

LAPPEENRANNAN-LAHDEN TEKNILLINEN YLIOPISTO LUT  
School of Business and Management  
Kauppatiede

*Mirva Huttunen*

**ULKOISTEN YMPÄRISTÖKUSTANNUSTEN ARVOTTAMINEN EHDOLLISEN  
ARVOTTAMISEN MENETELMÄLLÄ: TAPAUSTUTKIMUS SUOMEN METSIEN  
ARVOTTAMISESTA**

Työn tarkastajat:

Professori Satu Pätäri

Professori Heli Arminen

## TIIVISTELMÄ

<b>Tekijä:</b>	Huttunen, Mirva Johanna
<b>Tutkielman nimi:</b>	Ulkoisten ympäristökustannusten arvottaminen ehdollisen arvottamisen menetelmällä: tapaustutkimus Suomen metsien arvottamisesta
<b>Tiedekunta:</b>	LUT School of Business and Management
<b>Pääaine:</b>	Laskentatoimen maisteriohjelma
<b>Vuosi:</b>	2020
<b>Pro Gradu -tutkielma:</b>	126 sivua, 5 kuviota, 7 taulukkoa, 2 liitettä
<b>Tarkastajat:</b>	Professori Satu Pätäri Professori Heli Arminen
<b>Avainsanat:</b>	Ehdollinen arvottaminen, ulkoiset ympäristökustannukset, taloudellinen arvo, ympäristö, metsät

Ympäristöllä on monia kilpailevia käyttötapoja. Vaihtoehtojen vertailemiseen ja kulutuksen ohjaamiseen kestävä kehityksen mukaisesti tarvitaan taloudellista informaatiota. Ehdollisen arvottamisen menetelmä on yleisin menetelmä ympäristön arvottamiseen. Tämän tutkielman tavoitteena on tutkia, miten ehdollisen arvottamisen menetelmää on käytetty Suomen metsien arvottamisessa ja mitkä ovat olleet tulokset.

Tutkimus on toteutettu systemaattisena kirjallisuuskatsauksena. Lähdeaineisto haettiin Scopus-tietokannasta. Tutkimusaineistoon valikoitui 10 artikkelia, joista saatiin 33 arvoa metsälle. Arvotettavina kohteina olivat luonnonsuojelualueet, taajamametsät, hakkuut, metsänsuojelu ja kansallispuistot. Tutkimukset oli suoritettu postikyselynä käyttämällä dikotomista valintaa tai maksukorttimenetelmää. Maksuvälineenä olivat verot sekä kuukausittaiset tai vuosittaiset käyttömaksut. Saadut arvot vaihtelivat 13 – 1 552 € välillä. Tutkimukset viittaisivat ehdollisen arvottamisen menetelmällä olevan käsitevaliditeettia.

## **ABSTRACT**

**Author:** Mirva Johanna Huttunen  
**Title:** Valuing external environmental costs using contingent valuation: case valuation of Finnish forests  
**Faculty:** LUT School of Business and Management  
**Master's programme:** Accounting  
**Year:** 2020  
**Master's thesis:** 126 pages, 5 figures, 7 tables, 2 appendices  
**Examiners:** Professor Satu Pätäri  
Professor Heli Arminen  
**Keywords:** Contingent valuation, external environmental costs, economical value, environment, forests

Environment has many competing ways to use. Economical information is needed to compare alternatives and to guide consumption towards sustainable development. The contingent valuation method is the most popular method in environmental valuation. The purpose of this master's thesis is to examine how contingent valuation method has been used in valuing Finnish forests and what are the main findings.

The thesis was done as a systematic review. The research material was gathered from Scopus database. The final material for this research was formed of 10 academic papers which generated 33 values to forest. Valuated assets were conservation areas, urban forests, forest cuttings, voluntary forest landscape conservation and national parks. Data were collected by mail surveys using dichotomous choice or payment card. Taxes and monthly or annual user fees were used as payment vehicle. Values elicited were between 13 – 1 552 €. Surveys suggested that contingent valuation method has construct validity.

## **ALKUSANAT**

Vihdoinkin!

Kiitokset ohjaajilleni professori Satu Pätärille ja professori Heli Armiselle ohjauksesta, mitä vaadittiin tämän työn loppuunsaattamiseen.

Lappeenrannassa 6.12. 2020

Mirva Huttunen

## SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO .....	8
1.1 Tutkimuksen taustaa .....	8
1.2 Tutkimusongelma ja tavoitteet .....	9
1.3 Keskeiset käsitteet ja rajaukset .....	11
1.4 Tutkimusaineisto ja -menetelmä .....	14
1.5 Tutkimuksen rakenne .....	15
2 ARVOT JA YMPÄRISTÖ .....	16
2.1 Arvon määritelmä.....	16
2.2 Miksi ympäristöä pitäisi arvottaa? .....	18
2.3 Ulkoisten ympäristökustannusten hyödyntäminen.....	21
2.4 Ulkoisten ympäristökustannusten määrittelemisen ongelmat .....	26
2.4.1 Laajuusongelma.....	27
2.4.2 Kohdistamisongelma.....	27
2.4.3 Jaksotusongelma .....	28
2.4.4 Mittausongelma.....	29
2.4.5 Rahanarvon ongelma.....	30
2.4.6 Arvostusongelma .....	30
2.5 Ulkoisten ympäristökustannusten arvostusmenetelmät.....	31
2.5.1 Vaikutuspolkumenetelmä .....	35
2.5.2 Markkinahintamenetelmä .....	36
2.5.3 Konventionaaliset markkinapohjaiset menetelmät .....	37
2.5.4 Matkakustannusmenetelmä .....	40
2.5.5 Hedonististen hintojen menetelmä .....	43
2.5.6 Subjekttiivisten arvostusten menetelmä .....	45
3 EHDOLLISEN ARVOTTAMISEN SUUNNITTELU, TOTEUTUS JA TULKINTA..	49
3.1 Ehdolliseen arvottamiseen liittyvät harhat.....	49
3.2 Kyselylomake .....	50
3.2.1 Skenaarion luominen .....	51
3.2.2 Kyselytapa .....	56
3.2.3 Tarkentavat kysymykset .....	61
3.2.4 Vastaajan ominaisuudet .....	62
3.3 Ehdollisen arvottamisen toteutus ja tulkinta.....	64
3.3.1 Kyselyn suorittaminen .....	64
3.3.2 Otoksen valinta .....	65
3.3.3 Tulkinta.....	65

4 EHDOLLISEN ARVOTTAMISEN VALIDITEETTI JA RELIABILITEETTI .....	67
4.1 Sisältövaliditeetti .....	67
4.2 Kriteerivaliditeetti .....	68
4.3 Konvergenttivaliditeetti.....	70
4.4 Käsitevaliditeetti.....	71
4.5 Reliabiliteetti .....	76
5 KIRJALLISUUSKATSAUS: SUOMEN METSIEN ARVOTTAMINEN EHDOLLISEN ARVOTTAMISEN MENETELMÄLLÄ .....	79
5.1 Esittely .....	79
5.2 Tutkimusmenetelmä ja tutkimuksen kulku .....	80
5.3 Tulokset .....	84
5.4 Yhteenveto keskeisimmistä empiirisistä tuloksista.....	93
6 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET.....	96
LÄHDELUETTELO.....	102
LIITE 1: Scopus-haun tulokset	
LIITE 2: Otsikon perusteella mukaan valikoituneet artikkelit	

## **KUVIOT JA TAULUKOT**

**Kuvio 1** Yrityksen ulkoiset ja sisäiset kustannukset

**Kuvio 2** Ympäristön arvottamismenetelmät

**Kuvio 3** Taloudellisen kokonaisarvon muodostuminen

**Kuvio 4** Ulkoisten ympäristökustannusten hyödyntäminen

**Kuvio 5** Artikkelien kirjoittajat

**Taulukko 1** Ulkoisten ympäristökustannusten arvottamismenetelmät

**Taulukko 2** Harhojen luokittelu

**Taulukko 3** Kirjallisuuskatsaukseen valikoituneet artikkelit

**Taulukko 4** Artikkelien tutkimuskohteet

**Taulukko 5** Artikkeleissa käytetyt menetelmät ja maksuvälineet sekä saadut arvot

**Taulukko 6** Tulokset järjesteltynä arvo/vuosi perusteella

**Taulukko 7** Tulokset järjesteltynä arvo/ha perusteella

# 1 JOHDANTO

## 1.1 Tutkimuksen taustaa

1800-luvun lopulla kirjanpito oli liikkeen omistajan muistin jatke, johon merkittiin hänen saamisiaan ja velkojaan ja omaisuuttaan. Kirjanpito sisälsi myös kalkylation eli ”kalujen valmistamis- ja myymishintojen määräämisen”, jonka tehtävänä oli tuotteiden hinnoittelu. 1950-luvulla laskentatoimi siirtyi avustamaan johtoa suunnittelussa, tarkkailussa ja edustamisessa keräämällä ja rekisteröimällä tarvittavia tietoja. (Näsi 1990, 100 - 102) Tuolloin teollisessa yhteiskunnassa tavoitteena oli tuottaa ”enemmästä enemmän” eli kasvattaa taloudellista hyvinvointia ja tarjota jatkuvasti uusia tuotteita markkinoille. Yritysjohtoa kiinnostivat vain tuottavuus ja tehokkuus. Ympäristöasioista eivät liiemmin välittäneet asiakkaat tai muut sidosryhmät. Lakisääteiset velvoitteet olivatkin pääsääntöiset syyt yrityksen ympäristöasioiden hoitamiseen 1960-luvulta 1990-luvulle asti. (Pohjola 2003, 12 & 23 - 26)

1970-luvulla laskentatoimen määritelmään tulivat mukaan myös sidosryhmät: laskentatoimi määriteltiin taloutta koskevan ja päätöksentekoa tukevan informaation tuottamiseksi ja välittämiseksi eri sidosryhmille (Näsi 1990, 103; Riistama 1971, 210). Kaksikymmentä vuotta myöhemmin sidosryhmät kiinnostuivat ympäristöasioista ja ympäristöjohtaminen lanseerattiin. Asiakkaat ja sijoittajat vaativat ympäristön huomioonottamista. Vähitellen tavoitteeksi muovautui ”enemmän ja parempaa vähemmästä”. (Pohjola 2003, 12 & 23 - 26)

Asiakkaiden ja sijoittajien huoli ei ole ollut aiheetonta. Viime vuosi 2019 oli tähän asti toiseksi lämpimin koskaan tilastoitu ennätysvuoden ollessa 2016, ilmoittaa YK:n alainen Maailman ilmatieteen järjestö WMO (2020). 1980-luvulta lähtien jokainen vuosikymmen on ollut lämpimämpi kuin edellinen. Vuotta 2019 ja koko vuosikymmentä on sävyttänyt vetäytyvät jäätiköt, ennätyksellinen merenkorkeus, merien lämpeneminen ja happamoituminen sekä äärimmäiset sääilmiöt. Näillä on ollut suuria vaikutuksia sekä ihmisten että ympäristön terveyteen ja hyvinvointiin



(WMO 2020). Ilmastonmuutoksen ohella myös perinteiset saasteet uhkaavat edelleen. Ilmansaasteet aiheuttavat noin 400 000 ennen aikaista kuolemaa Euroopassa (Euroopan ympäristökeskus 2020). Yritysten ympäristövaikutuksia on yritetty vähentää muun muassa tiukentamalla päästörajoja, lisäämällä ympäristöveroja ja käymällä päästökauppaa (Bye & Klemetsen 2018, 318). Pakollisten toimien lisäksi monet yritykset ovat ennakoineet tulevia säännöksiä ja kehittäneet ympäristöasioidensa hallintaa oma-aloitteisesti. Ympäristölaskentatoimi ja -raportointi ovat yleistyneet yritysten pyrkiessä täyttämään sidosryhmien ja varsinkin sijoittajien ja kansalaisten informaatiovaatimukset (Christofi et al. 2012, 159, 162) Valitettavasti ympäristöongelmia ei ole kyetty ratkaisemaan riittävästi.

Ilma ja vesi ovat liian pitkään olleet ilmaisten hyödykkeiden malliesimerkkejä. Luonnonvaroja on tuhattu taloudellisessa toiminnassa ajattelematta pitkävaikutteisia tuhoja maapallon elämää ylläpitäville järjestelmille tai tulevaisuuden sukupolville aiheutuvia menetyksiä. Vasta 1960-luvun lopusta lähtien on ymmärretty luonnon saastuminen. Ympäristö ei olekaan enää ilmaisten tuotteiden paratiisi vaan niukkuuden valtakunta. Taloudellisesta näkökulmasta katsottuna ympäristöstä on tullut niukka tuote. Tämä tarkoittaa, että kilpailevan käytön takia, kaikkea kysyntää ei voida tyydyttää. Haasteena on päättää, mikä mahdollisista käyttötavoista on etusijalla. (Siebert 1987, 3) Ekologiset muutokset, taloudelliset mahdollisuudet ja rajoitukset sekä ihmisten arvostukset on saatava samaan yhtälöön (O'Connor & Spash 1999, 9). Ympäristölle on määriteltävä hinta.

Runsaan sadan vuoden aikana laskentatoimi on laajentunut liikkeen omistajajohtajan muistin jatkeesta ja hinnoittelun pohjana palvelleesta kirjanpidosta yrityksen eri sidosryhmien tiedottajaksi. Samalla laskentatoimi on joutunut laskentatoimen menetelmille oudon tiedon tuottamisen alueelle. (Näsi 1990, 104)

## **1.2 Tutkimusongelma ja tavoitteet**

Tutkimuksen kohteena on ulkoisten ympäristökustannusten arvostaminen ehdollisen arvostamisen menetelmällä (contingent valuation), jossa ympäristön

arvoja selvitetään kysymällä suoraan ihmisiltä halukkuutta maksaa tietystä ympäristön laadusta tai tarjonnasta (Lehtoranta 2013, 18). Menetelmä perustuu ihmisten omiin subjektiivisiin arvoihin ja sitä onkin kutsuttu myös subjektiivisten arvostusten menetelmäksi (Niskala & Mätäsaho 1996, 196). Tässä tutkielmassa käytetään lisäksi kansainvälistä lyhennettä CV-menetelmä.

Tutkimuksessa keskityttiin kirjallisuuskatsauksen kautta Suomen metsien arvottamiseen ehdollisen arvottamisen menetelmällä. Tutkimusongelmana on, *miten ehdollisen arvottamisen menetelmää on käytetty Suomen metsien arvottamisessa ja mitkä ovat olleet tulokset?*

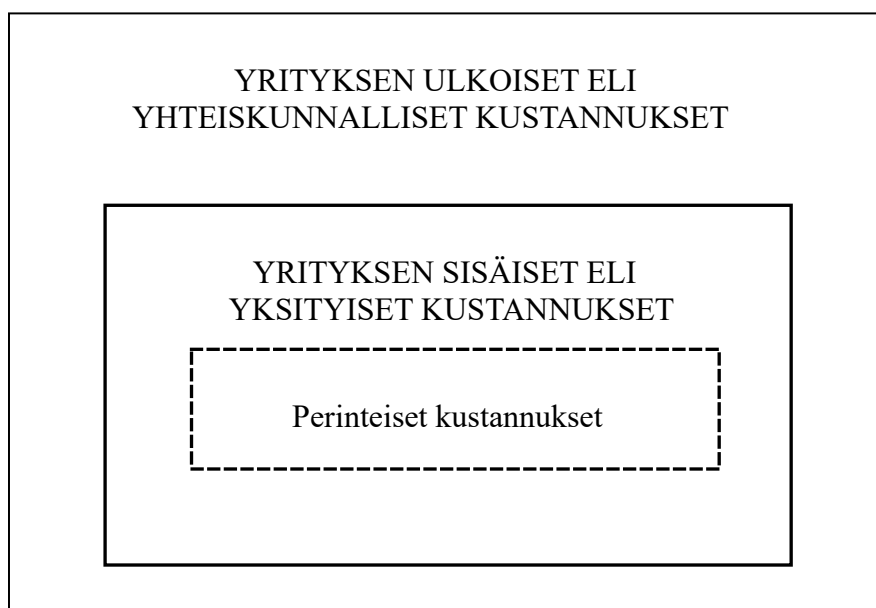
Pääongelmaan etsitään ratkaisua selvittämällä alaongelmat:

- Miksi ympäristölle on määriteltävä arvo ja mihin arvoa tarvitaan?
- Mitä ongelmia on ympäristön arvottamisessa?
- Millä tavoin ulkoisia ympäristökustannuksia voidaan mitata?
- Kuinka laadukas CV-tutkimus tulee suunnitella, suorittaa ja tulkita?
- Millä kriteereillä CV-menetelmän käyttökelpoisuutta ja tulosten luotettavuutta voidaan arvioida?

Tutkimuksen tavoitteena on tutkia, kuinka Suomessa on hyödynnetty ehdollisen arvottamisen menetelmää metsien arvottamisessa. Lisäksi tarkastellaan saatuja rahallisia arvoja eri menetelmien, erilaisten ja erikokoisten arvottamiskohteiden välillä. Tutkielman alussa pohditaan, miksi ympäristöä on edes arvotettava ja miksi ulkoisten ympäristökustannusten rahamääräinen arvottaminen on haastavaa. Tutkielmassa esitellään lyhyesti muita ulkoisten ympäristökustannusten arvottamismenetelmiä sekä niiden käytön ongelmia ja rajoitteita. Laadukkaan CV-menetelmän toteuttamisessa huomioitavien asioiden lisäksi halutaan analysoida, mitä epävarmuustekijöitä CV-tutkimuksen tuloksiin sisältyy ja millaisia tuloksia eri tavoin suoritettut CV-tutkimukset tuottavat.

### 1.3 Keskeiset käsitteet ja rajaukset

Yrityksen kustannukset voidaan jakaa sisäisiin ja ulkoihin kustannuksiin (Kuvio 1). Yrityksen **sisäiset eli yksityiset kustannukset** ovat liiketoiminnassa syntyviä kustannuksia, josta yritys on tilivelvollinen, ja jotka vaikuttavat yrityksen tulokseen. (Niskala & Mätäsaho 1996, 75 – 76) Sisäisiä ympäristökustannuksia ovat mm. ympäristön takia tehdyt laiteinvestoinnit (Pohjola 2003, 151 – 152). Yrityksen **ulkoiset eli yhteiskunnalliset kustannukset** syntyvät yrityksen toiminnasta, mutta yritys ei ole niistä vastuussa. Ulkoisvaikutuksia ovat ympäristön tilan heikentyminen sekä tuotannon aiheuttamat haitalliset vaikutukset ihmisten terveyteen ja omaisuuteen. (Niskala & Mätäsaho 1996, 75 – 76) Ulkoinen kustannus on ympäristövahingon ja terveyshaittojen rahamääräinen arvo (Vrhovcak et al. 2005, 1385).

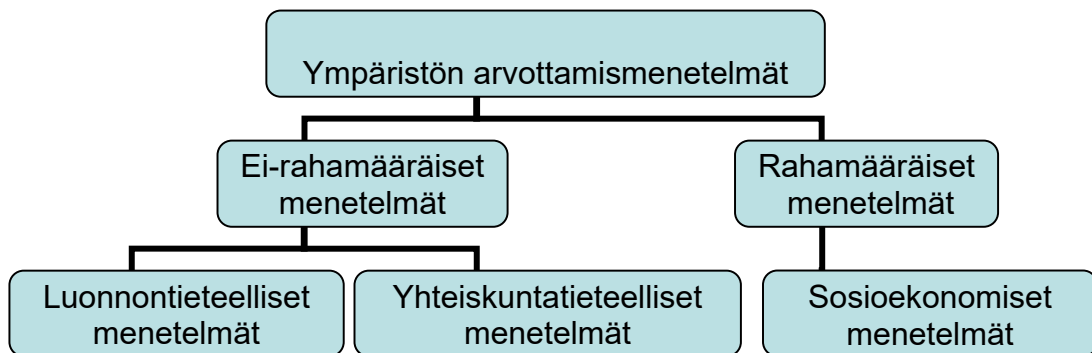


**Kuvio 1** Yrityksen ulkoiset ja sisäiset kustannukset (White et al. 1993, 247 – 259; ref. EPA 1995, 15)

Yrityksen laskentajärjestelmä ei ota huomioon ulkoisia kustannuksia (Schaltegger & Burritt 2000, 97). Ulkoisten vaikutusten arvo ei siten siirry hintamekanismiin eikä vaikuta yrityksen päätöksentekoon (Hongisto et al. 1998, 43). On huomattava, että ympäristökustannus voi olla ulkoinen tai se voi olla jo sisäistetty mm. erilaisten verojen tai maksujen kautta. Kustannus on ulkoinen, jos jonkin hyödykkeen

tuottamisesta tai kuluttamisesta syntyneet vaikutukset eivät näy hyödykkeen tuottajan tai kuluttajan taloudellisessa hyvinvoinnissa, vaan ne jäävät ”kolmansien osapuolien kannettaviksi”. (Silvo et al. 2000, osa 2, 5) Tutkimus rajautuu käsittelemään vain ulkoisia ympäristökustannuksia.

Ulkoisia ympäristökustannuksia mittaavat menetelmät voidaan jakaa rahamääräisiin ja ei-rahamääräisiin menetelmiin (Kuvio 2). **Ei-rahamääräiset menetelmät** voidaan edelleen jakaa yhteiskuntatieteellisiin ja luonnontieteellisiin menetelmiin. (Schaltegger & Burritt 2000, 277-280)



**Kuvio 2** Ympäristön arvottamismenetelmät (Schaltegger & Burritt 2000, 277)

Yhteiskuntatieteellisillä menetelmillä arvoettaessa ympäristötoimintaa painotetaan poliittisten ja sosiaalisten tavoitteiden mukaisesti. Tuttu luonnontieteellinen menetelmä on ekologinen jalanjälki, joka mittaa sitä, kuinka paljon nykyisen kulutuksen ylläpitäminen vie tuottavaa maa-alaa. (Schaltegger & Burritt 2000, 277-280) Luonnontieteelliset arvostusmenetelmät voivat perustua myös mm. päästöjen määriin ja haittavaikutuksiin. Yrityksille voidaan laskea haittapisteet, joilla saadaan yritykset vertailukelpoiseksi, mutta erojen ja suuruuksien arvioiminen on vaikeaa. (Kurki 2005) Tämä vaikeuttaa myös yrityksen päätöksentekoa erityisesti investointitilanteissa. Tietenkin voidaan valita kahdesta vaihtoehdosta parempi ympäristön kannalta, mutta ei-rahamääräiset menetelmät eivät kerro, olisiko parempi jättää koko investointi tekemättä. Lisäksi yrityksen toiminnan tärkeimmät tavoitteet ilmaistaan yleensä taloudellisina tavoitteina. Siksi voidaan olettaa, että taloudellisten tavoitteiden kanssa samassa muodossa ilmoitettu ympäristötieto

vaikuttaa päätöksenteossa ja toiminnan ohjauksessa enemmän kuin ei-taloudellinen tieto. (Mätäsaho et al. 1999, 55) **Rahamääräisten arvottamismenetelmien** tavoitteena on ympäristön taloudellinen arvottaminen eli menetelmien avulla pyritään muuntamaan luonnon laadulliset ominaisuudet yksiselitteisiksi rahamääräisiksi luvuiksi (Christie et al. 2012, 68). Rahamääräisiä menetelmiä on kehitelty vuosikymmenten saatossa monia ja uusia on kehitteillä (Carson et al. 2001, 173, De Groot et al. 2010, 262). Tutkimus rajautuu käsittelemään vain yleisempiä ulkoisten ympäristökustannusten rahamääräisiä arvottamismenetelmiä, joiden soveltamisesta ja sopivuudesta on riittävästi käytännön tuomaa tietoa.

Tässä tutkimuksessa tarkastellaan tarkemmin eniten käytettyä rahamääräistä arvostusmenetelmää eli ehdollisen arvottamisen menetelmää. CV-menetelmän suosion syynä ja perusteluna, miksi se on valittu tähän tutkimukseen, on se, että menetelmää voidaan hyödyntää arvotettaessa monenlaisia ulkoisia ympäristökustannuksia. Monien muiden arvostusmenetelmien suurimpana puutteena on soveltamiskohteiden rajallisuus. (Carson et al. 2001, 173) Menetelmän soveltuvuutta ulkoisten ympäristökustannusten arvottamiseen puoltaa myös menetelmän toteuttamistapa. Ympäristön arvon määrittelyn perusongelmanahan on markkinahintojen puuttuminen. Ehdollisen arvottamisen menetelmää sovellettaessa kysytään suoraan ihmisiltä maksuhalukkuutta ja näin luodaan hypoteettiset markkinat, joilla hinta muodostuu. (Rekola et al. 2000, 260) Joku on valmis maksamaan paljonkin saadakseen tietyn ympäristön laadun, mutta toinen ei taas arvosta eikä tarvitse kyseistä hyödykettä ja kieltäytyy siten maksamasta. Periaatteessa menetelmä toimii kuten oikeat markkinat (Rekola et al. 2000, 260).

Tutkimus rajautuu käsittelemään vain CV-tutkimuksen suorittamista (suunnittelua, toteuttamista ja tulkintaa) ja menetelmän soveltuvuutta ulkoisten ympäristökustannusten arvottamiseen. Tarkoituksena ei ole keskittyä CV-menetelmän etuihin ja haittoihin tai verrata CV-menetelmää muihin menetelmiin.

## 1.4 Tutkimusaineisto ja -menetelmä

Tämän tutkimuksen tutkimusaineisto koostuu puhtaasti aiemmista tutkimuksista ja selvityksistä, joten tutkimus on teoreettinen kirjallisuustutkimus sisältäen systemaattisen kirjallisuuskatsauksen. Tutkimusaineistona on CV-menetelmää käsittelevä kirjallisuus.

Ciriacy-Wantrup esitteli ei-markkinoitujen hyödykkeitä arvottavan CV-menetelmän jo vuonna 1947 ja tällä hetkellä se on yleisemmin käytetty metodi arvotettaessa ympäristöä. Menetelmää onkin käytetty yli 2 000 tutkimuksessa tai selvityksessä. (Carson 2000, 1413; Kuuluvainen 2002, 101). Lähdeaineistona käytetään saatavilla olevia tutkimuksia ja menetelmää kritisoivia artikkeleita. Lisäksi perustietoa saadaan muun muassa Hanleyn ja Spashin (1993), Niskalan ja Mätäsahon (1996), Schalteggerin ja Burritin (2000) ja Siebertin (1987) teoksista.

Suomessa Mätäsaho ja Niskala (1996), Mätäsaho et al. (1999) sekä Tamminen (1996) ovat teoksissaan käsitelleet ympäristölaskentatoimea ja –raportointia. Teoksissaan he ovat vain lyhyesti esitelleet ympäristön arvottamismenetelmät puuttumatta tarkemmin menetelmien käyttökelpoisuuteen ja luotettavuuteen. Silvo et al. (2000) ovat miettineet menetelmien teknistä ja käytännön soveltuvuutta sekä laatua vertaamalla menetelmiä keskenään. Suomessa on vähän esitetty kritiikkiä ja pohdintaa CV-menetelmän soveltuvuudesta, vaikka menetelmällä on täälläkin suoritettu lukuisia tutkimuksia. Metsien arvottamisen lisäksi on tutkittu erilaisia vesistöjä (mm. Lankia et al. 2019, Lehtoranta et al. 2017, Sarvilinna et al. 2017), jätehuoltoa (Huhtala 2010) ja kaivostoimintaa (Kosenius & Horne 2016).

Tutkimus on kvalitatiivinen eli laadullinen tutkimus, jossa lähtökohtana on aineiston monitahoinen ja yksityiskohtainen tarkastelu (Hirsjärvi et al. 2004, 155). Tutkimuksessa on lisäksi normatiivisia piirteitä. Tavoitteena on antaa suosituksia ja ohjeita, miten CV-tutkimus on suoritettava arvotettaessa ulkoisia ympäristökustannuksia. (Kasanen et al. 1991, 317)

## 1.5 Tutkimuksen rakenne

Johdannon jälkeen luvussa 2 esitellään ensin ympäristön eri toiminnot. Seuraavaksi pohditaan, miksi ympäristöä pitäisi arvottaa ja esitellään saastuttaja maksaa – periaate. Lisäksi käsitellään lyhyesti ympäristön erityispiirteitä ja näistä aiheutuvia ympäristölaskentatoimen ongelmia. Lopuksi esitellään lyhyesti yleisempiä ulkoisten ympäristökustannusten arvostamismenetelmiä.

Kolmas luku käsittelee CV-tutkimuksen suunnittelua, toteuttamista ja tulkintaa. Luvussa esitellään CV-tutkimuksen tuloksiin sisältyvät epävarmuustekijät ja millaisia tuloksia eri tavoin suoritettut CV-tutkimukset tuottavat.

Neljännessä luvussa mietitään kriteereitä, joilla CV-menetelmän käyttökelpoisuutta ja tulosten luotettavuutta voidaan arvioida. Valittujen kriteereiden avulla tutkitaan CV-menetelmän soveltuvuutta arvottaa ulkoisia ympäristökustannuksia.

Viides luku sisältää kirjallisuuskatsauksen. Aiheen esittelyn jälkeen kuvataan tutkimusmenetelmä, tutkimuksen kulku sekä tulokset ja jatkotutkimuskohteet. Kuudennessa luvussa esitellään tutkielman yhteenveto ja johtopäätökset.

## 2 ARVOT JA YMPÄRISTÖ

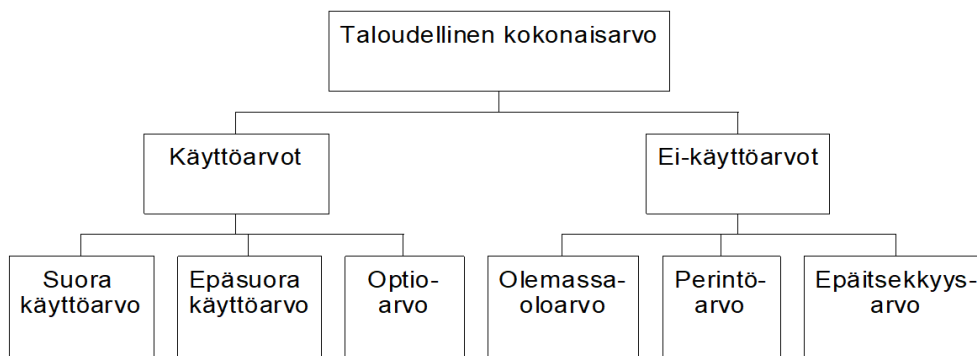
### 2.1 Arvon määritelmä

Tässä kappaleessa on tarkoituksena selvittää pääpiirteissään arvon käsite. Arvojen määrittelyn problematiikkaan ei perehdytä. Arvo-termi on ajan kuluessa ymmärretty kuvaamaan jonkin asian hintaa. Käsitteen selkeyttä hämmentävät läheiset käsitteet kuten motiivi, tavoite, asenne, tahto, mielihalu, pyrkimys ja mieltymys. Arvo liittyy siihen, mitä tietty henkilö pitää arvokkaana tai pitääkö arvioija jotakin hyvänä vai pahana, kauniina vai rumana. Arvo toimii kriteerinä, jonka perusteella ihmiset tekevät päätöksiä. (More et al. 1996, 399) Neoklassisen talousteorian mukaan arvot johdetaan yksilöiden ilmaisemista mieltymyksistä. Markkinoilla tapahtuva hyödykkeiden vaihdanta paljastaa mieltymykset. Tämä rahamittassa tapahtuva vaihdanta mahdollistaa hyödykkeiden arvojen yhteismitallistamisen. (Hongisto et al. 1998, 14)

Arvoja ei pidä sekoittaa faktoihin. Sekä faktat että arvot ovat tärkeitä päätöksenteossa. Skotlantilainen filosofi David Hume esitti, että siitä, miten asiat ovat, ei voida päätellä, miten asioiden pitäisi olla. Faktat eivät siten voi täysin kertoa, mitä pitäisi tehdä. Päätöksentekoon tarvitaan tietoja sekä faktoista että arvoista. Faktat ovat objektiivisia eli riippumattomia tietystä tarkastelijasta, kun taas arvot ovat subjektiivisia määritellään tietyn henkilön tai ryhmän ja tietyn kohteen ainutlaatuisesta suhteesta. Esimerkiksi pöydän mitat ovat samat riippumatta mittaajasta, mutta se, onko pöytä hyvä vai huono, riippuu käyttäjän vaatimuksista. Faktojen ja arvojen kahtiajako on erityisen tärkeä, koska luonnontieteilijät ovat korostaneet faktoihin perustuvaa ongelmanratkaisua määriteltäessä ympäristön hintaa. Ympäristöongelman syntyessä vastausta on etsitty tieteellisestä tutkimuksesta, jossa huomioidaan vain faktat ja arvot jätetään päätöksenteon ulkopuolelle. Arvo on lisäksi paljon muutakin kuin taloudellinen arvo, joten arvojen osuutta ihmisen käyttäytymiseen ei voida jättää huomioimatta. (More et al. 1996, 399-400).



Kaiken kattavaa arvoluokittelua ei ole (Hongisto et al. 1998, 64). Filosofit, psykologit, sosiaalitieteilijät ja humanistit ovat tahollaan selvittäneet arvon käsitettä omien teorioidensa pohjalta (More et al. 1996, 399). Seuraava luokittelu on muodostunut käytännöksi ympäristötaloustieteessä (Kuvio 3) (Hongisto et al. 1998, 64).



**Kuvio 3** Taloudellisen kokonaisarvon muodostuminen (mukaillen Hongisto et al. 1998, 64)

Taloudellinen kokonaisarvo muodostuu käyttöarvoista (use value) ja ei-käyttöarvoista (non-use value). **Käyttöarvot** koostuvat luontoa käyttävien ihmisten kokemasta hyödystä. Käyttöarvot voidaan jakaa edelleen suoraan käyttöarvoon (direct use value), epäsuoraan käyttöarvoon (indirect use value) ja optioarvoon (option value). (More et al. 1996, 398) **Suorat käyttöarvot** sisältävät luonnon tarjoamat ravinto- ja raaka-aineet sekä virkistysmahdollisuudet. **Epäsuorat käyttöarvot** liittyvät usein toimintoihin, jotka pitävät maapallon elinkelpoisena. Esimerkiksi ilma puhdistuu ekosysteemin luonnollisessa kierrossa. Weisbrodin vuonna 1964 esittelemä **optioarvo** liittyy tulevaisuudessa tapahtuvaan mahdolliseen käyttöön ja siitä saatavaan taloudelliseen hyötyyn. Optioarvoa yleensä käytetään perusteluna lajien monimuotoisuuden säilyttämiseen. Kasveilla ja eläimillä on potentiaalista, mutta vielä tuntematonta arvoa, joka voi myöhemmin tulevaisuudessa olla taloudellisesti arvokasta. (Mönkkönen 2001, 95) Optioarvoa voidaan pitää varausmaksuna, jonka ihmiset olisivat valmiita maksamaan varmistaakseen ympäristön palveluiden riittävyyden tulevaisuudessa (Ollikainen 1996, 36).

**Ei-käyttöarvot** määrittelevät niiden henkilöiden kokemia etuja, jotka eivät kyseistä luonnonvaraa käytä (Mönkkönen 2001, 95). Ei-käyttöarvot on jaettu edelleen olemassaoloarvoihin (existence value), perintöarvoihin (bequest value) ja epäitsekkyyсарvoihin (altruism value). **Olemassaoloarvon** esitteli Krutilla vuonna 1967 artikkelissaan "Conservation reconsidered", jossa hän korosti monien luonnonvarojen olevan huomattavasti suurempia kuin niiden käyttöarvo. Olemassaoloarvo syntyy siitä, että ihmiset vain tietävät luonnonvaran olevan olemassa. (More et al. 1996, 398 & 403) Olemassaoloarvo on pääosassa puhuttaessa ei-käyttöarvoista. **Perintöarvo** muodostuu siitä, kuinka tärkeänä ihminen pitää luonnonvaran säilyttämistä tuleville sukupolville. **Epäitsekkyyсарvo** tarkoittaa sitä, että vaikka tietty luonnon osa ei ole ihmiselle taloudellisesti hyödyllinen, niin se on muille ihmiselle, eläimille tai kasveille tärkeä. Ei-käyttöarvot perustuvatkin sympatiaan eläimiä, kasveja ja muita ihmisiä kohtaan sekä käsitykseen ihmisen asemasta ajattelevana ja vastuullisena olentona. Esimerkiksi kysyttäessä henkilöltä, kuinka paljon hän on valmis maksamaan Alaskan susien suojelusta, vastaaja voi ajatella olevansa ystävällinen ihminen, joka arvostaa luontoa ja hänellä on siksi velvoite maksaa. Arvot syntyvät ihmisten käsityksestä omasta minästä ja tavoitteista, millainen haluaisi olla. (More et al. 1996, 398 & 403)

Päätöksiä tehtäessä on arvioitava, mikä tieto ja mitkä ominaisuudet ovat tärkeitä. Päätöksentekijälle tuntemattomat tai arvottomat asiat voivat jäädä huomioimatta, vaikka ne olisivat päätöksen kohteena oleville ihmisille merkityksellisiä. Ympäristöä voidaan tutkia erilaisilla luonnontieteiden menetelmillä ja tämä luonnontieteiden objektiivinen tieto tarvitsee merkityssisällön, jotta sitä voitaisiin hyödyntää päätöksenteossa. Arvottamisella objektiiviseen tietoon kohdistetaan arvo tai merkityssisältö ja näin saadaan eri hyödykkeet yhteismitalliseksi ja vertailukelpoisiksi. (Hongisto et al. 1998, 42 & 63 - 64)

## **2.2 Miksi ympäristöä pitäisi arvottaa?**

Ympäristön voidaan katsoa olevan yhdistelmä luonnon olosuhteita, jotka määrittelevät ihmisten elintilan (O'Connor & Spash 1999, 2). Taloudellisessa tulkinnassa ympäristöllä on neljä toimintoa (Siebert 1987, 8 – 11):

1. Ympäristö on **kulutustuote**. Ympäristö tuottaa mm. happea hengittämiseen tai paikan virkistäytymiseen.
2. Ympäristö on **luonnonvarojen tuottaja**. Ympäristö tarjoaa luonnonvaroja, kuten vettä, aurinkoa, mineraaleja ja happea, käytettäväksi tuotannon panoksina.
3. Ympäristö on **jätteiden vastaanottaja**. Kulutustuotteet, joille ei ole enää käyttöä, vapautetaan ympäristöön. Samoin tehdään monille sivutuotteille. Sivutuotteet syntyvät varsinaisen tuotannon ohessa. Usein sivutuotteille ei ole käyttöä, kuten hiili- ja rikkidioksideille fossiilisia polttoaineita poltettaessa.
4. Ympäristö on **sijaintipaikka**. Ympäristö tarjoaa maanviljelylle, infrastruktuurille, teollisuudelle ja asumiselle maan.

