



Slutredovisning av forskningsprojekt:

Kvantifiering av relativa betydelsen av
dubbdäck, sandning/saltning och
vägmaterial för PM10 halten längs
vägarna

Christer Johansson

Avdelningen för atmosfärvetenskap vid Institutionen för tillämpad
miljövetenskap, Stockholms universitet

December 2007

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

Innehåll

1. Förord	2
2. Sammanfattning.....	3
3. Introduktion.....	5
4. Metoder	5
4.1 Instrumentering.....	5
4.2 Mätsträckor	7
5. Resultat	9
5.1 Nya mätningar i maj 2007 - jämförelse med SNIFFER.....	17
6. Framtida mätningar	19
7. Rapportering av resultat från projektet.....	19
8. Konferenser.....	20

1. Förord

Denna rapport är slutredovisningen av forskningsprojektet "Kvantifiering av relativa betydelsen av dubbdäck, sandning/saltning och vägmateriel för PM10 halten längs vägarna" (AL90 B 2003:27190), som pågått under 4 år (2004-2007) med finansiering från Vägverket Borlänge (handläggare Martin Juneholm).

Projektet har genomförts av ITM vid Stockholms universitet (SU) och projektledare har varit Christer Johansson. Ytterligare personer som arbetat i projektet har varit Hans Karlsson och Kai Rosman från ITM/SU samt Leif Bäcklin (tekniker vid Centralverkstaden, SU). Under 2006 - 2007 har Tareq Hussein bidragit till projektet. TH har under ett år på ITM, som nydisputerad forskare efter sin examen vid Helsingfors universitet, utvecklat en programvara för hantering av mätdata i projektet samt haft en ledande roll vid den vetenskapliga publiceringen av mätresultaten.

Resultat från projektet har redovisats muntligt i arbetsgrupper som bildats i Stockholm i samband med Länsstyrelsens uppdrag från regeringen att ta fram åtgärdsprogram för att klara PM10 normen. I arbetsgrupperna har ingått representanter från Länsstyrelsen, Stockholms stads gatu- och fastighetskontor, miljöförvaltning och stadsbyggnadskontor samt Vägverket (Borlänge och Region Stockholm).

Projektet har bidragit med data inom ramen för "Bättre luftkvalitet genom val av vägbeläggning", ett forskningsprojekt som finansierats av SBUF, SKANSKA Sverige och Vägverket, med SKANSKA som projektsamordnare och med en referensgrupp bestående av deltagare från Vägverket (Stockholm och Borlänge), VTI (Linköping), Stockholms stad, Botkyrka samt finska och norska intressenter. Vissa resultat har även presenterats i regeringsuppdraget N20006/4800/TP som Vägverket redovisat till Närings- och miljödepartementet 2007.

I rapporten sammanfattas resultaten som också publicerats i en vetenskaplig tidskrift, redovisats i ett flertal svenska rapporter samt muntligt vid nordiska konferenser/seminarier.

Stockholm december 2007,

Christer Johansson
Docent
ITM Avdelningen för atmosfärvetenskap
Stockholms universitet

2. Sammanfattning

I detta projekt har en mätutrustning för PM10 emissioner från vägar utvecklats och testats. Instrument för mätning av partikelmassa (PM) och partikelstorleksfördelning har installerats i en skåpbil. Instrumenten drivs av batterier vilket innebär att mätning kan ske under ca 8 timmar utan avbrott. Mätningar av emissionerna från vägbanorna görs genom att registrera partikelhalterna bakom framhjulen och framför bilen; skillnaden i halter antas vara proportionell mot emissionen från vägbanan. Metoden kan inte direkt ge information om den absoluta emissionen men genom att samtidigt mäta bakom både vänster och höger framhjul och på olika vägtyper under olika förhållanden kan den relativa betydelsen av olika faktorer studeras. Vi har döpt vår utrustning till EMMA.

Mätningarna visar att dubbdäcksanvändning ger betydligt högre emissioner av PM jämfört med friktionsdäck och sommardäck. Dubbdäcken gav mellan 4 och 17 gånger högre emissioner jämfört med sommardäck för olika vägtyper vid fordonshastigheter på mellan 60 och 80 km/h. I förhållande till friktionsdäck var PM emissionen 2 till 6 gånger högre för dubbdäcken. Detta kan jämföras med typiska emissionsförhållanden som erhållits i tester med vägprovsmaskin (Mats Gustafsson et al., VTI, Linköping). I deras studier var PM10 emissionerna mellan 50 och 100 gånger högre med dubbdäcken jämfört med friktionsdäcken vid 70 km/h. En viktig anledning till att skillnaderna mellan dubbdäcken och friktionsdäcken inte är så stora vid mätningarna på verkliga vägbanor i fält, kan vara att PM emissionerna i fält i högre grad beror på uppvirvling av partiklar som ackumulerats längs vägarna - en process som inte beror på om däcken är dubbade eller ej utan i hög grad beror på däcksmönster och mönsterdjup.

Mätningarna indikerar att emissionerna varierar kraftigt längs vägarna. Till viss del beror detta sannolikt på att olika mängd partikulärt material ligger i vägbanan. Speciellt på landsbygden kan material föras ut på vägen via t ex jordbruksmaskiner eller via deposition av jord från omgivande åkrar. Detta resultat ligger i linje med finska mobila mätningar som visat att uppvirvlingen av material såsom tillförd sand kan ha stor betydelse. Vid mätningarna med EMMA längs vägar i närheten av Sigtuna och Märsta konstaterades att emissionerna var systematiskt högre från de vägar där kravet på stenmaterialets kulkvarnsvärde var lägre, dvs högre emissioner från vägar med mindre beständigt stenmaterial (större inblandning av mjukare mineraler). Att stenmaterialet har stor betydelse för slitaget och för PM10 emissionerna har tydligt visats vid mätningarna med vägprovsmaskinen i Linköping.

Mätningarna har också visat att emissionerna med dubbdäck kan vara kraftigt beroende på fordonshastigheten. Om hastigheten ökar från 50 km/h till 90 km/h så ökar emissionen med ca en faktor 3. Men hastighetsberoendet verkar inte vara linjärt och varierade beroende på när på året mätningarna genomfördes. Sannolikt ser hastighetsberoendet olika ut för uppvirvlingen av ackumulerade partiklar jämfört med de direkta emissionerna på grund av dubbarnas slitage av stenmaterialet i asfalten. Att hastigheten är betydelsefull för emissionerna av partiklar då dubbdäck används har också konstaterats i mätningarna med vägprovsmaskin. Likaså har försök i Oslo med reducerad hastighet på en infartsled visat på en markant reduktion av PM10 halterna intill vägen. Slutligen har våra tidigare studier i Söderledstunneln i Stockholm visat att PM10 emissionerna under vinterhalvåret beror av fordonens hastighet.

Mätningarna av partikelstorleksfördelningen visade att de flesta partiklarna som emitteras har en diameter på ca 3 – 5 µm. Detta är väl i överensstämmelse med resultat som erhållits vid mätningarna med vägprovsmaskin i Linköping. Men däremot förefaller mätningarna med vägprovsmaskinen dessutom ge ganska stora mängder partiklar med en diameter på omkring 1 µm och t om en hel del material under en mikrometer, vilket inte kunde ses i

fältmätningarna. Detta kan dock bero på skillnader i mätmetodik eftersom olika typer av instrument har använts i fält och i laboratoriemätningarna.

Under våren 2007 genomfördes en serie parallella mätningar med den mobila utrustningen som utvecklats i detta projekt (EMMA) och motsvarande utrustning som utvecklats i Finland (SNIFFER). Detta var egentligen inte en del av den ursprungliga forskningsplanen för projektet som presenteras i denna rapport, men det är en viktig fråga som kommit fram under tiden projektet pågått. De båda utrustningarna har olika sätt att mäta emissionerna och resultaten skiljer sig. Exempelvis förefaller skillnaderna i emissioner med olika typer av däck var betydligt mindre med SNIFFER jämfört med EMMA. Detta beror sannolikt på olika mätmetoder. Ett annat intressant resultat från dessa mätningar var att åldern och typen av däck verkar ha stor betydelse för partikelemissionen. Detta hänger sannolikt samman med att uppvirvlingen av ackumulerat partikulärt material beror av däcksmönster och mönsterdjup och att gamla däck kan vara mer eller mindre nerslitna. Skillnaden mellan friktionsdäcket och dubbdäcket som användes vid denna jämförelse (nya däck från NOKIAN) var också större i jämförelse med vad vi noterat tidigare. Troligen har dubbutsticket betydelse för mängden PM10 som bildas – dubbutsticket i det nya däcket var större än det äldre dubbdäcket. Resultaten från denna jämförande studie kommer att diskuteras i en kommande vetenskaplig publikation (under först halvåret 2008).

