UPTEC W 24006
Examensarbete 30 hp
Februari 2024

UPPSALA UNIVERSITET

Implementeringen av Nord2000 i svenska bullerutredningar

En jämförelse mellan de Nordiska beräkningsmetoderna och Nord2000

Anton Virtanen

Civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik

UPPSALA UNIVERSITET

Implementation of Nord2000 in Swedish noise investigations – A comparison between the Nordic prediction methods and Nord2000

Anton Virtanen

Abstract

Noise caused by road and rail traffic is an environmental issue that is receiving increasing attention. It has long been known that prolonged exposure to noise can lead to a range of health problems, but in recent years, it has also been shown to have a negative impact on biodiversity. In Sweden, the Nordic calculation methods (Nord96) are currently used to assess noise levels generated by road and rail traffic. However, there is a consensus among acousticians that this method is outdated. In Sweden, it has been decided to transition to the more modern Nord2000 method in 2024. Therefore, it is essential to compare the Nordic calculation method with Nord2000 to determine any potential consequences. The responsibility for this transition has been assigned to Kunskapcentrum om buller which has developed a user manual aimed at ensuring that the calculation comparisons provide results as accurately comparable as possible.

The aim of this thesis was to identify any shortcomings from an implementation perspective in the developed user manual and to compare the two calculation methods, Nord96 and Nord2000, for road and rail traffic. Twelve scenarios were constructed in the noise modeling program SoundPLAN 9.0 to study potential differences. Furthermore, calculations were made for a real case in an area in Farsta, Stockholm.

Findings showed differences in the calculated sound levels between the two calculation methods for road and rail traffic. The results suggest that a transition may lead to it being more challenging to meet guideline values at outdoor areas in shielded locations for road traffic and at facades facing the noise source for rail traffic. Furthermore, several points of improvement regarding the developed user manual were identified. It was concluded that values for input parameters such as road surface temperature and traffic flow distribution should be clarified, and more information on the selection of weather parameters is needed.

Keywords: Nord2000, noise pollution, Nordic prediction methods, Nord96, noise investigation, SoundPLAN 9.0

Teknisk-naturvetenskapliga fakulteten

Uppsala universitet, Utgivningsort Uppsala

Handledare: Emelie Sivermark Ämnesgranskare: Johan Arnqvist

Examinator: Antonio Segalini

Referat

Implementeringen av Nord2000 i svenska bullerutredningar - En jämförelse mellan de Nordiska beräkningsmetoderna och Nord2000

Anton Virtanen

I takt med urbaniseringen utsätts fler personer för högre bullernivåer orsakat av väg- och spårtrafik. Det har länge varit känt att långvarig exponering av buller kan leda till en rad olika hälsoproblem, men har även på senare år även visats ha negativ påverkan på biodiversitet. För att kartlägga bullernivåer alstrat av väg- och spårtrafik används i Sverige idag de Nordiska beräkningsmetoderna (Nord96). Det råder dock en konsensus bland akustiker att metoden är utdaterad. I Sverige planeras det att genomföra ett skifte till den mer sofistikerade metoden Nord2000 under år 2024. Det är därmed väsentligt med en jämförelse mellan de Nordiska beräkningsmetoderna och Nord2000 för att utröna eventuella konsekvenser ett skulle kunna medföra. Ansvariga för detta skifte är Kunskapcentrum om buller som tagit fram en användarhandledning som ämnar till att beräkningsjämförelser ger så rättvisande resultat som möjligt.

Syftet med detta examensarbete har varit att identifiera eventuella brister utifrån ett genomförandeperspektiv i den framtagna användarhandledningen samt att jämföra de två beräkningsmetoderna Nord96 och Nord2000, för väg- och spårtrafik. Tolv typfall konstruerades med hjälp av beräkningsprogrammet SoundPLAN 9.0 för att studera eventuella skillnader. Vidare gjordes beräkningar för ett verkligt fall för ett område i Farsta, Stockholm.

Resultatet visade på differenser i beräknad ljudnivå mellan de två beräkningsmetoderna för väg- och spårtrafik. Resultatet tyder på att ett skifte kan medföra att riktvärden vid uteplatser i skärmade områden för vägtrafik samt vid fasad i riktning mot ljudkälla för spårtrafik kan bli svårare att uppfylla. Vidare kunde ett antal förbättringsmöjligheter med avseende på den framtagna användarhandledningen identifieras. Studien visar att värden på inparametrar för vägytans temperatur och fördelning i trafikflödet bör klargöras samt att mer underlag för valet av värden på väderparametrar efterfrågas.

Nyckelord: Nord2000, buller, Nordiska beräkningsmetoderna, Nord96, bullerutredning, SoundPLAN 9.0

Förord

I och med detta examensarbete avslutas mina studier vid civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet och Sveriges Lantbruks Universitet (SLU). Arbetet har omfattat 30 högskolepoäng och har utförts i samarbete med Structor Akustik AB. Handledare har varit Emelie Sivermark (f.d. Roth), ämnesgranskare har varit Johan Arnqvist vid institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi vid Uppsala Universitet och examinator Antonio Segalini.

Först och främst vill jag rikta ett stort tack till min handledare Emelie Sivermark som försett med ovärdelig hjälp under projektets gång. Jag vill även tacka min ämnesgranskare Johan Arnqvist som bidragit med feedback och information genom hela arbetet. Jag vill även tacka My Broberg, Lars Ekström och Isak Nilsson vid Structor Akustik AB som bistått med assistans och svarat på frågor under denna tid. Tack även till Hans Bodén för tillåtelse av användning av illustrationer.

Sist jag vill jag rikta ett enormt tack till min familj, sambo Therese Lööf och vänner som funnits där under hela studietiden och gett mig den stöttning som jag behövt.

Anton Virtanen
Uppsala, Februari 2024

Copyright © Anton Virtanen och Institutionen för geovetenskaper, Luft-, vatten- och landskapslära; Meteorologi.

UPTEC W 24006, ISSN 1401-5765 Digitalt publicerad i DiVA, 2024, genom institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet. (http://www.diva-portal.org/)

Populärvetenskaplig sammanfattning

Det har under lång tid varit känt att långvarig exponering av buller kan leda till allvarliga hälsoproblem. Bullers negativa effekt på naturen är även den ett faktum. Detta har lett till att buller blir alltmer uppmärksammat som ett miljöproblem. För att kartlägga bullernivåer använder akustiker olika beräkningsmetoder för att simulera ljudnivåer orsakat av väg- och spårtrafik i syfte att undersöka om dessa överskrider ansatta riktvärden. I Sverige används sedan 1970-talet de Nordiska beräkningsmetoderna för väg- och spårtrafik (Nord96) vid bullerutredningar. Det råder dock en enighet inom akustikbranschen att metoden är utdaterad och det finns fog för ett skifte till en mer modern beräkningsmetod. År 2017 gav därför Boverket, Naturvårdsverket, Trafikverket och Transportstyrelsen Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) i uppgift att driva ett kunskapcentrum om buller och presentera underlag för en noggrannare beräkningsmetod. En sådan metod är Nord2000 och det är planerat i Sverige att genomföra ett skifte från Nord96 till Nord2000 under år 2024. Vad för skillnader som existerar mellan metoderna samt att utröna eventuella påföljder av ett skifte blir därmed högst relevant att studera.

I och med det stundande skiftet har Kunskapcentrum om buller tagit fram en användarhandledning. Den ämnar till att grundligt beskriva tillvägagångsättet för beräkningsjämförelser mellan de två beräkningsmetoderna, med mål att rättvist jämförbara resultat erhålls. Då det läggs stor vikt vid att bullernivåberäkningar ska vara konsekventa, oberoende av vem som genomfört dem, är det essentiellt att den framtagna användarhandledningen beskriver genomförandet så tydligt som möjligt. Följaktligen, är syftet med denna studie att identifiera eventuella brister och frågetecken som bör klargöras i den framtagna användarhandledningen. Vidare ämnar även studien till att studera skillnader mellan beräkningsmetoderna Nord96 och Nord2000, för väg- och spårtrafik, och redogöra eventuella konsekvenser en implementering av Nord2000 skulle kunna medföra.

För studien analyserades tolv fiktiva typfall med addition av ett 13:e verkligt beräkningsfall som avsåg ett utvalt område i Farsta, Stockholm. Modellering med Nord2000 följde de anvisningar som presenterats i användarhandledningen. Samtliga beräkningsfall konstruerades med hjälp av beräkningsprogrammet SoundPLAN 9.0, ett verktyg som möjliggör tredimensionell kartläggning av samhällsbuller i utomhus- och inomhusmiljö. Som underlag för att jämföra eventuella beräkningsskillnader mellan metoderna togs flertalet skillnadsplottar fram som kartlade skillnader i beräknad ljudnivå. Utifrån resultatet kunde det påvisas att en skillnad beräknad bullernivå existerar mellan metoderna. Mer specifikt kunde en skillnad i beräknad ljudnivå vid uteplatser i anslutning till byggnader vid husvägg i riktning från ljudkällan identifieras för vägtrafik, där Nord2000 beräknade högre ljudnivåer. Vidare kunde skillnader för beräknad ljudnivå från spårtrafik observeras, där konstaterande kunde göras att Nord2000 angav en högre ljudnivå vid fasad i riktning mot ljudkällan.

Utifrån de erhållna resultaten kunde slutsatser dras. Det har visats existera ett antal brister i den framtagna användarhandledningen som bör förtydligas för att säkerställa att beräkningsjämförelserna ger så rättvisande resultat som möjligt. Valet av inparametrar i form av vägytans temperatur för modellering med Nord2000 bör redovisas på ett tydligare sätt, för att utesluta förvirring. De presenterade standardvärdena för uppdelning av trafikflödet, med avseende på fordonskategorier i

Nord2000, bör ses över då dessa var felaktigt angivna. En redogörelse över valet av värden på väderparametrar vore även önskvärt. Vidare kunde det konstateras att beräkningsskillnaderna mellan metoderna för vägtrafik visar att ett skifte kan medföra att riktvärden för ljudnivå vid uteplats i anslutning till byggnad blir svårare att uppfylla. Resultaten från modellering av spårtrafik visade att ljudnivåer vid fasad mot ljudkälla var högre för Nord2000 och därmed eventuellt resultera i en större utmaning att uppnå de satta riktvärdena.

Innehåll

1 Inledning **1**

1.1 Syfte . . . 2
1.2 Frågeställningar . . . 2
1.3 Avgränsningar . . . 2

2 Teori **3**

2.1 Grundläggande akustik . . . 3
2.1.1 Oktavband . . . 4
2.1.2 Ljudeffekt, ljudintensitet och ljudtrycksnivå . . . 5
2.1.3 Vägningsfilter . . . 6
2.2 Geometrisk ljudutbredning . . . 7
2.2.1 Avståndspridning . . . 7
2.2.2 Diffraktion . . . 8
2.2.3 Reflektion . . . 9
2.2.4 Refraktion . . . 9
2.3 Meteorologins påverkan på geometrisk ljudutbredning . . . 9
2.3.1 Refraktion i atmosfären . . . 9
2.3.2 Atmosfärisk absorption . . . 12
2.3.3 Turbulens . . . 13
2.3.4 Markimpedans . . . 13
2.4 Buller från väg- och spårtrafik . . . 14
2.4.1 Uppkomst av buller från väg- och spårtrafik . . . 14
2.4.2 Beräkningsmetoder . . . 14
2.4.3 Ekvivalent och maximal ljudnivå . . . 15
2.4.4 Lagstiftning . . . 15
2.4.4.1 Förordning (2004:675) om omgivningsbuller . . . 16
2.4.4.2 Förordning (2015:216) om trafikbuller vid bostadsbyggnader . . . 16
2.4.4.3 Infrastrukturpropositionen 1996/1997:53 . . . 17

3 Metod **18**

3.1 Användarhandledningen Nord2000 - utkast 230510 . . . 18
3.2 Nord2000 . . . 18
3.2.1 Ljudutbredning . . . 18
3.2.1.1 Markdämpning . . . 19
3.2.1.2 Meteorologi . . . 21
3.2.2 Vägtrafik . . . 22
3.2.3 Spårtrafik . . . 25
3.3 Nordiska beräkningsmetoderna - Nord96 . . . 26
3.3.1 Vägtrafik . . . 26

3.3.2 Spårtrafik . . . 27
3.4 SoundPLAN . . . 27
3.5 Typfall . . . 28
3.5.1 Vägtrafik . . . 30
3.5.1.1 Nord96 . . . 30
3.5.1.2 Nord2000 . . . 31
3.5.2 Spårtrafik . . . 32
3.6 Verkligt fall . . . 32

4 Resultat **38**
4.1 Typfall . . . 38
4.1.1 Vägtrafik . . . 38
4.1.2 Spårtrafik . . . 41
4.2 Verkligt fall . . . 44
4.2.1 Vägtrafik . . . 44
4.2.2 Spårtrafik . . . 46
4.3 Beräkningstider . . . 48

5 Diskussion **50**
5.1 Vägtrafik . . . 50
5.2 Spårtrafik . . . 52
5.3 Beräkningstider . . . 53
5.4 Eventuella konsekvenser av implementering av Nord2000 . . . 53
5.5 Förbättringsmöjligheter . . . 54

6 Slutsats **55**

7 Referenser **57**

A Appendix **63**
A.1 Vägtrafik . . . 63
A.1.1 L_{eq} . . . 63
A.1.2 L_{max} . . . 67
A.2 Spårtrafik . . . 71
A.2.1 L_{eq} . . . 71
A.2.2 L_{max} . . . 75

1 Inledning

Buller blir alltmer uppmärksammat som ett stort miljöproblem (Anees et al. 2017) och det har uppdagats att buller har en negativ inverkan på biodiversitet (Sordello et al. 2019). Det går även obestritt att säga att långvarig exponering av buller kan leda till flertalet olika hälsoproblem, däribland ischemiska hjärtsjukdomar, sömnsvårigheter, tinnitus, ökad stress m.m. (Geravandi et al. 2015; Murphy & King 2022; Subramani et al. 2012). Buller har därmed, tillsammans med luftföroreningar, blivit utpekat som det miljöproblem som har störst negativ påverkan på människors hälsa och välmående (Hänninen et al. 2014; WHO 2018). Det är därför av intresse att studera och utreda hur buller sprider sig i dagens samhälles urbana miljöer. Detta görs med hjälp av akustiska beräkningsmetoder. I en akustisk beräkningsmetod finns det modeller för beskrivning av ljudkällan respektive ljudutbredningen. I Sverige används idag de Nordiska beräkningsmetoderna (Nord96) för väg- och spårtrafik som togs fram i slutet av 1970-talet, där de senaste revideringarna utfördes år 1996 (Ögren et al. 2022a). Metoden anges i Transportstyrelsens föreskrifter om allmänna råd (TSFS 2021:112) om egenskapskrav för vägar, gator, spårvägar och tunnelbanor (byggregler) som lämplig för beräkning av vägtrafikbuller (Transportstyrelsen 2021). Även Boverket och Naturvårdsverket anger att de metoder som normalt används för beräkningar av väg- och spårtrafikbuller i Sverige är de Nordiska beräkningsmetoderna (Boverket 2023; Naturvårdsverket 2016). Det råder dock en enighet om att beräkningsmetoderna är föråldrade då de är framtagna att kunna användas utan tillgång till datorer. Det finns därmed fog till att utvärdera om ett byte till en mer lämplig beräkningsmetod är aktuellt och därmed ändra det allmänna rådet i TSFS 2021:122 samt övriga myndigheters rekommendationer.

År 2017 gav Boverket, Naturvårdsverket, Trafikverket och Transportstyrelsen Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI) i uppdrag att driva ett kunskapcentrum om buller och ta fram ett underlag för en noggrannare beräkningsmetod (Transportstyrelsen 2023; VTI 2023). I underlaget benämns Nord2000 som den rekommenderade metoden som på sikt bör användas (Transportstyrelsen 2021). Metoden har sin början år 1996 då det Nordiska ministerrådet beslutade att en ny generation ingenjörsberäkningsmetoder för omgivningsbuller skulle tas fram. Detta till följd av den vetenskapliga utvecklingen som skett sedan framtagandet av den Nordiska beräkningsmetoden. År 2001 publicerades den första versionen av Nord2000 där den senaste revideringen utfördes år 2019 (Ögren et al. 2022a). Ett potentiellt skifte till Nord2000 kan bli aktuellt inom en snar framtid då det planeras att beslutas om att ändra det allmänna rådet under 2024 (Naturvårdsverket 2023a). I och med Nord2000:s mer komplexa struktur möjliggörs korrigeringar av inparametrar som i Nord96 inte är möjligt.

I den svenska lagstiftningen vid planering av ny bostadsbebyggelse har en ”ljuddämpad sida” för en byggnad en central roll. Vid överskridande av riktvärden på den mest bullerutsatta sidan krävs att minst hälften av bostadsrummen orienteras med tillgång till en ljuddämpad sida. Utöver den ljuddämpade sidan av en byggnad är ytterligare två faktorer särskilt intressanta. Den ena är bullerdämpning för bullerskyddsskärmar, eftersom det är en av de vanligaste bulleråtgärderna. Den andra är avståndsgiltigheten hos beräkningsmetoderna, eftersom dessa skiljer sig mellan metoderna.

1.1 Syfte

Syftet med detta examensarbete har varit att jämföra de Nordiska beräkningsmetoderna för beräkning av buller från väg- och spårtrafik med beräkningsmetoden Nord2000, för att kunna utreda vad ett byte av beräkningsmetod skulle kunna innebära för svenska bullerutredningar. Samtliga metoder har följt anvisningar enligt den användarhandledning som tagits fram av Kunskapcentrum om buller (Gustafson et al. 2023). Beräkningar av buller från väg- och spårtrafik enligt de Nordiska beräkningsmetoderna respektive Nord2000 har utförts med beräkningsprogramvaran SoundPLAN 9.0.

Arbetet utfördes i två delar, där den första delen bestod av tolv enkla fiktiva typfall och den andra delen verklig data för ett begränsat område. Av de tolv typfallen avsåg hälften ljudutbredning från vägtrafik och hälften avsåg ljudutbredning från spårtrafik. Typfallen såg ut enligt följande: frånvaro samt närvaro av bullerskyddsskärm, frånvaro av bullerskyddsskärm med ett samt två flerbostadshus och närvaro av bullerskyddsskärm med ett samt två flerbostadshus. Det verkliga fallet avsåg ett område i Farsta, Stockholm. För samtliga fall beräknades ekvivalent och maximal ljudnivå.

1.2 Frågeställningar

Arbetet kommer att utgå från följande frågeställningar:

- Vilka eventuella brister ur ett genomförandeperspektiv finns i utkastet av användarhandledningen för Nord2000 i Sverige som har tagits fram av Kunskapscentrum om buller?
- Finns det skillnader i beräknade ljudnivåer i nedanstående fall mellan de Nordiska beräkningsmetoderna och Nord2000 för buller från väg- och spårtrafik? Vad kan eventuella skillnader bero på?
  - Den mer ljuddämpade sidan av byggnader (med och utan en reflekterande byggnad mittemot den mer ljuddämpade sidan).
  - Ytor bakom bullerskyddsskärmar.
  - Ljudutbredning på långa avstånd från bullerkällan.

1.3 Avgränsningar

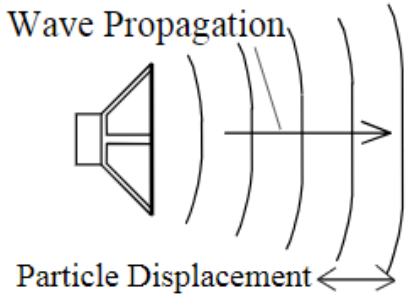
- Samtliga fall kommer studeras utifrån en svagt gynnsam ljudutbredning i alla riktningar. Då handledningen inte innehåller variation av meteorologiska faktorer, är det inte aktuellt vid modellering för detta examensarbete.
- Emissionskällor av buller som kommer studeras avgränsas till väg- och spårtrafik.

2 Teori

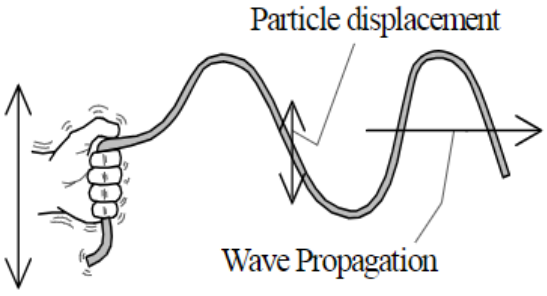
Följande avsnitt förklarar den teori som anses väsentlig att bilda en förståelse kring för att möjliggöra en djupare analys av resultaten samt diskussionen. Initialt förklaras akustikens grunder som beskrivet utifrån relevent litteratur. Därefter redogörs centrala begrepp och fenomen kopplat till ljudutbredning och meteorologins påverkan på dessa. Avslutningsvis ges information gällande buller och bullerberäkningar samt relevant lagstiftning i anknytning till buller.

2.1 Grundläggande akustik

Ljud - därtill buller, som brukar definieras som oönskvärt ljud - definieras som mekaniskt framkallade longitudinella och transversella vågrörelser (se figur 1a och 1b för illustration) i ett elastiskt medium som alstrats av en ljudkälla (Andersson 1998; C. Larsson 2011; Wallin 2018). De transversella ljudvågorna utsätter mediet för periodiska skjuvningspåkänningar och kan endast fortplantas i fasta medier och vissa vätskor medan longitudinella vågor utsätter mediet för kompression och expansion (Andersson 1998). Se figur 1a och 1b för illustration. Avståndet mellan de punkter där ett vågmönster upprepar sig är våglängden λ.



(a) Longitudinell vågor från en högtalare där partiklarna svänger parallellt med vågutbredningen (Wallin 2018, s. 3).



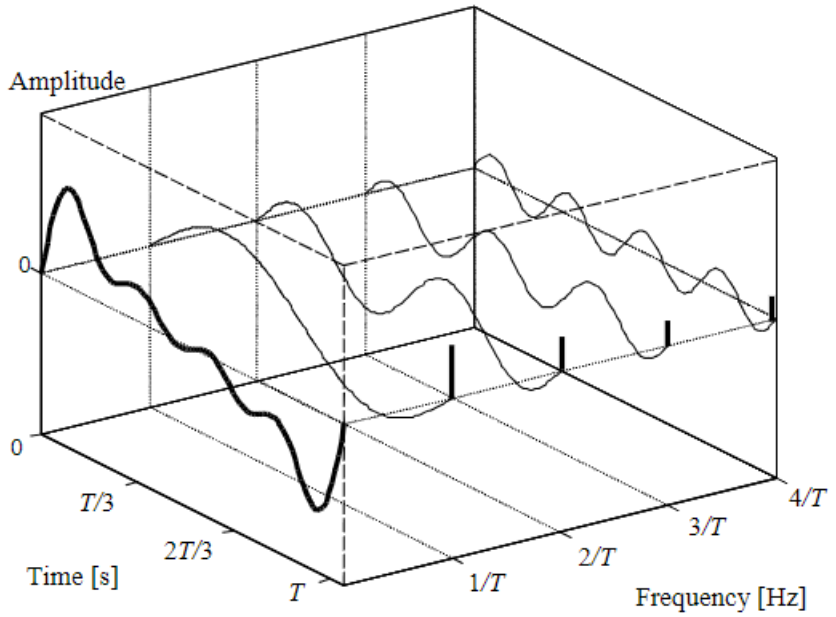
(b) Transversella vågor genereras då handen skakar repet och där partiklarna svänger vinkelrätt mot vågutbredningen (Wallin 2018, s. 3).

Utöver en ljudkälla som frambringar vågrörelserna och ett medium vågrörelserna färdas i, är en förutsättning för ljud att det även existerar en mottagare. Huruvida ett ljud uppfattas som buller utgår från den subjektiva uppfattning hos just mottagaren (ibid.).

Ljudkällan försätter mediet i vibration vilket medför att tryckvariationer breds ut till följd av en energiöverföring mellan de molekyler som finns närvarande i mediet (ibid.). Det är alltså inte partiklarna som breder ut sig från en ljudkälla, utan det är enbart energin som transporteras. Partiklarna i sig vibrerar endast kring sitt medelläge (ibid.). Hur snabbt denna energi transporteras är direkt beroende av ljudets hastighet c i det aktuella mediet och definieras i luft som

$$c = 20,05\sqrt{T(1+0,61q)}, \tag{1}$$

där c är ljudets utbredningshastighet [m/s], T luftens temperatur [K] och q den specifika luftfuktigheten [kg/kg] (C. Larsson 2011). Ljud kan i sin tur delas in i olika frekvensomfång där hörbara ljud för människor generellt ligger inom intervallet 20 - 20 000 Hz (Wallin 2018). Ljud under detta intervall kallas för *infraljud* medan ljud över intervallet benämns som *ultraljud*. Vidare kan en ljudsignal bestå av en samling olika toner där varje enskild ton har en unik frekvens samt ljudtryck (Andersson 1998). Signalen registreras i vad det som inom ljud- och vibrationslära benämns som *tidsdomän*, där frekvensen anges som en funktion av tiden. För att visualisera denna signal grafiskt kan den därefter föras över till *frekvensdomän* med hjälp av *Fourieranalys*, där den anges som en summering av amplituden hos de olika harmoniska signaler den är uppbyggd av (Wallin 2018). Detta illustreras i figur 2.



Figur 2: Illustration av hur harmoniska signaler representerade av sin variation med tiden i tidsdomän, översätts till amplitud i variation med frekvenser i frekvensdomän (Wallin 2018, s. 19).

2.1.1 Oktavband

Frekvenser anges på en logaritmisk skala och har vidare delats in i grupper, så kallade oktavband eller oktaver (Andersson 1998). Detta möjliggör och underlättar frekvensanalys av en ljudsignal (Murphy & King 2022). Oktavbanden anges som den geometriska mittfrekvensen f_{mitt} och definieras i relation till en undre frekvensgräns och en övre frekvensgräns som

$$f_{mitt} = \sqrt{f_{undre} f_{övre}} = f_{undre}\sqrt{2} = \frac{f_{övre}}{\sqrt{2}}, \tag{2}$$

där f_{undre} är den undre frekvensgränsen och $f_{övre}$ den övre frekvensgränsen (Andersson 1998). Oktavband definieras helt enkelt som alla de frekvenser mellan startfrekvensen och dubbla startfrekvensen. För mer detaljerad information om ett ljuds frekvensegenskaper har en vidareutveckling av oktavband gjorts, så kallad tredjedelsoktavband eller *tersband*. Med detta menas att ett oktavband delas in i tre ytterligare band för att öka antalet frekvensband. Samtliga oktavbands mittfrekvens inom intervallet 20 - 20 000 Hz och dess undre respektive övre frekvensgräns anges i tabell 1.

Tabell 1: Standardiserade mittfrekvenser samt dess övre och undre frekvensgräns för oktavband som återfinns inom frekvensintervallet 20 - 20 000 Hz (Wallin 2018).

Bandnr.	Undre frekvensgräns [Hz]	Mittfrekvens [Hz]	Övre frekvensgräns [Hz]
14-16	22,4	31,5	44,7
17-19	44,7	63	89,1
20-22	89,1	120	178
23-25	178	250	355
26-28	355	500	708
29-31	708	1000	1410
32-34	1410	2000	2820
35-37	2820	4000	5620
38-40	5620	8000	11 200
41-43	11 200	16 000	22 400

2.1.2 Ljudeffekt, ljudintensitet och ljudtrycksnivå

Det finns ett flertal centrala begrepp för att beskriva ljud. Några av dessa effektstorheter är *ljudeffekt*, *ljudintensitet* och *ljudtrycksnivå* (Wallin 2018). Då dessa kan variera kraftigt inom stora intervall mäts ljud istället på en logaritmisk nivåskala med enheten decibel (dB). Decibel definieras som relationen mellan den aktuella storheten och ett referensvärde enligt

$$10 \cdot \log_{10} \frac{X}{X_{ref}}, \tag{3}$$

där X är den mätta storheten och X_{ref} ett internationellt fastställt referensvärde i samma enhet (Andersson 1998). Det är viktigt att särskilja på de olika effektstorheterna ljudeffekt, ljudintensitet och ljudtrycksnivå. Ljudeffekt är den akustiska energin L_W som en ljudkälla emitterar i enheten watt [W] och definieras enligt

$$L_W = 10 \cdot \log_{10} \frac{\overline{W}}{W_{ref}}, \tag{4}$$

där $\overline{W}$ är ljudeffektens tidsmedelvärde och $W_{ref} = 1 \cdot 10^{-12}$ W är referensvärdet för ljudeffekt (Murphy & King 2022; Wallin 2018).

Ljudtrycksnivån L_p definieras enligt

$$L_p = 10 \cdot \log_{10} \left(\frac{\tilde{p}}{p_{ref}} \right)^2, \tag{5}$$

där $\tilde{p}$ är det uppmätta ljudtrycket i pascal [Pa] och $p_{ref} = 2 \cdot 10^{-5}$ Pa är referensvärdet för ljudtryck. Referensvärdet korresponderar till det lägsta ljudtrycket som är deteketerbart för en normalhörande ung människa vid frekvensen 1000 Hz (Murphy & King 2022; Wallin 2018). En distinkt skillnad mellan ljudeffekt och ljudtrycksnivå är att ljudeffekten hos en ljudkälla förblir konstant medan ljudtrycket varierar beroende på avstånd och de akustiska egenskaperna hos den miljö där ljudkällan är placerad (Collman 2015).

Ljudintensiteten L_I kvantifierar flödet av akustisk energi per areaenhet i en given riktning (Murphy & King 2022) och uttrycks som

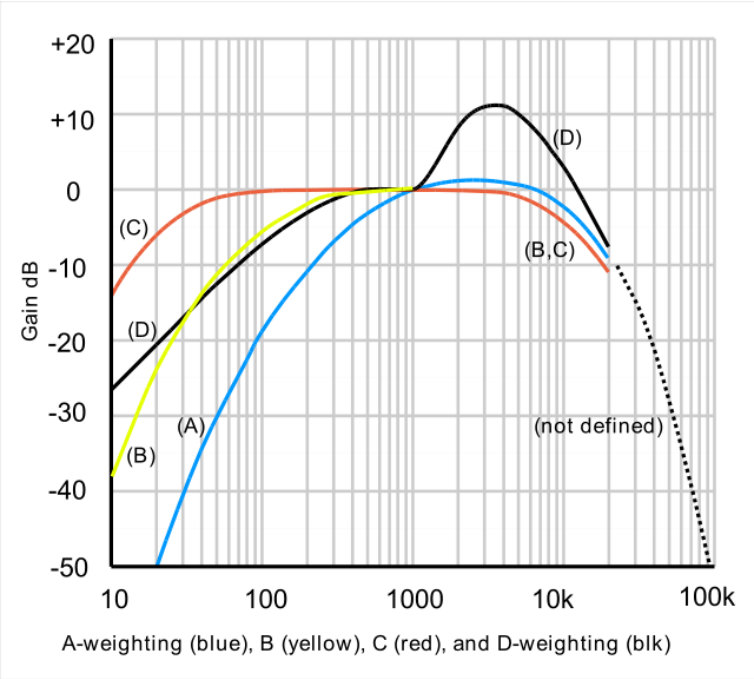
$$L_I = 10 \cdot \log_{10} \frac{\overline{I}}{I_{ref}}, \tag{6}$$

där $\overline{I}$ är absolutbeloppet för den uppmätta ljudintensiteten i W/m^2 och $p_{ref} = 1 \cdot 10^{-12}\ W/m^2$ är referensevärdet för ljudintensitet (Wallin 2018).

2.1.3 Vägningsfilter

Hur ljud uppfattas är ett resultat av örats uppbyggnad och där ljudets frekvenser är av stor betydelse (Folkhälsomyndigheten 2019). Det existerar dock ett frekvensmässigt olinjärt uppträdande hos det mänskliga örat som behöver tas i beaktning (Wallin 2018). För att ta hänsyn till detta har så kallade vägningsfilter tagits fram (E. M. Salomons 2001). Det vägningsfiltrerna har i uppgift är att förstärka mikrofonsignalen vid olika frekvenser och dämpa vid andra. A-vägning är det som idag är det mest förekommande filtret och är det som efterliknar örats egenskaper i syfte att replikera den mänskliga ljuduppfattningen (Folkhälsomyndigheten 2019; Wallin 2018). A-vägning har en dämpande effekt på frekvenser under och över 1000 Hz, med andra ord en negativ förstärkning. För ljud som mäts med ett A-vägningsfilter anges ljudstyrkan som dB(A) (Andersson 1998).

Till skillnad från A-filter tar ett C-filter hela frekvensspektrat inom det hörbara intervallet i hänsyn och dämpar alltså inte lägre frekvenser och är vanligt förekommande vid mätning av impulsljud (Andersson 1998; Wallin 2018). Likt A-filter anges en C-vägd ljudstyrka som dB(C). Utöver dessa två filter finns även B- och D-filter som är mindre förekommande. D-vägning har tidigare ansetts lämplig främst vid mätning av flygplansbuller då den tar hänsyn till örats känslighetstopp vid frekvensintervallet 2.5-5 kHz där det vinande ljudet från flygplansmotorer tenderar att ligga (Nilsson et al. 2005; Värnamo kommun 2016). Vägningskurvor för samtliga filter kan ses i figur 3.



Figur 3: Frekvenskurvor för vägningsfilter A, B, C och D (Lindosland 2024)

2.2 Geometrisk ljudutbredning

2.2.1 Avståndspridning

Hur en ljudvåg breder ut sig har direkt koppling till mediet den befinner sig i (se 2.1). Därtill är vågutbredningen även beroende av ljudkällans utformning, om den anses vara en punkt- eller linjekälla. Placeras en punktkälla fritt i ett homogent medium kommer vågfronten breda ut sig med hastigheten c i alla riktningar där samtliga punkter på sfärens yta svänger radiellt med samma amplitud och fas (C. Larsson 2011; Tiderman-Österberg & Stomberg 2019; Wallin 2018). Effekten som ljudkällan sänder ut kommer spridas i tre dimensioner och fördelas över en yta $4\pi r^2$. Ljudtrycksnivån L_p för en punktkälla på ett visst avstånd r går då att beräkna som

$$L_p = L_{0,p} - 10\log_{10}\left(\frac{r^2}{{r_0}^2}\right), \tag{7}$$

där $L_{0,p}$ är ljudtrycksnivån på avståndet r_0 från ljudkällan (C. Larsson 2011). Vid en dubblering av avståndet från ljudkällan minskar således ljudtrycksnivån med 6 dB för en punktkälla.

