

*Upplands Väsby,
kvarteret Fyrklövern*

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR FÖR HALTER
AV PARTIKLAR (PM₁₀) OCH
KVÄVEDIOXID (NO₂) FÖR 2013 SAMT ÅR
2030. VERSION 2.

Sanna Silvergren

Förord

Denna utredning är genomförd av SLB-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm. SLB-analys är operatör för Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbunds system för övervakning och utvärdering av luftkvalitet i regionen. Uppdragsgivare för utredningen är Upplands Väsby kommun [25]. Denna rapport har uppdaterats efter längre framskridda planer vilka innebar en viss förändring av planerad bebyggelse.

Rapporten har granskats av:
Boel Lövenheim

Uppdragsnummer:	2014107
Daterad:	2014-10-01
Handläggare:	Sanna Silvergren, 08-508 28 754
Status:	Granskad



Miljöförvaltningen i Stockholm
Box 8136
104 20 Stockholm
www.slb.nu

Innehållsförteckning

Förord	2
Innehållsförteckning	3
Sammanfattning.....	4
Inledning	5
Beräkningsförutsättningar	5
Planområde och trafikmängder.....	5
Spridningsmodeller.....	8
Emissioner	8
Osäkerheter i beräkningarna	9
NO ₂ och utsläpp från dieselmotorer.....	9
PM10 och dubbdäcksandelar.....	10
Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål	11
Partiklar, PM10.....	11
Kvävedioxid, NO ₂	12
Resultat	13
PM10-halter för nuläget år 2013	13
NO ₂ -halter för nuläget år 2013	15
NO ₂ -halter för utbyggnadsalternativet år 2030	16
Exponering för luftföroreningar	17
Effekten av andelen av tung trafik.....	18
Effekten av andelen dubbdäck.....	18
Åtgärder för att minska partikelhalterna.....	19
Asfaltens inverkan på partikelhalterna	20
Träds påverkan på luftföroreningshalter.....	22
Partiklarnas egenskaper viktiga för upptaget på träden	22
Trädartens egenskaper kan ha stor betydelse för partikelupptaget	22
Resultat från tidigare studier i urbana miljöer	22
Påverkan på gasformiga luftföroreningar	23
Pollenalstring.....	23
Signalreglerad korsning	24
Hälsoeffekter av luftföroreningar	24
Referenser	25

Bilaga

Sammanfattning

I Upplands Väsby kommun planerar att bygga ungefär 1000-1500 nya bostäder i ett område som inramas av vägarna Drabantvägen, Mälarvägen, Husarvägen och Dragonvägen. SLB-analys har på uppdrag av Upplands Väsby kommun genomfört spridningsberäkningar för hur planförslaget kommer att påverka luftkvaliteten i området.

Beräkningarna har gjorts för halter i luften av partiklar, PM10, och kvävedioxid, NO₂, vilka omfattar de miljö kvalitetsnormer som är svårast att klara i Stockholmsområdet. Beräkningarna har gjorts för nuläget år 2013 samt för ett utbyggnadsalternativ år 2030 med prognoser för trafikmängder och fordonsparkens sammansättning.

Miljö kvalitetsnormen för partiklar, PM10 klaras år 2030

För partiklar, PM10 finns två olika normvärden definierade i lagstiftningen om miljö kvalitetsnormer (SFS 2010:477). Det som normalt sett är svårast att klara gäller för dygnsmedelvärden. Dygnsmedelvärdet av PM10 får inte överstiga halten 50 µg/m³ (mikrogram per kubikmeter) mer än 35 gånger under ett kalenderår.

Både i nuläget samt år 2030 beräknas miljö kvalitetsnormen för PM10 till skydd för människors hälsa att klaras inom planområdet. De högsta dygnsmedelhalterna av PM10 i både nuläget och utbyggnadsalternativet har beräknats i den södra delen av planområdet på Mälarvägen där trafikflödet är som högst, 23-29 µg/m³ i nuläget och 38-46 µg/m³ år 2030.

Miljö kvalitetsnorm för kvävedioxid klaras år 2030

För kvävedioxid, NO₂ finns tre olika normvärden definierade i lagstiftningen om miljö kvalitetsnormer (SFS 2010:477). Det som normalt sett är svårast att klara gäller för dygnsmedelvärden. Dygnsmedelvärdet av NO₂ får inte överstiga halten 60 µg/m³ (mikrogram per kubikmeter) mer än 7 gånger under ett kalenderår.

Både nuläget och i utbyggnadsalternativet år 2030 klaras miljö kvalitetsnormen till skydd för hälsan för kvävedioxid, NO₂, inom hela planområdet. På Mälarvägen beräknas högst dygnsmedelhalter, 28-39 µg/m³ i nuläget och 34-40 µg/m³ år 2030.

Miljö kvalitetsmål

Miljö kvalitetsmålet Frisk luft har beslutats av Sveriges riksdag och definierar luftföroreningshalter som ska nås senast till år 2020. Målvärden för partiklar, PM10 och kvävedioxid är strängare än motsvarande miljö kvalitetsnorm. Miljö målen beräknas klaras i nuläget samt för kvävedioxid i utbyggnadsalternativet år 2030. För PM10 överskrids dessvärre miljö målet i utbyggnadsalternativet år 2030.

Slutsatser från övriga studier

För att minska halterna i området kan man minska andelen tung trafik/dubbdäck. Även dammbindning är en effektiv metod för att minska PM10-halterna medan trädplantering och städning har endast en liten inverkan. Valet av vägbeläggning kan ha viss effekt på PM10-halterna men det är sannolikt att åtgärden bör beröra ett förhållandevis omfattande avsnitt av gatan.

Inledning

Upplands Väsby kommun planerar att bygga ungefär 1000-1500 nya bostäder i ett område som inramas av vägarna Drabantvägen, Mälarvägen, Husarvägen och Dragonvägen. Ytan som kommer att bebyggas består idag av allmän platsmark. De bostadskvarter som redan finns i området berörs inte av planerna.

I denna utredning har spridningsberäkningar gjorts för luftföroreningshalter av partiklar, PM10, och kvävedioxid, NO₂, för ett nuläge, samt ett utbyggnadsalternativ år 2030. Beräknade halter har jämförts med gällande miljö kvalitetsnormer för PM10 och NO₂ enligt förordningen SFS 2010:477. Halterna jämförs även med gällande nationella miljömål för PM10 och NO₂.

Utifrån beräknade halter har även en bedömning gjorts för hur människor som vistas i området kommer att exponeras för luftföroreningar, enligt Länsstyrelsens vägledning för detaljplaneläggning med tanke på luftkvalitet [1].

Utöver detta förs resonemang kring hur en lägre dubbdäcksandel respektive träd påverkar partikelhalterna, hur en hög andel tung trafik påverkar luftkvaliteten samt vilka åtgärder som kan vidtas för att påverka partikelhalterna.