3. Introduktion

De höga PM10 halter som mäts upp i svenska städer (såsom Stockholm och Göteborg) orsakas till stor del av dubbdäckens slitage av vägbanor (Johansson et al., 2004; Ketzal et al., 2007). Dubbdäcksandelen, typen av stenmaterial, stenstorleken, fordonshastigheten, vägfuktigheten, sandningen är betydelsefulla faktorer som påverkar PM10 bildningen och därmed emissionerna och halterna av PM10 i stadsluften och längs infartsvägarna (t ex Gustafsson et al., 2005, 2006 och 2007; Johansson et al., 2004; Hagen et al., 2005; Hussein et al., 2007; Kupiainen et al., 2003; Norman & Johansson, 2006).

Kunskapen om hur olika däck, olika beläggningar och olika hastighet påverkar PM10 emissionerna bygger till stor del på mätningar i VTI's provvägbana i Linköping (Gustafsson et al., 2005 och 2007), men att applicera kvantitativa samband mellan olika faktorer och PM10 emissionerna utifrån enbart laboratoriestudierna är behäftat med stora osäkerheter eftersom förhållandena i verklig vägmiljö kan vara helt annorlunda. Mätningar av PM10 halter i vägtunnlar, gaturum och längs motorvägar har också bidragit till förståelsen av hur PM10 halterna beror av vägbanans fuktighet, dubbdäcksandelen, fordonshastigheten samt till viss del också hur olika vägbeläggning kan påverka (t ex Johansson et al., 2004; Hagen et al., 2005; Hussein et al., 2007; Kristensson et al., 2003; Kupiainen et al., 2003; Norman & Johansson, 2006).

I Stockholm inträffar de högsta halterna av PM10 under våren (mars - april). En stor mängd slitagepartiklar kan förmodas ackumuleras längs gatorna under vintern på grund av slitage av vägbanor som i sin tur till stor del beror på användningen av dubbdäck (Omstedt et al., 2005). Halkbekämpning med sand bidrar också till att partiklar ackumuleras på vägarna. Fordonens turbulens bidrar starkt till att partiklarna virvlar upp i luften vid torra väglag (Patraa et al., 2007).

För att få bättre kunskap om hur PM10 emissionerna varierar längs vägar i verklig miljö har vi i detta projekt utvecklat och applicerat en mätmetod för emissionerna av partiklar från vägbanor i fält. Projektet har gett ny kunskap om betydelsen av däckstyp, fordonshastighet och vägbaneförhållanden (t ex graden av "nedsmutsade" vägbanor till följd av sandning och saltning) för PM10 emissionerna under verkliga förhållanden längs vägarna. Mätningar har också genomförts på en porös beläggning (tyst asfalt) och resultaten jämförs med en konventionell tät beläggning på motorväg.

4. Metoder

4.1 Instrumentering

En skåpbil (VW LT 35 TDI) har utrustats med instrument för mätning av partikelhalter samt batterier och annan utrustning så att instrumenten kan mäta under ca 8 timmar utan omladdning (se t ex Hussein et al., 2007). Hela mätsystemet har vi kallat EMMA-systemet och det har tidigare använts för att mäta partikelantal och storleksfördelningar i Stockholm, Lycksele och Växjö (Isaksson, 2001; Johansson et al., 2004a; Johansson et al., 2004b). Partikelinstrumenten som använts för bestämning av emissionerna från vägbanorna består av

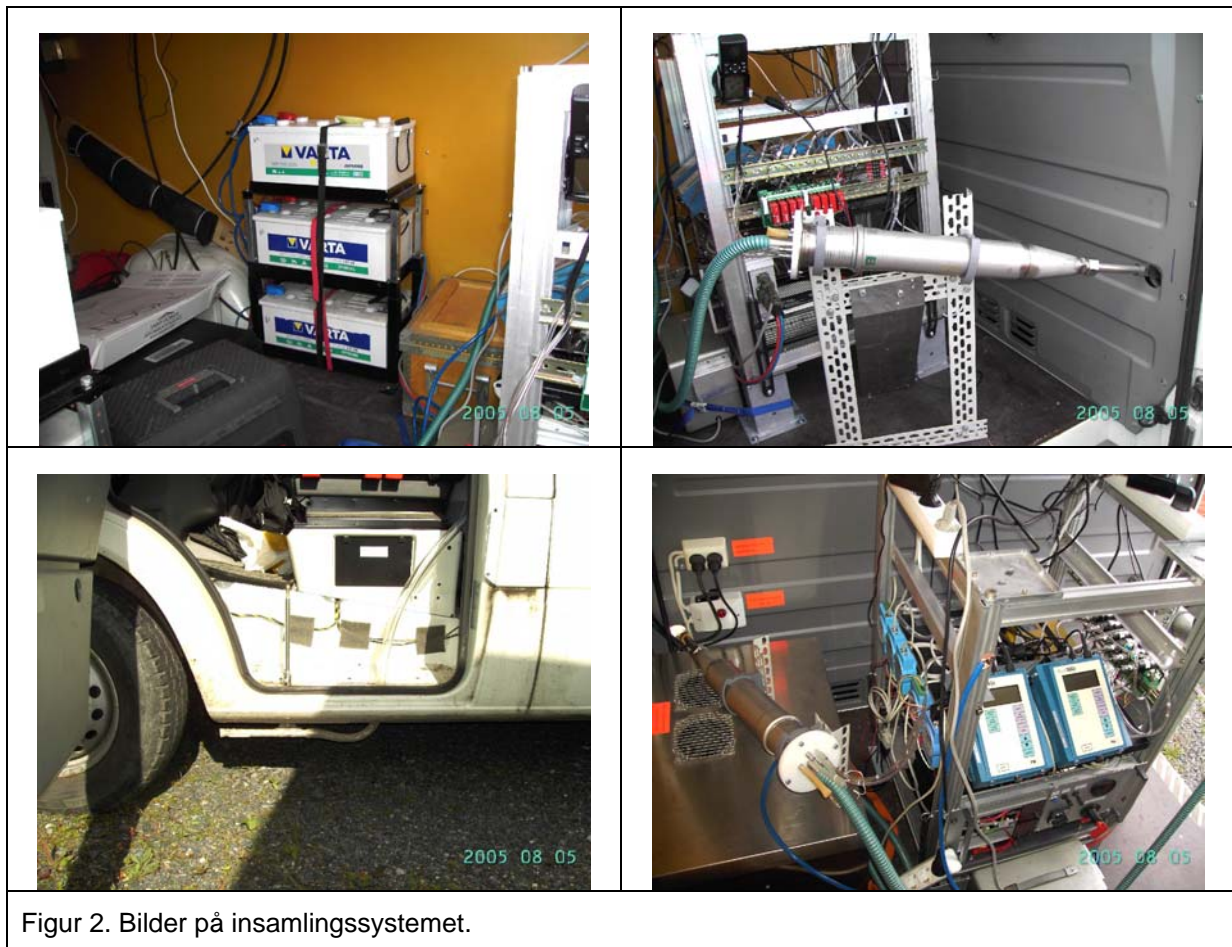
- 3 stycken Dust Trak (TSI) för mätning av totala partikelhalterna (masskoncentrationerna) bakom de båda framhjulen och framför bilen

- 2 stycken instrument för mätning av partikelstorleksfördelningen bakom hjulen (GRIMM OPC).

