RAPPORT

GÖTEBORGS STAD

Luftutr. kv Sannegården
UPPDRAGSNUMMER 7001717000

[KONCEPT]

2016-11-09

GBG LUFT- OCH MILJÖANALYS

GBG KOLLEKTIVTRAFIK

LEIF AXENHAMN

LEIF AXENHAMN OCH CARL THORDSTEIN

repo001.docx 2012-03-2914

Sammanfattning

Göteborgs stad arbetar med att upprätta en detaljplan för Celsiusgatan med syfte att möjliggöra byggnation av bostäder och verksamheter. Planområdet är beläget utmed norra älvstranden, cirka 5 km väster om Göteborgs centrum. 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”.

I Göteborg har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM_{10}), 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_{10}) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar höga halter i Göteborg och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade.

Ett ”worst case” scenario togs fram för 2020 då det finns vissa osäkerheter i emissionsfaktorerna för kvävedioxid, och dagens emissionsfaktorer användes för 2020 för att inte riskera att underskatta halterna. Resultatet från spridningsberäkningarna visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft.

Planområdets östra delar mot Östra Eriksbergsgatan, som uppvisar höga halter av framförallt kvävedioxid. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras dock inom planområdet och för samtliga scenarion. Miljökvalitetsmålet som årsmedelvärde (20 µg/m^3) klarades inte för hela planområdet i nuläges- eller 2020 scenariot. Det är planområdets östra gräns mot Östra Eriksbergsgatan som överskrider målet i dagsläget. Timmedelvärde (60 µg/m^3) klaras inte i nuläget, men för 2020 scenariot tangeras målvärdet planområdets nordöstra delar och riskeras därav att överskridas. Förklaringen till att kvävedioxidhalterna enbart reducerades marginellt för scenariot 2020 är att den förväntade minskningen av bakgrundhalterna motverkas av den prognostiserade trafikökningen. I beräkningarna användes inga prognostiserade emissionsfaktorer för fordon på väg år 2020, vilka är betydligt lägre än dagens emissionsfaktorer. Om emissionsfaktorerna sjunker i enlighet med prognoserna de närmaste åren kommer även kvävedioxidhalterna att sjunka och miljökvalitetsnormerna kommer då att klaras med god marginal. De beräknade värdena överskattar troligen halterna än tvärtom.

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 klaras dock för samtliga scenarion och antas inte vara begränsande i framtiden. Miljökvalitetsmålet ”Frisk Lufts” årsmedelvärde för partiklar, PM_{10} (15 µg/m^3) klaras inte i nuläget eller för 2020 scenariot. Miljökvalitetsmålet för dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m^3 klaras för planområdet i både nuläges- eller 2020 scenariot.

Sweco
Skånegatan 3
Box 5397
SE 402 28 Göteborg, Sverige
Telefon +46 (0) 31 62 75 00
Fax
www.sweco.se

Sweco Environment AB
Org.nr 556346-0327
Styrelsens säte: Stockholm

Carl Thordstein
Miljövetare
Göteborg
Telefon direkt +46 (0)31627704
Mobil +46 (0)727031424
carl.thordstein@sweco.se

Sammanställning av högsta beräknade halter (µg/m³) vid gränsen till detaljplanområdet vid Celsiusgatan

Luftförorening	Medelvärdesperiod	Nuläge	Planalternativ 2020	MKN
Kvävedioxid (NO_2)	År	30	26	40
	Dygn (98%-il)	52	48	60
	Timme (98%-il)	66	60	90
Partiklar (PM_{10})	År	16	16	40
	Dygn (90%-il)	26	24	50

Vägarna inom planområdet antas inte ha någon större inverkan på föroreningssituationen. De omkringliggande vägarnas relativa bidraget och deras påverkan inom planområdet är mycket lågt samt att bakgrundshalterna utgör den klart största andelen av kvävedioxidhalten. Beräkningarna tar inte hänsyn till enskilda byggnaderna, vilka antas ha en viss minskande effekt på kvävedioxid- och partikelhalten (PM_{10}) på innegårdarna bakom byggnaderna. Det är fördelaktigt om byggnaderna byggs ihop, eftersom det skulle bilda en effektiv barriär mot inträngning av höga halter på innergårdarna.

Genom att plantera träd i närhet och i anslutning av byggnaderna, skulle en ytterligare minskning av luftföroreningarna kunna ske. Gaturummen inom planområdet kommer dock att bli något mer slutet genom byggnationen av bostadshusen. Detta skulle kunna föranleda situationer med högre haltnivåer. Vegetation kan försämra omblandningen och spridningen av luftföroreningar genom minskad turbulensen i slutna gaturum och det är därav viktigt att inte plantera träden för tätt så gaturummet ytterligare sluts.

Miljökvalitetsnormerna kommer att med största sannolikt klaras och inte utgöra några problem för planområdet. Sannolikheten för att de boende kommer att utsättas för halter av luftföroreningar som innebär risk för hälsa och säkerhet bedöms som låg. 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 placeras bort från de sidor av byggnaderna som vetter mot Östra Eriksbergsgatan. Det är även att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader mot Östra Eriksbergsgatan, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaderna.

Innehållsförteckning

1 Bakgrund och syfte 1

2 Lagar, förordningar och miljömål 1

2.1 Miljökvalitetsnormerna 1

2.1.1 Bedömning av Miljökvalitetsnormen för omgivningsluft 2

2.2 Miljökvalitetsmålet “Frisk Luft” 3

3 Beräkningsförutsättningar 3

3.1 Utredningsområdet 4

3.2 Spridningsmodeller 5

3.3 Validering av mätdata, bakgrundshalter och meteorologi 5

3.3.1 Meteorologi 7

3.4 Trafikförutsättningar 7

3.4.1 Vägtrafik 7

3.4.2 Spårtrafik 7

3.4.3 Sjöfart 8

3.5 Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna 9

3.6 Osäkerheter i modellberäkningar 9

4 Resultat från spridningsberäkningarna 10

4.1 Kvävedioxid 10

4.1.1 Genomförda mätningar av kvävedioxid 11

4.1.2 NO_2 Årsmedelvärden 12

4.1.3 NO_2 Dygnsmedelvärden 14

4.1.4 NO_2 Timmedelvärden 16

4.1.5 Bedömning av kvävedioxid 17

4.2 Partiklar som PM_{10} 18

4.2.1 Genomförda mätningar av partiklar (PM_{10}) 18

4.2.2 PM_{10} Årsmedelvärden 19

4.2.3 PM_{10} Dygnsmedelvärden 21

4.2.4 Bedömning av partiklar (PM_{10}) 22

5 Luftföroreningsreducerade åtgärder 23

5.1 Bullerskärmar 23

5.2 Vegetation 24

6 Sammanfattande bedömning 25

7 Referenser 28

8 Bilaga 1 Luftförorenings reducerade åtgärder 30
8.1 Dubbdäcksförbud 30
8.2 Partikelbindande medel 30
8.3 Lokala trafikreglerande åtgärder 30
8.3.1 Bilförbud 30
8.3.2 Hastighetssänkningar 31
8.4 Ekonomiska styrmedel 32
8.5 Tekniska krav och utveckling 33

1 Bakgrund och syfte

Göteborgs stad arbetar med att upprätta en detaljplan för Celsiusgatan i Eriksberg med syfte att möjliggöra nybyggnation, ombyggnation respektive påbyggnation av bostäder och verksamheter. Planområdet är beläget cirka 5 km från Göteborgs centrum. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar för planområdet vid Celsiusgatan. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom de aktuella områden samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes dels för den nuvarande situationen, dels 2020. Då det finns osäkerheter kring att emissionsfaktorerna för kväveoxider faktiskt kommer att minska i samma utsträckning som HBEFA räknat med, genomfördes även ett ”worst case” scenario där dagens emissionsfaktorer användes för år 2020.

Luftföroreningarna som ingår i denna utredning är kvävedioxid (NO_2) och partiklar (PM_{10}). Partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar höga halter i Göteborg och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade. Luftföroreningar i stadsmiljö kommer främst från lokala källor. I Göteborg har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM_{10}) för det aktuella området, och högst haltnivåer uppmäts i närheten med de stora trafiklederna. Övriga källor är bland annat industriella verksamheter och vedeldning men också 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 och dels föroreningsnivåer som ”ska eftersträvas”. I tabell 1 till 2 nedan redovisas miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid (NO_2) och partiklar som PM_{10}. Dessutom förekommer miljökvalitetsnormer för partiklar som PM2,5, 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

Miljökvalitetsnormer för Kvävedioxid i utomhusluft		
Normvärde	**Skydd för människors hälsa**	**Maximalt antal överskridanden**
Årsmedelvärde [1)]	40 µg/m³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde [2)]	60 µg/m³	7 ggr per kalenderår
Timmedelvärden [3)]	90 µg/m³	175 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m³ under 1 timme mer än 18 ggr per kalenderår

[1)] Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden divideras med antalet värden.
[2)] 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).
[3)] 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/m³ inte överskrids mer än 18 timmar (99,8 percentilvärden).