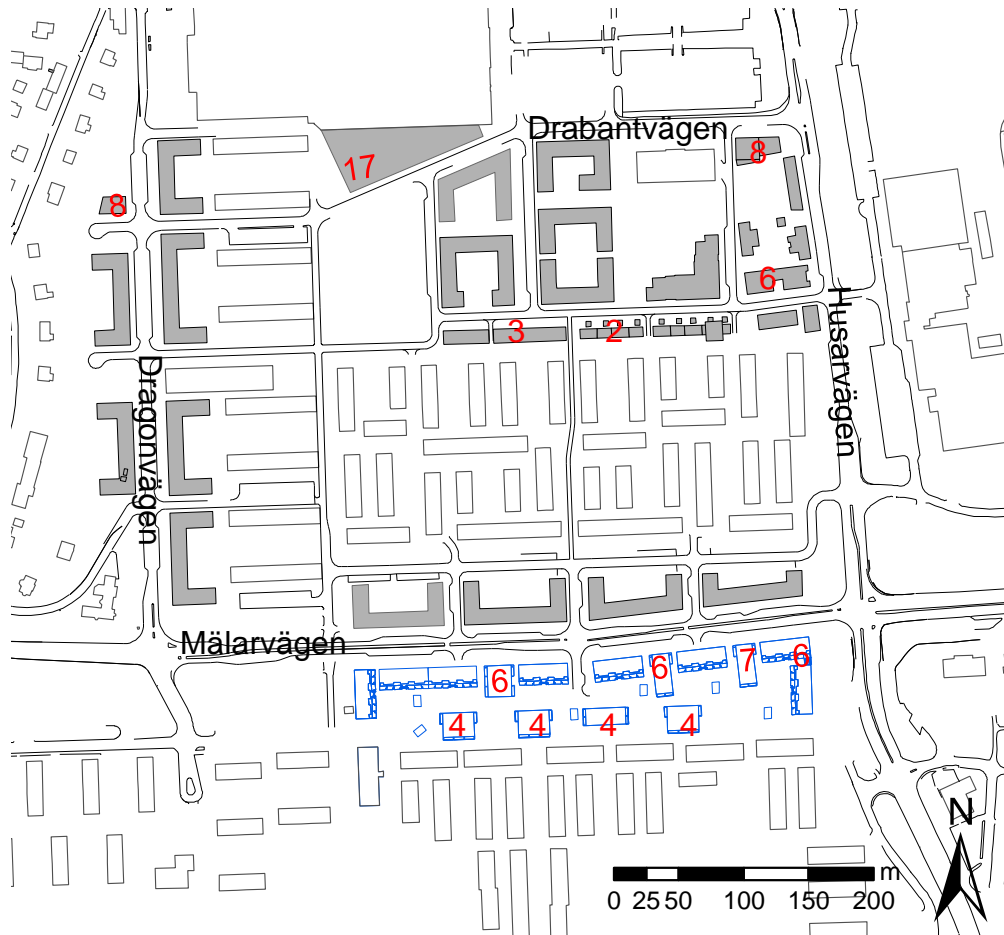
Beräkningsförutsättningar

Planområde och trafikmängder

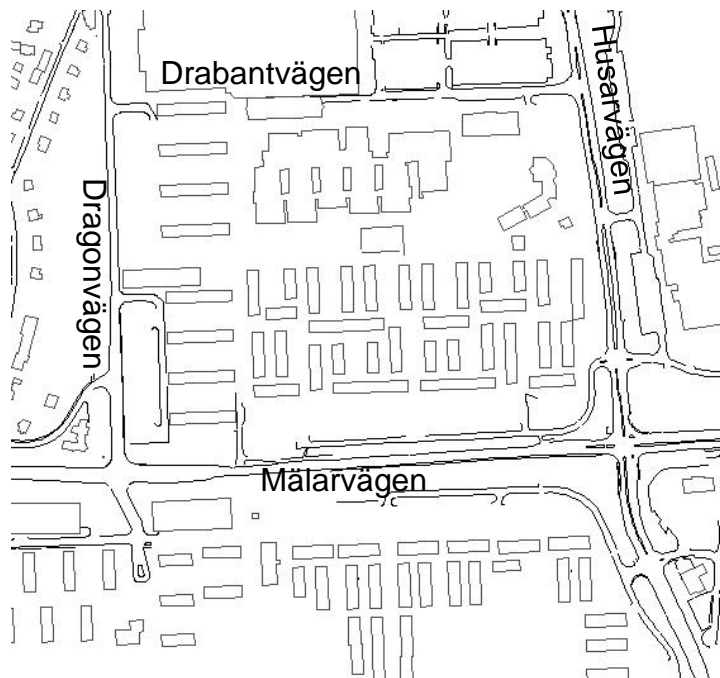
Aktuellt planområde med förslag till nya byggnader i kvarteret Fyrklövern (utbyggnadsalternativet) framgår av Figur 1. Byggnadshöjderna för de planerade byggnaderna har antagits vara 3 meter per våningsplan. De flesta husen avses bli 5 våningar höga (anges i Figur 1). Nuläget framgår av Figur 1.

Prognoser för trafikflöden för omgivande gator och vägar i området för utbyggnadsalternativet år 2030 framgår av Figur 2. Det största och det minsta antalet fordon för de fyra huvudvägarna (Husarvägen, Dragonvägen, Drabantvägen samt Mälarvägen) i området är inskrivet i stor text. Antalet fordon för varje länk står i mindre textstorlek. Nuvarande trafikmängder i området kan ses i Figur 3. Trafiken antas vara densamma år 2011 som i nuläget (2013). Trafikprognoserna har gjorts erhållits från Upplands Väsby kommun och avser vardagsmedeldygnstrafik (VMD) [25]. För beräkningarna används årsmedeldygnstrafik (ÅMD) och dessa har fått genom antagandet att:

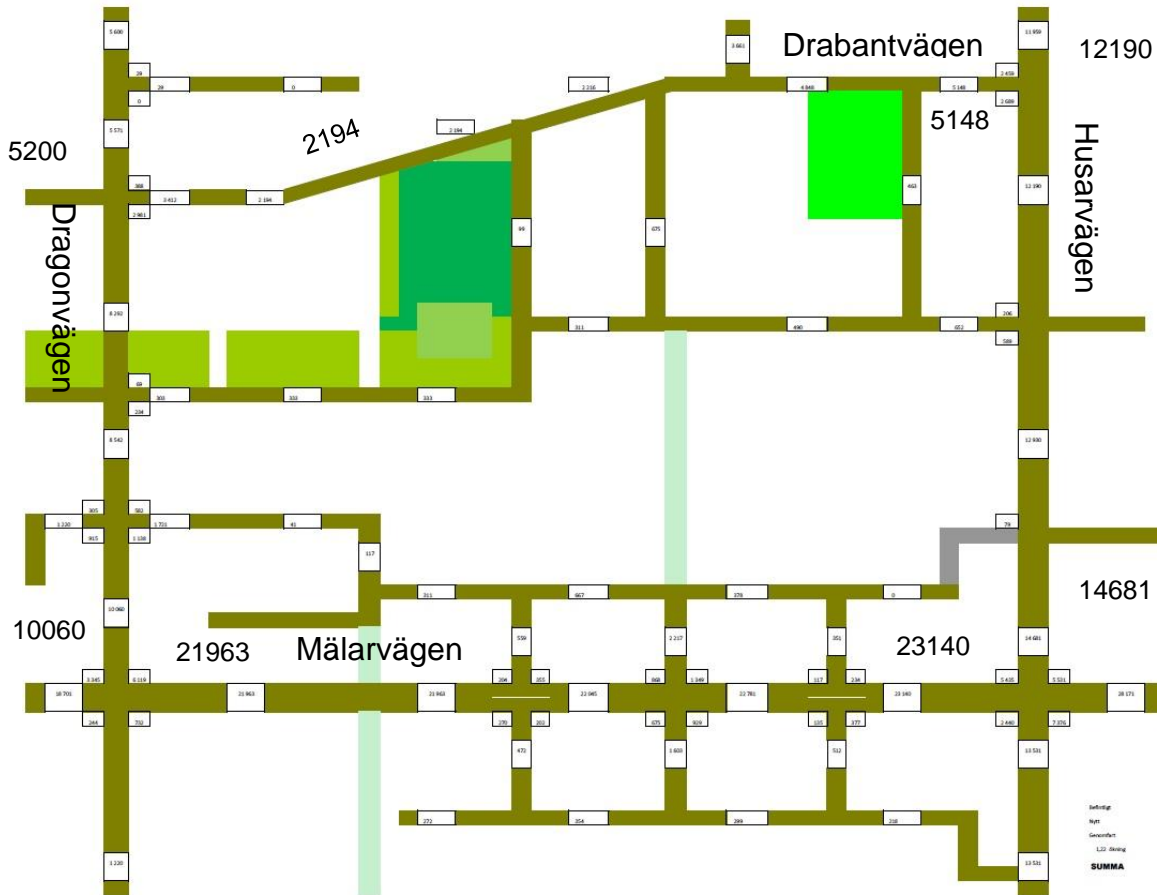
$$\text{ÅMD} = 0.93 \times \text{VMD}$$



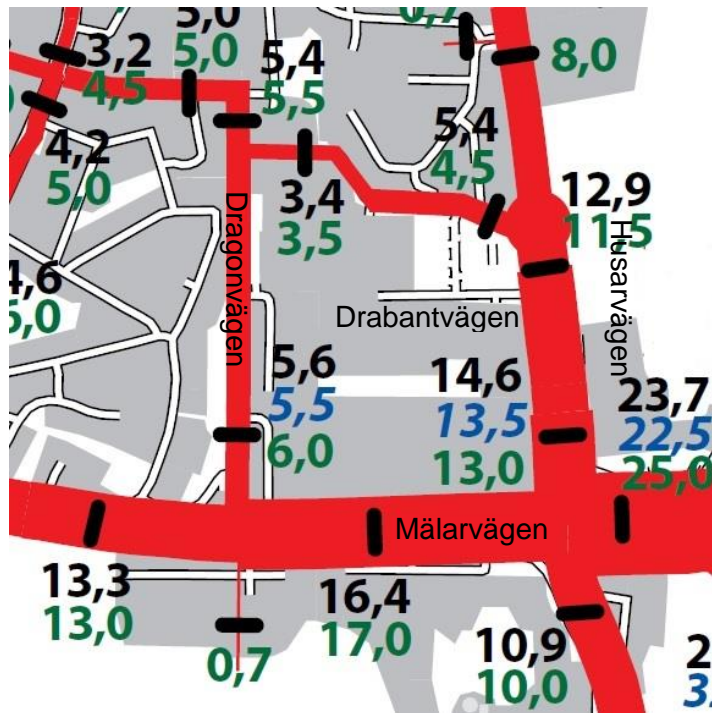
Figur 1. Aktuellt planområde (utbyggnadsalternativet) för nya bostäder i kvarteret Fyrklövern i Upplands Väsby (gråskuggade byggnader, samt byggnader med blå konturer). Antal våningsplan på byggnader som ej planeras bli fem våningar står på respektive planerad byggnad.



Figur 1. Planområdet i nuläget.



Figur 2. Prognoser för totala trafikflöden som vardagsmedeldygn för utbyggnadsalternativet år 2030 då planen är genomförd.



Figur 3. Uppmätt antal tusen fordon som vardagsmedeldygnstrafik år 2011 i svarta siffror. Trafiken i nuläget år 2013 antas vara densamma.

Spridningsmodeller

Beräkningar av PM₁₀- och NO₂-halter har utförts med hjälp av olika typer av spridningsmodeller: SMHI-Airviro gaussmodell [2], samt SMHI-Simair gaturumsmodell [3]. Utöver dessa modeller har också SMHI-Airviro vindmodell använts för att generera ett representativt vindfält över gaussmodellens beräkningsområde.

SMHI-Airviro vindmodell

Halten av luftföroreningar kan variera mellan olika år beroende på variationer i meteorologiska faktorer och intransport av långväga luftföroreningar. När luftföroreningshalter jämförs med miljö kvalitetsnormer ska halterna vara representativa för ett normalår. Som indata till SMHI-Airviro vindmodell används därför en klimatologi baserad på meteorologiska mätdata under en flerårsperiod (1993-2010). De meteorologiska mätningarna har hämtats från en 50 meter hög mast i Högdalen i Stockholm och inkluderar horisontell och vertikal vindhastighet, vindriktning, temperatur, temperaturdifferensen mellan tre olika nivåer samt solinstrålning. Vindmodellen tar även hänsyn till variationerna i lokala topografiska förhållanden.

SMHI-Airviro gaussmodell

SMHI-Airviro gaussiska spridningsmodell har använts för att beräkna den geografiska fördelningen av luftföroreningshalter två meter ovan öppen mark. I områden med tätbebyggelse representerar beräkningarna halter två meter ovan taknivå. En gridstorlek, dvs. storleken på beräkningsrutorna, på 25 meter x 25 meter har använts för aktuellt planområde. För att beskriva haltbidragen från utsläppskällor som ligger utanför det aktuella området har beräkningar gjorts för hela Stockholms och Uppsala län. Haltbidragen från källor utanför länen har erhållits genom mätningar.

SMHI-Simair

I tätbebyggda områden beskriver gaussmodellen halter av luftföroreningar i taknivå. För att beräkna halten nere i gaturum kompletteras därför gaussberäkningarna med beräkningar med gaturumsmodeller. Förutsättningarna för ventilation och utspädning av luftföroreningar varierar mellan olika gaturum. Breda gator tål betydligt större avgasutsläpp, utan att halterna behöver bli oacceptabelt höga, än trånga gator med dubbelsidig bebyggelse. Just bebyggelsefaktorn, dvs. om gaturummet är slutet samt dess dimensioner, spelar stor roll för gatuventilationen och därmed för haltnivåerna. SMHI-Simair används vid enkel- och dubbelsidig för att beräkna halterna.

