

# RAPPORT

AP-FONDENS FASTIGHETS AB NR. 59 KB

## Bedömning av miljö kvalitetsnormer för luft Starkströmmen

UPPDRAGSNUMMER 14005578

### LUFTUTREDNING



RAPPORT

2018-03-05

HÅLLBAR FASTIGHETSUTVECKLING  
STOCKHOLM

**Uppdragsledare**  
Sirak Mogues

**Experter Luft- och miljöanalys**  
Leif Axenhamn & Carl Thordstein  
**Granskare**  
Anders Lindelöf

## Sammanfattning

Trafikverket och Vasakronan arbetar med att upprätta en detaljplan för fastigheterna Starkströmmen 2 och 4 med flera med syfte att möjliggöra byggnation av ett nytt kontorshus samt en delvis överdäckad driftdepå. Planområdet är beläget inom stadsutvecklingsområdet Norra Djurgårdsstaden. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar för planområdet, med syftet att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom det aktuella området samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, "Frisk luft". Ett "worst case" scenario togs fram för 2030, då det finns vissa osäkerheter i emissionsfaktorerna för kvävedioxid. Emissionsfaktorer för 2020 användes därför för 2030, vilket innebär att de beräknade halterna troligtvis är överskattade än tvärtom.

I Stockholm har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>), och högst haltnivåer uppmäts i närhet med de stora trafiklederna. Övriga källor är industriella verksamheter, småskalig vedeldning och arbetsmaskiner, men också långväga transporter från mer avlägsna källor, både inom Sverige och utanför landets gränser. Partiklar (PM<sub>10</sub>) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar höga halter i Stockholm och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade.

## Kvävedioxid (NO<sub>2</sub>)

Resultatet från spridningsberäkningarna visar att de beräknade haltnivåerna av kvävedioxid minskade för år 2030 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna beräknas vara som högst på den södra delen av planområdet, som vetter mot Norra länken och dess tunnelmynning, men avtar snabbt med avståndet.

## Miljökvalitetsnormerna

Resultatet visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras för samtliga scenarion. Enligt beräkningarna bedöms dygnsmedelvärdet för kvävedioxid vara den miljökvalitetsnormen, som idag uppvisar högst halter och riskerar att överskrida miljökvalitetsnormen. Det är planområdets södra delar som riskerar att överskrida miljökvalitetsnormerna i nuläges-scenariona.

## Miljökvalitetsmålet

Miljökvalitetsmålet, Frisk luft, för årsmedelvärde klaras inte för nuläges-scenariot, men klaras i de norra delarna av planområdet i 2030 scenariot. Miljökvalitetsmålet för timmedelvärde klaras inte i nuläges-scenariot för planområdets södra delar, men klaras med god marginal inom planområdena för 2030 scenariot. Halterna av kvävedioxid beräknades minska till 2030 i jämförelse med nuvarande situation.

Förklaringen till de kraftigt reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2030 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHI:s beräkningar, förväntas minska med cirka 30 % och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framförallt kvävedioxider.

## Partiklar (PM<sub>10</sub>)

Partikelhalternas års- och dygnsmedelvärde förändras inte nämnvärt mellan de olika scenariona. Anledningen till att partikelhalterna mer eller mindre hålls konstanta är att den antagna minskningen i andelen fordon med dubbdäck till viss del motverkas av den framtida trafikökningen.

## Miljökvalitetsnormerna

Miljökvalitetsnormerna klaras för samtliga scenarion.

## Miljökvalitetsmålen

Miljökvalitetsmålets årsmedelvärde för partiklar (PM<sub>10</sub>) klaras inte i nuläget och för 2030 scenariot tangeras riktvärdet. Miljökvalitetsmålet för dygnsmedelvärde, som ligger på 30 µg/m<sup>3</sup> klaras inte för planområdena i dagsläget, eller för 2030 scenariot. Det är de södra delarna mot Norra länken som överskrider målet.

*Sammanställning av högst beräknade halter (µg/m<sup>3</sup>) vid gränsen till detaljplanområdet vid Kv. Starkströmmen*

Luftförorening	Medelvärdesperiod	Nuläge	Planalternativ 2030	MKN
<b>Kvävedioxid (NO<sub>2</sub>)</b>	År	35	25	<b>40</b>
	Dygn (98%-il)	55	40	<b>60</b>
	Timme (98%-il)	75	55	<b>90</b>
<b>Partiklar (PM<sub>10</sub>)</b>	År	25	25	<b>40</b>
	Dygn (90%-il)	40	40	<b>50</b>

Beräkningarna tar inte hänsyn till enskilda byggnaderna, vilka antas ha en viss minskande effekt på kvävedioxid- och partikelhalten (PM<sub>10</sub>) på innegården bakom föreslagen kontorsbyggnad. Det är fördelaktigt om byggnaderna byggs ihop, eftersom det skulle bilda en effektiv barriär mot inträngning av luftföroreningshalter på innergården.

Genom att plantera träd i närhet och i anslutning till byggnaderna, skulle en ytterligare minskning av luftföroreningarna kunna ske. Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att anordna en trädlinje mellan planområdet och Norra länken. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, såsom byggnader/bullerskärmar, och vegetation.

Miljökvalitetsnormerna kommer att med stor sannolikhet klaras vid planområdet. Dock finns det inte någon nivå under vilken inga negativa hälsoeffekter uppkommer, i synnerhet för partiklar. Därför är fördelaktigt med så låga luftföroreningshalter som möjligt där folk vistas. För att minimera risken för att människor exponeras för höga föroreningshalter kan entréer och samlingsplatser placeras bort från de sidor av byggnaderna som vetter mot Norra länken. Det är även att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader mot Norra länken, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaderna.

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Bakgrund och syfte</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Lagar, förordningar och miljömål</b>	<b>1</b>
2.1	Miljökvalitetsnormerna	1
2.1.1	Bedömning av Miljökvalitetsnormen för omgivningsluft	2
2.2	Miljökvalitetsmålet "Frisk Luft"	3
<b>3</b>	<b>Beräkningsförutsättningar</b>	<b>4</b>
3.1	Utredningsområdet	4
3.2	Spridningsmodell	5
3.3	Validering av mätdata, bakgrundshalter och meteorologi	6
3.3.1	Bakgrundshalter	7
3.3.2	Meteorologi	7
3.4	Trafikförutsättningar	8
3.4.1	Vägtrafik	8
3.4.2	Spårtrafik	9
3.5	Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna	10
3.6	Osäkerheter i modellberäkningar	11
<b>4</b>	<b>Resultat från spridningsberäkningarna</b>	<b>11</b>
4.1	Kvävedioxid	11
4.1.1	Genomförda mätningar av kvävedioxid	12
4.1.2	NO <sub>2</sub> Årsmedelvärden	13
4.1.3	NO <sub>2</sub> Dygnsmedelvärden	15
4.1.4	NO <sub>2</sub> Timmedelvärden	17
4.1.5	Bedömning av kvävedioxid	18
4.2	Partiklar som PM <sub>10</sub>	19
4.2.1	Genomförda mätningar av partiklar (PM <sub>10</sub> )	20
4.2.2	PM <sub>10</sub> Årsmedelvärden	20
4.2.3	PM <sub>10</sub> Dygnsmedelvärden	22
4.2.4	Bedömning av partiklar (PM <sub>10</sub> )	23
<b>5</b>	<b>Luftföroreningsreducerade åtgärder</b>	<b>24</b>
5.1	Bullerskärmar	24
5.2	Vegetation	25
<b>6</b>	<b>Sammanfattande bedömning</b>	<b>27</b>

<b>7</b>	<b>Referenser</b>	<b>30</b>
	<b>Bilaga A - Luftföroreningsreducerade åtgärder</b>	<b>33</b>
	Dubbdäcksförbud	33
	Partikelbindande medel	33
	Lokala trafikreglerande åtgärder	33
	Bilförbud	33
	Hastighetssänkningar	34
	Ekonomiska styrmedel	35
	Tekniska krav och utveckling	36
	<b>Bilaga B - Validering av tunnelberäkningar</b>	<b>38</b>
	Bakgrund	38
	Föroreningar i tunnlar	38
	Tunnelmynningar	39
	Beräkning vid Årstatunneln	39
	Referenser	42



## 1 Bakgrund och syfte

Trafikverket och Vasakronan arbetar med att upprätta en detaljplan för fastigheterna Starkströmmen 2 och 4 med flera med syfte att möjliggöra byggnation av ett nytt kontorshus samt en delvis överdäckad driftdepå. Planområdet är beläget inom stadsutvecklingsområdet Norra Djurgårdsstaden. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar vid detaljplansområdet. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom det aktuella området samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes dels för den nuvarande situationen, dels för år 2030.

Luftföroreningarna som ingår i denna utredning är kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ ) och partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ). Partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar höga halter i Stockholm och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade. Luftföroreningar i stadsmiljö kommer främst från lokala källor. I Stockholm har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar ( $\text{PM}_{10}$ ) för det aktuella området, och högsta haltnivåer har uppmätts i närheten med de stora trafiklederna. Övriga källor är bland annat industriella verksamheter, vedeldning och långväga transporter från mer avlägsna källor, både inom Sverige och utanför landets gränser.

## 2 Lagar, förordningar och miljömål

### 2.1 Miljökvalitetsnormerna

För att skydda människors hälsa och miljön har regeringen utfärdat en förordning om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft, i överensstämmelse med EU-direktivet 2008/50/EG.

I förordningen (2010:477) om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft beskrivs dels föroreningsnivåer som inte får överskridas eller som får överskridas endast i viss angiven utsträckning, dels föroreningsnivåer som "ska eftersträvas". I Tabell 1 och Tabell 2 redovisas miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ ) och partiklar som  $\text{PM}_{10}$ . Dessutom förekommer miljökvalitetsnormer för partiklar som  $\text{PM}_{2,5}$ , svaveldioxid, koloxid, bly, bensen, arsenik, kadmium, nickel, PAH (BaP) och ozon. Miljökvalitetsnormerna för arsenik, kadmium, nickel, PAH och ozon definierar nivåer som "ska eftersträvas".

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för kvävedioxid

<b>Miljökvalitetsnormer för Kvävedioxid i utomhusluft</b>		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
<b>Årsmedelvärde</b> <sup>1)</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	Aritmetiskt medelvärde
<b>Dygnsmedelvärde</b> <sup>2)</sup>	60 µg/m <sup>3</sup>	7 ggr per kalenderår
<b>Timmedelvärden</b> <sup>3)</sup>	90 µg/m <sup>3</sup>	175 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m <sup>3</sup> under 1 timme mer än 18 ggr per kalenderår

<sup>1)</sup> Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden divideras med antalet värden.

<sup>2)</sup> För dygnsmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 7 dygn på ett kalenderår (2 % av 365 dagar).

<sup>3)</sup> För timmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 175 timmar på ett kalenderår (2 % av 8760 timmar) om halten 200 µg/m<sup>3</sup> inte överskrids mer än 18 timmar (99,8 percentilvärden).

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer för partiklar som PM<sub>10</sub>

<b>Miljökvalitetsnormer för Partiklar (PM<sub>10</sub>) i utomhusluft</b>		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
<b>Årsmedelvärde</b> <sup>1)</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	Aritmetiskt medelvärde
<b>Dygnsmedelvärde</b> <sup>2)</sup>	50 µg/m <sup>3</sup>	35 ggr per kalenderår

<sup>1)</sup> Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden dividerats med antalet värden.

<sup>2)</sup> För dygnsmedelvärde gäller 90-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM<sub>10</sub>) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

### 2.1.1 Bedömning av Miljökvalitetsnormen för omgivningsluft

Miljökvalitetsnormerna gäller generellt för luften utomhus, dock förekommer undantag/riktlinjer enligt följande:

I luftkvalitetsförordningen (2010:477) anges att miljökvalitetsnormerna inte ska tillämpas för luften på arbetsplatser samt vägtunnlar och tunnlar för spårbunden trafik.

Enligt Naturvårdsverket handbok om miljökvalitetsnormer för utomhusluft (Naturvårdsverket, 2014) bör miljökvalitetsnormerna för luftkvalitet inte tillämpas för följande fall:

- luften på vägbanan som enbart fordonsresenärer exponeras för (normerna ska dock tillämpas för luften som cyklister och gående exponeras för på trottoarer och cykelvägar längs med vägar och i vägars mittremsa)



- där människor normalt inte vistas (till exempel inom vägområdet längs med större vägar förutsatt att gång- och cykelbanor ej är lokaliserade där)
- i belastade mikromiljöer, till exempel i direkt anslutning till korsning eller vid stationär förorenad frånluft. I gatumiljö bör därför luften där normer tillämpas vara representativ för en gatusträcka på >100 m.

När det gäller att bedöma huruvida en miljö kvalitetsnorm överskrids eller ej och om det finns behov av ett åtgärdsprogram har Naturvårdsverket beaktat de förutsättningar som kan betraktas för ett normalår. För att bedöma nivåerna på halterna under ett normalår använder Naturvårdsverket i första hand, "Årstäckande mätdata från aktuell plats under helst den senaste femårsperioden med beaktande av rådande trend för utvecklingen av halterna" (Naturvårdsverkets, 2014).

## 2.2 Miljö kvalitetsmålet "Frisk Luft"

Den 26 april 2012 beslutade regeringen om preciseringar och etappmål i miljömålssystemet, svenska miljömål – preciseringar av miljö kvalitetsmålen och en första uppsättning etappmål, Ds 2012:23.

Miljö kvalitetsmålet Frisk luft preciseras så att med målet avses att halterna av luftföroreningar inte överskrider lågrisknivåer för cancer eller riktvärden för skydd mot sjukdomar eller påverkan på växter, djur, material och kulturföremål.

Riktvärden sätts med hänsyn till känsliga grupper och i Tabell 3 och Tabell 4 redovisas miljö kvalitetsmålen för kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) och partiklar som PM<sub>10</sub>.

Tabell 3. Miljö kvalitetsmålen för kvävedioxid

Miljö kvalitetsmålen för Kvävedioxid i utomhusluft		
Målvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde <sup>1)</sup>	20 µg/m <sup>3</sup>	Aritmetiskt medelvärde
Timmedelvärden <sup>2)</sup>	60 µg/m <sup>3</sup>	175 ggr per kalenderår

<sup>1)</sup> Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden divideras med antalet värden.

<sup>2)</sup> För timmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 175 timmar på ett kalenderår (2 % av 8760 timmar)

Tabell 4. Miljökvalitetsmålen för partiklar som PM<sub>10</sub>

<b>Miljökvalitetsmålen för Partiklar (PM<sub>10</sub>) i utomhusluft</b>		
Målvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
<b>Årsmedelvärde</b> <sup>1)</sup>	15 µg/m <sup>3</sup>	Aritmetiskt medelvärde
<b>Dygnsmedelvärde</b> <sup>2)</sup>	30 µg/m <sup>3</sup>	35 ggr per kalenderår

<sup>1)</sup> Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden dividerats med antalet värden.