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer för partiklar som PM_{10}

Miljökvalitetsnormer för Partiklar (PM_{10}) i utomhusluft		
Normvärde	**Skydd för människors hälsa**	**Maximalt antal överskridanden**
Årsmedelvärde [1)]	40 µg/m³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde [2)]	50 µg/m³	35 ggr per kalenderår

[1)] Årsmedelvärde definieras som aritmetiskt medelvärde där summan av alla värden dividerats med antalet värden.
[2)] För dygnsmedelvärde gäller 90-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM_{10}) 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 (t.ex. inom vägområdet längs med större vägar förutsatt att gång- och cykelbanor ej är lokaliserade där)
- i belastade mikromiljöer, t.ex. 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 och ha ett avstånd till närmaste korsning på >25 m.

När det gäller att bedöma huruvida en Miljökvalitetsnorm 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 Miljökvalitetsmålet “Frisk Luft”

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

Miljökvalitetsmålet 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 innebär att:

- halten av partiklar PM_{10} inte överstiger 15 µg/m^3 luft beräknat som ett årsmedelvärde och 30 µg/m^3 luft beräknat som ett dygnsmedelvärde (90-percentil),
- halten av kvävedioxid ett årsmedelvärde underskrider 20 µg/m^3 och som 98-percentil för timmedelvärde underskrider halten på 60 µg/m^3.

Dessutom finns delmål för partiklar som $PM_{2,5}$, bensen, bens(a)pyren, butadien, formaldehyd, ozon och korrosion.

3 Beräkningsförutsättningar

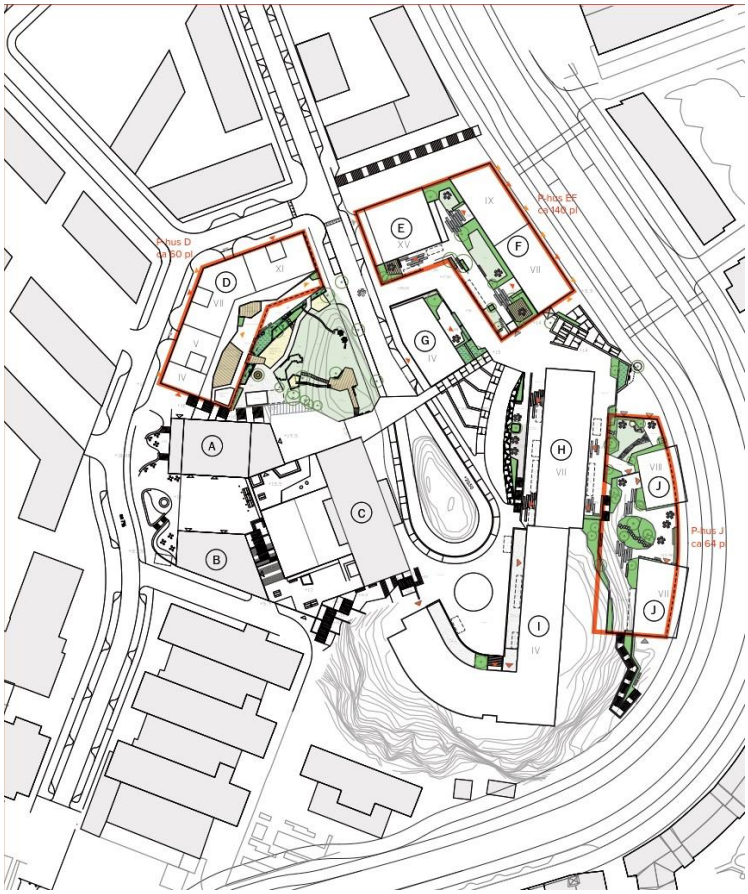
I Göteborg är det främst kvävedioxid och partiklar (PM_{10}), som periodvis förekommer i halter som överskrider eller riskerar att överskrida föreliggande gränsvärden (MKN). För bedömning av hälsoeffekterna hos människor som kommer att vistas i planområdet har beräknade halter i första hand jämförts mot miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid och partiklar (PM_{10}). Övriga luftföroreningar så som kolmonoxid, fina partiklar (PM2,5), svaveldioxid, bensen och bly regleras också av miljökvalitetsnormerna. Dessa luftföroreningar förekommer dock långt under miljökvalitetsnormerna och brukar inte utgöra något problem i Göteborg.

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 är beläget i Eriksberg utmed norra älvstranden, cirka 5 km väster om Göteborgs centrum. I dagsläget utgörs områdets av kontorslokaler och ett gymnasium. Detaljplanen är tänkt att möjliggöra nybyggnation, ombyggnation respektive påbyggnation av bostäder och verksamheter, och omfattar uppförande av cirka 500 lägenheter (38 000 kvm) och 2000 kvm lokaler respektive en ny förskola om 4 avdelningar i planområdets nordvästra del.

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 föreslagen bebyggelse. ©Karta från Stadsbyggnadskontoret i Göteborg Stad.

3.2 Spridningsmodeller

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):

http://www.smhi.se/reflab/luftkvalitetsmodeller/mer-om-modellerna/aermod.

Tre olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

- ***AERMET*** är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna de meteorologiska parametrarna för bl.a. vertikala profiler i luftrummet.
- ***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 µg/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 2013 års mätdata av luftföroreningar (mätstationen vid Gårda) och meteorologiska parametrar (mätstationen Lejonet). 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 EUs Luftdirektiv och baseras på jämförelse mellan beräknade halter och uppmätta halter. I tabell 3 framgår vilka krav som ställs på de luftföroreningar, som ingår i denna utredning.

Tabell 3. Kvalitetsmål för modellberäkningar enligt Naturvårdsvårdsverkets författningssamling (2010:8)

Kvalitetsmål	Partiklar (PM_{10})	Kvävedioxid (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 Gårda och från dessa beräknar verktyget kvalitetsmåtten 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 stokastiska parametrar, varför en viss spridning är att vänta mellan uppmätta och beräknade halter.

Valideringen genomfördes mot mätstationen vid Gårda, som är placerad cirka 4,5 meter väster om planområdet. Resultatet visade på låg modellosäkerhet och kvalitetsmålen innehölls med god marginal, se tabell 4.

Tabell 4. Resultat av modellosäkerheten

Resultat	Partiklar (PM_{10})	Kvävedioxid (NO_2)
Årsmedel*	6 %	9 %
Dygnsmedel**	-	2 %
Timmedel**	-	5 %

* Beräknad med det statistiska måttet RDE (Relativt Directive Erros), utgår från gränsvärdena i EUs Luftdirektiv

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

Modellberäkningarna återger inte, som tidigare nämnt, en exakt överensstämmer 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 därefter antagits vara tillämpbara för år 2020. Detta antagande görs under förutsättningarna att kalibreringen främst beror på plats- och modellspecifika faktorer, som inte ändras med tiden.

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_{10}). Bakgrundhalterna som nyttjats i rapporten har hämtas från mätstationen Femman i Göteborg, vilket sannolikt är något högre än vid planområdet. Bakgrundhalterna av kvävedioxid har justerats efter SMHIs antagande gällande en cirka 10 % reduktion fram till 2020 (SMHI, 2012). För att beräkna halten av kvävedioxid (NO_2) har beräkningarna tagit ozonets oxidation av kvävemonoxid (NO) till kvävedioxid (NO_2) i beaktande. Den regionala bakgrundshalten av ozon hämtades från bakgrundsstationen Råö, som ingår i den regionala ozonövervakningen och är belägen cirka 30 km söder om Göteborg.

3.3.1 Meteorologi

Beräkningarna har gjorts med meteorologiska data från 2013, inhämtad från mätstationen Lejonet. En beskrivning av vädret år 2013 kan hittas på Göteborgs stads hemsida (Göteborgs Stad, 2014). Skillnaden i beräkningsresultat för åren 2016 och 2020 inkluderar alltså inte meteorologiska skillnader utan enbart skillnader i emissioner. Variabiliteten av föroreningshalter som inträffar p.g.a. meteorologiska skillnader mellan olika år har det inte tagits hänsyn till. Dock betraktas år 2013 som ett normalår ur ett meteorologiskt perspektiv.

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.

Trafikuppgifterna som nyttjats i rapporten har tagits fram av Göteborgs Stad och sammanställts av Trafikkontoret. Trafikmängderna tog fram med hänsyn till dagens trafikmängder och den kommande exploateringen i närområdet. I modellberäkningen har trafikens dygnsfördelning under vardagar och helger tagits i beaktande. I tabell 5 listas de trafikmängder för de vägar och scenarier, som ingick i beräkningarna. Trafikmängderna levererades som ÅMVD, dessa har schablonmässigt beräknats om till ÅDT med hjälp av formeln ÅDT = 0,9 * ÅMVD.

Tabell 5. Trafikuppgifter för omkringliggande vägar

	ÅMVD		Andel tung trafik (%)	Antal bussar
Väg	**2016**	**2020**		
Östra Eriksbergsgatan	3900	4300	7	550 st via bussgata Valskvarnsgatan
Bratteråsbacken	150	900	3	
Celsiusgatan		500	3	
- *norr om planområdet*	150	1700	3	
- *i planområdet*	150	250	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 dieseltrafik, t.ex. 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 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 PM_{10} till den totala partikelhalten uppgick till mindre än 2 µg/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 eventuell acceleration sker.

