
RAPPORT

MÖLNDALS STAD

Spridningsberäkningar, detaljplan Lunnagården i Mölndal

UPPDRAGSNUMMER 13011011



2020-05-15

GBG LUFT- OCH MILJÖANALYS

LEIF AXENHAMN

Sammanfattning

Sweco har på uppdrag utför spridningsberäkningar med avseende luftföroreningar i samband med planarbetet vid Lunnagården i Mölndal. Vid detaljplaneområdet har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM₁₀), och högst haltnivåer bedöms uppkomma i närheten av Söderleden. Syftet med spridningsberäkningarna är att visa på fördelningen av kvävedioxid (NO₂) och partiklar (PM₁₀) inom det aktuella planområdet samt att jämföra beräknade halter mot föreskrivna miljö kvalitetsnormer och det nationella miljö kvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar har utförts för den nuvarande situationen och för år 2035 med beräknade framtida trafikmängder, bakgrundshalter och emissioner. Resultaten från spridningsberäkningar sammanfattas enligt följande:

Kvävedioxid (NO₂)

Resultatet från spridningsberäkningarna visar att de beräknade haltnivåerna av kvävedioxid minskar för år 2035 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna av kvävedioxid beräknas minska till 2035 i jämförelse med nuvarande situation, trots ökade trafikmängder. Förklaringen till de reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2035 är en kombination av att bakgrundshalterna, 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.

Miljö kvalitetsnormerna

Resultaten visar att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft. Miljö kvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras för samtliga scenarion. Det är planområdets norra delar som uppvisar måttliga till höga halter i nuläges-scenariot.

Miljö kvalitetsmålen

Resultaten från spridningsberäkningarna visar att miljö kvalitetsmålet för kvävedioxid som års- och timmedelvärde inte klaras för nuläges-scenariot. För scenariot 2035 förväntas miljö kvalitetsmålen klaras för hela planområdet.

Partiklar (PM₁₀)

Partikelhalternas års- och dygnsmedelvärde förändras inte nämnvärt mellan de olika scenariona. Partikelhalterna beräknas vara som högst på den norra delen av planområdet, som vetter mot Söderleden, men avtar snabbt med avståndet. Anledningen till att partikelhalterna mer eller mindre hålls konstanta för de beräknade scenarierna, är att den antagna minskningen i andelen fordon med dubbdäck till viss del motverkas av den prognostiserade trafikökningen. Framtidsprognoserna av partiklarnas bakgrundshalter är inte lika positiv som för kvävedioxid och ligger i paritet med dagens nivåer.

Miljökvalitetsnormerna

Miljökvalitetsnormerna klaras för samtliga scenarion inom planområdet. I huvuddelen av området klaras miljökvalitetsnormerna med marginal.

Miljökvalitetsmålen

Miljökvalitetsmålet "Frisk Lufts" årsmedelvärde för partiklar, PM₁₀ (15 µg/m³) klaras inte för hela planområdet i nuläget eller för 2035 scenariot. Miljökvalitetsmålet för dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras inom planområdena i nuläget och för 2035 scenariot. Dock är den norra delen nära att tangeras målet.

Luftföroreningsreducerande åtgärder

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. Om byggnader (barriärer) uppförs vid Söderleden innebär det också att spridningen av luftföroreningarna reduceras succesivt in mot södra delarna av planområdet.

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.

Innehållsförteckning

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

1 Bakgrund och syfte

Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar med avseende på luftföroreningsutsläpp i samband med detaljplanearbete vid Lunnagården i Mölndal. Syftet med spridningsberäkningarna är att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom det aktuella planområdet samt att jämföra beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar är utförda dels för den nuvarande situationen, dels situationen för år 2035.

Luftföroreningarna som ingår i denna utredning är kvävedioxid (NO₂) och partiklar (PM₁₀). Partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid är de luftföroreningar som generellt visar på höga nivåer vid stora trafikleder.

Luftföroreningar i stadsmiljö kommer främst från lokala källor och vid planområdet bedöms vägtrafiken vara den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). 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, dels föroreningsnivåer som "ska eftersträvas".

I Tabell 1 och Tabell 2 nedan redovisas miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid (NO₂) och partiklar som PM₁₀. Dessutom förekommer miljökvalitetsnormer för partiklar som 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

Miljökvalitetsnormer för Kvävedioxid i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	60 µg/m ³	7 ggr per kalenderår
Timmedelvärden ³⁾	90 µg/m ³	175 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m ³ 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 PM₁₀

Miljökvalitetsnormer för Partiklar (PM ₁₀) i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	50 µg/m ³	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 (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

2.1.1 Bedömning av Miljökvalitetsnormerna för omgivningsluft

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

Enligt luftkvalitetsdirektivet (2008/50/EG) ska överensstämmelse med gränsvärden avsedda för skydd av människors hälsa inte utvärderas^{*)} på följande platser:

- Varje plats inom områden dit allmänheten inte har tillträde och det inte finns någon fast befolkning.
- Fabriker eller industrianläggningar där samtliga relevanta bestämmelser om hälsa och säkerhet på arbetsplatser tillämpas.
- På vägars körbana och mittremsa utom om fotgängare har normalt tillträde till mittremsan.

2(29)

RAPPORT
2020-05-15

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR, DETALJPLAN LUNNAGÅRDEN I
MÖLNDAL

^{*)} Med utvärdering avses, enligt luftkvalitetsdirektivet, en metod som används för att mäta, beräkna, förutsäga och uppskatta nivåer.

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 i Tabell 3 och Tabell 4 redovisas miljökvalitetsmålen för kvävedioxid (NO₂) och partiklar som PM₁₀.

Tabell 3. Miljökvalitetsmålen för kvävedioxid

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

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

²⁾ 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 PM₁₀

<i>Miljökvalitetsmålen för Partiklar (PM₁₀) i utomhusluft</i>		
Målvärden	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	15 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	30 µg/m ³	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 (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

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

3 Beräkningsförutsättningar

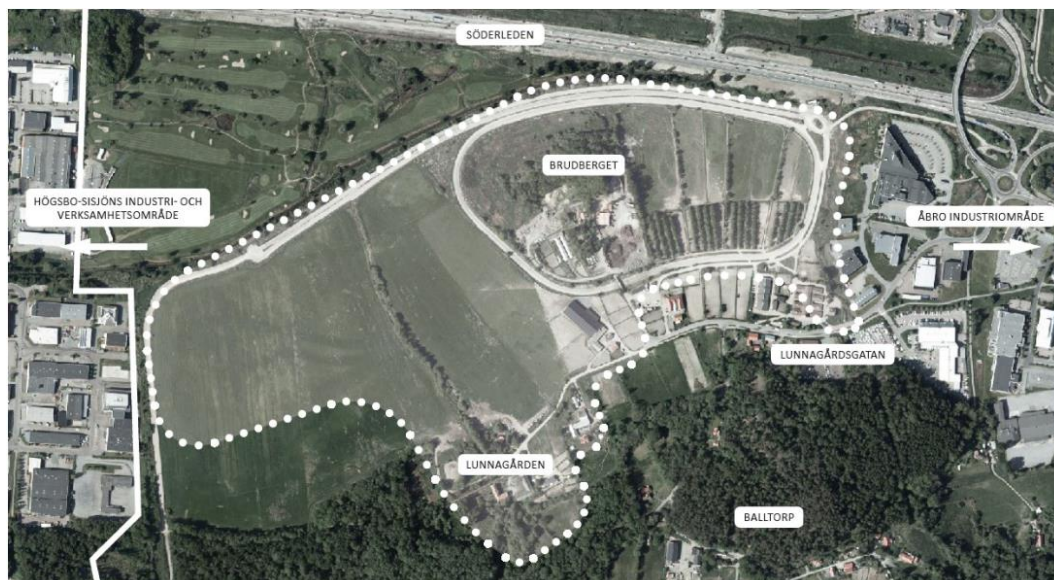
Längs stora trafikleder är det främst kvävedioxid och partiklar (PM₁₀), som periodvis förekommer i halter som överskrider eller riskerar att överskrida föreliggande gränsvärden (MKN). För bedömning av hälsoeffekterna hos människor som kommer att vistas i planområdet har beräknade halter i första hand jämförts mot miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). Övriga luftföroreningar såsom kolmonoxid, fina partiklar (PM_{2,5}), svaveldioxid, bensen och bly regleras också av miljökvalitetsnormerna. Dessa luftföroreningar bedöms ligga långt under miljökvalitetsnormerna vid planområdet.

