

*ITM-rapport 164*



Delrapport från forskningsprojekt

# Betydelsen av bullerreducerande beläggning för partikelemissionerna

Christer Johansson, Tareq Hussein, Hans Karlsson

Maj 2007

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

# Innehåll

1. Förord .....	2
2. Sammanfattning.....	3
3. Introduktion.....	4
4. Metoder .....	5
4.1 Mätsträcka och belägningen.....	5
4.2 Mätmetod .....	5
5. Resultat .....	8
6. Diskussion .....	15
Referenser .....	17

## 1. Förord

Denna redovisning är en del i ett forskningsprojekt med syfte att få större kunskap om olika typer av vägmateriels PM10-generering, och i förlängningen kunna göra ett bättre urval av vägbeläggningar som både är bullerdämpande och som alstrar låga halter av partiklar i luften intill vägarna. I projektet ingår tre aktiviteter som syftar till att kvantifiera partikelgenereringen; (i) fasta mätningar intill en tyst asfalt vid Hallunda, (ii) mobila mätningar av partikelgenereringen längs vägar belagda med olika asfaltstyper, (iii) test av partikelbildning och -karakteristik för dubbdäckskörning av tre beläggningar i VTI:s provvägsmaskin (PVM). I denna delrapport presenteras resultaten från de mobila mätningarna.

Projektet finansieras av SBUF, Vägverket i Borlänge och region Stockholm samt av Skanska Sverige AB. Projektledare från Skanska är Maria Nordberg och från Vägverket Michelle Benyamine samt Christer Strömberg. Projektet genomförs i samarbete mellan Skanska, Vägverket, SLB analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm, Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM) vid Stockholms universitet samt VTI Linköping.

Projektet har bestått av en arbetsgrupp och en referensgrupp. Arbetsgruppen har bestått av Maria Norberg och Roger Nilsson, Skanska, Stockholm, Kerstin Gustavsson, Michelle Benyamine och Christer Strömberg, Vägverket (Stockholm), Christer Johansson, SLB analys vid Miljöförvaltningen, Stockholm och ITM Stockholms universitet. Referensgruppen har bestått av Torbjörn Jacobsson, VTI (Linköping), Dan Arvidsson, Miljöförvaltningen i Botkyrka, Martin Juneholm, Vägverket (Borlänge), Göran Westberg, Trafikkontoret i Stockholm samt de i arbetsgruppen.

Stockholm maj 2007,

Christer Johansson

Docent, Luftlaboratoriet ITM, Stockholms universitet

## 2. Sammanfattning

I denna rapport redovisas mätningar av partikelhalter bakom framhjulen på en liten lastbil. Mätresultaten indikerar hur PM10 emissionerna från torra vägbanor varierar beroende på typen av däck, typen av vägbanan och beroende på fordons hastigheten.

Resultaten indikerar att dubbdäck ger upphov till betydligt högre emissioner från vägarna jämfört med friktionsdäck och sommardäck. I genomsnitt varierade förhållandet mellan dubbdäckens och friktionsdäckens emission mellan 2 och 6,4. Förhållandet mellan dubbdäck och sommardäck varierade mellan 4 och 17.

Dubbdäckens betydelse för emissionerna ökar kraftigt med ökande fordons hastighet. Emissionens hastighetsberoende verkar variera beroende på tiden på året och är sannolikt avhängigt av hur mycket material som ligger ackumulerat på vägbanan. Under våren är den ackumulerade mängden material sannolikt betydligt större än under hösten.

En jämförelse mellan beläggningar med olika stenmaterial visar att den dubbdäcksemitterade partikelmängden är högre längs en vägsträcka med mjukare stenmaterial kulkvarnsvärde <9, jämfört med en beläggning med kulkvarnsvärde <6. Vägsträckorna skiljer sig dock också med avseende på mängden fordon som passerar per dygn. Längs sträckan med hårdare beläggning var fordonsflödet betydligt högre och där noterades också betydligt (faktor 3) högre halter bakom friktionsdäcket, vilket indikerar att mera material ackumulerats och kan virvlas upp. Skillnaden i absoluta halter bakom dubbdäcken mellan sträckorna var betydligt mindre än för friktionsdäcken vilket indikerar att friktionsdäcken är effektivare att virvla upp partiklar jämfört med dubbdäck.

Mätningarna indikerar att emissionerna från den tysta beläggningen är i samma storleksordning som emissionerna från andra beläggningar. Detta indikerar att beläggningens struktur inte är avgörande för emissionerna av partiklar. Sannolikt är stenmaterialkvalitet och stenhalt betydligt viktigare.

### 3. Introduktion

I Stockholm överskrids gränsvärdena och normerna för PM10 längs vissa hårt trafikerade vägar och gator både vad gäller års- och dygnsmedelvärden. Speciellt dygnsnormen överskrids kraftigt under vinter och vår vid torrt väder. PM10-halterna i Stockholm och Helsingfors är under denna period mycket högre än i andra städer i Europa som t ex Köpenhamn, Berlin och Frankfurt (Ketzler m fl 2007) beroende på de höga emissionerna av partiklar från vägbanorna.

Dubbdäcksanvändningen är en viktig orsak till de höga PM10 halterna. Baserat på mätningarna inom Weartox ger dubbdäcken mellan 50 och 100 gånger mera PM10 jämfört med friktionsdäck. Motsvarande mätningar i Finland ger mellan 2 och 9 gånger mera PM10 med dubbdäck. Mätningar med vägprovmaskin (Gustafsson et al., 2007; Kupiainen et al., 2005), vägtunnelmätningar (Kristensson et al., 2003) och haltmätningar i omgivningsluft (Hagen et al., 2005) har visat att PM10 bildningen kan öka kraftigt med ökande fordonshastighet. Gustafsson et al. (2007) har visat att både dubbdäck och friktionsdäck ger upphov till ökad produktion av PM10 då hastigheten ökar. Mätningarna med provvägsmaskinerna i såväl Sverige som i Finland har visat att typen av stenmaterial i beläggningen har stor betydelse för PM10 bildningen. Det totala vägslitaget är också kraftigt beroende av vilka stenmaterial som ingår i beläggningen (Jacobson & Wågberg, 2007). För sandade (eller "smutsiga") vägar ökar bildningen av PM10 enligt mätningar med provvägsmaskin (Gustafsson et al., 2007; Kupiainen et al. 2005), men det är mera osäkert hur stor betydelse dubbdäck har jämfört med friktionsdäck. Framförallt de finska studierna (både i fält och i vägprovmaskin) pekar mot att PM10 produktionen ökar kraftigt om vägarna är "sandiga". I Weartox-projektet fann man att både natursand och stenkross gav kraftigt förhöjd PM10 bildning både för dubbdäck och friktionsdäck, även om dubbdäcken fortfarande gav betydligt större PM10 produktion jämfört med friktionsdäcken. Men i dessa fall är skillnaderna i produktion mellan odubbade och dubbade däck betydligt mindre och enligt finländska experter kan t o m produktionen av PM10 vara större med odubbade friktionsdäck jämfört med dubbdäck. Detta förklarar man med att det är kontaktytan mellan däck och sandig vägbanan som är avgörande ("sandpapperseffekten") inte dubbarnas slitage. Detta skulle betyda att relativa betydelsen av friktionsdäck respektive dubbdäck för produktionen av PM10 beror av hur "sandiga" vägarna är.