Nordväst om planområdet cirka 150 meter passerar Hamnbanan, som trafikeras av i huvudsakligen godståg. Trafiken på Hamnbanan har antagits till 25 eldrivna godståg och 30 dieseldrivna godståg, som årsdygnsmedelvärden (ÅMVD). De dieseldrivna godstågen har höga emissioner av kväveoxider (NO_x), men är inte många till antalet och har på grund av dess avstånd till planområdet antagit ha en försumbar effekt i dagsläget. Tågen ger även upphov till partikelemissioner (PM_{10}). Men med partiklarnas korta uppehållstid i luften, de relativa långa avståndet till planområdet samt tågtrafiken få passager, bedöms tågtrafikens relativa bidrag av partiklaremissioner till planområdet som mycket små och har därför inte beaktats i beräkningarna. I framtiden kommer Hamnbanan förläggas genom en tunnel och kommer då inte ha någon påverkan inom planområdet. Partikelemissioner från eventuella framtida spårvagnslinjer antas vara av underordnad betydelse i jämförelse med vägtrafiken och har därav inte tagits med i beräkningarna.

3.4.3 **Sjöfart**

Göteborg har Skandinaviens största hamn och historiskt sett har den haft en stor inverkan på både luftkvaliteten i staden. Större fartyg har en huvudmotor, som används för framdrivning av fartyget till sjöss och några mindre hjälpmotorer för att generera el ombord. Huvudmotorn skapar de största utsläpp men är avstängd när fartygen ligger förtöjda i hamn. Dock sker höga emissioner från huvudmotorn vid start och manövrering av fartyget, vilket kan leda till försämrad luftkvaliteten i hamnstäder (Fridell et al., 2008). Utsläppen från de mindre hjälpmotorerna är lägre, men kan inte helt bortses då de används kontinuerligt, även i centralt belägna hamnar (Cooper, 2003). Dessa emissioner kan reduceras till ett minimum genom att ansluta fartygen till el från land, vilket innebär att hjälpmotorerna då kan stängas av. Göteborgs hamn var först i världen med att erbjuda elanslutning för fartyg, vilket lett till minskade emissioner (Göteborgs hamn, 2013).

SMHI påvisade i en studie från 2011 att sjöfartens relativa bidrag av luftföroreningarna till de centrala Göteborg i dagsläget utgör en liten del. Resultaten visade att sjöfartens emissioner av NO_x utgjorde 10 % av den årliga medelhalten i Göteborgs centrala delar, vilket motsvarar en NO_x-koncentration på 3,22 µg/m^3. Sjöfartens bidrag till halterna av partiklar, som PM10, var enligt studien försumbara (SMHI, 2014). Partikelutsläppen har sedan studien avslutades minskat och mellan 2014 och 2015 halverades utsläppen från

22 ton till 11 ton. Utsläppen från sjöfarten räknas in i de urbana bakgrundshalterna och har därigenom tagits i beaktande.

3.5 Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna

Emissionsfaktorn är den mängd kvävedioxid och partiklar (PM_{10}) som ett genomsnittligt fordon skapar per körd sträcka. Emissionsfaktorn påverkas av många olika förhållanden, exempelvis fordonens typ och hastighet samt vägbanans beläggning, dammighet och fuktighet.

Avgasemissioner beräknas i huvudsak med hjälp av emissionsmodellen HBEFA för år 2014 (emissionsuppgifter för 2016 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 2020 och 2030. HBEFA antar för år 2030 att andelen dieselfordon kommer vara cirka 60 % av den svenska personbilsflottan. I dagsläget utgörs Göteborgs personbilsflotta av cirka 30 % dieselbilar (Trafikanalys, 2016). Utsläppen av kväveoxider beräknas dock minska fram till år 2020 och 2030 på grund av högre krav på avgasutsläppen. Emissionerna från fordonstrafiken beräknas utifrån dessa antaganden.

För partiklar beräknas det inte ske någon större skillnad i emissionsfaktorerna mellan åren 2014 och 2020, dessutom domineras utsläppen av partiklar (PM_{10}) som uppkommer vid slitage och ej som avgaser. För emissionerna av partiklar är andelen tung trafik, dubbdäcksandel och antal fordon de viktigaste parametrarna. Dubbdäcksandelen har påvisats ha en avgörande inverkan på partikelhalterna. I dagsläget uppgår dubbdäcksandelen i Göteborg till cirka 50%. Då normen för PM_{10} avser ett högsta tillåtna medelvärde för ett helt kalenderår, behövs information gällande dubbdäcksandelens påverkan på halterna under ett år. För beräkningarna av PM_{10} användes därav genomsnittliga emissionsfaktorer under ett helt år. För scenariot 2020 användes samma dubbdäcksandel som i nulägeslägesscenariot.

För år 2020 genomfördes scenariot med HBEFAs prognostiserade emissionsfaktorer för 2014. Detta eftersom det finns osäkerheter kring att emissionsfaktorerna för kväveoxider faktiskt kommer att minska i samma utsträckning som HBEFA räknat med. Genom att beräkna år 2020 med dagens emissionsfaktorer erhålls ett ”worst case” scenario, vilket belyser vilka halter som kan förekomma om inga förbättringar sker av utsläppen från vägtrafiken.

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 (förenklingar 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 (t.ex. andelen dieselbilar) 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 (NO_x) utgörs av kväveoxid (NO) och kvävedioxid (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 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 µg/m^3 (Staxler et al., 2001). För friska personer har liknande effekt rapporterats, dock vid betydligt högre halter på uppemot 2000 µg/m^3 (Barck et al, 2005). Vid rangordning av luftföroreningars påverkan på hälsan, placeras kvävedioxid på fjärde plats efter PM2,5, PM_{10} och ozon (EEA, 2013).

4.1.1 Genomförda mätningar av kvävedioxid

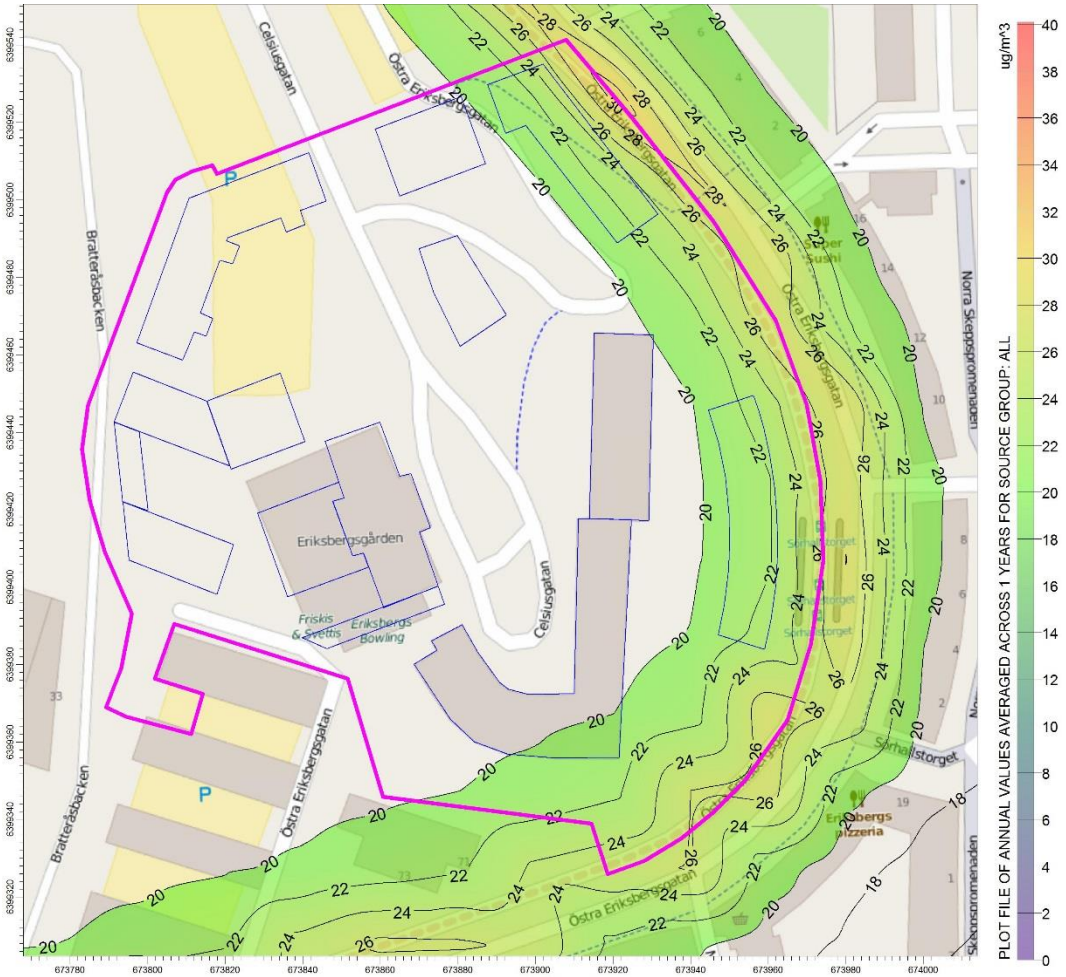
Göteborgs kommun bedriver mätningar av luftföroreningar vid ett antal platser i staden. Miljöförvaltningen har tre mobila mätstationer, som används för att kartlägga luftkvaliteten på olika platser i Göteborgsregionen. Mätningar genomfördes vid Sannegårdshamnen år 2009, där den mobila mätstationen var placerad cirka 600 meter sydväst om planområdet.

