



Partikelmätningar på Södra vägen under april och maj 2005

En rapport för Trafikkontoret i Göteborg

November 2005

R-7010

Ecotraffic

ENERGY RESEARCH, DEVELOPMENT, DEMONSTRATION, AND DEPLOYMENT
ENVIRONMENTAL CONSULTANTS

På uppdrag av Trafikkontoret i Göteborg Stad har Ecotrafic ERD³ AB utfört partikel-
mätningar på Södra vägen under tiden april till och med maj 2005.

Beställarens referens: Anders Roth

Leveransadress: Trafikkontoret Göteborg Stad
Box 2403
403 16 Göteborg

Ecotrafics referenser: Peter Ahlvik
Lars Eriksson

Adress: Floragatan 10 B
114 31 Stockholm
08 - 545 168 00

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sida

SAMMANFATTNING

1	INLEDNING OCH BAKGRUND.....	1
1.1	MILJÖKVALITETSNORMER	1
1.2	SITUATIONEN I GÖTEBORG I DAG OCH EXEMPEL PÅ ÅTGÄRDER.....	2
1.3	SYFTET MED MÄTNINGARNA	3
2	METODIK.....	4
2.1	MÄTPLATS.....	4
2.2	MÄTUTRUSTNING	7
2.2.1	OELPI introduktion	7
2.2.2	Något om impaktorer	7
2.2.3	Den elektriska impaktorn.....	8
2.2.4	Modifiering av ELPI för mätning av utomhusluft.....	9
2.3	PARTIKELANALYS	11
3	RESULTAT.....	13
3.1	VÄDRET I GÖTEBORG UNDER APRIL OCH MAJ 2005	13
3.2	GATURENHÅLLNING UNDER MÄTPERIODEN.....	16
3.3	TRAFIKFLÖDE	16
3.4	ÖVERSIKT UNDER HELA MÄTPERIODEN	17
3.4.1	PM ₁₀ och PM _{2,5}	17
3.4.2	Massfördelning	18
3.5	JÄMFÖRELSE MED MILJÖFÖRVALTNINGENS MÄTNINGAR	19
3.6	ANTALET PARTIKLAR KONTRA PARTIKLARNAS MASSA.....	24
3.7	PARTIKLARNAS INNEHÅLL OCH URSPRUNG	26
3.7.1	Fordonsobservationer.....	26
3.7.2	Analys av partiklar.....	32
4	SLUTSATSER – DISKUSSION – REKOMMENDATIONER	35
4.1	VARIFRÅN KOMMER DE FLESTA PARTIKLARNAS.....	35
4.2	VAD BIDRAR TILL PM ₁₀ – PM _{2,5} – PM ₁ – ULTRAFINA PARTIKLAR OCH NANOPARTIKLAR	35
4.3	SPÅRVAGNARNAS BIDRAG KONTRA VÄGFORDON	35
4.4	STORA PARTIKLAR KONTRA SMÅ PARTIKLAR	37
5	REFERENSER	38

TABELLFÖRTECKNING

Sida

Tabell 1.	EU:s gränser för partikelemissioner (PM₁₀)	1
Tabell 2.	Medelvärden för PM_{2,5} för ELPI och filtermetoden,	24

FIGURFÖRTECKNING

Sida

Figur 1.	Utsikt från mätplatsen (i bakgrunden skymtar Lisebergs nöjespark)	4
Figur 2.	Mätvagn sett från andra sedan av gatan.....	5
Figur 3.	Luftintag på stativ.....	6
Figur 4.	OELPI	7
Figur 5.	Schematisk beskrivning av impaktorprincipen	8

Figur 6.	Principen för en elektrisk lågtrycksimpaktor (ELPI)-----	9
Figur 7.	ELPI med torkare monterad i klimatskåp-----	10
Figur 8.	Jämförelse av $PM_{2,5}$ masskoncentrationer, TEOM och ELPI utan torkare (mätdata från Finska Meteorologiska Institutet, mätningar i Prag)-----	11
Figur 9.	Jämförelse av $PM_{2,5}$ masskoncentrationer, Eberline och ELPI med torkare (mätdata från Finska Meteorologiska Institutet, mätningar i Lappland) -----	11
Figur 10.	SMHI:s väderstation vid Olskroken och mätplatsen på Södra vägen -----	13
Figur 11.	Vädret i Göteborg under april och maj 2005-----	14
Figur 12.	Inverkan av regn 2005-05-21 på $PM_{2,5}$ -----	15
Figur 13.	Inverkan av regn 2005-05-21 på PM_{10} -----	15
Figur 14.	Inverkan av regn 2005-05-21 på totalt antal partiklar-----	16
Figur 15.	Partikelkoncentration (massa, $PM_{2,5}$) under hela mätperioden-----	18
Figur 16.	Partikelkoncentration (massa, PM_{10}) under hela mätperioden -----	18
Figur 17.	Partikelmassfördelning under hela mätperioden -----	19
Figur 18.	Jämförelse mellan ELPI och filtermätningar för $PM_{2,5}$ -----	20
Figur 19.	Jämförelse mellan ELPI och filtermätningar för $PM_{2,5}$, två filtervärden uteslutna-----	21
Figur 20.	Storleksfördelning för antal och massa -----	21
Figur 21.	Jämförelse mellan ELPI ($PM_{1,0}$) och filtermätningar ($PM_{2,5}$), två filtervärden uteslutna -----	22
Figur 22.	Jämförelse mellan PM_{10} och $PM_{2,5}$ i Miljöförvaltningens mätningar -----	23
Figur 23.	Jämförelse mellan PM_{10} och $PM_{2,5}$ mätt med ELPI -----	23
Figur 24.	Partikelkoncentration (tot. antal) under hela mätperioden-----	25
Figur 25.	Partikelstorleksfördelning (antalsfördelning) under hela mätperioden ----	26
Figur 26.	Antal partiklar vid sekundloggning 2005-05-13 och storleksfördelning för två utvalda toppar jämfört med hela perioden -----	28
Figur 27.	Antal partiklar vid sekundloggning 2005-06-01 och storleksfördelning för två utvalda toppar jämfört med hela perioden -----	29
Figur 28.	$PM_{2,5}$ för sekundloggningsperioden den 1 juni-----	30
Figur 29.	Storleksfördelningen för antal partiklar under toppen för $PM_{2,5}$ -----	31
Figur 30.	Storleksfördelningen för partikelmassan under toppen för $PM_{2,5}$ -----	31
Figur 31.	Spårvagn som passerar-----	36

SAMMANFATTNING OCH KOMMENTARER

Ecotrafic har under tiden april till och med maj år 2005 genomfört en mätkampanj på Södra vägen i Göteborg. Under mätperioden mättes partikelhalt och storleksfördelning av partiklar i utomhusluften. Huvudsyftet med mätningarna var att bidra med kunskap som på sikt kan förbättra luftkvaliteten i Göteborg.

I detta projekt mättes partiklarnas storleksfördelning kontinuerligt under hela mätperioden (1 mätvärde var 10 minut som medeltal under perioden). Utöver detta gjordes riktade kampanjer där mätvärden samlades in en gång per sekund. Genom detta förfarande kunde högemitterande fordon identifieras (dvs. se om någon specifik fordonstyp bidrar mer än andra). Det instrument som användes var en så kallad elektrisk lågtrycksimpaktor (Electrical Low-Pressure Impactor, ELPI).

Väderförhållandena under mätperioden innebar relativt få dagar med regn. Någon direkt inverkan på $PM_{2,5}$ i anslutning till den dag då det föll mest regn kunde inte noteras. Däremot är det möjligt att antalet partiklar kan minska något efter regn, även om detta samband inte är helt klart.

Jämförelser mellan resultaten från ELPI och konventionella filtermätningar gjordes för $PM_{2,5}$. Generellt gav ELPI högre värden än filtermetoden. Några av filtermätningarna kunde dock uteslutas då resultaten var orimliga i förhållande till PM_{10} , vilket gav en bättre överensstämmelse. En jämförelse mellan $PM_{1,0}$ genom exkludering av högre steg förbättrade också överensstämmelsen. ELPI gav dock fortfarande högre värden än filtermetoden. En möjlig orsak till de högre nivåerna för ELPI skulle kunna vara en hög andel lättflyktiga kolväten i partikelemissionerna, något som inte kommer att mätas med filtermetoden. En stor andel bensindrivna fordon på den aktuella gatan kan ge ett upphov till lättflyktiga kolväten.

Partikelstorleksfördelningen för antalet partiklar under hela mätperioden uppvisade en bimodal karaktär. En topp fanns strax under $0,1\ \mu m$ och den andra för de allra minsta partiklarna (7 till 30 nm). Över $1\ \mu m$ var partikelantalet mycket lågt. Denna storlek kommer ofta från väg, däck med mera. Att antalet ”stora” partiklar var lågt kan betyda att gatorna varit relativt sett rena (litet bidrag från gatan). Generellt var den kortsiktiga (relativa) variationen av antalet partiklar större än för partikelmassan. Däremot var den relativa variationen av det glidande dygnsmedelvärdet lägre för antalet partiklar. Orsaken till detta torde vara att fordonen bidrar mer till de små partiklarna och därmed också det totala antalet partiklar. Genom att trafiken är förhållandevis konstant påverkas inte medelvärdet under längre tid (dygn) inte så mycket medan variationen är högre på kort tid (minuter och sekunder).

De sekundloggningar som utfördes med simultan okulär kontroll av data kunde identifiera ett antal fordonstyper som bidrog till höga toppar för resultaten vad gäller antalet partiklar. Generellt var det fråga om olika typer av dieseldrivna fordon som gav höga toppar men i några fall kunde också bensinbilar ge upphov till toppar. Det var i de sistnämnda fallen fråga om äldre bensinbilar eller bilar där avgasreningen sannolikt hade dålig funktion. En påtaglig lukt från avgaserna var en tydlig indikation på att de bensinbilar var högemitterande.

En mycket viktig frågeställning för projektet var huruvida spårvagnarna i Göteborg signifikant kan bidra till partikelnivåerna. Några bevis för att så vore fallet har inte kunnat påvisas i studien. Parallellt till situationen i tunnelbanan i Stockholm är svårt att dra.

Under mätperioden samlades partiklar i tolv storleksintervaller (från 7 nm till 10 µm). Innehållet (sammansättningen) i de insamlade partiklarna analyserades på Chalmers Tekniska Högskola i Göteborg (grundämnesbestämning med mätmetoden EDXRF)-Kännedom om vilka grundämnen som hittas ger information (ledtrådar) om vad som kan vara partikelns ursprung. (alltså inga bevis utan resultaten ska ses som just en ledtråd).

Järn (Fe) återfanns på i stort sett alla storleksfraktioner. Källor till järn är ofta slitagedelar såsom bromsar och kopplingar. Varifrån de järninnehållande minsta partiklarna kommer är något oklart. I andra sammanhang har man sett att exempelvis svetsning kan ge mycket små järnpartiklar i dessa storleksklasser. En förklaring skulle kunna vara att partiklarna kommer från spårvagnarnas kontaktledningar (parallell med svetsning). Denna slutsats är dock inte bekräftad utan ska ses som en hypotes.

Relativt sett mycket svavel (S) hittades. I dagens svenska bensin och diesel finns i princip inget svavel så källan bör vara någon annan. Eftersom Göteborg är en stor sjöfartsort kan fartygen vara en förklaring till svavlet (använder relativt landtrafik bränslen med mycket svavel). Andra källor kan vara industrier och långväga transport från andra länder.

I rapporten diskuteras källan till ett flertal andra viktiga grundämnen

1 INLEDNING OCH BAKGRUND

1.1 Miljökvalitetsnormer

De gällande (och kommande) miljökvalitetsnormer (MKN) och EU direktiv inom området som är svårast att uppfylla är de för kväveoxider (NO_x) och partiklar. Ett av huvudsyftena med detta projekt har varit att bidra med kunskap som kan användas för att uppfylla det sistnämnda målet.

En sammanställning av EU:s gränsvärden för partiklar i utomhusluft enligt direktivet 1999/30/EG visas i **Tabell 1** nedan.

Tabell 1. EU:s gränser för partikelemissioner (PM₁₀)

	Genomsnittsgrundandetid	Gränsvärde	Toleransmarginal	Datum då gränsvärdet skall ha uppnåtts
ETAPP 1				
1. Dygnsgränsvärde för skydd för människors hälsa	24 timmar	50 µg/m ³ PM ₁₀ . Värdet får inte överskridas mer än 35 gånger per år	50 % då detta direktiv träder i kraft. Denna marginal skall från den 1 januari 2001 minskas var 12:e månad med samma procenttal varje år för att nå 0 % den 1 januari 2005.	1 januari 2005
2. Årsgränsvärde för skydd för människors hälsa	Kalenderår	40 µg/m ³ PM ₁₀	20 % då detta direktiv träder i kraft. Denna marginal skall från den 1 januari 2001 minskas var 12:e månad med samma procenttal varje år för att nå 0 % den 1 januari 2005.	1 januari 2005
ETAPP 1 ^a				
1. Dygnsgränsvärde för skydd för människors hälsa	24 timmar	50 µg/m ³ PM ₁₀ . Värdet får inte överskridas mer än 7 gånger per år	Skall härledas ur uppgifterna och motsvara gränsvärdet under etapp 1.	1 januari 2010
2. Årsgränsvärde för skydd för människors hälsa	Kalenderår	20 µg/m ³ PM ₁₀	50 % den 1 januari 2005. Denna marginal skall minskas var 12:e månad med samma procenttal varje år för att nå 0 % den 1 januari 2010.	1 januari 2010

^a Vägledande gränsvärden skall ses över mot bakgrund av ytterligare information om hälso- och miljöeffekter, teknisk genomförbarhet och erfarenheter från tillämpningen i medlemsstaterna av gränsvärdena i etapp 1.

Sedan beslut om detta direktiv togs (publicerades 1999-04-22) har även några direktiv som begränsar halterna av ämnen som bensen, koloxid, ozon, arsenik, kadmium, kvicksilver och polycykliska aromatiska kolväten införts. Gränsvärden för PM_{2,5} diskuteras och ett förslag till ett nytt EU-direktiv för luftkvalitet som även reglerar PM_{2,5} presente-

rades i september 2005. Några förslag till krav för ännu mindre partiklar finns ännu så länge inte.

1.2 Situationen i Göteborg i dag och exempel på åtgärder

Göteborgsluften innehåller på många platser generellt för höga koncentrationer av partiklar för att klara gällande miljökvalitetsnormer och EU-direktiv. Detta innebär att staden måste vidta åtgärder för att komma tillrätta med detta problem.

Ett flertal olika kartläggningar av bidraget till partikelemissionerna i stadsluft har genomförts i tidigare projekt. Här kan bl.a. en nyligen publicerad rapport från VTI nämnas men mängder av andra studier finns också. Syftet med denna studie har inte varit att göra någon sådan kartläggning men några kommentarer kring detta område ges ändå nedan.

Det i särklass största bidraget till partikelemissionerna som de definieras i gällande direktiv (PM₁₀ och PM_{2,5}) kommer från däck och vägbana. Gränsvärdena baseras på partikelmassa. Bidraget från fordonsavgaser till nämnda partikelemissioner är förhållandevis ringa. Orsaken till detta förhållande är att avgaspartiklarna är många till antalet men mycket små och därmed har de låg vikt i förhållande till de slitagepartiklar som är väsentligt större. Exempelvis gäller PM₁₀ gränsvärdet för massan av partiklar mindre än 10 mikrometer. Partiklar från fordonsavgaser (och från annan förbränning) är som regel mindre än 1 mikrometer. När det gäller bidraget till mindre partiklar och till antalet partiklar har fordonsavgaserna en mycket större betydelse. Det spekuleras i att – och en hel del indikativa bevis finns också för detta – mindre partiklar har en större inverkan på människors hälsa. Trots att de minsta partiklarna har en mycket liten inverkan på möjligheterna att uppfylla gällande miljökvalitetsnormer finns det därför skäl att kartlägga dessa emissioner och att införa åtgärder för att minska dem.

Enligt tidigare studier från andra nordiska städer har det visat sig att den i särklass viktigaste åtgärden för att få ner partikelnivåerna är att minska användningen av dubbdäck och att sänka hastigheten på gatorna. Även halkbekämpning som sandning och saltning har stor inverkan. Vidare har det visat sig att val av städmetod endast påverkar partikelhalterna i liten omfattning och under kort tid. Det som tycks ge effekt är att befukta gatorna med dammbindningsmedel (CMA, kalcium-magnesium-acetat).

Halkbekämpning och renhållning av gatunätet

- På alla vägar med årsmedeldygnstrafik per körfält (ÅDT k) mer än 2000 fordon respektive mer än 4000 fordon ställs speciella krav på stenmaterialet för att erhalla en tillräckligt nötningsbeständig asfalt.
- Sand används inte som halkbekämpningsmedel.
- Salt används på alla huvudleder, bussgator och industriområden med undantag för centrala gator med känslig omgivning (exempelvis träd). (Stampgatan, Vasagatan, Nya Allen, Sten Sturegatan)
- Stenkross (flis) används på gator med ÅDT k mindre än 2000 fordon samt i centrum.
- I Göteborg har inte dammbindningsmedel använts.

1.3 Syftet med mätningarna

Tillsammans med andra mätkampanjer och studier är detta ett arbete vars resultat ska bidra till sänkta partikelhalter i Göteborgsluften. Genom att öka kunskapen om varifrån partiklarna kommer och hur olika halkbekämpningsmetoder, gaturengöringar mm påverkar partikelhalten kan rätt åtgärder vidtas för att rätta till problemet.

- Ett speciellt syfte med just denna mätning var att undersöka om och i vilket omfattning spårvagnstrafiken påverkar partikelhalterna. En sådan studie görs enklast med ett instrument som kan mäta partikelemissioner i realtid.
- Ett annat mycket viktigt syfte med dessa mätningar var att undersöka partiklarnas storleksfördelning. Enligt gällande miljökvalitetsnormer sätts gränsvärdet som PM_{10} , d.v.s. massan (vikten) av partiklar upp till en maximal storlek av 10 μm . Enligt denna definition får stora partiklar (i partikelsammanhang så är 10 μm mycket stora partiklar) mycket stort genomslag. Vidare ges ingen information om antalet partiklar. Enligt många studier är det just de minsta partiklarna som är de farligaste (bland annat för att de kan nå in längre ner i luftvägarna och även penetrera vävnad och komma in i blodkärlen). Därför är ett syfte med denna studie att undersöka förhållandet mellan gällande PM_{10} definition kontra antalet partiklar och dess storlekar.

2 METODIK

Det förutsätts här att de flesta mätmetoder och instrument som kommenteras och refereras till är tämligen välkända. Likväl är det så att just den mätmetod och det instrument som använts i denna studie inte är lika välkänd som de mer etablerade metoderna. Därför görs nedan en sammanställning av metoder och instrumentering av relevans för projektet.

