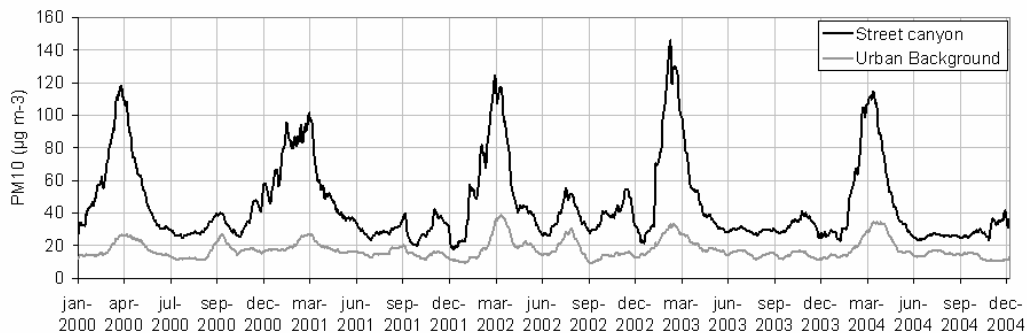
Utsläppsdata på läns- och kommunal nivå finns tillgängliga via **rus** (regionalt uppföljningssystem för nationella miljömål, www.rus.lst.se/utslappsdata1.html).

Ett nytt webbaserat verktyg har tagits fram för att beräkna sjöfartens utsläpp. Beräkningarna görs detaljerat genom att fartygens GPS positioner används. Arbetet har gjorts i samarbete med Sjöfartsverket, Naturvårdsverket och SMHI.

3.2 Vägtrafik

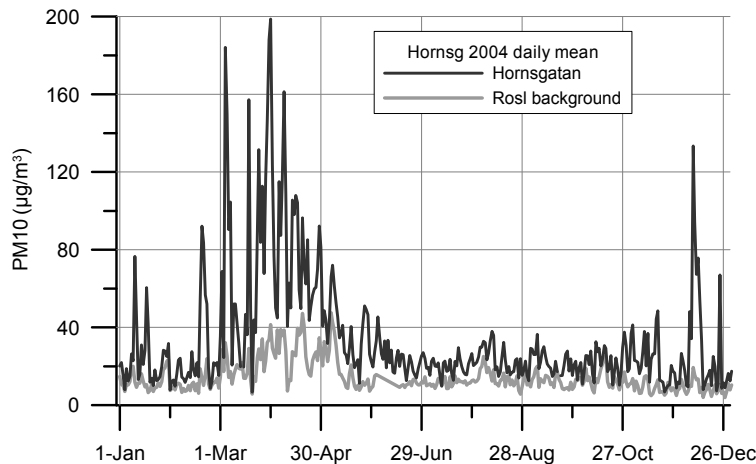
När det gäller emissioner av partiklar från vägtrafiken bör man skilja på emissioner från avgaser och emissioner från icke-avgaser, orsakat av slitage från fordon och vägbeläggning. I urbana miljöer i Sverige utgör emissionerna av icke-avgaser en betydande del av partikelhalterna, speciellt för PM10, men bidraget till PM2.5 är inte heller försumbart.

För att beskriva några av de processer som påverkar emissionerna av icke-avgaser, eller som det också kallas vägdamm, är det betydande att studera variationer av PM10 i några olika trafikmiljöer. Det finns några typiska drag som är viktiga. I Figur 34 visas mätdata av PM10 från Hornsgatan i Stockholm. Halterna presenteras i en tidserie över fem år för löpande månadsmedelvärden av mätningar i gatan (svart heldragen linje) och mätningar ovan tak (grå heldragen linje). Typiskt för dessa mätningar är den starka säsongsvariationen med höga halter på senvinter/vår och låga halter på sommaren. Mönstret återupprepas varje år med viss variation. Dessa stora säsongsvariationerna kan inte bero på förändrad utspädning, utan visar att emissionsstyrkan varierar kraftigt under året.

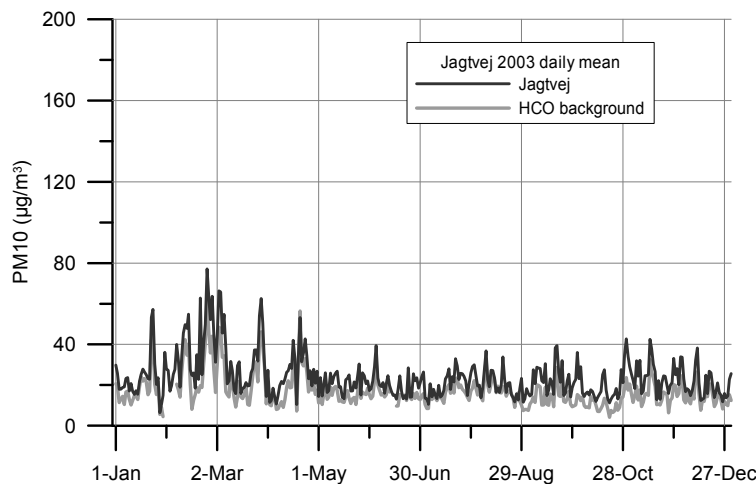


Figur 34. Uppmätta halter av PM10 i gatunivå (Hornsgatan) och i taknivå (Rosenlundsgatan) presenterade som löpande månadsmedelvärden.

I Figur 35 visas mer detaljerade haltdata från Hornsgatan. Här är det dygnsmedelvärden som visas för 2004. Figuren visar ett annat typiskt drag, nämligen de kraftiga variationerna mellan höga och låga halter som har tidskala på ett eller flera dygn. Orsaken här är variationer i vädret mellan våta och torra perioder. Dessa variationer är kraftigast då gatan är som smutsigast nämligen under senvinter/vår. Slutligen visas i Figur 36 uppmätta halter från en gata i Köpenhamn (Jagtvej). Halterna är där betydligt lägre än vid Hornsgatan i Stockholm trots att dessa gator liknar varandra.



Figur 35. Uppmätta halter av PM10 i gatunivå (Hornsgatan) och i taknivå (Rosenlundsgatan) för år 2004 presenterade som dygnsmedelvärden.



Figur 36. Uppmätta halter av PM10 vid i Köpenhamn, dels i gatunivå (Jagtvej) och dels i taknivå (HC Andersens Boulevard), presenterade som dygnsmedelvärden.

Den stora skillnaden mellan Hornsgatan och Jagtvej, som visas i Figur 35 och 36, beror främst på skillnader i dubbdäcksanvändning. Dubbdäck är en mycket starkt bidragande orsak till de höga halter av PM10 som mäts i svenska trafikmiljöer. I Köpenhamn används inga dubbdäck vilket leder till väsentligt mindre vägslitage och därigenom lägre partikelhalter.

3.3 Småskalig vedeldning

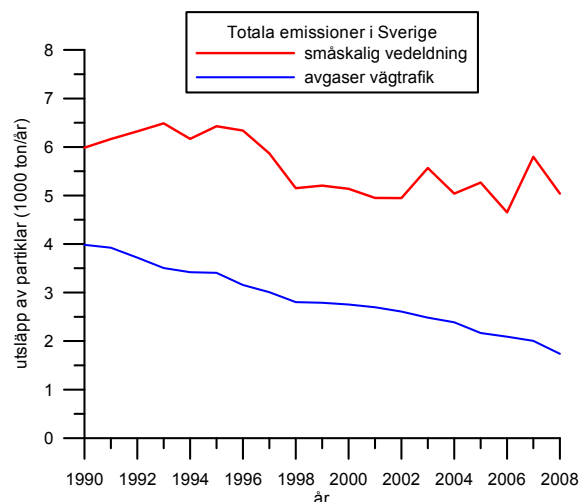
Småskalig eldning av biobränslen som ved och pellets är ett vanligt alternativ för uppvärmning av småhus. 2008 var den totala användningen av biobränslen i småhus 11.4 TWh, vilket innebär ca 36 % av det totala uppvärmningsbehovet i småhus (Energimyndigheten, 2009). Eldningen sker dels i pannor och dels i lokaleldstäder/kaminer. Storleken på utsläppen beror på vilken förbränningsutrustning

som används, hur eldningen görs och på bränslets kvalitet och fuktinnehåll (Johansson, L. et al., 2004). Bränsleförbrukningen beror också på uppvärmningsbehovet som bl.a. beror på utomhustemperaturen. Det kalla nordiska vinterklimatet spelar alltså en betydande roll för vedförbrukningen och därigenom emissionerna. För att förbränningen ska vara effektiv bör vedpannor eldas mot ackumulatortank. Vedpannor kan vara miljögodkända, (BBR-godkända, uppfyller Boverkets byggregler 1998:38 avsnitt 6:731). Många äldre pannor uppfyller inte detta och många saknar ackumulatortank och eldas således direkt mot husets energibehov.

Sättet att elda kan delas in i två kategorier; pyreldning och braseldning. Pyreldning, som innebär förbränning med stora vedinlägg och låg effekt med strypning av lufttillförseln, är miljömässigt och energimässigt det sämsta alternativet och leder till höga utsläpp. Braseldning innebär eldning med mindre vedinlägg där ved fylls på i takt med husets värmebehov och förbränningen sker med god lufttillförsel.

För emissionsuppskattningar är det väsentligt att skilja på pannor där eldningen sker via pyreldning eller braseldning. En fältstudie, som genomfördes med ”engagerade och intresserade vedeldare” i kombination med enkäter med svar från ca 170 hushåll, visade att större delen av de vedeldare, som använde vedpannor som inte uppfyller emissionskraven i Boverkets byggregler, braseldade. Några större skillnader mellan emissionerna under upptändningsfasen jämfört med driftfasen kunde heller inte urskiljas (Johansson, L. et al., 2006). Resultaten från denna studie ligger till grund för nationella uppskattningar av emissionsfaktorer och emissionerna från den småskaliga biobränsleeldningen. Uppskattningarna av dagens emissioner är betydligt lägre, ca en faktor fem under åren 2000-2004, än de som tidigare använts (Paulrud et al., 2006). Osäkerheterna i dessa uppskattningar är stora, delvis beroende på att fältförsöken och enkätstudierna genomfördes endast i södra Sverige och att det därför saknas information om emissioner vid kallt väder i de nordliga delarna av landet.

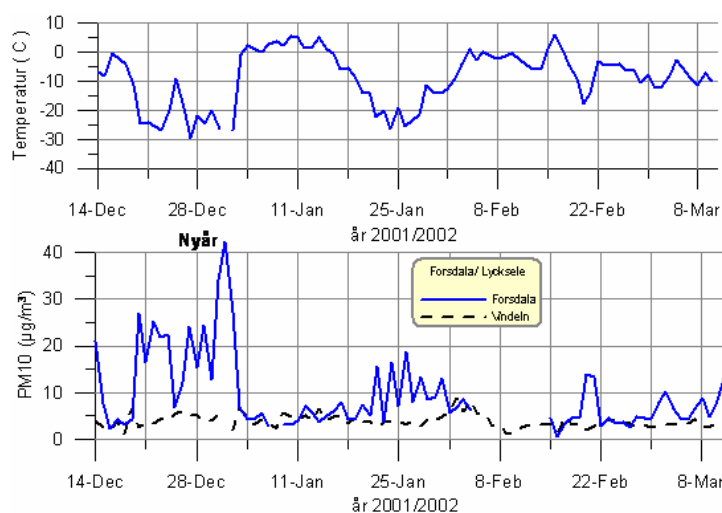
Figur 37 jämför uppskattade partikelemissioner från den småskaliga biobränsleeldningen (EEA:s emissionsdatabas) med partikelemissionerna från avgasdelen från den svenska vägtrafiken (Vägverket, 2009). Endast avgasemissioner ingår i dessa värden (det vill säga inga emissioner orsakade av fordons slitage och vägbeläggning ingår). Merparten av de jämförda partiklarna är mindre än 2.5 µm. Det betyder att emissionerna är ungefär samma uttryckt som PM10 eller PM2.5. Som framgår av figuren är den uppskattade årliga emissionen från biobränsleeldningen större än avgasemissionerna från vägtrafiken. Den minskande trenden i vägtrafikens emissioner är tydlig, vilket den inte är i lika stor utsträckning för småskalig biobränsleeldning. Det bör poängteras att uppskattningarna för biobränsleeldning är mycket osäkra och de kan vara flera gånger större eller mindre än de som redovisas i Figur 37.



Figur 37. Partikelemissioner från den svenska småskaliga biobränsleeldningen och från den svenska vägtrafikens avgasemissioner. Vägtrafikens totala emissioner som också inkluderar väg- och fordonsslitage är betydligt större som framgår av Figur 33.

Mätningar för att undersöka hur partikelhalterna varierar i bostadsområden med vedeldning har gjorts i Lycksele under två vinterperioder, den första under dec 2001 till mars 2002 (Johansson et al., 2004a) och den andra under dec 2005 till mars 2006 (Johansson et al., 2007). Mätningar utfördes bland annat i Forsdala som är ett litet villaområde en bit söder om centrala Lycksele. I området finns många braskaminer och en del vedpannor. Eluppvärmning är också vanligt. Närmsta bakgrundstation är Vindeln som ligger ca 75 km SO om Lycksele.

I Figur 38 visas uppmätta dygnsmedelhalter av PM_{2.5} i Forsdala för den första mätperioden. Som framgår av figuren varierar halterna kraftigt, med ett tydligt samband med utomhustemperaturen. När det var kallt var de lokala haltbidragen stora medan de var små då det var relativt varmt. De höga halterna vid nyår beror främst på nyårsraketer.



Figur 38. Dygnsmedelhalter av PM₁₀ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Forsdala/Lycksele och Vindeln vintern 2001/2002. Övre figuren visar dygnsmedeltemperaturen i Lycksele.

Krecl et al. (2008a) har studerat mätdata för den senare perioden i mer detalj. De betonade den kraftiga dygn-till-dygn och timme-till-timme variationen av partikelhalterna, som ofta är förknippade med lokala källor. De fann att partikelhalterna på eftermiddagen var signifikant högre på helger jämfört med vardagar och att höga partikelhalter inträffade vid låga temperaturer.

Vedeldningen bidrar således på ett sporadiskt sätt till lokala haltbidrag i omgivningsluft. Lokala förhöjda halter inträffar nära källorna inom det bostadsområde där vedeldningen pågår och merparten av förbränningen sker främst under vinterhalvåret. De lokala bidragen till *årsmedelhalterna* blir därför oftast begränsad. Få studier har gjorts för att försöka generalisera hur stora lokala haltbidrag som kan uppkomma från vedeldning i bostadsområden. För sådana studier behöver modeller användas. En sådan studie har gjorts med hjälp av den modell som sedan implementerats i SIMAIRved. Studien avsåg förhållandena i bostadsområden med omfattande vedeldning med användning av gamla vedpannor. Resultaten finns redovisade i Johansson et al. (2003a).

Med hjälp av SIMAIRved har beräkningar gjorts för bostadsområden där vedeldningen sker med kaminer, dels i Umeå (Omstedt et al., 2008) dels i Göteborg (Molnar et al., 2010). I Danmark har ett forskningsprojekt om småskalig vedeldning genomförts under åren 2006-2007 (Wåhlin et al., 2010). Generaliserande beräkningar av lokala haltbidrag i tre olika bostadsområden med vedeldning från kaminer baserat på modellberäkningar har också genomförts (Olesen et al., 2010a och 2010b).

Resultaten från dessa studier sammanställs i Tabell 2. De högsta lokala haltbidragen på ca 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ uppskattas för vedeldande bostadsområden med flera gamla pannor och med hög vedeldningsaktivitet. Beräkningarna avser där de högsta halterna inom bostadsområdet. För andra bostadsområden där kaminer används är det lokala bidraget mindre, av storleken 1-3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beroende på eldningsaktivitet.

Tabell 2. Uppskattade lokala haltbidrag av PM_{2.5} ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) i bostadsområden med vedeldning. Uppskattningen avser årsmedelhalter.

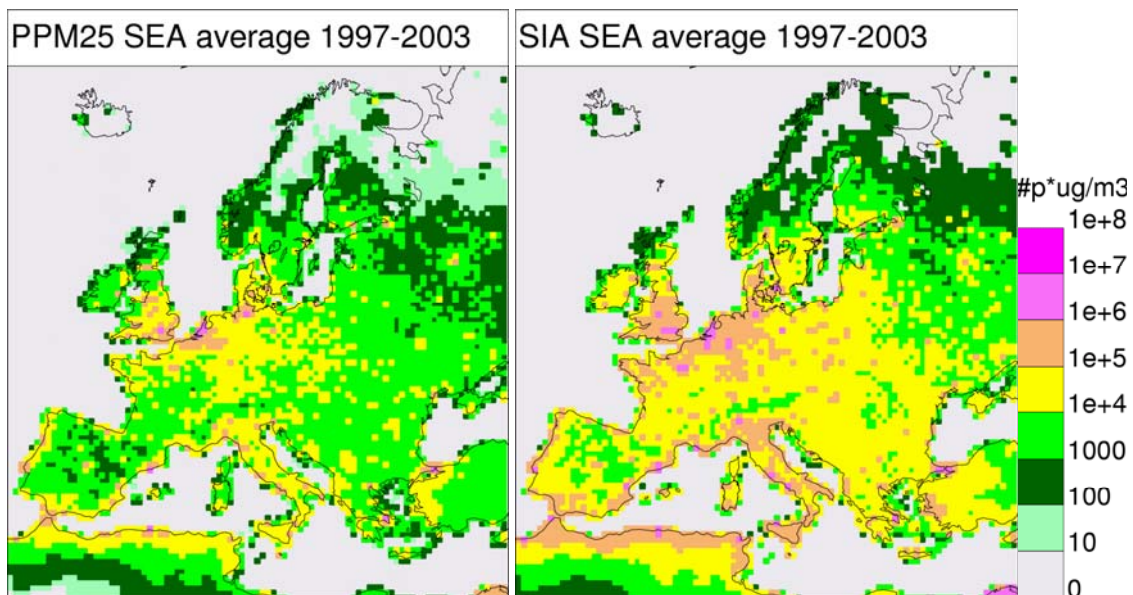
Typ av eldstäder	Låg vedeldningsaktivitet	Hög vedeldningsaktivitet	Referens
Vedpannor (flera gamla)	5-10	20	Johansson et al., 2003a
Kaminer, Sverige	0.6-1.0	2-3*	Molnar et al., 2010, Omstedt et al., 2008
Kaminer, Danmark	0.5	2	Olesen et al., 2010a

* Uppskattad genom antagande om hög vedförbrukning.

3.4 Sjöfartens bidrag

Sjöfarten är en viktig källa till luftföroreningar, vilket har uppmärksamats såväl globalt (Corbett et al., 2007) som regionalt (ENTEC 2002, Andersson et al., 2009) samt för stora hamnar (Isaksson et al., 2001). Globalt uppskattas sjöfartemissioner leda till 60 000 förtida dödsfall årligen (Corbett et al., 2007).

På Europaskala har en uppskattning av hälsoeffekterna från sjöfarten gjorts (Andersson et al., 2009). Däri beräknas ökningen av antalet dödsfall som effekt av sjöfarten till 0.2% för primära partiklar (PPM) och 0.3% för sekundära oorganiska partiklar (SIA). Kartorna i Figur 39 visar hur Europas befolkning exponeras för partiklar orsakade av sjöfartsemissioner. Man kan se att påverkan från de sekundärt producerade partiklarna är större än för de primära partiklarna. Problemen är störst längs kusterna, värst vid Engelska kanalen och Medelhavet, bättre vid södra delen av Östersjöns kust och små vid Bottniska viken, de norra delarna av brittiska öarna samt Norge. I Sverige är påverkan på befolkningen störst på västkusten samt i Öresundsregionen.



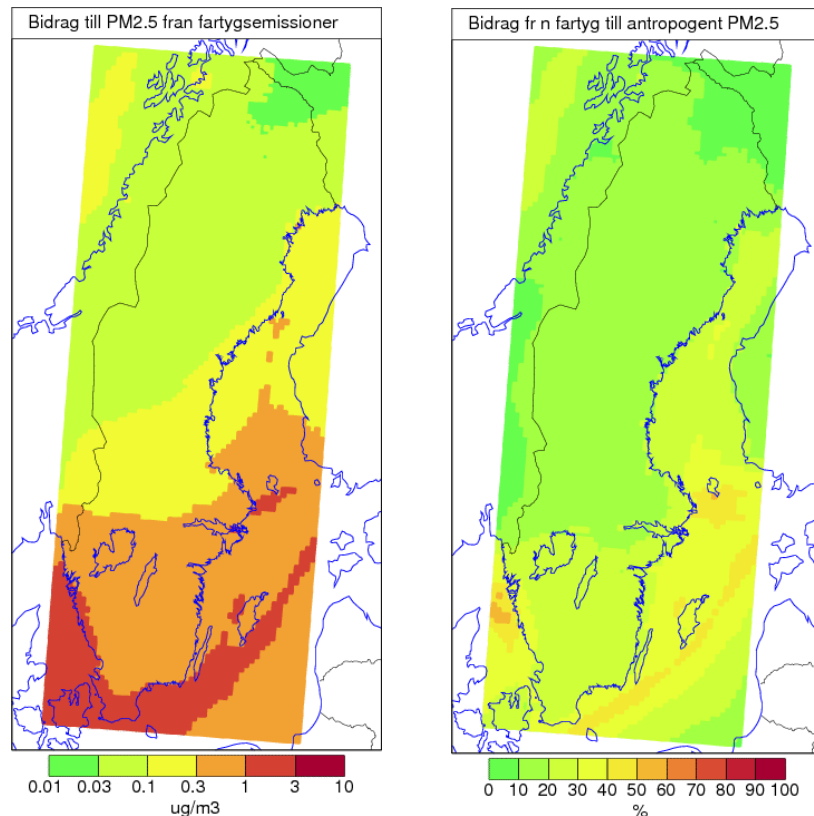
Figur 39. Till vänster: Halter av primärt emitterade partiklar PM2.5 från sjöfarten, PPM2.5 SEA, viktat med befolkningstätheten. Till höger: Halter av sekundära oorganiska partiklar från sjöfarten, SIA SEA, viktade med befolkningstätheten. (från Andersson et al., 2009). Enhet: antal personer* $\mu\text{g}/\text{m}^3$

I Östersjön regleras sjöfartens emissioner av svavel, som är en viktig källa till partiklar i atmosfären (EU-direktiv 1999/32/EG, implementerad i svensk rätt genom Svavelförordningen (1998:946)). Inom svavelkontrollområdet SECA (SOx Emissions Control Area) regleras svavelinnehållet i bränslet till 1.5 volymprocent från och med 16 maj 2006. Från 1 mars 2010 skärps kravet på rent bränsle till 1% svavelinnehåll och 2015 ytterligare till 0.1%. Från 1 januari 2010 gäller dessutom en gräns på högst 0.1 viktprocent svavel i svenska hamnar.

Emissionerna från sjöfarten i Östersjön har en viss årstidsvariation, högst i juli och lägst i februari (Jalkanen et al., 2009).

Påverkan av sjöfartens emissioner på de modellerade partikelhalterna i Sverige visas i Figur 40. De modellerade partikelhalterna innehåller primärt emitterade partiklar samt sekundära oorganiska ämnen och motsvarar alltså inte hela partikelmassan. Mest påverkat

är sydligaste Sverige samt västkusten. Av den totala halten av sekundära oorganiska föreningar (SIA) och primärt emitterade partiklar (PPM) svarar sjöfartens emissioner för upp till 40 % av halten i dessa områden. Det motsvarar upp till $2.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



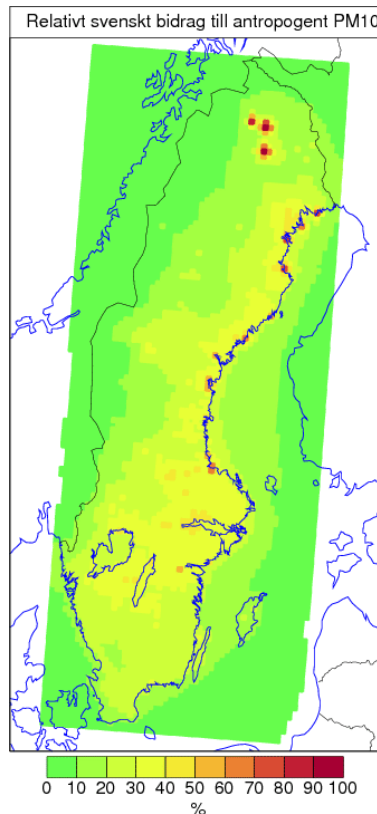
Figur 40. Till vänster: Beräknat bidrag från sjöfartens emissioner till koncentrationer av modellerat PM2.5. Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.
Till höger: Det relativa bidraget från sjöfartens emissioner till halten av modellerat PM2.5.

3.5 Europas respektive Sveriges eget bidrag till PM av antropogent ursprung

Den del av PM2.5 och PM10 i regional bakgrundsluft i Sverige, som har antropogent ursprung, kommer till stor del från emissioner som skett utanför Sveriges gränser, men Sveriges eget bidrag är också viktigt. Svenska emissioners relativa bidrag till summan av sekundär oorganisk partikelmassa (SIA) och primärt emitterade partikelmassa (PPM) visas i Figur 41. Uppskattningsvis motsvarar SIA+PPM ca 40 % av den totala partikelmassan och ca 80 % av den kemiskt bestämda delen av partikelmassan och modellberäkningarna underskattar uppmätta SIA halter (Avsnitt 4.4.1).

I Norra Sverige, där halterna av partiklar från Centraleuropa är låga, kan man se att stora punktkällor påverkar halterna lokalt inom några mils radie. I Svealand och längs Norrlandskusten bidrar Sveriges utsläpp med 30-50% (mer vid större punktkällor) medan

påverkan från svenska källor är lite lägre i södra Götaland, där de totala halterna är högre och bidraget från utlandet och internationella sjöfartsemissioner (Avsnitt 3.4) är större, samt i Norrlands inland, där de totala halterna är låga.



Figur 41. Sveriges relativa bidrag till regionala medelkoncentrationer av antropogena primära partikelmassa (PPM) + sekundära oorganiska massa (SIA) i PM10.

3.6 Den organiska partikelfractionen

3.6.1 Källor

Den organiska delen av partikelmassan är en komplicerad blandning av ämnen från många olika källor. Både naturliga (biogena) och antropogena utsläpp bidrar väsentligt till organiska partiklar.

Utsläpp kopplade till vegetation är viktiga i många områden. Det kan dels vara partiklar från bränder i skog och mark, dels sekundärt bildade partiklar från flyktiga organiska ämnen, som emitteras av vegetation, och dels direktemitterade partiklar från vegetation (till exempel fragment från löv, pollen, sporer etc.).

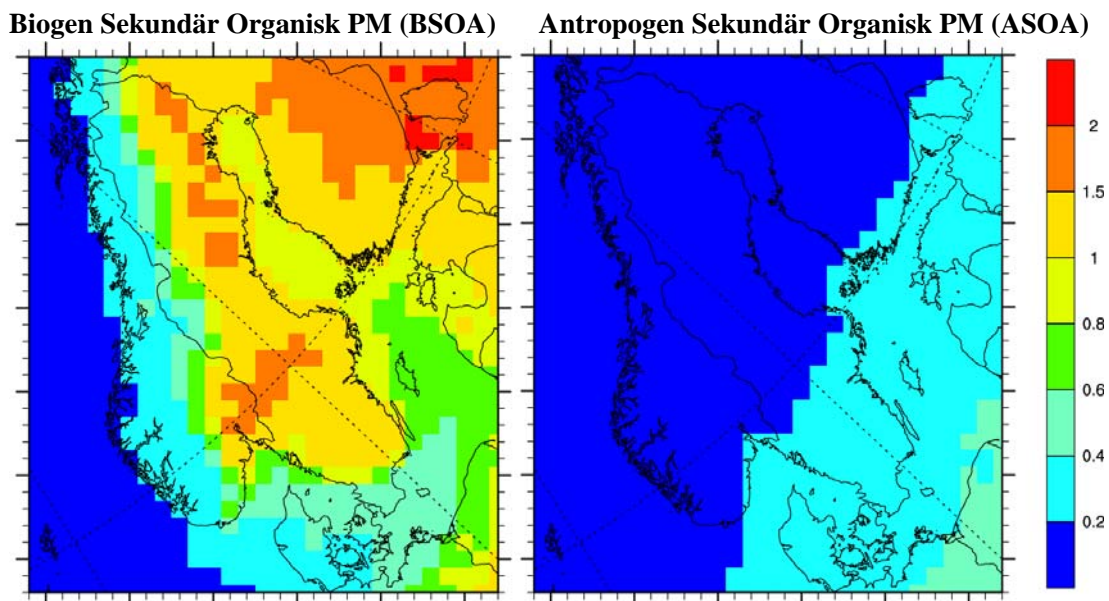
Förbränning av fossila bränslen och bibränslen, som ved, är också viktiga källor till organiska partiklar, dels direktemitterade (primära) partiklar och dels sekundärt bildade partiklar.

