

Beräkningar med NORTRIP-modellen för att uppskatta emissionsfaktorer för PM10-slitagepartiklar för svenska förhållanden

Magnuz Engardt och Michael Norman



Projektet är finansierat av Trafikverket

SLB-analys, 20 december 2023

SLB 35:2023

Uppdragsnummer	2022047
Daterad	2023-12-20
Handläggare	Magnuz Engardt
Status	Granskad av: Christer Johansson

Förord

Denna rapport är en redovisning av ett projekt som syftar till att ta fram uppdaterade emissionsfaktorer för PM10-slitagepartiklar för olika delar av Sverige. Projektet är finansierat av Trafikverket.

Projektet är genomfört av SLB-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm. Projektledare vid SLB-analys har varit Magnuz Engardt. Kontaktperson på Trafikverket har varit Hung Nguyen.

Innehåll

Sammanfattning	8
Inledning	9
NORTRIP-modellen	11
Meteorologiska data	11
Inställningar i NORTRIP-modellen	12
Emissionsfaktorns beroende av hastighet och dubbdäcksandel	16
Resultat.....	17
Årsmedelvärden som funktion av klimatet.....	17
Årsmedelvärden vid en realistisk dubbdäcksandel.....	20
Säsongsvariation	21
Skillnad i emissionsfaktorer mellan lätta och tunga fordon	22
Diskussion.....	23
Referenser	25

Sammanfattning

Vi har använt NORTRIP-modellen för att uppdatera uppskattningen av emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar, samt hur den varierar över Sverige till följd av olikheter i klimatet. Den framräknade, totala, emissionsfaktorn inkluderar direktmitterat och uppvirvlat PM10 från väg, däck broms och salt och ges som ett årsmedelvärde för en generaliserad väg vid en specifik fordonssammansättning.

Vi visar att emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar är högre i söder än i norr om alla parametrar är densamma mellan vägarna. Variationen beror då enbart av meteorologin. Under en mer realistisk dubbdäcksanvändning, med högre dubbdäcksandel i norr, blir den resulterande totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar lägre i södra Sverige än i norra Sverige: 0.09 respektive 0.14 g/fkm vid 90 km h⁻¹ (på en väg med 20 000 fordon per dygn varav 10 % tung trafik).

Att öka hastigheten med 10 km h⁻¹ ökar, i medeltal över Sverige, den totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar med ca. 11 %; att istället öka dubbdäcksandelen på vintern med 10 procent-enheter ger en ökning av den totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar med ca. 15 %.

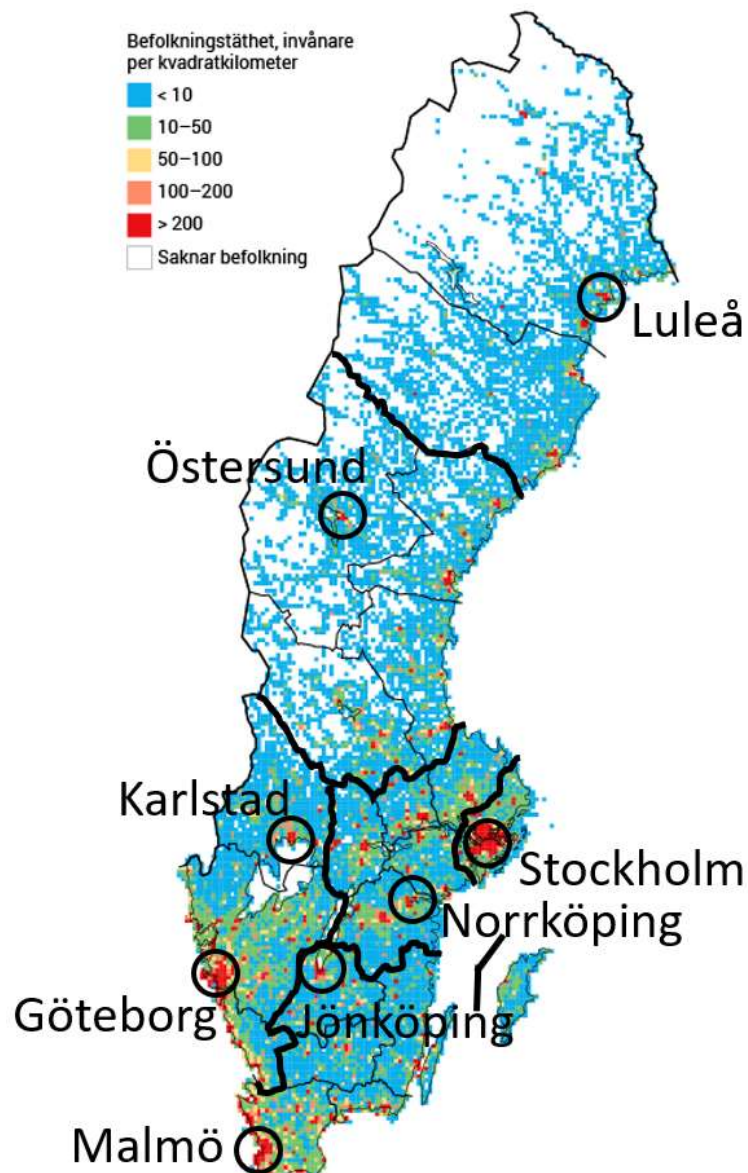
Emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar varierar kraftigt under året. Under vintern är vägbanan oftast fuktig eller täckt med is eller snö så även om genereringen av slitagepartiklar kan vara stor under denna period så ansamlas en betydande andel av partiklarna på vägbanan. På våren torkar vägbanan upp vilket då leder till förhöjda emissioner av slitagepartiklar när en stor del av den ansamlade dammreservoaren virvlar upp till atmosfären. På sommaren och tidig höst (juni-september) används inte dubbdäck och emissionen av slitagepartiklar är då en storleksordning mindre än under tidig vår (mars-april) då den är som högst.

Tunga fordon har betydligt högre emissionsfaktor än lätta fordon trots att tunga fordon, i denna studie, inte har några dubbdäck. Detta följer av att tunga (stora!) fordon är betydligt effektivare på att virvla upp dammdepån som genererats och ansamlas under vinterperioden.

Inledning

Halterna av PM10 (partiklar $<10 \mu\text{m}$ i diameter) i Sverige överskrider ofta preciseringarna i det nationella miljö kvalitetsmålet för Frisk luft. Naturvårdsverket bedömer att den del av Miljömålet som rör PM10 inte kommer nås till 2030 [1].

En icke-obetydlig andel av PM10 i svensk bakgrundsluft härrör från källor hundratals- eller tusentals kilometer bort [2]. Ursprunget till dessa PM10 kan t.ex. vara skogsbränder, damm från jordbruksaktiviteter eller till och med stoft från Sahara. Utsläpp av ammoniak, svaveldioxid, kväveoxider och organiska ämnen leder också till bildning av partiklar som kan påträffas tusentals km från utsläppen av de primära gaserna.



Figur 1. Cirkelarna indikerar namn och plats för orterna som analyserats i denna studie. Underlagskartan (modifierad från SCB) visar befolkningstäthet, länsgränser och trafikverkets 6 regioner.