<sup>2)</sup> För dygnsmedelvärde gäller 90-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM<sub>10</sub>) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

Dessutom finns delmål för partiklar som PM<sub>2,5</sub>, bensen, bens(a)pyren, butadien, formaldehyd, ozon och korrosion.

### 3 Beräkningsförutsättningar

I Stockholm är det främst kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>), som periodvis förekommer i halter som överskrider eller riskerar att överskrida föreliggande gränsvärden (MKN). För bedömning av hälsoeffekterna hos människor som kommer att vistas i planområdet har beräknade halter i första hand jämförts mot miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>). Övriga luftföroreningar såsom kolmonoxid, fina partiklar (PM<sub>2,5</sub>), svaveldioxid, bensen och bly regleras också av miljökvalitetsnormerna. Dessa luftföroreningar förekommer dock långt under miljökvalitetsnormerna och brukar inte utgöra något problem i Stockholm.

Spridning av luftföroreningar vid vägbanan är beroende av bland annat trafikflöden, meteorologiska förhållanden, topografi och förekomst av intilliggande byggnation och hinder. I följande avsnitt redogörs förutsättningarna för några dessa parametrar.

#### 3.1 Utredningsområdet

Planområdet ligger inom stadsutvecklingsområdet Norra Djurgårdsstaden. De två befintliga byggnaderna inom Starkströmmen 2 och 4 kommer att rivas. Planförslaget föreslår att ett nytt och större kontorshus byggs utmed Hjorthagspåfarten. Byggnaden är fördelad i två volymer och är tänkt att uppföras i sex respektive fjorton våningar. I direkt anslutning till kontorshuset anläggs en driftdepå för Trafikverkets verksamhet, bestående av kör- och uppställningsytor samt en mindre byggnad (Stockholm Stad, 2015). De södra delarna planområdet kommer att uppföras i direkt närhet till Norra länken.

Fordonstrafiken utgör den största och mest betydande utsläppskällan av luftföroreningar, som har en negativ inverkan på luftkvaliteten i området. Området är främst påverkat av kväveoxider från vägtrafiken (lokala bidraget) och bakgrundshalterna från stadens övriga utsläpp (urbana bidraget) samt den regionala intransporten av föroreningar. Den

långväga och regionala intransporten av kväveoxider är i sammanhanget att betrakta som liten. I Figur 1 återfinns en illustrationskarta över de aktuella planområdena.



Figur 1. Illustrationskarta över Kv. Starkströmmen sett från sydost. Föreslagen bebyggelse markeras med röd fyrkant. ©Karta från Vasakronan.

### 3.2 Spridningsmodell

Spridnings- och depositionsberäkningarna är utförda enligt de amerikanska miljömyndigheternas (US-EPA) godkända modellkoncept AERmod. Inom EU saknas motsvarande system när det gäller krav på spridningsmodeller. I EU finns organisationen Eionet (European Topic Centre on Air and Climate Change) som har tagit fram en förteckning över spridningsmodeller som används inom EU. Modellen finns beskriven på Referenslaboratoriet för tätortslufts internetsida (SMHI):

Tre olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

- **AERMET** är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna de meteorologiska parametrarna för bland annat vertikala profiler i lufrummet.
- **AERMOD** är en spridningsmodell, speciellt utvecklad för att beskriva halter i närområdet av utsläppskällan.
- **AERMAP** är en beräkningsmodell för definiering av de topografiska förhållandena.

Resultatet redovisas som en geografisk spridning med kontinuerliga haltnivåer 1,5 meter ovan marknivå i enheten  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Beräkningsmodellen tar inte hänsyn till enskilda byggnader, men innehåller information gällande platsspecifik topografi och råhetsfaktor; beskriver ytans skrovlighet och därmed motståndet av spridningen i luften, vilket motsvarar "stadsmiljö".

### 3.3 Validering av mätdata, bakgrundshalter och meteorologi

För att få en uppfattning om den totala noggrannheten i hela beräkningsgången har beräkningsmodellen i rapporten validerats/kalibrerats mot 2009 års mätdata av luftföroreningar (mätstationen vid Lilla Essingen) och meteorologiska parametrar. Validering av modellen görs även med syftet att utvärdera dess förmåga att reproducera representativa halter för det undersökta området. Naturvårdsverkets har tagit fram kvalitetsmål, som luftkvalitetsmodeller ska uppfylla. Kvalitetsmålen är i enlighet med kraven på modellberäkningar som finns definierade i EU:s Luftdirektiv och baseras på jämförelse mellan beräknade halter och uppmätta halter. I Tabell 5 framgår vilka krav som ställs på de luftföroreningar som ingår i denna utredning.

Tabell 5. Kvalitetsmål för modellberäkningar enligt Naturvårdsverkets författningssamling (2010:8)

Kvalitetsmål	Partiklar ( $\text{PM}_{10}$ )	Kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ )
Årsmedel	50 %	30 %
Dygnsmedel	Ännu ej fastställt	50 %
Timmedel	-	50 %

För att avgöra om modellberäkningarna uppfyllde kvalitetsmålen, nyttjades ett verktyg rekommenderat av referenslaboratoriet för tätortsluft (SMHI). I verktyget infogas modelldata respektive mätdata från mätplatsen vid Lilla Essingeleden och från dessa beräknar verktyget kvalitetsmålen för både års-, dygns- och timmedelvärde. Kvalitetsmålen anges som osäkerhet med måtten RPE eller RDE. För årsmedelvärden rekommenderas att RDE används vid halter som väl underskrider gränsvärdena. För dygns- och timmedelvärden bör RPE användas om halterna väl underskrider gränsvärdena (Naturvårdsverket, 2014). Vad som kan vara bra att ha i åtanke är att ett perfekt uppnått modellresultat inte nödvändigtvis behöver innebära 100 % överensstämmelse med mätdata. Detta då varken mätningar eller modeller återger en perfekt beskrivning av atmosfärens kemiska tillstånd. Atmosfären påverkas av flertalet icke-linjära och till viss del slumpmässiga parametrar, varför en viss spridning är att vänta mellan uppmätta och beräknade halter.

Valideringen genomfördes mot mätstationen vid Lilla Essingeleden. Resultatet visade på låg modellosäkerhet och kvalitetsmålen innehölls med god marginal, se Tabell 6. Då många parametrar är likartade mellan mätstationen och planområdet, så som avståndet till lokala emissionskällor, trafikmängder och meteorologiska förhållande, antas

beräkningsparametrarna vid valideringen vara applicerbara för beräkningarna vid planområdet.

Tabell 6. Resultat av modellosäkerheten efter validering mot uppmätta mätvärden vid Lilla Essingeleden

Resultat	Partiklar (PM <sub>10</sub> )	Kvävedioxid (NO <sub>2</sub> )
Årsmedel*	4%	2%
Dygnsmedel**	-	2%
Timmedel**	-	2%

\* Beräknad med det statistiska måttet RDE (Relativt Directive Erros), utgår från gränsvärdena i EU:s Luftdirektiv.

\*\* Beräknad med det statistiska måttet RPE (Relativt Percentile Erros), utgår från percentiler.

Modellberäkningarna återger inte, som tidigare nämnt, en exakt överensstämmelse med mätdata, vilket innebär att det finns vissa felkällor. Det är dock viktigt att framhålla att bättre beräkningsresultat erhålls genom att kalibrera mot mätdata. Framtagna kalibreringsfaktorer har antagits vara tillämpliga för år 2030. Detta antagande görs under förutsättningarna att kalibreringen främst beror på plats- och modellspecifika faktorer, som inte ändras med tiden och att emissionsmodellen HBEFA (Handbook Emission Factors for Road Transport) återger korrekta emissionstrender.

### 3.3.1 Bakgrundshalter

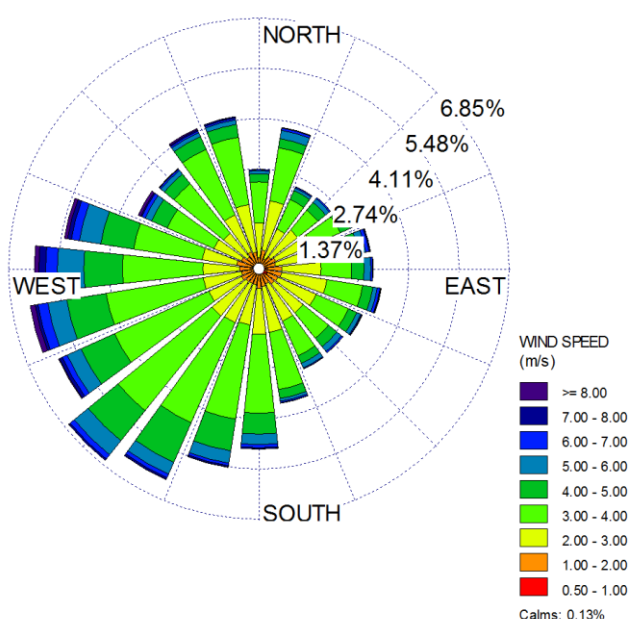
Förutom lokala emissioner sker även intransport av luftföroreningar från andra regioner i Sverige, men även långdistanstransport från områden utomlands. I programvaran AERMOD som används vid spridningsberäkningarna adderas bakgrundshalter för kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>). Bakgrundhalterna som nyttjats i rapporten har hämtats från den urbana mätstationen vid Torkel Knutssongatan. Bakgrundhalterna av kvävedioxid har justerats efter SMHI:s antagande gällande en cirka 30 % reduktion fram till 2030 (SMHI, 2013). För att beräkna halten av kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) har beräkningarna tagit ozonets oxidation av kvävemonoxid (NO) till kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) i beaktande. Den regionala bakgrundshalten av ozon hämtades från urbana bakgrundsstationen Torkel Knutssongatan.

### 3.3.2 Meteorologi

Beräkningarna har gjorts med speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (AERMOD/AERMET) har tagits fram för det aktuella området i Stockholm. Den meteorologiska informationen bygger på en avancerad numerisk väderprognosmodell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna för Stockholm åren 2009. Bland parametrar som ingår kan nämnas lufttryck, temperatur, vindhastighet, vindriktning, relativ fuktighet, molnmängd och nederbörd. Vissa parametrar är även definierade för olika nivåer i vertikalled (vindhastighet, vindriktning, lufttryck, temperatur, relativ fuktighet etcetera). Metoden att använda MM5-data följer de anvisningar som de amerikanska

miljömyndigheterna (US-EPA) tagit fram att användas i motsvarande tillståndsansökningar i USA. Motsvarande data används även i Europa.

Beräkningarna har gjorts med meteorologiska data för år 2009, som anses beskriva ett normalår ur meteorologiskt perspektiv. I Figur 2, beskrivs meteorologin i form av ett vindrosdiagram. Medelvindhastigheten för året 2009 är 3,1 meter per sekund och andel lugna vindar (vindhastighet under 0,5 meter per sekund klassas som lugna vindar) uppgick till 0,18 %.



Figur 2. Vindros för meteorologiska data året 2009 i Stockholm

## 3.4 Trafikförutsättningar

### 3.4.1 Vägtrafik

Fordonstrafiken utgör den största och mest betydande utsläppskällan av luftföroreningar, som har en negativ inverkan på luftkvaliteten i planområdet. I nuläget passerar Norra länken direkt söder om planområdet och har högst trafikflöde av de intilliggande vägarna. I Tabell 7 listas de trafikmängder för de vägar och scenarier, som ingick i beräkningarna.

Trafikökningens storlek antas vara av stor betydelse för framtida lufthalter i tätorter. Trafikökningen i en region antas dock i de flesta fall vara större än motsvarande trafikökning i regionens tätorter, detta beroende dels på platsbrist, dels på åtgärder för en bättre luftkvalitet i tätorter.

Trafikuppgifterna för de statliga och kommunala gatorna som nyttjats i rapporten har tagits fram av Trafikverkets nationella vägdatabas (NVDB), Stockholm Stads

trafikflödeskarta från 2016 samt planbeskrivningen för detaljplaneområdet (Stockholms Stad, 2015). Trafikmängderna som presenterades som ÅMVD (årsmedelvardagsdygnstrafik) har schablonmässigt beräknats om till ÅDT (årsdygnstrafik) med hjälp av formeln  $\text{ÅDT} = 0,9 * \text{ÅMVD}$ . För framtidsscenarioet nyttjades trafikuppräkningsstalen från Trafikverkets trafikmodell EVA. I modellberäkningen har trafikens dygnsfördelning under vardagar och helger tagits i beaktande.

Tabell 7. Trafikuppgifter för omkringliggande vägar

Väg	ÅDT		Andel tung trafik (%)
	Nuläge	2030	
<b>Norra länken</b>	76 500	100 000	7
- Påfart Norra länken	5 000	6 520	10
- Avfart Norra länken	5 000	6 520	10
- Hjorthagsrampen	3 000	3 835	13
<b>Lidingövägen</b>	26 900	34 580	10
<b>Jägmästaregatan</b>	2 100	2 720	6
<b>Lanforsvägen</b>	500	650	3

### 3.4.2 Spårtrafik

Emissioner till luft från järnvägstrafiken består till största delen av metallpartiklar som frigörs vid slitage på hjul, räls, bromsar och kontaktledning. Dieseldrivna tåg ger upphov till emissioner av luftföroreningar som annan dieselftrafik, till exempel koldioxid, svaveldioxid, kväveoxider, kolväten och partiklar. Partiklar förekommer i olika storlekar och kan ha olika kemiska sammansättningar (exempelvis metaller, sulfat, nitrat, organiska föreningar och sot). Höga halter av partiklar har kunnat påvisas i framförallt tunnelbanemiljöer och halterna är där oftast många gånger högre jämfört med halter i gatumiljöer. Spårtrafiken ovan jord genererar också partikelemissioner, dock är dessa långt under den norm för luftkvalitet som finns för att skydda människors hälsa (Banverket, 2007). Turbulensen är högre ovan jord och emissionerna ventileras effektivt bort, varför endast höga halter uppstår under mycket korta tidsperioder i omedelbar närhet av spåren (Gehrig et al., 2007). En schweizisk studie visade att järnvägens relativa bidrag av  $\text{PM}_{10}$  till den totala partikelhalten uppgick till mindre än  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  efter 120 meter från spåren. Studien genomfördes nära en av den mest trafikerade järnvägsstationen i Zürich. Metallpartiklar som genereras från järnvägstrafik är jämförelsevis tunga och depositionen av metaller sker generellt inom 50–100 meter från järnvägen (Gustavsson et al., 2003). En betydande del av partikelemissionerna är direktemitterade och källstyrkan kan antas vara som störst där inbromsning och acceleration sker.

Cirka 50 meter söder om planområdet passerar tågtrafik. Denna tågtrafik ger främst dock upphov till partikelemissioner ( $\text{PM}_{10}$ ). Till vänster om den föreslagna kontorsbyggnaden är en bro för tunnelbanetrafik belägen. Med partiklarnas korta uppehållstid i luften och det långa avståndet till planområdet, bedöms tågtrafikens relativa bidrag av partikelemissioner till planområdet som små och har därför inte beaktats i beräkningarna.

