

Luftutredning Ribban 7



Uppdrag: Nyköping - Luftutredning Ribban 7
Uppdragsnummer: 30019543
Kund: Svefa Aktiebolag
Datum: 2024-09-11
Upprättad av: Carl Thordstein
Kontrollerad av: Leif Axenhamn
Godkänt av: Leif Axenhamn
Dokumentreferens: c:\users\sectho\documents\projekt\nyköping\rapport\rapport spridningsberäkningar ribban 7.docx

Innehållsförteckning

1.	Bakgrund och syfte.....	7
2.	Lagar, förordningar och miljömål.....	8
2.1	Miljö kvalitetsnormer.....	8
2.2	Bedömning av miljö kvalitetsnormer för omgivningsluft.....	9
2.3	Miljö kvalitetsmålet "Frisk luft".....	10
2.4	WHO rekommenderade AQG.....	11
3.	Beräkningsförutsättningar.....	13
3.1	Utredningsområdet.....	13
3.2	Beräkningsscenario.....	14
3.3	Spridningsmodell.....	15
3.4	Validering av mätdata, bakgrundshalter och meteorologi.....	16
3.4.1	Bakgrundshalter.....	17
3.4.2	Meteorologi.....	18
3.5	Trafikförutsättningar.....	19
3.5.1	Vägrafik.....	19
3.5.2	Spårtrafik.....	20
3.6	Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna.....	20
3.7	Osäkerheter i modellberäkningar.....	21
4.	Resultat från spridningsberäkningarna.....	22
4.1	Kvävedioxid.....	22
4.1.1	NO ₂ Årsmedelvärden.....	22
4.1.2	NO ₂ Dygnsmedelvärden.....	24
4.1.3	NO ₂ Timmedelvärden.....	26
4.1.4	Bedömning av kvävedioxid.....	28
4.2	Partiklar som PM ₁₀	29
4.2.1	PM ₁₀ Årsmedelvärden.....	29
4.2.2	PM ₁₀ Dygnsmedelvärden.....	31
4.2.3	Bedömning av partiklar (PM ₁₀).....	33
4.3	Järnvägsgatans förlängning.....	34
4.4	Påverkan från Idbäckverket.....	35
4.5	Lukt.....	36
5.	Lufföroreningsreducerade åtgärder.....	37
5.1	Bullerskärmar.....	37
5.2	Vegetation.....	38
5.3	Hastighetssänkningar.....	39

6.	Sammanfattande bedömning	41
7.	Referenser	43

Sammanfattning

Nyköpings kommun arbetar med att upprätta en detaljplan för Ribban 7, Spelhagen, som syftar till att pröva möjligheten att bygga nya bostäder och kommersiella verksamheter norr om befintlig byggnad. Planområdet är beläget söder om Nyköpings stadskärna med nära anslutning till hamnen och centrum. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar Ribban 7. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) inom det aktuella området samt att jämföra beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes för den nuvarande situationen och för planförslaget år 2040.

Resultatet från spridningsberäkningarna visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft. Planområdets östra och norra delar uppvisar högst halter men riskerar inte att överskrida miljökvalitetsnormerna. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras således inom planområdet och för samtliga scenarion. Miljökvalitetsmålet för årsmedelvärde klaras också för nuläges-scenariot och 2040 scenariona. Miljökvalitetsmålet för timmedelvärde klaras för planområdena i nuläget, och bedöms klaras med god marginal för 2040 scenariona. Halterna av kvävedioxid beräknades minska fram till 2040 i jämförelse med nuvarande situation. Anledningen till minskningen är en kombination av att bakgrundhalterna förväntas minska till år 2040 och att teknikutvecklingen kommer leda till renare bilar med minskade direktutsläpp av kväveoxider.

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, PM₁₀ (15 µg/m³) klaras i nuläget, och för 2040 scenariona, Miljökvalitetsmålet för dygnsmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras inom hela planområdet i nuläges-scenariot och för 2040 är scenariona.

Sammanställning av högst beräknade halter (µg/m³) vid gränsen till detaljplaneområdet vid Ribban 7.

	Medelvärdesperiod	Nuläge	Planalternativ 2040	Järnvägsgatans förlängning	MKN	MKM
Kvävedioxid (NO₂)	År	15	7	10	40	20
	Dygn (98%-il)	30	17	22	60	-
	Timme (98%-il)	50	25	30	90	60
Partiklar (PM₁₀)	År	13	13	12	40	15
	Dygn (90%-il)	23	23	22	50	30

Byggnaderna mot Hamnvägen och Arnöleden antas ha en viss minskande effekt på kvävedioxid- och partikelhalten (PM₁₀) på innegårdarna bakom byggnaderna. Det bedöms fördelaktigt att byggnaderna sluter sig något mot omkringliggande vägar, eftersom det skulle bilda en effektiv barriär mot inträngning av halter på innegårdarna.

Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att anordna en trädlinje så nära Arnöleden, Hamnvägen som möjligt. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, såsom byggnader/bullerskärmar, och vegetation. Det bedöms också fördelaktigt att ha mycket vegetation i planområdet, eftersom det kan antas ha en luftföreningsreducerande effekt.

Under nuvarande utsläppssituation från det närliggande kraftvärmeverket går det inte att utesluta att det föreligger viss risk för att det tidvis kan förekomma påverkan på detaljplaneområdet. Det relativa bidraget bedöms dock som litet och det föreligger således liten risk för överskridande av miljö kvalitetsnormerna och miljömålen inom planområdet.

Miljö kvalitetsnormerna kommer att med största sannolikhet klaras och inte utgöra några problem för planområdet. Dock finns det inte någon nivå under vilken inga negativa hälsoeffekter uppkommer, i synnerhet för partiklar. Därför är fördelaktigt med så låga luftföreningshalter 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 omkringliggande vägar. Det är även att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader mot omkringliggande vägar, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaderna.

Det är en uttalad utvecklingsambition i kommunens översiktsplan att i framtiden genomföra Järnvägsgatans förlängning. För att visa konsekvenserna vid detaljplanens genomförande kombinerat med Järnvägsgatans förlängning görs även en redovisning för detta scenario, baserat på de beräkningar som togs fram i samband med samrådsskedet för detaljplanen. Beräkningarna visade att både miljö kvalitetsnormerna och miljö kvalitetsmålen bedöms klaras inom planområdet trots att Järnvägsgatans förlängning kommer något närmare planerade bostäder än i samrådsförslaget. Det bedömdes inte nödvändigt att vidta några luftföreningsreducerande åtgärder.

1. Bakgrund och syfte

Nyköpings kommun arbetar med att upprätta en detaljplan för Ribban 7 som syftar till att pröva möjligheten att bygga nya bostäder och kommersiella verksamheter norr om befintlig byggnad. Planområdet är beläget söder om Nyköpings stadskärna med nära anslutning till hamnen och centrum. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar för Ribban 7. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom de aktuella områdena samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes för den nuvarande situationen och för planförslaget år 2040.