Ympäristön neljä toimintoa kilpailevat keskenään, jos ympäristön kysyntä on suurempaa kuin tarjonta. Koska ympäristöllä on monia käyttötapoja ja kilpailevaa käyttöä, syntyy **vaihtoehtoiskustannuksia** (opportunity cost). (Siebert 1987, 12 – 13 & 141) Vaihtoehtoiskustannus syntyy siis, kun vaihtoehtoista käyttöä ei voida toteuttaa (Ecosystem valuation). Vaihtoehtoiskustannusten pitäisi taata se, että hyödykkeet ja luonnonvarat käytetään mahdollisimman hyvin. (Siebert 1987, 141) Valitettavasti tämä ei toteudu todellisessa maailmassa. Vaihtoehtoiskustannukset -periaatteen mukaan yritysten tulisi verrata toimintansa aiheuttamia ympäristövahinkoja saavuttamiinsa hyötyihin eli ulkoisia ympäristökustannuksia pitäisi verrata saavutettuihin voittoihin.

Vaihtoehtoiskustannukset–periaatteen soveltamisessa ongelmia aiheuttaa **vapaa matkustaja -ilmiö**. Koska luonto on kaikkien käytössä veloituksetta, yksilöt ja ryhmät voivat asettua vapaa matkustajiksi ja olla osallistumatta ympäristökustannuksiin. (Siebert 1987, 142 - 143) Vapaa matkustamisongelman ratkaisuksi on ehdotettu saastuttaja maksaa –periaatetta. Aiheuttamis- eli saastuttaja maksaa -periaatteen mukaan luonnonvarojen vaihtoehtoiskustannukset tulisi kohdistaa sille, joka saa taloudellisen hyödyn kyseisestä toiminnasta (Atkinson 2000, 240). Saastuttaja maksaa –periaate on ollut keskeinen perustelu keskusteltaessa yritysten laskentatoimessa tarvittavista muutoksista. Yritysten on perinteisesti ajateltu huomioivan taloudellisissa laskemissaan suunnitellusta

toimenpiteestä aiheutuvat tuotot sekä vastaavasti samasta toimenpiteestä aiheutuvat kustannukset. Tuottojen ja kustannusten erotus eli voitto tai tappio ilmoittaa toimenpiteen taloudellisen seuraamuksen ja samalla sen kannattaako tiettyyn toimeen ylipäänsä ryhtyä ja mikä tarjolla olevista vaihtoehdoista on kulloinkin suhteellisesti kannattavin. Viime vuosikymmenellä kuitenkin havaittiin, että ympäristöä rasittavat tuotteet eivät kannata kaikkia aiheuttamiaan kustannuksia. Tämän seurauksena kuluttajalle annettu hintainformaatio ei kerro koko totuutta tuotteen ympäristövaikutuksista. (Tulenheimo 1995, 6; Jyrkkiö ja Riistama 1997, 26-27)

1980-luvulla useimmat ihmiset olivat sitä mieltä, että yrityksen aiheuttamia ympäristöhaittoja ei pidä huomioida laskentainformaatiossa (Pihlanto 1988, 334). 2000-luvulle tultaessa teollisuusmaissa yhä yleisemmin hyväksytään saastuttaja maksaa -periaate sen kannustaessa yrityksiä ympäristömyönteisempään käyttäytymiseen määräämällä ympäristön hyödyntämiselle ja pilaamiselle hinta (Kautto et al. 2000, 24). Kovinkaan moni ei enää usko siihen, että ympäristöongelmat ratkaistaan julistamalla saastuttajille toiminnan haitallisuudesta tai kampanjoimalla kuluttajille ympäristöystävällisten tuotteiden puolesta. Tarvitaan julkisen vallan puuttumista itse saastuttavaan toimintaan. (Uimonen 1991, 76)

Taloustieteilijät olivat ensimmäisenä esittämässä maksuja tai päästömarkkinoiden luomista rajoittamaan saastumista (Uimonen 1991, 76). Taloustieteiden kirjallisuudessa on esitetty kaksi historiallista lähestymistapaa ympäristön saastumiseen. Pigou määritteli tuotannon ulkoisvaikutuksen käsitteen jo 1920-luvulla. (Uimonen 1991, 78) Pigoun mielestä ulkoisvaikutukset ovat seurausta markkinoiden epäonnistumisesta. Hän esitti teoksessaan "Economics of Welfare" ulkoisvaikutusten ratkaisuksi yhteiskunnan asettamaa veroa haitan aiheuttajalle. Coasen artikkelissa "Problem of Social Cost" (1960) näkökulma oli täysin erilainen. (Aslanbeigui & Medema 1998, 602) Coasen mielestä ympäristön saastumisongelma on seurausta omistusoikeuksien puuttumisesta. Ratkaisuna olisivat omistusoikeuksien määrittäminen ja tämän jälkeen osapuolten väliset korvausneuvottelut. Ympäristön saastuminen yleensä kuitenkin koskee niin suurta joukkoa, ettei Coasen mallia ole pidetty toteuttamiskelpoisena. (Uimonen 1991, 78)

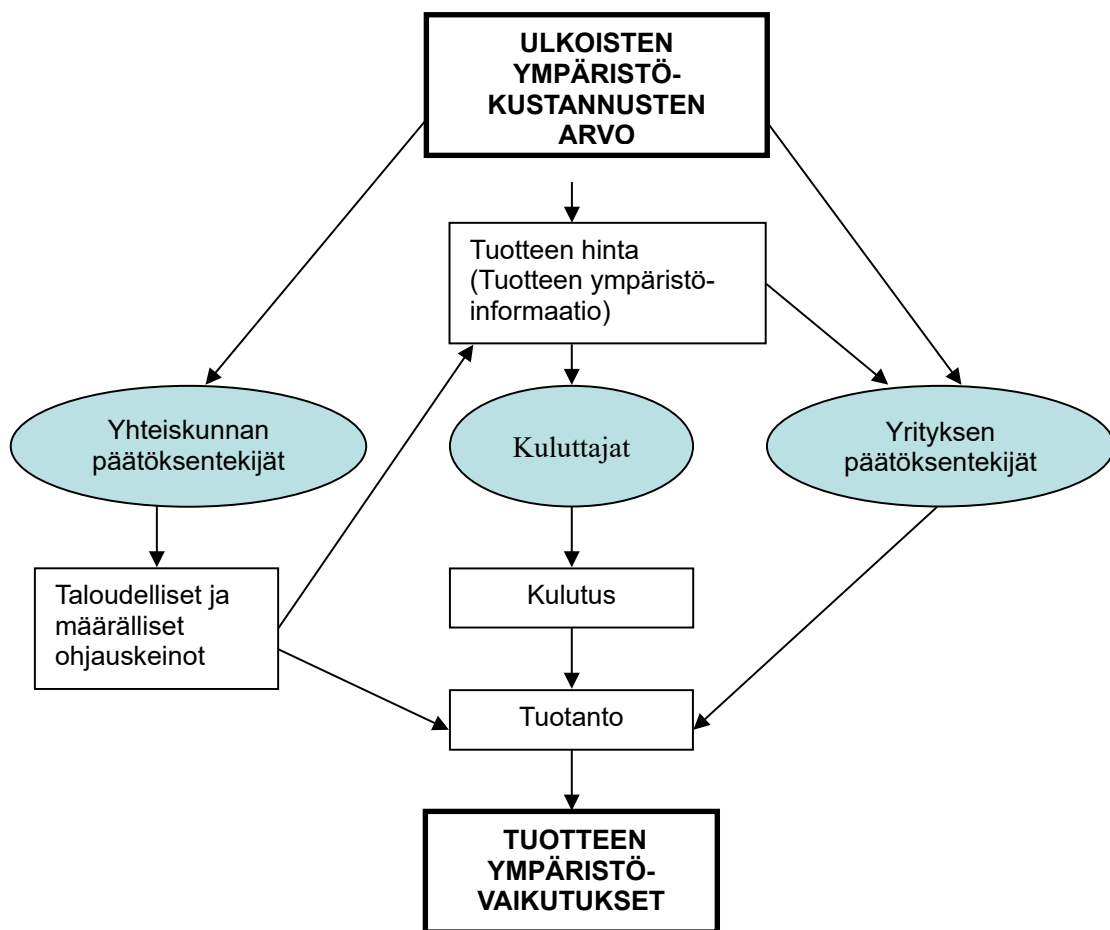
Ympäristotaloustieteilijät ovat kuitenkin edelleen jakaantuneet kahteen kilpailevaan koulukuntaan: coaselaiseen ja pigoulaiseen (Aslanbeigui & Medema 1998, 602).

Taloustieteisiin kuuluva ympäristotaloustiede tutkii yhteiskunnan ja luonnon välistä vuorovaikutussuhdetta, sen luonnetta ja heijastumista taloudellisissa päätöksissä, yhteiskunnan kannalta optimaalista luonnonvarojen käyttöä sekä saastumisen ehkäisemistä. Ympäristotaloustiede eroaa muista ympäristöongelmia tutkivista tieteistä siinä, että sen tehtävänä on selvittää, kuinka markkinatalouden päätökset vaikuttavat ympäristöön ja kuinka markkinoita on ohjattava ongelmien korjaamiseksi. Ympäristotaloustiede on riippuvainen yleisestä taloustieteen teoriasta ja monista muista ympäristöä tutkivista tieteistä. Biologia tarjoaa kuvauksen luonnon prosessien toiminnasta ja insinööritieteet kuvauksen tuotantoteknologiasta. Korjaavien keinojen etsintä ja toteuttavien suunnitelmien laadinta vaatii yhteiskuntatieteiden tuntemusta. Hyvinvointianalyysien pohjana olevia luonnon hyödyntämisen problematiikkaa ja sukupolvien välistä tasa-arvoisuutta pohditaan laajemmin filosofiassa. Ympäristotaloustiede on monitieteellistä. (Ollikainen 1996,18-19)

### **2.3 Ulkoisten ympäristökustannusten hyödyntäminen**

Ympäristotaloustieteilijät ovat korostaneet jo 1940-luvulta lähtien, että luonnon markkinahinnattomat aineelliset ja aineettomat palvelut ovat taloudellisia arvoja, joita ei saa sivuuttaa taloudellisissa laskelmissa. (Ollikainen 1996, 34) Ympäristön arvottamisen tavoitteena voidaan pitää sitä, että ympäristöhaitat saadaan rahamääräistämällä näkyviksi, jotta ne voidaan huomioida paremmin yritysten, kuluttajien ja yhteiskunnan päätöksenteossa (Tulenheimo 1995, 3).

Tietoa tuotteista aiheutuvista ulkoisista kustannuksista voivat hyödyntää yhteiskunnan päätöksentekijät, kuluttajat ja yritykset (Kuvio 4).



**Kuvio 4** Ulkoisten ympäristökustannusten hyödyntäminen

**Yhteiskunnan päätöksentekijät** voivat käyttää kustannustietoa normien, informaatio-ohjauksen ja taloudellisten ohjauskeinojen perustana. (Tulenheimo 1995, 16) Päästöjä vähentävänä ohjauskeinoina voivat olla määrärajoitteet, tukipalkkiot, päästömaksut ja kaupattavat päästöoikeudet. Määrärajoitejärjestelmässä päätetään tavoiteltava kokonaiskuormitusmäärä ja tarvittava vähenemä kohdennetaan yksittäisille kuormittajille. Jokaiselle kuormittajille ilmoitetaan, kuinka paljon sen on vähennettävä kuormitusta. Tukipalkkiojärjestelmässä tuottajalle maksetaan siitä, että hän pystyy vähentämään päästöjään. Päästömaksu taas määrätään ympäristöön johdettaville päästöille. Kaikille tuottajille asetetaan samansuuruinen päästömaksu ja tuottajat tekevät omat tuotantopäätöksensä. Kaupattavien päästöoikeuksien järjestelmässä on määritelty päästöjen kokonaiskiintiön, josta jokainen kuormittaja ostaa osuutensa. (Uimonen 1991, 78-80)

Tahvosen (1991,9) mukaan haitta-ainepäästöjen verottaminen ei ole keinotekoista. Päinvastoin taloudellisesta näkökulmasta on keinotekoista hyväksyä ympäristön ilmainen käyttö. Erilaiset maksut johtavat siihen, että voittoaan maksimoivat yritykset valitsevat sellaisen yhdistelmän tuotteita ja tuotantotapoja, jotka parhaiten täyttävät ympäristölliset ja taloudelliset tavoitteet (Söderholm & Sundqvist 2003, 334). Nykyisen lupamenettelyn heikkoutena on korostettu sitä, että yrityksiltä puuttuu kannustin päästöjen vähentämiseen sen jälkeen, kun lupa on kerran myönnetty. Sen sijaan päästömaksua käytettäessä yrityksillä on aina kannustin vähentää päästöjään ja siten pienentää kustannuksiaan. (Kautto et al. 2000, 24) Taloudelliset välineet, kuten verot, avustukset tai päästökauppa ovatkin usein tehokkaampia keinoja ympäristötavoitteiden saavuttamiseen kuin perinteiset ympäristöpolitiikan keinot, kuten saastuttavien toimintojen suora sääntely (Mirrlees et al. 2011, 244). Ympäristöverotuksen ensisijaisena etuna pidetään sitä, että verotus pakottaa yritykset sisäistämään toimintansa ulkoisvaikutukset ja siten ympäristön suojelun kustannukset siirtyvät markkinahintoihin. Kustannukset eivät jää pelkästään yhteiskunnan (valtion) maksettavaksi. (Kautto et al. 2000, 24)

Taloudellisten ohjauskeinojen käyttö on toistaiseksi ollut Suomessa melko vähäistä. Energiaverotus, jätevero ja polttoainevero ovat esimerkkejä yrityksestä siirtää painopistettä vahingon aiheuttajan suuntaan. Usein maksut ovat perustuneet laskelmien sijasta poliittisiin kompromisseihin ja ilmeisesti maksut ovat olleet liian pieniäkin, jotta ne olisivat vaikuttaneet kulutukseen ja ympäristöongelmiin. (Uimonen 1991, 100-102; Kautto et al. 2000, 24)

**Kuluttajat** voivat tehdä ympäristötietoisempia valintoja, jos heillä on tiedot ympäristökustannuksista. Kuluttajille tieto voidaan antaa tuotteita koskevan ympäristöinformaation, ympäristöraportoinnin tai tuotteiden korjattujen hintojen välityksellä. (Tulenheimo 1995, 16) Vaikka ulkoisten ympäristökustannusten siirtäminen kokonaisuudessaan markkinahintoihin ei olisi mahdollista, voisinkin olettaa tuotteen ympäristöhaittojen rahallisen määrän ohjaavan monien kuluttajien ostopäätöstä.

**Yritykset** voivat hyödyntää kustannustietoa hinnoittelussa, tuotekehityksessä ja investointipäätöksissä (Tulenheimo 1995, 15). Tuotekehittelyssä ja investointipäätöksissä ulkoisvaikutukset korostavat yrityksen mahdollisuutta valita vaihtoehto, joka on paras koko yhteiskunnan kannalta (Matthews & Lave 2000, 1391). Yrityksen toiminnan tärkeimmät tavoitteet ilmaistaan yleensä taloudellisina tavoitteina. Siksi voidaan olettaa, että taloudellisten tavoitteiden kanssa samassa muodossa ilmoitettu ympäristötieto vaikuttaa päätöksenteossa ja toiminnan ohjauksessa enemmän kuin ei-taloudellinen tieto. (Mätäsaho et al. 1999, 55)

Voimalaitokset ovat olleet edelläkävijöitä ulkoisten ympäristökustannusten laskemisessa. Virkamiesten ja taloustieteilijöiden keskittyminen erityisesti sähköntuotannon aiheuttamiin ympäristövahinkoihin, johtuu siitä, että sähköä voidaan tuottaa hyvin erilaisilla polttoaineilla, joiden ympäristövaikutukset eroavat merkittävästi toisistaan. Lisäksi voimalaitoksia on suhteellisen vähän ja siten ne ovat helposti tunnistettavia yksiköitä. (Söderholm & Sundqvist 2003, 333) Sähköntuotanto on myös yksi suurimpia saasteen lähteistä (Vrhovcak et al. 2005, 1385). Yhdysvalloissa 1990-luvulla tehdyt monet tutkimukset paljastivat voimalaitosten tekevän investointipäätöksensä yksinomaan kilowattituntikustannuksen mukaan eli saastuttavampi vaihtoehto valittiin vain sen takia, koska se oli halvempi yhtiölle. Se, että saasteet voivat aiheuttaa suuret sosiaaliset kustannukset, jätettiin päätöksenteossa täysin huomioimatta. Osavaltiot vaativatkin, että voimalaitokset huomioisivat päästöjen aiheuttamat sosiaaliset kustannukset investointilaskelmissaan. (Matthews & Lave 2000, 1391)

**Kokonaiskustannuslaskenta** (Full cost accounting, FCA) on yksi vaihtoehto, jolla ulkoisvaikutukset voidaan tunnistaa ja huomioida päätöksenteossa. FCA:ssa tavoitteena on se, että luonnonvarojen kulutus lisättäisiin tuotantokustannuksiin ja tämä heijastuisi myös markkinahintoihin. Menetelmä on yleisesti ymmärretty ja hyväksytty sen toteuttaessa saastuttaja maksaa –periaatetta, mutta Euroopan komission kannustuksesta huolimatta vain harvat yritykset ovat julkisesti laskeneet ulkoisvaikutuksiaan. Osa yrityksistä kuitenkin hyödynsi tietoa ulkoisista kustannuksistaan strategisessa suunnittelussaan ja päätöksenteossään. (Bebbington et al. 2002, 46) Muun muassa seuraavat yritykset ovat hyödyntäneet



FCA:ta: kanadalainen Ontario Power Generation avustamaan investointipäätöksiään, brittiläinen Nuclear Energy puolustaessaan ydinvoiman etuja, ruotsalainen Volvo avustamaan tuotteiden ekologista suunnittelua sekä brittiläiset AWG ja Wessex Water mitatessaan voittoa, joka saavutetaan noudattaessa ympäristöystävällisiä toimintatapoja. (Antheaume 2004, 444)

Bebbington et al. tutkivat vuonna 2001, mikseivät yritykset olleet ainakaan julkisesti yrittäneet laskea ulkoiskustannuksiaan FCA:n avulla. Tutkimus paljasti monien johtajien uskovan, että tietyn toiminnon tai koko organisaation ulkoisvaikutuksista kertominen toisi mukanaan myös vastuun ulkoisvaikutuksista. Monet yritykset olivatkin haluttomia ottamaan vastuulleen omia ulkoisvaikutuksiaan. Kysymykseksi jääkin, kuka muukaan niistä sitten on vastuussa. Toinen syy jättää huomioimatta ulkoisvaikutukset oli se, että vaikutukset olivat huomattavan suuria ja paljastaminen olisi korostanut ympäristöongelman suuruutta. Yksi haastatelluista kysyi, että pitääkö todellakin osa Euroopan johtavista yrityksistä laskea FCA:n avulla kannattamattomiksi. (Bebbington et al. 2002, 46) Tapauksissa, joissa yrityksen voitto muuttui tappioksi, voidaan päätellä, etteivät olemassa olevat markkinajärjestelmät ohjaa kuluttajahintoja riittävästi (Antheaume 2004, 344). Kun ulkoisia ympäristökustannuksia ei huomioida, tuottajat ja kuluttajat saavat harhaanjohtavia hintasignaaleja, jolloin ulkoisvaikutukset johtavat yksityisten ja yhteiskunnallisten kustannusten väliseen ristiriitaan (Komission tiedonanto 2000). Osa tuotantokustannuksista ei siten heijastu kuluttajahintoihin vaan jää yhteiskunnan maksettavaksi.

Yritysmaailman johtajissa on myös FCA:n kannattajia, mutta suuren osan mielestä menetelmän käyttö ei ole mahdollista. Heidän mielestään kirjanpitäjät eivät hyväksy ennusteita ja arvioita, vaan haluavat laskea vain oikeasti kulutettuja rahoja. Joidenkin mielestä ulkoisten ympäristökustannusten huomioiminen yrityksen päätöksenteossa on hyvä asia, mutta niiden käyttäminen hinnoittelussa on mahdotonta kansainvälisen kilpailun vuoksi. (Kirschner 1994, 27) Voidaankin todeta että, vaikka ympäristökustannuksia ei voida sisällyttää hintoihin, ne tulisi ainakin ottaa huomioon yrityksen päätöksenteossa muiden kustannusten ohella. Vaikka ulkoiset kustannukset eivät vielä heijastu markkinahintoihin, niillä on suora vaikutus

ihmisten hyvinvointiin ja siten myös taloudelliseen arvoon (Söderholm & Sundqvist 2003, 334).

FCA:ta voidaan pitää avainasemassa edistettäessä ympäristönsuojelua. FCA:n mekanismien kehittyminen tuo mukanaan ulkoisten kustannusten sisäistämisen arvottamismenetelmien kautta ja siten selvästi asettaa huomattavan haasteen kirjanpitäjille ja laskentatoimen ammattikunnalle. (Gray et al. 1996, 222) Tehtävän haastavuus ilmenee Euroopan Komission lausunnosta (1993, 71), jossa vaaditaan kirjanpidon käsitteiden, sääntöjen, konventioiden ja metodologian uudelleenmäärittämistä, jotta luonnonvarojen kulutus ja käyttö voidaan laskea tuotantokustannuksiin ja siten kaikki kustannukset heijastuisivat markkinahintoihin.

## **2.4 Ulkoisten ympäristökustannusten määrittelemisen ongelmat**

Laskentatoimi on määrittely palvelutoiminnoksi, jonka tavoitteena on tarjota talousyksiköstä kvantitatiivista tietoa, pääasiassa rahamääräistä, päätöksenteon tueksi (Belkaoui 1992, 23). Yritysten perinteiset laskentajärjestelmät eivät kykene tuottamaan yrityksen ympäristösuorituskyvystä sellaista tietoa, jonka perusteella yrityksen johto pystyisi tekemään päätöksiä. Ei-taloudellista ympäristöinformaatiota tuottavien järjestelmien tieto on taas sellaisessa muodossa, ettei se sovi suorituskyvyn arviointiin ja johdon päätöksentekoon. Ympäristölaskentatoimi tuottaa sopivaa tietoa, mutta sen haasteina ovat kustannusten määrittämisen, laskennan ja kohdistamisen hankaluus. (Mätäsaho et al. 1999, 54)

Ulkoisten kustannusten selvittäminen aloitetaan kuormittavien tekijöiden tunnistamisella ja tarkastelujen rajaamisella. Lisäksi arvioidaan kuormittavien tekijöiden kulkeutumista ja leviämistä sekä ympäristövaikutusten määrää. Viimeisenä suoritetaan arvottaminen, jossa yleensä on käytetty neoklassisen talousteorian mukaisia menetelmiä ja oletuksia. (Hongisto et al. 1998, 17)

### **2.4.1 Laajuusongelma**

Laajuusongelmassa on kyse siitä, mitkä kustannuserät on sisällytettävä laskelmaan eli kuinka laajalti tietyn päätöksen tai tapahtuman aiheuttamat kustannukset on huomioitava (Uusi-Rauva 1989, 27) Laskentakohteena voi olla yritys, yrityksen osa, investointi, tuote, tietty materiaali, valmistusprosessi, valtio, teollisuuden ala, maapallo, maapallon osa (esim. otsonikerros) tai vaikkapa vain yksi puu. Tavallisimmin laskentakohteena on yritys, tuote tai investointi. (Tamminen 1996, 57 – 58). Laadittaessa laskelmaa tietyn kohteen tuotoista ja kustannuksista on otettava kantaa, mitkä tuotot ja kustannukset ja miltä ajalta on otettava laskelmaan mukaan (Jyrkkiö & Riistama 1997, 27-28). Esimerkiksi puun raaka-ainehinta saadaan helposti markkinoilta, mutta puun kaatamisesta seuranneiden epäsuorien kustannusten arvioiminen ja rajaaminen on vaikeampaa. Näitä epäsuoria kustannuksia ovat mm. kuljetuksen ja yrityksen puun jalostamiseen käyttämän energian ympäristövaikutukset sekä puun tuottaman hapen arvo. (Kurki 2005)

Lähes kaikilla yrityksen toiminnoilla on ympäristövaikutus, joten koskaan ei voida huomioida kaikkia vaikutuksia. Tavoitteena ei tulisi ollakaan kustannusten täydellinen huomioiminen vaan ohjeistus, joka auttaisi yrityksiä huomioimaan olennaiset ympäristövaikutukset. (Schaltegger & Burritt 2000, 236)

### **2.4.2 Kohdistamisongelma**

Kohdistamisongelmasta on kyse, kun ratkaistaan, mitkä kustannukset kohdistuvat tietylle tapahtumalle tai toimenpiteelle. Aiheuttamisperiaatteen mukaan kohteen kustannuksiksi lasketaan ne kustannukset, jotka se suoranaisesti aiheuttaa. (Uusi-Rauva 1989, 27) Kustannukset voidaan kohdistaa ylhäältä alas tai alhaalta ylös. Kohdistettaessa ylhäältä alas arvioidaan usein ensin saasteen kokonaismäärä kansallisella tai alueellisella tasolla. Vahingot kohdistetaan tietylle saastuttajalle ja muutetaan kustannuksiksi käyttämällä saatavilla olevia rahamääräisiä arvioita. Alhaalta ylös -tavassa yhden saastuttajan vahingot jäljitetään, lasketaan ja muutetaan rahamääräiseksi. (Söderholm & Sundqvist 2003, 336)

Ympäristön suojelun suuria ongelmia ovat ympäristöongelmien ja niitä koskevien päätösten väliset ajalliset ja paikalliset erot. Ongelma voi olla hyvin lyhyen tapahtuman tulosta (kuten Tsernobyli), mutta seurauksien paljastuminen ja ratkaisu vaativat useampia vuosikymmeniä. (Kämäri 1991, 56) Osa ympäristövaikutuksista on hyvin paikallisia kuten melu, joten se on helppo kohdistaa aiheuttajalle. Suurimmat ympäristöongelmat ovat todella globaaleja kuten kasvihuoneilmiö ja otsonikerroksen reikä (Vrhovcak et al. 2005, 1385). Reian ovat aiheuttaneet mm. erilaiset ponnekaasut. Aineen valmistajia, myyjiä ja käyttäjiä on miljardeja. Kuinka kustannukset jaetaan heille? Voidaan ajatella, että valmistajat ovat vastuussa ympäristövahingon kustannuksista, koska he alkujaan ovat tarjonneet tuotetta. Kohdistaminen yrityksille tulisi suorittaa siten, että se huomioisi tai ainakin näyttäisi huomioivan kaikki osalliset. (Tamminen 1996, 94) Mutta edes luonnontieteilijät eivät ole saavuttaneet yksimielisyyttä siitä, mitkä tekijät ovat vaikuttaneet tietyn ympäristöongelman syntymiseen (Schaltegger & Burritt 2000, 236).

Vaikka ympäristöongelmat ilmenevät paikallisesti niiden ratkaisu vaatii usein laajemman alueen yhteistyötä (Kämäri 1991, 56). Kansallisella tasolla ympäristöverojen säätäminen on vaikeaa, sillä ne saattavat heikentää yritysten kilpailukykyä (Kautto et al. 2000, 24). Usein julkinen valta suosii toimia, jotka ovat heidän etunsa mukaisia ja taloudelle tärkeiden alojen annetaan olla rauhassa, jotta yritykset eivät siirtäisi tuotantoa muihin maihin (Siebert 1987, 143; Hanley & Spash 1993, 152). Onkin todettu, että koordinoitun kansainvälisen toiminnan puuttuessa yksittäisen yhteisön pyrkimys ympäristön suojelemiseen ei voi pitkällä aikavälillä täysin onnistua. Valtioiden on yhdessä tehtävä säännökset ja asetettava yhtenäiset päästörajat. Maailmanlaajuiset uhat, kuten ilmastonmuutos ja otsonikato, voidaan torjua lopullisesti vain maailmanlaajuisella yhteistyöllä. (Komission tiedonanto 2000)

### **2.4.3 Jaksotusongelma**

Kustannukset on pystyttävä kohdistamaan tietylle ajanjaksolle (Uusi-Rauva 1989, 27). Ympäristökustannusten kirjaamisen ongelmana on, kuinka yhdistetään nykyiset tuotot ja tulevat haitat. Ympäristölle aiheutettujen haittojen häviäminen kestää muutamista sekunneista (melu) miljoonaan vuoteen (plutonium).

Haittakäyriä onkin kolmenlaisia. Esimerkiksi metelin aiheuttama haitta häviää heti kuin toiminta lakkaa. Toinen haittakäyrä laskee hitaasti alas. Tällainen käyrä on muun muassa plutoniumilla sen radioaktiivisuuden pienetessä. Kolmas haittakäyrä kuvaa tasaista kasvua, jolloin tilanne on peruuttamaton ja haitat vain kasaantuvat. Luonnon oma palautumiskyky on tuhoutunut (esim. kokonaisten ekosysteemien tuhoaminen). Tässä tapauksessa mikään korvaus ei palauta ympäristön alkuperäistä tilaa. (Tamminen 1996, 83)

Nykyinen ympäristön käyttö vaikuttaa siis tulevaisuuden ympäristön laatuun. Tuleville sukupolville on annettava riittävä korvaus luonnosta joko rahallisena korvauksena tai päästöjä pienentävänä teknologiana. Tavoitteena on luoda sellaiset järjestelmät, jotta vältytään päästöhintojen heilahteluilta ja heilahteluiden aiheuttamilta vääriltä investointipäätöksiltä. (Siebert 1987, 189 - 190)

#### **2.4.4 Mittausongelma**

Mittausongelmassa on kyse siitä, millä keinoilla ja millä tarkkuudella voidaan kulutettujen, käytettyjen tai menetettyjen tuotannontekijöiden määrä laskea tai edes arvioida. (Uusi-Rauva 1989, 27) Mittaamisongelma syntyy lähinnä teknisestä mahdollisuudesta mitata. (Jyrkkiö & Riistama 1997, 28) Luonnon hyväksikäyttöön liittyy paljon epävarmoja, mutta kuitenkin mahdollisia tapahtumia. Sademetsän hakkuusta voi seurata lajien katoaminen ja eroosio. Lisäksi seurauksena voi olla lämpötilan alueellinen nouseminen, koska metsä ei enää sido lämpöä itseensä. Lämpötilan nousu edelleen vähentää vuotuista sademäärää. (Hanley & Spash. 1993, 153) Aiheutuva kuivuudella voi olla monia tuhoisia seurauksia kuten sadon tuhoutuminen ja nälänhätä. Mutta kukaan ei pysty ennustamaan tietyn hakkuun aiheuttamien haittojen suuruutta ja ketjureaktion pituutta. Lisäksi monilla ympäristösaasteilla on tietty kynnyks, jonka ylittäminen aiheuttaa ihmisen ja luonnon kannalta haitallisia muutoksia. Tämä kynnyks eli luonnon sietokyky kuitenkin vaihtelee voimakkaasti ekosysteemin herkkyyden mukaan. Teoriassa suurikin kuormitus voi olla lähes haitaton ympäristön kannalta, jos kuormitus kohdistuu vain alueelle, joka kestää suurta kuormitusta. Esimerkiksi Suomessa metsät ovat sitoneet typpilaskeuman kasvillisuuteen ja vähentäneet näin vesistöjen

happamoitumista. Typpipäästöjen vaikutukset ovatkin toistaiseksi vähäisiä, mutta tilanne muuttuu, jos metsäkasvillisuus ei pysty sitomaan kaikkea typpeä. (Kämäri 1991, 49 - 50) Tiedon epävarmuus on epäilemättä suuri haaste ympäristöhaittoja ratkaistaessa (Uimonen 1991, 85).

#### **2.4.5 Rahanarvon ongelma**

Rahanarvon ongelma liittyy tapahtumien eriaikaisuuteen. Yleensä ympäristövahinko tapahtuu ensin ja korjaavat toimenpiteet myöhemmin. Erityisesti investointien tuottoja ja kustannuksia vertailtaessa aikajänne on pitkä ja diskonttaaminen on lähes välttämätöntä. (Tamminen 1996, 96) Diskonttaamisessa kaikki tulevaisuuden oleelliset rahavirrat eli kustannukset ja tuotot muutetaan nykyarvoon. Tuotot ovat sitä suurempia mitä aiemmin ne saadaan ja päinvastoin kulu on sitä pienempi mitä myöhemmin se maksetaan. Diskonttaamalla tulevaisuuden kassavirrat tehdään vertailukelpoiseksi. (Hanley & Spash 1993, 21 – 22) Diskontattu meno on sitä pienempi mitä suurempi korko ja mitä pidempi aika on. Ympäristöasioissa aikajänne on pitkä, joten laskentakorolla on huomattava vaikutus. Diskontattujen ympäristökustannusten nykyarvoksi voi tulla hyvin pieni arvo, joka varsinkin investointipäätöksissä väheksyy ympäristölle koituvaa haittaa. (Tamminen 1996, 96)

Kirjallisuudessa on paljon keskusteltu siitä, mikä olisi oikea laskentakorko. Yleensä käytetään 1 – 3 prosentin korkokantaa, mutta jopa negatiivisia korkoja on perusteltu. Perusteena on käytetty eettisyyttä ja kestävän kehityksen periaatteiden mukaisesti tulevien sukupolvien tarpeita. Jos tulevien sukupolvien oikeudet ovat ensisijainen peruste, on korkokannan oltava alhainen. (Silvo et al. 2000, 5 – 6)

#### **2.4.6 Arvostusongelma**

Ympäristövaikutusten rahamääräistämisen suurin vaikeus on arvostamisongelma (Niskala & Mätäsaho 1996, 194). Kun ympäristön arvoa määritellään markkinoiden avulla, viitataan ympäristön taloudelliseen käyttöön eli raaka-ainearvoon. Kuitenkin

ympäristöllä on edellä esiteltyjä muita käyttö- ja ei-käyttöarvoja, joiden takia sen hintaa ei voida täysin määritellä markkinoilla (Bürgenmeier 1999, 77).

Ympäristön taloudellisen arvottamisen minimiääripäänä on se, ettei ympäristöllä ole muuta taloudellista arvoa kuin raaka-ainearvo. Toisena ääripäänä on se, että ympäristö on eettisesti kaiken mittaamisen yläpuolella, eikä sille siten voida laskea hintaa. Näiden ääripäiden välillä ovat ympäristön taloudelliset arvottamismenetelmät. (Niskala & Mätäsaho 1996, 194) Ympäristönsuojelun ohjaamiseen ei ole olemassa tehokasta ratkaisua ennen kuin päästöjen aiheuttamien haittojen arvot on määritelty (Uimonen 1991, 102). Arvottamismenetelmiä on kehitelty vuosikymmenten saatossa monia ja uusia kehitetään lisää. Ongelmana on, mitä menetelmää tulisi milloinkin käyttää, mikä on tietyllä menetelmällä saadun arvon merkitys ja luotettavuus sekä kuinka eri menetelmillä saadut arvot voidaan sovittaa yhteen. (Niskala & Mätäsaho 1996, 199). Arvojen määrittämiseen liittyvien ongelmien ratkaiseminen on luonnontieteiden ja taloustieteiden keskeisempiä tehtäviä (Uimonen 1991, 102).

## 2.5 Ulkoisten ympäristökustannusten arvostusmenetelmät

Viime vuosikymmeninä monet eri tahot ovat kehittäneet laajan valikoiman erilaisia tekniikoita avustamaan yritysten ulkoisvaikutusten arvottamista. Kehitystyössä ovat olleet mukana mm. luonnontieteilijät, insinöörit, ekonomistit, yliopistot, tutkimuslaitokset, ympäristökonsultit, ympäristönsuojeluvirastot, laskentatoimenjärjestöt ja muut elimet kuten Euroopan Unioni. (Schaltegger & Burritt 2000, 275 – 276)

Menetelmien nimet ovat vasta vakiintumassa ja samalla menetelmällä on useita sekä suomen- että englanninkielisiä nimiä. Kirjallisuudessa menetelmillä voikin olla tässä esitetystä poikkeavia nimiä. Menetelmien luokitteluunkaan ei ole yhtä vakiintunutta tapaa. Aiemmin kirjallisuudessa menetelmät usein luokiteltiin **suoriin** ja **epäsuoriin**. Epäsuoria arvottamismenetelmiä voidaan sanoa myös **objektiiviksi** menetelmiksi, koska niissä käsiteltävä aineisto perustuu todellisiin

markkinatapahtumiin tai fyysisiin riippuvuussuhteisiin. Suorat menetelmät perustuvat ympäristön käyttäjien **subjektiivisiin** arvostuksiin. (Niskala & Mätäsaho 1996, 196) Silvo et al. (2000, 8) käyttävät nimityksiä **todellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät** ja **kokeellisiin markkinoihin perustuvat menetelmät**. Kansainvälisessä kirjallisuudessa käytetään nykyisin hypothetical ja observed methods nimitysten sijasta yleisemmin termejä revealed preference methods ja stated preference methods (Freeman 2003, 23-24). Nämä termit on suomennettu **paljastettujen ja lausuttujen/ilmaistujen preferenssien menetelmiksi** (Ahtiainen ym. 2013, 6, Lehtoranta 2013, 16).