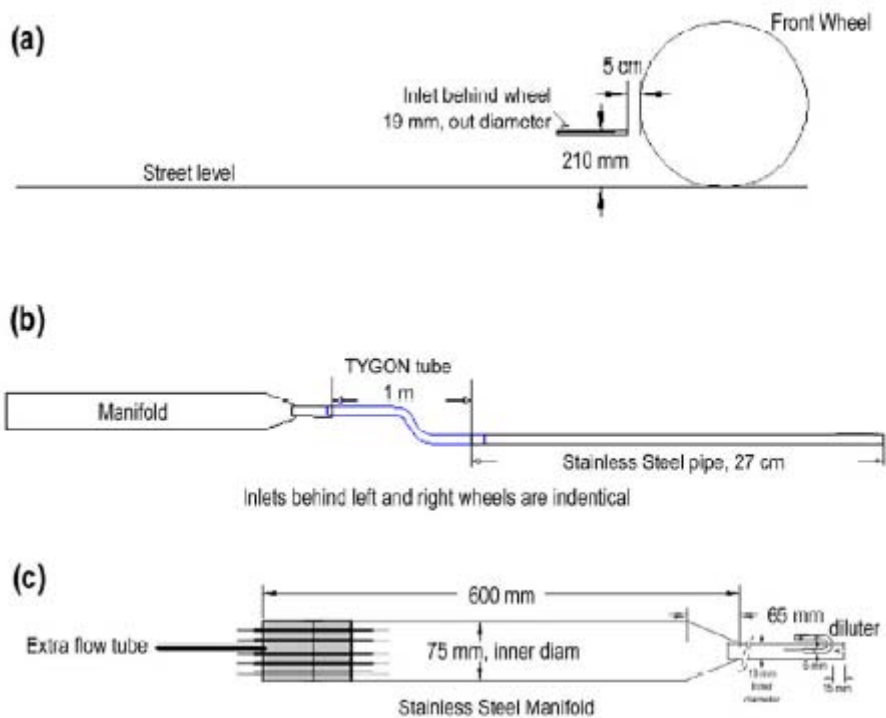
Luftintag placerades bakom vart och ett av framhjulen samt framför bilen (Figur 2, Figur 3). Skillnaden mellan koncentrationerna bakom hjulen och framför antas vara proportionell mot emissionen av partiklar från vägbanan. Genom att samtidigt mäta emissionerna med olika däck på framhjulen fås relativa förhållandet i emissioner mellan däcken. De mobila mätningarna har genomförts längs olika vägtyper i Stockholmsregionen. Samtliga mätningar avser torra vägbanor. Däcksmönster för de olika däcktyperna som använts framgår av Figur 4.



Figur 1. Mätssystemet EMMA: Skåpbil med instrument (VW LT 35 TDI).



Figur 2. Bilder på insamlingsystemet.



Figur 3. Skisser över luftintagen och hur luften fördelas till instrumenten.



Figur 4. Däck som använts i denna studie: a) dubbdäck Gislaved Nordfrost C, b) friktionsdäck Nokian Hakkepelitta CQ, c) sommardäck Dunlop SP LT8.

4.2 Mätsträckor

Av Figur 5 framgår vilka vägvägningssträckor som använts vid mätningarna med EMMA. I Tabell 1 ges en beskrivning av vägförhållandena längs dessa sträckor. Trafikmängder, skyltade hastigheter och beläggningarna är olika längs olika vägvägningssträckor. Beläggningen klassas med hjälp av kulkvarnsvärdet, som är ett mått på beläggningens beständighet (hårdhet). Ju lägre värde desto hårdare stenmaterial i beläggningen (Jacobsson & Wågberg, 2004 & 2007). De uppgifter vi erhållit om dessa vägvägningssträckor anger kulkvarnsvärden enligt de krav som väghållaren (Vägverket) ställt. Uppgift om det exakta värdet saknas tyvärr.



Figur 5. Mätsträckor för mobilmätning norr om Stockholm.

Tabell 1. Beskrivning av vägsnitten (se karta i Figur 5) där mätningar genomförts.

Vägsnitt Väg nr.	Area Vägartyp	Beläggning KKV	År då beläggning genomförts	Skyltad hastighet [km/tim]	Trafikmängd [Fordon/dygn]
A (E18) ⁽¹⁾	Motorväg 2 filer/riktning	< 6 and <9	1993 – 2003	90 and 110	~ 10 000
B (269)	Landsbygds-väg 2 filer	< 9	1999 – 2005	70 and 90	~ 3 200
C1 (263)	Landsbygds-väg 2 filer	< 6	1999 – 2005	50, 70 and 90	~ 8 200
C2 (263)	Landsbygds-väg 2 filer	< 9	1996 – 2005	50, 70 and 90	3 000 – 4 000
D (E4) ⁽²⁾	Motorväg 2 filer/riktning	< 6	2001 – 2004	90 and 110	20 000 – 60 000
Hallunda (E4/E20) (Tyst asphalt, dubbel porös)	Motorväg 2 filer/riktning	< 6	2001 – 2004	90	~ 64 000

⁽¹⁾ E18 består av flera olika beläggningar med olika material och olika kulkvarnsvärden (KKV).

⁽²⁾ Denna del av E4 har variabelt trafikflöden. Högsta trafikmängderna nära Stockholms centrum.

⁽³⁾ Kulkvarnsvärde.

5. Resultat

Resultaten indikerar att dubbdäck ger upphov till betydligt högre emissioner från vägarna jämfört med friktionsdäck och sommardäck (Tabell 2). I genomsnitt varierade förhållandet mellan dubbdäckens och friktionsdäckens emission mellan 2 och 6,4. Förhållandet mellan dubbdäck och sommardäck varierade mellan 4 och 17. Av Tabell 2 framgår också att kvoten mellan sommardäck på höger och vänster sida är när 1 längs C1 och C2 sträckorna, dvs. det var ingen skillnad i PM10 halter bakom hjulet närmast vägrenen och hjulet ute i vägbanan, nära mitten av vägen. Längs sträckan med tyst asfalt (E4 motorvägen vid Hallunda) ses dock en tendens till att PM10 emissionerna är något högre från hjulet som går närmast vägrenen vilket indikerar att uppvirvlingen av partiklar är något större där, jämfört med mitt i vägen.

Man kan också notera att PM10 emissionerna med dubbdäck (kvoten mellan dubbdäck och sommardäck) längs C2 är systematiskt högre jämfört med C1. Skillnaden mellan C1 och C2 är att C1 består av hårdare stenmaterial (kulkvarnsvärde mindre än 6 jämfört med mindre än 9), vilket skulle kunna förklara varför PM10 bildningen är mindre längs den vägsträckan. Detta stämmer väl med VTI's mätningar som visat att PM10 bildningen är kraftigt beroende av stenmaterialet (se t ex Gustafsson et al., 2005). Beläggningar med kulkvarns värde på 6 ligger vid vägar som har högre grad av trafikbelastning och även av tung trafik. Beläggningar med kulkvarnsvärde 9 ligger inte i tätorter utan mer på landet.

Men det kan också finnas andra förklaringar såsom att det tillförs olika mycket sand och jord till vägbanan från exempelvis jordbruksmaskiner. Närhet till lantbruk kan därmed bidra till en ökad emission. Dessutom kan mängden sand som tillförts för halkbekämpning skilja mellan sträckorna. Man kan också notera att trafikflödena skiljer kraftigt mellan sträckorna C1 och C2, men detta kan i princip leda till både högre och lägre PM10 emissioner. Mer trafik med dubbdäck leder till större mängd slitagepartiklar under våta perioder och därmed högre emissioner när vägarna torkar upp. Men mer trafik ger också snabbare bortförsl av material som ackumulerats längs vägarna.

Slutligen kan man notera att mätningarna indikerar PM10 emissionerna från den tysta asfalten var lägre än C1 och C2 den 12 september, men betydligt högre den 27 september. Någon definitiv slutsats om betydelsen av den tysta asfalten kan inte dras från dessa mätningar. Sannolikt är beläggningsens struktur inte avgörande för emissionerna av partiklar. Stenmaterialkvalitet och stenhalt som är däremot mycket viktigt, vilket påvisats i vägprovsmaskinen i Linköping (Gustafsson et al., 2005; Gustafsson et al., 2007) och vid vägslitagemätningar av Jacobson & Wågberg (2004).

Tabell 2. Kvoter av partikelhalterna mellan dubbdäck och friktionsdäck och sommardäck för olika vägsnitt under torra vägförhållanden. Mätningarna avser en fordonshastighet på mellan 60 och 80 km/tim.

