

RAPPORT

Luftkvalitet i överbyggda stationsmiljöer



Trafikverket

Postadress: 781 89 Borlänge

E-post: trafikverket@trafikverket.se

Telefon: 0771-921 921

Dokumenttitel: Luftkvalitet i överbyggda stationsmiljöer

Författare:

Emilie Stroh, Med.dr.

Arbets- och miljömedicin, Lunds Universitet

Ebba Malmqvist, Med.dr.

Arbets- och miljömedicin, Lunds Universitet

Christina Isaxon, Tekn. Dr.

Ergonomi och Aerosolteknologi, Lunds Tekniska Högskola

Leonard Stockfelt, Med.dr. samt ST-läkare,

Arbets- & miljömedicinska kliniken, Sahlgrenska sjukhuset Göteborgs Universitet

Katrin Dierschke, Specialistläkare

Arbets- & miljömedicin Syd, Region Skåne samt Lunds Universitet

Dokumentdatum: 2019-03-01

Ärendenummer: TRV 2018/109964

Version: 0.1

Kontaktperson: Michelle Benyamine Remahl

Publikationsnummer: 2019:072

ISBN: 978-91-7725-424-9

Tryck: 978-91-7725-423-2

Innehåll

BAKGRUND	4
Syfte	4
MATERIAL & METOD	6
EMISSIONER	7
Partiklar	7
Partikelhalter och koncentrationer	9
Kemisk sammansättning och morfologi	13
EXPONERING	14
Resenärer	15
Anställda vid järnvägen/tunnelbanan.....	16
HÄLSOEFFEKTER	18
ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA LUFTFÖRORENINGAR I ÖVERBYGGDA STATIONSMILJÖER.....	21
Ventilationssystem	22
Plattformsavskiljande väggar (PFA, eng. PSD – Plattform Screen Doors).....	23
RIKT- & GRÄNSVÄRDEN	25
SAMMANFATTNING	29
REFERENSER	30

Bakgrund

Den pågående expansionen av järnvägstransporter, för både personresor och varutransporter, gör att den rälsbundna trafiken ökar kraftigt. Enligt nationell plan kommer Trafikverket att ekonomiskt satsa uppemot det dubbla på nyinvesteringar av järnväg från och med år 2019 jämfört med väg, tills dess att detta står för nästan 90 % av hela budgeten år 2024¹. I samband med att personresor och pendling med tåg och järnväg ökar sker också en expansion av antalet mer eller mindre slutna stationsmiljöer under mark. Dessa miljöer kan innebära en hälsorisk genom kombinationen av slutna utrymmen och höga halter av luftburna partiklar som den rälsbundna trafiken ger upphov till. Det finns därför ett behov av att analysera vilka kritiska nivåer av luftföroreningar som kan uppkomma i stationsmiljöer och vilka eventuella risker denna exponering kan medföra för individers hälsa.

Mätningar har visat att halterna på överbyggda järnvägsstationer samt stationer under mark är väsentligt högre än på motsvarande öppna stationer. Forskningen inom området är begränsad och Trafikverket har inga rutiner för att utföra luftmätningar, och inga rikt- eller gränsvärden för luftföroreningar att förhålla sig till. År 2013 genomförde därför *Institutionen för Folkhälsa och klinisk medicin* vid Umeå Universitet på uppdrag av Trafikverket en kunskapssammanställning över hälsoeffekter av luftföroreningar i stationsmiljöer till järnvägstunnlar [1]. Denna kunskapssammanställning visade bl.a. på att det fanns omfattande kunskapsluckor rörande emissioner och exponeringsförhållande i järnvägstunnlar. Baserat på tillgängliga studier inom området sammanfattar rapporten att riktvärden för emissioner i järnvägstunnlar behöver ta hänsyn till typ av trafik (exempelvis diesellok eller el). Vidare konkluderas att gränsvärden för partikelhalter (baserade på massa) bör utgå från de gränsvärden som gäller i ”vanliga” urbana miljöer.

Syfte

Syftet med denna rapport är att utgöra en grund för utformandet av möjliga rutiner som kan säkerställa luftkvalitén i framtida mer eller mindre slutna järnvägs- och tunnelbanestationer med avseende på hälsoeffekter.

Projektet omfattar dels en kunskapsuppdatering av en tidigare litteratursammanställning ”*Hälsoeffekter av luftföroreningar i stationsmiljöer till järnvägstunnlar*” från år 2013 [1] baserat på nytillkomna vetenskapliga publikationer och mätrapporter. Projektet syftar även till att, med denna kunskapsuppdatering som grund, identifiera om ytterligare studier måste utföras för att nå syftet om utformning av rutiner för riktvärden, kontrollprogram och åtgärdsplaner som säkerställer luftkvaliteten i överbyggda järnvägsstationer.

Föreliggande rapport är en första del av projektet som ligger till grund för utvecklandet av rutiner för kontrollprogram avseende luftföroreningar i slutna stationsmiljöer samt för metod- och modellutveckling för att identifiera riktvärden avseende luftföroreningshalter i slutna stationsmiljöer. Slutligen inkluderas i rapporten även förslag till åtgärder för att säkerställa en god

¹ Trafikverkets genomförandeplan för åren 2019-2024, Publikationsnummer 2019:029

luftkvalité på slutna stationsmiljöer. Rapporten inkluderar även en översyn över vilka eventuella regleringar, interventioner och åtgärder som används internationellt avseende luftkvalitén i slutna stationsmiljöer där människor vistas.

Material & Metod

Rapporten har tagit avstamp i den litteratursammanställning av området som genomfördes av Järholm et al. 2013. Vetenskaplig litteratur och studier inom området vilka publicerats mellan 2014 fram till 2018 har inkluderats i denna rapport. I brist på nyare artiklar avseende hälsoeffekter har tidsfönstret utökats till att även omfatta ett antal artiklar längre tillbaka i tiden.

En bred litteratursökning inom området har genomförts i databaser för vetenskaplig litteratur (PubMed, Web of Science, MedLine och Google Scholar). Sökningar efter relevanta artiklar har skett utifrån sökord och kombination av sökord inom områdena: *air pollution, enclosed station, enclosed traffic environment, engine driver, environmental regulations, exposure, health effects, interventions, metro system, particles, railroad, station, subway, subway drivers, toxicology, toxicity, tunnel study, underground railway system, traffic tunnel, underground station, underground transport systems*. Utöver detta har ytterligare referenser inhämtats från kolleger inom området samt från referenslistor i adekvata artiklar. Artiklarna har därefter inkluderats och sorterats baserat på faktainnehåll samt geografisk och exponeringsmässig relevans. Rapporten tar även resultaten från projektet avseende metodik för rikt-/gränsvärden i vägtunnlar i beaktande [2, 3].

Rapporten har även baserats på resultat och publikationer från det EU finansierade projektet "IMPROVE" (*Implementing Methodologies and Practice to Reduce air pollution Of the subway enVironmEnt*: <http://www.improve-life.eu/>), en internationell översiktsartikel rörande luftkvaliteten i inomhusmiljön i tunnelbanesystem [4] samt en doktorsavhandling från KTH: "Airborne Particles in Railway tunnels" [5].

Ordlista

BC = Black Carbon (Sot)

PFA = Plattformavsskiljande väggar

PM = Particulate Matter

PM_{0,1} = Ultrafina partiklar

PM₁ = Partiklar med en aerodynamisk diameter $\leq 1 \mu\text{m}$

PM_{2,5} = Partiklar med en aerodynamisk diameter $\leq 2,5 \mu\text{m}$

PM₁₀ = Partiklar med en aerodynamisk diameter $\leq 10 \mu\text{m}$

PSD = "Plattform Screen Door" – se svenska benämningen "PFA"

Överbyggda stationsmiljöer = avser i denna rapport stationsmiljöer och perronger under mark

Emissioner

Emissionerna i överbyggda stationer (stations- och perrongmiljöer under jord) beror huvudsakligen på vilken form av rälsdriven trafik som förekommer i dessa. I de fall exempelvis diesellok används kan halter utav förbränningsrelaterade emissioner i gasform samt som sotpartiklar (BC) förekomma. I de fall stations- och perrongmiljöerna har ventilation med tilluft kan den urbana bakgrundsluft som tillförs stationsmiljön, medföra höga halter av förbränningsrelaterade avgaser i denna [4]. Beroende på tillgång till, och utformning av, ventilationssystem i dessa miljöer kan alltså luftkvaliteten påverkas mer eller mindre av den urbana bakgrundsluften [6]. I Sverige förekommer främst eldriven rälstrafik, varför halterna av förbränningsrelaterade ämnen oftast är lägre i överbyggda stationsmiljöer och tunnelbanesystem än i motsvarande trafikmiljöer ovan jord [4].

Eftersom Sverige främst har tåg som, med endast några undantag, drivs med el så har vi i denna rapport inte studerat emissioner från diesellok. Istället är det främst luftburna slitagepartiklar som har visat sig utgöra den dominerande emissionen från rälsbunden trafik i dessa miljöer [4, 7]. Dessa partiklar härrör främst från nötning av och förslitning av räls, hjul och mekaniska och elektriska bromsar, förslitning av kablar samt uppvirvling av material från banvallen.

Även de individer som vistas i dessa miljöer (passagerare, tunnelbanepersonal etc.) och allmänt underhållsarbete (ex. städning, reparationer) kan tillföra aerosoler, det vill säga luftburna partiklar och gaser, som påverkar luftkvaliteten och dess sammansättning [8, 9]. Studier av dessa typer av emissioner i överbyggda stationsmiljöer är relativt få och varierar kraftigt beroende på exempelvis stationernas utformning och geografiska placering, ålder, ventilationssystem, mängd passagerare, kvalitén på den omgivande urbana bakgrundsluften etc.

Denna rapport har, av ovanstående skäl, valt att fokusera på de emissioner och exponeringar av partiklar som förekommer i överbyggda stationsmiljöer där eldrift av lok är det dominerande.

Partiklar

Partiklar som emitteras från rälsbunden trafik med eldrift skiljer sig väsentligt åt vad gäller storleksfördelning, antal (koncentration), densitet samt kemisk sammansättning jämfört med de partiklar som förekommer i utomhusluften i en stadsmiljö [5]. Detta beror till stor del på att de härrör från olika källor. Partiklar i stadsmiljön emitteras huvudsakligen från mänskliga aktiviteter (förbränningsanläggningar, motordrivna fordon, etc.) men består även till viss del av exempelvis stoft- och saltpartiklar eller pollen. Dessa partiklar blandas med varandra i luften, agglomererar och sprids. De partiklar som uppkommer i överbyggda stationsmiljöer består främst av metallhaltiga slitagepartiklar vilka uppkommer vid friktionen mellan bromsar och räls. I denna miljö blir omblandning och spridning av partiklar dessutom betydligt mindre varför partiklar som genereras i denna miljö oftast blir kvar och koncentrationerna riskerar därmed att bli höga. Detta gör att halterna av partiklar i tunnelbanemiljöer oftast är mycket högre (>faktor 10) än i den urbana utomhusluften [10-13]. Halterna varierar dock med geografisk kontext vilket har att göra med den allmänna luftkvaliteten och lokala förhållanden [4]. I Asien tenderar de uppmätta

partikelhalterna i tunnelbanesystem att vara lägre än i jämförande gatumiljöer medan det omvända förhållandet råder för de flesta tunnelbanesystem och stationer i Europa [4]. Detta beror troligen på att halterna av partiklar i den urbana bakgrundsluften och trafikmiljön är betydligt högre i stora delar av Asien jämfört med Europa men kan även bero på att de asiatiska tunnelbanesystemen, och därmed även dess ventilationssystem, är betydligt nyare. Utöver den geografiska kontexten förekommer det även en omfattande variation av partikelhalter mellan olika tunnelbanesystem och stationer samt mellan olika veckodagar och tidpunkter på dygnet [4, 14, 15].

