



Tielaitos

Tieliikenteen päästöjen vaikutusten arvottaminen

**Tielaitoksen
selvityksiä**

8/1997

Helsinki 1997

Tiehallinto
Tie- ja liikenne-
tekniikka

Tielaitoksen selvityksiä
8/1997

Tieliikenteen päästöjen vaikutusten arvottaminen

Tielaitos
Tiehallinto, tie- ja liikennetekniikka

Helsinki 1997

ISSN 0788-3722
ISBN 951-726-321-X
TIEL 3200456
Oy Edita Ab
Helsinki 1997

Julkaisun kustannus ja myynti:
Tielaitos, hallintopalvelut,
painotuotemyynti
Telefaksi 0204 44 2652

Joutsenmerkin arvoinen paperi

Tielaitos
Opastinsilta 12 A
PL 33
00521 HELSINKI
Puh. vaihde 0204 44 150

Tieliikenteen päästöjen vaikutusten arvottaminen. Helsinki 1997, Tiehallitus, Tie- ja liikennetekniikka. Tielaitoksen selvityksiä 8/1997, 94 s. ISSN 0788-3722, ISBN 951-726-321-X, TIEL 3200456

Aiheluokka: 05

Asiasanat: tieliikenne, ympäristövaikutukset, ympäristökustannukset, päästöt, melu

Tiivistelmä

"Tieliikenteen päästöjen vaikutusten arvottaminen" -julkaisussa tarkastellaan niitä perusteita ja menettelytapoja, joilla voidaan arvioida tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen, tieliikenteen nostattaman pölyn ja melun aiheuttamien ympäristövaikutusten taloudellinen arvo. Työhön liittyy laaja kirjallisuuskatsaus.

Työryhmä on Energia-Ekono Oy:n tekemiin selvityksiin nojautuen arvioinut tieliikenteen päästöjen kustannukset vuonna 1990. Uudet arviot korvaavat työryhmän vuonna 1992 tekemiä arvioita. Uudet arviot perustuvat koko polttoaineketjun aikaisiin polttoaineperäisiin päästöihin. On tehty selvä ero taajamiin ja maaseutuun kohdistuvien haittojen välillä. Arviot perustuvat annos-vaikutus-funktioihin sekä terveysvaikutusten (sairastumis- ja kuolleisuusriski) osalta maksuhalukkuusarvioihin ja markkinoitavien hyödykkeiden (metsien raakapuu ja viljelykasvit) osalta markkinahintoihin. Kasvihuonekaasupäästöt on arvotettu lähtien tarvittavista taloudellisista ohjauskeinoista päästöjen kasvun pysäyttämiseksi. Melun aiheuttamat taloudelliset menetykset arvioitiin hedonisen hinnoittelun avulla tarkastelemalla melun vaikutuksia asuntojen markkinahintaan.

Suomen tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen, tieliikenteen nostattaman pölyn ja melun aiheuttamien ympäristövaikutusten arvo arvioitiin vuonna 1990 8,8 miljardiksi markaksi, josta kasvihuonekaasupäästöjen osuus oli 2,1 miljardia markkaa, muiden polttoaineperäisten päästöjen ja resuspension osuus 3,2 miljardia markkaa ja melun 3,5 miljardia markkaa.

Päästöjen aiheuttamien vaikutusten arvon perusteella määritettiin eri päästökomponenttien yksikköhaitta-arvot. Näiden tietojen avulla arvioitiin eri liikennevälineitten ympäristövaikutusten arvo ajosuoritetta kohti. Ilman katalyysaattoria varustettujen autojen polttoaineperäisten päästöjen haitat maantieajossa ovat keskimäärin 5,1 p/ajo-km ja taajama-ajossa 7,3 p/ajo-km. Katalyysaattorilla varustetun auton päästöt ovat pienempiä ja haitat 20 - 30 % edellisiä lukuja alhaisemmat. Nykyisten raskaiden ajoneuvojen aiheuttamat haitat ovat maantieajossa keskimäärin 27 p/ajo-km ja taajama-ajossa 83 p/ajo-km. Uusinta vuosimallia olevien raskaiden ajoneuvojen haitat ovat 20 - 30 % alhaisemmat. Tämän lisäksi tieliikenteen nostattaman pölyn haitat taajamissa ovat kevyelle ja raskaalle liikenteelle keskimäärin 4,9 p/ajo-km.

Kaikkia mahdollisia vaikutuksia ei ole pystytty arvioimaan. Arvioihin ei sisälly luontovaikutuksia taajamissa (puistot jne.) eikä terveysvaikutuksia maaseudulla. Kulttuurihistoriallisiin rakennuksiin ja rakennelmiin kohdistuvien haittojen arvoa ei ole arvioitu. Vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen ja virkistyskäyttömahdollisuuksiin eivät myöskään sisälly arvioihin. Tieliikenteen päästöjen vesistövaikutuksia ei ole arvioitu, joskin ne lienevät pieniä. Samoin tieliikenteestä peräisin olevat yöilmakehän otsonikerrosta vahingoittavat päästöt ovat pieniä.

Saadut tulokset ovat pitkälti laskentaesimerkkien tuloksia. Vaikka niihin liittyy suurta epävarmuutta, voidaan niistä päätellä haittojen suuruusluokka ja myös se, mitkä vaikutukset ja komponentit ovat merkittävimpiä. Arvottamiseen liittyy useita epävarmuustekijöitä. Tärkeimmät tekijät tässä julkaisussa esitettyjen arvioiden kannalta ovat aiempien tutkimusten tulosten yleistettävyyden ja siirrettävyyden erilaisista olosuhteista, haitta-arvioiden yhteenlaskettavuus, annos-vaikutus-funktioihin liittyvät epävarmuustekijät ja diskonttaamiseen liittyvät näkökohdat.

Esipuhe

Tielaitoksessa laadittiin vuonna 1992 ensimmäinen selvitys tieliikenteen pakokaasu- ja meluhaitoista sekä niiden kustannuksista. Selvityksen pohjalta otettiin pakokaasu- ja meluvaikutusten kustannukset mukaan tiehankkeiden yhteiskuntataloudellisiin laskelmiin.

Vuoden 1992 selvitystä laadittaessa oli eräiltä osin käytettävissä vain vähän tai ei lainkaan tutkimustuloksia haittojen vaikutuksista ja niiden kustannuksista. Sittemmin aihepiirin tutkimusten määrä ja tietämys on lisääntynyt merkittävästi niin kotimaassa kuin ulkomaillakin. Käsillä oleva yhteenvetoraportti sisältää viimeisimmän tiedon pohjalta tehdyt arviot pakokaasu- ja meluhaittojen vaikutuksista ja kustannuksista Suomessa.

Nyt valmistuneen selvityksen pohjalta tullaan tarkistamaan melu- ja pakokaasuhaittojen hinnoitteluperiaatteet ja yksikköhinnat tiehankkeiden yhteiskuntataloudellisia laskelmia varten. Paitsi hyöty-kustannuslaskelmiin tuo valmistunut selvitys lisätietoa keskusteluun eri liikennemuotojen ulkoisista kustannuksista. Koska näiden asioiden tärkeys näyttää erityisesti EU:ssa edelleenkin lisääntyvän, on selvitys syytä uusua muutaman vuoden kuluttua.

Selvitystä on ohjannut työryhmä, johon ovat kuuluneet Benny Hasenson Teollisuuden ja Työnantajain Keskusliitosta, Antero Honkasalo Ympäristöministeriöstä, Reino Lampinen Liikenneministeriöstä, Juha Pyötsiä Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriöstä sekä Tielaitoksesta Pauli Velhonoja ja Mervi Karhula. Työryhmän sihteerinä ja selvityksen laatijana on ollut Energia-Ekono Oy, josta työhön ovat osallistuneet Tomas Otterström ja Sari Sarin.

Tielaitoksen tie- ja liikennetekniikka-yksikkö kiittää kaikkia työhön osallistuneita aktiivisesta ja asiantuntevasta panoksesta.

Pääraportista on saatavana myös yhteenvetoraportit suomen- ja englanninkielisinä versioina (Valuation of Impacts of Road Traffic Emissions - Summary). Yhteenvetoraportit on julkaistu Tielaitoksen selvityksiä -sarjassa numeroilla 9/1997 ja 10/1997.

Helsingissä helmikuussa 1997

Tielaitos
Tie- ja liikennetekniikka

Sisältö

TIIVISTELMÄ	3
ESIPUHE	5
SISÄLLYSLUETTELO	6
1 JOHDANTO	7
1.1 Taustaa	7
1.2 Käytetyt arvottamismenetelmät	7
2 PÄÄSTÖMÄÄRÄT	10
3 MOBILE-SELVITYKSEN TULOKSET	14
4 TULOSTEN TARKENTAMINEN JA HERKKYYSANALYYSI	18
4.1 Yleiset epävarmuustekijät	18
4.2 Vaikutuskohtainen luotettavuuden arviointi	19
4.2.1 Terveysvaikutukset	19
4.2.2 Materiaalivauriot	32
4.2.3 Metsävauriot	34
4.2.4 Viljelykasvivauriot	39
4.2.5 Kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttamat ilmastonmuutokset	40
4.2.6 Päästöjen vaikutukset ulkomailla	46
4.3 Herkkyystarkastelun tulokset ja päivitetty laskelmat	47
4.4 Yhteenveto ja erot vuonna 1992 tehtyihin arvioihin	50
5 MELU	53
5.1 Melun hedoninen hinnoittelu	53
5.2 Viimeaikaisia melun arvottamistutkimuksia	54
5.2.1 Saksalainen melututkimus	54
5.2.2 Ruotsalainen melututkimus	58
5.2.3 Komission Vihreä Kirja	60
5.2.4 Suomalainen melututkimus	61
5.3 Arvio tieliikennemelun kustannuksista Suomessa ja erot vuonna 1992 tehtyihin arvioihin	63
6 AJANKOHTAISET TUTKIMUKSET	67
6.1 Pohjoismaisia tutkimuksia	67
6.2 Muita tutkimuksia	78
7 JOHTOPÄÄTÖKSET	87
8 LÄHDEKIRJALLISUUS	91

1 JOHDANTO

1.1 Taustaa

Tämän raportin lähtökohtana on Energia-Ekono Oy:n MOBILE-ohjelmaan laatima selvitys "Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen vaikutusten arvottaminen" (Otterström et al. 1994) sekä sen jälkeen lasketut tarkennetut tulokset. Selvityksen tuloksia ja menetelmiä verrataan Ekonon vuonna 1991 Tielaitokselle tekemään raporttiin (Tielaitos 1992 b)). Luvussa 4 MOBILE-selvityksen tuloksia on osittain päivitetty, täydennetty (mm. typenoksidipäästöjen aiheuttamat terveysvaikutukset, otsonin aiheuttamat metsävauriot, kasvihuonekaasupäästöjen metaani ja typpioksiduuli huomioiminen) ja eri vaikutusten rahalliselle arvolle on pyritty identifioimaan vaihteluväli herkkyyksanalyysin avulla. Lisäksi esitetään ala- ja ylärajan välillä oleva "paras arvio". Tässä selvityksessä tarkastellaan mm. polttoaineperäisiin päästöihin keskittyvässä MOBILE-selvityksessä käsittelemättä aihetta eli tieliikenteen aiheuttamaa melu. Selvityksestä on tehty erillinen yhteenvetoraportti.

1.2 Käytetyt arvottamismenetelmät

Useat tieliikenteeseen liittyvät kustannukset, kuten teiden rakentaminen tai liikennevalvonnan järjestäminen, on suhteellisen helppo ilmaista rahassa. Tieliikenteeseen liittyy kuitenkin myös kustannuksia, joita markkinatalous ottaa huomioon vain osittain tai ei lainkaan; esimerkiksi liikenteen aiheuttama melu tai ympäristön pilaantuminen. MOBILE-tutkimusohjelmalle tehdyn tutkimuksen tavoitteena oli ilmaista myös polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamat ympäristövaikutukset rahassa.

Arvottamistehtävä aloitetaan tieliikenteen ja sen aiheuttamien ympäristövaikutusten yhteyksistä. On useampia vaiheita, joissa tieliikenne muodostaa päästöjä, jotka puolestaan vaikuttavat ympäristöön riippuen siitä, miten ne leviävät. Tieliikenteen päästöjen ja ympäristömuutoksen välinen yhteys voidaan joissakin tapauksissa ilmaista annos-vaikutus -funktion avulla. Tämä voi olla joko yksinkertainen (esimerkiksi menetetyt työpäivät rikkidioksidipitoisuuden funktiona) tai erittäin monimutkainen, monista muuttujista riippuva.

Seuraava askel on vaikutusten arvottaminen. Tällöin pyritään löytämään joku seuraavista:

- a) Yhteiskunnan maksuhalukkuus (Willingness to Pay, WTP) haitan vähentämiseksi
- b) Yhteiskunnan WTP hyödyn varmistamiseksi
- c) Yhteiskunnan halukkuus hyväksyä korvauksen haitasta (Willingness to Accept, WTA)
- d) Yhteiskunnan WTA hyödyn menettämisestä

Yhteiskunnan maksuhalukkuuden (tai kompensatiohalukkuuden) selvittämiseksi on useita menetelmiä. Seuraavassa on tarkasteltu niistä tässä selvityksessä käytettyjä.

Markkinapohjaisessa lähestymistavassa (Conventional Market Approaches) käytetään markkinahintoja vaikutuksenalaisille hyödykkeille. Mikäli markkinahinnat eivät sellaisinaan sovellu, voidaan käyttää niistä tai muulla tavoin johdettuja varjohintoja. Kun ympäristöhaitta tai -hyöty heijastuu markkinoitavien tuotannon-

tekijöiden tai tuotteiden määrä- tai hintamuutoksina, muutoksen arvo voidaan mitata kuluttajan ja tuottajan ylijäämien avulla. Mikäli muutokset ovat pieniä, rahallinen arvo voidaan mitata markkina-arvoihin perustuen.

Lähestymistavassa voidaan erottaa kaksi menetelmää:

- (1) Annos-vaikutus -menetelmässä tietty saastumistaso liittyy tiettyyn tuotantoon, joka voidaan arvottaa markkina- tai varjohinnoilla. Esimerkiksi metsävaurioita on arvioitu käyttäen raakapuun hintaa (markkinahintaa). Samoin viljelykasvien sadonmenetyksiä sekä osittain myös päästöjen aiheuttamia terveysvaikutuksia on arvioitu markkinahinnoilla.
- (2) Korvauskustannuksiin perustuvassa menetelmässä tutkitaan vahingoittuneen omaisuuden korvaamisen tai korjauksen markkinahintaa. Näin on arvioitu materiaalivaurioita.

Myös **hedonisen hinnoittelun menetelmä** (Hedonic Price Method, HPM) käyttää lähtökohtana todellisia markkinahintoja. Tässä oletetaan, että päästöjen aiheuttamat haitat (esim. melu) sisältyvät johonkin todellisilla markkinoilla olevan tuotteen hintaan (esim. kiinteistöjen arvo). Tällä perusteella tehtyjä tutkimuksia onkin käytetty melun ympäristökustannuksia käsittelevässä kappaleessa. Toinen mahdollinen esimerkki olisi palkkoihin sisältyvä riskihyvitys työympäristö-riskien aiheuttamista kuolleisuus- ja sairastavuusmuutoksista.

Kokeellisissa menetelmissä pyritään selvittämään ihmisten maksuhalukkuutta erilaisten kysymysten avulla. Eri kyselytyyppejä voidaan eritellä:

- (1) Subjektivisten arvostusten menetelmä (Contingent Valuation Method, CVM) perustuu kysymystyyppeihin "Mitä olette valmis maksamaan X:stä tai Y:n välttämiseksi", eli selvitetään maksuhalukkuutta ja "Mitä haluatte korvaukseksi Z:n menettämisestä tai A:n toleroimiseksi", jolloin selvitetään kompensatiohalukkuutta.
- (2) Järjestyksen esiin saamisessa (Contingent Ranking Method, CRM) tyydytään selvittämään preferenssien järjestys, mikä voidaan myöhemmin yhdistää johonkin hintaan tai markkinoilla seurattavaan tapahtumaan.

Tässä selvityksessä on käytetty olemassa olevia (pääosin amerikkalaisia) maksuhalukkuustutkimuksia lähinnä terveysvaikutusten arvottamisessa sekä tilastollisen elämän arvoa määriteltäessä. Fyysiset vaikutukset on kuitenkin ensin arvioitu annos-vaikutus -funktioiden avulla.

Maksuhalukkuustutkimuksiin liittyy eräitä ongelmia. Mm. Pearce et al. (1992) esittävät, että WTP:n ja WTA:n tulisi taloustieteen mukaan olla hyvin lähellä toisiaan. Käytännössä on kuitenkin todettu WTA:n olevan joskus jopa useita kertoja vastaavaa WTP:ta suurempi. Eräs mahdollisuus on, että kyselytutkimuksissa tehdyt virheet saattavat vääristää tulosta. Kysymysten muotoilu vaikuttaa eroihin. On todettu, että tuntemattomien, markkinoilla esiintymättömien, hyödykkeiden arvottamisessa tulokset poikkeavat toisistaan eniten. Toisaalta on mahdollista, että WTP ja WTA todella poikkeavat toistaan. Yksilöt saattavat kaihtaa menetyksiä ja antaa korkeamman arvon tietyn hyödykkeen vähenemi-

selle kuin sen lisääntymiselle - arvofunktio taittuisi vallitsevan tulotason kohdalla.

Maksuhalukkuustutkimuksiin liittyy myös joitain metodologisia vaikeuksia. Esimerkiksi rakennettaessa uusi tie paikalliselle väestölle syntyy sekä hyötyjä että haittoja. Useita vaikutuksia koetaan samanaikaisesti. Vaikka olisikin periaatteessa mahdollista selvittää henkilökohtaisia maksuhalukkuuksia tämän vaikutuskokonaisuuden välttämiseksi, on käytännössä usein oletettava, että WTP tietyn vaikutuksen välttämiseksi on riippumaton kaikista muista vaikutuksista. Kirjallisuus sisältää viitteitä siitä, että WTP-arvojen yhteenlaskeminen eri vaikutuksille yliarvioi todellista kokonaishaittaa.

Seuraavassa on esitetty vaiheittain MOBILE-selvityksessä käytettyä arvottamismenetelmää:

1. Jaetaan Suomi maaseutualueeseen ja kaupunkialueeseen. Maaseudulla tarkastellaan metsä- ja viljelykasvivaurioita, taajamissa terveyshaittoja ja materiaalivaurioita. Globaalisista vaikutuksista on tarkasteltu kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttamia ilmastonmuutoksia.
2. Tutkitaan tieliikenteen päästöjä sekä keskeisten päästökomponenttien pitoisuuksia ja laskeumia. Pyritään siis selvittämään, kuinka suuren pitoisuuden tieliikenne aiheuttaa kutakin päästökomponenttia taajamissa ja vastaavasti kuinka suuria laskeumia tieliikenne aiheuttaa maaseudulla. Tarkasteltavat päästöt ovat bensiini- ja dieselpolttoaineketjujen tuotannosta, kuljetuksesta, jalostuksesta, varastoinnista, jakelusta ja käytöstä aiheutuvat SO₂, NO_x-, NMVOC-, CO-, Pb-, hiukkas- ja CO₂-päästöt sekä päästöjen vaikutuksesta muodostunut O₃.
3. Selvitetään, mitä haittoja päästöt aiheuttavat. Pyritään löytämään ns. annos-vaikutus -funktioita, jotka ilmaisevat aiheutuneen haitan pitoisuuksien (tai laskeuman) avulla (esimerkiksi kuinka monta tilastollista kuolemantapausta aiheutuu sataatuhatta henkilöä kohti, kun ilman hiukkaspitoisuus kasvaa yhden mikrogramman kuutiometrissä).
4. Pyritään ilmaisemaan haitat rahassa. Arvottaminen voi perustua joko suoraan markkinahintoihin (esim. metsän kasvun pieneneminen arvotetaan puun hinnan perusteella) tai ihmisten muulla tavoin ilmaisemaan maksuhalukkuuteen (esimerkiksi kyselytutkimuksen avulla, jossa kysytään: "Kuinka paljon olisitte valmis maksamaan hengitystieinfektoriskin pienenemisestä x %, mikä merkitsisi keskimäärin y flunssaa vähemmän vuodessa?").

MOBILE-selvityksessä on käytetty markkinapohjaista lähestymistapaa (annos-vaikutus -funktioita ja markkinahintoja) materiaalivaurioiden, metsävaurioiden ja viljelykasvien sadonmenetysten arvottamisessa. Terveysvaikutuksia on arvotettu yhdistämällä tekniikoita siten, että lähtökohtana on ollut annos-vaikutus -funktio ja arvot on laskettu sairastamiskustannusten ja/tai CVM-tutkimusten tuloksia soveltaen. Kasvihuonekaasupäästöjen haittavai-

kutukset on arvioitu kirjallisuudessa esitettyjen markkinapohjaisen lähestymistavan avulla laskettujen haittatietojen perusteella.

5. Suomeen kohdistuvien haittojen avulla arvioidut päästökomenttien keskimääräiset yksikköarvot (tieliikenteen aiheuttamat haitat Suomessa, FIM / Suomessa vaikuttavien tieliikenteen päästöjen määrä, kg) sovelletaan ketjujen alkupään aikana ulkomailla syntyneisiin ja Suomen tieliikenteestä sinne kulkeutuneisiin päästöihin.
6. Saatujen yhteishaittojen perusteella lasketaan haitta-arvot bensiinilitraa ja ajokilometriä kohti. Koska taajamissa laskettiin haittoja ihmisille ja materiaaleille ja maaseudulla taas tarkasteltiin luonto-vaikutuksia, poikkeavat saadut yksikköhaitta-arvot toisistaan.

MOBILE-selvityksessä ei käytetty epävarmuuskertoimia haittojen arvioinnissa, vaan jokaisen haitta-arvion luotettavuus luokiteltiin sanallisesti.

MOBILE-selvityksen tulosten suurimmat erot edelliseen raportin (Tielaitos 1992 b)) tuloksiin verrattuna ovat kokonaishaitta-arvion kolminkertaistuminen, terveysvaikutusten selvä dominointi sekä materiaali metsä- ja viljelykasvivaurioiden pienentyminen. Komponenteista hiukkasten ja hiilivetyjen haitta-arvio on huomattavasti suurempi kuin edellisessä selvityksessä, typen oksideille ja otsonille arvioitu haitta sen sijaan on pienempi.

2 PÄÄSTÖMÄÄRÄT

MOBILE-selvityksen lähtökohtana ovat arviot Suomen päästöistä ilmaan vuonna 1990. Lisäksi on käytetty päästömääräennusteita vuodelle 2000. Olettamalla, että tietty osuus ilmansaasteista on peräisin pakokaasuista sekä tieliikenteen käyttämistä polttoaineista kokonaisuudessaan, saadaan arvio tieliikenteen aiheuttamille pitoisuuksille. Tässä selvityksessä näihin lukuihin ei ole katsottu tarpeelliseksi tehdä muutoksia. Sen sijaan on lisätty arvio tieliikenteen nostattaman pölyn (resuspensio) vaikutuksesta ilmanlaatuun.

Päästöistä on otettu huomioon rikkidioksidi (SO_2), typpidioksidi (NO_2), hiilidioksidi (CO_2), hiilimonoksidi (CO), hiilivedyt (HC), lyijy (Pb) sekä hiukkaset (PM_{10} ja resuspensio). Hiilivetyihin kuuluu useita yhdisteitä, joista merkittävin ryhmä on haihtuvat hiilivety-yhdisteet (VOC). PM_{10} -hiukkasilla tarkoitetaan pieniä, alle kymmenen mikrometrin kokoisia hengitettäviä hiukkasia.

Lähtötietoina käytettiin taulukossa 1 esitettyjä päästömääriä vuodelle 1990 ja taulukossa 2 esitettyjä päästömääräennusteita vuodelle 2000. Kokonaispäästöjen lisäksi on eritelty henkilö-, paketti-, linja- ja kuorma-autoista peräisin olevat, samoin kuin bensiini- ja dieselkäyttöisistä ajoneuvoista tulleet päästöt.

Taulukko 1. Arvio Suomen päästöistä ilmaan vuonna 1990, 1000 tonnia (MOBILE-raportti).

Sektori	SO ₂	NO ₂	Hiukk.	CO ₂	CO	HC	Pb
Tieliikenne 3)							
Käytön päästöt	3,82	124,7	11,04	11110	358,7	67,7	0,19
Henkilöautot, bensiini	0,85	65,1	2,60	6135	321,3	53,4	0,18
Henkilöautot, diesel	0,58	3,2	1,59	947	3,0	2,3	0
Pakettiautot, bensiini	0,02	2,3	0,05	159	11,8	2,2	0,01
Pakettiautot, diesel	0,38	2,9	1,28	627	2,5	1,5	0
Linja-autot	0,34	15,1	1,34	547	3,7	2,1	0
Kuorma-autot	1,65	36,2	4,17	2695	16,5	6,1	0
Muut polttoaineper. päästöt 1)	8,9	1,37	0,41	1410	0,87	5,6	0
Bensiini; 1986 kt	5,6	1,0	0,30	910	0,56	5,2	0
Diesel; 1542 kt	3,3	0,37	0,11	500	0,31	0,5	0
Tieliikenne yhteensä	12,69	126,1	11,45	12520	359,6	73,3	0,19
Muut kotim. yht. 2)	242,0	169,0	84,18	47600	125,1	123,5	0,11
Kaikki yhteensä	254,6	295,1	95,64	60120	484,7	196,9	0,30
Pakokaasujen os., %	1,5	42,3	11,5	18,5	74,0	34,3	63,3
Koko ketjun osuus, %	5,0	42,7	12,0	20,8	74,2	37,2	63,3

1) Kattaa tieliikennepolttoaineiden Suomessa tapahtuvan jalostuksen, varastoinnin ja jakelun päästöt. Kotimaan kuljetuksen päästöt sisältyvät käytön päästölukuihin. Hiilidioksidin osalta luku kattaa Suomen tieliikenteen polttoaineiden jalostukseen käytettävän öljyn tuotannosta ja kuljetuksesta aiheutuvat päästöt ulkomailla sekä tieliikennepolttoaineiden jalostuksen, varastoinnin ja jakelun päästöt Suomessa. Kotimaan kuljetuksen päästöt sisältyvät käytön päästölukuihin.

2) Kattaa energiantuotannon ja teollisuuden y.m.:n toimintojen päästöt

3) Kattaa ainoastaan pakokaasupäästöt (ja muut polttoaineperäiset päästöt), eikä esimerkiksi tieliikenteen nostattamaa pölyä

Taulukko 2. Arvio Suomen päästöistä ilmaan vuonna 2000, 1000 tonnia

Sektori	SO ₂	NO ₂	Hiukk.	CO ₂	CO	HC	Pb
Tieliikenne 3)							
Käytön päästöt	0,6	56	8	12640	181	59	0
Henkilöautot, bensiini	0,12	19,7	2,3	7415	145,7	42,1	0
Henkilöautot, diesel	0,09	1,0	1,4	1145	1,3	2,0	0
Pakettiautot, bensiini	0,003	2,8	0,1	199	13,7	4,9	0
Pakettiautot, diesel	0,06	3,6	1,4	783	3,0	2,0	0
Linja-autot	0,05	8,4	0,7	509	3,2	1,9	0
Kuorma-autot	0,24	20,5	2,1	2590	14,6	6,1	0
Muut polttoaine- per. päästöt 1)	2,5	1,37	0,20	740	0,40	3,92	0
Bensiini; 1986 kt	1,6	1,0	0,15	540	0,26	3,58	0
Diesel; 1542 kt	0,9	0,37	0,05	200	0,14	0,34	0
Tieliikenne yhteensä	3,1	57,4	8,2	13380	181,4	62,9	0
Muut kotim. yht. 2)	112,9	153,6	60	46860	144,6	96,1	0
Kaikki yhteensä	116	211	68,2	60240	326	159	0
Pakokaasujen os., %	0,5	26,5	11,7	21,0	55,2	37,1	-
Koko ketjun osuus, %	2,7	27,2	12,0	21,9	55,6	39,6	-

- 1) Kattaa tieliikennepolttoaineiden Suomessa tapahtuvan jalostuksen, varastoinnin ja jakelun päästöt. Kotimaan kuljetuksen päästöt sisältyvät käytön päästölukuihin. Hiilidioksidin osalta luku kattaa Suomen tieliikenteen polttoaineiden jalostukseen käytettävän öljyn tuotannosta ja kuljetuksesta aiheutuvat päästöt ulkomailla sekä tieliikennepolttoaineiden jalostuksen, varastoinnin ja jakelun päästöt Suomessa. Kotimaan kuljetuksen päästöt sisältyvät käytön päästölukuihin.
- 2) Kattaa energiantuotannon ja teollisuuden y.m.:n toimintojen päästöt
- 3) Kattaa ainoastaan pakokaasupäästöt (ja muut polttoaineperäiset päästöt), eikä esimerkiksi tieliikenteen nostattamaa pölyä

Myöhemmin on saatu tarkennettuja tietoja liikenteen keskimääräisistä päästö-
kertoimista ja liikennesuoritteista. Tielaitoksen uusien laskelmien mukaan
taajamien liikennesuorite on kasvanut verrattuna aikaisempaan arvioon. Näitä
uusja arvoja (ks. taulukko 3) on käytetty tässä tutkimuksessa.

Taulukko 3. Uusi arvio Suomen päästöistä ilmaan vuonna 1990, 1000 tonnia

Sektori	SO ₂	NO ₂	Hiukk.	CO ₂	CO	HC	Pb
Tieliikenne 3)							
Käytön päästöt	5,36	157,6	11,19	11209	405,4	61,4	0.19
Henkilöautot, bensiini	0,92	86,1	2,09	6020	349,4	46,9	0.18
Henkilöautot, diesel	0,74	4,9	1,92	837	4,8	1,2	0
Pakettiautot, bensiini	0,04	3,6	0,03	232	17,5	1,9	0.01
Pakettiautot, diesel	0,81	5,4	0,36	913	3,6	1,1	0
Linja-autot	0,67	15,1	1,62	753	8,5	3,2	0
Kuorma-autot	2,18	42,5	5,17	2454	21,5	7,0	0
Muut polttoaineper. päästöt 1)	8.9	1.37	0.41	1410	0.87	5.6	0
Bensiini; 1986 kt	5.6	1.0	0.30	910	0.56	5.2	0
Diesel; 1542 kt	3.3	0.37	0.11	500	0.31	0.5	0
Tieliikenne yhteensä	14,26	159	11,60	12619	406	67,00	0,19
Muut kotim. yht. 2)	242.0	169.0	84.18	47600	125.1	123.5	0.11
Kaikki yhteensä	256,3	328,0	95,78	60219	531,1	190,5	0,30
Pakokaasujen os., %	2,1	48,0	11,7	18,6	76,3	32,2	63.3
Koko ketjun osuus, %	5,6	48,5	12,1	21,0	76,4	35,2	63.3

- 1) Kattaa tieliikennepolttoaineiden Suomessa tapahtuvan jalostuksen, varastoinnin ja jakelun päästöt. Kotimaan kuljetuksen päästöt sisältyvät käytön päästölukuihin. Hiilidioksidin osalta luku kattaa Suomen tieliikenteen polttoaineiden jalostukseen käytettävän öljyn tuotannosta ja kuljetuksesta aiheutuvat päästöt ulkomailla sekä tieliikennepolttoaineiden jalostuksen, varastoinnin ja jakelun päästöt Suomessa. Kotimaan kuljetuksen päästöt sisältyvät käytön päästölukuihin.
- 2) Kattaa energiantuotannon ja teollisuuden y.m.:n toimintojen päästöt
- 3) Kattaa ainoastaan pakokaasupäästöt (ja muut polttoaineperäiset päästöt), eikä esimerkiksi tieliikenteen nostattamaa pölyä

3 MOBILE-SELVITYKSEN TULOKSET

Seuraavassa taulukossa on esitetty yhteenveto MOBILE-selvityksessä laske-
tuista Suomen tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamille haitoille
Suomessa sekä kasvihuonekaasujen osalta myös ulkomailla vuoden 1990
mukaiselle päästötasolle. Vertailun vuoksi aiemman selvityksen (Tielaitos 1992
b)) tulokset on esitetty suluissa. Luvut ovat pitkälti laskentaesimerkkien tuloksia.
Niistä voidaan arvioida haittojen suuruusluokka sekä se, mitkä tieliikenteen
päästöjen aiheuttamat vaikutukset ovat potentiaalisesti tärkeitä. Kaikkia mahdol-
lisia vaikutuksia ei pystytty arvioimaan. Luontovaikutukset taajamissa (puistot
jne.) ja terveysvaikutukset maaseudulla ovat jääneet huomiotta. Kulttuurihisto-
riallisten rakennusten ja rakennelmien arvoa ei ole arvioitu. Myös metsiin liittyvä
maisema-arvo ja luonnon monimuotoisuuden arvo puuttuvat. Tieliikenteen
päästöjen vesistövaikutuksia ei arvioitu, mutta koska merkittävimmät vesistöihin
kohdistuvat haitat koituvat happamoitumisesta ja tieliikenteen rikkidioksidi-
päästöt ovat suhteellisen pieniä, niiden merkitys lienee vähäinen. Tieliikenteestä
peräisin olevat yöilmakehän otsonikerrosta vahingoittavat päästöt ovat niinkään
pieniä.

Luvussa 4 esitetään joitakin tarkennuksia ja täydennyksiä MOBILE-selvityksen
tuloksiin.

Haittojen yhteenlaskemiseen liittyy kokonaishaitan yliarvioimisen vaara, koska
osa terveyshaitta-arvioista perustuvat erillisiin maksuhalukkuusselvityksiin, jotka
huomioivat ainoastaan maksuhalukkuutta tietyn vaikutuksen välttämiseksi.
Tällöin mahdollinen (samanaikainen) maksuhalukkuus muiden vaikutusten
välttämiseksi ja tämän vaikutus käytettävissä oleviin varoihin (budjettiin) jää
huomiotta. MOBILE-selvityksessä tätä ei ole pystytty huomioimaan, vaan on
oletettu, että maksuhalukkuus kaikkien vaikutusten välttämiseksi on sama kuin
summa yksittäisten vaikutusten välttämiseksi ilmaistuista maksuhalukkuuksista.

Taulukossa esiintyvät viivat merkitsevät, että kyseinen komponentti todennäköi-
sesti aiheuttaa haittaa, mutta vaikutuksen arvoa ei MOBILE-selvityksessä pys-
tytty arvioimaan. Näistä ainakin otsonin vaikutukset metsiin ja typen oksidien
terveysvaikutukset ovat potentiaalisesti tärkeitä vaikutuksia.