Mycket höga halter av PM10 påträffas periodvis i anslutning till vältrafikerade vägar. I dessa fall rör det sig om lokalt skapat, och/eller uppvirvlat (på engelska ”*suspended*”) vägdamm. De kraftigt förhöjda PM10-halter längs vägarna uppträder typiskt under senvintern och våren och består av, så kallade, slitagepartiklar som ansamlats på vägbanan till följd av, framförallt, dubbdäckens slitage på vägbanan under vintern. Andra källor till lokalt uppvirvlat PM10 inkluderar sandning och saltning eller slitage från däck och bromsar men dessa källor spelar oftast en underordnad roll [3].

De direkta PM10-emissionerna beror – bland annat – på rådande väder och trafikförhållanden. Vid snö- eller istäckta vägar produceras endast få partiklar eftersom fordonens däck inte är i kontakt med körbanan. Under fuktiga perioder skapas partiklar, men mycket lite lämnar körbanan eftersom det mesta binds av vattnet på vägen. Det är framför allt vid torra förhållanden som partiklar emitteras till luften. Trafikala parametrar som antal fordon, fordonens hastighet, tyngd, däcktyp etc. styr dels hur mycket partiklar som direktemitteras till luften, men också hur mycket damm som ansamlas på vägbanan – för att eventuellt avgå till atmosfären vid ett senare tillfälle. Det som inte virvlar upp i atmosfären kan också lämna vägen genom plogning, stänk, avrinning, städning mm.

Emissionerna av uppvirvlade slitagepartiklar, vid ett visst tillfälle, beror av mängden ansamlad damm på vägbanan (dammdepån), vilken styrs av hur vädret och trafikförhållandena varit på platsen veckor eller månader innan, men styrs också av aktuella meteorologiska förhållanden och fordonparametrar. När vägbanan väl är torr så virvlar t.ex. stora fordon upp mer PM10 från vägbanan än små fordon, vid samma dammdepå.

Som framgår av resonemangen ovan går det alltså inte att bestämma en emissionsfaktor för slitagepartiklar för ett visst fordon, vid en specifik körsituation, på samma sätt som för avgas-emissioner eftersom den förra är avhängig nuvarande och historiska meteorologiska- och trafikala förhållanden. I denna studie gör vi dock en ansats att bestämma hur årsmedel-emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar varierar över landet och hur den beror av fordonens hastighet och dubbdäcksandel. Vi kommer även visa hur emissionsfaktorerna varierar över året på olika platser i Sverige och hur det kan kopplas till variationer i meteorologin. I våra beräkningar tar vi hänsyn till både direktemmitterat och uppvirvlat PM10 från väg, däck och bromsar.

Emissionsfaktorn för PM10 inkluderar inte avgasemissioner, men detta utgör endast en liten andel av de totala PM10 emissionerna [4].

De emissionsfaktorer vi redovisar går t.ex. att använda vid översiktliga beräkningar av trafikens påverkan på luftkvalitet – och därmed kostnader för samhället.

NORTRIP-modellen

NORTRIP-modellen är utvecklad för att beräkna emissioner till atmosfären av slitagepartiklar i olika storleksintervall och hur dessa beror av rådande och historiska, meteorologiska och trafikala faktorer. Modellen behandlar partiklar, i olika storleksintervall, som genererats vid slitage av vägbanor, däck och bromsar samt emissioner av partiklar från eventuellt tillförd sand, salt och dammbindning. NORTRIP-modellen är beskriven i flera vetenskapliga arbeten [se t.ex. 5, 6] och har testats, framförallt för PM10, längs ett flertal vägar i Norden [7].

NORTRIP-modellen är en processbaserad modell med två huvudmoduler. En modul som löser massbudgeten för stoft (sand, salt, damm, etc.) på vägbanan. Den andra modulen beräknar fuktigheten, dvs. vatten, is och snö på vägbanan. Vatten på vägbanan har stor betydelse vid beräkningarna av partikelproduktionen och av de lokala PM10-emissionerna till luften (och därmed massbudgeten för stoft).

I många tillämpningar kopplas NORTRIP-modellen även samman med lämplig atmosfärisk spridningsmodell för att beräkna halter i luft av slitagepartiklar. Detta har inte gjorts i denna studie, då vi endast fokuserat på emissioner och hur dessa varierar över landet.

Meteorologiska data

För att uppskatta den rumsliga och tidsmässiga variationen av PM10-slitageemissioner över landet har vi satt upp NORTRIP-modellen på ett antal platser i Sverige (se Figur 1 och Tabell 1) med olika meteorologiska förhållanden. För att renodla hur slitageemissionerna beror av hastighet, dubbdäcksandel och variationer i meteorologin har vi gjort simuleringar med NORTRIP-modellen för en generaliserad väg på respektive ort där alla parametrar utom de som påverkas av de meteorologiska förhållandena är lika.

Tabell 1. Placering av orterna som är valda för denna studie.

Ort	Koordinater (latitud, longitud)	Trafikverkets Region
Luleå	65.54, 22.12	Norr
Östersund	63.20, 14.49	Mitt
Karlstad	59.44, 13.34	Väst
Stockholm	59.26, 18.06	Stockholm
Norrköping	58.58, 16.15	Öst
Jönköping	57.75, 14.07	Syd
Göteborg	57.72, 11.99	Väst
Malmö	55.57, 13.07	Syd

Meteorologiska data för simuleringarna (se Tabell 2) är hämtat från MET Norway:s post-processade fält och täcker perioden 1 september 2013 tom 31 december 2021 [8]. De första 4 månaderna (september till och med december 2013) används enbart för att bygga upp en dammdepå på vägbanan på respektive ort inför inledningen av kalenderåret 2014. För analysen används resultat från NORTRIP-modellen för åren 2014-2021. Upplösningen i beräkningarna är 1 timme och resultaten har sammanställts till 8-årsmedelvärden.

Tabell 2. Meteorologiska förhållanden på de studerade orterna. Medelvärde 2014-2021 (från MET Norway [8]).

Ort	Årsmedel-temperatur (°C)	Årsmedel av vindhastighet (m s ⁻¹)	Årsnederbörd (mm år ⁻¹)	Globalstrålning (kWh m ⁻² år ⁻¹)
Luleå	3.8	3.5	656	915
Östersund	4.2	3.3	521	927
Karlstad	7.5	2.8	687	1011
Stockholm	8.3	3.1	484	1038
Norrköping	8.5	3.2	480	1044
Jönköping	7.8	3.4	693	1021
Göteborg	9.8	3.6	683	1032
Malmö	10.3	4.4	530	1101

Inställningar i NORTRIP-modellen

Generellt ökar produktionen av slitagepartiklar med ökat fordonsflöde, ökad fordonsvikt och ökad hastighet samt varierar med däcktyp; dubbdäck genererar betydligt mer väg-slitagepartiklar än dubbria däck [5]. Detta beskrivs i NORTRIP-modellen där samband och parameter-värden kan väljas utifrån situationen på en viss plats.

I denna studie körs NORTRIP-modellen med identiska inställningar för ett antal orter i Sverige med olika klimat. Ambitionen är inte att simulera en specifik väg med all dess karakteristika; vi är här intresserade av att undersöka hur variationer i meteorologin påverkar emissionerna av slitagepartiklar och därmed också hur emissionsfaktorn för PM10-slitageemissioner eventuellt varierar över Sverige. I våra beräkningar har vi antagit dygnsmedeltrafik (ÅDT) om 20 000 fordon. Andelen tung trafik antas vara 10 %, se Tabell 3. Dygns-, vecko- och årstidsvariationen av fordonen följer samma fiktiva samband på alla platser, se Figur 2 och Figur 3.

