

# Saako ekosysteemiä mitata rahassa?

■ Petteri Vihervaara ja Matti Kamppinen

**Nykymaailmassa moni asia on kaupan, myös luonto ja luonnon monimuotoisuuden tuottamat ns. ekosysteemipalvelut, joista meidän ihmisten elämä ja elämänlaatu ovat riippuvaisia. Myisimmekö maapallomme, jos joku tarjoaisi meille siitä 33 biljoonaa dollaria, joka on eräiden tutkimusten tuloksena laskettu rahallinen arvio planeettamme tuottamille ekosysteemipalveluille?**

Ekosysteemipalvelu-ajattelun esiinmarssi on tapahtunut ripeästi YK:n vuosituhannen ekosysteemi-arvion (*Millennium Ecosystem Assessment* 2005) jälkeen pohjoisamerikkalaisten ja eurooppalaisten ekologien ja taloustieteilijöiden johdolla. Ekosysteemipalveluihin liittyvät mielikuvat kytkeytyvät monilla vahvasti niiden taloudellisen arvon arviointiin, ja juuri tämä seikka lieenee aiheuttanut eniten epäluuloisuutta termiin kyynisesti suhtautuvien joukossa. Ekosysteemipalveluiden käsite pitää kuitenkin sisällään paljon muutakin, ja etenkin sen sovellusmahdollisuudet yhteiskuntatieteiden ja yhteiskunnallisen päätöksenteon kannalta ovat huomattavan laajat. Se voi esimerkiksi auttaa politiikkaa, joka lisää mahdollisuuksiamme suojella maiseimia ja ekosysteemejä. Tämän kirjoituksen tarkoituksena on hahmotella ekosysteemien taloudelliseen arviointiin liittyviä näkökulmia, tuoda esiin luonnon arvottamiseen liittyviä kulttuurisia ja yhteiskunnallisia rakenteita sekä hälventää ekosysteemipalvelu-termiin liittyviä epäluuloja.

## **Ekosysteemipalvelut ihmisten hyvinvoinnin edellytyksenä**

Ekosysteemipalveluilla tarkoitetaan laajaa joukkoa ekosysteemien toiminnasta aiheutuvia prosesseja tai niistä saatavia hyödykkeitä, jotka ovat

edellytyksenä niin yksittäisten ihmisten kuin yhteisöjen hyvinvoinnille. Ekosysteemit palveluineen muodostavat perustan monien (ellei peräti kaikkien) yritysten toiminnalle, jonka vastuullisen liiketoiminnan paradigman mukaisesti tulisi olla ekologisesti kestävä. Ekosysteemipalvelut voivat olla luonteeltaan *tuotannollisia*, kuten esimerkiksi ruoka, kuidut, bioenergia, lääkeaineet, geneettiset resurssit ja puhdas vesi, tai *sääteleviä*, joihin voidaan lukea esimerkiksi ilmaston, vedenkierron, eroosion, tautien ja tuhohyönteisten säätely tai vaikkapa kasvien pölytykset. Ekosysteemipalveluja luokitellaan myös *kulttuurisiin* palveluihin, joita voivat olla esimerkiksi maisemaan, metsään tai luonnon monimuotoisuuteen liittyvät henkiset, uskonnolliset, esteettiset ja eettiset arvot, luonnon virkistys- ja opetuskäyttö sekä ekoturismi. Ekosysteemien toiminnan taustalta löytyvät vielä niin sanotut *tukevat* palvelut, jollaisiksi luokitellaan mm. fotosynteesi, hiilensidonta ja ravinteiden kierrätys (*Millennium Ecosystem Assessment* 2005). Näiden neljän perusluokituksen lisäksi on eräissä lähteissä esitetty ekosysteemipalveluluokiksi mm. *säilyttäviä* palveluita, kuten geneettistä ja lajistollista monimuotoisuutta tulevaisuuden käyttöä varten, valmistautumista epävarmuustekijöihin, esimerkiksi luonnon onnettomuuksiin, tai ylipäättään vaihtoehtojen suojelua, joiden todellinen arvo on ehkä vasta tulevien sukupolvien määriteltävissä. Lisäksi on esitetty ekosysteemipalveluiden jakoa hyödykkeisiin ja prosesseihin (de Groot ym. 2002) sekä ihmisten arvoihin perustuen (Wallace 2007).

Esimerkkeinä erilaisten ekosysteemien tuottamista palveluista ovat mm. metsien tuottama puuraaka-aineen ja bioenergian tuotanto, hiilidioksidin sidonta, mikroilmaston säätely,

vedenpuhdistus tai tulvasuojelu. Kosteikkojen tarjoamia ekosysteemipalveluita voivat olla esimerkiksi tulvasuojelu, veden puhdistus ja ravinteiden sidonta. Puhuttaessa ekosysteemipalveluista on tärkeää huomioida, että monet palvelut voivat vaikuttaa toisiinsa erisuuntaisesti, ja niiden mittakaava voi vaihdella paikallisesta ja alueellisesta globaaliin. Ekosysteemipalveluihin liittyy vaihtosuhteita ja synergioita. Esimerkiksi tuotannollisia palveluita lisätään usein säätelevien palveluiden kustannuksella, mikä osaltaan johtuu siitä, että ensin mainitut ovat helpommin hyödykkeistettävissä, jolloin niille voidaan luoda oikeat markkinat ja löydetään rahallinen markkina-arvo (ks. Naskali ym. 2006). Mineraleja ja fossiilisia polttoaineita ei lueta ekosysteemipalveluiksi, vaikka toiset niistä ovatkin syntyneet orgaanisista materiaaleista miljoonien vuosien kuluessa.