2.1 Mätplats

Mätutrustningen placerades i en mätvagn vilken var placerad på Södra vägen (ungefär vid gatunummer 47), **Figur 1**. Vagnen var placerades på västra sidan av vägen och mätintaget var ca två meter från vägbanan yttre kan och ca tre meter upp i luften. Södra vägen är en relativt bred väg (dubbelfilig väg med två spårvagnsspår mellan). Från vägbanans ytterkant till husfasaden är det ca 5 meter. I detta område finns enstaka parkeringsplatser. Annars delas detta område av fotgängare, cyklister, varubud m.fl. Husen runt mätplatsen är i huvudsak 5- och 6-våningshus.



Figur 1. Utsikt från mätplatsen (i bakgrunden skimtar Lisebergs nöjespark)

I **Figur 2** visas mätvagnens placering sett från andra sidan gatan. Från bilden framgår också luftintagets höjd över gatunivå. Vagnen var försedd med elektrisk värmning och termostatregering. ELPI kan levereras med ett speciellt skåp med konditionering men eftersom Trafikkontoret kunde tillhandahålla en mätvagn valdes det senare alternativet.

Det är generellt viktigt att hålla en konstant temperatur eftersom all elektrisk utrustning har en viss drift vid varierande temperatur. I och med att den vakuumpump som användes hade en hög motoreffekt resulterade det i att problematiken snarare blev den omvända, dvs. temperaturen blev i högsta laget. En lösning vore att placera vakuumpumpen utanför vagnen men tids- och resursbrist medförde att detta inte kunde göras. Det bör således beaktas i utvärdering och diskussion att temperaturnivån i mätvagnen inte kunnat hållas riktigt så konstant som man hade önskat. All elektronisk utrustning påverkas ju som bekant av temperaturen. Absolutnivån i temperatur har i och för sig ingen större praktisk betydelse för ELPI instrumentet (så länge den ligger inom de tillåtna gränserna) men en varierande temperatur kommer att påverka resultaten. Instrumentet gör en nollning av elektrometrarna med en timmes intervall men mellan dessa intervall kommer en variation i temperaturen att ha en inverkan på resultaten.



Figur 2. Mätvagn sett från andra sedan av gatan

I **Figur 3** visas det trebenta stativ och det luftintag med PM₁₀ avskiljning som användes vid mätningarna. Denna utrustning ingår i det paket med extrautrustning som tillhandahölls av Dekati och någon nämnvärd anpassning av utrustningen behövde inte göras. Ett hål i taket krävdes men detta kunde ordnas av Gatubolaget som tillverkade en plåt som kunde ersätta den taklucka som fanns på vagnen. Placeringen av denna lucka medförde en viss kompromiss för placeringen av instrumentet inne i mätvagnen (det blev lite trångt runt kring instrumentet) men att problemet kunde lösas med kort framförhållning hade ändå en högre prioritet.



Figur 3. Luftintag på stativ

2.2 Mätutrustning

2.2.1 OELPI introduktion

Under denna mätserie användes ett instrument från det finska företaget Dekati som kallas Outdoor Air ELPI (Electrical Low Pressure Impactor). Denna analysator mäter antal partiklar, storleksfördelning samt koncentration i storleksintervallet 7 nm till 10 μm . All mätning sker i realtid.

Analysatorn bygger på samma instrument som det ”konventionella” ELPI instrument men denna version är designad för långtidsmätningar i utomhusluft utan daglig assistens av en operatör. Detta innebär bland annat att den startar automatiskt efter kraftfrånfalle och med jämna mellanrum automatiskt kontrollerar nollningen. OELPI kan mäta koncentrationer av partiklar lägre än de som förekommer i de renaste utomhusmiljöerna (t.ex. Nordpolen, Spetsbergen osv.).



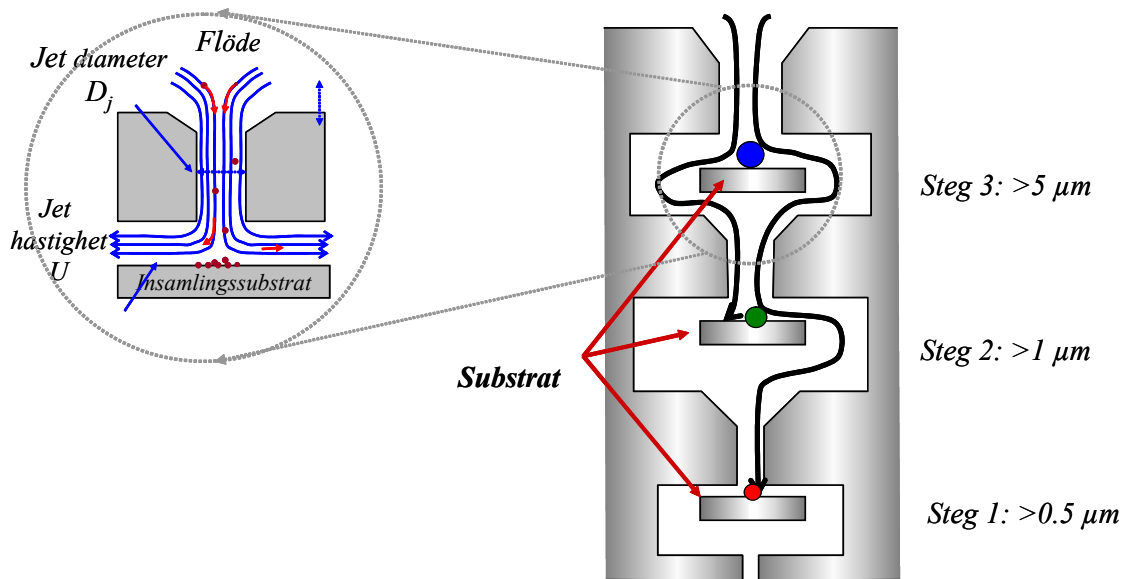
Figur 4. OELPI

2.2.2 Något om impaktorer

Det förutsätts här att de flesta läsarna är införstådda med impaktorprincipen men för de som eventuellt inte skulle vara det ges nedan en mycket översiktlig beskrivning av principerna för en impaktor. Den elektriska impaktorn (ELPI) bygger på den klassiska impaktorn.

En impaktor klassificerar partiklar enligt deras aerodynamiska diameter. Samma fysikaliska princip används också för att avskilja partiklar större än 10 μm för konventionell filtermätning av PM_{10} partiklar (och på samma sätt även för $\text{PM}_{2.5}$). Impaktorn bygger på en omlänkning av ett luft- eller gasflöde (**Figur 5**), varvid partiklar större än en viss storlek kommer att ”krocka” med en yta och fastna. Genom att variera geometrin kan partiklar av olika storlek klassificeras. Dessa impaktorsteg kan sedan monteras i serie och man får en så kallad kaskadimpaktor. Detta visas mycket förenklat och schematiskt i **Figur 5** för en impaktor med 3 steg. ELPI är en kaskadimpaktor med 13 steg och 12 mätkanaler (storlekar av partiklar).

I en konventionell gravimetrisk impaktor används tunna substrat som monteras på den yta där partiklarna samlas. Olika material kan användas som substrat; vanligast är aluminiumfolie. För att undvika att partiklar studsar (vilket kan förekomma för ”torra” partiklar) och ger felaktigt mätresultat beläggs folien oftast med vakuumfett.



Figur 5. Schematisk beskrivning av impaktorprincipen

2.2.3 Den elektriska impaktorn

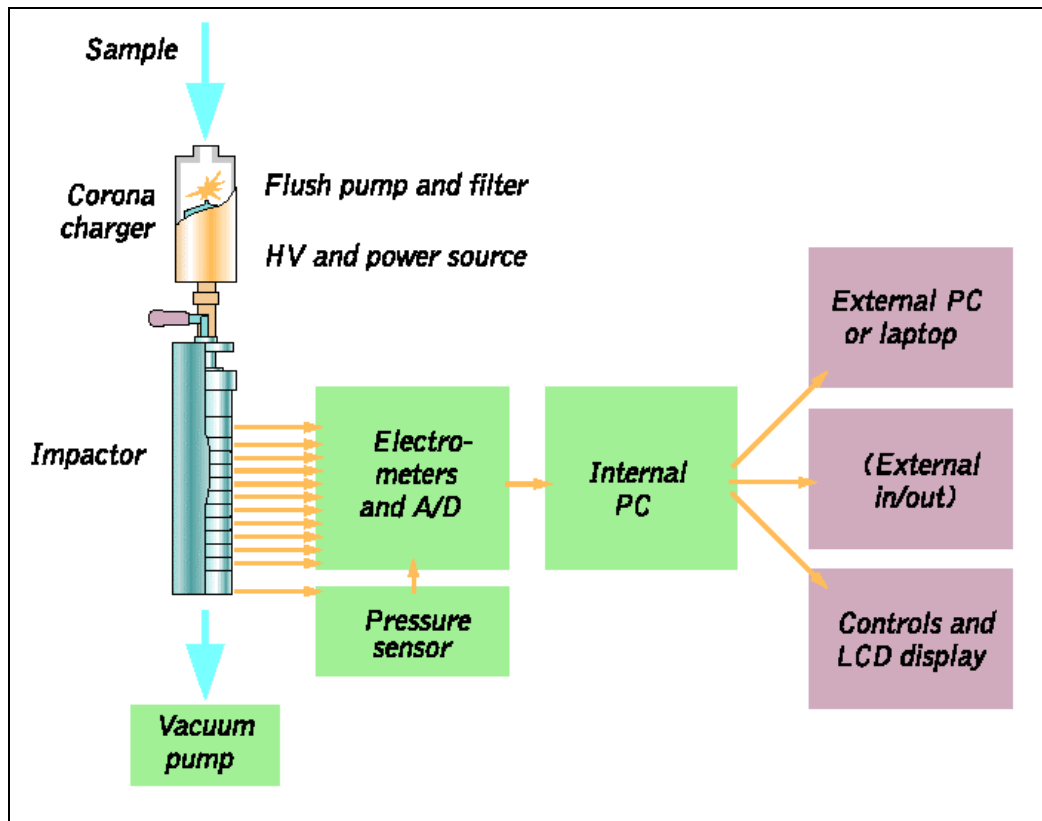
Den innovation som gjordes av forskare på tekniska högskolan i Tammerfors och som Dekati införde för ELPI som kom 1995 var en elektrisk detektering av partiklarna i stället för den konventionella – och tidskrävande – vägningen av substraten. En elektrisk detektering ger också fördelen av att detektionsnivån förbättras avsevärt och att mätningen kan utföras i realtid.

För att kunna detektera partiklar med elektriska metoder krävs först att partiklarna laddas. Utomhusluften (eller andra gaser) innehållande partiklar passerar först genom en ”unipolar” laddare av koronatyp. De laddade partiklarna leds sedan vidare till en lågtrycksimpaktor innehållande elektriskt isolerade uppsamlingssteg¹. I denna analysator finns 13 impaktorsteg vilket innebär att partiklarna delas in i 12 storleksintervaller (från 7 nm upp till 10 μm, det översta steget sorterar bort partiklar större än 10 μm). Den laddning partiklarna fått i laddaren ”lämnar” de ifrån sig i det impaktorsteg som motsvarar partikelns storlek. Laddningen mäts kontinuerligt med en mycket känslig flerkanales elektrometer (femtoampere, eller 10⁻¹⁵ A). En kalibrering av impaktor och laddare har gjorts för att man skall kunna räkna om den uppmätta strömmen för varje impaktorsteg till antal partiklar. Partiklarna blir sedan kvar i det aktuella impaktorsteget. Detta innebär att insamlade partiklar kan analyseras efteråt på samma sätt som för en gravimetrisk impaktor. För övrigt kan nämnas att ELPI vid behov också kan användas just som en gravimetrisk impaktor.

Det lägsta steget i ELPI impaktorn kräver några kommentarer. Detta steg går från 7 nm till 30 nm och utgörs inte av ett konventionellt impaktorsteg utan är i stället ett absolutfilter. Detta är en extrautrustning för ELPI som är tämligen vanlig vid mätning av utomhusluft. Tvärtemot vad man intuitivt kanske skulle tro medför också användningen av detta steg att noggrannheten för de största partiklarna ökar. Detta gäller speciellt för partikelmassan. ELPI har en korrektionsalgoritm som tar hänsyn till diffusionen av mindre partiklar i de övre stegen. Genom att även de minsta partiklarna (7 nm till 30

¹ Här finns alltså en skillnad jämfört med den konventionella gravimetriska impaktorn, vilken inte behöver någon elektrisk isolering mellan de olika stegen.

nm) mäts kommer precisionen för denna korrektion att öka jämfört med fallet om inte filtersteget funnits överhuvudtaget.



Figur 6. Principen för en elektrisk lågtrycksimpaktor (ELPI)

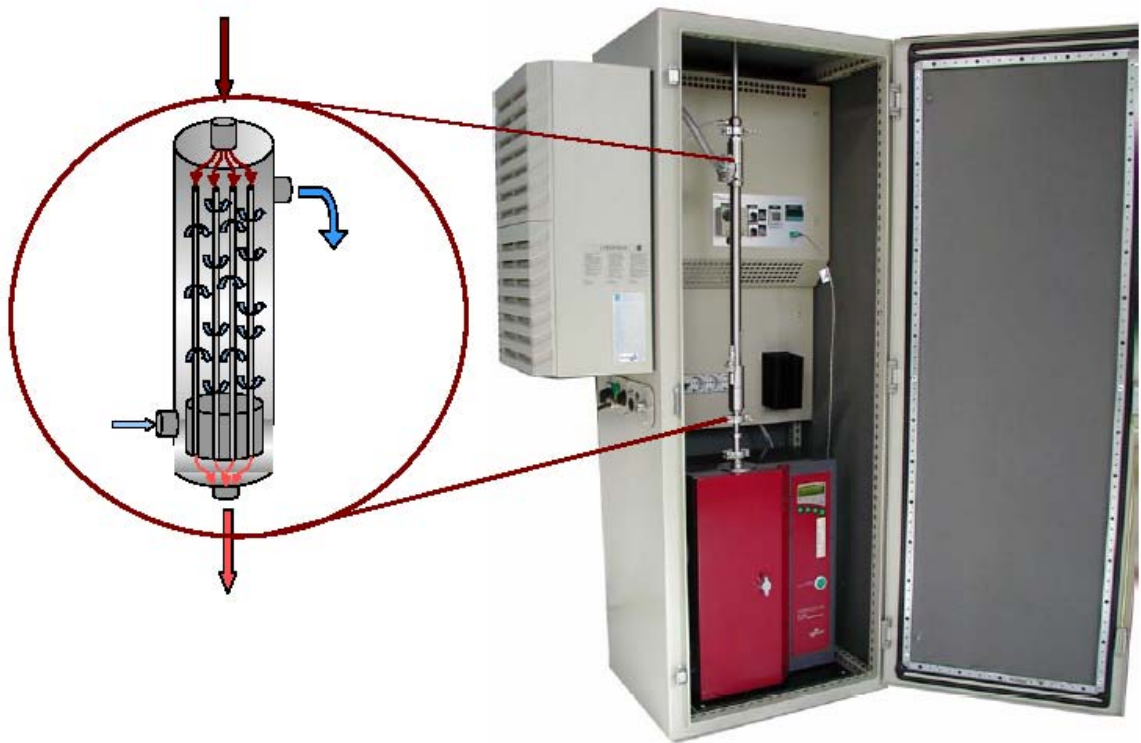
Innan utomhusluften nått fram till analysatorn så sorteras först stora partiklar bort (större än 10 µm). Detta sker i det luftintag som ser ut som en ”hatt” och är placerad på mätvagnens tak (se **Figur 3**). Detta gör även att exempelvis regn inte kommer in i analysatorn. Eftersom ELPI redan innehåller ett steg som tar bort partiklar större än 10 µm kan intaget tyckas redundant. En fördel är dock att ”smutskapaciten” för luftintaget är större än för det 13:e steget i ELPI och drifttiden ökar därför.

2.2.4 Modifiering av ELPI för mätning av utomhusluft

ELPI mäter alla aerosoler oberoende av om de är fasta partiklar eller om de är exempelvis vätskedroppar. För de konventionella filtermetoderna sker en konditionering (”torkning”) varvid flyktiga partiklar avgår. Även TEOM instrumentet kommer att mäta flyktiga partiklar men här förångas dessa partiklar efter hand. Därför blir inverkan av flyktiga ämnen inte långvarig utan ger bara ett temporärt fel. En hög halt av flyktiga ämnen kan påverka resultaten på kort sikt men över en längre period jämnar det ut sig.

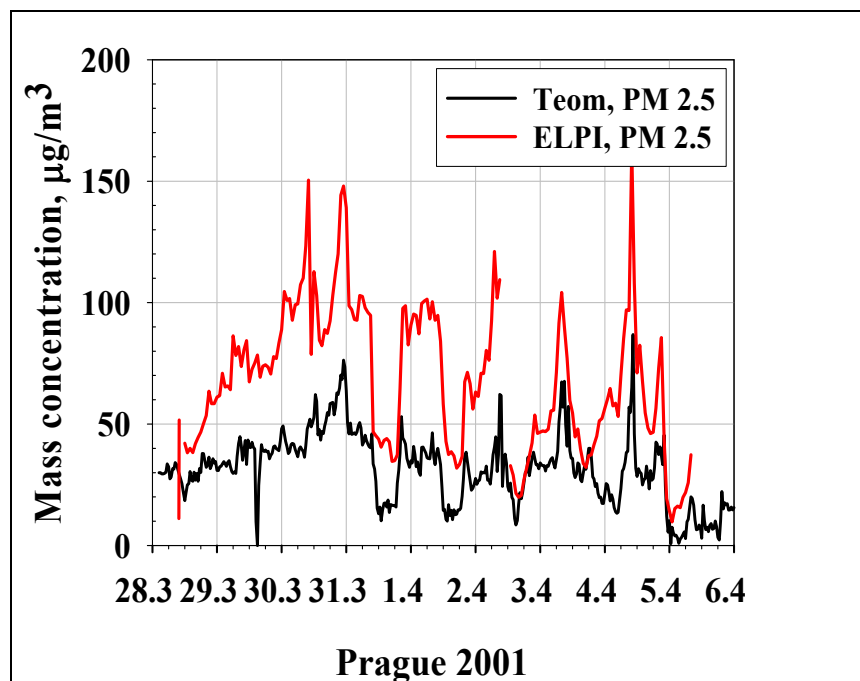
Utomhusluft innehåller en tämligen stor andel flyktiga ämnen. Halten är varierande och är naturligtvis högst vid hög relativ luftfuktighet eftersom många fasta partiklar är hygroroskopiska. Eftersom ELPI som nämnts ovan mäter även de flyktiga partiklarna måste de tas bort för att resultaten skall bli jämförbara med konventionella filtermätningar (och TEOM). Mellan själva ELPI instrumentet och luftintaget är en torkare placerad. I detta steg torkas partiklarna och när de kommer fram till analysatorn är de att betrakta som torra. Den torkare som användes är speciellt framtagen för partikelmätningar och torkprincipen är baserad på så kallad diffusionstorkning via ett Nafion membran (se

Figur 5 nedan). Torkningsprocessen drivs av vakuumpumpen. Förlusten av partiklar i torkaren är försumbar. Om man inte använder en torkare mäts partiklarna i vått tillstånd och genom att växelvis mäta torrt respektive vått finns möjlighet att på ett enkelt sätt ta reda på andelen flyktiga partiklar. En av de stora fördelarna med att mäta torra partiklar är, som nämnts ovan, att resultaten lättare kan jämföras med exempelvis gravimetriska metoder (väga på filter).

