

Vastaanottaja

Lahden kaupunki

Asiakirjatyyppi

Raportti

Päivämäärä

11.1.2017

# YMPÄRISTÖMELUN VAIKUTUKSET LAHDEN VÄESTÖÖN – TERVEYSVAIKUTUSTEN ARVIOINTI

# Ympäristömelun vaikutukset Lahden väestöön – Terveysvaikutusten arviointi

Päivämäärä 11.1.2017  
Laatija Erkki Kuusisto  
Tarkastaja Jari Hosiokangas

Viite 1510027360-003

Ramboll  
PL 718  
Pakkahuoneenaukio 2  
33101 TAMPERE  
P +358 20 755 611  
F +358 20 755 6201  
[www.ramboll.fi](http://www.ramboll.fi)

# SISÄLTÖ

TIIVISTELMÄ	1
1. JOHDANTO	2
2. TAVOITTEET	3
3. NYKYTIETOA YMPÄRISTÖMELUN TERVEYSVAIKUTUKSISTA	4
3.1 Kiusallisuus eli yleinen häiritsevyys	4
3.2 Unen häiriintyminen	5
3.3 Ajattelu- ja oppimistoimintojen heikentyminen	6
3.4 Vaikutukset sydän- ja verisuonitautiriskeihin	6
3.5 Syy-yhteysnäytöltään riittämättömät havainnot meluallistumisen suhteesta muihin sairauksiin	7
3.6 Yksilöllinen meluherkkyys	8
4. TERVEYSVAIKUTUSTEN ARVIOINNIN TOTEUTUS LAHDESSA	9
4.1 Vaikutusarvioinnin lähtökohtia	9
4.1.1 Arviointien päävaiheet	9
4.1.2 Vaikutuslaskennan keskeisiä piirteitä	10
4.1.2.1 Vaikutuspolkumenetelmä mallinnuksen runkona	10
4.1.2.2 Iteratiivisesti kohti tarkempia arviointeja	11
4.1.2.3 Epävarmuudet ovat kiinteä osa arviointeja	11
4.1.3 Sidosryhmien osallistaminen	12
4.2 Kohdistus- ja rajausvaihe	12
4.2.1 Melulähteiden määrittely	12
4.2.2 Terveysvaikutusten ja vastefunktioiden valintakriteerit	12
4.2.3 Altistumisen määrittely	13
4.2.4 Sairauskuormalaskenta	13
4.2.5 Rahassa arvottaminen	13
4.2.5.1 Maksuhalukkuuskyselyihin perustuva arvottaminen	13
4.2.5.2 Asuntomarkkinakäyttämiseen perustuva arvottaminen	14
4.2.5.3 DALY-tuloksiin ja elinvuoden arvoon (VOLY) perustuva arvottaminen	15
4.2.6 Laskenta-alusta	15
4.2.7 Epävarmuustarkastelu	16
4.3 Arviointivaihe	16
4.3.1 Altistumisjakaumat	16
4.3.2 Arvioitavien terveysvaikutusten valinta	17
4.3.3 Vastefunktioiden valinta	18
4.3.4 Laskentatyökalun rakentaminen	19
4.3.5 Lähtötietojen keskiarvottaminen tai projisoiminen	20
4.3.6 Epävarmuuksien matemaattinen käsittely	20
4.3.7 Tapausmäärälaskenta	21
4.3.7.1 Häiritsevyysvaikutukset	21
4.3.7.2 Vaikutukset sydän- ja verisuonisairauksiin	21
4.3.8 Sairauskuormalaskenta	22
4.3.8.1 Häiritsevyysvaikutukset	22
4.3.8.2 Aivohalvaukset	22
4.3.8.3 Sydänsairaudet	23
4.3.8.4 Vertailusyyt	23
4.3.9 Rahassa arvottaminen	23
4.3.9.1 WTP-menetelmä	23
4.3.9.2 NDI-menetelmä	24
4.3.9.3 DALY×VOLY-menetelmä	24
4.3.9.4 Arvojen siirtäminen	24
4.3.9.5 Tulosten suhteuttaminen BKT:hen	25
5. TULOKSET	25
5.1 Kohdeväestön ja altistumistilanteen yleisluonnehdinta	25
5.2 Päätulokset	26
5.2.1 Numeromuodossa	26
5.2.2 Kuvaajina	27
5.2.3 Vertailusyyistä aiheutuvat elinaikamenetykset	31

5.3	Kansalliset melutason ohjearvot vs sairauskuorma	31
6.	TULOSTEN POHDINTA	32
6.1	Tapausmäärät	32
6.2	Sairauskuorma	33
6.3	Rahassa arvottaminen	34
	6.3.1 Tulosten oikea tulkintatapa	34
	6.3.2 Arvottamismenetelmien kattavuus	34
	6.3.3 Epävarmuuksista	34
	6.3.4 Luotettavin arvio	35
6.4	Melutason VNp-ohjearvot kansanterveyden näkökulmasta	35
7.	JATKOASKELIA: TVA PÄÄTÖKSENTEON TUKENA	36
	LÄHTEET	36
	LIITTEET	43

## LIITTEET

LIITE 1. Määritelmiä melun terveysvaikutusten arvioinnin avainkäsitteille

## TIIVISTELMÄ

Melu on kansanterveydelle ja -taloudelle haitallisimpia ympäristöaltisteista. Liikenne- ja muut ympäristömelut aiheuttavat yleistä häiritsevyyttä (kiusallisuutta) ja unihäiriöitä ja heikentävät oppimis- ja ajattelutoimintoja. Pitkäaikainen melulle altistuminen myötävaikuttaa elimellisten sairauksien kehittymiseen suurentamalla mm. sydän- ja verisuonisairauksien riskejä.

On alustavaa tutkimusnäyttöä ympäristömelujen mahdollisesta syyosuudesta muidenkin monitekijäisten sairaus- tai häiriötilojen kehittymiseen, kuten diabetes, lihavuus, masennus ja muut mielenterveyden häiriöt, lisääntymisterveyden häiriöt sekä eräät syöpätyypit.

Meluhaittojen mittasuhteiden hahmottamiseksi tarvitaan helppotajuista numerotietoa terveysvaikutuksista. Myös lainsäädännöstä nousee velvoitteita vaikutusten arvioimiseen. Tähänastinen meluhaittoja luonnehtinut paikallistieto on ollut valtaosin desibelisuureisiin (dB) perustuvaa altistumistietoa, joka on vaikeatajuista. Lisäksi kansalliset ohjearvot alittavakin melu aiheuttaa terveysvaikutuksia, joten pelkät ohjearvotarkastelut voivat johtaa harhaan.

Tässä terveysvaikutusten arvioinnissa (TVA) tuotettiin monipuolista numerotietoa ympäristömelun vaikutuksista, kohdeväestönä Lahden asukkaat. Työkaluksi rakennettiin tutkimustietoon ankkuroituva laskentamalli, jolla arvioitiin melulle altistumisen terveysvaikutukset tapausmäärinä, sairauskuormana ja rahassa.

TVA:lla vastattiin kysymykseen, kuinka suuri kansanterveysrasite Lahdessa aiheutui tie-, rautatie- ja teollisuusmeluista vuonna 2016. Vertailukohdaksi kuviteltiin tilanne, jossa meluja ei esiintyisi. Lisäkysymyksenä tarkasteltiin kansallisten meluohjearvojen toimivuutta väestön terveyden näkökulmasta.

TVA jäsenettiin 4 päävaiheeksi (seulonta, rajaukset, varsinainen arviointi, raportointi). Arvioitaviksi terveysvaikutuksiksi valittiin ne, joihin melun syy-yhteys on osoitettu riittävin varmuuksin ja jotka ovat kansanterveydelle merkittäviä ja joiden arvioimiseksi on saatavilla riittävän luotettavat lähtötiedot. Näillä kriteerein valittiin arvioitaviksi melusta suuresti kiusaantuneet ja suuresti unihäiriöiset sekä melun osuus iskeemisten sydänsairauksien ja aivohalvausten kohtausmääriin.

Altistumistietoina käytettiin EU-mittasuurein ( $L_{den}$  ja  $L_{night}$ ) Lahden EU-meluselvityksessä määritettyjä, meluisimman ulkoseinän mukaisia altistujamääriä. Meluohjearvojen toimivuutta tarkasteltiin kansallisten mittasuureiden ( $L_{Aeq07-22}$  ja  $L_{Aeq22-07}$ ) mukaisilla altistujamäärillä.

Mallinnus suoritettiin vaikutuspolkumenetelmällä. Vastefunktioiksi valittiin luotettavimmat saatavilla olevat koostevasteet. Sairauskuormat arvioitiin DALY-mittasuureella (*Disability-Adjusted Life Years*) ilman diskonttausta tai ikäpainotusta. Rahassa arvottamiseen käytettiin kolmea rinnakkaista menetelmää, jotka perustuivat maksuhaluuskyselyihin (*willingness to pay*, WTP), melun arvonnvähennysindeksiin (*noise depreciation index*, NDI) sekä DALY-tuloksiin ja elinvuoden arvoon (*value of a life year*, VOLY).

Kaikki lähtötiedot valittiin laajaan tutkimuskirjallisuuteen tukeutuen asiantuntija-arvioina. Epävarmat lähtömuuttajat käsiteltiin todennäköisyysjakaumina. Tulostajakaumien keskiarvot sekä luottamus- ja vaihteluvälit määritettiin Monte Carlo -simuloinnein.

Laskennan parhaiden arvioiden mukaan Lahdessa on ~7 000 ympäristömelusta suuresti kiusaantunutta ja ~4 300 suuresti unihäiriöistä. Melu enentää iskeemisiä sydänsairauksia ~47 kohtauksella ja aivohalvauksia ~11 kohtauksella vuodessa. Väestöön kohdistuva melun sairauskuorma on ~730 elinvuotta/v (ts. ~2,2 elinpäivää/v/asukas). Siitä tiemelu aiheuttaa ~80 % ja raidemelu lähes 20 %. Sairauskuormasta unihäiriöiden osuus on ~42 %, kiusallisuuden ~34 % ja sydän- ja verisuonisairauksien ~24 %. Elinaikamenetykset muodostavat noin 20 % sairauskuormasta.

Rahamittareista kattavimmaksi ja luotettavimmaksi todettiin DALY×VOLY-menetelmä. WTP- ja NDI-menetelmät mittaavat lähinnä häiritsevyyksivaikutuksia ja edustavat ympäristömelun terveysrasitteen alarajaa. Lahdessa ympäristömeluista aiheutuva, rahassa mitattu terveysrasite on parhaan arvion mukaan ~80 M€/v (90 %:n luottamusvälein 35–140 M€/v) ja *per capita* noin ~660 €/asukas/v (300–1200 €/asukas/v).

Kansalliset ohjearvot alittava melu aiheuttaa yli 40 % sairauskuormasta, joten ohjearvot alittavakin melu-altistuminen on syytä ottaa huomioon asuin ympäristöjen suunnittelussa.

TVA-hankkein tuotettavaa numerotietoa voidaan hyödyntää päätöksenteon tukena ja tietolähteenä kansalaisille. Luontevimpia sovelluskohteita ovat meluntorjunnan toimintasuunnitelmat sekä kaava-, väylä-, YVA-, teollisuus- tai energiahankkeet. Haittojen ohella voidaan arvioida terveyshyötyjä ympäristön kestävästä kehittämisestä. TVA-tuloksia voidaan yhdistää kustannustehokkuus- ja -hyötyanalyysiin sekä paikkatietomenetelmiin.

## 1. JOHDANTO

Ympäristömelu on merkittävä ympäristöhaitta

Ympäristömelu on yltyvä rasite kansanterveydelle ja -taloudelle. Vertailtaessa eri ympäristöol-  
tisteista kansanterveydelle ja hyvinvoinnille aiheutuvaa haittaa todetaan ympäristömelu  
yleisesti toiseksi pahimmaksi altisteeksi, ilmansaasteiden jälkeen.

Lisäksi melulle altistuminen on etenkin tieliikennemäärien kasvun myötä yleisesti ottaen kas-  
vussa. Tässä suhteessa melu on vaikeampi ongelma kuin ajoneuvoperäiset ilmansaasteet, joita  
on pystytty hallinnollisin torjuntakeinoin olennaisesti vähentämään viime vuosikymmeninä.

Melulle altistumista lisäävät paitsi liikennemäärien kasvu myös kaupunkirakenteen tiivistämi-  
nen, joka puolestaan on seurausta sekä monista sosioekonomisista rakennemuutoksista (mm.  
maaseutujen autioituminen, kaupan ja palvelujen keskittyminen) että julkishallinnon reagoimi-  
sesta globaaleihin ilmasto- ja energiakysymyksiin.

Taajamien tiivistyessä asutuksen ja liikenne- ym. melulähteiden välimatkat pienenevät, joten  
melulle altistuminen monesti kasvaa.

Terveystaloustieteen kehittämin menetelmin on voitu arvottaa ympäristömelulle altistumisesta  
aiheutuvaa haittaa rahassa. Monelle Länsi-Euroopan maalle tehdyissä meluhaitan arvioinneissa  
on päädytty suuruusluokkaan 100–1000 euroa asukasta kohden vuodessa. Nämä arviot pitävät  
sisällään kaikenikäiset asukkaat ja myös ne, jotka asuvat hiljaisemmilla alueilla.

Arvottamistulosten suuri hajonta juontuu menetelmien ja kohdealueiden eroista, mutta mai-  
nittu suuruusluokka valaisee osaltaan meluhaitan mittavuutta.

Vaikutusten arviointia altistumisarvioinnin sijaan

Meluhaittojen mittasuhteiden hahmottamiseksi tarvitaan numerotietoa, mieluiten helppota-  
juista ja tiivistä. Tähänastinen meluhaittoja luonnehtinut numerotieto on kuitenkin ollut  
valtaosin vain altistumistietoa: so. yleensä melumallinnuksin määritettyjä melukarttoja sekä  
niihin perustuvia arvioita altistuvien asukkaiden lukumääristä meluvyöhykkeittäin.

Pelkkä altistumistieto on vaikeatajuista: Melutasojen mittasuureet nojaavat desibeliasteikkoi-  
hin, joiden peruskäsite desibeli (dB) on logaritminen johdannaissuure ja samalla kytkeytyy  
tutkimustietoon ihmisen kuulokynnyksestä. Jo näistä syistä dB-suureet ovat maallikolle hyvin  
vaikeasti hahmotettavia, arjessa vieraita käsitteitä. Lisäksi ääntä ja melua luonnehtivia dB-  
suureita on käytössä useita erityyppisiä, joista kutakin merkitään vakiintuneine symboleineen  
(esim.  $L_{Aeq07-22}$ ,  $L_{den}$ ,  $L_{A24h}$ ,  $L_{C1max}$ ,  $L_{CE}$ ) ja joissa käytetään erilaisia taajuus- ja aikapainotuksia  
tai vertailusuureita. On täten luonnollista, että niillä ilmoitettu tieto ei useimmiten välity oikein  
tai hahmotu lainkaan sellaiselle lukijalle, jolla ei ole alan erityistietoja. Tähän ihmisryhmään  
kuuluu suurin osa sekä yleisväestöstä että vaalein valituista julkishallinnon päättäjistä – joista  
moni tarvitsisi päätöstensä perustaksi helppotajuista numerotietoa melun haitoista.

Lisäksi dB-perustaisen altistumistiedon käyttöarvoa vähentää – myös niille, joille dB-suureet  
ovat ennestään tuttuja – se, ettei pelkkä altistumistieto kerro melun terveysvaikutuksista mi-  
tään. Vastaamatta jää keskeisiä kysymyksiä: "Kuinka monia alueen liikennemelu häiritsee?"  
"Kuinka laajasti aiheutuu inihäiriöitä läheisen rautatien melun vuoksi?" "Paljonko kunnan teol-  
lisuuslaitosten melu enentää sydän- ja verisuonisairauksien tapausmääriä?"

Riittääkö ohjearvojen alittuminen?

Melulle altistumista verrataan yleensä hallinnollisiin ohjearvoihin, etenkin valtioneuvoston pää-  
töksessä (VNp) 993/1992 määriteltyihin melutason ohjearvoihin. Tällaisissa tarkasteluissa jää  
usein huomiotta se, että ohjearvojen alittuessaakin melusta useimmiten aiheutuu terveysvaiku-  
tuksia. Esim. vanhojen asuinalueiden yöohjearvoksi on VNp:ssä 993/92 asetettu 50 dB, vaikka  
kansainvälinen tutkimustieto kertoo liikennemelun aiheuttavan monille yöunen häiriintymistä jo  
noin altistumistasoilta 40–45 dB alkaen.

Voidaankin osoittaa, että taajamissa suuri osa melun kansanterveysrasitteesta aiheutuu VNp-  
ohjearvot alittavasta altistumisesta.

Melun terveysvaikutusten mittareiksi eivät täten sovellu pelkästään dB-suurein määritetyt al-  
tistumistiedot eivätkä niihin perustuvat ohjearvotarkastelut. Tarvitaan toisenlaisia, helpommin  
luettavia mittasuureita, jotka vastaavat mahdollisimman suorasti kysymykseen, mitä vaikutuk-  
sia melualtistumisesta aiheutuu ja kuinka monelle.

Myös lainsäädäntö velvoittaa

Myös lainsäädännöstä nousee velvoitteita arvioida melun terveysvaikutuksia. Suorimmin vaikutusten arviointiin velvoittaa ympäristömeludirektiivi (2002/49/EY), jonka liitteen V mukaan meluntorjunnan toimintasuunnitelmissa olisi ilmaista, missä määrin toimenpiteiden oletetaan vähentävän melusta kärsivien (melun häiritseväksi kokevien sekä unihäiriöistä tai muista haittoista kärsivien henkilöiden) määrää. Lisäksi toimintasuunnitelmista on ilmentävä mm. kustannustehokkuuden ja -hyötysuhteen arvioinnit, jos ne ovat saatavissa.

Väljemmin tulkittavia sanamuotoja käytetään ympäristönsuojelulaissa (YSL, 527/2014) ja maankäyttö- ja rakennuslaissa (MRL, 132/1999). YSL:n mukaan toiminnanharjoittajan on oltava selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista (6 §). Lisäksi kunnan on alueellaan huolehdittava ympäristön tilan seurannasta asianmukaisin menetelmin (143 §). MRL:n mukaan kaavan tulee perustua kaavan merkittävät vaikutukset arvioivaan suunnitteluun (9.1 §). Lisäksi kaavaa laadittaessa on tarpeellisessa määrin selvitettävä suunnitelman ja vaihtoehtojen ympäristövaikutukset (9.2 §).

Melun osalta YSL:n ja MRL:n säännöksiä on yleensä toteutettu leviämismallinuksin ja ohjeartotarkasteluin, mutta em. sanamuotojen (*ympäristövaikutukset*, *ympäristön tila*) voitaisiin monessa tapauksessa tulkita viittaavan myös terveysvaikutusten arviointiin numerotiedoin.

Terveysvaikutusten arvioinneilla (TVA) tuotettava tieto on merkityksellistä paitsi paikallis- ja keskushallinnon viranomaisille (esim. kuntien ympäristöviranomaiset ja kaavoitus, valtion liikenneviranomaiset) myös asukkaille, toiminnanharjoittajille sekä muille asianosaisille ja sidosryhmille.

## 2. TAVOITTEET

Selvityksen tavoitteena on tuottaa helpotajuista ja käyttökelpoista numerotietoa ympäristömelun terveysvaikutuksista Lahden kaupungin alueella.

Vaikutusarvion laatimista varten on laadittu tutkimustietoon ankkuroituva laskentamalli, jolla voidaan arvioida altistumisen terveysvaikutuksia kolmentyyppisin kuvailusuurein:

- tapausmäärinä
- sairauskuormana
- rahassa arvottaen.

Kohdeväestönä ovat Lahden kaupungin asukkaat. Tältä osin keskeisinä lähtötietoina ovat tuoreimman EU-meluselvityksen (3. selvityskierros, v. 2017) altistujamääräarviot.

Arvioinnilla pyritään vastaamaan kysymykseen, kuinka suuri kansanterveysrasite Lahden kaupungin asukkaille aiheutuu tie- ja rautatieliikenteiden sekä teollisuuslaitosten meluista<sup>1</sup>, vuoden 2016 tilanteessa. Vertailukohtana on kuvitteellinen tilanne, jossa em. ympäristömeluja ei lainkaan esiintyisi.

Lisäksi tarkastellaan VNp 993/1992 -meluohjeartvojen toimivuutta kansanterveyden näkökulmasta. Tällöin pyritään vastaamaan seuraaviin kysymyksiin: Paljonko sairauskuormaa aiheutuu Lahdessa niistä altistumisista, joissa em. ohjeartvot eivät ylity? Entä paljonko sairauskuormaa aiheutuisi, jos kaikki ohjeartvon ylittävät altistumiset saataisiin madalletuiksi ohjeartvojen alle?

---

<sup>1</sup> Lentomelua ei sisällytetty tarkasteluun, koska Lahdessa ei sijaitse direktiivin mukaisia lentokenttiä eikä Lahden lentomeluille täten tehty EU-meluselvitystä.

### 3. NYKYTIETOA YMPÄRISTÖMELUN TERVEYSVAIKUTUKSISTA

Melulla tarkoitetaan<sup>2</sup> ei-toivottua tai terveydelle vahingollista ääntä. Raportin tässä osiossa tarkastellaan melualtistumisen tieteellisesti osoitettuja tai arveltuja vaikutuksia terveyteen tiiviisti ja käytännöllisesti. Kattavuuteen tai järjestelmällisyyteen pyrkimisen sijasta päähuomio kohdistetaan kysymykseen, millä tavoin tutkimustietoa on tuotettu ja miltä osin se soveltuu TVA-käyttöön.

Avaintiedoiksi melun ja terveysvaikutusten syy-yhteyksiä kuvailemaan tarvitaan nk. altistusvastefunktioita, joita on väestötutkimuksin määritetty yleisimmille melulajeille. TVA-hankkeissa voidaan vastefunktioiden ja paikallisen altistumistiedon avulla arvioida, kuinka laajasti melun mitään vaikutusta aiheutuu paikallisessa kohdeväestössä (ks. esim. EEA 2010, WHO 2011).

Melun vaikutuksiin sisältyviä fysiologisia ja patologisia mekanismeja on tarkasteltu useissa viime vuosien ulkomaisissa ja kotimaisissa tutkimuskatsauksissa, joten mekanismeja sivutaan tässä raportissa vain yksittäisin huomioin.

#### 3.1 Kiusallisuus eli yleinen häiritsevyys

Melun kiusallisuudella<sup>3</sup> (engl. *annoyance*) eli yleisellä häiritsevyydellä tarkoitetaan kaikkia altistujan kokemia kielteisiä tuntemuksia melulle altistumisesta, pitkän aikajänteen tarkastelussa: melu häiritsee, rasittaa, piinaa, vaivaa, ärsyttää, käy hermoille. Yleensä tarkastelutilanteena on kotiloissa tapahtuva altistuminen.

Maailman terveysjärjestö WHO määrittelee käsitteen *terveys* täydelliseksi fyysisen, henkisen ja sosiaalisen hyvinvoinnin tilaksi (WHO 2006) (ks. Liite 1). Täten myös melun kiusallisuus – altistujan itse arvioima ja kyselytutkimuksissa ilmaisema haitta – sisältyy melun terveysvaikutuksiin, kansanterveydelle yhtenä keskeisimmistä.

Kiusallisuus on kokijasta riippuva eli subjektiivinen vaikutus, jota mitataan kyselytutkimuksin. Niitä on toteutettu monissa maissa, kyselykaavakkein tai haastatteluin ja yleensä satunnaisotoksena tutkittavasta väestönosasta. Kysymyksiä on muotoiltu esim. seuraavaan tapaan: "*Kun ajattelet viimeksi kulunutta vuotta, mikä numero asteikolla 0–10 parhaiten kuvaa sitä, miten paljon tieliikennemelu vaivaa, häiritsee tai ärsyttää sinua kotona?*" Vastaustulokset ilmaisevat vastaajien itseraportoiman kiusallisuuden, kyseisellä asteikolla.

Kyselykysymyksiin voidaan mitata tietyn melureaktion voimakkuusastetta ("*Kuinka ärsyttäväksi koet...*"), toistumistiheyttä ("*Kuinka usein olet kärsinyt...*") tai näiden yhdistelmää ("*Ajatellen viimeksi kulunutta noin 12 kuukauden jaksoa, kuinka häiritseväksi olet kokenut...*"). Tarkastelukohteena voi olla tietty melulaji taikka ympäristömelut kaikkiaan.

Vastausasteikkoina käytetään mm. 5-portaisia sanallisia luokitteluasteikkoja ("*ei lainkaan / vähän / .... / erittäin paljon*") tai 11-portaisia lämpömittariasteikkoja, joissa vain ääripäät on määritelty sanallisesti (*0 = ei lainkaan, 10 = äärimmäisen paljon*). Saadut kyselytulokset ilmaisevat haittojen vallitsevuuksia, ts. kuinka suuri osuus vastaajista on kokenut tietynasteista kiusallisuutta kyseisestä melusta.

Liittämällä kyselytulokset vastaajien altistumistietoihin ja yhdistämällä tulokset useista alkuperäistutkimuksista on voitu määrittää TVA-käyttöön soveltuvia altistusvastefunktioita (ks. Liite 1). Niissä altistumisen mittasuurena on valtaosin käytetty ympäristömeludirektiivin mukaista, meluisimmalle ulkoseinälle määritettyä päivä-iltayömelutasoa  $L_{den}$  (esim. Miedema & Oudshoorn 2001), joka yleistetään koskemaan kaikkia kyseisessä rakennuksessa asuvia.

Vastausasteikkojen kirjavuuden vuoksi vastemuuttujaksi ei yleensä ole otettu alkuperäisen vastausasteikon mukaista kiusaantuneisuuden astetta, vaan tulokset on yhteismitallistettu ja muunnettu yleiskäyttöisemmäksi vastemuuttujaksi seuraavasti:

Alkuperäistutkimuksista saadut vastaustulokset on ensin skaalattu asteikolle 0–100, jolle on sitten asetettu tietyt sopimuksenvaraiset kiintopisteet (28, 50 ja 72 yksikköä) uusiksi luokkarajoiksi. "Suuresti kiusaantuneiksi" (*highly annoyed = HA*) on määritelty ne, jotka kokevat kiusallisuuden asteeksi yli 72 yksikköä em. asteikolla. Täten "suuresti kiusaantuneille" määritelty vastefunktio ilmaisee melutasoittain, mikä %-osuus altistuvista kuuluu mainittuun ryhmään. Vastaavasti on määritelty vastefunktiot "kiusaantuneille" (*annoyed*) kiintopisteinä 50 yksikköä ja "vähän kiusaantuneille" (*a little annoyed*) kiintopisteinä 28 yksikköä. Useimmiten TVA-kohteissa kuitenkin tyydytään tarkastelemaan vain suuresti kiusaantuneita.

<sup>2</sup> Liitteessä 1 on määritelty meluun, sen terveysvaikutuksiin ja niiden arviointiin liittyviä avainkäsitteitä.

<sup>3</sup> *Annoyance*-termille ei löydy melun viitekehyksessä täsmällistä suomenkielistä vastinetta. Termi on useimmiten suomennettu sanoilla "kiusallisuus" tai "(yleinen) häiritsevyys", joilla kummallakin on omat puutteensa.



Suuresti kiusaantuneisuutta aiheuttaa – melulähteestä riippuen – jo noin 40–45 dB:n  $L_{den}$ -melutasoista alkaen (ks. vastekäyrät kuvassa 6 sivulla 19). Kun on vertailtu äänitasoltaan yhtäläisiä melulajeja, kiusallisuuden on havaittu riippuvan melulajista yleensä siten, että lentomelu on kiusallisempaa kuin tieliikennemelu, joka puolestaan on kiusallisempaa kuin raideliikennemelu (Miedema & Oudshoorn 2001).

Kiusallisuudesta melutaso ja äänen muut akustiset ominaisuudet selittävät vain noin kolmanneksen (Guski 1999). Kiusallisuuden selittäjinä suuri merkitys on meluherkkyydellä (esim. Sung *et al.* 2017) ja muilla ei-akustisilla tekijöillä, kuten yksilöllinen suhtautuminen melun aiheuttajaan sekä tilanne- ja kulttuurisidonnaiset tekijät. Ei-akustisten tekijöiden osuutta ilmentävät mm. tutkimushavainnot, että kiusallisuuden kokeminen etenkin lento- mutta ehkä myös tie- ja raidemeluista on voimistunut vuosien mittaan (Babisch *et al.* 2009, Guski *et al.* 2017).

Epäselvää on, millainen yhteys koetulla kiusallisuudella on melun muihin tunnettuihin terveysvaikutuksiin, esim. sydän- ja verisuonisairauksen riskin kohoamiseen (ks. osio 3.4). Kiusallisuuden kuitenkin arvellaan lukeutuvan niihin välittäviin tekijöihin, jotka suurentavat joidenkin vakavampien vaikutusten riskejä (esim. Ndrepepa & Twardella 2011, Foraster *et al.* 2016).

Paljolti avoimia tutkimuskysymyksiä ovat myös, kuinka suurelta osin kiusallisuus riippuu ympäristömelun aiheuttamista ulko- vs sisämelutasoista, paljonko ulkovaipan ääneneristävyyden ja tuuletusikkunoiden aukipitotavat vaikuttavat koettuun kiusallisuuteen ja millainen merkitys on sillä, sisältyykö meluisassa ympäristössä sijaitsevaan asuntoon myös hiljaisia osia.