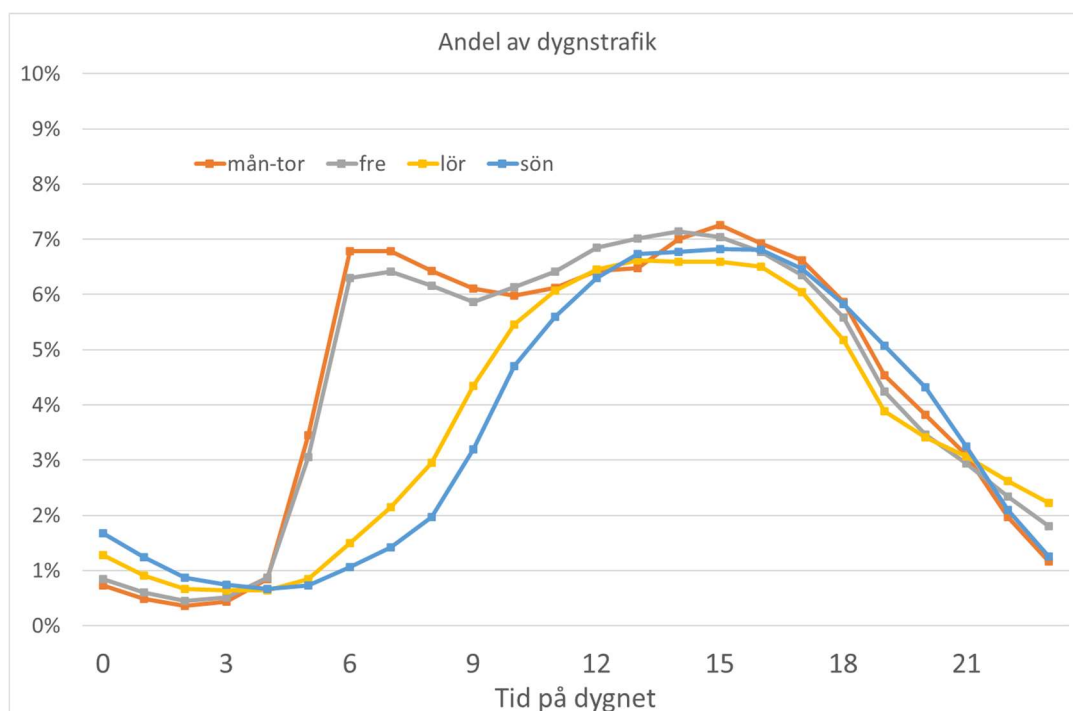
Tabell 3. Några karakteristika för den simulerade vägen (samma på alla orter).

Parameter	Värde
Antal fordonspassager (ÅDT)	20 000 per dygn
Andel tung trafik	10 %
Vägbredd	16 m
Filbredd	3.5 m
Antal filer	4
Körcykel*	Reference
Pavement type scaling factor**	1.0
Låg hastighet	50 km h ⁻¹
Hög hastighet	90 km h ⁻¹
Låg dubbdäcksandel***	40 %
Hög dubbdäcksandel***	90 %

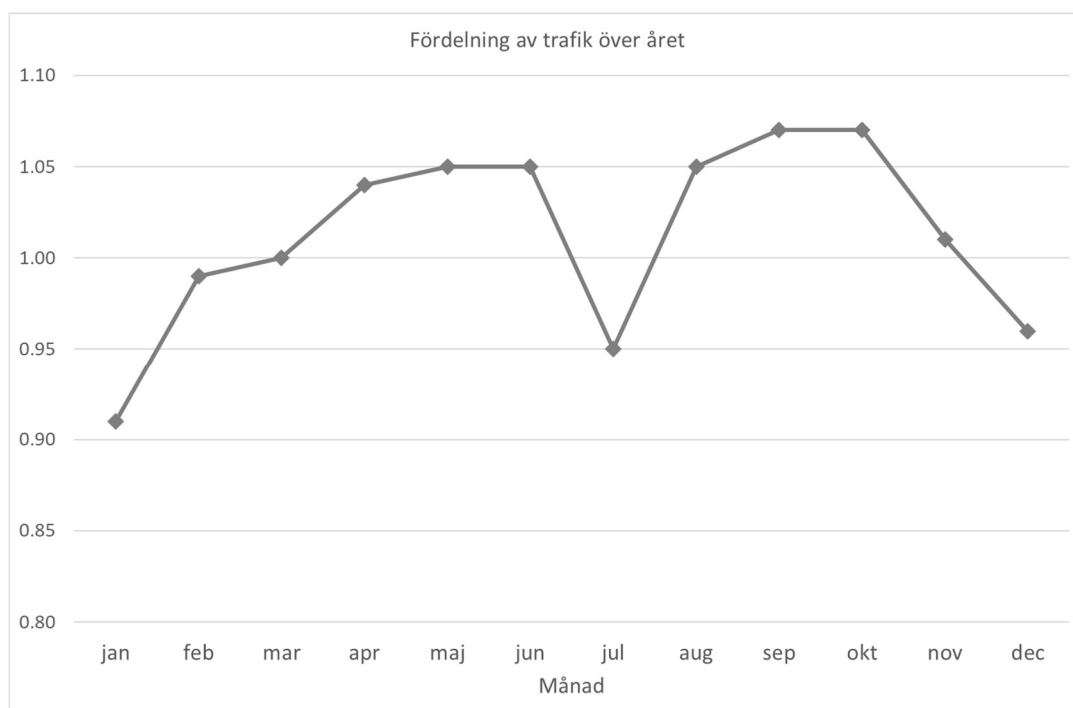
* Kan vara "Reference", "Urban", "Highway", eller "Congested". Påverkar endast bromsslitage.

** Linjär skalfaktor som påverkar vägslitage.

*** Representerar andelen personbilar med dubbdäck under perioden december till och med mars.



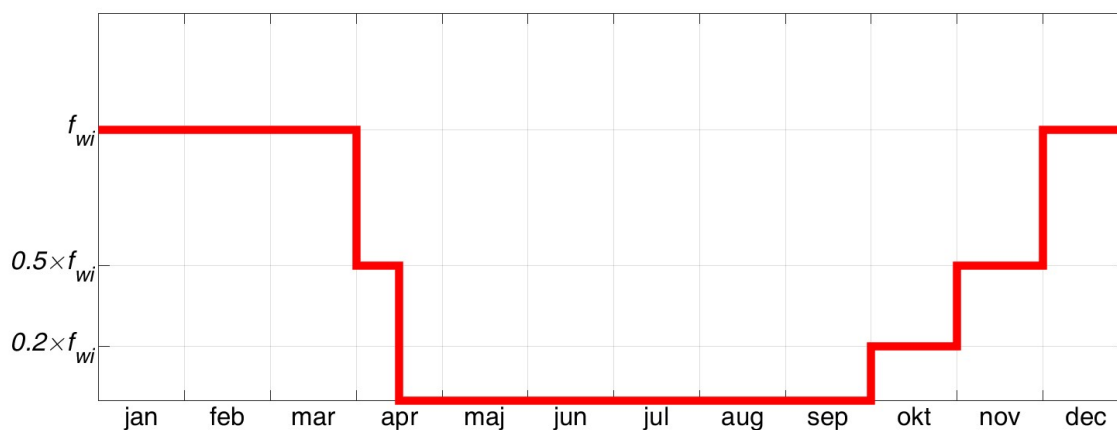
Figur 2. Fördelningen av trafiken över dygn och veckodagar i NORTRIP-simuleringarna. Den vertikala axeln visar varje timmes andel av ÅDT. Trafikflödena representerar en typisk landsbygdsväg med skyltad hastighet 70 km/h eller 80 km/h.



