

Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä

Arto Naskali
Juha Hiedanpää
Leila Suvantola

LUONTO

Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä

Arto Naskali
Juha Hiedanpää
Leila Suvantola

Helsinki 2006

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ



SUOMEN YMPÄRISTÖ 48 | 2006
Ympäristöministeriö
Alueidenkäytön osasto

Taitto: Aija Kojonen
Kansikuva: Mikko Mäkeläinen, Diabox

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Edita Prima Oy, Helsinki 2006

ISBN 952-11-2429-6 (nid.)
ISBN 952-11-2430-X (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkokj.)



ESIPUHE

Tämä selvitys on katsaus ja hakuteos biologisesta monimuotoisuudesta talouskysymyksenä ja pyrkii vastaamaan Suomen biodiversiteettiohjelman arvioinnissa tehtyyn havaintoon. Kolmannessa kansallisen biodiversiteettiohjelman (1997-2005) seurantaraportissa todetaan, että "toimintaohjelman kohtuullisen hyvästä toimeenpanosta ja myönteisestä kehityksestä huolimatta pelkästään kansalliseen toimintaohjelmaan 1997-2005 sisältyvillä toimenpiteillä ei voida pysäyttää tai hidastaa merkittävästi Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtymiskehitystä vuoteen 2010 mennessä". Ohjelman arviointiraportissa puolestaan todetaan, että "harkittaessa uusia biodiversiteetin turvaamistoimenpiteitä ja nykyisten toimenpiteiden tehostamista, tulisi erityisesti pohtia ja tutkia kannustavuutta.

Biodiversiteettisopimuksen monilla artikloilla on selvä talouskytkös. Biologinen monimuotoisuus on oleellinen talouskysymyksenä ainakin kahdesta syystä. Ensinnäkin luonnon monimuotoisuus tarjoaa suuren määrän suoria ja epäsuoria hyötyjä – tavaroita ja palveluja. Toiseksi ihmistoiminnot aiheuttavat jatkuvasti biologisen monimuotoisuuden vähenemistä, joka uhkaa ekosysteemien kykyä tuottaa elintärkeitä ekosysteemitavaroita ja -palveluja. Kansainvälisesti tällä saralla on tehty työtä etupäässä OECD:n piirissä vuodesta 1993. Näihin asioihin ei kuitenkaan vielä laajasti olla kiinnitetty tarpeeksi huomiota. Tulevaisuudessa olisikin syytä entistä enemmän pohtia, miten toimenpiteet voidaan suunnitella sellaisiksi, että ne aidosti kannustavat toimijoita kehittämään uutta toimintaa monimuotoisuuden turvaamiseksi. Tämä tarve korostuu, koska suuri osa turvattavasta monimuotoisuudesta on ihmisen voimakkaasti muovaamissa ja ylläpitämässä elinympäristöissä.

Julkaisu on tarkoitettu poliittisille päätöksentekijöille, ministeriöiden talouspoliittisia ohjauskeinoja suunnitteleville viranomaisille ja yliopisto-opetukseen. Raportti pyrkii myös olemaan yleistajuinen perusteos kaikille monimuotoisuuden turvaamisen ja talouden välisistä kytkennöistä kiinnostuneille. Samalla se tarjoaa uudenlaisia ajatuksia pohtia luonnonsuojelua ja luonnon kestävää käyttöä. Raportin yhtenä tavoitteena on osoittaa keinoja kaksoishyödyn (win-win -tilanne) tavoitteluun.

Nyt julkaistavan raportin loppuun on koottu johtopäätökset ja suositukset siitä kuinka kansallisesti voitaisiin tukea ja edelleen kehittää kannustavuutta, markkinoiden luomista sekä vahvistaa taloustieteiden ja yhteiskuntatieteiden näkökulmaa mukaan lukien luontopääoman ja ekosysteemipalvelujen käsitteitä.

Ympäristöministeriö on rahoittanut selvitystä ja se on laadittu Suomen biologisen monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman 1997-2005 seurantaraportin toimeksiannosta. Työ on tehty yhteistyössä biodiversiteetin kestävä käyttö -asiaintuntijaryhmän kanssa. Pääosan työtaakasta ovat kantaneet TTM Arto Naskali, varttunut tutkija, Metsäntutkimuslaitos, HT Juha Hiedanpää, tutkija, Turun yliopisto, Satakunnan Ympäristöntutkimuslaitos VT (varatuomari), LLM, HTL Leila Suvantola, tutkija, Joensuun yliopisto, oikeustieteiden laitos. Haluan tässä yhteydessä kiittää heitä ja kaikkia, jotka ovat kommentoineet työtä sen edetessä.

Helsinki 5.5.2006

Pekka Kangas

Ylijohtaja

Biologista monimuotoisuutta koskevan seurantaraportin puheenjohtaja

Ympäristöministeriö

SISÄLLYS

I Biologinen monimuotoisuus ja talous	9
1.1 Johdanto.....	9
1.2 Raportin tavoitteet.....	11
1.3 Biodiversiteettisopimus	12
1.5 Biodiversiteettisopimus ja talous.....	15
1.6 Vuosituhannen ekosysteemi-arviointi.....	17
1.7 OECD ja taloudellisten ohjauskeinojen käyttö biologisen monimuotoisuuden kestävässä käytössä ja suojelussa	18
1.8 OECD:n suositukset.....	19
1.9 OECD:n raportit ja niiden vaikuttavuus	21
1.10 Kannustimet biodiversiteettipolitiikan keinona.....	22
1.11 EU:n biodiversiteettipolitiikka	23
1.12 Kansallinen biodiversiteettiohjelma ja biologisen monimuotoisuuden talousnäkökulmat	25
2 Biologisen monimuotoisuuden katoaminen	28
3 Biologisen monimuotoisuuden häviämisen taloudelliset syyt ja biodiversiteettitarvoitteen ja -palveluiden ominaisuudet	31
3.1 Johdanto.....	31
3.2 Julkishyödykkeet ja ulkoisvaikutukset	32
3.3 Omistusoikeuksien ongelmat.....	34
4 Poliittikakeinot	36
4.1 Johdanto.....	36
4.2 Julkisen ja yksityisen toiminnan alueet.....	37
4.3 Luonnonsuojelualueet julkisena palveluna.....	41
4.4 Yksityisoikeudelliset välineet luonnonsuojelussa	46
4.5 Sääntelystä kannustimiin metsien suojelussa	47
4.6 Spatiaalinen vuorovaikutus.....	53
4.7 Sääntelyn ja kannustimien välinen suhde.....	56
4.8 Makrotaloudelliset kytkennät.....	57
5 Taloudelliset kannustimet	59
5.1 Yleistä.....	59
5.2 Positiiviset kannustimet	60
5.2.1 Yleistä	60
5.2.2 Positiiviset verokannustimet	61
5.2.3 Maatalouden positiiviset kannustimet	65

5.3	Negatiiviset kannustimet	68
5.4	Epäsuorat kannustimet.....	69
5.5	Luonnonvastaiset kannustimet	71
5.6	Puutteellisesti yhteen sovitetut kannustimet.....	75
6	Markkinoiden luominen	77
6.1	Yleistä.....	77
6.2	Miksi markkinat?	79
6.3	Kaupallistaminen	82
6.4	Markkinoiden edistäminen	83
6.5	Tuotteistaminen	84
6.6	Luontoyrittäjäyys.....	85
6.7	Luontopääoma ja ekosysteemipalvelumarkkinat.....	86
6.8	Biotekniikka ja geenivarat	91
6.9	Markkinoiden luominen ympäristömerkintöjen avulla	92
6.9.1	Yleistä	92
6.9.2	Metsien sertifiointi	93
6.9.3	Luonnonmukaisten tuotteiden ympäristömerkit.....	94
6.9.4	Kestävän matkailun laatumerkintä	95
6.10	Suojelualueiden pääsymaksut.....	97
6.11	Suojelurasitteet	98
6.12	Rahoitusmarkkinat	99
6.12.1	Rahoitustuotteet	99
6.12.2	Suojelusäätiöt	100
6.12.3	Vakuutustoimiala	101
7	Biodiversiteettipolitiikan tehostaminen	103
7.1	Kannustimien soveltamisen tuki ja vaiheet.....	103
7.2	Kannustinten ja suoran sääntelyn yhteys	104
7.3	Inhimillisen kapasiteetin luominen ja osallistuminen	105
7.4	Arvotieto kannustimena.....	105
7.6	Ongelmia ekosysteemien arvottamisessa.....	110
8	Politiikan arviointi (ennakko- ja jälkiarviointi).....	111
8.1	Yleistä.....	112
8.2	Politiikan arvioimisen (suorituskyvyn) kriteerit.....	112
8.3	Tulonmuodostuskyky.....	117
8.4	Aiheuttaja maksaa vaiko hyötyjä maksaa -periaate biosiversiteetin suojelussa?	118

9 Yhteenveto	121
9.1 Ohjauskeinoyhdistelmä	121
9.2 Kannustinten seuranta ja niiden toimeenpanon valvonta	121
9.3 Kannustinten käyttöönoton tarkistuslista.....	122
9.4 Biodiversiteettipolitiikan haasteet	123
10 Johtopäätökset ja suositukset	123
10.1 Yleisiä suosituksia	124
10.2 Konkreettisia suosituksia.....	125
Kirjallisuus	128
Kuvailulehti.....	139
Presentationsblad	140
Documentation page.....	141

1 Biologinen monimuotoisuus ja talous

1.1

Johdanto

Ekosysteemit tarjoavat ihmisyyhteisöjen hyvinvoinnille välttämättömiä ja korvaamattomia palveluja. Biologinen monimuotoisuus (biodiversiteetti) on näiden ihmislajille olennaisten ekosysteemien ja myös biogeokemiallisten kiertojen toiminnan perusedellytys. Ihmisen toiminta kuitenkin kiihdyttää jatkuvasti maapallon geenivarojen, eliölajien sekä niiden elinympäristöjen häviämistä ja varsinkin avainelementtien katoaminen aiheuttaa ekosysteemeissä pitkäaikaisia tai pysyviä olennaisia muutoksia. Suurin osa maapallon väestölle tärkeistä ekosysteemeistä onkin heikentynyt tai niitä käytetään kestävästi (The Millennium Ecosystem Assessment 2005a). Vaikka biologisen monimuotoisuuden ja varsinkin lajidiversiteetin sekä ekosysteemien toiminnan välinen täsmällinen riippuvuus on edelleen epäselvä, niin laaja yksimielisyys vallitsee kuitenkin siitä, että biologisen monimuotoisuuden katoaminen heikentää merkittävästi ekosysteemejä (ks. esim. Tilman 1999). Heikentyminen tekee niistä vähemmän palautumiskykyisiä ja tuottavia ja pienentää siten niiden kapasiteettia tarjota ihmisten nyt ja tulevaisuudessa tarvitsemia palveluja. Erityisen suuri merkitys monimuotoisuudella on ilmaston muutokseen sopeutumisessa.

On myös muita mekanismeja, joiden kautta biologisen monimuotoisuuden väheneminen uhkaa inhimillistä hyvinvointia. Biologinen monimuotoisuus on maataloudelle tärkeää. Kasvinjalostuksessa tarvitaan geneettistä monimuotoisuutta (diversiteettiä) esimerkiksi kehitettäessä taudeille vastustuskykyisiä lajikkeita (ks. Smale & King 2005). Lajikkeiden runsaus on puolestaan vakuutus sadon romahdusta vastaan. Biologisella monimuotoisuudella on myös merkitystä lääketieteellisen tiedon ja ymmärryksen kehittämisessä. Biologisen monimuotoisuuden geneettisen materiaalin varasto onkin suunnattoman arvokas tiedon lähde. Ei siten ole riittävää, että turvataan vain ne biologiset luonnonvarat, joiden tiedetään olevan ihmisille hyödyllisiä – myös sellaisia hyödyllisiä luonnon osia ja materiaaleja, joita ei vielä ole edes löydetty (mm. geenivarat lääketieteellisiin tai maatalouden sovellutuksiin) häviää kaiken aikaa. Biologisen monimuotoisuuden katoamisella on myös sosiaalisia seurauksia ihmisten elinkeinoihin ja elämäntapoihin (OECD 2005a).

Biologisen monimuotoisuuden katoaminen voi lisäksi vaikuttaa ihmisten terveyteen. Terveytemme on riippuvainen niiden ekosysteemien laadusta, joista (ja joissa) me elämme – kasvi- ja eläinlajien katoaminen voi esimerkiksi vaikuttaa veden tai maaperän laatuun. Biologinen monimuotoisuus on merkittävä turvaverkko hyvinvoinnille; se mahdollistaa turvallisen ravinnon olemassaolon ja saamisen, puhtaan juomaveden tuotannon, ja mikä tärkeää, se turvaa tulevaisuuden bioenergian saa-

tavuuden. Monimuotoinen luonto tarjoaa runsaasti mahdollisuuksia paitsi fyysisen myös henkisen terveyden ylläpitämiseen.¹

Biologisen monimuotoisuuden köyhtymisen keskeisimpinä syinä voidaan pitää luonnonympäristöjen (maiden ja vesien) ottamista erilaiseen talouskäyttöön, joko rakennusmaaksi (rakennetut ympäristöt) tai yksittäisten biologisten tai muiden luonnonvarojen kuluttavaan käyttöön sekä lisäksi myös sellaisia aine- ja energiapäästöjä, jotka saavat aikaan luonnossa muutoksia ja sopeutumispaineita. Ilmastonmuutoksen jopa arvioidaan lähivuosikymmeninä olevan merkittävin luonnon monimuotoisuutta muuttava tekijä. Kehityksen mukana luonnonympäristöt ovat paitsi huvenneet myös pirstoutuneet. Tämä on johtanut monien eliöläjien ja -kantojen sukupuuttoihin. Samaan aikaan bioteknologia aikaansaa uusia organismeja ja niiden vaikutukset olemassaoleviin organismeihin ja elinympäristöihin eivät ole tiedossa (OECD 2005a). Ilmastonmuutos ja kansainvälinen kauppa lisäävät vieraiden lajien osuutta ekosysteemeissä aiheuttaen arvomaattomia seurauksia näiden prosesseihin ja toimintoihin.

Ekosysteemeihin tehdyt muutokset ovat tietysti olleet kautta aikojen olennainen perusta ihmisen hyvinvoinnin paranemiselle ja taloudelliselle kehitykselle. Tänä päivänä tiedetään, että tällaiset voitot saavutetaan kasvavin kustannuksin. Tämä ilmenee monien ekosysteemipalveluiden vähenemisenä (samalla kun niiden kysyntä nopeasti kasvaa, ks. Bennett ym. 2005) sekä lisääntyvänä ei-lineaaristen ekosysteemimuutosten riskinä (ks. Muradian 2001). Tulevien sukupolvien mahdollisuudet saada itselleen hyötyjä ekosysteemeistään olennaisesti vähenevät (The Millenium Ecosystem Assessment 2005b). Ekosysteemien markkinallisten palvelujen lisääntynyt käyttö on johtanut ekosysteemien markkinattomien palvelujen menettämiseen ja heikentymiseen. Monet ekosysteemipalvelut ovat olleet vapaasti käytettävissä ja siten ilmaisia käyttäjilleen. Niiden huononemisen arviointiin ei ole taloudellisia mittareita, mistä syystä kansantuotelaskelmat eivät ota niitä oikeastaan lainkaan huomioon. Ekosysteemien heikentyminen merkitsee yhteiskuntien huomattavaa pääomavarantojen hupenemista. Uudistuvat luonnonvarat kuten ekosysteemipalvelut sekä uudistumattomat luonnonvarat kuten mineraalien ja fossiilisten polttoaineiden lähteet ovat yhdessä luontopääomaa ja osa tästä luontopääomasta on kriittistä; mikään hyöty ei oikeuta sen tuhoamiseen. Ekosysteemipalveluiden väheneminen maailmassa voi myös olla Yhdistyneiden kansakuntien syyskuussa vuonna 2000 hyväksymien kahdeksan Vuosituhannen kehitystavoitteen (The Millenium Development Goals) saavuttamisen eli muun muassa köyhyyden, nälän ja lapsikuolleisuuden vähenemisen esteenä.²

Edellä kuvattuun kehitykseen on yritetty vaikuttaa niin kansallisella kuin kansainvälisellä tasolla. Kansainvälinen yhteisö on sitoutunut hidastamaan merkittävästi biologisen monimuotoisuuden köyhtymistä vuoteen 2010 mennessä ja Euroopan Unioni on päättänyt pysäyttää monimuotoisuuden köyhtymisen samaan vuoteen mennessä. Biologisen monimuotoisuuden turvaaminen vaatii, että kansantalouksien sisällä ja koko maailmantaloudessa toteutetaan merkittäviä muutoksia (Pearce 1998, s.3). Luontopääomaan tehtävät investoinnit (suojelu, ylläpito, ennallistaminen, vaurioiden korjaaminen, toimintojen palauttaminen, sopeutumistoimet ilmastonmuutokseen) pitäisikin nähdä olennaisena osana taloudellisen hyvinvoinnin edistämistä. Tähän tehtävään ei riitä pelkästään julkisen sektorin panos vaan mukaan tarvitaan myös yksityinen sektori. Nykyään korostuu tarve lisätä yksityisen sektorin osallistumista biologisen monimuotoisuuden suojeluun ja luonnonympäristöjen kestävään käyttöön. Myös kulutustapojen muutokset ovat tulevaisuudessa hyvin tärkeitä.

¹ Ekosysteemipalvelumuutosten ja ihmisen terveyden välistä kausaalista riippuvuutta ei vielä tunneta kovin hyvin (ks. Butler ym. 2005).

² Ekosysteemit ja niiden ilmaiset ja avoimet palvelut ovat varsinkin kehitysmaiden köyhälle väestölle tärkeä elannon lähde. Luonnon monimuotoisuuden turvaaminen tulee jo tästä syystä ottaa huomioon kaikessa kehitysyhteistyössä.

Vain harvat enää kiistävätkään sitä, että hallitusten tulee talouskasvun rohkaisemisen lisäksi ylläpitää biologista monimuotoisuutta. Esimerkiksi OECD:n neuvosto hyväksyi vuonna 2004 jäsenmaidensa ympäristöministerien vahvistamat suositukset taloudellisten ohjauskeinojen (kannustimien) soveltamisesta edistämään biologisen monimuotoisuuden suojelua ja kestäväää käyttöä (OECD 2004b). Mutta vastattavaksi edelleen jää kaksi haastavaa kysymystä: kuinka paljon biologisen monimuotoisuuden suojelua tarvitaan ja mikä on tehokkain, vaikuttavin ja oikeudenmukaisin tapa toteuttaa tämä suojelu. Nämä ovat myös periaatteellisia taloudellisia kysymyksiä ja juuri siksi OECD on tutkinut taloudellisen toiminnan ja biologisen monimuotoisuuden hoidon yhteyksiä jo vuodesta 1993 (OECD 2005a). Vain perinteisen luonnonsuojelun keinoin ei voida ylläpitää ja turvata biologista monimuotoisuutta meillä Suomessa sen enempää kuin muuallakaan. Perinteisen luonnonsuojelun tietä ei ole kuitenkaan kuljettu loppuun. Päinvastoin, toiminnallisen suojelualueverkoston olemassaolon, täydentämisen ja yhteyksellisyyden lisäämisen merkitys ja tärkeys vain korostuu monimuotoisuuden jatkaessa hupenemistaan. Mahdollisuuksilla laajentaa suojelualueverkkoa (lunastamalla tai maanomistajien vapaaehtoisuuteen tukeutumalla) on kuitenkin rajansa eri syistä johtuen ja jo siksi tarvitaan uusia innovatiivisia suojelukeinoja täydentämään vanhoja. Ympäristöpolitiikassa ohjauskeinojen uudistuminen ja monipuolistuminen onkin ollut arkipäivää jo pitkään. Erityisesti on alettu puhua paitsi taloudellisista kannustimista myös teollisuuden itseohjauksesta ja kansalaisten osallistumisesta.

1.2

Raportin tavoitteet

Raportti pyrkii vastaamaan kahteen Suomen biodiversiteettiohjelman arvioinnissa tehtyyn havaintoon. Kolmannessa kansallisen biodiversiteettiohjelman (1997–2005) seurantaraportissa todetaan, että ”toimintaohjelman kohtuullisen hyvästä toimeenpanosta ja myönteisestä kehityksestä huolimatta pelkästään kansalliseen toimintaohjelmaan 1997–2005 sisältyvillä toimenpiteillä ei voida pysäyttää tai hidastaa merkittävästi Suomen luonnon monimuotoisuuden köyhtymiskehitystä vuoteen 2010 mennessä” (Kangas ym. 2005, 69). Ohjelman arviointiraportissa puolestaan todetaan, että ”harkittaessa uusia biodiversiteetin turvaamistoimenpiteitä ja nykyisten toimenpiteiden tehostamista, tulisi erityisesti pohtia ja tutkia kannustavuutta. Suurin osa tähänastisista toimenpiteistä on ainoastaan pyrkinyt ylläpitämään nykyistä monimuotoisuutta. Tulevaisuudessa tulisi pohtia, miten toimenpiteet voidaan suunnitella sellaisiksi, että ne aidosti kannustavat toimijoita kehittämään uutta toimintaa monimuotoisuuden turvaamiseksi. Tämä tarve korostuu, koska suuri osa turvattavasta monimuotoisuudesta on ihmisen voimakkaasti muovaamissa ja ylläpitämässä elinympäristöissä. Tutkimuksella tuotettu uusi tieto voi luoda edellytyksiä monimuotoisuutta turvaaville innovaatioille, mutta innovaatioiden syntyminen edellyttää kannustavuutta ja sitä tukevia lainsäädännöllisiä ratkaisuja ja muita yhteiskunnallisia rakenteita ja käytäntöjä.” (Hildén ym. 2005, 180)

Tämän raportin tavoitteena on Suomen olosuhteisiin sovellettuna:

- 1) Selvittää biologisen monimuotoisuuden talouskytköksiä, turvaamisen hyötyjä ja kustannuksia sekä taloudellisen toiminnan aiheuttamaa biologisen monimuotoisuuden hupenemista.
- 2) Selvittää talouspoliittisia keinoja vähentää biologisen monimuotoisuuden häviämistä.
- 3) Esittää esimerkkejä biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta onnistuneista ja epäonnistuneista kannustimista.