Gemensamt för samtliga studier är att sammansättningen av luftburna partiklar på stationerna domineras av mineraler och då främst järn (Fe) och järnoxider, vilket skiljer sig från den sammansättning man hittar i urbana bakgrundsmiljöer [4, 5, 14]. Den höga järn- och mineralförekomsten bland partikelfraktionerna orsakas av slitagepartiklar som främst uppkommer vid den friktion som sker under inbromsning. Studier har visat att partikkelkoncentrationer och deras specifika sammansättning kan variera mellan olika tunnelbanesystem och även stationer inom samma system beroende på stationernas design och ventilation [14]. Emissionerna och deras kemiska sammansättning kan även variera beroende på skillnader i bromssystem mellan tågen (disk-, block- och elektriska bromsar) [16] men det dominerande mineralet är dock alltid järn [4]. Samtliga studier, vilka har studerat korrelationen mellan trafikintensitet och partikelemissioner, visar att partikelhalt och koncentration på perrongerna i de överbyggda stationsmiljöerna är starkt korrelerade med trafikintensiteten på rälsen [1, 4, 5, 7, 10, 14, 16-19]. Konklusionerna från dessa studier är att det framför allt är antalet inbromsningar, start- och stoptillfällen, som ger upphov till höga halter av partiklar [1, 5, 16-18, 20, 21]. Detta stärks av en studie av partikelhalter vid nybyggda stationer längs med Citybanan i Stockholm där man mätte partikelhalter före och efter (1 vecka respektive 3 månader) att stationerna tagits i bruk [17]. Studien visade att partikelhalterna i stationsmiljöerna låg betydligt lägre än den urbana bakgrundsluften innan stationerna togs i bruk (PM_{10} : $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $PM_{2,5}$: $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$) men ökade markant med ökad tågfrekvens. Redan efter en vecka i bruk hade halterna tiofaldigats (120 respektive $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och ytterligare tre månader senare hade de fortsatt att öka (175 respektive $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$) [17]. En liknande studie på Arlanda station i Stockholm 2013 visade att PM_{10} halterna låg kring $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ på perrongen när där inte fanns några tåg. Halterna ökade drastiskt upp till $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vid ankomst och avgång av tåg [16]. Tu et al. (2019) beräknar att upp till 50% av det totala partikelantalet kan relateras till emissioner till följd av tåginbromsningar och även en studie på partikelhalterna i Neapels tunnelbanestationer (2014) visade att halterna ökade med upp till 42% i stationsmiljön när det förekom rälsbunden aktivitet på spåren [10].

Då partikelhalter på perrongerna är starkt kopplade till den rälsbundna trafikintensiteten varierar också halter och koncentrationer beroende på veckodag och tidpunkt på dygnet [4, 17]. Under helger och nätter tenderar alltså halterna att sjunka på grund av minskad trafikintensitet. I Barcelonas tunnelbanesystem uppmätte man mellan 1,2-1,5 gånger högre halter i stationsmiljöerna under veckodagar jämfört med under helger [22]. Studien på stationer vid Citybanan i Stockholm visar att partikelhalterna tenderar att öka under dagen med lägst halter under morgonen och högst halter under eftermiddagen/kvällen [17]. Även en mätstudie av partikelhalterna på tunnelbanestationerna Mariatorget och Medborgarplatsen i Stockholm visade

på lägre partikelhalter under nätterna jämfört med dagtid. Partikelhalterna låg dagtid i genomsnitt 2,7 gånger högre på Mariatorget och 1,8 gånger högre på Medborgarplatsen jämfört med motsvarande halter nattetid [23]. Dygnsvariationerna i partikelhalter och koncentrationer varierar mellan studier och beror bland annat på om tunnelbanestationernas ventilationssystem reduceras till s.k. ”nattläge” under nätter. Även omfattande nattligt underhållsarbete på rälsen kan orsaka ökningarna i partikelkoncentrationer under natt och tidiga morgontimmar [23, 24] med upp till 30% [9]. Den generella trenden är att halterna succesivt ökar under dagen, med ökad tågintensitet, tills dess att halterna antingen planar ut eller sjunker. Även säsongsmässiga skillnader i partikelhalter förekommer, vilka kan bero på skillnader i utomhustemperatur och därmed ventilationens verkningsgrad [22]. Ett exempel på detta är en studie i Barcelonas tunnelbanesystem 2013 i vilken man såg att halterna av PM₁₀ och PM_{2,5} fördubblades under den kalla perioden pga. att man, i energibesparande syfte, minskade verkningsgraden på ventilationen [22].

Halterna av små partiklar (<≈0,5 µm) vid överbyggda stationer i tunnelsystem behöver inte enbart härröra från emissioner genererade på plats utan kan även tillföras miljön från andra stationer eller från tunnlarna genom termik och så kallade kolvverkan (eng. ”piston effect”). Kolvverkan innebär att partiklar från andra områden följer med tågen in till stationsområdet genom vinddraget som bildas när tåget färdas genom tunnlarna [6]. Denna effekt är helt beroende av utformningen av tunnlarnas ventilationssystem och kan, vid ogynnsamma förhållanden, även orsaka att partiklar från angränsande tunnlar kan ”sugas in” och adderas och därmed ytterligare öka halterna på perrongerna.

Partikelhalter och koncentrationer

Partikelhalter anges oftast i mikrogram partiklar per kubikmeter luft (µg/m³) och beräknas alltså utifrån partiklarnas massa. Partiklar delas av tradition in i tre grupper baserat på vilken storleksfraktion de tillhör. Partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 100 nanometer (PM_{0,1}) klassas som ”ultrafina partiklar”, partiklar mindre än 2,5 µm klassas som PM_{2,5} och partiklar upp till 10 µm räknas som PM₁₀. Då partikelhalter är mått baserat på vikten riskerar exponeringseffekterna av partikelkoncentrationer från mindre partiklar att underskattas jämfört med större partiklar. För att kompensera för detta mäts emellanåt även antalskoncentrationer av partiklar i luft (antal/cm³) då antalet partiklar som deponeras i luftvägarna ofta bättre motsvarar de medicinska effekterna av små partiklar.

Existerande litteratur gällande mätningar av emissioner från rälsbunden trafik har främst berört fraktionerna PM₁₀ och PM_{2,5} men studier visar att partiklar som emitteras från rälsbunden trafik kan variera i storlekar från nanometer upp till ett tiotal mikrometer [5].

Studier i svenska överbyggda stationsmiljöer (Arlanda Station samt Citybanan i Stockholm) visar att både mass- och antalskoncentration av partiklar ökar drastiskt vid inbromsning [16, 18]. I studien på Arlanda station ökade antalet partiklar i storleken 0,1-0,5 µm vid tågrörelser men beroende på bromssystem på tågsätten kunde även halterna av de ultrafina partiklarna öka

kraftigt [16]. Vid inaktivitet på stationen sjönk halterna av fina partiklar snabbt och den dominerande partikelfraktionerna på perrongerna bestod då av ultrafina partiklar (10-80 nm) vilka utgjorde nästan 80% av det totala partikelantalet [16]. Dessa halter påverkades inte nämnvärt av rälsaktiviteten utan låg mer eller mindre konstant över dygnet. Den kemiska komponentanalysen av partikelfraktionerna visade att de mindre partiklarna (0,1-0,5 µm) genererades av räls/hjul slitage medan den större fraktionen (0,5-10 µm) främst bestod av uppvirvlat material [16]. De omfattande studier som genomförts i Barcelonas tunnelbanesystem 2013 tyder på att detta kan bero på att ventilationssystemet har störst effekt på de grövre partikelfraktionerna vilket gör att den dominerande partikelfraktionerna i överbyggda stationsmiljöer främst består av fina och ultrafina partiklar [6, 11, 12, 16, 21, 22, 25].

Vid en sammanställning av mätdata från studier avseende överbyggda stationsmiljöer i Europa och Sverige (se tabell 1A och tabell 1B) framkommer det tydligt att det finns en stor variation mellan uppmätta halter, där uppmätta PM₁-halter varierar mellan 23-67 µg/m³, PM_{2,5} mellan 35-165 µg/m³ och PM₁₀ mellan 101-400 µg/m³. Värt att notera här är att studierna skiljer sig åt avseende mätmetodik och mätinstrument, ålder på stations- och tunnelbanemiljöerna, utformningen av stationsmiljöerna, ventilationssystem, avskärmd räls (s.k. PFA: ”Plattformsavskiljande väggar”), trafikintensitet etc. Alla dessa faktorer kan enskilt och i kombination ha stor inverkan på halten av partiklar. Enligt Stockholms läns landstings rapport ”*Hälsopåverkan från tunnelluft*” ligger partikelhalterna i Stockholms tunnelbanesystem på 100-400 µg/m³ i genomsnittligt dygnsmedelvärde av PM₁₀ men överskrider vid rusningstrafik vid stora stationer så som T-centralen [26].

Tabell 1A: Sammanställning av mätdata avseende partikelhalter i överbyggda stationsmiljöer i Europa (2013-2014).

Stad	Mätår	Partikelfraktion	Medelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Referens
<i>Barcelona</i> *	2013	Pm ₁	67	[6, 14, 21, 22, 27-31]
		PM _{2,5}	165	
		PM ₁₀	183	
<i>Frankfurt</i> *	2013	Pm ₁	23	[32]
		PM _{2,5}	59	
		PM ₁₀	101	
<i>Aten</i> *	2013	Pm ₁	40	[33, 34]
		PM _{2,5}	100	
		PM ₁₀	400	
<i>Prag</i>	2013	Pm ₁	45	[19]
		PM _{2,5}	94	
		PM ₁₀	215	
<i>Neapel</i>	2014	PM _{2,5}	53	[10]
		PM ₁₀	217	

* Sammanställt från Xu och Hao 2017

Tabell 1B: Sammanställning av mätdata avseende partikelhalter i överbyggda stationsmiljöer i Sverige (2013-2017).

Stad	Mätår	Partikelfraktion	Medelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Referens
Stockholm Arlanda C	2013	PM ₁₀	140	[16]
Stockholm Rissne*	2015	PM _{2,5} PM ₁₀	37 91	[26]
Stockholm Rådhuset*	2015	PM _{2,5} PM ₁₀	63 158	[26]
Stockholm Mariatorget**	2015	PM _{2,5} PM ₁₀	77 203	[26]
Stockholm Medborgarplatsen*	2015	PM _{2,5} PM ₁₀	54 166	[26]
Stockholm Kungsträdgården**	2016	PM ₁₀	220-270	[26]
Stockholm T-centralen**	2016	PM ₁₀	400-525	[26]
Stockholm Odenplan**	2016	PM ₁₀	400-500	[26]
Stockholm Akalla**	2016	PM ₁₀	100-130	[26]
Stockholm Husby**	2016	PM ₁₀	170-240	[26]
Stockholm Citybanan	2017	PM _{2,5} PM ₁₀	35 175	[17]

* Uppmätta veckomedelvärden (kl.06-24)

** Uppmätta timmedelvärden (kl.06-24)

Kemisk sammansättning och morfologi

Partiklar från rälsbunden trafik har ett mycket högre metallinnehåll, främst järn, jämfört med andra emissionskällor i urban miljö då de härrör från förslitningen mellan tågsätt (hjul och bromsar) och räls [1, 5, 9, 14, 25, 30, 31, 35, 36]. Järn oxiderar lätt vid tillgång på syre och vatten. Vid friktionen mellan hjul och bromsar och räls frigörs partiklar vilka pga. friktionen är upphettade varvid atmosfärisk vattenånga kondenserar på dem när de svalnar. Partiklarna oxiderar då till magnetit (Fe_3O_4) och hematit (Fe_2O_3) [21, 35]. I samband med att partiklarna svalnar kondenserar även andra material på partikeln som på detta sätt får en järnkärna med ett skal bestående av olika former av kol eller mineraler. Detta är typiskt för partiklar bildade i dessa miljöer och särskiljer dem från de partiklar man vanligen finner i urban bakgrundsluft [21, 31]. Övriga mineraler och ämnen man kan finna i partikelsammansättningarna i dessa miljöer, och vilka alla härrör från järnvägs- och tågkomponenter, är: krom (Cr), mangan (Mn), nickel (Ni), koppar (Cu), zink (Zn), molybden (Mo), barium (Ba), kalcium (Ca), kisel (Si), Antimon (Sb) och kalium (K). Bortsett från den höga andelen av järn ($\approx 90\%$) kan de övriga mineralelementen variera, inte enbart mellan olika studier utan även mellan olika stationsmiljöer inom en och samma tåglinje [14].