3.6.2 Sekundär organisk aerosol (SOA)

Modellberäkningar av den sekundära organiska partikelmassan (SOA) i Europa har gjorts med specialversioner av EMEP-modellen. Modellering av SOA är mycket komplext och tidigare studier har gett kraftigt varierande resultat beroende på olika modellantaganden (Simpson et al., 2007).

För närvarande pågår utveckling av en ny modul för beräkning av SOA, för användning i EMEP-modellen (Bergström och Simpson, 2010, se även Avsnitt 4.4.4.). Preliminära resultat från beräkningar av SOA orsakade av naturliga utsläpp (av terpenener och isopren) från vegetation och av antropogena utsläpp av organiska ämnen visas i Figur 42.

För stora delar av Sverige ger modellen ett årsmedelbidrag (2007) från SOA med biogent ursprung (BSOA) på mellan 1 och 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. De beräknade antropogena bidragen till SOA (ASOA) är betydligt lägre än BSOA. De beräknade ASOA-halterna har en tydlig nord-sydlig gradient med låga halter i norr. I Götaland och södra Svealand beräknas årsmedelhalten ASOA vara ca 0.2-0.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Observera att de beräknade BSOA- och ASOA-bidragen är preliminära uppskattningar med stora osäkerheter.

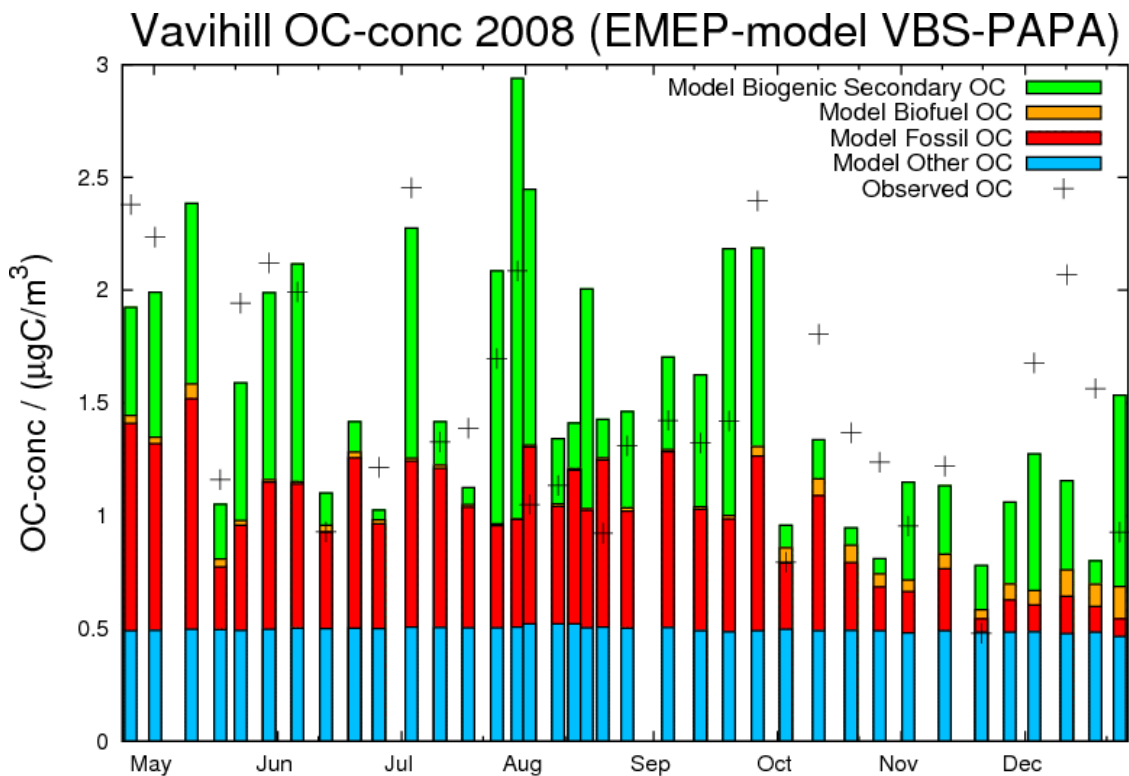


Figur 42. Modellerad årsmedelhalt (2007) av sekundärt bildade organiska partiklar (SOA) av biogent (vänster figur) och antropogent (höger) ursprung. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Resultat från beräkningar med EMEP-modellen på Europa-skala. Resultaten kommer från en modellversion under utveckling och är preliminära⁶ (Bergström & Simpson, 2010).

⁶ Stora osäkerheter finns såväl i emissionsdata som i ett antal modellparametrar. Modellen utvärderas under 2010 och kommer troligen att revideras under året.

3.6.3 Källfördelning

I Figur 43 visas beräknade och observerade halter av organiskt kol (OC) i Vavihill (Skåne) under perioden april-december 2008. De beräknade halterna är uppdelade i BSOA-bidrag, vedeldningsbidrag, antropogena bidrag av fossilt kol och övriga bidrag. I genomsnitt är de beräknade bidragen från antropogena fossila källor ungefär lika stora som från BSOA (men notera att en övervägande del av det "övriga" bidraget förmodligen kommer från naturliga källor). Vedeldningsbidraget är litet. Som medelvärden över den studerade perioden är de beräknade relativa bidragen till totalt OC från de olika källorna: Fossilt OC 32%, Biogent sekundärt OC 34%, Vedeldnings OC 2%, Övrigt OC 32%.



Figur 43. Halter av organiskt kol (OC) och beräknade bidrag från olika källor till OC-halterna i partiklar i Vavihill, april-december 2008. De beräknade OC-halterna är uppdelade i bidrag från biogena sekundära ämnen (BSOC, gröna staplar), vedeldningsbidrag (Wood OC, orange), OC från antropogena, fossila källor (Fossil OC, röd) och övrigt OC (Other OC, blå; övrigt är en uppskattad homogen bakgrundshalt av organiska ämnen, som i modellen representerar de källor som inte hanteras separat, till exempel primärt emitterade biologiska partiklar, OC från skogsbränder och organiska partiklar från marina källor). Beräkningarna är gjorda med EMEP-modellen (med en modellversion under utveckling och resultaten är preliminära (Bergström och Simpson, 2010). Uppmätta OC-halter anges med +. Mätningarna är flerdygnsmätningar (3 – 11 dygn) och modelldata är beräknade för samma tidsperioder som mätningarna. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

I Göteborg har en studie av fördelningen av fossilt respektive modernt kol i OC och EC genomförts, bland annat genom analys av ^{14}C och levoglucosan i partiklarna, (Szidat et al., 2009). Mätningar gjordes för en vinterperiod (februari-mars, 2005) och en sommarperiod (juni-juli, 2006). För sommarperioden var den uppmätta totalhalten av kol, i $\text{PM}_{2.5}$, $2.7 \pm 0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, varav större delen var OC, ca $2.2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. OC bestod till drygt en tredjedel av fossilt kol och knappt två tredjedelar modernt kol (från biogena källor och vedeldning). EC domineras av fossila källor (ca 90%).

Fördelningen på olika källtyper framgår av Tabell 3 där också modellberäkningar för samma period redovisas. Modellen ger totalhalter av kol (TC) och OC i relativt god överensstämmelse med de observerade halterna. Bidraget från vedeldning till OC och EC underskattas i modellen. Emissioner från vedeldning är mycket osäkra och modellberäkningarna är gjorda med en relativt grov geografisk upplösning (50km) vilket gör att halter inne i städer, som påverkas av lokala källor, är svåra att reproducera.

Tabell 3. Källfördelning av kolinnehållet i $\text{PM}_{2.5}$ i Göteborg för perioden 13 juni-4 juli, 2006. Uppskattningar baserade på mätningar från Szidat et al. (2009) och modellberäkningar med EMEP-modellen (Bergström och Simpson, 2010). Enhet $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

	Baserat på kemisk analys av partiklar (Szidat et al., 2009)	Modellberäknat EMEP VBS-PAPA (Bergström och Simpson, 2010)
OC fossilt (antropogent)	0.65-1.0*	0.92
OC vedeldning	0.16-0.32*	0.06
OC övrigt icke-fossilt	0.95-1.35*	1.23**
EC fossilt	0.32-0.49*	0.72
EC vedeldning	0.02-0.08*	0.03
Totalt kol (TC)	2.7 ± 0.4	3.0

* Intervallet motsvarar osäkerhetsuppskattningar baserade på en statistisk metod, Latin Hypercube Sampling (LHS), se Szidat et al. (2009).

** Modellvärdet inkluderar biogena sekundära partiklar (BSOA) och en antagen bakgrundshalt av organiska partiklar ($0.5 \mu\text{gC}/\text{m}^3$), som i modellen representerar de källor som inte hanteras separat, till exempel primärt emitterade biologiska partiklar, OC från skogsbränder och organiska partiklar från marina källor.

4. Forskningsmetoder

4.1 Mätningar

4.1.1 Mätplatser och mätnät

I Sverige har partikelhalter mätts kontinuerligt i utomhusluft sedan 1990-talet för några regionala och urbana mätstationer. Till följd av EUs nya Luftdirektiv och införandet av miljökvalitetsnormer för PM_{10} -halter i den svenska lagstiftningen (SFS 2001:527), har antalet mätstationer ökat markant under 2000-talet.

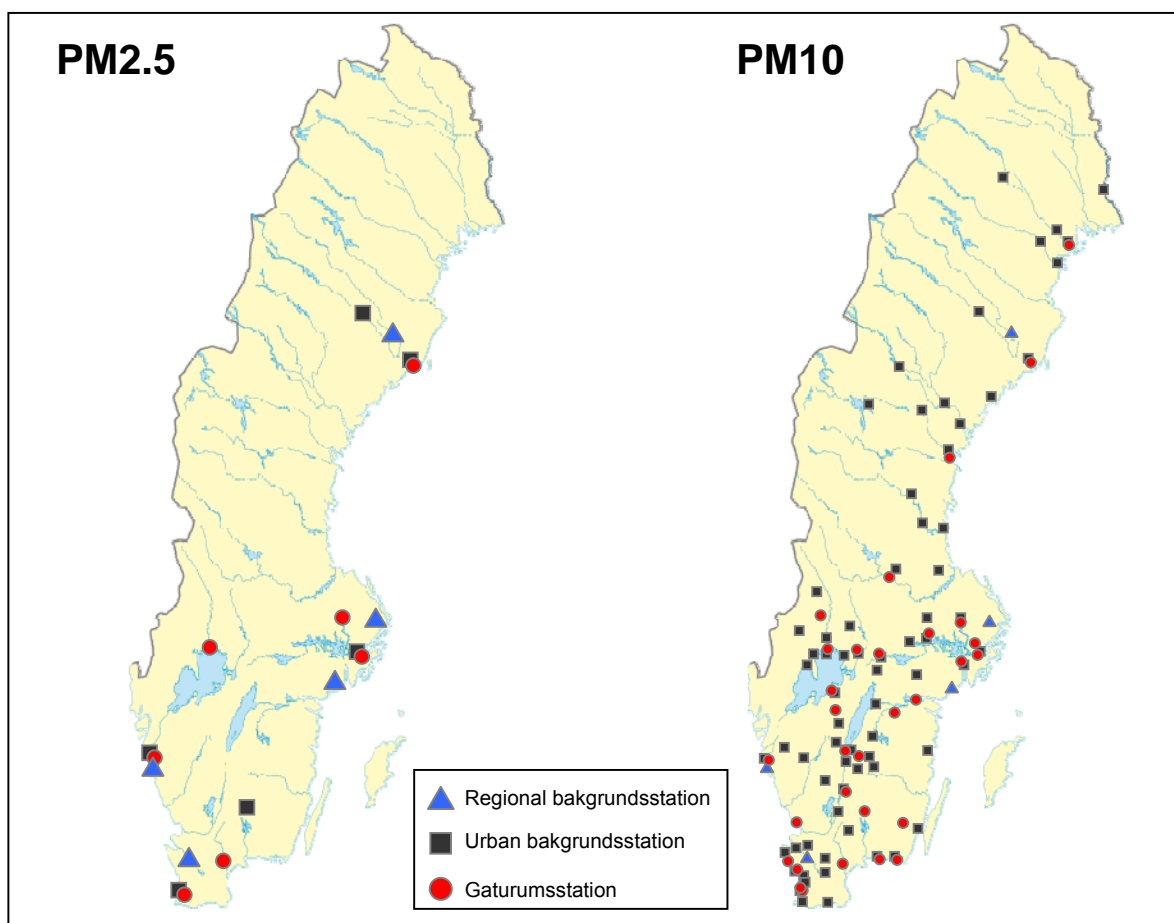
Denna studie innefattar data från mätstationer vars mätningar finns inrapporterade till datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2010). Detta är den officiella databasen för

luftkvalitetsmätningar i Sverige och det åligger kommunerna att inrapportera sina mätningar till datavärdskapet. Kommunerna ansvarar också för kvalitetsgranskning och korrigering av data.

Vid införandet av miljökvalitetsnormer år 2001 infördes gränsvärden enbart gällande för PM10, vilket är huvudförklaringen till att de flesta mätningar är inriktade på denna partikelfraktion. Mätningar av mindre partikelfraktioner, främst PM2.5, förekommer också, men är inte lika omfattande. I den nya Luftkvalitetsförordningen (SFS 2010:477), tillika EUs luftdirektiv (2008/50/EG), regleras nu även halterna av PM2.5. Studier tyder på att halterna i Sverige ligger väl under föreslagna gränsvärden och utsikterna är goda att klara framtida exponeringsminskningsmål (Andersson et al., 2008).

I Appendix A och B finns information och haltnivåer för mätstationerna som analyseras i denna studie avseende PM2.5 respektive PM10. Mätningar av PM2.5 har gjorts för totalt 27 stationer, varav 4 i regional bakgrund, 7 i urban bakgrund och 16 i gaturum. Mätningar av PM10 utförts i större utsträckning och omfattar totalt 134 stationer, varav 5 i regional bakgrund, 76 i urban bakgrund och 53 i gaturum. För mätningarna av PM2.5 är mätningarna gjorda under hela kalenderår för de flesta stationer, men för PM10 är även mätningar under vinterhalvår (1 oktober – 1 april) vanligt förekommande.

Den geografiska fördelningen av mätstationerna framgår av Figur 44. Omfattningen av mätstationer som mäter PM10-halter är stor, i synnerhet i södra och mellersta Götaland, södra Svealand samt vissa delar av Norrlands kustland. De flesta mätningar i gaturum är utförda under hela kalenderår, men då det gäller mätningar i urban bakgrundsluft är mätperioden för de flesta stationer, bortsett från storstäderna, vinterhalvår.



Figur 44. Geografisk fördelning över mätstationer i Sverige, som finns inrapporterade till datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2010), för mätningar av halter av PM2.5 (vänster) respektive halter av PM10 (höger).

Det bör betonas att tidssträckning och datatillgänglighet påverkar årsmedelhalterna och percentilerna.

För att inrapporterade mätdata ska presenteras på Datavärdskapets hemsida ska tidstäckningen för års- respektive vinterhalvsmedelvärde vara minst 50%, dvs 182 respektive 90 dygn. För årsmedelvärdet krävs dessutom att data ska vara jämnt fördelat över året, vilket innebär att kvoten mellan antalet dygn under sommarhalvåret och vinterhalvåret ej får vara större än en faktor 2. För att 90-percentil för dygn ska presenteras för ett kalenderår krävs en tidstäckning på 75% jämnt fördelat över året.

I denna studie används mätdata från Datavärdskapet, med några fler tillägg vad gäller kriterier för val av mätdata:

Kalenderår:

- medelvärde: minst 240 dygn
- 90%-il dygnsmedelvärde: minst 280 dygn

Vinterhalvår

- medelvärde: minst 90 dygn
- 90%-il dygnsmedelvärde: minst 130 dygn

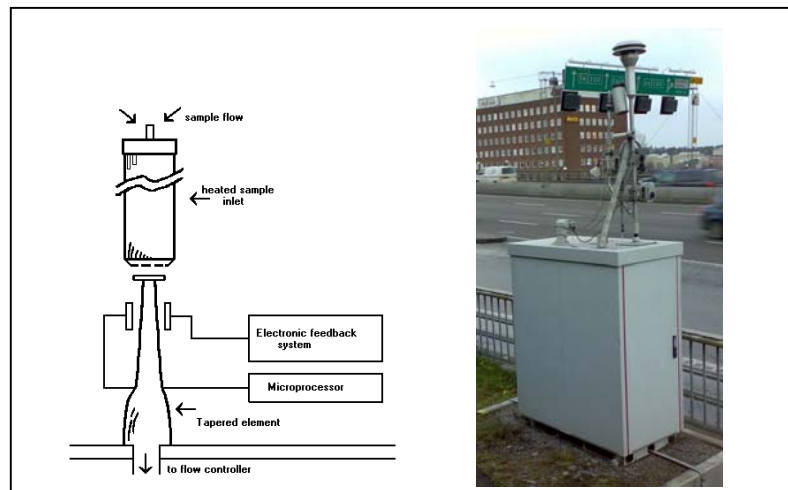
För mer detaljerad beskrivning av mätplatserna, se exempelvis Andersson et al. (2009), SLB-analys (2010), Miljöförvaltningen i Göteborg (2010) och Sjöberg et al. (2008).

4.1.2 Mätmetoder

4.1.2.1 TEOM

En vanlig mätmetod att mäta halter av PM10 och PM2.5 är TEOM-instrument, vilket bland annat används för mätningarna i Stockholm och Göteborg.

Principen för instrumentet (Tapered Element Oscillating Microbalance) är att partiklarna deponeras på ett filter placerat på toppen av en oscillerande glaskropp (Piezoelektrisk kristall), se Figur 45. Frekvensen hos den ihåliga glaskroppen förändras omvänt proportionellt mot massförändringen på filtret, det vill säga när massan ökar minskar frekvensen. Ändringen i frekvens över en given tid kan sedan omräknas till partikelhalt.



Figur 45. Schematisk illustration av TEOM-instrument (till vänster). Till höger visas mätningar med ett TEOM-instrument vid Essingeleden i Stockholm.

Variationer i fuktighet påverkar emellertid resultatet. För att inte erhålla negativa värden när partiklarna avger vatten då fuktigheten har sjunkit, eller tvärt om, för att inte erhålla extremt höga värden då fuktigheten är hög, uppvärms luften samt filtret till 50 °C. Detta skiljer sig från den i EUs luftdirektiv angivna referensmetod. Uppvärmningen kan dock leda till att flyktiga partikelbundna organiska ämnen och ammoniumnitrat avdunstar, vilket leder till att partikelhalten underskattas vid tillfällena då halten av dessa ämnen är hög. En inbyggd omräkningsalgoritm som kan tillämpas enligt instrumenttillverkaren är:

$$PM_{ref} = 1.03 \cdot PM(TEOM) + 3\mu g m^{-3} \quad (1)$$

($PM_{10}(REF)$ är halten enligt referensmetoden, $PM_{10}(TEOM)$ är den halt som uppmäts med TEOM)

Svenska studier (Ferm och Hansson, 2003; Johansson, 2003b) har visat att denna omräkningsalgoritm underskattar partikelhalterna vid jämförelse med mätdata från IVLs provtagare. Studierna pekade på en korrektionsfaktor på 1.2-1.3. Referenslaboratoriet rekommenderar följande omräkningsalgoritm:

$$PM_{ref} = 1.19 \cdot PM(TEOM) + 1.15 \mu g m^{-3} \quad (2)$$

Observera också att $PM_{10}(TEOM)$ -halterna inte skall vara omräknade med den i TEOM korrektionsfunktionen ($PM_{10}(US_REF) = PM_{10}(TEOM) \times 1.03 + 3 \mu g/m^3$) vid användandet av denna logaritm.

Enligt det nya luftdirektivet från EU (2008/50/EG) skall vid bestämning av partiklar och ämnen som analyseras i partikelform (t.ex. bly) *provtagningens volymen avse omgivningsförhållanden vid provtagningen när det gäller temperatur och atmosfäriskt tryck vid tidpunkten för mätningarna*. Detta innebär att tryck och temperatur måste registreras vid provtagningen. Eventuellt kan data från någon närbelägen meteorologisk station användas.

Följande korrektionsformel gäller för PM_{10} (alternativt $PM_{2.5}$) -halter som anges vid andra förhållanden än atmosfärstryck och utomhustemperatur vid provtagningstillfället:

$$PM_{10}(omg) = \frac{T(std) + 273,15}{T(omg) + 273,15} \cdot \frac{P(omg)}{P(std)} \cdot PM_{10}(std) \quad (3)$$

där $PM_{10}(omg)$ är halten angiven vid tryck, $P(omg)$ och temperatur, $T(omg)$ i omgivningsluften (dvs. i utomhusluften) vid provtagningstillfället. Temperaturen anges i grader Celsius.

$PM_{10}(std)$ är halten angiven vid standardtryck, $P(std)$ och standardtemperatur, $T(std)$, dvs. beroende på inställningen i instrumentet vid provtillfället.

Ovanstående omräkningsalgoritm och korrektionsformel för rådande temperatur och tryck används numer i databasen för luftkvalitet (IVL, 2010). Omräkning av tidigare års rapporterade data pågår.

4.1.2.2 IVLs filtermetod

En annan väl beprövad metod för att mäta halter av partiklar (PM_{10} , $PM_{2.5}$ eller PM_{1} i utomhusluft) är en filtermetod utvecklad av IVL; PModel S10.

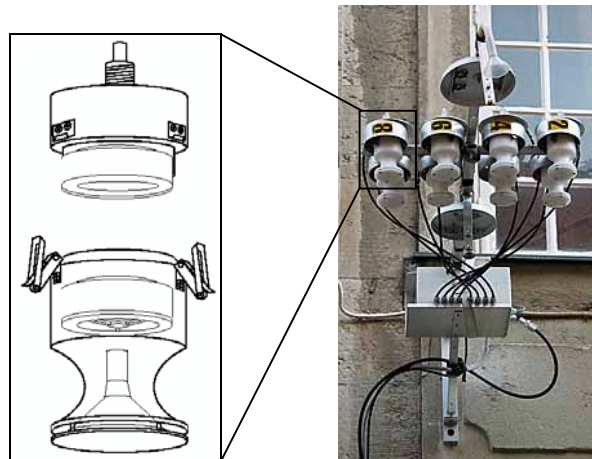
Fördelen med detta instrument är att det går att tillverka till en relativt låg kostnad och att kemisk analys av partiklarna kan göras efteråt. Nackdelen är att resultaten inte kan erhållas i realtid (analys av filtren krävs), samt att tidsupplösningen är lägre än för exempelvis TEOM (timmedelvärden kan ej erhållas). Detta är dock inte problem då det gäller utvärdering av miljökvalitetsnormer, då dessa är definierade som årsmedelvärden och dygnsmedelvärden.

Principen för IVLs filtermetod illustreras i Figur 46. Provtagaren, som är av teflon, har inlopp som är provade i vindtunnel, och storleken samt inloppets utformning på provtagaren varierar beroende på vilken partikelfraktion som mäts. Provtagaren kopplas till en veckoautomat, där provväxlingen sker dygnsvis. Provtagningen är halvautomatisk, vilket innebär att provbyten och tillsyn enbart erfordras en gång per vecka.

IVLs filtermetod uppvisar god överensstämmelse med den EU-godkända metoden KleinfILTERgerät. Den totala osäkerheten (inklusive flöde, vägning etc.) bedöms till $\pm 14\%$ (95% konfidensintervall).

Halterna från IVLs PM₁₀ –provtagare måste räknas om med hjälp av allmänna gaslagen för rådande tryck och temperatur, i de fall gasmätare placeras vid inomhustemperatur.

För mer information om IVLs provtagare, se, t.ex., Ferm och Hansson (2003) och Areskoug, (2007).



Figur 46. Schematisk illustration av IVLs filterprovtagare (till vänster). Till höger visas mätningar med ett sådant instrument vid Hoppets torg i centrala Jönköping.

4.2 Käll-receptormodellering

Käll-receptormodellering används för att kvantitativt beräkna bidraget till halterna från olika källor. Det finns flera olika modeller, som dock alla bygger på att man har viss kunskap om de olika källornas emissionskaraktär. Detta kan antingen vara den kemiska sammansättningen i emissionerna eller, för partiklar även, partikelstorleksfördelningen. Kemisk massbalans (CMB) utgår från specificerade kemiska profiler för olika källor, medan PMF (positive matrix factorisation) inte kräver några källprofiler alls. Men för PMF behövs ändå kunskap om källorna för att kunna tolka resultaten. En annan modell som liknar PMF är COPREM (Constrained Physical Receptor Model), som utgör ett mellanting mellan CMB och PMF. I COPREM specificerar användaren så mycket information som möjligt om källornas kemiska sammansättning. Vidare kan man avgränsa lösningarna på ett kraftfullt och relativt enkelt sätt.

I vissa fall kan det finnas ämnen som är mer eller mindre unika för källan. Exempelvis är levoglucosan ett ämne som enbart bildas vid förbränning av cellulosa och kan användas för att identifiera vedeldningens bidrag till partikelhalterna. Men som påvisades av Hedberg et al. (2006) kan det vara osäkert att enbart använda levoglucosan för att kvantifiera bidraget från vedeldningen eftersom andelen levoglucosan av PM10 beror på förbränningsförhållandena, som kan variera kraftigt beroende på den enskilde eldarens förfarande mm. I kombination med analyser av lösligt kalium och svavel kan vedeldningens bidrag kvantifieras med ganska god säkerhet. Exempel på andra spårämnen som använts är koppar för att kvantifiera eller åtminstone identifiera bidrag till halterna från bromsslitage (Johansson et al. 2004b, Sjödin et al. 2009, Sternbeck et al., 2004),

Krecl et al. (2008b) kvantifierade vedeldningens bidrag till partikelhalterna i Lycksele med hjälp av partikelstorleksfördelningsdata. Detta visade sig möjligt eftersom storleksfördelningen i vedrök skiljer sig från den i fordonsavgaser. Bidraget från långdistanstransporten kunde också urskiljas eftersom även de aerosolerna har en egen storleksfördelning. Tyvärr kan denna metod inte användas i någon större omfattning eftersom det saknas partikelstorleksfördelningsdata i tätorter.

Käll-receptormodellering av haltbidragen från olika källor på en viss plats under en viss tidsperiod kan med fördel jämföras med resultaten från meteorologiska spridningsberäkningar. Dock krävs ganska omfattande mätningar under en längre period för att resultaten ska bli användbara. Därför finns inte speciellt många studier i Sverige. Några exempel ges i Tabell 4. Studierna har gett mycket värdefull information om olika källors bidrag i olika miljöer under olika perioder.

Tabell 4. Exempel på käll-receptorberäkningar för kvantifiering av olika källors bidrag till partikelhalter på olika platser i Sverige.

Plats och år	Metod	Källor som identifierats/kvantifierats	Referens
Lycksele, 2007	PMF	Vedeldning, Trafikavgaser, intransport	Krecl et al. (2008b)
Lycksele, 2002	PMF	Vedeldning, trafikavgaser, vägbanepartiklar, bromsar, intransport, förbränning	Hedberg et al. (2006)
Stockholm, 2009	PMF och COPREM	Fordonsavgaser, bromsar, däck, vägbaneslitage, intransport	Sjödin et al. (2009)
Stockholm 2001	Principalkomponent analys	Bensin- och dieselavgaser samt resuspension	Johansson et al. (2001)
Stockholm, 2003	PMF	Intransport, vägsalt, resuspension	Nilsson (2003)
Stockholm, motorväg, 2003	PMF	Intransport, vägsalt, resuspension, avgaser/bromsar	Johansson et al. (2004b)
Stockholm 2004	PMF	Intransport, regional förbränning, bromsar, vägsalt, vägdamm	Sternbeck et al. (2004)

4.3 Modellering

Det finns viktiga skillnader mellan att modellera partiklar på lokal, urban och regional skala. Olika processer har betydelse på de olika geografiska skalorna.

För lokal modellering är den relevanta skalan bara några få meter och modellområdet är i stort sett samma som emissionsområdet. Det betyder att spädning via turbulenta processer oftast är den viktigaste processen; partikeldynamik, kemiska fysikaliska processer är inte lika viktiga. På det sättet skiljer sig inte modelleringen av partiklar på lokal skala från modellering av traditionella luftföroreningar. En viktig skillnad är dock fördelningen mellan olika källbidrag. För partikelhalter av PM10 och PM2.5 i lokala miljöer är ofta bakgrundsbidraget väsentligt, mer betydelsefullt än för andra luftföroreningar, exempelvis NOx.