Datum		Avsnitt C1	Avsnitt C2	Hallunda, tyst asfalt
9 maj, 2006	Dubb/friction	2,4	6,4	--
10maj, 2006	Dubb/friction	2,0	4,5	--
15 aug, 2006	Sommar/sommar	0,94	1,0	0,76
6 sept, 2006	Dubb/sommar	9,8	13,7	11,0
12 sept, 2006	Dubb/sommar	7,5	9,8	4,4
27 sept, 2006	Dubb/sommar	5,7	5,7	17,3

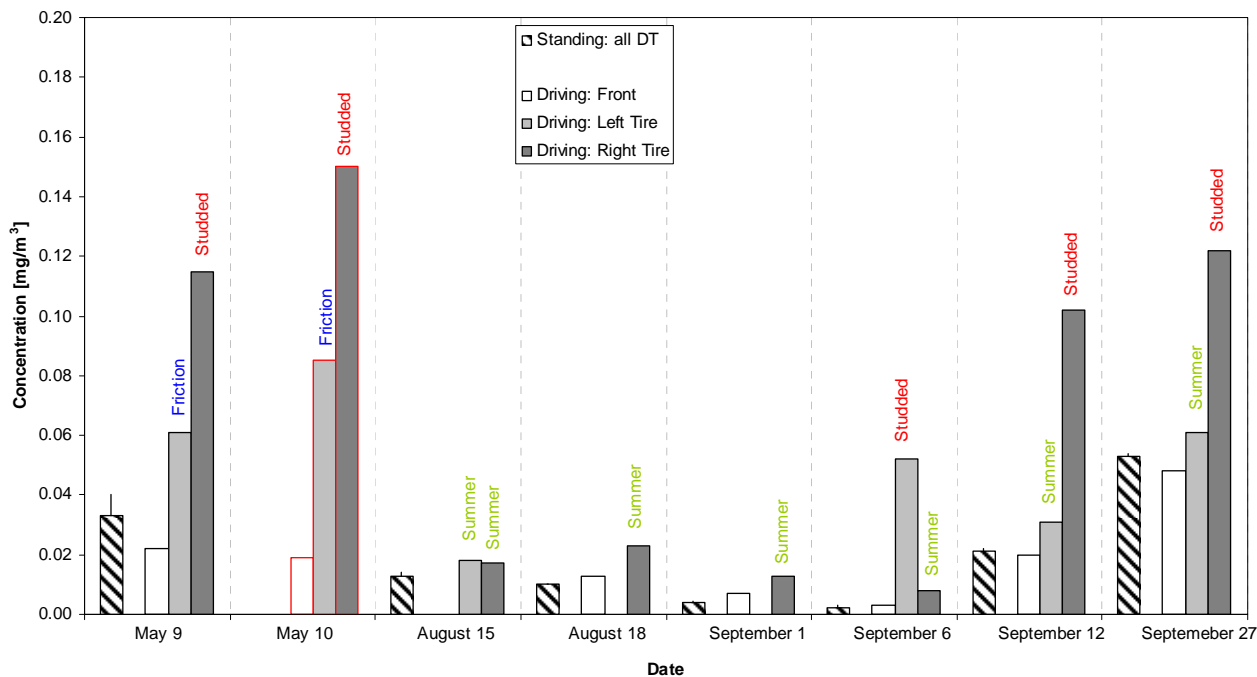
Tabell 3 visar emissionskvoterna mellan sträcka C1 och C2. I maj var emissionerna med friktionsdäcket en faktor 3 högre från C1 jämfört med C2. Även med sommardäck var emissionerna högre från C1 jämfört med C2. Men tabellen visar också att emissionsförhållandena är beroende av tidpunkten för mätningarna. Den 12 och 27 september är skillnaderna mellan emissionerna från C1 och C2 (med sommardäck) inte alls så stora som 18 augusti och 1 och 6 september. Detta indikerar att suspensionen av ackumulerat material är periodvis större längs C1, vilket kan bero på den större trafikmängden längs denna vägsträcka. Dvs mer trafik genererar större mängd slitagepartiklar under våta vägbaneförhållanden på grund av dubbdäcksanvändningen. Anledningen till att kvoten i emission emellan C1 och C2 inte är lika stor med dubbdäck kan bero på att dubbdäcket är mindre effektivt att suspendera ackumulerat material jämfört med friktionsdäcket. Detta kan i sin tur bero på olika mönsterdjup eller olika mönsterutformning.

Tabell 3. Kvoter mellan partikelkoncentrationerna bakom olika däck mellan C1 och C2. Fordonshastighet mellan 60 och 80 km/tim.

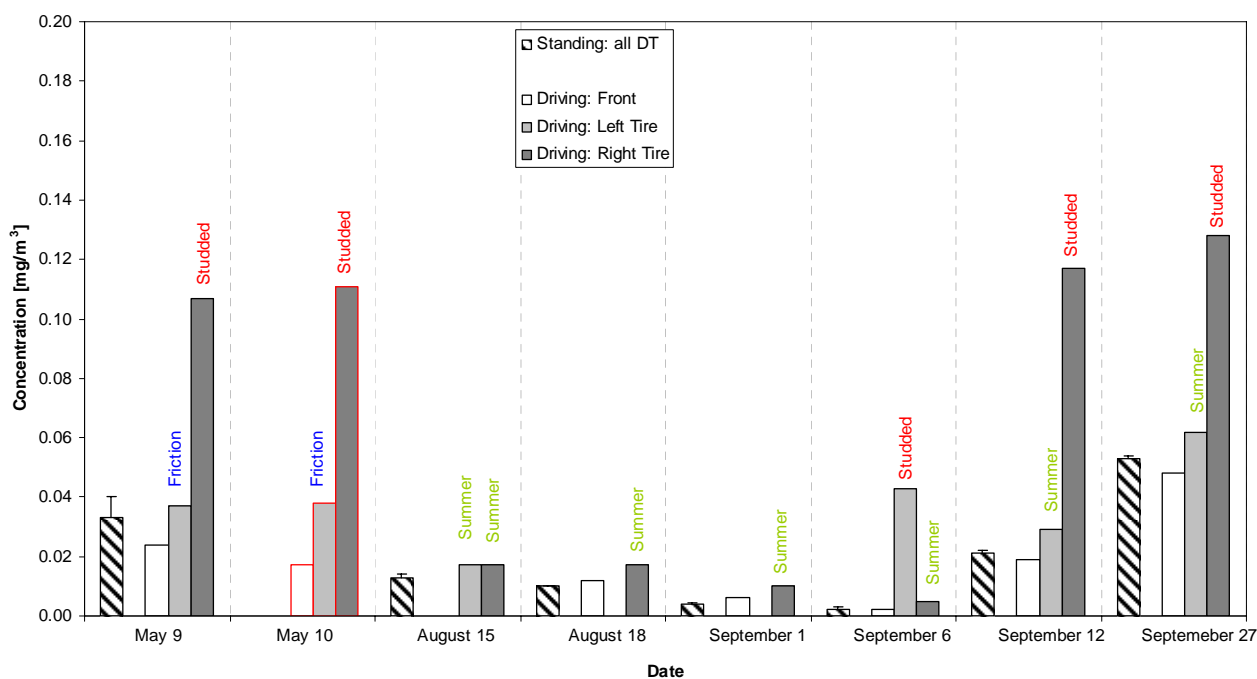
Datum	Dubbdäck		Friktionsdäck	Sommardäck	
	Höger sida	Vänster sida	Vänster sida	Höger sida	Vänster sida
9 maj, 2006		1,12	3,00		
10 maj, 2006		1,39	3,14		
15 augusti, 2006				1,00	1,06
18 augusti, 2006				2,00	
1 sept, 2006				1,50	
6 sept, 2006		1,20		1,67	
12 sept, 2006	0,84				1,10
27 sept, 2006	0,93				0,93

Figur 6, Figur 7 och Figur 8 visar de uppmätta absoluta halterna bakom däcken och framför bilen längs de olika mätsträckorna. Figurerna visar att halterna framför bilen oftast är ungefär desamma som bakgrundshalterna, vilket visar att inverkan av utsläpp från andra fordon längs vägarna varit mycket liten. Vidare syns att de absoluta halterna bakom däcken varierar ganska mycket från tillfälle till tillfälle, men att för samma tillfälle ger dubbdäcken alltid upphov till de högsta halterna, följt av friktionsdäcken. Sommardäcket ger alltid de lägsta bidragen till halterna och ibland är halten bakom sommardäcket knappt signifikant förhöjd jämfört med halten framför bilen.