Tabell 6. Halter av kvävedioxid vid Sannegården

Kvävedioxid NO_2 (µg/m³)	MKN	Sannegården	Femman				
		2009	2011	2012	2013	2014	2015
Medelvärde	**40**	24	21,9	21,9	20,5	18,7	18,4
98 %-il dygn	**60**	52	51,6	52,9	51,4	44,0	41,9
98 %-il tim	**90**	82	68,5	66,4	70,7	61,5	62,2

Mätresultatet påvisade inga överskridanden av miljökvalitetsnormerna. Halterna vid Sannegårdshamnen korrelerade relativt väl med uppmätta halter vid Femman, som mäter den urbana bakgrundshalten i Göteborg.

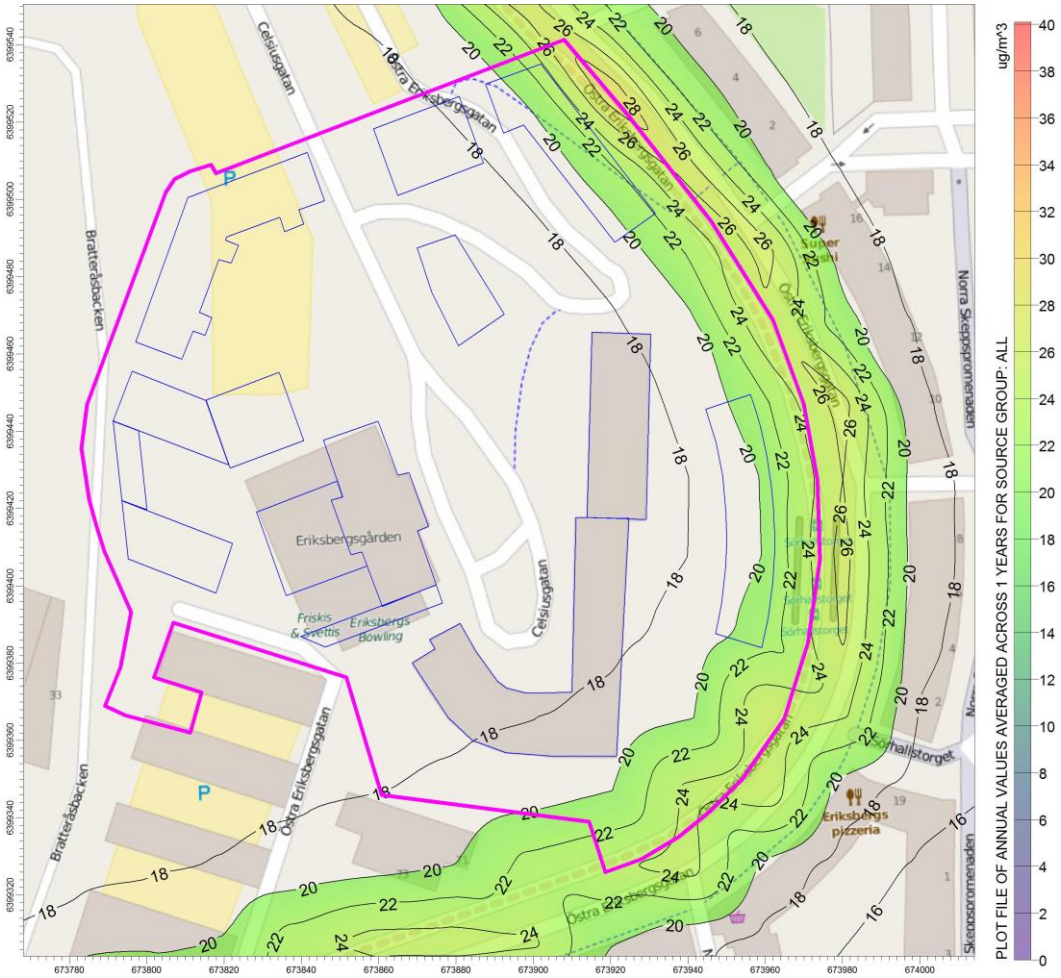
4.1.2 NO_2 Årsmedelvärden



Figur 4. Nuvarande situation 2016, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 30 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde på 40 µg/m³. Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 20 µg/m³.

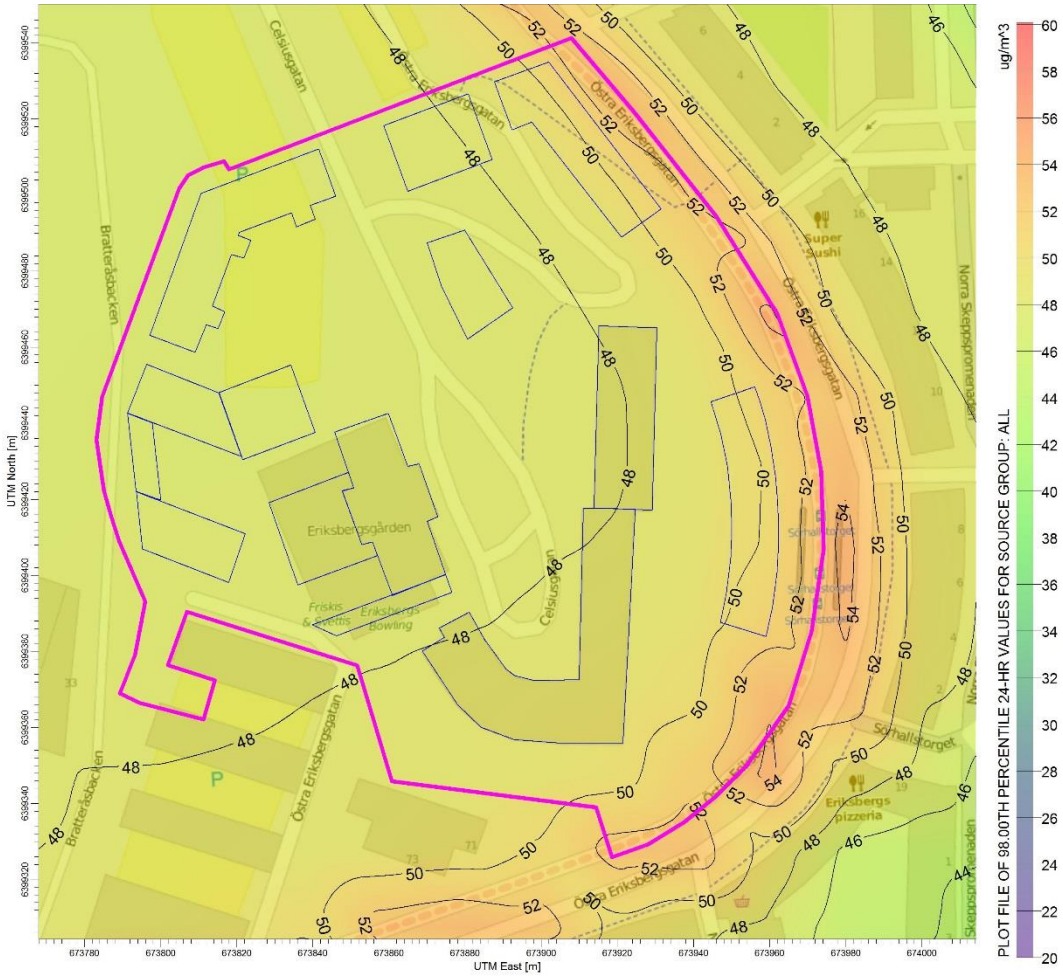


Figur 5. Nuvarande situation 2020, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 26 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde på 40 µg/m³. Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 20 µg/m³.