Situationen är annorlunda för halter av partikelantal där samvariationer med NOx är betydligt högre. Spridningsmodellering för partikelantal på den lokala skalan kan därför göras på samma sätt som för mer traditionella luftföroreningar, till exempel NOx.

På den urbana skalan, det vill säga inom städer och med typiska längdskalor på några få till några tiotal km, är svårigheterna främst förknippade med att beskriva emissioner och meteorologin. Partikeldynamiken har också en viss betydelse (Ketzel and Berkowicz, 2004; Gidhagen et al., 2005). På regional skala är både meteorologiska processer och partikeldynamiken samt våt- och torrdepositionen viktiga processer.

Vi kommer i detta avsnitt diskutera hur modeller idag beskriver tre viktiga källor för partiklar i Sverige nämligen vägtrafiken, vedeldningen och långdistanstransporten. Detta görs huvudsakligen med utgångspunkt för två modellsystem; SIMAIR (Gidhagen et al., 2009; Omstedt et al., 2010b) och MATCH (Robertson et al., 1999; Andersson et al., 2007). För övriga modeller som används idag i Sverige hänvisar vi till Vägverkets Handbok för vägtrafikens luftföroreningar (Vägverket, 2009).

4.3.1 Vägtrafik

För att kunna modellera partikelhalter i vägtrafikens närområde fordras tillförlitliga beskrivningar av två huvudprocesser; emissionerna till luften och spridningen av luftföroreningarna. För många trafikmiljöer speciellt i städer är spridnings- och emissionsförhållandena mycket komplicerade.

Spridningsmodelleringen görs idag i huvudsak med två alternativa tillvägagångssätt; modellering med hjälp av Computational Fluid Dynamics (CFD) modeller eller semi-empiriska modeller (även kallade parameteriserade modeller). CFD-modeller möjliggör beräkningar för miljöer med komplicerad geometri. Beräkningarna blir dock tidskrävande. I de semi-empiriska modellerna görs antagande om vind- och turbulensförhållandena baserat på teoretiska och empiriska studier. Beräkningstiderna blir därigenom korta i förhållande till CFD-beräkningarna. Nackdelen är att det inte går att beskriva komplexa detaljer.

Val av modell beror på syftet med modelleringen. För beräkningar i samband med miljö kvalitetsnormen behöver både årsmedelhalter och extremhalter, uttryckta som percentiler, beräknas. Genom att göra beräkningarna i tidserie med timvisa data för åtminstone ett år kan variationer i indata som meteorologi, emissioner och bakgrundshalter beskrivas realistiskt. Då är det fördelaktigt att använda beräkningssnabba semi-empiriska modeller. För mer komplexa situationer där mer beräkningskrävande modeller används behöver ofta beräkningarna förenklas och göras klimatologiskt. Så är fallet för vissa CFD tillämpningar men också för den omfattande kartläggning av PM10 halter som Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund regelbundet gör (<http://www.slb.mf.stockholm.se/lvf/>).

Vägtrafikens utsläpp är också komplexa. Vissa detaljer är svåra att beskriva, då den enskilda förarens beteende påverkar utsläppen, speciellt gäller det i samband med accelerationer och retardationer vid, till exempel, rödljus och vägkorsningar. Det är en av anledningarna till rekommendationen att mätningar av luftföroreningar i gaturumsmiljö bör utföras mitt på kvarter så att avståndet till större vägkorsning är större än 25 meter (Naturvårdsverket, 2006) där såväl emissions- som spridningsförhållandena är mer konstanta.

När det gäller utsläppen av partiklar från fordon bör man skilja på emissioner från avgaser och emissioner från icke-avgaser, orsakat av slitage från fordon och vägbeläggning (vägdamm). I svenska urbana miljöer är det vägdamm som utgör merparten av PM10-halten och det utgör också ett betydande bidrag till PM2.5.

Effekten av vägslitage från dubbade och odubbade däck har studerats i laboratorium med vägsimulator av Gustafsson et al. (2005). De fann att dubbade däck gav avsevärt högre emissioner än odubbade däck. Flera fältstudier har också visat på dubbdäckens stora betydelse för bildning av partiklar (Norman och Johansson, 2006; Ketzel et al., 2007; Hussein et al., 2008).

Kupiainen (2007) har studerat hur bland annat sand påverkar emissionerna av PM10. Testresultat från simuleringar i laboratoriet har visat att sand ökar emissionerna av vägdamm. När däcken kommer i kontakt med sand ökar vägslitaget och partiklar skapas. Sanden fungerar på det sättet som dubbar och ökar vägslitaget. Denna process brukar kallas sandpappereffekten.

Vintersandning i svenska kommuner är omfattande. Gustafsson och Yakoub (2007) har undersökt det genom enkäter till 92 olika kommuner. Av dessa kommuner använde nästan samtliga tillfrågade (90 stycken) vintersand på gator och merparten (78 stycken) använde vintersand på genomfartsleder. En viss variation med latitud syns i undersökningen. I norra Sverige används vintersand oftare än i södra Sverige.

Halkbekämpning med hjälp av vintersand och användningen av dubbdäck ökar bildningen av partiklar under vintern som ackumuleras i snö och is i vägmiljön. Sand, som tillförs vägar, transporteras, via fordonsdäck och uppvirvling, relativt snabbt från själva vägbanan till områdena däromkring (Patra et al., 2008). Därigenom skapas depåer

av vägdamm, som kan bli liggande relativt länge beroende på om depåerna är fuktiga eller torra. Upptorkningsförloppet beror på meteorologiska faktorer, som nederbörds mängd, temperatur, fuktighet och solstrålning, men också på avrinning, trafikmängd och vägens egenskaper. Upptorkning sker relativt snabbt för den trafikerade delen av vägen men långsammare för dammdepån. På våren då snön och isen smälter och vägbanan torkar upp frigörs dessa och kan via fordonsinducerad turbulens skapa höga partikelhalter. Regn kan å andra sidan minska depån av vägdamm genom avrinning.

Beläggningsslitage är större på våta vägbanor jämfört med torra men också beroende på vilket typ av stenmaterial som används i beläggningen (Jacobson, 2007). Folkesson (1992) uppskattar att vägslitage är två till sex gånger större för en våt yta jämfört med en torr yta.

Även saltning av vägarna kan medföra förhöjda partikelhalter. I en studie för staden Graz i Österrike (Oettl, 2008), där vägsalt används som den huvudsakliga metoden för att förhindra halka, och dubbdäck inte används, uppskattas emissionsfaktorn för PM10 med hjälp av mätdata av NOx och PM10 för åren 2003-2007. Emissionsfaktorn visar, i likhet med Sverige, samma starka säsongsvariation med kraftigt förhöjda värden under senvinter/vår. Emissionen varierar också mellan olika år beroende på meteorologin, då milda vintrar medför mindre behov av saltning än kalla vintrar.

Fordonshastigheten påverkar också emissionerna. Gustafsson et al. (2005) har visat via tester i laboratorium att emissionerna ökar med ökande hastighet och att ökningen är kraftigast för dubbade däck. Mätningar visar att för dubbade däck kan partikelgenereringen vara ca 4 gånger större om hastigheten ökas från 40 km/h till 80 km/h. Dessa resultat kan dock inte direkt överföras till verkliga trafikmiljöer. Vid ökande hastighet ökar också den fordonsinducerade turbulensen och därigenom minskar också emissionspotentialen för uppvirvlade partiklar genom effektivare borttagning av vägdamm (Kuhns et al., 2003).

Liknande observationer gjordes också av Omstedt et al. (2005) vid en studie av partikelhalter vid en motorväg norr om Stockholm. Emissionsfaktorn för PM10 var där av samma storleksordning som de som uppskattats för innerstadsgator i Stockholm. En ökad emissionsfaktor med en faktor fyra skulle därför troligen resultera i alltför höga halter nära motorvägen.

Oettl (2008) hänvisar också till studier för dubbfria vägar i Tyskland där emissionsfaktorer för motorvägar är betydligt lägre än de som uppmäts i Graz. Orsaken kan vara att stadsgatorna i Graz är smutsigare än motorvägar, vilket kan bero på faktorer som sandning av trottoarer och att uppvirvlingen av vägdamm är mindre i slutna gaturum jämfört med öppna motorvägar med högre hastigheter.

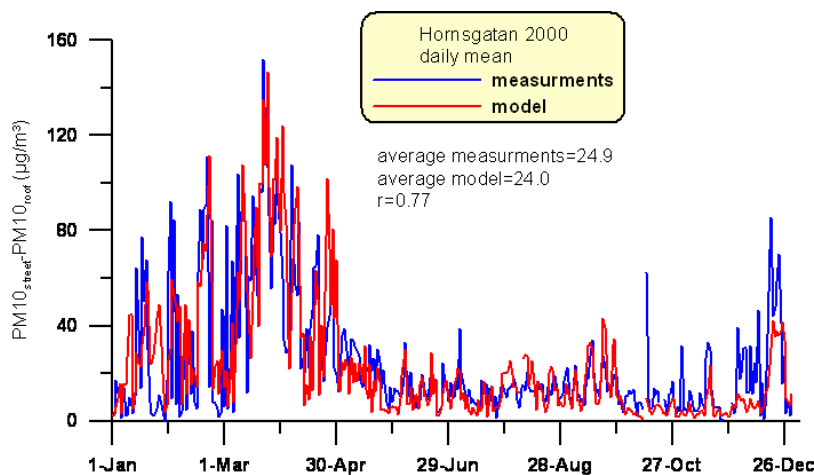
Johansson et al. (2008) sammanfattar hur olika faktorer såsom dubbdäcksandel, vägbanans fuktighet, fordonsturbulens, vindhastighet, stenmaterialet i asfalten och fordonshastigheten påverkar PM10 emissioner. Viktigaste faktorerna är dubbandelen, och för variationer inom några timmar/dygn, också vägbanans fuktighet. Fordonshastighetens

betydelse för PM10 emissionerna då dubbdäck används har tydligt visats i både i fält- och laboratoriestudier. Johansson et al. (2008) analyserade samband mellan dubbdäcksandelar och fordonshastighet i Stockholmsregionen för genomsnittliga emissionsfaktorer för PM10. De fann bland annat att medelemissionsfaktorn för PM10 är högre för infartsvägar än innerstadsgator på grund av högre hastighet men att mängden vägdamm troligtvis är lägre längs infartsvägar jämfört med innerstadsgator. Skillnaderna i emissionsfaktorer mellan infartsleder och innerstadsgator uppskattades därför inte vara så stora.

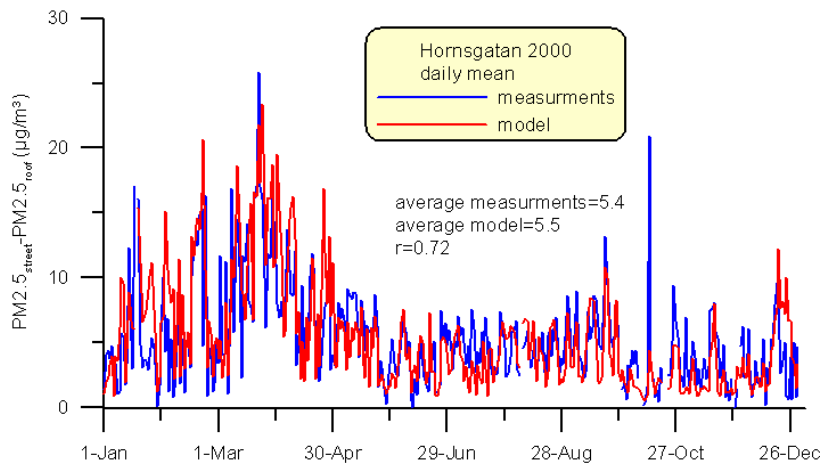
Sammanfattningsvis kan sägas att det fortfarande saknas detaljerade kvantitativa empiriskt underbyggda samband för hur olika faktorer påverkar partikelemissionen i verklig trafikmiljö.

Vägtrafikens emissioner av vägdamm beskrivs av Omstedt et al. (2005) med hjälp av en tidsvarierande emissionsmodell för PM10 och PM2.5. Modellen löser två kopplade ekvationer i en tidserie med timvisa trafik- och meteorologiska data. I den första ekvationen beräknas vägbanans fuktighet som funktion av nederbörd, avdunstning och avrinning. I den andra ekvationen beräknas förändringen av damminnehållet som funktion av väsglitage från dubbade eller odubbade däck, sandning, uppvirvling på grund av fordonsinducerad turbulens och avrinning.

Ekvationerna är kopplade genom att uppvirvlingen beror på vägbanans fuktighet. Är vägbanan fuktig sker liten uppvirvling och därigenom ökar damminnehållet på gatan. Är vägbanan torr sker stor uppvirvling och damminnehållet på gatan minskar. Uppvirvlingen ger emissionsstyrkan, som på så sätt varierar kraftigt under året. I Figur 47 och 48 visas exempel på modelljämförelse för Hornsgatan i Stockholm. Haltberäkningarna har gjorts med OSPM (Berkowicz, 2000a) och emissionsberäkningar med ovan beskrivna emissionsmodell. Indata till beräkningarna har varit lokala mätdata av meteorologi, bakgrundshalter och trafik. Som framgår av figurerna beskriver denna modell huvuddragen av mätdata.

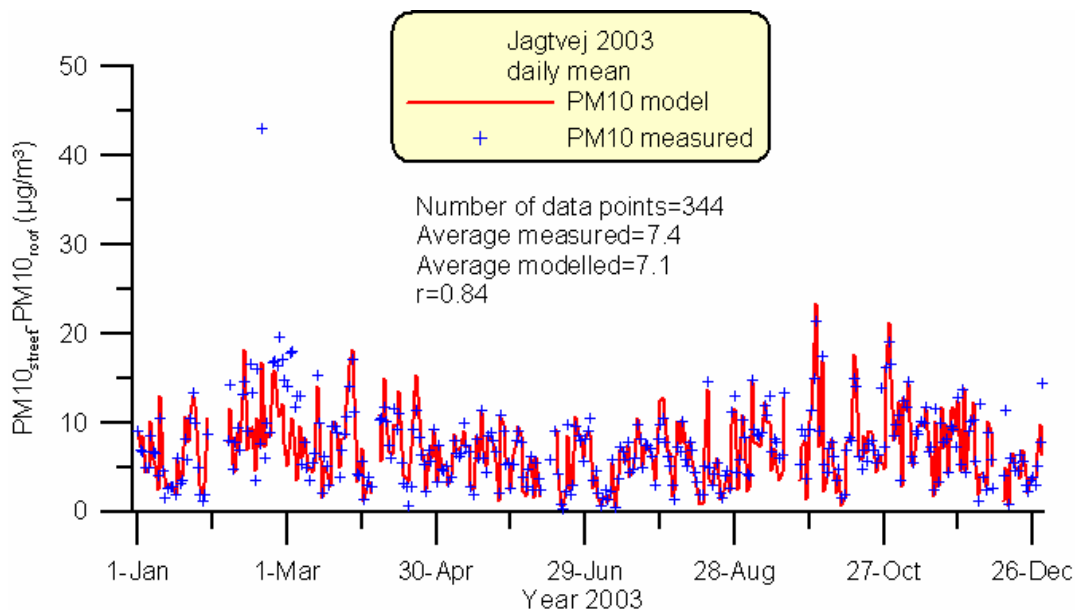


Figur 47. Jämförelse mellan mätta (blått streck) och beräknade (rött streck) lokala dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Hornsgatan i Stockholm år 2000. r anger korrelationskoefficienten.



Figur 48. Jämförelse mellan mätta (blått streck) och beräknade (rött streck) lokala dygnsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Hornsgatan i Stockholm år 2000. r anger korrelationskoefficienten.

I andra länder med mildare vintrar där varken dubbdäck eller sandning används är ofta säsongsvariationen av partikelhalterna inte så stora. Modelleringen av partikel-emissionerna kan då göras enklare genom att anta en konstant emissionsfaktor (Ketznel et al., 2007). I Figur 49 ges exempel på sådana beräkningar för Jagtvej i Köpenhamn. Spridningsmodelleringen har också här gjorts med OSPM (Berkowicz, 2000a).

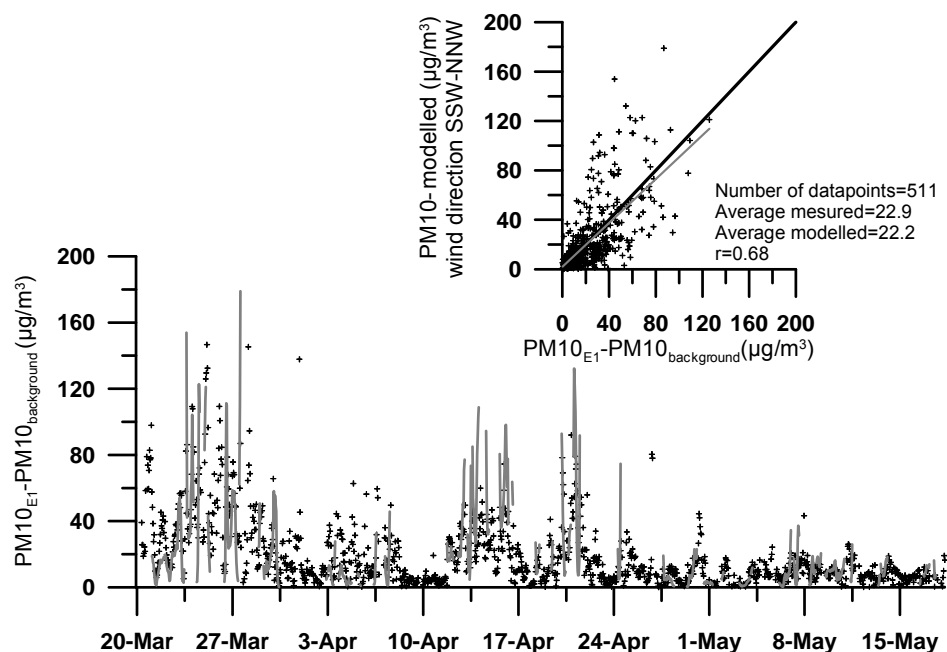


Figur 49. Jämförelse mellan mätta (blått kryss) och beräknade (rött streck) lokala dygnsmedelhalter av PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Jagtvej i Danmark år 2000. r anger korrelationskoefficienten.

Motorvägar skiljer sig på flera sätt från gaturum. Vägen är ofta av mer öppen karaktär varför spridningsförhållandena blir annorlunda. Skillnaderna är ofta stora vad gäller fordonsmängd, fordonssammansättning och fordonshastighet. Halkbekämpningen kan

också vara olika, där salt är vanligast. I gaturum är sand betydligt vanligare förekommande. Vägbanornas beläggningar skiljer sig också åt.

I Figur 50 jämförs mätta och beräknade PM10 halter för en motorväg, nämligen E4:an norr om Stockholm. För spridningsberäkningarna har en Gaussisk modell för linjekällor använts (Gidhagen et al., 2004b). Emissionsberäkningarna har gjorts med en tidsvarierande emissionsmodellen som inkluderar vägdamm (Omstedt et al., 2005). Som framgår av figuren är överensstämmelsen mellan mätta och beräknade halter relativt god. Bäst resultat fås då vinden blåser i en sektor vinkelrätt mot mätplatsen, se den mindre övre figuren. Mätningarna är gjorda för endast cirka tre månader men de visar liknande egenskaper som de i gaturum, nämligen att halterna minskar från mars till maj.



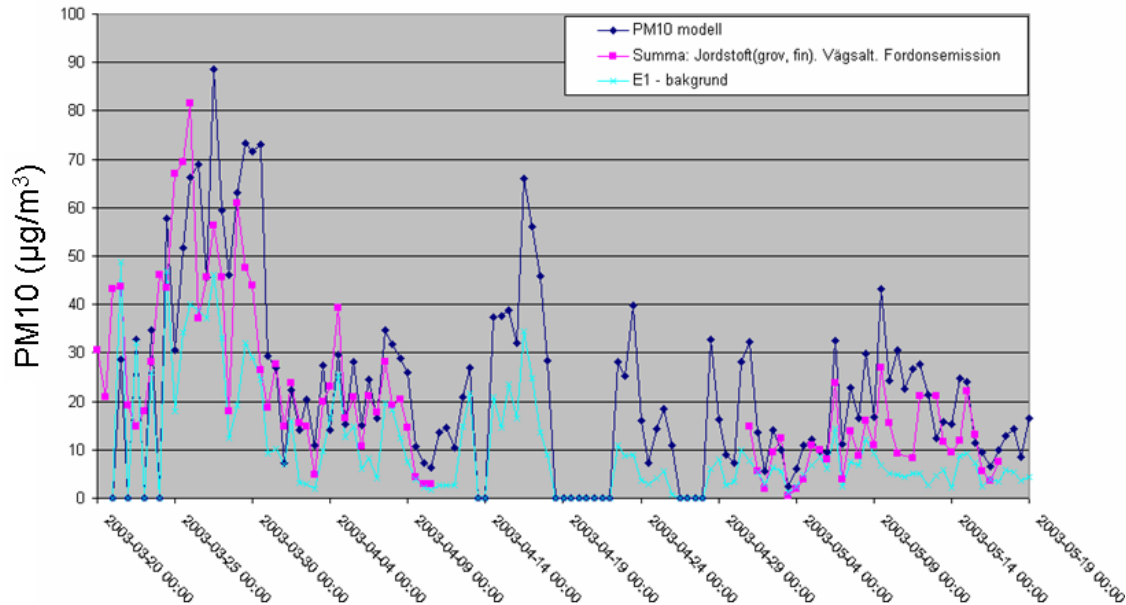
Figur 50. Jämförelse mellan mätta (+) och beräknade (heldragen linje) timvisa medelhalter av PM₁₀ (µg/m³) vid Vallstanäs norr om Stockholm för mätningarna år 2003. Den övre figuren visar resultaten för västlig vind vinkelrätt mot vägbanan.

Under samma mätperiod gjordes också käll-receptor modellering (Nilsson, 2003) för att beskriva olika källbidrag till uppmätta partikelhalter. Partikelproverna analyserades med partikelinducerad röntgenemissionsanalys (PIXE). Fem källor identifierades: bakgrund, vägsalt, grovt respektive fint jordstoft och fordonsemissioner.

Källornas olika bidrag varierade under mätperioden. Under en nederbördsrik period med snö och snöblandat regn, då de uppmätta halterna av PM10 var låga, var andelen vägsalt hög, ca 42 %. Vägsalt bidrar således också till PM10 halterna.

I Figur 51 jämförs receptormodelleringen med beräkningsresultaten från spridningsmodelleringen som beskrivits ovan. Som framgår av figuren är överensstämmelsen mellan dessa två metoder relativt god. Det bör dock betonas att denna

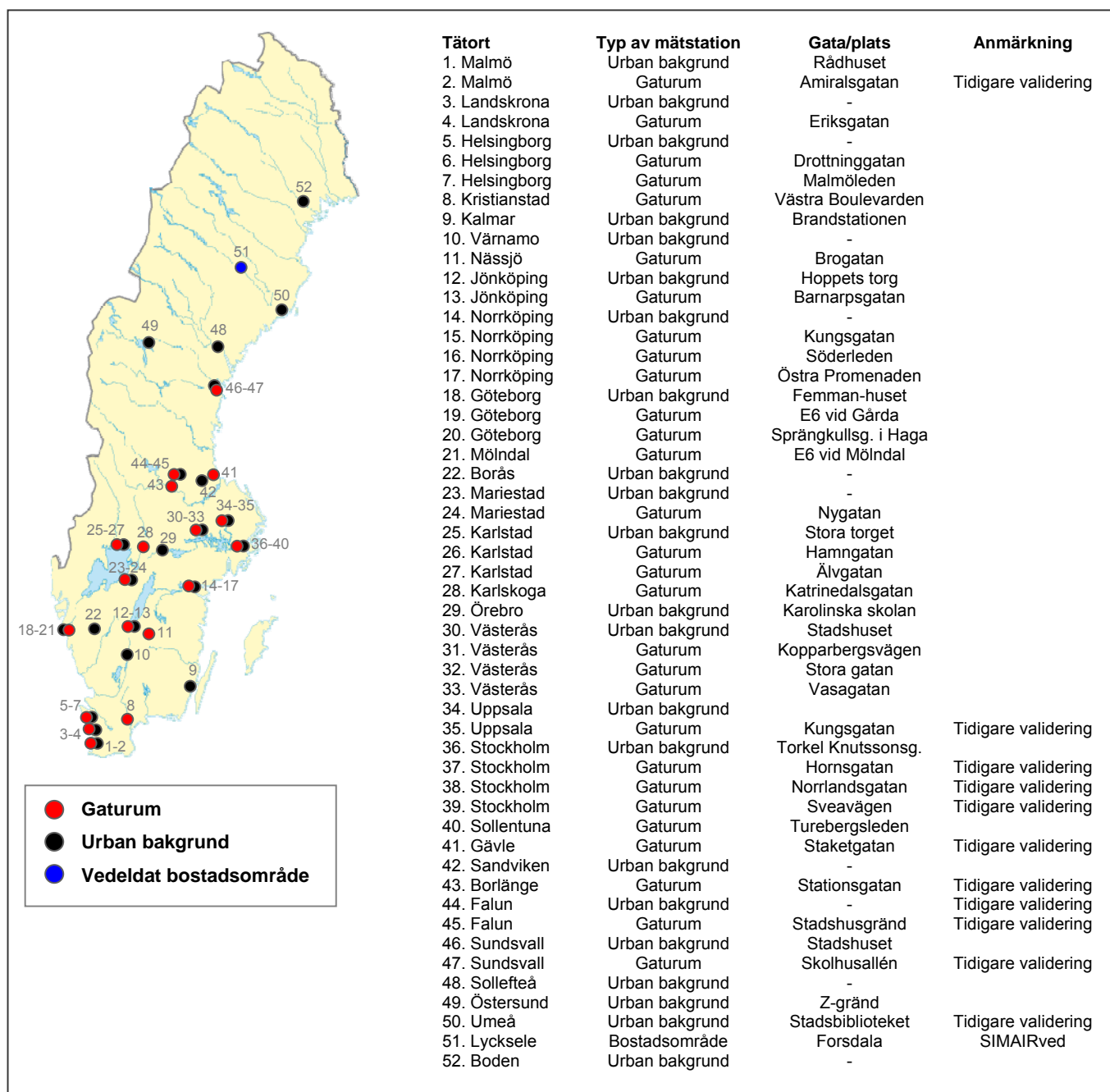
studie, vilken är den enda vi känner till, är alldeles för begränsad i omfattning för att klargöra spridnings- och emissionsförhållandena för partiklar nära stora motorvägar.



Figur 51. Jämförelse mellan två olika beräkningsmetoder för PM10 mätningar vid Vallstanäs norr om Stockholm; rött streck anger resultaten från analys av mätdata via receptormodellering (Nilsson, 2003). Mörkblått streck anger resultaten från spridningsmodellering med tidsvarierande emissionsmodell (Omstedt et al., 2005). Ljusblå strecket anger bakgrundshalter.

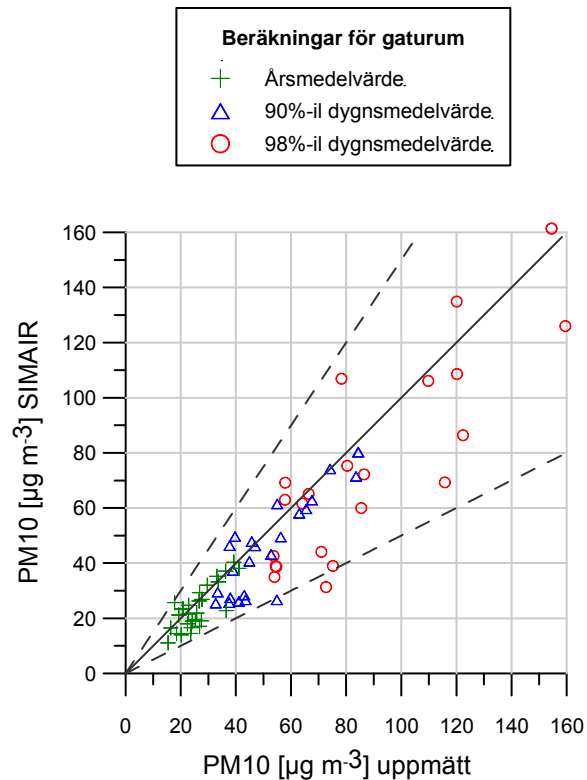
NORPAC (<http://NORPAC.dmu.dk>) var ett Nordiskt projekt under åren 2004-2006 med syfte att validera modeller som beskriver Nordiska urbana och regionala halter av partiklar och organiskt/ elementärt kol. NORDTRIP är ett nyligen startat Nordiskt projekt med syfte att utveckla modellering och experimentella verktyg för icke-avgasdelen av emissionerna från vägtrafiken av PM emissioner. (<http://www.itm.su.se/page.php?pid=692>).

