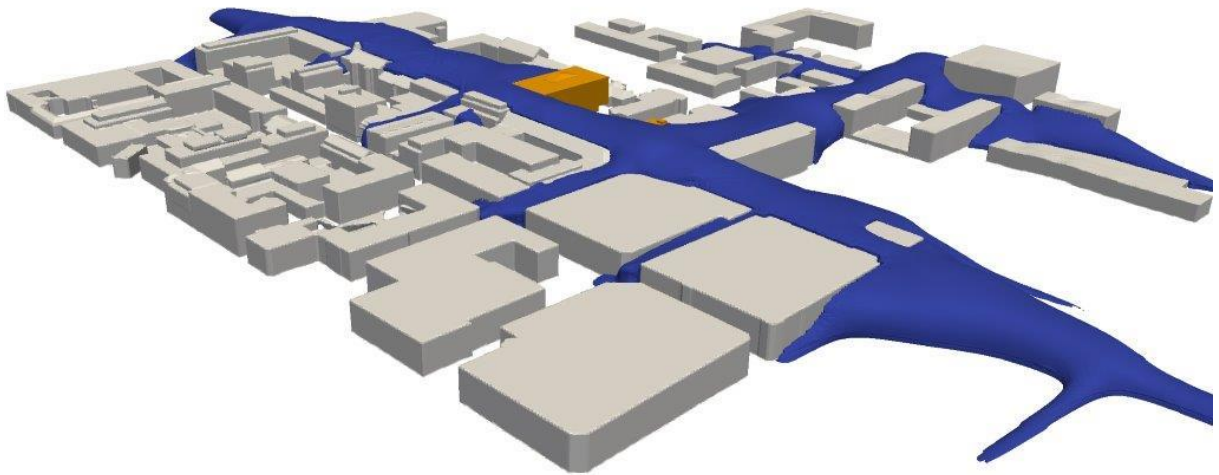


Emil Björck, Walter Gyllenram, Jörgen Jones, David Segersson

RAPPORT NR 2017 - 55

Luftmiljöutredning med CFD för detaljplan för kv. Oden Ygg i Uppsala



Pärbild.

Bilden visar en isoyta över årsmedelkoncentrationer av NO₂ längs Kungsgatan och anslutande gator i Uppsala.

Författare:

Björck, Jones, m.fl.

Granskningsdatum:

2018-01-17

Uppdragsgivare:

Castellum

Granskare:

Stefan Andersson

Dnr:

2017/1780/9.5

Version:

1.0

Luftmiljöutredning med CFD för detaljplan för kv. Oden Ygg i Uppsala

Uppdragstagare

SMHI
601 76 Norrköping

Projektansvarig

Emil Björck
Telefon 011-495 82 67
emil.bjorck@smhi.se

Uppdragsgivare

Castellum
751 51 Uppsala

Kontaktperson

Robert Ahlstedt
Telefon 070-655 35 57

Distribution

Robert Ahlstedt

Klassificering

 Allmän Affärssekretess

Nyckelord

Uppsala, spridningsberäkningar, CFD, SIMAIR, kvävedioxid, partiklar

Övrigt

Innehållsförteckning

1	SAMMANFATTNING	1
2	INLEDNING	2
3	METODIK	2
3.1	Val av beräkningsmetodik	2
3.2	Beräkningsgeometri, beräkningsnät, m.m.	3
3.3	Emissioner	4
3.4	Bakgrundshalter	5
3.5	Konvertering till NO ₂	5
3.6	Percentilmått och miljö kvalitetsnormer	6
3.7	Jämförelse mot uppmätta halter	7
3.8	Validering av mätdata	9
4	RESULTAT	11
4.1	NO ₂	11
4.2	PM10	15
5	SLUTSATSER.....	18
6	REFERENSER	19
7	BILAGOR	20

1 Sammanfattning

Längs Kungsgatan och St. Persgatan i kvarteret Oden Ygg i Uppsala planerar Castellum att uppföra ett nytt kontorshus, Kungspassagen. I samband med att en ny detaljplan arbetas fram behöver en luftkvalitetsutredning utföras för att säkerställa att exploateringen inte påverkar luftkvaliteten negativt vid omkringliggande gator.

För att närmare undersöka hur bebyggelsen påverkar ventilationen av gaturummet och för att undersöka möjligheterna att klara miljö kvalitetsnormerna (MKN) i området har SMHI ombetts genomföra tredimensionella CFD-beräkningar. Denna typ av beräkningar har potential att detaljerat beskriva byggnadernas påverkan på vinden och spridningen.

Beräkningarna som avser ämnena NO₂ och PM10 för kalenderåret 2016 utförs för två scenarion:

- Utbyggnad inklusive överkragande byggnad, hädanefter refererat till som Scenario 1.
- Utbyggnad enligt nuvarande detaljplan, hädanefter refererat till som Scenario 2.

Trafikuppgifter och vägnät kommer från Uppsalas trafikkontor. Emissioner har beräknats med emissionsfaktorer för kalenderåret 2016 från SMHI:s luftvårdssystem SIMAIR och samma emissioner från vägtrafiken används i beräkningarna för båda scenarierna, dvs. det är enbart geometrin för kontorshuset Kungspassagen som ändras samt de variationer i beräkningsnätet som det medför.

Uppmätta halter av NO₂ och PM10 finns vid Klostergatan (urban bakgrund) samt Kungsgatan (gaturum), och dessa mätningar har tagits vara på genom att använda Klostergatans värden som bakgrundsvärden i modellen samt att använda Kungsgatans värden för validering och korrektion av modellberäkningarna.

Beräkningsresultaten visar vid jämförelserna mellan Scenario 1 och Scenario 2 att den överkragande byggnaden inte har någon betydande effekt på halterna längs Kungsgatan eller anslutande gator. Halterna mellan Scenario 1 och Scenario 2 skiljer sig mycket lite och kan till och med vara något lägre för Scenario 1 i närheten av de intressanta byggnaderna. Detta kan förklaras av att byggnaden i Scenario 1 i högre grad kan blanda ner vind från högre nivåer över gaturummet och därmed kan halterna späs ut något mer effektivt än i Scenario 2.

Valideringen av resultaten visar att modellen underskattar halterna vid mätplatsen, särskilt för NO₂ men även för PM10. Modellresultaten visar att det finns skarpa gradienter, så det är möjligt att modellens resultat inte är helt representativ för den beräkningspunkten. Orsaken till avvikelserna kan delvis bero på osäkerheter i indata till beräkningarna, exempelvis osäkerheter kring emissioner, att fordonen har högre emissioner eller att det har varit större trafikflöden än de som använts i beräkningen. Vidare bör det även betonas att avgasemissionsmodellen i SIMAIR (HBEFA) ännu inte har anpassats till skillnader i utsläpp i verkliga trafikmiljöer och laborietester, vilket i synnerhet påverkar emissionsfaktorer för nyare EURO-klasser av dieseldrivna personbilar. För att ta hänsyn till osäkerheter i indata införs därför en korrektion av de modellerade halterna mot mätdata.

2 Inledning

Längs Kungsgatan och St. Persgatan i kvarteret Oden Ygg i Uppsala planerar Castellum att uppföra ett nytt kontorshus, Kungspassagen. I samband med att en ny detaljplan arbetas fram behöver en luftkvalitetsutredning utföras för att säkerställa att exploateringen inte påverkar luftkvaliteten negativt vid omkringliggande gator.

Tidigare har SMHI genomfört luftkvalitetsberäkningar med SIMAIR för aktuellt detaljplaneområde. I och med att halterna på Kungsgatan är höga, och att nya mätningar har visat på överskridande av miljökvalitetsnormer, finns behov av mer detaljerade spridningssimuleringar för att undersöka effekten av den överkragade delen av byggnaden på halt nivåerna.

För att närmare undersöka hur bebyggelsen påverkar ventilationen av gaturummet och för att undersöka möjligheterna att klara miljökvalitetsnormerna (MKN) i området har SMHI ombetts genomföra tredimensionella CFD-beräkningar. Denna typ av beräkningar har potential att mer detaljerat beskriva byggnadernas påverkan på vinden och spridningen.

Beräkningarna som avser ämnena NO₂ och PM10 för kalenderåret 2016 utförs för två scenarion:

- Utbyggnad inklusive överkragade byggnad, hädanefter refererat till som Scenario 1.
- Utbyggnad enligt nuvarande detaljplan, hädanefter refererat till som Scenario 2.