Huvuddelen av partiklar som genereras genom slitaget från rälsbunden trafik är inte sfäriska utan snarare platta, fjällliknande, kantiga eller nålformade [5, 21, 31]. Detta tyder på en mekanisk bildning snarare än genom oxidationsprocesser [31]. I de fall en oxidationsprocess av primärpartiklarna får fortgå kommer dessa att få en mer sfärisk form bestående av alltmer omagnetiskt hematit [21].

Partiklarnas effektiva densitet är ett kvantitativt begrepp vilket beror på viktiga fysiska och kemiska egenskaper hos partiklarna exempelvis deras kemiska sammansättning, morfologi, porositet. Den kan bl.a. användas till att kategorisera partiklar utifrån deras ursprung (emissionskälla). Det saknas i dagsläget data kring den effektiva densiteten hos partiklar emitterade från rälsbunden trafik [5]. En studie genomförd av Olofsson et al. (2018) analyserade den effektiva densiteten hos partiklar i järnvägstunnlar och fann att denna korrelerade med trafikintensiteten på rälsen och låg stabilt på $1,87 \pm 0,22 \text{ g/cm}^3$ vid rälsbunden aktivitet [37].

Exponering

Sedan 2013 har studier av exponering och luftkvalité i slutna järnvägs- och tunnelbanestationer ökat men trots detta är antalet studier fortfarande begränsat. De vetenskapliga publikationer som finns om slutna tunnelmiljöer omfattar främst biltrafik, halter och exponering för bilavgaser i dessa. Det finns fortfarande mycket få studier kring exponering och dosförhållanden för tunnelbane- och järnvägspendlare eller individer som vistas i överbyggda stationsmiljöer [5].

Då partikelkoncentrationerna riskerar att vara mycket höga i överbyggda stationsmiljöer är det viktigt att försöka uppskatta dosen för de individer som vistas i denna typ av miljö. Man brukar skilja mellan tre olika former av dos där *exponeringsdosen* är den dos en människa utsätts för genom att vistas en viss tid i en miljö med en viss partikelkoncentration. Exponeringsdosen beror därför inte enbart på koncentrationen i omgivningsmiljön utan också på hur länge och ofta en individ vistas i miljön och vid vilka tidpunkter på dygnet osv. Här har alltså inte bara koncentrationen i miljön en stor inverkan utan även tiden man vistas i den. Därefter kommer *upptagsdos* vilket är den andel av exponeringsdosen som tas upp i kroppen. I detta fall beror den upptagna dosen alltså på individens andningsmönster och lungkapacitet etc. Den sista typen av dos man brukar ta i beaktande är *effektdos* vilket är den mängd av upptagsdosen, i detta fall mängden partiklar, som når ett organ och därmed riskerar att orsaka en fysiologisk skada. Vilken hälsoeffekt en viss koncentration i slutändan riskerar att orsaka är alltså till stor del beroende av den effektdos ett visst organ utsätts för.

Partikelhalterna i överbyggda stationsmiljöer är korrelerade med trafikintensiteten och alltså indirekt med antalet individer som befinner sig i miljön. Det finns därför tydliga dygnsvariationer i partikelkoncentrationerna. Dessa ökar kraftigt under pendlingstimmarna då trafikintensiteten är hög för att däremellan minska [9, 15]. Dygnsackumulering kan dock ske i dessa miljöer beroende på hur ventilationen är utformad, exempelvis nedsatt ventilation nattetid, varför det inte alltid är självklart att halterna kommer att minska under tidpunkter med låg rälsaktivitet. En studie av partikelemissioner på Arlanda C i Stockholm av Cha et al. (2018) visade också att koncentrationerna av ultrafina partiklar (≈ 30 nm) låg mer eller mindre konstant över dygnet och inte påverkades av trafikintensiteten [16]. Den minskning av partikelhalter som normalt sett sker under natten kan dessutom utebli om det förekommer mycket underhållsarbete på rälsen under dessa tidpunkter. Generellt gäller dock att halterna tenderar att vara som högst under veckodagar och pendlingstimmar, då mycket folk vistas på perrongerna, och lägre under helger och sena kvällar/nätter.

Studier visar även att perrongernas utformning kan ha inverkan på vilka partikelkoncentrationer som uppstår och därmed resenärernas exponeringsdos [9]. Smala tunnlar med en perrong riskerar att få mycket höga halter av partiklar i luften medan bredare stationsmiljöer med dubbelspårig räls (dock med bara en tunnelmynning) tenderar att ge betydligt bättre luftkvalité även utan mekanisk frånluftsventilation [38]. Halterna tenderar också att vara som högst nära tunnelmynningarna och lägre i mitten av perrongen [38]. Huruvida perrongen har plattformsavskild räls (PFA) eller inte påverkar också halterna, inte bara på perrongen utan även i själva tåg- och tunnelbanekupéerna. När PFA-dörrarna mellan plattform och räls öppnades i Citybananstudien ökade halterna av stora partiklar vid dessa dörrar medan halterna längre in på

perrongen inte visade på någon signifikant ökning [17]. Detta bör innebära att resenärer riskerar att få en påtaglig exponering just vid av- och påstigning. Liknande resultat fick en studie i Seoul där man fann att partikelkoncentrationerna i tågkupéerna ökade med $\approx 30\%$ efter det att man installerat PFA [39]. Dessa studier tyder på att PFA begränsar luftutbytet mellan tunnelbanesystemet och perrongen men att det samtidigt riskerar att öka halterna av partiklar i själva tågagnarna, i närheten av och i samband med att PFA- och tågdörrarna öppnas.

Studier visar också att halterna tenderar att öka ju längre ned i marken tunnelbanorna befinner sig och ju fler perrongnivåer som förekommer över dessa [13].

Resenärer

Det finns två huvudtyper av resenärer som kan tänkas uppehålla sig i stationsmiljöer. De som reser enstaka oregelbundna resor med tåg eller tunnelbana samt de som frekvent och regelbundet reser från dessa stationer eller inom tunnelbanesystemet.

För de individer som reser enstaka resor är det främst s.k. känsliga grupper, exempelvis barn, äldre och individer med sjukdomar i luftvägar och hjärt- och kärlsystem, så som astma eller hjärt-, kärlsjukdomar som riskerar att påverkas av partikelhalterna. Men halterna kan även ha en direkt allmän hälsopåverkan på de individer som dagligen/regelbundet nyttjar stationerna. För överbyggda stationsmiljöer är det den totala tiden i stationsmiljön som är av intresse för hur stor inverkan tillskottet av partiklar i denna miljö kan ha på den enskilde individens totala partikelexponering. För individer vilka regelbundet reser med tunnelbana bör man ta hänsyn till hela restiden i tunnelbanesystemet, och inte enbart vistelsetiden på tunnelbanestationerna. Individer som pendlar med tunnelbana spenderar generellt sett mestadels av tiden inne i tunnelbanevagnar där partikelhalterna, pga. filtrerade ventilationssystem, oftast är lägre än på perrongerna [22, 27, 28, 40]. En svensk studie av Cha et al. (2016) har visat på liknande resultat där halterna av PM_{10} och $PM_{2,5}$ i tågagnarna är ungefär 1/5 av motsvarande halter utanför vagnen [20]. Halterna i vagnarna ökade signifikant vid färd genom tunnlar och även med 5-25% när dörrarna öppnades vid överbyggda perronger [17, 20]. Även en studie i Hong Kong fann tydlig korrelation mellan ökad partikelhalt ($PM_{2,5}$) och partikelantal i tågkupéerna när dörrarna öppnades på stationer [41]. Uppmätta partikelhalter (PM_{10}) i kupéerna till tågen som trafikerade Citybanan i Stockholm låg i genomsnitt på $77 (\pm 20) \mu\text{g}/\text{m}^3$ och var direkt relaterade till när dörrarna öppnades vid överbyggda perronger, vilket tillät luftutbyte mellan tunnel och tåg och mellan tåg och plattform [17]. Liknande halter uppmättes även i en tunnelbanestudie i Italien där uppmätta halter av PM_{10} i kupéerna låg på $58-138 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och uppmätta halter av $PM_{2,5}$ på $18-36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [10]. Partikelhalterna för fina partiklar ($PM_{2,5}$) i tågsättet blev även högre om kupéfönstren var öppna när tågsättet befann sig under jord. Motsatsen inträffade när tåget befann sig ovan jord, dvs. partikelhalterna i kupéerna blev betydligt lägre om fönstren var öppna och därmed tillät ”vädring” [10, 14]

De exponeringsstudier som försökt skatta den dos som resenärer utsätts för har gjort detta i huvudsak för tunnelbanesystem och för pendlare. Den genomsnittliga vistelsetiden i

tunnelbanesystem beräknas i dessa studier till $\approx 30-45$ minuter/dag [10, 27]. Detta ligger i linje med den tidsuppskattning som gjordes av Järholm et al. (2013) i tidigare kunskaps sammanställning. Trots att partikelhalterna har visat sig vara betydligt högre på perrongerna än i själva kupéerna är det den längre vistelsetiden i kupéerna som påverkar dosen mest [14, 27, 41, 42]. Enligt Martins et al (2015) kan den dagliga vistelsen i tunnelbanesystem stå för nästan hälften (47 %) av den totala dagliga dosen av fina partiklar ($PM_{2,5}$) [27]. En kunskapsöversikt kring hälsoeffekter av tunnelbaneluften i Londons tunnelbana, genomförd av *Committe of medical effects of air pollutants*, kom fram till att en timmes vistelse i tunnelbanan kunde ge en $PM_{2,5}$ -dos motsvarande ett dygns vistelse utomhus [13]. Det bör noteras att dessa dosantaganden är mycket beroende av halter uppmätta på perrong och kupéer samt vilka väntetider på perrong respektive restid i tunnelbanan som antas. Exempelvis har studien av Martins et al. (2015) antagit att resenären spenderar enbart 5 minuter på perrongen och därefter 15 min i kupén (enkel resväg) per dag. Då vistelsetiden på perrongen har stor inverkan på den totala dosen, i och med att halterna på perrongen oftast är betydligt högre än i själva kupén, har uppskattningen av denna stor betydelse för beräkningen av exponeringsdosen. Denna är dock väldigt svår att göra generaliserade beräkningar på då frekvensen på avgångarna varierar mellan olika städer, tunnelbanesystem och tidpunkt på dygnet.

