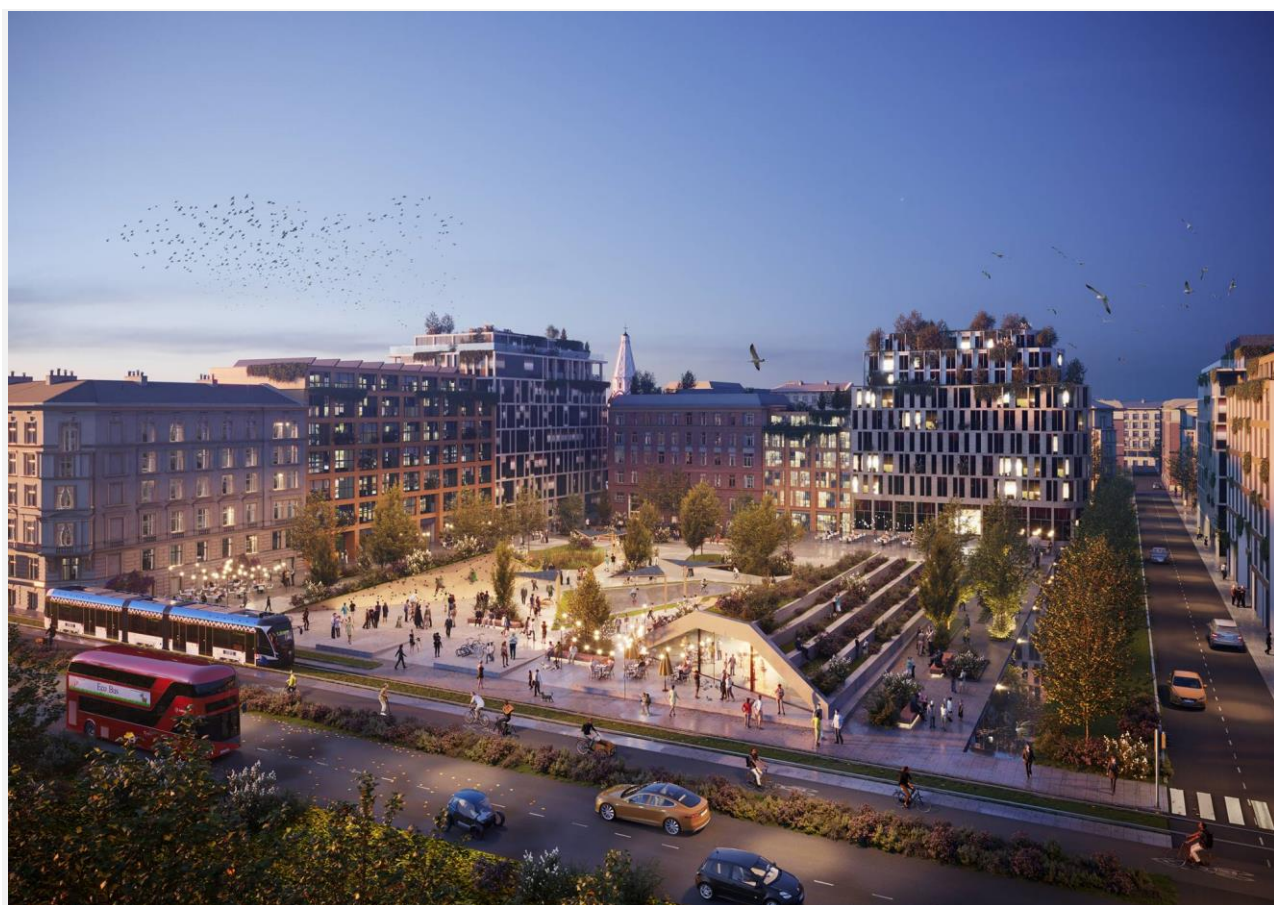


Uppsala Business park

Luftutredning



Uppdrag: Luftutredning Uppsala Business park
Uppdragsnummer: 30040438
Kund: Corem Property Group AB
Datum: 2022-08-23
Upprättad av: Carl Thordstein
Kontrollerad av: Leif Axenhamn
Godkänt av: Leif Axenhamn
Dokumentreferens: c:\users\sectho\documents\projekt\upsala
business park\rapport\rapport
spridningsberäkningar uppsala business
park.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
3.	Beräkningsförutsättningar.....	11
3.1	Utredningsområdet.....	11
3.2	Luftföroreningssituationen i Uppsala.....	12
3.3	Beräkningsscenario.....	13
3.4	Spridningsmodell.....	14
3.5	Validering av mätdata, bakgrundshalter och meteorologi.....	15
3.5.1	Bakgrundshalter.....	16
3.5.2	Meteorologi.....	16
3.6	Trafikförutsättningar.....	17
3.7	Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna.....	18
3.8	Osäkerheter i modellberäkningar.....	19
4.	Luftföroreningar och hälsoeffekter.....	20
4.1	Kvävedioxid.....	20
4.2	Partiklar (PM ₁₀).....	21
5.	Resultat från spridningsberäkningarna.....	22
5.1	Kvävedioxid.....	22
5.1.1	NO ₂ Årsmedelvärden.....	22
5.1.2	NO ₂ Dygnsmedelvärden.....	24
5.1.3	NO ₂ Timmedelvärden.....	26
5.1.4	Bedömning av kvävedioxid.....	27
5.2	Partiklar som PM ₁₀	28
5.2.1	PM ₁₀ Årsmedelvärden.....	28
5.2.2	PM ₁₀ Dygnsmedelvärden.....	30
5.2.3	Bedömning av partiklar (PM ₁₀).....	32
6.	Luftföroreningsreducerade åtgärder.....	33
6.1	Bullerskärmar.....	33
6.2	Vegetation.....	34
6.3	Hastighetssänkningar.....	36
7.	Sammanfattande bedömning.....	37
8.	Referenser.....	39

Bilaga 1 Framtida trafikmängder41

Sammanfattning

Uppsala Stad arbetar med att upprätta en detaljplan för Uppsala Business park med syfte att möjliggöra byggnation av cirka 15 000 arbetsplatser, utbildning, service, handel och träning. Planområdet är beläget i Fyrislund. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar för planområdet. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom det aktuella området samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes dels för den nuvarande situationen, dels år 2040.

