



UPPSALA  
UNIVERSITET

UPTEC W 17 020

Examensarbete 30 hp  
Juni 2017

# Metoder för att minska trafikbuller och luftföroreningar i städer– finns det synergier eller målkonflikter?

En modelleringsstudie i stadsplaneringens  
inverkan på trafikbuller och luftföroreningar

---

Hilma Larsson

## REFERAT

### Metoder för att minska trafikbuller och luftföroreningar i städer – finns det synergier eller målkonflikter? En modelleringsstudie i stadsplaneringens inverkan på trafikbuller och luftföroreningar

*Hilma Larsson*

I takt med att städer växer ökar problemen med buller och luftföroreningar. Trafiken är en stor bidragande orsak till deras uppkomst och det är viktigt att utforma städer så att båda förebyggs. Höga ljudnivåer kan leda till sömnstörningar, stress och högt blodtryck. Enligt Trafikverket uppskattas buller även leda till 500 dödsfall per år i Sverige till följd av hjärtinfarkter och stroke. Luftföroreningar beräknas i sin tur leda till 5500 förtida dödsfall årligen i Sverige.

Syftet var att undersöka hur metoder som utförs för att minska buller påverkar luftföroreningshalter. Finns det synergieffekter medförande att båda minskar, eller målkonflikter som leder till att båda ökar? För att studera detta modellerades olika scenarier i beräkningsprogrammet CadnaA: rondell/korsning, tyst/vanlig asfalt, stängda kvarter/fristående hus, runda/fyrkantiga hus, olika skärmalternativ samt sänkt hastighet från 50 till 30 km/h. Ekvivalenta samt maximala ljudnivåer för de olika varianterna beräknades. För att kunna undersöka hur luftkvaliteten påverkades användes tillägget AUSTAL2000 för att beräkna års- samt timmedelvärde för NO<sub>2</sub> samt dygnsmedel PM10 och årsmedel PM2,5.

Bullerdämpande skärmar gav en synergieffekt. Samtliga föroreningar minskade och minskningen var som störst om en skärm placerades på båda sidor om vägen. Dock var halterna högre på vägen med dubbla skärmar, men lägre vid byggnaderna. En synergieffekt visades även för runt hus som ledde till lägre föroreningshalter och ljudnivåer.

En målkonflikt identifierades för scenariot med sänkt hastighet. 30 km/h gav lägre buller jämfört med 50 km/h, däremot ökade NO<sub>2</sub>-halterna medan partikelhalterna var oförändrade. Andra studier har dock visat det motsatta, att sänkt hastighet leder till lägre NO<sub>x</sub>-halter.

Korsning, tyst asfalt och stängda kvarter gav lägst ljudnivåer. För luftföroreningarna var resultatet mer spretigt. Rondell gav lägst NO<sub>2</sub>-halter men oförändrade partikelhalter. Dock har tidigare studier visat att även rondell gett lägre ljudnivåer. Tyst asfalt kunde inte tas hänsyn till av modellen varför resultatet inte visade någon skillnad. Tidigare studier pekar inte på någon minskning utan snarare en eventuell ökning. Stängda kvarter gav lägre årsmedel av NO<sub>2</sub> och lägre timmedel men oförändrade partikelhalter på innergårdarna. Vid vägen var halterna dock högre för stängda kvarter.

**Nyckelord:** Buller, luftföroreningar, modellering, CadnaA, nordiska beräkningsmodellen för vägtrafikbuller, AUSTAL2000

Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära, Uppsala universitet  
Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA  
ISSN 1401–5765

## **ABSTRACT**

### **Reducing traffic noise and air pollutions in cities – are there synergies or conflicts? A modeling study on the affects from urban planning on traffic noise and air pollution**

*Hilma Larsson*

As cities grows the problems with environmental noise and air pollution increases. The traffic is a big reason to this and it's important to design cities in a way that reduces both. High noise levels can cause sleeping disturbances, stress and hypertension. According to Trafikverket environmental noise also causes 500 deaths per year in Sweden in form of heart attacks and stroke. Air pollution causes 5500 premature deaths per year in Sweden.

The purpose was to investigate synergies and conflicts between actions to reduce environmental noise to see how that effects air pollutions. Different scenarios were modeled in the calculation program CadnaA: roundabout/intersection, noise reducing/regular pavement, closed/open blocks, round/square houses, noise cancelling barriers and reduce the speed limit from 50 to 30 km/h. The equivalent and maximum noise levels were calculated. To be able to compare how the air pollution levels were affected NO<sub>2</sub> levels for annual and hourly mean were calculated as well as PM10 daily mean and PM2,5 annual mean.

Noise cancelling barriers reduced both noise and air pollution. All the NO<sub>2</sub> and particle levels were lower closer to the buildings with barriers on both sides of the road. Although the levels were higher on the road with barriers on each side. A synergy was also shown for round house, which resulted in lower levels of air pollution and noise.

A conflict was shown for the scenario with reduced speed limit, 30 km/h led to lower noise levels but higher NO<sub>2</sub> levels and unchanged particle levels, although other studies have shown that lower speed reduces NO<sub>x</sub> levels.

Intersection, noise reducing pavement and closed blocks resulted in the lowest noise levels. For air pollution, the result was not straight forward. Roundabouts had the lowest NO<sub>2</sub> levels but unchanged particle levels. Other studies have shown that roundabouts also lead to lower noise levels. Noise reducing pavement was not considered in the model for air pollution and therefore no difference could be shown, although other studies have shown a small increase in air pollutions. Closed blocks resulted in lower annual mean of NO<sub>2</sub> and lower hourly mean. The particle levels were unchanged. This result applies only on the patios; at the roadside, all the levels were higher.

**Keywords:** Noise, traffic noise, air pollution, modeling, CadnaA, AUSTAL2000

Department of Earth Sciences, Program for Air, Water and Landscape Sciences.

Uppsala University.

Villavägen 16, SE-752 36 UPPSALA

ISSN 1401–5765

## FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 30 hp och avslutar mina studier på civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Arbetet har utförts på Sweco i Stockholm under vårterminen 2017 med Johanna Thorén som handledare för buller och Emma Hedberg som handledare för luftkvalitet. Ämnesgranskare har varit Johan Arnqvist på institutionen för geovetenskaper.

Jag vill rikta ett stort tack till min handledare Johanna, för att jag fick möjlighet att göra det här exjobbet och för allt stöd och hjälp. Tack till Emma för tips och hjälp med luftdelen. Ni har båda gjort exjobbet möjligt och kommit med många bra idéer. Det gäller även min ämnesgranskare Johan, tack för alla värdefulla kommentarer på min rapport och för vägledning under arbetets gång.

Tack till Conny Larsson för att jag fick låna dina bilder (Figur 2, Figur 3, Figur 4). Stort tack till Morten Martinsen på Sweco Norge som så tålmodigt kom med tips när luftmodelleringen inte fungerade.

Jag har haft en rolig termin på Sweco, mycket tack vare alla härliga människor i grupp 1173 och 1167. Tack för att ni tagit er tid att svara på mina frågor och låtit mig vara en i gänget. Det ska bli kul att bli en del av er i höst!

Till sist, tack fina Victor för ditt outtröttliga stöd och pepp och tack till min familj för ni alltid tror på mig och hejade på när jag bestämde mig för att bli ingenjör. Jag grejade det!

Uppsala, juni 2017

Hilma Larsson

Copyright © Hilma Larsson och Institutionen för geovetenskaper, Luft- vatten- och landskapslära, Uppsala universitet  
UPTEC W 17 020, ISSN 1401–5765  
Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2017

## POPULÄRVETENSKAPLIG SAMMANFATTNING

Dagens städer har problem med buller och luftföroreningar. I takt med att städerna växer och förtätas ökar problemen. Det är väl känt att buller från trafik leder till sömnstörningar, irritation och stör människor i vila och samtal. Enligt Trafikverket bidrar trafikbuller även till att 500 personer dör varje år av hjärtinfarkt och stroke. Luftföroreningar leder också till hälsopåverkan. Enligt en studie av Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning (IVL) och Umeå universitet beräknas 5500 personer per år dö i förtid i Sverige på grund av luftföroreningar. Forskare har även visat att barn som vuxit upp i närheten av en större väg fått sämre lungutveckling.

Anledningarna till att minska buller och luftföroreningar i städer är alltså flera. Syftet var att undersöka olika metoder som kan utföras för att minska buller och se hur det påverkar halter av partiklar och kvävedioxider. Målet var att undersöka ifall det finns metoder som leder till både bättre ljudmiljö och luftkvalitet, en synergieffekt, men också ifall det finns åtgärder som leder till en målkonflikt. Med målkonflikt avses till exempel att en åtgärd leder till att bullret minskar men andelen luftföroreningar ökar.

De luftföroreningar som granskades var kvävedioxider samt partiklar. Partiklar är indelade efter storleksordning: partiklar som benämns PM10 är partiklar med en diameter under 10  $\mu\text{m}$  (mikrometer, miljondels meter), partiklar som benämns PM2,5 är partiklar med en diameter under 2,5  $\mu\text{m}$ . Partiklar kan uppkomma naturligt från till exempel vulkanutbrott eller sandstormar. De kan också skapas av människors processer, som till exempel från förbränningsmotorer i fordon och slitage av vägar. Partiklar som uppkommer på grund av slitage av vägar beror till stor del på dubbdäck som river upp asfalten. De minsta partiklarna (PM2,5) kan ta sig långt ner i lungorna, till blodet och vidare ut i kroppen. Partiklar som är större än PM10 kan däremot snytas eller hostas upp och de är därmed inte lika skadliga. Vid nederbörd är partikelhalterna generellt lägre eftersom partiklarna fastnar i regndropparna och faller ner till marken. När marken sedan torkar frigörs partiklarna igen, vilket gör att halterna av partiklar oftast är högst på våren när snön försvinner.

Vid förbränning av fossila bränslen uppstår reaktioner mellan syre (O) och kväve (N) i luften vilket skapar föreningar mellan dessa. Utsläppen av kvävedioxider ( $\text{NO}_2$ ), har minskat och är relativt låga idag. Dieseldrivna fordon släpper ut mer  $\text{NO}_2$  än bensindrivna och på grund av att antalet dieslbilar har ökat senaste tiden har minskningen av  $\text{NO}_2$ -utsläppen avtagit. I Oslo har ett förbud mot dieslbilar införts för att skydda människors hälsa de dagar halterna i luften är för höga.

Vägtrafiken leder till buller och beroende på hastighet uppkommer olika typer av buller. Vid låga hastigheter beror bullret på motorljud, men vid högre hastigheter hörs inte motorljudet längre för bullret som uppkommer vid kontakten mellan däck och vägbanan är högre. Ökat antal fordon ger också högre buller.

För att undersöka om det fanns synergier eller målkonflikter mellan metoder som utförs för att minska buller och luftföroreningar utformades 6 scenarier som modellerades i beräkningsprogrammet CadnaA. Det första var jämförelse mellan rondell och korsning, där rondell i vissa studier visats ge lägre buller. Det andra var tyst asfalt jämfört med vanlig asfalt, studier har visat att den tystare skulle kunna ge högre luftutsläpp eftersom den asfalten är mjukare och lättare rivs upp av däck och dubbdäck. Ett annat av scenarierna var en jämförelse

mellan stängda kvarter och fristående hus. Generellt väljs stängda kvarter som då får slutna innergårdar för att nå riktvärden för buller. Ett runt hus jämfördes också med ett fyrkantigt hus för att se hur det påverkade buller och luftföroreningshalterna. Bullerdämpande skärmar är ett vanligt inslag i städer, men det är få studier utförda på hur det påverkar halter luftföroreningar. För att undersöka detta granskades tre fall intill en större väg, ett fall utan skärm intill vägen, ett fall med skärm på ena sidan av vägen och ett tredje fall med skärm på båda sidor om vägen. Det sista scenariot som undersöktes var skillnaden mellan hastigheterna 30 och 50 km/h.

I modelleringen beräknades ekvivalenta och maximala ljudnivåer för buller. Ekvivalent ljudnivå är en form av medelvärde under ett dygn. För luftkvalitet beräknades års- och timmedelvärde för NO<sub>2</sub>, dygnsmedel PM10 och årsmedelvärde PM2,5.

Jämförelsen mellan rondell och korsning visade att korsning gav lägst ljudnivåer. Anledningen till detta var att rondellen på grund av sin runda form hamnar närmare husfasaderna än en korsning. Därmed hann ljudet tystas mer för alternativet korsning. De lägsta föroreningshalterna uppkom däremot för rondell. Om hänsyn tas till resultatet från tidigare studier kan det vara så att rondell leder till både lägre buller och lägre föroreningshalter.

Modellen kunde inte ta hänsyn till tyst asfalt för luftberäkningarna. Den tysta asfalten gav lägre ljudnivåer men gav därför ingen skillnad för luftkvaliteten.

Stängda kvarter gav lägre ljudnivåer på innergården och även lägre luftföroreningshalter. Dock blev luftföroreningshalterna betydligt högre, 50 % högre för timmedelvärdet på NO<sub>2</sub>, på vägen för stängda kvarter och även bullret blev högre. Med tanke på att innergården kan bestå av uteplatser leder stängda kvarter till en synergieffekt, men å andra sidan är det de högsta halterna som är mest skadliga varför fristående hus ur den synvinkeln var ett bättre alternativ.

Runt hus jämfört med fyrkantigt hus visade en synergieffekt. Runt hus gav lägst ljudnivåer och lägst föroreningshalter, omblandningen av luften blev bättre när husfasaden inte låg tätt intill vägen utan var ovalt formad.

Skärmar var positivt ur både buller och luftkvalitetssynpunkt. En skärm på båda sidor om en väg minskade både bullret och luftföroreningarna. Dock ökade halterna på vägen, eftersom skärmarna hindrade luftföroreningarna från att spridas bort från vägen. Därför bör gång- och cykelvägar placeras utanför skärmen.

Att sänka hastigheten från 50 till 30 km/h minskade bullret men ökade kvävedioxidhalterna medan partikelhalterna var oförändrade.

Synergieffekter kunde visas för runt hus och för skärmar. För stängda kvarter fanns en synergieffekt sett till innergården. Sänkt hastighet, rondell/korsning och tyst asfalt ledde till målkonflikter.

# INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1.	INLEDNING .....	1
1.1	SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR .....	2
2.	BAKGRUND .....	3
2.1	GRUNDLÄGGANDE AKUSTIK .....	3
2.1.1	Meteorologins påverkan på ljudutbredning .....	6
2.2	BULLER .....	8
2.2.1	Uppkomst av vägtrafikbuller .....	8
2.2.2	Påverkan av buller .....	8
2.3	LUFTFÖRORENINGAR .....	9
2.3.1	Meteorologins inverkan på luftföroreningar .....	9
2.3.2	Partiklar .....	11
2.3.3	Kväveoxider .....	12
2.3.4	Trender i Sverige .....	13
2.4	LAGSTIFTNING .....	13
2.4.1	Lagstiftning buller .....	13
2.4.2	Lagstiftning luftföroreningar .....	16
2.5	HÄLSOPÅVERKAN .....	18
2.5.1	Hälsopåverkan buller .....	18
2.5.2	Hälsopåverkan luftföroreningar .....	19
2.5.3	Hälsopåverkan från buller och luftföroreningar .....	19
3.	ÅTGÄRDER .....	20
3.1	ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA BULLER .....	20
3.2	ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA LUFTFÖRORENINGAR .....	20
4.	CadnaA .....	22
4.1	NORDISKA BERÄKNINGSMODELLEN FÖR VÄGTRAFIKBULLER .....	22
4.2	NORD2000 .....	23
4.3	JÄMFÖRELSE AV MODELLERNA FÖR LJUDUTBREDNING .....	23
4.4	AUSTAL2000 .....	24
4.4.1	Validering av AUSTAL2000 .....	24
5.	MODELLERING .....	25
5.1	BULLERBERÄKNINGAR .....	26
5.2	LUFTFÖRORENINGSBERÄKNINGAR .....	26
6.	RESULTAT .....	27
6.1	SAMMANFATTANDE RESULTAT .....	27
6.2	SCENARIO 1a – RONDELL/KORSNING .....	28

6.2.1	Buller .....	28
6.2.2	Luftföroreningar .....	29
6.3	SCENARIO 1b – TYST ASFALT .....	31
6.3.1	Buller .....	31
6.3.2	Luftföroreningar .....	32
6.4	SCENARIO 1c – STÄNGDA KVARTER/FRISTÅENDE HUS .....	32
6.4.1	Buller .....	32
6.4.2	Luftföroreningar .....	33
6.5	SCENARIO 1d – RUNT/FYRKANTIGT HUS .....	36
6.5.1	Buller .....	36
6.5.2	Luftföroreningar .....	38
6.6	SCENARIO 2 – OLIKA SKÄRMALTERNATIV .....	40
6.6.1	Buller .....	40
6.6.2	Luftföroreningar .....	41
6.7	SCENARIO 3 – OLIKA VAL AV HASTIGHET .....	46
6.7.1	Buller .....	46
6.7.2	Luftföroreningar .....	46
7.	DISKUSSION .....	49
8.	SLUTSATSER .....	52
9.	REFERENSER .....	53
10.	MUNTLIGA REFERENSER .....	60
11.	BILAGOR .....	60



## 1. INLEDNING

Trafikbuller är den miljöstörning som stör flest i Sverige (Socialstyrelsen, 2009). Nära två miljoner människor beräknades vara utsatta för ljudnivåer över riktvärdet 55 dBA vid fasad vid den senaste nationella bullerkartläggningen 2011. Den största orsaken var vägbuller som 1,64 miljoner var utsatta för (Naturvårdsverket, 2014b).

Vägtrafiken orsakar inte bara buller utan också luftföroreningar. Trafikverket (2016) anger att luftföroreningar från trafiken uppskattas orsaka runt 3000 förtida dödsfall per år, där majoriteten av dödsfallen beror på avgaser och övriga på slitagepartiklar från däck och asfalt.

Dessa två parametrar, luftföroreningar och utomhusbuller, granskas traditionellt separat men har i många fall samma ursprung från till exempel trafik och har därmed flera gemensamma beröringspunkter. Eftersom båda är hälsovådliga är det viktigt att städer utformas så att både luftföroreningar och buller förebyggs. Idag finns det begränsad kunskap om hur metoder för att minska buller påverkar andelen luftföroreningar och vice versa. Syftet med examensarbetet var därför att undersöka synergier och målkonflikter mellan metoder för att minska luftföroreningar och utomhusbuller, med fokus på trafik och städer.

SLB-analys vid Miljöförvaltningen i Stockholm utförde under 2015 en studie på uppdrag av Trafikverket. Syftet var att se hur en skola som är placerad i ett trafikutsatt läge på en höjd skulle påverkas med avseende på luftkvaliteten om en bullerskärm uppfördes. Eftersom skolan ligger på en höjd var inte föroreningshalterna över miljökvalitetsnormerna, men då barn är extra känsliga samt att det inte finns en undre nivå där hälsoeffekter för människor uteblir, var det ändå relevant att undersöka. Beräkningar utfördes för PM<sub>10</sub> och NO<sub>2</sub> för bullerplank som var 2 respektive 3 m höga, i spridningsmodellen MISKAM. Slutsatsen var att bullerplanket bidrog till att minska föroreningshalterna på skolgården med 25 %, vilket motsvarade dygnsmedelvärdet 3 µg/m<sup>3</sup> av NO<sub>2</sub> samt dygnsmedelvärdet 2 µg/m<sup>3</sup> av PM<sub>10</sub> det 8:e respektive 36:e värsta dygnet. Bullerplanket fick den förorenade luften att stiga upp över eller längs med planket. Detta ledde till högre halter precis ovanför planket men inte vid skolans fasad (Eneroth & Engström Nylén, 2015).

Ketzel et al. (2000) utförde valideringstester på MISKAM-modellen genom att jämföra resultat från MISKAM med mätningar av bensen och vind. De beräknade halterna från MISKAM var lägre än de uppmätta. En bensenkoncentration på 11,8 µg/m<sup>3</sup> mättes upp och modellens beräknade värden varierade mellan 8,2–11,0 beroende på höjden på gridet. Ju högre grid desto bättre kunde modellen återge bensenkoncentrationerna.

Bowker et al. (2007) utförde också en studie på bullerskärmars påverkan på dispersion och transport av luftföroreningar genom modellering i Quick Urban & Industrial Complex (QUIC). De visade att utan skärmen avtog halterna fortare men var högre nära vägen. Med skärm och vegetation var halterna som lägst eftersom skärmen tvingade upp luften över skärmen vilket ledde till att koncentrationen sjönk till följd av utblandning med oförorenad luft högre upp.

Burman (1998) hade delvis samma syfte som detta arbete, nämligen att undersöka med modellering hur olika strukturer vid sidan av vägen påverkade koncentrationsnivåer. De tre strukturer som undersöktes var en skärm 15 m från vägen och 4 m hög, en häck på samma avstånd och höjd samt att vägen låg i en dal. Skärmen ledde till att föroreningsnivåerna minskade med 50 % 100 m från vägen vilket var det bästa resultatet som visades i studien.

I Janhalls forskningssammanställning (2015) konstaterades ett antal kriterier för att vegetation ska kunna bidra till luftkvaliteten i städer. Den minskade omblandningen av luften måste tas i beaktande och lägre vegetation är att föredra, samtidigt som luft som passerar ovanför vegetationen inte filtreras varpå högre växtlighet vore bättre. Det är också viktigt att växtligheten placeras nära källan för högst deposition samt att vegetationen har stor bladytta och gärna är hårig. Växters förmåga att dämpa ljud är däremot inte lika effektiv, Renterghem et al. (2014) mätte endast 1,1–3,6 dBA dämpning av trafikljud med utplacerade häckar och den högre dämpningen kan förklaras av högre markdämpning. Däremot kan växter ha en viktig funktion ändå, människors störningsgrad kan minska om växtligheten döljer trafiken.

## 1.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR

För att uppnå syftet att undersöka om det fanns målkonflikter eller synergier mellan metoder för att minska luftföroreningar och buller modellerades olika scenarier i CadnaA (Computer Aided Noise Abatement). CadnaA är ett beräkningsprogram för omgivningsbuller som även kan utökas med en modul som utför beräkningar av luftföroreningshalter (DataKustik, u.åa). Modellering ger möjligheten att granska flera olika fall med olika utformning och även med olika trafikmängd. Nackdelen är frågan om hur hög tillförlitligheten är. Ett annat sätt hade varit att utföra mätningar. Mätningar ger endast resultat i en, eller flera, punkter medan modelleringen ger över hela det undersökta området. Mättillfället kanske också utförs vid ett visst väderförhållande, medan modelleringen för buller ger resultat för ett standardväder. I modelleringen för luftföroreningar används meteorologiska data men fortfarande beräknas ett medelvärde på indata och resultatet gäller stationärt. För att få ett bra resultat med mätningar skulle det krävas flertalet mätpunkter och långa mätserier (Dravitzki et al., 2011), vilket inte är rimligt inom ramen för ett examensarbete. Modeller är ett sätt att beskriva verkligheten men de visar inte verkligheten i sig, dock valideras modeller mot mätningar.

De scenarier som undersökts är:

1. Hur påverkar olika kvarterstrukturer och trafikplatslösningar andelen luft- och ljudföroreningar?
  - a. Rondell/korsning  
Jämförelse mellan rondell och korsning.  
Hypotes: Om en korsning med trafikljus byts ut till en rondell beräknas ljudnivån minska med 2,5 dBA (Chevallier et al., 2009). Om inte fordonen behöver stanna bör också andelen luftföroreningar minska eftersom start och stopp river upp partiklar och mer tomgång vid rödljus leder till högre utsläpp. Dessa processer tar modeller dock inte hänsyn till.
  - b. Val av beläggning  
Jämförelse mellan vanlig vägbeläggning och en beläggning som anses tystare.  
Hypotes: Tyst asfalt minskar buller men kan leda till högre utsläpp eftersom den är mjukare och mer partiklar rivs upp från asfalten.
  - c. Kvartersstruktur – stängda kvarter eller fristående hus  
Hypotes: En studie har visat att stängda korridorer samt balkonger på byggnaderna minskade spridningen på läsidan vilket ledde till högre föroreningshalter (Marini et al., 2014). Generellt väljs stängda kvarter med slutna innergårdar för nå riktvärden för buller.
  - d. Kvarterstruktur – Runda hus eller fyrkantiga  
Hypotes: Olika huskroppar ger både olika ljudbild och olika strömningsmönster.
2. Hur påverkar ljuddämpande skärmar spridning och halter av luftföroreningar?

Jämförelse mellan ingen, en eller dubbla ljuddämpande skärmar på båda sidor om en väg.  
Hypotes: Skärmarna leder till förändrat strömningsmönster för luftföroreningar.

3. Hur påverkar hastighetssänkningen 50 till 30 km/h andelen ljud- och luftföroreningar?  
Hypotes: Lägre hastighet ger lägre ljudnivåer men ökar utsläppen.

## 2. BAKGRUND

### 2.1 GRUNDLÄGGANDE AKUSTIK

Ljud är vågrörelser, vibrationer i det medium som ljudet förflyttar sig i. Ljudet påverkas därför av tryck och densitet i materialet som ljudet färdas i. Utomhus beror ljudutbredningen på de meteorologiska förhållanden som råder, se avsnitt 2.1.1.

Ljudutbredningen förhåller sig enligt följande samband:

$$c = v \cdot \lambda \quad (1)$$

I ekvation 1 är  $c$  ljudvågens utbredningshastighet,  $v$  är ljudets frekvens och  $\lambda$  är våglängden. Människan hör inom frekvensområdet 20–20 000 Hz och allra bäst vid 4000 Hz.

För att mäta ljud används ljudtrycksnivå, alltså hur ljudtrycket varierar. Inom människans hörbara område varierar ljudtrycket från så skilda värden som  $2 \cdot 10^{-5}$  till 60 Pa varför det logaritmiska måttet decibel (dB) har införts. Människans hörselområde varierar mellan 0–130 dB, se Tabell 1.

**Tabell 1.** Ljudtryck och ljudtrycksnivåer och exempel på orsaker till olika nivåer efter (Larsson 2011).

Ljudtryck, Pa	Ljudnivå dB	Ljudexempel
$6,3 \cdot 10^1$	130	Smärtgräns
$2,0 \cdot 10^1$	120	Kraftigt bilhorn
6,3	110	Bullrig industrilokal
2,0	100	Tunnelbana New York
$6,3 \cdot 10^{-1}$	90	Extremt gatubuller
$2,0 \cdot 10^{-1}$	80	10 personbilar vid 50 km/h (avstånd 7 m)
$6,3 \cdot 10^{-2}$	70	1 personbil vid 50 km/h (avstånd 7 m)
$2,0 \cdot 10^{-2}$	60	Vanligt samtal
$6,3 \cdot 10^{-3}$	50	Kontorsrum
$2,0 \cdot 10^{-3}$	40	Vardagsrum i förort
$6,3 \cdot 10^{-4}$	30	Bibliotek där tystnad råder
$2,0 \cdot 10^{-4}$	20	Sovrum nattid utan mekanisk ventilation långt ifrån stan
$6,3 \cdot 10^{-5}$	10	Andning i ekofritt rum
$2,0 \cdot 10^{-5}$	0	Hörselgräns

På grund av den logaritmiska skalan används uttryck (2) för att beräkna en total ljudtrycksnivå:

$$L = L_1 + 10 \log(1 + \sum_2^n 10^{\frac{L_1 - L_i}{10}}) \quad (2)$$

Där  $L_1$  och  $L_i$  motsvarar olika ljudtrycksnivåer som adderas. För att addera endast två ljudkällor kan ekvation 3 användas:

$$L = L_1 + \Delta L \quad (3)$$

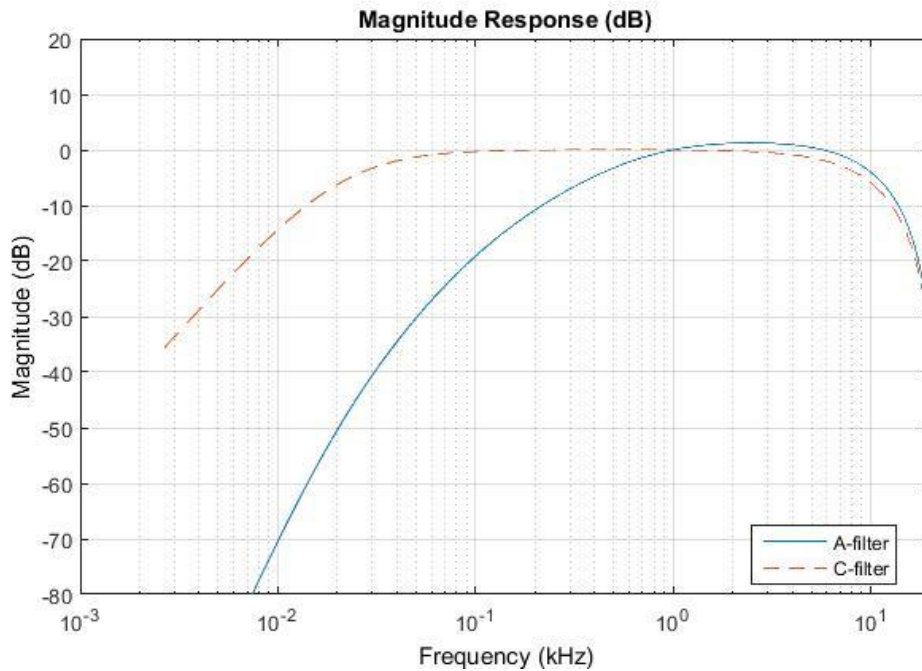
Där  $L_1$  motsvarar den ena ljudnivån och  $\Delta L$  skillnaden mot den andra ljudtrycksnivån som kan hämtas ur Tabell 2, där storleken på dB-ökningen visas för när olika ljudkällor adderas till en befintlig ljudkälla.

**Tabell 2.** Ljudtrycksnivåer vid flera ljudkällor.

$L_1 - L_2$ (dB)	$\Delta L$ (dB)
0	3
1	2,6
2	2,1
3	1,8
4	1,5
5	1,2
6	1,0
7	0,8
8	0,6
9	0,5
10	0,4

Om två lika starka ljudkällor verkar samtidigt ökar alltså ljudtrycksnivån med 3 dB. Om en ljudkälla på till exempel 50 dB adderas till en bakgrundsnivå på 40 dB blir totala ljudnivån 50,4 dB (Larsson, 2011).

För att redovisa en ljudsignals frekvensomfång används begreppen oktavband. För varje oktavband fördubblas frekvensen. Eftersom människan uppfattar ljud annorlunda från olika frekvenser finns det filter för att ljudmätningar ska redovisa hur högt ljudet faktiskt uppfattas. I Tabell 3 visas de oktavband som omfattas av människans hörbara område och hur A- och C-filtret regleras efter dessa. För A-filtret, som är det som nästan alltid används, krävs det höga ljudnivåer för att de låga frekvenserna ska höras medan de högre frekvenserna inte filtreras i lika hög grad eftersom människan uppfattar dessa i högre grad. De riktvärden som finns uppsatta (se avsnitt 2.4.1) gäller för A-vägda nivåer men ibland kan C-filtret också vara användbart om det är mycket lågfrekvent buller (Andersson, 1998). A- och C-filtret finns illustrerade i Figur 1.



**Figur 1.** A och C-filtrens variation i magnitudrespons över frekvens.

**Tabell 3.** A- och C-filtret i förhållande till människans frekvensområde (Andersson, 1998).

Mittfrekvens oktavband (Hz)	A-filter dB(A)	C-filter dB(C)
31,5	-9,4	-3
63	-26,2	-0,8
125	-16,1	-0,2
250	-8,6	0
500	-3,2	0
1000	0	0
2000	1,2	-0,2
4000	1	-0,8
8000	-1,1	-3
16 000	-6,6	-8,5

Vid mätning av till exempel trafikbuller räcker det inte med en enskild mätning vid ett tillfälle för att spegla den verkliga ljudtrycksnivån. Då granskas istället ekvivalentnivå  $L_{eq}$  eller  $L_{Aeq}$  för att visa att ljudet också är A-vägt. Ekvivalentnivå visar ett medelvärde baserat på energi, ekvation 4:

$$L_{Aeq} = 10 \log \frac{1}{t} \int_0^t \left( \frac{P_{A(t)}}{P_{ref}} \right)^2 dt \quad (4)$$

där den ekvivalenta ljudtrycksnivån över tid ( $t$ ),  $L_{Aeq}$ , erhålls i dBA.  $P_{ref}$  står för referensljudtryck, vilket är det lägsta hörbara  $2 \cdot 10^{-5}$  Pa och  $P_{A(t)}$  är uppmätt ljudtryck för olika  $t$ .

$L_{Aeq24h}$  beskriver trafikbullret för ett genomsnittligt årsmedeldygn. Ytterligare ett sätt är att granska ljudnivå som överskridits viss del av mättiden, till exempel  $L_{90}$  visar överskriden ljudtrycksnivå vid 90 % av tiden. För trafikbuller används ofta  $L_{max}$  under en viss tidsperiod för att redovisa de högst uppmätta ljudnivåerna (Larsson, 2011).

Vid mätningar kan olika vägningstid användas i form av slow, fast eller impuls som motsvarar 500, 200 respektive 35 ms. Impuls ljud har en varaktighet på under 1 s varför en snabb vägningstid krävs för att kunna mäta ljudet (Andersson, 1998).

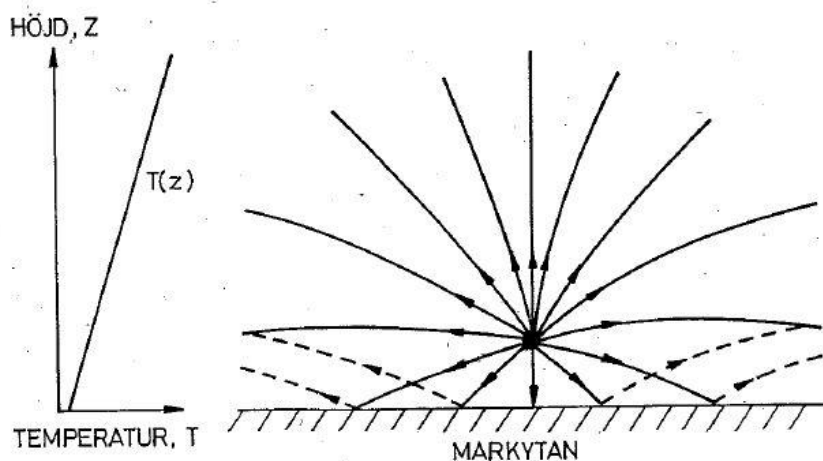
Ekvation 5 beskriver hur ljudtrycksnivån,  $L_p$ , ändras på olika avstånd för frifältsutbredning av en punktkälla, där  $r$  är avstånd mellan punktkälla och mottagare och  $L_w$  är ljudeffektnivån.

$$L_p = L_w - 10 \cdot \log(4\pi r^2) \quad (5)$$

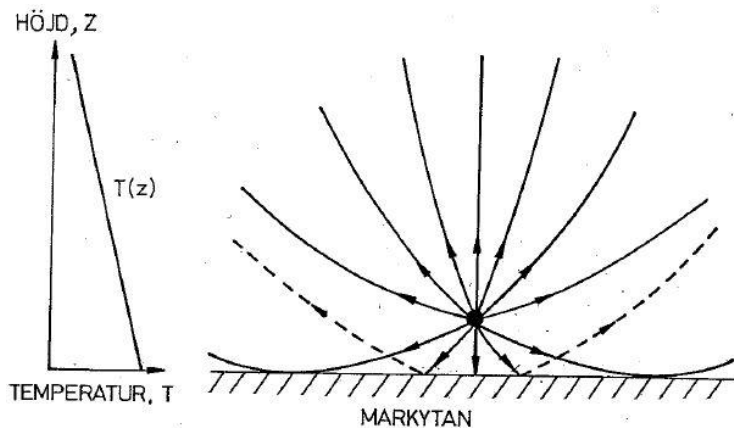
Om avståndet till en punktkälla dubblas i fritt fält leder det till att ljudtrycksnivån minskar med 6 dB. Från en linjekälla avtar ljudnivån med 3 dB om avståndet dubblas (Andersson, 1998).

### 2.1.1 Meteorologins påverkan på ljudutbredning

Ljudutbredningen påverkas av de meteorologiska förhållanden som råder i atmosfären. De tre faktorer som framförallt påverkas av meteorologi är atmosfärisk absorption, refraktion och turbulens. Atmosfärisk absorption innebär att en del av ljudvågen försvinner, till exempel blir till värme på grund av ljudvågens vibration. Atmosfäriska absorptionen är beroende av relativ fuktighet, temperatur, lufttryck och frekvens och dess betydelse för ljudutbredningen ökar med avståndet (Larsson, 1996). Refraktion är när en ljudvåg ändrar riktning eller böjs av till följd av vind- och temperaturgradienter (Forssén, 2007). I Figur 2 och Figur 3 visas hur ljudvågorna breder ut sig beroende på luftens temperaturgradient. Är det till exempel en kall vinternatt kommer ljudvågorna att färdas längre längs med markytan (Figur 2) jämfört med till exempel en varm sommardag där ljudvågorna böjs ner i marken och dämpas eller böjs av uppåt (Figur 3) (Larsson, 2011).

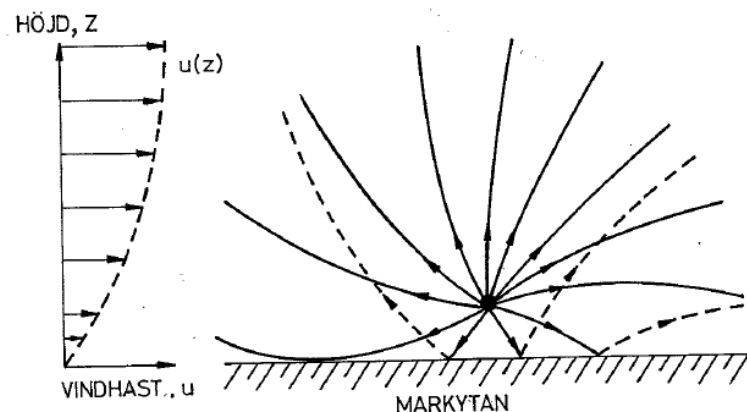


**Figur 2.** Ljudvågornas avbøjning för positiv temperaturgradient. Streckade linjer är reflekterade ljudvågor (Ur Larsson, 2011, med tillstånd från författaren).



**Figur 3.** Ljudvågornas avböjning för negativ temperaturgradient. Streckade linjer är reflekterade ljudvågor (Ur Larsson, 2011, med tillstånd från författaren).

Ljudutbredningen påverkas också av vinden som i sin tur förändras både horisontellt och vertikalt. I Figur 4 visas att en ljudvåg i motvind dämpas av nedåt eller försvinner uppåt i atmosfären och upplevs som dämpad för en person ståendes på markytan. En ljudvåg i medvind fortsätter istället i vindriktningen och reflekteras vidare längs marken och ljudet uppfattas längre tid för en människa ståendes i medvindsriktningen (Larsson, 2011).



**Figur 4.** Ljudvågens avböjning beroende av vindhastighet och vindriktning (Ur Larsson, 2011, med tillstånd från författaren).

Beroende på vad markytan i Figur 2 och Figur 3 består av kommer ljudvågen reflekteras i olika hög grad, en hård mark eller en sjö är nästintill totalreflekterande. Vid en mjukare yta absorberas en del av ljudvågen i marken och ljudet dämpas. Markdämpningen är störst vid negativ temperaturgradient (Figur 3) och vid motvind (Larsson, 2011). Snöklädd mark har även större markdämpning jämfört med barmark. Den effektiva ljudhastighetsgradienten varierade också mer i snöklädda förhållanden, troligen beroende på snöns egenskaper och om träden var snöklädda eller inte (Öhlund & Larsson, 2015).

Ljudutbredningen påverkas också av turbulens i atmosfären. Turbulensen gör att ljudvågor sprids oregelbundet och reflekteras slumpvis åt olika håll. Turbulensen motverkar därför också de positiva effekterna med skärmning, eftersom ljudet sprids även till skuggzonerna bakom en skärm (Larsson, 2011). Turbulens bildas antingen mekaniskt eller termiskt, det vill säga den beror antingen av friktionen mellan vind och markyta eller av atmosfärens stabilitet.

Vid instabil skiktning uppkommer ofta turbulens medan det vid stabil skiktning är låg turbulens (Högström & Smedman, 1990).

## 2.2 BULLER

I stadsmiljö benämns ljud ofta som buller, oönskat ljud. De mått som är vedertagna för trafikbuller i Sverige är  $L_{eq}$  för ett dygn samt  $L_{max}$  (Trafikverket, 2015c).

### 2.2.1 Uppkomst av vägtrafikbuller

För vägtrafikbuller är det flera faktorer som gör att bullret uppkommer. För personbilar är motorljudet det dominerande för hastigheter under 30–50 km/h. Vid hastigheter över 50 km/h beror bullret istället på kontakten mellan däck och vägbanan. För tyngre fordon är brytpunkten istället vid 50–70 km/h. Det vill säga även om alla fordon var eldrivna, vars motorer är tystare, vore inte vägbullerproblematiken löst. Valet av däck och beläggning på vägbanan har stor betydelse (Trafikverket, 2015a). I Sverige är vägbeläggningen ca 1,5 dB bullrigare än i övriga Europa (Ögren & Bengtsson Ryberg, 2015). Anledningen till detta är att det i Sverige krävs större stenstorlek i beläggningen för att klara slitage från dubbdäck (Trafikverket, 2015a). Även dubbdäcken i sig leder till 2–6 dB högre buller för frekvensområdet 500 – 5000 Hz vid hastigheter över 50 km/h, för lägre hastigheter är skillnaden ännu större (Thorsson et al., 2006). Både dubbdäck och underlaget som krävs för dubbdäck leder alltså till mer buller. Förutom dessa faktorer spelar också bredden på däcken, där smala är tystare, samt hastighet roll för bullret. Trafikverket (2015a) anger att en hastighetsändring på 10 km/h för hastigheter mellan 30–70 km/h leder till ca 2 dBA högre ljudnivåer och vice versa. Antal bilar är också en viktig faktor, eftersom decibelskalan är logaritmisk leder en dubbling av trafiken till 3 dB ökning av ljudnivån (Se avsnitt 2.1).

Dagens fordon bullrar lika mycket som för 40 år sedan, med undantag för tyngre fordon som blivit något tystare vid låga hastigheter (Kihlman et al., 2014). Enligt Ulf Sandberg på Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) är en av anledningarna till detta att däcken är bredare nu än förr och bredare däck ger upphov till högre buller (LT, 2011). Däcken har blivit 40 mm bredare mellan år 1970–2000, vilket lett till 2 dBA högre buller. Förutom bredare däck har även trafiken ökat vilket leder till mer buller. Därtill är också de metoder som används för att testa fordonens buller inte tillräckligt lika de förhållanden som råder vid normal körning (Thorsson et al., 2006).

### 2.2.2 Påverkan av buller

Det som avgör människors störningsgrad av buller beror inte enbart på decibeltal utan även på andra faktorer som personers känslighet, antal ljudkällor, om ljudkällorna syns samt ifall det finns tillgång till en tyst sida i bostaden (Boverket, 2011).

På uppdrag av Folkhälsomyndigheten genomförs vart fjärde år en uppdatering om barn och vuxnas hälsa med fokus på olika miljöfaktorer. Varannan gång granskas vuxna och varannan gång granskas barn. Den senaste miljöhälsorapporten kom 2013 och var baserad på barn (Karolinska institutet, 2013), enkäter skickades ut till vårdnadshavare under år 2011. Barnen var slumpvis utvalda och representerade hela landet. 71 372 barn i åldrarna 8 mån, 4 år samt 12 år fick enkäter och svarsfrekvensen låg på 51 %. 28 % av barnen som bodde i flerfamiljshus hade något fönster mot en starkt trafikerad gata, järnväg eller industri. För barn som bodde i enfamiljshus var motsvarande siffra 13 %. Drygt 3,8 % av 12-åringarna upplevde sig störda av vägbuller i hemmet (Karolinska institutet, 2013).



Den senaste studien på vuxna utfördes 2007. Då skickades 43 905 enkäter ut och svarsfrekvensen var 59,4 %. Den visade att 25 % av de som bor i flerfamiljshus har fönster åt en bullrig sida medan motsvarande siffra för boende i enfamiljshus var 13 %. Andelen vuxna som minst 1 gång per vecka ansåg sig störda av vägtrafik låg på 12 % (Socialstyrelsen, 2009).

## **2.3 LUFTFÖRORENINGAR**

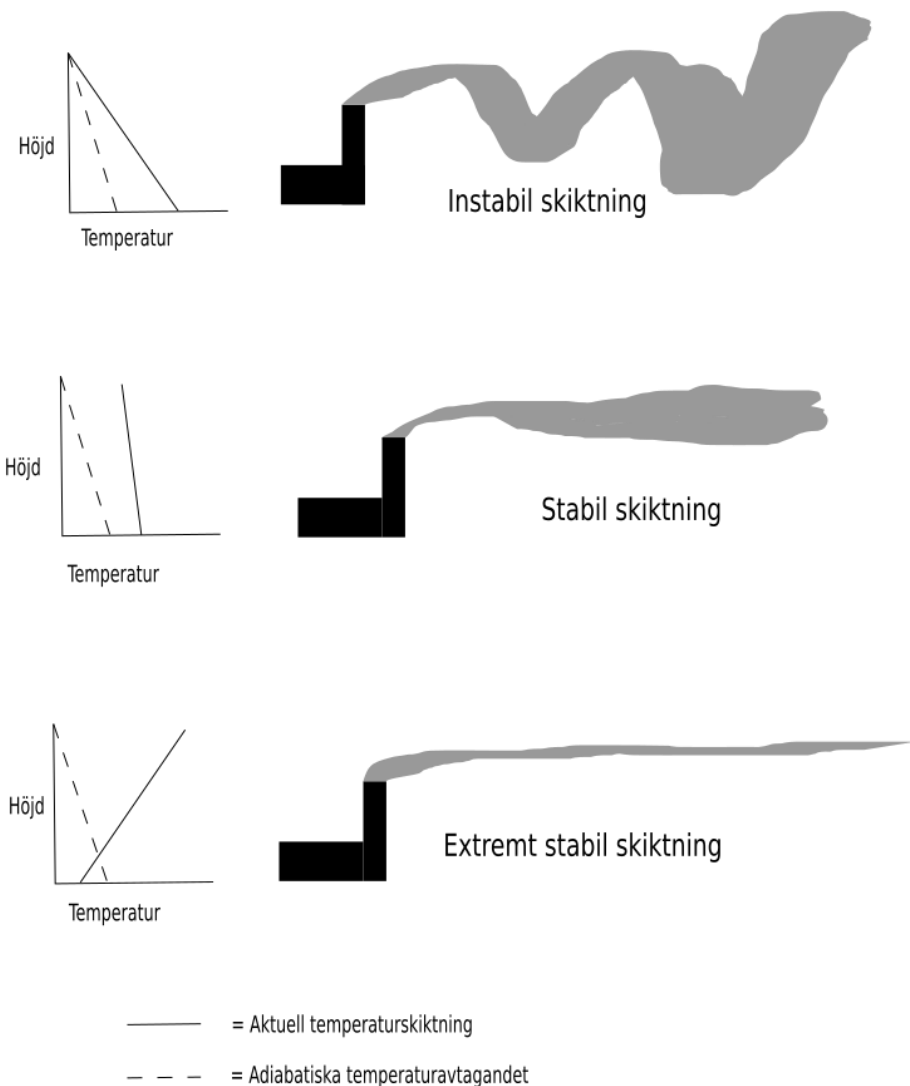
Endast luftföroreningarna NO<sub>2</sub> och partiklar som båda härstammar från vägtrafik studeras här. Luftföroreningshalter granskas på tre nivåer: regionala, urbana samt lokala. Regionalnivå är haltbidrag från Europa och Sverige, urbannivå är haltbidrag från en tätort och lokal är på gatunivå (SMHI, 2014a).

### **2.3.1 Meteorologins inverkan på luftföroreningar**

Jordytan värms inte upp jämnt eftersom jorden lutar, roterar samt att hav och land värms upp olika mycket. Detta skapar tryckskillnader vilket leder till att vindar uppkommer för att jämna ut dessa tryckskillnader. Vertikala rörelser i det planetära gränsskiktet styrs av termisk och mekanisk turbulens samt termisk stabilitet. Om temperaturen avtar med 1°C/100 m kallas temperaturavtagningen torradiabatisk, vilket är det naturliga till följd av att trycket minskar med höjden. Om den faktiska temperaturprofilen följer torradiabaten är det neutral skiktning, vilket framförallt förekommer vid mulet väder med vind och ingen nederbörd. Vid hög solinstrålning värms luften nära marken upp och temperaturen börjar avta snabbare med höjden jämfört med torradiabaten. Luften blir då instabilt skiktad. Det varma luftpaketet fortsätter stiga eftersom densiteten är lägre än omgivande luftpaket. Ett luftpaket som stiger kommer till slut ha samma temperatur som omgivande luft, som kyls av under stigningen, varpå stigningen stannar av och luftpaketet börjar sjunka. Vertikala rörelser sker i hög grad vid instabil skiktning (Jansson & Hansson, 2005).

Efter solnedgång slutar värmeförseln men jordytan fortsätter att stråla ut värme vilket leder till att luften närmast marken kyls av. Skiktningen kallas då för stabil och vertikala rörelser hämmas eftersom den tunga kalla luften är närmast marken och den varmare luften är ovanför. Stabil skiktning leder till att luftföroreningar inte blandas om (Jansson & Hansson, 2005).

Extremt stabil skiktning kan uppstå om avkylningen är så hög att temperaturen stiger med höjden, detta kallas markinversion. Markinversion kan uppstå vid klara vindstilla nätter vintertid och leder till höga halter luftföroreningar eftersom luftens omblandning är begränsad. Markinversionen upplöses vanligen då solstrålningen värmer marken, men på vintern kan detta ta tid eftersom solen inte når högt och marken måste värmas upp för att markinversionen ska försvinna (Jansson & Hansson, 2005). Olika skiktningar och dess plymrörelser visas i Figur 5.

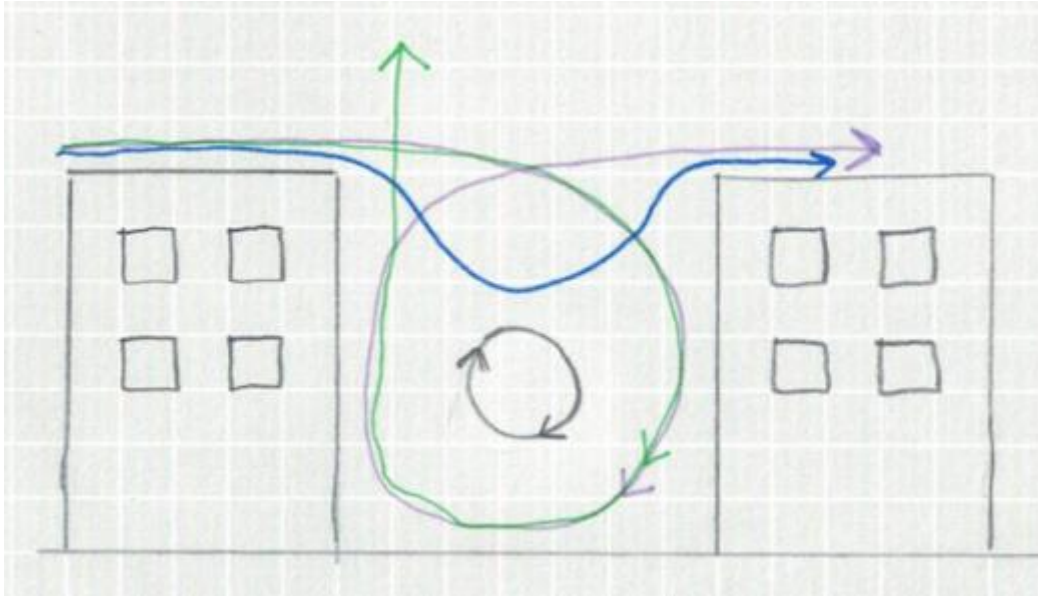


**Figur 5.** Plymrörelser vid olika skiktningar.

Vindriktning har stor betydelse för hur höga halterna av luftföroreningar blir. Blåser det längs med en gata ventileras gaturummet ut mer jämfört med om vindriktningen är motsatt gaturiktningen. Även bakgrundsbidraget beror på vindriktning. Generellt ger sydliga vindar högre bakgrundshalter i Sverige än västliga eller nordliga som tar med ren luft från Atlanten eller norra ishavet (SLB, u.åa)

Förutom de meteorologiska faktorerna påverkar även utsläppshöjd hur höga halterna blir. En hög skorsten vars föroreningar släpps ut på hög höjd påverkar ett större område men koncentrationen blir lägre på grund av omblandningen (SLB, u.åb).

Förutom meteorologi är bebyggelsestrukturen avgörande för luftkvaliteten i städer. Är höga byggnader placerade på båda sidorna om vägen i långa rader kan luftgenomströmningen bli hindrad vilket leder till högre halter luftföroreningar. Förutsättningar för bättre luftkvaliteten finns om det är öppna ytor, parker och breda gator. Blåser vindarna dessutom i gatans riktning kommer luftföroreningarna att ventileras ut. Blåser vindarna däremot vinkelrätt mot gatan kan höga halter uppstå på gatans läsida på grund av att det bildas en virvel på gatan som cirkulerar föroreningarna dit (Naturvårdsverket, 2014c). Exempel på detta visas i Figur 6.



**Figur 6.** Exempel på hur vindar kan cirkulera i ett gaturum. Bild: Hilma Larsson.

### 2.3.2 Partiklar

Den luftförorening som befaras orsaka störst hälsoproblem i Sveriges städer är partiklar (Naturvårdsverket, 2014c). Partiklar är ett brett samlingsnamn som innefattar olika storlekar, kemisk sammansättning samt där ursprunget är olika (Naturvårdsverket, 2014c). Partiklar kan härstamma från både naturliga och antropogena källor. Naturligt uppkommer partiklar från till exempel vulkanutbrott, erosion, sandstormar samt fysiska eller kemiska processer i havet. Under sandstormar kan koncentrationen partiklar i luften vara  $10 \text{ g/m}^3$  (Lindgren, u.å). Antropogent härstammar partiklar från förbränning inklusive förbränningsmotorer, industrier och slitage av asfalt. Partiklarna kan tillföras primärt eller sekundärt, det vill säga direktutsläpp eller gasutsläpp som omvandlas till partiklar. Eftersom partiklar är så olika finns det flera mått så som storlek, massa, kemisk och fysikalisk, sammansättning och antal. Oftast används PM10 som mått, vilket visar massan av partiklar per kubikmeter luft vars aerodynamiska diameter är i intervallet 0,001 till  $10 \mu\text{m}$  (Naturvårdsverket, 2014c). Begreppet aerodynamisk diameter har införts för att ha ett enhetligt mått, den aerodynamiska diametern beskriver diametern hos en sfär med densiteten  $1 \text{ g/cm}^3$  (Lindgren, u.å). Ibland används även PM2,5, partiklar mindre än  $2,5 \mu\text{m}$ . Vid förbränning bildas ultrafina partiklar som koagulerar till partiklar med aerodynamisk diameter på  $0,1\text{--}1 \mu\text{m}$ . De ultrafina är flest, medan de däremot har mindre massa jämfört med de större partiklarna. Slitagepartiklar har en storlek på  $1\text{--}10 \mu\text{m}$  i aerodynamisk diameter (Naturvårdsverket, 2014c). Småskalig vedeldning bidrar med 12,9 % av utsläppen av PM10 i Sverige. Vägtrafiken, avgaser, fordon- och vägslitage, bidrar med drygt en fjärdedel av totala utsläppen PM10 i Sverige (SMHI, 2010).

Storleken på partiklar avgör hur hög hälsopåverkan kan bli hos människor. Små partiklar når längre in i kroppen och sprids från andningssystemet till blodet och ut i kroppen. Partiklar större än  $10 \mu\text{m}$  kan däremot hostas upp och blir därför inte lika skadliga. Partiklar kan försvinna eller förändras på olika sätt i atmosfären. De kan antingen koagulera, genom att flertalet partiklar slås ihop eller våtdeponeras genom urtvättning som innebär att partikeln löses i en regndroppe och faller ner som nederbörd. Partiklar kan också fastna på ytor och större partiklar kan sedimentera, torrdeponeras (SMHI, 2014b). Partiklarnas uppehållstid i atmosfären beror av dess aerodynamiska diameter och de rådande meteorologiska

förhållandena (Lindgren, u.å). Oftast är uppehållstiden för partiklar mellan några dagar till några veckor, är vädret torrt blir uppehållstiden längre eftersom partiklarna inte våtdeponeras (Trafikverket, 2012b).

Beroende på partiklarnas ursprung kan de bestå av olika ämnen. Generellt är mindre partiklar, upp till 1 µm, antropogena och består av till exempel:  $SO_4^{2-}$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_3^-$ , Pb samt C. De större partiklarna över 1 µm är ofta naturliga eller delvis av naturligt ursprung och består av Fe, Ca, Si, Na, Cl, Al. Den kemiska sammansättningen beror av hur partikeln uppkommit och vilka processer som genomgått. Majoriteten av de atmosfäriska partiklarna kan delas in i hygroskopiska eller svagt hygroskopiska. De hygroskopiska består av närsalter och sekundära ämnen som uppkommit vid atmosfäriska oxidationer. Dessa kan ta upp vatten vid låg luftfuktighet. Svagt hygroskopiska partiklar har sitt ursprung i förbränning av fossila bränslen, och dessa har svårare att binda till sig vatten varför de mest torrdeponeras. Svagt hygroskopiska partiklar kan transporteras 2000–4000 km och har en livstid på 4–8 dagar. Hygroskopiska partiklar kan transporteras 1000–2000 km och har en livstid på 2–4 dagar (Jansson & Hansson, 2005).

Nederbörd leder dels till att partiklar tvättas ur luften men förhindrar också att partiklar på vägbanorna virvlas upp. Partiklarna kan dock virvla upp igen så snart vägbanan torkat (Naturvårdsverket, 2014c).

Partiklar påverkar jordens strålningsbalans genom att vara reflekterande eller absorberande av solstrålning. Sotpartiklar, som bildas vid ofullständig förbränning, är exempel på en absorberande partikel som alltså absorberar solljus och leder till temperaturhöjning. Partiklar kan även påverka strålningsbalansen genom att molnbildningen förändras, större koncentration partiklar i luften leder till fler men mindre molndroppar. Molnen blir därmed högre, tunnare och vitare vilket reflekterar solljus i högre grad vilket alltså ger en temperatursänkning. Partiklar kan alltså motverka den globala uppvärmningen eftersom de bidrar till en kylande effekt. Dock har partiklar en livslängd på dagar jämfört med koldioxid och metan som leder till uppvärmning av jorden och som finns kvar i flera årtionden (SMHI, 2014b).