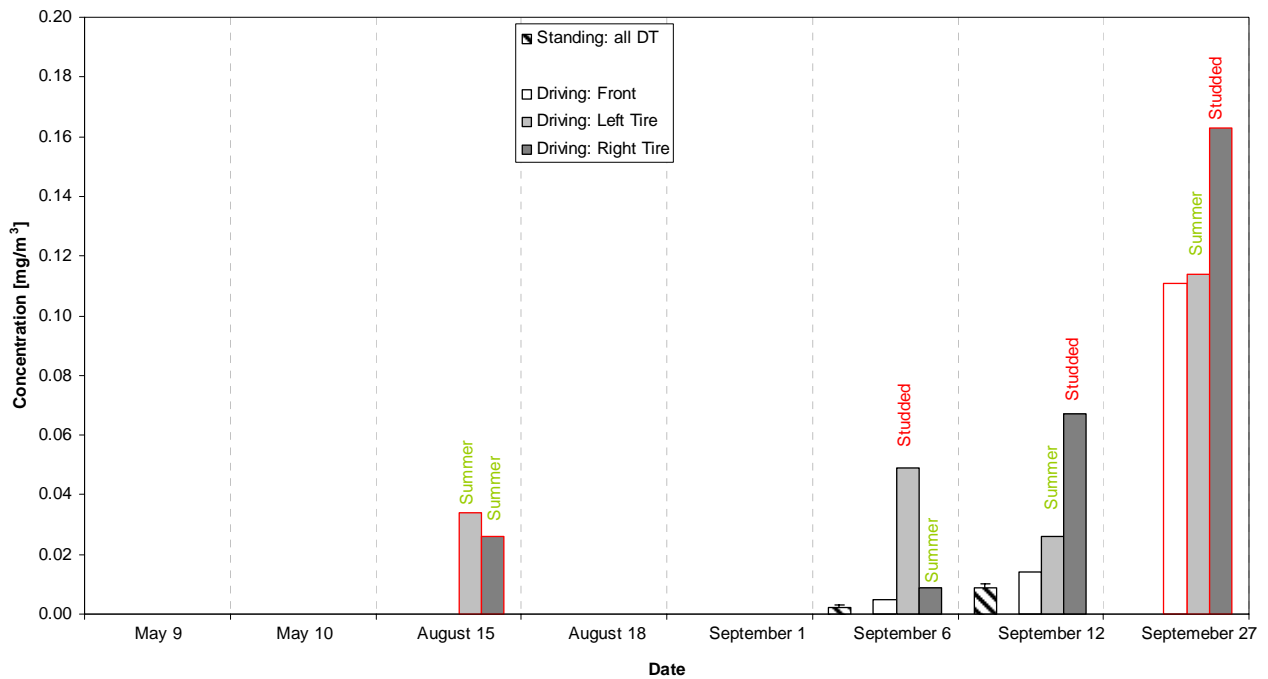
Det genomfördes en del mätningar inne i Södra länken tunneln som dock inte redovisas här. Förhoppningen var att emissionsmätningarna med EMMA skulle kunna "kalibreras" genom att använda mätningarna av PM10 halter, trafikflöden och ventilationsflöden i tunneln för att beräkna emissionsfaktorer för PM10. Tyvärr var halterna inne i tunneln så hög att skillnaden mellan halterna framför bilen och bakom hjulet blev mycket osäker (skillnaden mellan två höga och variabla halter). Möjligen kan denna teknik utvecklas ytterligare i framtiden.



Figur 6. Partikelhalter bakom däckerna under körning längs vägavsnitt C1. Mätningar med Dust Trak.



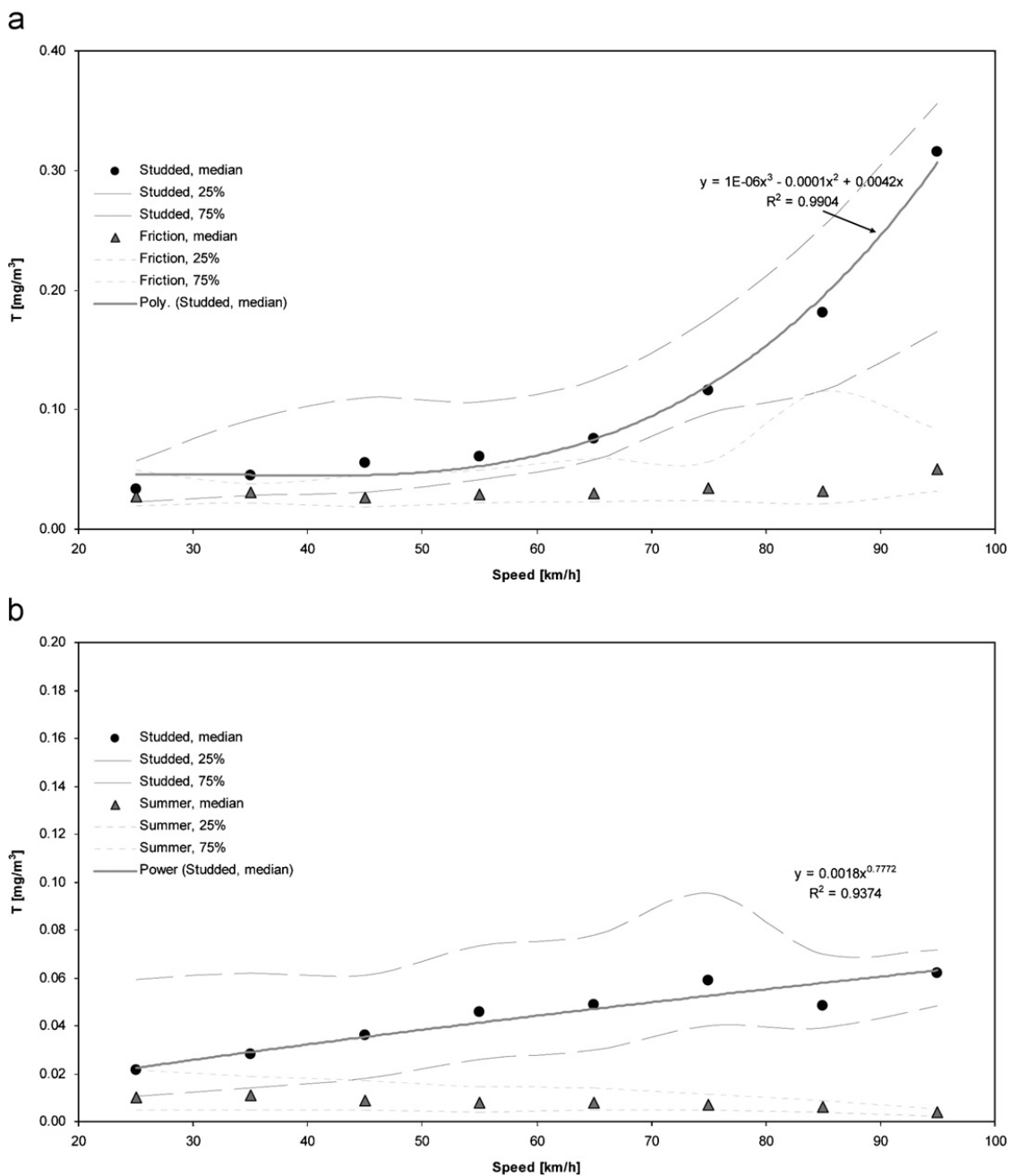
Figur 7. Medelvärden av partikelhalterna bakom däckerna och framför bilen under färd längs sträcka C2. Mätningar med Dust Trak.