**Taulukko 1** Ulkoisten ympäristökustannusten arvottamismenetelmät (mukaien Silvo et al. 2000, 8; Ahtiainen ym. 2013,6; Pearce & Seccombe-Hett 2000, 1420)

PALJASTETTUJEN PREFERENSSIEN MENETELMÄT	Kustannusten analysointiin perustuvat	- Matkakustannusmenetelmä - Konventionaaliset markkinapohjaiset menetelmät (korjaus-, poisto- ja välttämiskustannukset)
	Hintojen analysointiin perustuvat	- Hedonistiset hinnat - Markkinahinnat - Palkkariskimenetelmä
LAUSUTTUJEN PREFERENSSIEN MENETELMÄT	Valinnan mallintaminen	- Conjoint-analyysi - Valintakoemenetelmä - Contingent ranking - Contingent rating - Paired comparisons
	Ehdollinen arvottaminen	
	Asiantuntijapaneeli	

Paljastettujen preferenssien menetelmät perustuvat yksilöiden todelliseen käyttäytymiseen ja ympäristöhaitta hinnoitellaan epäsuorasti käyttämällä hyväksi vahingon ja jonkin markkinoilla myytävän tuotteen suhdetta. Paljastettuihin preferensseihin perustuvat menetelmät voidaan edelleen jakaa kustannusten analysointiin ja hintojen analysointiin perustuviin menetelmiin. Näistä todellisiin markkinoihin perustuvista menetelmistä esitellään lyhyesti **matkakustannusmenetelmä, konventionaaliset markkinapohjaiset**



**menetelmät** (korjaus-, poisto- ja välttämiskustannukset), **hedonististen hintojen menetelmä** ja **markkinahinnat**. Tässä tutkielmassa ei käsitellä hyvin rajallisiin kohteisiin soveltuvaa **palkkariskimenetelmää** (wage-risk method), jossa ympäristön sisältämiä vaaroja ja sairastuvuutta verrataan työstä maksettuun palkkaan (Tulenheimo 1995, 10).

Lausuttujen preferenssien menetelmät pyrkivät luomaan hypoteettiset markkinat ympäristötuotteille ja perustuvat suoriin kuluttajille tehtyihin maksuhalukkuutta käsitteleviin kysymyksiin. Tutkimuksessa keskitytään eniten sovellettuun **ehdollisen arvottamisen menetelmään** (Contingent valuation, CV), jossa vastaajilta kysytään suoraan heidän halukkuuttaan maksaa ympäristössä tapahtuvasta muutoksesta (Söderholm & Sundqvist 2003, 336).

**Valinnan mallintamisen menetelmät** (choice modelling) perustuvat esitettyihin vaihtoehtoihin, jotka pyydetään asettamaan tärkeysjärjestykseen tai joista valitaan mieluisin (Freeman 2003, 162, Kaipainen 2013,101). Ensimmäinen valinnan mallintamisen muoto oli **conjoint analyysi**, jossa vastaaja valitsee mieluisimman vaihtoehdon tai ilmaisee todennäköisyyden, että ostaisi kuvatun tuotteen (Carson 2000, 1416, Lawson & Glowa 2010) . Conjoint analyysia ei pidä sekoittaa **valintakoemenetelmään** (choice experiment, CE), joka on hyvin samanlainen, mutta perustuu eri teorioihin (Louviere et al. 2010, 59). Valintakoemenetelmä, jossa vastaaja valitsee kahdesta tai useammasta vaihtoehdosta parhaimman, on noussut haastamaan ehdollisen arvottamisen suosituimpana arvottamisen menetelmänä ja on suosittu erityisesti markkinointi- ja psykologiatutkimuksissa (Carson & Hanemann 2005, 872, Mahieu ym. 2014, 5). **Contingent rankingissä** laitetaan esitetyt vaihtoehdot paremmuusjärjestykseen ja **contingent ratingissa** vastaaja pisteyttää vaihtoehtoiset skenaariot asteikolla 1-10. **Paired comparison-menetelmässä** vastaaja valitsee kahdesta vaihtoehdosta paremman sekä pisteyttää mieltymyksensä vahvuuden. (Hanley ym. 2001, 438-444)

**Asiantuntijapaneelimenetelmässä** arvottamisen suorittavat arvoitettavan kohteen asiantuntijat, joiden yksilöllisesti määrittelemistä arvoista lasketaan kokonaisarvo (Carey et al. 2005, 179). Harvinaisempia menetelmiä ovat muun muassa

intervallimenetelmä (interval method), huutokauppa menetelmä (second bid auction) ja lahjoituspelejä (contribution game), jotka ovat lähinnä CV-menetelmän muunnelmia. (Alston & Nowell 1996, 358; Silvo et al. 2000, 8)

**Tulostensiirtomenetelmä** (benefits transfer method) on niin kutsuttu sekundäärinen arvottamismenetelmä, joka "lainaa" rahamääräiset arvot muista tutkimuksista. (Pearce & Secombe-Hett 2000, 1420; Silvo et al. 2000, 8) Tulostensiirtomenetelmän nopean ja edullisen käytön mahdollistavat internettiin perustetut useat tietokannat mm. [www.epa.nsw.gov.au/envalue](http://www.epa.nsw.gov.au/envalue) ja [www.evri.ca](http://www.evri.ca), joista voidaan löytää ja hyödyntää muilla arvottamismenetelmillä saatuja ympäristön arvoja (McComb et al. 2006, 461).

Tutkijat eivät ole päässeet yksimielisyyteen siitä, mikä on paras menetelmä. (Schaltegger & Burritt 2000, 275 – 276) Arvottamismenetelmien tulosten luotettavuuden arvioinnin kannalta on ongelmallista se, että monet tuloksiin vaikuttavat tekijät ovat paikkariippuvaisia ja näin ollen tulosten siirto olosuhteista toiseen ei ole mahdollista. (Hongisto et al. 1998, 19) Lisäksi eri menetelmät antavat poikkeavia tuloksia arvotettaessa samaa hyödykettä (Hanley & Spash 1993, 119-120). Wilson et al. (1999, 14) vertailivat seitsemää 1990-luvulla tehtyä tutkimusta, joissa rahamääräistettiin energian eri tuotantovaihtoehtojen yhteiskunnallisia riskejä. He havaitsivat arvojen suoran vertaamisen olevan haastavaa tutkimuksissa käytettyjen erilaisten tutkimusmetodologioiden ja oletusten takia. Lisäksi yksikään tutkimus ei ollut pystynyt huomioimaan kaikkia riskejä (esim. ilmastonlämpeneminen oli huomioitu rajoitetusti). Ulkoisten ympäristökustannusten huomioimisen esteenä ei ole siten pelkästään yritysjohdon kielteinen asenne, vaan myös arvottamismenetelmien puutteellisuus (Tulenheimo 1995, 8).

Seuraavissa kappaleissa esitellään yleisimpiä ulkoisten kustannusten arvottamiseen soveltuvia menetelmiä. Ensimmäisenä kuvaillaan lyhyesti vaikutuspolkumenetelmä, jota ei voida yksin käyttää arvottamaan ympäristöä, vaan avuksi tarvitaan muita menetelmiä.

### 2.5.1 Vaikutuspolkumenetelmä

Vaikutuspolkumenetelmä (Impact pathway method) perustuu altistus-vaikutus/annos-vastikefunktioihin (Dose-Response functions). Menetelmää on kutsuttu myös haittafunktioimenetelmäksi (Damage function approach). (Niskala & Mätäsaho 1996, 196; Silvo et al. 2000, 8) Vaikutuspolkumenetelmä perustuu ympäristön kuormitustekijöiden ja ympäristössä näiden vuoksi tapahtuvien muutosten välisten yhteyksien selvittämiseen (Silvo et al. 2000, 8). Menetelmässä hyödynnetään luonnontieteiden tietoja saasteiden vaikutuksista ja käytetään niitä taloudellisissa malleissa. Menetelmä voidaan jakaa kahteen osaan: 1. saastemäärän ja seurausfunktion johtaminen, 2. taloudellisen mallin ja sovelluksen valinta. (Hanley & Spash 1993, 103). Menetelmässä siis määritellään ensin saastuttamisen (dose) ja ympäristövaikutuksen (response) välinen suhde eli haittafunktio. Haittafunktioon liitetään markkinoilta saadut tai muulla tavoin määritellyt yksikköhinnat. Tuloksena on ympäristöhaitan taloudellinen arvo. (Niskala & Mätäsaho 1996, 196)

Vaikutuspolkumenetelmää käytetään usein tilanteissa, joissa ilmiöt ovat monimutkaisia ja ihmisen on vaikea nähdä ja tietää päästöjen vaikutuksia. Arvottamisen onnistumisen kannalta altistus-vaikutusfunktion määrittely on olennaista. (Silvo et al. 2000, osa 2, 9) Tämä on kuitenkin haastavaa, koska kuormituksen ja sen aiheuttamien haittojen välinen yhteys on monimutkainen prosessi (Niskala & Mätäsaho 1996, 196). Ongelmia aiheuttavat erityisesti ympäristövahingot, jotka syntyvät usean eri tekijän yhteisvaikutuksesta (Silvo et al. 2000, 9). Huolimatta vuosikymmenten tutkimuksesta ympäristön saastumisen vaikutukset ovat epävarmoja. Erityisesti saasteiden vaikutus ihmisten terveyteen on ollut epäselvää. Monien tutkijoiden mielestä vahinkofunktioiden epävarmuudet ovat merkittävämpiä kuin vahinkojen rahamääräistämisen ongelmat. (Matthews & Lave 2000, 1391) Vaikutuspolkumenetelmä on kuitenkin olennainen osa monissa ympäristön arvottamisprosesseissa (Pearce & Seccombe-Hett 2000, 1420).

## 2.5.2 Markkinahintamenetelmä

Useiden hyödykkeiden hinnat muodostuvat markkinoilla. Markkinahinta (market price) ilmoittaa sen, kuinka paljon henkilö on valmis maksamaan hyödykkeestä. Koska ympäristön laatu on yleinen, kaikkien käytettävissä oleva hyödyke, suoria markkinahintoja ei ole muun muassa päästöille. (Siebert 1987, 70-71) Ympäristövaikutuksien kohdistuessa haitallisesti hyödykkeisiin, joita ostetaan ja myydään markkinoilla, voidaan niiden markkinahintaa käyttää arvona. Esimerkiksi vesivoiman aiheuttaman lohikannan pienenemistä voidaan arvioida suoraan markkinahintojen avulla. (Hongisto et al. 1998, 65) Markkinoidun tuotteen ollessa kyseessä ympäristön muutoksen arvo voidaan myös laskea kuluttajan ja tuottajan ylijäämästä tuotteen myyntimäärän ja/tai hinnan muuttuessa. Tshernobylin onnettomuuden jälkeen muun muassa sienien myyntimäärät sekä hinnat laskivat. (Tulenheimo 1995, 11) Kuluttajan ylijäämä lasketaan vahinkoa edeltävien ja vahingon jälkeisten markkinahintojen ja kysyntämäärien avulla. Tuottajan vanha ja uusi ylijäämä määritellään tulojen, kustannusten ja kysyntämäärien avulla. Haitan kokonaisarvo saadaan laskemalla kuluttajan ja tuottajan ylijäämien muutokset yhteen. (Ecosystem valuation)

Markkinahintojen soveltamisen edellytyksenä ovat lisäksi kilpaillut ja häiriöttömät markkinat. (Randall 2002, 296-297) Ongelmia aiheuttaa se, että hintatasoon vaikuttavat monet muutkin asiat. Kiristynyt kilpailu alentaa hintoja ja myös haitan arvoa. Lisäksi monien mielestä luontoa ei voi arvioida vain sen sisältämän raaka-aineen arvon perusteella. Metsän arvo on enemmän kuin sen sisältämän puun hinta. Suurin rajoite on kuitenkin se, ettei kaikkia haittojen kohteita vaihdeta markkinoilla. (Hongisto et al. 1998, 65-66) Markkinahintojen rajoitusten vuoksi on kehitelty muita arvottamismenetelmiä, mutta markkinahintoja käytetään arvostuksen perustana aina kun se on mahdollista (Hongisto et al. 1998, 66; Söderholm & Sundqvist 2003, 336).

### **2.5.3 Konventionaaliset markkinapohjaiset menetelmät**

Konventionaaliset markkinapohjaiset menetelmät perustuvat kustannuksiin, jotka syntyvät ympäristön korjaamisesta, päästöjen puhdistamisesta tai ympäristön laatua korvaavien tuotteiden ja palveluiden hankkimisesta (Ecosystem valuation).

#### **Korjauskustannuksiin perustuva menetelmä**

Korjauskustannuksiin perustuvassa menetelmässä (replacement cost method) arvon muodostavat kustannukset, jotka syntyvät, kun yksilöt, yritykset tai valtiot ylläpitävät tai palauttavat ympäristön laatua (O'Connor & Spash 1999, 7). Kustannukset voivat aiheutua ympäristövahingon korjaamisesta, omaisuuden korvaamisesta tai korjaamisesta ja terveydenhuollosta. (Tulenheimo 1995, 11; Hongisto et al. 1998, 68) Korjauskustannuksiin perustuvalla menetelmällä voidaan arvottaa vain niitä vaikutuksia, jotka voidaan korjata (Silvo et al. 2000, 7). Korjauskustannusmenetelmää on toistaiseksi hyödynnetty vähän luonnon arvottamisessa (Mönkkönen 2001, 97).

Korjauskustannuksia on käytetty myös ihmisten terveyden arvottamiseen. Sairausten kustannukset voidaan arvioida lääkärinpalkkioiden, lääkekustannusten, sairaalamaksujen ja menetetyt tulon avulla. Näin saadaan saasteiden aiheuttaman sairastumisen arvo. (Siebert 1987, 73) Menetelmä kuitenkin aliarvioi ihmisen terveyden arvoa sen jättäessä huomioimatta mm. kivun ja menetetyt laadukkaan vapaa-ajan arvon. Terveyden arvon on todettu olevan 1,3 – 2,4 kertaa suurempi kuin sairauskustannukset. (Silvo et al. 2000, osa 2, 10) Korjauskustannuksia voidaankin pitää terveyshaitan minimiarvona (Siebert 1987, 73).

#### **Poistokustannuksiin perustuva menetelmä**

Poistokustannusmenetelmässä (damage cost avoided) arvo saadaan kustannuksista, jotka aiheutuvat yritykselle, jos se pienentää päästönsä tietyille tasolle (Atkinson 2000, 242). Päästön vähentämisestä aiheutuvat kustannukset

ovat silloin samansuuruiset kuin vältetyn haitan arvo. (Söderholm & Sundqvist 2003, 336)

Arvona voidaan käyttää myös niiden toimien kustannuksia, joiden avulla vahingolta olisi vältetty, mutta joihin ei ryhdytty. Esimerkiksi päästöjen hintana olisi se kustannus, mikä olisi syntynyt päästön puhdistamisesta. (Antheaume 2004, 451) Ongelmana on se, ettei kaikkia päästöjä voida nykYTEKNOLOGIALLA poistaa, joten osalle päästöistä ei saada hintaa.

### **Välttämiskustannuksiin perustuva menetelmä**

Välttämiskustannukset (avoidance cost) aiheutuvat yksilöiden, yritysten tai valtioiden pyrkiessä välttymään ympäristöhaitalta (Abdalla et al. 1992, 163). Kun ympäristössä tapahtuu muutos, ihmisillä on mahdollisuus hankkia hyödykkeitä, tavaroita ja palveluja, joiden tarkoituksena on säilyttää elinolosuhteet ennallaan (Silvo et al. 2000, osa 2, 12 – 13). Ympäristön laadun huonontuessa syntyy siis kuluja ja ympäristön laadun parantuessa torjuntatoimiin tarvittava rahamäärä vähenee (Hanley & Spash 1993, 99). Menetelmä eroaa edellä esitellyistä siinä, että itse haittaa ei pyritä poistamaan tai korjaamaan, vaan siltä vain yritetään suojautua tai välttää.

Jos markkina- ja ympäristöhyödyke ovat täydellisiä substituutteja eli korvaavat toisensa täydellisesti, välttämiskustannusten muutos on sama kuin ympäristönlaadun muutos. Näin kuitenkin harvoin on. Esimerkiksi uusi lentokenttä aiheuttaa melua. Kotitaloudet voivat äänieristää talojaan. Nämä välttämiskustannukset eivät ole täydellisiä substituutteja rauhalle ja hiljaisuudelle, koska esim. puutarhaa ei voida äänieristää. Välttämiskustannukset siten aliarvioivat ympäristön muutoksen arvoa. (Hanley & Spash 1993, 99; Silvo et al. 2000, 12 – 13). Välttämistoimet voivat tuottaa muitakin etuja. Parempi talon eristys pienentää meluhaittoja, mutta myös vähentää lämpöhukkaa ja siten pienentää energialaskua. Pohdittavaksi jää, pitäisikö tämä vähentää ympäristön arvosta. (Hanley & Spash 1993, 100)

Välttämiskustannusten lähestymistapaa on käytetty myös arvioitaessa ihmiselämän arvoa. Tutkimuksissa on mitattu kuinka paljon ihmiset oikeasti maksavat vähentääkseen riskiä loukkaantua, sairastua tai kuolla muun muassa ostamalla turvallisempia autoja. Tämä lähestymistapa kuitenkin on antanut selvästi alempia arvoja kuin esimerkiksi CV-menetelmä tai hedonistiset hinnat. (Hanley & Spash 1993, 102) Ihmiselämän arvon määrittäminen onkin ongelmallista. Ihmisten eliniän arvoa ei voida mitata esimerkiksi hänen tulevaisuudessa ansaitsemansa palkan perusteella. Naiset olisivat arvottomampia kuin miehet, mustat arvottomampia kuin valkoiset ja eläkkeellä olevat olisivat täysin arvottomia. (Matthews & Lave 2000, 1391)

Yhteenvedona voidaan todeta, että edellä esitellyt markkinapohjaiset menetelmät tuottavat arvoja, jotka perustuvat hyvin erilaisiin kustannuksiin. Esimerkiksi tilanteessa, jossa kaivo on saastunut ja vesi on juomakelvotonta, markkinahintamenetelmä antaa arvoksi kaupasta ostetun pullotetun juomaveden arvon. Korjauskustannuksiin perustuva menetelmä laskee arvoksi kaivon ja kenties maaperän puhdistamisen kustannukset sekä mahdolliset veden juomisesta ja sairastumisesta seuranneet kustannukset. Poistokustannusmenetelmä antaisi juomaveden arvoksi niiden toimenpiteiden kustannukset, joilla olisi välttytty kaivon likaantumislta. Välttämiskustannusten menetelmä laskisi juomaveden arvoksi veden puhdistamiseen ostettujen laitteiden kulut. Jokainen menetelmä antaa vähintään hieman toisistaan poikkeavat arvot. Pohdittavaksi jää, mikä menetelmä antaa oikeimman arvon.

Lisäksi kustannuslähtöiset arvostustavat liittyvät vain kustannuksiin, jotka syntyvät parannettaessa luonnonlaatua tai vältettäessä laadun alentumista. Arvostusmenetelmät eivät itsessään tarjoa arviota saavutettujen hyötyjen rahamääräisestä arvosta. (O'Connor & Spash 1999, 7 - 8) Esimerkkinä voidaan ajatella jonkinlaista myrkyvuotoa vesistöön vaikkapa putken tiivisteiden kohdalta. Pienimmillään ympäristövahingon arvona on vain se kustannus, joka olisi syntynyt uuden tiivisteiden vaihtamisesta ennen vahinkoa. Suuremmat vahingon korjauskustannuksetkaan eivät ole kattava arvo haitasta. Vaikka vesistö ajan myötä saataisiin puhdistettua, kustannuksissa ei ole huomioitu mm. kasveille ja eläimille

aiheutettua vahinkoa. Kustannuslähtöiset menetelmät siten usein aliarvioivat ympäristön arvoa.

#### **2.5.4 Matkakustannusmenetelmä**

Matkakustannusmenetelmä (travel cost method) on vanhin tapa arvostaa hyödykkeitä, joilla ei ole markkinoita. Harold Hotelling esitteli tämän mallin Yhdysvaltojen metsähuollolle 1940-luvulla. (Farrow et al. 2000, 1381) Matkakustannusmenetelmä on yleisimmin käytetty todellisiin markkinoihin perustuva ympäristön arvottamismenetelmä (Bhat 2003, 316).

Matkakustannusmenetelmää käytetään enimmäkseen virkistysalueiden kuten rantojen, puistojen ja matkailukohteiden arvon mittaamisessa. Alueen ympäristöllinen arvo lasketaan matkakustannuksista, jotka alueen käyttäjät ovat maksaneet päästäkseen alueelle. (Chen et al. 2004, 399) Matkakustannusmenetelmää voidaan käyttää myös toisella tavoin arvostamaan jo vahingoittunutta aluetta laskemalla kustannukset vaihtoehdoiselle alueelle. Esimerkkinä voidaan käyttää onkijaa, jolla on oma kala-apajansa ja öljyvuoto turmelee sen. Onkijalle alueen arvo on se, kuinka kauan hän käyttää aikaa ja rahaa löytääkseen ja mennäkseen toiseen vastaavaan onkipaikkaan. (Castle et al. 1995, 8)

Matkakustannusmenetelmässä hinnan määrittelevät ympäristöpalveluiden käyttämisestä aiheutuneet kustannukset (Tulenheimo 1995, 10). Nämä kustannukset ovat matkakustannuksia, sisäänpääsymaksuja, muita sivukuluja sekä pakollisten välineiden kustannuksia (Hanley & Spash 1993, 83). Kustannuksista johdetaan kysyntäkäyrä, josta nähdään ympäristön taloudellinen arvo. (Loomis 2006,46) Käyrän mukaan kulutusmenojen ollessa nolla, ympäristön arvo on myös nolla. Eli jos matkustuskustannukset metsään tulevat niin korkeiksi, ettei kukaan ei enää mene sinne, niin metsän laadun huononemisen kustannus on myös nolla. Matkakustannusmenetelmällä ei voi siten arvioida ei-käyttöarvoja. (Hanley & Spash 1993, 83 & 93) Lisäksi vain virkistäytymisalueita, joiden luokse matkustaminen aiheuttaa huomattavia kustannuksia, voidaan arvostaa (Ecosystem valuation).



Esimerkiksi kaupungin keskellä olevan vain kävelijöiden käyttämän puiston arvoa ei voida tällä menetelmällä määrittää.

Tutkijoiden on tehtävä monia oletuksia, rajauksia ja valintoja suorittaessaan arvottamista matkakustannusmenetelmällä. Valitut tavat luonnollisesti vaikuttavat saatuihin arvoihin. (Eberle & Hayden 1991, 663) Matkakustannusmenetelmä voidaan toteuttaa kahdella tavalla joko tutkimalla kaikki vierailut alueelle tietyltä ajalta tai tietyn yksilön tekemät vierailut (Chen et al. 2004, 398). Kirjallisuudessa ei ole yksimielisyyttä siitä kumpi tapa on suositeltavampi teoreettisin perustein. Molempia tapoja on kritisoitu. Yksilökohtainen tarkastelu voi mm. kärsiä muistivirheistä erityisesti ”vapaamuotoisissa” usein tapahtuvissa virkistäytymisissä, mutta toimii paremmin suunnitelluissa kalastus- ja metsästysmatkoissa. Saadut arvot ovat vaihdelleet huomattavasti riippuen käytetystä muuttujasta. Esimerkiksi Iso-Britannian metsien virkistyskäytön arvoa tutkittaessa yksilökohtaisesti arvoksi saatiin vain vajaat 9 miljoonaa puntaa kun taas arvo, joka saatiin käyttämällä muuttujana alueiden kokonaisvierailujen määrää, oli 53 miljoonaa puntaa. (Hanley & Spash 1993, 87)

Matkakustannusmenetelmän suurimpina ongelmina ovat kilometri- ja aikakustannusten määrittäminen sekä kustannusten jakaminen eri kohteille silloin, kun matkalla on useita kohteita (Ovaskainen & Horne 2001, 103). Tutkijat eivät ole päässeet yksimielisyyteen siitä, pitäisikö ajan kustannukset ottaa mukaan matkakustannuksiin. (Bhat 2003, 318) Aikaa kuluu sekä kohteeseen matkustamiseen että siellä viettämiseen. Koska aikaa on käytettävissä rajallisesti, sillä on selvästi hinta. Jos henkilö luopuu työajastaan käydäkseen kyseisessä paikassa, palkka on oikea arvo ajalle. Kuitenkin usein virkistäytymiseen käytetty aika ei ole pois työn tekemisestä vaan muista virkistäytymismahdollisuuksista. Ajan arvona ovat siis menetetyt vapaa-ajan käyttömahdollisuudet. Jokaiselle ei voida laskea omaa hintaa ajalle, joten on tehtävä oletuksia oikeasta ajan arvosta. (Eberle & Hayden 1991, 663) Ajan arvosta ei ole päästy yksimielisyyteen. Tutkimuksissa ajan arvoksi on saatu huomattavasti tuntipalkkaa alhaisempi arvo. Syynä ovat luultavasti työmarkkinoiden rajoitteet työajasta. (Hanley & Spash 1993, 89) Matkakustannuksia laskettaessa on lisäksi päätettävä, huomioidaanko vain

polttoainekustannukset vai täydet kustannukset, jotka sisältävät mm. vakuutukset ja auton arvovähennyksen. Valitusta tavasta riippuen arvot luonnollisesti vaihtelevat. Esimerkiksi Hanley tutki vuonna 1989 Iso-Britannian Achrayn alueen metsien arvoa. Kun hän huomioi kaikki kustannukset, hän sai vuotuiseksi arvoksi 402 000 puntaa. Huomioimalla vain polttoainekulut arvoksi tuli 160 000 puntaa. (Hanley & Spash 1993, 88)

Hankaluuksia aiheuttavat lisäksi matkat, joilla on monta tarkoitusta. Kun matkalla on monta tarkoitusta, kaikkien kustannusten huomioiminen vääristää arvoja. Samoin käy, jos tällaisen matkaajan kustannukset jätetään kokonaan huomioimatta. (Loomis 2006, 46-47) Osa matkakustannuksista onkin vähennettävä. (Ecosystem valuation) Kustannukset voidaan kohdistaa painokertoimien avulla matkaajan ilmoittamien vierailujen suhteellisen tärkeyden mukaan (luku 0 – 1). Lisäksi vierailijoiden joukossa voi olla ihmisiä, joilla on vapaa-ajan asunto lähellä. Heidän matkakustannuksinaan voidaan pitää kyseisen päivän kustannuksia mökiltä kyseiselle alueelle esim. luonnonpuistoon. Kuitenkin osasy, miksi he ovat tulleet tai edes ostaneet loma-asunnon, voi olla lähellä oleva luonnonpuisto. Osa matkakustannuksista kotoa loma-asunnolle tulisikin kohdistaa luonnonpuistoon. Ongelmana on taas, kuinka paljon. Edellä mainittujen painokertoimien käyttäminen on vaikeampaa tässä tapauksessa. Loma-asukkaat voidaan jättää pois tai heidän kustannuksinaan voidaan käyttää vain päivän kustannuksia, jolloin kokonaisarvo todennäköisesti vääristyy alaspäin. (Hanley & Spash 1993, 87 – 88)

Matkakustannusmalli on vakiinnuttanut paikkansa arvioitaessa vapaa-ajan alueiden arvoja. Sen ensisijaisena etuna on se, että menetelmä perustuu todellisiin aiheutuneisiin kustannuksiin ja kyselyn suorittaminen on suhteellisen edullista. Kuitenkin menetelmään liittyy monia ongelmia ja soveltamismahdollisuuksia on rajallisesti. (Eberle & Hayden 1991, 651 & 668; Ecosystem valuation) Tutkimusten mukaan matkakustannuksilla on yhteys alueen arvoon, mutta se on epävarmaa, kuinka lähellä matkakustannusarviot ovat ”todellista” kuluttajan arvoa. (Hanley & Spash 1993, 93) Kriittisten arvioiden mukaan matkakustannusmenetelmällä saatu arvo voi poiketa todellisesta arvosta 50 prosenttia molempiin suuntiin (Eberle & Hayden 1991, 664).

### 2.5.5 Hedonististen hintojen menetelmä

Hedonisen hinnoittelumenetelmän (hedonic pricing method) kehitti Rosen 1960-luvulla (Gao & Asami 2001, 488). Menetelmästä on kutsuttu myös omaisuusarvojen muutoksia mittaavaksi menetelmäksi (Silvo et al. 2000, 15). Menetelmän avulla ympäristön ominaisuuksille yritetään löytää hinta todellisilta markkinoilta (Tulenheimo 1995, 10). Hedonisia hintoja on käytetty pääasiassa melun ja ilmansaasteiden arvottamiseen (Silvo et al. 2000, 15).

Hedonististen hintojen menetelmä perustuu siihen, että hyödykkeen hintaan vaikuttavat monet ominaisuudet (Tyrväinen 1997, 212). Esimerkiksi talon hintaan vaikuttavat talon ominaisuudet (huoneiden lukumäärä, puutarhan koko ym.), naapuruston ominaisuudet (ulkomaalaiset naapurit, rikollisuus, etäisyys palveluista) ja ympäristön laadun muuttujat (ilman laatu, melu, maisema) (Hanley & Spash 1993, 75; Hongisto et al. 1998, 66; Gao & Asami 2001, 489). Toimivilla markkinoilla kotitaloudet pyrkivät maksimoimaan hyötynsä, jolloin markkinahinnat ilmoittavat heidän halukkuutensa maksaa tietystä ominaisuudesta. Menetelmässä oletetaan, että ihmisten maksuhalukkuus on sama kuin heidän määrittelemä arvo kyseiselle laadulle. (Gao & Asami 2001, 488)

Menetelmää sovellettaessa on ensin määriteltävä markkinoidun tuotteen ja hintaan vaikuttavien muuttujien välinen suhde, joiden perusteella voidaan muodostaa funktio kuvaamaan hinnan muodostumista (Tyrväinen 1997, 217). Funktion muodostaminen on arvottamisen onnistumisen kannalta avainasemassa. Funktioon on liitettävä mahdollisimman monta arvoon vaikuttavaa muuttujaa. Tärkeän muuttujan poisjättäminen johtaa vääristyneeseen arvoon, mutta monet itsenäiset muuttujat voivat korreloida voimakkaasti keskenään. Esimerkiksi jos talo sijaitsee lähellä louhosta, on oletettavaa sekä pölytaso että metelitaso ovat korkeita. Tämä multikollineaarisuus vähentää mallin ennustavuuden luotettavuutta. (Hanley & Spash 1993, 78 – 79; Silvo et al. 2000, 16)

Hedonististen hintojen soveltamisessa on monia ongelmia (Siebert 1987, 73). Suurin haitta on se, että joskus on vaikea saada tarpeeksi markkinahavaintoja, jotta

varmistettaisiin arvioiden paikkansapitävyys (Gilchrist & Allouche 2005, 96). Erityisesti maata ja rakennuksia on harvoin myynissä, joten markkinahintoja on harvoin saatavilla. Hedonisten hintojen menetelmän heikkoutena ovat myös sen vaatimat monet oletukset. Menetelmää sovellettaessa oletetaan kaikkien ostajien olevan tietoisia alueen ympäristön laadusta kuten ilman puhtaudesta ja että he pitävät ympäristön laatua olennaisena tekijänä hintaa arvioidessaan. Lisäksi ostajien pitäisi kyetä harkitsemaan kaikkia tekijöitä päätöksenteossaan. (Decker et al. 2005, 184; Siebert 1987, 73)

Menetelmän käyttökelpoisuuden on asettanut kyseenalaiseksi tutkimukset, joissa on tutkittu asuntojen arvoja ennen ympäristöhaitan julkaisemista ja sen jälkeen. Monissa tapauksissa ympäristöhaitan julkinen tunnustaminen on nostanut asuntojen arvoja. Ostajat luultavasti ajattelevat yleisen painostuksen pakottavan viranomaiset ja haitan aiheuttajan poistamaan ongelman, joten tätä ympäristöriskiä ei ole enää lainkaan. (Decker et al 2005, 185) Omaisuuden hintaan vaikuttavat siis myös spekulatiot tulevasta kehityksestä, joita ei voida selittää tarkasteluhetken muuttujia tutkimalla (Silvo et al. 2000, 16).

Tyrväinen (1997) tutki Joensuun virkistysalueiden arvoa hedonisten hintojen avulla. Tutkimusaineisto eli kiinteistöjen ostohinnat ja ominaisuudet saatiin paikallisesta verotoimistosta. Asuntojen hintaan vaikuttavina muuttujina käytettiin asunnon ominaisuuksia (mm. pinta-ala, huoneiden lukumäärä, valmistumisvuosi), sijaintia (etäisyydet keskustaan, kouluun, kauppoihin ja muihin palveluihin) sekä ympäristöä (mm. etäisyys puistoon ja vesistöön, asumistiheys, oma puutarha). Regressioanalyysin avulla muodostettu funktio selitti 66,4 % kiinteistöjen hinnan vaihtelusta. Parhaiten hintaa selittivät asunnon ikä ja etäisyys keskustaan, mutta myös ympäristömuuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä. Funktion avulla laskettiin, kuinka yhden asuinalueen lähellä olevan virkistysalueen kaavoittaminen asunnoiksi muuttaisi nykyisten kiinteistöjen arvoa. Tulokseksi saatiin, että kiinteistön arvo laskee keskimäärin seitsemän prosenttia. Yhteensä kiinteistöjen arvon lasku olisi 11 miljoonaa markkaa. (Tyrväinen 1997, 213 – 219)

Hedonististen hintojen ensisijainen etu on se, että siinä käytetään olemassa olevaa luotettavaa markkinatietoa (Gilchrist & Allouche 2005, 96). Mutta kuten esimerkkinä esitetystä Tyrväisen (1997) tutkimuksesta huomataan, kaupunkikiinteistöjen hinta ilmaisee asukkaan halukkuuden maksaa luonnonläheisyydestä kuten viereisestä puistosta tai vesistöstä, mutta menetelmä ei huomioi muiden käyttäjien kuin alueella asuvien etuja. Hedonististen hintojen menetelmää voidaan usein käyttää tapauksissa, joissa yrityksen ympäristövaikutukset vaikuttavat yksityisomaisuuden arvoon (Niskala & Mätäsaho 1996, 197). Hedonistiset hinnat soveltuvat lisäksi hyvin määrittelemään ympäristöystävällisten tuotteiden ”viherlisää”. (Hanley & Spash 1993, 81)

### **2.5.6 Subjekttiivisten arvostusten menetelmä**

Tunnetuin suora arvostusmenetelmä on ehdollisen arvottamisen menetelmä eli Contingent valuation Method (CVM) (Niskala & Mätäsaho 1996, 196). Ciriacy-Wantrup esitteli ei-markkinoitujen hyödykkeitä arvottavan CV-menetelmän jo vuonna 1947 (Kuuluvainen 2002, 101). CV-menetelmässä ympäristön arvon määrittelee kuluttajien maksuhalukkuus. Kuluttajille esitetyillä kysymyksillä yritetään selvittää luonnonvarojen tai ympäristövaikutusten hintoja. Kysymykset voidaan esittää kahdella tavalla. Maksuhalukkuutta voidaan selvittää kysymällä, kuinka paljon vastaaja on valmis maksamaan (willingness to pay, WTP) ympäristön laadun paranemisesta tai sen ennallaan säilyttämisestä. Vaihtoehtoisesti voidaan selvittää hyväksymishalukkuutta kysymällä, kuinka paljon vastaajalle on maksettava (willingness to accept, WTA), jotta hän hyväksyisi ympäristön laadun heikkenemisen. Ajatuksena on se, että rahallinen korvaus on samansuuruinen kuin hyvinvointitason aleneminen. (Niskala & Mätäsaho 1996, 196; O’Connor & Spash 1999, 7 – 8; Silvo et al. 2000, 18) Laskemalla yhteen kaikkien henkilöiden vastaukset, saadaan tietyn yhteisön ympäristön laadun kokonaisarvo (Siebert 1987, 71).

Henkilön maksuhalukkuus riippuu monista tekijöistä kuten hyödykkeen ominaisuuksista, julkisen hyödykkeen paikallisesta ulottuvuudesta, käytön intensiivisyydestä, eettisistä periaatteista, asenteesta yhteiskuntaa kohtaan, ympäristöasioiden tiedosta, kyvystä ymmärtää hypoteettinen tilanne,

asiayhteydestä, käytettävissä olevasta tiedosta ja tulotasosta (Siebert 1987, 71; Spash 2000, 1434; Gilchrist & Allouche 2005, 97). Ehdollisen arvottamisen menetelmä mahdollistaa taloudellisen arvottamisen useammille markkinoimattomille ympäristön ominaisuuksille kuin paljastettujen preferenssien menetelmät kuten matkakustannukset ja hedonisten hinnat. Menetelmän avulla voidaan esimerkiksi arvioida sellaisten virkistysalueiden arvoa, joita ei vielä ole, mutta joiden perustamista harkitaan. (Tyrväinen & Väättäinen 1998, 106) Lausuttujen preferenssien menetelmät kuten ehdollisen arvottamisen menetelmä on ainoa tapa mitata niiden ihmisten arvoja, jotka eivät "käytä" kyseistä luonnon tarjoamaa palvelua (Castle et al. 1995, 8).

Hyödykkeen ominaisuudet vaikuttavat selvästi maksuhalukkuuteen. Esimerkiksi osa saasteista voidaan rajata yhteen alueeseen. Mitä pienemmällä alueella julkinen hyödyke sijaitsee, sitä helpompi on saada henkilöiltä lahjoituksia tukemaan sitä. Kylän laitamalla oleva kaatopaikan siirtämisestä maksetaan mielellään, mutta halukkuus maksaa siitä, että estetään ilmaa huononemasta, on huomattavasti pienempi. (Siebert 1987, 71) Näkyvät haitat otetaan vakavasti, mutta tutkijoiden vakavimmaksi ympäristöongelmaksi nimeämä ilmastonmuutos ei ole saanut tavalliselta kansalta samanlaista huomiota. Uhka tuntuu kaukaiselta ja käsitteellisestä. (Kämäri 1991, 45) Tästä voidaan olettaa, että globaalit julkiset hyödykkeet, kuten ilma, arvostetaan alakanttiin (Siebert 1987, 71).