- 4) Avata biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön välistä suhdetta.
- 5) Löytää biologisen monimuotoisuuden tehtävä ja mahdollisuudet taloudessa (erityisesti markkinaperustaiset lähestymistavat ja markkinoiden luominen eli myös uudet liiketoimintamuodot).
- 6) Avata julkisen sektorin ja yksityissektorin asemaa biologisen monimuotoisuuden suojelussa ja kestävässä käytössä.
- 7) Esittää sopivan ja mukautuvan ohjauskeinovalikoiman (keinoyhdistelmän) käyttämisen keskeinen merkitys biodiversiteettipolitiikassa.
- 8) Osoittaa etenkin kriittisen luontopääoman turvaamisen mahdollisuudet ja yhteiskunnallinen tärkeys.

Raportti on tarkoitettu poliittisille päätöksentekijöille, ministeriöiden talouspoliittisia ohjauskeinoja suunnitteleville viranomaisille ja yliopisto-opetukseen. Raportti pyrkii myös olemaan yleistajuinen perusteos kaikille monimuotoisuuden turvaamisen ja talouden välisistä kytkennöistä kiinnostuneille. Samalla se tarjoaa uudenlaisia ajatuksia pohtia luonnonsuojelua ja luonnon kestävää käyttöä.³ Raportin yhtenä tavoitteena on osoittaa keinoja kaksoishyödyn (win-win -tilanne) tavoitteluun. Vakaa taloudellinen kehitys ja hyvä ympäristön laatu voivat olla oikeanlaisen politiikan tuloksena molemmat yhdessä mahdollisen maailmantilan osia. Innovatiivisten luonnonsuojeluratkaisujen hahmottelun aloittaminen saattaa olla kansakuntien ja ihmiskunnan eloonjäämisen ehdoton edellytys.

1.3

Biodiversiteettisopimus

Biologista monimuotoisuutta koskevan YK:n yleissopimuksen (Convention on Biological Diversity, CBD)⁴ kolme päätavoitetta ovat (United Nations Environment Programme 1992):

- i. biologisen monimuotoisuuden suojelu;
- ii. sen osien kestävä käyttö; ja
- iii. geenivarojen (perintöaineksen) käytöstä saatavien hyötyjen oikeudenmukainen ja tasapuolinen jakaminen.

Biodiversiteettisopimus sisältää siten kolme yleistä tavoitetta; biologisen monimuotoisuuden suojelun, sen osien kestävän käytön ja geenivarojen hyödyntämisestä saatavien hyötyjen oikeudenmukaisen jakamisen. Sopimuksen artikla 2 sisältää määritelmän kestäväälle käytölle:

”Kestävä käyttö tarkoittaa biologisen monimuotoisuuden osien käyttöä siten, että käytön laatu tai määrä ei pitkällä aikavälillä johda biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen, ja joka siten tukee biologisen monimuotoisuuden mahdollisuuksia tyydyttää nykyisten ja tulevien sukupolvien tarpeet ja toiveet.”

Kestävän käytön käsite pitää sisällään ajatuksen, että luontoa voidaan käyttää aiheuttamatta vahinkoa biologiselle monimuotoisuudelle. Kestävyydellä ei kuitenkaan ole yksiselitteistä määritelmää. Täsmällistä ”kyllä” tai ”ei” vastausta kestäväyydestä ei siis voitane antaa (Redford & Richter 1999). Luonnon kuluttava käyttö vaikuttaa biologiseen monimuotoisuuteen aina tavalla tai toisella: luonnon kuluttavalla käytöllä

³ Heti Rio:n kokouksen jälkeen myös Suomessa keskusteltiin biologisen monimuotoisuuden talouskysymyksistä (ks. Linddal & Naskali 1993, Hiedanpää 1994, Hiedanpää & Haila 1995 sekä Naskali 1996). Maailmalla ensimmäisiä biologisen monimuotoisuuden talouskysymyksiä käsitteleviä tekstejä olivat mm. Randall 1988, Barbier ym. 1994, Pearce & Moran 1994, Perrings ym. 1992, Perrings ym. 1995 ja Swanson 1995.

⁴ Tässä raportissa yleissopimusta kutsutaan biodiversiteettisopimukseksi.

töllä ei milloinkaan vaikuteta ainoastaan käytettävään luonnonvaraan tai luonnon ominaisuuteen (esim. puu, erävaellusmahdollisuus) vaan samalla moniin muihin biologisen monimuotoisuuden osiin ja usein tuntemattomin seurauksin.⁵ Käytännössä biologisen resurssin (voimavaran) edellytyksenä olevan biologisen monimuotoisuuden suojelutavoitteiden ja sen käytön välillä on usein ristiriita.⁶

1.4

Biologisen monimuotoisuuden (biodiversiteetin) määritelmä ja suojele

Biologinen monimuotoisuus on oleellinen talouskysymyksenä ainakin kahdesta syystä. Ensinnäkin luonnon monimuotoisuus tarjoaa suuren määrän suoria ja epäsuoria hyötyjä – tavaroita ja palveluja. Toiseksi ihmistoiminnot aiheuttavat jatkuvasti biologisen monimuotoisuuden vähenemistä, joka uhkaa ekosysteemien kykyä tuottaa elintärkeitä ekosysteemitavaroita ja -palveluja.

Pohdittaessa biologisen monimuotoisuuden merkitystä ja keinoja sen säilyttämiseksi on tärkeää määritellä mitä biologisella monimuotoisuudella tarkoitetaan. Biodiversiteettisopimuksen 2 artiklan mukaan biologinen monimuotoisuus tarkoittaa ”kaikkiin, kuten manner-, meri- tai muuhun vesiperäiseen ekosysteemiin tai ekologiseen kokonaisuuteen kuuluvien elävien eliöiden vaihtelevuutta – lajin sisäinen ja lajien välinen sekä ekosysteemien monimuotoisuus”.

Taulukko 1.

Biologisen monimuotoisuuden taso.

Monimuotoisuuden tyyppi	Esiintymismuoto
Geeni	Geenit, nukleotidit, kromosomit, yksilöt
Laji	Kasvi- ja eläinkunta, kasvi- ja eläinryhmät, suvut, alalajit, lajit, populaatio
Ekosysteemi	Luonnonmaantieteelliset alueet, maisemat, elinympäristöt
Funktionaalinen taso	Ekosysteemin toiminnot, kestävyys, palautuvuus, ekosysteemi-palvelut, hyödykkeet

Taulukossa 1 esitetään biologisen monimuotoisuuden eri tasot. Geneettinen monimuotoisuus (diversiteetti) viittaa lajin sisäiseen vaihtelevuuteen. Se käsittää informaation, jota edustaa yksittäisten kasvien ja eläinten DNA:n geenit.

Lajien monimuotoisuus viittaa paikallisten populaatioiden määrään ja suhteelliseen vaihtelevuuteen.

Ekosysteemien monimuotoisuus liittyy yhteisötasoon. Tämä kattaa organismien yhteisöjen ja paikallisten populaatioiden vaihtelevuuden, kuten myös ne abiootiset olosuhteet, joissa ne elävät. Ekosysteemien komponenttien monimuotoisuus lisää ekosysteemien tuottavuutta ja vakautta. Ekosysteemien tuottavuus ja vakaus saattavat olla yhteydessä myös tiettyihin organismeihin tai organismiryhmiin, joita kutsutaan avainlajeiksi.

⁵ Periaatteellisessa mielessä ihmisen harjoittama luonnonkäyttö ei ole mikään eettinen kysymys vaan puhdas biologinen tosiasia (Katz 1997). Etiikka tulee kuvaan mukaan vasta pohdittaessa, mitä varten ja miten luontoa käytetään. Rajatussa mittakaavassa vain esteettinen käyttö voi olla luonnon kuluttamatonta käyttöä. Luonnonosien olemassaoloarvon yhteydessä puhutaan tavallisesti luonnon ei-käytöstä (non-use) tai passiivisesta käytöstä.

⁶ Niin sanotun ”Use it or lose it” ajatuksen kannattajien mukaan biologista monimuotoisuutta voidaan suojella (kehitysmaissa) enemmän luonnonvarojen kestäväällä käytöllä suojelualueiden ulkopuolella kuin täydentämällä olemassaolevaa suojelualueverkostoa. Koska poliittisista syistä johtuen on yhä vaikeampaa laajentaa suojelualueverkkoa, niin biologisen monimuotoisuuden ylläpitäminen kestäväällä käytöllä on saanut entistä enemmän huomiota osakseen lähes kaikkialla (Freese 1997).

Toiminnallinen eli funktionaalinen monimuotoisuus liittyy ekosysteemin kapasiteettiin sietää häiriöitä ilman, että ekosysteemi siirtyy toisenlaiseen vakaustilaan. Toiminnalliset ryhmät – paikalliset populaatiot, jotka hoitavat jotain tiettyä tehtävää (funktioita) – ovat avainasemassa arvioitaessa ekosysteemin resilienssiä eli palautuvuutta.

Operatiiviset määritelmät

Callicott ym. (1999) jakavat luonnonsuojelufilosofiat kahteen koulukuntaan: kompositionalismiin ja funktionalismiin. Ensinmainitussa korostuu luonnon alkuperäinen koostumus sekä rakenne ja jälkimmäisessä sen toiminnallisuus. Molemmat näistä koulukunnista ovat kehittäneet omia normatiivisia luonnonsuojelukäsitteitään (suojelunormeja tai -kriteereitä).

Kompositionalismi (*Compositionalism*)

- lajiversiteetti (*species diversity*)
- ekologinen eheys (*ecological integrity*)
- ennallistaminen (*restoration*)

Funktionalismi (*Functionalism*)

- ekosysteemin terveys (*ecosystem health*)
- ekosysteemipalvelut (*ecosystem services*)
- sopeutuva hoito (*adaptive management*)
- ekosysteemin hoito (*ecosystem management*)
- kestävä kehitys (*sustainable development*)
- kestävä käyttö (*sustainable use*)
- ekologinen kestävyys (*ecological sustainability*)

Kompositionalismi on perinteistä monimuotoisuuden suojelua, jossa päähuomio kohdistetaan lajilukumäärään, lajien suhteelliseen runsauteen, alueiden eheyteen ja luonnontilan palauttamiseen. Kompositionalismin etiikka perustuu luonnon ei-ihmiskeskeisen (ei-antroposentrisen) itseisarvon ajatukselle. Luonnon olioilla katsotaan olevan (absoluuttisesti ja objektiivisesti) itseisarvoinen oikeus omaan olemassaolonsa (luonnon itseisarvoteoria). Kysymys on samalla luontokeskeisestä (bio- ja/ tai ekosentrisestä) deontologisesta eli velvollisuusetiikasta. Ihmisen on kaikessa toiminnassaan otettava luonnon itseisarvoisuus (moraalisesti) huomioon.⁷

Funktionalismissa huomio kohdistuu toimintoihin, funktioihin, jotka ylläpitävät ekosysteemin vastustuskykyä, palautuvuutta, joustavuutta ja sopeutuvuutta. Funktionalismi ei ole sama asia kuin luonnon monikäyttö (*multiple-use*). Funktionaalisesa ideaalissa kaikki luonnon käyttö, myös monikäyttö, tulee alistaa ekosysteemin terveyden luonnonsuojelunormille. Eettiseltä perustaltaan funktionalismi voidaan katsoa ihmiskeskeiseksi (antroposentriseksi) seurauseettiseksi näkemykseksi.⁸ Koska huomio kiinnittyy toimenpiteiden vaikutuksiin ihmisten hyvinvoinnille (utilitaris-

⁷ Keskustelu luonnon itseisarvoista liittyy kysymykseen, pitäisikö ihmisen jatkaa luonnon ajattamista vain pelkkänä voimavarojen tarjoajana eli resurssinaan. Kokonainen luontokeskeisten filosofien joukko, biosentrikkoja, ekosentrikkoja ja erityisesti syväekologeja, on kuitenkin sitoutunut näkemykseen, jonka mukaan luonnolla on todella itseisarvo. Heidän mielestään luonnon itseisarvot ovat todellisia arvoja, jotka ovat olemassa objektiivisesti luonnossa. Oletus luonnon itseisarvosta on piilevänä elementtinä mukana myös osassa monen maan kansallista ympäristölainsäädäntöä. Myös biodiversiteettisopimuksessa todetaan eksplisiittisesti biologisen monimuotoisuuden itseisarvo. Sopimushan alkaa sanoilla: "Sopimuspuolet, jotka ovat tietoisia biologisen monimuotoisuuden itseisarvosta sekä ..." (United Nations Environment Programme 1992, Ympäristöministeriö 1997, 135)

⁸ Funktionalismi voi myös olla ei-ihmiskeskeistä (bio- ja/ tai ekosentristä), jos luonnon toimintoja tarkastellaan muun kuin ihmislajin yksilön, muun kuin ihmislajin tai kokonaisekosysteemien kannalta. Kaikki riippuu siitä, katsotaanko itseisarvoiseksi asiaksi vain ihminen tai jokin lajijoukko tai luonnon yhteisö.

mi), funktionalismi on läheisessä suhteessa talouteen (keskeistä välineellisyys eli instrumentaalisuus). Voidaan siksi puhua ekonomistisesta luonnon arvon teoriasta (Norton 2000).

Callicottin ym. (1999) mukaan kompositionalistinen ja funktionalistinen filosofia olisi yhdistettävä synteettiseksi lähestymistavaksi. Puhtaasti kompositionalistisessa luonnonsuojelufilosofiassahan sosiaaliset ja kulttuuriset arvot jäävät helposti taustalle keskityttäessä alkuperäisen luonnon ja biologisen monimuotoisuuden preservointiin (säilyttämiseen). Luonnon itseisarvoteoria ja ekonomismi ovat kummatkin monistisia lähestymistapoja (Norton 2000). Molemmissa luonnon arvo pyritään palauttamaan vain yhteen perusarvoon oli se sitten luonnon absoluuttinen itseisarvo tai ihmisten subjektiivinen relativistinen hyöty. Synteettisen lähestymistavan keskeinen ominaisuus on monismin vastakohta – moniarvoisuus eli pluralismi.⁹

Tällainen synteettinen lähestymistapa on lähellä Aldo Leopoldin (1949) kuuluisassa maatiikassaan esittämää ajatusta ihmisen elämisestä harmoniassa luonnon kanssa. Vain terveet ekosysteemit kykenevät tuottamaan ihmiselle välttämättömiä ekosysteemipalveluja. Ihmisen kuluttavassa käytössä olevien mutta terveiden ekosysteemien turvaamiseksi tulee myös ylläpitää tiettyä määrää toiminnallisesti verkostoituneita ekologisesti eheitä (lähes luonnontilaisia) alueita eli siis perinteisiä luonnonsuojelualueita.

1.5

Biodiversiteettisopimus ja talous

Puuttuvat tai riittämättömästi (epäselvästi ja/tai kiistanalaisesti) määritetyt omistusoikeudet biologisiin luonnonvaroihin (mm. vapaa pääsy) voivat olla keskeinen syy biologiseen monimuotoisuuteen kohdistuvaan maailmanlaajuiseen uhkaan (Lerch 1998). Kansainvälinen biodiversiteettisopimus kuvaa valtioiden suvereenisuuden jännitteisyyttä. Peruslähtökohtana kansainvälisessä ympäristöoikeudessa on, että valtioilla on oikeus omiin luonnonvaroihinsa, biologinen monimuotoisuus mukaan lukien, mutta samalla valtioilla on velvollisuus huolehtia siitä, että oikeuksien toteuttamisesta ei ole muille valtioille haittaa (*sic utere tuo ut alienum non laedas*). Kollektiivinen, sukupolvien rajat ylittävän valtiostuun ja yhteiskunnan yhteisen perinnön -käsitteen ja kestäväen käytön periaatteen katsotaan muuttavan tilannetta siten, että näkökulma on valtioiden rajat ylittävä (Määttä 2001). Biodiversiteettisopimuksen jäsenvaltiot ovat sitoutuneet suojelemaan biologista monimuotoisuutta oman suvereenin alueensa sisällä. Lopullinen määräysvalta on näin ollen kansallisvaltioilla, ei ylikansallisella instituutiolla (maailman hallitus).

Biodiversiteettisopimuksen monilla artikloilla on selvä talouskytkös. Sopimuksen artikla 6 kehottaa sisällyttämään biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön yhteiskunnan sektoreiden suunnitelmiin, ohjelmiin ja toimintaperiaatteisiin. Artikla 7 vaatii selvittämään sellaiset tuotannot ja toiminnot, joilla on tai saattaa olla merkittävää vaikutusta biologisen monimuotoisuuden suojeluun ja kestäväen käyttöön. Artikla 8 edellyttää muun muassa sääntelemään tai hoitamaan biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta tärkeitä biologisia luonnonvaroja sekä suojelualueilla että myös niiden ulkopuolella kyseisten voimavarojen suojelun ja kestäväen käytön varmistamiseksi ja lisäksi se vielä vaatii edistämään suojelualueiden välittömässä läheisyydessä sijaitsevien alueiden ympäristöä säästävää ja kestäväen kehitystä. Artikla 10 kehottaa ottamaan biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön huomioon osana kansallista päätöksentekoa. Artikla 11:ssä todetaan: "Kunkin sopimuspuolen tulee mahdollisuuksien mukaan ja soveltuvin osin ryhtyä taloudellisesti ja yhteiskunnallisesti perusteltuihin toimiin, jotka kannustavat biologi-

⁹ Tuore johdantoteos ympäristöetiikkaan tai oikeammin ekologiseen etiikkaan on Curry (2006).

sen monimuotoisuuden suojelua ja sen osien kestävää käyttöä.” (Ympäristöministeriö 1997, 138–139). Tällä artikkelilla on ollut suuri vaikutus uudenlaisten taloudellisten ja sosiaalisten kannustimien kehittälytyölle. Artiklassa 15 todetaan geenivarojen saantia ja saatavuutta koskevan päätäntävällän olevan kansallisilla hallituksilla. Sopimuspuolten on kuitenkin luotava olosuhteet geenivarojen saannin ja saatavuuden helpottamiseksi muille sopimuspuolille ympäristöä säästäviin tarkoituksiin.¹⁰ Artikla 20 edellyttää sopimusosapuolia sitoutumaan tukemaan taloudellisesti ja kannustamaan yleissopimuksen tavoitteiden toteuttamiseen tähtääviä kansallisia toimia ja lisäksi sopimusosapuolina olevien teollisuusmaiden tulee järjestää rahoitusta, jotta sopimusosapuolina olevat kehitysmaat voivat selviytyä sopimuksen tavoitteiden täytäntöönpanon edellyttämistä lisäkustannuksista ja hyötyä sen määräyksistä.

Sopimus toimii seitsemän temaattisen ohjelman (*thematic programmes*) ja 17 läpikäyvän ohjelman (*cross cutting issues*) kautta. Temaattisia ohjelmia ovat 1) metsien, 2) sisävesien, 3) meri- ja rannikkoalueiden, 4) maatalouteen liittyvä, 5) kuivien ja puolikuivien alueiden, 6) vuoristoalueiden ja 7) saarialueiden biologinen monimuotoisuus. Läpikäyviä aiheita ovat a) geenivarat ja niistä saatavien hyötyjen jakaminen, b) vieraat lajit, c) perinnetieto, -innovaatiot ja -käytännöt, d) biologinen monimuotoisuus ja matkailu, e) talous, kauppa ja taloudelliset kannustimet, f) ekosysteemilähestymistapa, g) globaali kasvien suojelustrategia, h) 2010 biodiversiteettitavoitteet, i) maailmanlaajuisen taksonomian laatiminen, j) vaikutusten arviointi, k) biodiversiteetti-indikaattorit, l) vastuu ja kompensatio, m) suojelualueet, n) koulutus ja tietotason kasvattaminen, o) biologisen monimuotoisuuden kestävä käyttö ja p) teknologian siirto ja yhteistyö.

Sopimuksen oli tammikuussa 2006 ratifioinut 188 osapuolta. Suomi hyväksyi sen vuonna 1994. Haagissa vuonna 2002 pidetty 6. osapuolikokous hyväksyi strategian, jonka mukaan luonnon biologisen monimuotoisuuden köyhtyminen on saatava merkittävästi vähenemään maailmanlaajuisella, alueellisella ja paikallisella tasolla vuoteen 2010 mennessä (VI/26, UNEP/CBD/COP/6/20). Sopimuksen 7. osapuolikokous (Kuala Lumpur, 2004) määritteli strategian tarkemmat tavoitteet ja rungon 2010 tavoitteiden saavuttamiselle (VII/30, UNEP/CBD/COP/7/21). Runko sisältää seitsemän aihepiiriä, joille jokaiselle on määritetty keskeiset päämäärät ja kehityksen mittarit. Runko toimii myös viitekehyksenä, jonka puitteissa sopimusosapuolet voivat tarkemmin määritellä omat kansalliset ja alueelliset tavoitteensa ja indikaattorinsa. Yhtenä esimerkkinä mainittakoon maailmanlaajuisen luonnonsuojelualueverkon luomista koskevan työohjelman käynnistäminen. Osapuolikokouksessa oli myös esillä teollisuusmaiden vastuu kehitysmaiden sopimusvelvoitteiden täyttämisestä rahoituksen, teknisen avun ja ympäristölainsäädännön suunnittelun ja toimeenpanon avulla vuodelle 2010 asetettujen tavoitteiden saavuttamiseksi. Niin sanottu ekosysteemilähestymistapa on yksi merkittävä biodiversiteettisopimuksen puitteissa kehitetty periaate (ks. Jäppinen ym. 2004). Lisäksi sopimusprosessin yhteydessä biologisen monimuotoisuuden osien kestäväälle käytölle on määritelty 14 niin sanottua Addis Abeban -kestävän käytön periaatetta (UNEP/CBD/COP/7/L.17 19. February 2004), jotka hyväksyttiin tieteellisen asiantuntijaelimen suositusten pohjalta 7. osapuolikokouksessa Kuala Lumpurissa vuonna 2004.¹¹

Biodiversiteettisopimuksen kuten myös ns. bioturvallisuuspöytäkirjan rahoitusmekanismina toimii Maailmanlaajuinen ympäristörahoisto (GEF). Biodiversiteettisopimuksen velvoitteiden täyttämiseksi osapuolien on raportoitava toimistaan laadittujen biodiversiteettistrategioiden ja toimintaohjelmien (*National Biodiversity Strategies*

¹⁰ Geenivarojen saatavuus sekä hyötyjen jako (*Access and Benefit Sharing, ABS*) onkin CBD:n yksi keskeinen tavoite. Kuudennessa osapuolikokouksessa (*Conference of Parties, COP-6*) hyväksyttiin tähän liittyvänä niin sanotut Bonnin ohjeet (*Bonn guidelines*).