### 2.3.3 Kväveoxider

Vid förbränning av fossila bränslen uppstår reaktioner mellan syre och kväve vilket skapar kväveoxider (Trafikverket, 2016). Koncentrationen av NO (kvävemonoxid) adderat med koncentrationen NO<sub>2</sub> (kvävedioxid) betecknas NO<sub>x</sub> (Vallero, 2008). Kvävedioxid är en giftig gas som är kraftigt oxiderande (Elding, u.å). I bensindrivna fordon består avgaserna till störst del av NO, medan dieseldrivna emitterar högre andel NO<sub>2</sub>. Men NO<sub>2</sub> bildas också i reaktioner. I slutna gaturum och i anslutning till gator sker följande reaktion:



Finns solljus tillgängligt återgår sedan kvävedioxid till kvävemonoxid:



Andelen NO<sub>2</sub> som emitteras från bensinfordon är oftast mindre än 1 % av total NO<sub>x</sub>-utsläpp. För dieselfordon däremot är motsvarande siffra 5–10 % för gamla dieslbilar men kan vara upp mot 30 % för nya fordon med katalysatorer som oxiderar NO till NO<sub>2</sub> (Sjödén et al.,

2004). Kväveoxidens livslängd i atmosfären kan vara flera dygn och de kan därför hinna transporteras flera tusen kilometer (Bernes, u.å).

Kväveoxider leder till att byggnader vittrar och marken försuras eftersom kväveoxider reagerar med vatten och bildar syror. Detta bidrar också till övergödning. Enligt Trafikverket (2016) används kvävedioxid som en indikator för att se hur höga halter avgaser som finns i luften, men de allvarliga hälsopåverkningarna beror främst på partiklar. Detta beror på att halterna NO<sub>2</sub> är relativt låga idag, utsläppen har minskat med 70 % sedan 1990. Halterna NO<sub>2</sub> minskar i städer men minskningen avtar på grund av ökat antal dieslbilar. Minskningen förväntas dock fortsätta eftersom nya krav på reducerade utsläpp av både partiklar och kväveoxider införts för nya fordon.

#### 2.3.4 **Trender i Sverige**

Partikelutsläppen från fordon har minskat sedan år 1990 på grund av strängare krav, men totalt sett har utsläppen ändå ökat med 11 % eftersom antal fordon ökat och därmed också vägsplitaget. Trenden i Sverige är alltså att utsläppen av PM10 och PM2,5 minskat från fordonen men sett till slitagepartiklar är det en ökning (Naturvårdsverket, 2016c).

Samma trend ses hos kväveoxider. I det stora hela har utsläppen halverats sedan år 1990 och i transportsektorn var minskningen 75 % fram till 2011. Efter år 2011 ökar utsläppen av kväveoxider återigen. Åren 2013–2014 ökade utsläppen av kvävedioxider 11 %, vilket härstammade från dieslbilar. Från bensinbilar har minskningen fortsatt (Naturvårdsverket, 2016d)

### 2.4 **LAGSTIFTNING**

De riktlinjer och gränsvärden som gäller för buller respektive luftföroreningar redovisas i följande avsnitt.

#### 2.4.1 **Lagstiftning buller**

Miljöbalken 1998:808 (MB) samt Plan och bygglagen 2010:900 (PBL) är de lagar som övergripligt reglerar buller. Dessa lagar gäller parallellt vilket kan leda till motsättningar. En detaljplan kan enligt PBL godkännas trots bullrig miljö på grund av avvägning mot andra intressen. Men med stöd i MB kan människors hälsa bedömas i högre grad vilket kan stoppa detaljplanen. Länsstyrelsen har dock i uppgift att förhindra dessa motsättningar (Naturvårdsverket, 2014a). I MB innefattas buller framförallt i försiktighetsprincipen, principen om bästa möjliga teknik, hänsyn till människors hälsa samt rimlighetsavvägningen. PBL ska främja ett hållbart byggande som skapar goda livsmiljöer.

Varken MB eller PBL anger riktvärden för buller. Dessa återfinns istället i infrastrukturpropositionen 1996/97:53 (Tabell 4). I propositionen anges att om utomhusnivåerna inte kan nås till en rimlig kostnad bör åtminstone inomhusnivåerna nås. Infrastrukturpropositionen gäller fortfarande men ytterligare förordningar har tillkommit. Värdena som angavs i propositionen 1997 bygger på att 20 % av en normal befolkning (vissa grupper är mer känsliga för buller, som till exempel hörselskadade, skiftesarbetare, personer med hjärt- och kärlsjukdom och hög stressnivå) upplever nivåer över 55 dBA som störande eller mycket störande (Naturvårdsverket, 2008).

**Tabell 4.** Infrastrukturpropositionens riktvärden för nybyggnad av bostadsbebyggelse och infrastruktur eller vid väsentlig ombyggnad av infrastruktur.

Riktvärden enligt infrastrukturproposition 1996/97:53	dB(A)
$L_{eq}$ inne	30
$L_{max}$ inne natt	45
$L_{eq}$ fasad	55
$L_{max}$ uteplats	70

I infrastrukturpropositionen angavs också ett åtgärdsprogram för befintlig bebyggelse, nivåer som skulle nås inom en 10-årsperiod. Nivåerna låg 10 dB(A) över de angivna värdena på  $L_{max}$  inne natt samt  $L_{eq}$  fasad (Tabell 4). Praxis har blivit att för äldre befintlig bebyggelse (bostäder och väg/järnväg uppfört före våren 1997) ska normalt inte åtgärder utföras. Här används åtgärdsnivåerna 65 dB(A) vid fasad för vägtrafik samt  $L_{max}$  inomhus natttid 55 dB(A) för att bedöma om åtgärder som till exempel fönsterbyte bör utföras. Även lägre nivåer kan ge skäl för åtgärder om det är till exempel en skola som är utsatt. För bostäder eller väg/järnväg uppfört eller väsentligt ombyggt mellan 1997–2015 gäller inte enligt praxis samma åtgärdsnivåer. Med stöd i MB kan det istället bli aktuellt med bullerskyddsåtgärder på grund av risk för olägenhet för människors hälsa (Naturvårdsverket, 2016a).

För nya bostäder gäller förordningen som tillkom år 2015, ”förordningen för trafikbuller vid bostadsbyggnader” (Trafikbullerförordningen 2015:216, Tabell 5). Förordningens riktvärden gäller för planläggning, bygglov samt förhandsbesked för nya bostadsbyggnader. Vid jämförelse mellan Tabell 4 och 5 inses att riktvärdena överensstämmer med de antagna i infrastrukturpropositionen men att 50 dB(A)  $L_{eq}$  vid uteplats tillkommit samt att små bostäder undantas från riktvärdet på 55 dB(A) och dessa bör istället klara 60 dB(A). Ytterligare ett undantag som infördes i trafikbullerförordningen var att om inte 55 dB(A) vid fasad kan nås bör åtminstone hälften av bostadsrummen vara mot en fasad som når riktvärdet 55 dB(A) samt bör 70 dB(A)  $L_{max}$  vid uteplats nås mellan kl. 22:00 och 06:00.

**Tabell 5.** Trafikbullerförordningens riktvärden.

2015:216 Spårtrafik och vägar	dB(A)
$L_{eq}$ fasad	55
$L_{eq}$ uteplats	50
$L_{max}$ uteplats	70
Bostad < 35 m <sup>2</sup> $L_{eq}$ fasad	60

Naturvårdsverket har sammanställt vilka nivåer som normalt gäller för de olika fallen efter infrastrukturpropositionen och gällande praxis (Tabell 6).

**Tabell 6.** Naturvårdsverket (2016a) gällande riktvärden efter lagstiftning och praxis.

Bostadsbyggnader	Efter 2015	1997–2015	Före 1997
Buller från väg, vid fasad	Se planbeskrivning eller bygglov	55 dBA $L_{eq24h}$	65 dBA $L_{eq24h}$
Buller från spår, vid fasad	Se planbeskrivning eller bygglov	60 dBA $L_{eq24h}$	55 dBA <sup>I</sup> $L_{max}$ inne natt
Buller från väg och spår, uteplats	Se planbeskrivning eller bygglov	55 dBA $L_{eq24h}$ 70 dBA <sup>II</sup> $L_{max}$	

<sup>I</sup> Tidsavvägning Fast. Värdet inomhus får överskridas 1–5 ggr/årsmedelnatt i sovrum, kl. 22–06

<sup>II</sup> Tidsavvägning Fast. Får överskridas maximalt 5 ggr/genomsnittlig maxtimme, kl. 06–22

Riktvärdena för trafikbuller vid bostäder står inför en förändring sedan regeringen den 11 maj 2017 beslutade om att höja riktvärdet 55 dBA  $L_{eq}$  till 60 dBA  $L_{eq}$ . För små bostäder upp till 35 m<sup>2</sup> där riktvärdet idag är 60 dBA höjs det till 65 dBA  $L_{eq}$ . Ändringen träder i kraft 1 juli 2017 men kan tillämpas retroaktivt på planärenden från den 2 januari 2015 (Regeringskansliet, 2017).

Efter EU-direktiv 2002/49/EG tillkom förordningen om omgivningsbuller (2004:675). Förordningen innebär att alla kommuner med över 100 000 invånare samt Trafikverket ska kartlägga omgivningsbuller vart femte år och upprätta ett åtgärdsprogram. Naturvårdsverkets uppgift är att sammanställa alla kartläggningar för att få en bild av bullersituationen i Sverige och rapportera detta till Europeiska kommissionen. Förordningen innebär också att samma beräkningsmodell, Cnossos-EU, och mått ska användas inom EU för bullerkartläggningen. Detta börjar gälla från och med 31 december 2018. Istället för de svenska  $L_{eq}$  och  $L_{max}$  ska  $L_{den}$  (där ”den” står för day evening night, definierat i ekvation 8) och  $L_{night}$ , användas i bullerkartläggningen.  $L_{max}$  går inte att beräkna med Cnossos-EU och  $L_{den}$  är inte jämförbar med  $L_{eq}$  eftersom beräkningsmodell och dess indata är annorlunda. Alla fyra mått kommer behöva beräknas och redovisas till Naturvårdsverket, för att kunna göra uppföljningar och jämföra mot svenska riktvärden såväl som rapportera till EU (Ögren & Bengtsson Ryberg, 2015).

$$L_{den} = 10 \times \lg \left[ \frac{12}{24} 10^{\frac{L_{day}}{10}} + \frac{4}{24} 10^{\frac{(L_{evening}+5)}{10}} + \frac{8}{24} 10^{\frac{(L_{night}+10)}{10}} \right] \quad (8)$$

$L_{day}$ ,  $L_{evening}$ ,  $L_{night}$  är A-viktade ekvivalentnivåer (EU-kommissionen, 2012). I  $L_{den}$  viktas buller under kvälls- och nattetid högre än under dagen (Naturvårdsverket, 2016a).

Kartläggningen ska redovisa antal människor som utsätts för buller från 50 dB och högre.

Vid byggande av statlig väg och järnväg gäller Trafikverkets ”Buller och vibrationer från trafik på väg och järnväg”, TDOK 2014:1021. Riktvärdena finns angivna i Tabell 7 och bygger på riktvärdena i infrastrukturpropositionen. Trafikverkets åtgärder för att minska antalet störda bygger på att i första hand planera och bygga rätt, i andra hand att åtgärda vid källan det vill säga använda tystare beläggning och tystare fordon. Räcker inte dessa åtgärder tillkommer åtgärder vid bostad, som bullerskyddad uteplats och bullerskyddsskärmar.

**Tabell 7.** Trafikverkets riktvärden. För bostäder och undervisningslokaler anges två riktvärden för Leq fasad. Det lägre riktvärdet gäller för spårtrafik med hastighet över 250 km/h medan det högre riktvärdet gäller för spårtrafik med hastighet lägre än 250 km/h.

TDOK 2014:1021	Leq inne dBA	Leq fasad dBA	Lmax inne dBA	Lmax uteplats dBA
Bostäder	30	55 eller 60	45	70
Vårdlokaler	30		45	
Undervisningslokaler	30	55 eller 60	45	70
Bostadsområden med låg bakgrundsnivå		45		
Parker och andra rekreationsytor i tätorter		45–55		
Friluftsområden		40		
Betydelsefulla fågelområden		50		
Hotell	30		45	
Kontor	35		50	

Miljömålet ”God bebyggd miljö” innefattar buller genom en strävan mot hållbart byggande och att människor inte ska utsättas för skadliga ljudnivåer (Miljömål, 2012). Dagens samhällsutveckling leder inte mot att målet om hälsosam miljö i hela landet kommer nås till 2020 (Miljömål, 2013). Det finns även en miljö kvalitetsnorm för omgivningsbuller, angiven i förordningen om omgivningsbuller som lyder ”det ska eftersträvas att omgivningsbuller inte medför skadliga effekter på människors hälsa” (Naturvårdsverket, 2016b).

Eftersom buller är ett problem inom många områden är det flera myndigheter som bedriver bullerarbete. Detta kombinerat med att flera lagar och förordningar är relaterade till buller har lett till att bedömningar inte alltid utförs lika. Naturvårdsverket har fått i uppdrag att samordna bullerarbetet för att ge enhetliga bedömningar. Det innebär att alla myndigheter och organisationer som i hög grad arbetar med buller är med i ett nätverk där exempelvis Boverket, Länsstyrelserna, Trafikverket, Transportstyrelsen och Naturvårdsverket deltar i en styrgrupp (Naturvårdsverket, 2015).

#### 2.4.2 Lagstiftning luftföroreningar

Luftföroreningar är reglerade enligt MB och luftförordningen (2010:477). I MB anges att miljö kvalitetsnormer (MKN) ska ange förorenings- eller störningsnivåer som människor och natur kan utsättas för utan fara för olägenheter. MKN bygger på EU-rätt, direktiv 2008/50/EG om luftkvalitet och renare luft i Europa. Direktivet är ett minimidirektiv vilket innebär att medlemsländerna får sätta strängare krav än direktivet kräver. MKN är uppbyggda på gränsvärdesnorm eller målsättningsnorm. Gränsvärdes- och målsättningsnormerna anger halter som ska nås ett visst år. Utöver detta finns det två nivåer till där de olika nivåerna visar hur luftmiljöarbetet behöver utföras. Dessa nivåer benämns som nedre utvärderingströskel samt övre utvärderingströskel. Understiger nivåerna den nedre utvärderingströskeln behöver endast beräkning eller skattning utföras vid kontroll. Är nivåerna under den övre



utvärderingströskeln ska kontrollen utföras med mätning och beräkning. Överskrids den övre utvärderingströskeln ska mätningar utföras vid kontroll.

MKN finns angivna för flera föroreningar, Tabell 8 visar MKN för de i denna studie relevanta föroreningarna. Naturvårdsverket (2014c) anger också att vissa av luftföroreningarna kan ha skadlig verkan även vid lägre nivåer än MKN. Därför bör strävan vara att nå lägsta möjliga halt.

**Tabell 8.** MKN för kvävedioxid och partiklar i utomhusluft, samt nedre utvärderingströskel (NUT) samt övre utvärderingströskel (ÖUT).

Förorening	Gränsvärde (G) Målsättning (M)			Tid för uppfyllelse	Utvärderingströsklar	
	Medel värdes period	MKN-värde	Antal tillåtna överskridande/år		NUT	ÖUT
NO <sub>2</sub>	timme	90 µg/m <sup>3</sup>	175 h	2006 (G)	54 µg/m <sup>3</sup>	72 µg/m <sup>3</sup>
	dygn	60 µg/m <sup>3</sup>	7 dygn		36 µg/m <sup>3</sup>	48 µg/m <sup>3</sup>
	år	40 µg/m <sup>3</sup>			26 µg/m <sup>3</sup>	32 µg/m <sup>3</sup>
PM10	dygn	50 µg/m <sup>3</sup>	35 dygn	2005 (G)	25 µg/m <sup>3</sup>	35 µg/m <sup>3</sup>
	år	40 µg/m <sup>3</sup>			20 µg/m <sup>3</sup>	28 µg/m <sup>3</sup>
PM2,5	år	25 µg/m <sup>3</sup>		2010 (M)	12 µg/m <sup>3</sup>	17 µg/m <sup>3</sup>
		25 µg/m <sup>3</sup>		2015 (G)		

Förutom dessa värden finns även tröskelvärden för larm, för kvävedioxid gäller det värden över 400 µg/m<sup>3</sup> (timmedelvärde) under tre timmar i följd. Överskrids denna nivå måste allmänheten varnas. Om det finns risk för så höga värden ska kommunen ta fram åtgärdsprogram. Åtgärdsprogrammet ska innehålla åtgärder som kan tas till i akuta situationer för att få ner kvävedioxidnivåerna.

Kommunerna har ansvar för att tillämpa och kontrollera att MKN följs. Om inte nivåerna kan uppfyllas måste kommunen rapportera detta till Naturvårdsverket och berörda länsstyrelser. Dessa i sin tur avgör om ett åtgärdsprogram krävs och i så fall vem som ska upprätta det. Ett åtgärdsprogram ska innehålla information om vilka åtgärder som ska vidtas och hur de ska bidra till att MKN kommer nås (Naturvårdsverket, 2014c)

I maj 2011 dömdes Sverige i EU-domstolen för att MKN för partiklar överskridits under perioden 2005–2007 i Uppsala, Stockholm och Norrtälje samt under perioden 2005–2006 i Göteborg (EU-upplysningen, 2014). Då nivåerna fortfarande överskrids riskerar Sverige, med flertalet andra länder, att behöva betala böter till EU (Bolling, 2017).

Utöver MKN regleras luftkvalitet även i det svenska miljömålet ”Frisk luft”. Riksdagens definition av målet är ”Luften ska vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas” (Miljömål, 2016). Nivåerna i miljömålet är därför också lägre än motsvarande MKN, se Tabell 9. Den senaste uppföljningen av miljömålet utfördes år 2017 och då konstaterades det att målet inte är uppnått och inte kommer att kunna nås med dagens utveckling till år 2020 (Miljömål, 2017).

**Tabell 9.** Gränsvärden, enligt Naturvårdsverket (2014c).

Förorening	Medelvärde	WHO	Miljömål	EU	MKN
NO <sub>2</sub>	Timme	200 µg/m <sup>3</sup>	60 µg/m <sup>3</sup> Får överskridas 175 ggr/år	200 µg/m <sup>3</sup> max 18 ggr/år	90 µg/m <sup>3</sup> Får överskridas 175 ggr/år förutsatt att 200 µg/m <sup>3</sup> /h inte överskrids mer än 18 ggr/år
	Dygn	-	-	-	60 µg/m <sup>3</sup> max 7 ggr/år
	År	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>x</sub>	År	-	-	30 µg/m <sup>3</sup>	30 µg/m <sup>3</sup> <sup>(a)</sup>
PM10	Dygn	50 µg/m <sup>3</sup>	30 µg/m <sup>3</sup> max 35 ggr/år	50 µg/m <sup>3</sup> max 35 ggr /år	50 µg/m <sup>3</sup> max 35 ggr/år
	År	20 µg/m <sup>3</sup>	15 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>	40 µg/m <sup>3</sup>
PM2,5	Dygn	25 µg/m <sup>3</sup>	25 µg/m <sup>3</sup>	-	-
	År	10 µg/m <sup>3</sup>	10 µg/m <sup>3</sup>	25 µg/m <sup>3</sup>	25 µg/m <sup>3</sup>

<sup>(a)</sup> För skydd av växtlighet.

Världshälsoorganisationen (WHO) (2005) anger i sin guideline att deras angivna gränsvärden (Tabell 9) fortfarande kan ge stor påverkan på människors hälsa, varför länder rekommenderas att sträva efter ännu lägre nivåer.

## 2.5 HÄLSOPÅVERKAN

### 2.5.1 Hälsopåverkan buller

WHO använder begreppet DALY som står för Disability-adjusted life year, på svenska funktionsjusterade levnadsår. Begreppet redovisar antal förlorade friska levnadsår till följd av sjukdom, funktionsnedsättning eller dödsfall. Enligt WHO:s senaste beräkning på medlemmar i EU samt andra västeuropeiska länder år 2011 förlorades 61 000 DALY på grund av kranskärllsjukdom till följd av samhällsbuller. Eftersom WHO klassar hälsa som “a state of complete physical, mental and social well-being and not merely the absence of disease or infirmity” ingår även störning i begreppet DALY. Till följd av sömnstörningar förloras 903 000 DALY i Västeuropa samtidigt som 654 000 DALY förloras på grund av störning från samhällsbuller (WHO, 2011).

Trafikverket har under åren 2014–2015 tagit fram DALY för trafikbuller i Sverige. Väg- och tågbuller orsakar omkring 6500 DALY på grund av hjärtinfarkter, stroke och högt blodtryck. Den totala exponeringen för trafikbuller leder årligen till att 200 personer dör av hjärtinfarkt och 300 personer dör av stroke. När Trafikverket räknade in sömnstörningar och allmänstörning av trafikbuller uppgick antalet förlorade friska levnadsår till 40 500 DALY (Trafikverket, 2015b).

Det är väl känt att buller från trafik leder till sömnstörningar, irritation och stör människor i vila och samtal. van Kempen & Babisch (2012) utvärderade samtlig relevant forskning fram tills 2010 och visade att det finns ett statistiskt säkerställt samband mellan trafikbuller och högt blodtryck. En höjning av ljudnivån med 5 dBA gav 3,4 % ökad risk för högt blodtryck. Beutel (2016) visade att antal fall av depression och ångest ökade med ökad störningsgrad av buller.

Vikten av tystnad undersöktes av Bernardi et al. (2006). De undersökte hur olika sorters musik kan bidra till avslappning men fann att den två minuter långa pausen mellan musikstyckena gav störst avslappning då försökspersonerna fick lägre blodtryck och hjärtfrekvens.

### 2.5.2 Hälsopåverkan luftföroreningar

Trafikens luftföroreningar bidrar med 27 000 DALY per år i Sverige till följd av lungcancer, hjärtinfarkter, stroke och demens (Trafikverket, 2015b). Enligt IVL och Umeå universitet har exponeringen för partiklar och kvävedioxid minskat sedan 2010 men fortfarande beräknas 5500 personer dö i förtid varje år i Sverige till följd av luftföroreningar. Höga nivåer av partiklar kostar samhället 42 miljarder kr varje år till följd av sjukdomar och förlorade arbetsdagar (Gustavsson et al., 2010).

Gauderman et al. (2007) undersökte lungutveckling hos barn under tidsperioden 8 år, från att barnen var 10 år tills de fyllt 18 år. Lungorna hos barn boendes inom 500 m från en motorväg inte utvecklades fullt ut jämfört med barn som bodde minst 1500 m från en motorväg. Det finns även ett samband mellan barns exponering för luftföroreningar från trafik och utvecklande av astma (Khreis et al., 2017).

### 2.5.3 Hälsopåverkan från buller och luftföroreningar

Det finns även forskning som undersökt hälsoeffekter av kombinationen av luftföroreningar och buller från trafik. Chen et al. (2017) studerade sambandet mellan att bo nära en större väg och risken att drabbas av demens, Parkinsons sjukdom och Multipel skleros (MS) eftersom en bidragande orsak till dessa sjukdomar skulle kunna vara luftföroreningar och buller från trafik. Resultatet från studien var att det inte gick att se en koppling mellan att bo nära en större väg och drabbas av Parkinsons sjukdom eller MS. För demens däremot fanns 7–11 % ökad risk att drabbas för boende närmre än 50 m från en större väg. Kopplingen mellan trafik och demens kunde delvis härröras till NO<sub>2</sub> och PM<sub>2,5</sub>, men dessa föroreningar förklarade inte helt sambandet varför trafikbuller skulle kunna vara ytterligare en bidragande faktor. Tzivian (2016) fann negativ påverkan på minnet och exekutiva funktioner i samband med långtidsexponering av luftföroreningar och buller, men sambandet var starkast för PM<sub>2,5</sub>.

Förklaringen till att luftföroreningar kan leda till hjärt- och kärlsjukdomar är att föroreningarna kan leda till inflammation i lungorna eller kan de ta sig ut i blodet och orsaka inflammation i kärlen. För buller beror kopplingen till hjärt- och kärlsjukdomar på att höga ljudnivåer orsakar stress i kroppen samt att sömnstörningar ger ökat blodtryck (Tétreault, 2013).

Okokon et al. (2017) visade att personer som åkte kollektivt eller cyklade i Helsingfors, Rotterdam och Thessaloniki utsattes för högre partikelhalter och högre ljudnivåer jämfört med de personer som färdades i bil. Eftersom cykling och kollektiva transportsätt är bättre för hälsan ur andra synvinklar är det därför viktigt att känna till och utforma städer med detta i åtanke.

Tétreault et al. (2013) utförde även en forskningssammanställning över hjärt- och kärlsjukdomar kopplat till luftföroreningar och buller och pekade på att det inte är helt otvivelaktigt vilken av variablerna som leder till hälsopåverkan. Det kan vara så att båda variablerna tillsammans leder till försämrad hälsa eller att den ena parametern har större betydelse. För att få klarhet behövs mer forskning. Ett bidrag till det kom från Sørensen et al.

(2014) som visade att buller hade en starkare koppling till stroke än luftföroreningar, medan risk för dödlig stroke ökade med luftföroreningar. Det fanns även indikationer på kombinerade effekter.

### **3. ÅTGÄRDER**

#### **3.1 ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA BULLER**

För att minska buller i städer kan dels tystare fordon som till exempel elbilar användas eftersom motorljudet är det dominerande för hastigheter 30–50 km/h. Att sänka hastigheter minskar också bullret (se avsnitt 2.2.1). Förutom att den skyltade hastigheten sänks är det också viktigt att se till att den skyltade hastigheten följs för att bullret ska minska. Däremot är inte enstaka vägbulor en bra lösning för sänkta hastigheter då dessa skapar ryckigare körning vilket ger högre buller (Thorsson et al., 2006).

Dubbdäck leder till 2–6 dB högre buller för frekvensområdet 500–5000 Hz vid hastigheter över 50 km/h, för lägre hastigheter är skillnaden ännu större (Thorsson et al., 2006). I flera svenska städer finns det numera gator med dubbdäcksförbud till exempel i Stockholm och Uppsala (Stockholm stad, 2017, Uppsala kommun, 2017), dock motiveras detta främst av att minska partikelhalter (se avsnitt 3.2).

Val av beläggning påverkar också bullret och forskning bedrivs för att få fram tystare beläggning. De problem som uppstår vid alternativa beläggningar är till exempel att minskad stenstorlek minskar bullret men också hållbarheten. En bullerdämpande vägbeläggning är också dyrare samt kan eventuellt ge en ökad risk för isbildning vilket skulle minska säkerheten. Andra beläggningar än den som normalt används (tät asfaltsbetong 12–16 mm) ger ca 1–6 dBA mindre buller (Thorsson et al., 2006).

Utöver detta är bullerdämpande skärmar en komponent för att minska buller i städer. En bullerskärm måste vara helt tät och utan glipa mellan mark och skärm för att ge maximal dämpning (Vägverket, 2006). Avgörande för dämpningen är skärmens höjd och placering i förhållande till ljudkällan, där en närliggande och hög skärm dämpar mer. En skärm klädd med absorberande material ökar ljudreduktionen och stoppar ljudstrålarna från att reflekteras. På grund av turbulens kan inte högre dämpning än 20–25 dB förväntas från en skärm (Thorsson et al., 2006).

#### **3.2 ÅTGÄRDER FÖR ATT MINSKA LUFTFÖRORENINGAR**

Att placera större vägar i tunnlar genom städer leder till lägre ljudnivåer men också att luftutsläppen inte påverkar tätorten. Däremot påverkas de som färdas genom tunneln där luftföroreningsnivåerna kan bli höga på grund av låg ventilation. För Förbifart Stockholm planeras en 18 km lång tunnel. Vid maximala trafikmängder, som vid rusningstid, samt med minimal ventilation kan timmedelvärdet för NO<sub>x</sub> nå 3500 µg/m<sup>3</sup>. Med maximal ventilation skulle årsmedelvärdet av dygnets högsta timmedelvärde nå 1789 µg/m<sup>3</sup>. När dessa värden jämförs med haltminskningen ovan jord och dess positiva hälsoeffekter på befolkningen blir nettoeffekten ändå negativ för hälsan. Om beräkningen däremot baserades på att färre äldre personer använde tunneln och att det var maximal ventilation i tunneln kunde en positiv nettoeffekt nås (Orru & Forsberg, 2016).

Växter i städer är ett effektivt sätt att förbättra luftkvaliteten eftersom koldioxid binds upp i bladen och mer syre produceras. Men växter kan också minska halter kvävedioxid och partiklar. Studier har visat att gröna fasader minskar partikelhalten genom att partiklarna

fastnar på bladen på grund av deras stora ytare, trots nederbörd var partiklarna kvar på bladen och även när bladen föll av på hösten fortsatte partikeladsorptionen. Även NO<sub>x</sub> fångas upp av växternas klyvöppningar (Ottelé, 2015). Speak et al. (2012) undersökte gräsbevuxna tak i Manchester city vilka ledde till 2,3 % minskning av PM<sub>10</sub> halten. Träd placerade intill en gata ger en större minskning av partiklar på grund av större skrovlighetslängd och närhet till utsläppskälla, men tar mer plats än bevuxna tak. Det är dock osäkert om träd alltid skulle ge en positiv effekt. SLB anser att det krävs öppnare gaturum för att träd ska minska partikelhalterna. SLB fick i uppdrag att undersöka om trädplantering på den partikelutsatta Hornsgatan i Stockholm skulle minska halterna. De bedömde istället att halterna skulle öka om träd planterades, på grund av minskad utvädring i det slutna gaturummet (Johansson, 2009).

Val av asfalt påverkar utsläppen av partiklar. Ett alternativ till vanlig beläggning är slaggasfalt som minskar bullret, men enligt tester ligger PM<sub>10</sub>-utsläppen på samma nivå som för vanlig asfalt (Viman & Gustavsson, 2015). Trafikverket har finansierat forskning inom vägbeläggningens påverkan på PM<sub>10</sub>-utsläppen och sammanställt dess resultat. Resultatet är tvetydigt där vissa laboratorieförsök visat en svag minskning av emissionerna medan fältmätningar inte kunnat visa denna minskning. Grövre stenstorlek minskade partikelbildningen (Trafikverket, 2012a) men leder dock till högre buller (avsnitt 3.1).

Den åtgärd som ger störst effekt för att minska uppvirvling av partiklar från vägbanorna är dubbdäcksförbud som har införts i flera städer på vissa gator och har positiv inverkan på både buller och partikelhalter (avsnitt 3.1). Andra åtgärder som kan införas, som till exempel Linköpings kommun har gjort, är att minska skyltad hastighet, halkbekämpa med stenkross istället för sand samt dammbindning vid behov (Linköpings kommun, 2014). Vid dammbindning kan andra medel än vatten användas för att vägytan ska hållas fuktigare längre som dessutom inte innebär risk för halka om det är minusgrader. Dammbindning med CMA (kalcium-magnesiumacetat) (Gustavsson et al., 2010) ger 10–20 % sänkning av partikelhalten men endast under några timmar eller i bästa fall dygn. Grövre grus för halkbekämpning ger 1 – 3 % minskning (Linköpings kommun, 2014). Hastighetsminskning leder till 1–10 % lägre partikelhalter (Naturvårdsverket, 2014c).

För att minska utsläppen av kvävedioxider gäller det framförallt att minska antalet dieseldrivna fordon vars emission är högre än bensindrivna. I Oslo har förbud mot dieslbilar införts för de dagar då halterna är höga eller förväntas bli det i större delar av staden och det förväntas pågå under två dagar eller mer (Oslo kommune, u.å).

## 4. CadnaA

Beräkningsprogrammet CadnaA används för att beräkna omgivningsbuller från till exempel industrier, vägar och järnvägar. I Skandinavien baseras ljudberäkningarna för väg och trafikbuller på den nordiska beräkningsmodellen från 1996 (DataKustik, u.åb). Till programmet finns även en modul som utför beräkningar för luftföroreningshalter (DataKustik, u.åa). För luftföroreningar baseras beräkningarna på dispersionsmodellen AUSTAL2000 som är en tredimensionell lagrangsk spridningsmodell (DataKustik, u.åc).

### 4.1 NORDISKA BERÄKNINGSMODELLEN FÖR VÄGTRAFIKBULLER

Den nordiska beräkningsmodellen för vägtrafikbuller från 1996 är en geometrisk spridningsmodell och är den vedertagna modellen för beräkning av utomhusbuller i Sverige. Beräkningsmodellen gäller för avstånd upp till 300 m och för neutrala till måttliga medvindsförhållanden (0-3 m/s). Nordiska beräkningsmodellen är en modell med empiriska korrektioner, det vill säga räknas inte ljudet explicit ut efter de atmosfäriska förhållandena. Beräkningarna baseras på en linjekälla, alltså att fordonen på en väg ses som en enda lång rak linje. Följande parametrar tas hänsyn till vid beräkning av  $L_{Aeq}$ :

- Trafikflöde, indelat i lätta och tunga fordon
- Hastighet
- Avstånd till vägens mittlinje
- Vägbanans höjd över omgivande mark
- Skärmars läge, höjd och tjocklek
- Mottagarpunktens läge i förhållande till omgivande mark, väg bana eller skärmar
- Mottagarpunktens läge i förhållande till reflekterande vertikala ytor
- Om markytan är hård (betong, asfalt, vatten eller andra ljudreflekterande material) eller mjuk

För varje väg delas beräkningarna in i fem delar:

$$L_{Aeq} = L_1 + \Delta L_2 + \Delta L_3 + \Delta L_4 + \Delta L_5 \quad (9)$$

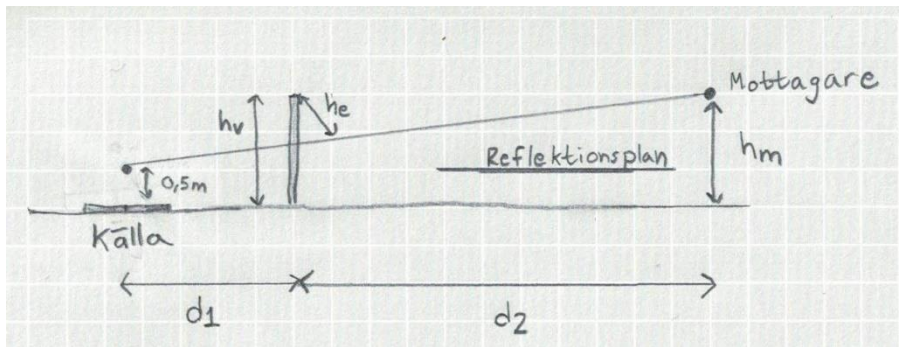
Där  $L_1$  ger ett utgångsvärde som sedan korrigeras för avståndsdämpning,  $\Delta L_2$ , mark och skärmdämpning,  $\Delta L_3$ , övriga korrektioner,  $\Delta L_4$ , samt fasadkorrektion,  $\Delta L_5$ . I beräkningen för skärmdämpningen tas inte hänsyn till om skärmen är absorberande eller inte då detta skulle kräva en mer avancerad och tidskrävande modell. Trots detta ger beräkningsmodellen bra resultat så länge skärmen, källan och mottagaren är långt ifrån varandra. Ifall skärmen är placerad mindre än 10 m från en väg överskattas dämpningen från skärmen med ca 2 dB i beräkningen. Skärm- och skärm-markkorrektionen beräknas genom:

$$\Delta L_{MS} = \Delta L_s + \Delta L_m \quad (10)$$

Där  $\Delta L_s$  beskriver skärmkorrektionen och  $\Delta L_m$  markkorrektionen bakom skärmen. Markkorrektionen beror av om det är mjuk eller hård mark mellan skärm och mottagare och väg och skärm. För att ta fram skärmkorrektionen behövs den effektiva skärmhöjden:

$$h_e = \frac{(h_v - h_m)d_1 + (h_v - h_b - 0,5)d_2}{\sqrt{(d_1 + d_2)^2 + (h_m - h_b - 0,5)^2}} \quad (11)$$

Ingående parametrar visas i Figur 7.



**Figur 7.** Illustration av ingående parametrar för att beräkna skärmkorrektionen för plan mark. Källan beräknas på 0,5 m höjd.  $h_v$  visar vägytans höjd över reflektionsplanet, vilket endast är aktuellt för vägbankar när vägen är upphöjd. Bild: Hilma Larsson.

Eftersom höga frekvenser skärmas mer än låga frekvenser måste detta justeras i modellen eftersom modellen enbart behandlar A-vägda nivåer.

I övriga korrektioner,  $\Delta L_4$ , kan korrektion för tjock skärm, olika typer av multipelreflexer och liknande korrigeras för. För max-värden används också ekvation 9 men med maxnivån som motsvarar 5 % av överskridna nivåer. Samtliga ekvationer för att beräkna ljudtrycksnivåer från väg finns i beskrivningen av modellen (Naturvårdsverket, 1996).

## 4.2 NORD2000

En ny beräkningsmodell togs fram av nordiska ministerrådet i början på 2000-talet, Nord2000 (Kragh, 2006). Nord2000 baserar ljudutbredningen på cirkulära strålar med linjär ljudhastighetsprofil, strålarna beror av ljudhastigheten i mediet som de utbreder sig (Hart, 2016). Strålgångsmodeller bygger på att strålar skickas ut i flera vinklar och på så vis kan ljudtrycket i flera mottagarpunkter beräknas (Hallberg, 1990). Detta till skillnad från nordiska beräkningsmodellen som är en geometrisk spridningsmodell (vars utbredning beskrevs under 2.1; punktkällor antas avta med 6 dB per avståndsdubbling och övriga ljudkällor avtar med 3 dB per avståndsdubbling) där beräkningarna bygger på en mottagarpunkt och en ljudkälla. Nord2000 ger resultatet i frekvensområdet 25 Hz till 10 kHz. Jämförelser mellan modeller har visat att Nord2000 ger bättre resultat än andra modeller för låga frekvenser men sämre för högre frekvenser (Hart, 2016). Nord2000 tar hänsyn till fler parametrar jämfört med den nordiska beräkningsmodellen. I Nord2000 Road delas fordonsljudet upp i två delar, ljud från kontakt mellan däck och vägbana samt ljud från motorn. Antal fordonsklasser är 5 stycken: lätta fordon, mellantunga fordon, tunga fordon, andra tunga fordon samt fordon med två hjul (Larsson, 2016). Modellen tar också hänsyn till variation i väder med meteorologiska parametrar som indata, dock är modellen inte kompatibel för väldigt stark vind eller varierande vindgradienter. I Nord2000 beräknas vägfordon som punktkällor som emitterar ljud i alla riktningar, till skillnad från nordiska beräkningsmodellen som ser fordon som en linjekälla. En annan skillnad är att resultatet från Nord2000 visas i frekvensnivåer medan nordiska beräkningsmodellen endast ger en total A-vägd nivå (Kragh, 2006).

## 4.3 JÄMFÖRELSE AV MODELLERNA FÖR LJUDUTBREDNING

Det finns alltså i dagsläget tre aktuella beräkningsmodeller: nordiska beräkningsmodellen, Nord2000 samt Cnossos-EU (avsnitt 2.4.1). I Sverige används fortfarande nordiska beräkningsmodellen från 1996 för vägtrafikbuller då detta rekommenderas av Naturvårdsverket. I en jämförelse av de tre metoderna utförd av Ögren & Bengtsson Ryberg (2015) fanns endast en låg skillnad för vägtrafik. Beräkningar utfördes med lika

förutsättningar: plan mark, rak vägsträcka, mottagare på avståndet 100 m, standardväder, 10 000 fordon samt 10 % tunga fordon. En beräkning för hård mark och en beräkning för mjuk mark utfördes. Resultatet redovisades i  $L_{Aeq}$  mot hastighet. För hård mark och hastigheter över 80 km/h gav modellerna nära identiska resultat. För hastigheter under 80 km/h ökade skillnaden i resultat med minskande hastighet och för 40 km/h var skillnaden som störst då Cnossos gav 2 dBA högre nivåer än nordiska beräkningsmodellen. För mjuk mark var mönstret det samma men något större skillnad (>1 dBA) för högre hastigheter.

Myrhman (2009) beräknade ljudnivåer i en rondell med nordiska beräkningsmodellen från 1996 och Nord2000 och jämförde med mätningar. Båda beräkningsmodellerna underskattade ljudnivåerna, 1,4 dBA för Nord2000 och 1,1 dBA för 1996-års modell. Orsaken till detta kan ha varit att Nord2000 var felinställd på grund av det stora antalet parametrar där korrekt data inte alltid finns och för 1996-års modell kan det berott på att acceleration inte tas med i modellen.

#### **4.4 AUSTAL2000**

Programmet AUSTAL2000 är utvecklat i Tyskland efter den tyska lagstiftningen TA Luft (Technical Instruction on Air Quality Control). I lagstiftningen regleras att spridning av luftföroreningar ska beräknas med en lagransk partikelmodell, varför AUSTAL2000 utvecklades (Umwelt Bundesamt, 2015). I lagranska modeller får föroreningarna en stokastisk spridning och modellen följer föroreningarnas advektion med vinden varpå dispersionen räknas ut. Den indata som krävs för att utföra spridningsberäkningar i AUSTAL2000 är meteorologiska data i form av timmedelvärden över ett år och emissionsdata. Emissionsdatan varierar efter andel tung trafik, dubbdäck eller inte samt hastighet. Med den meteorologiska datan (vindhastighet, vindriktning samt stabilitetsklass eller Monin-Obukhov längd) beräknas vindfältet semianalytiskt baserat på en gränsskiktsprofil som korrigeras för divergensfrihet samt strömning omkring byggnader och terräng. Med vindfältet och emissionsnivåerna kan dispersionen och halter av olika föroreningar beräknas.

Modellen tar hänsyn till föroreningarnas livstid, simulerar borttransport med medelvindfält, dispersion i atmosfären, sedimentering av större aerosoler, deposition på marken samt omvandling mellan NO och NO<sub>2</sub>.

De substanser som kan beräknas bygger på vilka som regleras i tysk lagstiftning (European Environment Agency, u.å). Alla föroreningar som regleras i svensk lagstiftning (avsnitt 2.4.2) kan beräknas förutom NO<sub>2</sub> för dygn.

##### **4.4.1 Validering av AUSTAL2000**

Habib et al. (2013) jämförde resultat från AUSTAL2000 med mätningar (The Prairie Grass data set från 1956, mätningar av SO<sub>2</sub> under både stabilt och ostabilt förhållande). AUSTAL2000 kunde väl återge de uppmätta värdena för båda förhållandena.

Paas och Schneider (2016) utförde mätningar av partikelhalter och jämförde med resultat från simuleringar i AUSTAL2000. Det positiva med AUSTAL2000 jämfört med andra icke lagranska metoder är metoden av hur partiklarna följer med vinden vilket beskriver processen väl jämfört med andra simplare modeller. AUSTAL2000 levererade därför bra resultat jämfört med mätningar, men i vissa fall underskattades halterna omkring 30 %. De såg att för ostabila förhållanden var överensstämmelsen oftast sämre.



Schenk (2017) skriver däremot att AUSTAL2000 inte följer termodynamikens första eller andra huvudsats och omöjlig kan vara tillförlitligt validerad av skaparna bakom AUSTAL2000. Att de tester som utförts varit på alltför triviala fall som inte varit lämpade för validering. Skaparna bakom AUSTAL2000 bemötte kritiken med att Schenks argumentation innehöll fundamentala brister och intygar att resultaten från AUSTAL2000 är korrekta (Austal2000, 2016). En längre replik till Schenk finns för den tyskspråkige i tidskriften Immissionsschutz 03/2015 (Trukenmüller et al., 2015).

## 5. MODELLERING

Eftersom AUSTAL2000 finns som tillägg till CadnaA modellerades scenarierna endast upp en gång varpå bullerberäkningar utfördes och därefter kunde luftkvalitetsberäkningar utföras med kompletterande data. I Tabell 10 listas de undersökta scenarierna och Tabell 11 visar indata för vägarna i de olika scenarierna. För buller beräknades ekvivalent och maximal ljudnivå. För luftkvalitet beräknades NO<sub>2</sub> års- och timmedelvärde samt PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde och PM<sub>10</sub> dygnsmedelvärde.

**Tabell 10.** Scenarier.

Scenario 1a	Rondell eller korsning
Scenario 1b	Val av beläggning
Scenario 1c	Stängda eller öppna kvarter
Scenario 1d	Runda eller fyrkantiga hus
Scenario 2	Ingen skärm, en skärm eller dubbla skärmar
Scenario 3	Olika hastighet

**Tabell 11.** Indata för de olika scenarierna för beräkningar i CadnaA.

	Antal fordon ÅDT	Antal fordon/h	% tunga fordon	Vägbredd (m)	Hastighet (km/h)
Scenario 1a	5000	200	10	8	50 korsning/ 30 rondell
Scenario 1b	13 000	540	10	10	50
Scenario 1c	13 200	550	10	10	50
Scenario 1d	7000	300	10	8	50
Scenario 2	69 000	2875	10	10	70
Scenario 3	13 000	540	10	10	50/30

För scenario 1b, olika vägbeläggning, användes porös asfalt 8–12 mm som den ”tysta” asfalten.

Eftersom nordiska beräkningsmodellen inte tar hänsyn till olika körmönster för rondell och korsning valdes olika hastighet för att ge någon skillnad i modelleringen.

Den ljuddämpande skärmen i scenario 2, på ena/båda sidor, var 5 m hög och som dämpade ljudet med 20 dB.

## 5.1 BULLERBERÄKNINGAR

Beräkningsmetoden ställdes in som nordiska beräkningsmodellen, vilket ger meteorologiska indata i form av temperaturen 15 °C, 70 % luftfuktighet samt 3 m/s i vindhastighet. Vägbeläggningen valdes till slät asfaltsbetong 12–16 mm enligt nordiska beräkningsmodellen.

Beräkningsgrid valdes till 2x2 m och beräknades på 2 m höjd. Fasadnivåer beräknades på 2,5 m höjd per våningsplan som i sin tur var 2,8 m.

## 5.2 LUFTFÖRORENINGSBERÄKNINGAR

Vid modelleringen användes meteorologiska data för Stockholm år 2009. Den meteorologiska informationen är framtagen med data från flera synopstationer och beräknad i den numeriska väderprognosmodellen MM5 (Mesoscale Model 5th generation”) (Thordstein, pers. medd.). År 2009 var årsmedeltemperatur, vindriktning samt nederbörds mängd i nivå med flerårsgenomsnittet. Vindhastigheten var däremot något lägre än tidigare år (SLB, 2010).

Andelen fordonen med dubbdäck är hämtade från Stockholm stad (2017), 40 % på alla scenarier utom scenario 2 som är en infartsled där andelen dubbdäck är 52 %.

Emissionerna från vägtrafiken kom från emissionsdatabasen HBEFA 3.2 och fördes in i ett excelblad som erhöles från Sweco Norge. Excelfilen ger efter att indata för vägarna förts in ett färdigt emissionsresultat per väg att använda i CadnaA. Emissionerna gäller år 2015, stadstrafik.

Emissionerna från HBEFA 3.2 är indelade efter hastighet samt trafikens flyt: fritt flöde, trafikerat flöde, tät trafik samt kökörning. Vilket trafikflyt som väljs beror av antal fordon och hastighet för vägen. På scenario 1a valdes vägen fram till korsning/rondell som trafikerad, korsningen som kökörning och rondell som tät trafik för att ge skillnad i modelleringen.

Vid luftföroreningsmodelleringen exkluderades markmodellen eftersom denna var för avancerad för AUSTAL2000. Byggnader var däremot inkluderat. Beräkningsgrid valdes till 3x3 m för scenario 1a och 2. På grund av lång beräkningstid beräknades övriga scenarier med 5x5 m grid. Samtliga scenarier beräknades på höjden 1,5 m. Efter att beräkningsresultaten erhållits adderades urbana bakgrundsnivåer till de beräknade halterna, se Tabell 12.

**Tabell 12.** Urbana bakgrundshalter taknivå för Torkel Knutssongatan år 2009 (SLB, 2010).

NO <sub>2</sub> årsmedelvärde (µg/m <sup>3</sup> )	13
NO <sub>2</sub> timmedelvärde (µg/m <sup>3</sup> )	43
PM <sub>2,5</sub> årsmedelvärde (µg/m <sup>3</sup> )	6
PM <sub>10</sub> dygnsmedelvärde (µg/m <sup>3</sup> )	24

## 6. RESULTAT

### 6.1 SAMMANFATTANDE RESULTAT

I Tabell 13 redovisas de scenarier där synergier eller målkonflikter uppkommit. De alternativ som gav lägst ljudnivåer eller lägst föroreningshalter, är färgat i blått samtidigt som de alternativ som antingen hade höga ljudnivåer eller höga föroreningshalter, är färgat i rött. För vissa fall var skillnaden obetydlig, dessa är färgat i orange medan fall där modellbegränsningar gjort att ingen skillnad kunnat visas är färgat i vitt.

Scenario 2 med skärmar hade full synergieffekt. Med två skärmar på båda sidor om vägen var ljudnivåerna som lägst och även samtliga föroreningar som lägst (Scenario 2). Komplet synergieffekt fanns även för scenario 1d med runt hus. För scenario 1a uppstod målkonflikt i form av att korsning gav lägst ljudnivåer men högst föroreningsnivåer för kvävedioxid. För partiklar var det ingen skillnad (Scenario 1a). Scenario 1c visade att stängda kvarter var tystast och gav lägst föroreningshalter på innergårdarna, förutom för PM<sub>2,5</sub> där skillnaden var obetydlig. Vid vägen var dock halterna högre för stängda kvarter. Lägre hastighet som undersöktes i scenario 3 gav lägre ljudnivåer ekvivalent men ingen skillnad maximalt. Utsläppen av kvävedioxid var däremot högre för lägre hastighet men partikelhalterna var oförändrade av hastighetsändringen. Beläggning med mindre stenstorlek gav lägre ljudnivåer, hur det påverkade luftföroreningshalterna kunde inte modelleringen visa (Scenario 1b).

**Tabell 13.** För varje modellerat scenario anges färgkod: blått innebär att alternativet gav lägst halter/ljudnivåer, orange innebär obetydlig skillnad, vitt innebär att modellen inte kunde visa skillnad och rött att alternativet gav högst ljudnivåer/halter. Fullständig synergieffekt fanns alltså för scenarier där hela raden är blå och fullständig målkonflikt om hela raden är röd.

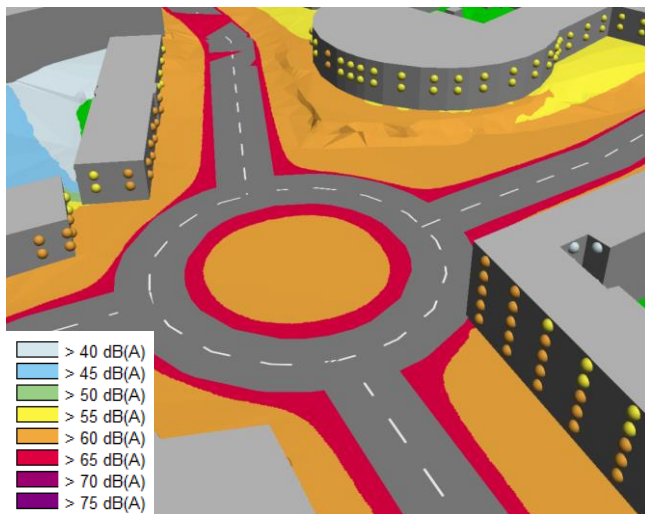
	Ekvivalent ljudnivå	Maximal ljudnivå	NO <sub>2</sub> årsmedel	NO <sub>2</sub> timmedel	PM <sub>2,5</sub> årsmedel	PM <sub>10</sub> dygnsmedel
<b>Scenario 1a</b>						
Korsning	Blått	Rött	Rött	Rött	Blått	Blått
Rondell	Rött	Rött	Blått	Blått	Blått	Blått
<b>Scenario 1b</b>						
Tyst asfalt	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått
Vanlig asfalt	Rött	Rött	Rött	Rött	Rött	Rött
<b>Scenario 1c</b>						
Stängda kvarter	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått
Fristående hus	Rött	Rött	Rött	Rött	Blått	Rött
<b>Scenario 1d</b>						
Runt hus	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått
Fyrkantigt hus	Rött	Rött	Rött	Rött	Rött	Rött
<b>Scenario 2</b>						
Utan skärm	Rött	Rött	Rött	Rött	Rött	Rött
Med en skärm	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått
Med två skärmar	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått	Blått
<b>Scenario 3</b>						
30 km/h	Blått	Blått	Rött	Rött	Blått	Blått
50 km/h	Rött	Rött	Blått	Blått	Blått	Blått

I de efterföljande avsnitten redovisas scenarierna i form av utklipp från beräkningarna i CadnaA. För buller presenteras figurer över ekvivalent ljudnivå medan maximal ljudnivå visas i Bilagor. Ekvivalenta ljudnivåer redovisas från 40–75 dBA med olika färger per 5 dBA höjning. Luftföroreningarna presenteras med figurer för NO<sub>2</sub> årsmedelvärde och timmedelvärde, PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde samt PM<sub>10</sub> dygnsmedel. För timmedelvärdet på NO<sub>2</sub> är det 98-percentilen som redovisas och för PM<sub>10</sub> är det 90-percentils dygnsmedelvärde. Detta eftersom MKN får överskridas 175 h respektive 35 dygn per år. Luftföroreningshalterna relateras till MKN, där halter under nedre tröskel redovisas som grönt, halter mellan tröskelvärdena redovisas som gult, halter mellan övre tröskel och MKN redovisas som orange och halter över MKN redovisas som rött. Kompletta bilder finns som Bilagor.

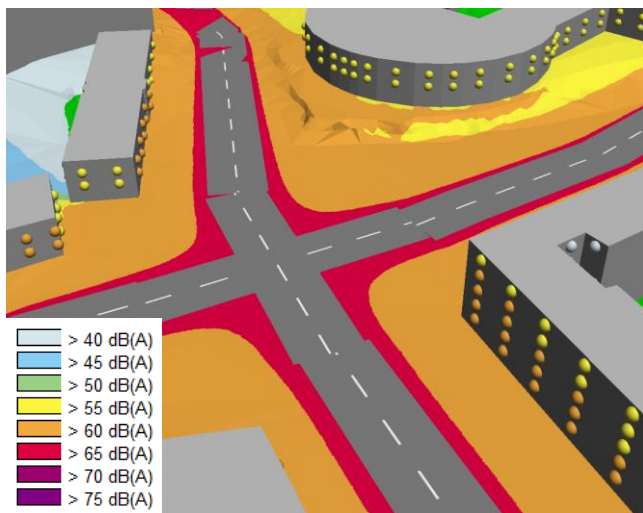
## 6.2 SCENARIO 1a – RONDELL/KORSNING

### 6.2.1 Buller

Ljudnivåerna vid fasad och närmast byggnaderna var lägst för alternativet korsning, för både ekvivalent och maximal ljudnivå (Figur 8, Figur 9, Bilaga: Scenario 1a = Rondell/korsning max). Detta beror på att korsningen var på längre avstånd från byggnaderna vilket gör att ljudnivån går ner, i enlighet med ekvation 5 avsnitt 2.1. Eftersom modellen inte tar hänsyn till olika körmönster för rondell och korsning valdes en lägre hastighet för rondellen, 30 istället för 50 km/h. Detta gav alltså inget utslag i resultatet utan korsningen gav fortfarande lägst ljudnivåer, ca 2 dBA lägre.



**Figur 8.** Ekvivalenta ljudnivåer för rondell. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnskvivalent ljudnivå dBA.

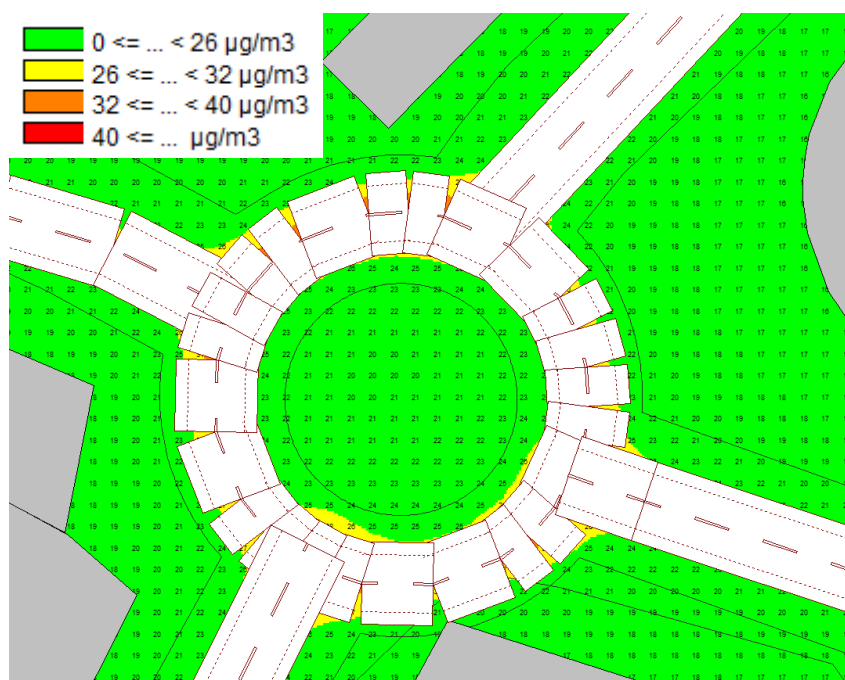


**Figur 9.** Ekvivalenta ljudnivåer för korsning. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.

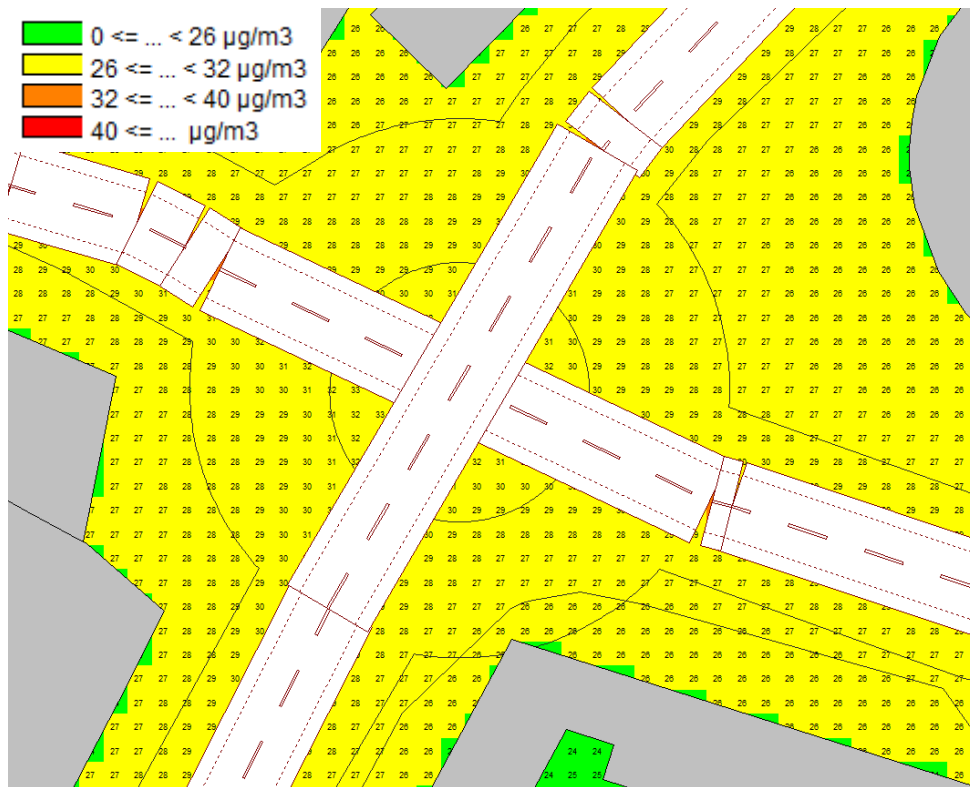
### 6.2.2 Luftföroeningar

Rondell/korsning gav ingen noterbar skillnad för varken PM<sub>2,5</sub> eller PM<sub>10</sub>. Årsmedelvärdet av PM<sub>2,5</sub> låg under lägsta tröskel (Bilaga: Scenario 1a - rondell - PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde, Scenario 1a - Korsning - PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde) medan dygnsmedelvärdet för PM<sub>10</sub> låg omkring 30 µg/m<sup>3</sup> för båda alternativen vilket är över den undre tröskeln (Bilaga: Scenario 1a - Korsning - PM<sub>10</sub> dygnsmedelvärde, Scenario 1a - rondell - PM<sub>10</sub> dygnsmedelvärde)

Årsmedelvärdet på NO<sub>2</sub> för rondell var under lägsta tröskelvärdet medan korsningen fick värden över lägsta tröskelvärdet (Figur 10, och Figur 11). För rondell var halterna omkring 20 µg/m<sup>3</sup> medan korsningen fick omkring 30 µg/m<sup>3</sup>.

