

Lennakatten Nytt stationsområde

Utredning – Buller, vibrationer och luftkvalitet



Ändringsförteckning

Ver	Datum	Beskrivning	Granskad
1.0	2024-12-03	Ursprungsversion	Henrik Naglitsch, Buller och vibrationer Johannes Bergquist, Luft
2.0	2025-01-15	Reviderad version efter extern granskning	Henrik Naglitsch, Buller och vibrationer Johannes Bergquist, Luft
3.0	2026-02-03	Reviderad version efter LST granskning	Henrik Naglitsch, Buller och vibrationer Johannes Bergquist, Luft

Sweco Sverige AB	RegNo 556767-9849
Uppdrag	Lennakatten Nytt stationsområde
Uppdragsnummer	30072056
Kund	Uppsala kommun
Upprättad av	Elin Claesson, Frida Zeman, Johannes Bergquist, Carl Thordstein
Datum	2024-12-03
Datum rev	2026-02-03
Ver	3.0
Dokumentreferens	Lennakatten_nytt_stationsområde_buller_vibrationer_luft

Innehållsförteckning

Sammanfattning	5
1 Inledning	7
1.1 Syfte och förutsättningar	8
2 Hälsoeffekter	10
2.1 Buller och vibrationer	10
2.2 Luftföroreningar	11
2.2.1 Kvävedioxid	11
2.2.2 Partiklar (PM ₁₀)	11
2.2.3 Luktproblematik	12
3 Bedömningsgrunder	13
3.1 Buller	13
3.2 Luftföroreningar	13
3.2.1 Miljökvalitetsnormer	13
3.2.2 Miljökvalitetsmålet "Frisk luft"	14
3.2.3 Nytt EU-direktiv	15
3.2.4 Luktande föroreningar	16
3.2.5 Förklaring av begreppet percentiler	17
4 Underlag	18
5 Metod	19
5.1 Bullerutredning	19
5.1.1 Ljudmätning	19
5.1.2 Modellering	19
5.2 Luftföroreningar	21
5.2.1 Luftföroreningssituationen i Uppsala	21
5.2.2 Spridningsmodell	24
5.2.3 Beskrivning av markbeskaffenhet	25
5.2.4 Topografiska informationen	26
5.2.5 Meteorologi	26
5.2.6 Utsläpp från järnvägstrafik	27
5.2.7 Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna	27
5.2.8 Osäkerheter i modellberäkningar	29
6 Resultat	30
6.1 Buller	30
6.1.1 Ekvivalenta ljudnivåer	30
6.1.2 Maximala ljudnivåer	30
6.1.3 Kumulativ effekt	31
6.2 Vibrationer	31
6.3 Luft	32
6.3.1 Kvävedioxid	32
6.3.2 Partiklar som PM ₁₀	34
6.3.3 Lukt	34
7 Åtgärder	35
7.1 Buller och vibrationer	35
7.2 Luftföroreningsreducerande åtgärder	35
7.2.1 Barriärer	35

7.2.2	Vegetation.....	36
8	Slutsats.....	38
8.1	Buller och vibrationer	38
8.2	Luft	39
9	Referenser.....	40

BILAGOR

1	Tidtabell för Lennakatten 2024
2	Ekvivalenta och maximala ljudnivåer från diesellok och rälsbuss– Ljudutbredningskarta
3	Ekvivalenta och maximala ljudnivåer från ånglok – Ljudutbredningskarta
4	Maximala ljudnivåer från ånglok som rullar ut från stationen

Sammanfattning

Sweco har utfört en buller-, vibrations- och luftutredning som beskriver hur närliggande bostäder kommer att påverkas av den planerade flytten av Lennakattens station från Uppsala Östra till Bergsbrunnaparken.

Buller

För att kunna utreda buller från Lennakattens tåg har mätningar av de olika tågtyperna genomförts vid dagens stationsläge. Mätningar genomfördes både när tågen stod stilla vid stationen och vid utpassage. Mätresultaten har sedan legat till grund för modellering av ljudnivåer vid bostadshus nära Bergsbrunnaparken.

Sammanfattningsvis visar genomförda mätningar och beräkningar av buller från tågen vid Lennakatten att ljudnivåerna under de 15-20 minuter som tågen står stilla vid stationen tangerar de riktvärden som ställs i infrastrukturpropositionen. De ekvivalenta ljudnivåerna uppgår till som mest 60 dBA vid närmaste bostadsfasad, medan de större delarna av innergården håller sig under 55 dBA. De värden som kravställs är dock dygnsekvivalenta och den tiden som tågen låter är betydligt kortare än ett helt dygn. Det här innebär att de riktvärden gällande ekvivalenta ljudnivåer som ställs i infrastrukturpropositionen uppfylls med god marginal.

Vid utpassage av ånglok uppmättes höga maximala ljudnivåer, särskilt från det mindre ångloket. Dessa nivåer är inte representativa för varje passage, men visar på en nivå som *kan* uppkomma. Dessa nivåer är över gällande riktvärde för maximala ljudnivåer vid uteplats enligt infrastrukturpropositionen, men de förväntas inte uppstå vid varje utpassage av ånglok. I övrigt är de maximala ljudnivåerna från tågen vid stationen av samma storleksordning som de ekvivalenta ljudnivåerna då motorerna främst ger upphov till ett konstant ljud när de står stilla, vilket innebär att riktvärde för uteplats uppfylls.

Vibrationer

Risken för vibrationer från Lennakatten bedöms som mycket låg, eftersom tågen är lätta och trafikerar området i låg hastighet. Det finns inga vibrationskänsliga byggnader i närheten. Tågen orsakar mer vibrationer under rörelse än när de står stilla, och en flytt av stationsläget till Bergsbrunnaparken förväntas inte öka vibrationsnivåerna.

Luft

Spridningsberäkningar har utförts med syftet att utreda halterna av kvävedioxid (NO_2) och partiklar (PM_{10}) vid de närmaste lägenhetshusen intill det nya stationsläget för Lennakatten. Beräknade halter jämfördes mot föreskrivna miljö kvalitetsnormer (MKN) och det nationella miljö kvalitetsmålet, Frisk luft. Utredningen visade att påverkan på luftkvaliteten i närområdet till följd av den planerade stationen är tillfällig och begränsad i omfattning. Exponeringen för förhöjda halter av partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid sker under korta tidsperioder och med låg frekvens sett över ett år.

Resultatet från spridningsberäkningarna visar således att järnvägsplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft. Utsläppen från tågen kan vara relativt höga, men endast under mycket kort tid (några minuter vid varje avgång). Då MKN avser dygns- och timmedelvärden blir de relativa utsläppen från Lennakatten låga. Bakgrundshalterna av både

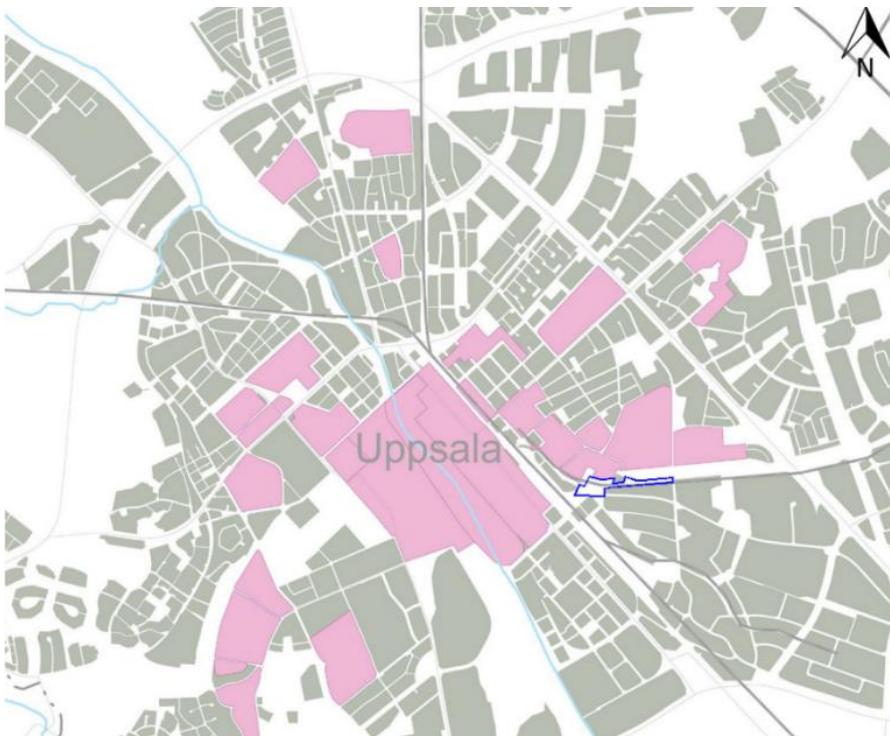
partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid (NO₂) är också generellt sett låga under perioden som Lennakatten trafikeras, mitten av maj till mitten av september, vilket är fördelaktigt. Det nya EU-direktivet för luftkvalitet, med skärpta gränsvärden för bland annat partiklar (PM₁₀) och kvävedioxid, som ska uppnås till 2030, har beaktats i bedömningen. Mot bakgrund av att majoriteten av tågen vistas på under mycket kort tid bedöms det inte föreligga någon risk för överskridande av de kommande gränsvärdena.

Gällande lukt finns en viss risk att rökgaserna periodvis kan medföra påverkan på närliggande områden. Det ska dock konstateras att lagstiftningen inte kräver att boende behöver vara helt fria från lukt från närliggande verksamheter, utan att bedömningen ska utgå från om lukt kan medföra olägenhet för människors hälsa. Med hänsyn till järnvägens begränsade omfattning, de korta uppehållstiderna samt att det inte är sannolikt att vindförhållandena konsekvent medför spridning av rökgaser mot närliggande bostäder om järnvägsstationen bedöms risken för återkommande eller menlig luktstörning som låg. Lukt från rökgaserna kan dock förnimmas under enstaka timmar under ett år i begränsade områden, men inte i sådan utsträckning att det skulle föreligga risk för störning eller olägenhet.

Sammantaget bedöms den planerade stationen inte medföra en sådan varaktig eller omfattande påverkan på luftkvalitet eller lukt att det kan anses utgöra en olägenhet för människors hälsa. Även om tillfälliga störningar kan förekomma, exempelvis under sommartid då vistelse utomhus är vanligare, bedöms dessa vara begränsade i tid, frekvens och utbredning.

1 Inledning

Uppsala är en stad som växer kraftigt, både i befolkning och näringsliv. För att möta denna tillväxt planerar Trafikverket en kapacitetsökning på Ostkustbanan genom att utvidga järnvägen från två till fyra spår mellan Uppsala och länsgränsen mot Stockholm. Uppsala C kommer också att få fler spår, däribland två nya spår som kommer att byggas på platsen för de nuvarande spår 9 och 10, som idag tillhör Lennakattens museijärnväg. Detta gör att Lennakattens stationsläge behöver flyttas. För att möjliggöra flytten av Lennakattens station till den föreslagna platsen i Bergsbrunnsparken, se Figur 1, behöver en järnvägsplan upprättas. Denna buller-, vibrations- och luftkvalitetsutredning har upprättats inom arbetet med järnvägsplanen.



Figur 1. Karta över Uppsala där Lennakattens nya stationsläge är markerat i blått. De rosa fälten visar särskilt värdefulla bebyggelsemiljöer. Bilden är hämtad från Översiktsplanen för Uppsala Stad från år 2016.

På museijärnvägens spår kör flera olika tågtyper. Det finns tåg med både ångdrivna och dieseldrivna lok. När dessa står parkerade på stationen är motorerna på och de genererar därmed ljud samt utsläpp av rök och ånga till omgivningen.

Det nya stationsläget vid Bergsbrunnaparken innebär byggande av en ny plattform, se det rödmarkerade området nedan i Figur 2.



Figur 2. Spårområdet och föreslagen plattformslösning i förhållande till utredningsområdet. Fastigheterna Fålhagen 68:1 och 68:2 är markerat i orange. Bilden är hämtad från Samrådsunderlag Nytt stationsläge Lennakatten, Järnvägsplan, Uppsala kommun, Diarienummer: KSN-2024-01817.

Den nya plattformen ligger intill Bergsbrunnaparken respektive fastigheterna Fålhagen 68:1 och 68:2 där två lägenhetshus på fem våningar vardera står. I dagsläget finns ett befintligt plank mellan järnvägsspåren och de två lägenhetshusen. Det planket kommer att rivas och ersättas av ett nytt likvärdigt plank närmare husen i samband med byggandet av de nya plattformarna. Planket har inte varit medtagen som bulleskyddsskärm i genomförda beräkningar i denna utredning.

1.1 Syfte och förutsättningar

Syftet med buller- och vibrationsutredningen har varit att säkerställa att uppställda tåg vid Lennakattens nya stationsläge inte ger upphov till ljudnivåer över gällande riktvärden vid närmaste bostadshus.

Syftet med spridningsberäkningarna har varit att visa på fördelningen av luftföroreningarna inom det närliggande området samt att jämföra uppmätta och beräknade halter mot föreskrivna miljökvalitetsnormer (MKN) och det nationella miljökvalitetsmålet, Frisk luft.

Luftföroreningarna som ingår i denna utredning är kvävedioxid (NO_2) och partiklar (PM_{10}). Partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid är de luftföroreningar som idag uppvisar höga halter i Uppsala och som historiskt riskerat att överskrida de miljökvalitetsnormer som finns definierade. Luftföroreningar i stadsmiljö kommer främst från lokala källor. I Uppsala har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till kvävedioxid och partiklar (PM_{10}) och högst haltnivåer

uppmäts i närheten med de stora trafiklederna och i slutna gaturumsmiljöer med högt trafikflöde. Övriga källor är bland annat industriella verksamheter och vedeldning men också långväga transporter från mer avlägsna källor, både inom Sverige och utanför landets gränser.

2 Hälsoeffekter

2.1 Buller och vibrationer

Definitionen av buller, oönskat ljud, beror på typen av ljud, person, plats, situation och varaktighet. Den Europeiska miljöbyråns definition av buller är *"hörbart ljud som skapar störning och/eller påverkar hälsan negativt"* (European Environment Agency, 2010).

Buller utgör den miljöstörning som påverkar flest människor i Sverige. Enligt uppskattningar är cirka 2 miljoner människor i Sverige utsatta för trafikbuller där den dygnsekvivalenta ljudnivån vid bostadsfasad överstiger 55 dBA. Vägtrafik är den största källan till buller, följt av spårtrafik och flygtrafik. Andra källor till buller kan exempelvis vara ljud från fläktar i byggnader, grannar, industrier och byggnadsarbeten.

Buller kan ha negativa effekter på vår hälsa och livskvalitet. Det påverkar människor på olika sätt beroende på ljudtyp, styrka, frekvenser och hur ljudet varierar över tid. Situationen i vilken vi utsätts för ljudet spelar också roll. Förutom störningar kan buller även negativt påverka vår prestation, inlärning och sömn. Flera studier har visat att långvarig exponering för buller från flyg- och vägtrafik kan öka risken för hjärt- och kärlsjukdomar.

Mycket höga ljudnivåer kan leda till hörselnedsättning och tinnitus. Särskilt unga människor riskerar hörselskador från hög musik. Lätta hörselskador som uppstår i ung ålder kan försvåra förmågan att hantera åldersrelaterad hörsselförsämring senare i livet. (Folkhälsomyndigheten, 2022)

Vibrationer från trafik kan orsaka störningar som gör det svårt att somna eller att man vaknar under natten. Dessa störningar kan även leda till koncentrationssvårigheter och ökad trötthet. Forskning visar att människan är särskilt känslig för vibrationer när man ligger ner. Känsligheten för störningar varierar mellan individer, med ett genomsnittligt värde på cirka 0,1-0,3 mm/s vägd RMS¹ inom frekvensområdet 10-100 Hz.

Kunskapen om hur vibrationer påverkar vår hälsa är fortfarande begränsad. Det finns dock forskningsprojekt som undersöker hur vibrationer i kombination med buller påverkar sömnkvaliteten. Studier har visat att personer som utsätts för både vibrationer och buller upplever en betydligt högre grad av störning än vid enbart bullerstörning vid samma ljudnivå. (Trafikverket, 2021).