En studie i Rom (2013-2014) jämförde exponeringen för partiklar mellan olika former av transportmedel vid pendling. Studien fann att tunnelbaneresenärer hade den lägsta exponeringen för ultrafina partiklar där partikelkoncentrationer i tunnelbanevagnarna låg på samma nivå som den urbana bakgrundsluften [43]. Deras studie visade däremot att halterna av större partiklar ($0,5 - >10 \mu m$) var 2-4 gånger högre i tunnelbanevagnarna jämfört med i övriga transportmedel ($\approx 268 \mu g/m^3$) vilket de hänvisar till att dessa partiklar bildas i själva tunnelbanesystemet medan de ultrafina troligen härrörde från gaturumsmiljön [43]. En liknande exponeringsstudie i Sacramento (Kalifornien) 2014-2015 fick däremot motsatta mätresultat för de ultrafina partiklarna där tågpendlarna hade den i särklass högsta exponeringen för samtliga undersökta luftföroreningar (mätt som $PM_{2,5}$, BC samt ultrafina partiklar). Dessa tåg drogs dock med diesellok och samma studie fann att pendlare som reste med elektrifierade tåg ovan jord (spårvagnar etc.) hade den lägsta exponeringen för samtliga partiklar [44].

Anställda vid järnvägen/tunnelbanan

Till skillnad från resenärer och pendlare, vilka uppehåller sig en kortare del av dygnet i överbyggda stationsmiljöer, tillbringar personal som jobbar i tågen och tunnelbanevagnarna eller sköter underhåll av räls och perrong en stor del av sin dag i dessa miljöer. Anställda som jobbar i eller i anslutning till dessa miljöer riskerar med andra ord att få en kraftigt förhöjd dygnsexponering för partiklar. I takt med att överbyggda stationsmiljöer blir fler utökas också servicen i anslutning till dessa. Detta innebär att även arbetsmiljön för personal i kaféer och butiker i dessa miljöer måste tas i beaktande.

Cha et al. (2018) studerade vilka halter som uppstod i olika tågkupéer under färd längs med Citybanan i Stockholm. De fann att de högsta halterna av PM_{10} uppstod i passagerarkupéerna ($\approx 77 \mu g/m^3$) följt av kupéerna för servicepersonalen ($\approx 61 \mu g/m^3$) emedan halterna för lokföraren låg på hälften av den för servicepersonalen ($\approx 31 \mu g/m^3$). Då halterna i kupéerna visade sig vara korrelerade till när dörrarna öppnades vid överbyggda stationer förklarar detta den minskade

exponeringen för lokföraren, vars dörr hölls stängd under färd. Denna åtgärd visade sig enbart vara effektiv för att minska PM₁₀-halterna. Halterna av PM_{2,5}, vilket var den dominerande partikelfraktion i lokförarens kupé, visade sig korrelera på motsvarande sätt med stopp vid perrongerna på de överbyggda stationsmiljöerna [42]. Trots att partikelhalterna var högst i passagerarkupéerna beräknas ändå servicepersonalen, följt av lokföraren, utsättas för den högsta partikeldosen då deras exponeringstid är betydligt längre än den för passagerarna. En beräkning av den totala upptagsdosen för de tre grupperna baserat på halter i de olika kupéerna, tid i miljön och andningsfrekvens återfinns i tabell 2.

Tabell 2: Upptagsdosen för passagerare, servicepersonal samt lokföraren vid färd längs med Citybanan, Stockholm. Tabell sammanställd från tabell 1 i Cha, Y., Tu, M., et al. 2018 [42]

Grupp	Upptagsdos PM₁₀ (µg)	Upptagsdos PM_{2,5} (µg)
<i>Passagerare</i>	15	6
<i>Servicepersonal</i>	142	24
<i>Lokförare</i>	35	12

En tysk studie på exponeringsförhållanden i olika stationsmiljöer längs med "Deutsche Bahn" i Frankfurt visade att WHO:s riktvärden för PM₁₀ (50 µg/m³) och PM_{2,5} (25 µg/m³) överskreds i stort sett konstant på samtliga undersökta platser. De högsta koncentrationerna återfanns i tunnelbanestationerna, följt av överbyggda stationsmiljöer för tåg [32]. Studien fann också att de affärer som låg i anslutning till de överbyggda stationsmiljöerna hade klart högre halter än undersökta områden i stationsmiljön ovan mark. Detta trots tillgång till ventilationssystem och luftkonditionering. Halterna i dessa affärer ökade markant med närheten till närmaste tunnelbanenedgång [32]. Studien visar att personal som jobbar i anslutning till överbyggda stationsmiljöer, exempelvis affärsbiträden, städpersonal samt personal som utför underhållsarbeten på perrong och räls riskerar att bli exponerade för mycket höga partikelhalter [32].

Hälsoeffekter

Det är väl känt att luftföroreningar utomhus ökar sjuklighet och dödlighet. Ett stort antal studier har visat att under och efter dagar med förhöjda luftföroreningshalter finns en ökad risk att besöka läkare, bli inlagd på sjukhus eller dö i hjärt- och lungsjukdomar [45, 46]. Det är också visats i flera studier att dödlighet och sjuklighet i dessa sjukdomar är högre hos de som bor i områden med höga luftföroreningshalter, [47-49], detta gäller även i Sverige [50-53]. De huvudsakliga mekanismerna för hur luftföroreningar orsakar hjärtkärlsjukdom har studerats experimentellt, och anses vara att luftföroreningar orsakar en låggradig luftvägs- och systemisk inflammation. Detta riskerar att på kort sikt öka risken för blodproppar och på lång sikt påskynda utvecklingen av ateroskleros [48, 54]. De små partiklarna kan även ge direkta effekter på blodkärl och hjärtrytmen då de kan ta sig ut i blodomloppet [48, 54]. Effekter på luftvägar beror också huvudsakligen på att inandade partiklar orsakar lokal inflammation och oxidativ stress, vilket kan förvärra befintlig sjukdom hos känsliga individer såsom astmatiker eller de med kronisk obstruktiv lungsjukdom. Det finns också stöd för att luftföroreningar över tid kan öka risken att insjukna i astma, allergi, luftvägsinfektioner [55] och lungcancer [56-58].

Tidigare litteratursammanställning fann inga studier på hälsoeffekter av partikelexponering i överbyggda järnvägsstationer/tunnlar [1]. De få studier som fanns avseende vistelse och arbete i tunnelbanemiljöer visade på en möjlig ökning av inflammationsmarkörer vid exponering för tunnelbaneluft samt irriterativa besvär hos astmatiker men underlaget var för litet och tillät därmed inte några säkra generella slutsatser [1]. In vitro- och in vivostudier av hälsoeffekter från partiklar i järnvägstunnlar och tunnelbanor visade sig, enligt den tidigare litteratursammanställningen, ha en lägre inflammatorisk effekt än motsvarande partiklar från gatumiljö, medan den DNA-skadande effekten skulle kunna vara större för järnvägspartiklarna [1].

I den nu genomförda litteraturgenomgången hittade vi ytterligare några nya toxikologiska studier men inga nya epidemiologiska studier. I hälsoeffektsbedömningen finns två särskilda frågor att ta hänsyn till: 1) är halterna av partiklar högre i överbyggda stationsmiljöer än i andra urbana miljöer och 2) skiljer sig dessa partiklars toxiska potential mot andra urbana partiklar.

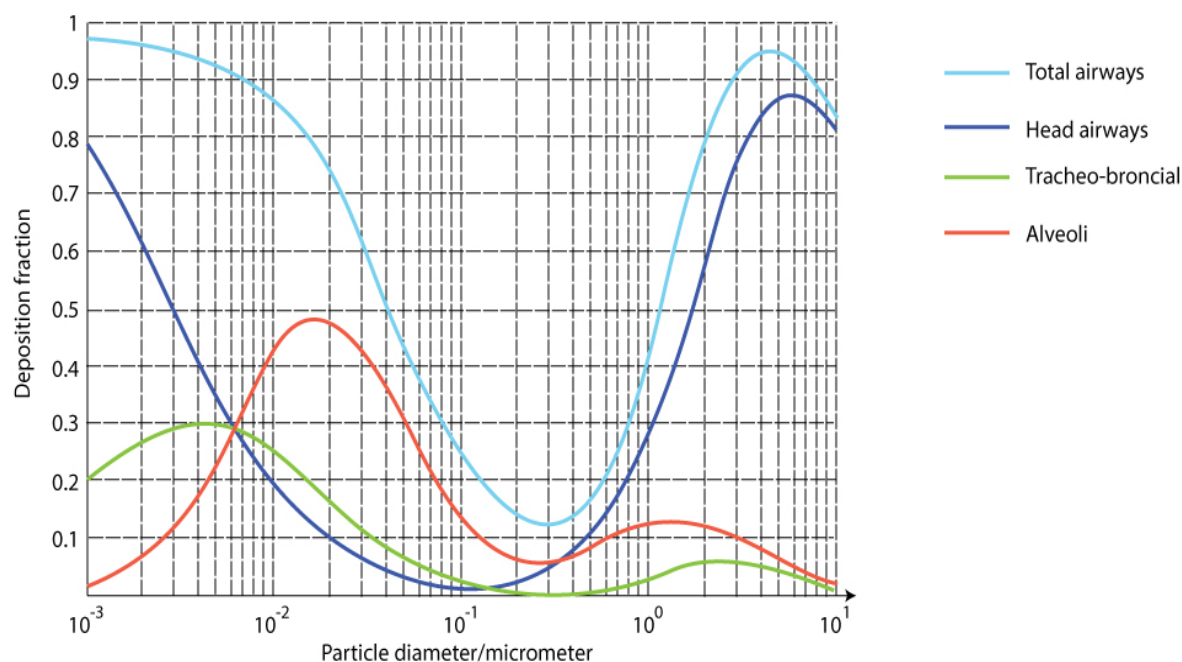
Den första aspekten har redan diskuterats i andra delar av denna rapport. Befintlig europeisk forskning tyder på att partikelhalterna i överbyggda stationsmiljöer och tunnelbanor är betydligt högre än i motsvarande stadsmiljöer ovan mark. Detta gäller även områden utanför själva perrongen såsom i kommersiella miljöer i anslutning till överbyggda stationer [36].

När det gäller den andra aspekten, dvs. partiklarnas toxiska potential, så är det möjligt att det högre metallinnehållet i dessa partiklar ökar deras toxicitet. Därmed ökar också risken för att de ska utgöra en hälsofara för människan. In vitro och in vivo-studier visar att partiklar med högt metallinnehåll framkallar så väl inflammatoriska effekter som cytotoxiska effekter [59-62]. Exempelvis har Gerlofs-Nijland et al. (2009) visat att partiklar med högt metallinnehåll ger en större inflammatorisk respons än andra partiklar [59]. Nyare studier, specifikt på järnvägs- eller tunnelbanepartiklar, ger inte belägg för att den toxiska effekten generellt skulle vara lägre hos dessa partiklar än hos andra partiklar i utomhusmiljön. En studie fann att järnvägspartiklar hade en liknande cytotoxisk eller oxidativ stresspotential som partiklar insamlade i utomhusmiljön

[36]. Jansen et al. (2014) fann att tunnelbanepartiklar hade en högre oxidativ potential jämfört med motsvarande partiklar från urban bakgrundsluft [63] och en studie av Loxham et al. (2015) tyder på att en antioxidantreaktion sker i luftvägarnas epitelceller när de exponeras för tunnelbanegenererade partiklar [64]. Till skillnad från den tidigare litteraturgenomgången blir vår bedömning därför att järnvägspartiklar riskerar att ha en högre inflammatorisk potential än partiklar i urban utomhusmiljö.