¹¹ Nimensä periaatteet saivat siitä, että monimuotoisuuden kestävää käyttöä koskenut neljäs työseminaari pidettiin 6.–8. toukokuuta 2003 Addis Abebassa Etiopiassa.

and Action Plans, NBSAP) pohjalta (artikla 26). Sopimus velvoittaa teollisuusmaita lisäämään teknologian siirtoa kehitysmaiden kansallisten valmiuksien kehittämiseksi (artikla 16) sekä korostaa alkuperäiskansojen ja perinteisen teknologian merkitystä luonnon monimuotoisuuden suojelussa ja kestävässä käytössä. Tavoitteiden toteutumista seurataan indikaattoreiden avulla, jollaisia ovat ekosysteemien pinta-alat ja niiden muutokset, eliölajien määrä ja kannan kehitys, suojelualueiden pinta-ala, veden laatu sekä merten ekologinen tila, typpilaskeuman määrä, alkuperäiskansojen kielten asema ja asukasmäärä sekä biodiversiteettisopimuksen toimeenpanoon suuntautuva kehitysapu. Sopimuksen 7. osapuolikokouksessa tehtiin vielä päätös siitä, että teollisuusmaiden tulee antaa sekä koulutusta että rahoitusta kehitysmailla kansallisten biologisen monimuotoisuuden indikaattorijärjestelmien luomiseen sekä seurantaohjelmien suunnitteluun. Lisäksi teollisuusmaita kehoitettiin avustamaan kehitysmaita tiedonvälitysjärjestelmien (*Clearing House* -mekanismin: Suomessa LUMONET; www.ymparisto.fi/lumonet) rakentamisessa ja niiden yhteiskäytössä.

Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen (CBD) ja sen osapuolikokouksissa (COP) hyväksytyjen päätösten lisäksi Suomea sitovat myös monet muut kansainväliset sopimukset, velvoitteet ja tavoitteet: kansainväliset luonnon-suojelusopimukset esim. Ramsarin kosteikkosopimus vuodelta 1971 ja uhanalaisten luonnonvaraisten eläin- ja kasvilajien kansainvälistä kauppaa koskeva sopimus, CITES, vuodelta 1973; YK:n kestävä kehityksen toimintaohjelma (WSSD, Johannesburg 2002); Maailmanlaajuinen arvio ekosysteemien tilasta (*Millenium Ecosystem Assessment*, MA) sekä tietysti EU:n luonnonsuojelupolitiikkaa koskevat päätökset ja strategiat sekä niiden käynnissä oleva valmistelu (EU:n 6. ympäristöohjelma, EU:n *Message from Malahide* -toimintaohjelma vuodelta 2004 ja EU:n kehitysyhteistyötä koskeva strategia).

1.6

Vuosituhannen ekosysteemi-arviointi

Vuosituhannen ekosysteemi-arviointi toteutettiin Yhdistyneiden kansakuntien (YK) toimesta vuosina 2001-2005 arvioimaan ekosysteemimuutosten seurauksia ihmisen hyvinvoinnille ja määrittämään tieteellinen perusta toimenpiteille edistää ekosysteemien suojelua ja kestävää käyttöä ja niiden tarjoamaa tuotosta ihmisen hyvinvoinnille (The Millenium Ecosystem Assessment 2005 a,b ja c). Arviointi keskittyi ekosysteemien ja ihmisen hyvinvoinnin välisiin kytkentöihin ja erityisesti ekosysteemipalveluihin. Ekosysteemipalvelut liittyvät ihmisen ekosysteemeistä saamiin hyötyihin. Tällaisiin palveluihin kuuluvat tuotantopalvelut kuten ravinto, vesi, puutavara ja kuidut; sääntelypalvelut, jotka liittyvät ilmastoon, virtaamiin, tauteihin, jätteiden puhdistukseen ja vedenlaatuun; kulttuuripalvelut, jotka tarjoavat virkistystä, esteettistä mielihyvää ja henkisiä hyötyjä; ja ylläpitopalvelut, kuten maanmuodostus, fotosynteesi ja ravintokierto (The Millenium Ecosystem Assessment 2005a).¹²

Vuosituhannen ekosysteemi-arvioinnissa selvitettiin, miten muutokset ekosysteemeissä vaikuttavat ihmisen hyvinvointiin. Ihmisen hyvinvoinnin oletettiin koostuvan monesta elementistä, joihin kuuluvat paitsi aineellinen perusta hyvälle elämälle niin myös terveys, hyvät sosiaaliset suhteet, turvallisuus sekä valinnan ja toiminnan vapaus. Vuosituhannen ekosysteemi-arvioinnin käsitteellisen viitekehyksen mukaan ihmiset ovat olennainen osa ekosysteemejä ja että ihmis- ja luonnonjärjestelmien välillä on olemassa dynaaminen vuorovaikutus (yhteiskehitys; *co-evolution*, ks. Norgaard 1984). Arvioinnissa todetaan, että vaikka ihmislaji on puskuroinut itsensä ympäristömuutoksia vastaan kulttuurilla ja teknologialla, se on silti perusteellisesti riippuvainen ekosysteemipalveluiden tasaisesta virtaamisesta.

¹² Ekosysteemipalveluista kerrotaan enemmän kappaleessa 6.6.

Arviointi kohdistui seuraaviin viiteen kysymykseen:

- Millainen on ekosysteemin, ekosysteemipalveluiden ja ihmisen hyvinvoinnin nykytila ja millaisia trendejä näissä esiintyy?
- Mitkä ovat todennäköiset tulevaisuuden muutokset ekosysteemeissä ja niiden ekosysteemipalveluissa ja näistä muutoksista seurauksena olevat muutokset ihmisen hyvinvoinnissa?
- Mitä voidaan tehdä hyvinvoinnin lisäämiseksi ja ekosysteemien suojelemiseksi? Mitkä ovat erilaisten toimintavaihtoehtojen vahvuudet ja heikkoudet?
- Mitkä ovat avainpäävarmuudet, jotka estävät ekosysteemejä suojelevan päätöksenteon?
- Millä keinoilla ja metodologioilla voidaan vahvistaa inhimillisiä kykyjä arvioida ekosysteemejä, niiden tarjoamia palveluja ja niiden hyvinvointivaikutuksia?

Vuosituhanen ekosysteemi-arviointi kehitti neljä tulevaisuuden skenaariota ekosysteemeille ja ihmisen hyvinvoinnille. Ne perustuivat erilaisiin oletuksiin muutoksen taustavoimista ja niiden keskinäisestä vuorovaikutuksesta. Joissain skenaarioissa pidettiin mahdollisena, että ekosysteemien heikentyminen vähenee samalla kun ekosysteemitavaroiden ja -palveluiden kysyntä lisääntyy. Skenaarioiden toteutuminen edellyttäisi merkittäviä muutoksia vallitsevissa poliitikoissa, instituutioissa ja käytännöissä. Joillekin ekosysteemipalveluille on mahdollista kehittää korvaajia (substituutteja), mutta ei läheskään kaikille ja substituuttien kustannukset muodostuvat helposti korkeiksi ja niillä voi olla omia kielteisiä ympäristöseurauksia.

Vuosituhanen ekosysteemi-arvioinnin tuloksena esitettiin joukko tarpeellisia julkisen politiikan muotoja. Arvioinnissa kehoitettiin ensiksikin lisäämään kansainvälisten ympäristösopimusten välistä ja ympäristösopimusten sekä muiden kansainvälisten taloudellisten ja sosiaalisten instituutioiden välistä koordinaatiota ja toiseksi lisäämään hallitusten ja yksityisen sektorin ekosysteemeihin vaikuttavien suunnitelmien ja päätösten läpinäkyvyyttä ja laskennallisuutta. Lupaavia väliintulon muotoja arvioinnin mukaan olisivat ekosysteemien liikakäyttöä kannustavien luonnonvastaisten kannustimien purkamisen sekä entistä selvästi laajempi taloudellisten ohjauskeinojen sekä markkinaperustaisten lähestymistapojen soveltaminen ekosysteemien hoidon ja käytön suunnittelussa. Esimerkkeinä mainittiin verot ja käyttäjämaksut, markkinoiden luominen ja erityisesti niin sanotut kiintiökauppakeinot (*cap-and-trade systems*), ekosysteemipalvelujen tuotantopalkkiot (*payments*), biodiversiteettisijaiskohteet (*offsets*) sekä mekanismit, jotka mahdollistavat kuluttajien ympäristöpereffenssien ilmaisen markkinoilla (mm. ekomerkitä).

1.7

OECD ja taloudellisten ohjauskeinojen käyttö biologisen monimuotoisuuden kestävässä käytössä ja suojelussa

OECD:n ympäristöpoliittisen komitean talous- ja ympäristöpolitiikan integrointiryhmä käynnisti 23.–24.6.1993 pitämässään kokouksessa erillisen *ad hoc* -hankkeen ja perusti samalla asiantuntijaryhmän selvittämään taloudellisten ohjauskeinojen soveltamista biologisen monimuotoisuuden suojelussa ja kestävässä käytössä.¹³ Asiantuntijaryhmän (myöhemmin työryhmän) ensimmäinen kokous pidettiin Pariisissa

¹³ Vuosina 1993-1999 OECD/EPOC/GEEPI/*Expert Group on Economic Aspects of Biodiversity* (EGEAB); vuosina 1999-2000 OECD/EPOC/GEEPI/*Working Group on Economic Aspects of Biodiversity* (WGEAB); ja vuodesta 2001 eteenpäin OECD/EPOC/GSP/*Working Group on Economic Aspects of Biodiversity* (WGEAB).

4.–5.10.1993.¹⁴ Hankkeen tarkoituksena oli erityisesti edistää biodiversiteettisopimuksen täytäntöönpanoa. OECD:n biologiseen monimuotoisuuteen liittyvä työ on keskittynyt tarkastelemaan biodiversiteettisopimuksen ja taloudellisen analyysin välisiä kytkeitä. Työtä ovat lisäksi motivoineet monet sopimuksen eri osapuolikkouksissa hyväksytyt päätökset.

OECD:ssä biodiversiteettiongelmiin tarkasteleminen katsottiin luonnolliseksi jatkoksi aikaisemmin tehdyille luonnonvaraselvityksille (mm. vesivarat, kosteikot, metsät) (Turner & Jones 1991; Wibe & Jones 1992). Lisäksi OECD:ssä oli jo kauan tutkittu ympäristöpolitiikan taloudellisia ohjauskeinoja. Biodiversiteetin taloudelliset näkökohdat -työryhmän (WGEAB) ensimmäisen toimeksiannon perusteella tarkasteltiin aluksi biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön taloudellisia kannustinkeinoja. Myöhemmin työryhmä on selvittänyt biologisen monimuotoisuuden taloudellisten ja ympäristöllisten hyötyjen arvottamista sekä biodiversiteettimarkkinoiden luomista. Työssä on siten keskitytty kolmeen pilariin, jotka ovat:

- 1) sellaisten kannustinkeinojen kehittäminen, jotka soveltuvat yhteen biologisen monimuotoisuuden turvaamisen ja markkinatoiminnan;
- 2) biologisen monimuotoisuuden markkinattomien elementtien arvottaminen siten, että mahdollisuudet ottaa biologinen monimuotoisuus huomioon rationaalisessa päätöksenteossa paranevat; ja
- 3) sellaisten tekijöiden määrittäminen, jotka auttavat luomaan markkinoita biologiselle monimuotoisuudelle, jolloin biologisen monimuotoisuuden suojelusta tulee samalla osa taloudellista toimintaa.

Vuoden 2005 alussa voimaan astuneen viimeisimmän toimeksiantonsa mukaisesti työryhmän tulee jatkossa selvittää biodiversiteettipolitiikan vaikutusten kohdentumisen kysymyksiä (tulon- tai paremminkin hyötyjen ja kustannusten jakokysymyksiä), luonnonsuojelualueiden käytön ja hoidon tehokkuutta ja vaikuttavuutta, ekosysteemipalveluiden säilyttämisen rahoitusvälineitä, vieraiden lajien (*invasive alien species*) leviämiseen liittyviä talousnäkökohtia¹⁵ sekä markkinoiden luomista perinnetiedolle. Virstanpylväänä jo tehdyssä työssä voidaan pitää edellä mainittua vuonna 2004 annettua OECD:n neuvoston suositusta taloudellisten välineiden käyttämisestä biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön edistämiseksi.

1.8

OECD:n suositukset

OECD:n (2004b) suosituksissa todetaan muun muassa seuraavaa. Jäsenmaiden tulee määrittää sellainen politiikkakehys, joka takaa biologisen monimuotoisuuden ja siihen liittyvien luonnonvarojen tehokkaan pitkän aikavälin suojelun ja kestävän käytön. Puitekehysten yleisenä päämääränä on biologisen monimuotoisuuden käytöstä ja suojelusta koituvien maksiminettohyötyjen takaaminen nyt ja tulevaisuudessa sekä hyötyjen oikeudenmukainen jako, joka noudattaa kansallista ja soveltuvaa kansainvälistä lainsäädäntöä.

Suosituksien mukaan on entistä enemmän ja johdonmukaisemmin otettava käyttöön taloudellisia ohjauskeinoja kansallisen biodiversiteettipolitiikan toimeenpanossa. Tavoitteeksi on myös asetettu kansainvälinen sopimus talouspohjaisten politiikkavälineiden käytöstä biologisen monimuotoisuuden suojelussa ja hoidossa. Yhteistyö OECD -maiden ja ei-jäsenmaiden kanssa tehokkaan ja kestävän biologisen monimuotoisuuden hoitopolitiikan luomisessa kansainvälisellä tasolla biologiseen

¹⁴ Tämä tapahtui kaksi kuukautta ennen kansainvälisen biodiversiteettisopimuksen voimaantuloa.

¹⁵ Tuoreessa artikkelissa Born ym. (2005) toteavat, että olemassaolevia tämän aiheen tutkimustuloksia täytyy soveltaa varovasti. He kävivät läpi 23 tutkimusta.

monimuotoisuuteen liittyvien kansainvälisten sopimusten yhteydessä on OECD:n mukaan tarpeellista.

Koska markkinaperustaiset ohjauskeinot ovat usein kustannustehokkaita ja vähän hyödynnettyjä, niin erityisesti juuri niitä tulee OECD:n mielestä edistää. OECD:n mukaan sopivasti muotoiltuna ja toimeenpantuna taloudelliset ohjauskeinot ovat tärkeä osa biologisen monimuotoisuuden kestävä hoidon kannustinperustaista lähestymistapaa. Kannustinperustaiset ohjauskeinot ovat siten keskeinen elementti biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön strategioissa. Kannustinkeinot vaikuttavat hintajärjestelmään ja markkinavoimiin saavuttaakseen tavoitteensa. Kannustinkeinojen käyttö biologisen monimuotoisuuden suojelussa perustuu oletukseen siitä, että biologisen monimuotoisuuden käytön, vähentämisen ja ennallistamisen yhteiskunnalliset kustannukset (hyödyt) voidaan sisäistää menetyksiä (voittoja) biologisessa monimuotoisuudessa aiheuttavien toimintojen hintoihin.

Markkinaperustaisia ja muita keinoja on yhdistettävä vaikuttavaksi ja tehokkaaksi politiikkajärjestelmäksi. Usein myös ei-markkinaperusteisten ohjauskeinojen käyttö on välttämätöntä tehokkaassa politiikkajärjestelmässä, jotta saavutetaan biologisen monimuotoisuuden tehokas pitkän aikavälin suojelu ja käyttö. Taloudellisia ohjauskeinoja OECD:n näkemyksen mukaan tulisi käyttää biodiversiteettitavoitteiden saavuttamiseksi yhdessä ei-markkinaperusteisten keinojen kanssa (standardit, säädökset, pääsrajoitukset, hoitosuunnitelmat yms.). Erityinen huomio tulee kohdistaa luonnonvastaisten kannustimien tunnistamiseen ja poistamiseen (tai uudistamiseen).

Biodiversiteettipolitiikkatavoitteet on myös integroitava kustannustehokkaalla tavalla julkisiin sektoripolitiikkoihin. Sektoripolitiikkoja tulisi siis kehittää biodiversiteettitavoitteiden kanssa yhdenmukaisiksi. Politiikkatoimenpiteiden ja -hankkeiden biologiseen monimuotoisuuteen aikaansaamien vaikutusten arviointi (vaikutusarviointi) on tärkeä osatekijä tällaisen politiikkayhtenäisyyden etsinnässä. Tehokkaille ja vaikuttaville biodiversiteettipolitiikoille täytyy määrittää sopivat päämäärät ja aikataulut ja edistymistä kohti päämääriä tulee aika ajoin seurata.

Parhaan ohjauskeinon (tai keinoyhdistelmän) valinta on vaikeaa ja se riippuu institutionaalista, taloudellisista ja sosiaalisista olosuhteista. Biologisen monimuotoisuuden hoidon ongelmat näkyvät eri tavoilla eri ekosysteemeissä ja sosiaalisissa yhteisöissä. Siksi OECD:n mukaan kannustinkeinot tulee muotoilla yksittäisten ekosysteemien ja sosiaalisten yhteisöjen erityiset tarpeet huomioiden. Politiikkavaihtoehtoja tulee systemaattisesti analysoida, jotta niin julkisen hallinnon, seurannan ja toimeenpanon kustannukset kuin myös yksityiset kustannukset minimoituvat. Käytettävien keinojen (kannustimet vai muut keinot) tulee perustua sen tarkasteluun, mitkä ovat kaikkein tehokkaimpia ja vaikuttavimpia keinoja.¹⁶

OECD:n näkemyksen mukaan taloudelliset ohjauskeinot tulisi nähdä biodiversiteettipäämäärien edistämiseksi hyvin laajassa markkinapohjaisten lähestymistapojen kontekstissa. Varsinkin markkinoiden luomisen toimintaohjelma on OECD:n mukaan tärkeä osa tehokasta ja vaikuttavaa biologisen monimuotoisuuden hoitopuitekehystä. Tämä toimintaohjelma sisältää sellaisten sääntöjen ja menettelytapojen määrittämisen, jotka saavat markkinat toimimaan tehokkaasti ja vaikuttavasti. Esimerkkinä aloitteista tähän suuntaan ovat puitekehukset sellaisille pääsopimuksille, jotka edistävät markkinaperustaista biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien luonnonvarojen vaihtoa.

Taloudellisten ohjauskeinojen käyttäminen vaatii taustalla olevien biodiversiteettiluonnonvarojen arvottamista, jotta biologisen monimuotoisuuden ei-markkinanäkökohdat voidaan integroida taloudellisiin päätöksiin. Tämä auttaa asettamaan politiikkapäämäärät sopivan tasoiseksi. Biologisen monimuotoisuuden arvottami-

¹⁶ Uudessa toimeksiannossa näiden rinnalle otetaan kolmanneksi arviointikriteeriksi sosiaalinen oikeudenmukaisuus.

sessä on otettava huomioon, että taloudellisen arvottamisen rinnalla päättäjien tulisi saada informaatiota myös ei-taloudellista kriteereistä (mm. moraaliset, esteettiset, kulttuuriset ja henkiset arvot). Arvottamisessa tulee siksi käyttää myös muita kuin vain markkina-analogiaan perustuvia tekniikoita. Tällaisia tekniikoita ovat muun muassa neuvottelevat (deliberatiiviset) lähestymistavat sekä monikriteerianalyysi. Julkisen vallan asema markkinoiden luomisessa nähdään keskeiseksi.

OECD:n mukaan menestyksellisen kannustinkeinojen soveltamisen elementit ovat:

- riittävä informaatio biologisen monimuotoisuuden tilasta ja siihen kohdistuvista paineista;
- inhimillisen kapasiteetin luominen erityisten kannustinkeinojen muotoiluun, soveltamiseen, toimeenpanoon ja seurantaan; ja
- alkuperäis- ja paikallisyhteisöjen ja asianosaisten mukaanotto kannustinkeinojen muotoiluun ja soveltamiseen.

Kannustinkeinojen soveltaminen edellyttää seuraavia vaiheita:

- taustaongelman määrittäminen ja kannustinkeinon mahdollisen aseman alustava arviointi, datan keruu, kannustinkeinon tarpeen ja hyödyn alustava arviointi ja asianosaisten osallistaminen;
- kannustinkeinon muotoilu: arvioidaan potentiaaliset vaihtoehdot tehokkuuden, vaikuttavuuden sekä hyötyjen ja taakkojen jaon oikeudenmukaisuuden, poliittisen hyväksyttävyyden ja keinon ajateltujen vaikutusten ennustettavuuden kannalta;
- poliittisen tuen ja institutionaalisen kapasiteetin rakentaminen: koulutus, kommunikaatio, tiedottaminen ja yhteyksien kehittäminen yksityisen sektorin toimijoihin yms.; ja
- ohjauskeinon täytäntöönpano, seuranta, riittävästä rahoituksesta huolehtiminen sekä muuttuvien olosuhteiden huomioon ottaminen.

1.9

OECD:n raportit ja niiden vaikuttavuus

OECD:n työryhmä on ollut ensisijainen politiikkaohjeiden lähde biologisen monimuotoisuuden hoidon taloustieteellisissä kysymyksissä OECD:ssä. Työryhmän työn tuloksena on syntynyt useita avaintuloksia, joiden avulla on pyritty lisäämään sekä OECD- että ei-OECD-maiden biodiversiteettipolitiikan tehokkuutta ja vaikuttavuutta. Työryhmän toimesta on myös valmistunut joukko julkaisuja:

- OECD (1996). *Saving Biological Diversity: Economic Incentives*
- OECD (1997). *Investing in Biological Diversity: The Cairns Conference*
- OECD (1999). *Handbook of Incentive Measures for Biodiversity: Design and Implementation*
- OECD (2001). *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*
- OECD (2002). *Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policymakers*
- OECD (2003). *Harnessing Markets for Biodiversity: Towards Conservation and Sustainable Use*
- OECD (2004a). *Handbook of Market Creation for Biodiversity: Issues in Implementation*
- OECD (2004b). *OECD Recommendation of the Council on the Use of Economic Instruments in Promoting the Conservation and Sustainable Use of Biodiversity.*

Lisäksi työryhmä on tuottanut useita ns. yleisen jakelun (*General Distribution*) dokumentteja.