Taulukko 4. MOBILE-selvityksessä esitetty arvio tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen Suomessa aiheuttamalle haitalle sekä Suomen tieliikenteen hiilidioksidipäästöjen taloudellisille vaikutuksille globaalisesti, milj. mk/a (1990), sekä edellisessä Tielaitokselle tehdyssä selvityksessä (Tielaitos 1992 b)) esitetty arvio (suluissa), milj. mk/a (1989)

Vaikutus	CO ₂	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	O ₃	Hiu 1)	Σ
Terv.vaik. yht.	- (-)	7 (9,7)	- (-)	- (68)	46 (-)	1137 (32)	- (-)	1519 (160)	2709 (260)
Syöpäkuolleisuusriski		-		- (1,3)	-	1137 (6,6)		- (5,3)	1137
Muu kuolleisuusriski					9	-		415	423
Muut terv.vaik.	-	7 (9,7)	-	- (67)	37	- (25)	-	1104 (150)	1148
Mat.hait. yht.		14 (15)		- (21)		-	-	62 (410)	76 (450)
Rak.materiaal.		14 (15)		- (21)		-	-	-	14
Likaantum.		-				-		62 (410)	62
Metsävauriot		16 (9,6)		19 (85)		- (23)	- (77)	- (27)	35 2) (220)
Sadonmen.		- (2,5)		- (55)	-	- (25)	63 130	- (13)	63 (220)
Ilm.muutos	56 (-)		-	-			-	-	56 2)
Yhteensä	56 (-)	37 (37)	- (-)	19 (230)	46 (-)	1137 (80)	63 (130)	1581 (610)	2939 (1150)

- 1) Kattaa ainoastaan pakokaasupäästöjen (ja muiden polttoaineperäisten päästöjen) aiheuttamat haitat, eikä esimerkiksi tieliikenteen nostattaman pölyn haittavaikutuksia
- 2) Diskonttokorkoa, 3 %, on käytetty arvioitaessa metsävaurioita ja ilmastonmuutosten aiheuttamaa haittaa. Jos diskonttokorkona käytetään 0 %, nousevat metsävauriot 61 miljoonaan markkaan vuodessa ja ilmastonmuutosten aiheuttamat haitat 475 miljoonaan markkaan vuodessa

Seuraavassa taulukossa edellä esitetyt tulokset on esitetty päästökomponenttien yksikkökustannuksina mk/kg (1990). Otsonin aiheuttama haitta on jaettu typen oksidien (90 %) ja hiilivetyjen (10 %) kesken. Yksikköarvoja sovelletaan Suomen tieliikenteestä peräisin olevien päästöjen ulkomailla aiheuttaman haitan määrittämiseksi. Tämä antaa hyvin karkean arvion mutta on ainoa kohtuullisella työpanoksella laskettavissa oleva arvio näille haitoille. Muilta osin alla esitetyt arvot kuvaavat Suomen tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamia keskimääräisiä haittoja Suomessa. Arvoja ei voi soveltaa alueellisella tai paikallisella tasolla, yksittäisiin ajoneuvoihin tai muiden sektoreiden päästöille.

Taulukko 5. Päästökomponenttien yksikköhaitta taajamissa, maaseudulla ja globaalisti, mk/kg (1990) (typen oksideille mk/kg NO₂ ja hiukkasille mk/kg TSP)

Komponentti	CO ₂	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	TSP
Terveys- ja mater.vaik.	-	41,1	-	-	242,2	28,6	688,4
Luontovaikutukset	-	4,9	-	4,9	-	0,2	-
Globaaliset vaikutukset	0,005	-	-	-	-	-	-
Keskimäärin, ei kerrointa	0,005	9,74	-	3,91	242,2	15,60	133,0
Keskimäärin, kerroin 1,3	(0,006)	12,66	-	5,09	(314,9)	20,28	173,0
Tielaitos 1992 b)	-	7,4	-	4,4	-	8,7	71,6

Jako tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamien taajamahaittojen (terveys- ja materiaali-vaikutukset), maaseutuhaittojen (luontovaikutukset) ja globaalisten haittojen (ilmastonmuutos) välillä ilmenee seuraavasta taulukosta. Taulukkoon on lisätty tieliikenteen polttoaineketjusta peräisin olevien päästöjen ulkomailla aiheuttama haitta. Viimeksimainittu on laskettu soveltaen päästökomponenttien keskimääräisiä yksikköhaitta-arvioita Suomessa (kasvihuonekaasupäästöjä lukuunottamatta, koska ne on jo huomioitu globaalisissa vaikutuksissa). Hiukkasten kohdalla keskimääräisen yksikköhaitan käyttö yliarvioisi haittaa, koska terveysvaikutukset dominoivat hiukkasten kokonaishaittaa Suomessa ja hiukkaspitoisuudet kohdistuvat suureen väestömäärään, kun taas tieliikenteen polttoaineketjujen alkupään hiukkaspäästöt oletettavasti kohdistuvat pieneen väestömäärään, ensisijaisesti öljykentillä sekä kuljetusjärjestelmien parissa työskenteleviin ihmisiin. On mahdollista että osa tiedostetuista tai epäilyistä terveysvaikutuksista on sisällytetty palkkavaatimuksiin. Tästä syystä hiukkasten kohdalla laskennan perusteena käytetty luku on puolet edellä esitetystä yksikköhaitasta (69,0 mk/kg TSP).

Taulukko 6. Jako taajamahaittoihin (terveys- ja materiaalivauriot), maaseutuhaittoihin (luontovaikutukset) ja globaalsiin haittoihin (ilmastonmuutos) sekä tieliikenteen polttoaineketjuista peräisin olevien päästöjen ulkomailla aiheuttama haitta, milj. mk/a (1990)

Vaikutus	CO ₂	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	Hiu	Σ
Terveys- ja mat.vaik.	-	21	-	-	46	1137	1581	2785
Luontovaikutukset	-	16	-	76	-	6	-	98
Globaaliset vaik.	56	-	-	-	-	-	-	56
Päästöjen vaikutukset ulkomailla 2)	- 1)	121	-	466	-	110	61	757
Yhteensä	56	158	-	542	46	1254	1641	3696

- 1) Kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttama haitta on kokonaisuudessaan rivillä "Globaaliset vaikutukset"
- 2) Kattaa Suomen tieliikenteen polttoaineketjuista ulkomailla syntyneiden ja sinne kulkeutuneiden päästöjen aiheuttamat haitat

Näiden tietojen, ajoneuvojen keskimääräisten ominaispäästöjen sekä päästökomenttien yksikkökustannusten avulla voidaan arvioida kevyen ja raskaan liikenteen päästöjen haitta liikennesuoritetta kohti erikseen taajamissa ja maaseudulla. Tuloksia ali- tai yliarvioivasti vaikuttaa se, että kertomalla taajamien yksikköhaitta-arvioita taajama-ajon (maaseutuajon) ominaispäästöillä, oletetaan että taajamassa (maaseudulla) emittoituneet pakokaasupäästöt jäävät kokonaisuudessaan vaikuttamaan taajamiin (maaseudulle). Osa rikkidioksidi- ja typpidioksidipäästöistä kulkeutuvat ulkomaille. Hiilidioksidipäästöjen aiheuttamat globaaliset vaikutukset on laskettu erikseen taajama- ja maaseutuajolle.

Edellä esitetyt tulokset perustuvat vuonna 1990 käytössä olleelle autokannalle ja päästötilanteelle. Sovellettaessa samoja arvottamismenetelmiä vuoden 2000 ennustetulle päästötilanteelle (sama väestömäärä ja markan arvo kuin vuotta 1990 koskevissa laskelmissa), saatiin seuraavat tulokset.

Taulukko 7. Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen Suomessa ja ulkomailla sekä hiilidioksidipäästöjen globaalisesti aiheuttamat haitat vuonna 2000, milj. mk/a (ja vertailun vuoksi vuonna 1990)

Vaikutus	CO ₂	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	Hiu	Σ
Terv.- ja mat.vaik.	-	5	-	-	-	756	1062	1823
Luontovaik.	-	6	-	45	-	4	-	54
Globaal. vaik.	63	-	-	-	-	-	-	63
Pääst:n vaik. ulko-mailla	- 1)	43	-	270	-	203	57	573
Yht. 2000	63	54	-	314	-	963	1119	2512
Yht. 1990	56	158	-	542	46	1254	1641	3696

1) Kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttama haitta on kokonaisuudessaan rivillä "Globaaliset vaikutukset"

4 TULOSTEN TARKENTAMINEN JA HERKKYYSANALYYSI

4.1 Yleiset epävarmuustekijät

Arvottamiseen liittyy useita epävarmuustekijöitä. Tärkeimmät ongelmat MOBILE-selvityksen kannalta ovat annos-vaikutus -funktioiden ja maksuhalukkuusarvioiden siirrettävyys erilaisista olosuhteista, tulosten yhteenlaskettavuus ja diskonttaamiseen liittyvät ongelmat.

Tulosten siirrettävyys. Aiemmin ja muualla kuin Suomessa saadut arviot maksuhalukkuudelle (liittyvät lähinnä terveysvaikutusten arvottamiseen) on muunnettu Suomen markoiksi (vuoden 1990 arvoon) laskemalla maksuhalukkuusarvio kyseisen maan valuutassa vuonna 1990 kuluttajahintaindeksin avulla jonka jälkeen arvo on muutettu Suomen markoiksi ostovoimapariteettiin perustuen.

Tulosten yhteenlaskettavuus. Joissain tapauksissa on varottava, ettei huomioida samaa haittaa kahteen kertaan, mikä johtaisi kokonaishaitan huomattavaan yliarviointiin. Esimerkiksi rakennusmateriaalien vaurioitumista on tarkasteltu rikkidioksidipitoisuuden funktiona. Myös muilla päästökomponenteilla saattaa olla osuutensa vaurioissa, mutta vaurioiden tarkasteleminen myös esimerkiksi hiukkaspitoisuuksien funktiona ja tulosten yhteenlaskeminen edellisten kanssa johtaisi yliarviointiin, koska rikkidioksidi- ja hiukkaspitoisuudet todennäköisesti korreloivat toistensa kanssa.

Lähtötietoihin liittyvät epävarmuustekijät. Epävarmuutta liittyy useisiin

arvottamisketjun eri vaiheisiin. Arvioituihin päästömääriin liittyy epävarmuutta. Päästöjen ja pitoisuuksien ja laskeumien yhteyksiä ei tiedetä varmuudella. Lisäksi tietyn päästösektorin tai -lähteen osuuden arvioiminen kokonaispitoisuudesta saattaa olla hankalaa. Ihmisiin kohdistuva keskimääräinen annos on niinkään vaikea arvioida. Annos-vaikutus -funktioihin liittyy usein suurtakin epävarmuutta. Tässä yhteydessä on syytä korostaa, että Suomessa on toistaiseksi tehty vähän tutkimusta tämän selvityksen kannalta keskeisistä terveysvaikutuksista eli taajamien ilmanlaadun ja kuolleisuuden/syöpäsairastavuuden yhteyksistä, ja hengitettävien hiukkasten vaikutuksista ylipäänsä.

Diskonttaaminen. Diskonttauksen avulla muunnetaan tulevaisuuden hyötyjä ja haittoja vertailukelpoisiksi nykyisten hyötyjen ja haittojen kanssa. Tässä yhteydessä kyse ei ole rahan arvon muutoksista, vaan siitä, että tämän päivän hyötyjä ja haittoja painotetaan enemmän kuin tulevaisuuden tapahtumia. Ympäristöhaittojen tapauksessa diskonttaus on tärkeä osa arvottamista, koska useat nykyisestä toiminnasta aiheutuvat ympäristöhaitat käyvät ilmi vasta useiden vuosien kuluttua. Mitä korkeampaa korkoa käytetään, sen pienempi arvo näille haitoille annetaan. Tässä selvityksessä on käytetty 3 %:n diskonttokorkoa, mikä voidaan nähdä eräänlaisena kompromissivalintana. Diskonttokorkoa on käytetty arvotettaessa metsävaurioita ja ilmastonmuutosten aiheuttamia haittoja.

4.2 Vaikutuskohtainen luotettavuuden arviointi sekä herkkyystarastelu

Yleisesti voidaan todeta, että asteikolla "hyvin epävarma" - "epävarma" - "kohtuullinen" - "hyvä" mikään arvioista ei ole "kohtuullista" tasoa parempi luotettavuudessa. Seuraavassa on vaikutuksittain esitetty tärkeimmät virhelähteet, jonka jälkeen eri vaikutusten rahalliselle arvolle on pyritty identifioimaan vaihteluväli herkkyyksanalyysin avulla. Lisäksi on tehty joitakin tarkennuksia ja täydennyksiä.

4.2.1 Terveysvaikutukset

Tilastollisen elämän arvo

Tilastollisen elämän arvoa voidaan arvioida palkkariskin, maksuhalukkuustutkimusten tai erilaisten markkinahintojen avulla. Seuraavassa taulukossa on esitetty yhteenveto Euroopassa ja Yhdysvalloissa eri menetelmillä tehtyjen tutkimusten (yhteensä 53 kappaletta) tuloksista (Pearce et al. 1992)).

Taulukko 8. Eri tutkimusmenetelmien avulla saadut arviot tilastollisen elämän arvolle

Menetelmä	Eurooppa GBP milj. (1991)	Yhdysvallat GBP milj. (1991)
Palkka-riski	2,0 - 2,5	2,5 - 3,9
CVM	2,9 - 4,5	1,0 - 1,8
Markkina	0,5 - 2,4	0,7 - 0,8
Keskiarvo	1,8 - 3,1	1,4 - 2,0

Jättämällä pois pari muita korkeampaa eurooppalaista CVM-tulosta, saadaan keskiarvoksi Euroopassa 2,6 miljoonaa ECU (1990). Käytetään tätä lukua tilastollisen elämän arvon lähtöarvona. Arvo pätee työkäisille aikuisille. Oletetaan että se pätee täysimääräisenä 30 vuotiaalle ja että arvo laskee suhteessa odotettavissa olevan eliniän mukaan. Keskimääräinen elinikä on 75 vuotta. Näinollen tilastollisen elämän arvo muuttuu iän mukaan seuraavasti (yhden desimaalin tarkkuudella):

Taulukko 9. Tilastollisen elämän arvo iän mukaan (oma laskelma)

Ikä	< 30 v.	40 v.	50 v.	60 v.	> 65 v.
Til. elämän arvo milj. ECU	2,6	2,0	1,4	0,9	0,6
Til. elämän arvo milj. FIM	17,8	14,9	10,4	6,7	4,5

Yllä olevassa taulukossa on lähdetty siitä, että iän alittaessa 30 vuotta tilastollisen elämän arvo ei kasva ja että ylittäessä 65 vuotta tilastollisen elämän arvo ei pienene.

Typen oksidit

MOBILE-selvityksen tulos

Typen oksidien mahdollisille terveysvaikutuksille ei löydetty sovellettavaa annos-vaikutus -funktiota. Typpidioksidiin liittyy todennäköisesti terveysvaikutuksia, joten tältä osin terveyshaitta on "hyvin epävarma" ja ilmeisesti aliarvioitu. Vaikka on olemassa joitakin tutkimuksia, joissa on havaittu yhteys typenoksidipitoisuuden ja tiettyjen terveysvaikutusten välillä, niistä ei ollut mahdollista saada kvantitatiivista tietoa annos-vaikutus yhteyksien muodossa. Edellisessä selvityksessä (Tielaitos 1992 b)) typen oksidien aiheuttamaksi terveyshaitaksi arvioitiin 68 milj mk/a.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

MOBILE-selvityksessä typen oksidien terveysvaikutuksia ei pystytty kvantifioimaan. Useat tutkimukset (mm. Pönkä 1990 ja 1991, Forsberg et al. 1992, Schwartz 1989 sekä Hoek 1992) ovat kuitenkin havainneet yhteyksiä NO_x-pitoisuuden ja mm. astman, keuhkofunktion alenemisen ja ärsytysoireiden välillä. Tämä todettiin myös EU:n ExternE-projektissa (European Commission 1994), jossa kuitenkin pääteltiin, että vaikutus todennäköisesti ei ole seurausta typen oksideista sinänsä, vaan että NO_x-pitoisuus toimii indikaattorina muiden epäpuhtauksien, joita ei ole erikseen mitattu, esiintymiselle. Täten identifioidut yhteydet saattavat kuvata useiden komponenttien, mm. typenoksidien ja liikenteen hiukkaspäästöjen, yhteisvaikutusta. Johtopäätöksenä todetaan, että typen oksidien suoria terveysvaikutuksia ei voida sulkea pois, mutta niiden merkitys on todennäköisesti pieni, eikä niitä pystytä luotettavasti kvantifioimaan käytettävissä olevien tutkimustulosten avulla.

Tämän lisäksi typen oksidit vaikuttavat otsonin ja nitraattien, joiden terveysvaikutuksia osittain on kvantifioitu, muodostukseen. Nitraatti on käsitelty hengittävien hiukkasten yhteydessä.

Ostro (1994) toteaa Maailmanpankille tekemässään raportissa, että epidemiologiset todisteet typpidioksidin vaikutuksista hengitystieoireisiin ovat epävarmimmalla pohjalla kuin muiden yhdisteiden kohdalla. Useat tutkimukset ovat osoittaneet, että kaasuhelloista peräisin oleva sisäilman NO₂ vaikuttaa lasten terveyteen, mutta ulkoilman NO₂-pitoisuudella ei juurikaan ole pystytty osoittamaan olevan terveysvaikutuksia. Tämä voi johtua mittausvirheistä mitattaessa ulkoilman NO₂-pitoisuuksia, siitä että vaikutuksia esiintyy vain korkeilla pitoisuuksilla tai siitä, että krooniset vaikutukset ovat akuutteja vaikutuksia tärkeämpiä. Ostro toteaa että on olemassa ainakin yksi tuore epidemiologinen tutkimus, jossa on löydetty yhteys ulkoilman NO₂-pitoisuuden ja terveysvaikutusten välillä, Schwartzin ja Zegerin (1990) tekemä Los Angelesin sairaanhoitaja-opiskelijoihin kohdistuva tutkimus. Siinä havaittiin yhteys hengitystieoireisiin (phlegm, hengitysteiden limaisuuteen). Yhteys voidaan ilmaista:

Muutos hengitystieoireissa vuosittain = 10,22 • muutos NO₂-pitoisuuden korkeimmassa tuntikeskiarvossa (ppmh).

Oak Ridge National Laboratoryn (1994 a)) tekemän raportin mukaan tämä on muunnettavissa muotoon:

Muutos hengitystieoireilupäivissä vuodessa = 0,0054 • muutos NO₂-pitoisuuden vuosikeskiarvossa (µg/m³).

Tämä johtaisi 258100 tieliikennepäästöperäiseen hengitysoireilupäivään vuodessa Suomen taajamissa (0,0054 • 20 µg/m³ • 60 % • 3,983 hlöä). Raportissa todetaan, että käytettävissä ei ole maksuhalukkuusarviota kyseisen terveysvaikutuksen välttämiseksi. Jos oletetaan, että oireilupäivät ovat laadultaan samanlaisia kuin Krupnick et al.:n (1989) arvioimat hiukkasperäiset oireilupäivät voidaan soveltaa samaa yksikköarvoa (42,06 FIM₁₉₉₀/tapaus), ja saadaan arvioiduksi haitaksi 10853000 FIM/a.

Leksellin ja Löfgrenin raportissa (1995) on käyty läpi tutkimuksia, joissa on arvioitu yhteyttä NO_x-pitoisuuden ja ilman epäpuhtauksia häiritsevinä kokevien osuuden välillä. Forsberg et al. (1991) päätyivät seuraaviin tuloksiin:

Ilmansaasteita häiritsevinä kokevien (päivittäin tai lähes päivittäin) osuus (%) keskustassa = -4 + 0,64 • NO₂-pitoisuuden talvikeskiarvo (µg/m³) keskustassa (pitoisuuksilla yli 10 µg/m³)

Ilmansaasteita häiritsevinä kokevien (päivittäin tai lähes päivittäin) osuus (%) asuntoalueella = -3 + 0,4 • NO₂-pitoisuuden talvikeskiarvo (µg/m³) keskustassa

Astmaattisista oireista kärsii 5 - 10 % väestöstä. Tähän ryhmään kuuluvat kärsivät yleisemmin ilman epäpuhtauksista kuin muut. Yhteys NO₂-pitoisuuden ja kaikkien eri tyyppisten häirintäreaktioiden välillä on ilmaistavissa:

Ilmansaasteita häiritsevinä (kaikki häirintäreaktiot) kokevien (päivittäin

tai lähes päivittäin) osuus (%) asuntoalueella = $0,6 \cdot \text{NO}_2$ -pitoisuuden talvikeskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) keskustassa

Ärsyyntyneiden osuus oli vähintään 50 % korkeampi keskustassa kuin asuntoalueilla, mikä viittaa kertoimeen 0,9 (yllä olevan 0,6:n sijasta) keskustassa. Koko taajaman väestölle päätisi:

Ilmansaasteita häiritsevinä kokevien (päivittäin tai lähes päivittäin) osuus (%) koko taajamassa = $0,7 \cdot \text{NO}_2$ -pitoisuuden talvikeskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) keskustassa

Tämän perusteella Leksell ja Löfgren arvioivat, että ilmansaasteita kokevat häiritsevinä 25 % Tukholman väestöstä (vastaa 247000 hlöä), 20 % Göteborgin väestöstä (91000 hlöä), 18 % Malmön väestöstä (41000 hlöä), jne.

Forsberg et al. (1992) ovat jatkotutkimuksessaan tutkineet ärsytys- ja muiden oireiden yhteyttä epäpuhtauskomponenttien mitattuihin vuorokausipitoisuuksiin. Tulokseksi saatiin, että ärsytysoireiden ilmenemisen suhteellinen riski kasvaa 2 % jokaista NO_2 -pitoisuuden vuorokausikeskiarvon yksikköä ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) kohti. Tämä pätee valitulle herkälle väestöryhmälle NO_2 -pitoisuuksilla 10 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kyseisen väestöryhmän osuus koko väestöstä on 5 - 10 %, jolloin suhteellinen väestöriski on 0,15 % $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 kohti.

Leksell ja Löfgren toteavat, että eri tutkimusten vastaavat arviot vaihtelevat välillä 0,005 % - 1,5 % $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 kohti. He esittävät, että riski kokea ärsytysoireita olisi yksi 3800:sta jokaista $\mu\text{g}/\text{m}^3$ NO_2 kohti. Göteborgissa NO_2 -pitoisuuden talvikeskiarvo on 29 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mikä tämän mukaan aiheuttaisi hengitystieoireita 0,8 %:ssa väestöstä. Tämä on vain noin 1/20 siitä määrästä ihmisiä, joka päivittäin tai lähes päivittäin kokee pakokaasuja häiritsevinä. Eroa Leksell ja Löfgren selittävät sillä, että hengitystieoireet ilmaisevat lähinnä akuutteja vaikutuksia häiritsevyyden ilmaistessa yleistä subjektiivista häiritsevyyttä. Tulokset indikoivat, että "pehmeät" terveysvaikutukset saattavat muodostaa yli 90 % kaikista terveysvaikutuksista.

Tekijät toteavat, että annos-vaikutus-funktio kattaa pakokaasupäästöjen aiheuttamia ärsytysoireita laajemmin kuin typenoksidien osalta, koska NO_x -pitoisuus ja muiden epäpuhtauskomponenttien pitoisuudet todennäköisesti korreloivat keskenään.

Parhaana arviona ehdotetaan käytettäväksi Schwartzin ja Zegerin (1990) identifioimaan annos-vaikutus -funktioon (Oak Ridge National Laboratory 1994 a) ilmaisemassa muodossa) perustuvaa arviota hengitystieoireilupäivien muutoksesta sekä Krupnick et al.:n (1989) tutkimukseen perustuvaa arviota oireilupäivän arvosta. Haitta olisi tällöin noin 11 miljoonaa FIM vuodessa (ks. ed. sivu).

Otsoni

MOBILE-selvityksen tulos

MOBILE-selvityksessä Suomen taajamissa yleisesti vallitsevien otsonipitoisuuksien ei arvioitu aiheuttavan terveysvaikutuksia. Tämä arvioitiin "kohtuulliseksi" arvioksi luotettavuusmielessä.

Herkkystarkastelu ja täydennykset

Eurooppalaisessa ExternE-projektissa (European Commission 1994) on käyty läpi kirjallisuudessa esitettyjä otsonin terveysvaikutuksia kuvaavia annosvaikutus -funktioita. Tutkimuksia on tehty lähinnä alueilla, joilla vallitsevat korkeat otsonipitoisuudet. Useinmiten tarkastelujaksoksi on valittu kesä. Yleisesti tutkimuksissa on käytetty päivittäisiä maksimipitoisuuksia tuntitasolla, mutta uusimmissa tutkimuksissa käytetään myös pitempiaikaisia pitoisuuden keskiarvoa selittävänä tekijänä. Useimmat läpikäydyistä tutkimuksista eivät esitä kynnysarvopitoisuutta haitan ilmenemiselle. On epäselvää, missä määrin tulokset pätevät muilla kohdealueilla ja muina vuodenaikoina. ExternE-projektissa päädyttiin käsittelemään valittuja annosvaikutus -funktioita yleistettävänä. Tuloksia sovellettaessa päädyttiin epävarmuustekijöistä johtuen soveltamaan 60 ppb:n kynnysarvoa vuositasolla (vastaa $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Otsonipitoisuuksien vuosikeskiarvot Suomen taajamissa (mitattu Imatralla, Porvoon maalaiskunnassa ja pääkaupunkiseudulla) ovat vaihdelleet noin 20 - 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä. Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla otsonin vuosikeskiarvo 1990-luvulla ovat olleet välillä 50 - 80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Aarnio & Hämeikoski 1991). Vuonna 1989 pitoisuus $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittyi vain pari prosenttia ajasta Utön, Vironlahden ja Ähtärin tausta-asemilla.

Sovellettaessa $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n kynnysarvoa terveyshaitan ilmenemiselle, haittaa ei juuri voida olettaa syntyvän Suomessa vallitsevilla otsonipitoisuuksilla.

Hiilimonoksidi

MOBILE-selvityksen tulos

MOBILE-selvityksessä hiilimonoksidin terveysvaikutuksille ei löydetty sovellettavaa annosvaikutus -funktiota taajamissa yleisesti vallitseville pitoisuuksille. Asiantuntijoiden keskuudessa näyttää vallitsevan yhteisymmärrys siitä, että taajamien hiilimonoksidin terveysvaikutukset ovat vähäisiä. Ne ovat tuskin silti nolla, joten MOBILE-selvityksessä tehty arvio on tasolla "epävarma". Esimerkiksi liikenneuuhkissa CO-pitoisuudet saattavat nousta haitalliselle tasolle.

Herkkystarkastelu ja täydennykset

Ei ole ilmennyt aiheita haitan uudelleenarviointiin.

Rikkidioksidi

MOBILE-selvityksen tulos

Rikkidioksidin terveysvaikutuksista (7 milj. mk/a) selvitettiin annosvaikutus -funktioiden avulla lasten lisääntynyt yskä ja aikuisten lisääntynyt rintakipu. SO_2 saattaa kuitenkin myös olla osallisena astmakohtausten ja hengitystieinfektioiden esiintyvyyteen. Käytettyihin annosvaikutus -funktioihin ja käytettyihin yksikkökustannuksiin (maksuhalukkuus-arvio) liittyy epävarmuutta, joten luotettavuusmielessä esitetty tulos on "epävarma". Edellisessä selvityksessä (Tielaitos 1992 b)) rikkidioksidin aiheuttamaksi terveyshaitaksi arvioitiin 10 milj mk/a.

Herkkystarkastelu ja täydennykset

Annosvaikutus -funktion tarkennuksesta johtuen haitta (lasten yskä ja aikuisten

rintakipu) on todennäköisesti pienempi, luokkaa 2 milj. mk/a.

Osa rikkidioksidista muodostaa sulfaattia, mikä näkyy hengitettävien hiukkasten pitoisuudessa. Sulfaatti on käsitelty hengitettävien hiukkasten yhteydessä.

Lyijy

MOBILE-selvityksen tulos

Lyijyyn liittyville terveysriskeille saatiin MOBILE-selvityksessä ehkä yllättävän suuri luku. Epävarmuutta liittyy sovellettaviin annos-vaikutus -funktioihin ja käytettäviin yksikköarvoihin. Vuoden 1990 jälkeen lyijyn päästömäärät ja pitoisuudet ovat pienentyneet lyijyttömän bensiinin yleistyttyä, joten lyijyn terveysvaikutukset ovat selvästi väistynyt ongelma. Tuloksen luotettavuutta voidaan luokitella "hyvin epävarmaksi".

Herkkystarkastelu ja täydennykset

Ei ole ilmennyt aihetta haitan uudelleenarviointiin.

Vaihteluväli	23 - 69, keskiarvo 46 milj. mk/a
Paras arvio	46 milj. mk/a
MOBILE-selvitys	46 milj. mk/a

Hengitettävät hiukkaset, kuolleisuusriski

MOBILE-selvityksen tulos

Hengitettävien hiukkasten aiheuttamasta kuolleisuusriskistä muodostui rahassa mitattuna yksi merkittävimmistä MOBILE-selvityssä arvioiduista terveysvaikutuksista. Käytetyn annos-vaikutus -funktion lähtökohtana on keskiarvo useasta tutkimuksesta. Hengitettävien hiukkasten aiheuttamaksi kuolleisuusriskiksi arvioitiin 62 tapausta vuodessa. Tilastollisen elämän arvoa (2,6 milj. ECU) on korjattu siten, että se perustuisi jäljellä olevaan elinikään. Hengitettävien hiukkasten ja hiilivetyjen yhteisvaikutus on pyritty huomiomaan. Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen arvioituun osuuteen väestöpainotteisesta pitoisuudesta liittyy epävarmuutta. Tulos on kokonaisuudessaan luokiteltava "epävarmaksi". Lopputulos riippuu oleellisesti siitä, mitä yksikköarvoa (mk/tapaus) käytetään.

Herkkystarkastelu ja täydennykset

MOBILE-selvityksessä ei tehty eroa suorien pienhiukkaspäästöjen ja hiukkasia muodostavien päästöjen osuuden välillä. Kuitenkin esimerkiksi pääkaupunkiseudun PM₁₀-pitoisuudesta noin puolet on sulfaattia, vajaat 10 % nitraattia ja noin 40 % analysoimatonta kiintoainetta. Voidaan olettaa, että nitraattipitoisuus muodostuu kaukokulkeumasta ja taustasta sekä omista nitraattia muodostavista päästöistä. Viimeksimainittu voi pääkaupunkiseudulla olla luokkaa 0,5 - 1 µg/m³. Liikenteen voidaan merkittävimpänä typenoksidipäästöjen lähteenä olettaa aiheuttavan pääosan tästä. Liikenteen vaikutus sulfaattipitoisuuteen on todennäköisesti hyvin pieni ellei mitätön.

MOBILE-selvityksessä on esitetty arvio:

Muuttuja A: Kuolleisuus kasvaa 0,5 % PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvon muuttuessa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Muuttuja B: Väestöpainotettu PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvo on $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Muuttuja C: Tästä tieliikenteen polttoaineperäiset päästöt muodostavat 20 %, eli $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mikä oletetaan muodostuvan suorista hiukkaspäästöistä $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nitraatista $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja sulfaatista $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Muuttuja D: Tälle pitoisuudelle altistuvat taajamissa olevat 3,983 milj. ihmistä.

Muuttuja E: Keskimääräinen elinikä on 75 vuotta.

Muuttuja F: Tilastollisen elämän arvon lähtökohtana on käytetty 2,6 miljoonaa ECU (1990).

Tuloksena saadaan yllä olevilla oletuksilla tieliikenteen aiheuttamaksi tapausmääräksi 54 kpl. MOBILE-selvityksessä hengitettävien hiukkasten ja hiilivetyjen osittainen yhteisvaikutus pyrittiin huomiomaan siten, että 18 hiukkassidonnaisen PAH- ja POM-yhdisteiden aiheuttamasta 36 tapauksesta vähennettiin PM_{10} -pitoisuuden aiheuttamien tapauksen määrästä. Näinollen 36 (= 54 - 18) tapausta olisi hengitettävien hiukkasten aiheuttamia. Näiden kuolemantapausten oletetaan olevan akuutteja (ei esim. syöpä) ja johtuvan hengityselinten (tai sydämen) ylikuormittumisesta.

Varioitavia muuttujia ovat A, B, C, D ja F. Eliniän sijasta on käytettävä arviota keskimääräisestä kuolleisuudesta, joka Suomessa on 0,9 % vuodessa.

Muuttuja A. Oak Ridge National Laboratory ja Resources for the Future (1994 b)) kävivät läpi kymmenkunta hengitettävien hiukkasten pitoisuuden ja kuolleisuuden yhteyttä käsittelevää tutkimusta. Niiden perusteella heidän raportissaan esitetään, että kuolleisuus kasvaa 0,64 - 1,49 % PM_{10} -pitoisuuden kasvaessa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Raportissa todetaan, että yhteys näyttää pätevän myös alhaisilla pitoisuuksilla. On kuitenkin mahdollista, että on olemassa kynnysarvo, joka olisi luokkaa $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ostro siteeraa Maailmanpankille tekemässään raportissaan (1994) Yhdysvaltalaisen ympäristöviranomaisen EPA:n johtajaa, jonka mukaan heterogeenisessä populaatiossa on epätodennäköistä että millekään epäpuhauksenkomponentille olisi olemassa yksi ainoa tieteellisesti perusteltavissa oleva kynnysarvo joka pätsisi kaikille. Sen sijaan voi olla olemassa joukko kynnysarvoja eri herkille populaatioille ja kynnysarvo nolla joillekin ihmisille. WHO (1995) on niinkään päätenyt siihen, että varsinaista kynnysarvoa hengitettävien hiukkasten terveystaikutuksille ole.

Dockeryn tutkimus vuodelta 1993 identifioi lähes lineaarisen yhteyden kuolleisuuden ja $PM_{2,5}$ -pitoisuuden välillä alkaen pitoisuudesta $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ja jonkin verran vähemmän selkään lineaarisen yhteyden kuolleisuuden ja TSP-pitoisuuden välillä alkaen pitoisuudesta $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Mikäli kynnysarvoa ei ole lainkaan, käytettyä arviota kuolleisuuden kasvulle, 0,5 %, voidaan pitää varovaisena. Lähdettyessä arvosta a) 0,64 % tieliikenteen aiheuttamien tilastollisten tapauksen määrä on 51 (= 69 - 18) sekä haitta 341,7 milj. mk. Sovellettaessa keskiarvoa b) 1,1 %, tieliikenteen aiheuttamien tilastollisten tapauksen määrä on 101 (= 119 - 18) sekä haitta 676,7 milj. mk.

Mikäli kynnysarvo on olemassa, arvio saattaa sen sijaan yliarvioida kuolleisuuden lisäystä. PM_{10} -pitoisuuden kuukausikeskiarvot Helsingin mittausasemilla

vaihtelivat välillä 20 - 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vuonna 1990 (Aarnio & Hämekoski 1991). Kokonaisleijuman vuosiohjearvo, 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ylittyi vuonna 1990 ainakin Helsingissä (Kaisaniemi ja Erottaja), Tampereella, Turussa (Kauppatori ja Aninkaistenkatu), Jyväskylässä, Kuopiossa (Keskusta) ja Porissa (Itätulli).

Tehdään seuraava laskentaesimerkki: kynnysarvo on 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Oletetaan, että kynnysarvon mukaiselle PM_{10} -pitoisuudelle altistuu vain c) kolmasosa, d) 40 % taajamaväestöstä. Tällöin tieliikenteen aiheuttamien tilastollisten tapausten määrä olisi c) 0 (= 18 - 18) d) 4 (22 - 18) sekä haitta 26,8 milj. mk.

Muuttuja B. Edellä todettiin, että kokonaisleijuman vuosiohjearvo, 60 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ylittyi useiden kaupunkien mittausasemilla vuonna 1990. Pääkaupunkiseudun mittausasemilla PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvo on ollut välillä 20 - 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vuosina 1988 - 1991. Mittaustulosten perusteella voitaneen arvioida, että karkeasti puolet kokonaisleijuman massasta koostuu hengitettävistä hiukkasista.

Mikäli laskemissa sovellettaessa PM_{10} -pitoisuuden väestöpainotettua vuosikeskiarvoa e) 12 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ tai f) 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, tieliikenteen aiheuttamien tilastollisten tapausten määräksi saadaan e) 46 (= 64 - 18) sekä haitaksi 307,7 milj. mk tai f) 78 (= 96 - 18) sekä haitaksi 521,8 milj. mk.

Muuttuja C. Tieliikenteen pakokaasupäästöjen hiukkaset ja päästöistä muodostuvat hiukkaset (sulfaatti ja nitraatti) ovat pienempiä ja kemialliselta koostumukseltaan haitallisempia kuin tiepöly tai muu maanpinnasta irtoava aines. Näinollen tieliikenteen suorien päästöjen osuus PM_{10} -pitoisuudesta on suurempi kuin TSP-pitoisuudesta. Osuuden ollessa g) 15 % tai h) 25 %, tieliikenteen aiheuttamien tilastollisten tapausten määräksi saadaan g) 22 (= 40 - 18) sekä haitaksi 147,4 milj. mk tai h) 49 (= 67 - 18) sekä haitaksi 328,3 milj. mk.