## **Luonnon hyväksikäyttöä jo kaksi miljoonaa vuotta**

Ekosysteemien ja eliöyhteisöjen toisten lajien hyödyntäminen on lajien ekologinen perusominaisuus, biologinen tosiasia, ja näin on myös ihminen esihistoriallisine sukulaislajeineen tehnyt keräillessään kasveja, marjoja ja sieniä tai saalistaessaan riistaa ja kaloja. Etiikan näkökulmasta ei ole tarpeen kysyä, saako luontoa hyödyntää, vaan olennaista on kysyä, miten sen teemme. Oma lajimme, *Homo sapiens*, näki päivänvalon Afrikassa ensi kerran 250 000–195 000 vuotta sitten. Geneettisiin tutkimuksiin perustuen tiedetään, että populaatiomme koko laski 10 000 ihmiseen noin 75 000 vuotta sitten ns. Toban katastrofin seurauksena. Esi-isämme ja -äitimme kuitenkin selvisivät, ja Lascauxin ja Altamiran luolista tehtyjen löydösten, maalaus-ten ja luuhuilun, perusteella voidaan arvella, että he kehittivät kulttuuristen ekosysteemipalveluiden konseptin ensi kerran 35 000 vuotta sitten.

Kulttuurievoluution ja sen myötä syntyneiden keksintöjen, kuten maanviljelyn, keinokas- telun, saippuan ja teholannoituksen, siivittä- mänä ihmispopulaatio lähti kasvuun. Lajimme sukupolvien mittakaavassa kahden viimeksi mainitun keksinnön aikaansaama kulttuurinen

harppaus tapahtui äskettäin, vain pari sukupol- vea sitten. Näiden ja lukemattomien muiden onnistuneiden oivallusten myötä populaatiomme koko on hurjassa eksponentiaalisessa kas- vussa. Alati kasvava väkiluku yhdistettynä kas- vavan elintason vaatimukseen on ekosysteemien ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tuhoisa yhdistelmä, jonka hillitsemiseen on vaikea keksiä yhteiskunnallisia säätelymekanismeja. Kaik- kia vaihtoehtoisia säätelykeinoja on kuitenkin vakavasti syytä kehittää tai paisuvaa populaa- tiotamme voi odottaa karu kohtalo: Kuten eks- ponentiaalisesti kasvaville populaatioille ekolo- gian lainalaisuuksien mukaan käy, ympäristön kantokyky rajoittaa populaation kasvua romah- duttaen populaation koon usein huomattavan alhaiseksi. Ihmisellä on kuitenkin poikkeuksel- linen kyky sopeutua muuttuvaan ympäristöön ja muokata esimerkiksi teknologian tai lääketie- teen avulla näitä kantokyvyn rajoja.

## **Maailmankuva murtuu – resurssien rajat löydetään**

Vaikka kaikki eivät vielä nykyisinkään myönnä absoluuttisen niukkuuden olemassaoloa, yhä useammin myös taloustieteen uusliberalistiset suuntaukset tunnustavat sen tosiasian, että luon- nonvarojen riittävyydellä on rajansa. On eri asia kysyä, onko rajallisuuden merkitys ymmärretty. Siitä huolimatta, että uudet arktisilta alueilta ja tropiikin sademetsistä tehtyt öljykenttälöydöt pitkittävät näkyvissä olevaa öljyn perustuvan maailmanvallan aikakautta, on öljyn katoavai- suus tullut selväksi voimakkaasti heilahtelevien tynnyrihintojen ja vaihtoehtoisten polttoainei- den parissa tehtävän tutkimus- ja kehitystyön myötä. Vaikka Saddam Hussein olisikin ollut tyranni, voi olla mahdollista, että ekosysteemi- muutoksien tai vesi- ja raaka-ainepulan myötä ”tyranneja” aletaan jahdata muuallakin. Ovat- pa vastaavanlaiset konfliktit eettisesti perustel- tuja tai ei, poliittisten järjestelmien yläportaille on historian saatossa aina löytynyt voimakkai- ta johtajia, jotka ovat tarvittaessa olleet valmiita ajamaan oman valtionsa etuja muiden kustan- nuksella.

Ympäristötaloustieteen<sup>1</sup>, johon myös luonnonvarataloustiede usein luetaan, syntyi ajoittain 1960-luvulle, jolloin ympäristön tilan heikkenemiseen ja ihmisten ekosysteemeille aiheuttamiin vaikutuksiin alettiin kiinnittää huomiota. Ympäristötaloustieteen peruslähtökohtana on ollut laajentaa perinteistä taloustieteellistä näkemystä kattamaan myös taloudellisen toiminnan harjoittamisesta aiheutuvat ympäristöongelmat ja muut ulkoisvaikutukset, joiden huomioimatta jättäminen johtaa kokonaiskustannusten aliarvioimiseen sekä ihmisten ja muun luonnon hyvinvoinnin huonontumiseen.

Resurssien kestävä käytön rajojen määrittäminen on usein osoittautunut vaikeaksi. Omistusoikeuden<sup>2</sup> epätäsmällistä määrittelyä pidetään usein yhtenä biologisen monimuotoisuuden tuhoutumisen syynä (OECD 1999; Nas-kali ym. 2006). Luonnonvarojen kestävä käytön taustalla voivat olla myös omistusoikeuksien puuttuminen tai se, että taloudellisen toiminnan kaikki kustannukset eivät koidu niiden aiheuttajan rasitukseksi (Tahvonen 2006). Samat ongelmat ovat vastassa etsittäessä kestäviä toimintamalleja ekosysteemien tuottamien prosessien ja niitä ylläpitävän biodiversiteetin suojelemiseksi yhä intensiivisemmäksi käyvien maankäyttömuotojen paineessa. On kuitenkin syytä huomata, että omistusoikeuden määrittely ei ole sama asia kuin luonnon yksityistäminen.

## Ekosysteemipalveluiden tieteellinen sijainti

Ekosysteemipalveluiden konseptin ymmärtämiseksi, eli miksi se on syntynyt ja mihin sitä tarvitaan, täytyy määritellä sen suhde vakiintuneisiin tieteenaloihin. Yhtenä lähtökohtana tähän

1 Ympäristötaloustieteestä on syytä erottaa ekologinen ja institutionaalinen taloustiede. Ekologinen taloustiede tutkii mm. sosioekonomisten ja ekologisten systeemien vuorovaikutuksia. Institutionaalinen taloustiede painottaa hollistista lähestymistapaa ja instituutioiden merkitystä taloudellisten ja yhteiskunnallisten eturistiriitojen ratkaisussa.