9(42)



Även bidraget från tunnelbanetågen som passerar direkt väster om planområdet antas vara av underordnad betydelse i jämförelse med bidraget från Norra länken och dess tunnelmynning.

### 3.5 Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna

Emissionsfaktorn är den mängd kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>) som ett genomsnittligt fordon skapar per körd sträcka. Emissionsfaktorn påverkas av många olika förhållanden, exempelvis fordonens typ, dubbdäcksandel och hastighet samt vägbanans beläggning, dammighet och fuktighet.

Avgasemissioner beräknas i huvudsak med hjälp av emissionsmodellen HBEFA 3.3 för år 2016 och 2030 (emissionsuppgifter för 2018 saknas). Det är en gemensam europeisk emissionsmodell för vägtrafik som har anpassats till svenska förhållanden.

Trafiksammansättningen avseende fordonsparkens avgasreningsgrad (olika euroklasser) beräknas utifrån prognoser för år 2030. HBEFA antar för år 2030 att andelen dieselfordon kommer vara cirka 60 % av den svenska personbilsflottan. I dagsläget utgörs Stockholms personbilsflotta av cirka 42 % dieslbilar (Trafikanalys, 2016). Utsläppen av kväveoxider beräknas dock minska fram till år 2030 på grund av högre krav på avgasutsläppen. Det finns osäkerheter kring att emissionsfaktorerna för kväveoxider faktiskt kommer att minska i samma utsträckning som HBEFA räknat med. Därför genomfördes scenariot 2030 med HBEFA:s prognostiserade emissionsfaktorer för 2020. Genom att beräkna år 2030 med 2020-års emissionsfaktorer erhålls ett "worst case" scenario, vilket belyser vilka halter som kan förekomma om inga förbättringar sker av utsläppen från vägtrafiken.

För partiklar beräknas det inte ske någon större skillnad i emissionsfaktorerna mellan åren 2018 och 2030, dessutom domineras utsläppen av partiklar (PM<sub>10</sub>) som uppkommer vid slitage och ej som avgaser. Ackumulerande slitagepartiklar, som blir partikelhalter genom resuspension, beräknades med emissionsmodellen Nortrip. För emissionerna av resuspenderade partiklar är andelen tung trafik, dubbdäcksandel och antal fordon viktiga parametrar. Utsläppen av slitagepartiklar ökar även med ökande hastighet, medan utsläppen av avgaspartiklar minskar ju närmre en motors optimala hastighet den närmar sig, och vid körning med jämn hastighet. Dubbdäcksandelen har dock påvisats ha en avgörande inverkan på partikelhalterna. I dagsläget uppgår dubbdäcksandelen i Stockholm till cirka 50% vid infartslederna, enligt SLB-analys räkning av dubbdäcksandelar. Då normen för PM<sub>10</sub> avser ett högsta tillåtna medelvärde för ett helt kalenderår, behövs information gällande dubbdäcksandelens påverkan på halterna under ett år. För beräkningarna av PM<sub>10</sub> användes därav genomsnittliga emissionsfaktorer under ett helt år. För scenariot 2030 antogs en något lägre dubbdäcksandel på cirka 40%. Antagandet görs dels mot SMHI:s antagande om en 30 %-ig minskning av dubbdäcksandelen till 2030 (SMHI, 2013), dels att Stockholm Stads dubbdäcksreglerande åtgärder med stor sannolikhet kommer leda till en något minskad dubbdäcksandel.

Detaljerade hastighetsberoende emissionsfaktorer användes för NO<sub>x</sub>/NO<sub>2</sub> och partiklar (PM<sub>10</sub>), för de vägar som ingick i beräkningarna. Emissionerna av NO<sub>x</sub>/NO<sub>2</sub> är komplex, där en sänkning av hastigheten kan innebära en höjning av emissionsfaktorerna. Även

10(42)



fordonsflödet påverkar emissionerna, med lägre emissioner vid jämn körning och högre emissioner vid ojämn körning och kösituationer.

I spridningsmodellen beräknas de flödesberoende emissionerna med dygnsfördelning av fordonstrafikflödet. Genom att modellera med dygnsfördelning kan man ta hänsyn till föroreningarnas och halternas samvariation med meteorologi. Det innebär att modelleringen ger mer representativa halter för de tillfällen då man har som högst trafikflöde, som under morgontimmarna, då det är störst risk för inversion och därmed höga föroreningshalter.

### 3.6 Osäkerheter i modellberäkningar

Modeller är aldrig fullständiga beskrivningar av verkligheten och resultaten som erhålls från en modellberäkning innehåller osäkerheter och måste därför alltid kvalitetsgranskas och resonemangsbeskrivas. Det föreligger alltid en risk att vissa felkällor uppkommer när modellen inte på ett korrekt sätt förmår ta hänsyn till alla faktorer som kan påverka halterna av luftföroreningar. Sådana felkällor beror på flera faktorer och återfinns bland annat i beräkningarna (förenklningar i modellerna), i mätdata (icke representativa mätdata) och i emissionsdata.

Beräknade halter i ett framtidsscenario innehåller större osäkerheter i jämförsele med beräknade nulägeshalter. Detta beror på att det i dessa beräkningsscenarier tillkommer osäkerheter. De största osäkerheterna i denna studie antas finnas i emissionsdata, prognostiserade trafikflöden, fordonssammansättningen (till exempel andelen dieslbilar) och andelen bilar med dubbdäck. Utsläppsförändringen hos fordon är även den osäker och påverkas till stor del av utvecklingen och användningen av bränslen, motorer och däck. De beräkningar som legat till grund för denna rapport ligger inom de av Naturvårdsverket tillåtna felmarginalerna.

## 4 Resultat från spridningsberäkningarna

### 4.1 Kvävedioxid

Kväveoxider ( $\text{NO}_x$ ) utgörs av kväveoxid ( $\text{NO}$ ) och kvävedioxid ( $\text{NO}_2$ ). Halten kvävedioxid i omgivningsluften härrör dels från direkta utsläpp av kvävedioxid från bland annat fordon och förbränningsanläggningar, dels från atmosfäriska reaktioner genom oxidation av kväveoxid till kvävedioxid under inverkan av ozon ( $\text{O}_3$ ) och solljus. Vid nybildning av kväveoxider från vägtrafik består den största delen av kväveoxid men även till viss del av kvävedioxid. All kväveoxid oxideras förr eller senare till kvävedioxid. Kvävedioxid kan under soliga dagar med hjälp av UV-strålning bidra till bildandet av marknära ozon.

Kväveoxid är en färglös, luktfri gas, medan kvävedioxid är gulbrun och har en irriterande lukt. Kvävedioxid är inte klassat som carcinogent, men kan påverka människors hälsa genom att verka irriterande på andningsorgan. Personer med exempelvis astma har påvisats extra känsliga vid exponering av omgivningskoncentrationer på 200–500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Staxler et al., 2001). För friska personer har liknande effekt rapporterats, dock vid betydligt högre halter på uppemot 2 000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Barck et al, 2005). Nyligen har

hälsoundersökningar i Norge indikerat på korttidseffekter vid kvävedioxidhalter (i omgivningsluften) på omkring 100 µg/m<sup>3</sup> och långtidseffekter vid halter på omkring 40 µg/m<sup>3</sup> (Folkehelseinstituttet, 2011). Den urbana bakgrunds-nivån för kvävedioxid i Stockholm ligger på cirka 13 µg/m<sup>3</sup>, dock kan korttidsvärdena över en timme uppgå till >100 µg/m<sup>3</sup>. Vid rangordning av luftföroreningars påverkan på hälsan, placeras kvävedioxid på fjärde plats efter PM<sub>2,5</sub>, PM<sub>10</sub> och ozon (EEA, 2013).

Kvävedioxiden vid planområdet härrör främst från fordonsavgaser samt intransport. Trots att det går flertalet mindre vägar inom området som påverkar luftmiljön, så är det Norra länken och dess tunnelmynningen, som dominerar föroreningsbilden runtomkring planområdet på grund av dess väsentligt högre trafikflöden.

#### 4.1.1 Genomförda mätningar av kvävedioxid

Stockholm Stad bedriver kontinuerligt mätningar av luftföroreningar i centrala Stockholm. Mätningarna bedrivs bland annat i gatunivå (3 meter ovan marknivå) vid Lilla Essingen. Mätstationen är belägen på den södra sidan av Essingeleden. I nedanstående tabell sammanfattas mätningar av kvävedioxid från de senaste fem åren.

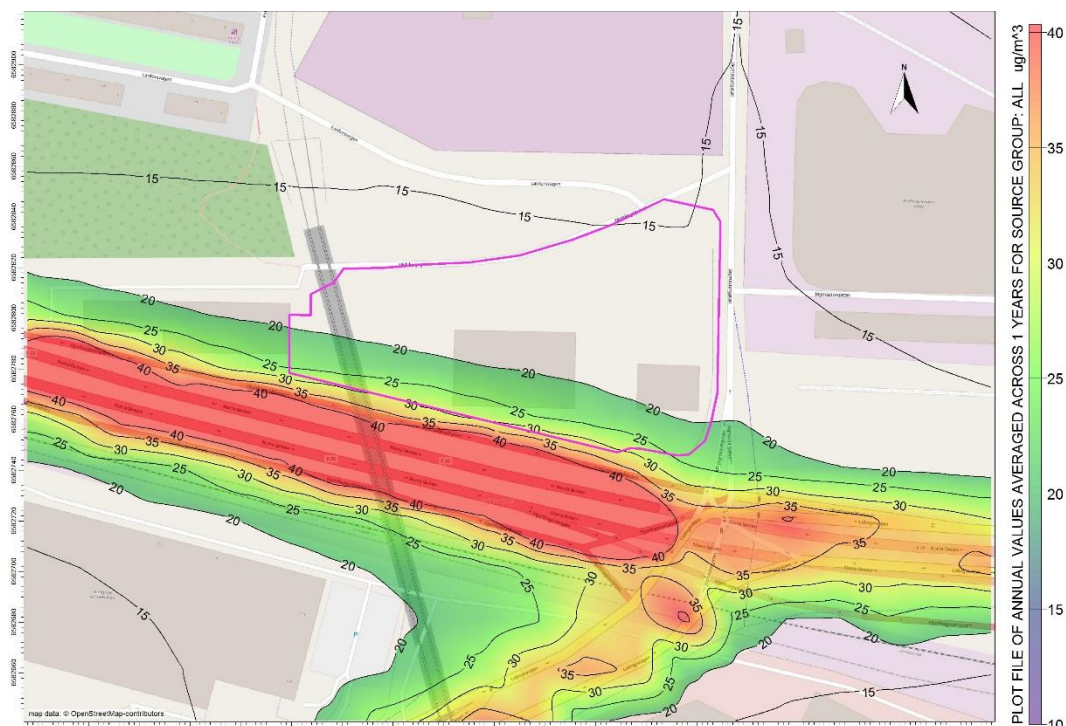
Tabell 8. Halter av kvävedioxid vid Lilla Essingeleden

Kvävedioxid NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	MKN	Lilla Essingen				
		2012	2013	2014	2015	2016
Medelvärde	40	32	35	32	34	35
98 %-il dygn	60	61	69	57	68	67
98 %-il timme	90	82	90	84	87	90

*Röda siffror indikerar överskridande av miljökvalitetsnormen*

Mätstationen vid Lilla Essingen är placerad invid ett av de mest belastade trafikavsnitten inom Stockholm och uppvisar därför höga kvävedioxidhalter. Miljökvalitetsnormerna överskreds under fyra av de senaste fem årens mätningar. Halterna fluktuerar något mellan de senaste årens mätningar och i dagsläget tyder inte halterna på en långsiktigt nedåtgående trend.

#### 4.1.2 NO<sub>2</sub> Årsmedelvärden

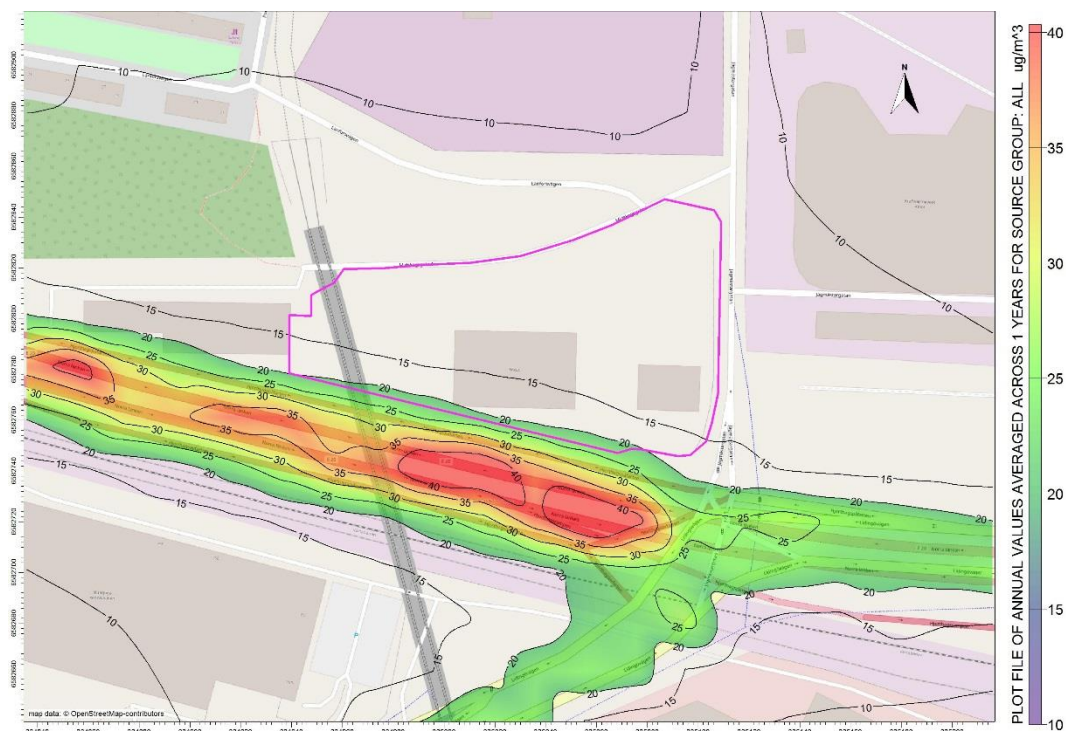


Figur 3. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger i nuläget på omkring 35 µg/m<sup>3</sup>.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 20 µg/m<sup>3</sup>.