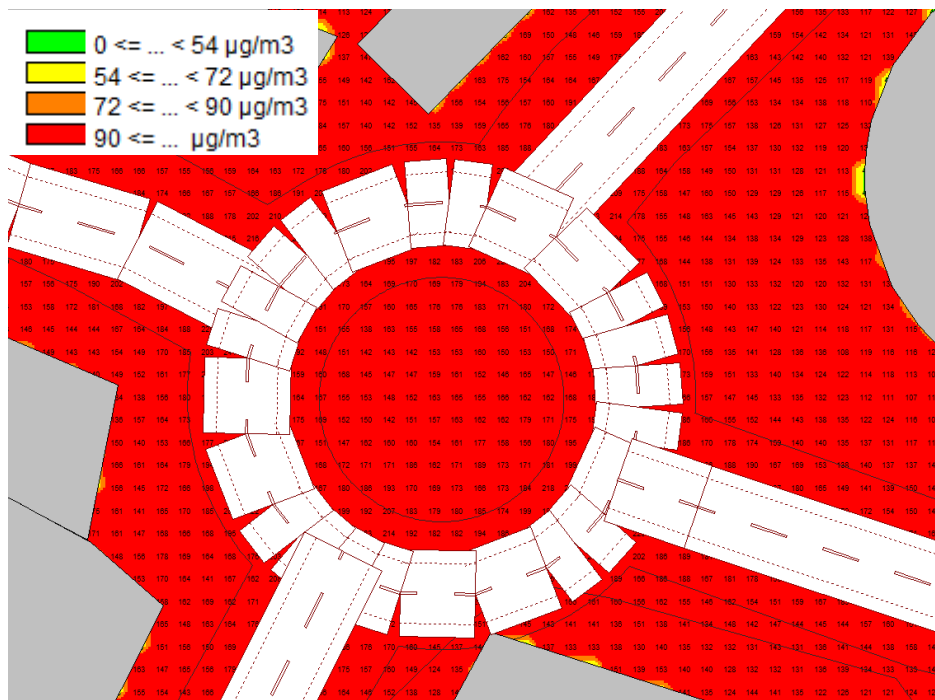


**Figur 10.** Rondell. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

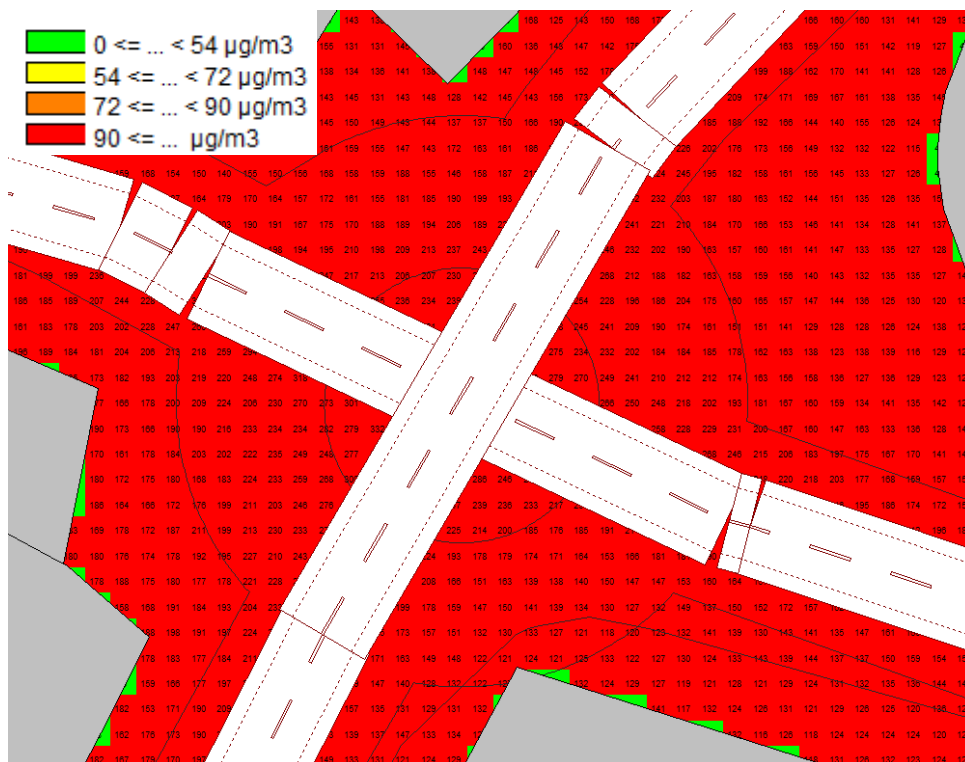


**Figur 11.** Korsning. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

Timmedelvärdet för NO<sub>2</sub> överskred MKN för både rondell och korsning, rondellens halter var omkring 150 µg/m<sup>3</sup> medan korsningens halter var omkring 200 µg/m<sup>3</sup> (Figur 12, Figur 13).



**Figur 12.** Rondell. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

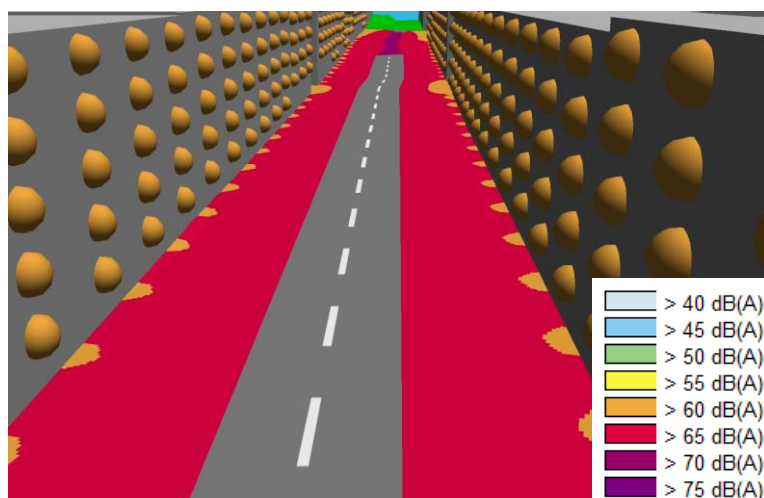


**Figur 13.** Korsning. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

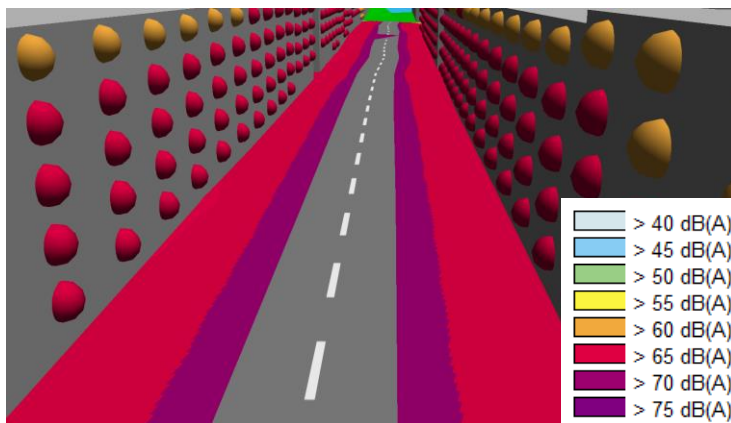
## 6.3 SCENARIO 1b – TYST ASFALT

### 6.3.1 Buller

Scenario 1b, med olika val av beläggning, visade att beläggningen med mindre stenstorlek ”tyst asfalt” gav lägre ljudnivåer både ekvivalent och maximalt. För den tystare beläggningen var fasadnivåerna 64 dBA ekvivalent ljudnivå medan den vanliga beläggningen gav upphov till 67 dBA ekvivalent ljudnivå (Figur 14, Figur 15). Samma mönster gällde för de maximala ljudnivåerna (Bilaga: Scenario 1b = Tyst/Vanlig asfalt max). Noterbart är även att trots tystare asfalt blev nivåerna höga, över riktvärdet på 55 dBA ekvivalent ljudnivå.



**Figur 14.** Ekvivalenta ljudnivåer för tyst asfalt. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.



**Figur 15.** Ekvivalenta ljudnivåer för vanlig asfalt. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.

### 6.3.2 Luftföroreningar

I indata för emissionerna från vägen fanns det inte möjlighet att reglera för olika typ av beläggning. Detta valdes istället i CadnaA vid vägmodelleringen, men visades inte i emissionsnivåerna. Modelleringen gav därför ingen skillnad i luftföroreningshalter, vilket beror på att AUSTAL2000 inte tog hänsyn till denna skillnad i vägbeläggningen utan endast baserar beräkningen på de angivna emissionsnivåerna.

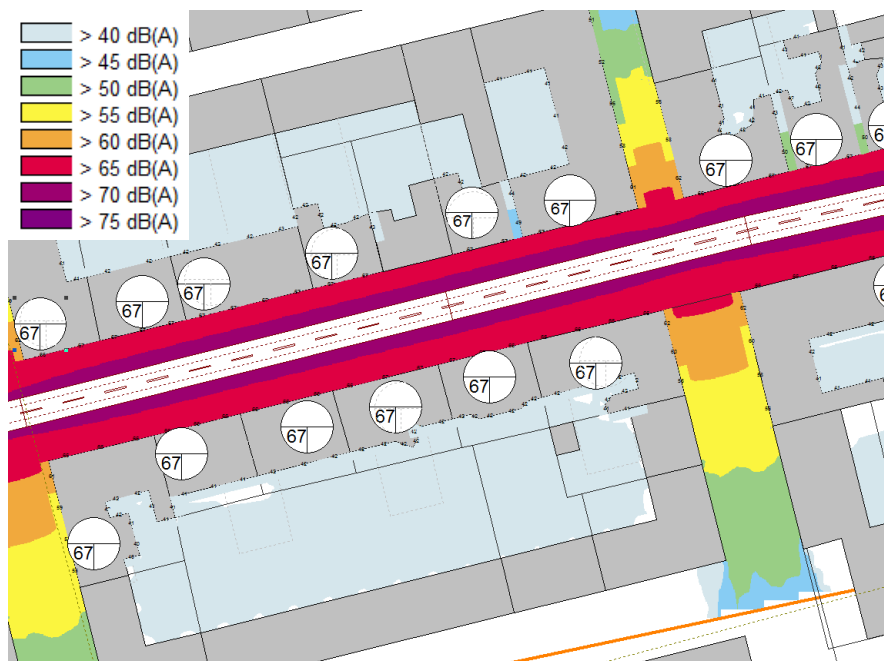
## 6.4 SCENARIO 1c – STÄNGDA KVARTER/FRISTÅENDE HUS

### 6.4.1 Buller

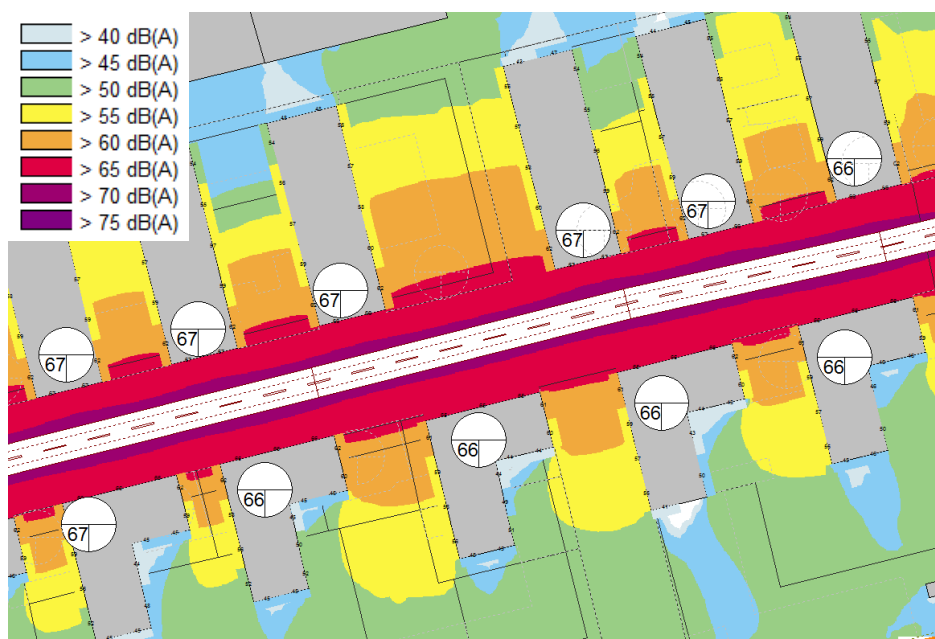
Det var inte någon skillnad i ljudnivåer vid fasad, varken ekvivalent eller maximalt, om husen var placerade i långa korridorer eller som fristående. För båda alternativen var fasadnivåerna 67 dBA för ekvivalent (Figur 16, Figur 17) och ca 82 dBA maximalt (Bilaga: Scenario 1c = Stängda kvarter/Fristående hus max). För stängda kvarter blev däremot ljudnivåerna ca 1 dBA högre ekvivalent intill vägen och de allra högsta ljudnivåerna, 71 dBA (lila), närmast vägen bredde ut sig större för stängda kvarter (Figur 16). Innergårdarnas låga ljudnivåer var inte fullt tillförlitliga då nordiska beräkningsmodellen överskattar ljudreduktionen för dessa.

Byggnader fungerar dock ändå som en stor skärm varför en uteplats i innergården på ett stängt kvarter bör ha en lägre ljudnivå än en uteplats bakom ett fristående hus där mer ljud bör nå fram från vägen.





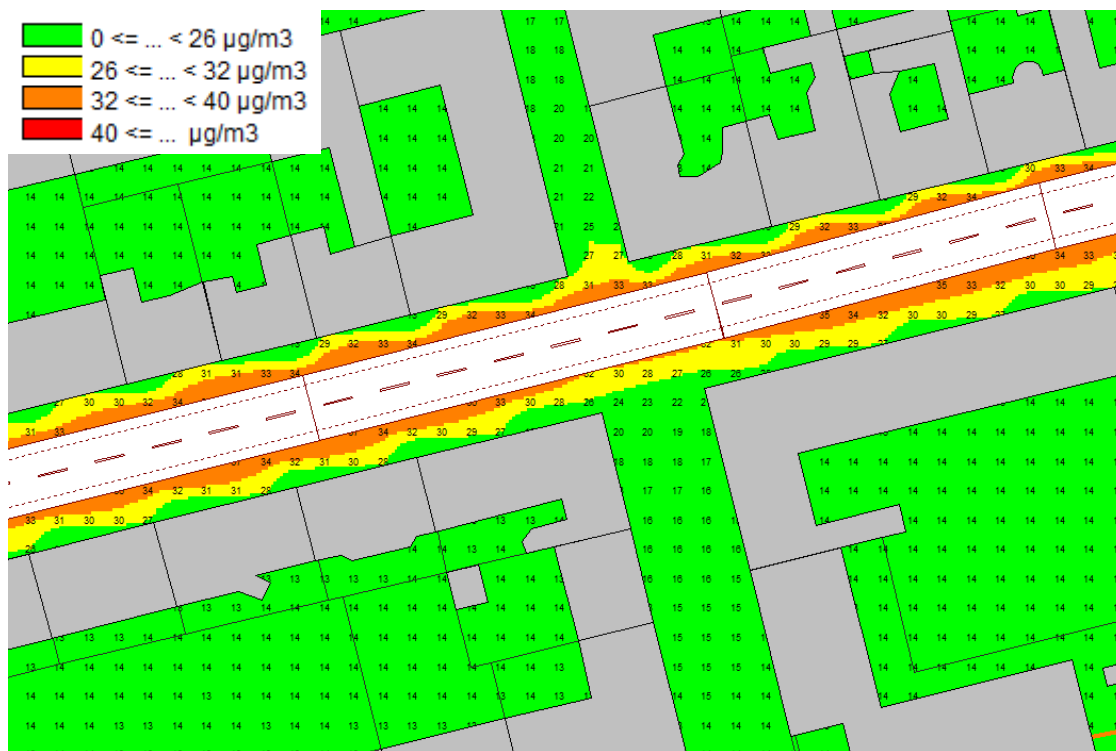
**Figur 16.** Stängda kvarter. Cirklar med numeriskt värde visar frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå vid fasad dB(A). Färgkartan visar dygnsekvivalent ljudnivå på höjden 2 m.



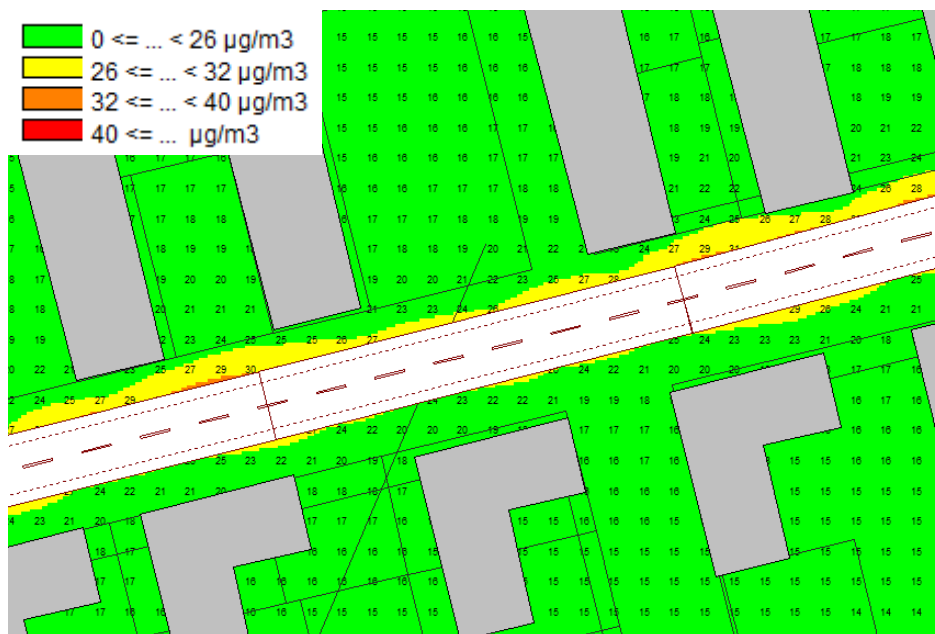
**Figur 17.** Fristående hus. Cirklar med numeriskt värde visar frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå vid fasad dB(A). Färgkartan visar dygnsekvivalent ljudnivå på höjden 2 m.

#### 6.4.2 Luftföroreningar

För årsmedelvärdet på NO<sub>2</sub> fristående hus var halterna nästan helt under nedre utvärderingströskel (0–26 µg/m<sup>3</sup>) (Figur 19). För stängda kvarter var halterna nära MKN, 32–35 µg/m<sup>3</sup> precis vid vägen (Figur 18). Innergårdarna hade däremot en lägre halt, ca 14 µg/m<sup>3</sup> jämfört mot 16–18 µg/m<sup>3</sup> intill de fristående husen.

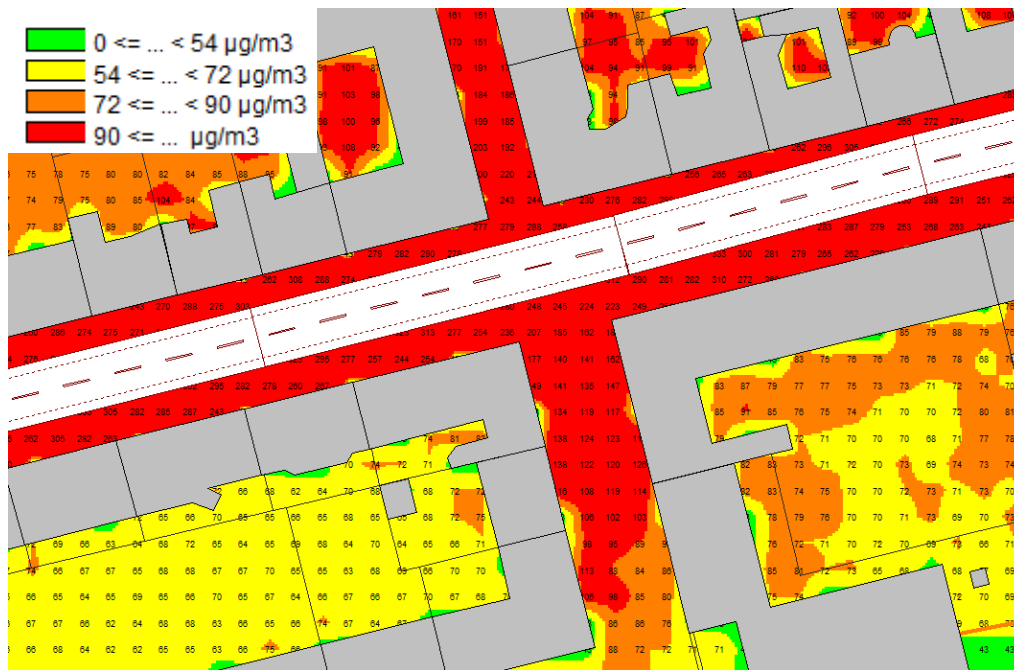


**Figur 18.** Stängda kvarter. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

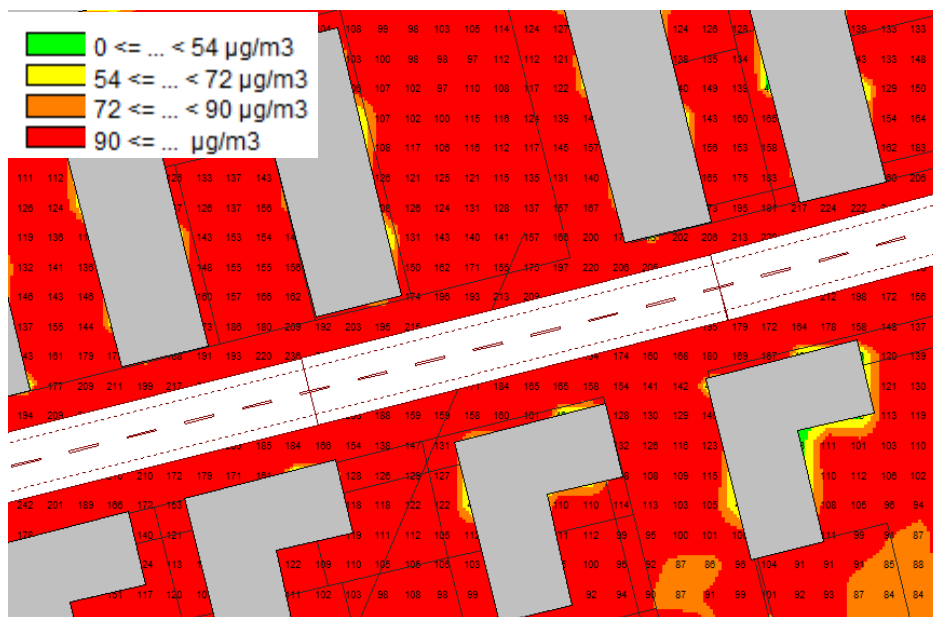


**Figur 19.** Fristående hus. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

Timmedelvärdena för NO<sub>2</sub> var väldigt höga för båda alternativen och långt över MKN, ca 260–320 µg/m<sup>3</sup> för stängda kvarter och ca 150–200 µg/m<sup>3</sup> för fristående hus (Figur 20) (Figur 21). Innergårdarna fick lägre halter, ca 60–70 µg/m<sup>3</sup> jämfört med samma plats för fristående hus, där det var ca 100 µg/m<sup>3</sup>.



**Figur 20.** Stängda kvarter. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

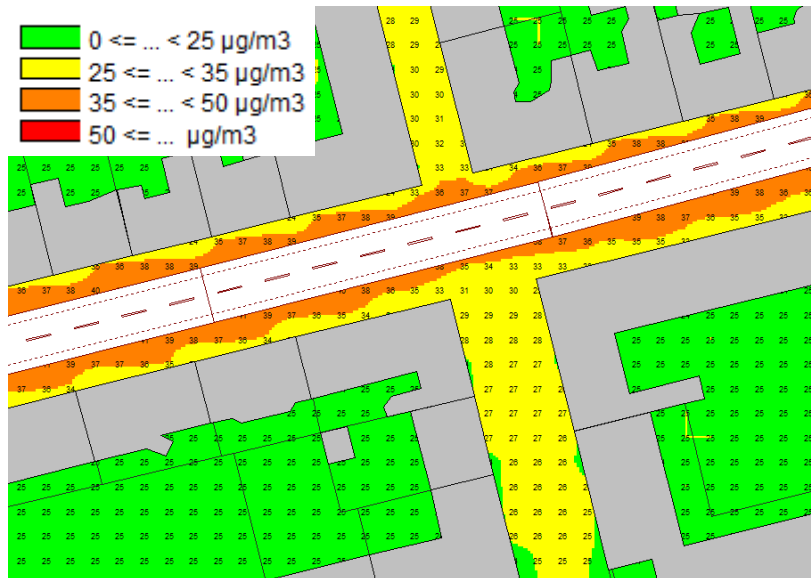


**Figur 21.** Fristående hus. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

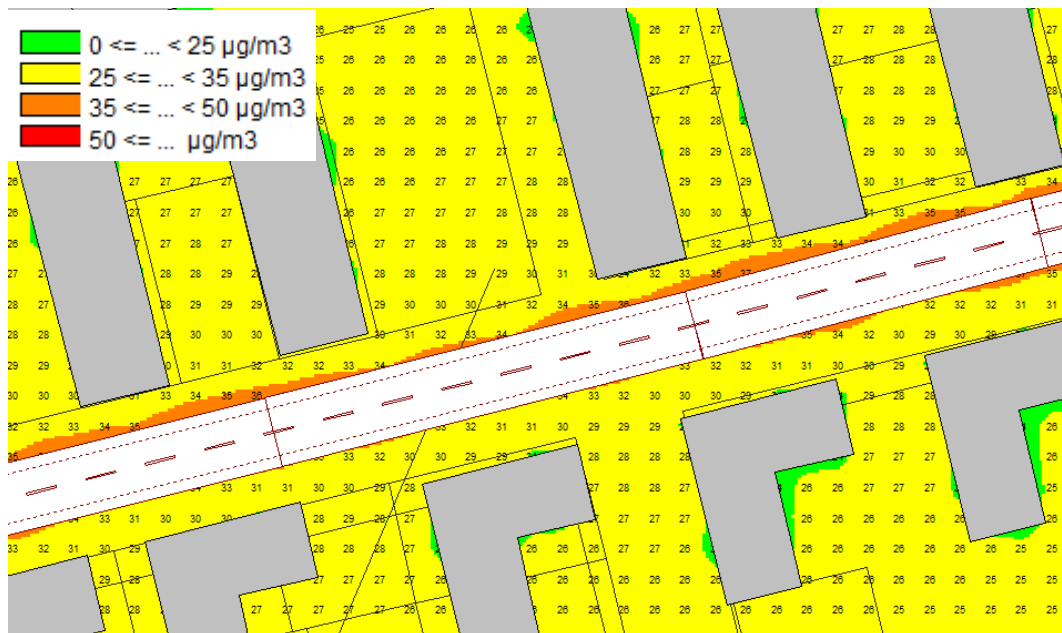
Det var ingen nämnvärd skillnad mellan alternativen för PM<sub>2,5</sub> utan nivåerna var framförallt under lägsta tröskelvärde, ca 13–15 µg/m<sup>3</sup> stängda kvarter och ca 10–12 µg/m<sup>3</sup> fristående hus (Bilagor: Scenario 1c - Fristående hus - PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde, Scenario 1c - Stängda kvarter - PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde).

För PM<sub>10</sub> dygnsmedelvärde var det viss skillnad mellan alternativen. Hela området för fristående hus i Figur 23 var gult medan stängda kvarter fick gröna innergårdar, det vill säga

under lägsta MKN-nivån, med halter omkring  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  och vid vägen var det orange,  $35\text{--}50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Figur 22). Enligt beräkningarna var alltså stängda kvarter med innergård det bästa alternativet för att få ner medelnivån för PM10 halterna. Det är dock värt att notera att de högsta halterna uppkom för stängda kvarter, intill där det mest troligt finns en gångbana.



**Figur 22.** Stängda kvarter. Färgkartan visar halter PM10 dygnsmedelvärde, beräknat med utbredningen  $5 \times 5$  m på höjden 1,5 m.



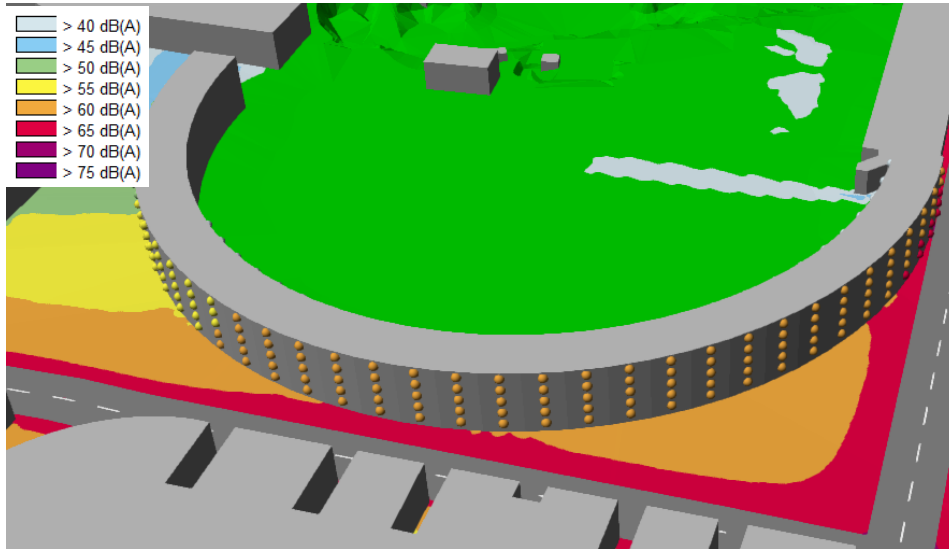
**Figur 23.** Fristående hus. Färgkartan visar halter PM10 dygnsmedelvärde, beräknat med utbredningen  $5 \times 5$  m på höjden 1,5 m.

## 6.5 SCENARIO 1d – RUNT/FYRKANTIGT HUS

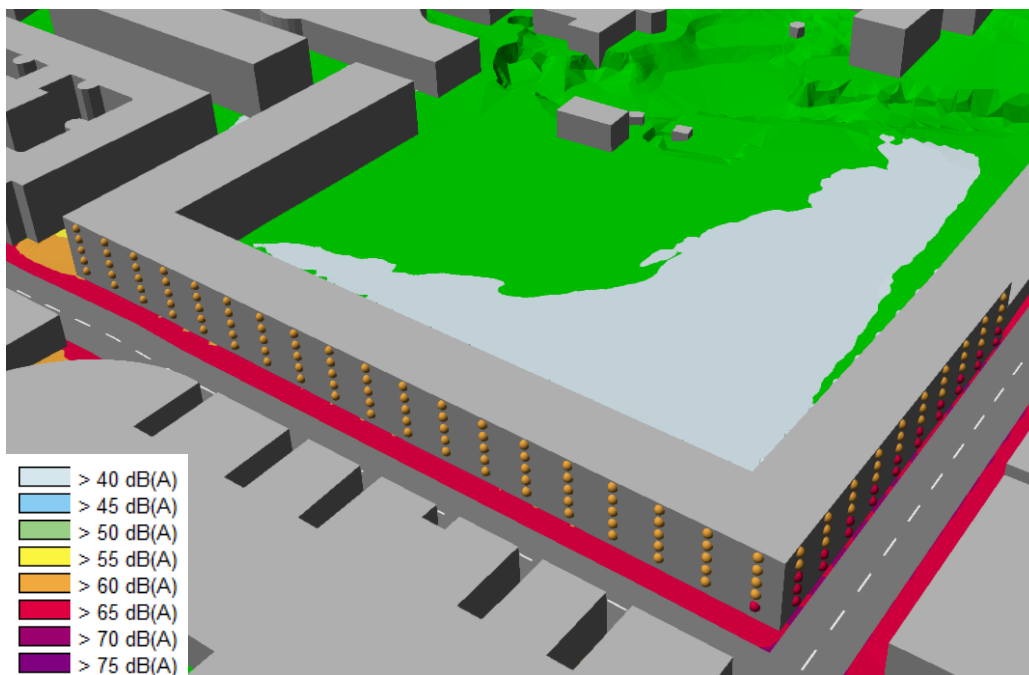
### 6.5.1 Buller

Endast 1 dBA, 68 dBA för fyrkantigt hus och 69 dBA för runt hus, skiljde mellan de ekvivalenta ljudnivåerna vid fasad (Figur 24, Figur 25). I takt med att det runda huset böjs av

från vägen gick dock ljudnivåerna vid fasad ner för det runda huset (Figur 24). Det var samma mönster för de maximala ljudnivåerna (Bilaga: Scenario 1d = Runt/Fyrkantigt hus max). Detta är enlighet med ekvation 5 avsnitt 2.1, precis som för resultatet för scenario 1a. Detta innebär att ljudnivån endast går ner om vägen är rak, en rund väg och ett runt hus skulle alltså ge oförändrade ljudnivåer.



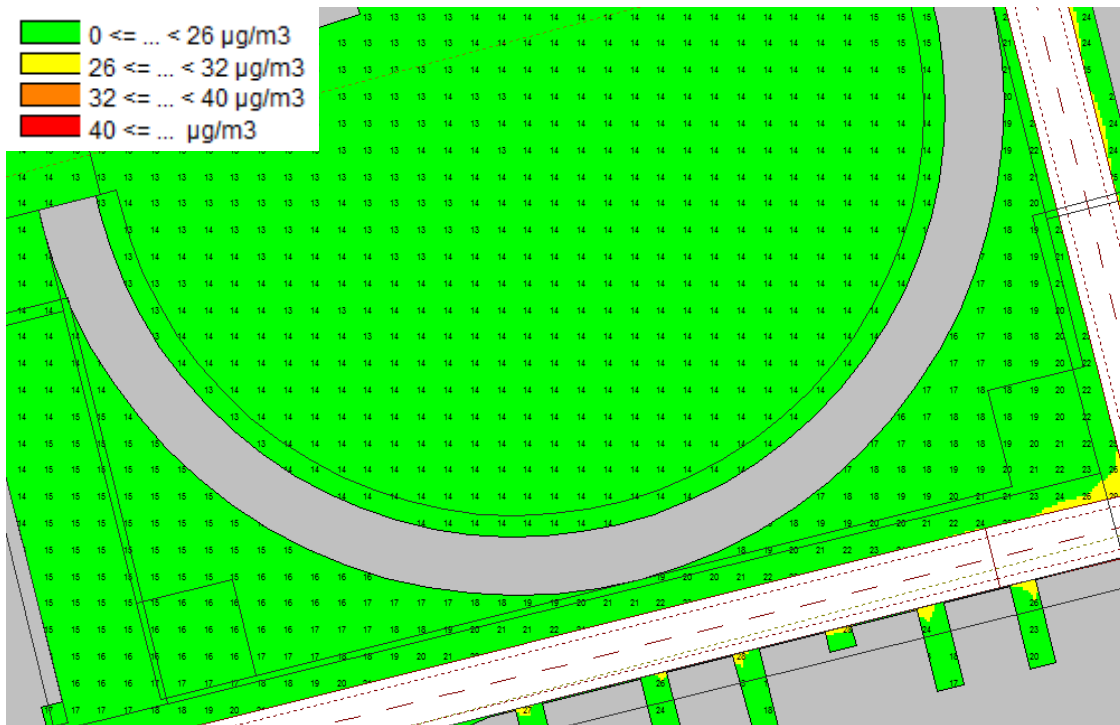
**Figur 24.** Ekvivalenta ljudnivåer för runt hus. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.



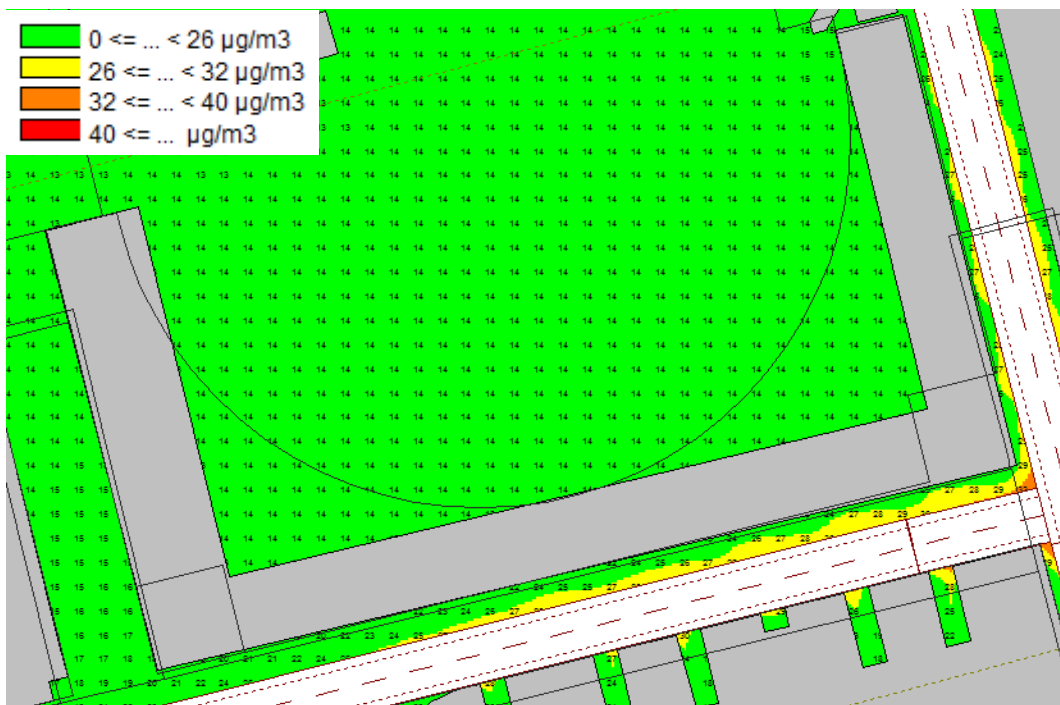
**Figur 25.** Ekvivalenta ljudnivåer för fyrkantigt hus. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.

### 6.5.2 Luftföroreningar

Årsmedelvärdet för NO<sub>2</sub> var nästan övervägande under lägsta tröskelvärde för båda alternativen. Dock fick fyrkantigt hus något högre nivåer vid vägen, ca 5 µg/m<sup>3</sup> högre (Figur 26, Figur 27).

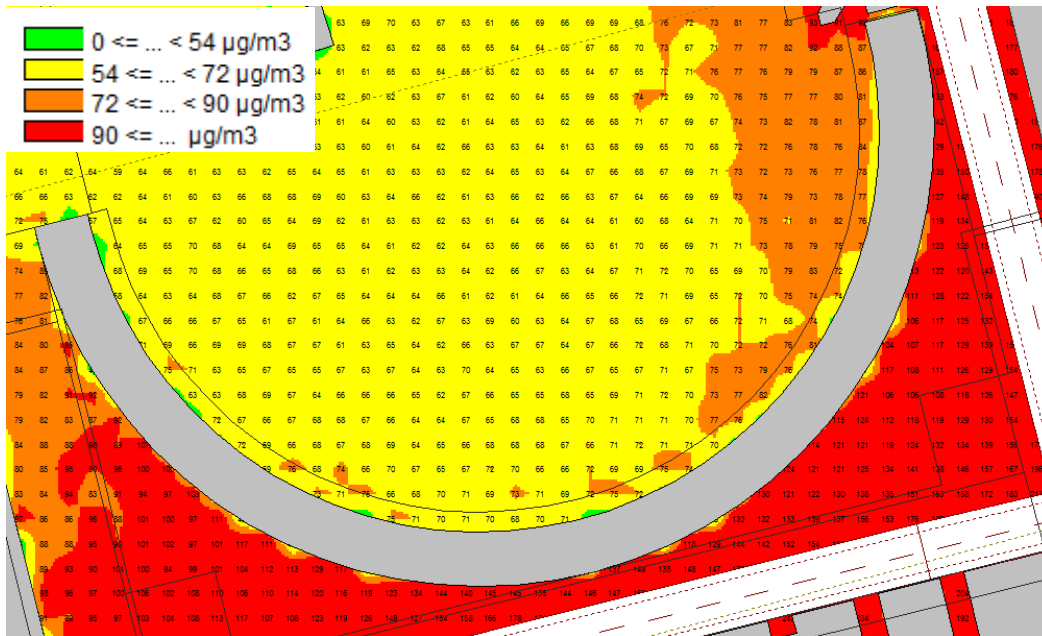


**Figur 26.** Runt hus. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

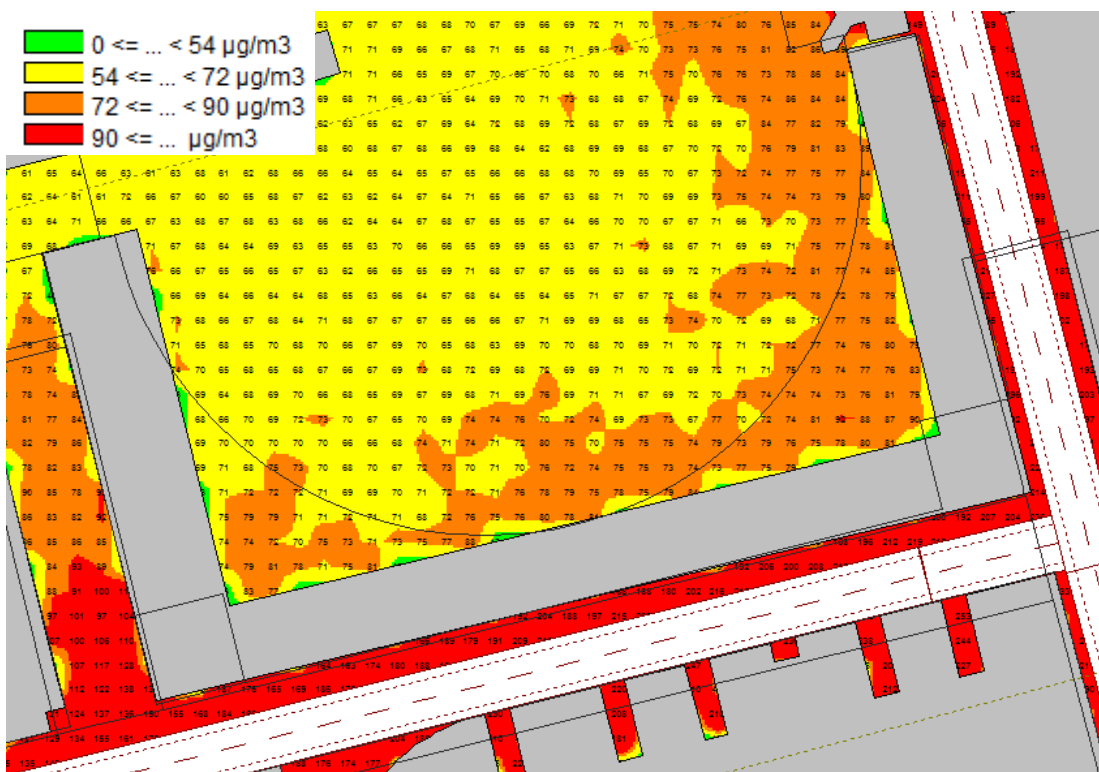


**Figur 27.** Fyrkantigt hus. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

Båda alternativen gav timmedelvärde för NO<sub>2</sub> över MKN mot vägen. Lägst halter fick alternativet runt hus, både längs fasaden mot vägen där halterna var omkring 130 µg/m<sup>3</sup> jämfört med omkring 200 µg/m<sup>3</sup> för fyrkantigt hus men också mot innergårdens sida (Figur 28, Figur 29).



**Figur 28.** Runt hus. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.



**Figur 29.** Fyrkantigt hus. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

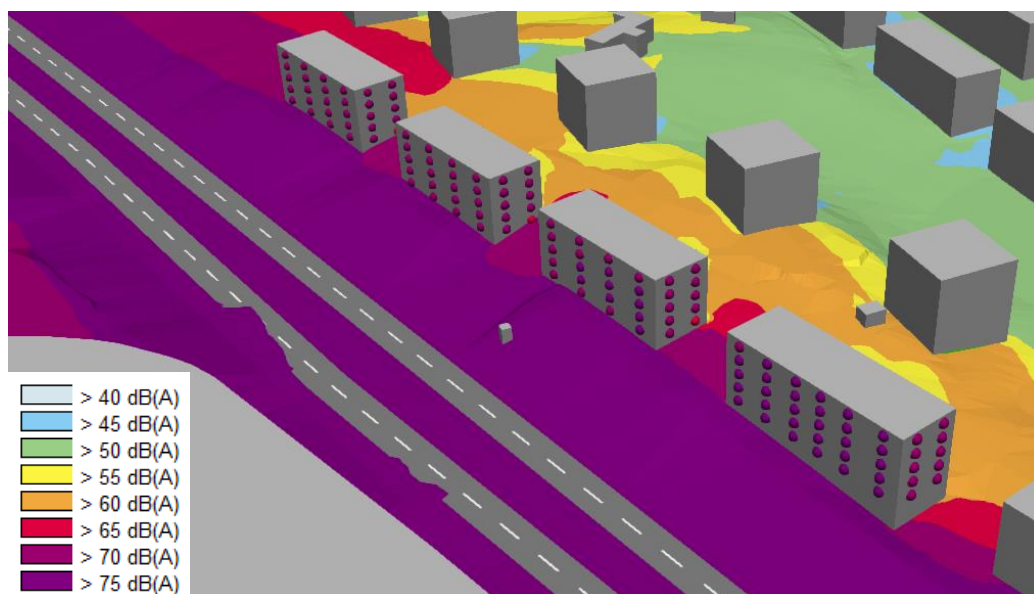
Det uppkom ingen större skillnad mellan runt och fyrkantigt hus för PM<sub>2,5</sub>, båda fick halter under lägsta tröskelvärde förutom för fyrkantigt hus vid vägen där halterna var ca 2 µg/m<sup>3</sup> högre och därmed över nedre tröskelvärde (Bilagor: Scenario 1d - Runt hus - PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde, Scenario 1d - Fyrkantigt hus - PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde)

Skillnaden för dygnsmedelvärdet för PM<sub>10</sub> var också liten, för båda alternativen var halterna under lägsta tröskelvärde på insidan mot gården. För det runda huset blev området med något högre värden (25–35 µg/m<sup>3</sup>) större eftersom huset var runt och partiklarnas spridningsområde blev större (Bilaga: Scenario 1d - Runt hus - PM<sub>10</sub> dygnsmedelvärde). För det fyrkantiga huset blev halterna mer koncentrerade intill vägen och ca 4 µg/m<sup>3</sup> högre mellan hus och väg jämfört med det runda huset där spridningen var större (Bilaga: Scenario 1d - Fyrkantigt hus - PM<sub>10</sub> dygnsmedelvärde).

## 6.6 SCENARIO 2 – OLIKA SKÄRMALTERNATIV

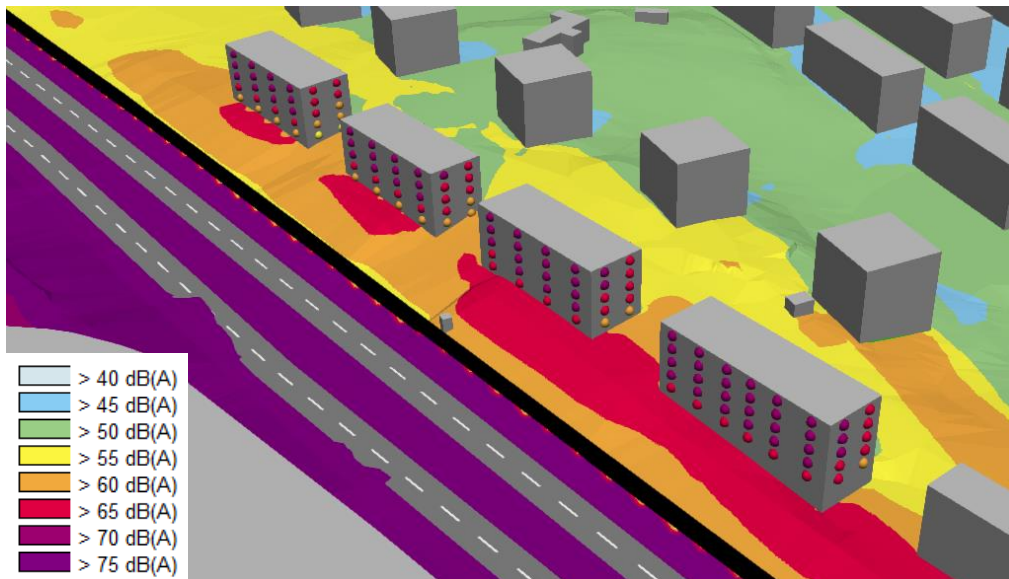
### 6.6.1 Buller

Placeringen av en hög skärm intill en högt trafikerad väg ledde till bättre ljudmiljö. För alternativet utan skärm var samtliga fasadnivåer över 75 dBA ekvivalent ljudnivå (Figur 30). För skärmalternativen sänktes ljudnivån till mellan 55–65 dBA på de lägre våningsplanen som skyddades av skärmen medan de högre fortfarande var över 75 dBA (Figur 31, Figur 32). Ytan bakom byggnaderna får bättre ljudmiljö 55–60 dBA, jämfört med utan skärm 60–65 dBA. Även de maximala ljudnivåerna vid fasad gick ner för skärmalternativen, ca 3 dBA (Bilaga: Scenario 2 = skärmar max).

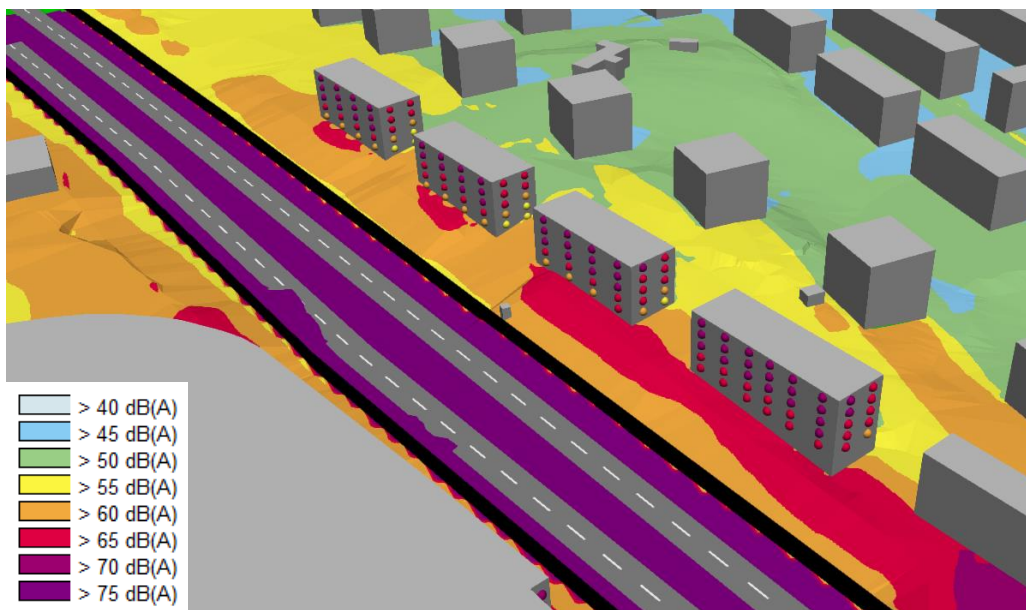


**Figur 30.** Ekvivalenta ljudnivåer för alternativet utan skärm. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygns ekvivalent ljudnivå dBA.





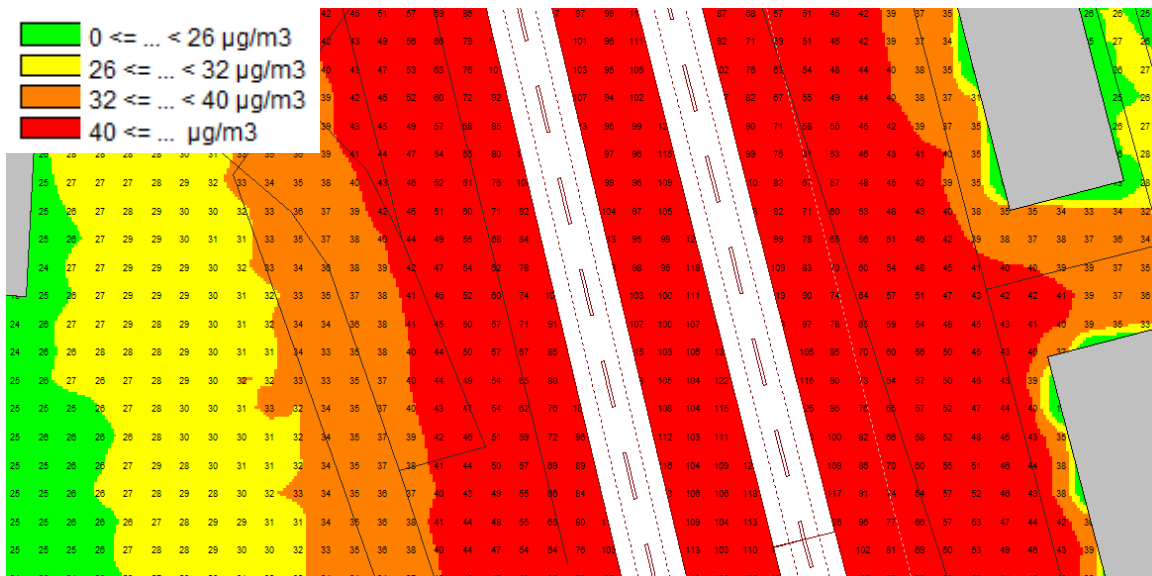
**Figur 31.** Ekvivalenta ljudnivåer för alternativet med 1 skärm. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.



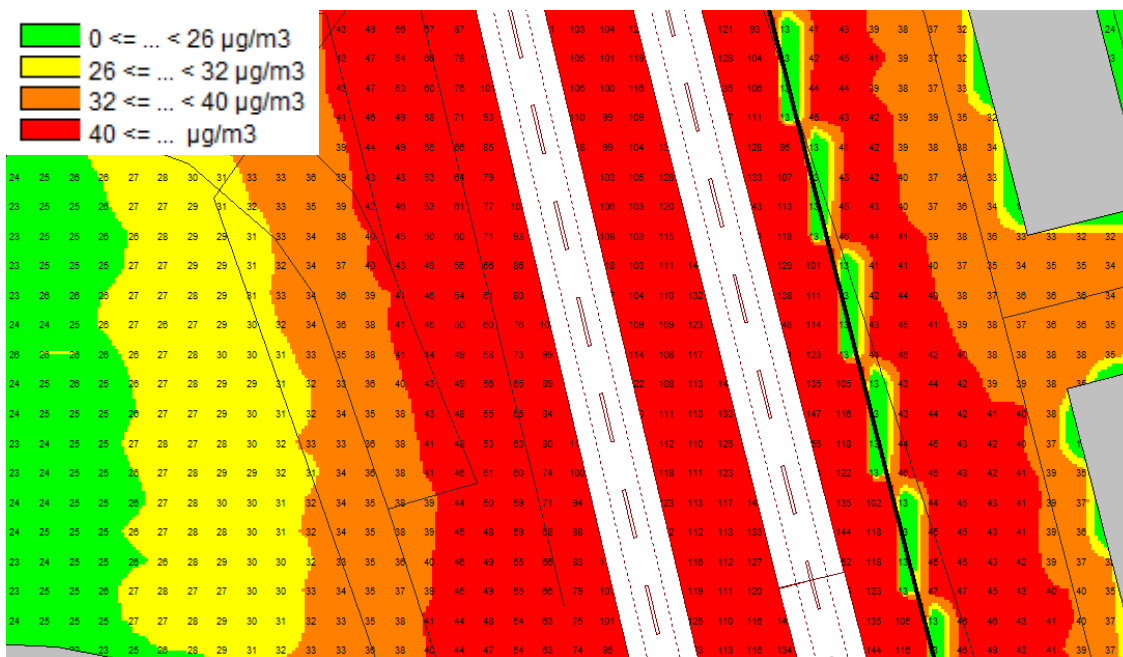
**Figur 32.** Ekvivalenta ljudnivåer för alternativet med 2 skärmar. Färgkartan visar ljudutbredning i 2x2 m grid på 2 m höjd. Ljudnivåerna vid fasad gäller frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå dBA.