Betydelsen av asfaltens täthet är oklar. Jämförande mätningar intill tyst asfalt och referensasfalt längs E20 (Hallunda) tyder på liten effekt av tätheten; <15% (Johansson, 2006). Men avsaknaden av skillnad i PM10 halter vid Hallunda kan också bero på andra faktorer såsom olika stenmaterial i den tysta asfalten jämfört med referensbeläggningen.

Syftet med detta projekt är att få större kunskap om olika typer av vägmateriells PM10-generering, och i förlängningen kunna göra ett bättre urval av vägbeläggningar som både är bullerdämpande och som alstrar låga halter av slitagepartiklar. Med hjälp av både mobila och stationära mätanordningar mäts partikelgenereringen från den vägsträcka i Albyberget, Botkyrka kommun, som belagts med bullerreducerande dubbeldränbeläggning.

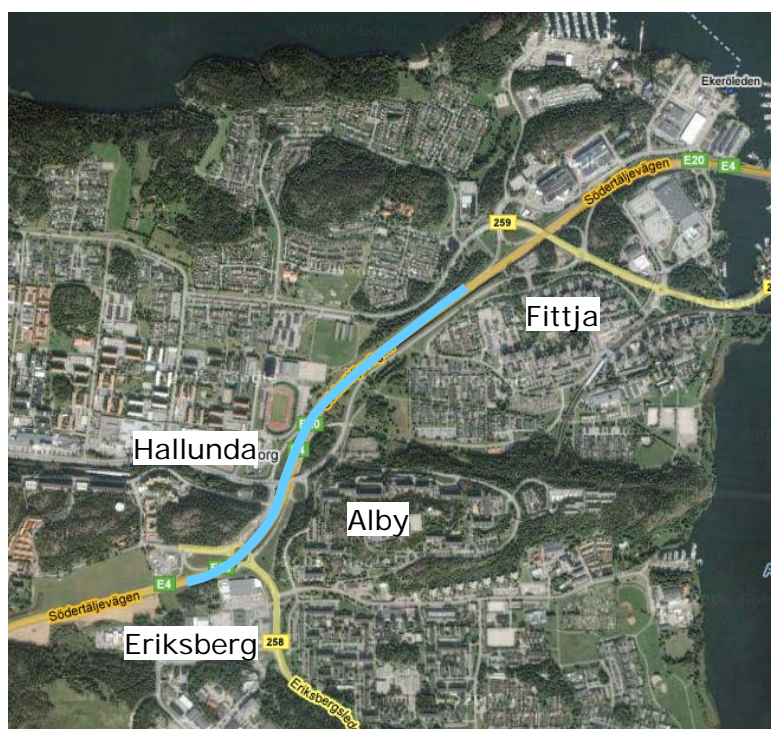
I denna rapport redovisas inte bara mätningarna längs den tysta asfalten utan även längs andra vägsträckor. Rapporten baseras delvis på ett manus som insänts för publicering i en vetenskaplig tidskrift (Hussein et al., 2007) samt på en tidigare redovisning av mätningarna med fasta mätstationer längs den tysta beläggningen vid Hallunda (Johansson, 2006).

## 4. Metoder

### 4.1 Mätsträcka och belägningen

Belägningens sträckning längs E4/E20 vid Hallunda framgår av Figur 1. Bakgrunden till denna placering var de höga bullernivåerna som mätts upp vid Albyberget ett par hundra meter öster om motorvägen. Sträckan är en ca 1200 m lång del av E4. Belägningen avser alla körfält i vardera körriktningen inklusive accelerations- och retardationssträckor.

Den skyltade hastigheten är 90 km/h och uppskattade trafikbelastningen framgår av **Fel! Hittar inte referensskälla..** Trafikdata kommer från Luftvårdsförbundets i Stockholm och Uppsala läns databas.



Figur 1. Sträckans belägenhet i förhållande till kringliggande bostadsområden. OBS att även anslutande accelerations- och retardationssträckor vid Eriksbergsledens trafikplats belades med tyst asfalt.

### 4.2 Mätmetod

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. 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).

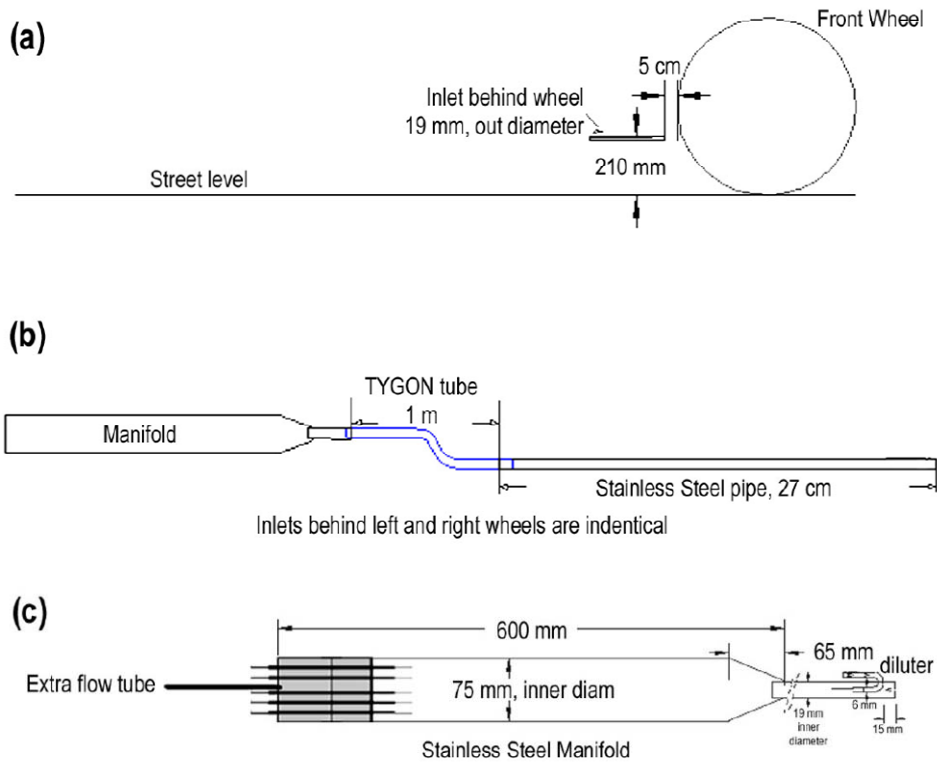
Luftintag placerades bakom vart och ett av framhjulen samt framför bilen (Figur 3). Skillnaden mellan koncentrationerna bakom hjulen och framför antas vara proportionell mot emissionen av partiklar från vägbanan. Genom att samtidigt mäta emissionerna med olika däck på framhjulen erhålls relativa förhållandet i emissioner mellan däcken.