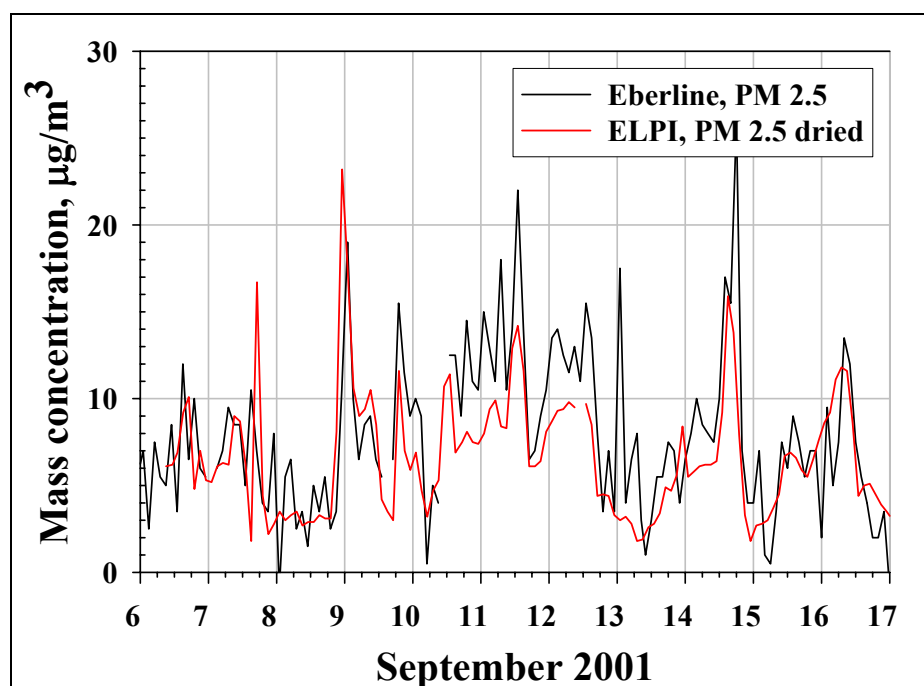


Figur 7. ELPI med torkare monterad i klimatskåp

Inverkan av torkare illustreras i ett par exempel nedan. I **Figur 8** visas en jämförelse mellan mätningar av $PM_{2.5}$ för ett TEOM instrument och ELPI där ingen torkning använts i det senare fallet. Helt klart får ELPI en högre nivå eftersom ELPI mäter även de flyktiga partiklarna. I **Figur 9** görs jämförelsen när en torkare används. I detta fall är jämförelsen mellan Eberline (något av en standardmetod) och ELPI utmärkt.



Figur 8. Jämförelse av PM_{2.5} masskoncentrationer, TEOM och ELPI utan torkare (mätdata från Finska Meteorologiska Institutet, mätningar i Prag)



Figur 9. Jämförelse av PM_{2.5} masskoncentrationer, Eberline och ELPI med torkare (mätdata från Finska Meteorologiska Institutet, mätningar i Lappland)

2.3 Partikelanalys

En av fördelarna med impaktorer är att de insamlade partiklarna kan analyseras för att få fram deras kemiska innehåll. Storleksklassificeringen i 12 olika storlekar gör att mer information om fördelningen av de olika ämnena på respektive storleksklass erhålls

jämfört med analyser enbart av insamlat PM_{2,5} och PM₁₀. Provtagningen gjordes på substrat av polykarbonat (Lexan är ett känt varumärke för denna polymer). Dessa substrat valdes för att tidigare erfarenheter visat att dessa substrat är lämpliga för kemiska analyser av partiklar.

Den totala mätperioden indelades i två mätomgångar på vardera knappt en månad. Den första veckan utfördes mätningarna på konventionella aluminiumsubstrat men efter detta byttes de ut till substrat av polykarbonat. I mitten av perioden gjordes ett byte av polykarbonatsubstrat.

Några olika typer av kemiska analyser är tänkbara. Polycykliska aromatiska föreningar (PAC) eller kolväten (PAH) är några hälsofarliga tänkbara föreningar att analysera. Teknik för sådana analyser har utvecklats bl.a. på Stockholms Universitet. I den tidigare kommenterade studien av CTH på Södra vägen användes EDXRDF (Energy Dispersive X-Ray Fluorescence) spektrometri. Efter diskussioner med Trafikkontoret valdes även denna metod för analys av grundämnen från mätningarna i denna studie.

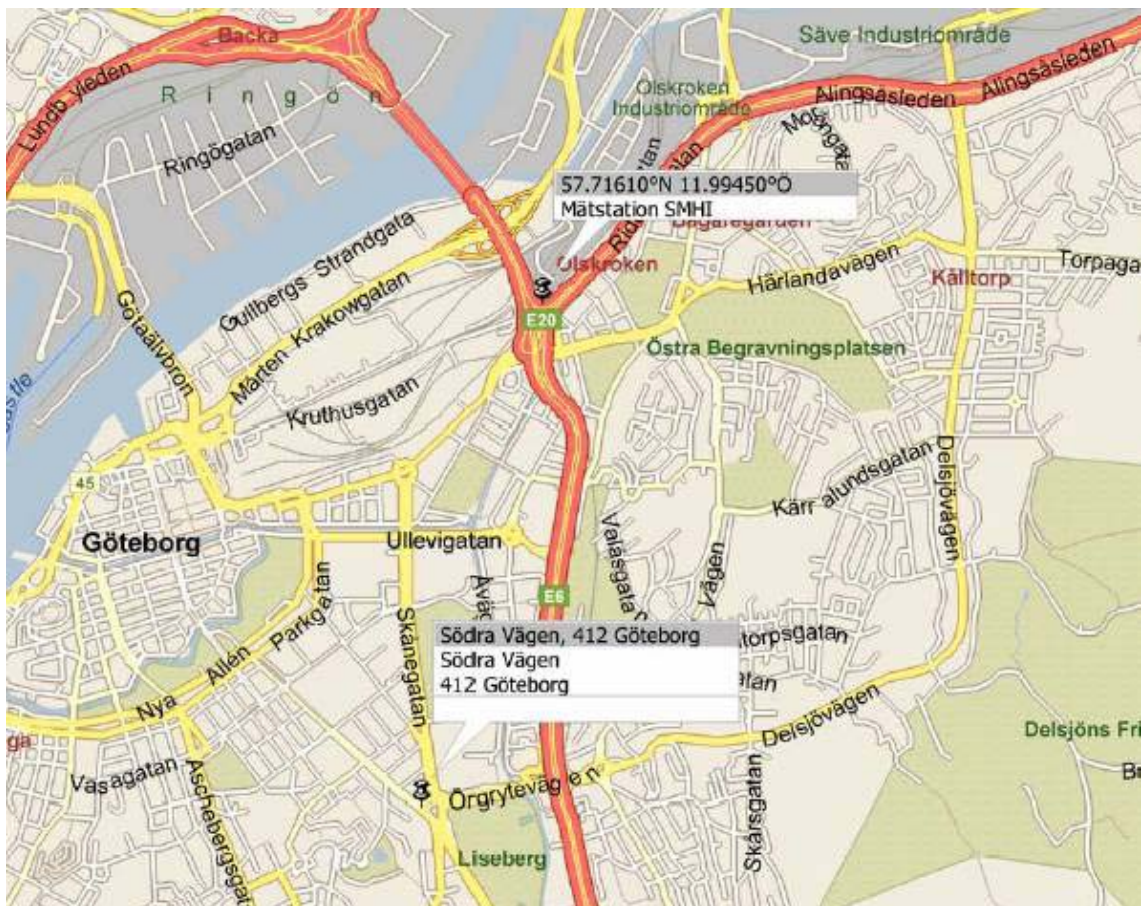
Principerna för EDXRF beskrivs mer ingående i bilaga 1 från Göteborgs Universitet. Mätförfarandet baseras på röntgenstrålning som genereras av den kinetiska energin från elektroner. EDXRF-metoden medger analys av mycket små mängder insamlat material, något av stor betydelse för den ringa vikt som erhålls för de minsta partiklarna.

De substrat som analyserades var de från impaktorstegen, inklusive det steg som ligger ovanför PM₁₀. Absolutfiltret i ELPI analyserades inte eftersom författarna utgick ifrån att massan på detta filter skulle vara för liten för att det skulle vara meningsfullt att försöka analysera partiklarna överhuvudtaget.

3 RESULTAT

3.1 Vädret i Göteborg under april och maj 2005

Lufttemperatur och luftfuktighet mättes kontinuerligt under hela mätperioden. Efter avslutad mätserie kompletterades dessa mätningar med fler väderparametrar från en av SMHI:s väderstationer i Göteborg (**Figur 10**). Denna plats ligger fågelvägen ca 2 km från mätplatsen på Södra vägen. Vår bedömning är att denna väderstation väl representerar väderförhållandet även på Södra vägen. SMHI:s väderstation är placerad i korset där E6:an delar upp sig i E6 och E20 (Olskroken). En sammanställning av väderdata under mätperioden har gjorts i **Figur 11**.



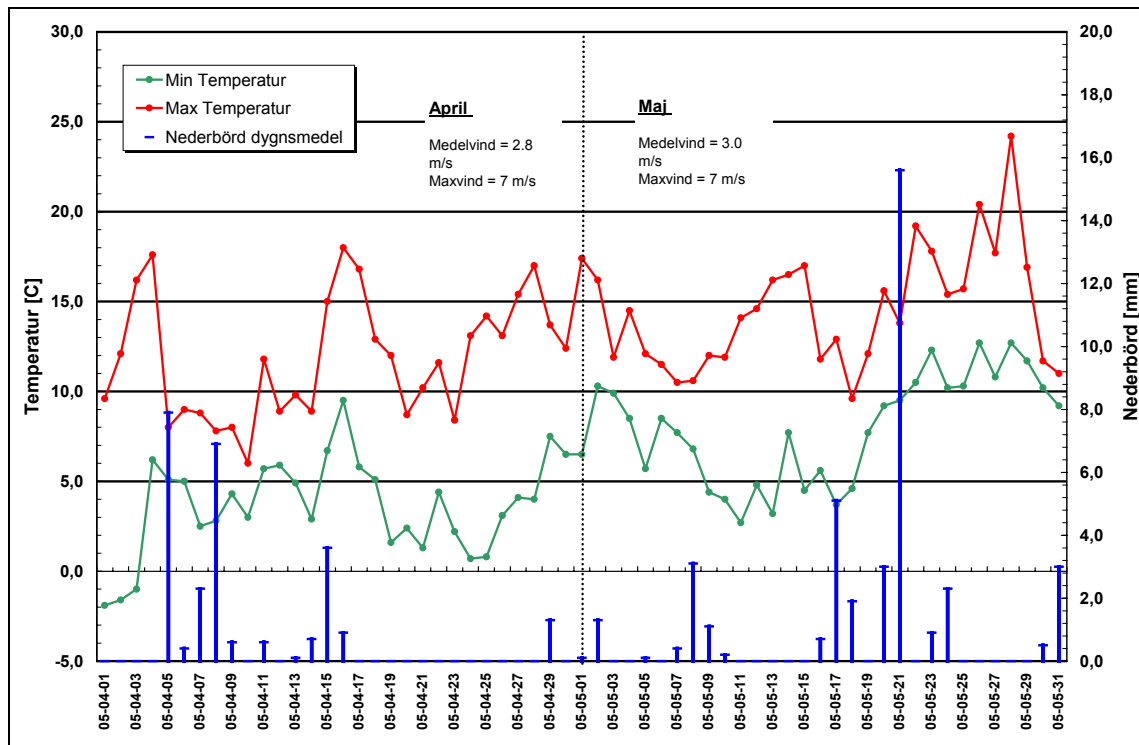
Figur 10. SMHI:s väderstation vid Olskroken och mätplatsen på Södra vägen

Under april och maj föll det totalt 64,6 mm (25,3 i april och 39,3 i maj) nederbörd vid mätplatsen (uteslutande i form av regn). Den största regnmängd som uppmättes var 15,6 mm den 21 maj. Bortsett från ett par dagar i början av april med 7-8 mm regn, var regnmängderna för övriga dagar då regn föll ganska små och låg på någon enstaka millimeter.

Den högsta temperaturen var 24,2°C och uppmättes kl. 16:00 den 28 maj. Den lägsta temperaturen (– 1,9°C) registrerades kl. 04:00 den 1 april.

Vindriktningen befanns vara mellan syd och väst för i stort sett hela perioden med undantag för mellan den 15 – 20 april då vindriktningen pendlade mellan nordlig och ost-

lig. I stort kan sägas att vindhastigheten var låg under mätperioden. Högsta noteringarna var på 7 m/s.

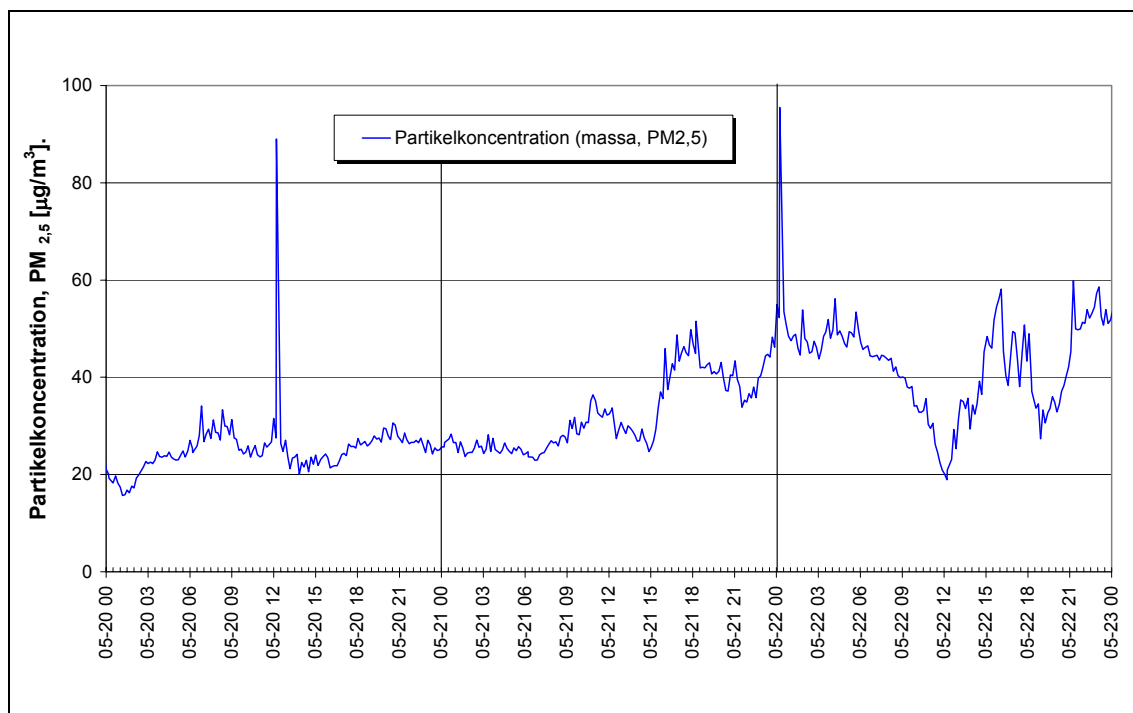


Figur 11. Vädret i Göteborg under april och maj 2005

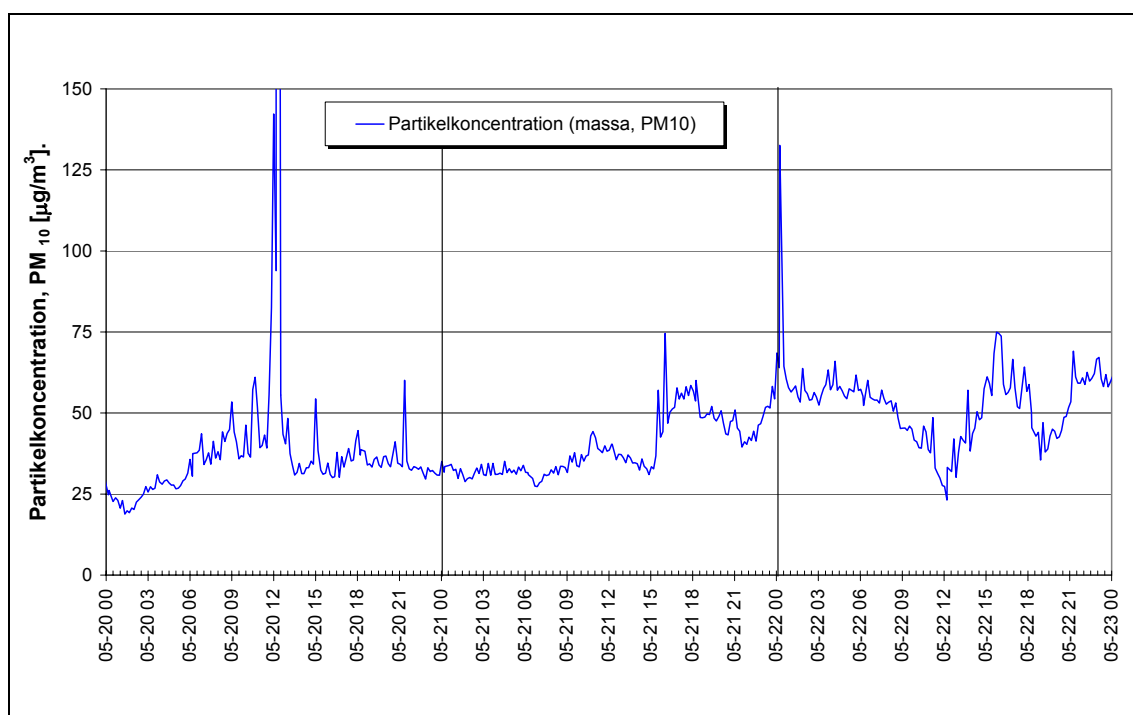
Det är av intresse att studera inverkan av regn på partikelkoncentrationerna vad gäller både massa och antal. I den rapport om mätningarna på Södra vägen som utförts av Maria Holmes på CTH för Trafikkontoret kunde inget samband mellan nederbörd och partikelhalt (PM_{10} och $PM_{2.5}$) konstateras. Frågan är om de realtidsdata som kan genereras av OELPI kan tillföra ytterligare information. Generellt kan konstateras att regnmängderna under perioden varit för små för att det skall vara meningsfullt att försöka undersöka något samband med statistiska metoder. Som exempel på data visas nedan ett par diagram där den enda dag med större regnmängd (21 maj) jämförts med dagen före och dagen efter. Då perioden omfattar tre arbetsdagar (onsdag till fredag) kan man förmoda att några väsentliga skillnader i trafikflöde inte funnit under perioden.