SIMAIR har utvärderats för olika trafikmiljöer i Sverige (Andersson och Omstedt, 2009). De olika mätplatserna visas i Figur 52. Utvärderingen har gjorts för både gaturumsstationer och urbana bakgrundsstationer för PM10, NO₂ och bensen. En detaljerad beskrivning av utvärderingen görs i rapporten. Jämförelse görs också med de kvalitetskrav som ställts modellberäkningar i EUs Luftdirektiv som också införts för miljökvalitetsnormerna. Kvalitetskraven för modellering enligt Luftdirektivet är för årsmedelhalter av PM10 $\pm 50\%$ för 90 % av de individuella mätstationerna. För percentiler har ännu inget kvalitetskrav fastställts.



Figur 52. Geografisk fördelning över mätstationer som valideringar av SIMAIR innefattar. Röd markering anger mätningar i gaturum, svart mätningar i urban bakgrund och blå markering avser validering av SIMAIRved i ett bostadsområde med vedeldning.

I Figur 53 visas resultaten för gaturum. I figuren jämförs uppmätta och beräknade halter av PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormen för PM10 (Naturvårdsverket, 2006). Den heldragna linjen anger förhållandet 1:1 mellan mätta och beräknade medelvärden och percentiler. Den streckade linjen anger $\pm 50\%$. Som framgår överensstämelsen mellan mätta och beräknade årsmedelhalter inom $\pm 50\%$ för alla mätstationer. Resultaten för percentilerna visar att merparten är inom $\pm 50\%$.



Figur 53. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Heldragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Beräkningarna är gjorda med SIMAIR (från Andersson och Omstedt, 2009).

I Andersson och Omstedt (2009) görs en statistisk analys av de beräkningsresultaten som presenteras i Figur 53 och en presentation görs av pågående diskussion inom Fairmode (2010) om modellosäkerhet och kvalitetskrav för spridningsmodeller. Modellosäkerheten definieras i Luftdirektivet som: ”den största avvikelserna mellan mätt och beräknad halt för 90 % av individuella mätstationer, över den betraktade perioden, vid gränsvärdet utan att ta hänsyn till tidsföljden”. Stationerna som används för jämförelsen skall vara representativa för modellskalen. I rapporten (Fairmode, 2010) diskuteras olika statistiska mått och valideringsförfarande och två tolkningar av Luftdirektivets osäkerhetsmått diskuteras. Det osäkerhetsmått som Andersson och Omstedt (2009) bedömer som mest lämpligt för Sverige är det relativt percentilfelet, *RPE*, som definierades på följande sätt:

$$RPE = \left| \frac{O_p - M_p}{O_p} \right|$$

Där O_p anger observerad percentil och M_p anger modellerad percentil. *RPE_{max}* är då det maximala värdet på *RPE* beräknat utifrån 90 % av data från tillgängliga mätstationer. För PM10 medför det att Luftdirektivets kvalitetskrav för årsmedelvärden uttryckt som *RPE_{max}* är mindre eller lika med 0.5. För percentiler är kvalitetskravet ännu inte fastställt, tillsvidare användes samma mått som för årsmedelvärdet. Enligt Andersson och Omstedt (2009) uppskattas modellosäkerheten uttryckt som *RPE_{max}* för beräkning av

PM10 halter i gaturum till 0.38 för årsmedelvärden och till 0.42 för 90-percentiler av dygnsmedelvärden. Det betyder att SIMAIR för denna tillämpning uppfyller EU:s kvalitetskrav.

Den följdfråga som vi vill ställa är om detta kvalitetskrav också är tillräckligt och användbart? Låt oss belysa frågan med ett exempel. Om modellen beräknar årsmedelhalten till $25 \mu\text{g m}^{-3}$ uppskattas den maximala osäkerheten till $\pm 9.5 \mu\text{g m}^{-3}$. Motsvarande värden för beräknad 90-percentiler på exempelvis $40 \mu\text{g m}^{-3}$ är $\pm 16.8 \mu\text{g m}^{-3}$. Det betyder att osäkerhetsintervallet för årsmedelhalter är 15.5- 34.5 $\mu\text{g m}^{-3}$ och motsvarande för 90-percentiler är 23.2-56.8 $\mu\text{g m}^{-3}$. Exemplet visar att osäkerhetsintervallet är stort och möjligtvis för stort för att kunna användas praktiskt. Andra osäkerhetsått kommer därför troligtvis också behöva definieras, som t.ex. *RPEmedian*, vilket diskuteras av Andersson och Omstedt (2009). Osäkerhetsintervallen behöver också minskas. För det behövs förbättringar av såväl indata som modeller, vilket kräver relativt omfattande utvecklingsarbete.

4.3.2 Småskalig vedeldning

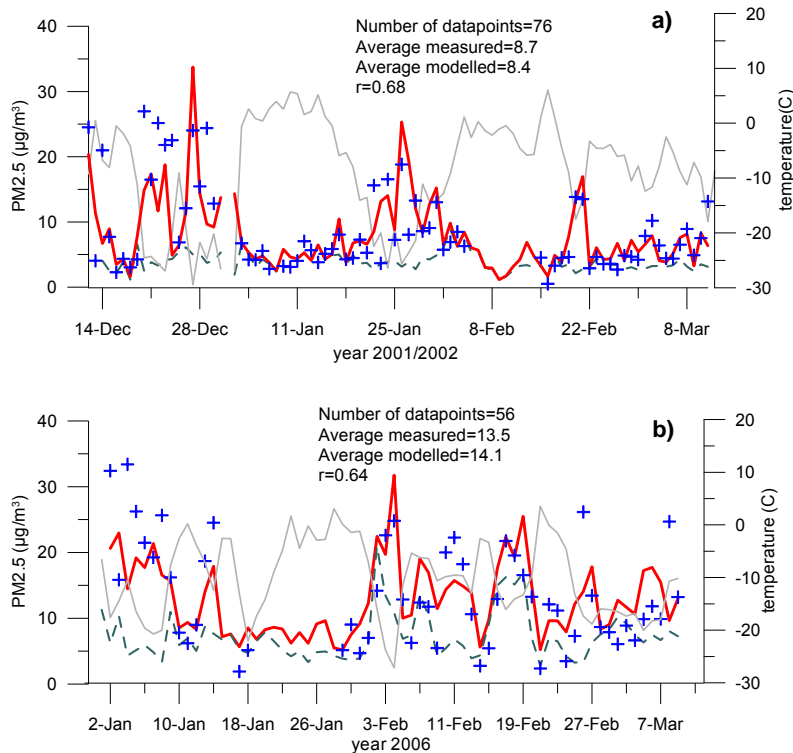
Direkta mätningar av emissioner kan göras under kontrollerade förhållanden för enskilda eldstäder i laboratorium men också i fält. I verkliga bostadsområden med många eldstäder är det däremot betydligt svårare att uppskatta emissionerna. För det fordras relativt omfattande inventeringar av vilka eldningsutrustningar som används och information om handhavande och vedförbrukning.

En alternativ metod för att uppskatta emissioner från vedeldning i bostadsområden är att använda uppmätta halter i kombination med receptor- och spridningsmodellering (se också avsnitt 4.2 om Käll-receptormodellering). Denby et al. (2009) har tillämpat dessa metoder för några olika nordiska städer med vedeldning. Syftet har varit att undersöka hur väl emissioner kan uppskattas på detta sätt. Studien visar att metodiken i dagsläget inte är tillräckligt välutvecklad för att säkert kunna bestämma emissioner från vedeldning. Inte bara emissionerna ger upphov till stora osäkerheter i modellresultaten, utan även modellerna som beskriver spridningen initialt från skorstenarna och upplösningen i beräkningarna kan ha stor betydelse (Johansson, 2009). Fortsatt utveckling är därför angeläget.

En annan komplikation vid framtagning av emissionsfaktorer för den småskaliga vedeldningen är att olika mätmetoder används i olika länder. En del metoder mäter bara den fasta delen av partiklarna i den heta rökgasen (via filter), andra mäter både den fasta delen och vätskedelen, som bildas via kondensation i samband med att rökgasen avsvältnar till omgivningens temperatur (via spädkammare). Under dåliga förbränningsförhållanden kan massan av kondensat vara större än massan av fasta partiklar (Nussbaumer et al., 2008). För framtida emissionsstudier är det viktigt att inte bara de fasta partiklarna inkluderas.

SIMAIRved kan användas för att modellera föroreningshalter i bostadsområden som använder småskalig biobränsleeldning. I Figur 54 jämförs uppmätta och beräknade dygnsmedelhalter av PM2.5 vid Forsdala/Lycksele för två tidsperioder. Som framgår av

figuren fångar modellen relativt väl haltvariationerna. Vintern 2001/2002 (Figur 54a) observerades en tydlig koppling mellan höga lokala halter och låga temperaturer. Detta samband var något svagare 2006 (Figur 54b). Exempelvis var det kallt den 18 januari 2006 men då mättes och beräknades låga halter. Vindriktningen, som då var SO, spelar där en avgörande roll. Orsakerna till variationerna mellan höga och låga lokala halter är flera. En betydelsefull process är vedeldningsaktiviteten som följer uppvärmningsbehovet, vilket innebär att emissionerna är större då det är kallt. Även meteorologiska förhållanden är viktiga; haltnivåerna påverkas bland annat av skiktningen (stabil skiktning, vid låga temperaturer, leder till låga vindhastigheter, och sämre omblandning) samt vindriktningen (som avgör vart luftföroreningarna tar vägen). Dessa processer modelleras i SIMAIRved. I Tabell 5 ges en statistisk beskrivning av resultaten.



Figur 54. Jämförelse mellan mätta (+) och beräknade (röd linje) dygnsmedelhalter av PM2.5 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid Forsdala/Lycksele för två olika tidsperioder. Streckad grön linje anger mätdata från bakgrundstationen Vindeln och tunna grå linjen anger dygnsmedeltemperaturen i Lycksele. (a) tidsperiod 2001/12/14- 2002/03/10, (b) tidsperiod 2006/01/01- 2006/03/10.

Tabell 5. Sammanfattande statistik för jämförelsen mellan uppmätta och beräknade PM2.5 halter för de två tidsperioder som visas i Figur 54. F2 anger antalet beräknade halter som är inom en faktor två jämfört med mätta halter, CoV anger variationskoefficienten dvs. kvoten mellan standardavvikelsen och medelvärdet, r är korrelationskoefficienten.

Tidsperiod	Antal data punkter	Medel PM2.5 mätt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Medel PM2.5 modell ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	F2(%)	CoV mätt	CoV modell	r
2001/12/14-2002/03/10	76	8.7	8.4	86	0.75	0.69	0.68
2006/01/01-2006/03/10	56	13.5	14.1	84	0.61	0.44	0.64

4.4 Urban modellering

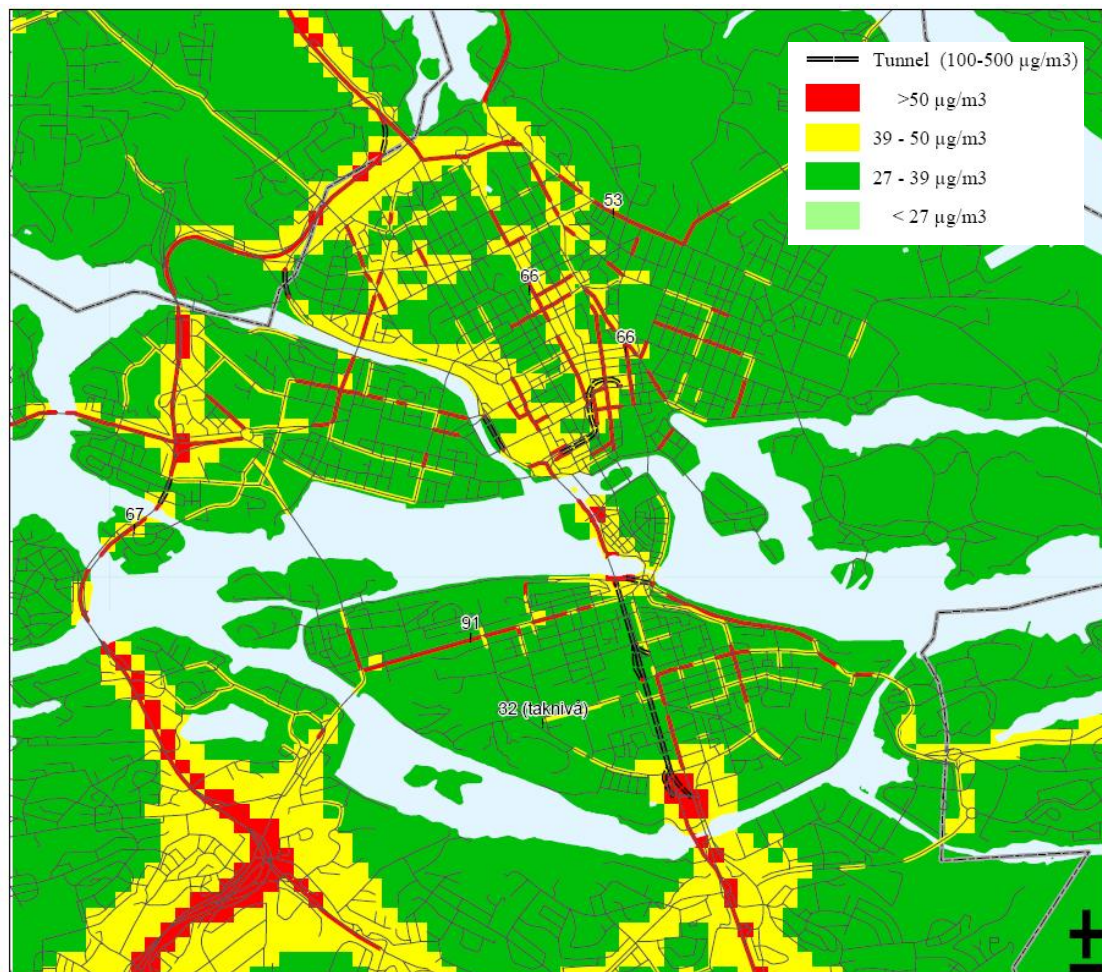
Varför är den urbana skalan intressant? Ett, av flera, skäl är att de flesta människor bor i städer och exponeras för den utomhusluft som finns där. Den urbana skalan är därför intressant bland annat från ett befolkningsexponeringsperspektiv.

Modellering på urban skala inbegriper många olika frågeställningar och är komplext. Det gäller såväl den meteorologiska delen som emissionsdelen. Mycket förenklat kan en stad, utifrån ett meteorologiskt perspektiv, betraktas som en skrovlig varm yta omgiven av en kallare och mindre skrovlig yta (landsbygd). Vid övergången mellan de olika områdena uppkommer så kallade interna gränsskikt, som resultat av tvära förändringar av markförhållanden. Längre in i staden blir förhållandena mer homogena. Närmast marken, i det så kallade skrovlighetsskiktet (roughness layer), domineras vind- och turbulensförhållandena av stadens byggnader. Vid modellering av spridningen i städer antas vanligtvis att den nedre gränsen är ovanför skrovlighetsskiktet. De beskriver därför ofta bara halter ovanför tak. För att beräkna halter nära marken behöver andra modeller användas, till exempel semi-empiriska modeller, för väl definierade geometrier, eller CFD-modeller.

Det pågår en relativt omfattande forskning inom detta område, se till exempel Baklanov et al. (2009). Den urbana meteorologin och luftföroreningar karaktäriseras av flera olika fundamentala parametrar som alla har specifika problem vad gäller mätningar, representativitet och modellering. Inom ramen för det Europeiska projektet COST-715 (Urban Meteorology Applied to Air Pollution Problems; COST-715, 2004) görs en genomgång av den urbana meteorologins förutsättningar.

För praktiska tillämpningar är beräkningskvaliteten beroende på kvaliteten på emissionsdata, den urbana spridningsmodellen, meteorologiska data och bakgrundshalldata.

SLB analys (<http://slb.nu/lvf/>) gör regelbundet omfattande modellberäkningar för Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund. Beräkningar görs för ca 36 olika kommuner. Som ett exempel på beräkningsresultat visas i Figur 55 beräknade PM10-halter för 2005 (90-percentiler av dygnsmedel). Beräkningsresultaten jämförs med mätningar för de platser där sådana görs. Beräkningarna görs klimatologiskt, baserat på statistisk information om hur ofta olika vind- och stabilitetsklasser förekommer, därefter används enkla relationer mellan medelvärden och percentiler av den typ som diskuteras i Avsnitt 2.4. Fördelen med denna metodik är att beräkningstiden avsevärt minskar jämfört med om beräkningarna görs i tidsserie timme för timme samt att beräknade halter inte representerar ett enskilt meteorologiskt år utan ett medelår, som representerar en genomsnittlig meteorologi under de senaste 15 åren. Om man istället använder ett enskilt meteorologiskt år kan halterna vara mindre representativa för framtida scenarier beroende på vilket år som används. Nackdelen är att modellresultaten bara kan valideras mot mätningar av årsmedelvärden och percentilvärden, inte mot tidsserier med mätdata och att modellresultaten tenderar att jämna ut haltvariationer och därigenom skapar något för flacka haltfält för percentiler.

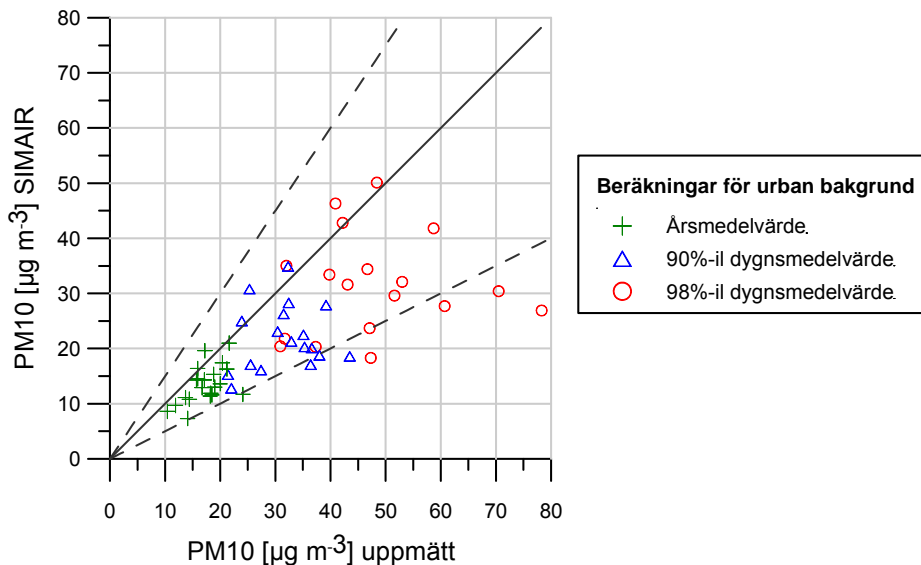


Figur 55. Beräknade halter av PM10 som 90-percentiler av dygnsmedel för Stockholms innerstad år 2005 (SLB analys <http://slb.nu/lvff>). Röd färg anger halter över $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, gul färg anger halter mellan $39\text{-}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och grön färg anger halter mellan $27\text{-}39 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Uppmätta PM10-halter för 2005 anges med siffervärden.

I SIMAIR beräknas det urbana bakgrundsbidraget i tidsserie timme för timme med hjälp av en enkel urban modell, BUM (Andersson et al., 2010), liknande den som utvecklats för Köpenhamn (Berkowicz, 2000b). De emissionsdata som används kommer från SMED och har en geografisk upplösning på $1 \times 1 \text{ km}^2$. BUM beräkningarna görs med samma geografiska upplösning. Beräkningar görs regelbundet för ca 130 olika tätorter i Sverige.

I den utvärdering som gjorts av SIMAIR (Andersson och Omstedt, 2009) görs också jämförelse för flera olika urbana bakgrundsstationer. I Figur 52 visas stationernas geografiska lägen. Resultaten sammanfattas i Figur 56, där en jämförelse visas mellan uppmätta och beräknade halter av PM10 ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormen för PM10 (Naturvårdsverket, 2006). Den heldragna linjen anger förhållandet 1:1 mellan mätta och beräknade medelvärden och percentiler. Den streckade linjen anger $\pm 50\%$. Generellt är resultaten relativt goda, men det finns en tendens med systematisk underskattning då det gäller de beräknade halterna. Det kan delvis förklaras

med placeringen av vissa urbanstationer på öppna torgytor/ gågator vilket inte alltid är representativt för de medelvärdeshalter i rutor om $1 \times 1 \text{ km}^2$ som BUM beräknar (Andersson et al., 2010).



Figur 56. Jämförelse mellan uppmätta och beräknade halter av PM_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$) uttryckta som statistiska haltmått enligt miljö kvalitetsnormerna. Heldragen linje anger förhållandet 1:1 och streckade linjer $\pm 50\%$. Beräkningarna är gjorda med SIMAIR (från Andersson och Omstedt, 2009).

4.5 Regional modellering

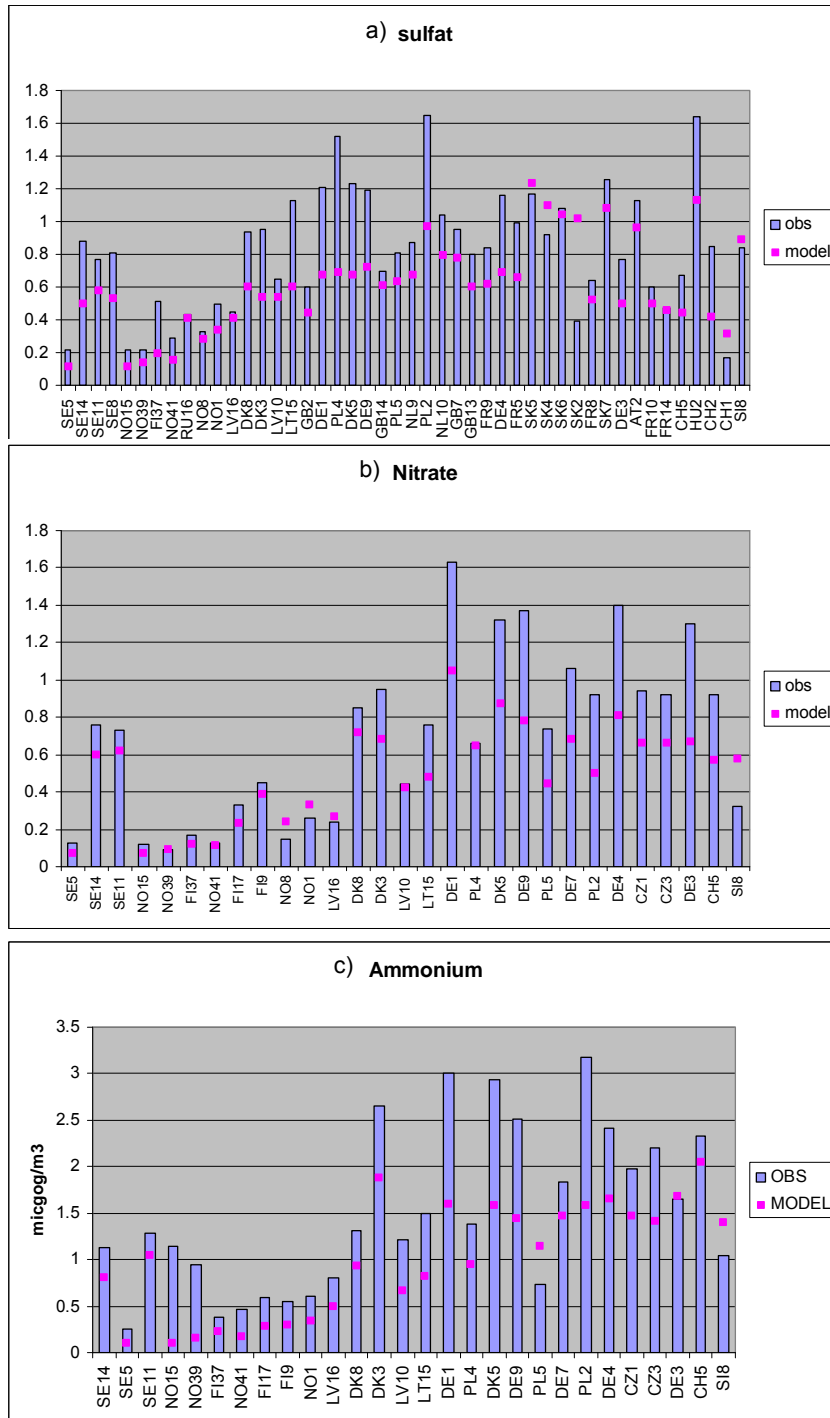
4.5.1 MATCH-modellen

För att beräkna regionala bakgrundshalter av antropogent $\text{PM}_{2.5}$ och PM_{10} över Europa och Sverige används spridningsmodellen MATCH (Multi-scale Atmospheric Transport and Chemistry model). MATCH är utvecklad på SMHI och har använts i en rad tillämpningar, från urban till kontinental skala, för att studera fotokemiska oxidanter (ozon), försurande och övergödande nedfall (svavel- och kväveföreningar) samt olika typer av partiklar. En detaljerad beskrivning av MATCH-systemet finns i Andersson et al. (2007). Konfiguration och modelluppsättning i innevarande studie följer i stort Andersson et al. (2007).

MATCH beaktar utsläpp av primära partiklar och spårämnen i gasfas som, beroende på meteorologiska och andra faktorer, kan omvandlas till sekundärt genererade partiklar (SIA; ”Secondary Inorganic Aerosols”). Allt SIA i modellen betraktas som fina partiklar ($\text{PM}_{2.5}$). De primärt emitterade partiklarna sorteras in i olika storleksklasser. Partiklarna transporteras med medelvind och turbulens, tvättas ut med nederbörd eller deponeras direkt till marken via så kallad torrdeposition. De primärt emitterade partiklarna delas upp i sot, organiskt kol och stoft och har en del av sin massa i den grova fraktionen av PM_{10} .

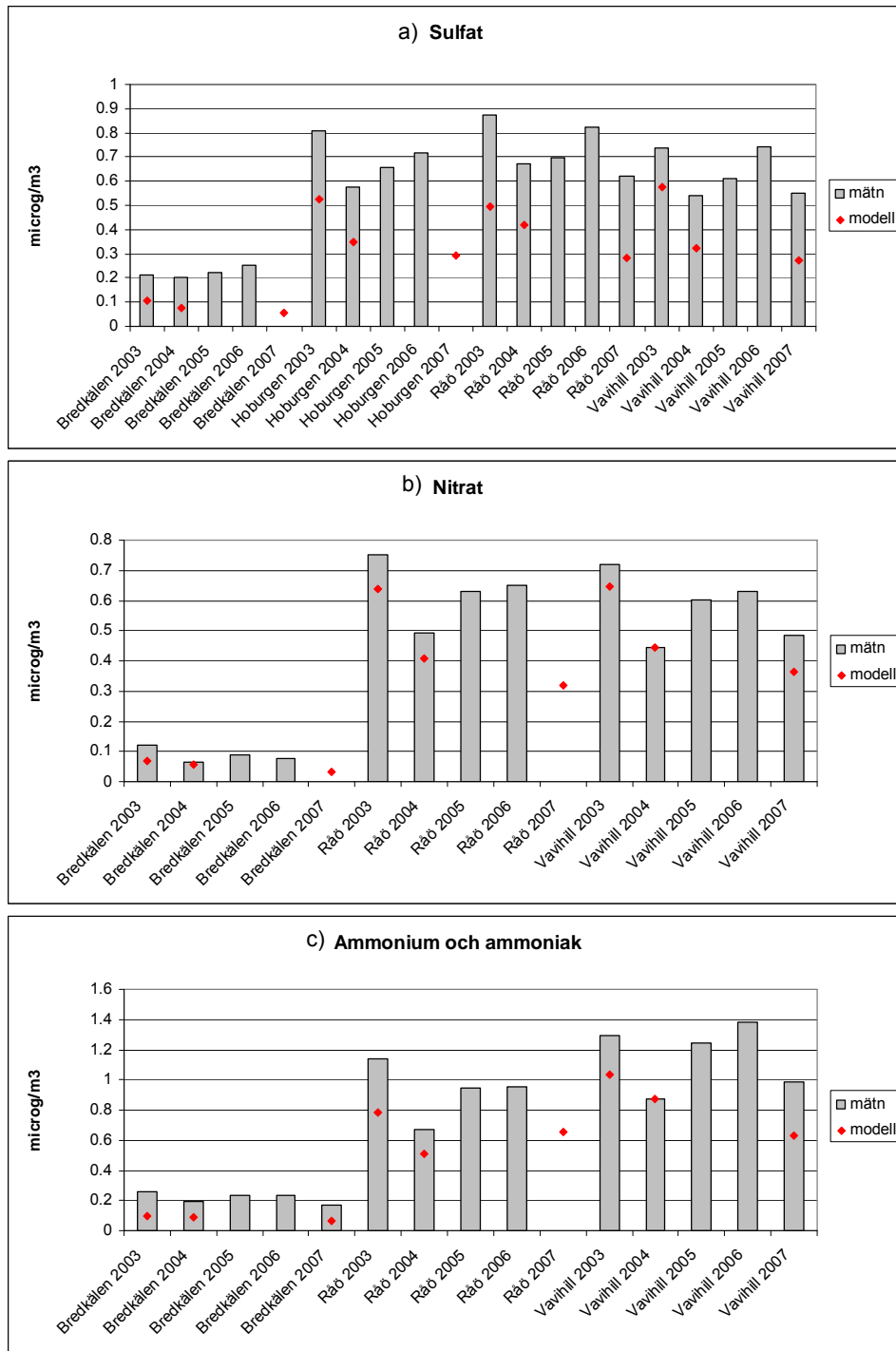
När modellresultat för sulfat, totalt nitrat (gasformigt och i partikelfas) och totalt ammonium (ammoniak och ammonium) jämförs med mätningar på bakgrundsstationer i

Europa, finner man att modellen oftast underskattar halterna. Korrelationen för samtliga europeiska stationer är dock god 0.6 för såväl sulfat, nitrat som ammonium. Den relativa underskattningen summerat för alla stationer är -20% för sulfat, -27% för nitrat och -34% för ammonium. Figur 57 visar modellerade och uppmätta halter av a) sulfat, b) nitrat och c) ammonium. Man kan se att modellen fungerar bättre för stationer med låga halter.