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

3.1 Utredningsområdet

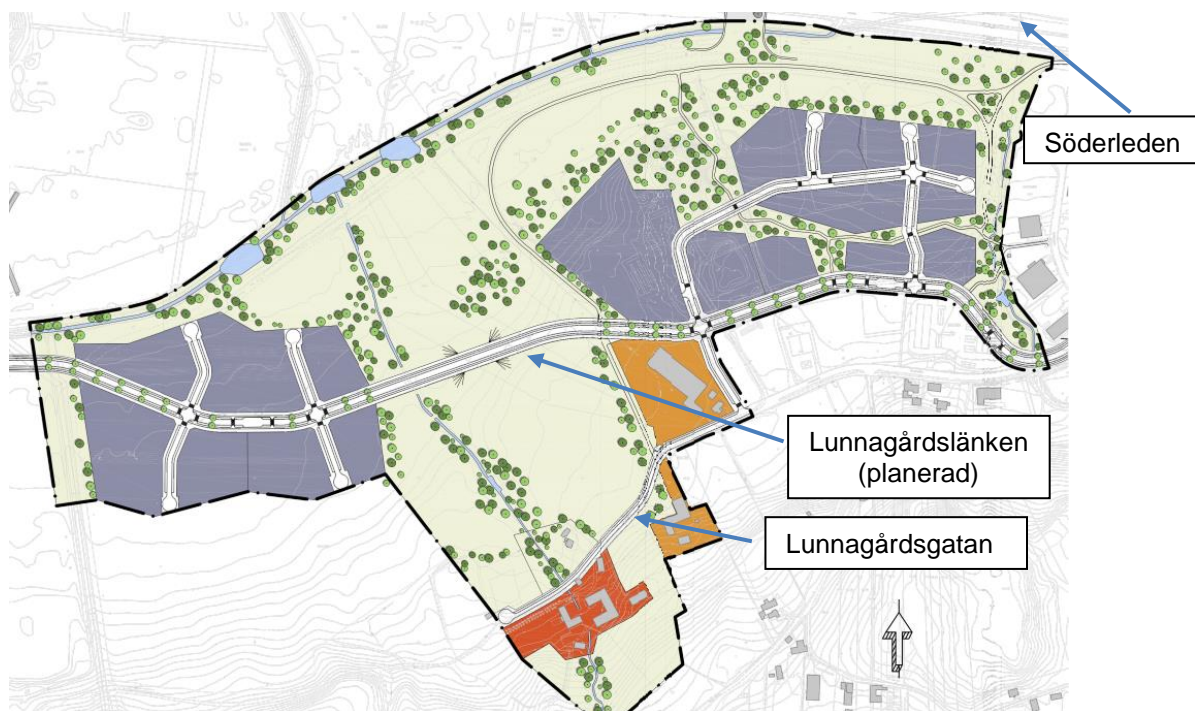
Planområdet ligger drygt 3 kilometer från Mölndals innerstad och i anslutning till Fässbergsmotet och Söderleden, se figur 1.

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.



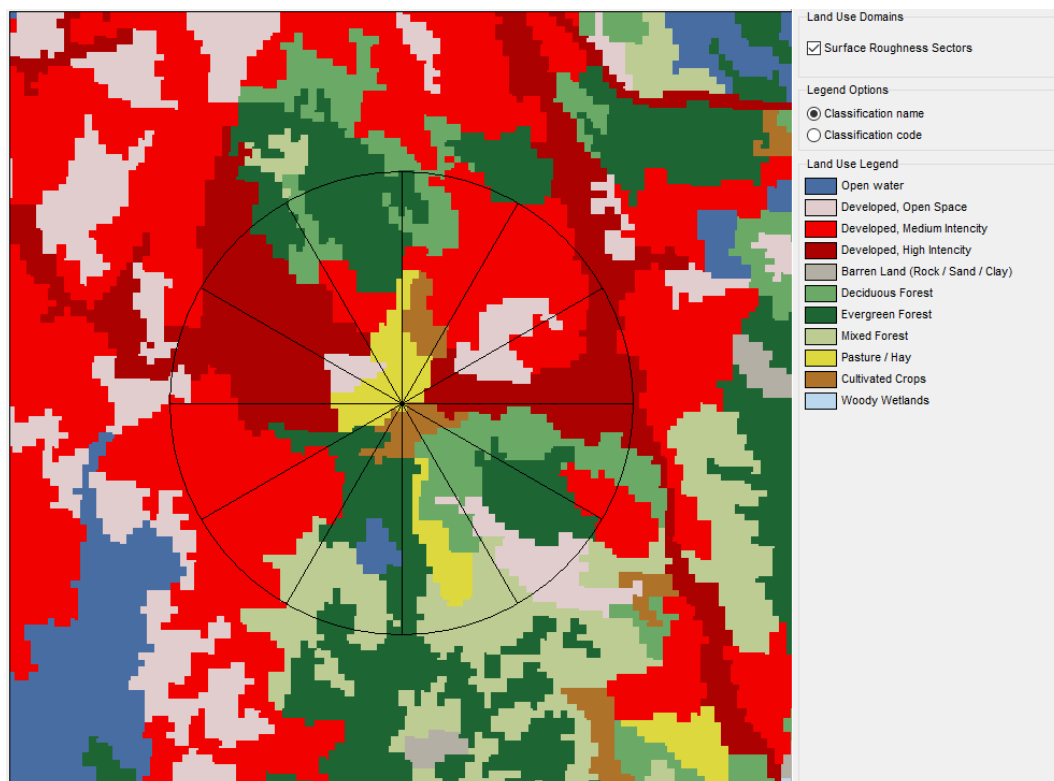
Figur 1. Sattelitkarta över det aktuella området

I nedanstående figur 2 framgår planens avgränsning och förslag på framtida sträckning av vägar.



Figur 2. Illustration över föreslaget detaljplaneområde.

I följande figur 3, framgår beskrivning på markbeskaffenheten som ingår i spridningsberäkningarna. Markbeskaffenheten är en viktig ingångsparameter i vid utförande av spridningsberäkningar. Informationen om markbeskaffenheten bygger på satellitdata med ett rutnät på 100 meter, Corine CLC2006 Europé 100m (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>). Cirkelns mitt anger ungefär mitt i planområdet och cirkelns radie är 3 kilometer.



Figur 3. Illustration över markbeskaffenheten för det aktuella området (cirkeln har en radie på 3 km).

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 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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beräkningsmodellen innehåller information gällande platsspecifik topografi och markbeskaffenhet; vilket beskriver markytans skrovlighet och därmed motståndet av spridningen i luften.

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 mätdata av luftföroreningar (mätstationen vid Gårda i Göteborg) 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 (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 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 stokastiska parametrar, varför en viss spridning är att vänta mellan uppmätta och beräknade halter.

Resultatet från valideringen visade på låg modellosäkerhet och kvalitetsmålen innehölls med god marginal, se

Tabell 6. Då många parametrar är likartade mellan mätstationen och planområdet, såsom avståndet till lokala emissionskällor, trafikmängder och meteorologiska förhållande, antas beräkningsparametrarna vid valideringen vara applicerbara för beräkningarna vid planområdet.