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 stadsmiljö. Luftföroreningar i stadsmiljö kommer främst från lokala källor. I Nyköpings görs bedömningen att vägtrafiken utgör 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 Miljökvalitetsnormer

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 luftkvalitetsförordningen (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
Timmedelvärdet 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 percentilvärdet).

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.

2.2 Bedömning av miljökvalitetsnormer för omgivningsluft

Miljökvalitetsnormerna gäller generellt för utomhusluft, dock förekommer undantag enligt följande:

- 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 utvärderas¹ 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.

¹ Med utvärdering avses, enligt luftkvalitetsdirektivet, en metod som används för att mäta, beräkna, förutsäga och uppskatta nivåer.

2.3 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

Miljökvalitetsmålen för Kvävedioxid i utomhusluft		
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

Miljökvalitetsmålen för Partiklar (PM₁₀) i utomhusluft		
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.

2.4 WHO rekommenderade AQG

De första WHO AQG (Air Quality Guideline) kom 1987 och gällde enbart för Europa. Dessa kom senare att ersättas år 2006: WHO AQG –global update 2005. När denna version av AQG fastställdes 2005 fanns studier främst från Nordamerika och Europa. Ny forskning har kunnat påvisa att spridningen nu är större, effekterna likartade men att sambanden skiljer sig ibland.

Exponeringsdata i epidemiologiska studier har förbättrats och nya modeller ger bland annat en bättre geografisk upplösning. Det finns nu även evidens för många fler effekter av betydelse för uppkomst av astma, diabetes, neurokognitiva sjukdomar och graviditetspåverkan.

WHO har med den senaste versionen från 2021 gett evidensbaserade underlag i form av "rekommendationer" baserade på vilka halter av de viktigaste föroreningarna som inte kan överskridas utan negativa hälsoeffekter, samt gett indikationer på sambanden mellan dessa effekter. De nya AQG innebär stora skärpningar för flera luftföroreningar. I Tabell 5 och Tabell 6 redovisas de nya renommerade nivåerna för partiklar (PM₁₀) respektive kvävedioxid.

De gränsvärden (miljökvalitetsnormer) som Sverige implementerat följer till stor del de nivåer som beslutats i luftkvalitetsdirektivet på EU nivå. Det sker för närvarande en uppdatering av luftkvalitetsdirektivet och alla medlemsländer har skickat in förslag på vilka nivåer som anses möjliga att uppnå, där Naturvårdsverket lett arbetet från Sverige. I november 2023 kom EU-kommissionens förslag till reviderat luftkvalitetsdirektiv och i början av 2024 påbörjades rådsförhandlingar om ett reviderat luftkvalitetsdirektiv. Ett nytt direktiv kan således vara på plats under 2024. För att rekommenderade nivåer ska kunna implementeras på ett pragmatiskt sätt har WHO även tillhandahållit etappmål på vägen för att nå ner till den föreslagna nivån. Vilka gränsvärden och målvärden som ska sättas på kort, medellång och lång sikt är således inte bestämt, utan kommer avgöras under de kommande åren. Sverige behöver implementera de nya gränsvärdena i luftkvalitetsförordningen 24 månader efter att luftkvalitetsdirektiv är beslutat.

Tabell 5. WHO AQG nivåer för partiklar (PM₁₀)

AQG nivå för partiklar (PM ₁₀) i utomhusluft		
Målvärden	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	20 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	45 µg/m ³	18 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 95-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 3 dygn på ett kalenderår.

Tabell 6. WHO AQG nivåer för kvävedioxid

AQG nivå för kvävedioxid i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	20 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	50 µg/m ³	18 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 99-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 3 dygn på ett kalenderår (1 % av 365 dagar).

3. Beräkningsförutsättningar

I stadsmiljö 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 såsom kolmonoxid, fina partiklar ($PM_{2,5}$), svaveldioxid, bensen och bly regleras också av miljökvalitetsnormerna. Dessa luftföroreningar förekommer dock långt under miljökvalitetsnormerna och brukar inte utgöra något problem i Nyköping.

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 av dessa parametrar.

3.1 Utredningsområdet

Detaljplaneområdet är beläget söder om Nyköpings stadskärna med nära anslutning till hamnen och centrum. I dagsläget utgörs planområdet av en gräsyta med viss vegetation. Söder av planområdet ligger en befintlig byggnad där det tidigare bland annat funnits sandgjuteri, pressgjuteri, termoplasttillverkning och andra verksamheter. Planförslaget är att pröva möjlighet att bygga nya bostäder och kommersiella verksamheter norr om befintlig byggnad, se Figur 1. På västra sidan av järnvägen finns verksamheter inom frakt, industri och handel. De förslagna bostäder och kommersiella verksamheterna norr om befintlig byggnad kommer ur luftsynpunkt att verka som barriär mot omkringliggande vägar.

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 och partiklar (PM_{10}) 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. Illustration över föreslagen bebyggelse. ©Karta från Urban minds. Skala 1:750 (A3)

3.2 Beräkningsscenarion

Föreliggande utredning avser att ge information om möjligheter att bebygga planområdet utan att fastställda mål- och gränsvärden överskrids samt att redovisa alternativa luftföroreningsreducerande åtgärder för att uppnå en godtagbar luftkvalitet. För framtida scenarion utreds hur kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) förhåller sig till miljö kvalitetsnormerna och miljö kvalitetsmålen samt effekten på föroreningshalterna inom och runt planområdet vid exploatering och infrastrukturåtgärder.

Följande beräkningar har genomförts i utredningen:

- **Nuläge** - Nuvarande situation för Ribban 7 gällande bebyggelse, infrastruktur och trafikmängder
- **Scenario 1** - Prognosår 2040 för Ribban 7 med planerad exploatering och med infrastrukturåtgärder

I utredningen redovisas även ett scenario som innebär en utbyggnad enligt föreslagen detaljplan och där även Järnvägsgatans förlängning genomförs, så som uttrycks som ambition i kommunens översiktsplan. Syftet med detta är att visa eventuell påverkan på bostäderna och vilket ytterligare behov av åtgärder som ett genomförande av Järnvägsgatans förlängning kan komma att medföra avseende luftföroreningar. För bedömningen har använts de beräkningar som gjordes i samrådsskedet, där Järnvägsgatans förlängning utgjorde planförslaget. Skillnaden mot detta scenario är att gatan läggs i Brukslagarvägens befintliga läge, dvs något närmare planerade bostäder än i samrådsförslaget. En diskussion kring detta scenario redovisas i avsnitt 4.3.