OECD:n työryhmän työn tulokset on välittömästi kanavoitu CBD-sihteeristön käyttöön. Tämän seurauksena monet työryhmän tuotokset ovat vaikuttaneet CBD:n päätöksiin. Esimerkiksi CBD:n 7. osapuolikokouksen (2004 Kuala Lumpur) päätöksistä jopa yhdeksässä oli viittaus OECD:n työhön.¹⁷

1.10

Kannustimet biodiversiteettipolitiikan keinona

(Taloudellisten) kannustimien käyttö biodiversiteettipolitiikassa on merkittävästi lisääntynyt eri puolilla maailmaa biodiversiteettisopimuksen voimaantulon jälkeen. CBD:n 3. osapuolikokouksen yhteydessä CBD-sihteeristö määritteli kannustimen seuraavasti:

”Kannustin on erityinen suunniteltu ja täytäntöön pantu vaikutin, jolla pyritään saamaan valtion viranomaiset, liike-elämä, vapaaehtoisjärjestöt tai paikalliset ihmiset suojelemaan biologista monimuotoisuutta tai käyttämään sen osia kestäväällä tavalla.”

CBD-sihteeristö täydensi määritelmää seuraavasti:

”...toimivat kannustimet syntyvät toimenpideyhdistelminä, jotka ottavat huomioon taloudellisia, sosiaalisia ja oikeudellisia tekijöitä...”

Kannustimille ominainen piirre on se, että ne ohjaavat ihmisten käyttäytymistä haluttua lopputulosta kohti sen sijaan, että ihmisille täsmällisesti kerrottaisiin sitä mitä heidän tulee tehdä.¹⁸

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN:n) tutkimusjohtajan Jeffrey A. McNeelyn kirjoittama kirja *Economics and Biological Diversity: Developing and Using Economic Incentives to Conserve Biological Resources* (1988) on ensimmäinen biodiversiteettikannustimia käsittelevä teos.¹⁹ McNeely muun muassa toteaa, että sikäli kun luonnonvarojen käyttöä ohjaa yksilöiden ja ryhmien käsitys omasta edustaan, luonnon monimuotoisuuden säilymiseen vaikuttavaa käyttäytymistä voidaan parhaiten muuttaa tarjoamalla sellaisia lähestymistapoja suojeluun, jotka muuttavat ihmisten käsityksiä omasta edustaan. Koska nykyisin oman edun käsitys määrittyy ensisijaisesti taloudellisin määrein, suojelua on edistettävä taloudellisin kannustimin. Hän toteaa, että kannustimet ja lannistimet (ks. jäljempänä luku 5) tarjoavat kepin ja porkkanan luonnonvaroja säästävään käyttäytymiseen.

Suomessa Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelmassa (METSO) on pyritty luomaan luonnonsuojeluun kannustavia mekanismeja. Myös maataloustukijärjestelmää on kehitetty ja voidaan edelleen kehittää tähän suuntaan (Hildén ym. 2005).

¹⁷ Tätä raporttia viimeistellessä pidettiin biodiversiteettisopimuksen 8. osapuolikokous (CBD/COP8), 20.-31.3.2006 Curitibassa Brasiliassa.

¹⁸ Millenium Ecosystem Assessment (2005a) synteisiraportissa todetaan, että siihen mitä hyödykkeitä yksilöt kuluttavat ja miten paljon he niitä kuluttavat ei vaikuta vain hinta vaan myös monet kulttuuriin, etiikkaan ja arvoihin liittyvät käyttäytymistekijät. Sellaista käyttäytymismuutosta, joka vähentää heikentyneiden ekosysteemipalveluiden kysyntää, voidaan rohkaista paitsi julkisen vallan myös liike-elämän ja kansalaisyhteiskunnan suorittamin toimenpitein.

¹⁹ On tarpeen mainita myös Goldstein 1991. Yhdysvalloissa kansallinen selvitys taloudellisten kannustimien käytöstä biologisen monimuotoisuuden suojelussa tehtiin jo yli kymmenen vuotta sitten (Clark & Downes 1995).

EU:n biodiversiteettipolitiikka

EU:n tasolla tapahtuva ympäristöongelmien ratkaiseminen on perusteltua, koska ympäristöongelmat eivät kunnioita valtioiden rajoja. Yhteistoiminta voi myös olla tarpeen tehokkaiden sisämarkkinoiden luomiseksi ja eurooppalaisen kilpailukyvyn kehittämiseksi. Kansainvälisessä politiikassa EU-maiden kannattaa esiintyä yhteinäisesti painoarvon lisäämiseksi. Sairinen ym. (2005) mainitsevat lisäksi poliittisen realismin: päättäjien on eräissä asioissa vaikeampaa tehdä päätöksiä kansallisella tasolla kuin yhteisötasolla.

Amsterdamin sopimuksessa (1999) kestävästä kehityksestä tuli EU:n tavoite ja samalla hyväksyttiin ympäristöasioiden läpäisyperiaate (ympäristöasioiden integroiminen maiden sektoripolitiikkoihin, *environmental policy integration, EPI*).²⁰ Myös ehdotuksessa sopimukseksi Euroopan perustuslaiksi unionin tavoitteisiin on 3 artiklassa kirjattu pyrkimys kestäväan kehitykseen, jonka perustana katsotaan olevan tasapainoinen talouskasvu, erittäin kilpailukykyinen sosiaalinen markkinatalous sekä korkeatasoinen ympäristönsuojelu ja ympäristön laadun parantaminen. Keskeinen kysymys EU:n ympäristöpolitiikan tulevaisuutta ajatellen on se, onko tavoitteena yhteinen EU-normisto vai kansalliset ympäristölainsäädännön harmonisoinnit (Järvinen 2004). Useiden jäsenvaltioiden valtiovarainministerit ovat vastustaneet verojen (ympäristöverojen) harmonisointia koskevia aloitteita. Perustuslakiluonnoksessa verotukseen (myös haittaverot) ja energiahuoltoon liittyvät päätökset ovat yksimielisyyspäätöksiä.

Eurooppalainen ympäristöpolitiikka kattaa hyvin laajan kokonaisuuden ympäristökysymyksiä. EU:n ympäristöpolitiikan tavoitteita on kirjattu komission esittämiin ympäristöohjelmiin, ympäristön pääosaston tavoitteisiin ja perussopimusten 174 artiklaan. Periaate ympäristönäkökohtien ulottamisesta yhteisön muille politiikan lohkoille (läpäisyperiaate) tuli Amsterdamin sopimuksessa omaksi artiklakseen. Ympäristöpolitiikan yhdentämisessä pyritään sisällyttämään ympäristötavoitteet muihin politiikan alueisiin, kuten maatalous-, energia- ja liikennepolitiikkaan. Tämä tavoite konkretisoitiin ns. Cardiffin prosessissa, joka käynnistyi vuonna 1998. Subsidiariteetti- eli läheisyysperiaatetta sovellettiin aluksi vain ympäristöpolitiikan alalle ja Maastrichtin sopimuksessa (1993) siitä tehtiin EU:n yleinen periaate.

EU:lla on useita välineitä vaikuttaa yhteisön politiikan toimeenpanoon. Lainsäädäntö, rahoitus, taloudelliset ohjaukeinot ja näiden erilaiset yhdistelmät ovat keskeisiä välineitä myös ympäristönsuojelussa. Uudet instrumentit, kuten vapaaehtoiset sopimukset ja kansalaisten julkisen osallistumisen lisääminen, ovat kuitenkin yleistyneet vähitellen EU:n ympäristöpolitiikassa (Järvinen 2004). Varsinkin taloudellisten ohjaukeinojen käyttö on viime vuosina lisääntynyt voimakkaasti ja samalla on yritetty löytää sopivia sääntelyn ja uusien instrumenttien yhdistelmiä. Lainsäädännön puolella direktiivien ja asetusten ohella EU antaa suosituksia ja mielipiteitä, jotka eivät ole sitovia, mutta joilla on epäsuoria laillisia vaikutuksia. Euroopan yhteisöjen tuomioistuimen päätökset vaikuttavat osaltaan säädöksen, direktiivien ja päätöksien toimeenpanoon.

Ympäristönsuojelun edistämistä rahoitetaan EU:ssa useilla eri välineillä. Alueellisten kehityserojen vähentämiseen kehitettyjen rakennerahastojen avulla rahoitetaan myös ympäristönsuojelua. Koheesiorahasto on tarkoitettu erityisesti ympäristön ja liikenteen infrastruktuuriin. Euroopan investointipankki myöntää luonnonsuojelu-

²⁰ Läpäisyperiaate sisällytettiin Rooman sopimukseen jo yhtenäisasiakirjalla osaksi ympäristöperiaatteita. Amsterdamin sopimuksella periaate siirrettiin yhteisön perustamissopimuksessa yhteisön periaatteet määrittävään osaan sen 6 artiklaan. Säännöksen mukaan ympäristönsuojelua koskevat vaatimukset on sisällytettävä yhteisön politiikan ja toiminnan määrittelyyn ja toteuttamiseen erityisesti kestäväan kehityksen edistämiseksi. Periaate ei enää ole vain ympäristöllinen periaate vaan koko yhteisön yleinen periaate (Kumpula 2003).

hankkeisiin pitkäaikaisia lainoja. Vuonna 1992 perustettiin erityinen LIFE-ohjelma EU:n ympäristöpolitiikan kehittämiseksi. Sen kautta yhteisrahoitetaan viranomaisten, teollisuuden ja kansalaisjärjestöjen ympäristöaloitteita. Yhtenä osana siinä on LIFE Luonto, jossa rahoitetaan luonnonsuojeluhankkeita.

Vuonna 2000 Eurooppa-neuvosto päätti Lissabonin strategiasta, jonka tavoitteena on tehdä Euroopasta maailman dynaamisin, kilpailukykyisin, työllisyyttä edistävä ja osaamiseen perustuva talous. Strategiaa arvioineen Wim Kokin ryhmä kannusti EU:ta hyödyntämään edelläkävijän asemaansa ympäristöpolitiikassa. Tavoitteena tulee olla ekotehokkuuteen perustuva *win-win*-kehitys (kaksoishyödyn saaminen). Ympäristöpolitiikka on kuitenkin katsottu arviossa alisteiseksi talouskasvun ja kilpailukyvyn tavoitteille. Ohjauskeinopolitiikassa sääntelyn purkamisvaatimus on keskeinen eli hallinnollis-oikeudellista sääntelyä tulisi vähentää. Usko *win-win*-kehitykseen häivyttää kuitenkin ongelmallisella tavalla intressiristiriidat (Sairinen ym. 2005). EU:n ympäristöpolitiikka ehkä onkin siten enemmän taistelua ympäristömarkkinoista kuin ympäristöongelmien ratkaisua. Ympäristömarkkinat kuitenkin voivat myös olla osa ympäristöongelmien ratkaisua. Vaarana vain on ympäristöpolitiikan marginalisoituminen. EU:n ympäristöpolitiikan tulevat haasteet liittyvät laajenemiseen, minkä on katsottu merkitsevän eriytymisen korostumista, kuten eri nopeuksia, subsidiariteetin korostamista, alueellisia ja paikallisia kokeiluja ynnä muuta sellaista.

Vuonna 2001 Lissabonin strategiaa täydennettiin kestävän kehityksen ympäristö-olottuvuudella. Göteborgin huippukokouksessa hyväksyttiin EU:n kestävän kehityksen strategia, jossa yhtenä tavoitteena oli pysäyttää biologisen monimuotoisuuden hupeneminen vuoteen 2010 mennessä. Kestävän kehityksen strategiassa painotetaan myös tarvetta kehittää sellaista yhteistä maatalouspolitiikkaa (*Common Agricultural Policy, CAP*), joka ottaa huomioon biologisen monimuotoisuuden suojelun. Läpäisyperiaatteen mukaan ympäristövaatimukset on sisällytettävä unionin maatalouspolitiikkaan. Vuonna 2003 maatalousministerit hyväksyivät maatalouspolitiikan uudistuksen, jonka tavoitteena on edistää kestävää maataloutta. Uudistuksessa suurin osa EU:n suorista tuista tullaan erottamaan tuotantomääristä. Göteborgissa hyväksyttiin myös EU:n 6. ympäristötoimintaohjelma. Komission ympäristöohjelmissa linjataan EU:n ympäristöpolitiikan keskeisiä painopisteitä ja päämääriä. EU:n 6:ssa eli nykyisessä ympäristöohjelmassa on neljä ensisijaista toiminta-alueita (painopistealuetta). Näistä biologisen monimuotoisuuden suojelun toiminta-alueessa on päämääränä pysäyttää biologisen monimuotoisuuden häviäminen. Ohjelmassa on seitsemän aihekohtaista strategiaa, ja se sisältää yleisiä ympäristöpoliittisia linjauksia, joihin sisältyy muun muassa ohjauskeinojen moninaisuuden vahvistaminen. Se siten painottaa hyvin näkyvästi uusia ohjauskeinoja, joissa korostuvat vapaaehtoisuus, joustavuus, toimijoiden omavastuu ja itsesääntely, hintaohjaus sekä sopimukset.

EU:n 6. ympäristöohjelma samalla vahvistaa jo sovittujen keinojen, kuten Natura 2000-verkoston, Life-ohjelman, biologista monimuotoisuutta koskevan yhteisön strategian sekä lintu- ja luontodirektiivien toimeenpanoa. Biologisen monimuotoisuuden osalta Natura 2000-verkosto on ollut keskeisin työväline maatalouden kestävyysparantamisen ohella. Luonnonvarojen kestävän käytön suhteen tärkeä prioriteettialue on talouskasvun irrottaminen luonnonvarojen käytöstä. Yhteisön biologisen monimuotoisuuden strategia tuli voimaan vuonna 1998. Strategian tavoitteiden toteuttamiseksi komissio julkisti vuonna 2001 toimintaohjelmat biologisen monimuotoisuuden suojelun yhdentämiseksi EU:n maatalous-, kalastus- ja kehitysyhteistyöpolitiikkoihin. Toimintaohjelmissa määritellään konkreettisia toimenpiteitä ja menettelytapoja, jotta luonnon köyhtyminen, ekosysteemien sekä kasvi- ja eläinlajien väheneminen saataisiin loppumaan. Vuonna 2003 komissio aloitti biologisen monimuotoisuuden strategian arvioinnin. Tämä prosessi kulmineoitui konferenssiin *Biodiversity and the EU – Sustainable Life, Sustaining Livelihoods*, joka pidettiin 25.–27.5.2004 Malahidessä

Irlannissa. Tilaisuudessa hyväksyttiin ns. *Message from Malahide* (2004) eli prioriteetitavoitteet 2010 päämäärän saavuttamiseksi.

Taloudellisten ohjauskeinojen käyttöönotto on ollut yhteisön tasolla varsin vaikeaa. Ohjauskeinojen käyttöä estää usein taloudellisen kilpailukyvyn ja työpaikkojen menetyksen pelko (Sairinen ym. 2005). Yhtenä ratkaisuna tähän ongelmaan voisi olla kansainvälinen yhteistyö taloudellisen ohjauksen kehittämiseksi. Ympäristöverojen kehittämistä ja ekologista verouudistusta pidetään edelleen kuitenkin realistisina mahdollisuuksina. Tulevaisuuden suuntaviivoina on nähtävissä, että EU tulee kannustamaan jäsenmaita yksittäisiin ympäristöveroihin ja ekologisen verouudistuksen mukaisesti ratkaisuihin. Ympäristön kannalta haitallisten tuki- ja verojärjestelmien purkua tultaneen aktiivisesti jatkamaan.

EU:n yleisellä ympäristöpolitiikalla on kaiken kaikkiaan edessään hyvin vaikeita tehtäviä. Vakavimpia haasteita ovat biologisen monimuotoisuuden vähenemisen lisäksi ilmastonmuutos, ympäristöterveyden ongelmat, kemikalisoituminen, luonnonvarojen liiallinen käyttö, liikenteen ja jätemäärien kasvu sekä vesistöjen pilaantuminen. Suomi on EU:n puheenjohtajamaa vuoden 2006 jälkimmäisellä puoliskolla. Suomen puheenjohtajakaudella EU:n 6. ympäristöohjelman välitarkastelu on ympäristöpolitiikan uutta sukupolvea koskevan aloitteen kannalta erityisen keskeinen teema. Uuden sukupolven ympäristöpolitiikan käsittely käynnistyykin todennäköisesti juuri Suomen EU-puheenjohtajuuskaudella (Sairinen ym. 2005). Biodiversiteettikysymys tulee siten olemaan puheenjohtajuuskaudella hyvin keskeisellä sijalla. EU:han on, kuten edellä todettiin, asettanut tavoitteekseen biologisen monimuotoisuuden vähenemisen pysäyttämisen vuoteen 2010 mennessä.

EU:ssa tavoitteena ovat kannustavat ja vapaaehtoisuuteen perustuvat joustavat luonnonsuojelulähestymistavat.

1.12

Kansallinen biodiversiteettiohjelma ja biologisen monimuotoisuuden talousnäkökulmat

Kansallisten biodiversiteettipolitiikkojen perustana ovat erityisesti maatutkimukset, kansalliset strategiat ja toimintaohjelmat. Suomessa kansallinen biodiversiteettitoimikunta laati vuosina 1996–1997 yksimielisen ehdotuksen Suomen biologista monimuotoisuutta koskevaksi kansalliseksi toimintaohjelmaksi vuosille 1997–2005 (Ympäristöministeriö 1997). Ohjelma sisälsi 124 vuoteen 2005 mennessä toteutettavaa biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön edellyttämää kehittämistoimenpiteitä toimialavastuineen ja voimavaratarpeineen. Ympäristöministeriö asetti samalla Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman seurantatyöryhmän (15.10.1998–31.12.2005), joka on koordinoanut ja seurannut ohjelman toteutusta ja biologisen monimuotoisuuden valtakunnallisen tilan seurantaa sekä huolehtinut toimintaohjelman seurantaraporttien kokoamisesta. Seurantaryhmän tueksi ympäristöministeriö asetti 23.2.1999 kaksi asiantuntijaryhmää, jotka ovat seuranneet toimintaohjelman toteutumista ja koordinoineet ohjelman toimenpiteitä omilla aihealueillaan. Tutkimus, seuranta ja tietojärjestelmät -ryhmän (TST) rinnalla Biologisen monimuotoisuuden kestävän käytön -asiantuntijaryhmä on selvittänyt luonnonvarojen kestävään suojeluun ja käyttöön sisältyviä uusia mahdollisuuksia.²¹ Ympäristöministeriö täydensi 25.3.2003 seurantaorganisaatiota vielä kahdella asiantuntijaryhmällä: Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan toimintaohjelman ja

²¹ Kestävä käyttö -asiantuntijaryhmä on teettänyt julkaisut Jäppinen ym. 2004 ja Kettunen ym. 2005. Lisäksi se on järjestänyt seminaareja.

METSO-toimintaohjelman monimuotoisuusvaikutusten arvioinnin -asiantuntijaryhmällä sekä kansainvälisten biodiversiteettiasioiden valmisteluryhmällä ja asiantuntijaverkostolla. Käsillä oleva raportti on tehty biologisen monimuotoisuuden kestävä käyttö -asiantuntijaryhmän alaisuudessa.

Suomen ensimmäinen kansallinen toimintaohjelma sivusi talouskysymyksiä vain joissakin yksittäisissä kohdissa. Siinä muun muassa todetaan:

”Biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä hyötykäytön alueilla on nousemassa voimakasta tutkimus- ja kehitystoimintaa sekä kaupallista tuotteistamista.” (s. 36);

”Biologisen monimuotoisuuden säilyttämisen, hoidon ja muiden ympäristökysymysten huomioon ottamisen on todettu luovan uusia työllistämismahdollisuuksia ... Modernin ympäristönsuojelun ja biodiversiteetin hyödyntämisen työllistämismahdollisuudet tulisikin kartoittaa alueellisten työvoima- ja elinkeinokeskusten toimesta.” (s. 36);

”Ympäristön suojele ja hyvä hoito on nousemassa tuotteiden markkinointivaltiksi sekä kotimaassa että erityisesti vientimarkkinoilla ... Ympäristöä säästävien toimintatapojen, tuotteiden ja teknologian kehittäminen voi luoda viennillemme merkittäviä mahdollisuuksia ja siten parantaa tai ylläpitää myös työllisyyttä... Luonnon monimuotoisuuden ylläpito ja muu ympäristönsuojaus vahvistaa toimintaedellytyksiä sekä työpaikkoja myös elintarviketeollisuudessa ja matkailussa ... Mikrobeista, kasveista, sienistä ja eläimistä on mahdollista löytää lääkeaineita tai molekyyylimalleja uusille kehitettäville lääkeaineille” (s. 37).

Toimintaohjelman 124 kehittämistehtävästä talouteen olivat yhteydessä ainakin seuraavat:

Kehittämistehtävä 4: Kaikki hallinnonalat ja elinkeinosektorit tehostavat yhteistyötään biologisen monimuotoisuuden suojeluun ja kestävään käyttöön perustuvien uusien elinkeinojen ja työllistämismahdollisuuksien kehittämiseksi.

Kehittämistehtävä 6: Taloudellisia ohjauskeinoja kehitettäessä selvitetään tarpeet ja mahdollisuudet taloudellisten kannustimien käyttöön myös biologisen monimuotoisuuden ylläpidossa.

Kehittämistehtävä 8: Kehitetään lainsäädäntöön perustuvan biologisen monimuotoisuuden suojelun rinnalle joustavampia menettelytapoja, joilla voidaan edistää talouskäytössä olevien alueiden luonnon ja luonnonvarojen kestävä käyttöä.

Toimenpide 17: Muun muassa täydennetään uudistuvaa maaseudun ympäristöohjelmaa maisemaa ja luonnon monimuotoisuutta edistävin tehokkain tukitoimin.

Toimenpide 40: Edistetään talousmetsien kestävä hoidon ja käytön sertifiointijärjestelmän toteutusta käytännössä sekä järjestelmän liittämistä osaksi toisiaan täydentäviä kansainvälisiä sertifiointijärjestelmiä.

Toimenpide 41: Kehitetään biologisen monimuotoisuuden ylläpitoon liittyvää alkuperäsertifiointia, esimerkiksi keräilytuotteiden osalta, eri intressitahojen yhteistyönä.

Toimenpide 73: Käynnistetään selvitys Pohjois-Suomen subarktisten alueiden kestävä kehityksen mukaisista maankäyttömuodoista, niiden säätelystä ja yhteensovittamisesta sekä suhteesta paikallisen väestön toimeentuloedellytyksiin ja saamelaisien kulttuuriperintöön.

Toimenpide 115: Osallistutaan biodiversiteetin ylläpidon taloudellisten ohjauskeinojen kehittämiseen osana kansainvälistä yhteistyötä esimerkiksi OECD:n puitteissa.