Resultatet från spridningsberäkningarna visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft. Planområdets norra, västra och södra delar uppvisar högst halter men riskerar inte att överskrida miljökvalitetsnormerna i nuläget. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras således inom planområdet och för samtliga scenarion. Miljökvalitetsmålet för årsmedelvärde klaras också för nuläges-scenariot och 2040 scenariot. Miljökvalitetsmålet för timmedelvärde klaras för planområdena i nuläget, och bedöms klaras med god marginal för 2040 scenariot. 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 Luft" årsmedelvärde för partiklar, PM₁₀ (15 µg/m³) klaras för hela planområdet i nuläget men är nära att tangeras för 2040 scenariot. Det är de yttersta delarna mot Tycho Hedéns väg, Rapskatan och Almungevägen riskerar att överskrida målet. Målet bedöms dock klaras inom större delen av planområdet där människor kommer att vistas. Miljökvalitetsmålet för dygnsmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras inom planområdena i nuläget och klaras även för 2040 scenariot.

Sammanställning av högst beräknade halter (µg/m³) vid gränsen till detaljplaneområdet vid Uppsala Business park

Luftförorening	Medelvärdesperiod	Nuläge	Planalternativ 2040	MKN	MKM
Kvävedioxid (NO₂)	År	15	10	40	20
	Dygn (98%-il)	40	25	60	-
	Timme (98%-il)	50	35	90	60
Partiklar (PM₁₀)	År	12	14	40	15
	Dygn (90%-il)	25	25	50	30

De föreslagna byggnaderna i planområdet kommer byggas i direkt närhet till omkringliggande vägar. Byggnaderna bedöms bilda en effektiv barriär mot inträngning av luftföroreningar 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 bedöms det fördelaktigt att anlägga park- och naturområden inom planområdet. Det vore även fördelaktigt att anordna en trädlinje så nära omkringliggande vägar som möjligt. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, så som byggnader/bullerskärmar, och vegetation. Gaturummen som bildas inom planområdet kan dock bli något mer slutet vid genomförandet av planen. Vegetation kan försämra omblandningen och spridningen av luftföroreningar genom minskad turbulensen i slutna gaturum och det kan därav vara viktigt att inte plantera träden för tätt så gaturummet ytterligare sluts. Inne i planområdet bedöms dock trafikmängden vara så pass låg att det inte föreligger risk för att det ska uppstå höga halter av vare sig kvävedioxid eller partiklar (PM₁₀). Det bedöms därför fördelaktigt att ha mycket vegetation inom planområdet, eftersom det kan antas ha en luftföroreningsreducerande effekt.

Planområdet antas klara miljö kvalitetsnormerna både i nuläget och för beräknade framtidsscenariona. Dock finns det inte någon nivå under vilken inga negativa hälsoeffekter uppkommer, i synnerhet för partiklar. Därför är fördelaktigt med så låga luftföroreningshalter som möjligt där folk vistas. Det är att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader som vetter mot Tycho Hedéns väg, Rapskatan eller Almungevägen, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaden.

1. Bakgrund och syfte

Uppsala Stad arbetar med att upprätta en detaljplan för Uppsala Business park med syfte att möjliggöra byggnation av cirka 15 000 arbetsplatser, utbildning, service, handel och träning. Planområdet är beläget i Fyrislund. Sweco har på uppdrag utfört spridningsberäkningar för planområdet. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom de aktuella områdena samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljö kvalitetsnormer och det nationella miljö kvalitetsmålet, Frisk luft. Beräkningar utfördes dels för den nuvarande situationen, dels 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 Uppsala och riskerar att överskrida de miljö kvalitetsnormer som finns definierade. Luftföroreningar i stadsmiljö kommer främst från lokala källor. I Uppsala har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM_{10}) för det aktuella området, och högst haltnivåer uppmäts i närheten med de stora trafiklederna och i slutna gaturum. 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 överskrider mer än 18 timmar (99,8 percentilvärdet).

Tabell 2. Miljö kvalitetsnormer för partiklar som PM₁₀

Miljö kvalitetsnormer 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 miljö kvalitetsnormer för omgivningsluft

Miljö kvalitetsnormerna gäller generellt för utomhusluft, dock förekommer undantag enligt följande:

- I luftkvalitetsförordningen (2010:477) anges att miljö kvalitetsnormerna inte ska tillämpas för luften på arbetsplatser samt vägtunnlar och tunnlar för spår bunden 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 körbanor och mittremsor 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
Timmedelvärdet 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.

3. Beräkningsförutsättningar

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

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

3.1 Utredningsområdet

Detaljplaneområdet är beläget öster om centrala Uppsala. I dagsläget utgörs planområdet ett industriområde med flera företag främst inom Life Science. Planförslaget föreslår sammanlagt cirka 15 000 arbetsplatser, utbildning, service, handel och träning. se Figur 1. Detaljplaneområdet avgränsas av Tycho Hedéns väg i väster, Rapskatan i norr och Almungevägen i söder. Några av de förslagna byggnaderna kommer att uppföras längs planområdets västra och norra sida och 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 luftföroreningar från vägtrafiken (lokala bidraget) och bakgrundshalterna från stadens övriga utsläpp (urbana bidraget) samt den regionala intransporten av föroreningar.