¹ Vibrationers acceleration mäts ofta som effektivvärde (kvadratisk medelvärde; på engelska: "Root-Mean-Square", RMS)

2.2 Luftföroreningar

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

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

2.2.1 Kvävedioxid

Kväveoxider (NO_x) utgörs av kväveoxid (NO) och kvävedioxid (NO_2). Halten kvävedioxid i omgivningsluften härrör dels från direkta utsläpp av kvävedioxid från bland annat fordon och förbränningsanläggningar, dels från atmosfäriska reaktioner genom oxidation av kväveoxid till kvävedioxid under inverkan av ozon och solljus. Vid nybildning av kväveoxider från vägtrafik består den största delen av kväveoxid men även till viss del av kvävedioxid. All kväveoxid oxideras förr eller senare till kvävedioxid, som under soliga dagar med hjälp av UV-strålning kan bidra till bildandet av marknära ozon.

Kväveoxid är en färglös, luktfri gas, medan kvävedioxid är gulbrun och har en irriterande lukt. Kvävedioxid är inte klassat som cancerogent, men kan påverka människors hälsa genom att verka irriterande på andningsorgan. Personer med exempelvis astma har påvisats extra känsliga vid exponering av omgivningskoncentrationer på 200–500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Staxler et al., 2001). För friska personer har liknande effekt rapporterats, dock vid betydligt högre halter på uppemot 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Barck et al, 2005). Hälsoundersökningar i Norge har indikerat på korttidseffekter vid kvävedioxidhalter (i omgivningsluften) på omkring 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och långtidseffekter vid halter på omkring 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Folkehelseinstituttet, 2011). Vid rangordning av luftföroreningars påverkan på hälsan, placeras kvävedioxid på fjärde plats efter $\text{PM}_{2,5}$, PM_{10} och ozon (EEA, 2013).

2.2.2 Partiklar (PM_{10})

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

aktiviteter som bidrar till partikelhalten är väg-, båt- och spårtrafik samt industriella processer och vedeldning.

Partiklar i omgivningsluften definieras oftast efter storleken där partiklarna är mindre än 10 µm respektive 2,5 µm (PM₁₀ respektive PM_{2,5}). Dessa partiklar är inandningsbara och kan därmed fastna i luftvägarna. Förbränningspartiklar har en typisk storlek på mellan 0,02 – 0,6 µm och innehåller exempelvis polyaromatiska föreningar (PAH), flyktiga ämnen och spårämnen. En egenskap för små partiklar (PM_{2,5}) är att de kan tränga ned i lungorna till lungblåsorna (alveolerna) där syreutbytet sker. Därmed finns det en risk att partiklar som når ner till lungblåsorna kan spridas vidare via blodet i kroppen. Hur stor dos som luftvägarna exponeras för beror till stor del på hur snabbt partiklarna bortskaffas. Hos friska personer finns det mekanismer som kan rensa bort partiklarna i de nedre luftvägarna men bortskaffande av partiklar som når ändå ner till lungblåsorna tar i regel betydligt längre tid. Även partiklar som PM₁₀ bedöms påverka hälsan i betydande omfattning (WHO, 2005). I juni 2012 enades WHO-organet IARC om att exponering för dieselavgaser innebär risk för cancer i lungorna. Utsläpp från dieselmotorer och vedeldning innehåller små sotpartiklar som är skadliga för hälsan. Sambandet mellan risk och partikelhalt är normalt att betrakta som linjärt. Det finns med andra ord inga kända tröskleffekter utan alla minskningar av partiklar i inandningsluften är betydelsefulla för hälsan.

2.2.3 Luktproblematik

Luktämnen finns naturligt i omgivningen men kan också produceras syntetiskt. Upplevelsen av en lukt beror av vilken förening som ger upphov till den, vilken koncentration den förekommer i, luktsensitivitet samt hur länge och ofta det luktar. Vidare påverkar även toleransen, förväntningar, attityder och minnen hos den som utsätts för lukten. En människas respons på lukt är således subjektiv.

Lukter kan påverka människors välbefinnande. Det är viktigt att planera bostäder och andra verksamheter med skyddsavstånd till luktande verksamheter för att olägenheter för människors hälsa inte ska uppstå. Luktstyrkan avtar radiellt från källan men beroende på vindriktning och -styrka, temperatur, nederbörd och andra meteorologiska fenomen såsom inversion (stabil skiktning av luft) kan spridningen se olika ut.

3 Bedömningsgrunder

3.1 Buller

De riktvärden som listas i infrastrukturpropositionen från 1996/97 kan användas som vägledning för vilka ljudnivåer som bör eftersträvas vid bostäder.

Riktvärdena gällande trafikbuller är följande:

- 30 dBA ekvivalentnivå inomhus
- 45 dBA maximalnivå inomhus nattetid
- 55 dBA ekvivalentnivå utomhus (vid fasad)
- 70 dBA maximalnivå vid uteplats i anslutning till bostad

Vid åtgärd i järnväg eller annan spåranläggning gäller riktvärdet för buller utomhus 55 dBA ekvivalentnivå vid uteplats och 60 dBA ekvivalentnivå i bostadsområdet i övrigt.

Riktvärden gällande ekvivalent ljudnivå gäller för ett årsmedeldygn. Om stora säsongsvariationer i trafikmängd förekommer ska, enligt rättsfall, dygnsmedelvärde för högsäsong tillämpas.

Regeringen redovisade i infrastrukturpropositionen 1996/97:53 att vid tillämpning av riktvärden vid åtgärder i trafikinfrastrukturen bör hänsyn tas till vad som är tekniskt möjligt och ekonomiskt rimligt. I de fall som utomhusnivån inte kan reduceras till nivåer enligt ovan, till exempel i stora tätorter med stadsstruktur, bör inriktningen vara att inomhusvärdena inte överskrids.

3.2 Luftföroreningar

3.2.1 Miljökvalitetsnormer

För att skydda människors hälsa och miljön har regeringen utfärdat en förordning om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft, i överensstämmelse med EU-direktivet 2008/50/EG. Miljökvalitetsnormerna är juridiskt bindande och gäller generellt för utomhusluft. MKN bör inte tillämpas där människor normalt inte vistas, exempelvis i väg- och spårtunnlar och inom vägområdet längs med större vägar, om inte gång- och cykelbanor är lokaliserade där.

I luftkvalitetsförordningen (2010:477) om miljökvalitetsnormer (MKN) för utomhusluft beskrivs dels föroreningsnivåer som inte får överskridas eller som får överskridas endast i viss angiven utsträckning, dels föroreningsnivåer som "ska eftersträvas". I Tabell 1 och Tabell 2 nedan redovisas miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid (NO₂) och partiklar som PM₁₀. Dessutom förekommer miljökvalitetsnormer för partiklar som PM_{2,5}, svaveldioxid, koloxid, bly, bensen, arsenik, kadmium, nickel, PAH (BaP) och ozon. Miljökvalitetsnormerna för arsenik, kadmium, nickel, PAH och ozon definierar nivåer som "ska eftersträvas".

Tabell 1. Miljökvalitetsnormer för kvävedioxid

Miljökvalitetsnormer för kvävedioxid i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	40 µg/m ³	
Dygnsmedelvärde ²⁾	60 µg/m ³	7 ggr per kalenderår
Timmedelvärden ³⁾	90 µg/m ³	175 ggr per kalenderår om föroreningsnivån aldrig överstiger 200 µg/m ³ under 1 timme mer än 18 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 7 dygn på ett kalenderår (2 % av 365 dagar).

³⁾ För timmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 175 timmar på ett kalenderår (2 % av 8760 timmar) om halten 200 µg/m³ inte överskrids mer än 18 timmar (99,8 percentilvärden).

Tabell 2. Miljökvalitetsnormer för partiklar som PM₁₀

Miljökvalitetsnormer för partiklar (PM₁₀) i utomhusluft		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	40 µg/m ³	Aritmetiskt medelvärde
Dygnsmedelvärde ²⁾	50 µg/m ³	35 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 90-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

3.2.2 Miljökvalitetsmålet "Frisk luft"

Den 26 april 2012 beslutade regeringen om preciseringar och etappmål i miljömålssystemet (Miljödepartementet, 2012). Regeringen har fastställt 13 nya etappmål som ska styra och ange en tydlig inriktning i samhällsförändringen som krävs för att uppfylla riktvärdena enligt miljökvalitetsmålet, *Frisk luft*. Miljökvalitetsmålet Frisk luft preciseras så att med målet avses att halterna av luftföroreningar inte överskrider lågrisknivåer för cancer eller riktvärden för skydd mot sjukdomar eller påverkan på växter, djur, material och kulturföremål.

Riktvärden sätts med hänsyn till känsliga grupper och i Tabell 3 och Tabell 4 redovisas miljökvalitetsmålen för kvävedioxid (NO₂) och partiklar som PM₁₀. Miljökvalitetsmålen är ett riktmärke för miljöarbetet och inte juridiskt bindande i lag.

Tabell 3. Miljökvalitetsmålen för kvävedioxid

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

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

²⁾ För timmedelvärde gäller 98-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 175 timmar på ett kalenderår (2 % av 8760 timmar)

Tabell 4. Miljökvalitetsmålen för partiklar som PM₁₀

Miljökvalitetsmålen för partiklar (PM₁₀) i utomhusluft		
Målvärden	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	15 µg/m ³	
Dygnsmedelvärde ²⁾	30 µg/m ³	35 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 90-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 35 dygn på ett kalenderår.

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

3.2.3 Nytt EU-direktiv

Världshälsoorganisationen (WHO) har sedan 1987 tagit fram riktvärden för luftkvalitet i WHO AQG (Air Quality Guideline). WHO har i den senaste versionen från 2021 gett evidensbaserade underlag i form av "rekommendationer" baserade på vilka halter av de viktigaste föroreningarna som inte kan överskridas utan negativa hälsoeffekter, samt ge indikationer på sambanden mellan dessa effekter. De nya reviderade riktvärdena i WHO's AQG medförde att EU inledde arbetet med att revidera gränsvärden i luftkvalitetsdirektivet.

De gränsvärden (miljökvalitetsnormer) som Sverige implementerat följer till stor del de nivåer som beslutats i luftkvalitetsdirektivet på EU-nivå. Det har nu fastställts en revidering av luftkvalitetsdirektivet. De nya gränsvärdena i EU-direktivet innebär stora skärpningar för flera luftföroreningar. I Tabell 5 och Tabell 6 redovisas de kommande nivåerna för partiklar (PM₁₀) respektive kvävedioxid. Sverige behöver implementera de nya gränsvärdena i luftkvalitetsförordningen 24 månader efter att luftkvalitetsdirektiv är godkänt och fastställt, vilket blir i december 2026.

Tabell 5. Reviderade gränsvärden från det nya EU-direktivet för kvävedioxid

Gränsvärden för kvävedioxid från EU-direktivet		
Normvärde	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	20 µg/m ³	
Dygnsmedelvärde ²⁾	50 µg/m ³	18 ggr per kalenderår
Timmedelvärden ³⁾	200 µg/m ³	3 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 95-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 18 dygn på ett kalenderår (5 % av 365 dagar).

³⁾ För timmedelvärde gäller 99,97-percentilvärde, vilket innebär att halten av kvävedioxid som timmedelvärde får överskridas maximalt 3 timmar på ett kalenderår

Tabell 6. Reviderade gränsvärden från det nya EU-direktivet för partiklar (PM₁₀)

Gränsvärden för partiklar (PM ₁₀) från EU-direktivet		
Målvärden	Skydd för människors hälsa	Maximalt antal överskridanden
Årsmedelvärde ¹⁾	20 µg/m ³	
Dygnsmedelvärde ²⁾	45 µg/m ³	18 ggr per kalenderår

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

²⁾ För dygnsmedelvärde gäller 95-percentilvärde, vilket innebär att halten av partiklar (PM₁₀) som dygnsmedelvärde får överskridas maximalt 18 dygn på ett kalenderår.

3.2.4 Luktande föroreningar

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

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

Världshälsoorganisationen (WHO) har föreslagit ett högsta riktvärde för besvär av vissa specifika luftföroreningar (nuisance threshold = besvärströsklar). För lukt definieras denna som den koncentration vid vilken en liten andel av befolkningen (mindre än 5 procent) upplever besvär under en liten del av tiden (mindre än 2 procent) (WHO, 2000). WHO:s föreslagna högsta tidsfrekvens (den högsta andel av tiden under vilken besvär kan accepteras) är i linje med

de svenska erfarenheterna om man antar att alla förnimmelser av lukt också innebär att man besväras. Den högsta andel av tiden som luktbesvär kan accepteras enligt WHO är mindre än 2 procent. Detta betyder att man vid normal drift inte bör kunna förnimma lukt från verksamheten som är besvärande där människor stadigvarande vistas. Dock kan lukt under enstaka timmar under ett år förnimmas i begränsade områden.

3.2.5 Förklaring av begreppet percentiler

Användning av percentiler är ett sätt att inom luftvård redovisa extremhalter, vilket används bland annat för att jämföra dygns- och timmedelvärden med miljökvalitetsnormerna. Den matematiska definitionen av en percentil är att det är värdet på en variabel, som en viss procent av observationerna av variabeln är lägre än. Med 90-percentilen menas att 90 % av observationerna av variabeln har ett värde som är lägre än detta värde. Enligt miljökvalitetsnormen får exempelvis dygnsmedelvärdet för partiklar som PM₁₀ överskrida 50 µg/m³ maximalt 35 gånger per kalenderår. Vidare innebär det att 90 % av dygnen har ett dygnsmedelvärde som är lägre än detta värde, vilket ungefär motsvarar det 36:e högsta dygnet. Det förutsätter också att det måste finnas minst 36 dygnsmedelvärden större än noll under ett kalenderår för att beräkna/presentera ett värde som är större än noll.

4 Underlag

Följande underlag har använts i utredningen:

- Samrådsunderlag Nytt stationsläge Lennakatten, Järnvägsplan, Uppsala kommun, Diarienummer: KSN-2024-01817
- Uppsala Lenna Jernväg, ljudmätning vid bostäder samt mätning av utgångsvärden, Teknisk rapport TR 2001-193, J&W akustikbyrå
- Miljökonsekvensbeskrivning Järnvägsplan, Uppsala Länna järnväg, delen Björkgatan – Uppsala C, Uppsala kommun, Godkännande handling 2003-12-22
- Tidtabeller över Lennakattens tåg hämtade från lennakatten.se
- SoundPLAN-modell över Uppsala kommun har erhållits från kommunens senaste kommunkartläggning genomförd år 2022. I denna modell har beräkningar av uppmätta värden kunnat utföras.
- Detaljerad fordonslista hämtat från lennakatten.se
- Information om Lennakattens drift- och verksamhetsförutsättningar, Teams-möte med Martin Bäverfeldt, Lennakatten, 2024-09-24
- Information om Lennakattens bränsleförbrukning erhållet via mejl från Martin Bäverfeldt, Lennakatten, 2024-11-05
- Miljökonsekvensanalys sträckan Läggesta – Taxinge för Östra Södermanlands järnväg, IVL, 2006.
- Bullerkartläggning 2022, Uppsala kommun 2023-11-12, Diarienummer: KSN-2024-00081

5 Metod

Nedan beskrivs tillvägagångssättet och beräkningsförutsättningar för de olika momenten.

5.1 Bullerutredning

5.1.1 Ljudmätning

För att kunna bedöma hur ljudet från den nya stationen vid Bergsbrunnsparken kan komma att påverka närliggande bostäder har en mätning av ljudnivåer från stillastående tåg utförts vid Östra station. Mätningarna utfördes av Frida Zeman under två dagar, 2024-09-13 samt 2024-09-14. Följande tåg mättes in, se Tabell 7:

Tabell 7. Inmätta tåg vid Östra station

Dag	Tågtyp	Tid på Östra station
Fredag 13/9	Rälsbuss (diesel)	inkom 16.30 – avgick 16.45
Lördag 14/9	Ångtåg	inkom 11.55 – avgick 12.18
Lördag 14/9	Dieseltåg	inkom 13.25 – avgick 14.22
Lördag 14/9	Ångtåg (modell mindre)	inkom 16.25 – avgick 16.50

Övriga förutsättningar under mätningen redovisas nedan i Tabell 8 och Tabell 9. Mätningen utfördes på nära avstånd till ljudkällan och vind bedöms inte påverkat resultatet av mätningen.