Samma emissioner från vägtrafiken används i beräkningarna för båda scenarierna, dvs. det är enbart geometrin för kontorshuset Kungspassagen som ändras samt de variationer i beräkningsnätet som det medför.

3 Metodik

3.1 Val av beräkningsmetodik

Beräkningar med CFD-teknik innebär att ekvationer löses för luftens hastighet, tryck och turbulens i ett stort antal punkter i beräkningsvolymen. I vissa avseenden kan tekniken ses som en numerisk vindtunnel. Tekniken ger möjlighet att mer detaljerat beskriva spridning från utsläppskällor i komplexa urbana miljöer som är svåra att beskriva med traditionella spridningsmodeller, vilka ofta försummar byggnadseffekter helt eller kräver idealiserade geometrier. Tekniken används med fördel som komplement till traditionella spridningsmodeller.

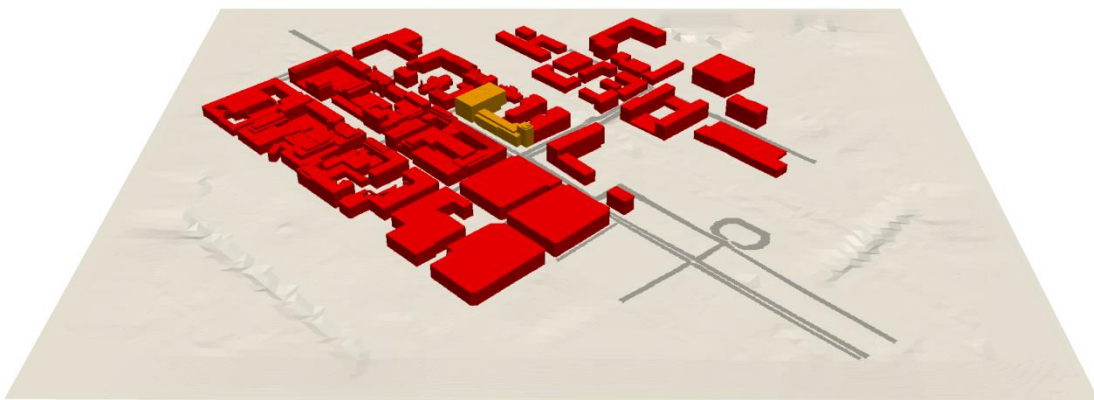
Den CFD-programvara som använts är OpenFOAM och utvecklades av OpenCFD Ltd i Storbritannien, vilket är en mycket använd och internationellt renommerat ramverk för CFD-beräkningar (www.openfoam.org). OpenFOAM används för en lång rad applikationer inom både industrin och universitetsvärlden.

SMHI har använt denna programvara i olika sammanhang de senaste 15 åren och har genomfört en stor rad beräkningar i stadsmiljö med hjälp av OpenFOAM. SMHI har även anpassat programvaran för att effektivisera beskrivningen av luftföroreningshalter och vindförhållanden i stadsmiljöer. För just luftmiljöapplikationer har SMHI nyttjat OpenFOAM ett tiotal gånger. Programvaran gör det möjligt att ta hänsyn till:

- Komplexa geometrier (alla typer av byggnader, tunnlar, broar o.s.v.)
- Varierande topografi
- Varierande markskrovlighet
- Vegetation (påverkan på vinden)
- Fordonsgenererad turbulens samt fordonens påverkan på medelvindhastigheten längs körfältet

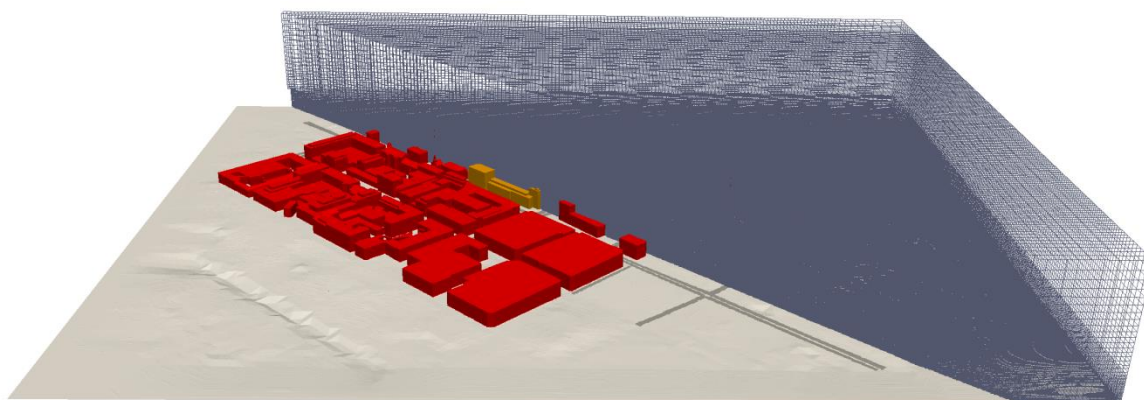
3.2 Beräkningsgeometri, beräkningsnät, m.m.

Beräkningarna har utförts för både den redan existerande byggrätten och de planerade ändringarna. Allt underlag till byggnadsgeometrier kommer från uppdragsgivaren. Mindre förenklingar har gjorts av geometrin för att möjliggöra skapandet av ett beräkningsnät och detaljer i geometrin har endast inkluderats i den mån de bedöms ha signifikant påverkan på luftmiljön. Terrängen har beskrivits utifrån en digital terrängmodell med 2 meters upplösning och är utformad efter data från Lantmäteriet. Beräkningsdomänen och inkluderade geometrier till scenariot med den överkragande byggnaden (Scenario 1) visas i Figur 1. För nuvarande detaljplan utan den överkragande byggnaden (Scenario 2) är det endast den orangefärgade byggnaden som ändrats.

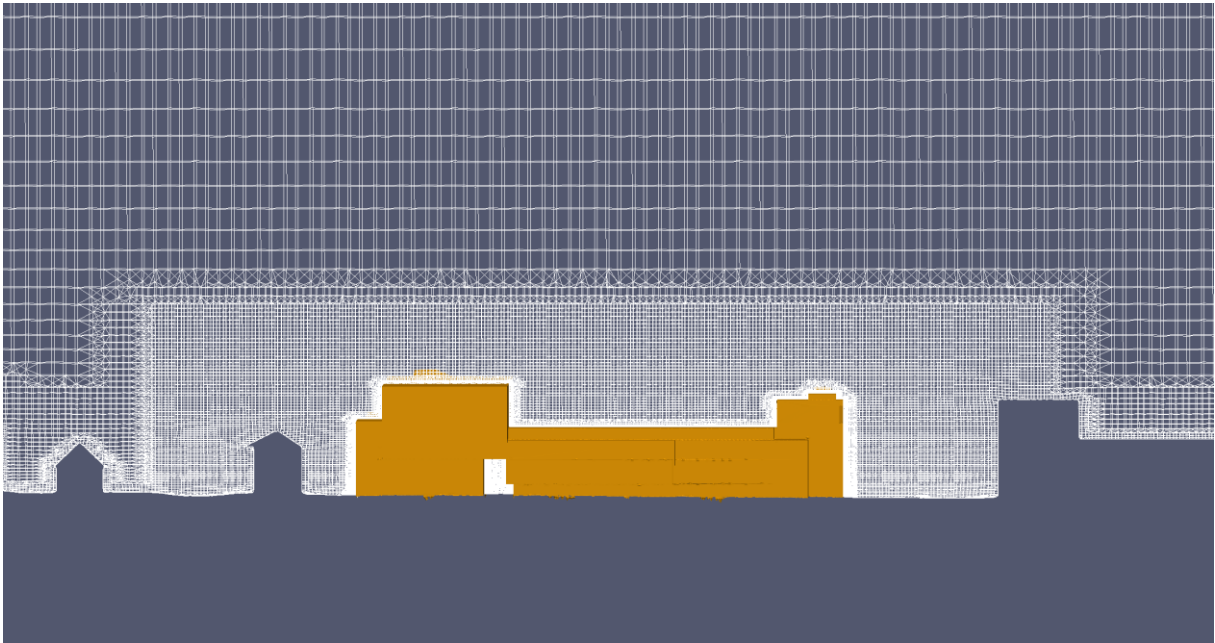


Figur 1: Beräkningsdomänen med inkluderade byggnadsgeometrier och vägar.