Då en ljudkälla istället är uppbyggd av flertalet punktkällor som placeras på rad intill varandra blir resultatet av ljudutbredningen annorlunda. Denna typ av ljudkälla benämns som linjekälla och resulterar i att ljudvågorna breder ut sig likt en cylinder, förutsatt samma karakteristika för samtliga punkter på mantelytan (Andersson 1998; C. Larsson 2011; Wallin 2018). Till följd av den geometriska formen fördelas ljudintensiteten för en linjekälla över en yta $2\pi r$ med en spridning i två

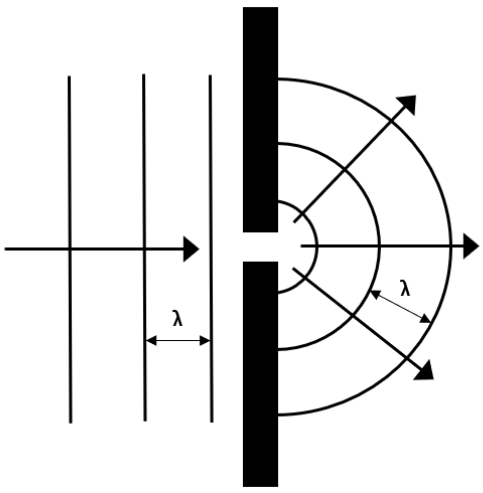
dimensioner (Arnqvist 2023; C. Larsson 2011). Den resulterande ljudnivån L_l för en linjekälla på avstånd r definieras som

$$L_l = L_{0,l} - 10 \log_{10} \left(\frac{r}{r_0} \right), \tag{8}$$

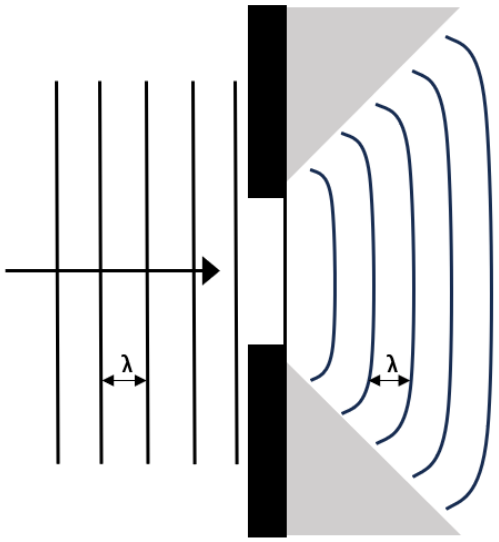
där $L_{l,0}$ är ljudtrycksnivån på avstånd r_0 från ljudkällan. Till skillnad från en punktkälla blir ljudnivåavtagandet per avståndddubblering 3 dB för en linjekälla.

2.2.2 Diffraktion

Diffraktion eller böjning syftar på en ljudvågs förmåga att böjas vid kontakt med en yta (Piechowicz 2011; Wallin 2018). Förståelse av fenomenet blir av hög relevans vid uppförandet av ljudbarriärer (till exempel en bullerskyddsskärm) vars uppgift är att försätta bakomliggande mottagare i ljudskugga. Det har konstaterats att en ljudvågs diffraktionsförmåga kring ett objekt är beroende av den relativa storleken mellan våglängden för ljudutbredningen samt föremålets storlek (Piechowicz 2011). I fall då vågutbredningens våglängd är stor i storlek i förhållande till objektet, påverkas denna till mindre grad och resulterar i att ljud sprids bakom hindret. Då det omvända gäller, det vill säga att vågutbredningens våglängd är av mindre storlek i förhållande till objektet, påverkas den desto mer och det uppstår skuggzon till följd av detta bakom hindret (Wallin 2018). Fenomenet illustreras i figur 4a och 4b.



(a) Ljud transmitteras likt en sfär bakom ett föremål då våglängden för ljudutbredningen är stor i jämförelse med föremålet (efter Wallin 2018).



(b) Ljudtransmissionen för fall då våglängden för ljudutbredningen är liten i förhållande till föremålet. De grå områdena representerar skuggzoner som uppstår till följd av detta (efter Wallin 2018).

2.2.3 Reflektion

Under antagande att en ytas ojämnheter är försumbart små i förhållande till en ljudvågs våglängd, sker dels en absorption men även en riktningsförändring, *reflektion*, av ljudvågorna när de infaller på ett objekt (Attenborough 2014; Wallin 2018). Detta kan, enligt Vorländer (2008), ha en minskande effekt på amplituden samt en förändring av fasläget, förutsatt att den angripna ytan ej anses vara stel. Det har även uppdagats att en plan våg reflekteras som en plan våg samt en sfärisk våg som en sfärisk våg och att infallsvinkeln är densamma som reflektionsvinkeln (Wallin 2018). På större avstånd tenderar dock en sfärisk vågfront övergå till en plan vågfront. Det ska tilläggas att föregående fall förekommer då den aktuella ytan är en plan sådan. Vid instanser då ytan är en annan än en plan, vilket är vanligt förekommande, kan den resulterande reflektionen se annorlunda ut. För ytor som är av konvex karaktär där en plan våg angriper sprids den akustiska energin i flera olika riktningar, förutsatt att den konvexa ytan är stor i förhållande till våglängden på ljudutbredningen. Konkava ytor reflekterar ljudvågor med effekten att det uppstår en fokalpunkt där ljudet amplifieras (Everest 2001; Wallin 2018).

2.2.4 Refraktion

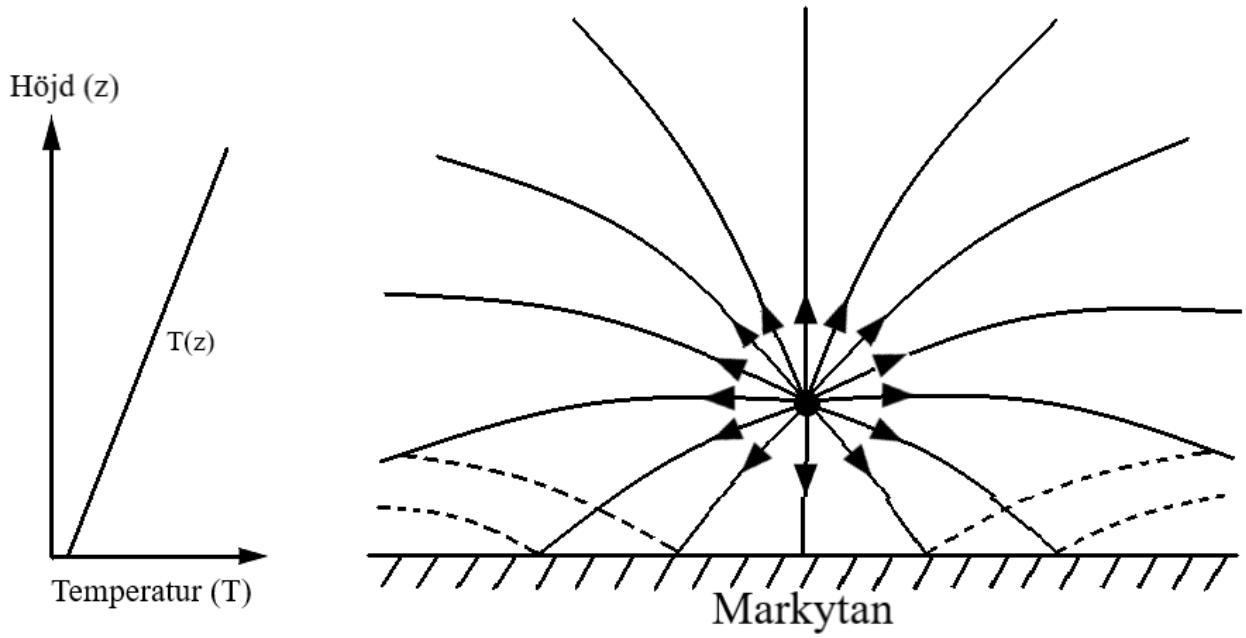
Ljudvågor transporteras med olika hastigheter beroende på vilket medium de färdas i och beror på mediets refraktionsindex (Center for NDE 2021; Gorishnyy et al. 2005). När en ljudvåg färdas från ett område där ljudhastigheten har ett annat värde till ett annat kommer dess hastighet samt riktning att förändras till följd av en ändring av refraktionsindex. Detta fenomen kallas för refraktion. Infallsvinkeln för en ljudvåg mot ett nytt medium spelar även den en stor roll. Detta då infallsvinkeln medför att delar av ljudvågen går in i mediumet tidigare än andra delar och ändrar då hastighet. Denna hastighetsförändring medför således att ljudvågen böjer sig (Center for NDE 2021).

2.3 Meteorologins påverkan på geometrisk ljudutbredning

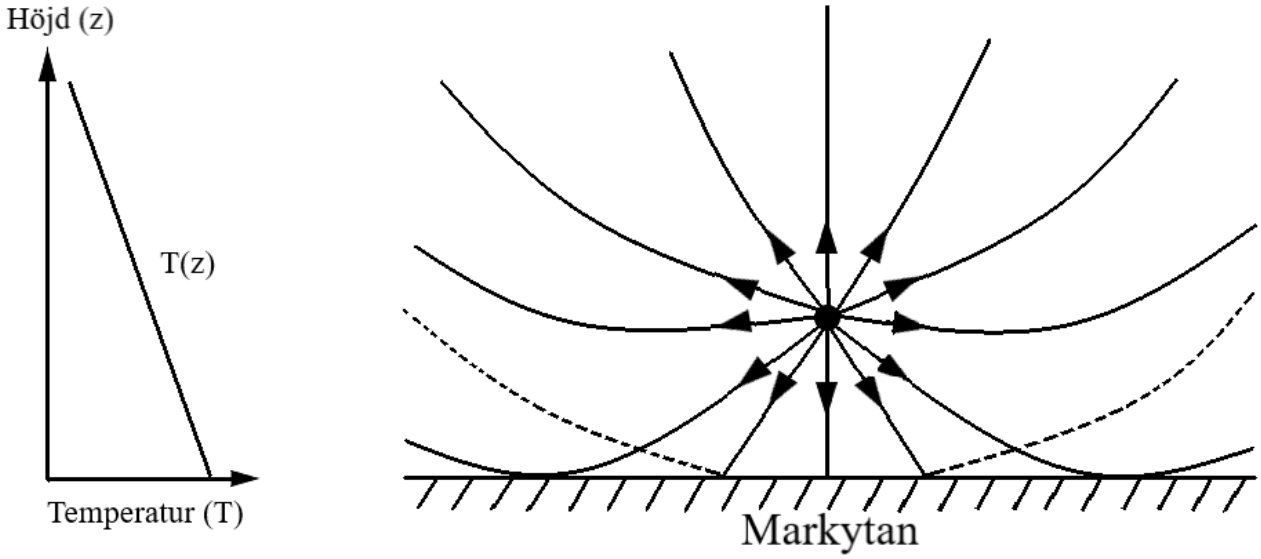
2.3.1 Refraktion i atmosfären

Atmosfäriska faktorer så som den vertikala temperatur- och vindgradienten samt den specifika luftfuktigheten kan ha effekten att refraktion, det vill säga böjning, av ljudstrålarna uppstår (C. Larsson 2011). Anledningen till att parametrarna temperaturgradient, vindgradient och den specifika luftfuktigheten kan leda till detta fenomen är på grund av den effekt de har på ljudets hastighet, vilket går att se enligt ekvation 1. Vid tillfällen då det infinner sig en ökning av temperaturen med höjden över marken kommer även ljudhastigheten att öka, vilket är vanligt förekommande under kalla vinterdagar eller under nattetid, även kallat stabila förhållanden. Konsekvensen utav detta blir att ljudstrålarna kommer få en nedåtböjning (se figur 5). Då omvända förhållanden råder, när temperaturen minskar med höjden, resulterar det i att ljudhastigheten även minskar och utfallet blir då att ljudstrålarna böjs uppåt (ibid.). Detta brukar benämnas som instabila förhållanden och brukar associeras med varma soliga dagar. Det ska tilläggas att temperaturavtagande med höjden är normalfallet till följd av att trycket avtar. Denna effekt blir dock mer påtaglig under instabila förhållanden. Se

figur 6 för illustration.



Figur 5: Illustration av hur ljudvågor böjs då det råder stabila förhållanden i atmosfären.

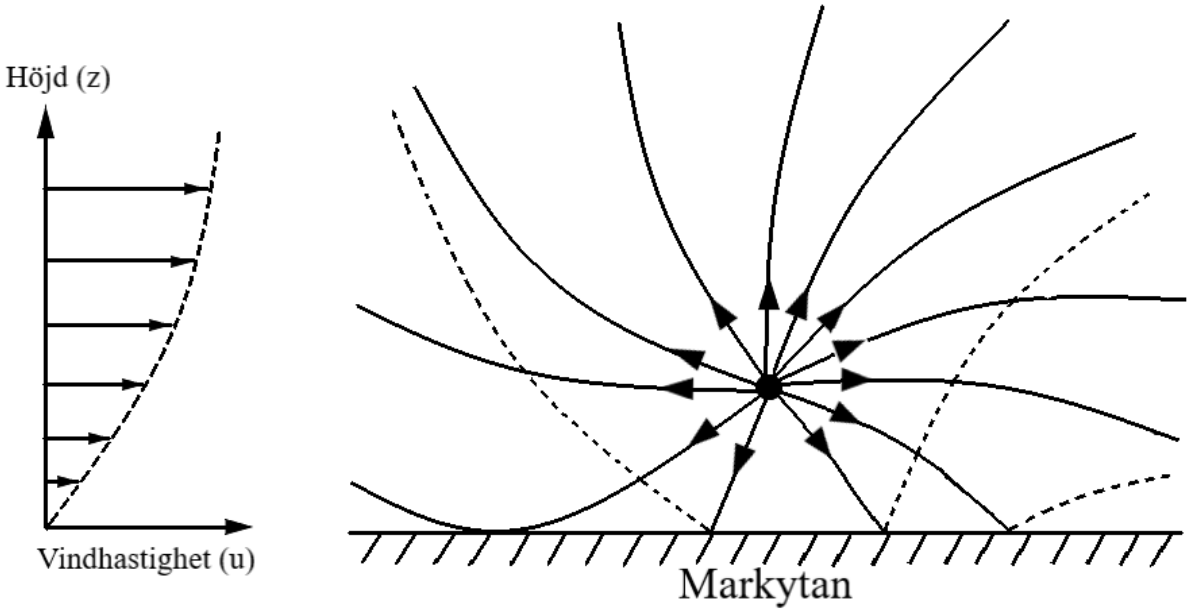


Figur 6: Illustration av hur ljudvågor böjs då det råder instabila förhållanden i atmosfären.

För att ta hänsyn till hur vindhastigheten påverkar ljudets hastighet behöver ekvation 1 modifieras till

$$c = 20,05\sqrt{T(1+0,61q)} + u, \tag{9}$$

där parametern *u* introducerats för att representera vindens vektorkomponent i ljudutbredningens riktning. Ekvivalent med temperaturgradienten innebär en ökning av vindhastigheten med höjden över marken även den en ökning av ljudhastigheten och vidare en nedåtböjning av ljudstrålarna till följd av detta. Viktigt att poängtera är dock att detta fall endast gäller då vinden blåser i riktning med ljudutbredningen. Är fallet att vinden blåser i riktning mot ljudutbredningen blir resultatet en uppåtböjning av ljudstrålarna istället (se figur 7) (C. Larsson 2011).

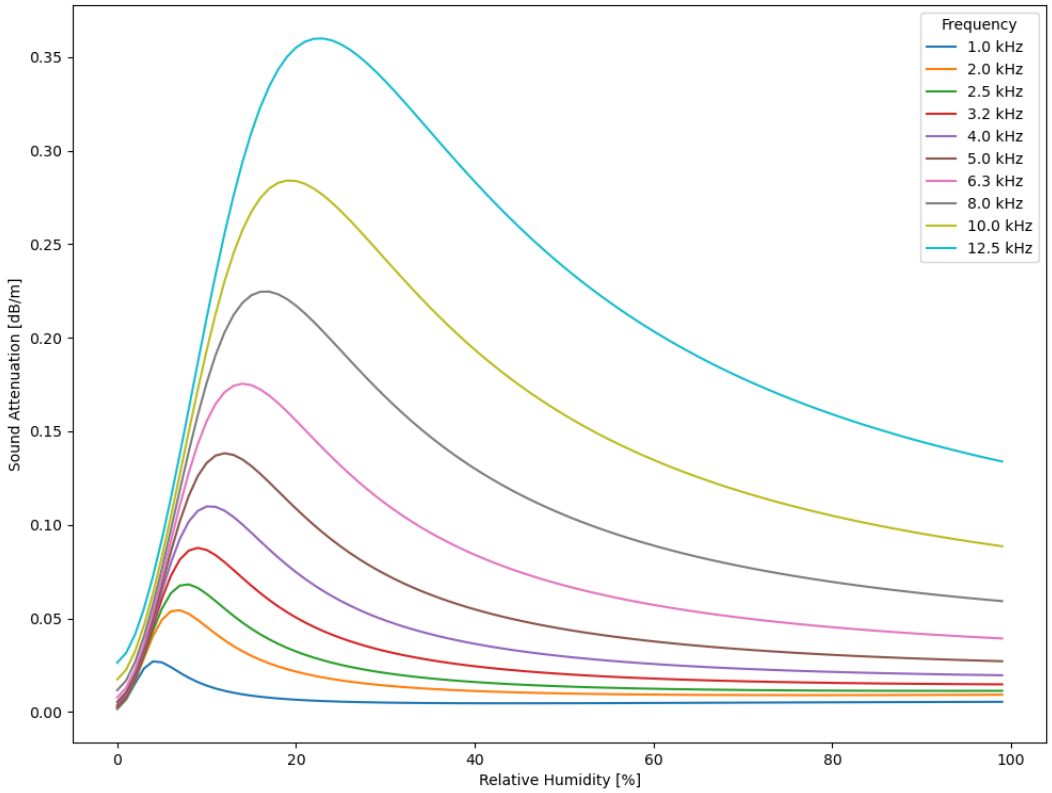


Figur 7: Illustration av hur vind böjer ljudstrålar vid med- och motvind.

Vindens inverkan på ljudets hastighet är i jämförelse med temperaturen och luftfuktigheten (som är försumbart liten även i jämförelse med temperaturen) av en mycket större magnitud. Atmosfärens rådande vindförhållandena in situ blir därmed av yttersta vikt för att ge en tillförlitlig bild av ljudutbredningen. Gynnsamma förhållanden sägs råda vid nedåtböjning och ogynnsamma förhållanden vid uppåtböjning. Refraktion har vid korta avstånd mellan ljudkälla och mottagare en försumbart liten påverkan på ljudutbredningen men desto större påverkan vid längre avstånd (Gustafson & Genell 2021).

2.3.2 Atmosfärisk absorption

Under antagande att luften i atmosfären kan efterliknas som en ideal gas sker ingen förlust av den akustiska energin då en vågfront breder ut sig. Detta är inte applicerbart i det verkliga fallet, utan det sker en försvagning och energiförlust av ljudet till följd av den atmosfäriska absorptionen (Crocker 1998; C. Larsson 2011; E. M. Salomons 2001). Den energi som går förlorad går att attribuera till två olika former av energiförluster, klassisk och relaxation (Sutherland & Bass 2004). Den förstnämnda uppstår på grund av friktion till följd av luftens viskositet och värmeledningsförmåga medan relaxation är en konsekvens av omfördelning av den translaterande eller den inre energi hos molekylerna. Vidare menar E. M. Salomons (2001) att den atmosfäriska absorptionen är beroende av ljudfrekvensen och temperaturen samt den relativa luftfuktigheten i atmosfären. Det har konstaterats att atmosfärisk absorption för högre frekvenser sker i större utsträckning än för lägre frekvenser och är av större relevans vid långväga ljudutbredning (C. Larsson 2011; Sutherland & Bass 2004). För att illustrera den atmosfäriska absorptionen brukar denna sättas som en funktion av den relativa luftfuktigheten vid 20 °C, se figur 8.



Figur 8: Den atmosfäriska absorptionen per meter för olika frekvenser i relation till den relativa luftfuktigheten efter C. Larsson (2011).

2.3.3 Turbulens

Atmosfärisk turbulens påverkar ljudutbredning i utomhusmiljö på en rad olika sätt (Cheinet et al. 2012) och är ständigt närvarande, även under vad som kan anses som lugna atmosfäriska förhållanden (Embleton 1996). Vidare fastställer Wharton & Lundquist (2012) att turbulens är som mest påtaglig då det råder instabila förhållanden i atmosfären och minskar successivt i linje med att mer stabila förhållanden infinner sig. Ljud från en punktkälla, förutsatt en unison spridning i samtliga riktningar, har en sfärisk utbredning med samma amplitud och fas i varje punkt längs med vågfronten. Detta gäller dock enbart i helt homogena medium utan störningar, vilket inte stämmer in på den faktiska atmosfären. Då en vågfront breds ut kommer den stöta på turbulenta sektioner med fluktuerande vindhastighet, temperatur och ångtrycket, så kallade *eddies* eller virvlar (Embleton 1996; C. Larsson 2011). I dessa virvlar blir därmed ljudhastigheten en annan. I atmosfären råder det inte homogena förhållanden när det gäller turbulens, utan inhomogena. Med detta menas att turbulensen kan variera i intensitet vid olika höjder över mark (Naixian 1997). Beroende på storleken på turbulensvirvelen och våglängden av den inkommande ljudvågen i relation till turbulenselementet kan detta resultera i antingen en refraktion eller diffraktion av ljudvågorna. Vid fall då ljudvågen har en betydligt mindre våglängd än turbulenselementets storlek kommer refraktion att uppstå och då den har lika eller högre storlek sker en diffraktion av ljudet istället (Kallistratova 2002). Spridning av ljud orsakat av turbulens kan medföra att det inte uppstår några skuggzoner vid refraktion och kan därtill även minska effektiviteten av skärmning.

2.3.4 Markimpedans

Då ljudvågor breder ut sig där en markyta är närvarande kommer en reflektion av ljudet uppstå gentemot marken. Hur mycket av den akustiska energin som reflekteras är, utöver infallsvinkeln, direkt beroende av de absorpativa egenskaperna hos marken, även kallat impedans (C. Larsson 2011; Lindsay 2006). Olika markmaterial har olika hög nivå av impedans där en akustiskt stel yta, exempelvis vatten, betong eller asfalt, reflekterar nästan all den akustiska energin och har därmed en låg impedans (Embleton 1996; Lindsay 2006). Porösa ytor å andra sidan anses vara akustiskt mjuka där gräsytor samt snötäckta ytor är några exempel (Ögren 1997). Det har vidare konstaterats att ljud av hög frekvens dämpas mer än lågfrekventa ljud till följd av den akustiska impedansen (Lindsay 2006).

Enligt Attenborough (1983) beror den akustiska impedansen av de fem parametrarna porositet, flödesresistivitet, slingrighet, steady-flow-faktorn och den dynamiska formfaktorn. Av dessa anses flödesresistivitet ha störst inverkan på ett mediums impedans och denna definieras som framträngligheten för luftflödet (Attenborough 2014; E. M. Salomons 2001). Ytor som har blivit tillpackade och alltså fått en minskad porositet har därmed en ökad flödesresistivitet (I. Bashir et al. 2015). Vidare visade I. Bashir et al. (ibid.) i sin studie att markytor med låg flödesresistivitet kunde dämpa buller allstrad av trafik med upp till 3 dB jämfört med markytor med hög flödesresistivitet.

2.4 Buller från väg- och spårtrafik

2.4.1 Uppkomst av buller från väg- och spårtrafik

Mängden buller som allstras av fordon och tåg från väg- och spårtrafik beror på ett flertal olika faktorer. Det följer även att bullerkällan från ett fordon kan tillskrivas olika delar av fordonet (Trafikverket 2020a,b). För fordon i vägtrafik beror bullernivån till störst del av antalet fordon och fordonslag, hastighet, körsätt, och och vägbeläggning. De punkter av ett fordon där bullret kommer från är fordonets motor och kraftöverföring samt däcken och dess kontakt med vägbanan (Trafikverket 2020b). Vilken del av fordonet som anses som den dominerande källan varierar med hastigheten där ljud från motor och avgassystem dominerar vid låga hastigheter och ljud från däck och vägbana vid högre hastigheter. Tröskelvärdena för hastigheterna där den dominerande ljudkällan övergår från motor och avgassystem till däck och vägbana brukar anses vara 40-50 km/h för lätta fordon och 60-70 km/h för tunga fordon (Bluhm et al. 2007).

Likt buller från vägtrafik kan bullerkällan från spårtrafik, mer specifikt elektrifierad spårtrafik, tillskrivas olika delar av ett tåg samt att olika källor dominerar vid olika hastigheter (Trafikverket 2020a). Tågtyp, hastighet, tågens längd och antalet tåg är faktorer som påverkar mängden buller som uppstår till följd av spårtrafik. Utöver tågens attribut påverkar även egenskaperna hos bankroppen samt spåret bullernivån. Vad som kan anses vara ljudkällan för tågbuller är många och innefattas av kontakten mellan hjul och räls (rullningsljud), motor och tågets aerodynamiska egenskaper (aerodynamiskt buller). Av dessa anses rullningsljud vara den mest signifikanta källan och den dominerar vid 30-300 km/h (Thompson 2008; Trafikverket 2020a). Vid hastigheter under 30 km/h dominerar dock motorljudet och vid hastigheter över 300 km/h dominerar det aerodynamsiska ljudet. Ljudbilden kan därtill även påverkas av tågets bromssystem, kurvskrik, stötljud vid växlar och rälsskarvar, signalljud och lösa vagnsdelar som skramlar (Trafikverket 2020a).

2.4.2 Beräkningsmetoder

Beräkningsmetoder används för att beräkna och kartlägga bullernivåer för ett specifikt geografiskt område i syfte att identifiera eventuella överskridningar av gränsvärden samt att utröna antalet påverkade människor (Europaparlamentet och rådets förordning 2002/49/EG; Murphy & King 2010). Det huvudsakliga användningsområdet för beräkningsmetoder är planering av nya byggnader och infrastruktur. I grunden består en beräkningsmetod för buller av en källmodell och en utbredningsmodell, där dessa i sin tur baseras på grundläggande fysikaliska samband och empiriskt grundade delar (Stenman Norlander 2016; Ögren et al. 2022b). I källmodellen hittas relevant data med avseende på ljudkällan, däribland ljudkällans geometri, placering, ljudavstrålningens direktivitet och källstyrka. Insamling av data i form av korrekt representerad trafikdata i källmodellen är en tidskrävande process och en stor utmaning när det gäller utvecklingen av nya beräkningsmetoder (Novak et al. 2016; Ögren et al. 2022b). Vidare tar utbredningsmodellen i hänsyn det som sker mellan ljudkälla och mottagare, där inkluderat diffraktion, markeffekter, skärmning, meteorologi och atmosfärsbeskrivningar. Detta görs med hjälp av diverse matematiska algoritmer som beskriver de

fysikaliska modellerna. Uppdatering av en beräkningsmetod innebär vanligtvis en implementation av en ny utformning och kombination av algoritmer.

Det primära målet för en beräkningsmetod är att resultatet ska efterlikna resultatet för en mätning utförd på samma position och plats. Hur framgångsrik en beräkningsmetod är beror på dess noggrannhet, som vidare kan delas upp i riktighet och precision (Ögren et al. 2022b). Riktighet i detta avseende anspelar på metodens förmåga att förse med ett medelvärde av flertalet jämförelser mellan beräkning och mätning som ligger nära det korrekta värdet. Med andra ord ger det den indikation på den systematiska avvikelsen. Precision är ett mått slumpmässiga avvikelser, alltså spridningen mellan olika jämföresler (SIS 2003). I Sverige används idag de Nordiska beräkningsmetoderna för bullerkartläggning. Metoden bygger dock på flertalet approximativa modeller och det råder en konsensus bland akustiker att metoden är utdaterad. Andra mer omfattande metoder med mer komplex struktur som efterliknar de verkliga förhållandena i större utsträckning finns att tillgå, däribland metoden Nord2000.

2.4.3 Ekvivalent och maximal ljudnivå

En ljudkällas ljudnivå är inte konstant utan tidsvarierande i de flesta fallen och kan även variera över ett mätområde (Hellberg 2005; C. Larsson 2011). Detta medför att en enstaka mätning blir otillräcklig och beskriver inte hela sanningen. För att karakterisera och summera hur en ljudkällas ljudnivå varierar med tiden har ett logaritmisk tidsmedelvärde tagits fram kallat ekvivalent ljudtrycksnivå (EEA 2023; Hellberg 2005; C. Larsson 2011). Ekvivalentnivå definieras som den konstanta ljudnivån som representerar lika mycket ljudenergi som den tidsvarierande nivån under en given tidsprediod T och betecknas $L_{peq,T}$ (Folkhälsomyndigheten 2019). Denna tidsperiod brukar oftast sättas till 24 timmar (årsmedeldygn), betecknat $L_{peq,24h}$ eller $L_{Aeq,24h}$ för att indikerar ett A-viktat värde (C. Larsson 2011; Trafikverket 2023). Ekvivalent ljudtrycksnivå definieras som

$$L_{peq,T} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T} \int_0^T \left[\frac{p(t)}{p_{ref}} \right]^2 dt \right), \tag{10}$$

där $L_{peq,T}$ är den ekvivalenta ljudtrycksnivån över tidsperioden T i dB, $p(t)$ är ljudtryckets momentantvärde i pascal [Pa] och p_{ref} är referensljudtrycket 20 µPa (Hellberg 2005). Viktigt att poängtera är att ekvivalentnivå under vissa omständigheter kan anses missvisande. Till följd av att värdet bygger på en medelvärdesbildning kan kortvariga starka ljud ge ett stort bidrag och förvränga det slutgiltiga resultatet. För att beskriva ljud som varierar kraftigt och förekommer sällan används istället maximal ljudnivå som beskriver den högst uppmätta ljudtrycksnivån (Folkhälsomyndigheten 2019; Trafikverket 2023).

2.4.4 Lagstiftning

Vid bullerutredningar finns flertalet regelverk som akustiker behöver förhålla sig till. Dessa existerar för att ange specifika riktvärden för ekvivalent samt maximal ljudnivå som ej bör överskridas. Värt

att belysa är att det i Sverige inte är lag att uppfylla dessa krav utan de anses som riktlinjer (Arbetsmiljöverket 2005). Det är den utövare som bedriver en miljöfarlig verksamhet som bär det yttersta ansvaret för de hälso- och miljöstörningar som kan uppkomma till följd av buller. Bestämmelser för verksamhetsutövarens ansvar i form av undersökningsskyldighet finns i miljöbalken. I bestämmelserna står det att verksamhetsutövaren är skyldig till att utföra de nödvändiga undersökningarna som krävs för tillsynen i form av mätningar eller andra kontroller (Naturvårdsverket 2023b).

2.4.4.1 Förordning (2004:675) om omgivningsbuller

Förordningen (2004:675) om omgivningsbuller (SFS 2004:675) syftar till att införliva de bestämmelser som togs fram i samband med Europaparlamentets och rådets direktiv 2002/49/EG om bedömning och hantering av buller (Naturvårdsverket 2015). Förordningen faställer att Trafikverket och kommuner med mer än 100 000 invånare är förpliktigade till att kartlägga buller och upprätta åtgärdsprogram den 30 juni vart femte år (Regeringskansliet 2019; SFS 2004:675). Utöver en regelbunden kartläggning ska, med hänvisning till 9§ i Förordningen om omgivningsbuller (SFS 2004:675), bullermåtten dag-kväll-nattnivå (L_{den}) och nattbullernivå (L_{night}) användas som beskrivet i bilaga 1 punkt 1 och 2 i direktiv 2002/49/EG. Dag-kväll-nattnivån definieras som

$$L_{den} = 10\log_{10}\frac{1}{24}\left(12\cdot 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 4\cdot 10^{\frac{L_{evening}+5}{10}} + 8\cdot 10^{\frac{L_{night}+10}{10}}\right), \tag{11}$$

där L_{day} är den kontinuerliga A-vägda ekvivalenta ljudtrycksnivån fastställd över ett års samtliga dagsperioder, $L_{evening}$ den kontinuerliga A-vägda ekvivalenta ljudtrycksnivån fastställd över ett års samtliga kvällsperioder och L_{night} är den kontinuerliga A-vägda ekvivalenta ljudtrycksnivån fastställd över ett års samtliga nattperioder. I direktivet 2002/49/EG förtydligas det att tidpunkten för dagens, kvällens och nattens början bestäms av varje enskild medlemsstat, varvid standardtidsintervallen är klockan 07.00-19.00 för dag, 19.00-23.00 för kväll och 23.00-07.00 för natt lokal tid (Europaparlamentet och rådets förordning 2002/49/EG). I särskilda fall för att ge en mer rättvisande bild av omgivningsbullret får kompletterande bullermått användas, med hänvisning till 9§ SFS (2004:675).

2.4.4.2 Förordning (2015:216) om trafikbuller vid bostadsbyggnader

Förordningen (2015:216) om trafikbuller vid bostadsbyggnader infördes år 2015 med en korrigering år 2017 (SFS 2017:359). I den finns riktvärden på buller utomhus för spår- och vägtrafik samt flygplatser vid bostadsbyggnader, detta med stöd från 9 kap. 12§ miljöbalken, i syfte att skydda mot olägenheter för människors hälsa (SFS 2015:216, 1998:808). Förordningen stipulerar, med hänvisning till 3§ (SFS 2015:216), att de riktvärden som buller från spår- och vägtrafik ej bör överskrida är 60 dB(A) ekvivalent ljudnivå vid bostadsfasad (65 dB(A) för lägenheter $\leq 35\ m^2$) och 50 dB(A) vid eventuell uteplats i anslutning till byggnaden. Det fastslås även att en maximal ljudnivå på 70 dB(A) ej bör överskridas vid uteplats. Vid händelse då de tidigare nämnda riktvärdena inte kan upprätthållas vid en byggnad bör minst hälften av bostadsrummen i en bostad vara orienterade mot en sida där

55 dB(A) inte överskrids vid fasaden. Utöver detta bör även åtminstone hälften av bostadsrummen vara vända mot en sida där en maximal ljudnivå på 70 dB(A) inte överskrids mellan klockan 22.00 och 06.00 vid fasad.