### 6.6.2 Luftföroeningar

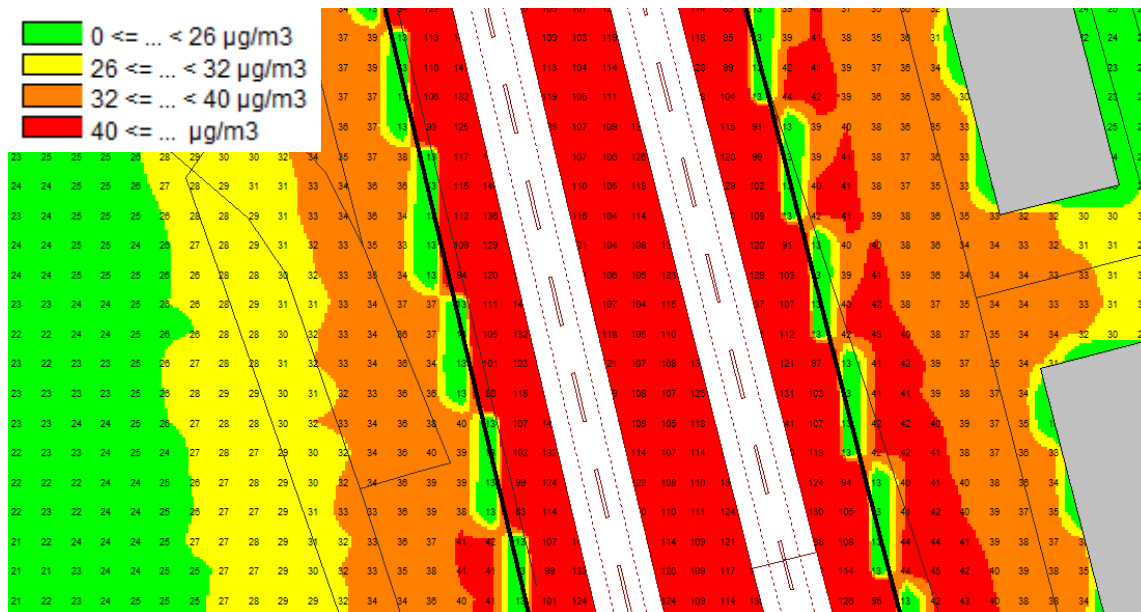
För samtliga parametrar med skärmalternativ syns gröna sträck med låga nivåer på skärmen, vilket betyder att modellen inte räknar med några halter på skärmen. Alla luftföroreningshalter minskade utanför uppförd skärm. För årsmedelvärde  $\text{NO}_2$  ledde skärmarna till att halterna gick ner från omkring  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  utan skärm till omkring  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  för en skärm. Vid skärmens sida mot vägen ökade halterna ungefär lika mycket som minskningen var på andra sidan skärmen (Figur 33, Figur 34). För två skärmar på var sin sida om vägen gick halterna ner ytterligare, till strax under  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på båda sidor om skärmen (Figur 35).



**Figur 33.** Alternativet utan skärm. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.



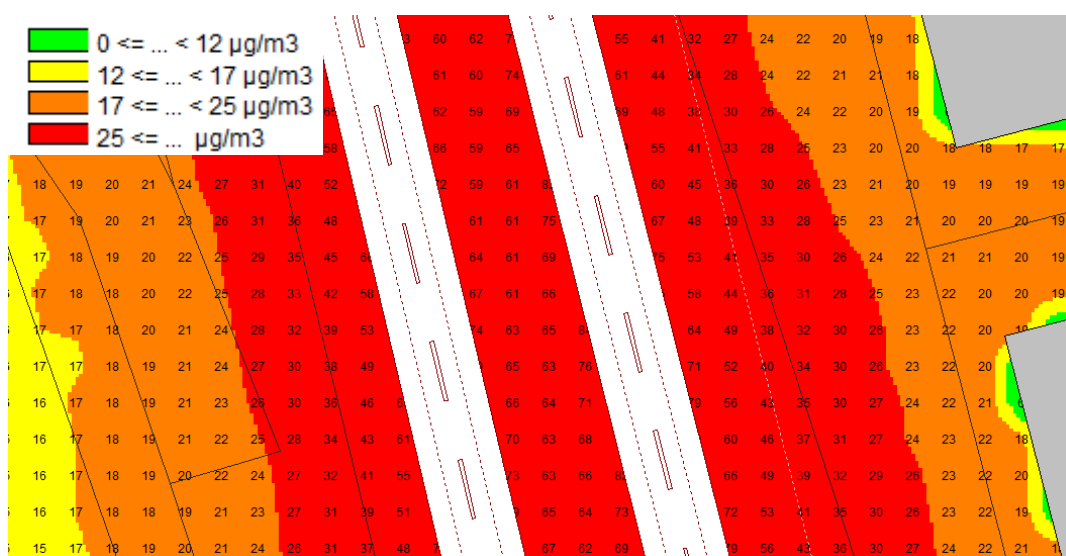
**Figur 34.** Alternativet med en skärm. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.



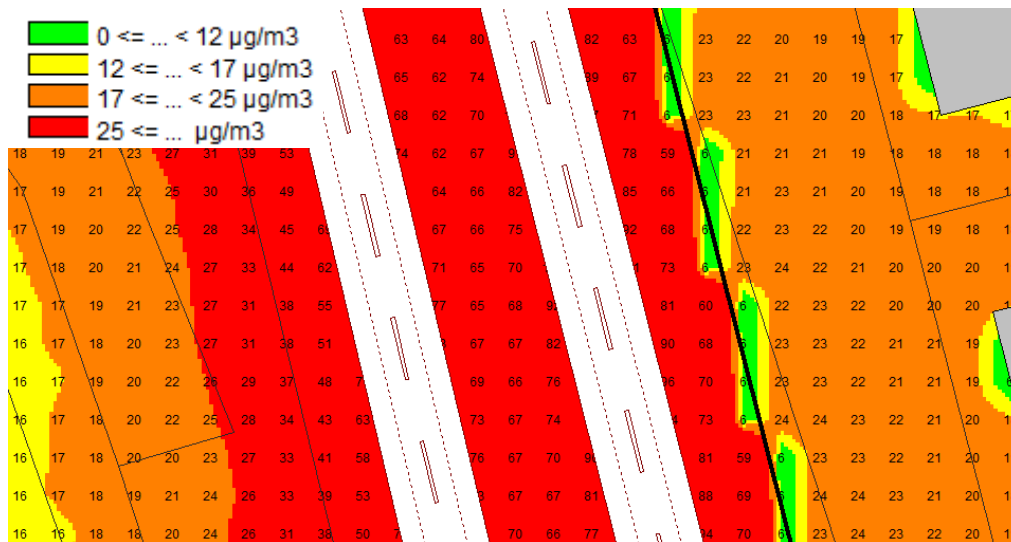
**Figur 35.** Alternativet med två skärmar. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

Timmedelvärdet för NO<sub>2</sub> visade extremt höga halter, över 1000–1500 µg/m<sup>3</sup> (Bilagor: Scenario 2 - Utan skärm - NO<sub>2</sub> timmedelvärde, Scenario 2 - En skärm - NO<sub>2</sub> timmedelvärde, Scenario 2 - Två skärmar - NO<sub>2</sub> timmedelvärde) långt över MKN 90 µg/m<sup>3</sup>. Med skärmar gick halterna ner till omkring 800 µg/m<sup>3</sup> utanför skärmen men också upp längs vägen så fler punkter fick halter omkring 1500 µg/m<sup>3</sup>.

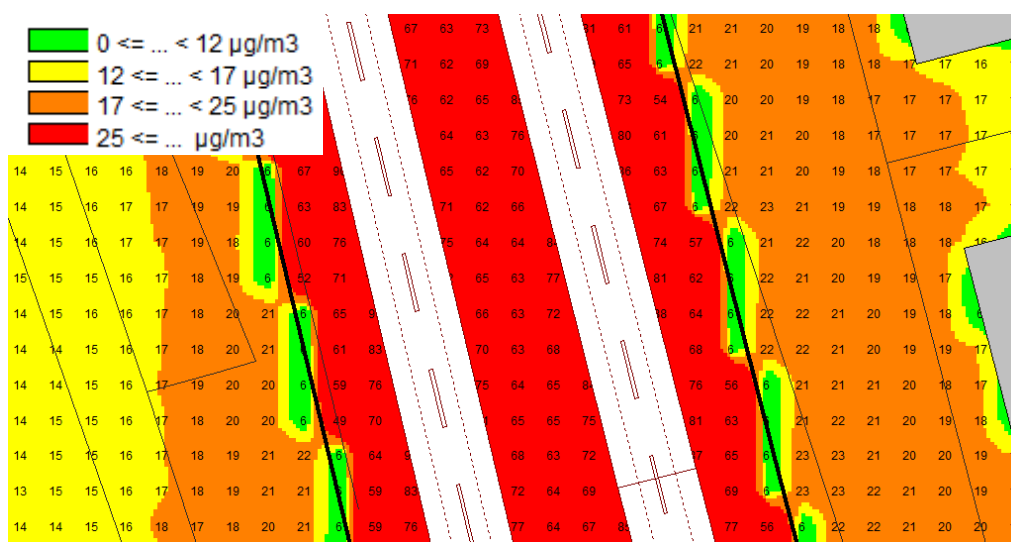
Uppförande av skärmar ledde till att MKN för PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde kunde nås på andra sidan skärmen. Från halter omkring 30 µg/m<sup>3</sup> till strax under 25 µg/m<sup>3</sup>, men också till något högre halter vid vägen, upp till ca 5 µg/m<sup>3</sup> högre (Figur 36, Figur 37, Figur 38).



**Figur 36.** Alternativet utan skärm. Färgkartan visar halter PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

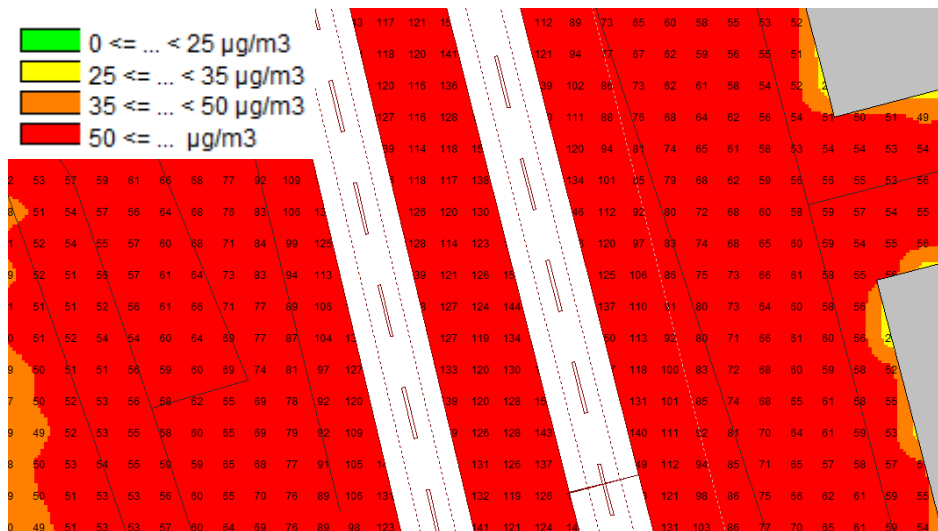


**Figur 37.** Alternativet med en skärm. Färgkartan visar halter PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

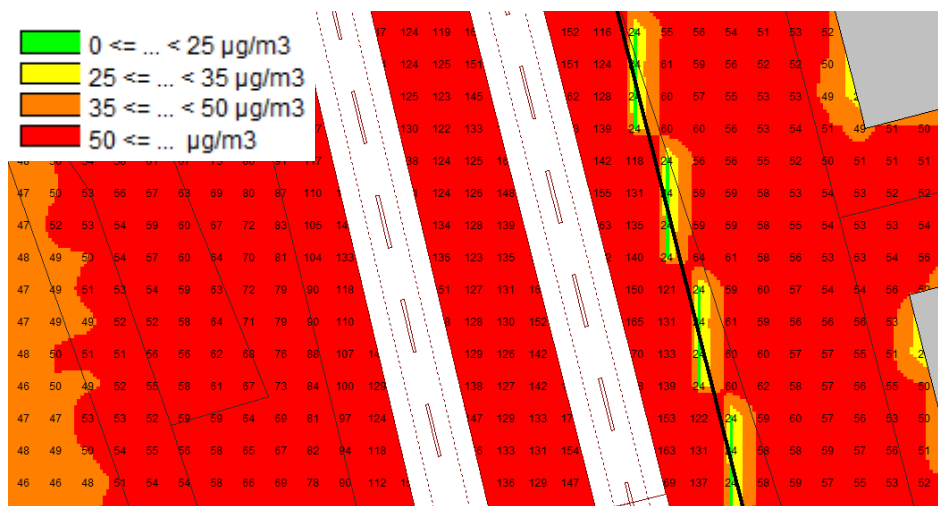


**Figur 38.** Alternativet med två skärmar. Färgkartan visar halter PM<sub>2,5</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

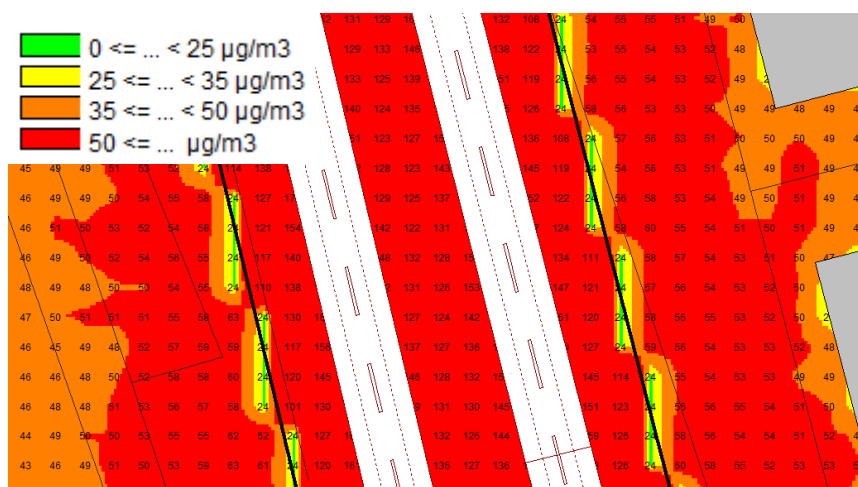
PM<sub>10</sub>-halterna var långt över MKN för alternativet utan skärm, omkring 100 µg/m<sup>3</sup> (Figur 39). Tillförandet av skärmar ledde till att MKN precis kunde nås invid byggnaderna men var fortsatt högt mellan skärm och byggnader. Från omkring 90 µg/m<sup>3</sup> utan skärm till omkring 60 µg/m<sup>3</sup> med skärm (Figur 40, Figur 41). Ökningen på insidan av skärmen var ungefär lika stor som minskningen på utsidan av skärmen, ca 30 µg/m<sup>3</sup>.



**Figur 39.** Alternativet utan skärm. Färgkartan visar halter PM10 dygnsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.



**Figur 40.** Alternativet med en skärm. Färgkartan visar halter PM10 dygnsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

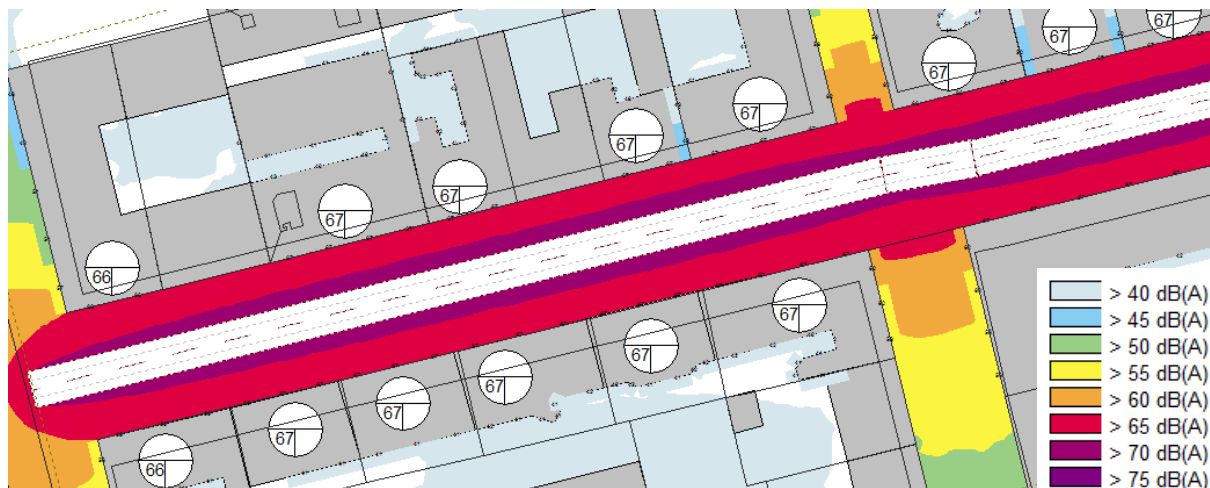


**Figur 41.** Alternativet med två skärmar. Färgkartan visar halter PM10 dygnsmedelvärde, beräknat med utbredningen 3x3 m på höjden 1,5 m.

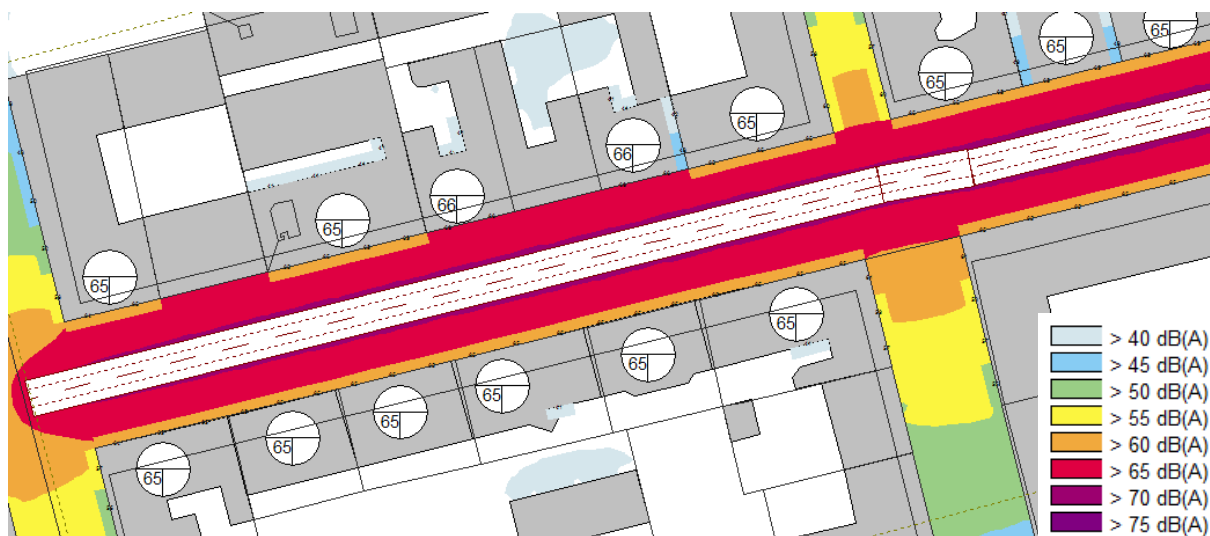
## 6.7 SCENARIO 3 – OLIKA VAL AV HASTIGHET

### 6.7.1 Buller

En hastighetsminskning på 20 km/h gav ca 1,5 dBA lägre ekvivalent ljudnivå vid fasad (Figur 42 och Figur 43). På vissa fasader ser det ut som minskningen var 2 dBA men dessa värden är avrundade uppåt. Även utbredningskartan visade att 50 km/h gav ljudnivåer över 70 dBA invid vägen vilket inte 30 km/h gjorde. Maximalt var fasadnivåerna exakt samma och ingen nämnvärd skillnad kunde ses för utbredningen kring vägen heller.



**Figur 42.** 50 km/h. Cirkelar med numeriskt värde visar frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå vid fasad dB(A). Färgkartan visar dygnsekvivalent ljudnivå på höjden 2 m.

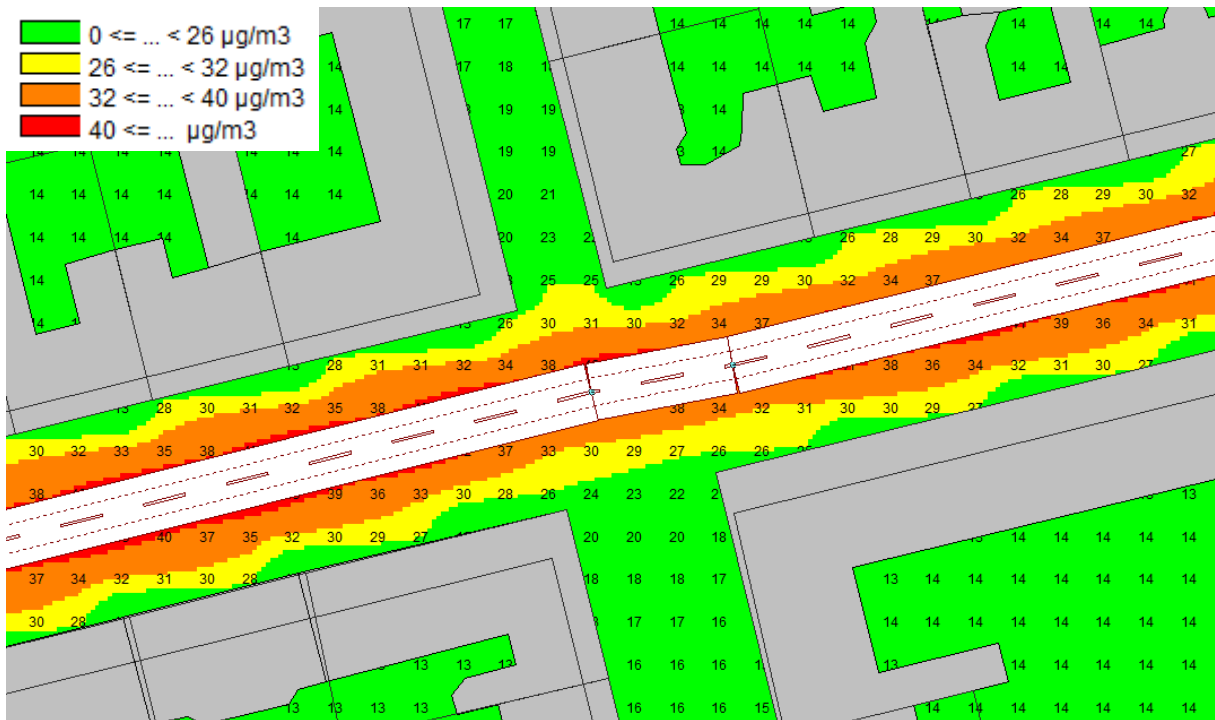


**Figur 43.** 30 km/h. Cirkelar med numeriskt värde visar frifältskorrigerad dygnsekvivalent ljudnivå vid fasad dB(A). Färgkartan visar dygnsekvivalent ljudnivå på höjden 2 m.

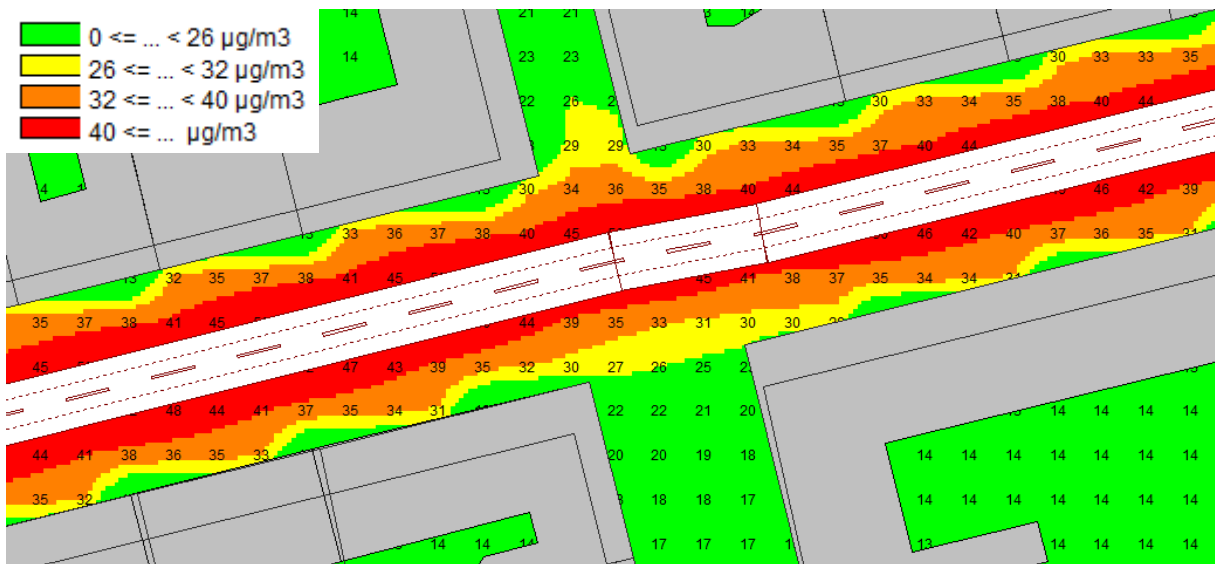
### 6.7.2 Luftföroreningar

För partiklar gav hastighetssänkningen ingen skillnad i halter och partiklarna var därmed inte hastighetsberoende. Både PM10- och PM2,5-halterna var under MKN (Bilagor: Scenario 3 - 30 km/h - PM10 dygnsmedelvärde, Scenario 3 - 50 km/h- PM10 dygnsmedelvärde, Scenario 3 - 30 km/h - PM2,5 årsmedelvärde, Scenario 3 - 50 km/h- PM2,5 årsmedelvärde).

För kvävedioxiderna uppkom däremot skillnad för hastighetssänkningen. Årsmedelvärdet för NO<sub>2</sub> överskred MKN intill vägen för 30 men inte för 50 km/h. Halterna skiljde sig åt ungefär 6 µg/m<sup>3</sup> (Figur 44, Figur 45).

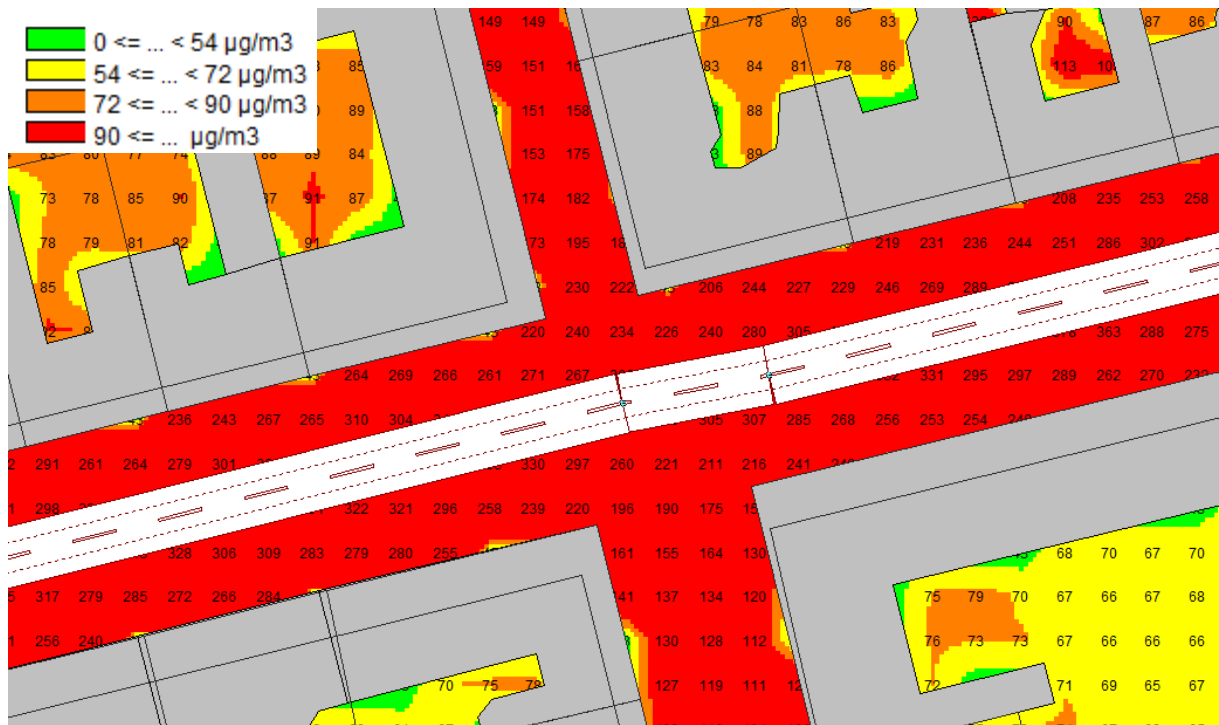


**Figur 44.** 50 km/h. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

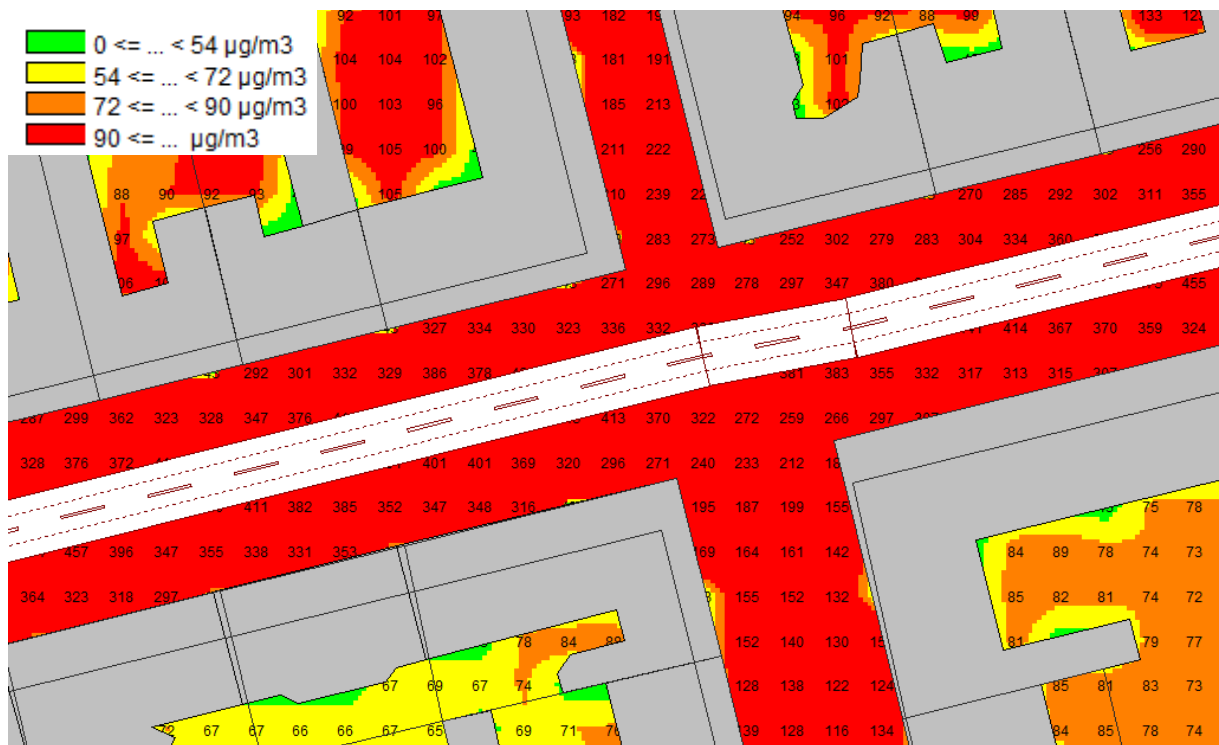


**Figur 45.** 30 km/h. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> årsmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.

För timmedelvärdet på NO<sub>2</sub> uppkom höga halter långt över MKN för båda hastigheterna, men 30 km/h gav ca 60–70 µg/m<sup>3</sup> högre halter än 50 km/h (Figur 46, Figur 47).



**Figur 46.** 50 km/h. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.



**Figur 47.** 30 km/h. Färgkartan visar halter NO<sub>2</sub> timmedelvärde, beräknat med utbredningen 5x5 m på höjden 1,5 m.



## 7. DISKUSSION

Komplett synergieffekt uppstod för skärmar och runt hus, där den största vinsten uppkom för skärmar. Stängda kvarter ledde till en synergieffekt på innergårdarna för samtliga parametrar förutom för PM<sub>2,5</sub>. Dock var halterna avsevärt högre vid vägen. Målkonflikter uppstod för rondell/korsning samt sänkt hastighet. Detta tyder alltså på att förbättrad stadsmiljö kan nås med en kombination av skärmar och olika huskroppar som sluter in innergårdar, som ger zoner dit luftföroreningarna inte når i lika hög grad. Dock bör inte kvarteren bli för slutna då luftföroreningshalterna når skadliga halter, detta kan lösas med rundare huskroppar.

En osäkerhet i luftföroreningsmodellen var att AUSTAL2000 inte kan hantera terräng som är för komplex. Markmodellen var i det här fallet för avancerad för att AUSTAL2000 skulle fungera. Marken kunde därför inte vara inkluderad i luftberäkningarna. Eftersom de granskade fallen i de flesta fall var platta vägar borde detta inte ha gett väsentlig skillnad i resultatet. Det fall där det kan ha påverkat var i scenario 2 där vägen låg i en dal och husen på en höjd. Halterna i scenario 2 kanske blev överskattade på grund av detta. Att halterna var betydligt högre i scenario 2 jämfört med övriga scenarier berodde också på att vägen var som mest trafikerad och hade störst andel dubbdäck (52 % jämfört mot 40 %, avsnitt 5.2).

På grund av att beräkningstiden var för omfattande för 3x3-grid ökades det till 5x5 för scenario 1b,1c,1d och 3. Detta borde inte bidra med så stor skillnad, möjligen hade vissa skillnader blivit tydligare men samtidigt granskas jämförelsen över hela kvarteret och inte i en enda punkt. Konsulterna som modellerar luftföroreningar i CadnaA på Sweco i Norge använder 3x3-grid i sina utredningar vilket tyder på att det bör ge tillräckligt bra resultat (Martinsen, pers. medd.)

På samtliga scenarier bygger emissionerna från vägen på värden från HBEFA. Dessa är hämtade och införda manuellt vilket bidrog med en felkälla. För scenario 1a valdes dessutom emissionerna manuellt efter trafikflyt för att få skillnad i modelleringen vilket också var en osäkerhet. Resultaten gäller utifrån att korsningen hade kökörning och rondellen tät trafik, resultatet gällde därför inte för fordon som kör rakt igenom korsningen utan att vänta på trafiklyset precis som det inte gällde om rondellen varit tom och fordonen kunnat passera utan att vänta. Om andra emissioner hade valts hade kanske resultatet blivit det motsatta. Bedömningen gjordes att rondell leder till färre stopp och därför valdes lägre emissioner för rondell.

För scenario 1a förväntades rondellen ge den lägsta ljudnivån utifrån tidigare studier, vilket resultatet inte visade på grund av att modellen inte tar hänsyn till olika körmönster. Krökta vägar, som rondeller, delas in i raka delsegment i nordiska beräkningsmodellen. Är kurvan för snäv kan ljudnivåerna överskattas, men detta var inte orsaken till att ljudnivåerna var högre för alternativet rondell. Hade kurvan varit för snäv hade det syntts i resultatet på färgkartan, den hade blivit ”spetsig” med högre nivåer intill kurvan. Svårigheten var däremot att uppskatta rätt hastighet i en rondell. Troligtvis är hastigheten lägre, varför hastigheten för rondellen sänktes från 50 till 30 km/h. Detta bidrog med en osäkerhet i resultatet, verklig hastighet kunde ha gett ett annat resultat. Luftutsläppen förväntades bli lägst för alternativet rondell och det visades att det stämde med i resultatet eftersom skillnad i körmönster kunde väljas i HBEFA. Enligt (Chevallier et al., 2009) är rondeller tystare och det kan ändå finnas en synergieffekt om alternativet rondell väljs.

Scenario 1b visade ingen skillnad i luftkvaliteten för den tystare asfalten vilket berodde på att modellen inte räknade med detta. Andra studier (Viman & Gustavsson, 2015, Trafikverket, 2012a) har inte sett någon minskning av alternativ beläggning utan snarare en svag höjning, samt att det snarare är grövre stenstorlek som minskar partikelbildning men det ökar istället ljudnivåerna. Enligt teorin samt resultatet för modelleringen för buller kan det för tystare asfalt finnas en målkonflikt mellan buller och luftkvaliteten.

Scenario 1c var i enlighet med vad som förväntades. En sluten innergård var fördelaktigt för buller men visades också vara det för luftföroreningar, sett till innergårdarna. Osäkerheten låg i huruvida AUSTAL2000 kan beräkna luftföroreningshalterna på innergården. Däremot var halterna högre vid vägen på grund av minskad omblandning. För stängda kvarter var halterna ca 50 % högre för NO<sub>2</sub> timmedelvärde, ungefär tre gånger högre än MKN. För PM10 var halterna ca 7 µg/m<sup>3</sup> högre, men fortfarande under MKN. Med tanke på att det troligtvis är en gång- och cykelbana intill vägen är det egentligen inte helt trivialt vilket alternativ som skulle vara det bästa ur luftkvalitetssynpunkt. Medelhalterna var som lägst för fristående hus och de är de höga halterna som är mest skadliga varför det skulle kunna vara det bättre alternativet. Samtidigt vistas människor längre på sin uteplats än på en gångväg, förutsatt att det inte finns en uteservering där. Dessutom är modellen stationär och visar medelhalter, det vill säga det höga timmedelvärdet för NO<sub>2</sub> var inte ett extremvärde utan skulle en torr och blåsig vårdag kunna bli ännu högre. Eftersom det inte finns en nedre gräns för när luftföroreningar inte är skadliga är en det en avvägning vilket alternativ som bör väljas.

För scenario 1d gav runt hus lägst ljudnivåer eftersom ljudet färdades längre sträcka och därmed dämpades. Runt hus ledde även till lägst föroreningshalter eftersom omblandningen blev större, om än med liten skillnad (upp till ca 6 µg/m<sup>3</sup> förutom för NO<sub>2</sub> timmedel där skillnaden var 70 µg/m<sup>3</sup>). Precis som för scenario 1c visade resultatet att långa korridorer, som fyrkantigt hus gav, leder till högre halter vid vägen. Runt hus gav alltså en synergieffekt.

Scenario 2 visade att skärmar förbättrade luftkvaliteten vid byggnaderna. Detta styrker tidigare studier (Eneroth & Engström Nylén, 2015, Burman 1998) som också visat att bullerskyddsskärmar minskat halterna invid byggnader/en bit bort från vägen. Något som inte undersökts i modelleringen var påverkan av växtlighet men som litteraturen visat (avsnitt 3.2) skulle kunna minska halterna ytterligare. Modelleringen tar inte hänsyn till att en tillräckligt hög skärm kan påverka atmosfäriska processer, vilket bidrar med en osäkerhet. Det är viktigt att notera att halterna ökade intill vägen, varför en gång-cykelbana behöver placeras utanför skärmen.

I andra spridningsmodeller, som till exempel aermod, adderas bakgrunds nivåerna redan i modelleringen och som timmedelvärden över ett år. I AUSTAL2000 läggs bakgrunden på först i slutet i form av ett medelvärde vilket bidrog till osäkerhet i resultatet. Men eftersom denna studie syftade till att undersöka skillnad mellan scenarier och bakgrunden var densamma var denna osäkerhet inte betydande.

Scenario 3 var det enda scenariot för buller där det blev obetydlig skillnad för maximala ljudnivåer. Anledningen till detta finns angivet i nordiska beräkningsmodellen. Ljudnivåerna för tunga fordon är konstant under 50 km/h eftersom motorljudet då är det dominerande. Eftersom det är de tunga fordonen som ger upphov till maximala ljudnivåer blev det därför ingen skillnad i resultatet. De maximala ljudnivåerna hade förändrats om jämförelsen istället varit mellan 50–70 km/h. Enligt teorin (nordiska beräkningsmodellen för trafikbuller) borde

hastighetssänkningen från 50 till 30 km/h gett 1,5 dBA lägre ekvivalent ljudnivå vilket modelleringen också visade. För luftkvaliteten visade det sig att lägre hastighet gav högre utsläpp av kvävedioxider men ingen skillnad för partiklar. Partiklar var alltså inte hastighetsberoende medan kvävedioxider var det. Att kväveutsläppen blev högre kan bero på att fordonen befann sig längre tid på vägen och hann släppa ut mer jämfört med fordonen som passerade i högre hastighet. Det kan också vara så att emissionerna från HBEFA bygger på att motorer är mindre effektiva vid låga hastigheter. En studie av Hedström (1999) beräknade däremot att NO<sub>x</sub>-utsläppen minskade för hastighetssänkningen 50 till 30 km/h med VETO-modellen. Även forskningssammanställningen av Indebetou et al. (2012) konstaterade att NO<sub>x</sub>-utsläppen minskar vid sänkt hastighet så länge inte köbildning uppstår. Däremot skriver de att hur partikelhalterna påverkas inte är känt. På grund av att andra studier visat en minskning läggs inte stor vikt vid att resultatet från denna modellering visade det motsatta. Det kan vara så att det finns en synergieffekt för buller och kvävedioxid för hastigheten 30 km/h jämfört med 50 km/h.

En viktig osäkerhet bakom resultatet är själva modelleringen, om den faktiskt beskriver den skillnad som eftersöks. Var den meteorologiska datan tillräckligt bra och beräknade AUSTAL2000 ett tillförlitligt vindfält som kunde fånga skillnaden mellan till exempel en skärm och utan skärm? Under 4.4.1 nämndes några studier som granskat tillförlitligheten med modellen och det fanns även invändningar. Paas & Schneider (2016) visade att partikelhalterna kunde vara omkring 30 % för låga. Eftersom syftet med den här studien var att jämföra olika alternativ, var det inte avgörande om halterna kanske var över- eller underskattade eftersom förhållandet mellan dem borde vara lika och därför är jämförelsen fortfarande sann.

I luftföroreningsberäkningarna valdes meteorologiska data för år 2009 eftersom 2009 ses som ett normalår. Det vill säga om ett annat år hade valts hade resultaten troligtvis blivit annorlunda, de beräknade halterna speglar ett normalfall. För partiklar är deponeringen som störst vintertid med dubbdäck men på grund av snön binds partiklarna till vägbanan och en blåsig vårdag virvlas allt upp på en gång vilket kan leda till mycket höga halter. Detta fenomen fångas inte upp av modelleringen som har ett medelvärdesbildat väder. De eventuellt extrema dagarna, som är de mest skadliga, visades därför inte i resultatet. Detta gäller även för buller, ljudnivåerna som visades gäller för ett medelväder. Under vissa meteorologiska förhållanden som uppstår till exempel kall vintermorgon, är den meteorologiska dämpningen mindre. Högre halter än de beräknade kan väntas för varierat väder.

Fokus var jämförelse mellan olika alternativ för att se vilket som gav lägst nivåer och halter, men det är också värt att notera att nivåerna och halterna i flera fall överskred gällande riktvärden och MKN. I samtliga fall överskreds normen för timmedelvärdet på NO<sub>2</sub>. På scenario 3 var samtliga luftföroreningar över MKN, med skärm på båda sidor var halterna under normen vid husen. Även ljudnivåerna var över 55 dBA på samtliga fasader mot vägen. För att verkligen nå en god bebyggd miljö i städer där riktvärden och MKN nås krävs det fler förändringar än de metoder som granskats.

## 8. SLUTSATSER

- Korsning gav lägre ljudnivåer än rondell men rondell gav lägre NO<sub>2</sub>-halter och oförändrade partikelhalter. Med tanke på att andra studier visat något lägre ljudnivåer för rondell kan det finnas en synergieffekt om alternativet rondell väljs.
- Effekten på luftkvaliteten för tyst asfalt kunde inte visas. Tidigare studier pekar på att det kan finnas en målkonflikt då den tystare asfalten ger upphov till högre partikelhalter.
- Stängda kvarter gav lägre ljudnivåer och luftföroreningshalter på innergården, förutom för PM<sub>2,5</sub> vars halter i stort sett var oförändrade. Detta var positivt med tanke på att människor vistas längre tid på sin uteplats och ur den vinkeln finns det en synergieffekt. Det är dock viktigt att notera att de högsta halterna uppkom intill vägen för stängda kvarter och det är de högsta halterna som är de mest skadliga.
- Runt hus gav de lägsta ljudnivåerna och lägsta luftföroreningshalterna. Skillnaderna var små, förutom timmedelvärdet för NO<sub>2</sub> som gav ca 30 % högre halter, men intill vägen uppkom högre halter för det fyrkantiga huset då omblandningen hindrades. Runt hus innebar att ljudet hann dämpas innan det träffade fasaden. En synergieffekt kunde alltså visas för runt hus.
- Bullerdämpande skärmar gav en synergieffekt då luftföroreningshalterna minskade. Till exempel minskade dygnsmedelvärdet för PM<sub>10</sub> ca 30 %. Eventuell gång- och cykelbana bör placeras utanför skärmen då halterna intill vägen ökade.
- Sänkt hastighet från 50 till 30 km/h minskade bullret men ökade kvävedioxidutsläppen. Partikelhalterna var oförändrade. Andra studier har visat en synergieffekt, att utsläppen blivit lägre varför en synergieffekt kan finnas för sänkt hastighet.

## 9. REFERENSER

Andersson, J. (1998). *Akustik och buller*. 4e uppl. Svensk byggtjänst, Stockholm.

Austal2000. (2016). *Frequently Asked Questions*. Senast uppdaterad [2016-05-30]  
<http://www.austal2000.de/en/faq.html> [2017-05-20]

Bernardi, L., Porta, C., Sleight, P. (2006). Cardiovascular, cerebrovascular, and respiratory changes induced by different types of music in musicians and non-musicians: the importance of silence. *Heart*, 92(4), ss 445-452.  
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1860846/> [2017-04-05]

Bernes, C. (u.å). Luftförorening. [Elektronisk] I: *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig:  
Nationalencyklopedin.se [2017-02-06]

Beutel, M., Jünger, C., Klein, E., Wild, P., Lackner, K., Blettner, M., Binder, H., Michal, M., Wiltink, J., Brähler, E., Münzel, T. (2016). Noise annoyance is associated with depression and anxiety in the general population – the contribution of aircraft noise. *PLoS ONE*, vol 11.  
<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371%2Fjournal.pone.0155357#abstract0>  
[2017-02-24]

Bolling, A. (2017). EU bannar Sverige och 22 andra för dålig luft. *Dagens nyheter*, 7 februari.  
<http://www.dn.se/nyheter/varlden/eu-bannar-sverige-och-22-andra-for-dalig-luft/>

Boverket. (2011). *Trafikbuller och nybyggda bostäder*. Rapport 2011:10.  
<http://www.boverket.se/contentassets/6b694ed0a7504182850bff4528b4b28d/trafikbuller-och-nybyggda-bostader.pdf>

Bowker, G., Baldauf, R., Isakov V., Khlystov, A., Petersen, W. (2007). The effects of roadside structures on the transport and dispersion of ultrafine particles from highways. Elsevier, *Atmospheric Environment*, vol 41, ss 8128-8139. DOI:  
<http://dx.doi.org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.atmosenv.2007.06.064>

Burman, J. (1998). An evaluation of topographical effects on neutral and heavy-gas dispersion with a CFD model. Elsevier, *Journal of wind engineering and industrial aerodynamics* 74-76. ss 315-325.

Chen, H., Kwong, J., Copes, R., Tu, K., Villeneuve, P., van Donkelaar, A., Hystad, P., Martin, R., Murray, B., Jessiman, B., Wilton, A., Kopp, A., Burnett R. (2017). Living near major roads and the incidence of dementia, Parkinson's disease, and multiple sclerosis: a population-based cohort study. *The Lancet*, vol 389 (10070), ss 718-726. DOI:  
10.1016/S0140-6736(16)32399-6.

Chevallier, E., Can, A., Nadj, M., Leclercq, L. (2009). Improving noise assessment at intersections by modeling traffic dynamics. Elsevier, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, vol 14 (2), ss 100-110. DOI:  
<http://dx.doi.org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.trd.2008.09.014>

DataKustik. (u.åa). *CadnaA – State of the art Noise Prediction Software*.  
<http://www.datakustik.com/en/products/cadnaa/> [2017-02-23]

- DataKustik. (u.åb). *Calculation standards*.  
<http://www.datakustik.com/en/products/cadnaa/modeling-and-calculation/calculation-standards> [2017-03-02]
- DataKustik. (u.åc). *Calculation using AUSTAL2000 model*.  
<http://www.datakustik.com/en/products/cadnaa/extensions/apl-air-pollutants/calculation-using-austal2000> [2017-03-02]
- Dravitzki, VK., Jackett, RJ., Wood, CWB. (2011). *The variability of road traffic noise and implications for compliance with the noise conditions of roading designations*. NZ Transport Agency research report 446. 66pp.  
<http://www.nzta.govt.nz/assets/resources/research/reports/446/docs/446.pdf> [2017-03-03]
- Elding, L. (u.å.). Kväveoxider. I *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: Nationalencyklopedin.se [2017-02-06]
- Eneroth, K & Engström Nylén, A. (2015). *Luftkvalitetsutredning av bullerplank vid Kullskolan i Stockholm*. Stockholm, LVF (LVF 2015:10).
- European Environment Agency. (u.å). *Long description of model 'AUSTAL2000'*. Tillgänglig:  
<http://pandora.meng.auth.gr/mds/showlong.php?id=132> [2017-04-10]
- EU-kommissionen. (2012). *Common noise assessment methods in Europe (CNOSSOS-EU)*  
 DOI:10.2788/31776. Luxembourg.  
[https://ec.europa.eu/jrc/sites/jrcsh/files/cnossos-eu%2520jrc%2520reference%2520report\\_final\\_on%2520line%2520version\\_10%2520august%25202012.pdf](https://ec.europa.eu/jrc/sites/jrcsh/files/cnossos-eu%2520jrc%2520reference%2520report_final_on%2520line%2520version_10%2520august%25202012.pdf)
- EU-upplysningen, 2014. *EU-domstolen fällde Sverige för dålig luft*.  
<http://www.eu-upplysningen.se/Sverige-i-EU/Sverige-i-EU-I-fokus/EU-domstolen-falld-Sverige-for-dalig-luft/> [2017-02-07]
- Forssén, J. (2007). *Refraktion*. Tillgänglig:  
[http://www.ljudlandskap.acoustics.nu/ljudbok.php?del=nyfikna&kapitel=kapitel\\_6&rubrik=rubrik3\\_2](http://www.ljudlandskap.acoustics.nu/ljudbok.php?del=nyfikna&kapitel=kapitel_6&rubrik=rubrik3_2) [2017-02-20]
- Gauderman, J., Vora, H., McConnell, R., Berhane, K., Gilliland, F., Thomas, D., Lurmann, F., Avol, E., Kunzli, N., Jerrett, M., Peters, J. (2007). Effect of exposure to traffic on lung development from 10 to 18 years of age: a cohort study. *The Lancet*, vol 369 (9561), ss 571-577. DOI: 10.1016/S0140-6736(07)60037-3
- Gustavsson, M., Blomqvist G., Jonsson P., Ferm, M. (2010). *Effekter av dammbindning av belagda vägar*. VTI rapport 666. <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:675408/FULLTEXT01.pdf>
- Gustavsson, M., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S., Tekie, H., Sjöberg, K. (2010). *Quantification of population exposure to NO2, PM2.5 and PM10 and estimated health impacts in Sweden 2010*. IVL (IVL Report B 2197).  
[http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b5144/1443172332789/IVL%2BB2197\\_Exponering\\_2010.pdf](http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b5144/1443172332789/IVL%2BB2197_Exponering_2010.pdf)

Habib, A., Schalau, B., Schmidt, D. (2013). Comparing Different Methods for Calculating the Gas Dispersion. *Chemical engineering transactions*, vol 31, ss 145-150. DOI: 10.3330/CET1331025 <http://www.aidic.it/cet/13/31/025.pdf>

Hallberg, B. (1990). *Beräkning av ljudutbredning från vindkraftverk av Näsudden-typ med hjälp av en atmosfärisk strålgångsmodell*. Flygtekniska försöksanstalten. FFA TN 1990-38. [http://cvi.se/uploads/pdf/FFA\\_FOI/FFA\\_TN\\_1990\\_38\\_ocr.pdf](http://cvi.se/uploads/pdf/FFA_FOI/FFA_TN_1990_38_ocr.pdf)

Hart, C. R., Reznicek, N. J., Wilson, K., Pettit, C. L., Nykaza, E. T. (2016). Comparisons between physics-based, engineering, and statistical learning models for outdoor sound propagation. *Acoustical Society of America*, vol 139, ss 2640-2655. DOI: 10.1121/1.4948757

Hedström, R. (1999). *Miljöeffekter av 30 km/h i tätort – med avseende på avgasutsläpp och buller*. VTI meddelande 869. Vägverket.

Högström, U & Smedman A. (1990). *Kompendium i atmosfärens gränsskikt*. Uppsala.

Indebetou, L., Hyllenius Mattisson, P., Linderholm, L. *Effekter av generell hastighetssänkning i Göteborg*. PM 2012:22, Trivector. <https://goteborg.se/wps/wcm/connect/afa6dbd5-2567-4e3c-9fe8-eb61bbc0da3d/Trivector+Bilaga+hastighet+och+miljo.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=afa6dbd5-2567-4e3c-9fe8-eb61bbc0da3d>

Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. Elsevier, *Atmospheric Environment*, vol 105, ss 130-137. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>

Janson, R & Hansson, H. (2005). *Luftföroreningar – från utsläpp till effekt*. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet. <http://www.fysik.su.se/~milstead/teaching/2014/fk4024/Luftf%C3%B6roreningar%20JoH.pdf> [2017-02-06]

Johansson, C. (2009). *Påverkan av partikelhalter av trädplantering längs gator i Stockholm*. SLB. Rapport SLB 2:2009. [http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2009\\_002.pdf](http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2009_002.pdf)

Karolinska institutet, (2013). *Miljöhälsorapport 2013*. Institutet för miljömedicin. <http://ki.se/imm/miljohalsorapportering>

Ketzel, M., Berkowicz, R., Lohmeyer, A. (2000) Comparison of Numerical Street Dispersion Models with Results from Wind Tunnel and Field Measurements. *Environmental Monitoring and assessment*, vol 65, issue 1, ss 363-370. DOI: 10.1023/A:1006460724703

Kragh, J., Jonasson, H., Plovsing, B., Sarinen, A. (2006). *User's guide to Nord2000 Road*. DELTA, SINTEF. SP, VTT. AV 1171/06. [http://webaux.cedex.es/egra/EGRA-ingles/I-Documentacion/National\\_Methods/Users\\_Guide\\_Nord2000\\_Road.pdf](http://webaux.cedex.es/egra/EGRA-ingles/I-Documentacion/National_Methods/Users_Guide_Nord2000_Road.pdf)

Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K., Nieuwenhuijsen, M. (2017). Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environmental international*, vol 100, ss 1-31. DOI: 10.1016/j.envint.2016.11.012

- Kihlman T, Kropp W, Lang W.. (2014). Quieter cities of the future. *The CAETS Noise Control Technology Committee and the International Institute of Noise Control Engineering*. <http://www.ta.chalmers.se/downloads/open/intro/QuieterCities.pdf>
- Larsson, K. (2016). Updated road traffic noise emission models in Sweden. *Inter.noise Hamburg 2016*. <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1059678/FULLTEXT01.pdf>
- Larsson, C. (2011). *Bullerutbredning*. Institutionen för geovetenskaper.
- Larsson, C. (1997). Atmospheric absorption conditions for horizontal sound propagation. *Applied acoustics*, vol 50, ss 231-245.
- Lindgren, E. (u.å). *Aerosol*. I *Nationalencyklopedin*. Tillgänglig: Nationalencyklopedin. [2017-02-06]
- Linköpings kommun. (2014). *Åtgärdsprogram för partiklar PM10 Linköpings kommun Del 2 – beskrivning och bedömning av åtgärder 1 till 9*. Dnr. Sbn 2012-267 <http://www.linkoping.se/contentassets/2ddc9516399d44acb83890e57789a74f/atgardsprogram-for-partiklar-del-2-antagande-low.pdf>
- LT. (2011). Smalare däck framtidens trend. *Länstidningen Östersund*, 19 mars. <http://www.ltz.se/motor/smalare-dack-framtidens-trend> [2017-02-21]
- Marini, S., Buonanno, G., Stabile, L., Avino, P. (2014). A benchmark for numerical scheme validation of airborne particle exposure in street canyons. *Environmental science and pollution research*, vol 22, ss 2051-2063. DOI: 10.1007/s11356-014-3491-6
- Miljömål. (2012). *Preciseringar av God bebyggd miljö*. <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/15-god-bebyggd-miljo/Preciseringar-av-god-bebyggd-miljo/> [2017-01-26]
- Miljömål. (2013). *Indikatorer Besvär av trafikbuller*. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=26&pl=1> [2017-01-26]
- Miljömål. (2016). *Frisk luft - om*. <https://www.miljomal.se/Miljomalen/2-Frisk-luft> [2017-06-05]
- Miljömål. (2017). *Frisk luft – Uppföljning 2017*. <https://www.miljomal.se/Miljomalen/2-Frisk-luft/Nas-malet/au2017/> [2017-06-05]
- Myhrman, G. (2009). *Cirkulationsplatsers inverkan på vägtrafikbuller*. Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskaper. [http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Gustav\\_Myhrman.pdf](http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Gustav_Myhrman.pdf)
- Naturvårdsverket. (2008). *Yttrande i Miljööverdomstolens mål nr. M 4549-07, angående begäran om åtgärd mot trafikbuller vid Konstnärsgården Odensala, Östersund Stallet 7*. Dnr 544-2824-08 Rv. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/rattsinformation/rattsfall/vagar/riktvarden-buller/vagar-riktvarden-buller-yttrande-20080410.pdf> [2017-04-18]
- Naturvårdsverket. (2014a). *Nationell samordning av omgivningsbuller*. Uppdrag och lagstiftning.