Figur 1. Karta över planområdets avgränsning samt illustration över föreslagen bebyggelse. ©Karta från Mandaworks

3.2 Luftföroreningsituationen i Uppsala

Luftföroreningar förekommer i omgivningsluften som en följd av bl.a. utsläpp från vägtrafik, uppvärmning, energiproduktion och industriell verksamhet. En del av de luftföroreningar som förekommer i Uppsala är intransporterade från andra regioner/länder framför allt partiklar (PM₁₀). I Uppsala har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till luftföroreningar. Övriga källor är industriella verksamheter och förbränningsanläggningar. Nedan följer en beskrivning av luftföroreningsituationen i Uppsala.

Kontinuerliga mätningar har genomförts på flera platser centralt i Uppsala under de senaste åren. Partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid har mätts i centrala Uppsala på Kungsgatan från 1999 respektive 2009. Mätningarna utfördes inledningsvis på Kungsgatan 42 men sedan 2017 sker mätningarna på Kungsgatan 67. Jämförande mätningar under våren 2017 på båda platserna visar på högre uppmätta halter av kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) på Kungsgatan 67 än vid Kungsgatan 42. För kvävedioxid överskreds miljö kvalitetsnormen för dygns- och timmedelvärde under 2017-2019, medan normen klarades under 2020. Miljö kvalitetsnormen för partiklar (PM₁₀) överskreds 2017, men har klarats under efterföljande år.

Tabell 5 visar de högst uppmätta luftföroreningshalter vid de olika mätstationerna i Uppsala under de senaste årens mätningar av kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). Data har hämtats från SMHI, som Naturvårdsverket utsett till nationell datavärd för luftkvalitetsdata.

Tabell 5. Uppmätta luftföroreningshalter i Uppsala ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

	2016*	2017**	2018**	2019**	2020**	MKN	Miljömål
Kvävedioxid							
- Årsmedelvärde	25	36	36	34	28	40	20
- Dygnsmedelvärde	48	66	71	66	56	60	-
- Timmedelvärde	71	95	94	92	74	90	60
Partiklar (PM₁₀)							
- Årsmedelvärde	17	23	20	17	14	40	15
- Dygnsmedelvärde	34	55	32	39	26	50	30

Röda siffror indikerar överskridande av miljö kvalitetsnorm

*Uppsala Kungsgatan 42

**Uppsala Kungsgatan 67

3.3 Beräkningsscenario

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 gällande bebyggelse, infrastruktur och trafikmängder
- **Scenario 2040** - Prognosår 2040 med planerad exploatering och med infrastrukturåtgärder

3.4 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 (BPIPPRM, 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 innehåller information gällande platsspecifik topografi och råhetsfaktor; beskriver ytans skrovlighet och därmed motståndet av spridningen i luften, vilket motsvarar "stadsmiljö".

3.5 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 2019 års mätdata av luftföroreningar (mätstationen vid Kungsgatan 67) och meteorologiska parametrar för Uppsala. 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 6 framgår vilka krav som ställs på de luftföroreningar som ingår i denna utredning.

Tabell 6. 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 vid Kungsgatan 67 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, 2019). Vad som kan vara bra att ha i åtanke är att ett perfekt uppnått modellresultat inte nödvändigtvis behöver innebära 100 % överensstämmelse med mätdata. Detta då varken mätningar eller modeller återger en perfekt beskrivning av atmosfärens kemiska tillstånd. Atmosfären påverkas av flertalet icke-linjära och till viss del stokastiska parametrar, varför en viss spridning är att vänta mellan uppmätta och beräknade halter.

Valideringen genomfördes mot mätstationen vid Kungsgatan 67, som är placerad cirka 3 km nordväst om planområdet. Resultatet visade på låg modellosäkerhet och kvalitetsmålen innehölls med god marginal, se Tabell 7. Då många parametrar är likartade mellan mätstationen och planområdet, så som avståndet till lokala emissionskällor, trafikmängder och meteorologiska förhållande, antas beräkningsparametrarna vid valideringen vara applicerbara för beräkningarna vid planområdet.

Tabell 7. Resultat av modellosäkerheten

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

* 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 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.

3.5.1 Bakgrundshalter

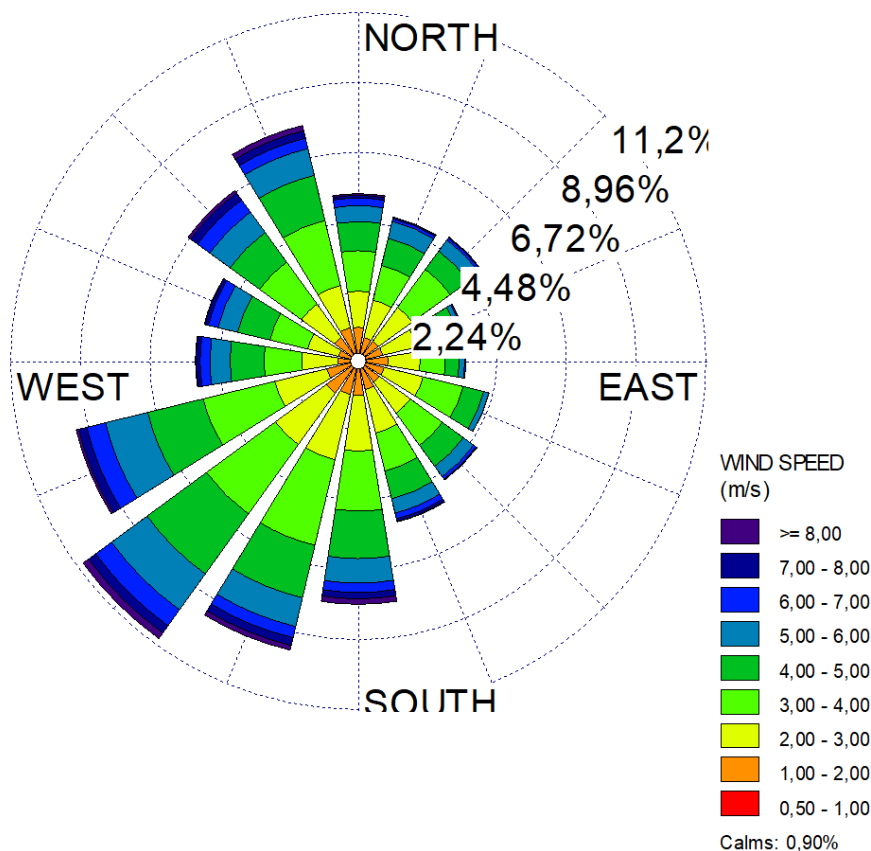
Förutom lokala emissioner sker även intransport av luftföroreningar från andra regioner i Sverige, men även långdistanstransport från områden utomlands. I programvaran AERMOD som används vid spridningsberäkningarna adderas bakgrundshalter för kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). Bakgrundhalterna som nyttjats i rapporten har hämtats från den urbana bakgrundstationen Uppsala Dragarbrunnsgatan 23 tak.