## 3.2 Unen häiriintyminen

Kunnollinen yöuni on hyvinvoinnin ja terveyden edellytys; unen heikentyminen altistaa monenlaisille sairauksille (WHO 2009). Arkikokemuksestaakin tiedetään melun häiritsevän nukkumista: yöajan melu vaikeuttaa unensaantia, heikentää unen elvyttävyyttä, aiheuttaa katkoja yöneen ja liian varhaisia heräämisiä. Unihäiriöitä pidetäänkin melun ei-auditorisista vaikutuksista vakavimpana (WHO 2011, Basner *et al.* 2014, Munzel *et al.* 2014).

Melun vaikutuksia uneen on tutkittu yhtäältä objektiivisin havaintomenetelmin, toisaalta yleisväestölle suunnatuin kyselytutkimuksin (WHO 2009, 2011).

Suurissa havainnointitutkimuksissa tutkimushenkilöiden annetaan altistua joko keinotekoisesti tuotetulle melulle laboratorio-oloissa tai aidolle yöajan ulkomelulle kotona nukkessaan. Aiheutuvia fysiologisia vaikutuksia unen määrään ja rakenteeseen on mitattu altistumisen aikana mm. aivo-, silmä-, lihas- tai sydänsähkökäyrinä (EEG, EOG, EMG, EKG), pulssi-, hengitystaajuus- tai liikerekisteröinnein. Lisäksi altistumisen edellä ja jälkeen voidaan mitata kehon merkkiaineiden (esim. adrenaliini, noradrenaliini, kortikosteroidit ym. stressihormonit) pitoisuuksia verestä, virtsasta tai syljestä. Samankaltaisiin tutkimusasetelmiin on käytetty myös koe-eläinmalleja. Unen määrää ja laatua kuvailevina aineistoina voidaan hyödyntää myös vanhempien ilmoittamia havaintoja lastensa uniongelmista (esim. Weyde *et al.* 2017).

Kyseisin havainnointimenetelmin saadaan yksityiskohtaisia objektiivisia tietoja melun vaikutuksista unen määrään, syvyyteen ja rakenteeseen sekä niihin liittyviin hermoston ja aineenvaihdunnan mekanismeihin. Kääntöpuolena on, että vakioituissa koeoloissa tehtyjä havaintoja voi olla vaikea yleistää luonnollisiin olosuhteisiin. Lisäksi yksityiskohtaisten mittaushavaintojen (esim. EEG:ssä todettu unen syvyyden muutos) merkitykset yksilön ja väestön terveydelle voivat jäädä epäselviksi.

Toisena – ja TVA-käyttöön paljon helpommin soveltuvana – lähestymistapana on tarkastella unihäiriöitä subjektiivisena kokemuksena. Ts. annetaan altistuvien itse ilmaista, millaisin tavoin ja määrin melu häiritsee heidän unta. Tässä tarkoituksessa vaikutusta mitataan mm. yleisväestölle suunnatuin kyselytutkimuksin, joihin voidaan käyttää samantapaisia kysymysmuotoja ja vastausasteikkoja kuin osiossa 3.1. tarkasteltiin kiusallisuudelle. Selvitettäväksi voidaan siis ottaa kotioloissa uneen kohdistuvien vaikutusten voimakkuusaste tai toistumistiheys, kohteena joko yksittäinen ympäristön melulaji tai sellaisten yhdistelmä.

Kyselytulokset ilmaisevat vastaajien itseraportoiman unenhäirinnän, annettulla asteikolla. Samoin periaattein kuin kiusallisuudelle (ks. osio 3.1) on myös unihäiriöille kyselytulosten yhteensovittamiseksi määritelty käsite ”suuresti unihäiriöinen” (*highly sleep disturbed*), luokkarajana 72 yksikköä asteikolla 0–100. Vastaavasti on määritetty sille vastefunktio yhdistämällä vaikutustiedot tutkimushenkilöiden altistumistietoihin. Laajimmin käytetyissä vastefunktioissa altistumisen mittasuurena on asuinrakennuksen meluisimmalle ulkoseinälle määritetty yömelutaso  $L_{night}$  (esim. Miedema & Vos 2007).

Unihäiriöiden havaintoaineistoina on käytetty myös meluun liittymättömiä seuranta- tms. väestötutkimuksia, joissa kartoitetaan nukahtamisongelmia tai yöheräilyä (ks. esim. Evandt *et al.* 2017) ja joiden tulokset jälkepäin yhdistetään meluallistumistietoihin.

Suuresti unihäiriöisiä alkaa esiintyä – melulähteestä riippuen – jo noin 40 dB:n  $L_{night}$ -melutasoilla (ks. vastekäyrät kuvassa 6 sivulla 19). Eri liikennemuodot (lento, tie, raide) järjestyvät unihäiriövasteiltaan samoin kuin kiusallisuusvasteet: äänitasoltaan yhtäläisistä meluista eniten unihäiriöitä aiheuttaa lentomelu, vähiten raidemelu (Miedema & Vos 2007, Janssen & Vos 2009).

Fysiologisia akuuttivaikutuksia yöneen havaitaan jo sisämelutasoilla  $\sim 32$  dB  $L_{Amax}$  alkaen (WHO 2009, Basner *et al.* 2014). Huonosti tunnetaan, missä määrin unen koettu laatu riippuu mittausmenetelmin todettavista meluperäisistä fysiologisista reaktioista, kuten unen rakenteen tai hormonipitoisuuksien muutoksista. Samoin epäselvää on, kuinka tiiviisti melusta johtuvat unihäiriöt kytkeytyvät melun vakavampiin terveysvaikutuksiin (ks. osiot 3.4–3.5). Enenevästi kuitenkin arvellaan, että nimenomaan yöunta heikentävä altistuminen on keskeinen välitystekijä, joka myötävaikuttaa mm. sydän- ja verisuoni- sekä aineenvaihduntasairauksien riskiin (Recio *et al.* 2016a, Munzel *et al.* 2017, Eze *et al.* 2017). Unen määrä joka tapauksessa ennustaa sydän- ja verisuonisairauksien riskiä (Cappuccio *et al.* 2011).

Melun ja unihäiriöiden syy-yhteyteen pätee myös moni osiossa 3.1 kiusallisuuteen liitetystä näkökohdasta ja avoimesta kysymyksestä, mitä tulee mm. meluherkkyyden ja muiden ei-akustisten tekijöiden merkitykseen osaselityksinä, ulko- vs sisämelutasojen syyosuuksiin, ääneneristävytyteen, ikkunoiden aukipitoon ja hiljaisiin asunnon osiin.

### 3.3 Ajattelu- ja oppimistoimintojen heikentyminen

Erityisesti lento- ja tiemelujen osalta on tutkittu altistumisen vaikutuksia lähinnä alakouluikäisten oppimiskykyyn ja muistitoimintoihin (esim. Hygge *et al.* 2002, Stansfeld *et al.* 2005). Altistumiskontekstina on tarkasteltu koulutiloihin tai kotiasuntoon kohdistuvaa melua. Pitkittävän meluallistumisen on havaittu heikentävän ajattelu- ja muistitoimintoja: mm. huomiokykyä, lukemista, muistamista, oppimista ja ongelmanratkaisua (WHO 2011, Pujol *et al.* 2014).

Esim. lentomeluallistumisen on havaittu korreloivan heikompaan suoriutumiseen muistitehtävissä ja luetun ymmärtämisessä (esim. Clark *et al.* 2012). Vastaavasti on todettu ympäristömeluallistumisen liittyvän huonompiin tuloksiin matematiikan ja äidinkielen tehtävissä (Pujol *et al.* 2014), samoin tiemeluallistumisen korreloivan negatiivisesti keskittymiskykyyn (Weyde *et al.* 2017) tai suoriutumiseen luku- ja kirjoitustaidossa, matematiikassa ja luonnontieteissä (Shield & Dockrell 2008).

Välitysmekanismiksi on ehdotettu mm. puheen ymmärtämisen tai keskittymisen vaikeutumista, melun kiusallisuutta sekä unihäiriöistä johtuvaa epäsuoraa vaikutusta (Pujol *et al.* 2014).

Syy-yhteyden voimakkuuden matemaattiseksi luonnehtimiseksi on myös muodostettu viitteellinen vastefunktio (WHO 2011), mutta ei yhdistämällä tilastomenetelmin tutkimushenkilöiden altistumistietoja melun havaittuun vaikutukseen, vaan pelkästään päättelemällä vastekäyrän likimääräinen muoto, varsin ylimalkaisin perustein. Kyseinen muodostamistapa, joka ei täytä tieteellisen täsmällisyyden ja objektiivisuuden kriteerejä, heikentää kyseisen vastefunktion luotettavuutta ja soveltuvuutta TVA-hankkeisiin olennaisesti (ks. osio 4.3.2).

Vastefunktiosta riippumatta aiheutuu määrittelykysymys, voidaanko vaikutukset oppimiskykyyn luokitella terveysvaikutuksiksi, sekä jatkokysymyksiä siitä, ovatko vaikutukset pysyviä vai ohimeneviä ja millainen paino niille tulisi asettaa sairauskuormaa arvioitaessa (ks. osio 4.3.2).

### 3.4 Vaikutukset sydän- ja verisuonitautiriskeihin

Viimeistään 2010-luvulla on varmistunut, että pitkäaikainen ympäristömelulle altistuminen myötävaikuttaa keskushermoston ulkopuolisissa elimistön osissa ilmenevien sairauksien kehittymiseen, ainakin sydän- ja verisuonisairauksiin (WHO 2011). Ne kuuluvat monitekijäisiin sairauksiin, jotka kehittyvät lukuisten perintö-, ympäristö- ja elintapatekijöiden yhteistuloksena. Meluallistumiselle on osoitettu syy-yhteys etenkin verenpainetautiin (Dratva *et al.* 2012, Kempen & Babisch 2012, Babisch *et al.* 2014, Foraster *et al.* 2014, Fu *et al.* 2017), iskeemisiin sydänsairauksiin (Babisch 2008, 2014, Sørensen *et al.* 2012, Vienneau *et al.* 2015) sekä aivohalvauksiin (Sørensen *et al.* 2011, Floud *et al.* 2013, Hansell *et al.* 2013, EEA 2014, Halonen *et al.* 2015). Iskeemisiä sydänsairauksia ovat mm. sepelvaltimotauti ja sydäninfarkti; aivohalvauksiin luetaan lähinnä aivoinfarktit ja -verenvuodot.

Syy-yhteyksien olemassaoloa ja voimakkuutta on selvitetty epidemiologisissa tutkimusasetelmissä (esim. kohortti-, tapaus-verrokki, poikkileikkaus-, pienalue-, ekologinen). Niiden analysointiin on hyödynnetty tilastomalleja, joihin syötetään tiedot tutkittavien altistumisesta, heillä esiintyneistä sairaus- ym. tapauksista sekä heihin liittyvistä tausta- ja selittävästä muutujista.

Tarvittavia tietoja tutkimushenkilöiden terveysvaikutuksista (esim. sepelvaltimotauti) voidaan kerätä mm. seurantatutkimuksiin osallistuvilta (haastatteluin tai kyselylomakkein), hoitorekistereistä (esim. sairaaloiden sisäännotot ja uloskirjaukset), kuolemansyyrekistereistä ja osin myös

paikkatietoaineistoista (esim. tilastoruuduittain). Lisäksi on tehty varta vasten mittauksia (esim. verenpaine, stressihormonit) tutkittavista kotonaan tai laboratorio-oloissa (Haralabidis *et al.* 2008).

Melualtistumisen mittasuureina on alkuperäistutkimuksissa tarkasteltu mm. painotettua päivä-iltä-yömelutasoa ( $L_{den}$ ), päivämelutasoja (esim.  $L_{Aeq16h}$ ) ja yömelutasoa ( $L_{night}$ ). Mittasuureiden kirjavuus ilmentää yhtäältä epätietoa altistumisen kriittisistä vuorokaudenajoista (esim. Hansell *et al.* 2013) ja toisaalta sitä, että liikennemeluille tyypillinen em. melusuureiden keskinäinen korrelaatio vaikeuttaa niiden osavaikutusten erottelemista.

Ympäristömelujen vaikutuksia sydän- ja verisuonitautien riskeihin on havaittu esiintyvän noin melutasoilta 45–65 dB alkaen. Vaikutuksen voimakkuuden ja mahdollisen kynnyksen nähdään riippuvan mm. tarkastellusta vaikutuksesta, altistumisen mittasuureesta, tutkimusmenetelmistä ja tutkittavasta väestöstä. Esim. iskeemisten sydänsairauksien (Vienneau *et al.* 2015) ja aivohalvauksien (EEA 2014) koostevasteissa riskit kohoavat lineaarisesti kynnykseltä 50 dB  $L_{den}$  alkaen (ks. vastekäyrät kuvassa 6 sivulla 19).

Varmuudella ei tiedetä, millaisin mekanismein melualtistuminen myötävaikuttaa keskushermoston ulkopuolisissa elimistön osissa ilmenevien sairauksien kehittymiseen, mutta avaintekijöiksi on yleisimmin arveltu melun vuoksi pitkittyvää yön heikentymistä tai pitkäaikaista meluperäistä stressiä (Babisch 2014, Schmidt *et al.* 2015). Niiden ja muiden tapahtumaketjujen seurauksina oletetaan aiheutuvan hermoston tai hormonijärjestelmän toimintamuutoksia, jotka vähin erin johtavat häiriöihin elimistön aineenvaihduntamekanismeissa, mikä lopulta ilmenee kyseisinä sairauksina.

Kun epidemiologisin tilastomallein selvitetään melun mahdollista yhteyttä sellaisiin monitekijäisiin sairauksiin, joita esiintyy myös melualtistuksesta riippumatta (esim. sydäninfarktit), tilastomallista saadaan yleensä ulos jokin vaikutuksen suhteellista riskiä altistumistasoittain kuvastava vastemuuttuja. Sellaisia suhteellisen riskin osoittimia ovat mm. riskisuhde (*risk ratio*, RR), ristitulo- eli vetosuhde (*odds ratio*, OR) ja ilmaantuvuuksien suhde (*incidence rate ratio*, IRR). Jos altistumisella ei ole yhteyttä epäiltyyn vaikutukseen, suhteellisen riskin (RR, OR tai IRR) arvoksi saadaan hyvin toteutetussa tutkimuksessa tasan 1 (pl. satunnaisvirheet). Mitä suuremman arvon suhteellinen riski saa, sitä voimakkaampi yhteys vallitsee altistumisen ja vaikutuksen välillä.

TVA-käyttöön soveltuva vastefunktio saadaan muodostetuksi, jos epidemiologisin tutkimuksin on näytetty vastemuuttujan riippuvan altistumisesta jonkin säännön mukaan: usein ilmoitetaan suhteellinen riski melutason tietynsuuruista nousua kohden (esim. RR: 1,08 per 10 dB), joltakin kynnykseltä alkaen. Suurin osa sydän- ja verisuonisairauksien vastefunktioista on määritetty tie- tai lentomeluille.

Suhteellisen riskin vastefunktiota tarkasteltaville melun vaikutuksille voidaan TVA-hankkeissa määrittää melun syyksi luettava osuus kohdeväestössä ilmenevistä tapauksista (esim. sydäninfarkteista), kun käytetään nk. väestösuoruuksiin (ks. Liite 1) perustuvaa laskentaa. Tällöin paikalliseksi lähtötiedoksi tarvitaan – altistumistietojen ja suhteellisten riskien lisäksi – myös kyseisen sairauden kokonaisesiintyvyyttä TVA-kohdeväestössä (ks. osio 4.3.7).

Sydän- ja verisuonisairauksien osalta jäljellä olevat epäselvyydet koskevat muun muassa seuraavia jatkokysymyksiä: Kuinka voimakkaita syy-yhteydet ovat? Millä tavoin sairastumisriskit määräytyvät melualtistumisen osatekijöistä (esim. päivä- vs yömelulle altistuminen, kynnyksimelutaso, eri melulajit, altistumisen kesto ja toistuvuus, meluhuiput vs keskiäänitasot)? Miten melu ja muut riskitekijät (esim. ilmansaasteet) liittyvät toisiinsa ja kokonaisriskiin? Millaisten mekanismien välityksellä vaikutukset aiheutuvat? Miten melun muut vaikutukset (esim. unihäiriöt) kytkeytyvät sydän- ja verisuonivaikutuksiin?

### 3.5 Syy-yhteyksinäytöltään riittämättömät havainnot melualtistumisen suhteesta muihin sairauksiin

On enenevästi alustavaa tutkimusnäyttöä liikennemelulle altistumisen mahdollisesta myötävaikutuksesta tiettyjen muidenkin monitekijäisten sairaus- tai häiriötilojen kehittymiseen, mutta tähänastainen näyttö ei riitä syy-yhteyksien luotettavaan osoittamiseen. Kyseiseen ryhmään kuuluvat mm. diabetes, lihavuus, masennus ja muut mielenterveyden häiriöt, lisääntymis- ja mielen terveyden häiriöt sekä eräät syöpätyypit (Belojevic & Paunovic 2016). Viitteellinen syy-yhteyksinäyttö on niiden osalta kertynyt enimmäkseen vasta 2010-luvulla.

Jos karttuva tutkimustieto tuonnempana osoittaisi edes heikkoja syy-yhteyksiä melualtistumisesta em. sairaus- tai häiriötiloihin – joista moni lukeutuu Suomessa nk. kansansairauksiin ja johtaa suurempaan kuolleisuuteen –, kyseiset meluperäiset sairauskuormat voivat kohota ympäristöterveyden mittapuun erittäin tuntuiksi (Belojevic & Paunovic 2016). Syiden ja seuraksien selvittely vaatii kuitenkin vielä runsaasti lisätutkimuksia, koska väestötutkimusten tulokset ovat yleensä monitulkintaisia.

Syöpäriskien osalta on alustavia syy-yhteyshavaintoja tie- ja raidemelulle (Sørensen *et al.* 2014) sekä lentomelulle (Hegewald *et al.* 2017) altistumisten yhteydestä nk. ER-negatiiviseen rintasyöpään, samoin tiemelualtistumisen yhteydestä non-Hodgkin-lymfoomaan (Sørensen *et al.* 2015) ja distaaliseen paksusuolensyöpään (Roswall *et al.* 2017).

Pitkäaikainen liikennemelulle altistuminen näyttää lisäävän sairastumisriskiä tyypin 2 diabetekseen (Sørensen *et al.* 2013, Dzhambov & Dimitrova 2016, Clark *et al.* 2017, Eze *et al.* 2017, Roswall *et al.* 2018). Tuloksia tarkasteltaessa on kuitenkin pidettävä mielessä, että myös ilmansaasteille altistuminen (PM2.5 ja NO2) on monin tutkimuksin yhdistetty diabetesriskin kohoamiseen (ks. esim. Eze *et al.* 2015) ja että liikenteestä aiheutuvan melun ja ilmansaasteiden osavaikutuksia on vaikea luotettavasti erotella.

Useassa tutkimuksessa on yhdistetty pitkäaikainen tie-, raide- tai lentomelulle altistumisen lihomiseen (Eriksson *et al.* 2014, Pyko *et al.* 2015, 2017, Christensen *et al.* 2016b,a). Osoittimena on tarkasteltu ylipainoa, keskivartalolihavuutta taikka vyötärön ympäryksen tai vyötärö-lantio-suhteen kasvua. Havaitut muutokset ovat olleet suhteellisen pieniä, ja osa niistä on todettu vain meluherkissä (Ofstedal *et al.* 2015).

Edellä luetelluissa vaikutuksissa on tarkasteltu pitkäaikaista altistumista. Yksittäisten tutkimusten mukaan voimistunut tiemelualtistuminen saattaa lisätä myös akuuttikuolleisuutta (noin 2 vrk:n sisällä) sydän- ja verisuonisairauksiin, keuhkokuumeeseen ja -ahtaumatautiin sekä diabetekseen (esim. Recio *et al.* 2016b).

Viime vuosina on kertynyt enenevästi tutkimushavaintoja ympäristömelujen kielteisistä vaikutuksista mielenterveyteen, johon melualtistuminen voi heijastua sekä stressin että unihäiriöiden välityksellä. Liikennemeluille runsaasti altistuvilla näyttää esiintyvän keskimääräistä yleisemmin masennusoireita ja -diagnooseja (Orban *et al.* 2016, Seidler *et al.* 2017) tai heikompi psyykinen terveydentila (Roswall *et al.* 2015). Kun tarkasteltiin ympäristömelujen aiheuttamaa kiusaantuneisuutta, havaittiin voimakas yhteys heikompaan psyykkiseen terveydentilaan (Hammersen *et al.* 2016) sekä masennus- ja ahdistusoireiden esiintyvyyksiin (Beutel *et al.* 2016).

Lapsista on tehty samansuuntaisia tutkimushavaintoja: Alakouluikäisillä, joiden altistuminen tiemelulle voimistui vuosien mittaan, havaittiin enemmän mielenterveyden ongelmia, tunne-elämän oireita ja käytöshäiriöitä (Dreger *et al.* 2015). Koulussa tapahtuvan liikennemelualtistumisen nähtiin korreloivan ADHD-oireisiin (Forns *et al.* 2016). Tiemelulle kotona runsaammin altistuvilla alakouluikäisillä esiintyi yleisemmin yliviikkautta, keskittymiskyvyttömyyttä, käytöshäiriöitä sekä ongelmia tunne-elämässään ja kaveruussuhteissaan (Tiesler *et al.* 2013, Hjortebjerg *et al.* 2016).

Lisääntymisterveyden osalta tiemelualtistuminen on alustavasti yhdistetty heikentyneeseen hedelmällisyyteen (Christensen *et al.* 2017), ja päivä- tai yöajan ympäristömelulle altistuminen on kytketty miehen hedelmättömyyteen (Min & Min 2017). Lisäksi on havaittu löyhiä kytköksiä tie- ja lentomeluille altistumisesta raskauksien ja sikiön kasvun häiriöihin (keskossynnytys, pieni syntymäpaino, synnynnäiset epämuodostumat, sikiön hidas kasvu) (Nieuwenhuijsen *et al.* 2017).

### 3.6 Yksilöllinen meluherkkyys

Meluherkkyys on yksilöllinen ominaisuus, joka kuvaa herkkyyttä kokea melu ja reagoida siihen (Heinonen-Guzejev 2009a). Meluherkkyys lisää melun koettua häiritsevyyttä, ja melun muidenkin terveysvaikutusriskien oletetaan korreloivan meluherkkyyteen (Heinonen-Guzejev 2009a).

Meluherkkyyttä mitataan kysymyssarjoin, joilla tutkittavia pyydetään arvioimaan omaa herkkyyttään melulle (Heinonen-Guzejev 2009b). Meluherkkyyden asteen on havaittu noudattelevan väestössä normaalijakaumaa (Belojevic & Paunovic 2016). Perintötekijät vaikuttavat keskeisesti meluherkkyyteen (Heinonen-Guzejev 2009a). Yksilöllinen reagointi meluun on todettu myös mm. unilaboratoriotutkimuksin (esim. McGuire *et al.* 2016).

Melulle keskimääräistä herkemmat yksilöt aistivat melun uhkaavampana, reagoivat siihen enemmän ja tottuivat siihen hitaammin kuin melulle vähemmän herkät. Meluherkät ovat usein herkkiä myös muille ympäristötekijöille. (Heinonen-Guzejev 2009b)

Yksilöllisestä meluherkkyydestä aiheutuu useita käytännön seurauksia, jotka heijastuvat myös TVA-tarkasteluihin:

- Melun terveysvaikutusten väestötutkimuksissa meluherkkyyden yksilökohtainen vaihtelu suurentaa tulosten hajontaa.
- Meluherkkyyden tilastollinen vaihtelu myötävaikuttaa myös siihen, että TVA-käyttöön määritetyt vastefunktiot pätevät vain (osa)väestötasolla. Niillä ei voida mielekkäästi ennustaa yksittäiselle henkilölle aiheutuvia vaikutuksia.

- Melulle epäherkän voi olla mahdotonta samastua sellaisiin tuntemuksiin ja arkielämän seurauksiin (esim. toistuvista unihäiriöistä johtuva väsymys), jollaisia melulle herkemmät yksilöt joutuvat kokemaan.
- On mahdotonta määritellä sellaista äänitason raja-arvoa, joka kaikkien mielestä erotelisi äänet voimakkuudeltaan ei-häiritseviin ja häiritseviin.
- Melun yksilöllinen kokeminen on keskeinen alkusyy esim. yleisönosastoissa toistuviin sanailuihin siitä, miksi jokin asuinympäristössä esiintyvä ääni on toisille sietämätöntä ja toisilta jää kokonaan huomaamamatta.

Myös maankäyttöä ja meluntorjuntaa suunniteltaessa on tärkeä ymmärtää meluherkkyyden yksilöllisyys.

## 4. TERVEYSVAIKUTUSTEN ARVIOINNIN TOTEUTUS LAHDESSA

### 4.1 Vaikutusarvioinnin lähtökohtia

#### 4.1.1 Arviointien päävaiheet

TVA:t rakentuvat suuresta joukosta toisiinsa kytkeytyviä, hierarkkisesti ja kronologisesti järjestettyjä osakysymyksiä, jotka täytyy arvioinnin alkuvaiheissa tunnistaa ja muotoilla ja joihin on arviointiprosessin aikana etsittävä vastaukset. Vastaukset määrittyvät osin tieteellisesti, osin käytännöllisesti, ja usein ne täsmentyvät arvioinnin edetessä. Keskinäisten kytköstensä vuoksi osakysymyksiä joudutaan etenkin arvioinnin alkuvaiheissa yleensä tarkastelemaan sekä yhdessä että erikseen.

Useimmiten TVA:n osakysymykset voidaan ja halutaan jäsentää sisältönsä ja luontevan etene- misjärjestyksensä mukaisesti 4 päävaiheeseen: seulonta, kohdistukset ja rajaukset, varsinainen arviointi, raportointi (ks. punakehyksiset laatikot kuvassa 1).

Mahdollisen TVA:n tarpeen herättää jokin kohdealueen ympäristön tilaan tai muutokseen liit- tyvä, vaikutusalueen väestön terveyteen heijastuva kysymys: esimerkiksi mediakeskustelu kaupungin tuntumaan aiotusta teollisuushankkeesta, terveyshyötyjen tavoittelu uusien pyöräi- lyväylin, täydennysrakentamisesta johtuva lisääntymisen, huoli tuulivoimaloiden vaikutuksista tai lähiasutusta piinaava moottoritien meluhaitta.

Kyseisten haitta- tai hyötyvaikutusten mittasuhteista saataisiin numerotietoa TVA:lla, mutta aina sellaiseen ei ole mahdollisuuksia tai mielekästä ryhtyä. TVA:n aloitusvaiheessa, seulon- nassa (*screening*), hankitaan vastaus pääkysymykseen, onko tiettyyn TVA:han syytä ryhtyä vai ei. Tämä pääkysymys jakautuu yleensä osakysymyksiin, kuten: Tuottaisiko TVA hyödyllistä lisätietoa? Onko TVA:n toteuttamiseen riittävät resurssit (mm. rahoitus, aika, osaaminen, läh- tötiedot)? Jos on, kannattaako ne kohdistaa juuri tähän TVA:han vai jonkin muun kysymyksen ratkaisemiseen? Vertailtavana voikin olla useita potentiaalisia TVA-tarkastelukohteita, joista ha- lutaan valita se, jolle suoritettava TVA tuottaa arvokkainta lisätietoa.

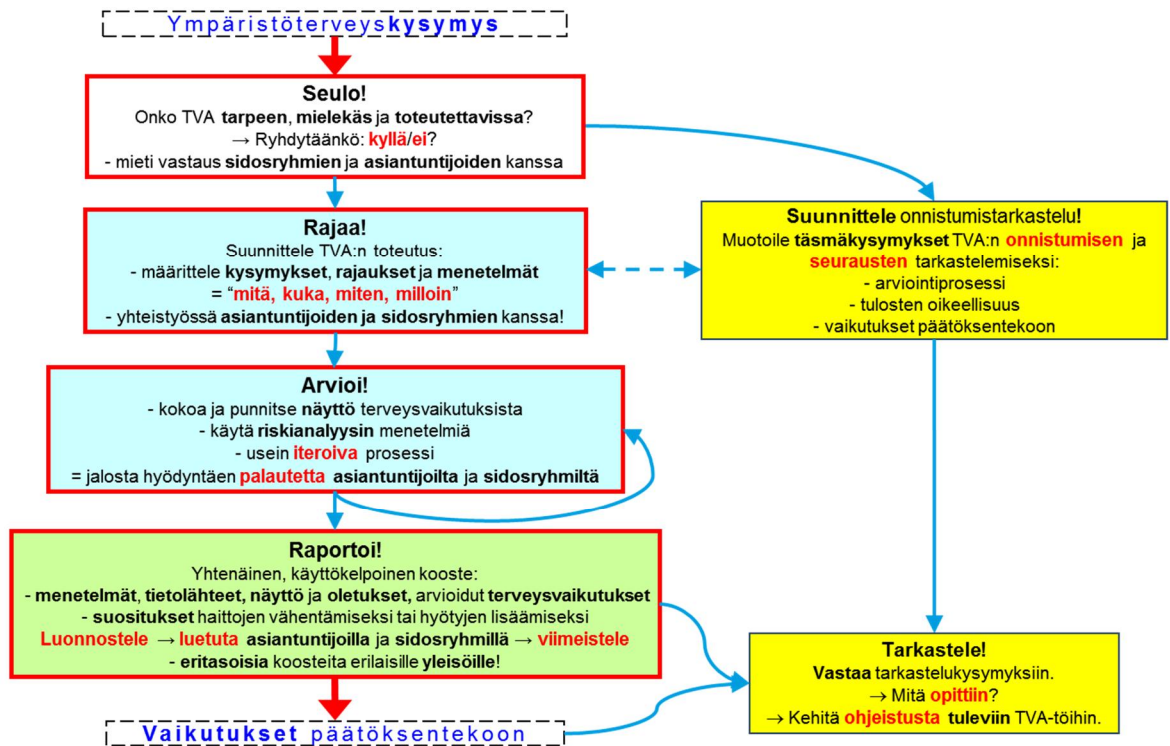
Kun TVA:han on päätetty ryhtyä, alkaa kohdistus- ja rajausvaihe (*scoping*). Siinä täsmen- netään rajat vastattaville kysymyksille ja tarkasteltaville vaihtoehdoille (skenaariot). Lisäksi määritellään käytettävissä olevat resurssit ja projektihallinnan avainseikat (rahoitus, arvioinnin toteuttajat, työnjako, aikataulu, keskeiset työkalut ja tietolähteet, viestintätavat). Yleensä on myös ainakin alustavasti valittava myös sovellettavat päämenetelmät, jotta ne istuisivat käy- tettävissä oleviin resursseihin. Kohdistus- ja rajausvaiheessa vastataan täten osakysymyksiin muotoa "mitä", "kuinka", "ketkä" ja "milloin".