I **Figur 12** visas inverkan av regn på $PM_{2.5}$. Enligt insamlade väderdata föll det mesta av regnet på kvällen den 21 maj. Någon minskning av $PM_{2.5}$ koncentrationen som följd av regnet kan inte skönjas från **Figur 12**, snarare tvärtom. Dagen efter regnet låg nivåerna högre. De variationer som syns i diagrammet skiljer sig egentligen inte från de variationer som finns mellan andra dagar under hela mätperioden. Därför är det svårt att påvisa något direkt samband mellan regn och $PM_{2.5}$. En tydlig topp syns vid midnatt mellan 21 och 22 maj. Denna topp har säkert annan orsak än regn. Genom toppens ringa utbredning i tiden kan man förmoda att den genererats av något eller några fordon.

För PM_{10} i **Figur 13** är bilden ganska lik den för $PM_{2.5}$ och kommenteras därför inte vidare här.



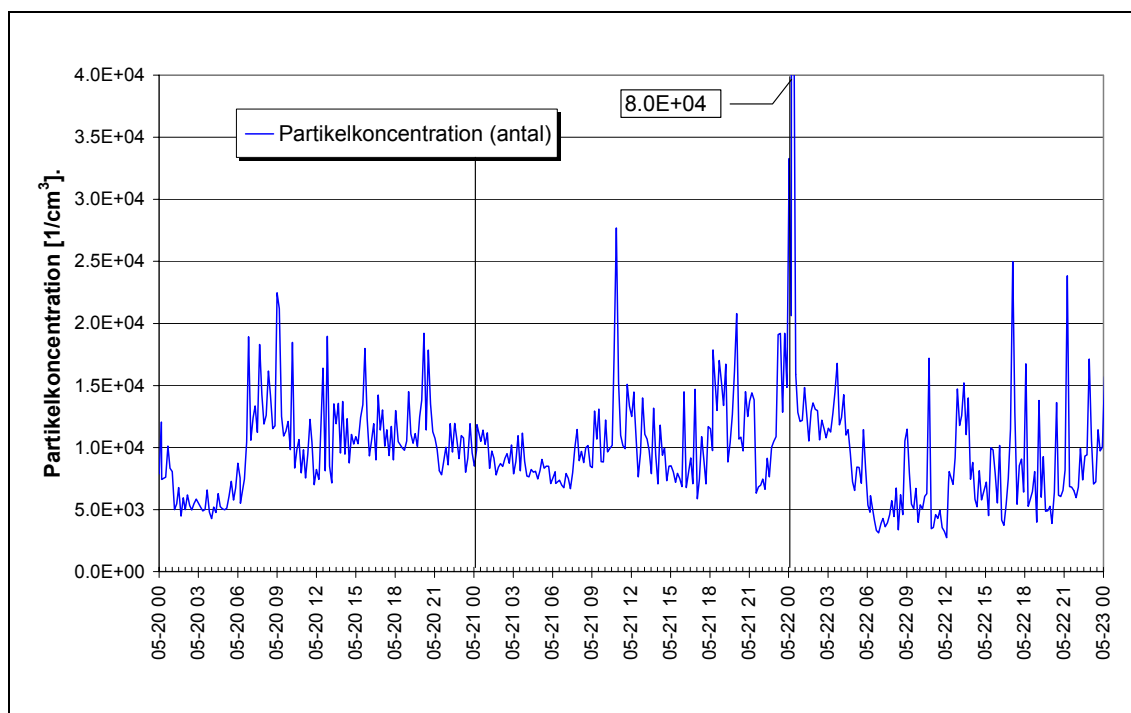
Figur 12. Inverkan av regn 2005-05-21 på $PM_{2.5}$



Figur 13. Inverkan av regn 2005-05-21 på PM_{10}

I **Figur 14** visas inverkan av regn på det totala antalet partiklar. För det första kan man notera att kurvan i det här fallet uppvisar en variation som relativt sett är mycket större än för PM_{10} och $PM_{2.5}$. Den mest troliga orsaken till den större variationen är avgaspartiklarnas stora bidrag till det totala antalet partiklar. I och med att massan för avgaspartiklar är ringa i förhållande till slitagepartiklar blir inverkan av avgaspartiklarna inte alls lika stor som för PM_{10} och $PM_{2.5}$ som för det totala antalet partiklar.

När det gäller inverkan av regn kan man här möjligen skönja en liten inverkan men den skulle i så fall inte inträffa förrän dagen efter regnet. I vilket fall som helst är nivåerna av det totala antalet partiklar dagen efter regnet (22 maj) lägre än dagen innan. Detta var ju inte fallet för PM_{10} och $PM_{2,5}$ där nivåerna snarare var högre efter regnet än före. Det styrker den tendens som kunnat skönjas, dvs. att regn kan minska antalet partiklar. Särker kan man emellertid inte vara på att det som observerats för sambandet mellan regn och antalet partiklar är en reell effekt eftersom det finns normala variationer från dag till dag i samma storleksordning. Frågan är om en städning med riklig vattenbegjutning skulle kunna ha samma positiva inverkan för de minsta partiklarna som regn tycks kunna ha. Det är dock inte sannolikt att effekten kan bli lika stor eftersom regn också innebär en ökning av den relativa luftfuktigheten, medan vattenbegjutning inte torde ha någon större effekt på denna parameter.



Figur 14. Inverkan av regn 2005-05-21 på totalt antal partiklar

3.2 Gaturenhållning under mätperioden

Under vinterperioden har bergskross (flis) i storleksintervallet 2 – 5 mm använts för halkbekämpning på denna del av Södra vägen. Den sista halkbekämpningen utfördes den 18 mars. Gatan städas nattetid på fredagar. Mellan sista halkbekämpningen och första mätdagen har således gatan sopats två gånger. I samband med sopning har gatan även bevattnats.

3.3 Trafikflöde

Trafikflödet mättes inte under denna mätkampanj. Enligt tidigare mätningar är trafikflödet ca 12 600 fordon per dygn. Hela 94 % av trafiken är personbilar och resten är tung trafik.

Eftersom den lätta trafiken domineras helt av bensinbilar kan man också dra slutsatsen att bensindrivna bilar antalsmässigt helt dominerar över dieseldrivna fordon (alla kategorier). Samma relativa förhållande finns i och för sig inte riktigt för de genererade avgasvolymerna (och använt bränsle) eftersom dessa generellt sett är större för större fordon helt enkelt på grund av fordonets storlek (högre fordonsvikt och större motor ger större avgasvolym).

Någon analys av antalet spårvagnar i förhållande till antalet vägfordon har inte gjorts men med hänvisning till turtätheten dominerar vägfordon helt över spårvagnarna.

3.4 Översikt under hela mätperioden

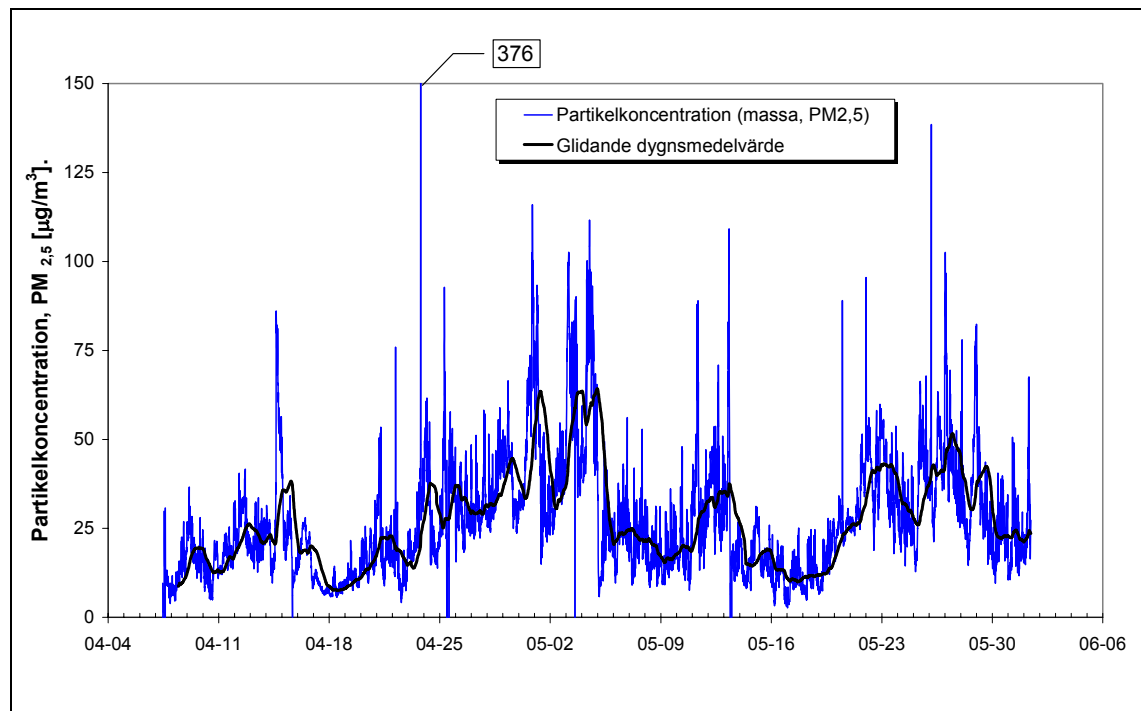
De data som insamlades kom av praktiska skäl att hamna i två olika filer, vilka sedan sattes samman till en enda fil. Filen med ”rådata” efterbehandlades sedan med hjälp av ett speciellt preparerat ark i MS Excel som Dekati tillhandahåller. Data sparades som medelvärden för varje 10 minuters intervall. Filstorleken blev på hela 38 MB. Nedan presenteras diagram från hela mätperioden för att erhålla en översikt av mätningarna. Av överskådlighetsskäl har skalningen gjorts så att några ”spikar” hamnat utanför skalan. Denna framställning koncentreras på partikelmassan och massfördelningen.

3.4.1 PM_{10} och $PM_{2,5}$

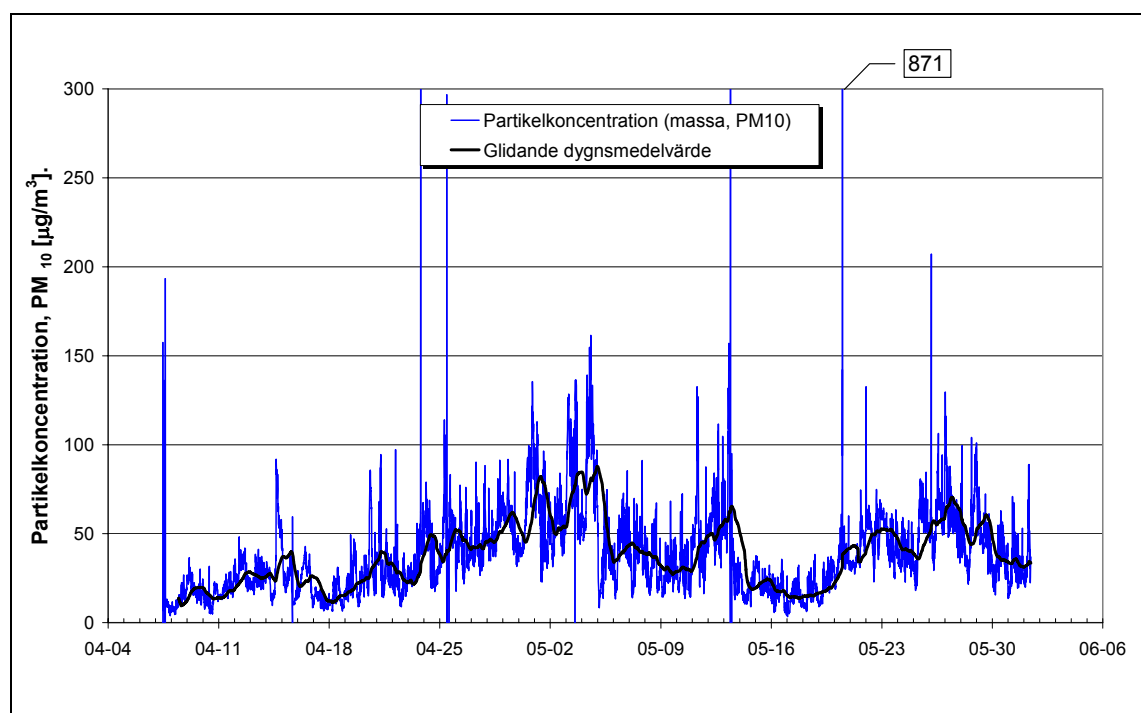
Innan resultaten för $PM_{2,5}$ och PM_{10} diskuteras kan det vara värt att nämna att, medan det mesta av PM_{10} genereras lokalt, så är detta inte fallet för $PM_{2,5}$. En stor andel av $PM_{2,5}$ härrör i stället från långväga transport (en typisk siffra är 2/3). Det betyder att många av de variationer man ser helt enkelt beror på att bakgrundshalten för $PM_{2,5}$ varierar. Detta gäller speciellt för de variationer som har en längre tidskonstant (dygn och vecka).

I **Figur 15** visas resultaten för $PM_{2,5}$. I diagrammen visas förutom värde för varje 10:e minut även ett glidande dygnsmedelvärde. Som framgår av **Figur 15** är variationerna stora. Det gäller både variationer under kortare tid såväl som för tidsperioder om dygn och veckor. De högsta koncentrationerna uppmättes i slutet av april och början av maj. I diagrammet syns förutom positiva ”spikar” även de kortare perioder då instrumentet varit avstängt för kontroll respektive byte av substrat. Det högsta uppmätta värdet ligger på $376 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denna nivå är mer än en tiopotens högre än medelvärdet för hela mätperioden.

I **Figur 16** visas resultaten för PM_{10} under hela mätperioden. Kurvans utseende är snarlik den i **Figur 15**. En förklaring till varför det förhåller sig så presenteras i avsnitt 3.5. Det högsta uppmätta värdet för PM_{10} ligger på $871 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Liksom för $PM_{2,5}$ ligger det högsta värdet mycket högre än medelvärdet för mätperioden.



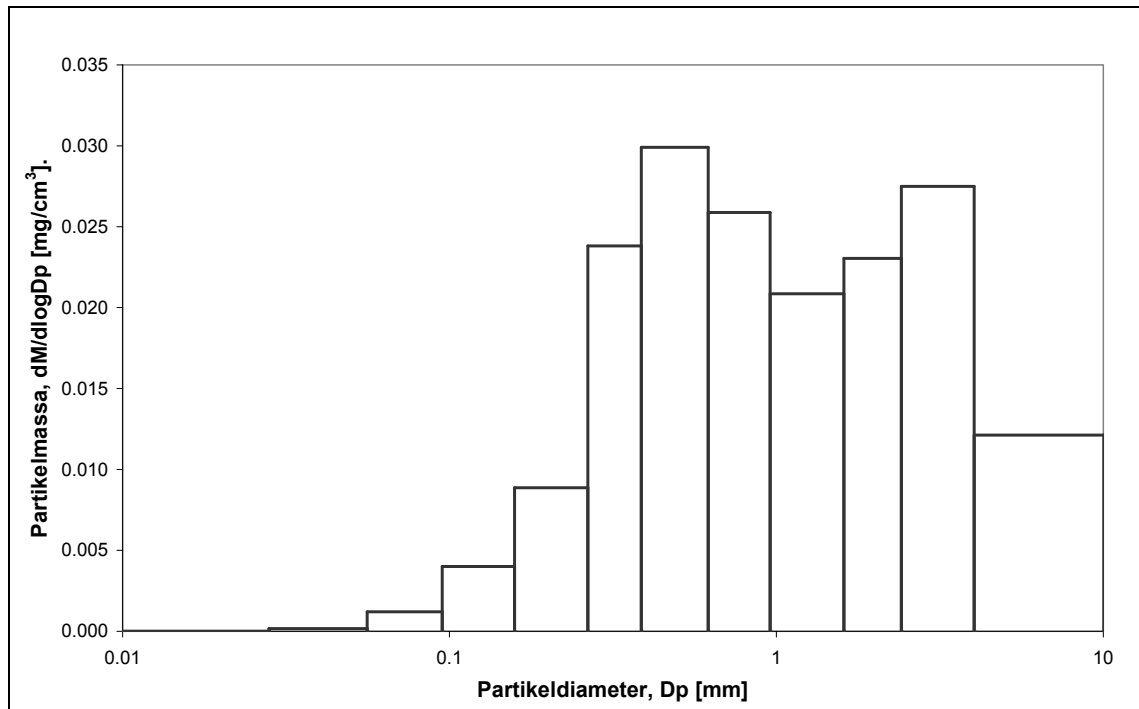
Figur 15. Partikelkoncentration (massa, $PM_{2,5}$) under hela mätperioden



Figur 16. Partikelkoncentration (massa, PM_{10}) under hela mätperioden

3.4.2 Massfördelning

I resultaten från ELPI presenterar även en storleksfördelning för partikelmassan (massfördelningen). I **Figur 17** visas ett diagram med massfördelningen under hela mätperioden. Som brukligt är har diagrammet skalats så att arean under staplarna motsvarar den totala massan. PM_{10} är således arean under alla staplar.



Figur 17. Partikelmassfördelning under hela mätperioden

Med hänvisning till data i **Figur 17** är det uppenbart att vikten för de minsta partiklarna är mycket låg. Vikten för filtersteget (ca 7 nm till 30 nm) är knappt synlig i diagrammet med den skala som valts. Diagrammet har två toppar. Den högsta ligger under $PM_{1.0}$. Toppen för de större partiklarna ligger mellan $PM_{2.5}$ och PM_{10} . Bimodala massfördelningar är ingen ovanlighet för utomhusluft men det finns vissa tveksamheter kring om toppen för de större partiklarna är verklig eller inte. Orsaken till detta är att så få stora partiklar har registrerats av ELPI. Detta diskuteras mer i detalj i nästa avsnitt (3.5). Slutsatsen är att partiklarna på Södra vägen är förhållandevis små. Detta trots att vi här jämför massfördelningen. Det finns därför skäl att i fortsättningen även mäta partiklar mindre än $PM_{2.5}$.