Ehdollisen arvottamisen yksi merkkipaaluista tapahtui 80-luvulla, kun Yhdysvaltojen lainsäädännön muutokset sallivat CV-menetelmän arvioimaan rahamääräisesti ympäristöhaittojen suuruutta maan oikeuslaitoksessa (Portney 1994, 6-7). Exxon Valdezin öljyvuoto vuonna 1989 aiheutti voimakkaan kritisoinnin CV-menetelmää kohtaan, koska oikeuden määräämät korvaukset perustuivat suurelta osin CV-menetelmällä arvoitettuihin ei-käyttö- ja erityisesti olemassaoloarvoihin. Seurauksena ehdollisen arvottamisen käytäntöä, luotettavuutta ja validisuutta alettiin tutkia monella taholla. (Freeman 2003, 385) Yhdysvaltain meren- ja ilmastontutkimuslaitoksen NOAA:n (National Oceanic and Atmospheric Administration) perusti paneelin tutkimaan CV-menetelmän käyttömahdollisuuksia. Paneeli, johon kuului monia arvostettuja ekonomisteja, hyväksyi menetelmän ja

antoi omat suosituksensa CV-tutkimuksen suorittamiseksi. (Spash 2000, 1433) Paneeli päätteli, että oikein toteutettuna CV-tutkimukset tuottavat riittävän luotettavaa tietoa, jota voidaan käyttää oikeudessa vahingonkorvauksen lähtökohtana sisältäen menetetyt ei-käyttöarvot (Arrow et al. 1993, 43). Paneelin suosituksia on vilkkaasti testattu ja kommentoitu (Mäntymaa 2011, 35).

CV-menetelmän soveltuvuudesta ympäristön arvottamiseen on kiistelty kahdesta syystä. Ensimmäinen on melko filosofinen ja se koskee ei-käyttöarvoja sekä sitä pitäisikö näitä arvoja huomioida taloudellisissa laskelmissa. Perinteisesti on ajateltu kuluttajan käyttävän hyödykettä fyysisesti saadakseen siitä hyötyä. (Carson 2000, 1414) CV-menetelmää arvostelevien mielestä ihmisten arvottamisprosessien perustana tulisi olla vain itsekkäät motiivit. Halu toimia oikein, vääristää todellisia taloudellisia preferenssejä. Tämän perusteella CV-menetelmää pidetään sopimattomana, koska se huomioi olemassaoloarvot. Tämän selityksen perustella esim. lapsettomat pariskunnat eivät saisi osallistua lähikoulujen puolesta kampanjointiin, koska heiltä puuttuu henkilökohtainen taloudellinen motiivi. (Hanemann 1994, 33) Kuluttaja voi saada hyötyä tuotteesta vaikkei fyysisesti käytä sitä. (Carson 2000, 1414).

Toinen syy liittyy siihen, mitkä ovat CV-menetelmän tulosten kriteerit. Tietyt tutkimukset ovat usein kiistelyiden aiheina ja näissä olevien tulosten poikkeamien lähde on pohdittu, johtuvatko ne tietyistä tutkimuskohteista vai CV:n toteutustavasta vai ovatko ne merkki CV-menetelmän yleisestä ongelmasta. (Carson 2000, 1414) Ehdollisen arvottamisen menetelmää kritisoivat syyttävät vastaajien antavan vastauksia, jotka eivät ole rationaalisen valinnan mukaisia. Lisäksi vastaajien ei uskota ymmärtävän, mitä heiltä edes kysyttiin ja heidän ei oleteta ottavan kyselyä vakavasti, koska vastaukset eivät ole sitovia. CV-menetelmän puolustajat myöntävät, että ensimmäiset sovellukset kärsivät monista kriitikoiden mainitsemista ongelmista, mutta menetelmä on kehittynyt huomattavasti. (Arrow et al. 1993, 5). Koska CV-tutkimukset vaihtelevat erittäin hyvistä erittäin huonoihin, käyttäjän tulisi tutkia tutkimusten laatua (Carson 2000, 1414).

Monet tutkijat ovat yhtä mieltä siitä, että CV-menetelmä tuottaa luotettavaa tietoa silloin, kun haastateltavat tuntevat kyseisen tuotteen, heillä on kokemusta tuotteen arvioimisesta ja he ymmärtävät hypoteettisten markkinoiden käsitteen (Eberle & Hayden 1991, 668). Menetelmää on hienosäädetty erityisesti Yhdysvalloissa, jossa sitä on käytetty yleisesti mm. veden ja ilman puhtauden, terveysriskien ja luonnon arvottamiseen (Hanley & Spash 1993, 53; Tyrväinen & Väätäinen 1998, 106). Tällä hetkellä ehdollisen arvottamisen menetelmä on yleisemmin käytetty menetelmä arvotettaessa ympäristön varoja ja siitä on tehty lähes 3 000 tutkimusta (Carson 2000, 1413, Mahieu ym. 2014, 5).

Ehdollisen arvottamisen tutkimusten tulokset ovat hyvin riippuvaisia siitä, kuinka hyvin tutkimus on suunniteltu, toteutettu ja tulkittu. Jos nämä tehtävät ovat suoritettu hyvin, CV-menetelmä on käyttökelpoinen menetelmä arvioitaessa taloudellisia arvoja luonnonvaroille, joilla ei ole todellisia markkinoita. (Hanley & Spash 1993, 67) On lisäksi muistettava, että kyselyt ja mielipidetutkimukset ovat vakiintuneita tapoja mitattaessa ihmisten mielipiteitä, uskomuksia ja arvoja (esim. markkinatutkimukset, poliittiset kampanjat) (Castle et al. 1995, 8).



### 3 EHDOLLISEN ARVOTTAMISEN SUUNNITTELU, TOTEUTUS JA TULKINTA

#### 3.1 Ehdolliseen arvottamiseen liittyvät harhat

Ehdollisen arvottamisen menetelmä on yksinkertainen arvottamismenetelmä, koska vastaukset saadaan suoraan kysymällä. Käytännössä menetelmä on kuitenkin kallis ja monimutkainen, koska siinä tarvitaan monenlaisia toteutusvaiheita. (Spash 2000, 1434) Monet kriitikot ovat kuitenkin kuvanneet CV-menetelmää absurdina tilanteena, jossa haastattelija pysäyttää ihmisen ostoskeskuksessa ja kysyy tältä, kuinka paljon henkilö olisi valmis maksamaan Alaskan merileijonien suojelusta. Kritisoivat kirjoitukset ovat saaneet otsikoikseen ”Kysy tyhmä kysymys” tai ”Valitse numero”. Näin ei kuitenkaan CV-tutkimuksia suoriteta. (Hanemann 1994, 21-22) Huolellisella tutkimussuunnitelmalla ja toteutuksella monet CV-menetelmän tunnistetut ongelmat voidaan ratkaista (Carson et al. 2001, 173). Arvottamisen ongelmina ovat mm. vääristymät/harhat (bias), jos vastaajat järjestelmällisesti yliarvioivat tai aliarvioivat todellisen arvon. Harhan voi aiheuttaa moni tekijä. (Hanley & Spash 1993, 58)

#### Taulukko 2 Harhojen luokittelu (Mäntymaa & Svento 1991, 118)

Yleiset harhat	- strateginen harha - informaatioharha - hypoteettinen harha
Menetelmään liittyvät harhat	lähtöpisteharha - maksuvälineharha
Toteutukseen liittyvät harhat	- otantaharha - haastattelijasta aiheutuva harha

Yleiset harhat liittyvät kaikkien kyselyjen toteuttamiseen. Yleisiä harhoja ovat strateginen, informaatio- ja hypoteettinen harha. Strategisesta harhasta on kyse silloin kun haastateltavat tahallaan vääristelevät vastauksiaan. (Siebert 1987, 72) Informaatioharha syntyy, kun vastaaja ymmärtää ympäristöstä annetun tiedon eri tavalla kuin tutkija on halunnut. Hypoteettinen harha syntyy siitä, etteivät ihmiset miellä arvotettavaa ympäristöhyödykettä todelliseksi ja eivät siten osaa antaa sille rahamääräistä arvoa. Hypoteettisuus on myös CV-menetelmän vahvuus, koska se mahdollistaa monien hyödykkeiden arvottamisen. (Mäntymaa & Svento 1991, 118-49)

119)

Itse menetelmään liittyviä harhoja ovat lähtöpisteharha ja maksuvälineharha. Lähtöpisteharhassa haastattelijan esittämä ensimmäinen hintatarjous vaikuttaa vastaajan lopulliseen vastaukseen (Hanley & Spash 1993, 60). Maksuvälineharha syntyy siitä, että vastaukseen vaikuttaa, miten kyselyssä ilmoitetaan ihmisten maksujen kerättävän (veroilla, korotetuilla hinnoilla vai käyttömaksuilla). (Mäntymaa & Svento 1991, 119)

Tutkimuksen toteutuksen harhat liittyvät otantaan ja haastattelujen tekemiseen. CV-tutkimuksissa vääränlainen otanta voi aiheuttaa virheitä samalla tavoin kuin muissakin tutkimuksissa. Haastattelijan harha syntyy, kun eri haastattelijat vaikuttavat eri tavoin haastateltavan vastauksiin. (Mäntymaa & Svento 1991, 119)

CV-menetelmän käyttöön liittyviä harhoja on tutkittu runsaasti. Harhojen aiheuttamia vääristyneitä arvoja voidaan välttää huolellisella tutkimuksen suunnittelulla ja toteuttamisella sekä tulkintavaiheessa poikkeavia arvoja seulomalla. (Mäntymaa & Svento 1991, 119) Harhoihin perehdytään tarkemmin seuraavissa kappaleissa, joissa käsitellään CV- tutkimukseen on neljää vaihetta: tutkimuksen suunnittelua, kyselyn muotoilua ja hallinnointia, aineiston keruuta sekä tulosten analysointi ja raportointia. (Lehtoranta 2013, 18).

### **3.2 Kyselylomake**

Kyselylomake on ensisijainen työväline, joten hyvän kyselylomakkeen laatiminen on onnistumisen kannalta tärkeää. Kyselylomakkeen suunnittelun ongelmista on laajasti keskusteltu ja siitä on myös tarkasti kirjoitettu. (Tyrväinen & Väänänen 1998, 106)

Yleinen CV-kyselylomakkeen rakenne on

1 Skenaarion luominen

- Esittelyosuus

- Tuotteen kuvaus
- Institutionaalinen tapa
- Maksuväline

2 Kyselytapa

3 Tarkentavat kysymykset

4 Vastaajan ominaisuuksia tarkentavia kysymyksiä (mukaillen Carson et al. 2001, 179)

### 3.2.1 Skenaarion luominen

Kyselylomakkeen alussa on lyhyt **esittelyosuus**, joka auttaa asettamaan yleisen asiayhteyden. Tämän jälkeen on **hyödykkeen yksityiskohtainen kuvaus**. Hyödyke ja skenaario, kuinka hyödyke tarjotaan, on kuvattava selkeästi ja tarkasti. Vastaajalle on tarjottava riittävästi tietoa, muttei liaksi. (Carson 2000, 1415)

Erityisesti passiivisia käyttöarvoja mittaavassa kyselyssä suunnittelu on avainasemassa, koska vastaajilla ei usein ole riittävästi tietoa arvoitettavasta kohteesta ja siten tiedottaminen jää kyselyn tehtäväksi. Täydellinen tieto sisältää kaikki asiat, jotka vaikuttavat vastaajan mielipiteeseen ja arvoon. Täydellinen tietopaketti voi sisältää 30 – 40 sivua ja on siten hyödytön varsinaiseen kenttätutkimukseen. Tietopaketin ymmärrettävyys esitetään esimerkiksi pyytämällä vastaajaa puhumaan ääneen lukiessaan tietopakettia ja täyttäessään kyselylomaketta tai keskustelemalla vastaajan kanssa, mitä hän mielti lukiessaan kyselyä. Näin saadaan selville, onko tiedon ymmärtämisessä tai esitetyn skenaarion hyväksymisessä ongelmia. Korjattu tietopaketti kyselyineen esitetään toisille vastaajille, jotka merkitsevät, mikä tieto vaikutti päätöksentekoon. Käyttämättömät tai vähän käytetyt tiedot poistetaan, jotta saadaan tiiviimpi kyselylomake. Lyhennetty kysely suoritetaan vielä uudelle otokselle ja verrataan, säilyivätkö arvojen jakaumat samanlaisina. (Lazo et al. 1992, 1126 – 1127)

NOAA:n ohjeistuksen mukaan vastaajien tulee ymmärtää tarkasti, mitä heitä pyydetään arvottamaan ja heidän tulee myös hyväksyä annettu tulevaisuuden kuva (skenaario) muotoillessaan vastaustaan. Vastaajien tulee olla tarkkaan informoitu

arvotettavasta ympäristövahingosta, kaikista korvaavista hyödykkeistä ja saatavilla olevista vahingoittumattomista vaihtoehdoista. (Arrow et al. 1993,14, 42) NOAA:n suositusten mukaan tietotason pitäisi olla vähintään yhtä korkea kuin keskiverto äänestäjällä on, jolloin laajempi asiayhteys auttaa vastaajaa antamaan realistisemmän tai jopa konservatiivisen arvon (Arrow et al. 1993, 23).

*Informaatioharha* syntyy, kun vastaaja ymmärtää ympäristöstä annetun tiedon eri tavalla kuin tutkija on halunnut. Ongelma voidaan poistaa kuvailemalla ympäristöhyödykettä mahdollisimman selkeästi ja konkreettisesti. (Mäntymaa & Svento 1991, 118)

Informaatioharhasta voidaan eritellä tarkemmin erilaisia vääristymiä. *Osa-kokonaisuusharhassa* (part whole bias) vastaaja ei hahmota arvotettavan hyödykkeen tai palvelun tai sillä saavutettavan hyödyn laajuutta. Vastaaja arvottaa suuremman tai pienemmän kokonaisuuden kuin haastattelija tarkoitti. (Mitchell & Carson 1989, 250) *Mittajärjestelmästä johtuva harha* (Metric bias) aiheutuu vastaajan arvottaessa luonnonvaraa eri mitalla kuin kysyjä on tarkoittanut. Harhaa voidaan välttää liittämällä skenaarioon numeerinen tieto, joka kuvaa hyvin hyödykkeen ominaisuuksia. Esimerkkinä mittajärjestelmä johtuvasta harhasta voidaan esittää kysely, jossa kysytään halukkuutta maksaa kahden tuhannen linnun suojelusta. Vastaaja joutuu arvailemaan, onko kyse uhanalaisesta lajin koko populaatio vai asuuko kyseisellä alueella puoli miljoonaa lajitoveria. (Carson & Mitchell 1995, 164) Vastaaja voi antaa symbolisen maksuhalukkuusarvon oikean maksuhalukkuusarvon sijaan (warm glow -ilmiö). *Symbolinen harha* (Symbolic bias) saa vastaajan reagoimaan luonnon symboliseen merkitykseen eikä tiettyyn tarjottuun tasoon. Harhan luovat tarjotut skenaariot, joissa vastaajat arvottavat pieniä muutoksia, lyhyet kuvaukset tuotteesta ja markkinoista sekä ei-henkilökohtaiset tutkimukset. Näissä olosuhteissa vastaajat voivat olettaa heille kuvattujen muutosten olevan merkki isommasta asiasta: miksi kukaan edes muuten kysyisi arvoa sille. (Carson & Mitchell 1995, 163-164) Vastaaja voi ajatella hyödykkeen olevan merkittävä pelkästään sen vuoksi, että siitä laaditaan kysely (Hanley & Spash 1993, 60).

Monet tutkimukset ovat osoittaneet, että tapa ja järjestys, jolla tieto on esitetty vastaajille, sekä kysymyksen muoto ja tiedon laatu ovat vaikuttaneet kyselyn tuloksiin. (Hanley & Spash 1993, 61) Mikäli kyselyssä esitetään hyödykkeen *yhteys johonkin toiseen hyödykkeeseen*, saattaa tällä olla vaikutusta vastauksiin (Hanley & Spash 1993, 60). Whitehead ja Blomquist (1991, 2529-2530) havaitsivat kartoittaessaan Clear Creekin kosteikon suojelun maksuhalukkuutta, että kertomalla toisesta kosteikosta, maksuhalukkuus pieneni selvästi. Arvotettaessa useita hyödykkeitä, niiden *esittämisjärjestys* vaikuttaa arvoihin. Hyödykkeen arvolla on tapa alentua, usein huomattavasti, mitä myöhemmin se esitetään useaa hyödykettä arvotettaessa. Tämä ilmiö voidaan selittää hyödykkeiden korvaavuudella ja käytettävän tulon vähenemisellä (Carson 2000, 1415). Samples et al. (1986, 311) havaitsivat tutkiessaan halukkuutta maksaa tietyn valaslajin säilyttämisestä, että tarjoukset vaihtelivat huomattavasti *tutkijoiden antamien tietojen* mukaan. Vastaajat muodostavat hintansa usein vasta haastattelutilanteessa ja vaikkakin yksilöt käyttävät erilaisia kriteereitä muodostaessaan arvonmäärittäytään, kriteerit valitaan usein vain kyselylomakkeessa annetuista tiedoista. Vastaajat eivät siis käytä aiempaa omaa tietoaan määrittellessään arvoa. (O'Connor & Spash 1999, 181)

Kirjallisuudesta löytyy useita esimerkkejä siitä kuinka eri tavoin muotoillut kysymykset tai *asiayhteys* vaikuttavat tuloksiin (Arrow et al. 1993, 19). Esimerkiksi 2000-luvun alussa tehty CV-tutkimus suomalaisille kotitalouksille kartoitti ihmisten halukkuutta maksaa metsien suojelusta Natura 2000 -esityksen mukaisesti. Natura 2000-esityksellä oli huono maine ja tämä vaikutti maksuhalukkuuteen. Vastaajat, joille tarjottiin samanlaista suojeluohjelmaa mainitsematta Natura 2000 -ohjelmaa, olivat valmiita maksamaan viisi kertaa enemmän kuin ne, joille tarjottiin suojeluohjelmaa Natura 2000 -ohjelman nimellä. Asiayhteys on siis hyvin ratkaiseva tekijä mitattaessa julkisten hyödykkeiden maksuhalukkuutta. (Pouta et al. 2002, 303)

Hoehn ja Randall (1989, 550) selvittivät, että *yksittäin arvotetut ja yhteenlasketut* hyödykkeet todennäköisesti liioittelevat reilusti maksuhalukkuutta verrattuna arvoihin, jotka saadaan kysymällä kaikki arvot yhdeltä henkilöltä samalla kertaa. Selityksenä pidetään sitä, että peräkkäin arvotetuissa hyödykkeissä vastaajan

käytettävissä oleva tulo vähenee joka hyödykkeen jälkeen. Lisäksi jos tuotteet ovat toisiaan korvaavia, niin jokainen uusi tarjottu hyödyke tuntuu vähemmän houkuttelevammalta ja maksuhalukkuus siten alenee mitä useampia hyödykkeitä tarjotaan. Tämän ongelman ei kuitenkaan pitäisi vähentää CV-menetelmän arvojen käyttökelpoisuutta vaan tulo- ja substituutiovaikutukset tulisi huomioida laskettaessa arvoja yhteen. (Carson et al. 2001, 186) WTA-kyselyissä järjestyksen vaikutus on päinvastainen; mitä myöhemmin hyödyke esitetään sitä suurempi on siitä vaadittava korvaus (Carson et al. 2001, 187).

**Institutionaalinen tapa** viittaa tapaa, jolla tuote tarjotaan (Carson et al. 2001, 179). Kauppa, jonka vastaajaa pyydetään tekemään, on oltava vakuuttavan tuntuinen (Carson 2000, 1415). Kyselyn suunnittelijan on tarjottava tarpeeksi yksityiskohtaista tietoa vakuuttaakseen vastaajan siitä, että tuote todella toimitetaan (Carson et al. 2001, 180).

*Hypoteettinen harha* syntyy siitä, etteivät ihmiset miellä arvoitettavaa ympäristöhyödykettä todelliseksi ja eivät siten osaa antaa sille rahamääräistä arvoa. Hypoteettisuus on myös CV-menetelmän vahvuus, koska se mahdollistaa monien hyödykkeiden arvottamisen. (Mäntymaa & Svento 1991, 119) Houkuttelevaa olisi kysyä suoraan ”kuinka paljon olet valmis maksamaan ympäristön turvallisuudesta?” tai ”Mitä maksaisit erämaiden suojelusta?”. Näiden kysymysten ongelma on niiden käsitteellisyys ja laajuus. Kuvaavampaa on maksaa korkeampia veroja rahoittaakseen jonkin tietyn alueen suojelua. Kysymystä ”Mitä maksaisit, ettei Exxon Valdez öljyvahinkoa olisi tapahtunut?” ei voida esittää, koska onnettomuutta ei voida enää peruuttaa. Oikea tapa kysyä on ”Mitä maksaisit tästä uudesta ohjelmasta, joka rajoittaa mahdollisten öljyvuotojen vahinkoja Prinssi Williamin salmessa?”. (Hanemann 1994, 22)

Useimmissa CV-tutkimuksissa hyödykkeen ilmoitetaan tarjottavan varmuudella. Osa vastaajista ei kuitenkaan usko tätä vaan pienentävät mielessään todennäköisyyttä ja ilmoittamaansa arvoa. Tälle *ehtoisten todennäköisyyden harhalle* (probability of provision bias) ovat herkkiä hyödykkeet, joissa tapahtuu suuri muutos, ne ovat puutteellisesti kuvattuja tai ilmoitetussa skenaariossa ei esitellä keinoja,

joilla muutos saavutetaan. Ehtojen todennäköisyyden harhalla, erityisesti yhdessä osa-kokonaisuusharhan kanssa, on potentiaalia aiheuttaa tuloksia, joiden mukaan ihmiset ovat valmiita maksamaan enemmästä vähemmän. (Carson & Mitchell 1995, 164) Esimerkiksi Kahnemannin ja Knetschin (1992, 65) tutkimuksessa uhanalaisen muuttohaukan suojelusta oltiin valmiita maksamaan 127 dollaria ja kaikkien uhanalaisten lintujen suojelun maksuhalukkuus oli vain 59 dollaria. Carson ja Mitchell (1995, 164) arvelevat yhden syyn virheeseen olevan sen, että vastaajat ajattelivat yhden nimetyn lajin suojelun olevan todennäköisempää. Lisäksi vastaajien luottamuspula suojelu- tai korjausprojektista vastaavaa instituutiota kohtaan voi vaikuttaa maksuhalukkuuteen (Fuks & Chatterjee 2008, 47).

Jotta CV-markkinat olisivat uskottavia, on välttämätöntä ilmoittaa, kuinka ilmoitetut maksut kerätään. Lisäksi on korostettava sitä, että vastaaja todella joutuu maksamaan (Carson et al. 2001, 179). **Maksuvälineen** on oltava luotettava ja milloin vain mahdollista sama kuin käytännössä oleva. Maksuvälineen pitää sopia maan tai alueen institutionaaliseen järjestelyyn (Jakobsson & Dragun 1996, 89). Maksuvälineenä voi olla verot, tuotteiden hintojen nostaminen tai ympäristön käyttömaksut (Mäntymaa & Svento 1991, 119). NOAA:n ohjeistaa esittämään maksuvälineen selkeästi korostaen vastaajan budjettirajoitetta. Maksusuunnitelma on kuvattava vakuuttavasti. (Arrow et al. 1993, 42)

Maksuväline voi vaikuttaa ihmisten maksuhalukkuuteen. Vastaajat voivat olla vastahakoisia maksamaan veroja, mutta ilomielin antavat lahjoituksen (Jakobsson & Dragun 1996, 89) Tätä *maksuvälineharhaa* voidaan pienentää määrittelemällä maksuväline realistisesti ja painottamalla julkisen vallan toimien avainasemaa ympäristön laadun hallinnassa (Mäntymaa & Svento 1991, 119).

Ehdotukset kertamaksusta tuottavat yleensä alhaisempia arvoja kuin mahdollisuus jakaa maksuja pidemmälle ajalle (Carson 2000, 1416). Ongelmana onkin, kumpi on oikea tapa ilmoittaa arvo. Vuosimaksun pienuutta on selitetty tulevaisuuden käytön epävarmuudella. Ihmiset, jotka ostavat kausilipun varautuvat riskiin, etteivät käytäkään aluetta joka kuukausi. Siksi kausilipusta ei haluta maksaa yhtä paljon kuin kuukausilipuista. Konservatiivinen valinta olisi käyttää alempia eli vuosimaksua

analyseissä. (Tyrväinen & Väätäinen 1998, 114) Kertamaksua suositellaan tapauksissa, joissa hyödyke tarjoaa kerta kokemuksen (Carson 2000, 1416).

Siebertin (1987, 72) mukaan CV-menetelmän suurin ongelma on se tosiasia, että haastateltavat voivat tahallaan vääristellä vastauksiaan vaikuttaakseen tutkimuksen tulokseen tavalla, joka palvelee heidän etuaan. Tämän *strategisen harhan* välttämiseksi on erityisen tärkeää, että CV-välineet luovat mahdollisen maksupakotteen. (Mitchell & Carson 1989) Mutta jos vastaajat uskovat, että tarjousten perusteella oikeasti kerätään jokin maksu, vastaajat voivat aliarvioida maksuhalukkuuttaan. Esimerkiksi jos asukkailta kysyttäisiin, paljonko maksaisivat läheisen järven puhdistamisesta, osa vastaajista saattaisi ilmoittaa huomattavasti alemman summan ja silti saisivat käyttää järveä samalla tavalla kuin muutkin (vapaa matkustaja –ongelma). Ongelmaa voidaan pienentää ilmoittamalla, että kaikki maksavat keskimääräisen tarjouksen mukaisesti tai painottamalla kyselyn hypoteettista luonnetta ja vaatia vastaajia ilmoittamaan todellisen arvon. Toisaalta jos vastaajat pitävät kyselyä täysin hypoteettisena, he voivat liioitella maksuhalukkuuttaan, jotta parantamistoimenpiteisiin ryhdyttäisiin. Tutkimusaineistot ovat osoittaneet, että WTP-kyselyt eivät ole niin alttiita strategiseen vääristymiseen kuin on aiemmin luultu. (Hanley & Spash 1993, 58-59)

### **3.2.2 Kyselytapa**

CV-menetelmässä kysymykset voidaan esittää siis kahdella tavalla kysymällä joko maksuhalukkuutta (WTP) tai hyväksymishalukkuutta (WTA) (Niskala & Mätäsaho 1996, 196). WTA on alttiimpi *protestitarjouksille*. Jos vastaajan mielestä ympäristöhaitta ei ole korvattavissa, voi hän ilmoittaa hyväksymishalukkuudeksi rajattoman suuren summan tai kieltäytyä vastaamasta (Hongisto et al. 1998, 164). Osa vastaajista voi jättää eettisten syiden perusteella hyväksymättä rahallisen korvauksen ympäristön menettämisestä (Hanley & Spash 1993, 64). Vastaamatta jättämiset ja protestitarjoukset johtavat CV-tutkimuksen epäonnistumiseen (Hongisto et al. 1998, 164).

Monien tutkijoiden mielestä omistusoikeus määrittelee sen, kumpaa menetelmää on



käytettävä (Carson et al. 2001, 174, Horowitz & McConnell 2002, 427, Mansfield 1999, 230). Jos kuluttajalla ei vielä ole kyseistä ympäristöhyödykettä ja hänellä ei ole laillista oikeutusta siihen, oikea tapa mitata arvoa on WTP. Jos kuluttajalla on laillinen oikeus hyödykkeeseen ja häntä pyydetään luopumaan siitä, oikea menetelmä on WTA. (Carson 2000, 1413) NOAA-paneelikin toteaa käsitteellisesti oikean tavan mitata passiivisia käyttöarvoja ympäristövahingolle, joka on jo tapahtunut, on WTA eli summa, jonka yksilöt ovat valmiita hyväksymään korvaukseksi. Mutta koska vastaajat antavat epärealistisen suuria vastauksia, NOAA-paneeli suosittelee käyttämään WTP-menetelmää. Konservatiivinen valinta nostaa luotettavuutta eliminoimalla äärimmäisen suuret vastaukset. (Arrow et al. 1993, 4, 32)

Maksuhalukkuuden selvittämiseen on erilaisia tekniikoita. Davis on ensimmäinen, joka toteutti ehdollisen arvottamisen menetelmällä empiirisen tutkimuksen vuonna 1963. Hän tutki Mainen metsien virkistysarvoa **tarjouspelitekniikalla** (bidding game, auction method). (Carson & Hanemann 2005, 829) Tarjouspelissä vastaajilta kysytään sarja kysymyksiä kuten "Jatkaisitko tämän virkistysalueen käyttöä, jos kustannuksia nostettaisiin x dollaria?" tai "Maksaisitko x dollaria tästä hyödykkeestä?". Jos vastaaja vastaa myöntävästi, kysymys toistetaan suuremmalla summalla. Tätä jatketaan, kunnes vastaaja kieltäytyy maksamasta. Maksuhalukkuudeksi saadaan siten viimeinen hyväksytty summa. (Carson & Hanemann 2005, 870, Eberle & Hayden 1991, 665, Tamminen 1996, 75) Tarjouspelitekniikka on yksinkertainen ja vastaaja saa pohtia tarjottavan hyödykkeen hintaa perusteellisemmin. Tarjouspelissä lähtöpiste voi kuitenkin vaikuttaa vastauksiin. *Lähtöpisteharhaksi* kutsutaan sitä, että ensimmäinen tarjottu summa ohjaa lopullista arvoa. Suurella aloituspistearvolla on todennäköistä saada suurempi lopullinen arvo kuin matalalla aloituspistellä. (Mäntymaa & Svento 1991, 116) Lisäksi osa vastaajista voi olla kärsimättömiä odottamaan korkeampia tarjouksia ja hyväksyy siten alemman arvon (Hanley & Spash 1993, 60).

Tutkijoiden huoli mahdollisesta aloituspisteen vaikutuksesta johti yksinkertaisemman lähestymistavan kokeilemiseen. Vastaajilta kysyttiin yksi **avoin kysymys** (continuous question, open-ended question) kuten "Mikä on suurin

summa, jonka maksaisit tästä hyödykkeestä?”. (Carson & Hanemann 2005, 870, Mäntymaa & Svento 1991, 116) Avointen kysymysten ongelmana on se, jos vastaajilla ei ole hyvin määriteltyä mielipidettä, heidän on vaikea antaa vastausta ja tuloksena on paljon vastaamisesta kieltäytymisiä, epärealistisen suuria summia ja en osaa sanoa – tai nollavastauksia. (Mäntymaa & Svento 1991, 116) NOAA-paneelin mielestä avoimet kysymykset eivät todennäköisesti tuota luotettavia arvoja. Tähän johtopäätökseen on ainakin kaksi syytä. Ensinnäkin skenaarista puuttuu todellisuudentuntu, koska vastaajilta harvoin jokapäiväisessä elämässä kysytään rahamääräistä hintaa jollekin hyödykkeelle. Vastaukset siten ovat todennäköisesti herkkiä annetuille skenaarion ominaisuuksille. Toiseksi avoimet kysymykset kannustavat strategiseen yliarvottamiseen. Mitä vakavammin vastaaja ottaa kysymyksen sitä todennäköisemmin hän ajattelee suuren arvon olevan ilmainen tapa korostaa omaa mielipidettään. (Arrow et al 1993, 20)

Tarjouspelin haavoittuvuus ja avointen kysymysten suuri vastaamattomien osuus saivat Carsonin ja Mitchellin kehittämään **maksukorttimenetelmää** (payment card). (Carson & Hanemann 2005, 870; Carson & Czajkowski 2012, 204-205). Maksukorttimenetelmässä (payment card method) vastaajalle esitetäänjoukko tasaisin välein valittuja rahamääriä nollasta hyvin suuriin arvoihin asti, joista vastaajan tulee valita se summa, joka kuvaa hänen maksuhalukkuuttaan (Niskala & Mätäsaho 1996, 197). Maksukorttimenetelmän etuna on kortin tuoma visuaalinen apu ja mahdollisuus keskittyä valintaan. Maksukortin yläraja voi vaikuttaa valintaan vastaajan pitäessä sitä järkevänä maksukattona. (Mäntymaa & Svento 1991, 117).

Smith ja Desvousges (1986, 105) testasivat näitä kolmea vaihtoehtoista menetelmää ja huomasivat niiden tuottavan eri tuloksia: selvästi alimmat maksuhalukkuudet saatiin tarjouspelillä, jossa aloituspiste oli 25 \$ ja avoimella kysymyksellä ja suurimmat maksukorttimenetelmällä ja tarjouspelillä, jossa aloituspiste oli 125 \$.

Bishop ja Heberlein lähestyivät ongelmaa toisella tavalla yrittämällä rajata maksuhalukkuutta tarkan mittauksen sijaan (Boyle 1990, 125). He kysyivät yhden suljetun kysymyksen kuten “Jos kustannukset olisivat x, ostaisitko tämän

hyödykkeen?”. Kysymykseen siis vastataan kyllä tai ei. Jokaiselta vastaajalta kysytään vain yksi kysymys, mutta summaa muutetaan vastaajittain. Kun kysymyksiä on esitetty riittävän monelle, voidaan arvioida keskimääräinen maksuhalukkuus. (Carson & Hanemann 2005,871; Niskala & Mätäsaho 1996, 197) Menetelmän nimeksi on vakiintunut **dikotominen valinta** (dichotomous choice) (Boyle et al. 1996, 381). Menetelmää on kirjallisuudessa nimitetty mm. take-it-or-leave-it –kysymyksiksi tai kansanäänestykseksi (referendum) sekä discrete-, single-bounded- ja binary discrete-response -termeillä (Boyle et al. 1996, 381; Carson & Hanemann 2005,871; Kriström 1993, 63).

Dikotomisen valinnan menetelmä jäljittelee todellista markkinakäyttäytymistä, koska vastaaja joko ”ostaa” tai ei osta tutkittavaa hyödykettä. Lisäksi vastaajan mahdollisuudet vaikuttaa keskimääräiseen maksuhalukkuuteen on pientä ja menetelmä ei siten kannusta strategiseen käyttäytymiseen. (Mäntymaa & Svento 1991, 117) Menetelmä onkin parempi kuin vääristymille alttiit tarjouspelit ja maksukorttimenetelmä (Tamminen 1996, 75). Monissa maissa kiinteät hinnat ovat vastaajille tutumpia kuin tinkiminen. Markkinatilanteissa ihmiset yleensä ovat tilanteissa, joissa tuote maksaa X euroa ja kuluttajan on päätettävä ostaako sen sillä hinnalla. Avoimet markkinoituja tuotteita arvottavat maksuhalukkuuskysymykset ovat usein tuottaneet arvoiksi summia, joiden ihmiset ovat ajatelleet olevan oikea markkinahinta sen sijaan että olisivat ajatelleet, minkä arvoinen se heille on. (Hanemann 1994, 23)

Dikotomisen valinnan muoto voi vaikuttaa lupaavalta, mutta toteutuksessa on huomattavia ongelmia. Menetelmä on kallis sen tuottaessa rajoitetun määrän tietoa maksuhalukkuudesta. Verrattuna avoimeen kysymykseen vastauksia tarvitaan huomattavasti enemmän, jotta saataisiin sama tarkkuus. (Carson & Hanemann 2005, 871; Tamminen 1996, 75) Dikotomisen valinnan kyselyn suunnittelu ja analyysi ovat suhteellisen monimutkaisia. Suunnitteluun kuuluu otoskoon, tarjousvälien, tarjoustasojen ja tarjoustasoille kohdistettavien otosten suunnittelua. (Duffield & Patterson 1991, 225) Lisäksi mediaanin ja keskiarvon määrittäminen on haastavaa. Maksuhalukkuuden keskiarvo riippuu selvästi vastausten todennäköisyysjakaumasta, mutta käytettävästä todennäköisyysjakaumasta ei ole

kuitenkaan päästy yksimielisyyteen. (Mäntymaa & Svento 1991, 117-118) Boyle et al. (1996, 392) ovat havainneet, että dikotomisen valinnan kyselyt tuottavat suurempia arvoja kuin avoimet kyselyt.

NOAA-paneelin ohjeistuksen mukaan arvottamiskysymys tulisi esittää kuten äänestettäessä (Arrow et al. 1993,32). Kysymysmuodolla ”Maksaisitko D dollaria, joilla katettaisiin kustannuksia, jotka syntyvät ympäristövahingon X välttämiseksi tai korjaamisesta?” on monia etuja. Se on mm. realistinen ja kysymysmuoto ei tarjoa vastaajalle syytä vastata muuten kuin totuudenmukaisesti, vaikka taipumusta yliarviointiin on arvoettaessa tavallisiakin markkinoituja hyödykkeitä. Tietenkin CV-kyselyyn vastanneet ymmärtävät, että äänestys on hypoteettinen. Vastaajat onkin saatava ottamaan kysymys vakavasti ja tutkimuksen pitäisi sisältää muita kysymyksiä selvittämään mahdollisia harhoja. (Arrow et al. 1993, 21)

Carson jalosti menetelmää kysymällä toisen tarkentavan kysymyksen. Jos vastaaja oli vastannut myöntävästi ensimmäiseen kysymykseen, kysymys toistettiin korkeammalla summalla ja jos vastaaja oli kieltäytynyt maksamasta ensimmäistä summaa, hänelle tarjottiin alemmaa arvoa. Menetelmä tunnetaan **kaksivaiheisena dikotomisena valintana** (double-bounded dichotomous choice), koska se voi tuottaa vastaajan maksuhalukkuuden ylä- ja alarajat. (Carson & Hanemann 2005,871) Esimerkiksi tapauksessa, jossa vastaaja myöntyy ensimmäiseen summaan, mutta kieltäytyy maksamasta toista summaa, maksuhalukkuus rajautuu näiden summien välille (Alberini 1995, 298). Menetelmä onkin suosittu, koska se rajaa huomattavasti tarkemmin maksuhalukkuuden jakaumaa kuin yksivaiheinen dikotominen valinta (Carson & Groves 2007, 194). Saatujen kyllä- ja ei-vastausten avulla tutkija voi selvittää maksuhalukkuuden jakauman ja maksuhalukkuuden keskiarvon ja mediaanin (Alberini 1995, 287).

Kuitenkin estimaattien, jotka on saatu analysoimalla vain ensimmäistä vastausta, on havaittu olevan korkeampia kuin molempiin kysymyksiin perustuvien estimaattien. Toinen kysymys siis vaikuttaa lopullisiin arvoihin. Parhaimmassa tapauksessa vastaaja ymmärtää, että kustannuksiin liittyy epävarmuutta ja maksuhalukkuus alenee riskin takia. Toinen selitys voi olla se, että vastaaja ajattelee

hinnan olevan tingittävässä. Esimerkiksi kieltävän vastauksen antanut voi vastata toiseenkin kysymykseen kieltävästi odottaen vielä kolmatta alempaa tarjousta. Myös myönteisen vastauksen antanut voi ajatella hyödykkeen olevan tarjolla jo ensimmäisellä hinnalla ja vastata toiseen kysymykseen kieltävästi, vaikka olisi valmis maksamaan tämän. (Carson & Groves 2007, 195-196) Boyle, Welsh ja Bishop (1988, 97) ehdottavat esitestiä avoimilla kysymyksillä, jotta saataisiin selville alustavat arvojen jakaumien estimaatit.