Det beräkningsnät som skapats för Scenario 1 visas i Figur 2. Jämfört med Scenario 2 förekommer en del avvikelser i beräkningsnätet eftersom det anpassas efter byggnadernas form. Skillnaderna har dock reducerats i så stor utsträckning som möjligt. Beräkningsnätet för båda de beräknade scenarierna omfattar ca 9.5 miljoner celler och är lokalt förfinat kring vägar, mark och byggnader där kraftiga gradienter kan förväntas i vindhastigheter eller halter av luftföroreningar. Detta illustreras i Figur 3.



Figur 2: En genomskärning av beräkningsnätet som använts vid spridningsberäkningen.



Figur 3: Den aktuella byggnaden i Scenario 1 samt konturerna från omgivande byggnader sett från sydväst. Beräkningsnätet förfinas stegvis närmre geometrierna.

Beräkningarna av vindfält har genomförts enligt rekommendationer i Franke et al. (2007) för 12 olika vindriktningar, samt tre olika anblåsande vindhastigheter (1, 3 samt 8 m/s vid 10 m över marken). Meteorologiska data har hämtats från SMHI:s meteorologiska mätstation vid Uppsala flygplats för det aktuella beräkningsåret (2016) och används för att vikta halvfälten vid beräkningar av årsmedelvärden samt percentiler för dygns- och timmedelvärden.

Då beräkningarna avser tät stadsmiljö kan antagandet göras att luften vid marknivå är relativt omblandad under hela året (ingen kraftig stabil eller instabil skiktning). Detta är ett antagande som ofta används för denna typ av beräkningar.

Spridningsberäkningarna resulterar i ett ”bibliotek” av spridningsfall. För varje timme under året interpoleras mellan eller skalas dessa spridningsfall för att representera de rådande förhållandena. I och med att vindriktningen varierar även inom varje timme, kombineras spridningsresultat för flera olika vindriktningar för att beskriva en enskild timme.

Viktfordelningen mellan spridningsfälten för de olika vindriktningarna styrs av standardavvikelsen i vindriktningen under den aktuella timmen. Uppmätt standardavvikelse för vindriktning saknades, varför denna modelleras utifrån statistiska samband.

3.3 Emissioner

Emissionerna representeras i beräkningarna genom införande av källtermer inom en volym ovanför vägbanan. Varje väg presenteras som en volym som sträcker sig 4 m över vägbanan. Inom volymerna som beskriver vägarna antas utsläppen från fordonen vara homogent fördelade och momentant omblandade.

Fordonens påverkan på vindfältet och turbulensfältet införs också i beräkningarna utifrån de definierade vägvolumerna. För varje volym anges en trafikriktning och fordonens hastighet. För vägar med trafik i båda riktningarna skapades en volym för varje köriktning.

Trafikflödena på alla i beräkningen inkluderade vägvagnsnitt kan ses i Bilaga 1. Trafikuppgifter och vägnät kommer från Uppsala kommuns trafikkontor. Bland annat så har för Kungsgatan trafikmängden ÅDT 9777 använts baserat på veckodygnsmätningen 2017-09-11 – 2017-09-17 (VDT 10867). Mindre vägar som låg inom beräkningsdomänen och det intressanta området vars trafikflöden saknades, har antagits ha ett trafikflöde om 500 fordon per dygn.

Gatans skyltade hastighet är 50 km/h, andelen tung trafik har antagits vara 15% och dubbdäcksanvändningen 20% (trots dubbdäcksförbud antas en viss andel av fordonen ändå köra med dubbdäck), därutöver antas gatan sopsandas. Kösituationer har antagits i beräkningarna, särskilt

vardagar runt kl 16, se tabell nedan. Notera att jämfört med tidigare utförda beräkningar (6) som avsåg år 2013 har trafikmängden minskat från ÅDT 11680 till 9777 fordon per dygn.

Tabell 1. Visar vilka kösituationer vid Kungsgatan som använts i beräkningarna. Vit motsvarar fritt flöde, blå är tung trafik samt grön är kö.

Tid	Mån-Tors	Fre	Lör	Sön
00 - 01				
01 - 02				
02 - 03				
03 - 04				
04 - 05				
05 - 06				
06 - 07	Blå			
07 - 08	Blå			
08 - 09	Grön			
09 - 10a	Blå			
10 - 11	Blå			
11 - 12	Blå			
12 - 13	Blå			
13 - 14	Blå			
14 - 15	Blå			
15 - 16	Grön			
16 - 17	Grön			
17 - 18	Blå			
18 - 19	Blå			
19 - 20	Blå			
20 - 21	Blå			
21 - 22				
22 - 23				
23 - 24				

Emissioner har beräknats med emissionsfaktorer från SMHI:s luftvårdssystem SIMAIR avseende år 2016.

I beräkningarna har utsläpp från tunga fordon, respektive lätta fordon hanterats separat. Detta då dessa fordonstyper tilldelas olika tidsvariation i trafikflöde (och därmed även emissioner). Schabloner från systemet SIMAIR har använts för att beskriva tidsvariationen. Dessa bygger på statistik från Trafikverket.

Det bör även betonas att avgasemissionsmodellen i SIMAIR (HBEFA) ännu inte har anpassats till skillnader i utsläpp i verkliga trafikmiljöer och laboratorietester, vilket i synnerhet påverkar emissionsfaktorer för nyare EURO-klasser av dieseldrivna personbilar. Detta tas dock hänsyn till genom att en korrektion införs mot mätdata, se avsnitt 3.7.

3.4 Bakgrundshalter

Mätstationer finns vid Klostergatan (urban bakgrund) samt Kungsgatan (gaturum), och dessa mätningar har tagits vara på genom att använda Klostergatans värden som bakgrundsvärden och vid längre avbrott har dessa kompletterats med värden från SIMAIR. De årsmedelhalter som erhöles från SIMAIR låg nära de uppmätta halterna för år 2016, 98-percentilerna för timmedelhalter var ca 20% lägre.

3.5 Konvertering till NO₂

Spridningsberäkningarna har genomförts för kväveoxider (NO_x). Hur stor del av utsläppta kväveoxider, NO_x, som förekommer i form av NO₂ inom området har beräknats utifrån Denby et al. 2010. Dessa beräkningar tar hänsyn till bakgrundshalter av ozon, NO_x och NO₂, samt påverkas även av globalstrålning och temperatur.

Beräkningarna kräver att transporttiden från källan uppskattas. Uppskattningen har gjorts med tanke på trafiken och de närliggande fastigheterna och satts till 60 s. Andelen av kväveoxiderna som direkt emitteras i form av kvävedioxid har uppskattats till 5 %.

3.6 Percentilmått och miljö kvalitetsnormer

Resultaten jämförs med de statistiska haltmått som förekommer i de svenska miljö kvalitetsnormerna (MKN). Dessa ges för årsmedelvärden och för percentiler. För PM10 använder MKN 90-percentilen av dygnsmedelvärdet, vilket betyder att 90 % av dygnsmedelvärdena under ett år måste ligga under ett angivet värde. Det innebär att dygnsmedelvärdet får överskrida detta värde som mest 35 gånger per år.

För NO₂ används 98-percentilen av dygnsmedelvärdet och timmedelvärdet, vilket motsvarar ett maximalt överskridande med 7 dygn per år och 175 timmar per år.

Miljö kvalitetsnormerna är bestämda enligt SFS 2010:477, och är angivna i Tabell 2 nedan.

Utvärderingströsklarna anger gränser för när krav i form av mätningar och annan uppföljning inträder för kommunen. De nationella delmålen för Frisk Luft har också angivits, men dessa är till skillnad från MKN inte bindande.

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer och utvärderingströsklar med färgkoder som för att underlätta utvärderingen återfinns i resultat-tabellerna. Nationella miljömålet Frisk Luft är också inkluderat. Streck innebär att norm/utvärderingströskel/miljömål saknas.