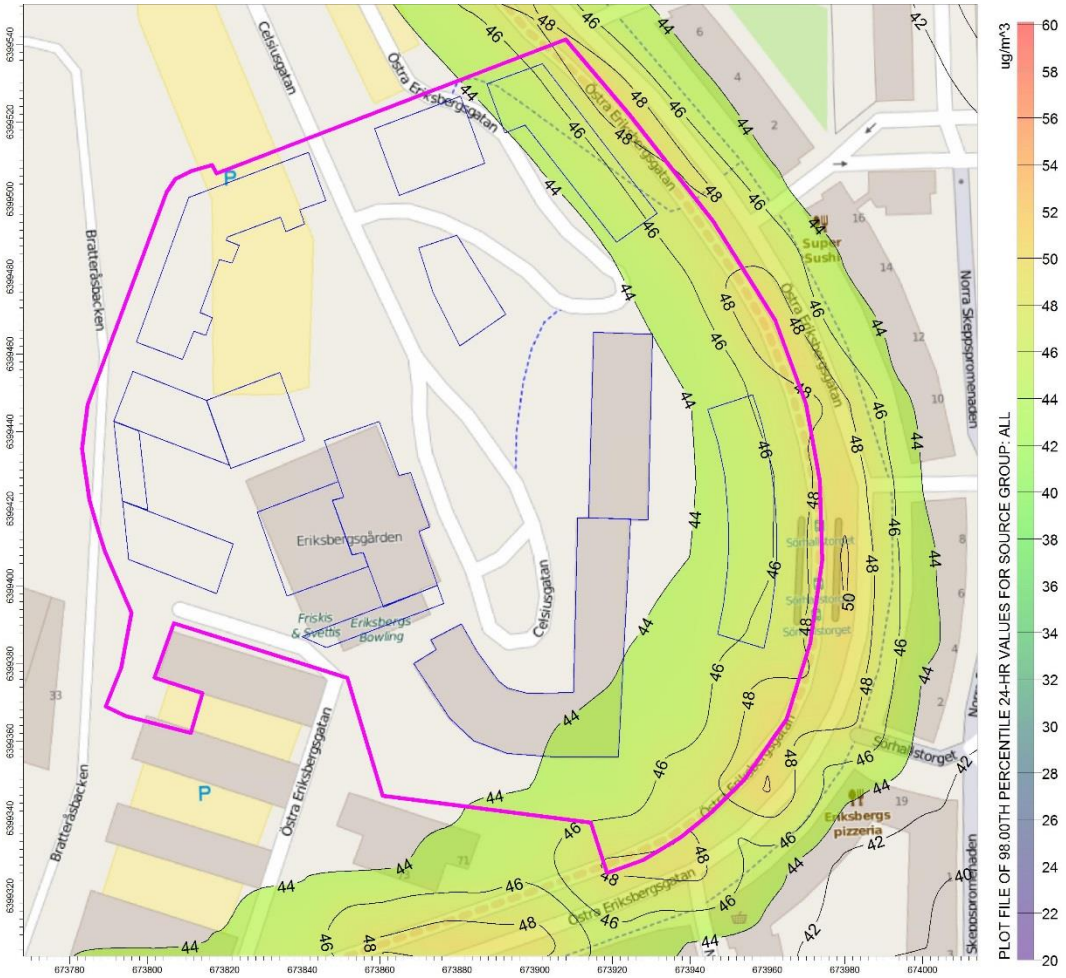
4.1.3 NO_2 Dygnsmedelvärden



Figur 6. Nuvarande situation 2016, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger båda på omkring 52 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 60 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 98-percentil och år. Det finns inget upprättat miljökvalitetsmål för kvävedioxid som dygnsmedelvärde.



Figur 7. Nuvarande situation 2020, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 48 µg/m³.

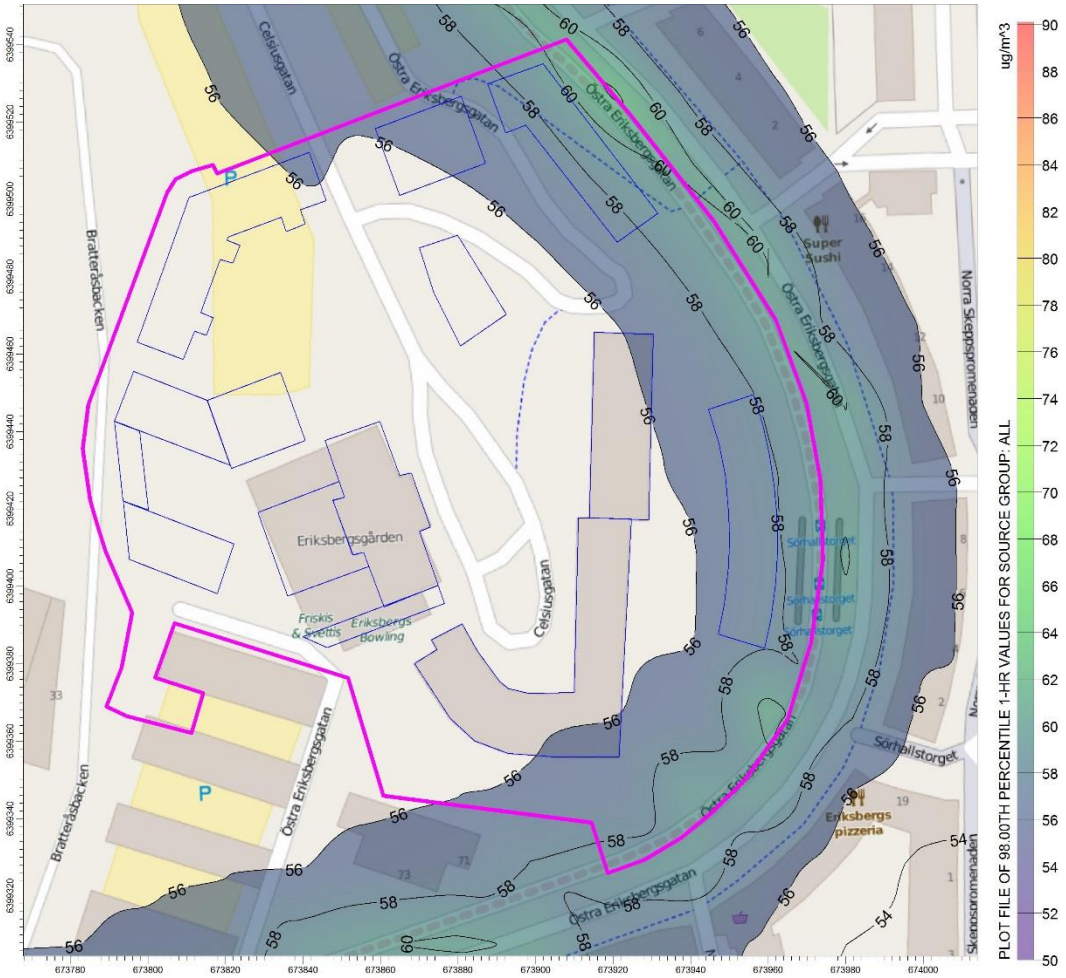
Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 60 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 98-percentil och år. Det finns inget upprättat miljökvalitetsmål för kvävedioxid som dygnsmedelvärde.

4.1.4 NO_2 Timmedelvärden

Figur 8. Nuvarande situation 2016, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger båda på omkring 66 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens timmedelvärde på 90 µg/m³ som 98-percentil för timmedelvärdet och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 60 µg/m³ för timmedelvärdet som 98-percentil och år.



Figur 9. Nuvarande situation 2020, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 60 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens timmedelvärde på 90 µg/m³ som 98-percentil för timmedelvärdet och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 60 µg/m³ för timmedelvärdet som 98-percentil och år.

4.1.5 **Bedömning av kvävedioxid**

Resultatet från spridningsberäkningarna visar på relativt god överensstämmelse med uppmätta halter vid Sannegården. De beräknade haltnivåerna av kvävedioxid minskade för år 2020 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna beräknas vara som högst på den östra delen av planområdet, som vetter mot Östra Eriksbergsgatan, men avtar med avståndet.

Årsmedelvärdet för miljökvalitetsnormen (40 µg/m³) innehölls inom planområdena för samtliga scenarion. Miljökvalitetsmålet som årsmedelvärde (20 µg/m³) klarades inte för

hela planområdet för något av scenariona. Det är planområdets östra gräns mot Östra Eriksbergsgatan som överskrider målet i dagsläget.

Miljökvalitetsnormen för dygnsmedelvärdet (60 µg/m^3) bedöms vara en av de miljökvalitetsnormerna med förhöjda haltnivåer. Enligt beräkningarna är de östra delarna av planområdena i dagsläget som uppvisa relativt höga halter. Miljökvalitetsnormen klaras dock för hela planområdet och för samtliga scenarion.

Miljökvalitetsnormen för timmedelvärdet (90 µg/m^3) klaras för samtliga scenarion. Planområdenas östra delar mot Östra Eriksbergsgatan uppvisar dock relativt höga halter, men är inte nära att överskrida miljökvalitetsnormen. Miljökvalitetsmålet på 60 µg/m^3 klaras inte i nulägets-scenariot. För 2020 scenariot tangeras den nordöstra gränsen till planområdet och riskerar att överskridas.

Förklaringen till att kvävedioxidhalterna enbart reducerades marginellt för scenariot 2020 är att den förväntade minskningen av bakgrundhalterna motverkas av den prognostiserade trafikökningen.

4.2 Partiklar som 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, uppvirvling jorddamm, 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.

PM_{10} är ett storleksintervall för inandningsbara partiklar med en diameter mindre än 10 µm. Partiklar med en diameter större än 10 µm 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 Göteborg 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.