Figur 57. Observerade och modellerade årsmedelhalter av a) sulfat b) nitrat samt c) ammonium för europeiska stationer år 2007. Enhet: $\mu\text{g}/\text{m}^3$

För svenska stationer finns sulfatdata för fyra stationer och nitrat och ammonium för tre stationer efter 2003. Modellerade regionala halter för 2003, 2004 samt 2007 redovisas i Figur 58. Även här kan man se att modellen underskattar de uppmätta koncentrationerna.



Figur 58. Observerade och modellerade årsmedelhalter av a) sulfat b) nitrat samt c) ammonium för svenska stationer åren 2003 till 2007. Enhet: µg/m³

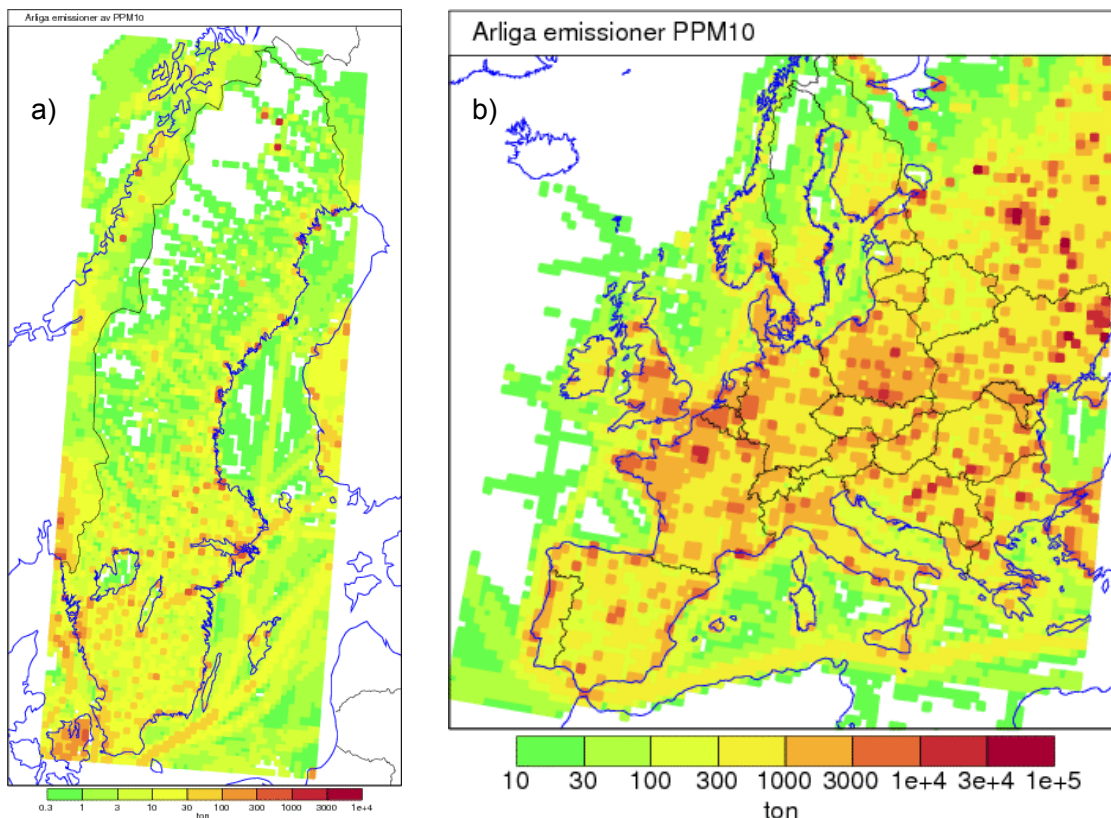
4.5.2 Meteorologi

Meteorologiska data för spridningsmodellen har tagits från SMHI:s väderprognosmodell HIRLAM (HIgh Resolution Limited Area Model), som ger en fullständig och konsistent beskrivning av den tredimensionella väderutvecklingen i Europa. Spridningsberäkningar har gjorts dels för hela Europa med ca 44 km × 44 km upplösning, och dels för ett område fokuserat över Sverige med ca 11 km × 11 km upplösning. I det senare fallet har meteorologin interpolerats till den finare upplösningen för att få en mer detaljerad beskrivning av halterna i Sverige.

Samtliga här presenterade modellberäkningar av regionala bakgrundshalter gjordes med meteorologiska data för ett helt år, 2007. Den meteorologiska variabiliteten mellan olika år har inte studerats i detta projekt. I Skandinavien var variabiliteten för årsmedelhalten av PM_{2.5} på grund av variationer i meteorologin ca 10% under åren 1958 till 2001 (Andersson et al., 2007).

4.5.3 Emissioner

Emissionerna för Sverige som har använts i MATCH-simuleringarna i denna rapport kommer från SMED-databasen, de högupplösta sjöfartsemissionerna i Östersjön är från FMI (Jalkanen et al. 2009) och de europeiska emissionerna är framtagna av TNO inom EU FP-7 projektet MACC (<http://www.gmes-atmosphere.eu/>). TNOs emissioner är så långt som möjligt konsistenta med den officiella rapporteringen från länder till EMEP. Emissionerna baserar sig på data för 2005 (Denier van der Gon et al., 2010), med omskalning till 2007 enligt Kuenen et al. (2010). Totalemissioner av direktemitterade partiklar visas i Figur 59.



Figur 59. *Fördelningen av utsläpp av direktemitterade (primära) partiklar i MATCH-modellen för a) Sverigeskalan och b) Europaskalan. Enhet: ton/beräkningsruta*

4.5.4 Modellering av organiska partiklar med EMEP-modellen

Inom det svenska forskningsprogrammet SCARP utvecklas för närvarande en ny modul för sekundära organiska aerosoler (SOA) för användning i bland annat den europeiska EMEP-modellen (Simpson et al., 2007, Bergström och Simpson, 2010).

Kemiskt detaljerade modeller för beskrivning av SOA-bildning från de organiska ämnen som emitteras till atmosfären är i dagsläget inte tillämpbara i regionalskaliga spridningsmodeller. För de flesta ämnena är reaktionsmekanismerna inte tillräckligt välutforskade (vare sig experimentellt eller teoretiskt) och för de fall där (förenklade) reaktionsmekanismer konstruerats är de för det mesta för komplicerade för att användas i storskaliga modeller och/eller ger resultat i dålig överensstämmelse med experimentella studier i reaktionskammare. För en utförlig diskussion om modeller för SOA-kemi hänvisas till Hallquist et al. (2009).

Förenklade, parameteriserade, modeller för SOA-bildning, baserade på reaktionskammarexperiment, introducerades av Odum et al. (1996). Dessa modeller använder partitioneringsteori och beskriver SOA-bildningen som en process där de kolväten som oxideras i atmosfären (i gasfas) bildar ett antal produkter av olika flyktighet, som helt eller delvis kan övergå i partikelfas. I de ursprungliga partitioneringsmodellerna

anpassades både flyktigheten och utbytet för produkterna för att reproducera experimentellt observerad SOA-bildning. Ofta används två produkter med olika flyktighet och dessa representerar alla de partikelbildande ämnen som bildas i verkligheten.

På senare år har Donahue et al. (2006) introducerat en modifierad variant av partitioneringsmodellen, som använder fler produkter (normalt mellan fyra och nio) men med ett fixerat set av flyktigheter (volatility basis set – VBS). Detta gör att många olika SOA-bildande reaktioner kan representeras av samma flyktighetsfördelning. VBS-modellerna ger möjlighet att modellera SOA-bildning mer realistiskt vid varierande (atmosfäriskt relevanta) halter av organiska partiklar. Åldringsreaktioner, där de bildade produkternas flyktighet ändras, på grund av ytterligare oxidation i atmosfären, kan också enkelt läggas till i VBS-modeller.

Den nya modell för organiska aerosoler, som utvecklas inom SCARP-programmet, bygger på VBS-metodiken och baseras till stor del på modeller som utvecklats för studier av organiska partiklar i Nordamerika (Robinson et al., 2007; Lane et al., 2008a,b; Shrivastava et al., 2008; Murphy och Pandis, 2009).

Flera olika modellversioner, med varierande parameteriseringar och antaganden kring viktiga processer för organisk partikelbildning, testas för närvarande. I denna rapport redovisas framför allt resultat från en modellversion (med beteckningen VBS-PAPA) baserad på Shrivastava et al. (2008) och Murphy och Pandis (2009).

I VBS-PAPA antas att den primärt emitterade organiska aerosolen (POA) består av en stor mängd olika ämnen med varierande flyktighet och att större delen befinner sig i gasfas i samband med utsläpp; i takt med att dessa ämnen oxideras i atmosfären minskar flyktigheten och de övergår mer och mer till partikelfasen. Vidare antas att de verkliga utsläppen av kondenserbara organiska ämnen från antropogena (fossila) källor är betydligt större än de som anges i de vanliga emissionsdatabaserna (se Robinson et al., 2007 och Shrivastava et al., 2008 för en diskussion kring detta, baserad på amerikanska förhållanden). Åldringsreaktioner för antropogena sekundära organiska ämnen (ASOA) i gasfas inkluderas i modellen (som i Murphy och Pandis, 2009).

I dagsläget bedöms VBS-PAPA ge resultat i tämligen god överensstämmelse med observationer för totalhalterna av organiska partiklar i stora delar av Europa (liksom liknande modeller i Nordamerika) men detaljerad utvärdering pågår, bland annat med hjälp av detaljerade mätdata från EU-projektet EUCAARI (Kulmala et al. 2009), och kommer att redovisas under 2010.

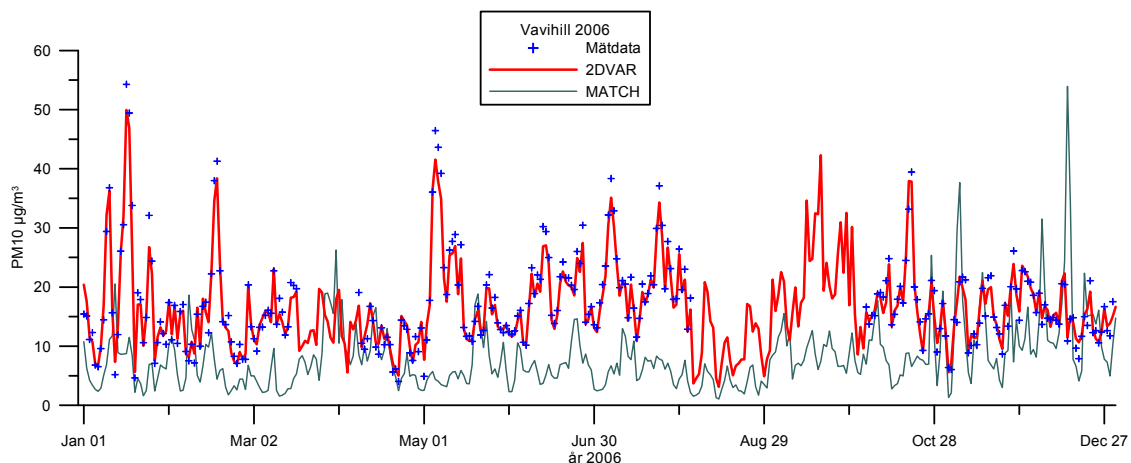
Då emissionsdata för organiska ämnen är mycket osäkra och modellerna innehåller ett flertal osäkra parametrar och antaganden är det fortfarande oklart om modellen visar bra överensstämmelse med mätdata av rätt anledning. För att bättre kunna bedöma det behöver jämförelser göras med mätdata, som kan särskilja olika utsläppskällor (käll-receptor studier). Det är sannolikt att förbättrade modellversioner kommer att utvecklas

under de närmsta åren och alla modellresultat för organiska partiklar som presenteras i denna rapport bör betraktas som preliminära uppskattningar.

4.6 Dataintegrering och dataassimilation av modell- och mätdata

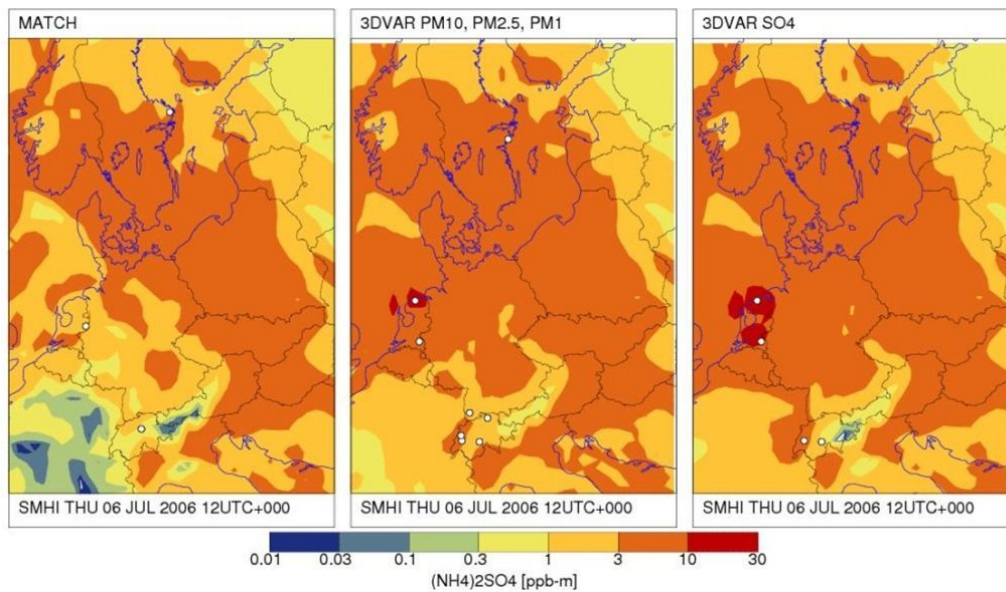
Dataintegrering och dataassimilation är metoder som syftar till att kombinera mätdata och modellberäkningar på bästa möjliga sätt. De används inom flera områden av luftmiljöforskningen, för att förbättra modellresultat och för att interpolera mätningar som är glest fördelade i rum eller tid.

Inom ramen för SIMAIR används ett enkelt tvådimensionellt, univariat variationellt analysprogram (2DVAR) för kartläggning partikelhalter på regional skala (Kahnert, 2006). Exempel på resultat visas i Figur 21, sid 24. De modellresultat som används är MATCH-beräkningar för Europa av olika primära och sekundära oorganiska komponenter. Modellresultaten korrigeras med hjälp av uppmätta PM10-halter från regionala bakgrundstationer. Eftersom dessa är så få har ingen station kunnat användas för oberoende test av metodiken. I Figur 60 visas i tidserie analysresultaten för Vavihill. Observera att i denna figur visas beroende data; intressant är dock att se hur analysen görs då mätdata saknas för den aktuella stationen. Analysen använder då modelldata och analyserade mätdata från övriga mätstationer.



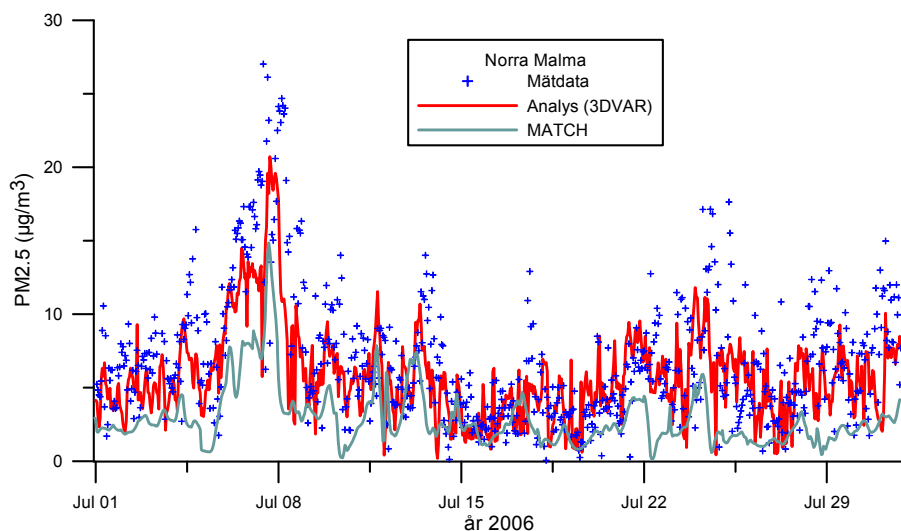
Figur 60. Analyserade regionala bakgrundhalter av PM10 med hjälp av 2DVAR för Vavihill. Observera att figuren visar beroende data.

SMHI har utvecklat ett tredimensionellt, multivariat, spektralt analysprogram (3DVAR) som hittills har använts för invers modellering av aerosloptiska observationer samt assimilering av markobservationer av aerosoler (Kahnert, 2008). I det aktuella forskningsarbetet ingår även utveckling av ett Ensemble Kalman-filter, och grundläggande undersökningar av aerosolkemiska och fysiska egenskaper med hjälp av optisk fjärranalys. I Figur 61 visas assimilering av aerosol och sulfatmätningar i spridningsmodellen MATCH.



Figur 61. Assimilering av aerosol och sulfatmätningar i spridningsmodellen MATCH ger följande ammoniumsulfatfält. Vänster: originalfält; Mitten: Assimilering av aerosolmassmätningar (PM10, PM2.5 samt PM1); Höger: Sekventiell assimilering av sulfatmätningar (SO₄). Symbolerna visar oberoende, icke-assimilerade mätstationer (vänster), mätstationer för aerosolmasskoncentrationen (mitten) och sulfatmätstationer (höger).

Figur 62 visar exempel på testresultat av metoden mot oberoende data för en kortare period på ca en månad vid Norra Malma. Figuren visar att analysen reducerar systematiska fel i modellberäkningarna och förbättrar korrelationen. Alla statistiska mått förbättras vilket också framgår av Tabell 6. Det bör betonas att denna jämförelse görs för en relativt kort tidsperiod, för längre tidsperioder förbättras sannolikt statistiken ytterligare.



Figur 62. Analyserade regionala bakgrundhalter (timmedelhalter) av PM2.5 (µg/m³) med hjälp av 3DVAR för Norra Malma. Figuren visar jämförelse för oberoende data.

Tabell 6. Statistisk jämförelse mellan MATCH och 3DVAR för Norra Malma för de data som visas i Figur 62.

	MATCH	3DVAR
root mean square error	5.6 µg/m ³	3.7 µg/m ³
mean fractional error	82 %	46 %
mean fractional bias	-74 %	-12 %
Correlation	53 %	63 %

5. Kunskapsluckor

5.1 Emissioner

Det saknas detaljerade kvantitativa empiriskt underbyggda samband för hur olika faktorer påverkar emissionerna av icke-avgaspartiklar i verklig trafikmiljö. För detta krävs både mer mätningar av relevanta parametrar (t ex vägbanors fuktighet) och emissionsmodeller som tar hänsyn till processerna som påverkar emissionerna på ett realistiskt sätt.

Vedeldningens emissioner är osäkra. Bättre regelbunden kartläggning/registrering av förekomsten och användningen av olika anläggningar behövs.

Både för trafik och vedledning behövs mer kunskap om emissionerna av sot och organiska ämnen.

5.2 Mätningar

Det finns få kontinuerliga mätningar av sot och organiska aerosolkomponenter (både flyktiga och partikelbundna). Detsamma gäller för ultrafina partiklar och partikelstorleksfördelning.

För att kunna göra hälsoutvärderingar behövs mätprogram i urban miljö, som gör att exponeringsberäkningar kan kvantifieras på ett säkrare sätt än idag.

Kontinuerliga mätningar av parametrar som styr emissionerna av vägdamm behövs. Vägbanans fuktighet är avgörande för emissionerna och är därför en viktig parameter i mätprogram där man vill utvärdera noggrannheten i modellberäkningar och källbidragen till PM10-halterna i städer.

5.3 Lokal modellering

5.3.1 Vägtrafik

Utformning av program för utvärdering av vägtrafikens emissioner och haltbidrag

Vägtrafiken är en betydande källa för luftföroreningar i Sverige som är under stark förändring. Kontinuerliga uppföljningar av emissioner och halter görs i viss utsträckning och bör fortsätta men också stärkas. Utvärderingar av vägtrafikens emissioner och hur de

påverkar luftkvaliteten i verkliga trafikmiljöer är få och inga systematiska uppföljningar görs. Ett förslag till nationellt mätprogram för luftkvalitetsövervakning längs statliga vägar har tagits fram av Sjöberg (2006) och delar av det programmet pågår. Programmet innebar att några mätstationer i landet skapades, utrustade med så fullständig mätutrustning som möjligt med avseende på luftkvalitet, trafik och meteorologi. Förslaget har resulterat i att Vägverket har kompletterat redan etablerade mätstationer i Umeå (Västra Esplanaden) och Göteborg (Gårda) (Sjöberg et al., 2008). Syftet med dessa mätningar är att de skall kunna användas för validering av spridningsmodeller, studera processmekanismer och möjliggöra studier av olika typförhållanden (vägtyper, geografiska lägen, etc.).

En annan tillämpning är utvärdering av de emissionsmodeller som idag används för nationella uppföljningar av vägtrafikens emissioner. För det behöver också metoderna för utvärdering av emissioner med hjälp av mätdata utvecklas. Exempel på sådana metoder är den så kallade spårämnesmetoden (där NO_x används som spårämne), invers modellering och receptormodellering.

Det är angeläget att emissioner och halter utvärderas systematiskt och kontinuerligt. Viktiga frågor att belysa är: Hur kan vägtrafikens emissioner och halter utvärderas regelbundet? Vilka mätdata och metoder födras och hur många stationer behövs? Hur kan mätdata och modeller kombineras så effektivt som möjligt? Vi föreslår också att alla de data som samlas in läggs upp på ett systematiskt sätt och görs tillgängliga via en webbtjänst så att de kan användas för utvärdering av modeller och för metodstudier. Vidare föreslår vi att regelbundna utvärderingar görs och att dessa diskuteras i regelbundna workshops.

Mät- och modellstudie för halters avklingning från vägar

Kunskapen behöver förbättras vad gäller hur halter avklingar från stora vägar. För exponeringsberäkningar är det väsentligt att modellerna ger en realistisk bild av avklingningen så att inte exponeringen över- eller underskattas. En relativt stor osäkerhet finns här eftersom sådana systematiska studier, så vitt vi känner till, inte gjorts i Sverige. Vi föreslår därför att en mätkampanj genomförs nära en motorväg där mätningar av partiklar och NO_x görs på några olika avstånd från vägen. Samtidigt görs mätningar av trafik, meteorologi och bakgrundshalter för att erhålla fullständiga data för validering av olika spridningsmodeller. Dessa data används därefter för att öka förståelsen för partikelspridningen nära stora vägar och för tester och utvärdering av olika spridningsmodeller. I denna utvärdering används också data från liknande studier. För närvarande pågår en studie i Stockholm som syftar till att validera modellberäkningar av NO_x och NO₂-gradienter intill en motorväg och kring en tunnelmykning (SLB analys, Johansson et al.) Dessa data kan eventuellt ingå i studien.

5.3.2 Småskalig vedeldning

Utformning av program för utvärdering av den småskaliga biobränsleledningens bidrag till emissioner och halter

Den småskaliga vedeldningen är en betydande källa till partiklar i landet och kommer förmodligen vara det även i fortsättningen. Osäkerheterna i emissionsuppskattningar är stora. Nationella uppskattningar baseras bland annat på fältstudier från ett begränsat antal användare för en begränsad tidsperiod.

Kunskapen om vedeldningen i enskilda bostadsområden är mycket begränsad. Ett nationellt register för sotardata saknas. Behovet är därför stort att få igång en aktivitet/program som syftar till att regelbundet utvärdera den småskaliga biobränsleledningens bidrag till emissioner och halter. Programmet kan innehålla en kombination av mätningar i fält och enkäter. Vid utformningen av programmet bör de kunskaper som framkommit bland annat via BHM-projektet (Johansson et al., 2004a), Johansson, L. et al. (2006) och av Denby et al. (2009) beaktas. Vi föreslår att en workshop organiseras med syfte att ta fram ett sådant program.

Ett förslag är att kommunerna via sin upphandling av sotare (räddningstjänster), kontinuerligt samlar in detaljerad information om eldstäderna i kommunen. Detta ger på sikt ett bra underlag för utvärdering av vedeldningens bidrag till luftföroreningshalterna.

5.4 Urban modellering

Utveckla exponeringsuppskattningar

Haltvariationerna *inom* städer är stora. Regelbundna mätningar görs centralt i tätorter, vid till exempel gågator, ovan tak och i gaturum. Så gott som inga mätningar görs i enskilda bostadsområden där en väsentlig del av den urbana exponeringen sker. För att beskriva halter i dessa områden används ibland spridningsmodeller, som i stort sätt är overifierade med avseende på jämförelse mot mätdata från olika bostadsområden/adresser i tätorter. Sådana uppskattningar blir därför mycket osäkra. Vi föreslår därför att ett program tas fram med syfte att öka kunskapen vad gäller haltvariationer i tätorter och för utveckling och verifikation av spridningsmodeller för exponeringsberäkningar.

5.5 Regional modellering

Vidareutveckla regional modellering genom detaljerade mätningar av partiklar

Det som kan modelleras i dagsläget är främst de sekundära oorganiska komponenterna nitrat, sulfat och ammonium samt primärt emitterade partiklar av sot och organiska ämnen och en liten del av stoftet, bland annat från resuspension från vägar. För naturliga emissioner av havssalt och organiska ämnen pågår forskning, men resultaten är fortfarande mycket osäkra.

Ultrafina partiklar och deras storleksfördelade antal är också ett område som är under utveckling och behöver ytterligare några år innan vi vet vilka processer som är nödvändiga för en bra representation på den regionala skalan. Förhoppningsvis kan beskrivningen av deposition och transport bli bättre med en mer detaljerad information om partiklarnas storlekar.

Då tillgängliga aerosolmodeller för regionala spridningsberäkningar fortfarande har stor förbättringspotential och emissionsdata har stora osäkerheter så är regionalt representativa mätningar av partiklars kemiska sammansättning nödvändiga. Oavsett om det gäller sekundära oorganiska partiklar (SIA), organiska ämnen, mineraler eller havssalt så behövs mätdata av hög kvalitet för att utvärdera hur bra kombinationen modell/emissionsdata kan återskapa koncentrationer av ämnen och total partikelmassa och för att kunna vidareutveckla modellerna.