Muuttuja D. Tämän muuttujan variointi tulee ajankohtaiseksi erityisesti, jos haitan ilmenemiselle asetetaan kynnysarvo, jolloin taajama-asukkaat on jaettava kahteen ryhmään: niihin, jotka eivät keskimäärin altistu kynnysarvon mukaiselle tai sitä suuremmalle pitoisuudelle ja niihin, jotka keskimäärin altistuvat vähintään kynnyspitoisuudelle.

Mikäli oletetaan, että ainoastaan kaupunkialueella asuvat i) 3,080 miljoonaa ihmistä keskimäärin altistuisivat pitoisuudelle 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (eikä kynnysarvoa ole), saadaan tulokseksi, että tieliikenne aiheuttaa 23 (= 41 - 18) tilastollista tapausta ja että haitta on 154,1 milj. mk. Jos altistuvien määrä onkin vain puolet taajamien väestöstä, eli j) 1,992 miljoonaa, tapausten määrä on 9 (= 27 - 18) ja haitta 60,3 milj. mk.

Muuttuja F. MOBILE-selvityksessä lähtökohtana tilastollisen elämän arvolle on käytetty 2,6 milj. ECU (17,8 milj. mk₁₉₉₀). Oletettiin, että arvo riippuu jäljellä olevan elinajan odotusarvosta ja että sairastuminen (ja kuolema) tapahtuu keskimäärin 60 vuoden iässä, jolloin yksikköarvo olisi 6,7 milj. mk. Sovellettaessa arvoa k) 8,6 milj. mk, joka vastaa kuolemantapausta keskimäärin 55 vuoden iässä tai l) 4,5 milj. mk, joka vastaa kuolemantapausta keskimäärin 65 vuoden iässä kokonaishaitaksi tulee k) 309,6 milj. mk tai l) 162,0 milj. mk.

Tieliikenteen nostattaman pölyn vaikutus

Merkittävä osuus kokonaisleijumasta muodostuu liikenteen ja tuulen nostattamasta tiepölystä (resuspensio). Hiekoituksesta, renkaista, tienpinnasta, tekstiileistä jne. peräisin olevat hiukkaset muodostavat taustapitoisuuden kanssa arviolta vähintään 80 % kokonaisleijumasta. Koska autojen pakokaasuissa hiukkaskoko on luokkaa 1 µm, kun taas katupöly koostuu lähinnä karkeammista, yli 10 µm hiukkasista, on pienempi osa, arviolta 50 % PM₁₀-pitoisuuksista, peräisin resuspensiosta. On epäselvää mikä osa PM₁₀-pitoisuudesta on haitallisin. On esitetty arvioita, jonka mukaan polttoprosesseista peräisin olevat komponentit olisivat kaikkein haitallisin osa.

Oletetaan, että tieliikenne aiheuttaa I) 20 %, II) 30 %, III) 40 % tai IV) 60 % resuspension muodostamasta PM₁₀-pitoisuudesta. Tällöin tieliikenteen aiheuttaman resuspension haitta olisi I) 0,5; II) 0,75; III) 1,0; tai IV) 1,5 kertaa tieliikenteen suorien hiukaspäästöjen ja hiukkasia muodostavien päästöjen aiheuttama haitta. Tuloksen riippuvuus edellä esitettyjen muuttujien arvoista saadaan kertomalla tulokset a) - I) kertoimilla I) - IV).

Oletetaan lisäksi, että tieliikenteen aiheuttama resuspensio on V) 25 % VI) 50 %, VII) 75 % tai VIII) 100 % niin haitallista µm/m³ kohti kuin suorien päästöjen aiheuttama pitoisuus. Lopputulos saadaan kertomalla aiemmin saatu resuspension aiheuttama haitta näillä kertoimilla V) - VIII).

Oletetaan, että tieliikenne aiheuttaa 40 % resuspensiosta, ja että resuspensio on puolet niin haitallista µm/m³ kohti kuin suorien päästöjen aiheuttama pitoisuus saadaan resuspension aiheuttamaksi kuolleisuusriskiksi noin 121 milj. mk/a.

Taulukko 10. Yhteenveto hiukkasten aiheuttamasta kuolleisuusriskistä

	MOBILE-selvitys	Herkkyys-tarkastelu
Suorat päästöt (hiu 83 %, SO₂ - sulfaatti 3 %, NO_x - nitraatti 13 %)		
A Kuolleisuuden muutos (%) PM ₁₀ pitoisuuden muuttuessa 10 µg/m ³	0,5	0,5 - 0,64
B PM ₁₀ -pitoisuus (µg/m ³)	15	12 - 15
C Tieliikenteen osuus pitoisuudesta (%)	20	20 - 25
D Altistuvat ihmiset (milj.)	3,983	3,08 - 3,983
E Tilastollisen elämän arvo (milj. mk)	6,7	4,5 - 6,7
Suorien päästöjen aiheuttama haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	69 - 458, keskiarvo 264 milj. mk/a	
- Paras arvio	241 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	415 milj. mk/a	

Resuspensio		
Tieliikenteen osuus haitasta (%)	-	30 - 40
Resuspension haitallisuus (%) suhteessa suorien päästöjen haitallisuuteen $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kohti	-	50
Resuspension aiheuttama haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	26 - 229, keskiarvo 128 milj. mk/a	
- Paras arvio	121 milj. mk/a	
Haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	95 - 687, keskiarvo 391 milj. mk/a	
- Paras arvio	362 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	415 milj. mk/a	

Paras arvio implikoi, että suorat hiukkaspäästöt ja hiukkasia muodostavat päästöt sekä resuspensio aiheuttaisivat 54 tilastollista kuolemantapausta vuodessa.

Hengitettävät hiukkaset, muut terveysvaikutukset

MOBILE-selvityksen tulos

Hengitettävien hiukkasten aiheuttamia muita terveysvaikutuksia on arvioitu amerikkalaiseen ja eurooppalaisen ExternE-projektin annos-vaikutus -funktioihin sekä sairaanhoitokustannus- ja maksuhalukkuusselvityksiin nojautuen. Molempiin liittyy epävarmuutta samoin kuin tieliikenteen päästöjen osuuteen, joten tulos on luokiteltava "hyvin epävarmaksi". Luvut kuvastanevat hengitettävien hiukkasten ja muiden komponenttien yhteisvaikutusta vaikka hengitettävät hiukkaset ovat todennäköisesti tärkein terveysriskin aiheuttajia.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

Hengitettävien hiukkasten terveysvaikutukset muodostavat merkittävän osan tieliikenteen päästöjen aiheuttamista haitoista MOBILE-selvityksessä. Arvioiden taustalla on pääosin amerikkalaisia annos-vaikutus-funktioita ja terveysvaikutusten yksikköarvoja. EU:n polttoaineketjujen taloutta selvittävässä ExternE-hankkeessa on sovellettu samansuuruisia yksikköarvoja. MOBILE-selvityksessä ei tarkasteltu erikseen hiukkasia muodostavien päästöjen osuutta haitasta. Kuten edellä todettiin, PM_{10} -pitoisuus koostuu mm. nitraatista ja sulfaatista. Tieliikenteen päästöt aiheuttavat osan näiden epäpuhtauksien pitoisuuksista. MOBILE-selvitykseen nähden on muutama annos-vaikutus -funktioista tarkentuneet.

- Muuttuja A: Terveysvaikutusriski koskee taajamissa asuvia 3,983 miljoonaa ihmistä; 0,8 milj. lasta ja 3,183 milj. aikuista.
- Muuttuja B: Väestöpainotettu PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvo on $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Muuttuja C: Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen osuus tästä on 20 %, eli $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mikä oletetaan muodostuvan suorista hiukkaspäästöistä $2,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, nitraatista $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja sulfaatista $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.
- Muuttuja D: Käytettävät terveysvaikutusten yksikköarvot vaikuttavat oleellisesti haitan kokonaisarvoon

Muuttuja A. Altistuvien ihmisten määrän variointi tulisi ajankohtaiseksi erityisesti, jos haitan ilmenemiselle asetettaisiin kynnysarvo. Käytetyt annos-vaikutus-funktiot ovat linearisoituja. Ei ole esitetty selvää näyttöä siitä, etteivät yhteydet pätsi alhaisillakin pitoisuuksilla (mm. WHO 1995). Mikäli oletetaan, että ainoastaan kaupunkialueella asuvat a) 3,080 miljoonaa ihmistä keskimäärin altistuisivat pitoisuudelle $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (eikä kynnysarvoa ole), saadaan tulokseksi, että tieliikenteen päästöjen haitta olisi noin 853,9 milj. mk. Jos altistuvien määrä onkin vain puolet taajamien väestöstä, eli b) 1,992 miljoonaa, haitan suuruus olisi noin 552,1 milj. mk.

Tehdään vielä seuraava laskentaesimerkki: kynnysarvo on $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Oletetaan, että kynnysarvon mukaiselle PM_{10} -pitoisuudelle altistuu vain c) neljäsosa, d) kolmasosa taajamaväestöstä. Tällöin tieliikenteen päästöjen aiheuttama haitta olisi c) 189,6 milj. mk ja d) 252,8 milj. mk.

Muuttuja B. Mikäli laskemissa sovelletaan PM_{10} -pitoisuuden väestöpainotettua vuosikeskiarvoa e) $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ tai f) $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tieliikenteen päästöjen aiheuttamaksi haitaksi saataisiin e) 606,8 milj. mk tai f) 910,1 milj. mk.

Muuttuja C. Tieliikenteen pakokaasupäästöjen hiukkaset ja päästöistä muodostuvat hiukkaset ovat pienempiä ja kemialliselta koostumukseltaan haitallisempia kuin tiepöly tai muu maanpinnasta irtoava aines. Näinollen tieliikenteen suorien päästöjen osuus PM_{10} -pitoisuudesta on suurempi kuin TSP-pitoisuudesta. Osuuden ollessa g) 15 % tai h) 25 %, tieliikenteen päästöjen aiheuttamaksi haitaksi saataisiin g) 568,8 milj. mk tai h) 948,1 milj. mk.

Muuttuja D. Koska pääosa yksikköarvoista on peräisin amerikkalaisista selvityksistä, jotka osittain perustuvat sairaushoitokuluihin ja osittain subjektiivisten arvostusten menetelmään (contingent valuation), on mahdollista, että ne yli- tai aliarvioivat yksikköhintoja Suomen olosuhteissa. Tehdään koemielessä laskelma, jossa sovelletaan i) 30 % pienempiä, j) 15 % pienempiä ja k) 15 % suurempia yksikkö-arvoja. Tällöin haitta olisi i) 530,9, j) 644,7 ja k) 872,2 milj. mk.

Tieliikenteen nostattaman pölyn vaikutus

Merkittävä osuus kokonaisleijumasta muodostuu liikenteen ja tuulen nostattamasta tiepölystä (resuspensio, kts. edellinen kappale hengitettävien hiukkasten aiheuttamasta kuolleisuudesta).

Kuten kappaleessa hengitettävien hiukkasten aiheuttamasta kuolleisuudesta, oletetaan, että tieliikenne aiheuttaa I) 20 %, II) 30 %, III) 40 % tai IV) 60 % resuspension muodostamasta PM_{10} -pitoisuudesta. Tällöin tieliikenteen aiheuttaman resuspension haitta olisi I) 0,5; II) 0,75; III) 1,0; tai IV) 1,5 kertaa tieliikenteen polttoaineperäisten suorien päästöjen aiheuttama haitta. Tuloksen riippuvuus edellä esitettyjen muuttujien arvoista saadaan kertomalla tulokset a) - k) kertoimilla I) - IV).

Oletetaan lisäksi, että tieliikenteen aiheuttama resuspensio on V) 25 % VI) 50 %, VII) 75 % tai VIII) 100 % niin haitallista $\mu\text{g}/\text{m}^3$ kohti kuin suorien päästöjen aiheuttama pitoisuus. Lopputulos saadaan kertomalla aiemmin saatu resuspension aiheuttama haitta näillä kertoimilla V) - VIII).

Taulukko 11. Yhteenveto hiukkasten aiheuttamasta terveysturvasta

	MOBILE- selvitys	Herkkys- tarkastelu
Suorat päästöt (hiu 83 %, SO₂ - sulfaatti 3 %, NO_x - nitraatti 13 %)		
A Pitoisuudelle altistuvat ihmiset (milj.)	3,983	3,08 - 3,983
B PM ₁₀ pitoisuus (µg/m ³)	15	12 - 15
C Tieliikenteen osuus pitoisuudesta (%)	20	15 - 25
D Suomen yksikköhaitat (%) Amerikkalaisista yksikköhaitoista	100	70 - 100
Suorien päästöjen aiheuttama haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvo	246 - 948, keskiarvo 597 milj. mk/a	
- Paras arvio	758 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	1104 milj. mk/a	
Resuspensio		
Tieliikenteen osuus haitasta (%)	-	30 - 40
Resuspension haitallisuus (%) suhteessa suorien päästöjen haitallisuuteen µg/m ³ kohti	-	50
Resuspension aiheuttama haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	92 - 474, keskiarvo 283 milj. mk/a	
- Paras arvio	379 milj. mk/a	
Haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	338 - 1422, keskiarvo 880 milj. mk/a	
- Paras arvio	1137 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	1104 milj. mk/a	

Hiilivedyt

MOBILE-selvityksen tulos

Hiilivetyjen aiheuttama syöpäriski on kolmas merkittävä haitta rahassa mitattuna. Syöpäriski on arvioitu yhdisteittäin ruotsalaisten selvitysten pohjalta. Hiilivetyjen aiheuttamaksi kuolleisuusriskiksi arvioitiin 172 tapausta vuodessa. Edellisessä selvityksessä (Tielaite 1992 b)) tieliikenteen päästöistä peräisin oleva kuolleisuusriski katsottiin olevan hiilivety-yhdisteiden, hiukkasten ja typen oksidien aiheuttama (80 kpl/a, joiden arvoksi määritettiin yhteensä 13 milj. mk/a). Epävarmuutta liittyy arvioituihin väestöpainotteisiin pitoisuuksiin (altistus) sekä tieliikenteen osuuteen eri yhdisteiden päästöistä. Tilastollisen elämän arvoa (2,6 miljoonaa ECU) on korjattu siten, että se perustuisi jäljellä olevaan elinikään. Hiilivety-yhdisteiden ja hiukkasten yhteisvaikutus on pyritty huomiomaan. Kaikista epävarmuustekijöistä johtuen tulos on luotettavuusmielessä "hyvin epävarma".

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

MOBILE-selvityksessä on sovellettu ruotsalaisten Törnqvistin ja Ehrenbergin (1993) tekemiä arvioita ilman epäpuhtauksille altistumisesta johtuvasta kollektiivisesta syöpäriskistä ja Steenin (1991) arvioita ruotsalaisten keskimääräiselle altistumiselle eri yhdisteille. Tapausten määrä Suomessa on laskettu väestömäärien suhteessa.

Tieliikenteen oletettiin aiheuttavan keskimäärin 60 % PAH-, POM-, propeeni-, butadieeni-, bentseeni- ja formaldehydipitoisuuksista ja 80 % eteenipitoisuuksista. Törnqvist ja Ehrenberg ovat itse käyttäneet lähtökohtana, että kaksi kolmasosaa kaikista tapauksista olisi bensiini- ja dieselmootoreiden aiheuttamia. Tulokseksi saatiin noin 190 tapausta (tieliikenne), joista 36 olisi hiukkassidonnaisten yhdisteiden aiheuttamia. Nämä jaettiin tasan hiukkasten ja VOC:n kesken, jolloin karsinogeeniset VOC:t aiheuttaisivat noin 170 tapausta. Ruotsalaisten arvioiden valossa ravintoketjun kautta tulevat PAH-yhdisteet dominoisivat (liikenteen osuus 60 %, eli 108 tilastollista tapausta). Kyseinen luku on erittäin epävarma. Tutkijat itse esittävät epävarmuuskertoimeksi 3.

Tarkastellaan jälleen muutamaa tulokseen vaikuttavaa tekijää:

Muuttuja A: Tieliikenteen VOC-päästöjen aiheuttamien syöpätapausten määrä

Muuttuja B: Tilastollisen elämän arvo

Muuttuja C: Verrataan MOBILE-projektin tuloksia sveitsiläisiin tutkimustuloksiin.

Muuttuja A. Törnqvistin ja Ehrenbergin arvion mukaan ravintoketjun kautta tulevat PAH-yhdisteet aiheuttaisivat Ruotsissa noin 300 syöpätapausta vuodessa. Alkuperäislähteestä saa helposti sen käsityksen, että kyseiset PAH-yhdisteet olisivat peräisin Ruotsin päästölähteistä. Tarkistus Törnqvistiltä osoitti kuitenkin, että mukana ovat myös ulkomailta tuotujen elintarvikkeiden sisältämät PAH-yhdisteet. Tällöin on todennäköistä että MOBILE-selvityksessä laskettujen tapausten määrä on yliarvio, koska siinä oletettiin päästöjen olevan kotimaista alkuperää (josta tieliikenteen osuudeksi arvioitiin 60 %). Olisi siten huomioitava tuontielintarvikkeiden osuus, mutta myös viennin määrä, koska Suomessa PAH:jä sisältävien maataloustuotteiden on pidettävä haittaa aiheuttavina siellä missä niitä kulutetaan. Avoin kysymys on se, sisältävätkö Suomeen tuodut elintarvikkeet enemmän vai vähemmän PAH-yhdisteitä kuin Suomessa tuotetut. Työterveyslaitoksen (1995 / Tossavainen) ja Kansanterveyslaitoksen (1995 / Pekkanen) tutkijoiden käsityksen mukaan ihmisen saamasta PAH-annoksesta ehdoton valtaosa on peräisin ruoanlaiton yhteydessä muodostuvasta PAH:sta sekä tupakasta. Ilmansaasteiden osuus ravintoketjun kautta tulevasta PAH:sta olisi marginaalinen. MOBILE-projektin tuloksen tarkentaminen lienee aiheellista.

Oletetaan, että Suomen tieliikenteestä peräisin olevien PAH-päästöjen ravintoketjun kautta tuleva syöpäriski on a) 0, b) 11, c) 32, d) 54. Tällöin tieliikenteen VOC-päästöt aiheuttaisivat yhteensä a) 62, b) 73, c) 94, d) 116 tapausta ja haitta olisi a) 415,4 milj. mk, b) 489,1 milj. mk, c) 629,8 milj. mk tai d) 777,2 milj. mk.

Muuttuja B. MOBILE-selvityksessä lähtökohtana tilastollisen elämän arvolle on käytetty 2,6 milj. ECU (17,8 milj. mk₁₉₉₀). Oletettiin, että arvo riippuu jäljellä olevan elinajan odotusarvosta ja että sairastuminen (ja kuolema) tapahtuu keskimäärin 60 vuoden iässä, jolloin yksikköarvo olisi 6,7 milj. mk. Sovellettaessa arvoa e) 8,6 milj. mk, joka vastaa kuolemantapausta keskimäärin 55 vuoden iässä tai f) 4,5 milj. mk., joka vastaa kuolemantapausta keskimäärin 65 vuoden

iässä, kokonaishaitaksi tulee e) 1462 milj. mk tai f) 765 milj. mk.

Muuttuja C. Tuoreessa sveitsiläisessä tutkimuksessa (BUWAL 1994) arvioidaan, että keuhkokasvaimen esiintymisriski on 70 - 100 tapausta kymmenentuhatta henkilöä kohti, kun keskimääräinen elinikäinen altistuminen dieselpakokaasupäästöille on 10 - 15 µg/m³. Edelleen päätellään, että 60 - 70 % taajamailmaan liittyvästä syöpäriskistä aiheutuu dieselhiukkasista. PAH-yhdisteet vastaisivat noin 15 % riskistä ja bentseeni noin 10 %. Tutkimuksen mukaan kynnyspitoisuutta haitan ilmenemiselle ei ole, vaan pienetkin pitoisuudet aiheuttavat haittaa. Törnqvistin raportissa esiintyy arvio, että dieselhiukkasten pitoisuus Ruotsissa olisi keskimäärin 1,0 µg/m³, kuormitetussa kaupunkiympäristössä 1 - 2 µg/m³ ja voimakkaasti liikennöidyssä ympäristössä 2 - 4 µg/m³. BUWAL-raportista voidaan tehdä se johtopäätös, että riski saada keuhkokasvain on keskimäärin 6 tapausta/10000 hlöä yhtä µg/m³ kohti. Suomen taajamissa (3,983 milj. asukasta) tämä merkitsisi noin 239 tapausta µg/m³ kohti. Sovellettaessa Törnqvistin mukaista keskimääräistä pitoisuutta, 1,0 µg/m³, saataisiin tulokseksi, että tieliikenteen päästöt aiheuttavat noin d) 220 (239 - 18) tilastollista tapausta ja että haitta olisi 1471,6 milj. mk.

Taulukko 12. Yhteenveto hiilivety-yhdisteiden aiheuttamasta syöpäriskistä

	MOBILE-selvitys	Herkkyystarkastelu
A Tieliik.:n VOC-peräiset tapaukset/a	108	62 - 94
B Tilastollisen elämän arvo (milj. mk)	6,7	4,5 - 6,7
C Käytetty tutkimus	Törnqvist	Törnqvist
Hiilivetyjen aiheuttamien syöpätapausten haitta		
- Pienimmät - suurimmat arvot	279 - 630, keskiarvo 455 milj. mk/a	
- Paras arvio	478 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	1137 milj. mk/a	

Paras arvio implikoi, että hilivedyt aiheuttaisivat 73 tilastollista syöpätapausta, jotka kaikki on hinnoiteltu tilastollisen elämän arvon avulla.

4.2.2 Materiaalivauriot

Rikkidioksidi ja typen oksidit, korrosio

MOBILE-selvityksen tulos

Rakennusmateriaalien vaurioituminen rikkidioksidipitoisuuden funktiona arvioitiin Tukholman alueella tehtyjen tutkimusten perusteella (Kucera et al. 1993). Ilman-saasteperäisten huoltokustannusten laskemiseen käytetty yksinkertainen huoltoväleihin perustuva kaava ei huomioi tulevaisuudessa ilmenevien vaurioiden pienempää nykyarvoa. Toinen mahdollinen virhelähde on sovelletut materiaalien tiheydet ja yleisyydet, joiden oletettiin olevan samat Suomen kaupungeissa kuin Tukholmassa samoin kuin huoltovälien ja korjauskustannusten. Saatuun tulokseen liittyy vähemmän epävarmuutta kuin useimpiin muihin tässä selvityksessä laskettujen haittojen arvoihin, mutta se on kuitenkin luokiteltavissa "epävarmak-

si". Vaikka haitat on arvioitu rikkidioksidipitoisuuden funktiona tulos kuvastanee useiden komponenttien yhteysvaikutusta (SO₂ tärkein, mutta myös NO_x ja hiukkaset saattavat olla osallisia). Edellisessä selvityksessä (Tielaitos 1992 b)) rakennusmateriaalivaurioiksi arvioitiin 36 milj. mk/a, josta 15 milj. mk/a aiheutuisi rikkidioksidin ja 21 milj. mk/a typen oksidien vaikutuksesta.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

Annos-vaikutus -funktioiden tarkentumisen johdosta (Konjunkturinstituten 1995) paras arvio haitan suuruudesta on 18 milj. mk/a. Tieliikenteen aiheuttama rikkidioksidipitoisuus saattaa olla jonkin verran käytettyä pitoisuusarviota, 1 µg/m³, pienempi. Arviot pitoisuudelle altistuvista materiaalimääristä ovat epävarmoja.

Rikkidioksidin aiheuttama korroosiohaitta yhteensä:

Vaihteluväli	13 - 22, keskiarvo 18 milj. mk/a
Paras arvio	18 milj. mk/a
MOBILE-selvitys	14 milj. mk/a

Hiukkaset, likaantuminen

MOBILE-selvityksen tulos

Hiukkasten likaavalle vaikutukselle saadaan helposti suuriakin arvoja ja on pitkälti sopimusasia miten haitan suuruuden määrittelee henkilöä kohti eri pitoisuuksilla. Vuonna 1990 vallitsevilla TSP-pitoisuuksilla käytettiin yksikköarvoa 200 mk/taajama-asukas/a. Edellisessä selvityksessä (Tielaitos 1992 b)) laskentamenetelmä oli sama, mutta siinä huomioitiin myös liikenteen nostattaman pölyn vaikutus, jolloin tieliikenteen osuudesta kokonaispitoisuudesta tuli suurempi.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

Tieliikenteen nostattaman pölyn vaikutus

MOBILE-selvityksessä esitetyn laskelman lähtökohtana on, että hiukkasten aiheuttama likaantuminen kaupungeissa (asukkaita 3,0798 milj.) johtaa puhdistustoimenpiteiden kustannusten lisääntymiseen vastaten keskimäärin 200 mk/henkilö vuodessa, kun kokonaisleijuma on keskimäärin 30 µg/m³. Taustalla on amerikkalainen tutkimus (Freeman 1982). Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen osuudeksi TSP-pitoisuudesta arvioitiin 10 %, jolloin haitaksi tulee 61,6 milj. mk.

Jos otetaan lähtökohdaksi, että puhdistuskustannukset kasvavat keskimäärin a) 160 mk/henkilö/vuosi (vastaa laskentakaavassa keskimääräistä pitoisuutta 24 µg/m³) tai b) 240 mk/henkilö/vuosi (vastaa laskentakaavassa keskimääräistä pitoisuutta 36 µg/m³), tieliikenteen hiukkaspäästöjen aiheuttamaksi haitaksi tulee a) 49,3 milj. mk tai b) 73,9 milj. mk.

Oletetaan, että tieliikenteen voidaan katsoa aiheuttavan I) 30 %, II) 40 %, III) 50 % tai IV) 60 % resuspension muodostamasta TSP-pitoisuudesta. Tällöin tieliikenteen aiheuttaman resuspension haitta olisi I) 2,4; II) 3,2; III) 4 tai IV) 4,8

kertaa tieliikenteen polttoaineperäisten hiukkaspäästöjen aiheuttama haitta. Tuloksen riippuvuus edellä esitettyjen muuttujien arvoista saadaan kertomalla tulokset a) - b) kertoimilla I) - IV).

Hiukkasten aiheuttama likaantuminen, suorat päästöt:

Vaihteluväli	49 - 74, keskiarvo 62 milj. mk/a
Paras arvio	62 milj. mk/a
MOBILE-selvitys	62 milj. mk/a

Hiukkasten aiheuttama likaantuminen, resuspensio:

Vaihteluväli	157 - 296, keskiarvo 227 milj. mk/a
Paras arvio	246 milj. mk/a

4.2.3 Metsävauriot

Hapan laskeuma

MOBILE-selvityksen tulos

Laskelmissa käytettiin omaa arviota metsän kasvun pienenemisestä rikin ja typen kriittisten kuormien ylittyessä. Metsien kasvun oletettiin hidastuvan 0,1 % edellisen vuoden kasvusta vuosina 1990 - 2090 päästöjen pysyessä vuoden 1990 tasolla (diskonttokorko 3 %). Vaikutus arvotettiin raakapuun arvoon ja metsäteollisuuden jalostusarvoon perustuen. Metsäteollisuuden arvonlisäys otettiin mukaan olettaen, että menetetty puumäärä olisi voitu jalostaa lähes käytössä olevilla resursseilla. Potentiaalisesti merkittävä metsiin liittyvä maksuhalukkuudella mitattavia arvoja kuten luonnon monimuotoisuuden ja virkistyskäytön arvo jäivät huomiotta. Kriittisiä tekijöitä lopputuloksen kannalta ovat arvio metsän kasvun hidastumisesta ja sovellettava diskonttokorko. Esitetty arvio perustuu esimerkklaskelmaan ja on siten "hyvin epävarma". Otsonin aiheuttamille vaurioille ei pystytty laskemaan arvoa, mikä vaikuttaa aliarvioivasti haitan suuruuteen. Edellisessä selvityksessä (Tielaitos 1992 a) ja b)) käytettiin IASA:n arvioita (Nilsson 1991) metsävaurioiden arvottamisen pohjana (220 milj. mk/a). IASA:n tutkimusta on kritisoitu voimakkaastikin. MOBILE-selvityksessä käytetty arvio on suhteellisen varovainen. Vaihtoehtoinen tapa arvioida haittaa voisi olla tavoitekuormien ja varjohinnoittelun (laskeuman vähentämisen kustannukset) avulla.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

MOBILE-selvityksessä käytetään omaa arviota metsän kasvun pienenemisestä rikin ja typen kriittisten kuormien ylittyessä. Metsien kasvun oletettiin vuosina 1990 - 2090 hidastuvan 0,1 % edellisen vuoden kasvusta päästöjen pysyessä vuoden 1990 tasolla (diskonttokorko 3 %). Vaikutus arvotettiin raakapuun arvoon ja metsäteollisuuden jalostusarvoon perustuen. Lopputuloksena saatava kokonaishaitan arvo, 644 milj. mk/a (tieliikenteen päästöjen osuus 35 milj. mk/a), poikkeaa merkittävästi aiemmin käytetystä IASA:n laskelmiin perustuvasta arviosta 3840 milj. mk/a (tieliikenteen päästöjen osuudeksi arvioitiin 220 milj.

mk/a). IIASA:n alkuperäinen arvio oli, että happamoituminen aiheuttaisi keskimäärin 4,5 milj. m³ raakapuun menetyksen vuosittain Suomessa jakson 1985 - 2085 aikana. Huomioimalla raakapuun arvo ja primääriteollisuuden arvonlisäys sekä diskonttaamalla 0 % korolla IIASA päätyy siihen että metsävauriot aiheuttavat 552,6 milj. USD₁₉₈₇ menetyksen vuodessa.

- a) Jos diskonttokorkona käytetään 0 %:a 3 %:n sijasta vuosittaiseksi menetykseksi saadaan 61 milj. mk/a.
- b) Mikäli lähdetään IIASA:n olettamasta menetyksestä, keskimäärin 4,5 milj. m³/a, vastaisi tämä kasvun pienenemistä keskimäärin 1,24 % vuodessa edellisen vuoden kasvusta. MOBILE-selvityksessä käytetyillä raakapuun hinnoilla ja teollisuuden jalostusarvolla sekä diskonttokorolla 3 % tämä johtaisi noin 796 milj. mk:n vuosittaisiin menetyksiin.
- c) Toisaalta voidaan arvioida, miten suuri vuosittaisen kasvun pienenemisen pitäisi olla, jotta menetykset 0 %:n diskonttokorolla olisivat IIASA:n mukaiset 552,6 milj. USD₁₉₈₇ (vastaa noin 4680 milj. mk₁₉₉₀). Tulokseksi saadaan 4,71 %/a edellisen vuoden kasvusta jakson 1990 - 2090 aikana, vastaten keskimäärin 15,3 milj. m³/a. Kun sovelletaan 3 %:n diskonttokorkoa tähän kasvun pienenemiseen, saadaan menetyksille arvio noin 2787 milj. mk/a.

Metsäteollisuuden jalostusarvoa ei tarkasti ottaen pidä laskea mukaan kansantaloudellista menetystä arvioitaessa. Metsäteollisuus jalostaa puuta, mutta jalostaminen maksaa. Hyvin kilpailuilla markkinoilla kate pienenee lähestyen nolaa. Oikea mitta menetykselle on siten pelkkä kantohinta, joka ei sisällä puun talteen korjaamisesta ja kuljetuksesta yms. aiheutuvia kustannuksia.

- d) Menetys on 0,1 %:n vuosittaista kasvunmenetystä ja 3 %:n diskonttokorkoa käyttäen 14 milj. mk. kun arvottaminen suoritetaan kantohintaan perustuen.

Otsoni

MOBILE-selvityksen tulos

Otsonin aiheuttamille vaurioille ei pystytty laskemaan arvoa MOBILE-selvityksessä.

Herkkystarkastelu ja täydennykset

MOBILE-selvityksen raportointivaiheessa käytettävissä ei ollut sellaista annosvaikutus tietoa, jonka pohjalta olisi pystynyt tekemään arvioita otsonin aiheuttamista metsävaurioista. Koska on saatu riittävästi osoitusta siitä, että otsonin suurina pitoisuuksina vahingoittaa viljelykasveja, on pidetty todennäköisenä, että otsoni voi olla haitaksi myös metsän puille. Ilmatieteen laitos (IL) suorittaa parhaillaan Ympäristöministeriön toimeksiannosta projektia, jossa tarkoituksena on ollut mm. Suomessa esiintyvien alailmakehän otsonipitoisuuksien kartoittaminen otsonin haittavaikutusten arviointiin pyrkien (Ilmatieteen laitos 1994).

YK:n Euroopan talouskomission (UN ECE) alaisuudessa on meneillään kriittisten tasojen kartoitus otsonin ja muiden ilmansaasteiden kasvillisuushaittojen

arvioimiseksi. ECE:n otsonin kriittisten tasojen työssä (UN-ECE 1993) on sovittu, että sekä altistuskokeiden annos-vaste -funktiot että monitoroidut otsonipitoisuudet esitetään altistusindeksin AOT40 avulla. Altistusindeksi AOT40 (accumulated exposure over a threshold of 40 ppb) on määritelty 40 ppb:n kynnyspitoisuuden ylittävien pitoisuuksien ja tämän kynnysarvon erotuksen integraalina ajan suhteen (yksikkönä ppb-tunti), ts. AOT40 karttuu aina kun pitoisuus ylittää 40 ppb:n rajan.

Alustavasti on sovittu altistusmäärästä (10000 ppb-h), joka aiheuttaa herkille puulajeille 10 % kasvatappion. Arvio perustuu yksivuotisissa kokeissa ilmenneisiin vaurioihin, minkä vuoksi se saattaa muuttua, kun otetaan huomioon useamman vuoden altistuksen aiheuttamat vauriot.

Lämpiminä vuosina 10 % kasvatappioraja ylittyy varsinkin lounaisrannikolla. Vuonna 1992 kasvatappiorajan ylityksiä havaittiin laajasti aina Kuusamon korkeudelle asti.

ECE:n kriittisten tasojen työn ensimmäisessä vaiheessa lasketaan metsäpuustoon vaikuttavat altistustasot kuuden kuukauden ajalta kaikkien vuorokauden tunneilta.

ECE:n kriittisten tasojen kartoituksen toisessa vaiheessa edetään käsitteistä "viljelykasvit" ja "metsäpuut" yksityiskohtaisiin kasvilajeihin ja niiden kasvatappioihin. Siinä vaiheessa on tunnettava kyseisen kasvin altistus-vaste -funktio, altistusaika ja pystyttävä rinnastamaan monitoroidut otsonipitoisuudet niihin olosuhteisiin, jotka vallitsevat altistuskokeessa.

IL:n projektin vuosiraportissa (Ilmatieteen laitos 1994) esitetään havupuiden arvioitu altistustaso 1) kuuden kuukauden ajalta kaikkien vuorokauden tunneilta, 2) termisen kasvukauden aikana, joka alkaa silloin kun keskilämpötila kohoaa pysyvästi yli 5°C:n ja päättyy, kun se laskee pysyvästi alle 5°C:n ja 3) termisen kasvukauden aikana päivänvalon vallitessa.

Lehtipuulle on esitetty altistusindeksi (Oulangalla) kun se on laskettu 1) huhtisyyskuulle, 2) termiselle kasvukaudelle sekä kaikille vuorokauden tunneille että 3) päivänvalotunneille ja 4) jaksoille, jolla koivu on ollut lehdessä (kaikki vuorokauden tunnit). Tekijöiden mukaan lehtipuulle altistusindeksiä on järkevää laskea vain jaksoille, joille puu on ollut lehdessä.