Bakgrundhalterna av kvävedioxid har justerats efter SMHI:s antagande gällande en cirka 40 % reduktion fram till 2040 (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 bakgrundstationen Norunda Stenen, som ingår i den regionala ozonövervakningen och är belägen cirka 30 km norr om centrala Uppsala.

3.5.2 Meteorologi

Beräkningarna har gjorts med speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (AERMOD/AERMET) har tagits fram för det aktuella området i Uppsala. Den meteorologiska informationen bygger på en avancerad numerisk väderprognos modell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna för Uppsala åren 2019-2021. 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 2019-2021, som anses beskriva ett normalår ur meteorologiskt perspektiv. I Figur 2 beskrivs meteorologin i form av ett vindrosdiagram.



Figur 2. Vindros för meteorologiska data året 2019-2021, Uppsala

3.6 Trafikförutsättningar

Fordonstrafiken utgör den största och mest betydande utsläppskällan av luftföroreningar, som har en negativ inverkan på luftkvaliteten vid planområdet. Trafikuppgifterna som nyttjats i rapporten har tagits fram av WSP (WSP, 2022). I nuläget passerar Tycho Hedéns väg och Rapskatan väster respektive norr om planområdet och har högst trafikflöde av de intilliggande vägarna.

I det framtida scenariot räknades vardagsdygnstrafiken fram genom att multiplicera medelvärdet av maxtimmarna med tio. Trafikmängden för varje vägsträcka angavs sedan inom ett intervall, se Figur 13. I beräkningarna användes det högsta värdet av intervallet för varje vägsträcka, vilket bedöms som ett konservativt antagande. Beräknade halter i det framtida scenariot är därför sannolikt överskattade än underskattade. Då trafikuppgifterna angavs som VADT (Vardagsmedeldygnstrafik) har ÅDT (Årsdygnstrafik) beräknats genom att multiplicera VADT med 0,9. I Tabell 8 listas de trafikmängder för de vägar och scenarier, som ingick i beräkningarna.

I modellberäkningen har trafikens dygnsfördelning under vardagar och helger tagits i beaktande.

Tabell 8. Trafikuppgifter för omkringliggande vägar

Väg	ÅDT*	Andel tung trafik (%)
	2020	
Tycho Hedéns väg	15 840	9
Rapsgatan		
- mot cirkulationen	2 500	29
- mot Arkgatan	2 000	30
- Tycho Hedéns väg-Fyrislundsgatan	12 600	15
Almungevägen		
- Virdings allé-Tycho Hedéns väg	15 200	10
- Anna Fabris gata-Långtradargatan	14 850	11
Anna Fabris gatan	1 125	27
Lokal anslutning Rapsgatan och söderut	1 650	24
Övriga vägar inom planområdet	1 000	5

*Årsdygnstrafik

3.7 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 för år 2020 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 2014 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 uppgår dubbdäcksandelen i Uppsala 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 minskning av dubbdäcksandelen till 2030 (SMHI. 2013), dels att Uppsala kommuns 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.

3.8 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 jämförelse 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. Luftföroreningar och hälsoeffekter

Luftföroreningar ökar risken för hjärtlungsjukdomar och bidrar till ökad dödlighet (WHO, 2005). Exponering av luftföroreningar innebär en ökad risk för luftvägspåverkan hos barn, utveckling av allergi och utveckling av astma. Luftföroreningarna i tätorter och i miljöer med förhöjda luftföroreningshalter innebär en ökad risk för cancer, fosterpåverkan och besvär (obehag och lukt). Det har visat sig att luftföroreningarna orsakar fler läkarbesök/sjukhusinläggningar för den del av befolkningen som är känsliga, exempelvis astmatiker och barn samt de som redan har en hjärt- och lungsjukdom.

Barn rör sig mycket och vistas utomhus i större utsträckning än många vuxna. Detta i kombination med att deras lungor och immunförsvar är under utveckling, gör barn till särskilt utsatta för luftföroreningar. Vetenskapliga studier har påvisat att partiklar lättare fastnar i barn lungor i jämförelse med vuxna, och skillnaden är omkring 10–20 procent per andetag. Barn rör på sig mer än vuxna och andas in en relativt stor mängd luft, och därav luftföroreningar, i förhållande till sin kroppsvikt. För barn som växer upp i områden med höga halter av luftföroreningarna ökar risken för luftvägsinfektioner, astma och nedsatt lungfunktion (Naturvårdsverket, 2017).

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 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (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). Vid rangordning av luftföroreningars påverkan på hälsan, placeras kvävedioxid på fjärde plats efter PM_{2,5}, PM₁₀ och ozon (EEA, 2013).

Kvävedioxiden vid planområdet härrör från fordonsavgaser från vägtrafiken samt intransport.