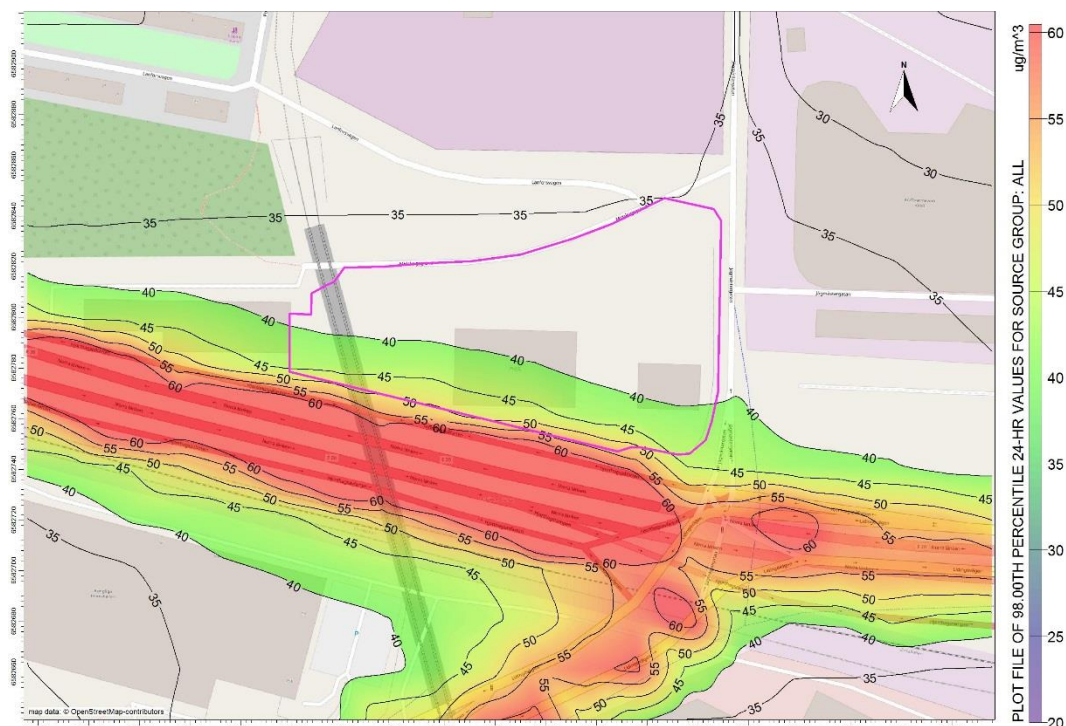


Figur 4. **Framtida scenario 2030**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet i framtidsscenariot 2030 ligger på omkring  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .  
Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### 4.1.3 NO<sub>2</sub> Dygnsmedelvärden

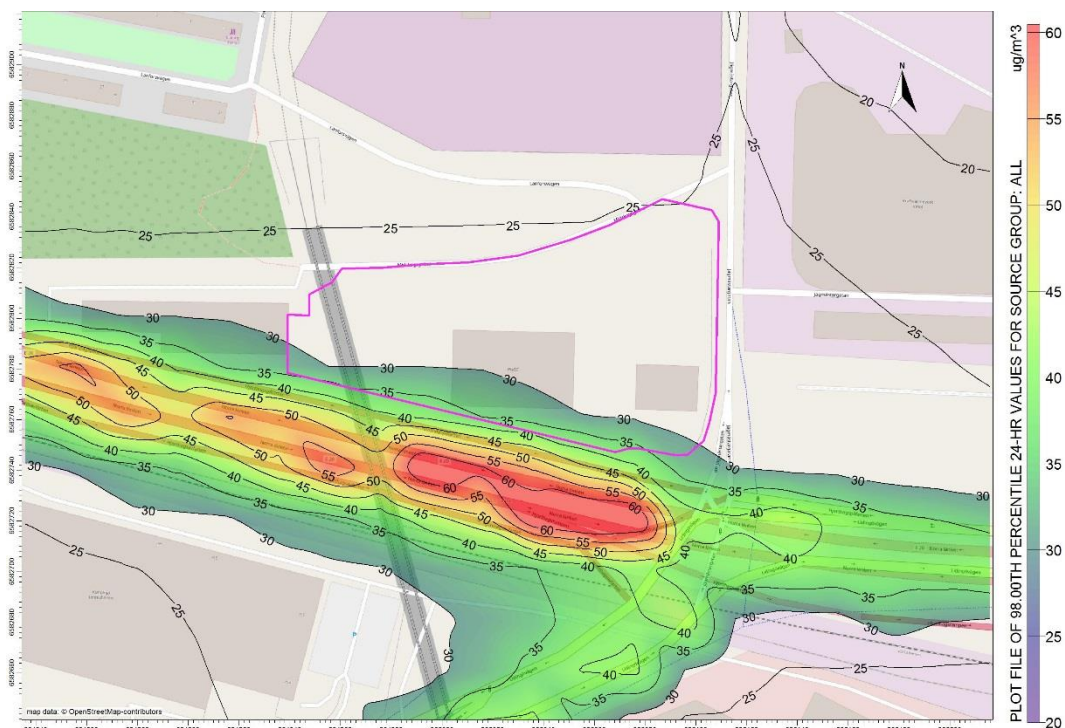


Figur 5. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger i nuläget på omkring 55 µg/m<sup>3</sup>.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 60 µg/m<sup>3</sup> för dygnsmedelvärdet som 98-percentil och år. Det finns inget upprättat miljökvalitetsmål för kvävedioxid som dygnsmedelvärde.



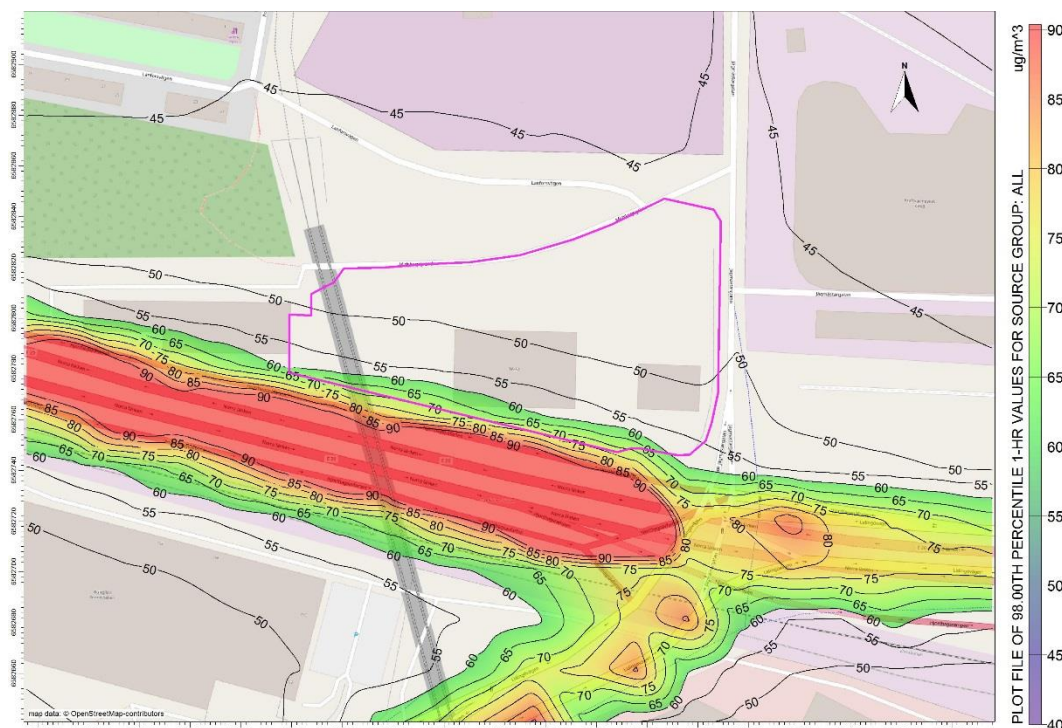


Figur 6. **Framtida scenario 2030**, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet i framtidsscenariot 2030 ligger på omkring  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för dygnsmedelvärdet som 98-percentil och år. Det finns inget upprättat miljökvalitetsmål för kvävedioxid som dygnsmedelvärde.

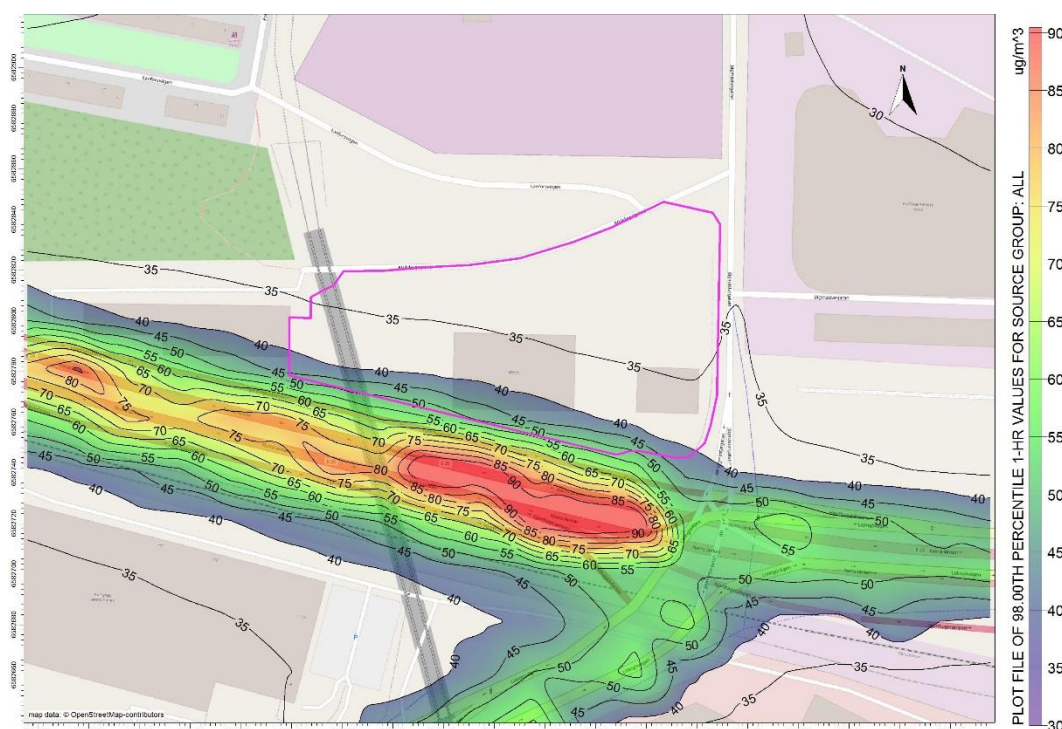
#### 4.1.4 NO<sub>2</sub> Timmedelvärden



Figur 7. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger i nuläget på omkring 75 µg/m<sup>3</sup>.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens timmedelvärde på 90 µg/m<sup>3</sup> som 98-percentil för timmedelvärdet och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 60 µg/m<sup>3</sup> för timmedelvärdet som 98-percentil och år.



Figur 8. **Framtida scenario 2030**, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet i framtidsscenariot 2030 ligger på omkring  $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens timmedelvärde på  $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som 98-percentil för timmedelvärdet och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för kvävedioxid ligger på  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för timmedelvärdet som 98-percentil och år.

#### 4.1.5 Bedömning av kvävedioxid

Resultatet från spridningsberäkningarna visar att de beräknade haltnivåerna av kvävedioxid minskade för år 2030 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna beräknas vara som högst på den södra delen av planområdet, som vetter mot Norra länken och dess tunnelmynning, men avtar snabbt med avståndet. Halterna bedömdes utanför vägområdet där människor exponeras för luftföroreningar och där miljökvalitetsnormerna ska tillämpas.

Årsmedelvärdet för miljökvalitetsnormen ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) innehölls inom planområdet för samtliga scenarion, men halterna är höga i nuläget och miljökvalitetsnormen är nära att tangeras. Miljökvalitetsmålet på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  klaras inte för hela planområdet under nulägets-scenariot. För scenariot 2030 förväntas miljökvalitetsmålet klaras för större delen av planområdet.



Miljökvalitetsnormen för dygnsmedelvärde ( $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) bedöms vara en av de miljökvalitetsnormer där det föreligger stor risk för överskridande. Enligt beräkningarna är de södra delarna av planområdena i dagsläget nära att tangera gränsvärdet. Miljökvalitetsnormen klaras dock för hela planområdet och för samtliga scenarion. För år 2030 beräknas miljökvalitetsnormen klaras med viss marginal för hela planområdet.

Miljökvalitetsnormen för timmedelvärde ( $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) klaras för samtliga scenarion. Planområdenas södra delar mot Norra länken uppvisar dock höga halter och är nära att tangera miljökvalitetsnormen i nuläget. Miljökvalitetsmålet på  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  klaras inte i nulägets-scenariot, men klaras med god marginal inom planområdena för 2030 scenariot.

Förklaringen till de reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2030 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHI:s beräkningar, förväntas minska med cirka 30 % och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framförallt kvävedioxider. I detta antagande är de framtida trafikökningarna medräknade.

## 4.2 Partiklar som $\text{PM}_{10}$

Partiklar utgörs av mikroskopiska delar av fast materia eller flytande ämnen som är suspenderade i atmosfären. Partiklar tillförs atmosfären genom både naturliga och mänskliga aktiviteter. Naturliga aktiviteter innefattar skogsbränder samt uppvirvling av jorrdamm, sand och havssalt. Mänskliga aktiviteter har generellt sett större inverkan på partikelhalten i urbana miljöer. Sådana aktiviteter som bidrar till partikelhalten är väg-, båt- och spårtrafik samt industriella processer och vedeldning.

$\text{PM}_{10}$  är ett storleksintervall för inandningsbara partiklar med en diameter mindre än  $10 \mu\text{m}$ . Partiklar med en diameter större än  $10 \mu\text{m}$  fastnar i de övre andningsvägarna. Partiklar har negativ inverkan på människors hälsa och det har genom epidemiologiska studier kunnat påvisas negativa hälsoeffekter redan vid låga partikelhalter.

I Stockholm utgör bakgrundhalten, som tillförs genom långdistanstransporter, ett betydande bidrag till partikelhalten. För partiklar utgör bakgrundhalten i dagsläget den största delen av partikelhalten, allteftersom det lokala bidraget fortsätter att minska. För det lokala bidraget står i huvudsakligen vägtrafiken, genom slitage av vägbanan och uppvirvling av vägdamm. Vid planområdet dominerar vägtrafikleden Norra länken det lokala bidraget av partiklar.

#### 4.2.1 Genomförda mätningar av partiklar (PM<sub>10</sub>)

Kontinuerliga mätningar av partiklar (PM<sub>10</sub>) genomförs vid Lilla Essingen. Genomförda mätningar av PM<sub>10</sub> har under de senaste åren visat på måttliga till höga partikelhalter.