Raportissa todetaan, että metsien nykyinen hyvin alustava kriittinen taso ei ota huomioon useampivuotisia vaikutuksia. Tämä luonnehditaan erittäin pahaksi puutteeksi, koska suomalaisessa ilmastossa ja otsonipitoisuuksissa haitat ovat todennäköisesti seurausta useampivuotisista vaikutuksista. Toinen puute vahinkojen määrällisen arvioinnin kannalta on, ettei kriittistä tasoa toistaiseksi ole määritelty lajikohtaisesti.

Tarkastellaan seuraavassa havupuiden kohdalla altistusta termisen kasvukauden aikana päivänvalossa ja lehtipuulle termisen kasvukauden aikana jaksoille, jolla koivu on ollut lehdessä (kaikki vuorokauden tunnit). Näin laskettu havupuiden altistuminen on esitetty seuraavassa taulukossa.

Taulukko 13. Havupuiden altistustuminen (ppb h) otsonille termisen kasvukauden aikana päivänvalon aikana.

Asema	1989	1990	1991	1992	1993
Utö	7270	3000	5840	11460	6000
Virolahti	6330	2870	3490	7020	4710
Ähtäri	3700	3850	1530	8480	6100
Oulanka		390	830	4740	4840
Tvärminne				9450	5250
Pallas				3690	570
Raja-Jooseppi					35

Mikäli Utön, Virolahden, Ähtäriin ja Tvärminnen asemien datan perusteella laskettujen otsonialtistusten keskiarvon katsotaan kuvaavan Etelä-Suomen metsiin kohdistuvaa otsonialtistusta ja Oulangan, Pallaksen sekä Raja-Joosepin asemien datan perusteella laskettujen otsonialtistusten keskiarvon Pohjois-Suomen metsiin kohdistuvaa otsonialtistusta on altistus seuraava:

Taulukko 14. Havupuiden altistustuminen (ppb h) otsonille termisen kasvukauden aikana päivänvalon aikana Etelä-Suomessa ja Pohjois-Suomessa

Alue	1989	1990	1991	1992	1993
Etelä-Suomi	5770	3240	3620	9100	5520
Pohjois-Suomi		390	830	4220	1820

Lehtipuiden altistuminen on IL:n raportissa esitetty vain Oulangalla mitattuihin pitoisuuksiin perustuen. Altistuminen on esitetty seuraavassa taulukossa (arvioitu pylväsdiagrammista).

Taulukko 15. Lehtipuiden altistuminen otsonille (ppb h) termisen kasvukauden aikana jaksoille, jolla koivu on ollut lehdessä (kaikki vuorokauden tunnit)

Asema	1990	1991	1992	1993
Oulanka	400	800	4600	1800

Seuraavassa esimerkkilaskelmassa käytetään lähtökohtana ECE:n alustavaa arviota, jonka mukaan annos 10000 ppbh aiheuttaa 10 %:n kasvutappion herkille puulajeille. Arviota on pidettävä hyvin epävarmana, koska se perustuu yksivuotisissa kokeissa ilmenneisiin vaurioihin. Esimerkkilaskelmassa käytetään

varovaisempaa oletusta. Oletetaan, että annos-vaikutus -funktio on lineaarinen ja että annos 10000 ppbh aiheuttaa 5 %:n kasvutappion ja että annos 0 ppbh ei aiheuta kasvutappiota.

Vuosina 1989 - 1993 havupuiden keskimääräiseksi altistumiseksi voidaan arvioida 5450 ppbh Etelä-Suomessa ja 1815 ppbh Pohjois-Suomessa. Edellä tehdyin oletuksin kasvutappio Etelä-Suomessa olisi ollut keskimäärin 2,7 % (2,725 %) ja Pohjois-Suomessa 0,9 % (0,9075 %). Vuosien 1990 - 1993 lehtipuiden keskimääräiseksi altistumiseksi saadaan noin 1900 ppbh Oulangalla. Näyttää siltä, että lehtipuiden altistuminen olisi samaa suuruusluokkaa kuin havupuiden huomioitavan ajanjakson eroavuudesta riippumatta, joten käytetään samoja altistuslukuja (ja kasvutappioarvioita) molemmille puutyypeille.

- a) Kun otsonin haittavaikutusten oletetaan kohdistuvan vain tarkasteluvuoteen (haitta yksivuotinen eikä niin kuin happamalle laskeumalle pitkäaikaisen altistuksen seurausta) ja kun sovelletaan vuoden 1990 hintatasoa (kantohinnat), saadaan arvio, jonka mukaan metsävauriot Etelä-Suomessa olisivat noin 201 milj. mk/a ja Pohjois-Suomessa noin 14 milj. mk/a, yhteensä noin 215 milj. mk/a. Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen vastaessa noin 15 %:sta otsonipitoisuuden muodostumisesta, on tieliikenteen päästöjen aiheuttama haitta 32 milj. mk/a, josta NO_x-päästöjen osuus on 29 milj. mk/a ja NMVOC-päästöjen osuus 3 milj. mk/a.
- b) Muuten samat lähtökohdat kuin edellä, mutta tieliikenteen osuus otsonipitoisuudesta oletetaan olevan 20 %. Tällöin tieliikenteen päästöjen aiheuttama haitta on 43 milj. mk/a, josta NO_x-päästöjen osuus on 39 milj. mk/a ja NMVOC-päästöjen osuus 4 milj. mk/a.
- c) Mikäli a) -kohdan laskelmiin otetaan mukaan metsäteollisuuden jalostusarvo olisivat metsävauriot Etelä-Suomessa noin 498 milj. mk/a ja Pohjois-Suomessa noin 38 milj. mk/a, yhteensä noin 536 milj. mk/a. Tieliikenteen päästöjen aiheuttama haitta olisi tällöin noin 80 milj. mk/a, josta NO_x-päästöjen osuus on 72 milj. mk/a ja NMVOC-päästöjen osuus 8 milj. mk/a.

Taulukko 16. Yhteenveto metsävaurioista.

	MOBILE- selvitys	Herkkys- tarkastelu
Happamoituminen		
Menetykset vuodessa (%)	0,1	0,05 - 0,2
Diskonttokorko (%)	3,0	0 - 3,0
Aikajänne (a)	100	100
Happamoitumisen aiheuttamien metsävaurioiden haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	7 - 47, keskiarvo 27 milj. mk/a	
- Paras arvio	14 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	35 milj. mk/a	
Otsoni		
Kasvun menetys (%) 10000 ppbh:n altistusta kohti (otsonitaso > 40 ppb)	-	3 - 10
Aikajänne (a)	-	1
Tieliikenteen osuus pitoisuudesta (%)	(15)	15 - 20
Otsonin aiheuttamien metsävaurioiden haitta yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	19 - 86, keskiarvo 53 milj. mk/a	
- Paras arvio	32 milj. mk/a	
Metsävauriot yhteensä		
- Pienimmät - suurimmat arvot	26 - 133, keskiarvo 80 milj. mk/a	
- Paras arvio	46 milj. mk/a	
- MOBILE-selvitys	35 milj. mk/a	

4.2.4 Viljelykasvivauriot

MOBILE-selvityksen tulos

Sadonmenetys otsonipitoisuuden funktiona vaihtelee lajeittain. Arvio (63 milj. mk/a) sisältää tärkeimmät peltoviljelykasvit; syysvehnä, kevätvehnä, ruis, ohra, kaura, kuivaheinä, säilörehu ja peruna. Huomiotta jätettyjä lajeja ovat mm. soke-rijuurikas, öljykasvit, vihannekset, hedelmät ja marjat. Käytetyt annos-vaikutus-funktiot ovat pääosin amerikkalaisia ja ruotsalaisia. Otsonin viljelykasvivaurioihin liittyy pienempää epävarmuutta kuin useimpiin muihin tässä selvityksessä laskettujen haittojen arvoihin. Esitetty arvio on "kohtuullisella" luotettavuustasolla. Edelliseen selvitykseen (Tielaitos 1992 a) ja b)) verrattuna (220 milj. mk/a) annos-vaikutus -funktiot ovat jonkin verran tarkentuneet, samoin kuin arviot tieliikenteen osuudesta otsonipitoisuuksista.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

Annos-vaikutusfunktioiden tai hintojen suhteen ei ole ilmennyt oleellista aihetta haitan uudelleenarviointiin. Tieliikenteen päästöjen osuuden otsonipitoisuuden muodostumisesta ollessa 20 %, ovat tieliikenteen aiheuttamat haitat 84 milj. mk/a.

Vaihteluväli 44 - 84, keskiarvo 64 milj. mk/a

Paras arvio 63 milj. mk/a

MOBILE-selvitys 63 milj. mk/a

4.2.5 Kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttamat ilmastonmuutokset

MOBILE-selvityksen tulos

Arviot haitasta perustuvat Nordhausin (1991 a), 1991 b)), Clinen (1992) ja Fankhauserin (1992) arvioihin sekä Fankhauserin kehittämään malliin (1993, 1994). Huomioitavat vaikutukset liittyvät mm. maatalouteen, metsiin, merenpinnan nousuun, vesihuoltoon, luonnon monimuotoisuuteen, terveyteen jne. Haitta on laskettu pääosin torjumis- ja korjauskustannusten avulla. Kyseessä on erittäin monimutkainen ja monimuotoinen vaikutuskokonaisuus, josta ei ole vielä riittävästi tietoa kohtuullisten arvioiden tekemiseksi, joten arvio jää väistämättä luotettavuudeltaan "hyvin epävarmaksi". Lopputulos riippuu oleellisesti siitä, mitä diskonttokorkoa käytetään. Edellisessä selvityksessä (Tielaitos 1992 a)) haitta arvioitiin lähtien niistä taloudellisista ohjauskeinoista, jotka johtaisivat CO₂-päästömäärien kasvun pysäyttämiseen.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

Haittakustannukset

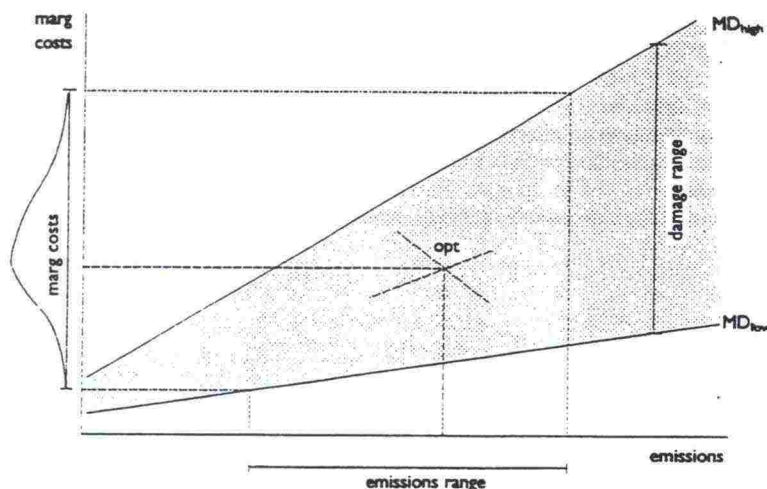
Kasvihuonekaasujen haittakustannuksia on tutkittu kahdesta eri lähtökohdasta, joita on havainnollistettu seuraavassa kuvassa:

- Marginaalinen haittakustannus voidaan laskea todetuille päästöille. Koska päästöjen kehitys on epävarma, on myös haittafunktion muoto epävarma. Laskelmat antavat tulokseksi vaihteluvälin kustannusarvioille, joilla jokaisella on tietty toteutumisen todennäköisyys. Todennäköisyysjakauma on piirretty kuvan vasempaan laitaan.
- Optimointimallit laskevat marginaalisia kustannuksia siinä pisteessä, missä marginaalinen haitta ja marginaalinen päästöjen vähentämiskustannus ovat yhtä suuret. Optimointi voi olla tietyjen sektoreiden osittaisoptimointia tai koko talouden huomioivaa kokonaisoptimointia.

Ensimmäinen lähestymistapa ei anna indikaatiota sosiaalisesti optimaalisesta hiiliverosta kansainvälisellä tasolla, vaan siihen tarvitaan optimointimalli. Todelliset kustannukset (ensimmäinen lähestymistapa) saattavat kuitenkin olla tärkeämpiä projektievaluoinnissa. Kasvihuonekaasupäästöjen yksikköhaitta riippuu tulevaisuudessa toteutuvista päästötasosta. Tästä syystä optimaalinen haitta-arvio on relevantti vain siinä tapauksessa, että päästöt todellakin kehittyisivät

mallissa lasketun optimaalisen polun mukaisesti. Mitään varmuutta ei ole sillä että näin kävisi. Ensimmäinen lähestymistapa on siinä mielessä realistisempi, että siinä tulevia päästöjä käsitellään epävarmoina.

Kuva 1. Kaksi lähtökohtaa kasvihuonekaasujen haittakustannusten määrittelemisessä



Seuraavassa taulukossa esitetään joidenkin tutkimusten tuloksia. Näistä Nordhausin (1991 a)), Ayres & Waltersin (1991), Nordhausin (1992 a)) sekä Peck & Teisbergin (1993) tutkimukset perustuvat optimointimalleihin, kun taas Fankhauser laskee marginaalisia haittoja lähtien toteutuvista päästöistä. Nordhausin tutkimus (1991 a)) on pioneerityö. Muuttamalla lähtöarvoja ja diskonttokorkoa Nordhaus sai tuloksia välillä 0,3 - 65,9 USD/hiilitonni. Ayres ja Walter käyttivät samaa mallia kuin Nordhaus. Uuden parannetun mallin avulla (DICE) Nordhaus (1992 a)) pystyi laskemaan haittakustannuksia eri vuosina emittoituneille päästöille. Peck ja Teisberg kehittivät oman mallin (CETA) ja saivat tulokseksi hieman korkeampia arvoja kuin Nordhaus. Tulosten erilaisuus johtuu pääosin eri oletuksista haitan suuruudesta tilanteessa $2 \cdot \text{CO}_2$ (tilanne, jolloin hiilidioksidipitoisuus on kaksinkertainen esiteolliseen aikaan verrattuna) Molemmissa tutkimuksissa käytetään 3 % diskonttokorkoa. Fankhauser esittää tuloksia käyttäen sekä 0 %, 0,5 % että 3 % diskonttokorkoa. Maddisonin tulokset on laskettu Fankhauserin kehittämää mallia soveltaen. MOBILE-selvityksessä käytettiin Fankhauserin tulosta diskonttokorolla 3 %. Tehtyyn laskelmaan liittyy virhe. Korjattu laskelma tuottaa haitta-arvion 97 milj. mk/a.

Taulukko 17. Olemassa olevia arvioita CO₂-päästöjen kustannuksille, USD/tonnia C, kyseisen ajanjakson arvo

Tutkimus	1991 - 2000	2001 - 2010	2011 - 2020	2021 - 2030
Nordhaus (1991 a), 1991 b))	-	7,3 (0,3 - 65,9)	-	-
Ayres & Walters (91)	-	30 - 35	-	-
Nordhaus (1992 a))	5,3	6,8	8,6	10,0
Peck & Teisberg (1993)	10 - 11	12 - 14	14 - 18	18 - 22 (3,4 - 57,6)
Maddison (1994)	5,9 - 6,1	8,1 - 8,4	11,1 - 11,5	14,7 - 15,2
Fankhauser 0 % (1994) eri dis- 0,5 % konttokoroilla 3 %	48,8 20,3 5,5	22,8	25,3	62,9 27,8 8,3

Ilmastomuutokset vaikuttavat eri tavalla eri maanosissa. Mm. Fankhauser arvioi, että taloudellinen vaikutus bruttokansantuotetta kohti on korkeampi kehitysmaissa kuin kehittyneissä maissa. Seuraavassa taulukossa on esitetty Fankhauserin arvio haitasta tilanteessa 2 • CO₂.

Taulukko 18. Haitta eri alueilla tilanteessa 2 • CO₂

Alue	mrd. USD (1988)	% GNP (1988)
Euroopan Unioni	72,4	1,6
Yhdysvallat	68,0	1,4
Muu OECD	64,3	1,6
Ent. Neuvostoliitto	20,0	0,8
Kiina	18,7	5,3
Muu maailma	60,8	2,2
OECD	204,7	1,5
Ei-OECD	99,5	1,8
Maailma	304,2	1,6

Useat tutkijat ovat periaatteessa samaa mieltä siitä, että haitta-arvioiden olisi pohjaututtava kustannustehokkaisiin vastatoimenpiteisiin. Haitta olisi siten minimoitava sopivien sopeutumistoimenpiteiden avulla. Tällaisia toimenpiteitä voivat olla esimerkiksi vesiesteiden rakentaminen, lämpöresistenttien viljelykasvien jalostaminen jne. Ilmastomuutoksen kustannukset koostuvat tällöin

kahdesta osasta; sopeutumisen kustannuksista ja niiden haittojen kustannuksista, joilta ei voida välttyä. Välttämisperusteiden kustannuksia ei tiedonpuutteen takia aina pystytä huomioimaan haittakustannuslaskelmissa. Tyypillinen esimerkki tästä on ensimmäisissä haitta-arvioissa tehty oletus viljelytapojen ja viljeltävien lajien pysymisestä muuttumattomina ilmaston lämmetessä. Optimaaliset toimenpiteet ovat myös oleellisia merenpinnan nousun varalta. Mikäli ei reagoida mitenkään merenpinnan nousuun, seuraukset ovat katastrofaalisia. Arvioimalla mitä alueita pitää suojella niiden arvojen ja toisaalta välttämiskustannusten avulla voidaan suunnitella järkevä vastatoimenpideohjelma.

2 • CO₂-tilanteen haitta-arvioita on kritisoitu siitä että ne ovat suhteellisen pieniä verrattuna niihin potentiaalsiin katastrofeihin, joita on esitetty muualla kirjallisuudessa. Yksi syy tähän saattaa olla että kaikkein pessimistisimmät skenaariot eivät huomioi sopeutumistoimenpiteiden mahdollisuutta. Toinen mahdollinen syy liittyy epävarmuuteen. Luvut edellä esitetyissä taulukoissa ovat "parhaita arvauksia", eli ne kuvaavat nykytietämyksen valossa todennäköisintä haittaskenaariota. Ongelman moniulotteisuudesta johtuen ei kuitenkaan voida sulkea pois mahdollisuutta, että seuraukset olisivat vakavampia. Siten meillä on todellisuudessa pistearvion sijasta todennäköisyysjakauma haitalle. Jakauman yläpää sisältää pahimpien skenaarioiden mukaiset vaikutukset, esimerkiksi Antarktisen jäämassojen sulaminen, golf-virran kääntyminen jne. Kirjallisuudessa esitetyt arvot eivät muutamaa poikkeusta lukuunottamatta (mm. Fankhauser 1994) huomioi jakaumaa. Katastrofien lisäksi ilmastomuutos voi tuoda mukanaan "yllätyksiä", joita ei tämän päivän tiedoilla pysty ennakoimaan.

Kasvihuoneilmiön aiheuttamien haittojen arvioiminen on alkuvaiheessa, vaikkakin useilla osa-alueilla alkaa olla tieteellistä pohjaa tutkimusten tekemiseksi. Fankhauser identifioi kirjallisuusselvityksessään (1994) kolme aluetta, joilla tarvitaan lisätutkimusta:

- Olemassa olevien arvioiden laatua on parannettava. Painopisteen on siirryttävä maataloudesta ja merenpinnan noususta muihin sektoreihin, kuten terveysvaikutuksiin, ekosysteemien selviytymiseen jne. Vaikutuksia arvioitaessa olisi myös siirryttävä sektoreittaisisten tasapainopisteiden lähestymistavasta yleisen tasapainotilanteen tarkasteluun.
- Haittoja on arvioitava tarkemmin niillä alueilla, jotka todennäköisesti kärsivät eniten, eli kehitysmaissa. Kehitysmaissa arvottamistutkimuksia ei juurikaan ole tehty.
- On pyrittävä kokonaisvaltaisempaa tarkasteluun kuin haittojen arvioiminen tilanteessa 2 • CO₂. Tarvitaan enemmän tutkimusta, tieteellistä ja taloudellista, siitä mitkä kasvihuoneilmiön vaikutukset ovat pitkällä aikavälillä.

Muut kasvihuonekaasut

Hiilidioksiditoimikunta II:n mietinnössä (Komiteamietintö 1994:2) esitetään, että liikenteen metaanipäästöt olisivat olleet vuonna 1990 noin 8000 tonnia CH₄ ja typpioksiduulipäästöt noin 5200 tonnia N₂O.

Lähteenä olleessa Boströmin, Backmanin ja Hupan (1990) raportissa esitetään, että vuonna 1990 tieliikenteen metaanipäästöt olivat 7600 tonnia CH₄ (josta bensiniiliikenne 7500 tonnia CH₄ ja dieseliiliikenne 100 tonnia CH₄) ja että

typpioksiduulipäästöt olivat 4900 tonnia N₂O (josta bensiiniliikenne 2700 tonnia N₂O ja dieselliikenne 2200 tonnia N₂O). Polttoaineketjussa muualla, kuin polton yhteydessä tapahtuvista päästöistä ei ole tietoja.

Sovelletaan MOBILE-selvityksessä CO₂-päästöjen osalta Fankhauserin tutkimusta myös CH₄- ja N₂O-päästöjen osalta. Fankhauserin laskelmien pohjalta (diskonttokorko 3 %) vuosien 1991 - 2000 aikana syntyneen CH₄-päästötonnin aiheuttama haitta on keskimäärin 29,7 USD (vastaa 153,2 mk/t) ja N₂O-päästötonnin 252,2 USD (vastaa 1301,2 mk/t). Näinollen tieliikenteen päästöjen aiheuttaman haitan suuruus olisi seuraavan taulukon mukainen.

Taulukko 19. Tieliikenteen metaani- ja typpioksiduulipäästöjen aiheuttama vuosittainen haitta, mk (1990)

Ajoneuvotyyppi	CH ₄	N ₂ O	Summa
Bensiiniliikenne	1149000	3513200	4662200
Dieselliikenne	15300	2862600	2878000
Yhteensä	1164300	6375900	7540200

Pipatin (1993) tekemässä selvityksessä metaanin ja typpioksiduulin päästöarvioista vuonna 1990 esitetään tieliikenteen CH₄-päästöjen määräksi 4800 tonnia (edellä 7600) ja N₂O-päästöjen määräksi 1600 tonnia (edellä 4900). Tällöin CH₄-päästöjen kokonaishaitta olisi 735300 mk ja N₂O-päästöjen 2081900 mk, yhteensä 2817200 mk.

Taloudelliset ohjauskeinot yhteiskunnan asettamien tavoitteiden saavuttamiseksi

Toinen lähestymistapa on hiilidioksidipäästöjen arvottaminen taloudellisten ohjauskeinojen avulla. Luonnollinen lähtökohta olisi hiilidioksidipäästöjen saattaminen sille tasolle, johon Suomi on kansainvälisissä sopimuksissa sitoutunut. Lähtökohtana olisi tällöin päästöjen kasvun pysäyttäminen vuoteen 2000 mennessä.

Kesäkuussa 1991 valmistuneessa hiilidioksiditoimikunta I:n mietinnössä (Komitteamietintö 1991:21) todetaan, että 150 markan vero hiilidioksiditonnilta (36 p/bensiinilitra, 39 p/dieselöljylitra) saattaisi riittää pysäyttämään hiilidioksidipäästöjen kasvu. Tämä edellyttäisi, että kaikissa teollisuusmaissa noudatettaisiin yhdenmukaista politiikkaa. Toimikunnan mietinnössä todetaan, että yhteiskunnalliset kustannukset tuotannon ja tulojen menetyksinä olisivat verosta aiheutuvia kustannuksia pienemmät. Tieliikenteen polttoaineperäiset hiilidioksidipäästöt olivat vuonna 1990 12,62 milj. tonnia (josta pakokaasupäästöt olivat 11,21 milj. tonnia), joten ilmaston muutoksen aiheuttamat kustannukset olivat 1892 milj. markkaa. Kustannukset kuvaavat päästöjen vähentämiskustannuksia ja osittain yhteiskunnan maksuhalukkuutta.

Mikäli edellä esitettyä lukua (150 markkaa hiilidioksiditonnilta) halutaan sovelletaan tieliikenteen metaanipäästöihin (noin 7600 tonnia CH₄ vuonna 1990) ja typpioksiduulipäästöihin (4900 tonnia N₂O vuonna 1990) voisi eräänä lähtökohtana soveltaa GWP-suhdelukua (Global Warming Potential). Tämä mittayksikkö

riippuu tarkasteltavasta ajanjaksosta. Usein sille kasvihuoneilmiötä voimistavalle vaikutukselle, joka hiilidioksidilla on 100 vuoden ajanjakson yli, annetaan suhdeluku 1. Tällöin CH₄:n suhdeluku on 11 ja N₂O:n 270. Näillä oletuksilla 150 mk hiilidioksiditonnilta vastaa 1650 mk metaanitonnilta ja 40500 mk typpioksiduutonnilta. Näiden kasvihuonekaasupäästöjen kustannukset olisivat näin laskien noin 13 milj. mk (CH₄) ja noin 198 milj. mk (N₂O).

MOBILE-selvityksessä tehtiin arvio, että tieliikenteen polttoaineperäiset hiilidioksidipäästöt vuonna 2000 olisivat 13,380 milj. tonnia (benssiini 8,154, diesel 5,227), josta käytön päästöt olisivat 12,640 milj. tonnia (benssiini 7,614, diesel 5,027). Vuonna 1990 polttoaineperäisiksi hiilidioksidipäästöiksi arvioitiin 12,520 milj. tonnia (benssiini 7,204, diesel 5,316), josta käytön päästöt olisivat 11110 milj. tonnia (benssiini 6,294, diesel 4,816). CO₂-päästöjen määrä kasvaisi näinollen vuoden 1990 tilanteesta 0,860 milj. tonnia (benssiini 0,950, diesel -0,090), josta käytön päästöt 1,530 milj. tonnia (benssiini 1,320 ja diesel 0,210).

Malka (1991) on arvioinut, että pitkällä aikavälillä benssiinin kysynnän hintajousto on -0,7 ja dieselöljyn -0,074. Kysynnän hintajousto on mitta sille, kuinka monta prosenttia kysytty määrä muuttuu kun suhteellinen reaalihinta nousee 1 %:lla. Se lasketaan kaavasta:

$$\epsilon = \frac{\Delta g/g_1}{\Delta p/p_1}$$

Tässä Δg on kysynnän muutos, g_1 kysyntä ennen hinnanmuutosta, Δp hinnanmuutos ja p_1 hinta ennen muutosta. Malkan tutkimuksen mukaan benssiinin suhteellisen hinnannousu 10 %:lla vähentää pitkällä tähtäimellä benssiinin kulutusta 7 %. Muut tutkimukset benssiinin kysynnän hintajoudesta pitkällä aikavälillä ovat olleet samaa suuruusluokkaa, -0,9 - -0,7 (Liikenneministeriö 1995).

Mikäli tavoitteeksi otettaisiin saattaa tieliikenteen käytön CO₂-päästöjen määrä vuonna 2000 vuoden 1990 tasolle (olettaen, että CO₂-päästökerroin, g/l, pysyy muuttumattomana), pitäisi Malkan esittämien lukujen ja esitetyn kaavan perusteella benssiinin suhteellista hintaa nostaa noin 30 % (noin 1,5 mk/l hinnankorotus tämänhetkisestä noin 5 mk/l) ja dieselin suhteellista hintaa noin 60 % (noin 2,1 mk/l hinnankorotus tämänhetkisestä noin 3,5 mk/l). Benssiinihenkilöautoille tämä merkitsisi CO₂-päästöille varjohintaa noin 0,620 mk/kg (lähtien ominaispäästöstä 230 g/ajokm ja kulutuksesta 9,5 l/100 km). Dieselajoneuvoille varjohinnaksi saadaan noin 0,799 mk/kg (lähtien keskimääräisestä ominaispäästöstä 460 g/ajokm ja kulutuksesta 17,5 l/100 km).

Emile Quinet (1993) esittää seuraavia arvioita (OECD:n ja ECMT:n järjestämässä seminaarissa "Internalising the Social Costs of Transport") verojen vaikutuksesta hiilidioksidipäästöihin.

- Jotta CO₂-päästöt stabiloituisivat vuoden 1990 tasolle vuonna 2000, EU on pitänyt 12 %:n päästövähennystä tarpeellisenä. Tämä edellyttäisi 10 dollarin veroa öljybarrelia kohti (30 ECU hiilitonnia kohti, noin 24 mk/t CO₂).
- Scott Barrett (OECD 1991) on arvioinut CO₂-päästöjen vähentämiseen 20 %:lla tarvittavia veroja eri oletuksilla energiankulutuksen hintajousteille; tarvittava vero olisi 19 - 140 ECU

hiilitonnia kohti (noin 15 - 114 mk/t CO₂).

- OECD:n vihreä malli (viittaus lähteessä Kågeson 1993) indikoi, että vähentääkseen päästöjä 20 %:lla vuoteen 2010 mennessä olisi veron oltava 5 ECU/hiilitonni (noin 4 mk/t CO₂), jonka jälkeen sen tulisi nousta tasolle 12 ECU/hiilitonni (noin 10 mk/t CO₂) vuoteen 2000 mennessä ja tasolle 120 ECU/hiilitonni (noin 100 mk/t CO₂) vuoteen 2010 mennessä.

4.2.6 Päästöjen vaikutukset ulkomailta

MOBILE-selvityksen tulos

Suomen tieliikenteen polttoaineketjuista peräisin olevien päästöjen ulkomailta aiheuttama haitta laskettiin MOBILE-selvityksessä soveltaen päästökomponeentien keskimääräisiä yksikköhaitta-arvioita Suomessa (tieliikenteen Suomessa vaikuttavien polttoaineperäisten päästöjen Suomessa aiheuttama haitta jaettuna päästöjen määrällä komponenteittain, hiukkasille käytettiin arvoa, joka oli puolet Suomessa lasketusta yksikköhaitta-arvosta). Tämä antaa selvästi hyvin karkean arvion, joten arvio on "hyvin epävarma". Arvio (757 milj. mk/a) on toisaalta siinä mielessä oikeudenmukainen, ettei voida olettaa päästöjen aiheuttavan merkittävästi vähemmän tai ei ollenkaan haittaa Suomen rajojen ulkopuolella.

Herkkyystarkastelu ja täydennykset

On ilmeistä, että Suomesta ulkomaille siirtyvien päästöjen aiheuttamat vaikutukset painottuvat jonkin verran eri tavoin kuin vastaavan päästömäärän aiheuttamat vaikutukset Suomessa. Osa Suomen rajojen ulkopuolelle siirtävistä päästöistä joutuu mereen ja osa muuntuu uusiksi yhdisteiksi (esimerkiksi rikkidioksidista sulfaattia ja typenoksideista nitraattia). Voitaneen olettaa, että varsin pieni osa vaikuttaisi ulkomailta taajamapitoisuuksiin ja että sen sijaan luontovaikutukset korostuvat. Ulkomailta syntyvät päästöt kohdistuvat myös pääosin luontoon eikä taajamiin. Tämä oli peruste hiukkasten Suomessa lasketun yksikköhaitta-arvon puolittamiseen arvioitaessa ulkomailta syntyvien hiukkasten aiheuttama haitta. Sama pätee rikkidioksidille, typen oksideille ja hiilivety-yhdisteille.

- a) Kun sovelletaan päästöjen vaikutuksille ulkomailta parhaita arvioita Suomen yksikköhaitoista kuitenkin siten, että hiukkasille (mutta ei muille päästökomponeenteille) käytetään puolet Suomessa johdetusta haitta-arvosta, saadaan tulokseksi noin 1713 milj. mk/a.
- b) Sovellettaessa puolet parhaista arvioista johdetuista Suomen yksikköhaitoista, saadaan tulokseksi 872 milj. mk/a (paras arvio).
- c) Sovellettaessa puolet vaihteluvälin alarajasta johdetuista arvioista Suomen yksikköhaitoista, saadaan tulokseksi 241 milj. mk/a.
- d) Sovellettaessa puolet vaihteluvälin ylärajasta johdetuista Suomen yksikköhaitoista, saadaan tulokseksi 912 milj. mk/a.

Vaihteluväli 241 - 912, keskiarvo 577 milj. mk/a
Paras arvio 872 milj. mk/a
MOBILE-selvitys 760 milj. mk/a

4.3 Herkkyystarkastelun tulokset ja päivitetty laskelmat

Seuraavassa taulukossa esitetään yhteenveto edellä tehdyistä täydennyksistä ja herkkyystarkastelusta. Eri vaikutuksille on pyritty identifioimaan "haarukka" herkkyysanalyysin avulla (alempi rivi). Ylemmällä rivillä on esitetty "paras arvio". Kasvihuonekaasupäästöjen (CO₂, CH₄ ja N₂O; yhteisnimitys taulukossa "Ghg") osalta haitta-arvioihin ja taloudellisiin ohjauskeinoihin pohjautuvat laskelmat antavat huomattavasti toisistaan poikkeavan tuloksen, joten on tehtävä lähestymistavan valinta.

Taulukko 20. Herkkyystarkastelu MOBILE-selvityksessä esitetyille arviolle tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen Suomessa aiheuttamasta haitasta sekä Suomen tieliikenteen kasvihuonekaasupäästöjen (Ghg) taloudellisille vaikutuksille globaalisesti, milj. mk/a (1990)

Vaikutus	Ghg	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	O ₃	Hiu	Res	Σ
Terv.vaik. yht.	-	35 12-49	-	144 52-198	46 23-69	478 279-630	-	833 264-1172	500 118-703	2036 748-2821
Syöpäkuolleisuusriski		-	-	-	-	478 279-630		-		478 279-630
Muu kuolleisuusriski		8 2-15		32 8-61			-	201 59-382	121 26-229	362 95-687
Muut terv.-vaik.		27 10-34	-	112 44-137	46 23-69	-	-	632 205-790	379 92-474	1196 374-1504
Mat.hait. yht.		18 13-22		-				62 49-74	246 157-296	326 219-392
Rak.mater.		18 13-22		-		-	-	-		18 13-22
Likaantum.		-				-		62 49-74	246 157-296	308 206-370
Metsävauriot		6 3-21		8 4-26		-	32 19-86	-		46 26-133
Sadonmen.		-		-	-	-	63 44-84	-		63 44-84
Ilm.muutos	99-2103		-							99-2103
Yhteensä	99-2103	59 28-92	-	152 56-224	46 23-69	478 279-630	95 63-170	895 313-1246	746 275-999	2471 1) 1037-3430

1) Tämän kentän numeroarvot eivät sisällä kasvihuonekaasupäästöjen kontribuutiota.

Tämän lisäksi tieliikenteen polttoaineketjuista peräisin olevat päästöt aiheuttavat haittaa ulkomailla 240 - 910 milj. mk (paras arvio noin 870 milj. mk).

Seuraavassa taulukossa tässä selvityksessä saatujen tulosten rinnalla on

esitetty Tielaitoksessa käytössä olevat haitta-arviot (vuodelle 1989) (Tielaitos 1992 a)). Luvuista voidaan arvioida haittojen suuruusluokka sekä niiden summittainen tärkeysjärjestys.

Taulukko 21. Yhteenveto tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen ja resuspension haitoista (milj. mk/a, tämän selvityksen tulosten osalta myös osuus bruttokansantuotteesta (%) vuonna 1990) Suomessa ja ilmastomuutoksen osalta globaalisesti.

Vaikutus	Tielaitos 1992	Tämä selvitys	
	Milj. mk/a	Milj. mk/a	BKT-os., %
Terveysvaikutukset	560	2036	0,40
Materiaalihaitat	450	326	0,06
Metsävauriot	220	46	0,01
Sadonmenetykset	220	63	0,01
Haitat ulkomailla	Ei arvioitu	872	0,17
Ilmastonmuutos	1500	2103	0,41
Yhteensä	2950	5446	1,06

Edellä esitettyjen tietojen perusteella voidaan päivittää päästökomenttien yksikkökustannukset (Taulukko 4). Lähtien parhaista arvioista saadaan taulukon 22 mukaiset tulokset. Kasvihuonekaasuille on käytetty haitta-arvoa 2103 milj. mk/a.