Varsinaisessa arvioinnissa (*assessment*) valitaan, täsmennetään ja rakennetaan matemaatti- set osamallit, kerätään tarvittavat lähtötiedot, tehdään niille osamallien edellyttämät esikäsittelyt, yhdistetään osamallit kokonaismalliksi, suoritetaan laskennat ja lopuksi tarkastel- laan tulosten epävarmuuksia.

Viimeisessä päävaiheessa arviointitulokset raportoidaan (*reporting*). Usein kannattaa rapo- roida erikseen erityyppisille sidosryhmille, mitoittaen esityksen muoto, vaikeustaso ja yksityiskohtaisuus kunkin kohderyhmän mukaan: esimerkiksi kirjallinen selostus viranomaisille, keskustelutilaisuus lähiasukkaille, seminaariesitys TVA-asiantuntijoille.

Mainittujen päävaiheiden rinnalla voidaan toteuttaa TVA:n jälkitarkastelu, joka jakautuu suunnittelu- ja toteutusvaiheisiin (ks. keltaiset laatikot kuvassa 1). Tarkoituksena on tunnistaa ilmenneitä ongelmakohtia ja jatkokehitystarpeita, jotta voidaan edistää tulevien TVA- hankkeiden sujuvuutta. Jälkitarkastelussa arvioidaan projektinhallinnan onnistumista, pohdi- taan rajausten osuvuutta ja kirjataan ylös arvioinnin ongelmakohtia. Lisäksi tarkastellaan tulosten tieteellistä arvoa ja sidosryhmien osallistamisen onnistumista sekä luodetaan arvioi- nin merkitystä osallisille.

Jälkitarkastelu voi olla hyödyllistä toteuttaa viivästetysti, so. vasta kuukausien tai vuosienkin kuluttua raportoinnista. Tällöin tarkasteluun saadaan myös kysymys siitä, millä tavoin TVA:n tulokset näyttävät heijastuneen niihin päätelmiin tai toimenpiteisiin, joita asianosaiset ovat tehneet kohteena olleeseen ympäristökysymykseen liittyen.



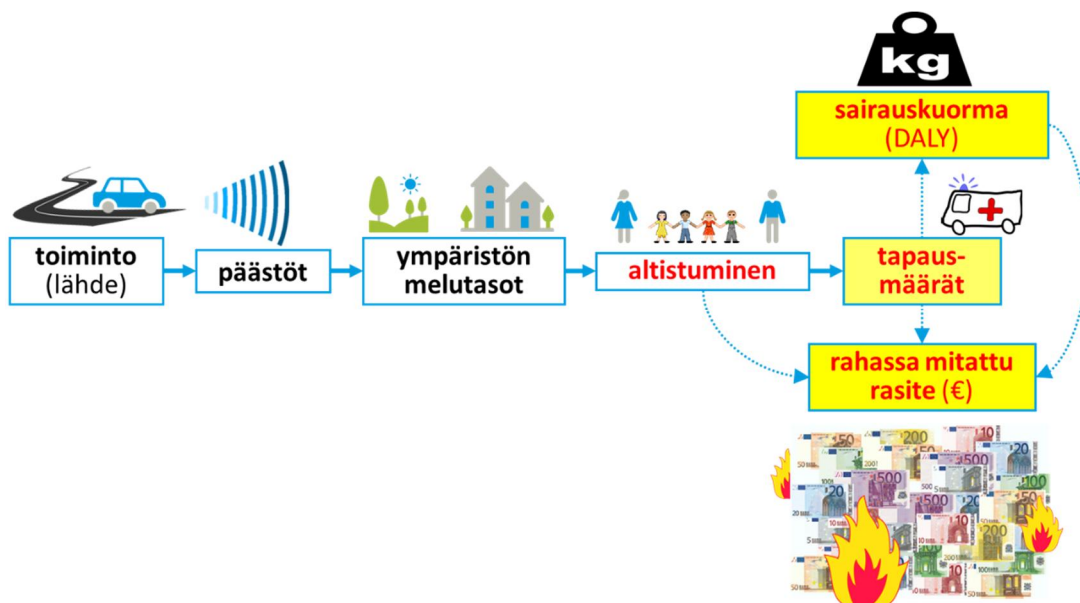
Kuva 1. Terveysvaikutusten arvioinnin (TVA) päävaiheet.

#### 4.1.2 Laskennan keskeisiä piirteitä

##### 4.1.2.1 Vaikutuspolkumenetelmä mallinnuksen runkona

TVA:ssa kohteena olevia ilmiöitä kuvaillaan matemaattisin osamallein, joita on hyvin monenlaisia (esim. pakokaasupäästömalli, altistusvastefunktio, DALY-laskenta). Tarvittavien osamallien lukumäärä ja luonne riippuvat ratkaisevasti kunkin TVA:n tavoitteista ja käytettävissä olevista lähtötiedoista. Useimmiten mallien rakentamisen lähtökohtana on kuitenkin nk. vaikutuspolkumenetelmä, jolla tarkoitetaan sitä, että ilmiökettjun matemaattisessa tarkastelussa edetään syy-yhteyksien suuntaan (kuva 2).

Vaikutuspolkumenetelmä jäsentää siten vaikutuslaskennan ajatuksellisen rungon, jossa liikkeelle lähdetään aina jostakin ihmisperäisestä toiminnasta, joka heijastuu tavalla tai toisella jonkin väestöosan terveyteen. Useimmiten välittävänä tekijänä on jokin fyysikaalinen tai kemiallinen päästö, joka leviää ympäristöön ja aiheuttaa väestön altistumiseen. Osalle altistuvista aiheutuu terveysvaikutuksia, joita taas voidaan kuvailla tapausmäärinä (esim. unihäiriöiden esiintyvyys). Lisäksi on nk. koostemittareita, kuten sairauskuorma tai rahassa arvottaminen, joiden avulla erilaatuisista terveysvaikutuksista aiheutuva kansanterveydellinen rasite saadaan ilmaistuksi samalla asteikolla, mikä mahdollistaa yhteenlaskun ja vertailemisen.



Kuva 2. Vaikutuspolkumenetelmää pelkistetysti havainnollistava kaavio. Laatikot esittävät lähtötieto- tai välitulosryhmiä, nuolet matemaattisia osamalleja.

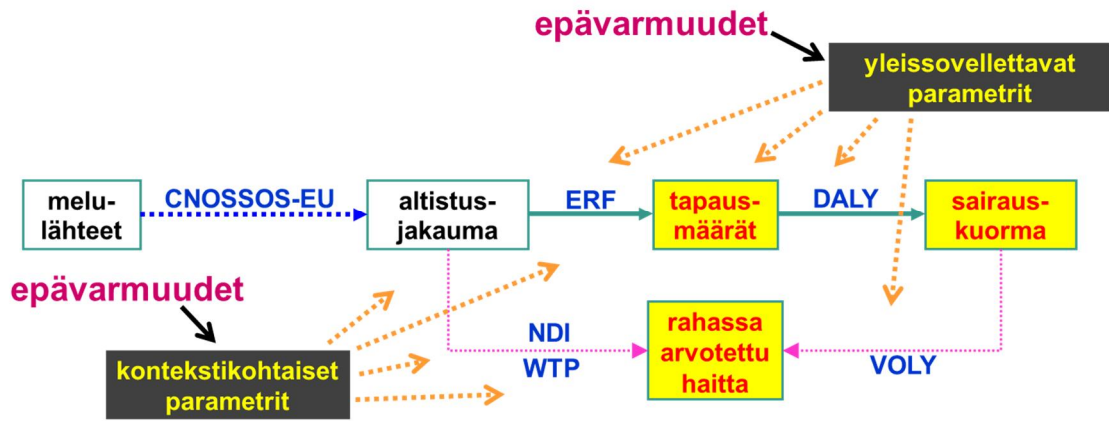
#### 4.1.2.2 Iteratiivisesti kohti tarkempia arviointeja

Usein toistuva piirre terveysvaikutusten arvioinneissa on iteratiivisuus: Luotettavimpien lähtötietojen ja osamallien löytäminen ja valitseminen vaatii aikansa, joten usein on tarkoituksenmukaista aloittaa arviointilaskelmat alustavin lähtötiedoin ja menetelmin, joita tarkennetaan myöhemmin TVA:n edetessä. Tavallista nimittäin on, että arviointien aikana lähtötiedot ja menetelmät tarkentuvat, sitä mukaa kuin arvioijien asiantuntijatiedot ja -näkemykset TVA:n kohdekysymyksen ja -alueen osalta syventyvät. Tarkentumiseen myötävaikuttavat myös TVA:n aikana karttuva uusin tutkimuskirjallisuus, asiantuntija- ja muu sidosryhmäpalaute sekä tarkastelualueen paikallistuntemus.

#### 4.1.2.3 Epävarmuudet ovat kiinteä osa arviointeja

Kaikkiin terveysvaikutusarviointeihin sisältyy olennaisia lähtötietojen epävarmuuksia, jotka johtuvat useista tekijöistä: maantieteellisistä eroista ympäristöhaittoja aiheuttavissa toiminnoissa (esim. tieliikenne) ja niistä aiheutuvien päästöjen leviämisessä (esim. sääolot, maasto, rakennukset) ja niille altistumisessa (esim. rakennusten ääneneristys ja ilmanvaihto), alueellisista, kulttuuri- ja yksilöllisistä eroista altistuvissa väestöosissa (esim. väestörakenne, terveyserot, perimä, elintavat, muut ympäristötekijät, suhtautuminen meluun), mallinnusten tai mittauksen virheistä sekä mittaus- tai mallinnustulosten rajallisuudesta ja menetelmäeroista (esim. pieniin otoksiin tai erilaisiin kysymyksiin perustuvat kyselytulokset). Lisäksi voi aiheutua inhimillisiä tulkintavirheitä johtuen mm. epäselvästä tutkimustulosten tai tilastotietojen raportoinnista. Vaikutuslaskentaan em. epävarmuudet heijastuvat tilastollisina ja muina epävarmuuksina kyseisten lähtötietojen lukuarvoissa tai osamallien parametreissa (ks. kuva 3).

Huomattava osa TVA:n vaatimasta tiedonhaku- ja aivotyömäärästä kohdistuu siihen, kuinka valita kuhunkin osamalliin luotettavimmat lähtötiedot – ja millä perustein. Lähtötieto- ja menetelmävalinnat perusteluineen onkin raportoitava niin tarkoin, että arvioinnin hyödyntäjälle tarjoutuu mahdollisuus punnita arviointitulosten oikeellisuutta, tehtyjen oletusten ja valintojen valossa.



Kuva 3. TVA-osamallien parametreihin sisältyy monenlaisia epävarmuuksia. Niistä osa riippuu arvioinnin kohdealueesta tai -väestöstä (kontekstikohtaiset parametrit), osaa taas voi soveltaa monenlaisiin tarkastelukohteisiin tai maailmanlaajuisesti (yleissovellaettavat parametrit). Osamallien lyhenteet: CNOSSOS-EU = *Common NOise aSSessment methOdS for Europe*, DALY = *Disability-Adjusted Life Year*, ERF = *Exposure-Response Function*, NDI = *Noise Depreciation Index*, VOLY = *Value Of a Life Year*, WTP = *Willingness To Pay*.

#### 4.1.3 Sidosryhmien osallistaminen

TVA:n jokaisessa päävaiheessa keskeistä on sidosryhmien osallistaminen (ks. kuva 1). TVA:n sidosryhmillä tarkoitetaan kaikkia niitä tahoja, joita TVA tavalla tai toisella koskee tai kiinnostaa. Sidosryhmiä ovat aina TVA:n teettäjä, toteuttaja ja vaikutusalueen väestö, mukaan lukien nk. herkät väestöosat (mm. lapset, pitkäaikaissairaat, vanhukset). Lisäksi sidosryhmiin voi kuulua viranomaisia tai asiantuntijatahoja taikka TVA:n tarkastelualueelle fyysisesti sijoituvia tai toimialaltaan kytkeytyviä yrityksiä, yhdistyksiä, järjestöjä ja julkisen sektorin laitoksia. Sidosryhmien osallistaminen palvelee useaa päämäärää:

- Informoidaan sidosryhmiä työn tavoitteista, aikataulusta ja tuloksista.
- Halutaan tunnistaa, mitkä tahot ovat kiinnostuneita arvioinnin sisällöstä ja miksi.
- Kartutetaan suunnitteluvaiheissa (seulonta, kohdistus- ja rajausvaihe) saatavaa palautetta, jonka avulla TVA:n kysymykset ja rajaukset osataan kohdentaa mahdollisimman hyödyllisesti.
- Pyritään saamaan arvioijille uutta paikallistietoa tarkastelukohteesta ja toteuttamisaikatauluun vaikuttavista tekijöistä (esim. vireillä olevat hankkeet ym. rinnakkaiset prosessit).
- Onnistutaan valitsemaan tarkoituksenmukaisimmat raportointitavat ja -laajuudet arvioinnin tuloksille.

## 4.2 Kohdistus- ja rajausvaihe

Kohdistus- ja rajausvaihe toteutettiin käyttämällä apuna taulukkoa ("*Scoping table*"), johon vastattavat kysymykset koottiin ja ryhmiteltiin 4 kysymysryhmäksi (ongelman määrittely, arvioinnin rajat, sidosryhmien osallistaminen, projektinhallinta). Niihin kertyi yhteensä 16 pää- ja 51 osakysymystä, joista kullekin määriteltiin tiivis vastaus perusteluineen.

### 4.2.1 Melulähteiden määrittely

Nimikkeellä "tieliikenne" tarkoitetaan tässä arvioinnissa katujen ja teiden liikennettä, niiltä osin kuin sisältyi Lahden EU-meluselvityksessä (v. 2017) tarkasteltuihin melulähteisiin. Vastaavasti käytetään nimikkeitä "raideliikenne" ja "teollisuus(laitokset)".

Lentomelua ei sisällytetty tarkasteluun, koska Lahdessa ei sijaitse lentokenttiä eikä lentomelulle tehty täten myöskään EU-meluselvitystä.

### 4.2.2 Terveysvaikutusten ja vastefunktioiden valintakriteerit

Arvioitavat ympäristömelun terveysvaikutukset päätettiin valita käyttäen kolmea kriteeriä, joista jokaisen oli täyttyvä:

- 1) Syy-yhteys altistumisesta tarkasteltuun vaikutukseen on tutkimuskirjallisuuden valossa osoitettu riittävin varmuuksin.
- 2) Vaikutus on kansanterveydelle olennainen.
- 3) On saatavilla riittävän yksiselitteiset ja luotettavat lähtötiedot syy-yhteyden voimakkuuden kuvailuun ja sairauskuormalaskentaan.



Viime kädessä perustimme mainittujen valintakriteerien (1–3) toteutumisen tai toteutumattomuuden punninnan omaan asiantuntija-arvioon, käyttäen arvion muodostamisperusteina seuraavia periaatteita:

Syy-yhteysnäytön punnintaan (valintakriteeri 1) käytimme kiinnekohtana kansainvälisen syöpätutkimusjärjestön (IARC) kehittämää kriteeristöä (IARC 2006). Sen mukaan näyttö luokitellaan ”riittäväksi” (*sufficient*), jos altistuksen ja tietyn terveysvaikutuksen välillä on havaittu yhteys ja jos satunnais-, vinouttavat ja sekoittavat tekijät voidaan mahdollisina yhteyden selityksinä kohtuullisen varmasti sulkea pois. Epävarmemman näytön vahvuusluokitukset ovat ”suppea” (*limited*), ”riittämätön” (*insufficient*) tai ”puuttuu” (*lacking*).

Punnitsimme kriteerin 1 täyttymistä kullekin potentiaaliselle vaikutukselle (unihäiriöt, aivohalvaukset jne.) käymällä läpi runsaasti PubMed-tietokannasta löytyvää tutkimuskirjallisuutta (julkaisut arvioinnin ajankohtaan asti), kohdistuen päähuomio katsausartikkeleihin, mutta ottaen tarkasteluun myös tuoreiden alkuperäistutkimusten tulokset. Lisäksi otimme huomioon alan arvovaltaisten asiantuntijatahojen (Maailman terveysjärjestö WHO, Euroopan ympäristövirasto EEA) viime vuosina julkaisemat ympäristömelun vaikutusarviot (WHO 2011, EEA 2014).

Kriteeriä 2 sovelsimme siten, että sellaiset ympäristömelun vaikutukset, joista aiheutuvan sairauskuorman voitiin aiempien arviointien perusteella päätellä jäävän 1 %:n kertaluokkaan kokonaissairauskuormasta, jätettiin tarkastelun ulkopuolelle.

Kriteeri 3 edellyttää, että vastefunktion matemaattinen muoto tunnetaan riittävän hyvin, jotta vaikutukset pystytään laskemaan. Käytännössä edellytimme, että altistusvastefunktio perustuu yhden sijasta useaan alkuperäistutkimukseen, joiden tuloksista on muodostettu keskimääräinen eli koostevaste, joko meta-anaalysein tai muin tasapuolisin valinta- ja yhdistämismenetelmin. Lisäksi on oltava käytettävissä riittävän yksiselitteiset lähtötiedot kyseisen terveysvaikutuksen DALY-laskentaan (esim. kokonaisilmaantuvuus, tyypillinen kesto-aika, haittapainokerroin).

#### 4.2.3 Altistumisen määrittely

Altistujamäärät laskettiin EU-meluselvityksessä tarkastelluille asuinrakennuksille nk. meluisimman ulkoseinän menetelmällä, koska myös tähän arviointiin sovellettujen vastefunktioiden muodostamiseen on alkuperäistutkimuksissa käytetty pelkästään tai pääosin kyseistä menetelmää. Toistaiseksi ei ole käytettävissä luotettavia siten muodostettuja vastefunktioita, joissa altistuminen olisi määritelty CNOSSOS-EU-mallin oletusarvon mukaisesti eli jakamalla asukkaat tasaisesti rakennuksen kaikille ulkoseinille.

#### 4.2.4 Sairauskuormalaskenta

Sairauskuormalaskentaan päätettiin sisällyttää sekä ei-tappavat vaikutukset (*YLD = Years Lived with Disability*) että kuolleisuus (*YLL = Years of Life Lost*) ja jättää erottelematta laskentaa sukupuolen mukaan (ts. miesten ja naisten lähtötiedot yhdistettiin). Vaikutusten ilmenemisviiveet oletettiin nolaksi.

DALY-laskennassa päätimme olla tekemättä ikäpainotusta tai diskonttausta, koska niihin sisältyisi eettisesti ja terveystaloudellisesti kiperiä kysymyksiä terveydentilan arvottamiseen, kuten ”onko vanhuksiin työikäisiin kohdistuva meluhaitta vähempiarvoista kuin työikäisiin kohdistuva” tai ”onko tulevaisuuden meluhaitta vähemmän merkityksellistä kuin nykyinen”. Lisäksi kyseisten erityismenetelmien käyttäminen vaikeuttaisi arviointitulosten tulkintaa.

#### 4.2.5 Rahassa arvottaminen

Ympäristömelun terveysvaikutusten arvottamiseen rahassa on useita vaihtoehtoisia menetelmiä kirjavine lähtöarvoineen (ks. esim. Navrud 2002, Bickel & Friedrich 2005, Bickel *et al.* 2006, Nokkala & Teerimo 2007, Máca *et al.* 2008, Maibach *et al.* 2008, Mäkinen 2009, Bristow 2010, USEPA 2010, CEDR 2017).

Lahden osalta päätettiin käyttää kolmea rinnakkaista menetelmää, jotka eroavat monin tavoin periaatteiltaan (ks. osiot 4.2.5.1–4.2.5.3 ja edellä kuva 3) ja kustannuslajien kattavuudeltaan. Seuraavassa esitellään lyhyesti kunkin menetelmän peruseriaate, kattavuus, vahvuudet ja heikkoudet.

##### 4.2.5.1 Maksuhalukkuuskyselyihin perustuva arvottaminen

Nk. lausuttujen mieltymysten menetelmissä (*stated preferences*) meluhaitalle määritetään rahallinen arvo kyselytutkimuksin (Navrud 2002, USEPA 2010). Tarkasteltavana on kuvitteellinen altistumistilanne, yleensä vastaajan omassa asuinympäristössä. Kyselymenetelmistä on kehitetty useita muunnelmia, mutta kaikissa niistä pyritään selvittämään, paljonko vastaaja olisi halukas maksamaan meluhaitan vähenemisestä tai siitä, että meluhaitta ei asuinympäristön muuttumisen myötä pahenisi. Vastauksista johdetaan tulossuure maksuhalukkuus (engl. *willingness to pay*, WTP). Se ilmaisee meluhaitan raha-arvon, yksikkönään esim. ”€/dB/asunto-kunta/vuosi”.

Maksuhalukkuuden sisarkäsite on hyväksymishalukkuus (*willingness to accept*, WTA). WTA-kyselyin kartoitetaan sitä, kuinka suuren rahakorvauksen vastaaja vaatisi hyväksyäkseen asuinympäristönsä huononemisen, kun vertailutilanteena on tilanteen pysyminen ennallaan (USEPA 2010).

Monissa maissa puhelin- tai tapaamishaastatteluin tai postitetuin kyselylomakkein tehtyjen WTP-kyselyjen tuloksia on koottu yhteen (Navrud 2002), ja niistä on muodostettu suositus- tai keskiarvoja meluhaitan arviointeihin (ks. esim. EEA 2010). Yleensä kyseiset suositusarvot on rajattu koskemaan vain tiettyjä melulähteitä ja -tasoja.

Jäljempänä tässä raportissa käytetään maksuhalukkuuskyselyihin perustuvasta arvottamismenetelmästä kuvailevaa nimikettä "WTP-menetelmä".

TVA-käytössä WTP-menetelmän käytännöllisenä vahvuutena on arvottamisen perustuminen suoraan altistumisjakaumaan (ks. edellä kuva 3), ts. laskennan yksinkertaisuus ja riippumattomuus epävarmoista vastefunktioista ja DALY-parametreistä.

WTP-menetelmän heikkoutena on – lähtöarvojen suuren hajonnan ja kynnysmelutason epävarmuuden (ks. Bristow 2010) ohella – etenkin se, että melun vaikutuksista voidaan kyselyin arvottaa vain niitä, joista kyselyihin vastanneilla on ollut omaa kokemusta tai tietoa. Tulokset riippuvat siis vastanneiden asumishistoriasta ja melukokemuksista. Valtaosan vastaajista voidaankin päätellä sisällyttäneen melun haittoihin vain *häiritsevyyshaittoja*: kyselytulokset ovat pääosin ajalta, jolloin tietoisuus ympäristömelun syyosuudesta mm. sydän- ja verisuonisairauksiin oli vähäistä (Navrud 2002). Lisäksi melutasoja on vaikea luonnehtia vastaajille helpotajuisesti: desibelien sijasta joudutaan käyttämään epätasomallisia sanallisia kuvailuja tai sijaismuuttujia (esim. kotikadun liikennemäärä).

Maksuhalukkuuskyselyillä on myös yleisiä heikkouksia (Desaigues *et al.* 2007, Bristow 2010): Ensinnäkin arvottaminen koskee *kuvitteellista* tilannetta, joten vastaajat voivat mieltää kysymyksen eri tavoin. *Kysymysmuodolla* on olennainen vaikutus tuloksiin. Oma ongelmansa ovat nk. strategiset vastaukset: maksuhalukkuutta voidaan vähätellä tai liioitella pyrkien ohjaamaan yhteiskunnan prosesseja itselle suotuisaan suuntaan. Esiintyy myös nk. *protestivastauksia* silloin, kun vastaaja ei halua yhtyä kyselyn lähtökohtiin. Lueteltujen menetelmäpulmien valossa on ymmärrettävää, että melun WTP-tulosten vaihteluväli on n. 50-kertainen (Navrud 2002).

#### 4.2.5.2 Asuntomarkkinakäyttäytymiseen perustuva arvottaminen

Valtaosa melun häiritsevyyshaittojen arvottamisesta on perustunut nk. paljastettujen mieltymysten (*revealed preferences*) menetelmiin lukeutuvaan *hedoniseen hinnoitteluun*, joissa meluhaitalle johdetaan raha-arvo tutkimushenkilöiden markkinakäyttäytymisen perusteella (Navrud 2002, Bristow 2010, USEPA 2010, Navrud & Strand 2011).

Tilastomenetelmin on tutkittu asuinympäristön melutason vaikutusta asuntojen toteutuneisiin kauppahintoihin tai vuokriin. Menetelmässä muodostetaan monimuuttujamalli, joka sovitetaan laajaan havaintoaineistoon toteutuneista kauppahinnoista (tai vuokrasta) sekä sellaisten muuttujien arvoista, joiden tiedetään ennustavan hinta- tai vuokratasoa: esim. asunnon pinta-ala, ikä, kerros, kunto ja huonemäärä; etäisyydet lähimmästä autotiestä, palveluista ja viheralueista; liikenneyhteydet; ympäristön rauhallisuus; ikkunanäkymät; tehdyt korjaukset ja niin edelleen.

Yhdeksi ennustemuuttujaksi määritellään ympäristön ulkomelutaso, jonka osavaikutus hinta- tai vuokratasoon saadaan em. regressiomallein selville. Tulosuureena saatava melun arvonnäennysindeksi (*Noise Depreciation Index* = NDI) ilmaisee, kuinka paljon asuntojen hinta- tai vuokrataso suhteellisesti muuttuu alueen melutason kohotessa, jos muut muuttujat on vakioitu (Bateman *et al.* 2001). Yksikkönä on "%/dB".

Monissa maissa toteutettujen NDI-tutkimusten tuloksia on koottu yhteen, ja niistä on muodostettu meluhaitan arviointeihin suositus- tai keskiarvoja (Bateman *et al.* 2001, Navrud 2002, Bristow 2010, EEA 2010), tietyille melulähteille ja tietyistä kynnysmelutasoista alkaen.

Jos kohdealueen altistusjakauma ja asuntokauppojen hintataso tunnetaan ja NDI osataan arvioida, voidaan eräin lisätiedoin laskea arvio siitä, paljonko vallitseva melu on vähentänyt asuntojen kokonaisarvoa.

Meluhaittojen muista arvottamismenetelmistä poiketen asuntohintojen NDI ei tarkastele vallitsevan meluhaitan juoksevia (ts. vuotuisia) kustannuksia, vaan se ilmaisee melutilanteen muutokseen liittyvän *kertaluonteisen* arvonnäennyslaskun tai -nousun. Kyseinen asuntokannan arvonnäennysmuutos voidaan kuitenkin annualisoida eli diskonttokoroin muuntaa meluhaitan vuotuiskestävyydeksi (ks. osio 4.3.9.2).

Jäljempänä tässä raportissa käytetään asuntohintoihin perustuvasta arvottamismenetelmästä kuvailevaa nimikettä "NDI-menetelmä".

WTP-menetelmiin nähden NDI-menetelmän vahvuutena TVA-käytössä on nojautuminen todelliseen markkinakäyttäytymiseen. Toisena etunaan NDI-menetelmällä on (kuten WTP-menetelmälläkin) arvottamisen välitön perustuminen altistumisjakaumaan (ks. edellä kuva 3), ts. laskennan suoraviivaisuus ja riippumattomuus epävarmoista vastefunktioista ja DALY-parametreistä.

Lähtöarvojensa ja kynnysmelutasonsa epävarmuuksien (ks. Bristow 2010) ohella NDI-menetelmän keskeisenä heikkoutena on se, että NDI kuvastaa ainoastaan sellaisia meluhaittoja, joista asunnon osto- tai vuokrauspäätöksen tehneet ovat ratkaisuaan harkitessaan tienneet (tai jotka ovat ainakin alitajuisesti vaikuttaneet heidän päätöksiinsä). Yleisväestön tietous melun yhteydestä esim. sydän- ja verisuonitauteihin on NDI-tutkimusten teko aikaan ollut vähäistä, joten NDI-tulokset kattavat lähinnä melun häiritsevyyden, jossain määrin myös unihäiriöitä (ks. Navrud 2002, Nijland & Wee 2008). Koska merkittävä osa asunnoista ostetaan tai vuokrataan sunnuntaiesittelyjen perusteella, jopa näkemättä asuntoa tai toisen käyttöön, NDI saattaa aliarvioida melusta asukkaalle aiheutuvaa haittaa (esim. Bateman *et al.* 2001, Tervonen & Jylänki 2006).

Toisena NDI-menetelmän pääheikkoutena on NDI-lukuarvot voimakas riippuvuus niiden määrittämiseen tarkastellun asuntomarkkinan tilanteesta ja regressiomallin rakenteesta (Bateman *et al.* 2001, Navrud 2002). Lisäksi annualisoitu meluhaitan arvo riippuu valitusta diskonttokerrosta lineaarisesti (Navrud 2002, Andersson *et al.* 2009).