Det saknas i dagsläget kunskap kring om det är något specifikt ämne i de järnvägsemitterade partiklarna som orsakar dessa effekter. Moreno et al. (2016) fann ingen oxidativ potential i de järnhaltiga komponenterna i partiklarna men en hög oxidativ potential i partiklar med ett högt innehåll av koppar, arsenik och antimon [30]. Studier på järnoxidpartiklar finns även från andra områden, såsom yrkesexponering av svetsning samt i forskningen om nano partiklar. Även här nämns att kunskapsläget är osäkert och att mer studier behövs men att toxiska effekter kan förekomma [65].

Partiklarnas storlek har en stor inverkan på var de deponeras i andningsvägarna. Grova partiklar (PM_{10}) tenderar att främst fastna i de övre andningsvägarna så som näsa, hals och luftstrupe emedan de fina och ultrafina partiklarna ($PM_{2,5}$ och PM_1) i större utsträckning deponeras längre ned i andningssystemet och den alveolära regionen (figur 1). Detta gör att effektdosen inte enbart beror på den totala partikelhalten, utan även på partikelantalet för olika partikelstorlekar.



Figur 1. Deponerad fraktion med avseende på partikelstorlek i de olika delarna av andningssystemet (baserad på ICRP:s lungdeponeringsmodell ²). Mörkblå kurva visar deponerad fraktion i näsa/mun, grön kurva i bronker, röd i lungblåsorna (alveoler) och ljusblå i hela andningssystemet (summan av de tre andra kurvorna).

² International Commission on Radiological Protection (ICRP): <http://www.icrp.org/publication.asp?id=icrp%20publication%2066>

En modelleringsstudie av Martins et al. (2015) fann att ca 80 % av de partiklar (mätt som massa) som inandades under pendling med tunnelbana deponerades i luftvägarna [22]. Den största delen av de inhalerade partiklarna (68 %) deponerades i de övre luftvägarna, 4 % i bronker och ca 10 % i alveoler [27].

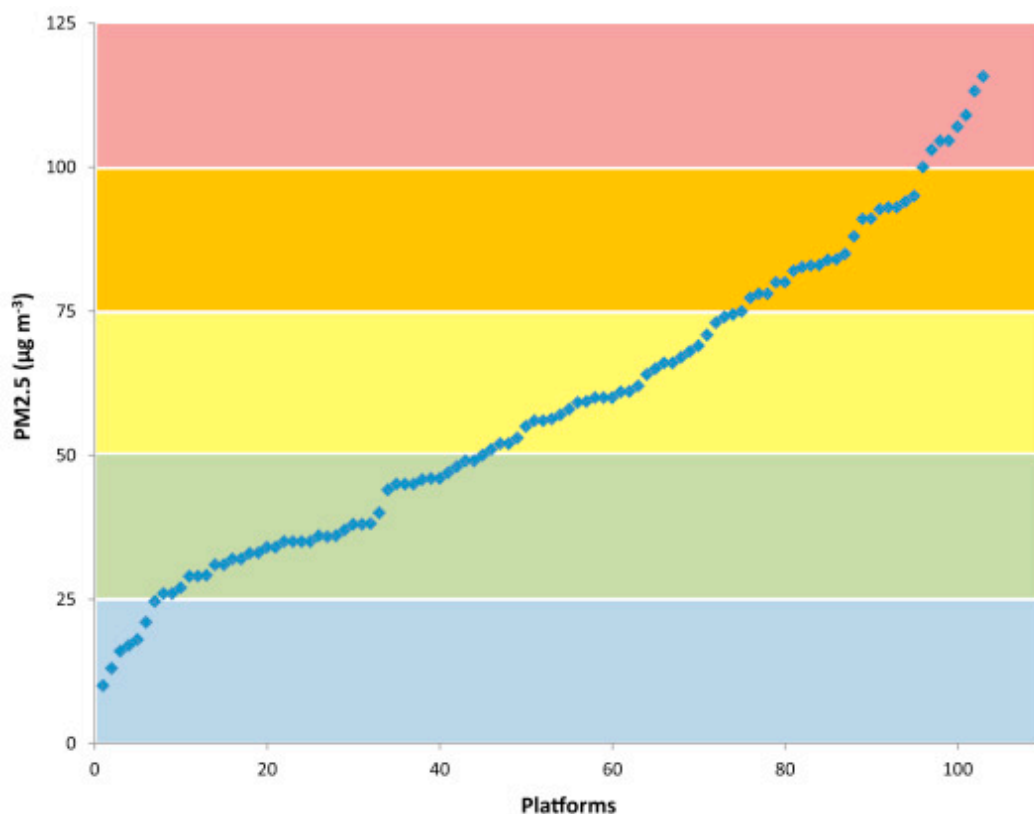
En studie på friska unga individer fann kardiovaskulära effekter orsakade av exponering för luftföroreningar och buller i tunnelbanesystemet i Beijing. Hjärtfrekvensvariabiliteten hos individerna förbättrades när de fick använda ett andningsskydd vid färd i tunnelbanesystemet [66]. Det är viktigt att poängtera att alla former av pendling kommer att medföra en ökad exponering för luftföroreningar vilket gör att man inte entydigt kan säga att de som pendlar med tunnelbana eller järnväg skulle vara högre exponerade än andra pendlare [67]. I jämförelse med andra pendlingsätt fann en studie en lägre hjärtfrekvensvariabilitet, vilket kan ge uppkomst till skadliga effekter på hjärt- och kärlsystemet, hos tunnelbanependlare [68], studien är dock inte justerad för stressmarkörer. Lungcancerrisken har även beräknats vara lägre hos tunnelbanependlare jämfört med bilpendlare på den amerikanska västkusten [69].

I dagsläget finns inga entydiga bevis på att partiklar emitterade från rälsbunden trafik med eldrift är vare sig mer eller mindre toxiska än de partiklar som återfinns i den urbana bakgrundsluften [21, 36]. Partikelhalterna ligger dock ofta på nivåer mycket över gällande miljö kvalitetsnormer. Den tid man spenderar i tunnelbanemiljöer till följd av pendling kan därför stå för en stor andel av den dagliga inhalerade dosen av partiklar i Sverige, även om tiden ofta är relativt kort. Rådande partikelhalter bör istället ha störst inverkan på den dagliga exponeringen för de som tillbringar sin arbetsdag i överbyggda stationsmiljöer eller tunnelbanesystem.

Baserat på att det inte finns belägg för att partiklarna skulle vara mindre toxiska än andra partiklar i vår urbana miljö, där miljö kvalitetsnormer råder, bör försiktighetsprincipen gälla även i överbyggda stationsmiljöer. Då kunskapsläget kring partiklarnas toxicitet är osäkert bör prioriteringar göras för att minska den höga mass- och antalskoncentrationen av partiklar i dessa miljöer, snarare än genom att försöka reglera specifika ämnen.

Åtgärder för att minska luftföroreningar i överbyggda stationsmiljöer

En sammanställning och förslag på åtgärder för att förbättra luftkvaliteten i tunnelbanemiljöer har precis genomförts i en EU-studie: IMPROVE³. Denna har resulterat i en teknisk guide med åtgärdsförslag [70]. Forskargruppen har även utvecklat ett färgkodat system (Figur 2), för att klassa luften i tunnelbanesystem och överbyggda stationsmiljöer utifrån WHO:s miljömål för årsmedelhalt av PM_{2,5} (10 µg/m³) [29]. Enligt detta system, och baserat på tillgängliga mätresultat, placerar sig svenska överbyggda stations- och tunnelbanemiljöer i de tre mellersta klasserna (grönt, gult och orange). Det faktum att ett antal stationer världen över faktiskt klassas som ”blå” visar att det finns fungerande metoder för att åtgärda luftproblematiken i dessa miljöer [29].



Figur 2: Förslag till färgkodning avseende luftkvaliteten i tunnelbanemiljöer. Figur hämtad från sida 35 i "Improving air quality in the subway environment – technical guide" [70].

Då partiklarna som förekommer i överbyggda stationsmiljöer främst härrör från slitaget mellan tågsättets bromsar och rälsen är det möjligt att minska emissionerna genom ett förändrat körsätt, så som mjukare inbromsningar och minskad hastighet i skarpa kurvor eller stigningar [29, 71].

³ <http://improve-life.eu/>

Enligt Harders (2016) har tunnelbanetåg i Stockholm både elektrisk och mekanisk broms. Elektriska bromsar ger upphov till betydligt färre antal partiklar än mekaniska bromsar [26, 71] varför dessa i huvudsak bör användas. Enligt rapporten "Åtgärder för luftkvalitet – underlag för MKB för järnvägsplan" [71] förekommer en mängd olika lösningar för att sänka partikelemissionerna så som rälsmörjning (för att minska friktionen och därmed slitaget), ballastfritt spår och rening vid källan (t.ex. magnetiska uppfångningsanordningar) men kunskaperna om deras effektivitet bedöms vara otillräckliga [71].

De åtgärder som istället implementeras i dessa miljöer går ut på att försöka sänka befintliga partikelhalter. Moreno et al. (2018) har i sina studier i Barcelonas tunnelbanesystem listat ett antal praktiska åtgärder för att förbättra luften i tunnelbanesystem och överbyggda perronger. Dessa involverar att först och främst skapa en medvetenhet om problemet och därefter en granskning av den faktiska luftkvaliteten i de överbyggda stationerna, perrongerna och tågen [29]. Det underhållsarbete som sker på rälsen nattetid bör genomföras på sådant sätt att uppkomsten av damm minimeras och perronger och tunnlar bör städas regelbundet för att undvika att partikelhalter byggs upp i dessa miljöer [29]. I städer med höga partikelhalter i den urbana bakgrundsluften är det viktigt att ventilationssystem ses över och uppdateras till nyare versioner som även kan ta hänsyn till luftkvaliteten på utomhusluften.

De vanligast förekommande åtgärderna för att förbättra luftkvaliteten på överbyggda stationer är olika former av ventilationssystem samt avskärmad räls genom s.k. plattformsavskiljande väggar, PFA (på engelska plattform screen doors; PSD).

Ventilationssystem

Ventilationssystemets effektivitet på perronger och överbyggda stationer beror på en mängd olika faktorer och inte enbart ventilationssystemet i sig (självdrag, aktiv till- eller frånluft osv) utan även perrongernas storlek och utformning och förekomsten av PFA.

Studier har visat att s.k. intelligenta ventilationssystem, vilka har möjlighet att anpassa tilluftstillförseln i den överbyggda stationsmiljön baserat på kvalitén på den urbana utomhusluften, klart förbättrar luftkvaliteten avseende PM₁₀ [72]. Ventilationssystemen bör även utformas så att tillförseln av luft från järnvägstunnelarna in till perrongen minimeras. Vid aktiv ventilation av förorenad luft ut från tunnelarna ökar halterna av partiklar lokalt i den urbana utomhusluften om inte frånluften renas innan den släpps ut. De stationer som förlitar sig på självdrag via ventilationsöppningar i tunnelarna och i stationsmiljöerna har föga förvånande högre halter av partiklar än de som har ett aktivt mekaniskt ventilationssystem [14]. Värt att notera är att de äldre delarna av Stockholms tunnelbanesystem, de gröna, röda och blåa linjerna, saknar mekanisk till- och frånluftventilation och helt förlitar sig på termisk och kolvverkan [71]. Detta gör att luftutbytet i Stockholms tunnelbana sker genom tunnelmynningar, tryckutjämningschakt vid stationerna och stationsuppgångar [71].