De mobila mätningarna har genomförts längs olika vägtyper i Stockholmsregionen. Samtliga mätningar avser torra vägbanor.

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



Figur 2. Batterier (över vänster), Luftintag bakom framhjul (över högre), instrumentrack med Dust Trak (nedre vänster) och insugsfördelare inne i bilen (nedre höger).



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



Figur 4. Mätsträckor för mobilmätning norr om Stockholm.



Tabell 1. Beskrivning av trafikförhållandena och beläggningarna längs de olika mätsträckorna.

Sträcka (väg nummer)	Vägtyp	Kulkvarns- värde	Belägg- ningsår	Högsta tillåtna hastighet [km/h]	Trafikflöden [Fordon/dag]
A (E18) <sup>(1)</sup>	Motorväg 2 filer i vardera riktning	< 6 och <9	1993 – 2003	90 och 110	~ 10 000
B (269)	Landssväg 2 filer	< 9	1999 – 2005	70 och 90	~ 3 200
C1 (263)	Landsväg 2 filer	< 6	1999 – 2005	50, 70 och 90	~ 8 200
C2 (263)	Landsväg 2 filer	< 9	1996 – 2005	50, 70 och 90	3 000 – 4 000
D (E4) <sup>(2)</sup>	Motorväg 2 filer i vardera riktning	< 6	2001 – 2004	90 och 110	20 000 – 60 000
Hallunda <sup>(3)</sup> (E4/E20)	Motorväg 2 filer i vardera riktning	< 6	2001 – 2004	90	~ 64 000

<sup>(1)</sup> Denna del av motorvägen (E18) består av flera olika beläggningar med olika kulkvarnvärden.

<sup>(2)</sup> Denna del av E4:an har variabelt trafikflöde. Trafikflödet ökar in mot city.

<sup>(3)</sup> Porös (tyst) asphalt (se texten).

## 5. Resultat

De mobila mätningarna presenteras dels som haltökningar bakom hjulen minus halterna framför hjulen, dels som relativa förändringar (som antas vara proportionella mot förändringarna i emissionerna). De faktorer som studerats är

- typ av däck
- vägsträcka
- fordons hastighet

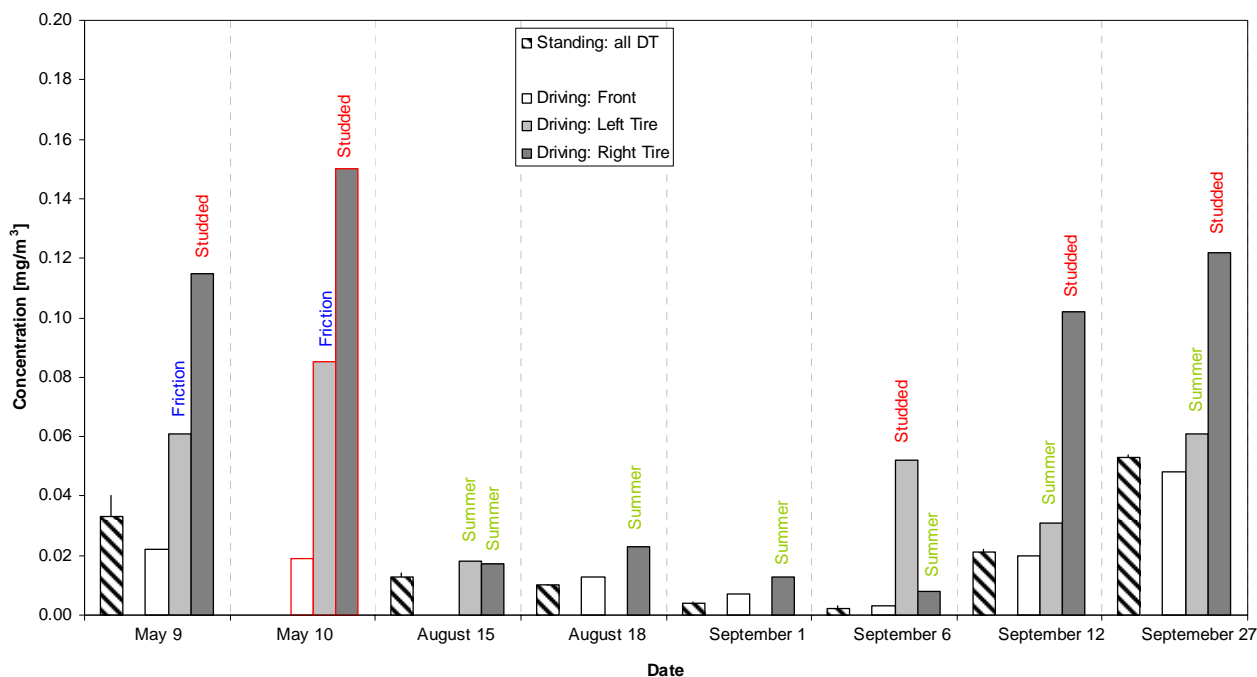
Vad gäller de olika vägsträckorna kan skillnaderna bero på flera saker såsom olika ålder på beläggningarna, olika stenmaterial, olika grad av slitage och mängd ackumulerat material. Samtliga mätningar avser torra vägbanor.