Tabell 6. Resultat av modellosäkerheten

Resultat	Partiklar (PM ₁₀)	Kvävedioxid (NO ₂)
Årsmedel*	3%	2%
Dygnsmedel**	-	5%
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 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 därefter antagits vara tillämpbara även för år 2035. 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 Aermot som används vid spridningsberäkningarna adderas bakgrundshalter för kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). Därför har bakgrundshalter insamlats från närliggande mätningar, som bedöms vara representativa. Bakgrundhalterna av kvävedioxid har

8(29)

RAPPORT
2020-05-15

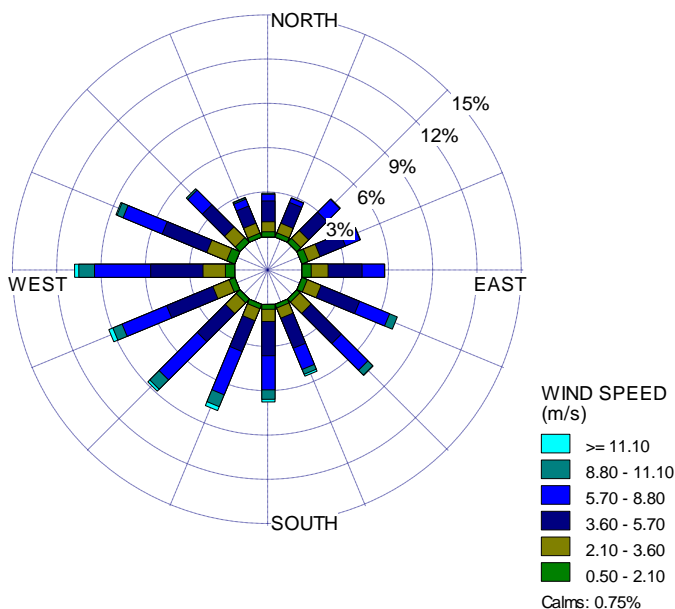
SPRIDNINGSBERÄKNINGAR, DETALJPLAN LUNNAGÅRDEN I
MÖLNDAL

hämtats från den urbana bakgrundsstationen i Göteborg. Bakgrundhalterna av partiklar (PM₁₀) har hämtats från 2014 – 2016 års mätningar vid den urbana bakgrundsstationen Femman i Göteborg, vilket bedöms som något konservativt. Bakgrundhalterna av kvävedioxid har justerats efter SMHI:s antagande gällande en cirka 30 % reduktion fram till 2035 (SMHI, 2013). När det gäller bakgrundshalten för partiklar som PM₁₀ är den densamma som för åren 2014 – 2016. För att beräkna halten av kvävedioxid (NO₂) har beräkningarna tagit ozonets oxidation av kvävemonoxid (NO) till kvävedioxid (NO₂) i beaktande.

3.3.2 Meteorologi

Beräkningarna har gjorts med speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (AERMOD/AERMET) har tagits fram för det aktuella området. Den meteorologiska informationen bygger på en avancerad numerisk väderprognosmodell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna. 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 etc.). 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 2014 – 2016, som anses beskriva normalår ur meteorologiskt perspektiv. I Figur beskrivs meteorologin i form av ett vindrosdiagram.



Figur 4. Vindros för meteorologiska data året 2014 – 2016

3.4 Vägtrafik

Fordonstrafiken utgör den största och mest betydande utsläppskällan av luftföroreningar, som har en negativ inverkan på luftkvaliteten i planområdet. I nuläget passerar Söderleden norr om planområdet och har högst trafikflöde av de intilliggande vägarna. I Tabell 7 listas de trafikmängder för de vägar och scenarier som ingår i beräkningarna. Trafikuppgifterna som nyttjats i rapporten har tagits fram av Sweco. I modellberäkningen har trafikens dygnsfördelning under vardagar och helger tagits i beaktande.

Tabell 7. Trafikuppgifter för omkringliggande vägar, som VDT (vardagsdygnstrafik)

Väg	VDT			
	Nuläge	Andel tung trafik (%)	2035	Andel tung trafik (%)
Söderleden	64 000	10	100 400	10
Lunnagårdsgatan	1 600	6	1 600	6
Lunnagårdslänken	0	0	14 000	10

3.5 Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna

Emissionsfaktorn är den mängd kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) 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 för år 2015/2020 och 2030/2035. För år 2020 (nuvarande) används emissionsfaktorer avseende år 2015 och för år 2035 används emissionsfaktorer avseende år 2030 detta för att inte riskera att underskatta de faktiska utsläppen (konservativt). HBEFA modellen är en gemensam europeisk emissionsmodell för vägtrafik som har anpassats till svenska förhållanden. Trafiksammanställningen avseende fordonsparkens avgasreningegrad (olika euroklasser) beräknas utifrån prognoser för år 2030. HBEFA antar för år 2030 att andelen dieselfordon kommer vara cirka 60 % av den svenska personbilsflottan. Utsläppen av kväveoxider beräknas dock minska fram till år 2030/35 på grund av högre krav på avgasutsläppen och ändrad fordonstypfördelning.

För partiklar beräknas det inte ske någon större skillnad i emissionsfaktorerna mellan åren 2020 och 2035, dessutom dominerar utsläppen av partiklar (PM₁₀) 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 beräkningarna har dubbdäcksandelen antagits vara 60% på vägarna vid planområdet. Då normen för PM₁₀ avser ett högsta tillåtna medelvärde för ett helt kalenderår, behövs information gällande dubbdäcksandelens påverkan på halterna under ett år. För beräkningarna av PM₁₀ användes därav genomsnittliga emissionsfaktorer under ett helt år. För scenariot 2035 antogs en något lägre dubbdäcksandel på cirka 50%. Antagandet görs dels mot SMHI:s antagande om en 30 %-ig minskning av dubbdäcksandelen till 2030/35 (SMHI, 2013), dels att Göteborgsregionens dubbdäcksreglerande åtgärder med stor sannolikhet kommer leda till en något minskad dubbdäcksandel.

Detaljerade hastighetsberoende emissionsfaktorer användes för NO_x/NO₂ och partiklar (PM₁₀), för de vägar som ingick i beräkningarna. Emissionerna av NO_x/NO₂ är komplex, där en sänkning av hastigheten kan innebära en höjning av emissionsfaktorerna. Utsläppen av slitagepartiklar ökar med högre hastigheter, medan utsläppen av avgaspartiklar minskar ju närmre en motors optimala hastighet den närmar sig. Även 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 fordonsflödet. 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 (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 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