Ämne	Haltmått	Årsmedel- värde [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	90-percentil av dygns- medelvärden [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	98-percentil av dygns- medelvärden [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	98-percentil av tim- medelvärden [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
NO ₂	Miljökvalitetsnorm	40	-	60	90
	Övre utvärderingströskel	32	-	48	72
	Nedre utvärderingströskel	26	-	36	54
	Nationellt miljömål – delmål	<u>20</u>	-	-	<u>60</u>
PM10	Miljökvalitetsnorm	40	50	-	-
	Övre utvärderingströskel	28	35	-	-
	Nedre utvärderingströskel	20	25	-	-
	Nationellt miljömål – delmål	<u>20</u>	<u>35</u>	-	-

3.7 Jämförelse mot uppmätta halter

Kontinuerliga mätningar genomförs vid Kungsgatan i höjd med Stadshuset och för den punkt i simuleringsdomänen som motsvarar platsen där mätaren stod år 2016 har beräknade värden tagits fram. De beräknade NO₂-värdena ligger vid mätarens plats klart under uppmätta halter, se Tabell 3. Den uppmätta kvävedioxidhalten för denna plats är cirka 2 gånger ggr högre än vad de modellerade halterna visar, och för de andra haltmåten är faktorn knappt 2.0. Modellens värden av PM10 ligger drygt 25 % under uppmätta årsmedelvärden och 37 % under 90-percentilen för dygnsmedelvärden, se Tabell 4.

Skillnaderna mellan simulerade och uppmätta resultat kan bero på osäkerheter kring indata och beräknade emissioner, exempelvis att fordonen har högre emissioner eller att det har varit större trafikflöden än de som använts i beräkningen. Vidare bör det även betonas att avgasemissionsmodellen i SIMAIR (HBEFA) ännu inte har anpassats till skillnader i utsläpp i verkliga trafikmiljöer och laborietester, vilket i synnerhet påverkar emissionsfaktorer för nyare EURO-klasser av dieseldrivna personbilar.

Tabell 3. Jämförelse mellan uppmätta och simulerade halter av NO₂ på Kungsgatan i Uppsala.

	Årsmedelvärde		98-percentil, dygn		98-percentil, timme	
	Mätt	Sim	Mätt	Sim	Mätt	Sim
Halt [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	24.93	12.12	48.76	25.88	71.02	35.60

Tabell 4. Jämförelse mellan uppmätta och simulerade halter av PM10 på Kungsgatan i Uppsala.

	Årsmedelvärde		90-percentil, dygn	
	Mätt	Sim	Mätt	Sim
Halt [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]	17.04	12.65	32.92	21.00

Avvikelsen mellan modellerade och uppmätta halter antyder att de beräknade värdena bör korrigeras för att bättre representera verkligheten. Sammantaget bedöms att de beräknade årsmedelvärdena i denna studie bör korrigeras med en korrektionsfaktor tagen från skillnaderna mellan uppmätta och simulerade värden i Tabell 3 och Tabell 4. Korrektionsfaktorerna för NO₂ och PM10 finns i Tabell 5a respektive Tabell 5b.

I närheten av mätstationen vid Kungsgatan avslöjar dock simuleringarna att det förekommer stora gradienter i percentilmåtten av framför allt NO₂ men även PM10. På grund av inneboende osäkerheter i modellen kan valet av utvärderingspunkt för att representera mätplatsen således ge ett för stort utfall på korrektionsfaktorn av percentilmåtten. Att applicera en korrektionsfaktor utifrån jämförelsen mellan mätvärden och simulerade percentilvärden på hela modellområdet kan därför bli felaktigt med tanke på NO_x-NO₂-kemi mm.

En metod för att bättre representera percentilmåtten är att använda förhållandet mellan uppmätta percentilvärden och uppmätt årsmedelvärde för att beräkna de simulerade percentilvärdena. Denna metodik bedöms i detta fall ge de mest representativa halterna.

De beräknade årsmedelvärdena korrigeras genom att applicera korrektionsfaktorn i Tabell 5 på de beräknade årsmedelvärdena. Percentilvärdena för dygns- och timvisa värden erhålls genom att i sin tur multiplicera korrigerade årsmedelvärden med faktorn

$$f = \frac{P_m}{A_m}$$

där P_m är det uppmätta percentilvärdet och A_m är det uppmätta årsmedelvärdet – dessa beräknas utifrån värdena i Tabell 3. Korrektionsfaktorerna för de beräknade percentilvärdena finns i Tabell 5.

Tabell 5a: Beräknade korrektionsfaktorer för justering av beräknade värden av NO₂.

	Årsmedel	98-percentil, dygn	98-percentil, timme
NO2	2.06	1.96	2.85

Tabell 5b: Beräknade korrektionsfaktorer för justering av beräknade värden av PM10.

	Årsmedel	90-percentil, dygn
PM10	1.35	1.93

Haltmönstren i de beräknade percentil- och årsmedelvärdesfälten blir därför identiska med årsmedelvärden, men skiljer sig i storleksordning.

3.8 Validering av mätdata

En enkel validering av mätdata gjordes mot kvalitetsmålen för modellberäkningar definierade i NFS 2013:11. För detta används begreppen relativa percentilfel (RPE) som jämför de uppmätta och beräknade halterna för aktuell percentil, och relativa direktivfel (RDE), som jämför den uppmätta halt som är närmast gränsvärdet enligt MKN med motsvarande beräknade halt. För att uppfylla kvalitetsmålet krävs för PM10 ett RPE och RDE under 50 % för årsmedelvärdet, för NO₂ ett RPE och RDE under 30% för årsmedelvärdet och under 50 % för dygn- och timmedelvärdet. Kvalitetskravet ska klaras för 90 % av stationerna vid en validering av en modell mot mätdata, dvs. 10 % de mest avvikande mätstationerna får exkluderas vid bedömningen.

Resultatet av felberäkningarna är angivet i Tabell 6 och 7, och det kan konstateras att kvalitetsmålet är uppfyllt för beräkningarna för PM10 men inte för NO₂. För att komma till rätta med denna avvikelse införs alltså en korrektion mot mätdata i enlighet med avsnitt 3.7.

Tabell 6. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för PM10 för Kungsgatan.

	RPE [%] årsmedel- värde	RDE [%] årsmedel- värde
Kungsgatan	26	11

Tabell 7. Relativt percentilfel (RPE) och relativt direktivfel (RDE) för NO₂ för Kungsgatan.

	RPE [%] årsmedel- värde	RDE [%] årsmedel- värde	RPE [%] 98%-il, dygn	RDE [%] 98%-il, dygn	RPE [%] 98%-il, timme	RDE [%] 98%-il, timme
Kungsgatan	51	32	47	38	50	39

4 Resultat

4.1 NO₂

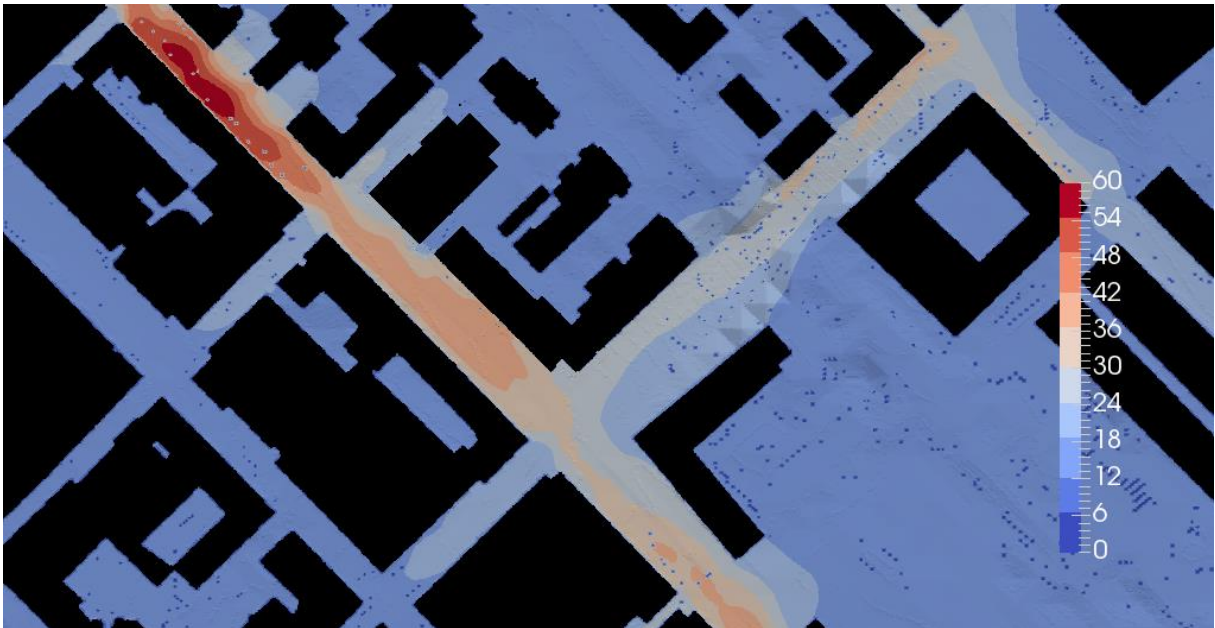
Resultaten från haltberäkningarna av NO₂ visas i Figur 4-6 där värdena korrigerats med korrektionsfaktorerna från Tabell 5a. Halterna är tagna från 2 meters höjd över terrängen och vägytorna. Kartornas högsta värden finns i den norra delen av beräkningsområdet. Trafikmängderna har antagits vara lika längs hela Kungsgatan och därför blir halterna högst där på grund av att gatrummen är trängre och vägbanorna går ihop. Den plats där de simulerade halterna är som lägst längs Kungsgatan är där mätplatsen är, troligen kan det förklaras genom en större genomströmning av luft.