- <http://naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/buller/redovisning-uppdrag-lagstiftning-20141216.pdf> [2017-02-06]
- Naturvårdsverket. (2014b). *Kartläggning av antalet överexponerade för buller*. <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:747806/FULLTEXT01.pdf> [2017-02-06]
- Naturvårdsverket. (2014c). *Luftguiden. Handbok om miljö kvalitetsnormer för utomhusluft*. Utgåva 3. Handbok 2014:1. Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer6400/978-91-620-0178-0.pdf?pid=13069> [2017-02-06]
- Naturvårdsverket. (2015). *Buller berör hela samhället*. Nationell samordning av omgivningsbuller. <http://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/buller/faktablad-bullersamordningen-20150325.pdf> [2017-01-25]
- Naturvårdsverket. (2016a). *Riktvärden för buller från väg- och spårtrafik vid befintliga bostäder*. <https://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/buller/vagar-och-jarnvagar/vagledn-riktv-buller-vag-spar-befintliga-bostader.pdf> [2017-01-26]
- Naturvårdsverket. (2016b). *Miljö kvalitetsnorm för buller*. <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Buller/Miljokvalitetsnorm-for-buller/> [2017-01-26]
- Naturvårdsverket. (2016c). *Utsläpp av grova partiklar (PM10) till luft*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Partiklar-PM10-till-luft/> [2017-02-06]
- Naturvårdsverket. (2016d). *Kväveoxidutsläpp till luft*. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kvaveoxid-till-luft/> [2016-02-06]
- Naturvårdsverket. (1996). *Vägtrafikbuller Nordisk beräkningsmodell reviderad 1996*. Rapport 4653. Del 1 och 2.
- Okokon, E., Yli-Toumi, T., Turunen, A., Taimisto, P., Pennanen, A., Vouitsis, I., Samaras, Z., Voogt, M., Keuken, M., Lanki, T. (2017). Particulates and noise exposure during bicycle, bus and car commuting: A study in three European cities. *Elsevier*, vol. 154, ss 181-189. DOI: <http://dx.doi.org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.envres.2016.12.012>
- Ottelé, M. (2015). A Green Building Envelope: A Crucial Contribution to Biophilic Cities. I: Pacheco Torgal, F., Labrincha, J.a., Diamanti, M.V., Yu, C.P., Lee, H.K. (red), *Biotechnologies and biomimetics for Civil Engineering*. Schweiz: Springer International Publishing, ss. 135-161
- Orru, H & Forsberg, B. *Assessment of long-term health impacts of air quality with different guideline values for NOX in the planned by-pass tunnel Förbifart Stockholm*. Yrkes- och miljömedicin i Umeå rapport, nr 3 2016. [http://www.trafikverket.se/contentassets/114e2c7a2c9e4778b8e933271f347219/orru\\_forsberg\\_hia\\_tunnel\\_ymm\\_2016\\_nr3.pdf](http://www.trafikverket.se/contentassets/114e2c7a2c9e4778b8e933271f347219/orru_forsberg_hia_tunnel_ymm_2016_nr3.pdf) [2017-03-03]

- Oslo kommune. (u.å). *Dieselforbud*. <https://www.oslo.kommune.no/gate-transport-og-parkering/dieselforbud/> [2017-03-02]
- Paas, B & Schneider C. (2016). A comparison of model performance between ENVI-met and Austal2000 for particulate matter. *Atmospheric Environment*, vol 145, ss 382-404. <https://doi-org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.atmosenv.2016.09.031>
- Regeringskansliet. (2017). *Nya riktvärden på trafikbuller*. <http://www.regeringen.se/pressmeddelanden/2017/05/nya-riktvarden-for-trafikbuller/> [2017-05-15]
- Renterghem, T., Attenborough, K., Maennel, M., Defrance, J., Horoshenkov, K., Kang, J., Bashir, I., Taherzadeh, S., Altreuther, B., Khan, A. (2014). Measured light vehicle noise reduction by hedges. Elsevier, *Applied Acoustics*, vol 78, ss 19-27. DOI: <http://dx.doi.org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.apacoust.2013.10.011>
- Sjödin, Å., Pihl-Karlsson G., Johansson, M. (2004). *Vägtrafikens utsläpp av kväveoxider – reglering, utsläpp och effekter*. Vägverkets publikationsnummer 2004:135. IVL. <http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b7487/1445515580156/B1597.pdf>
- SLB. (u.åa). *Meteorologi*. <http://slb.nu/lvf/Meteorologi/Main.htm> [2017-02-06]
- SLB. (u.åb). *Spridningsmodeller*. <http://www.slb.nu/lvf/Halter/modeller.htm> [2017-02-06]
- SLB. (2010). *Luften i Stockholm årsrapport 2009*. Miljöförvaltningen Stockholm stad. [http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2010\\_003.pdf](http://slb.nu/slb/rapporter/pdf8/slb2010_003.pdf)
- SMHI. (2010). *Kartläggning av partiklar I Sverige – halter, källbidrag och kunskapsluckor*. Rapport nr. 144. [http://www.smhi.se/polopoly\\_fs/1.13480!meteorologi\\_144.pdf](http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.13480!meteorologi_144.pdf) [2017-02-06]
- SMHI. (2014a). *Beräkningar av halter, befolkningsexponering och hälsokonsekvenser längs det statliga vägnätet*. Rapport nr 2014-60. [http://www.trafikverket.se/contentassets/73081f4d811c4caba52501fe869df86c/smhi\\_berakningar\\_halter\\_statliga\\_vagnatet.pdf](http://www.trafikverket.se/contentassets/73081f4d811c4caba52501fe869df86c/smhi_berakningar_halter_statliga_vagnatet.pdf)
- SMHI. (2014b). *Partiklar*. <http://www.smhi.se/reflab/om-luftfororeningar/luftfororeningar/partiklar-1.19671> [2017-02-06]
- Socialstyrelsen. (2009). *Miljöhälsorapport 2009*. [http://ki.se/sites/default/files/mhr2009\\_0.pdf](http://ki.se/sites/default/files/mhr2009_0.pdf)
- Speak, A.F., Rothwell, J.J., Lindley, S.J., C.L, Smith. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric environment*, vol 61, ss. 283-293.
- Stockholm stad. (2017). *Andel bilar med dubbdäck*. Senast uppdaterad [2017-03-23] <http://miljobarometern.stockholm.se/luft/partiklar/andel-bilar-med-dubbdack> [2017-04-20]
- Stockholm stad. (2017). *Vinterdäck*. <http://www.stockholm.se/Fristaende-webbplatser/Fackforvaltningssajter/Trafikkontoret/vinterdack> [2017-03-01]
- Sørensen, M., Lühdorf, P., Ketzel, M., Andersen, Z., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O. (2014). Combined effects of road traffic noise and ambient air pollution in

relation to risk for stroke? *Elsevier Environmental research*, vol 133, ss 49-55. DOI: <http://dx.doi.org.ezproxy.its.uu.se/10.1016/j.envres.2014.05.011>

Tétreault, L., Perron, S., Smargiassi, A. (2013). Cardiovascular health, traffic-related air pollution and noise: are associations mutually confunded? A systematic review. *International journal of public health*, vol. 58, ss 649-666. DOI: 10.1007/s00038-013-0489-7

Trafikverket. (2012a). *Vägbeläggningar och PM10*. Rapport 2012:240. <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:674205/FULLTEXT01.pdf>

Trafikverket. (2012b). *Handbok för vägtrafikens luftföroreningar*. Kapitel 7 Meteorologi och atmosfärs kemi för tillämpad spridningsmodellering. [http://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Fillistningar/handbok\\_for\\_vagtrafikens\\_luftfororeningar/kapitel\\_7\\_meteorologi\\_och\\_atmosfarskemi.pdf](http://www.trafikverket.se/TrvSeFiler/Fillistningar/handbok_for_vagtrafikens_luftfororeningar/kapitel_7_meteorologi_och_atmosfarskemi.pdf)

Trafikverket. (2015a). *Källor till vägtrafikbuller*. <http://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/trafikbuller-och-vibrationer/Fakta-om-buller-och-vibrationer/Kallor-till-vagtrafikbuller/> [2017-01-26]

Trafikverket. (2015b). *Trafikverkets miljörapport 2015*. 2016:035 [https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11939/RelatedFiles/2016\\_035\\_trafikverkets\\_miljorapport\\_2015.pdf](https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11939/RelatedFiles/2016_035_trafikverkets_miljorapport_2015.pdf)

Trafikverket. (2015c). *Ljud och mått*. <http://www.trafikverket.se/resa-och-trafik/trafikbuller-och-vibrationer/Fakta-om-buller-och-vibrationer/Ljud-och-matt/> [2017-01-27]

Trafikverket. (2017). *Buller från vibrationer från trafik på väg och järnväg*. TDOK 2014:1021. Version 2. <http://trvdokument.trafikverket.se/Versioner.aspx?spid=54&dokumentId=TDOK%202014%3a1021>

Trafikverket. (2016). *Vägtrafikens utsläpp*. <http://www.trafikverket.se/om-oss/var-verksamhet/sa-har-jobbar-vi-med/miljo-och-halsa/halsa/luft/vagtrafikens-utslapp/> [2017-01-24]

Tzivian, L., Dlugaj, M., Winkler, A., Hennig, F., Fuks, K., Sugiri, D., Schikowski, T., Jakobs, H., Erbel, R., Jöckel, K., Moebus, S., Hoffmann, B., Weimaron., C. Long-term air pollution and traffic noise exposures and cognitive function: A cross-sectional analysis of the Heinz Nixdorf Recall study. *Journal of toxicology and environment health, Part A*. <http://dx.doi.org/10.1080/15287394.2016.1219570>

Thorsson, P., Kågeson, P., Hallberg, J. (2006). *Tystare parker och friluftsområden om metoder att dämpa vägtrafikbuller vid källan*. Vägverket, Miljöförvaltningen Göteborg, Miljöförvaltningen Stockholm, Gröna Bilister. <https://insynsverige.se/documentHandler.ashx?did=93243>

Umwelt Bundesamt. (2015). *Overview & History*. Tillgänglig: <http://www.umweltbundesamt.de/en/topics/air/air-quality-control-in-europe/overview-history> [2017-04-06]

Uppsala kommun. (2017). *Dubbdäck i stan*. <https://www.uppsala.se/boende-och-trafik/trafik-och-gator/dubbdack-i-stan> [2017-03-01]

Vallero, D. (2008). *Fundamentals of air pollution*. 4. Uppl., Elsevier

Van Kempen, E & Babisch, W. (2012). The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis. *Journal of Hypertension*, vol 30, ss. 1075-1086. DOI: 10.1097/HJH.0b013e328352ac54

Viman, L & Gustavsson, M. (2014). *Slaggasfalt, delrapport C Slitage och bildning av inandningsbara partiklar (PM10)*. Rapport VTI 24-2015 <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:865529/FULLTEXT01.pdf>

Vägverket. (2006). *Råd och rekommendationer vid uppförande av bullerdämpande vallar och skärmar*. Publikation: 2006:94. [https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11096/RelatedFiles/2006\\_94\\_rad\\_och\\_rekommendationer\\_vid\\_uppforande\\_av\\_bullerdampande\\_vallar\\_och\\_skarmar.pdf](https://trafikverket.ineko.se/Files/sv-SE/11096/RelatedFiles/2006_94_rad_och_rekommendationer_vid_uppforande_av_bullerdampande_vallar_och_skarmar.pdf)

WHO. (2005). *WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozon, nitrogen dioxide and sulfur dioxide*. [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO\\_SDE\\_PHE\\_OEH\\_06.02\\_eng.pdf](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/69477/1/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf)

WHO. (2011). *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*. [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0008/136466/e94888.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0008/136466/e94888.pdf)

Ögren, M & Bengtsson Ryberg, J. (2015). *Bullerberäkningar med Cnossos-EU i Sverige*. Naturvårdsverket, Arbets- och miljömedicin vid Sahlgrenska universitetssjukhuset och Göteborgs universitet. <http://www.naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/buller/kartlaggning/bullerkartlaggning-cnossos-.pdf>

Öhlund, O & Larsson, C. (2015). Meteorological effects on wind turbine sound propagation. Elsevier, *Applied acoustics*, vol 89, ss 34–41.

## 10. MUNTliga REFERENSER

Thordstein, Carl. Luftvårdsspecialist, Sweco Environment Göteborg. Epost. 2017-03-07

Martinsen, Morten. Miljørådgiver, luftforurensning, Sweco Norge. 2017-03-17

## 11. BILAGOR

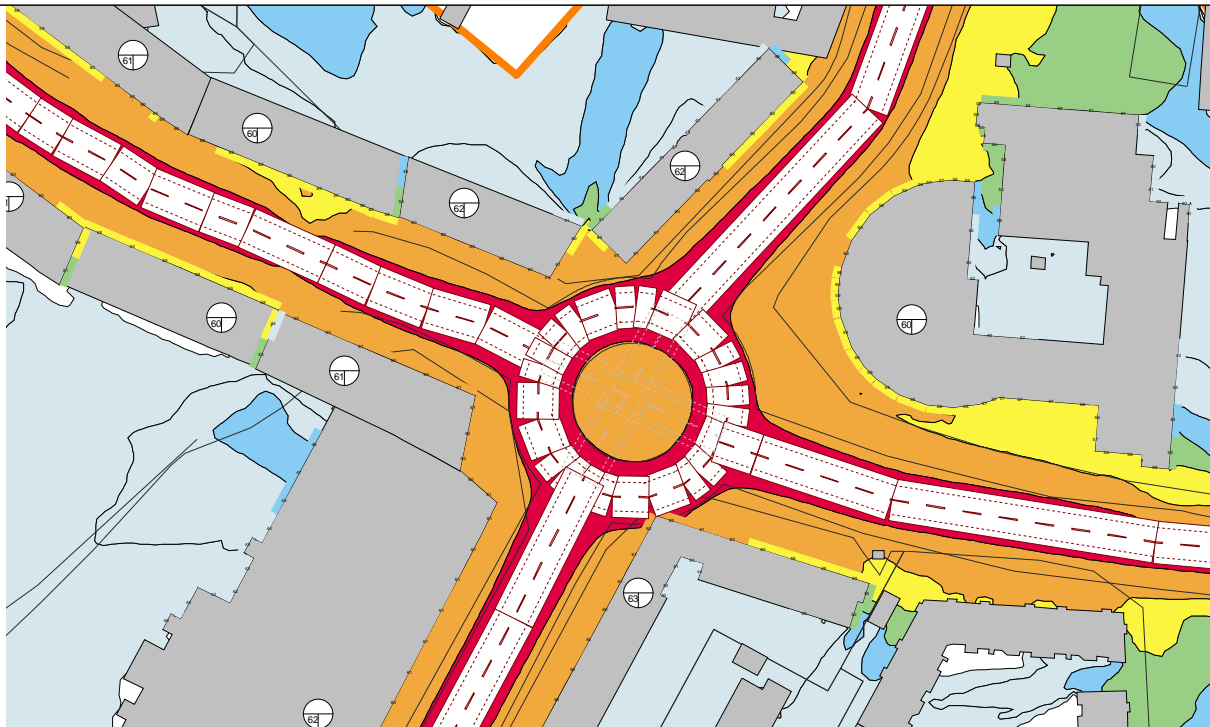
Bilagor listas i följande ordning:

- Scenario 1a = Rondell/korsning Leq
- Scenario 1a = Rondell/korsning max
- Scenario 1b = Tyst/Vanlig asfalt Leq
- Scenario 1b = Tyst/Vanlig asfalt max
- Scenario 1c = Stängda kvarter/Fristående hus Leq
- Scenario 1c = Stängda kvarter/Fristående hus max
- Scenario 1d = Runt/Fyrkantigt hus Leq
- Scenario 1d = Runt/Fyrkantigt hus max
- Scenario 2 = Skärmar Leq

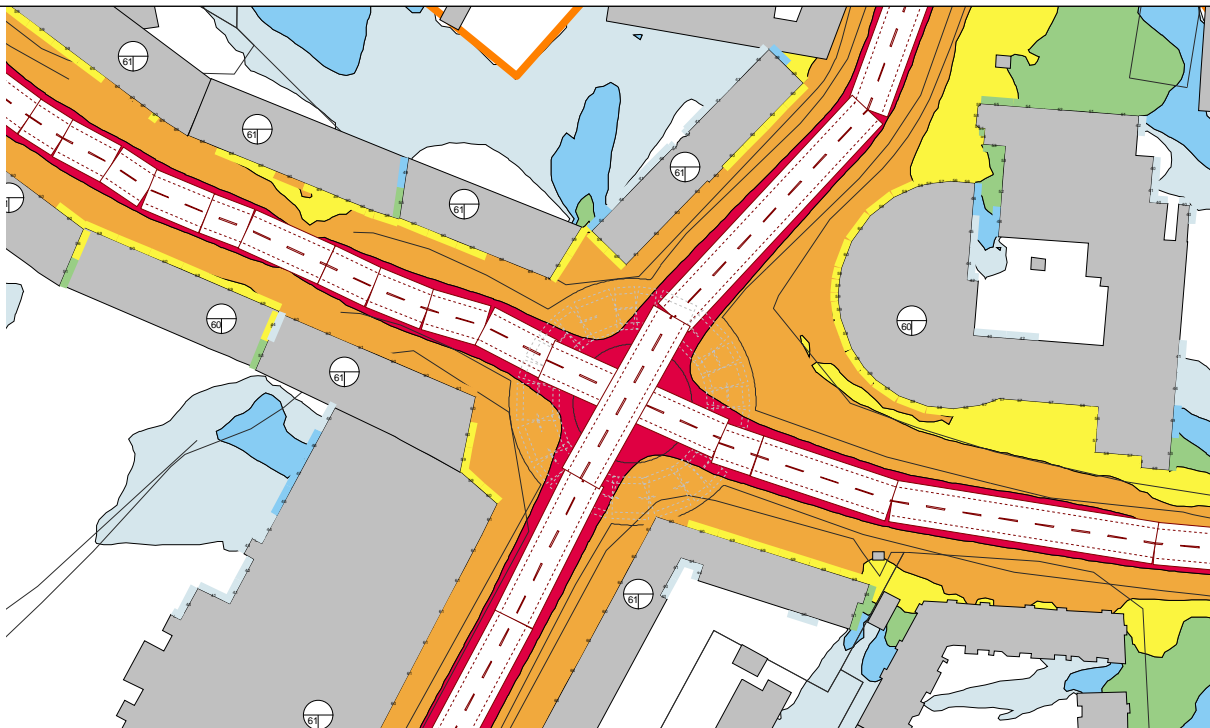
- Scenario 2 = Skärmar max
- Scenario 3 = Olika hastighet Leq
- Scenario 1a - rondell - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 1a - rondell - NO2 timmedelvärde
- Scenario 1a - rondell - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 1a - rondell - PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 1a - korsning - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 1a - korsning - NO2 timmedelvärde
- Scenario 1a - korsning - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 1a - korsning - PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 1c - Stängda kvarter - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 1c - Stängda kvarter - NO2 timmedelvärde
- Scenario 1c - Stängda kvarter - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 1c - Stängda kvarter - PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 1c – Fristående hus - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 1c – Fristående hus - NO2 timmedelvärde
- Scenario 1c – Fristående hus - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 1c – Fristående hus - PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 1d - Runt hus - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 1d - Runt hus - NO2 timmedelvärde
- Scenario 1d - Runt hus - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 1d - Runt hus - PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 1d - Fyrkantigt hus - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 1d - Fyrkantigt hus - NO2 timmedelvärde
- Scenario 1d - Fyrkantigt hus - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 1d - Fyrkantigt hus - PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 2 - Utan skärm - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 2 - Utan skärm - NO2 timmedelvärde
- Scenario 2 - Utan skärm - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 2 - Utan skärm – PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 2 - En skärm - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 2 - En skärm - NO2 timmedelvärde
- Scenario 2 - En skärm - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 2 - En skärm – PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 2 - Två skärmar - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 2 - Två skärmar - NO2 timmedelvärde
- Scenario 2 - Två skärmar - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 2 - Två skärmar – PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 3 - 50 km/h- NO2 årsmedelvärde
- Scenario 3 - 50 km/h- NO2 timmedelvärde
- Scenario 3 - 50 km/h- PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 3 - 50 km/h- PM10 dygnsmedelvärde
- Scenario 3 - 30 km/h - NO2 årsmedelvärde
- Scenario 3 - 30 km/h - NO2 timmedelvärde

- Scenario 3 - 30 km/h - PM2,5 årsmedelvärde
- Scenario 3 - 30 km/h - PM10 dygnsmedelvärde

## Scenario 1a = Rondell/korsning



Rondell Leq



Korsning Leq

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall

- > 40 dB(A)
- > 45 dB(A)
- > 50 dB(A)
- > 55 dB(A)
- > 60 dB(A)
- > 65 dB(A)
- > 70 dB(A)
- > 75 dB(A)



Projektinfo: Ekvivalent ljudnivå (Leq)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1a  
Beräkningshöjd: 2 m

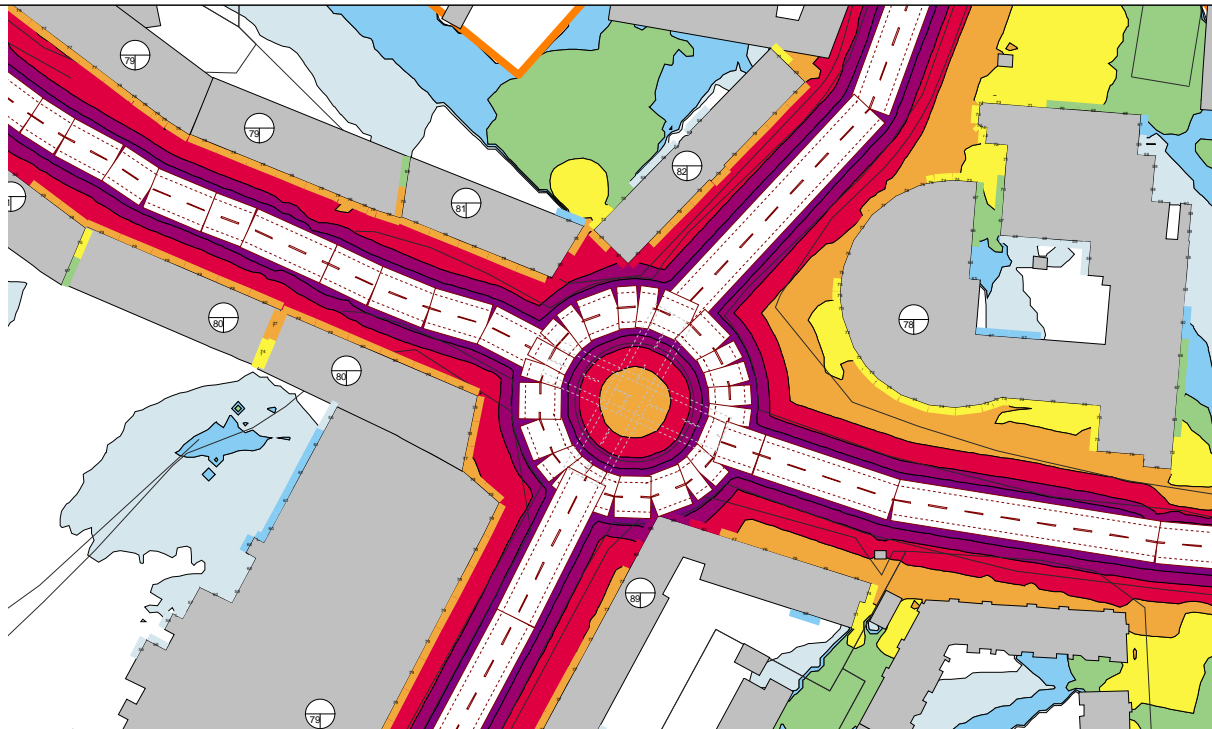
Beräknad av:

Hilma Larsson

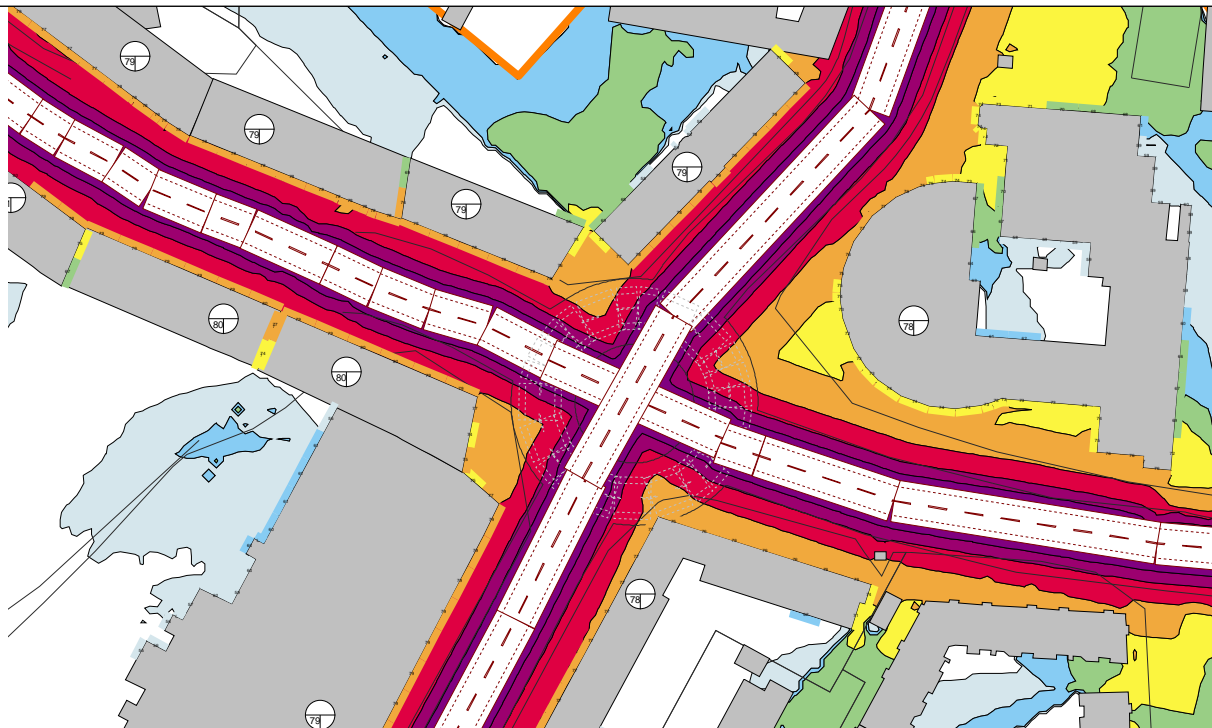
Datum:

2017-03-30

# Scenario 1a = Rondell/korsning



Rondell max



Korsning max

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall

- > 55 dB(A)
- > 60 dB(A)
- > 65 dB(A)
- > 70 dB(A)
- > 75 dB(A)
- > 80 dB(A)
- > 85 dB(A)
- > 90 dB(A)



Projektinfo: Maximal ljudnivå (L<sub>max</sub>)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1a  
Beräkningshöjd: 2 m

Beräknad av:

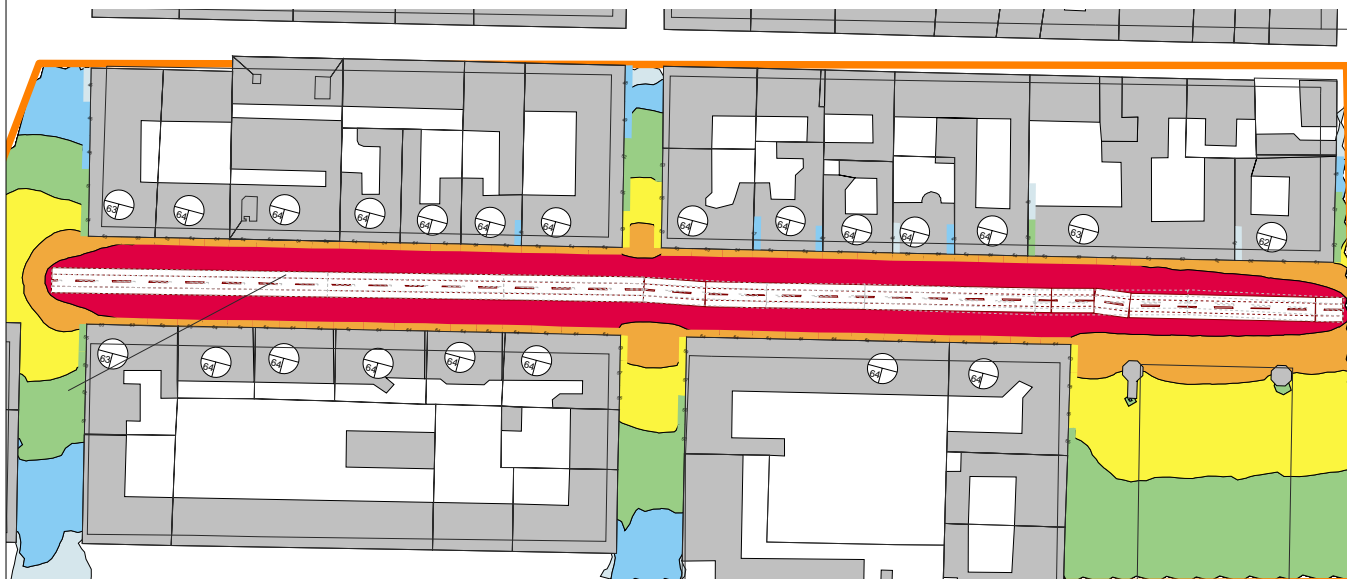
Hilma Larsson

Datum:

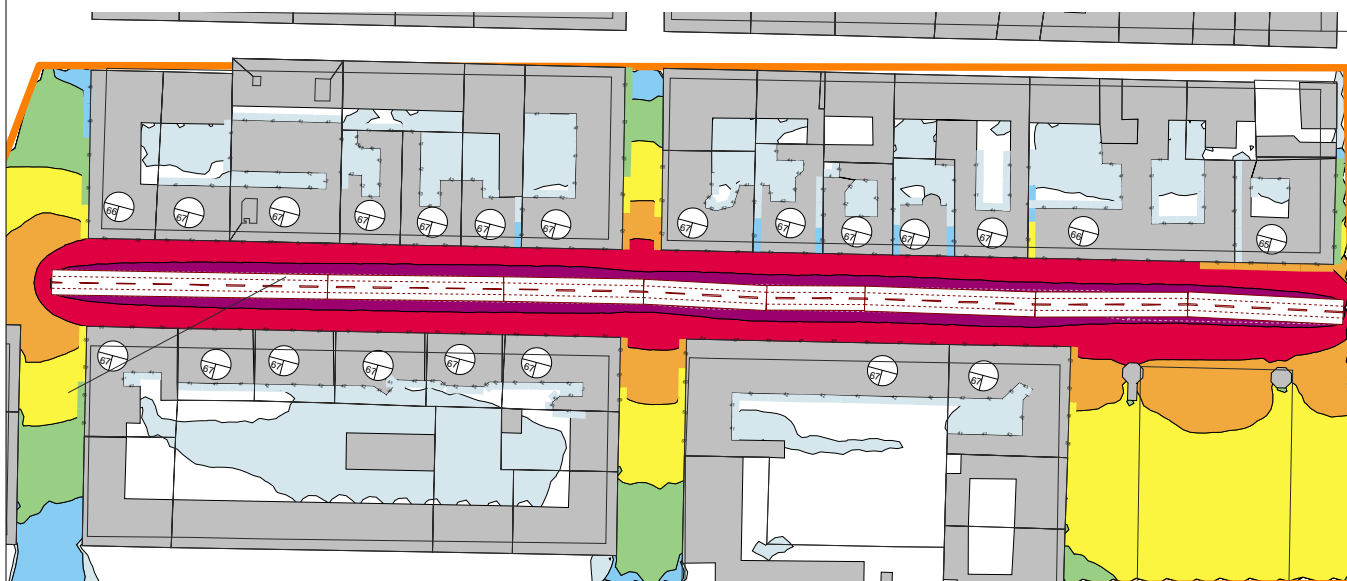
2017-03-30



## Scenario 1b = Tyst/Vanlig asfalt

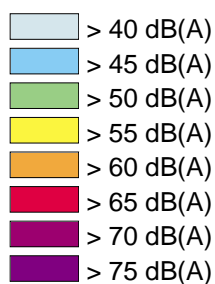


## Tyst asfalt Leq



## Vanlig asfalt Leq

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



Projektinfo: Ekvivalent ljudnivå (Leq)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1b  
Beräkningshöjd: 2 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

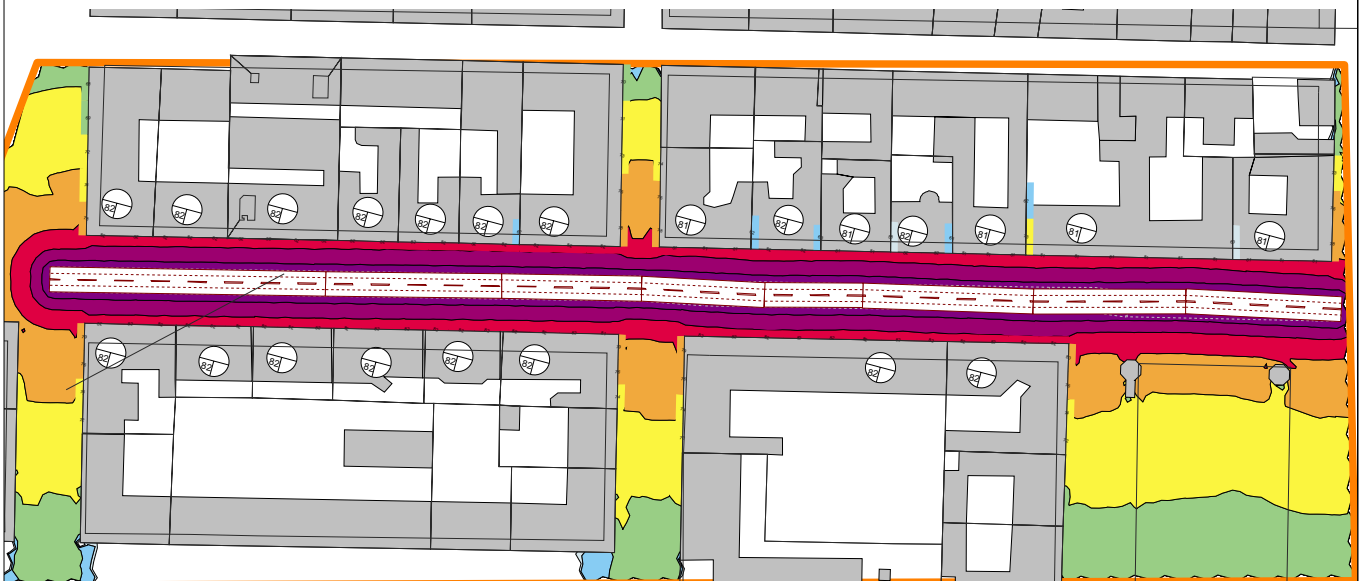
Datum:

2017-04-21

## Scenario 1b = Tyst/Vanlig asfalt

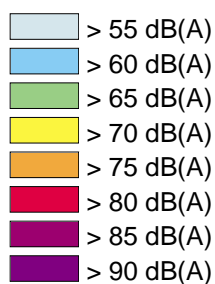


### Tyst asfalt max



### Vanlig asfalt max

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



Projektinfo: Maximal ljudnivå (L<sub>max</sub>)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1b  
Beräkningshöjd: 2 m

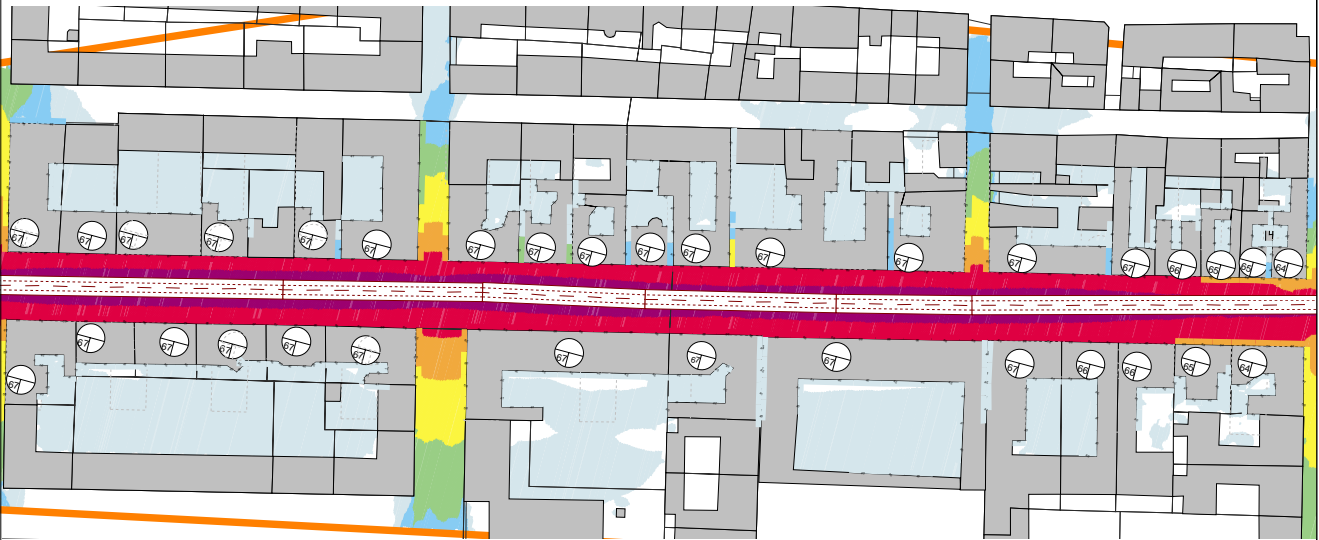
Beräknad av:

Hilma Larsson

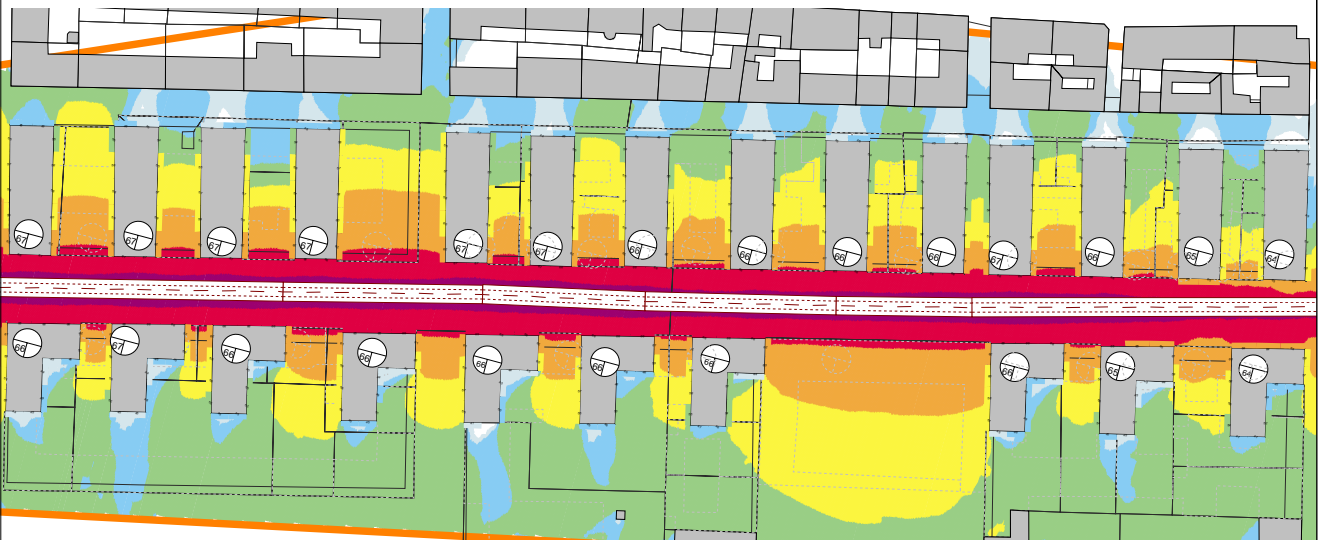
Datum:

2017-04-21

## Scenario 1c = Stängda kvarter/Fristående hus

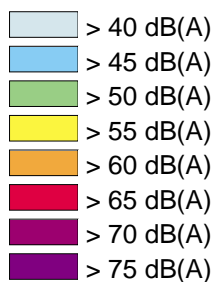


### Stängda\_kvarter Leq



### Fristående\_hus Leq

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



Projektinfo: Ekvivalent ljudnivå (Leq)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1c  
Beräkningshöjd: 2 m

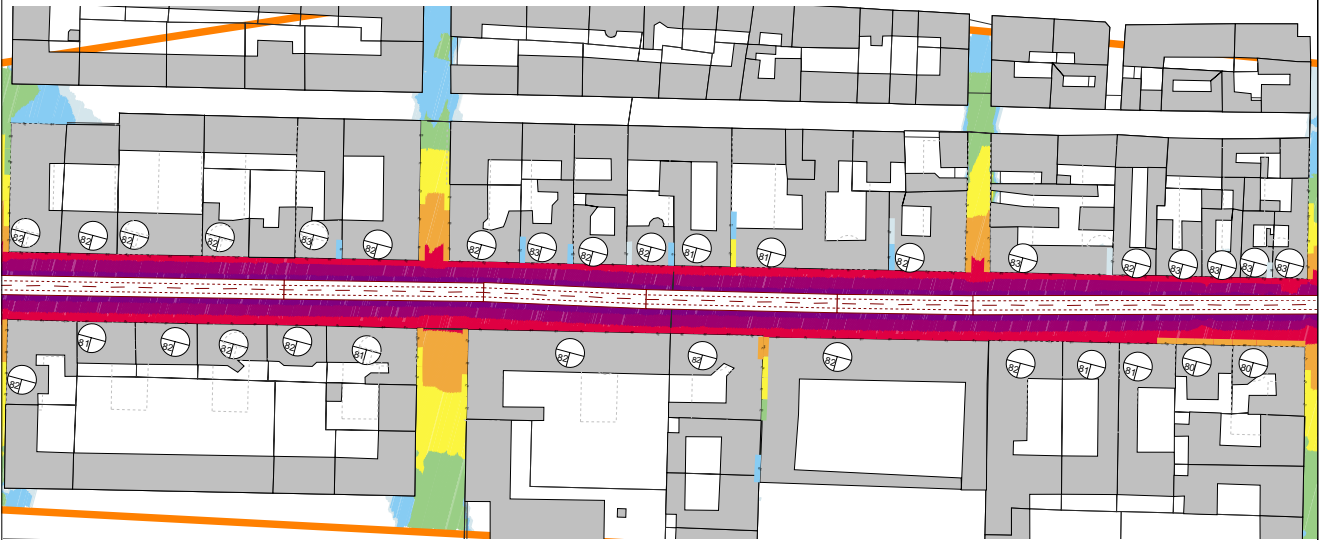
Beräknad av:

Hilma Larsson

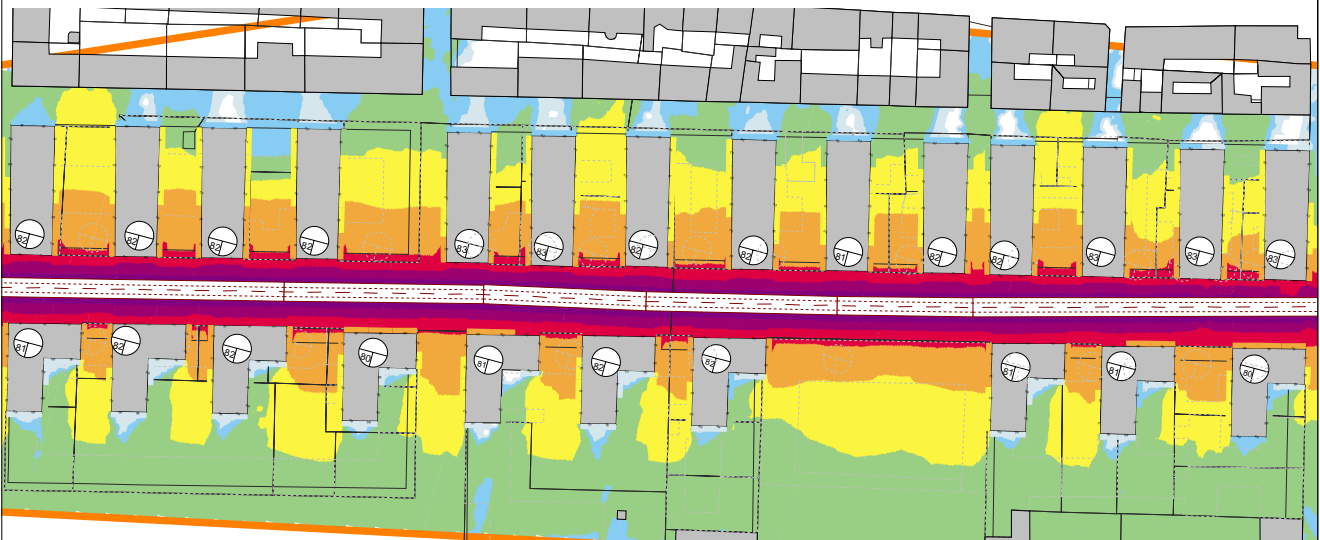
Datum:

2017-05-22

## Scenario 1c = Stängda kvarter/Fristående hus

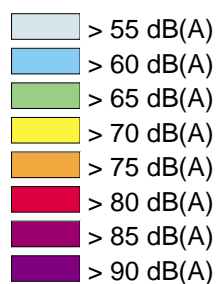


Stängda\_kvarter max



Fristående\_hus max

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



Projektinfo: Maximal ljudnivå (L<sub>max</sub>)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1c  
Beräkningshöjd: 2 m

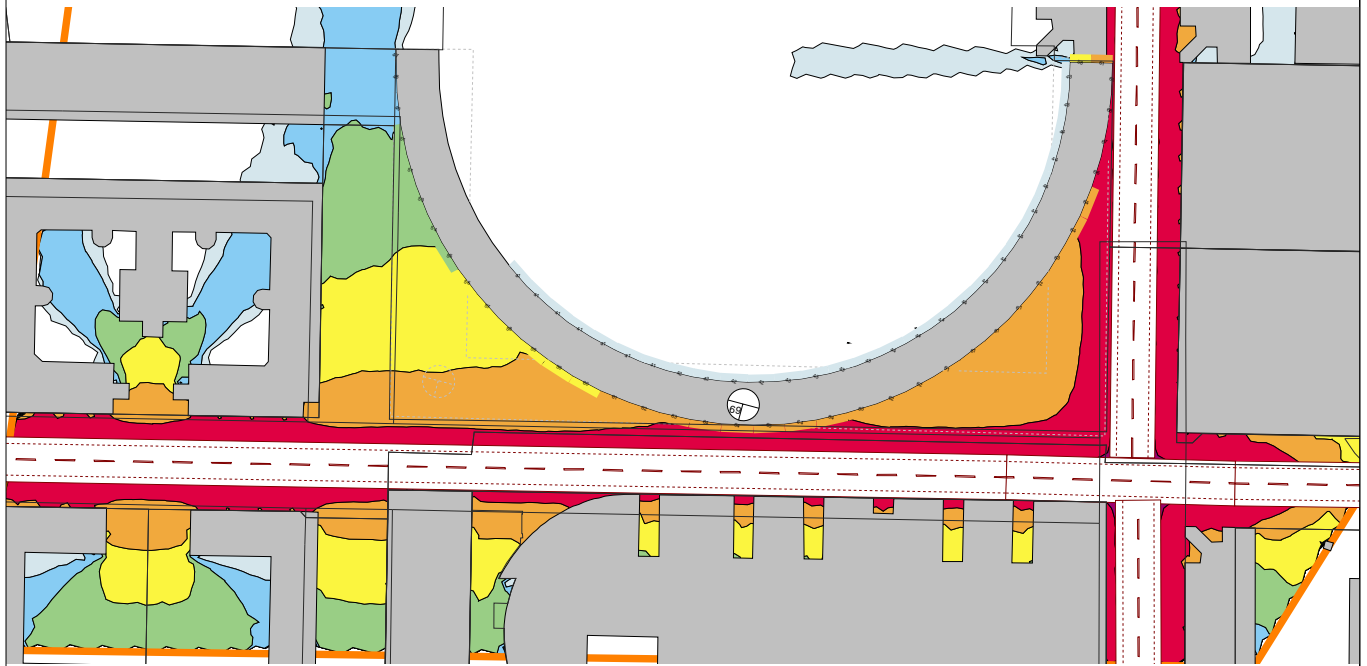
Beräknad av:

Hilma Larsson

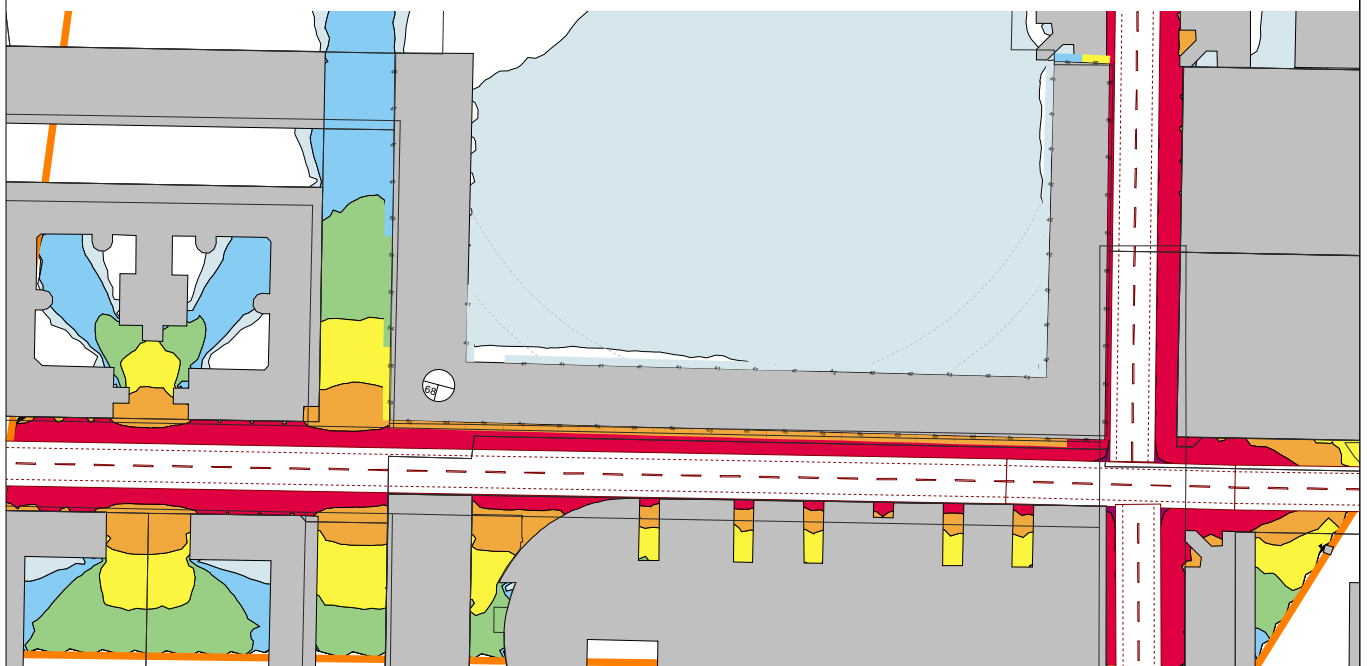
Datum:

2017-05-22

## Scenario 1d = Runt/Fyrkantigt hus

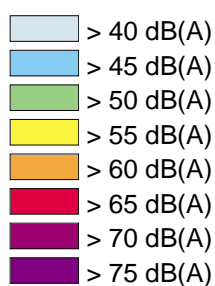


Runt\_hus Leq



Fyrkantigt\_hus Leq

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



Projektinfo: Ekvivalent ljudnivå (Leq)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1d  
Beräkningshöjd: 2 m

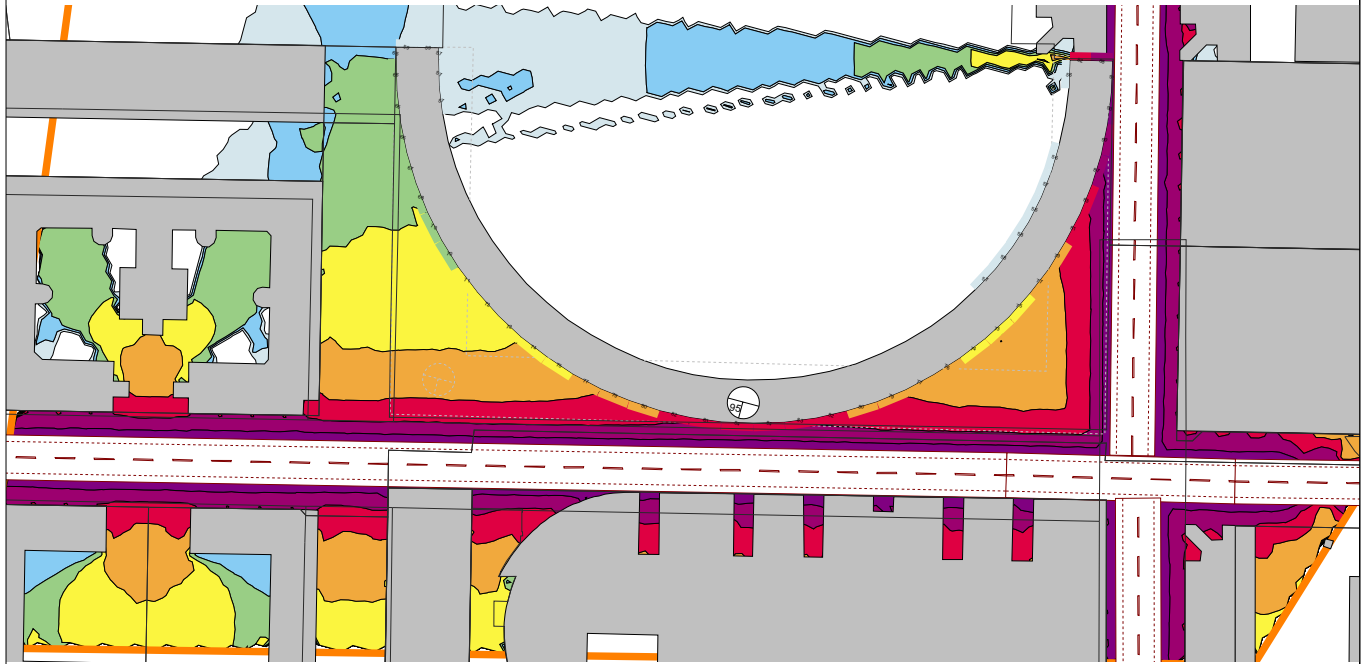
Beräknad av:

Hilma Larsson

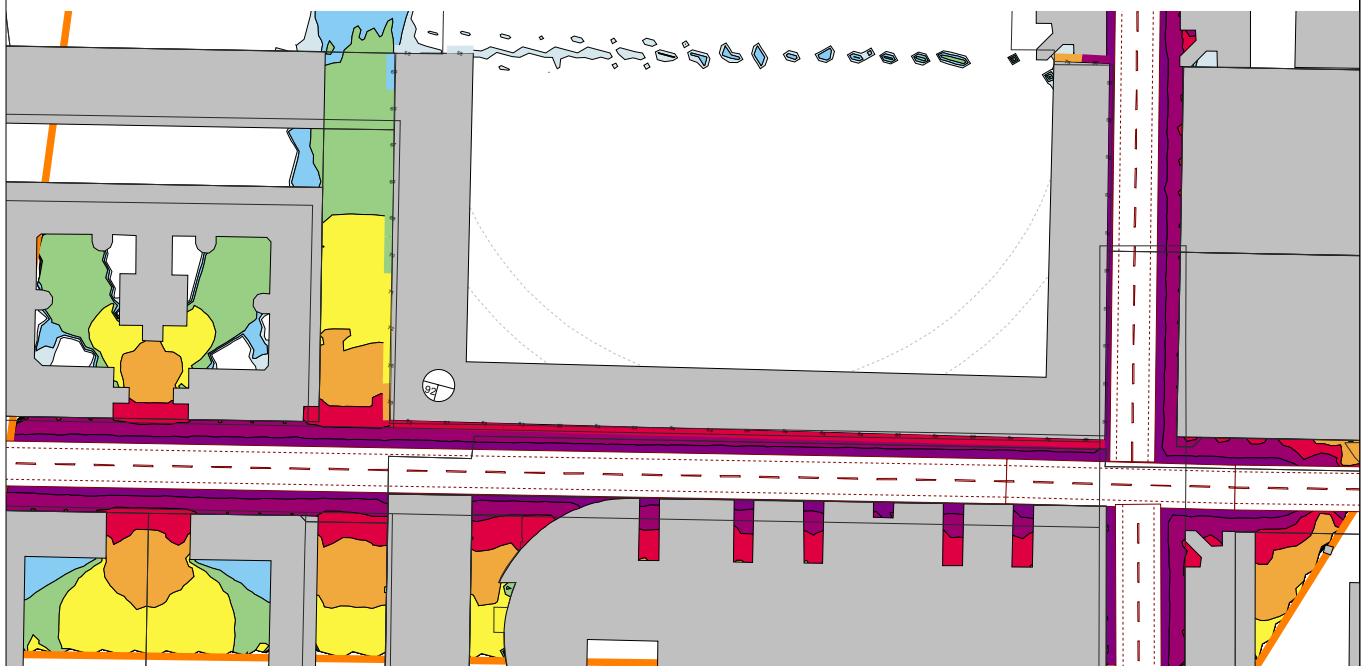
Datum:

2017-03-31

## Scenario 1d = Runt/Fyrkantigt hus

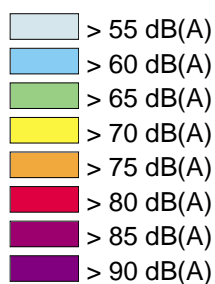


Runt\_hus max



Fyrkantigt\_hus max

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



Projektinfo: Maximal ljudnivå (Lmax)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_1d  
Beräkningshöjd: 2 m

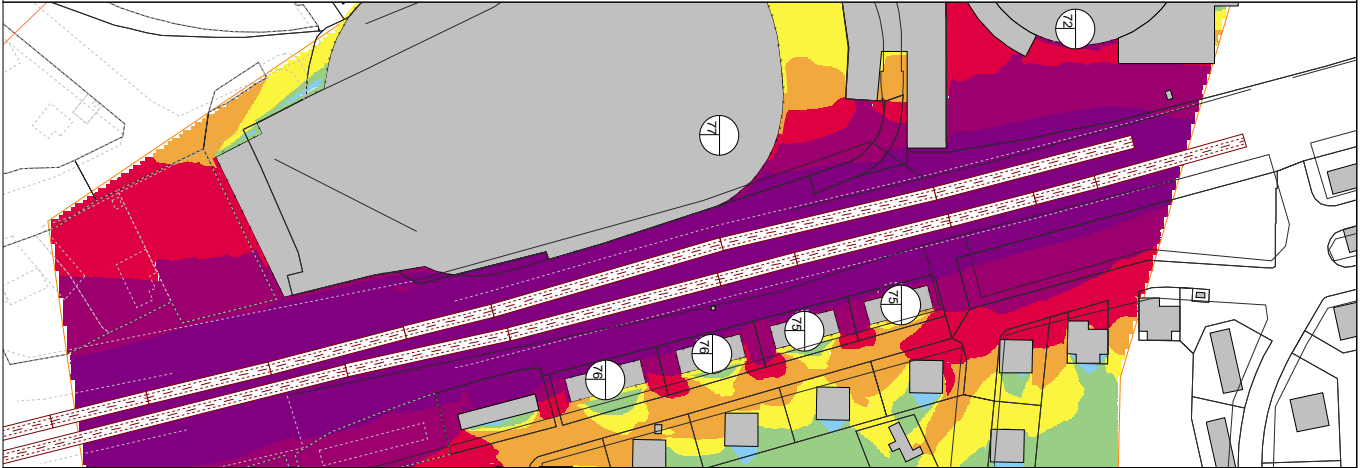
Beräknad av:

Hilma Larsson

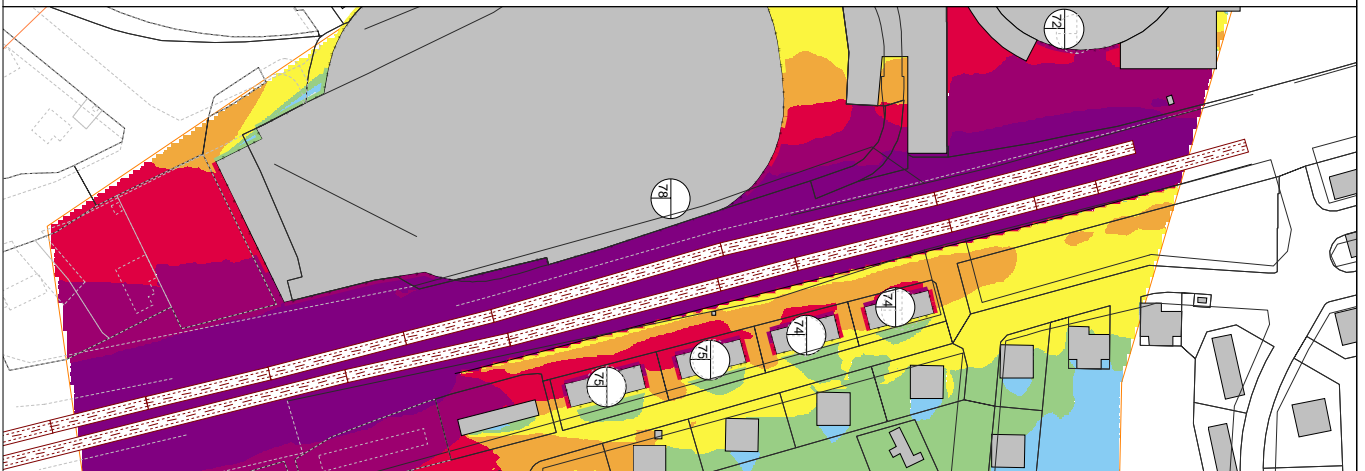
Datum:

2017-03-31

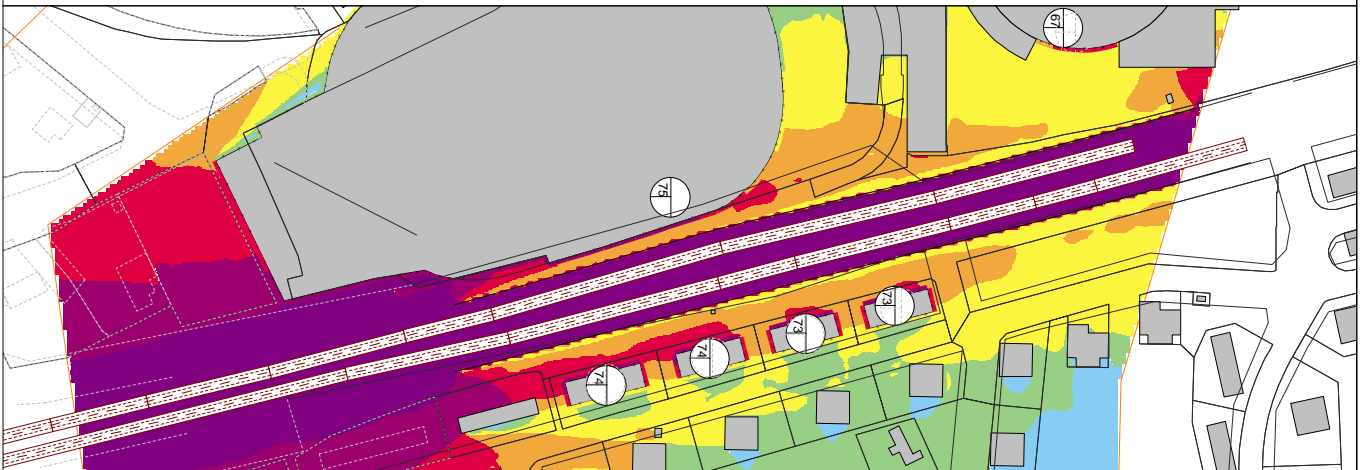
## Scenario 2 = Skärmar



Utan skärm Leq

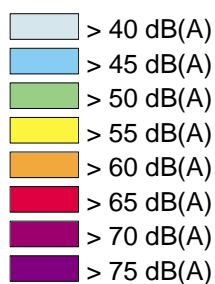


Med skärm Leq



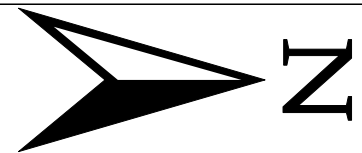
Med 2 skärmar Leq

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: Ekivalent ljudnivå (Leq)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_2  
Beräkningshöjd: 2 m

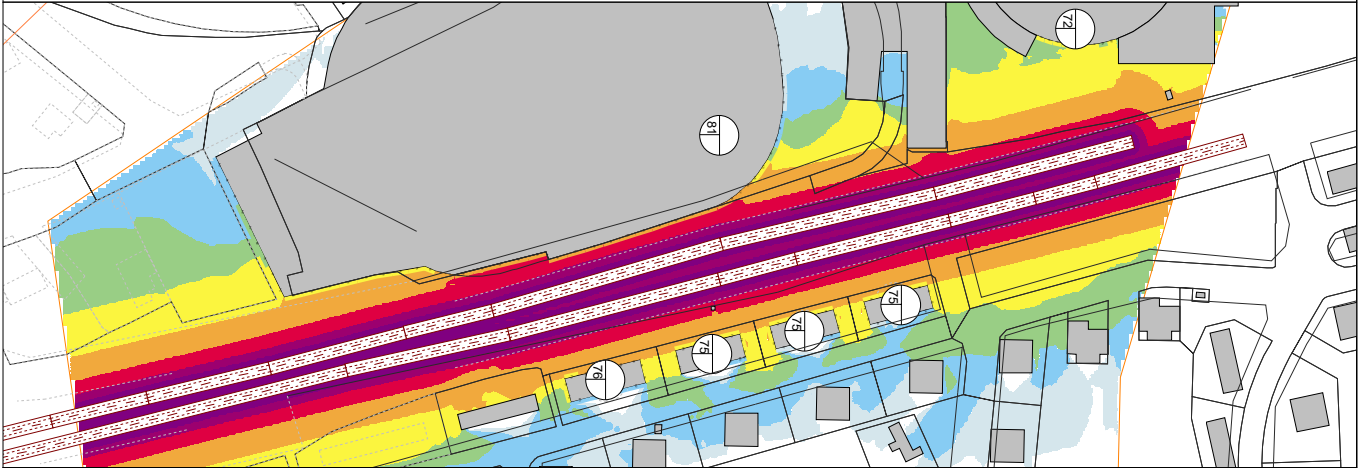
Beräknad av:

Hilma Larsson

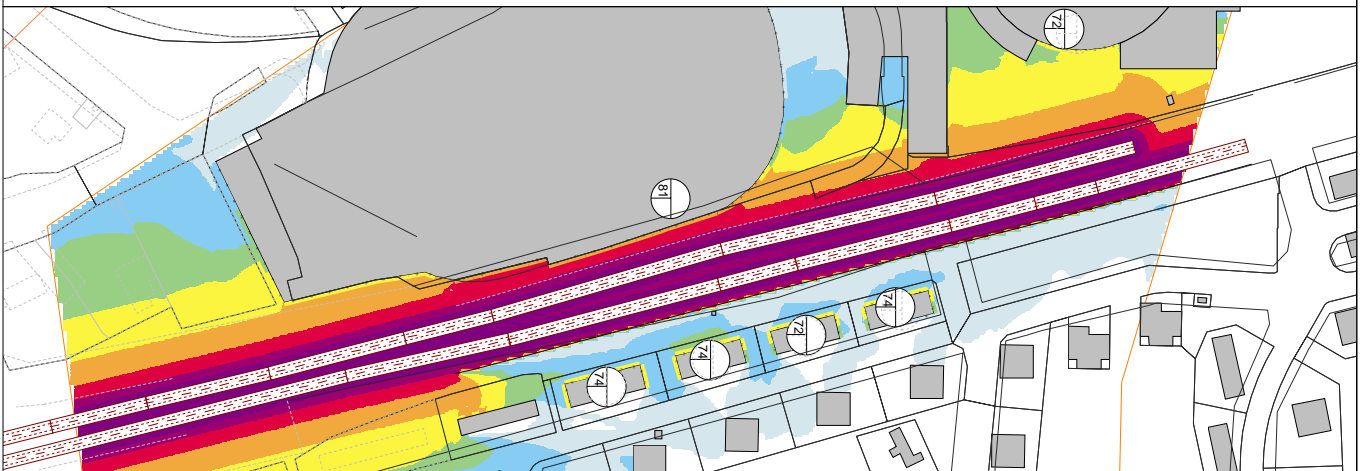
Datum:

2017-05-22

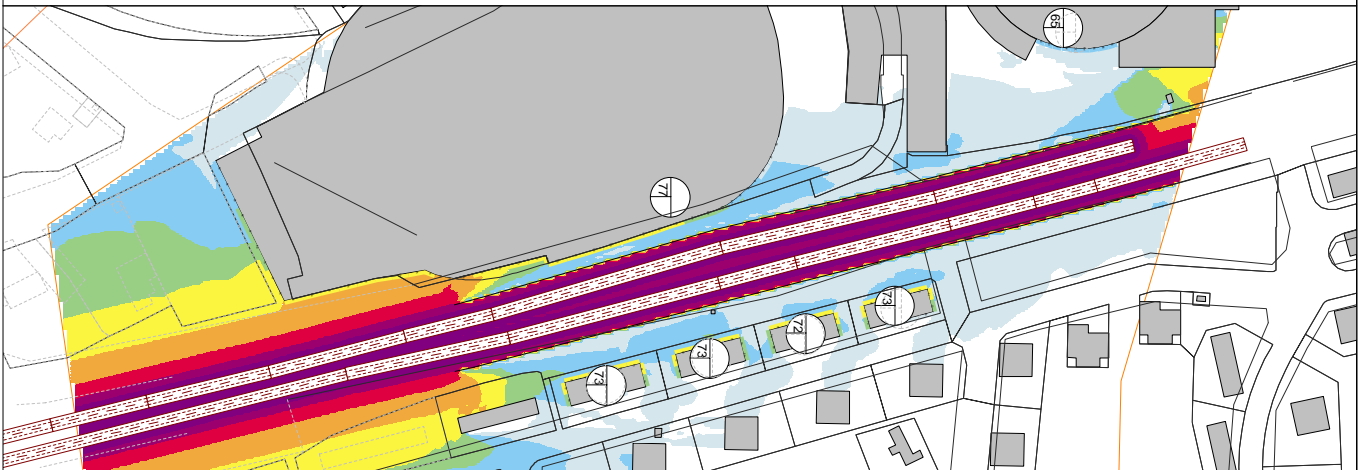
## Scenario 2 = Skärmar



Utan skärm max

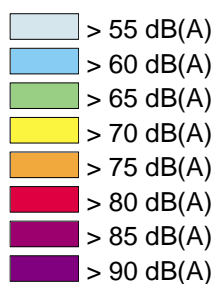


Med skärm max



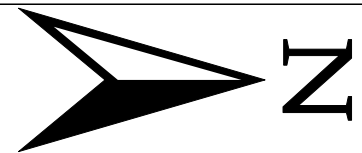
Med 2 skärmar max

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall



**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: Maximal ljudnivå (L<sub>max</sub>)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_2  
Beräkningshöjd: 2 m

Beräknad av:

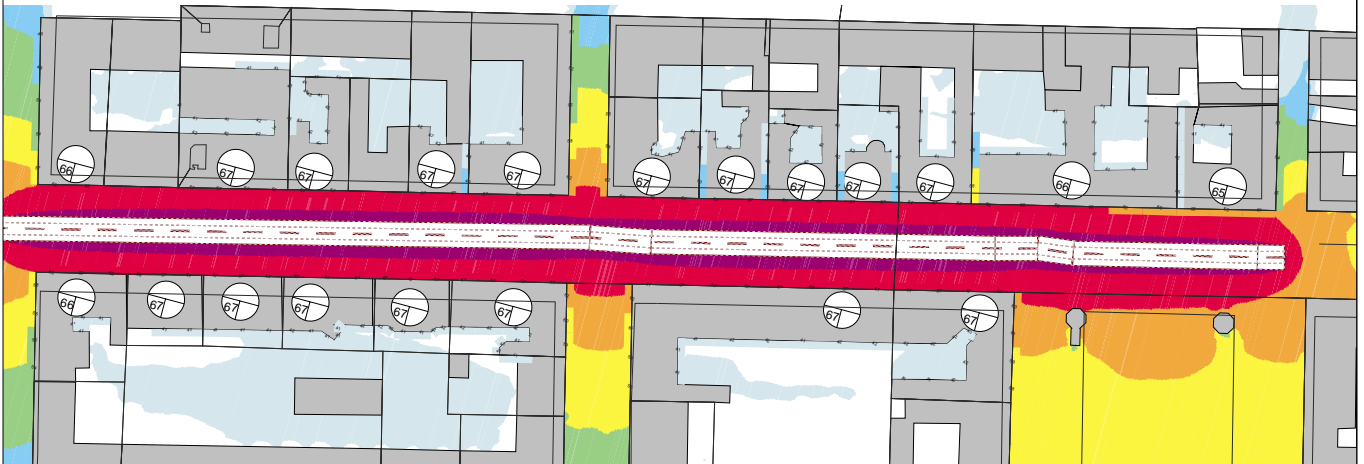
Hilma Larsson

Datum:

2017-05-22



## Scenario 3 = Olika hastighet



50 km/h Leq



30 km/h Leq

Beräknade ljudnivåer i 5 dB intervall

	> 40 dB(A)
	> 45 dB(A)
	> 50 dB(A)
	> 55 dB(A)
	> 60 dB(A)
	> 65 dB(A)
	> 70 dB(A)
	> 75 dB(A)



Projektinfo: Ekvivalent ljudnivå (Leq)  
Examensarbete VT17



Beräkningsfall:

Scenario\_3  
Beräkningshöjd: 2 m

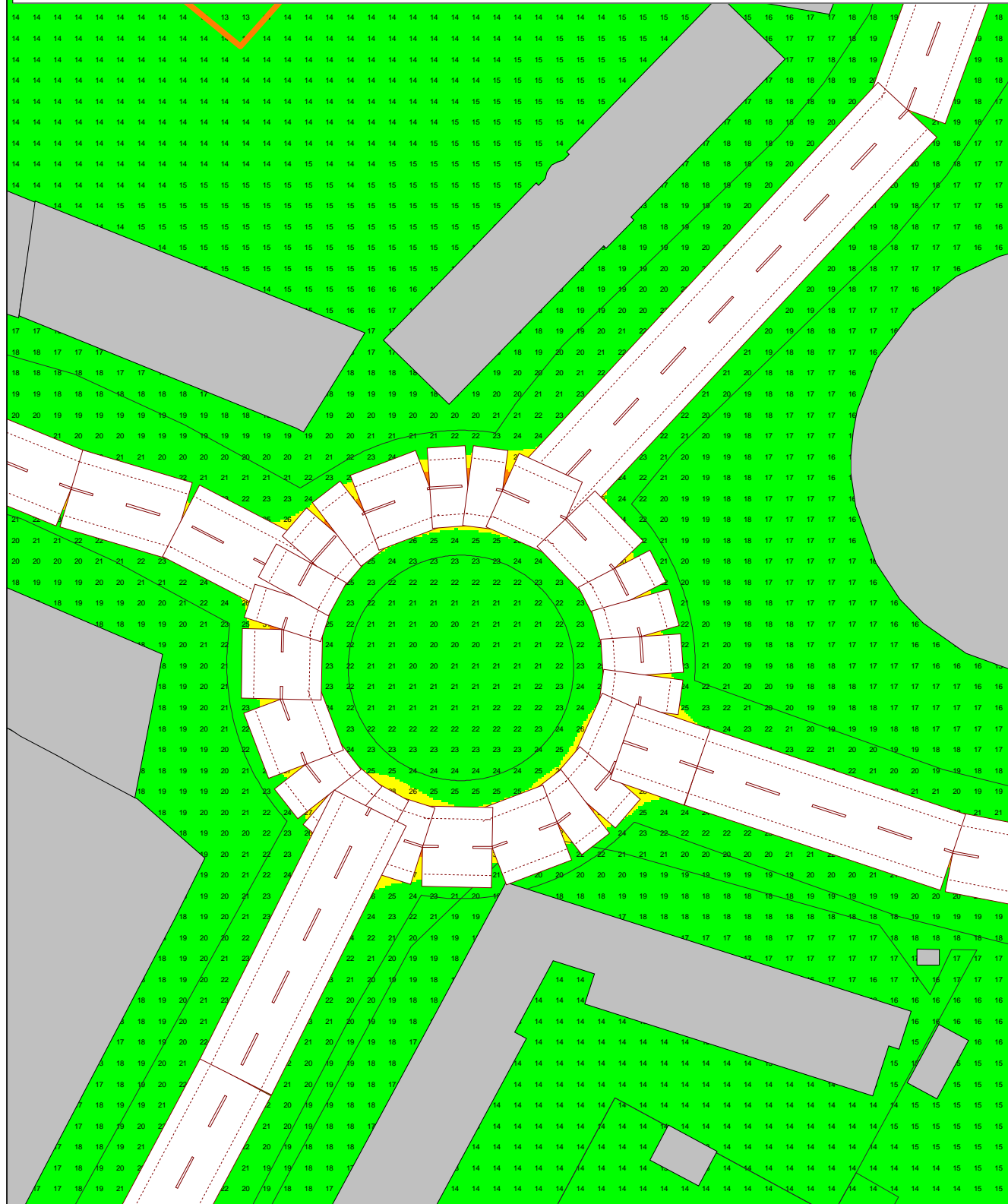
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-22

# Scenario 1a - rondell - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 26 µg/m<sup>3</sup>
- 26 <= ... < 32 µg/m<sup>3</sup>
- 32 <= ... < 40 µg/m<sup>3</sup>
- 40 <= ... µg/m<sup>3</sup>



Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Rondell  
No<sub>2</sub>(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

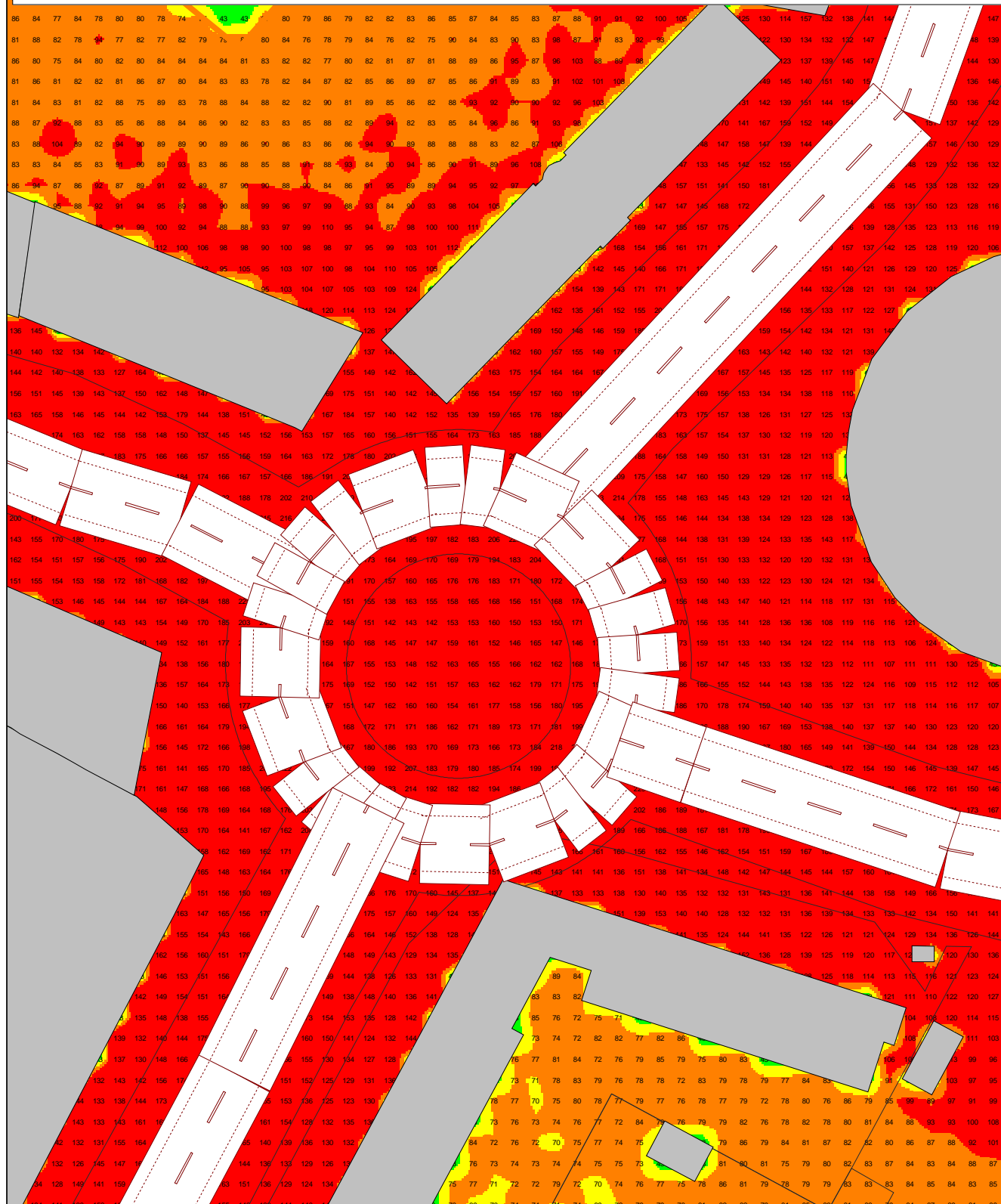
Beräknad av:

Hilma Larsson

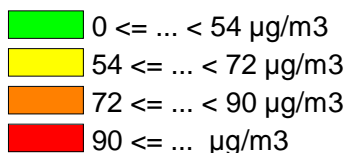
Datum:

2017-05-09

# Scenario 1a - rondell - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Rondell  
NO2(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

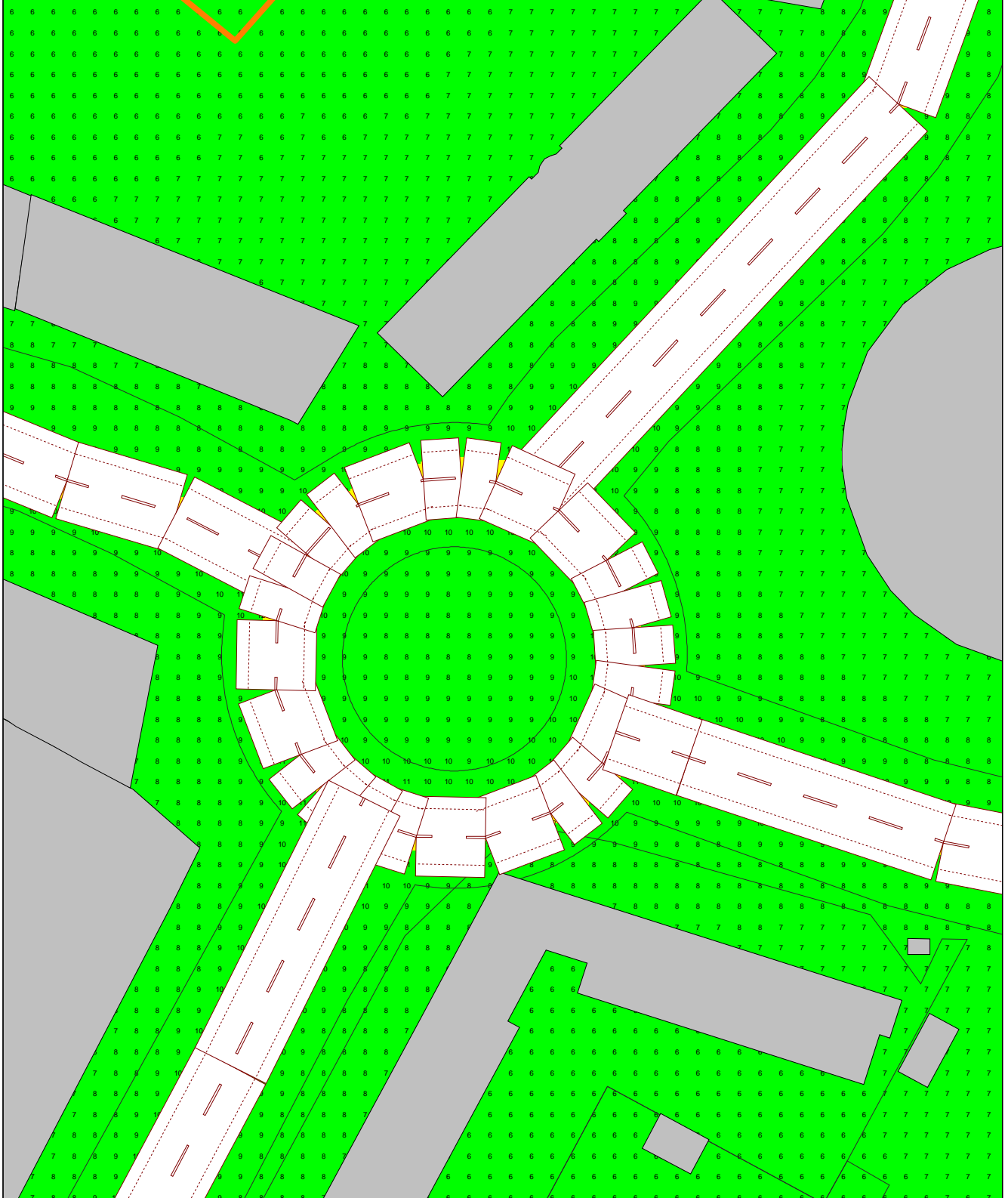
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

# Scenario 1a - rondell - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $12 \leq \dots < 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $17 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Rondell  
PM2,5(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

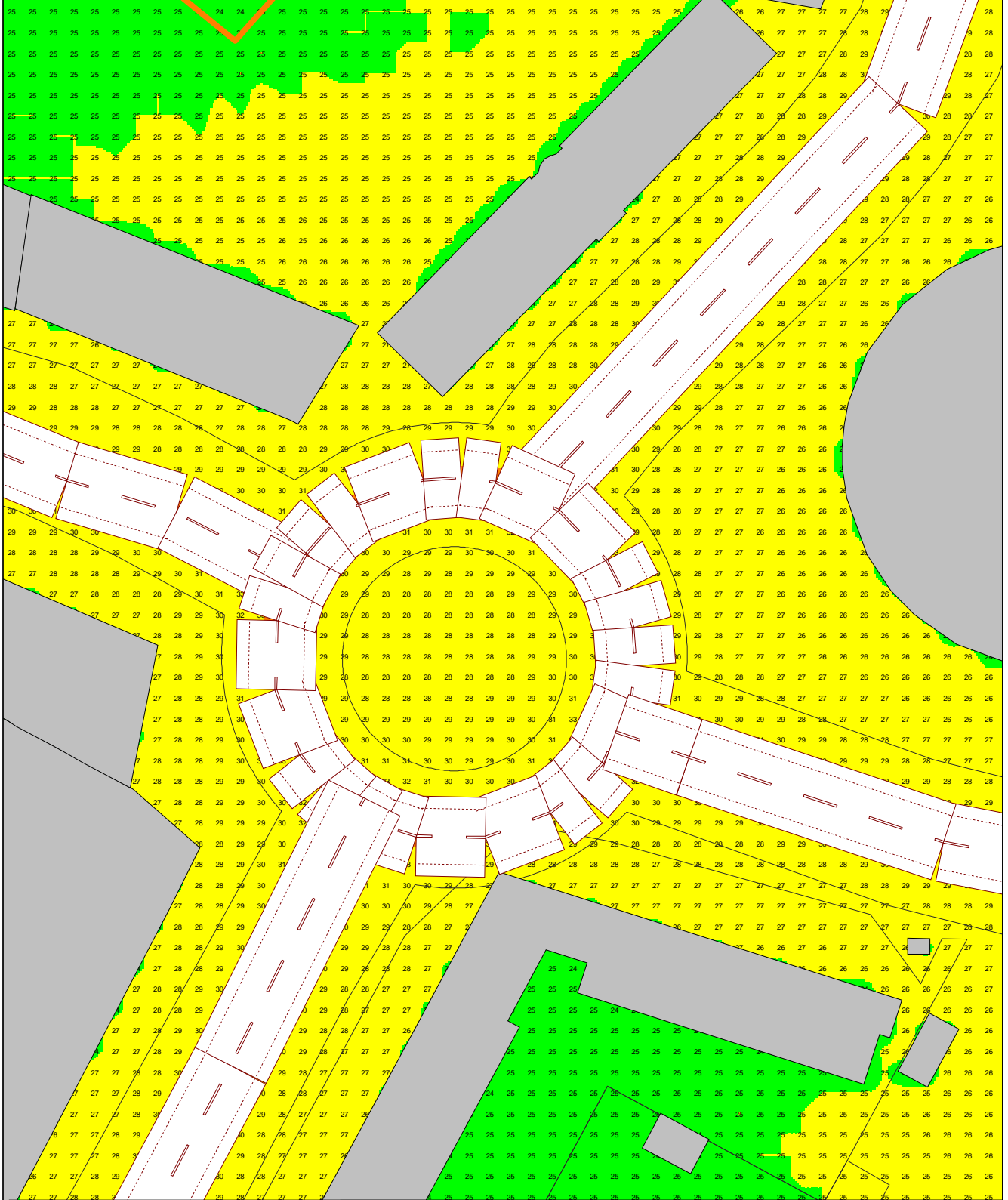
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

# Scenario 1a - rondell - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots < 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $35 \leq \dots < 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $50 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Rondell  
PM10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

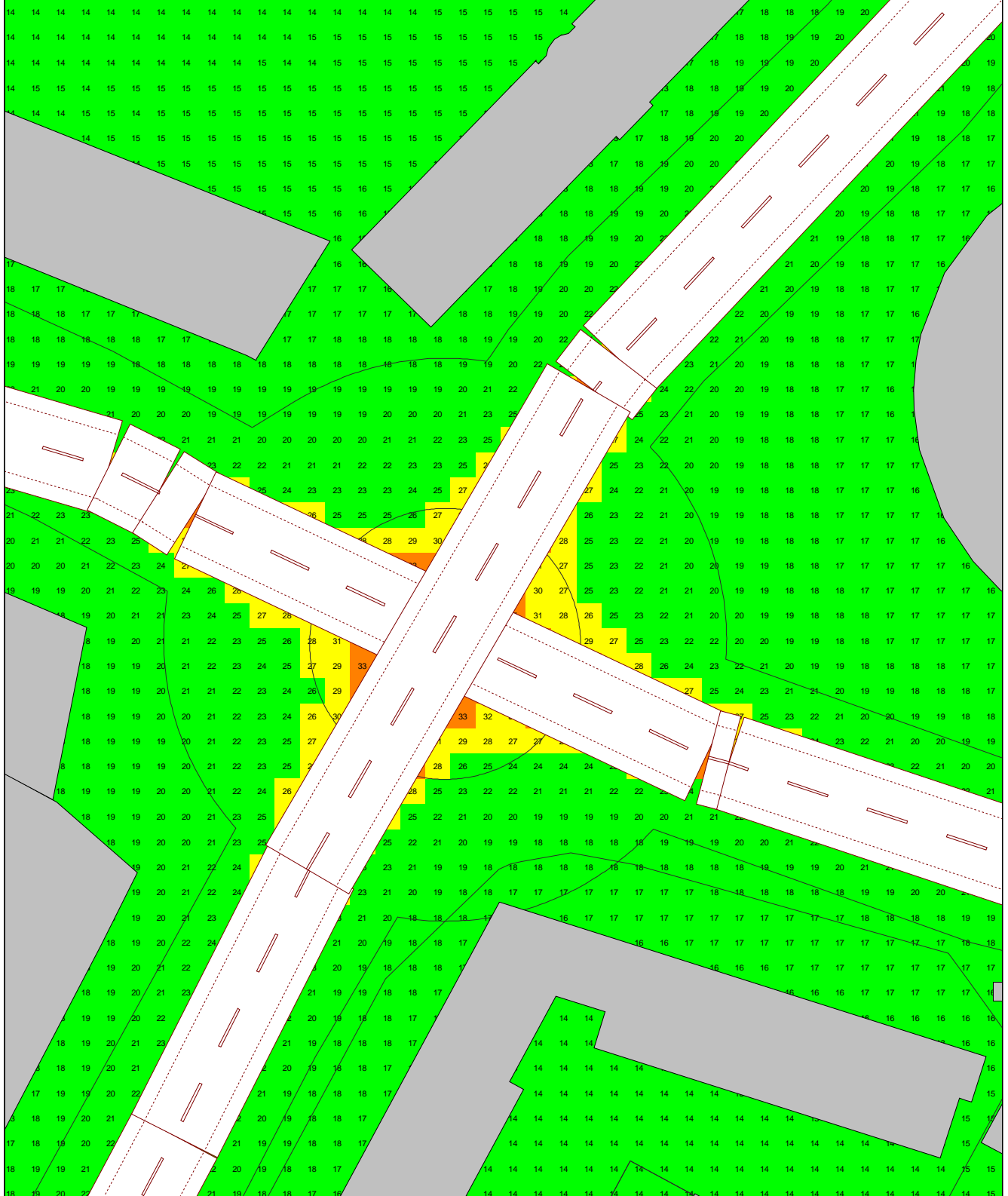
Beräknad av:

Hilma Larsson

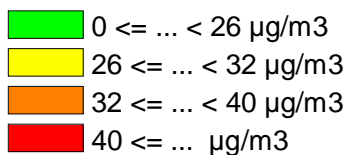
Datum:

2017-05-09

# Scenario 1a - Korsning - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Korsning  
no2 (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

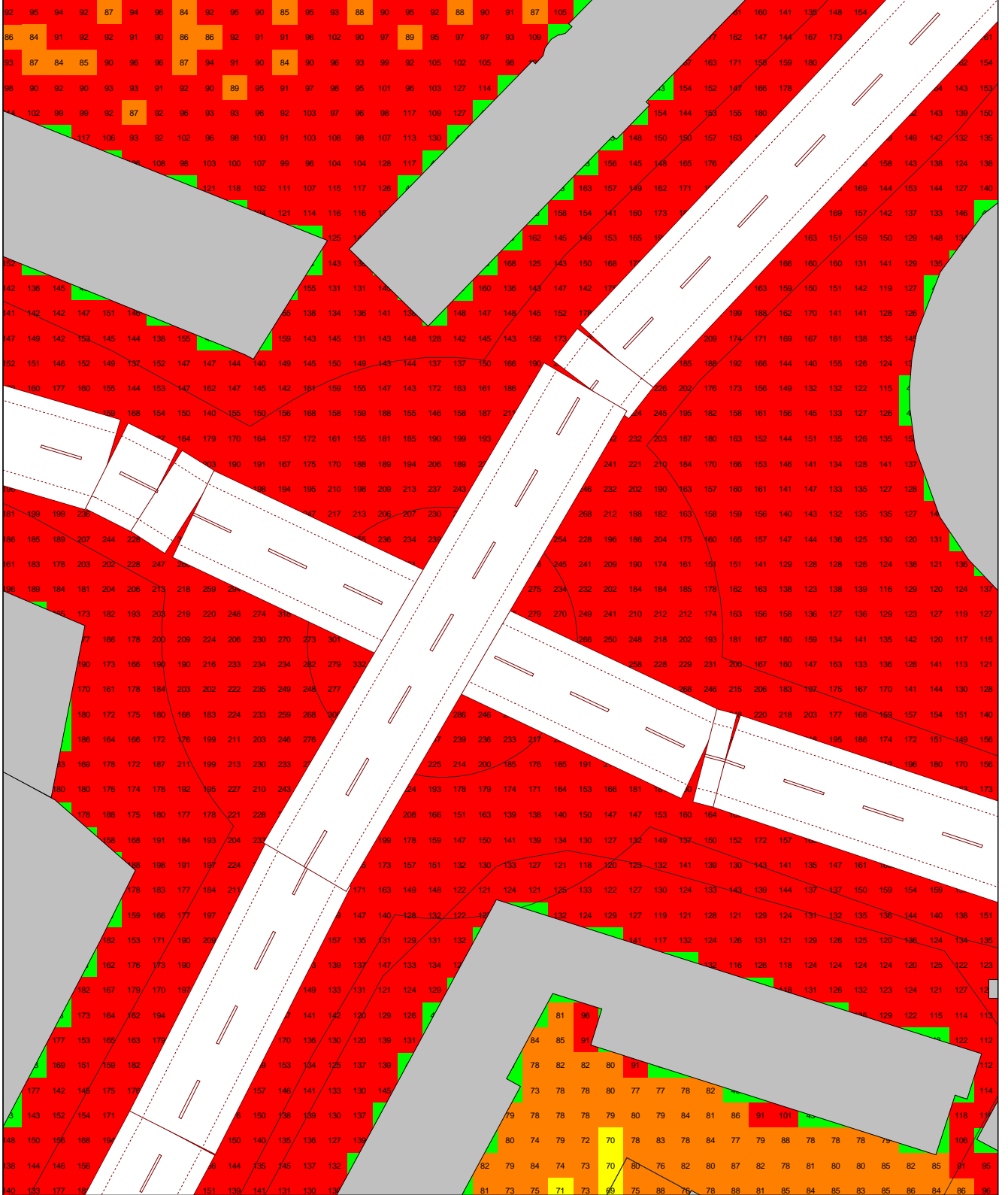
Beräknad av:

Hilma Larsson

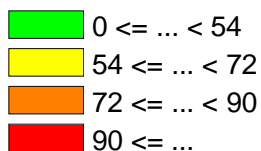
Datum:

2017-05-12

# Scenario 1a - Korsning - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Korsning  
no2 (h18)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

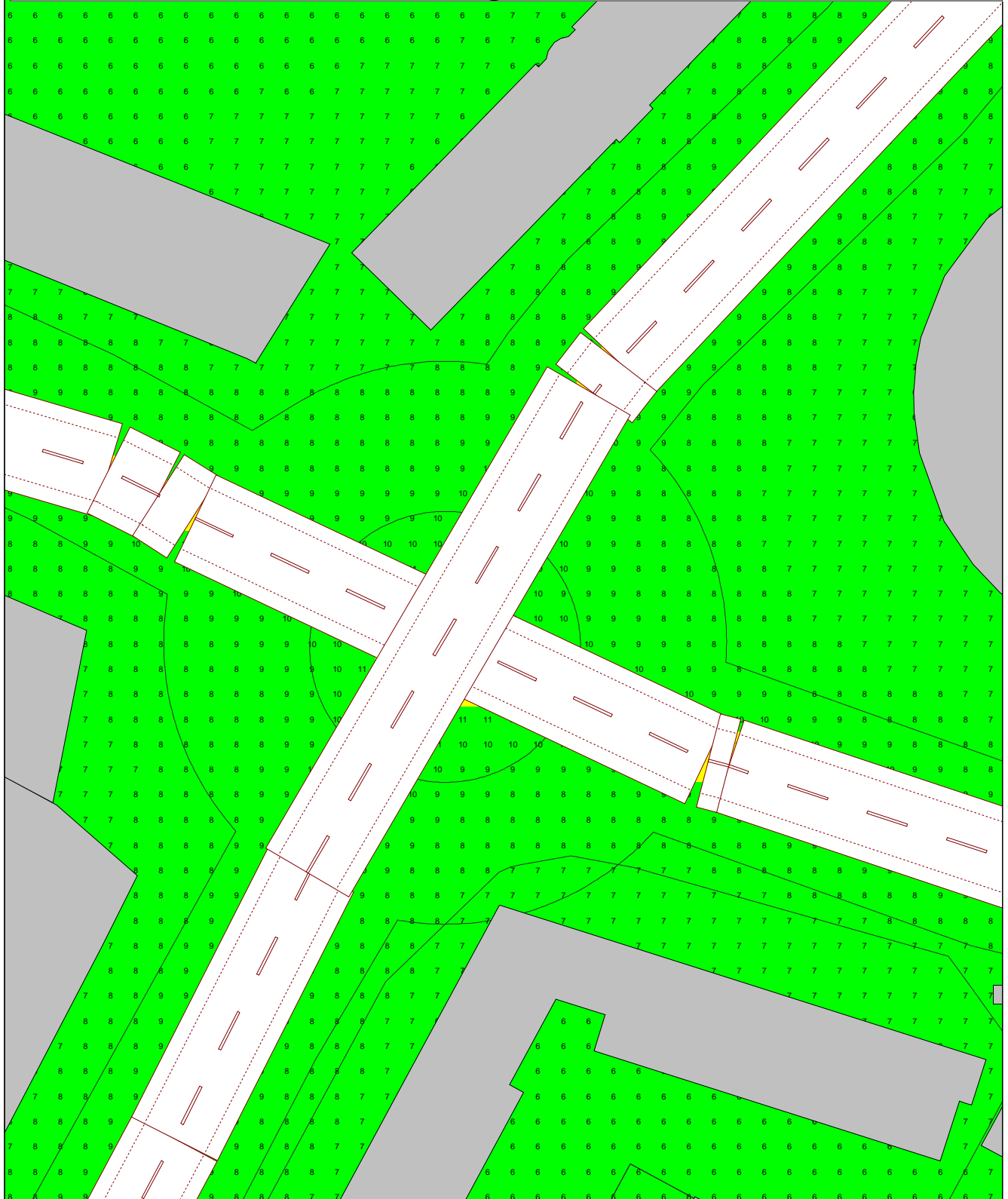
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-12

# Scenario 1a - Korsning - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $12 \leq \dots < 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $17 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Korsning  
pm (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

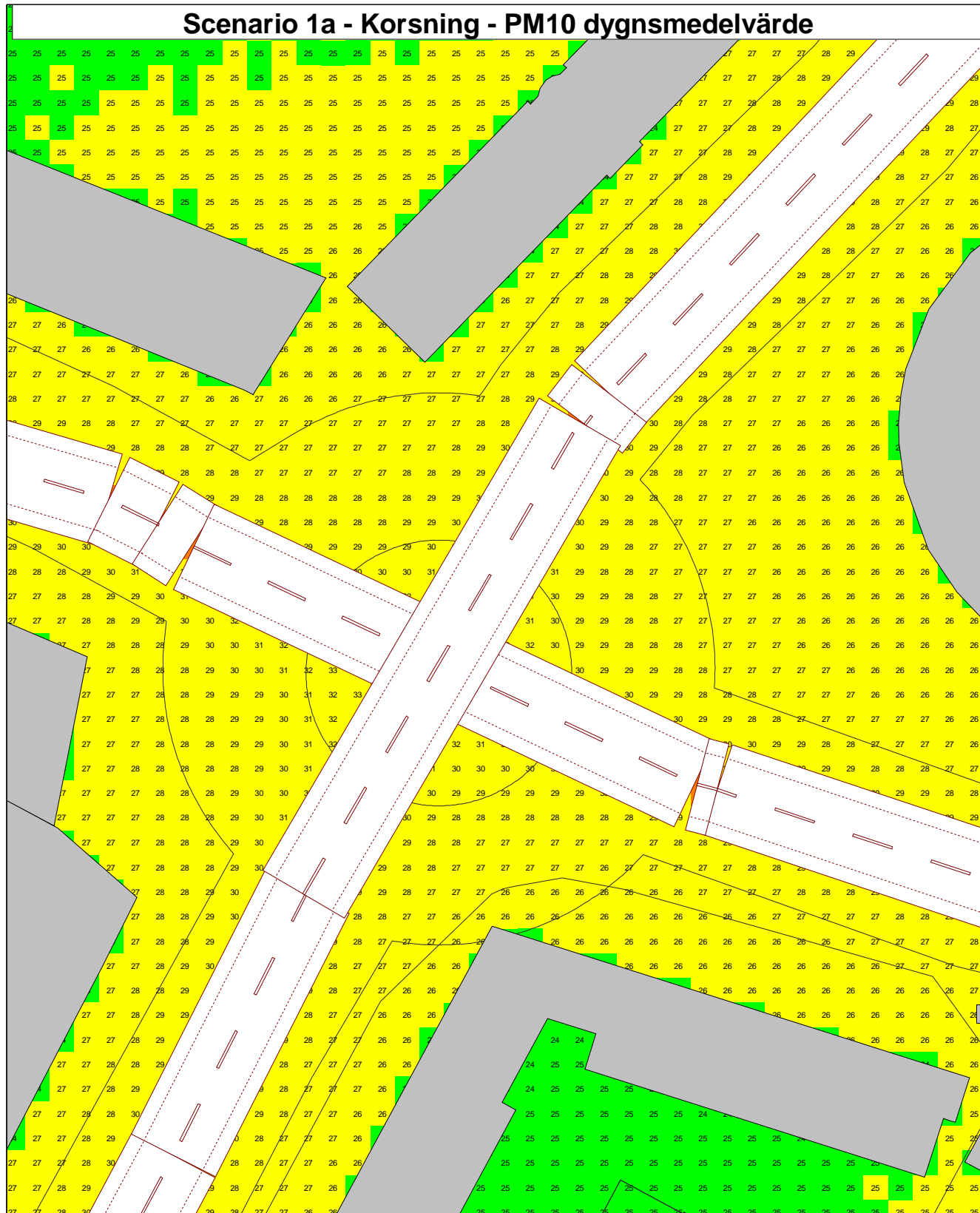
Hilma Larsson

Datum:

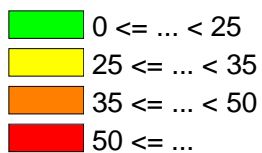
2017-05-12



# Scenario 1a - Korsning - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Korsning  
pm (d35)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

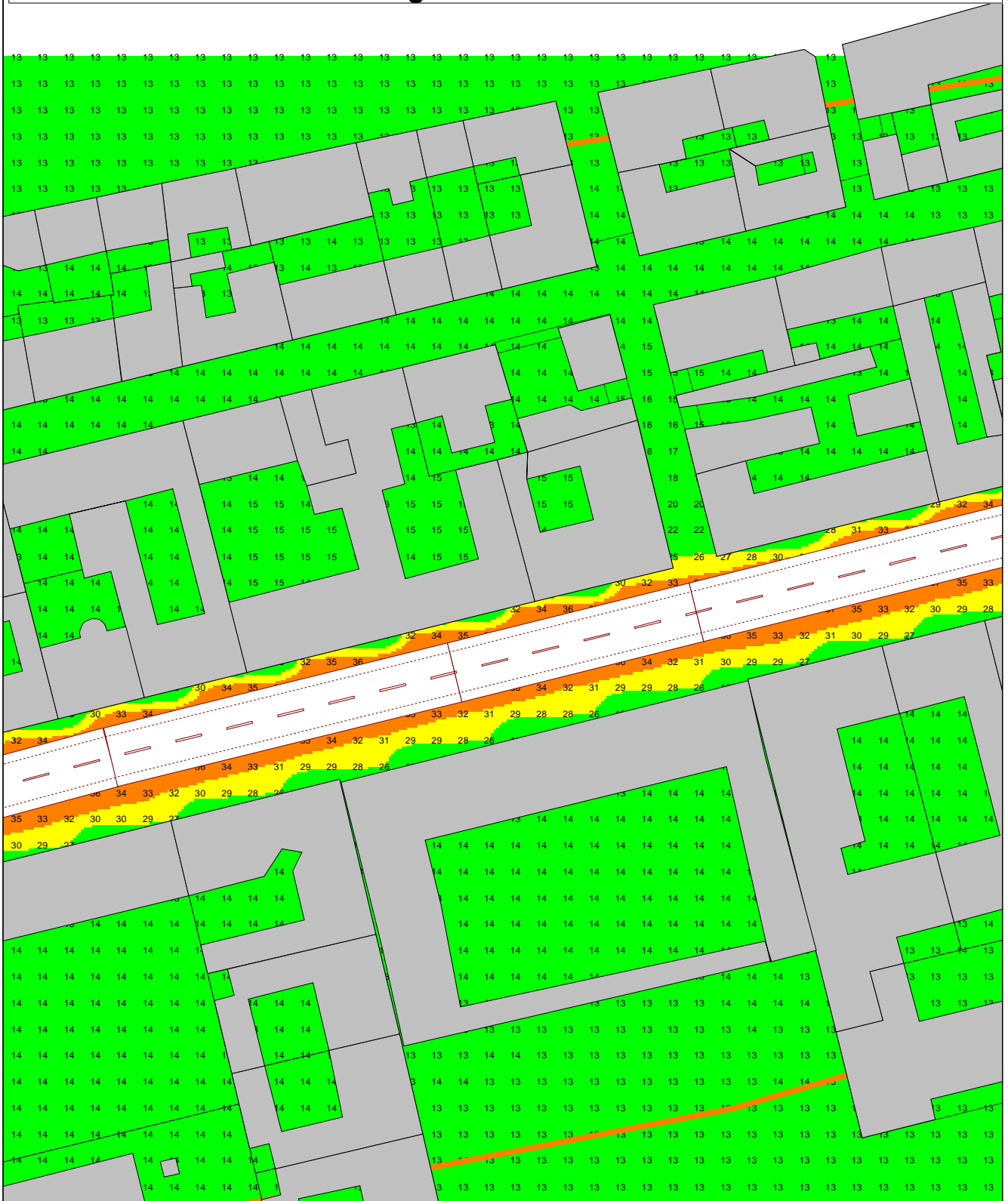
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-12

# Scenario 1c - Stängda kvarter - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 26 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $26 \leq \dots < 32 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $32 \leq \dots < 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $40 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



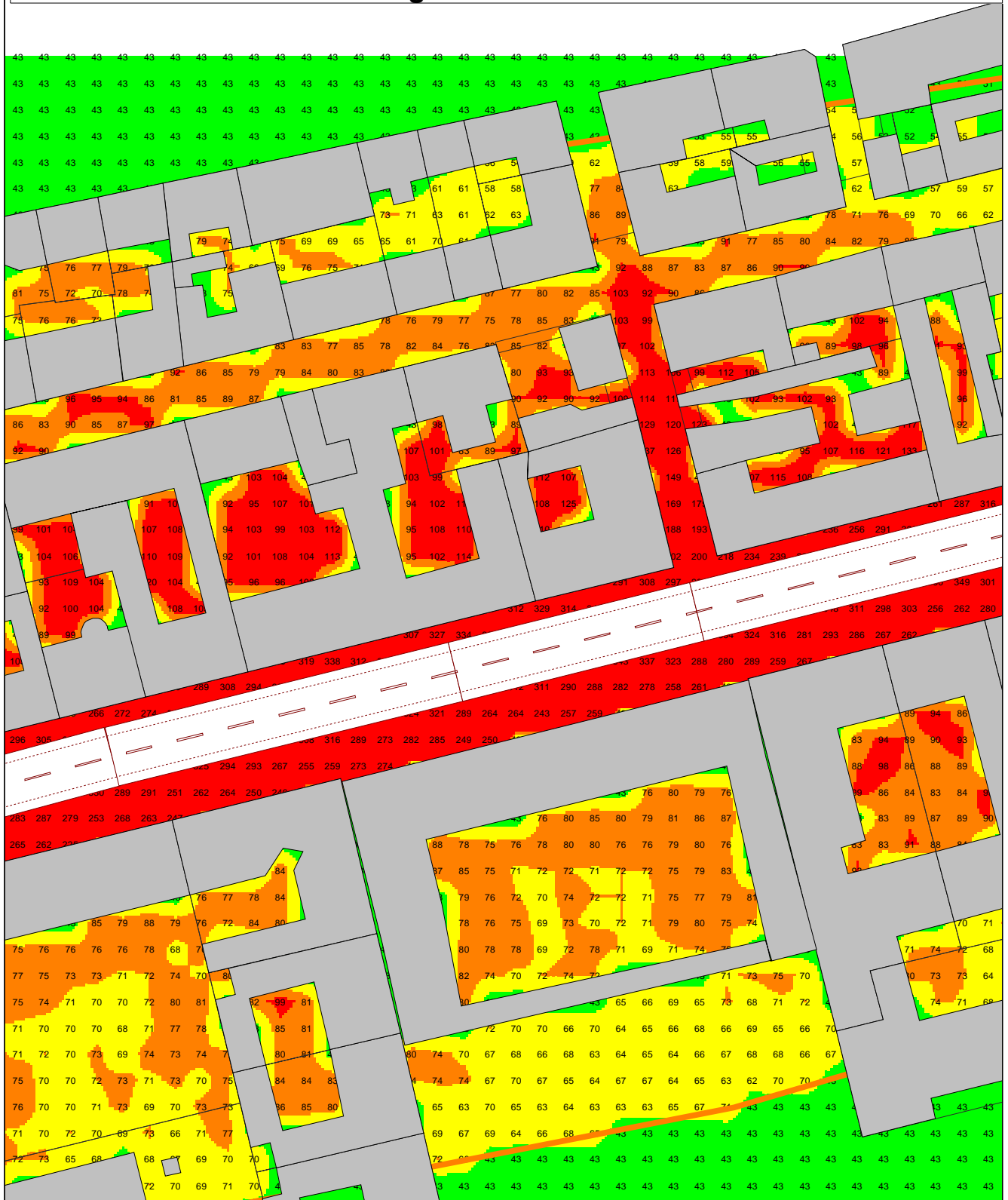
Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
Stängda\_kvarter  
No2(y)  
Beräkningshöjd:1.5 m

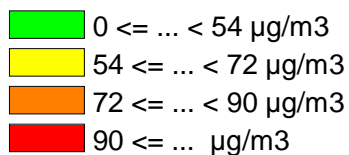
Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1c - Stängda kvarter - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Stängda kvarter  
NO<sub>2</sub>(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

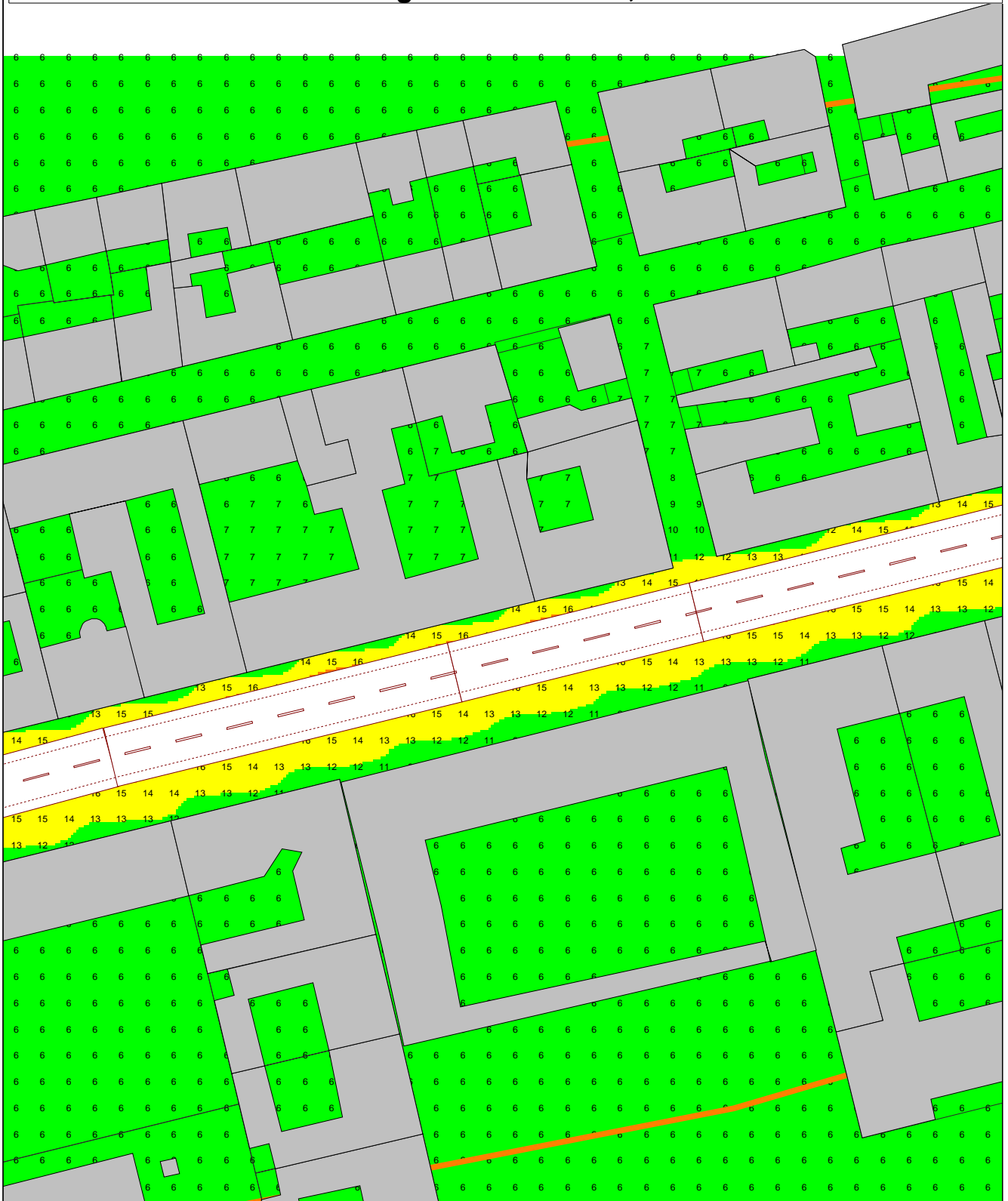
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

# Scenario 1c - Stängda kvarter - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $12 \leq \dots < 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $17 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