3.3 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):

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

Fem olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

1. **AERMET**, är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna meteorologiska parametrar för bl.a. vertikala profiler i beräkningsområdet.
2. **AERSURFACE**, är en modul som ger indata till Aermet avseende markbeskaffenheten i det aktuella beräkningsområdet.
3. **AERMAP**, beräkningsmodul för definiering av de topografiska förhållandena.
4. **AERMOD**, är spridningsmodellen för utsläpp från bl.a. skorstenar, vägtrafik, tankar och är speciellt utvecklat för att kunna beskriva halter i närområde kring utläppskällan. Modellen tar även hänsyn till närliggande byggnaders inverkan via en särskild beräkningsmodul (BPIPFRM, Building Profile Input Program Prime). För att bestämma andelen kvävedioxid (NO₂) i omgivningsluften används metoden/modulen PVMRM (Plume Volume Molar Ratio Method). Metoden beräknar bl.a. förhållande mellan kväveoxid och tillgång på ozon i rökgasplymen.
5. **AERPLOT**, presentationsmodul för redovisning av beräkningsresultaten för årsmedelvärden samt percentilvärden.

Resultatet redovisas som en geografisk spridning med kontinuerliga haltnivåer 1,5 meter ovan marknivå i enheten µg/m³. 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".

3.4 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 uppmätta halter av luftföroreningar 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 EUs Luftdirektiv och baseras på jämförelse mellan beräknade halter och uppmätta halter. I Tabell 7 framgår vilka krav som ställs på de luftföroreningar som ingår i denna utredning.

Tabell 7. Kvalitetsmål för modellberäkningar enligt Naturvårdsverkets författningssamling (2016:9)

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 och från dessa beräknar verktyget kvalitetsmåten. 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.

Det genomförs inga kontinuerliga av vare sig kvävedioxid eller partiklar (PM₁₀) i Nyköping. Valideringen genomfördes därför mot mätstationen vid Kungsgatan i Norrköping. Resultatet visade på låg modellosäkerhet och kvalitetsmålen innehölls med god marginal, se Tabell 8. Då många parametrar är likartade mellan mätstationen och planområdet, såsom avståndet till lokala emissionskällor, trafikmängder och meteorologiska förhållanden, antas beräkningsparametrarna vid valideringen vara applicerbara för beräkningarna vid planområdet.

Tabell 8. Resultat av modellosäkerheten

Resultat	Partiklar (PM ₁₀)	Kvävedioxid (NO ₂)
Årsmedel*	2%	3%
Dygnmedel**	-	4%
Timmedel**	-	6%

* 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 tillämpliga för år 2040. 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.

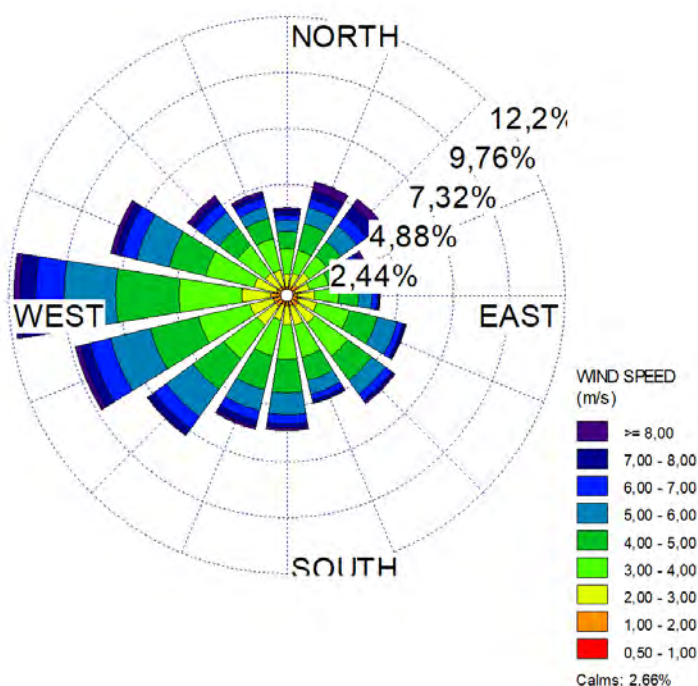
3.4.1 Bakgrundshalter

Förutom lokala emissioner sker även intransport av luftföroreningar från andra regioner i Sverige, men även långdistanstransport från områden utomlands. I programvaran Aermod som används vid spridningsberäkningarna adderas bakgrundshalter för kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). Då det inte genomförts några mätningar av urbana bakgrundshalter i Nyköping har bakgrundshalterna av kvävedioxid hämtats från den urbana bakgrundstationen i Norrköping, som bedöms som representativ även i Nyköping. Bakgrundshalterna för partiklar (PM₁₀) har hämtats från bakgrundsstationen Aspvreten. Bakgrundshalterna av kvävedioxid har justerats efter SMHI:s antagande gällande en cirka 30 % reduktion fram till 2030 (SMHI, 2013). För att beräkna halten av kvävedioxid (NO₂) har beräkningarna tagit ozonets oxidation av kvävemonoxid (NO) till kvävedioxid (NO₂) i beaktande. Den regionala bakgrundshalten av ozon hämtades från bakgrundsstationen Aspvreten, som ingår i den regionala ozonövervakningen och är belägen cirka 20 km nordöst om centrala Nyköping. Den prognostiserade trenden när det gäller partiklar och särskilt bakgrundshalter inte är lika positiv som för kvävedioxid. Därför användes samma bakgrundshalter i den framtida scenariot för att inte riskera att underskatta halterna.

3.4.2 Meteorologi

Speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar har tagits fram för det aktuella området i Nyköping. Den meteorologiska informationen bygger på en avancerad numerisk väderprognosmodell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna för Nyköping åren 2009-2013, totalt 43 824 timmar. 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. Skillnaden i beräkningsresultat för nuläget och 2040 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 dock tagits hänsyn till.

Beräkningarna har gjorts med meteorologiska data för år 2009-2013, som anses utgöra normalår ur meteorologiskt perspektiv. I Figur 2 beskrivs meteorologin i form av ett vindrosdiagram.



Figur 2. Vindros för meteorologiska data året 2009-2013 i Nyköping

3.5 Trafikförutsättningar

3.5.1 Vägtrafik

Fordonstrafiken utgör den största och mest betydande utsläppskällan av luftföroreningar, som har en negativ inverkan på luftkvaliteten i planområdet. I nuläget passerar Arnöleden och Hamnvägen öster respektive norr om planområdet och har högst trafikflöde av de intilliggande vägarna. I Tabell 9 listas de trafikmängder för de vägar och scenarier, som ingick i beräkningarna.

Trafikuppgifterna som nyttjats i rapporten har hämtats från akustikutredning (Tyréns, 2024). I modellberäkningen har trafikens dygnsfördelning under vardagar och helger tagits i beaktande.

Tabell 9. Trafikuppgifter för omkringliggande vägar

Väg	ÅDT*		Andel tung trafik (%)
	Nuläge	2040	
Rv53	13 450	17 700	9
Arnöleden	11 813		6
- Arnöleden söder om Spelhagsrondellen		15 599	7,5
- Arnöleden norr om Munkvraksrondellen		12 726	7,5
- Arnöleden söder om Munkvraksrondellen		13 313	6
Hamnvägen			
- Öster om Spelhagsrondellen	4 000	14 295	6
- Väster om Spelhagsrondellen	12 300	16 370	6
- Norr om Brukslagarvägen	13 650	18 417	6
Brukslagarvägen	1 550		2
- Söder om Hamnvägen		2 952	5
- Söder om ny infartsväg		1 812	5
Spelhagsvägen	4 450	2 632	4
Munkvraksrondellen	5 900	13 020	6
Spelhagsrondellen	7 500	15 541	6
Järnväg	10	10	

*Årsmedelvardagsdygnstrafik

3.5.2 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 PM₁₀ till den totala partikelhalten uppgick till mindre än 2 µg/m³ 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.