2 Omistusoikeuteen liittyy olennaisesti vastuu, johon tähdätään myös mm. ekosysteemilähestymistavan mukaisella alimman mahdollisen hallinnollisen hierarkiason, kuten paikallisten toimijoiden, sitouttamisella ympäristönhoitoon.

määrittelyyn voi olla aiheesta kiinnostuneiden henkilöiden taustojen kartoitus. Ekosysteemipalveluiden läpimurto tiedeyhteisön tietoisuuteen alkoi ”Vuosituhannen ekosysteemi-arvion” julkistamisen jälkeen (*Millennium Ecosystem Assessment* 2005). Prosessissa oli edustettuna ekologien ja muiden luonnontieteilijöiden lisäksi erityisesti taloustieteen ja yhteiskuntatieteiden tutkijoita. Viime aikoina järjestetyissä ekosysteemipalveluita käsittelevissä kansainvälisissä tiedetapahtumissa sama monitieteisyys on ollut voimakkaasti esillä. Ekosysteemipalvelututkimus ei ehkä vielä ole alana aidosti poikkitieteellinen, jota pidetään monitieteisyyden vaativimpana muotona, mutta aidosti tieteidenvälinen kylläkin. Ekosysteemipalvelukäsitteen vahvuus on, että se tarjoaa uuden foorumin tutkijoiden ja päätöksentekijöiden väliseen vuoropuheluun. Samalla se tuo luonnon monimuotoisuuden ja siihen perustuvan ekosysteemien toimivuuden osaksi yhteiskunnallista suunnittelua ja säätelyä.

Ihmiskeskeisyys on ekosysteemipalveluista puhuttaessa olennaista, vaikka käsitteen taustan muodostavat ekologisen tutkimuksen perinteet ja luonnontieteisiin pohjautuva systeminen ymmärrys. Ekosysteemipalveluja koskevan tiedon tarvitsijoita ovat kaikki osapuolet, jotka haluavat sovittaa toimintansa ympäröivän ekosysteemin ekologisen kantokyvyn mukaisesti. Tässä sovitustyössä ammatillaisia ovat yhteiskunta-, oikeus- ja taloustieteiden edustajat, joiden osaamiseen kuuluvat ihmisten muodostamien hierarkioiden ja instituutioiden sekä luomiemme talousjärjestelmien ymmärrys ja hallinta. Ekosysteemisten vuorovaikutusten asiantuntemuksen tuovat konseptiin ekologit yhdessä muiden luonnontieteilijöiden kanssa.

Ekologisessa tutkimuksessa on perinteisesti erotettu neljä hierarkiatasoa: yksilö- ja lajitaso, populaatio-, yhteisö- sekä ekosysteemiekologia (esim. Begon ym. 1997). Maisemaekologia (*landscape ecology*) on noussut jo lähes itsenäiseksi viidenneksi tasoksi, jossa olennaisia tekijöitä ovat ihmisen vaikutus ekosysteemiin sekä tutkimuksen alueellisesti ja ajallisesti vaihteleva mittakaava. Maisemaekologia tarjoaa oivallisen pohjan ekosysteemipalveluiden tutkimi-

seen. Maisemaekologian menetelmät vaihtelevat metapopulaatiodynamiikasta kaukokartoitukseen ja mallinnukseen, ja tutkimustavoitteena on usein esimerkiksi talousjärjestelmistä tai ilmastonmuutoksesta johtuvien maankäytön ja maiseman pitkäaikaisuutosten ekosysteemi-vaikutusten selvittäminen (Wu & Hobbs 2007).

Ekosysteemipalvelukäsite on ideologialtaan lähellä luonnonsuojelubiologiaa, joka sekkin on eräänlainen monitiede, joskin se laajentaa luonnonsuojelun selityspohjaa ihmisyhteisöjen yhteiskunnallisen ekologisen kestävyuden suuntaan. Ekosysteemipalvelukäsitteellä tähdätään ennakoivaan ekosysteemien suojeluun korostamalla luonnon tarjoamia mahdollisuuksia ja symbioottisempaa ajattelutapaa ihmisen ja muun biodiversiteetin vuorovaikutusten yhteensovittamiseksi. Tähän näkemykseen verrattuna esimerkiksi perinteinen ympäristötiede on painottunut jo olemassa olevien ympäristöongelmien käsitteilyyn ja tehtyjen virheiden korjaamiseen.

### **Ekosysteemipalveluiden taloudellinen arvottaminen – ekosysteemien elinkauppaako?**

Ekosysteemipalveluiden tutkimus herätti ensi kerran toden teolla kiinnostusta, kun Costanza<sup>3</sup> ym. (1997) julkaisivat arvionsa, jonka mukaan planeettamme tuottamien ekosysteemipalveluiden ja luonnonvarojen taloudellinen arvo olisi keskimäärin 33 biljoonaa dollaria (USD) vuodessa koko maapallon bruttokansantuotteen ollessa vertailun vuoksi 18 biljoonaa. Toisen ekosysteemipalvelututkimuksen uranuurtajan Jørgensenin (ks. esim. 1992) eksergiaan eli ekosysteemien käytettävissä olevan energian määrään perustuvat arviot osoittavat ekosysteemiprosessien todellisen arvon olevan vielä monin verroin suurempi. Tutkimuksen ensisijaisena tarkoituksena oli lähinnä provokaatio ja kansainvälisen yleisön herättäminen huoma-

3 Yhteenvedon Costanzan ym. artikkelissa käytettyjä menetelmiä koskeneesta kritiikistä esittää Pearce (2007), joka nostaa tutkimuksen epäkohdaksi mm. arvonmäärityksen perustana käytetyn ekosysteemipalveluja kohtaan osoitetun maksuhalukkuuden ja todellisten bruttoansioiden epäsuhteen, mikä johtaa absurdiin johtopäätökseen.

maan, että ekosysteemipalveluiden suojelulla on merkitystä.