4.2 Partiklar (PM₁₀)

Partiklar utgörs av mikroskopiska delar av fast materia eller flytande ämnen som är suspenderade i atmosfären. Partiklar tillförs atmosfären genom både naturliga och mänskliga aktiviteter. Naturliga aktiviteter innefattar skogsbränder samt uppvirvling av jorddamm, sand och havssalt. Människan har därför utvecklat skyddsmekanismer som effektivt transporterar bort en stor del av de luftföroreningarna vi andas in (Naturvårdsverket, 2017). 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.

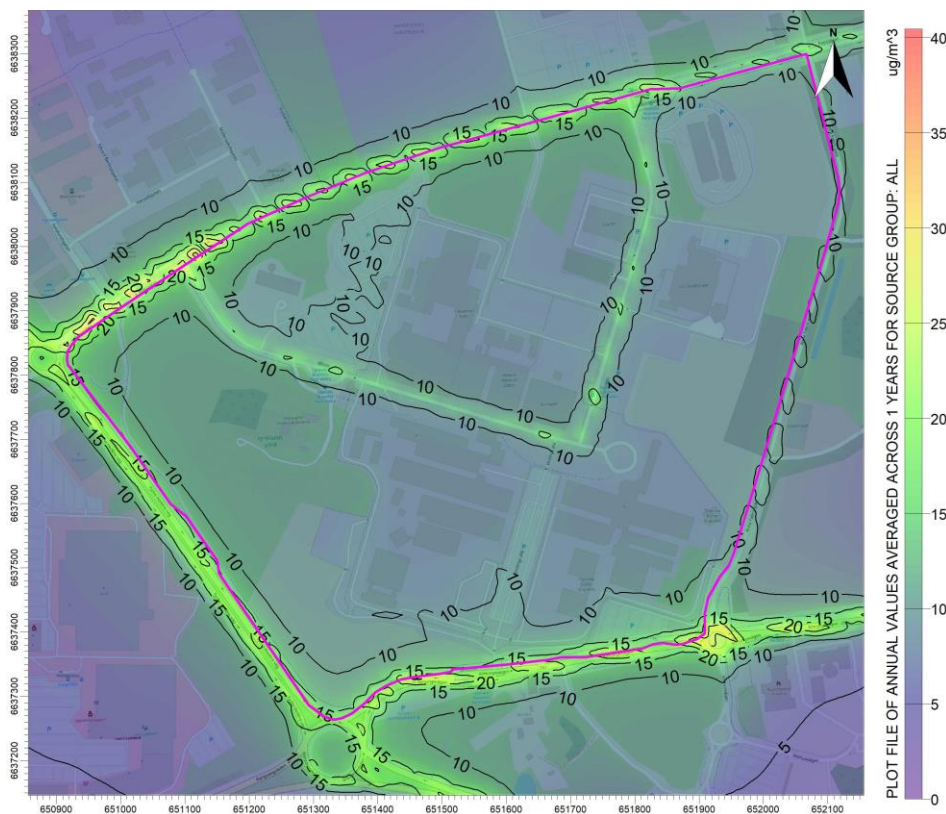
Partiklar i omgivningsluften definieras oftast efter storleken där partiklarna är mindre än 10 µm respektive 2,5 µm (PM₁₀ respektive PM_{2,5}). Dessa partiklar är inandningsbara och kan därmed fastna i luftvägarna. Förbränningspartiklar har en typisk storlek på mellan 0,02 – 0,6 µm och innehåller exempelvis polyaromatiska föreningar (PAH), flyktiga ämnen och spårämnen. En egenskap för små partiklar (PM_{2,5}) är att de kan tränga ned i lungorna till lungblåsorna (alveolerna) där syreutbytet sker. Därmed finns det en risk att partiklar som når ner till lungblåsorna kan spridas vidare via blodet i kroppen. Hur stor dos som luftvägarna exponeras för beror till stor del på hur snabbt partiklarna bortskaffas. Hos friska personer finns det mekanismer som kan rensa bort partiklarna i de nedre luftvägarna men bortskaffande av partiklarna som når ända ner till lungblåsorna tar i regel betydligt längre tid. Även partiklar som PM₁₀ bedöms påverka hälsan i betydande omfattning (US-EPA, WHO). I juni 2012 enades WHO-organet IARC om att exponering för dieselavgaser innebär risk för cancer i lungorna. Utsläpp från dieselmotorer och vedeldning innehåller små sotpartiklar som är skadliga för hälsan. Sambandet mellan risk och partikelhalt är normalt att betrakta som linjärt. Det finns med andra ord inga kända tröskelleffekter utan alla minskningar av partiklar i inandningsluften är betydelsefulla för hälsan.

I Uppsala utgör bakgrundhalten, som tillförs genom långdistanstransporter, ett betydande bidrag till partikelhalten. För det lokala bidraget står i huvudsakligen vägtrafiken, genom slitage av vägbanan och uppvirvling av vägdamm.