Emissioner

Emissionsdata, dvs. utsläppsdata, utgör indata för spridningsmodellerna vid framräkning av halter av luftföroreningar. För beräkningarna med gaussmodellen har Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbunds länstäckande emissionsdatabas för år 2011 använts [4]. Där finns detaljerade beskrivningar av utsläpp från bl.a. vägtrafiken, energisektorn, industrin och sjöfarten. I Stockholmsregionen är vägtrafiken den största källan till luftföroreningar. Utsläppen innehåller bl.a. kväveoxider, kolväten samt avgas- och slitagepartiklar.

Vägtrafikens utsläpp av kväveoxider och avgaspartiklar är beskrivna med emissionsfaktorer år 2030 för olika fordons- och vägtyper enligt HBEFA-modellen (ver. 3.1). Det är en europeisk emissionsmodell för vägtrafik som har anpassats till svenska förhållanden [6]. Trafiksammansättningen avseende fordonsparkens avgasreningsgrad (olika euroklasser) gäller för år 2013 (nuläget), samt för år 2030 (utbyggnadsalternativ). Sammansättning av olika fordonstyper och bränslen, t ex andel dieselpersonbilar år 2030, gäller enligt Trafikverkets prognoser för scenario BAU ("Business as usual"). Fordonens utsläpp av avgaspartiklar och kväveoxider kommer att minska i framtiden beroende på kommande skärpta avgaskrav som beslutats inom EU. Den förväntade ökade dieselandelen kommer dock att dämpa minskningen.

Slitagepartiklar i trafikmiljö orsakas främst av dubbdäckens slitage på vägbanan men bildas också vid slitage av bromsar och däck. Längs starkt trafikerade vägar utgör slitagepartiklarna huvuddelen av PM10-halterna. Under perioder med torra vägbanor vintertid kan haltbidraget från dubbdäckslitaget vara 80-90 % av totalhalten PM10. Emissionsfaktorer för slitagepartiklar utifrån olika dubbdäcksandelar har bestämts utifrån kontinuerliga mätningar på Hornsgatan i centrala Stockholm. Korrektion har gjorts för att slitaget och uppvirvlingen ökar med vägtrafikens hastighet [6].

Osäkerheter i beräkningarna

Modellberäkningar av luftföroreningshalter innehåller osäkerheter. Systematiska fel uppkommer när modellen inte på ett korrekt sätt förmår ta hänsyn till alla faktorer som kan påverka halterna. Kvaliteten på indata är en annan parameter som påverkar hur väl resultatet speglar verkligheten. För att få en uppfattning om den totala noggrannheten i hela beräkningsgången dvs. emissionsberäkningar, vind- och stabilitetsberäkningar samt spridningsberäkningar jämförs modellberäkningarna fortlöpande med mätningar av både luftföroreningar och meteorologiska parametrar i regionen [9, 11]. Jämförelserna visar att beräknade halter av NO₂ och PM10 gott och väl uppfyller kraven på överensstämmelse mellan uppmätta och beräknade halter enligt Naturvårdsverkets föreskrift om kontroll av miljökvalitetsnormer för utomhusluft [12]. Hänsyn har också tagits till intransporten av luftföroreningar till regionen utifrån mätningar vid bakgrundsstationen Norr Malma, 15 km nordväst om Norrtälje.

Osäkerheterna i de beräknade halterna är större för ett framtidsscenario jämfört med nuläget. Detta beror på att det i dessa beräkningsscenarier tillkommer osäkerheter vad gäller prognostiserade trafikflöden och framtida utsläpp från vägtrafiken, t.ex. utvecklingen och användningen av bränslen, motorer och däck.

NO₂ och utsläpp från dieslbilar

NO₂-halterna i trafikmiljö beror till stor del på den dieseldrivna trafiken. I jämförelse med motsvarande bensinfordon har dieslar både högre utsläpp av kväveoxider, NO_x (NO+NO₂) och Under de senaste tio åren har de dieseldrivna fordonen ökat kraftigt i Stockholmsregionen. Huvudskälet till ökningen är miljöbilsklassningen som har gynnat bränslesnåla dieselfordon i syfte att minska utsläppen av växthusgaser.

Mätningar i verkliga trafikmiljöer har visat att emissionsmodeller kan underskatta de dieseldrivna fordonens utsläpp av kväveoxider och kvävedioxid. Det gäller både för personbilar, lätta och tunga lastbilar samt för bussar. För den tunga trafiken tycks skillnaden i utsläpp vara störst i stadstrafik där dieslarna inte kan köras effektivt. Skillnaden är också större för nyare fordon med strängare avgaskrav.

NO₂-halterna i trafikmiljö beror till stor del på den dieseldrivna trafiken. I jämförelse med motsvarande bensinfordon har dieslar både högre utsläpp av kväveoxider, NO_x (NO+NO₂) och en högre andel av kvävedioxid (NO₂ av NO_x), vilket betyder att direktutsläppen av NO₂ är större. Osäkerheter finns för framtida dieselandelar men enligt Trafikverkets prognoser för år 2030 kommer den kraftiga ökningen att fortsätta och andelen bensinfordon väntas minska i motsvarande grad. Andelen NO₂ av NO_x längs gatorna kommer därmed att fortsätta öka. I denna utredning använder vi en förenklad beräkningsmetod som inte fullt ut tar hänsyn till den ökande andelen NO₂ i utsläppen. Sammantaget innebär ovanstående osäkerheter sannolikt att halterna av kvävedioxid underskattas i framtidsscenarioer.

PM10 och dubbdäcksandelar

PM10-halterna i trafikmiljö består främst av partiklar som har orsakats av dubbdäckens slitage på vägbanan. Andelen dubbdäck bland de lätta fordonen låg länge på ca 70 % under vinterperioden i Stockholmsregionen, men har minskat sedan mitten av 2000-talet (se bilaga). Minskningen beror på att regeringen har beslutat om olika åtgärder för att minska partikelutsläppen från vägtrafiken. Kommunerna har t.ex. getts möjlighet att i lokala trafikföreskrifter förbjuda fordon med dubbdäck att köra på vissa gator eller i vissa zoner. Regeringen har också beslutat om att minska dubbdäcksperioden med två veckor på våren. För dubbdäck tillverkade efter den 1 juli 2013 genomförs också en begränsning av antalet tillåtna dubbar vilket enligt Transportstyrelsen ger en minskning av antalet dubbar med ca 15 % och en motsvarande minskning av vägslitage och partiklar [7].

Osäkerheter för PM10 finns framförallt för antaganden om framtida dubbdäcksandelar. För beräkningarna för nuläge samt år 2030 har en dubbdäcksandel på 60-70 % antagits vilket är ungefär den andel som har uppmätts i Upplands Väsby år 2013 (64 %) via Stockholm och Uppsala läns luftvårdsförbund [26]. Vidare antas i denna utredning, som följd av regeringens beslut om förkortad dubbdäcksperiod och minskat antal tillåtna dubbar i däck, en utsläppsminskning av PM10 på ca 15 % fr om år 2020.

Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål

Miljökvalitetsnormer syftar till att skydda människors hälsa och naturmiljön. Normerna är juridiskt bindande föreskrifter som har utarbetats nationellt i anslutning till miljöbalken. De baseras på EU:s regelverk om gränsvärden och vägledande värden.

Det nationella miljökvalitetsmålet Frisk luft är definierat av Sveriges riksdag. Halterna av luftföroreningar ska senast till år 2020 inte överskrida lågrisknivåer för cancer eller riktvärden för skydd mot sjukdomar eller påverkan på växter, djur, material och kulturföremål. Miljökvalitetsnormerna fungerar som rättsliga styrmedel för att uppnå de strängare miljökvalitetsmålen. Miljökvalitetsmålen med preciseringar anger en långsiktig målbild för miljöarbetet och ska vara vägledande för myndigheter, kommuner och andra aktörer.

Vid planering och planläggning ska kommuner och myndigheter ta hänsyn till miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål. I plan- och bygglagen anges bl.a. att planläggning inte får medverka till att en miljökvalitetsnorm överträds. För närvarande finns miljökvalitetsnormer för kvävedioxid, partiklar (PM10 och PM2,5), bensen, kolmonoxid, svaveldioxid, ozon, bens(a)pyren, arsenik, kadmium, nickel och bly [13]. Halterna av svaveldioxid, kolmonoxid, bensen, bens(a)pyren, partiklar (PM2,5), arsenik, kadmium, nickel och bly är så låga att miljökvalitetsnormer för dessa ämnen klaras i hela regionen [14, 15, 16, 17, 18].

Miljökvalitetsnormer och miljökvalitetsmål innehåller värden för halter av luftföroreningar både för lång och kort tid. Från hälsoskyddssynpunkt är det viktigt att människor både har en låg genomsnittlig exponering av luftföroreningar under längre tid (motsvarar årsmedelvärde) och att minimera antalet tillfällen då de exponeras för höga halter under kortare tid (dygns- och timmedelvärden). För att en miljökvalitetsnorm ska klaras får inget av normvärdena överskridas.

I Luftkvalitetsförordningen [13] framgår att miljökvalitetsnormer gäller för utomhusluften med undantag av arbetsplatser samt väg- och tunnelbanetunnlar.

Partiklar, PM10

Tabell 1 visar gällande miljökvalitetsnorm och miljökvalitetsmål för partiklar, PM10 till skydd för hälsa. Värdena anges i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (mikrogram per kubikmeter) och omfattar ett årsmedelvärde och ett dygnsmedelvärde. Årsmedelvärdet får inte överskridas medan dygnsmedelvärdet får överskridas högst 35 gånger under ett kalenderår. I alla mätningar i Stockholms- och Uppsala län har dygnsmedelvärdet av PM10 varit svårare att klara än årsmedelvärdet. Även 2010 års kartläggning av PM10-halter i Stockholms- och Uppsala län visade detta [19].