2.4.4.3 Infrastrukturpropositionen 1996/1997:53

Infrastrukturpropositionen 1996/1997:53 överlämnades av regeringen till riksdagen den 4 december 1996 innehållande ekonomiska ramar för de stundande nationella respektive regionala infrastrukturåtgärderna (Kommunikationsdepartementet 1996; Trafikverket 2021). I den föreslogs det en utveckling av transportinfrastrukturen där fokus skulle ligga på nyinvesteringar och förbättringar av befintliga vägar och järnvägar. Detta i syfte att främja ett miljöanpassat och trafiksäkert transportsystem och därtill även bidra till tillväxt och sysselsättning i alla delar av landet (Kommunikationsdepartementet 1996). Då riktvärden angivet i Infrastrukturpropositionen 1996/1997:53 (se tabell 2) tillämpas vid åtgärder i trafikinfrastrukturen bör hänsyn tas till vad som är tekniskt och ekonomiskt möjligt (Naturvårdsverket 2023c). Riktvärdena appliceras enbart då det gäller ny- eller väsentlig ombyggnation av järnvägar och vägar.

Tabell 2: Riktvärden angivet enligt Infrastrukturpropositionen 1996/1997:56 (Naturvårdsverket 2023c).

Utsatt område	Riktvärde
Inomhus	30 dB(A) ekvivalentnivå
Inomhus nattetid	45 dB(A) maximalnivå
Utomhus (vid fasad)	55 dB(A) ekvivalentnivå
Uteplats i anslutning till bostad	70 dB(A) maxmialnivå

3 Metod

Följande avsnitt ger en ingående beskrivning av de två beräkningsmetoderna Nord96 och Nord2000. Vidare redovisas även de typfall som legat till grunden för projektet och de parametervärden som använts för de olika beräkningarna.

3.1 Användarhandledningen Nord2000 - utkast 230510

Användarhandledningen för Nord2000 togs fram av Kunskapcentrum om buller och ämnar till att säkerställa att beräkningsjämförelser mellan Nord96 och Nord2000 ger så rättvisande resultat som möjligt. Då det är av stor vikt att bullerberäkningar är konsekventa, oberoende av vem som utfört dem, syftar handledningen till att agera som underlag för val av förutsättningar vid bullerutredningar för att säkerställa att dessa blir så lika som möjligt (Gustafson et al. 2023). I den anges rekommenderade värden för väderparametrar, trafikdata samt vägledning för val av markytor då de översätts från Fastighetskartan (verktyg där identifiering av olika markytor finns kartlagt) för Nord2000. För att identifiera eventuella brister utifrån ett genomförandeperspektiv har beräkningar med Nord2000 följt de anvisningar som finns listade i användarhandledningen. Vid händelse av att otydligheter uppstod vid genomförandet av beräkningarna, identifierades detta som en brist som bör åtgärdas.

För detta projekt användes samtliga av de rekommenderade värdena för väg- och spårtrafik listade i avsnitt 2 Gustafson et al. (ibid.). Vidare användes översättningarna för benämningar i Fastighetskartan presenterat i tabell 2 Gustafson et al. (ibid.) som hjälpmedel vid klassificering av de olika markytorna för det verkliga fallet. Fördelningen av vägtrafikflödet för typfallen samt det verkliga fallet, med avseende på de olika fordonsklasserna, utgick från de schablonvärden som finns listat i tabell 4 samt 5 i Gustafson et al. (ibid.).

3.2 Nord2000

Nord2000 är en beräkningsmodell framtagen till följd av ett samarbete mellan de nordiska länderna Danmark, Sverige och Norge (Ögren et al. 2022a). Modellen beskrivs som en punkt-till-punktmetod och beräknar ljudtrycksnivån i mottagarpunkten i tredjedelsoktavband, även kallat tersband, inom intervallet 25 Hz - 10 kHz (Khan et al. 2021). Nord2000 består av två källmodeller, en för vägtrafik och en för spårtrafik, samt en ljudutbredningsmodell. Den är validerad för beräkningar på avstånd upp till 1000 m med en osäkerhet på 2 dB (Ahearn et al. 2012; Gustafson & Genell 2022a; Kragh et al. 2023). Signifikant för modellen är att inparametrar för meteorologiska faktorer finns tillhandahållna för att replikera atmosfärens påverkan på ljudutbredningen. Utgångsdatan som erhålls baseras på antagandet att vädret anses vara konstant under den angivna tidsperioden (Plovsing 2006).

3.2.1 Ljudutbredning

Utbredningsmodellen som är implementerad i Nord2000 för beräkning av effekten av avståndsspridningen från källa till mottagare baseras på ljudstrålsteori (Plovsing 2006). Ljudtrycks-

nivåerna för varje ljudstråle beräknas med hjälp av flertalet submodeller som sedan summeras för att erhålla ljudnivån i mottagarpunkten. Beräkning av ljudtrycksnivån L_R för varje enskilt frekvensband i mottagarpunkten beräknas enligt ekvation 12, där hänsyn tas till en rad olika parametrar som påverkar ljudvågorna.

$$L_R = L_W + \Delta L_d + \Delta L_a + \Delta L_t + \Delta L_s + \Delta L_r, \tag{12}$$

där L_W är ljudtrycksnivån för det aktuella frekvensbandet, ΔL_d akustiska energins sfäriska divergens, ΔL_a påverkan från luftabsorption, ΔL_t påverkan från terräng (mark och skärmar), ΔL_s påverkan från diffusionzoner och ΔL_r påverkan av reflekterande ytor och objekt. Samtliga faktorer antas vara oberoende av varandra och kan beräknas separat med undantag för terräng ΔL_t och diffusionzoner ΔL_s som i vissa fall kan interagera med varandra till en viss grad.

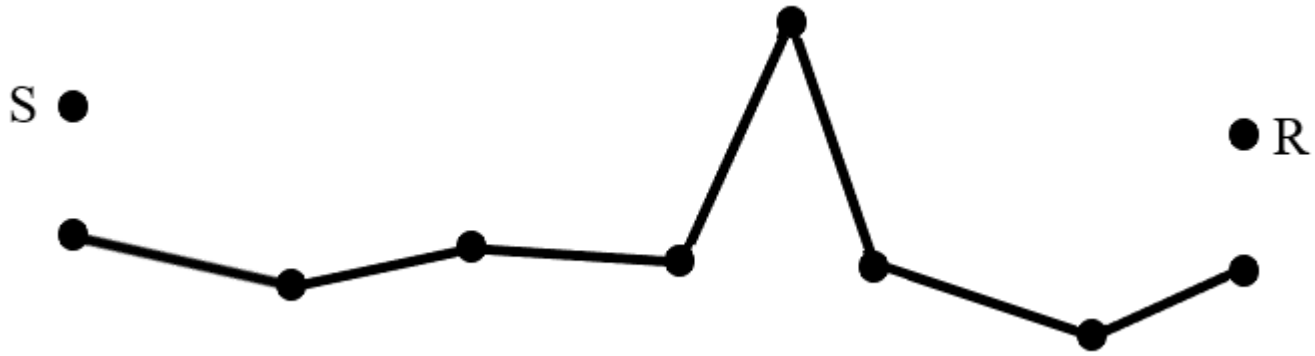
3.2.1.1 Markdämpning

Terrängens markimpedans har en central roll vid beräkning av ljudutbredningen och definieras av markens flödesresistivitet σ och råhet r (Kragh et al. 2023; Plovsing 2006). I Nord2000 har åtta olika impedansklasser A-H introducerats för att representera olika markytor. Klassificeringen är baserad på mätmetoden framtagen av NORDTEST (1999). Samtliga impedansklasser presenteras i tabell 3.

Tabell 3: Impedansklasser för marktyp i Nord2000 (Plovsing 2006).

Impedansklass	Flödesresistivitet σ $[kPasm^{-2}]$	Beskrivning
A	12.5	Väldigt mjuk (snö eller mossliknande)
B	31.5	Mjuk skogsmark (tjock mossa)
C	80	Icke packad, lös mark (torv, gräs)
D	200	Normalt packad mark (skogsmark, betesmark)
E	500	Packat fält och grus (packade gräsmattor, parkytor)
F	2000	Tät packad mark (grusväg, parkeringar, ISO 10844-asfalt)
G	20 000	Hård yta (de flesta asfaltsytor)
H	200 000	Väldigt hård och tät yta (tät asfalt, betong, vatten)

Den tvådimensionella terrängprofilen i ljudutbredningens riktning approximeras genom att dela in denna i flertalet linjesegment, se figur 9. Modellen beräknar sedan bidraget från varje enskilt segment, där inräknat markeffekter och skärmningar. I nästa steg fastställs det totala bidraget från terrängprofilen genom att kombinera samtliga linjesegments bidrag (Kragh et al. 2023).



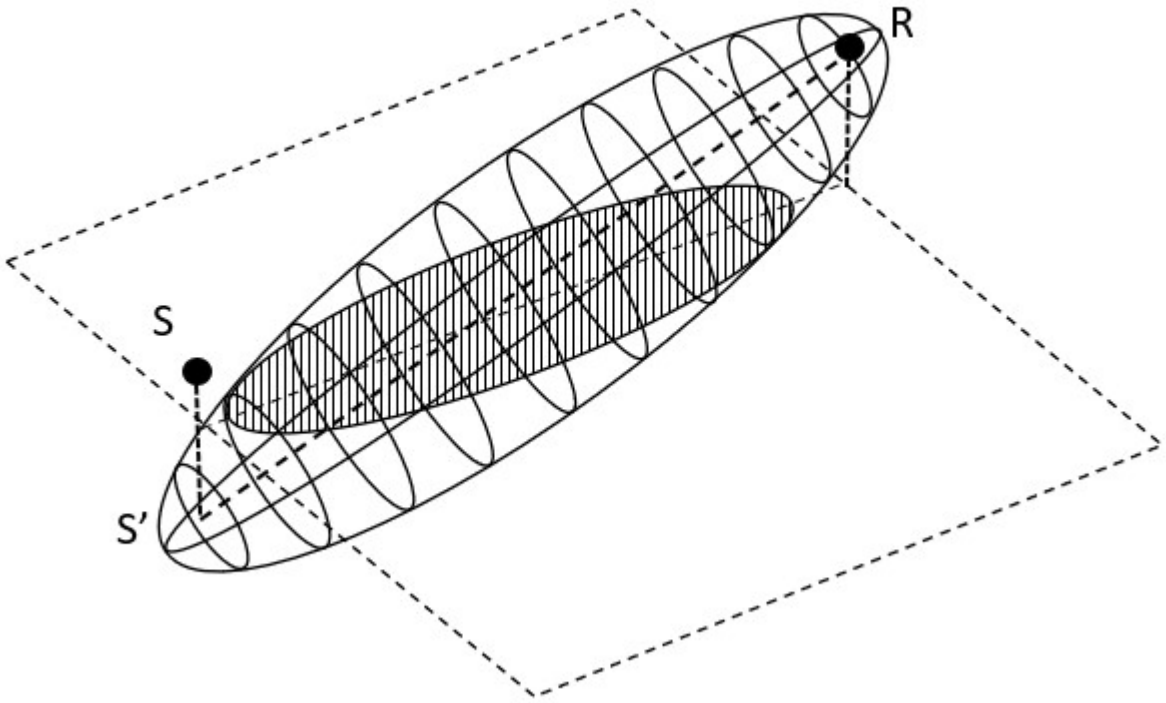
Figur 9: Linjesegmentering av terrängprofilen efter Plovsing (2006).

Nord2000 är unik som modell i det avseende att en parameter för markens grovhetslängd inte finns implementerad i någon annan modell (Gustafson & Genell 2022b). Den introducerades med avsikten att hantera eventuella fluktuationer i terränghöjden på mindre skala, då detta inte är möjligt för den segmentering av terrängprofilen som finns implementerad. Det har föreslagits att grovhetslängden kan representeras med en utav fyra klasser, se tabell 4. Kragh et al. (2006) menar dock att inkluderandet av grovhetslängd i beräkningar saknar validering i dagsläget varpå det tills vidare rekommenderas att enbart använda klassificering N.

Tabell 4: Klassificering för markens grovhetslängd (Kragh et al. 2006).

Råhetsklass	Beskrivning	Grovhetslängd [m]	Höjdintervall [m]
N	Nil	0	± 0,25
S	Small	0,25	± 0,5
M	Medium	0,5	± 1
L	Large	1	± 2

Användandet av så kallade Fresnelzoner är genomgående för Nord2000, inte minst vid beräkning av ljudreflektion från en markyta (Plovsing 2006). Metoden bygger på att en ellipsoid konstrueras med den speglade källpunkten S' och mottagarpunkten R som brännpunkter. Reflektionseffekten definieras som förhållandet mellan arean på markytan inom Fresnelzonen och Fresnelzonens totala yta, alltså tvärsnittet mellan markytan och ellipsoiden, som visat i figur 10, även kallat Fresnelzonsviktning.



Figur 10: Illustration av Fresnelellipsoid och Fresnelzon där S är punkt för ljudkällan, S' den speglade källpunkten och R mottagarpunkten efer Plovsing (2007).

3.2.1.2 Meteorologi

För att bestämma den vertikala ljudhastighetsprofilen $c(z)$ i Nord2000 används ekvation 13.

$$c(z) = A \ln\left(\frac{z}{z_0} + 1\right) + Bz + C, \tag{13}$$

där z är höjden över marken, z_0 är råhetslängd [m], A är Koefficient för den logaritmiska delen av ljudhastighetsprofilen [m/s], B är Koefficient för den linjära delen av ljudhastighetsprofilen [s^{-1}] och C ljudhastigheten vid marknivå (Plovsing 2006). Utöver variablerna inkluderat i ekvation 13 har ytterligare parametrar implementerats i Nord2000. Dessa är:

- s_A Standardavvikelse för A orsakad av turbulenta meteorologiska fluktuationer [m/s]
- s_B Standardavvikelse för B orsakad av turbulenta meteorologiska fluktuationer [s^{-1}]
- T Temperatur vid marken [$°C$]
- C_v^2 Strukturparameter för turbulenta fluktuationer i vindhastighet [$m^{4/3}s^{-2}$]
- C_T^2 Strukturparameter för turbulenta fluktuationer i temperaturen [$K^2 s^{-2/3}$]

- t_{air} Medeltemperaturen längs med utbredningen, används för luftabsorption [$°C$]
- RH Relativa medelluftfuktigheten längs med utbredningen, används för luftabsorption [%]

Koefficienterna A och B definieras av ett antal utbredningsklasser baserat på uppmätt väderdata i Finland under en 10-årsperiod (Eurasto 2006). Studien, som är en vidareutveckling av resultaten från Harmonoise-projektet, presenterar 25 olika utbredningsklasser ansedda vara relevanta. Detta baserat på varje klass procentuella förekomst under ett meteorologiskt år. Vidare forskning av Plovsing (2007), baserat på dansk väderdata mellan år 1995-2004, menar dock att av de 25 klasserna som presenterats tidigare, ansågs nio vara tillräckligt vid större bullerkartläggningar.

3.2.2 Vägtrafik

I modellen för vägtrafik, även kallad Nord2000 Road, delas fordon in i fem kategorier, se tabell 5. Till följd av den försumbara andelen årsdygnstrafik (ÅDT) som utgörs av särskilda tunga fordon (fordonskategori 4) samt under antagandet att tvåhjulingar inte särskiljs från lätta fordon, har dessa inledningsvis reducerats till tre kategorier (Gustafson & Genell 2022b). Se tabell 6.

Tabell 5: Fordonskategorier för Nord2000 som definierat av Kragh et al. (2006).

Fordonskategori	**Nr.**	**Exempel fordonstyper**	**Anteckningar**	**Fordonslängd [m]**
Lätta fordon	**1a**	Bilar	2 axlar, max 4 axlar	0 – 5,5
	1b	Skåpbilar, SUV, pickup, RV, bil + vagn [1]	2 – 4 axlar, max 2 hjul per axel	
	1c	Elfordon, hybridfordon körda i elläge	Hybridfordon körda med förbränningsmotor [2]	
Medeltunga fordon	**2a**	Bussar	2 axlar (6 hjul)	7,7 – 12,5
	2b	Lätta lastbilar	2 axlar (6 hjul)[3]	5,6 – 7,6
	2c	Medeltunga lastbilar	2 axlar (6 hjul)[3]	7,7 – 12,5
	2d	Trådbussar	2 axlar	
	2e	Fordon som producerar lägre bullernivåer	2 axlar [4]	
Tunga fordon	**3a**	Bussar	3 – 4 axlar	12,5 – 15,9
	3b	Tunga lastbilar [5]	3 axlar	
	3c	Tunga lastbilar[3]		
	3d	Tunga lastbilar[3]	≥ 6	
	3e	Trådbussar		12,5 – 15,9
	3f	Fordon som producerar lägre bullernivåer	3 – 4 axlar[4]	
Andra tunga fordon	**4a**	Anläggningsmaskiner[4]		
	4b	Lantbruksmaskiner, tankbilar		Mestadels 7,7 – 12,5
Tvåhjulingar	**5a**	Mopeder	Inkluderar också motorcyklar med 3 hjul	
	5b	Motorcyklar		

[1] 3–4 axlar på bil och vagn.

[2] Hybridfordon körda med förbränningsmotor: Klassificeras antingen som 1a eller 1b.

[3] Inkluderar lastbilar med fyra hjul, om uppenbart >3,5 ton.

[4] Gäller till exempel specifika fraktbilar med ett läge kallat ”Whisper mode” för körning i bostadsområden.

[5] Om högt placerat avgasrör: identifiera enligt Plovsing & Thysell (2019). Kategorisera som 3b, 3c, 3d eller 4a.

Tabell 6: Sammanställning av den avskalade kategoriseringen av fordon för Nord2000 enligt Kragh et al. (2006).

Fordonskategori	Beskrivning	Max bruttovikt [kg]	Fordonslängd [m]	Karakteristika
1	Lätt	3500	< 5,5	Övriga inparametrar: Dubbdäck, våta ytor
2	Medium	3500 – 12 000	5.6 – 12,5	2 axlar, 6 hjul
3	Tung	>12 000	>12,5	3 eller fler axlar. Övriga inparametrar: medeltal axlar

Samtliga fordon antas i Nord2000 vara punktkällor med ljudkällor fördelade på de tre höjderna 0,01 m, 0,30 samt 0,75 m över mark placerade 1 m från fordonets mittlinje i riktning mot mottagaren (H. Jonasson 2006; Kragh et al. 2023). För varje fordonskategori används dock endast två av ljudkällorna. Gemensamt för alla kategorier är ljudkällan på 0,01 m medan 0,30 m endast används för kategori 1 och 0,75 m för kategori 2 och 3. Utöver en fördelning i olika fordonskategorier och en höjdfördelning av ljudkällor delas ljudet i sig in i två olika typer, rulljud och motorljud. 80 % av rulljudet tillskrivs ljudkällan på 0,01 m och 20 % den högst placerade ljudkällan. För motorljud är fördelningen det omvända där 80 % av ljudet tillskrivs den högst placerade källan och 20 % den lägsta. Ett tillägg av en tredje ljudkälla placerad på 3,5 m höjd för tunga fordon med höga avgasrör har även implementerats i Nord2000 (Gustafson & Genell 2022b). Ekvation för beräkning av ljudtrycksnivån för rulljud $L_{WR}(f)$ och motorljud $L_{WP}(f)$ har adapterats från Defrance et al. (2007) och ges av ekvationerna 14 och 15.

$$L_{WR}(f) = a_R(f) + b_R(f) \log\left[\frac{v}{v_{ref}}\right], \tag{14}$$

$$L_{WP}(f) = a_P(f) + b_P(f)\left[\frac{v - v_{ref}}{v_{ref}}\right], \tag{15}$$

där $a_R(f)$, $b_R(f)$, $a_P(f)$ och $b_P(f)$ är specifika koefficienter för varje fordonskategori angivna i tersband inom 25 - 10 000 Hz och $v_{ref} = 70$ km/h. Fordonskategori 2 och 3 särskiljs med en funktion för antalet axlar där koefficienten a_R/a_P definieras som

$$(a_{R/P})_{Kategori3} = (a_R)_{Kategori2} + 10 \log\left(\frac{n_a}{2}\right), \tag{16}$$

där n_a är antalet axlar på fordonet. Då det i Sverige är vitalt med beräkning av den maximala ljudnivån har även en ekvation för detta introducerats. För den n:te högsta ljudnivån för N fordon under en specifik tidsperiod ges denna av

$$L_{AFmax,n} = \overline{L_{AFmax}} + P\left(\frac{100 \cdot n}{N}\right) \cdot s, \tag{17}$$

där polynomet P är en approximeringskoefficient och s standardavvikelse, unik för varje fordonskategori (H. Jonasson 2006).

3.2.3 Spårtrafik

Buller från spårtrafik orsakas huvudsakligen av motorn, hjul, räl och sliprar. För höghastighetståg blir även de aerodynamiska ljudet påtagligt vid vissa hastigheter och bör tas i beaktning där källan i synnerhet är den nedre delen av vagnen. Vidare har även dieseldrivna tåg en ytterligare bullerkälla i form av avgasrör, oftast placerat på taket av vagnen. Vid beräkning av L_{eq} är inte placeringen av ljudkällan i horisontalled av vikt, dock blir det desto viktigare vid beräkning av L_{max} (H. G. Jonasson & Storeheier 2001).

De olika ljudkällorna attribueras sex olika höjder (se tabell 7), med toppen av rälen som utgångspunkt, där samtliga källor är jämnt fördelade längs med tåget. Det ska noteras att placeringen för motor, avgasrör samt det aerodynamsiak ljudet bestäms för varje enskilt fall. Källdata för spårtrafik är baserat på resultat från mätningar av Jerson & Ögren (2012), H. G. Jonasson & Storeheier (2001) och Ögren & Jerson (2010). Det har i slutet av år 2023 presenterats ny källdata utefter nya inmätningar (Ögren et al. 2023). Den nya indatan har använts för det verkliga fallet medan typfallen utgår från tidigare inmätningar.

Tabell 7: Redovisning av varje individuell ljudkälla och dess placering.

	Höjd ovanför räl [m]	**Horisontell placering**
Källa 1 Hjul/räl	0,01	Jämnt fördelat längs med tåget
Källa 2 Hjul/räl	0,35 · hjuldiameter	Jämnt fördelat längs med tåget
Källa 3 Hjul/räl	0,70 · hjuldiameter	Jämnt fördelat längs med tåget
Källa 4 Motor	Faktiskt höjd	Centrum av motoröppning
Källa 5 Avgasrör	Faktiskt höjd	Utmynningen av avgasröret
Källa 6 Aerodynamsikt	Bestäms för varje enskilt fall	Bestäms för varje enskilt fall

Vid fall då det saknas underlag för placering av motor och avgasrör ska dessa placeras på 2.5 m höjd över rälen (H. G. Jonasson & Storeheier 2001).

För ett enskilt tåg av en specifik tågkategori ansedd som en punktkälla med ett antal n_j subkällor, alla med en ljudnivå $L_{E,j}$, ges ljudtrycksnivån $L_{E,v}$ av

$$L_{E,v} = 10 \log\left[\sum_{j=1}^{n_j} 10^{(L_{E,j}/10)}\right], \tag{18}$$

Vidare ges ljudnivån $L_{eq,T}$ för ett flöde av tåg under en tidsperiod T för ett rälsegment av

$$L_{eq,T} = 10 \log \left[\sum_{vc=1}^{N_{cat}} 10^{(L_{eq,T,vc}/10)} \right], \tag{19}$$

där N_{cat} är antalet tågtyper och $L_{eq,T,vc}$ är ljudtrycksnivån för tåg av en specifik tågtyp. Slutligen summeras samtliga segments bidrag för att erhålla den totala ljudnivån.

För beräkning av den maximala ljudnivån används en ittererande metod där L_{Fmax} fastställs genom att bestämma ljudtrycksnåverna $L_{W,j}$ från de n antal subkällorna på det högst låtande tåget (Gustafson et al. 2023; H. G. Jonasson & Storeheier 2001).

3.3 Nordiska beräkningsmetoderna - Nord96

De Nordiska beräkningsmetoderna består av två beräkningsmodeller, en för spårtrafik och en för vägtrafik. Nedan följer avsnitt som beskriver de två modellerna ingående.

3.3.1 Vägtrafik

Beräkningsmodellen för vägtrafik baseras på A-vägda ljudnivåer och används för att beräkna L_{Aeq} på avstånd upp till 300 m, mätt vinkelrätt mot den aktuella vägen (Naturvårdsverket 1996a). Modellen tar inte atmosfärens temperaturgradient i beaktning utan utgår från att denna är konstant. I källmodellen behandlas varje fordon som en punktkälla med ljudkälla på höjd 0,5 m över mark och där fordonen delas in i två kategorier, lätta respektive tunga fordon (K. Larsson & H. Jonasson 2015), där tunga fordon avser fordon >3,5 ton (Ögren et al. 2022a). Att varje fordon anses som en punktkälla går dock att diskutera då modellen antar en avståndsdämpning på -3 dB per dubblerat avstånd (Naturvårdsverket 1996a), vilket pekar mer mot en linjekälla. Ljudnivån L_{Aeq} beräknas i de flesta fallen för en tidsperiod på 24 timmar och utgår från flertalet parametrar. De beaktade parametrarna är: trafikflödet, mätt medelhastighet eller antagen hastighet, avstånd till vägens mittlinje, vägbanans höjd, placering av skärmar och dess höjd samt tjocklek, markytans beskaffenhet och mottagarens placering i förhållande till omgivande mark, vägbana, skärmar samt reflekterande vertikala ytor (ibid.). Initialt beräknas ett A-vägt utgångsvärde på avståndet 10 m från mittlinjen på en oändligt lång, rak och plan väg för respektive fordonstyp. Till detta adderas sedan ett antal korrektioner för att ta hänsyn till ljudutbredningen mellan källa och mottagare (K. Larsson & H. Jonasson 2015). Den summerade ekvivalenta ljudnivån L_{Aeq} vid mottagare kan uttryckas som

$$L_{Aeq} = L_1 + \Delta L_2 + \Delta L_3 + \Delta L_4 + \Delta L_5, \tag{20}$$

där L_1 är det A-vägda utgångsvärdet 10 m från ljudkällan, ΔL_2 är en korrektion för avståndsdämpning på -3 dB per avståndsdubblering, ΔL_3 dämpning från mark och skärmning, ΔL_4 är övriga korrektioner och ΔL_5 är fasadkorrektion (Naturvårdsverket 1996b). Ingångsparametrarna för L_1 är

hastighet samt antalet fordon för varje fordonskategori. Nord96 har inte möjligheten att kategorisera markens impedans beroende på markyta utan varje yta anges antingen som mjuk eller hård. På liknande sätt kan den maximala A-vägda ljudnivån L_{AFmax} i decibel beräknas genom

$$L_{AFmax} = L_1 + \Delta L_2 + \Delta L_3 + \Delta L_4 + \Delta L_5, \tag{21}$$

där utgångsvärdet L_1 och korrektionerna ΔL_2 - ΔL_5 representerar samma korrektioner som för ekvation 20 med samma ingående parametrarna med modifikationen att avståndsdämpningen antas vara -6 dB per avståndsdubblering.

3.3.2 Spårtrafik

För den Nordiska beräkningsmodellen för spårtrafik utförs beräkningarna i oktavband för intervallet 63 – 4000 Hz och används för att beräkna energiekvivalentnivån vanligtvis för en 24 timmarsperiod, L_{eq24}, och maximalnivån, L_{max} för individuella tåg (Naturvårdsverket 1996b). Den erhållna ljudnivån i en mottagarpunkt beror av tre grundläggande faktorer: ljudkällan, topografin och mottagarens lokalisering. Källmodellen är baserad på energimedelnivåer erhållna från flertalet mätningar utförda i Norden där data från cirka 600 tågpassager samlades in. Detta gjordes för att fastställa emissionsvärden för de fem viktigaste tågtyperna; höghastighetspassagerartåg, konventionella passageratåg, lokaltåg, och godståg med dieseldrift samt eldrift.

Modellen beräknar L_{eq24} och L_{max} genom att segmentera in källan i ett antal delelement längs spåret, där varje enskilt elementets längd ej bör överskrida 50 % av avståndet mellan spår och mottagare (ibid.). Bulleralstringen från varje element behandlas som en punktkälla placerad i dess mitt med en frekvensberoende källhöjd placerad på en höjd mellan 0,3 – 2 m över rälens övre kant. Under antagande att tågets hastighet eller spårets kondition inte varierar antas den akustiska energin som generaras vara den samma för varje delelement. Beräkning av den resulterande ljudnivån L_p i mottagarpunkten från varje delelement görs stegvis där hänsyn tas till en rad olika parametrar och kan uttryckas

$$L_p = L_W + \Delta L_c + \Delta L_d + \Delta L_a + \Delta L_S + \Delta L_g + \Delta L_V + \Delta L_r, \tag{22}$$

där L_p är ljudeffektnivån för källan, ΔL_c korrektion för spårunderhåll, ΔL_d avståndsdämpning till följd av spridning, ΔL_a luftabsorption, ΔL_S skärmeffekt, ΔL_g markeffekt, ΔL_V effekt av vegetation och ΔL_r effekt av reflekterande ytor. Dessa anses vara de viktigaste aspekterna och varje faktor beräknas i tur och ordning för varje oktavband.

3.4 SoundPLAN

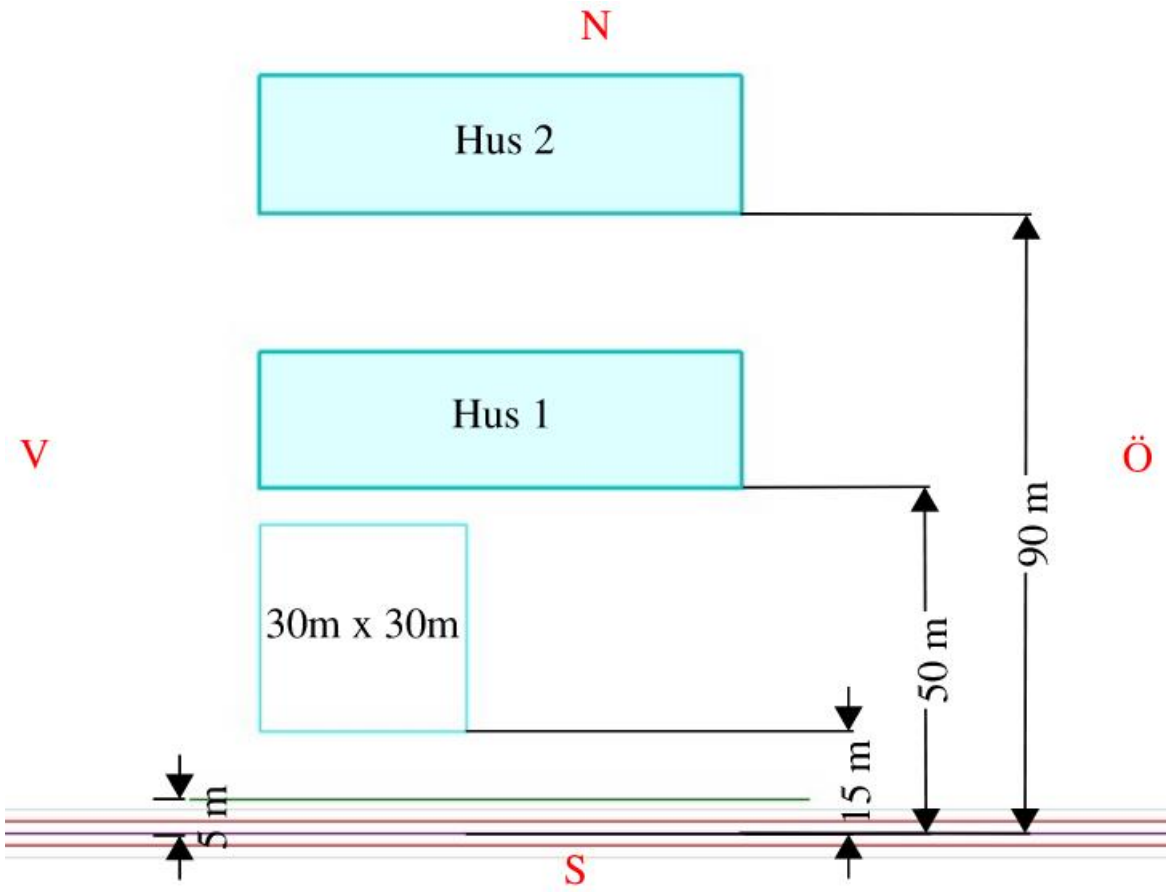
Under projektet har programvaran SoundPLAN 9.0 använts. SoundPLAN är ett mjukvarupaket som möjliggör tredimensionella kartläggningar av samhällsbuller för både utomhusmiljö samt inomhusmiljö (Hadzi-Nikolova et al. 2012). Programmet bygger på moduler som tillhandahåller verktyg för

modellering och beräkning av bullernivåer från industrier, flygplan samt väg- och spårtrafik (SoundPLAN 2023).

3.5 Typfall

För projektet konstruerades och undersöktes tolv olika typfall, där sex av fallen avsedde vägtrafik och sex avsedde spårtrafik. Detta gjordes i syfte att utröna eventuella skillnader i den beräknade ljudnivån till följd av skärmning, reflektion, markdämpning etc. För samtliga fall beräknades den ekvivalenta och den maximala ljudnivån, både med Nord2000 och Nord96 som beräkningsmetod. Gemensamt för alla typfallen var en akustiskt hård absorptionsyta av storlek 30 x 30 m på avståndet 15 m från bullerkällans mittlinje med all övrig markyta angiven som akustiskt mjuk. Detta gjorde med anledning av att undersöka hur de två modellerna hanterde ett skifte mellan markytor med olika akustiska hårdheter. Markens reflekterande egenskaper representeras i Nord2000 av markimpedans och grovhetslängd där markimpedansen anges som en utav impedansklasserna A-H och grovhetslängd som antingen N, S, M eller L. För absorptionsytan i modellen sattes impedansklassen som H för att mimikera en hård yta och grovhetslängd 0 m (klass N). I Nord96 kan en yta endast anses som akustiskt mjuk eller akustiskt hård. Markdämpningens påverkan representeras i SoundPLAN av parametern G som går att ange i form av ett värde på antingen 0 (hård mark) eller 1 (mjuk mark). För bägge metoderna anses all övrig markyta vara akustiskt mjuk (representeras av klass D i Nord2000).