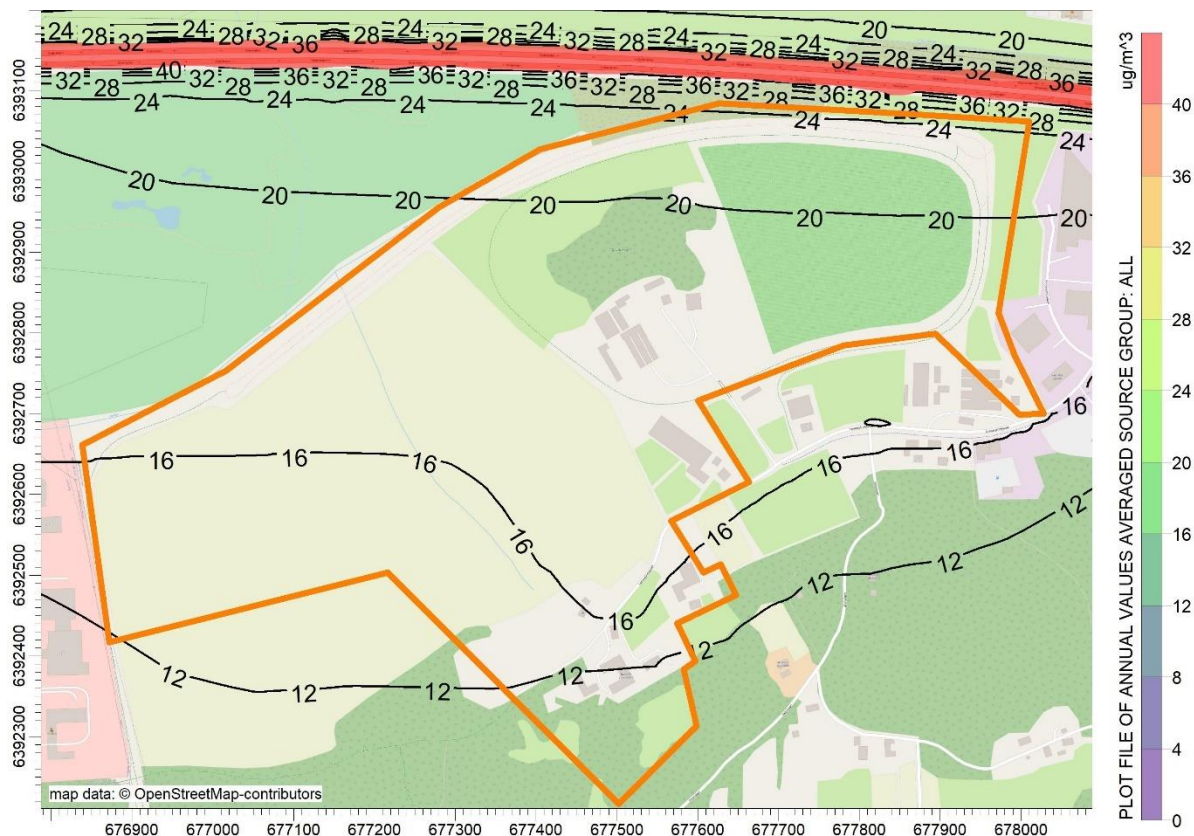
4.1 Kvävedioxid

Kväveoxider (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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och långtidseffekter vid halter på omkring 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Folkehelseinstituttet, 2011).

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

4.1.1 NO₂ Årsmedelvärden

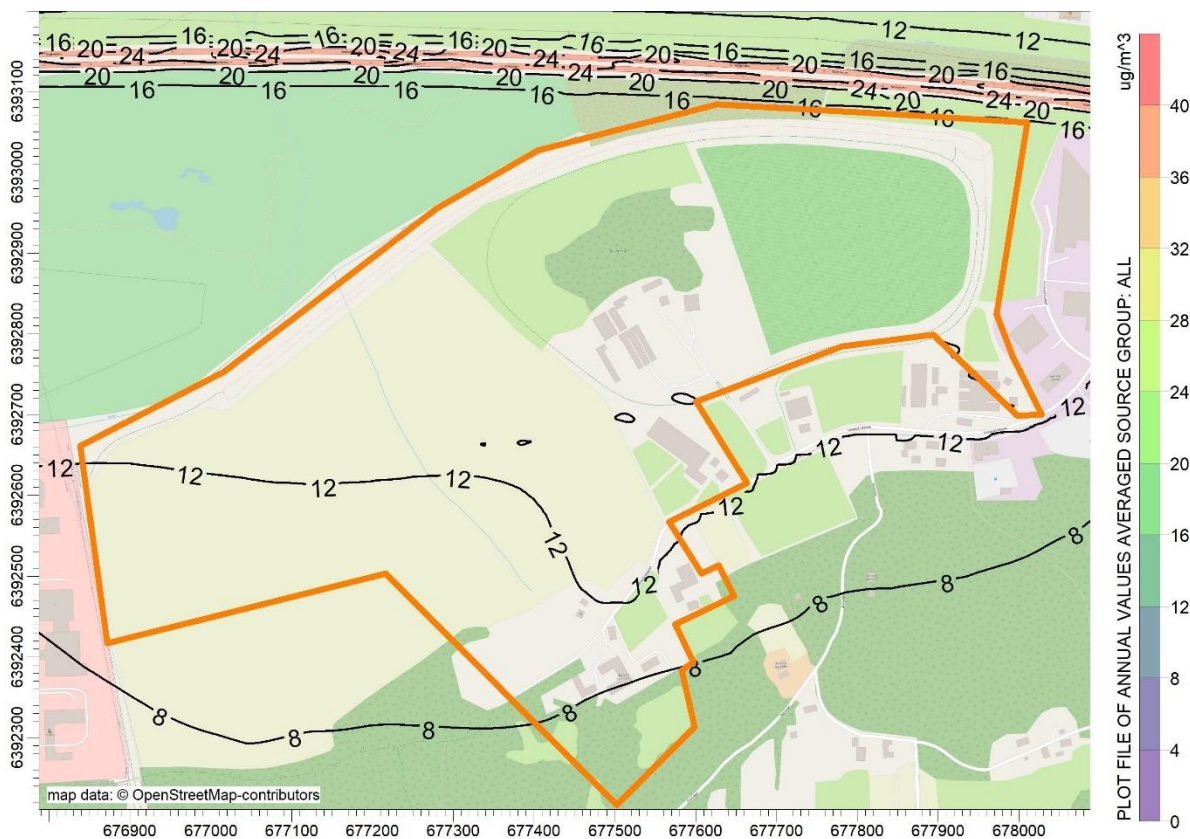


Figur 5. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med orange linje.

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.



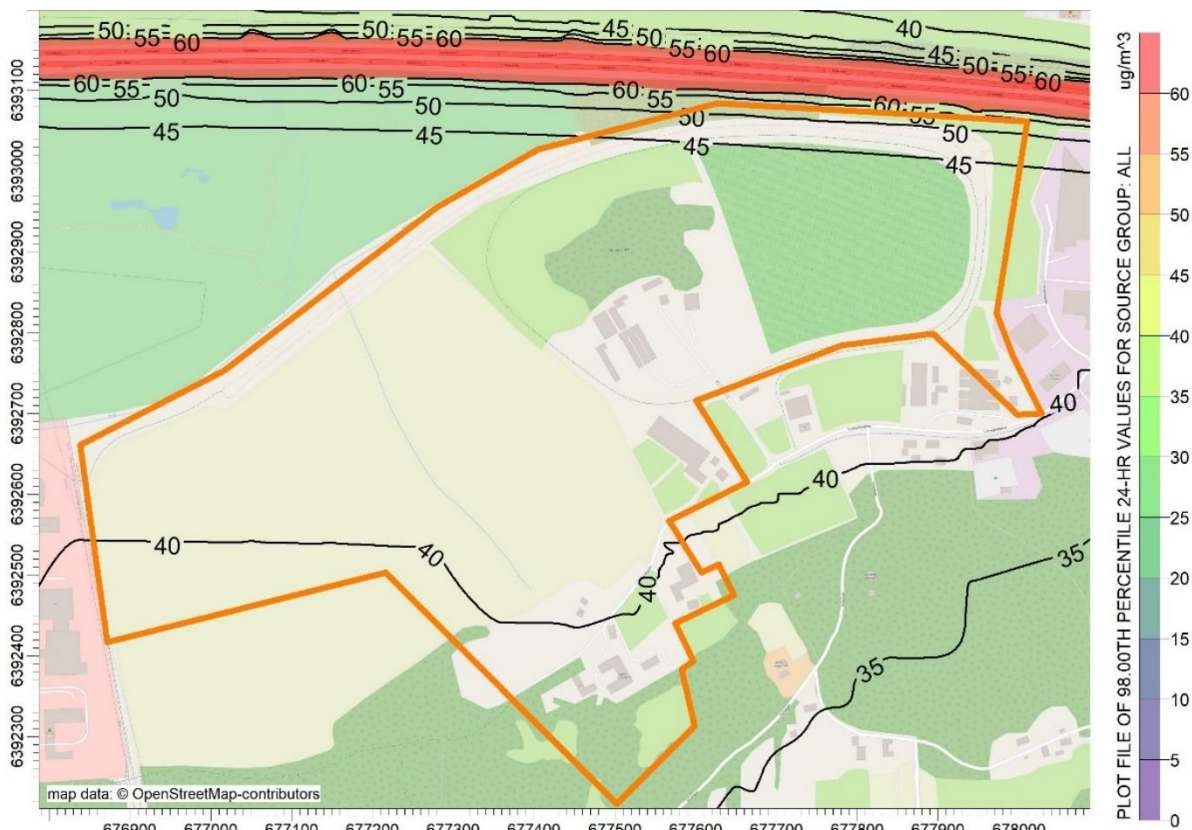
Figur 6. **Framtida scenario 2035**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med orange linje.