I resultatet som följer redovisas det 36:e högsta dygnsmedelvärdet av PM10 under beräkningsåret, vilket alltså inte får vara högre än $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för att miljökvalitetsnormen ska klaras och inte högre än $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för att miljökvalitetsmålet ska klaras.

Tabell 1. Miljö kvalitetsnorm och miljö kvalitetsmål för partiklar, PM10 avseende skydd av hälsa [13, 25].

Tid för medelvärde	Normvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Målvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anmärkning
Kalenderår	40	15	Normvärdet får inte överskridas Målvärdet ska nås år 2020
1 dygn	50	30	Värdet får inte överskridas mer än 35 dygn per kalenderår

Kvävedioxid, NO₂

Tabell 2 visar gällande miljö kvalitetsnorm och miljö kvalitetsmål för kvävedioxid, NO₂ till skydd för hälsa. Normvärden finns för årsmedelvärde, dygnsmedelvärde och timmedelvärde. Målvärden finns för årsmedelvärde och timmedelvärde. Årsmedelvärdet får inte överskridas medan dygnsmedelvärdet får överskridas högst 7 gånger under ett kalenderår. Timmedelvärdet får överskridas högst 175 gånger under ett kalenderår. I alla mätningar i Stockholms- och Uppsala län har dygnsmedelvärdet av NO₂ varit svårare att klara än årsmedelvärdet och timmedelvärdet. Detta bekräftades även i kartläggningen av NO₂-halter i Stockholms och Uppsala län [19].

I resultatet som följer redovisas det 8:e högsta dygnsmedelvärdet av NO₂ under beräkningsåret, vilket alltså inte får vara högre än 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ för att miljö kvalitetsnormen ska klaras.

Tabell 2. Miljö kvalitetsnorm och miljö kvalitetsmål för kvävedioxid, NO₂ avseende skydd av hälsa [13, 25].

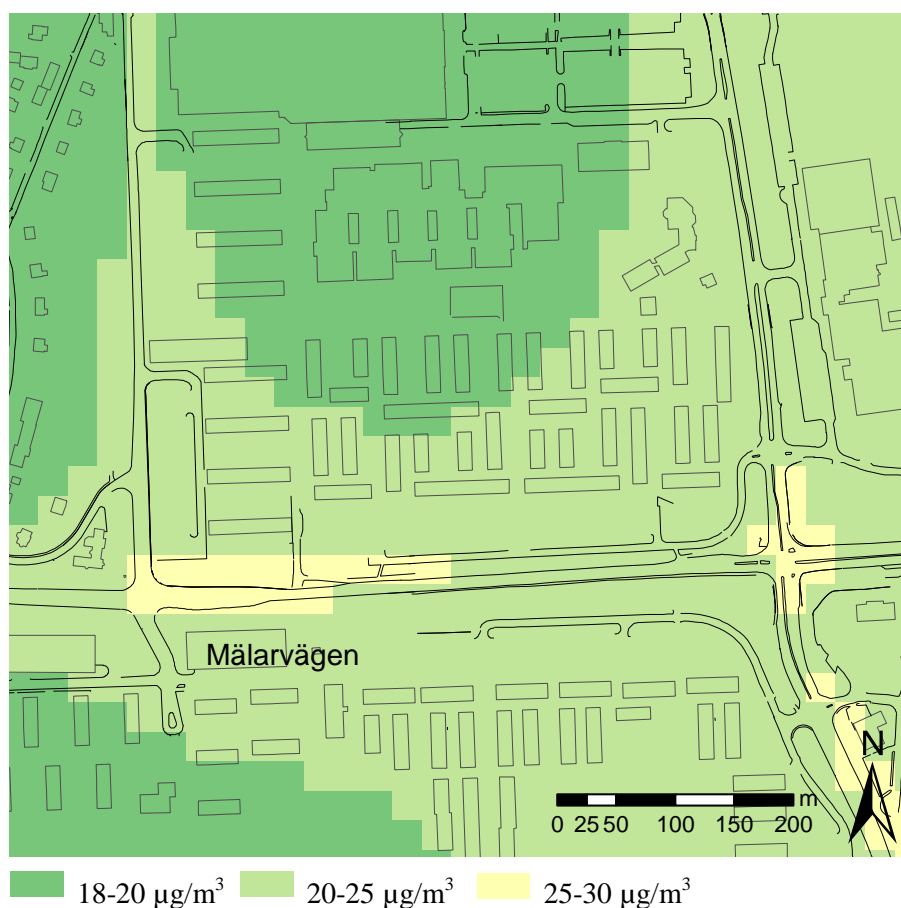
Tid för medelvärde	Normvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Målvärde ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Anmärkning
Kalenderår	40	20	Normvärdet får inte överskridas Målvärdet ska nås år 2020
1 dygn	60	-	Värdet får inte överskridas mer än 7 dygn per kalenderår
1 timme	90	60	Värdet får inte överskridas mer än 175 timmar per kalenderår

Resultat

PM10-halter för nuläget år 2013

Figur 4 visar beräknad medelhalt av partiklar, PM10 under det 36:e värsta dygnet för nuläget år 2013. Halterna gäller 2 m ovan mark för ett meteorologiskt normalt år. För att miljö kvalitetsnormen till skydd för människors hälsa ska klaras får PM10-halten inte överstiga $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Miljö kvalitetsnormen klaras i hela plan- och beräkningsområdet. Längs med Mälarvägen är halterna högst och ligger i intervallet $23\text{-}29 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tack vare avståndet mellan vägar och bebyggelse är utvädringen av luftföroreningar god och halterna relativt låga. Därmed klaras även miljömålet, som är $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för dygn.



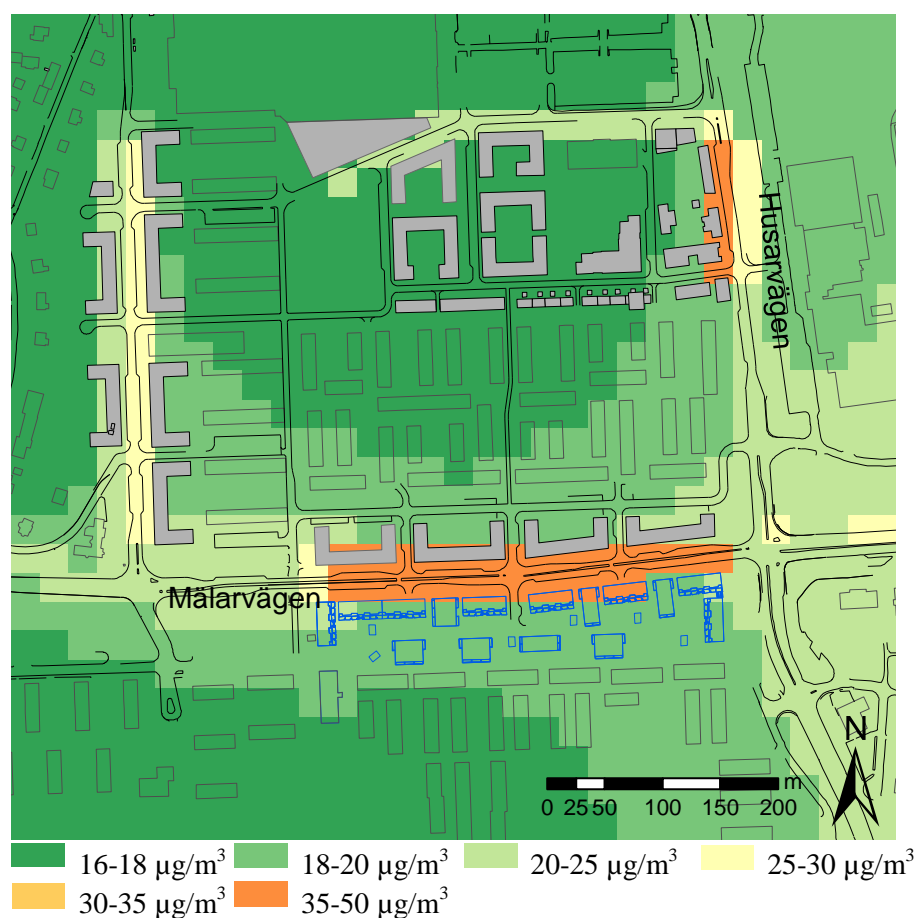
Figur 4. Beräknad dygnsmedelhalt av partiklar, PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) under det 36:e värsta dygnet för nuläget år 2013. Normvärdet som ska klaras är $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

PM10-halter för utbyggnadsalternativet år 2030

Figur 6 visar beräknad dygnsmedelhalt av partiklar, PM10 under det 36:e värsta dygnet för utbyggnadsalternativet år 2030. Halterna gäller 2 m ovan mark för ett meteorologiskt normalt år. För att miljö kvalitetsnormen till skydd för människors hälsa ska klaras får PM10-halten inte överstiga $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Miljö kvalitetsnormen beräknas klaras i planområdet år 2030. Längs med Mälärvägen är halterna högst och ligger i intervallet $38\text{-}46 \mu\text{g}/\text{m}^3$. På Mälärvägen, som är den mest vältrafikerade i området, prognostiseras ungefär 21 500 fordon/dygn år 2030. Bebyggelsen närmast vägen är cirka 15-18 meter hög och gaturummet är cirka 32 meter brett. År 2030 ökar därmed trafiken jämfört med nuläget och i och med den planerade bebyggelsen försämras även utvädringen av luftföroreningar. Högst upp på Husarvägen, invid den planerade bebyggelsen är halterna även förhöjda på grund av den planerade enkelsidiga bebyggelsen och dygnsmedelhalterna ligger på $36\text{-}41 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

PM10-halterna påverkas kraftigt av andelen fordon som använder dubbdäck (se även avsnitt "Effekten av andelen dubbdäck"). Denna andel har i denna utredning antagits vara samma år 2013 som år 2030. Därför ökar halten relativt kraftigt mellan år 2013 och år 2030 och miljömålet, $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ under det 36:e värsta dygnet, klaras inte.