Taulukko 22. Päivitetyt päästökomenttien yksikköhaitat taajamissa, maaseudulla ja globaalisesti, mk/kg (1990) (kasvihuonekaasupäästöille, ghg, mk/kg tonnia CO₂ tyyppien oksideille mk/kg NO_x ja hiukkasille mk/kg TSP, resuspensiolle ei voida esittää mk/kg -arviota, mutta ilmaistuna liikennesuoritetta kohti kaduilla haitta on keskimäärin 4,9 p/ajo-km). Keskimääräinen yksikköhinta on saatu jakamalla markkamääräinen kokonaishaitta Suomeen jäävällä päästö määrällä.

Komponentti	Ghg	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	TSP
Terveys- ja mater.vaik.	-	73,43	-	18,65	243,4	9,11	208,1
Luontovaikutukset	-	3,554	-	5,657	-	0,132	-
Globaaliset vaikutukset	0,17	-	-	-	-	-	-
Keskimäärin	0,17	24,48	-	9,788	243,4	3,957	74,57

Käyttämällä taulukoiden 6 ja 7 tietoja ominaispäästöistä taajama-ajossa ja maaseutuolosuhteissa voidaan arvioida kevyen ja raskaan liikenteen päästöjen haitta liikennesuoritetta kohti taajamissa ja maaseudulla. Tulokset perustuvat vuonna 1990 käytössä olleelle autokannalle ja päästötilanteelle.

Taulukko 23. Taajama- ja maaseutuajon yksikköhaitat (mk/kg).

Komponentti	Ghg	SO ₂	CO	NO _x	Pb	HC	TSP
Taajama-ajo	0,17	30,60	-	7,01	243,4	9,11	208,1
Maaseutuajo	0,17	9,63	-	5,01	-	0,132	-

Taulukko 24. Päivitetty kevyen ja raskaan liikenteen päästöjen haitta (pakokaasut ylempi rivi, jakelun ja tuotannon päästöt alempi rivi) liikennesuoritetta ja kulutettua polttoainemäärää kohti taajamissa (terveys- ja materiaali vaikutukset)

Haitta	Kevyt liikenne, ei kat.	Kevyt liikenne, kat	Raskas liikenne, 90	Raskas liikenne, 95
HC, Hiukk. ¹ , NO _x ja SO ₂ , p/ajo-km	3,05 0,27	0,54 0,27	61,44 0,60	29,26 0,60
CO ₂ ² , p/ajo-km	3,42 0,57	3,20 0,57	19,19 1,92	18,44 1,92
Yhteensä, p/ajo-km	6,47 0,84	3,74 0,84	80,63 2,52	47,70 2,52
HC, Hiukk. ¹ , NO _x ja SO ₂ , p/l	30,53 2,67	5,38 2,67	145,95 1,43	69,51 1,43
CO ₂ ² , p/l	30,17 5,74	32,00 5,74	45,57 4,57	43,79 4,57
Yhteensä, p/l	60,70 8,41	37,38 8,41	191,52 6,00	113,30 6,00

- 1) Taulukon luvuissa liikenteen nostattaman pölyn haitat eivät näy. Jaettaessa tieliikenteen nostattaman pölyn haitat vuoden 1990 arvioidulla ajosuoritteella kaduilla saadaan keskimääräiseksi haitaksi 4,9 p/ajo-km. Oikeudenmukaisempi jako perustuisi ajokilometrien lisäksi painoon ja nopeuteen.
- 2) CH₄- ja N₂O-päästöjen haitat on sisällytetty CO₂:n aiheuttamiin haittoihin.

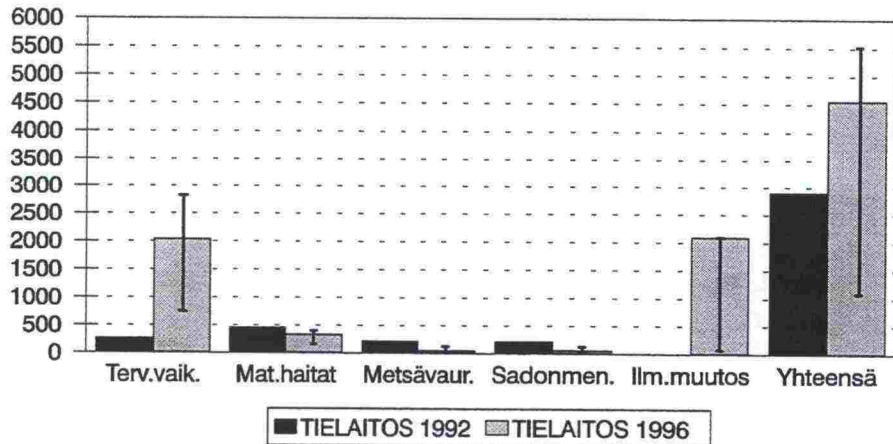
Taulukko 25. Päivitetty kevyen ja raskaan liikenteen päästöjen haitta (pakokaasut ylempi rivi, jakelun ja tuotannon päästöt alempi rivi) liikennesuoritetta ja kulutettua polttoainemäärää kohti maaseudulla (luontovaikutukset)

Haitta	Kevyt liikenne, ei kat.	Kevyt liikenne, kat	Raskas liikenne, 90	Raskas liikenne, 95
NO _x , HC ja SO ₂ , p/ajo-km	1,63 0,15	0,22 0,15	10,00 0,42	4,54 0,42
CO ₂ , p/ajo-km	2,85 0,46	2,67 0,46	14,62 1,92	14,05 1,92
Yhteensä, p/ajo-km	4,48 0,61	2,89 0,61	24,62 2,34	18,59 2,34
NO _x , HC ja SO ₂ , p/l	20,38 1,84	2,80 1,84	23,75 0,99	10,78 0,99
CO ₂ , p/l	35,63 5,74	33,34 5,74	34,72 4,57	33,38 4,57
Yhteensä, p/l	56,01 7,58	36,14 7,58	58,48 5,56	44,16 5,56

4.4 Yhteenveto ja erot vuonna 1992 tehtyihin arvioihin

Seuraavissa kahdessa diagrammeissa on esitetty yhteenveto tässä selvityksessä arvioiduista ympäristökustannuksista. "Parhaiten arvioitten" lisäksi on esitetty vaihteluväli. On huomattava, että jotkut potentiaalisesti merkittävät arvot eivät sisälly arvioihin. Tällaisia ovat vesistövaikutukset, rakennuksiin ja rakennelmiin liittyvät kulttuurihistorialliset arvot sekä metsiin liittyvät luonnon monimuotoisuuden, maisema- ja virkistyskäyttöarvot.

Kuva 2. Edellisen selvityksen (Tielaitos 1992 b)) ja tämän selvityksen tulokset vaikutuksittain. Pystysuorat janat osoittavat vaihteluvälin.

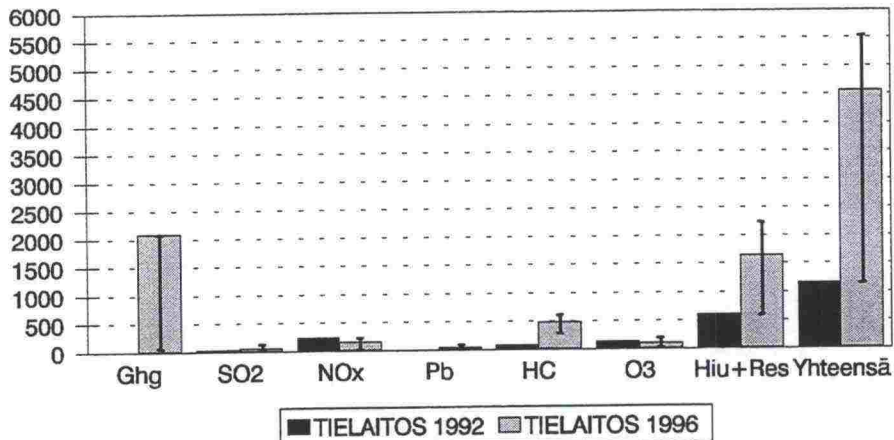


Edellä esitettyjen, vuonna 1992 tehtyjen (Tielaitos 1992 b)), arvioiden lisäksi Tielaitoksen asettama työryhmä arvioi pakokaasujen aiheuttaman viihtyvyyshaitan olevan noin 300 miljoonaa markkaa vuodessa ja ilmastonmuutos arvoitettiin taloudellisten ohjauskeinojen perusteella 1500 miljoonaksi markaksi vuodessa (Tielaitos 1992 a)). Viihtyvyyshaitta jaettiin tasan typenoksidien, hiilivetyjen ja hiukkasten kesken (kuvassa 3 esitettyjen arvojen lisäksi).

Uudet arviot poikkeavat aiemmista arvioista etenkin terveysvaikutusten osalta, joiden kohdalla uudet arviot ovat huomattavasti suuremmat sekä luontovaikutusten osalta, joiden kohdalla uudet arviot ovat pienemmät kuin edelliset arviot. Ilmastonmuutoksen suhteen esitetyt arviot perustuvat taloudellisten ohjauskeinojen soveltamiseen, mutta uudemmassa arviossa ovat mukana metaani- ja typpioksiduulipäästöt hiilidioksidipäästöjen lisäksi. Edelleen päästöarviot kattavat koko polttoaineketjun eikä vain pakokaasupäästöt kuten edellinen työryhmän arvio.

Päästökomponenteista hiukkaset ja päästöistä muodostuneet hiukkaset dominoivat ja uusi arvio on huomattavasti edellistä korkeampi. Myös hiilivedyille esitetty uusi arvio on korkeampi kuin edellinen. Muille komponenteille erot ovat pienemmät.

Kuva 3. Edellisen selvityksen (Tielaitos 1992 b)) ja tämän selvityksen tulokset päästökomponenttien mukaan jaoteltuina (kasvihuonekaasut, rikkidioksidi, typen oksidit, lyijy, hiilivedyt, otsoni ja hiukkaset resuspensio mukaanlukien).



Merkittävimmät metodologiset muutokset uusien ja vanhojen arvojen välillä ovat:

- Uudet arviot perustuvat koko polttoaineketjun aikaisiin päästöihin, eikä pelkästään pakokaasupäästöihin ja resuspensioon
- On tehty selvä ero taajamiin ja maaseutuun kohdistuvien haittojen välillä, ja tulokset näille alueille (mk/ajo-km) poikkeavat huomattavasti toisistaan
- On käytetty tuoreimpia tietoja ilmansaasteiden terveysvaikutuksista, jotka ovat intensiivisen tutkimuksen kohteena. Tämän seurauksena uudet arviot ovat edellisiä korkeampia terveysvaikutusten osalta.
- Uudet arvot perustuvat annos-vaikutus -funktioihin sekä terveysvaikutusten (sairastumis- ja kuolleisuusriski) osalta maksuhalukkuusarvioihin ja markkinoitavien hyödykkeiden (metsien raakapuu ja viljelykasvit) osalta markkinahintoihin. Kasvihuonekaasupäästöt on arvoitettu lähtien tarvittavista taloudellisista ohjauskeinoista päästöjen kasvun pysäyttämiseksi.

Ympäristövaikutusten arvottamistutkimuksen ripeästä kehitymisestä huolimatta menetelmät ja niiden soveltamisalueet ovat edelleen kehitysvaiheessa. Epävarmuutta liittyy erityisesti joihinkin terveysvaikutuksiin, metsävaurioihin ja ilmastonmuutoksen taloudellisiin seuraamuksiin. Siksi tuloksia ja arvottamismenetelmiä on tarkistettava uusien tutkimustulosten valossa.

5 MELU

5.1 Melun hedoninen hinnoittelu

Melua on pyritty arvottamaan hedonisen hinnoittelun avulla siten, että on tutkittu kiinteistöjen hintoja kiinteistöjen ominaisuuksien funktiona; sijainti, koko, lähiympäristö, palvelujen läheisyys, melutaso, ilmanlaatu jne. Hintojen tilastollinen analyysi mahdollistaa yksittäisten tekijöiden hinnanvaikutuksen arvioimisen. Tutkimusten tulokset viittaavat siihen, että yhden yksikön muutos liikennemelutasossa, L_{eq} :na mitattuna (yks. dBA), aiheuttaa kiinteistön hinnan laskun 0,5 - 1 %:lla. Tulokset ovat hyvin yhteneviä, mistä voisi päätellä, että tulosten käyttö muualla kuin tutkimusten kohdealueilla voisi olla mahdollista.

Taulukko 26. Tieliikennemelun vaikutus kiinteistöjen arvoon, äänitason yhden desibelin muutoksen aiheuttama kiinteistöarvon menetys, %

Tutkimuksen kohdealue	L_{eq}
Yhdysvallat	
Virginia	0,1
Tidewater	0,1
N. Springfield	0,2 - 0,5
Towson	0
Washington DC	0,9
Kingsgate	0,5
North King County	0,3
Spokane	0,1
Chicago	0,7
Kanada	
Toronto	1,0
Sveitsi	
Basel	1,3
Norja	
Oslo	0,8
Keskiarvo	0,5

On todennäköistä, ettei kiinteistöjen hinnanvaihteluilla pystytä mittaamaan kaikkia meluntorjunnan hyötyjä. Ihmiset tuskin pystyvät sisällyttämään kaikkia melun terveysvaikutuksia kiinteistönsä sijainnin valintaan. Hedoniseen hinnoitteluun perustuva menetelmä on kuitenkin kohtuullisen hyvä lähestymistapa meluntorjunnan dominoivien hyötyjen, vähentynyt ärtyneisyys ja häirintä, arvottamisessa.

5.2 Viimeaikaisia melun arvottamistutkimuksia

5.2.1 Saksalainen melututkimus

Saksan ympäristöministeriö käynnisti vuonna 1986 tutkimusohjelman "Ympäristöpäästöjen kustannukset/Ympäristönsuojelun hyödyt", jonka yhteydessä on tehty toistakymmentä tutkimusta. Vuonna 1991 valmistui tutkimus "Melun kustannukset Saksassa" Kölnin yliopiston Liikennetieteellisen instituutin tekemänä (Weinberger et al. 1991).

Tavoitteena oli selvittää kattavasti melun yhteiskunnalliset kustannukset Saksassa. Tarkasteltavia melutyyppejä olivat tieliikennemelu, rautatiemelu, lentomelu, teollisuusmelu ja työpaikkamelu. Tutkimuksessa käytettiin kahta menetelmää kustannusten määrittämiseksi. Ensimmäinen lähestymistapa perustui haittakustannusten (terveysvaikutukset), torjumiskustannusten (aktiivisen ja passiivisen meluntorjuntatoimenpiteiden kustannukset) ja välttämiskustannusten arvioimiseen. Toinen lähestymistapa perustui maksuhalukkuuden selvittämiseen kyselytutkimuksen avulla. Kysely suunnattiin noin 7000 kotitaloudelle, joiden "objektiivinen melukuormitus" mm. melukarttojen muodossa oli tiedossa. Vastaajia pyydettiin ilmoittamaan maksuhalukkuudensa melutason pienenemisestä.

Tekijät havaitsivat, että melun terveys- ja hyvinvointivaikutuksia on mahdollista arvioida. Sen sijaan todettiin, ettei nykytietämyksellä ole mahdollista arvioida vaikutuksia mm. eläimiin.

Terveysvaikutuksista pystyttiin arvottamaan melun aiheuttamia kuulovaurioita työpaikoilla sekä sydän- ja verisuonitauteja. Myös melusta seuraavan työn tehon laskun aiheuttamia tuotantohäviöitä pohdittiin.

Ammattiperäiset kuulovauriot

Huomattava kuulovamma syntyy pitkäaikaisen 85 dB(A) melutason altistuksen seurauksena. Aiheuttajana voi siksi lähinnä olla työpaikkamelu tai vapaa-ajan harrastusten yhteydessä tapahtuva melulle altistuminen. Saksassa altistuu noin 2 milj. työntekijää melutasolle yli 90 dB(A) kahdeksan tunnin työpäivän aikana. Arviolta 1 - 2 milj. henkilöä altistuu melutasolle 85 - 90 dB(A), joten yhteensä 3 - 4 milj. työntekijää ovat riskivyöhykkeessä kuulon heikentymiselle. Tätä on pidettävä alarajana.

Tilastojen mukaan vuonna 1987 ilmeni 1023 uutta vakavampaa ammattiin liittyvää kuulovammatapausta (kuulon heikentyminen vähintään 40 %) ja 2042 vähemmän vakavaa kuulovammatapausta (kuulon heikentyminen vähemmän kuin 40 %).

Kuulon heikentymisen 40 %:lla arvioidaan pienentävän työkykyä vähintään 20 %. Maksettujen vahingonkorvausten perusteella tällaisen kuulovamman aiheuttamat menetykset ovat 5100 DEM vuodessa.

Laskemalla melun vuosittaiset kustannukset työkyvynmenetyksen (vakavammat tapaukset: keskimäärin 23 %) ja vuosittaisen palkan perusteella (kaksi kolmasosaa vuosipalkasta), saadaan tulokseksi keskimäärin 6100 DEM/tapaus/vuosi. Kuulovamma ilmenee keskimäärin 56 vuotiaana, jolloin arvioitu

elinaika on noin 20 vuotta. Tekijät laskevat tämän perusteella yhden uuden tapauksen kustannuksiksi 123000 DEM. Vuonna 1987 ilmenneiden tapausten (1023 kpl) arvo olisi näin 126 milj. DEM.

Lievemmät kuulovammatapaukset aiheuttivat työkyvyn heikkenemistä keskimäärin 16 %:lla. Uusien tapausten määrä vuonna 1987 oli 3065, jolloin kustannuksiksi tulee 136 milj. DEM.

Yhteenlasketut kustannukset olisivat näinollen 262 milj. DEM, mitä tekijät pitävät haittakustannusten alarajana.

Työtehon heikentyminen

Useiden tutkimusten tulokset viittaavat siihen, että työteho laskee 0,5 - 1,5 %/dB. Saksassa vähintään 4 milj. työntekijää altistuu melutasolle 80 dB(A) ja kun huomioi, että työntekijöiden keskittymiskyky saattaa heikentyä jo pienemmillä melutasoilla, kärsii arviolta 6 - 8 milj. työntekijää työtehon heikentymisestä työpaikkamelun seurauksena. Yhteiskunnalliset vuosikustannukset ovat varovaisestikin arvioiden miljardiluokkaa.

Yritykset voivat kuitenkin vaikuttaa melutasoon työpaikoilla investoimalla melun- torjuntaan. Täten kyseessä ei ole ulkoinen kustannus, vaan liiketaloudellinen ongelma, jossa melutaso on yksi tulokseen vaikuttava tekijä muiden joukossa.

Sydän- ja verisuonisairaudet

Tekijät arvioivat tieliikennemelun aiheuttamaa korkeaa verenpainetta sairastavien lukumäärää ottamalla lähtökohdaksi yli 50 dB(A) melulle altistuvat. Tason 50 dB(A) he tulkitsevat "meluttomaksi" ympäristöksi. Aiempien tutkimusten perusteella 15 % tälle melutasolle altistuvasta väestöstä on hoidossa korkeasta verenpaineesta johtuen. Melutasolla 70 dB(A) hoidettavien osuus on 23 %. Liikennemelun aiheuttamien tapausten määrä arvioitiin kahdella tavalla:

1. Yli 70 dB(A):n liikennemelulle altistuu 3,12 milj. henkilöä. Tapausten määrä voidaan laskea seuraavasti: $3,12 \text{ milj.} \cdot (23 \% - 15 \%) = \text{noin } 0,250 \text{ milj.}$ (noin 3 % kaikista tapauksista Saksassa).
2. Tehdään lineaarinen approksimaatio kahden pistearvion perusteella ja lasketaan yli 50 dB(A):n tieliikenteen melutasoilla syntyvien tapausten määrä. Tulokseksi saadaan 1,092 milj. tapausta (noin 12 % kaikista tapauksista Saksassa).

Seuraavassa taulukossa esitetään arvion perusteena olevat sydän- ja verisuonitautien kustannuskomponentit.

Taulukko 27. Sydän- ja verisuonitautien aiheuttamat kustannukset Saksassa vuonna 1987

Kustannuskomponentti	Arvo, mrd. DEM
Hoitokustannukset	
Hoito vastaanotolla 1)	1,827
Hoito sairaalassa 2)	4,504
Lääkärinhoito (Kur)	0,534
Lääkkeet	5448
Välisumma	12313
Resurssimenetykset	
Kuolleisuus 3)	7200
Ajoittainen sairastaminen 4)	2786
Jatkuva sairastaminen 5)	7639
Välisumma	17625
Yhteensä	29938

- 1) Tapausten arvioitu määrä 24,36 milj. tapausta
 2) Sairaalahoitopäivien arvioitu määrä noin 15,857 miljoonaa
 3) Kuolemantapausten määrä 342669
 4) Perustuu arvioituun työkyvyttömyyspäivien määrään noin 18,574
 5) Perustuu arvioituun varhaiseläketapausten määrään 53656

Edellä esitettyjen lukujen perusteella tieliikennemelun aiheuttamien sydän- ja verisuonitautitapausten kustannukset ovat 0,9 - 3,6 mrd. DEM/a.

Tekijät toteavat, että syy-seuraus arviointiin liittyy suuri epävarmuus. Lukuisten tutkimusten perusteella voidaan pitää varmana, että melu on eräs riskitekijä sydän- ja verisuonitautien aiheuttajana. Yhteyden voimakkuus on sen sijaan epävarma. Yllä esitettyä arviota on pidettävä todennäköisenä alarajana melun aiheuttamien sydän- ja verisuonitautien arvolle. Samalla menetettyihin resursseihin pohjautuva kustannusarviointi ei mahdollista melun aiheuttamiin terveysvaikutuksiin liittyvien psykososiaalisten vaikutusten tai häirinnän arvottamista. Näiden ei-materiaalisten arvojen estimoimiseksi tehtiin maksuhalukkuus selvitys.

Melutason vaikutus kiinteistöjen arvoon

Tutkimuksessa arvioitiin myös kiinteistöjen hintojen yhteyttä melutasoon. Melun vaikutuksen hintaan estimoitiin olevan 0,5 - 1,26 % desibeliä kohti. Lisäksi tarkasteltiin vuokra-asuntojen vuokran vaihtelua melutason mukaan. Tieliikennemelun kohdalla tulokseksi saatiin marginaalinen maksuhalukkuus 0,98 - 2,4 DEM/kk henkilöä ja desibeliä kohti (kokonaiskustannukset 557 - 1404 milj. DEM/kk).

Maksuhalukkuutta selvittävä kyselytutkimus

Työn pääpaino oli kuitenkin maan kattavassa kyselytutkimuksessa, jossa kirjallisessa muodossa tiedusteltiin vajaan 7000 kotitalouden maksuhalukkuutta nykyistä hiljaisemmasta asunnosta. Koska tiedossa oli vastaajien asunnolla vallitseva melutaso, ilmoitetut maksuhalukkuudet pystyttiin esittämään melutason funktiona. Koska asumiskustannukset ovat ihmisille tunnettuja ja yleensä yksi suuremmista kiinteistä menoeristä, kysymys asetettiin seuraavasti:

"Kuvitelkaa, että Teillä olisi tilaisuus asua rauhallisella lähikadulla, ilman että asumistilanteenne millään muulla tavoin muuttuisi. Miten paljon saisivat kuukausittaiset asumiskustannukset korkeintaan nousta, jotta vielä valitsisitte rauhallisen asunnon nykyisen tilalle,
 a) jos sinne ei kuuluisi melua juuri yhtään?
 b) jos sinne kuuluisi vain vähän melua?"

Vastausten perusteella johdettiin lineaarisen regressioon perusteella seuraava yhteys yksilöiden maksuhalukkuuden (ZB) ja lähtömelutason päiväsaikaan (L) välillä tapauksessa "vähän melua":

$$ZB(L) = 1,67 \cdot L - 71,7 \text{ (DEM/kk)}$$

(Tapauksessa "ei juuri yhtään melua" yhteys oli $ZB(L) = 1,97 \cdot L - 82,6$ (DEM/kk) päiväsaikaiselle melulle ja $ZB(L) = 2,14 \cdot L - 77,3$ (DEM/kk) yöaikaiselle melulle.)

Yksilön marginaalinen maksuhalukkuus kuukaudessa melutilanteen parantumisesta 1 dB(A):n verran olisi näinollen keskimäärin 1,67 DEM. Seuraavassa taulukossa esitetään yhteenlasketut vuosittaiset tieliikennemelua koskevat maksuhalukkuudet Saksassa tapauksessa "vähän melua".

Taulukko 28. Yhteenlasketut vuosittaiset tieliikennemelua koskevat maksuhalukkuudet Saksassa tapauksessa "vähän melua"

Melutaso dBA (päiväsaikaan)	< 40	40- 45	45- 50	50- 55	55- 60	60- 65	65- 70	>70	Yht.
Altistuneet, %	8,6	12,5	17,1	17,0	18,3	14,2	7,4	5,1	100
Altist.:t, milj.	5,2	7,6	10,4	10,4	11,2	8,7	4,5	3,1	61
Yksit. WTP, DEM/a, kaikki	0	28	96	102	199	305	393	558	
Yksit. WTP, DEM/a, hyvin informoidut	0	90	174	44	278	283	447	717	
WTP yht., milj. DEM/a, kaikki	0	211	1066	1053	2227	2640	1773	1737	10646
WTP yht., milj. DEM/a, hyvin informoidut	0	686	1819	451	3099	2454	2018	2229	12757

Mahdollisia virhelähteitä:

- pienissä kaupungeissa (< 50000 asukasta) on tehty vähemmän melukarttoja kuin suurissa kaupungeissa (vääristyksiä saattaa syntyä sosio-demograafisten erojen takia)
- pienistä kaupungeista tehdyt melukartat keskittyvät yleensä pääkatuihin
- siellä, missä melukarttoja on tehty, saattaa asukkaiden herkkyyksellä olla suurempi kuin muualla

Hyvin informoitujen osuus vastanneista oli noin 20 %. Suoritetut testit osoittivat, ettei tuloksiin liity merkittäviä systemaattisia tai strategisia virheitä.

Johtopäätöksiä

Kaikista lähteistä peräisin olevan melun yhteiskunnallisten kustannusten suuruusluokaksi arvioitiin yli 30 mrd. DEM/a. Selvityksessä kvantifioidut haittakustannukset olivat yhteensä 26 - 27 mrd. DEM/a. Lisäksi tulevat vuosittaiset meluntorjuntakustannukset, jotka suunnittelu- ja ylläpitokustannukset mukaanlukien ovat noin 4 mrd. DEM/a.

Tieliikennemelu on myös merkittävin ulkopuolinen melulähde työpaikoilla. Työpaikoilla vallitsevan melun aiheuttamien kuulovaurioiden kustannukset arvioitiin olevan noin 0,3 mrd. DEM/a sekä sydän- ja verisuonitautien kustannukset vähintään 1,5 - 2,5 mrd. DEM/a. Muita terveysvaikutuksia todennäköisesti on, mutta niitä ei pystytty kvantifioimaan. Alentuneen suorituskyvyn aiheuttamia menetyksiä ei myöskään arvioitu.

Tieliikennemelun kustannukset (työpaikkamelu pois lukien) ovat vähintään 10,7 - 12,8 mrd. DEM/a. Moottoriajoneuvoa kohti (noin 30 milj. kappaletta) laskettuna kustannus olisi 360 - 490 DEM/a.

Raportin tekijät arvioivat myös meluntorjunnan kustannuksia. Tieliikennemelun vähentäminen meluikkunoilla 45 dB(A):lla raja-arvosta 75/65 (päivä/yö) dB(A) maksaisi 160 - 210 milj. DEM vuodessa. Melun vähentäminen 40 dB(A):lla raja-arvosta 70/60 (päivä/yö) dB(A) maksaisi 400 - 540 milj. DEM vuodessa.

Eräs johtopäätös on, että meluntorjunnan hyödyt ovat kustannuksia suurempia. Toimenpiteet pitäisi kohdistaa erityisesti melulähteeseen. Käytettyä menetelmää ehdotetaan myös käytettäväksi tie- ja rautatiesuunnittelussa (RAS-W a BVWP).

5.2.2 Ruotsalainen melututkimus

Ruotsissa hallitus valtuutti 13.2.1992 Ympäristöministeriön (Miljö- och naturresursdepartementet) johtajan kutsumaan erityinen selvitysasiainmies tehtävään antaa ehdotus kokonaisvaltaisesta meluntorjunnan toimenpidesuunnitelmasta. Mietintö valmistui heinäkuussa 1993 ja siinä käsitellään mm. tieliikennemelun aiheuttamia yhteiskunnallisia kustannuksia ja meluntorjunnan mahdollisuuksia (Kihlman et al. 1993).

Selvityksen yhtenä osana suoritettiin maksuhalukkuustutkimus kirjekselynä. Varsinaiset maksuhalukkuuskysymykset esitettiin muodossa:

"On mahdollista vaihtaa asuntosi ikkunat siten että saat lähes täydellisen äänieristyksen liikenteestä. Tästä aiheutuvat kustannukset lisättäisiin vuokraan. Jos saisit valita, olisitko halukas maksamaan x kr enemmän vuokraa (kuukaudessa) saadaksesi asunnon, johon mitään liikennemelua kuuluisi ulkopuolelta? Vaihtoehdot: Kyllä vai Ei"

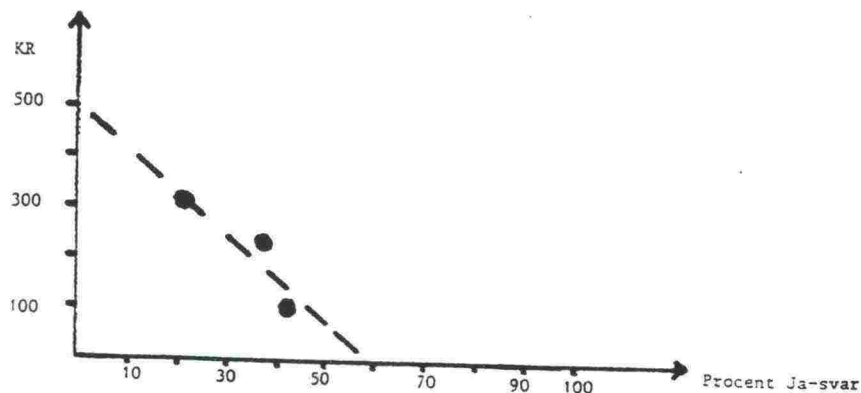
Kolmasosa vastaajista saivat vaihtoehdoksi (x:n tilalle) 25 kr, kolmasosa 50 kr ja kolmasosa 100 kr.

"Oleta seuraavaksi, että olisi mahdollista poistaa kaikki liikennemelua (esimerkiksi siten, että katu suljettaisiin kokonaan). Liikennemelua ei kuuluisi riippumatta siitä pitäisikö ikkunaa auki tai kiinni. Hyväksyisitkö tästä hyvästä y kr:n vuokrankorotuksen kuukaudessa? Vaihtoehdot: Kyllä vai Ei"

Kolmasosa vastaajista saivat vaihtoehdoksi (x:n tilalle) 100 kr, kolmasosa 200 kr ja kolmasosa 300 kr.

Vastausten avulla tehtiin kysyntäkäyrä vähämeluiselle ja meluttomalle ympäristölle. Regression avulla maksuhalukkuus (SEK/kk) esitettiin myöntävästi vastanneiden osuuden (%) lineaarisena funktiona. Periaate on esitetty seuraavassa kuvassa.

Kuva 4. Maksuhalukkuusselvityksen laskelmien havainnollistaminen



Kuvan mukaisessa tilanteessa kukaan ei ole valmis maksamaan 500 kr enempää kuukaudessa hiljaisuudesta ja 40 % vastanneista ei ole valmis maksamaan mitään. Oletetaan, että ikkunat muutetaan eristävämmiksi. Yhteenlasketun maksuhalukkuuden tästä ilmaisee kysyntäkäyrän alla oleva pinta-ala. Mikäli alueella asuu 100 kotitaloutta maksuhalukkuus on $(500 \cdot 60)/2 = 15000$ kr, eli keksimäärin 1500 kr/kotitalous. Siinä tapauksessa, että uudet ikkunat maksavat vähemmän kuin 1500 kotitaloutta kohti, ikkunoiden vaihtaminen aiheuttaa yhteiskuntataloudellisen ylijäämän, muuten ei.

Kysely lähetettiin kolmen melutasoltaan erilaisen alueen asukkaille. Alue I on suhteellisen rauhallinen liikennemelutason (LAeq) ollessa alle 55 dB. 60 % vastaajista kokivat liikennemelun häiritseväksi, mutta ikkunoiden ollessa kiinni häiriintyneiden osuus oli 30 %. Alue II on meluinen mutta ikkunat on eristetty. Ulkopuolinen melu on > 70 dB, mutta ikkunoiden ansiosta sisämelutaso on alle 40 dB. Tällä alueella kaikki ilmoittiivat liikennemelun häiritsevän, 60 % vastaajista myös ikkunoiden ollessa kiinni. Alue III on yhtä meluinen kuin alue II, mutta ikkunoita ei ole eristetty. 13 % vastaajista ei liikennemelua häiritse koskaan. 30 % vastaajien mielestä melu häiritsee jonkun ikkunan ollessa auki ja 60 % vastaajista piti liikennemelua häiritseväksi kaikkien ikkunoiden ollessa kiinni. Kyselyn tulokset esitetään seuraavassa taulukossa.

Taulukko 29. Maksuhalukkuus meluttomasta asuinympäristöstä kolmella taajama-alueella Tukholmassa ja Göteborgissa

Toimenpide	Alue I	Alue II	Alue III
Täysin eristetyt ikkunat, SEK/ikkuna	5700	13000	13000
Täysin meluton liikenneympäristö, SEK/asunto	45000	100000	72000

Ruotsalaisten tutkimus tehtiin pienillä resursseilla ja kysely lähetettiin 1250 henkilölle, joista 314 vastasivat. Taustatekijöitä pystyttiin huomioimaan vain osittain. Tutkimusta on siksi pidettävä pilotti-tutkimuksena.

5.2.3 Komission vihreä kirja

Melun taloudellisia kustannuksia on tarkasteltu Euroopan Unionin vihreässä kirjassa (Euroopan yhteisöjen komissio 1996). Tutkimukset ovat rajoittuneet lähinnä tieliikennemeluun. Yleisimmin käytettyjä tutkimusmenetelmiä ovat olleet:

- kyselytutkimuksiin perustuva maksuhalukkuus
- omaisuuden markkina-arvon muutos; hedonistinen hinnoittelu
- torjuntatoimenpiteiden kustannukset
- välttämisestä tai estämisestä aiheutuvat kustannukset
- terveydenhoidon ja tuotantotappioiden kustannukset

Melusaasteen arvioidut kustannukset olivat tutkimusten mukaan n. 0,2 - 2 % BKT:stä. Välttämiskustannukset arvioivaan lähestymistapaan perustuvissa tutkimuksissa saatiin alhaisempia melukustannusarvoja kuin maksuhalukkuu-

teen perustuvissa tutkimuksissa. Kaikki maksuhalukkuutta arvioivaan lähestymistapaan perustuvat tutkimukset oli tehty maissa, joissa oli korkea tulotaso asukasta kohti.

IFRAS/IWW:n 1994 tekemässä tutkimuksessa arvioitiin 17:ssä Euroopan maassa maksuhalukkuuden perusteella liikennemelun kokonaiskustannuksiksi 38 miljardia ecua vuodessa (15 EU:n jäsenvaltiota sekä Norja ja Sveitsi) eli 0,65 % BKT:stä. Jokaista maata koskevat kustannusluvut mukautettiin kansalliseen tilanteeseen käyttämällä ostovoimapariteetteja.