Direkt väster om planområdet passerar TGOJ-banan. Sträckan förbi planområdet trafikeras i nuläget av 10 godståg per dygn. I rapporten har det antagits att majoriteten av tågen som passerar planområdet utgörs av eldrivna tåg och därav har försumbar effekt på kvävedioxidhalterna. För beräkningsscenariot 2040 användes samma trafikuppgifter som för nuläget.

3.6 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 4.2 (INFRAS, 2019) för år 2021, och 2040. 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 2040. Utsläppen av kväveoxider beräknas minska fram till år 2040 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 2021 och 2040, 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 dagsläget har det antagits att dubbdäcksandelen i Nyköping uppgår till cirka 60%. 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 2040 antogs en något lägre dubbdäcksandel på cirka 50%. Antagandet görs dels mot SMHI:s antagande om en 30 %-ig minskning av dubbdäcksandelen i framtiden (SMHI, 2013).

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.

3.7 Osäkerheter i modellberäkningar

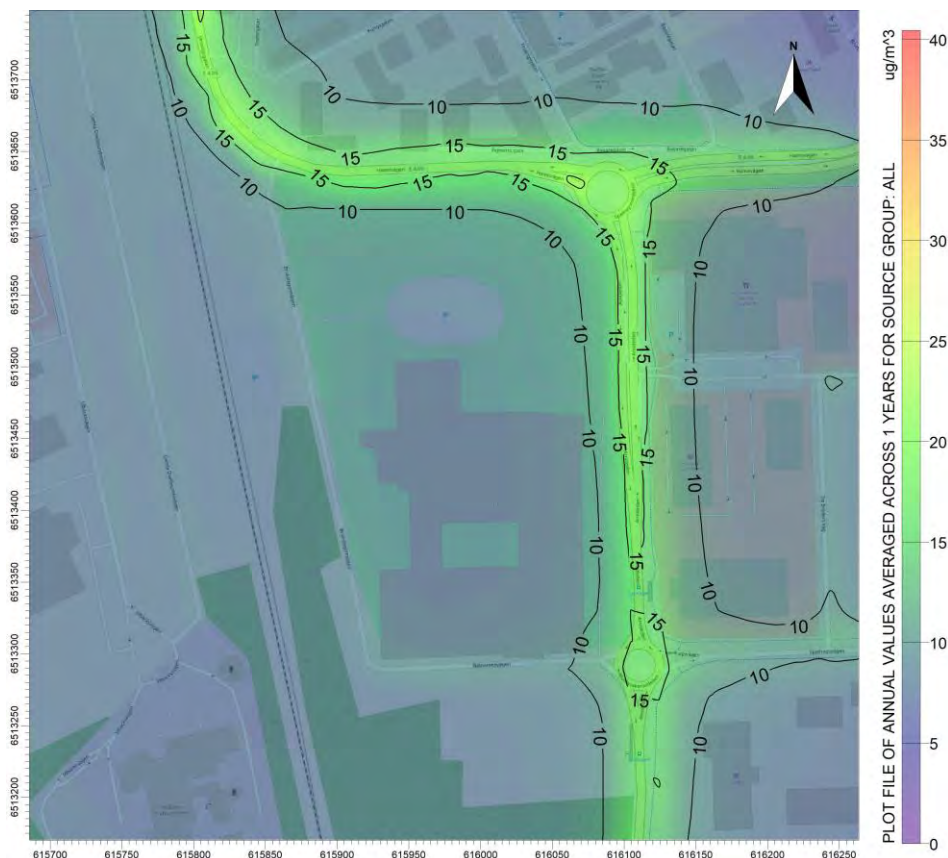
Modeller är aldrig fullständiga beskrivningar av verkligheten och resultaten som erhålls från en modellberäkning innehåller osäkerheter och måste därför alltid kvalitetsgranskas och resonemangsbeskrivas. Det föreligger alltid en risk att vissa felkällor uppkommer när modellen inte på ett korrekt sätt 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 beräkningsscenarioer tillkommer osäkerheter. De största osäkerheterna i denna studie antas finnas i emissionsdata, prognostiserade trafikflöden, fordonsammansställningen (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

4.1.1 NO₂ Årsmedelvärden

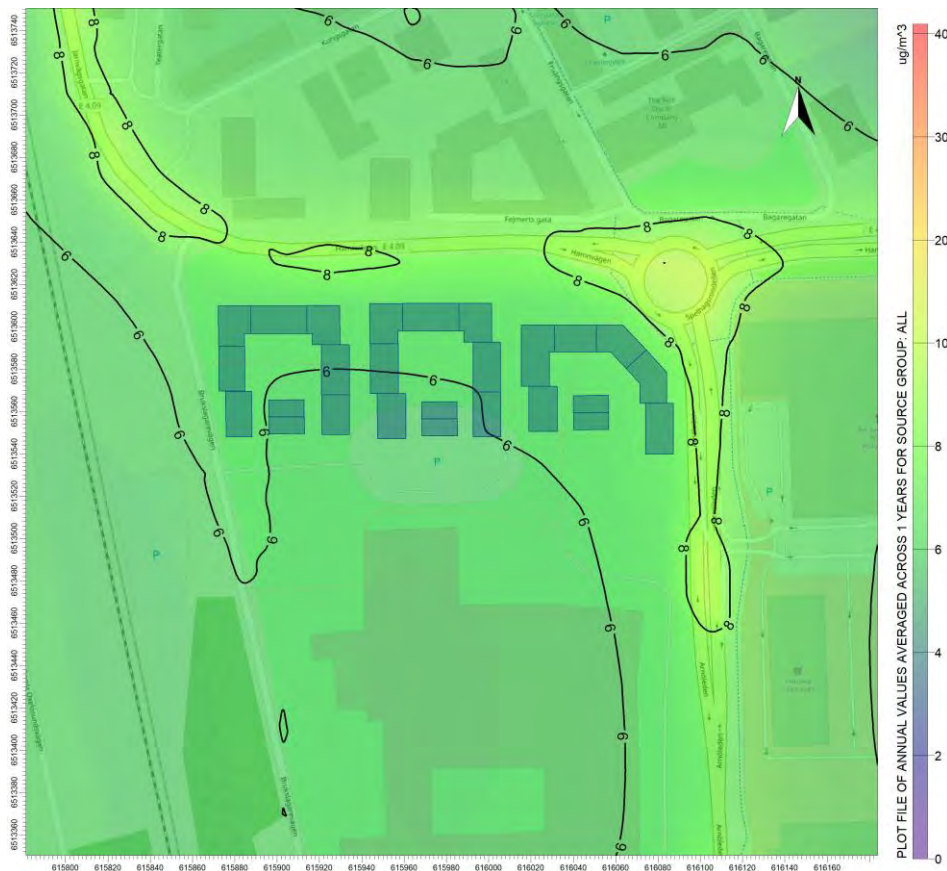


Figur 3. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 15 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljö kvalitetsnormens gränsvärde på 40 µg/m³.