#### 4.2.5.3 DALY-tuloksiin ja elinvuoden arvoon (VOLY) perustuva arvottaminen

Elinvuoden arvoon ja DALY-tuloksiin perustuva arvottaminen on yhdistelmämenetelmä, jossa hyödynnetään sekä sairauskuormalaskennan tuloksia että kyselytutkimuksin määritettyä arviota elinvuoden rahallisesta arvosta (*Value Of a Life Year* = VOLY).

Koska sairauskuormaa mittaavan DALY-mittasuureen yksikkönä on "menetetty vuosi täysin terveellä elämällä", voidaan DALY-tulokset muuntaa rahamääräisiksi, jos asetetaan hinta terveelle elinvuodelle (Friedrich 2007, MSR 2008). Lähtötiedoksi tarvittavaa elinvuoden arvoa (VOLY) on määritetty monissa maissa tehdyin maksuhaluuskyselyin (esim. Friedrich 2004, Desaigues *et al.* 2011). Niissä vastaajalle selostetaan jokin kuvitteellinen, mutta realistisen kaltainen asetelma, jossa tutkimushenkilölle tarjoutuisi mahdollisuus rahallisesti vaikuttaa oman elinaikansa pitenemiseen.

Esimerkiksi selostetaan tietyn ikäryhmän keskimääräinen jäljellä oleva elin aika ja kysytään, kuinka paljon tutkimushenkilö olisi valmis maksamaan esim. pitkäaikaislääkityksestä, jonka tiedetään pidentävän keskimääräistä elinikää 3 kuukaudella.

Ympäristöhaittoihin liittyvät VOLY-kyselyt on usein muotoiltu siten, että on ensin selostettu tutkimushenkilölle esim. ilmansaasteiden terveyshaittoja tai niiden tietoyntasoisesta vähentämisestä yhteiskunnalle aiheutuvia kustannuksia. Sen jälkeen on tiedusteltu tutkimushenkilöltä, kuinka paljon hän olisi valmis kuukausittain maksamaan esim. verorasitteen tai yleisen hintatason nousuna, jos keskimääräinen elinikä sillä keinoin pidentyisi esim. 6 kuukaudella (Desaigues *et al.* 2011). Tulokset on lopuksi muunnettu kokonaisen elinvuoden arvoksi (VOLY).

Jäljempänä tässä raportissa käytetään edellä kuvattua yhdistelmämenetelmästä nimikettä "DALY×VOLY-menetelmä".

DALY×VOLY-menetelmän päävahvuus on, että se kattaa kaikki ne ympäristömelun terveysvaikutukset, joiden sairauskuorma osataan DALY-mittasuurein arvioida. Toinen etu on laskennan tekninen helppous, jos DALY-arvio on jo tehty. Kolmas etu on yleiskäyttöisyys, koska voidaan arvottaa muidenkin altisteiden vaikutuksia (vrt. NDI). DALY×VOLY-menetelmä onkin vakiintumassa yhdeksi käytetyimmistä.

Koska DALY×VOLY-menetelmä perustuu sairauskuorma-arvioihin, sen heikkoutena on tulosten suora riippuvuus sekä tapausmäärä- että DALY-laskennan epävarmuuksista: etenkin vastefunktioista ja haittapainokertoimista (ks. taulukko 0 sivulla 21). Toisena heikkoutena on VOLY-arvojen perustuminen kuvitteellista tilannetta tarkastelleisiin kyselytutkimuksiin, mikä ilmenee lähtöarvojen kirjavuutena (ks. taulukko 4 sivulla 24) ja tulosten epävarmuuksien suurentumisena.

DALY×VOLY-menetelmään liittyy kaksi arvofilosofista pulmaa: 1) Missä määrin ihmiselämän pituuteen voidaan liittää mielekkäitä hintalappuja? 2) Kuinka luotettavasti eliniän pidentämiselle määritettyä hintaa voidaan soveltaa myös toimintakyvyn vähentymiin (eli DALY-suureen YLD-komponenttiin)? Jälkimmäinen kysymys liittyy tiiviisti DALY-menetelmän arvolähtökohtiin: vastaako esim. vuodella aikaistunut kuolema epätoivottavuudeltaan sitä, että joutuisi elämään melun vuoksi suuresti unihäiriöisenä noin  $(1 / 0,07) v = 14$  vuotta?

#### 4.2.6 Laskenta-alusta

Laskenta päätettiin toteuttaa Excel-ohjelmassa, jossa lähtötiedot ja osamallit ovat helposti tarkistettavissa, päivitettävissä ja täydennettävissä.

#### 4.2.7 Epävarmuustarkastelu

Laskennan lähtömuuttujista useisiin tiedettiin sisältyvän huomattavaa epävarmuutta. Sen tarkastelemiseksi, kuinka paljon epävarmuudet heijastuvat laskennan tuloksiin, kyseisiä lähtömuuttujia päätettiin käsitellä todennäköisyysjakaumina ja tulosmuuttujien jakaumat määrittää Monte Carlo -simuloinnein.

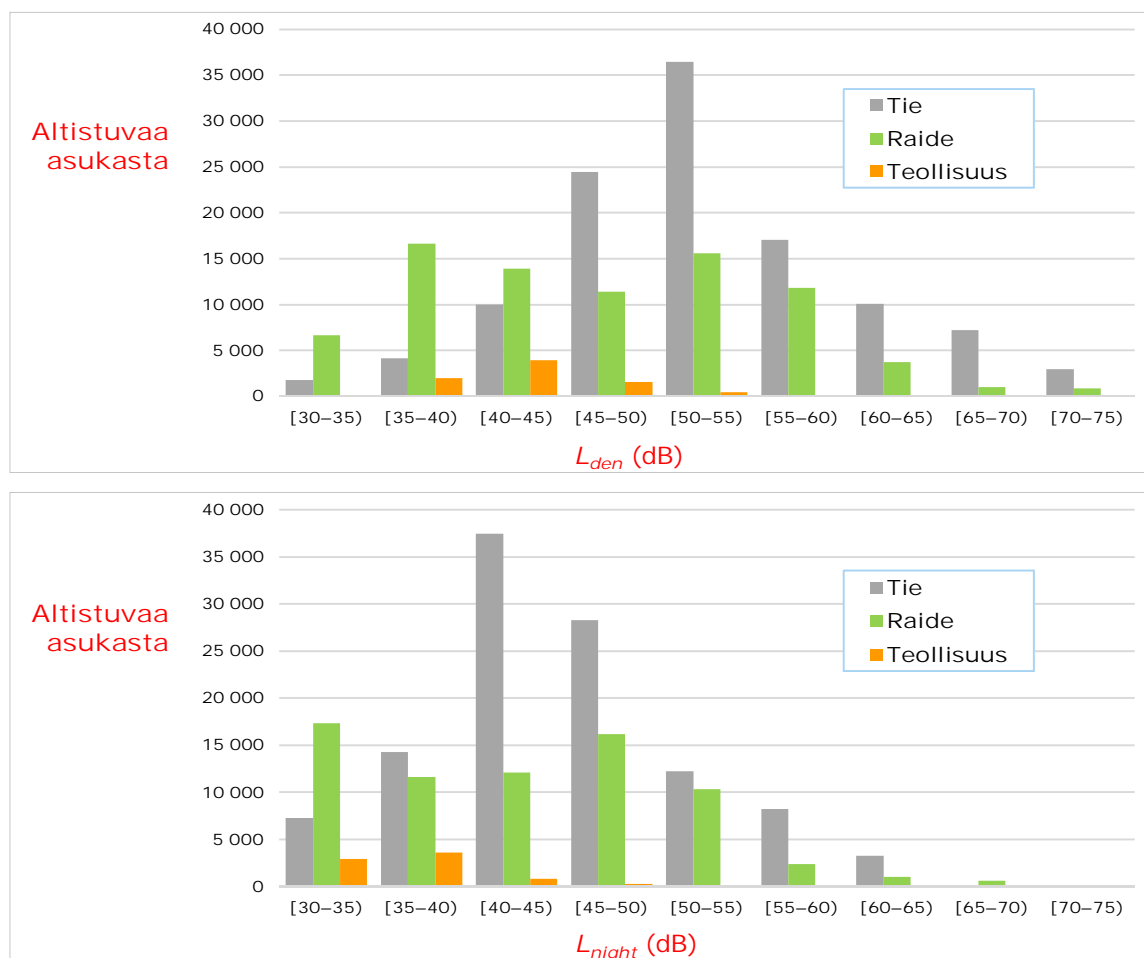
Herkkyysanalyysiä (ts. sen selvittämistä, kuinka voimakkaasti arvioinnin lopputulos riippuu mistäkin lähtötiedosta epävarmuuksineen) ei katsottu tarpeelliseksi tehdä.

### 4.3 Arviointivaihe

#### 4.3.1 Altistumisjakaumat

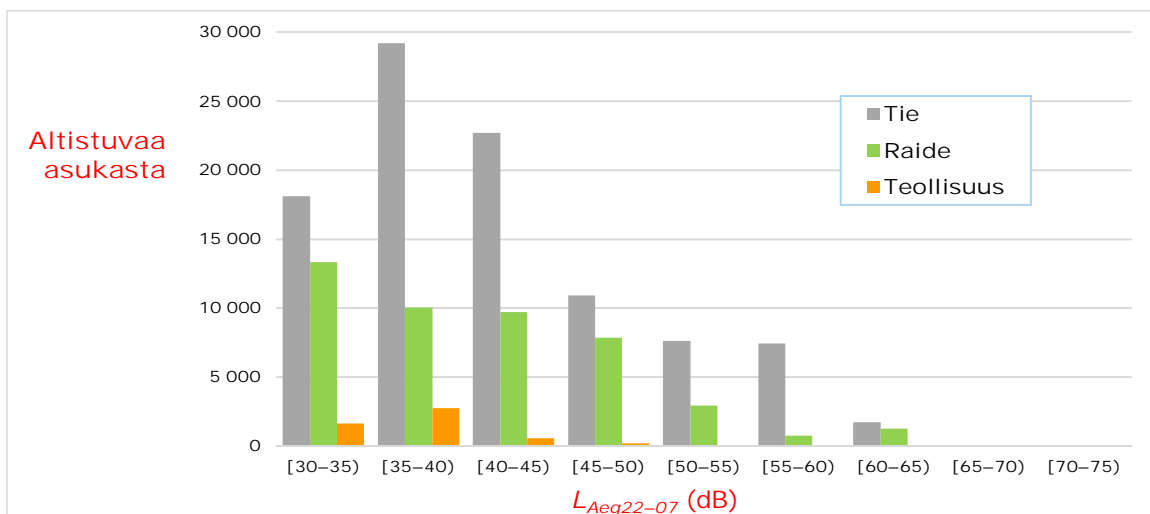
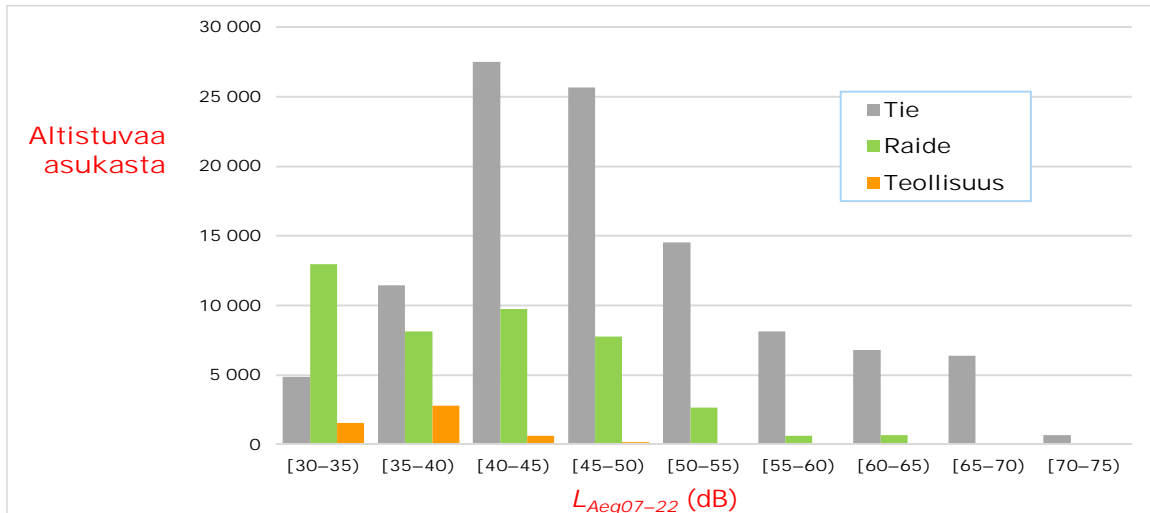
Vallitsevan käytännön mukaisesti terveysvaikutukset arvioitiin sen melun perusteella, jota esiintyy asuinrakennuksen ulkoseinustalla.

Altistumistietona käytettiin ympäristömeludirektiivin mukaisin mittasuurein (päivä-ilta-yömelutaso  $L_{den}$  ja yömelutaso  $L_{night}$ ) Lahden EU-meluselvityksessä määritettyjä, meluisimmalle ulkoseinälle mallinettuja altistumisjakaumia (ks. kuva 4). Kyseiset ulkoseinämelutasot oli laskettu tie- ja raidemeluille CNOSSOS-EU-mallein ja teollisuusmelulle ISO 9613-2 -mallein.



Kuva 4. EU-melumallein ja -mittasuurein ( $L_{den}$  ja  $L_{night}$ ) määritetyt meluisimman ulkoseinän mukaiset altistumisjakaumat Lahdessa.

Lisälaskentoihin, joissa tarkastellaan kansallisten meluohjeurvojemme toimivuutta kansanterveyden näkökulmasta (ks. osio 0), käytettiin kansallisin mittasuurein ( $L_{Aeq07-22}$  ja  $L_{Aeq22-07}$ ) Lahden EU-meluselvityksessä määritettyjä altistumisjakaumia (ks. kuva 5). Kyseiset ulkoseinämelutasot oli laskettu tie- ja raidemeluille yhteispohjoismaisoin melumallein ja teollisuusmelulle ISO 9613-2 -mallein.



Kuva 5. Kansallisin melumallein ja mittasuurein ( $L_{Aeq07-22}$  ja  $L_{Aeq22-07}$ ) määritetyt meluisimman ulkoiseinän mukaiset altistumisjakaumat Lahdessa.

EU-mittasuurein ( $L_{den}$  ja  $L_{night}$ ) määriteltyjen vastefunktioiden käyttämiseksi tehtiin tarvittavat yksikkömuunnokset kotimaisten mittasuureiden ( $L_{Aeq07-22}$  ja  $L_{Aeq22-07}$ ) mukaisille altistumisjakaumille siten, että altistumistasoihin lisättiin aikapainotus- ja korkeuskorjaustermit. Aikapainotuskorjaukset määritettiin melulajeittain kunkin melulajin tyypillisen vuorokausiprofiilin perusteella, ja mittasuureiden laskentakorkeuksien erosta (4 m vs 2 m) johtavana korjauksena käytettiin vakioarvoa 1,5 dB.

Altistusjakaumia käsiteltiin osin epävarmoina lähtömuuttujina. Kaikkien altistumisjakaumien mahdollista systemaattista virhettä kuvattiin korjaustermillä, jonka vaihteluväliksi asetettiin  $\pm 1,5$  dB (ks. taulukko 0).

#### 4.3.2 Arvioitavien terveysvaikutusten valinta

Osiassa 4.2.2 kuvatuin kriteerein 1–3 päätettiin valita arvioitaviksi neljä ympäristömelun osoitettua vaikutusta (ks. taulukko 1):

- melun vuoksi suuresti kiusaantuneet (engl. *highly annoyed*),
- suuresti unihäiriöiset (engl. *highly sleep disturbed*),
- iskeemisten sydänsairauksien kohtausmäärien kasvu, sekä
- aivohalvausten kohtausmäärien kasvu.

Kolmen ensinluetellun osalta syy-yhteysnäyttö on jo pitkään todettu riittäväksi (Berry & Flindell 2009, EEA 2010, WHO 2011). Sittemmin myös aivohalvaukset on riittäväksi karttuneen syy-yhteysnäytön perusteella sisällytetty mm. EEA:n laatimaan vaikutusarvioon (EEA 2014). Lahdenkin selvityksessä arvioitiin syy-yhteysnäyttö aivohalvausten osalta riittäväksi, ottaen lisäksi huomioon runsas näyttö meluallistumisen myötävaikutuksesta muihin sydän- ja verisuonisairauksiin (ks. osio 3) samoin kuin sydän- ja aivoinfarktien patogeneettisten mekanismien yhteispiirteet.

Arvioinnin ulkopuolelle jätettiin ympäristömelun mahdollinen myötävaikutus diabeteksen, ylipainon, mielenterveyshäiriöiden (mm. depressio), tinnituksen ja syöpien kehittymiseen, koska niiden osalta ei ole riittävää näyttöä syy-yhteyksien olemassaolosta tai voimakkuuksista. Tinnituksen osalta ympäristömelun mahdollinen myötävaikutus jäisi joka tapauksessa kansanterveydelle vähäiseksi, asiantuntija-arvioiden valossa (WHO 2011).

Ympäristömelun osoitetut vaikutukset lasten oppimiskykyyn jätettiin pois useasta syystä: Ensimmäkin käytettävissä oleva vastefunktio on muodostettu erittäin ylimalkaisin, ei-tilastollisin perustein, emmekä siten katsoneet sitä riittävän luotettavaksi. Sama koskee kyseiselle vaikutukselle ehdotettua DALY-haittapainokerrointa (esim. WHO 2011). Kolmanneksi aiheutuisi määrittelykysymys, voidaanko vaikutus oppimiskykyyn luokitella terveysvaikutukseksi. Jos luokiteltaisiin, ympäristömelun kaikkien vaikutusten tarkastelussa vaikutukset oppimiskykyyn jäisivät joka tapauksessa suhteellisen vähäiseksi (WHO 2011).

Ympäristömelun osoitetut vaikutukset verenpaineen nousuun tai verenpainetautiin (WHO 2011) jätettiin arvioinnin ulkopuolelle kolmesta syystä:

- Verenpainetaudista johtuva sairauskuorma on alle 10 % iskeemisten sydänsairauksien sairauskuormasta (Lopez ym. 2006), joten valintakriteeri 2 ei toteutuisi.
- Käytettävissä ei ole luotettavasti määritettyä haittapainokerrointa (WHO 2011), joten valintakriteeri 3 ei toteutuisi.
- Sairauskuorman arviointi verenpainetaudille olisi muutoinkin hankalaa, koska korkea verenpaine on yhtäältä usein oireeton ja toisaalta keskeinen riskitekijä sydänsairaus- ja aivohalvauksille (CDC 2016). Kohonneen verenpaineen seuraukset tulevatkin suurelta osin huomioon otetuksi, kun arviointiin sisällytetään arviointiin sydän- ja verisuonitaudeista vain iskeemiset sydänsairaudet ja aivohalvaukset.

#### 4.3.3 Vastefunktioiden valinta

Taulukossa 1 luetellaan arviointiin osionssa 4.2.2 kuvatuin kriteerein valitut altistusvastefunktiot sekä niille määritellyt altistumistason alarajat. Vastekäyrien muodot esitetään kuvassa 6.

Taulukko 1. Arviointiin valitut terveysvaikutukset ja niiden vastefunktiot melulähteittäin.

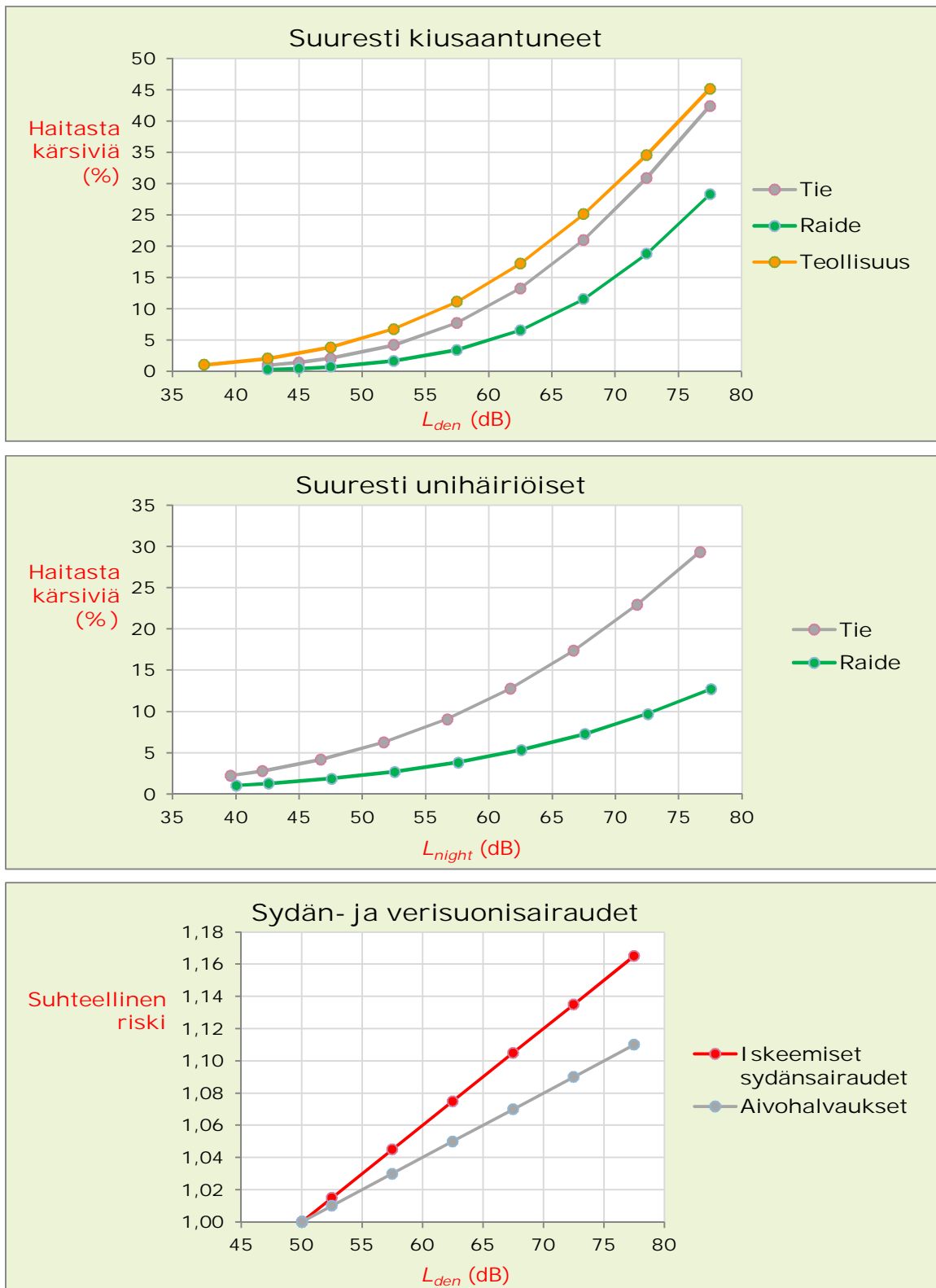
Vaikutus	Vaste- muuttuja	Tieliikenne	Raideliikenne	Teollisuus
Suuresti kiusaantuneet	haittaa kokevien %-osuus	Miedema & Oudshoorn 2001: "Road" ( $L_{den} > 45$ dB)	Miedema & Oudshoorn 2001: "Rail" ( $L_{den} > 45$ dB)	Miedema & Vos 2004: "Other" ( $L_{den} > 35$ dB)
Suuresti unihäiriöiset	haittaa kokevien %-osuus	Miedema & Vos 2007: "Road" ( $L_{night} > 40$ dB)	Miedema & Vos 2007: "Rail" ( $L_{night} > 40$ dB)	Miedema & Vos 2007: "Road" ( $L_{night} > 40$ dB)
Iskeemiset sydänsairaudet	suhteellinen riski	Vienneau ym. 2015 ( $L_{den} > 50$ dB)		
Aivohalvaukset	suhteellinen riski	EEA 2014 ( $L_{den} > 50$ dB)		

Häiritsevyyshaittojen yleisyyttä arvioitiin Miedeman ym. (2001), (2004) ja (2007) johtamalla, laajasti viitatuilla koostevasteilla. Laskentaan käytettiin kyseisten tilastomallien tarkkoja parametrejä eikä niihin sovitettuja polynomeja.

Melun syyosuus iskeemisiin sydänsairauksiin arvioitiin Viennaun ym. (2015) meta-analyysien määrittämällä, 10 alkuperäistutkimukseen (tie- tai lentomelu) perustuvalla suhteellisella riskillä, jonka mukaan melutason nousu 10 dB:llä suurentaa kohtausriskiä 6 % (95 %:n luottamusväli: 3....9 %).

Vastaavasti aivohalvauksille käytettiin EEA:n (2014) johdolla meta-analyysien määrittämää, 6 alkuperäistutkimuksen meta-analyysiin perustuvaa suhteellista riskiä, jonka mukaan 10 dB:n lisäys melutasoon suurentaa kohtausriskiä 4 % (0....9 %).

Kaikille melulähteen ja vaikutuksen yhdistelmille ei ollut käytettävissä erikseen johdettuja vastefunktioita. Kyseisissä tapauksissa päätettiin soveltaa tiemelun vasteita. Siten meneteltiin teollisuusmelulle unihäiriöiden osalta ja vastaavasti raide- ynnä teollisuusmeluille iskeemisten sydänsairauksien ja aivohalvauksien osalta.



Kuva 6. Arviointiin sovellettujen altistusvastefunktioiden kuvaajat.

#### 4.3.4 Laskentatyökalun rakentaminen

Excel-ohjelmassa kukin lähtötietoryhmä (esim. väestön ikärakenne, altistusjaukamat, aivohalvausten ilmaantuvuus) tai osamalli (esim. elinaikataulukko, tapausmäärälaskurit, WTP-laskuri) sijoitettiin omalle välilehdelle, joita kertyi noin 35 kpl. Kullekin välilehdelle muotoiltiin yksiselitteisesti ne täsmäkysymykset (1 tai useampia), joihin kyseinen välilehti tuottaa vastauksen. Esimerkiksi:

- "Mikä on tämänhetkinen ikäryhmittäinen kuolleisuus Suomessa?"
- "Mitkä ovat luotettavimmat DALY-haittapainokertoimet tarkasteltaville terveysvaikutuksille?"
- "Mikä on asuntokuntien keskipaino kohdeväestössä?"

- "Kuinka suuri on maksuhaluuskyselyihin perustuva meluhaitan raha-arvo kohdeväestössä?"

Kaikkien lopputulosten yksityiskohtaista kokoamista ja graafista esittämistä varten muodostettiin oma välilehtensä, minkä lisäksi muodostettiin erillinen välilehtensä päätulosten pyöristämistä ja taulukointia varten.

Monte Carlo -simulointeihin käytettiin kevytrakenteista Excel-laajennusosaa RiskAMP.

#### 4.3.5 Lähtötietojen keskiarvottaminen tai projisoiminen

Tarkasteluvuodeksi valittiin kalenterivuosi 2016, koska meluselityksen laadintaan oli käytetty lähtötietoina kyseisen vuoden keskimääräisiä liikennemääriä. Kalenterivuosi-kohtaisina tilastotavat lähtötiedot (esim. kuolleisuudet) pyrittiin määrittämään tarkasteluvuodelle 2016 ja päiväkohtaisina tilastoitavat lähtötiedot (esim. asukasluku) 31.12.2016 esiintyneelle tilanteelle.

Lähtötietoina käytettiin tuoreinta helposti saatavilla ollutta tietoa, mutta vuosittaisvaihteluun vuoksi väestörakenne- ja ikäryhmittäiset kuolleisuus- ja ilmaantuvuustiedot poimittiin vähintään 5 tuoreimmalta kalenterivuodelta. Suurimassa osassa lähtötietoja tuorein tilastointivuosi oli 2014, 2015 tai 2016. Jos lähtötietojen muodostamassa aikasarjassa (esim. sairauskohtausten ilmaantuvuudet) havaittiin selvä nousu- tai laskusuunta eikä tarkasteluvuoden 2016 tietoja ollut saatavilla, tiedot projisoitiin tarkasteluvuoteen. Muutoin käytettiin poimittujen kalenterivuosien tiedoista määritettyä keskiarvoa.

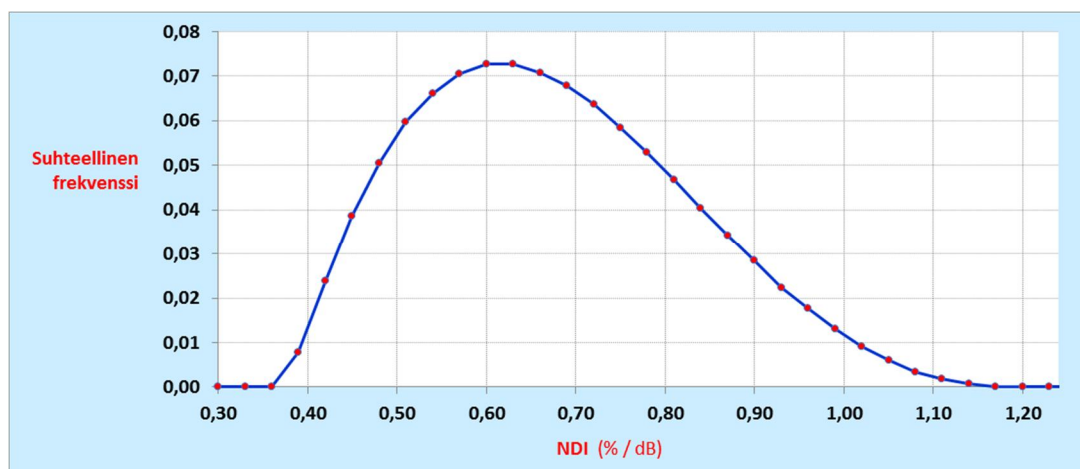
#### 4.3.6 Epävarmuuksien matemaattinen käsittely

Tutkimustiedon vajavuuden vuoksi noin 30 lähtötietomuuttujan arvot voitiin määrittää vain karkeasti. Niihin lukeutuivat etenkin altistusvastekäyrien jyrkkyydet, osa DALY-haittapainokertoimista ja suurin osa rahallisen arvottamisen parametreista (ks. taulukot 0–4).