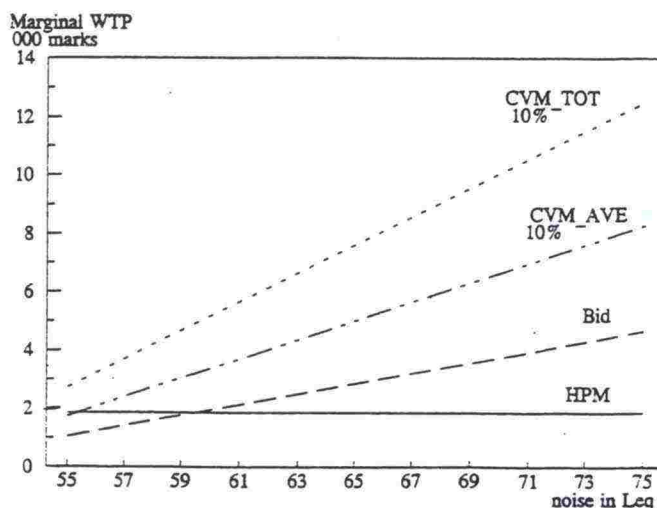
Tutkimukset meluallituksesta johtuvasta asuntojen arvon laskusta osoittivat, että 1980-luvulla keskimääräinen arvonalennus oli n. 1 % dB(A):ä kohti, kun melu ylittää 55 dB(A). 1970-luvun tutkimukset osoittivat 0,3 - 0,8 % laskun dB(A):ä kohti (INRETS). Ranskan osalta kokonaisvahinkojen arvioitiin olevan 800 miljoonaa ecua vuodessa, eli keskimäärin noin 30 ecua yli 55 dB(A):lle altistunutta asukasta kohti.

Melun aiheuttamien todellisten vahinkojen kustannuksista on vain vähän tietoa rahassa mitattavina terveystaloudellisuksina. Saksassa tehdyssä tutkimuksessa arvioitiin melun vuosittain aiheuttamiksi kansanterveydellisiksi kustannuksiksi 500 - 1900 miljoonaa ecua tieliikennemelun osalta.

5.2.4 Suomalainen melututkimus

Suomessa on hiljattain tehty väitöskirja liikenteen ympäristökustannuksista (Vainio 1995). Työssä on sovellettu hedonista hinnoittelua (HPM) ja subjektiivisten arvostusten menetelmää (CVM) liikenteen melu- ja pakokaasupäästöille Helsingissä. Tilastollisesti merkittäviä tuloksia saatiin tieliikenteen melun osalta. CVM:n avulla saadut arviot olivat huomattavasti HPM:n avulla saatuja pienempiä. Perus-HPM lähestymistapa antoi tulokseksi, että asunnon hinta laskee 18420 mk melutason (L_{eq}) kasvaessa 1 dB(A) (keskimäärin 0,36 % asunnon arvosta). Ei-marginaalinen muutos tasosta 65 dB(A) tasolle 55 dB(A) johtaisi näinollen hinnanmuutokseen 18420 mk. Käytettäessä tarjousfunktioita (Bid) maksuhalukkuus samasta muutoksesta olisi 13308 mk. CVM-kysely (CVM_TOT) antoi tulokseksi 5160 mk/a, eli laskentakoron ollessa 10 % 51600 mk kertamaksuna. Käytettäessä keskiarvoa kotitalouksien vastauksista (CVM_AVE) vastaava luku on 36021 mk. Marginaaliset maksuhalukkuudet ilmenevät seuraavasta kuvasta.

Kuva 5. HPM:llä ja CVM:llä mitattu marginaalinen maksuhalukkuus melutason vähene- misestä



CVM-kyselyn antamat tulokset ovat 2 - 3 kertaa suurempia kuin HPM lähestymistavan avulla saadut tulokset. Mahdollisia syitä tähän ovat tärkeysjärjestyksessä:

- on todennäköistä, että CVM-kyselyssä ilmaistut WTP-arvot ainakin osittain kattavat maksuhalukkuuden puhtaammasta ympäristöstä Helsingissä laajemmassa merkityksessä kuin tieliikenteen melun osalta.
- vastaajan lisäksi WTP:tä kysyttiin kumppanilta. On mahdollista, että kumpikin olivat valmiita maksamaan erikseen julkisesta hyödykkeestä, jolloin vastauksissa on päällekkäisyyttä.
- on mahdollista, että vastaajat olisivat ilmoittaneet pienemmän maksuhalukkuuden jos maksutapa olisi ollut kertamaksu kuukausimaksun sijasta.
- on mahdollista, että muut kuukasittain suoritettavat maksut vaikuttivat vastauksiin. Mitään syytä systemaattiseen yliarviointiin ei tästä kuitenkaan koitune.
- on mahdollista, että CVM-malli ei kuvaa ilmiötä riittävän hyvin. Korjattu selitysaste (R^2) oli vain 0,1, joten tuloksiin ei pidä luottaa liikaa. Meluvaikutusta kuvaavan kertoimen t-arvo oli kuitenkin merkitsevä tasolla 0,1 %.
- vastaajilla on saattanut olla taipumusta vääristää vastauksiaan miellyttääkseen tutkijaa

On myös mahdollista että menetelmien antamat arviot poikkeavat oikeasti toisistaan. Näin voisi olla jos HPM:n antamat tulokset kattavat vain osan niistä ulkoisista vaikutuksista joita vastaajat huomioivat vastatessaan CVM-kyselyyn. Tämä merkitsisi, että ulkoiset vaikutukset eivät täysin kapitalisoituneet HPM-datassa. Markkinat eivät esimerkiksi olleet lyhyen aikavälin tasapainossa.

Niinikään on mahdollista, että kahden eri menetelmän avulla arvotettu tuote ei ollut sama. Asunonäyttelyt pidetään pääosin sunnuntaisin, jolloin liikennemäärät ovat pieniä. HPM antaa siten WTP-mitan tieliikenteen melulle sunnuntaisin eikä keskimääräiselle melutasolle niin kuin CVM-kysely, joka kohdistuu asunnossaan jo asuviin ihmisiin.

Tutkimuksen eräs hyvä puoli on, että HPM ja CVM sovellettiin samoihin asuntoihin, eli CVM-kysely kohdistettiin samoihin asuntoihin, joiden tarkka sijainti ja arvo oli tiedossa. Sijainnin perusteella vallitseva melutaso pystyttiin määrittelemään. CVM-kyselyyn vastanneiden joukossa ($n = 418$) 30 - 40 vuotiaat, akateemisesti koulutetut ja ylempään 25-persentiiliin tuloluokkaan kuuluvat olivat yliedustettuja. Myös keskustassa asuvat olivat hieman yliedustettuja. Tästä syystä CVM-vastaukset eivät edusta koko Helsingin väestöä. Vuokralaisten osuus vastaajista oli lähes sama kuin vuokralaisten osuus koko Helsingin väestöstä. Tekijän mukaan otoksen valintaan liittyvä vääristymä oli kaiken kaikkiaan pieni.

5.3 Arvio tieliikennemelun aiheuttamista kustannuksista Suomessa ja erot vuonna 1992 tehtyihin arvioihin

Tieliikenteen aiheuttamaa melukustannusta Suomessa on taulukoissa 33 ja 34 arvioitu markkamääräisesti. Lähtötietoina on käytetty tielaitoksen antamia tiepiirikohtaisia melutietoja (Tielaitos 1992 c), Tielaitos 1993). Kyseisessä selvityksessä melualueella asuvat ihmiset on jaettu kolmeen ryhmään melutason mukaan: 55 - 65 dB, 65 - 70 dB ja > 70 dB. Näillä alueilla melulle altistuvien ihmisten määräksi saatiin 340000. Tätä lukua on myöhemmin julkaistun yleisten teiden tilaselvityksen perusteella redusoitu 318000:een, kertomalla kaikkien tiepiirien melulle altistuvien henkilöiden määrä suhdeluvulla 318/340. Selvitysten perusteella kaikista tiemelulle altistuvista henkilöistä 40 % asuu yleisten teiden varsilla ja 60 % katujen ja kaavateiden varsilla. Alle 55 dB:n melun ei ole katsottu aiheuttavan mitattavia meluhaittoja. Allaolevassa taulukossa on esitetty melualueilla asuvien määrä eri äänenpainetasoihin jaettuna.

Taulukko 30. Melualueilla asuvien henkilöiden lukumäärä

Alue	55 - 65 dB	65 - 70 dB	> 70 dB
Yleiset tiet	266138	41480	10662
Kadut ja kaavatiet	399207	62220	15994

Melun arvottaminen on suoritettu Matti Vainion (1995) väitöskirjassa esitettyjen tulosten avulla sekä Saksassa tehdyn tutkimuksen (Weinberger 1991) perusteella. Aiemmin tässä raportissa esiteltyihin kyseisten tutkimusten tuloksiin on tehty seuraavat korjaukset ja oletukset:

- altistuvien on keskimäärin oletettu kokevan melun luokan keskiarvon suuruisena äänenpaineeltaan. Näin ollen laskennassa on käytetty melulle alimmassa luokassa arvoa 60 dB, keskimmäisessä luokassa 67,5 dB ja ylimmässä luokassa arvoa 75 dB
- luvut on esitetty vuositasolla käyttämällä 10 % vuotuista korkoa ja muuntamalla Saksan marka Suomen markaksi kurssilla 1 DEM = 3,2 FIM
- taulukon 33 luvut on muutettu melualueilla asuviksi kotitalouksiksi jakamalla henkilöiden määrä luvulla 2,1 (henkilöä/talous)
- asunnon keskimääräisenä kokona on käytetty 74,8 m²/asunto ja hintana 5248 mk/neliö (Tilastokeskus 1995)
- HPM-laskelmassa (Hedonic Price Method) on oletettu -0,36 % suuruinen (vakio) asunnon hinnanalennuksen desibeliä kohti yli 55 dB:n äänenpainetasolla (Vainio 1995)
- CVM (Contingent Valuation Method) olettaa yli 55 dB:n äänenpainetaso ylittävän melun haittavaikutuksen kasvavan lineaarisesti siirryttäessä suuremmalle äänenpainetasolle
- CVM - tutkimuksessa on huomioitu samassa taloudessa asuvat henkilöt ja skaalattu pääkaupunkiseudulla tehty melukysely koko maata koskevaksi käyttämällä skaalaustekijänä kotitalouksien käytettävissä olevia tuloja eri lääneissä (Tilastokeskus 1993)

Taulukko 31. Tieliikennemelun markkamääräiset kustannukset Suomessa soveltaen suomalaisen tutkimuksen (Vainio 1995) tuloksia (yksikkö milj. mk/a)

	55 - 65 dB	65 - 70 dB	> 70 dB	Yht.
Melun kustannukset, yleiset tiet				
HPM	895	349	144	1388
CVM	1543	876	476	2895
Melun kustannukset, kadut ja kaavatiet				
HPM	1343	523	215	2081
CVM	2315	1313	713	4341
Melun kustannukset, yhteensä				
HPM	2238	872	359	3469
CVM	3858	2189	1189	7236

Vainion tutkimuksessa saatu arvio arvonalenemalle dB:ä kohti on so-
pussuinnussa muualla saatujen tulosten kanssa. CVM-tulokset samoin kuin
niiden yleistäminen on epävarmemmalla pohjalla.

Tieliikenteen melun yksikköhaitat mk/asukas on esitetty melualueittain taulu-
kossa 32. Keskimääräisiä melun haittoja mk/km ei määritetty, koska melu-
vyöhykkeiden laajuus vaihtelee suuresti mm. liikennemäärien, nopeusrajoitus-
ten ja maaston mukaan. Lisäksi asutus on jakautunut epätasaisesti teiden
varsille.

Taulukko 32. Tieliikenteen markkamääräiset kustannukset (mk / asukas) tämän
tutkimuksen mukaan.

Melualue (dB(A))	Melun kustannukset (mk/asukas)
55 - 65	3365
65 - 70	8412
70 -	13459

Vertailun vuoksi seuraavassa esitetään melun kustannukset saksalaisen tutki-
muksen tuloksia soveltaen.

Taulukko 33. *Tieliikennemelun markkamääräiset kustannukset Suomessa soveltaen saksalaisen tutkimuksen (Weinberger 1991) tuloksia (milj. mk/a)*

	55 - 65 dB	65 - 70 dB	> 70 dB	Yht.
Melun kustannukset, yleiset tiet				
CVM	320	72	24	416
Melun kustannukset, kadut ja kaavatiet				
CVM	481	108	36	625
Melun kustannukset, yhteensä				
CVM	801	180	60	1041

Kokonaiskustannukset ovat siis noin 3,4 - 7,2 miljardia markkaa vuodessa. Mikäli sovellettaisiin saksalaisen tutkimuksen tuloksia, kokonaiskustannuksiksi tulisi noin 1,0 mrd mk/a. CVM-tutkimukseen liittyvien epävarmuustekijöiden johdosta sovelletaan HPM-menetelmän avulla johdettuja arvioita. Meluhaitan arvoksi tulee tällöin noin 3470 milj. mk/a, mikä on noin 0,67 % Suomen bruttokansantuotteesta vuonna 1990. Arvioon liittyy seuraavassa esitettyjä epävarmuustekijöitä.

Vainion tutkimuksessa ei eroteltu asunnon ostajien halukkuutta maksaa vähemmästä tieliikennemelusta heidän halukkuudestaan maksaa muista lähteistä peräisin olevan melun vähenemisestä (lentoliikenteen melua lukuunottamatta), esimerkiksi mahdollisen teollisuusmelun, piha-alueen melun tai naapurihuoneistoista kuuluvan melun vähenemisestä. Tästä syystä Vainion saamat tulokset saattavat kuvata maksuhalukkuutta muidenkin kuin tieliikenteen melun vähentämisen suhteen.

Muiden melulähteiden huomioonottaminen saattaisi huomattavasti lisätä niiden asuntojen määrää, jotka sijaitsevat melualueella > 55 dB (alueet määritelty vain tieliikennemelun perusteella), mikä pidettiin kynnyksenä havaittavan maksuhalukkuuden ilmenemiselle. Tässä mielessä tuloksena saatu maksuhalukkuus saattaa olla aliarvioitu.

Toisaalta on mahdollista, että Vainion saamat tulokset heijastavat maksuhalukkuutta myös asuntojen muiden ominaisuuksien suhteen, huolimatta pyrkimyksistä erottaa juuri melupreferenssit. Tämä voi johtaa joko yli- tai aliarviointiin.

Asuntonäyttelyt pidetään pääosin sunnuntaisin, jolloin tieliikennemäärät ovat keskimääräistä pienempiä. HPM saattaa siten antaa mitan halukkuudelle maksaa pienemmästä tieliikenteen melutasosta, lähtökohtana melutaso sunnuntaisin pikemmin kuin keskimääräinen melutaso.

Vainion tutkimuksen kohdealueena oli Helsinki. Tuloksen yleistäminen koko maata koskevaksi voi johtaa virhearviointiin esimerkiksi jos helsinkiläisten preferenssit melun suhteen poikkeavat koko maan väestön preferensseistä keskimäärin. Myös asuntojen keskimääräisen koon ja hinnan soveltaminen sisältää virhemahdollisuuden.

Tielaitoksen asettama työryhmä arvioi vuonna 1992 (Tielaitos 1992 a)) melun aiheuttaman viihtyvyyshaitan olevan noin 1600 miljoonaa markkaa vuodessa. Tämä perustui oletukseen, että melutasolla 55 - 65 dB melun häiritseväksi kokevien osuus on 33 %; melutasolla 65 - 70 dB osuus on 50 % ja yli 70 dB melutasosta lähtien 100 %. Meluhaitan yksikköhintana käytettiin 5000 mk/altistunut henkilö.

6 AJANKOHTAISET TUTKIMUKSET

6.1 Pohjoismaisia tutkimuksia

Seuraavassa esitetään tuloksia joistakin Pohjoismaissa tehdyistä maksuhalukkuustutkimuksesta (CVM), jotka ovat keskittyneet ilmansaasteisiin taajamissa.

Taulukko 34. Joidenkin pohjoismaisten CVM-tutkimusten tuloksia koskien taajamien ilmansaasteongelmia (kr = SEK)

Tekijä/vuosi	Maa/kaupunki	Vastausten lkm	Vaikutuksen laatu	WTP hlö tai tal. kohti 50 %:n vähennyksestä
Strand & Taraldset 1991	Norja/Oslo-alue	93	Ilmansaasteet yleensä sekä suhteessa viiteen muuhun ymp.ongelmaan	1800 - 3700 kr/a/talous (kaikille vaik. yhteensä 4800 kr/a)
Halvorsen 1994	Norja/koko maa	1229	Pakokaasujen aiheuttamat terveysvaikutukset	1250 kr/a/hlö (autojen päästöt). Katkaa pienemm. taajamissa asuvat
Widlert et al. 1993	Ruotsi/T.holma + muutama muu	noin 1080	Pakokaasujen aih. terveys-, luonto- ja likaa- misvaik.	1750 kr/a/tal. (terv. hait. ain.) + 20 %, 700 kr/a/tal. (liik. aineet) + 20%
Sælensminde & Hammer 1994	Norja/Oslo ja Akershus	1680	Paikall. ilman saastum., melu, tiepöly ja CO ₂	4600 - 9300 kr/a/tal. (paikall. ilman saastum.)

Pohjoismaissa tehdyt tutkiukset ovat kiinnostavimpia, koska niiden tulokset voitaneen parhaiten soveltaa Suomen olosuhteissa.

Strand & Taraldset 1991

Strand ja Taraldset tekivät 1991 metodologisen kyselytutkimuksen, jossa vastaaja oli vähän. Kun kysyttiin maksuhalukkuutta pelkästään ilmansaasteiden vähentämisestä saatiin tulokseksi 3 - 4 kertaa korkeampi arvo kuin tapauksessa, jossa ilmansaasteet oli yksi kuudesta torjuttavasta ympäristöongelmasta.

Halvorsen 1994

Halvorsen (1994) suuntasi kyselynsä asukkaille eri puolille Norjaa. Ilmansaasteiden puollittaminen edellytettiin maksettavan korkeamman tuloverotuksen avulla. Kysymykset jaettiin neljään alaryhmään toimenpiteen mukaan (mm. sähköautojen subventoiminen). Allergikoiden, kaupunkilaisten ja korkeamman koulutuksen omaavien henkilöiden maksuhalukkuus oli korkeampi kuin muiden. Viidessä suurimmissa kaupungeissa asuvien maksuhalukkuus oli 300 - 1500 kr korkeampi kuin muualla asuvien. Tutkimuksen ongelmana on, että suuressa osuudessa

(58 %) vastauksista maksuhalukkuudeksi ilmoitettiin nolla, useimmiten maksutapaan viitaten.

Widlert et al. 1993

Widlert et al.:n (1993) tutkimuksessa pyrittiin saamaan selville useiden ympäristötekijöiden, mm. autojen pakokaasujen arvostus. Lisäksi tutkimukseen sisältyi onnettomuusriski paikalliskadulla, tien vaikutus maisemakuvaan sekä kaupunkikuvan, viheralueiden ja näköalan kokeminen tieltä. Päästöjen puolittamisesta maksettaisiin korkeamman bensinihinnan muodossa (1 tai 2 kr/litra). Käytetty tekniikka perustuu pelitilanteisiin, joissa haastateltavat jokaisessa pelissä saivat ottaa kantaa eri vaihtoehtoihin. Vastaaajia pyydettiin asettamaan tietty määrä kortteja paremmuusjärjestykseen. Jokaisessa kortissa oli 3 - 4 varioitavaa muuttujaa. Tulokset on esitetty seuraavassa taulukossa.

Taulukko 35. Maksuhalukkuus (kr/a) pakokaasupäästöjen eri aineiden puolittumisesta Widlert et al.:n tutkimuksen mukaan

Komponentti	WTP, SEK/a
Terveydelle haitalliset aineet	1750
Luonnolle haitalliset aineet	1500
Likaavat aineet	700

Osoittautui, että seuraviin ryhmiin kuuluvilla oli muita korkeampi maksuhalukkuus: naiset, ne joilla on lapsia, korkeatuloiset ja maaseudulla asuvat. Valitettavasti kysymykset muotoiltiin siten että jäi epäselväksi missä määrin maksuhalukkuusarvot ovat tulkittavissa pelkästään vastaajan, ja missä määrin hänen kotitaloutensa maksuhalukkuudeksi. Pääosin vastaukset viittanevat koko kotitalouden maksuhalukkuuteen. Koska osa vastauksista ehkä kuitenkin koski yksittäisen vastaajan maksuhalukkuutta, voidaan arvioida, että korottamalla vastauksissa saatuja lukuja 20 %:lla saadaan arvio kotitalouksien maksuhalukkuudelle.

Sælensminde & Hammer 1994

Sælensminde ja Hammer (1994) tutkivat neljään ympäristötekijään liittyviä arvostuksia: paikalliset ilmansaasteet, melu, tienpöly/tieradan lika ja CO₂-päästöt. CO₂-päästöt otettiin mukaan erikseen jotta vastaajat eivät ajattelisi globaalisia ympäristöongelmia kysyttäessä liikenteen paikallisista vaikutuksista.

Tutkimus suoritettiin Widlert et al.:n tutkimuksen tapaan "pelinä". Ensimmäinen viidestä pelistä liittyi osallistujien todelliseen matkaan ja sillä pyrittiin saamaan selville matkustamisaikaan liittyvät arvostukset. Tuloksia pyrittiin myös hyödyntämään kontrollina. Peleissä 2 - 5 varioitiin sekä neijää ympäristötekijää että matkustuskustannuksia ja -aikoja. Pelit 2 ja 3 koskivat mm. polttoaineiden muuttamista siten että niiden käytöstä aiheutuvat kustannukset muuttuisivat ja kysymyksissä varioitiin matkakohtaisia kustannuksia, matkustusaikoja ja ympäristötekijöitä. Pelit 4 ja 5 sisälsivät valintamahdollisuuden tulevan ympäristöpolitiikan seurauksena syntyvien ympäristövaikutusten suhteen. Konkreettista

matkaa ei peleihin liittynyt. Kustannukset ilmaistiin vuosittaisten tai kuukausittaisten kuljetuskustannusten/verojen muutoksina.

Tutkimuksessa haastateltiin 1680 satunnaisesti valittua 18 - 75 vuoden ikäistä henkilöä Oslost ja Akershusista. Kysymyksistä ilmeni selvästi, että kyse oli maksuhalukkuudesta kotitaloutta kohti. Oslossa oli vuonna 1990 noin 458000 asukasta ja sitä ympäröivässä Akershusin läänissä (fylke) 415000 henkilöä (Akershusiin kuuluu noin 20 kuntaa). Asukkaita oli siten yhteensä 873000 ja talouksia 410000.

Sælensminde ja Hammer esittävät tuloksensa muodossa maksuhalukkuus yhden prosentin päästövähennemää kohti. Seuraavassa taulukossa tulokset esitetään ruotsin kruunuissa (syksyllä 1994 oli voimassa kurssi 1 NOK = 1,10 SEK).

Taulukko 36. Maksuhalukkuus (SEK) taloutta kohti vuodessa Oslossa/Akershusissa siitä, että kyseisen epäpuhtauden päästö pienenesi yhden prosenttiyksikön verran

Tekijä (päästölaaji)	Arvot peleistä 2 ja 3	Arvot peleistä 4 ja 5
Paikalliset ilmansaasteet	140 - 280	93 - 186
Melu	50 - 100	45 - 90
Tienpöly/tieradan lika	114 - 226	47 - 94
CO ₂	128 - 256	56 - 112

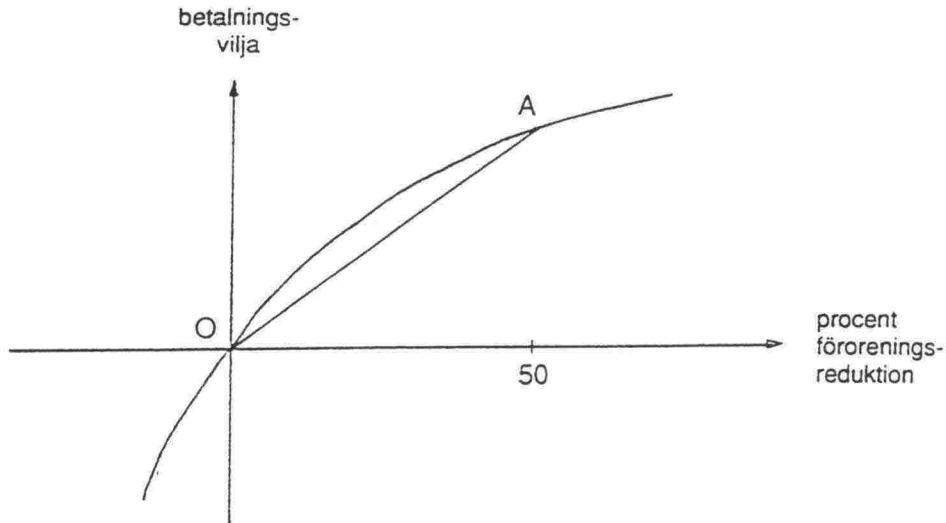
Raportissa tehdään arvio, että pelien 4 ja 5 tulokset olisivat luotettavimmat. Eräs syy tähän on, että peleissä 2 ja 3 lisämaksu suoritettaisiin matkaa kohti kun taas lisämaksu peleissä 4 ja 5 suoritettaisiin vuotta tai kuukautta kohti. Vastaajien on viimeksi mainitussa tapauksessa helpompi huomioida budjettinsa tuovat rajoitukset.

Arviot on ilmoitettu ylä- ja alarajana (puolet edellisestä). Korkeammat arvot ovat vastauksista saadut arvot. Sælensminde ja Hammer argumentoivat, että varovaisessa tulosten tulkinnassa on huomioitava ns. "pakettieffekti" tai fokusointieffekti. Tämä merkitsee, että henkilö joka saa kysymyksiä kahdesta vaikutuksesta neljästä vastauksessaan jossain määrin laskee sen varaan, että kahta muutakin vaikutusta voidaan pienentää.

Maksuhalukkuus 50 % päästöjen vähenemisestä Oslossa/Akershusissa olisi tulosten mukaan 4650 - 9300 kr/talous/a (eli 50 • 93 - 50 • 186 kr/talous/a) olettaen että yllä esitetyt maksuhalukkudet pätevät välillä 0 - 50 % päästövähennemä. Henkilöä kohti laskettuna maksuhalukkuus olisi 2200 - 4400 kr/a.

Peleissä 2 ja 3 saatiin odotettu tulos, jonka mukaan maksuhalukkuus päästöjen vähentämisen-% kohti on suurempi pienennettäessä päästömääriä prosentuaalisesti vähän verrattuna suureen prosentuaaliseen päästöjen vähennykseen. Peleissä 4 ja 5 vastaavaa ei havaittu. Seuraava kuva havainnollistaa periaatteen.

Kuva 6. Maksuhalukkuus päästöjen vähentämisen suuruuden (%) funktiona. Origin vasemmalla puolella oleva osa esittää maksuhalukkuutta korkeampien pitoisuuksien estämisestä



Mielenkiintoisinta on tarkastella maksuhalukkuutta epäpuhtauspitoisuuden prosentuaalista muutosta kohti lähellä niitä pitoisuuksia, jotka nykyään vallitsevat taajamissa, mutta myös suuremmille muutoksille, esimerkiksi 50 - 100 %, nykyään vallitsevista pitoisuuksista. Yritessämme arvioida marginaalikustannusta meitä kiinnostaa WTP-käyrän tangentin kulmakerroin. Kulmakerroin ilmaisee marginaalisen maksuhalukkuuden. Maksuhalukkuustutkimuksissa ei saada suoraan tangentin kulmakertoimta, vaan käyrän eri segmenttien kulmakertoimia (esimerkiksi suora -10 %:sta +60 %:iin kuvassa 6).

Sælensminde ja Hammer approksimoivat maksuhalukkuuskäyrää kolmen suoran avulla (välillä -20 % - 0 %, välillä 0 % - 30 % ja välillä 30 % - 90 %). Sovellettaessa näitä kolmea suoraa (soveltuvuusalue muutokset välillä -20 % ja 90 %) arviointivirhe on huomattavasti pienempi kuin sovellettaessa yhtä suoraa välillä -10 % - 60 % (soveltuvuusalue muutokset välillä -10 % ja 60 %). Kuvassa näkyvien suorien kulmakertoimet ilmenevät seuraavasta taulukosta.

Taulukko 37. Paikallisten ilmansaasteiden, melun ja tienpölyn/tieradan lian arvostus eri päästöjen vähentämimäärillä. Kyseessä on pelien 4 ja 5 tulokset. Yksikkö on NOK%/talous/a (ylempi arvo) ja NOK%/asukas/a (alempi rivi).

	Segmentissä pätevä maksuhalukkuus (maksuhalukkuusfunktion lineaarinen approksimaatio)			Keskimääräinen maksuhalukkuus
	-20% - 0%	0% - 30%	30% - 90%	
Pätee alueella				-10% - 60%
Paikall. ilma- saasteet	115 54	75 35	48 23	85 40
Melu	78 37	35 16	19 9	41 19
Tienpöly/tieradan lika	64 30	38 18	12 6	43 20

Seuraavassa tulokset esitetään muodossa maksuhalukkuus paikallisten ilmansaasteiden pienenemisestä kärsivää kohti ja henkilöä (kaikki asukkaat) kohti päästöjen vähentyminen (%) funktiona.

Taulukko 38. Maksuhalukkuus paikallisten ilmansaasteiden vähenemisestä Oslosa/Akershusissa, NOK/kärsivä/a ja NOK/asukas/a

Paikallisten ilmansaasteidenväheneminen	Maksuhalukkuus kärsivää kohti (yht. 191000)	Maksuhalukkuus asukkaita kohti (yht. 873000)
-20 %	- 4950	- 1080
-10 %	- 2450	- 550
10 %	1600	350
20 %	3200	700
30 %	4850	1050
40 %	5850	1300
50 %	6900	1500
60 %	7900	1750
70 %	8950	1950
80 %	10000	2200
90 %	11000	2400
100 %	(12000)	(2650)

Luvut viimeisellä rivillä ovat suluissa koska niitä ei ole esitetty Sælensminden ja Hammerin raportissa vaan ne ovat tämän muistion kirjoittajan ekstrapoloimia.

Leksell & Löfgren 1995

Ruotsin tielaitoksen ja KFB:n (Kommunikationsforskningsberedningen) rahoittamassa tutkimuksessa pyritään arvottamaan tieliikenteen päästöjen vaikutuksia kaupunkialueilla. Tavoitteena oli määrittää päästöille arvot jotka riippuvat päästön paikasta, ajankohdasta, säästä jne. Tutkimusalueena oli Göteborg.

Päästöjen ja pitoisuuksien välistä yhteyttä tutkittiin leviämismalleilla. Tietä kuvataan viivalähteenä, joka emittoi suunnilleen vakiopäästön grammoina metriä ja sekuntia kohti. Tuulen suunnan ja muun meteorologisen aineiston perusteella voidaan määrittää päästöstä syntyvä pitoisuus joko tiettyinä hetkenä tai keskimäärin. Tuuliolosuhteet vaihtelevat myös kaupungin sisällä, joten jokainen alue täytyy mallintaa erikseen.

Väestön saama kokonaisannos riippuu pitoisuuksista, ihmismäärästä ja vakioksi (10 l/min) oletetuista hengitysmäärästä. Alueitten ihmismäärät on määritetty erikseen yölle ja päivälle (eli työssäoloajalle). Lisäksi on tarkasteltu erikseen "katuannosta" ja "kaupunkiannosta". Katuannos kohdistuu niihin, jotka liikkuvat samalla kadulla kuin päästölähde tai oleskelevat kyseisen tien varrella olevissa taloissa. Tämä lasketaan eri leviämismallilla kuin kauempana oleviin ihmisiin vaikuttava kaupunkiannos. Menetelmää voisi tutkimuksen mukaan edelleen kehittää ottamalla huomioon katujen geometrian, eli esimerkiksi sen, rajoittavatko katua molemmilta puolilta korkeat rakennukset. Toinen parannuskohde voisi olla kemiallisten reaktioiden, kuten otsonin muodostuksen, huomioiminen annoksia määriteltäessä.

Arvottamisen perustaksi on otettu norjalaiset ja ruotsalaiset maksuhalukkuustutkimukset. Niissä on arvioitu Göteborgin kokoisen kaupungin kotitalouksien olevan valmiit maksamaan keskimäärin 2500 kruunua vuodessa, mikäli saastetaso laskisi 50 %. Tämän perusteella Leksell ja Löfgren ovat laskeneet annoskohtaiset arvot. He ovat oletaneet saastumisen koostuvan NO_x- ja VOC-annoksista, joiden painoarvo on yksi, sekä hiukkasista, joiden painoarvo on kymmenkertainen. Tutkijat pitävät päästöjen näin tehtyä arvottamista epäluotettavana, mutta tarkempien tutkimusten puuttuessa esittävät kuitenkin seuraavat tulokset:

Taulukko 39. Ilmansaasteiden terveysvaikutukset SEK/mg.

Typen oksidit	4
VOC-yhdisteet	4
Hiukkaset	40

Tutkimuksessa tarkasteltiin vielä erikseen VOC- sekä PAH- (polyaromaattisten hiilivety-) yhdisteiden aiheuttamaa syöpäriskiä. Tämän todettiin olevan noin 10 - 15 % kaikista pakokaasupäästöjen terveysvaikutuksista. Muille vaikutuksille tutkimuksessa ei kuitenkaan ole esitetty annos-vaikutus -funktioita, eikä terveysvaikutusten erittelyä ole viety pidemmälle.

Myös hiukkasten maaperävaikutuksia tutkittiin. Niiden kustannukseksi saatiin noin 17 % ilmansaasteiden kaikista paikallisista vaikutuksista.

Edellä esitetyt arvot ihmisten hengittämien annosten ja heidän maksuhalukkuutensa suhteesta ovat paikasta riippumattomia. Tutkimuksen päämääränä oli selvittää autojen päästöjen suhde maksuhalukkuuteen, jota varten yhdistettiin edellä esitetyt selvitykset päästöistä pitoisuuksiin ja edelleen saatujen annosten kautta arvostuksiin. NO_x-päästöjen kohdalla kaupunkiannoksen suuruudeksi saatiin keskimäärin 8 mg yhden kilogramman päästöä kohti ja katuannoksen puolestaan todettiin olevan noin puolet katuannoksesta. Tämä vastaa 48 kruunun kustannuksia yhden typpikilon päästöä kohti. Tulokset riippuvat kuitenkin voimakkaasti paikasta ja tietyllä tuulen voimakkuudella ja suunnalla kaupungin keskustadulla on päädytty yli 15 kertaisiin annoksiin samansuuruisista päästöä käsiteltäessä.

Taulukko 40. Päästöjen vaikutukset.

Olosuhteet	Annos mg/kg	Arvo, NO _x tai VOC, SEK/kg	Arvo, hiukkaset, SEK/kg
Keskimäärin	12	48	480
Keskusta/keskim. sää	75	300	3000
Keskusta/heikko pohjoistuuli	180	720	7200

Vertailun vuoksi tutkimus tehtiin myös Falunissa, jonka keskustassa on 32000 asukasta. Tällöin samansuuruisista päästöstä saatu annos oli noin neljännes siitä, mitä se oli Göteborgin keskustassa.

Pakokaasupäästöjen terveyshaittojen kokonaiskustannuksiksi saatiin Göteborgissa noin 700 miljoonaa kruunua vuodessa. Koko Ruotsin kaupunkialueille saatiin vastaavasti 8000 milj. SEK/a.

Jansson 1995

Ruotsalainen tutkimus liikennesuunnittelusta jakaantuu kahdeksaan alueeseen, (1) yhteiskuntaekonomisten laskelmien periaatteita, (2) ilmansaasteet ja ilmastomuutokset, (3) onnettomuudet, (4) melu ja värähtely, (5) tavaraliikenteen hyödyllisyyslaskelmat, (6) juna-, lento- ja bussiliikenteen hinnat ja kustannukset, (7) infrastruktuuri sekä (8) ruuhkautuminen.