Beräkningsfallen särskiljdes genom att inkludera eller exkludera vissa typer av objekt i form ett eller två i storlek identiska flerbostadshus samt en bullerskyddsskärm. Flerbostadshusen var i form av 70m x 20m x 16m, där långsidorna var 70 m, kortsidorna 20 m och höjden 16 m, bestående av fem våningar á 3 m och ett 1 m högt tak. Dessa placerades på avståndet 50 m respektive 90 m från bullerkällans mittlinje till respektive hus fasadvägg, se figur 11.

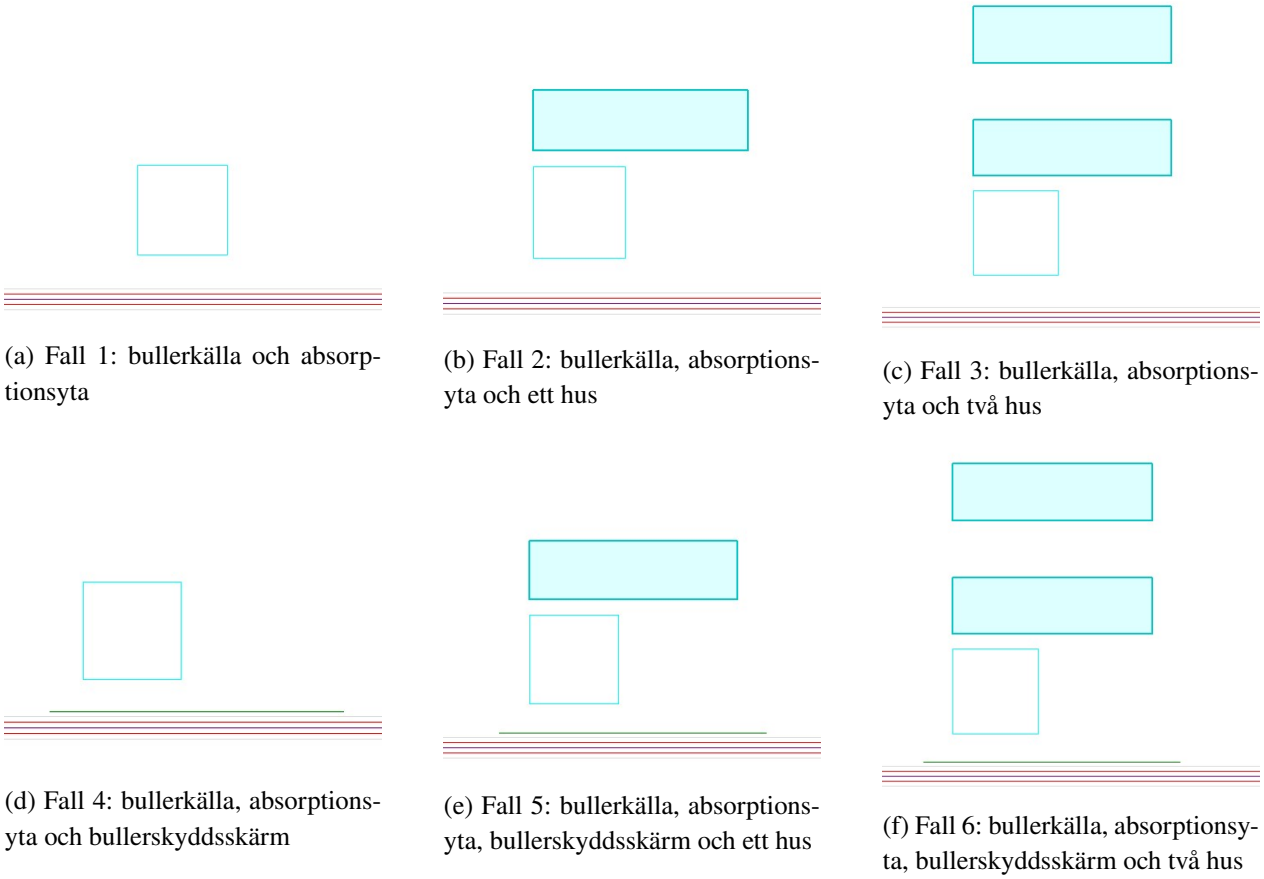


Figur 11: Överblick av samtliga objekts placering med avstånd till bullerkällans mittlinje utmarkerat. Absorptionsytan representeras av den turkosa kvadraten och bullerskyddsskärm av den gröna linjen.

Det mest simpla fallet, fall 1, bestod enbart av en bullerkälla (bilväg eller tågspår) och den absorberande ytan, ansatt som akustiskt hård, med all övrig markyta ansatt som akustiskt mjuk. Till fall 2 och 3 adderades sedan ett respektive två flerbostadshus. Resterande fall 4-6 var identiska med fall 1-3 med avseende på placering av hus men med tillförandet av en fullt reflekterande bullerskyddsskärm som var 90 m lång och 3 m hög placerad 5 m från bullerkällans mittlinje. Reflektions- och absorptionskoefficienterna angavs enligt givna värden från SoundPLAN (2014) och återfinns i tabell 8. Samtliga fall redovisas i figur 12.

Tabell 8: Parametervärden för bullerskyddsskärm

Reflektionsförlust [dB]	**Absorptionskoefficient α**	**Reflektionskoefficient**
1	0,206	0,794



(a) Fall 1: bullerkälla och absorptionsyta

(b) Fall 2: bullerkälla, absorptionsyta och ett hus

(c) Fall 3: bullerkälla, absorptionsyta och två hus

(d) Fall 4: bullerkälla, absorptionsyta och bullerskyddsskärm

(e) Fall 5: bullerkälla, absorptionsyta, bullerskyddsskärm och ett hus

(f) Fall 6: bullerkälla, absorptionsyta, bullerskyddsskärm och två hus

Figur 12: Illustration av samtliga typsfall som sett från ovan.

3.5.1 Vägtrafik

Typfallen för beräkning av buller från vägtrafik utgick från en tvåfilig väg med en total bredd på 7 m där varje körfält var 3,5 m brett och längd 2000 m. Trafikflödet angavs som ÅDT och sattes till 10 000 och med en trafikhastighet på 70 km/h i syfte att simulera en huvudled i tätort enligt Gustafson et al. (2023). Utöver detta angavs specifika parametervärden för de två beräkningsmetoderna Nord96 och Nord2000.

3.5.1.1 Nord96

Av det ansatta trafikflödet på ÅDT 10 000 utgjorde lätta fordon 90 % och tunga fordon 10 %, detta utifrån standardiserade schablonvärden (Kragh et al. 2006). Trafikflödet för lätta och tunga fordon representerades i SoundPLAN av antalet fordon för varje kategori per timme samt andel i procent av det totala flödet p (tabell 9). Detta gjordes för dag, kväll samt nattetid där trafikflödet angavs som $Veh/h(d)$, $Veh/h(e)$ respektive $Veh/h(n)$ enligt en fördelning 70/20/10 % för dag/kväll/natt (Boverket 2023).

Tabell 9: Parametervärden för trafikflödet i Nord96

	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Total mängd	562,5	100,0	562,5	100,0	125,0	100,0
	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Lätta fordon	506,3	90,0	506,3	90,0	112,5	90,0
Tunga fordon	56,3	10,0	56,3	10,0	12,5	10,0

Vidare möjliggör Nord96 korrigering av vägbeläggningens influens på ljudutbredningen. För detta projekt antogs vägen vara av materialet asfaltbetong, även kallat SMA (stone mastic asphalt) 16, med en korrigering på 0 dB(A), som angivet i tabell A1 Naturvårdsverket (1996a). Nord96 har inte temperatur- eller vindgradienten parametriserad utan dessa antas vara 0 och därmed oförändrad med höjden över mark.

3.5.1.2 Nord2000

I Nord2000 går det att ange värden för parametrar i ändamål att replikera de verkliga atmosfäriska förhållandena mer utförligt än för Nord96. I dagsläget ska jämförelser göras mot ljudnivåer som beräknats för ett referensväder motsvarande det i Nord96 (Gustafson et al. 2023). I beräkningsprogrammet SoundPLAN antas vinden därför ha en gynnsam utbredning i samtliga riktningar. Detta representeras i SoundPLAN av att bocka i alternativet downwind"i programmets grundinställningar. Vidare antas lufttemperaturen vara 15 °C, vilket resulterar i en ljudhastighet på 340 m/s, en luftfuktighet $RH = 70$ % samt ett lufttryck $p = 1013$ hPa. Utöver lufttemperatur och luftfuktighet anges följande värden på inparametrar:

- $z_0 = 0{,}025\ m$
- $A = 0{,}25$ (motsvarar till exempel vindhastighet $u = 1{,}5$ m/s 10 m över mark i SoundPLAN)
- $B = 0$ (motsvarar temperaturgradient $dT/dz = 0$ °C/m i SoundPLAN)
- $C_v^2 = 0{,}12\ m^{4/3}s^{-2}$
- $C_T^2 = 0{,}008\ K^2 s^{-2/3}$
- $\sigma_w = 0{,}5\ m/s$
- $\sigma_{dt/dz} = 0$ (motsvarar $S(dT/dz) = 0$ i SoundPLAN)

där z_0 är markens grovhetslängd, A koefficient för den logaritmiska delen av ljudhastighetsprofilen, B koefficient för den linjära delen av ljudhastighetsprofilen, C_v^2 är turbulensparameter för vind, C_T^2 är turbulensparameter för temperatur, σ_w är standaravvikelse för vindgradienten och $\sigma_{dt/dz}$ är standardavvikelsen för temperaturgradienten (Kragh et al. 2006).

Trafikflödet delades in i de tre fordonskategorierna lätta, medeltunga respektive tunga fordon med en fördelning på 90 %, 5 % respektive 5 % av totaltrafiken med en ÅDT på 10 000 enligt Gustafson

et al. (2023). Varje fordonskategori representerades av fordon per timme, Veh/h, och procentandel, p, för dag, kväll samt nattetid. Samtliga värden återfinns i tabell 10.

Tabell 10: Parametervärden för trafikflödet i Nord2000

	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Total mängd	562,5	100,0	562,5	100,0	125,0	100,0
	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Lätta fordon	506,3	90,0	506,3	90,0	112,5	90,0
Medeltunga fordon	28,1	5	28,1	5	6,3	5
Tunga fordon	28,1	5	28,1	5	6,3	5

Genom att ange vägtyp, ålder på väg, sannolikhet för våt vägyta samt vägtemperatur går det att modellera vägbeläggningens bidrag till ljudutbredningen. Vägtypen antogs vara av typen SMA 16 då det är den rekommenderade vägbeläggningen för strategisk bullerkartläggning (Gustafson et al. 2022). SMA 16 antyder på en stenrik asfaltbetongväg med stenstorlek 16 mm. Vidare bestämdes vägåldern till två år med en temperatur på 15 °C och 0 % våt yta.

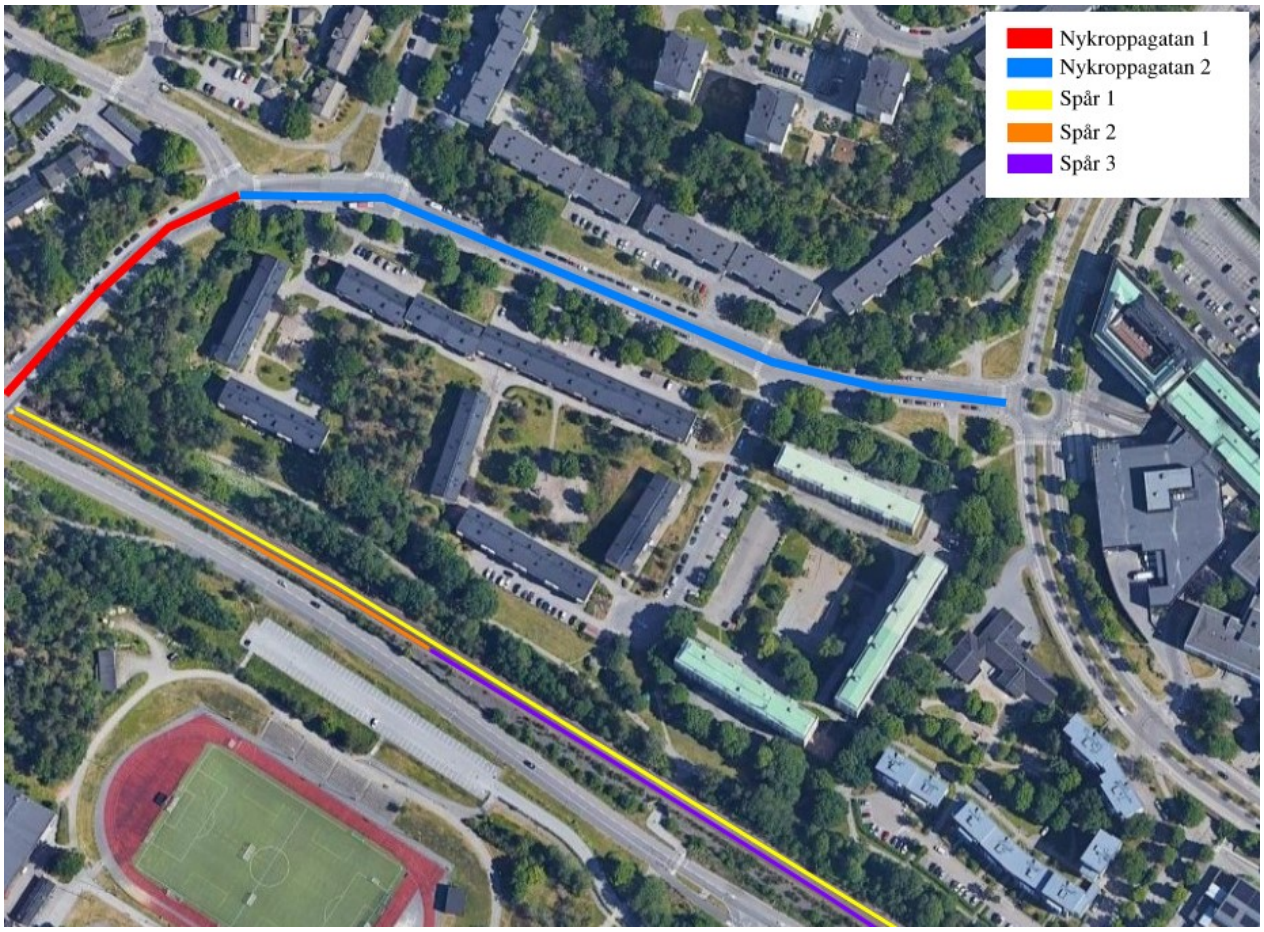
3.5.2 Spårtrafik

Beräkningsfallen för buller från spårtrafik utgick från tåg med längd 200 m av modell X40 och en hastighet på 200 km/h för båda beräkningsmetoderna. Ljudutbredningen modellerades för ett tågräls på 2000 m och ett trafikflöde på 100 $Tåg/24h$. Samtliga tåg antogs gå under tidsperioden ett dygn. Vidare användes i stor del samma väderparametrar i Nord2000 som angivet i 3.5.1.2 men med modifikationen att A = 0,5 m/s, som motsvarar vindhastighet u = 3.0 m/s 10 m över mark. Detta värde är annorlunda mellan modellerna då det ska motsvara förhållandena i Nord96:S spår- respektive vägmodell, vilket skiljer sig åt [6]

3.6 Verkligt fall

Det utvalda området för det verkliga fallet låg beläget i Farsta, Stockholm, se figur 13. Platsen valdes till följd av sin placering relativt Nynäsbanan, som pekades ut som den tågräls varvid beräkningarna skulle utföras. Detta då de tågtyper som färdas på denna sträcka enbart är tåg av modell X60 och eldrivna godståg. Vid beräkning av maximal ljudnivå gjordes detta för X60. Utöver detta som krav fanns det inom det utvalda området även en bilväg, flertalet flerbostadshus samt en bullerskydds-skärm intill tågrälsen. Av de intilliggande husen gjordes ett urval varvid ljudnivåer skulle beräknas.

[6] Andreas Gustafson, forskningsingenjör ljud och vibrationer, VTI, e-mail 2024-01-24.



Figur 13: Satellitbild över det område som modellerades med delsträckor utmarkerat ©Google (2023).

Trafikflöde för vägen är enligt mätningar utförda på Nykroppagatan av Stockholm stad och för tågrälsen är trafikdata hämtat från Trafikverkets hemsida. På det uppmätta flödet applicerades sedan en uppräkningskvot i syfte att representera ett potentiellt flöde år 2040, då detta är vanligt förekommande i bullerutredningar. För Stockholms stad är denna uppräkningskvot 1,25 % per år i ytterstad. Karta för att precisera samtliga objekts placering utgick från fastighetskarta försedd av Metria. Till följd av skillnader i ÅDT samt hastighet delades vägen respektive tågrälsen in i segment, där vägen bestod av Nykroppagatan 1 och 2 och tågrälsen av spår 1, 2 och 3. Benämning för de olika segmenten återfinns i figur 13. Relevant uppmätt trafikdata för Nykroppagatan och tågrälsen anges i tabell 11 samt 12.

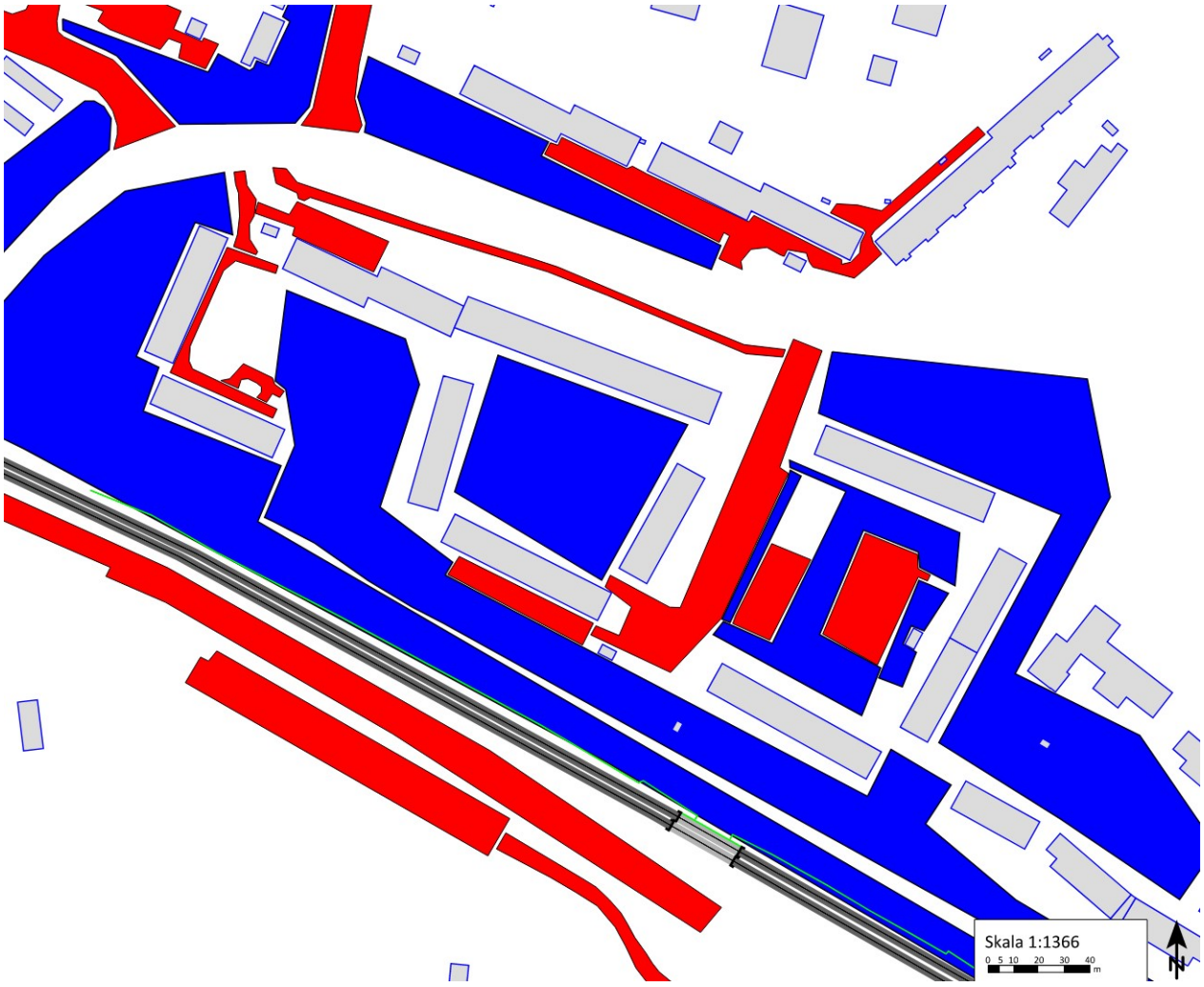
Tabell 11: Användna trafikflöden samt hastighet längs med Nykroppagatan.

Delsträcka	ÅDT [Veh/24h]	Uppräknad ÅDT [Veh/24h]	Hastighet [km/h]
Nykroppagatan 1	4700	6177	40
Nykroppagatan 2	5100	6703	40

Tabell 12: Trafikflöde längs med Nynäsbanan samt tågmodellernas hastigheter längs med de olika delsträckorna.

Delsträcka	Tågtyp	ÅDT [Tåg/24h]	Hastighet [km/h]
Spår 1	X60	110,5	140
	Godståg	4,5	100
Spår 2	X60	110,5	130
	Godståg	4,5	100
Spår 3	X60	110,5	100
	Godståg	4,5	100

De utmärkande skillnaderna för beräkningarna mellan metoderna låg framförallt i preciserandet av markytor i Nord2000 där en annan markimpedans kunde anges för att bättre representera de akustiska egenskaperna. Utifrån satellitbilder kunde flertalet skog- och gräsbeklädda ytor identifieras och adderas till beräkningarna för Nord2000 som ytor med markimpedans C. Ytor ansedda som akustiskt hårda angavs ett G-värde på 0 för Nord96 respektive en markimpedans H för Nord2000. All övrig ospecifierad markyta antar för bägge metoderna ett grundvärde. Nord96 anger dessa ytor som markytor med G-värde 1 (akustiskt mjuka) och Nord2000 som markytor med markimpedans D. Se tabell 3 för förtydliggande över de olika impedansklasserna. Figur 14 ger ett förtydliggande på vilka ytor som skiljdes åt mellan modellerna.



Figur 14: Figuren visar de markytor som skildes åt mellan Nord96 och Nord2000. Röda ytor representerar akustiskt hårda ytor för bägge metoderna medan blåa ytor representerar de ytor som tillkom i Nord2000. Omarkerade ytor antar ett grundvärde för båda modellerna.

Utöver de akustiska egenskaper hos de olika markytorna kunde distinktioner även göras i fördelningen inom kategorin tunga fordon för vägtrafik på de två delsträckorna Nykroppagatan 1 och 2. I tabell 13 och 14 redovisas den fördelning som användes för respektive metod på Nykroppagatan 1 samt 2.

Tabell 13: Parametervärden för vägtrafikflödet i Nord96

Nykroppagatan 1

	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Total mängd	347,5	100	347,5	100	77,2	100
	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Lätta fordon	330,1	95	330,1	95	73,3	95
Tunga fordon	17,4	5	17,4	5	3,9	5

Nykroppagatan 2

	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Total mängd	377,1	100,0	377,1	100,0	83,8	100,0
	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Lätta fordon	324,3	86	324,3	86	72,1	86
Tunga fordon	52,8	14,0	52,8	14,0	11,7	14,0

Tabell 14: Parametervärden för vägtrafikflödet i Nord2000

Nykroppagatan 1

	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Total mängd	347,5	100	347,5	100	77,2	100
	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Lätta fordon	330,1	95	330,1	95	73,3	95
Medeltunga fordon	15,7	4,5	15,7	4,5	3,5	4,5
Tunga Fordon	1,7	0,5	1,7	0,5	0,4	0,5

Nykroppagatan 2

	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Total mängd	377,1	100,0	377,1	100,0	83,8	100,0
	Veh/h(d)	**p (d) [%]**	**Veh/h(e)**	**p(e) [%]**	**Veh/h(n)**	**p(n) [%]**
Lätta fordon	324,3	86	324,3	86	72,1	86
Medeltunga fordon	21,1	5,6	21,1	5,6	4,7	5,6
Tunga Fordon	31,7	8,4	31,7	8,4	7,0	8,4

Andelen lätta fordon för bägge metoderna antog samma värde och angavs därmed som 95 % för Nykroppagatan 1 och 86 % för Nykroppagatan 2. Således bestod trafiken av 5 % respektive 14 % tunga fordon på de två delsträckorna. Denna kategori delades vidare in för Nord2000 i medeltunga och tunga fordon representerade som kategori 2 och 3 enligt tabell 5. Fördelningen mellan kategorierna gjordes enligt tabell 4 i Gustafson et al. (2023) där Nykroppagatan 1 identiferades som en stadsgata och antog därmed en fördelningen på 90/10 % och Nykroppagatan 2 enligt fördelningen

angiven för övriga gator på 40/60 % mellan medeltunga och tunga fordon. Anledningen till de två olika fördelningarna mellan delsträckorna beror på att det längs med Nykroppagatan 2 går en busslinje som avviker innan Nykroppagatan 1 tar vid. Se tabell 15 för summering av skillnader mellan modellerna för det verkliga fallet.

Tabell 15: Summering av skillnader mellan modellerna för det verkliga fallet.

Parameter	**Nord96**	**Nord2000**
Markytor	Asfaltsytor angavs som hårda. Övriga ytor antar grundvärde och anses då som mjuka.	Asfaltsytor angavs som hårda (impedansklass H). Ytor som identifierades som gräs- eller skogsbeklädda angavs med impedansklass C. All övrig mark antar grundvärde (impedansklass D).
Fordonsuppdelning	Angavs som lätta och tunga fordon med procentuell uppdelning enligt erhållen trafikdata.	Angavs som lätta, medeltunga och tunga fordon. Andel lätta fordon antog samma som för Nord96. Uppdelning mellan medeltunga och tunga fordon gjordes enligt schablonvärden (Gustafson et al. 2023).

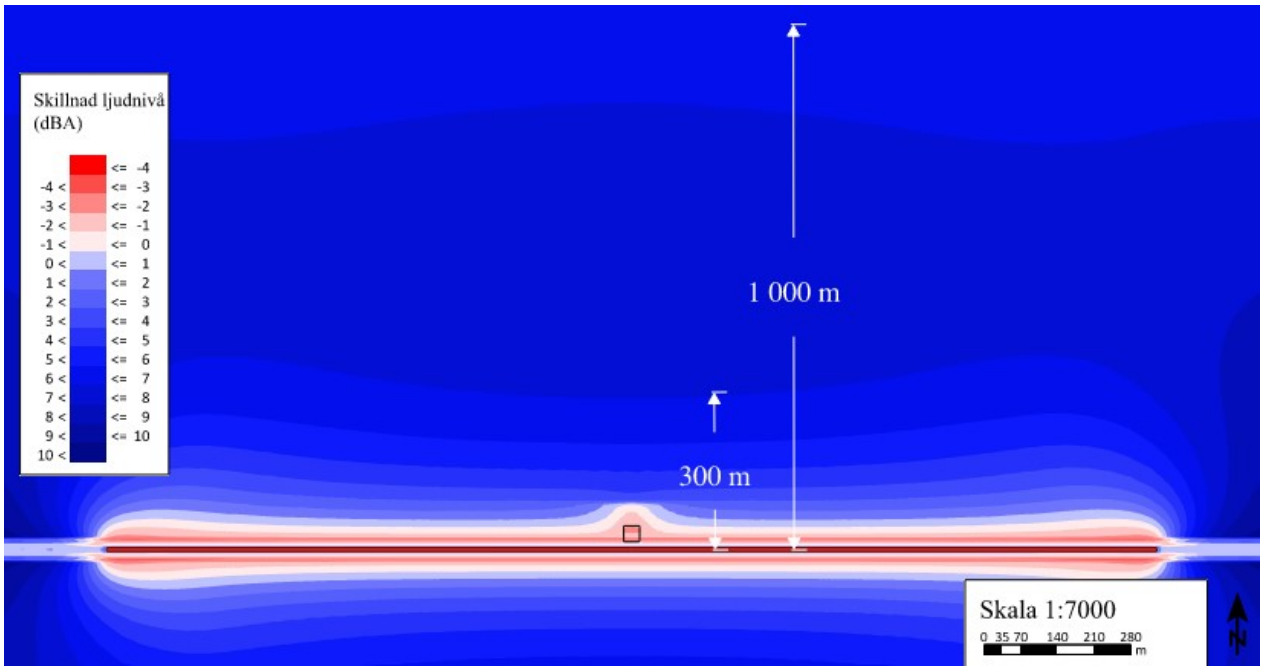
4 Resultat

I följande avsnitt redovisas de resultat som erhölls från typfall 1, 2 samt det verkliga fallet för väg- och spårtrafik. Resultaten från övriga typfall återfinns i Appendix A. Resultaten illustreras genom flertalet skillnadsplottar där differensen mellan ljudnivåerna på 2 m höjd beräknade med Nord2000 och de beräknade med Nord96 visualiserades. Detta gjordes för samtliga fall, både för ekvivalent L_{eq} och maximal ljudnivå L_{max}, i dB(A). Då flerbostadshus var närvarande (fall 2, 3, 5, 6 samt det verkliga fallet) utfördes även beräkningar för ljudnivåer vid husets fyra samtliga husfasader. Ljudnivåskillnaden vid husfasad presenteras i form av ett positivt eller negativt värde där positiva värden indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och negativa värden en högre ljudnivå för Nord96. I de redovisade utbredningskartorna anges skillnaden med hjälp av en färgskala med intervall om 1 dB(A).

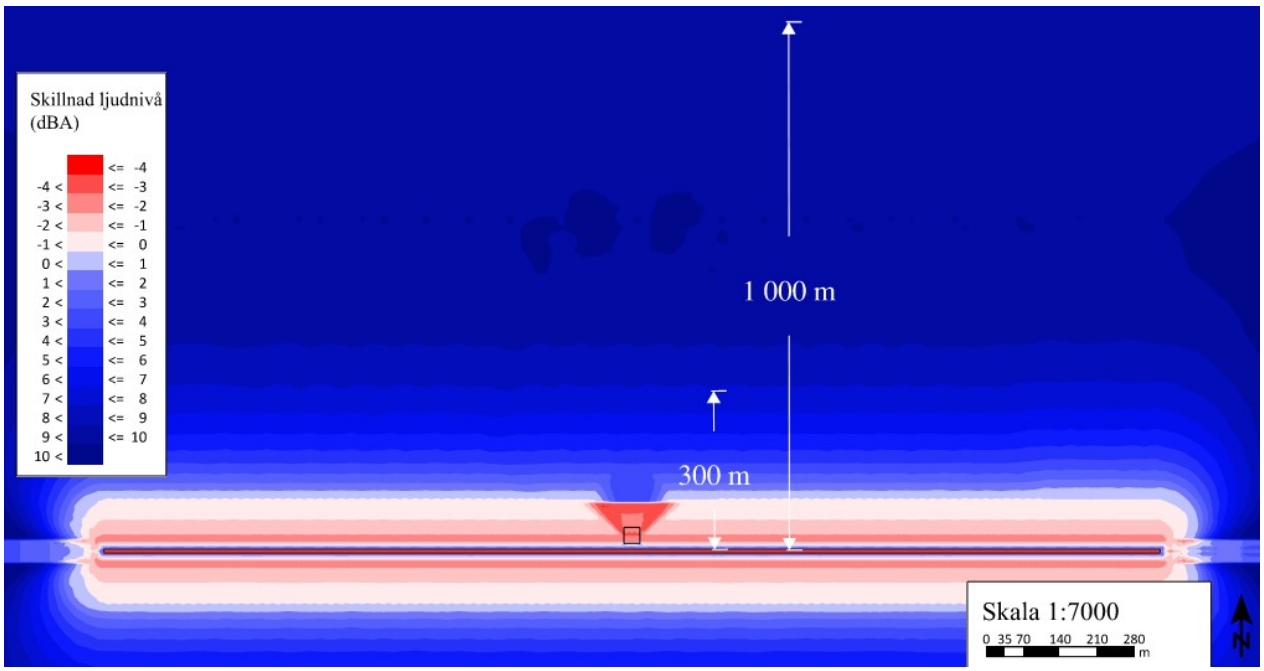
4.1 Typfall

4.1.1 Vägtrafik

I figur 15 redovisas från typfall 1 för ekvivalent ljudnivå L_{eq} för vägtrafik som sett från ovan, där blått fält markerar de områden där Nord2000 erhållit en högre ljudnivå och rött område en högre ljudnivå för Nord96. . Differensen för maximala ljudnivåer L_{max} redovisas i figur 16. Resultaten är presenterat som skillnadsplottar. Avstånden 300 m och 1000 m indikerar giltighetsavstånden för de två metoderna där 300 m avser Nord96 och 1000 m Nord2000.