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

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde på 40 µg/m³.

Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 20 µg/m³.

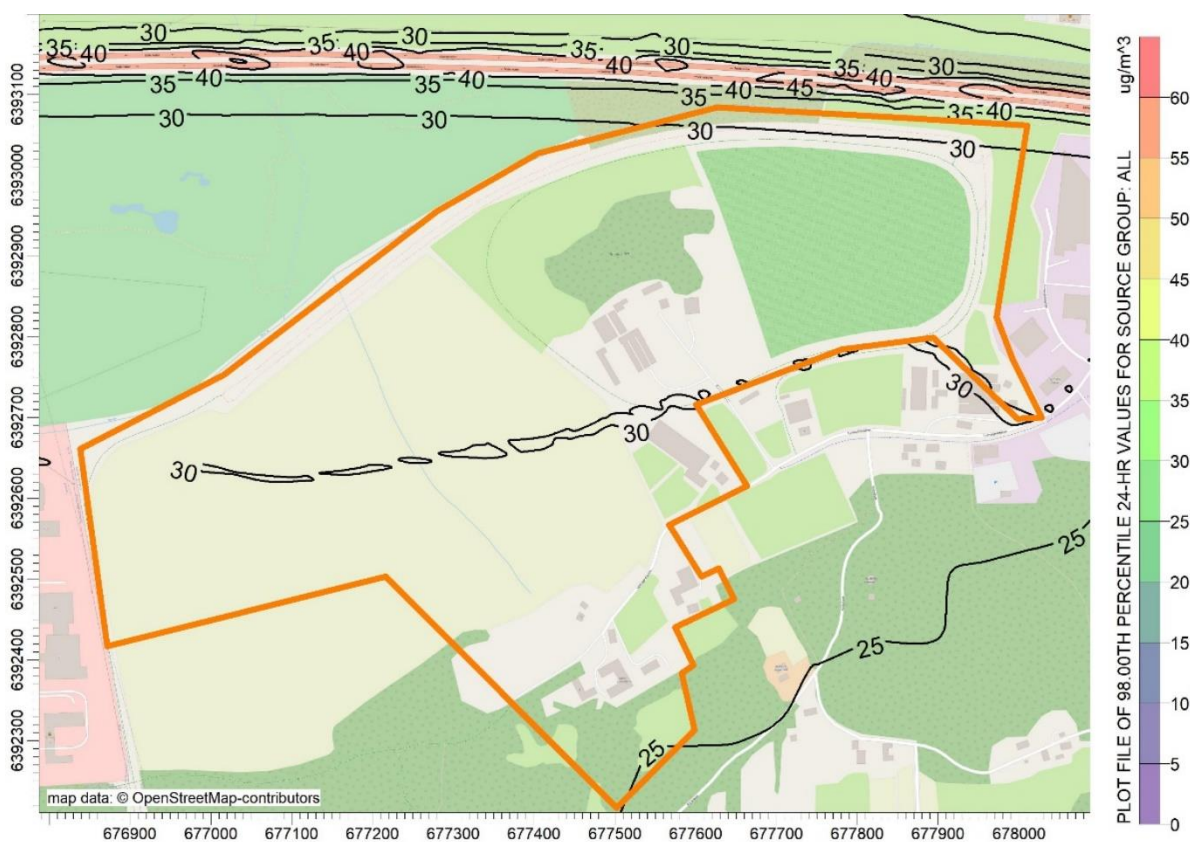
4.1.2 NO₂ Dygnsmedelvärden



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

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 55 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.

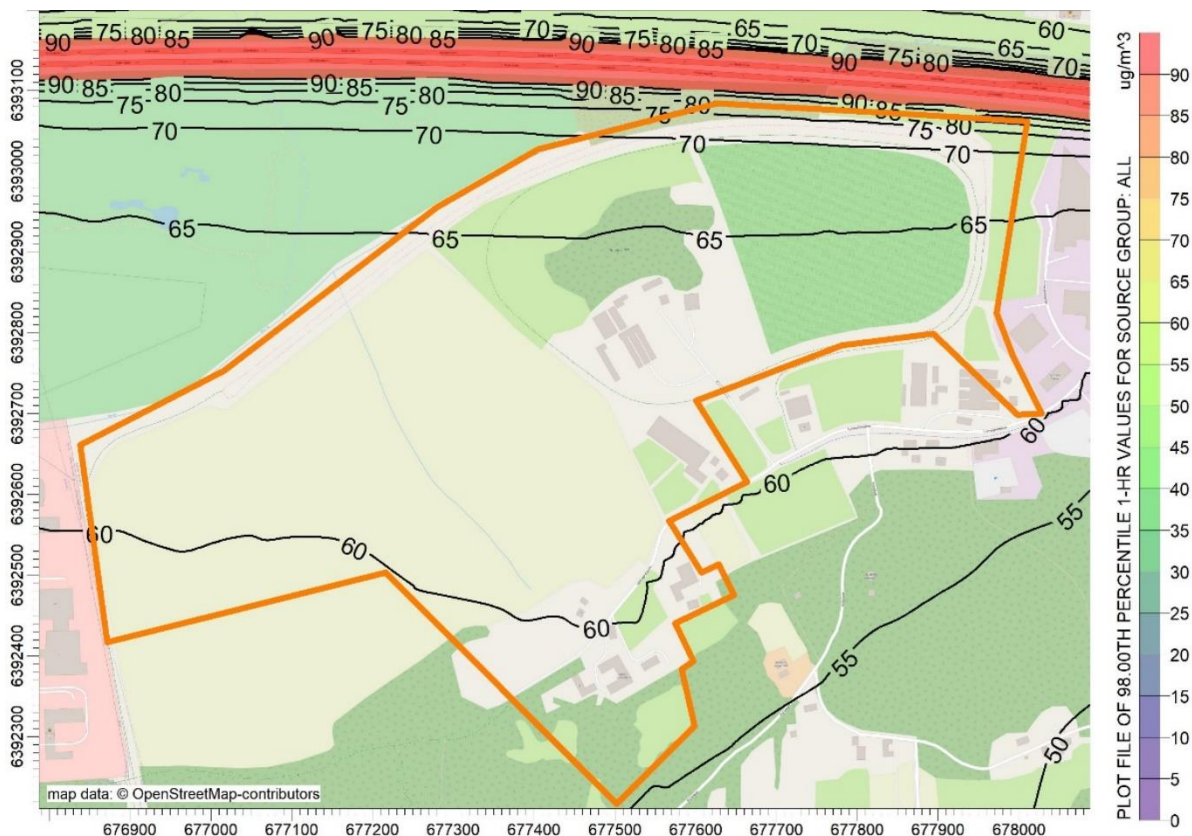


Figur 8. **Framtida scenario 2035**, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med orange linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 35 µg/m³.