Ympäristöfilosofi B. G. Norton (2000) luokittelee perinteiset luonnon arvottamista koskevat teoriat *ekonomismiin* ja *luonnon itseisarvottomuuteen*. Molemmat näkökulmat ovat monistisia lähestymistapoja, eli niiden puolestapuhujat hyväksyvät vain yhden oikean näkökulman. Instrumentaalisuuden vuoksi ekonomistien on vaikea hyväksyä luonnon itseisarvoa; toisaalta sosiaaliset ja kulttuuriset arvot jäävät helposti paitsioon luonnon itseisarvon kannattajien keskuudessa (Naskali ym. 2006). Norton (2000) kannattaakin monististen näkökulmien sijaan pluralistisen, moniarvoisuuden perustuvan lähestymistavan kehittämistä, jonka lähtökohdaksi on sen tosiasian hyväksyminen, että kaikki kulttuurit arvottavat luontoa ja sen prosesseja monin eri tavoin. Ensimmäisenä askeleena kohti pluralismia hän näkee sanaston luomisen, jotta useista erilaisista arvojärjestelmistä voidaan yhdessä keskustella. Ekosysteemipalvelukäsitteen käyttöönotto voisi olla yksi esimerkki tämän suuntaisesta kehityksestä.

Asioiden rahallisen arvon määrittäminen ei ole ollenkaan yksinkertainen prosessi. Rahallinen arvo yksinkertaistaa ja latistaa useat muuttujat yhden mittajärjestelmän asteikkoon, joka toki mahdollistaa joiltakin osin asioiden vertailun, mutta voi johtaa hyödykkeiden aliarvostukseen ja väärinkäyttöön (Vatn & Bromley 1994). Ekosysteemipalveluiden taloudellinen arvottaminen ei sovellu kaikkialla käytettäväksi yleiseksi käytännöksi, mutta joissakin tilanteissa se voi olla ympäristön kannalta paras ratkaisu. Vatn (2008) varoittaa käynnistämästä harkitsemattomaan ja yksinkertaistettuun rahalliseen vaihdantaan perustuvia luonnonarvokauppajärjestelmiä selvittämättä kulloisessakin tapauksessa ensin huolellisesti taustalla vallitsevia normeja ja osapuolten arvoja. Samalla hän kuitenkin pitää tärkeänä, että maksujärjestelmiin perustuva ekosysteemipalveluiden suojelu kehittyisi yhdeksi toimivaksi lisäkeinoksi nykyisin käytössä olevien ohjauskeinojen, kuten verotuksen, ympäristötukien, lainsäädännön ja luonnonsuojelualueiden, perustamisen rinnalle.

Yleisesti puhutaan niin sanotuista PES (*payments for environmental services*, suom. ”maksu ekosysteemipalveluista”<sup>4</sup>) -järjestelmistä ja MES (*markets for environmental services*, suom. ”markkinat ekosysteemipalveluille”) -järjestelmistä, joista jälkimmäistä pidetään toisinaan vain yhtenä muotona ensin mainituista. Markkinat riippuvat yleensä valtion luomista markkinainstituutioista. Wunder (2005) määrittelee viisi PES-järjestelmää koskevaa kriteeriä: 1) vapaaehtoinen osallistuminen kaupankäyntiin, 2) huolellisesti määritelty kaupan kohteena oleva ekosysteemipalvelu, 3) ostajia ja 4) myyjiä on vähintään yksi, sekä 5) ekosysteemipalvelun tuottaja takaa ekosysteemipalvelun säilymisen. Toimivassa luonnonarvokauppajärjestelmässä on usein kolme osapuolta, myyjä, ostaja ja välittäjä, joista välittäjän rooli on erittäin tärkeä. Eräissä tapauksissa välittäjä sekä hankkii ostajat ja myyjät että määrittelee vielä ekosysteemipalvelun hinnan. Välittäjänä toimii yleensä joko valtio tai kansalaisjärjestö; ostajat ja myyjät ovat tyypillisesti yksityisiä ihmisiä, ihmisryhmiä, yrityksiä tai hierarkioita, kuten kuntia tai toisia valtioita. PES-järjestelmille on usein tyypillistä ajattelutapa, jossa hyötyjä maksaa tahoille, joiden hallinnassa olevat maa- tai vesialueet tuottavat ekosysteemipalveluita, ja joihin toisenlainen maankäyttömuoto voisi vaikuttaa heikentävästi – vastakohtana periaatteelle, jossa saastuttaja maksaa. Järjestelmästä voidaan erottaa kaksi muotoa: käyttäjien rahoittama, jossa ostajat ovat ekosysteemipalvelun käyttäjiä, sekä valtion rahoittama, jossa ostajana on tyypillisesti valtio ja ekosysteemipalvelun käyttäjinä esimerkiksi kansalaiset (Engel ym. 2008). Kaupan kohteena olevan ekosysteemipalvelun suuruudesta johtuen ns. transaktiokustannukset voivat olla hyvin suuret, kuten on esimerkiksi hiilidioksidin päästökaupassa, mutta toimivassa kauppajärjestelmässä niiden osuus ei voi

4 Suomeksi voitaneen puhua luonnonarvokaupasta (laajassa merkityksessä), vaikka tästä termistä käytetyssä tulkinnassa ei esimerkiksi METSO-projektissa ole ajateltu varsinaisia ekosysteemipalveluita, vaan luonnonsuojellisesti arvokkaita metsäluonnon ominaispiirteitä, jotka toki voivat tuottaa myös joitakin ekosysteemipalveluita.

ylittää ekosysteemipalvelusta saatavaa hyötyä. Transaktiokustannukset muodostuvat etupäässä välittäjän kustannuksista, kuten järjestelmän ylläpidosta, suunnittelusta, tutkimuksesta ja kaupankäynnistä. Niiden osuus kaupankäynnistä saatavista tuotoista voi vaihdella ollen esimerkiksi maataloustuotteiden ja ”arkipäiväisten” hyödykkeiden kohdalla 1–2 %, erikoistuneimmissa luonnonarvokaupoissa kymmeniä prosentteja, ja suurimmat tutkimuksissa mainitut transaktiokulut villieläinten suojeluhankkeissa ovat olleet jopa 110 %, jolloin kyseessä ei tietenkään enää ole itsenään taloudellisesti kannattava järjestelmä (Rørstad ym. 2007; Falconer & Saunders 2002; Vatn 2008).