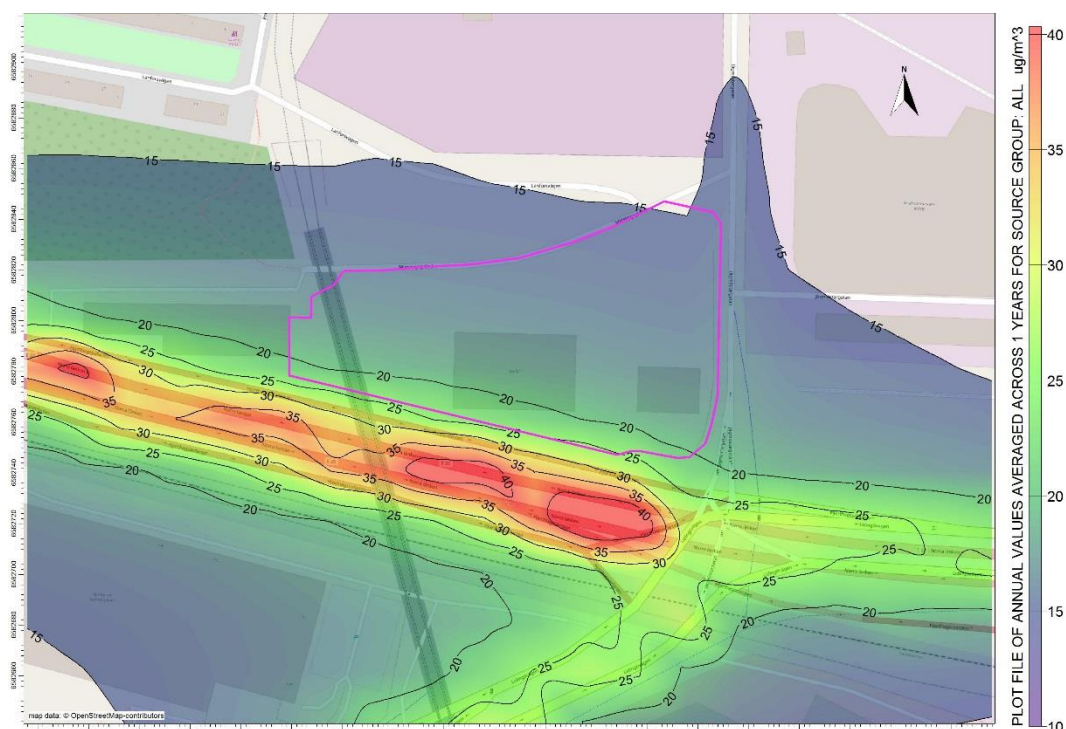
Tabell 9. Halter av partiklar (PM<sub>10</sub>) vid Lilla Essingen

Partiklar PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	MKN	Lilla Essingen				
		2012	2013	2014	2015	2016
Medelvärde	40	25	27	26	24	25
90 %-il dygn	50	46	56	51	40	47

*Röda siffror indikerar överskridande av miljö kvalitetsnormen*

Det har skett två överskridanden av miljö kvalitetsnormen för partiklar som PM<sub>10</sub> under de senaste fem årens mätningarna. I dagsläget (2016) innehålls miljö kvalitetsnormerna vid mätstationerna.

#### 4.2.2 PM<sub>10</sub> Årsmedelvärden

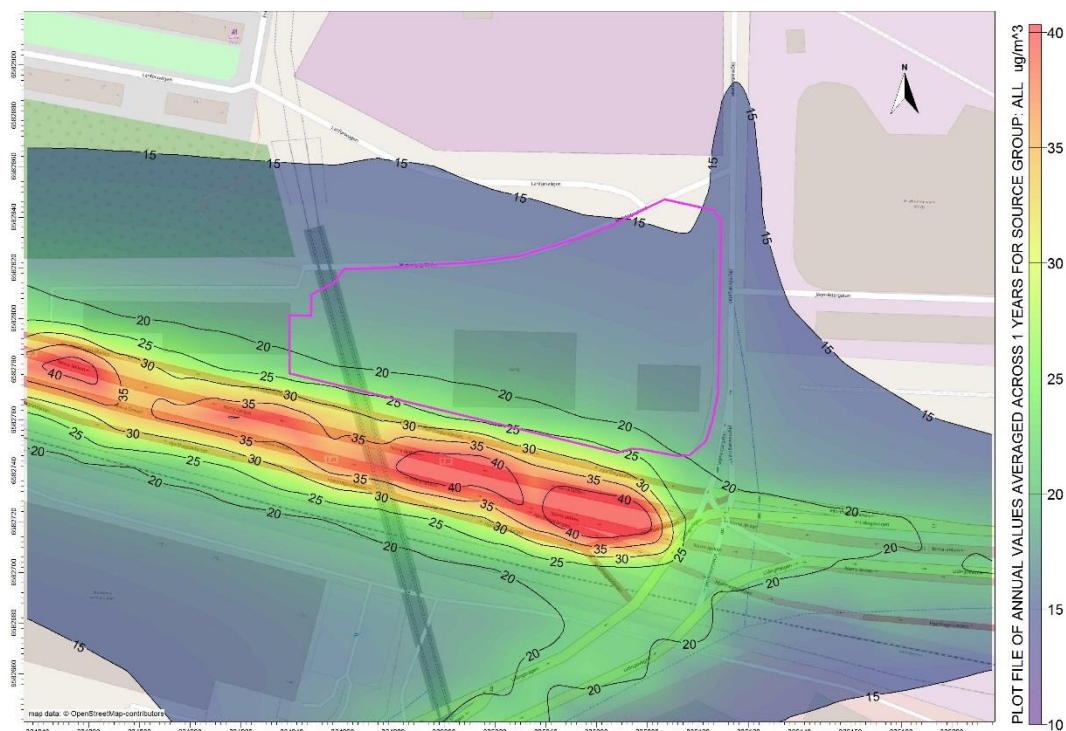


Figur 9. Nuvarande situation, beräknade halter av partiklar (PM<sub>10</sub>) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger i nuläget på omkring 25 µg/m<sup>3</sup>.

Värdena ska jämföras mot miljö kvalitetsnormens gränsvärde för PM<sub>10</sub> på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Miljö kvalitetsmålet Frisk Luft för partiklar som PM<sub>10</sub> ligger på 15 µg/m<sup>3</sup>.

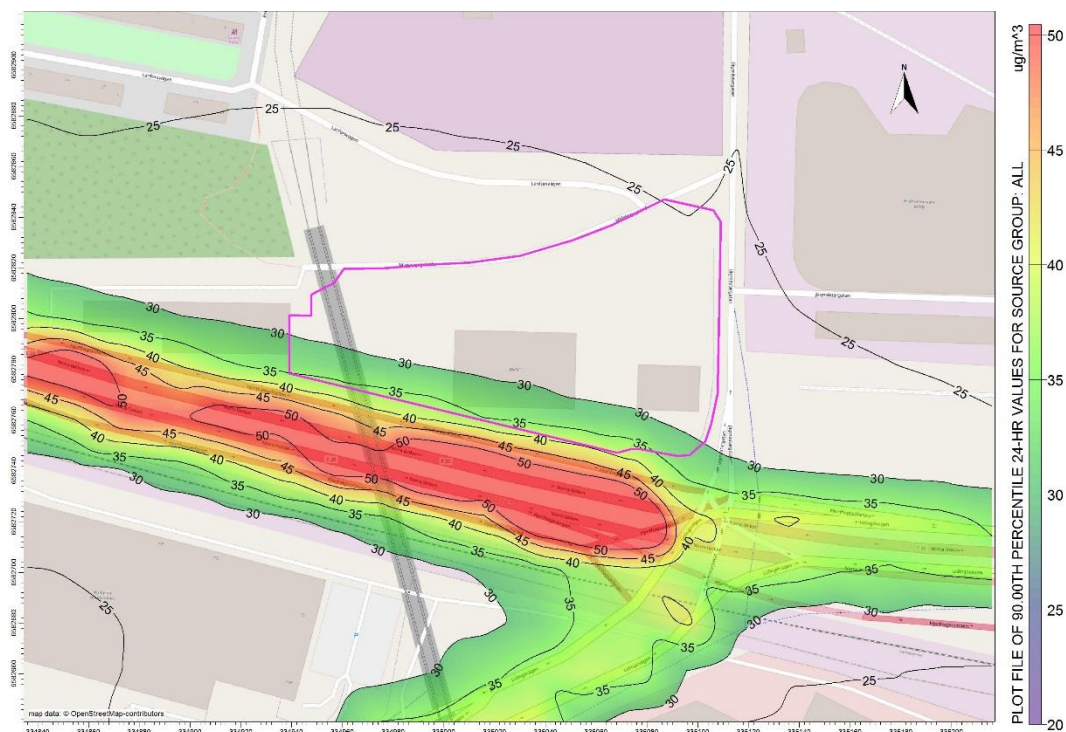


Figur 10. **Framtida scenario 2030**, beräknade halter av partiklar ( $PM_{10}$ ) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet i framtidsscenariot 2030 ligger på omkring  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde för  $PM_{10}$  på  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för partiklar som  $PM_{10}$  ligger på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### 4.2.3 PM<sub>10</sub> Dygnsmedelvärden

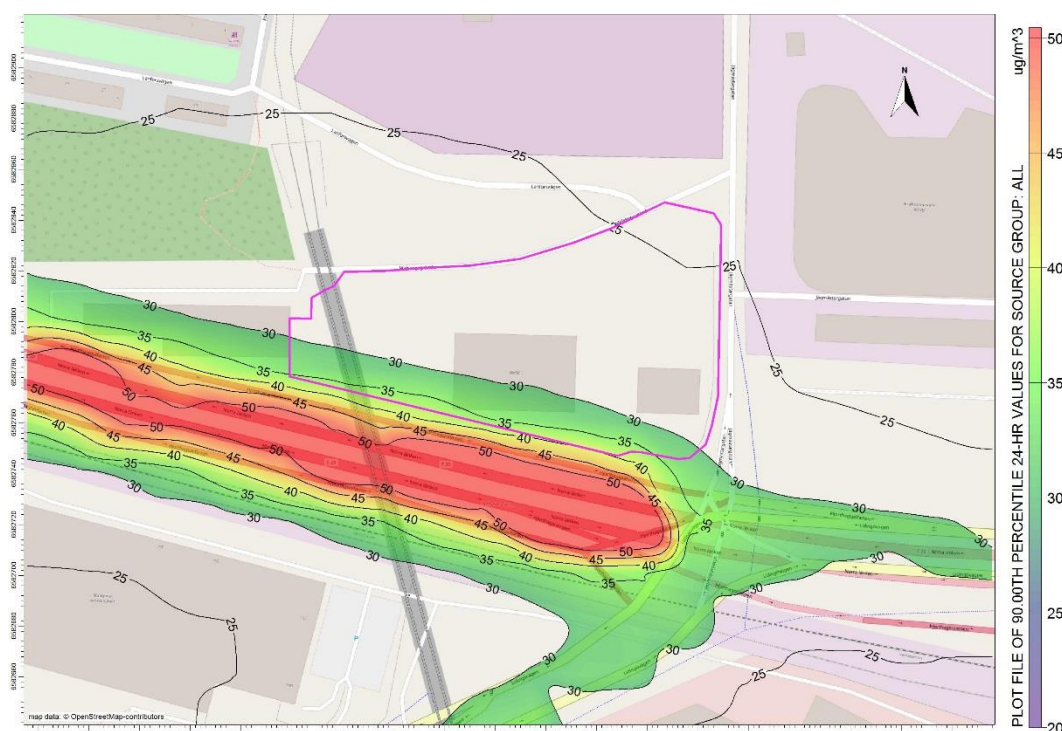


Figur 11. **Nuvarande situation**, beräknade halter av partiklar (PM<sub>10</sub>) som dygnsmedelvärden (90-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger i nuläget på omkring 40 µg/m<sup>3</sup>.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 50 µg/m<sup>3</sup> för dygnsmedelvärdet som 90-percentil och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för partiklar som PM<sub>10</sub> avseende dygnsmedelvärdet som 90-percentil ligger på 30 µg/m<sup>3</sup>.





Figur 12. **Framtida scenario 2030**, beräknade halter av partiklar ( $PM_{10}$ ) som dygnsmedelvärden (90-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet i framtidsscenariot 2030 ligger på omkring  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för dygnsmedelvärdet som 90-percentil och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för partiklar som  $PM_{10}$  avseende dygnsmedelvärde som 90-percentil ligger på  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

#### 4.2.4 Bedömning av partiklar ( $PM_{10}$ )

Partikelhalterna uppvisade en mycket lägre variation mellan scenarierna i jämförelse med kvävedioxidhalterna. I likhet med kvävedioxidhalterna beräknades partikelhalterna vara som högst på den södra delen av planområdet, som vetter mot Norra länken och dess tunnelmynning, men avtar snabbt med avståndet.

Beräknade partikelhalter klarar miljökvalitetsnormerna för års- och dygnsmedelvärde, för samtliga scenarion.

Miljökvalitetsmålet "Frisk Lufts" årsmedelvärde för partiklar som  $PM_{10}$  ligger på  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och klaras inte för hela planområdet i nuläget eller för 2030-scenariot. Miljökvalitetsmålet för årsmedelvärde kan dock i framtiden vara svårt att nå. Detta eftersom bakgrundhalterna, som utgör en stor del av den totala partikelhalten, beräknas ligga runt årsmedelvärdet, som innebär att det kommer vara svårt att uppnå även om vägtrafiken kraftigt reduceras. Miljökvalitetsmålet för dygnsmedelvärde, som ligger på  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  klaras

inte inom hela planområdet i nuläget eller för 2030-scenariot. Det är planområdets södra delar som beräknas överskrida miljömålets riktvärde.

Anledningen till att partikelhalterna inte minskar i samma utsträckning som kvävedioxidhalterna mellan scenariona är att den antagna minskningen i andelen fordon med dubbdäck till viss del motverkas av den prognostiserade trafikökningen. Den prognostiserade trenden när det gäller partiklar och särskilt bakgrundshalter inte är lika positiv som för kvävedioxid.

## 5 Luftföroreningsreducerade åtgärder

Det finns många sätt att minska emissioner av luftföroreningar. I många fall är det av betydelse att vidta åtgärder för att reducera luftföroreningarna till nivåer som naturen och vi människor tål; utan ekonomiska och materiella uppoffringar. Generellt kan tre tillvägagångssätt övervägas för att förbättra luftkvaliteten i urbana miljöer: kontrollera mängden av luftföroreningen, kontrollera intensiteten av föroreningen, och kontrollera spridningsvägarna mellan källan och mottagarna.

Stockholm Stad har haft svårt med att klara miljö kvalitetsnormerna av framförallt kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>), och har upprättat ett åtgärdsprogram för kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>). Trots vidtagna åtgärder kvarstår problemet med att klara normerna. Följande åtgärder antas ha en positiv inverkan på utsläppen av luftföroreningar vid planområdet. Åtgärderna är mer lokalinriktade och anses för projektet möjliga att påverka. I Bilaga A listas mer generella och stadsövergripande åtgärder.