Kansallisissa kyselyissä lähes neljännes vastaajista valitsee ”en tiedä” –vaihtoehdon, jos sitä tarjotaan. Kuitenkin nämä vastaajat valitsevat jonkin toisen vaihtoehdon jos ”en tiedä” –vaihtoehtoa ei ole. Hämmentävää on sekin, että kysymys jonkin toiminnan ”kieltämisestä” saa vähemmän kannatusta kuin kysymys saman toiminnan ”ei sallimisesta”. Kysymyksethän ovat loogisesti samat. (Arrow et al. 1993, 19) NOAA-paneeli suosittelikin, että kyselyssä selkeästi esitetään puolesta- ja vastaan-vaihtoehtojen lisäksi en äänestä-vastausvaihtoehto, jonka valinneille tehdään tarkentavia kysymyksiä vastaamatta jättämisen syistä (Arrow et al. 1993, 34). Monia tutkimuksia on tehty pohdittaessa en tiedä tai en ole varma vastausten tarjoamisen vaikutuksia. Yleinen käytäntö on ollut jättää en tiedä-vastaukset pois analyyseista. Tämän lähestymistavan perusteella tarjoamalla en äänestä vaihtoehtoa ja kohtelemalla niitä samoin kuin en tiedä vastauksia, WTP arvot saattavat nousta. (Carson et al. 1995, 3)

### **3.2.3 Tarkentavat kysymykset**

NOAA-paneelin ehdotuksesta tutkimusten loppuun on lisätty tarkentavia kysymyksiä, jotka tarkistavat vastaajan skenaarion ymmärtämistä ja hyväksymistä (Hanemann 1994, 24). Puutteellinen tieto vaikuttaa vastauksiin. Vaikka yksityiskohtaista tietoa tarjotaan, niin vastaajien kyvyssä sisäistää ja hyväksyä nämä tiedot on rajoituksia. (Arrow et al. 1993, 15) Vaikka vastaaja on halukas maksamaan kyseisen summan, hän voi kieltäytyä, koska hän ei usko esitettyyn skenaarioon tai hän epäilee, ettei ehdotettu toiminta ole mahdollista ja rahat menevät hukkaan. Vastaaja voi kieltäytyä hyväksymästä hypoteettista kysymystä, koska hän yleisesti vastustaa veroja tai hänen mielestään jonkin muun esim.

öljyteollisuuden tulee olla vastuussa ympäristöhaitasta. CV-tutkimuksen tulisikin sisältää kysymyksiä, jotka selvittäisivät näiden vääristymien olemassaoloa. (Arrow et al. 1993, 22)

Esimerkiksi voidaan kysyä ”Oliko vahinko yhtä paha kuin kuvattu?”, ”Luuletko, että ohjelma toimisi?”, ”Luuletko että todella maksaisit suurempia veroja, jos ohjelma toteutuu?”. Lisäksi voidaan kartoittaa vastaajan motiiveja kysymällä ”Mikä ohjelmassa sai sinut vastaamaan kyllä?”, ”Miksi äänestit vastaan?”. (Hanemann 1994, 24) Hypoteettista käyttäytymistä voidaan selvittää tarjoamalla vaihtoehto ”en voi kuvitella esitettyä tapahtumaa” ja protestiäänä voidaan selvittää kysymällä vastustaako vastaaja esitettyä maksua (Seller et al. 1985, 166).

Kyselyyn vastaaminen vaatii hieman vaivaa ja yleensä siitä ei saa varsinaista palkkiota. Vastaajien on pohdittava kysymyksen tarkoitusta, etsittävä muististaan asiaankuuluva tieto, yhdistettävä tämä päätökseensä ja ilmoitettava päätös haastattelijalle. Vaikka jotkut ovat motivoituneita näkemään tämän vaivan, jotkut voivat olla kärsimättömiä, väsyneitä tai välinpitämättömiä. Täsmällisen vastauksen etsimisen sijaan, he voivat antaa vain jonkin satunnaisen vastauksen. Tarkentavat kysymykset voivat tunnistaa ne vastaajat, jotka eivät olleet kiinnostuneita tai keskittyneitä ja siten tarjosivat hätäisen vastauksen. Nämä vastaukset voidaan jättää analyysien ulkopuolelle. (Hanemann 1994, 26-28)

### **3.2.4 Vastaajan ominaisuudet**

Kyselyyn on sisällytettävä muita kysymyksiä, jotka auttavat varsinaisen arvottamiskysymyksen tulkinnessa. Selittäviä ominaisuuksia ovat mm. tulotaso, aiempi tietämys ja kiinnostus asiasta, asenne ympäristöä kohtaan, etäisyys arvotettavasta kohteesta, kyselyn ymmärtäminen, skenaarioon uskominen sekä kyky ja halu suorittaa kysely. (Arrow et al. 1993, 34-35)

Maksuhalukkuus riippuu käyttötavasta ja tarpeiden intensiivisyydestä. Henkilö, joka asuu joen yläjuoksulla, ei ehkä ole kovinkaan halukas maksamaan joen puhdistamisesta, jos hän ei enää itse käytä sitä juomavetenä. On myös tiettyjä ryhmiä, joille on tärkeämpää saada tietty ympäristön laatu. Sydän- ja

keuhkosairauksia sairastavat asettanevat suuremman arvon ilmalle, joka sisältää vähemmän rikkidioksidia, kuin terveet ihmiset, joihin ei niin selvästi vaikuta ympäröivän ilman laatu. Voidaan lisäksi olettaa, että henkilö, joka on tietoa saasteiden ympäristövaikutuksista, on halukkaampi maksamaan enemmän. (Siebert 1987, 71) Usein ihmisten mielipiteen ja arvojen taustalla on tutkimustieto, joka on monesti voimakkaasti joukkoviestimien värittämää. Parhaiten arvot muodostuvat silloin, kun henkilöt itse havaitsevat ympäristön pilaantumisen. Paikkakunnalla oleva haju, harsuuntuneet puut tai sinilevät järvissä vaikuttavat enemmän kuin tutkimustulokset. (Kämäri 1991, 56 - 57)

CV-menetelmän vastausten on kritisoitu olevan liian riippuvaisia ihmisten varallisuudesta. Köyhille sata euroa on enemmän kuin varakkaille. Rikkaat yleensä antavatkin suurempia tarjouksia. (Tamminen 1996, 71 – 72) Toisaalta huonoissa oloissa asuva voi vaatia korkeamman korvauksen, koska hyvätuloiset voivat korvata huonon ympäristön laadun yksityisillä hyödykkeillä (Siebert 1987, 72). Pitää kuitenkin muistaa, että myös markkinahintoja dominoivat sekä rikkaat että laaja keskivertoisten ihmisten joukko. Niin kutsutun Mobin säännön mukaan keskivertoiset ihmiset saavat, mitä haluavat, koska heitä on niin paljon, ja rikkaat taas ovat vahva ryhmä markkinoilla. (Tamminen 1996, 72)

Eettisiin periaatteisiin vetoava vastaaja voi kieltäytyä kokonaan antamasta arvoa tai hän antaa poikkeavan suuren arvon (Spash 2000, 1434). Strategiset eli vastaajien tahallaan vääristämät vastaukset voidaan seuloa pois. Maksuhalukkuus voidaan suhteuttaa vastaajan tulotasoon, jolloin suhteellisesti erittäin korkeat ja matalat vastaukset voidaan poistaa. (Mäntymaa & Svento 1991, 118)

Hyvän CV tutkimusvälineen tuottaminen vaatii paljon kehittelyä kuten kohderyhmiä ja syvähaastatteluja, jotta nähtäisiin hyödykkeen ja esitetyn skenaarion vakuuttavuus ja ymmärrettävyys. Esitestit ja pilottitutkimukset kartoittavat kuinka tutkimus toimii kokonaisuutena. (Carson 2000, 1415-1416)

### 3.3 Ehdollisen arvottamisen toteutus ja tulkinta

#### 3.3.1 Kyselyn suorittaminen

Postikyselyt ja henkilökohtaiset tai puhelinhaastattelut ovat yleisin tapa kerätä aineistoa (Tyrväinen & Väättäinen 1998, 106). NOAA-paneeli uskoo, ettei luotettavia tuloksia voida saavuttaa postikyselyllä (Arrow et al. 1993, 48). Postikyselyn palauttavat todennäköisesti vain ne, joilla on eniten mielenkiintoa asiaa kohtaan ja antavat myös suurempia arvoja kuin satunnaisesti valitut henkilöt (Carson 2000, 1416). Tutkimuksissa on havaittu, että strateginen käyttäytyminen kuten maksuhalukkuuden liioittelu on todennäköisempää postikyselyissä kuin puhelin- tai henkilökohtaisissa haastatteluissa, koska vastaajilla on enemmän aikaa suunnitteluun (Hanley & Spash 1993, 59).

Henkilökohtaisten ja puhelinhaastattelujen välillä valinta on vaikeampaa. Puhelinhaastattelut ovat edullisempia ja valvonta on keskitettyä. Puhelinhaastatteluiden on oltava lyhyempiä, koska vastaajan mielenkiinnon ylläpitäminen on vaikeampaa. Henkilökohtaisessa haastattelussa voidaan esittää selventävää visuaalista materiaalia. NOAA:n suositusten mukaan luotettava CV-tutkimus pitäisi useimmiten suorittaa henkilökohtaisena haastatteluna. (Arrow et al. 1993, 48-49)

*Haastattelijan harha* syntyy, kun eri haastattelijat vaikuttavat eri tavoin haastateltavan vastauksiin (Mäntymaa & Svento 1991, 119). Lämminkäsi-ilmiö on ongelmallinen tapauksissa, joissa vastaaja yrittää miellyttää haastattelijaa ja myöntyy maksamaan kysytyn summan vaikkei muulloin olisi tehnyt niin. Ilmiötä voidaan estää käyttämällä neutraaleja, koulutettuja haastattelijoita. (Carson et al. 2001, 177)

NOAA ohjeistaa tutkimaan haastattelijan aiheuttamaa vääristymää esitesteillä, joissa vastaaja ei anna suoraan vastausta haastattelijalle vaan kirjoittaa sen äänestyslapulle ja tipauttaa sen suljettuun laatikkoon tai postittaa sen nimettömänä. Tulosten perusteella voidaan harkita varsinaisten tulosten kalibrointia. (Arrow et al.



1993, 49-50)

### 3.3.2 Otoksen valinta

Samalla tavoin kuin muissakin tutkimuksissa *väärä otanta* vääristää tuloksia. Kyselyn otanta on tehtävä siitä joukosta, mille hyödyt ja kustannukset kohdentuvat. (Mäntymaa & Svento 1991, 119) Markkinoiden koko voidaan määrittellä joko laillisin tai empiirisin perustein. Esimerkiksi jos valtio aikoo ostaa maata perustakseen puiston ja nostaa siksi veroja, laillisuuteen vetoamalla vain valtion asukkaiden arvot huomioidaan maksuvälineen perusteella. Empiirisyyteen vetoavat määrittelevät markkinoiden kooksi kaikki ne, jotka arvostavat puistoa. Kokemukset ovat osoittaneet kokonaisarvon tippuvan etäisyyden kasvaessa. Tuotteisiin, joilla on pääosin vain olemassaoloarvoja, etäisyys ei vaikuta yhtä selvästi vaan merkittävämpi on vastaajan mielipide luonnonvarasta. (Carson et al. 2001, 178-179)

Markkinoiden koolla on suuri merkitys hyödykkeen taloudelliseen arvoon, koska asiaankuuluvan populaation maksuhalukkuuksien summa on kokonaisarvo ja yhden vastaajan hyödykkeen käyttö ja nauttiminen ei vähennä muiden kokemaa nautintoa (Carson 2000, 1416). NOAA:n ohjeistuksen mukaan markkinoihin kuuluvat ne, jotka kärsivät passiivisen tai aktiivisen käytön menetyksiä. Otoksen ulkopuolelle voidaan jättää populaatiot, joiden antamat arvot olisivat hyvin alhaisia esimerkiksi kauempana asuvat. (Arrow et al 1993, 16)

Tutkimusdata on usein hyvin vaihtelevaa, joten otoskoon on oltava useista sadoista muutamiin tuhansiin, jotta saataisiin riittävä luotettavuus otoskoon suhteen. Populaation jokaisella jäsenellä on oltava mahdollisuus tulla valituksi otokseen. (Carson 2000, 1416) NOAA:n mukaan dikotomista valintaa käyttävän CV-tutkimuksen otoskoon ollessa 1 000 otantavirhe on +/-3 % (Arrow et al. 1993, 46).

### 3.3.3 Tulkinta

Kyselyn suorittamisen jälkeen tutkimusaineistosta estimoidaan maksuhalukkuuden keskiarvo ja mediaani, joista saadaan laskettua markkinoiden kokonaisarvo. Usein

tässä vaiheessa protestiäännet poistetaan. (Hanley & Spash 1993, 55-56) Tämän tutkielman laajuus ei mahdollista maksuhalukkuuden jakaumia selvittävien estimointitekniikoiden esittelyä. Eri estimointimenetelmien vaikutuksia tuloksiin on tutkinut mm. Alberini (1995).

Tulkinnassa hyödynnetään vastaajan ominaisuuksia kartoittavia kysymyksiä maksuhalukkuutta selvittävinä tekijöinä (Arrow et al. 1993, 34). NOAA suositusten mukaan CV-tutkimuksen raportoinnissa on kerrottava selkeästi otos, käytetty otoskehys, otoskoko, vastaamatta jättäneiden osuus ja tärkeisiin kysymyksiin vastaamattomuus. Lisäksi kyselylomake on esitettävä sanatarkasti. (Arrow et al. 1993, 31) Paneeli kehottaa valitsemaan konservatiivisen vaihtoehdon, kun tutkimussuunnitelmassa ja analysoinnissa voidaan tehdä valintoja. Näin voidaan tasapainottaa menetelmän taipumusta liioitella maksuhalukkuutta. (Arrow et al. 1993, 52)

## **4 EHDOLLISEN ARVOTTAMISEN VALIDITEETTI JA RELIABILITEETTI**

Validiteetti voidaan jakaa sisältö-, kriteeri-, ja konvergentti- ja käsitevaliditeettiin. Sisältövaliditeetti viittaa siihen, kuvaako mittausinstrumentti (luotu skenaario) mittauksen kohdetta riittävästi. Kriteerivaliditeettia on saatujen tulosten korrelaatio ulkoisen kriteerin kanssa eli saatua arvoa verrataan todellisiin markkinoihin. Käsitevaliditeetti viittaa siihen, vastaako mittaus teoreettisia käsitteitä. (Klose 1999, 105) Konvergenttivaliditeettia voidaan tutkia vertaamalla eri menetelmillä saatuja arvoja toisiinsa (Hanley & Spash 1993, 118). Yleisimmin tarkastellaan käsitevaliditeettia ja konvergenttivaliditeettia (Carson et al. 2001, 193).

### **4.1 Sisältövaliditeetti**

Sisältövaliditeetti (Content validity) on tärkeä osa CV-tutkimuksen pätevyyttä. Sisältövaliditeetti edellyttää, että tutkimus on suoritettu yleisesti hyväksytyjen periaatteiden mukaan. (Freeman 2003, 400) Sisältövaliditeettia ei voida määritellä testeillä vaan subjektiivisilla asiantuntija-arvioilla. Sisältövaliditeettia onkin käsitelty suhteellisen vähän taloustieteellisessä kirjallisuudessa sen suosiossa tilastollisia testejä. (Johnston et al. 2012, 102)

Edellisessä luvussa käsitellyt harhat ja niiden välttäminen on sisältövaliditeetin kannalta tärkeää. Erityisesti epäonnistunut skenaarion luominen ja tarjottu maksuväline voivat heikentää sisältövaliditeettia. Lisäksi epävarmassa valintatilanteessa vastaaja voi etsiä tarjotusta tiedosta vihjeitä oikeasta arvosta. (Freeman 2003, 408-409, Klose 1999, 105) Kyselyitä käyttävän tutkimuksen systemaattisen virheen mahdollisuus on aina suuri. Siksi väline on testattava huolellisesti, jotta varmistetaan välineen mittaavan täsmällisesti sitä mitä pitääkin ja että väline mittaa ominaisuutta täsmällisesti. (Eberle & Hayden 1991, 658) CV-vastausten luotettavuutta voi heikentää se, että vastaaja voi tuntea, ettei hänen äänellään ei ole merkitystä ja tämä johtaa vastaamattomuuteen tai harkitsemattomaan vastaukseen tai vastaajalla ei ole tietoa arvoitettavasta vahingosta. Konservatiivisia CV-tuloksia saadaan tarjoamalla skenaario, jossa vaaditaan kompensatiota ympäristön huononemisesta, kannustetaan vastaajia

ottamaan kysely tosissaan, ilmoitetaan asiayhteys ja muut olosuhteet ja minimoidaan haastattelijan sosiaalisen paineen aiheuttamat vääristyneet vastaukset. CV-tutkimus on suoritettava henkilökohtaisesti ja se vie aikaa ja on näin ollen kallis toteuttaa. (Arrow et al. 1993, 22-24)

## **4.2 Kriteerivaliditeetti**

Kriteerivaliditeettia kutsutaan myös ulkoiseksi validiteetiksi, koska siinä verrataan CV-menetelmällä saatua arvoa johonkin vaihtoehtoiseen mittaan, jota voidaan pitää arvioinnin kriteerinä. (Arrow et al. 1993, 9) Kriteerinä olisi houkuttelevaa pitää ”oikeaa” arvoa, jota ei kuitenkaan ole valitettavasti saatavilla. Monet tutkijat ovat tarkastelleet kriteerivaliditeettia luomalla koeluontoiset markkinat, joilla ihmiset voivat tehdä oikeita liiketoimia ja elää valintojensa seuraamusten kanssa. CV-tutkimusten arvoja on verrattu näiden koeluontoisten markkinoiden arvoihin. (Freeman 2003, 400-401) Todellisten ja kokeellisten markkinoiden arvojen vertailu on ollut aina avainasemassa arvioitaessa ehdollisen arvottamisen validisuutta ja luotettavuutta (Carson et al. 1996, 80).

Kriteerivaliditeettia on testattu arvottamalla markkinoituja tuotteita CV-menetelmällä, ja osa näistä tutkimuksista on osoittanut ihmisten liioittelevan maksuhalukkuuttaan hypoteettisessa tilanteessa. Kuitenkin markkinoitujen ja julkisten tuotteiden arvottamisen perusteena ovat erilaiset kannustimet. Esimerkiksi kysyttäessä halukkuutta maksaa markkinoidusta tuotteesta, vastaaja voi antaa arvoksi sellaisen hinnan, minkä ajattelee olevan oikea markkinahinta tai kohtuullinen hinta. Hän ei siis vastaa kysymykseen, mitä olisi itse valmis maksamaan. (Carlsson & Martinsson 2001, 180)

Freeman (2003, 401) korostaa hypoteettisen harhan tärkeyttä arvioitaessa kriteerivaliditeettia. Hypoteettista vääristymää on yritetty pienentää monin eri strategioin. Kyselyprosessi on muutettu sellaiseksi, joka rohkaisee vastaajaa todenmukaiseen vastaukseen. Toinen tapa on se, että kyselytilanteessa käytäydytään kuin se olisi tosi. (Freeman 2003, 402)

Bishop ja Heberlein suorittivat vuonna 1979 yhden ensimmäisistä tutkimuksista, joissa verrattiin todellista ja hypoteettista maksuhalukkuutta. He tekivät metsästäjille, joille jokaiselle oli myönnetty yksi hanhen metsästyslupa, hypoteettisia ostotarjouksia näistä metsästysluvista. Samaan aikaan he tekivät toiselle otokselle todellisen ostotarjouksen samoista luvista lähettämällä heille saatekirjeen mukana 1 – 200 dollarin sekin. Metsästäjiä pyydettiin palauttamaan joko sekki tai metsästyslupa. Tutkimuksen tulokseksi saatiin, että hypoteettisen tarjouksen saaneet vaativat 60 %:a suuremman maksun kuin todellisten ostotarjouksen saaneet. (Bishop & Heberlein 1979, 928) Bishop ja Heberlein jatkoivat tutkimuksiaan metsästäjien halukkuudesta maksaa metsästysluvista. He kirjoittivat metsästäjille ja tarjosivat peuranmetsästyslupia. Toiselle ryhmälle tarjous oli oikea ja toiselta kysyttiin vain hypoteettista maksuhalukkuutta. Oikeiden tarjousten maksuhalukkuus oli 31 dollaria ja hypoteettisten 35 dollaria. Tilastollisesti merkittävää eroa ei ollut. (Hanemann 1994, 30)

List ja Gallet (2001, 242) tarkastelivat 29 tutkimusta, joissa oli tutkittu julkisten ja yksityisten hyödykkeiden maksuhalukkuutta (WTP) tai hyväksymishalukkuutta (WTA). Tutkimusten kohteet vaihtelivat baseball-korteista metsästyslupiin ja tutkimustekniikoina olivat mm. avoimet kysymykset, dikotominen valinta ja huutokauppamenetelmä. Hypoteettisen ja todellisen maksuhalukkuuden suhdeluvut vaihtelivat 0,58 ja 28,2 välillä. List ja Gallet havaitsivat hypoteettisen maksuhalukkuuden olevan keskimäärin noin kolme kertaa suurempi kuin todellisen maksuhalukkuuden, mutta monissa tutkimuksissa todellinen maksuhalukkuus oli suurempi kuin hypoteettinen. Yliarvottamisen asteeseen vaikutti, se oliko kyseessä WTP vai WTA, oliko tuote julkinen vai yksityinen ja eri kyselymenetelmät. Esimerkiksi maksuhalukkuustutkimukset (WTP) tuottivat pienempiä suhdelukuja kuin hyväksymishalukkuutta kysyvät tutkimukset (WTA). Lisäksi he havaitsivat tiettyjen kyselymenetelmien tuottavan suurempi eroja hypoteettisen ja todellisen arvon kanssa. Pienen otoskoon takia he eivät voi pitää tuloksia kyselymenetelmien osalta varmoina. (List & Gallet 2001, 241 - 251)

Muun muassa Diamond ja Hausman (1994, 54) ovat esittäneet CV-arvojen

kalibrointia, koska hypoteettista vääristymää ei voida välttää vain vaihtamalla arvottamismenetelmää. Kun varhaiset tutkimukset osoittivat, että avoimet kysymykset kärsivät hypoteettisesta vääristymästä, yleinen vastaus oli, että vääristymä oli odotettu ja dikotomisen valinnan avulla vääristymä poistuisi. Näin ei kuitenkaan käynyt vaan hypoteettinen vääristymä jäi. Vaikka monimuuttujakokeilla (experimental methods) on monia käyttötarkoituksia, ympäristön arvottamisen hypoteettisen harhan laajuuden arvioiminen on epäilemättä tärkein soveltamisalue, jotta vääristymiä voidaan kalibroida. (Harrison 2006, 125 - 126)

Hypoteettisen ja todellisen maksuhalukkuuden eroavaisuuteen voi vaikuttaa myös vapaa matkustaja -ongelma. Vastajalle esitetään hypoteettinen kysymys siitä, että lahjoittasiko hän X dollaria, jotta jokin tärkeä asia saadaan rahoitettua. Vastaja voi välittää asiasta ja myöntyy kysymykseen, mutta todellisen keräystilanteen tullessa, hän ei maksakaan heti vaan odottaa onnistuuko hanke ilman hänen panostaan. (Carson et al. 2001, 190)

CV-tutkimusten ulkoista validiteettia ei yleensä pystytä varmistamaan oikeiden markkina-arvojen puuttuessa, mutta oikeilta markkinoilta saadaan viitteitä arvosta, jotka ovat tarpeeksi lähellä vahvistamaan CV-menetelmän kriteerivaliditeetin.

NOAA-paneeli lisäksi muistuttaa, että sama haitta tulee koskemaan kaikkia tulevia arvottamismenetelmiä, joilla yritetään arvottaa ei-käyttöarvoja. (Arrow et al. 1993. 6-7, 25)

### **4.3 Konvergenttivaliditeetti**

Konvergenttivaliditeettia voidaan mitata käyttämällä mahdollisimman erilaisia menetelmiä mittaamaan samaa käsitettä. Eli verrataan paljastettujen preferenssien menetelmällä kuten matkakustannusmenetelmällä saatua arvoa CV-menetelmällä saatuun arvoon. Tulosten tulisi olla samanlaiset, jos ne mittaavat samaa käsitettä. (Eberle & Hayden 1991, 660) Luonnollisesti konvergenttivaliditeettia voidaan tarkastella vain silloin kun tarkasteltavan ilmiön mittaustuloksia on saatavilla kahdella eri tekniikalla. (Carson et al. 2001, 193)

Carson et al. tarkastelivat 83 tutkimusta, joissa CV-menetelmällä saatuja arvoja vertailtiin matkakustannus- ja hedonisten hintojen menetelmien arvoihin. Näistä tutkimuksista he saivat 616 vertailuparia. (Carson et al. 1996, 80) Tutkimukset osoittivat, että CV-arvot ovat yleisesti hieman pienempiä kuin todellisiin markkinoihin perustuvat arvot. Yksityisiä hyödykkeitä arvoettaessa CV-menetelmä antaa korkeampia arvoja kuin vertailtavat arvot. Kahden menetelmän välillä olevaa konvergenttivaliditeettia etsittiin eri menetelmillä saatujen estimaattien välisestä korrelaatiosta. Korrelaatiokertoimet olivat 0,60 – 0,98. Lukemat tukevat sitä, että konvergenttivaliditeettia on. Tarkkoja rajoja siitä, mikä korrelaation pitäisi olla, ei ole. CV-menetelmän ja todellisten markkinoiden arvojen välisen suhteen keskiarvo oli 95 %:n luottamusvälillä 0,89. Tuloksien he arvelivat olevan merkittäviä mietittäessä CV-arvojen kalibrointia. (Carson et al. 1996, 91-94)

Vertaamisen ongelmana on kuitenkin se, että jos havaitaan eroavaisuuksia näiden arvojen välillä, se voi johtua jommankumman arvon tai molempien huonosta validiteetista (Freeman 2002, 404-405).

#### **4.4 Käsitevaliditeetti**

Yleisin tapa mitata käsitevaliditeettia (construct validity) on tarkastella vaihtelevatko ilmaistut arvot järjestelmällisesti ja oletetulla tavalla selittävien muuttujien mukana (Freeman 2003, 405). Käsitevaliditeettia voidaan mitata tarkastelemalla saatuja arvoja arvoitetun hyödykkeen ominaisuuksien ja vastaajan ominaisuuksien mukaan. Yleensä voidaan olettaa esimerkiksi ympäristösuuntautuneiden tai hyödykkeen suorien käyttäjien maksavan enemmän kuin ei-käyttäjien. Lisäksi mielipiteillä ja tiedolla arvoitettavasta tuotteesta, tuloilla, iällä ja maantieteellisellä läheisyydellä voidaan ennustaa maksuhalukkuutta. (Carson 2000, 1416, Carson et al. 2001, 194)

Talousteorian mukaan korkeampien kustannusten pitäisi vaikuttaa kysyntään (Carson et al. 2001, 194). Hintaherkkyydestä tutkitaan, laskeeko maksuhalukkaiden määrä, kun hintaa nostetaan. Vain harvat empiiriset CV-

tutkimukset ovat epäonnistuneet tämän testin läpäisyssä. (Carson 2000, 1415)

Kahneman ja Knetsch esittelivät 90-luvulla embedding effect –termin (Hanemann 1994, 34). Termi tarkoittaa useita asioita. Yleisemmin sillä tarkoitetaan sitä, että contingent valuation –menetelmän ajatellaan tuottavan saman arvon, kun arvotetaan yhtä, kahta tai kymmentä järkeä (scope effect). Vaihtoehtoisesti termiä käytetään tilanteissa, joissa arvotetaan useita hyödykkeitä peräkkäin, jolloin ensimmäiset arvotettavat saavat isompia arvoja kuin myöhemmin arvotettavat (sequencing effect). Kolmantena on ilmiö, jossa halukkuus maksaa yhdellä kertaa monesta julkisesta hyödykkeestä on alhaisempi kuin jos hyödykkeet olisi arvotettu yksitellen ja arvot olisi laskettu yhteen (sub-additivity). (Christie 2001, 257)

Monissa tutkimuksissa on osoitettu, että arvotettaessa useita tuotteita kerrallaan, minkä tahansa julkisen tuotteen arvo laskee mitä myöhemmin se esitetään arvottamisketjussa. Arvotettaessa useita tuotteita hyödykkeen kuvaaminen lyhenee ja mahdollisuus hypoteettiseen käyttäytymiseen ja muihin harhoihin kasvaa. (Carson & Mitchell 1995, 161) Hoehn ja Randall (1989, 550) selvittivät, että yksittäin arvotetut ja yhteenlasketut hyödykkeet todennäköisesti liioittelevat reilusti maksuhalukkuutta verrattuna arvoihin, jotka saadaan kysymällä kaikki arvot yhdeltä henkilöltä samalla kertaa. Selityksenä pidetään sitä, että peräkkäin arvotetuissa hyödykkeissä vastaajan käytettävissä oleva tulo vähenee joka hyödykkeen jälkeen. Lisäksi jos tuotteet ovat toisiaan korvaavia, niin jokainen uusi tarjottu hyödyke tuntuu vähemmän houkuttelevammalta ja maksuhalukkuus siten alenee mitä useampia hyödykkeitä tarjotaan. Tämän ongelman ei kuitenkaan pitäisi vähentää CV-menetelmän arvojen käyttökelpoisuutta vaan tulo- ja substituutiovaikutukset tulisi huomioida laskettaessa arvoja yhteen. (Carson et al. 2001, 186) WTA-kyselyissä järjestyksen vaikutus on päinvastainen; mitä myöhemmin hyödyke esitetään sitä suurempi on siitä vaadittava korvaus (Carson et al. 2001, 187).

Eniten kiinnostusta viime vuosina herättänyt testi tarkastelee sitä, nousevatko WTP-arvot tarjottavan määrän mukana (Carson 2000, 1415). Scope-testi voidaan suorittaa joko sisäisesti tai ulkoisesti. Sisäisessä scope-testissä samoja vastaajia pyydetään arvottamaan erisuuruisia määriä tutkittavaa hyödykettä. Ulkoinen scope-



testi suoritetaan kysymällä kahdelta tilastollisesti samanlaiselta otosryhmältä erisuuruiset määrät hyödykettä. Sisäiset testit ovat lähes aina todistaneet menetelmän olevan herkkä reagoimaan määrän muutoksille. Kriitikot ovat sanoneet tämän johtuvan vain siitä, että vastaajat yrittävät olla johdonmukaisia vastauksissaan. Nykyisin onkin keskitytty ulkoiseen testiin. (Carson et al. 2001, 182) Monet tutkijat kuten mm. Kahneman ja Knetsch (1992), Diamond ja Hausman (1994) ja Schkade ja Payne (1994); kritisoivat menetelmää siitä, ettei se reagoi määränmuutoksiin (sensitivity to scope). Heidän mielestään kyseessä on lämmin käsi –ilmiö (warm glow), jolla tarkoitetaan vastaajan saamaa moraalista tyydytystä, kun hän maksaa ympäristöhyödykkeestä riippumatta sen ominaisuuksista. Useita tutkimuksia onkin tehty, joissa on havaittu huomattava reagoimattomuus tarjottavan hyödykkeen koon muutoksille. (Carson 2000, 1415, Freeman 2003, 406) Usein viitataan Desvousesin et al. (1992, 78, 164-176) tutkimukseen, jossa kysyttiin maksuhalukkuutta, jotta vältettäisiin öljylampien lintukuolemilta. Esitetyt määrät olivat 2 000 (reilusti alle 1 % linnuista), 10 000 (alle 1 %) ja 200 000 (noin 2 %). Lukumääräiset erot ovat isoja, mutta esitetyt prosentuaaliset määrät saavat vastaajan pitämään määriä samansuuruisina ja tilastollisesti arvot olivatkin samat. Monet tutkijat ovat kuitenkin havainneet arvojen muuttuvan määrän mukana ja monia varhaisia tutkimuksia, joissa havaittiin reagoimattomuutta, on kritisoitu huonosta suunnittelusta ja tulkinnasta. (Freeman 2003, 406) Carson tutki yli kolmeakymmentä CV-tutkimusta ja niiden herkkyyttä reagoida määrän muutoksiin. Kaikissa tutkimuksissa maksuhalukkuus reagoi tilastollisesti merkittävästi määränmuutoksiin. Carson ja Mitchell ehdottomasti hylkäävät oletuksen siitä, ettei määrän vaihtelulla ole vaikutusta arvoon. (Carson 1994, 31) NOAA-paneeli nimesi embedding effect –ongelman eli herkkyyden reagoida määrän muutoksille olevan ehkä tärkein sisäinen haaste CV-menetelmän luotettavuutta kyseenalaistamaan (Arrow et al. 1993, 25).

Kirjallisuudessa on keskitytty lisäksi CV-menetelmän herkkyyteen reagoida tulon muutokseen. Arvojen tulisi kasvaa tulojen kasvaessa ja muiden muuttujien pysyessä ennallaan sekä mitatun tulojouston tulisi olla ”järkevä”. (Freeman 2003, 405) Tulojouston on yleisesti ajateltu olevan tutkimustulosten sisäisen validiteetin mittari (Schläpfer 2006, 415). Ympäristöhyödykeitä pidetään ylellisyystuotteina,

joiden tulojousto ylittäisi yhden. Tutkimusten mukaan markkinoimattomien tuotteiden maksuhalukkuusarvojen tulojoustot ovat kuitenkin olleet hyvin pieniä tai jopa negatiivisia. Freemanin (2003, 406) mielestä tämä ei ole käsitevaliditeetin puutetta, koska tulojousto voi olla negatiivinen myös normaaleilla tuotteilla.

Tulojouston puutteen on usein tulkittu olevan merkki siitä, etteivät vastaajat vakavasti ajattele budjettirajoitettaan tehdessään hypoteettisia valintoja. (Schläpfer 2006, 415) Esimerkkinä tilanne, jossa henkilöä pyydetään antamaan summa, jonka hän haluaa käyttää ympäristön suojeluun tiettyä aikana. Tämän jälkeen häntä pyydetään ilmoittamaan, kuinka paljon hän on valmis maksamaan esimerkiksi sinivalaiden suojelusta. Parin lajin jälkeen budjetti on käytetty, mutta henkilö olisi ollut halukas maksamaan myös muiden lajien suojelusta. (Hanley & Spash 1993, 61) Loomis et al. (1994) suorittivat postikyselynä CV-tutkimuksen selvittääkseen ihmisten halukkuutta maksaa tulipaloriskin pienentämisestä Oregonin vanhoissa metsissä. Kysely suoritettiin kahdella lomakkeella, jotka muutoin olivat samanlaisia paitsi toisessa muistutettiin korvaavista luonnonvaroista ja vastaajien budjettirajoitteesta. Loomis et al. (1994, 505) eivät havainneet tilastollisesti merkittävää eroa maksuhalukkuuksien keskiarvoissa ja mediaaneissa. Mahdollisina selityksinä he pitivät sitä, että vastaajat itse ottivat huomioon budjettirajoitteensa tai sitten vastaajat molemmissa tapauksissa kuluttivat hypoteettisia rahoja.

Yksi suurimmista kiistakapuloista on ollut se, käytetäänkö maksuhalukkuutta mittaavaa WTP:tä vai hyväksymishalukkuutta mittaavaa WTA:ta. Kuluttajan käytettävissä olevaa rahamäärää lisäksi hyväksymishalukkuutta mittaavan WTA-menetelmän käyttäminen silloin, kun vastaajalla on kyseinen ympäristön palvelu käytettävissään. Maksuhalukkuutta selvittävää eli WTP-menetelmää käytettäisiin vastaavasti silloin, kun vastaajalla ei ole vielä mahdollisuutta käyttää kyseistä ympäristön palvelua. (Carson 2000, 1413; Spash 2000, 1434) Ihmisten ei siis tarvitse maksaa niistä luonnon ominaisuuksista, joita heillä jo on, ja jotka he haluavat säilyttää. Asiantuntijat eivät ole täysin yksimielisiä tästä menettelytavasta (Spash 2000, 1434). Esimerkiksi NOAA-paneeli suosittelee WTP-menetelmää käytettäväksi useimmissa tapauksissa konservatiivisempänä valintana (Arrow et al. 1993, 32). Syynä on se, että talousteorian mukaan WTP ja WTA arvojen tulisi olla

lähellä toisiaan, mutta monet empiiriset tutkimukset ovat kuitenkin osoittaneet, että WTP- ja WTA-kyselyt antavat merkittävästi eri tulokset (Carson et al. 2001, 185). Muun muassa Eberle ja Hayden (1991, 665) totesivat WTA:n olevan kolmesta viiteen kertaa suurempi kuin WTP. Horowitzin ja Connellin (2002, 428) laajan tutkimuksen mukaan WTA/WTP-suhdeluku on noin 7. Vaihtoehtoiksi jäävät, että toinen tai molemmat arvot ovat vääriä tai talousteoria on väärässä (Carson et al. 2001, 185). Monien mielestä erot WTP ja WTA vastausten välillä johtuvat juuri käsitevaliditeetin puutteesta. Kuitenkin menetelmien arvojen eroihin on monia vakuuttavia ja uskottavia syitä, joten suoraan eroja ei voida pitää todisteena huonosta käsitevaliditeetista. (Freeman 2003, 407) Hanemannin (1991, 635) mukaan WTA:n suuruuteen verrattaessa WTP:n johtuu tulovaikutuksesta (income effect) ja korvattavuudesta (substitution effect). Hän esitti, että WTA- ja WTP-arvot lähenevät, kun hyödykkeellä on läheinen korvike. Adamowiczin et al. (1993, 421-5) tutkimus jääkiekkopelin lippujen korvattavuudesta (peliä voi seurata televisiosta tai radiosta) ja Shogrenin et al. (1994, 255-266) tutkimus markkinoitujen hyödykkeiden (suklaapatukka ja kahvimuki) ja ei-markkinoitujen hyödykkeiden (pienentynyt terveystarve) korvattavuudesta tukevat Hanemannin (1991, 635-636) väitteitä. WTA:n vaihteluväli voi olla suuri, lähes rajaton, kun taas WTP ei vaihtele paljoakaan. Selityksenä voisi olla se, että WTP:tä rajoittaa ihmisten todelliset omat tulot. (O'Connor & Spash 1999, 161)

Mäntymaa (1999, 152-161) tutki suomalaisten halukkuutta maksaa siitä, että vapaa liikkumisoikeus säilyy tai paljonko vaatii korvauksia siitä, että vapaa liikkumisoikeus poistuu. Korvaavana tuotteena esiteltiin sitä, että tilalle määritellään tietyt alueet virkistäytymiseen. (Mäntymaa 1999, 152) Erityisesti avoimien kysymysten tulokset tukivat Hanemannin (1991) väitteitä, että korvaavat tuotteet pienentävät WTP:n ja WTA:n välisiä eroja. Lisäksi tutkimuksen suuret WTA-arvot tukevat oletusta, että WTP voi olla yksilön tulojen suuruinen, mutta WTA voi olla rajaton. Tutkimuksessa kuitenkin havaittiin maksu- ja hyväksymishalukkuuden eroavan paljon myös niissä tapauksissa, joissa vastaaja oli ilmoittanut korvikkeen korvaavan täysin tai hyvin jokamiehen oikeudet. Hanemannin (1991) oletusten mukaan arvojen olisi pitänyt olla lähellä toisiaan. Korvaavuus siten selittää osittain eroja, muttei täysin.