I Sverige finns SIA-mätningar för ett fåtal stationer men mätningar av natrium, för uppskattning av havssalt, och mätningar av organiska ämnen finns endast i mycket begränsad omfattning, vilket gör det svårt att utveckla dessa delar av regionala modeller. För att kunna beskriva PM10- och PM2.5-fördelningen över Sverige behövs sådana mätningar för längre perioder med en tidsupplösning som medger studier av säsongsvariationer. Då man inte kan utesluta relativt stor geografisk variation i landet för till exempel organiska partiklar från vegetation bör mätningar göras på flera platser.

Eftersom de regionala modeller som för närvarande används inte klarar att modellera hela PM-massan, och att det även i tillgängliga mätdata saknas en fullständig beskrivning av partiklarnas sammansättning, är det fortfarande till stora delar oklart hur mycket av PM10 och PM2.5 som är av naturligt respektive antropogent ursprung. Andelen långtransportbidrag i förhållande till närregionala bidrag är också oklar.

Detaljerade mätningar av partiklar (massa, kemisk sammansättning, storleksfördelning), gaser och meteorologiska förhållanden vid några, väl placerade, mätstationer skulle kunna bidra till ökade kunskaper om partiklar i Sverige, och vara till stor hjälp för utvecklingen av regionala modeller för partiklar i Sverige.

Sådana mätningar bör också göras i stadsmiljö, speciellt med tanke på exponering och hälsoeffekter.

Referenser

- Andersson, C., Langner J. and Bergström, R., 2007: *Interannual variation and trends in air pollution over Europe due to climate variability during 1958-2001 simulated with a regional CTM coupled to the ERA40 reanalysis*. Tellus B, 59, 77-98.
- Andersson, C., Bergström, R. and Johansson C., 2009: *Population exposure and mortality due to regional background PM in Europe – Long-term simulations of source region and shipping contributions*. Atmospheric Environment 43 (2009) 3614–3620.
- Andersson, S., Bergström, R., Omstedt, G. och Engardt, M., 2008: *Dagens och framtidens partikelhalter i Sverige. Utredning av exponeringsminskningsmål för PM_{2.5} enligt nytt luftdirektiv*. SMHI Meteorologi, Nr. 133, 35 pp.
- Andersson, S. och Omstedt, G., 2009: *Validering av SIMAIR mot mätningar av PM₁₀, NO₂ och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005*. SMHI Meteorologi, Nr. 137, 125 pp.
- Andersson, S., Omstedt, G. och Robertson, L., 2010: *Känslighetsanalys, vidareutveckling och validering av SIMAIRs urbana spridningsmodell BUM*. SMHI Meteorologi, Nr. 142, 37 pp.
- Areskoug, H., Alesand, T., Hansson, H-C., Hedberg, E., Johansson, C., Vesely, V., Widequist, U. och Ekengren, T., 2001: *Kartläggning av inandningsbara partiklar i svenska tätorter och identifikation av de viktigaste källorna*. ITM rapport, Nr. 91, 27 pp.
- Areskoug, H., Johansson, C., Alesand, T., Hedberg, E., Ekengren, T., Vesely, V., Widequist, U. and Hansson, H-C., 2004: *Concentration and sources of PM₁₀ and PM_{2.5} in Sweden*. ITM-report, Nr. 110, 22 pp.
- Areskoug, H. 2007. Bestämning av PM₁₀ – en jämförelse av de vanligaste mätmetoderna använda i Sverige och den europeiska referensmetoden. ITM-rapport 168.
- Areskoug, H., 2010: Personlig kommunikation.
- Baklanov, A., Grimmond, S., Mahura, A. and Ethanassiadou, M., (Eds.), 2009: *Meteorological and Air Quality Models for Urban Areas*. Springer-verlag Berlin Heidelberg 2009.
- Bergström, R. and Simpson, D., 2010: *Organic aerosol modelling in EMEP: Recent Developments*, avsnitt 2.5 i Yttri, K.E., et al., *Transboundary Particulate Matter in Europe, Status Report 4/2010*, The Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norway, The Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norway, EMEP Report 4/2010, ISSN: 1504-6109.
- Berkowicz, R., 2000a: *OSPM: a parameterised street pollution model*. Environment Monitoring and Assessment, Vol. 65, 323–331.
- Berkowicz, R., 2000b: *A simple model for urban background concentrations*. Environmental Monitoring and Assessment 65, 259-267.
- Canagaratna, M.R., J.T. Jayne, J.L. Jimenez, J.D. Allan, M.R. Alfarra, Q. Zhang, T.B. Onasch, F. Drewnick, H. Coe, A. Middlebrook, A. Delia, L.R. Williams, A.M. Trimborn, M.J. Northway, P.F. DeCarlo, C.E. Kolb, P. Davidovits and D.R. Worsnop, 2007: *Chemical and Microphysical Characterization of Ambient Aerosols with the Aerodyne Aerosol Mass Spectrometer*, Mass Spectrometry Reviews, 26, 185– 222.
- Corbett, J.J., Winebrake, J.J., Green, E.H., Kasibhatla, P., Eyring, V., and Lauer, A., 2007: *Mortality from Ship Emissions: A Global Assessment*. Env. Sci. Tech., 41, 8512.
- COST-715, 2004: *The urban surface energy budget and mixing height in European cities: data, models and challenges for urban meteorology and air quality*. Final report of working group of COST-715 action. Editors: Martin Piringer and Sylvain Joffre. ISBN 954-9526-29-1, Demetra Ltd Publishers.
- Dahlberg, I., 2006: *Sub micrometer particles in ambient air in Malmö; dependence of human activities and of meteorology*. Diploma work for exam in Environmental studies, Department of Nuclear Physics, Lund University.

- Denby, B., Karl, M., Laupsa, H., Johansson, C., Pohjola, M., Karppinen, A., Kukkonen, J., Ketzler, M. and Wählén, P., 2009: *Estimating domestic wood burning emissions in Nordic countries using ambient air observations in combination with receptor and dispersion modelling*. Nordic Council of Ministers project 07FOX2.
- Denier van der Gon, HAC, A. Visschedijk, H. van der Brugh and R. Dröge, 2010: *A high resolution European emission data base for the year 2005, A contribution to UBA- Projekt PAREST: Particle Reduction Strategies*, TNO report TNO-034-UT-2010-XXX_RPT-ML, Utrecht, (in preparation)
- Donahue, N.M., A.L. Robinson, C.O. Stanier and S.N. Pandis, 2006: *Coupled partitioning, dilution, and chemical aging of semivolatile organics*. Environ. Sci. Technol., 40, 2635-2643
- EEA, 2010: Emission database (National emissions reported to the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP Convention): <http://www.eea.europa.eu/themes/air/air-emissions-data/air-pollutant-emissions-eea-datasets>
- El-Zanan, H.S., Zielinska, B., Mazzoleni, L.R. and Hansen, D.A., 2009: *Analytical Determination of the Aerosol Organic Mass-to-Organic Carbon Ratio*. J. Air & Waste Manage. Assoc., 59, 58-69.
- Energimyndigheten, 2009: Energistatistik för småhus 2008. ES2009:07
- ENTEC UK Limited, 2002: *Quantification of emissions from ships associated with ship movements between ports in the European Community*. Final report to the European Commission, London UK, 2002.
- EU, 2008: Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/50/EG av den 21 maj 2008 om luftkvalitet och renare luft i Europa.
- Fairmode, 2010: <http://fairmode.ew.eea.europa.eu/>
- Ferm, M. och Hansson, H-C., 2003: *Jämförelse mellan de två vanligaste metoderna att mäta PM10 i Sverige*. IVL Rapport, Nr. B1527, 16 pp.
- Ferm, M., Sjöberg, M., Persson, K., och Peterson, K., 2007: *Utredning angående havssaltsandelen av PM10 på bakgrundsstationen Råö*, För Naturvårdsverket, IVL utredning U 2156
- Folkesson, L., 1992: *Miljö- och hälsoeffekter av dubbdäcksanvändning*. Swedish National Road Administration (VTI). Linköping, Sweden, VTI meddelande 694.
- Foltescu, V., Gidhagen, L. och Omstedt, G., 2001: *Nomogram för uppskattning av halter av PM10 och NO2- reviderad version (december 2004)*. SMHI Meteorologi nr 102. Nås via: http://simair.smhi.se/luftkvalitet/documents/nomo_2002_web_2004.pdf
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjola, L. and Hansson, HC., 2003: *Model simulation of ultrafine particle inside a road tunnel*. Atmospheric Environment, 37/15, 2023-2036.
- Gidhagen, L., Johansson, Langner, J. and Olivares, G., 2004a: *Simulation of NOx and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden*. Atmospheric Environment 38/14, 2029-2044.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Omstedt, G., Langner, J. and Olivares, G., 2004b: *Model simulations of NOx and ultrafine particles close to a Swedish highway*. Environ. Sci. Technol., 38, 6730-6740.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Langner, J. and Foltescu, V.L., 2005: *Urban scale modelling of particle number concentration in Stockholm*. Atmospheric Environment 39, 1711-1725.
- Gidhagen, L., Johansson, H. and Omstedt, G., 2009: *SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits*. Atmospheric Environment, Vol. 43, 1029-1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- Gidhagen, L., Bellander, T., Omstedt, G., Pershagen and S. Willers, 2010. High resolution modelling of PM exposure in the Swedish population, manuskript in preparation
- Gustafsson, M., 2005: *Vägdamm små partiklar-stora problem*. Statens väg- och transportforskningsinstitut, VTI.

- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Ljungman, A., Lindbom, J., Rydell, J. and Swietlicki, E., 2005: *Inhalable particles from the interaction between tyres, road pavement and friction materials*. Final report from Wear tox project. Report no. 520. Swedish National Road and Transport Research Institute.
- Gustafsson, M. och Yakoub, J., 2007: *Användning av vintersand i kommuner - en enkätstudie*. VTI Notat.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Jonsson, P. and Swietlicki, E., 2009: *Factors influencing PM10 emissions from road pavement wear*. Atmospheric Environment 43, 4699-4702.
- Hallquist, M., et al., 2009: *The formation, properties and impact of secondary organic aerosol: current and emerging issues*. Atmos. Chem. Phys., 9, 5155-5236.
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P.-Å., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U. and Westerholm, R., 2002: *Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove*. Atmospheric Environment 36, 4823-4837.
- Hedberg, E., Johansson, C., Johansson, L., Swietlicki, E. and Brorström-Lundén, E., 2006: *Is levoglucosan a suitable quantitative tracer for wood burning? Comparison with receptor modeling on trace elements in Lycksele, Sweden*. Journal Air Waste Management Assoc. 56, 1669-1678.
- Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H. and Hansson, HC., 2008: *Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emission from paved roads: On-road measurements in Stockholm, Sweden*. Atmospheric Environment 42, 688-702.
- Isaksson, J., Persson, T.A. and Lindgren, E. S., 2001: *Identification and assessment of ship emissions and their effects in the harbor of Gothenburg, Sweden*. Atmos. Environ., 35, 3659-3666.
- IVL, 2009: *Luftkvaliteten i Sverige 2008 och vintern 2008/2009. Resultat från mätningar inom Urbanmät nätet*. IVL Rapport, Nr. B1868 (www.ivl.se).
- IVL, 2010: *Datavärdskapet för luftkvalitet*. Nås via:
<http://www.ivl.se/vanstermeny/miljodatadatavardskap/datavardskapluft.4.360a0d56117c51a2d30800064417.html>
- Jacobson, M. Z., 2005: *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Second Edition. Cambridge University Press, ISBN-13 978-0-521-83970-9
- Jacobson, T., 2007: *Översikt över faktorer som är kopplade till beläggningsslitaget och åtgärder för reducering av slitaget från dubbade fordon*. VTI
- Jalkanen, J.-P., Brink, A., Kalli, J., Pettersson, H., Kukkonen, J. and Stipa, T., 2009: *A modelling system for the exhaust emission of marine traffic and its application in the Baltic Sea area*. Atmos. Chem. Phys., 9, 9209-9223.
- Janhäll, S. and Hallquist, M., 2005: *A novel method for determination of size-resolved, submicrometer particle traffic emission factors*. Environ. Sci. Technol, 39, 7609-7615.
- Johansson, C., Wideqvist, U., Hedberg, E., Vesely, V., Swietlicki, E., Kristensson, A., Westerholm, R., Elswier, L., Johansson, P.Å., Burman, L. and Pettersson, M., 2001: *Cancerframkallande ämnen – Olika källors betydelse för spridningen och förekomsten i Stockholm*. Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Stockholms universitet, ITM rapport 90, ISSN 1103 341X.
- Johansson, C., Pettersson, M. och Omstedt, G., 2003a: *Metodik för den lokala vedeldningens påverkan på luftkvalitet*. ITM rapport 118. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf6/itm2003_118.pdf.
- Johansson, C., 2003b: *TEOM – IVL's filtermetod. En metodjämförelse*. SLB, Nr. 1:2003.
- Johansson, C. et al., 2004a: *Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del 1. Lycksele. Delrapportering av resultat från programmet Biobränsle Häsla och Miljö*. ITM rapport 124. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X.
- Johansson, C., Norman, M., Omstedt, G. och Swietlicki, E., 2004b: *Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10*. SLB analys rapport nr. 4:2004. Miljöförvaltningen, Box 38 024, 10064 Stockholm

- Johansson, C., Sjövall, B., Ferm, M., Karlsson, H., Vecely, V., Krecl, P. and J. Ström, 2007: *Relationerna mellan halterna av PM10, PM1 och sot i Sverige*. ITM-rapport 153.
- Johansson, C. och Hansson, HC., 2007: *PM10 och sot i Sverige*. Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Stockholms universitet, ITM rapport 165, ISSN 1103 341X
- Johansson, C., Norman, M. och Gustafsson, M., 2008: *Genomsnittliga emissionsfaktorer för PM10 i Stockholmsregionen som funktion av dubbdäcksandel och fordonshastighet*. SLB 2:2008.
- Johansson, C., 2009: *Evaluation of air quality dispersion model calculations of concentrations due to emissions from wood burning in residential areas of Gävle, Sweden*. ITM, Stockholms universitet, report No 185. http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/itm2009_185.pdf
- Johansson, C., Hedberg, E., Boman, C., van der Gon, D.H. and Visschedijk, 2010: *A Review of particle number emission factors for residential biomass burning*. ITM report, 176. Stockholm university.
- Johansson, L., Leckner, B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C. and Potter, A., 2004: *Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets*. Atmospheric Environment 38, 4183-4195.
- Johansson, L., Persson, H., Johansson, M., Tullin, C., Gustavsson, L., Sjödin, Å., Cooper, D., Potter, A., Paulrud, S., Brorström Lunden, E., Padban, N., Nyquist, L. och Becker, A., 2006: *Fältstudie av metan och andra viktiga komponenter från vedpannor*. Slutrapport för Energimyndigheten. SP Sveriges provnings och Forskningsinstitut, Borås.
- Kahnert, M., 2006: *Operational 2D-var analysis of ground observations in the Swedish National Environmental Surveillance Programme*. In: L. Barrie, J. P. Burrows, P. Monks, S. Nickovic, and P. Borell (Eds.), Chemical data assimilation for observation of the Earth's atmosphere, pp.142-145, WMO technical report 1360, GAW report 169, ACCENT report 7.2006, ACCENT secretariat, Urbino, 2006.
- Kahnert, M., 2008: *Variational data analysis of aerosol species in a regional CTM: background error covariance constraint and aerosol optical observation operators*. Tellus, 60B, 753-770.
- Ketzel, M. and Berkowicz, R., 2004: *Modelling the fate of ultrafine particles from exhaust pipe to rural background: an analysis of time scales for dilution, coagulation and deposition*. Atmospheric Environment, Vol. 38, pp.2639-2652.
- Ketzel, M., Omstedt, G., Johansson, C., Düring, I., Pohjola, M., Dieterman, O., Gidhagen, L., Wählin, P., Lohmeyer, A., Haakana, M. and Berkowicz, R., 2007: *Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhausted and non-exhausted emission factors for practical street pollution modelling*. Atmospheric Environment 41, 9370-9385.
- Krecl, P., Ström, J., and Johansson, C., 2007. *Carbon content of atmospheric aerosols in a residential area during the wood combustion season in Sweden*. Atmospheric Environment, 41, 6974-6985.
- Krecl, P., Ström, J. and Johansson, C., 2008a: *Diurnal variation of atmospheric aerosol during the wood combustion season in Northern Sweden*. Atmospheric Environment 42, 4113-4125.
- Krecl, P., Hedberg, E., Ström, J. and Johansson, C. 2008b: *Contribution of residential wood combustion to hourly winter aerosol in Northern Sweden determined by positive matrix factorization*. Atmos. Chem. Phys. 8, 5725-5760.
- Krecl, P., Johansson, C. and Ström, J., 2010. *Spatio-Temporal Variability of Light-Absorbing Carbon Concentration in a Residential Area Impacted by Woodsmoke*. Journal of the Air & Waste Management Association, 60, 356-368.
- Kristensson, A., Dal Maso, M., Swietlicki, E., Hussein, T., Zhou, J., Kerminen, V.-M. and Kulmala, M., 2008: *Characterization of new particle formation events at a background site in Southern Sweden: relation to air mass history*. Tellus, 60B, 330-344.
- Kristensson, A. et al., 2010: *Partiklar i Malmöluften. Sammansättning, källor, hälsoeffekter, åtgärder (pågående arbete)*.
- Kuenen, J. H. Denier van der Gon, A. Visschedijk and H. van der Brugh, 2010: *High resolution European emission inventory for the years 2003 - 2007*, TNO report TNO-034-UT-2010-XXX_RPT-ML, Utrecht, (in preparation), 2010).

- Kuhns, H., Etyemezian, V., Green, M., Hendrickson, K., McGrown, M., Barton, K., and Pitchford, M., 2003: *Vehiclebased Road Dust Emission Measurement-Part II: Effect of precipitation, wintertime road sanding, and street sweepers on interferred PM10 emission potentials from paved and unpaved roads*. Atmospheric Environment 37, 4573-4582.
- Kulmala, M., Vehkamäki, H., Petaja, T., Dal Maso, M., Lauri, A., Kerminen, V., Birmilli, W. and McMurry, P., 2004: *Formation and growth rates of ultrafine atmospheric particles: a review of observations*. Journal of Aerosol Science 35, 143-176.
- Kulmala, M., A. Asmi, H. K. Lappalainen, et al., 2009: *Introduction: European integrated project on aerosol cloud climate and air quality interactions (eucaari) - integrating aerosol research from nano to global scales*. Atmos. Chem. Physics, 9, 2825-2841
- Kupiainen, K., 2007: *Road dust from pavement wear and traction sanding*. Academic dissertation in Environmental Sciences University of Helsinki
- Lane, T.E., N.M. Donahue and S.N. Pandis, 2008a: *Effect of NOx on secondary organic aerosol concentrations*. Environ. Sci. Technol., 42, 6022-6027
- Lane, T.E., N.M. Donahue and S.N. Pandis, 2008b: *Simulating secondary organic aerosol formation using the volatility basis-set approach in a chemical transport model*. Atmos. Environ., 42, 7439-7451
- Maanders A.M.M., Schaap, M., Albert, M.F.M.A, Vercauteren, J., Kuhlbusch T.A.J. and Hoogerbrugge, R., 2010: *Sea salt concentrations across the European continent*. Atmos. Env. 44, 2434-2442.
- Miljöförvaltningen i Göteborg, 2010: Nås via: <http://www.goteborg.se/>
- Molnár, P, Janhäll, S. and Hallquist, M., 2002: *Roadside measurements of fine and ultrafine particles at a major road north of Gothenburg*. Atmospheric Environment 36, 4115-4123.
- Molnár, P., Omstedt, G., Gustafson, P. och Sällsten, G., 2010: *Effekter av vedeldning på partikelhalter i luft i ett bostadsområde på Hisingen*. Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum.
- Morawska, L., Ristovski, Z., Jayaratne, E.R., Keogh, D.U. and Ling, X., 2008: *Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure*. Atmos. Environ. 42, 8113-8138.
- Murphy, B.N. and S.N. Pandis, 2009: *Simulating the Formation of Semivolatile Primary and Secondary Organic Aerosol in a Regional Chemical Transport Model*. Environ. Sci. Technol., 43, 4722-4728
- Mårtensson, E.M., Nilsson, E. D., Buzorius, G. and Johansson, C., 2006: *Eddy correlation measurements and parameterisation of particle emissions in an urban environment*, Atmos. Chem. Phys. pages:769-785 DOI:1680-7324/acp/2006-6-769.
- Naeher, L.P., Brauer, M., Lipsett, M., Zelikoff, J.T., Simpson, C.D., Koenig, J.Q. and Smith, K.R., 2007: *Woodsmoke health effects: A review*. Inhalation Toxicology 19, 67-106.
- Naturvårdsverket, 2006: *Luftguiden handbok med allmänna råd om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft*. 2006:2.
- Naturvårdsverket, 2009: *Programområde luft. Revision av nationellt program för luftövervakning*. Rapport 5957. Nås via: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-5957-6.pdf>
- Nilsson, T., 2003: *Bestämning av trafikrelaterade PM10-bidrag i urban miljö*. Avdelningen för kärnfysik, Lunds Tekniska Högskola. LUTFD"/(TFKF-5048)/1-44/(2003).
- Norman, M. and Johansson, C., 2006: *Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia*. Atmospheric Environment 40, 6154-6164.
- Nussbaumer, T., Czasch, C., Klippel, N., Johansson, L. and Tullin, C., 2008: *Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries*. International Energy Agency (IEA) Bioenergy Task 32. ISBN 3-908705-18-5; www.ieabcc.nl.
- Odum, J.R., Hoffmann, T., Bowman, F., Collins, D., Flagan, R.C. and Seinfeld, J. H., 1996: *Gas/particle partitioning and secondary organic aerosol yields*. Environ. Sci. Technol., 30, 2580-2585.
- Oettl, D., 2008: *Modelling of primary PM10 concentrations for the city of Graz, Austria*. Proceedings of the 12th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regularity Purposes, 6-9 Oct 2008, Cavtat, Croatia, 375-379.

- Olesen, H.R., Wählin, P. och Illerup, J.B., 2010a: *Brændefyrings bidrag til luftforurening. Nogle resultater fra projektet WOODUSE*. Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 49 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 779. <http://www.dmu.dk/Pub/FR779.pdf>
- Olesen, H.R., Jensen, S.S. och Stubkjær, J., 2010b: *Brug af brændeovne i Slagslunde. Resultater fra en spørgeskemaundersøgelse inden for projektet WOODUSE*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 36 s.- Arbejdsrapport fra DMU nr. 260 <http://www.dmu.dk/Pub/AR260.pdf>
- Olivares, G., Johansson, C., Strom, J. and Hansson, H.-C., 2007: *The role of ambient temperature for particle number concentrations in a street canyon*. Atmospheric Environment 41 (10), 2145–2155.
- Omstedt, G., Bringfelt, B. and Johansson, C., 2005: *A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads*. Atmospheric Environment, 39, 6088-6097.
- Omstedt, G. och Andersson, S., 2008: *Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarioer*. SMHI Meteorologi, Nr. 134, 28 pp.
- Omstedt, G., Andersson, S., Johansson, C. och Löfgren, B.-E., 2008: *Luftkvalitet och småskalig biobränsleledning, tillämpningar av SIMAIR ved för några kommuner*. SMHI Meteorologi, Nr 135.
- Omstedt, G., Andersson, S. och Bergström, R., 2010a: *Dagens och framtidens luftkvalitet i Sverige. Haltberäkningar av NO₂, PM10 och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för framtidsscenarioer med minskade europeiska emissioner*. SMHI Meteorologi, Nr. 140, 56 pp.’
- Omstedt, G., Andersson, S. Gidhagen, L. and Robertson, L., 2010b: *Evaluation of new model tools for meeting the targets of the EU Air Quality Directive: A case study on the studded tyre use in Sweden*. Accepted for publication in Int. J. Environment and Pollution.
- Patra, A., et al., 2008: *On street observations of particulate matter movement and dispersion due to traffic on urban road*. Atmospheric Environment 42, 3911-3926.
- Persson, K. och Sjöberg, K., 2007: *Mätningar av luftföroreningar i Västra Götaland 2005/06 För Luft i Väst Göteborg 2007-03-15 IVL rapport U2010*
- Putaud, Jean-P., Frank Raes, Rita Van Dingenen Erika Brüggemann, M. -Cristina Facchini, Stefano Decesari, Sandro Fuzzi, Robert Gehrig, Cristoph Hüglin, Paolo Laj, Gundi Lorbeer, Willy Maenhaut, Nikolaos Mihalopoulos, Konrad Müller, Xavier Querol, Sergio Rodriguez, Jürgen Schneider, Gerald Spindler, Harry ten Brink, Kjetil Tørseth and Alfred Wiedensohler: *A European aerosol phenomenology--2: chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe*. Atmospheric Environment, 38 (2004) 2579-2595
- Robertson, L., Langner, J. and Engardt, M., 1999: *An Eulerian limited-area atmospheric transport model*. Journal of Applied Meteorology, Vol. 38, 190–210.
- Robinson, A. L., N. M. Donahue, M. K. Shrivastava, et al., 2007: *Rethinking organic aerosols: Semivolatile emissions and photochemical aging*. Science, 315, 1259-1262.
- SFS 2010:477 Luftkvalitetsförordningen. Miljödepartementet 20100527
- Shrivastava, M. K. , T. E. Lane, N. M. Donahue, et al., 2008: *Effects of gas particle partitioning and aging of primary emissions on urban and regional organic aerosol concentrations*. J. Geophys. Res., 113, D18301.
- Simpson, D., Yttri, K.E., Klimont, Z., Kupiainen, K., Caseiro, A., Gelencsér, A., Pio, C., Puxbaum, H. and Legrand, M., 2007: *Modeling carbonaceous aerosol over Europe: Analysis of the CARBOSOL and EMEP EC/OC campaigns*. J. Geophys. Res., 112 D23S14.
- Sjöberg, K., 2006: *Förslag till nationellt mätprogram för luftkvalitetsövervakning längs statliga vägar*. IVL rapport U 1799.
- Sjöberg, K., Steen, E. och Ferm, M., 2008: *Mätningar av PM10 och PM2.5 i Göteborg och Umeå under 2006*. IVL rapport, U2151.
- Sjöberg, K., Haeger-Eugensson, M., Forsberg, B., Åström, S., Hellsten, S., Larsson, K., Björk, A. and Blomgren, H., 2009: *Quantification of population exposure to PM2.5 and PM10 in Sweden 2005*. IVL report, B 1792.

- Sjödin, Å., Ferm, M., Björk, A., Rahmberg, M., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., Johansson, C., Gustafsson, M. and Blomqvist, G., 2009: *WEAREM Wear particles from road traffic - a field, laboratory and modeling study*. report No: IVL Report B1830.
- SLB-analys, 2010: Bevakar luftkvaliteten för Miljöförvaltningen i Stockholms Stad samt Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund, nås via: <http://slb.nu/lvf/>
- Sternbeck, J., Furusjö, E. och Palm, A., 2004: *Vägrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts- och landsvägskörning*. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Rapport B1598. Box 21 060, 100 31 Stockholm.
- Szidat, S., Ruff, M., Perron, N., Wacker, L., Synal, H.-A., Hallquist, M., Shannigrahi, A.S., Yttri, K.E., Dye, C. and Simpson, D. 2009. *Fossil and non-fossil sources of organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in Göteborg, Sweden*. Atmos. Chem. Phys., 9, 1521-1535.
- Tunved, P., Hansson, H.-C., Kulmala, M., Aalto, P., Viisanen, Y., Karlsson, H., Kristensson, A., Swietlicki, E., Dal Maso, M., Ström, J. and Komppula, M., 2003: *One year boundary layer aerosol size distribution data from five nordic background stations*. Atmos. Chem. Phys., 3, 2183-2205.
- Vägverket, 2009: *Handbok för vägrafikens luftföroreningar*. <http://www.vv.se/Trafiken/Miljo---dokument-lankar/Luft/Handbok-for-vagtrafikens-luftfororeningar/>
- Wang, F., Ketzel, M., Ellermann, T., Wählin, P., Jensen, S.S., Fang, D. and Massling, A., 2010: *Particle number, particle mass and NOx emission factors at a highway and an urban street in Copenhagen*. Atmos. Chem. Phys., 10, 2745-2764.
- Wählin, P., Olesen, H.R., Bossi, R. and Stubkjær, J., 2010: *Air pollution from residential wood combustion in a Danish village*. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. <http://www.dmu.dk/Pub/FR777.pdf>
- Yttri, K.E., W. Aas, A. Bjerke, D. et al., 2007: *Elemental and organic carbon in PM: A one year measurement campaign within the European Monitoring and Evaluation Programme EMEP*. Atmos. Chem. Phys., 7, 5711-5725.
- Yttri, K.E., W. Aas, K. Tørseth, K. Stebel, A.F. Vik, A.M. Fjæraa, D. Hirdman, S. Tsyro, D. Simpson, K. Marečková, R. Wankmüller, Z. Klimont, K. Kupiainen, M. Amann, R. Bergström, E. Nemitz, X. Querol, A. Alestuey, J. Pey and R. Gehrig, 2010: *Transboundary Particulate Matter in Europe, Status Report 4/2010, The Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norway, The Norwegian Institute for Air Research (NILU), Kjeller, Norway*, EMEP Report 4/2010, ISSN: 1504-6109.