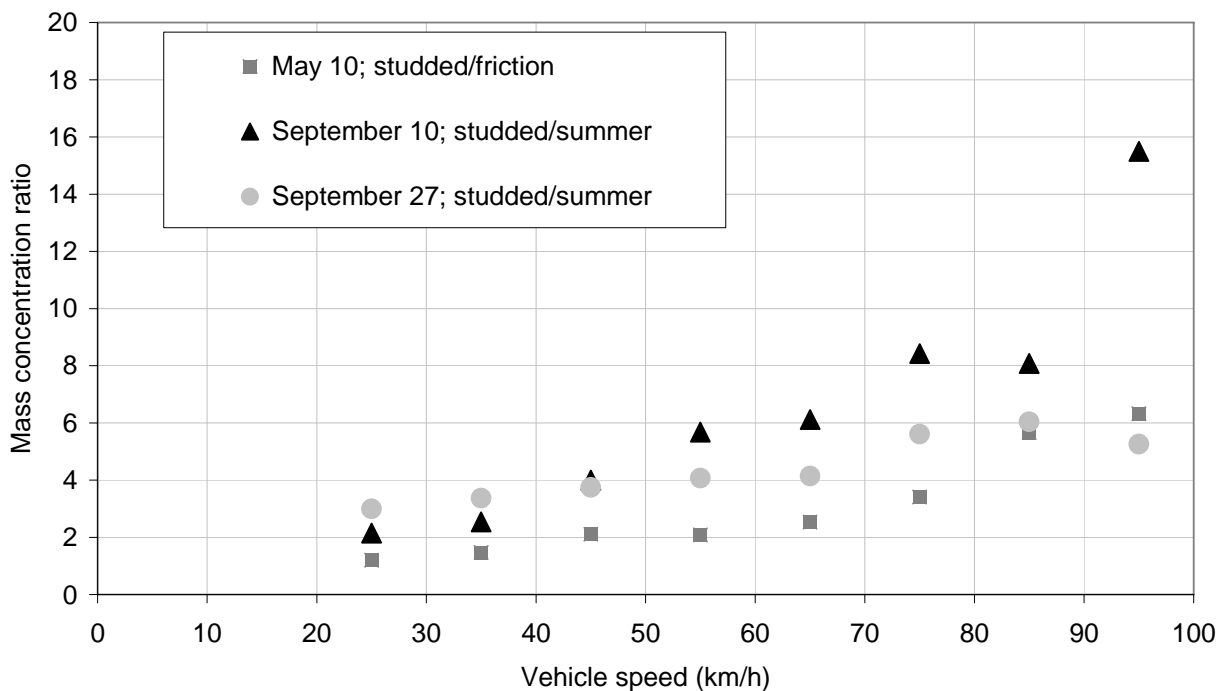
Figur 8. Partikelhalter matt bakom däck och framför bilen vid färd längs den tysta asfalten vid Hallunda. Mätningarna genomfördes med Dust Trak.

Dubbdäckens betydelse för emissionerna ökar kraftigt med ökande fordonshastighet. Absoluta halter som funktion av fordonshastighet framgår av Figur 9. Figuren indikerar att emissionens hastighetsberoende varierar beroende på tiden på året. Betyddigt kraftigare hastighetsberoende syns i maj jämfört med september. Detta kan bero på hur mycket material som ligger ackumulerat på vägbanan. Under våren är den ackumulerade mängden material sannolikt betydligt större än under hösten.

Figur 10 visar hur kvoten mellan dubbdäck och friktionsdäck respektive sommardäck förändras beroende på fordonshastigheten. Under alla tider på året noteras en kraftig ökning av kvoten. Den 10 september ökade kvoten mellan dubbdäck och sommardäck från 2 vid 30 km/h till 15 vid 90 km/h. Men den 10 maj och 27 september ökade kvoten bara från ca 2 till ca 6 då hastigheten ökade från 30 till 90 km/h. Skillnaderna i hur hastigheten påverkar emissionerna kan bero på att mängden ackumulerat material är olika. Mängden ackumulerat material kan i sin tur bero på om mätningarna har föregåtts av långa regniga och fuktiga perioder eller och partikulärt material hamnat på vägbanan på annat sätt t ex via jordbruksmaskiner.



Figur 9. Partikelhalter bakom hjulen vid olika hastigheter längs blandade beläggningar (mätningar med Dust Trak). a) 10 maj och b) 27 september.



Figur 10. Partikelhalter bakom hjulen vid olika hastigheter längs blandade beläggningar (mätningar med Dust Trak). Mätningar den 10 maj, 10 september och 27 september 2006 längs alla vägsträckor.

Att fordonshastigheten har stor betydelse för PM10 emissionerna har också redovisats i andra studier. I Tabell 4 har ett antal studier sammanställts. Den enda studie som gjorts tidigare under verkliga vägförhållanden är den norska studien av Hagen et al. (2005) där man sänkte den skyltade hastigheten längs en infartsled mot Oslo. Studien visar på en genomsnittlig minskning av emissionerna av PM10 med ca 35% då den genomsnittliga fordonshastigheten minskade från 77 km/h till 67 km/h. Detta gäller alltså för variabla vägbaneförhållanden och en dubbandel på endast 23%.

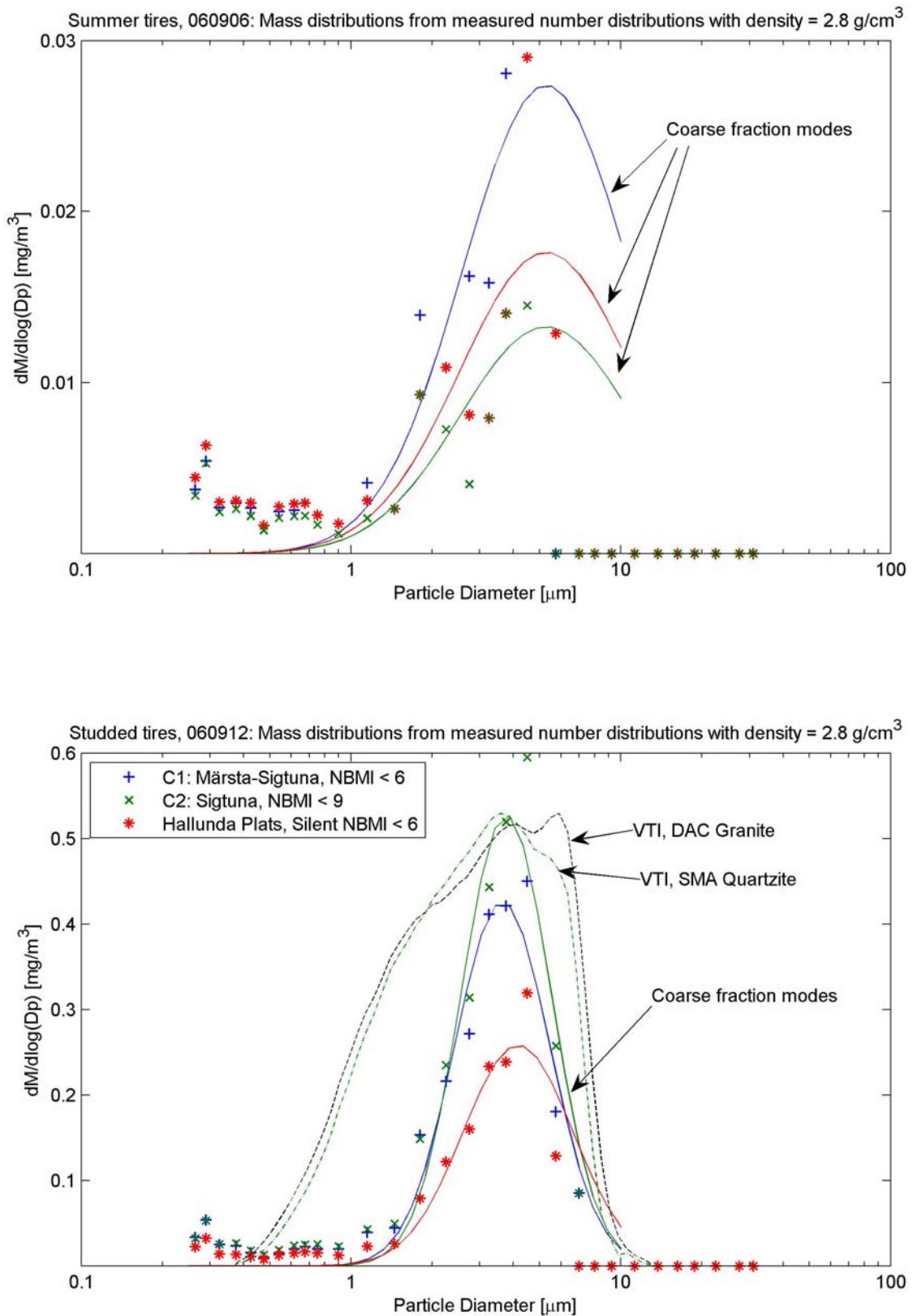
Studien i Söderledstunneln (70% dubbandel och oftast torra förhållanden) och Weartox studien i provägsmaskinen (100% dubbandel och torra förhållanden) ger betydligt kraftigare beroende av hastigheten, men dessa gäller för torra förhållanden och betydligt högre dubbandel än den norska studien.