5. Resultat från spridningsberäkningarna

5.1 Kvävedioxid

5.1.1 NO₂ Årsmedelvärden

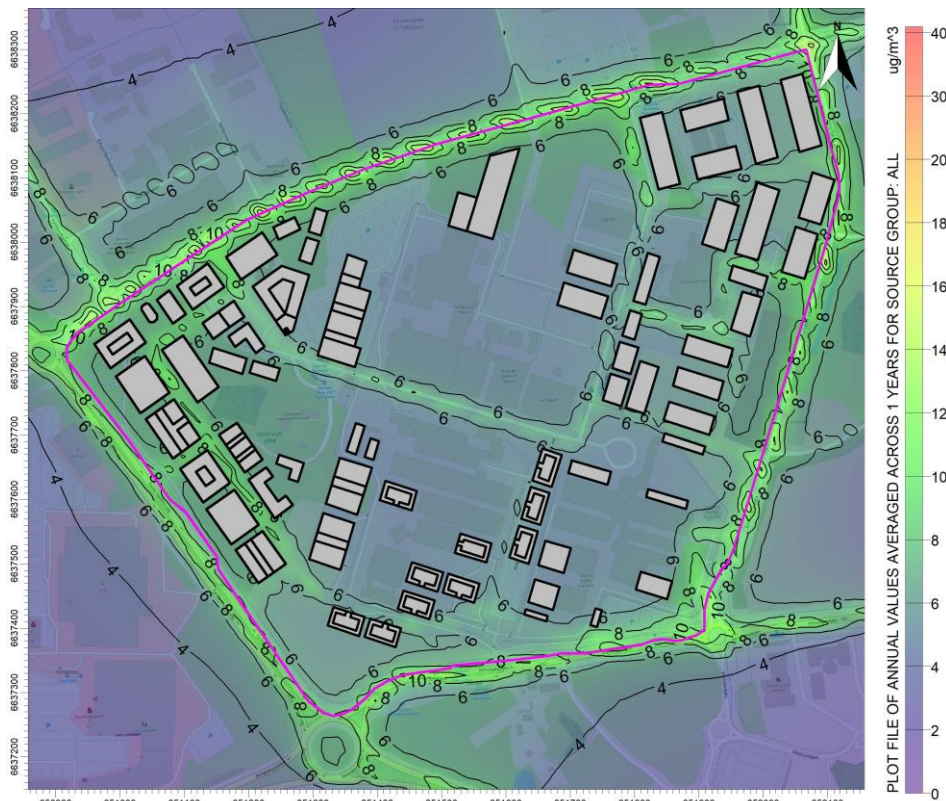


Figur 3. **Nuvarande situation**, beräknade halter av kvävedioxid som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

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 $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

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

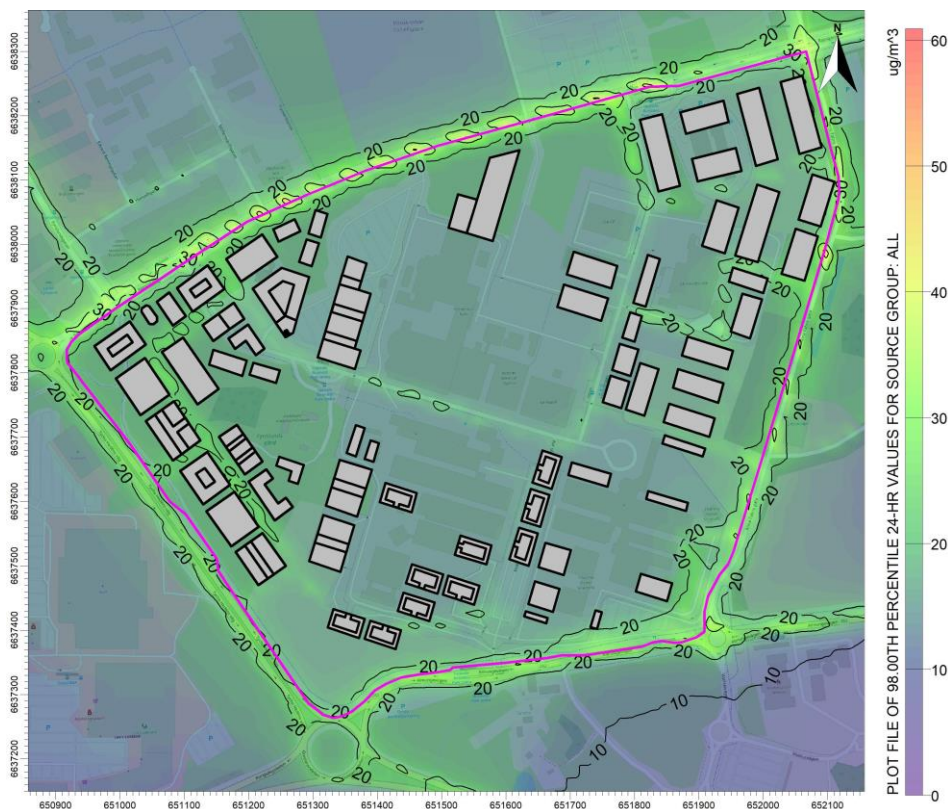
5.1.2 NO₂ Dygnsmedelvärden



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

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 40 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 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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.