Första frågan är om det är stor skillnad i relativ emission om däcket sitter på högra eller vänstra framhjulet. Den 15:e augusti genomfördes mätningar längs sträckorna C1 och C2 med sommardäck på både högra och vänstra sidan. Resultaten visar att haltökningen bakom hjulen var lika stor oavsett hjulets placering (Tabell 2 och Tabell 3). Detta indikerar att variationerna i partikelemissioner mellan olika hjul är liten.

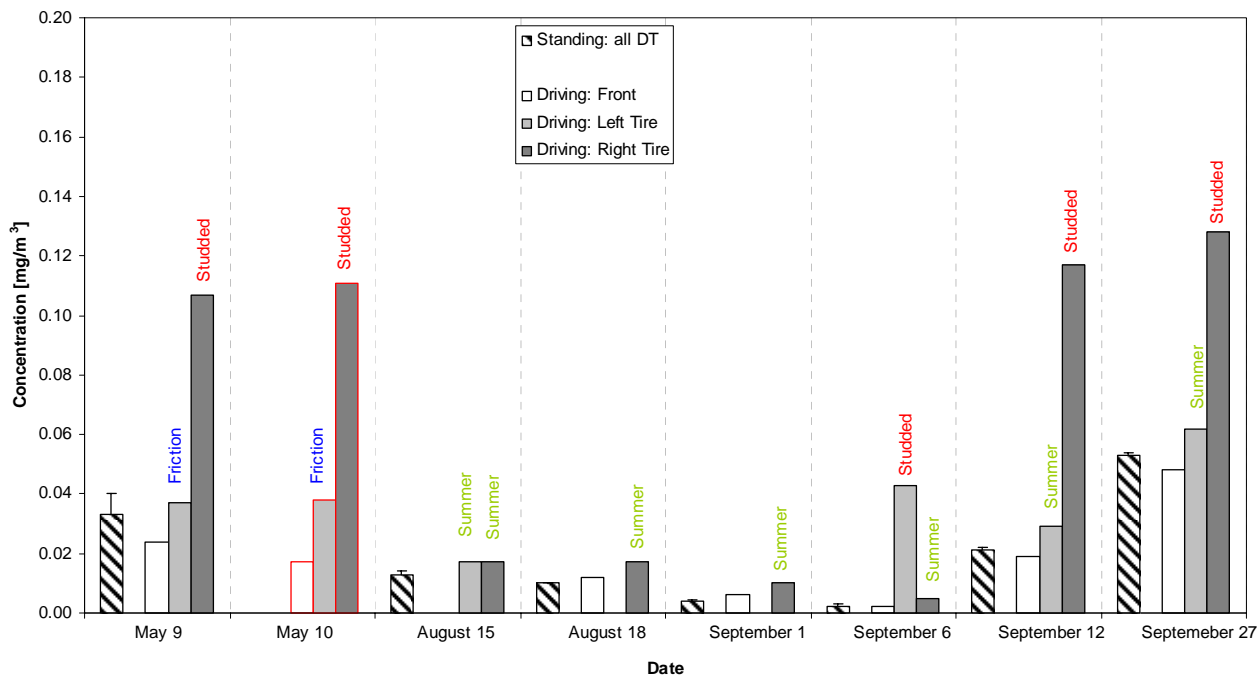
Men skillnaderna mellan olika hjul kan variera beroende på typen av däck och beroende på typ av vägsträcka. Mätningarna som presenterats här gäller för sommardäcket. Med sommardäck är beläggningsslitaget relativt litet. Det mesta som emitteras är partiklar som redan finns längs vägbanorna. Med dubbdäck emitteras partiklar som ett resultat av både mekaniskt slitage och uppvirvling av partiklar som ligger bundna i beläggningens porer. Mätningar med dubbdäck på båda hjulen samtidigt har inte genomförts, men mätningar vid olika tidpunkter tyder inte på att det är någon betydande skillnad mellan högra och vänstra sidan.

I Figur 5, 6 och 7 visas medelhalterna för olika dagar bakom hjulen, framför bilen och i luften vid stillastående på olika vägsträckor. Halterna framför bilen varierar beroende på bidrag från emissioner från framförvarande fordon men är alltid betydligt lägre än halterna bakom hjulen. Halterna vid stillastående representerar typiska halter på landsbygden utanför Stockholm och kan variera beroende på PM10 halterna i den intransporterade luften och på lokala bidrag från vägtrafikens emissioner i regionen (i våra mätningar varierade halterna från enstaka  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  till några tiotal  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

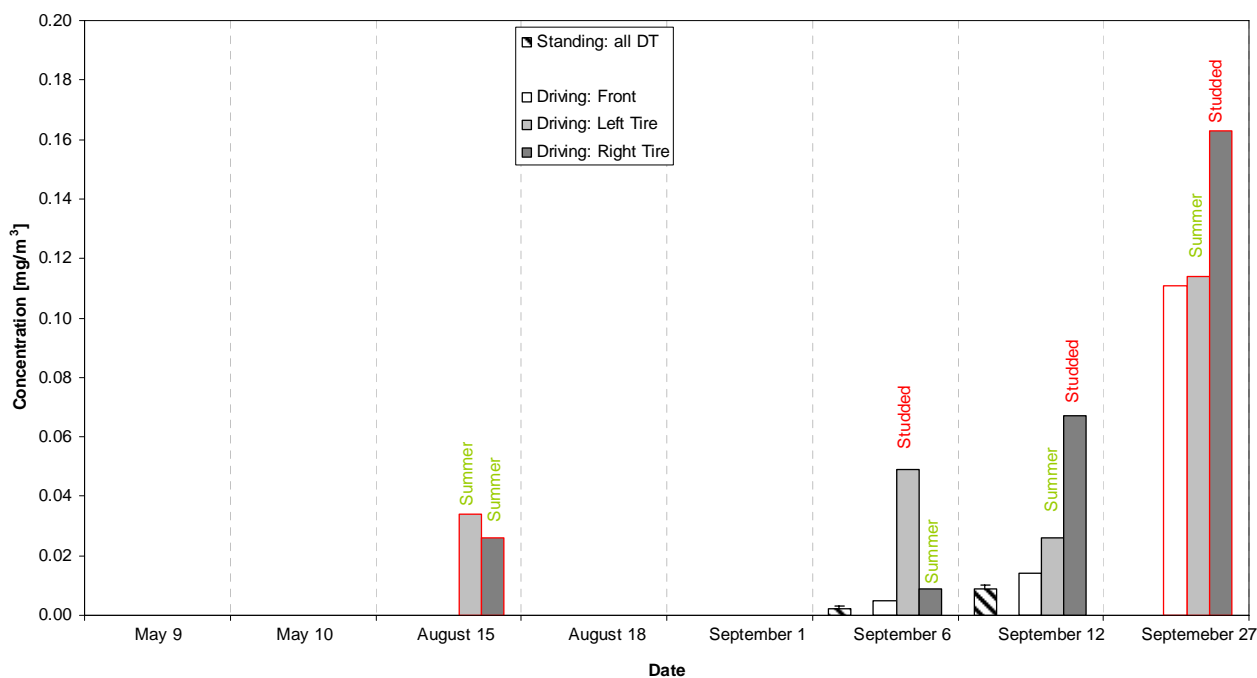
Generellt noteras alltid de högsta halterna bakom dubbdäcket följt av friktionsdäcket. Haltökningen bakom dubbdäcket är ofta mer än 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . De lägsta halterna noteras bakom sommardäcket. För sommardäcket är ökningen liten. Vid enstaka tillfällen gjordes mätningar på grusvägar och då noterades betydligt högre värden bakom däck, över 1000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (visas inte i figurerna), vilket indikerar att grusvägar kan utgöra betydande lokala källor till PM10 på landsbygden.