Ravinnosta saatavien PAH-yhdisteiden on arvioitu lisäävän syöpäriskiä Ruotsissa 150 tapauksella vuodessa. Yhden syöpätapauksen arvoksi on laskettu 7,5 miljoonaa kruunua ja kun tiedetään hiukkasten kokonaismäärä sekä liikenteen tuottama osuus siitä on saatu hiukkasten terveyshaitaksi 160 SEK/kg

Rikkidioksidin aiheuttamaksi terveyshaitaksi on arvioitu 30 SEK/kg. Sopivana hiilidioksidipäästöverona pidetään 40 SEK/kg, joka vastaa energiantuotannon ilmansaasteille asetettua veroa. Nykyisissä haittalaskelmissa tielaitos käyttää arvoa 25 SEK/kg. VOC-yhdisteiden ja hiilidioksidipäästöjen haitta-arvoihin ehdotetaan inflaatiotarkistusta jolloin uudeksi arvoiksi saataisiin 20 SEK/kg.

Taulukko 41. Ilmansaasteiden ympäristövaikutukset, SEK/kg.

NO _x	40
VOC	20
SO ₂	15
Hiukkaset	160
CO ₂	0,342

Taajamavaikutusten osalta tutkimuksessa siteerataan Leksellin ja Löfgrenin (1995) tutkimusta, jossa kehitelty menetelmä huomioi arvottamisessa kaupungin suuruuden, päästön ajankohdan sekä säätilanteen.

Melun osalta käsitellään Ruotsin tielaitoksen tutkimuksia, joissa on pyritty arvottamaan melua. Arvottaminen alkaa jo 50 dB(A):n melutasosta ja korkeammilla desibelimäärillä haitta suurenee nopeammin kuin alhaisella melutasolla.

Taulukko 42. Meluhaitta henkilöä ja vuotta kohti.

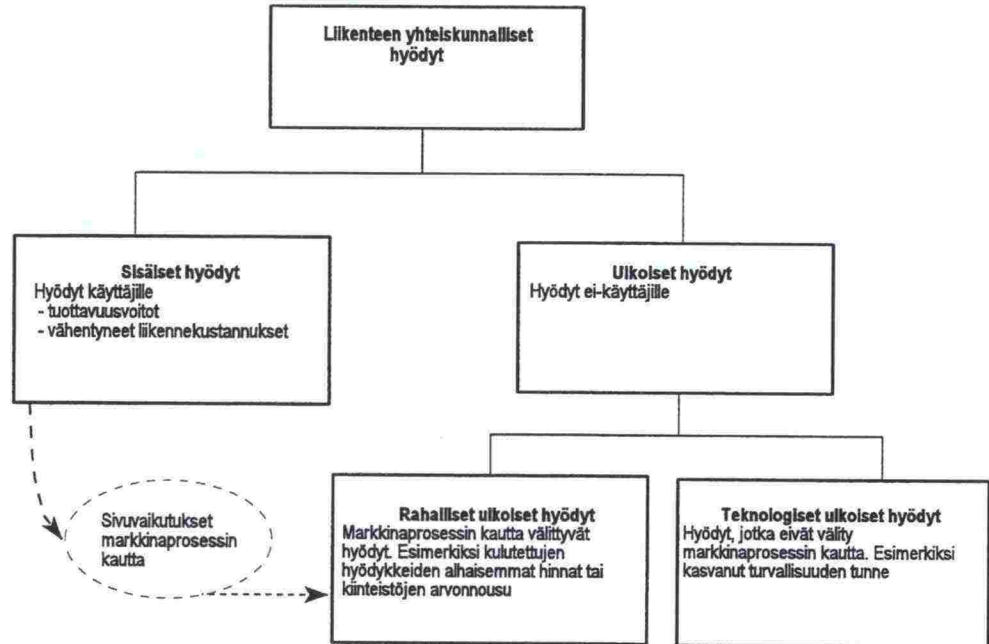
Melutaso	SEK
57,5	500
62,5	1500
67,5	2500
72,5	3500

Korpela 1995

Korpelan Tampereen teknillisessä korkeakoulussa tekemän tutkimuksen mukaan liikenteen ulkoiset hyödyt tunnetaan nykyisin erittäin puutteellisesti. Väitteet siitä, että liikenteen hyödyt olisivat sisäistetyt markkinapäätöksissä eivät tutkimuksen mukaan perustu tosiasioihin, koska liikenteen hyötyjä ei vielä tunneta eikä kyetä arvioimaan niiden merkitystä yhteiskunnalle.

Tutkimuksessa ulkoiseksi hyödyksi käsitetään kaikki yhteiskunnallinen hyöty, joka syntyy sisäisen hyödyn johdannaisena, esimerkiksi liikennekustannusten alenemisen johdosta kuljetettavien tuotteiden hinnat alenevat. Ulkoiset hyödyt jaetaan erikseen teknologiseksi ja rahalliseksi ulkoiseksi hyödyksi - rahallinen hyöty välittyy markkinaprosessin kautta, mutta teknologinen ei. Kaikki liikenteelliset hyödyt jaotellaan seuraavasti.

Kuva 7. Liikenteen yhteiskunnalliset, sisäiset ja ulkoiset hyödyt.



Mielenkiintoisimpia lienevät ulkoiset teknologiset hyödyt, joiden olemassaoloon monet muut tutkimukset suhtautuvat epäillen. Tällaisia Korpela on löytänyt muutamia:

- (1) Pelastuspalvelut hyödyttävät yhteiskuntaa. Kun uhri pääsee sairaalaan nopeasti hyvin rakennetun liikenneinfrastruktuurin takia, säästyvät uhrien omaiset tuskalta ja hoitokustannukset ovat pienemmät. Lisäksi pelastuspalvelupisteitä (paloasemia, sairaaloita, poliisiasemia) tarvitaan vähemmän, jolloin yhteiskunta säästää.
- (2) Informaatiovaikutuksia syntyy, kun liikenneväylät mahdollistavat henkilökohtaisten suhteiden solmimisen. Lisäksi journalisteilla on mahdollisuus kirjoittaa liikenteen aiheuttamista ilmiöistä maksamatta hintaa raaka-aineesta, eli informaatiosta.
- (3) Joukkoliikenteen lisätessä ajoneuvovuoroja, syntyy käyttäjäkustannussäästöjä. Normaalisti palvelun laadun parantuminen johtaisi korkeampaan hintaan, mutta useiden joukkoliikenneyritysten kilpailutilanteessa lisääjoneuvovuorot ei hyödytä ainoastaan kyseisen, vaan myös kilpailevan yrityksen matkustajia. Kilpailutilanne estää hintojen korotuksen.
- (4) Ihmiset viettävät aikaansa katselemalla liikennettä.

Lisäksi Korpela käsittelee vielä optiohyötyjä. Nämä eivät riipu infrastruktuurin todellisesta käyttämisestä vaan joutuvat ainoastaan kapasiteetin olemassaolosta. Tällaisia ovat mm. tunne pelastuspalvelujen käyttömahdollisuudesta, hyöty maanpuolustukselle, kun tiedetään tiettyyn kohteeseen päästävän lyhyessä ajassa sekä erilaiset hyödyt teiden rakentamisesta, tie esimerkiksi suojaa tulipalon leviämiseltä.

VATT 1995

Liikenneministeriön Valtion taloudellisessa tutkimuskeskuksessa teettämässä tutkimuksessa tarkastellaan liikenteen ulkoiset haitat huomioivaa hinnoittelua. Tutkijat kannattavat lähes varauksetta rajakustannushinnoittelua ja aiheuttajamaksaa-periaatetta. Tästä on heidän mielestään syytä poiketa vain silloin, jos suora hallinnollinen sääntely on ulkoisten haittojen huomioimiseksi rajakustannushintojen perimistä edullisempi toteuttaa.

Tieliikenteen päästöjä on yritetty arvottaa VTT:n LIISA-päästömallin ja tielaitoksen hankearvioinneissa käytettävien yksikköarvojen perusteella.

Taulukko 43. Tie- ja katuliikenteen päästöt 1993

Päästölaaji	Määrä t/v	Hinta mk/t	Kustannus, 1000 mk/v
Hiilimonoksidi	255500	0	0
Hiilivety	32000	10000	320000
Typen oksidit	99300	5000	496500
Hiukkaset	10300	92000	947600
Rikkidioksidi	3100	0	0
Lyijy	150	0	0
Hiilidioksidi	10894400	170	1852048
Yhteensä			3616178

Tämän arvioinnin perusteella on päädytty noin 3,6 mrd markan kokonaishaittaan. Lopullisessa arvioinnissa on kuitenkin käytetty eurooppalaisia tutkimuksia, joissa on määritetty haitta prosentteina BKT:stä. Näin on saatu seuraavat tulokset.

Taulukko 44. Liikenteen ulkoiset haitat 1993.

Kustannus	% / BKT	Mrd mk
Onnettomuudet	1,2	6
Melu	0,3	1,5
Paikalliset päästöt	0,4	2
Globaalit päästöt	1 - 10	5 - 50
Yhteensä	2,9 - 11,9	14,5 - 59,5

Ulkoisten kustannusten lisäksi on tutkimuksessa selvitetty tieliikenteen suorat kustannukset, joita ovat mm. liikenneväylien rakentaminen ja kunnostaminen. Tulopuolelle kuuluvat suorat tulot, lähinnä liikenteestä kerätyt verot ja maksut. Sen sijaan ulkoisten hyötyjen olemassaoloa pidetään kiistanalaisena - nämä

perustuvat tutkimuksen mukaan lähinnä väärinymmärryksiin. Tutkimuksessa päädyttiin seuraavan taulukon mukaiseen arvioon liikenteen kustannusvastaavuudesta.

Taulukko 45. Tie- ja katuliikenteen kustannusvastaavuus 1993.

Verot ja maksut yhteensä	13779
- Erityisverot ja -maksut	13099
- Parkkimaksut	100
- Tielaitoksen tulot	250
- ARK:n tulot	330
Kustannukset yhteensä	18307
- Perustienpito	3908
- Teiden rakentaminen	1766
- Tielaitoksen muut menot	203
- Kuntien menot liikenneväyliin	3400
- Liikenteen hallinta ja valvonta	750
- Onnettomuudet	3000
- Päästöt	3616
- Melu	1664
Alijäämä	-4528

Tieliikenteen vuoden 1993 verot ja maksut eivät siis tutkimuksen mukaan riittäneet kattamaan kustannuksia vaan ne jäivät yhteiskunnan kannettaviksi. Tämä merkitsee yhteiskunnan resurssien tehotonta allokaatiota. Vaikka verot ja maksut ovat nousseet vuoden 1993 tasosta, ovat korotukset olleet fiskaalisia, eivätkä ne siis ole taanneet kustannusvastaavuuden toteutumista.

Tutkimuksessa suositellaankin tie- ja katuliikenteen kokonaiskustannusten ottamista verojen ja maksujen lähtökohdaksi. Polttoaineen hintaan tulisi sisältyä vero päästöjen, melun, tie- ja katuverkon kunnossapidon ja onnettomuuksien kustannuksista, lisäksi tarvittaisiin ajoneuvoikohtainen, ajoneuvon painon ja kunnan mukaan porrastettu, vuosimaksu sekä erillinen ruuhkamaksu. Näittenkään avulla ei päästäisi vielä täydelliseen kustannusvastaavuuteen (esim. kuljettajan ajotapaa on erittäin vaikea ottaa huomioon maksuja määriteltäessä), mutta kuitenkin nykyistä huomattavasti parempaan tilanteeseen.

6.2 Muita tutkimuksia

Kågeson 1993

T&E:n (European Federation for Transport and Environment) tutkimuksessa tarkastellaan eri kuljetusmuotojen liikennevälineitten ulkoisia kustannuksia sekä henkilö- että tavaraliikenteessä. Päästöistä otetaan huomioon hiilidioksidi, rikkidioksidi, typen oksidit, haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC), melu sekä liikenneonnettomuudet.

Ilmansaasteiden osalta käytetään lähtökohtana T&E:n teettämää aikaisempaa tutkimusta (Klaassen 1992), jossa on arvioitu eri päästöjen vähentämisen marginaalikustannuksia. Tavoitteeksi on otettu rikkipäästöjen vähentäminen 80 % vuoden 1980 tasosta, jolloin kustannukset ovat maasta riippuen 500 - 4000 ECUa rikkidioksiditonnia kohti.

Vastaavasti typen oksideille ja VOC-yhdisteille on saatu 50 % vähennystavoitteella vuoden 1985 tasosta yhteiskustannukseksi noin 4800 ECUa NO_x-tonnia kohti. Tätä tavoitetta tutkijat tosin pitävät alimitoitettuna. Mikäli tavoitteena olisi päästä kriittistä kuormitusta vastaaviin päästömääriin NO_x - ja VOC-päästöjen osalta, tulisi vähennyksen olla 90 % luokkaa, mikä vastaa noin 8000 ECU:n haittaeroa tonnia kohti.

Euroopan komission vuonna 1992 asettama hiilidioksidipäästöjen vähentämistavoite oli jäädyttää päästöt vuoden 1990 tasolle vuoteen 2000 mennessä. Tähän uskottiin päästävän päästöverolla kolme dollaria öljybarreilta. Arvioitiin, että veron tulisi nousta seitsemän vuoden kuluttua kymmeneen dollariin barreilta, joka vastaisi 0,14 ECUa bensiinilitraa kohti. Selvityksen mukaan EU:n pitemmän tähtäimen tavoitteen (päästöjen aleneminen 25 % vuoteen 2010 mennessä) saavuttamiseksi realistisempi ympäristövero vuonna 2000 olisi 0,25 ECUa litralta.

Eri kuljetusmuotojen päästö määrrien ja päästöjen marginaalikustannusten perusteella on saatu kuljetusten yksikkökustannukset kilometriä ja matkustajaa (hlö-km) tai tavarankuljetuksen kohdalla tonnia (tn-km) kohti. Autojen päästö määrät perustuvat Naturvårdsverketin arvioihin ja niiden on oletettu olevan samat kaikissa tarkastelumaissa.

Melulle ja liikenneonnettomuuksille on laskettu marginaalikustannusten sijasta keskimääräisiä kustannuksia. Melun vaikutuksia voidaan arvottaa monin eri tavoin. Tutkittaessa kiinteistöjen arvon alentumista melun johdosta (Pearce 1985) on päädytty 0,5 % hinnanalennukseen desibeliltä. Selvityksen tekijöiden mielestä tulevaisuuden tärkeä menetelmä on meluhaittojen estämisen kustannusten laskeminen. Tässä tutkimuksessa käytetään lähtökohtana kuitenkin maksuhalukkuustutkimuksia. Niissä on saatu meluhaitaksi noin 0,2 % bruttokansantuotteesta. Tätä soveltamalla saadaan tieliikenteen ympäristöhaitaksi 2,0 - 3,0 ECU/1000 hlö-km. Tutkijat ehdottavat, että puolet tästä lisättäisiin polttoaineeseen (noin 0,025 ECU/l) ja toinen puoli kerättäisiin kaupunkien autoilijoilta, koska näitten aiheuttamat meluhaitat ovat suurimmat.

Onnettomuuksia arvotetaan käyttäen Euroopan komission tutkimusta COST 313 (1990).

T&E:n raportissa ulkoisia kustannuksia on laskettu eri maissa. Seuraavassa taulukossa esitetään Ruotsille saatuja tuloksia.

Taulukko 46. Henkilöliikenteen ulkoiset kustannukset Ruotsissa (ECU/1000 hlö-km).

	Ilman- saast.	CO ₂	Melu	Onnet- tom.	Yht.
Henkilöauto/1993	14,6	4,5	1,4	7,1	27,6
Juna/1993	0,9	2,2	0,4	0,6	4,1
Lentokone/1993	7,3	9,2	1,9	0,3	18,7
Auto/2003	3,7	5,6 - 11,0	1,7	8,5	19,5 - 24,9
Juna/2003	0,6	3,4 - 6,7	0,5	0,7	5,2 - 8,5
Lentokone/2003	5,5	11,9 - 23,1	2,3	0,4	20,1 - 31,3

Taulukko 47. Tavaraliikenteen ulkoiset kustannukset Ruotsissa (ECU/1000 tn-km).

	Ilman- saast.	CO ₂	Melu	Onnet- tom.	Yht.
Kuorma-auto/1993	5,6	3,5	0,7	1,8	11,6
Juna/1993	0,6	2,9	0,4	0,6	4,5
Ro-ro/1993	6,0	0,6	0,0	0,1	6,7
Kuorma-auto/2003	3,9	3,6 - 6,6	0,8	2,2	10,5 - 13,5
Juna/2003	0,6	3,4 - 6,7	0,5	0,7	5,2 - 8,5
Ro-ro/2003	5,5	11,9 - 23,1	2,3	0,4	20,1 - 31,3

Tutkimuksessa on laskettu myös maakohtainen verokanta, jolla ulkoiset kustannukset saataisiin sisällytettyä aiheuttajien maksettavaksi. Tuloksena saatavat polttoaineverot olivat huomattavan korkeita - yleensä noin kaksinkertaisia nykyisiin verrattuna. Ruotsissa tarvittavaksi veroksi määritettiin vuonna 1993 0,70 ECUa, eli noin 4,7 markkaa litralta. Vuonna 1993 käytössä ollut bensiinivero oli 0,42 ja dieselvero 0,28 ECUa litralta. Kymmenen vuoden kuluttua veron tulisi olla 0,59 - 0,73 ECU/l riippuen hiilidioksidipäästöille asetetuista vähennystavoitteista.

Hansson & Markham 1992

Union Internationales des Chemins de Fers (UIC), Strategic Planning Committee käsittelee tutkimuksessaan liikenneonnettomuuksia, ilmansaasteita (NO_x, SO₂, HC ja CO₂), melua sekä ruuhkautumista. Raportin päätavoitteina on osoittaa, että on sekä mahdollista että tärkeää saattaa liikenteen ulkoiset kustannukset aiheuttajan maksettavaksi.

Kaikkia erillisiä ilmansaasteiden vaikutuksia ei tutkimuksen mukaan ole helppoa selvittää. Vertailluissa tutkimuksissa on saatu annos-vaikutus -funktioiden avulla

tieliikenteen päästöjen vaikutuksiksi noin 0,1 - 0,4 % BKT:sta. UIC:n tutkijat epäilevät todellisten vaikutusten olevan suurempia, mikäli kaikki vaikutukset osattaisiin ottaa huomioon. Tutkijat pitävät seuraavia käyttämäänsä kahta menetelmää luotettavimpana.

- (1) Eri maksuhalukkuustutkimusten perusteella on päädytty kaikkien ilmansaasteiden aiheuttamaan kokonaishaitta-arvioon. Tieliikenteen osuudeksi on saatu 0,5 - 1,5 % BKT:sta. Lähteenä olevissa tutkimuksissa on vastaavaksi luvuksi Suomessa määritelty 0,18 % - 1,40 % parhaiten arvioiden ollessa keskimäärin noin 0,6 % BKT:stä. Kun tämä kokonaishaitta jaetaan eri päästöjen kesken, saadaan määriteltyä eri päästöille sopivat haittaverot. Tutkimuksen mukaan NO_x-, SO₂- ja HC- päästöille veron tulisi olla 2000 ECU/päästötonni.
- (2) Toisaalta tulevaisuuden ympäristöpoliittisessa päätöksenteossa pidetään tutkimuksen mukaan yhä tärkeämpänä määrittää niitä maksuja, joilla päästöt saadaan putoamaan alle tavoiterajan. Eräs esimerkki tästä on Euroopan komission määrittelemä haittaverot 10 dollaria öljybarrelilta, joka vastaa 30 ECUa hiilitonnilta. Vero ei siis perustu todellisiin haittoihin, vaan tavoitteena on jäädyttää hiilidioksidipäästöt vuoden 1990 tasolle.

Ilmansaasteiden lopullisten vaikutusten osalta Hansson ja Markham tyytyvät siteeraamaan muutamaa tutkimusta:

Taulukko 48. *PLANCO Consulting (1990), ilmansaasteiden ulkoiset kustannukset Saksassa (ECU/1000 tn-/hlö-km).*

Rahtiliikenne	11,5
Bussit	3,6
Henkilöautot	17,6

Taulukko 49. *Hansson & Lindberg (1992), ilmansaasteiden ulkoiset kustannukset Ruotsin maaseudulla (ECU/1000 tn-/hlö-km).*

Rahtiliikenne	167
Bussit	115
Henkilöautot (ei kat.)	32
Henkilöautot (kat.)	11

Myös melua arvotetaan bruttokansantuotteesta lasketun prosenttiosuuden avulla. Monien tutkimusten avulla määritelty 0,2 % BKT:stä vastaa noin 50 ECUa yhtä henkilöä, joka kärsii 65 dB(A):n melusta, kohti. Keskimääräiseksi yksikköhaitaksi saatiin 2,22 ECU/hlö,tn-km (Ruotsissa 1,27 ECU/hlö,tn-km).

Liikenneonnettomuuksien arvottamisen lähtökohtana ovat tilastot liikenteessä kuolleista ja loukkaantuneista. Yksikköarvoiksi on tutkimuksessa otettu miljoona ECUa kuollutta ja kaksikymmentätuhatta ECUa loukkaantunutta kohti.

Taulukko 50. Liikenneonnettomuuksien ulkoiset kustannukset Ruotsissa (ECU/1000 km).

	Maaseutu	Kaupunki
Henkilöautot	15	51
Bussit	22	200
Rahtiliikenne	20	200

Myös liikenneonnettomuuksia käsitellään yhtenä ulkoisten kustannusten aiheuttajana. Autoilijathan eivät ajopäätöksiä tehdessään yleensä ota huomioon muille autoilijoille aiheuttamia viivytyksiä.

Bickel & Friedrich 1994

Länsi-Saksan liikenteen ulkoisia kustannuksia selvittävä tutkimus on tehty IER:ssä (Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung). Sen metodologia pohjautuu pitkälti ExternE -projektiin, joka on EU:n tutkimushanke polttoaineketjujen ulkoisista kustannuksista.

Ilmansaasteista on huomioitu tyypilliset fossiilisten polttoaineitten päästöt - hiilimonoksidi, typen oksidit, rikkidioksidi, VOC-yhdisteet, hiukkaset sekä otsoni. Tutkimus perustuu terveys-, materiaali- ja kasvillisuusvaikutusten arvottamiseen. Näin saatuja tuloksia verrataan maksuhalukkuustutkimuksiin ilmansaasteiden kokonaisvaikutuksista.

Terveysvaikutusten arvioinnin lähtökohtana on Heinzin ja Klaaßen-Mielken (1990) tutkimus, jossa vertailtiin hengitystie sekä sydän- ja verisuonisairauksien esiintymistä saastuneilla ja puhtaammilla alueilla. Sairauksien arvottamisessa käytettiin ExternE-projektin tuloksia ja saatiin Saksan tieliikenteen päästöjen aiheuttamaksi terveyshaitaksi 2000 - 8700 milj. DM. Hiukkasten terveysvaikutusten osalta saksalaisen tutkimuksen tulokset poikkeavat ExternE-selvityksestä.

Materiaalivahinkoja arvottaminen pohjautui Isecke et al.:in (1990) tutkimukseen ilmansaasteiden vaikutuksesta materiaalien huoltoväleihin. Nämä arviot päivitettiin vastaamaan nykyisiä materiaalihintoja ja päästömääriä ja päädyttiin 1000 - 1700 miljoonaan saksan markan kokonaisuutena.

Tutkimuksia päästöjen vaikutuksista kasvillisuuteen löytyy Bickelin ja Friedrichin mukaan vähän, ne ovat puutteellisia ja käsittelevät usein vain metsävaurioita. Osa tutkimuksista huomioi vain rikkidioksidipäästöt sekä otsonin muodotumisen ilmakehässä, mutta osassa selvitetään myös typen vaikutukset. Näin tutkimuksessa päädytäänkin sangen suureen vaihteluväliin ja esitetään tieliikenteen aiheuttamaksi kasvillisuushaitaksi 165 - 2400 milj. DM.

Päästöjen vaikutukseksi saatiin siis 3100 - 12800 milj. DEM. Tuloksia verrattiin Schulzin (1985) maksuhalukkuustutkimukseen ilmansaasteiden kokonaisvaikutuksista. Schulzin tulokset muutettiin vastaamaan nykyisiä päästömääriä ja hintoja, jolloin päädyttiin 12 miljardiin saksan markkaan. Loppusummat ovat siis eri lähestymistavoilla samaa suuruusluokkaa.

Kasvihuoneilmiön kustannuksista ei vallitse yksimielisyyttä. Tutkimuksen mukaan parasta tämänhetkistä tietoa edustavat arviot vaihtelevat viidestä dollarista yhtä hiilitonnia kohti (Nordhaus 1992 b)) kahteenkymmeneen dollariin hiilitonnilta (Fankhauser 1993). Näillä oletuksilla saadaan Saksan tieliikenteen aiheuttamaksi haitaksi 320 - 1240 milj. DEM. Tulokset ovat kuitenkin epävarmoja - esim. Hohmeyerin ja Gärtnerin (1992) tutkimuksessa hiilitonnin aiheuttamiksi vahingoiksi on laskettu useita satoja dollareita.

Tutkimuksessa viitataan myös siihen maaperän ja vesistöjen saastumiseen, joka ei johdu päästölaskemasta. Tällaista aiheuttavat mm. liikenneonnettomuudet, teiden suolaus sekä polttoaineen tai voiteluöljyn pääseminen maaperään.

Meluhaittojen arvottamiseksi esitetään kolme vaihtoehtoista mallia:

- (1) Weinberger et al. (1991) ovat arvioineet, että 3 - 12 % kohonneista verenpaine tapauksista johtuu liikennemelusta. Nykyhintojen ja melutason avulla on päädytty sairaskustannuksiin 1000 - 3900 milj. DEM.
- (2) Pommerehnen (1986) ja Weinberger et al.:in (1991) tutkimusten perusteella on laskettu vuokranmenetyksiä, jotka johtuvat melusta. Häiritsevälle melulle (yli 45 dB(A)) on määritetty yksikköhinta desibeliä kohti ja kokonaishaitaksi on tullut 18300 milj. DEM vuodessa.
- (3) Weinberger et al.:in (1991) maksuhalukkuustutkimuksissa selvitettiin ihmisten maksuhalukkuutta tapauksissa "vain vähän melua" (55 dBA) ja "ei juuri lainkaan melua" (40 dBA). Sovellettaessa tuloksia Saksan tieliikenteeseen päästään 18000 milj. DEM:n kustannuksiin.

Muina vaikutuksina tutkimuksessa käsitellään vielä liikenneonnettomuuksia, maaperän käyttöä teitten rakentamiseen, uusiutumattomien luonnonvarojen - kuten öljyn - ehytmistä, ruuhkautumista sekä autojen tuotannon ja hävittämisen ympäristövaikutuksia.

Taulukko 51. Yhteenveto Länsi-Saksan tieliikenteen ulkoisista kustannuksista vuonna 1990 (miljoonia DEM).

	Henkilöliikenne	Rahtiliikenne	Yhteensä
Onnettomuudet	10800 - 23100	1600 - 4300	12400 - 27400
Ilmansaasteet	2300 - 990	800 - 2900	3100 - 12800
Ilmaston lämpeneminen	Mahdollisesti useita miljardeja		
Melu	400 - 7200	600 - 10800	1000 - 18000
Maan käyttö	30 - 300	20 - 200	50 - 500
Estovaikutukset (barrier effect)	100	200	1200
Maaperän saastuminen	Mahdollisesti useita miljardeja		
Yhteensä	14500 - 41500	3200 - 18400	17800 - 59900
Infrastruktuurin kustannukset	25300	19000	44300
Verot	-30000	-8000	-38000
Ulkoiset kustannukset	9800 - 66200	14200 - 29400	24100 - 66200

Taulukko 52. Yhteenveto tutkimuksen tuloksista saksanmarkkoina matkustuskilometriä ja litraa kohti.

Ulkoiset kustannukset	Tilanne 1990	Ennuste 1994
- henkilöliikenne DEM/hlö-km	0,02 - 0,07	0 - 0,04
- henkilöliikenne DEM/l	0,31 - 1,06	-0,06 - 0,69
- rahtiliikenne DEM/tn-km	0,09 - 0,18	0,07 - 0,17
- rahtiliikenne DEM/l	1,30 - 2,71	1,12 - 2,53

Ulkoisia kustannuksia on laskettu myös parhaan käytettävissä olevan päästöjen vähentämistekniikan kustannuksista lähtien. Tällöin edellytetään mm. kolmitiekatalysaattorien ja äänenvaimennuksen käyttöönottoa sekä ilmatyynyjä. Eri keinoin uskotaan ilmansaasteiden vaikutusten laskevan 70 %, melun 30 % ja onnettomuuksien 15 %, jolloin päästäisiin luokkaa 0,005 - 0,020 DEM/hlö-km oleviin kustannuksiin.

Small & Kazimi 1995

Small ja Kazimi pitävät tutkimuksessaan tieliikenteen aiheuttamista ilmansaasteista parhaana vaihtoehtona ulkoisten kustannusten laskemiseen jokaisen erillisen vaikutuksen arvottamista. He laskevat kokonaiskustannusten koostuvan

otsonin aiheuttamasta sairastavuudesta sekä hiukkasten aiheuttamasta sairastavuudesta ja kuolleisuudesta. Edelleen he jakavat otsonin muodostuvan VOC-yhdisteiden ja NO_x :n yhteisvaikutuksesta sekä hengitettävien PM_{10} hiukkasten koostuvan VOC-, NO_x -, SO_x - ja suorista hiukkaspäästöistä.

Arvottamisen perusteeksi tutkimuksessa on otettu yksittäisten ihmisten maksuhalukkuus. Tilastollisen elämän arvona käytetään Fisher et al.:n (1989) arvioima 2,1 - 11,3 milj. USD, joista geometrisena keskiarvona saadaan 4,87 milj. dollaria.

Epälineaariset vaikutukset ja yhdistetyt kustannukset vaikeuttavat arvottamista. Erikoisen tarkasti käsitellään otsonin muodostumista, joka riippuu sekä NO_x -että VOC-pitoisuuksista. Mikäli suhde VOC/ NO_x on korkea, riippuu syntyvän otsonin määrä lähinnä NO_x pitoisuudesta ja vastaavasti mikäli suhde on matala, on typen oksideilla vain pieni (tai jopa otsonia vähentävä) vaikutus. Tutkimuksessa ei löydetä ongelmaan luotettavaa ratkaisua vaan tehdään useita vaihtoehtoisia esimerkkilaskelmia. Perusoletuksena on kuitenkin otsoninmuodostumisen jakautuminen tasan VOC-yhdisteiden ja typpioksidien välille sekä geometrinen keskiarvo Krupnick & Portneyn (1991) ja Hall et al.:in (1992) tutkimusten annosvaikutus -funktioista.

Myös käytettyjen annos-vaikutus -funktioiden todetaan vaihtelevan suuresti eri tutkimuksissa. Terveysvaikutusten epälineaarisuus ja kynnsarvojen olemassaolo on tutkimuksen mukaan mahdollista. Näille ei kuitenkaan löydy riittäviä tieteellisiä perusteita vaan parhaan nykyisen tiedon mukaan ilmansaasteiden terveysvaikutukset ovat yleisesti vallitsevissa pitoisuuksissa lineaarisia ja alkavat jo pienistä pitoisuuksista.

Päästöjen ja altistusten suhteesta ei vielä ole olemassa riittäviä selvityksiä. Ihmisten saamiin annoksiin vaikuttavat päästöjen lisäksi mm. ovatko he sisällä vai ulkona, autossa vai auton ulkopuolella, harjoittavatko he liikuntaa tai millainen on sää. Aiheeseen liittyvistä tutkimuksista tärkeimpänä tutkijat pitävät Hall et al.:in (1992) työtä.

Esimerkkikohteeksi tieliikenteen päästöjen arvottamisesta valittiin Los Angeles. Alueen topografian ja sääolosuhteiden vuoksi päästöt aiheuttavat siellä todennäköisesti keskimääräistä suurempaa haittaa. Seuraavissa taulukoissa esitetään yhteenveto tutkimuksen tuloksista.

Taulukko 53. Päästöjen kustannukset Los Angelesin alueella (USD/kg).

	VOC	NO_x	SO_x	PM_{10}
Kuolleisuus hiukkasista	1,69	8,45	104,8	97,2
Sairastavuus hiukkasista	0,08	0,42	5,2	4,8
Sairastavuus otsonista	1,15	1,81	0	0
Yhteensä	2,92	10,67	109,9	102,0

Taulukko 54. Tieliikenteen ulkoiset kustannukset Los Angelesissa (USD/1000 km).

	VOC	NO _x	SO _x	PM ₁₀	Yht.
Henkilöauto/1992	7,5	9,2	2,9	0,8	20,4
Kevyt kuorma-auto/1992	0,7	10,9	9,2	27,6	48,4
Raskas kuorma-auto/1992	4,7	114,7	43,4	164,8	327,5
Henkilöauto/2000	3,6	5,0	0,6	0,7	10,0
Kevyt kuorma-auto/2000	0,8	11,3	8,4	8,5	28,9
Raskas kuorma-auto/2000	4,0	90,1	39,2	82,6	215,9

Perusoletuksilla saatiin siis henkilöautoilun merkittävimäksi haitaksi NO_x-päästöt ja kokonaishaitaksi noin 30 USD/1000 mailia eli noin yhdeksän penniä kilometritä. Eri oletuksilla ulkoiset kustannukset vaihtelivat 14:stä 120 dollariin tuhannelta maililta. Suurimmat arvot saadaan, mikäli kuolleisuuden oletetaan johtuvan ainoastaan sulfaateista kaikkien PM₁₀ päästöjen sijasta.

Small ja Kazimi eivät ole ottaneet kasvihuoneilmiön vaikutuksia mukaan yhteenlaskettuihin tuloksiin (eivätkä kasvihuonekaasut ole mukana taulukoissa 53 ja 54), koska sen vaikutukset ovat erittäin epävarmoja. Tutkijat pitivät eräänä luotettavimmista kasvihuonepäästöjen arvottamista koskevista tutkimuksista Mannen ja Richelsin (1992) selvitystä, jossa lasketaan marginaalikustannuksia hiilidioksidipäästöjen saamiseksi vuoden 1990 tasolle vuoteen 2000 mennessä. Tulokseksi on saatu 208 dollaria hiilitonnilta, mikä vastaa henkilöautoille noin 30 dollaria tuhatta mailia kohti. Smallin ja Kazimin tutkimuksessa uskotaankin kasvihuoneilmiön arvottamisen tulevan yhä tärkeämmäksi, kunhan siitä saadaan lisää tietoa.

Tutkimuksessa pohditaan myös haittaverojen vaikutusta auton käyttöön. Greenin (1992) mukaan bensiinin hinnan nousu 0,1 dollarilla maililta vähentää ajamista 0,5 - 1,5 prosenttia. Yhdysvaltojen polttoainehintojen, tehdyn tutkimuksen ja Greenin tulosten perusteella liikenne saattaisi vähentyä 2,5 - 7,5 %, jos ilmansaasteiden ulkoiset kustannukset lisättäisiin polttoaineen hintaan. Päästöt voisivat vähentyä tätä hiukan enemmän autojen kehittyessä verojen ansiosta vähemmän saastuttaviksi.

Pearce 1995

CSERGE:ssä (Centre for Social and Economic Research on the Global Environment) tehdyssä tutkimuksessa arvioidaan tieliikenteen sosiaalisia kustannuksia.

Erityisen tarkasti tutkimuksessa on tutustuttu Rothengatter - Mauch menetelmään (Rothengatter & Mauch 1994) ilmansaasteiden ulkoisten kustannusten selvittämiseksi EUR-17 valtioissa (EU-maat + Norja). Melun osalta ihmisten maksuhalukkuus on tutkittu erikseen jokaisessa tarkasteluvaltiossa ja laskettu sitten eri melutasoille altistuvien kotitalouksien lukumäärä.

Ilmansaasteiden aiheuttamat ulkoiset kustannukset siirretään referenssimaaasta toiseen maahan kaavalla, joka huomioi muutamia valtioiden eroja:

$$C_i = C_R \cdot p_i/p_R \cdot 1/2 \cdot \{(e_i/e_R)^{1/2} + U_i/U_R\}$$

jossa

C = kustannukset

p = hintataso

e = päästöt neliökilometriä kohti

U = kaupunkilaisten osuus koko väestöstä

alaindeksi R tarkoittaa referenssimaa ja i tarkastelumaata.