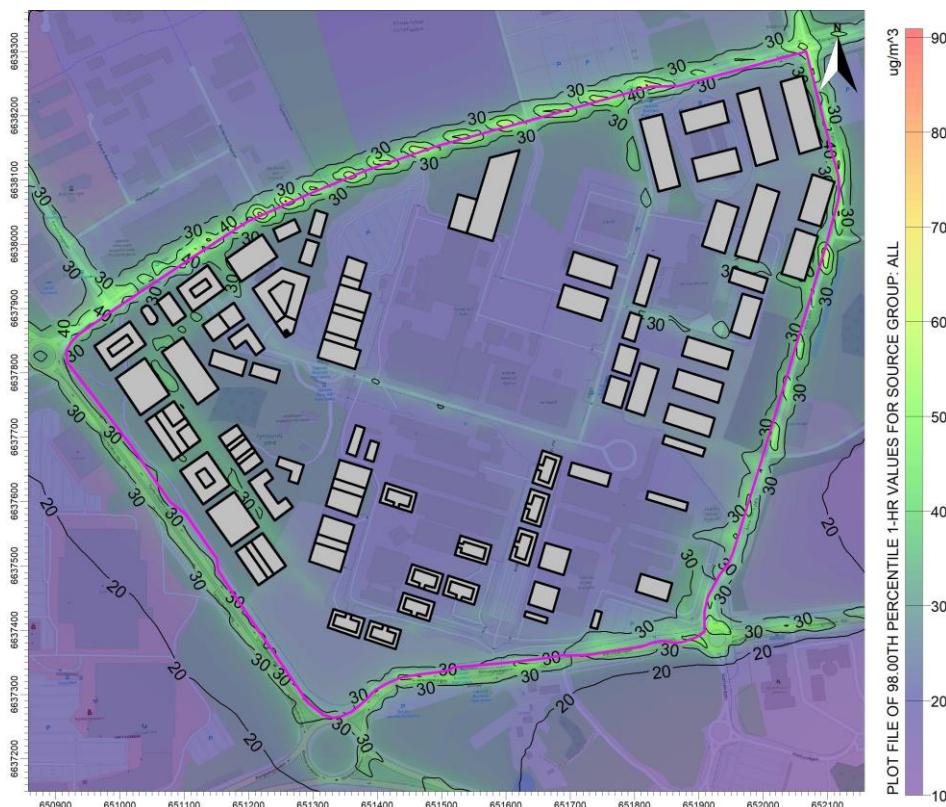
5.1.3 NO₂ Timmedelvärden



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

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 50 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 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 $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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.

5.1.4 Bedömning av kvävedioxid

Resultatet från spridningsberäkningarna visar på god överensstämmelse med uppmätta halter vid Kungsgatan. De beräknade haltnivåerna av kvävedioxid minskade för år 2040 i jämförelse med nulägeshalterna. Halterna beräknas vara som högst på den norra, västra och södra delen av planområdet, men avtar snabbt med avståndet. 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 planområdena för samtliga scenarion. Miljö kvalitetsmålet på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ klaras för hela planområdet under nulägets-scenariot. För år 2040 klaras miljö kvalitetsnormen med god marginal för hela planområdet.

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 nulägets-scenariot och klaras med god marginal inom planområdena för 2040 scenariot.

Förklaringen till de kraftigt reducerade kvävedioxidhalterna för scenariot 2040 är en kombination av att bakgrundhalterna, enligt SMHI:s beräkningar, förväntas

minska med cirka 40 % och att hårdare krav på utsläppsmängder kommer driva på teknikutvecklingen, vilket förväntas leda till lägre halter av framför allt kvävedioxid. I detta antagande är de framtida trafikökningarna medräknade.

5.2 Partiklar som PM₁₀

5.2.1 PM₁₀ Årsmedelvärden



Figur 9. **Nuvarande situation**, beräknade halter av partiklar (PM₁₀) som årsmedelvärden. Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför planområdet ligger på omkring 12 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 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 $14 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

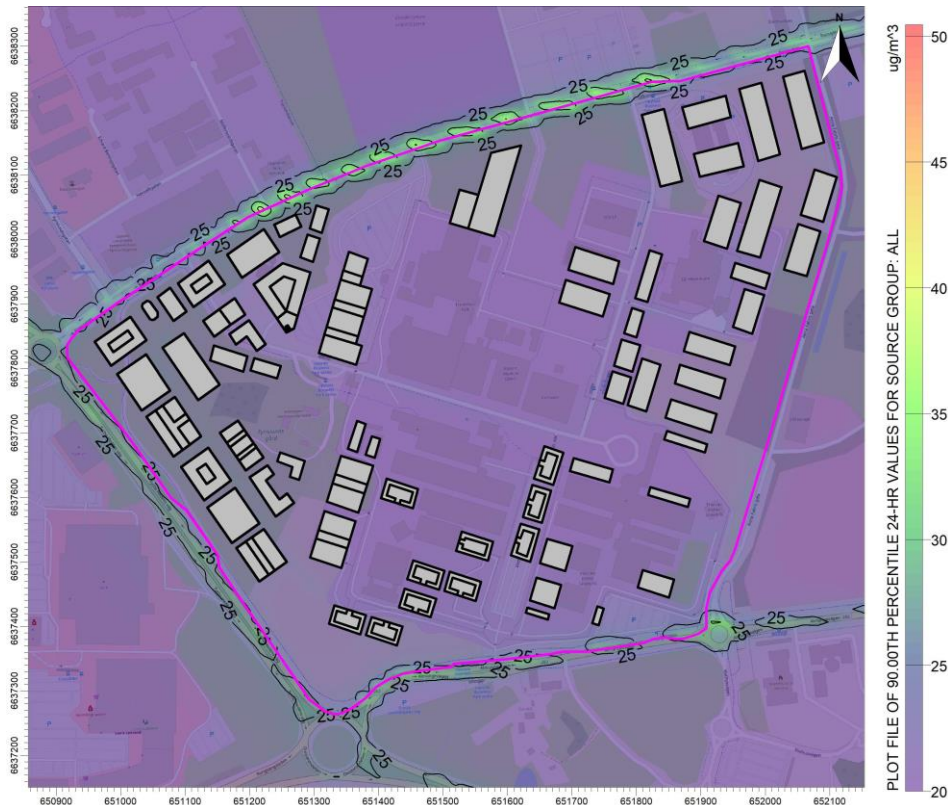
5.2.2 PM10 Dygnsmedelvärden



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 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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 $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

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

5.2.3 Bedömning av partiklar (PM10)

Resultatet visade på god överensstämmelse med uppmätta mätvärden vid Kungsgatan. 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. För scenariot 2040 är det nära att riktvärdet tangeras och riskerar således att överskridas.

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

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.

6. 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.

Uppsala har haft svårt med att klara miljökvalitetsnormerna av framför allt kvävedioxid, men även tidvis partiklar (PM₁₀) och upprättade ett åtgärdsprogram för kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) 2005, som reviderades 2014 (Uppsala kommun, 2014). Trots vidtagna åtgärder kvarstår problemet med att klara normen för kvävedioxid. Följande åtgärder antas ha en positiv inverkan på utsläppen av luftföroreningar vid planområdet. Åtgärderna är mer lokalinriktade och anses för projektet möjliga att påverka.

6.1 Bullerskärmar

Bullerskärmar 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). Bullerskärmen 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).

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 bullerskärmarnas yta. Detta innebär att det är många osäkerhetsparametrar som försvårar noggranna antaganden och beräkningar.