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

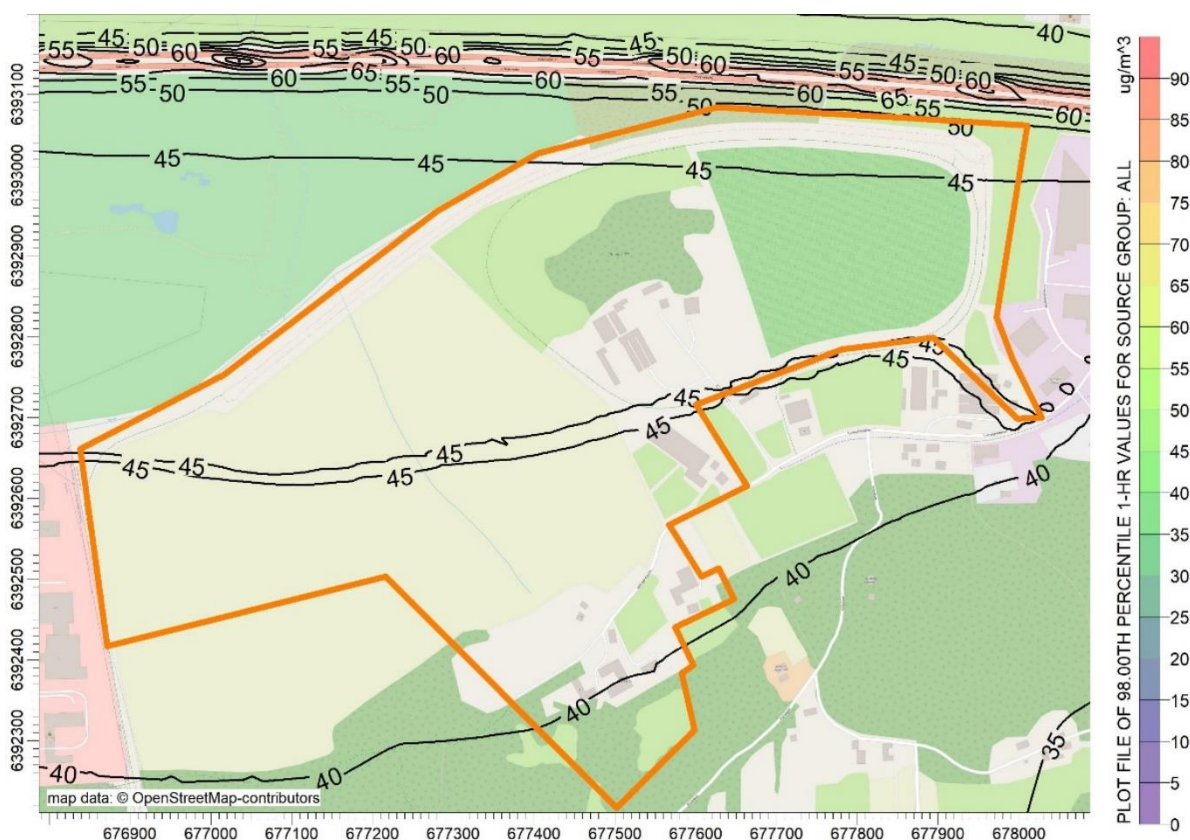
4.1.3 NO₂ Timmedelvärden



Figur 9. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med orange linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 80 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 10. **Framtida scenario 2035**, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med orange linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

4.1.4 Bedömning av kvävedioxid

Resultatet från spridningsberäkningarna visar att halt nivåerna av kvävedioxid minskar för år 2035 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna beräknas vara som högst på den norra delen av planområdena, som vetter mot Söderleden, och avtar snabbt med avståndet. Halterna bedöms utanför vägområdet där människor exponeras för luftföroreningar och där miljö kvalitetsnormerna ska tillämpas.

Årsmedelvärdet för miljö kvalitetsnormen ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klaras inom planområdena för samtliga scenarion. Miljö kvalitetsmålet ($20 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klaras inte för nuläges scenariot. Målet tangeras dock i områdets nordligaste del som vetter mot Söderleden. För scenariot 2035 förväntas miljö kvalitetsmålet klaras för hela planområdet.

Miljökvalitetsnormen för dygnsmedelvärdet ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) bedöms vara den miljökvalitetsnormen där det föreligger stor risk för överskridande. Miljökvalitetsnormen klaras dock för hela planområdet och för samtliga scenarion. För år 2035 klaras miljökvalitetsnormen med marginal för hela planområdet.

Miljökvalitetsnormen för timmedelvärdet ($90 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klaras för samtliga scenarion. Miljökvalitetsmålet ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klaras inte i nuläget-scenariot. För scenariot 2035 förväntas miljökvalitetsmålet klaras med marginal för hela planområdet.

Förklaringen till de reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2035 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHI:s beräkningar, förväntas minska och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framförallt kvävedioxid. I detta antagande är de framtida trafikökningarna medräknade.

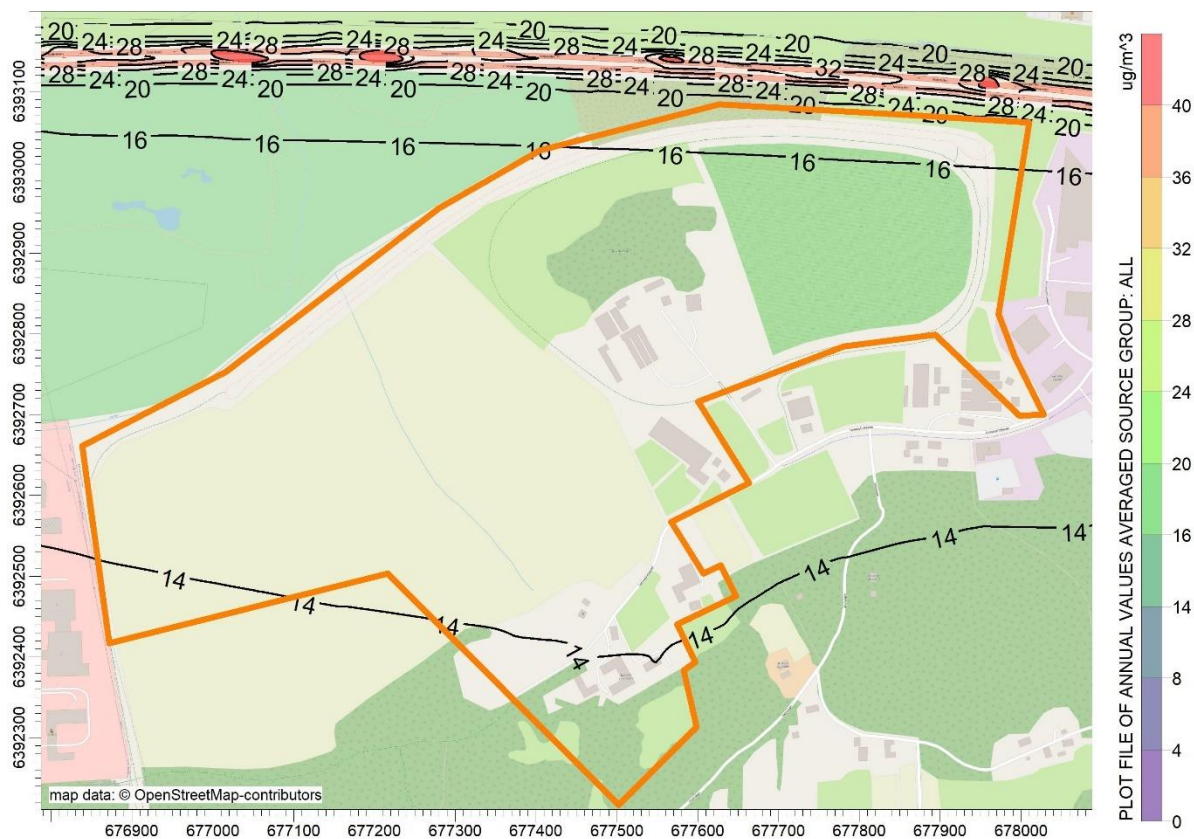
4.2 Partiklar som PM_{10}

Partiklar utgörs av mikroskopiska delar av fast materia eller gasformiga ämnen som är suspenderade i atmosfären. Partiklar tillförs atmosfären genom både naturliga och mänskliga aktiviteter. Naturliga aktiviteter innefattar skogsbränder samt uppvirvling av 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 $10 \mu\text{m}$. 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 Västsverige utgör bakgrundhalten, som tillförs genom långdistanstransporter, ett betydande bidrag till partikelhalten. För partiklar utgör bakgrundhalten i dagsläget den största delen av partikelhalten som årsmedelvärde, 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 utsläppen från Söderleden även för partiklar.