Miljö kvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 20 µg/m³.



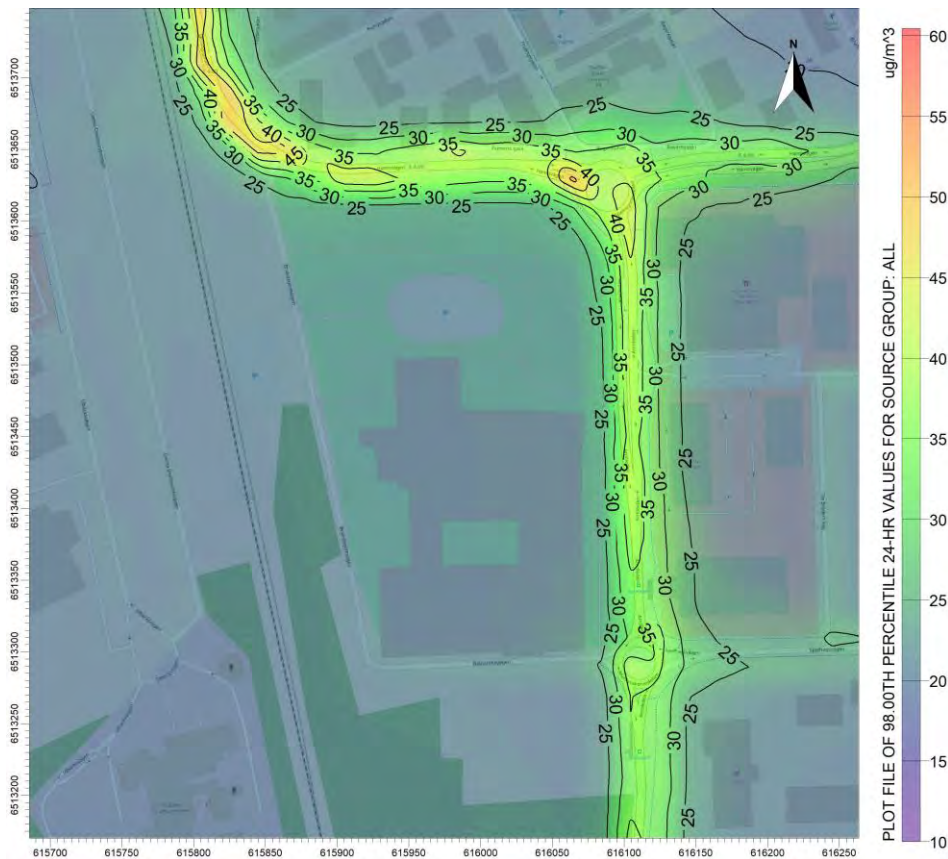
Figur 4. **Framtida scenario 2040**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens gränsvärde på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Miljökvalitetsmålet Frisk Luft för kvävedioxid ligger på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.1.2 NO₂ Dygnsmedelvärden



Figur 5. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden (98-percentil).

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 30 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.

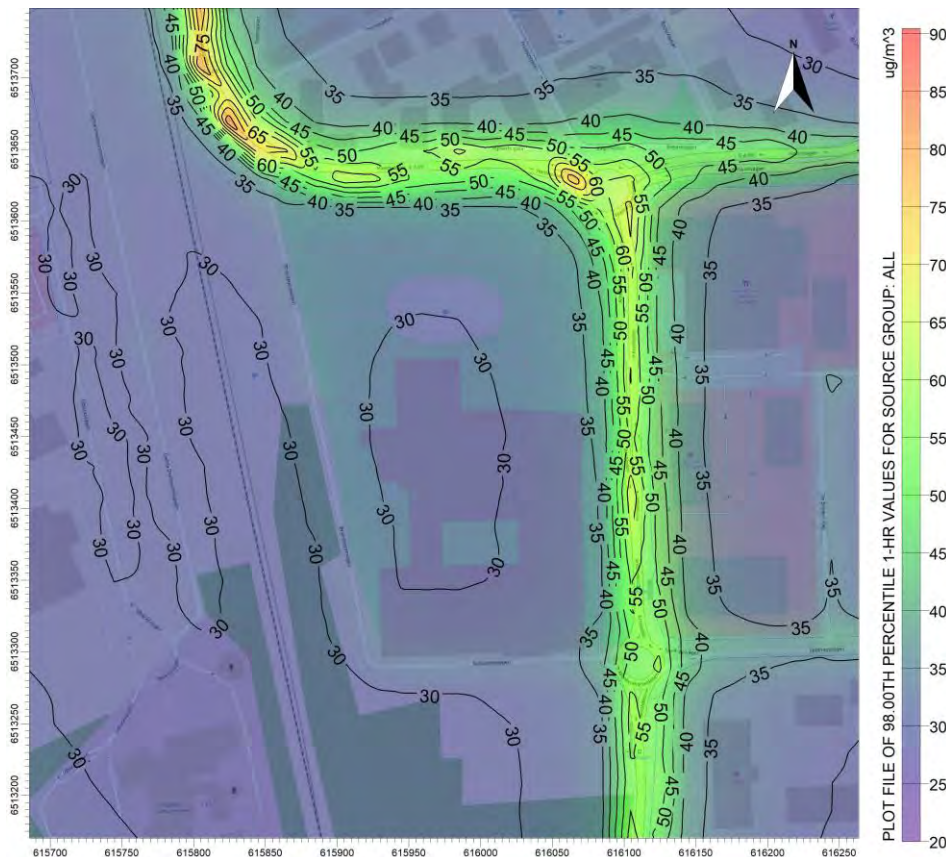


Figur 6. **Framtida scenario 2040**, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

4.1.3 NO2 Timmedelvärden



Figur 7. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil).

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.



Figur 8. **Framtida scenario 2040**, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

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

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 visade att kvävedioxid minskade för år 2040 i jämförelse med nulägeshalterna. I dagsläget beräknas halterna vara som högst på den östra och norra sidan av planområdet, som vetter mot Arnöleden och Hamnvägen, medan för det framtida scenariot beräknas halterna vara högst på den västra och norra sidan som vetter mot nuvarande Brukslagarvägen och Hamnvägen. Halterna avtar dock snabbt med avståndet från båda vägarna. Halterna bedömdes utanför vägområdet där människor exponeras för luftföroreningar och där miljö kvalitetsnormerna ska tillämpas.

Årsmedelvärdet för miljö kvalitetsnormen ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) innehölls inom planområdet för samtliga scenarion. Miljö kvalitetsmålet på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ klaras också för hela planområdet under nuläges-scenariot. För scenariot 2040 förväntas miljö kvalitetsmålet klaras för hela planområdet med god marginal.