Figur 5. Partikelhalter framför (front) och bakom hjulen samt vid stillastående för mätningarna längs vägsträckan C1.



Figur 6. Partikelhalter framför (front) och bakom hjulen samt vid stillastående för mätningarna längs vägsträckan C2.



Figur 7. Partikelhalter framför (front) och bakom hjulen samt vid stillastående för mätningarna längs vägsträckan vid Hallunda (porösa/tysta asfalten).

Tabell 2 visar att det var ganska stora skillnader i halterna bakom friktionshjulet beroende på om mätningen gjordes längs C1 eller C2. Cirka 3 gånger högre halter uppmättes längs C1 den 9 och 10 maj. Skillnaderna mellan vägsträckorna då dubbdäck eller sommardäck används var betydligt mindre.

Med dubbdäck var halterna bakom hjulet en faktor 1,2 respektive 1,39 högre för C1 jämfört med C2 den 9 och 10 maj. Den 12 och 27 september var förhållandet mellan halterna bakom dubbdäcket 0,84 respektive 0,93.

C1 är en hårdare beläggning (kulkvarnsvärde <6) jämfört med C2 (kulkvarnsvärde <9) och förväntas därför slitas mindre effektivt och därmed ge lägre partikelhalter bakom hjulen, inte högre såsom observerats. Men anledningen kan vara att C1 sträckan har större mängd ackumulerat material på vägytan som virvlas upp. Mätningarna indikerar då att friktionsdäcken är effektivare att virvla upp material jämfört med dubbdäcken.

Tabell 2. Förhållandet mellan partikelhalterna på C1 och C2 bakom vänstra och högra framhjulet för olika typer av däck. Fordonshastigheten är mellan 60 och 80 km/h.

Measurement Date	Studded tires		Friction tire	Summer tires	
	Right side	Left side	Left side	Right side	Left side
May 9, 2006		1.12	3.00		
May 10, 2006		1.39	3.14		
August 15, 2006				1.00	1.06
August 18, 2006				2.00	
September 1, 2006				1.50	
September 6, 2006		1.20		1.67	
September 12, 2006	0.84				1.10
September 27, 2006	0.93				0.93

Kvoterna mellan dubbdäckens och friktionsdäckens emissioner från olika vägsträckor varierade mellan 2 och 6,4 (Tabell 3). Kvoten mellan dubbdäck/sommardäck varierade mellan 4,4 och 17,3. Om man jämför olika sträckor under en och samma dag ser man att de relativa emissionerna skiljer beroende på vägsträcka. Längs sträcka C2 är ökningarna i emissionerna med dubbdäcken kraftigare jämfört med C1. Detta ligger i linje med att C2 består till större del av mjukare stenmaterial (högre kulkvarnsvärde). I jämförelse med C1 och C2 var kvoten i halten dubbdäck/sommardäck inte systematiskt högre eller lägre längs sträckan med den tysta asfalten. Den 6 september noterades 11,0 vilket är mellan C1 (9,8) och C2 (13,7). Den 12 september noterades 4,4 vilket är lägre än både C1 och C2 och den 27 september var kvoten för den tysta beläggningen betydligt högre än både C1 och C2.

Det går inte att exakt säga vad som orsakar variationerna mellan olika dagar. Den totala emissionen innefattar både uppvirvlingen av ackumulerat material från vägarna och däckens PM10 generering på grund av det direkta vägslitage. Beläggningarna kan ha något varierande fuktighet vilket påverkar uppvirvlingen. Mängden ackumulerat material kan variera mellan olika dagar och mellan olika beläggningar beroende bland annat på om det varit torrt eller fuktigt den senaste tidsperioden.

Andelen som är uppvirvlat är olika för dubb- respektive friktionsdäcket. Baserat på resultaten från Weartox att dubbdäcken ger 40 gånger större slitage jämfört med friktionsdäcken. Om detta förhållande avspeglar skillnaden i PM10 slitaget mellan däcken även under verkliga förhållanden i fält, så kan man dela upp emissionen som uppkommer på grund av däckens slitage respektive den del som kommer från uppvirvling av ackumulerat vägdamm (Hussein et al., 2007). För friktionsdäcket beror då största delen av emissionen på uppvirvlingen (>87%). För dubbdäcket dominerar slitaget; uppvirvlingen kan uppskattas stå för mellan 16% - 43% av totala emissionen.