Studier av säsongsvariationer, där halterna av partiklar var betydligt lägre under sommarmånaderna (hög verkningsgrad på ventilation) än under vintermånaderna (lägre verkningsgrad på ventilationen), visar att aktiv ventilation har en stor positiv inverkan på

luftkvaliteten i överbyggda stationsmiljöer [22]. Studier i Barcelonas tunnelbanesystem har visat att förändringar av ventilationssystemen i tunnlarna har större inverkan på partikelhalterna på perrongerna än förändringar av ventilationsaggren vid själva perrongerna [22]. Effektiv ventilering av järnvägstunnlarna i Barcelonas tunnelbanesystem minskade både mass- och antalskoncentrationen av partiklar på perrongerna med upp till 50 %, även i kombination med plattformsavskiljande väggar [6]. I en svensk studie där man jämförde partikelhalter mellan två likvärdiga stationsmiljöer, avseende tågfrekvens och passagerarantal, men där den ena var utrustad med plattformsavskiljande väggar och ett nytt ventilationssystem, fann man däremot ingen skillnad mellan partikelhalterna [17].

Även perrongernas utformning har stor inverkan på ventilationssystemens effektivitet. Tågfrekvens och rälsaktivitet har stor inverkan på emissionerna och studier har visat att fler perronger för av- och påstigning i olika riktningar minskar halten med motsvarande andel. Det vill säga en minskning av antalet tåg längs med perrongens räls med hälften sänker halterna motsvarande 50 % på den intilliggande perrongen [17]. Perronger som löper längs med dubbelspårig räls, och därmed har större luftvolym, har generellt sett bättre luftkvalité. Detta är delvis beroende av om det förekommer fler tunnelmynningar in på stationsområdet eller ej [38]. Smala perronger längs med enspårig räls kräver en forcerad frånluftsventilation i tunnlarna för att inte alltför höga halter av partiklar ska bildas på perrongerna [38].

Sammanfattningsvis kan man konstatera att ventilationssystemens verkningsgrad i överbyggda stationsmiljöer är beroende av en mängd olika platsspecifika faktorer, vilket gör det omöjligt att ge generella råd kring dess utformning annat än att trånga stationsmiljöer och ventilation genom självdrag inte är att rekommendera. Istället bör man vid varje station undersöka förhållandena och vidta åtgärder som är lämpliga för den specifika platsen. Detta kan vara mer eller mindre komplicerat, speciellt i tunnelbanemiljö där stationen inte kan behandlas som en enskild komponent utan som en enhet i hela systemet eftersom förändringar i en del av systemet kommer att påverka luftkvaliteten i övriga delar.

Plattformsavskiljande väggar (PFA, *eng. PSD – Plattform Screen Doors*)

PFA är en åtgärd med höga och täta väggar som sätts upp längs med plattformens kant. Åtgärden är tänkt att både höja säkerheten för resenärerna och förbättra luftkvaliteten. Denna form av åtgärd har i ett flertal studier visat sig kunna sänka halterna av partiklar i överbyggda stationsmiljöer. Studier på effekterna av PFA-installationer har sett en minskning med mellan 50-60% av partikelhalterna efter det att PFA har installerats i stationsmiljöerna [6, 10, 22, 71]. Exakt hur mycket plattformsavskiljande väggar lyckas sänka partikelhalterna på perrongerna beror dock på hur ventilationssystemet i övrigt är utformat i tunnlarna och stationsmiljöerna varför PFA och ventilation bör ses som en helhet och inte som separata system.

In en svensk studie som jämförde en gammal stationsmiljö utan plattformsavskiljande väggar (Södra Station, Stockholm) med en nybyggd med PFA-avskärmd räls (Odenplan, Stockholm) såg man däremot ingen skillnad i partikelkoncentrationerna på perrongerna [17]. En liknande

studie i Peking fann att man efter installation av PFA fick en högre förekomst av fina och magnetiska partiklar på perrongen jämfört med stationer utan PFA. Detta tyder på att de plattformsavskiljande väggarna i detta fall misslyckas med att skydda stationsmiljön från de finare järnhaltiga partiklarna från tunnelmiljön [25].

Nackdelen med plattformsavskiljande väggar i ett tunnelbanesystem är att de partikelhalter som emitteras i själva tunnelbanesystemet riskerar att kapslas in där vilket medför succesivt ökande halter i tunnlarna. Den förbättring som sker i stationsmiljöerna sker alltså på bekostnad av en försämrad luftkvalité i själva tunnlarna [10, 39]. Cha et al. (2018) såg också att när dörrarna till de plattformsavskiljande väggarna öppnades så ökade halterna av grova partiklar ($0,3-10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) vid dessa medan halterna längre in på perrongen inte visade på någon signifikant ökning [17]. Den partikelökning som sker i samband med att dörrarna öppnas medför inte bara en ökad exponeringsdos för passagerare som kliver av och på tåget utan också att halterna i själva tågkupéerna ökar.

Hur stor effekt plattformavskiljande väggar har på partikelhalterna i överbyggda stationsmiljöer torde till stor del vara avhängigt av hur ventilationen i övrigt är anpassad till dessa, perrongernas utformning och förhållandena i själva tunnelmiljön.

Rikt- & Gränsvärden

Ur hälsoskyddssynpunkt är det motiverat att ha en låg genomsnittlig exponering (årsmedelvärde) av partiklar och att minimera antalet tillfällen då människor exponeras för höga halter under kortare tid (dygns- och timvärden).

Av luftkvalitetsförordningen följer att miljökvalitetsnormerna gäller för utomhusluft, med undantag för arbetsplatser samt vägtunnlar och tunnlar för rälsbunden trafik. Eftersom miljökvalitetsnormerna gäller för utomhusluft är det viktigt att bestämma vad som utgör utomhusluft och detta får avgöras i varje enskilt fall. Perronger och gallerier i anslutning till överbyggda stationsmiljöer skulle kunna definieras som allmänna lokaler enligt Miljöbalken och ska därför ha god luftkvalitet som inte innebär risk för olägenhet för människors hälsa. De som driver överbyggda stationer/perronger lyder då under Miljöbalken där de allmänna hänsynsreglerna gäller (2 kap.). Här finns även försiktighetsprincipen samt regeln om bästa möjliga teknik och skälighetsregeln som kan användas vid kravställande.

Utifrån texten ovan så är det oklart om områden vid överbyggda stationer så som perronger som inte ligger i tunnlar och som inte är inomhus berörs av miljökvalitetsnormerna för utomhusluft eller inte.

Det finns inga särskilda internationella, nationella eller regionala gräns- eller riktvärden för luften i överbyggda järnvägs- och tunnelbanemiljöer. I den litteraturgenomgång och webbsökning som genomförts har det inte heller framkommit att det finns andra länder som har tagit fram egna riktvärden för järnvägs- eller tunnelbaneluft som skulle kunna appliceras även i Sverige. De nuvarande gränsvärden för partiklar som finns baseras på förhållandena i arbetsmiljön, vilka utgår ifrån friska människor och en dygnsexponering på 8h, samt för omgivningensmiljön där gränsvärdena är satta för att utgöra skydd för människors hälsa (se sammanställning tabell 3). Det närmaste ett riktvärde för denna typ av miljö som man kan komma är WHO's "*Air quality guidelines*" som 2017 utökades till att innefatta "alla miljöer" dvs. inte enbart utomhusluften [73].

I likhet med den bedömning Järvholm et al. (2013) gjorde anser vi att det inte går att sätta ett gränsvärde avseende något specifikt ämne. Detta då ämnessammansättningen är svårbedömd, varierar med tid och beror på lokala förhållanden och faktorer så som bromsbeläggningen på tågsätten, lokala oxidationsprocesser osv. Järn är visserligen det dominerande ämnet i dessa partiklar men förekommer i olika oxidationsformer och med olika beläggningar samt i halter som är svåra att relatera till specifik hälsopåverkan.

Den i särklass största källan till luftföroreningar i överbyggda stationsmiljöer är slitagepartiklar från den rälsbundna trafiken. Då dessa riskerar att bli kraftigt förhöjda vid tidpunkter på dygnet då trafikintensiteten på rälsen är hög är våra rekommendationer att eventuella gränsvärden och riktlinjer främst bör utformas för att minska de totala genomsnittliga partikelhalterna och därmed exponeringsdosen för dessa. Vi instämmer delvis i rekommendationerna från Järvholm

et. al. (2013) om att dessa riktvärden bör baseras på partikelhalten mätt som massa eftersom det finns gränsvärden som baseras på massa. Då mindre partiklar har högre sannolikhet för alveolär deposition (figur 1) och då samma partikelhalt, mätt som massa, för stora och små partiklar innebär en betydligt högre antalskoncentration av de små finns det stor risk för att sjukdomsbördan för lungan blir betydande om partikelhalterna består av mindre partiklar. Rekommendabelt vore därför att genomföra parallella mätningar av mass- och antalskoncentrationer av partiklar vid flera tillfällen och i flera miljöer för att i framtiden kunna bedöma hälsorisk.

Tabell 3: Sammanställning över gräns- och riktvärden avseende partiklar

Gränsvärde	PM₁₀	PM_{2,5}	Järnoxid
<i>Luftkvalitetsförordning (2010:477)</i>	50 µg/m ³ (dygn)	-	-
	40 µg/m ³ (år)	20 µg/m ³ (år)	-
<i>Sveriges Miljömål*</i>	30 µg/m ³ (dygn)	25 µg/m ³ (dygn)	-
	15 µg/m ³ (år)	10 µg/m ³ (år)	-
<i>EU Air Quality Standards</i>	50 µg/m ³ (dygn)	-	-
	40 µg/m ³ (år)	25 µg/m ³ (år)	-
<i>WHO Air Quality guidelines** [74]</i>	50 µg/m ³ (dygn)	25 µg/m ³ (dygn)	-
	20 µg/m ³ (år)	10 µg/m ³ (år)	-
<i>AV Nivågränsvärden*** avseende oorganiskt damm [75]</i>	5000 µg/m ³	2500 µg/m ³	3500 µg/m ³
	Inhalerbarfraktion	Respirabel fraktion	Respirabel fraktion

* Riktlinjen är att miljömålen skall vara uppfyllda till år 2020

** Utökat miljömål till att omfatta "alla miljöer", dvs. inte enbart utemiljöer. [73]

*** Hygieniskt gränsvärde för exponering under en arbetsdag, normalt 8 timmar. Nivågränsvärden är bindande och får inte överskridas.

Sedan den senaste kunskapssammanfattningen om luftföreningar i överbyggda stationsmiljöer har få studier kring exponering för och hälsoeffekter av partiklar i denna miljö tillkommit. De studier som gjorts har tillfört en begränsad mängd kunskap. Det förekommer t.ex. studier som indikerar att även friska individer kan få minskad hjärtfrekvensvariabilitet vid tunnelbanependling [66].