WTA:n suuruutta on selitetty menetyksen vastenmielisyydellä yksilöiden arvostaessa oikeuksien vähenemistä enemmän kuin oikeuksien kasvamista (Hanley & Spash 1993, 64). Omaa pidetään arvokkaampana kuin ostettavaksi tarjottua (endowment effect). Omistaja on halukkaampi myymään hyödykkeen, jos täydellinen korvike on saatavilla alempaan hintaan. Hinnat nousevat, jos omistajalla on mahdollisuus myydä omistamansa tuote, jota ei voida helposti korvata. Esimerkkeinä voidaan mainita loppuunmyyty tapahtuma tai ainutlaatuinen taideteos. (Kahneman et al. 1990 1342-1343) WTA:n käyttöä on vältelty, vaikka se olisi tutkimuksessa luonnollinen tapa mitata. WTP:n käyttö johtaa vaikeuksiin luoda luotettavaa ja oikeaa skenaariota arvon muodostuksen avuksi. Miksi pitäisi maksaa jostakin joka minulla on jo? Tämä voi johtaa esimerkiksi protestitarjouksiin. WTA:n hypoteettinen harha voi olla suurempi, mutta se voi olla myös enemmän ennustettavissa, jolloin se voidaan korjata. (Harrison 2006, 150-151)

Neoklassinen kuluttajan valintateoria kuvaa prosessia, jossa itsenäinen rationaalinen kuluttaja käyttää tulonsa eri hyödykkeiden hankkimiseksi. Kuten kaikki tieteelliset mallit kuluttajan valintateoria kuvaa yksinkertaistetusti todellista tapahtumaa (Gowdy ja Mayumi 2001, 224). Monet tutkijat kuten Horowitz ja McConnell (2003) sekä Diamond ja Hausman (1994, 46) ovat sanoneet CV-menetelmän ja etenkin WTA- ja WTP-kyselyiden tuottamien erojen olevan ristiriidassa neoklassisen taloustieteen kanssa. Päinvastaisella kannalla ovat mm. Kahneman, Knetsch & Thaler (1990, 1343-1344) sekä Gowdyn ja Mayumin (2001, 224). Heidän mielestään tämä ristiriita ei ole olennainen asia, sillä kuluttajan valintateorian aksioomien validisuutta ei ole tutkittu riittävästi. He väittävät kuluttajateorian jättävän huomioimatta päätöksenteon sosiaalisen ja ekologisen yhteyden. Neoklassisen taloustieteen oletukset eivät siten huomioi muiden tieteiden kuten psykologian havaintoja ihmisen käyttäytymisestä.

#### **4.5 Reliabiliteetti**

Reliabiliteetti liittyy mittauksen toistettavuuteen ja pysyvyyteen (Carson et al. 2001, 193). Yleisin reliabiliteettitesti CV-kirjallisuudessa on retestausmenetelmä (test-

retest), jossa alkuperäinen otos haastatellaan uudelleen samalla tutkimustavalla. CV-tutkimus on reliaabeli, jos varsinaisen testin ja uudelleen testauksen maksuhalukkuusarvot eivät poikkea toisistaan merkitsevästi. Tämän tulkinnan tärkeä oletus on se, ettei mittausten välillä maksuhalukkuuteen vaikuttavat tekijät kuten tulo, korvaavien tuotteiden hinnat ja mielipiteet eivät ole merkitsevästi muuttuneet. (Whitehead & Hoban 1999, 453) Uudelleentestauksessa voidaan tarkastella, vaikuttaako arvoihin samat tekijät kuin alkuperäisessä kyselyssä ja onko jokin vastaajan muuttujista muuttunut (Loomis 1989, 78). CV-tutkimus on reliaabeli, jos jokin maksuhalukkuuteen vaikuttava tekijä on muuttunut ja arvot ovat muuttuneet oikeaan suuntaan (Whitehead & Hoban 1999, 453).

Uudelleentestauksessa muistiharha (carry-over) voi vaikuttaa vastauksiin. Sama vastaus voi perustua siihen, että vastaaja muistaa aiemman vastauksensa. (Eberle & Hayden 1991, 659, Teisl et al. 1995, 613) Muistiharhan vähentämiseksi toinen testi voidaan suorittaa selvästi myöhemmin, eri otokselle tai vaihtoehtoisella arvottamiskysymyksellä (Whitehead & Hoban 1999, 454). Testausten aikavälin kasvattaminen minimoi mahdollisia muistivaikutuksia, mutta tämä lisää mahdollisuutta siihen, että vastaajan arvot todella muuttuvat (Teisl et al. 1995, 613-614).

Arvojen ajallista pysyvyyttä on usein tutkittu haastatteleamalla myöhemmin samalla tutkimusmenetelmällä eri otosta samasta perusjoukosta eli yhdistetään retestaus ja puolitusmenetelmä (split-half test) (Whitehead & Hoban 1999, 454). Esimerkiksi Carson et al. (1997, 153, 161) suorittivat vuonna 1991 ja 1993 kyselyt, joissa selvitettiin ihmisten halukkuutta maksaa toimista, jotta vältettäisiin vastaavat onnettomuudet kuin mitä tapahtui vuonna 1989 Exxon Valdez -tankkerille Alaskassa. Kyselyt tuottivat lähes identtiset tulokset. Vuoden 1991 maksuhalukkuuden keskiarvo oli \$37,23 ja vuoden 1993 keskiarvo oli \$39,95.

Paljon tutkimustyötä on vielä edessä. Ehkä tärkeimpänä tavoitteena voidaan pitää CV-tutkimusten kustannusten pienentämistä säilyttämällä silti korkea luotettavuus nykyisten käytäntöjen ollessa hyvin kalliita ja siten epäkäytännöllisiä monissa

tilanteissa, jossa kipeästi tarvittaisiin tietoa kustannuksista poliittisten päätösten tueksi. (Carson 2000, 1416)

## **5 KIRJALLISUUSKATSAUS: SUOMEN METSIEN ARVOTTAMINEN EHDOLLISEN ARVOTTAMISEN MENETELMÄLLÄ**

### **5.1 Esittely**

Suomessa on metsää 26,2 miljoonaa hehtaaria eli 86 prosenttia maa-alasta. Metsästä 52 prosenttia on yksityishenkilöiden omistuksessa. Yksityisiä metsänomistajia on 620 000. Valtio on toiseksi suurin omistaja 35 prosentillaan. Yhtiöt, kunnat, seurakunnat ja yhteisöt omistavat loput. (Ihalainen & Vaahtera 2019, 17) Suomessa oli vuoden 2019 alussa suojeltua metsä- ja kitumaata 2,9 miljoonaa hehtaaria. Suojelupinta-ala on kasvanut vuoden 2016 12 prosentista 13 prosenttiin. (Ylitalo & Torvelainen 2019, 41) Metsien muuttaminen puuntuottajista luonnon suojeluun on ollut jatkuva trendi Pohjois-Euroopassa. Mutta usein suojelutoimenpiteet kuten Euroopan unionin Natura 2000 saavat voimakasta vastustusta. Ohjelman väitettiin vaarantavan metsäteollisuuden tuottavuuden ja heikentävän yksityisen maanomistajien oikeuksia omaisuutensa. (Pouta et al. 2000, 119) Suojelualueista lähes 80 prosenttia sijaitsee Pohjois-Suomessa, jossa 20 prosenttia metsistä on suojeltu. Etelä-Suomessa vain 5 prosenttia on suojelun piirissä. (Ylitalo & Torvelainen 2019, 41) Syynä on se, että Etelä-Suomessa yksityisten omistuksessa on 72 prosenttia metsistä, kun taas Pohjois-Suomessa valtio omistaa yli puolet metsistä. Kuitenkin suurin osa arvokkaista biotoopeista ja uhanalaisista eläinlajeista ovat ainoastaan Etelä-Suomessa. (Ihalainen & Vaahtera 2019, 26, Lehtonen et al. 2003, 195)

Suomessa metsät koetaan tärkeiksi ja yleinen kiinnostus metsiin on korkea. Metsän hoitotoimenpiteet vaikuttavat useiden suomalaisten jokapäiväiseen elinympäristöön. (Pouta 2003, 540) Lisäksi luontoon perustuva turismi on tärkeä ja kasvava sektori Keski- ja Pohjois-Euroopassa. Osa luontoyrittäjistä on perustanut palvelunsa valtion omistamille suojelualueille, mutta suurin osa hyödyntää yksityismetsiä. Luontoon perustuva matkailu rakentuu houkuttelevan luonnon ja luontokokemuksien ja aktiviteettien varaan. Yksityisiltä maanomistajilta puuttuu kuitenkin taloudellinen kannustin huomioida julkisen käytön vaatimia maisema-arvoja. (Mäntymaa et al. 2018, 14 - 15) Yksityisten metsänomistajien päätavoite metsänhoidossa on saada

tuloja ja tämä tarkoittaa puunkorjuuta. Hakkuut, erityisesti avohakkuut vähentävät koettuja virkistymisarvoja. Oleellinen osa yksityismetsien hakkuissa on se, ettei maanomistajilla ole velvollisuutta ilmoittaa julkisesti hakkuuaikeistaan. Taloudellisella termillä sanottuna metsän tarjoamat palvelut ovat epävarmoja. (Rekola & Pouta 2005, 635 – 636) Vuonna 2018 metsien hakkuupinta-alaksi arvioitiin metsänkäyttöilmoitusten mukaan 794 000 hehtaaria. Avo-hakkuiden osuus oli 167 000 hehtaaria eli noin 21 prosenttia. (Vaahtera 2019, 59)

Suomalaiset käyttävät aktiivisesti jokamiehen oikeuttaan (Rekola & Pouta 2005, 636). Oikeus käyttää luontoa on syvälle juurtunut osa suomalaisten ulkoilukulttuuria. Lisäksi kansallispuistot on rahoitettu suoraan valtion budjetista ja ovat ilmaiseksi käytettävissä. Suomalaisilla ei siten ole perinteitä maksaa esimerkiksi pääsystä hölkkäpolulle, on se sitten yksityisessä tai julkisessa omistuksessa. (Huhtala 2004, 23)

Kaupunkirakenteen tiivistäminen on nähty yleisratkaisuna pyrittäessä kestävään kehitykseen kaupunkiympäristössä. Pää tavoitteina ovat kuljetuskustannusten sekä luonnonvarojen ja energian säästäminen. Epäselvää on kuitenkin se, kuinka tiivistetty kaupunki ja viheralueiden kestävä käyttö voidaan yhdistää. Erityisesti kaupunkikeskittymien metsät ovat kasvavan paineen alla. (Tyrväinen 2001,75)

## **5.2 Tutkimusmenetelmä ja tutkimuksen kulku**

Tutkimus toteutettiin systemaattisena kirjallisuuskatsauksena. Systemaattinen kirjallisuuskatsaus on toisen asteen teoreettista tutkimusta, jolla voidaan syventää tietoja jo tutkituista asioista. (Tuomi & Hirsjärvi 2009, 123) Koska kirjallisuuskatsaus tuo syvempää tietoa aiheesta, mitä on jo tehty, miten sitä on tutkittu ja mitkä ovat avainasiat, sitä voidaan käyttää ennen varsinaista tutkimusta varmistamaan aiheen tutkittavuus (Hart 1,13, 1998). Lisäksi voidaan välttää tutkimusten haaskaus varmistamalla, että uuden tutkimuksen tekijä tietää, mitä on jo tehty ja uusi tutkimustulos tulkitaan vanhan tiedon valossa. Systemaattisen kirjallisuuskatsauksen tarkoituksena on tuoda vastaus ennalta päätettyyn tutkimuskysymykseen. (Pollock & Berge 2018, 138)



Kirjallisuuskatsaus suoritettiin noudattamalla viisiportaista ohjeistusta.

1. Katsauksen kysymysten muotoilu eli käsiteltävä ongelma on määriteltävä selvällä, yksiselitteisellä kysymyksellä ennen katsauksen aloittamista.
2. Olennaisten tutkimusten tunnistaminen, jolloin tutkimuksen valintakriteerit tulevat suoraan tutkimuskysymyksestä. Mukaan ottaminen ja poisjättäminen on raportoitava.
3. Tutkimusten laadun arvioiminen on tärkeää joka vaiheessa erityisesti vaiheessa 2 kun valitaan tutkimuksia.
4. Havaintojen yhteenvetoon kuuluu taulukointi, epäyhtenäisyyden ja sen lähteiden tutkiminen (näitä mietittävä jo vaiheessa 3).
5. Löydösten tulkitseminen, jolloin epäyhtenäisyyden kartoittaminen auttaa päättämään, onko yhteenveto luotettava ja jos ei ole niin havaituista vaikutuksesta on luotava päätelmät. (Khan et al. 2003, 118)

Tarkoituksena on tehdä systemaattinen kirjallisuustutkimus koskien Suomen metsien arvottamista ehdollisen arvottamisen menetelmällä. Erityisesti keskitytään siihen, mitä eri ehdollisen arvottamisen tekniikoita on käytetty, ja mitkä ovat tärkeimmät tutkimuslöydökset ja rahamääräiset arvot. Tutkimuskysymykseksi muotoiltiin ”Miten ehdollisen arvottamisen menetelmää on käytetty Suomen metsien arvottamisessa ja mitkä ovat olleet tulokset”.

Aineiston hakemisessa käytettiin Scopus-tietokantaa, jossa artikkelit ovat vertaisarvioituja. Tutkimuksessa käytettäviksi hakusanoiksi valittiin ehdollinen arvottamien ”contingent valuation” ja eri metsää ja virkistysmuotoja kuvaavat sanat: forest, forestry, outdoor, recreation, park. Lisäksi otettiin mukaan laajemmat hakusanat ecosystem, environment, environmental ja nature, koska oletuksena oli, että hakusanat Finland ja finnish rajaavat hakutuloksia reilusti. Kattavimmilla hakusanoilla haluttiin varmistaa, että kaikki mahdolliset saataisiin artikkelit mukaan.

Tutkimusten mukaanotto- ja poissulkukriteereiksi, joiden perusteella hakutuloksena

saatu artikkeli otettiin tai jätettiin ottamatta, määriteltiin arvottamisen menetelmänä olevan ehdollinen arvottaminen ja arvottamisen kohdistuvan suomalaiseseen metsään mukaan lukien kaupunkimetsät ja luonnonsuojelualueet. Artikkelit, joissa arvottaminen kohdistui muihin ympäristön arvoihin, jätettiin pois. Myös artikkelit, joissa arvottamismenetelmänä on ehdollisen arvottamisen muunnoksia soveltava menetelmä kuten contingent ranking, rajattiin ulos. Lisäksi mukaan hyväksyttiin vain artikkelit, joissa ilmoitettiin rahamääräinen arvo metsille ja tietoa tutkittavan alueen koosta. Tutkimukseen valikoituvien artikkelien tieteellisen pätevyyden varmentamiseksi mukaanottokriteeriksi asetettiin journal-artikkeli.

Haku suoritettiin toukokuussa 2020. Haku suoritettiin hakuparametrillä ”contingent valuation” and (Finland or finnish) and (forest or forestry or outdoor or recreation or park or ecosystem or environment or environmental or nature). Kaikki hakusanat kohdennettiin artikkelin otsikkoon, tiivistelmään ja avainsanoihin. Haku tuotti 27 tulosta (liite 1).

Hakua seurasi hakutuloksena saatujen artikkelien seulonta otsikon perusteella. Mukaan hyväksyttiin vain metsien arvottamista koskevat artikkelit. Selkeästi muita aiheita käsittelevät artikkelit karsittiin. Mukaan valikoitui 17 artikkelia (liite 2). Seuraavaksi luettiin mukaan valikoitujen artikkeleiden tiivistelmät. Yhtään artikkelia ei karsiutunut pois.

Lopullinen valinta suoritettiin lukemalla tiivistelmän perusteella mukaan valitut 17 artikkelia. Tässä vaiheessa karsittiin pois artikkelit, joissa ei ollut tietoa arvoitettavan alueen koosta (Lankia et al. 2014, Haltia et al. 2009). Mukaan otettiin kuitenkin artikkelit, joissa oli jokin numeerinen tieto kuten prosenttiluku tai nimetty alue (luonnonsuojelualueet), jonka mukaan pystyttiin etsimään hehtaareina ilmoitettu koko (Pouta, 2005, Huhtala, 2004, Lehtonen et al. 2003). Karsittu Poudan ja Rekolan (2001) artikkeli käsitteli samaa Lopin metsien tutkimusaineistoa kuin Rekolan ja Poudan uudempi tutkimus (2005), mutta varsinaista maksuhalukkuusarvoa siihen ei ollut laskettu. Myös Rekolan et al. (2000) ja Pouta

et al. (2000) artikkelit analysoivat samaa Natura-tutkimusaineistoa, mutta edellisessä arvojen laskemisessa on huomioitu vastaajien mieltymykset. Arvot ovat siten erisuuruiset ja molemmat artikkelit otetaan mukaan kirjallisuuskatsaukseen. Matero ja Saastamoinen (2007) määrittelivät artikkelissaan Suomen koko metsäekosysteemin arvoa sisältäen mm. turismin, marjojen ja riistan sekä päästöjen sitomisen arvon hyödyntämällä aiempia tutkimustuloksia. Lindhjemmin (2007) artikkeli oli meta-analyysi aiemmista pohjoismaisista tutkimuksista. Arvot oli ilmoitettu vuositasolla huomioimatta pinta-alaa. Nämä kaksi sekundääristä tutkimusta karsittiin pois. Lisäksi karsiutui Lehtoranta et al. (2017), joiden artikkelissa arvotettiin metsitettyä vesistöaluetta ja arvot ilmoitettiin euroina kilometriä kohden. Kniivilän et al. (2002) artikkelia ei ollut saatavilla.

Varsinaiseen kirjallisuuskatsaukseen valikoitui siten seuraavat 10 artikkelia.

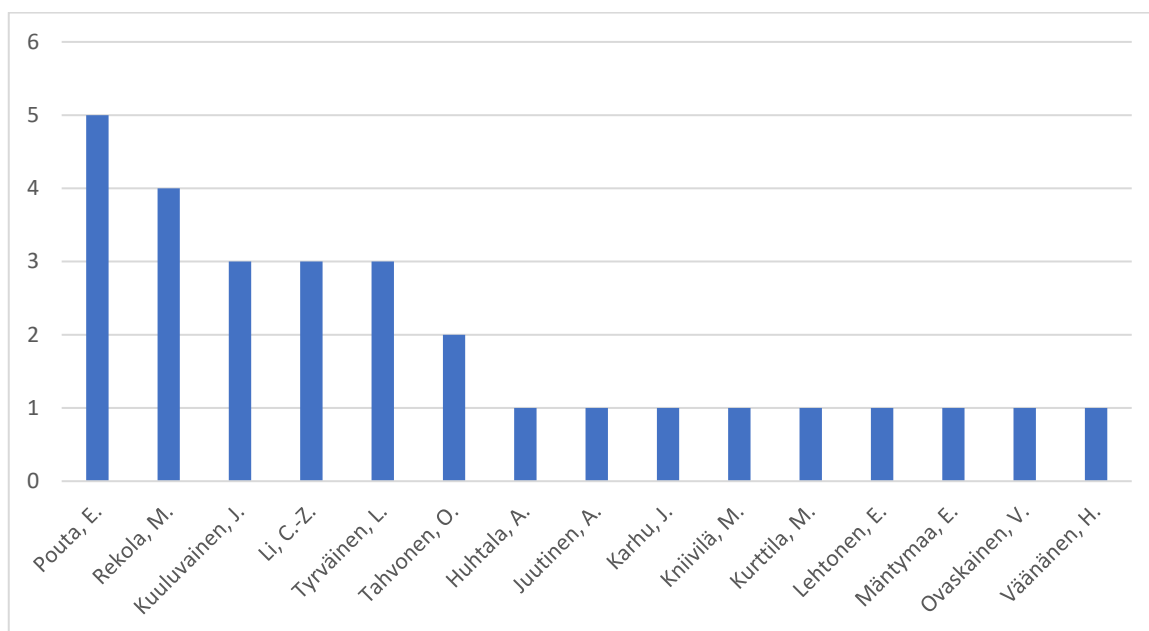
**Taulukko 3** Kirjallisuuskatsaukseen valikoituneet artikkelit

Artikkelin nimi	Kirjoittaja	Vuosi	Julkaisu
Participation and compensation claims in voluntary forest landscape conservation: The case of the Ruka-Kuusamo tourism area, Finland	Mäntymaa, E., Juutinen, A., Tyrväinen, L., Karhu, J., Kurttila, M.	2018	Journal of Forest Economics
Consumer citizen preferences in contingent valuation: Evidence on the role of question framing	Ovaskainen, V., Kniivilä, M.	2005	Australian Journal of Agricultural and Resource Economics
Public preferences for uncertain regeneration cuttings: A contingent valuation experiment involving Finnish private forests	Rekola, M., Pouta, E.	2005	Forest Policy and Economics
Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting practices in Finland	Pouta, E.	2005	Forest Policy and Economics
What price recreation in Finland? - A contingent valuation study of non-market benefits of public outdoor recreation areas	Huhtala, A.	2004	Journal of Leisure Research
Non-market benefits of forest conservation in southern Finland	Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M., Li, C.-Z.	2003	Environmental Science and Policy
Economic valuation of urban forest benefits in Finland	Tyrväinen, L.	2001	Journal of Environmental Management
Incommensurable preferences in contingent valuation: The case of Natura 2000 Network in Finland	Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C.-Z.	2000	Environmental Conservation
Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland	Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C.-Z.	2000	Forestry
The economic value of urban forest amenities: An application of the contingent valuation method	Tyrväinen, L., Väänänen, H.	1998	Landscape and Urban Planning

### 5.3 Tulokset

Artikkelien julkaisuvuodet olivat pitkältä väliltä, vuosilta 1998 – 2018 (Taulukko 3). Puolet tutkimuksista käytti tutkimuksen kohteena pientä maantieteellistä aluetta, jossa oli alle 50 000 asukasta. Neljän tutkimuksen kohteena oli koko Suomi ja yhden Etelä-Suomi, jolla kylläkin viitataan kasvillisuusvyöhykkeeseen eli Suomen metsäiseen osaan.

Artikkelien kirjoittajat esitellään kuviossa 5. Jakauma paljastaa pienen asiantuntijajoukon Suomessa. Viisi kirjoittajaa (Pouta, Rekola, Kuuluvainen, Li, Tyrväinen) ovat osallistuneet vähintään kolmen artikkelin kirjoittamiseen. Tahvonen on kahden artikkelin tekijänä.



**Kuvio 5** Artikkelien kirjoittajat

Arvotettuna kohteena oli eniten luonnonsuojelualueet, joista oli neljä artikkelia. Kaksi artikkelia oli taajamametsistä ja hakkuista. Kansallispuistoja ja metsänsuojelua koskevia tutkimuksia oli molempia yksi. Luonnonsuojelualueet ja metsiensuojelu ovat periaatteessa hyvin samantapaisia, mutta luonnonsuojelualue on pysyvämpi, kun metsiensuojelussa kyse voi olla vain muutamista vuosista.

Saatuja rahamääräisiä arvoja (33) on enemmän kuin artikkeleita, koska useimmissa tutkimuksissa arvotettiin useampia kohteita, erisuuruisia muutoksia tai tutkittiin

mieltymysten, epävarmuuden tai kysymyksen muotoilun vaikutusta arvottamiseen. Artikkeleista saatujen arvojen määrät vaihtelivat yhden ja yhdeksän välillä.

Otoskoot vaihtelivat 263 ja 3 000 välillä. On kuitenkin huomioitava lisäksi se, että moni otos on jaettu useampaan osaan. Esimerkiksi Tyrväisen ja Väänäsen (1998) tutkimuksessa oli kuusi erilaista kyselylomaketta. Otokseen suositellaan olevan useista sadoista muutamiin tuhansiin, jotta saataisiin riittävä luotettavuus otokseen suhteen (Carson 2000, 1416). Vastausprosentit olivat 36 – 68. Selkeästi alhaisin oli Mäntymaan et al. (2018) kyselyssä. NOAA-paneelin mukaan suuri vastaamattomien osuus vaikuttaa tulosten luotettavuuteen (Arrow et al. 1993, 37).

#### Taulukko 4 Artikkelien tutkimuskohteet

Tekijä	Maantieteellinen alue	Arvotettu kohde	Arvojen lkm	Vastaus%(otos)
Tyrväinen & Väänänen (1998)	Joensuu	taajamametsä	9	68 (500)
Pouta et al. (2000)	koko Suomi	luonnonsuojelualue	3	45 (2 400)
Rekola et al. (2000)	koko Suomi	luonnonsuojelualue	3	45 (2 400)
Tyrväinen (2001)	Salo	taajamametsä	6	47 (500)
Lehtonen et al. (2003)	Etelä-Suomi	luonnonsuojelualue	2	51 (3 000)
Huhtala (2004)	koko Suomi	kansallispuistot	2	64 (2 912)
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	Ilomantsi	luonnonsuojelualue	3	58 (2 400)
Pouta (2005)	koko Suomi	hakkuut	2	49 (1 100)
Rekola & Pouta (2005)	Loppi	hakkuut	2	66 (263)
Mäntymaa et al. (2018)	Ruka-Kuusamo	metsänsuojelu	1	36 (1 335)

Rahamääräiset arvot on muutettu vuoden 2019 tasoon käyttämällä Tilastokeskuksen rahanarvonmuunninta ([stat.fi/tup/laskurit/rahanarvonmuunnin.html](http://stat.fi/tup/laskurit/rahanarvonmuunnin.html)), joka perustuu elinkustannusindeksiin. Valuutan aloitusvuotena käytettiin kyselyn toteuttamisvuotta, jollei artikkelissa muuta ilmoitettu.

Kaikissa artikkeleissa ei suoraan ilmoitettu arvotettavan alueen alaa hehtaareina vaan prosentteina. Lehtosen et al. (2003) tutkimuksessa arvotettiin metsän suojelualueen kasvattamista nykyisestä 1,6 prosentista. Vaikka tutkimuksessa arvotettiin erisuuruisia muutoksia, arvotettavan alueen koolla ei ollut tilastollista merkitsevyyttä (Lehtonen et al. 2003, 199). Laskentaperusteena käytettiin siten keskimääräistä arvoa 3 % eli lisäys nykyiseen oli 1,4 %. Tutkimuksen kohdealueella metsää ja kitumaata oli yhteensä 132 931 km<sup>2</sup>, joten arvotettavaksi alaksi saadaan 186 100 ha (Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla, 134).

Huhtalan (2004) tutkimuksessa oli mukana 33 kansallispuistoa ja 7 silloista retkeilyaluetta. Alueiden pinta-alat selvitettiin Metsähallituksen Luontoon.fi sivulta. Yhteenlasketusta alasta vähennettiin vesistöjen osuus, joka nykyisissä kansallispuistoissa on noin 18 % (Tilastokeskus). Poudan (2005) tutkimus käsitteli Suomen kiisteltäviä avohakkuita. Artikkelista ei ilmennyt arvoitettavan alueen alaa, joten alaksi otettiin kyselyn suorittamisvuoden 1998 avohakkuiden määrä 99 000 hehtaaria (Metsätaloudellinen vuosikirja 1998, 116).

### Taulukko 5 Artikkeleissa käytetyt menetelmät ja maksuvälineet sekä saadut arvot

Tekijä	Menetelmä	Maksuväline	Alue (ha)	Arvo/vuosi (€)	Arvo/ha (€ 2019)
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	86	143,13	1,66
			45	130,75	2,91
			200	139,32	0,70
		käyttäjämaksu/v	86	56,68	0,66
			45	65,73	1,46
			200	61,45	0,31
		vero	50	49,06	0,98
			102	45,25	0,44
			50	30,01	0,60
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	80 000	136,8	0,0017
			160 000	117,88	0,0007
			240 000	135,20	0,0006
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	1 552,11	0,0097
			160 000	127,47	0,0008
			160 000	156,24	0,0010
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	160	202,68	1,27
			110	131,65	1,20
			30	93,05	3,10
		vero	87	35,99	0,41
			59	40,01	0,68
			29	17,52	0,60
Lehtonen et al. (2003)	dikotominen postikysely	vero	186 100	266,88	0,0014
			186 100	75,53	0,0004
Huhtala (2004)	maksukortti postikysely	vero	758 000	26,52	0,000035
			käyttäjämaksu	758 000	24,91
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	54,7	0,0027
			20 000	114,45	0,0057
			20 000	132,85	0,0066
Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	99 000	330,52	0,0033
			99 000	532,11	0,0054
Rekola & Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	50	13,02	0,26
			50	18,71	0,37
Mäntymaa et al. (2018)	maksukortti postikysely	hyvitysmaksu			355,87

Arvoitettavat alueet ovat kooltaan 29 – 758 000 hehtaaria (Taulukko 5). Näille alueille saadut arvot vaihtelevat 13 euron ja 1 552 euron välillä. Kun lasketaan hehtaarihinta, arvojen välinen vaihtelu on vielä voimakkaampaa 0,00003 – 355 €. Mäntymaa et al. (2018) käsittelivät Ruka-Kuusamo -alueen metsänomistajien halukkuutta osallistua metsänsuojeluun. Muista tutkimuksista poiketen maksuvälineenä on kompensatiomaksu metsänomistajalle. Arvo on koko maksu alueesta per hehtaari eikä sitä kerrota esimerkiksi kävijöiden määrällä. Kun Mäntymaan et al. (2018) arvo

jätetään huomioimatta sen kokonaisarvon takia, vaihteluväliksi saadaan 0,00003 – 3,1 €. Arvojen vaihtelu voi johtua monista eri tekijöistä kuten maantieteellisestä sijainnista, kyselyn suorittamistavasta, käytetystä menetelmästä ja maksuvälineestä sekä alueen koosta.

Kaikki kyselyt oli suoritettu **postikyselyinä**. Postikyselyn luotettavuutta on kuitenkin kritisoitu, koska postikyselyn palauttavat todennäköisesti vain ne, joilla on eniten mielenkiintoa asiaa kohtaan ja antavat myös suurempia arvoja kuin satunnaisesti valitut henkilöt (Carson 2000, 1416). Lisäksi strateginen käyttäytyminen kuten maksuhalukkuuden liioittelu on todennäköisempää postikyselyissä kuin puhelin- tai henkilökohtaisissa haastatteluissa, koska vastaajilla on enemmän aikaa suunnitteluun (Hanley & Spash 1993, 59). Erityisesti Mäntymaa et al. (2018) alhainen vastausprosentti voisi viitata otoksen valikoitumiseen.

**Taulukko 6** Tulokset järjesteltynä arvo/vuosi perusteella

Tekijä	Menetelmä	Maksuväline	Alue (ha)	Arvo/vuosi (€)	Arvo/ha (€ 2019)
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	<b>1 552,11</b>	0,0097
Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	99 000	<b>532,11</b>	0,0054
Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	99 000	<b>330,52</b>	0,0033
Lehtonen et al. (2003)	dikotominen postikysely	vero	186 100	<b>266,88</b>	0,0014
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	160	<b>202,68</b>	1,27
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	<b>156,24</b>	0,0010
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	86	<b>143,13</b>	1,66
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	200	<b>139,32</b>	0,70
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	80 000	<b>136,8</b>	0,0017
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	240 000	<b>135,20</b>	0,0006
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	<b>132,85</b>	0,0066
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	110	<b>131,65</b>	1,20
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	45	<b>130,75</b>	2,91
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	<b>127,47</b>	0,0008
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	<b>117,88</b>	0,0007
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	<b>114,45</b>	0,0057
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	30	<b>93,05</b>	3,10
Lehtonen et al. (2003)	dikotominen postikysely	vero	186 100	<b>75,53</b>	0,0004
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/v	45	<b>65,73</b>	1,46
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/v	200	<b>61,45</b>	0,31
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/v	86	<b>56,68</b>	0,66
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	<b>54,7</b>	0,0027
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	vero	50	<b>49,06</b>	0,98
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	vero	102	<b>45,25</b>	0,44
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	vero	59	<b>40,01</b>	0,68
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	vero	87	<b>35,99</b>	0,41
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	vero	50	<b>30,01</b>	0,60
Huhtala (2004)	maksukortti postikysely	vero	758 000	<b>26,52</b>	0,000035
Huhtala (2004)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu	758 000	<b>24,91</b>	0,000033
Rekola & Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	50	<b>18,71</b>	0,37
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	vero	29	<b>17,52</b>	0,60
Rekola & Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	50	<b>13,02</b>	0,26
Mäntymaa et al. (2018)	maksukortti postikysely	hyvitysmaksu			355,87

**Hyödykkeen läheisyyden** on todettu vaikuttavaan selvästi maksuhalukkuuteen. Lähellä olevaa aluetta varten on helpompi saada lahjoituksia. (Siebert 1987, 71) Artikkeleista puolet eli viisi käsitteli pientä lähellä sijaitseva maantieteellistä aluetta (alle 50 000 asukasta). Tutkittavista arvoista kuitenkin neljä suurinta arvoa on saatu maantieteellisesti laajaa aluetta arvottavalle kohteelle eli koko Suomea koskevat Rekolan et al. (2000) luonnonsuojelualue (1 552 €) ja Poudan (2005) hakkuut (532 € ja 331 €) sekä Lehtosen et al. (2003) Etelä-Suomen luonnonsuojelualue (267 €) (Taulukko 6). Ja kolme pienintä saatiin lähellä oleville alueille eli Rekolan ja Poudan (2005) Lopin hakkuut (13 € ja 19 €) ja Tyrväisen (2001) Salon taajamametsät (18 €). Ainoa lähellä sijaitsevaa laajaa kohdetta arvottava tutkimus oli Ovaskaisen ja Kniivilän (2005), jonka arvot eivät erotu kauempana olevien laajojen alueiden arvoista.

**Taulukko 7 Tulokset järjesteltynä arvo/ha perusteella**

Tekijä	Menetelmä	Maksuväline	Alue (ha)	Arvo/vuosi (€)	Arvo/ha (€ 2019)
Mäntymaa et al. (2018)	maksukortti postikysely	hyvitysmaksu			355,87
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	30	93,05	3,10
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	45	130,75	2,91
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	86	143,13	1,66
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/v	45	65,73	1,46
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	160	202,68	1,27
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	110	131,65	1,20
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	vero	50	49,06	0,98
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/kk	200	139,32	0,70
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	vero	59	40,01	0,68
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/v	86	56,68	0,66
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	vero	50	30,01	0,60
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	vero	29	17,52	0,60
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	vero	102	45,25	0,44
Tyrväinen (2001)	maksukortti postikysely	vero	87	35,99	0,41
Rekola & Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	50	18,71	0,37
Tyrväinen & Väänänen (1998)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu/v	200	61,45	0,31
Rekola & Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	50	13,02	0,26
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	1 552,11	0,0097
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	132,85	0,0066
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	114,45	0,0057
Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	99 000	532,11	0,0054
Pouta (2005)	dikotominen postikysely	vero	99 000	330,52	0,0033
Ovaskainen & Kniivilä (2005)	dikotominen postikysely	vero	20 000	54,7	0,0027
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	80 000	136,8	0,0017
Lehtonen et al. (2003)	dikotominen postikysely	vero	186 100	266,88	0,0014
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	156,24	0,0010
Rekola et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	127,47	0,0008
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	160 000	117,88	0,0007
Pouta et al. (2000)	dikotominen postikysely	vero	240 000	135,20	0,0006
Lehtonen et al. (2003)	dikotominen postikysely	vero	186 100	75,53	0,0004
Huhtala (2004)	maksukortti postikysely	vero	758 000	26,52	0,000035
Huhtala (2004)	maksukortti postikysely	käyttäjämaksu	758 000	24,91	0,000033

Tarkasteltaessa **alueiden kokoja** ja arvoja, havaitaan että suurimmat alueet ovat



saaneet suuria arvoja, poikkeuksena Huhtalan (2004) tutkimus, joka poikkeaa muista käyttäessään maksukorttia. Suurimmat alueet ovat kuitenkin tuhansia kertoja suuremmat kuin esimerkiksi pienet taajamametsät, joten niiden hehtaariarvot jäävät erittäin pieniksi (0,00003 – 0,0097 /ha) verrattuna pieniin alueisiin (0,26 – 3,1 €) (Taulukko 7).