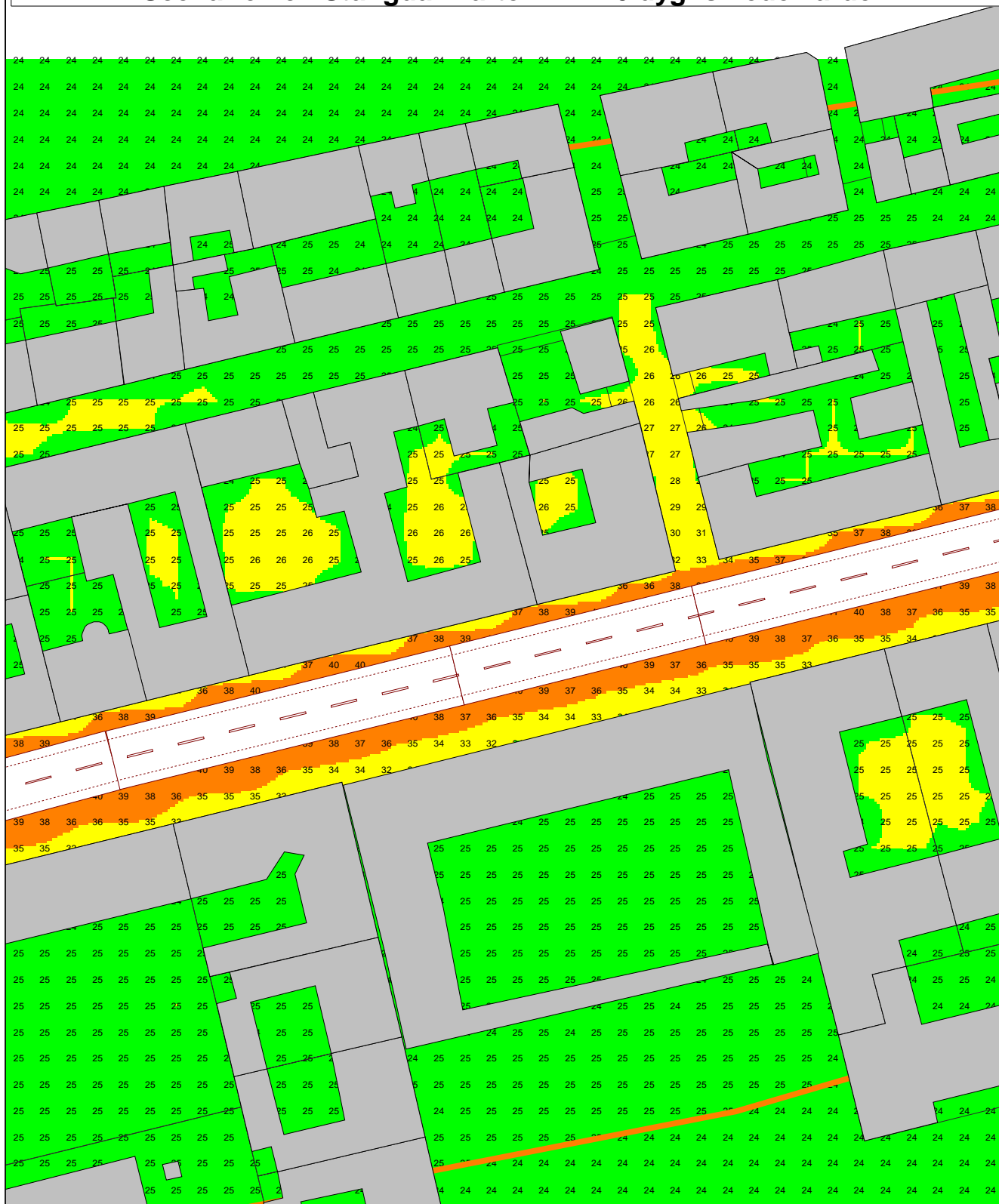
Beräkningsfall:

Stängda\_kvarter  
PM25(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1c - Stängda kvarter - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 25 µg/m<sup>3</sup>
- 25 <= ... < 35 µg/m<sup>3</sup>
- 35 <= ... < 50 µg/m<sup>3</sup>
- 50 <= ... µg/m<sup>3</sup>



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

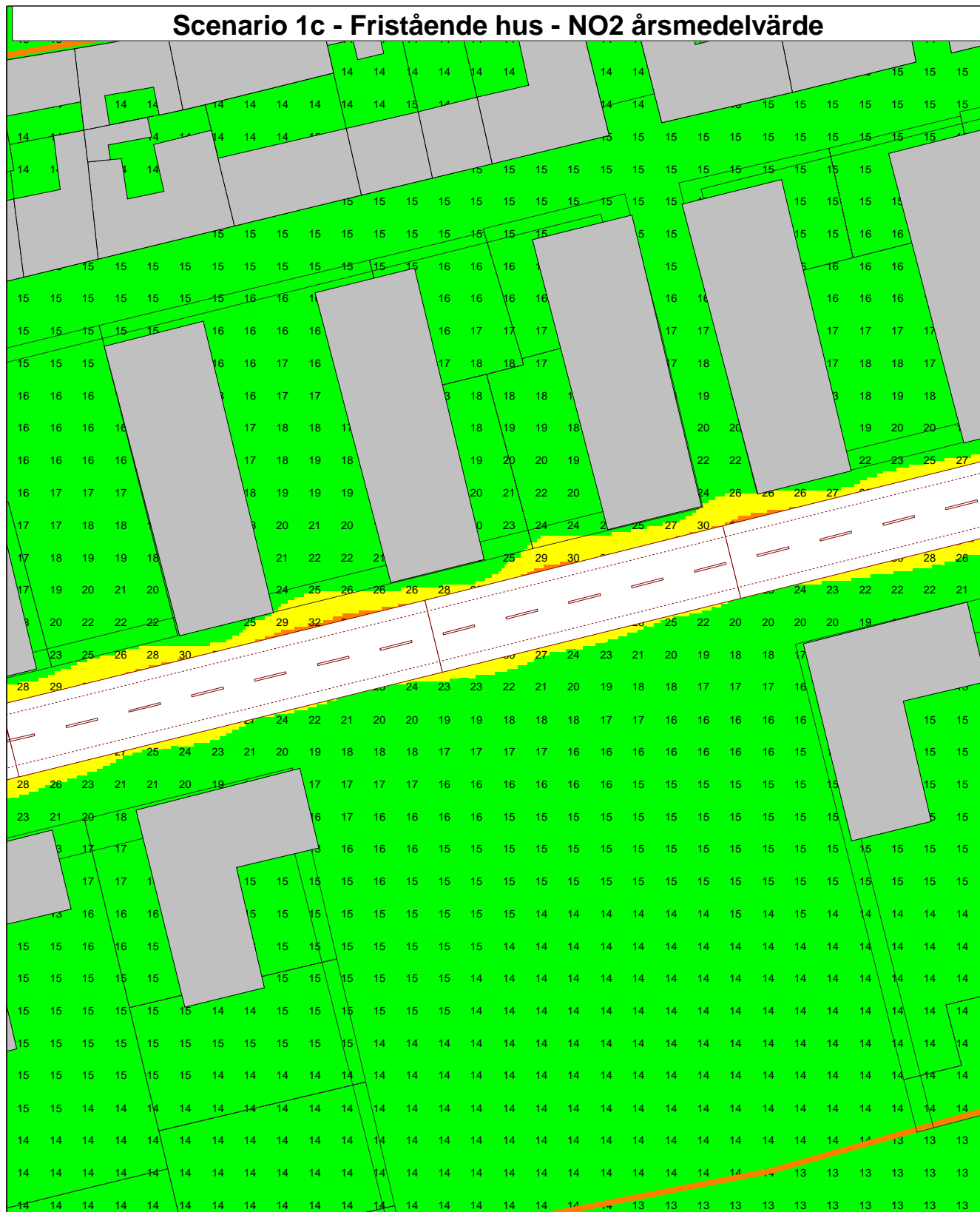
Beräkningsfall:

Stängda kvarter  
PM10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

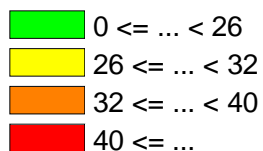
Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1c - Fristående hus - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Fristående\_hus  
no2 (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

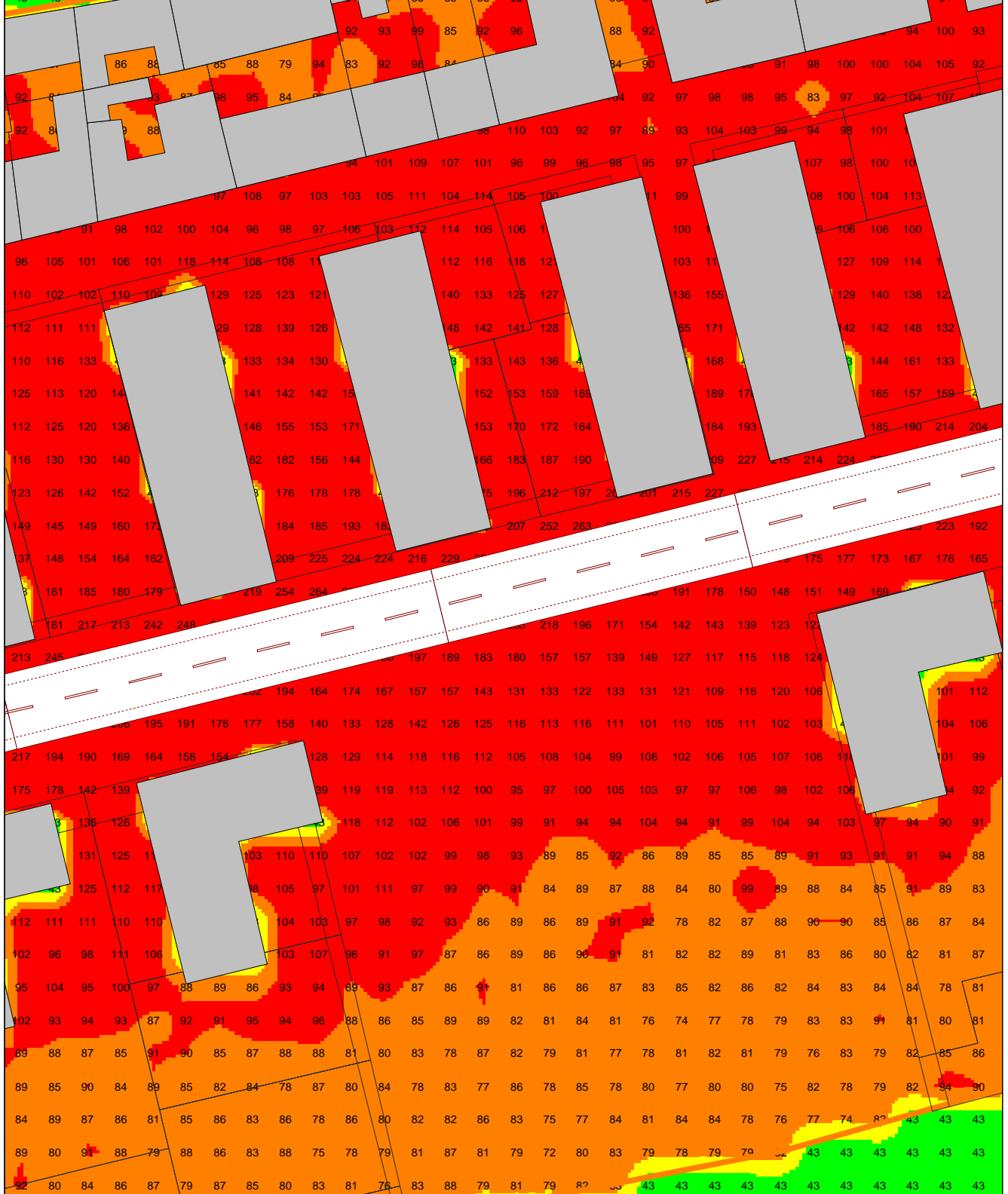
Beräknad av:

Hilma Larsson

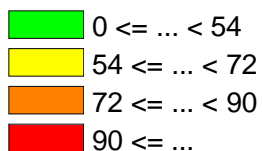
Datum:

2017-05-09

# Scenario 1c - Fristående hus - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer



Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Fristående\_hus  
no2 (h00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

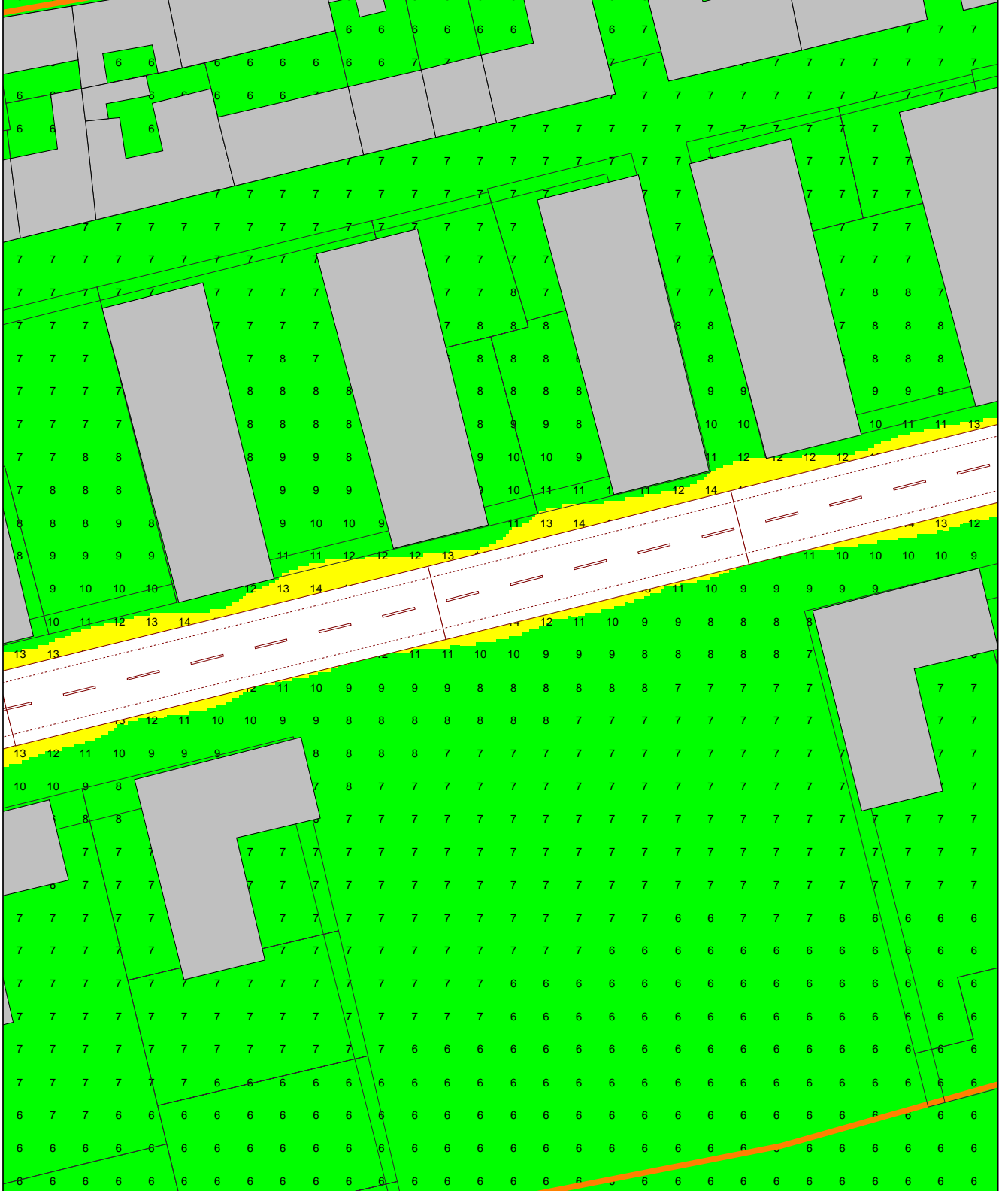
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

# Scenario 1c - Fristående hus - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $12 \leq \dots < 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $17 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Fristående\_hus  
pm (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

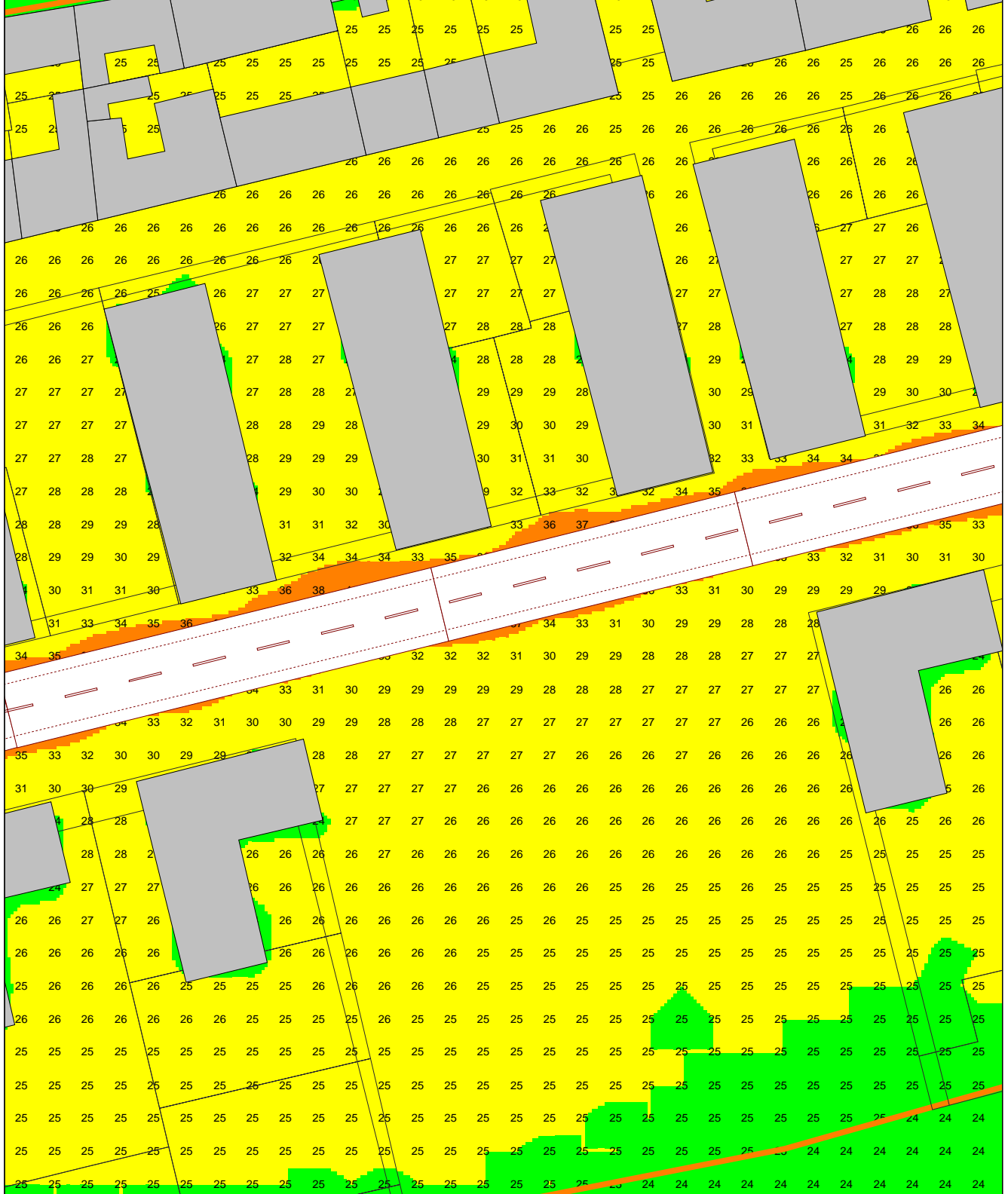
Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09



# Scenario 1c - Fristående hus - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 25
- 25 <= ... < 35
- 35 <= ... < 50
- 50 <= ...



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Fristående\_hus  
pm (d00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

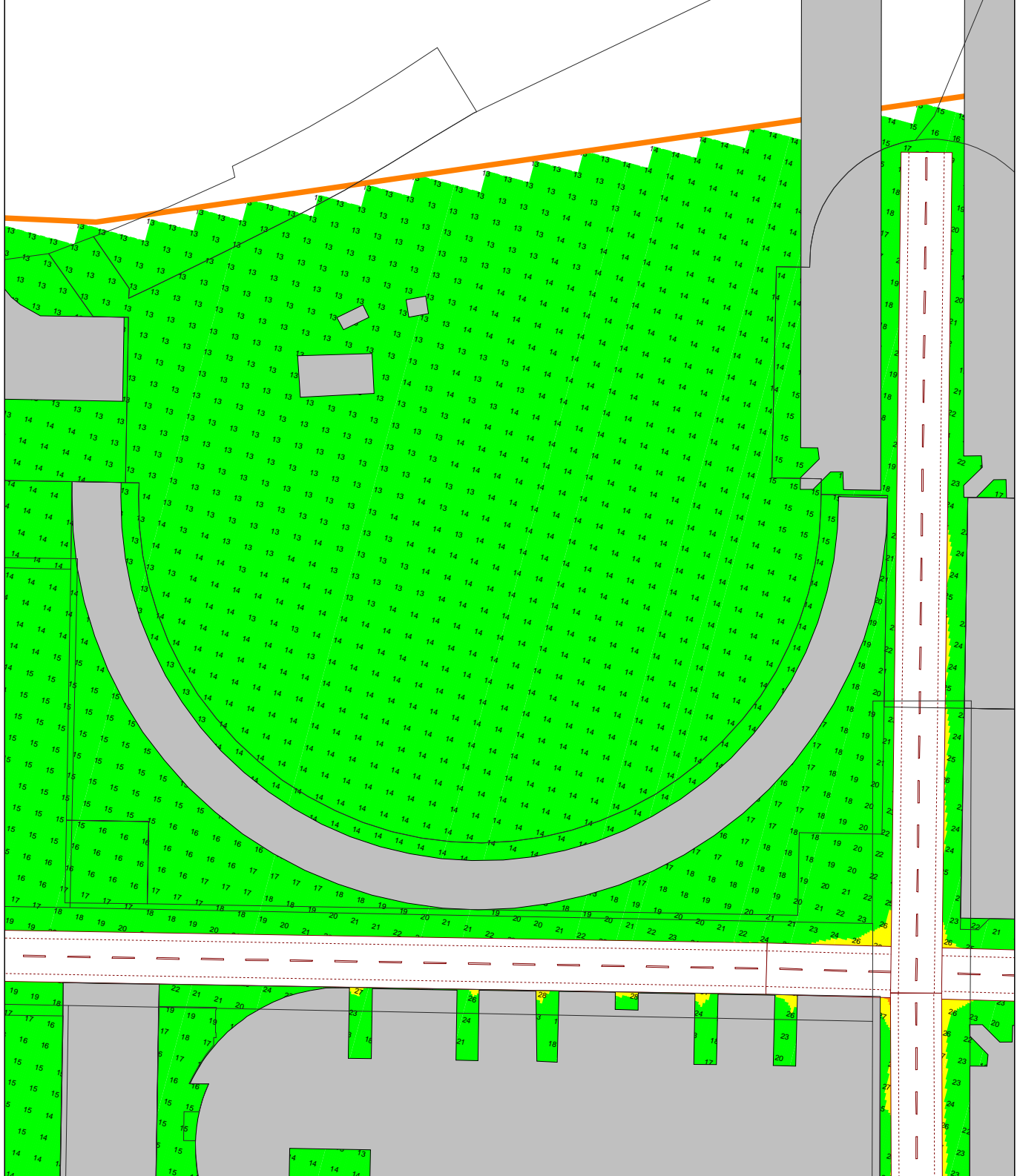
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

# Scenario 1d - Runt hus - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 26 µg/m<sup>3</sup>
- 26 <= ... < 32 µg/m<sup>3</sup>
- 32 <= ... < 40 µg/m<sup>3</sup>
- 40 <= ... µg/m<sup>3</sup>



Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

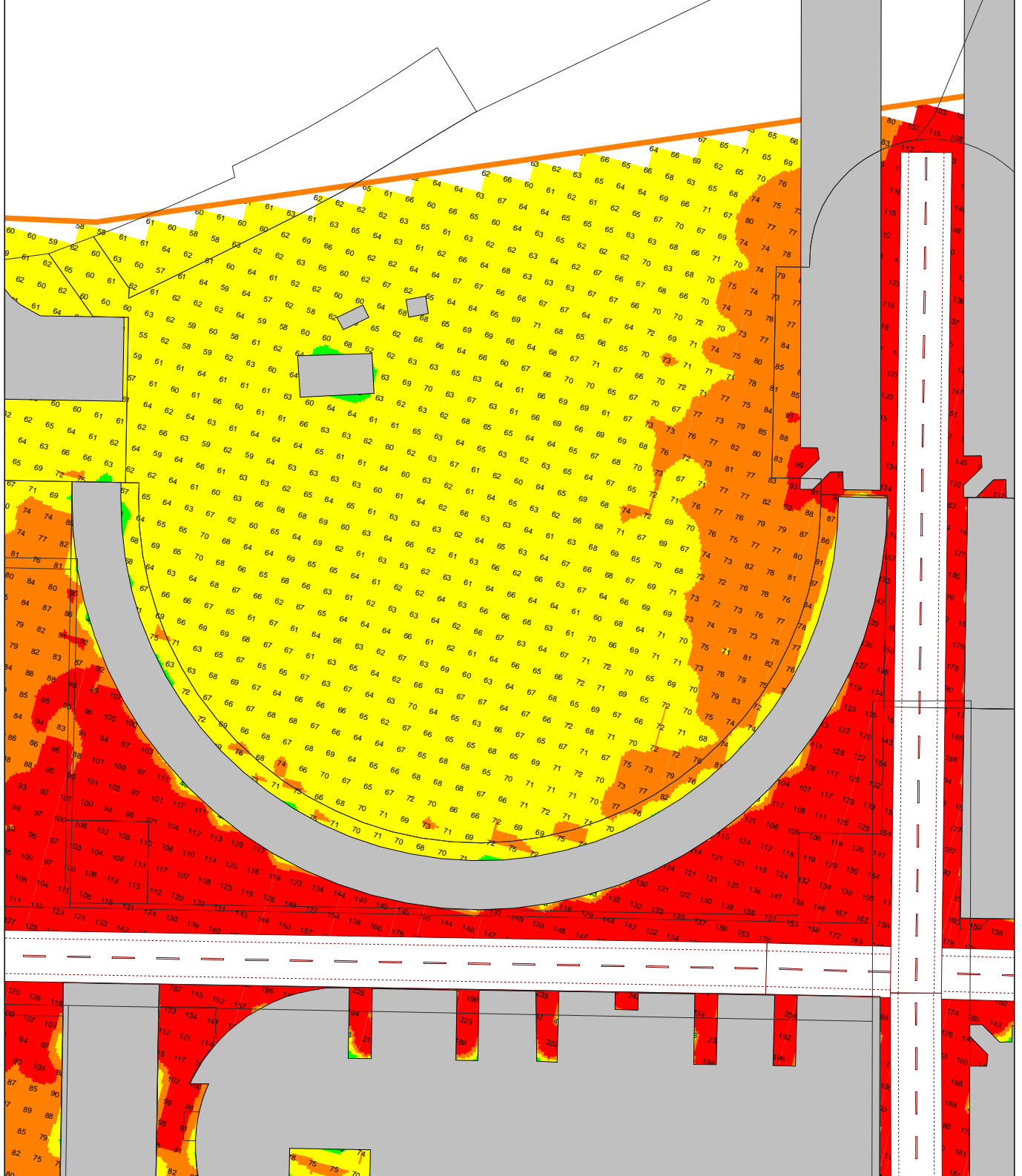
Beräkningsfall:

Runt\_hus Leq  
NO2(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1d - Runt hus - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 54 µg/m<sup>3</sup>
- 54 <= ... < 72 µg/m<sup>3</sup>
- 72 <= ... < 90 µg/m<sup>3</sup>
- 90 <= ... µg/m<sup>3</sup>



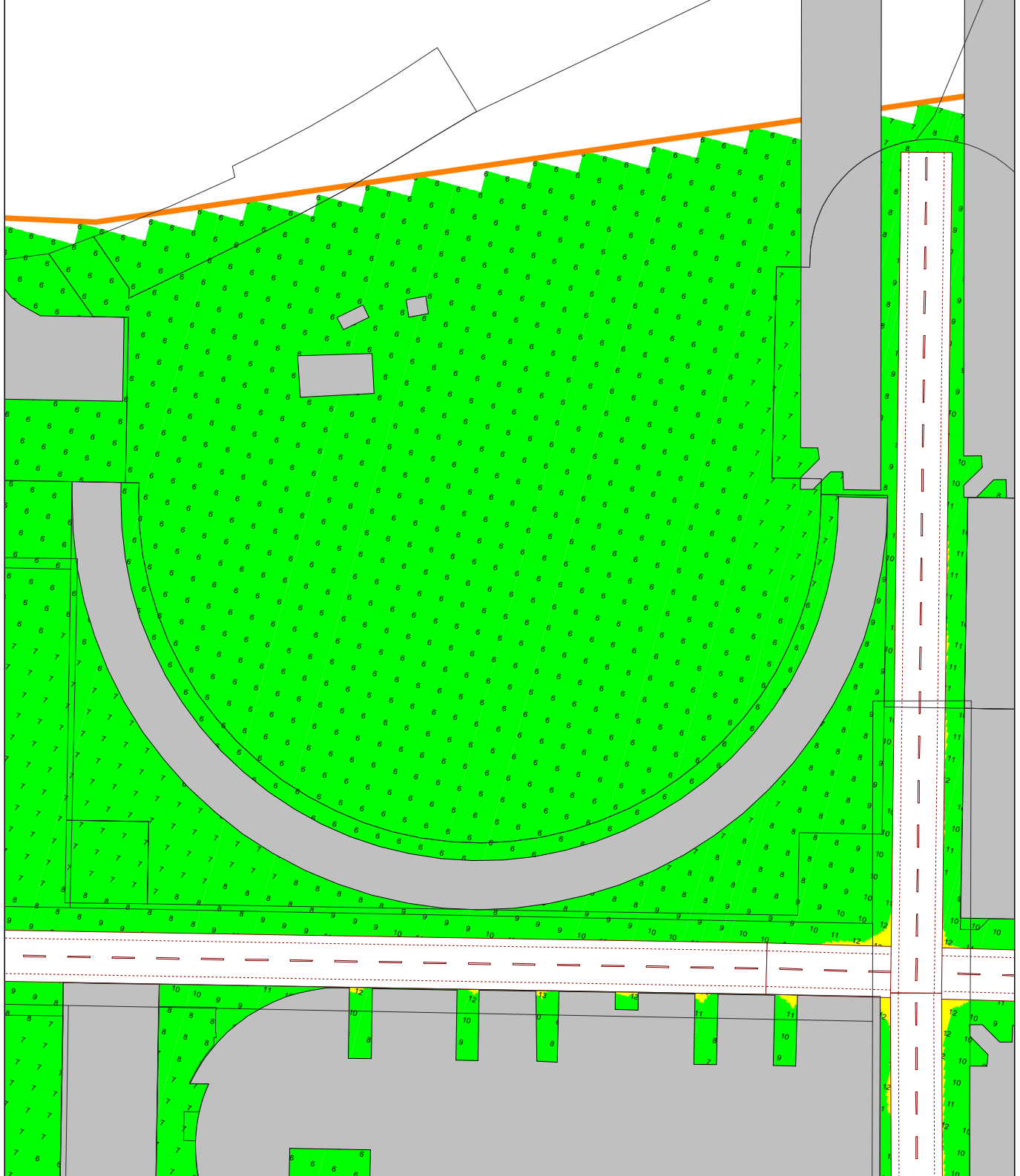
Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
Runt\_hus Leq  
NO2(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1d - Runt hus - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $12 \leq \dots < 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $17 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

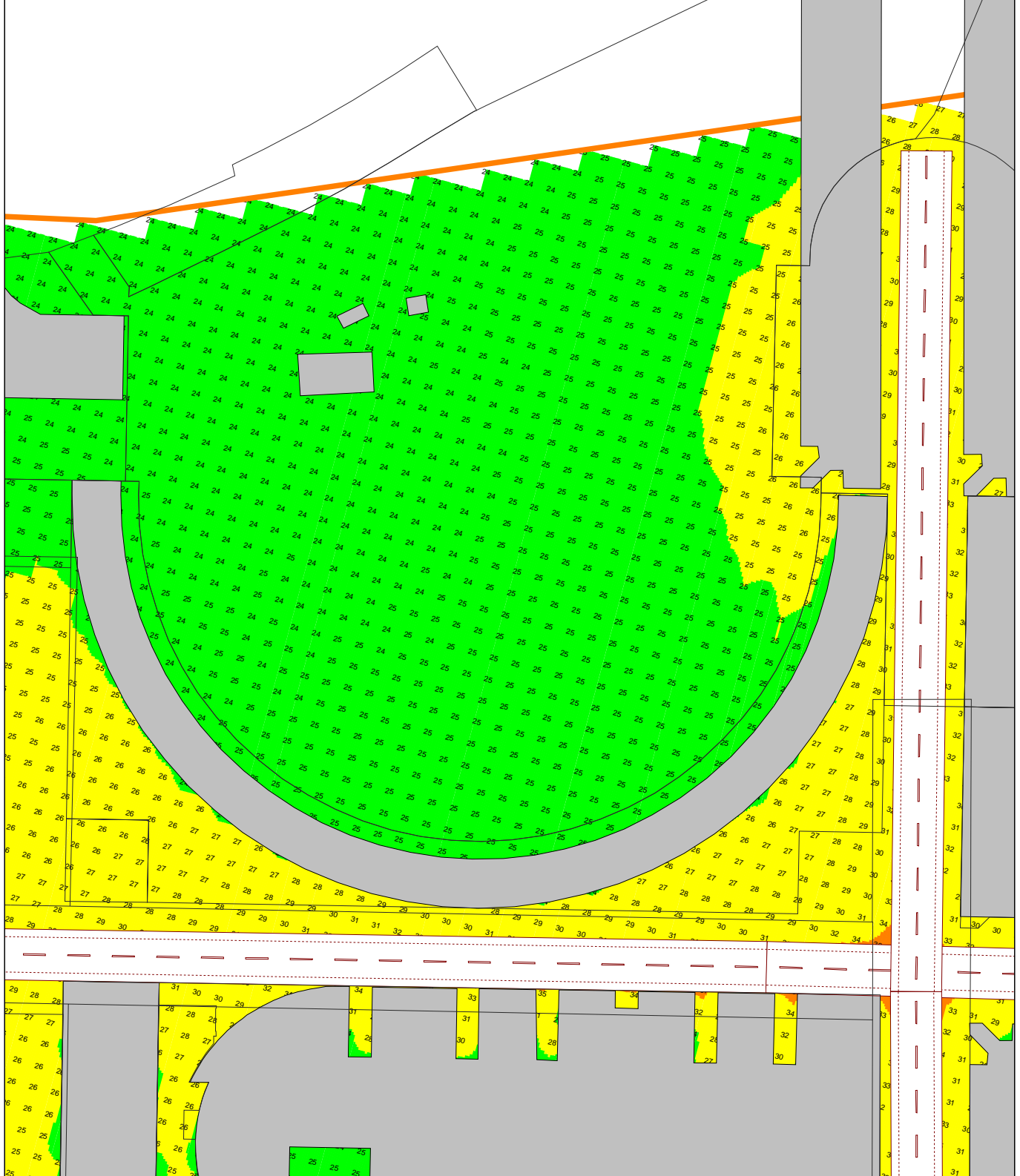
Beräkningsfall:

Runt\_hus Leq  
Pm25(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1d - Runt hus - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 25 µg/m<sup>3</sup>
- 25 <= ... < 35 µg/m<sup>3</sup>
- 35 <= ... < 50 µg/m<sup>3</sup>
- 50 <= ... µg/m<sup>3</sup>



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

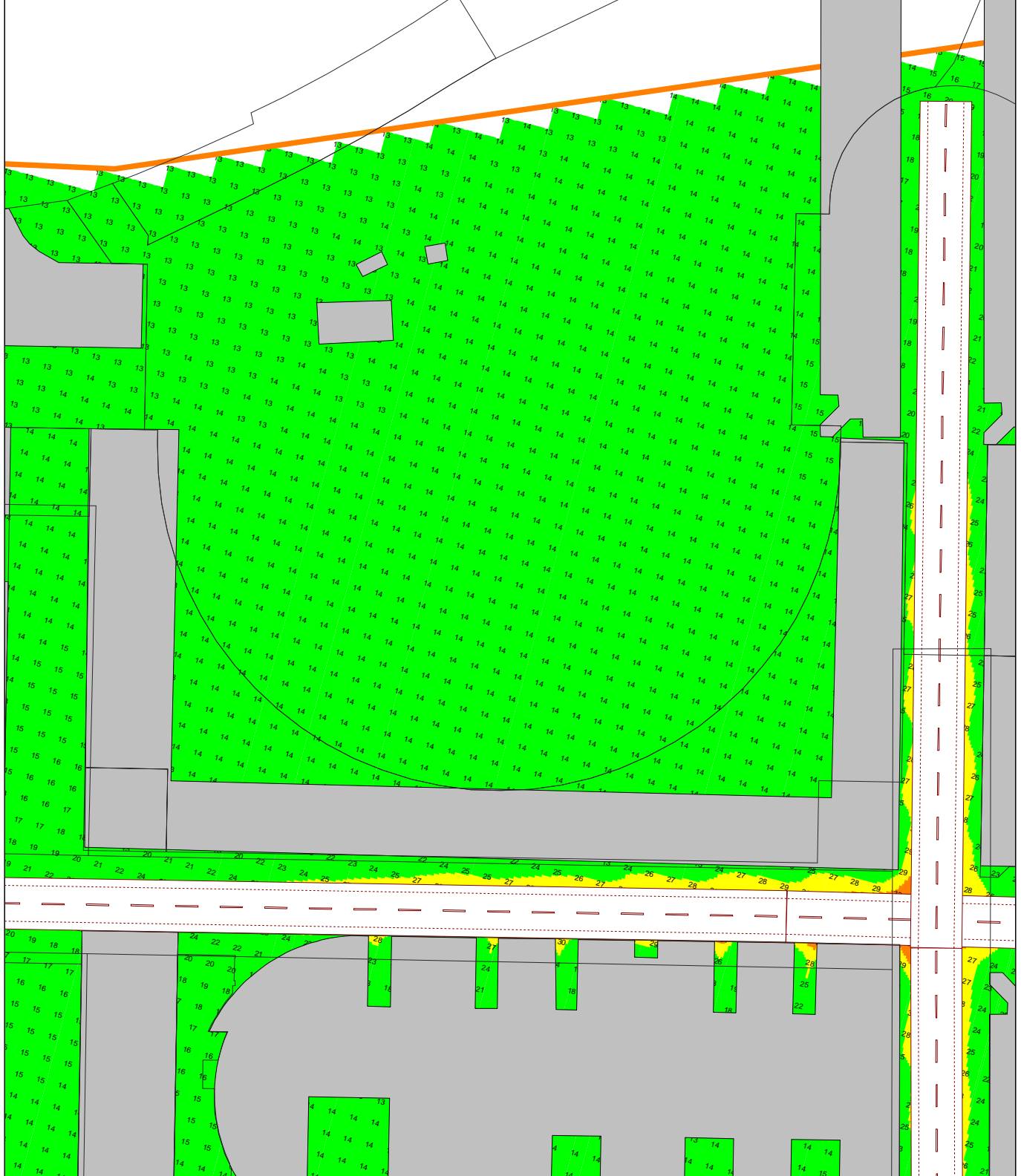
Beräkningsfall:

Runt\_hus Leq  
Pm10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1d - Fyrkantigt hus - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 26 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $26 \leq \dots < 32 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $32 \leq \dots < 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $40 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



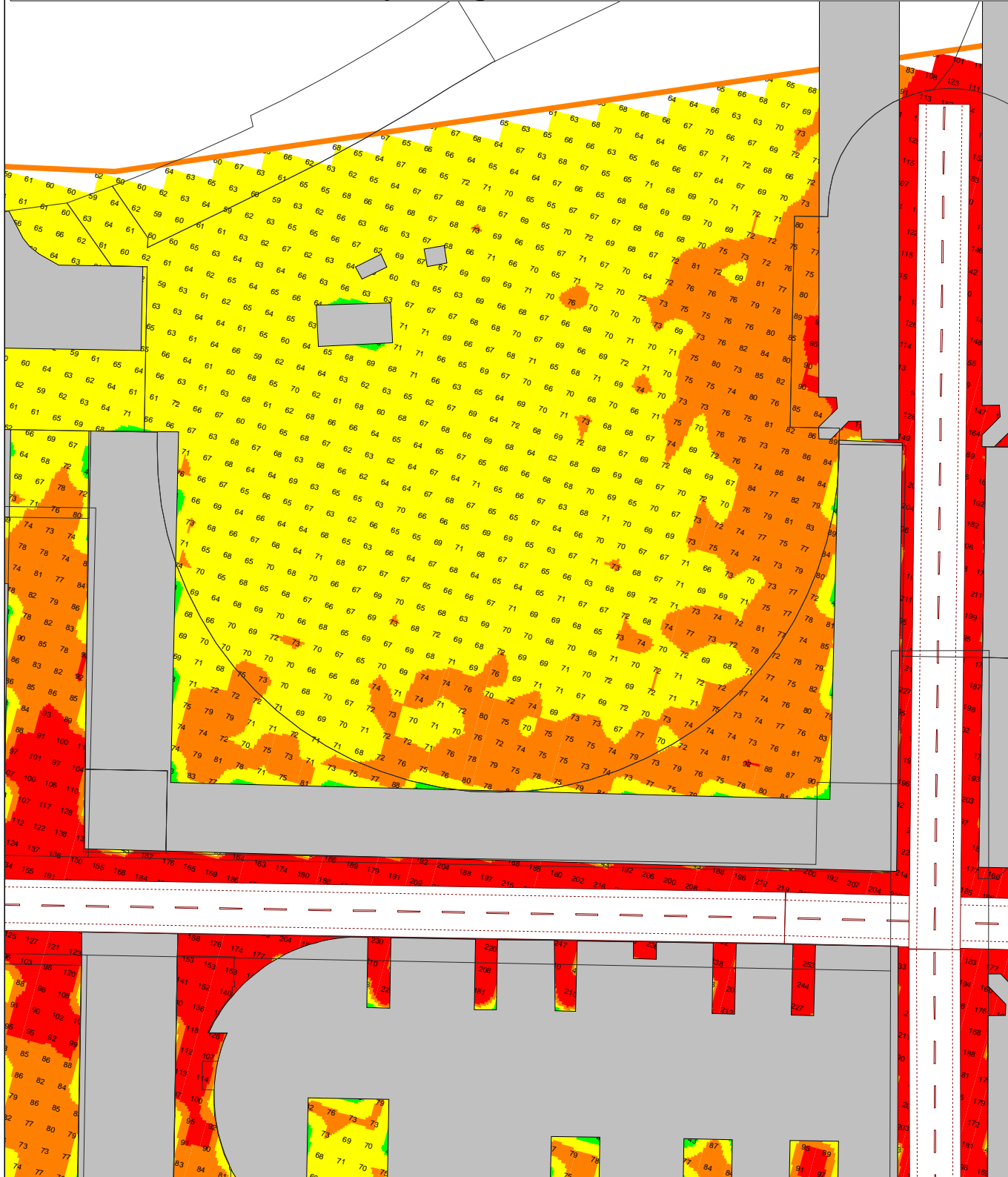
Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
Fyrkantigt\_hus  
No2(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1d - Fyrkantigt hus - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 54 µg/m<sup>3</sup>
- 54 <= ... < 72 µg/m<sup>3</sup>
- 72 <= ... < 90 µg/m<sup>3</sup>
- 90 <= ... µg/m<sup>3</sup>



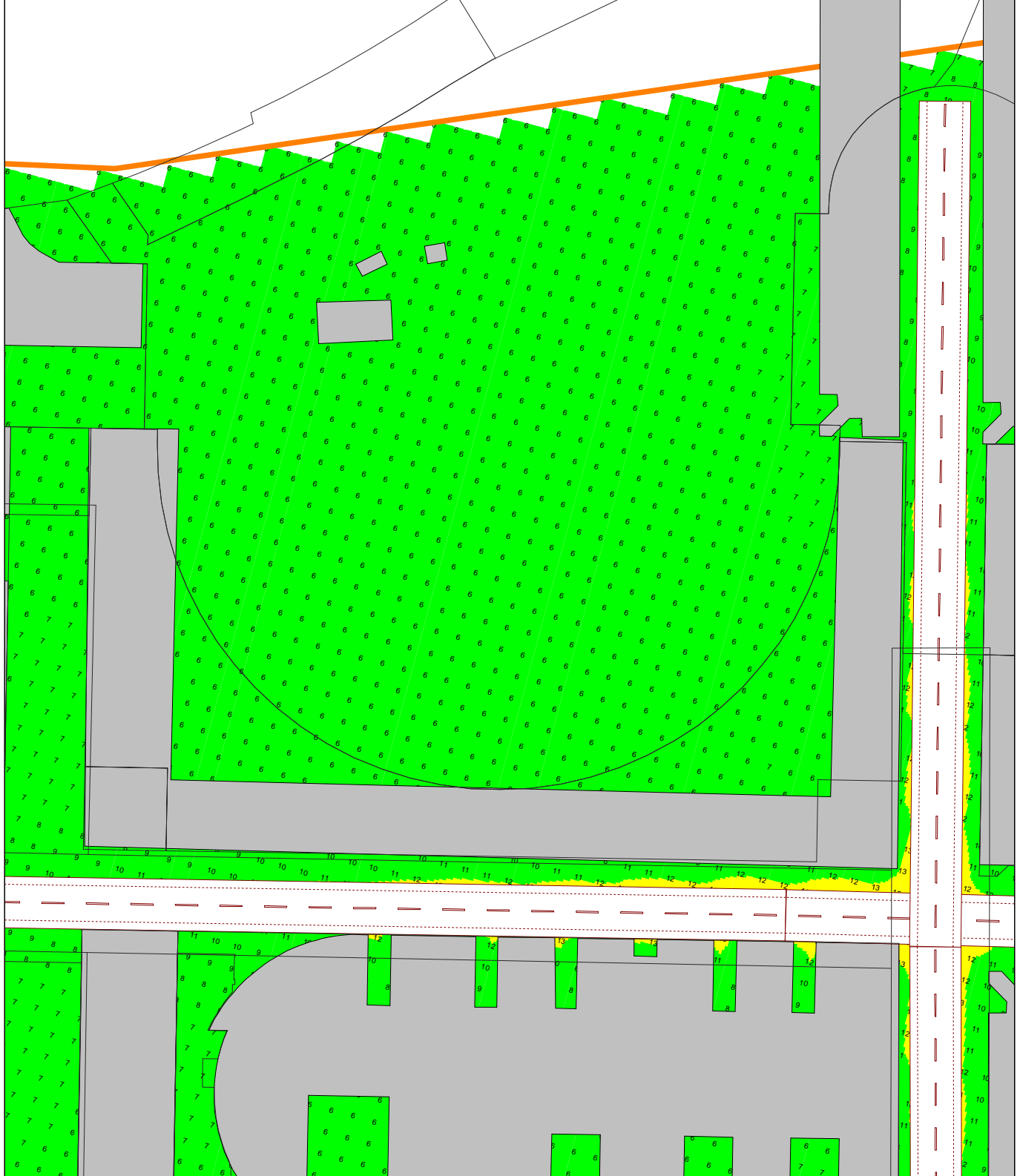
Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
Fyrkantigt\_hus  
No2(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 1d - Fyrkantigt hus - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 12 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $12 \leq \dots < 17 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $17 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

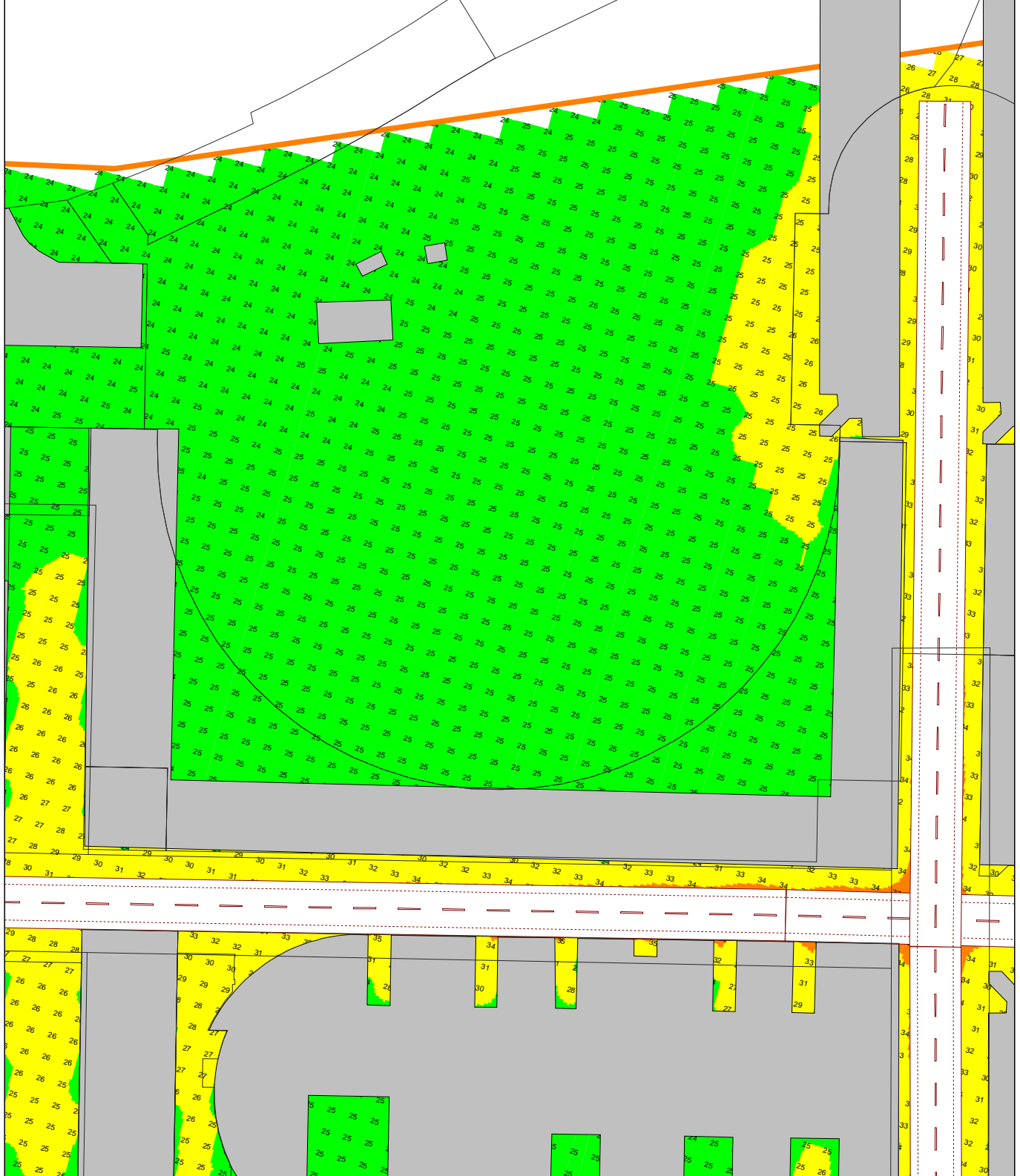
Beräkningsfall:  
Fyrkantigt\_hus  
PM25(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09



# Scenario 1d - Fyrkantigt hus - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- $0 \leq \dots < 25 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $25 \leq \dots < 35 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $35 \leq \dots < 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$
- $50 \leq \dots \mu\text{g}/\text{m}^3$



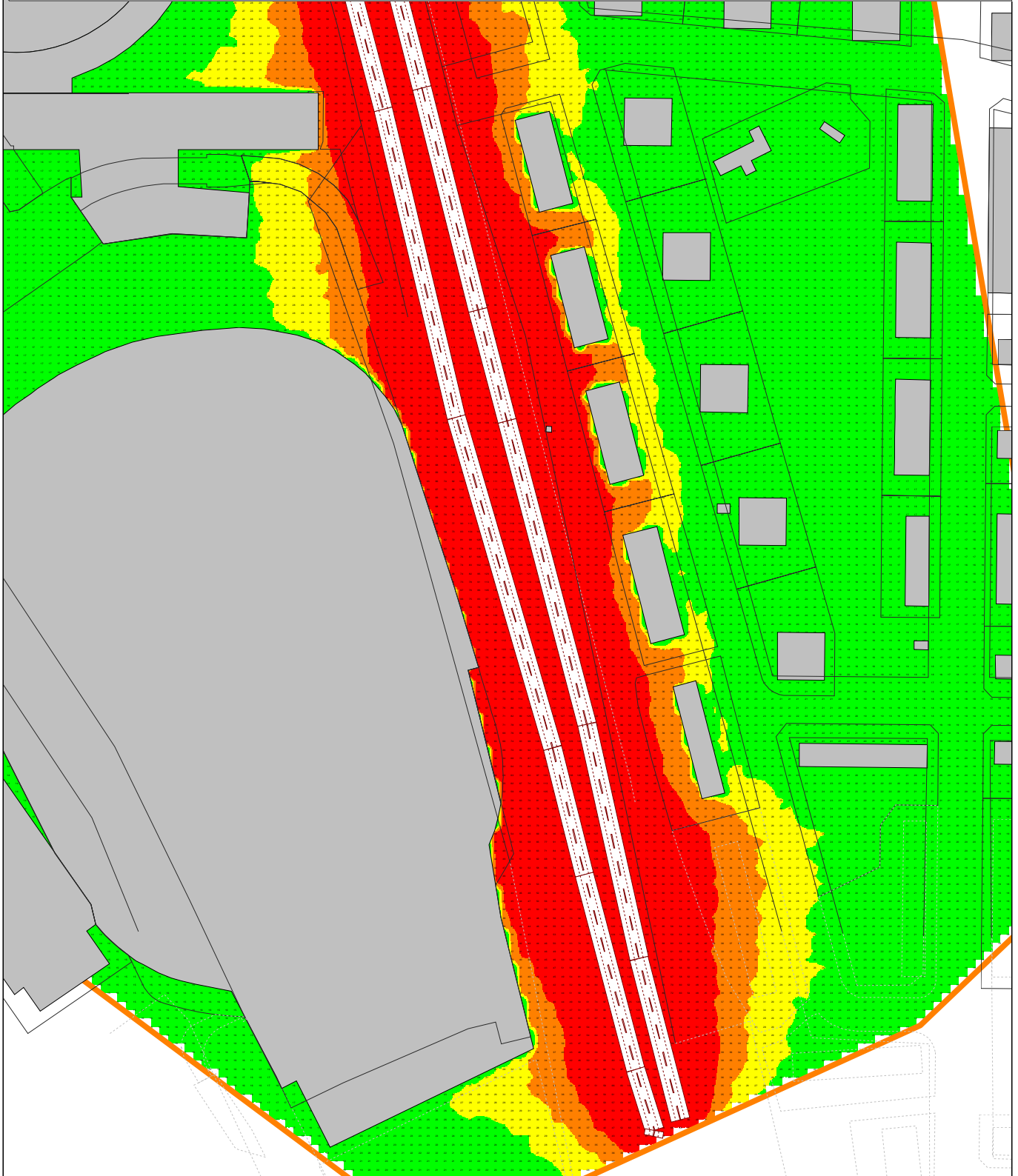
Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
Fyrkantigt\_hus  
PM10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

## Scenario 2 - Utan skärm - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 ≤ ... < 26 µg/m <sup>3</sup>
	26 ≤ ... < 32 µg/m <sup>3</sup>
	32 ≤ ... < 40 µg/m <sup>3</sup>
	40 ≤ ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Utan skärm  
NO<sub>2</sub>(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

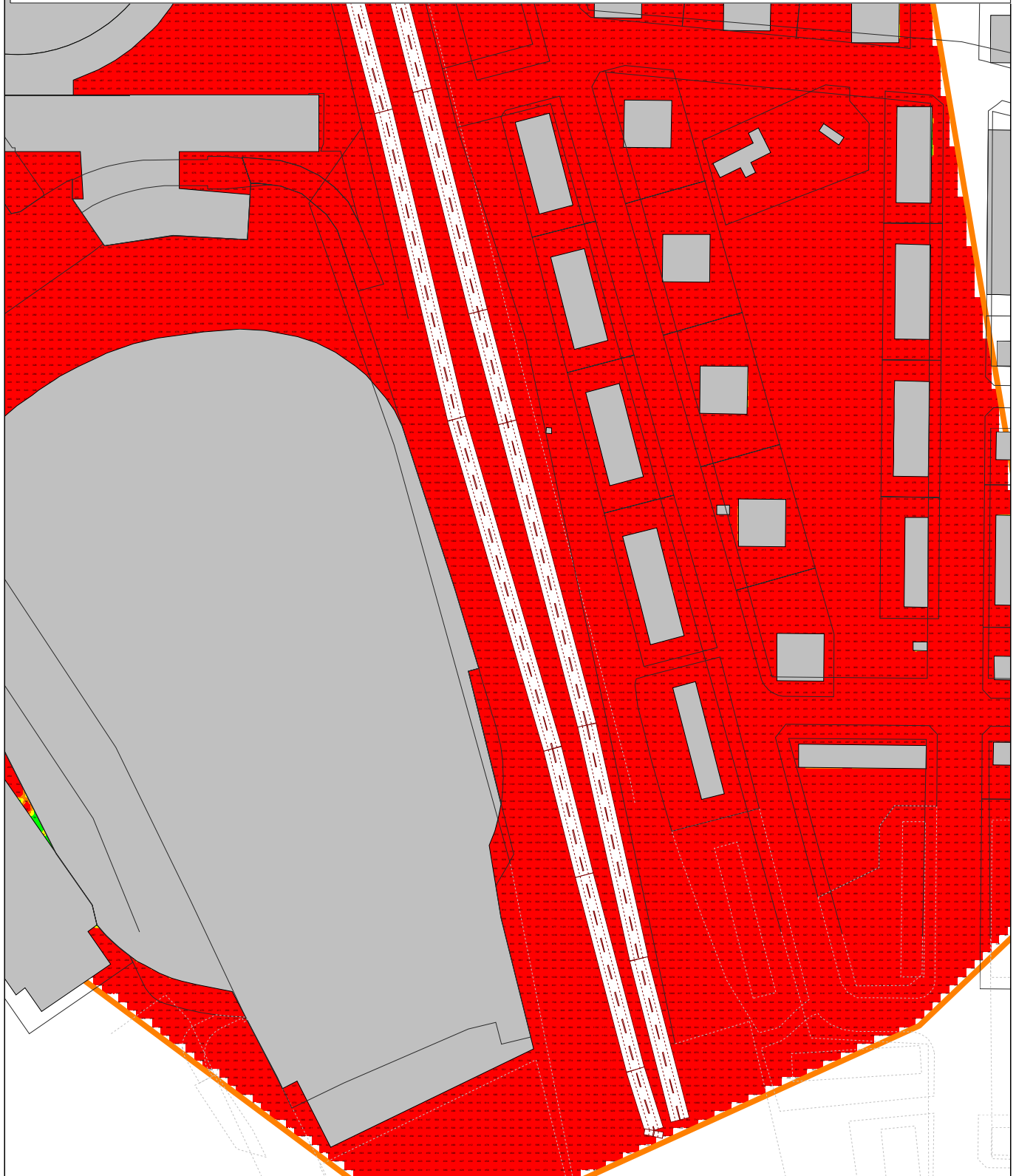
Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 13:06

G:\1173\DATA\ADM\Examensarbete Luft-Buller\Luftscenarier\Luftscenarier med urban bakgrund pålagd\Scenario\_2\_utan skärm\_Urban.cna