Rahan aika-arvo on rahoituksen suunnittelussa olennainen käsite, jonka määrittäminen tapahtuu yksinkertaisimmillaan koronkorkolaskennalla, kun halutaan tietää nykyarvoltaan tunnetun sijoituksen arvo tietyllä ajanhetkellä tulevaisuudessa, tai nykyarvolaskennalla, kun yritetään määrittää nykyarvo summalle, jonka tuleva arvo tunnetaan. Metsätaloudessa luonnon aika-arvon käsite konkretisoituu, kun mietitään puuntuotannosta saatavia tuloja nyt ja tulevaisuudessa. Tätä asiaa on taloustieteissä jo pitkään lähestytty myös sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden kautta. Nykyisissä lasentamalleissa korko usein joko unohdetaan – tahallaan tai vahingossa – tai korkokanta määritetään pieneksi (Tahvonen 2006), mikä saattaa johtaa väärin johtopäätöksiin taloudellista hyötyä arvioitaessa. Vanhenevien metsien luonnon-suojelullisten arvojen kasvusta ja vaihtoehtoisista maankäyttömuodoista saatava tulo tulisi myös voida ottaa nykyistä paremmin huomioon. Suomalaisten metsien taloudellisen optimoinnin vuosikymmeniä kestänyt tutkimus osoittaa selvästi, miksi muiden ekosysteemipalveluiden tulevaisuuden arvon määrittämiseen liittyy valtava, nykyisin vielä monissa tapauksissa hallitsematon riski.

Ekosysteemipalveluiden taloudellisen arvotamisen taustalta voidaan erottaa kaksi ajattelutapaa. Ensimmäinen perustuu puhtaasti yksilön tai (pienen) ryhmän etuun ja instrumentaaliseen rahallisen arvon määrittämiseen, jonka

suuruus muodostuu tuotettavan hyödykkeen määrän mukaan. Tällöin kyse on myyjä-ostaja-asetelmasta. Toinen arvonmäärittelyn ajattelutapa perustuu toimijoiden välisen luottamuksellisen vuorovaikutuksen kehittämiseen ja yhteisölliseen etuun. Vuorovaikutukseen ja yhteisöllisyyteen perustuvassa järjestelmässä ekosysteemipalveluiden ylläpidosta suoritettava rahallinen korvaus voi olla nimellinen kompensatio haittojen ja hyötyjen tasapainottamiseksi eikä välttämättä määrään perustuva maksu. Ekosysteemipalveluiden suojelemiseksi luotavan maksujärjestelmän käyttöönotto voi johtaa peruuttamattomaan ajattelutavan muutokseen ja vakaviin negatiivisiin ympäristövaikutuksiin, jos vallitseva järjestelmä on jo ennestään sisältänyt vapaaehtoisuuden perustuvia, vaikkakin riittämättömiä, ekosysteemipalveluiden suojelelukuja. On tärkeää huomata, että instrumentaalinen kauppajärjestelmä vaatii toimiakseen huomattavasti tiukempaa valvontaa kuin jälkimmäinen yhteisöllinen systeemi, mikä nostaa järjestelmän ylläpitokustannuksia. (Vatn 2008; ks. myös Gintis ym. 2003.)

Markkinoiden epäonnistumista pidetään yhtenä tärkeimpänä ympäristöongelmien syynä. Markkinoiden epäonnistuessa tuotteen tai palvelun hinta ei toimi yhteiskunnallisen arvon tehokkaana mittarina, eikä rahallinen voittoa heijasta yhteiskunnallisia nettohyötyjä oikein (Naskali ym. 2006). Yleisiä selityksiä markkinoiden epäonnistumiselle ovat mm. epätäydellinen kilpailu, kuten monopoli, ja epäsymmetrinen informaatio. Ekosysteemipalveluita koskevien markkinoiden epäonnistumiselle syynä voivat olla: 1) kuuluminen markkinattomiin julkishyödykkeisiin, 2) ulkoisvaikutusten sisällyttämättä jättäminen tuotantokustannuksiin ja markkinahintoihin ja 3) ns. vapaan pääsyn tragedia, joka johtaa puutteellisesti määritelyjen omistusoikeuksien vuoksi hallitsemattomaan käyttöön (Naskali ym. 2006).

Yksi tärkeä tekijä, joka vielä on jäänyt mainitsematta, mutta liittyy usein maankäytön muutoksiin ja PES-järjestelmien perustamiseen, on konflikti. Konfliktien syntyyn vaikuttavien tekijöiden, kuten niukkuuden, ymmärtäminen

on perustavanlaatuinen osa ekosysteemipalvelukeskustelua. Ekosysteemipalveluja koskevien konfliktien osapuolten välillä voi olla erimielisyyttä, joka voi johtua asiasisällöstä, eturistiriidoista tai arvoista (Vatn 2008). Asiakonfliktissa osapuolet eivät ole samaa mieltä ongelmaa koskevista faktoista. Eturistiriidoissa molemmat osapuolet ovat yhtä mieltä valitsevista tosiasioista, mutta konflikti johtuu hyötyjen ja kustannusten jakautumista koskevasta erimielisyydestä. Arvoristiriidassa osapuolten näkemykset neuvoteltavasta asiasta ovat niin kaukana toisistaan, ettei keskustelua koeta ylipäättään mielekkääksi. Raha ei käy korvaukseksi, jos yhteisön arvoissa vapaa pääsy tiettyyn hyödykkeeseen, esimerkiksi veteen, katsotaan perusoikeudeksi. Suomessa tällaisen arvoristiriidan voisi aiheuttaa vaikkapa puuttuminen jokamiehenoikeuksiin.

Jotta järjestelmään liittyvien arvoristiriitojen tärkeys tulisi jokaiselle selväksi, voidaan kysyä, eikö elinkauppaakin voitaisi tietyn ehdoin laillistaa, jos vaikkapa munuaisensa myyjät ja elimen ostajat hyväksyvät kaupan ja osallistuvat siihen vapaaehtoisesti? Näennäisesti vapaaehtoiselta vaikuttavakin päätös voi kuitenkin olla seurausta köyhyydestä tai muista syistä, jotka eivät välity kaupan osapuolten tietoon. Ekosysteemipalveluilla käytävään kauppaan liittyy näennäisen vapaaehtoisuuden riski, joka on eettisesti välttämätöntä selvittää ennen kaupan aloittamista. On tutkittava, onko muita vaihtoehtoja olemassa.