4.2.1 Genomförda mätningar av partiklar (PM_{10})

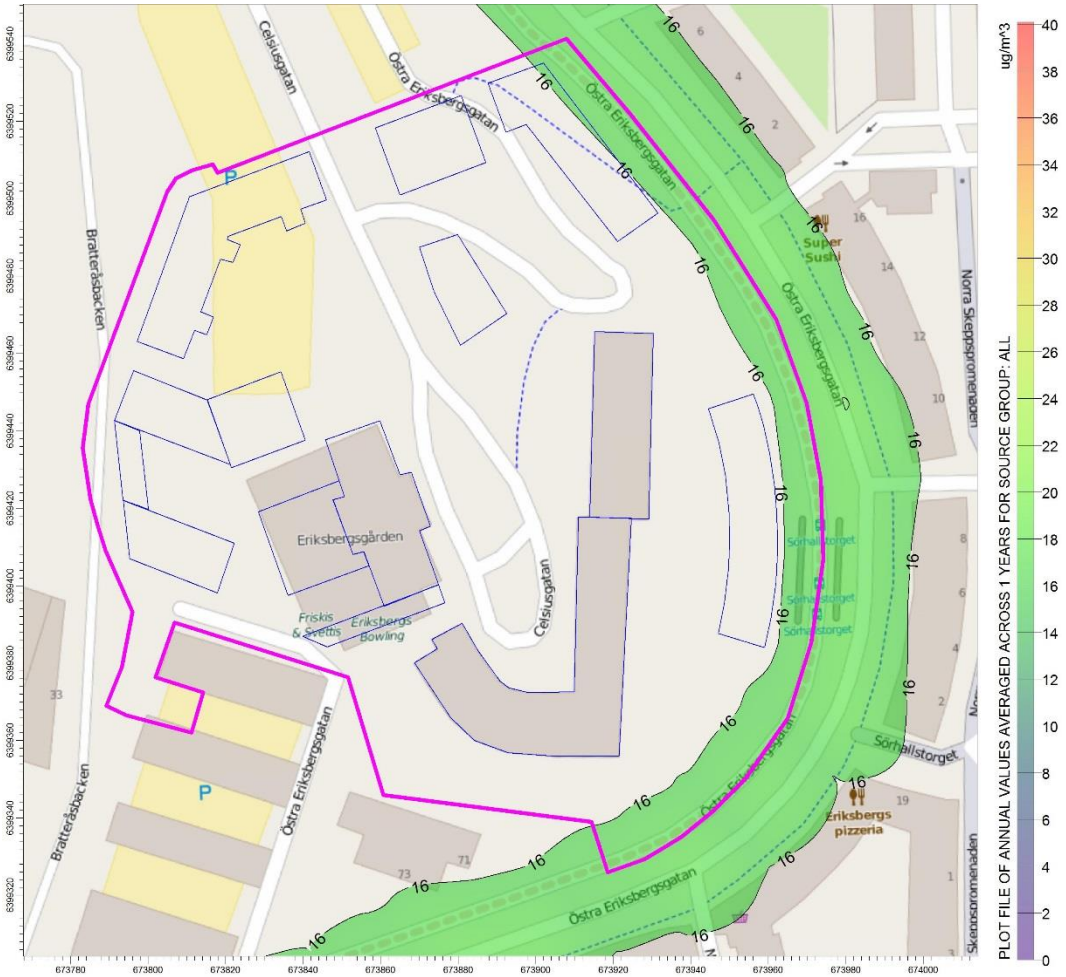
Genomförda mätningar av PM_{10} har under de senaste åren visat på generellt minskade partikelhalter i Göteborg och i dagsläget klaras miljökvalitetsnormerna vid samtliga mätstationer.

Tabell 7. Halter av partiklar (PM_{10}) vid Sannegården

Partiklar PM_{10} (µg/m³)	MKN	Sannegården	Femman				
		2009	2011	2012	2013	2014	2015
Medelvärde	**40**	16,0	17,7	15,6	15,0	14,6	14,2
90 %-il dygn	**50**	24,0	28,3	24,2	24,9	22,8	19,8

Det skede inte något överskridande av miljökvalitetsnormen för partiklar som PM_{10} under mätkampanjens genomförande.

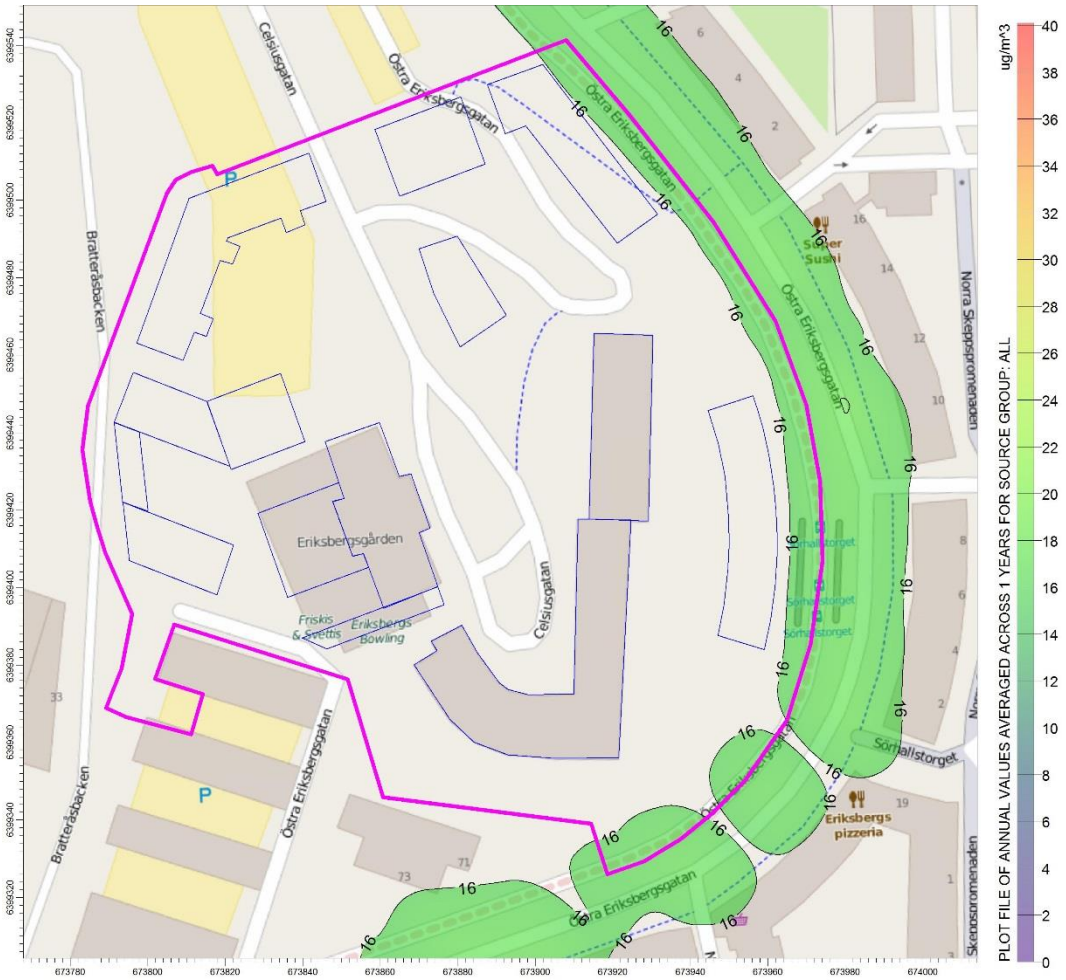
4.2.2 PM_{10} Årsmedelvärden



Figur 10. Nuvarande situation 2016, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 16 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde för PM_{10} på 40 µg/m³. Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för partiklar som PM_{10} ligger på 15 µg/m³.

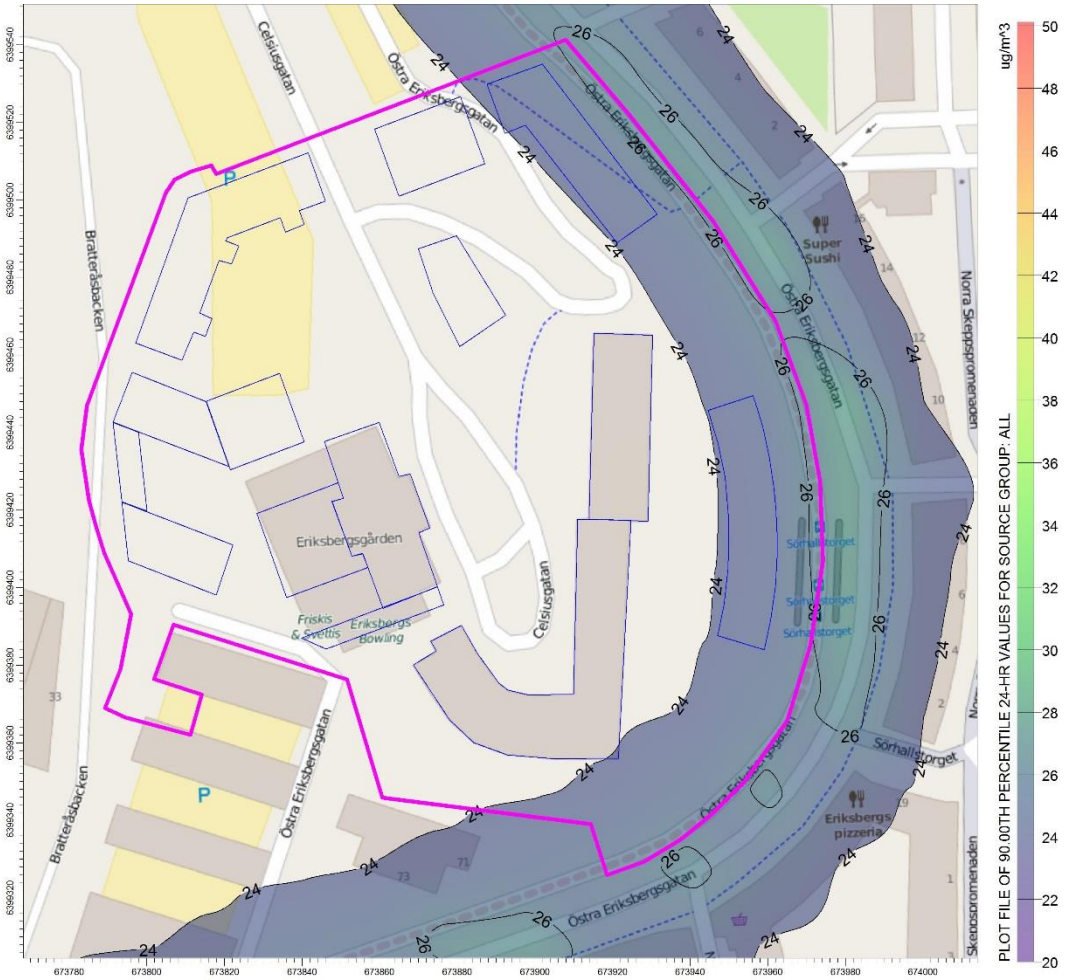


Figur 11. Nuvarande situation 2020, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 16 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde för PM_{10} på 40 µg/m³. Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för partiklar som PM_{10} ligger på 15 µg/m³.