Av dessa figurer framgår att exploateringen inte medför att halterna ökar, utan att de faktiskt minskar något enligt beräkningarna. Detta kan möjligen förklaras med att det finns en tvärsgående öppning mellan husen som planeras i detta scenario och att byggnaden i Scenario 1 i högre grad kan blanda ner vind från högre nivåer över gaturummet och därmed kan halterna späs ut något mer effektivt än i Scenario 2.

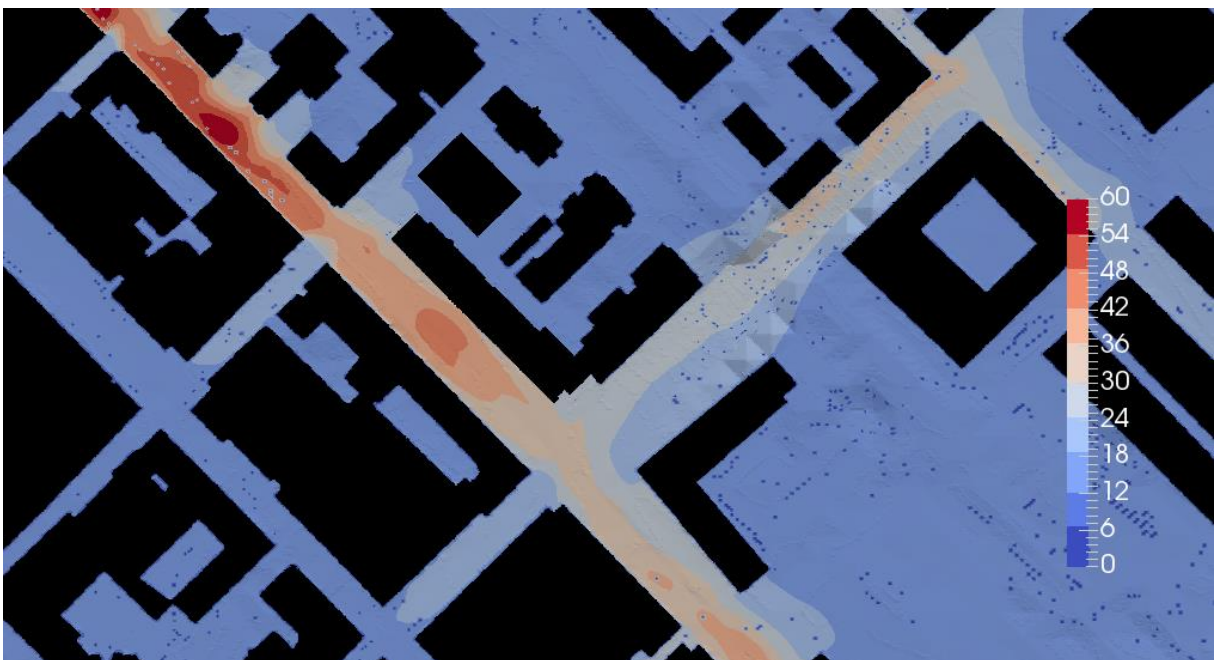
Tabell 8 nedan visar NO₂-halter för två platser på Kungsgatan i närheten av där exploateringen planeras. På den motsatta sidan av exploateringen visar tabellen att det är högre halter. Tabellen visar att med denna korrektionsmetod så är halterna i närheten av MKN (eller över på den motsatta sidan för percentilerna). Osäkerheterna gör emellertid att resultaten i första hand inte ska användas för att svara på de absoluta haltnivåerna, utan främst ska användas för att undersöka påverkan av den nya bebyggelsen på halterna i gaturummet (vilket bedöms som liten).

Tabell 8: Simulerade halter av NO₂ vid Kungsgatan vid vägvägsnittet för föreslagen nybyggnation.

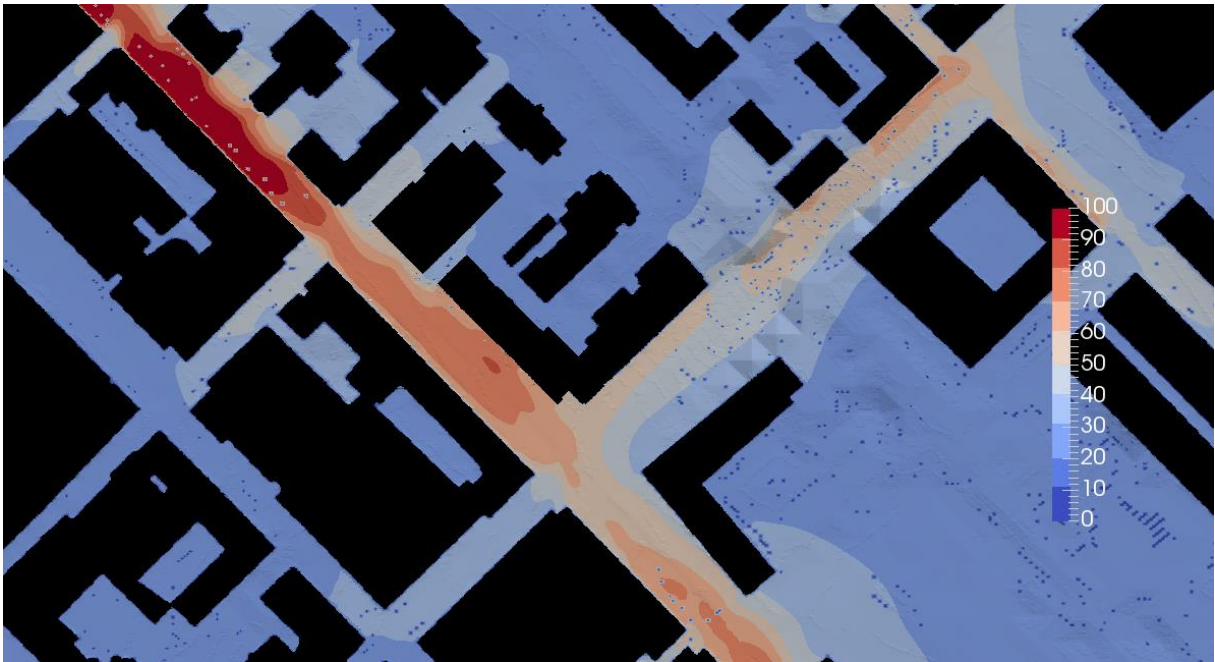
Haltmått	Kungsgatan, nordostsidan vid exploateringsområdet		Kungsgatan, sydvästsidan motsatt exploateringsområdet	
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 1	Scenario 2
Årsmedelhalt (µg/m ³)	28.0	30.5	35.2	35.9
98-percentil av dygnsmedelhalt (µg/m ³)	54.9	59.6	68.6	70.0
98-percentil av timmedelhalt (µg/m ³)	80.0	86.8	100.1	102.0