## **Oravannahoista luonnonarvo- ja päästökauppa**

Matka ikiaikaisesta vaihdannasta ja oravannahoista nykyaikaiseen monimutkaiseen talousjärjestelmään tuntuu pitkältä. Ensimmäisiä viitteitä muilla kuin tuotannollisilla ekosysteemipalveluilla tehdyllä kaupankäynnillä voisivat olla vaikkapa egyptiläisten keinokastelujärjestelmien ja roomalaisten akveduktin rakentaminen, joilla on päästy vaikuttamaan säätelevien palveluiden tuotantoon. Roomalaisten toteuttamat suurimittaiset suonraivaukset olivat esimerkiksi pyrkimyksestä taudinaiheuttajien säätelyyn malariasääskien elinympäristöjä muokkaamalla.

Nykyisin kauppaa käydään etenkin tuotannollisilla, ja jossain määrin säätelevillä, ekosysteemipalveluilla, ja niiden arviointi ja maailmanmarkkinahintojen muutosten selittäminen on jopa kohtuullisen helppoa mikrotaloustieteen kysyntä–tarjonta-kaavion tai makrotaloustieteen tuotantofunktion avulla. Kulttuuristen palveluiden arvottamisessa on jo huomattavasti enemmän haastetta niiden subjektiivisen luonteen vuoksi. Niille on usein vielä sääteleviäkin palveluita vaikeampaa luoda markkinoita, koska ne koetaan monissa kulttuureissa itseisarvoiksi. On syytä muistaa, että mitään universaalia, ”oikeaa” hintaa ei ole olemassa. Ajatellaan esimerkkinä vaikkapa ekoturismia: joku toinen on valmis maksamaan harvinaisen, Kuusamon ikimetsissä elävän itäisen taigalinnun, sinipyrstön, näkemisestä tuhansia euroja, kun toinen ei edes tiedä eikä välitä tietää sen olemassaolosta. Vaikeaa on myös tukevien palvelujen, kuten vaikkapa fotosynteesin arvottaminen. Hengittämämme hapen hintaa ei oikeastaan voi määrittää, sillä se on olemassaolomme ehto.

Vuosituhanneksen ekosysteemi-arvion palveluluokissa voidaan nähdä joitakin yhtäläisyyksiä Maslowin (1943) tarvehierarkiaan, jossa elämän perusedellytykset ruoka, vesi ja viileämmässä ilmastossa vaatteet ovat kaikkein alimmalla tasolla. Niiden tulee olla kunnossa ennen kuin voidaan siirtyä haaveilemaan seuraavien tasojen hyödykkeistä, kuten turvallisuudesta, yhteenkuuluvuudesta, arvonannosta ja itsensä toteuttamisesta. Tarvehierarkiassa edetään kohti huippua, missä kaikki perustarpeet tulevat tyydytetyiksi, ja jäljelle jäävät vain elämys ja ylellisyys, joista olemme valmiita maksamaan lähes mitä tahansa, jos meillä on siihen varaa. Tuotannolliset ja säätelevät palvelut voidaan rinnastaa tarvehierarkian alemmille tasoille, kulttuuriset palvelut ylemmäs, ja tukipalveluiden kynnyksarvolle emme ehkä voi asettaa hintaa. Toimivien ekosysteemipalveluiden merkitys korostuu erityisesti etelän köyhissä maissa, jossa ihmiset ovat usein suoraan riippuvaisia luonnon antimista.

Halusimmepa tai emme, ympäristöasioilla käydään jo kauppaa, josta esimerkkejä löy-

tyy niin Kioton ilmastopöytäkirjan mukaisesta päästökaupasta, Chicagon ilmastopöytäkirjasta, maatalouden suojakaistavyöhykkeiden perustamisesta maksettavista ympäristötuista kuin Etelä-Suomen luonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi lanseeratun METSO-ohjelman luonnonarvokaupasta. Ekologisen taloustieteen oppikirjoista löytyi aiemmin malliesimerkki Australian pörssissä vuosina 2000–2005 noteeratusta Earth Sanctuaries Ltd -yhtiöstä, jonka toiminta perustui biodiversiteettipääomien ja luonnonsuojelun alueiden tuottoon. Yhtiön tuottavuus ei kuitenkaan riittänyt korkeiksi nousseiden ylläpitokustannusten ja osakkeenomistajien tuottovaatimusten kattamiseksi, ja yhtiö ajautui konkurssiin vuonna 2006, minkä seurauksena yhtiön omistamat luonnonsuojelun alueet myytiin ja jäljelle jäänyt omaisuus päätettiin toisen sijoitusyhtiön hallintaan (Daily & Ellison 2002; Sydeen & Beder 2006).

### **Ekologisten tekijöiden integrointi päätöksentekoon**

Päätöksenteko eli perusteltu valinta eri toimintavaihtoehtojen välillä on välttämättömyys, jota ei voi sivuuttaa. Varhaisen ihmisen päätöksenteko oli suhteellisen yksinkertaista: joko käytti parhaita mahdollisia aseita tai näki nälkää. Nykyisessä tieteessä ja teknologian läpääntymisen myötä maailmassa päätöksenteko on haasteellisempaa. Todellisuuden dynamiikasta samoin kuin tekojen vaikutuksista tiedetään enemmän, ja teknologian avulla voidaan muokata ympäristöä siihen suuntaan, että uudet valinnat tulevat mahdollisiksi (Kamppinen & Raivola 2002; Kamppinen ym. 2002).

Nykyistä päätöksentekijää vaikkapa ympäristöpolitiikassa vainoaa optimaalisen päätöksenteon dilemma. Yhtäältä hänen olisi tiedettävä kaikki asiaankuuluvat seuraukset, jotta voisi tehdä järkevän ratkaisun esimerkiksi energiantuotannon tai jätteenkäsittelyn alueella, toisaalta erilaisten seurausvaikutusten integrointi päätöksentekoon vaikeuttaa eri vaihtoehtojen vertailtavuutta. Miten voisi verrata toisiinsa maisemallisia tappioita ja jätteiden käsittelystä saatavia hyötyjä, entä halpaa energiaa ja suuria onnetto-

muusriskejä tai maaseudun elinkeinollisia hyötyjä ja Itämeren ravinnekuormitusta?