Käsitevaliditeettia tarkastellessa oletetaan, että arvoitettavan tuotteen määränkasvaminen tuottaisi myös arvon suurenemisen (Freeman 2003, 406). Ehdollisen arvottamisen menetelmää on ehkä eniten kritisoitu siitä, ettei se reagoi määrän muutoksiin. Hyödykkeen määrän kasvun tulisi nostaa ilmaistujen arvojen suuruusluokkaa (Christie 2001, 257). Tyrväisen & Väänäsen (1998) ja Tyrväisen (2001) tutkimuskohteen ollessa taajamametsä, voidaan olettaa, ettei tutun metsän koolla ole ollut vastaajalle väliä, joten arvojen ei voi olettaa nousevan hehtaarien lisääntyessä. Pouta et al. (2000) sen sijaan kartoitti luonnonsuojelualueiden kasvattamista 3, 6 ja 9 prosentilla. Tuloksista havaitaan, että korkeimman arvon (136 €) sai kolmen prosentin ja matalimman arvon (118 €) kuuden prosentin nousu. Maksuhalukkuuksien erot eivät ole tilastollisesti merkittäviä. Pouta et al. (2000, 126) epäilevät tämän viittaavan embedding-ongelmaan. Toinen vaihtoehtona on se, että prosenttiluvut ovat niin lähellä toisiaan, että vastaajat pitävät niitä samankokoisina. Pouta (2005) tutki määrän vaikutusta tarkastelemalla maanomistajia ohjaavia hakkuukäytäntöjen ohjelmia. Suppea ohjelma sisälsi vain jätettävien puiden määrän. Laajemmassa ohjelmassa huomioitiin lisäksi mm. luonnonmonimuotoisuus, maiseman säilyminen ja vesistöjen läheisyys. Laajemmasta ohjelmasta saatiin tilastollisesti merkittävästi suuremmat arvot (532 €) kuin suppeassa ohjelmasta (330 €).

Kuudessa artikkelissa **menetelmänä** oli dikotominen valinta ja neljässä maksukortti. Kirjallisuudesta löytyy monia näitä menetelmiä ja niiden tuottamia arvoja vertailevia tutkimuksia. Champ & Bishop (2006, 169), Blaine et al. (2005, 20), Ready et al. (2001, 324), Holmes & Kramer (1995, 130) sekä Cameron ja Hubbert (1991, 915) havaitsivat dikotomisen valinnan tuottavan suurempia arvoja kuin maksukortin. Holmes ja Kramer (1995, 130) sekä Ready et al. (2001, 324) totesivat että, epävarmassa tilanteessa dikotomiseen maksuhalukkuuskysymykseen vastattiin

herkemmin kyllä. Reaves et al. (1999, 375) Kramer & Mercer (1997, 208) totesivat arvojen olevan samansuuruiset, mutta molemmat käyttivät kaksivaiheista dikotomista valintaa. Kaksivaiheisella menetelmällä saatujen arvojen on havaittu olevan matalampia kuin yhdellä kysymyksellä saatujen arvojen (Carson & Groves 2007, 201). Boyle ja Bishop (1988, 26) totesivat dikotomisen valinnan antavan huomattavasti pienempiä maksuhalukkuusarvoja. He epäilivät tutkimukseensa valittujen vaihtoehtojen ja erityisesti haastattelijan vaikuttaneen arvoihin (Boyle ja Bishop 1988, 26 - 27). Kirjallisuuden perusteella voitaisiin olettaa dikotomisen valinnan menetelmällä saatujen arvojen olevan suurempia. Neljä suurinta maksuhalukkuutta onkin saatu dikotomisella valinnan tutkimuksilla eli Rekolan et al. (2000) luonnonsuojelualue (1 552 €) ja Poudan (2005) hakkuut (532 € ja 331 €) sekä Lehtosen et al. (2003) Etelä-Suomen luonnonsuojelualue (267 €). Mutta myös tutkimusaineiston pienin arvo (13 €) on saatu dikotomisella menetelmällä. Tässä Rekolan ja Poudan (2005) tutkimuksessa alue on pinta-alaltaan pieni. Mutta kun tarkastellaan arvoja per hehtaari niin lähes kaikki maksukorttimenetelmällä saadut arvot paitsi Huhtalan (2004) kansallispuiston arvot ovat suurempia kuin dikotomiset menetelmän arvot. Menetelmiä verrattaessa on huomioitava, että dikotomista menetelmää on käytetty lähes kaikissa laajoja alueita arvottavissa tutkimuksissa pois lukien Huhtalan (2004), jossa käytettiin maksukorttia. Huhtalan (2004) tutkimus eroaakin selvästi arvoiltaan muista laajojen alueiden arvoista. Maksukorttia taas käytettiin pienissä arvottamiskohteissa poikkeuksena Rekolan ja Poudan (2005) artikkeli. Tämän tutkimuksen tuottamat arvot olivat hieman pienemmät kuin muiden pienten alueiden. Eli laajoja alueita arvotettaessa dikotominen valinta tuotti suurempia arvoja ja pieniä alueita arvotettaessa maksukorttimenetelmällä saatiin suurempia arvoja.

Tarkastelluissa kyselyissä **maksuvälineenä** on käytetty käyttäjämaksuja, veroja ja hyvitysmaksua. Veroja kohtaan voidaan tuntea vastahakoisuutta, mutta vapaaehtoinen maksu voidaan antaa helpommin (Jakobsson & Dragun 1996, 89). Tarkasteltavista arvoista kolme pienintä on saatu käyttämällä veroja maksuvälineenä, mutta myös neljä suurinta. Kyseessä ovat jälleen Rekolan et al. (2000) luonnonsuojelualue (1 552 €) ja Poudan (2005) hakkuut (532 € ja 331 €) sekä Lehtosen et al. (2003) Etelä-Suomen luonnonsuojelualue (267 €) ja pienimpinä

Rekolan ja Poudan (2005) Lopen hakkuut (13 € ja 19 €) sekä Tyrväisen Salon taajamametsät (18 €). Hehtaariarvoja tarkastellessa havaitaan käyttäjämaksujen olevan yleisesti suurempia kuin verojen. Huhtala (2004) selvitti suomalaisten halukkuutta maksaa kansallispuistojen käytöstä. Hieman yllättäen veroja oltiin valmiita maksamaan hieman enemmän (26,52 € vs 24,91 €), mutta ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

Tyrväinen & Väänänen (1998) ja Tyrväinen (2001) tutkivat ihmisten halukkuutta maksaa taajamametsistä. He esittivät kaksi kysymystä, joista ensimmäisessä käytettiin käyttäjämaksua ja toisessa veroa maksuvälineenä. Voidaan havaita, että veroa käyttämällä maksuhalukkuus oli pienempi. Maksuvälineen vaikutus arvoon on kuitenkin epävarmaa, koska monissa tutkimuksissa on osoitettu, että arvotettaessa useita tuotteita kerralla minkä tahansa julkisen tuotteen arvo laskee mitä myöhemmin se esitetään arvottamisketjussa (Carson & Mitchell 1995, 161).

Kertamaksut tuottavat yleensä alhaisempia arvoja kuin mahdollisuus jakaa maksuja pidemmälle ajalle (Carson 2000, 1416). Tyrväinen & Väänänen (1998) tutkivat väitteen todenperäisyyttä käyttämällä maksuvälineenä vuosittain tai kuukausittain maksettavia käyttömaksuja. Vuosimaksut olivat yli kaksi kertaa pienemmät kuin kuukausimaksut.

Kun tuloksia tarkastellaan arvottamiskohteen mukaan (Taulukko 7), niin havaitaan, että, Ovaskaisen ja Kniivilän (2005), Lehtosen et al. (2003), Rekolan et al. (2000) ja Poudan et al. (2000) luonnonsuojelualueita arvottavat tutkimukset ovat suoritettu dikotomisen valinnan menetelmällä ja käyttämällä maksuvälineenä veroja. Tuloksetkin ovat hyvin samansuuruiset. Samoin Tyrväisen (2001) ja Tyrväisen ja Väänänen (1998) taajamametsiä arvottaneiden tutkimusten tulokset ja menetelmät ovat yhtenäiset. Mielenkiintoisin vertailupari on Poudan (2005) sekä Rekolan ja Poudan (2005) hakkuita käsittelevät tutkimukset. Molemmat tutkimukset on suoritettu dikotomisen valinnan menetelmällä ja maksuvälineenä on käytetty veroja, mutta arvotettavat pinta-alat ja saadut arvot ovat 99 000 hehtaaria ja 331 – 532 € (Pouta 2005) ja 50 hehtaaria ja 13 – 19 € (Rekola & Pouta 2005). Saadut tulokset viittaavat vahvasti siihen, että menetelmä reagoi määrän muutokseen, vaikka

hehtaarihinnat ovat selkeästi pienemmät pinta-alaltaan suuremmilla.

Mäntymaa et al. (2018) käsittelivät Ruka-Kuusamo -alueen metsänomistajien halukkuutta osallistua metsänsuojeluun. Muista tutkimuksista poiketen maksuvälineenä on kompensatiomaksu metsänomistajalle. Arvo on koko maksu alueesta per hehtaari per vuosi eikä sitä kerrota esimerkiksi kävijöiden määrällä. Lisäksi tämä eroaa muista, koska kyselyssä ei kysytty maksuhalukkuutta (WTP) vaan hyväksymishalukkuutta (WTA). Hyväksymishalukkuuden on todettu olevan huomattavasti, jopa seitsemän kertaa suurempi (Horowitz & Connellin 2002, 428). Saatu arvo (355,87 €) onkin huomattavan suuri, kun huomioidaan yksityismetsätalouden vuosituotto, joka oli vuonna 2018 Pohjois-Suomessa 63 euroa hehtaarilta (Uotila 2019, 103).

Käsitevaliditeettia voidaan tarkastella vertaamalla saatuja arvoja hyödykkeen ominaisuuksien lisäksi vastaajan ominaisuuksiin ja kyselylomakkeen tarkentavien kysymysten tuottamiin tietoihin. (Siebert 1987, 71; Spash 2000, 1434; Gilchrist & Allouche 2005, 97). Rekola et al. (2000) tutkivat vastaajien mieltymysten vaikutusta annettuihin arvoihin. He jakoivat tutkimusaineiston kolmeen ryhmään sen mukaan, onko vastaajalla leksikografisia mieltymyksiä joko luonnonarvoja tai omistusoikeuksia kohtaan. Vastaajien, joille luonnonsuojelu on tärkeämpää kuin tulotason kasvattaminen, maksuhalukkuusarvot olivat huomattavasti suuremmat (1 552 €) kuin vastaajien, joiden mielestä luonnonsuojelu ei voi perustua maan pakkolunastukseen (156 €), vaikka yksityiset maanomistajat saivat kompensatiota. Alhaisin arvo (127 €) saatiin ryhmälle, jolla ei ollut kyseisiä leksikografisia mieltymyksiä.

Lehtonen et al. (2003) analysoivat eteläsuomalaisten halukkuutta maksaa luonnonsuojelusta, joka käsittäisi mm. metsänomistajien valistamisen ympäristöasioista, suojelualueiden kasvattamisen ja avainbiotooppien suojelun. Tutkijat tarkastelivat myös varmuuden vaikutusta kysymällä, kuinka varma vastaaja on valitsemastaan vaihtoehdosta. Selvästi pienemmät arvot (76 €) saatiin, kun huomioitiin vain ehdottomasti varmat vastaukset. Antamastaan vastauksesta epävarmojen maksuhalukkuuksien keskiarvo oli vastaavasti 267 €.

Vastaajien tarjousten on havaittu vaihtelevan huomattavasti tutkijoiden antamien tietojen mukaan ja vaikka yksilöt käyttävät erilaisia kriteereitä muodostaessaan arvonmäärittäytään, kriteerit valitaan usein vain kyselylomakkeessa annetuista tiedoista (Samples et al.1986, 311, O'Connor & Spash 1999, 181). Ovaskainen & Kniivilä (2005) testasivat kysymyksen muotoilua. Ilomantsin suojeltuja metsiä koskevassa tutkimuksessa vastaajaa rohkaistiin ottamaan joko kuluttajan tai kansalaisen rooli. Kansalaisversiossa vastaajaa pyydettiin ottamaan huomioon omien vaikutusten lisäksi myös koko yhteisön hyvinvointi. Kansalaisversiosta tehtiin toinenkin versio, jossa lisäksi tarjottiin lisätietoa mm. luontoturismmin mahdollisista tulojen ja työpaikkojen vähenemisestä. Tästä versiosta saatiin selkeästi suurimmat arvot (133 €). Pienin arvo saatiin painottamalla kuluttajan roolia (55 €). Rekola & Pouta (2005) mittasivat Lopin asukkaiden halukkuutta maksaa kahden paikallisen vanhan metsän suojelusta. Maksuhalukkuus oli korkeampi (19 € vs 13 €), kun metsän hoitoon kerrottiin liittyvän epävarmuutta.

#### **5.4 Yhteenveto keskeisimmistä empiirisistä tuloksista**

Tutkimusaineistoon päätyi 10 artikkelia liittyen Suomen metsien arvottamiseen ehdollisen arvottamisen menetelmällä. Kirjallisuuskatsaus paljasti pienen asiantuntijajoukon Suomessa. Pouta, Rekola, Kuuluvainen, Li, Tyrväinen olivat mukana vähintään kolmella artikkelilla. Luku on verrattain suuri, kun tarkasteltavia artikkeleita oli vain kymmenen.

Tutkittavat alueet vaihtelivat 29 – 758 000 hehtaarin välillä. Tutkimuksista saatiin metsälle 33 arvoa, jotka olivat 13 – 1 552 euroa. Hehtaaria kohden laskettuna vaihteluväliksi saadaan 0,00003 – 3,1 €, jos Mäntymaa et al. (2018) saama arvo 356 € jätetään huomioimatta sen kokonaisarvon takia. Arvojen vaihtelu voi johtua monista eri tekijöistä kuten maantieteellisestä sijainnista, kyselyn suorittamistavasta, käytetystä menetelmästä ja maksuvälineestä sekä alueen koosta. Tutkimusaineiston tulkintaa ja vertailua vaikeutti se, että pinta-alaltaan suuria kohteita arvottavat tutkimukset oli suoritettu yleensä eritavoin kuin pieniä kaupunkikohteita arvottavat.

Suurimmat vuosittaiset arvot saatiin arvottamalla luonnonsuojelualueita ja hakkuita. Näissä tutkimuksissa alueet olivat hyvin laajoja ja näin ollen hehtaariarvot jäivät hyvin pieniksi. Laajoja alueita arvotettaessa maksuvälineenä olivat verot ja menetelmänä dikotominen postikysely paitsi Huhtalan (2004) artikkelissa, jossa käytettiin maksukorttia ja maksuvälineenä verojen lisäksi käyttäjämaksuja.

Pieniä alueita kuten taajamametsiä arvotettiin maksukortilla paitsi Rekolan ja Poudan (2005) tutkimuksessa, jossa käytettiin dikotomista valintaa. Tässä tutkimuksessa arvot olivat hieman pienempiä kuin muilla pienillä alueilla. Pienten alueiden arvottamisen maksuvälineenä oli yleisemmin kuukausittaiset käyttömaksut, jotka tuottivat katsauksen suurimmat arvot hehtaarille laskettuna, kun Mäntymaan et al. (2018) tutkimusta ei huomioida. Kun maksuvälineenä oli vuosittainen käyttömaksu tai verot, arvot olivat selvästi alhaisemmat.

Dikotomisella menetelmällä saatuja alhaisia hehtaarihintoja voisi selittää alueen suuri koko, käytetty dikotominen menetelmä tai verot maksuvälineenä. Kirjallisuuden perusteella dikotomisen valinnan kylläkin pitäisi tuottaa suurempia arvoja ja tähän viittasi myös Huhtalan (2004) tutkimus, jossa maksukortilla saatiin hyvin alhaisia arvoja verrattuna muihin laajojen alueiden arvoihin, jotka oli saatu dikotomisen valinnan menetelmällä. Ristiriitaisesti Rekola ja Pouta (2005) saivat dikotomisen valinnan menetelmällä pienten alueiden pienimmän arvon, kun muut tutkimukset oli suoritettu maksukortilla. Mäntymaan et al. (2018) tutkimus oli ainoa, joka selvitti hyväksymishalukkuutta (WTA) maksuhalukkuuden (WTP) sijaan. Saatu arvo oli huomattavan suuri, johon on voinut vaikuttaa käytetty WTA-menetelmä ja alhainen vastausprosentti.

Ehdollisen arvottamisen menetelmän suurimpana heikkoutena on pidetty sen reagoimattomuutta määrän muutoksiin, joka olisi merkki huonosta käsitevaliditeetista. Poudan et al. (2000) tutkimustulokset eivät vahvista tai kumoa tätä kritiikkiä, koska tuloksiin jää epävarmuutta tarkasteltavien muutosten olleessa niin samansuuruisia. Poudan (2005) tutkimustulokset tuottivat tilastollisesti merkittävästi suuremmat tulokset isommalle muutokselle. Poudan (2005) sekä Rekolan ja Poudan (2005) hakkuita arvottavien tutkimusten vertailu viittaa vahvasti

siihen, että menetelmä reagoi määrän muutokseen Selkeästi kuitenkin nähdään, että kooltaan laajoja alueita arvoettaessa rahamääräiset summat yleisesti ovat suurempia, mutta hehtaarille laskettuna arvot ovat vain murto-osa pienten alueiden arvoista. Tämä voisi olla merkki embedding- ongelmasta, mutta eri menetelmien (dikotominen vai maksukortti) ja maksuvälineen (verot vai käyttäjämaksut) käytön vaikutus on myös huomioitava tulkinnassa. Mutta todellisillakin markkinoilla suuria määriä ostettaessa hinta on suhteellisesti halvempi.

Alueen läheisyyden merkitystä ei havaittu. Vertailu oli haastavaa, koska kaukana sijaitsevat kohteet olivat laajoja ja lähellä olevat pieniä. Ainoa poikkeus oli Ovaskaisen ja Kniivilän (2005) laaja Ilomantsin lähellä sijaitseva luonnonsuojelualue, jonka arvot eivät vuosi- tai hehtaaritasolla eronneet muiden laajojen alueiden arvoista.

Osa artikkeleista testasi maksuhalukkuuteen vaikuttavia tekijöitä. Rekola et al. (2000) havaitsivat vastaajan mieltymysten vaikuttavan voimakkaasti annettuihin arvoihin. Ovaskainen ja Kniivilä (2005) todistivat kyselyssä annettavien tietojen vaikuttavan selvästi ja Lehtonen et al. (2003) havaitsivat suuriin arvoihin myöntyneiden olevan usein epävarmoja vastauksestaan. Nämä tutkimukset vahvistaisivat CV-menetelmällä olevan käsitevaliditeettia.

## 6 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkielman tavoitteena oli tutkia, miten ehdollisen arvottamisen menetelmää on käytetty Suomen metsien arvottamisessa ja mitkä ovat olleet tulokset. Pääongelmaa lähestyttiin selvittämällä, miksi ympäristölle on määriteltävä arvo ja mihin sitä tarvitaan. Ympäristöllä todettiin olevan monia käyttötapoja, kuten virkistäytyminen, luonnonvarojen tuottaja ja jätteiden vastaanottaja. Kun kaikkia toimintoja ei voida tuottaa, syntyy vaihtoehtoiskustannuksia, joita pitäisi verrata saavutettuihin voittoihin. Saastuttaja maksaa -periaatteen mukaan kustannukset kohdistettaisiin sille, joka saa taloudellisen hyödyn. Yrityksen ulkoisten ympäristökustannusten arvoja voisivat hyödyntää kuluttajat ostopäätöksissään, yrityksen päätöksentekijät hinnoittelussa, tuotekehittelyssä ja investointipäätöksissä sekä yhteiskunnan päätöksentekijät taloudellisen ja määrällisen ohjauksen perusteena.

Ulkoisten ympäristökustannusten määrittelyssä on kuitenkin monia ongelmia. Laajuusongelmassa pohditaan, miten laajalti tietyn tapahtuman kustannukset lasketaan mukaan. Kohdistamisongelmassa päätetään, mitkä kustannukset kohdistuvat tietyille tapahtumalle. Jaksotusongelmassa on kyse siitä, miten yhdistetään nykyiset tuotot ja tulevat haitat. Mittausongelma liittyy käytettyjen tuotannon tekijöiden määrän arvioimiseen ja tiedon epävarmuuteen. Rahanarvonongelma liittyy myös tapahtumien eriaikaisuuteen ja käytettävään laskentakorkoon. Arvostusongelmassa on kyse siitä, ettei markkinahinta ole ympäristölle kattava arvo. Ympäristön arvottamiseksi onkin kehitelty monia arvottamismenetelmiä, jotka jaetaan paljastettujen ja lausuttujen preferenssien menetelmiin. Paljastettujen preferenssien menetelmät perustuvat todelliseen käyttäytymiseen ja ympäristöä arvotetaan hyödyntämällä vahingon ja markkinoilla myytävän tuotteen välistä suhdetta. Paljastettujen preferenssien menetelmistä esiteltiin markkinahintamenetelmä, korjaus-, poisto- ja välttämiskustannuksiin perustuvat menetelmät sekä matkakustannus- ja hedonististen hintojen menetelmät. Näillä menetelmillä on hyvin rajalliset soveltamiskohteet ja niiden luotettavuutta ja soveltuvuutta mitata ulkoisia ympäristökustannuksia on kritisoitu. Lisäksi ne jättävät ei-käyttöarvot arvottamisen ulkopuolelle. Lausuttujen preferenssien menetelmät



perustuvat hypoteettisiin markkinoihin ja kuluttajille tehtyihin maksuhalukkuuskysymyksiin.

Tunnetuin ja eniten käytetty lausuttujen preferenssien menetelmä on ehdollisen arvottamisen menetelmä. Menetelmän käyttöön liittyy kuitenkin monia ongelmia. Eritavoin suoritettavat kyselyt tuottavat erisuuruisia arvoja. Lisäksi vastauksia voivat vääristää monet harhat. Arvostettujen taloustieteilijöiden muodostama NOAA-paneeli on tehnyt omat suosituksensa, kuinka laadukas ehdollisen arvottamisen tutkimus on suunniteltava, toteutettava ja tulkittava. Skenaarion luominen on avainasemassa, joten vastaajien tulee olla tarkkaan informoitu arvotettavasta ympäristövahingosta, kaikista korvaavista hyödykkeistä ja saatavilla olevista vahingoittumattomista vaihtoehtoista. Vastaaaja on saatava vakuuttuneeksi siitä, että tarjottu tuote todella toimitetaan. Tilanteen uskottavuuden kannalta on ilmoitettava, miten maksut kerätään. Arvottamistilanteeseen sopiva maksuväline on esiteltävä selkeästi korostaen budjettirajoitetta.

Paneelin suosittelee käyttämään maksuhalukkuutta mittaavaa WTP-menetelmää WTA:n sijasta myös olemassa oleville luonnonarvoille. Maksuhalukkuuden selvittämisen on erilaisia tekniikoita: tarjouspeli, avoin kysymys, maksukortti ja dikotominen valinta. NOAA-paneeli suosittelee käyttämään dikotomisen valinnan menetelmää sen muistuttaessa eniten vastaajille tuttua äänestystilannetta. Tarkentavat kysymykset ja vastaajan ominaisuuksia kartoittavat kysymykset ovat olennainen osa kyselylomaketta. NOAA-paneeli suosittelee kyselyn tekemiseen henkilökohtaista haastattelua, joka kallista ja aikaa vievää. Otoskoon on oltava riittävä ja otos valitaan siitä joukosta, mille hyödyt ja kustannukset kohdentuvat. Kyselyn tuloksinassa hyödynnetään vastaajan ominaisuuksia kartoittaneita kysymyksiä maksuhalukkuutta selvittävinä tekijöinä. Tässä tutkielmassa ei käsitelty eri estimointimenetelmiä.

Ehdollisen arvottamisen käyttökelpoisuutta ja tulosten luotettavuutta voidaan arvioida tarkastelemalla tutkimusten validiteettia ja reliabiliteettia. Sisältövaliditeetti edellyttää, että tutkimus on suoritettu yleisesti hyväksytyjen periaatteiden mukaan. Sisältövaliditeettia ei voida määrittää testeillä vaan subjektiivisilla asiantuntija-

arvioilla. CV-tutkimuksiin kuuluvat harhat ja niiden välttäminen on sisältövaliditeetin kannalta tärkeää. Erityisesti epäonnistunut skenaarion luominen ja tarjottu maksuväline voivat heikentää sisältövaliditeettia.

Kriteerivaliditeetissa CV-menetelmällä saatua arvoa verrataan vaihtoehtoiseen mittaan, jota voidaan pitää arvioinnin kriteerinä. CV-tutkimusten ulkoista validiteettia ei pystytä varmistamaan oikeiden markkina-arvojen puuttuessa. Kriteerivaliditeettia on kuitenkin tarkasteltu luomalla koeluontoiset markkinat, joilla ihmiset voivat tehdä oikeita liiketoimia ja elää valintojensa seuraamusten kanssa. Maksuhalukkuuden on havaittu olevan suurempaa hypoteettisissa ostotilanteissa kuin todellisissa. Yliarvottamisen asteeseen on vaikuttanut käytetty arvottamistapa (WTP vai WTA), kyselymenetelmä ja arvotettavan tuotteen julkisuus. Ratkaisuksi on ehdotettu kalibrointia.

Konvergenttivaliditeettia voidaan mitata käyttämällä mahdollisimman erilaisia menetelmiä mittaamaan samaa käsitettä. Vertaamisen ongelmana on kuitenkin se, että jos havaitaan eroavaisuuksia näiden arvojen välillä, se voi johtua jommankumman arvon tai molempien huonosta validiteetista. Konvergenttivalidisuutta on CV-tutkimuksissa havaittu.

Käsitevaliditeettia mitataan tarkastelemalla, vaihtelevatko ilmaistut arvot järjestelmällisesti ja oletetulla tavalla selittävien muuttujien eli arvotetun hyödykkeen ja vastaajan ominaisuuksien mukaan. CV-menetelmän kriteerivaliditeettia haastaa embedding effect ja nimenomaan reagoimattomuus määrän muutoksiin. Kriitikoiden kuten Kahnemanin ja Knetschin (1992), Diamondin ja Hausmanin (1994) ja Schkaden ja Paynen (1994) mielestä ongelman aiheuttaa lämmin käsi -ilmiö, jossa vastaaja saa moraalista tyydytystä maksaessaan ympäristöhyödykkeestä riippumatta sen ominaisuuksista. Carson (1994) kuitenkin havaitsi laajassa kirjallisuustutkimuksessaan arvojen muuttuneen määrän mukana ja monia tutkimuksia (mm. Desvougues et al. 1992, Kahnman & Knetsch 1992, Boyle et al. 1994) joissa havaittiin reagoimattomuutta, on kritisoitu huonosta suunnittelusta ja tulkinnasta. NOAA-paneeli kuitenkin nimesi embedding effect –ongelman eli herkkyyden reagoida määrän muutoksille olevan ehkä tärkein sisäinen haaste CV-

menetelmän luotettavuutta kyseenalaistamaan.

Toinen erittäin paljon huomiota saanut ongelma liittyy NOAA-paneelin suositukseen käyttää aina maksuhalukkuutta mittaavaa WTP-menetelmää konservatiivisena valintana. Monien tutkijoiden kuten Carsonin (2000, 141), Hoevenagelin (1994, 195) ja Horowitzin ja McConnellin (2002, 427) mielestä WTP:tä pitäisi käyttää, kun vastaajalla ei ole kyseistä luonnonvaraa käytettävissä. Vastaavasti WTA:ta käytettäisiin, kun vastaajalla on jo kyseinen luonnonvara käytössään ja häntä pyydetään luopumaan siitä. Talusteorian mukaan menetelmillä saatujen arvojen tulisi olla samat, mutta empiirisissä kokeissa menetelmät ovat antaneet merkittävästi eri tuloksia ja tätä on pidetty käsitevaliditeetin puutteena. Hyväksymishalukkuuden suuruuteen on kuitenkin löydetty monia uskottavia syitä kuten hyödykkeen korvattavuus, menetyksen vastenmielisyyys (endowment effect) ja protestitarjoukset. Lisäksi hyväksymishalukkuutta eivät rajoita vastaajan omat tulot.

Hyvin toteutettuna ehdollisen arvottamisen menetelmä on luultavasti kattavin menetelmä ympäristön arvojen määrittämiseen. Monet CV-menetelmän tunnistetut ongelmat voidaan ratkaista huolellisella tutkimussuunnitelmalla ja toteutuksella. NOAA-Paneeli päätteli, että oikein toteutettuna CV-tutkimukset tuottavat riittävän luotettavaa tietoa, jota voidaan käyttää oikeudessa vahingonkorvauksen lähtökohtana sisältäen menetetyt ei-käyttöarvot.

Suomessa CV-menetelmää on käytetty eniten metsän arvottamiseen. Tähän tutkimukseen valikoituneissa artikkeleissa arvoitettavina kohteina olivat luonnonsuojelualueet, taajamametsät, hakkuut, metsänsuojelu ja kansallispuistot. Kaikki tutkimukset oli suoritettu postikyselyinä. Käytettyjä menetelmiä olivat dikotomisen valinnan ja maksukorttimenetelmä. Maksuvälineinä olivat verot sekä kuukausittaiset ja vuosittaiset käyttömaksut.

Tutkimusaineistossa näkyi, kuinka tutkimustavat olivat vahvasti jakautuneet pinta-alan mukaan. Laajoja alueita, jotka olivat pinta-alaltaan 20 000 – 240 000 hehtaaria, tutkittiin dikotomisen valinnan menetelmällä ja maksuvälineeksi oli valittu verot.

Saadut arvot olivat 55 – 1 552 €. Ainoa laajan alueen tutkimus, joka poikkesi tästä kaavasta, oli Huhtalan (2004) kansallispuistoja arvottava tutkimus. Tässä tutkimuksessa käytettiin maksukorttimenetelmää ja maksuvälineenä olivat verojen lisäksi käyttäjämaksut. Tutkimus tuotti selvästi pienemmät arvot 25 – 27 € kuin muut laajojen alueiden tutkimukset varsinkin, kun alue oli huomattavasti suurempi kuin muut (758 000 ha).

Pieniä alueita, jotka olivat pinta-alaltaan 29 – 200 hehtaaria, arvotettiin yleensä maksukortilla, jolloin arvot olivat 18 – 203 €. Rekolan ja Poudan (2005) dikotominen tutkimus sai tutkimusten alhaisimman arvon (13 €). Maksuvälineenä oli yleisimmin kuukausittaiset käyttömaksut, jotka tuottivat suurempia arvoja kuin vuotuiset käyttömaksut. Käyttämällä maksuvälineenä veroja arvot olivat pienimmät.

Tutkimukseen valikoituneet artikkelit viittaisivat ehdollisen arvottamisen menetelmällä olevan käsitevaliditeettia. Arvotettavan hyödykkeen määrän kasvu, vastaajan mieltymykset, kyselyssä vastaajalle annetut tiedot ja vastauksen epävarmuus vaikuttivat vastaajien antamiin arvoihin odotetusti.

Tätä tutkimusta voisi jalostaa laskemalla alueiden arvot huomioiden käyttäjämäärät. Erityisesti Huhtalan (2004) kansallispuistoja koskevan tutkimuksen arvot voivat kärsiä suhteettoman alhaisesta arvosta, kun käyttäjien määrää ei ole huomioitu. Lisäksi näiden tutkimusten konvergenttivaliditeettia voitaisiin tutkia vertaamalla arvoja eri menetelmillä saatuihin arvoihin. Muun muassa Tyrväinen (1997) on arvottanut taajamametsiä hedonististen hintojen menetelmällä ja Ovaskainen et al. (2001) Helsingin ulkopuolella sijaitsevia metsiä matkakustannusmenetelmällä.

Tutkimusaineisto oli vahvasti jakautunut dikotomisen valinnan menetelmällä tehtyihin laajoja maantieteellisiä alueita ja maksukorttia hyödyntävien pieniä paikallisia kohteita arvottaviin. Lisäksi aineistossa ei ollut yhtään dikotomista arvottamista, jossa maksuvälineenä olisi ollut käyttäjämaksu. Laajemman ja ehkäpä monitahoisemman aineiston saisi, jos ottaisi mukaan Ruotsin ja Norjan metsiä arvottavat CV-tutkimukset. Näissä maissa on hyvin samanlaiset jokamiehen oikeudet käyttää metsiä (Tuulentie & Rantala 2013, 178).

On selvää, että tällä luonnonvarojen kulutuksella ja ilmastonlämpenemisellä ei voida jatkaa. Yritykset saavat hyötyä luonnosta ja tämä taloudellinen voitto menee vain omistajille. Ympäristön laadun heikkenemisestä kärsivät kuitenkin monet, jotka eivät saa korvausta menettämästään ympäristönlaadusta. Siksi olisikin kohtuullista, että yritys maksaisi ympäristölle aiheuttamistaan haitoista. Tämä onnistuu laittamalla ympäristölle hintalapun. Ympäristövaikutusten huomioiminen ja niiden oikea arvottaminen ja kohdistaminen oikeille tuotteille ohjaavat kulutusta ja tuotantoa kohti kestäväen kehityksen tavoitteita. Ulkoista ympäristökustannustietoa voivat käyttää hyväkseen kuluttajat ja muut sidosryhmät, jotka haluavat huomioida ympäristön päätöksenteossaan. Vaikka ympäristökustannuksia ei lisättäisikään hintoihin, jo niiden ilmoittaminen ohjaisi kulutusta. Ostajille tulisi yksi kriteeri enemmän päättäessään, minkälaisen tuotteen ostaa: ostaako ympäristöystävällisimmän, luomun, kotimaisen vai lähellä tuotetun vai tekeekö päätöksen yksinomaan perinteisen hinnan perusteella. Monet vaihtoehdot vaikeuttavat päätöksentekoa, mutta jokaisella kuluttajalla on omat arvonsa määrittelemässä, mikä on hänelle tärkeintä.

Suomessa on joihinkin tuotteisiin kuten polttoaineisiin ja alkoholiin lisätty haittaveroja. Vuonna 2004 Viron liittyessä EU:hun yhtenäisen veroprosentin puuttuminen pakotti alkoholiveron alentamiseen Suomessa. Tämä johti kulutuksen sekä alkoholista johtuvien kuolemien ja sairastumisien kasvuun ja siten sosiaalisten kustannusten kasvuun. (Mäkelä & Österberg 2009, 555, 559) Yksi valtio ei voi yksinään olla edelläkävijänä vaan tarvitaan kansainvälistä yhteistyötä ja yhtenäiset ohjeistukset. Tällä hetkellä ulkoiset ympäristökustannukset sisältävät markkinahinnat tuntuvatkin vielä kaukaisilta, mutta hinnoittelua voidaan tutkia. Menetelmät vaativat vielä kehittämistä ja yhteisiä kansainvälisiä sääntöjä. Kenties kymmenen tai parin kymmenen vuoden päästä tilanne on muuttunut ja silloin hyväksytään ympäristön hinnoittelu. Ratkaisua ongelmaan (arvottamismenetelmiä) voidaan miettiä jo nyt ja ne voidaan ottaa käyttöön, kun aika on kypsä.

## LÄHDELUETTELO

Abdalla, C. W., Roach, B. A. & Epp, D. J. (1992) Valuing environmental quality changes using averting expenditures – an application to groundwater contamination. *Land Economics*. Vol. 68 (2), 163–169.

Adamowicz, W. L., Bhardeaj, V. & Macnab, B. (1993) Experiments on the difference between willingness to pay and willingness to accept. *Land economics*. Vol. 69 (4) 416-427.

Ahtiainen, H., Kosenius, A.-K., Artell, J., Lehtoranta, V. & Seppälä, E. (2013) Katsaus ympäristötaloudellisiin arvottamismenetelmiin. *Vesitalous*. Vol. 24, 5-8.

Alberini, A. (1995) Optimal designs for discrete choice contingent valuation surveys: single-bound, double-bound and bivariate models. *Journal of environmental economics and management*. Vol. 28, 287-306.

Alston, R. M. & Nowell C. (1996) Implementing the voluntary contribution game: A field experiment. *Journal of Economic Behavior & Organization*. Vol. 31, 357-368.

Antheaume, N. (2004) Valuing external costs- from theory to practice: implications for full cost environmental accounting. *European Accounting Review*. Vol 13 (3) 443-465.

Arrow, K., R. Solow, P. R. Portney, E. E. Leamer, R. Radner & H. Schuman. (1993) Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation  
<http://www-agecon.ag.ohio-state.edu/class/aede831/haab/cvblue.pdf>

Aslanbeigui, N. & Medema, S. G. (1998) Beyond the dark clouds: Pigou and Coase on social cost. *History of Political Economy*. Vol. 30 (4) 601-625.

Atkinson, G. (2000) Measuring corporate sustainability. *Journal of Environmental Planning and Management*. Vol. 43 (2) 235-252.

Bebbington, J., Gray R. & Hibbitt, C., Kirk, E. (2002) Full cost accounting: principles and practices. *Accounting and Business* (5) 46-47.

Belkaoui, A. R. (1992) *Accounting theory*. London: Academic Press Limited.

Bhat, M. G. (2003) Application of non-market valuation to the Florida Keys marine reserve management. *Journal of Environmental Management*. Vol. 67 (4) 315-325.

Bishop, R. C. & Heberlein, T. A. (1979) Measuring values of extra market goods: Are indirect measures biased? *American Journal of Agricultural Economics*. Vol. 61 (5) 926-930.

Bishop, R. C. & Heberlein, T. A. (1990) The contingent valuation method. *Teoksessa Economic valuation of natural resources: Issues, theory, and applications*. Toim. Johnson, R. L. & Johnson, G. V. Boulder: Westview Press. pp. 81-104.

Blaine, T. W, Lichtkoppler, F. R., Jones, K. R. & Zondag & Randall H. (2005) An assessment of household willingness to pay for curbside recycling: A comparison of payment card and referendum approaches. *Journal of environmental management*. Vol.76 (1) 15-22.

Boyle, K. J. (1990) Dichotomous-Choice, Contingent Valuation Questions: Functional Form Is Important. *Northeastern Journal of Agricultural and Resource Economics*. Vol. 19 (2) 125-131.

Boyle, K. J. & Bishop, R. C. (1988) Welfare Measurements Using Contingent Valuation: A Comparison of Techniques. *American journal of agricultural economics*. Vol.70 (1) 20-28.

Boyle, K. J., Johnson, F. R., McCollum, D. W., Desvousges, W. H., Dunford, R. D. & Hudson, S. P. (1996) Valuing public goods: Discrete versus continuous contingent valuation methods. *Land Economics*. Vol. 72 (3) 381-396.