Tabell 8. Mätinstrument använda i mätningen.

Mätinstrument	Fabrikat	Typ	Serienummer	Internbeteckning
Ljudnivåmätare	Norsonic	Nor140	1405606	Nor140-1
Fältkalibrator Nr 1	Brüel & Kjaer	4231	U-4231-1	3000138

Tabell 9. Väderförhållande vid mättillfället, hämtat från rl.se.

Datum	2024-09-13	2024-09-14
Väderlek	Soligt, ingen nederbörd	Soligt, ingen nederbörd
Vindriktning	Nordostlig	Nordlig
Vindstyrka	5 m/s	3 m/s
Temperatur	16 °C	13 °C

5.1.2 Modellering

För att kunna bedöma hur ljud från de olika loken påverkar närliggande bebyggelse vid Bergsbrunnsparken har beräkningar utförts med hjälp av beräkningsprogrammet Soundplan version 8.2. I beräkningsprogrammet skapas

en tredimensionell modell som inkluderar terräng, byggnader och spår. Beräkningarna tar hänsyn till hur terräng och byggnader påverkar ljudets utbredning, vilket innebär att reflektioner och skärmning påverkar ljudutbredningen.

Det är motorerna som avger ljud när tågen står inne vid stationen och dessa har ansatts som en punktkälla i modelleringen. Övriga vagnar avger inte ljud när tåget står vid stationen. För ångtågen och dieselloken är motorn placerad i främre delen av tåget, se dieselloket nedan i Figur 3, medan den för rälsbussen är placerad i bakre änden av den främre vagnen (kallad motorvagn), se Figur 4. Vid modelleringen har ljudkällan antagits vara placerad så nära det närmaste bostadshuset på fastigheten Fålhagen 68:1 som möjligt för att visa på ett värsta scenario gällande ljudnivå. Hur tågen kommer att placeras längs den tillkommande perrongen har inte varit känt.



Figur 3. Motorn på dieselloken är placerad längst fram i tåget. Det samma gäller för ångloken.



Figur 4. Ljudet från rälsbussarna kommer främst från den bakre delen av den främre vagnen.

Mätningar utfördes även när tågen rullade ut och in från stationen och en modellering av ett värsta fall vid utpassage från stationen har utförts.

Beräkningarna av buller från tågen är baserade på en gemensam nordisk modell för beräkning av externt industribuller, DAL32². I beräkningarna har General prediction method från 2019 använts. Beräkningarna har utförts i oktavband och avser ett s.k. "medvindsfall", dvs. vindriktning från källa till mottagare ($\pm 45^\circ$).

Noggrannheten i utförda beräkningar beror på beräkningsnoggrannheten hos beräkningsmodellen samt noggrannheten i använd indata såsom inmätt källdata samt trafikuppgifter, vägstandard, höjdkurvor, placering av hus och husens höjder etc. Sammantaget ger detta en noggrannhet på +/- 3dB.

5.2 Luftföroreningar

I Uppsala är det främst kvävedioxid (NO_2) och partiklar (PM_{10}), som periodvis förekommer i halter som överskrider eller riskerar att överskrida miljökvalitetsnormerna (MKN). För bedömning av hälsoeffekterna hos människor som kommer att vistas i närheten av järnvägen har beräknade halter i första hand jämförts mot miljökvalitetsnormerna för kvävedioxid och partiklar (PM_{10}). Övriga luftföroreningar så som kolmonoxid, fina partiklar ($\text{PM}_{2.5}$), svaveldioxid, bensen och bly regleras också av miljökvalitetsnormerna. Dessa luftföroreningar förekommer dock långt under miljökvalitetsnormerna och brukar inte utgöra något problem i Uppsala.

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

5.2.1 Luftföroreningssituationen i Uppsala

Föreliggande kapitel beskriver mätningar, som utförts i centrala Uppsala. Detta för att få en uppfattning om vilka haltnivåer som förekommer i området vid järnvägen och om det föreligger risk för överskridanden av rikt- och gränsvärden.

Luftföroreningar förekommer i omgivningsluften som en följd av bl.a. utsläpp från vägtrafik, uppvärmning, energiproduktion och industriell verksamhet. En del av de luftföroreningar som förekommer i Uppsala är intransporterade från andra regioner/länder framför allt partiklar (PM_{10}). I Uppsala har vägtrafiken identifierats som den huvudsakliga källan till luftföroreningar. Övriga källor är industriella verksamheter och förbränningsanläggningar. Nedan följer en beskrivning av luftföroreningssituationen i Uppsala.

Kontinuerliga mätningar har genomförts på flera platser centralt i Uppsala under de senaste åren. Partiklar (PM_{10}) har mätts på Kungsgatan i centrala Uppsala sedan 1999. Från 2009 har mätningar även gjorts för kvävedioxid. Mätningarna utfördes inledningsvis på Kungsgatan 42 men sedan 2017 sker mätningarna på Kungsgatan 67. Jämförande mätningar under våren 2017 på båda platserna visar på högre uppmätta halter av kvävedioxid och partiklar (PM_{10}) på

² Kragh J, Andersen B, Jacobsen J: "Environment noise from industrial plants. General prediction method." Lydtekniskt laboratorium, report nr 32, Lyngby, Danmark 1982)

Kungsgatan 67 än vid Kungsgatan 42. För kvävedioxid överskreds miljö kvalitetsnormen för dygns- och timmedelvärde under 2017-2019, medan normen därefter har klarats. Miljö kvalitetsnormen för partiklar (PM₁₀) överskreds 2017, men har klarats under efterföljande år.

Tabell 10 visar de högst uppmätta luftföroreningshalter vid mätstationerna i Uppsala under de senaste årens mätningar av kvävedioxid och partiklar (PM₁₀). Data har hämtats från SMHI, som Naturvårdsverket utsett till nationell datavärd för luftkvalitetsdata. Luftföroreningshalterna i gatunivå i Uppsala har minskat under senaste åren. Mätningarna visar att miljö kvalitetsnormerna klarats för partiklar (PM₁₀) senaste fem åren och för kvävedioxid (NO₂) klarades samtliga normvärden för samtliga normvärden sedan år 2020.

Tabell 10. Uppmätta luftföroreningshalter i gatunivå i Uppsala (µg/m³)

	2019	2020	2021	2022	2023	MKN	Miljö kvalitetsmål
Kvävedioxid							
- Årsmedelvärde	33,5	28,2	26,1	22,7	17,9	40	20
- Dygnsmedelvärde	66,8	55,5	52,2	50,4	40,6	60	-
- Timmedelvärde	91,1	74,1	68,9	69,5	51,7	90	60
Partiklar (PM₁₀)							
- Årsmedelvärde	17,1	14,1	14	14,6	14,5	40	15
- Dygnsmedelvärde	38,9	26,2	27,1	29,8	29,6	50	30

Förutom lokala emissioner sker även intransport av luftföroreningar från andra regioner i Sverige, men även långväga transporter från områden utomlands. Mätningar i urban bakgrund ger en generell bild av luftföroreningshalten och det ger möjlighet att följa trendutvecklingen för olika luftföroreningar. De ska vara områden och platser i en tätort där föroreningsnivåerna är representativa för den exponering som befolkningen i allmänhet är utsatt för. En plats där många människor vistas utan direkt påverkan från en utsläppskälla.

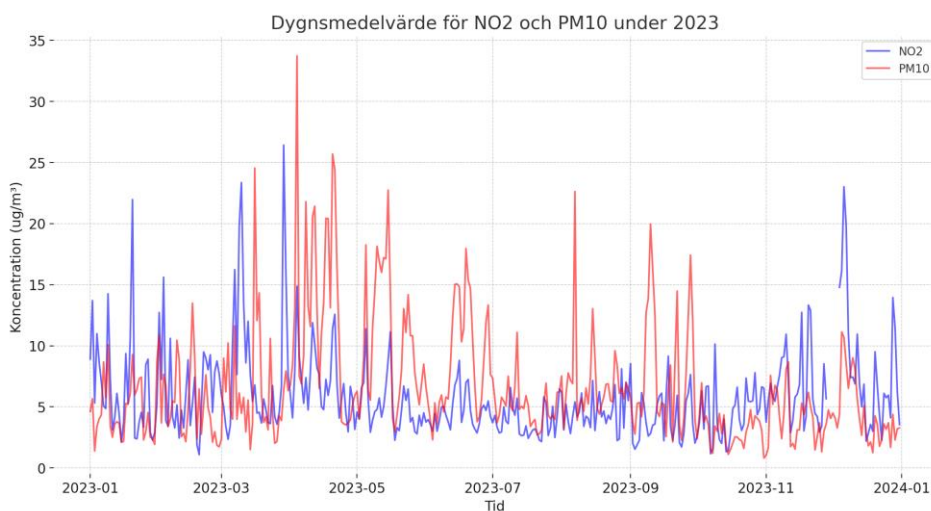
I Uppsala har kontinuerliga mätningar av den urbana bakgrundhalten genomförts i takhöjd på Dragarbrunnsgatan 23 sedan 2018. Innan dess genomfördes mätningar på Klostergatan. Luftföroreningshalterna i den urbana bakgrunden visar på låga halter enligt de senaste fem årens mätningar. Både miljö kvalitetsnormerna och miljö kvalitetsmålen klaras.

Tabell 11. Uppmätta urbana bakgrundshalter i Uppsala (µg/m³)

	2019	2020	2021	2022	2023	MKN	Miljö kvalitetsmål
Kvävedioxid							
- Årsmedelvärde	7,5	5,7	6,3	5,8	5,8	40	20
- Dygnsmedelvärde	23,3	16,2	19,5	18,1	16,1	60	-
- Timmedelvärde	33,3	22,7	28,6	26,4	23,1	90	60
Partiklar (PM₁₀)							
- Årsmedelvärde	10,3	7,7	7,8	7,1	6,7	40	15
- Dygnsmedelvärde	21	14,2	14,1	12,2	13,3	50	30

För att beräkna halten av kvävedioxid (NO_2) har beräkningarna tagit ozonets oxidation av kvävemonoxid (NO) till kvävedioxid (NO_2) i beaktande. Den regionala bakgrundshalten av ozon hämtades från bakgrundsstationen Norunda Stenen, som ingår i den regionala ozonövervakningen och är belägen cirka 27 km norr om Uppsala.

Luftföroreningar brukar generellt sett ses som ett luftkvalitetsproblem året runt, men flera luftföroreningar är komplexa och platsberoende vilket leder till stora säsongsvariationer. I Uppsala är halterna av kvävedioxid högst under vintermånaderna och lägst under sommarhalvåret. För partiklar (PM_{10}) är halterna lägst under sommaren, se Figur 5. De högsta halterna av PM_{10} förekommer under våren, med generellt lägre halter under sommarmånaderna. Anledningen till de höga PM_{10} -halterna under våren är resuspension av damm som samlats under vintern vid vägbanan, främst genom slitage av dubbdäck samt sandning och saltning. Resuspensionen är som mest effektiv vid torrt vägunderlag och innan sand och vägdamm har tagits bort. PM_{10} -halten är lägre på sommaren på grund av lägre trafikintensitet, vilket minskar både de direkta och indirekta emissionerna. På sommaren är även luften i allmänhet mer turbulent, vilket leder till ökad omblandning av luften och effektivare utspädning av partiklarna.



Figur 5. Uppmätta bakgrundhalter av kvävedioxid och partiklar (PM_{10}) som dygnsmedelvärde i Uppsala under 2023.

5.2.2 Spridningsmodell

Spridnings- och depositionsberäkningarna är utförda enligt de amerikanska miljömyndigheternas (US-EPA) godkända modellkoncept Aermom. Inom EU saknas motsvarande system när det gäller krav på spridningsmodeller. I EU finns organisationen Eionet (European Topic Centre on Air and Climate Change) som har tagit fram en förteckning över spridningsmodeller som används inom EU. Modellen finns beskriven på Referenslaboratoriet för tätortslufts internetsida (SMHI):

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

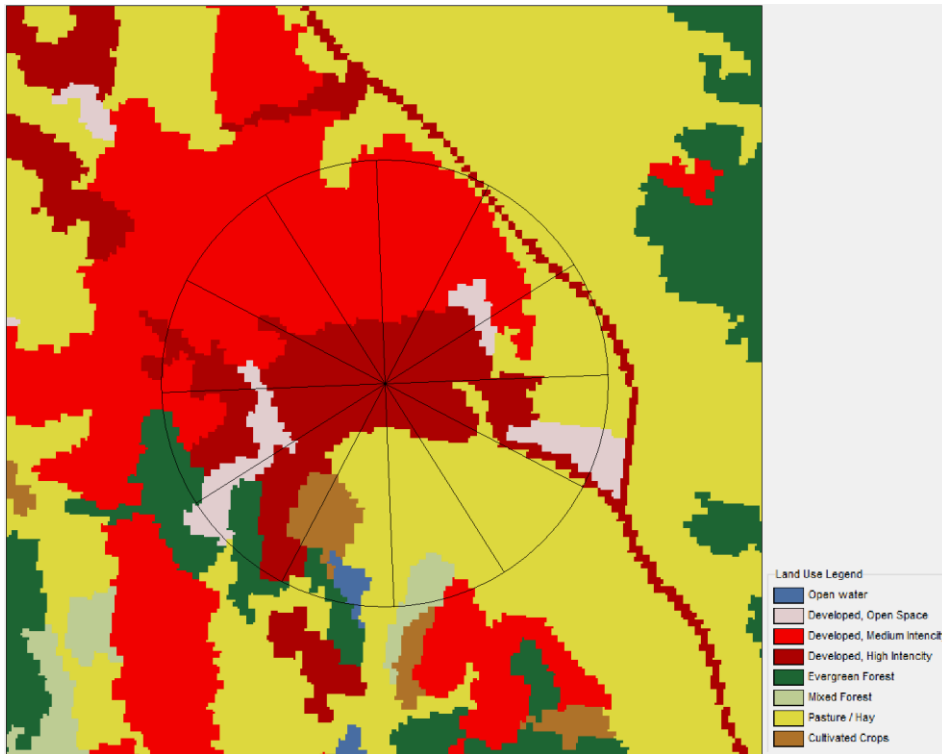
Fem olika applikationer ingår i detta arbete, dessa är:

1. **AERMET**, är en specialanpassad beräkningsapplikation för att beräkna meteorologiska parametrar för bl.a. vertikala profiler i beräkningsområdet.
2. **AERSURFACE**, är en modul som ger indata till Aermom avseende markbeskaffenheten i det aktuella beräkningsområdet.
3. **AERMAP**, beräkningsmodul för definiering av de topografiska förhållandena.
4. **AERMOD**, är spridningsmodellen för utsläpp från bl.a. skorstenar, vägtrafik, tankar och är speciellt utvecklat för att kunna beskriva halter i närområde kring utläppskällan. Modellen tar även hänsyn till närliggande byggnaders inverkan via en särskild beräkningsmodul (BPIPROM, Building Profile Input Program Prime). För att bestämma andelen kvävedioxid (NO_2) i omgivningsluften används metoden/modulen PVMRM (Plume Volume Molar Ratio Method). Metoden beräknar bl.a. förhållande mellan kväveoxid och tillgång på ozon i rökgasplymen.
5. **AERPLOT**, presentationsmodul för redovisning av beräkningsresultaten för årsmedelvärden samt percentilvärden.

Resultatet redovisas som en geografisk spridning med kontinuerliga haltnivåer 1,5 meter ovan marknivå i enheten $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beräkningsmodellen tar inte hänsyn till enskilda byggnader, men innehåller information gällande platsspecifik topografi och råhetsfaktor; beskriver ytans skrovlighet och därmed motståndet av spridningen i luften, vilket motsvarar "stadsmiljö".