### 5.1 Bullerskärmar

Bullerskärmars primära syfte är att minska bullernivåerna från trafiken genom att blockera och att avböja ljudvågor. Det har dock visat sig att bullerskärmar även kan ha en positiv effekt på luftkvaliteten. Genomförda mätningar och modellberäkningar har påvisat både en begränsande och reducerande effekt på luftföroreningar omedelbart bakom bullerskärmen (SLB-analys, 2013:1; Bowker et al., 2007). Detta då skärmen håller kvar luftföroreningarna på vägsidan och därmed minskar inblandningen av trafikavgaser i luften på andra sidan av bullerskärmen (Janhäll, 2015). Skärmarna kan öka den lokala turbulens (blandning och utspädning) och inducera den vertikala rörelse hos plymen, vilket i sin tur leder till reducerade koncentrationer. Studier tyder på att denna vertikala rörelse eller uppåtböjning av luft skapar en cirkulär hållighet i vindriktning från barriären, som innehåller en välblandad, och potentiellt lägre koncentration av luftföroreningar (Brechler et al. 2014; Baldauf et al. 2009). Bullerskärmens höjd har stor inverkan på spridningen och effekten minskar med minskad skärmshöjd. Mätningar bakom en 4 meter hög skärm har påvisats ge signifikant lägre halter i jämförsele med mätningar utan skärmar (Danish road institute, 2011). En skärm kan påverka vindfältet på ett avstånd mer än 10 meter skärmens höjd (Tiwary et al., 2005).

Bullerskärmar har effekt på ämnen som genomgår mer komplexa processer efter att de emitterats, som exempelvis partiklar är dock till viss del begränsad. Partiklar kan genomgå olika koagulerings och kondensationsprocesser efter att de emitterats samt att

de kan deponeras på bullerskärmar yta. Detta innebär att det är många osäkerhetsparametrar som försvårar noggranna antaganden och beräkningar.

Det finns i nuläget inga bullerskärmar mot planområdet. De planerade byggnaderna i planområdet bildar dock en barriär mot de omkringliggande vägarna. Stora, fasta strukturer såsom byggnader påverkar också luftflödet på ett liknande sätt som de som beskrivits för bullerskydd (Baldauf et al. 2009). Byggnaderna antas därför ha en avskärmande effekt på luftföroreningarna, som genereras från vägtrafiken.

## 5.2 Vegetation

Vegetation som placerats i närheten av vägtrafik har påvisats ha en inverkan på föroreningskoncentrationen. Trädens grenar och löv bildar en komplex och porös struktur, som kan öka turbulensen och därigenom underlätta spridningen och blandningen av luftföroreningar. Träd och annan vegetation kan även verka luftföroreningsreducerande genom att öka upptaget (depositionen) av luftföroreningar, i synnerhet för partiklar (Baldauf et al. 2009). Studier har visat på betydelsen av att placera vegetationen nära källan för att uppnå största möjliga deposition (Pugh, 2012).

Det finns flera faktorer som påverkar depositionen av partiklarna på träden. Skillnader i partiklarnas egenskaper, såsom storleken, geometrin och kemiska sammansättningen anses som de viktigaste. Det är de allra minsta (<0–1 mikrometer,  $\mu\text{m}$ ) och de allra största partiklarna (1 – 10  $\mu\text{m}$ ), som har högst chans att deponeras på träden. Den lokala vägtrafiken ger upphov till just dessa två partikelfraktioner, varav den största partikelfractionen utgör det största lokala bidraget till  $\text{PM}_{10}$  halterna. Detta innebär att trädplantering skulle utgöra ett bra sätt att reducera halterna vid planområdet. Val av trädart har visat sig vara av betydelse, då studier påvisat relativt stora skillnader i partikelupptag mellan olika trädarter. Trädplanterings utformning och omfattning påverkar också hur mycket partiklar som kommer att deponeras.

Trädplanteringar kan minska ozonhalterna genom att ozonet, som är en reaktiv gas, deponeras på träden eller absorberas (passerar in) via till exempel bladens/barrens klyvöppningar. Kvävedioxidhalterna i gatumiljö påverkas och begränsas av mängden ozon som finns tillgänglig för oxidation av kväveoxid till kvävedioxid. Träden kan därmed ha en indirekt påverkan på kvävedioxidhalterna, genom att träden tar upp ozonet, vilket innebär att även kvävedioxidhalterna kan minska. Kvävedioxid kan även deponeras direkt på träden, dock är upptagseffektiviteten relativt låg, i synnerhet för barrträd (Johansson, 2009).

Det föreligger vissa osäkerheter gällande vegetationens exakta effekter på luftföroreningar. Variabler som exempelvis årstid, typ av träd, planthöjd, växtlighet tjocklek och trädartens blad- eller barryta samt kronutbredning kommer sannolikt att påverka blandningen och depositionen. Kunskapsläget om de specifika förhållandena mellan dessa faktorer är i dagsläget begränsad (Baldauf et al. 2009).

Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att anordna en trädlinje mellan planområdet och Norra länken, för att kunna uppnå bästa möjliga deposition. Utformningen av vegetationen kommer att påverka möjligheten till spridningen och filtrering av luften och

deponering av luftföroreningarna på vegetationsytorna. Eventuell vegetationen inom planområdets södra del kan antas ha en luftföroreningsreducerande effekt. Detta då en del av luftföroreningarna skulle kunna deponeras på träden och därigenom minska den totala föroreningshalten inom planområdet. Vegetationen kan dock även leda till minskad turbulens och därigenom omblandningen och spridningen av luftföroreningarna. Detta kan framför allt ske i tätastadsmiljöer där utspädningen redan utan vegetation är begränsad (Janhäll, 2015). Vissa delar inom området kommer bli något slutna vid genomförandet av detaljplanen. Trafikmängden på vägarna inom planområdet bedöms dock som så pass liten att det inte föreligger någon risk att vegetationen inom planområdet skulle föranleda höjder av kvävedioxid.

Tabell 10. Sammanställning av hur olika typer av vegetation påverkar luftföroreningshalter i olika gatumiljöer

Vegetationstyp					
					
					
					
					
					
	Träd	Häckar	Gröna väggar	Gröna tak	
	 Försämring	 Förbättring	 Ingen påverkan		



## 6 Sammanfattande bedömning

För att skydda människors hälsa och miljön har regeringen utfärdat en förordning om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna bör inte tillämpas för luften på vägbanan som enbart fordonsresenärer exponeras för. Dock ska luften utanför vägområdet där människorna vistas och exponeras för luftföroreningar, bedömas mot upprättade miljökvalitetsnormer.

I Stockholm har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM<sub>10</sub>), och högst haltnivåer uppmäts i närheten med de stora trafiklederna och i slutna gaturum. Övriga källor är industriella verksamheter och vedeldning men också långväga transporter från mer avlägsna källor, både inom Sverige och utanför landets gränser. Partiklar (PM<sub>10</sub>) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar höga halter i Stockholm och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade.

I denna utredning har spridningsberäkningar utförts för detaljplaneområdet i närheten av Norra länken. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av kvävedioxid (NO<sub>2</sub>) och partiklar (PM<sub>10</sub>) inom det aktuella planområdet samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet; Frisk luft. Beräkningar utfördes för den nuvarande situationen och för år 2030 med tillhörande emissionsfaktorer och beräknade framtida trafikmängder. Då det finns osäkerheter kring att utsläppen och emissionsfaktorerna för kväveoxider faktiskt kommer att minska i samma utsträckning som HBEFA räknat med, genomfördes även ett "worst case" scenario där emissionsfaktorer för år 2020 användes för 2030-scenariot.

### Kvävedioxid (NO<sub>2</sub>)

Resultatet från spridningsberäkningarna visar att de beräknade haltnivåerna av kvävedioxid minskade för år 2030 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna beräknas vara som högst på den södra delen av planområdet, som vetter mot Norra länken och dess tunnelmynning, men avtar snabbt med avståndet.

### Miljökvalitetsnormerna

Resultatet visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras för samtliga scenarion. Enligt beräkningarna bedöms dygnsmedelvärdet för kvävedioxid, som idag uppvisar högst halter, vara den som riskerar att överskrida miljökvalitetsnormen. Det är planområdets södra delar som riskerar att överskrida miljökvalitetsnormerna i nuläges-scenariona.

### Miljökvalitetsmålen

Miljökvalitetsmålet för årsmedelvärde klaras inte för nuläges-scenariot, men klaras i de norra delarna av planområdet i 2030 scenariot.

Miljökvalitetsmålet för timmedelvärde klaras inte i nuläges-scenariot för planområdets södra delar, men klaras med god marginal inom planområdena för 2030 scenariot.

Halterna av kvävedioxid beräknades minska till 2030 i jämförelse med nuvarande situation. Förklaringen till de kraftigt reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2030 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHI:s beräkningar, förväntas minska med cirka 30 % och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framförallt kvävedioxider.

### Partiklar (PM<sub>10</sub>)

Partikelhalternas års- och dygnsmedelvärde förändras inte nämnvärt mellan de olika scenarierna. Partikelhalterna beräknas vara som högst på den södra delen av planområdet, som vetter mot Norra länken och dess tunnelmykning, men avtar snabbt med avståndet.

### Miljökvalitetsnormerna

Miljökvalitetsnormerna klaras för samtliga scenarion inom planområdet.

### Miljökvalitetsmålen

Miljökvalitetsmålet "Frisk Lufts" årsmedelvärde för partiklar, PM<sub>10</sub> (15 µg/m<sup>3</sup>) klaras inte för hela planområdet i nuläget eller för 2030 scenariot. Miljökvalitetsmålet för dygnsmedelvärde, som ligger på 30 µg/m<sup>3</sup> klaras inte inom planområdena i nuläget eller för 2030 scenariot. Det är de södra delarna som överskrider målet.

Anledningen till att partikelhalterna mer eller mindre hålls konstanta, är att den antagna minskningen i andelen fordon med dubbdäck till viss del motverkas av den prognostiserade trafikökningen. Framtidsprognoserna av partiklarnas bakgrundshalter är inte heller lika positiv som för kvävedioxid.

De föreslagna kontorshusen i planområdet kommer byggas i direkt närhet till Norra länken. Detaljplanen medför att fler människor utsätts för exponering av luftföroreningar jämfört med nuläget inom planområdet. Vid kontorsbyggnaderna antas miljökvalitetsnormerna klaras för samtliga scenarion. Att bygga ihop bostadskropparna anses fördelaktigt eftersom det bildar en effektiv barriär mot inträngning av höga halter i området, vilket kan leda till lägre föroreningshalter på innegårdarna. Att bygga ihop huskroppar minskar även risken för uppkomsten av vertikala virvlar mellan byggnaderna, som kan leda till sämre ventilation och högre föroreningshalter på innergårdarna. Då halterna avtar med höjden kan bostadshusen även leda ner renare luft från högre nivåer (SLB, 2013:2). Viktigt att tillägga är att spridningsmodellen varken tagit enskilda byggnaderna eller vegetationen i beaktning. Byggnaderna antas ha en viss reducerande effekt på kvävedioxid- och partikelhalten, genom att verka som en avskärmade barriär.

Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att anordna en trädlinje mellan planområdet och Norra länken. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, såsom byggnader/bullerskärmar och vegetation.

Planområdet antas klara miljökvalitetsnormerna både i nuläget och för beräknade framtidsscenarion. Dock finns det inte någon nivå under vilken inga negativa hälsoeffekter uppkommer, i synnerhet för partiklar. Därför är fördelaktigt med så låga

luftföroreningshalter som möjligt där folk vistas. De högsta halterna beräknas ske i de södra delarna av planområdet och det är bra om planen utformas så att människor inte uppmuntras till vistelse i dessa områden. Förslagsvis kan entréer och samlingsplatser placeras bort från den utsatta sidan av huset som vetter mot Norra länken. Det är även att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader som vetter mot Norra länken, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaden.

## 7 Referenser

Baldauf, R., Watkins, N., Heist, D., Bailey, C., Rowley, P., & Shores, R. (2009). Near-road air quality monitoring: Factors affecting network design and interpretation of data. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 2(1), 1–9.

Barnverket. (2007). Järnvägens bidrag till samhällsutvecklingen – inriktningsunderlag 2010–2019. Underlagsrapport – Miljöbedömning

Barck C., Lundahl J., Halldén G. et al. Brief exposures to NO<sub>2</sub> augment the allergic inflammation in asthmatics. *Environ Res.* 2005; 97(1):58–66

Bowker, G. E., Baldauf, R., Isakov, V., Khlystov, A., & Petersen, W. (2007). The effects of roadside structures on the transport and dispersion of ultrafine particles from highways. *Atmospheric Environment*, 41(37), 8128–8139.

Brechler, J. & Fuka, V. (2014). Impact of Noise Barriers on Air-Pollution Dispersion. *Natural Science*, 6, 377–386 <http://dx.doi.org/10.4236/ns.2014.66038>

Danish road institute. (2011). Optimized noise barriers. Report 194

EEA. (2013). Air quality in Europe 2013. Report No 9/2013. ISSN 1725-9177

European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation. (2013). Air Implementation Pilot: Assessing the modelling activities. ETC/ACM Technical Paper 2013/4

FAIRMODE. (2011). Guide on modelling Nitrogen Dioxide (NO<sub>2</sub>) for air quality assessment and planning relevant to the European Air Quality Directive. ETC/ACM Technical Paper 2011/15

Folkehelseinstituttet, Attramadal, T. 2011: Luftforurensning i byer og tettsteder - helsekonsekvenser av dagens situasjon (<http://www.luftvard.se/se/nedladdningsbara-filer/vårseminariet-2012-12850225>)

Gallagher, J., Baldauf, R., Fuller, C. H., Kumar, P., Gill, L. W., & McNabola, A. (2015). Passive methods for improving air quality in the built environment: A review of porous and solid barriers. *Atmospheric Environment*, 120, 61–70

Gehrig, R., Hill, M., Lienemann, P., Zwicky, C. N., Bukowiecki, N., Weingartner, E., Baltensperger U., & Buchmann, B. (2007). Contribution of railway traffic to local PM<sub>10</sub> concentrations in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 41(5), 923–933

Gustavsson M., Blomquist G., Franzén L. & Rudell B. (2003). Föroreningsnedfall från järnvägstrafik. VTI 947

HBEFA. (2017). Emissionsfaktorer, bränsleförbrukning och trafikarbete för år 2016. HBEFA version 3.3

Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution—Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130–137.