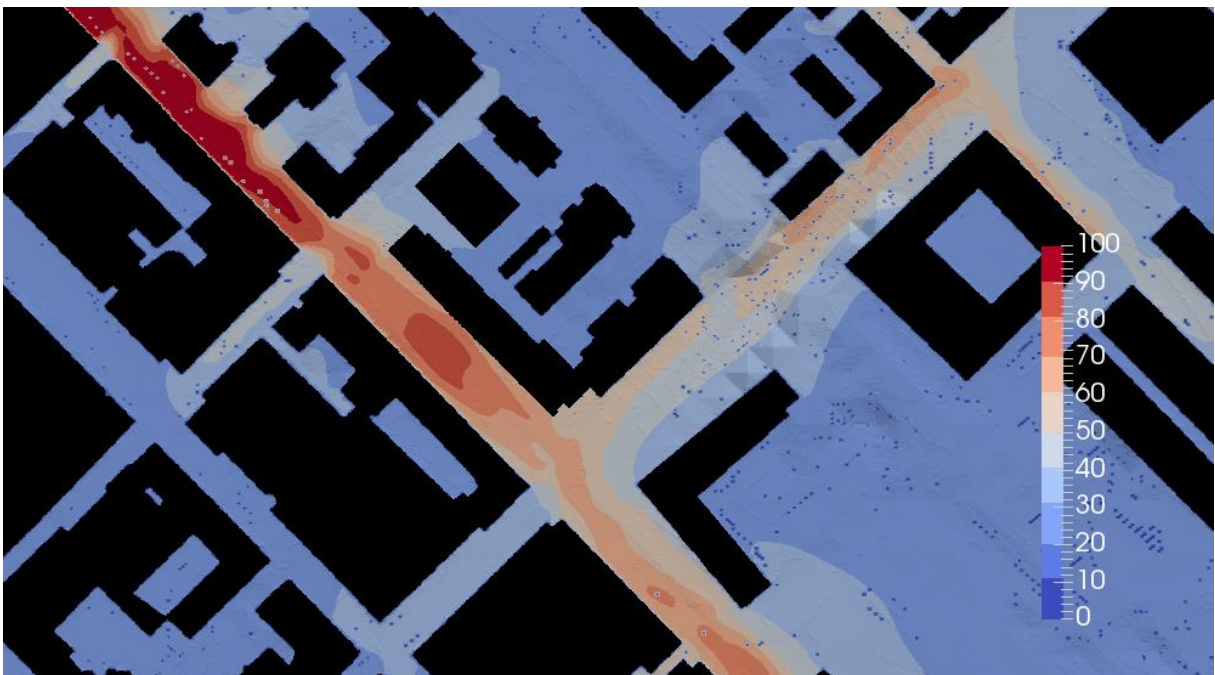
Figur 4a. Visar årsmedelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av NO_2 , från simuleringen med Scenario 1 med den överkragande byggnaden.



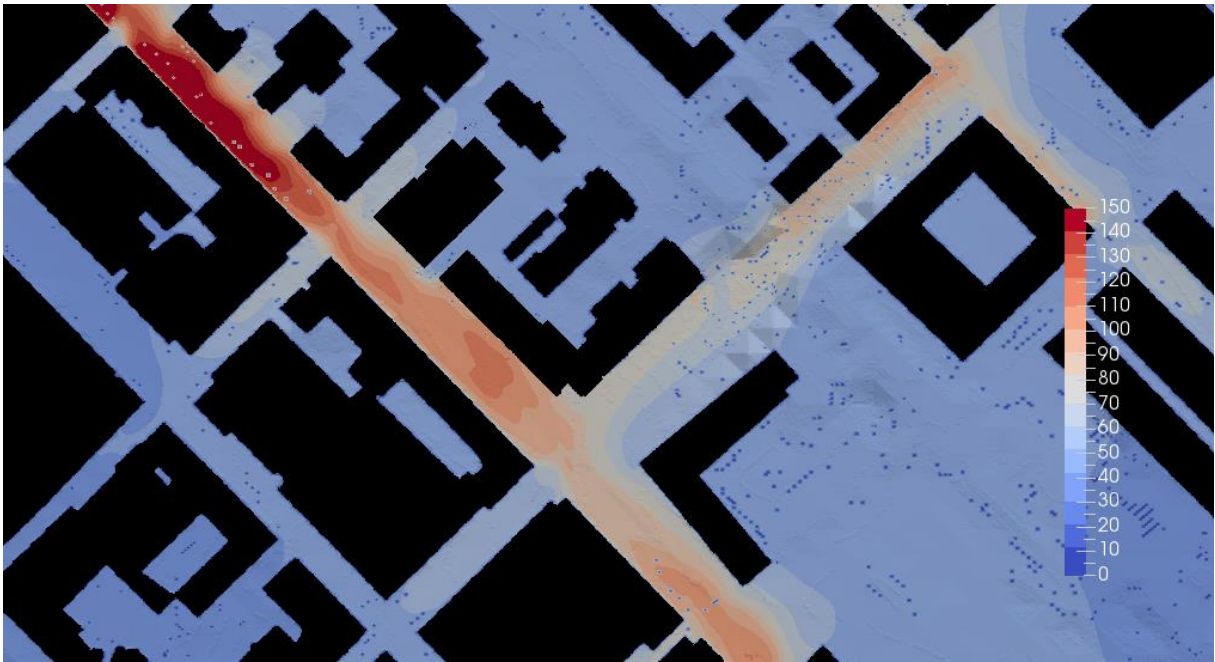
Figur 4b. Visar årsmedelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av NO_2 , från simuleringen för Scenario 2 utan den överkragande byggnaden.



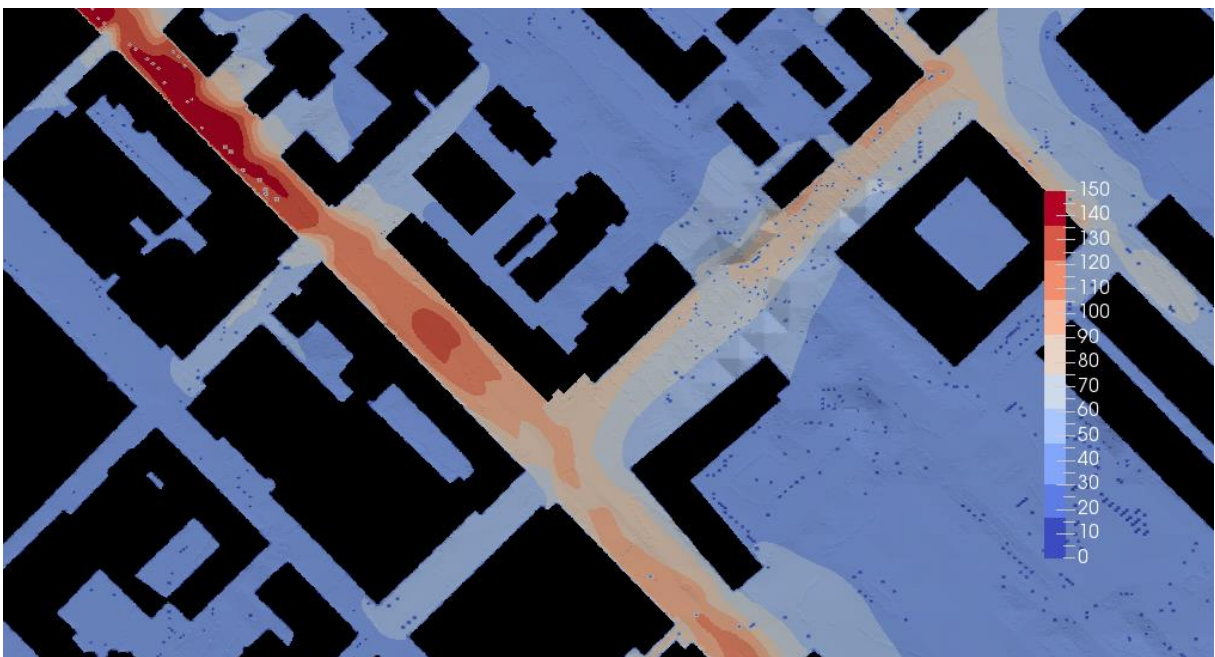
Figur 5a. Visar 98-percentil av dygnsmedelhalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av NO_2 , från simuleringen för Scenario 1 med den överkragande byggnaden.



Figur 5b. Visar 98-percentil av dygnsmedelhalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av NO_2 , från simuleringen för Scenario2 utan den överkragande byggnaden.



Figur 6a. Visar 98-percentil av timmedelhalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av NO_2 , från simuleringen för Scenario 1 med den överkragande byggnaden.



Figur 6b. Visar 98-percentil av timmedelhalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av NO_2 , från simuleringen för Scenario 2 utan den överkragande byggnaden.