5.2.3 Beskrivning av markbeskaffenhet

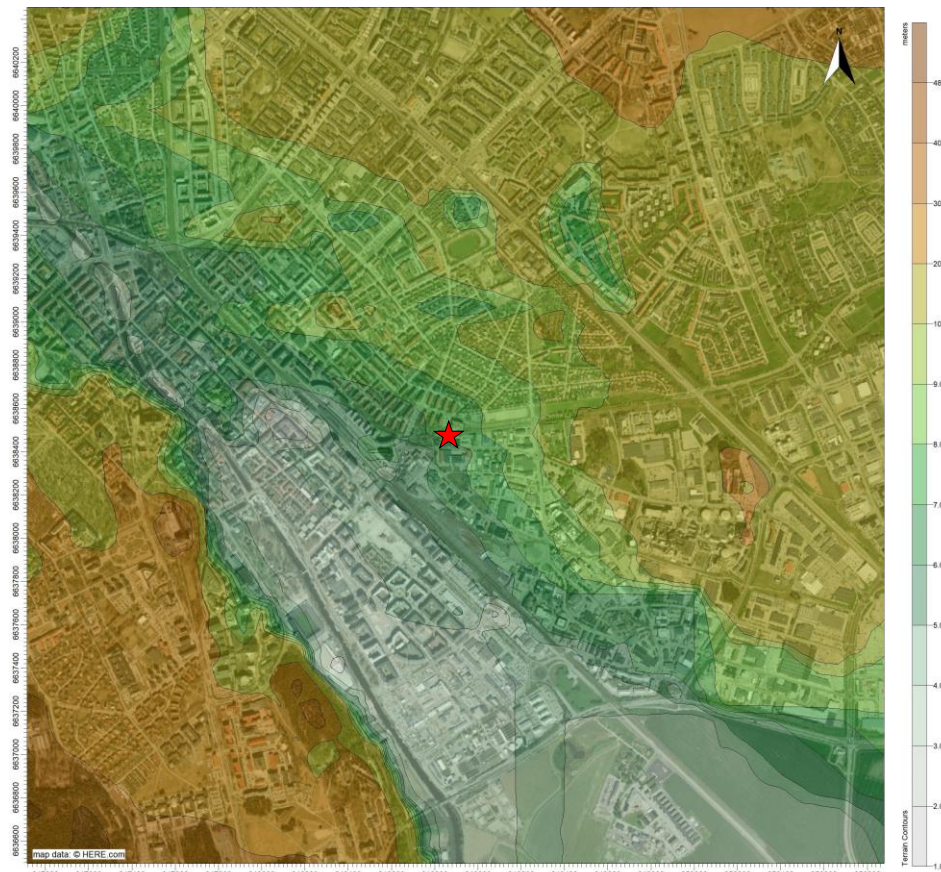
Informationen om markbeskaffenheten som används i modellberäkningarna bygger på satellitdata med ett rutnät på 100 meter, Corine CLC2006 Europé 100m (<https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover>). Figur 6 visar på fördelningen av markbeskaffenheten inom beräkningsområdet.



Figur 6. Beskrivning av markbeskaffenhet, cirkelns radie är 3 km.

5.2.4 Topografiska informationen

Den topografiska informationen som är implementerad i spridningsmodellen bygger på höjddata från Lantmäteriverket, se Figur 7.

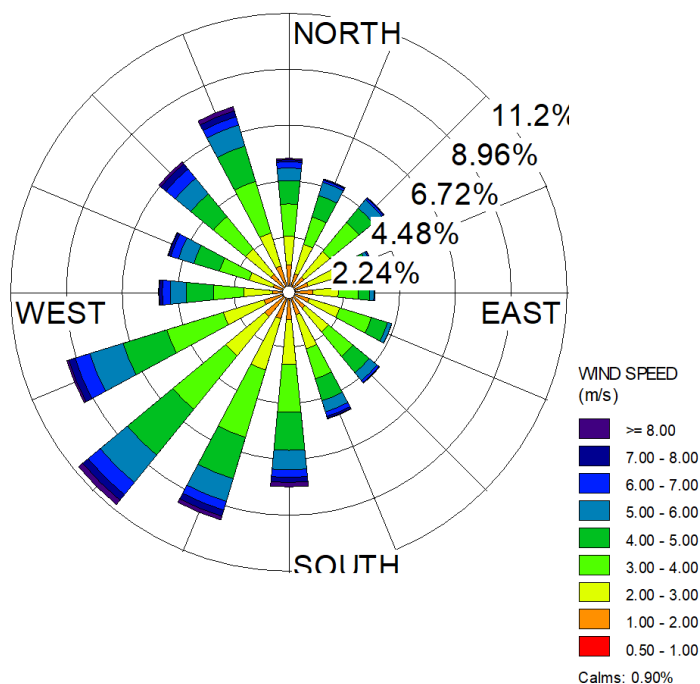


Figur 7. Topografiska informationen över centrala Uppsala och dess omgivning. Lennakattens stationsområde markeras med röd stjärna.

5.2.5 Meteorologi

Beräkningarna har gjorts med speciellt anpassade meteorologiska data för spridningsberäkningar (AERMOD/AERMET) som har tagits fram för det aktuella området i Uppsala. Den meteorologiska informationen bygger på en avancerad numerisk väderprognosmodell, "Mesoscale Model 5th generation" (MM5), vilken har beräknat de lokala meteorologiska förutsättningarna i Uppsala för åren 2019-2021. Bland parametrar som ingår kan nämnas lufttryck, temperatur, vindhastighet, vindriktning, relativ fuktighet, molnmängd och nederbörd. Vissa parametrar är även definierade för olika nivåer i vertikalled (vindhastighet, vindriktning, lufttryck, temperatur, relativ fuktighet etc.). Metoden att använda MM5 data följer de anvisningar som de amerikanska miljömyndigheterna (US-EPA) tagit fram för att användas i motsvarande utredningar i USA. Motsvarande data används även i Europa.

Beräkningarna har gjorts med meteorologiska data för år 2019-2021, som anses beskriva normalår ur meteorologiskt perspektiv. I Figur 8 beskrivs vindförhållandena i Uppsala i form av ett vindrosdiagram.



Figur 8. Vindros för åren 2019-2021, Uppsala. Vindrosen redovisar vindriktning från vilket håll vinden blåser samt andelen av tiden under hela året i procent. Färgerna redovisar vindhastigheten.

5.2.6 Utsläpp från järnvägstrafik

Emissioner till luft från eldriven järnvägstrafik består generellt till största delen av metallpartiklar som frigörs vid slitage på hjul, räls, bromsar och kontaktledning. Dieseldrivna och ångdrivna tåg ger även upphov till emissioner av luftföroreningar som annan dieseltrafik, t.ex. koldioxid, svaveldioxid, kväveoxider, kolväten och partiklar.

Slitagepartiklar förekommer i olika storlekar och kan ha olika kemiska sammansättningar (exempelvis metaller, sulfat, nitrat, organiska föreningar och sot). Metallpartiklar som genereras från järnvägstrafik är jämförelsevis tunga och depositionen av metaller sker generellt inom 50–100 meter från järnvägen (Gustavsson et al., 2003). En betydande del av partikelemissionerna är direktemitterade och källstyrkan kan antas vara som störst där inbromsning och eventuell acceleration sker.

Ångdrift producerar lägre NO_x-utsläpp än dieselmotorer eftersom den använder extern förbränning vid atmosfärstryck. Till exempel kan ett ånglok stängas av helt under längre perioder utan utsläpp, medan diesellok ofta lämnas på tomgång, vilket resulterar i kontinuerliga utsläpp av luftföroreningar.

5.2.7 Emissionsdata använda i spridningsberäkningarna

Emissionsfaktorn är den mängd kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) som ett genomsnittligt fordon skapar per körd sträcka. Emissionsfaktorn påverkas av många olika förhållanden, exempelvis typ av förbränningsmotor, drivmedel och hastighet.

År 2006 infördes de första avgaskraven på EU-nivå för motorvagnar och lok. De specifika utsläppen från dieseldrivna motorvagnar och lok beror på vilken avgasklass motorn uppfyller. Motorer som har placerats på marknaden före år 2006 och inte uppfyller EU-kraven klassas som oreglerade. Samtliga av Lennakattens diesellok är tillverkade på 1940-1950-talet vilket innebär att dessa faller inom kategorin "oreglerade".

Det är dock viktigt att notera att emissionsfaktorerna representerar gränsvärden och inte ger en helhetsbild av de genomsnittliga utsläppen från motorer inom varje klass. I Tabell 12 presenteras uppskattningar av typiska utsläpp från oreglerade motorer, baserat på en teknisk granskning av de relevanta direktiven utförd av Joint Research Center (2008).

Tabell 12. Emissionsfaktorer för dieseldrivet lok i g/kWh

Utsläpp lok	NOX	PM
Oreglerat	15,4	0,3

För att räkna fram emissionsfaktorn som användes i spridningsberäkningarna nyttjades formeln i ekvation 1. Uppgifter om lokens effekt erhöles genom omräkning av lokens angivna hästkrafter (hk) ³.

$$E = EF \times P \quad (\text{Ekv. 1})$$

$$E = \text{Utsläpp [g/h]}$$

$$EF = \text{Emissionsfaktor [g/kWh]}$$

$$P = \text{Effekt [kW]}$$

För ånglok finns det inga vedertagna emissionsfaktorer framtagna. För att få fram en emissionsfaktor nyttjades formeln i ekvation 2. Uppgifter om stenkolets utsläppsvärden hämtades från SMED (Svenska miljöemissionsdatabasen), Naturvårdsverket, (2023). Bränsleförbrukningen erhöles från Lennakatten och uppskattades grovt till ca 100 kg/mil ⁴.

$$E = F \times H \times EF \quad (\text{Ekv. 2})$$

$$E = \text{Utsläpp [kg]}$$

$$F = \text{Bränsleförbrukning [ton]}$$

$$H = \text{Värmevärde [GJ/ton]}$$

$$EF = \text{Emissionsfaktor [kg/GJ]}$$

I spridningsmodellen beräknas sedan emissionerna med dygnsfördelning av antalet avgångar och för respektive tågtyp. I beräkningarna togs även hänsyn

³ <https://lennakatten.se/fordjupning/fordonslista/>

⁴ Mail-korrespondens med Martin Bäfverfeldt [2024-11-05]

till hur utsläppen varierar när tågen står vid plattformen, se *Bilaga 1 Tidtabell för Lennakatten 2024*. För ångloken sker generellt utsläpp av rökgaser endast vid påeldning, vilket är cirka 5 min innan avgång. Vid stillastående tåg vid plattformen förekommer inget forcerat drag vilket innebär att en faktor har applicerats på utsläppen för att inte riskera att överskatta halterna. Det största utsläppet sker vid avgång när tåget accelererar ut från stationen, vilket har uppskattats till cirka 1 min.

Genom att modellera med dygnsfördelning kan man ta hänsyn till föroreningarnas och halternas samvariation med meteorologi och bakgrundhalterna. Det innebär att modelleringen ger mer representativa halter för de tillfällen då man har utsläpp från tågtrafiken.

5.2.8 Osäkerheter i modellberäkningar

Modeller är aldrig fullständiga beskrivningar av verkligheten och resultaten som erhålls från en modellberäkning innehåller osäkerheter och måste därför alltid kvalitetsgranskas och resonemangsbeskrivas. Det föreligger alltid en risk att vissa felkällor uppkommer när modellen inte på ett korrekt sätt förmår ta hänsyn till alla faktorer som kan påverka halterna av luftföroreningar. Sådana felkällor beror på flera faktorer och återfinns bland annat i beräkningarna (förenklingar i modellerna), i mätdata (icke representativa mätdata) och i emissionsdata.

6 Resultat

Resultatet av bullerberäkningarna redovisas i nedanstående avsnitt samt som ljudutbredningskartor i Bilaga 2-4.

6.1 Buller

Enligt nuvarande tidtabell för Lennakatten står tågen inne vid station i cirka 15-20 minuter innan de åker vidare. Under säsongen 2024 har spåren trafikerats fredag-söndag från mitten/slutet av maj till slutet av juni, onsdag-söndag från juni till mitten av augusti och sedan fredag-lördag fram till slutet av september enligt ordinarie tidtabell. De olika tidtabellerna, samt vissa extrainsatta turer, medför runt två till åtta tåg per trafikdag. Det finns undantag under vissa dagar då event förekommer, såsom Kulturnatten, då fler tåg går. Utöver de dagar som listas i tidtabellen kan privata turer med Lennakatten gå. Trafikering sker aldrig nattetid. Enligt nuvarande tidtabeller sker de sista passagera från Uppsala station ca 21.30.

Resultaten från genomförda beräkningar redovisas i sin helhet i Bilaga 2-4. De ekvivalenta ljudnivåer som redovisas gäller för den tidsperiod då tågen står inne på stationen. Riktvärdena i infrastrukturpropositionen gäller för ljud under hela dygn och går därför inte att jämföra rakt av mot de redovisade värdena. Den dygnsekvivalenta ljudnivån är betydligt lägre än de nivåer som redovisas i bilagorna då tidsperioderna som tågen står inne är betydligt kortare än hela dygn. Observera att resultaten i bilagorna visar på ett värsta scenario där tågen är parkerade så att ljudkällan har kortast möjliga avstånd till bostadshusen på fastigheten Fålhagen 68:1 och 68:2. Hur tågen kommer att placeras längs den framtida perrongen har i dagsläget inte varit känt.

6.1.1 Ekvivalenta ljudnivåer

De ekvivalenta ljudnivåerna från det stora ångloket, dieselloket och rälsbussen ger upphov till liknande ekvivalenta ljudnivåer vid närmaste bostadsfasad. Förutsatt att tågens motorer är placerade så nära det närmaste bostadshuset som möjligt uppgår ljudnivåerna vid stillastående tåg till som mest 60 dBA vid kortsidan närmaste järnvägen. Den större delen av innergården erhåller ekvivalenta ljudnivåer under 55 dBA. Detta sker alltså under de 15-20 minuter som tågen står inne vid stationen för att sedan helt försvinna efter att tågen rullat iväg. Det här innebär att de riktvärden som presenteras i infrastrukturpropositionen uppfylls väl.

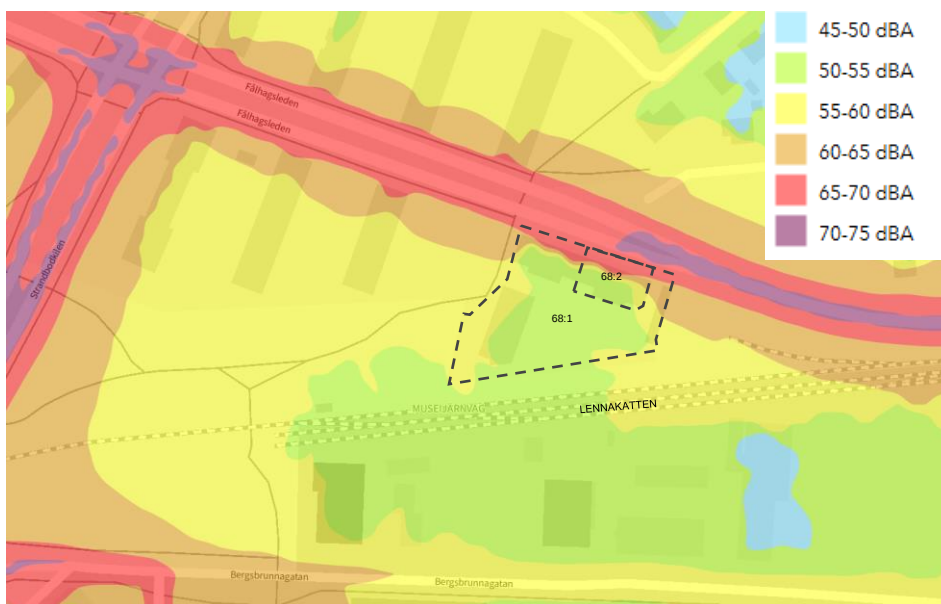
6.1.2 Maximala ljudnivåer

Den högsta uppmätta maximala ljudnivån uppkommer vid utpassage av ånglok då tåget pustar och visslar när det åker ut från stationen. I Bilaga 4 går det att se en beräkning av det ljud som uppstod när det mindre ångloket lämnade stationen, vilket var det tåg som vid mättillfället lät allra högst vid utpassage. Mellan de två uppmätta ångloken skilde det ca 5 dB i maximal ljudnivå. Med andra ord är den nivå som visas i Bilaga 4 en nivå som *kan* uppkomma vid utpassage av ånglok, men är inte en nivå som uppkommer vid varje utpassage. Ånglok går enligt nuvarande tidtabell tre gånger per dag onsdagar och torsdagar och två gånger per dag på lördagar under sju sommarveckor.