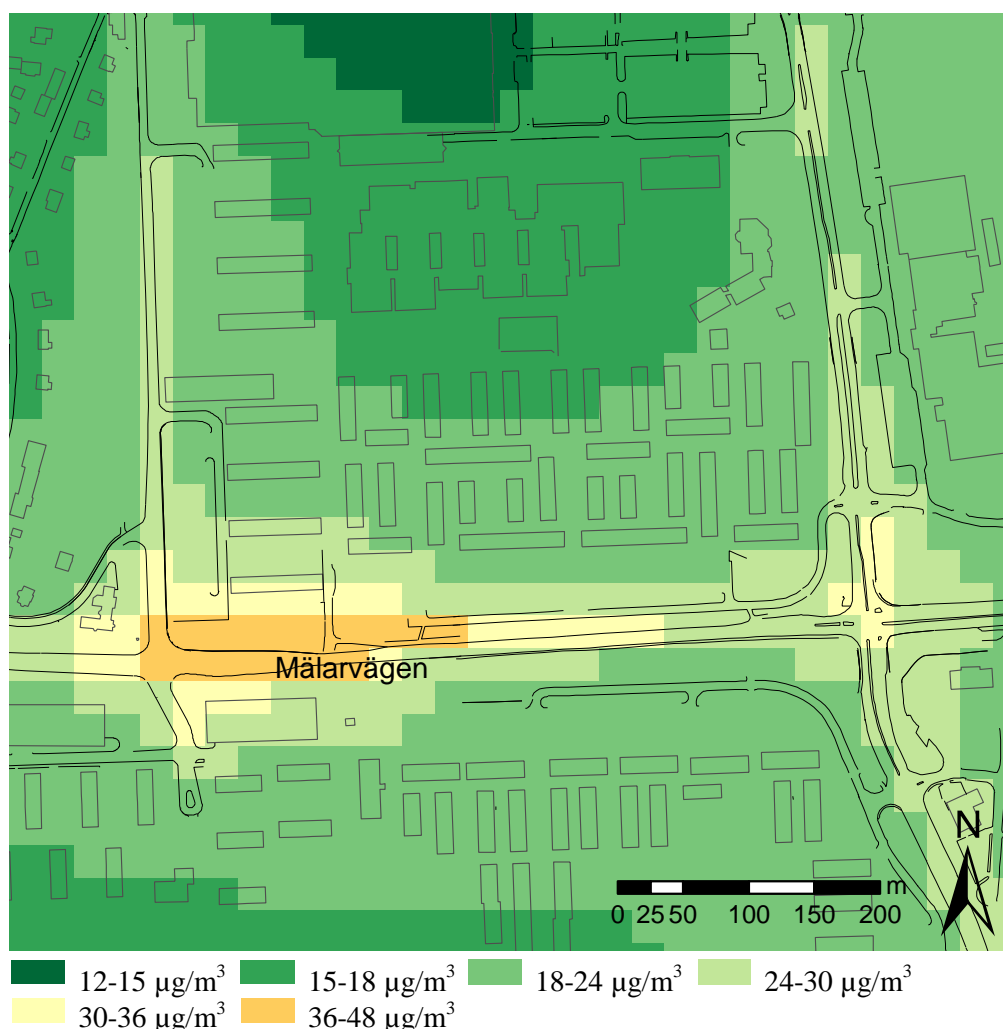


Figur 6. Beräknad dygnsmedelhalt av partiklar, PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) under det 36:e värsta dygnet för utbyggnadsalternativet år 2030. Normvärdet som ska klaras är $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Planerade byggnader visas som ifyllda grå polygoner samt i blå konturer.

NO₂-halter för nuläget år 2013

Figur 7 visar beräknad medelhalt av kvävedioxid, NO₂ under det 8:e värsta dygnet för nuläget år 2013. Halterna gäller 2 m ovan mark för ett meteorologiskt normalt år. För att miljö kvalitetsnormen till skydd för människors hälsa ska klaras får NO₂-halten inte överstiga 60 µg/m³.

Miljö kvalitetsnormen klaras i hela plan- och beräkningsområdet. Längs med Mälarvägen är dygnsmedelhalterna högst och ligger i intervallet 28-39 µg/m³. Tack vare avståndet mellan vägar och bebyggelse är utvädringen av luftföroreningar god. Skälet till att halterna är måttliga är den höga andelen tunga fordon av det totala trafikflödet (10 % av ca 15 300 fordon/dygn), som bidrar till en stor del av kvävedioxidhalterna (se även avsnitt ”Effekten av andelen tung trafik”). Miljö målet finns endast specificerat för timmar (60 µg/m³) och år (20 µg/m³). Dessa nivåer tangeras på det partiet av Mälarvägen, som även har högst halter under det 8:e värsta dygnet (se orange fält Figur 7). Därmed klaras miljö målet med en hårsman år 2013.



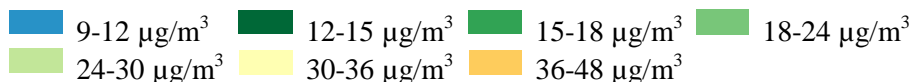
Figur 7. Beräknad dygnsmedelhalt av kvävedioxid, NO₂ (µg/m³) under det 8:e värsta dygnet för nuläget år 2013. Normvärdet som ska klaras är 60 µg/m³.

NO₂-halter för utbyggnadsalternativet år 2030

Figur 8 visar beräknad dygnsmedelhalt av kvävedioxid, NO₂ under det 8:e värsta dygnet för utbyggnadsalternativet år 2030. Halterna gäller 2 m ovan mark för ett meteorologiskt normalt år. För att miljö kvalitetsnormen till skydd för människors hälsa ska klaras får NO₂-halten inte överstiga 60 µg/m³.

Miljö kvalitetsnormen klaras i hela plan- och beräkningsområdet. Längs med de bebyggda delarna av Mälurvägen är dygnsmedelhalterna högst och ligger i intervallet 34-40 µg/m³. Miljömålet finns endast specificerat för timmar (60 µg/m³) och år (20 µg/m³). Dessa nivåer klaras inom hela beräkningsområdet, med viss marginal på Mälurvägen.

Mellan år 2013 och år 2030 beräknas utsläppen av kväveoxider minska kraftigt tack vare förbättrad teknik och ett successivt utbyte av fordonsparken. Det medför att halterna, trots ökade trafikmängder och försämrad utvädring, förblir under miljömål.



Figur 8. Beräknad dygnsmedelhalt av kvävedioxid, NO₂ (µg/m³) under det 8:e värsta dygnet för utbyggnadsalternativet år 2030. Normvärdet som ska klaras är 60 µg/m³. Planerade byggnader visas som ifyllda grå polygoner samt i blå konturer.

Exponering för luftföroreningar

Eftersom det inte finns någon tröskelnivå under vilken inga negativa hälsoeffekter uppkommer är det viktigt med så låga luftföroreningshalter som möjligt där folk bor och vistas.

Den förändring som sker av bebyggelsen i utbyggnadsalternativet medför att människor som vistas i planområdet får en ökad exponering av hälsofarliga partiklar jämfört med nuläget vid de mer tätbebyggda gatorna. Förtätningen innebär även en försämring av luftkvaliteten gentemot ett tänkt nollalternativ utan den planerade bebyggelsen, samma år. För att förbättra luftkvaliteten kan den nya bebyggelsen utformas på ett annat sätt. Till exempel kan bebyggelsen flyttas längre bort från vägen eller så kan byggnadernas fasader mot vägen brytas upp och göras kortare (t.ex. punkthus). Detta gör att ventilationen i gaturummen ökar och att partikelhalterna minskar så att negativa hälsoeffekter kan undvikas.

Planen kan även utformas så att människor inte uppmuntras till vistelse i områden med höga partikelhalter. T.ex. kan gång- och cykelbanor flyttas och entréer kan placeras från Mälarvägen, bort från den utsatta sidan. Det är också bra om att tilluften för ventilation inte tas från fasader som vetter mot vägen, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaden.

Även skötseln av vägarna samt dess beläggning kan påverka exponeringen för luftföroreningar. Inom planområdet kan såväl grov som slitstark beläggning vara till fördel. Se avsnittet ”Asfaltens inverkan på partikelhalterna” för mer om detta.

Effekten av andelen av tung trafik

Tung trafik bidrar till en mycket stor del av kvävedioxidhalterna. Om andelen tung trafik minskar med 3 procentenheter på Mälärvägen, från 10 % tung trafik till 7 %, innebär det till cirka 20 % lägre årliga utsläpp av kväveoxider från trafiken på vägen. Sänks andelen tung trafik med 6 %, d.v.s. det är 4 % tung trafik, resulterar det i ungefär 38 % lägre utsläpp på Mälärvägen jämfört med 10 % tung trafik.

Effekten av andelen dubbdäck

Ett effektivt sätt att minska PM10-halterna är att minska andelen dubbdäck, eftersom de står för den största delen av den lokala trafikens bidrag till halterna [6, 35]. Både mängden grova partiklar (mellan 2,5 och 10 µg i diameter) och antalet ultrafina och nanopartiklar (< 0,1 µm) ökar då dubbdäck används [36]. Dubbdäcken orsakar även högre bullernivåer och ökat slitage av vägbanorna jämfört med odubbade vinterdäck.

Från den 1 januari 2010 är det förbud för att köra med dubbdäck på Hornsgatan. Innan införandet genomfördes flera informationskampanjer för att få bilisterna att byta till dubbfria vinterdäck. Efter förbudet använder ca 30 % av personbilarna dubbdäck på Hornsgatan under vintersäsongen. Förbudet innebar att trafiken minskade med ca 25 % under vinterdäckssäsongen och med 15 % på årsbasis på Hornsgatan. Då många faktorer påverkar PM10-halterna behövdes en beräkningsmodell för att utvärdera effekten av dubbdäcksförbudet. Resultaten visade att enbart förbudet år 2011 medförde 11,7 µg/m³ lägre halter på Hornsgatan, vilket motsvarade en haltsänkning med ca 22 % [37].

Om dubbdäcksandelen skulle minska från 60 % inom planområdet till 50 % skulle emissionerna från vägen teoretiskt minska med cirka 17 %. En minskning från 50 % till 40 % dubbdäck skulle medföra en minskning med cirka 20 %.

Bakgrundshalterna skulle däremot inte påverkas, vilket innebär att minskningen i den totala halten blir mindre än 17 respektive 20 %. På exempelvis en öppen väg med totala halter på 50 µg/m³ skulle halten minska till cirka 43 µg/m³ om dubbdäcksanvändningen minskade från 60 % till 50 %. Dubbdäcksandelen har på senare år minskat (se bilaga) i Stockholmsregionen. Det kan innebära att de beräknade PM10-halterna i kvarteret Fyrklövern år 2030, som är utförda med antagandet att dubbdäcksandelen är ungefär densamma som idag i Upplands Väsby, idag i själva verket blir lägre.