3.5 Jämförelser med Miljöförvaltningens mätningar

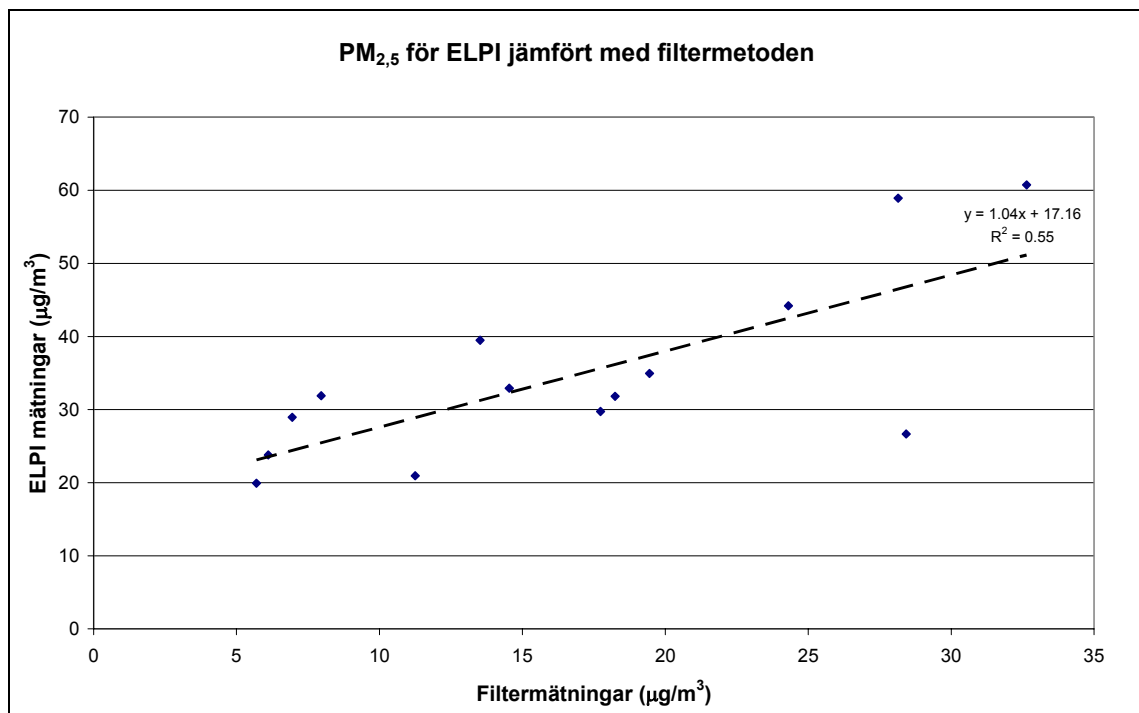
Eftersom mätningar med ELPI i dag inte är någon standardmetod är det intressant att jämföra resultaten med de mätningar med filtermetoden som Miljöförvaltningen genomförde på samma mätplats (kallad mätplats 1 i deras rapport). Tidsbegränsning och brist på tillgång till våg (inklusive konditionering av substrat) möjliggjorde inte vägning av substraten från ELPI. Därför saknas denna jämförelse.

ELPI mäter antal partiklar och partikelstorleksfördelning mellan 7 nm och 10 μ m. Partikelmassan beräknas från antal och storlek genom att man förutsätter ett konstant värde för partikeldensiteten. För att beräkna partikelmassan finns för de största partiklarna (PM_{10}) två mättekniska problem. För det första är antalet partiklar i de största fraktionerna lågt i förhållande till antalet mindre partiklar. För det andra medför diffusionen att mindre partiklar fastnar även i de övre stegen. En korrektion görs för dessa förluster. Korrektionsalgoritmen förbättras genom användning av filtersteget i ELPI men kan naturligtvis inte bli helt perfekt. För det andra vet man inte densiteten för partiklarna. Detta har inte så stor betydelse för de små partiklarna men är av avgörande betydelse för de största partiklarna. Båda dessa problem tillsammans gör att Dekati inte garanterar vär-

den för PM_{10} utan bara för $PM_{2,5}$ och mindre fraktioner. Av denna anledning görs inga jämförelser nedan mellan mätvärden för ELPI och för filtermetoden när det gäller PM_{10} .

I Miljöförvaltningens mätningar föll mätvärden för en del dagar bort på grund av problem med mätapparaturen. Filter växades med automatik men ibland krånglade automatiken. Filterväxlingen skedde varje dag kl. 12:30. I jämförelserna mellan data från ELPI och från filtermätningarna har utvärderingen av data från ELPI skett för samma tidsintervall. Totalt finns från filtermätningarna mätvärden från 14 dagar för $PM_{2,5}$ och 11 dagar för PM_{10} .

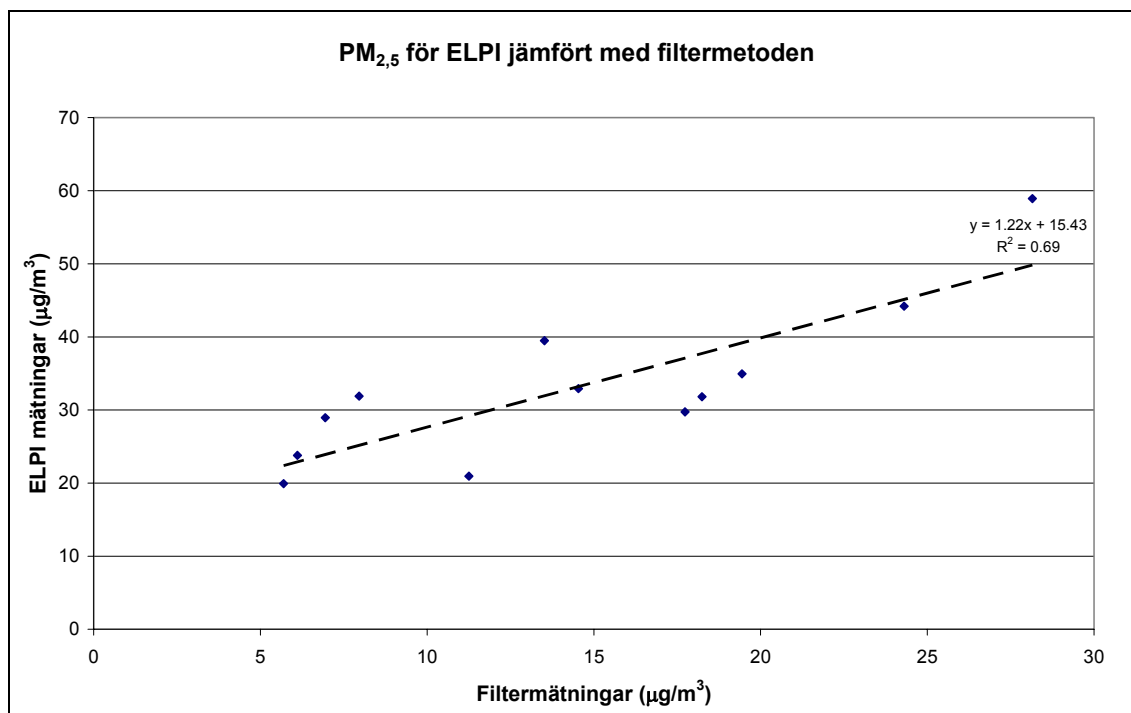
I **Figur 18** visas en jämförelse mellan $PM_{2,5}$ för ELPI respektive för filtermetoden. Generellt är spridningen i mätdata stor. En linjär interpolation ger en offset på 17 mg/m^3 för ELPI, en lutning nära 1 och en korrelationskoefficient (R^2) på 0,55. Medelvärdet är ca 2 ggr högre för ELPI.



Figur 18. Jämförelse mellan ELPI och filtermätningar för $PM_{2,5}$

Överensstämmelsen mellan ovanstående data är inte tillfredsställande. Detta gäller även om man beaktar att det är fråga om två vitt skilda mätprinciper. Om man jämför filtermätningarna för $PM_{2,5}$ och PM_{10} sinsemellan finner man att två mätvärden för $PM_{2,5}$ är väsentligt högre än för PM_{10} . För en av dagarna är det nästan fråga om en fördubbling. Det är naturligtvis orimligt att ett $PM_{2,5}$ värde kan vara högre än ett PM_{10} värde. Ifall dessa två värden utesluts från jämförelsen erhålls diagrammet i **Figur 19**.

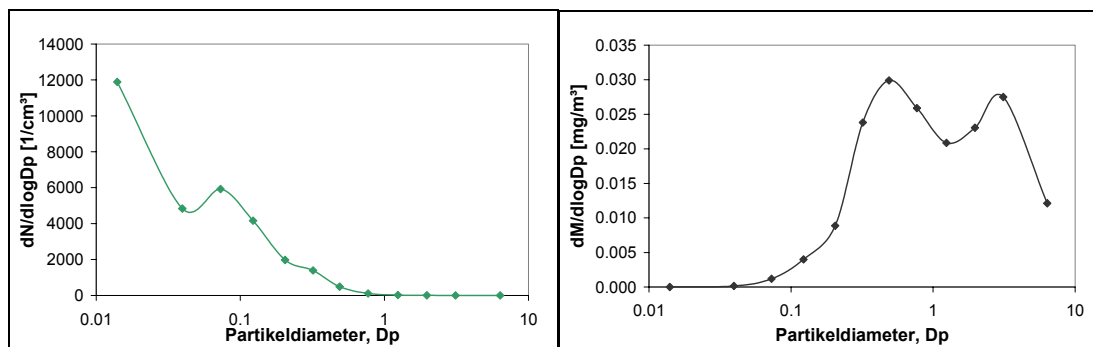
Resultaten i **Figur 19** visar en mindre offset, större lutning och en högre korrelationskoefficient. Det verkar rimligt att de två dagarna utesluts från jämförelsen. Fortfarande är dock skillnaden mellan resultaten stor. Medelvärdet för alla dagar skiljer mer än en faktor 2.



Figur 19. Jämförelse mellan ELPI och filtermätningar för PM_{2,5}, två filtervärden utslutna

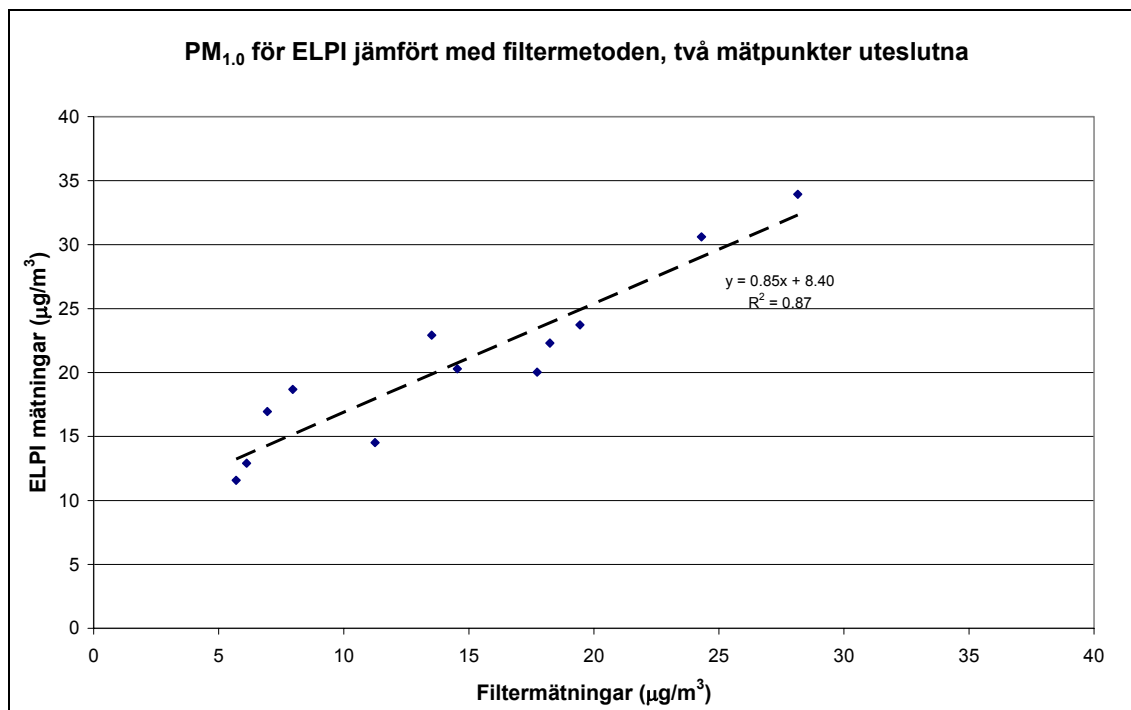
En tänkbar orsak till skillnaden kan vara att de mätvärden som finns med ELPI för de största storleksklasserna bara är brus. Detta skulle kunna vara fallet om antalet av de största partiklarna är mycket lågt. Ett sätt att göra detta är att jämföra storleksfördelningen för antal och massa. Detta har gjorts i **Figur 20**. I figuren har linjediagram använts i stället för stapeldiagram som är vanligast för impaktordata för att man lättare skall få en uppfattning om fördelningarnas geometriska form.

Man ser i **Figur 20** att antalet partiklar är mycket lågt för de största storleksklasserna. Punkterna har plottats för det geometriska medelvärde för varje kanal i ELPI och kurvanpassningen är den som erhålls i MS Excel. Det finns två toppar för massfördelningen; den senare vid en storlek motsvarande ungefär PM_{2,5}. Med hänvisningen till antalsfördelningen är det möjligt att denna topp inte är "verklig" utan härrör från elektrometerbrus. Det är i och för sig inte ovanligt med bimodala fördelningar för utomhusluft. Vid en okulär besiktning av de olika stegen i ELPI syntes ingenting på de övre substraten men det behöver dock inte betyda att det inte funnits någon massa på stegen eftersom det finns partiklar som ger betydligt mindre svärtning än sot.



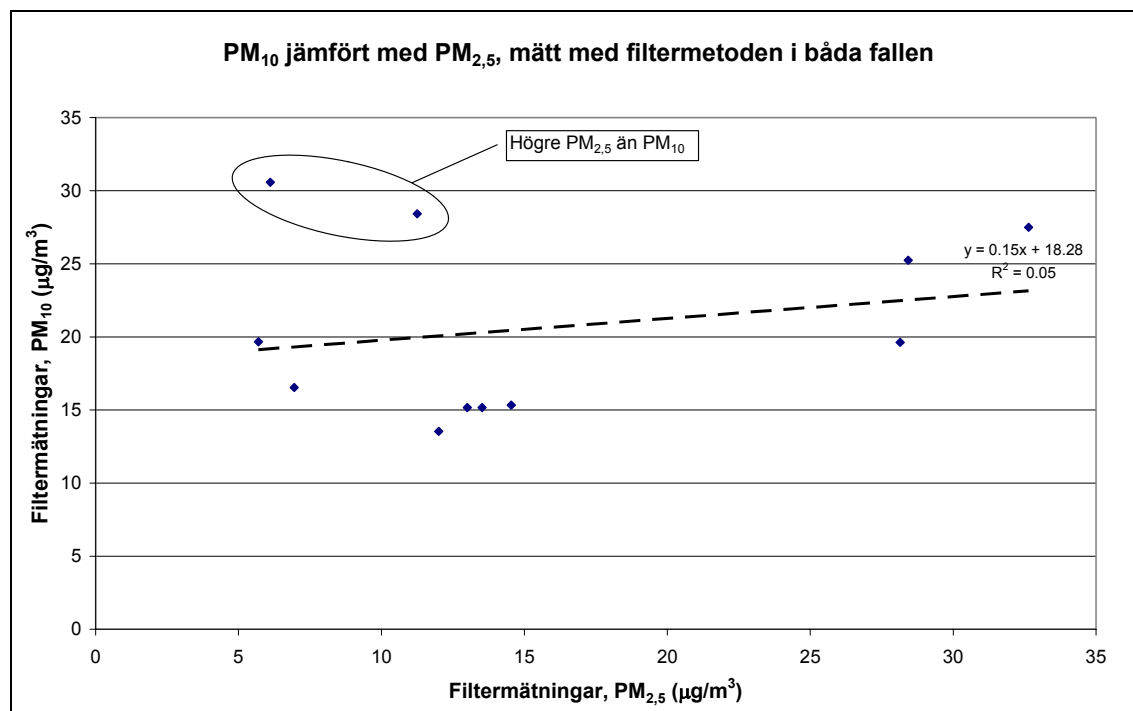
Figur 20. Storleksfördelning för antal och massa

I **Figur 21** görs en jämförelse mellan $PM_{1,0}$ för ELPI och $PM_{2,5}$ för filtermätningarna för att testa hypotesen om korrelationen kan bli bättre för denna jämförelse. Korrelationskoefficienten ökar till hela 0,87 och skärningen vid noll minskar men det gör också lutningen. Skillnaden i medelvärde för alla dagarna som jämförelsen omfattar minskar till en 43 % högre nivå för ELPI.



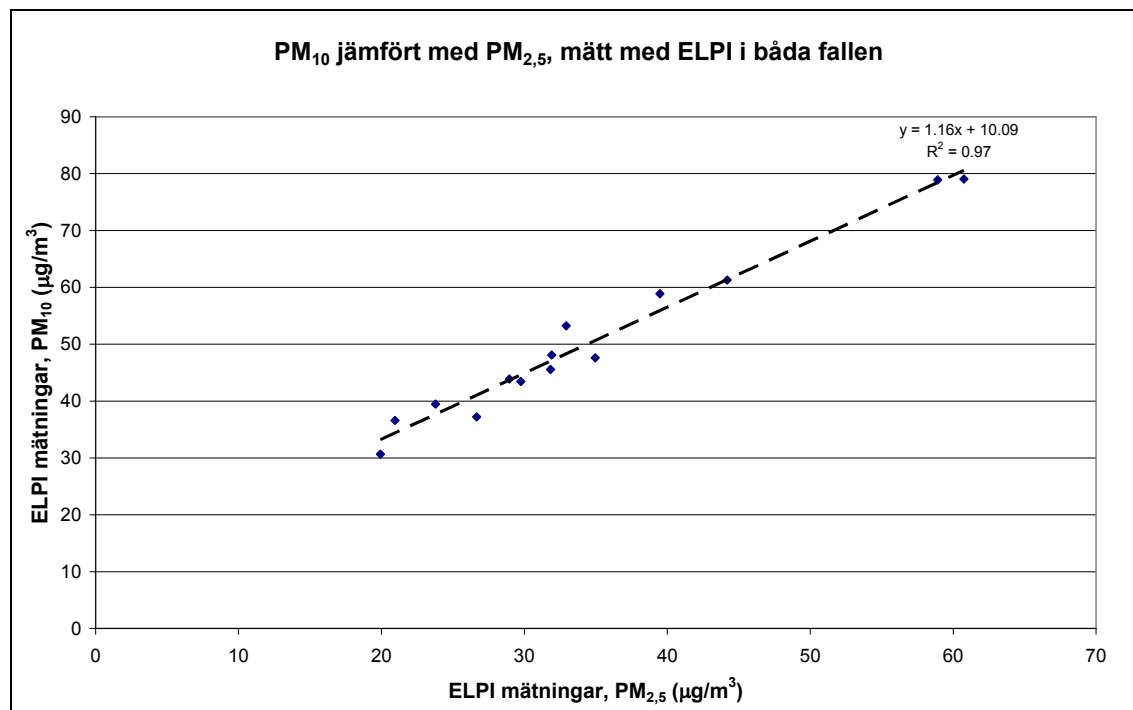
Figur 21. Jämförelse mellan ELPI ($PM_{1,0}$) och filtermätningar ($PM_{2,5}$), två filtervärden uteslutna

I ovanstående resonemang har förutsatts att filtermetoden är helt korrekt och att denna därför är referens. I den ovan citerade rapporten från Miljöförvaltningen hade de båda mätstationerna på Södra vägen jämförts med varandra med tämligen gott resultat. Några ytterligare mätningar finns emellertid inte. En möjlighet är att jämföra $PM_{2,5}$ och PM_{10} . Det är i och för sig redan känt att korrelationen i tidigare publicerade jämförelser inte är speciellt god för $PM_{2,5}$ och PM_{10} . Faktorn mellan dessa båda varierar från fall till fall. I **Figur 22** har i alla fall en jämförelse mellan dessa båda gjorts. Som redan tidigare påpekats ovan är två av mätvärdena för $PM_{2,5}$ högre än för PM_{10} , vilket också framgår tydligt av **Figur 22**. Misstanken om att dessa båda punkter är ”uteliggare” styrks av diagrammet. Om dessa båda punkter utesluts (inte visat i något diagram) förbättras korrelationen men korrelationskoefficienten ligger fortfarande bara på 0,16.