Figur 3. Fördelning av trafiken över månaderna i NORTRIP-simuleringarna. Den vertikala axeln visar relativ storlek av trafiken under respektive månad. Trafikflödena representerar en typisk landsbygdsväg med skyltad hastighet 70 km/h eller 80 km/h.

Årstidsvariation kring när dubbdäckens sätts på och tas av är också identisk på alla platser i våra simuleringar. Under sommaren (16 april – 30 september) antas alla fordon använda sommardäck. På vintern (1 december – 31 mars) har lätta fordon antingen odubbade vinterdäck eller dubbade däck i NORTRIP-modellen. Dubbdäcksandelen, f_{wi} , antas öka stegvis till vintervärdena mellan 1 oktober och 30 november och gå tillbaka från vintervärdena från 1 april till 15 april, se Figur 4. Tunga fordon har dubbfria däck året runt.

Då vi diskuterar effekten av olika dubbdäcksandelar är det alltid den maximala dubbanvändningen under vinterns som avses. Vid, säg, 40 % dubbdäcksandel kommer den alltså endast vara 40 % under perioden december till och med mars; under november och början av april blir den 20 % och under oktober 8 %.



Figur 4. Årstidsvariation av dubbdäcksandelen under året för lätta fordon. Relativ skala, f_{wi} är antagen dubbdäcksandel under vintern (december-mars). Andelen odubbade vinterdäck hos lätta fordon under perioden 1 december – 31 mars ges i NORTRIP-modellen av $(100-f_{wi})$ %. Mellan 15 april och 1 oktober har alla fordon sommardäck.

Tabell 4 visar viktiga delar av inställningarna i vår uppsättning av NORTRIP-modellen. Som framgår simulerar vi att dammdepån byggs upp på vägbanan för att kunna emitteras vid ett senare tillfälle, samt att olika processer samtidigt verkar för att minska dammdepån på vägbanan.

Saltning, plogning, fuktning – som påverkar dammdepån – sker enligt specificerade kriterier (regler) i NORTRIP-modellen. Dessa regler är beroende av meteorologiska faktorer (snöfall, temperatur, etc.) och kommer alltså variera mellan orterna till följd av att de har olika klimat.

I beräkningarna antar vi vidare att ingen dammbindning, sandning eller städning sker på de simulerade vägarna.

Reglerna för saltning mm återfinns i filen **Road_dust_parameter_table_v8.xlsx** som SLB-analys fått av Bruce Denby 27 augusti 2020.

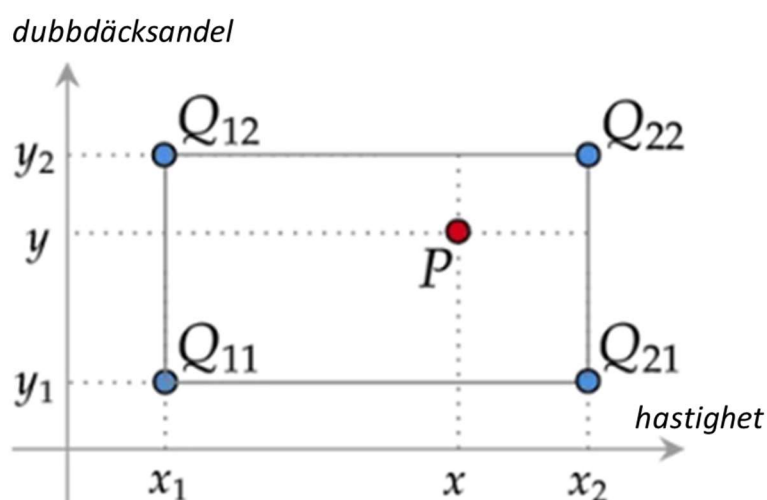
Tabell 4. Valda flaggor för modellsimuleringarna.

DUST	0	Keep this line and number here
road_wear_flag	1	Allows road wear
tyre_wear_flag	1	Allows tyre wear
brake_wear_flag	1	Allows brake wear
exhaust_flag	0	Includes exhaust in calculations
road_suspension_flag	1	Allow road suspension
dust_deposition_flag	0	Allows deposition of background PM
abrasion_flag	0	Allows road abrasion due to sand
crushing_flag	0	Allows crushing to occur, shifting down in size bins
dust_drainage_flag	2	Allows dust and salt to be drained from the road. 1 is instantaneous mixing, 2 is continuous mixing
dust_spray_flag	1	Allows dust and salt to be sprayed from the road
dust_ploughing_flag	1	Allows dust and salt to be ploughed from the road
wind_suspension_flag	0	Allows wind blown dust suspension
MOISTURE		
retention_flag	2	Allows retention of particles due to surface wetness. 1 is linear, 2 is exponential, 0 is none, 3 is retain all
use_obs_retention_flag	0	Uses the observed moisture to determine the surface retention, if available
water_spray_flag	1	Allows spray from the road surface
drainage_type_flag	3	Allows drainage from the road surface. 1 is with exponential decay, 2 is instantaneous, 3 combined
surface_humidity_flag	2	Sets the method for describing the surface humidity. 1 is linear, 2 is exponential
use_salt_humidity_flag	1	Allows road salt concentrations to influence the surface humidity and melt temperature
ENERGY BALANCE		
evaporation_flag	1	1 = energy balance with ice and sub-surface, 0 = none
canyon_shadow_flag	1	Use the street canyon dimensions to shadow the road
canyon_long_rad_flag	1	Use the street canyon dimensions to produce long wave radiation
use_subsurface_flag	2	Use the underlying subsurface in the energy balance calculations. 1 using air temp, 2 using slab temp
use_traffic_turb_flag	1	Use the enhanced turbulence and heat flux for traffic
ACTIVITY		
use_salting_data_1_flag	1	Allows salting, either from the input data or by rule for salt type 1 (NaCl). Other than 1 is scaling
use_salting_data_2_flag	0	Allows salting, either from the input data or by rule for salt type 2 (Binder). Other than 1 is scaling
use_sanding_data_flag	0	Allows sanding, either from the input data or by rule
use_ploughing_data_flag	1	Allows ploughing, either from the input data or by rule
use_wetting_data_flag	1	Allows wetting to occur, either from the input data or by rule
use_cleaning_data_flag	0	Allows cleaning, either from the input data or by rule
auto_salting_flag	1	Allows salting by rule (1 over rides the input data values, 2 adds to input data for both salts)
auto_binding_flag	0	Allows binding by rule (1 over rides the input data values, 2 adds to input data for salt 2 only)
auto_sanding_flag	0	Allows sanding by rule (1 over rides the input data values, 2 adds to input data)
auto_ploughing_flag	1	Allows ploughing by rule (1 over rides the input data values, 2 adds to input data)
auto_cleaning_flag	0	Allows cleaning by rule (1 over rides the input data values, 2 adds to input data)

Emissionsfaktorns beroende av hastighet och dubbdäcksandel

NORTRIP-modellen är i det närmaste linjär när det gäller de totala slitageemissionerna som funktion av hastighet eller som funktion av dubbdäcksandel. Genom att göra 4 simuleringar på varje plats; låg och hög hastighet samt låg och hög dubbdäcksandel går det att använda bilinjär interpolation för att uppskatta medelemissionsfaktorn för godtycklig hastighet och dubbdäcksandel, se Figur 5.