Suomen biodiversiteettiohjelman vaikuttavuuden arvioinnissa todetaan, että kielteiset muutokset luonnossa jatkuvat, mikä ilman uusia lisätoimenpiteitä johtaa monimuotoisuuden vähenemiseen. Sen mukaan uusien ratkaisujen etsintä on vasta alussa eikä ohjelma ole saanut aikaan laajasti käyttöön otettuja innovaatioita monimuotoisuuden turvaamiseksi. Myös ohjelman yleinen tavoite edistää yritystoimintaa

ja työllisyyttä näyttää jääneen arvioinnin perusteella liian vähälle huomiolle. Arvioinnin mukaan toimenpiteet pitäisi jatkossa suunnitella sellaisiksi, että ne auttaisivat tai kannustaisivat eri toimijoita luomaan uutta toimintaa monimuotoisuuden tueksi. Arviointiraportissa todetaan: ”Kannustavuuden puute lienee yksi syy siihen, että ohjelman yleinen tavoite monimuotoisuuden hyödyntämiseen liittyvien taloudellisten mahdollisuuksien edistämisestä (yritystoiminta ja työllisyys) on kaiken kaikkiaan saanut verrattain vähän huomiota osakseen lukuun ottamatta kansallispuistoihin liittyvää matkailuyrittämistä. Jos ennallistamisesta tulee laajeneva toimintamuoto, jolla on kysyntää, se voi tukea työllisyyttä ja myös kannustaa löytämään uudentyyppisiä ennallistamisratkaisuja. Monimuotoisuuden turvaaminen voi, mikäli toiminta laajenee, myös vahvistaa sitä tukevien palveluiden kysyntää, kuten luontokartoitusta ja monimuotoisuuden huomioivan maisema- ja viherrakentamisen suunnittelua. Monimuotoisuuden turvaaminen voi myös edistää kansainvälistä asiantuntijatoimintaa.” (Hilden ym. 2005, 168)

Arvioinnin mukaan esimerkkejä biodiversiteettiohjelman onnistuneista toimenpiteistä ovat talousmetsien suositukset, Metsähallituksen luonnonvarasuunnittelu ja luonnonsuojelualueiden ennallistamistoimet sekä maatalouden tukijärjestelmät. Soidensuojelussa ratkaiseva muutos on todettu saavutetun poistamalla uudisojitukset metsäsuunnittelusta ja tukijärjestelmistä. Arvioinnissa kuitenkin todettiin, että muut yhteiskunnan paineet voivat vähentää monimuotoisuutta turvaavien muutosten pysyvyyttä ja jatkuvuutta, kuten voimakas bioenergian käytön lisääminen. Monilla toimenpiteillä, vaikkakaan niillä ei ole ollut laajoja vaikutuksia, on kuitenkin ollut paikallista vaikuttavuutta ja ne ovat luoneet perustan vaikuttavuuden lisäämiseen tulevaisuudessa.

Uutta Suomen kansallista monimuotoisuuden toimintaohjelmaa on valmisteltu hallitusohjelman mukaisesti vuoden 2005 aikana (jatkoaika maaliskuun 2006 loppuun saakka).²² Vuosille 2006–2016 laadittavasta ohjelmasta on tarkoitus päättää vuonna 2006. Toimintaohjelman valmistelun lähtökohtana on ollut ongelmakeskeisyys. Esitettävät toimenpiteet oli tarkoitus kohdentaa tunnistettaviin ongelmiin, uhkatekijöihin ja puutteisiin. Erityisen tärkeänä lähtökohtana uudistuksessa ovat olleet vuosien 1997–2005 toimintaohjelman arvioinnin tulokset. Uudessa toimintaohjelmassa on tarkoitus määritellä toimet, joilla hidastetaan merkittävästi biologisen monimuotoisuuden katoamista sekä määritetään puitteet vuoteen 2010 mennessä kehitettävälle seurantajärjestelmille. Ohjelmalla vakiinnutetaan Suomen luonnon tilan myönteinen kehitys vuosina 2010–2016 sekä luodaan valmiudet varautua biologista monimuotoisuutta uhkaaviin ympäristömuutoksiin, erityisesti ilmastonmuutokseen, vuoteen 2016 mennessä.

Taloudelliset ohjauskeinot ja innovatiiviset lähestymistavat on otettava käyttöön uudessa toimintaohjelmassa. Markkinoiden luomisen ja sitä kautta yritystoiminnan mahdollisuudet biologisen monimuotoisuuden (ja siihen perustuvien biologisten luonnonvarojen) kestävässä käytössä tulee tarkasti selvittää. Vain uusien markkinoiden luomisen avulla kestävä käyttö voi tukea maan eri osien elinkelpoisuutta ja lisätä työllisyyttä eri puolilla maata.

²² Tätä kirjoitettaessa uudesta kansallisesta strategiasta ja toimintaohjelmasta on olemassa 7.3.2006 päivätty luonnos, jota ei kuitenkaan ole vielä julkaistu. Siksi sen sisällöstä ei tässä yhteydessä voida puhua.

2 Biologisen monimuotoisuuden katoaminen

Vain sellainen biologisen monimuotoisuuden suojelupolitiikka voi pitkällä aikavälillä menestyä, jossa kiinnitetään huomiota kaikkiin niihin peruspaineisiin tai -syihin, jotka aiheuttavat biologisen monimuotoisuuden katoamista. Päinvastaisessa tapauksessa paineet pysyvät ja kannustimet osallistua toimintoihin, jotka ovat epäjohdonmukaisia luonnonsuojelun tai kestävän käytön kanssa, eivät muutu.

Yleisesti erotetaan toisistaan biologisen monimuotoisuuden katoamisen näkyvät syyt (*proximate causes*) ja taustasyyt (*underlying causes*) (OECD 1996). Näkyvien syiden tunnistaminen ja määrittäminen tarjoaa kuvailevaa informaatiota siitä, miksi biologista monimuotoisuutta menetetään. Jotta politiikkaa voidaan muotoilla uudelleen, on kuitenkin oltava näkemys niistä taustalla olevista taloudellisista voimista, jotka pakottavat näkyviin syihin. Näkyvien syiden ja taustasyiden välisen suhteen tunnistaminen on välttämätön lähtökohta sille, että taustasyihin vaikuttamalla voidaan vähentää näkyviä syitä, ja että voidaan valita sopivat keinot pysäyttää tai vähentää biologisen monimuotoisuuden tuhoutumista.

Perinteisesti näkyvinä syinä on esitetty luonnonympäristöjen tuhoutuminen/muutos (mm. homogenisoituminen), luonnonympäristöjen pirstoutuminen, lajien uhanalaistuminen, vieraat (tulokas)lajit, ilmastonmuutos sekä vesistöjen rehevöityminen ja pilaantuminen. Suomen biodiversiteettiohjelman arvioinnissa vuonna 2005 tätä perinteistä jakoa ei ole enää noudatettu, vaan analyttisemmin on havainnoitu osa perinteisistä näkyvistä syistä monimuotoisuuden muutoksiksi ja tunnistettu syiksi taustasyitä, kuten taulukossa 2 ilmenee.

Taulukko 2.

Monimuotoisuuden muuttumiseen vaikuttaneet tekijät, monimuotoisuuden muutokset eri elinympäristöissä. (Hildén ym. 2005, 8)

Elinympäristöt	Paineiden luonne/syy; taustalla olevat voimat	Muuttuva monimuotoisuus
Metsät	Luonnonvarojen käytön tehostuminen; metsien puuntuotannollisen hyödyntämisen korkea taloudellinen arvo verrattuna muihin käyttömuotoihin. Historiallisesti myös pellonraivaus.	Luonnontilaisten tai niiden kaltaisten metsien lajiston, erityisesti lahoppuulajiston, väheneminen jatkunut ohjelmakaudella. Monimuotoisuuden kannalta merkittävien lehtojen väheneminen. Lehtojen väheneminen todennäköisesti hidastunut ohjelmakaudella.
Suot	Luonnonvarojen käytön tehostuminen; pyrkimys muuttaa elinympäristöä tuottavammiksi, erityisesti puuntuotantoon, sekä osittain myös turvevarojen hyödyntäminen.	Eryteisesti runsasravinteisten soiden lajisto on kärsinyt. Etelä-Suomessa suotyypit ja suolajisto yleisesti taantuneet. Väheneminen hidastunut ohjelmakaudella, mutta ojitettujen soiden luonnon-tilan muutos on jatkunut.
Tunturiluonto	Porotalouden tuottavuuspaineet; virkistyskäyttöpaineet; Ilmastonmuutos.	Jäkäläkankaat ovat kuluneet. Jäkäläkankaiden tila eräillä alueilla kohentunut. Palsasoiden sulaminen on kiihtynyt ohjelmakaudella.
Kalliot ja harjut	Rakennettujen alueiden laajeneminen; sora- ja kiviaineksen hyödyntäminen; harjujen metsätalouden tehostuminen – taimikot, metsäpaalojen torjunta.	Kallio- ja harjuelinympäristöjen menetykset ovat hidastuneet. Kallio- ja harjuympäristöihin erikoistuneiden harvinaisten lajien taantuminen, mm. harjujen palodynamiikasta riippuvaisten lajien säilymistodennäköisyys pienentynyt.
Sisävedet	Energiantarve – vesistöjen rakentaminen ja säännöstely; Maa- ja metsätalouden tehostuminen ja tuottavuuspaineet lisänneet hajakuormitusta; Elintason nousu – haja-asutuksen ja loma-asutuksen jätevesikuormituksen kasvu; Vesien kalataloudellinen hyödyntäminen – säätelemättömät istutukset.	Pienvesien elinympäristöt ja lajit, rakentamattomien jokien lajisto ja karujen vesien lajisto ovat taantuneet. Toisaalta vesien monimuotoisuuden väheneminen on hidastunut ja monin paikoin pysähtynyt.
Itämeri	Maa- ja metsätalouden tehostuminen ja tuottavuuspaineet lisänneet hajakuormitusta; Elintason nousu – jätevesikuormitus.	Suomenlahdella ja Saaristomeressä rehevöitymisen aiheuttamia laajoja eliöyhteisöjen muutoksia. Monimuotoisuuden muutokset jatkuneet ohjelmakaudella (esim. vieraslajien levittäytyminen).
Rannat	Rantojen niiton ja laidunnuksen väheneminen; Rakennettujen ranta-alueiden laajentuminen haja-asutusalueilla ja taajamissa.	Rantalajiston köyhtyminen yhtäältä umpeenkasvun, toisaalta rantarakentamisen seurauksena. Kehitys jatkunut ohjelmakaudella, mutta paikoin hidastunut.
Maatalousympäristöt	Maatalouden tuottavuuspaineet ja tukijärjestelmien suuntaaminen.	Elinympäristöjen yksipuolistuminen ja lajiston köyhtyminen. Kehitys jatkunut, mutta paikoin hidastunut ohjelmakaudella.
Rakennetut alueet	Infrastruktuurin laajentuminen, rakennettujen alueiden tiivistyminen ja maankäytön tehostuminen.	Luonnonympäristöjen muuttuminen rakennetuiksi, vanhojen ruderaatti- ja viheralueiden sekä vanhojen omakoti-alueiden supistuminen sekä toisaalta lisääntyvä tiivisrakentaminen jatkunut ohjelmakaudella. Osa lajistosta siirtynyt uusille rakennetuille alueille.

Erilaisten elinympäristöjen tilan ja talouden sektorien vuorovaikutus on hyvin monipuolista, mitä pyritään kuvaamaan taulukossa 3. Useimmat talouden sektorit vaikuttavat lähestulkoon kaikkiin elinympäristöihin. Vahvat vuorovaikutukset on kuitenkin merkitty kahdella X:llä.

Taulukko 3.

Elinympäristöjen (ekosysteemien) ja taloudellisten sektorien vuorovaikutukset.
(vrt. OECD 1999, s. 43)

Elinympäristöt	Matkailu	Kalastus	Tie- liikenne	Maa- talous	Metsä- talous	Maan- käyttö	Teolli- suus
Metsät	X		X	X	XX	X	X
Suot	X		X	X	XX	X	X
Tunturiluonto	XX				X	X	
Kalliot ja harjut	X		XX	X	X	XX	X
Sisävedet	X	X	X	XX	XX	XX	XX
Itämeri	XX	X		XX			XX
Rannat	XX	X	X	X	X	XX	X
Maatalous- ympäristö	X		X	XX	X	XX	X
Rakennetut alueet	X		XX	X	X	XX	XX

Tässä raportissa keskitytään biologisen monimuotoisuuden häviämisen taloudellisiin tekijöihin liittyviin (tausta)syihin. Niitä ovat markkinoiden epäonnistuminen ja siihen liittyvät kestäättömät tuotanto- ja kulutustavat.

3 Biologisen monimuotoisuuden häviämisen taloudelliset syyt ja biodiversiteettitavaroiden ja -palveluiden ominaisuudet

3.1

Johdanto

Ympäristötaloustieteellisessä kirjallisuudessa markkinoiden epäonnistumista pidetään ympäristöongelmien tärkeimpänä syynä ja siitä on samalla tullut ympäristötaloustieteen tärkeimpiä käsitteitä ja käytännöllisiä tutkimuskohteita. Olemassa olevat markkinat eivät kykene tuottamaan ympäristövoimavaroista sellaista tietoa ja niiden tehokasta kohdentumista, jotka syntyisivät ihanteellisilla markkinoilla. Esimerkiksi biologisen monimuotoisuuden (ihmisten preferensseihin perustuva) arvo ei heijastu täysimääräisesti taloudelliseen päätöksentekoon. Tämän seurauksena kaikki biologista monimuotoisuutta köyhdyttävät toimenpiteet eivät vaikuta toimijoiden yksityistaloudellisiin kustannuksiin eivätkä päätöksiin. Elinympäristön tai lajin menettämisen kustannukset siirtyvät aiheutuvien haittojen muodossa yhteiskunnan muille toimijoille.

Markkinoiden epäonnistuessa tuotteen tai palvelun hinta ei toimi yhteiskunnallisen arvon tehokkaana mittarina, eikä rahallinen voittokaan heijasta yhteiskunnallisia nettohyötyjä oikein. Vääristyneiden hintasignaalien vuoksi markkinat eivät kohdenna voimavaroja taloudellisessa mielessä tehokkaasti (esim. biologista monimuotoisuutta turvataan liian vähän). Siksi on välttämätöntä etsiä sellaisia mekanismeja, joiden avulla ympäristövoimavaroja voidaan kohdentaa joko suoraan, jolloin julkinen sektori ryhtyy tarjoamaan ympäristöllisiä tavaroita ja palveluksia itse (esim. perustaa luonnonsuojelualueita) tai epäsuoraan, jolloin julkinen valta ottaa käyttöön erilaisia markkinoita korjaavia ohjauskeinoja, kuten suoraa sääntelyä, veroja tai tukipalkkioita, ja siten edistää erilaisten taloudellisten kannustimien avulla eli hintamekanismiin vaikuttamalla markkinoiden entistä tehokkaampaa toimintaa.²³ Valtavirtaympäristötaloustieteilijät (pigoulaiset) suosivat yleensä markkinoiden korjaamista ja pitävät sen

²³ Julkinen valtakaa ei ole erehtymätön eli myös se voi epäonnistua. Puhutaankin väliintulon eli intervention epäonnistumisesta. Yksi syy tähän voi olla julkisen vallan integraatioepäonnistuminen eli eri sektoripolitiikkojen huono koordinaatio.

vuoksi julkisen vallan väliintuloa tarpeellisenä myös ympäristön tehokkaan käytön ja suojelun edistämiseksi.²⁴

Miksi markkinat sitten epäonnistuvat ympäristön tapauksessa eli miksi ympäristön voimavaroille ei ole ihanteellisia markkinoita? Markkinoiden epäonnistumiselle on tässä yhteydessä ainakin kolme (osittain päällekkäistä) selitystä.²⁵ Ne ovat:

1. Julkishyödykkeet
2. Ulkoisvaikutukset ja
3. Vapaan pääsyn (*open access*) tragedia (joskus virheellisesti sanottu yhteisomistuksen tragediaksi; *the tragedy of the commons*)²⁶

3.2

Julkishyödykkeet ja ulkoisvaikutukset

Ympäristöhyödykkeiden katsotaan kuuluvan niin sanottuihin markkinattomiin julkishyödykkeisiin. Koska kukaan ei voi ansaita tuloa julkishyödykkeiden tuottamisesta (hyödykkeinä niihin liittyvät ei-kilpailuvuuden ja/tai ei-poissuljettavuuden ominaisuudet), niitä ei edes tarjota todellisilla markkinoilla riittävästi suhteessa kansalaisten maksuhalukkuuteen eli siihen, mikä olisi koko yhteiskunnan kannalta niiden tehokkain määrä tai laatu. Monilta ympäristö- ja luonnonvaroilta markkinat puuttuvat joko kokonaan tai ne ovat epätäydelliset.

Markkinat epäonnistuvat myös silloin, kun tuotannonharjoittajien yksityisiin tuotantokustannuksiin ja samalla tuotettujen tuotteiden markkinahintoihin ei sisällytetä kaikkia niiden tuotannosta aiheutuvia kustannuksia. Tällaiset niin sanotut ulkoisvaikutukset voivat liittyä yhtä hyvin yksityis- kuin julkishyödykkeisiin.

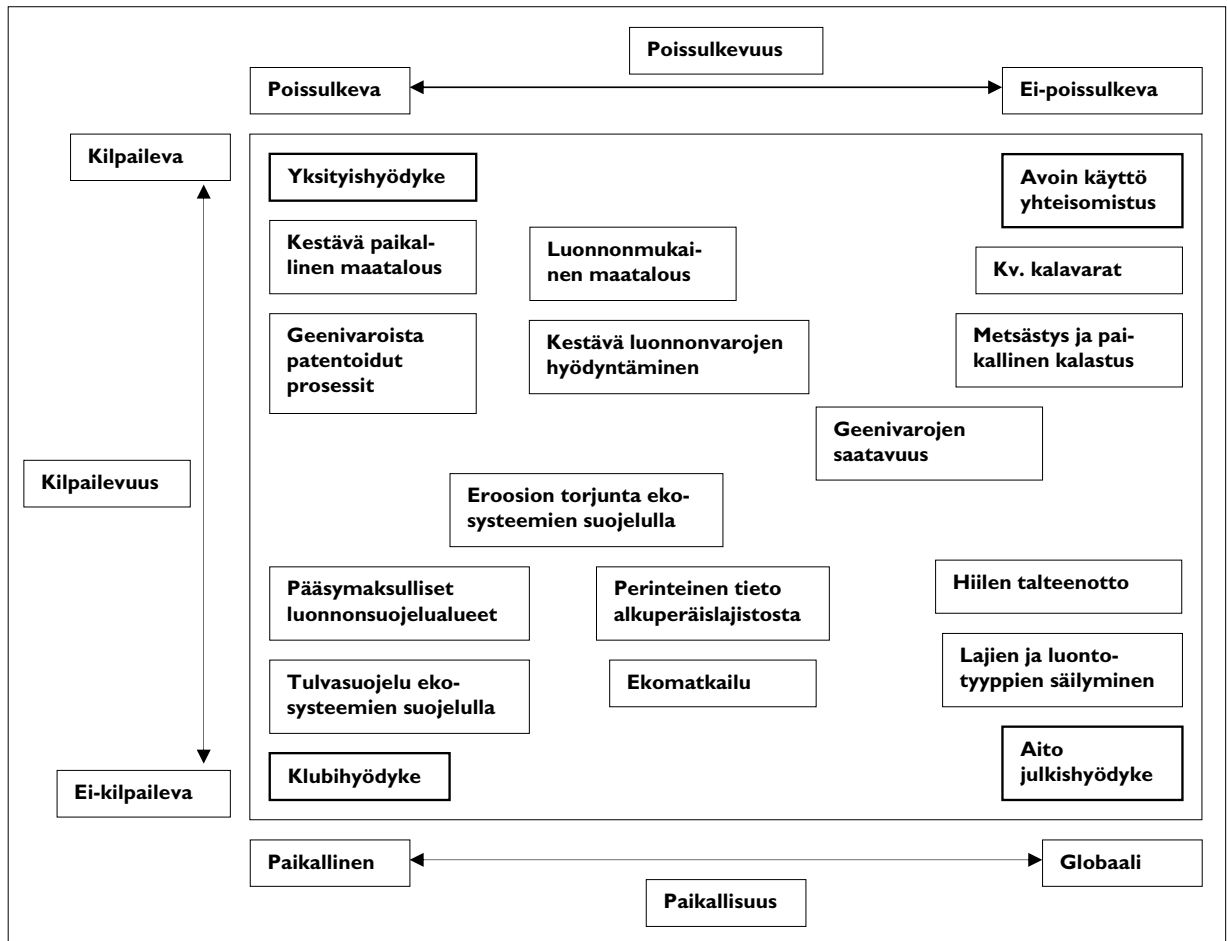
Ulkoisvaikutukset ovat usein seuraus hyvin määritettyjen omistusoikeuksien puuttumisesta. Ainakin osa ulkoisvaikutusten aiheuttamista markkinoiden epäonnistumisista (markkinavääristymistä) voitaisiin poistaa joko vain täsmentämällä nykyisiä omistusoikeuksia, määrittelemällä niitä uudestaan tai tarvittaessa luomalla kokonaan uusia omistusoikeuksia eli toisin sanoen laajentamalla nykyisiä markkinoita.

Kuvassa 1 esitetään esimerkkejä erilaisista julkishyödykkeistä kolmessa ulottuvuudessa (kilpailullisuus, poissulkevuus, paikallisuus). Taulukossa 4 puolestaan esitetään kuvassa esiintyvien käsitteiden määritelmät. Hyödyke on sitä markkinakelpoisempi, mitä enemmän kuvassa siirrytään alaoikealta ylävasempaan. Alaoikealla ovat puhtaat julkishyödykkeet ja ylävasemmalla yksityishyödykkeet. Yksityishyödykkeelle voidaan määrittää yksilöllinen omistaja ja sen vuoksi mitä enemmän hyödyke sisältää yksityishyödykkeelle tyypillisiä ominaisuuksia, niin sitä helpommin se on kaupallistettavissa. Kiinnostus julkishyödykkeiden tutkimista kohtaan lisääntyi huomattavasti sen jälkeen kun Paul Samuelson oli 1950-luvulla julkaissut kaksi merkittävää artikkelia (Samuelson 1954, 1955). Julkishyödykkeet alettiin samalla nähdä merkittävänä syynä ja oikeutuksena julkisen vallan markkinaväliintulolle.