Figur 22. Jämförelse mellan PM₁₀ och PM_{2,5} i Miljöförvaltningens mätningar

I **Figur 23** jämförs samma sak för ELPI. I det här fallet uppnås en mycket bättre korrelation. Sannolikt är det dock bara fråga om en skenbar överensstämmelse. Som nämnts ovan är antalet partiklar för de större storleksklasserna mycket litet. Utvärderingsprogrammet för ELPI räknar inte fram någon negativ massa. Ett elektrometerbrus skulle alltså ge en ökande massa desto fler steg som tas med i jämförelsen och det är troligt att det bara är det man ser i **Figur 23**.



Figur 23. Jämförelse mellan PM₁₀ och PM_{2,5} mätt med ELPI

I **Tabell 2** sammanfattas medelvärdena för några av de ovan beskrivna jämförelserna.

Tabell 2. Medelvärden för $PM_{2,5}$ för ELPI och filtermetoden,

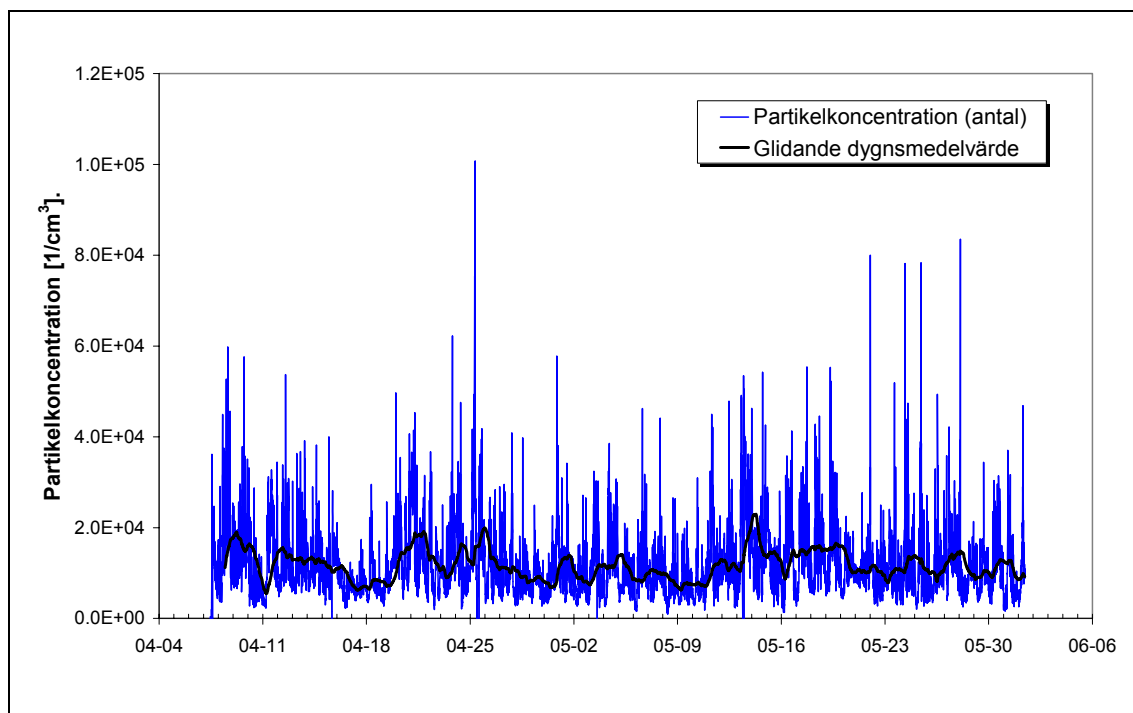
Jämförelsekriterium	Filter	ELPI	Rel. förh.
ELPI $PM_{2,5}$, alla mätvärden	16,8	34,6	206 %
ELPI $PM_{1,0}$, alla mätvärden	16,8	21,6	129 %
ELPI $PM_{1,0}$, två mätvärden uteslutna	14,5	20,7	143 %

Ytterligare en hypotes om skillnaden mellan ELPI och filtermätningar kan vara av intresse att diskutera. Den torkare som används av ELPI för att åstadkomma ”torra” partiklar ger bara effekten att den minskar den relativa luftfuktigheten och därmed kondenserat vatten på partiklarna. Torkaren har ingen effekt på flyktiga kolväten. Av trafikflödet utgörs 94 % av personbilar. Omkring 95 % av personbilarna torde i sin tur vara bensindrivna om Göteborg motsvarar genomsnittet i landet i detta avseende. Även om den tunga trafiken förbrukar mer bränsle per km helt enkelt beroende på fordonstorleken torde avgasmängderna volymmässigt (m^3 avgaser) domineras av bensinbilar. Bensinbilar har väsentligt högre kolväteemissioner (HC) än dieselfordon om fordonens storlek i övrigt är densamma. Det är därför möjligt att en stor andel av partikelmassan utgörs av lättflyktiga kolväten. Dessa kolväten kan avdunsta från filtren men ELPI kommer att mäta dem som partikelmassa eftersom torkaren inte minskar kolväten. Detta skulle i framtiden kunna undersökas dels genom vägning av substraten, dels genom att använda en så kallad ”Thermodenuder” (en anordning som har rör med aktivt kol) för att minska eller eliminera kolväteandelen av partiklarna.

De jämförelser som diskuterats ovan visar en sämre överensstämmelse mellan $PM_{2,5}$ med ELPI och konventionella mätmetoder än flera tidigare jämförelser. Det är möjligt att de två speciella förhållanden som identifierats (litet antal större partiklar och hög andel bensindrivna fordon) ger en partikelsammansättning som skiljer sig från den i många andra länder. Alla andra länder i EU förutom Grekland har en väsentligt högre andel dieseldrivna fordon av fordonsparken än Sverige och det är vore inte konstigt om även partikelsammansättningen påverkas av detta förhållande.

3.6 Antalet partiklar kontra partiklarnas massa

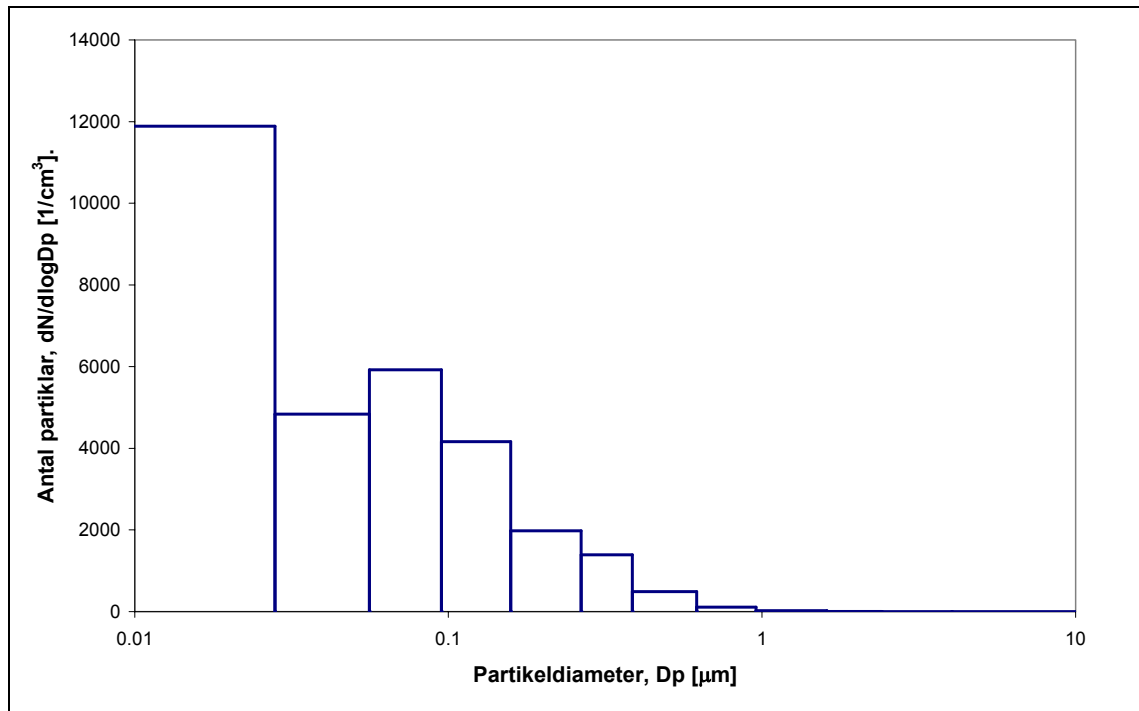
ELPI är i grunden ett instrument för att mäta partiklarnas antal. I **Figur 24** visas resultaten för det totala antalet partiklar under hela mätperioden. Det första man kan konstatera är att denna kurva ser mycket ”livligare” ut än resultaten för $PM_{2,5}$ och PM_{10} . Tittar man däremot på det glidande medelvärdet är den relativa variationen mindre än för $PM_{2,5}$ och PM_{10} . Sannolikt beror detta på att det totala antalet partiklar domineras av de minsta partiklarna. Dessa härrör till stor del från fordonens avgaser och blir, i och med att trafikintensiteten inte varierar så mycket, mer konstant än $PM_{2,5}$ och PM_{10} .



Figur 24. Partikelkoncentration (tot. antal) under hela mätperioden

Medeltalet under hela mätperioden är knappt 11 700 partiklar/cm³. Detta måste trots allt ses som en ganska låg koncentration. Normala nivåer för vanlig rumsluft (i en någorlunda ren hemmamiljö) kan ligga på ca 1/4 till 1/3 av denna nivå (också mätt med ELPI). Utomhusluften på Södra vägen innehåller således betydligt mer partiklar än luften i bostäderna men absolutnivån är ändå lägre än man hade kunnat förvänta sig för en livligt trafikerad gata. Även om medeltalet av partikelkoncentrationen inte är speciellt högt kan man notera att topparna ligger på en mycket hög nivå. Den högsta toppen ligger på hela 100 000 partiklar per m³.

I **Figur 25** visas storleksfördelningen för antalet partiklar. Liksom för massfördelningen ovan (**Figur 17**, avsnitt 3.4.2 sidan 18) visas diagrammet så att aren under kurvan motsvarar det totala antalet partiklar. Som framgår av **Figur 25** är antalet högst för den minsta storleksklassen i ELPI (absolutfiltret). Denna storleksklass innehåller mer än hälften av det totala antalet partiklar. Fördelningen är bimodal. Den andra toppen ligger strax under 0,1 µm. Över PM_{1,0} är antalet partiklar nästintill noll.



Figur 25. Partikelstorleksfördelning (antalsfördelning) under hela mätperioden

3.7 Partiklarnas innehåll och ursprung

3.7.1 Fordonsobservationer

Under mätperioden gjordes en del observationer av fordon (okulärt och genom fotografering) samtidigt som sekundloggningar gjordes. Några exempel på data från två sådana loggningar visas i **Figur 26** (2005-05-13) och **Figur 27** (2005-06-01). Förutom partikelkoncentrationen som funktion av tid visas även storleksfördelningen för antalet partiklar för hela perioden och för två utvalda toppar i respektive fall. Eftersom det inte finns några tidigare erfarenheter från denna typ av mätningar i Sverige är tolkningar av data svåra att göra. Det som beskrivs nedan får därför främst betraktas som observationer för ett specifikt tillfälle och inte som generella slutsatser.

I **Figur 26** visas sekundloggningar av antalet partiklar under knappt en timme den 15 maj. Som exempel på inverkan på storleksfördelningen (antal) visas diagram med denna information för två av topparna jämfört med medeltalet för perioden. Oftast genereras de höga topparna av tunga dieseldrivna fordon, t.ex. lastbilar, distributionsbilar och busar men några enstaka fall då bensindrivna fordon resulterat i höga toppar finns också. Generellt kan sägas att storleksfördelningen för denna period avviker klart från storleksfördelningen för hela mätperioden.

I ett fall under sekundloggningen 2005-05-13 genererades en topp av en gammal bensindriven bil av en modell från 80-talet. Storleksfördelningen för denna topp visar en viss förskjutning mot mindre partiklar än för medeltalet för perioden. Uppenbart är att denna bil hade höga avgasemissioner. Kommentaren "luktade apa" i anteckningarna är ganska beskrivande för bilens kondition. Normalt är att bensinbilar ofta uppvisar en förskjutning av storleksfördelningen mot mindre partiklar än dieslbilar även om totala antalet partiklar normalt sett är lägre för bensindrivna bilar. Det är möjligt att större partiklar kan genereras för en bensinbil med dåligt fungerande avgasrening. För just denna

högemitterande bensinbil finns dock fortfarande en förskjutning mot mindre partiklar i jämförelse med de dieseldrivna tyngre fordonen.

Det andra exemplet där ett diagram över storleksfördelningen visas är en dieseldriven skåpbil. Detta var samtidigt den högsta toppen som genererades under sekundloggningsperioden. I detta fall var storleksfördelningen förskjuten mot större partiklar jämfört med medeltalet.

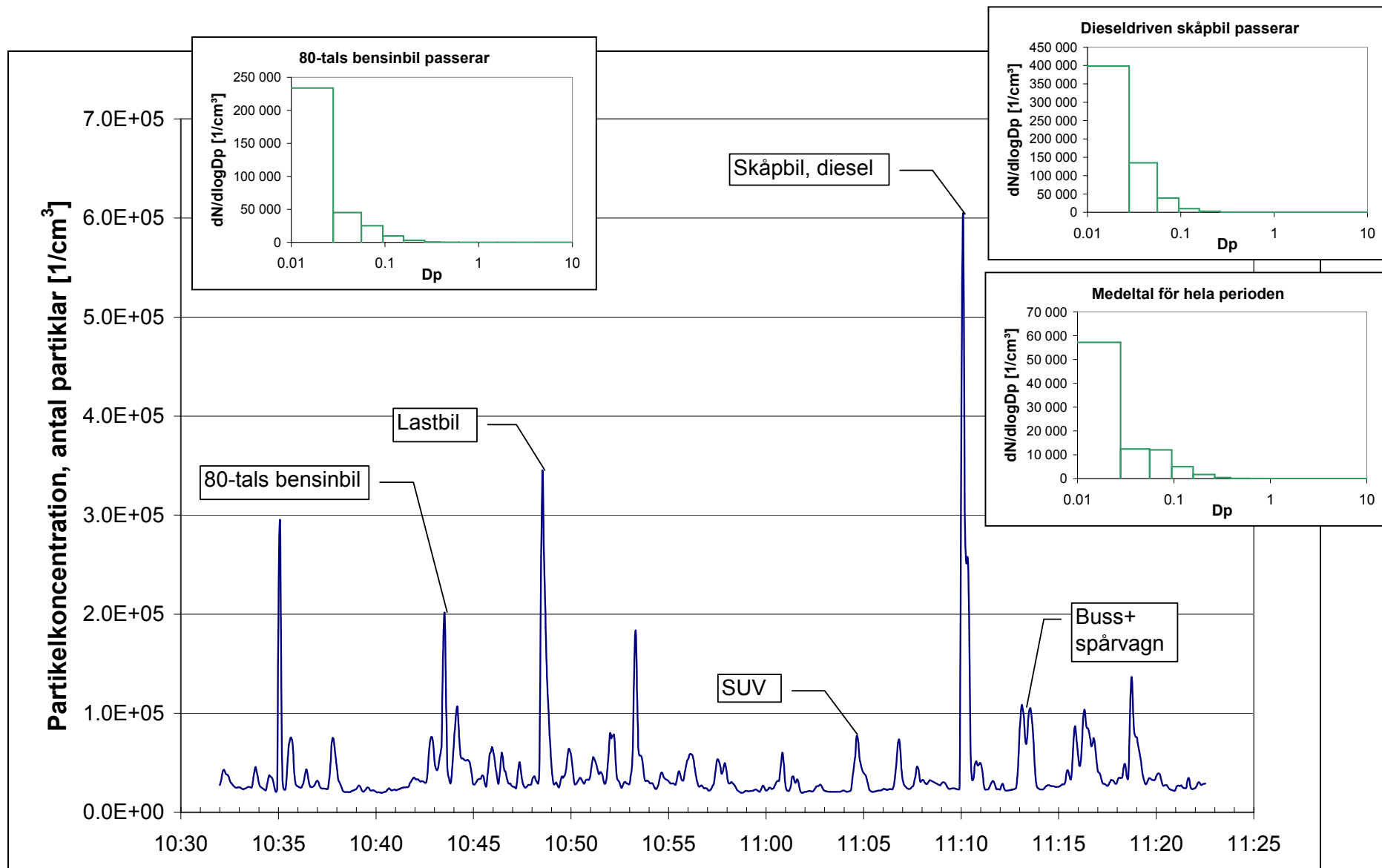
En förbipassering av en buss och en spårvagn resulterade i två toppar. Det behöver dock inte betyda att den ena toppen härrör från spårvagnen. Normalt kunde på dataskärmen inga eller bara små toppar noteras när spårvagnar passerade och få noteringar gjordes därför om spårvagnar. Att två toppar uppstod i det här fallet kan lika gärna härröra från påverkan av luftströmningarna på de avgaser som bussen bidragit med lika gärna som om det vore partiklar som härrör från spårvagnen.

I **Figur 27** visas sekundloggningar av antalet partiklar under knappt en timme den 1 juni. Generellt sett var nivåerna lägre den här gången än 15 maj. Detta gäller både för "basnivån" och för topparna. I flera fall upprepar sig mönstret med höga toppar från olika typer av dieseldrivna fordon på samma sätt som för loggningarna den 15 maj.