Var och en av de 4 simuleringarna omfattar 8 kalenderår; för att skapa årsmedelvärdet av emissionsfaktorn med hjälp av bilinjär interpolation gör vi först ett 8-års medelvärde av årsmedelvärdena för respektive simulering innan vi applicerar formeln nedan.



$$P = \frac{(x_2 - x)(y_2 - y)}{(x_2 - x_1)(y_2 - y_1)} Q_{11} + \frac{(x - x_1)(y_2 - y)}{(x_2 - x_1)(y_2 - y_1)} Q_{21} + \frac{(x_2 - x)(y - y_1)}{(x_2 - x_1)(y_2 - y_1)} Q_{12} + \frac{(x - x_1)(y - y_1)}{(x_2 - x_1)(y_2 - y_1)} Q_{22}$$

Figur 5. Bilinjär interpolation. x och y motsvarar hastigheten respektive dubbdäcksandelen för den sökta emissionsfaktorn, P . Q_{11} , Q_{21} , Q_{12} och Q_{22} är 8-års medelvärden av emissionsfaktorerna beräknade vid fixa hastigheter (x_1 respektive x_2) och dubbdäcksandelar (y_1 respektive y_2).

Resultat

Årsmedelvärden som funktion av klimatet

I Tabell 5 presenterar vi den beräknade, totala (dvs sammanslaget för alla fordon på vägen i fråga), årsmedel-emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar på de undersökta orterna vid olika hastigheter och dubbdäcksandelar. Tabellen visar att för samma hastighet och samma dubbdäcksandel ökar emissionsfaktorn från norr till söder på vår generaliserade väg. Varierande meteorologiska förhållanden i olika delar av Sverige resulterar alltså i tydligt olika PM10-slitageemissioner, allt annat lika. Detta beror framförallt på att vägbanorna i norr är snötäckta eller våta under större delar av hösten, vintern och våren, se Figur 7. Notera t.ex. den stora andelen fuktiga eller snötäckta dagar under vintern i Luleå och Östersund, eller den oväntat låga andelen dagar med fuktig körbana i Göteborg och den förhållandevis fuktiga körbanan i Jönköping, vilket förklarar varför Göteborg sticker ut med relativt höga emissionsfaktorer och Jönköping med förhållandevis låga värden.

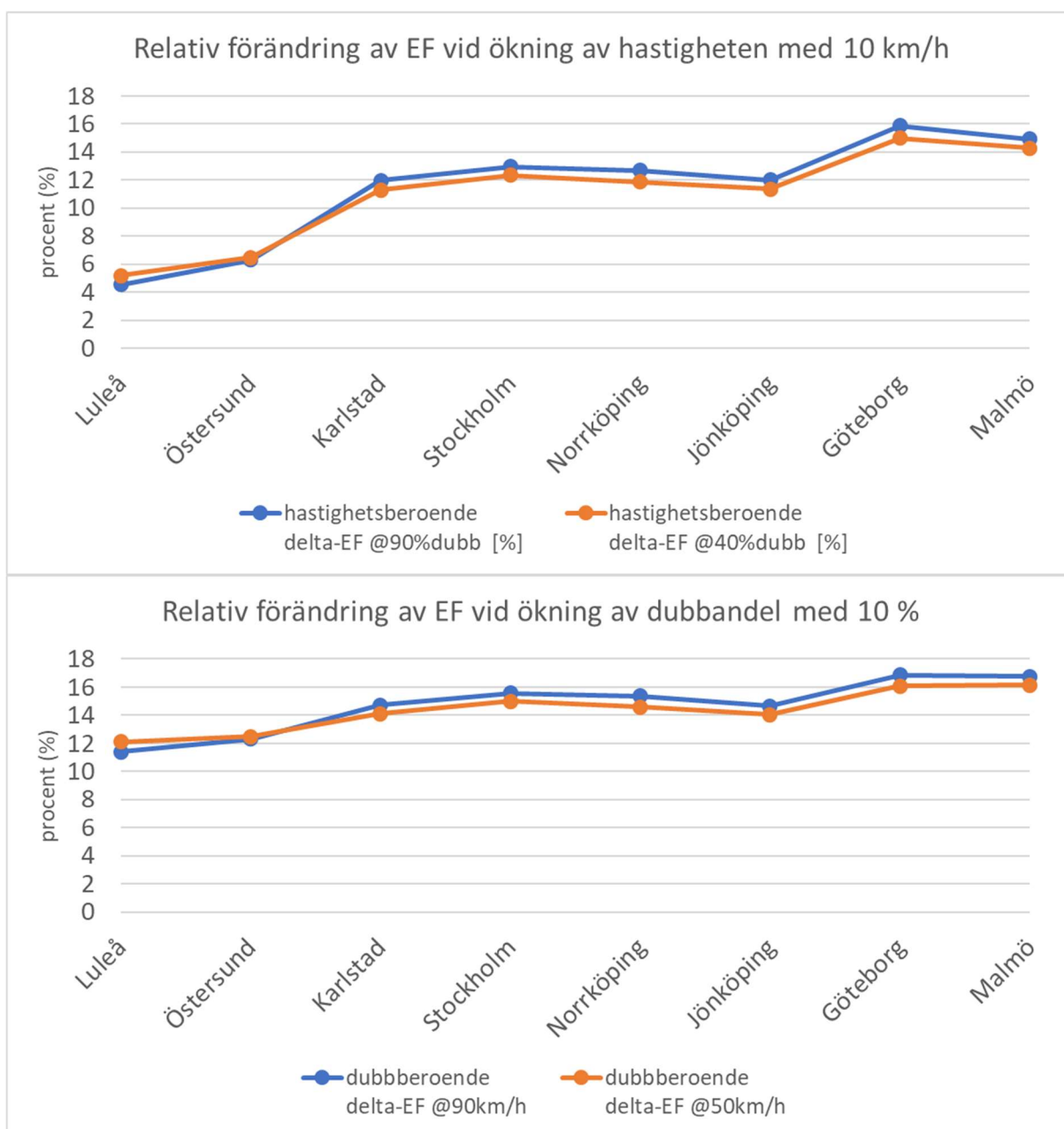
Tabell 5. Den totala emissionsfaktorn, som årsmedelvärde, för PM10-slitagepartiklar, på en generaliserad väg, sammanslaget för alla fordonstyper vid andelen tung trafik 10%, vid olika hastigheter och dubbdäcksandelar. Enhet: g PM10 per fordons-kilometer (g/fkm). Medelvärden för åren 2014-2021.