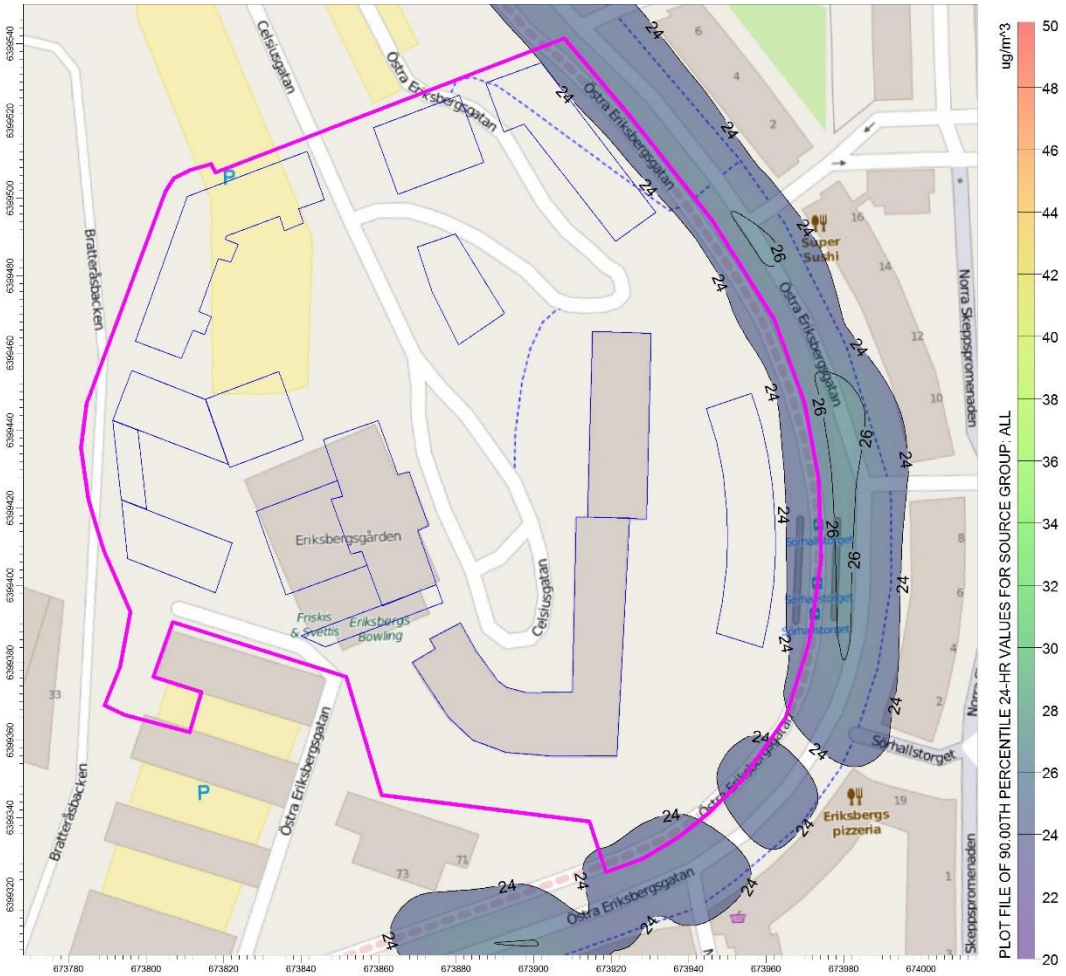
4.2.3 **PM_{10} Dygnsmedelvärden**



Figur 12. Nuvarande situation 2016, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som dygnsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 26 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 50 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 90-percentil och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för partiklar som PM_{10} avseende dygnsmedelvärdet som 90-percentil ligger på 30 µg/m³.



Figur 13. Nuvarande situation 2020, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som dygnsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje och föreslagna byggnader med blå linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 24 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 50 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 90-percentil och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för partiklar som PM_{10} avseende dygnsmedelvärdet som 90-percentil ligger på 30 µg/m³.

4.2.4 Bedömning av partiklar (PM_{10})

Resultatet visade på god överenstämmelse med uppmätta mätvärden vid Sannegården. Partikelhalterna uppvisade en mycket lägre variation mellan scenarierna i jämförelse med kvävedioxidhalterna.

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

Miljökvalitetsmålet ”Frisk Lufts” årsmedelvärde för partiklar som PM_{10} ligger på 15 µg/m^3 och klaras inte för hela planområdet i nuläges eller 2020 scenariot. Miljökvalitetsmål för årsmedelvärde kommer 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 dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m^3 klaras inom hela planområdet för båda scenariona.

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.

Göteborg har haft svårt med att klara miljökvalitetsnormerna av framförallt kvävedioxid, men även tidvis partiklar (PM_{10}) och har upprättat ett åtgärdsprogram för kvävedioxid. Trots vidtagna åtgärder kvarstår problemet med att klara normen för kvävedioxid. Följande åtgärder antas ha en positiv inverkan på utsläppen av luftföroreningar vid planområdena. Åtgärderna är mer lokalinriktade och anses för projektet möjliga att påverka. I Bilaga 1 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 hålighet i vindriktning från barriären, som innehåller en välblandad, och potentiellt lägre av 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 el al., 2005).

Bullerskärmarnas 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 kondensations processer, efter att de emitterats, samt att de kan deponeras på bullerskärmarnas yta. Detta innebär att det är många osäkerhetsparametrar som försvårar noggranna antaganden och beräkningar.

Det finns i nuläget inga bullerskärmar mot de omkringliggande vägarna. De planerade byggnaderna i planområdena bildar dock en barriär mot de omkringliggande vägarna, som inte antas försvåra utvädringen av luftföroreningar. Stora, fasta strukturer så som 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. Den förändring som sker av bebyggelsen i utbyggnadsalternativet medför därför att människor som vistas i planområdet inte utsätts för en ökad risk för exponering av hälsofarliga luftföroreningar jämfört med nuläget. I områden där byggnader upphör har högre halter påträffats. Detta då luftföroreningar kan ackumuleras längs väggen för att sedan frigörs vid slutet av byggnaden. Det anses därför som fördelaktigt om bostadskropparna tills stor del byggs ihop, då en viss ökning kan ske om det fanns en öppningen mellan byggnadskropparna.

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, så som storleken, geometrin och kemiska sammansättningen anses som de viktigaste. Det är de allra minsta (<0.1 mikrometer, µm) och de allra största partiklarna (1 – 10 µm), som har högst chans att deponeras på träden. Den lokala vägtrafiken ger upphov till just dessa två partikelfraktioner, varav den största partikelfraktionen utgör det största lokala bidraget till 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. Trädplanteringens utformning och omfattning påverkar också hur mycket partiklar som kommer att deponera.

Trädplanteringar kan minska ozonhalterna genom att ozonet, som är en reaktiv gas, deponeras på träden eller absorberas (passerar in) via t ex 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 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 bevara träden längs Östra Eriksbergsgatan. Det anses bra att befintliga slänter och vegetation öster om Celsiusgatan föreslås sparas. Utformningen av vegetationen kommer att påverka möjligheten till spridningen och filtrering av luften samt deponering av luftföroreningarna på vegetationsytorna. Vegetationen inom planområdet kan antas ha en liten 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 täta stadsmiljöer där utspädningen redan utan vegetation är begränsad (Janhäll, 2015). Vissa delar inom området kommer bli något slutna genom byggnation av de föreslagna bostäderna och verksamheterna. Därför att det viktigt att inte plantera träden tätt så gaturummen ytterligare sluts. Vid för tätt planterade träd finns risken att luftföroreningarna stängs in under trädkronorna, vilket kan öka människors exponering av luftföroreningar. Förslagsvis skulle låga häckar eller buskar kunna placeras i den direkta närheten av gatan.

6 Sammanfattande bedömning

För att skydda människors hälsa och miljön har regeringen utfärdat en förordning om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna ska inte tillämpas för luften på arbetsplatser och kommer därför inte beröra de kontors- och verksamhetslokaler som detaljplanen föreslås medföra. Dock ska luften utanför lokalerna och vid bostäderna samt förskolan bedömas mot upprättade miljökvalitetsnormerna.

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

I denna utredning har spridningsberäkningar utförts för området Celsiusgatan, som är beläget utmed norra älvstranden, cirka 5 km väster om Göteborgs centrum. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av kvävedioxid (NO_2) och partiklar (PM_{10}) inom de aktuella planområdena samt att jämföra uppmätta och beräknade halter

mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes för den nuvarande situationen och 2020 med 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 dagens emissionsfaktorer användes för 2020.

Resultatet från spridningsberäkningarna stämde överens med tidigare genomförda mätningar vid Sannegården. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras för samtliga scenarion. Enligt beräkningarna bedöms dygnsmedelvärdet för kvävedioxid vara den miljökvalitetsnormen, som idag uppvisar högst halter. Miljökvalitetsmålet som årsmedelvärde (20 µg/m^3) klarades inte i nuläget men klaras för större delen av planområdet för 2020 scenariot. Det är planområdets östra gräns mot Östra Eriksbergsgatan som överskrider målet i dagsläget. Timmedelvärde (60 µg/m^3) klaras inte i nuläget, men för 2020 scenariot tangeras målvärdet planområdets nordöstra delar och riskeras därav att överskridas.