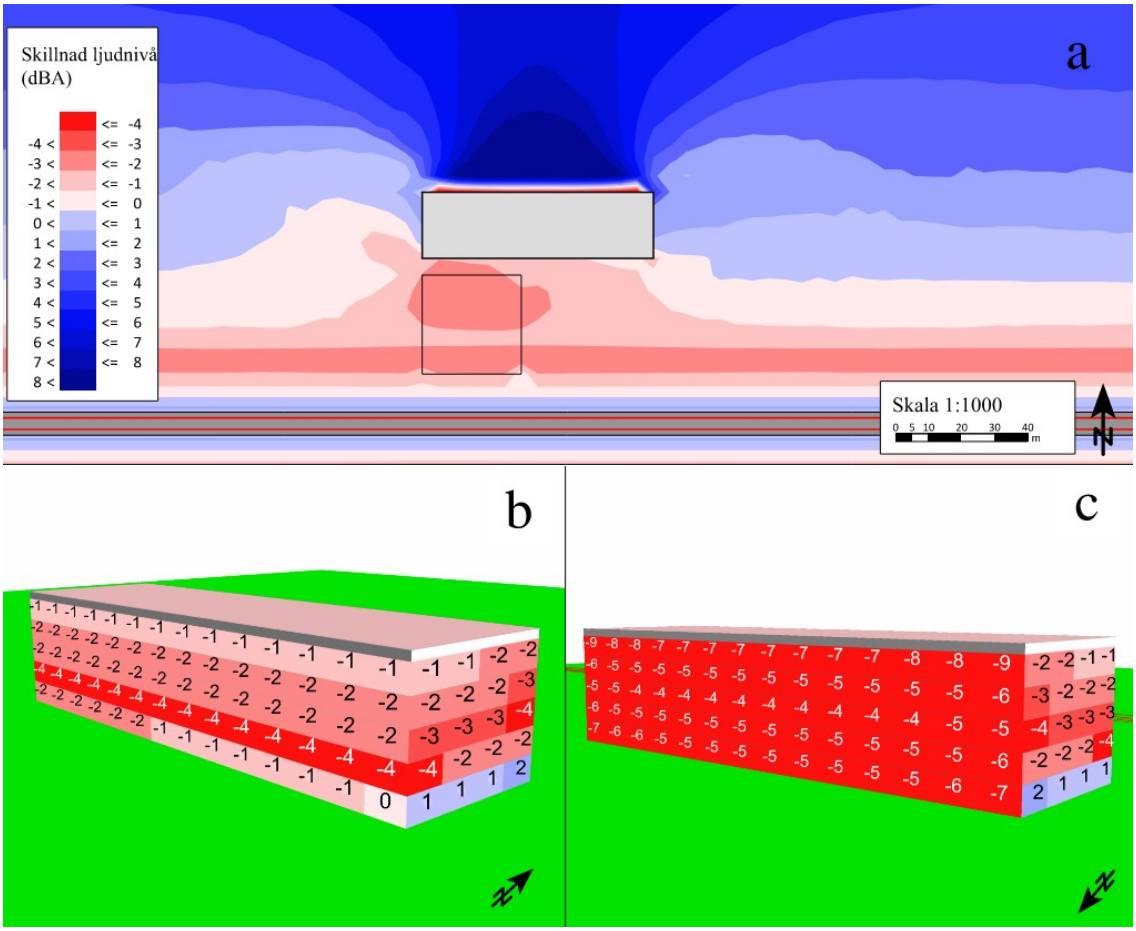


Figur 15: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 1 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

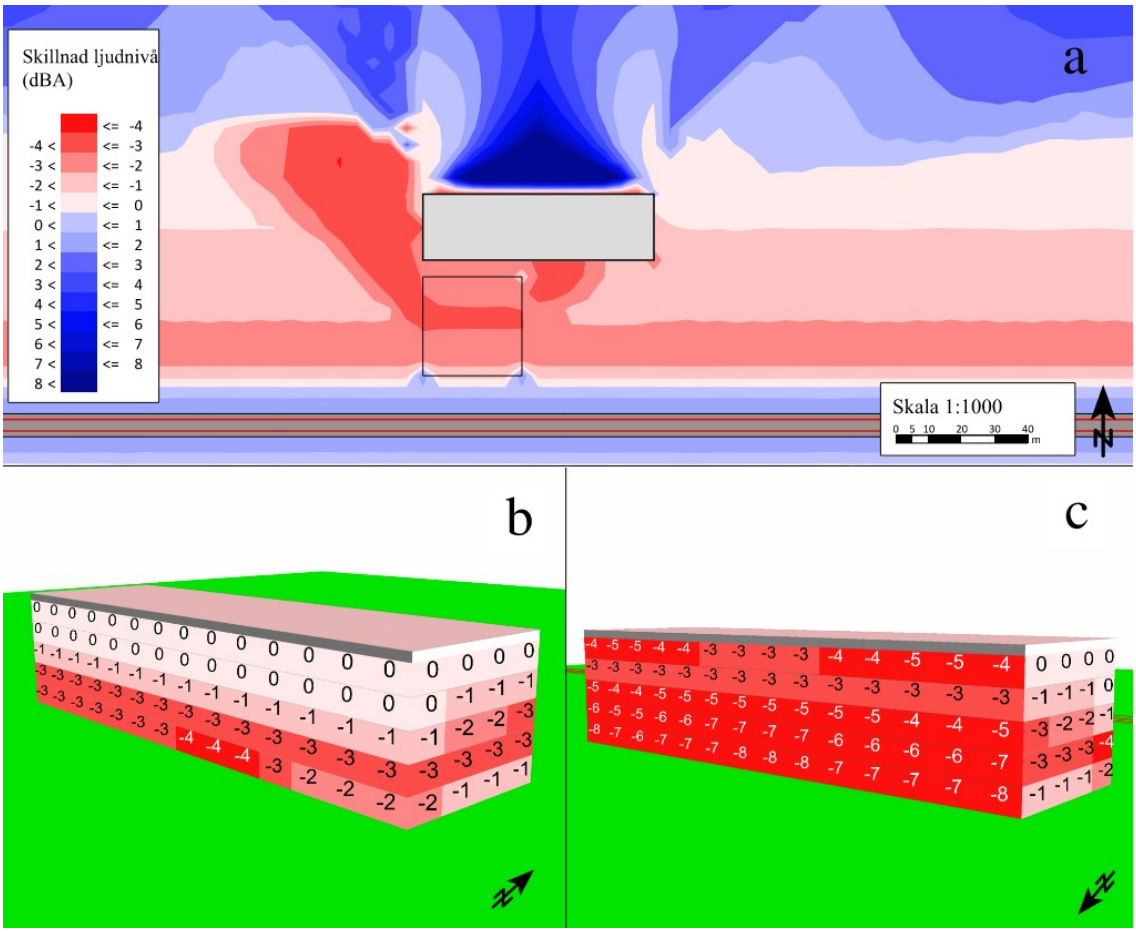


Figur 16: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 1 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

I figur 17 redogörs skillnaden mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för de två metoderna för fall 2. I figur 17a går det att se ljudnivåerna på 2 m höjd över mark. Ljudnivåer vid husvägg redovisas i 17b och 17c. 17b visar på skillnader som varierar mellan -4 – 0 dB(A) för vägg i riktning mot ljudkällan medan 17c visar på skillnader mellan -9 – -4 dB(A) vid vägg i riktning från ljudkälla. På husets kortsidor varierar ljudnivåskillnaden mellan -4 – +2 dB(A). Skillnaden i maximala ljudnivåer redovisas i figur 18. I 18a redovisas de beräknade maximala ljudnvåerna L_{max} 2 m över mark som sett från ovan. 18b och 18c visar de maximala ljudnivåerna för husets fyra samtliga väggar. I 18b går det att utläsa att ljudnivåskillnaden varierar mellan -4 – 0 dB(A) för vägg i riktning mot ljudkällan och i 18c mellan -8 – -3 för vägg i riktning från ljudkällan. För husets kortsidor ligger ljudnivåskillnaden mellan -4 – 0 dB(A).



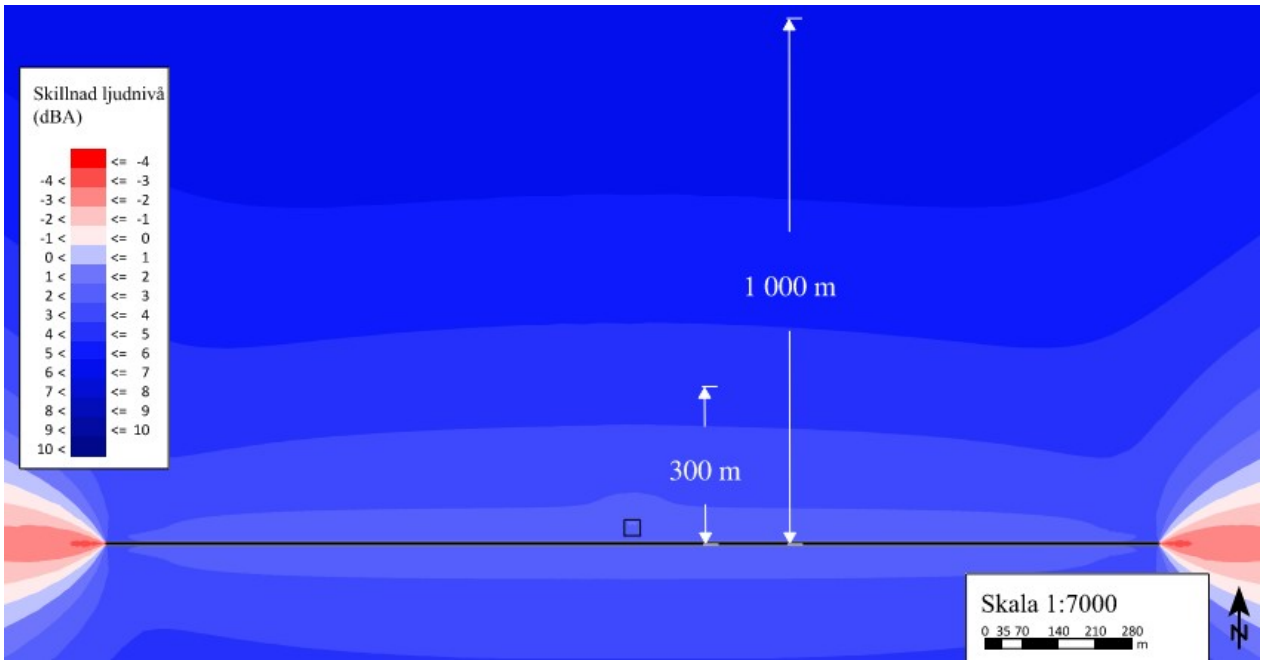
Figur 17: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 2 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96. Bild (a) visar ljudutbredningen 2 m över mark som sett från ovan, (b) vägg i riktning mot ljudkälla samt vägg i östlig riktning och (c) vägg i riktning från ljudkälla samt vägg i västlig riktning.



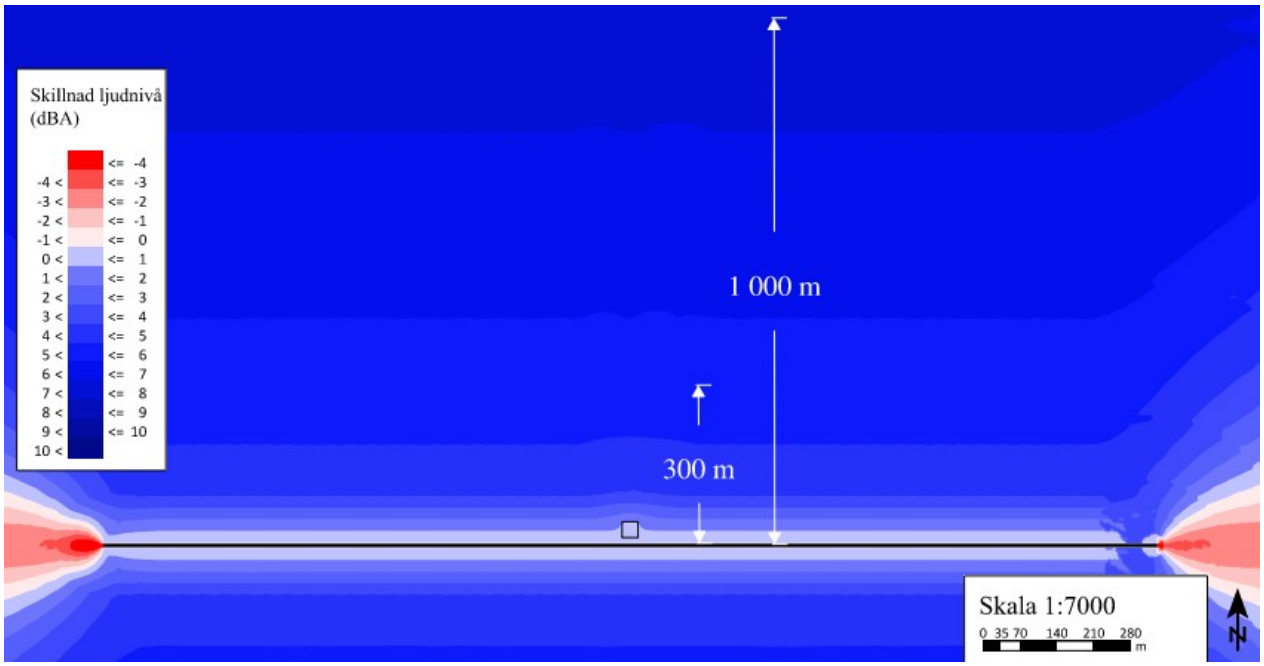
Figur 18: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 2 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96. Bild (a) visar ljudutbredningen 2 m över mark som sett från ovan, (b) vägg i riktning mot ljudkälla samt vägg i östlig riktning och (c) vägg i riktning från ljudkälla samt vägg i västlig riktning.

4.1.2 Spårtrafik

I detta avsnitt presenteras resultatet som erhölls från de beräknade ekvivalenta samt maximala ljudnivåerna för fall 1 och 2 för spårtrafik. Differensen i ekvivalent ljudnivå L_{eq} 2 m över mark för fall 1 redovisas i 19 med giltighetsavstånden för de två metoderna markerat. För skillnaden i maximal ljudnivå se figur 20.

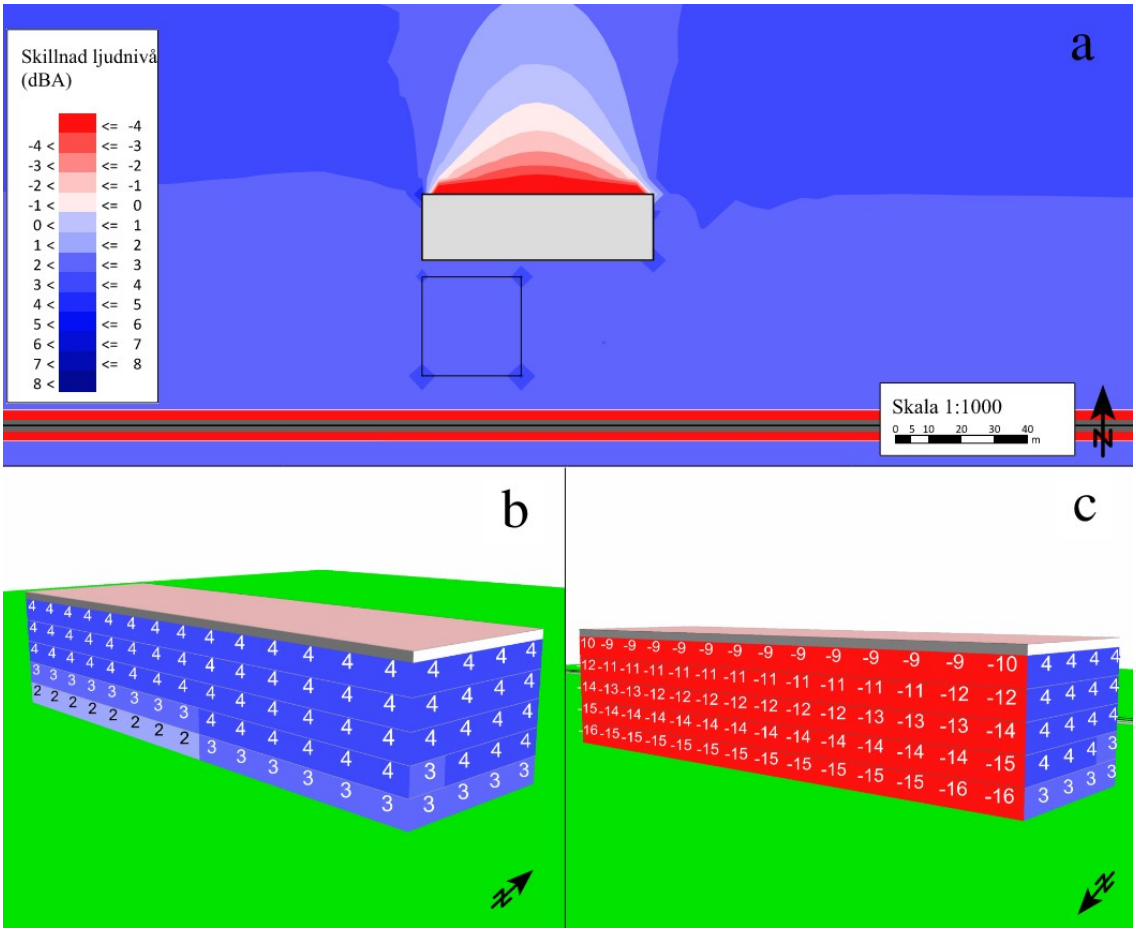


Figur 19: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 1 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

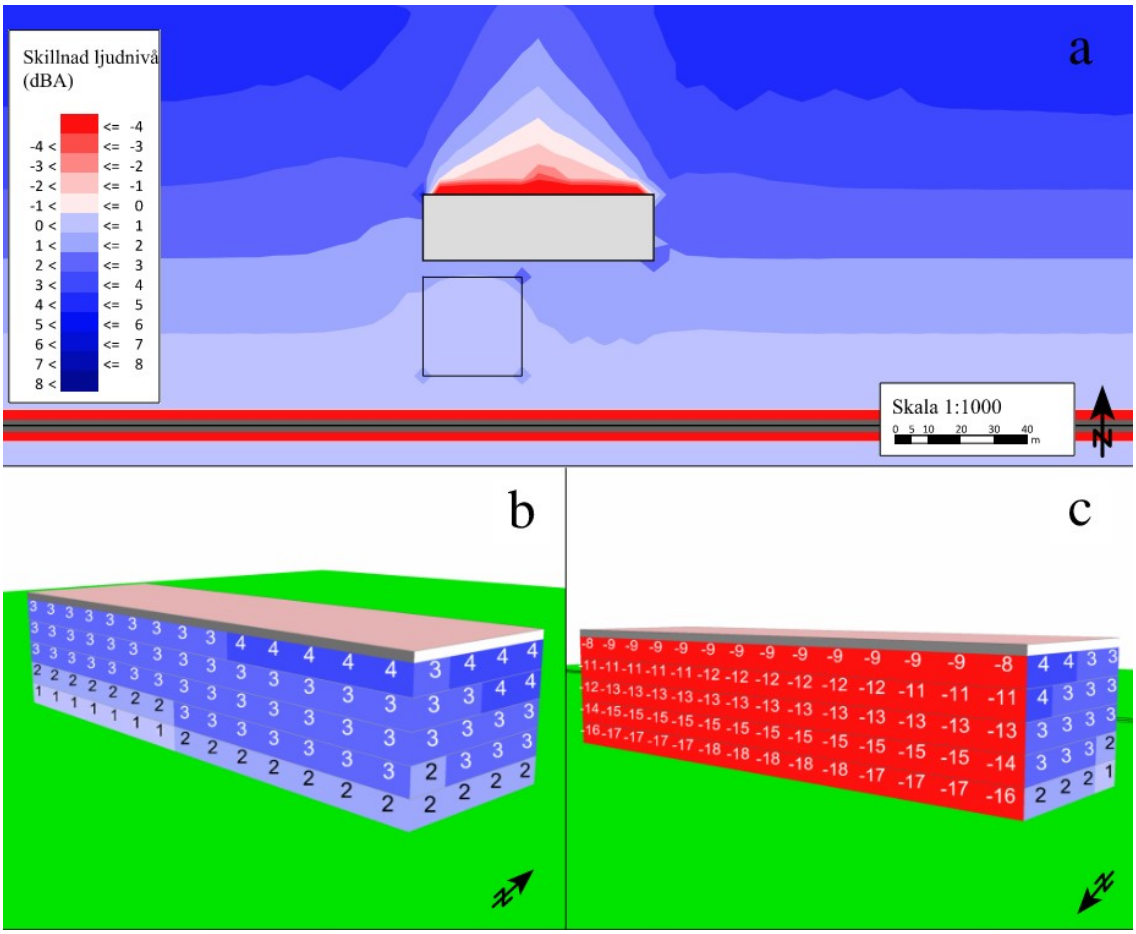


Figur 20: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 1 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

Skillnaden i ekvivalent ljudnivå L_{eq} för typfall 2 visas i figur 21, där en utbredningskarta återfinns i 21a med beräkningshöjd 2 m över mark. I figur 21b och 21c redovisas ljudnivåskillnaderna vid husvägg. Ljudnivåerna för vägg mot ljudkälla (spår) varierar mellan +2 – +4 dB(A) och mellan -16 – -9 dB(A) för vägg i riktning från ljudkälla. För husets kortsidor går det att utläsa en differens på +3 – +4 dB(A). Differens i beräknad maximal ljudnivå L_{max} mellan de två metoderna visas i figur 22. Som visat i 22b är denna skillnad mellan +1 – +4 dB(A) för vägg mot ljudkälla och mellan -8 – -18 dB(A) för vägg i riktning från ljudkälla. Kortsidorna uppvisar även de en skillnad på +1 – +4 dB(A).



Figur 21: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 2 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96. Bild (a) visar ljudutbredningen 2 m över mark som sett från ovan, (b) vägg i riktning mot ljudkälla samt vägg i östlig riktning och (c) vägg i riktning från ljudkälla samt vägg i västlig riktning.

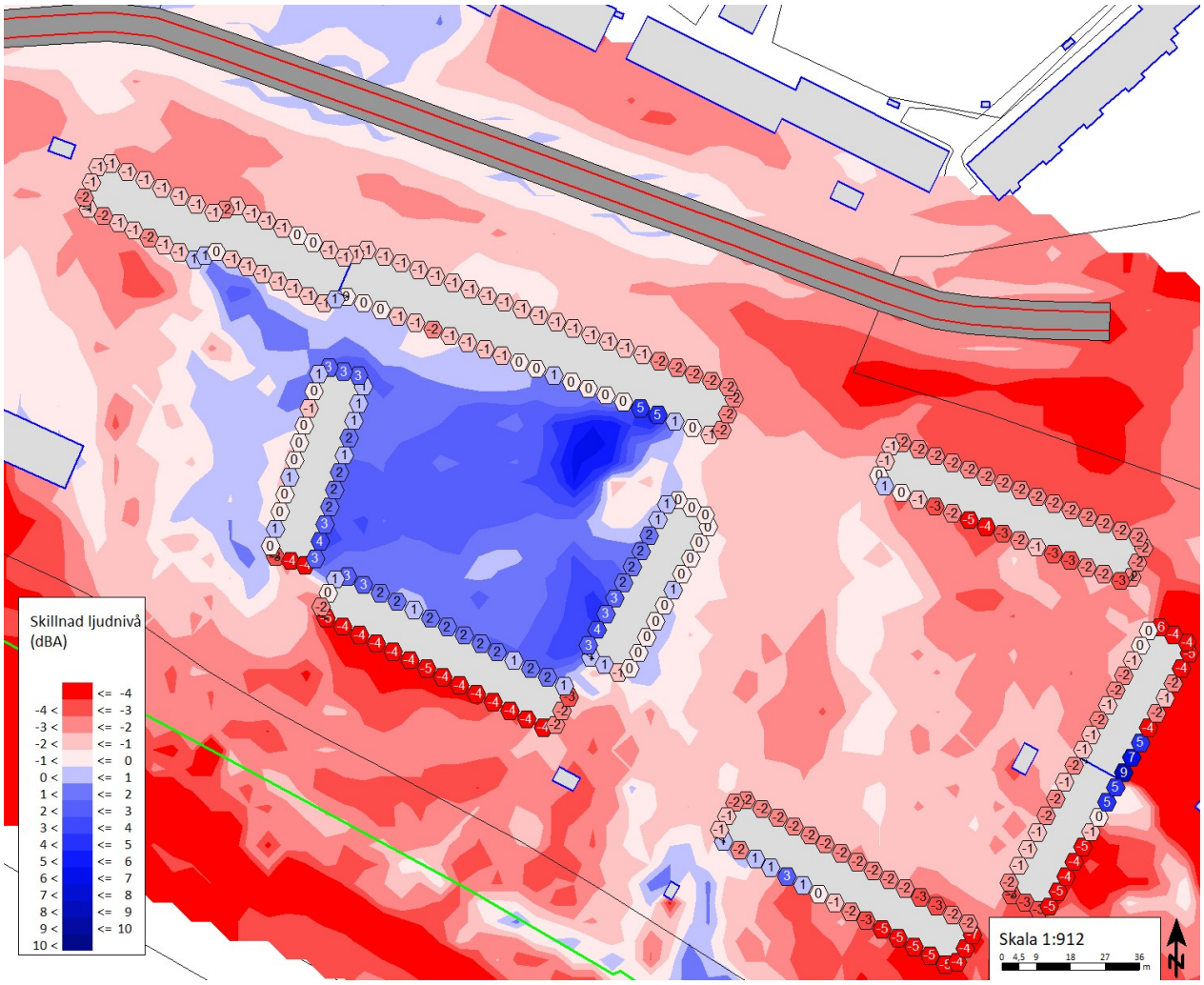


Figur 22: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 2 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96. Bild (a) visar ljudutbredningen 2 m över mark som sett från ovan, (b) vägg i riktning mot ljudkälla samt vägg i östlig riktning och (c) vägg i riktning från ljudkälla samt vägg i västlig riktning.

4.2 Verkligt fall

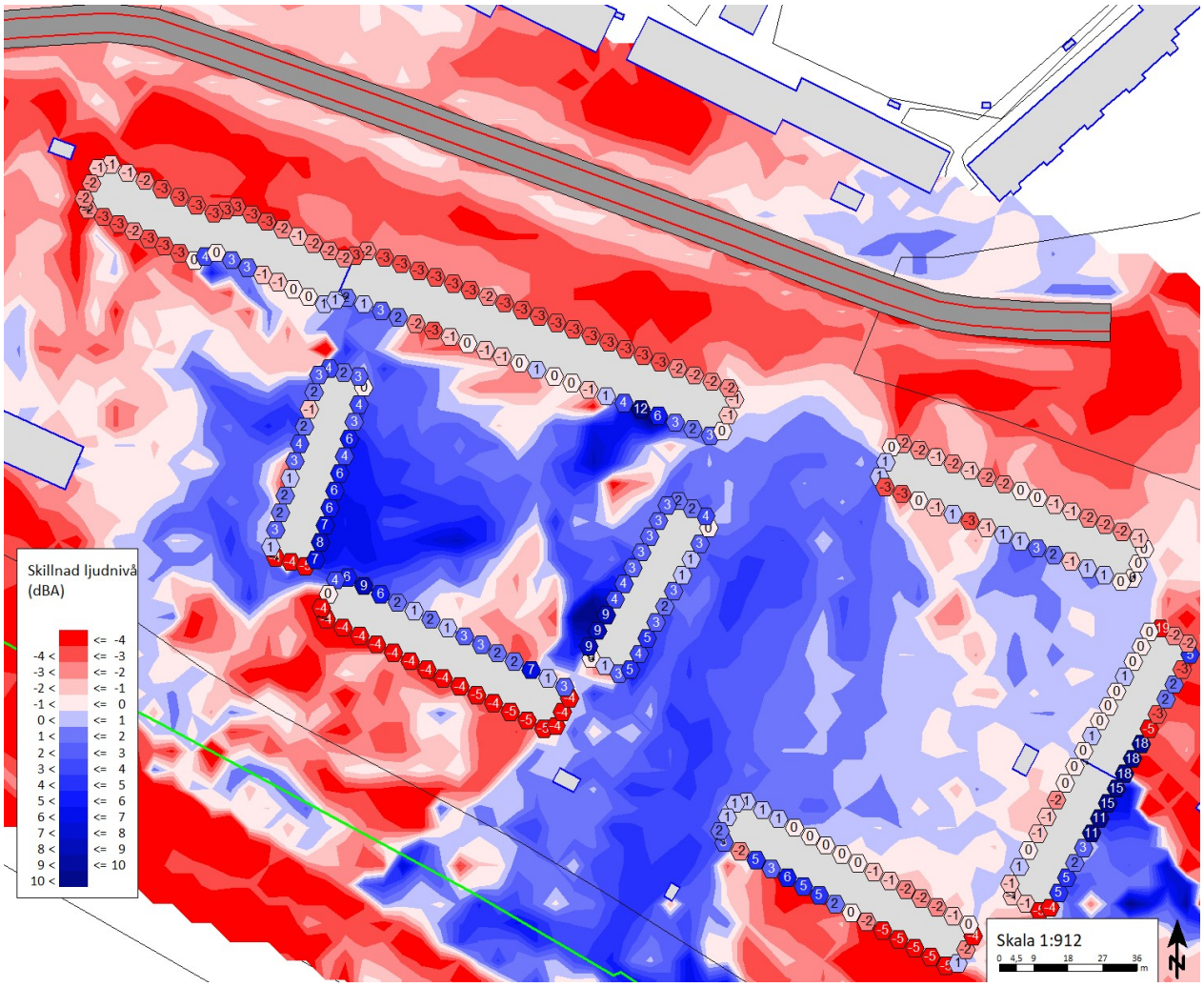
4.2.1 Vägtrafik

I figur 23 redovisas de resultat som erhölls från beräkningar för ekvivalent ljudnivå L_{eq} gällande vägtrafik i ett 2D-format för det verkliga fallet. Differensen i ljudnivå mellan metoderna varierar inom intervallet -7 – +9 dB(A) längs med husväggarna. Samtliga av de redovisade ljudnivåskillnader vid husvägg är det största värdet, med andra ord det minst negativa eller mest positiva värdet, som erhölls längs med väggen i den aktuella punkten vid någon våning. I figuren återfinns även en utbredningskarta som kartlägger ljudutbredningen från vägen där färgövergång indikerar en förändring på $\pm$1 dB(A).



Figur 23: Beräknad skillnad i ekvivalent ljudnivå L_{eq} mellan Nord96 och Nord2000 för ljudutbredning 2 m över mark samt vid husvägg för vägtrafik från Nykroppagatan. Blå färg indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och röd färg en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

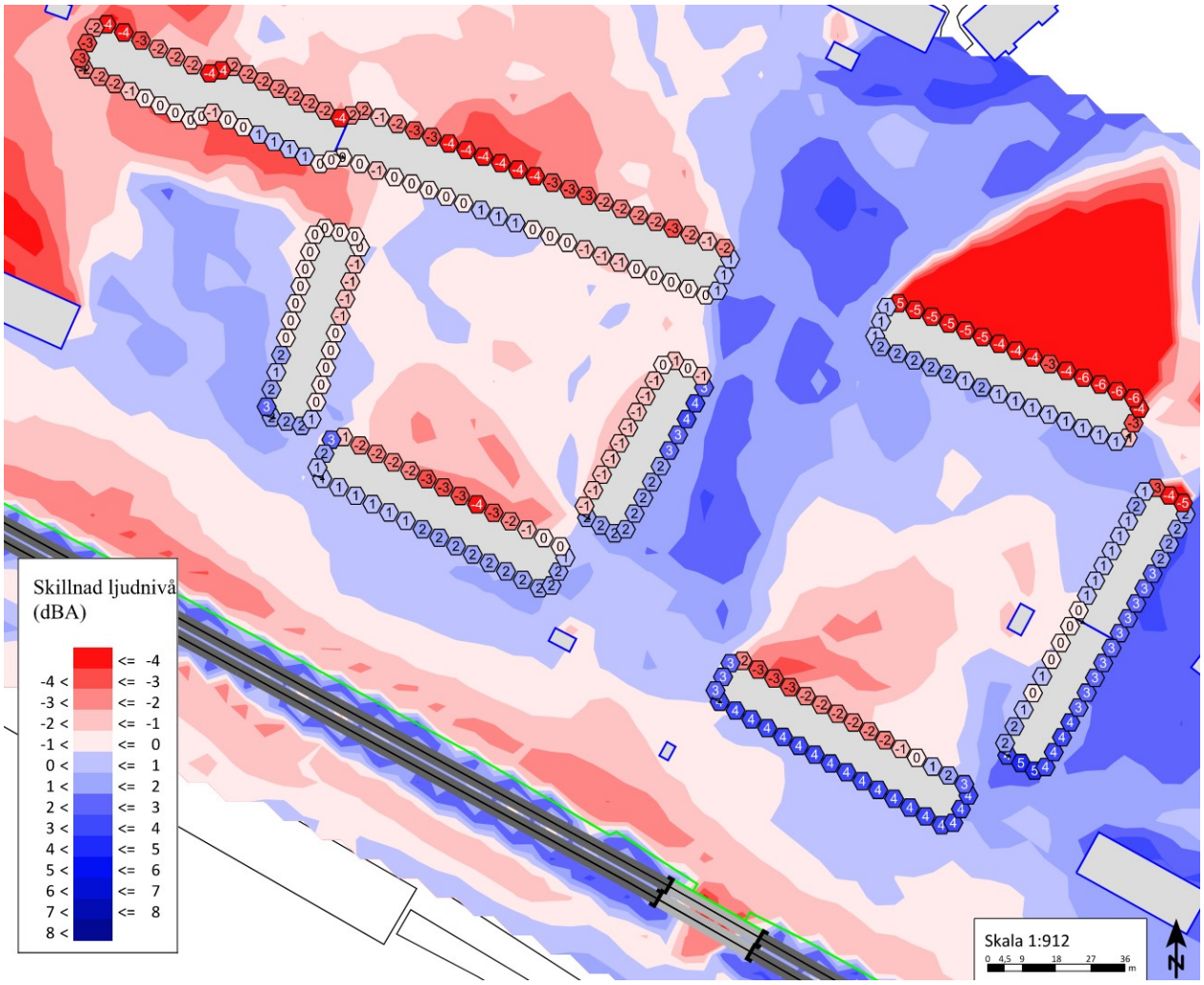
Skillnaden i maximal ljudnivå L_{max} mellan Nord96 och Nord2000 för vägtrafik går att se i figur 24. Längs med husväggar redovisas även numeriskt differenserna i maximal ljudnivå L_{max} mellan metoderna där spridningen ligger mellan -19 – +18 dB(A). Utbredningskartan visar de beräknade ljudnivåerna på 2m höjd över mark.