4.2 PM10

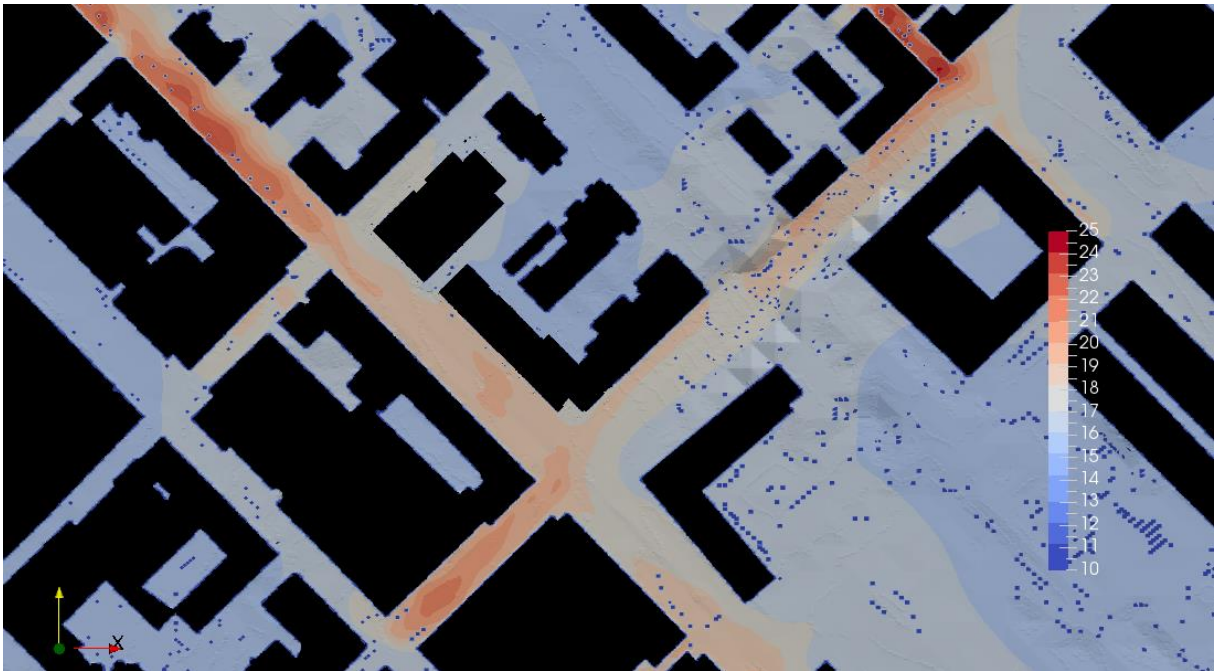
Resultaten från haltberäkningarna av PM10 visas i Figur 7-8 där värdena korrigerats med korrektionsfaktorerna från Tabell 5b. Halterna är tagna från 2 meters höjd över terrängen och vägytorna. Kartornas högsta värden finns i den norra delen av beräkningsområdet. Trafikmängderna har antagits vara lika längs hela Kungsgatan och därför blir halterna högst där på grund av att gatrummen är trängre och vägbanorna går ihop. Den plats där de simulerade halterna är som lägst längs Kungsgatan är där mätplatsen är, troligen kan det förklaras genom en större genomströmning av luft.

Av dessa figurer framgår att exploateringen inte medför att halterna ökar, utan att de faktiskt minskar enligt beräkningarna. Detta kan möjligen förklaras med att det finns en tvärgående öppning mellan husen som planeras i detta scenario och att byggnaden i Scenario 1 i högre grad kan blanda ner vind från högre nivåer över gaturummet och därmed kan halterna späs ut något mer effektivt än i Scenario 2.

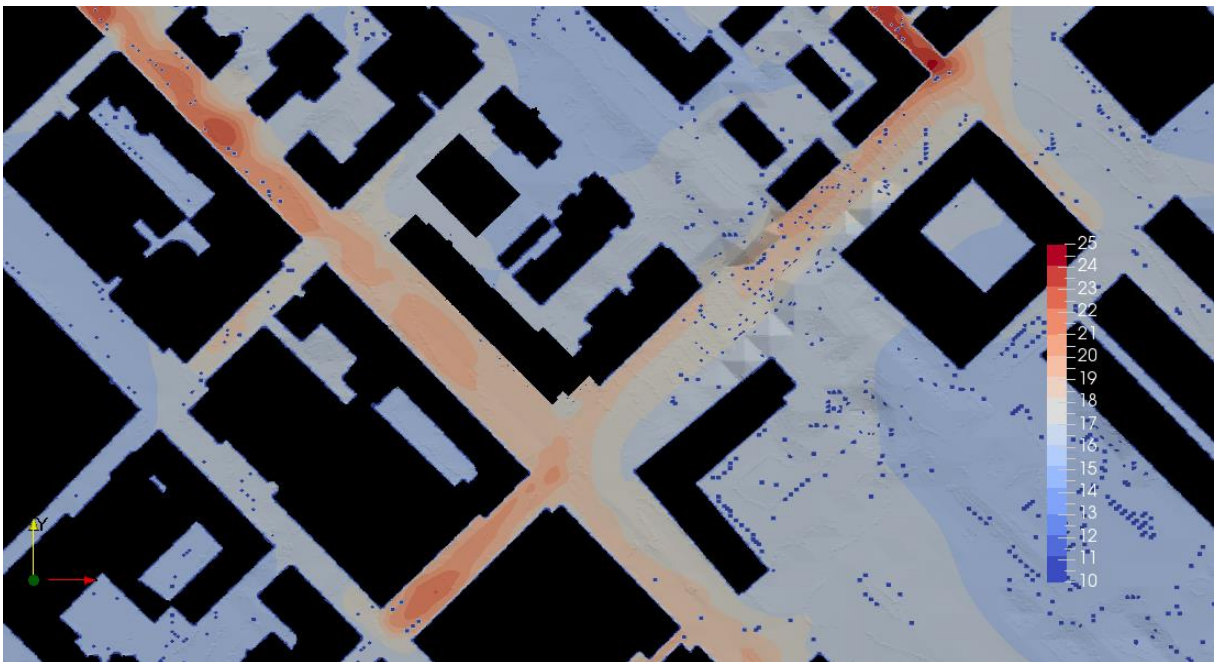
Tabell 9 nedan visar PM10- halter för två platser på Kungsgatan i närheten av där exploateringen planeras. Tabellen visar att halter på exploateringsplatsen och på den motsatta sidan, halterna är klart under MKN men något över den övre utvärderingströskeln på den motsatta sidan.

Tabell 9: Simulerade halter av PM10 vid Kungsgatan vid vägavsnittet för föreslagen nybyggnation.

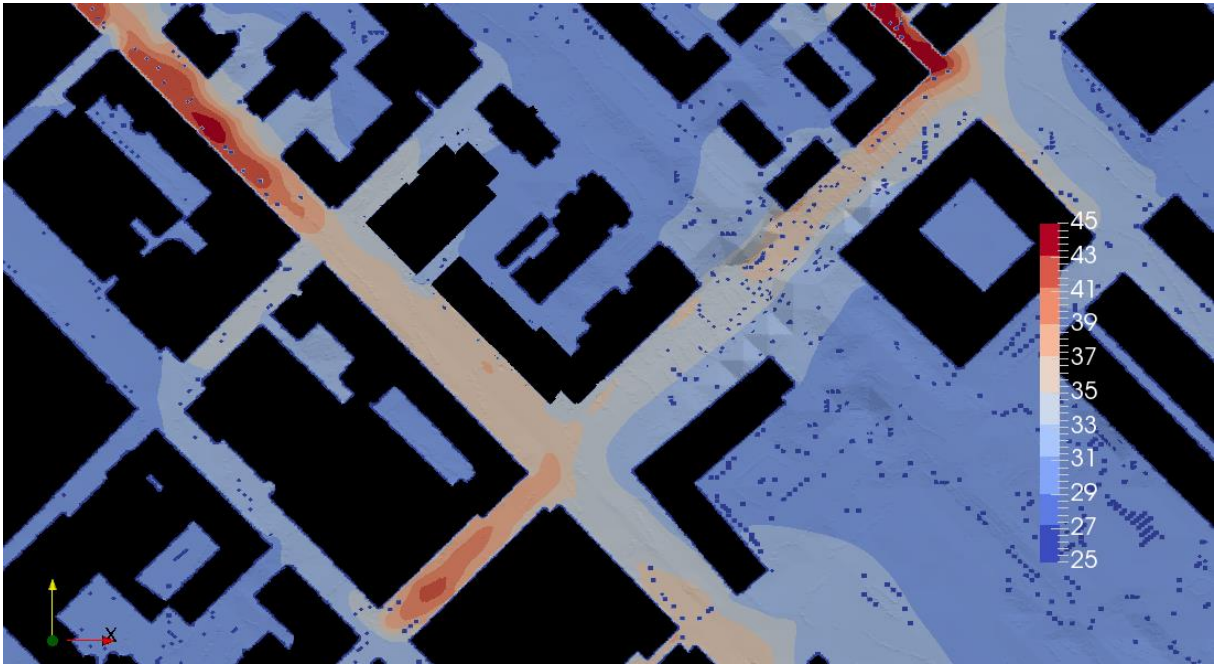
Haltmått	Kungsgatan, nordostsidan vid exploateringsområdet		Kungsgatan, sydvästsidan motsatt exploateringsområdet	
	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 1	Scenario 2
Årsmedelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	17.6	17.8	18.4	18.6
90-percentil av dygnsmedehalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	34.0	34.4	35.5	35.8