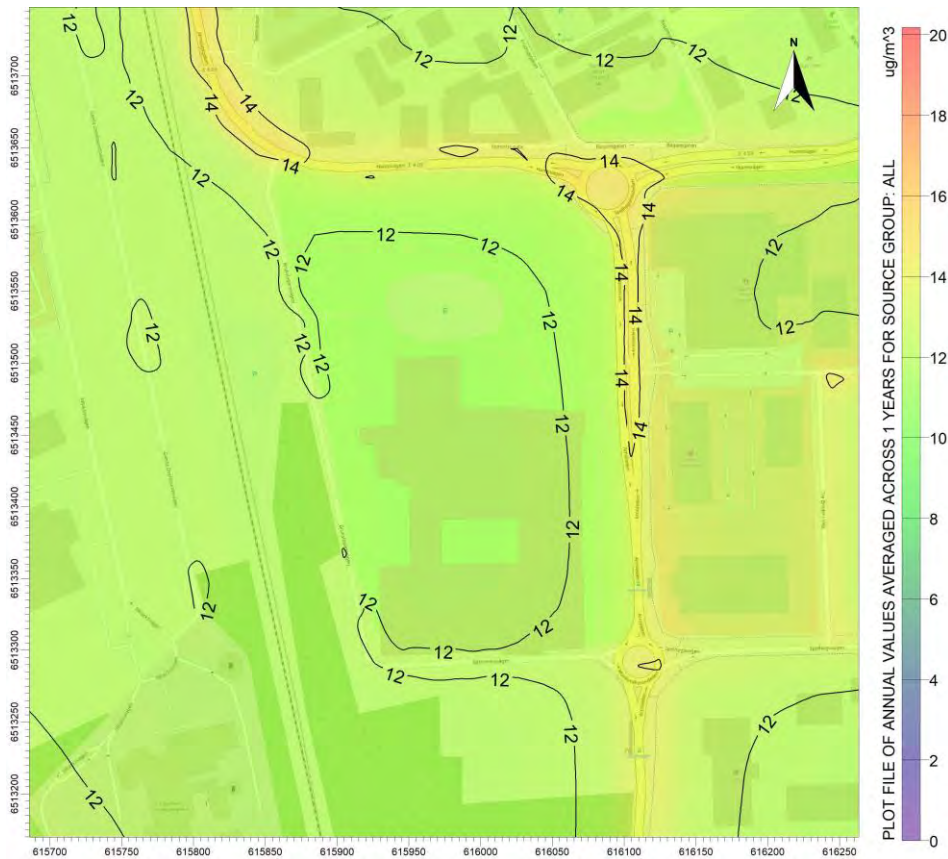
Miljö kvalitetsnormen för dygnsmedelvärdet ($60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klaras för hela planområdet och för samtliga scenarion.

Miljö kvalitetsnormen för timmedelvärdet ($90 \mu\text{g}/\text{m}^3$) klaras för samtliga scenarion. Miljö kvalitetsmålet på $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ klaras i nuläges-scenariot, och klaras med god marginal inom planområdena för 2040 scenariot.

Förklaringen till de reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2040 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHI:s beräkningar, förväntas minska med cirka 30 % och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framför allt kvävedioxider. I detta antagande är de framtida trafikökningarna medräknade.

4.2 Partiklar som PM₁₀

4.2.1 PM₁₀ Årsmedelvärden



Figur 9. **Nuvarande situation**, beräknade halter av partiklar (PM₁₀) som årsmedelvärden.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 13 µg/m³.

Värdena ska jämföras mot miljö kvalitetsnormens gränsvärde för PM₁₀ på 40 µg/m³. Miljö kvalitetsmålet Frisk Luft för partiklar som PM₁₀ ligger på 15 µg/m³.



Figur 10. Framtida scenario 2040, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

4.2.2 PM10 Dygnsmedelvärden



Figur 11. **Nuvarande situation**, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som dygnsmedelvärden (90-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger båda på omkring $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 12. **Framtida scenario 2040**, beräknade halter av partiklar (PM_{10}) som dygnsmedelvärden (90-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger båda på omkring $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 (PM₁₀)

Partikelhalterna uppvisade en mycket lägre variation mellan scenarierna i jämförelse med kvävedioxidhalterna.

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

Miljö kvalitetsmålet "Frisk Lufts" årsmedelvärde för partiklar som PM₁₀ ligger på 15 µg/m³ och klaras för hela planområdet i nuläget och för scenariot 2040.

Miljö kvalitetsmålet för årsmedelvärde kan dock i framtiden riskera att överskridas. Detta eftersom bakgrundhalterna, som utgör en stor del av den totala partikelhalten, beräknas ligga runt årsmedelvärdet, som innebär att det kan föreligga risk att målet tangeras och därmed riskerar att överskridas.

Miljö kvalitetsmålet för dygnsmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras inom hela planområdet i nuläges-scenariot och för 2040 är 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.

4.3 Järnvägsgatans förlängning

För bedömningen av scenariot som innebär en utbyggnad enligt föreslagen detaljplan och där även Järnvägsgatans förlängning genomförs, har beräkningar från samrådsskedet använts, där Järnvägsgatans förlängning utgjorde planförslaget. Syftet med denna bedömning är att visa eventuell påverkan på bostäderna och om det skulle finnas behov av åtgärder som ett genomförande av Järnvägsgatans förlängning kan komma att medföra avseende luftföroreningar. Skillnaden mot detta scenario är att Järnvägsgatans förlängning läggs i Brukslagarvägens befintliga läge, dvs något närmare planerade bostäder än i samrådsförslaget.

Gaturummet längs Järnvägsgatans förlängning kommer fortsatt att vara relativt öppet efter genomförandet av planen, vilket är fördelaktigt eftersom det ger bättre förutsättningar för lägre luftföroreningshalterna än om gaturummet hade varit helt slutet. Ur haltsynpunkt är en hög luftomsättning mycket viktig, eftersom det ökar spridningen och omblandningen av luftföroreningar. Smala och slutna gaturum ger upphov till högre luftföroreningshalter i jämförelse med bredare och öppnare vid samma trafikmängd och tål därmed mycket mindre trafikmängder.

Beräkningarna visade att halterna ökade något i jämförelse med om Järnvägsgatans förlängning inte genomförs. Halterna bedöms dock som låga till måttliga och både miljö kvalitetsnormerna och miljö kvalitetsmålen klarades inom planområdet. Även om Järnvägsgatans förlängning kommer något närmare planerade bostäder än i samrådsförslaget bedöms det inte föreligga någon risk för överskridande av vare sig miljö kvalitetsnormer eller miljö kvalitetsmål. Det bedöms inte nödvändigt att vidta några luftföroreningsreducerande åtgärder.

Tabell 10. Sammanställning av högst beräknade halter under samrådsskedet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vid gränsen till detaljplaneområdet vid genomförande av Järnvägsgatans förlängning.