- Johansson, C. (2009). Påverkan på partikelhalterna av trädplantering längs gator i Stockholm. SLB 2:2009
- Johansson, J., Norman, M. & Gustafsson, M. (2008). Genomsnittliga emissionsfaktorer för PM<sub>10</sub> i Stockholmsregionen som funktion av dubbdäcksandel och fordonshastighet. SLB 2:2008
- McNabola, A., Broderick, B. M., & Gill, L. W. (2009). A numerical investigation of the impact of low boundary walls on pedestrian exposure to air pollutants in urban street canyons. *Science of the total environment*, 407(2), 760–769
- Naturvårdsverket. (2014). Luftguiden – Handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Handbok 2014:1
- Pugh, T. A., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental science & technology*, 46(14), 7692–7699
- SLB-analys. (2009). Trängselskattens inverkan på utsläpp och luftkvalitet. SLB 8:2009
- SLB-analys. (2011). Vad dubbdäckförbudet på Hornsgatan har betytt för luftkvaliteten. SLB 2:2011
- SLB-analys. (2013:1). Luftutredning vid kv Månstenen i Solberga. LVF 2013:5
- SLB-analys. (2013:2). Vertikal variation av luftföroreningshalter i ett dubbelsidigt gaturum. SLB 11:2013
- SMHI. (2012). Luftkvaliteten i Sverige år 2020. Meteorologi Nr 150. ISSN: 0283–7730
- SMHI. (2013). Luftkvaliteten i Sverige år 2030. Meteorologi Nr 155. ISSN: 0283–7730
- SMHI. (2015). Luftkvalitetsmodeller – Aermod-modellen.  
<http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller/mer-om-modellerna/aermod>. [Hämtad 2018-03-05]
- Staxler L., Järup L. & Bellander T. (2001). Hälsoeffekter av luftföroreningar - En kunskapssammanställning inriktad på vägtrafiken i tätorter. Rapport från Miljömedicinska enheten 2001:2
- Stockholms Stad. (2015). Planbeskrivning Detaljplan för fastigheterna Starkströmmen 2 och 4 med flera i stadsdelen Hjorthagen. Dnr 2013–14796
- Svensson, T. & Hedström, R. 2003. Hastighetsdämpande åtgärder och integrerad stadsplanering – En litteraturstudie. VTI meddelande 946. Linköping: Statens väg- och transportforskningsinstitut.
- Tiwary, A., Morvan, H. P., & Colls, J. J. (2006). Modelling the size-dependent collection efficiency of hedgerows for ambient aerosols. *Journal of aerosol science*, 37(8), 990–1015.

Trafikanalys. (2016). Fordon i län och kommuner.

Trivector. (2012). Effekter av generell hastighetssänkning i Göteborg. PM 2012:22

Trivector. (2014). Trängselskattens principer och effekter i staden – en beskrivning av trängselskattens effekter jämfört med andra styrmedel. PM 2014:57

## Bilaga A - Luftföroreningsreducerade åtgärder

### Dubbdäcksförbud

Dubbdäck ökar slitaget av asfalten avsevärt mer än dubbfria alternativ och är en betydande källa av grova partiklar under torra barmarksförhållanden. Högsta emissionerna av partiklar uppkommer på senvintern/våren. Under denna period är dubbdäcksanvändningen fortfarande hög, vägbanorna är ofta torra och ackumulerat material från sand och saltning på vägbanan efter vintern, virvlas upp och hålls suspenderande. Under vintern förekommer generellt något lägre partikelhalter, tack vare att vägbanorna är frusna och/eller våta vilket gör att partiklarna till stor del binds i vägbanan (Johansson et al. 2008).

Stockholm Stad har infört dubbdäcksförbud på flera gator i centrala Stockholm, och SLB-analys (Stockholms Luft- och Bulleranalys) har utvärderat vilken effekt dubbdäcksförbudet på Hornsgatan haft på luftkvaliteten och kommit fram till förbudet dels haft en direkt effekt på dubbdäcksanvändningen på gatan, dels en indirekt effekt i Stockholm som helhet; med lägre utsläpp av PM<sub>10</sub> som resultat. Dubbdäckförbudet visade även på en positiv effekt på den generella luftkvaliteten i Stockholm (SLB-analys, 2011).

Vid uppskattningar baserat på mätningarna har man försökt visa hur många procent av personbilarna skulle få använda dubbdäck för att miljö kvalitetsnormerna ska klaras vid olika gaturum. Dessa uppskattningar är dock befästa med viss osäkerhet, då toleransen vad gäller dubbandelen, eller hur stor dubbdäcksandel en väg "tål", varierar mellan olika år, beroende på meteorologiska förhållanden och bakgrundshalterna (Johansson et al. 2008). Det kan dock fastställas att minskad dubbdäcksandel leder till minskade partikelhalter.

### Partikelbindande medel

Partikelbindande medel är en saltlösning, som sprids på vägbanan för att hålla vägbanan fuktig. Därigenom minskar uppvirvling av vägdamm och minskar halterna av partiklar (PM<sub>10</sub>) i luften. Högst effekt erhålls ett par dagar efter det att medlet spridits och avtar därefter gradvis. Efterföljande mätningar på platser där det partikelbindande medlet spridits har kunnat visa på en 20–30 procentig reduktion av halten partiklar i luften.

Som en del av det fastställda åtgärdsprogrammet för Stockholms län sprids partikelbindande medel på 35 gator under vintersäsongen av Trafikkontoret, varav en av dessa vägar är Lidingövägen. Detta antas reducera antalet tillfällen med förhöjda partikelhalter i området.

### Lokala trafikreglerande åtgärder

#### Bilförbud

Enligt lagen (1990:1079) om tillfälliga bilförbud får Regeringen, eller efter dess bemyndigande en kommun, fatta beslut om tillfälligt förbud mot trafik med person- och

lastbilar inom vissa områden av kommunen. För att fatta ett sådant beslut måste luftföroreningarna uppnå nivåer som innebär akuta hälsorisker för dem som vistas i kommunen.

Stockholm Stad har rätt att fatta beslut om tillfälligt bilförbud inom vissa delar av kommunen (så kallade förbudsområden) i enlighet med regeringens utfärdade förordning (SFS 1990:1080). För att förordningen ska kunna tillämpas måste vissa kriterier uppfyllas. Halten av bland annat kvävedioxid måste uppgå till minst 240 µg/m³ luft under minst fyra timmar i följd samt att halterna väntas bestå under minst ett dygn. Föroreningarna ska mätas på lägst 15 meters höjd, och i lägen som inte är direkt exponerade mot föroreningskällan. Stockholm Stad ska ha antagit en särskild beredskapsplan, där förbudsområdena utformas så att genomgående trafik inte hindras i onödan.

Enligt förordningen (SFS 1990:1080) skulle Stockholm Stad, om förordningens bestämmelser vore uppfyllda, kunna stänga av Norra länken och därigenom minska luftföroreningarna i planområdet. Detta anses dock som osannolikt dels med tanke på förordningens bestämmelser om att genomgående trafik inte får hindras i onödan och dels att Norra länken är en statlig allmän väg och ett riksintresse för kommunikationer. Att vidta trafikregleringar som en åtgärd för att reducera luftföroreningar är till viss del tvedigt när det kommer till att mäta effekten av den vidtagna åtgärden. En avstängning av ett antal gator antas ha en reducerande effekt på dessa gator, men det kommer sannolikt inte att minska den totala trafiken, utan endast omfördela den. Det föreligger därför en risk att man endast förflyttar problemet med överskridanden.

## Hastighetssänkningar

Fler och fler kommuner i Sverige använder sig av olika former av hastighetsdämpande åtgärder i sina tätorter, i första hand för att åstadkomma säkrare trafikmiljöer och förbättra transportsystemets funktionssätt. Det är idag allmänt accepterat att det finns en stark koppling mellan körförlopp (det vill säga hur fordonet framförs) och avgasutsläpp, liksom mellan avgasutsläpp och fordonets frekvens och storlek på såväl acceleration som retardation. Därför kan hastighetsdämpande åtgärder vara viktiga utifrån ett luftkvalitetsperspektiv.

Det kan konstateras att körförloppet med accelerationer, retardationer och hastighetsnivåer är avgörande för åtgärdernas effekt på bränsleförbrukning och utsläpp av kolväten (HC), kväveoxider (NO<sub>x</sub>) och kolmonoxid (CO). Emissionerna av NO<sub>x</sub>/NO<sub>2</sub> är komplex, där en sänkning av hastigheten kan innebära en höjning av emissionsfaktorerna. Även fordonsflödet påverkar emissionerna, med lägre emissioner vid jämn körning och högre emissioner vid ojämn körning och körsituationer. Vid införande av hastighetsdämpande åtgärder, till exempel lägre hastighetsgränser, är det mycket viktigt att se till att åtgärderna inte ger upphov till ökade variationer i körförloppet eller köbildning. Väl utformade hastighetsdämpande åtgärder skulle kunna medföra lägre utsläppsnivåer än fysiska konstruktioner, som kan ge upphov till inbromsningar och accelerationer. Införda åtgärder har påvisats medföra minskade avgasutsläpp av NO<sub>x</sub>, HC och CO, framför allt på 30-gatorna, men även på det totala gatunätet (Svensson & Hedström, 2003). Utsläppen av slitagepartiklar ökar med ökande hastighet, medan



utsläppen av avgaspartiklar minskar ju närmre en motors optimala hastighet den närmar sig, och vid jämn körning. Sammantaget kommer partikelhalterna minska vid hastighetssänkningar men öka vid hastighetsökningar. Samtidigt med ökad hastighet ökar också den fordonsgenererade turbulensen vilket ökar utspädningen av partikelemissionerna. Fordonsturbulensen har påvisats vara mycket viktig för utspädningen i smala gaturum, där luftkvalitetsproblemen oftast är störst. Partikelhalterna är således beroende av platsspecifika variabler (Trivector, 2012).

För att åstadkomma bästa möjliga hastighetsändring måste gatumiljön stödja de önskade hastighetsnivåerna. Att enbart minska hastighetsbegränsningen från 50–40 km/h och 40–30 km/h, har visat sig minska medelhastigheten med 2–3 km/h. Om trafikanterna verkligen ska förändra hastigheterna med 10 km/h, bör begränsningen kännas både naturlig och acceptabel. Oavsett hastighetsgräns är de verkliga medelhastigheterna betydligt högre på breda gator med god sikt än på smalare gator med begränsad sikt.

Trafikkontoret i Stockholm Stad arbetar med att ta fram hastighetsplaner för staden med syftet är att anpassa hastigheten efter gatans funktion samt prioriteringarna i Framkomlighetsstrategin. Resultatet och effekten av hastighetsplanerna är inte fastlagda än.

## Ekonomiska styrmedel

Ekonomiska styrmedel, i form av bidrag, skatter eller avgifter, används i många sammanhang för att påverka människors beteende, och har också visat sig fungera förhållandevis effektivt. Detta innebär att ekonomiska instrument kan vara verksamma även när det gäller att påverka transportbeteende.

Trängselskatt har som syfte att minska trängseln i hårt trafikbelastade områden och under tider med kapacitetsproblem, genom att införa en högre kostnad för resor vid dessa platser och tider. Resultatet blir att en viss andel av resenärerna, från innan trängselskattens införande, nu väljer att avstå från just dessa bilresor eller att i viss mån samordna sig med andra. Resenärer kan även alternativt välja andra färdmedel, som kollektivtrafik, cykel, resa vid andra tidpunkter, byta målpunkt eller resväg för ärendet.

På så sätt fungerar trängselskatt som ett incitament, vilket inte är att förväxla med en reglering, som istället styr vad som är tillåtet och inte. Reglerande åtgärder är exempelvis att förbjuda biltrafik på utvalda gator eller endast tillåta varutransporter under vissa tider. Åtgärder med incitament (trängselskatt) ger resenärer möjligheten att själv välja hur de ska anpassa sig, men som även innebär att de kan behålla sitt ursprungliga beteende. De resenärer för vilka det skulle varit en särskilt stor uppoffring att avstå från bilresan blir kvar i sitt gamla beteende (och betalar trängselskatten) (Trivector, 2014).

Trängselskatt infördes på försök under första halvåret 2006 i Stockholm med syftet att bland annat förbättra luftkvaliteten. Norra länken förseddes med portaler för trängselskatt. Utsläppen från biltrafiken minskade under 2006 jämfört med 2005 för dessa vägar, vilket generellt ledde till mindre miljöpåverkan i planområdet. Antalet resande med andra transportmedel så som cykel- och kollektivtrafik ökade under samma tidsperiod. Detta mycket tack vare satsningar på utbyggnad och upprustning av cykelbanor, och utökning

av busskörfält, vilket gav bättre framkomligheten och därigenom ökad punktlighet och i viss mån minskade restider. Störst minskning i både trafikmängd och därav luftföroreningar erhålls på gator i direkt anslutning till portalerna, där uppoffringen att köra är som störst. Effekten antas avta med avståndet till gatorna med portalerna.

SLB-analys i Stockholm har utrett effekten av trängselskattens införande på luftkvaliteten i Stockholmsområdet. Utredningen framhåller att halter av både partiklar (PM<sub>10</sub>) och kvävedioxid har minskat sedan införandet av trängselskatten. Kvävedioxid uppvisade en större minskning än partiklar. Det är många faktorer som påverkar halterna av kvävedioxid och partiklar, och det är därav svårt att dra slutsatser om vilket effekt trängselskatten har haft på minskningarna av luftföroreningarna (SLB-analys, 2009). Kvävedioxid- och framförallt partikelhalterna avgörs till stor del av rådande meteorologiska förhållanden. Vid jämförelser mellan olika halter och år är det därför viktigt att bedöma om året föregicks av meteorologiska förhållanden som gynnade uppkomsten av låga eller höga halter.

## Tekniska krav och utveckling

Upprättande av en miljözon anses som en viktig åtgärd för att klara miljökvalitetsnormerna, som föreskriver att staden ska kunna garantera invånarna en godtagbar luftkvalitetsnivå. Miljözonen ställer utsläppskrav på tunga lastbilar och bussar (totalvikt över 3,5 ton) som trafikerar stadens inre delar. På så sätt uppnås en emissionsminskning där nyttan är som störst eller med andra ord där flest människor bor, arbetar och därigenom exponeras för luftföroreningar. Miljözonen utgör ett viktigt och behövt komplement till de utsläppskrav som ställs på nya fordon, då den kan reglera att gamla och högemitterande fordon inte nyttjas i staden.

Miljözonens regleringar är även tänkt att stimulera fordonsägare att investera i fordon med högre miljöklasser, för att på så sätt kunna öka utnyttjandetiden i miljözonen. Alla svenska städer med miljözon följer samma lokala bestämmelser och baseras på de föreskrivna reglerna i Trafikförordningen (SFS 1998:1276, kapitel 10). Detta medför att EU:s miljöklassning av fordon avgör vilka fordon som är tillåtna inom miljözon. Planområdet ligger i dagsläget inte inom Stockholm stads miljözon och de anslutande vägarna innefattas därför inte av de utsläppskrav som ställs på fordonen inom miljözonen.