Ort	Hastighet 90 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 90 % (g/fkm)	Hastighet 50 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 90 % (g/fkm)	Hastighet 90 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 40 % (g/fkm)	Hastighet 50 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 40 % (g/fkm)
Luleå	0.14	0.12	0.09	0.07
Östersund	0.16	0.13	0.10	0.08
Karlstad	0.21	0.14	0.12	0.08
Stockholm	0.24	0.16	0.14	0.09
Norrköping	0.24	0.16	0.14	0.09
Jönköping	0.19	0.13	0.11	0.08
Göteborg	0.29	0.18	0.16	0.10
Malmö	0.28	0.17	0.15	0.10

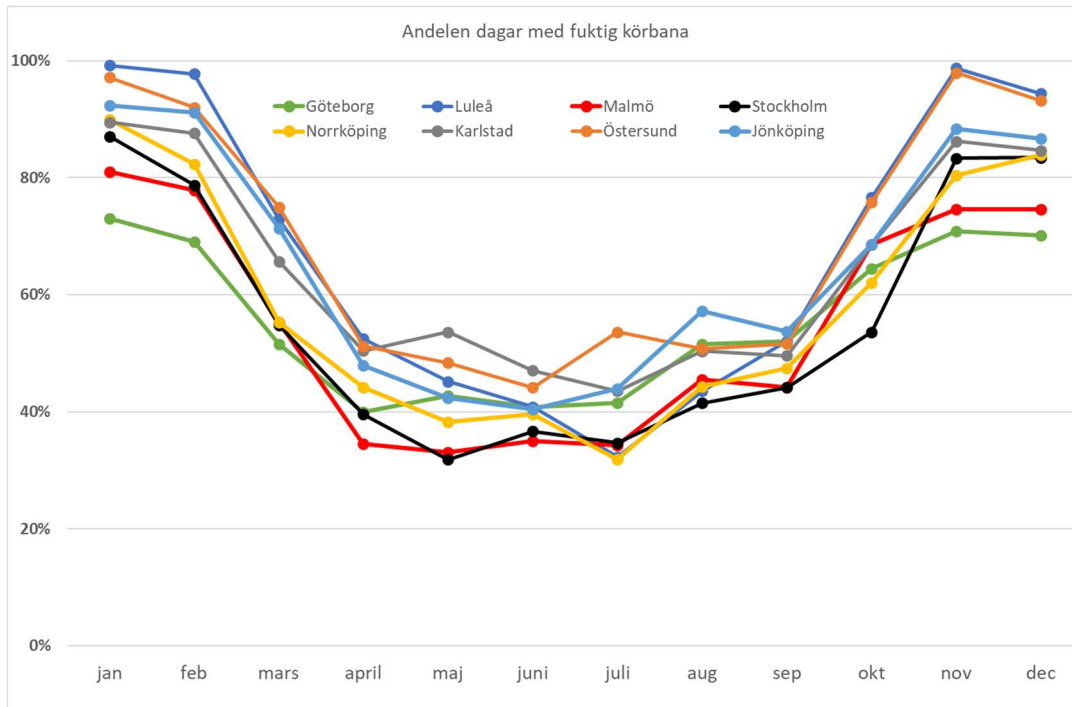
* Andelen av alla personbilar som har dubbdäck under perioden december till och med mars.

Genom att jämföra de beräknade emissionsfaktorerna vid olika hastigheter eller dubbdäcksandelar går det att uppskatta känsligheten av emissionsfaktorn för förändringar i hastighet eller dubbdäckandel, se Figur 6. Då hastigheten ökar med 10 km h⁻¹ ökas den totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar med ca. 11 %; att istället öka dubbdäcksandelen på vintern med 10 %-enheter ger en ökning av den totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar med ca. 15 %.

Känsligheten för en förändring av hastigheten är mycket större i södra Sverige än i norra. I Luleå och Östersund ökar emissionsfaktorn med ca 5.6 % medan emissionsfaktorn i Göteborg och Malmö ökar med 15 % då hastigheten ökar med 10 km h⁻¹. Ökande dubbdäcksandel ger också större utslag på emissionsfaktorn i södra Sverige än i norra men skillnaden mellan landsändarna är mindre än vid en ändring av hastigheten.



Figur 6. Relativ förändring av den totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar vid: (övre panelen) en ökning av hastigheten med 10 km h⁻¹ vid två olika dubbdäcksandelar; (undre panelen) en ökning av dubbdäcksandelen med 10 procent-enheter vid två olika hastigheter. Figuren visar medelvärden för åren 2014-2021 på en generaliserad väg i respektive ort.



Figur 7. Andel av tiden med fuktig (eller snötäckt) vägbana. Figuren visar medelvärden för åren 2014-2021.

Årsmedelvärden vid en realistisk dubbdäcksandel

I verkligheten skiljer sig dubbdäcksanvändningen över landet [9]. Både den maximala andelen dubbdäck under vintern, men också hur uppgång och nedgång på höst respektive vår sker.

Med hjälp av bilinjär interpolation kan vi använda våra resultat för att beräkna ett årsmedelvärde av emissionsfaktorn för PM10-slitageemissioner vid valfri hastighet och valfri dubbdäcksandel. Vid en realistisk dubbdäcksandel i respektive ort tenderar emissionsfaktorn vara 0.09-0.18 g/fkm vid 90 km h⁻¹ och 0.06-0.13 g/fkm vid 70 km h⁻¹, se Tabell 6. I verkligheten är även perioden med dubbdäck kortare i södra Sverige än i norra delen av landet, detta torde minska den totala årsmedelemissionsfaktorn i söder ytterligare.

Emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar är, i våra beräkningar, högre i Göteborg än, till exempel, Jönköping (se Tabell 6), trots att dubbdäcksandelen i Göteborg är tydligt lägre än i Jönköping. Detta är troligtvis en följd av att vägbanan är förhållandevis torr i Göteborg under perioden november-mars (se Figur 7). Göteborg och Jönköping har i princip samma medel-årsnederbörd i vår studie (Tabell 2) och anledningen till den torrare vägbanan under höst, vinter och vår torde bero på högre avdunstning, eventuellt kopplat till väghållningsparametrar i modellen som gör att vägbanan torkar upp snabbare i Göteborg än i Jönköping.

Tabell 6. Beräknad total emissionsfaktor för PM10-slitagepartiklar (g/fkm) vid två olika hastigheter beräknat för respektive ords uppmätta dubbdäcksandel vintern 2022 (från Grönvall, 2022 [9]). Andelen tung trafik 10%. Medelvärden för åren 2014-2021.

Ort	Hastighet: 90 km h ⁻¹ (g/fkm)	Hastighet: 50 km h ⁻¹ (g/fkm)	Antagen dubbdäcksandel* (%)
Luleå	0.14	0.12	94
Östersund	0.17	0.13	94
Karlstad	0.18	0.12	76
Stockholm	0.13	0.09	38**
Norrköping	0.16	0.11	51***
Jönköping	0.12	0.08	47
Göteborg	0.14	0.09	34
Malmö	0.09	0.06	18