Luftförorening	Medelvärdesperiod	Järnvägsgatans förlängning	MKN	MKM
Kvävedioxid (NO ₂)	År	10	40	20
	Dygn (98%-il)	22	60	-
	Timme (98%-il)	30	90	60
Partiklar (PM ₁₀)	År	12	40	15
	Dygn (90%-il)	22	50	30

4.4 Påverkan från Idbäcksverket

Spridningen av luftföroreningar Idbäcksverket påverkas, förutom av skorstenens höjd, även av omgivande terräng, byggnadshöjder och av meteorologiska processer som vind och turbulens. När rökgaserna avgår från skorstenen är de i allmänhet varmare än den omgivande luften. Detta tillsammans med att rökgaserna har ett flöde och hastighet innebär att rökgaserna stiger en bit ovanför skorstenens höjd. Denna förutsättning kallas för plymlyft eller skorstenstillägg. När väl rökgasplymen har lämnat skorstenen avtar temperaturen i rökgasplymen och en utspädning av rökgasens koncentration av luftföroreningar avtar. Hur denna utspädning och minskning av halten luftföroreningar i rökgasplymen är beror till stor del på den omgivande luftens egenskaper. Rökgasplymen transporteras i regel bort från skorstenen med vinden. Hur utspädningen kommer att ske beror på ett antal olika meteorologiska förutsättningar där bland annat luftens oregelbundna rörelser eller turbulens spelar en viktig roll. Graden av turbulens och utspädning varierar mycket beroende på det rådande väderläget. Två viktiga faktorer är vindhastigheten och den vertikala temperaturgradienten. När det gäller episoder av förhöjda luftföroreningshalter benämns oftast begreppet inversion eller stabil skiktning. Planområdet är beläget ost-nordost om kraftvärmeverket, och ligger till stor del i den förhärskande vindriktningen. En stor del av året kan vinden således föra eventuella luftföroreningar från kraftvärmeverket mot planområdet.

Utsläpp i eller nära marknivån från exempelvis vägtrafik är ogynnsamma ur luftföroreningssynpunkt vid meteorologiska betingelser som markinversioner. Vid tillfällen med markinversion ökar luftens temperatur med höjden. Luften är vid dessa tillfällen stabilt skiktad och det råder då en låg turbulens/omblandning vilket leder till höga halter av luftföroreningar i marknivå. Luftföroreningsutsläpp som sker på en hög höjd via skorstenar ger i regel de högsta luftföroreningsbidragen under instabil skiktning. Det betyder alltså att de tillfällen när de högsta luftföroreningshalterna förekommer orsakade av markinversioner ej sannolikt samverkar med de tillfällen då utsläppen från höga skorstenar orsakar de relativt högsta bidragen av luftföroreningar.

I kraftvärmeverkets tillstånd är det villkorat att bland annat vidta åtgärder för att reducera luftföroreningar och andra olägenheter för omgivningen. Utsläppen från kraftvärmeverket ska följa utsläppsnivåer enligt bilaga 2 i Naturvårdsverkets föreskrifter (2002:28). Under nuvarande utsläppssituation från det närliggande kraftvärmeverket går det inte att utesluta att det föreligger viss risk för att det tidvis kan förekomma påverkan på detaljplaneområdet. Det relativa bidraget bedöms dock som litet och det föreligger således liten risk för överskridande av miljökvalitetsnormerna och miljömålen inom planområdet.

4.5 Lukt

Luktande föroreningar är ett samlingsbegrepp för en mängd olika kemiska föreningar. Dessa kännetecknas av att de kan förnimmas med luktsinnet, ofta i halter som är mycket lägre än där medicinska effekter kan riskeras.

Till skillnad från många andra luftföroreningar är lukt speciell eftersom luktsinnet reagerar mer eller mindre momentant på lukt. För andra luftföroreningar används ofta medelvärden över längre tider. Vidare kan känsligheten för lukt variera kraftigt mellan olika individer. Detta innebär det att kan finnas personer som känner lukt i mycket låga halter liksom det kan finnas personer som kräver högre halter för att känna lukt.

Det finns i dagsläget inga upprättade gräns- eller riktvärden för luktande föroreningar som människor exponeras för, vilket innebär att miljöbalkens allmänna hänsynsregler får tillämpas. I 2 kap 3 § miljöbalken (1998:808) anges att försiktighetsprincipen ska användas i de fall osäkerheter förekommer vid exempelvis konsekvensen att utsätta människor för olägenhet.

Världshälsoorganisationen (WHO) har föreslagit ett högsta riktvärde för besvär av vissa specifika luftföroreningar (nuisance threshold = besvärströsklar). För lukt definieras denna som den koncentration vid vilken en liten andel av befolkningen (mindre än 5 procent) upplever besvär under en liten del av tiden (mindre än 2 procent) (WHO, 2000). WHO:s föreslagna högsta tidsfrekvens (den högsta andel av tiden under vilken besvär kan accepteras) är i linje med de svenska erfarenheterna om man antar att alla förnimmelser av lukt också innebär att man besväras. Den högsta andel av tiden som luktbesvär kan accepteras enligt WHO är mindre än 2 procent. För att ta hänsyn till att luktsinnet reagerar på lukt under korta exponeringstider (tid för inandning) används minutvärden, i annat fall finns det en stor risk att underskatta upplevelsen av lukt.

I kraftvärmeverkets tillstånd är det villkorat att mottagning och hantering av bränsle ska ske på ett sätt som minskar risk för damning, lukt och andra olägenheter för omgivningen. Det finns flislager på kraftvärmeverkets anläggningsområde som innehåller lättflyktiga ämnen, som successivt avdunstar under lagringen, vilket kan ge upphov till lukt.

I Stena Recyclings tillstånd finns inget villkor gällande lukt. Dock ska verksamheten vara förenlig med de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken, vilket således skulle kunna innebära att åtgärder mot lukt ska vidtas om det bedöms som en olägenhet av omgivningen.

Planområdet är beläget ost-nordost om kraftvärmeverket och Stena Recycling, och ligger till stor del i den förhärskande vindriktningen. En stor del av året kommer vinden att föra eventuell lukt från verksamhetsområdena mot planområdet. Samtidigt har vindhastigheten stor inverkan på spridningen och omblandningen. Tillfällen då det blåser mot området med höga vindhastigheter behöver således inte innebära att det luktar. Det är svårt att avgöra hur lukten påverkar närliggande områden. En människas upplevelse av lukt är subjektiv och påverkas av allt från koncentration till personen som utsätts förväntningar och attityder. Under nuvarande utsläppssituation går det därför inte att utesluta att det föreligger risk för att lukt tidvis kan förekomma inom detaljplaneområdet.

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.

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 håligheter 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 jämförelse med mätningar utan skärmar (Danish road institute, 2011). En skärm kan påverka vindfältet på ett avstånd mer än 10 meter skärmens höjd (Tiwary et al., 2005).