Krav på utsläpp av en rad olika luftföroreningar från fordon regleras i gemensamma bestämmelser inom EU. Detta innebär att Sverige måste implementera eventuella ändringar och tillägg, vilket ger små möjligheter att agera på egen hand. Sedan 1982 finns fastställda regler för tillåtna avgasutsläpp från tunga fordon i Europa. Bestämmelserna avser utsläppen av kväveoxider, kolmonoxid, kolväten och partiklar. Fokus har lagts på att minska utsläpp av partiklar och kväveoxider (NO<sub>x</sub>), från i synnerhet dieselfordon. Då kväveoxider och kolväten är ozonbildande ämnen bör en utsläppsreduktion av dessa ämnen leda till märkbara förbättringar av hälsoförhållandena. Beteckningen Euroklass infördes 1990 (Euro 0). Därefter har kraven stegvis skärpts genom åren 1993 (Euro 1), 1996 (Euro 2), 2000 (Euro 3), 2005 (Euro 4) och 2008 (Euro 5). År 2014 infördes Euro 6 och då sänks kraven på högsta tillåtna utsläpp av

kväveoxider till 0,06 g/km (bensin) och 0,08 g/km (diesel) för personbilar och 0,40 g/km (2 g/km för Euro 5) för tunga fordon.

Hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framförallt kvävedioxider. Denna slutsats görs även med den förväntade trafikökningen i åtanke. Personbilsflottan antas i framtiden förändras och andelen dieselfordon förväntas att öka markant. Den ökade användningen av diesel som bränsle i personbilar och ökade flöden av bussar skulle leda till högre direktmissioner av kvävedioxid från vägtrafiken (FAIRMODE, 2011).

## Bilaga B - Validering av tunnelberäkningar

Dagens spridningsmodeller har svårt att beskriva de komplicerade utsläpps- och spridningsförhållanden, som förekommer vid tunnelmynningar. Ett annat problem, som kan uppstå är att bestämma mängden emissioner som släpps ut vid tunnelmynning. För att säkerställa att modellen återger representativa halter vid detaljplansområdet från utsläppen vid tunnelmynningen, har modellen validerats mot Södra Länkens västra tunnelmynning.

### Bakgrund

#### Föroreningar i tunnlar

Vid anläggning av en vägtunnel, konverteras en linjekälla till en eller ett fåtal punktkällor, i form av mynningar eller skorstenar. En av de stora fördelarna med vägtunnlar är möjligheten att förbättra den lokala luftkvaliteten genom att placera mynningar och skorstenar bort från känsliga riskgrupper, och avlägsna emissioner från bostadsområden. Denna omfördelning av föroreningar innebär generellt att koncentrationer minskas över ett stort område, men samtidigt ökar i ett litet område kring tunnelmynningarna. De trafikrelaterade föroreningarna som uppkommer i tunnelmiljö är av samma karaktär som luftföroreningar längs ytvägnätet. Dessa utgörs av avgaskomponenter respektive slitagepartiklar från fordon och vägbana (Vägverket, 2009). Mätningar som utförts i tunnelmiljöer har kunnat visa på halter av kvävedioxid på mer än 1 000 µg/m<sup>3</sup>. Andelen kvävedioxid i vägtunnlarna beror främst tillgång på ozon, men även på fordonssammansättningen där till exempel dieselfordon emitterar en större andel kvävedioxid än bensinfordon (Burman L, 2010).

Luftföroreningar som emitteras från vägtrafiken sprids under normala förhållanden snabbt från vägen genom vind och olika turbulenseffekter. Vägtunnelns inre del är generellt sett skyddad från vinden och effekterna av eventuell turbulens begränsas av tillgången till luft som kan späda den förorenade luften. Detta leder i många fall till ackumulering av luftföroreningar och mängden är beroende av antalet fordon i tunneln och intensiteten av fordonsutsläppen. Studier visar att emissionerna kommer att vara högre om fordon är gamla, om andelen tunga fordon är hög, om fordonen kör i uppförsbacke och vid förhållanden med hög trafikbelastning.

Sammanfattningsvis så bidrar tunnlar till bättre luftkvalitet än om en utomhus vägsträcka låg på samma plats. Men vid tunnelmynningar och ventilationstorn frigörs förorenad luft när ett luftflöde släpps ut från tunneln genom kolvverkan, trafik och/eller ventilationssystem. Kolvverkan avser det forcerade luftflödet inuti en tunnel som orsakas av fordon i rörelse (WRA, 2008). Det mest effektiva sättet att hantera luftkvaliteten både i och runt tunnlar är genom utsläppsminskningar från fordonsflottan. Detta är fördelaktigt eftersom man angriper orsakerna till dålig luftkvalitet, snarare än att hantera effekterna (NHMRC, 2008).

## Tunnelmynningar

Utsläpp från tunnelmynningar kan bidra till kraftigt förhöjda halter i det närliggande området. Detta eftersom luftföroreningarna ackumulerats inne i tunnel och släpps ut genom mynningar till den omgivande miljön med höga koncentrationer av luftföroreningar (NHMRC, 2008). Detta kan i sin tur leda till ökad exponeringen för boende eller för de som vistas i närheten av mynningarna. De faktorer som kan påverka mynningsutsläppens effekt på halterna i det direkta närområdet av mynningarna är vindhastighet, vindriktning, fordonsslöden, fordonshastigheter, tunnelventilationshastigheter/luftvolym, andel tung trafik, samt utformningen av mynningen och den omgivande topografin. Den fordonsgenererade turbulensen kan vara mycket betydelsefull, speciellt vid svaga vindar (Brydolf, 2010). Föroreningshalterna lämnar mynningen som en relativt rörlig plym och precis utanför mynningen är den främst beroende av halterna i tunnelmynningen och vindhastigheten i tunneln. I omedelbar närhet (cirka 10 meter) av mynningen kan luftkvaliteten försämrats avsevärt och riskera att överskrida miljökvalitetsnormerna. När plymen kommit en bit från mynningen, så är det framförallt den omgivande vindhastigheten och turbulensen som är avgörande för utspädningen och spridningen av föroreningarna (Johansson et al., 2013). Halterna av luftföroreningar minskar drastiskt med avståndet till mynningen. Effekterna av utsläppen från mynningarna sträcker oftast enbart upp till 100–200 meter från själva mynningen. Bortom detta avstånd är det svårt att urskilja effekterna av mynningen utsläpp och utsläppen från närliggande vägar (NSW, 2014).

Utsläppen från mynningarna påverkar inte enbart den omgivande luften, utan även luften i tunneln, genom till exempel överläckage från ena tunnelröret. Överläckage innebär att luft från det ena röret sugas in i det parallellt motriktade röret. Avgörande faktorer är mynningens geometriska struktur, vindhastigheten samt tunnelrörets riktning i förhållande till rådande meteorologiska förhållanden. Studier har påvisat att tunnlar utan skiljeväggar, leder till de högsta halterna i tunneln (Johansson et al., 2013).

Kvävedioxid genererar plymer som skiljer sig från andra typer av luftföroreningar. Detta beror på att kvävedioxidhalten kan öka när tunnelluften blandas med bakgrundsluft, genom att ackumulerad kväveoxid från tunneln reagerar med ozon i luften (NSW, 2014).

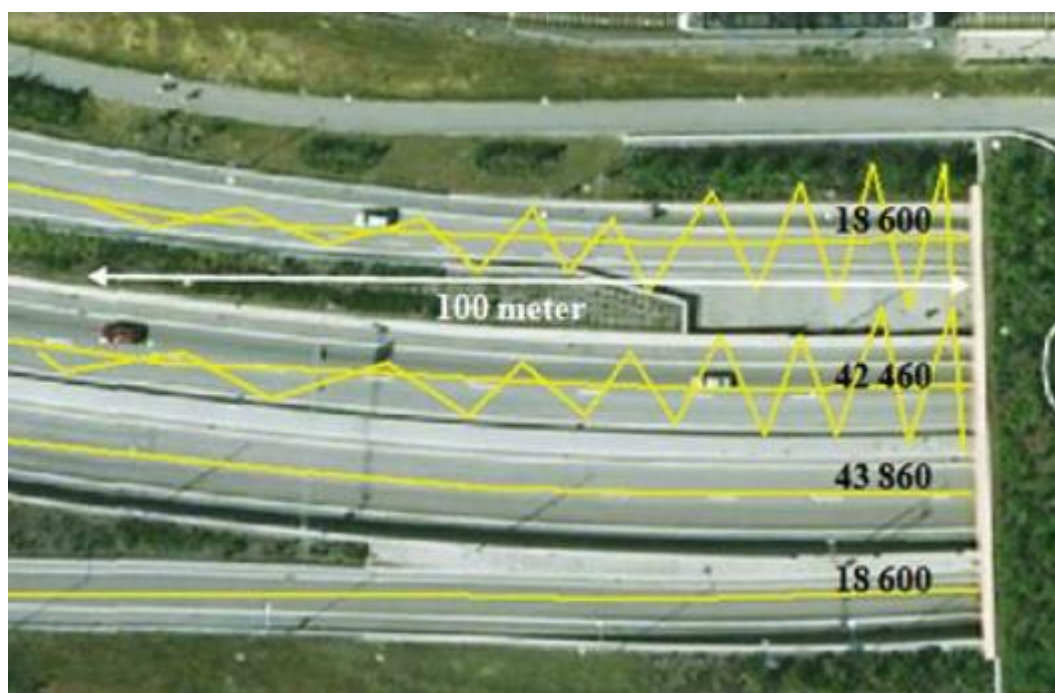
## Beräkning vid Årstatunneln

SLB Analys (Stockholms Luft- och Bulleranalys) har genomfört en studie vid Södra Länkens västra mynning i Årsta (Brydolf M. & Johansson C., 2011), som ligger cirka 7 km söder om den i detaljplaneutredningen aktuella tunnelmynningen för Norra Länken. Syftet med studien var dels att undersöka hur luftföroreningar sprider sig vid tunnelmynningar, dels att jämföra beräknade halter med en spridningsmodell (Gaussisk) mot uppmätta halter. Halter av NO<sub>x</sub> mättes veckovis under en månad med passiva provtagare. Dessa placerades cirka två meter ovan marknivå runt tunnelmynningen och mellan körbanorna på olika avstånd. I beräkningsmodellen lades tunnelemissionerna in som veckade linjekällor, se Figur 13. SLB Analys veckning av linjekällorna samt trafikmängd. Detta gjordes för att ta hänsyn till den geografiska utbredningen av de flerfiliga mynningsöppningarna, samt hur de ackumulerade tunnelutsläppen sprider sig i

39(42)

sidled längs körriktningen. I Figur 13 framgår trafikmängderna för de olika vägsträckningarna.

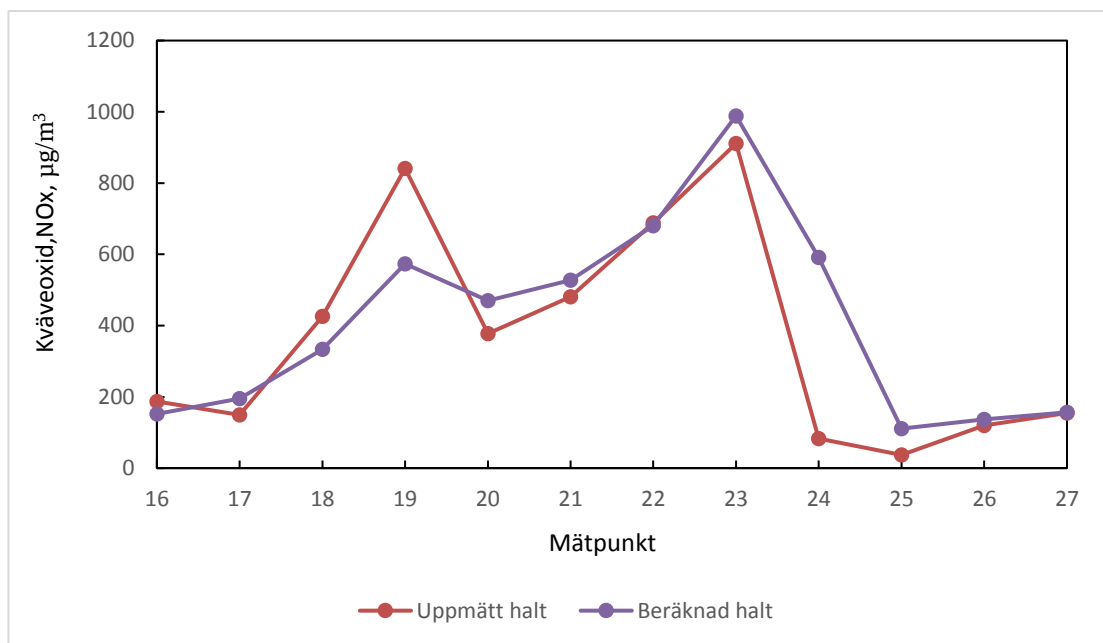
Då Aermod också är en Gaussisk modell, så kunde metodiken från SLB-Analys-studien appliceras på beräkningen för valideringen. I Aermod användes därför samma metod med veckade linjekällor, som sträcker sig 100 meter från tunnelmynningen. Veckningen syftar till att ta hänsyn till den geografiska utbredningen av de flerfiliga mynningsöppningarna, samt den horisontella utbredningen av mynningsplymen.



Figur 13. SLB Analys veckning av linjekällorna samt trafikmängd

Resultatet från spridningsberäkningarna med Aermod visade på god överensstämmelse med uppmätta mätvärden från SLB-Analys-studien, se Figur 14. Punkt 24 visar dock på stort avvikande mellan beräknad och uppmätta halt, där halten överskattades med en faktor 6. Detta skedde på grund av att modellen beräknar halten två meter ovan mark utan att ta hänsyn till att den faktiska mätpunkten var ovanför tunnelmynningen, cirka 10 meter ovan körbanorna.

Då många parametrar är likartade mellan Södra Länkens västra tunnelmynning och Norra länkens tunnelmynning vid planområdet, såsom tunnelmynningens utformning, trafikmängder och meteorologiska förhållande, antas beräkningsmetoden vid valideringen vara applicerbar för beräkningarna vid planområdet.



Figur 14. Jämförelse mellan uppmätta halter av SLB och beräknade halter med Aermid vid Södra Länkens västra tunnelmynning i Årsta

## Referenser

Brydolf M. & Johansson C. (2011). Avståndets betydelse för luftföroreningshalter vid vägar och tunnel-mynningar. LVF 2010:22

Burman L. (2010). Tunnelluftmätningar - Underlag FUD-projekt. SLB 1:2010. s. 15–22

Johansson C., Norman N. & Silvergren S. (2013) Mynningsutsläppens inverkan på halterna inne i vägtunnlar. SLB 12:2013

NHMRC (National Health and Medical Research Council). (2008). Air Quality in and Around Traffic Tunnels. ISBN online 1864964510

NSW. (2014). Advisory Committee on Tunnel Air Quality - Road Tunnel Portal Emissions. TP06

Vägverket. (2009). E 4 Förbifart Stockholm - En bedömning av hälsorisker vid färd i långa tunnlar. Komplettering Tillåtlighet fråga 11, PM. s. 1-11

WRA, World Road Association. (2008). Road Tunnels – A guide to optimizing the air quality impact upon the environment. R04. s. 1-91