Partiklar av olika storlek tenderar att ge uppkomst till skilda effektdoser i olika organ. Rent allmänt står det dock klart att grövre partiklar har negativa effekter på hälsan på kortare sikt

särskilt när det gäller sjuklighet i luftvägar och hjärta samt påverkan på dödlighet [76]. Hälsoeffekterna vid begränsad vistelse i denna typ av miljö bör också ha störst inverkan på individer med sårbara luftvägarna (exempelvis astmatiker) eller hög risk för hjärt-kärlhändelser (exempelvis personer med nyligen genomgången hjärtinfarkt) varför ett korttidsriktvärde bör fokusera på att skydda dessa riskgrupper. Järholm et al. (2013) utgick från studier på riskgrupper (astmatiker) och de hälsoeffekter man såg på dessa vid inandning av tunnelbaneluft. Baserat på detta sluter man sig till att ett skyddande gränsvärde, vilket även innefattar riskgrupper, bör ligga på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timmedelvärde för PM_{10} [1]. Detta är en nivå som ligger i linje med de krav som är uppsatta för utbyggnaden av järnvägstunneln Västlänken (Göteborg), där PM_{10} -halterna i publika delar under jord inte får överskrida $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timmedelvärde men får under en sammanlagd tidsperiod av 200 timmar per år vara högre [26, 71]. Motsvarande inriktningsmål för Stockholms tunnelbana för partikelhalt (mätt som PM_{10}) är att denna ej ska överskrida $240 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som timmedelvärde med mer än 175 timmar per år [71, 77]. Samtliga föreslagna riktvärden baseras på att årsdosen för en individ inte ska överskrida miljö kvalitetsnormerna. Det som däremot skiljer sig åt mellan rekommendationerna är antagandena om vistelsetid i olika miljöer och vilken generell bakgrundshalt man har applicerat. I rekommendationerna för utbyggnaden av Stockholms tunnelbanelinjer för Nacka och Söderort har beräkningar utgått från antagandet att halterna på perrong och i tunnelbanevagn är lika höga samt att man vistas en större del av sin övriga tid inomhus där partikelhalterna förväntas vara lägre (<50%) [26]. Rapporten gör även bedömningen att riktlinjen är konservativt beräknad då halterna oftast är lägre i tunnelbanevagnarna och då många resor sker under fritiden då partikelhalten beräknas vara lägre. Därav bedöms det också finnas utrymme för överskridande av halterna med 175 gånger/år [26]. Vi instämmer inte i dessa antaganden. Utifrån befintligt kunskapsläge och med hänsyn tagen till känsliga individer och riskgrupper finner vi ingen anledning att ändra på rekommendationerna från föregående kunskapssammanställning av Järholm et al. (2013) rörande ett högsta timvärde på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM_{10} .

De individer som exponeras i särklass mest för halterna i överbyggda stationsmiljöer är de individer som vistas längre tider i eller i anslutning till dessa miljöer. Studier tyder på att denna miljö riskerar att bidra till ett stort dygns- och årstillskott för deras sammanlagda dos av partiklar varför ett gränsvärde främst bör utformas så att det omfattar ett skydd för dessa individer. Järholm et al. (2013) gjorde bedömningen att för att individer inte ska exponeras för halter över miljö kvalitetsnormen för partiklar (årsmedelvärde motsvarande vistelse i miljöer med som mest $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM_{10}) bör ett riktvärde på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM_{10} (dygnsmedel) inte överskridas i tunnelbanemiljöer. Detta förutsätter dock att bakgrundshalterna övrig tid ligger på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Utifrån den kunskap vi har idag vet vi dock att halten generellt sätt är högre i överbyggda stationsmiljöer (se tabell 1A och 1B). Nuvarande mål för Citybanan (Stockholm) är att PM_{10} -halterna i stationernas publika delar under mark inte får överskrida ett dygnsmedelvärde på $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [26]. Vid nybyggnation gäller samma krav men här får halterna under en sammanlagd tidsperiod av 35 dygn per år vara högre [26]. Baserat på det underlag vi presenterat i rapporten finner vi inte heller någon anledning att ändra rekommendationerna för ett dygnsmedelvärde för PM_{10} om högst $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [1]. Detta förutsätter dock att urbana bakgrundshalter i

omgivningsmiljön inte överskrider $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som årsmedelvärde eftersom individernas sammanlagda partikelexponering då riskerar att överskrida rådande WHO-riktlinjer.

Baserat på ny kunskap anser vi att ett långtidsgränsvärde som skydd för människors hälsa även bör baseras på $\text{PM}_{2,5}$. Vad gäller riktlinjer för $\text{PM}_{2,5}$ finns olika uppfattningar. I rekommendationerna för utbyggnaden av Stockholms tunnelbana bedöms samma riktvärde vara lämpligt för $\text{PM}_{2,5}$ som för PM_{10} [26]. Vi anser att, baserat på motsvarande argumentation och beräkningar som för PM_{10} [1], ett skyddande gränsvärde avseende $\text{PM}_{2,5}$ i dessa miljöer bör ligga på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som dygnsmedelvärde, förutsatt att halterna i omgivningsmiljön inte överskrider $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Denna rekommendation grundar vi på att det finns tillräcklig evidens för att antalet partiklar som emitteras av rälsbunden trafik i huvudsak är i storleksfraktionen för $\text{PM}_{2,5}$. Gränsvärdena för $\text{PM}_{2,5}$ ligger lägre än de för PM_{10} (se tabell 2) och baseras på evidens för hälsoeffekter, så som att $\text{PM}_{2,5}$ når längre ner i lungorna och har visats ha större hälsoeffekter per massa. Enligt Luftkvalitetsförordningen som bygger på EU Direktivet 2008/50/EC⁴ så finns det endast årsmedelvärdena för $\text{PM}_{2,5}$ ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) och inga dygnsmedelvärden. Däremot finns det dygnsmedelvärden både i WHO:s rekommendationer och i det svenska Miljömålet Frisk Luft som även innebär visst skydd för känsligare grupper som barn. Dessa ligger båda på $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som ett dygnsmedelvärde. Preciseringarna för det svenska miljömålet Frisk Luft är utformade för att även omfatta skydd för känsliga grupper. I EU direktivet 2008/50/EC skriver man även att $\text{PM}_{2,5}$ står för en signifikant hälsorisk där det inte verkar finnas några nedre tröskleffekter. I direktivet rekommenderas därför att allmänt verka för en minskning av halterna av $\text{PM}_{2,5}$ för att minska ohälsan. Gränsvärdet på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som ett årsmedelvärde ska därför ses som den högst tillåtna halten för att kunna utgöra ett skydd för människors hälsa.

Utifrån befintligt kunskapsläge och med hänsyn tagen till känsliga individer och riskgrupper anser vi det lämpligt att bibehålla det tidigare föreslagna riktvärdet avseende ett timmedelvärde på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ och ett dygnsmedelvärde på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för PM_{10} . Utöver detta anser vi även att ett riktvärde, etablerat som skydd för människors hälsa, också bör baseras på partikelhalter för $\text{PM}_{2,5}$. Detta riktvärde bör då ligga på $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som dygnsmedelvärde av $\text{PM}_{2,5}$ för att en individs sammanlagda partikelexponering inte ska överskrida rådande miljö kvalitetsnormer.

⁴ DIRECTIVE 2008/50/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe

Sammanfattning

Nyttillkomna studier avseende luftkvaliteten i överbyggda stationer, mätt som partikelhalter, visar att halterna riskerar att bli mycket höga i denna typ av miljöer. Det är främst järnhaltiga partiklar som emitteras i dessa miljöer till följd av slitage mellan tågsätt och räls. Vid bristfällig ventilation kan partikelhalterna bli mycket höga. Partikelhalterna i dessa miljöer uppvisar vecko- och dygnsvariationer som följer trafikintensiteten på rälsen. Halterna tenderar att vara som högst under veckodagar och vid pendlingstid eller strax därefter för att sedan sjunka.

Studier avseende pendling och vistelse i överbyggda stationsmiljöer och tunnelbanor har visat att exponeringen för partiklar kan bli omfattande och, i Europa, oftast högre än vid pendling med andra färdstätt.

Kunskapen kring järnvägsemitterade partiklars sammansättning och toxicitet är fortfarande begränsad. Partiklarna har, jämfört med partiklar i urban bakgrundsmiljö, högt metallinnehåll vilket skulle kunna innebära att de är mer toxiska. Den begränsade litteraturen på området är inte samstämmig i detta avseende. Då det fortfarande finns ett begränsat antal epidemiologiska studier kring hälsoeffekter från vistelse (pendling, arbete) i överbyggda stationsmiljöer och då detta är en miljö i vilken även känsliga individer ska kunna vistas utan risk för negativ hälsopåverkan bör försiktighetsprincipen råda; Miljöbalken 2 kap. 2 §. Klarlagt är dock att den allmänna partikelbelastningen i dessa miljöer riskerar att bli mycket hög och att höga halter och koncentrationer av partiklar i sig har en negativ inverkan på hälsan.

Då specifika rikt- och gränsvärden saknas för överbyggda stationsmiljöer och tunnelbanesystem är det rimligt att rådande miljökvalitetsnormer bör gälla även i dessa miljöer. Baserat på ovanstående ser vi ingen anledning att ändra på de föreslagna riktvärden för PM_{10} på $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (timmedelvärde) och $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (dygnsmedelvärde) som föreslogs av Järholm et al. (2013) [1]. I beaktande av nuvarande kunskapsläge kring de negativa hälsoeffekterna av finare partiklar ($PM_{2,5}$) och höga partikelkoncentrationer anser vi det däremot tillämpligt att även basera riktvärden på de mindre partikelfraktionerna. Då det saknas miljökvalitetsnormer avseende partikelantal bör riktvärdet utgå ifrån partikelhalt där dygnsmedelhalten av $PM_{2,5}$ inte bör överskrida $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ för att utgöra ett skydd för de individer som vistas längre tider i dessa miljöer.

För att säkerställa en hälsosam vistelse och arbetsmiljö i överbyggda stationsmiljöer rekommenderar vi vidare en implementering till svenska förhållanden av åtgärdsförslagen enligt rekommendationerna från det EU-baserade IMPROVE-projektet vilket återfinns i rapporten ”*Improving air quality in the subway environment – technical guide*” [70].

Referenser

1. Järholm, B., et al., *Hälsoeffekter av luftföroreningar i stationsmiljöer till järnvägstunnlar*. 2013, Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin: Umeå. p. 38.
2. Benyamine, M., *Forskningsprogram om tunnelluft - delrapport. Utvärdering av hälsoeffekter av korttidsexponering samt förslag på fortsatt arbete* 2017, Trafikverket: Stockholm. p. 20.
3. Skoog, J., et al., *Luftkvalitet i vägtunnlar - konsekvensutredning och förslag till nationellt riktvärde*, WSP, Editor. 2018: Stockholm. p. 118.
4. Xu, B. and J. Hao, *Air quality inside subway metro indoor environment worldwide: A review*. Environment International, 2017. 107: p. 33-46.
5. Cha, Y., *Airborne Particles in Railway Tunnels*, in *Machine Design*. 2018, KTH Royal Institute of Technology: Stockholm. p. 126.
6. Moreno, T., et al., *The effect of ventilation protocols on airborne particulate matter in subway systems*. Science of The Total Environment, 2017. 584-585: p. 1317-1323.
7. Park, J.-H., Y.-S. Son, and K.-H. Kim, *A review of traditional and advanced technologies for the removal of particulate matter in subway systems*. Indoor Air, 2018. 0(0).
8. Triadó-Margarit, X., et al., *Bioaerosols in the Barcelona subway system*. Indoor Air, 2017. 27(3): p. 564-575.
9. Reche, C., et al., *Factors controlling particle number concentration and size at metro stations*. Atmospheric Environment, 2017. 156: p. 169-181.
10. Carteni, A., F. Cascetta, and S. Campana, *Underground and ground-level particulate matter concentrations in an Italian metro system*. Atmospheric Environment, 2015. 101: p. 328-337.
11. Guo, E., et al., *Investigation of air pollution of Shanghai subway stations in ventilation seasons in terms of PM_{2.5} and PM₁₀*. Toxicol Ind Health, 2017. 33(7): p. 588-600.
12. Lu, S., et al., *Physico-chemical characterization of PM_{2.5} in the microenvironment of Shanghai subway*. Atmospheric Research, 2015. 153: p. 543-552.
13. COMEAP, *Statement on the evidence for health effects in the travelling public associated with exposure to particulate matter in the London underground*, C.o.t.m.e.o.a. pollutants, Editor. 2018: London.
14. Martins, V., et al., *Factors controlling air quality in different European subway systems*. Environmental Research, 2016. 146: p. 35-46.