I övrigt är de maximala ljudnivåerna från tågen vid stationen av samma storleksordning som de ekvivalenta ljudnivåerna då motorerna främst ger upphov till ett konstant ljud när de står stilla. Samtliga tågtyper ger vid vanlig drift upphov till maximala ljudnivåer under riktvärdet om 70 dBA vid uteplats vid fastigheten Fålhagen 68:1 och 68:2. Detta gäller oavsett var tåget parkerar längs plattformen.

6.1.3 Kumulativ effekt

Bostäderna på fastigheterna Fålhagen 68:1 och 68:2 utsätts, utöver buller från Lennakatten, även för buller från vägtrafik, främst på Fålhagsleden, respektive från järnvägsbuller från Ostkustbanan som passerar genom Uppsala.



Figur 9 Ekvivalent ljudnivå från väg- och järnvägstrafik 2 meter över mark (Källa Uppsala kommuns bullerkartläggning från år 2020)

Av Uppsala kommuns bullerkartläggning från år 2020 framgår att innergården påverkas av ekvivalenta ljudnivåer på 50-55 dBA, primärt från järnvägstrafik på Ostkustbanan. Ljudnivån på fasad mot Fålhagsleden är ca 65 dBA orsakat av vägtrafiken. Observera att värden från bullerkartläggningen avser dygnsekvivalent ljudnivå till skillnad mot de ljudnivåer som redovisas för Lennakatten som avser ljudnivå just när tåg står inne på stationen. Det innebär att ljudnivåerna från bullerkartläggningen inte kan jämföras direkt, eller sammanvägas, med ljudnivåer för Lennakatten.

Lennakattens nya stationsläge kommer att tillföra visst buller söderifrån under dagtid sommartid. Entydigt är dock att den ekvivalenta ljudnivån vid bostadshusen, inklusive gård, helt domineras av den övriga -väg och järnvägstrafiken, inte Lennakatten. Tillfällen med höga, tillfälligt förekommande, maximala ljudnivåerna är få.

6.2 Vibrationer

Risken för vibrationer från Lennakatten bedöms som mycket låg då tågen är förhållandevis lätta och trafikerar utredningsområdet i mycket låg hastighet. Det finns inga vibrationskänsliga byggnader i utredningsområdets direkta närhet.

Tågen genererar mer vibrationer när de åker än när de står stilla på stationen, varför en flytt av stationsläget till Bergsbrunnsparken inte bedöms bidra med mer vibrationer än de i dagsläget passerande tågen gör.

Under de senaste sex åren har mycket få klagomål gällande vibrationer från Lennakatten inkommit till Uppsala kommuns miljöförvaltning. Ärenden gällande vibrationer har gällt hus längre från stan. Husen vid Bergsbrunnsparken bedöms vara bättre byggda för att stå emot vibrationer jämfört med de husen där vibrationsstörningar har rapporterats.

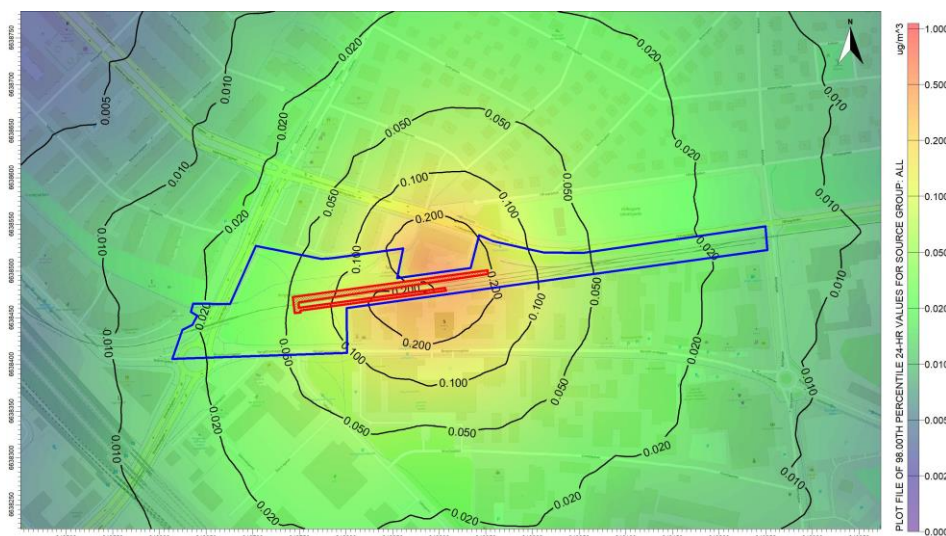
6.3 Luft

Årsmedelvärdet av kvävedioxid och partiklar (PM₁₀) presenteras inte på grund av att tågen vid Lennakatten går under en begränsad period om året och därför är långt under gränsvärdena.

Haltbidraget från tågen visas som isolinjer i figurerna, där varje linje motsvarar en halt, i ytan mellan två linjer är halten i intervallet av linjernas värde.

6.3.1 Kvävedioxid

6.3.1.1 NO₂ Dygnsmedelvärden (98%-il)

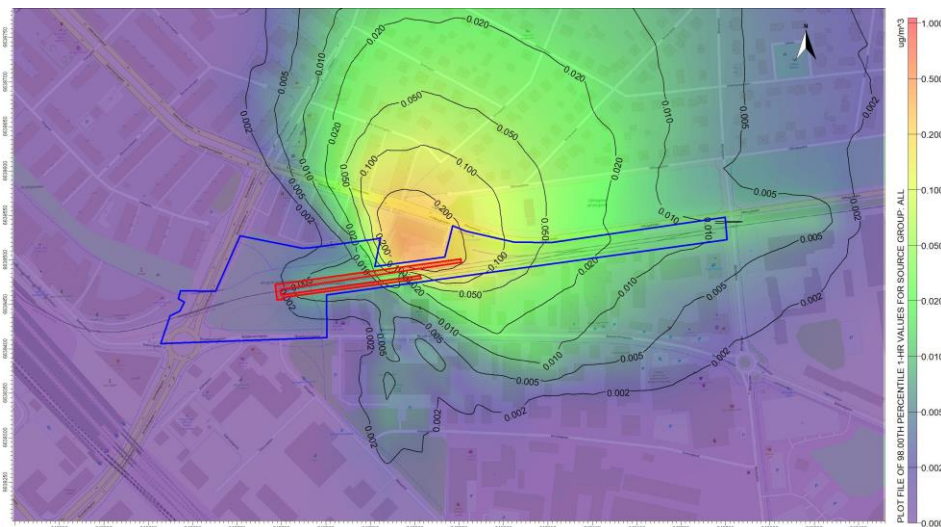


Figur 10. Nuvarande situation, beräknade halter av kvävedioxid som dygnsmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför fastigheten ligger på omkring 0,4 µg/m³.

Bakgrundshalter ligger på omkring 16 µg/m³. Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 60 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 98-percentil och år. Det finns inget upprättat miljökvalitetsmål för kvävedioxid som dygnsmedelvärde.

6.3.1.2 NO₂ Timmedelvärden (98%-il)

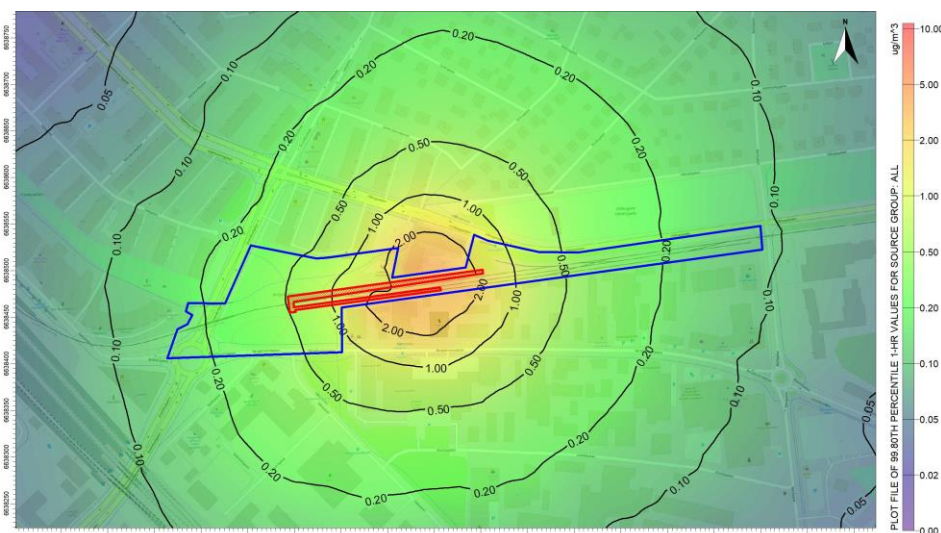


Figur 11. Nuvarande situation, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (98-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna inom fastigheterna ligger på omkring 0,4 µg/m³.

Bakgrundshalter ligger på omkring 23 µg/m³. Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens timmedelvärde på 90 µg/m³ som 98-percentil för timmedelvärdet och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för kvävedioxid ligger på 60 µg/m³ för timmedelvärde som 98-percentil och år.

6.3.1.3 NO₂ Timmedelvärden (99.8%-il)



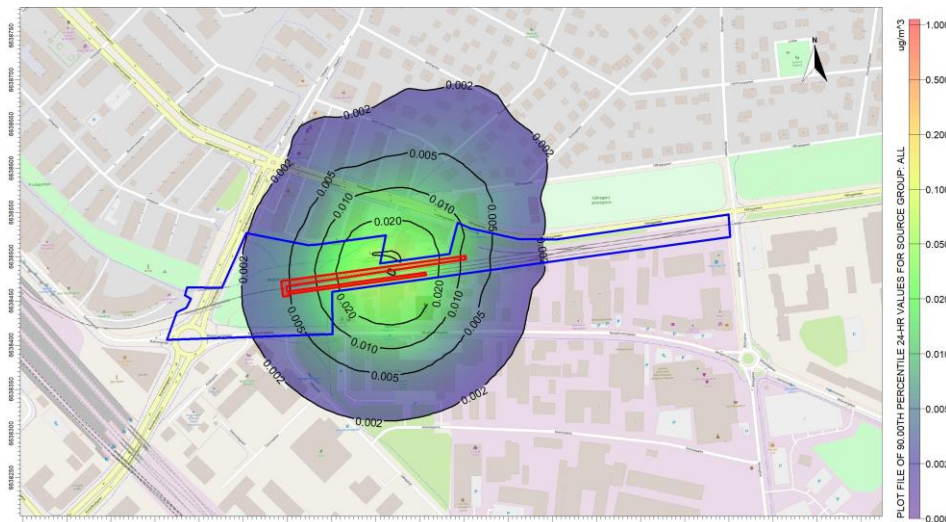
Figur 12. Nuvarande situation, beräknade halter av kvävedioxid som timmedelvärden (99,8-percentil). Planområdet markeras med lila linje.

De högst beräknade halterna innanför fastigheten ligger på omkring 3 µg/m³.

Bakgrundshalter ligger på omkring 45 µg/m³. Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens timmedelvärde på 200 µg/m³ som 99,8-percentil för timmedelvärdet och år. Det finns inget upprättat miljökvalitetsmål för kvävedioxid som timmedelvärde 99,8 percentil.

6.3.2 Partiklar som PM₁₀

6.3.2.1 PM₁₀ Dygnsmedelvärden (90 %-il)



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

De högst beräknade halterna innanför fastigheten ligger båda på omkring 0,05 µg/m³.

Bakgrundshalter ligger på omkring 13 µg/m³. Värdena ska jämföras mot miljökvalitetsnormens dygnsmedelvärde på 50 µg/m³ för dygnsmedelvärdet som 90-percentil och år. Miljökvalitetsmål Frisk Luft för partiklar som PM₁₀ avseende dygnsmedelvärdet som 90-percentil ligger på 30 µg/m³.

6.3.3 Lukt

Fastigheterna Fålhagen 68:1 och Fålhagen 68:2, där två lägenhetshus på fem våningar vardera står, är beläget direkt norr om den planerade nya stationen. Detta innebär att området till stor del ligger i den förhärskande vindriktningen. En stor del av året kommer vinden att föra eventuell lukt i form av rökgaser från stationsområdet mot fastigheten. Samtidigt har vindhastigheten stor inverkan på spridningen och omblandningen. Tillfällen då det blåser mot området med höga vindhastigheter behöver således inte innebära att det luktar. Det är svårt att avgöra hur lukten påverkar närliggande områden. En människas upplevelse av lukt är subjektiv och påverkas av allt från koncentration till personen som utsätts förväntningar och attityder.

Antalet avgångar under ett år är att betrakta som få och utsläppen vid plattformarna sker endast under några minuter innan och under avgång. Detta innebär att det inte bedöms förekomma så pass många eller varaktiga lukande tillfällen att det skulle föreligga risk för störning eller olägenhet. Luktsinnet reagerar dock på lukt under korta exponeringstider (tid för inandning). Under nuvarande utsläppssituation går det därför inte att utesluta att det tidvis kan förekomma lukt vid fastigheten.

7 Åtgärder

7.1 Buller och vibrationer

Åtgärder för buller och vibrationer bedöms inte behöva utföras för att uppfylla riktvärden och beskrivs inte närmre i denna rapport.

7.2 Luftföroreningsreducerande åtgärder

Luftföroreningshalterna i området beräknas vara låga varvid inga specifika åtgärdsförslag behövs för att uppfylla miljökvalitetsnormer eller miljökvalitetsmål med avseende på utsläppen från Lennakatten. Nedan beskrivs generellt luftföroreningsreducerande åtgärder.

Det finns många sätt att minska emissioner av luftföroreningar. I många fall är det av betydelse att vidta åtgärder för att reducera luftföroreningarna till nivåer som naturen och vi människor tål; utan ekonomiska och materiella uppoffringar. Generellt kan tre tillvägagångssätt övervägas för att förbättra luftkvaliteten i urbana miljöer: kontrollera mängden av luftföroreningen, kontrollera intensiteten av föroreningen, och kontrollera spridningsvägarna mellan källan och mottagarna.

7.2.1 Barriärer

Barriärer, som exempelvis bullerskyddsskärmars, primära syfte är att minska bullernivåerna från trafiken genom att blockera och att avböja ljudvågor. Det har dock visat sig att bullerskärmar även kan ha en positiv effekt på luftkvaliteten. Genomförda mätningar och modellberäkningar har påvisat både en begränsande och reducerande effekt på luftföroreningar omedelbart bakom bullerskärmen (SLB-analys, 2013; Bowker et al., 2007). Detta då skärmen håller kvar luftföroreningarna på vägsidan och därmed minskar inblandningen av trafikavgaser i luften på andra sidan av bullerskärmen (Janhäll, 2015). Skärmarna kan öka den lokala turbulens (blandning och utspädning) och inducera den vertikala rörelse hos plymen, vilket i sin tur leder till reducerade koncentrationer. Studier tyder på att denna vertikala rörelse eller uppåtböjning av luft skapar en cirkulär hållighet i vindriktning från barriären, som innehåller en välblandad, och potentiellt lägre koncentration av luftföroreningar (Brechler et al. 2014; Baldauf et al. 2009). Bullerskärmens höjd har stor inverkan på spridningen och effekten minskar med minskad skärmhöjd. Mätningar bakom en 4 meter hög skärm har påvisats ge signifikant lägre halter i jämförsele med mätningar utan skärmar (Danish road institute, 2011). En skärm kan påverka vindfältet på ett avstånd mer än 10 meter skärmens höjd (Tiwary et al., 2005).

Bullerskärmarnas effekt på ämnen som genomgår mer komplexa processer efter att de emitterats, som exempelvis partiklar är dock till viss del begränsad. Partiklar kan genomgå olika koagulerings och kondensationsprocesser efter att de emitterats samt att de kan deponeras på bullerskärmarnas yta. Detta innebär att det är många osäkerhetsparametrar som försvårar noggranna antaganden och beräkningar.