Tabell 4. Sammanfattning av tidigare studier angående hastighetens betydelse för PM10 emissionerna då dubbdäck används.

Typ av mätning	Dubbandel	Hastighetsförändring km/h	Vägbaneförhållanden	PM10 förändring	Referens
Provvägsmaskin Laboratium	100%	30 till 50	Torr, sandfri kvartsit	Ökning med en faktor 3,6	Gustafsson et al., 2005
Provvägsmaskin Laboratium	100%	50 till 70	Torr, sandfri kvartsit	Ökning med en faktor 1,3	Gustafsson et al., 2005
Söderledstunneln Stockholm	Ca 70%	Ökning från ca 72 till ca 82	Mest torr, sandfri Kvartsit	Ökning med en faktor 2	Johansson et al., 2001; Kristensson et al., 2004
Landsväg (RV 4) Utanför Oslo	24%	Sänkning från 77 till 67	Variabel	Minskning med ca 35%	Hagen et al., 2005

Figur 11 visar partikelstorleksfördelningen mätt bakom sommardäck och dubbdäck under olika tider och på olika delsträckor. Generellt ses att de flesta partiklarna som emitteras har en diameter på ca 3 – 5 μm . Detta är väl i överensstämmelse med resultat som erhållits vid mätningarna med vägprovsmaskin i Linköping. Men däremot förefaller mätningarna med vägprovsmaskinen dessutom ge ganska stora mängder partiklar med en diameter på omkring 1 μm och t om en hel del partiklar med en diameter som är mindre än en mikrometer, vilket inte kunde ses i fältmätningarna. Detta kan dock bero på skillnader i mätmetodik eftersom olika typer av instrument har använts i fält och i laboratoriemätningarna.

Baserat på dessa storleksfördelningsmätningar går det inte att bedöma om det är skillnader mellan olika delsträckor.



Figur 11. Partikelstorleksfördelningar mätt med GRIMM (OPS) bakom sommardäck och dubbdäck på olika sträckor. Dessutom visas partikelstorleksfördelningar uppmätta vid VTI med provvägmaskin på en ABS och en ABT beläggning. Mätningar på provvägmaskinen genomfördes med en APS vid 70 km/tim.

5.1 Nya mätningar i maj 2007 - jämförelse med SNIFFER

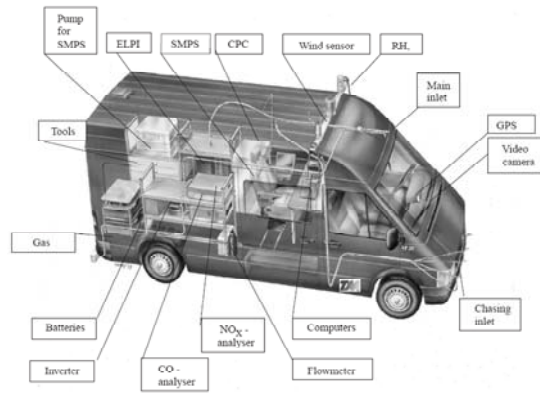
Under maj 2007 genomfördes även jämförande mätningar av PM10 emissionerna mellan ITM:s metod och den finska mätmetoden (SNIFFER; Pirjola et al., 2006; se Figur 12).

Vid jämförelsen med SNIFER användes exakt samma typ av däck; nya NOKIAN däck, vinterdäck med dubbar och utan dubbar samt även sommardäck. Resultaten från jämförelsen är under utvärdering.

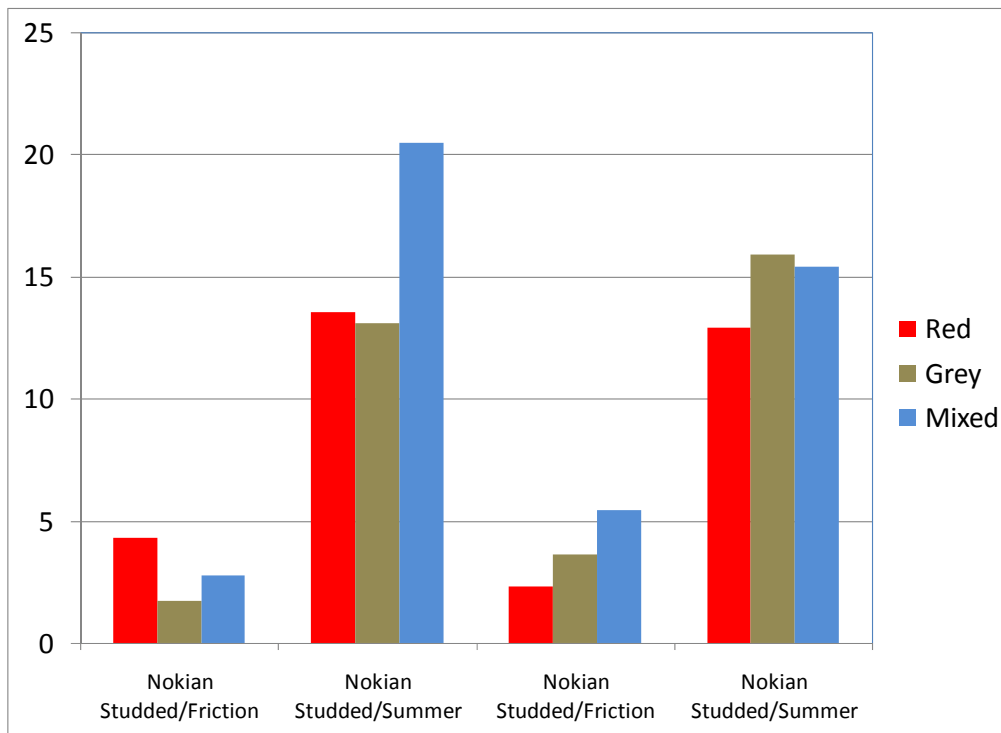
Resultat från mätningar med EMMA med helt nya NOKIAN däck (dubbade, odubbade och sommardäck) redovisas i

Figur 13. De genomsnittliga kvoterna i emissionerna mellan dubbdäck och friktionsdäck var 2,9 och 3,8 i nord respektive sydgående körfält. Detta kan jämföras med kvoterna som erhållits i de ovan rapporterade tidigare mätningarna mellan emissionerna med Gislaved dubb och NOKIAN friktionsdäck; 2 till 6. Skillnaderna kan bero på att mätningarna genomförts på olika vägsträckningar under olika tider.

Kvoterna i emissioner mellan dubbat däck (nytt NOKIAN) och sommardäck (nytt NOKIAN) var 16 respektive 15 för nord och syd gående körfält. Det gjordes också en jämförelse mellan dubbat däck nytt NOKIAN och det gamla sommardäcket på EMMA (Dunlop) och då erhöles emissionskvoter på mellan 20 och 70, vilket är betydligt högre än de vi mätt upp tidigare med Gislaved frost dubbdäcket och Dunlop sommardäck (4 till 17). Detta indikerar att typen av dubbdäck och troligen åldern på detta har stor betydelse för PM10 emissionerna. Gislaved däck har slitits och dubbutsticken är ca 1 mm.



Figur 12. SNIFFER för mätning av PM10 emissioner längs vägar. Kartan visar vägsträckningen längs vilken de jämförande mätningarna genomfördes. Grey, Red, Mixed avser olika sträckningar med olika färg på



Figur 13. Kvoter mellan PM emissionerna med helt nya NOKIAN däck mätt med EMMA under maj 2007. Red, grey, mixed avser olika vägsträckor i enlighet med Figur 12.

6. Framtida mätningar

Ytterligare mätningar med EMMA pågår i Stockholmsinnerstad där stadens trafikkontor kommer att lägga tyst asfalt på Renstiernas gata på Södermalm. Mätningar med EMMA (under 2008) avses kunna ge information om denna beläggning ger lägre emissioner av partiklar jämfört med konventionella beläggningar i city. Projektet finansieras av Stockholms stads trafikkontor.

Planer finns också att ytterligare klargöra sambanden mellan PM10 emissionerna och däckstyper, beläggningstyper och vägbaneförhållanden i samarbete med forskare i Finland (SNIFFER). För detta finns dock ännu ingen finansiering.