Det finns i nuläget inga bullerskärmar mot planområdet i dagsläget. De planerade byggnaderna i planområdet bildar dock en barriär mot de omkringliggande vägarna. Stora, fasta strukturer så som byggnader påverkar också luftflödet på ett liknande sätt som de som beskrivits för bullerskydd (Baldauf et al. 2009). Byggnaderna antas därför ha en avskärmade effekt på luftföroreningarna, som genereras från vägtrafiken. Den förändring som sker av bebyggelsen i utbyggnadsalternativet medför därför att människor som vistas i planområdet inte utsätts för en ökad risk för exponering av hälsofarliga luftföroreningar jämfört med nuläget.

6.2 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, så som storleken, geometrin och kemiska sammansättningen anses som de viktigaste. Det är de allra minsta (<0.1 mikrometer, μm) och de allra största partiklarna (1 – 10 μm), som har högst chans att deponeras på träden. Den lokala vägtrafiken ger upphov till just dessa två partikelfraktioner, varav den största 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 luftföroreningar. 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).

Inom planområdet planeras park- och naturområden innehållande ytor för lek, aktivitet, dagvattenhantering samt ytor för att förstärka den gröna infrastrukturen. Ur luftsynpunkt vore det fördelaktigt att även plantera en trädlinje längs omkringliggande vägar. Detta 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 även antas ha en luftföroreningssreducerande effekt. Detta då en del av luftföroreningarna skulle kunna deponeras på träden och därigenom minska den totala föroreningshalten inom planområdet.

Vegetationen kan dock 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). Vid för tätt planterade träd finns risken att luftföroreningarna stängs in under trädkronorna, vilket kan öka människors exponering av luftföroreningar. Många delar inom området kommer bli slutna vid genomförandet av planen. Inom planområdet bedöms dock trafikmängden vara så pass låg att det inte föreligger risk för att det ska uppstå höga halter av vare sig kvävedioxid eller partiklar (PM₁₀). Det bedöms dock fördelaktigt att ha mycket vegetation inom planområdet, eftersom det kan antas ha en luftföroreningssreducerande effekt.

Tabell 9. Sammanställning av hur olika typer av vegetation påverkar luftföroreningshalter i olika gatumiljöer

				
				
Vegetationstyp				
	Träd	Häckar	Gröna väggar	Gröna tak
	 Försämring	 Förbättring	 Ingen påverkan	

6.3 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 platsspecifika variabler (Trivector, 2012).

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

7. 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 Uppsala 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 höga halter i Uppsala och riskerar att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade.

I denna utredning har spridningsberäkningar utförts för området Uppsala Business park, som är beläget vid Fyrislund. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av kvävedioxid (NO₂) och partiklar (PM₁₀) inom de aktuella planområdena samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk Luft. Beräkningar utfördes för den nuvarande situationen, 2020 och år 2040 med tillhörande emissionsfaktorer och beräknade framtida trafikmängder.

Resultatet från spridningsberäkningarna stämde väl överens med tidigare genomförda mätningar vid Kungsgatan och visade att detaljplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsnormerna för utomhusluft. Miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid klaras för samtliga scenarion. Miljökvalitetsmålen klaras också för nuläges-scenariot, och klaras med god marginal inom planområdena 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 med cirka 40 % 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. Miljökvalitetsnormerna klaras dock för samtliga scenarion inom planområdet och antas inte utgöra en begränsande faktor i framtiden. Miljökvalitetsmålet "Frisk Lufts" årsmedelvärde för partiklar, PM₁₀ (15 µg/m³) klaras för hela planområdet i nuläget men är nära att tangeras för 2040 scenariot. Det är de yttersta delarna mot Tycho Hedéns väg, Rapskatan och

Almungevägen riskerar att överskrida målet. Målet bedöms dock klaras inom resten av planområdet. Miljökvalitetsmålet för dygnmedelvärde, som ligger på 30 µg/m³ klaras inom planområdena i nuläget, men klaras för 2040 scenariot.

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

De föreslagna byggnaderna i planområdet kommer byggas i direkt närhet till omkringliggande vägar. Byggnaderna bedöms bilda en effektiv barriär mot inträngning av luftföroreningar 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 bedöms det fördelaktigt att anlägga park- och naturområden inom planområdet. Det vore även fördelaktigt att anordna en trädlinje så nära omkringliggande vägar som möjligt. Detta då studier har kunnat påvisa att störst reducerande effekt uppnås vid kombination av ett fysiskt hinder, så som byggnader/bullerskärmar, och vegetation. Gaturummen som bildas inom planområdet kan dock bli något mer slutet vid genomförandet av planen. Vegetation kan försämra omblandningen och spridningen av luftföroreningar genom minskad turbulensen i slutna gaturum och det kan därav vara viktigt att inte plantera träden för tätt så gaturummet ytterligare sluts. Inne i planområdet bedöms dock trafikmängden vara så pass låg att det inte föreligger risk för att det ska uppstå höga halter av vare sig kvävedioxid eller partiklar (PM₁₀). Det bedöms dock fördelaktigt att ha mycket vegetation inom planområdet, eftersom det kan antas ha en luftföroreningsreducerande effekt.

Planområdet antas klara miljö kvalitetsnormerna både i nuläget och för beräknade framtidsscenario. 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. Det är att föredra om tilluften för ventilation inte tas från fasader som vetter mot Tycho Hedéns väg, Rapskatan eller Almungevägen, utan från taknivå eller från andra sidan av byggnaden.

8. 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>)

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

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
- Uppsala kommun. (2014). Åtgärdsprogram för kvävedioxid och partiklar (pm10) i Uppsala.
- WSP. (2022). Uppsala Business park – Trafik PM Samrådshandling

Bilaga 1 Framtida trafikmängder



Figur 13. Vardagsdygnstrafik för vägar i framtida scenario 2040.