Matemaattisesti epävarmuudet sisällytettiin Monte Carlo (MC) -simuloinnein tarkasteluun siten, että kullekin huonosti tunnetulle lähtötiedolle määritettiin asiantuntija-arviona laajan tutkimuskirjallisuuden läpikäymisen perusteella 3 lähtöarvoa: "alaraja", "paras arvio" ja "yläraja". Niitä parametreina käyttäen kyseiset lähtömuuttujat esitettiin todennäköisyysjakaumina.

Jakauman tyypiksi valittiin PERT (ks. kuva 7), jolla on useita käytännöllisiä etuja mm. tasa-, kolmio- ja normaalijakaumiin nähden (Wikipedia 2017a):

- PERT-jakauman arvojoukko on rajoitettu, toisin kuin normaalijakauman. Jakauman määrittelemiseen riittää 3 parametria (minimiarvo, todennäköisin arvo, maksimiarvo), joille on helppo tunnistaa reaali maailman vastineensa, esim. kirjallisuudessa raportoiduista arvoista.
- Kolmiojakaumaan verrattuna PERT-jakauman etuna on paitsi kaareva muoto, joka istuu paremmin kirjallisuudessa raportoituun arvojakaumaan, myös se, että jakauman keskiarvo riippuu todennäköisimmän arvon sijainnista 3 kertaa voimakkaammin kuin minimi- ja maksimiarvojen sijainnista. Kyseinen painotustapa istuu tutkimushavaintoihin, koska minimi- ja maksimiarvoista vallitsee tiedemaailmassa yleensä paljon suurempi epävarmuus kuin todennäköisimmän arvon likimääräisestä sijainnista.



Kuva 7. Esimerkki PERT-todennäköisyysjakaumana käsitellystä lähtömuuttujasta (NDI-lukuarvo). Kuvaaaja esittää 5000 iteraatiokierroksen tuloksen NDI-jakaumalle, joka oli määritelty parametrein: minimiarvo = 0,36; todennäköisin arvo = 0,6; maksimiarvo = 1,2.

Jakaumien huippukohdat eli moodit pyrittiin valitsemaan siten, että ne vastaisivat laajaan tutkimustietoon perustuvia, asiantuntijajärjestöjen tai ansioituneiden tutkijaryhmien katsauksissaan raportoimia suosituksia, keskilukuja tms. parhaita arvioita. Jollei sellaisia ollut saatavilla, käytettiin tekijän luotettavimmaksi katsomaa, kirjallisuustietoihin perustuvaa



arviota. Myös lähtömuuttujien minimi- ja maksimiarvot asetettiin nojautuen mahdollisimman pitkälti katsaustyyppisessä kirjallisuudessa raportoituihin vaihteluväleihin.

Kunkin tulomuuttujan jakauma määritettiin 5000 iteraatiokierroksen MC-simulaatioin, PERT-jakauman  $\lambda$ -arvolla 4.

Kunkin tulomuuttujan jakaumasta määritettiin raportoitavia tunnuslukuja: Taulukkomuotoisille tuloksille määritettiin ja esitettiin keskiarvot ja 90 %:n luottamusvälit. Kuvaajissa esitettiin keskiarvot, 80 %:n luottamusvälit ja vaihteluvälit.

#### 4.3.7 Tapausmäärälaskenta

Laskentaan sisällytettiin kunkin melulajin ja vaikutuksen osalta vain ne altistuvat, joiden altistumistaso ylittää taulukossa 1 luetellut alarajat.

Vastefunktioita sovellettiin vain yli 18-vuotiaisiin, joten kaikki altistujamäärät ensin kerrottiin kyseisen ikäryhmän osuudella tarkasteluväestöstä. Yksinkertaistukseksi oletettiin, että altistuvien ikäjakauma ei korreloi melutasoon.

Yksinkertaisuuden vuoksi kaikkia vastefunktioita käytettiin sellaisinaan, ts. pyrkimättä korjaamaan niitä Suomen oloihin esim. rakennusten ääneneristävyyden suhteen. Laskennan yksinkertaistamiseksi myös oletettiin, että sama henkilö voi altistua vain yhdelle melulajille; eri melulajeille lasketut tapausmäärät voitiin täten summata (ks. myös osio 6).

Vastefunktioiden jyrkkyyksiä käsiteltiin kuitenkin epävarmoina lähtömuuttujina, taulukon 0 korjauksertoimin. Kertoimien valinnassa käytettiin apuna alkuperäistutkimuksissa ja koostevasteiden muodostamisessa raportoituja hajontoja ja luottamusvälejä.

Taulukko 2. Todennäköisyysjakaumina käsiteltyjä lähtötietoja tapausmäärä- ja sairauskuormalaskentoihin.

Laskentavaihe	Muuttuja	Tarkennin	Alaraja	Paras arvio	Yläraja	Yksikkö	Lähde
Tapausmäärälaskenta	altistustasojen korjaustermi	kaikki melulajit	-1,5	0,0	1,5	dB	asiantuntija-arvio
	vastefunktion jyrkkyyskorjaus	suuresti kiusaantuneet	0,5	1,0	1,5	×	asiantuntija-arvio
		suuresti unihäiriöiset	0,5	1,0	1,5	×	asiantuntija-arvio
		iskeemiset sydänsairaudet	0,5	1,0	1,5	×	Vienneau ym. 2015
		aivohalvaukset	0,0	1,0	2,25	×	EEA 2014
DALY-laskenta	haittapainokerroin	suuresti kiusaantuneet	0,01	0,02	0,12	-	WHO 2011
		suuresti unihäiriöiset	0,04	0,07	0,10	-	WHO 2011
		ensikohtaus-aivohalvauksen akuuttivaihe (6 pv)	0,92	0,92	0,92	-	WHO 2004
		ensikohtauksesta selviytynyt	0,228	0,266	0,295	-	WHO 2004

##### 4.3.7.1 Häiritsevyysvaikutukset

Häiritsevyysvaikutusten osalta tapausmäärät laskettiin melulajeittain siten, että kerrottiin kussakin altistumislukassa vastefunktion ilmoittama haittaa kärsivien %-osuus altistuvien lukumäärällä ja tulot summattiin.

##### 4.3.7.2 Myötävaikutus sydän- ja verisuonisairauksiin

Kohtausriskin kohoamisena ilmaistuille vaikutuksille (iskeemiset sydänsairaudet ja aivohalvaukset) käytettiin väestösyysosuksiin perustuvaa laskentaa. Näille vaikutuksille määritettiin kunkin melulajin  $m$  väestösyysosuus ( $PAF = Population Attributable Fraction$ ) kaavalla

$$PAF_m = \frac{\sum_i P_{i,m}(RR_{i,m} - 1)}{1 + \sum_i P_{i,m}(RR_{i,m} - 1)}$$

jossa  $P_{i,m}$  on melulajin  $m$  altistumislukkaan  $i$  kuuluvien osuus kaikista altistuvista ja  $RR_{i,m}$  kyseisessä altistumislukassa vaikutuksen suhteellinen riski (*relative risk*). Niissä altistumislukissa, joissa vaikutusta ei aiheudu,  $RR$  saa määritelmän mukaan arvon 1.

Kertomalla melulajin  $m$  väestösyysosuus sairauskohtausten kokonaisilmaantuvuudella tarkasteluväestössä ( $I_{Lahti}$ ) saatiin kyseisestä melulajista johtuva osuus kyseisen sairauden ilmaantuvuudesta ( $I_{Lahti, m}$ ):

$$I_{Lahti, m} = PAF_m \times I_{Lahti}$$

Iskeemisten sydänsairauskohtausten (ICD-koodit I20–I25) ilmaantuvuudet Suomessa poimittiin sydän- ja verisuonitautirekisteristä (CVDR 2017) ja skaalattiin kokonaiskuolleisuuksien (Lahti/Suomi) suhteessa, jolloin saatiin arvioksi iskeemisten sydänsairauskohtausten kokonaisilmaantuvuudesta Lahdessa 1 282 kpl/v.

Vastaavasti poimittiin ja skaalattiin aivohalvaukkohtausten (ICD-koodit I61, I63, I64) kokonaisilmaantuvuudet, jolloin saatiin arvioksi aivohalvaukkohtausten kokonaisilmaantuvuudesta Lahdessa 434 kpl/v.

Kertomalla arviot paikallisista kokonaisilmaantuvuuksista kullekin melulajille ja vaikutukselle määritetyillä väestösyysosuuksilla ( $PAF$ ) saatiin selville kunkin melulajin syyksi luettavat osuudet em. sairauksien kohtausmääristä Lahdessa.

#### 4.3.8 Sairauskuormalaskenta

Laskennassa sovellettiin DALY-laskennan tavanomaisia laskukaavoja (ks. esim. WHO 2011), alla luetelluin lähtötiedoin tai täsmennyksin.

##### 4.3.8.1 Häiritsevyysvaikutukset

Suuresti kiusaantuneiden tai unihäiriöisten osalta haittapainokertoimina käytettiin WHO:n (2011) parhaiksi arvioiksi sekä ala- ja ylärajoiksi soveltamia lukuarvoja (taulukko 0).

##### 4.3.8.2 Aivohalvaukset

Meluallistumisen enentämistä aivohalvauksista aiheutuva sairauskuorma mallinnettiin Matherin ym. (2004) menetelmien mukaisesti: Aivohalvauksen ensikohtaus mallinnettiin 6 päivän akuuttivaiheena, ja ensikohtauksesta 28 päivää selviytyneiden loppuelämään liitettiin vakioarvoinen haittapainokerroin, yleisväestön elinajanodotteen mukaiseen kuolinikään asti. Kyseisellä lopunikäisellä haittapainokertoimella otetaan huomioon selviytyneiden enemmistölle aiheutuvat pysyvät toiminnanvajaukset sekä uusien kohtausten mahdollisuus (Mathers *et al.* 2004, GBD 2008).

Akuuttivaiheelle ja kohtauksista selviytyneille poimittiin haittapainokertoimet epävarmuuksiin WHO:n (2004) *Global Burden of Disease* -julkaisusarjasta (taulukko 0).

Tappaviin aivohalvauksiin liittyvien elinaikamenetysten sekä kohtauksista selviytyneenä eletävän ajan määrittämiseksi tarvittiin yleisväestön elinajanodote. Sitä varten rakennettiin ensin ikävuosikohtainen elinaikataulukko käyttäen lähtötietoina ikäryhmittäistä keskiarvotusta Suomen väestön ikärakenteista vuosilta 2007–2016 (Tilastokeskus 2017a) ja kuolemantapauksista peruskuolemansyihin A00–Y89 vuosina 2006–2015 (Tilastokeskus 2017b).

Niille, jotka selviytyvät yli 28 päivää ensikohtauksesta, arvioitiin elinaikataulukoin keskimääräinen jäljellä olevan elinajan odote. Sitä varten poimittiin ensikohtausten (I60–I64 pl. I63.6) ikäryhmittäiset tapausmäärät sydän- ja verisuonirekisteristä (CVDR 2017). Ikävuosittaiset kohtausmäärät ja yleisväestön elinajanodotteet kerrottiin keskenään ja tulojen summa jaettiin kohtausten kokonaismäärällä, jolloin saatiin ensikohtauksistaan selviytyneille laskennalliseksi elinajanodotteeksi 13,4 vuotta.

Samoin määritettiin elinaikataulukon avulla kaikkien tappavien aivohalvaukkohtausten keskimääräinen elinvuosimenetys ottaen lähtötiedoiksi kaikkien aivohalvausten (I61, I63, I64) ikäryhmittäiset kuolleisuudet (Tilastokeskus 2017b). Kertomalla ikävuosittaiset kuolleisuudet ja yleisväestön elinajanodotteet keskenään ja jakamalla tulosumma kuolemien kokonaismäärällä saatiin tappavasta kohtauksesta aiheutuvaksi elinaikavähentymäksi keskimäärin 7,8 vuotta.

Aivohalvausten tapauskuolleisuus määritettiin CVDR:stä poimituin tiedoin laskemalla aivohalvaukkohtavien suhde kaikkiin kohtauksiin (diagnooseille I61, I63, I64), sisällyttäen laskelmaan kaikki ikäryhmät. Tapauskuolleisuudeksi saatiin ~19 %.

Lopuksi rakennettiin moniaskelinen tautimalli, joka määrittää ympäristömelun syyosuuden Lahden aivohalvausten sairauskuormasta (eriteltyinä komponentteihin YLL, YLD, DALY) käyttäen lähtötietoina seuraavia: ensikohtausten osuus kaikista kohtauksista, ensikohtauksen akuuttivaiheen kesto ja haittapainokerroin, tapauskuolleisuus, tappavista ensi- tai uusintakohtauksista aiheutuva keskimääräinen elinvuosimenetys, ensikohtauksesta selviytyneiden haittapainokerroin ja selviytyneiden jäljelläoleva elinajanodote.

#### 4.3.8.3 Iskeemiset sydänsairaudet

Iskeemisten sydänsairauksien osalta ei DALY-laskentaan tarvittu elinaikataulukkoa, kestoajoja eikä haittapainokertoimia, koska voitiin hyödyntää WHO:n kokoamia maakohtaisia sairauskuorma-arvioita (WHO 2016).

Iskeemisten sydänsairauksien sairauskuorma-arviot (eriteltyinä komponentteihin DALY, YLL ja YLD) koko maassa vuodelle 2015 poimittiin em. taulukoista ja skaalattiin tarkasteluväestöön kokonaiskuolleisuuksien (Lahti/Suomi) suhteessa. Tällöin saatiin em. sairauksien kokonaisrauskuorma-arvioksi (DALY) Lahdessa 3 802 elinvuotta/v.

Saadut tulokset (eriteltyinä komponentteihin YLL ja YLD) kerrottiin ympäristömeluille osion 4.3.7 kaavoin määritetyllä iskeemisten sydänsairauksien väestösyysuudella (PAF), jolloin saatiin selville ympäristömelujen syyksi luettava osuus iskeemisten sydänsairauksien sairauskuormasta Lahdessa.

#### 4.3.8.4 Vertailusyyt

Melun DALY-tuloksille mittapuiksi arvioitiin tapaturmaisten kuolemien (ICD-luokat V01–X59) ja alkoholi-kuolemien aiheuttamat sairauskuormat (elinaikavähentymät) Lahdessa:

Ikäryhmittäiset kuolleisuudet em. vertailusyyistä johtuviin kuolemiin poimittiin Tilastokeskuksesta (2017b,c) ja keskiarvotettiin vuosilta 2006–2015. Kummallekin vertailusyyille määritettiin koko maassa aiheutuva kokonaiselinaikavähentymä (YLL) elinaikataulukon avulla, osiossa 4.3.8.1 selostetuin periaattein. Lopuksi tulokset skaalattiin Lahden väestöön kokonaiskuolleisuuksien (Lahti/Suomi) suhteessa.

#### 4.3.9 Rahassa arvottaminen

##### 4.3.9.1 WTP-menetelmä

Parhaana arviona melun vähentämisen maksuhalukkuudesta (WTP) käytettiin komission työryhmän (WG-HSEA 2003) suosittelemaa arvoa 25 €/dB/v/asuntokunta (taulukko 3). Tutkimustulosten kirjavuuden vuoksi ala- ja ylärajat asetettiin Navrudin (2002) kokoamien WTP-tulosten pienimmän (2 €) ja suurimman (99 €) arvon mukaan.

Suosituksen mukaisesti ostovoimakorjausta ei tehty parhaalle arviolle (WG-HSEA 2003), mutta tehtiin ala- ja ylärajoille. Korjaamalla lukuarvot tarkasteluvuoden oloihin ansiotasoindeksiin saatiin WTP:n parhaaksi arvioksi ~36,4 €/dB/v/asuntokunta.

Samaa WTP-arvojakaumaa käytettiin kaikille melulajeille. WTP-laskennassa altistumisen  $L_{den}$ -kynnystasoksi päätettiin asettaa 50 ( $\pm 3$ ) dB kaikille melulajeille (Navrud 2002, EEA 2010). Esim. tiemelulle altistuvista jo noin 3 % kokee kyseisellä altistumistasolla melun suuresti kiusalliseksi (Miedema & Oudshoorn 2001).

Lähtötiedoksi tarvittava asuntokunnan keskikoko oli 1,87 asukasta v. 2016 (Tilastokeskus 2017d). Laskentaa yksinkertaistettiin oletuksin, että asumisväljyys ei korreloi melutason kanssa.

Taulukko 3. Todennäköisyysjakaumina käsiteltyjä lähtötietoja rahassa arvottamiseen WTP- ja NDI-menetelmin. Kirjallisuuslähteet on ilmoitettu kunkin lukuarvon alla. Lyhenteet: NDI = noise depreciation index, WTP = willingness to pay.

Muuttuja	Jakauman parametri			Yksikkö
	Alaraja	Paras arvio	Yläaraja	
maksuhalukkuus (WTP) melun vähentämisestä	2	25	99,0	€/dB/v/asuntokunta
	Navrud 2002	WG-HSEA 2003	Navrud 2002	
WTP:n kynnysmelutaso	47	50	53	dB ( $L_{den}$ )
	ks. leipäteksti			
melun arvovähennysindeksi (NDI)	0,36	0,6	1,2	%/dB
	Vainio 1995	Bateman ym. 2001, Bristow ym. 2010, EEA 2010	Andersson ym. 2010	
NDI:n kynnysmelutaso	47	50	53	dB ( $L_{den}$ )
	ks. leipäteksti			
asuntojen keskineliöhinta	1 784	1 878	1 972	€/m <sup>2</sup>
	ks. leipäteksti			
diskonttokorko	3	6	9	%
	asiantuntija-arvio	Navrud 2002	asiantuntija-arvio	

#### 4.3.9.2 NDI-menetelmä

Parhaana arviona melun arvonvähennysindeksistä (NDI) käytettiin arvoa 0,6 %/dB (taulukko 3), perustaan lähinnä Batemanin ym. (2001) ja Bristowin (2010) koostamiin tuloksiin. Alaraja asetettiin Vainion (1995) Helsingille määrittämään arvoon ja yläraja ruotsalaiselle Lerumin kunnalle määritettyyn arvoon (Andersson *et al.* 2010). Samaa NDI-jakaumaa käytettiin kaikille melulajeille.

Altistumisen  $L_{den}$ -kynnystasoksi päätettiin kaikille melulajeille asettaa 50 ( $\pm 3$ ) dB, joka asettuu kirjallisuudessa suositeltujen tai käytettyjen kynnystasojen keskipaikkeille (Navrud 2002, Damgaard 2003, Bickel & Friedrich 2005, Nellthorp *et al.* 2007, MSR 2008, Nijland & Wee 2008, Bristow 2010, EEA 2010).

Vuonna 2016 asumisväljyys oli Lahdessa 39,4 m<sup>2</sup>/hlö ja pinta-alaa oli keskimäärin 73,7 m<sup>2</sup>/asuntokunta (Tilastokeskus 2017d).

Vanhojen osakeasuntojen neliöhinta v. 2016 Lahdessa oli keskimäärin 1757 €/m<sup>2</sup> (Tilastokeskus 2017e). Lahden ok-talojen neliöhinnosta ei saatu tietoa suoraan, joten käytettiin yli 100 000 asukkaan kaupunkien keskimääräistä ok-talojen neliöhintaa 2250 €/m<sup>2</sup> (Tilastokeskus 2017f). Painottaen em. neliöhintoja Lahden ok-talojen ja muiden asuntotyyppien määräsuhteilla (Tilastokeskus 2017g) arvioitiin kaikkien asuntojen neliöhinaksi keskimäärin 1 878,4 €/m<sup>2</sup> (epävarmuus  $\pm 5$  %). Väkiluvun ja asuntokuntien keskikoon avulla saatiin Lahden asuntojen kokonaisarvoksi noin 8,84 mrd €.

Yksinkertaistukseksi oletettiin, että neliöhinta ei korreloi melutason kanssa. Asuntojen suhteellinen arvonvähennys määritettiin meluvyöhykkeittäin kaavalla

$$(1 + NDI)^{(L_{asunto} - L_{kynnys})} - 1$$

jossa arvonvähennysindeksi  $NDI$  on ilmoitettu prosentteina desibeliä kohden,  $L_{asunto}$  asuntoon kohdistuva melutaso desibeleinä ja  $L_{kynnys}$  kynnysaltistumistaso.

Vuotuiskestannukseksi muuntamiseen käytettiin nimellisdiskonttokoron parhaana arviona 6 ( $\pm 3$ ) % (ks. taulukko 3) ja diskonttausaika oletettiin päättymättömäksi, Navrudin (2002) ja Kristensenin ym. (2005) menettelyn mukaisesti.

#### 4.3.9.3 DALY×VOLY-menetelmä

Elinvuoden arvon (VOLY) lähtötietoina käytettiin NewExt-hankkeessa (Friedrich 2004) määritettyä diskonttaamatonta mediaaniarvoa sekä NEEDS-hankkeen (Desaigues *et al.* 2011) suosittamaa keskiarvoa, annettuine ala- ja ylärajoineen (ks. taulukko 4). Elinvuoden arvoa suuruusluokassa 50 000 – 75 000 € suosittavat myös IMPACT-hanke (Maibach *et al.* 2008) sekä Saksan ympäristövirasto (UBA 2008), joten lähtötiedoiksi valitut keskiestimaatit ovat mallillisia.

Taulukon 4 rahamäärät korjattiin tarkasteluväestön ja -vuoden oloihin osiossa Error! Reference source not found. kuvatuin menetelmin. Saaduista arvoista otettiin em. tutkimusten väliset keskiarvot (alaraja, paras arvio, yläraja), joita käytettiin VOLY-todennäköisyysjakauman parametreinä. Parhaaksi arvioksi saatiin täten ~90 000 €/v. Epävarmoina lähtötietoina DALY×VOLY-laskennassa käsiteltiin myös taulukossa 0 lueteltuja muuttujia.

Taulukko 4. Todennäköisyysjakaumina käsiteltyjä elinvuoden arvon (VOLY) lähtötietoja rahassa arvottamiseen DALY×VOLY-menetelmin.

Lähde	Tutkimusvuosi	Kohdeväestö	Alaraja	Paras arvio	Yläraja	Yksikkö
Friedrich 2004	2003	FRA, GBR, ITA	27 240	75 000	225 000	€/v
Desaigues ym. 2011	2006	CHE, DEU, DNK, ESP, FRA, GBR	25 000	41 000	100 000	€/v

#### 4.3.9.4 Arvojen siirtäminen

Rahallisen arvottamisen yksikköhinnat eli WTP- ja VOLY-lähtötiedot saatiin pääosin muissa maissa aiempina ajankohtina toteutetuista tutkimuksista, joten arvot oli ensin siirrettävä alkuperäistutkimusten maista ja ajankohdista Suomen ja tarkasteluvuoden oloihin (Navrud 2002, 2009, Bickel & Friedrich 2005, Nellthorp *et al.* 2007).

Siksi WTP- ja VOLY-yksikköhinnat korjattiin Suomen oloihin tutkimusvuoden maakohtaisilla yksityisen kulutuksen hintaindeksillä (Eurostat 2017). Sen jälkeen tulokset muunnettiin tarkasteluvuoden arvoon ansiotasoindeksillä (Tilastokeskus 2017h).

NDI-lukuarvoille em. korjauksia ei tehty, koska NDI ilmaisee suhteellisen muutoksen (%/dB) eikä siten riipu suoraan rahan arvon maakohtaisista eroista tai muutoksista.

#### 4.3.9.5 BKT:hen suhteuttaminen

Rahassa arvoitetun meluhaitan ilmoittamiseen osuutena paikallisesta bruttokansantuotteesta (BKT) asukasta kohden käytettiin lähtötietoina Tilastokeskuksen (2017i) Päijät-Hämeelle määrittämiä arvoja, joiden projisio tarkasteluvuoteen 2016 oli 32 644 €/asukas.

## 5. TULOKSET

### 5.1 Kohdeväestön ja altistumistilanteen yleisluonnehdinta

Lahdessa asui vuoden 2016 lopussa 119 452 henkilöä (Tilastokeskus 2017j), mihin sisältyy 1.1.2016 tapahtuneesta Nastola-kuntaliitoksesta johtunut noin 15 000 asukkaan lisäys. Lahti on Suomen kahdeksanneksi suurin kaupunki.

Lahden pinta-ala on noin 518 km<sup>2</sup>, josta noin 459 km<sup>2</sup> on maata ja noin 58 km<sup>2</sup> sisävesiä (Wikipedia 2017b). Kunnan väestötiheys on noin 2,6 asukasta/ha (Wikipedia 2017b). Nastola-kuntaliitoksen yhteydessä keskimääräinen asukastiheys pienentyi tuntuvasti.

Taulukossa 5 vertaillaan keskeisiä tilastotietoja Lahden ja koko maan väestöistä.

Taulukko 5. Lahden ja koko maan väestöjen avainlukuja (Tilastokeskus 2017j).

Avainluku	KOKO MAA	Lahti
Väkiluku	550 3297	119 452
Alle 15-vuotiaiden osuus väestöstä (%)	16,2	14,8
15–64 -vuotiaiden osuus väestöstä (%)	62,9	62,3
Yli 64-vuotiaiden osuus väestöstä (%)	20,9	22,9
Perheiden lukumäärä	1 475 583	31 534
Asuntokuntien lukumäärä	2 654 657	62 574
Rivi- ja pientaloissa asuvien asuntokuntien osuus (%)	39,7	32,9
Taajama-aste (%)	85,6	97,4

Lahti on vilkasliikenteisten maanteiden ja rautateiden risteämiskohta, ja liikenneyhteydet ovat hyvät ja nopeat joka suuntaan. Merkittävimmät tieliikenteen runkoväylät ovat Helsingin ja Heinolan välinen moottoritie VT4 (E75) keskustan itäpuolella. Vastaavasti poikittaisyhteytenä itä-länsi-suunnassa toimii VT12, joka sijoittuu keskustan eteläpuolelle. Rautatie halkaisee kaupungin itä-länsi-suunnassa, keskustan eteläpuolitse.

Lahti on kaupunkirakenteeltaan tiivis. Noin 3/4 lahtelaisista asuu 5 kilometrin säteellä Kauppatorilta (Lahden kaupunki 2017). Vanhan Lahden tähtimäisen kaupunkirakenteen halkaisee säteittäin usea valtatie ja rautatie, joista aiheutuu melua. Toisaalta laajat, yhtenäiset viheralueet ulottuvat lähelle kaupungin keskustaa useasta suunnasta, luoden mahdollisuuden suhteellisen hiljaisille alueille. Vanhan Nastolan taajama-alue on rakenteeltaan nauhamainen Salpausselän reunamuodostuman mukaisesti siten, että liikenneväylät ja kaupunkirakenne ovat nivoutuneet toisiinsa. Nauhataajaman pohjois- ja eteläpuolelle avautuu maaseutumaisia ympäristöjä kyliin.

## 5.2 Päätulokset

### 5.2.1 Numeromuodossa

Lahden ympäristömelujen vaikutusarvioinnin päätulokset on koottu taulukoihin 6 (eriteltyinä terveysvaikutuksen mukaan) ja 7 (eriteltyinä melulähteen mukaan). Tulokset on pyöristetty pääsääntöisesti 2 merkitsevän numeron tarkkuuteen ja esitetty 90 %:n luottamusvälein.

Taulukko 6. Numeromuotoiset päätulokset Lahden ympäristömelujen vaikutusarvioinnista, eriteltyinä terveysvaikutuksen mukaan. Lihavoituina tulosjakauksen keskiarvot, suluissa 90 %:n luottamusväli. Rahassa arvoitettu haitta on arvioitu DALY×VOLY-menetelmin.

	Suuresti kiusaantuneet	Suuresti unihäiriöiset	Iskeemiset sydänsairaudet	Aivohalvaukset	YHTEENSÄ
Tapausmäärä	7 000 (4 800 – 9 300) haitasta kärsivää	4 300 (3 000 – 5 800) haitasta kärsivää	47 (32 – 62) lisätapausta / v	11 (3,9 – 19) lisätapausta / v	–
Väestösyysuus	–	–	3,7 % (2,5 % – 4,9 %)	2,6 % (0,9 % – 4,3 %)	–
Sairauskuorma	250 (85 – 500) elinvuotta / v	300 (190 – 450) elinvuotta / v	140 (96 – 180) elinvuotta / v	39 (13 – 65) elinvuotta / v	730 (500 – 1 000) elinvuotta / v
Rahassa arvoitettu haitta	27 (7,4 – 62) MEUR / v	33 (14 – 61) MEUR / v	15 (6,9 – 27) MEUR / v	4,2 (1,2 – 8,6) MEUR / v	79 (36 – 140) MEUR / v

Tapausmäärien lisätietoina taulukoissa esitetään myös väestösyysuudet, jotka ilmaisevat melun syyksi luettavien tapausmäärien arvioidut osuudet kyseisten sairauskohtausten kokonaisilmaantuvuuksista Lahdessa.

Taulukko 7. Lahden ympäristömelujen vaikutusarvioinnin numeromuotoiset päätulokset, eriteltyinä melulähteen mukaan. Tulosjakauksen keskiarvot lihavoitu, suluissa 90 %:n luottamusväli.