7. Rapportering av resultat från projektet

Resultat har publicerats vetenskapligt och i svenska rapporter, bl a i form av underlag till ett regeringsuppdrag som vägverket ansvarat för samt bidragit till rapporteringen i projektet "Bättre luftkvalitet genom val av vägbeläggning". Resultaten har även redovisats muntligt vid ett antal olika seminarier/konferenser.

Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H., Hansson, H.-C. Factors affecting non-tailpipe aerosol particle emissions from paved roads: on road measurements in Stockholm, Sweden. 2007 Atmos. Environ. vol:in press DOI:10.1016/j.atmosenv.2007.09.064.

- Johansson, C., Hussein, T., and Karlsson, H., 2007. Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelemissionerna. ITM report 164. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X. http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/itm_rapp_164.pdf
- Johansson, C., 2006. Betydelsen av dubbdäck mm för PM10 halterna längs vägarna. ITM report 158. ITM Stockholms universitet, 106 91 Stockholm, Sweden. ISSN 1103-341X. Underlag till regeringsuppdrag N20006/4800/TP som Vägverket redovisat till Närings- och miljödepartementet 2007. http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/itmrappp_158_PM10emissioner_vv_2006_feb2007.pdf
- Johansson, C., 2006. Effekten av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLB report 2006:3. Environment and Health Administration. Stockholm, Sweden. http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_buller_red_belaggn_2006_03.pdf
- Johansson, C., 2007. Fordonshastighetens betydelse för PM10 emissionerna. PM på uppdrag av Martin Juneholm, Vägverket.

8. Konferenser

Resultat från mätningarna presenterats vid följande seminarier/konferenser:

1. Presentation på VTI dagarna, januari, 2007.
2. Möte i Trondheim, 7-8 maj 2007 ” Svevestøv og luftkvalitet” organiserat av norska vegdirektoratet och Trondheims kommun.
3. Konferens i Tromsø (Teknologidagarna), 17-18 oktober, 2007.

Litteraturreferenser

- Gustafsson M. (2003). "Emissioner av slitage- och resuspensionspartiklar i väg- och gatumiljö," VTI meddelande 944:2003, Väg och transportforskningsinstitutet,(Linköping), 53
- Gustafsson, M., 2001. Icke avgasrelaterade partiklar i vägmiljön. VTI meddelande nr 910. VTI, 581 95 Linköping.
- Gustafsson, M., Blomqvist, G., Dahl, A., Gudmundsson, A., Ljungman, A., Lindbom, J., Rydell, J., Swietlicki, E. 2005. Inhalable particles from the interaction between tyres, road pavement and friction materials. Final report from the Wear tox project. Report no. 520 (in Swedish with summary in English). Swedish National Road and Transport Research Institute, SE-581 95 Linköping, Sweden.
- Gustafsson, M., m fl., 2006, Effekter av vinterdäck - En kunskapsöversikt. VTI, 543. VTI, Linköping.
- Gustafsson, M., m fl., 2007. Particle characteristics and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. Insänd för publicering i The Science of the Total Environment, februari, 2007.
- Hagen et al., 2005. Miljöfartsgrense i Oslo Effekt på luftkvaliteten av reducerat hastighet på rv 4. NILU OR 41/2005.
- Hussein, T., Johansson, C., Karlsson, H., Hansson, H.-C., 2007. Factors affecting particle emissions from paved roads – on road measurements in Stockholm, Sweden. Atmospheric Environment, 2007, in press.
- Isaksson, L., 2001. Mobila mätningar av Aerosolegenskaper i Stockholm. Examensarbete i meteorologi vid Meteorologiska institutionen, Stockholms universitet, 106 91 Stockholm.
- Jacobson, T. & Wågberg, L.-G., 2007. Slitagemodellen – faktorer som är kopplade till vägbeläggningens slitstyrka och dubbdäcksslitage på vägen. Kursdokumentation, Slitagemodellen. VTI, Linköping, februari, 2007.
- Jacobson, T., & Wågberg, L.-G., 2004. Prediction models for pavement wear and associated costs. Swedish National Road and Transport Research Institute, SE-581 95 Linköping, Sweden.
- Johansson, C., 2006. Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelhalterna. SLB rapport 2006:3. Miljöförvaltningen, Stockholm, Box 8136, 104 20 Stockholm.
- Johansson, C., Hedberg, E., Olivares, G., Gidhagen, L., Karlsson, H., Wideqvist, U., Vesely, V., Swietlicki, E., Kristensson, A., Zhou, J., Rissler, J., Brohammer, P., Brorström-Lundén, E., Peterson, K., Remberger, M., Potter, A., Junedahl, E., Persson, K., Sjöberg, K., Sellin-Lindgren, E., Jacobsson, J., Tranefors, C., Andersson, L., Eltahir, E., Omstedt, G., Langner, J., Foltescu, V., Pettersson, M., Ahlinder, R., Sjövall, B., Norberg, L., Burman, L., 2004b. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter. Del II. Växjö, ITM report no. 124, March 2004.
- Johansson, C., Hedberg, E., Olivares, G., Gidhagen, L., Karlsson, H., Wideqvist, U., Vesely, V., Swietlicki, E., Kristensson, A., Zhou, J., Rissler, J., Brohammer, P., Broström-Lundén, E., Peterson, K., Remberger, A., Potter, A., Junedahl, E., Persson, K., Sjöberg, K., Sellin-Lindgren, E., Jacobsson, J., Tranefors, C., Andersson, L., Eltahir, E., Omstedt, G., Langner, J., Foltescu, V., Pettersson, M., Ahlinder, R., Sjövall, B., Norberg, B., Burman, L., 2004a. Mätningar och beräkningar av vedeldningens påverkan på luftföroreningshalter, Del 1. Lycksele. ITM report no. 124, March 2004.
www.itm.su.se/bhm/rapporter/itmrappp_124_Lycksele_bhm204.pdf (in Swedish).
- Johansson, C., m fl., 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10. SLB analys 2:2004 (http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_4_2004_050117.pdf).
- Johansson, C., Norman, M., Gidhagen, L., 2007. Spatial & temporal variations of particle mass (PM10) and particle number in urban air—implications for health impact assessment. Environmental Monitoring and Assessment 127, 477–487.
- Ketzel, M; Omstedt; G., Johansson; C., Düring; I., Pohjola; M., Öttl; D., Gidhagen; L., Wählin; P., Lohmeyer; A., Haakana; M., Berkowicz, R., 2007. Estimation and validation of PM2.5/PM10 exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. Atmos Environ., 41, 9370-9385.

- Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R., Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U. & Vaclav Vesely, 2004. Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles Measured in a Road Tunnel in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 38, 657-673.
- Kupiainen, K. H., Tervahattu, H., Räisänen, M., Mäkelä, T., Aurela, M., och Hillamo, R., 2005. Size and composition of airborne particles from pavement wear, tires, and traction sanding. *Enviro Sci Technol.*, 39, 699-706.
- Kupiainen, K., Pirjola, L. & Tervahattu, H. 2006. Effect of tire studs and traction sanding on emissions of road dust. (personal communication). Abstract for ISCORD 2007.
- Kupiainen, K., Tervahattu, H., och Räisänen, M., 2003. Experimental studies about the impact of traction sand on urban road dust composition. *The Science of the Total Environment*, 308, 175-184.
- Larsen och Haugsbakk, 1996; Statens vegvesen; 1911, Veg-grepsprosjektet.
- Nicholson, K. W., Branson, J. R., 1990. Factors affecting resuspension by road traffic. *Sci. Total Environ.* 93: 349-358.
- Nicholson, K. W., Branson, J. R., Giess, P., Cannell, R. J. 1989. The effects of vehicle activity on particle resuspension. *J. Aerosol Sci.* 20(8): 1425-1428.
- Norman, M., Johansson, C., 2006. Studies of some measures to reduce road dust emissions from paved roads in Scandinavia. *Atmospheric Environment* 40, 6154-6164.
- Omstedt, G., Bringfelt, B., Johansson, C., 2005. A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmospheric Environment* 39, 6088-6097.
- Patraa, A. Colvile, R., Arnolda, S., Bowen, E., Shallcross, D., et al. 2007. On street observations of particulate matter movement and dispersion due to traffic on an urban road. *Atmos Environ.*, 2007, doi:10.1016/j.atmosenv.2006.10.070.



**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

106 91 STOCKHOLM

Telefon 08-674 70 00 vx - Fax 08-674 72 39

•

s