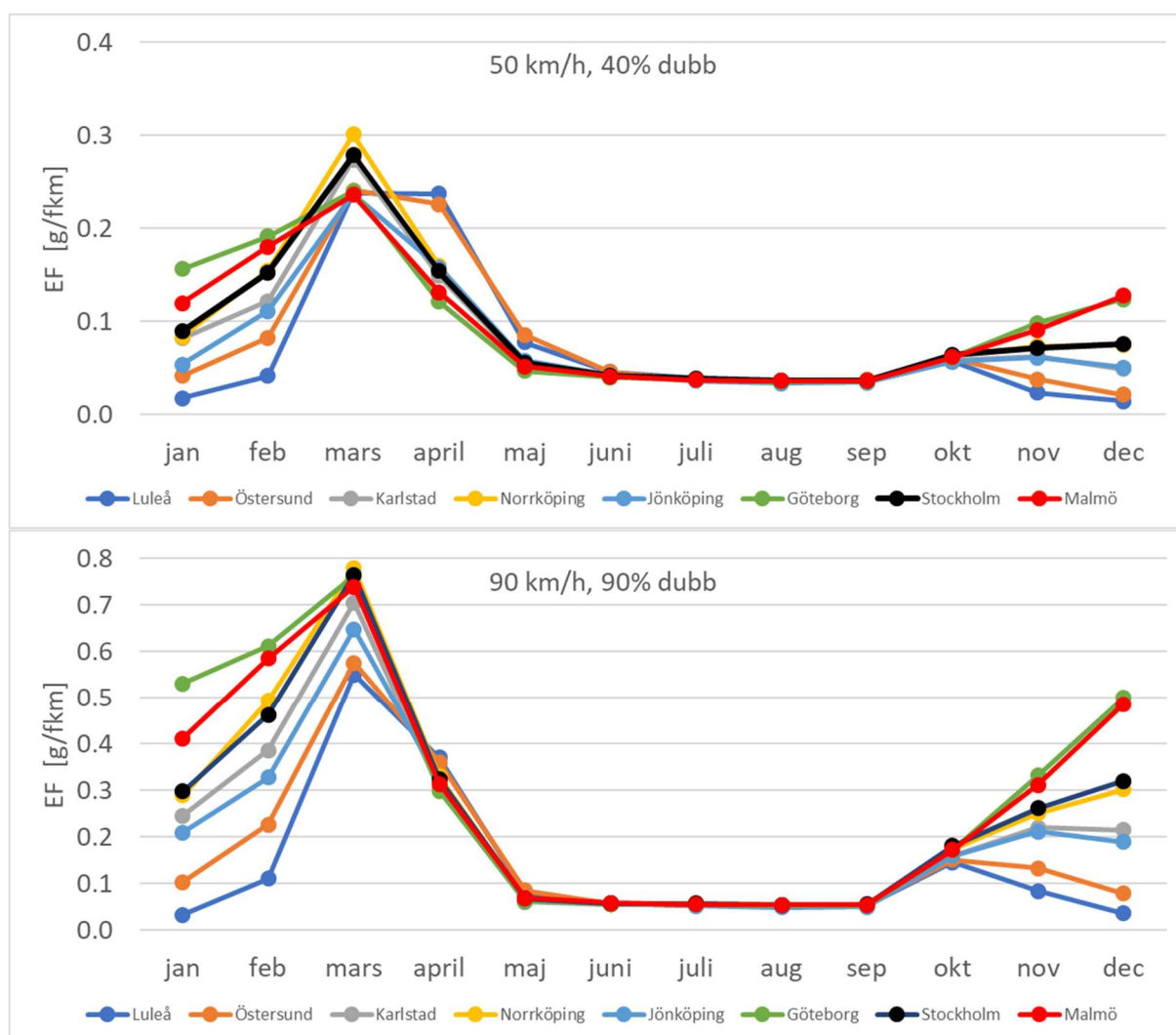
* Andelen av alla personbilar som har dubbdäck under perioden december till och med mars.

** SLB:s mätningar på rullande fordon anger dubbdäcksandelar om knappt 30 % under vintern [10].

*** 51 % är från SLB:s mätningar på rullande fordon i Norrköping.

Säsongvariation

Figur 8 visar hur den totala emissionsfaktorn för PM10-slitageemissioner varierar över året vid olika orter i Sverige vid två olika kombinationer av hastighet och dubbdäcksandel på vår generaliserade väg. På sommaren (juni – september) har alla orter nästan identiska emissionsfaktorer medan de skiljer sig tydligt åt på vintern. Orter med höga årsmedelemissionsfaktorer för en viss hastighet och dubbdäcksandel (t.ex. Göteborg, Malmö och Norrköping) har generellt höga värden under vinter och tidig vår. Luleå och Östersund har låga emissionsfaktorer under en stor del av vintern vilket vi förklarar med en stor andel snötäckta eller fuktiga vägbanor, se Figur 7. Luleå och Östersund har även ett mer utdraget och senare maximum för emissionsfaktorn, vilket är en konsekvens av längre den längre vintern i norra Sverige.



Figur 8. Månadsvisa emissionsfaktorer (sammanslaget för alla fordon på vägen i fråga) av PM10-däckslitage på en generaliserad väg vid ett antal orter i Sverige. Översta bilden visar situationen vid hastigheten 50 km h⁻¹, dubbdäcksandel 40 %; den under figuren visar motsvarande för 90 km h⁻¹, dubbdäcksandel 90 %. Medelvärden för året 2014-2021. Notera olika vertikalskalor i de två panelerna.

Skillnad i emissionsfaktorer mellan lätta och tunga fordon

Tabell 7 och Tabell 8 visar årsmedelemissionsfaktorn av PM10-slitagepartiklar för lätta respektive tunga fordon vid två olika hastigheter och två olika dubbdäcksandelar.

Tunga fordon har inga dubbdäck men emissionsfaktorn för tunga fordon ökar då dubbdäcksandelen ökar hos lätta fordon; i medeltal ökar emissionsfaktorn för tunga fordon med ca 10 % då dubbdäcksandelen för lätta fordon ökar med 10 %-enheter. Detta beror på att en högre dubbdäcksandel hos de lätta fordonen skapar en större dammdepå tillgänglig för uppvirvling av de tunga fordonen.

Emissionsfaktorn för tunga fordon har – på den generaliserade vägen – inte någon tydlig variation över landet vid lägre hastigheter. Tabell 8 visar vidare att emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar för tunga fordon endast ökar lite, eller till och med minskar, i många av orterna då hastigheten ökar från 50 km h⁻¹ till 90 km h⁻¹ vid en viss dubbdäcksandel. Detta skulle kunna förklaras med att eftersom uppvirvling (och stänk) ökar med hastigheten blir det under vissa meteorologiska förhållanden en lägre dammdepå tillgänglig för de tunga fordonen. För tunga fordon är uppvirvlingen den dominerande delen av PM10-emissionerna. Emissionsfaktorn för tunga fordon på den generaliserade vägen varierar förhållandevis lite med hastigheten (i medeltal ökar den ca 3% då hastigheten ökar med 10 km h⁻¹).

Tabell 7. Emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar för lätta fordon, på en generaliserad väg, vid andelen tung trafik 10%. Enhet g/fkm. Medelvärden för åren 2014-2021.

Ort	Hastighet 90 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 90 %	Hastighet 50 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 90 %	Hastighet 90 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 40 %	Hastighet 50 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 40 %
	(g/fkm)	(g/fkm)	(g/fkm)	(g/fkm)
Luleå	0.11	0.08	0.07	0.05
Östersund	0.13	0.09	0.08	0.05
Karlstad	0.16	0.11	0.10	0.06
Stockholm	0.21	0.13	0.11	0.07
Norrköping	0.21	0.13	0.07	0.07
Jönköping	0.17	0.10	0.09	0.06
Göteborg	0.26	0.15	0.14	0.08
Malmö	0.25	0.14	0.13	0.08

* Andelen av alla personbilar som har dubbdäck under perioden december till och med mars.

Tabell 8. Emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar för tunga fordon, på en generaliserad väg, vid andelen tung trafik 10%. Enhet g/fkm. Medelvärden för åren 2014-2021.

Ort	Hastighet 90 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 90 %	Hastighet 50 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 90 %	Hastighet 90 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 40 %	Hastighet 50 km h ⁻¹ ; dubbdäcksandel* 40 %
	(g/fkm)	(g/fkm)	(g/fkm)	(g/fkm)
Luleå	0.38	0.43	0.28	0.28
Östersund	0.43	0.47	0.31	0.30
Karlstad	0.42	0.43	0.32	0.27
Stockholm	0.51	0.45	0.34	0.28
Norrköping	0.52	0.47	0.30	0.30
Jönköping	0.44	0.40	0.30	0.26
Göteborg	0.52	0.42	0.35	0.27
Malmö	0.51	0.42	0.34	0.26

* Andelen av alla personbilar som har dubbdäck under perioden december till och med mars.