Det finns i nuläget en ca 3 meter högt plank mot närliggande bostadsområde norr om järnvägen som insynsskydd. Det planket kommer att rivas och ersättas av ett nytt likvärdigt plank närmare husen i samband med byggandet av de nya plattformarna.

Utsläppen från ångloken och dieseltågen sker dock på en höjd om ca 4 meter vilket innebär att planket har en liten avskärmande effekt på utsläppen. Utsläppen från rälsbussarna sker i marknivå och utsläppen från dessa kan till viss del avskärmade från att spridas till bostadshuset. Plankets nya läge kommer inte påverka luftföroreningshalterna i området.

7.2.2 Vegetation

Vegetation som placerats i närheten av utsläppskällan har påvisats ha en inverkan på föroreningskoncentrationen. Trädens grenar och löv bildar en komplex och porös struktur, som kan öka turbulensen och därigenom underlätta spridningen och omblandningen av luftföroreningar. Träd och annan vegetation kan även verka luftföroreningsreducerande genom att öka upptaget (depositionen) av luftföroreningar, i synnerhet för partiklar (Baldauf et al. 2009). Studier har visat på betydelsen av att placera vegetationen nära källan för att uppnå största möjliga deposition (Pugh, 2012). En annan viktig effekt är att vegetation skapar ett större avstånd mellan utsläppen och närliggande områden, exempelvis träd mellan vägbana och trottoar, vilket gör att luftföroreningarna hinner spädas innan de andas in och på så sätt minskar exponeringen (Naturvårdsverket, 2017).

Det finns flera faktorer som påverkar depositionen av partiklarna på träden. Skillnader i partiklarnas egenskaper, så som storleken, geometrin och kemiska sammansättningen anses som de viktigaste. Det är de allra minsta (<0.1 mikrometer, μm) och de allra största partiklarna ($1 - 10 \mu\text{m}$), som har högst chans att deponeras på träden. Typ av trädart har visat sig vara av betydelse, då studier påvisat relativt stora skillnader i partikelupptag mellan olika trädarter. Ur luftsynpunkt är blandning av träd fördelaktigt där barrträd är bra då de är vintergröna och således har en reducerande effekt året runt. Lövträd är bra för att rena partiklar, där lövstorleken är en viktig aspekt samt att lövträd kan öka turbulensen och därigenom underlätta spridningen och omblandningen av luftföroreningar. Trädplanterings utformning och omfattning påverkar också hur mycket partiklar som kommer att deponera.

Trädplanteringar kan minska ozonhalterna genom att ozonet, som är en reaktiv gas, deponeras på träden eller absorberas (passerar in) via t ex bladens/barrens klyvöppningar. Kvävedioxidhalterna i gatumiljö påverkas och begränsas av mängden ozon som finns tillgänglig för oxidation av kväveoxid till kvävedioxid. Träden kan därmed ha en indirekt påverkan på kvävedioxidhalterna, genom att träden tar upp ozonet, vilket innebär att även kvävedioxidhalterna kan minska. Kvävedioxid kan även deponeras direkt på träden, dock är upptagseffektiviteten relativt låg, i synnerhet för barrträd (Johansson, 2009).

Det föreligger vissa osäkerheter gällande vegetationens exakta effekter på luftföroreningar. Variabler som exempelvis årstid, typ av träd, planthöjd, växtlighet tjocklek och trädartens blad- eller barryta samt kronutbredning kommer sannolikt att påverka blandningen och depositionen. Kunskapsläget om de specifika förhållandena mellan dessa faktorer är i dagsläget begränsad (Baldauf et al. 2009).

Utformningen av vegetationen påverkar möjligheten till spridning och filtrering av luften och deponering av luftföroreningarna på vegetationsytorna. Ur luftsynpunkt är det fördelaktigt om träden norr om järnvägen kan bevaras, eftersom det leder till bästa möjliga deposition. Vegetationen i närheten av järnvägen kan antas ha en luftföroreningsreducerande effekt. Detta då en del av

luftföroreningarna deponeras på träden och därigenom minskar den totala föroreningshalten inom närliggande områden.

8 Slutsats

8.1 Buller och vibrationer

De olika tågen vid Lennakatten går under en begränsad period om året, från mitten av maj till mitten av september. Tågen går enligt nuvarande tidtabell inte varje veckodag och avgångarna varierar vanligtvis från två till åtta om dagen. Privata event förekommer.

Beräkningarna av buller har visat att stillastående tåg precis intill närmaste bostadshus på fastigheten Fålhagen 68:1 och 68:2 erhåller som högst ekvivalenta ljudnivåer under 60 dBA, beräknat som frifältsvärde på fasad under den tidsperiod när tåg står inne på stationen. Observera att de ljudutbredningskartor som redovisas i bilagorna inte redovisar frifältsvärden och därför ser ut att vara något högre.

Den större delen av innergården på fastigheten erhåller ekvivalenta ljudnivåer under 55 dBA även när tågen står inne vid station.

Sammanfattningsvis visar genomförda mätningar och beräkningar av buller från tågen vid Lennakatten att ljudnivåerna under de 15-20 minuter som tågen står stilla vid stationen tangerar de riktvärden som ställs i infrastrukturpropositionen. De ekvivalenta ljudnivåerna uppgår till som mest 60 dBA vid närmaste bostadsfasad, medan de större delarna av innergården håller sig under 55 dBA. De värden som krävs är dock dygnsekvivalenta och den tiden som tågen låter är betydligt kortare än ett helt dygn. Det här innebär att de riktvärden gällande ekvivalent ljudnivå som ställs i infrastrukturpropositionen uppfylls med god marginal.

Vid utpassage av ånglok uppmättes höga maximala ljudnivåer, särskilt från det mindre ångloket. Dessa nivåer är inte representativa för varje passage, men visar på en nivå som *kan* uppkomma. Dessa nivåer är över gällande riktvärde för maximala ljudnivåer vid uteplats enligt infrastrukturpropositionen, men de förväntas inte uppstå varje dag och inte heller vid varje utpassage. Ånglok går enligt nuvarande tidtabell tre gånger per dag onsdagar och torsdagar och två gånger per dag på lördagar under sju sommarveckor. I övrigt är de maximala ljudnivåerna från tågen vid stationen av samma storleksordning som de ekvivalenta ljudnivåerna då motorerna främst ger upphov till ett konstant ljud när de står stilla. Samtliga tågtyper ger vid vanlig drift upphov till maximala ljudnivåer under riktvärdet om 70 dBA vid uteplats vid fastigheterna Fålhagen 68:1 och 68:2. Detta gäller oavsett var tåget parkerar längs plattformen.

Risken för vibrationer från Lennakatten bedöms som mycket låg, eftersom tågen är lätta och trafikerar området i låg hastighet. Det finns inga vibrationskänsliga byggnader i närheten. Tågen orsakar mer vibrationer under rörelse än när de står stilla, och en flytt av stationsläget till Bergsbrunnsparken förväntas inte öka vibrationsnivåerna.

8.2 Luft

I denna utredning har spridningsberäkningar utförts för området runt det planerade ny stationsläget för Lennakatten. Utredningsområdet är beläget i Uppsala stadskärna. Syftet med spridningsberäkningarna var att visa på fördelningen av kvävedioxid (NO_2) och partiklar (PM_{10}) inom de närliggande fastigheterna Fålhagen 68:1 och Fålhagen 68:2 där två lägenhetshus på fem våningar vardera står. Beräknade halter jämfördes mot föreskrivna miljö kvalitetsnormer och det nationella miljö kvalitetsmålet, Frisk luft.

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

Miljö kvalitetsnormerna gäller överallt utomhus där människor vistas.

Miljö kvalitetsnormerna bör inte tillämpas för luften där trafiken går som enbart fordonsresenärer exponeras för. Dock ska luften utanför trafikområdet där människorna vistas och exponeras för luftföroreningar, bedömas mot upprättade miljö kvalitetsnormer.

Utredningen visade att påverkan på luftkvaliteten i närområdet till följd av den planerade stationen är tillfällig och begränsad i omfattning. Exponeringen för förhöjda halter av partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid sker under korta tidsperioder och med låg frekvens sett över ett år.

Resultatet från spridningsberäkningarna visade att järnvägsplanen inte försvårar möjligheten att uppfylla miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft. Utsläppen från tågen kan vara relativt höga, men endast under mycket kort tid (några minuter vid varje avgång). Då normerna avser dygns- och timmedelvärden blir de relativa utsläppen från låga. Bakgrundshalterna av både partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid är också generellt sett låga under de månader som Lennakatten går, mitten av maj till mitten av september, vilket är fördelaktigt. Det nya EU-direktivet för luftkvalitet, med skärpta gränsvärden för bland annat partiklar (PM_{10}) och kvävedioxid, som ska uppnås till 2030, har beaktats i bedömningen. Mot bakgrund av att majoriteten av tågen vistas på under mycket kort tid bedöms det inte föreligga någon risk för överskridande av de kommande gränsvärdena.

Gällande lukt finns en viss risk att rökgaserna periodvis kan medföra påverkan på närliggande områden. Det ska dock konstateras att lagstiftningen inte kräver att boende behöver vara helt fria från lukt från närliggande verksamheter, utan att bedömningen ska utgå från om lukt kan medföra olägenhet för människors hälsa. Med hänsyn till järnvägens begränsade omfattning, de korta uppehållstiderna samt att det inte är sannolikt att vindförhållandena konsekvent medför spridning av rökgaser mot närliggande bostäder om järnvägsstationen bedöms risken för återkommande eller menlig luktstörning som låg. Lukt från rökgaserna kan dock förnimmas under enstaka timmar under ett år i begränsade områden, men inte i sådan utsträckning att det skulle föreligga risk för störning eller olägenhet.

Sammantaget bedöms den planerade stationen inte medföra en sådan varaktig eller omfattande påverkan på luftkvalitet eller lukt att det kan anses utgöra en olägenhet för människors hälsa. Även om tillfälliga störningar kan förekomma, exempelvis under sommartid då vistelse utomhus är vanligare, bedöms dessa vara begränsade i tid, frekvens och utbredning.

9 Referenser

Baldauf, R., Watkins, N., Heist, D., Bailey, C., Rowley, P., & Shores, R. (2009). Near-road air quality monitoring: Factors affecting network design and interpretation of data. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 2(1), 1–9.

Barck C., Lundahl J., Halldén G. et al. Brief exposures to NO₂ augment the allergic inflammation in asthmatics. *Environ Res.* 2005; 97(1):58–66

Bowker, G. E., Baldauf, R., Isakov, V., Khlystov, A., & Petersen, W. (2007). The effects of roadside structures on the transport and dispersion of ultrafine particles from highways. *Atmospheric Environment*, 41(37), 8128–8139.

Brechler, J. & Fuka, V. (2014). Impact of Noise Barriers on Air-Pollution Dispersion. *Natural Science*, 6, 377–386
<http://dx.doi.org/10.4236/ns.2014.66038>

Danish road institute. (2011). Optimized noise barriers. Report 194

Denby mfl. 2013a. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmospheric Environment* 77:283-300, 2013.

Denby mfl. 2013b. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: Surface moisture and salt impact modelling. *Atmospheric Environment* 81:485-503, 2013.

EEA. (2013). Air quality in Europe 2013. Report No 9/2013. ISSN 1725-9177

European Environment Agency (2010) Good practice guide on noise exposure and potential health effects, EEA Technical rapport nr 11/2010.

European Topic Centre on Air Pollution and Climate Change Mitigation. (2013). Air Implementation Pilot: Assessing the modelling activities. ETC/ACM Technical Paper 2013/4

Folkehelseinstituttet, Attramadal, T.(2011): Luftforurensning i byer og tettsteder - helsekonsekvenser av dagens situasjon
(<http://www.luftvard.se/se/nedladdningsbara-filer/vårseminariet-2012-12850225>)

Folkhälsomyndigheten, (2022). Vägledning om buller och höga ljudnivåer.
(<https://www.folkhalsomyndigheten.se/livsvillkor-levnadsvanor/miljohalsa-och-halsoskydd/tillsyn-inom-halsoskydd/buller/>)

Gehrig, R., Hill, M., Lienemann, P., Zwicky, C. N., Bukowiecki, N., Weingartner, E., Baltensperger U., & Buchmann, B. (2007). Contribution of railway traffic to local PM₁₀ concentrations in Switzerland. *Atmospheric Environment*, 41(5), 923–933

Gustavsson M., Blomquist G., Franzén L. & Rudell B. (2003). Föroreningsnedfall från järnvägstrafik. VTI 947

Janhäll, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution– Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 105, 130–137.

Johansson, C. (2009). Påverkan på partikelhalterna av trädplantering längs gator i Stockholm. SLB 2:2009

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

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

Naturvårdsverket. (2023). Emissionsfaktorer och värmevärden submission 2024 - Underlag till Sveriges inventering av luftföroreningar för utsläppsåren 1990-2022 till CLRTAP.

Pugh, T. A., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental science & technology*, 46(14), 7692–7699

SFS 1998:808. Miljöbalken. Stockholm: Miljödepartementet

SFS 2010:477. Luftkvalitetsförordningen. Stockholm: Miljödepartementet

SLB-analys. (2013). Luftutredning vid kv Månstenen i Solberga. LVF 2013:5

Staxler L., Järup L. & Bellander T. (2001). Hälsoeffekter av luftföroreningar - En kunskapssammanställning inriktad på vägtrafiken i tätorter. Rapport från Miljömedicinska enheten 2001:2

Trafikverket. (2021). Hälsopåverkan av buller. <https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/miljo---for-dig-i-branschen/buller-och-vibrationer---for-dig-i-branschen/Halsopaverkan/#:~:text=Vibrationer%20fr%C3%A5n%20trafiken%20st%C3%B6r%20och,vibrationen%20n%C3%A4r%20vi%20ligger%20ner.>

WHO. 2005. Health effects of transport related air pollution. Edited by Michal Krzyzanowski et al.

Together with our clients
and the collective
knowledge of our 22,000
architects, engineers and
other specialists, we co-
create solutions that
address urbanisation,
capture the power of
digitalisation, and make our
societies more sustainable.