Förklaringen till att kvävedioxidhalterna enbart reducerades marginellt för scenariot 2020 är att den förväntade minskningen av bakgrundhalterna motverkas av den prognostiserade trafikökningen. I beräkningarna användes inga prognostiserade emissionsfaktorer för fordon på väg, vilka är betydligt lägre än dagens emissionsfaktorer. Om emissionsfaktorerna sjunker i enlighet med prognoserna de närmaste åren kommer även kvävedioxidhalterna att sjunka och miljökvalitetsnormerna kommer då att klaras med god marginal. Det är därav troligare att det beräknade värdet överskattar halterna än tvärtom.

Partikelhalternas års- och dygnsmedelvärde förändras inte nämnvärt mellan de olika scenariona. Miljökvalitetsnormerna klaras dock för samtliga scenarion inom planområdet och antas inte utgöra en begränsande faktor i framtiden. Miljökvalitetsmålet ”Frisk Lufts” årsmedelvärde för partiklar, PM_{10} (15 µg/m^3) klaras inte för hela planområdet i nulägets- eller 2020 scenariot. Miljökvalitetsmålet för dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m^3 klaras inom planområdet.

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 bostäderna och verksamhetshusen i planområdet kommer byggas i direkt närhet till Östra Eriksbergsgatan. Detaljplanen medför att fler människor utsätts för exponering av luftföroreningar jämfört med nuläget inom planområdet. Vid bostäderna antas miljökvalitetsnormerna klaras för samtliga scenarion. Att till viss del 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 avskärmande barriär.

Vägarna inom planområdet antas inte ha någon större inverkan på föroreningssituationen. De omkringliggande vägarnas relativa bidraget och deras påverkan inom planområdet är mycket lågt samt att bakgrundshalterna utgör den klart största andelen av kvävedioxidhalten. Beräkningarna tar inte hänsyn till enskilda byggnaderna, vilka antas ha en viss minskande effekt på kvävedioxid- och partikelhalten (PM_{10}) på innegårdarna bakom byggnaderna. Det är fördelaktigt om byggnaderna byggs ihop, eftersom det skulle bilda en effektiv barriär mot inträngning av höga halter på innergårdarna

Ur luft synpunkt vore det fördelaktigt att bevara träden längs Östra Eriksbergsgatan. Det anses bra att befintliga slänter och vegetation öster om Celsiusgatan föreslås sparas. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, så som byggnader/bullerskärmar, och vegetation. Gaturummen inom planområdet kan dock bli något mer slutet genom byggnationen av bostäderna och verksamhetshusen. Detta skulle kunna föranleda situationer med högre haltnivåer. Vegetation kan försämra omblandningen och spridningen av luftföroreningar genom minskad turbulensen i slutna gaturum och det är därav viktigt att inte plantera träden för tätt så gaturummet ytterligare sluts.

Planområdet antas klara miljökvalitetsnormerna både i nuläget och för beräknade framtidsscenariona. 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 placeras bort från den utsatta sidan av huset som vetter mot Östra Eriksbergsgatan. Det är även att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader som vetter mot Östra Eriksbergsgatan, 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 NO2 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

Cooper, D. A. (2003). Exhaust emissions from ships at berth. *Atmospheric Environment*, *37*(27), 3817-3830

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

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

FAIRMODE. (2011). Guide on modelling Nitrogen Dioxide (NO_2) for air quality assessment and planning relevant to the European Air Quality Directive. ETC/ACM Technical Paper 2011/15

Fridell, E., Steen, E., & Peterson, K. (2008). Primary particles in ship emissions. *Atmospheric Environment*, *42*(6), 1160-1168

Gehrig, R., Hill, M., Lienemann, P., Zwicky, C. N., Bukowiecki, N., Weingartner, E., Baltensperger U., & Buchmann, B. (2007). Contribution of railway traffic to local PM10 concentrations in Switzerland. Atmospheric Environment, 41(5), 923-933

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

Göteborgs Stad. (2013). Utvärdering av dubbdäcksförbudets effekt på luftkvaliteten på Friggagatan. Utredningsrapport 2013:8

Göteborgs Stad. (2014). Årsrapport 2013. Luftkvaliteten i Göteborgsområdet. R 2014:10. ISBN nr: 1401-2448

Göteborgs Stad. (2015). Årsrapport 2014. Luftkvaliteten i Göteborgsområdet. R 2015:6. ISBN nr: 1401-2448

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_{10} i Stockholmsregionen som funktion av dubbdäcksandel och fordonshastighet. SLB 2:2008

Naturvårdsverket. (2014). Luftguiden – Handbok om miljökvalitetsnormer 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. (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. (2014). Sjöfartens påverkan på Göteborgsluften. [2015-09-17]

Staxler L., Järup L. & Bellander T. (2001). Hälsoeffekter av luftföroreningar - En kunskapssammanställning inriktad på vägtrafiken i tätorter. Rapport från Miljömedicinska enheten 2001:2

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

8 Bilaga 1 Luftförorenings reducerade åtgärder

8.1 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).

Göteborgs Stad har infört dubbdäcksförbud på Friggagatan och Odinsgatan, och Miljöförvaltningen har utvärderat effekten av dubbdäcksförbudet på luftkvaliteten och kommit fram till förbudet dels har en direkt effekt på dubbdäcksanvändningen på gatan, dels en indirekt effekt i Göteborg som helhet. För att fastställa effekten av dubbdäckförbudet på den generella luftkvaliteten i Göteborg, krävs detaljerad mätdata över den totala fordonsmängden samt trafikarbetesfördelningen mellan olika fordonsslag (Göteborgs Stad, 2013:8).

Vid uppskattningar baserat på mätningarna har man försökt visa hur många procent av personbilarna skulle få använda dubbdäck för att miljökvalitetsnormerna ska klaras vid olika gaturum. Dessa uppskattningar är dock befästa med viss osäkerhet, då toleransen vad gäller dubbandel, 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.

8.2 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_{10}) 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 reducering av halten partiklar i luften.

Miljöförvaltningen sprider partikelbindande medel på Lundbyleden, norr om planområdet. På grund av avståndet till Lundbyleden, antas det inte ha någon stor inverkan på antalet tillfällen med förhöjda partikelhalter i området.

8.3 Lokala trafikreglerande åtgärder

8.3.1 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.

Göteborgs kommun 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. Kommunen ska ha antagit en särskild beredskapsplan, där förbudsområdena utformas så att genomgående trafik inte hindras i onödan.

Göteborgs kommun har gjort bedömningen att det är mycket osannolikt att den beskrivna luftföroreningssituationen uppkommer och har därför inte upprättat en beredskapsplan, som lagen föreskriver. Detta innebär för närvarande att Göteborgs kommun inte på rättslig grund kan utfärda ett bilförbud, även om en situation med ovannämnda luftföroreningar trots allt skulle uppstå.

Enligt förordningen (SFS 1990:1080) skulle Göteborgs kommun, om förordningens bestämmelser vore uppfyllda, kunna stänga av E6 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 E6 är en statlig allmän väg och ett riksintresse för kommunikationer. Att vidta trafikregleringar som en åtgärd för att reducera luftföroreningar är till viss del tvetydigt 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.

8.3.2 **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 (dvs. 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_x) och kolmonoxid (CO). Vid införande av hastighetsdämpande åtgärder, t.ex. 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_x, HC och CO, framför allt på 30-gatorna, men även på det totala gatunätet (Svensson & Hedström, 2003). För

partiklar är effekten av minskade hastigheter lite mer oviss. Med ökad hastighet, ökar fordonens emissioner av partiklar och uppvirvling av partiklar från vägbanan. 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. Då partikelhalterna är så beroende av platsspecifika variabler, saknas det därför verifierade samband mellan hastighet och partikelhalter (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 ca 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.

8.4 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 den 1 januari 2013 i Göteborg med syftet att bland annat förbättra luftkvaliteten och bidra till finansiering av Västsvenska Paketet. Både E6/E20, Mölndalsvägen och Almedalsvägen förseddes med portaler för trängselskatt. Biltrafiken minskade under 2013 jämfört med 2012 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.

Miljöförvaltningen i Göteborg har utrett effekten av trängselskattens införande på luftkvaliteten i Göteborgsområdet. Utredningen framhåller att halter av både partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid har minskat sedan införandet av trängselskatten. Partiklar uppvisar en större minskning än kvävedioxid. En förklaring till varför minskningen av kvävedioxid var så låg och varför trängselskatten inte haft större effekt antas vara den ökade andelen dieselbilar i fordonsflottan. Dieselbilar har en högre andel direktemitterad kvävedioxid än bensinbilar och utgör ett ökande problem för varför det är svårt att klara miljökvalitetsnormerna.

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. Kvävedioxid- och framförallt partikelhalterna avgöras 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 (Göteborgs stad, 2015).

8.5 Tekniska krav och utveckling

Upprättande av en miljözon anses som viktigt 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 behövligt 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 inom Göteborgs miljözon, vilket innebär att utsläppsrelaterade krav ställs på tunga fordon som trafikerar de intilliggande vägarna.

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_x), 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 införs 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 direktemissioner av kvävedioxid från vägtrafiken (FAIRMODE, 2011).

RAPPORT
2016-11-09
[KONCEPT]
LUFTUTR. KV SANNEGÅRDEN