Åtgärder för att minska partikelhalterna

Höga halter av PM10 uppmäts i länet nästan uteslutande under våren och ibland även under senhösten. Partiklarna består under dessa perioder till största del av vägdamm som kommer från dubbdäckens slitage på vägbanan samt från utlagd sand i den mån det görs på de aktuella gatorna. De höga halterna uppträder endast vid torra körbanor då vägdammets har möjlighet att virvla upp i luften.

Sedan 2011 pågår ett febrilt arbete med att minska partikelhalterna i Stockholm eftersom staden har haft svårigheter att uppfylla miljö kvalitetsnormen för PM10. De åtgärder som studerats är städning med så kallad bredsug eller vakuüm, spolning samt dammbindning. Undersökningarna har visat att vare sig spolning eller städning har någon signifikant effekt. Däremot har dammbindning varit en effektiv metod för att sänka partikelhalterna. [33]

Dammbindning innebär att ett ämne i vätskeform läggs ut på vägytan vilket gör den fuktig och förhindrar vägdammets från att virvla upp i luften. Dammbindning med hjälp av kalcium-magnesium-acetat (CMA) som 25 % lösning i vatten har testats under flera omgångar på gator i centrala Stockholm [27, 28, 29, 32]. CMA har även använts på det statliga vägnätet i Stockholm [27, 28], men där har Trafikverket övergått till att använda magnesiumklorid ($MgCl_2$) som 25 % lösning i vatten [29, 30] och det används numera kontinuerligt i driften av Trafikverket. VTI har även gjort en utvärdering av dammbindningens effekter samt jämfört olika dammbindningsmedel [31]. Studien visade bland annat att CMA och $MgCl_2$ hade mycket likartade effekter på PM10-halterna.

Det senaste årets insats med dammbindning i Stockholm visar att på gator med CMA minskar PM10-halterna signifikant dagen efter behandling. I snitt 20-40 % lägre halter av det lokala uppmättes det närmaste dygnet efter behandling. Även dagen efter behandling kvarstår effekt. På Sveavägen var PM10-halterna ca 30 % lägre på sträckan som dammbundits jämfört med referenssträckan.

Då dammbindning har visat sig kunna ge en viss halka kan troligen inte dammbindning göras varje dag. Det är även svårt under snöiga vintrar. Det bör även noteras att man främst dammbinder under vinterhalvåret vid torrt väglag, det vill säga mest under våren. Detta medför att man sänker de allra högsta partikelhalterna under året, som brukar uppstå under den perioden. Det kan minska antalet dygn med överskridanden av normen men ger en mindre effekt på årsmedelhalten. Människors exponering av luftburna partiklar är därmed inte lika påverkad av dammbindningen som halten mot norm. Observera att beräkningarna i denna rapport inte tar hänsyn till en eventuell dammbindning.

Asfaltens inverkan på partikelhalterna

Följande sammanfattning baseras på rapporten ”Vägbeläggningar och PM10” [38] i vilken mer utförlig information kan läsas.

Slitagepartiklar från vägbeläggningar bidrar till höga partikelhalter i svenska väg- och gatumiljöer. För att få en bild av hur vägbeläggningarnas egenskaper kan påverkas för att minska emissionerna har ett flertal forskningsprojekt utförts under 2000-talet både i fält och i laboratoriemiljö.

Främst har studierna fokuserat på de slitstarka beläggningar som används på högtrafikerade vägar och gator (ABS), eftersom det normalt är dessa gator och vägar som har problem med höga partikelhalter. Dock har även några tester på Tät asfalt betong (ABT) genomförts i fält. De beläggningsegenskaper som studerats är de som erfarenhetsmässigt mest påverkar beläggningars totala slitage, det vill säga största stenstorlek och beläggningstens egenskaper. Några alternativa beläggningsskonstruktioner har även studerats. Dessa är porös asfalt, asfalt med gummiinblandad bitumen och betong.

Sammantaget visar resultaten att grövre största stenstorlek och lägre kulkvarnsvärde hos stenmaterialet reducerar partikelbildningen. Även om konstruktionen ABT av erfarenhet slits fortare än motsvarande ABS, noteras inga tydliga skillnader mellan dessa beläggningar i fältmätningar. Troligen på grund av att skillnaderna döljs i uppvirvling av damm som är svårt att skilja från direkt emission. I provvägsmaskinen tenderade asfalt med gummiinblandad bitumen i vissa konstruktioner att ge något lägre partikelemissioner, vilket inte styrktes av fältmätningarna. Porös (tyst) beläggning gav i provvägsmaskinen låga emissioner, men eftersom ingen korrekt referensbeläggning testades bedömdes effekten främst bero på att ett särskilt slitstarkt stenmaterial använts i beläggningen. Mätningar i fält har inte kunnat styrka att porös beläggning ger lägre partikelhalter. Betong har å andra sidan visat sig orsaka lägre emissioner i fältmätningar, även om vissa oklarheter ännu föreligger. Betong har även testats i provvägsmaskinen. Storleksfördelningarna inom PM10 är likartade oavsett vilka beläggningsegenskaper som ändras och dessa partiklars sammansättning präglas helt av stenmaterialets mineralogi.

De mobila mätningarna indikerar också att variabiliteten i partikelgenereringen i verklig trafikmiljö är större på grund av andra faktorer än beläggningsegenskaper. Detta har också påvisats i flera tidigare studier i Sverige och i Finland. Mängden ackumulerat material kan variera beroende på:

- slitaget av vägbanan, som i sin tur påverkas av trafikflödena, andelen dubbdäck, hastigheterna och beläggningsegenskaper (främst stenstorlek och stenkvalitet)
- kvarhållningen och tillgängligheten av partiklar på vägbanan, som bland annat beror på vägytans textur och meteorologiska faktorer (främst fukt)
- mängden tillfört material (sandning, saltning, spill, intransport via fordonsdäck etc)
- meteorologiska faktorer (tid med fuktig vägbana, nederbörd etc).

Partikelemissionerna är en av flera viktiga egenskaper hos vägbeläggningar. Vid val av beläggning måste även andra hänsyn beaktas, som t.ex. bulleregenskaper, annan miljöpåverkan (inklusive LCA), inverkan på bränsleförbrukning och däckslitage.

Byte av beläggning är en bra åtgärd för att minska slitaget och PM10-bidraget, förutsatt att den befintliga beläggningen bedöms som dålig ur denna synvinkel. För att sänka PM10-halterna på en särskild gata eller vid en speciell plats (till exempel en skola) är det dock sannolikt att åtgärden bör beröra ett förhållandevis omfattande avsnitt av gatan, eftersom trafiken rimligtvis jämnar ut det uppvirvlningsbara materialet i gatans eller vägens längsled och effekten på de lokala halterna kommer troligen att vara mycket liten.

Vidare är det viktigt att vägen är i gott skick. En väl underhållen väg ge miljöfördelar jämfört med en dåligt underhållen, i och med att en jämn och oskadad yta minskar såväl rullmotstånd, bränsleförbrukning och buller och dessutom ansamlar damm i mindre utsträckning. Således kan en anpassad beläggnings egenskaper vara olika beroende på vilken hänsyn som behöver tas. På vägar och gator där ingen befolkning exponeras för emissioner av partiklar och buller, dominerar behöver övriga miljöhänsyn vägas mot säkerhets- och framkomlighetsaspekter liksom mot kostnader för konstruktion, drift och underhåll. Där de exponeringsrelaterade hänsynen är prioriterade måste dessa, förutom mot ovan nämnda hänsyn, även vägas emot varandra. Längs en motorväg med hög hastighet och bebyggelse nära vägen kan bullret antas vara ett större problem än partikelhalter på grund av god ventilation. I en sådan trafikmiljö bör en beläggning med tillräckligt god slitstyrka för den höga hastigheten, men med en mindre största stenstorlek för att minska vägbullret vara att föredra. I en stadsmiljö med låg trafikhastighet men dålig ventilation kan problemen med vägbanebuller vara små, medan partikelhalterna är höga. I detta fall kan såväl grov som slitstark beläggning vara till fördel.

Träds påverkan på luftföroreningshalter

Följande sammanfattning baseras på rapporten ”Påverkan på partikelhalter av trädplantering längs gator i Stockholm” [34] i vilken mer utförlig information kan läsas.

Att luftföroreningar, både partiklar och gaser, fastnar på eller tas upp av träd och annan vegetation är väl känt sedan årtionden. Vetenskapliga studier där man använt teoretiska beräkningsmodeller visar också att omfattande trädplanteringar i städer kan reducera partikelhalterna.

Partiklarnas egenskaper viktiga för upptaget på träden

Upptaget av partiklar varierar beroende på partiklarnas egenskaper. Störst betydelse har partikelstorleken. De allra minsta (de med en diameter som är mindre än 0,1 μm) och de allra största partiklarna (1 – 10 μm), har högst chans att fastna (deponeras) på träden. Det är just dessa två partikelfraktioner som den lokala vägtrafiken släpper ut. Mellanfraktionen (0,1 och 1 μm), som främst kommer från källor som ligger utanför Stockholmsregionen, har lägst upptag. De största partiklarna, som tas upp effektivast på träden, ger också största lokala bidraget till PM10 halterna, vilket skulle kunna tala för att trädplantering kan vara ett bra sätt att reducera halterna. De kommer främst från slitaget av vägbanorna på grund av användningen av dubbdäck.

Trädartens egenskaper kan ha stor betydelse för partikelupptaget

Viktiga faktorer som påverkar partikelupptaget är trädens blad/barr yta, kronutbredning och densitet. Partikeldepositionen över skogsområden är betydligt större än över gräsbevuxen mark. Bladens/barrens mikrostruktur kan också ha betydelse för partikeldepositionen – blad/barr med fina ”hår” eller små ”räfflor” kan vara effektivare att ta upp partiklar än sådana som är släta. Experimentella studier har visat på ganska stora skillnader i partikelupptag beroende på trädart. Trädplanterings utformning och omfattning påverkar givetvis också hur mycket partiklar som kommer att deponera. Depositionen är mycket större i skogskanter jämfört med i de inre delarna av skogen.