Sweco – Transforming
society together

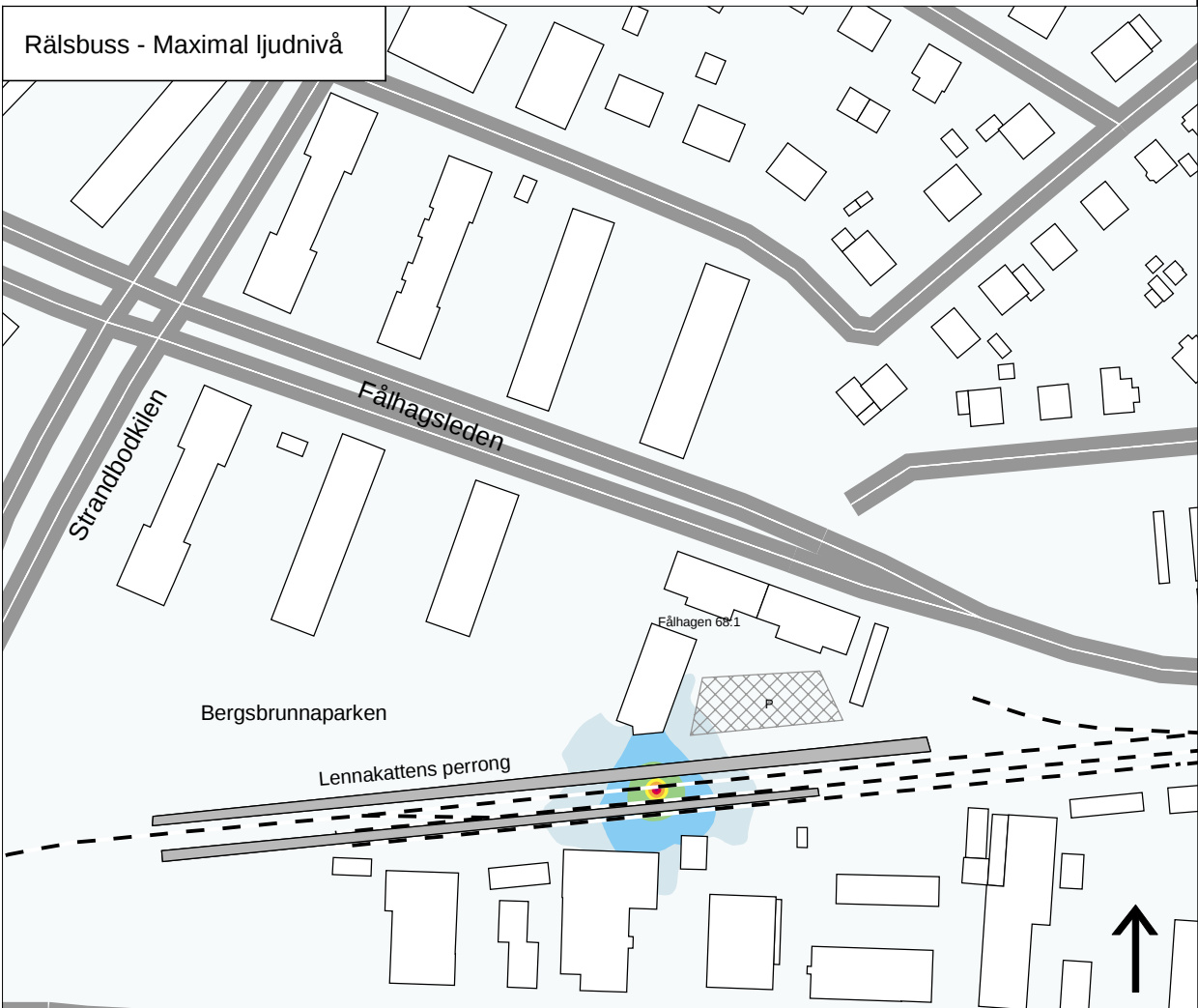
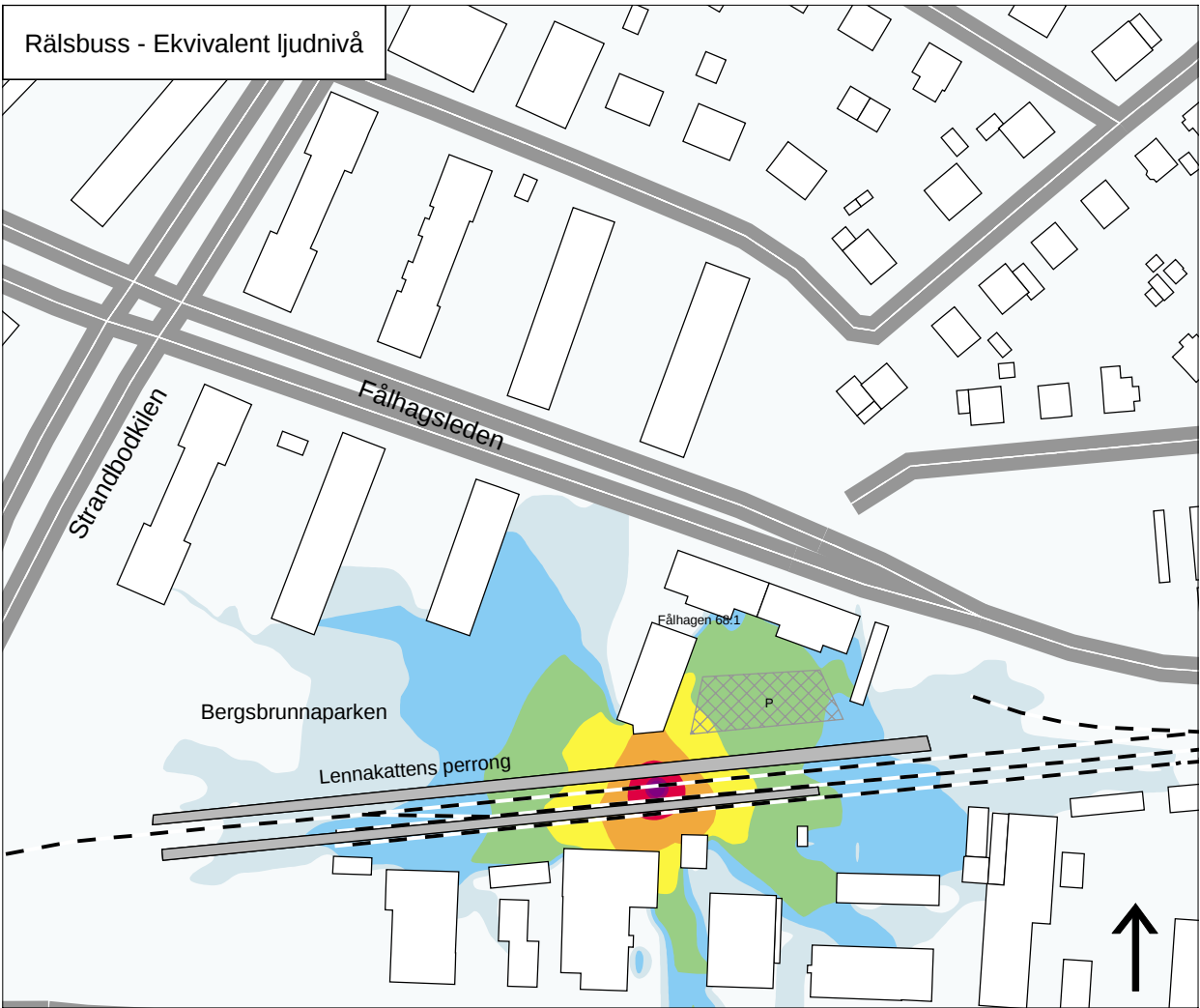
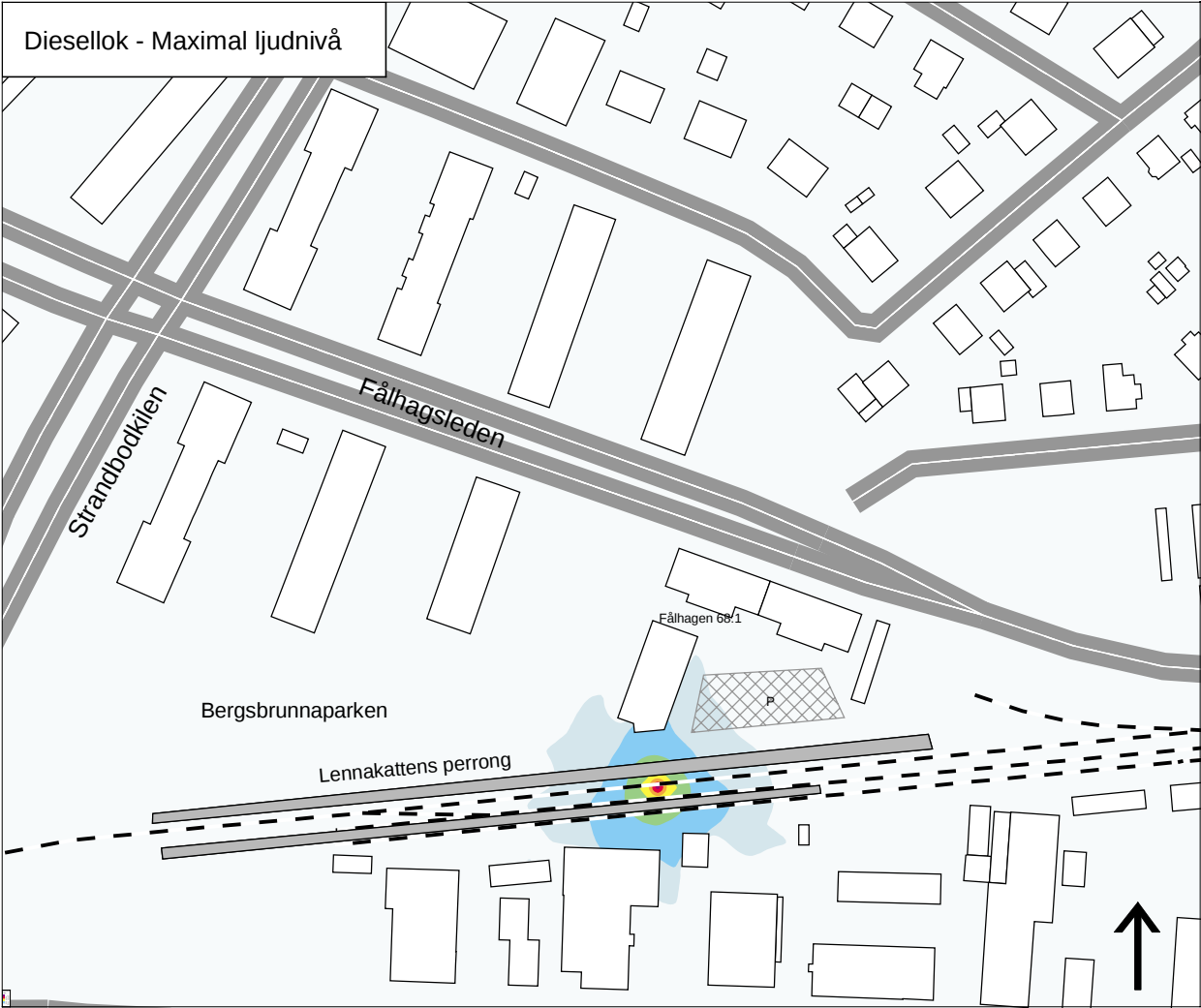
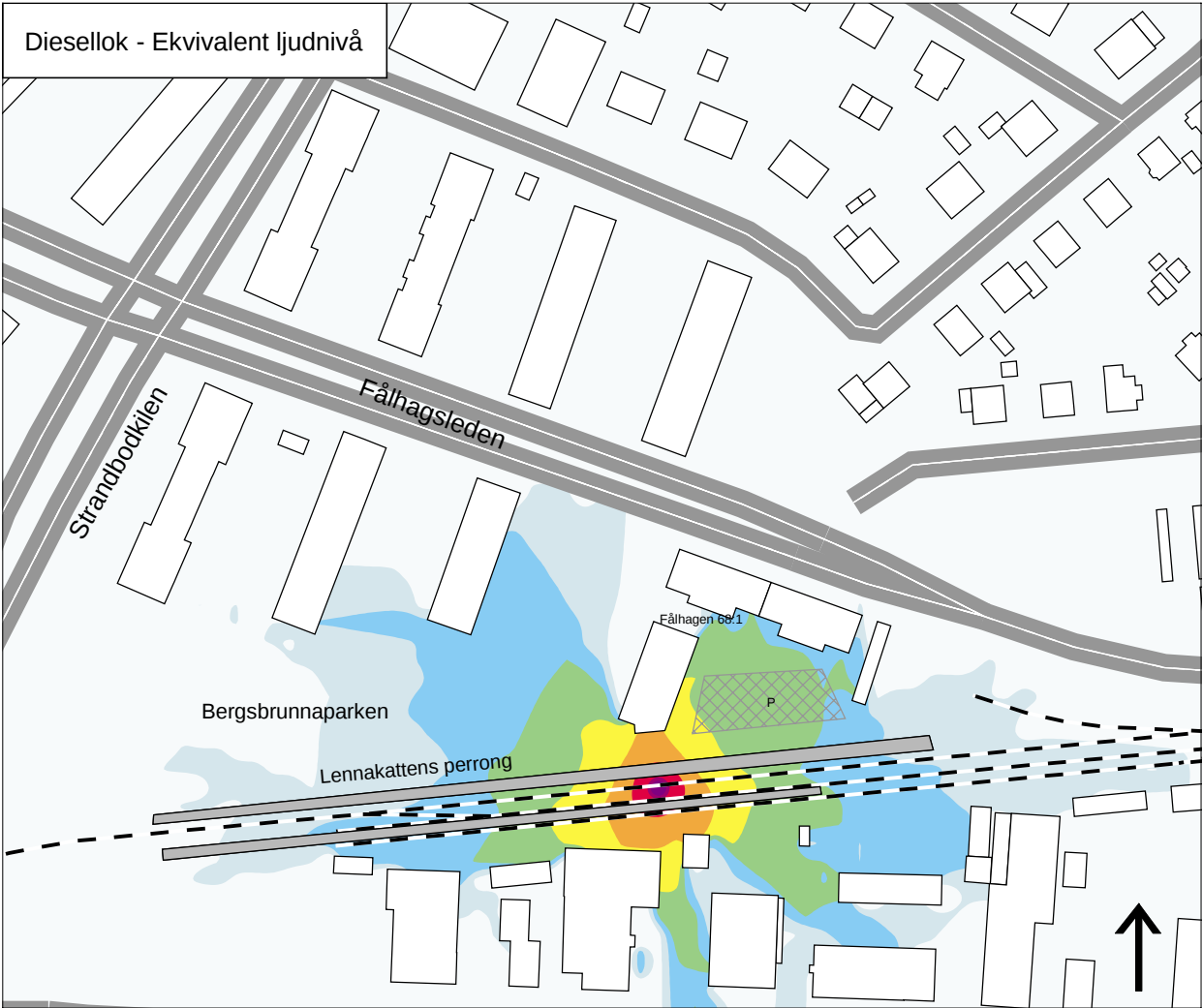
Bilaga 1 Tidtabell för Lennakatten 2024

2024

	Maj	Juni	Juli	Augusti	September
1		A		B	
2					
3			B	A	
4			B	A	
5					
6			A		
7			A	B	A
8		A		B	
9					
10			B	A	
11			B	A	
12					
13			A		
14			A		K
15		A			
16					
17			B	A	
18			B		
19					
20			A		
21			A		A
22					
23					
24			B	A	
25	A		B		
26		B			
27		B	A		
28			A		
29					
30		A			
31			B	A	

Tid på Uppsala station (min)			
Timma	Blad A	Blad B	Blad K
01:00	0	0	0
02:00	0	0	0
03:00	0	0	0
04:00	0	0	0
05:00	0	0	0
06:00	0	0	0
07:00	0	0	0
08:00	0	0	0
09:00	25	40	55
10:00	0	43	60
11:00	0	0	0
12:00	23	23	23
13:00	0	0	57
14:00	24	24	30
15:00	0	18	10
16:00	18	0	25
17:00	23	23	15
18:00	0	0	23
19:00	0	0	20
20:00	0	0	0
21:00	0	0	23
22:00	0	0	10
23:00	0	0	30
24:00:00	0	0	50

Blad A	Lördag 25 maj - 15 juni, 6 juli - 7 september och 21 september samt söndag 30 juni - 11 augusti
Blad B	Ons- och torsdag 26 juni - 8 augusti
Blad K	Lördag 14 september till natt mot söndag 15 september



Bilaga 2 Diesellok & Rälsbuss

Kund: Uppsala kommun via Rejlers
Uppdrag: Bullerkartläggning
Lennakatten Bergsbrunnaparken

Ekvivalent ljudnivå 1,5 m över mark
när tåg står inne vid stationen.
Räknat med 1:a ordningens reflexer.