²⁴ Klassinen taloustieteellinen teos ympäristöpolitiikan teoriasta on Baumol & Oates (1975, 1988). Taloustieteellisen ympäristöpolitiikan lähestymistavan kritiikistä yleensä, ks. Kelman (1981). Uusklassisessa taloustieteessä on esiintynyt kaksi erilaista ympäristöpolitiikan koulukuntaa. Ensimmäinen on Arthur C. Pigou (1920) mukaan nimetty väliintulon koulukunta ja toinen Ronald Coase (1960) ajatuksille perustuva omistusoikeuskoulukunta, jossa korostetaan ulkoisvaikutusongelman vastavuoroisuusluonnetta eli huomataan yhden ulkoisvaikutuksen poistamisen luovan toisen (ks. Hodgson 1997). Pigou (1920) mukaan rajoittamaton markkinatalous ei aina toimi hyvin ja sen vuoksi on olemassa runsaasti tilaa julkisen vallan väliintulolle taloudellisen hyvinvoinnin lisäämiseksi. Julkisen vallan tehtävänä on tällöin markkinahintojen korjaaminen, jonka jälkeen kuluttajat ovat vapaat valinnoissaan. Pigoulainen metodologia keskittyy siten olosuhteisiin, joissa julkisen vallan väliintulo näyttää välttämättömältä ja oikeutetulta maksimaalisen hyvinvoinnin takaamiseksi. Tähän näkemykseen libertaristiset filosofit ja heidän seuraajansa on muutaman viime vuosikymmenen aikana kohdistaneet voimakasta kritiikkiä.

²⁵ Muita usein esillä olleita selityksiä markkinoiden epäonnistumiselle ovat muun muassa epätäydellinen kilpailu ja erityisesti monopoli sekä epäsymmetrinen informaatio.

²⁶ Ks. Hardin 1968, Ostrom 1990 ja Aguilera-Klink, F. 1994.



Kuva 1. Markkinat ja ekologiset toiminnot (OECD 2004, 26).

Taulukko 4.
Kuvan 1 määritelmät.

Käsite	
Ei-kilpaileva	Yhden henkilön käyttö ei vähennä sen saatavuutta toiselle
Ei-poissulkevyyys	Mikäli hyödyke tarjotaan, sen tarjoaja ei voi estää ketään sitä käyttämästä
Paikallisuus	Maantieteellinen laajuus
Yksityishyödykkeet tai -palvelut	Hyödykkeet ja palvelut, joissa yhden henkilön käyttö vähentää sen saatavuutta toiselle (kilpailevuus) ja joiden osalta on mahdollista estää ihmisiä käyttämästä sitä (poissulkevasti) vaatimalla siitä hinta.
Klubihyödykkeet	Hyödyke, joka ei ole yksityinen, mutta jonka käyttö on rajoitettu tietyn ryhmän jäsenille (ei-kilpaileva, mutta poissulkeva)
Puhdas julkishyödyke	Hyödykkeet ja palvelut, joiden hyötyjä ei vähennä niiden lisäkäyttö (ei-kilpaileva) ja joiden käytöstä ei yleisesti ole mahdollista rajata ihmisiä pois (ei-poissulkeva)
Vapaa pääsy (Open access)	Hyödyke, jonka käyttämisestä on vaikea estää ei-maksavilta, mutta jonka käyttö vähentää sen hyödyllisyyttä toisille

Laissez faire -markkinathan eivät tuota julkishyödykkeitä riittävästi ja siksi tarvitaan julkisen vallan toimenpiteitä niiden tuottamiseksi. Niinpä kollektiivinen toiminta nähtiin julkishyödykkeiden tuotannossa välttämättömänä, sillä sellaisia ei tuoteta desentralisoiduilla markkinoilla (Starret 1988). Aluksi taloustieteessä keskityttiin hyödyketyyppien ääripäihin: puhtaisiin julkishyödykkeisiin ja puhtaisiin yksityishyödykkeisiin. Kuitenkin sen jälkeen kun 1960-luvun puolivälissä Mancur Olson (1965) oli julkaissut teoksen *Logic of Collective Action* ja James Buchanan (1965) artikkelin *An Economic Theory of Clubs*, taloustieteilijät alkoivat entistä enemmän tutkia

hyödykkeiden koko spektriä ja ryhtyivät analysoimaan epäpuhtaita julkishyödykkeitä eli sellaisia hyödykkeitä, jotka eivät ole puhtaasti julkisia tai yksityisiä.²⁷ Huomattiin, että hyödykkeet, joista sai samanaikaisesti hyötyä useampi kuin yksi henkilö (uima-altaat, golf-radat), voidaan kohdentaa yksityisesti ns. klubin (ryhmän) toimesta edellyttäen vain sitä, että poissulkemismekanismit voidaan ottaa käyttöön järkevillä kustannuksilla.²⁸

Musgrave (1959) oli määritellyt 1950-luvulla joitakin palveluita ns. meriittihyödykkeiksi (*merit goods*). Ne ovat hyödykkeitä, joita yksilöt tai kotitaloudet kuluttavat markkinoilla liian vähän demokraattisesti valittujen päättäjien mielestä. Tällaisiin hyödykkeisiin liittyy tavallisesti ulkoisvaikutuksia. Mitä enemmän ihmisiä saadaan esimerkiksi taide- ja luontoelämysten pariin, sitä enemmän kulttuurielämä kukoistaa, sivistystaso nousee ja luonnonsuojelu helpottuu. Meriittihyödykkeiden rahoitukseen ja myös hinnoitteluun liittyy kuitenkin monenlaisia ongelmia. Esimerkiksi monimuotoinen kaupunkiluonto voidaan myös ymmärtää meriittihyödykkeeksi: Virkistäytyminen lisää kansalaisten henkistä hyvinvointia.

Ronald Coase (1960) havaitsi, että pelkkä ulkoisvaikutuksen olemassaolo ei vielä ole riittävä syy julkiselle väliintulolle. Julkishyödykkeethän katsottiin ulkoisvaikutuksen erityistapaukseksi. Kaiken kaikkiaan ulkoisvaikutusten, julkishyödykkeiden, klubien ja meriittihyödykkeiden tutkiminen selvästi tarjoaa valaisua julkisen vallan asemasta yhteiskunnan voimavarojen kohdentamisessa (allokoinnissa) (ks. Cornes & Sandler 1986).

3.3

Omistusoikeuksien ongelmat

Omistusoikeuden (ja siihen liittyvän tai sitten ihan erillisen käyttöoikeuden) epätasällista määrittelyä pidetään yhtenä biologisen monimuotoisuuden tuhoutumisen syynä (OECD 1999).²⁹ Teoriassa markkinoiden luominen biologisen monimuotoisuuden suojelulle edellyttää omistusoikeuden selkiyttämistä.³⁰ Ajatuksena on, että maanomistajat maksimoivat omistamiensa luonnonvarojen tuottaman pitkäaikaisen hyödyn kun vapaan luonnonvarojen käytön vallitessa käyttäjät lyhytnäköisesti maksimoivat välitöntä hyötyä (OECD 1999). Teoria soveltuu taloudellisesti arvokkaisiin biodiversiteettihyödykkeisiin, kuten kaupallisesti arvokkaat kalakannat, eläintuotteet, puutuotteet ja puuhun perustumattomat metsätuotteet. Esimerkiksi kalakan-
tojen hoidossa on käytetty yksilöllisiä siirrettäviä kalastusoikeuksia, joilla voidaan sekä saavuttaa suojelutavoite että tehdä se taloudellisesti tehokkaimmalla tavalla. Menettely ei kuitenkaan sovellu kaupallista arvoa vailla olevien biodiversiteettiarvojen suojeluun (OECD 1999).

Varsinkin kehitysmaolosuhteissa omistusoikeudelliset järjestelyt voivat tukea biologisen monimuotoisuuden suojelua myös siten, että niillä voidaan lisätä paikallisten asukkaiden tuloja samalla kun uhanalaisia lajeja suojellaan tai käytetään kestävästi. Omistusoikeuden ja siihen liittyvän tuoton siirtämisellä valtiolta paikallisyhteisölle

²⁷ On tarpeen huomata, että omistus (omistusoikeus) ja poissulkevuus eivät ole tavaroiden ja palvelujen sisäisiä ominaisuuksia. Mm. Daly ja Farley (2004) huomauttavat, että mikään hyödyke ei ole poissuljettava eikä mihinkään hyödykkeisiin ole omistusoikeuksia ennenkuin on olemassa yhteiskunnallinen instituutio, joka tekee niistä poissuljetun ja omistetun. Kuten Bromley (1991) on todennut, niin omistusoikeus jollekulle edellyttää muiden vastaavaa velvollisuutta kunnioittaa tätä oikeutta. Omistusoikeudet ovat siten kolmen osapuolen, yksilön, muiden yksilöiden ja valtion välinen suhde (eräänlainen kolmikanta).

²⁸ Klubihyödyke on ulkopuolisilta poissuljettavissa, mutta jäsenille vapaa (Polski 2005). Ilman tungostumista kuntosalilla kävijä ei vähennä toisen siellä käyvän kokemaa hyötyä. Klubihyödykkeistä lisää ks. esim. Starrett (1988).

²⁹ Omistusoikeuksien täsmentäminen ei ole sama asia kuin yksityistäminen.

³⁰ Cole ja Grossman (2002) ovat selvittäneet, millä tavalla taloustieteellisessä kirjallisuudessa esiintyvät omistusoikeuden määritelmät eroavat oikeustieteilijöiden käyttämistä.

saatetaan antaa yhteisölle kannustin valvoa suojelun toteutumista (esim. Etelä-Korea: Mount Chirin kansallispuisto, Meksiko: *Ovis canadensis*) (OECD 1996).

Omistusoikeuden määrittelyyn liittyy myös kysymys omistusoikeuteen sisältyvistä oikeuksista ja velvollisuuksista ja niiden siirrettävyydestä. Suojeluarvoja sisältävän kiinteistön omistajalta voi olla mahdollista korvausta vastaan ostaa tai lunastaa oikeus suorittaa tiettyjä toimenpiteitä (OECD 1999). Kysymys liittyy myös biologisen monimuotoisuuden suojelun ja ilmastonmuutoksen torjunnan yhteisiin tavoitteisiin. Esimerkiksi metsänhakkusoikeuden irrottaminen kiinteistön omistusoikeudesta siten, että omistusoikeuden haltija voi myydä sen hiilinieluna energiayhtiölle, voi samalla toimia keinona vanhan metsän suojelun toteuttamiseen taloudellisesti tehokkaammalla tavalla kun biologisesta monimuotoisuudesta hyötyvä energiayhtiö maksaa sitä tuottavalle maanomistajalle.

Biodiversiteettipolitiikat vaikuttavat luonnonvarojen omistamiseen ja niihin liittyviin erilaisiin oikeuksiin (ks. Hanna ym. 1996a; luonnon omistusoikeuksien kehittämisestä ks. Bromley 1997).³¹ Omistusoikeus voidaan jakaa neljään erilaiseen muotoon: avoin pääsy (*open access*) luonnonvaraan (ei suoraa omistamista, *non-property*), yksityinen omistaminen, valtionomistus (julkinen omistaminen) ja yhteisöllinen omistus (*common property*).³² Kun luonnonvaraan on avoin pääsy, niin silloin ei ole olemassa rajoitteita sen käytölle. Talousteoriassa erotetaan tähän liittyen viisi erilaista tavaroiden ja palvelujen luokkaa: yksityinen, julkinen, klubi, yhteinen (*common pool*) ja avoin. Luonnonvaroihin ja varsinkin monimuotoisuuteen liittyy usein avoin pääsy: yhden käyttäjän kulutus rajoittaa muiden käytettävissä olevaa luonnon tarjontaa samalla kun luonnonvaran fyysinen luonne tekee hyvin vaikeaksi sulkea pois käyttäjiä. Avoimen pääsyn luonnonvarat ovat otettavissa vapaasti käyttöön, minkä jälkeen niistä tulee yksityishyödykkeitä tai yksityishyödykkeiden tuotantopanoksia. Käyttöperiaatteena on ”kuka ensiksi ehtii” -periaate.

³¹ Hanna ym. (1996b) on yhteenvedo vuosina 1993-1995 ruotsalaisessa the Beijer International Institute of Ecological Economics -tutkimuslaitoksessa toteutetusta Maailman Pankin osaksi rahoittamasta tutkimushankkeesta Property Rights and the Performance of Natural Resource Systems.

³² Maa-alueeseen liittyy yleensä kaikkia näitä omistamisen muotoja yhtäaikaan.

4 Politiikkakeinot

4.1

Johdanto

Biologisen monimuotoisuuden hupeneminen aiheutuu kestäättömistä sosiaalisista ja taloudellisista käytännöistä. Tuolloin markkina- ja politiikkaepäonnistumisiin puuttuminen kannustinkeinoilla voi auttaa korjaamaan näitä käytäntöjä. Poliitikat, jotka eivät puutu biologisen monimuotoisuuden vähenemisen taustasyihin, eivät voi menestyä, koska ne eivät pyri ratkaisemaan ydinongelmia, kuten voimavarojen puutetta, köyhyyttä tai epäoikeutettua kysyntää yli tarpeiden.

Taulukko 5.

Biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön ohjauskeinot. Muokattu lähteestä Gunningham & Young 1997, 254.

Ohjauskeino	Esimerkki
Verot	Korottuva vähennysoikeus, siirrettävät verovähennykset, verovapaus, ei-tuottavien kulujen vähennysoikeus, lahjoitukset
Maksut	Turismimaksut, pääsymaksut, rojaltit, käyttäjämaksut
Taloudelliset ohjelmat	Hoitosopimukset, avustukset, korvaukset, ilmaisten ohjeiden tarjoaminen, hintahyvitykset
Omistusoikeudet	Kaupattavat kiintiöt, kaupattavat kalastusoikeudet, kehittämisoikeudet, kompensatiojärjestelmät, kaupattavat kehittämisoikeudet, kaupattavat kuivatusoikeudet, suojelukiinnitykset, poissulkevat käyttöoikeudet
Lisenssit ja vuokraoikeudet	Metsästys- ja kasvatustulokset, vientiluvat, biologisen materiaalin/geenivarojen etsintä (<i>bioprospecting</i>)
Täytäntöönpano	Sakot, oikeuksien menetys, johtotason vahingonkorvausvastuu, auditointi, ympäristölaaturaportointi
Takuut ja vakuudet	Vakuustalletukset, suoritustakuut
Sääntely	Metsästysluvut, keräysluvut, hakkuuluvat, kaavoitus, varovaisuusstandardit ja -säännökset
Akkreditointijärjestelmät	Erityisasemasopimukset, tuotemerkintä, akkreditointi, palkinnot, itse-ohjaus
Vaikutusmahdollisuuksien parantaminen (<i>capacity building</i>)	Valitusoikeudet, tiedonsaannin varmistaminen, (luonnonvarojen) yhteishallinto
Institutionaaliset mekanismit	Kansainväliset sopimukset (osavaltiosopimukset)
Informaatio	Koulutus, tutkimus, seuranta
Tukimekanismit	Eri veloitteiden keskinäistoteutus (<i>cross compliance</i>), ehdollinen avustus
Palkinnot	Ympäristöpalkinnot

Ohjauskeinot jaetaan perinteisesti hallinnolliseen, taloudelliseen, informaatio- ja sääntelyohjaukseen. Taulukossa 5 on esitetty erilaiset biologisen monimuotoisuuden suojeluun tai kestävään käyttöön käytettävissä olevat ohjauskeinot tiivistetysti.

Tämä raportti tarkastelee ensisijassa taloudellisia ohjauskeinoja, joita yllä olevasta taulukosta ovat verot, maksut, taloudelliset ohjelmat, omistusoikeudet, lisenssit ja vuokraoikeudet, sekä takuut ja vakuudet.

Julkinen valta voi lisäksi parantaa biologisen monimuotoisuuden suojelua ja taloudellista tulosta poistamalla tarpeettomasti rajoittavia sääntelyrajoitteita, selvittää oikeuksia ja vastuita biologisen monimuotoisuuden suojeluun ja määrittää soveltuvia kustannustenjaon puitekehyksiä. Julkinen valta voi siten muuttaa tai poistaa sellaisia rajoitteita, jotka lisäävät tarpeettomasti yksityisen luonnonsuojelun kustannuksia ja riskejä.

Maanomistajat ja muut maankäyttäjät eivät tavallisesti saa korvausta (tai palkkiota) ympäristöpalveluiden tuottamisesta ja sen vuoksi tällaisia palveluja ei automaattisesti oteta huomioon tehtäessä maankäyttöpäätöksiä. Lopputulos ei ole yleensä yhteiskunnallisesti optimaalinen, mistä syystä yhteiskunta joutuu helposti tyytymään vahinkoja korjaaviin toimenpiteisiin. Sääntelylähestymistapa kuitenkin on usein vaikeasti toimeenpantava ja aiheuttaa korkeita kustannuksia maanomistajille. Korvaus- tai palkkiojärjestelmien kautta maanomistajat ja -käyttäjät saisivat suoran kannustimen sisällyttää nämä palvelut maankäyttöpäätöksiinsä. Julkisen vallan taloudellinen tuki voi sisältää suoria maksuja, verohelpotuksia tai -alennuksia, rahoituksellisia kannustimia toivotuille panoksille tai kalustolle, markkinahintatukia, luottotakuuta, teknistä apua tai infrastruktuurin vapaata käyttöä.

Viime vuosina tähän kysymykseen on kiinnitetty entistä enemmän huomiota ja on alettu kehittää sellaisia järjestelmiä, joissa maanomistajille ja -käyttäjille maksetaan korvausta tai palkkiota aikaansaamistaan ekosysteemipalveluista.

Taloudelliset ohjauskeinot tulisi nähdä markkinaperustaisen lähestymistavan yhteydessä edistämässä biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävästä käytön tavoitteita. Sääntöjen ja menettelyjen määrittelyllä markkinat voidaan saada toimimaan luonnonsuojelussa entistä tehokkaammin ja vaikuttavammin. Tämän rinnalla markkinoiden luomisen toimintaohjelma voi olla tärkeä elementti tehokkaassa ja vaikuttavassa biologisen monimuotoisuuden hoidon puitekehyksessä.

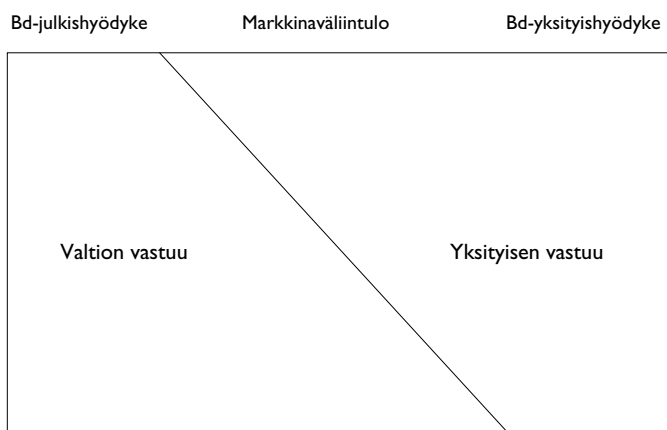
4.2

Julkisen ja yksityisen toiminnan alueet

Usein biologisen monimuotoisuuden suojelua ajatellaan vain julkisena toimintana, kuten kansallispuistojen ja muiden suojelualueiden perustamisena ja ylläpitämisenä. Biologisen monimuotoisuuden suojelun onkin monasti katsottu kuuluvan lähinnä julkisen sektorin vastuulle. Paljon vähemmälle huomiolle on jäänyt sellainen yksityisen sektorin harjoittama luonnonsuojelu, jota tapahtuu yksityismailla usein yhdessä luonnon eri käyttömuotojen kanssa rinnakkain tai päällekkäin. Vähitellen on kuitenkin hahmottumassa sellainen uudenlainen yksityinen tarjoaja, jolle suojelu on toiminnan ensisijainen huomion kohde ja joka tällöin on motivoitunut eri tavoin sekä aatteellisesti että voiton hankkimiseksi. Monet ekosysteemit ovatkin edelleen huonosti edustettuina (tai puuttuvat kokonaan) julkisessa suojelualuejärjestelmässä (Productivity Commission 2001).

Seuraava keinojen jako kuvaa siirtymää julkisesta yksityiseen aloitteellisuuteen:

- (julkinen sektori) julkinen tuotanto (julkinen sektori itse tuottaa luonnon-suojelua mm. aluesuojeluna) ja suora sääntely (komenna- ja -kontrollit, lain-säädännölliset instrumentit, standardit, normit, omistus- ja käyttöoikeuksien muutokset), **biologinen monimuotoisuus on julkishyödyke**
- (julkinen ja yksityinen sektori) markkinaväliintulo (interventio), julkisen vallan toimesta tehtävä markkinoiden korjaaminen, taloudelliset kannustimet (positiiviset kannustimet, lannistimet, jotkut epäsuorat kannustimet, ”luonnonvastaisten” kannustimien poistaminen), sosiaaliset kannustimet, **biologi-nen monimuotoisuus on julkishyödyke**
- (julkinen ja yksityinen sektori) markkinoiden laajentaminen (leventäminen), omistusoikeusratkaisut, uusien markkinoiden luominen biodiversiteettitavaroille ja -palveluille (uudet liiketoimintamuodot, tuotteistaminen), **biologi-nen monimuotoisuus on yksityishyödyke**
- muut ohjauskeinot (tiedollinen ohjaus; ekologinen ja arvotieto; kapasiteetin luominen muunlaiselle ohjaamiselle), **biologinen monimuotoisuus on julkis- ja/tai yksityishyödyke**³³



Kuva 2. Valtion ja yksityisen vastuun jako biologisen monimuotoisuuden turvaamisen eri keinoissa.

Perinteinen lähestymistapa markkinoiden epäonnistumiseen liittyneenä biologiseen monimuotoisuuteen julkishyödykkeenä on, että julkinen sektori tarjoaa tavaraa tai palvelua itse mm. määrittämällä erilaisia maankäytön rajoituksia ja suunnittelemalla (mm. kaavoitus). Eksplisiittisin tällainen keino on luonnonsuojelualueiden perustaminen.

Suomessa luonnonsuojelu on ollut perinteisesti julkisoikeutta, ja siitä on hyvinvointivaltion mallin mukaisesti valtio kantanut pääasiallisen vastuun.³⁴ Luonnonsuojelu on perustunut sääntelyohjaukseen (*command and control*) eli lainsäädännössä asetettuihin lajirauhoituksiin sekä joko säännöksiin tai viranomaispäätöksiin alueiden perustamiseen luonnonsuojelualueiksi jo aiemmin valtion omistamalle maa-alueelle, valtion vapaaehtoisesti kaupalla tai maanvaihdoilla luonnonsuojelutarkoituksiin hankkimalle tai valtion luonnonsuojelutarkoituksiin lunastamalle maa-alueelle.