Appendix A: Mätdata för PM2.5

Mätningar av PM2.5 i Sverige. Stationerna är klassificerade enligt regional bakgrund, urban bakgrund respektive gaturum och sedan sorterade länsvis från söder till norr. Mätperioden har klassificerats antingen som kalenderår (minst 240 dygn för medelvärde, minst 280 dygns för percentiler) eller som vinterhalvår vilket menas perioden 1 oktober till 1 april (minst 90 dygn för medelvärde, minst 130 dygn för percentiler, jämt förelade över perioden). Data är hämtade från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2010).

Station	År	Period	Antal dygn	PM2.5 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM2.5 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM2.5 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Regional bakgrund						
Vavihill	2000	Kalenderår	271	12.4		
Vavihill	2002	Kalenderår	247	10.9		
Vavihill	2003	Vinterhalvår	94	11.7		
Vavihill	2005	Kalenderår	300	11.0	18.4	33.3
Vavihill	2008	Kalenderår	310	8.6	13.0	18.0
Råö	2008	Kalenderår	355	6.4	11.4	18.7
Aspvreten	1998	Kalenderår	307	9.4	16.5	26.0
Aspvreten	1999	Kalenderår	271	11.8		
Aspvreten	2000	Kalenderår	341	11.9	16.9	23.2
Aspvreten	2001	Kalenderår	295	11.7	16.5	22.2
Aspvreten	2002	Kalenderår	283	9.3	17.9	30.4
Aspvreten	2003	Kalenderår	320	8.1	13.2	17.4
Aspvreten	2004	Kalenderår	311	7.2	13.6	26.3
Aspvreten	2005	Kalenderår	331	9.7	17.3	26.5
Aspvreten	2006	Vinterhalvår	182	7.2	14.1	24.8
Aspvreten	2007	Kalenderår	356	6.7	12.7	19.9
Aspvreten	2008	Kalenderår	260	7.0		
Vindeln	2002	Vinterhalvår	99	5.1		
Vindeln	2003	Vinterhalvår	151	5.1	7.6	14.0
Urban bakgrund						
Malmö, Fackelros	2000	Kalenderår	324	13.7	21.7	35.6
Malmö, Rådhuset	1999	Vinterhalvår	176	12.6	18.4	23.8
Malmö, Rådhuset	2000	Kalenderår	306	13.5	20.5	30.0
Malmö, Rådhuset	2001	Kalenderår	301	12.0	18.2	27.7
Malmö, Rådhuset	2002	Kalenderår	361	11.5	19.5	32.1
Malmö, Rådhuset	2004	Kalenderår	267	10.0		
Malmö, Rådhuset	2005	Kalenderår	365	11.1	17.8	29.7
Malmö, Rådhuset	2006	Kalenderår	358	12.3	19.9	32.4
Malmö, Rådhuset	2007	Kalenderår	365	11.4	18.8	36.5
Malmö, Rådhuset	2008	Kalenderår	365	11.2	21.0	33.5
Växjö	1999	Vinterhalvår	289	9.1	16.1	26.0
Göteborg, Femman	1999	Vinterhalvår		9.5	15.5	26.4
Göteborg, Femman	2006	Kalenderår	318	11.0	16.5	24.8
Göteborg, Femman	2007	Kalenderår		10.6	15.6	
Göteborg, Femman	2008	Kalenderår	366	11.4	16.4	20.6
Stockholm, Rosenlundsg	2000	Kalenderår	356	10.8	16.8	26.0
Stockholm, Rosenlundsg	2001	Kalenderår	356	10.6	15.6	21.4
Stockholm, Rosenlundsg	2002	Kalenderår	363	10.7	17.7	32.4
Stockholm, Rosenlundsg	2003	Kalenderår	355	11	18.3	31.8
Stockholm, Rosenlundsg	2004	Kalenderår	347	10.7	16.2	24.8
Stockholm, Rosenlundsg	2005	Kalenderår	263	11.1		
Stockholm, Torkelknutsg.	2006	Kalenderår	328	11.6	19.9	35.6
Stockholm, Torkelknutsg.	2007	Kalenderår	337	9.1	14.2	24.7

Station	År	Period	Antal dygn	PM2.5 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM2.5 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM2.5 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Stockholm, Torkelknutsg.	2008	Kalenderår	347	8.9	13.4	21.0
Umeå, Biblioteket	2000	Kalenderår	355	6.4	9.3	13.9
Umeå, Biblioteket	2006	Kalenderår	297	9.0	-	-
Lycksele	1999	Vinterhalvår	287	9.5	15.8	35.2
Gaturum						
Kristianstad, V. Boulevard	2006	Kalenderår	339	20.8	38.5	74.2
Malmö, Dalaplan	1999	Vinterhalvår	156	10.2	14.6	20.3
Malmö, Dalaplan	2006	Vinterhalvår	180	12.5	19.2	34.5
Malmö, Dalaplan	2007	Kalenderår	365	11.3	16.5	31.0
Malmö, Dalaplan	2008	Kalenderår	365	12.3	18.6	25.1
Malmö, Nobelvägen	2002	Vinterhalvår	160	15.9	33.3	51.2
Malmö, Oxie	2002	Vinterhalvår	170	15.4	34.4	51.4
Malmö, Pilgatan	2000	Vinterhalvår	175	12.9	22.8	35.3
Malmö, Wowragården	2001	Vinterhalvår	172	9.9	16.3	26.6
Malmö, Föreningsgatan	2005	Vinterhalvår	157	14.6	28.5	37.2
Göteborg, Haga	2007	Kalenderår	365	11.7	16.4	26.4
Göteborg, Haga	2008	Kalenderår	366	14.1	19.3	24.3
Göteborg, Gårda	1999	Vinterhalvår	254	13.4	19.6	30.8
Göteborg, Gårda	2006	Kalenderår	308	14.8	22.3	-
Göteborg, Gårda	2007	Kalenderår	338	13.2	19.5	30.1
Karlstad, Hamngatan	2008	Kalenderår	307	6.7	12.2	18.9
Stockholm, Sveav.	2004	Kalenderår	365	16.6	27.2	36.0
Stockholm, Sveav.	2005	Kalenderår	354	12.9	22.5	38.4
Stockholm, Sveav.	2006	Kalenderår	365	15.0	24.2	38.4
Stockholm, Sveav.	2007	Kalenderår	342	11.9	18.2	26.9
Stockholm, Sveav.	2008	Kalenderår	350	10.4	15.4	23.6
Stockholm, Norrlandsg	2004	Kalenderår	305	17.0	27.3	37.4
Stockholm, Norrlandsg	2005	Kalenderår	307	11.9	19.1	27.9
Stockholm, Norrlandsg	2006	Kalenderår	338	13.4	21.6	36.5
Stockholm, Hornsg.	2000	Kalenderår	364	16.8	25.6	32.2
Stockholm, Hornsg.	2001	Kalenderår	337	16.1	24.6	35.3
Stockholm, Hornsg.	2002	Kalenderår	345	18.3	30.2	44.2
Stockholm, Hornsg.	2003	Kalenderår	332	19.4	32.7	56.4
Stockholm, Hornsg.	2004	Kalenderår	359	16.4	25.7	35.7
Stockholm, Hornsg.	2005	Kalenderår	358	16.0	24.5	37.3
Stockholm, Hornsg.	2006	Kalenderår	287	15.9	23.4	35.1
Stockholm, Hornsg.	2007	Kalenderår	362	13.2	20.2	31.4
Stockholm, Hornsg.	2008	Kalenderår	361	12.7	18.0	23.3
Stockholm, Lilla Essingen	2006	Kalenderår	324	13.4	23.1	38.4
Stockholm, Lilla Essingen	2007	Kalenderår	358	10.4	16.1	26.8
Stockholm, Lilla Essingen	2008	Kalenderår	362	10.6	16.5	24.6
Uppsala, Kungsgatan	2006	Kalenderår	323	12.9	21.6	36.3
Umeå, Västra Esplanaden	1999	Vinterhalvår	240	10.1	16.6	20.9
Umeå, Västra Esplanaden	2006	Kalenderår	315	13.0	-	-

Appendix B: Mätdata för PM10

Mätningar av PM10 i Sverige. Stationerna är klassificerade enligt regional bakgrund, urban bakgrund respektive gaturum och sedan sorterade länsvis från söder till norr. Mätperioden har klassificerats antingen som kalenderår (minst 240 dygn för medelvärde, minst 280 dygns för percentiler) eller som vinterhalvår vilket menas perioden 1 oktober till 1 april (minst 90 dygn för medelvärde, minst 130 dygn för percentiler, jämt fördelat över perioden). Data är hämtade från datavärdskapet för luftkvalitet (IVL, 2010).

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Regional bakgrund						
Vavihill	1999	Vinterhalvår	114	12.9		
Vavihill	2000	Kalenderår	260	16.0		
Vavihill	2001	Kalenderår	246	15.4		
Vavihill	2002	Vinterhalvår	141	17.9	33.3	51.5
Vavihill	2005	Kalenderår	284	15.2	24.6	40.9
Vavihill	2006	Kalenderår	272	17.3		
Råö	2005	Vinterhalvår	114	15.0		
Råö	2006	Kalenderår	243	18.6		
Råö	2008	Kalenderår	348	16.0	26.4	35.3
Aspvreten	1990	Vinterhalvår	102	23.6		
Aspvreten	1991	Kalenderår	262	18.7		
Aspvreten	1993	Kalenderår	268	18.1		
Aspvreten	1994	Kalenderår	320	16.4	26.6	37.5
Aspvreten	1995	Kalenderår	282	16.6	26.3	37.7
Aspvreten	1996	Kalenderår	313	15.6	27.0	44.0
Aspvreten	1997	Vinterhalvår	95	11.5		
Aspvreten	1998	Kalenderår	305	12.6	20.8	36.1
Aspvreten	1999	Kalenderår	252	15.1		
Aspvreten	2000	Kalenderår	331	14.9	20.9	27.9
Aspvreten	2001	Kalenderår	271	14.7		
Aspvreten	2002	Kalenderår	253	12.6		
Aspvreten	2003	Kalenderår	297	10.0	16.5	23.0
Aspvreten	2004	Kalenderår	354	10.5	16.8	30.3
Aspvreten	2005	Kalenderår	351	9.6	15.9	26.5
Aspvreten	2006	Kalenderår	360	11.7	21.1	33.7
Aspvreten	2007	Kalenderår	342	9.6	17.2	26.0
Aspvreten	2008	Kalenderår	324	8.6	16.0	26.9
Norr Malma	2006	Kalenderår	355	13.0	21.4	39.4
Norr Malma	2007	Kalenderår	359	11.1	17.0	26.7
Norr Malma	2008	Kalenderår	351	10.6	16.9	23.0
Vindeln	2002	Kalenderår	265	7.4		
Vindeln	2003	Vinterhalvår	165	6.7	9.7	16.5
Vindeln	2004	Kalenderår	342	7.9	13.8	23.2
Vindeln	2005	Kalenderår	358	7.9	12.2	22.0
Vindeln	2006	Kalenderår	360	8.6	14.9	24.4
Vindeln	2007	Kalenderår	315	6.6	10.8	18.2
Vindeln	2008	Kalenderår	350	6.4	9.6	14.3
Urban bakgrund						
Burlöv	2000	Vinterhalvår	173	22.6	36.5	55.2
Burlöv	2005	Vinterhalvår	142	22.1	36.1	52.8
Burlöv	2006	Kalenderår	345	20.3	33.5	45.1
Hässleholm	2004	Vinterhalvår	166	15.5	25.7	44.0
Hässleholm	2005	Vinterhalvår	147	18.4	30.5	46.3

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Höganäs	2002	Vinterhalvår	145	37.9	70.8	131.6
Höganäs	2004	Vinterhalvår	170	17.4	30.4	43.9
Höganäs	2005	Kalenderår	345	18.8	33.7	51.6
Hörby	2006	Vinterhalvår	132	18.5	33.4	48.0
Kävlinge	2001	Vinterhalvår	174	20.2	36.1	47.4
Kävlinge	2002	Vinterhalvår	152	23.7	44.3	63.3
Kävlinge	2003	Vinterhalvår	168	23.6	41.6	55.2
Kävlinge	2004	Vinterhalvår	109	19.4		
Kävlinge	2005	Vinterhalvår	137	21.1	33.5	50.3
Kävlinge	2006	Vinterhalvår	131	19.5	37.2	46.6
Kävlinge	2007	Vinterhalvår	127	13.7		
Landskrona	2001	Vinterhalvår	152	21.5	36.8	68.8
Landskrona	2002	Vinterhalvår	172	25.8	51.8	80.7
Landskrona	2003	Vinterhalvår	160	21.6	38.0	50.1
Landskrona	2004	Vinterhalvår	168	18.8	31.9	52.2
Landskrona	2005	Vinterhalvår	167	22.6	39.0	58.7
Landskrona	2006	Vinterhalvår	149	21.2	36.7	49.2
Landskrona	2007	Vinterhalvår	175	19.3	32.2	42.3
Lund Vårfrugatan 1 B	2002	Vinterhalvår	136	20.8		
Lund Vårfrugatan 1 B	2005	Kalenderår	299	15.5	27.4	46.7
Lund Vårfrugatan 1 B	2006	Kalenderår	348	17.6	30.7	50.4
Lund Vårfrugatan 1 B	2007	Kalenderår	347	14.2	23.2	39.9
Lund Vårfrugatan 1 B	2008	Kalenderår	259	12.4		
Malmö Fackelrosv	2000	Kalenderår	319	11.3	17.7	28.0
Malmö Rådhuset	1996	Vinterhalvår	180	17.7	27.5	44.6
Malmö Rådhuset	1997	Kalenderår	361	17.6	27.2	42.0
Malmö Rådhuset	1998	Kalenderår	307	16.0	25.8	41.0
Malmö Rådhuset	1999	Kalenderår	303	15.8	24.5	37.2
Malmö Rådhuset	2000	Kalenderår	319	16.5	24.4	39.3
Malmö Rådhuset	2001	Kalenderår	360	18.7	29.0	37.0
Malmö Rådhuset	2002	Kalenderår	356	18.0	29.3	45.6
Malmö Rådhuset	2003	Kalenderår	307	21.6	40.2	60.3
Malmö Rådhuset	2004	Kalenderår	363	15.9	23.9	32.0
Malmö Rådhuset	2005	Kalenderår	364	17.5	25.5	40.8
Malmö Rådhuset	2006	Kalenderår	354	18.2	28.8	42.4
Malmö Rådhuset	2007	Kalenderår	344	16.6	24.4	40.1
Malmö Rådhuset	2008	Kalenderår	357	15.6	25.0	36.6
Trelleborg	2001	Vinterhalvår	159	20.8	34.6	45.8
Trelleborg	2002	Vinterhalvår	147	24.4	52.8	70.5
Trelleborg	2003	Vinterhalvår	146	18.2	32.1	42.7
Trelleborg	2004	Vinterhalvår	148	18.5	31.6	44.2
Trelleborg	2005	Vinterhalvår	156	22.2	41.2	52.7
Trelleborg	2006	Vinterhalvår	143	20.2	32.1	41.9
Trelleborg	2007	Vinterhalvår	140	20.4	31.8	44.7
Trelleborg	2008	Kalenderår	288	18.3	30.6	40.9
Ystad Hamnen	2006	Vinterhalvår	170	21.0	35.1	49.6
Ystad Hamnen	2007	Kalenderår	341	19.4	32.6	49.9
Ängelholm	2002	Vinterhalvår	142	24.7	46.1	63.1
Ängelholm	2003	Vinterhalvår	144	19.4	32.8	43.3
Örkelljunga	2002	Vinterhalvår	177	14.5	27.9	37.3
Örkelljunga	2006	Vinterhalvår	124	16.6		
Karlshamn	2001	Vinterhalvår	167	19.5	32.9	55.6
Karlshamn	2002	Vinterhalvår	171	25.5	48.8	82.6
Karlshamn	2003	Vinterhalvår	138	23.4	41.9	56.8
Karlshamn	2004	Vinterhalvår	148	21.6	40.1	58.2
Karlshamn	2005	Vinterhalvår	139	21.3	38.3	51.8

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Karlshamn	2006	Kalenderår	356	25.3	44.3	60.2
Ronneby Biblioteket	2002	Vinterhalvår	135	30.9	61.1	81.8
Ronneby torg/Turistbyrån	2003	Vinterhalvår	129	18.7		
Ronneby torg/Turistbyrån	2006	Vinterhalvår	114	21.7		
Ljungby	2007	Vinterhalvår	151	16.9	28.4	34.7
Ljungby	2008	Kalenderår	335	20.9	36.0	57.5
Älmhult	2003	Vinterhalvår	171	15.7	28.0	39.4
Älmhult	2004	Vinterhalvår	160	15.0	23.7	53.8
Älmhult	2005	Vinterhalvår	157	17.4	29.4	42.2
Älmhult	2006	Vinterhalvår	172	16.5	30.6	40.9
Älmhult	2007	Kalenderår	349	13.8	23.4	38.9
Älmhult	2008	Kalenderår	353	13.4	21.4	31.9
Kalmar	2002	Vinterhalvår	176	22.9	47.0	76.7
Kalmar	2003	Vinterhalvår	182	18.2	36.9	46.5
Kalmar	2004	Vinterhalvår	148	16.0	29.5	46.6
Kalmar	2005	Vinterhalvår	143	18.4	34.1	44.4
Kalmar	2006	Vinterhalvår	135	20.1	40.1	61.4
Kalmar	2007	Vinterhalvår	147	17.7	33.8	42.3
Västervik	2001	Vinterhalvår	147	18.3	33.0	47.3
Västervik	2002	Vinterhalvår	145	17.4	34.4	48.0
Västervik	2003	Vinterhalvår	174	12.7	24.0	30.0
Västervik	2004	Vinterhalvår	141	11.8	19.7	34.5
Västervik	2005	Vinterhalvår	144	12.7	21.7	29.5
Eksjö	2005	Vinterhalvår	115	13.8		
Eksjö	2006	Vinterhalvår	130	20.5	49.5	104.7
Gislaved	2005	Vinterhalvår	122	14.1		
Huskvarna	2002	Vinterhalvår	128	24.7		
Jönköping	2001	Vinterhalvår	176	13.5	23.9	29.2
Jönköping	2003	Vinterhalvår	173	13.9	27.1	33.0
Jönköping	2004	Vinterhalvår	145	13.6	23.7	44.9
Jönköping	2005	Vinterhalvår	117	15.2		
Jönköping	2006	Vinterhalvår	129	13.3		
Jönköping	2007	Vinterhalvår	140	11.8	18.7	28.8
Mullsjö	2003	Vinterhalvår	141	9.8	17.0	27.0
Sävsjö Jönköpings län	2004	Vinterhalvår	120	19.8		
Tranås	2000	Vinterhalvår	162	20.8	35.6	65.9
Tranås	2004	Vinterhalvår	125	20.0		
Tranås	2007	Vinterhalvår	129	13.7		
Vaggeryd Jönköpings Län	2004	Vinterhalvår	128	16.6		
Vetlanda	2004	Vinterhalvår	134	17.4	39.3	71.8
Värnamo	2001	Vinterhalvår	179	13.6	21.5	35.1
Värnamo	2002	Vinterhalvår	171	15.9	34.6	61.0
Värnamo	2003	Vinterhalvår	171	12.5	22.0	33.0
Värnamo	2004	Vinterhalvår	177	13.9	21.7	53.0
Värnamo	2005	Vinterhalvår	170	14.5	24.9	37.3
Värnamo	2006	Vinterhalvår	176	13.3	24.3	37.6
Värnamo	2007	Vinterhalvår	168	11.8	19.5	25.8
Alingsås	2005	Vinterhalvår	137	13.4	26.0	37.7
Borås Almqvistsgymnasiet	2006	Vinterhalvår	146	14.7	25.9	46.5

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Göteborg Femman	1990	Kalenderår	300	17.8	33.3	47.5
Göteborg Femman	1991	Kalenderår	356	18.7	32.3	48.9
Göteborg Femman	1992	Kalenderår	352	18.0	31.4	44.9
Göteborg Femman	1993	Kalenderår	354	20.0	37.0	55.0
Göteborg Femman	1994	Kalenderår	346	17.5	28.6	43.7
Göteborg Femman	1995	Kalenderår	365	16.5	27.6	39.3
Göteborg Femman	1996	Kalenderår	366	18.6	33.3	51.1
Göteborg Femman	1997	Kalenderår	365	14.9	23.6	32.2
Göteborg Femman	1998	Kalenderår	365	15.4	26.5	36.8
Göteborg Femman	1999	Kalenderår	362	14.7	26.0	35.3
Göteborg Femman	2000	Kalenderår	366	16.7	27.5	44.5
Göteborg Femman	2001	Kalenderår	365	18.4	28.5	37.5
Göteborg Femman	2002	Kalenderår	365	23.0	34.8	58.0
Göteborg Femman	2003	Kalenderår	365	22.3	36.6	54.5
Göteborg Femman	2004	Kalenderår	366	20.4	31.5	39.8
Göteborg Femman	2005	Kalenderår	365	21.7	32.2	48.3
Göteborg Femman	2006	Kalenderår	365	23.2	37.4	54.3
Göteborg Femman	2007	Kalenderår	365	19.7	30.9	45.8
Göteborg Femman	2008	Kalenderår	366	20.8	30.1	45.6
Mariestad	2001	Vinterhalvår	165	12.7	21.9	36.3
Mariestad	2002	Vinterhalvår	98	16.9		
Mariestad	2003	Vinterhalvår	142	12.0	22.8	29.4
Mariestad	2004	Vinterhalvår	170	12.6	22.5	34.1
Mariestad	2005	Vinterhalvår	129	12.9		
Mariestad	2006	Vinterhalvår	142	12.6	18.9	45.7
Mariestad 3 Luft i Väst	2005	Vinterhalvår	127	10.2		
Tidaholm	2001	Vinterhalvår	153	12.5	22.3	34.6
Tidaholm	2002	Vinterhalvår	172	18.3	32.0	89.6
Tidaholm	2003	Vinterhalvår	169	13.1	24.6	32.7
Tidaholm	2004	Vinterhalvår	133	12.2		
Tidaholm	2005	Vinterhalvår	112	13.1		
Tidaholm	2006	Vinterhalvår	136	13.7		
Motala	2004	Vinterhalvår	158	11.7	22.7	30.3
Motala	2006	Vinterhalvår	134	10.4		
Arvika	2001	Vinterhalvår	168	20.2	41.6	74.6
Arvika	2002	Vinterhalvår	181	25.5	54.0	91.3
Arvika	2003	Vinterhalvår	148	25.7	50.8	72.8
Filipstad	2003	Vinterhalvår	100	12.1		
Forshaga	2004	Vinterhalvår	135	12.7		
Grums	2001	Vinterhalvår	166	15.7	30.5	66.8
Grums	2004	Vinterhalvår	136	10.9		
Hammarö	2004	Vinterhalvår	113	12.5		
Hammarö	2006	Vinterhalvår	141	12.2	19.1	59.2
Kristinehamn	2003	Vinterhalvår	139	15.3	25.8	39.4
Säffle	2003	Vinterhalvår	128	14.6		
Torsby	2004	Vinterhalvår	127	16.9		
Hallsberg	2001	Vinterhalvår	166	11.4	18.2	34.0
Karlskoga	2000	Vinterhalvår	173	17.4	30.1	63.6
Karlskoga	2001	Vinterhalvår	176	14.3	25.0	43.4
Karlskoga	2002	Vinterhalvår	180	20.1	48.9	79.5
Karlskoga	2003	Vinterhalvår	172	14.1	28.5	44.1
Karlskoga	2004	Vinterhalvår	172	15.3	32.4	51.8
Karlskoga	2006	Vinterhalvår	145	14.8	26.3	80.7

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Örebro Karolinska skolan	2004	Vinterhalvår	164	14.4	26.6	43.3
Örebro Karolinska skolan	2005	Vinterhalvår	131	14.6	23.1	41.6
Katrineholm	2000	Vinterhalvår	178	16.4	27.6	42.8
Katrineholm	2001	Vinterhalvår	180	13.0	23.5	46.7
Köping	2002	Vinterhalvår	177	17.8	37.7	57.2
Sala	2000	Vinterhalvår	149	14.1	24.5	33.8
Sala	2001	Vinterhalvår	174	11.7	22.6	37.5
Västerås Stadshuset	2004	Vinterhalvår	110	24.6		
Västerås Stadshuset	2005	Kalenderår	284	23.3	39.4	72.5
Västerås Stadshuset	2005	Vinterhalvår	118	21.0		
Stockholm Rosenlundsg	1999	Kalenderår	353	16.2	26.9	42.5
Stockholm Rosenlundsg	2000	Kalenderår	355	17.5	28.7	40.6
Stockholm Rosenlundsg	2001	Kalenderår	352	17.5	25.9	39.7
Stockholm Rosenlundsg	2002	Kalenderår	361	18.3	33.2	56.0
Stockholm Rosenlundsg	2003	Kalenderår	355	17.8	28.9	43.1
Stockholm Rosenlundsg	2004	Kalenderår	339	17.3	30.8	46.8
Stockholm Rosenlundsg	2005	Kalenderår	288	18.8	32.4	42.3
Stockholm Torkelknutsg.	2006	Kalenderår	355	19.0	33.9	50.0
Stockholm Torkelknutsg.	2007	Kalenderår	351	16.7	25.6	43.6
Stockholm Torkelknutsg.	2008	Kalenderår	346	16.7	26.8	38.5
Södertälje	2005	Vinterhalvår	124	16.5		
Uppsala	2000	Vinterhalvår	154	21.5	39.3	58.2
Uppsala	2001	Vinterhalvår	172	16.4	32.3	53.7
Uppsala	2002	Vinterhalvår	181	18.9	35.8	66.7
Uppsala	2003	Vinterhalvår	167	16.3	27.9	45.2
Uppsala	2004	Vinterhalvår	160	14.9	27.9	57.9
Uppsala	2005	Vinterhalvår	143	15.9	25.0	47.9
Uppsala	2006	Vinterhalvår	138	16.3	27.7	67.1
Uppsala	2007	Vinterhalvår	140	13.7	25.5	38.2
Falun	2004	Vinterhalvår	123	15.8		
Falun	2006	Vinterhalvår	100	14.2		
Falun	2007	Kalenderår	265	11.7		
Bollnäs	2004	Vinterhalvår	175	12.7	21.7	38.8
Ljusdal	2005	Vinterhalvår	140	10.5	17.8	23.4
Sandviken	2000	Vinterhalvår	152	11.5	19.2	35.1
Sandviken	2001	Vinterhalvår	159	10.3	19.5	27.7
Sandviken	2002	Vinterhalvår	163	12.9	27.9	51.9
Sandviken	2003	Vinterhalvår	160	9.8	18.3	34.7
Sandviken	2004	Vinterhalvår	158	10.5	19.3	38.4
Söderhamn	2001	Vinterhalvår	176	11.8	19.8	54.3
Söderhamn	2005	Vinterhalvår	160	11.9	24.5	39.7
Kramfors	2005	Vinterhalvår	143	14.6	25.6	50.0
Kramfors	2006	Vinterhalvår	145	14.8	28.6	70.8
Kramfors	2007	Vinterhalvår	121	13.1		
Sollefteå	2003	Vinterhalvår	117	14.6		
Sollefteå	2004	Vinterhalvår	125	19.2		
Sollefteå urban	2005	Vinterhalvår	143	16.2	25.7	100.9
Sollefteå urban	2006	Vinterhalvår	116	18.7		