4.2.1 PM₁₀ Årsmedelvärden

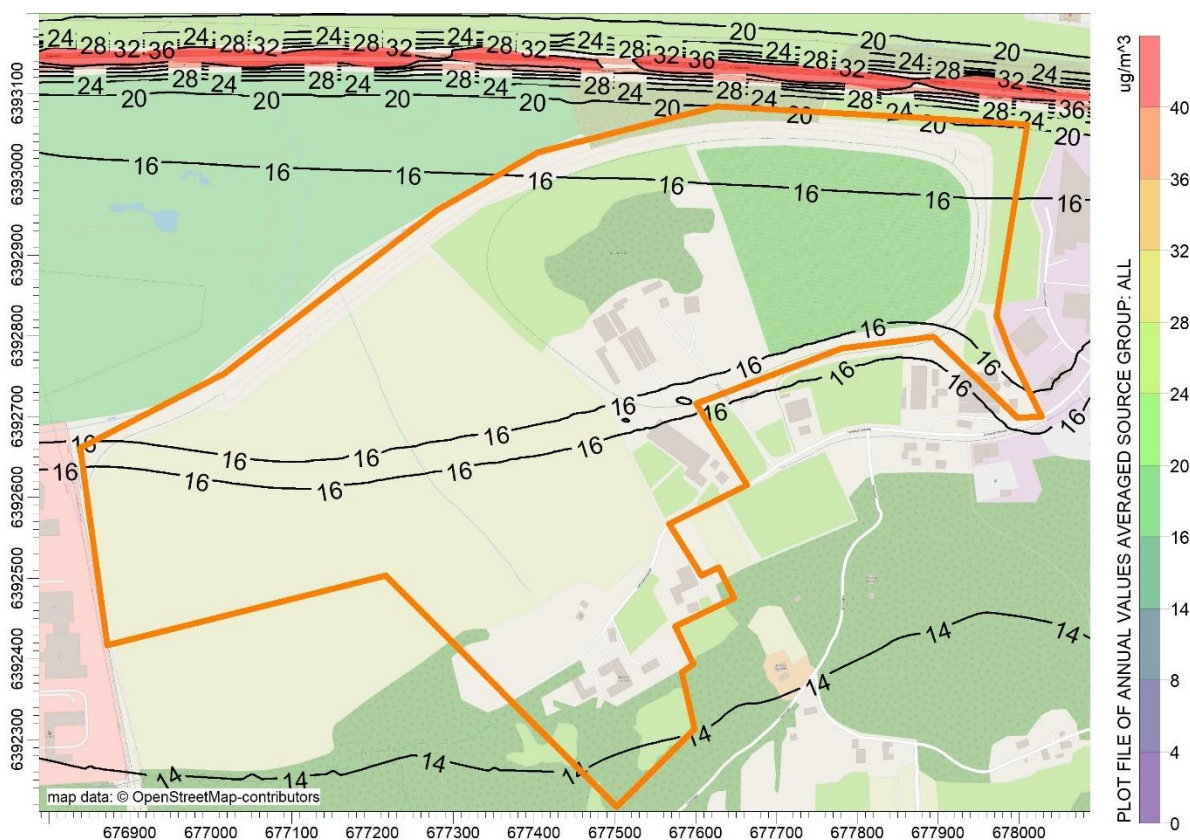


Figur 11. **Nuvarande situation**, beräknade halter av partiklar (PM₁₀) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med orange linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 20 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde för PM₁₀ på 40 µg/m³.

Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för partiklar som PM₁₀ ligger på 15 µg/m³.

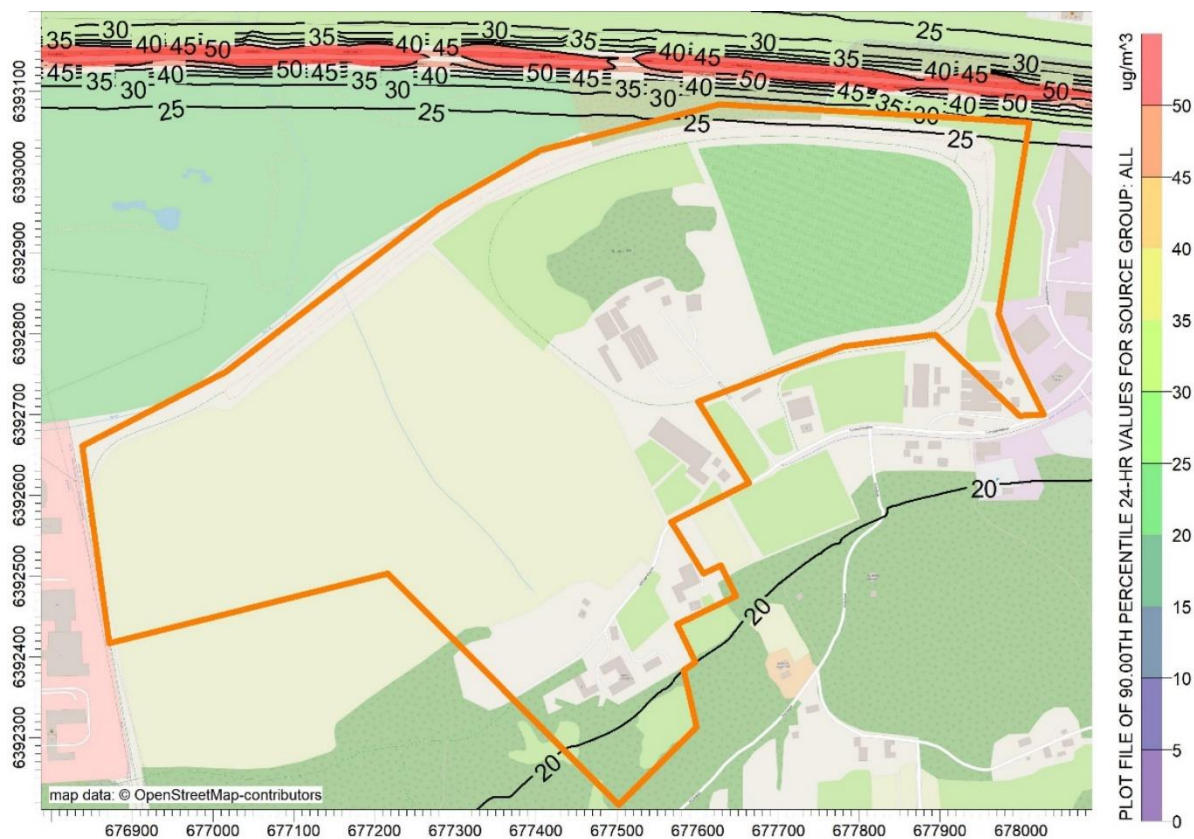


Figur 12. **Framtida scenario 2030**, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med orange linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