## Scenario 2 - Utan skärm - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 54 µg/m <sup>3</sup>
	54 <= ... < 72 µg/m <sup>3</sup>
	72 <= ... < 90 µg/m <sup>3</sup>
	90 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Utan skärm  
NO<sub>2</sub>(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

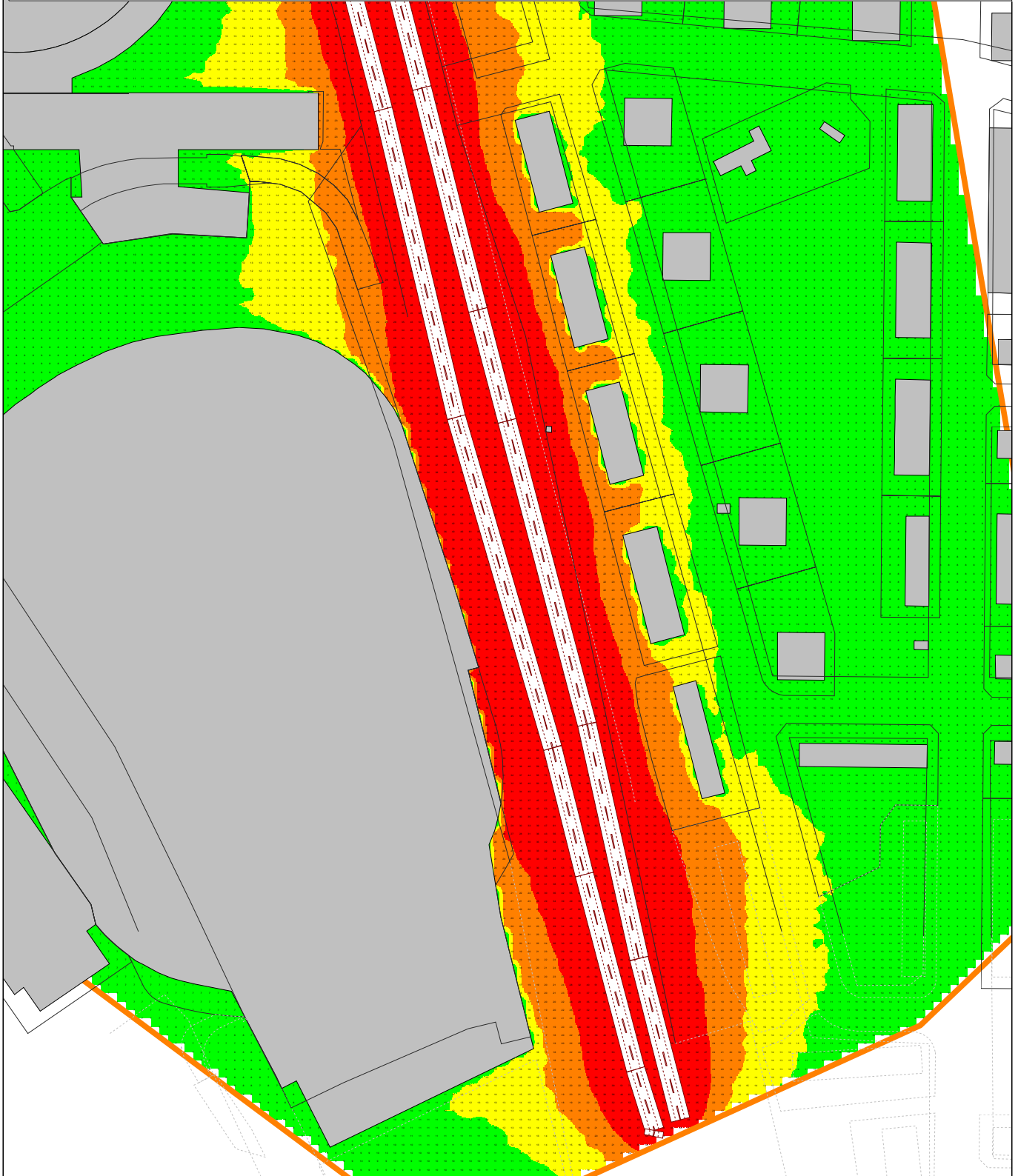
Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 13:07

## Scenario 2 - Utan skärm - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 12 µg/m <sup>3</sup>
	12 <= ... < 17 µg/m <sup>3</sup>
	17 <= ... < 25 µg/m <sup>3</sup>
	25 <= ... µg/m <sup>3</sup>



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Utan skärm  
PM25(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

## Scenario 2 - Utan skärm - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 25 µg/m <sup>3</sup>
	25 <= ... < 35 µg/m <sup>3</sup>
	35 <= ... < 50 µg/m <sup>3</sup>
	50 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Utan skärm  
PM10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

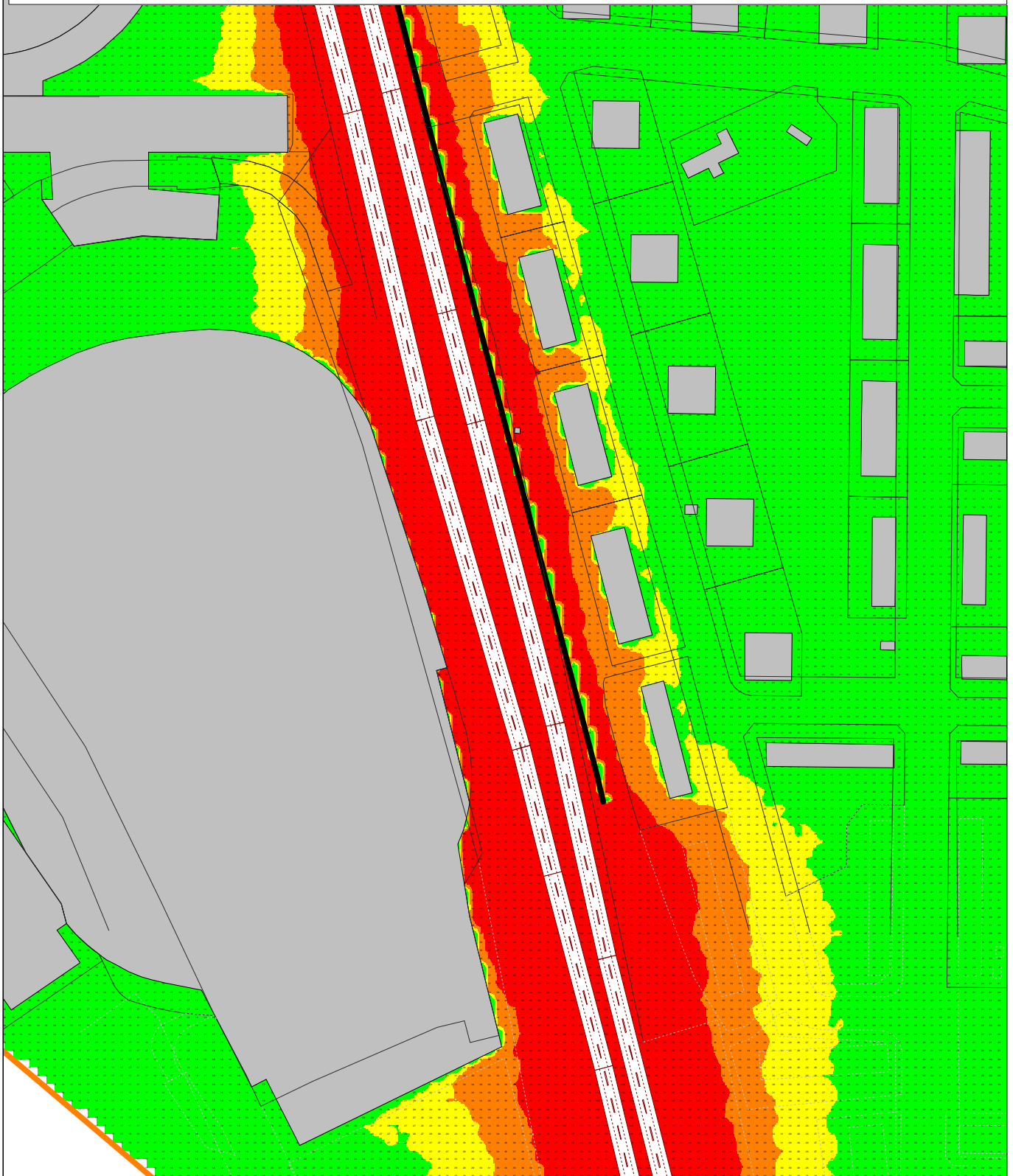
Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 13:07

## Scenario 2 - En skärm - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 ≤ ... < 26 µg/m <sup>3</sup>
	26 ≤ ... < 32 µg/m <sup>3</sup>
	32 ≤ ... < 40 µg/m <sup>3</sup>
	40 ≤ ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med skärm  
NO<sub>2</sub>(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

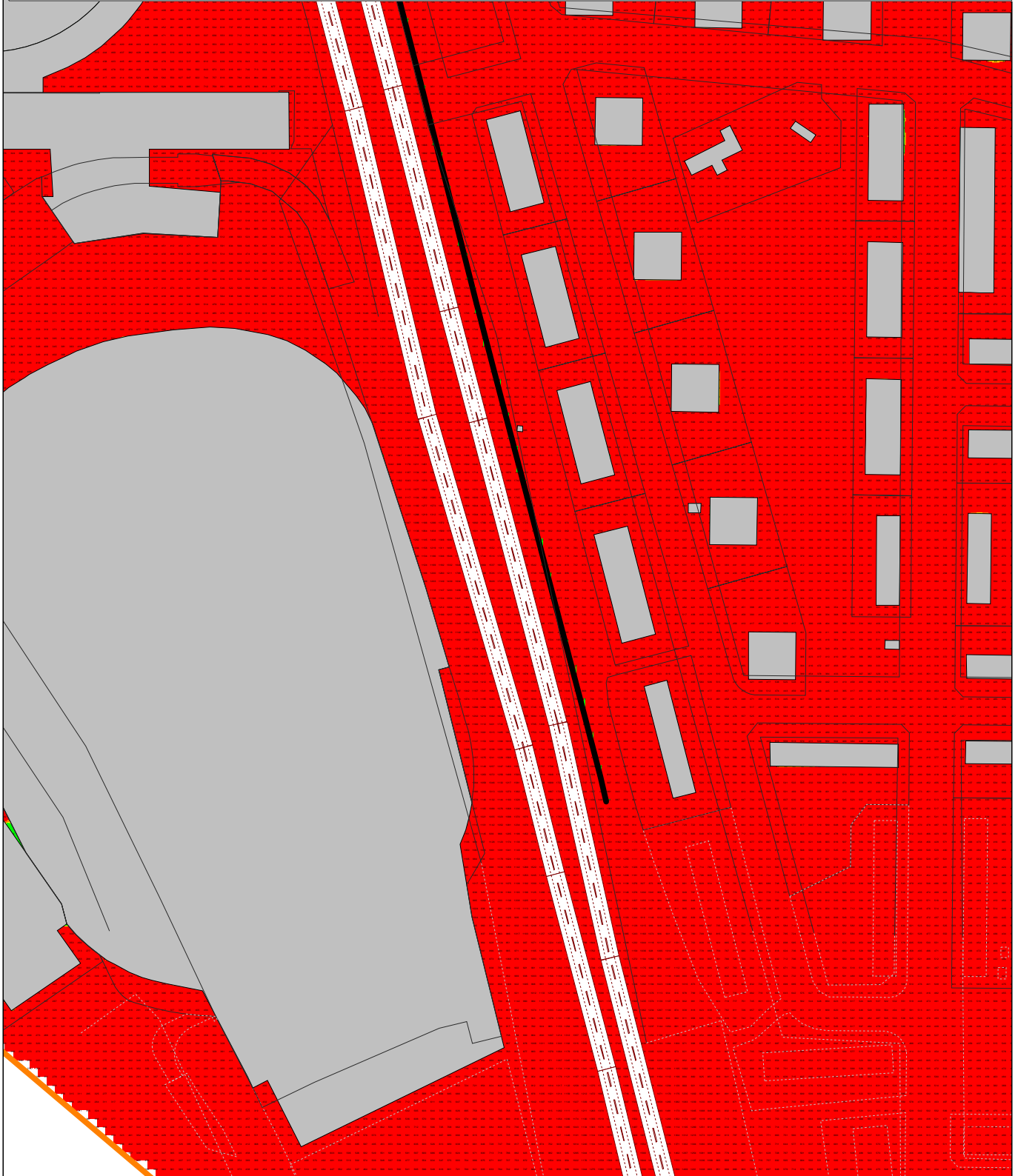
Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 12:56

## Scenario 2 - En skärm - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 54 µg/m <sup>3</sup>
	54 <= ... < 72 µg/m <sup>3</sup>
	72 <= ... < 90 µg/m <sup>3</sup>
	90 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med skärm  
NO<sub>2</sub>(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

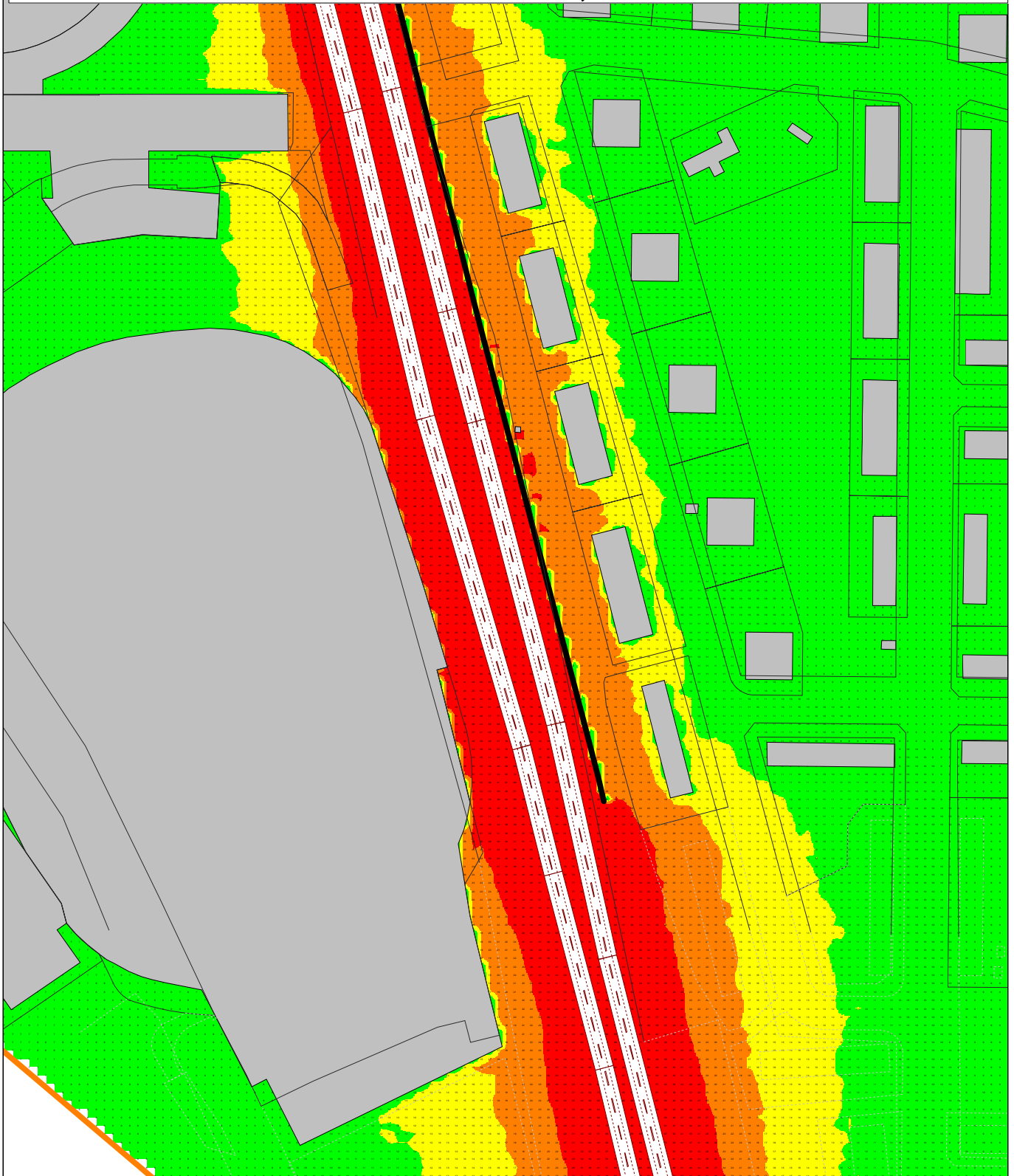
Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

## Scenario 2 - En skärm - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 12 µg/m <sup>3</sup>
	12 <= ... < 17 µg/m <sup>3</sup>
	17 <= ... < 25 µg/m <sup>3</sup>
	25 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med skärm  
PM25(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 12:56



## Scenario 2 - En skärm - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 25 µg/m <sup>3</sup>
	25 <= ... < 35 µg/m <sup>3</sup>
	35 <= ... < 50 µg/m <sup>3</sup>
	50 <= ... µg/m <sup>3</sup>



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

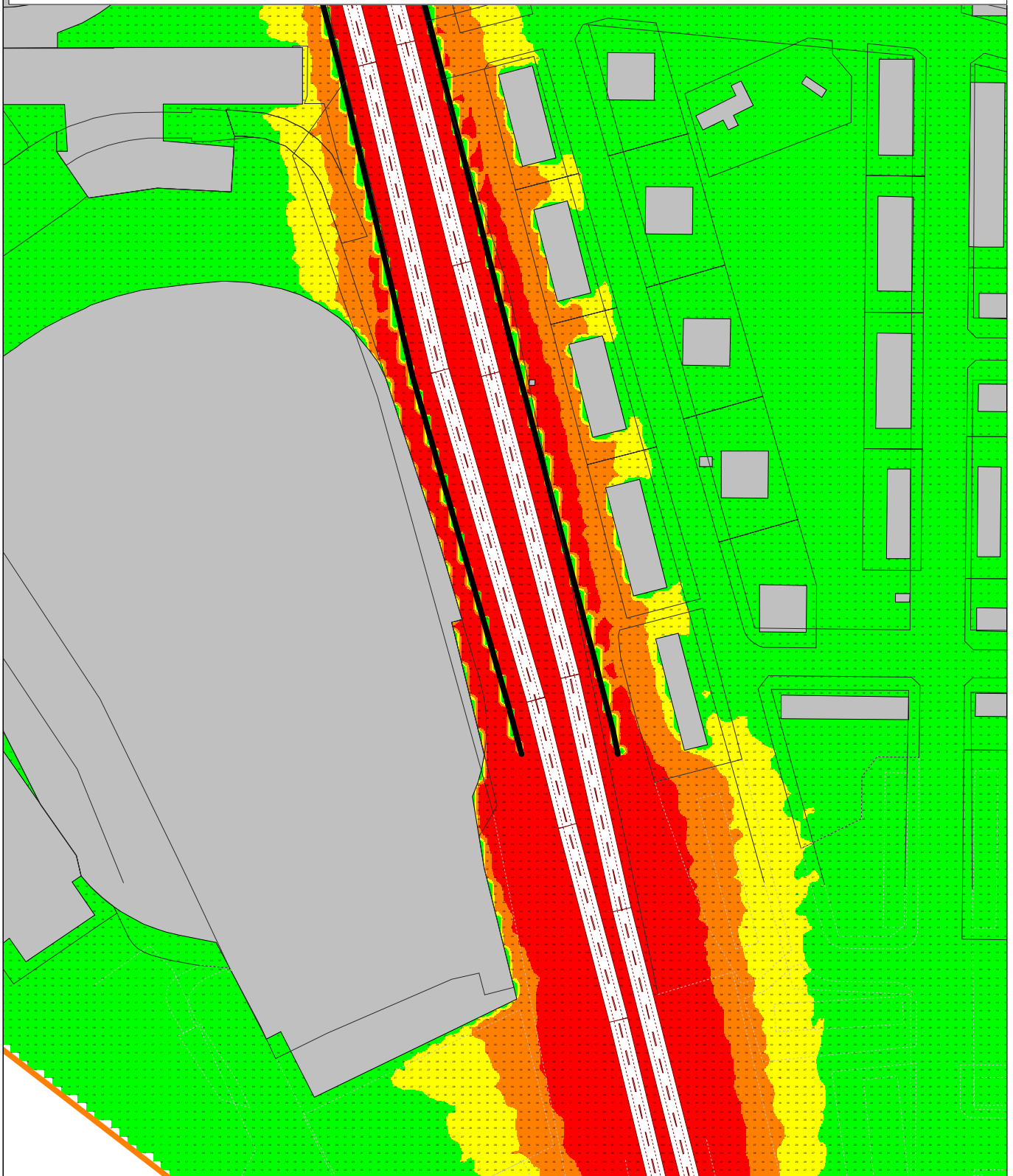
Beräkningsfall:

Med skärm  
PM10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

## Scenario 2 - Två skärmar - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 ≤ ... < 26 µg/m <sup>3</sup>
	26 ≤ ... < 32 µg/m <sup>3</sup>
	32 ≤ ... < 40 µg/m <sup>3</sup>
	40 ≤ ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med 2 skärmar  
No2(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 12:45

## Scenario 2 - Två skärmar - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 54 µg/m <sup>3</sup>
	54 <= ... < 72 µg/m <sup>3</sup>
	72 <= ... < 90 µg/m <sup>3</sup>
	90 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med 2 skärmar  
NO<sub>2</sub>(h)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

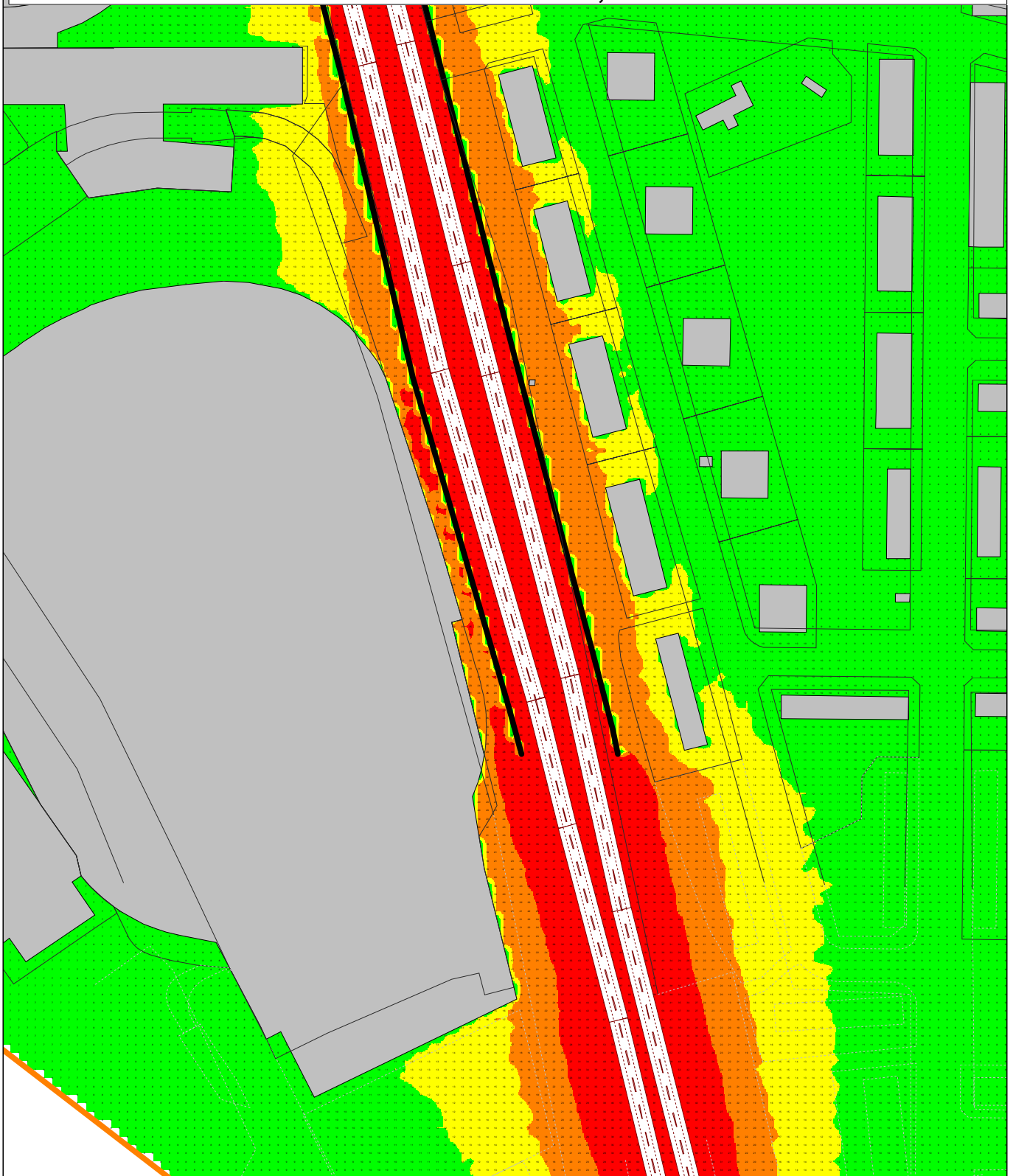
Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 12:45

G:\1173\DATA\ADM\Examensarbete Luft-Buller\Luftscenarier\Luftscenarier med urban bakgrund pålagd\Scenario\_2\_2 skärmar\_Urban.cna

## Scenario 2 - Två skärmar - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 12 µg/m <sup>3</sup>
	12 <= ... < 17 µg/m <sup>3</sup>
	17 <= ... < 25 µg/m <sup>3</sup>
	25 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med 2 skärmar  
PM25(y)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 12:45

## Scenario 2 - Två skärmar - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

	0 <= ... < 25 µg/m <sup>3</sup>
	25 <= ... < 35 µg/m <sup>3</sup>
	35 <= ... < 50 µg/m <sup>3</sup>
	50 <= ... µg/m <sup>3</sup>

**SWECO**   
Sustainable engineering and design

Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:

Med 2 skärmar  
Pm10(d)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:

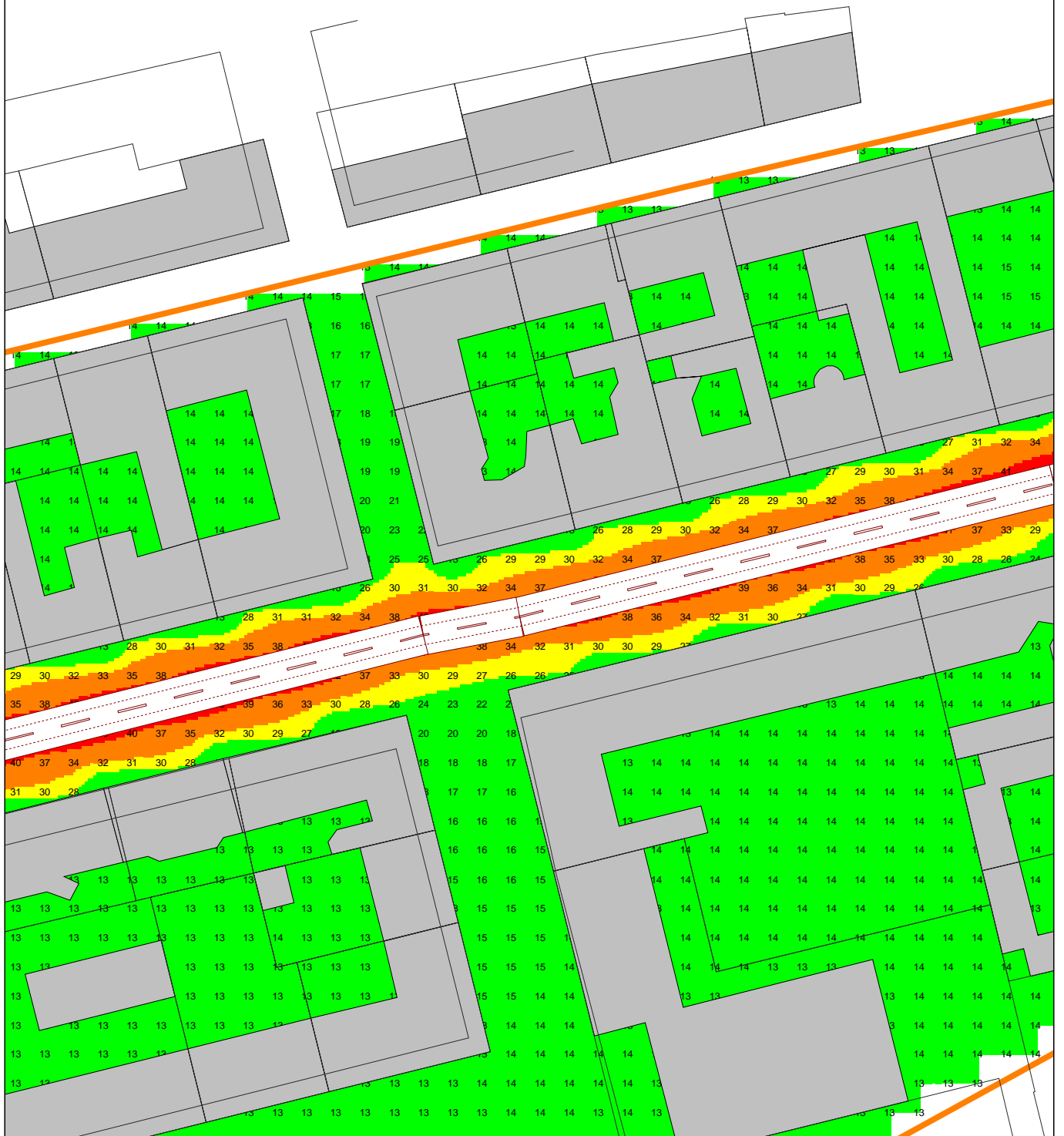
Hilma Larsson

Datum:

2017-05-09

Utskrift: 2017-05-09, 12:45

# Scenario 3 - 50 km/h- NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 26 µg/m<sup>3</sup>
- 26 <= ... < 32 µg/m<sup>3</sup>
- 32 <= ... < 40 µg/m<sup>3</sup>
- 40 <= ... µg/m<sup>3</sup>



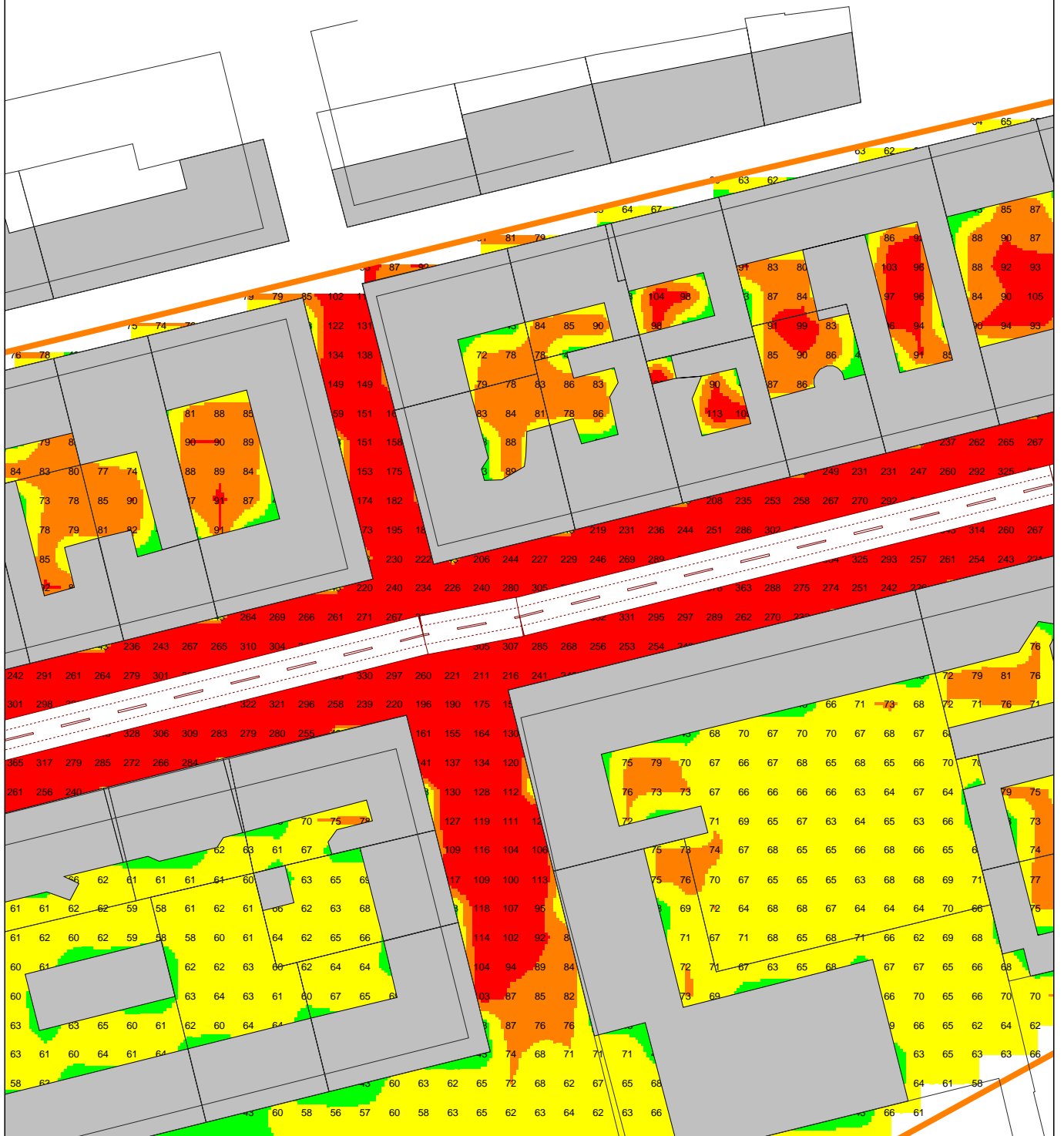
Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
50 km/h  
no2 (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-10

# Scenario 3 - 50 km/h- NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 54 µg/m<sup>3</sup>
- 54 <= ... < 72 µg/m<sup>3</sup>
- 72 <= ... < 90 µg/m<sup>3</sup>
- 90 <= ... µg/m<sup>3</sup>



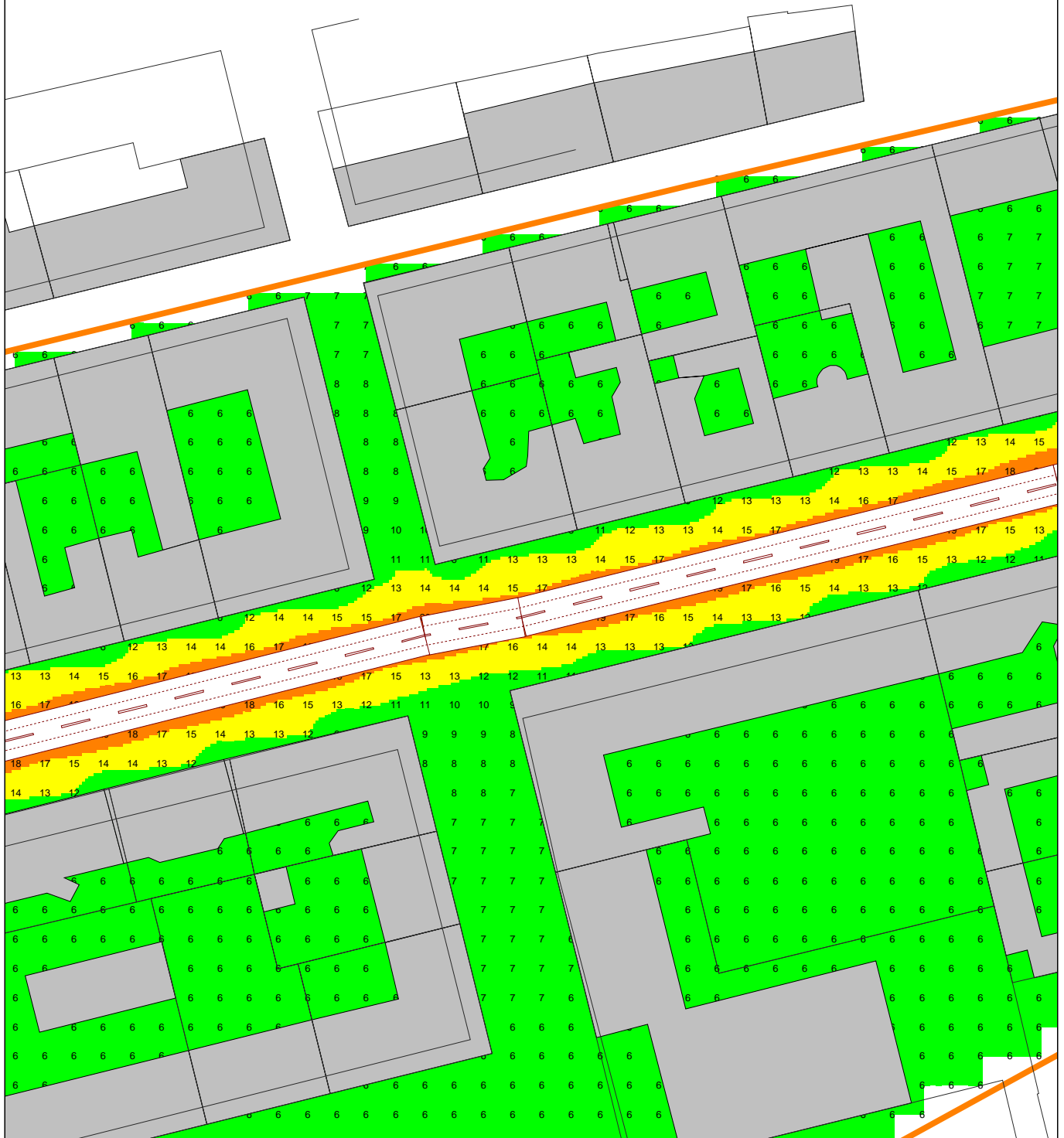
Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
50 km/h  
no2 (h18)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-10

# Scenario 3 - 50 km/h- PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 12 µg/m<sup>3</sup>
- 12 <= ... < 17 µg/m<sup>3</sup>
- 17 <= ... < 25 µg/m<sup>3</sup>
- 25 <= ... µg/m<sup>3</sup>



Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

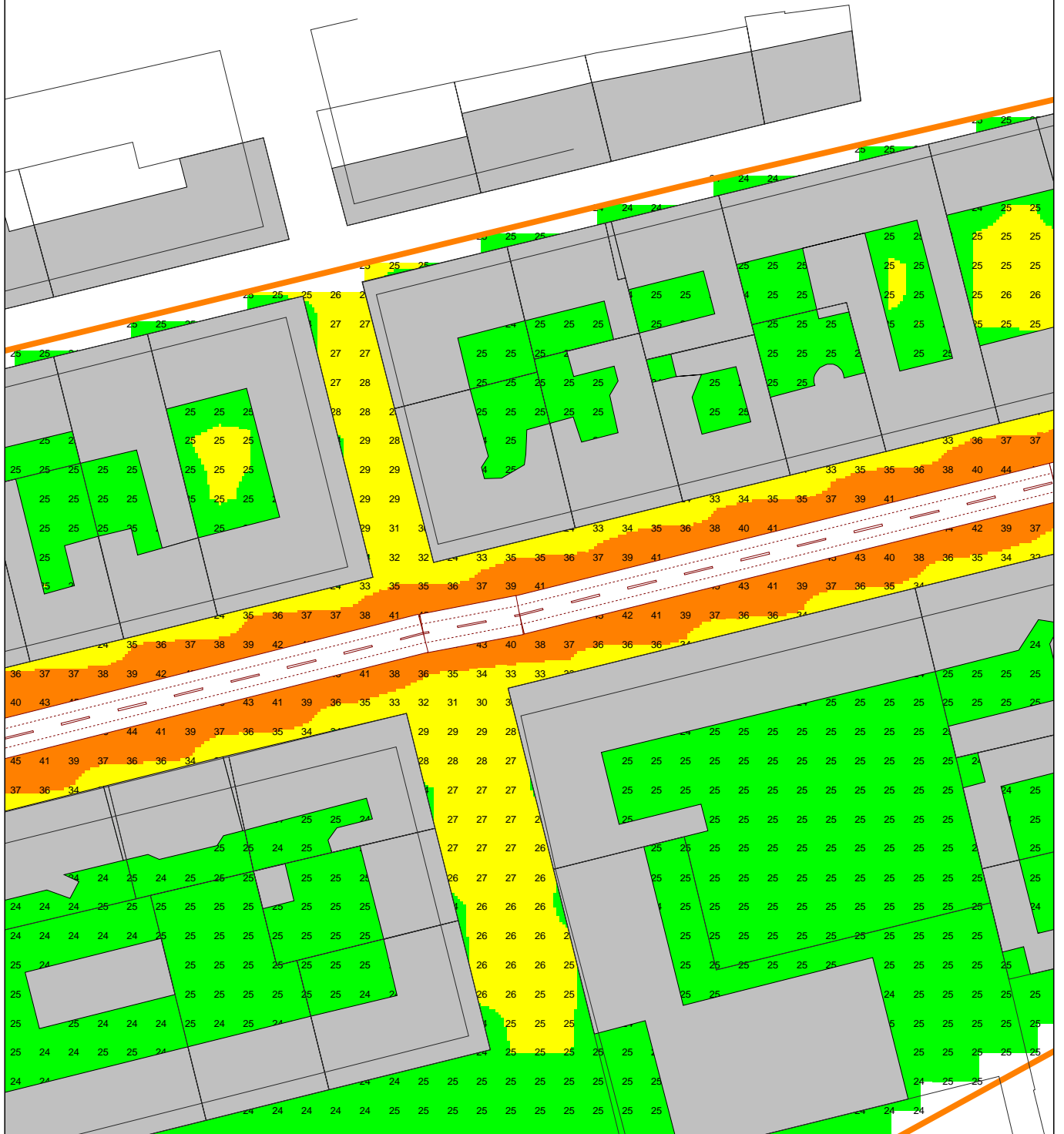
Beräkningsfall:  
50 km/h  
pm (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-10



# Scenario 3 - 50 km/h- PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 25 µg/m<sup>3</sup>
- 25 <= ... < 35 µg/m<sup>3</sup>
- 35 <= ... < 50 µg/m<sup>3</sup>
- 50 <= ... µg/m<sup>3</sup>



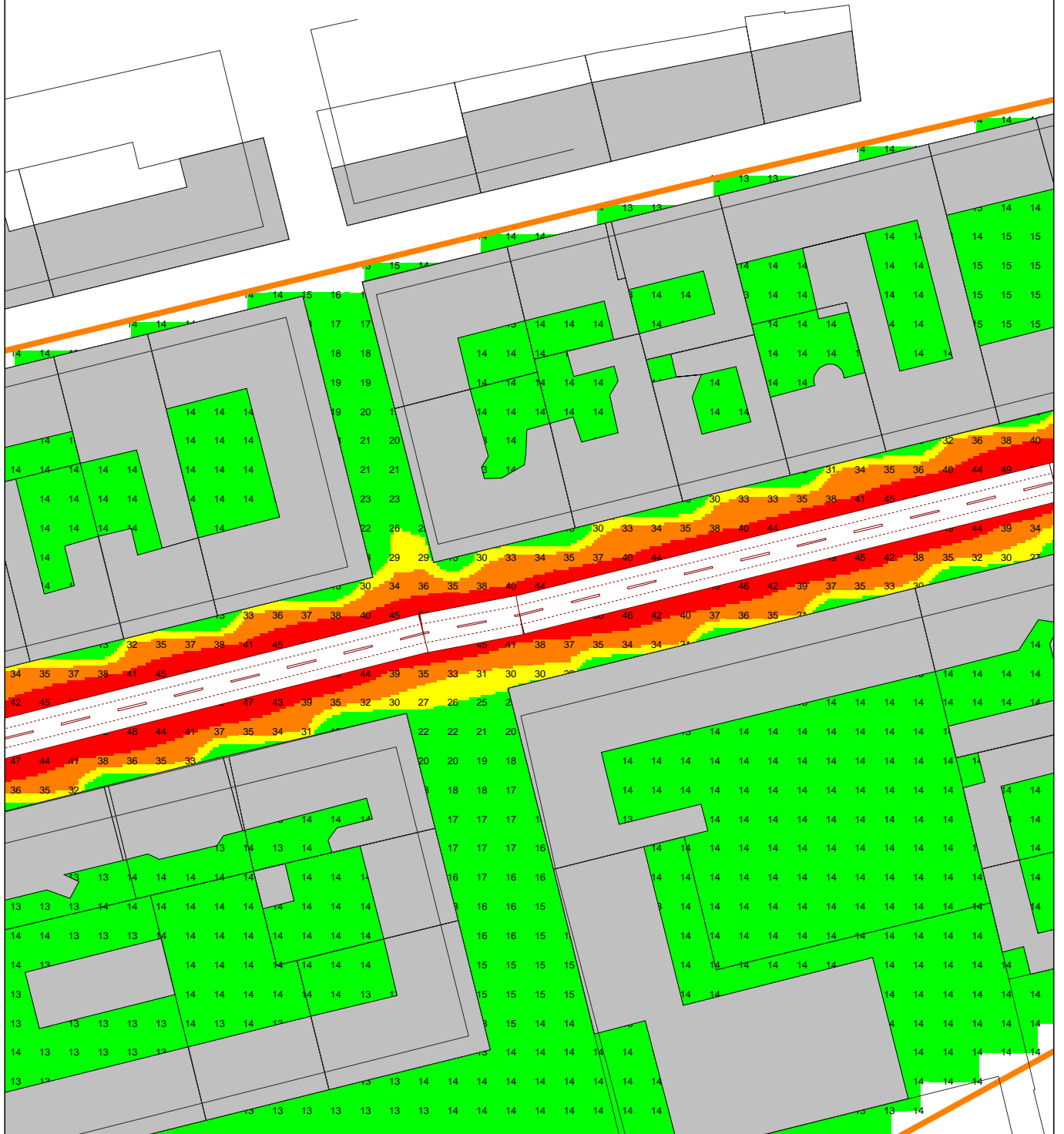
Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
50 km/h  
pm (d35)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-10

# Scenario 3 - 30 km/h - NO2 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 26 µg/m<sup>3</sup>
- 26 <= ... < 32 µg/m<sup>3</sup>
- 32 <= ... < 40 µg/m<sup>3</sup>
- 40 <= ... µg/m<sup>3</sup>



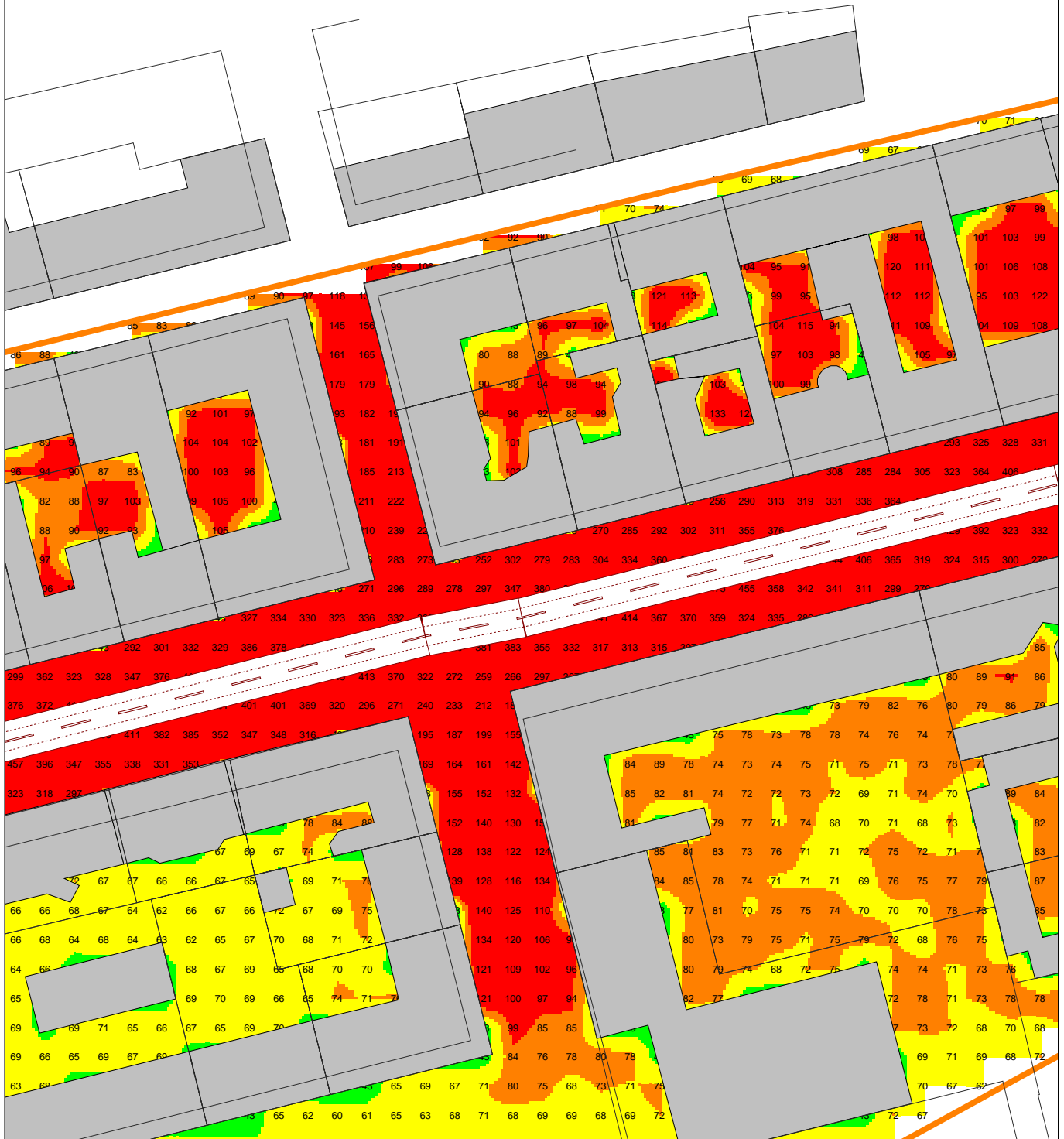
Projektinfo: NO2 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
30 km/h  
no2 (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 3 - 30 km/h - NO2 timmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 54 µg/m<sup>3</sup>
- 54 <= ... < 72 µg/m<sup>3</sup>
- 72 <= ... < 90 µg/m<sup>3</sup>
- 90 <= ... µg/m<sup>3</sup>



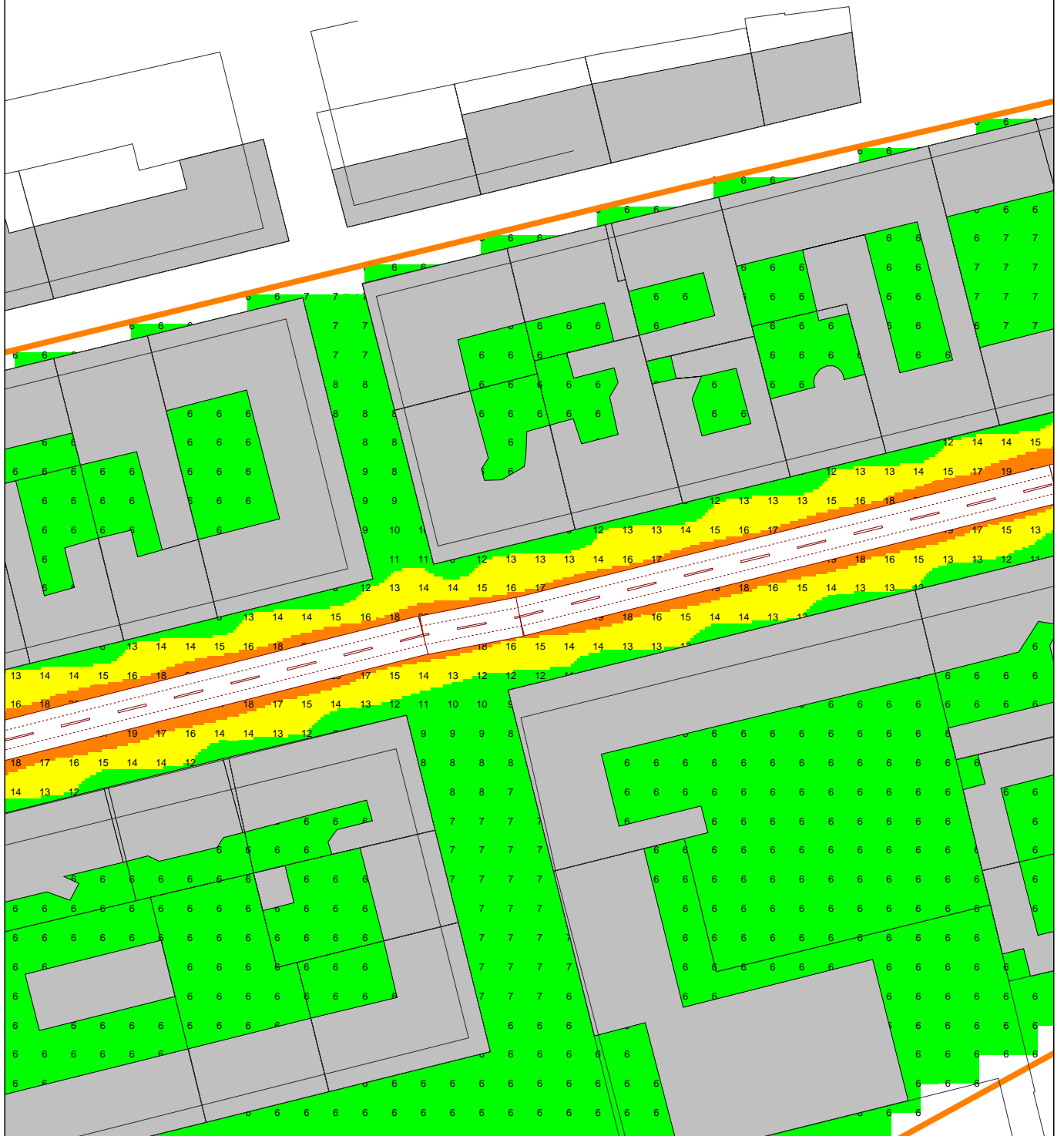
Projektinfo: NO2 timmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
30 km/h  
no2 (h18)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 3 - 30 km/h - PM2,5 årsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 12 µg/m<sup>3</sup>
- 12 <= ... < 17 µg/m<sup>3</sup>
- 17 <= ... < 25 µg/m<sup>3</sup>
- 25 <= ... µg/m<sup>3</sup>



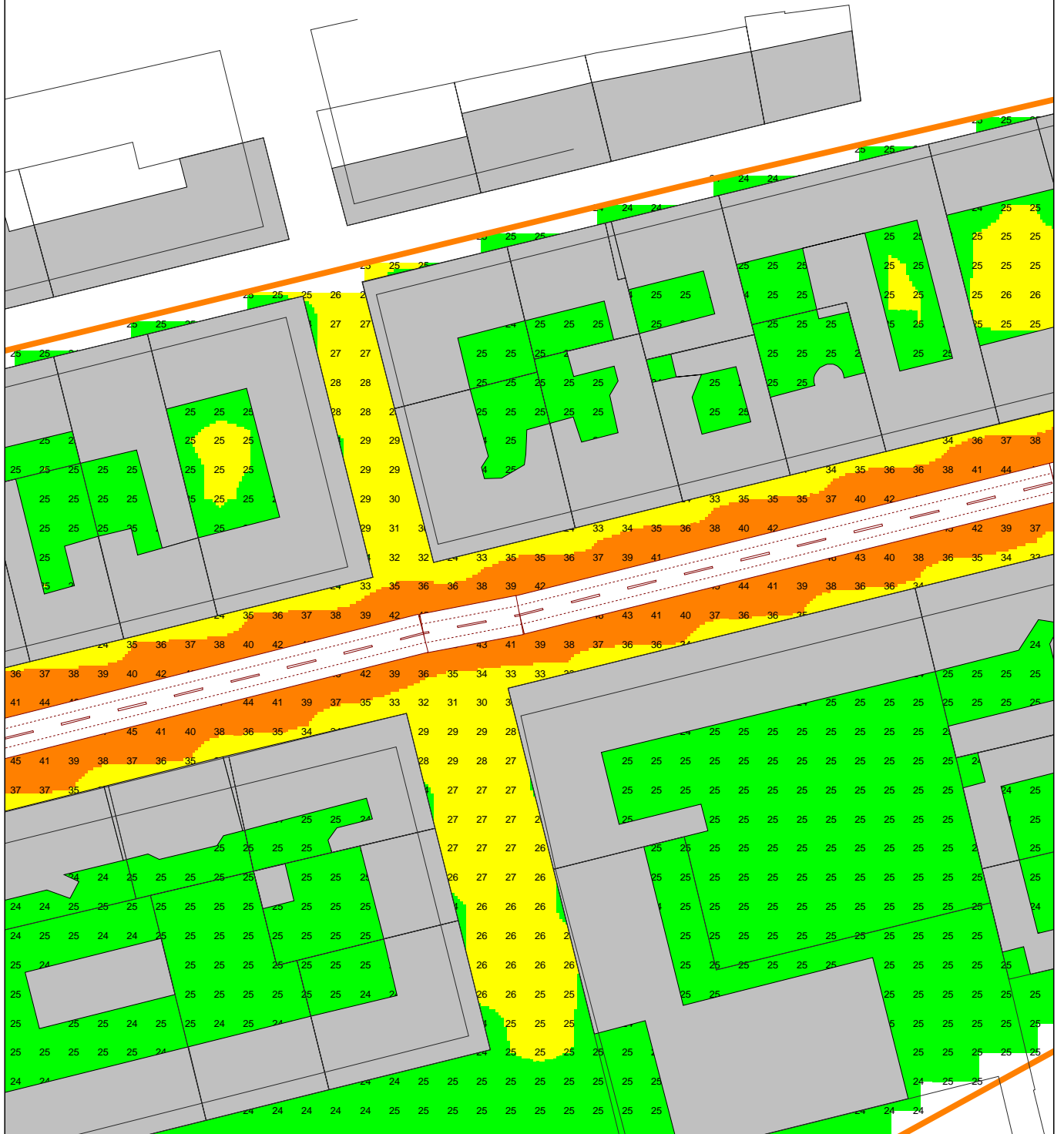
Projektinfo: PM2,5 årsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
30 km/h  
pm (y00)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09

# Scenario 3 - 30 km/h - PM10 dygnsmedelvärde



Beräknade haltnivåer

- 0 <= ... < 25 µg/m<sup>3</sup>
- 25 <= ... < 35 µg/m<sup>3</sup>
- 35 <= ... < 50 µg/m<sup>3</sup>
- 50 <= ... µg/m<sup>3</sup>



Projektinfo: PM10 dygnsmedelvärde  
Examensarbete VT17

Beräkningsfall:  
30 km/h  
pm (d35)  
Beräkningshöjd: 1.5 m

Beräknad av:  
Hilma Larsson

Datum:  
2017-05-09