Näitten avulla saadaan maksuhalukkuustutkimuksista kokonaisarvio ilmansaasteiden kustannuksista EUR-17 maissa. Arviot on tehty erikseen marginaalikustannuksilla ja keskimääräisillä kustannuksilla. Lisäksi on arvioitu haittaa ilmansaasteiden vähentämiskustannuksilla, joiden on arvioitu olevan typen oksideille 1500 ECU/tonni, VOC-yhdisteille 1700 ECU/tonni sekä hiilidioksidille 38 USD/tonni. Pearce arvostelee erityisesti hiilidioksidipäästöjen arvottamistapaa. Hänen mukaansa Rothengatter ja Mauch ovat soveltaneet hiilidioksidin yksikkökustannuksia tavanomaisesta poikkeavalla tavalla.

Taulukko 55. Tieliikenteen kustannukset EU-maissa ja Norjassa, milj. ECU.

	Ilma	Ilmastomuutokset
Keskimääräiset haitat	15910	
Marginaalihaitat	69158	
Keskiarvo	42534	
Vähentämiskustannukset	17693	43744

Kokonaiskustannukseksi, jossa on huomioitu ilmansaasteiden ja melun lisäksi onnettomuudet, on saatu 3 - 5 % BKT:stä, Suomessa 3,3 %. Koko Euroopassa tämä vastaa henkilöautoille 50 ECU/hlö-km, busseille 20 ECU/hlö-km ja rekka-autoille 58 ECU/tn-km. Haitat jakaantuvat siten, että onnettomuuksien osuus on 54 %, melun 14 % ja ilmansaasteiden ja ilmastomuutosten molempien 16 %.

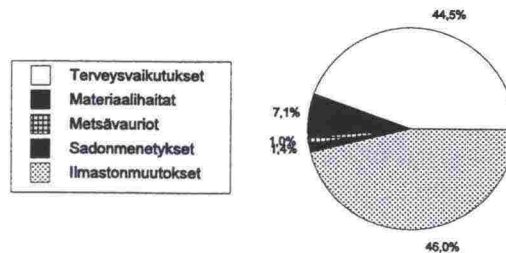
Toinen tarkemmin käsitellyistä tutkimuksista on laaja Pohjois-Amerikan tieliikenteen ulkoisten kustannusten selvitys (Litman, 1994). Siinä on saatu kustannuksiksi peräti 12 % BKT:stä, kun on huomioitu mm. ruuhkautuminen, ulkoiset pysäköintikulut, kunnossapito, teitten vaatima maaperä, hätäpalvelujen tarjonta, muitten liikkujien kuin autoilijoiden häiriintyminen (estovaikutus) ja erilaiset ympäristövaikutukset. Pearcen mielestä jotkin Litmanin käyttämät haittafunktiot ovat kyseenalaisena, mutta pitää tutkimusta kuitenkin hyvänä sen laajuuden takia.

Tutkimuksensa yhteenvetona Pearce toteaa autojen olevan tieliikenteen ulkoisten kustannusten pääasiallinen aiheuttaja ja onnettomuuksien, melun sekä ilman saastumisen merkittävimmät vaikutukset. Melun ja ilman saastumisen osalta hän pitää haittojen vertailua prosentteina bruttokansantuotteesta järkevänä menetelmänä. Puutteellisimpia ovat tutkimukset liikenteen estovaikutuksista (barrier effect) ja vaikutuksista historiallisiin rakennuksiin ja muistomerkkeihin.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Saadut arviot ulkoisista kustannuksista ovat pitkälti laskentaesimerkkien tuloksia. Vaikka niihin liittyy suurta epävarmuutta, voidaan niistä päätellä haittojen suuruusluokka ja myös se, mitkä vaikutukset ja komponentit ovat potentiaalisesti merkittävimpiä. Tehtyjen laskelmien perusteella terveysvaikutukset muodostavat suurimman osan tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamista haitoista. Terveyshaitat olisivat miljardiluokkaa (mrd. mk/a), kun taas metsävauriot ja sadonmenetykset olisivat kummatkin kertaluokkaa pienempiä (0,1 mrd. mk/a). Globaalit vaikutukset ovat samaa suuruusluokkaa kuin terveysvaikutukset mikäli arvottamisen lähtökohdaksi otetaan taloudelliset ohjauskeinot päästöjen kasvun pysäyttämiseksi. Melun haittavaikutukset arvioitiin olevan yli kolme miljardia markkaa vuodessa.

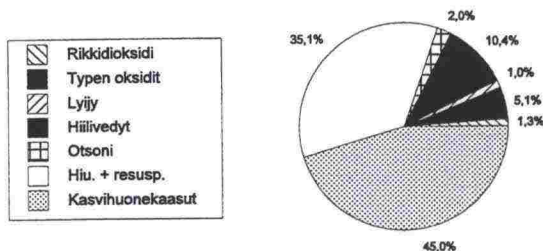
Kuva 8. Haittojen jakaantuminen vaikutuksittain



Jonkin verran yllättävänä voidaan pitää sitä, että terveysvaikutukset dominoivat niinkin selvästi luonto- ja globaalisten vaikutusten ollessa yllättävän pieniä. Toisaalta päästöjen vaikutuksista ulkomailla sekä rikkidioksidin että typen oksidien haitat ovat pääosin luontovaikutuksia. Näinollen yhteenlasketut luontovaikutukset ovat nekin miljardiluokkaa (mrd. mk/a). Yksi mahdollinen syy terveysvaikutusten dominointiin on se, että arvot osittain perustuvat maksuhalukkuusarvioihin muiden perustuessa pääosin markkinahintoihin. Toisaalta esimerkiksi rakennusten ja rakennelmien kulttuurihistoriallista arvoa ei ole arvioitu eikä myöskään metsiin liittyviä luonnon monimuotoisuuden, maisema- tai virkistyskäyttö arvoja. Globaaliin vaikutuksiin liittyy erityisen suurta epävarmuutta.

Tarkasteltaessa eri päästökomponeentteja (vaikutukset Suomessa ja ulkomailla vuonna 1990) havaitaan, että tieliikenteen polttoaineperäisten typen oksidien ja hiukkaspäästöjen aiheuttama haitta dominoi ollen miljardiluokkaa (mrd. mk/a), kun taas hiilivetyypäästöjen haittavaikutukset ovat siitä noin puolet (luokkaa puoli miljardia/a) ja rikkidioksidipäästöjen haitat pari sataa miljoonaa (luokkaa 0,1 miljardia/a). Lyijypäästöjen haitat ovat selvästi pienempiä (luokkaa 50 miljoonaa/a). Mikäli kasvihuonekaasupäästöt arvotetaan lähtien niistä taloudellisista ohjauskeinoista joita päästöjen kasvun pysäyttäminen edellyttäisi, on tulos suuruusluokkaa pari miljardia. Käytettäessä olemassa olevia haitta-arvioita tulos on huomattavasti pienempi (luokkaa 0,1 miljardia/a).

Kuva 9. Haittojen jakaantuminen päästökomponeenteittain



Koska edellä esitetyt tulokset perustuvat vuoden 1990 käytössä olleeseen auto-kantaan ja päästötilanteeseen saattaisivat samoilla periaatteilla mutta tuoreemmalta vuodelta olevilla lähtötiedoilla lasketut arvot poiketa tässä selvityksessä saaduista tuloksista. Tähän vaikuttavat katalysaattorilla varustettujen autojen osuuden kasvaminen, uusien vähäpäästöisempien polttoaineiden markkinoille ilmestyminen ja katsastusten yhteydessä suoritettavat pakokaasutestit.

Kun samoja arvottamismenetelmiä sovelletaan vuoden 2000 ennustetulle päästötilanteelle ovat haitat siten odotetusti pienemmät kuin vuonna 1990. Muiden kuin kasviuonekaasupäästöjen ja resuspension haitan pieneneminen noin kolmasosalla vuoden 1990 tilanteesta vastaa karkeasti tieliikenteen päästöjen ennustettua vähenemistä. Ainoastaan hiilidioksidipäästöjen ennustetaan kasvavan.

Bensiiniliikenteen päästöjen haitat pienenevät tulosten mukaan suhteessa enemmän kuin dieselliikenteen ja kevyen liikenteen vastaavasti enemmän kuin raskaan liikenteen.

Terveysvaikutuksista merkittävimmät ovat PM_{10} -pitoisuuden aiheuttamat vaikutukset. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamat ylimääräiset kuolemantapaukset muodostavat merkittävän osan kaikista terveysvaikutuksista. Tässä selvityksessä tehtyjen tarkennettujen laskelmien perusteella (luku 4) tieliikenteen polttoaineperäiset päästöt ja tieliikenteen nostattama pöly (resuspensio) aiheuttaisivat noin 120 kuolemantapausta vuosittain hengitettävien yhdisteiden välityksellä (runsaat 50 syöpätapausta ja noin 60 kardiovaskulaarista tapausta) sekä noin 10 tapausta ravintoketjun kautta. Laskelmien mukaan kaikista päästölähteistä sekä resuspensiosta peräisin olevat ilman epäpuhtaudet aiheuttaisivat noin 240 kuolemantapausta hengitettävien yhdisteiden välityksellä (noin 100 syöpätapausta ja noin 140 kardiovaskulaarista tapausta) ja runsaat 10 tapausta ravintoketjun kautta. Edellä esitetty määrä, 240, on hieman suurempi kuin aiemmin Suomessa esitetty arvio, jonka mukaan liikenteen ja energiantuotannon saasteet kumpikin aiheuttaisivat noin 100 kuolemantapausta vuodessa hengitettävien yhdisteiden välityksellä (Tuomisto 1992 - lukujen takana olevat laskelmat eivät ole tämän raportin kirjoittajan tiedossa). Tämän lisäksi tulisivat teollisuuden ym. sektoreiden päästöjen aiheuttamat kuolemantapaukset. Kirjallisuudessa on myös esitetty arvioita, että yhdyskuntailman välityksellä fossiilisten polttoaineiden käyttö aiheuttaisi 5 - 10 keuhkosyöpätapausta 100000 asukasta kohti

osittain yhteisvaikutuksesta tupakoinnin kanssa. Kaikkiaan yhdyskuntailman epäpuhtauksien on arvioitu aiheuttavan 1 - 2 % kaikista syöpätapauksista (Doll & Peto 1981). Suurimmillaan hengitettävien hiukkasten aiheuttaman kokonaiskuolleisuuden lisääntymisen on arvioitu olevan jopa 9 % jokaista $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hengitettävien hiukkasten pitoisuutta kohti (Dockery et al. 1993). Näiden lukujen valossa tässä selvityksessä esitetyt arviot eivät ainakaan vaikuta liian suurilta. Yleisesti terveysvaikutusten arvottamiseen liittyy huomattavaa epävarmuutta, erityisesti koskien hengitettävien hiukkasten ja hiilivetyjen aiheuttamaa lisäkuolleisuutta sekä hengitettävien hiukkasten aiheuttamaa lisäsairastavuutta.

Laskettu korroosiohaitta on odotetusti pieni kokonaishaittaan nähden. Rikkidioksidipitoisuudet ovat Suomen taajamissa laskeneet koko 1980-luvun ajan, mikä on pienentänyt ilmansaasteperäistä korroosiota. Lisäksi tieliikenteen osuus pitoisuuksista on pieni. Rakennusmateriaalien vaurioituminen rikkidioksidipitoisuuden funktiona arvioitiin perusteellisten, Tukholman alueella tehtyjen tutkimusten pohjalta. Saatuun tulokseen liittyy vähemmän epävarmuutta kuin useimpiin muihin tässä selvityksessä laskettujen haittojen arvoihin.

Hiukkasten aiheuttamasta likaantumisen on todettava, että tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen osuus kokonaisleijumasta arvioitiin olevan noin 10 % ja tieliikenteen nostattama pöly mukaanlukien 50 %, jolloin tieliikenteen haitat olisivat 300 miljoonaa markkaa vuodessa. Kokonaisleijuman (kaikki päästölähteet ja sekundääriemissiot huomioitu) aiheuttama likaantumishaitta on siten jo merkittävä, noin 600 miljoonaa markkaa vuodessa. Hiukkasten likaavalle vaikutukselle saadaan helposti suuriakin arvoja ja on pitkälti sopimusasia miten haitan suuruus henkilöä kohti määritellään eri pitoisuuksilla.

Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen aiheuttamien metsävaurioiden pienuus selittyy suureksi osaksi sillä, että valtaosa happamoittavasta rikistä (noin 75 %) ja tpeestä (80 %) tulee ulkomailta, jolloin kotimaisten päästölähteiden osuus haitasta jää pieneksi (tieliikenteen osuus 5 % rikistä ja 10 % tpeestä). Laskelmien perusteella ilmansaasteiden aiheuttamat metsävauriot olisivat kokonaisuudessaan noin puoli miljardia markkaa (josta tieliikenteen osuus noin 50 milj. mk) vuonna 1990. Tästä pari sataa miljoonaa olisi happaman laskeuman aiheuttamaa, mikä on vain luokkaa 10 % siitä, mihin IIASA:n arviot rikkipäästöjen aiheuttamista metsävaurioista Suomessa ovat päätyneet. Arvioitu metsävaurioiden arvo perustuu esimerkkilaskelmaan, jossa oletettiin, että happamoitumisesta aiheutuva vuosittainen puunkasvun menetys seuraavan 100 vuoden aikana olisi 0,1 % vuodessa. 10000 ppb:n otsonille altistuminen yli 40 ppb:n kynnyspitoisuuden arvioitiin johtavan 5 %:n kasvumenetykseen.

Tieliikenteen polttoaineperäisten rikki- ja typpipäästöjen arvioitu ulkomailta aiheuttama haitta, noin 830 miljoonaa markkaa vuonna 1990, koostuu suurimmaksi osaksi luontovaikutuksista.

Viljelykasvien sadonmenetyksiä aiheuttava otsoni on lähinnä peräisin muualta (85 %) kuin tieliikenteen polttoaineperäisistä päästöistä (15 %). Tutkijoilla alkaa jo olla näkemys otsonin aiheuttamien viljelykasvivaurioiden annos-vaikutus - funktioista. Otsonin viljelykasvivaurioihin liittyy pienempää epävarmuutta kuin useimpiin muihin tässä selvityksessä laskettujen haittojen arvoihin.

Kasvihuonekaasupäästöjen (CO_2 , CH_4 , N_2O) taloudellisiksi vaikutuksiksi arvioitiin runsaat 2 miljardia mk/a perustuen taloudellisiin ohjauskeinoihin päästöjen

kasvun pysäyttämiseksi ja runsaat 0,1 miljardia mk/a perustuen haittavaikutuksiin. Suomen osuus maailman kasvihuonekaasupäästöistä on muutama kymmenesosaprosentti, ja tieliikenteen osuus Suomen hiilidioksidipäästöistä noin 20 %. Esitettyyn arvioon liittyy huomattavaa epävarmuutta jo siitä syystä, että kasvihuoneilmiö on erittäin monimutkainen prosessi ja mahdollisen ilmaston lämpenemisen seuraukset vaikeasti arvioitavissa.

Uusien arvojen arviointiin käytetty menetelmä poikkeaa vuonna 1992 käytetystä menetelmästä (Tielaitos 1992 a)) mm. siten, että uudet arviot perustuvat koko polttoaineketjun aikaisiin päästöihin, eikä pelkästään pakokaasupäästöihin ja resuspensioon. Lisäksi on tehty selvä ero taajamiin ja maaseutuun kohdistuvien haittojen välillä. Tutkimuspanos ilmansaasteiden terveysvaikutuksista on tuottanut runsaasti uutta tietoa, minkä seurauksena uudet arviot ovat edellisiä korkeampia tältä osin. Viihtyvyyshaittojen voidaan katsoa sisältyvän uusiin terveyshaitta-arvioihin. Uudet arvot perustuvat annos-vaikutus -funktioihin sekä terveysvaikutusten (sairastumis- ja kuolleisuusriski) osalta maksuhalukkuusarvioihin. Edelliset terveyshaitta-arviot perustuivat pelkkiin sairaanhoitokustannuksiin ja tuotantomenetyksiin. Markkinoitavien hyödykkeiden, metsien raakapuu ja viljelykasvit, osalta uudet arvot perustuvat edellisten arvojen tapaan markkinahintoihin. Kasvihuonekaasupäästöt on samoin kuin vuonna 1992 arvoitettu lähtien tarvittavista taloudellisista ohjauskeinoista päästöjen kasvun pysäyttämiseksi, mutta uudemmassa arviossa ovat mukana metaani- ja typpioksiduulipäästöt hiilidioksidipäästöjen lisäksi. Esitettyjä yksikköhintoja käytettäessä on otettava huomioon rahan arvon muutokset, esimerkiksi elinkustannusindeksin avulla.

Melun aiheuttama haitta arvioitiin hedoniseen hinnoitteluun perustuen käyttäen Helsinkiin kohdistetun tutkimuksen tuloksia tieliikenteen melualueilla (melu vähintään 55 dB). Lähtökohtana käytetty arvio oli asunnon hinnan 0,36 %:n arvonalenema desibeliä kohti. Arvioon liittyviä epävarmuustekijöitä ovat mm. muiden melulähteiden kuin tieliikenteen (ja lentoliikenteen) huomiotta jättäminen sekä epävarmuus siitä, miten hyvin melu on onnistuttu eristämään muista asuntojen hinnanmuodostukseen vaikuttavista tekijöistä. Lisäksi hedoniseen hinnoittelun avulla arvioitu maksuhalukkuus saattaa perustua melutasoon asuntonäyttelyn ajankohtana pikemmin kuin keskimääräiseen melutasoon. Myös alkuperäisen tutkimuksen tuloksen yleistäminen koko maata koskeväksi sekä keskimääräisen koon ja hinnan soveltaminen muodostaa virhelähteen. Uuden arvion laskentatapa poikkeaa vuonna 1992 tehtyyn arvioon (Tielaitos 1992 a)), joka perustui oletukseen, että melutasolla 55 - 65 dB melun häiritseväksi kokevien osuus on 33 %; melutasolla 65 - 70 dB osuus on 50 % ja yli 70 dB melutasosta lähtien 100 % ja että yksikköhinta on 5000 mk/altistunut henkilö.

Edellä esitettyjen haitta-arvioiden summa, noin 8,8 mrd. mk/a, muodosti noin 1,7 % Suomen bruttokansantuotteesta (BKT) vuonna 1990, jakautuen seuraavasti: kasvihuonekaasupäästöjen aiheuttamat ilmastonmuutokset noin 0,41 % BKT:sta, muiden päästöjen ja resuspension aiheuttamat haitat noin 0,63 % BKT:sta (josta ulkomailta syntyvän haitan suuruus arvioitiin olevan noin 900 milj. mk/a, vastaten 0,18 % BKT:sta) ja melun aiheuttamat menetykset noin 0,67 % BKT:sta. Koska tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen ja melun aiheuttamat haitat mitä ilmeisimmin ovat rahallisesti merkittäviä, on niiden tutkimista ja arviointia jatkettava. Tuloksia ja arvottamisperiaatteita olisi tarkistettava muuttaman vuoden kuluttua tutkimustulosten tarkentuessa sekä päästötason muuttuessa.

LÄHDEKIRJALLISUUS

- Aarnio, P. & Hämekoski, K. 1991. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 1990. Helsinki. 65 s. (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV - SAD, Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1991:19). ISSN 0357-5454. + Liiteosa.
- Ayres, R. & Walter, J. 1991. The Greenhouse Effect: Damages, Costs and Abatement. (Environmental and Resource Economics 1: 237-70).
- Bickel, P. & Friedrich, R. 1994. Was kostet uns die Mobilität? Externe Kosten des Verkehrs. Springer-Verlag Berlin.
- Boström, S., Backman, R. & Hupa, M. 1990. Energiantuotannon ja -kulutuksen kasvihuonekaasujen päästöt Suomessa. (Kauppa- ja teollisuusministeriö, energiaosasto, sarja D:186). Helsinki.
- BUWAL 1994. Krebsrisiko von Diesel- und Benzinmotorabgasen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft. (Schriftreihe Umwelt nr. 222).
- Cline W. 1992. The Economics of Global Warming. (Institute of for International Economics).
- COST 313 (1990). Economic Cost of Road Accidents (for the EC Commission).
- Dockery, D. et al. 1993. An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. (The New England Journal of Medicine, Dec 9).
- Doll, R & Peto, R. 1981. The causes of cancer. Quantitative estimates of avoidable risks of cancer in the United States today. (J. Natl. Cancer Inst. 1981: 6).
- Euroopan Yhteisöjen Komissio 1996. Tulevaisuuden melupolitiikka. Komission Vihreä Kirja.
- European Commission 1994. Externalities of Fuel Cycles, "ExternE" Project. Report Number 1: Summary.
- Fankhauser S. 1992. Global Warming Damage Costs: Some Monetary Estimates. (CSERGE GEC Working Paper 92-29).
- Fankhauser S. 1993 Evaluating the social costs of greenhouse gas emissions. The UK Economic and Social Research Council, The Center for Social and Economic Research on the Global Environment, draft May 3 1993.
- Fankhauser, S. 1994. The Social Costs of Greenhouse Gas Emissions: An Expected Value Approach. (Energy Journal 15(2): 157-84).
- Fisher, A. Chesnut, L.G & Violette, D.M. 1989. The Value of Reducing Risk of Death: A Note on New Evidence. (Journal of Policy Analysis and Management, vol 8, no 1).
- Forsberg B. et al. 1991. Luftföroreningar i svensk urban miljö. Del 1. (Institutionen för miljö- och hälsoskydd, Umeå Universitet).

Forsberg B. et al. 1992. Prevalence of Respiratory and Sensitization Symptoms in Relation to Levels of Criteria Air Pollutants in Sweden.

Freeman A. 1982. Air and water pollution control: A benefit-cost assessment. Willey, New York.

Greene, D.L. 1992. Vehicle Use and Fuel Economy: How Big is the 'Rebound' Effect. (Energy Journal, vol 13, no 1)

Hall, J et al. 1992. Valuing the Health Benefits of Clean Air. (Science 255:14 February).

Halvorsen, B. 1994. Willingness to Pay for Reduct Health Damages from Air Pollution. (Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning). Bergen.

Hansson, L. & Lindeberg, G. 1992. Trafikavgifter på samhällsekonomiska villkor (Traffic charges based on socio-economic principles). The Dept of Transportation.

Hansson, L. & Markham, J. 1992. Internalization of External Effects in Transportation. UIC-C6 Strategic Planning Committee.

Heinz, I & Klaußen-Mielke, R. 1990. Krankheitskosten durch Luftverschmutzung. Physica-Verlag, Heidelberg, 1990.

Hoek G. 1992. Acute Effects of Ambient Air Pollution Episodes on Respiratory Health of Children. (Väitöskirja, Wageningenin Yliopisto). Hollanti.

Hohmayer, O & Gärtner, M. 1992. The Costs of Climate Change - A Rough Estimate of Orders of Magnitude. Report to the Commission of the European Communities. ISI Karlsruhe.

Ilmatieteen laitos 1994. Otsoni vuot metsäekosysteemissä. (Vuosiraportti ympäristöministeriön projektista).

Isecke, B., Weltschev, M., Heinz, I. 1990. Volkswirtschaftliche Verluste durch Umweltverschmutzungsbedingte Materialschäden in der Bundesrepublik Deutschland. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung.

Jansson, K. 1995. Översyn av samhällsekonomiska kalkyler for den nationella trafikplaneringen 1994-1998. DPU. Stockholm.

Kansanterveyslaitos, Juha Pekkanen, tiedonanto 26.9.1995

Kihlman, T., Wibe, S. & Johansson, S.M. Priset på tystnad, en enkätstudie om människors värdering av bullerbekämpande åtgärder (i Bilagedel till Betänkande av Utredningen för en handlingsplan mot buller, Statens offentliga utredningar SOU 1993:65, Göteborg 1993)

Klaassen, G. 1992. Marginal and average costs of reducing nitrogen oxide from sulphur-dioxide emissions in Europe. A contribution to internalising the social cost of transport, IIASA.

- Komiteamietintö 1991:21. Hiilidioksiditoimikunnan mietintö. Ympäristöministeriö.
- Komiteamietintö 1994:2. Hiilidioksiditoimikunta II:n mietintö. Ympäristöministeriö.
- Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån 1994. Svenska miljöräkenskaper (SWEEA).
- Korpela, K. 1995. Liikenteen yhteiskunnalliset hyödyt. Tampereen teknillinen korkeakoulu, liikenne- ja kuljetustekniikka.
- Krupnick, A. et al. 1989. Valuing Chronic Morbidity Damages: Medical Costs, Labor Market Effects and Individual Valuations. (Final Report to U.S. Environmental Protection Agency).
- Krupnick, A. & Portney, P. 1991. Controlling urban air pollution: A benefit-cost assessment. (Science 252:26 April).
- Kucera V., Henriksen J., Knotkova D. & Sjöström C. 1993. Model for Calculations of Corrosion Cost Caused by Air Pollution and its Application in Three Cities. (10th European Corrosion Congress in Barcelona, July 1993).
- Kågeson, P. 1993. Getting the Prices Right, A European Scheme for Making Transport Pay its True Costs. T&E 93/6.
- Leksell, I. & Löfgren, L. 1995. Värdering av lokala luftföroreningseffekter. (KFB-rapport 1995:5)
- Liikenneministeriö 1995. Liikenteen tulo- ja hintajoustot. (Liikenneministeriön mietintöjä ja muistioita B:3/95).
- Litman, T. 1994. Transportation Cost Analysis: Techniques, Estimates and Implications, 1112 May St, Victoria BC.
- Maddison, D. 1994. The Shadow Price of Greenhouse Gases and Aerosols. (Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia).
- Malka, S. 1991. Tieliikenteen energian kysynnän hinta- ja tulojousto. (VTT) Helsinki.
- Manne, A & Richels, R. 1992. Buying Greenhouse Insurance: The Economic Costs of Carbon Dioxide Emission Limits. Cambridge.
- Nilsson S. 1991. European Forest Decline: The Effects of Air Pollutants and Suggested Remedial Policies. (IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis.) Laxenburg, Austria.
- Nordhaus W. 1991 a). The Costs of Slowing Climate Change: A Survey. (Energy Journal 12(1):37-65).
- Nordhaus W. 1991 b). A Sketch of Economics of the Greenhouse Effect. (Amer Econ Rev, Papers and Proceedings 81(2))

Nordhaus W. 1992 a). The DICE Model: Background and Structure of a Dynamic Integrated Climate Economy Model of the Economics of Global Warming. (Cowles Foundation Discussion Paper No 1009).

Nordhaus, W. 1992 b). An Optimal Transition Path for Controlling Greenhouse Gases. (Science 258: 1315-1319).

Oak Ridge National Laboratory & Resources for the Future 1994 a). Estimating Fuel Cycle Externalities: Analytical Methods and Issues. (U.S. Department of Energy and the European Commission).

Oak Ridge National Laboratory & Resources for the Future 1994 b). Estimating Externalities of Coal Fuel Cycles. (U.S. Department of Energy and the European Commission).

OECD 1991. Environmental Policy: How to Apply Economic Instruments.

Ostro, B. 1994. Estimating the Health Effects of Air Pollutants. (World Bank).

Otterström, T. 1994. Tieliikenteen polttoaineperäisten päästöjen vaikutusten arvottaminen. (Energia-Ekono Oy, MOBILE 207Y).

Pearce, D.W. 1985. The price of environmental quality. In Essays in Honour of Clifford Sharp, Leicester University Press.

Pearce, D., Bann, C & Georgiou, S. 1992. The Social Cost of Fuel Cycles. (CSERGE, The Centre for Social and Economic Research on the Global Environment)

Pearce, D. 1995. The social costs of road transport: A survey of aggregate estimates. CSERGE May 1995.

Peck, S.C & Teisberg, T.J. 1993. Global Warming Uncertainties and the Value of Information: An Analysis Using CETA. (Resource and Energy Economics 15(1): 71-97).

Pipatti, R. Metaanin ja typpioksiduulin päästöarvot, päästöjen kehitys ja rajoitus-potentiaali. Väkiraportti 3.11.1993.

PLANCO Consulting GmbH 1990. Externe Kosten des Verkehrs. Schiene, Strasse, Binnenschifffahrt, Essen.

Pommerehne, W. 1986. Der monetäre Wert einer Flug- und Straßenlärmminderung - Eine empirische Analyse auf der Grundlage individueller Präferenzen. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Kosten der Umweltverschmutzung. UBA-Berichte 7/86. Berlin.

Pönkä, A. 1990. Absenteeism and Respiratory disease among Children and Adults in Helsinki in relation to Low-level Air Pollution and Temperature. (Environ. Res. 52).

Pönkä, A. 1991. Asthma and Low Level Air Pollution in Helsinki. (Arch Environ Health 46).

- Quinet, E. 1993. Internalising the social costs of transport. (Joint OECD/CEMT seminar 20 September - 1 October).
- Rothengatter, W. & Mauch, S. 1994. External Effects of Transport, Final Report, October, Union Internationale des Chemins de Fers (UIC), Paris.
- Schulz, W. 1985. Bessere Luft, was ist sie uns Wert? Eine gesellschaftliche Bedarfsanalyse auf der Basis individueller Zahlungsbereitschaften. Umweltbundesamt Texte 25/85. Berlin.
- Schwartz J. 1989. Lung Function and Chronic Exposure to Air Pollution: A Cross-Sectional Analysis of NHANES II. (Environ Res. 45).
- Schwartz, J. & Zeger, S. 1990. Passive Smoking, Air Pollution and Acute Respiratory Symptoms in a Diary Study of Student Nurses. (American Review of Respiratory Diseases, 141:62-67)
- Small, K & Kazimi, C. 1994. On the costs of air pollution from motor vehicles. Dept of Economics, University of California at Irvine. (Journal of transport economics and policy, January 1995)
- Steen, B. 1991. Sveriges befolknings exponering för kväveoxider och mutagena ämnen i luft. (Institutet för Vatten- och Luftvårdsforskning. IVL-publication B 1033.)
- Strand, J. & Taranidset, A. 1991. The Valuation of Environmental Goods in Norway: A Contingent Valuation Study with Multiple Bias Testing. (Socialøkonomisk Inst.) Oslo.
- Sælensminde, K. & Hammer, F. 1994. Verdsetting an miljøgoder ved bruk av samvalgsanalyse. (Transportøkonomisk Institutt 251/1994) Oslo.
- Tielaitos 1992 a). Melun ja pakokaasujen hinnoittelu tiensuunnittelussa. Tielaitoksen selvityksiä 2/1992. Helsinki 1992.
- Tielaitos 1992 b). Tieliikenteen päästöjen haittojen kustannukset (Ekono Ympäristötekniikka Tielaitoksen toimeksiannosta). Tiehallituksen sisäisiä julkaisuja 3/1992. Helsinki 1992.
- Tielaitos 1992 c). Yleisten teiden liikennemelu. Otantaselvitys. Tielaitoksen selvityksiä 27/1992. Helsinki 1992.
- Tielaitos 1993. Yleisten teiden tilaselvitys. Meluntorjunta tiepiireissä. Tielaitoksen selvityksiä 72/1993. Helsinki 1993.
- Tilastokeskus 1993. Tulonsaajien tulot 1990. Helsingin kaupungin tilastokeskuksen tilastoja 1993:2.
- Tilastokeskus 1995. Asuntojen hinnat 1995. 1. neljännes. (Asuminen 1995.2).
- Tuomisto, J. 1992. Myrkynvihreä maailma, Ympäristöstä kiinnostuneen käsikirja (Recallmed Oy) Pieksamäki.

Työterveyslaitos, Antti Tossavainen, tiedonanto 25.9.1995.

Törnqvist M. & Ehrenberg L. 1993. On cancer risk estimation of urban air pollution (Environ Health Perspect 1993).

UN-ECE (1993) Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. (Texte 25/93) Berlin.

Vainio M., Traffic Noise and Air Pollution, Valuation of Externalities with Hedonic Price and Contingent Valuation Methods, Helsinki School of Economics and Business Administration, A Series: Doctoral Dissertations, A-102, Helsinki 1995

VATT 1995. Liikenteen ulkoiset haitat ja väyläkustannukset huomioon ottava hinnoittelu. Liikenneministeriön julkaisuja L 4/95.

Weinberger M., Thomassen H. G. & Willeke R., 1991. Kosten des Lärms in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt, Berichte 9/91, Berlin.

WHO 1995. Update and revision of the air quality guidelines for Europe (Meeting of the Working Group "Classical Air Pollutants" Bilthoven, The Netherlands Octobre 1994). Unedited draft (EUR/ICP/EHAZ 94 05/PB01)

Widlert, S. et al. 1993. Värdering av miljöfaktorer. Solna.

TIELAITOKSEN SELVITYKSIÄ

- 69/1996 Telekaapeliassennusten vaikutus tierakenteeseen. TIEL 3200436
- 70/1996 Kantavan kerroksen asfalttibetoni; Referenssimateriaalin ominaisuudet. TIEL 3200437
- 71/1996 Ajonopeuksien liikenneturvallisuusvaikutukset: Ajonopeuksien turvallisuusvaikutusten riippuvuus ulkoisista tekijöistä. TIEL 3200438
- 72/1996 Ajonopeuksien liikenneturvallisuusvaikutukset: Ajonopeuden turvallisuusvaikutukset yksilöllisestä näkökulmasta. TIEL 3200439
- 73/1996 Autonkuljettajien informaatiotarpeet. TIEL 3200440
- 74/1996 Liikenteen kysyntä; Yhteenveto tutkimusohjelman julkaisuista. TIEL 3200441
- 75/1996 Hematiittijauheen soveltuvuus SMA-massaan. TIEL 3200442
- 76/1996 Muuttuvan nopeusrajoitusmerkin tekniikan vaikutukset ajonopeuksiin ja merkin muistamiseen. TIEL 3200443
- 77/1996 Syvästabilointi kehittyvänä pohjavahvistusmenetelmänä; International Conference IS-Tokio '96. TIEL 3200444
- 78/1996 Moreenin rakeistaminen pellettoimalla; Nykytilaselvitys. TIEL 3200445
- 79/1996 Geotekniikan informaatiojulkaisuja; Pohjanvahvistusmenetelmän valinta. TIEL 3200446
- 80/1996 Alempiasteisen tieverkon strategiat; Tienpidon kohdentamisvaikutukset kylien kehitykseen. TIEL 3200447
- 81/1996 Maankäytön ja liikenteen yhteensovittaminen kaupunkiseudulla. TIEL 3200450
- 1/1997 Sää- ja kelitietoon perustuva liikenteen ohjausjärjestelmän vaikutus kuljettajien käyttäytymiseen ja käsityksiin. TIEL 3200448
- 2/1997 Liikenteen hallinnan tempukortisto. TIEL 3200449
- 3/1997 Tielaitoksen ympäristöpolitiikan arviointi. TIEL 3200451
- 4/1997 Siltojen perustusten geoteknisen mitoituksen vertailu eurocadien ja kansallisten ohjeiden mukaan. TIEL 3200452
- 5/1997 Tiepenkereen luonnonluiskan ja jäykän tukimuurirakenteen vertailevat mitoituskalkelmat eurocadien ja kansallisten ohjeiden mukaan. TIEL 3200453
- 6/1997 Talviajan liikenneturvallisuus; Tilastollinen tarkastelu. TIEL 3200454
- 7/1997 Bitumiemulsion murtumisajan vaikutus päällystemassan ominaisuuksiin TIEL 3200455
- 8/1997 Tielikenteen päästöjen vaikutusten arvottaminen. TIEL 3200456
- 9/1997 Tielikenteen päästöjen vaikutusten arvottaminen; Yhteenveto. TIEL 3200457
- 10/1997 Valuation of Impacts of Road Traffic Emissions; Summary. TIEL 3200457E