		Tie	Raide	Teollisuus	YHTEENSÄ	Yksikkö
Tapaus- määrät	Suuresti kiusaantuneet	5 800 (4 000 – 7 800)	1 000 (690 – 1 400)	160 (100 – 210)	7 000 (4 800 – 9 300)	asukasta
	Suuresti unihäiriöiset	3 600 (2 400 – 4 800)	750 (510 – 990)	32 (19 – 49)	4 300 (3 000 – 5 800)	asukasta
	Iskeemiset sydänsairaudet	34 (23 – 45)	13 (8,9 – 18)	0,09 (0,05 – 0,13)	47 (32 – 62)	lisätapausta / v
	Aivohalvaukset	7,9 (2,8 – 13)	3,1 (1,1 – 5,3)	0,02 (0,01 – 0,04)	11 (3,9 – 19)	lisätapausta / v
Sairaus- kuorma	Suuresti kiusaantuneet	200 (71 – 420)	36 (12 – 75)	5,4 (1,9 – 11)	250 (85 – 500)	elinvuotta / v
	Suuresti unihäiriöiset	250 (150 – 370)	52 (32 – 76)	2,2 (1,2 – 3,6)	300 (190 – 450)	elinvuotta / v
	Iskeemiset sydänsairaudet	100 (68 – 130)	40 (26 – 53)	0,26 (0,15 – 0,39)	140 (96 – 180)	elinvuotta / v
	Aivohalvaukset	28 (10 – 47)	11 (3,7 – 19)	0,07 (0,02 – 0,13)	39 (13 – 65)	elinvuotta / v
	YHTEENSÄ	580 (390 – 830)	140 (99 – 190)	8,0 (4,0 – 14)	730 (500 – 1 000)	elinvuotta / v
				<i>Per capita:</i>	2,2 (1,5 – 3,1)	elinpäivää / v / asukas

Taulukossa 8 esitetään rahallisen arvottomamisen numeromuotoiset päätulokset, eriteltyinä arvottomamisenmenetelmän ja melulähteen mukaan. Tulokset on esitetty kokonaishaittana tarkasteluväestölle ja asukasta kohden.

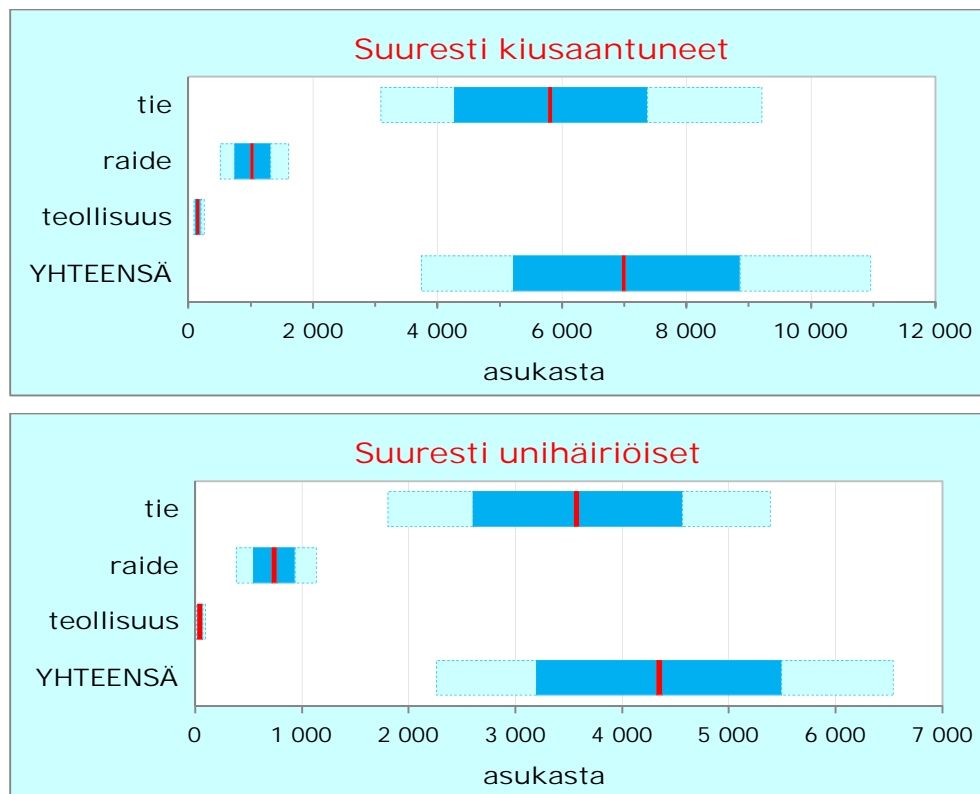
Taulukko 8. Lahden ympäristömelujen rahallisen arvottomamisen numeromuotoiset päätulokset, eriteltyinä melulähteen mukaan. Tulosjakaumien keskiarvot lihavoitu, suluissa 90 %:n luottamusvälit.

Menetelmä	Tie	Raide	Teollisuus	YHTEENSÄ	Yksikkö
WTP	14	5,3	0,04	19	MEUR / v
	(3,7 – 27)	(1,5 – 11)	(0,01 – 0,09)	(7,9 – 33)	EUR / v / asukas
				160 (66 – 280)	% BKT:sta per asukas
			0,49 (0,20 – 0,85)		
NDI	18	6,8	0,04	25	MEUR / v
	(9,0 – 31)	(3,4 – 12)	(0,01 – 0,09)	(14 – 40)	EUR / v / asukas
				210 (120 – 330)	% BKT:sta per asukas
			0,64 (0,36 – 1,0)		
DALY × VOLY	63	15	0,87	79	MEUR / v
	(29 – 110)	(7,0 – 27)	(0,32 – 1,8)	(36 – 140)	EUR / v / asukas
				660 (300 – 1 200)	% BKT:sta per asukas
			2,0 (0,93 – 3,6)		

### 5.2.2 Kuvaajina

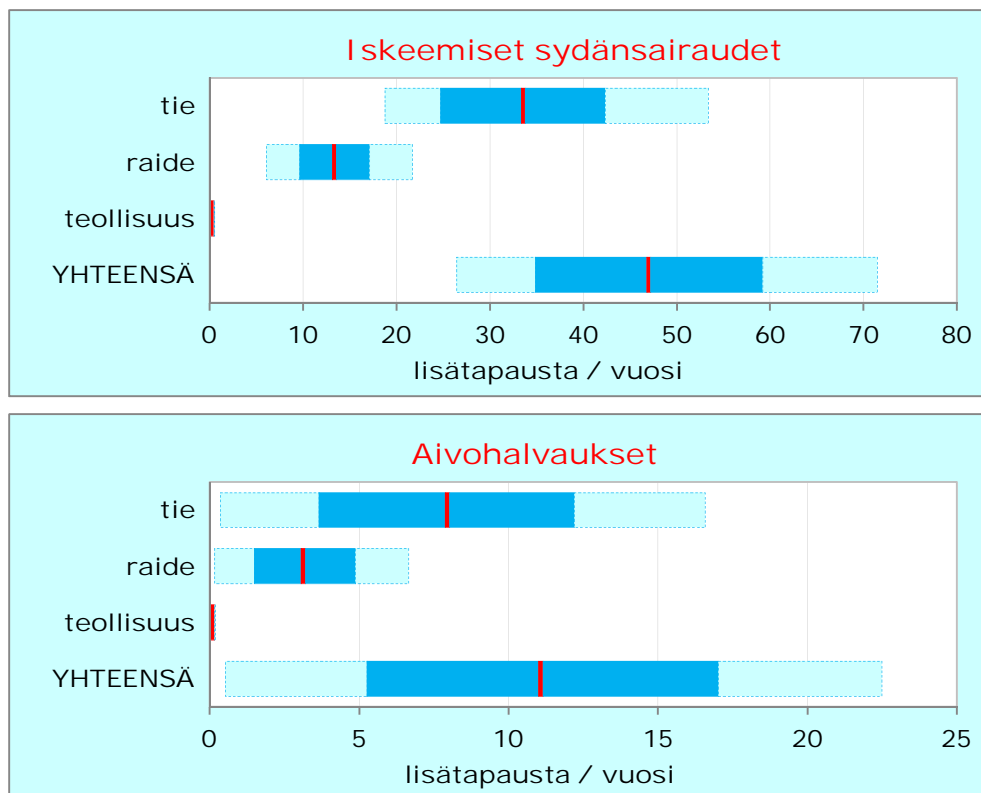
Tärkeimmät tulokset niihin sisältyvine epävarmuuksineen havainnollistetaan graafisesti kuvissa 8–13. Pylväskuvaajissa tulosjakaumien keskiarvot on merkitty punaviivoin, 80 %:n luottamusvälit kirkkaansinisellä ja vaihteluvälit katkoviivoin. Piirakkakuvaajat on laadittu jakaumien keskiarvojen mukaan.

Arviot melun vuoksi suuresti kiusaantuneiden ja suuresti unihäiriöisten tapausmääristä esitetään kuvassa 8.



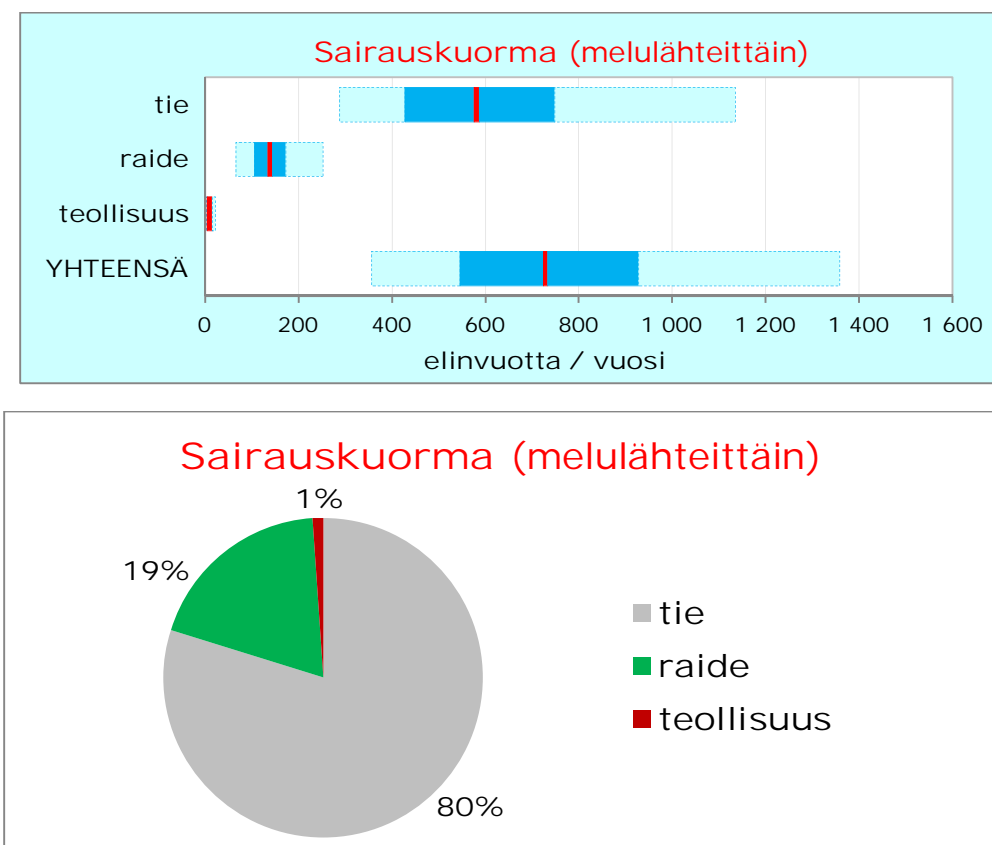
Kuva 8. Melun vuoksi suuresti kiusaantuneiden (yläkuva) ja suuresti unihäiriöisten (alakuva) arvioidut tapausmäärät Lahdessa, melulähteittäin. Tulosjakaumien keskiarvot on merkitty punaviivoin, 80 %:n luottamusvälit kirkkaansinisellä ja vaihteluvälit katkoviivoin.

Arviot meluallistumisen enentämistä kohtausmääristä iskeemisten sydänsairauksien ja aivohalvausten osalta esitetään kuvassa 9.



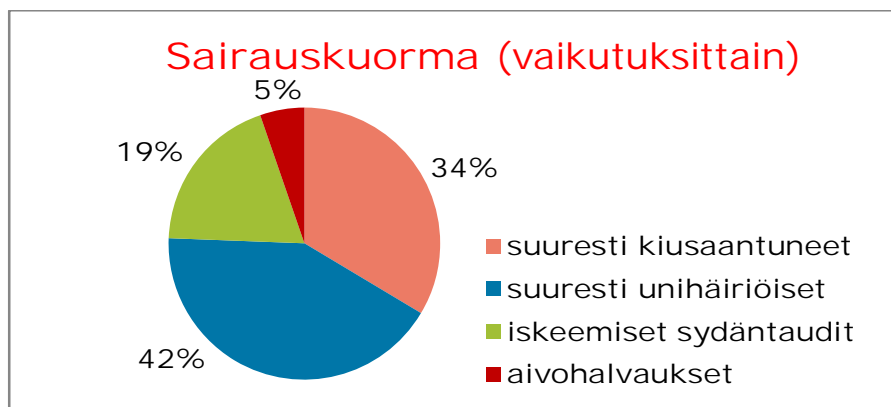
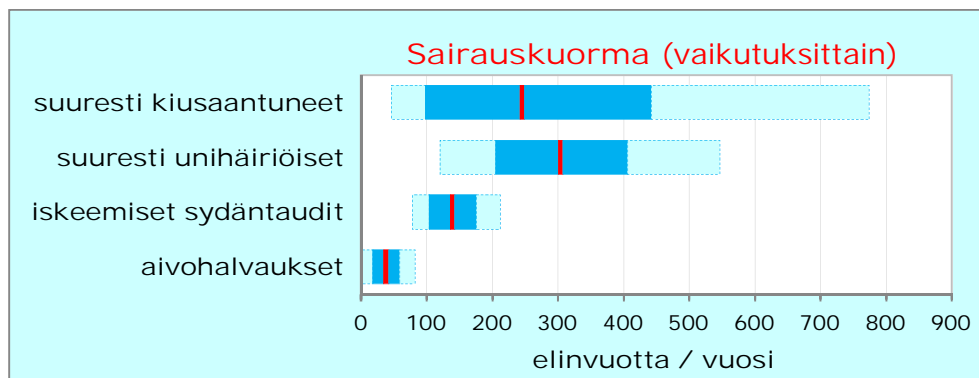
Kuva 9. Lahden väestön meluallistumisesta aiheutuva iskeemisten sydänsairauksien (yläkuva) ja aivohalvausten (alakuva) kohtausmäärien arvioitu kasvu, melulähteittäin.

Meluallistumisesta aiheutuva sairauskuorma esitetään melulähteittäin kuvassa 10 ja terveysvaikutuksen mukaan eritellen kuvassa 11.



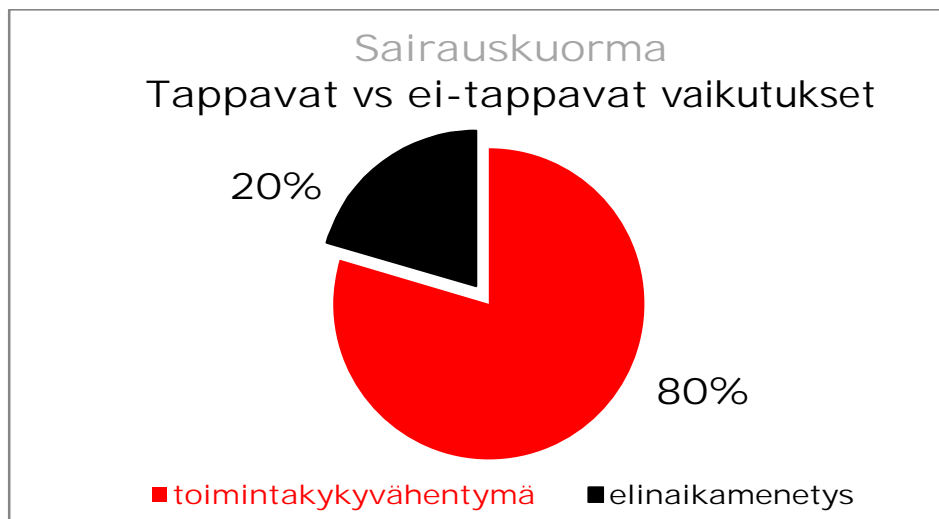
Kuva 10. Lahden väestön meluallistumisesta aiheutuva sairauskuorma, eriteltynä melulähteen mukaan.





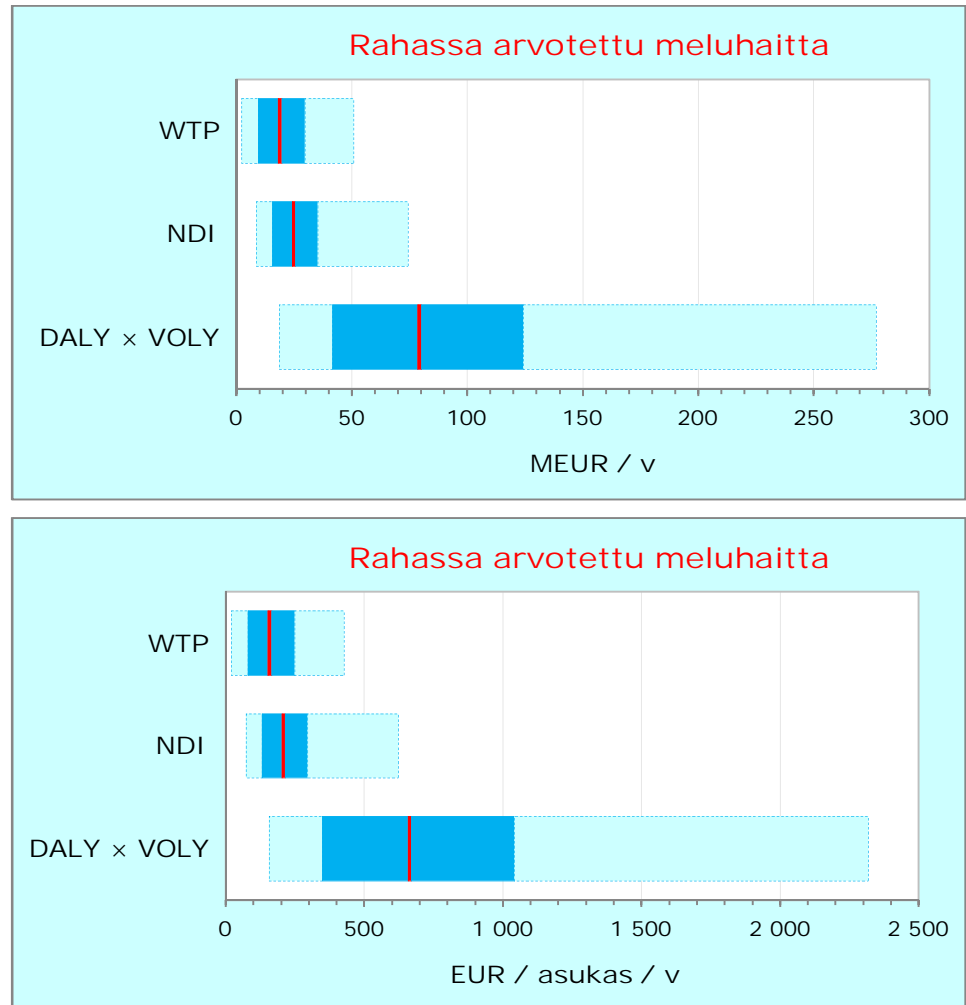
Kuva 11. Lahden väestölle meluallistumisesta aiheutuva sairauskuorma, eriteltyinä [terveysvaikutuksen](#) mukaan.

Kuva 12 havainnollistaa ei-tappavien (toimintakykyvähentymä) ja tappavien (elinaikavähentymä) terveysvaikutusten arvioidut osuudet kokonaissairauskuormasta. Elinaikavähentymä aiheutuu kuolemaan 28 päivän sisällä johtavista iskeemisten sydänsairauksien ja aivohalvauksen kohtauksista.



Kuva 12. Meluallistumisesta aiheutuva sairauskuorma, ositettuna vaikutusten tappavuuden mukaan elinaikavähentymäksi ja toimintakykyvähentymäksi.

Kuva 13 esittää arviot rahassa mitatusta meluhaitasta, määritettynä kolmella rinnakkaisella arvottamismenetelmällä (WTP, NDI, DALY×VOLY).



Kuva 13. Rahassa arvollettu meluhaitta, arvioituna kolmella rinnakkaisella arvottamismenetelmällä. WTP = maksuhalukkuuskyselyihin perustuva menetelmä. NDI = asuntojen arvovähennysindeksiin perustuva menetelmä. DALY×VOLY = elinvuoden arvoon ja DALY-tuloksiin perustuva menetelmä. Tulokset on esitetty kokonaisuhahtana Lahden väestölle (yläkuva) ja asukasta kohden (alakuva).

### 5.2.3 Vertailusyiden aiheuttamat elinaikamenetykset

Taulukossa 9 esitetään päätulosten mittapuiksi määritetyt arviot tapaturma- ja alkoholikuolemien aiheuttamista elinaikavähentymistä Lahdessa.

Taulukko 9. Vertailusyistä aiheutuvat elinaikamenetykset Lahdessa (kokonaisarvoina ja asukasta kohden).

Tapaturmaiset kuolemat	1 380	elinvuotta / v
	4,3	elinpäivää / v / asukas
Alkoholikuolemat	1 170	elinvuotta / v
	3,7	elinpäivää / v / asukas

### 5.3 Kansalliset melutason ohjearvot vs sairauskuorma

Lukuarvot taulukossa 10 vastaavat kysymykseen, kuinka suurelta osin Lahden meluperäinen sairauskuorma aiheutuu niistä altistumisista, joissa kansalliset melutason ohjearvot (VNp 993/1992) eivät ylity.

Taulukon 11 lukuarvot puolestaan vastaavat kysymykseen, paljonko sairauskuormaa aiheutuisi, jos kaikki tarkasteluvuonna ohjearvon ylittäneet altistumiset saataisiin madalletuiksi hieman ohjearvojen alle.

Näissä tarkasteluissa yöajalle käytettiin nk. vanhojen asuinalueiden ohjearvoa (50 dB), koska sitä sovelletaan suureen osaan Lahden asuinrakennuksista.

Taulukko 10. Meluperäisen sairauskuorman osuus, joka aiheutuu kansalliset ohjearvot (päiväaikaan 55 dB, yöaikaan 50 dB) [alittavista](#) altistumisista Lahdessa.

	Suuresti kiusaantuneet	Suuresti unihäiriöiset	Iskeemiset sydänsairaudet	Aivo- halvaukset	YHTEENSÄ
Osuus sairauskuormasta	39 %	52 %	35 %	35 %	43 %

Taulukko 11. Meluperäisestä sairauskuormasta Lahdessa jäljelle jäävä osuus, jos kaikki ohjearvon ylittävät altistumiset saataisiin madalletuiksi hieman ohjearvojen alle (ts. päiväaikana luokkaan 50–55 dB ja yöaikana luokkaan 45–50 dB).

	Suuresti kiusaantuneet	Suuresti unihäiriöiset	Iskeemiset sydänsairaudet	Aivo- halvaukset	YHTEENSÄ
Sairauskuormasta jäävä osuus	58 %	76 %	60 %	61 %	65 %

## 6. TULOSTEN POHDINTA

Tässä selvityksessä on käytetty usealta vuosikymmeneltä rakentuneeseen ja myös tuoreimpaan tutkimustietoon ankkuroituja, vakiintuneita vaikutusten arviointimenetelmiä, luotettavimmiksi katsottuine lähtötietoineen.

Tulosten merkitystä ja tuloksiin sisältyviä epävarmuuksia tarkastellaan jäljempänä kuvailusuu-reittain (tapausmäärät, sairauskuorma, rahamittarit).

### 6.1 Tapausmäärät

Lähtökohtana olleita altistumistietoja voidaan pitää verrattain luotettavina, koska Lahden liikennemelut oli mallinnettu ajantasaisin ja yksityiskohtaisin CNOSSOS-EU-mallein. Mallinnukseen sisältyneet tavanomaiset karkeistukset (esim. sivukatujen liikenteen huomiotta jättäminen) voivat silti aiheuttaa hieman aliarviointia lopputuloksiin.

Arvioimiemme tapausmäärien (suuresti kiusaantuneet / suuresti unihäiriöiset / sydän- ja verisuonitautikohtaukset) keskinäinen suhde (7 000 / 4 300 / 58) on samantapainen kuin monessa muulle kohdeväestölle tehdyssä arvioinnissa. Kiusaantuneiden ja unihäiriöisten suhdeluku (~1,6) oli kuitenkin pienempi kuin EU-maissa keskimäärin (~2–2,5) (esim. WHO 2011, EEA 2014), mikä osin selittynee Lahden suhteellisen runsaasta yöajan raidemelusta ja osin siitä, että aiemmin ei ole käytetty CNOSSOS-EU-melumalleja.

Tekijöiden tiedossa ei ole aiempaa Lahden väestölle tehtyä melun vaikutusarviointia. Lahdelle arvioidut tapausmäärät täsmäävät kuitenkin hyvin esim. Reinikaisen ym. (2017) liitteessään raportoimiin, meluisimman ulkoseinän mukaisiin arvioihin Jyväskylälle ja Kuopiolle: esim. tiemelun vuoksi suuresti kiusaantuneita/unihäiriöisiä arvioitiin olevan Jyväskylässä 8 600 / 4 600 ja Kuopiossa 8 300 / 4 300. Väkilukuihin suhteuttaen Lahdessa kiusaantuneiden arvio on ~5–20 % pienempi kuin Jyväskylässä (~140 000 as.) ja Kuopiossa (~120 000 as.), kun taas unihäiriöisten arvio on ~10 % suurempi kuin Jyväskylässä. Nämä erot johtuvat osaksi siitä, että Reinikainen ym. sovelsivat vain aikuisväestölle määriteltyjä vastefunktioita myös alle 18-vuotiaisiin, ja osaksi Lahden runsaammasta yöajan raidemelusta.

Vallitsevan tavan mukaisesti laskimme Lahden arvioinnissa eri melulajeista (tie-, raide-, teollisuus-) aiheutuvat tapausmäärät yhteen, ts. olettaen, että samalle henkilölle aiheutuu esim. unihäiriöitä enintään yhdestä melulajista. Tästä karkeistuksesta johtuva arviointivirhe jää kuitenkin vähäiseksi, ottaen huomioon että esim. tieliikennemelusta suuresti kiusaantuneita on parhaan arvion mukaan vain ~6 % aikuisväestöstä. Voidaan myös olettaa, että altistuessaan kahdelle tai useammalle melulajille asukas kokee haitan yleensä suuremmaksi, kuin jos altistuisi vain yhdelle melulajille.

Tapausmääräarvioiden suurin epävarmuus koskee muissa maissa määritettyjen vastefunktioiden istuvuutta Suomen oloihin. Suurehkot erot alkuperäistutkimusten vastekäyrissä (ks. esim. Miedema & Vos 1998, Babisch 2008, Guski *et al.* 2017) heijastelevat väestökohtaisia eroja melun ja muiden ympäristötekijöiden esiintymisessä (päästöt, rakennusten ja huoneiden sijoittelu, ääneneristävyys, muut melulähteet, ilmanlaatu ja viheralueet), asumiskäyttäytymisessä (ajankäyttö, tuuletusikkunoiden aukipitotavat) sekä suhtautumisessa ja reagoimisessa meluun tai sen lähteeseen (kulttuuri-, ympäristö-, terveys- ja sosioekonomiset tekijät).

Ilmastomme edellyttämän hyvän lämmöneristyksen vuoksi myös ääneneristys on Suomen asuinrakennuksissa keskimäärin parempi kuin monissa niistä maista, joissa tehtyihin alkupe-  
räistutkimuksiin vastefunktiot pohjautuvat. Toisaalta esim. Miedeman ja Oudshoornin (2001) tie- ja raidemeluille tarkastelemista alkuperäistutkimuksista joka kolmas oli tehty Ruotsissa tai Kanadassa, ts. korkean elintason ja kylmien talvien alueilla, joissa asuinrakennusten ääneneristys ei poikenne paljoa Suomeen nähden.

Myös kulttuurierot voivat vaikuttaa koetun kiusallisuuden esiintymiseen: Pääosin harvaan asutuissa maissa melua saatetaan sietää heikommin kuin vanhastaan tiheästi asutuissa maissa. Esim. Norjassa tiemeluun näyttääkin reagoitavan voimakkaammin kuin Miedeman ym. (2001) kiusallisuusvasteet ennustaisivat (Klæboe *et al.* 2004). Vastaavasti joidenkin tutkimusten mukaan Espanjassa liikennemelu koettiin *vähemmän* kiusallisemmaksi kuin Norjassa ja Ruotsissa (Diaz *et al.* 2001), vaikka Espanjassa esim. ikkunoiden ääneneristävyys on heikompi kuin pohjoismaissa. Lisäksi on pidettävä mielessä, että ainakin lentomelun osalta altistuvien kokema kiusallisuus näyttää tuntuvasti voimistuneen vuosien mittaan (Janssen & Vos 2009, Babisch *et al.* 2009, Guski *et al.* 2017).

Lahdenkin meluvaikutusarvioinnin pääpuutteeksi voidaan lukea se, että altistumista tarkastellaan vain *kodin* viitekehysessä. Huomiotta jää täten kaikki se ympäristömelulle altistuminen,

jota aiheutuu esim. työ-, koulu- ja asiointimatkoilla taikka työpaikoilla, oppilaitoksissa ja hoitolaitoksissa<sup>4</sup> oleskelualueineen.

Lisäksi rajattiin pois sellaiset ympäristömeluun liitetyt terveysvaikutukset, joiden osalta nykyinen tutkimusnäyttö ei riitä syy-yhteyden osoittamiseen (ks. osiot 3.5, 4.2.2 ja 4.3.2). Mikäli myöhempi tutkimus osoittaa kyseisiä syy-yhteyksiä varmoiksi, tulee tarpeelliseksi täydentää Lahdelle nyt raportoituja arvioita.