Figur 24: Beräknad skillnad i maximal ljudnivå L_{max} mellan Nord96 och Nord2000 för ljudutbredning 2 m över mark samt vid husvägg för vägtrafik från Nykroppagatan. Blå färg indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och röd färg en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

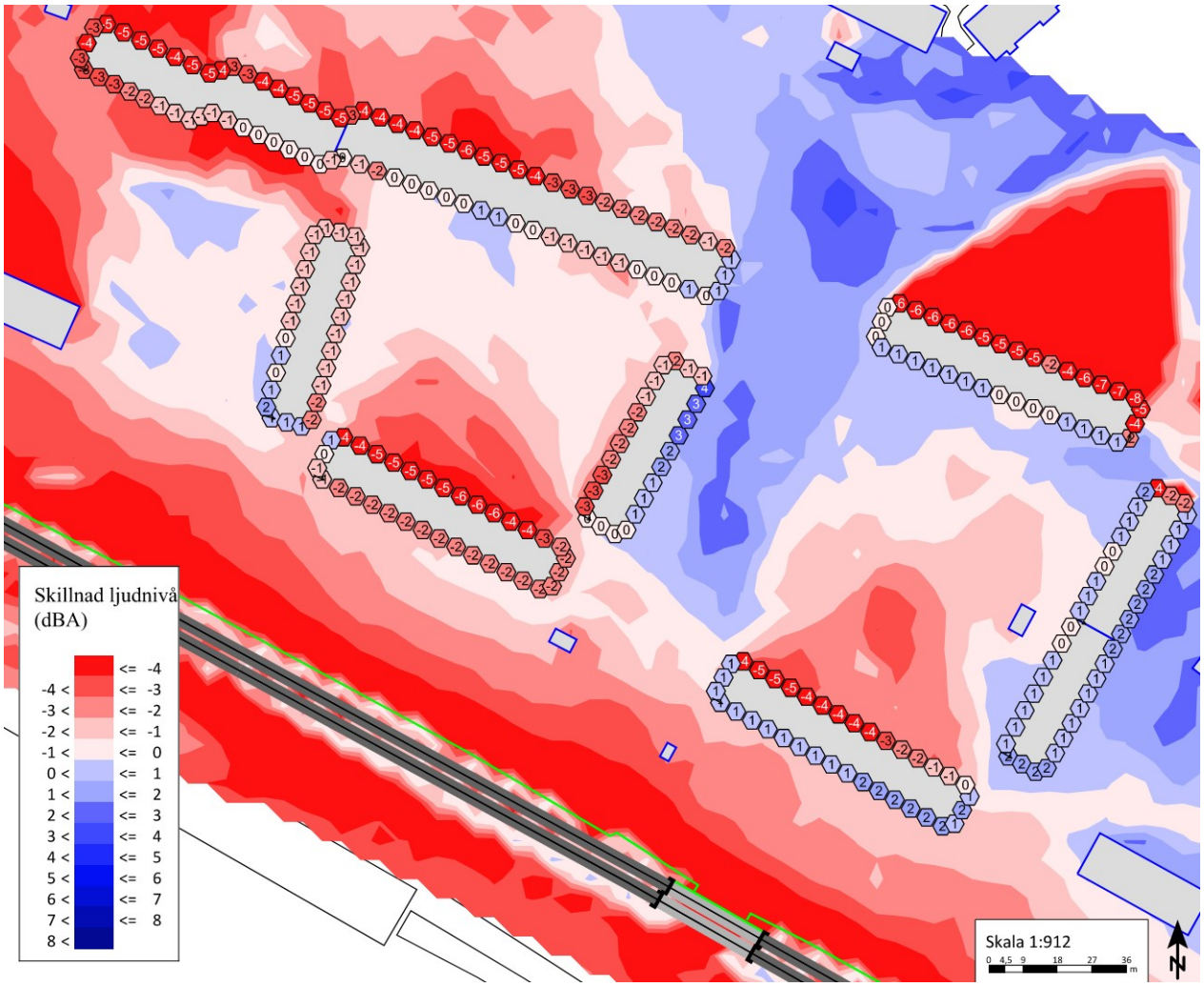
4.2.2 Spårtrafik

Figur 25 presenterar de skillnader som beräknades för ekvivalent ljudnivå L_{eq} för spårtrafik för det verkliga fallet. Längs med husväggar varierar differensen mellan Nord96 och Nord2000 inom intervallet -6 – +5 dB(A). De redovisade värdena är, som tidigare nämnt i 4.2.1, det största värdet som erhölls längs med väggen i den aktuella punkten vid någon våning. Den kompletterande utbredningskartan indikerar de beräknade skillnader som erhölls 2 m över mark.



Figur 25: Beräknad skillnad i ekvivalent ljudnivå L_{eq} mellan Nord96 och Nord2000 för ljudutbredning 2 m över mark samt vid husvägg för spårtrafik från Nynäsbanan. Blå färg indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och röd färg en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

I figur 26 visas skillnaden i maximala ljudnivåer L_{max} mellan Nord96 och Nord2000. Ljudnivådifferenserna längs med husväggar varierar inom intervallet -8 – +4 dB(A). Vidare redovisas ljudutbredning från tågrälsen med ljudnivåskillnaden beräknad på 2 m över mark.



Figur 26: Beräknad skillnad i maximal ljudnivå L_{max} mellan Nord96 och Nord2000 för ljudutbredning 2 m över mark samt vid husvägg för spårtrafik från Nynäsbanan. Blå färg indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och röd färg en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

4.3 Beräkningstider

I tabell 16 och 17 anges beräkningstiderna för Nord96 och Nord2000 med avseende på fasadpunkter och utbredningskarta för väg- och spårtrafik. Tabellerna redovisar den totala tiden för varje operation samt den procentuella tidsåtgången för Nord96 relativt Nord2000 och den motsvarande storleksskillnaden. Samtliga beräkningstider avser det verkliga fallet.

Tabell 16: Beräkningstider för vägtrafik för Nord96 och Nord2000

	Fasadpunkter	Utbredningskarta
Nord96 [h:m:s]	00:00:32	00:01:38
Nord2000 [h:m:s]	00:42:34	03:54:37
Storleksskillnad	79,8 gånger	143 gånger

Tabell 17: Beräkningstider för spårtrafik för Nord96 och Nord2000

	Fasadpunkter	Utbredningskarta
Nord96 [h:m:s]	00:01:07	00:04:00
Nord2000 [h:m:s]	00:55:10	05:10:35
Storkleksskillnad	49,4 gånger	77,6 gånger

5 Diskussion

5.1 Vägtrafik

Utifrån de resultat som presenterats i figur 15 går det identifiera en tydlig skillnad mellan de två beräkningsmetoderna. Efter att ha följt hänvisningar enligt Gustafson et al. (2023) ger Nord2000 i stora drag en högre beräknad ekvivalent ljudnivå (blåa områden), sett till ljudutbredning i fritt fält, på 2 m höjd över mark. Undantag erhålls i områden nära ljudkällan, framförallt omkring avstånd på 10 m ner till 1 m från ljudkällan, där Nord96 beräknar en högre ljudnivå (röda områden). Den bakomliggande anledningen går förmodligen att tillskriva metodernas olika placering av ljudkällan. Som tidigare nämnt i avsnitt 3 placeras ljudkällorna i Nord2000 för varje enskilt fordon på ett avstånd 1 m från fordonets mittlinje i riktning mot mottagaren, medan den för Nord96 är placerad på ett avstånd på 10 m från fordonet. Detta skulle alltså kunna förklara de röda områdena nära vägen samt det blåa området precis intill vägen. Resultaten stämmer bra överens med de resultat som erhölls av Gustafson & Genell (2022a) och Klinkby (2003), där ett liknande mönster kunde observeras. De högre ljudnivåerna på längre avstånd från ljudkällan i Nord2000 är med stor sannolikhet på grund av de två metodernas olika sätt att beräkna markeffekt samt det faktum att en gynnsam vindutbredning inte finns implementerad i Nord96. I Nord96 finns en korrigering för avståndsdämpning på -3 dB per avståndsdubblering, vilket är den avståndsdämpning som blir då ljudvågorna inte påverkas av någon refraktion. I Nord2000 har istället en gynnsam vindutbredning i samtliga riktningar antagits vilket medför en nedåtböjning av ljudstrålarna. Detta skulle då förklara de högre ljudnivåerna beräknat för Nord2000. För de maximala ljudnivåerna går ett nästan identiskt mönster som för ekvivalent ljudnivå att identifiera, där Nord96 beräknar högre nivåer på korta avstånd medan Nord2000 gör det på längre avstånd.

Vid närmre granskning av resultaten från typfall 2, se figur 17a, går en högre ljudnivå för Nord96 på avstånd kring 10 m, likt den i figur 15, att utläsa. Utöver detta går det att konstatera att Nord96 beräknar en högre ljudnivå vid husvägg i riktning mot ljudkällan som sett i figur 17b, vilket även i stor utsträckning kan attribueras de olika placeringarna för ljudkällan för metoderna. På husets kortsidor går det att identifiera ett intressant mönster där Nord2000 beräknar högre ljudnivå på bottenplan och Nord96 på de övriga planen. Detta kan förklaras av det faktum att Nord96 har påvisats ha en märkbart större vertikal ljudutbredning jämfört med Nord2000 på höjder >2 m över mark, som visat av Gustafson & Genell (2022a). I det markområde bakom huset relativt vägen finns en påtaglig skillnad i beräknad ljudnivå där Nord2000 beräknar runt 8 dB(A) högre än Nord96. Det som ligger till grund för detta är förmodligen metodernas olika sätt att beräkna diffraktion, alltså hur ljudet böjer sig runt hörnet på huset, då denna algoritm skiljer sig mellan metoderna [7]. Intressant är att de beräknade ljudnivåerna vid den bortre husväggen, se figur 17c, är märkbart högre för Nord96 än för Nord2000, med ljudnivåskillnader upp till 9 dB(A). Det som kan ligga till grund för detta är troligtvis de olika tillvägagångssätten för beräkning av skärmningseffekt för metoderna. I vägmodellen för Nord96 existerar ett gränsvärde för skärmningseffekt på 25 dB(A), vilket betyder

[7] Andreas Gustafson, forskningsingenjör ljud och vibrationer, VTI, e-mail 2023-11-26.

att dämpningen av ljudnivån vid skärmning kan bli som mest -25 dB(A), trots att den egentligen är mer (Naturvårdsverket 1996a). En sådan begränsning finns inte implementerad i Nord2000. Skillnaden i beräkning av skärmningseffekt blir desto tydligare då antalet objekt som bidrar till skärmning ökar till två. Anledningen är att Nord96 enbart räknar med ett objekt vid skärmning där en algoritm identifierar det objekt som bidrar till den största skärmningseffekten och bortser från alla övriga objekt. I kontrast till Nord96 beräknar Nord2000 skärmningseffekten utifrån två objekt. Fenomenet går tydligt att se i figur 27 samt 29 i Appendix A men även i figur 23. Medföljder av detta skulle kunna vara att riktvärden för husväggar på ljuddämpad sida blir mindre utmanande att uppfylla. Det ska dock tilläggas att ljudnivåer i dessa fall med stor sannolikhet redan underskrider riktvärdena vilket betyder att denna skillnad inte skulle vara av större signifikans i praktiken.

Det verkliga fallet, se figur 23, ger god insikt i hur reflektion på innergård beräknas olika i Nord96 och Nord2000. Det blir fort tydligt att Nord2000 ger högre beräknad ljudnivå över mark när multipla reflektioner finns närvarande. Detta förstärks även av resultaten från typfall 3, se figur 27 Appendix A. Resultaten är i linje med tidigare studie av Klinkby (2003) som belyser att införandet av Fresnelzoner resulterar i en bättre representation av reflektionseffekten då Nord96, som inte nyttjar detta koncept, har en tendens att utesluta signifikanta reflektionspunkter. Intressant är att Nord96 beräknar en högre ljudnivå vid mark enligt figur 23–24 i områden som skärmas av två eller flera objekt, medan det omvända gäller för typfallen (se figur 27, 29, 30, 31, 33 och 34 i Appendix A). Vad som ligger till grund för detta utfall är svårt att precisera. Varför avtagandet för det verkliga fallet är mer påtagligt kan möjligtvis bero på att ljudkällans styrka blir högre till följd av hastigheten. Typfallen har en ansatt hastighet till 70 km/h medan hastigheten längs med Nykroppagatan är satt till 40 km/h. En högre hastighet betyder även högre frekvenser av ljudvågorna vilket skulle betyda att det blir en större spridning till följd av turbulensen in i skuggområden som visat av Forssén & Ögren (2002). Detta i kombination med topografin för det verkliga fallet kan medföra att den akustiska energin i Nord2000 avtar snabbare med ökat avstånd jämfört med Nord96.

I Gustafson & Genell (2022b) belyser författarna att en diskontinuitet på upp till 6 dB kan uppstå för Nord96 vid övergångar från hård till mjuk mark. Det förefaller nämligen att i just det uppmärksammade området för det verkliga fallet sker just en sådan övergång, vilket kan bidra till den högre beräknade ljudnivån för Nord96, då skillnaderna ligger inom 6 dB. En sådan övergång finns ej för typfallet i det aktuella området.

Vidare jämförelse mellan figur 23 och 27 Appendix A belyser även en smärre brist i resultaten presenterade i figur 23. De värdena som presenteras vid husvägg är nämligen de största värdena, med andra ord det minst negativa eller mest positiva, vilket betyder att punkter där Nord2000 beräknat högst ljudnivå kommer att prioriteras. Figur 27 Appendix A visar att Nord2000 beräknar en högre ljudnivå på bottenplan och Nord96 en högre på övriga våningar, vilket indikerar att de presenterade värdena vid innergården i figur 23 med stor sannolikhet är de punkter som ligger på bottenplan.

De maximala ljudnivåerna följer ett liknande mönster som de ekvivalenta ljudnivåerna. Fallet tycks dock vara att Nord96 beräknar högre maximala ljudnivåer i större utsträckning än för ekvivalent ljudnivå, sett till områden nära ljudkällan. Detta grundare sig antagligen i att det beräknade ut-

gångsvärdet för Nord96 görs på 10 m avstånd från ljudkällan, som tidigare nämnt för ekvivalent ljudnivå. Vidare kan uppdelningen av tunga fordon >3,5 ton ha en inverkan på resultatet då dessa kategoriseras olika för metoderna och därmed beräknas på skiljt olika sätt. Noterbart för maximal ljudnivå är att spridningsintervallet för det verkliga fallet är avsevärt större än för något av typfallen (mellan -19 – 18 dB(A)). Vid närmre studering av figur 24 går det dock att konstatera att dessa nivåskillnader inte är normen utan mer utav extrempunkter i områden som beräkningsmodeller inte hanterar särskilt bra, närmre bestämt vid slutet av en väg, vilket är var dessa punkter återfinns. Ett mer representativt intervall skulle därmed vara -5 – 9 dB(A) för maximala ljudnivåer. Att Nord2000 beräknar högre maxnivåer i större utsträckning för det verkliga fallet (se figur 24) kan förklaras av att källhöjden för de tunga och medeltunga fordonen (som är mest betydande för maxnivåer) tillskrivs en högre höjd än för Nord96. Vid hastigheter < 60-70 km/h dominerar motorljudet för tunga fordon (Bluhm et al. 2007).

Genomgående för både ekvivalenta och maximala ljudnivåer är att Nord2000 beräknar högre ljudnivåer 2 m över mark i skuggzoner bakom byggnader samt då multipla reflektioner finns närvarande medan Nord96 ger högre nivåer vid och framför husvägg mot ljudkälla och husväggar som utsätts för skärmning.

5.2 Spårtrafik

Resultaten från beräkningarna av ekvivalent ljudnivå visar att spårmodellen för Nord2000 beräknar runt 2-8 dB(A) högre, beroende på avstånd, än Nord96 vid ljudutbredning i fritt fält som illustrerat av figur 19. Ett liknande mönster återfinns även för de maximala ljudnivåerna visat i figur 20. Detta är förväntat då skillnaden mellan källmodellen för metoderna inte är avsevärda utan den stora skillnaden ligger i utbredningsmodellen. Antagande kan då göras att Nord2000 predikterar en mer verklighetstrolig utbredning till följd av att den bygger på en mer gedigen teori för ljudutbredning i atmosfären och ett mer sofistikerat tillvägagångssätt för att avgöra markreflektioner.

Vidare går det att se ett omvänt mönster jämfört med resultatet för vägtrafik där istället för att Nord96 beräknar en högre ljudnivå vid husvägg mot ljudkälla, gör Nord2000 nu det istället, som sett i figur 21. I det ljudskuggade området bakom huset påvisar även Nord96 en högre ljudnivå vid marknivå, både för ekvivalenta och maximala ljudnivåer, vilket även det är det omvända jämfört med vägtrafik. De beräknade ljudnivåerna vid bortre husvägg är fortsatt högre för Nord96, vilket är genomgående för alla typfall samt det verkliga fallet. Noterbart är att det för typfallen blir en differens vid den bortersta husväggen på upp till 16 dB(A) för ekvivalent ljudnivå och 18 dB(A) för maximal ljudnivå. Skillnader i beräknad ljudnivå för fritt fält grundar sig förmodligen i att källdata är annorlunda för Nord96 och Nord2000, där Nord2000 är utifrån senare gjorda mätningar (Ögren et al. 2022a). För skillnaderna i det ljuddämpade området bakom huset kan dessa nog tillskrivas de olika beräkningssätten för diffraktion samt det faktum att spårmodellen för Nord96 har en osäkerhet på cirka $\pm$ 3 dB(A) för beräkning av diffraktion (Naturvårdsverket 1996b). Utifrån beräkningarna, se figur 25–26 och figur 36–38 Appendix A samt figur 40–42 Appendix A, går det även att se att Nord96 beräknar en högre ljudnivå precis bakom bullerskyddsskärmar. Ett liknande resonemang som för

vägtrafik att det är på grund av de olika sätten att beräkna skärmningseffekt kan även göras här. Mer specifikt går det med stor sannolikhet att tillskriva denna differens till det faktum att spårmodellen för Nord96 kan ange en maximal skärmningseffekt på -20 dB(A) (Naturvårdsverket 1996b). Vidare har Nord96 även en tendens att överestimera ljudnivån i områden precis bakom bullerskyddsskärmar då den är placerad precis intill ett tågräls, vilket belyses av Naturvårdsverket (ibid.). Det ska poängteras att maximala ljudnivåer för typfallen utgick från tåg av modell X40 medan det verkliga fallet utgår från tåg av modell X60. Utöver denna skillnad är indata som användes för de verkliga fallen baserat på nya inmätningar från Ögren et al. (2023) medan typfallen utgår från tidigare publicerad indata från H. G. Jonasson & Storeheier (2001), Ögren & Jerson (2010) och Jerson & Ögren (2012). Resultatet presenterat utgår från tåg av modell X40, X60 och godståg. Andra tågmodeller har inte undersökts, vilket förmodligen hade betytt ett annat resultat då olika tågmodeller avger olika ljudnivåer.

5.3 Beräkningstider

I och med Nord2000:s mer komplexa struktur medför det avsevärt förlängda beräkningstider. Samtliga beräkningstider för respektive metod redovisas i tabell 16 (vägtrafik) och 17 (spårtrafik). Utifrån de erhållna tiderna går en markant storleksskillnad att identifiera, där skillnaden i beräkningstid för vägtrafik är utmärkande, med storleksskillnader som uppgår till ungefär 80 gånger större för fasadpunkter och 143 gånger för utbredningskarta. I studie av Gustafson & Genell (2022a) kunde liknande mönster utläsas men där skillnaden i beräkningstider var i medeltal 16 gånger större för Nord2000. Detta belyser behovet av datorkraft vid beräkningar med Nord2000. I studien lyfter författarna att beräkningar med Nord96 på datorer med ≥ 4 processorkärnor fungerar bra medan det för Nord2000 krävs ungefär ≥ 14 processorkärnor och i vissa fall ≥ 50 processorkärnor, beroende på modellens komplexitet. I detta projekt användes en laptop av modell HP EliteBook 840 G8 med en Intel® Core™ i7-8565U Processor som består av 4 processorkärnor för samtliga beräkningar, vilket, med bakgrund av ovanstående, skulle förklara skillnaderna. Att notera är att storleksskillnaden för vägtrafik är ungefär dubbelt så stor som för spårtrafik. Detta resultat är förväntat då källmodellen för väg genomgått de största förändringarna vid framtagandet av Nord2000. Samtliga beräkningstider är för det verkliga fallet.

5.4 Eventuella konsekvenser av implementering av Nord2000

Utifrån de presenterade utbredningskartorna för vägtrafik (se figur 15-18 samt 27-34 Appendix A) kommer ett byte till Nord2000 att medföra en större utmaning att uppfylla riktvärden vid uteplatser i anslutning till byggnader på ljuddämpad sida, med hänvisning till Förordningen (2015:216) om trafikbuller vid bostadsbyggnader. De erhållna utbredningskartorna indikerar att skillnader vid dessa områden kan uppgå till ≥ 8 dB(A) för både ekvivalent och maximal ljudnivå. Betydelsen av denna omställning blir särskilt utmärkande vid tillfällen då Nord96 tidigare beräknat en ekvivalent ljudnivå på ≤ 50 dB(A) och en maximal ljudnivå på ≤ 70 dB(A), vilket enligt Förordningen (2015:216) om trafikbuller vid bostadsbyggnader skulle anses som godkänt. Samma beräkning med Nord2000 skulle då ange ekvivalenta och maximala ljudnivåer på >50 dB(A) respektive >70 dB(A)

och därmed inte anses som godkänt. I en utredning av Structor Akustik AB (2020) hade beställaren planerat för uteplatser i anslutning till byggnaden på ljuddämpad sida. Utifrån beräkningarna kunde det konstateras att riktvärdena uppfylldes vid implementation av bullerskyddsskärmar i anslutning till uteplatsen. Ljudnivåerna vid flertalet områden beräknades till $\leq$ 50 dB(A) ekvivalent ljudnivå och mellan 65–70 dB(A) för maximal ljudnivå. Samtliga av dessa områden skulle med andra ord löpa risk för att inte bli godkända och vidare åtgärder hade behövts implementeras för att uppnå riktvärdena. Vidare exempel går att hitta i en bullerutredning av Acousting Consulting and Design (2015) där liknande resultat går att identifiera, med ett utfall där ljudnivåer eventuellt hade överskridit riktvärdena vid ett byte av beräkningsmetod. Däremot beräknar Nord96 konsekvent för samtliga beräkningsfall en högre ljudnivå vid husvägg i riktning från ljudkälla. Med dessa observationer som bakgrund skulle det i utredningar där hälften av bostadsrummen behöver vara orienterade mot en sida där 55 dB(A) ekvivalent ljudnivå inte överskrids införlivas i större utsträckning.

De påvisade skillnaderna vid fasad i riktning mot ljudkälla för spårtrafik insinuerar att riktvärden om 60 dB(A) ekvivalent ljudnivå (65 dB(A) för lägenheter $\leq$35 m^2) kan bli svårare att införliva i framtida bullerutredningar. Å andra sidan kan ett byte till Nord2000 anse medföra en mindre utmaning att underskrida riktvärden vid uteplats i anslutning till byggnad, med hänvisning till figur 25 och 26, för både ekvivalent och maximal ljudnivå. Det ska tilläggas att vid jämförelse mellan resultatet för det verkliga fallet och typfallen (se figur 35 och 38) går det att se att vid kortare avstånd mellan husen slår det över i Nord2000:s favör som då påvisar en högre ljudnivå. Det tycks även bli mindre effektivt med införande av bullerkyddsskärmar intill tågräls som åtgärd för att uppnå riktvärden satt för ekvivalent ljudnivå vid fasad.

Utöver eventuella utmaningar att upprätthålla riktvärden skulle ett skifte till Nord2000 resultera i avsevärda ökningar av beräkningstider. Detta skulle medföra en stor omställning i arbetsätt för akustiker då det idag är vanligt att genomföra iterativa tester i syfte att testa implementationen av olika bulleråtgärder. Problemet är något som tas upp av Structor Akustik AB (2022) i ett remissvar till Transportstyrelsens förslag till ändring av det allmänna rådet. I remissvaret lyfts även de ekonomiska konsekvenserna då företag kommer behöva köpa in beräkningsdatorer som kan hantera de tunga beräkningarna Nord2000 medför, vilket skulle påverka mindre företag och aktörer i större utsträckning än större. Vidare skulle bullerutredningar komma att bli dyrare samt kräva längre tidsplaner vilket i sin tur saktar ner samhällsbyggnadsprocessen.

5.5 Förbättringsmöjligheter

Under projektets gång har ett antal förbättringsmöjligheter gällande den användarhandledning som tagits fram av Gustafson et al. (2023) iakttagits. De schablonvärden för andel fordon per timme som rekommenderas för de olika fordonskategorierna i tabell 6 Gustafson et al. (ibid.) ledde till viss förvirring. Det uppdagades att de presenterade procentsatserna var avrundade till 6 % (de egentliga procentsatserna låg mellan 5-5,625 %) vilket medförde att den totala procenten översteg 100 %. Vidare rekommenderas det att göra ett förtydligande kring vilken temperatur på vägyta som gäller vid jämförelser mellan Nord96 och Nord2000. I dagsläget anges denna temperatur under avsnitt 2

(Gustafson et al. 2023) där den benämns som lufttemperatur och ska sättas till 15 °C. Detta uppdagades först efter kontakt med sakkunnig som poängterade att den ansatta vägtemperaturen i projektet var 20 °C (temperatur på referensyta för Nord2000) och inte 15 °C [8]. Vid bullerutredningar läggs stor vikt på att beräkningar ska vara konsekventa oberoende av vem som genomfört dem, vilket pekar på att användarhandledningen kan behöva omformuleras.

Större underlag för jämförelser mellan metodernas spårmodeller efterfrågas, då de jämförelser som gjorts hittills fokuserat på vägmodellerna. Gustafson uppger [9] dock att detta är planerat att göras under år 2024.

Författaren till denna studie ställer sig även frågande till valet av parametervärde för turbulenskoefficienterna C_v^2 och C_T^2 som, enligt Gustafson et al. (ibid.), ska anges till 0,12 $m^{4/3}s^{-2}$ och 0,008 Ks^{-2}. Naixian (1997) menar att dessa värden motsvarar konvektiva förhållanden, med andra ord instabil skiktning i atmosfären. Att anta detta kan tyckas sakna grund. Det ska tilläggas att värdena är väldigt låga och det kan därför diskuteras om detta bidrar till en signifikant skillnad. Det uppdagades dock att det angivits fel enhet för strukturparametrarna för turbulenta fluktuationer i avsnitt 2 Gustafson et al. (2023)

6 Slutsats

Under projektet utgick modellering med beräkningsmetoden Nord2000 utifrån den framtagna användarhandledningen. Det anges tydligt vilka värden på inparametrar som ska anges vid jämförelse med beräkningsmetoden Nord96. Det har dock under projektets gång uppstått oklarheter kring val av vägytans temperatur samt fördelningen i trafikflödet mellan de olika fordonskategorierna. Detta framgick inte tydligt enligt författaren till denna studie och klargjordes först efter kontakt med sakkunnig. En bra översättning av markytor kartlagda i Fastighetskartan finns att tillgå i användarhandledningen och kunde enkelt användas.

Projektet har visat att ett skifte till beräkningsmetoden Nord2000 från Nord96 kommer resultera i andra värden för beräknad ljudnivå vid bullerutredningar, trots identiska beräkningsområden. Nord2000 har visat beräkna högre ljudnivåer från vägtrafik vid marknivå bakom byggnad relativt ljudkälla. Detta kan medföra en större utmaning att uppnå riktvärden för ljudnivåer vid uteplats i anslutning till byggnad, då denna är placerad på ljuddämpad sida. Skillnader kan i vissa fall uppgå till 8 dB(A) för maximal ljudnivå respektive ekvivalenta ljudnivåer. Ökningen kan medföra att riktvärden för uteplatser kan komma att bli svårare att uppnå. Nord96 anger högre ekvivalenta ljudnivåer vid fasad mot ljudkälla för vägtrafik än Nord2000, vilket visas av samtliga beräkningsfall. Vidare är de beräknade max- samt ekvivalentnivåerna högre för Nord96 vid husvägg i riktning från ljudkälla då det inte finns några andra närliggande hus där reflektion kan uppstå. Vid reflektioner till följd av närliggande byggnad beräknar Nord2000 högre ljudnivåer vid marknivå medan det för husväggar tycks bero av höjden. Vid våningar beläget längre ner blir de beräknade ljudnivåerna högre för Nord2000

[8] Andreas Gustafson, forskningsingenjör ljud och vibrationer, VTI, e-mail 2023-11-26.
[9] Andreas Gustafson, forskningsingenjör ljud och vibrationer, VTI, e-mail 2024-01-17.

medan det för Nord96 blir högre på våningar högre upp. Ljudnivåer bakom bullerskyddsskärm har visats bli högre vid ett skifte till Nord2000 enligt de typfall som presenterats.

Ljudnivåskillnader för spårtrafik har identifierats. Beräkningar visar att Nord2000 ger högre ljudnivåer vid fasad i riktning mot ljudkälla för majoriteten av fallen. Undantag går att hitta då byggnader skärmar på grund av uppförandet av bullerskyddsskärm. I områden precis bakom bullerskyddsskärmar placerade intill tågräls fås högre maximala samt ekvivalenta ljudnivåer för Nord96. Detta är genomgående för samtliga beräkningsfall. Nord2000 har visats beräkna högre högre ekvivalenta ljudnivåer då reflektioner från närliggande byggnader uppstår. För maximala ljudnivåer kan inte samma konstaterande göras. Ljudutbredning i fritt fällt har visats ge högre ljudnivåer för Nord2000.

Vid analys av beräkningstiderna för beräkningsmetoderna kunde slutsats dras att Nord2000 kommer ge avservärt mycket längre beräkningstider och kräva kraftfullare datorer.

Förbättningsmöjligheter med avseende på den användarhandledning som tagits fram av Gustafson et al. (2023) har identifierats. Bland annat bör ett förtydligande göras gällande de presenterade procentsatserna för fordon per medeltimme med avseende på lätta, medeltunga och tunga fordon.där den totala procenten översteg 100 %. Det rekommenderas även att på ett tydligare sätt presentera den korrekta vägtemperaturen som ska användas vid jämförelse av beräkningsmetoderna Nord96 och Nord2000 för vägtrafik, då detta inte var tydligt enligt författaren till denna studie. Ett bredare underlag för jämförelse av metodernas spårmodeller bör tas fram och är planerat att göras under år 2024. Det vore även önskvärt med ett förtydligande kring valet av värdena på väderparametrarna då det inte framgår varför dessa antar de värden de gör.

7 Referenser

Acousting Consulting and Design (2015). *Bullerutredning - Förutsättningar för Östra Sala Backe Etapp 2a*. Tekn. rapport. https://bygg.uppsala.se/globalassets/uppsala-vaxer/dokument/stadsplanering--utveckling/detaljplanering/samrad_granskning/ostra-sala-backe/5.-bullerutredning_samrad.pdf.

Ahearn, M., Boeker, E. R., Rosenbaum, J. E., Gerbi, P. J. & Roof, C. J. (2012). *Analysis of modeling aircraft noise with the Nord2000 noise model*. Tekn. rapport. John A. Volpe National Transportation Systems Center (US).

Andersson, J. (1998). *Akustik och buller*. 4. utg. Elanders Svenskt tryck AB, Stockholm. ISBN: 91-7332-727-1.

Anees, M. M., Qasim, M., Bashir, A. et al. (2017). Physiological and physical impact of noise pollution on environment. *Earth Science Pakistan* 1.1, s. 08–11.

Arbetsmiljöverket (2005). *Buller*. AFS 2005:16. Arbetsmiljöverket. ISBN: 91-7930-455-9. https://www.av.se/globalassets/filer/publikationer/foreskrifter/buller-foreskrifter-afs2005-16.pdf.

Arnqvist, J. (2023). *What happens to the wave front when the speed of sound changes?* [Opublicerat manuskript]. Institutionen för geovetenskaper. Uppsala: Uppsala universitet.

Attenborough, K. (1983). Acoustical characteristics of rigid fibrous absorbents and granular materials. *the Journal of the Acoustical Society of America* 73.3, s. 785–799.

Attenborough, K. (2014). *Springer Handbook of Acoustics*. 2. utg. New York: Springer. Kap. Basic Linear Acoustics, s. 29–112. DOI: 10.1007/978-1-4939-0755-7.

Bashir, I., Taherzadeh, S., Shin, H.-C. & Attenborough, K. (2015). Sound propagation over soft ground without and with crops and potential for surface transport noise attenuation. *The Journal of the Acoustical Society of America* 137.1, s. 154–164.

Bluhm, G. L., Berglind, N., Nordling, E. & Rosenlund, M. (2007). Road traffic noise and hypertension. *Occupational and environmental medicine* 64.2, s. 122–126.

Boverket (2023). *Bullerutredningar*. https://www.boverket.se/sv/PBL-kunskapsbanken/planering/detaljplan/lamplighetsbedomning/buller-vid-detaljplanering/bullerutredningar/ [2023-10-02].

Center for NDE (2021). *Refraction of sound*. https://www.nde-ed.org/Physics/Sound/refraction.xhtml [2023-10-03].

Cheinet, S., Ehrhardt, L., Juvé, D. & Blanc-Benon, P. (2012). Unified modeling of turbulence effects on sound propagation. *The Journal of the Acoustical Society of America* 132.4, s. 2198–2209.

Collman, R. (2015). *Sound Power, Sound Pressure*. https://www.acoustical.co.uk/acoustitips/i-sound-power-sound-pressure-technical/ [2023-09-12].

Crocker, M. J. (1998). *Handbook of acoustics*. John Wiley & Sons.

Defrance, J., Salomons, E., Noordhoek, I., Heimann, D., Plovsing, B., Watts, G., Jonasson, H., Zhang, X., Premat, E., Schmich, I. et al. (2007). Outdoor sound propagation reference model developed in the European Harmonoise project. *Acta Acustica united with Acustica* 93.2, s. 213–227.

EEA (2023). *Leq*. https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/leq [2023-10-09].

Embleton, T. F. (1996). Tutorial on sound propagation outdoors. *The Journal of the Acoustical Society of America* 100.1, s. 31–48.

Eurasto, R. (2006). Nord2000 for road traffic noise prediction. Weather classes and statistics. *Technical Research Centre of Finland, VTT*.

Europaparlamentet och rådets förordning (2002/49/EG). *Europaparlamentets och rådets direktiv 2002/49/EG av den 25 juni 2002 om bedömning och hantering av omgivningsbuller - Kommissionens förklaring i förlikningskommittén om direktivet om bedömning och hantering av omgivningsbuller*. Europeiska gemenskapernas officiella tidning nr L 189 , 18/07/2002 s. 0012 - 0026. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:32002L0049.

Everest, F. A. (2001). *Master Hand book of Acoustics*. 4. utg. McGraw Hill Companies, Inc. Kap. Reflection of Sound, s. 235–244. DOI: 10.1036/0071399747.

Folkhälsomyndigheten (2019). *Om ljud och buller*. https://www.folkhalsomyndigheten.se/publikationer-och-material/publikationsarkiv/o/om-ljud-och-buller-/?pub=60517.

Forssén, J. & Ögren, M. (2002). Thick barrier noise-reduction in the presence of atmospheric turbulence: measurements and numerical modelling. *Applied Acoustics* 63.2, s. 173–187.