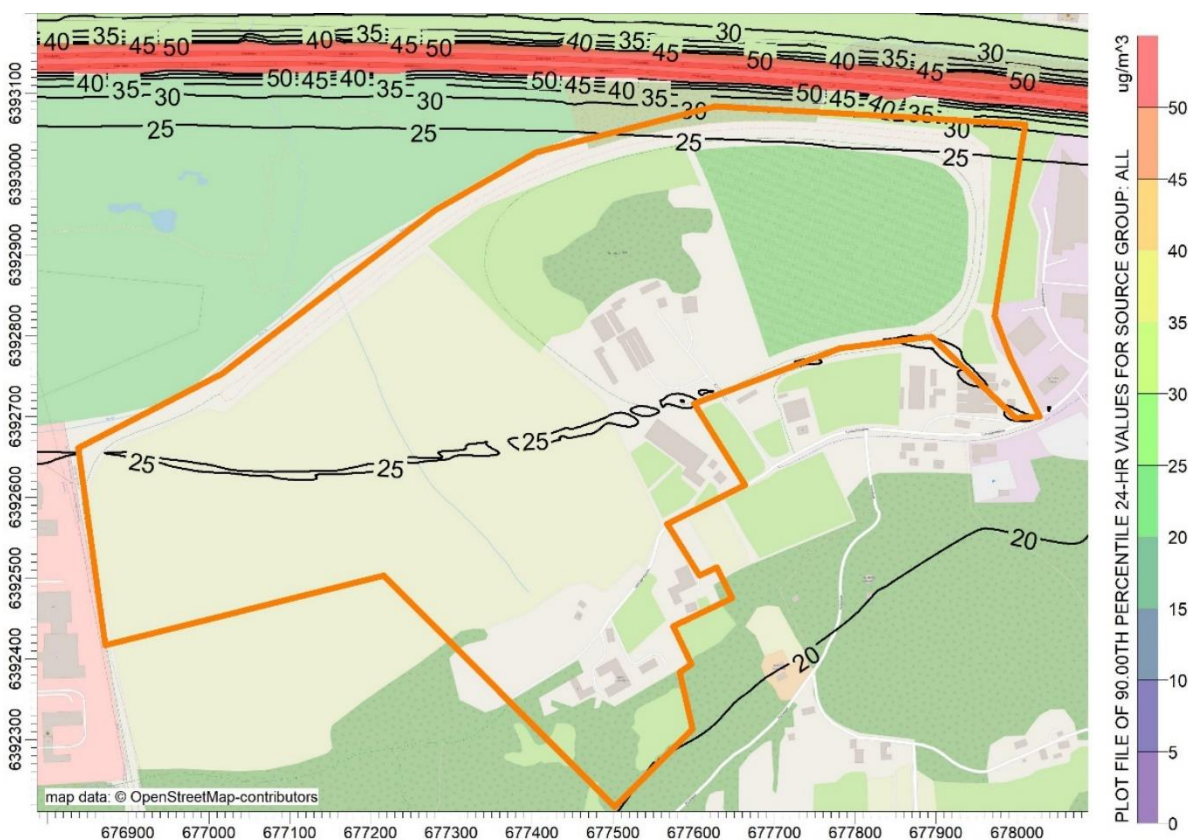
4.2.2 PM₁₀ Dygnsmedelvärden



Figur 13. **Nuvarande situation**, beräknade halter av partiklar (PM₁₀) som dygnsmedelvärden (90-percentil). Planområdet markeras med orange linje.

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

Värdena ska jämföras mot miljö kvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 50 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 90-percentil och år. Miljö kvalitetsmål Frisk Luft för partiklar som PM₁₀ avseende dygnsmedelvärdet som 90-percentil ligger på 30 µg/m³.



Figur 14. **Framtida scenario 2035**, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som dygnsmedelvärden (90-percentil). Planområdet markeras med orange linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

4.2.3 Bedömning av partiklar (PM_{10})

Partikelhalterna uppvisade en mycket lägre variation mellan scenarierna i jämförelse med kvävedioxidhalterna. Halterna var högt i planområdets norra delar, som vetter mot Söderleden.

Beräknade partikelhalter klarar miljö kvalitetsnormerna för års- och dygnsmedelvärde för samtliga scenarion.

Miljö kvalitetsmålet "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 scenariot 2035. Miljö kvalitetsmålet 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 dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras i området för nuläges- och 2035-scenariot.

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 och ligger i paritet med dagens nivåer.

5 Luftföroreningsreducerade åtgärder

Resultaten från spridningsberäkningarna i det aktuella detaljplaneområdet visar att det inte krävs några ytterligare åtgärder för att klara miljökvalitetsnormerna år 2035. Finns det möjlighet att i ett tidigt skede planera ett område ur luftkvalitetssynpunkt för att uppnå en bra miljö som leder till de nivåer som miljökvalitetsmålen anger (eller lägre), är detta positivt. Detta kapitel visar därför möjliga åtgärder för att ytterligare minska luftföroreningshalter i ett detaljplaneområde.

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.

Följande åtgärder antas ha en positiv inverkan på utsläppen av luftföroreningar vid planområdet. Åtgärderna är mer lokalinriktade och anses för projektet möjliga att påverka.

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 ggr skärmens höjd (Tiway et al., 2005).

Bullerskärmarns 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 bullerskärmarns yta. Detta innebär att det är många osäkerhetsparametrar som försvårar noggranna antaganden och beräkningar. Bullervallar påverkar luftflödet på ett liknande sätt som de som beskrivits för bullerskärmar, vilket innebär att vällen kommer verka luftföroreningsreducerande och därmed förbättra luftkvaliteten inom planområdet (Baldauf et al. 2009). Stora, fasta strukturer kan också ha en positiv inverkan på luftkvaliteten. Om byggnader uppförs vid Söderleden innebär det också att spridningen av luftföroreningarna reduceras in mot södra delarna av planområdet.

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). En annan viktig effekt är att vegetation skapar ett avstånd mellan vägtrafiken och planområdet, vilket gör att luftföroreningarna hinner spädas innan de andas in och på så sätt minskar exponeringen (Naturvårdsverket, 2017).

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, 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 partikelfractionen 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. Trädplanterings 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 tex 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, planhöjd, växtlighet tjocklek

26(29)

RAPPORT
2020-05-15

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR, DETALJPLAN LUNNAGÅRDEN I
MÖLNDAL

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 kan det vara fördelaktigt att plantera vegetation mellan Söderleden och planområdet, dels för att kunna uppnå bästa möjliga deposition, dels för att skapa ett avstånd mellan vägtrafiken och planområdet. Utformningen av vegetationen kommer att påverka möjligheten till spridningen och filtrering av luften och deponering av luftföroreningarna på vegetationsytorna. Vegetationen inom planområdet kan antas ha en luftförorengsreducerande effekt. Detta då en del av luftföroreningarna skulle kunna deponeras på träden och därigenom minska den totala föroreninghalten 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 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 förhöjda halter av luftföroreningar.

6 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.

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>

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

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

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 PM₁₀ 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. (2019). Luftguiden – Handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft. Handbok 2019:1

28(29)

RAPPORT
2020-05-15

SPRIDNINGSBERÄKNINGAR, DETALJPLAN LUNNAGÅRDEN I
MÖLNDAL

- Naturvårdsverket. (2017). Luft och miljö – Barns hälsa 2017. ISBN 978-91-620-1303-5
- 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
- SFS 1998:808. Miljöbalken. Stockholm: Miljödepartementet
- 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. (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
- 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.
- Trivector. (2012). Effekter av generell hastighetssänkning i Göteborg. PM 2012:22