## 6.2 Sairauskuorma

Parhaan arviomme mukaan ympäristömelujen kansanterveysrasite Lahdessa on noin 730 elinvuotta/v. Se vastaa yli kahta menetettyä elinpäivää jokaiselta asukkaalta vuosittain. Yksilön keskimääräisenä elinaikana (~80 v) menetys olisi yhteensä lähes 6 kk. Sairauskuorma voidaan ilmaista myös siten, että jokainen yli 18-vuotias eläisi keskivaikeasti invalidisoituneena<sup>5</sup> yli 5 päivää vuodesta.

Melulajeista tiemelu aiheuttaa odotetusti valtaosan (~80 %) sairauskuormasta, mutta raidemelu osoittautui yllättävän suureksi syytekijäksi (lähes 20 %). Terveysvaikutuksista kuormittavimmiksi nousevat unihäiriöt yli 40 %:n osuudellaan. Melun lisäämät sydän- ja verisuonisairaudet (osuus sairauskuormasta noin 24 %) kohosivat myös tuntuvaksi rasitteeksi lahtelaisten terveydelle. On huomionarvoista, että noin 1/5 melun sairauskuormasta johtuu em. sairauksiin liittyvistä kuolemista.

Lahden meluperäisen sairauskuorman paras arvio (730 elinvuotta/v) on linjassa Reinikaisen ym. (2017) liitteessään 5 raportointiin, meluisimman ulkoseinän mukaisiin sairauskuorma-arvioihin saman kokoluokan kaupungeille: Jyväskylässä tiemelu 508 ja raidemelu 47 elinvuotta/v, Kuopiossa tiemelu 485 ja raidemelu 23 elinvuotta/v. Reinikaisen ym. arviot vie alakanttiin se, että niihin sisällytettiin sydän- ja verisuonisairauksista ainoastaan sydäninfarktit. Lahdessa tuntuvasti runsaampi raidemelulle altistuminen selittää raidemelun monin verroin suuremman sairauskuorman verrattuna Jyväskylään ja Kuopioon (taulukko 7). Lisäksi Lahdelle arvioitua sairauskuormaa suurentaa muillekin melulajeille se, että häiritsevyyden epävarmuudet otettiin huomioon todennäköisyysjakaamina (ks. osio 4.2.7), kun taas em. vertailukaupungeille arviot oli tehty kiintein lähtöarvoin.

Tieliikennemelun osalta Lahden sairauskuorman paras arvio (580 elinvuotta/v) sopii suuruusluokaltaan myös vuodelle 2012 arvioituun Suomen suurimpien kaupunkien ja vilkkaimpien maanteiden liikennemelun tautitaakkaan (~8 700 elinvuotta/v), johon kaupungeista oli sisällytetty vain pääkaupunkiseutu, Lahti, Oulu, Tampere ja Turku ja sydän- ja verisuonisairauksista ainoastaan sydäninfarktit (Asikainen & Hänninen 2016).

Jos sukupuolierot otettaisiin DALY-laskennassa huomioon, sydän- ja verisuonivaikutusten sairauskuorma-arviot muuttuisivat hieman, koska sukupuolten sairastuvuudet ja elinajanodotteet eriyvät.

Terveysvaikutuksista sisällytettiin häiritsevyyksivaikutuksiin vain *suuresti* haittaa kärsivät – valitsevan käytännön mukaisesti. Jos mukaan otettaisiin myös *vähän* tai *kohtalaisesti* haittaa kärsivät, tapausmäärät moninkertaistuisivat ja terveysrasite yli tuplaantuisi<sup>6</sup> sekä DALY- että rahamittarein.

Sairauskuorma-arvio kohoaisi myös, jos arviointiin voitaisiin sisällyttää (liikenne- ja teollisuusmelujen rinnalle) muutkin merkittävät ympäristömelun lähteet: esimerkiksi rakennustyömaista sekä kiinteistöhuollon koneista ja laitteista aiheutuvat melut. Niiden osalta laskentaan ei kuitenkaan ole saatavilla riittäviä lähtötietoja (esim. vastefunktioita).

Joka tapauksessa nähdään vertailusyihin (taulukko 9) suhteuttaen, että paras arvio melun syyksi luettavasta sairauskuormasta on Lahdessa yli 50 % verrattuna tapaturmakuolemista johtuvaan ja yli 60 % verrattuna alkoholikuolemista aiheutuvaan elinikämenetykseen.

Häiritsevyyksivaikutusten osalta sairauskuorman epävarmuushaarukkaa (kuvan 11 yläkuva) leventää häiritsevyyden suurehko epävarmuus (ks. taulukko 0 sivulla 21). Kiusallisuuden ja unihäiriöiden sairauskuormat riippuvat suoraan verrannollisesti kyseisistä kertoimista. Lähtötietojen epävarmuudet ovat muutoinkin suuret (ks. taulukko 0), joten todellinen sairauskuorma (ks. kuvan 11 yläkuva) voi sijoittua myös simuloidun epävarmuushaarukan alarajalle (ts. noin puoleen parhaasta arviosta) tai ylärajalle (ts. noin kaksinkertaiseksi parhaaseen arvioon nähden).

<sup>4</sup> Hoitolaitoksista ainoastaan vanhainkodit oli sisällytetty meluselvityksen altistujamäärälaskentoihin.

<sup>5</sup> Ts. häiritsevyyden kertoimin 0,5.

<sup>6</sup> Tieto perustuu tässä selvityksessä raportoituihin lisälaskentoihin (E.K.).

## 6.3 Rahassa arvottaminen

### 6.3.1 Tulosten oikea tulkintatapa

Nyt arvioidut rahamäärät ovat Lahden ympäristömelulähteistä terveyteen kohdistuvia *ulkois-kustannuksia*: altistuvat asukkaat eivät saa kyseisistä meluhaitoista tai niiden vähentämiseksi tekemistään ponnistuksista korvausta.

Tarkastelun ulkopuolelle jäävät ne tekniset ja hallinnolliset kustannukset, joita aiheutuu meluntorjunnasta (Tervonen & Jylänki 2006) ja jotka kätkeytyvät osaksi verotusta ja monenlaisten hyödykkeiden (esim. asuinrakentaminen, moottoriajoneuvot) hintoja.

Lahden arvioinnissa tarkastellaan rahassa mitattavaa ympäristömelun terveysrasitetta vain altistujan ja *suorien terveysvaikutusten* näkökulmasta, so. puhtaan terveyslähtöisesti. Tarkasteluun sisällytettäviä (ja DALY×VOLY-menetelmän parhaiten kattamia) vaikutuksia ovat kipu, kärsimys ja rasitus, toimintakyvyn alentuma sekä elinaikavähentymä.

Lahden arviointituloksia ei pidä tulkita ympäristömelun yhteiskunnalliseksi kokonaishaitaksi, koska arvioinnin ulkopuolelle on jätetty leveä kirjo altistuvalla tai muille tahoille (ks. jäljempänä) aiheutuvia suoraa tai välillisiä kustannuslajeja:

- meluvaikutusten kohteeksi joutuvalla *asukkaille* voi aiheutua sekä suoraa rahamenetyksiä tarvitsemistaan terveyspalveluista (hoito-, tutkimus- ja lääkekulut, kuntoutus) että epäsuoria taloudellisia seuraamuksia (vaikutukset oppimiseen, työtehoon ja työkykyyn)
- altistuvan *työnantajalle* aiheutuvia kustannuksia ovat työntekijän poissaolot, työtehon tilapäinen tai pitkäaikainen heikentyminen, työntekijän kuolemasta tai sairauden vaatimasta ammatinvaihdosta (esim. aivohalvauksesta jäänyt vamma) aiheutuvat rekrytointikustannukset sekä osaamispääoman menetykset.
- *julkiselle taloudelle* aiheutuu kustannuksia terveydenhuolto- ja kuntoutuskuluina, liisäyksinä sosiaalimenoihin (sairauspäivärahat, työkyvyttömyyseläkkeet) ja muutoksina verokertymään (esim. työikäisten infarkti-kuolemat).

Mikään yksittäinen arvottamismenetelmä ei kata kaikkia yllä luetelluista kustannuslajeista. Moni niistä sisältäisi nk. sairauskustannusmenetelmän (*cost of illness*, COI) kattamiin nk. resurssi- ja mahdollisuuskustannuksiin (Navrud 2002, Bickel ym. 2003). Lahden arviointiin COI-menetelmää ei kuitenkaan haluttu käyttää: Sillä olisi vaikea luotettavasti arvottaa häiritsevyysvaikutuksia (etenkin kiusallisuutta), eikä tekijöiden tiedossa ollut tieteellisesti johdettuja ja johdonmukaisia lähtöarvoja niiden osalta. Lisäksi COI-menetelmä ei ota elinaikavähentymiä huomioon muutoin kuin ansainta- ym. mahdollisuuksien menetyksenä.

### 6.3.2 Kattavuuksien erot

Arvottamistulosten tiedettiin suuresti riippuvan sovelletusta menetelmästä lähtöarvoineen (ks. esim. Navrud 2002, Hout *et al.* 2008, Bristow 2010), koska menetelmät eroavat suuresti sekä periaatteiltaan että vaikutusten kattavuudeltaan (ks. osio 4.2.5). Eri arvottamismenetelmin saatiinkin odotetusti eriäviä tuloksia (taulukko 8 ja kuva 13). WTP- ja NDI-menetelmien tulosjakaumat ovat samankaltaiset (kuva 13), kun taas DALY×VOLY-menetelmän jakaumat ovat kolmin- tai nelinkertaisia niihin nähden.

Terveysvaikutusten *kattavuuden* kannalta tulokset ovat järjestyneet johdonmukaisesti: Suurimmat arviot saatiin DALY×VOLY-menetelmällä, joka kattaa ympäristömelujen kaikki riittävän luotettavasti arvioitavissa olevat terveysvaikutukset (ks. osio 4.2.5.3), ts. myös inihäiriöt tieteellisesti määritetyin haittapainoin sekä sydän- ja verisuonisairaudet elinaikamenetyksineen.

Paljon pienempiin arvioihin päädyttiin WTP- ja NDI-menetelmillä, jotka mittaavat lähinnä häiritsevyysvaikutuksia ja niitäkin todennäköisesti aliarvioiden (ks. osiot 4.2.5.1–4.2.5.2). Suuri osa NDI-tutkimuksissa tarkastellusta asunnonostajista ja WTP-kyselyihin vastanneista ei todennäköisesti ole osannut mieltää melualtistumisen seurauksiksi esim. inihäiriöistä aiheutuvaa väsymystä tai verisuonisairausriskien suurentumista (ks. Navrud 2002, Nijland & Wee 2008).

Siksi WTP- ja NDI-tulokset edustavat ympäristömelun terveysrasitteen *alarajaa* (ks. myös kuva 13), ottaen huomioon näiden menetelmien muutkin osiossa 4.2.5 ja jäljempänä luetellut epävarmuudet.

### 6.3.3 Epävarmuuksista

Arvottamismenetelmien luotettavuuksia voidaan yleispiirteisesti vertailla tarkastelemalla kuhunkin laskentareittiin sisältyviä epävarmuuslähteitä (ks. kuva 3 ja käsittely osiossa 4.2.5). Kunkin menetelmän tuloksissa vaihteluvälit ovat suuret, koska epävarmuusjakaumina käsiteltiin 10–12 lähtömuuttujaa (ks. taulukot 0–4 osiossa 4.3).

DALY×VOLY-menetelmään sisältyy eniten epävarmuuslähteitä: vastefunktioiden jyrkkyyksistä, haittapainokertoimista, elinvuoden arvosta (sovellettuna myös ei-tappaviin vaikutuksiin).

Useimmille näistä epävarmoista muuttujista kuitenkin valittiin Lahden arviointiin mahdollisimman luotettavat lähtötiedot siten, että ne edustavat viime vuosinakin täsmäntynyttä tutkimustietoa (esim. aivohalvausten ja iskeemisten sydänsairauksien vastefunktiot) tai ovat tiedeyhteisössä ja melun TVA-hankkeissa laajasti käytettyjä (esim. WHO-yhteistyönä määritellyt haittapainokertoimet). Myös elinvuoden arvon (VOLY) lähtötiedot valittiin tasokkaiksi katsotuista tutkimuksista, tieteellisen epävarmuuden keskialueilta ja vallitsevaan TVA-käytäntöön täsmäten (ks. osio 4.3.9.3).

DALY×VOLY-menetelmä ei toisaalta myöskään sisällä sellaisia rakenteita, joista nykykäsityksen mukaan aiheutuisi ilmeinen riski terveysvaikutusten ali- tai yliarvottamiseen – toisin kuin WTP- ja NDI-menetelmät.

NDI- ja WTP-tulosten käyttöarvoa heikentävät suppean kattavuuden (ks. osio 6.3.2) ja osiossa 4.2.5 tarkasteltujen heikkouksien ohella seuraavat seikat:

WTP-lähtöarvona käyttämämme EEA:n suosittelemaa yksikköarvoa (25 €/dB/v/asuntokunta v. 2003) on kritisoitu liian pieneksi (EEA 2010). Huomattavasti suurempia yksikköarvoja käytetään esim. Ruotsissa ja Iso-Britanniassa tiemeluhaittojen arvottamiseen (CEDR 2017).

Toisaalta tiedetään myös, että tietyille ympäristön muutokselle hyväksymishalukkuutena (WTA) määritetty haittakustannus on yleensä moninkertainen verrattuna maksuhalukkuuteen (WTP) vastakkaissuuntaisesta muutoksesta (Brown & Gregory 1999, Horowitz & McConnell 2002, Sayman & Onculer 2005). Samansuuntaisia havaintoja on tehty melun aihepiirissä (Bristow 2010). Väestö saattaakin tosiasiallisesti arvottaa ympäristömelut huomattavasti haitallisemmiksi kuin mitä WTP-kyselyjen vastauksista voisi päätellä.

Mitä tulee NDI-menetelmään, sen lähtöarvoista suuri osa on määritetty Lahtea paljon kookkaammissa kaupungeissa (esim. Tukholma, Oslo, Chicago, Toronto). Asuntojen hintatasojen ero saattaakin vääristää Lahden NDI-tuloksia alaspäin, koska NDI-menetelmän tulokset riippuvat suoraan verrannollisesti tarkastelualueen hintatasosta.

WTP- ja NDI-tulokset riippuvat olennaisesti myös laskennan kynnysmelutasoista (taulukko 3 sivulla 23). Lahden arviointiin valittu kynnystaso (50 dB) sijoittuu laajasti käytettyyn haarukkaan 50–55 dB (Navrud 2002, Bristow 2010, EEA 2010), mutta kirjallisuudessa on ehdotettu tai käytetty myös olennaisesti matalampia tasoja, esimerkiksi 40–45 dB (Nellthorp *et al.* 2007, Bristow 2010, DECISIO 2014). Suuresti unihäiriöisten tai kiusaantuneiden vastekäyrät alkavat nousta jo noin tasoilta 40–45 dB alkaen (ks. kuva 6), joten epäsuoria perusteita WTP- ja NDI-kynnysmelutasojen madaltamiseen olisi (esim. tasolle 45 dB), joskin suoraa tutkimustietoa sellaisen ratkaisun tueksi on julkaistu niukasti.

Jos kynnysmelutasoa madallettaisiin 5 dB:llä, WTP- ja NDI-tulokset noin 2-kertaistuisivat. Vastaavasti 10 dB:n madallus nostaisi tulokset noin 3-kertaisiksi, ts. DALY×VOLY-tulosten suuruusluokkaan.

#### 6.3.4 Luotettavin arvio

Edellä tarkastelluin perustein DALY×VOLY-menetelmä katsotaan toistaiseksi luotettavimmaksi rahamittariksi ympäristömelujen terveysrasitteelle.

Lahden väestölle ympäristömeluista aiheutuva, rahassa mitattu terveysrasite sijoittuu täten 90 %:n todennäköisyydellä noin haarukkaan 35–140 M€/v (paras arvio: noin 80 M€/v).

Suhteessa paikalliseen BKT:hen 90 %:n haarukka on vastaavasti noin 0,9–3,6 % . Paras arvio (noin 2,0 %) istuu Euroopan komission viittaamiin varhaisiin selvityksiin, joiden mukaan liikennemelujen ulkoiskustannukset olisivat luokkaa 0,2–2 % BKT:stä (EC 1996). Varovaiseksi luonnehditun hieman uudemman arvion mukaan pelkästään tiemelun kustannukset EU:ssa ovat noin 0,4 % BKT:stä (den Boer & Schrotten 2007), mutta kyseiset tutkimukset (vuosilta 2000–2004) ovat jo vanhentuneita sekä altistumis- että vastetiedoiltaan.

Kun lasketaan *per capita* (siniset numerot taulukossa 8), 90 %:n todennäköisyshaarukka Lahden ympäristömelujen terveysrasitteelle on noin 300–1200 €/asukas/v (paras arvio: noin 660 €/asukas/v). *Per capita* -kustannuksista huomattakoon, että ne koskevat kaikenikäisiä ja hiljaisimmillakin alueilla asuvia. Jos kustannukset kohdennettaisiin vain tiettyä melutasoa enemmän altistuviin tai esim. häiritsevyyksivaikutuksia kokeviin (taulukko 6), päädyttäisiin huomattavasti tai moninkertaisestikin suurempiin lukuarvoihin.

Epävarmuudet ovat suuret, mutta tähänastinen tutkimustieto ei tue tarkempia arvioita.

### 6.4 Melutason VNp-ohjeartot kansanterveyden näkökulmasta

Kuten taulukoiden 10–11 lukuarvoista nähdään, kansalliset VNp 993/1992 -ohjeartot (päivä 55 dB, yö 50 dB) alittavakin melu aiheuttaa merkittävästi sairauskuormaa: Lahdessa yli 40 % sairauskuormasta aiheutuu sellaisista melulle altistumisista, joissa ei ylitetä em. ohjeartvoja. Ja

noin 2/3 sairauskuormasta jäisi, vaikka nykyiset ohjearvoilytykset estettäisiin madaltamalla altistumiset hieman ohjearvojen alle.

Voidaan päätellä, että VNP-ohjearvot alittavallekin melulle altistuminen on syytä ottaa huomioon asuinympäristöjä koskevassa suunnittelussa.

## 7. JATKOASKELIA: TVA PÄÄTÖKSENTEON TUKENA

Ympäristöön liittyviä terveysvaikutusten arviointeja voidaan kunnissa hyödyntää paitsi tietolähteinä kuntalaisille myös monenlaisen päätöksenteon tukena.

Melun ohella arviointeja voidaan kohdistaa ilmansaasteiden ja muidenkin altisteiden vaikutuksiin, sikäli kuin lähtötietoja on riittävästi saatavilla. Haittojen ohella voidaan arvioida ympäristön kestäväällä kehittämisellä saavutettavia terveyshyötyjä, esim. pyöräilyn ja jalankulun edistämisestä.

Tarkoitustensa kannalta arvioinnit voidaan jaotella kolmeen pääryhmään: Arvioitavaksi voidaan ottaa 1) tietyistä toiminnasta tai 2) tietyistä altisteista aiheutuva kokonaisuus tarkasteluväestölle. Lisäksi voidaan 3) vertailla ja priorisoida hanke- tai toimenpidevaihtoehtoja kansanterveyden tai kannattavuuden näkökulmista.

Vaihtoehtojen vertailussa TVA:n tuloksia voidaan käyttää yksinään tai ne voidaan syöttää jatkomenetelmiin:

- Ei-rahamääräisiä tuloksia (tapausmäärät, sairauskuorma) voidaan hyödyntää kustannustehokkuusanalyysiin (CEA, *cost-efficiency analysis*). Se vastaa kysymykseen, millä toimenpidevaihtoehdoista (esim. meluseinä vai hiljainen päällyste) saadaan suurin terveyshyöty, investoitua euroa kohden.
- Rahamääräiset tulokset (esim. DALY×VOLUME) voidaan sellaisenaan syöttää kustannus-hyötyanalyysiin (CBA, *cost-benefit analysis*), jolloin päästään vertailemaan toimenpidevaihtoehtojen terveystaloudellista kannattavuutta ja nettohyötyä.
- Yhdistämällä TVA-menetelmät paikkatietomenetelmiin (GIS, *geographic information system*) pystytään visualisoimaan kartalla altisteesta johtuva sairauskuorma tai rahassa arvotettu haitta. Alueita voidaan jaotella esim. kaupunginosan tai kadun tarkkuudella.

Luontevia sovelluskohteita TVA:lle (em. jatkomenetelmin tai ilman niitä) ovat esimerkiksi meluntorjunnan toimintasuunnitelmat, samoin maankäytön suunnittelu kaava-, väylä-, YVA-, teollisuus- tai energiahankkeissa. Arvioitavat kysymykset voivat olla esimerkiksi seuraavien kaltaisia:

- Kuinka paljon energialaitosvaihtoehdot E1–E3 heikentäisivät lähiväestön terveyttä?
- Olisiko väylän V varteen terveydellisesti kannattavampaa rakentaa meluvalli vai laittaa hiljainen päällyste?
- Kumpi kaavalluista pyöräilyväylistä P1–P2 tuottaisi suuremmat terveyshyödyt?
- Paljonko tien T loitonnuksen asutuksesta tuottaisi nettohyötyä 15 vuodessa?
- Mihin kunnan kannattaisi kohdistaa meluntorjunnan määräraha M, jotta saataisiin suurin terveyshyöty?

Sopiva arviointimenetelmien tarkkuustaso kannattaa valita kohteena olevan kysymyksen mukaan: Järjestelmällisten ja laskennallisesti yksityiskohtaisten arviointien ohella voidaan päätöksenteon tueksi tarvita myös nopeita ja suuntaa-antavia arvioita terveysvaikutuksista. Kauaskantoisten elinympäristöä koskevien ratkaisujen perustaminen edes likimääräiseen numerotietoon on paljon kestävämpi lähtökohta kuin päättäminen umpimähkään.

## LÄHTEET

Andersson H, Jonsson L, Ögren M (2009). *Bullervärden för samhällsekonomisk analys. Beräkningar för väg- och järnvägsbuller. VTI notat 30-2008*. VTI.

Andersson H, Jonsson L, Ögren M (2010). Property prices and exposure to multiple noise sources: Hedonic regression with road and railway noise. *Environmental and resource economics* 45: 73–89.

Asikainen A, Hänninen O (2016). Tieliikennemelun torjunnan terveys- ja hyvinvointivaikutukset. *Ympäristö & Terveys* 47: 52–58.

Babisch W (2008). Road traffic noise and cardiovascular risk. *Noise Health* 10: 27–33.



- Babisch W (2014). Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis. *Noise and Health* 16: 1–9. <https://doi.org/10.4103/1463-1741.127847>
- Babisch W, Houthuijs D, Pershagen G, Cadum E, Katsouyanni K, Velonakis M, Dudley M-L, Marohn H-D, Swart W, Breugelmans O, Bluhm G, Selander J, Vigna-Taglianti F, Pisani S, Haralabidis A, Dimakopoulou K, Zachos I, Jarup L (2009). Annoyance due to aircraft noise has increased over the years—results of the HYENA study. *Environment international* 35: 1169–1176.
- Babisch W, Wolf K, Petz M, Heinrich J, Cyrus J, Peters A (2014). Associations between traffic noise, particulate air pollution, hypertension, and isolated systolic hypertension in adults: the KORA study. *Environmental health perspectives* 122: 492–8.
- Basner M, Babisch W, Davis A, Brink M, Clark C, Janssen S, Stansfeld S (2014). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *Lancet* 383: 1325–32.
- Bateman I, Day B, Lake I, Lovett A (2001). *The effect of road traffic on residential property values: A literature review and hedonic pricing study*. Scottish Executive.
- Belojevic G, Paunovic K (2016). Recent advances in research on non-auditory effects of community noise. *Srpski arhiv za celokupno lekarstvo* 144: 94–8.
- Berry B, Flindell I (2009). *Estimating dose-response relationships between noise exposure and human health impacts in the UK. BEL technical report 2009-002*.
- Beutel ME, Junger C, Klein EM, Wild P, Lackner K, Blettner M, Binder H, Michal M, Wiltink J, Brahler E, Munzel T (2016). Noise Annoyance Is Associated with Depression and Anxiety in the General Population- The Contribution of Aircraft Noise. *PLoS one* 11: e0155357.
- Bickel P, Friedrich R (2005). *ExternE Externalities of Energy – Methodology 2005 Update*. Institute of Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER), University of Stuttgart, Stuttgart, Germany.
- Bickel P, Friedrich A, Rainer Burgess, Fagiani P, Hunt A, De Jong G, Laird J, Lieb C, Lindberg G, Mackie P, Navrud S, Odgaard T, Ricci A, Shires J, Tavasszy L (2006). *Deliverable 5. Proposal for Harmonised Guidelines. Second revision. Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment (HEATCO)*. Stuttgart: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER).
- Bristow A (2010). Valuing noise nuisance. *Inter-Noise 2010*. Lissabon.
- Brown TC, Gregory R (1999). Why the WTA-WTP disparity matters. *Ecological Economics* 28: 323–335.
- Cappuccio FP, Cooper D, D'Elia L, Strazzullo P, Miller MA (2011). Sleep duration predicts cardiovascular outcomes: a systematic review and meta-analysis of prospective studies. *European heart journal* 32: 1484–92.
- CDC (2016). *High Blood Pressure Fact Sheet*. Centers for Disease Control and Prevention.
- CEDR (2017). *State of the art in managing road traffic noise. Cost-benefit analysis and cost-effectiveness analysis. CEDR Technical Report 2017-03. January 2017*. Brussels: Conference of European Directors of Roads (CEDR) Task Group Road Noise.
- Christensen JS, Hjortebjerg D, Raaschou-Nielsen O, Ketzel M, Sorensen TIA, Sorensen M (2016a). Pregnancy and childhood exposure to residential traffic noise and overweight at 7 years of age. *Environment international* 94: 170–176.
- Christensen JS, Raaschou-Nielsen O, Ketzel M, Ramlau-Hansen CH, Bech BH, Olsen J, Sorensen M (2017). Exposure to residential road traffic noise prior to conception and time to pregnancy. *Environment international* 106: 48–52.
- Christensen JS, Raaschou-Nielsen O, Tjonneland A, Overvad K, Nordsborg RB, Ketzel M, Sorensen TI, Sorensen M (2016b). Road Traffic and Railway Noise Exposures and Adiposity in Adults: A Cross-Sectional Analysis of the Danish Diet, Cancer, and Health Cohort. *Environmental health perspectives* 124: 329–35.
- Clark C, Crombie R, Head J, van Kamp I, van Kempen E, Stansfeld SA (2012). Does traffic-related air pollution explain associations of aircraft and road traffic noise exposure on children's health and cognition? A secondary analysis of the United Kingdom sample from the RANCH project. *American journal of epidemiology* 176: 327–37.
- Clark C, Sbihi H, Tamburic L, Brauer M, Frank LD, Davies HW (2017). Association of Long-Term Exposure to Transportation Noise and Traffic-Related Air Pollution with the Incidence of Diabetes: A Prospective Cohort Study. *Environmental health perspectives* 125: 087025.