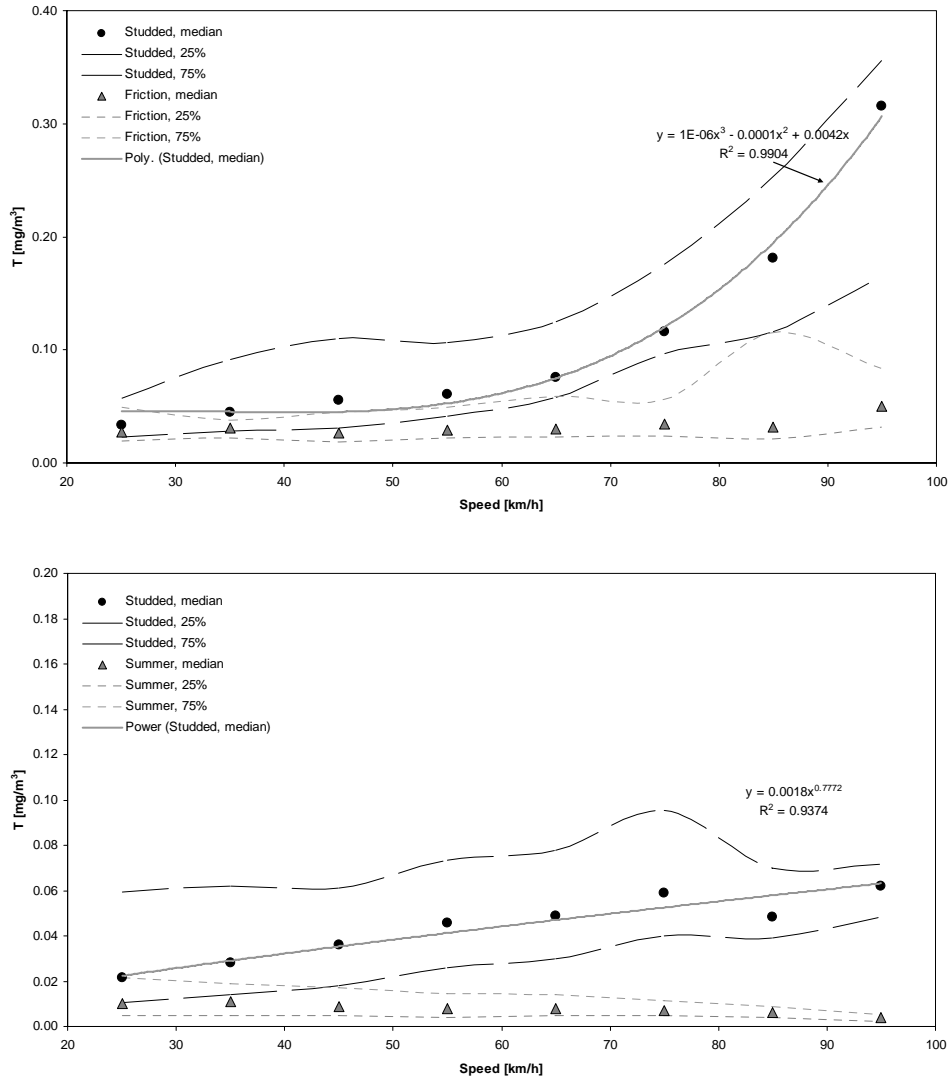
Tabell 3. Kvoterna I partikelhalterna bakom dubbdäck/friktionsdäck samt dubbdäck/sommardäck för olika vägsträckor. Mätningarna gjordes vid fordonshastigheter på mellan 60 och 80 km/h. Samtliga värden avser torra vägbanor.

Measurement Date		Road C1	Road C2	Hallunda double porous asphalt
May 9, 2006	Studded/Friction	2.4	6.4	--
May 10, 2006	Studded/Friction	2.0	4.5	--
August 15, 2006	Summer/Summer	0.94	1.0	0.76
September 6, 2006	Studded/Summer	9.8	13.7	11.0
September 12, 2006	Studded/Summer	7.5	9.8	4.4
September 27, 2006	Studded/Summer	5.7	5.7	17.3

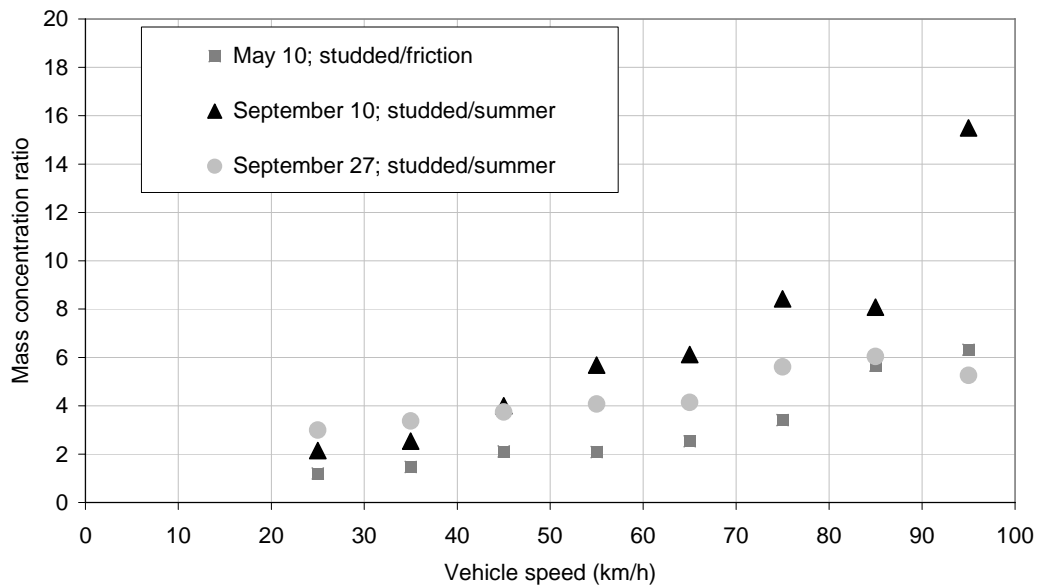
Figur 8 visar att halterna bakom hjulen ökar med ökande fordonshastighet. För dubbdäcket syns ett tydligt hastighetsberoende, speciellt i maj. Detta kan bero på flera saker. Ökande hastighet kan leda till att partikelmängden som emitteras ökar på grund av kraftigare slitage eller på grund av kraftigare uppvirvling av tidigare ackumulerat material. Det kan också bero på att partiklarna som virvlas upp, till större del fångas in av luftintaget som sitter bakom hjulen.

Att slitaget ökar med ökande hastighet har visats i vägprovmaskinmätningarna inom Weartox (Gustafsson m fl., 2005) och ligger i linje med att anslagskraften av dubben mot vägbanan ökar med däckens hastighet.

Troligen ser hastighetsberoendet av slitaget respektive uppvirvlingen olika ut, men dubbdäcken betyder mera för slitaget vid höga hastigheter jämfört med friktionsdäcken. Figur 9 visar hur kvoten mellan haltökningen bakom dubbdäcket och friktions- respektive sommardäcket varierar med hastigheten. Resultaten indikerar att hastighetsberoendet ser olika ut under olika tider på året, beroende på olika vägbaneförhållandena. Under våren är troligen mängden ackumulerat material betydligt större än under september. Förhållandet mellan emissionerna som uppkommer på grund av direkt slitage och uppvirvling kan därför antas variera kraftigt under året.