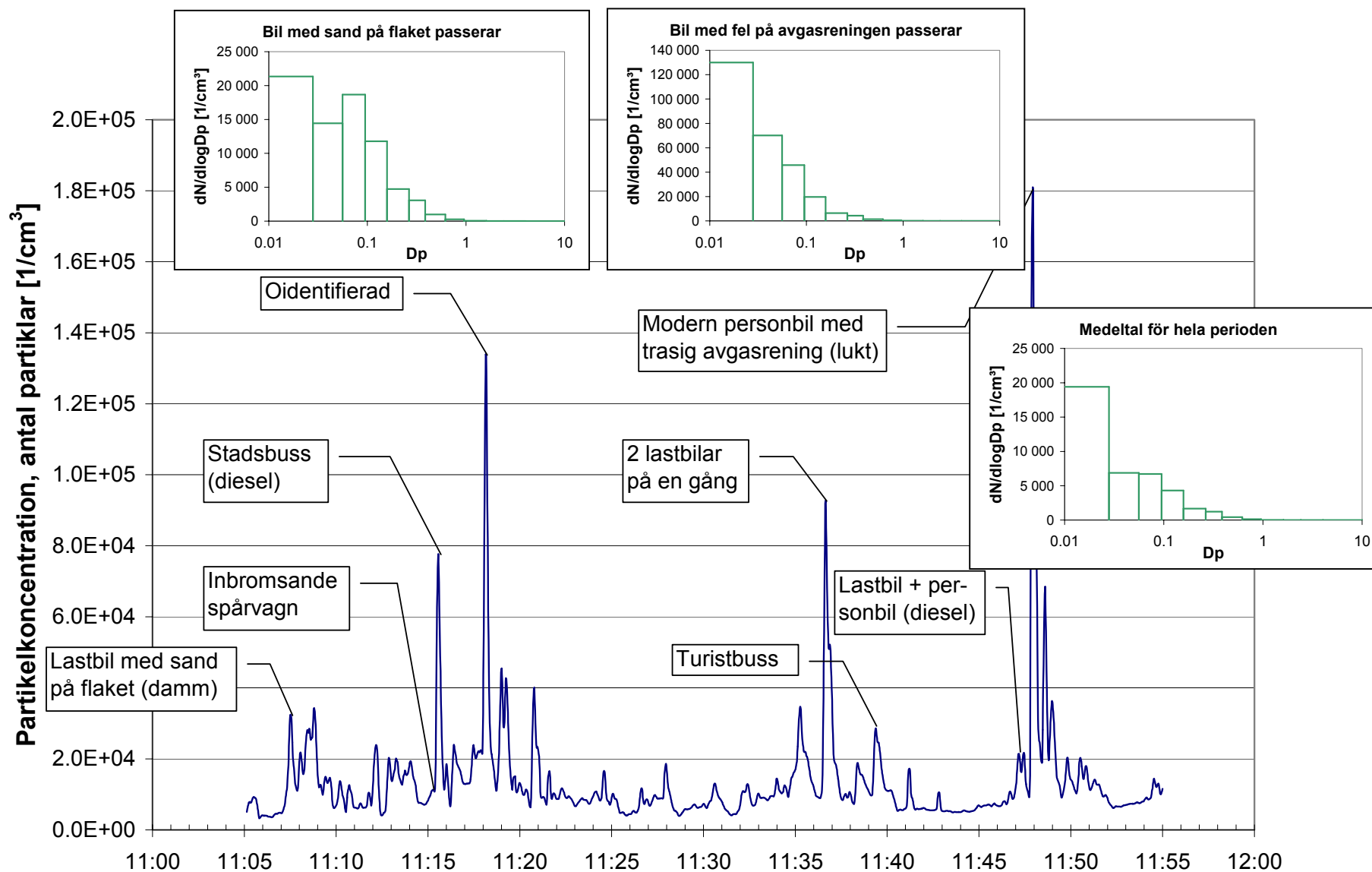
Det första specifika att notera är en topp som kom i samband med att en bil lastad med sand passerade. Denna gav upphov till en spridning av synligt damm. Tydligt är den kraftiga förskjutningen av storleksfördelningen jämfört med medeltalet under loggningsperioden. Partiklar som härrör från sand torde generellt till stor del vara större än PM_{10} men likväl kan även mindre partiklar ingå, vilket i så fall skulle kunna vara en förklaring till observationen gällande storleksfördelningen där även en ökning av partiklar under $0,1\ \mu m$ kan skönjas.

I ett fall finns en topp där man inte kunnat identifiera vilket fordon som mest sannolikt gett upphov till toppen. Flera toppar finns för olika typer av dieseldrivna fordon. En kraftigt inbromsande spårvagn ger till synes inget utslag i antal partiklar. Dock kan det vara lite svårt att dra denna slutsats eftersom en dieseldriven stadsbuss passerar kort därefter, vilket kan störa möjligheterna att separera de två fordonen.

Den högsta toppen för denna sekundloggning härrör från en tämligen modern bensindriven personbil. Liksom för den gamla bensindrivna personbilen i det förra fallet tydde en kraftig lukt på att avgasreningen även på denna bil var i dålig kondition. Till skillnad från det förra fallet var det här fråga om en bil med katalytisk avgasrening. Utseendet på diagrammet med storleksfördelningen avviker i detta fall från medeltalet för sekundloggningsperioden på så sätt att relativt sett fler partiklar emitterades från steg 2 och jämfört med steg 1. Detta skulle kunna tyda på att den här bilen emitterar en större andel sotpartiklar än bensinbilar normalt gör. Vid fel på bränsle-luft prepareringen (insprutning, styrning mm.) kan förbränningen även hos bensindrivna bilar generera sot.



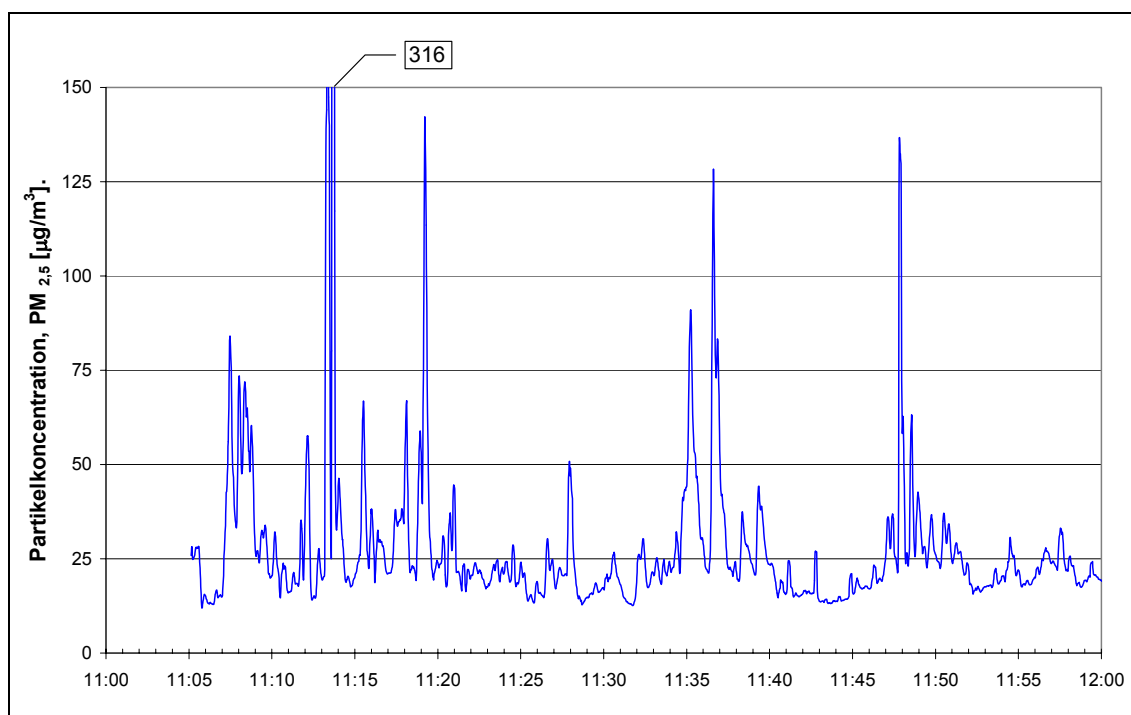
Figur 26. Antal partiklar vid sekundloggning 2005-05-13 och storleksfördelning för två utvalda toppar jämfört med hela perioden



Figur 27. Antal partiklar vid sekundloggning 2005-06-01 och storleksfördelning för två utvalda toppar jämfört med hela perioden

I **Figur 28** visas $PM_{2,5}$ för den senare av de två diskuterade sekundloggningarna. Som framgår av figuren finns toppar för $PM_{2,5}$ som i flera fall samvarierar med topparna för det totala antalet partiklar som visades i **Figur 27**.

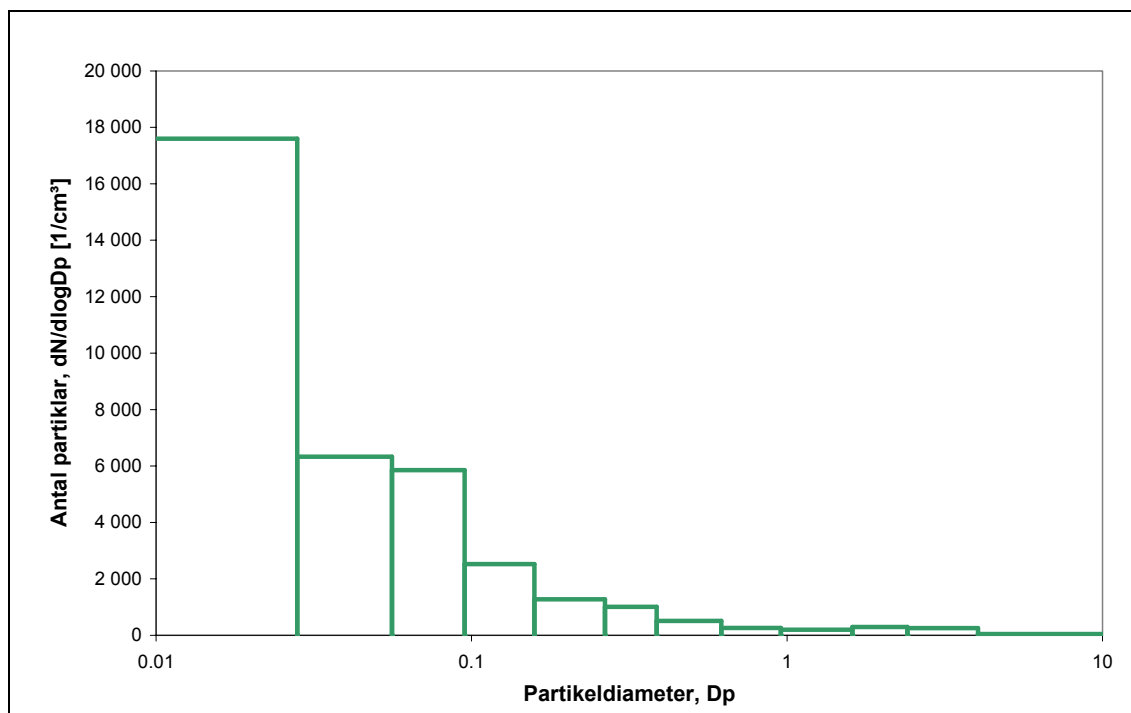
Med ledning av noteringarna som gäller den lastbil som fraktade sand på flaket skulle man kunna förvänta sig att den största toppen för $PM_{2,5}$ inföll när den bilen passerade. Så är emellertid inte fallet. Den största toppen för $PM_{2,5}$ ($316 \mu\text{g}/\text{m}^3$) uppträder i stället under en period när det totala antalet partiklar är förhållandevis lågt. Detta kommenteras vidare nedan.



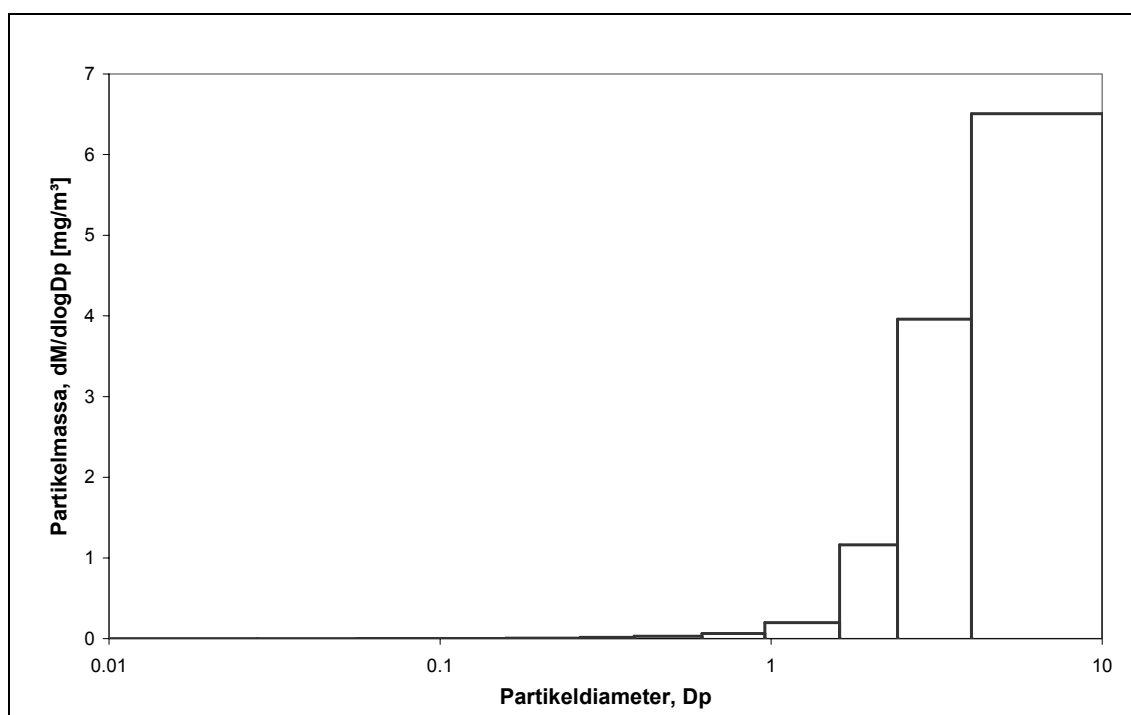
Figur 28. $PM_{2,5}$ för sekundloggningsperioden den 1 juni

Notera att de toppar för $PM_{2,5}$ som visas i **Figur 28** är högre än motsvarande värden i **Figur 15** som gäller för hela mätperioden under april och maj. Det beror helt enkelt på att det i den senare figuren (**Figur 28**) är fråga om en medelvärdesbildning för varje sekund medan det i den tidigare visade figuren (**Figur 15**) handlade om medelvärden var 10:e minut.

Det något märkliga resultat som noterades ovan att toppen för $PM_{2,5}$ inte hade någon motsvarighet i topp för antal partiklar förtjänar att diskuteras lite mer ingående. I **Figur 29** visas antalsfördelningen och i **Figur 30** visas massfördelningen för den nämnda toppen. Från diagrammet i **Figur 30** framgår tydligt den kraftiga förskjutningen mot större partiklar, även om vi skulle bortse från partiklar större än $2,5 \mu\text{m}$ med hänvisningen till svårigheterna att beräkna massan för dessa partiklar baserat på data från ELPI. Man kan dock notera att nivåerna just i det här fallet även för de största partiklarna (och definitivt för $PM_{2,5}$) ligger över detektionsgränsen för ELPI. Det är alltså ingen tvekan om att toppen för $PM_{2,5}$ är reell. Något fordon som kunnat ha samband med toppen noterades dock inte. Vid sekundloggningarna användes en visning av antalet partiklar på datorskärmen. Därför är det möjligt att det fordon som genererade partiklarna helt enkelt förbisågs.



Figur 29. Storleksfördelningen för antal partiklar under toppen för $PM_{2.5}$



Figur 30. Storleksfördelningen för partikelmassan under toppen för $PM_{2.5}$

Det är svårt att dra så många generella slutsatser från de data som genererades i sekundloggningarna. Klart är att det i flera fall går att identifiera fordon som passerar även om tiden mellan fordonet passerar och när resultatet kommer på dataskärmen ibland är så lång som ett tiotal sekunder. Ifall trafiken är mycket tät torde det dock vara omöjligt att särskilja resultat för enskilda fordon, även om en förflyttning av mätplatsen närmare gatuplanet och körfilerna gjordes. Paralleller till mätningar av gasformiga emissioner från

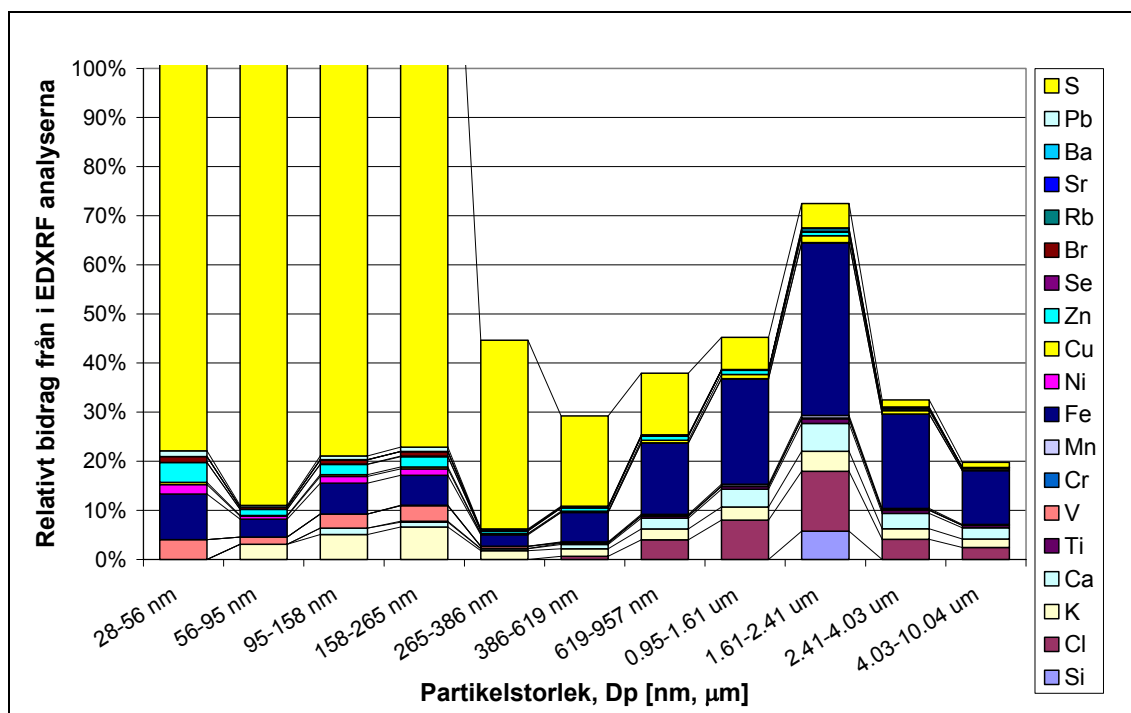
bilar (bl.a. i Göteborg) som utförts av IVL med den så kallade FEAT tekniken (Fuel Efficiency Automobile Test) kan göras. Det har med den tekniken visat sig vara möjligt att mäta emissioner från enskilda bilar och att samtidigt identifiera dem. Säkert är det svårare att göra det för partiklar men de test som gjorts i denna studie indikerar i alla fall att det är möjligt att åtminstone identifiera fordon med de högsta emissionerna. I alla fall om detta utförs på en gata som inte är alltför livligt trafikerad.