- CVDR (2017). Sydän- ja verisuonitautirekisteri (<https://www.thl.fi/fi/web/kansantaudit/sydan-ja-verisuonitaudit/sydan-ja-verisuonitautirekisteri>).
- Damgaard C (2003). *Hvad koster støj? - Værdisætning af vejstøj ved brug af husprismetoden. Miljøprojekt Nr. 795.* Miljøstyrelsen, Miljøministeriet.
- DECISIO (2014). *MKBA Ruit Eindhoven.* Amsterdam.
- den Boer LC, Schroten A (2007). *Traffic noise reduction in Europe. Health effects, social costs and technical and policy options to reduce road and rail traffic noise.* CE Delft.
- Desaigues B, Ami D, Bartczak A, Braun-Kohlova M, Chilton S, Czajkowski M, Farreras V, Hunt A, Hutchison M, Jeanrenaud C, Kaderjak P, Maca V, Markiewicz O, Markowska A, Metcalf H, Navrud S, Nielsen JS, Ortiz R, Pellegrini S, Rabl A, Riera R, Scasny M, Stoeckel ME, Szanto R, Urban J (2011). Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecological Indicators* 11: 902–910.
- Desaigues B, Ami D, Hutchison M, Rabl A, Chilton S, Metcalf H, Hunt A, Ortiz R, Navrud S, Kaderjak P, Szántó R, Nielsen JS, Jeanrenaud C, Pellegrini S, Braun Kohlova M, Scasny M, Máca V, Urban J, Stoeckel M-E, Bartczak A, Markiewicz O, Riera P, Farreras V (2007). *Final report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution. New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS) RS1b.* European Union.
- Diaz J, Ekelund M, Gothe R, Huber M, Jordan A, Kallischnigg G, Kampet T, Kappos A, López Santiago C, Mansfield T, Maschke C, Niemann H, Welker D (2001). *Traffic noise pollution. A state-of-the-art review. Final report.*
- Dratva J, Phuleria HC, Foraster M, Gaspoz J-M, Keidel D, Kunzli N, Liu L-JS, Pons M, Zemp E, Gerbase MW, Schindler C (2012). Transportation noise and blood pressure in a population-based sample of adults. *Environmental health perspectives* 120: 50–5.
- Dreger S, Meyer N, Fromme H, Bolte G (2015). Environmental noise and incident mental health problems: A prospective cohort study among school children in Germany. *Environmental research* 143: 49–54.
- Dzhambov AM, Dimitrova DD (2016). Exposures to road traffic, noise, and air pollution as risk factors for type 2 diabetes: A feasibility study in Bulgaria. *Noise & health* 18: 133–42.
- EC (1996). *Future noise policy. European Commission Green Paper. COM(96) 540 final.* European Commission.
- EEA (2010). *Good practice guide on noise exposure and potential health effects. EEA Technical report No 11/2010.* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Union.
- EEA (2014). *Noise in Europe 2014. EEA Technical report No 10/2014.* Luxembourg: Office for Official Publications of the European Union.
- Eriksson C, Hilding A, Pyko A, Bluhm G, Pershagen G, Ostenson C-G (2014). Long-term aircraft noise exposure and body mass index, waist circumference, and type 2 diabetes: a prospective study. *Environmental health perspectives* 122: 687–94.
- Eurostat (2017). Purchasing power parities (PPPs), price level indices and real expenditures for ESA 2010 aggregates [prc\_ppp\_ind] (<http://ec.europa.eu/eurostat/web/purchasing-power-parities/data/database>).
- Evandt J, Oftedal B, Hjertager Krog N, Nafstad P, Schwarze PE, Marit Aasvang G (2017). A Population-Based Study on Nighttime Road Traffic Noise and Insomnia. *Sleep* 40.
- Eze IC, Foraster M, Schaffner E, Vienneau D, Heritier H, Rudzik F, Thiesse L, Pieren R, Imboden M, Eckardstein A von, Schindler C, Brink M, Cajochen C, Wunderli J-M, Roosli M, Probst-Hensch N (2017). Long-term exposure to transportation noise and air pollution in relation to incident diabetes in the SAPALDIA study. *International journal of epidemiology* 46: 1115–1125.
- Eze IC, Hemkens LG, Bucher HC, Hoffmann B, Schindler C, Kunzli N, Schikowski T, Probst-Hensch NM (2015). Association between ambient air pollution and diabetes mellitus in Europe and North America: systematic review and meta-analysis. *Environmental health perspectives* 123: 381–9.
- Floud S, Blangiardo M, Clark C, Hoogh K de, Babisch W, Houthuijs D, Swart W, Pershagen G, Katsouyanni K, Velonakis M, Vigna-Taglianti F, Cadum E, Hansell AL (2013). Exposure to aircraft and road traffic noise and associations with heart disease and stroke in six European countries: a cross-sectional study. *Environmental health* 12: 89.
- Foraster M, Eze IC, Vienneau D, Brink M, Cajochen C, Caviezel S, Heritier H, Schaffner E, Schindler C, Wanner M, Wunderli J-M, Roosli M, Probst-Hensch N (2016). Long-term

- transportation noise annoyance is associated with subsequent lower levels of physical activity. *Environment international* 91: 341–9.
- Foraster M, Kunzli N, Aguilera I, Rivera M, Agis D, Vila J, Bouso L, Deltell A, Marrugat J, Ramos R, Sunyer J, Elosua R, Basagana X (2014). High blood pressure and long-term exposure to indoor noise and air pollution from road traffic. *Environmental health perspectives* 122: 1193–200.
- Forns J, Dadvand P, Foraster M, Alvarez-Pedrerol M, Rivas I, Lopez-Vicente M, Suades-Gonzalez E, Garcia-Esteban R, Esnaola M, Cirach M, Grellier J, Basagana X, Querol X, Guxens M, Nieuwenhuijsen MJ, Sunyer J (2016). Traffic-Related Air Pollution, Noise at School, and Behavioral Problems in Barcelona Schoolchildren: A Cross-Sectional Study. *Environmental health perspectives* 124: 529–35.
- Friedrich R (2004). *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies (NewExt). Final Report to the European Commission*. Stuttgart: Institute for Energy Economics and the Rational Use of Energy (IER), University of Stuttgart.
- Friedrich R (2007). *Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefits analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe (ESPROME). Contract No. 502527. Publishable final activity report, 23 July 2007*. Stuttgart: University of Stuttgart.
- Fu W, Wang C, Zou L, Liu Q, Gan Y, Yan S, Song F, Wang Z, Lu Z, Cao S (2017). Association between exposure to noise and risk of hypertension: a meta-analysis of observational epidemiological studies. *Journal of hypertension* 35: 2358–2366.
- GBD (2008). *The global burden of diseases, injuries, and risk factors study. Operations manual. Final draft. January 31, 2008*. GBD study consortium.
- Guski R (1999). Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise & health* 1: 45–56.
- Guski R, Schreckenber D, Schuemer R (2017). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14.
- Halonen JI, Hansell AL, Gulliver J, Morley D, Blangiardo M, Fecht D, Toledano MB, Beevers SD, Anderson HR, Kelly FJ, Tonne C (2015). Road traffic noise is associated with increased cardiovascular morbidity and mortality and all-cause mortality in London. *European heart journal* 36: 2653–61.
- Hammersen F, Niemann H, Hoebel J (2016). Environmental Noise Annoyance and Mental Health in Adults: Findings from the Cross-Sectional German Health Update (GEDA) Study 2012. *International journal of environmental research and public health* 13.
- Hansell AL, Blangiardo M, Fortunato L, Floud S, Hoogh K de, Fecht D, Ghosh RE, Laszlo HE, Pearson C, Beale L, Beevers S, Gulliver J, Best N, Richardson S, Elliott P (2013). Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study. *BMJ (Clinical research ed.)* 347: f5432.
- Haralabidis AS, Dimakopoulou K, Vigna-Taglianti F, Giampaolo M, Borgini A, Dudley M-L, Pershagen G, Bluhm G, Houthuijs D, Babisch W, Velonakis M, Katsouyanni K, Jarup L (2008). Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. *European heart journal* 29: 658–64.
- Hegewald J, Schubert M, Wagner M, Droge P, Prote U, Swart E, Mohler U, Zeeb H, Seidler A (2017). Breast cancer and exposure to aircraft, road, and railway-noise: a case-control study based on health insurance records. *Scandinavian journal of work, environment & health* 43: 509–518.
- Heinonen-Guzejev M (2009a). Noise sensitivity – medical, psychological and genetic aspects. Academic dissertation, 23rd January 2009. Department of Public Health, Faculty of Medicine, University of Helsinki, Finland.
- Heinonen-Guzejev M (2009b). Lektio. Väitöstilaisuus 23.1.2009: “Noise sensitivity – medical, psychological and genetic aspects”. Lääketieteellinen tiedekunta, Helsingin yliopisto.
- Hjortebjerg D, Andersen AMN, Christensen JS, Ketzler M, Raaschou-Nielsen O, Sunyer J, Julvez J, Forns J, Sorensen M (2016). Exposure to Road Traffic Noise and Behavioral Problems in 7-Year-Old Children: A Cohort Study. *Environmental health perspectives* 124: 228–34.
- Horowitz JK, McConnell KE (2002). A review of WTA/WTP studies. *Journal of Environmental Economics and Management* 44: 426–447.

- Hout D van den, Salomons E, Polinder H, Janssen S, Graham J, Máca V, Kuusisto E (2008). *Deliverable 7.1.9 – Integrated Environmental Health Impact Assessment for noise due to urban road traffic. Revised: 21 March 2011. Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Development (HEIMTSA)*. Netherlands: TNO.
- Hygge S, Evans GW, Bullinger M (2002). A prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in schoolchildren. *Psychological science* 13: 469–74.
- IARC (2006). *Preamble. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Last update September 2015*. Lyon, France: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer.
- Janssen SA, Vos H (2009). *A comparison of recent surveys to aircraft noise exposure-response relationships. TNO report TNO-034-DTM-2009-01799*.
- Kempen E van, Babisch W (2012). The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis. *Journal of hypertension* 30: 1075–86.
- Klæboe R, Amundsen AH, Fyhri A, Solberg S (2004). Road traffic noise - the relationship between noise exposure and noise annoyance in Norway. *Applied Acoustics* 65: 893–912.
- Kristensen N, Ohm A, Høj J (2005). *Marginal Costs of Traffic Noise – generalised values for pricing policies*.
- Lahden kaupunki (2017). Lahden kaupungin kaavoituskatsaus 2017–19.
- Máca V, Melichar J, Ščasný M (2008). *Deliverable 4.1.1 – Literature review of theoretical issues and empirical estimation of health end-point unit values: Noise case study. Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Development (HEIMTSA)*. Charles University Environment Center.
- Maibach M, Schreyer C, Sutter D, Van Essen H, Boon B, Smokers R, Schroten A, Doll C, Pawlowska B, Bak M (2008). *Handbook on estimation of external costs in the transport sector. Internalisation Measures and Policies for All external Cost of Transport (IMPACT). Version 1.1*. Delft: CE Delft.
- Mathers CD, Bernard C, Iburg KM, Inoue M, Fat DM, Shibuya K, Stein C, Tomijima N, Xu H (2004). *Global Burden of Disease in 2002: data sources, methods and results. Global Programme on Evidence for Health Policy Discussion Paper No. 54 (revised February 2004)*. World Health Organization.
- McGuire S, Muller U, Elmenhorst E-M, Basner M (2016). Inter-individual Differences in the Effects of Aircraft Noise on Sleep Fragmentation. *Sleep* 39: 1107–10.
- Miedema HME, Oudshoorn CGM (2001). Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives* 109: 409–416.
- Miedema HM, Vos H (1998). Exposure-response relationships for transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America* 104: 3432–45.
- Miedema HME, Vos H (2004). Noise annoyance from stationary sources: relationships with exposure metric day-evening-night level (DENL) and their confidence intervals. *The Journal of the Acoustical Society of America* 116: 334–43.
- Miedema HME, Vos H (2007). Associations between self-reported sleep disturbance and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. *Behav Sleep Med* 5: 1–20.
- Min K-B, Min J-Y (2017). Exposure to environmental noise and risk for male infertility: A population-based cohort study. *Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)* 226: 118–124.
- MSR (2008). *Noise, Health and Money. The price of noise 2008. MSR Theme report, June 2008. The theme group Noise MSR2008*. Milieumonitoring Stadsregio Rotterdam (MSR).
- Munzel T, Gori T, Babisch W, Basner M (2014). Cardiovascular effects of environmental noise exposure. *European heart journal* 35: 829–36.
- Munzel T, Sorensen M, Gori T, Schmidt FP, Rao X, Brook FR, Chen LC, Brook RD, Rajagopalan S (2017). Environmental stressors and cardio-metabolic disease: part II-mechanistic insights. *European heart journal* 38: 557–564.
- Mäkinen H (2009). *Liikenteen ulkoisvaikutukset Suomessa ja EU:ssa. Ratahallintokeskuksen julkaisu A 13/2009*. Helsinki.

- Navrud S (2002). *The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise. Final Report to European Commission DG Environment. April 14th, 2002.* Department of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway.
- Navrud S (2009). *Value Transfer Techniques and Expected Uncertainties. New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS). Deliverable no. 2.1 - RS 3a.*
- Navrud S, Strand J (2011). Using hedonic pricing for estimating compensation payments for noise and other externalities from new roads. *International Handbook on Non-Market Environmental Valuation.* Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd pp. 14–36.
- Ndrepepa A, Twardella D (2011). Relationship between noise annoyance from road traffic noise and cardiovascular diseases: a meta-analysis. *Noise & health* 13: 251–9.
- Nellthorp J, Bristow AL, Day B (2007). Introducing willingness-to-pay for noise changes into transport appraisal: An application of benefit transfer. *Transport Reviews* 27: 327–353.
- Nieuwenhuijsen MJ, Ristovska G, Dadvand P (2017). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Adverse Birth Outcomes. *International journal of environmental research and public health* 14.
- Nijland H, Wee B van (2008). Noise valuation in ex-ante evaluations of major road and railroad projects. *European Journal of Transport and Infrastructure Research* 8: 216–226.
- Nokkala M, Teerimo S (2007). Vaikutuspolkumenetelmän käyttö liikennemelun vaikutusten arviointiin. MELUTTA-hankkeen osaraportti 2. *MELUTTA-hankkeen loppuraportti. Ympäristöministeriön raportteja 20/2007.* Helsinki.
- Oftedal B, Krog NH, Pyko A, Eriksson C, Graff-Iversen S, Haugen M, Schwarze P, Pershagen G, Aasvang GM (2015). Road traffic noise and markers of obesity - a population-based study. *Environmental research* 138: 144–53.
- Orban E, McDonald K, Sutcliffe R, Hoffmann B, Fuks KB, Dragano N, Viehmann A, Erbel R, Jockel K-H, Pundt N, Moebus S (2016). Residential Road Traffic Noise and High Depressive Symptoms after Five Years of Follow-up: Results from the Heinz Nixdorf Recall Study. *Environmental health perspectives* 124: 578–85.
- Pujol S, Levain J-P, Houot H, Petit R, Berthillier M, Defrance J, Lardies J, Masselot C, Mauny F (2014). Association between ambient noise exposure and school performance of children living in an urban area: a cross-sectional population-based study. *Journal of urban health: bulletin of the New York Academy of Medicine* 91: 256–71.
- Pyko A, Eriksson C, Lind T, Mitkovskaya N, Wallas A, Ogren M, Ostenson C-G, Pershagen G (2017). Long-Term Exposure to Transportation Noise in Relation to Development of Obesity-a Cohort Study. *Environmental health perspectives* 125: 117005.
- Pyko A, Eriksson C, Oftedal B, Hilding A, Ostenson C-G, Krog NH, Julin B, Aasvang GM, Pershagen G (2015). Exposure to traffic noise and markers of obesity. *Occupational and environmental medicine* 72: 594–601.
- Recio A, Linares C, Banegas JR, Diaz J (2016a). Road traffic noise effects on cardiovascular, respiratory, and metabolic health: An integrative model of biological mechanisms. *Environmental research* 146: 359–70.
- Recio A, Linares C, Banegas JR, Diaz J (2016b). The short-term association of road traffic noise with cardiovascular, respiratory, and diabetes-related mortality. *Environmental research* 150: 383–90.
- Reinikainen J, Asikainen A, Hänninen O (2017). *Tie- ja raideliikennemelun terveys- ja hyvinvointivaikutukset Kuopiossa ja Jyväskylässä.* Terveysten ja hyvinvoinnin laitos (THL).
- Roswall N, Hogh V, Envold-Bidstrup P, Raaschou-Nielsen O, Ketznel M, Overvad K, Olsen A, Sorensen M (2015). Residential exposure to traffic noise and health-related quality of life—a population-based study. *PLoS one* 10: e0120199.
- Roswall N, Raaschou-Nielsen O, Jensen SS, Tjonneland A, Sorensen M (2018). Long-term exposure to residential railway and road traffic noise and risk for diabetes in a Danish cohort. *Environmental research* 160: 292–297.
- Roswall N, Raaschou-Nielsen O, Ketznel M, Overvad K, Halkjaer J, Sorensen M (2017). Modeled traffic noise at the residence and colorectal cancer incidence: a cohort study. *Cancer causes & control* 28: 745–753.
- Sayman S, Onculer A (2005). Effects of study design characteristics on the WTA-WTP disparity: A meta analytical framework. *Journal of Economic Psychology* 26: 289–312.

- Schmidt F, Kolle K, Kreuder K, Schnorbus B, Wild P, Hechtner M, Binder H, Gori T, Munzel T (2015). Nighttime aircraft noise impairs endothelial function and increases blood pressure in patients with or at high risk for coronary artery disease. *Clinical research in cardiology: official journal of the German Cardiac Society* 104: 23–30.
- Seidler A, Hegewald J, Seidler AL, Schubert M, Wagner M, Droge P, Haufe E, Schmitt J, Swart E, Zeeb H (2017). Association between aircraft, road and railway traffic noise and depression in a large case-control study based on secondary data. *Environmental research* 152: 263–271.
- Shield BM, Dockrell JE (2008). The effects of environmental and classroom noise on the academic attainments of primary school children. *The Journal of the Acoustical Society of America* 123: 133–44.
- Stansfeld SA, Berglund B, Clark C, Lopez-Barrio I, Fischer P, Ohrstrom E, Haines MM, Head J, Hygge S, van Kamp I, Berry BF (2005). Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *Lancet* 365: 1942–9.
- Sung JH, Lee J, Jeong KS, Lee S, Lee C, Jo M-W, Sim CS (2017). Influence of Transportation Noise and Noise Sensitivity on Annoyance: A Cross-Sectional Study in South Korea. *International journal of environmental research and public health* 14.
- Sørensen M, Andersen ZJ, Nordsborg RB, Becker T, Tjønneland A, Overvad K, Raaschou-Nielsen O (2013). Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study. *Environmental health perspectives* 121: 217–222. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205503>
- Sørensen M, Andersen ZJ, Nordsborg RB, Jensen SS, Lillelund KG, Beelen R, Schmidt EB, Tjønneland A, Overvad K, Raaschou-Nielsen O (2012). Road traffic noise and incident myocardial infarction: a prospective cohort study. *PLoS one* 7: e39283. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039283>
- Sørensen M, Harbo Poulsen A, Ketznel M, Oksbjerg Dalton S, Friis S, Raaschou-Nielsen O (2015). Residential exposure to traffic noise and risk for non-hodgkin lymphoma among adults. *Environmental research* 142: 61–65. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.06.016>
- Sørensen M, Hvidberg M, Andersen ZJ, Nordsborg RB, Lillelund KG, Jakobsen J, Tjønneland A, Overvad K, Raaschou-Nielsen O (2011). Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study. *European heart journal* 32: 737–744. <https://doi.org/10.1093/eurheartj/ehq466>
- Sørensen M, Ketznel M, Overvad K, Tjønneland A, Raaschou-Nielsen O (2014). Exposure to road traffic and railway noise and postmenopausal breast cancer: A cohort study. *International journal of cancer* 134: 2691–2698. <https://doi.org/10.1002/ijc.28592>
- Tervonen J, Jylänki P (2006). *Meluntorjunnan valtakunnallisten linjausten hyödyt ja kustannukset. Suomen ympäristö 821*. Helsinki: Ympäristöministeriö.
- Tiesler CMT, Birk M, Thiering E, Kohlbock G, Koletzko S, Bauer C-P, Berdel D, von Berg A, Babisch W, Heinrich J (2013). Exposure to road traffic noise and children's behavioural problems and sleep disturbance: results from the GINIplus and LISAPlus studies. *Environmental research* 123: 1–8.
- Tilastokeskus (2017a). Väestö iän ja sukupuolen mukaan kunnittain 2003–2016 kunkin tilastovuoden aluejaolla (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017b). Kuolleet peruskuolemansyyn (ICD-10, 3-merkkitaso), iän ja sukupuolen mukaan 1998–2015 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017c). Alkoholiperäisiin syihin kuolleet peruskuolemansyyn, iän ja sukupuolen mukaan 2005–2015 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017d). Asuntokunnat ja asuntoväestö asumisväljyyden mukaan 1990–2016 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017e). Vanhojen osakeasuntojen hintaindeksi 2010=100 ja kauppojen lukumäärät, neljännesvuosittain (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017f). Omakotitalojen hintaindeksi 2005=100 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017g). Asuntokunnat koon ja asunnon talotyypin mukaan 1985–2016 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017h). Ansiotasoindeksi 1964=100 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- Tilastokeskus (2017i). Bruttokansantuote asukasta kohti maakunnittain 2000–2014 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).

- Tilastokeskus (2017j). Kuntien avainluvut 1987–2016 (<http://stat.fi/org/avoindata/pxweb.html>).
- UBA (2008). *Economic valuation of environmental damage – Methodological Convention for Estimates of Environmental Externalities*. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt).
- USEPA (2010). *Guidelines for preparing economic analyses*. National Center for Environmental Economics, Office of Policy, U.S. Environmental Protection Agency.
- Vainio M (1995). Traffic noise and air pollution. Valuation of externalities with Hedonic Price and Contingent Valuation methods. Ph.D. dissertation. *Helsinki School of Economics and Business Administration, Acta Universitatis Oeconomicae Helsingiensis*.
- Weyde KV, Krog NH, Oftedal B, Magnus P, Overland S, Stansfeld S, Nieuwenhuijsen MJ, Vrijheid M, Castro Pascual M de, Aasvang GM (2017). Road traffic noise and children's inattention. *Environmental health* 16: 127.
- WG-HSEA (2003). *Valuation of noise. Position paper of the Working Group on Health and Socio-Economic Aspects (WG-HSEA)*.
- WHO (2004). Global burden of disease 2004 update: Disability weights for diseases and conditions ([http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/GBD2004\\_DisabilityWeights.pdf](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/GBD2004_DisabilityWeights.pdf)).
- WHO (2006). *Constitution of the World Health Organization. Basic Documents, Forty-fifth edition, Supplement, October 2006*. Geneva: World Health Organization.
- WHO (2009). *Night noise guidelines for Europe* (C Hurtley, Ed.). Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- WHO (2011). *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.
- WHO (2016). Global Health Estimates 2016 Summary Tables. December 2016 ([http://www.who.int/healthinfo/global\\_burden\\_disease/estimates/en/index2.html](http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates/en/index2.html)).
- Vienneau D, Schindler C, Perez L, Probst-Hensch N, Roosli M (2015). The relationship between transportation noise exposure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *Environmental research* 138: 372–80.
- Wikipedia (2017a). PERT distribution ([https://en.wikipedia.org/wiki/PERT\\_distribution](https://en.wikipedia.org/wiki/PERT_distribution)).
- Wikipedia (2017b). Lahti (<https://fi.wikipedia.org/wiki/Lahti>).

## LIITTEET

LIITE 1. Määritelmiä melun terveystvaikutusten arvioinnin avainkäsitteille

## LIITE 1

Määritelmiä melun terveysvaikutusten arvioinnin avainkäsitteille

altistusvastefunktio	Engl. <i>exposure-response function</i> . Tiettyä altistetta ja tiettyä terveysvaikutusta koskeva matemaattinen kuvaus (käyrä), joka ilmaisee, kuinka voimakas ja minkä muotoinen tilastollinen yhteys havaitaan altistumismuuttujan ja kyseisen vaikutusmuuttujan välillä. Useimmat ympäristömelujen vastefunktiot perustuvat epidemiologisiin väestötutkimuksiin.
auditoriset vaikutukset	Kuuloaistia vahingoittavat melulle altistumisen vaikutukset.
DALY ( <i>Disability-Adjusted Life Years</i> )	Toimintakyky- ja elinaikavähentymä <sup>7</sup> . Yleisimmin käytetty sairauskuorman mittasuure, jolla voidaan yhdistää tappavista terveysvaikutuksista aiheutuvat elinajan menetykset ja ei-tappavista vaikutuksista aiheutuvat toimintakyvyn vähentymät samalle asteikolle. Kehitetty Maailmanpankin käyttöön 1980- ja 1990-lukujen taitteessa.
desibeli (dB)	Useimpien mm. melua luonnehtivien mittasuureiden logaritminen yksikkö. Matemaattisesti määritellään tehosuureen ja vertailusuureen suhteen kymmenkertaisen logaritmin kymmenkertana. Logaritmisuudesta aiheutuu, että melutason kohoaminen 10 dB:llä tarkoittaa äänen energiasisällön 10-kertaistumista. Vastaavasti 3 dB:n nousu tai lasku tarkoittaa äänen energiasisällön noin kaksinkertaistumista tai puolittumista.
ei-auditoriset vaikutukset	Melun asiayhteydessä sellaiset altistumisen vaikutukset, jotka ovat seurausta elimistön muista reaktioista ja välitysmekanismeista kuin kuuloaistin vahingoittumisesta. Ei-auditorisiin vaikutuksiin sisältyy muun muassa hermoston ja hormonijärjestelmän välittämiä vaikutuksia, joita kohdistuu mm. unen rakenteeseen ja verenkiertoelimistöön.
haittapainokerroin	Engl. <i>disability weight</i> tai <i>severity weight</i> . DALY-laskentaan käytettävä, kuhunkin terveysvaikutukseen liitettävä apusuure, joka voi saada arvoja asteikolla 0–1 siten, että lukuarvo 0 tarkoittaa täysin tervettä ja lukuarvo 1 kuollutta. Jos samaan sairauteen liittyy eri kehitysvaiheita (esim. kohtaus- ja toipumisvaiheet) tai vakavuusasteita, kuhunkin voidaan liittää oma kertoimensa. Suurin osa haittapainokertoimien arvoista on määritelty kv. terveysasiantuntijoiden työryhmissä, pääosin <i>Global Burden of Death</i> (GBD) -hankkeissa.
ilmaantuvuus	Engl. <i>incidence (rate)</i> . Tietyllä aikavälillä tietyssä ryhmässä ilmaantuneiden uusien sairaus- tms. tapausten määrä.
koostemittari	Terveysvaikutusten asiayhteydessä: Matemaattinen menetelmä, jolla pystytään yhteismitallistamaan ja laskemaan yhteen useista erityyppisistä terveysvaikutuksista aiheutuvat kansanterveysrasitteet. Tärkeimpiä koostemittareita ovat sairauskuorman DALY-mittasuure ja rahassa arvottaminen.

<sup>7</sup> Kirjallisuudessa esiintyy myös useita epätäsmällisiä käännöksiä, kuten "menetetetyt terveet elinvuodet", "haittakorjatut elinvuodet" tai "haittapainotetut elinvuodet".



koostevaste	Altistusvastefunktio, joka on muodostettu yhdistämällä tulokset useasta vastetta selvittäneestä alkuperäistutkimuksesta. Koostevasteet muodostetaan yleensä meta-analyysillä tms. tasapuolisilla valinta- ja tilastomenetelmillä.
$L_{Amax}$	Enimmäis-A-äänitaso. Melun mittasuure, joka ilmaisee A-taajuuspainotetun äänen suurimman hetkellisen tason.
$L_{den}$	Päivä-ilta-yömelutaso. Melun yleistä häiritsevyyttä kuvaava, ympäristömeludirektiivissä määritelty melutason mittasuure, jonka laskennassa ilta-ajan (Suomessa klo 19–22) melua painotetaan 5 dB:llä ja yöajan (Suomessa klo 22–07) melua 10 dB:llä. Kunkin vuorokaudenajan melutaso määritetään A-painotettuna keskiäänitasona sääoloiltaan keskivertovuodelle, yleensä 4 metrin korkeudelle maanpinnasta.
$L_{night}$	Yömelutaso. Unihäiriöitä kuvaava, ympäristömeludirektiivissä määritelty melutason mittasuure, jonka arvo lasketaan Suomessa yöajan (klo 22–07) A-painotettuna keskiäänitasona sääoloiltaan keskivertovuodelle, yleensä 4 metrin korkeudelle maanpinnasta.
melu	Ei-toivottua tai terveydelle vahingollista ääntä.
melualtistumisen mittasuureet	Käytössä on useita mittasuureita, mutta melun ei-auditoristen terveysvaikutusten arviointiin käytetään yleensä asuinrakennuksen ulkoseiniin tietyille korkeudelle (yleensä 2 m tai 4 m) kohdistuvaa suurinta melutasoa. Altistuminen voidaan määrittellä erikseen päivä- ja yöajalle (esim. $L_{Aeq07-22}$ ja $L_{Aeq22-07}$ ). Voidaan myös käyttää sellaista altistumissuuretta, joka ottaa kaikki vuorokaudenajat huomioon, mutta erisuuruisin painoin (esim. päivä-ilta-yömelutaso $L_{den}$ ).
melutaso	Desibeliasteikoin äänen voimakkuutta luonnehtiva mittasuure. Symbolina on yleensä $L$ -kirjain. Käytössä on monia mittasuureita. Ne eriävät sen suhteen, minkäpituiselta tarkastelujaksolta ja millaisin taajuus- ja aikapainotuksin ääntä mitataan. Kyseisiä tietoja ilmoitetaan symbolin alaindeksissä (esim. $L_{Aeq07-22}$ ). Arkikielessä "melutasolla" tarkoitetaan useimmiten A-keskiäänitasoa jonakin tarkastelujaksona.
rahassa arvottaminen	Menetelmä, jolla terveysvaikutuksille pyritään määrittämään rahassa lausuttu arvo. Käytävissä on useita alamenetelmiä, jotka eriävät toisistaan monin tavoin mm. periaatteidensa, lähtötietotarpeidensa, kattavuutensa ja soveltamisalojensa osalta.
sairauskuorma	Sama kuin tautitaakka (engl. <i>burden of disease; BoD</i> ). Yhdestä tai useammasta syytekijästä tarkasteluväestölle aiheutuva terveysrasite kokonaisuutena. Useimmiten sairauskuormia määritetään DALY-mittasuurein, mutta voidaan käyttää muitakin soveltuvia mittasuureita (esim. kokonaiskuolleisuus, sairaalapäivien yhteismäärä, elinvuosimenetykset).

tapausmäärä	Suure, joka ilmaisee tietyn terveysvaikutuksen ja tarkasteluväestön osalta, kuinka monelle kyseistä vaikutusta aiheutuu. Jatkuvin esiintyvien vaikutusten osalta tapausmäärä ilmoitetaan useimmiten vallitsevuutena (esim. 1000 suuresti unihäiriöistä kärsivää) ja terveydentilan muutoksina esiintyvien vaikutusten osalta ilmaantuvuutena (esim. 10 uutta infarktia vuodessa).
tautitaakka	Ks. sairauskuorma.
terveys	Terveydelle on monenlaisia määritelmiä, mutta tässä arvioinnissa käytetään Maailman terveysjärjestön (WHO) määritelmää. Sen mukaan terveys on täydellisen fyysisen, psyykkisen ja sosiaalisen hyvinvoinnin tila, eikä pelkästään sairauden tai raihnaisuuden puuttumista.
vallitsevuus	Engl. <i>prevalence</i> . Sairaiden tms. tapausten osuus tietyssä väestössä tietyinä hetkenä tai ajanjaksona.
väestösyösyuus	Engl. <i>population attributable fraction</i> (PAF). Monisyisiin sairauksiin (esim. verenpaine- tai astma) liittyvä suure, joka ilmaisee tietyn syytekijän (esim. melu- tai tupakointi) ja tarkasteluväestön osalta, kuinka suuri osa sairaustapausten kokonaismäärästä aiheutuu kyseisen syytekijän myötävaikutuksien. Ts. tapausmäärästä se osuus, joka poistuisi eliminoimalla kyseinen syytekijä.