Geravandi, S., Takdastan, A., Zallaghi, E., Niri, M. V., Mohammadi, M. J., Saki, H. & Naiemabadi, A. (2015). Noise pollution and health effects. *Jundishapur Journal of Health Sciences* 7.1.

Google (2023). *Farsta*. https://www.google.com/maps/@59.2422825,18.0847516,800m/data=!3m1!1e3?entry=ttu [2023-12-13].

Gorishnyy, T., Maldovan, M., Ullal, C. & Thomas, E. (2005). Sound ideas. *Physics world* 18.12, s. 24.

Gustafson, A. & Genell, A. (2022a). *Beräkning av vägtrafikbuller med CNOSSOS-EU, Nord2000 och Nord96–En underlagsrapport, del 2*.

Gustafson, A. & Genell, A. (2022b). *Beräkning av vägtrafikbuller med CNOSSOS-EU, Nord2000 och Nord96–En underlagsrapport, del 1*.

Gustafson, A., Genell, A. & Ögren, M. (2023). *NORD2000 - Beräkning av buller från väg- och spårtrafik för svenskt bruk – en användarhandledning*. https://kunskapscentrumbuller.se/anvisningarn2k.html.

Gustafson, A. & Genell, A. (2021). Practical aspects of road noise mapping in Sweden using CNOSSOS-EU.

Gustafson, A., Ögren, M. & Genell, A. (2022). *Kompletterande anvisningar för strategisk kartläggning avbuller från väg-och spårtrafik med CNOSSOS-EU*.

Hadzi-Nikolova, M., Mirakovski, D., Ristova, E. & Stefanovska Ceravolo, L. (2012). Modeling and mapping of urban noise pollution with soundplan software. *International Journal for Science, Technics and Innovations for the Industry MTM (Machines, Tecnologies, Materials)* 6.5/2012, s. 38–42.

Hellberg, A. (2005). *Buller och bullerbekämpning*. Danagårds Grafiska AB. Kap. Grundläggande begrepp, s. 29–34. ISBN: 91-7464-414-9.

Hänninen, O., Knol, A. B., Jantunen, M., Lim, T.-A., Conrad, A., Rappolder, M., Carrer, P., Fanetti, A.-C., Kim, R., Buekers, J. et al. (2014). Environmental burden of disease in Europe: assessing nine risk factors in six countries. *Environmental health perspectives* 122.5, s. 439–446.

Jerson, T. & Ögren, M. (2012). *Elmotorvagn Coradia Duplex-Littera X40: indata till beräkningsmodellerna NMT96 och Nord 2000*.

Jonasson, H. (2006). Acoustic source modelling of nordic road vehicles. *SP Rapport* 12.

Jonasson, H. G. & Storeheier, S. (2001). *Nord 2000. New Nordic prediction method for road traffic noise*. Tekn. rapport. Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1191249/FULLTEXT02.pdf.

Kallistratova, M. (2002). Acoustic waves in the turbulent atmosphere: A review. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology* 19.8, s. 1139–1150.

Khan, J., Ketzel, M., Jensen, S. S., Gulliver, J., Thysell, E. & Hertel, O. (2021). Comparison of Road Traffic Noise prediction models: CNOSSOS-EU, Nord2000 and TRANEX. *Environmental Pollution* 270, s. 116240.

Klinkby, J. (2003). Nord2000 VS the existing Nordic propagation models. *Ultragarsas/Ultrasound* 48.3, s. 115–119.

Kommunikationsdepartementet (1996). *Infrastrukturinriktning för framtida transporter*. 1. utg. Regeringens proposition 1996/1997:56 53. Regeringskansliet.

Kragh, J., Jonasson, H., Plovsing, B. & Sarinen, A. (2006). *User's Guide Nord2000 Road*. Tekn. rapport.

Kragh, J., Thysell, E., Finne, P., Pedersen, F., Michelsen, L. & Fryd, J. (2023). The Nord2000 prediction method for road traffic noise–outline and validation, and application in environmental noise mapping. *The Journal of the Acoustical Society of America* 154.1, s. 547–555.

Larsson, C. (2011). *Bullerutbredning*. Institutionen för geovetenskaper. Uppsala: Uppsala universitet.

Larsson, K. & Jonasson, H. (2015). *Uppdaterade beräkningsmodeller för vägtrafikbuller*.

Lindosland (1 febr. 2024). https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/39/Acoustic_weighting_curves_%281%29.svg.

Lindsay, H. (2006). Ground, terrain an Structure Effects on Sound Propagation. *Factors Affecting Outdoor Sound Propagation* 20.3.

Murphy, E. & King, E. A. (2010). Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environment international* 36.3, s. 290–298.

Murphy, E. & King, E. A. (2022). *Environmental noise pollution: Noise mapping, public health, and policy*. Elsevier.

Naixian, P. (1997). Determination of the turbulent structure parameters. *Acoustic Remote Sensing Applications*, s. 179–190.

Naturvårdsverket (1996a). *Vägtrafikbuller: Nordisk Beräkningsmodell del1, Reviderad 1996 (Road Traffic Noise: Nordic Calculation Model, Revised 1996)*.

Naturvårdsverket (1996b). *Buller från spårburen trafik - Nordisk beräkningsmodell*.

Naturvårdsverket (2015). *Åtgärdsprogram för att följa miljökvalitetsnormen för buller*. 6534. utg. CM Gruppen AB, Bromma. ISBN: 978-91-620-6534-8. file:///C:/Users/ave/Downloads/978-91-620-6534-8%20(1).pdf.

Naturvårdsverket (2016). *Buller från väg- och spårtrafik vid bostäder*. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/buller/buller-fran-vag--och-spartrafik-vid-bostader/ [2023-10-02].

Naturvårdsverket (2023a). *Den Nationella Bullersamordningen*. https://www.naturvardsverket.se/4a7d1e/globalassets/amnen/buller/alla-presentationer-natverksmote.pdf.

Naturvårdsverket (2023b). *Vem gör vad i bullerfrågan?* [2023-10-09].

Naturvårdsverket (2023c). *Buller från vägar och järnvägar vid nybyggnation av infrastruktur*. https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/buller/buller-fran-vagar-och-jarnvagar-vid-nybyggnation-av-infrastruktur/ [2023-10-11].

Nilsson, E., Johansson, A.-C., Brunskog, J., Sjökvist, L.-G. & Holmberg, D. (2005). *Grundläggande akustik*.

NORDTEST (1999). Ground surfaces: Determination of the acoustic impedance.

Novak, A., Gredenman, T., Fred, R., Bellander, T. & Eriksson, C. (2016). *Kartläggning av bullerfria områden. Metodbeskrivning för Stockholmslän*. http://dok.slso.sll.se/CAMM/Rapportserien/2016/CAMM%202016_04%20WEBB.pdf.

Piechowicz, J. (2011). Sound wave diffraction at the edge of a sound barrier. *Acta Physica Polonica A* 119.6A, s. 1040–1045.

Plovsing, B. (2006). *Proposal for nordtest method: Nord2000–prediction of outdoor sound propagation*. Tekn. rapport.

Plovsing, B. (2007). *Noise Mapping by Use of Nord2000: Reduction of Number of Meteo-classes from Nine to Four*. Danish Environmental Protection Agency.

Plovsing, B. & Thysell, E. (2019). Test Cases for Road Traffic Noise–Nord2000. Version December 2018. *RL* 18, s. 18.

Regeringskansliet (1 mars 2019). *Regeländringar beslutade den 21 februari 2019*. https://www.regeringen.se/artiklar/2019/03/regelandringar-beslutade-den-21-februari-2019/ [2023-10-09].

Salomons, E. M. (2001). *Computational atmospheric acoustics*. Springer Science & Business Media.

SFS (2004:675). *Förordning om omgivningsbuller*. Stockholm: Klimat- och näringslivsdepartementet.

SFS (2017:359). *Förordning om trafikbuller vid bostadsbyggnader*. Stockholm: Landsbygds- och infrastrukturdepartementet SPN.

SFS (2015:216). *Förordning om trafikbuller vid bostadsbyggnader*. Stockholm: Landsbygds- och infrastrukturdepartementet SPN.

SFS (1998:808). *Miljöbalken*. Stockholm: Klimat- och näringslivsdepartementet.

SIS (2003). *Noggrannhet (riktighet och precision) för mätmetoder och mätresultat - Del 1: Allmänna principer och definitioner*. Tekn. rapport STD-33536.

Sordello, R., Flamerie De Lachapelle, F., Livoreil, B. & Vanpeene, S. (2019). Evidence of the environmental impact of noise pollution on biodiversity: a systematic map protocol. *Environmental Evidence* 8.1, s. 1–7.

SoundPLAN (2014). *User's Manual*. Braunstein och Berndt GmbH, s. 186.

SoundPLAN (2023). *SoundPLANnoise*. https://www.soundplan.eu/en/software/soundplannoise/ [2023-11-15].

Stenman Norlander, Å. (2016). *Enhetlig utbredningsmetod för buller*. https://docplayer.se/46461921-Enhetlig-utbredningsmetod-for-buller.html.

Structor Akustik AB (2020). *Vackerby trädgårdsstad, Gnesta - Omgivningsbuller*. Tekn. rapport. https://www.gnesta.se/download/18.510ef4417d14cc072fa5fd1/1637153200616/Bilaga%209.%20Bullerutredning%20Vackerbytrdgrdstd%202021-05-20.pdf.

Structor Akustik AB (2022). *TSF 2022-133 Remissvar Nord2000*.

Subramani, T., Kavitha, M. & Sivaraj, K. (2012). Modelling of traffic noise pollution. *International journal of Engineering research and applications* 2.3, s. 3175–3182.

Sutherland, L. C. & Bass, H. E. (2004). Atmospheric absorption in the atmosphere up to 160 km. *The Journal of the Acoustical Society of America* 115.3, s. 1012–1032.

Thompson, D. (2008). *Railway noise and vibration: mechanisms, modelling and means of control*. Elsevier.

Tiderman-Österberg, J. & Stomberg, I. (2019). *Naturakustik - I Thorell, E. & Tiderman-Österberg, J. (red.) Fäbodlandskap och vallmusik*. Falun: Dalarnas Fornminnes- och Hembygdsförbund & Dalarnas museum, s. 245–271. https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1476644/FULLTEXT01.pdf.

Trafikverket (10 nov. 2020a). *Buller från trafik på järnväg*. https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/miljo---for-dig-i-branschen/buller-och-vibrationer---for-dig-i-branschen/Fakta-om-buller-och-vibrationer/buller-fran-trafik-pa-jarnvag/ [2023-10-02].

Trafikverket (10 nov. 2020b). *Buller från vägtrafik*. https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/miljo---for-dig-i-branschen/buller-och-vibrationer---for-dig-i-branschen/Fakta-om-buller-och-vibrationer/buller-fran-vagtrafik/ [2023-10-02].

Trafikverket (28 sept. 2021). *Infrastrukturpropositionen*. https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/Planera-och-utreda/langsiktig-planering-av-infrastruktur/infrastrukturproposition/ [2023-10-11].

Trafikverket (27 juni 2023). *Mått för ljudnivåer*. https://bransch.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/miljo---for-dig-i-branschen/buller-och-vibrationer---for-dig-i-branschen/Fakta-om-buller-och-vibrationer/matt-for-ljudnivaer/ [2023-10-09].

Transportstyrelsen (2021). *Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd om egenskapskrav för vägar, gator, spårvägar och tunnelbanor (byggregler)*. Stockholm: Transportstyrelsen. https://www.transportstyrelsen.se/TSFS/TSFS%202021_122.pdf.

Transportstyrelsen (2023). *Transportstyrelsens föreskrifter och allmänna råd om egenskapskrav för vägar, gator, spårvägar och tunnelbanor (byggregler)*. Borlänge: Transportstyrelsen. https://www.transportstyrelsen.se/sv/Regler/utgangna-remisser/remiss-till-andring-i-tsfs-2021122/.

Wallin, H. (2018). ”Ljud och Vibrationer”. 4. utg. Universitetsservice US-AB, Stockholm. Kap. 1, s. 1–40.

Wharton, S. & Lundquist, J. K. (2012). Atmospheric stability affects wind turbine power collection. *Environmental Research Letters* 7.(1), s. 014005. DOI: 10.1088/1748-9326/7/1/014005.

WHO (2018). *Environmental noise guidelines for the European region*. World Health Organization. Regional Office for Europe. ISBN: 978-92-890-5356-3.

Vorländer, M. (2008). *Auralization - Fundamentals of Acoustics, Modelling, Simulation, Algorithms and Acoustic Virtual Reality*. 1. utg. Berlin: Springer. Kap. Sound propagation, s. 35–52. DOI: 10.1007/978-3-540-48830-9.

VTI (2023). *Kunskapcentrum om Buller*. https://www.vti.se/forskning/miljo/ljud-buller-och-vibrationer/kunskapscentrum-om-buller [2023-09-05].

Värnamo kommun (2016). *Allmänt om buller*. https://kommun.varnamo.se/download/18.1f4cb4181516cbd81f210
1452168720808/Allm%C3%A4nt%20om%20buller.pdf.

Ögren, M. (1997). *Propagation of sound-screening and ground effect. Part 1. Non-refracting atmosphere.*

Ögren, M., Genell, A., Jerson, T., Torstensson, P. & Gustafson, A. (2023). *Svenska emissionsdata för beräkning av buller från spårburen trafik med hjälp av Nord 2000*. Tekn. rapport. Västra Götalandsregionens Miljömedicinska Centrum (VMC).

Ögren, M., Gustafson, A. & Genell, A. (2022a). STATUS NORD2000. https://kunskapscentrumbuller.se/documents/slutversioner/Status%20Nord2000%202022-12-21.pdf.

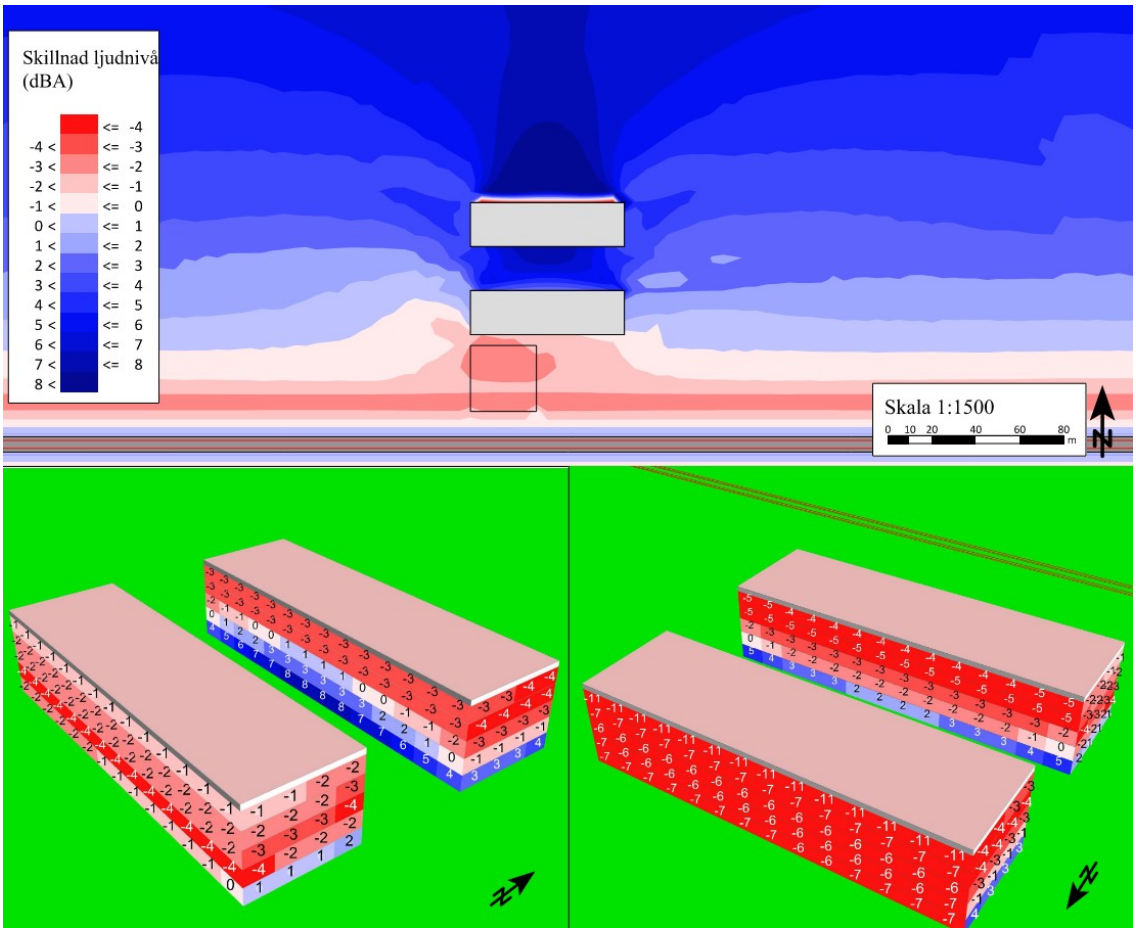
Ögren, M., Gustafson, A. & Stockfelt, L. (2022b). *Bullerkartläggning inom den hälsorelaterade miljöövervakningen (HäMI)*.

Ögren, M. & Jerson, T. (2010). *Indata till bullerberäkningsmetoder för motorvagn X60*. Statens väg-och transportforskningsinstitut.

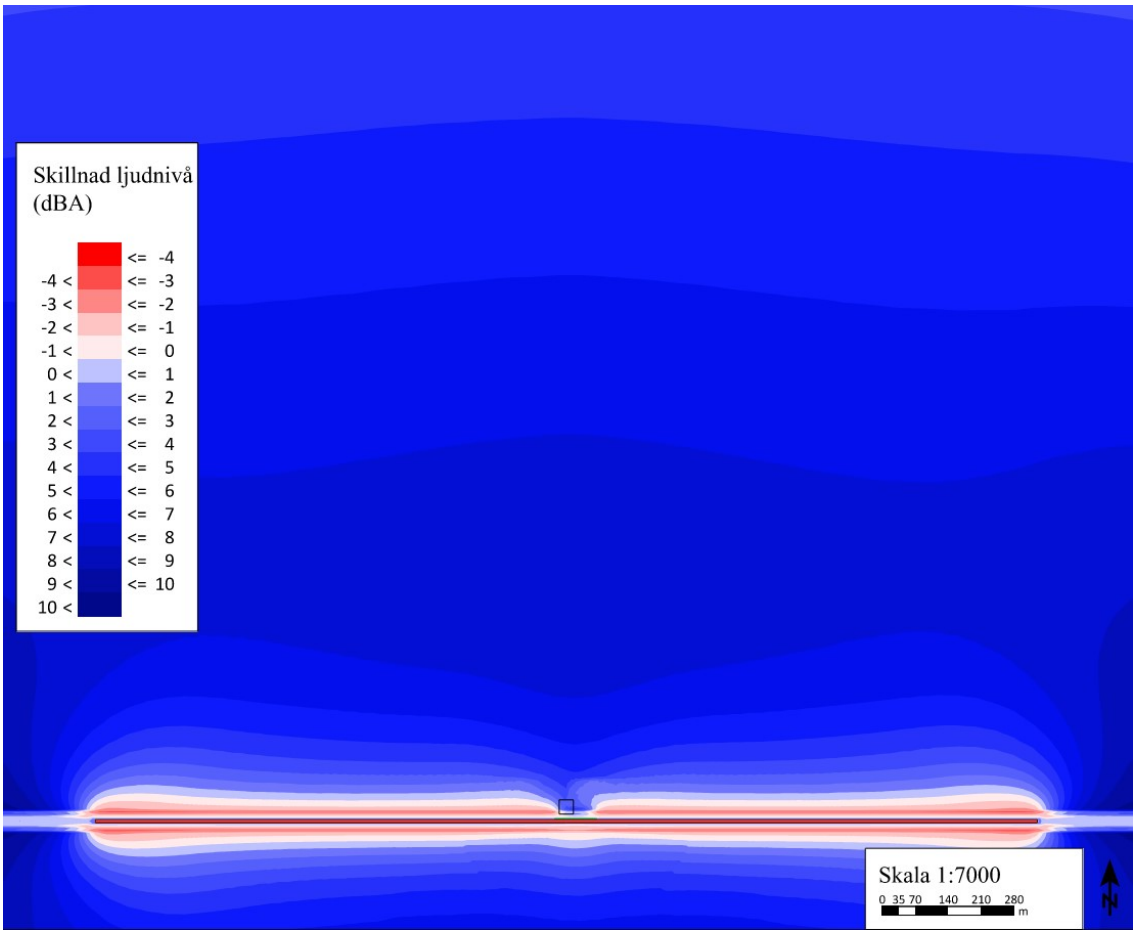
A Appendix

A.1 Vägtrafik

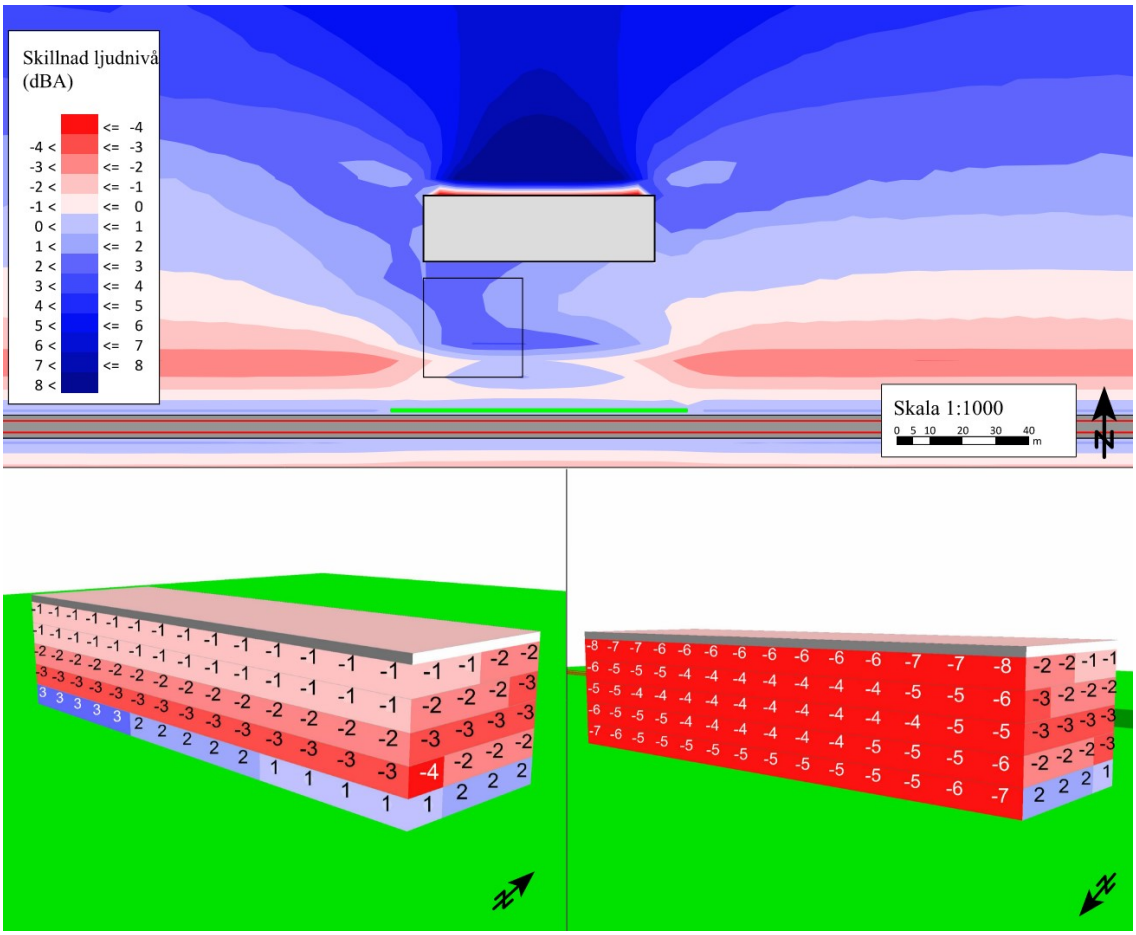
A.1.1 L_{eq}



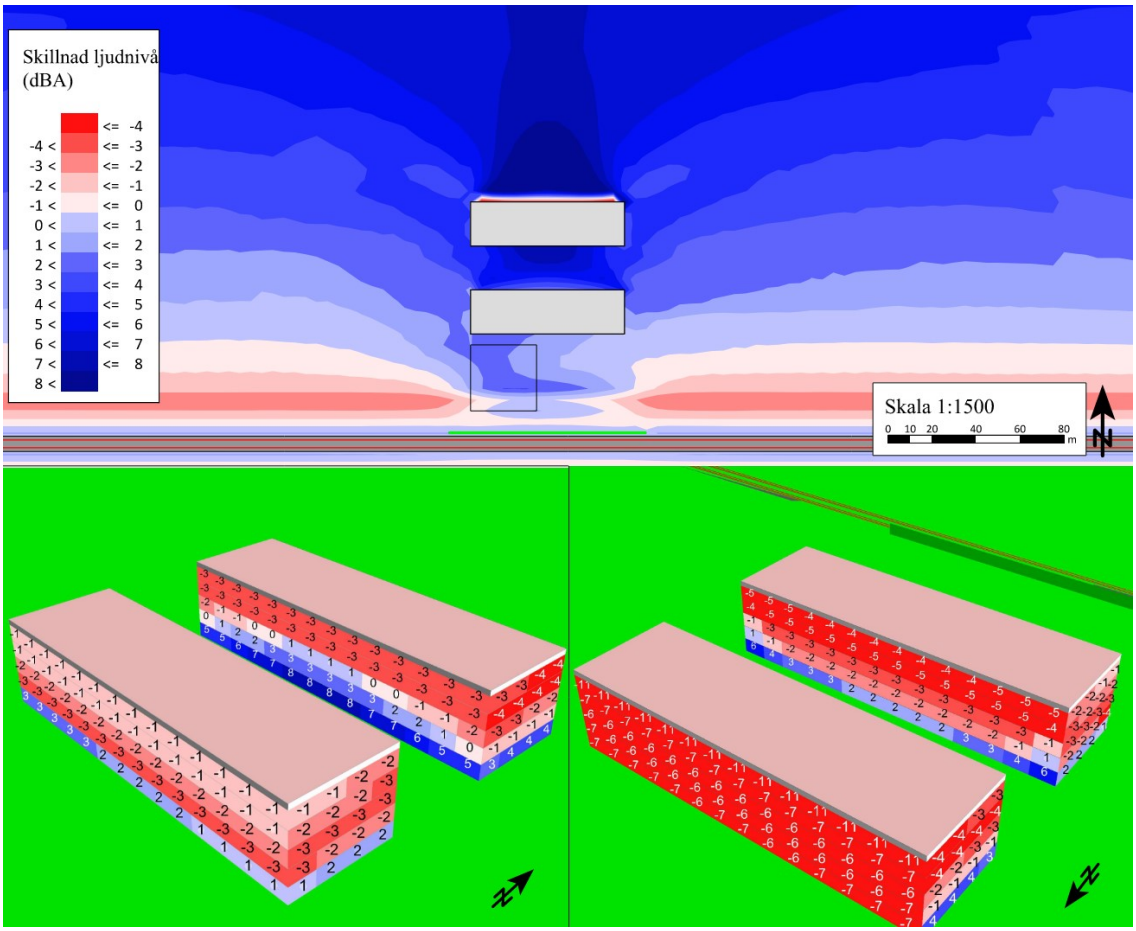
Figur 27: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 3 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



Figur 28: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 4 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

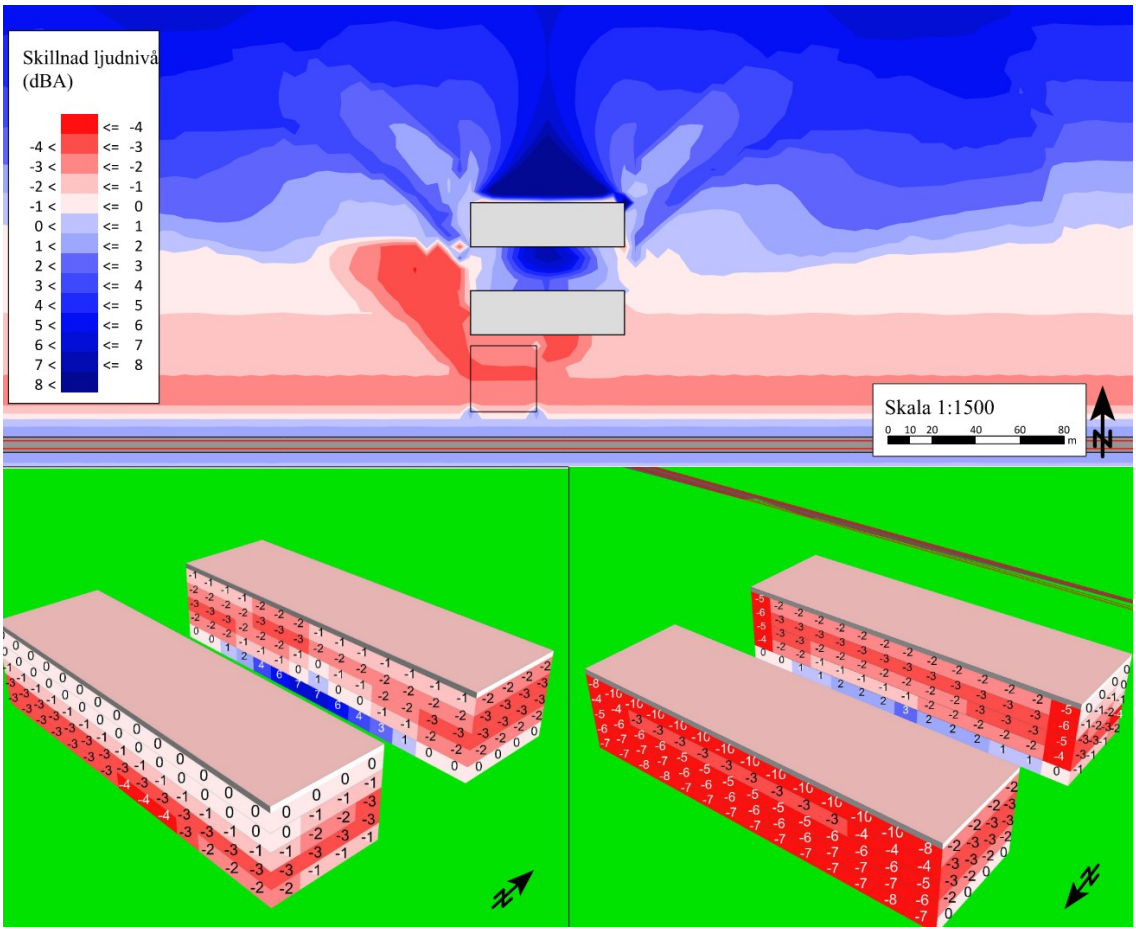


Figur 29: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 5 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

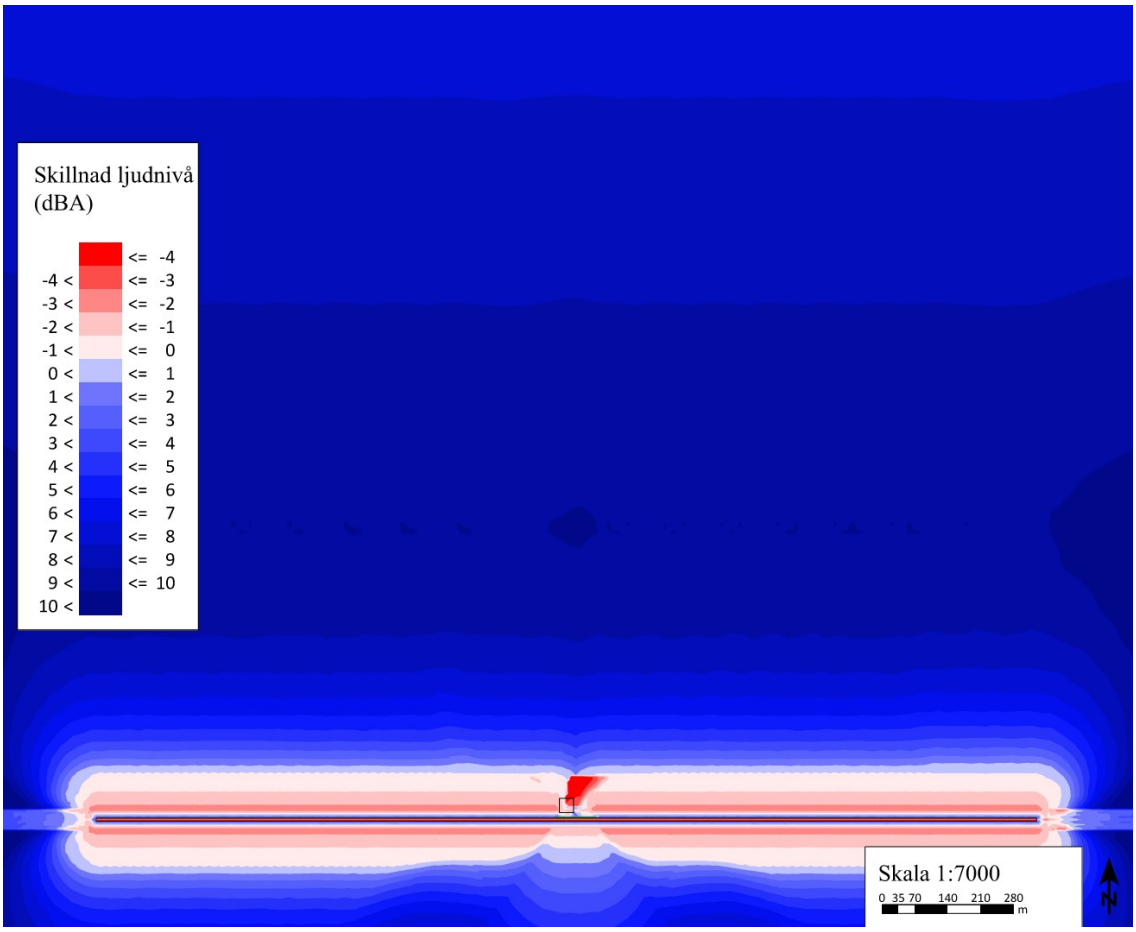


Figur 30: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 6 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