Tecken och symboler

- Järnväg
- Hus
- Väg
- Parkering
- Ny perrong

Ekvivalent ljudnivå i dBA

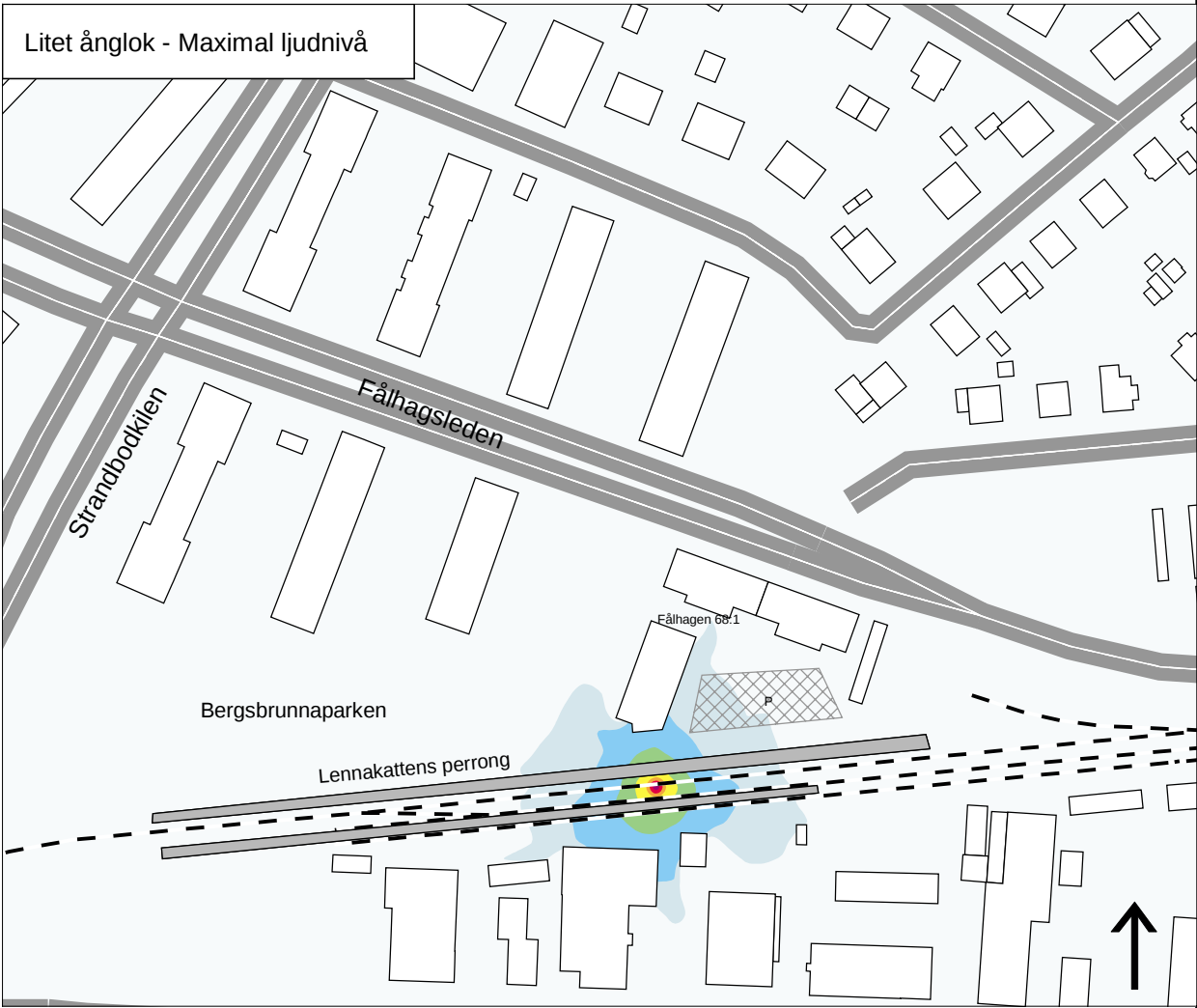
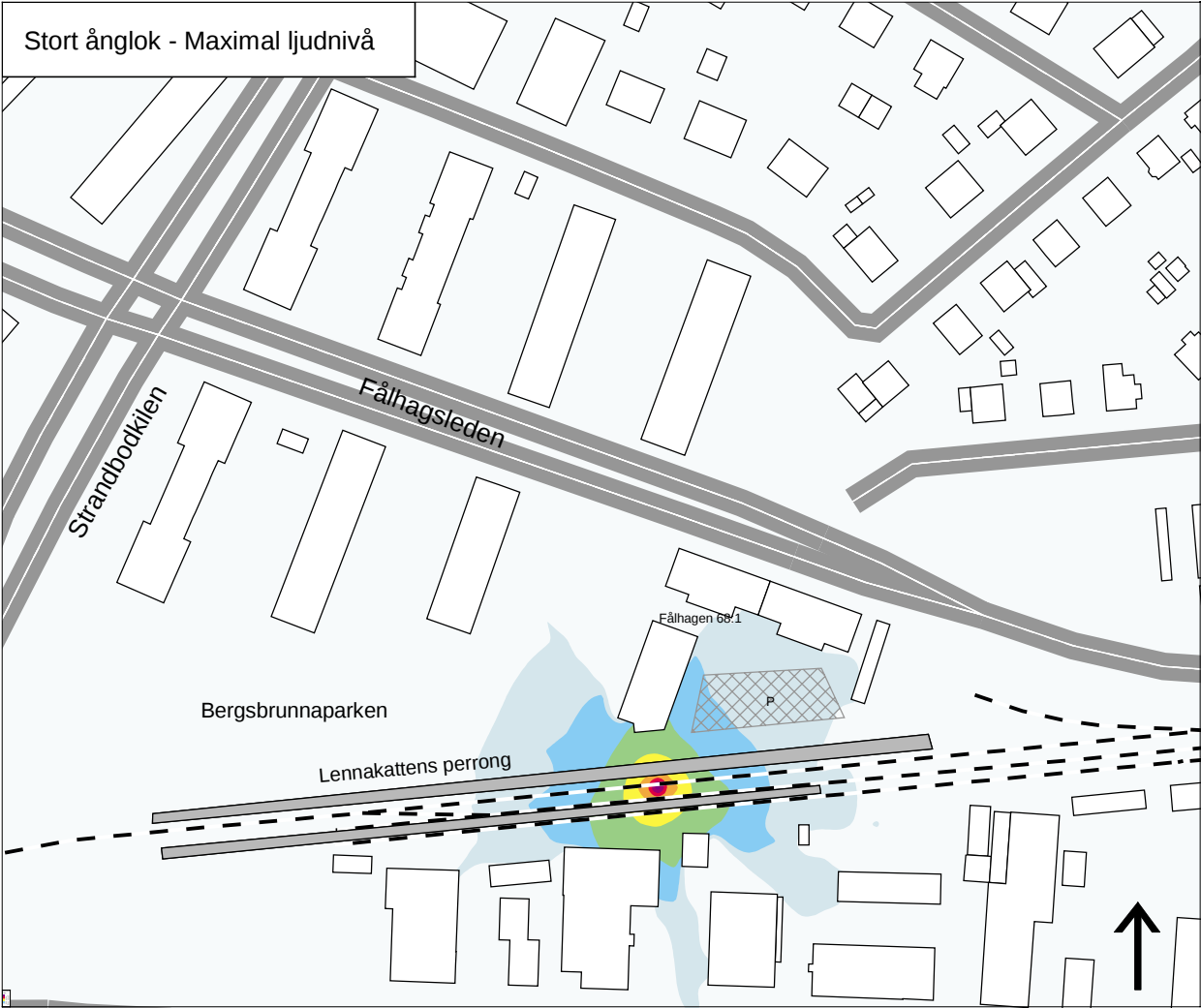
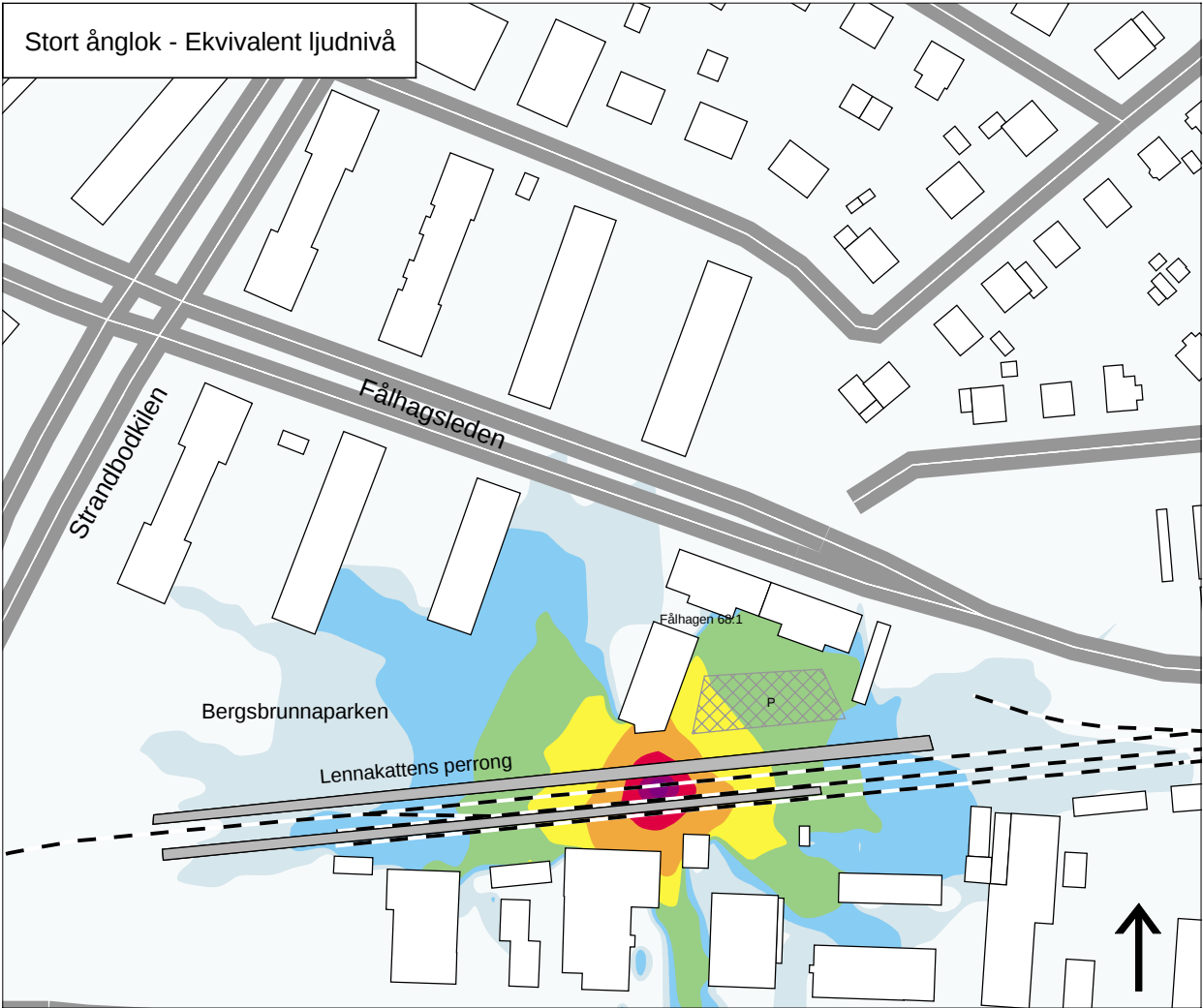
> 75
70 - 75
65 - 70
60 - 65
55 - 60
50 - 55
45 - 50
40 - 45
<= 40

Maximal ljudnivå i dBA

> 90
85 - 90
80 - 85
75 - 80
70 - 75
65 - 70
60 - 65
55 - 60
<= 55

HANDLÄGGARE Frida Zeman	PROJEKT NR: 30072056
ORT Uppsala	DATUM 2024-09-24
SKALA 1:2000	FORMAT A3

0 20 40 60 80 m



Bilaga 3 Stort och litet ånglok

Kund: Uppsala kommun via Rejlers
Uppdrag: Bullerkartläggning
Lennakatten Bergsbrunnaparken

Ekvivalent ljudnivå 1,5 m över mark
när tåg står inne vid stationen.
Räknat med 1:a ordningens reflexer.

Tecken och symboler

- Järnväg
- Hus
- Väg
- Parkering
- Ny perrong

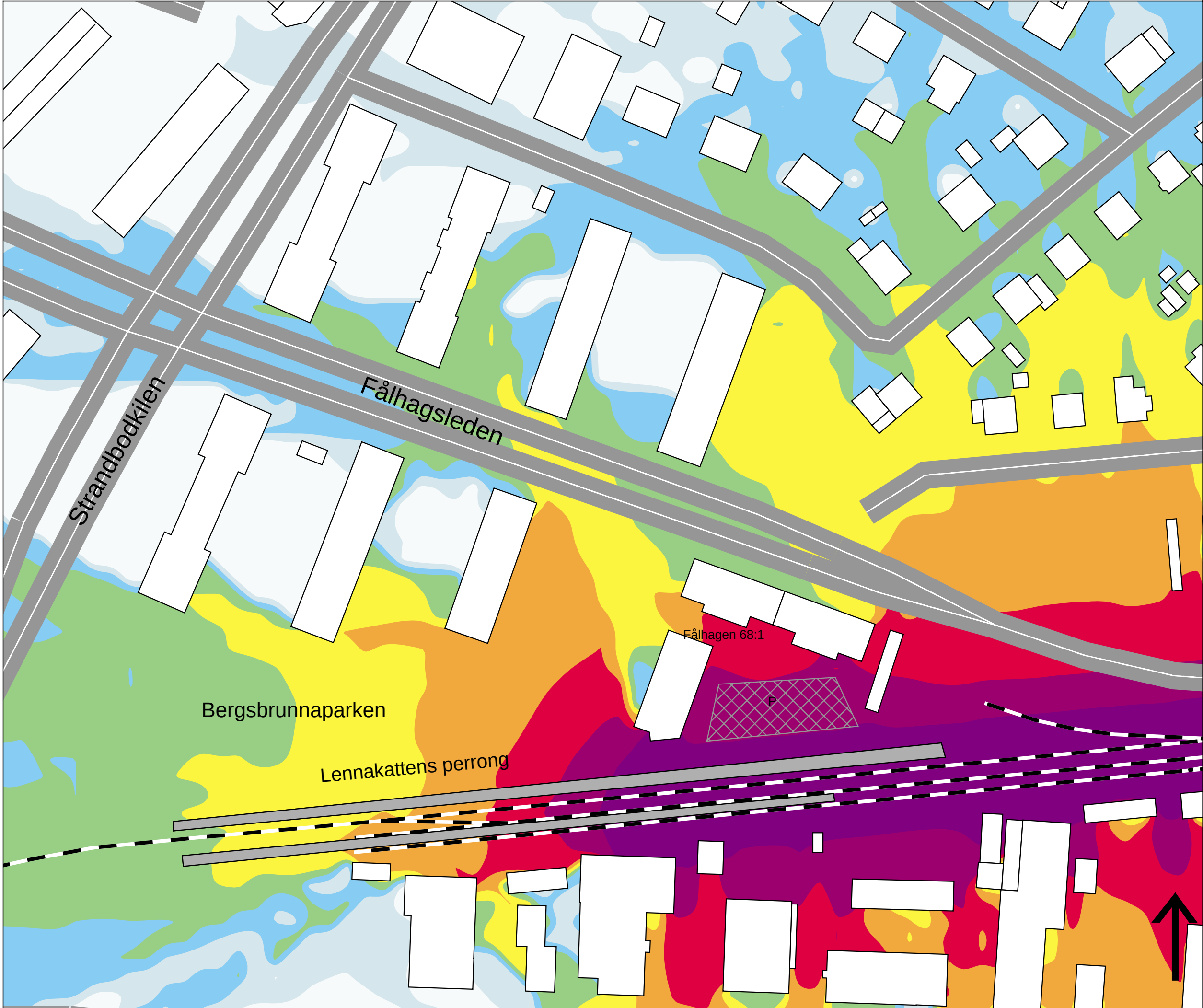
Ekvivalent ljudnivå i dBA

> 75
70 - 75
65 - 70
60 - 65
55 - 60
50 - 55
45 - 50
40 - 45
<= 40

Maximal ljudnivå i dBA

> 90
85 - 90
80 - 85
75 - 80
70 - 75
65 - 70
60 - 65
55 - 60
<= 55

HANDLÄGGARE Frida Zeman	PROJEKT NR: 30072056
ORT Uppsala	DATUM 2024-09-24
SKALA 1:2000	FORMAT A3



Bilaga 4 - Maximal ljudnivå vid utpassage av ånglok

Uppsala kommun via Rejlers Bullerkartläggning Lennakatten Bergsbrunnaparken.

Maximal ljudnivå 1,5 m över mark vid utpassage av ånglok. Det här var den högsta uppmätta ljudnivån under mätningen den 14 september. Observera alltså att denna nivå inte uppkommer vid varje ångtågs utpassage, utan detta är en nivå som kan uppkomma. Utifrån genomförd mätning är detta ett worst case scenario. Räknat med 1:a ordningens reflexer.

Tecken och symboler

- Järnväg
- Hus
- Väg
- Parkering

Maximal ljudnivå i dB(A)

- > 90
- 85 - 90
- 80 - 85
- 75 - 80
- 70 - 75
- 65 - 70
- 60 - 65
- 55 - 60
- <= 55



HANDLÄGGARE Frida Zeman	PROJEKT NR: 30072056
ORT Uppsala	DATUM 2024-09-24
SKALA 1:1000	FORMAT A3