Boyle, K. J., Welsh, K. P. & Bishop, R. C. (1988) Validity of Empirical Measures of Welfare Change: Comment. *Land Economics*. Vol. 64 (1) 94–98.

Bürgenmeier, B. (1999) Environmental protection: Towards a socio-economic policy design. Teoksessa: O'Connor, M. & Spash, C. L. (toim.) *Valuation and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.

Bye, B. & Klemetsen, M. (2018) The Impacts of Alternative Policy Instruments on Environmental Performance: A Firm Level Study of Temporary and Persistent Effects. *Environmental and Resource Economics*. Vol. 69 (2) 317-341.

Cameron, T. A. & Huppert, D. D. (1991) Referendum Contingent Valuation Estimates: Sensitivity to the Assignment of Offered Values. *Journal of the American Statistical Association*. Vol. 86, 910-918.

Carey, P., Manchester, S. J. & Firbank, L. G. (2005) Performance of two agri-environment schemes in England: a comparison of ecological and multi-disciplinary evaluations. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. Vol. 108 (3) 178-188.

Carlsson, F. & Martinsson, P. (2001) Do hypothetical and actual marginal willingness to pay differ in choice experiments? *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 41, 179-192.

Carson, R. T. (1994) Contingent valuation surveys and tests of intensivity to scope. *International Conference on Determining the Value of Non-marketed Goods: Economic, Psychological, and Policy Relevant Aspects of Contingent Valuation Methods*. July 1994, Bad Homburg, Germany.



Carson, R. T. (2000) Contingent valuation: A user's guide. *Environmental Science & Technology*. Vol 34 (8) 1413-1418.

Carson, R. T. & Czajkowski, M. (2012) The discrete choice experiment approach to environmental contingent valuation. *Teoksessa: Handbook of choice modelling*. Toim. Hess, S. & Daly, A. Cheltenham: Edward Elgar. Pp 202-235.

Carson, R. T. & Flores, N. E. & Martin, K. M. & Wright, J. L. (1996) Contingent valuation and revealed preference methodologies. Comparing the estimates for quasi-public goods. *Land Economics*. Vol. 72 (1) 80-99.

Carson, R. T. & Flores, N. E. & Meade, N. F. (2001) Contingent valuation: Controversies and evidence. *Environmental and resource economics*. Vol. 19 (2)173-224.

Carson, R. T. & Groves, T. (2007) Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental Resource Economics*. Vol. 37. 81-210.

Carson, R.T. & Hanemann, W. M. (2005) Contingent valuation. *Teoksessa: Handbook of Environmental Economics, Volume 2*. Toim. Mäler K.-G. & Vincent J.R. Elsevier B.V.

Carson, R.T. & Hanemann, W. M., Kopp, R. J., Krosnick J. A., Mitchell, R. C., Presser, S., Ruud, P. A. & Smith, V. K. (1997) Temporal reliability of estimates from contingent valuation. *Land economics*. Vol. 73 (2) 151-161.

Carson, R. T. & Mitchell, R. C. (1995) Sequencing and nesting in contingent valuation surveys. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 28, 155-173.

Castle, E. N. & Nesary, M. R. (1995) Putting a price tag on nature. *Montana Business Quarterly*. Vol. 33 (2) 8-10.

Champ, P. A. & Bishop, R. C. (2006) Is Willingness to Pay for a Public Good Sensitive to the Elicitation Format? *Land Economics*. Vol. 82 (2) 162-173.

Chen, W, & Hong, H. & Liu, Y. & Zhang, L. & Hou, X. & Raymond, M. (2004) Recreation demand and economic value: An application of travel cost method for Xiamen Island. *China Economic Review*. Vol. 15 (4) 398-406.

Christie, M. (2001) A comparison of alternative contingent valuation elicitation treatments for the evaluation of complex environmental policy. *Journal of Environmental Management*. Vol. 62 (3) 255-269.

Christie, M., Fazeyb, I., Coopera, R.,Hydea, T. & Kenter, J. O. An evaluation of monetary and non-monetary techniques for assessing theimportance of biodiversity and ecosystem services to people in countrieswith developing economies. *Ecological Economics*. Vol. 83 67-78.

Christofi A., Christofi, P. & Sisaye, S. (2012) Corporate sustainability: historical development and reporting practices. *Management research review*. Vol. 35 (2) 157-172.

Coase, Ronald H. (1960) The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*. Vol. 3 (October) 1-44. Artikkeliiin viitattu artikkelissa Aslanbeigui, N. & Medema, S. G. (1998) Beyond the dark clouds: Pigou and Coase on social cost. *History of Political Economy*. Vol. 30 (4) 601-625.

Decker, C. S. & Nielsen, D. A. & Sindt, R. P. (2005) Is Pollution a Homogeneous Determinant of Value? *Appraisal Journal*. Vol. 73 (2) 183-197.

de Groot, R. S, Alkemade, R , Braat, L , Hein, L , Willemen, L. (2010) Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological complexity*. Vol. 7 (3) 260-272.

Desvousges, W. H., Johnson, F. R., Dunford, R. W., Boyle, K. J., Hudson, S. P. & Wilson, K. N. (1992) Measuring Nonuse Damages Using Contingent Valuation: An Experimental Evaluation of Accuracy. Research Triangle Park: RTI International.

Diamond, P. A & Hausman J. A. (1994) Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? Journal of Economic Perspectives. Vol. 8 (4) 45-64.

Duffield, J. W. & Patterson D. A. (1991) Inference and Optimal Design for a Welfare Measure in Dichotomous Choice Contingent Valuation. Land Economics. Vol. 67 (2) 225-239.

Eberle, W. D. & Hayden, F. G. (1991) Critique of Contingent Valuation and Travel Cost Methods for Valuing Natural Resources and Ecosystems. Journal of Economic. Vol. 25 (3) 649-687.

Ecosystem valuation. Overview of Methods to Estimate Dollar Values. Viitattu 19.12.2005. Saatavissa: <http://www.ecosystemvaluation.org/1-03.htm>

EPA. Environmental Protection Agency (1995) An introduction to environmental accounting as a business management tool: key concepts and terms. Washington: Office of Pollution Prevention and Toxics.

Euroopan komissio (1993) Towards Sustainability. Official Journal of the European Communities. No C 138/11. Viitattu 8.1.2007. Saatavissa: <http://ec.europa.eu/environment/env-act5/5eap.pdf>.

Euroopan ympäristökeskus (2020) Euroopan ilmanlaatu on parantunut huomattavasti viime vuosikymmenen aikana ja saastumiseen liittyvät kuolemantapaukset ovat vähentyneet. Saatavissa: <https://www.eea.europa.eu/fi/highlights/euroopan-ilmanlaatu-on-parantunut-huomattavasti>

Farrow, R. S. & Goldberg, C. B. & Small, M. J. (2000) Economic Valuation of the Environment: A Special Issue. *Environmental Science & Technology*. Vol 34 (8) 1381 - 1383.

Freeman, A. M. III. (2014) The measurement of environmental and resource values:

Theory and methods, 3<sup>rd</sup> ed. New York: RFF Press.

Fuks, M. & Chatterjee, L. (2008) Estimating the willingness to pay for a flood control project in Brazil using the contingent valuation method. *Journal of urban planning and development*. Vol 134 (1) 42-64.

Gao, X. & Asami, Y. (2001) The External Effects of Local Attributes on Living Environment in Detached Residential Blocks in Tokyo. *Urban Studies*. Vol. 38 (3) 487-505.

Gilchrist, A. & Allouche, E. N. (2005) Quantification of social costs associated with construction projects: state-of-the-art review. *Tunnelling and Underground Space Technology*. Vol 20 (1) 89-104.

Gowdy, J. M. & Mayumi, K. (2001) Reformulating the foundations of consumer choice theory and environmental valuation. *Ecological Economics*. Vol. 39 (2) 223–237.

Gray, R., Owen, D. & Adams, C. (1996) *Accounting and accountability: Changes and challenges in corporate social and environmental reporting*. Hertfordshire: Prentice Hall.

Haltia, E., Kuuluvainen, J., Ovaskainen, V., Pouta, E., Rekola, M. (2009) Logit model assumptions and estimated willingness to pay for forest conservation in southern Finland. *Empirical Economics*. Vol. 37, 681-691.

Hanemann, W. M. (1991) Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ? *The American Economic Review*. Vol 81 (3) 635-647.

Hanemann, W. M. (1994) Valuing the environment through contingent valuation. *Journal of Economical Perspect*. Vol. 8 (4) 19-43.

Hanley, N. & Spash C. L. (1993) *Cost-benefit Analysis and the Environment*. Aldershot: Edward Elgar Publishing Limited.

Harrison, G. W. (2006) Experimental Evidence on Alternative Environmental Valuation Methods. *Environmental & Resource Economics*. Vol. 34, 125-162.

Hirsjärvi, S., Remes, P. & Sajavaara P. (2004) *Tutki ja kirjoita*. Helsinki: Tammi.

Hoehn, J. P. & Randall, A. (1989) Too many proposals past the benefit cost test. *American economic review*. Vol. 79 (3) 544-551.

Hoevenagel, R. (1994) *An Assessment of the Contingent Valuation Method*. Teoksessa: *Valuing the Environment: Methodological and Measurement Issues*. Toim. Pethig, R. Kluwer academic publishers. pp 195-227.

Holmes, T. P. & Kramer, R. A. (1995) An Independent Sample Test of Yea-Saying and Starting Point Bias in Dichotomous Choice Contingent Valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 29 (1) 121-132.

Hongisto, M., Heikkinen, A., Soimakallio, H. & Järvinen, P. (1998) *Sähköntuotantovaihtoehtojen ulkoiset ympäristökustannukset päätöksenteon apuna*. Helsinki: Energia-alan keskusliitto Finergy. Tutkimusraportti 4.

Horowitz, J. K. & McConnell, K. E. (2002) A Review of WTA/WTP Studies. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol 44 (3) 426-447.

Horowitz, J. K. & McConnell, K. E. (2003) Willingness to accept, willingness to pay and the income effect. *Journal of Economic Behavior & Organization*. Vol 51 (4) 537-545.

Huhtala, A. (1997) A Post-Consumer Waste Management Model for Determining Optimal Levels of Recycling and Landfilling. *Environmental & resource economics*. Vol. 10 (3) 301-314.

Huhtala, A. (2004) What price recreation in Finland? - A contingent valuation study of non-market benefits of public outdoor recreation areas. *Journal of Leisure Research*. Vol. 36 (1) 23-44.

Huhtala, A. (2010) Income effects and the inconvenience of private provision of public goods for bads: The case of recycling in Finland *Ecological Economics*. Vol. 69, 1675-1681.

Ihalainen, A. & Vaahtera, E. (2019) Metsävarat. Teoksessa: Suomen metsätilastot. Toim. Peltola, A. Helsinki: Luonnonvarakeskus (Luke). Pp 17-40.

Jakobsson, K. M. & Dragun A. K. (1996) *Contingent Valuation and Endangered species*. Cheltenham: Edward Elgar publishing.

Johnston, R. J., Schultz, E. T., Segerson, K., Besedin, E. Y. & Ramachandra, M. (2012) Enhancing the Content Validity of Stated Preference Valuation: The Structure and Function of Ecological Indicators. *Land Economics*. Vol. 88 (1) 102-120.

Jyrkkiö, E. & Riistama, V. (1997) *Laskentatoimi päätöksenteon apuna*. Porvoo: WSOY.

- Kaipainen, J. (2013) Taloudellisen arvottamisen uudet perusteet. Sovellusesimerkkinä maksuhalu maaseudun suhteen. Väitöskirja Jyväskylän yliopisto. Kokkolan yliopistokeskus: Chydenius.
- Kahneman, D. & Knetsch, J. L. (1992) Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol 22 (1) 57-70.
- Kahneman, D. & Knetsch, J. L. & Thaler, R. H. (1990) Experimental tests of the endowment effect and the Coase theorem. *Journal of Political Economy*. Vol. 98 (6) 1325-1348.
- Kasanen, E., Lukka, K. & Siitonen, A. (1991) Konstruktiivinen tutkimusote liiketaloustieteessä. *Liiketaloudellinen aikakauskirja*. Vol. 40 (3) 301-327.
- Kautto, P. & Melanen, M. & Saarikoski, H. & Ilomäki, M. & Yli-Kauppila, H. (2000) Suomen jätepolitiikan ohjauskeinot - vaikutukset, vaikuttavuus ja kehittämistarpeet. *Suomen ympäristö –sarja nro 430*. Helsinki: Oy Edita Ab.
- Khan, K. S., Kunz, R., Kleijnen, J. & Antes, G. (2003) Five steps to conducting a systematic review. *Journal of the royal society of medicine*. Vol. 96 (3) 118–121.
- Kirschner, E. (1994) Full-cost accounting for the environment. *Chemical Week*. Vol. 154 (9) 25-27.
- Klose, T. (1999). The contingent valuation method in health care. *Health policy*. Vol. 47 (2) 97-123.
- Kniivilä, M., Ovaskainen, V., Saastamoinen & O., Kniivilä, M. (2002) Costs and benefits of forest conservation: Regional and local comparisons in Eastern Finland. *Journal of Forest Economics*. Vol. 8 (2) 131-150.

Komission tiedonanto neuvostolle ja Euroopan parlamentille (2000) Tarpeiden ja vastuun yhdistäminen: ympäristönäkökohtien sisällyttäminen talouspolitiikkaan. Saatavissa: <http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52000DC0576:FI:HTML>. Viitattu 19.12.2005.

Kosenius, A.-K., and P. Horne (2016) Welfare Effects of Mining Externalities: A Combined Travel Cost and Contingent Behaviour Study. *Journal of Environmental Economics and Policy*. Vol. 5 (3) 265-282.

Kriström, B. (1993) Comparing continuous and discrete contingent valuation questions. *Environmental and Resource Economics*, Vol. 3 (1) 63-71.

Kramer, R. A. & Mercer, D. E. (1997) Valuing a Global Environmental Good: U.S. Residents' Willingness to Pay to Protect Tropical Rain Forests. *Land Economics*. Vol. 73, 196-210.

Kurki, H. (2005) Ulkoisen laskentatoimen erityskysymyksiä –luento. LTY.

Kuuluvainen, J. (2002) Value of nature conservation: the good or the context? *Journal of Forest Economics*. Vol. 8 (2) 101-103.

Kämäri, J. (1991) Saastumishaitat ja niiden sääntely Suomessa. Teoksessa: *Ympäristö, hyvinvointi ja talous*. nro 1. Toim. Tahvonen, O. Jyväskylä: Teknillisten tieteiden akatemia. pp. 44-58.

Lankia, T., Neuvonen, M. & Pouta, E. (2019) Effects of water quality changes on the recreation benefits of swimming in Finland: Combined travel cost and contingent behavior model. *Water resources and economics*. Vol. 25, 2-12.

Lankia, T., Neuvonen, M., Pouta, E., Sievänen, T. (2014) Willingness to contribute to the management of recreational quality on private lands in Finland. *Journal of Forest Economics*. Vol. 20 (2) 141-160.



Lawson, S. & Glowa, T. (2010) Data Use: Discrete choice experiments and traditional conjoint analysis. Saatavissa:  
<http://www.quirks.com/articles/a2000/20000508.aspx>. Viitattu 29.10.2015.

Lazo, J. K. & Schulze, W. D. & McClelland, G. H. & Doyle, J. K. (1992) Can contingent valuation measure nonuse values? *American Journal of Agricultural Economics*. Vol. 74 (5) 1126-1132.

Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C.-Z. (2003) Non-market benefits of forest conservation in southern Finland. *Environmental Science and Policy*. Vol. 6 (3) 195-204

Lehtoranta, V. (2013) Vesienhoidon arvo Vesijärvelle. *Suomen ympäristö 10/2013*. Suomen ympäristökeskus.  
Saatavissa:<https://helda.helsinki.fi/handle/10138/39996>. Viitattu 20.11.2019.

Lehtoranta, V., Sarvilinna, A., Väisänen, S., Aroviita, J. & Muotka, T. (2017) Public values and preference certainty for stream restoration in forested watersheds in Finland. *Water resources and economics*. Vol.17, 56-66.

Lindhjem, H. (2007) 20 years of stated preference valuation of non-timber benefits from Fennoscandian forests: A meta-analysis. *Journal of Forest Economics*. Vol. 12 (4) 251-277.

List, J. A. & Gallet, C. A. (2001) What experimental protocol influence disparities between actual and hypothetical stated values? *Environmental and resource economics*. Vol. 20 (3) 241-254.

Loomis, J. B. (1989) Test-retest reliability of the contingent valuation method: A comparison of general population and visitor responses. *American journal of agricultural economics*. Vol. 71 (1) 76-84.

Loomis, J. (2006) A Comparison of the Effect of Multiple Destination Trips on Recreation Benefits as Estimated by travel cost and Contingent Valuation Methods. *Journal of Leisure Research*. Vol. 38 (1) 46-60.

Loomis, J., Gonzalez-Caban, A. & Gregory, R. (1994) Do Reminders of Substitutes and Budget Constraints Influence Contingent Valuation Estimates? *Land Economics*. Vol. 70 (4) 499-507.

Louviere, J.J., Flynn, T.N. & Carson, R.T. (2010) Discrete Choice Experiments Are Not Conjoint Analysis. *Journal of Choice Modelling*. Vol. 3 (3) 57-72.

Mahieu, P.-A., Andersson, H., Beaumais O., Crastes R. & Wolff F.-C. (2014). Is choice experiment becoming more popular than contingent valuation? A systematic review in agriculture, environment and health. FAERE Working Paper. Saatavissa:

[http://faere.fr/pub/WorkingPapers/Mahieu\\_Andersson\\_Beaumais\\_Crastes\\_Wolff\\_FAERE\\_WP2014.12.pdf](http://faere.fr/pub/WorkingPapers/Mahieu_Andersson_Beaumais_Crastes_Wolff_FAERE_WP2014.12.pdf). Viitattu 1.10.2015.

Matero, J. & Saastamoinen, O. (2007) In search of marginal environmental valuations - ecosystem services in Finnish forest accounting *Ecological Economics*. Vol. 61 (1) 101-114.

Matthews, H. S. & Lave, L. B. (2000) Applications of Environmental Valuation for Determining Externality. *Environmental Science & Technology*. Vol. 34 (8) 1390-1395.

McComb, G., Lantz, V., Nash, K. & Rittmaster, R. (2006) International databases: Overview, methods and operational issues. *Ecological Economics*. Vol. 60, 461-472.

Metsien suojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. (2000) Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve –työryhmän mietintö. Suomen ympäristö 437. Helsinki: Ympäristöministeriö.

Mirrlees, J., Adam, S., Besley, T., Blundell, R., Bond, S., Chote, R., Gammie, M., Johnson, P., Myles, G. & Poterba, J. (2011) Tax by design: the Mirrlees review. Oxford University Press.

More, T. A. & Averill, J. R. & Stevens, T. H. (1995) Values and Economics in Environmental Management: A Perspective and Critique. Journal of Environmental Management. Vol. 48, 397-409.

Mäkelä, P. & Österber, E. (2009) Weakening of one more alcohol control pillar: a review of the effects of the alcohol tax cuts in Finland in 2004. Addiction (Abingdon, England). Vol.104 (4) 554-563.

Mäntymaa, E. (1999) Willingness to pay, willingness to accept: A CVM field study of environmental commodities. Teoksessa: Valuation and the environment. Toim. O'Connor, M. & Spash, C. L. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Limited. pp147-164.

Mäntymaa, E. (2011) Ilmaistujen preferenssien menetelmät ympäristöhyötyjen arvottamisessa: oululainen tutkimus osana ympäristötaloustieteen nousua. Teoksessa: Taloustiedettä duurissa yhteispelillä, Rauli Svento 60 vuotta. Oulun yliopisto. Pp 33-43.

Mäntymaa, E., Juutinen, A., Tyrväinen, L., Karhu, J. & Kurttila, M (2018) Participation and compensation claims in voluntary forest landscape conservation: The case of the Ruka-Kuusamo tourism area, Finland. Journal of Forest Economics. Vol. 33, 14-24

Mäntymaa, E. & Svento, R. (1991) Ympäristöhyötyjen ja -haittojen taloudellinen arvottaminen. Teoksessa.: Ympäristö, hyvinvointi ja talous. Toim. Tahvonen, O. Helsinki: Teknillisten tieteiden akatemia. pp. 107-126.

Mätäsaho R., Niskala M. & Tuomala J. (1999) Ympäristölaskenta johdon työvälineenä. Porvoo: WSOY.

Mönkkönen, M. (2001) Biodiversiteetin taloudellinen arvo. Teoksessa Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana. Toim. Eeronheimo, H., Jortikka, S. & Räinen, P. Vantaa: Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A, nro 134. pp. 94-100.

Niskala, M. & Mätäsaho, R. (1996) Ympäristölaskentatoimi. Porvoo: WSOY.

Näsi, S. (1990) Laskenta-ajattelun kehitys viime vuosisadan puolivälistä nykypäiviin. Tampere: Tampereen yliopisto.

Ollikainen, M. (1996) Onko jokin luku parempi kuin ei mikään luku? Teoksessa Metodologisia interventioita talous-, teknologia- ja ympäristöpolitiikkaan, Tutkimusraportti 7. Toim. Kyläheiko, K. Lappeenranta: Lappeenrannan teknillinen korkeakoulu. pp. 34-45.

Ovaskainen, V. & Horne, P. (2001) Suojelualueiden virkistyskäyttö: taloudellisen tutkimuksen näkökulmia. Teoksessa Tutkimus luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon suuntaajana. Toim. Eeronheimo, H., Jortikka, S. & Räinen, P. Vantaa: Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, sarja A, nro 134. pp.101-108.

Ovaskainen, V. & Kniivilä, M (2005) Consumer citizen preferences in contingent valuation: Evidence on the role of question framing. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics. Vol. 49 (4) 379-394.

Ovaskainen, V., Mikkola, J. & Pouta, E. (2001) Estimating Recreation Demand with On-site Data: An Application of Truncated and Endogenously Stratified Count Data Models. Journal of Forest Economics. Vol. 7 (2) 125-144.

Pigou, A. C. (1932) The Economics of Welfare. 4th ed. London: Macmillan.  
Teokseen viitattu artikkelissa Aslanbeigui, N. & Medema, S. G. (1998) Beyond the dark clouds: Pigou and Coase on social cost. History of Political Economy. Vol. 30 (4) 601-625.

Pihlanto, P. (1988) Onko laskentatoimi (kirjanpito) vain rahaprosessin kuvausta? Liiketaloudellinen Aikakauskirja vol. 37, 4. Vammala: Vammalan Kirjapaino Oy.

Pohjola, T. (2003) Johda ympäristöasioita tehokkaasti. Jyväskylä: Talentum Media.

Portney, P. R. (1994) The Contingent Valuation Debate: Why Economists Should Care. Journal of Economic Perspectives. Vol. 8, 3-17.

Pouta, E. (2005) Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting practices in Finland. Forest Policy and Economics. Vol. 7 (4) 539-550.

Pouta & Rekola (2001) The theory of planned behavior in predicting willingness to pay for abatement of forest regeneration. Society and Natural Resources. Vol. 14 (2) 93-106.

Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Li, Z. & Tahvonen, O. (2002) Willingness to pay in different policy-planning methods: insights into respondents' decision-making processes. Ecological Economics. Vol. 40 (2) 295-311.

Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. & Li, C.-Z. (2000) Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland. Forestry. Vol. 73, (2)119-128.

Randall, A. (2002) Valuing the outputs of multifunctional agriculture. European Review of Agricultural Economics. Vol. 29 (3) 289-307.

Ready, R. C., Navrud, S. & Dubourg, R. W. (2001) How Do Respondents with Uncertain Willingness to Pay Answer Contingent Valuation Questions? Land Economics. Vol. 77, 315-326.

Reaves, D. W., Kramer, R. A. & Holmes, T. P. (1999) Does Question Format Matter? Valuing an Endangered Species. *Environmental and Resource Economics*. Vol. 14 (3) 365-383.

Rekola, M. & Pouta, E. (2005) Public preferences for uncertain regeneration cuttings: A contingent valuation experiment involving Finnish private forests. *Forest Policy and Economics*. Vol. 7 (4) 635-649.

Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen & O., Li, C.-Z (2000) Incommensurable preferences in contingent valuation: The case of Natura 2000 Network in Finland. *Environmental Conservation*. Vol. 27 (3) 260-268.

Riistama, V. (1971) Laskentatoimen hyväksikäytöstä. *Liiketaloudellinen aikakauskirja*. Vol. 20 (2) 209-223.

Samples, K., Dixon, J. A. & Gowen, M. M. (1986) Information Disclosure and Endangered Species Valuation. *Land Economics*. Vol 62 (3) 306-312.

Sarvilinna, A., Lehtoranta, V. & Hjerpe, T. (2017) Are Urban Stream Restoration Plans Worth Implementing? *Environmental management*. Vol.59 (1) 10-20.

Schaltegger, S. & Burritt, R. (2000) *Contemporary environmental accounting*. Sheffield: Greenleaf Publishing.

Schkade, D. A. & Payne, J. W. (1994) How people respond to contingent valuation questions-a verbal protocol analysis of willingness-to-pay for an environmental regulation. *Journal of Environmental Economics and Management*. Vol. 26 (1) 88-109.

Schläpfer, F. (2006) Survey protocol and income effects in the contingent valuation of public goods: A meta-analysis. *Ecological Economics*. Vol. 57, 415–429.

Seller, C., Stoll, J. R. & Chavas, J. (1985) Validation of Empirical Measures of Welfare Change: A Comparison of Nonmarket Techniques. *Land Economics*. Vol. 61 (2) 156-175.

Shogren, J. F. & Shin, S. Y. & Hayes, D. J. & Kliebenstein, J. B. (1994) Resolving Differences in Willingness to Pay and Willingness To Accept. *American Economic Review*. Vol. 84 (1) 255-270.

Siebert, S. (1987) *Economics of the Environment*. Berliini: Springer-Verlag.

Silvo, K., Melanen, M., Gynther, L., Torkkeli, S., Seppälä, J., Kärmeniemi, T. & Pesari, J. (2000) Yhtenäinen päästöjen ja ympäristövaikutusten arviointi: lähestymistapoja ympäristöprosessin tueksi. *Suomen ympäristö 373*. Helsinki: Edita.

Smith, V. K. & Desvousges, W. H. (1986) *Measuring water quality benefits*. Boston: Kluwer-Nijhoff publishing.

Spash, C. L. (2000) Multiple Value Expression in Contingent Valuation: Economics and Ethics. *Environmental Science & Technology*. Vol. 34 (8) 1433-1438.

Söderholm, P. & Sundqvist T. (2003) Pricing environmental externalities in the power sector: ethical limits and implications for social choice. *Ecological Economics*. Vol. 46 (3) 333-350.

Tahvonen, O. (toim.) (1991) *Ympäristö, hyvinvointi ja talous*. Jyväskylä: Teknillisten tieteiden akatemia.

Tamminen, R. (1996) *Environmental accounting*. Jyväskylä: Jyväskylän yliopisto.

Tulenheimo, V. (1995) *Tuotteen ympäristökustannusten arviointi*. Helsinki: Kuluttajatutkimuskeskus. Julkaisu 12.

Teisl, M. F., Boyle, K.J., McCollum, D. W. & Reiling, S. D. (1995) Test-Retest Reliability of Contingent Valuation with Independent Sample Pretest and Posttest Control Groups. *American journal of agricultural economics*. Vol. 77 (3) 613-619.

Tilastokeskus (2020) Luonnonsuojelu- ja erämaa-alueet 1.1.2020. Saatavissa [www.tilastokeskus.fi/tup/suoluk/suoluk\\_alue.html](http://www.tilastokeskus.fi/tup/suoluk/suoluk_alue.html). Viitattu: 15.5.2020.

Tuulentie, S. & Rantala, O., (2013) Will "free entry into the forest" remain? argumentation analysis of Finnish and Swedish discussions on everyman's rights. Teoksessa: *New issues in polar tourism: communities, environments, politics*. Toim. Müller, D. K., Lundmark, L. & Lemelin, R. H. Dordrecht: Springer. pp. 177-188.

Tyrväinen, L. (1997) The amenity value of the urban forest: an application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 37 (3 – 4) 211-222.

Tyrväinen, L. (2001) Economic valuation of urban forest benefits in Finland *Journal of Environmental Management*, Vol. 62 (1) 75-92.

Tyrväinen, L. & Väänänen, H. (1998) The economic value of urban forest amenities: an application of the contingent valuation method. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 43 (1-3) 105-118.

Uimonen, S. (1991) Yhteiskunnallinen päätöksenteko ja ympäristönsuojelun ohjauskeinot. Teoksessa: *Ympäristö, hyvinvointi ja talous*. nro 1 Toim. Tahvonen, O. Jyväskylä: Teknillisten tieteiden akatemia. pp. 76-106.

Uotila, E. (2019) Yksityismetsätalouden kannattavuus. Teoksessa: *Suomen metsätilastot*. Toim. Peltola, A. Helsinki: Luonnonvarakeskus (Luke). pp. 103- 112.

Uusi-Rauva, E. (1989) Tuotekohtaisen kustannuslaskennan kehittäminen modernissa tuotantolaitoksessa. *Tekninen tiedotus* 10/1989, 3.painos. Mänttä: Metalliteollisuuden keskusliitto.



Vaahtera, E. (2019) Metsien hoito. Teoksessa: Suomen metsätilastot. Toim. Peltola, A. Helsinki: Luonnonvarakeskus (Luke). pp. 59-76.

Vrhovcak, M., Tomsic, Z. & Debrecin, N. (2005) External costs of electricity production: case study Croatia. Energy Policy. Vol. 33 (11) 1385-1395.

White, A. T., Becker, M. & Savage, D. (1993) Environmentally Smart Accounting: Using Total Cost Assessment to Advance Pollution Prevention. Pollution Prevention Review. Vol. 3 (3) 247-259.

Whitehead, J. C. & Blomquist, G. C. (1991) Measuring Contingent Values for Wetlands: Effects of information about related environmental goods. Water Resources Research. Vol 27 (10) 2523-2531.

Whitehead, J. C. & Hoban, T. J. (1999) Testing for Temporal Reliability in Contingent Valuation with Time for Changes in Factors Affecting Demand. Land economics. Vol.75 (3) 453-465.

Ylitalo, E & Torvelainen, J. (2019) Metsien suojelu ja monimuotoisuus. Teoksessa Suomen metsätilastot. Toim. Peltola, A. Helsinki: Luonnonvarakeskus (Luke). 41-58. Saatavilla [http://www.emawebiste.org/documents/emaric\\_110.pdf](http://www.emawebiste.org/documents/emaric_110.pdf). Viitattu 20.11.2006.

Wilson, R. & Holland, M. & Rabl, A. & Dreicer, M. (1999) Comparative risk assessments of energy options: The meaning of results. IAEA bulletin, 41 (1) 14-18. Saatavissa [www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull411/article4.pdf](http://www.iaea.org/Publications/Magazines/Bulletin/Bull411/article4.pdf). Viitattu 15.11.2006.

WMO (2020) World Meteorological Organization lehdistötiedote: WMO confirms 2019 as second hottest year on record. Saatavissa

<https://public.wmo.int/en/media/press-release/wmo-confirms-2019-second-hottest-year-record>. Viitattu 19.11.2020.

## Liite 1: Scopus-haun tulokset

The effect of knowledge, species aesthetic appeal, familiarity and conservation need on willingness to donate	Lundberg, P., Vainio, A., MacMillan, D.C., (...), Verissimo, D., Arponen, A.	2019	Animal Conservation
The economic benefits of achieving Good Environmental Status in the Finnish marine waters of the Baltic Sea	Nieminen, E., Ahtiainen, H., Lagerkvist, C.-J., Oinonen, S.	2019	Marine Policy
Effects of water quality changes on the recreation benefits of swimming in Finland: Combined travel cost and contingent behavior model	Lankia, T., Neuvonen, M., Pouta, E.	2019	Water Resources and Economics
Participation and compensation claims in voluntary forest landscape conservation: The case of the Ruka-Kuusamo tourism area, Finland	Mäntymaa, E., Juutinen, A., Tyrväinen, L., Karhu, J., Kurttila, M.	2018	Journal of Forest Economics
Willingness to participate in the restoration of waters in an urban–rural setting: Local drivers and motivations behind environmental behavior	Sarvilinna, A., Lehtoranta, V., Hjerpe, T.	2018	Environmental Science and Policy
Public values and preference certainty for stream restoration in forested watersheds in Finland	Lehtoranta, V., Sarvilinna, A., Väisänen, S., Aroviita, J., Muotka, T.	2017	Water Resources and Economics
Are Urban Stream Restoration Plans Worth Implementing?	Sarvilinna, A., Lehtoranta, V., Hjerpe, T.	2017	Environmental Management
A probabilistic approach for a cost-benefit analysis of oil spill management under uncertainty: A Bayesian network model for the Gulf of Finland	Helle, I., Ahtiainen, H., Luoma, E., Hänninen, M., Kuikka, S.	2015	Journal of Environmental Management
Willingness to pay to avoid health risks from road-traffic-related air pollution and noise across five countries	Istamto, T., Houthuijs, D., Lebret, E.	2014	Science of the Total Environment
Willingness to contribute to the management of recreational quality on private lands in Finland	Lankia, T., Neuvonen, M., Pouta, E., Sievänen, T.	2014	Journal of Forest Economics
Income effects and the inconvenience of private provision of public goods for bads: The case of recycling in Finland	Huhtala, A.	2010	Ecological Economics
Logit model assumptions and estimated willingness to pay for forest conservation in southern Finland	Haltia, E., Kuuluvainen, J., Ovaskainen, V., Pouta, E., Rekola, M.	2009	Empirical Economics
In search of marginal environmental	Matero, J.,	2007	Ecological Economics

valuations - ecosystem services in Finnish forest accounting	Saastamoinen, O.		
20 years of stated preference valuation of non-timber benefits from Fennoscandian forests: A meta-analysis	Lindhjem, H.	2007	Journal of Forest Economics
Consumer versus citizen preferences in contingent valuation: Evidence on the role of question framing	Ovaskainen, V., Kniivilä, M.	2005	Australian Journal of Agricultural and Resource Economics
Public preferences for uncertain regeneration cuttings: A contingent valuation experiment involving Finnish private forests	Rekola, M., Pouta, E.	2005	Forest Policy and Economics
Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting practices in Finland	Pouta, E.	2005	Forest Policy and Economics
What price recreation in Finland? - A contingent valuation study of non-market benefits of public outdoor recreation areas	Huhtala, A.	2004	Journal of Leisure Research
Non-market benefits of forest conservation in southern Finland	Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M., Li, C.-Z.	2003	Environmental Science and Policy
Costs and benefits of forest conservation: Regional and local comparisons in Eastern Finland	Kniivilä, M., Ovaskainen, V., Saastamoinen, O., Kniivilä, M.	2002	Journal of Forest Economics
Economic valuation of urban forest benefits in Finland	Tyrväinen, L.	2001	Journal of Environmental Management
The theory of planned behavior in predicting willingness to pay for abatement of forest regeneration	Pouta, E., Rekola, M.	2001	Society and Natural Resources
Incommensurable preferences in contingent valuation: The case of Natura 2000 Network in Finland	Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C.-Z.	2000	Environmental Conservation
Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland	Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C.-Z.	2000	Forestry
The economic value of urban forest amenities: An application of the contingent valuation method	Tyrväinen, L., Väänänen, H.	1998	Landscape and Urban Planning
A post-consumer waste management model for determining optimal levels of recycling and landfilling	Huhtala, A.	1997	Environmental and Resource Economics
Household water quality and consumer welfare: an application to the city of Oulu	Tervonen, J., Alasaarela, E., Svento, R.	1994	Aqua Fennica

## Liite 2: Otsikon perusteella mukaan valikoituneet artikkelit

Participation and compensation claims in voluntary forest landscape conservation: The case of the Ruka-Kuusamo tourism area, Finland	Mäntymaa, E., Juutinen, A., Tyrväinen, L., Karhu, J., Kurttila, M.	2018	Journal of Forest Economics
Public values and preference certainty for stream restoration in forested watersheds in Finland	Lehtoranta, V., Sarvilinna, A., Väisänen, S., Aroviita, J., Muotka, T.	2017	Water Resources and Economics
Willingness to contribute to the management of recreational quality on private lands in Finland	Lankia, T., Neuvonen, M., Pouta, E., Sievänen, T.	2014	Journal of Forest Economics
Logit model assumptions and estimated willingness to pay for forest conservation in southern Finland	Haltia, E., Kuuluvainen, J., Ovaskainen, V., Pouta, E., Rekola, M.	2009	Empirical Economics
In search of marginal environmental valuations - ecosystem services in Finnish forest accounting	Matero, J., Saastamoinen, O.	2007	Ecological Economics
20 years of stated preference valuation of non-timber benefits from Fennoscandian forests: A meta-analysis	Lindhjem, H.	2007	Journal of Forest Economics
Consumer versus citizen preferences in contingent valuation: Evidence on the role of question framing	Ovaskainen, V., Kniivilä, M.	2005	Australian Journal of Agricultural and Resource Economics
Public preferences for uncertain regeneration cuttings: A contingent valuation experiment involving Finnish private forests	Rekola, M., Pouta, E.	2005	Forest Policy and Economics
Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting practices in Finland	Pouta, E.	2005	Forest Policy and Economics
What price recreation in Finland? - A contingent valuation study of non-market benefits of public outdoor recreation areas	Huhtala, A.	2004	Journal of Leisure Research
Non-market benefits of forest conservation in southern Finland	Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M., Li, C.-Z.	2003	Environmental Science and Policy
Costs and benefits of forest conservation: Regional and local comparisons in Eastern Finland	Kniivilä, M., Ovaskainen, V., Saastamoinen, O., Kniivilä, M.	2002	Journal of Forest Economics
Economic valuation of urban forest benefits in Finland	Tyrväinen, L.	2001	Journal of Environmental Management
The theory of planned behavior in	Pouta, E., Rekola, M.	2001	Society and Natural

			Resources
predicting willingness to pay for abatement of forest regeneration			
Incommensurable preferences in contingent valuation: The case of Natura 2000 Network in Finland	Rekola, M., Pouta, E., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C.-Z.	2000	Environmental Conservation
Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland	Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O., Li, C.-Z.	2000	Forestry
The economic value of urban forest amenities: An application of the contingent valuation method	Tyrväinen, L., Väänänen, H.	1998	Landscape and Urban Planning