On kaksi periaatteellista tapaa ratkaista ympäristöä koskevan päätöksenteon dilemma (Kamppinen & Walls 1999):

1) Ekologia tekijöitä voidaan siirtää päätöksenteon reunaehdoksi tai

2) tekijät voidaan yhteismitallistaa muiden päätöksenteossa punnittavien seikkojen kanssa.

Reunaehdoksi siirtäminen tarkoittaa esimerkiksi alueen muuttamista luonnonsuojelualueeksi kriteerillä X ja toimenpiteiden kieltämistä ko. alueella. Näin alue ja sen ekologiset ominaisuudet siirtyvät päätöksenteon kontekstiksi, pois niistä asioista, joista päätetään. Reunaehdoksi siirtäminen voi toki tuoda mukanaan uusia haasteita, jos saadaan uutta tietoa siitä, että esimerkiksi laiduntaminen parantaakin alueen biologista monimuotoisuutta. Näin reunaehdoksi siirretty tekijä joudutaan ottamaan päätöksenteon kohteeksi uudestaan, jos tavoitteena on maksimoida biologinen monimuotoisuus.

Ekologisten tekijöiden yhteismitallistaminen muiden päätöksenteossa punnittavien seikkojen kanssa tarkoittaa yleensä hinnoittelua, vaikka muitakin yhteismitallistavia ominaisuuksia, kuten ”merkittävyys”, voidaan käyttää. Ekosysteemin lajistolle voidaan arvioida hinta, samoin visuaaliselle tai äänimaisemalle, ja virkistyskäytön kustannukset samoin kuin siihen tehdyt investoinnit voidaan arvioida.

Molemmat tavat ratkaista päätöksenteon dilemma ja integroida ekologiset tekijät päätöksentekoon ovat periaatteessa rationaalisia. Reunaehdoksi siirtäminen on yleensä järkevää silloin, kun ei tiedetä mitä tappioita käytöstä voisi aiheutua. Reunaehdoksi siirtäminen on eräänlaista katastrofilta suojautumista. Yhteismitallistaminen on järkevää tilanteessa, jossa on käytettävissä tarpeeksi perusteltua tietoa hyödynnettävän ekosysteemin ominaisuuksista ja jossa hinnoittelu ei johda absurdateetteihin, kuten jätemaksuihin, jotka ovat suurempia kuin Yhdysvaltain kansantalous. Yhteismitallistaminen ja hinnoittelu sen osana ovat rationaalinen tapa ottaa tekijöitä päätöksentekoon ja sitä edeltävään keskusteluun (Shrader-Frechette 1991).

Ehkä painavin kysymys liittyy siihen, mitkä tekijät kuuluvat reunaehtoihin ja mistä systeemeistä ymmärretään tarpeeksi, jotta ne voidaan ottaa päätöksentekoon tiiviimmin mukaan (vrt. Ahteensuu 2007).

Hukkinen (1999) havaitsi tutkiessaan yritysten ympäristöasioita koskevaan päätöksentekoon vaikuttavia instituutioita, että päätöksiä tekevät johtajat ja asiantuntijat ovat usein hyvin perillä pitkäaikaisen ekologisen kestävyuden reunaehdoista, mutta siitä huolimatta päätökset syntyivät usein kestävyuden kannalta lyhytjänteisesti, taloudellisten ja sosiaalisten seikkojen sekä muodollisten instituutioiden painostuksesta. Ympäristöasioita koskevan päätöksenteon ajatusmalli on yhteneväinen taloustieteen päämies-agentti-ongelman kanssa, jonka eräessä ratkaisumallissa omistaja pyrkii sitouttamaan työntekijänsä (yleensä johtajat) yhteisiin, yrityksen kannalta parhaisiin taloudellisiin päämääriin joko optioiden tai tehokkuuspalkkausjärjestelmien avulla. Ekologisesti ajatteleva johtaja on harvoin yrityksessä niin vahvassa asemassa, että voisi riippumattomasti toteuttaa päätöksissään pitkäjänteistä kestävästä päätöksentekoa. Päämiehen ja agentin välisen luottamuspuolan korjaamiseksi työntekijöitä on motivoitava, ja intressejä koskevaa tiedonsaantia kaikkien osapuolten välillä on lisättävä. Lopulta tämä analogia voidaan laajentaa koskemaan kaikkea globaalistuvan yrityskaupunkien ja yhteiskuntien päätöksentekoa: yritysten ja valtioiden on ymmärrettävä, että ne ovat toimivien ekosysteemien osaomistajia, eivätkä ainoastaan hyödyntäjiä – päämiehillä eli tulevilla sukupolvilla ja agenteilla eli meillä maapallon nykyisillä työntekijöillä on yhteinen tavoite, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävästi toimivien yhteiskuntien hoitama planeetta.

## Lopuksi

Luonto on ainaisessa muutoksessa oleva dynaaminen systeemi, jossa lajien väliset vuorovaikutukset ovat muutoksen perusta. Luonnon monimuotoisuuteen perustuvien hyödykkeiden taloudellinen hyödyntäminen poikkeaa strategisten uusiutumattomien luonnonvarojen hyödyntämisestä mm. lajien ja populaatioiden



kannanvaihteluiden eli resurssien saatavuuden vaihteluiden vuoksi sekä toisaalta niiden kierätettävyydestä johtuen. Luonnonarvokauppa tarjoaa yhden keinon ekosysteemipalveluiden suojeluun ja ekologisesti vastuulliseen luonnonhoitoon, mutta sen yksipuolinen käyttäminen ei ole ainoa ratkaisu ekosysteemejä uhkaaviin ihmistoiminnasta aiheutuviin vaaroihin. Rahamitalla ja luonnon itseisarvolla on sama ominaisuus, monistisuus. Jotta ymmärtäisimme ihmisiä, joiden arvomaailma eroaa omastamme, meidän tulisi kehittää keskustelua varten pluralistisia arvottamistapoja.