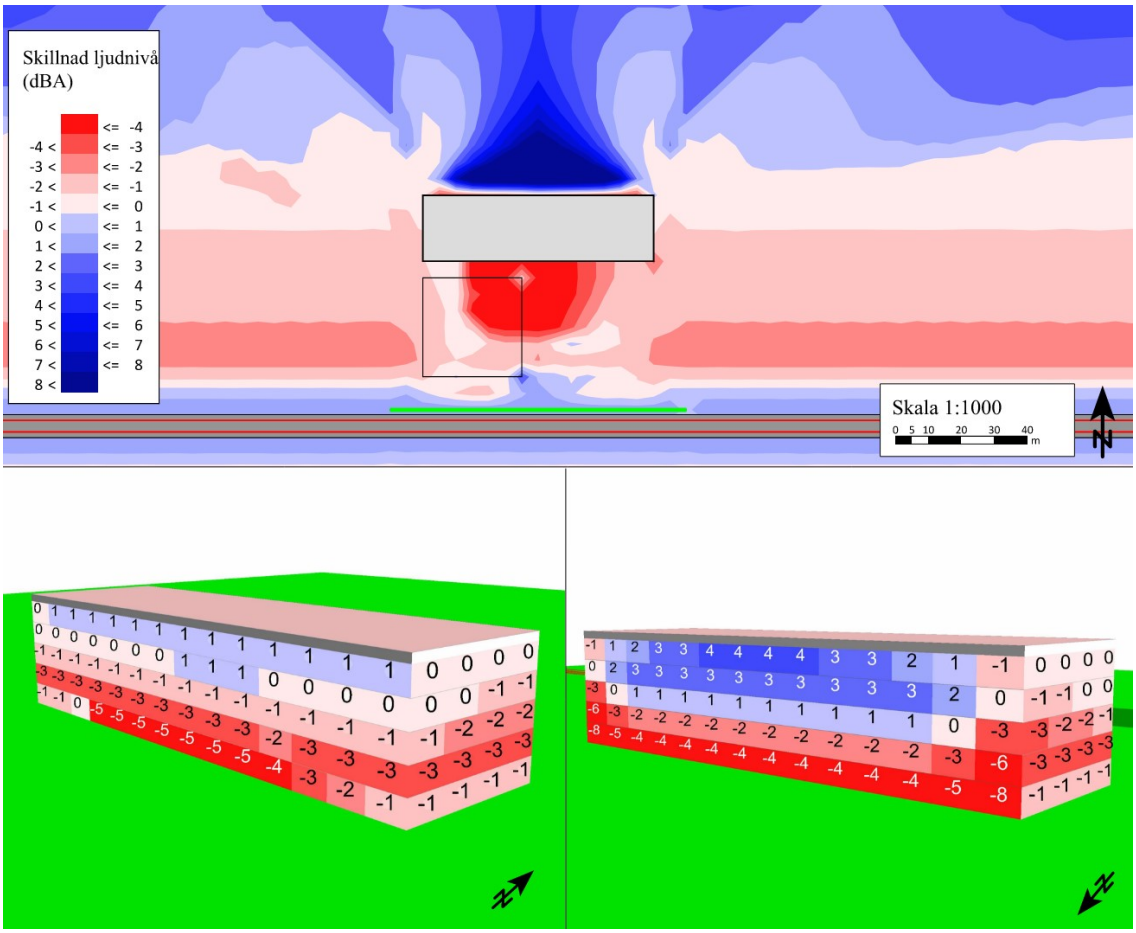
A.1.2 L_{max}



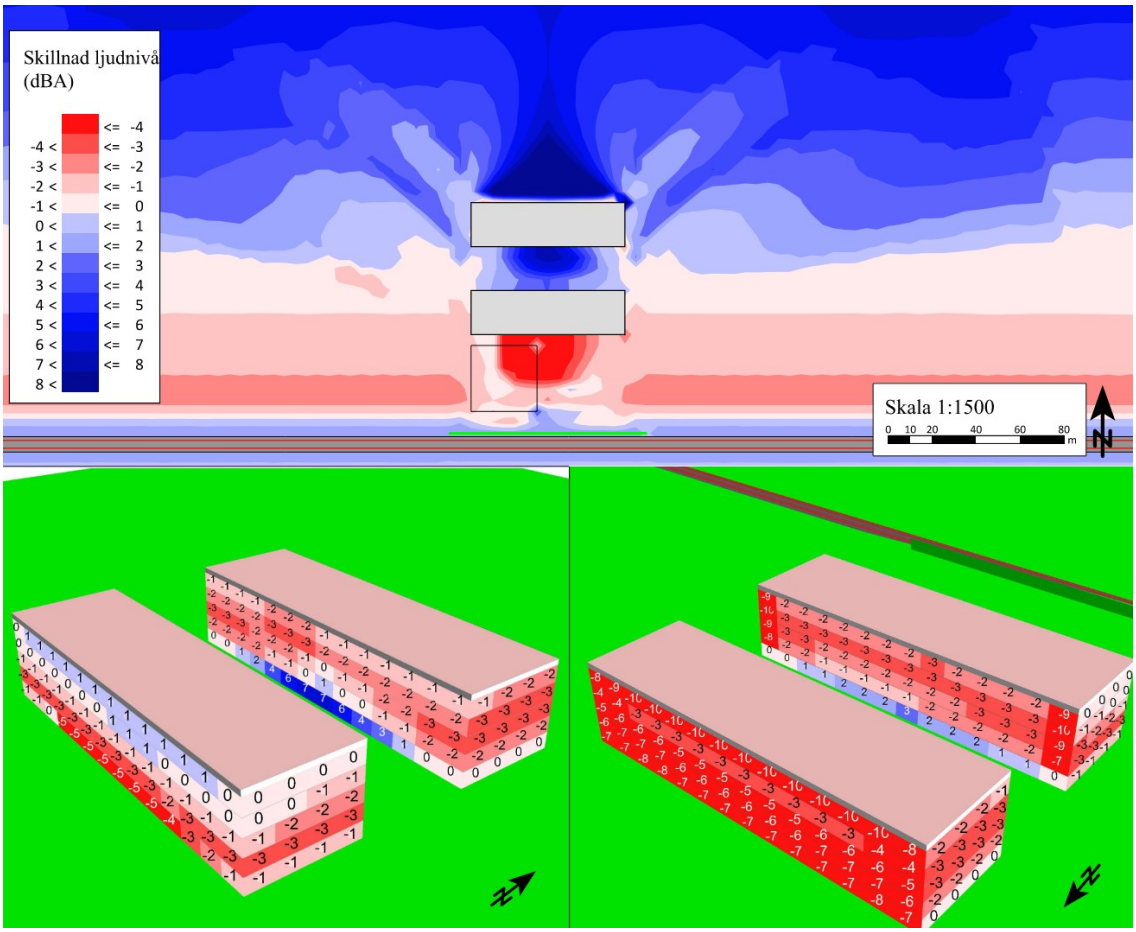
Figur 31: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 3 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



Figur 32: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 4 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



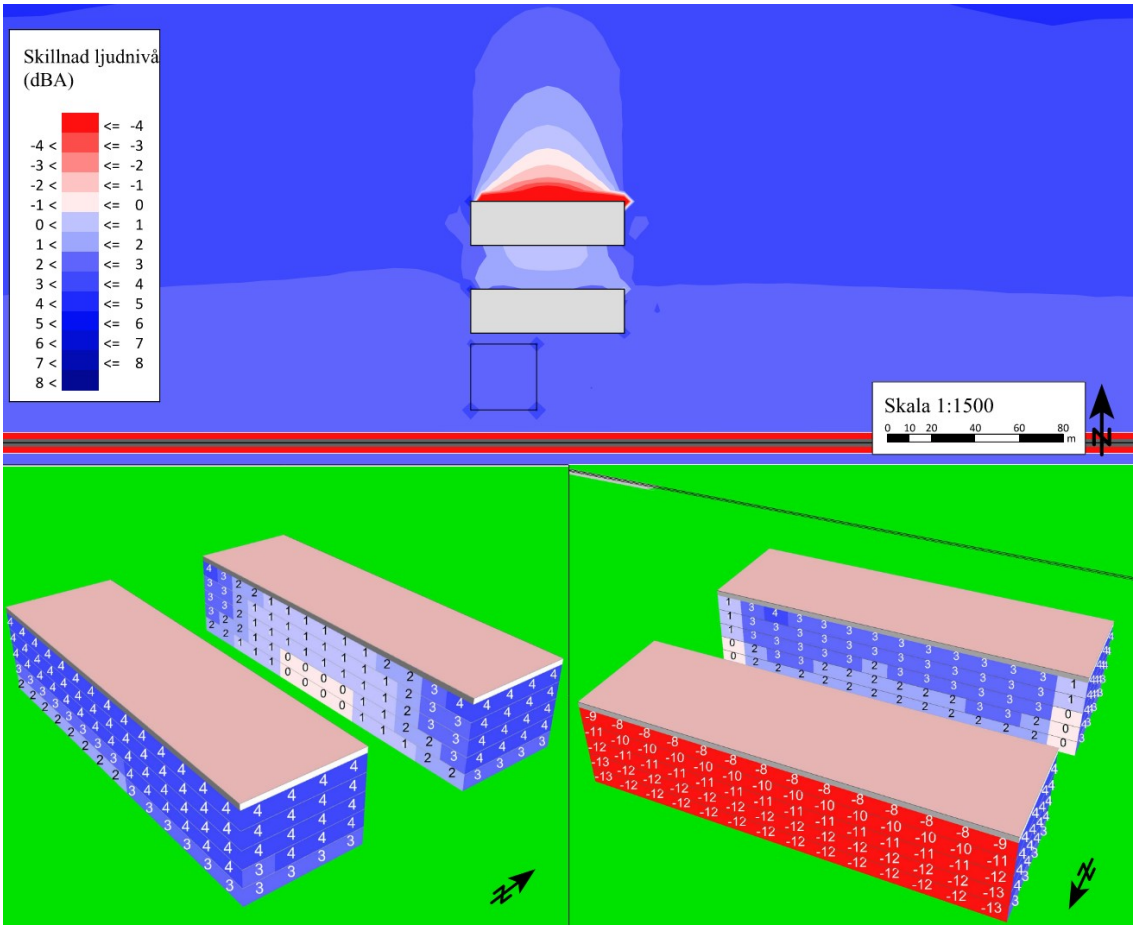
Figur 33: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 5 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



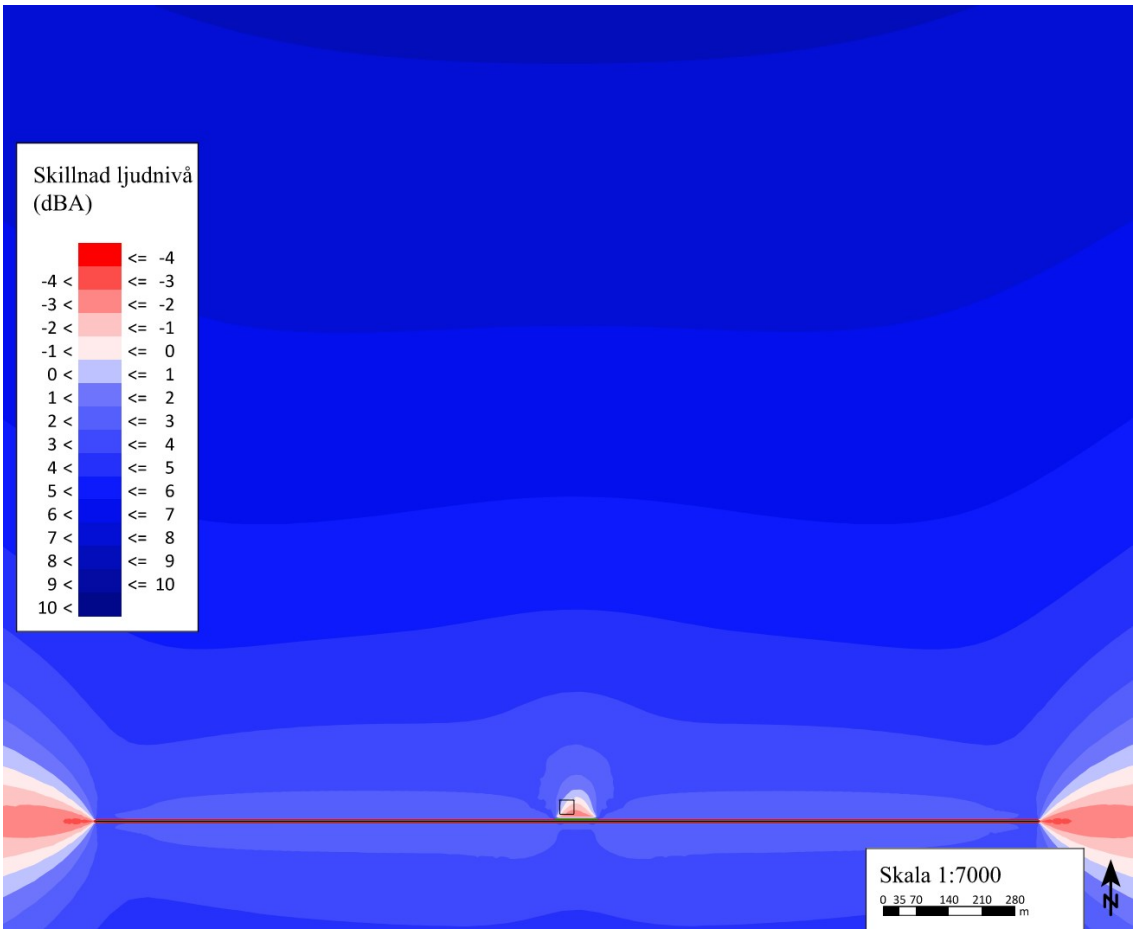
Figur 34: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 6 för vägtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

A.2 Spårtrafik

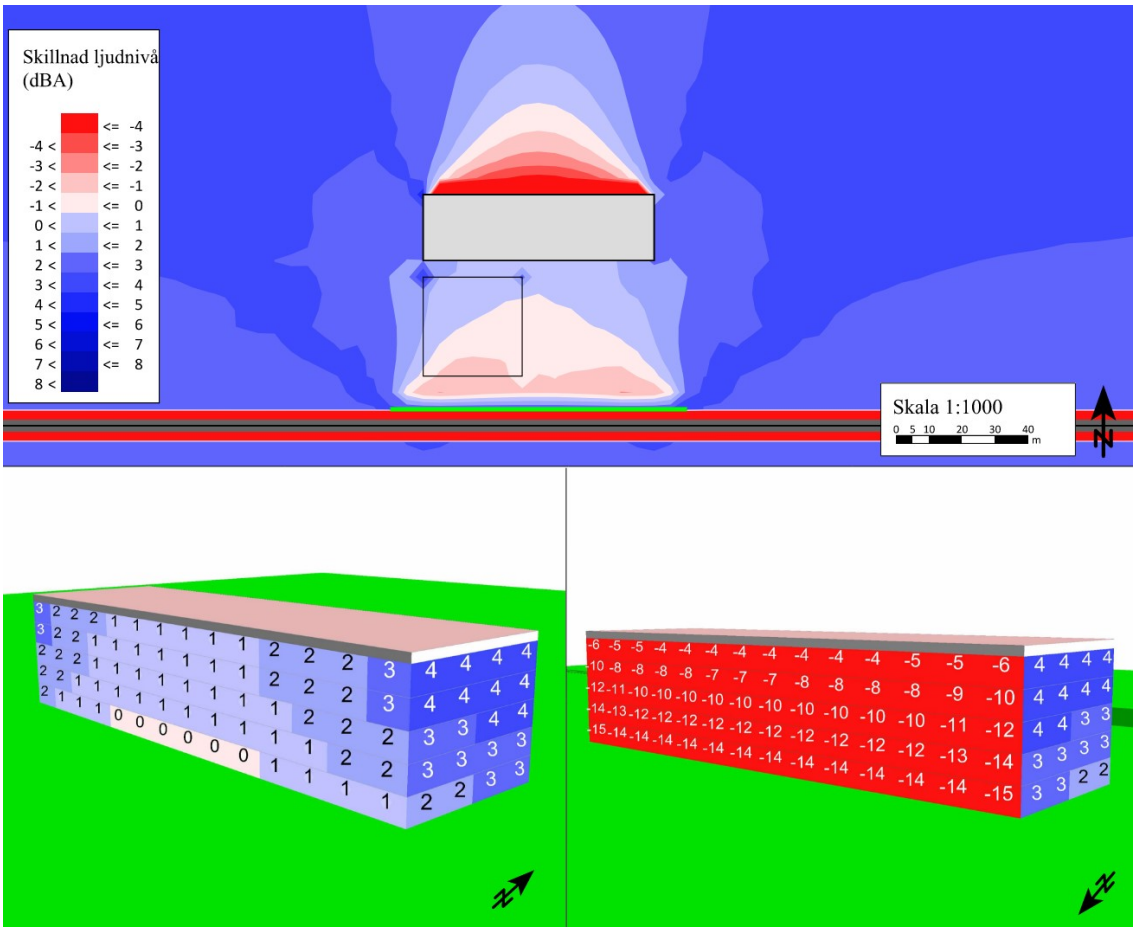
A.2.1 L_{eq}



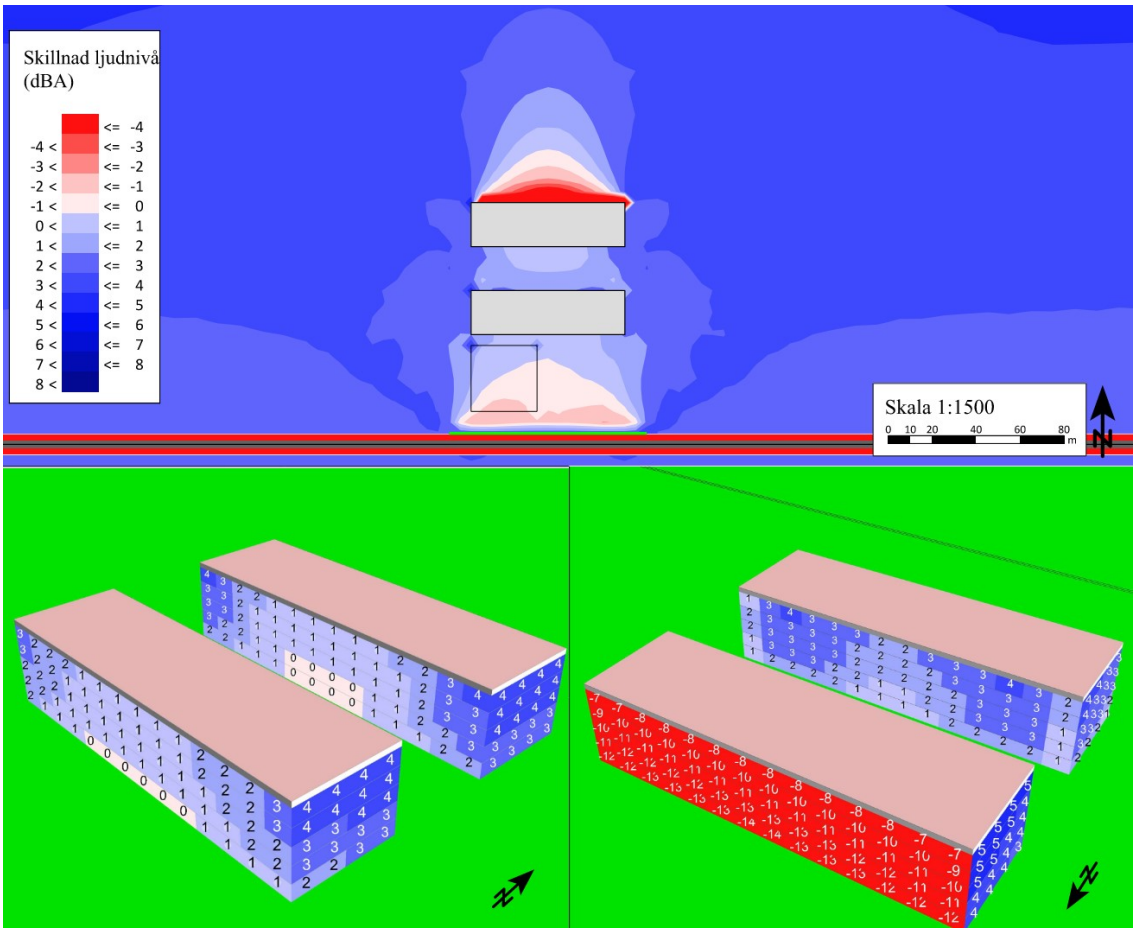
Figur 35: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 3 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



Figur 36: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 4 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

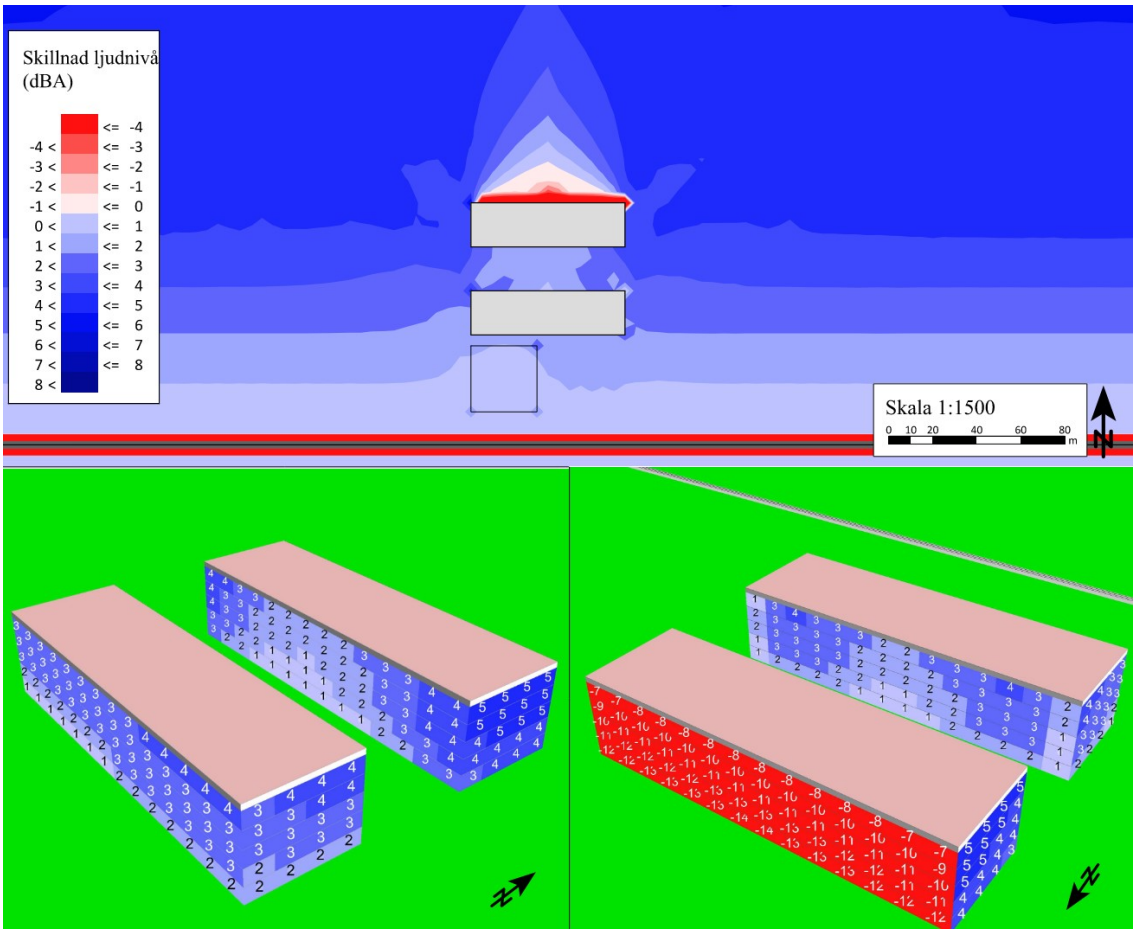


Figur 37: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 5 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

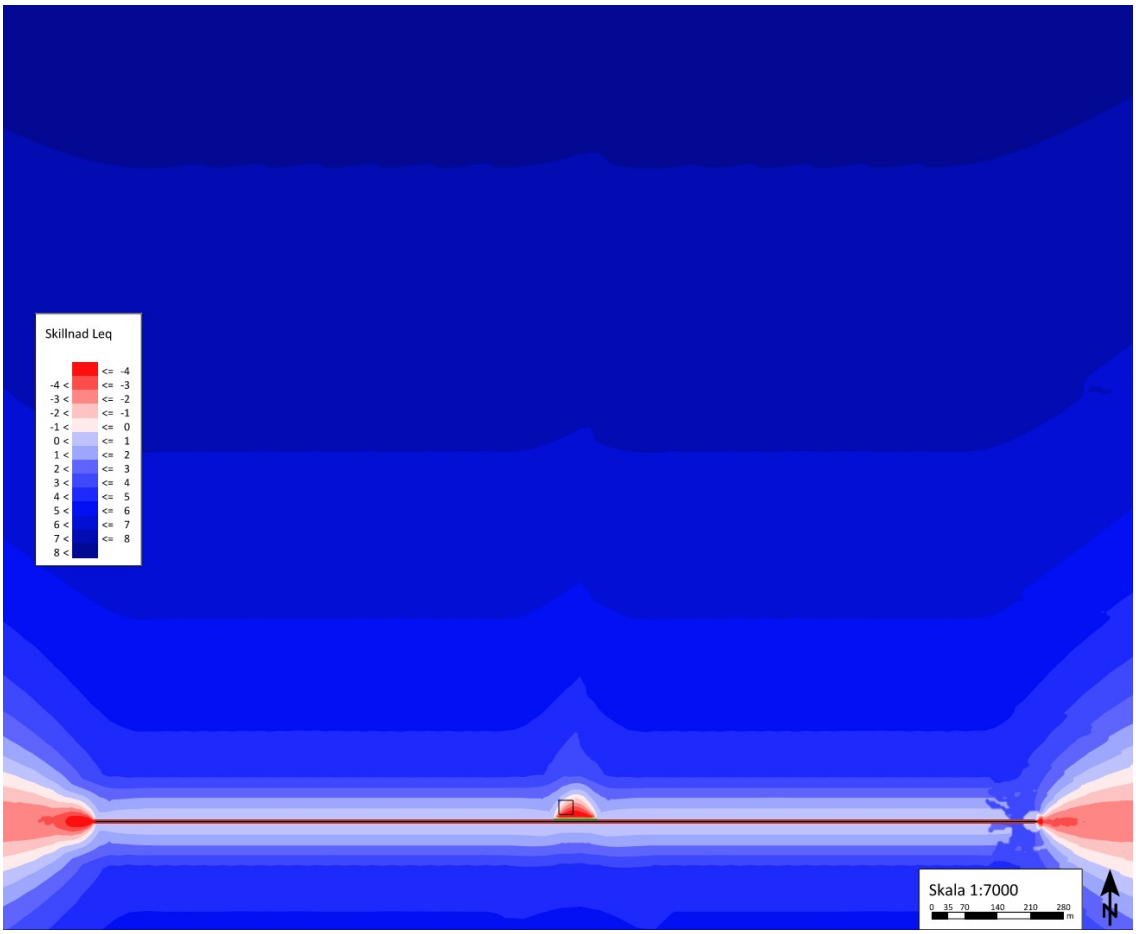


Figur 38: Plott över skillnad mellan beräknad ekvivalent ljudnivå L_{eq} för Nord2000 och Nord96 för fall 6 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.

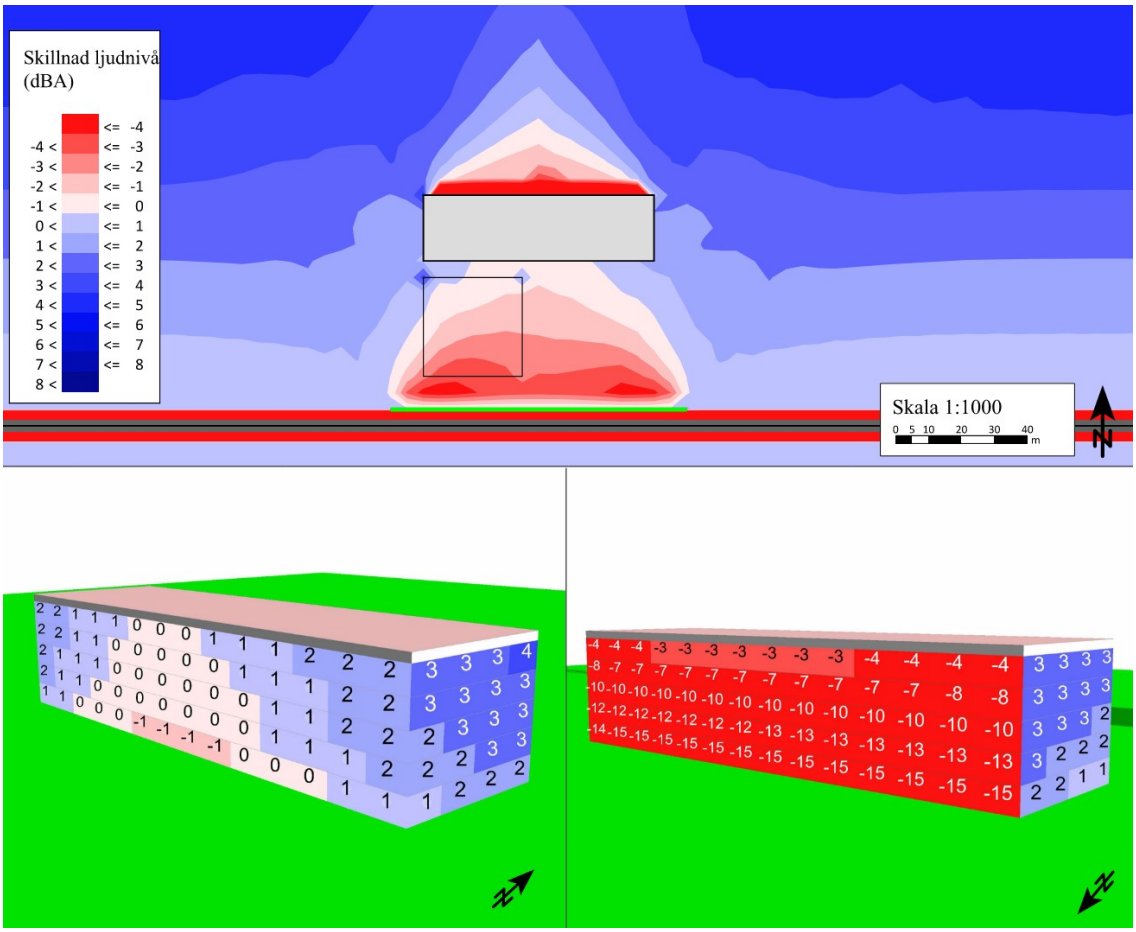
A.2.2 L_{max}



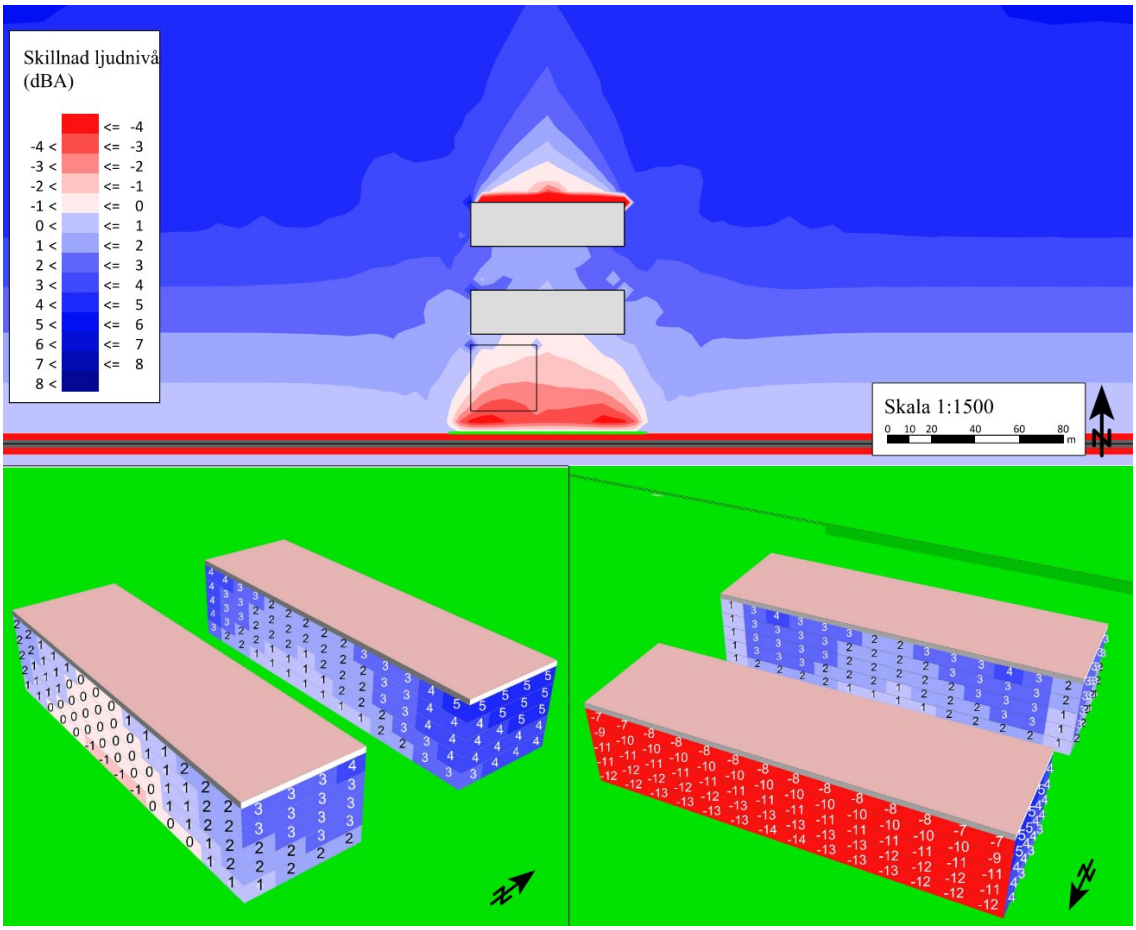
Figur 39: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 3 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



Figur 40: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 4 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



Figur 41: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 5 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.



Figur 42: Plott över skillnad mellan beräknad maximal ljudnivå L_{max} för Nord2000 och Nord96 för fall 6 för spårtrafik. Blått fält indikerar en högre beräknad ljudnivå för Nord2000 och rött fält en högre beräknad ljudnivå för Nord96.