Förutom att påverka depositionen av partiklar kan trädplanteringen ha en rad andra effekter som i sin tur kan motverka minskningen av partikelhalterna. Träden bromsar vinden vilket minskar in- och uttransporten av föroreningar från gaturummet. Men träden skapar också ökad turbulent omblandning, vilket kan öka depositionen. Mer skugga minskar dock den turbulenta omblandningen på grund av termiska effekter (hög solinstrålning gör att vägbanan och husfasaderna värms upp, vilket leder till turbulent omblandning). Detta innebär också mindre utspädning, minskad deposition och därmed högre halter.

Resultat från tidigare studier i urbana miljöer

Även om man kvalitativt kan beskriva hur partiklar deponeras på träd och därmed kan komma att påverka partikelhalterna, är en kvantitativ uppskattning av trädplanterings effekter på halterna förenat med mycket stora osäkerheter. En genomsökning av den vetenskapliga litteraturen visar att det endast i ett fåtal rapporter görs uppskattningar av vilken betydelse trädplanteringar har för partikelhalterna i stadsmiljö. I England och USA har meteorologiska

spridningsmodeller använts för att studera betydelsen av omfattande trädplaneringar i städer. Modellerna antyder att de generella partikelhalterna (i urban bakgrund) kan reduceras med några procent om omfattande trädplaneringar genomförs.

I Holland finns studier av hur trädridåer längs motorvägar påverkar föroreningshalterna som uppkommer på grund av utsläppen från trafiken längs motorvägen. Studierna omfattar mätningar och beräkningar och visar att upptag på träden har helt försumbar inverkan på halterna. Däremot medför trädplaneringen att vindförhållandena påverkas, vilket gör att halterna ökar nära trädplaneringen, men minskar längre ifrån på grund av utspädning genom nersug av ren luft ovanifrån. En studie i en vindtunnel (laboratorium) visade att träd i gaturum (gator kantade med byggnader) kan väsentligt försämra omblandningen, vilket kan leda till högre halter om inte upptaget på träden är tillräckligt stort för att kompensera detta.

Förhållandena i Stockholm vad gäller partikelhalterna skiljer sig delvis från andra städer där dubbdäck inte används på så sätt att andelen grova partiklar (1 – 10 µm) av PM10 är förhållandevis hög. Detta gynnar möjligheterna att reducera halterna med trädplanering i Stockholm jämfört med städer där mellanstora och mindre partiklar ofta är mer betydelsefulla. En nyligen publicerad studie av depositionen av grova partiklar på (täta) häckar av hagtorn, järnek och idegran antyder att partikelhalterna är som mest några procent lägre bakom häckarna.

En viktig osäkerhet är förutom effektiviteten att ta upp partiklar, trädens (netto)kapacitet. Till skillnad från gaser, sker ingen absorption av partiklarna via tex bladens/barrens klyvöppningar. Partiklarna adsorberas på ytan och kan efter ett tag lossna och åter bli luftburna, speciellt i samband med torra blåsiga väderförhållanden. Adsorption och desorption sker sannolikt kontinuerligt under de flesta väderförhållanden. Men under de perioder då träden är våta sker främst adsorption. Regn kan tvätta av partiklarna som då hamnar på marken och eventuellt förs bort med vattnet, vilket betyder att en nettotransport av partiklar från luften.

Påverkan på gasformiga luftföroreningar

Flera gaser fastnar mer eller mindre effektivt på trädens blad/barrytor. Upptaget av kvävedioxid på träden är litet. Ozon är reaktiv och fastnar effektivt, vilket kan bidra till lägre ozonhalter i städer. Detta kan också indirekt vara gynnsamt för att minska kvävedioxidhalterna eftersom kvävedioxiden bildas i närvaro av ozon. Men även här finns motverkande effekter av minskad omblandning i slutna gaturum. En del kvävedioxid släpps ut i fordonsavgaser och denna del kommer att bidra till ökade halter om omblandningen minskar.

Pollenalstring

En helt annan aspekt är att träden kan alstra pollen som i sin tur kan vara negativt ur för en ökande andel av befolkningen som lider av pollenallergi. Exponering för partiklar (eller gasformiga föroreningar) från vägtrafik i kombination med exponering för pollenallergen kan vara värre än exponering för enbart partiklar. Olika trädarter har olika betydelse för alstring av pollenallergen som kan påverka hälsotillståndet bland befolkningen.

Signalreglerad korsning

Korsningen Husarvägen/Mälarvägen är i dagsläget signalreglerad, vilket påverkar utsläppen av luftföroreningar jämfört med ett jämnt trafikflöde. Utsläppen av kväveoxider varierar kraftigt med körsättet samt med typen av fordon; bussar, personbilar, drivmedel m.m. Vid fritt trafikflöde på en väg med 50 km/h som hastighetsgräns släpps i snitt ungefär 40 % mindre kväveoxider ut jämfört med det körsätt där fordonen släpper ut som mest kväveoxider, så kallad stop and go. Ett alternativ till signalreglerad korsning är en rondell. Beroende på belastningen i rondellen kommer trafikflödet vara mer eller mindre jämnt men det är inte rimligt att anta att utsläppen i en rondell liknar de vid fritt trafikflöde i 50 km/h. Ett mer troligt utsläppsscenario är att utsläppen i en cirkulationsplats mer påminner om ett mättat trafikflöde. Vid stop and go släpps i genomsnitt ungefär 70 % mer kväveoxider ut jämfört med ett mättat trafikflöde. Vid ett fritt trafikflöde släpps det däremot i genomsnitt ungefär 30 % mindre kväveoxider ut jämfört med ett mättat trafikflöde. För en signalreglerad varierar utsläppen mellan ett fritt-trafikflödesläge och stop and go beroende på om fordonen har grönt ljus ett inte.

Vad gäller utsläppen av avgaspartiklar så påverkas de på ett liknande sätt som kväveoxidutsläppen. Det släpps i snitt ungefär 45 % så mycket avgaspartiklar ut jämfört med det körsätt där fordonen släpper ut som mest avgaspartiklar, stop and go. Avgaspartiklarna ger dock ett väldigt litet bidrag till PM10-halterna då de är mycket små och därmed har en väldigt liten massa. De utsläpp på Husarvägen och Mälarvägen som främst påverkar PM10-halterna beror framförallt på vägslitage, och dessa partiklar är grövre. Det bildas mer slitagepartiklar då fordonen kör med högre hastighet men även kraftig acceleration/ inbromsning påverkar. Det finns inga specifika studier på hur slitagepartiklar varierar med acceleration/ inbromsning jämfört med fritt flöde i miljöer där man använder dubbdäck. Det går inte att dra någon slutsats huruvida cirkulationsplats eller trafikljus skulle vara mer fördelaktigt med hänsyn till PM10-halterna.

Hälsoeffekter av luftföroreningar

Det finns tydliga samband mellan luftföroreningar och effekter på människors hälsa [20, 22]. Effekter har konstaterats även om luftföroreningshalterna underskrider gränsvärdena enligt miljöbalken [23, 24]. Att bo vid en väg eller gata med mycket trafik ökar risken för att drabbas av luftvägssjukdomar, t.ex. lungcancer och hjärtinfarkt. Hur man påverkas är individuellt och beror främst på ärftliga förutsättningar och i vilken grad man exponeras. Barn är mer känsliga än vuxna eftersom deras lungor inte är färdigutvecklade. Studier i USA har visat att barn som bor nära starkt trafikerade vägar riskerar bestående skador på lungorna som kan innebära sämre lungfunktion resten av livet. Över en fjärdedel av barnen i Stockholms län upplever obehag av luftföroreningar från trafiken [22]. Människor som redan har sjukdomar i hjärta, kärl och lungor riskerar att bli sjukare av luftföroreningar. Luftföroreningar kan utlösa astmaanfall hos både barn och vuxna. Äldre människor löper större risk än yngre att få en hjärt- och kärlsjukdom och risken att dö i förtid av sjukdomen ökar om de utsätts för luftföroreningar.

Referenser

1. Miljö kvalitetsnormer för luft, En vägledning för detaljplaneläggning med hänsyn till luftkvalitet. Länsstyrelsen i Stockholms län 2005.
2. SMHI Airviro Dispersion:
<http://www.smhi.se/airviro/modules/dispersion/dispersion-1.6846>
3. SIMAIR: Modell för beräkning av luftkvalitet i vägars närområde. SMHI rapport 2005-37,
4. Luftföroreningar i Stockholms och Uppsala län samt Gävle och Sandvikens kommun – Utsläppsdata för år 2011. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund, LVF rapport 2013:10.
5. HBEFA, <http://www.hbefa.net/e/index.html>
6. Genomsnittliga emissionsfaktorer för PM10 i Stockholmsregionen som funktion av dubbdäcksandel och fordonshastighet. SLB-analys, Institutionen för tillämpad miljövetenskap (ITM), Väg och transportforskning institutet (VTI). SLB rapport 2:2008.
7. Samlad lägesrapport om vinterdäck – Redovisning av ett regeringsuppdrag. Vägverket rapport FO 30 A 2008:68231
8. Åtgärdsprogram för kvävedioxid och partiklar i Stockholms län, Rapport 2012:34, Länsstyrelsen i Stockholms län.
9. SLB 6:2013 Andel fordon med dubbade vinterdäck räkningar under vintersäsongen 2012/2013 vid Hornsgatan, Södermälarstrand, Ringvägen, Folkungagatan, Sveavägen, Fleminggatan, Valhallavägen och Nynäsvägen.
10. Exposure - Comparison between measurements and calculations based on dispersion modelling (EXPOSE), Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund, 2006. LVF rapport 2006:12.
11. Andersson, S., och Omstedt, G., Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO₂ och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005. SMHI, Meteorologi nr 137, 2009.
12. Naturvårdsverkets föreskrifter om kontroll av miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, Naturvårdverket, NFS 2013:11.
13. Förordning om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft, Luftkvalitetsförordning (2010:477). Miljödepartementet 2010, SFS 2010:477.
14. Luften i Stockholm. Årsrapport 2012, SLB-analys, SLB rapport 5:2013.
15. Kartläggning av bensenhalter i Stockholm- och Uppsala län. Jämförelse med miljö kvalitetsnormer. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund. LVF rapport 2004:14.
16. Kartläggning av bens(a)pyren-halter i Stockholms- och Uppsala län samt Gävle kommun. Jämförelse med miljö kvalitetsnormer. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund. LVF rapport 2009:5.
17. Kartläggning av arsenik-, kadmium- och nickelhalter i Stockholm och Uppsala län samt Gävle och Sandvikens kommun. Jämförelse med miljö kvalitetsnormer, Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund. LVF rapport 2008:25.
18. Kartläggning av PM_{2,5}-halter i Stockholms- och Uppsala län samt Gävle kommun och Sandvikens tätort. Jämförelser med miljö kvalitetsnorm. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund. LVF rapport 2010:23..