Biodiversiteettitavaroita ja -palveluja voidaan tarjota luonnonsuojelualueiden perustamista vähemmän rajoittavalla maankäytön kontrollilla ja suunnittelulla, määrittämällä joukko maankäytön oikeuksia liittyneenä sekä yksityisiin että julkisiin

³³ Tiedolliseen ohjaukseen kuuluvat olennaisena osana ympäristökasvatusohjelmat. Luonnonsuojelun yhteydessä nämä ohjelmat voivat olla joko yleisiä tai erityisiä (Doremus 2003).

³⁴ Taloustieteessä julkisen sektorin tehtävät jaetaan tavallisesti kolmeen ryhmään: stabilisaatio- eli vakautus-, allokaatio- eli voimavarojen kohdentamis- ja distribuutio- eli tulonjakotehtävään. Ensiksi mainittu tarkoittaa vakaasta talouskehityksestä (yleensä kasvu) huolehtimista, toinen tuotanto-, investointi- ja kulutus päätösten ohjaamista ja kolmas hyvinvoinnin jakaantumisesta ja varsinkin sopivasta tulonjaosta päättämistä.

käyttöihin. Maanomistusoikeus on yleensä oikeuksien kimppu tai kori ja valtiolla eli julkisella vallalla (yhteiskunnalla) on määräysvalta jakaa nämä käytöt julkisen ja yksityisen sektorin kesken. Jokamiehenoikeus on kollektiivinen oikeus; hyvä esimerkki siitä, että samaan maa-alueeseen voi olla käyttöoikeuksia myös muillakin kuin maanomistajalla.³⁵

Rajat tulevat kuitenkin helposti vastaan, koska yksityistä omistusta ei haluta ylisäännellä tai sääntelyä pidetään omistusoikeuden suojaan niin voimakkaasti puuttuvana, että julkisella vallalla on sen johdosta korvausvelvollisuus. Toinen lähestymistapa lähestyä markkinoiden epäonnistumisia onkin se, että julkinen politiikantekijä luo tai määrittää kannustinkeinoja tarjoamaan arvostettuja tavaroita ja palveluja.

Markkinoiden epäonnistuminen voidaan kuitenkin yrittää poistaa kokonaan sen sijasta, että vain korjattaisiin markkinoita. Tällöin tarkastellaan tavaran ja palvelun luonnetta ja syytä siihen, miksi sitä ei jo ole markkinoilla. Julkinen valta voi silloin etsiä politiikkoja, jotka tekevät markkinat mahdolliseksi. Julkisella väliintulolla määritetään perusolosuhteet sille, että hyödykkeen tuottavat markkinat itse eikä julkinen sektori. Myös vuosituhaten ekosysteemi-arvioinnissa (The Millennium Ecosystem Assessment 2005c) todetaan se, että yksityinen sektori voi tarjota merkittävän panoksen biologisen monimuotoisuuden suojelussa.

Talous itsessään on laajempi asia kuin pelkät markkinat.³⁶ Se koostuu monista instituutioista: markkinat vaihdon ja kaupan instituutiona, yritys tuotannon instituutiona ja lopulta itse valtio niiden instituutioiden muotoilijana ja sääntelijänä, jotka hallitsevat kaikkien mainittujen instituutioiden välistä vuorovaikutusta. Keskittyminen vain markkinoihin estää näkemästä taloutta kokonaisuudessaan. Markkinat on kuitenkin poliittinen konstruktio, joten kaikki markkinat ovat alkuperältään poliittisia. Valtion (hallituksen) tehtävä on muun muassa määrittää ja saattaa voimaan luonnon omistusta ja käyttöoikeudet (ensimmäinen interventio) (Chang 2000).³⁷

Elämä länsimaissa organisoituu neljän erilaisen sosiaalisen kontrollin järjestelmän kautta: markkinasektori, julkinen sektori, yhteisöllinen sektori ja avoimen pääsyn sektori. Julkisella vallalla on keskeinen ja väistämätön asema kaikkien näiden sektoreiden institutionalisoinnissa. Valtion tehtävänä on määrittää se, kenen intresseille lainsäädännön kautta annetaan etusija. Mercuron (2001) mukaan yhteiskunnat usein maksavat korkean vaihtoehtokustannuksen siitä, että ne sitoutuvat politiikkaan pääasiassa vain yhteen edellä mainittuun järjestelmään (yleensä vain markkinat tai vain valtio). Kaikkia voimavaroja ei kannata kanavoida vain julkisen sektorin kautta tai vain markkinoiden kautta. Yhteiskunnassa on erilaisia vaihtoehtoisia tapoja muo-

³⁵ Pohjoismaissa esiintyvistä jokamiehen oikeuksista puhutaan usein väistyvinä oikeuksina. Jokamiehen oikeuden voidaan katsoa väistyvän, kun maanomistaja päättää ottaa alueen viljelykäyttöön tai katkaisee kulkureitin rakennuksella (Anttonen 2000). Vapaan luontoon pääsyn rajoittamisesta syntyy kuitenkin jokamiehelle kustannuksia. Myös maanomistajat ovat jokamiehiä muiden mailla. Suomessa tällä jälkimmäisellä seikalla on merkitystä, koska esimerkiksi metsälöt ovat keskimäärin hyvin pieniä.

³⁶ Markkinoiden epäonnistuminen ja talouden epäonnistuminen eivät ole sama asia; ensinmainittu on jälkimmäisen alalaji.

³⁷ Söderbaum (2006) erottaa toisistaan hallituksen (*government*) ja hallinnan (*governance*) käsitteet. Termi hallitus viittaa järjestelmään, jossa ihmisten valitsevat poliitikot muotoilevat politiikkoja yhteiskunnan eri sektoreille, joita hallintoviranomaiset sitten soveltavat ja toimeenpanevat erityisten sääntöjen alaisuudessa. Viime vuosina hallituksen ohella on alettu käyttää hallinta –sanaa ensinmainittua laajempänä käsitteenä. Hallinnassa huomataan monet toimijat, toimijoiden väliset moninaiset suhteet ja verkostot, monet institutionaaliset sopimukset, eri tasot alkaen paikallisista aina globaaleihin asti sekä monet tieteelliset, ideologiset ja muut perspektiivit. Hallinta liittyykin ajatukseen siitä, että demokratia on enemmän kuin vain äänestysprosessi ja poliitikkojen valitsemista hallitukseen. Valta ja voimavarat eivät ole ainoastaan poliitikkojen käsissä. Norgaardin ja Liun (2006) mukaan hyvät markkinat riippuvat hyvästä hallinnasta. Se miten hyvin ja millä erityisillä tavoilla markkinat toimivat riippuu oikeuksien, lakien ja säädösten soveltamisen tavoista sekä sosiaalisista instituutioista ja siitä kuinka hyvin nämä kaikki instituutiot sopeutuvat muuttuvassa maailmassa. Viime vuosina on vähitellen alettu siirtyä myös valtavirtaloustieteessä yksi-vapaa-markkina-kaikille (*one-free-market-for-all*) -ajattelusta huomaamaan instituutioiden merkitys taloudelliselle (ja ekologiselle) suorituskyvylle ja muiden yhteiskunnallisten tavoitteiden saavuttamiselle. Tätä yksisuuntaista markkinoiden ja hallinnan ymmärtämistä voidaan edelleen laajentaa huomioimalla se, kuinka markkinat vaikuttavat hallintaan.

toilla instituutioita ja siten myös saavuttaa tehokas, vaikuttava ja oikeudenmukainen ekologinen suorituskyky.

Luonnonsuojelun uusia lähestymistapoja etsittäessä on tärkeää ymmärtää, että markkinoita ja valtiota ei voida erottaa toisistaan. Taloudelliset ohjaukeinot ja perinteiset lainsäädännölliset ja hallinnolliset ohjaukeinot eivät erotu selvästi toisistaan. Toimivat markkinat edellyttävät kyllin vahvan ja demokraattisen valtion olemassaoloa. Kysymys ei ole siitä, saako julkinen valta puuttua markkinoiden toimintaan vaan siitä, millä tavalla se puuttuu markkinoiden toimintaan.

Mutta eikö kuitenkin pitäisi puhua vapaista markkinoista? Ajatus ”vapaista markkinoista” (*free market*) on poliittisten uuskonservatiivien (varsinkin Yhdysvalloissa) käyttämä kiistanalainen retorinen tehokeino. Todellisuudessa ei ole markkinoita, jotka olisivat julkisesta vallasta, hallituksesta tai valtiosta riippumattomia. Julkinen valta vähintään tarjoaa lainsäädännöllisen infrastruktuurin ja oikeuslaitosjärjestelmän edesauttamaan markkinat mahdollistavien sopimusten toimeenpanemista. Tästä huolimatta viime vuosina myös ympäristön- ja luonnonsuojelua koskeviin keskusteluihin on ilmestynyt vapaamarkkina-ajattelua. ”Vapaiden markkinoiden ympäristönsuojelun koulukunnassa” (*Free Market Environmentalism*) (Anderson & Leal 1991) korostetaan markkinoita myös ympäristöongelmien ratkaisijana ja se haastaa hyvinvoinnin taloustieteen kertomuksen markkinoiden epäonnistumisen syistä ja niiden korjaamiseksi tarkoitetun julkisen politiikan oikeutuksen. Koulukunnan mukaan ainoa tehokas parannuskeino ympäristöongelmiin on täydellisten eli kaventamattomien omistusoikeuksien määrittäminen niin monelle ympäristövoimavarakalle kuin mahdollista eli niiden yksityistäminen. Lopputuloksena on täysin vapaa markkinatalous, jossa ei ole mitään periaatteellista tarvetta poliittisille prosesseille, lainsäädännöllisille instituutioille ja julkisen vallan toimijoille myöskään ympäristöongelmien ratkaisemisessa (Dragun 1999). Ajattelutavan mukaan kaventamattomat eli täydellisesti määritetyt, toimeenpannut ja turvatut omistusoikeudet estävät tehotomien ulkoisvaikutusten syntymisen ja siten markkinoiden epäonnistumiset eli jos ympäristöä vahingoittuu, niin vahingoittuneen ympäristöosan kaventamattomien omistusoikeuksien haltijat voivat viedä vahingonkorvausvaatimuksensa tuomioistuinten käsiteltäväksi. Koulukunnassa korostetaan paitsi yrittäjyyttä teknologisten ja muiden innovaatioiden tuottajana niin myös julkisen vallan epäonnistumista ympäristönsuojelussa ja huomataan julkisten viranomaisten yleensä ajavan vain omaa etuaan kansalaisten ympäristötarpeiden kustannuksella.

Taloustieteessä tämä ajattelu liitetään ns. Chicagon koulukuntaan, jossa yksityisille omistusoikeuksille annetaan ensisijainen aseman. Lähestymistavan filosofiset perusteet löytyvät libertaristifilosofi Robert Nozickin (1974) yövartijavaltion (*night watchman state*) käsitteestä. Tavaroiden ja palvelujen vapaat markkinat muodostavat tässä ajattelutavassa ensisijaisen voimavarojen kohdentamisen menetelmän ja valtion asema on minimaalinen, jolloin se liittyy vain oikeuksien suojelemiseen. Optimaalinen yhteiskunnallinen sopimus merkitsee tällöin yksilöllisen toiminnan maksimaalista vapautta, jolloin julkiset instituutiot (mm. omistusoikeudet) määritellään toimimaan yksilöllisen autonomian suojelijana. Yksityinen omistaminen nähdään samalla oikeutena, joka hahmottuu spontaanisti yksilöiden välisestä vuorovaikutuksesta. Lähestymistapa perustuu individualismille ominaisiin arvoihin; yksilön autonomia on korkein poliittinen ja yhteiskunnallinen arvo ja ihmisten katsotaan luonnostaan pyrkivän maksimoimaan oman hyvinvointinsa. Tällöin sellainen julkisen vallan sääntely, joka vähentää omaisuuden käyttöarvoa omistajalleen, voidaan toteuttaa vain täysi korvaus maksamalla.

Populistisen yhdysvaltalaisen *wise use* -liikkeen edustajien mukaan vapaa omaisuus on erottamaton osa demokraattisen valtion olemassaoloa, jolloin kaikki toimen-

piteet, jotka tavalla tai toisella lisäävät valtion valtaa yli yksilön, heikentävät samalla demokratiaa (Jacobs 1998, ks. myös Reitan 2004). Ympäristön ja omistusoikeuksien välisiin yhteyksiin onkin viime vuosina kiinnitetty runsaasti huomiota Yhdysvalloissa sen jälkeen kun ns. *takings* -kysymys (pakkolunastuskysymys) nousi siellä vilkkaan julkisen keskustelun aiheeksi (Dragun 1999). Yksityistäminen ei kuitenkaan ole mahdollista monien elintärkeiden luonnonvarojen kohdalla ja lisääntyvästi ruuhkautuvassa keskinäisen riippuvuuden maailmassa luonnonvarojen omistamisen eristäminen, sisältäen ulkoisvaikutusten sisäistämisen, on todennäköisesti tulossa yhä vain entistä vaikeammaksi (Clark 1991). Teknologinen muutoskaan ei enää auta kuten piikkilangan keksiminen aikanaan auttoi laidumaiden yksityistämistä. Dalyn (1993) mukaan ilman mitään kollektiivisia päätöksiä tai yhteisöllistä konsensusta talouden laajenemisen ekologisista rajoista ja ilman mitään eettisiä rajoja ekologisen tilan omistamisen yksilölliselle keskittämislle ei voisi olla markkinatalouttaakaan. Biologisen monimuotoisuuden ja sen osien täydellinen yksityistäminen olisi ongelma jo siksi, että sen yksityinen kaventamaton omistaminen sisältäisi myös oikeuden tuhota sitä.

Arvostelijat huomaavat vapaiden markkinoiden ympäristönsuojelijoiden maa-laavan "institutionaalisen fantasiamaan". Vaarana on se, että fantasiamasta hyvin helposti muotoillaan paljon puoleensavetävämpi kuin mitä todellinen maailma voi koskaan olla (Cole 1999). Jo Bentham ajatteli, että oikeudet ja lait yhteiskunnassa eivät perustu luonnolliseen oikeuteen vaan niitä voi määrittää yhteiskunnassa vain julkisen vallan toiminta; oikeudet ja lait eivät ole ennalta olemassa luonnollisessa laissa vaan ne ovat julkisen vallan toiminnan tuotteita. Yksityiset omistusoikeudet eivät edellä kansalaisyhteiskuntaa (Haddad 2003). Markkinat eivät siis olleet ensin. Markkinoita ei ole olemassa ilman perustavia instituutioita eli markkinat ovat aina poliittisesti konstruoidut (Riha 2000). Changin (2000) mukaan olisi tarkasteltava uudestaan markkinoiden, valtion ja politiikan käsitteellistämistä ja tapoja, joilla näiden välisiä suhteita analysoidaan.

Vaikka tässä raportissa suhtaudutaan erittäin myönteisesti biodiversiteettimarkkinoihin, tämä ei kuitenkaan tarkoita kritiikitöntä markkinaideologian hyväksymistä tai edistämistä.

4.3

Luonnonsuojelualueet julkisena palveluna

Edwardsin ja Abivardin (1998) mukaan suojelualueet, luonnonpuistot ja kansallispuistot ovat pysyvästi tärkeitä, koska ne ovat muun muassa eläviä laboratorioita, jotka auttavat entistä paremmin ymmärtämään eri lajien merkityksen toimivassa ekosysteemissä.

Luonnonsuojelualueiden ja toiminnallisten suojelualueverkostojen perustamiseen ja ylläpitoon (hoitoon) liittyy runsaasti taloudellisia ulottuvuuksia. Näitä ovat suoje-luohjelmien rahoitusohjelmat, suojelun taloudellisten hyötyjen arvottaminen, hyötyjen ja kustannusten jakoon liittyvät kysymykset sekä suojelualueiden käyttöoikeudet. Kyse on myös poliittisesta ja lainsäädännöllisestä puitekehuksesta, suojelualueiden käytön ja hoidon taloudellisista ohjauskeinoista sekä suojelualueiden hoidon rahoitusvälineistä ja rahoituksen koostumuksesta. Taloudellisten seikkojen esiintuonti on oleellista, jotta ymmärretään luonnonsuojelualueiden pitkän aikavälin rahoitustarpeita ja -mahdollisuuksia ja jotta niihin voidaan suunnata tehokkaasti ja vaikuttavasti julkista budjettirahoitusta. Merkittäviä kysymyksiä liittyy suojelualueiden luonnonvastaisten kannustimien taloudellisiin vaikutuksiin ja kohdetason rahoitustarpeisiin, jotta voidaan parantaa suojelualueiden rahoituksellista kestävyyttä ja hoidon vaikuttavuutta. Rahoituksellisia ja liiketoimintaan liittyviä suunnitteluvälineitä tarvitaan, samoin kuin rahoituksen hallinnon ja tehokkuuden parantamista.

Suojelualueiden perustamisen menestyksellisyys biologisen monimuotoisuuden turvaajana (katoamisen estäjänä) edellyttää onnistunutta suojelukohteiden valintaa ja samalla alueellisten vaihtosuhteiden huomioonottamista (The Millenium Ecosystem Assessment 2005c). Luonnonsuojelualueiden ja siten suojelualueverkoston osien valinta on samalla myös taloudellinen kysymys sekä alueiden valinnan taloudellisen tehokkuuden että suojelun toteuttamisen taloudellisten vaikutusten osalta.

Perinteisesti suojelualueiden valinta on perustunut mahdollisten suojelualueiden kohdekohtaisiin luontopiirteisiin. Viime vuosikymmeninä on kuitenkin todettu, että yksittäisillä, alueellisesta kokonaisuudesta irrallisilla suojelupäätöksillä tai edes pisteytysjärjestelmillä ei todennäköisesti onnistuta kehittämään toisiaan hyvin täydentävien suojelukohteiden toiminnallista verkkoa. Biologisen monimuotoisuuden suojelun strategioita onkin arvioitava alueellisesti eikä kohdekohtaisesti. Suojelukohteiden valinnan ongelmana on vähintään sellaisen suojelualueiden joukon valitseminen, joka on edustava suhteessa annetun maantieteellisen alueen biologiseen monimuotoisuuteen (Heikkinen ym. 1999).³⁸

Viime vuosina eri puolilla maailmaa on kehitetty systemaattisia luonnonsuojelualuevalinnan lähestymistapoja, joissa ehdokaskohteet järjestetään paremmuusjärjestykseen jonkin muuttujajoukkoon perustuvan lukuarvon perusteella. Näitä muuttujia kutsutaan luonnonsuojeluarvon kriteereiksi ja niihin sisältyy sellaisia luonnolle ominaisia piirteitä kuten uhanalaisuus, harvinaisuus, lajiversiteetti, edustavuus, korvaamattomuus, täydentävyys, tehokkuus, luonnontilaisuus yms. Erilaisten kohteiden luonnonsuojelullisen arvon arvioimiseen soveltuvia kriteereitä on siten olemassa myös paljon muitakin kuin vain lajien uhanalaisuus. Toisiaan täydentävien suojelualueiden verkon rakentamiseen tähtäviä menetelmiä on kehitetty erittäin aktiivisesti 1980-luvun alusta lähtien. Maksimaalisen biologisen monimuotoisuuden edustaminen suojelualueiden avulla nousikin keskeiseksi luonnonsuojelubiologian tutkimusteemaksi 1990-luvun alussa (Margules ym. 1988, Vane-Wright ym. 1991, Pressey ym. 1993, Cabeza ym. 2004).

Olenainen kriteeri edustavuuden, pysyvyyden ja muun muassa uhan voimakkuuden ohella yksittäisen suojelualueen arvon arvioimessa on tehokkuus. Suojelualuevalinnassa kulloinkin sovellettavan teknisen valintamenettelyn pitäisikin tarkastella sitä laajuutta, jolla suojeluvaihtoehtoja menetetään aina silloin, kun jokin erityinen kohde ei tulekaan suojelluksi. Systemaattisilla valintamenetelmillä voidaan optimoida kohteiden valintaa siten, että maksimaalinen lukumäärä lajeja (tai muita luontopiirteitä) saadaan sisältymään suojelualuejärjestelmään käytettävissä olevilla voimavaroilla.

Valintamenetelmissä on usein pyritty maksimoimaan suojelualueverkostossa edustettujen lajien lukumäärää. Tämän tavoitteen alaisuudessa kaikilla lajeilla on kuitenkin sama suojeluarvo, eikä lajeja silloin mitenkään painoteta. Tavoitteet ovat tällöin perustuneet lajien läsnäoloon vähintään yhdessä sijaintikohteessa. Mutta olisi kuitenkin järkevää olettaa, että jotkin lajit ovat muita arvokkaampia suojeltavia. Jos näin on, niin silloin jokaiselle lajille on annettava paino osoittamaan sen suhteellista arvoa. Tällaisten sopivien painojen määrittäminen on hankalaa.

Koska käytettävät voimavarat eivät mitenkään riitä suojelemaan kaikkia elinympäristöjä ja lajeja (ainakaan yhtäaikaan), on välttämätöntä määrittää suojeluprioriteetteja. Kustannus-hyötyanalyysi on perinteinen taloustieteellinen lähestymistapa arvioida erilaisia hankkeita. Sitä voidaan soveltaa myös luonnonsuojeluhankkeitten arvioinnissa. Tuolloin arvioidaan rahallinen nettohyöty luonnonsuojeluinvestoinnin koko elinkaaren ajalta ja toteutettaviksi suojeluhankkeiksi valitaan lopulta nettohyödyltään kaikkein korkeimmat. Pääkriteerinä suojeluhankkeitten arvioinnissa on tällöin talou-

³⁸ 1990-luvulla Suomen ympäristökeskuksessa (SYKE) aihetta tutkittiin Suojelualueverkon arviointi (SAVA) -hankekokonaisuudessa.

dellinen tehokkuus. Sopivasti käytettynä kustannus-hyötyanalyysi siten soveltuu myös luonnonsuojelupolitiikan informaatiojärjestelmän osaksi.

Kustannus-hyötyanalyysin soveltaminen ekologisiin kysymyksiin on ongelmallista. Monilla luonnonvaroilla on julkishyödykkeen ominaisuuksia. Siksi hyötyjen ja kustannusten mittaaminen rahassa on vaikeaa. Toiseksi myös yhteiskunnallisen diskonttokoron määrittäminen on hankalaa. Lisäksi kustannus-hyötyanalyysin soveltaminen edellyttää yksityiskohtaista tietoa ekosysteemien toiminnasta. Perinteinen kustannus-hyötyanalyysi ei siksi onnistu helposti käsittelemään ekologisia peruuttamattomuuksia ja menetettyjä suojeluhyötyjä.