Pohdittaessa luonnonvarojen hyödyntämistä, mihin nykyisin myös biodiversiteetin toiminnasta syntyvät prosessit yhä useammin sisällytetään, pitäisi ekologis-sosiaaliselle systeemille aiheutuvia vaikutuksia maltaa riittävästi tutkia, ja tuloksista pitäisi kiireettä keskustella ennen päätöksentekoa. Pohjois-Amerikan intiaaneilla oli velvoittavana sääntönä harkita päätöksen vaikutusta kymmenen sukupolven päähän itsensä. Vanhan tammen voi kaataa nopeasti, mutta uuden puun varjossa voi istuskella vasta 200 vuoden päästä. Taloudellisen ajattelun yksinkertaisten sääntöjen valossa hyvinkin pieni korko tuottaisi kymmenen sukupolven päästä muhean summan. Vaikka emme pystyisikään arvioimaan tekojemme seurauksia kymmenen sukupolven päähän, voisimme yrittää ajatella edes yhtä hallituskautta tai omaa jäljellä olevaa työuraamme kauemmaksi, lapsiin ja lapsenlapsiin.

## Lähteet

Ahteensuu M. 2007: Defending the precautionary principle against three criticisms. *Trames – A Journal of the Humanities and Social Sciences* 11(4):366–381.

Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1997: *Ecology* (3rd edition). Chapter 25: Conservation and Biodiversity. Blackwell Science, Oxford, UK. 1068 s.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.

Daily, G.C. & Ellison, K. 2002: *The new economy of nature: The quest to make conservation profitable*. Island Press, Washington, Covelo, London. 260 s.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valua-

tion of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393–408.

Engel, S., Pagiola, S. & Wunder, S. 2008: Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological economics* 65:663–674.

Falconer, K. & Saunders, S. 2002: Transaction costs for SSSIs and policy design. *Land Use Policy* 19(2):157–166.

Gintis, H., Bowles, S., Boyd, R. & Fehr, E. 2003: Explaining altruistic behavior in humans. *Evolution and Human Behavior* 24:153–172.

Hukkinen, J. 1999: *Institutions in environmental management: constructing mental models and sustainability*. Routledge, EUI Environmental Policy Series, London, UK. 226 pp.

Jørgensen, S.E. 1992: Exergy and ecology. *Ecological modeling*. 63:185–214.

Kamppinen, M. & Walls, M. 1999: Integrating biodiversity into decision-making. *Biodiversity and Conservation* 8: 7–16.

Kamppinen, M. & Raivola, P. 2002: Riskien moniulotteisuus. Teoksessa Karjalainen, S., Launis, V., Pelkonen, R. & Pietarinen, J. (toim.): *Tutkijan eettiset valinnat*. Gaudeamus, Helsinki, s. 206–220.

Kamppinen, M., Malaska, P. & Kuusi, O. 2002: Tulevaisuudentutkimuksen peruskäsitteet. Teoksessa Kamppinen, M., Kuusi, O. & Söderlund, S. (toim.): *Tulevaisuudentutkimus – perusteet ja sovellukset*. SKS, Helsinki, s. 19–53.

Kontoleon, A., Pascual, U. & Swanson, T. 2007 (eds.): Biodiversity Economics. *Principles, Methods and Applications*. Cambridge University Press, UK. 664 s.

Maslow, A. 1943: *A Theory of Human Motivation*. *Millennium Ecosystem Assessment 2005: Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006: Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä. *Suomen Ympäristö* 48. 144 s.

Norton, B.G. 2000: Biodiversity and environmental values: in search of a universal earth ethic. *Biodiversity and Conservation* 9:1029–1044.

OECD 1999: *Handbook of Incentive Measures for Biodiversity – Design and Implementation*. OECD, Paris.

Pearce, D.W. 2007: Do we really care about biodiversity? Teoksessa: Kontoleon, A., Pascual, U. & Swanson, T. 2007 (toim.): *Biodiversity Economics. Principles, Methods and Applications*. Cambridge University Press, UK. s. 22–54.

Rørstadt, P.K., Vatn, A. & Kvakkestadt, V. 2007: Why do transaction costs of agricultural policies vary? *Agricultural Economics* 36:1–11.

Shrader-Frechette, K. 1991: *Risk and rationality*. University of California Press, Berkeley.

Sydee, J. & Beder, S. 2006: The right way to go? Earth-Sanctuaries and market-based conservation. *Capitalism Nature Socialism* 17(1):83–98.

Tahvonen, O. 2006: Puuntuotannollinen vai taloudellinen kestävyys? Kirjassa Jalonen, R., Hanski, I., Kuuluvainen, T., Nikinmaa, E., Pelkonen, P., Puttonen, P., Raitio, K. & Tahvonen, O. (toim.): *Uusi metsäkirja*, sivut 45–53. Gaudeamus Kirja. Oy Yliopistokustannus University Press Finland Ltd., Helsinki. 382 s.

Vatn, A. 2008: Payments for environmental services: An institutional analysis. The 10th biennial conference of

ISEE "Applying Ecological Economics for Social and Environmental Sustainability", Nairobi, 7–11 August. 2008. 20 s.

Vatn, A. & Bromley, D.W. 1994: Choices without Prices without Apologies. *Journal of Environmental Economics and Management* 26:129–148.

Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation* 139, 235–246.

Wikipedia. <http://fi.wikipedia.org>

Wu, J & Hobbs, R.J. (eds.) 2007: *Key topics in landscape ecology*. Cambridge Studies in Landscape Ecology. Cambridge University Press, UK. 297 s.

Wunder, S. 2005: Payments for environmental services: Some nuts and bolts. CIFOR Ocassional Paper No. 42. Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.

Haluamme kiittää erityisesti Arto Naskalia arvokkaista ajatuksista, joita tässäkin tekstissä olemme nostaneet esille. Esitämme myös suuret kiitokset Lauri Nikkiselle ja Armi Vihervaaralle rakentavista kommentteista.

**Petteri Vihervaara on biologi, joka valmistelee väitöskirjaa Turun yliopistossa yritysten ekosysteemi- ja biodiversiteetti-vaikutuksista sekä yhteiskuntavastuusta. Matti Kamppinen on Turun yliopiston dosentti ja uskontotieteen lehtori.**