Möjligheterna att mäta storleksfördelning i realtid gör att man kan särskilja mellan inverkan på antal partiklar och på partikelmassa. Än så länge finns förstås alltför få erfarenheter av mätningar av det här slaget för att man skall kunna dra några generella slutsatser. Det är dock tydligt att en av huvudfrågeställningarna för arbetet, nämligen om spåravnarna signifikant bidrar till partikelemissionerna, har kunnat besvaras med att några belegg för att detta skulle vara fallet inte har identifierats.

3.7.2 Analys av partiklar

De insamlade substraten av polykarbonat (Lexan) analyserades av Göteborgs Universitet med EDXRF enligt beskrivning ovan och i bilaga 1.

Två olika provtagningar gjordes under mätperioden. Efter provtagningarna i maj/juni förvarades proven i en frys under sommaren. Vid upptining och okulär besiktning av substraten visade det sig att en mindre mängd rimfrost bildats på insidan av de behållare med 12 olika fack som använts för att lagra substraten. Behållarna var tydligen inte helt lufttäta, vilket gett upphov till utfällning av rimfrost. Vid upptining kom därför några av substraten att utsättas för kondens. Okulärt kunde konstateras att några av substraten påverkats av kondensen. Detta gäller främst den första mätningen. En viss påverkan kunde noteras även på den näst största storleksklassen i den andra mätningen. Osäkerheterna gällande den första mätningen har gjort att endast den senare redovisas här. I **Figur 31** visas den relativa fördelningen av de olika ämnen som analyserats. På figurens x-axel har partikelstorleken för respektive storleksklass redovisats.



Figur 31. Relativt bidrag från olika grundämnen i EDXRF analysen

Något som först kan nämnas angående analyserna är att ordningsföljden för grundämnena är enligt atomvikt förutom för Svavel (S). Orsaken är att så höga nivåer av S uppmätts för de minsta partiklarna att en summering skulle ge mer än 100 % av den av ELPI instrumentet uppmätta massan. Så kan naturligtvis inte vara fallet och problemet ligger sannolikt i att massan på substraten är så låg för dessa storleksklasser att det helt enkelt är problem med detektionsgränsen. I övrigt bidrar S med signifikant andel även för något större partiklar. I dag finns mycket lite S i bensin och diesel (<10 ppm). De största bidragen är sjöfarten och långväga transport. I viss mån kan även stationära förbränningsanläggningar bidra något till utsläppen av S.

Någon analys av kol kan inte göras med EDXRF metoden. Den okulära besiktningen av substraten visade en stor svärtning för de mindre storleksklasserna, vilket indikerar att en försvarlig andel av massan sannolikt utgjordes av kol. Detta kol härstammar från förbränningsprocesser och mest troligt från fordonens avgaser.

Förvånansvärt kunde kisel (Si) hittas enbart på substratet från den tredje största storleksklassen. En möjlighet kan vara att Si "sköljts" bort av kondens på de översta substraten. Ett annat problem är att partiklarna för de översta storleksklasserna är förhållandevis få och stora, vilket också kan ha påverkat analysen. En tänkbar slutsats – som dock varken kan bekräftas eller vederläggas – är att rengöringen av gatorna kan ha haft effekten att minska dessa partiklar.

Klor (Cl) är ett ämne som kommer från havet och från vägsalt. Sannolikt dominerar den förstnämnda källan i det här fallet eftersom mätningarna utfördes efter vintersäsongen och efter den städning som utförts på våren. Den relativa andelen av Cl är som störs för storleksklassen 1,61-2,41 och storlekarna strax över och under.

Kalium (K) kan härstamma från både jordpartiklar och från biobränsleldning. I det förra fallet kunde man förvänta sig att partiklarna skall vara större och i det senare fallet kan de vara mycket små. Två sådana fördelningar kan också skönjas i **Figur 31** men därmed är det inte bevisat att det nödvändigtvis förhåller sig så.

Calcium (Ca) hör liksom kisel (Si), titan (Ti), kalium (K), järn (Fe), zink (Zn) och barium (Ba) till de partiklar som kan härröra från jord och vägdamm. Calcium har, som förväntat, den högsta relativa andelen bland de största partiklarna.

Förhållandevis mycket Fe kan noteras för i stort sett alla storleksklasser. De största Fe partiklarna härrör sannolikt från slitage, t.ex. fordonens bromsar och kopplingar. En hel del av detta är säkert dessutom återsuspenderat. Slitage från motorer (avgaser) är också en tänkbar källa, dock väsentligt mindre mängder än från bromsar och koppling. Frågan är vad som kan vara källan till de allra minsta Fe partiklarna. I undersökningar av svetsning, plasmaskärning och liknande processer i industrin har man funnit att nanopartiklar av Fe kan bildas. Möjligen skulle dessa partiklar kunna härröra från kontaktledningen för spårvagnarna. Fe partiklar från fordonsavgaser (slitage i motorn) är en annan tänkbar källa men de borde rimligtvis vara större än som observerats i det här fallet. Det har visats att tillsatser av järnföreningar i dieselbränsle (t.ex. för minskning av regenereringstemperaturen för partikelfilter) kan ge stora mängder av nanopartiklar om partikelfilter inte används. I det fallet är det dock fråga om Fe som ingår i föreningar i drivmedlet. Slitagepartiklar från motorn kan rimligtvis inte vara av denna storleksklass. Någon tillsats av Fe finns inte i svensk dieselolja. Dock ingår Fe i den tillsats som numera används av bl.a. Peugeot till dieslbilar med partikelfilter. I det fallet samlas dock partiklarna in i filtret.

En mycket ringa mängd koppar (Cu) kan skönjas för större partiklar. Cu härrör sannolikt främst från bromsbelägg som infördes när asbest förbjöds. Andelen Cu är dock inte stor i bromsbeläggen. Den mängd Fe som kan komma från slitage från bromsskivor är därför förhållandevis mycket större.

Zink (Zn) finns i de minsta partiklarna. Zn används i tillsatser i motorolja och det är känt från analyser av partiklar i fordonsavgaser att Zn kan hittas i sådana analyser. Eftersom Zn ingår i molekyler som är lösta i smörjolan torde de bilda nanopartiklar vid förbränning. Alla typer av förbränningsmotorer ger upphov till utsläpp av Zn. För de dieselmotorer som är försedda med partikelfilter samlas dock dessa partiklar in och bidrar till den ”aska” som lagras i filtret. Filtreringsgraden är som regel (principbetingat av diffusion) mycket hög i partikelfilter för nanopartiklar. Användning av partikelfilter vore också en möjlighet att minska även andra nanopartiklar som härrör från smörjolja.

4 SLUTSATSER – DISKUSSION – REKOMMENDATIONER

4.1 Varifrån kommer de flesta partiklarna

Enligt våra mätningar är det mycket tydligt att de flesta partiklar (totala antalet partiklar) kommer från bilarnas avgasrör. Exempel på extrema källor som identifierats är alla typer av dieseldrivna fordon samt bensinfordon utan eller med icke fungerande avgasrening. Här menas alltså varifrån de flesta partiklarna kommer. Detta har lite att göra med miljökvalitetsnormer där gränsvärden har satts för partiklar upp till en storlek av 10 µm, dvs. PM₁₀ partiklar.

4.2 Vad bidrar till olika storlekar av partiklar

I EDXRF analyserna kunde en hel del olika grundämnen identifieras. Stora bidrag till de största partiklarna ger Cl, Ca och Fe. Cl kommer troligen till största andelen från havet vid denna tid på året. Ca kommer från jord och Fe från slitage. Si kunde identifieras bara på ett substrat men här finns en del frågor gällande förlust av partiklar från substraten.

S utgör en mycket stor andel av de minsta partiklarna men återfinns även på något större partiklar. Bland de minsta partiklarna dominerar också ämnen som kan härröra från bio-bränsleförbränning, t.ex. K och V. Något förvånande är att även en försvarlig andel Fe återfinns bland de minsta partiklarna. Slitage från bromsar, kopplingar, motor mm. kan knappast vara orsak till dessa partiklar. Spårvagnarna skulle kunna vara en källa till dessa partiklar. Några toppar i antal partiklar vid sekundmätningarna som skulle kunna förknippas med spårvagnarna kunde dock inte identifieras klart.

4.3 Spårvagnarnas bidrag kontra vägfordon

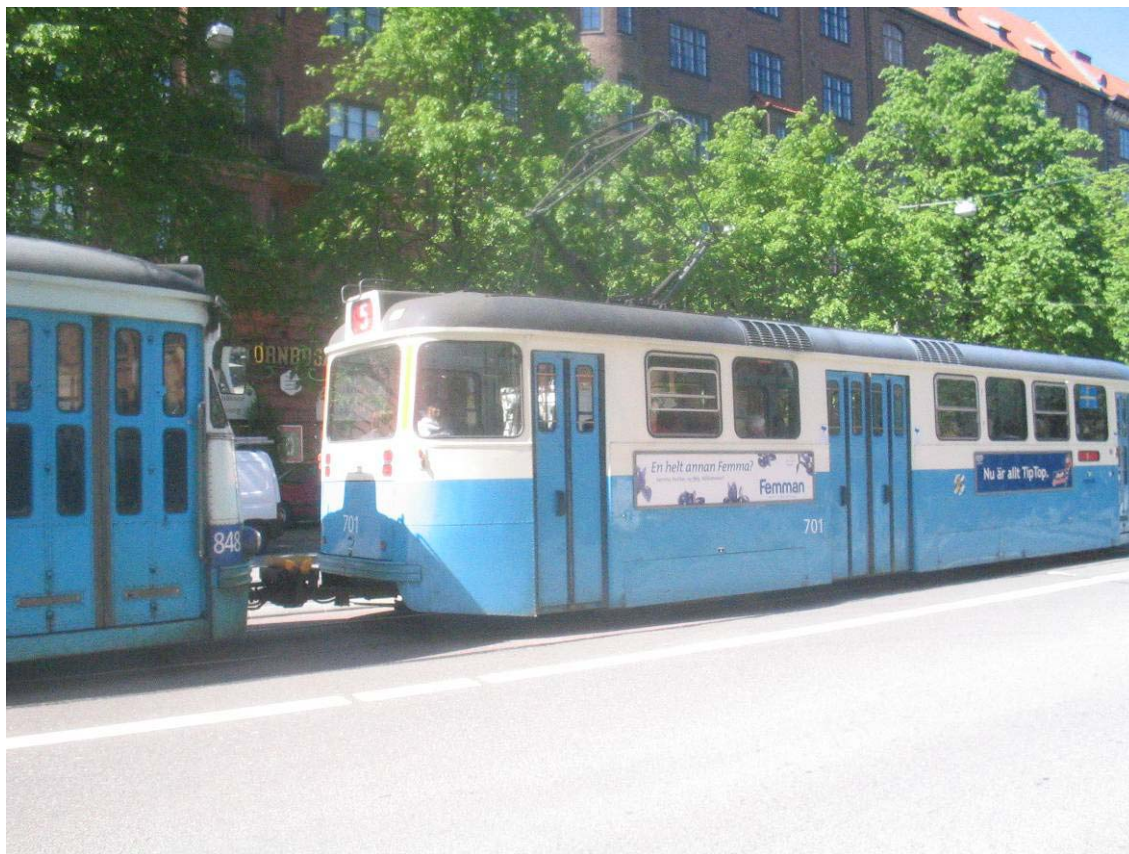
Inget i denna studie tyder på att Spårvagnstrafikens bidrag till partikelhalten i luften är av någon signifikant betydelse (**Figur 32**). Vid de sekundloggningar som utfördes vid flera tillfällen kunde inga nämnvärda öknings av partikelemissionerna noteras då spårvagnar passerade. Detta kan tyckas förvånande med hänvisning till de höga partikelnivåer som uppmätts för spårbunden trafik i t.ex. Stockholms tunnelbana (Johansson, 2005).

Det kan finnas fler orsaker till att spårvagnarna inte ger något nämnvärt bidrag till partikelemissionerna. Några av dessa orsaker är:

- Spårvagnarnas hastighet är tämligen låg vid mätstället, dvs. det blir ingen stor uppvirvling av tidigare deponerade partiklar
- Ingen inbromsning (bromspartiklar) eller större acceleration sker vid mätstället
- Ventilationseffekten på Södra vägen torde vara ganska god

Det finns ett antal tänkbara källor till partikelemissioner från spårbunden trafik. Det är t.ex. slitage från bromsar, uppvirvling av tidigare deponerade partiklar, kontakt mellan räls och hjul samt partiklar från kontakttledningen. Eftersom ingen kraftig inbromsning föreligger vid mätstället (undantaget för det som ibland kan orsakas av trafiksituationen)

torde partikelbidraget från bromsar vara litet vid mätplatsen. En förhållandevis låg hastighet ger heller ingen uppvirvling av tidigare deponerade partiklar. Ventilationseffekten på en gata som Södra vägen måste vara mycket större än i tämligen ”slutna” utrymmen som i en tunnelbana. Därför kan inte de effekter och resultat som setts exempelvis i tunnelbanan i Stockholm överföras direkt till situationen för spårvagnar i Göteborg.



Figur 32. Spårvagn som passerar

Efter mätkampanjens slut hade Ecotrafic tillgång till instrumentet ytterligare några dagar. Kontakter togs med SL för att om möjligt kunna göra en kort mätning i tunnelbanan för att få med dessa resultat som referens. Någon uppgörelse om att få tillträde till tunnelbanan kunde emellertid inte nås på så kort varsel så därför kan inte denna jämförelse göras. Ett antal kortare mätningar i gatuplanet utfördes utanför Ecotrafics kontor på Floragatan (lugn gata i stadsmiljö) och på Valhallavägen (kraftigt trafikerad väg – mycket tung trafik till hamnar mm). Dessa resultat ingår inte i denna studie men generellt kan sägas att nivåerna på den mer livligt trafikerade Valhallavägen låg högre än på Södra vägen medan nivåerna på Floragatan var lägre.

Vid sekundloggningarna kunde ett antal fordon som gav upphov till tydliga toppar i antal partiklar identifieras. Några exempel på sådana resultat har visats i denna rapport. Ett exempel på en topp för partikelmassan kunde noteras utan att någon nämnvärd påverkan kunde skönjas på antalet partiklar. Erfarenheterna från ett instrument som kan mäta partikelstorleksfördelning och partikelmassan för olika fraktioner av partiklar är i Sverige ännu små. Denna rapport är oss veterligen de enda resultat som genererats. Det finns därför få resultat att jämföra med. Det är möjligt att det utifrån det material som nu finns kan gå att få fram betydligt mer information.

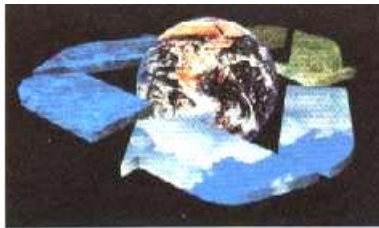
4.4 Stora partiklar kontra små partiklar

För att sänka partikelkoncentrationen i luften enligt PM_{10} -definitionen av partikelstorlek är det sannolikt så att man ska sätta in åtgärder som förhindrar uppkomst och spridning av ”stora partiklar”. Exempel på sådana partiklar är partiklar från vägslitage, däckrester mm. Ett effektivt sätt att minska uppkomsten av dessa partiklar är att minska användningen av dubbdäck, sänka hastigheterna samt att använda höghållfasta vägmateriäl (görs i Göteborg).

Att minska mängden avgaspartiklar (partiklar från diesel- och bensindrivna fordon) har endast liten påverkan på PM_{10} nivåerna. Avgaspartiklarnas bidrag till PM_{10} ligger ofta på en nivå av en eller flera tiopotenser lägre än för partiklar från väg- och däckslitage. I och för sig så är *antalet* småpartiklar ofta mycket stort. Med andra ord – små partiklar bidrar i ringa grad till totala partikelmassan. Mycket tyder å andra sidan på att små partiklar är de partiklar som har störst hälsopåverkan så av den anledningen är det motiverat att minska utsläpp av förbränningsmotorrelaterade partiklar. Antalet partiklar på Södra vägen dominerades av de minsta partiklarna, vilket skulle indikera att en minskning av dessa partiklar vore önskvärd av hälsoskäl om det nu är så att mindre partiklar skulle ha högre hälsoeffekter än större partiklar. Å andra sidan så är alltså dylika åtgärder ett trubbigt verktyg om man vill sänka PM_{10} -halterna. Åtgärderna fokuseras i dag helt på att sänka PM_{10} nivåerna. I en nyligen publicerad studie av VTI m.fl. har man dock visat att även större partiklar från däck och vägbana kan befaras ha stora negativa hälsoeffekter. Det går därför i dag inte att avgöra vilka åtgärder som bör prioriteras. Generellt kan sägas att ganska lite har gjorts när det gäller att fraktionera partiklar i olika storlekar och att undersöka hälsoeffekterna från partiklarna. Mätningar av luftkvalitet regleras i dag av EU-direktiv och miljökvalitetsnormer. Därför fokuseras även mätningarna på PM_{10} .

5 REFERENSER

1. Moisio M. (Tampere University of Technology): "Real Time Size Distribution Measurement of Combustion Aerosols", Publications 279, 1999.
2. Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on ambient air quality and cleaner air for Europe. COM(2005) 447, provisional version, 2005.
3. Johansson Christer (SLB & ITM), Norman Michael (SLB), Omstedt, Gunnar (SMHI), och Swietlicki Erik (LU): "Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM₁₀" SLB rapport 4:2004, Januari 2005.
4. Johansson Christer (SLB): "Källor till partiklar i Stockholms tunnelbana." SLB rapport 6:2005.
5. Holmes Maria (CTH): "Jämförelse av partiklar vid två mätplatser på Södra vägen i Göteborg under två veckor i april-maj 2005." Göteborgs Stad, Rapport nr: 2005-09.
6. Gustafsson M., Blomqvist G., Dahl A., Gudmundsson A., Ljungman A., Lindbom A., Rudell B. och Swietlicki E.: "Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, väg-bana och friktionsmaterial, Slutrapport från WearTox-projektet." VTI rapport 520, 2005.



Ecotraffic

**ENERGY RESEARCH, DEVELOPMENT, DEMONSTRATION AND DEPLOYMENT
ENVIRONMENTAL CONSULTANTS**

Huvudkontor / Head office
Floragatan 10 B
SE-114 31 STOCKHOLM
Tel +46 (0) 8-545 168 00
Fax +46 (0) 8-411 14 43
E-Post: eco@ecotraffic.se

Dämmet 18
SE-442 93 LERUM
Tel +46 (0) 302-213 51
Fax +46 (0) 302-213 51
E-Post: eco@ecotraffic.se

Ecotraffic Norge AS
Inkognitogate 28 b
N-0256 OSLO
Tel +47-22 54 92 54
Fax +47-22 54 92 55
E-Post: ecotraffic.norge@ecotraffic.no

Ecotraffic Philadelphia
916 Washington Lane
Rydal, PA 19046
USA
Tel +1-215-481-9753
E-Post: ecotraffic.usa@juno.com

www.ecotraffic.se