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 kondensationsprocesser efter att de emitterats samt att de kan deponeras på bullerskärmarnas yta. Detta innebär att det är många osäkerhetsparametrar som försvårar exakta antaganden och beräkningar.

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

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 luftföroeningar. Träd och annan vegetation kan även verka luftföroeningsreducerande genom att öka upptaget (depositionen) av luftföroeningar, 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 luftföroeningarna 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 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 luftföroeningar. Variabler som exempelvis årstid, typ av träd, planhöjd, växtlighet, tjocklek och trädartens blad- eller barryta samt kronutbredning kommer sannolikt att påverka blandningen och depositionen. Kunskapsläget om de specifika förhållandena mellan dessa faktorer är i dagsläget begränsad (Baldauf et al. 2009).

Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att anordna en trädlinje så nära Arnöleden och Hamnvägen som möjligt, för att kunna uppnå bästa möjliga deposition. Utformningen av vegetationen kommer att påverka möjligheten till spridningen och filtrering av luften och deponering av luftföroreningarna på vegetationsytorna. Vegetationen inom planområdet kan antas ha en luftföreningsreducerande effekt. Detta då en del av luftföroreningarna skulle kunna deponeras på träden och därigenom minska den totala föroreningshalten inom planområdet.

Tabell 11. Sammanställning av hur olika typer av vegetation påverkar luftföroreningshalter i olika gatumiljöer

				
				
Vegetationstyp				
	Träd	Häckar	Gröna väggar	Gröna tak
	 Försämring	 Förbättring	 Ingen påverkan	

5.3 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 (inbromsning). 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. Utsläppen av slitagepartiklar ökar med ökande hastighet, medan utsläppen av avgaspartiklar minskar ju närmre en motors optimala hastighet den närmar sig, och vid jämn körning. Sammantaget kommer partikelhalterna minska vid hastighetssänkningar men

öka vid hastighetsökningar. Samtidigt med ökad hastighet ökar också den fordonsgenererade turbulensen vilket ökar utspädningen av partikelemissionerna. Fordonsturbulensen har påvisats vara mycket viktig för utspädningen i smala gaturum, där luftkvalitetsproblemen oftast är störst. Partikelhalterna är således beroende av plats specifika variabler (Trivector, 2012).

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

6. Sammanfattande bedömning

För att skydda människors hälsa och miljön har regeringen utfärdat en förordning om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft.

Miljökvalitetsnormerna bör inte tillämpas för luften på vägbanan som enbart fordonsresenärer exponeras för. Dock ska luften utanför vägområdet där människorna vistas och exponeras för luftföroreningar, bedömas mot upprättade miljökvalitetsnormer.

I Nyköping har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM₁₀), och högst haltnivåer uppmäts i närheten med de stora trafiklederna och i slutna gaturum. Övriga källor är industriella verksamheter och vedeldning men också långväga transporter från mer avlägsna källor, både inom Sverige och utanför landets gränser. Partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar generellt höga halter i stadsmiljö och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade.

I denna utredning har spridningsberäkningar utförts för området Ribban 7. Planområdet är beläget söder om Nyköpings stadskärna. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av kvävedioxid (NO₂) och partiklar (PM₁₀) inom det aktuella planområdet samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes för den nuvarande situationen och år 2040 med tillhörande emissionsfaktorer och beräknade framtida trafikmängder.

Resultatet från spridningsberäkningarna visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid bedöms klaras både i dagsläget och i det framtida scenariot år 2040. Miljökvalitetsmålet för årsmedelvärde och timmedelvärde klaras för nuläges-scenariot och med god marginal inom planområdet för 2040 scenariot.

Halterna av kvävedioxid beräknades minska till 2040 i jämförelse med nuvarande situation. Förklaringen till de kraftigt reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2040 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHIs beräkningar, förväntas minska och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framför allt kvävedioxider.

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 som PM₁₀ ligger på 15 µg/m³ och klaras för hela planområdet i nuläget och för scenariot 2040. Miljökvalitetsmålet för årsmedelvärde kan dock i framtiden riskera att överskridas. Detta eftersom bakgrundhalterna, som utgör en stor del av den totala partikelhalten, beräknas ligga runt årsmedelvärdet, som innebär att det kan föreligga risk att målet tangeras och därmed riskerar att överskridas. Miljökvalitetsmålet för dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras inom hela planområdet i nuläges-scenariot och för 2040 är scenariot.

De föreslagna byggnaderna i planområdet kommer byggas i direkt närhet till omkringliggande vägar. Att bygga ihop bostadskropparna anses fördelaktigt eftersom det bildar en effektiv barriär mot inträngning av höga halter i området, vilket kan leda till lägre föroreningshalter på innegårdarna. Då halterna avtar med höjden kan bostadshusen även leda ner renare luft från högre nivåer (SLB, 2013:2). Byggnaderna antas ha en viss reducerande effekt på kvävedioxid- och partikelhalten, genom att verka som en avskärmande barriär.

Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att anordna en trädlinje så nära Arnöleden och Hamnvägen som möjligt. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, såsom byggnader/bullerskärmar, och vegetation. Det bedöms fördelaktigt att ha mycket vegetation inom planområdet, eftersom det kan antas ha en luftföroreningsreducerande effekt.

Under nuvarande utsläppssituation från det närliggande kraftvärmeverket går det inte att utesluta att det föreligger viss risk för att det tidvis kan förekomma påverkan på detaljplaneområdet. Det relativa bidraget bedöms dock som litet och det föreligger således liten risk för överskridande av miljökvalitetsnormerna och miljömålen inom planområdet.

Planområdet antas klara miljökvalitetsnormerna både i nuläget och för beräknade framtidsscenario. 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. De högsta halterna beräknas ske i de östra och norra delarna av planområdet. Förslagsvis kan entréer och samlingsplatser placeras bort från den utsatta sidan av huset som vetter mot omkringliggande vägar. Det är även att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader som vetter mot de omkringliggande vägarna, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaderna.

Det är en uttalad utvecklingsambition i kommunens översiktsplan att i framtiden genomföra Järnvägsgatans förlängning. För att visa konsekvenserna vid detaljplanens genomförande kombinerat med Järnvägsgatans förlängning görs även en redovisning för detta scenario, baserat på de beräkningar som togs fram i samband med samrådsskedet för detaljplanen. Beräkningarna visade att både miljökvalitetsnormerna och miljökvalitetsmålen bedöms klaras inom planområdet trots att Järnvägsgatans förlängning kommer något närmare planerade bostäder än i samrådsförslaget. Det bedömdes inte nödvändigt att vidta några luftföroreningsreducerande åtgärder.

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>

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>)

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

INFRAS. (2019). Development Report. HBEFA version 4.1

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

Naturvårdsverket. (2017). Luft och miljö – Barns hälsa 2017. ISBN 978-91-620-1303-5

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

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

SFS 1998:808. Miljöbalken. Stockholm: Miljödepartementet

SFS 2010:477. Luftkvalitetsförordningen. 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

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

WHO. (2000). Air Quality Guidelines for Europe. Second Edition No. 91