Diskussion

Våra resultat visar, å ena sidan, att den årliga totala emissionsfaktorn för PM10-slitageemissionspartiklar för en generaliserad väg minskar från norr till söder vid den rådande dubbdäcksanvändningen i Sverige (betydligt högre dubbdäcksanvändning i norra Sverige). Detta sker trots att den stora skillnaden i meteorologi mellan norra och södra Sverige leder till högre emissioner av PM10-slitageemissioner i södra Sverige -allt annat lika.

PM10-halter i stadsluft visar inte någon tydlig nord-sydlig gradient över Sverige. Det observerade långtidsmedelvärdet av PM10 i urban bakgrundsluft under perioden är ca 9-16 $\mu\text{g m}^{-3}$, PM10-koncentrationen i gaturum är ca 15-18 $\mu\text{g m}^{-3}$ förutom i Östersund där den är betydligt högre, se Tabell 9.

Tabell 9. Observerat långtidsmedelvärde av PM10 vid urbana bakgrundsstationer och gaturum i respektive ort. PM10-data från SMHI:s datavärd [11].

Ort	Region	PM10 i urban bakgrund (2014-2021) ($\mu\text{g m}^{-3}$)	PM10 i gaturum (2018-2022) ($\mu\text{g m}^{-3}$)
Luleå	Norr	11.1 ¹⁾	16.5 ⁵⁾
Östersund	Mitt	13.4 ²⁾	27.8 ⁶⁾
Karlstad	Väst	16.1 ³⁾	18.3 ⁷⁾
Stockholm	Stockholm	11.4	17.8 ⁸⁾
Norrköping	Öst	9.2 ⁴⁾	14.5 ⁹⁾
Jönköping	Syd	10.9	16.4 ¹⁰⁾
Göteborg	Väst	12.9	18.2 ¹¹⁾
Malmö	Syd	15.2	17.1 ¹²⁾

¹⁾ Luleå, Östergatan/Tvärvägen; 2005,2006

²⁾ 2014,2018

³⁾ Karlskoga 2004-2007

⁴⁾ Norrköping, Trädgårdsgatan 21; 2021,2022

⁵⁾ Luleå, Sandviksg. 2018, 2019 och 2022

⁶⁾ Östersund, Rådhusgatan, 2020-2022

⁷⁾ Karlstad, hamngatan, 2018-2021

⁸⁾ Stockholm, Sveavägen, 2018-2022

⁹⁾ Norrköping, Kungsgatan 2020-2022

¹⁰⁾ Jönköping, Kungsgatan, 2018-2022

¹¹⁾ Göteborg, Haga, 2018-2022

¹²⁾ Malmö, Dalaplan, 2018-2022

Studiens upplägg gör att det går att uppskatta totala PM10-emissionsfaktorer för valfri hastighet och dubbdäcksandel (definierad som den maximala andelen dubbdäck, på lätta fordon, under vintern) men vi har inte tagit hänsyn till hur vinterdäcksanvändningen faktiskt varierar över året i olika orter, eller hur andelen tung trafik varierar mellan olika platser. Vi har heller inte tagit hänsyn till att väghållning (plogning, sandning, saltning, dammbindning etc.) eventuellt varierar över landet eller att vägbanan kan ha olika sammansättning beroende på lokalt tillgängligt material.

Huvudfokus i vår studie har varit att undersöka hur den totala emissionsfaktorn för PM10-slitagepartiklar varierar över landet till följd av olika klimat i olika delar av landet. Vi har kört modellen för 8 år för att försäkra oss om att resultaten inte påverkas av icke-normala meteorologiska förhållanden. Meteorologiska data är från väderprognosmodellen som används både av SMHI och den norska vädertjänsten vilket borgar för tillförlitlighet.

Notera att innevarande studie inte är ämnad att ta fram den mest troliga emissionsfaktorn för en specifik ort utan skall användas för att ta uppskatta hur mycket PM10-slitagepartiklar en typisk väg i respektive trafikregion ger upphov till. Slitage-emissionerna varierar kraftigt under året och vi vill understryka att de framtagna medelemissionsfaktorerna inte är giltiga vid en enskilda fordonspassager.

Slutligen vill vi påminna om att detta är en ren modelleringsstudie. NORTRIP-modellen är utvecklad för att beskriva alla processer som påverkar emissioner av slitagepartiklar och hur dessa beror av meteorologiska, trafikala och omgivningsspecifika förhållanden. Alla relationer är baserade på samband som stöds av mätningar i fält och på laboratorier. Resultaten i vår specifika studie är inte validerade mot mätningar, vilket till viss del förklaras av studiens upplägg. NORTRIP-modellen genomgår kontinuerligt justeringar och parametervärden ändras baserat på nyare observationer. I projektet NORDUST-II arbetar NORTRIP-teamet (där SLB-analys ingår) till exempel med att uppdatera sambanden mellan slitageemissioner och fordonens hastighet samt att introducera en relation mellan fordonsvikt och slitageemissioner vilket för närvarande saknas i NORTRIP.

Referenser

1. Frisk luft. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2023. Rapport 7067.
<https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7000/978-91-620-7067-0/> (27 juni 2023)
2. Alpfjord Wylde, H., Asker, C., Bennet, C, Forsberg, B. och Segersson, D. 2023.
Quantification of population exposure to PM10, PM2.5 and NO₂ and estimated health impacts for 2019 and 2030. SMHI RMK No 119.
<https://www.smhi.se/publikationer/publikationer/quantification-of-population-exposure-to-pm10-pm2-5-and-no2-and-estimated-health-impacts-for-2019-and-2030-1.191849> (14 november 2023)
3. Road dust and PM10 in the Nordic countries. Nordic Council of Ministers 2017.
<https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1069152/FULLTEXT02.pdf> (14 november 2023)
4. Beräkningar med NORTRIP-modellen för att uppskatta utsläpp, och halter i luft, av däckslitagepartiklar. SLB 53:2021.
5. Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, K., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., och Omstedt, G. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmospheric Environment* **77**:283-300, 2013.
6. Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, K., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M., och Omstedt, G. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: Surface moisture and salt impact modelling. *Atmospheric Environment* **81**:485-503, 2013.
7. Norman, M., Sundvor, I., Denby, B.R., Johansson, C., Gustafsson, M., Blomqvist, G. och Janhäll, S. Modelling road dust emission abatement measures using the NORTRIP model: Vehicle speed and studded tyre reduction. *Atmospheric Environment* **134**:96-108, 2016.
8. 2013-2019: <https://thredds.met.no/thredds/catalog/metpparchivev2/catalog.html> (8 juni 2023)
2020-2021: <https://thredds.met.no/thredds/catalog/metpparchive/catalog.html> (8 juni 2023)
9. Undersökning av däcktyp i Sverige - vintern 2022 (januari-mars). Pontus Grönvall.
Trafikverkets publikationer: 2022:128
10. Användning av dubbdäck i Stockholms innerstad, vintersäsongen 2019/2020.
Dubbdäcksandelar räknade på rullande trafik. SLB 25:2020.
11. Datavärdskap för luftkvalitet. <https://www.smhi.se/data/miljo/luftmiljodata> (8 juni 2023).

SLB-analys, Miljöförvaltningen i Stockholm.
Tekniska nämndhuset, Fleminggatan 4.
Box 8136, 104 20 Stockholm.
www.slb.nu