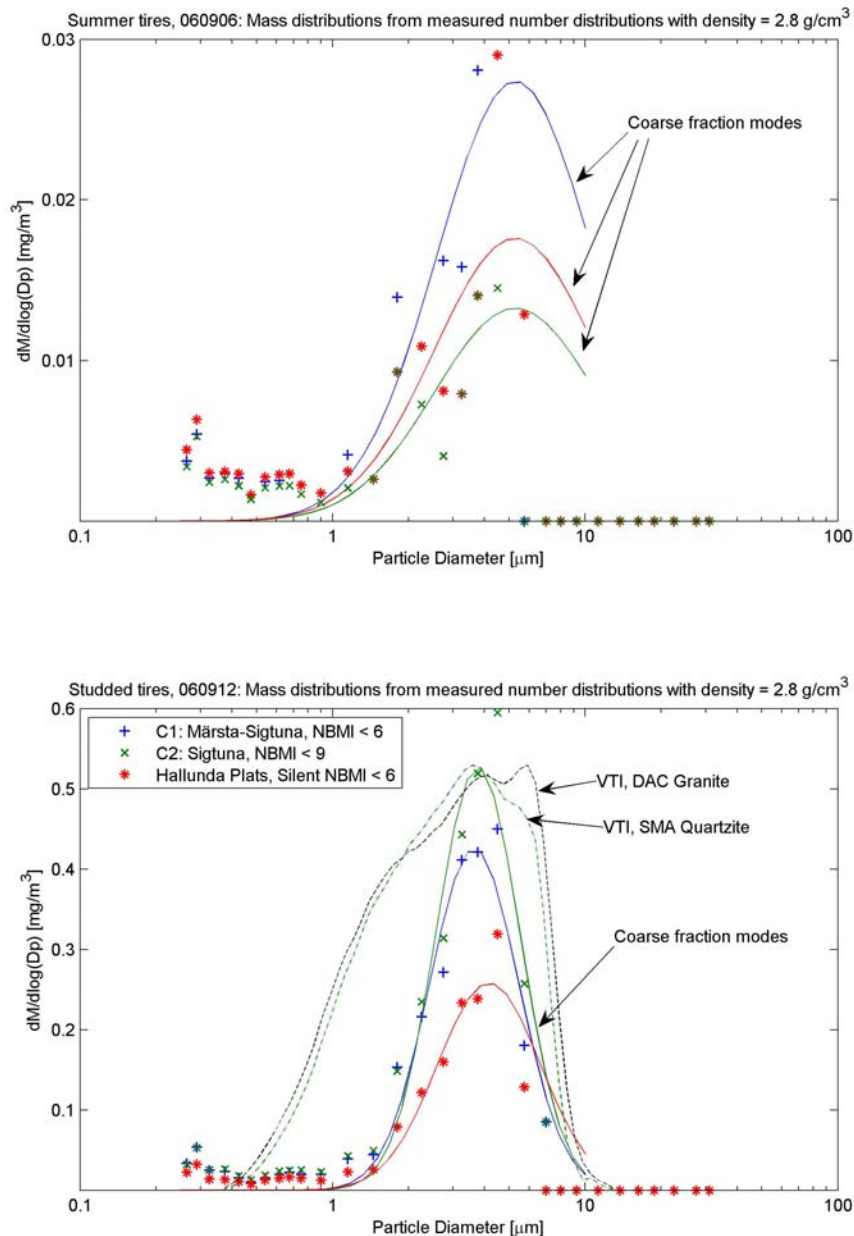
Figur 8. Haltökningarna bakom hjulen (i förhållande till framför bilen) som funktion av fordonshastigheten. Värdena avser den 10 maj (övre grafen) respektive 27 september (nedre grafen) och är medelvärden för alla olika vägsträckor.



Figur 9. Fordonshastigheten betydelse för relativa PM10 emissionen från dubbdäck respektive friktions- och sommardäck. Mätningar med mobil utrustning på olika asfaltstyper (Hussein m fl., 2007).

Figur 10 visar partikelstorleksfördelningarna bakom sommar- respektive dubbdäcket. Precis som vid mätningarna i vägprovsmaskinen (Weartox) utgörs största partikelmassan av partiklar med diametrar större än 1  $\mu\text{m}$ . Storleksfördelningarna kan inte sägas skilja sig mellan olika beläggningar.

Resultaten stämmer ganska väl med Weartox men vid mätningarna med provvägsmaskinen tycks partiklar med en diameter mellan några tiondels mikrometer och ca 2 mikrometer vara betydligt flera jämfört med fältmätningarna längs vägarna.



Figur 10. Partikelstorleksfördelningen bakom (a) sommarhjulet och (b) dubbdäcket vid färd längs olika vägsträckor. I den undre figuren (b) har storleksfördelningarna normaliserats till det maximala värdet som uppmättes vid C2. I denna figur plottas också storleksfördelningen som mätts upp i Weartox vid 70 km/h på granit respektive kvartsit beläggningar (Gistafsson et al., 2005).

## 6. Diskussion

Resultaten från dessa mobila emissionsmätningar i Stockholm stämmer ganska bra med motsvarande mätningar i Finland med en lite annorlunda teknik. I Finland har man också observerat stora skillnader i emissionen beroende på vilket däck som används. Man tror att detta bland annat hänger samman med däckens mönster, både djupet och utformningen.

De mobila mätningarna i Stockholm och Helsingfors tyder på att skillnaderna mellan emissionerna från dubbdäck och friktionsdäck är betydligt mindre än de som Weartox mätningarna påvisat, vilket sannolikt beror på uppvirvling av ackumulerade partiklar.



Mätningarna som redovisas ovan indikerar att friktionsdäcket är betydligt effektivare att virvla upp partiklar jämfört med dubbdäcket.