15. Qiao, T., et al., *Characterization of PM and Microclimate in a Shanghai Subway Tunnel, China*. Procedia Engineering, 2015. **102**: p. 1226-1232.
16. Cha, Y., et al., *On particulate emissions from moving trains in a tunnel environment*. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 2018. **59**: p. 35-45.
17. Cha, Y., et al., *Variation in Airborne Particulate Levels at a Newly Opened Underground Railway Station*. Aerosol and Air Quality Research, 2018.
18. Tu, M., et al., *Towards a two-part train traffic emissions factor model for airborne wear particles*. Transportation Research Part D: Transport and Environment, 2019. **67**: p. 67-76.
19. Cusack, M., et al., *Variability of aerosols and chemical composition of PM₁₀, PM_{2.5} and PM₁ on a platform of the Prague underground metro*. Atmospheric Environment, 2015. **118**: p. 176-183.
20. Cha, Y., S. Abbasi, and U. Olofsson, *Indoor and outdoor measurement of airborne particulates on a commuter train running partly in tunnels*. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part F: Journal of Rail and Rapid Transit, 2016. **232**(1): p. 3-13.
21. Moreno, T., et al., *A new look at inhalable metalliferous airborne particles on rail subway platforms*. Science of The Total Environment, 2015. **505**: p. 367-375.
22. Martins, V., et al., *Exposure to airborne particulate matter in the subway system*. Sci Total Environ, 2015. **511**: p. 711-22.
23. Fjällström, P., *Stationsmätningar 2015 - Mariatorget och Medborgarplatsen*. 2015, IVL för AB Storstockholms Lokaltrafik: Stockholm
24. Chen, Y.Y., et al., *Indoor Air Quality in the Metro System in North Taiwan*. Int J Environ Res Public Health, 2016. **13**(12).
25. Cui, G., L. Zhou, and J. Dearing, *Granulometric and magnetic properties of deposited particles in the Beijing subway and the implications for air quality management*. Sci Total Environ, 2016. **568**: p. 1059-1068.
26. Harders, M., *Hälsopåverkan av tunnelluft*, S.l. landsting, Editor. 2016, Förvaltningen för utbyggd tunnelbana: Stockholm.
27. Martins, V., et al., *Deposition of aerosol particles from a subway microenvironment in the human respiratory tract*. Journal of Aerosol Science, 2015. **90**: p. 103-113.

28. Martins, V., et al., *Origin of inorganic and organic components of PM_{2.5} in subway stations of Barcelona, Spain*. Environmental Pollution, 2016. **208**: p. 125-136.
29. Moreno, T. and E. de Miguel, *Improving air quality in subway systems: An overview*. Environmental Pollution, 2018. **239**: p. 829-831.
30. Moreno, T., et al., *Oxidative potential of subway PM_{2.5}*. Atmospheric Environment, 2017. **148**: p. 230-238.
31. Moreno, T., et al., *Formation and alteration of airborne particles in the subway environment*. Environmental Science: Processes & Impacts, 2017. **19**(1): p. 59-64.
32. Gerber, A., et al., *Airborne particulate matter in public transport: a field study at major intersection points in Frankfurt am Main (Germany)*. Journal of Occupational Medicine and Toxicology, 2014. **9**(1): p. 13.
33. Assimakopoulos, M.N., et al., *Indoor air quality in a metropolitan area metro using fuzzy logic assessment system*. Science of The Total Environment, 2013. **449**: p. 461-469.
34. Barmpareos, N., et al., *Particulate matter levels and comfort conditions in the trains and platforms of the Athens underground metro*. Vol. 3. 2016. 199-219.
35. Guo, L., et al., *Characteristics and chemical compositions of particulate matter collected at the selected metro stations of Shanghai, China*. Sci Total Environ, 2014. **496**: p. 443-452.
36. Spagnolo, A.M., et al., *Chemical characterisation of the coarse and fine particulate matter in the environment of an underground railway system: cytotoxic effects and oxidative stress-a preliminary study*. Int J Environ Res Public Health, 2015. **12**(4): p. 4031-46.
37. Olofsson, U., *Effective density of airborne particles in a railway tunnel from field measurements of mobility and aerodynamic size distributions AU - Cha, Yingying*. Aerosol Science and Technology, 2018. **52**(8): p. 886-899.
38. Moreno, T., et al., *Subway platform air quality: Assessing the influences of tunnel ventilation, train piston effect and station design*. Atmospheric Environment, 2014. **92**: p. 461-468.
39. Son, Y.S., et al., *Installation of platform screen doors and their impact on indoor air quality: Seoul subway trains*. J Air Waste Manag Assoc, 2014. **64**(9): p. 1054-61.
40. Karanasiou, A., et al., *Assessment of personal exposure to particulate air pollution during commuting in European cities--recommendations and policy implications*. Sci Total Environ, 2014. **490**: p. 785-97.

41. Zheng, H.L., et al., *Characteristics of PM_{2.5}, CO₂ and particle-number concentration in mass transit railway carriages in Hong Kong*. Environ Geochem Health, 2017. 39(4): p. 739-750.
42. Cha, Y., et al., *Factors affecting the exposure of passengers, service staff and train drivers inside trains to airborne particles*. Environmental Research, 2018. 166: p. 16-24.
43. Grana, M., et al., *Exposure to ultrafine particles in different transport modes in the city of Rome*. Environ Pollut, 2017. 228: p. 201-210.
44. Ham, W., et al., *Commuter exposure to PM_{2.5}, BC, and UFP in six common transport microenvironments in Sacramento, California*. Atmospheric Environment, 2017. 167: p. 335-345.
45. Atkinson, R.W., et al., *Epidemiological time series studies of PM_{2.5} and daily mortality and hospital admissions: a systematic review and meta-analysis*. Thorax, 2014. 69(7): p. 660.
46. Mills, I.C., et al., *Quantitative systematic review of the associations between short-term exposure to nitrogen dioxide and mortality and hospital admissions*. BMJ Open, 2015. 5(5): p. e006946.
47. Pope, C.A., *Mortality Effects of Longer Term Exposures to Fine Particulate Air Pollution: Review of Recent Epidemiological Evidence*. Inhalation Toxicology, 2007. 19(sup1): p. 33-38.
48. Brook Robert, D., et al., *Particulate Matter Air Pollution and Cardiovascular Disease*. Circulation, 2010. 121(21): p. 2331-2378.
49. Newby, D.E., et al., *Expert position paper on air pollution and cardiovascular disease*. European heart journal, 2015. 36(2): p. 83-93b.
50. Rosenlund, M., et al., *Long-Term Exposure to Urban Air Pollution and Myocardial Infarction*. Epidemiology, 2006. 17(4): p. 383-390.
51. Beelen, R., et al., *Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project*. The Lancet, 2014. 383(9919): p. 785-795.
52. Stockfelt, L., et al., *Long term effects of residential NO_x exposure on total and cause-specific mortality and incidence of myocardial infarction in a Swedish cohort*. Environmental Research, 2015. 142: p. 197-206.

53. Stockfelt, L., et al., *Long-term effects of total and source-specific particulate air pollution on incident cardiovascular disease in Gothenburg, Sweden*. Environmental Research, 2017. 158: p. 61-71.
54. Mills, N.L., et al., *Ischemic and Thrombotic Effects of Dilute Diesel-Exhaust Inhalation in Men with Coronary Heart Disease*. New England Journal of Medicine, 2007. 357(11): p. 1075-1082.
55. Kelly, F.J. and J.C. Fussell, *Air pollution and airway disease*. Clinical & Experimental Allergy, 2011. 41(8): p. 1059-1071.
56. IARC, *Household use of solid fuels and high-temperature frying*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 2010. 95: p. 430 pp.
57. Benbrahim-Tallaa, L., et al., *Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine exhausts and some nitroarenes*. The Lancet Oncology, 2012. 13(7): p. 663-664.
58. Loomis, D., et al., *The carcinogenicity of outdoor air pollution*. The Lancet Oncology, 2013. 14(13): p. 1262-1263.
59. Gerlofs-Nijland, M.E., et al., *Particle induced toxicity in relation to transition metal and polycyclic aromatic hydrocarbon contents*. Environ Sci Technol, 2009. 43(13): p. 4729-36.
60. Molinelli, A.R., et al., *Effect of metal removal on the toxicity of airborne particulate matter from the Utah Valley*. Inhal Toxicol, 2002. 14(10): p. 1069-86.
61. Pagan, I., et al., *Metals mimic airway epithelial injury induced by in vitro exposure to Utah Valley ambient particulate matter extracts*. J Toxicol Environ Health A, 2003. 66(12): p. 1087-112.
62. Perrone, M.G., et al., *Seasonal variations in chemical composition and in vitro biological effects of fine PM from Milan*. Chemosphere, 2010. 78(11): p. 1368-77.
63. Janssen, N.A., et al., *Oxidative potential of particulate matter collected at sites with different source characteristics*. Sci Total Environ, 2014. 472: p. 572-81.
64. Loxham, M., et al., *The effects on bronchial epithelial mucociliary cultures of coarse, fine, and ultrafine particulate matter from an underground railway station*. Toxicol Sci, 2015. 145(1): p. 98-107.
65. Kornberg, G.T., et al., *Potential Toxicity and Underlying Mechanisms Associated with Pulmonary Exposure to Iron Oxide Nanoparticles: Conflicting Literature and Unclear Risk*. Nanomaterials, 2017. 7(10).

66. Yang, X., et al., *Cardiovascular benefits of reducing personal exposure to traffic-related noise and particulate air pollution: A randomized crossover study in the Beijing subway system*. Indoor Air, 2018.
67. Cepeda, M., et al., *Levels of ambient air pollution according to mode of transport: a systematic review*. The Lancet Public Health, 2017. 2(1): p. e23-e34.
68. Liu, W.-T., et al., *Effects of commuting mode on air pollution exposure and cardiovascular health among young adults in Taipei, Taiwan*. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2015. 218(3): p. 319-323.
69. Kam, W., et al., *A comparative assessment of PM2.5 exposures in light-rail, subway, freeway, and surface street environments in Los Angeles and estimated lung cancer risk*. Environ Sci Process Impacts, 2013. 15(1): p. 234-43.
70. Moreno, T., et al., *Improving air quality in the subway environment - technical guide*, T. Moreno, Editor. 2017, Institute for Environmental Assessment and Water Studies Barcelona.
71. Ramböll, T.o.W.a., *Åtgärder för luftkvalitet - underlag för MKB för järnvägsplan, f.f.u.t*. Stockholms läns landsting, Editor. 2015: Stockholm.
72. Kim, M., et al., *Indoor air quality control for improving passenger health in subway platforms using an outdoor air quality dependent ventilation system*. Building and Environment, 2015. 92: p. 407-417.
73. WHO, *Evolution of WHO Air Quality Guidelines: Past, Present and Future*. , C. WHO Regional Office for Europe, Editor. 2017.
74. WHO, *Air Quality Guidelines - global update 2005: Particulate matter, ozone, nitrogene dioxide and sulfur dioxide*, in *Air Quality Guidelines*, WHO, Editor. 2005, WHO: Copenhagen.
75. Arbetsmiljöverket, *Hygieniska gränsvärden (AFS 2018:1)*, Arbetsmiljöverket, Editor. 2018, Anna Varg.
76. Naturvårdsverket, *Luftguiden - Handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft*, Naturvårdsverket, Editor. 2019: Stockholm.
77. Hellgren, M., *Planbeskrivning järnvägsplan - Tunnelbana till Nacka och söderort. Granskningshandling 2018-01-15*. 2018, Stockholms läns landsting: Stockholm.



TRAFIKVERKET

Trafikverket, 781 89 Borlänge, Besöksadress: Solna Strandväg 98, 172 90 Sundbyberg

Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 020-600 650

www.trafikverket.se