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Timrå	2000	Vinterhalvår	172	11.7	21.5	30.7
Timrå	2001	Vinterhalvår	171	10.8	17.8	24.4
Timrå	2002	Vinterhalvår	167	12.8	27.7	49.5
Timrå	2003	Vinterhalvår	168	11.6	20.5	35.0
Timrå	2004	Vinterhalvår	169	11.8	20.6	28.7
Timrå	2005	Vinterhalvår	177	12.9	24.6	38.2
Timrå	2006	Vinterhalvår	153	13.3	23.3	84.9
Timrå	2007	Vinterhalvår	176	9.2	17.0	24.5
Örnsköldsvik, Tåtort	2000	Vinterhalvår	176	12.3	20.9	30.1
Örnsköldsvik, Tåtort	2001	Vinterhalvår	176	10.2	18.4	28.0
Örnsköldsvik, Tåtort	2002	Vinterhalvår	176	13.7	26.8	57.9
Örnsköldsvik, Tåtort	2003	Vinterhalvår	170	11.6	20.3	38.1
Örnsköldsvik, Tåtort	2004	Vinterhalvår	176	15.0	27.3	51.4
Ragunda	2003	Vinterhalvår	167	9.9	16.8	25.3
Strömsund	2001	Vinterhalvår	155	10.0	16.5	27.7
Strömsund	2002	Vinterhalvår	156	11.2	21.0	30.2
Östersund	2000	Vinterhalvår	163	13.9	25.4	38.6
Östersund	2001	Vinterhalvår	118	11.6		
Östersund	2002	Vinterhalvår	178	13.4	30.5	84.0
Östersund	2004	Vinterhalvår	168	9.8	15.9	38.4
Östersund	2005	Vinterhalvår	162	14.3	34.5	64.9
Östersund	2006	Vinterhalvår	163	15.6	21.1	189.8
Östersund	2007	Vinterhalvår	168	8.1	22.1	49.9
Lycksele	2001	Vinterhalvår	177	11.4	24.7	53.5
Lycksele	2002	Vinterhalvår	178	12.1	23.1	48.4
Lycksele	2003	Vinterhalvår	167	14.6	29.1	53.7
Umeå Biblioteket	2000	Kalenderår	355	11.0	18.6	29.2
Umeå Biblioteket	2000	Vinterhalvår	182	12.0	20.9	30.6
Umeå Biblioteket	2001	Kalenderår	359	14.6	23.6	36.8
Umeå Biblioteket	2001	Vinterhalvår	172	12.3	19.7	34.8
Boden Drottninggatan	2000	Vinterhalvår	134	11.4		
Boden Drottninggatan	2004	Vinterhalvår	125	9.6		
Jokkmokk	2007	Vinterhalvår	115	7.7		
Luleå Östergatan/Tvärvägen	2005	Vinterhalvår	121	12.3		
Luleå Östergatan/Tvärvägen	2006	Kalenderår	339	11.5	21.3	36.3
Piteå PM10	2005	Vinterhalvår	105	14.8		
Älvsbyn	2003	Vinterhalvår	170	18.3	32.1	89.0
Övertorneå	2000	Vinterhalvår	168	8.5	14.5	25.0
Övertorneå	2005	Vinterhalvår	176	11.2	22.6	33.4
Gaturum						
Malmö Wowragården	2001	Vinterhalvår	168	15.8	23.6	32.4
Malmö Pilgatan	2000	Vinterhalvår	173	17.1	28.8	39.9
Malmö Oxie	2002	Vinterhalvår	165	21.9	40.4	59.5
Malmö Nobelvägen	2002	Vinterhalvår	157	21.5	40.1	57

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Malmö Dalaplan	1999	Vinterhalvår	154	16.3	22.8	31.2
Malmö Dalaplan	2006	Kalenderår	357	22.5	34.8	52.8
Malmö Dalaplan	2007	Kalenderår	364	20.7	32.3	44.9
Malmö Dalaplan	2008	Kalenderår	365	21.1	30.5	42.1
Landskrona Eriksgatan	2002	Vinterhalvår	163	34.4	64	94.7
Landskrona Eriksgatan	2003	Vinterhalvår	152	26.7	46.3	58.4
Landskrona Eriksgatan	2004	Vinterhalvår	173	22.8	37.1	60.8
Landskrona Eriksgatan	2005	Kalenderår	320	24.2	43	70.9
Landskrona Eriksgatan	2006	Kalenderår	315	27.7	45.9	71.9
Landskrona Eriksgatan	2007	Kalenderår	327	21.1	38.5	65.2
Landskrona Eriksgatan	2008	Kalenderår	351	20.2	33.4	45.2
Kristianstad V.Boulevard	2001	Vinterhalvår	165	23.6	41.3	62
Kristianstad V.Boulevard	2002	Vinterhalvår	166	35.3	75	128.1
Kristianstad V.Boulevard	2003	Vinterhalvår	176	28.4	56	74.2
Kristianstad V.Boulevard	2004	Vinterhalvår	171	26.4	51.9	93.2
Kristianstad V.Boulevard	2006	Kalenderår	320	29.7	51.1	95.1
Kristianstad V.Boulevard	2007	Kalenderår	357	22.9	41.3	66.8
Kristianstad V.Boulevard	2008	Kalenderår	274	23.1		
Helsingborg Väla/Björka	2003	Kalenderår	301	21.1	41.9	62.6
Helsingborg Olympia	2002	Kalenderår	325	25.1	43.4	72.6
Helsingborg Malmöleden	2005	Kalenderår	344	22.5	38	53.7
Helsingborg Malmöleden	2006	Kalenderår	345	23.2	38.9	52.3
Helsingborg Malmöleden	2007	Kalenderår	358	18.7	32.9	50.3
Helsingborg Malmöleden	2008	Kalenderår	365	14.4	26.4	36.5
Helsingborg Gåsebäck	2001	Kalenderår	285	17.8	29.2	38
Burlöv Lundavägen	2007	Vinterhalvår	165	18.7	29.3	39.9
Burlöv Lundavägen	2008	Kalenderår	340	17.6	28.9	39.8
Karlskrona Lyckeby Stationsv	2008	Kalenderår	366	19.9	32.5	44.8
Karlskrona Landbrogatan	2006	Vinterhalvår	92	19.7		
Ronneby Järnvägsstationen	2007	Vinterhalvår	101	24.9		
Halmstad Viktoriag PM	2007	Vinterhalvår	162	23.5	38.3	55.2
Halmstad Viktoriag PM	2008	Kalenderår	347	20	33.6	53.8
Växjö Storgatan	2007	Kalenderår	269	16.5		
Nybro	2004	Vinterhalvår	168	18.5	29.9	61.3
Värnamo Pilgatan	2007	Kalenderår	351	17.2	30.1	68.7
Nässjö Brandstn.	2003	Vinterhalvår	137	18.8		
Nässjö	2002	Vinterhalvår	123	25.1		
Nässjö	2003	Vinterhalvår	138	18.2	39.1	91.2
Jönköping, Barnarpsg	2005	Vinterhalvår	114	26.7		
Jönköping, Barnarpsg	2007	Kalenderår	326	25.6	51.6	106.4
Jönköping, Barnarpsg	2008	Kalenderår	324	24.1	53.3	97.3
Skövde, Ollonborrförskola	2002	Vinterhalvår	154	12.9	26.2	46.7
Skövde, Mejeri	2004	Vinterhalvår	155	16.8	31.7	49.2
Skövde Teliahuset	2001	Vinterhalvår	165	15.9	26.9	41.3

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Skövde Klubblokalen	2000	Vinterhalvår	100	17.9		
Skövde Bagaren	2003	Vinterhalvår	163	14.7	29.5	41.1
Mariestad Nygatan	2002	Vinterhalvår	100	38.9		
Mariestad Nygatan	2005	Vinterhalvår	116	17.6		
Göteborg Haga	2005	Vinterhalvår	141	29.2	51.3	83
Göteborg Haga	2007	Kalenderår	365	26.9	42.4	60.5
Göteborg Haga	2008	Kalenderår	366	27	42	55.2
Göteborg Gårda	1999	Vinterhalvår	138	30.5	54.5	88.2
Göteborg Gårda	2000	Kalenderår	301	24.5	37.9	74.9
Göteborg Gårda	2005	Kalenderår	357	29.6	55	78.3
Göteborg Gårda	2006	Kalenderår	356	31.2	54.6	78.1
Göteborg Gårda	2007	Kalenderår	356	28.4	49.2	79.3
Göteborg Gårda	2008	Kalenderår	362	27	42.3	68.8
Norrköping Ö. Promenad	2006	Kalenderår	364	29.8	57.9	88.4
Norrköping Ö. Promenad	2007	Kalenderår	363	23.3	38.8	72.1
Norrköping Ravingatan	2006	Kalenderår	351	13.1	24.8	36.7
Norrköping Kungsgatan	2007	Kalenderår	253	22.6		
Linköping Drottningg. 40	2006	Kalenderår	362	20.9	38.7	55.5
Sunne Storgatan	2008	Kalenderår	323	20.8	45.3	84.3
Karlstad Hamngatan	2006	Kalenderår	299	21.4	40	70.7
Karlstad Hamngatan	2007	Kalenderår	240	18.8		
Örebro Rudbecksskolan	2002	Vinterhalvår	164	27.5	61.7	88.8
Örebro Rudbecksskolan	2007	Kalenderår	356	23.8	44.7	94.1
Örebro Rudbecksskolan	2008	Kalenderår	345	17.5	32.5	50.3
Karlskoga Katrinedalsg.	2005	Vinterhalvår	143	19.1	32.3	84.8
Västerås Vasagatan	2005	Kalenderår	323	20.5	38.1	73.1
Västerås Vasagatan	2006	Kalenderår	321	23	43.3	67.2
Västerås Vasagatan	2007	Kalenderår	355	23.7	36.2	106.6
Västerås Stora gatan	2006	Kalenderår	332	15.6	28.6	45.8
Västerås Stora gatan	2007	Kalenderår	292	19.7	38.1	85.3
Västerås Stora gatan	2008	Kalenderår	302	19.9	31.9	48.6
Södertälje Turingegatan	2007	Kalenderår	358	30.8	56.9	119.3
Södertälje Turingegatan	2008	Kalenderår	353	33.1	71.6	140.1
Stockholm Sveav.	2003	Kalenderår	349	39.3	85.8	155.6
Stockholm Sveav.	2004	Kalenderår	359	33	68.3	120.9
Stockholm Sveav.	2005	Kalenderår	346	33.2	66	120.4
Stockholm Sveav.	2006	Kalenderår	364	32.9	65.2	86.7
Stockholm Sveav.	2007	Kalenderår	358	31.3	56.4	114.6
Stockholm Sveav.	2008	Kalenderår	364	30.9	59.1	82
Stockholm Norrlandsg	2003	Kalenderår	343	36.6	76.6	121.4
Stockholm Norrlandsg	2004	Kalenderår	354	33.6	65	107.4
Stockholm Norrlandsg	2005	Kalenderår	347	34.5	66.7	100.1
Stockholm Norrlandsg	2006	Kalenderår	349	37.6	71.1	94.3
Stockholm Norrlandsg	2007	Kalenderår	360	35.2	62.8	126.7
Stockholm Norrlandsg	2008	Kalenderår	359	29.2	56.6	81.4
Stockholm Hornsg.	1999	Kalenderår	262	36.2		
Stockholm Hornsg.	2000	Kalenderår	363	46.6	103.3	151.8
Stockholm Hornsg.	2001	Kalenderår	335	47	110.8	192.1
Stockholm Hornsg.	2002	Kalenderår	337	47.3	94.5	180.5

Station	År	Period	Antal dygn	PM10 medelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 90%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 98%-il dygnsmedelvärde ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Stockholm Hornsg.	2003	Kalenderår	340	41.3	63.5	132
Stockholm Hornsg.	2004	Kalenderår	350	41	86.8	163.4
Stockholm Hornsg.	2005	Kalenderår	353	42.5	91.4	144.4
Stockholm Hornsg.	2006	Kalenderår	356	37.7	74.7	106.6
Stockholm Hornsg.	2007	Kalenderår	356	41.7	79.6	177.3
Stockholm Hornsg.	2008	Kalenderår	358	36.9	74	112.1
Sollentuna E4 Häggvik	2007	Kalenderår	284	22.9	34.5	68.1
Sollentuna E4 Häggvik	2008	Kalenderår	361	23.2	43.1	83.3
Sollentuna	2003	Kalenderår	248	14.6		
Sollentuna	2004	Kalenderår	361	18.4	32.5	54.5
Sollentuna	2005	Kalenderår	358	20.1	38	52.6
Sollentuna	2006	Kalenderår	346	20.3	35.5	53.5
Lilla Essingen	2006	Kalenderår	355	36.8	71.9	109.9
Lilla Essingen	2007	Kalenderår	355	29.7	49.7	85.9
Lilla Essingen	2008	Kalenderår	359	33.2	70.4	108.7
Uppsala Kungsgatan SLB	2007	Vinterhalvår	183	30.5	67.3	122
Uppsala Kungsgatan SLB	2008	Kalenderår	354	31.3	63.9	126.1
Uppsala	1999	Kalenderår	345	26.3	46.9	86.2
Uppsala	2000	Kalenderår	363	26.1	46.7	87.9
Uppsala	2001	Kalenderår	365	25.1	46.1	75.9
Uppsala	2002	Kalenderår	361	34.5	72.9	113.1
Uppsala	2003	Kalenderår	355	30.3	49.5	90.9
Uppsala	2004	Kalenderår	336	26.7	57.2	115.9
Uppsala	2005	Kalenderår	354	25.7	51.2	97.6
Uppsala	2006	Kalenderår	322	29.9	59.5	117.2
Borlänge	2005	Vinterhalvår	157	15.5	30.5	56.3
Borlänge	2008	Kalenderår	335	16.1	34.4	68.9
Sundsvall Strandgatan 10	2007	Kalenderår	355	21.3	38.6	105
Sundsvall Strandgatan 10	2008	Kalenderår	362	25.6	50.2	90.3
Umeå Västra Esplanaden	2006	Kalenderår	352	28.7	47.6	138
Umeå Västra Esplanaden	2007	Kalenderår	336	27.2	42.7	86.6
Umeå Västra Esplanaden	2008	Kalenderår	338	22.1	41.5	107.1
Luleå Smedjegatan	2007	Vinterhalvår	158	12.1	19.9	44.2
Luleå Smedjegatan	2008	Kalenderår	311	14.4	24.6	75.9

Appendix C: Förhållande mellan partikelhalter i olika miljöer

Årsmedelhalter av PM10 och PM2.5 för olika gaturum och närliggande urbana och regionala bakgrundsstationer baserat på mätningar från år 2006. För vissa städer saknas data för urban bakgrund och där anges summan av det urbana bidraget och gaturumsbidraget. Identiska tidsperioder används vid beräkning av de olika haltbidragen för respektive tätort.

	PM10 medelvärde [µg m-3]			PM2.5 medelvärde [µg m-3]		
	Regionalt	Urbant	Gata	Regionalt	Urbant	Gata
Malmö, Dalaplan	17.2	0.8	4.7	13.6	1.3	1.0
Landskrona, Eriksg.	16.3	4.1	7.8			
Kristianstad, V. Boulevard	17.0		12.4	12.0		15.7
Göteborg, E6 vid Gårda	18.6	4.9	9.2			
Norrköping, Ö. Promenad	11.6		18.2			
Stockholm, Hornsg.	11.7	7.2	19.0	8.9	2.1	4.4
Stockholm, Norrlandsg.	11.8	7.4	18.6	8.9	2.0	1.3
Stockholm, Sveav.	11.7	7.3	14.2	8.9	2.1	3.7
Stockholm, Essingeleden	11.8	7.3	18.0	9.1	2.1	1.3
Uppsala, Kungsg.	11.8		18.1	8.9		2.3
Umeå, V. Esplananden	8.6		20.1			

SMHIs publiceringar

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

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

I serien METEOROLOGI har tidigare utgivits:

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

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

- 16 Kindell, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Uddevallas fjärrvärmecentral i Hovhult.
- 17 Häggkvist, K., Persson, Ch., Robertson, L (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från ett antal källor inom SSAB Luleå-verken.
- 18 Krieg, R., Wern, L. (1986)
En klimatstudie för Arlanda stad.
- 19 Vedin, H. (1986)
Extrem arealnederbörd i Sverige.
- 20 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tibro.
- 21 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 1/1986.
- 22 Kwick, T. (1986)
Beräkning av vindenergitillgången på några platser i Halland och Bohuslän.
- 23 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Vindmätningar i höga master - kvartalsrapport 2/1986.
- 24 Persson, Ch. (SMHI), Rodhe, H. (MISU), De Geer, L.-E. (FOA) (1986)
Tjernobylyckan - En meteorologisk analys av hur radioaktivitet spreds till Sverige.
- 25 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Spendrups bryggeri, Grängesberg.
- 26 Krieg, R. (1986)
Beräkningar av vindenergitillgången på några platser i Skåne.
- 27 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB.
- 28 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för ny ugn, SSAB II.
- 29 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo Hallsbergverken.
- 30 Fredriksson, U. (1986)
SO₂-halter från Hammarbyverket kring ny arena vid Johanneshov.
- 31 Persson, Ch., Robertson, L., Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar, SSAB - Luleå-verken.
- 32 Kindell, S., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för SAABs planerade bilfabrik i Malmö.
- 33 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för svavelsyrafabrik i Falun.
- 34 Wern, L., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för Västhamnsverket HKV1 i Helsingborg.
- 35 Persson, Ch., Wern, L. (1986)
Beräkningar av svaveldepositionen i Stockholmsområdet.
- 36 Joelsson, R. (1986)
USAs månadsprognoser.
- 37 Vakant nr.
- 38 Krieg, R., Andersson, C. (1986)
Utemiljön vid Kvarnberget, Lysekil.
- 39 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar av freon 22 från Ropstens värmepumpverk.
- 40 Fredriksson, U. (1986)
Vindklassificering av en plats på Hemsön.
- 41 Nilsson, S. (1986)
Utvärdering av sommarens (1986) använda konvektionsprognoshjälpmedel.
- 42 Krieg, R., Kwick, T. (1986)
Vindmätningar i höga master.

- 43 Krieg, R., Fredriksson, U. (1986)
Vindarna över Sverige.
- 44 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanvätehalter.
- 45 Kvick, T., Krieg, R., Robertson, L. (1986)
Vindförhållandena i Sveriges kust- och havsband, rapport nr 2.
- 46 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för en planerad panncentral vid Lindsdal utanför Kalmar.
- 47 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BMs fabrik i Landskrona.
- 48 Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkningar för ELMO-CALFs fabrik i Svenljunga.
- 49 Häggkvist, K. (1986)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp från syrgas- och bensenupplag inom SSAB Luleåverken.
- 50 Wern, L., Fredriksson, U., Ring, S. (1986)
Spridningsberäkningar för lösningsmedel i Tidaholm.
- 51 Wern, L. (1986)
Spridningsberäkningar för Volvo BM ABs anläggning i Braås.
- 52 Ericson, K. (1986)
Meteorological measurements performed May 15, 1984, to June, 1984, by the SMHI
- 53 Wern, L., Fredriksson, U. (1986)
Spridningsberäkning för Kockums Plåtteknik, Ronneby.
- 54 Eriksson, B. (1986)
Frekvensanalys av timvisa temperaturobservationer.
- 55 Wern, L., Kindell, S. (1986)
Luktberäkningar för AB ELMO i Flen.
- 56 Robertson, L. (1986)
Spridningsberäkningar rörande utsläpp av NO_x inom Fagersta kommun.
- 57 Kindell, S. (1987)
Luften i Nässjö.
- 58 Persson, Ch., Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar rörande gasutsläpp vid ScanDust i Landskrona - bestämning av cyanväte.
- 59 Bringfelt, B. (1987)
Receptorbaserad partikelmodell för gatumiljömodell för en gata i Nyköping.
- 60 Robertson, L. (1987)
Spridningsberäkningar för Varbergs kommun. Bestämning av halter av SO₂, CO, NO_x samt några kolväten.
- 61 Vedin, H., Andersson, C. (1987)
E 66 - Linderödsåsen - klimatförhållanden.
- 62 Wern, L., Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för Kockums Plåtteknik, Ronneby. 2.
- 63 Taesler, R., Andersson, C., Wallentin, C., Krieg, R. (1987)
Klimatkorrigering för energiförbrukningen i ett eluppvärmt villaområde.
- 64 Fredriksson, U. (1987)
Spridningsberäkningar för AB Åretå-Trycks planerade anläggning vid Kungens Kurva.
- 65 Melgarejo, J. (1987)
Mesoskalig modellering vid SMHI.
- 66 Häggkvist, K. (1987)
Vindlaster på kordahus vid Alviks Strand - numeriska beräkningar.
- 67 Persson, Ch. (1987)
Beräkning av lukt och föroreningshalter i luft runt Neste Polyester i Nol.
- 68 Fredriksson, U., Krieg, R. (1987)
En överskalig klimatstudie för Tornby, Linköping.

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

- 92 Hyvarinen, O., Karlsson, K.-G., Dybbroe, A. (1999)
Investigations of NOAA AVHRR/3 1.6 μm imagery for snow, cloud and sunglint discrimination (Nowcasting SAF)
- 93 Bennartz, R., Thoss, A., Dybbroe, A. and Michelson, D. B. (1999)
Precipitation Analysis from AMSU (Nowcasting SAF)
- 94 Appelqvist, Peter och Anders Karlsson (1999)
Nationell emissionsdatabas för utsläpp till luft - Förstudie.
- 95 Persson, Ch., Robertson L. (SMHI) Thaning, L (LFOA). (2000)
Model for Simulation of Air and Ground Contamination Associated with Nuclear Weapons. An Emergency Preparedness Model.
- 96 Kindbom K., Svensson A., Sjöberg K., (IVL) Persson C., (SMHI) (2001)
Nationell miljöövervakning av luft- och nederbörds kemi 1997, 1998 och 1999.
- 97 Diamandi, A., Dybbroe, A. (2001)
Nowcasting SAF
Validation of AVHRR cloud products.
- 98 Foltescu V. L., Persson Ch. (2001)
Beräkningar av moln- och dimdeposition i Sverigemodellen - Resultat för 1997 och 1998.
- 99 Alexandersson, H. och Eggertsson Karlström, C (2001)
Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler - utgåva 2.
- 100 Korpela, A., Dybbroe, A., Thoss, A. (2001)
Nowcasting SAF - Retrieving Cloud Top Temperature and Height in Semi-transparent and Fractional Cloudiness using AVHRR.
- 101 Josefsson, W. (1989)
Computed global radiation using interpolated, gridded cloudiness from the MESA-BETA analysis compared to measured global radiation.
- 102 Foltescu, V., Gidhagen, L., Omstedt, G. (2001)
Nomogram för uppskattning av halter av PM_{10} och NO_2
- 103 Omstedt, G., Gidhagen, L., Langner, J. (2002)
Spridning av förbränningsemissioner från småskalig biobränsleeldning – analys av $\text{PM}_{2.5}$ data från Lycksele med hjälp av två Gaussiska spridningsmodeller.
- 104 Alexandersson, H. (2002)
Temperatur och nederbörd i Sverige 1860 - 2001
- 105 Persson, Ch. (2002)
Kvaliteten hos nederbörds kemiska mätdata som utnyttjas för dataassimilation i MATCH-Sverige modellen".
- 106 Mattsson, J., Karlsson, K-G. (2002)
CM-SAF cloud products feasibility study in the inner Arctic region
Part I: Cloud mask studies during the 2001 Oden Arctic expedition
- 107 Kärner, O., Karlsson, K-G. (2003)
Climate Monitoring SAF - Cloud products feasibility study in the inner Arctic region. Part II: Evaluation of the variability in radiation and cloud data
- 108 Persson, Ch., Magnusson, M. (2003)
Kvaliteten i uppmätta nederbörds mängder inom svenska nederbörds kemiska stationsnät
- 109 Omstedt, G., Persson Ch., Skagerström, M (2003)
Vedeldning i småhusområden
- 110 Alexandersson, H., Vedin, H. (2003)
Dimensionerande regn för mycket små avrinningsområden
- 111 Alexandersson, H. (2003)
Korrektion av nederbörd enligt enkel klimatologisk metodik
- 112 Joro, S., Dybbroe, A. (2004)
Nowcasting SAF – IOP
Validating the AVHRR Cloud Top Temperature and Height product using

weather radar data
Visiting Scientist report

*Modellbeskrivning och slutrapport mars
2007*

- 113 Persson, Ch., Ressner, E., Klein, T. (2004)
Nationell miljöövervakning – MATCH-
Sverige modellen
Metod- och resultatsammanställning för
åren 1999-2002 samt diskussion av
osäkerheter, trender och miljömål
- 114 Josefsson, W. (2004)
UV-radiation measured in Norrköping
1983-2003.
- 115 Martin, Judit, (2004)
Var tredje timme – Livet som
väderobservatör
- 116 Gidhagen, L., Johansson, C., Törnquist, L.
(2004)
NORDIC – A database for evaluation of
dispersion models on the local, urban and
regional scale
- 117 Langner, J., Bergström, R., Klein, T.,
Skagerström, M. (2004)
Nuläge och scenarier för inverkan på
marknära ozon av emissioner från Västra
Götalands län – Beräkningar för 1999
- 118 Trolez, M., Tetzlaff, A., Karlsson, K-G.
(2005)
CM-SAF Validating the Cloud Top Height
product using LIDAR data
- 119 Rummukainen, M. (2005)
Växthuseffekten
- 120 Omstedt, G. (2006)
Utvärdering av PM₁₀ mätningar i några
olika nordiska trafikmiljöer
- 121 Alexandersson, H. (2006)
Vindstatistik för Sverige 1961-2004
- 122 Samuelsson, P., Gollvik, S., Ullerstig, A.,
(2006)
The land-surface scheme of the Rossby
Centre regional atmospheric climate model
(RCA3)
- 123 Omstedt, G. (2007)
VEDAIR – ett internetverktyg för
beräkning av luftkvalitet vid småskalig
biobränsleledning
- 124 Persson, G., Strandberg, G., Barring, L.,
Kjellström, E. (2007)
Beräknade temperaturförhållanden för tre
platser i Sverige – perioderna 1961-1990
och 2011-2040
- 125 Engart, M., Foltescu, V. (2007)
Luftföroreningar i Europa under framtida
klimat
- 126 Jansson, A., Josefsson, W. (2007)
Modelling of surface global radiation and
CIE-weighted UV-radiation for the period
1980-2000
- 127 Johnston, S., Karlsson, K-G. (2007)
METEOSAT 8 SEVIRI and NOAA Cloud
Products. A Climate Monitoring SAF
Comparison Study
- 128 Eliasson, S., Tetzlaff, A.,
Karlsson, K-G. (2007)
Prototyping an improved PPS cloud
detection for the Arctic polar night
- 129 Trolez, M., Karlsson, K-G., Johnston, S.,
Albert, P (2008)
The impact of varying NWP background
information on CM-SAF cloud products
- 130 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M
(2008)
Total ozone from zenith radiance
measurements. An empirical model
approach
- 131 Willén, U (2008)
Preliminary use of CM-SAF cloud and
radiation products for evaluation of
regional climate simulations
- 132 Bergström, R (2008)
TESS Traffic Emissions, Socioeconomic
valuation and Socioeconomic measures
Part 2:
Exposure of the European population to
atmospheric particles (PM) caused by
emissions in Stockholm
- 133 Andersson, S., Bergström, R., Omstedt,
G., Engardt, M (2008)
Dagens och framtidens partikelhalter i

Sverige. Utredning av exponerings-
minskningsmål för PM2.5 enligt nytt
luftdirektiv

- 134 Omstedt, G., Andersson, S (2008)
Vintervägar med eller utan dubbdäck.
Beräkningar av emissioner och halter av
partiklar för olika dubbdäckscenarier

- 135 Omstedt, G., Andersson, S., Johansson,
Ch., Löfgren, B-E (2008)
Luftkvalitet och småskalig biobränsle-
eldning. Tillämpningar av SIMAIRved för
några kommuner

- 136 Josefsson, W., Ottosson Löfvenius, M
(2009)
Measurements of total ozone 2006-2008

- 137 Andersson, S., Omstedt, G (2009)
Validering av SIMAIR mot mätningar av
PM10, NO₂ och bensen.
Utvärdering för svenska tätorter och
trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005

- 138 Wern, L., Barring, L (2009)
Sveriges vindklimat 1901 – 2008
Analys av förändring i geostrofisk vind

- 139 Wern, L., German, J (2009)
Korttidsnederbörd i Sverige, 1995 – 2008

- 140 Omstedt, G., Andersson, S., Bergström., R
(2010)
Dagens och framtidens luftkvalitet i
Sverige. Haltberäkningar av NO₂, PM10
och PM2.5 i svenska trafikmiljöer för
framtidsscenarier med minskade
europeiska emissioner

- 141 Wern, L., Isaksson, L (2010)
Åska i Sverige 2002 – 2009

- 142 Andersson, S., Omstedt, G., Robertson, L
(2010)
Känslighetsanalys, vidareutveckling och
validering av SIMAIRs urbana spridnings-
modell BUM

- 143 Wern L., (2010)
Extrem nederbörd i Sverige
under 1 till 30 dygn, 1880 - 2009

SMHI

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

ISSN 0283-7730