Men om de ackumulerade partiklarna också härrör från dubbdäcken så ska de givetvis räknas in i den dubbdäcksorsakade emissionen så att man kan bedöma vad en minskad dubbanvändning skulle innebära för PM10 halterna. Men om de ackumulerade partiklarna kommer från helt andra källor än däckens vägbaneslitage så ska de inte räknas hit och då är dubbdäckens betydelse för PM10 emissionen i förhållande till friktionsdäckens inte så stor som Weartox-försöken antyder. Andra källor till PM10 på vägbanorna är sandning, saltning, deposition, införsel av material på grund av spill eller via smutsiga däck t ex arbetsmaskiner. Deposition (nedfall) av luftburna partiklar (<100  $\mu\text{m}$  diameter) på vägbanor kan uppskattas till 5 - 100  $\text{g}/\text{m}^2$  per år. Med 30 000 fordon per dygn och ett specifikt dubbdäcksslitage av 3  $\text{g}/\text{fordonskm}$  är detta mindre än 10 % av den mängd partiklar som slits på grund av dubbdäcken per år. Vad gäller bidrag från andra källor (sand, salt, spill etc) varierar sannolikt betydelsen kraftigt. Längs hårt trafikerade infartsleder, som inte sandas, dominerar troligen dubbdäckens bidrag via slitage. I städer kan tillförsel via sandning ha stor betydelse.

En viktig aspekt på sandningens effekt på PM10 emissionerna via sandpapperseffekten är givetvis att den är beroende av hur mycket sand som läggs ut, storleken på sandkornen och hur länge sanden stannar kvar på vägbanan. Nicolson & Branson (1990) och senare även Patra et al. (2007) har visat att en stor del av det finare materialet i sanden som påförs en vägbanan snabbt förs bort på grund av fordonen. Redan efter ett fåtal fordonspassager har mer än hälften av partiklarna lämnat vägbanan. Dessa mätningar genomfördes med en medelstor bil med sommardäck. De minsta partiklarna ligger kvar längre än de grövre på grund av deras mindre area för luftvirvlarnas skjuvkrafter att verka på. Den kunde också visa att uppehållstiden av partiklarna på vägen berodde av fordonshastigheten, hög hastighet gav kortare uppehållstid.

En del fastnar på däcken, så att en del partiklar sprids längs med vägbanan, en del vinkelrätt mot vägbanan mot kanterna och en del suspenderas till luften. Patra et al. (2007) visade att en stor del av partiklarna transporteras längs med vägbanan på grund av att de fastnar på däcken. Denna transport betyder troligen mera än den som sker mot kanterna av vägen.

Vid torra vägbanor kan man anta att det ganska snart blir en balans mellan produktion av PM10 på grund av slitage och bortförsl av PM10 på grund av fordonsturbulens, dvs ingen ackumulation av material (Larsen och Haugsbakk (1996). För våta vägbanor begränsas bortförsl och PM10 kan ackumulera. Saltanvändning kan också påverka slitaget.

I Helsingfors norra delar tillförs sand till asfalterade vägar via fordon från anslutande grusvägar. Enligt Kupiainen m fl. (2006) är vägarna aldrig fria från stenmaterial som kan bidra till sandpapperseffekten och under dessa förhållanden så är skillnaderna mellan dubbdäcken och friktionsdäckens betydelse för PM10 genereringen inte så stor som då vägarna är helt rena och torra.

Det är (i dag) inte möjligt att kvantifiera betydelsen av "smutsiga" vägar för PM10 halterna. Men med tanke på att de största problemen med höga PM10 halter uppkommer längs hårt trafikerade vägar, där sannolikt det mesta material som hamnar på körbanorna snabbt kommer att försvinna på grund av fordonströrelserna, så är det troligt att sandpapperseffekten har mindre betydelse för PM10 halterna. Därmed är det dubbdäcken som står för huvuddelen av PM10 genereringen både vid torra och våta vägbanor.

Det är svårt att avgöra hur stor del av partikelhalterna som beror på det direkta slitaget respektive hur stor del som kommer från uppvirvling av tidigare genererat material. Utifrån mobila emissionsmätningar syns ett tydligt hastighetsberoende av relativa emissionerna från friktions- respektive dubbdäck som antyder att dubbdäcken betyder mycket mera för PM10 genereringen vid högre hastigheter.

Mätningarna indikerar att emissionerna från den tysta beläggningen är i samma storleksordning som emissionerna från andra beläggningar. Detta indikerar att beläggningens struktur inte är avgörande för emissionerna av partiklar. Sannolikt är stenmaterialkvalitet och stenhalt betydligt viktigare.

## Referenser

- Brunekreef, B. and Forsberg, B., 2005. Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *Eur. Respir. J.*, 26, 309-318., 2357-2362.
- Dahl, A., Gharibi, A., Swietlicki, E., Gudmundsson, A., Bohgard, M., Ljungman, A., Blomqvist, G., Gustafsson, M., 2006. Traffic-generated emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface. *Atmos. Environ.*, 40, 1314-1323.
- Etyemezian, V., Kuhns, H., Gillies, J., Green, M., Pitchford, M., Watson, J., 2003. Vehicle-based road dust emissions measurements: I-methods and calibration. *Atmospheric Environment* 37, 4559-4571.
- 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. Miljøfartsgrense i Oslo Effekt på luftkvaliteten av redusert 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. Submitted to *Atmospheric Environment*, feb. 2007.
- 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., 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](http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/pm10_4_2004_050117.pdf)).
- Johansson, C., Norman, M., Gidhagen, L. 2006. Spatial & temporal variations of particle mass (PM10) and particle number in urban air – Implications for health impact assessment. *Environ. Monit. Assess.* DOI:10.1007/s10661-006-9296-4

- Ketzel, M; Omstedt; G., Johansson; C., Düring; I., Pohjola; M., Öttl; D., Gidhagen; L., Wåhlin; P., Lohmeyer; A., Haakana; M., Berkowicz, R., 2006. Estimation and validation of PM<sub>2.5</sub>/PM<sub>10</sub> exhaust and non-exhaust emission factors for practical street pollution modelling. Submitted for publication in *Atmos Environ.*, dec 2006.
- Kristensson, A., Johansson, C., Westerholm, R. Swietlicki, E., Gidhagen, L., Wideqvist, U. & Vaclav Vesely, 2003. Real-World Traffic Emission Factors of Gases and Particles Measured in a Road Tunnel in Stockholm, Sweden. Accepted for publication in *Atmospheric Environment*, Sept., 2003.
- 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.
- Mårtensson, E.M., Nilsson, E. D., Buzorius, G., Johansson, C. 2006. Eddy correlation measurements and parameterisation of particle emissions in an urban environment, 2006 *Atmos. Chem. Phys.* pages:769-785 DOI:1680-7324/acp/2006-6-769.
- 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.
- 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.
- Pirjola, L., et al SNIFFER.....



**INSTITUTIONEN FÖR TILLÄMPAD MILJÖVETENSKAP  
VID STOCKHOLMS UNIVERSITET**

**106 91 STOCKHOLM**

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

**•**

**s**