19. Kartläggning av kvävedioxid- och partikelhalter (PM10) i Stockholms och Uppsala län samt Gävle och Sandvikens kommun. Jämförelser med miljö kvalitetsnormer. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund. LVF rapport 2011:19.
20. Hälsoeffekter av partiklar. Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbund. LVF rapport 2007:14.
21. Miljöhälsorapport 2013, Institutet för Miljömedicin, Karolinska Institutet, ISBN 978-91-637-3031-3, Elanders, Mölnlycke, Sverige, april 2013.
22. World Health Organization (WHO), Air quality and Health, Fact sheet no 313, September 2011, <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/>
23. World Health Organization (WHO), Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, Global update 2005 - Summary of risk assessment, WHO Press, World Health Organization, Geneva, Switzerland, 2006.
24. <http://www.miljomal.se/>
25. Upplands Väsby kommun, Agnes Hustad, Kontoret för samhällsbyggnad, 194 80 Upplands Väsby.
26. Dubbdäcksandelar i Stockholms, Uppsala och Gävleborgs läns kommuner, LVF-rapport 2013:13.
27. Johansson C, Norman M, Omstedt G, Swietlicki E. 2004. Partiklar i stadsmiljö – källor, halter och olika åtgärders effekt på halterna mätt som PM10, SLB rapport 2004:4
28. Johansson C, Norman M, Westerlund K-G. 2005 Försök med dammbindning längs E4-Vallstanäs och i Norrmalm i Stockholms innerstad. SLB rapport 10:2005.
29. Johansson C, Norman M, Westerlund K-G. 2006 Försök med dammbindning längs E4 och i Stockholms innerstad 2006. SLB rapport 6:2006.
30. Norman M, Johansson C. 2007 Försök med dammbindning längs E4/E20 vid L:a Essingen 2007. SLB rapport 3:2007.
31. Gustafsson M, Blomqvist G, Jonsson P, Ferm M. 2010 Effekter av dammbindning av belagda vägar, VTI Rapport 666.
32. Gustavsson M, Blomqvist G, Johansson C, Norman M. 2012 Driftåtgärder mot PM10 på Hornsgatan och Sveavägen i Stockholm, VTI rapport 767.
33. Gustavsson M, Blomqvist G, Janhäll S, Johansson C, Norman M. 2014 Driftåtgärder mot PM10 i Stockholm – utvärdering av vintersäsongen 2012-2013, VTI rapport 802.
34. Påverkan på partikelhalter av trädplantering längs gator i Stockholm. SLB rapport 2:2009.
35. Johansson, C, Norman M. 2006, Betydelsen av dubbdäck mm för PM10-halterna längs vägarna, ITM rapport 158.
36. Gustafsson M., Blomqvist G, Brorström-Lundén E, Dahl A, Gudmundsson A, Johansson C, Johnsson P, Swietlicki E. 2009 Nanowear – nanopartiklar från däck- och vägbaneslitage? VTI rapport 660.
37. Vad dubbdäcksförbudet på Hornsgatan betytt för luftkvaliteten. SLB 2:2011.
38. Vägbeläggningar och PM10 Sammanställning av Trafikverksfinansierade forskningsresultat kring hur vägbeläggningarnas egenskaper påverkar emissioner och egenskaper hos slitagepartiklar. Trafikverket rapport 2012:240.

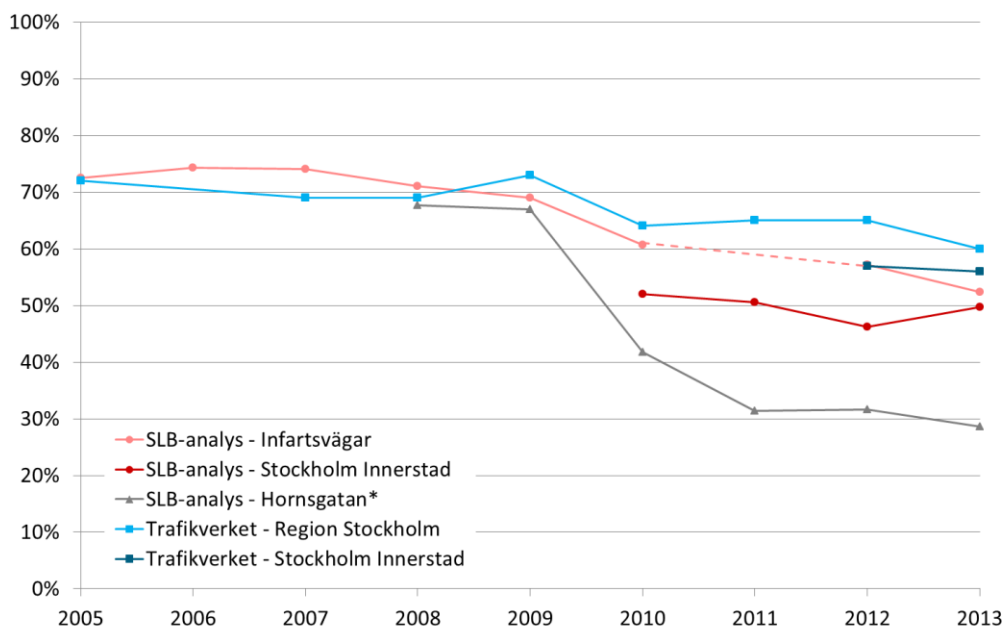
SLB- och LVF-rapporter finns att hämta på www.slb.nu/lvf/

Bilaga

Beslut för att minska dubbdäcksupprivningen av partiklar

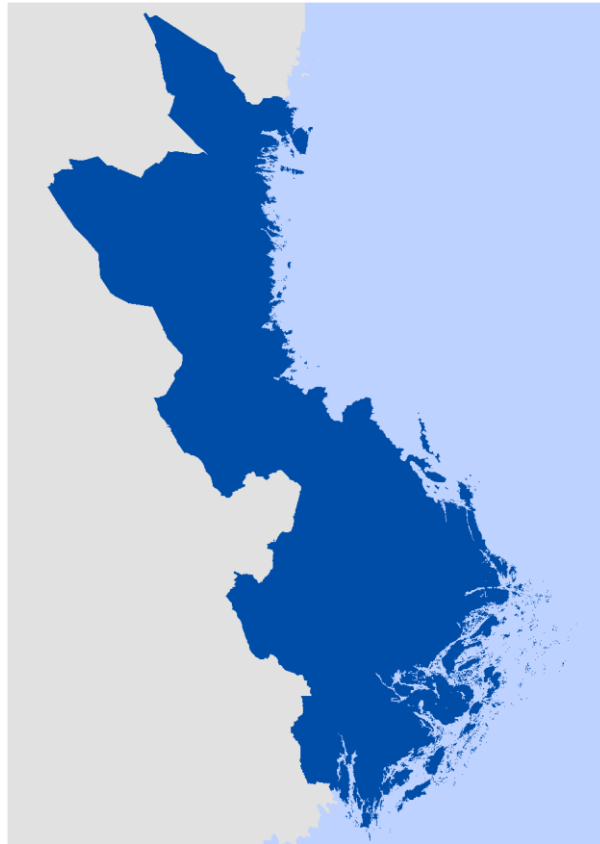
- Regeringen beslutade 2009 att ge kommunerna rätt att i lokala trafikföreskrifter förbjuda fordon med dubbdäck för färd på gata eller del av gata. Trafik- och renhållningsnämnden i Stockholms stad beslöt att införa dubbdäcksförbud på Hornsgatan från den 1 januari 2010.
- Transportstyrelsen beslutade 2009 om förlängd tid då det är förbjudet att färdas med dubbdäck i Sverige. Förbud gäller mellan 16 april och 30 september.
- Transportstyrelsen har i samråd med Finland och Norge beslutat om en begränsning av antalet tillåtna dubbar i dubbdäck till 50 stycken per meter rullomkrets. Kravet gäller däck som är tillverkade fr.o.m. den 1 juli 2013.
- Regeringen beslutade i juni 2011 att ge kommunerna ytterligare möjligheter att reglera dubbdäcksanvändningen genom att tillåta zonförbud för dubbdäcksanvändning.
- Trafik- och renhållningsnämnden i Stockholms Stad har i augusti 2011 gett trafikkontoret i uppdrag att utreda miljözon som utestänger fordon med dubbdäck.
- Regeringen fastställde 2012 ett åtgärdsprogram för Stockholms län för att minska halterna av partiklar (PM10) och kvävedioxid (NO₂) [8].

Resultat från mätningar av dubbdäcksandelar i Stockholmsregionen åren 2005-2013 [9]



*Hornsgatan redovisas separat pga dubbdäcksförbud from 1 januari 2010

Region Stockholm innefattar Stockholm, Södertälje samt Nacka. Notera även att Trafikverket räknar parkerade fordon och SLB-analys rullande fordon.



Stockholms och Uppsala läns luftvårdsförbund är en ideell förening. Medlemmar är 41 kommuner, landstingen i Stockholm och Uppsala län samt institutioner, företag och statliga verk. Samarbete sker även med länsstyrelsen i Stockholms län. Målet med verksamheten är att samordna arbetet vad gäller luftmiljö i länen med hjälp av ett system för luftmiljöövervakning, bestående av bl a mätningar, emissionsdatabaser och spridningsmodeller. SLB-analys driver systemet på uppdrag av Luftvårdsförbundet.



POSTADRESS:
Box 38145, 100 64 Stockholm
BESÖKSADRESS:
Södermalmsallén 36
TEL. 08 – 5800 2101
INTERNET www.slb.nu/lvf