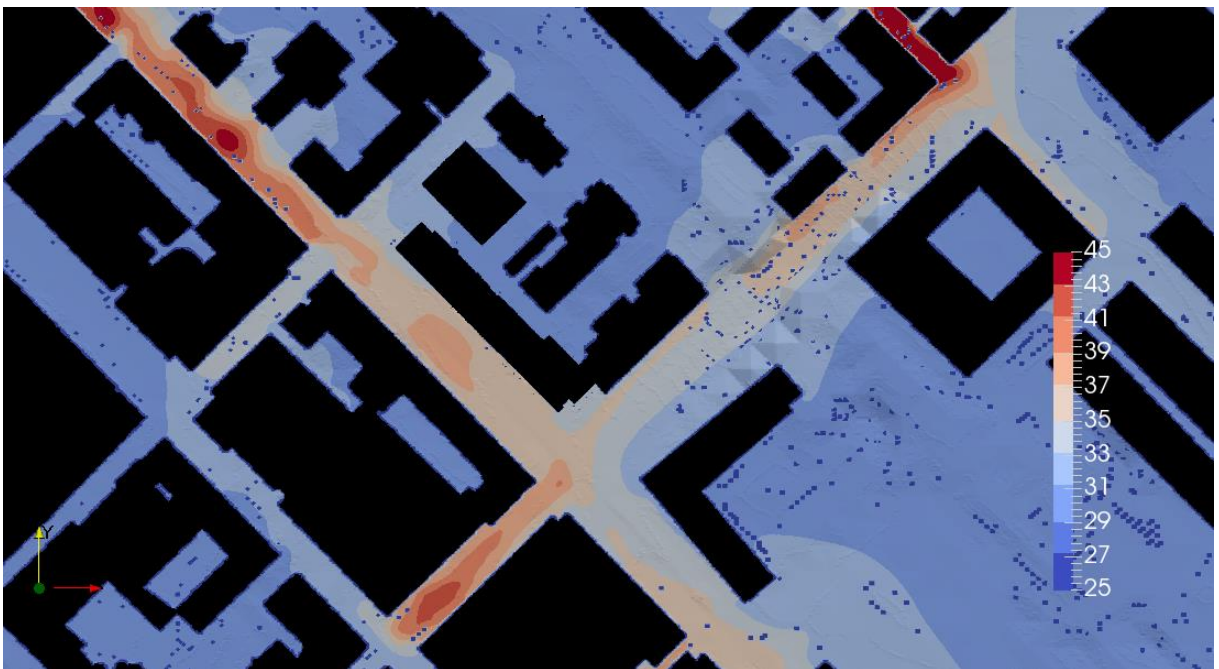
Figur 7a: Årsmedelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av PM10, från simuleringen med Scenario 1 med den överkragande byggnaden. Notera att färgskalan och legenden inte börjar vid 0.



Figur 7b: Årsmedelhalt ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) av PM10, från simuleringen med Scenario 2 utan den överkragande byggnaden. Notera att färgskalan och legenden inte börjar vid 0.



Figur 8a: 90-percentil av dygnsmedelhalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) avPM10, från simuleringen för Scenario 1 med den överkragande byggnaden. Notera att färgskalan och legenden inte börjar vid 0.



Figur 8b: 90-percentil av dygnsmedelhalter ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) avPM10, från simuleringen för Scenario 2 utan den överkragande byggnaden. Notera att färgskalan och legenden inte börjar vid 0.

5 Slutsatser

Vid jämförelserna mellan Scenario 1 och Scenario 2 framkommer det att den överkragande byggnaden inte har någon betydande effekt på halterna av NO₂ och PM10 längs Kungsgatan eller anslutande gator. Halterna mellan Scenario 1 och Scenario 2 skiljer sig mycket lite och kan till och med vara något lägre för Scenario 1 i närheten av de studerade byggnaderna. Detta kan förklaras av att byggnaden i Scenario 1 i högre grad kan blanda ner vind från högre nivåer över gaturummet och därmed kan halterna späs ut något mer effektivt än i Scenario 2.

Den tidigare beräkning som utförts för Kungsgatan med SMHI:s luftvårdssystem SIMAIR, visade på något högre halter än vad denna studie antyder. Detta kan förklaras av att detaljrikedomen vid en CFD-beräkning som denna är mycket högre än den beräkningsmodell som används i SIMAIR. Beräkningen från SIMAIR kan snarare ses som genomsnittliga värden för hela gaturummet nära de intressanta byggnaderna. Komplexiteten på byggnadsstrukturer är i SIMAIR lägre än vid en CFD-modellering och i SIMAIR antas byggnaderna ha helt släta fasader ut mot gaturummet. Med CFD-modellering är det möjligt att både urskilja och direkt bearbeta detaljer som uppstår i spridningsmönstren kring mer komplexa byggnadsgeometrier än de som är möjliga att hantera i SIMAIR. De tidigare beräkningarna med SIMAIR kan ses som ett ”worst case” scenario för halterna, i och med att bredden på gaturummet sattes till bredden på gaturummet vid den överkragande delen (dvs. hela gaturummet antogs vara lika smalt som vid den överkragade delen, och en homogen fasad med denna bredd ansattes).

Resultaten visar att modellen underskattar halterna vid mätplatsen för i synnerhet NO₂ men också PM10 och både använd modell samt SIMAIR visar att halterna är högre vid exploateringsplatsen än vid mätplatsen. Appliceras korrektionsfaktorer visar resultaten att halterna av NO₂ kan vara i närheten eller över MKN. Osäkerheterna kring modellering och indata gör att resultaten inte kan svara för de absoluta haltvärdena utan resultaten bör användas till att visa skillnader mellan de båda scenarierna.

För PM10 överskrids inte MKN men kan vara över den övre utvärderingströskeln på den motsatta sidan av exploateringsområdet både före och efter exploatering.

6 Referenser

- (1) Dokumentation av SIMAIR-väg, -ved, och -korsning,
<http://www.luftkvalitet.se>
- (2) Gidhagen, L., Johansson, H. och Omstedt, G., 2009: SIMAIR - Evaluation tool for meeting the EU directive on air pollution limits, Atmospheric Environment, Vol. 43, 1029–1036, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.01.056.
- (3) Se rapport om Luftkvaliteten i Sverige år 2030
http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.34572!/Meteorologi_155.pdf
- (4) Franke, Jörg et al. 2007. Best Practice Guideline for the CFD Simulation of Flows in the Urban Environment: COST Action 732 Quality Assurance and Improvement of Microscale Meteorological Models. ISBN: 3-00-018312-4.
- (5) Denby, BR, Douros, I, Fragkou, L (2010, draft version 2.2): Modelling of Nitrogen Dioxide (NO₂) for air quality assessment and planning relevant to the European Air Quality Directive.
<http://fairmode.ew.eea.europa.eu/>
- (6) Jones 2016: Luftkvalitetsberäkningar för kvarteret Oden Ygg i Uppsala. SMHI rapport nr 2015 – 81.

7 Bilagor

Bilaga 1: Trafikflöden på de vägavsnitt som inkluderats i beräkningen i antal fordon per dygn. Värden med en asterisk anger ett antaget värde. Övriga värden har tillhandahållits av Uppsala kommun.

VÄGAVSNI TT	TRAFIKFLÖDE
Bangårdsgatan	4678
Bredgränd	500*
Kungsgatan	9777
Olof Palmes gata	500*
Smedsgränd	500*
S:t Olofsgatan, väster	5844
S:t Persgatan	500*
Stadshusgatan	500*
Storgatan, söder	6000
Storgatan, norr	3158
Vaksalagatan	8446