Krutilla ja Fisher (1975) ehdottivat aikanaan uudenlaista kustannus-hyöty-lähestymistapaa taloudellisten kehittämishankkeiden peruuttamattomien ympäristövaiikutusten arviointiin ja arvottamiseen. Perinteisesti oli ajateltu, että luonnonsuojeluun ei sen paremmin liity kustannuksia kuin hyötyjäkään.³⁹ Krutilla ja Fisher torjuivat jyrkästi näkemyksen, jonka mukaan kehittämishankkeen (padon rakentaminen, kairoksen avaaminen, metsänhakkuut) liiketaloudellinen kannattavuus olisi sellaisen hyväksymiselle riittävä kriteeri silloinkin, kun se tuhoaa ekologisia arvoja. Menetetty suojeluhyödyt käsitellään heidän lähestymistavassaan taloudellisen kehittämisen kustannuksina. Heidän kehittämänsä algoritmi osoittaa lisäksi kehitys- ja säilyttämishyötyjen epäsymmetriset suhteet.⁴⁰ Algoritmi perustuu oletukseen, että suojelun hyödyt kasvavat yli ajan luonnonympäristön kokonaismäärän vähentyessä: säilytetyn luonnonympäristön kysynnän oletetaan kasvavan tulevaisuudessa. Taloudellisen lisäkehittämisen hyödyt sen sijaan laskevat yli ajan ja teknologisen kehityksen vuoksi monien nykyisten taloudellisten hankkeitten tulevaisuuden hyödyt vähenevät.

Taloudellisen tehokkuuden kriteeriä voi kuitenkin olla täysin sopimatonta käyttää tällaisissa yhteyksissä. Ja jos tehokkuuden tavoittelu ei ole realistista, silloin kustannus-hyötyanalyysin käyttö ei enää olekaan sopivaa.⁴¹ Jos tieteellinen epävarmuus on suurta, esimerkiksi varovaisuusperiaate (*precautionary principle*) on silloin käytökelpoisempi lähestymistapa. Luonnonsuojeluun on ehdotettu erityistä turvaminstandardi-lähestymistapaa (*safe minimum standard rule, SMS*) tilanteissa, joissa kohdataan peruuttamattomuuksia (Ciriacy-Wantrup 1952, Bishop 1978, Berrens ym. 1998, Crowards 1999). Sen mukaan luontoa ei saa vahingoittaa paitsi jos vahingoittamattomuuden kustannukset ovat sietämättömän korkeat.

Taloustieteen välinein voidaan myös tutkia luonnonsuojelun kustannustehokkuutta. Nimittäin suojelualueiden sijoittamisen ongelma on klassinen taloudellinen ongelma: halutun päämäärän (tässä tapauksessa biologisen monimuotoisuuden turvaaminen) maksimoiminen rajallisella budjetilla (suojaan käytettävissä olevilla voimavaroilla) tai sitten asetettujen suojelutavoitteiden saavuttaminen mahdollisimman pienillä kustannuksilla eli molemmissa tapauksissa siten kustannustehokkaasti (Polasky ym. 2001). Tavoitteena siis on joko minimoida suojelukustannukset ennalta määrätyn suojelutason sallimissa rajoissa tai maksimoida suojelutaso suojeluun käytettävissä olevien varojen puitteissa. Muun muassa Ando ym. (1998) ovat Yhdysvalloissa tutkineet budjettirajoitteisen suojelualuevalinnan ongelmaa. Viime vuosina luonnonsuojelun kustannustehokkuutta on tutkittu myös Suomessa (Juutinen ym. 2004, Juutinen & Mönkkönen 2004, Juutinen 2005).

³⁹ Taloustieteissä ympäristön laadulla ei aikaisemmin katsottu olevan mitään vaikutusta taloudellisen optimin laskemiseen. Optimia pidettiin ekologisista tiloista riippumattomana maailmantilana.

⁴⁰ Lähestymistavassa erotettiin julkisiin investointihankkeisiin liittyvät "kehittämishyödyt" ja "säilyttämishyödyt". "Säilyttämishyötyjen" laskemisessa huomattiin kuitenkin monia vaikeuksia, joiden todettiin johtuvan luonnonympäristön optio- ja olemassaoloarvoista, teknologisesta muutoksesta ja epäselvistä omistusoikeuksista.

⁴¹ Taloustieteilijät yleensä puolustavat kustannus-hyötyanalyysin systemaattista käyttöä julkisten päätösprosessien informaatiojärjestelmän osana erityisesti tarpeella luoda julkisen vallan toimintaan täydellisten markkinoiden kaltaista tehokkuutta. Kustannus-hyötyanalyysin soveltamisen kannattajien mielestä taloudellinen tehokkuus (Pareto-parannus) on tärkein normatiivisen tarkastelun kohde.

Alueellisen biologisen monimuotoisuuden suojeleminen edellyttää erityisesti sitä, että yksilöllisten kohteiden (suojelualueiden) suojeleminen perustuu siihen panokseen, joka yksittäisellä suojelualueella on edustamaan kaiken kattavaa biologista monimuotoisuutta. Kaikkien potentiaalisten kohteiden panoksen selvittäminen on kuitenkin kallista johtuen kenttäinventointien ja -mittausten korkeista kustannuksista (Juutinen 2005). Siksi aluevalintamenetelmien on käytännössä perustuttava korvikemitoille, kuten lajiston indikaattoriryhmille. Parhaan mahdollisen indikaattorin valinnasta tulee tällöin olennainen askel biologisen monimuotoisuuden ylläpidossa. Juutinen ja Mönkkönen (2004) etsivätkin tällaista sopivaa (monitorointikustannuksiltaan halpaa) indikaattoria monimuotoisuuden suojelelulle. Kustannustehokkuudella he tarkoittivat biologisen monimuotoisuuden optimointia valittaessa suojeleverkoston annettun budjettirajoitteen alaisuudessa. Juutinen ym. (2004) vertasivat sitten vaihtoehtoisten aluevalinnan strategioiden tehokkuutta tavoitteen ollessa lajilukumäärän maksimoiminen. He myös sisällyttivät tarkasteluunsa suojelelun vaihtoehtoiskustannukset. Metsien suojelelun (vaihtoehtoiskustannuksista merkittävin on puuntuotannon menetys. Pyrittäessä takaamaan tehokas luonnonsuojeleluvoimavarojen kohdentaminen, onkin välttämätöntä määritellä erityisen tarkkaan se, mitä halutaan suojelella. Viime vuosina myös monet taloustieteilijät ovat todenneet, että biologisen monimuotoisuuden mitta on olennainen tekijä suojelelupolitiikkojen taloudellisessa arvioinnissa sen vuoksi, että monimuotoisuus korreloi positiivisesti joidenkin arvokategorioiden (itseis-, olemassaolo-, optioarvo) kanssa (Faith 1994, Solow ym. 1993, Weitzman 1992, 1993).

Myös geneettisen monimuotoisuuden säilyttämistä on syytä tarkastella käsiteltäessä suojelualueiden valinnan kysymyksiä. Lajien lukumäärän maksimoimisen lähestymistavassahan ei oteta huomioon sitä tosiasiaa, että alueiden väliset erot lajien geneettisissä suhteissa eivät riittävästi heijastu lajilaskennoissa ilmenevissä eroissa. Luonnonsuojeleluprioriteetit ovat olennaisesti riippuvaisia siitä, onko lajien lukumäärän ohella lajien välisiä eroja otettu huomioon. Vane-Wright ym. (1991) (biologiryhmä) ovat tutkineet sitä, miten johonkin lajijoukkoon sisältyvää biologista monimuotoisuutta voidaan arvioida sen fylogeniasta. Niin sanottu "*biodiversity calculus*" -kirjallisuus onkin kasvanut merkittävästi 1990-luvulta lähtien (mm. Faith 1992). Vane-Wright työryhmineen esitti kvantitatiivisia menetelmiä, joilla eri lajeille voidaan määrittää prioriteettipainot taksonomisen eriytyneisyyden perusteella. Weitzmanin (1998) kriteerit perustuvat oletukseen, jonka mukaan lajien sukupuutosta johtuva biologisen monimuotoisuuden menetys on ekvivalentti tämän lajin eriytyneisyyden asteensa kanssa. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että tilanteessa, jossa on kaksi lajia ja on olemassa identtiset kustannukset suojelella molemmat lajit (jokaista lajia), on optimaalista suojelella se laji, jonka eloonjäämistodennäköisyys on korkein, jos vain tämä laji on eriytynein. Tämä johtaa kuitenkin tulkintaan, jonka mukaan joskus onkin optimaalista priorisoida suojelelavaksi vähiten uhanalainen laji eikä suinkaan eniten uhanalainen. Tätä kutsutaan Weitzmanin paradoksiksi (Metrick & Weitzman 1998, van der Heide 2003).

Weitzmanin kriteerit perustuvat varsin epärealistiseen oletukseen, jonka mukaan jonkin lajin katoamisella ei ole merkittävää vaikutusta muiden lajien olemassaoloon. Luonnossa (*in situ*) lajit ovat kuitenkin riippuvaisia muista lajeista joko ravintoketjujen tai ekosysteemiriippuvuuksien kautta. Tässä yhteydessä van der Heide ym. (2005) ovat soveltaneet lajien väliseen riippuvuuteen perustuvia eloonjäämistodennäköisyyksiä. Biologisen monimuotoisuuden menettäminen on silloin erityisen merkityksellistä kun yhden lajin (avainlajin) katoaminen vaikuttaa monien muiden lajien eloonjäämiseen.

Yleisen käsityksen mukaan luonnonsuojelelusta aiheutuu merkittäviä taloudellisia kustannuksia. Aivan yhtä yleinen on käsitys, että aina on myös tehtävä valinta jonkin alueen suojelelun tai kehittämisen väliltä. Taloudellisia tekijöitä kuitenkin tarkastel-

laan kovin usein tosiallisesti vasta sen jälkeen, kun varsinaiset suojelupäätökset on jo tehty. Sosioekonomisia lähestymistapoja käytetään tällöin biologisten kriteerien ”suodattimina”. Biologisten (tieteellisten) kriteerien perusteella tehdään ensin joukko suojeluehdotuksia, joita vertaillaan sen jälkeen esimerkiksi kustannus-hyöty- tai kustannus-tehokkuusanalyysilla tai panos-tuotosmalleilla. Tällainen näkemys perustuu oletukseen tieteellisen kriteerin ”objektiivisuudesta”. On hyväksytty oletus jonkin objektiivisen ja ehdottoman suojelutavoitteen olemassaolosta, jolloin selvitetäväksi jää enää vain se, mikä on taloudellisesti tehokkain tapa saavuttaa valmiiksi annettu tavoite. Systemaattiset puhtaasti biologisiin valintakriteereihin perustuvat menetelytavat kärsivät siten joustamattomuudesta valintakriteerin suhteen. Tästä syystä tällainen peräkkäinen (*sequential*) lähestymistapa, jossa taloustieteilijöiden tehtäväksi jää vain jo loppuunsaatettujen ekologisten tutkimusten täydentäminen, on helposti tehoton (Young 1997).

Sosioekonomiset priorisointikeinot pitäisi mahdollisuuksien mukaan integroida jo itse priorisointiprosessiin eikä niitä tulisi käyttää vain prosessia täydentävänä osana. Täydentävä, peräkkäinen suunnittelu perustuu usein vain kustannustehokkuuden tavoittelulle. Tämän jälkeen edessä oleva ongelma olisi suojeluohjelmien sosiaalisten ja taloudellisten vaikutusten arvioiminen, mitä tarvitaan poliittisen hyväksyttävyyden varmistamiseksi.

Monissa maissa luonnonsuojelua tarkastelevat tämäntyyppiset taloudelliset analyysit on tehty luonnonsuojelun vastustajien toimeksiannosta. Tällaisille tutkimuksille on ollut tyyppillistä keskittyminen tarkastelemaan suojelun paikallisia lyhyen aikavälin tulo- ja työllisyysvaikutuksia sekä raaka-ainemarkkinoilla ilmeneviä vaikutuksia. Raportoiduilla tuloksilla on tavallisesti saatu aikaan haluttu julkista keskustelua ravisteleva shokkivaikutus (Loomis ja White 1996). Tällaista analyysia kutsutaan taloudelliseksi vaikutusanalyysiksi ja sen tuloksilla on yleensä vain vähän tekemistä suojelun pitkän aikavälin hyötyjen ja kustannusten kanssa.

Integroidussa luonnonsuojelusuunnittelussa pyritään sen sijaan yhdistämään ekologiset, sosioekonomiset sekä kulttuuriset seikat jo alusta lähtien toisiinsa. Lockwood ym. (1997) ovatkin kehittäneet erityisen integroidun suojelualuevalinnan proseduurin (*an integrated protected area selection procedure, PASP*).

Suojelualueiden toimivuutta voidaan parantaa puskurivyöhykkeillä ja niin sanotuilla ekologisilla käytävillä tai muilla eliölajien liikkumisteillä. Suojelualueiden tarjoamaa suojeluhyötyä voidaan siten lisätä yhdistämällä suojelualueet toisiinsa sellaisilla erilaisilla yhteyksellisyyden muodoilla, jotka tekevät kasvien leviämisen alueelta toiselle ja eläinten liikkumisen alueiden välillä mahdolliseksi. Yhteyksellisyys tai toisin sanoen kytkeytyneisyys on olennainen tekijä toimivan (funktionaalisen) alueellisen suojelualueverkon käsitteessä. Suojelualueverkon toiminnallisuus tulee ilmeisesti olemaan seuraavien vuosikymmenien tärkeimpiä haasteita luonnonsuojelussa.⁴²

Ekosysteemin hoidossa ihmisellä on aktiivinen asema hyväksikäyttämiensä maiden biologisen monimuotoisuuden, monimutkaisuuden, palautuvuuden, tuottavuuden ja kestävyuden säilyttämisessä (Haddad 2003). Luonnonsuojelubiologit tekevät säännöllisesti eron luonnonsuojelualuestrategian ja ekosysteemin hoidon välille, koska luonnonsuojelu on jotakin paljon enemmän kuin vain alueiden erottamista määrä- tai määräämättömäksi ajaksi säilytettyihin ja säilyttämättömiin. Suojelun painopiste onkin siirtymässä vähitellen entistä enemmän ihmisen asuttamiin ja hyväksikäyttämiin elinympäristöihin.⁴³ Monista maista puuttuvat vanhat ja myöhäiset suojeluvaiheen

⁴² Maiseman kytkeytyneisyydellä voi olla suuri merkitys lajien säilymiselle. Maisematason ennallistamistoimilla voidaan lisätä maiseman kytkeytyneisyyttä ja siten helpottaa lajien säilymistä myös ilmaston muuttuessa.

⁴³ Niin sanotut erämaatkin (*wilderness areas*) ovat olleet ihmisen, usein alkuperäiskansojen, väljästi asuttamia.

metsät tai luonnonmetsät kokonaan (McDonald & Lane 2004), mistä seurauksena on yleinen tavoite, että metsiä tulee käyttää kestäväällä tavalla.

4.4

Yksityisoikeudelliset välineet luonnonsuojelussa

Yksityisoikeudelliset välineet eivät ole uusi asia luonnon monimuotoisuuden suojelussa, sillä jo ennen vuoden 1996 luonnonsuojelulain (1096/1996, jäljempänä LSL) säätämistä ympäristönhallinto ja yksityiset maanomistajat olivat tehneet yksityisoikeudellisiksi luonnehdittavia sopimuksia muun muassa valkoselkätikan pesimäalueen käytöstä ja siihen kohdistuvien rajoitusten perusteella maksettavista korvauksista. Kun luonnonsuojelulainsäädäntö uudistettiin, tämä vallinnut käytäntö kirjattiin lakiin (LSL 25 §) siten muutettuna, että kyseinen sopimus merkitään kiinteistörekisteriin ja se sitoo uutta maanomistajaa. Aiempiin sopimuksiin ei sisällynyt mitään sanktioita sopimuksen rikkomisen, kuten pesintäpaikan tuhoamisen johdosta. Uudet määräaikaiset rauhoitukset ovatkin muuttuneet luonteeltaan julkisoikeudellisiksi, sillä niiden rikkominen on luonnonsuojelulain nojalla annettujen määräysten rikkomisena rangaistava teko. Tämä koskee myös ns. luonnonarvokauppaa, joka käytännössä toteutuu LSL 25 §:n mukaisena määräaikaisena rauhoituksena.

Luonnonsuojelualueita on jo vuoden 1923 luonnonsuojelulain (71/1923) nojalla voitu perustaa myös yksityisen maanomistajan omistamalle maa-alueelle hänen hakemuksestaan. Vuonna 1996 säädetyin uuden luonnonsuojelulain nojalla voidaan tämän lisäksi perustaa valtioneuvoston hyväksymiin luonnonsuojeluohjelmiin⁴⁴ sisältyviä yksityismaita luonnonsuojelualueeksi myös ilman maanomistajan suostumusta. Vapaaehtoisen luonnonsuojelun perustaminen edellyttää, että alueellinen ympäristökeskus ja maanomistaja sopivat sekä alueen rauhoitusmääräyksistä että hänelle aiheutuvien rajoitusten taloudellisesta korvaamisesta. Mikäli ilman maanomistajan suostumusta perustettavasta luonnonsuojelualueesta aiheutuu maanomistajalle merkityksellistä haittaa, on sen korvaamisesta ensisijaisesti pyrittävä sopimaan maanomistajan ja alueellisen ympäristökeskuksen välillä. Mikäli sopimusta ei synny, voi maanomistaja hakea maanmittaustoimistolta toimitusta korvauksen määrittämiseksi.

Vuonna 1997 voimaan tulleen luonnonsuojelulainsäädännön uudistuksen myötä luonnonsuojelun keinovalikoima on laajentunut siten, että käyttöön on tullut luonteeltaan erilaisia suojelumuotoja, kuten LSL 29 §:n tarkoittama luontotyyppisuojelu ja LSL 47 §:n tarkoittama suojeltavan lajin esiintymispaikan suojelu. Ne toteutuvat siten, että maa-alue jää maanomistajan omistukseen, mutta hänelle tai erityisen oikeuden haltijalle suojelusta aiheutuva merkityksellinen haitta korvataan. Suojelu ei myöskään ole kyseisten pienialaisten alueiden kaikkien luontoarvojen suojelua, vaan ainoastaan tiettyjen suojeltujen piirteiden suojelua, joka saattaa mahdollistaa alueen taloudellisen hyödyntämisen suojeluarvoja vaarantamatta.

LSL 29 §:n tarkoittamista luontotyypeistä osa edellyttää aktiivisia hoitotoimia, jotta niiden ominaispiirteet säilyisivät. Ennen kaikkea tämä koskee ns. kulttuuri-luontotyyppisiä, kuten lehdesniittyjä ja katajaketoja, mutta myös merenrantaniittyjä, joiden niittäminen tai joilla laiduntaminen ylläpitää luontotyyppin ominaispiirteitä pidettävää avoimuutta (Suvantola ym. 2006). Enemmistö suojeltujen luontotyyppien maanomistajista olisi halukas suorittamaan luontotyyppien hoitotoimia korvausta

⁴⁴ Joko vuoden 1996 jälkeen hyväksytyt luonnonsuojeluohjelmat tai LSL 77 §:ssä luetellut aiemmin hyväksytyt luonnonsuojeluohjelmat, joita ovat kansallis- ja luonnonpuistoverkon kehittämisohjelma täydennyksineen (1978, 1980, 1985 ja 1988), soidensuojelun perusohjelma (1979 ja 1981) lintuvesiensuojeluohjelma (1982), lehtojensuojeluohjelma (1989), Mikkeliinsaarten saariryhmän suojelupäätös (1989) rantojensuojeluohjelma (1990) ja vanhojen metsien suojeluohjelma (1996).

vastaan (Suvantola ym. 2006). LSL 53 §:n mukaan valtio on velvollinen korvaamaan maanomistajalle hänelle aiheutuvan haitan kokonaisuudessaan, jos se ylittää merkityksellisen haitan kynnyksen. Säännös ei kuitenkaan mahdollista korvauksen maksamista luontotyyppin säilymistä edistävästä hoitotoimista. Useimmiten myös lienee niin, että maanomistajalle aiheutuva haitta alittaa korvattavan haitan kynnyksen, koska esiintymät ovat niin pienialaisia, että niiden maankäytöllinen merkitys on vähäinen, eivätkä ne pääsääntöisesti estä muuta maankäyttöä.

Hoitotoimien suorittamista koskevan julkisoikeudellisen sopimuksen tekeminen alueellisen ympäristökeskuksen ja maanomistajan välillä on mahdollista ilman nimienomaista lainsäädäntöä.

Maanomistajien yhtenäisen kohtelun, läpinäkyvyyden ja menettelyn julkisoikeudellisen hyväksyttävyyden kannalta olisi syytä säätää lainsäädännössä yksityisten maanomistajien harjoittaman aktiivisen luonnonsuojelutyön korvamisesta tai palkitsemisesta ja osoittaa tällaiseen tarkoitukseen valtion talousarviossa määrärahoja.

4.5

Säätelystä kannustimiin metsien suojelussa

Yleinen lähestymistapa luonnonsuojelussa on ollut omistusoikeuksien ostaminen suojeluun. Julkiset suojeluhankinnat voivat tapahtua joko vapaaehtoiselta pohjalta, saatuna lahjoituksena tai ostona yhteisesti sovittuun hintaan tai pakottamalla kauppaan reiluun markkinahintaan. Maailmalla lisäksi monilla kansalaisjärjestöillä on ohjelmia maanhankintaan suojelua varten (Doremus 2003). Valtio voi ostaa maata ja ottaa näin maksusta (myös pakkolunastaa) kaikki oikeudet omistajalta (maanhankinta) tai se voi ostaa suojelurasitteen (luonnonvaran käyttöoikeus), räätälöiden hankinnan vain niihin oikeuksiin, jotka ovat välttämättömiä suojelutavoitteen saavuttamiseksi jättäen omistajalle vapauden käyttää maata tavoilla, jotka ovat suojelutavoitteen kanssa yhteensopivia. Oikeudet voidaan myös hankkia rajalliseksi ajaksi. Maat tai vedet voidaan vuokrata, jos omistaja on haluton osallistumaan ikuiseen suojeluun.

Pysyvien luonnonsuojelualueiden perustaminen ei siis ole ainoa luonnonsuojelukeino. Entistä enemmän luonnonsuojelun voidaan katsoa olevan luonnon kestävä käytön edistämistä. Viimeisten 15 vuoden aikana esimerkiksi kestävä metsänhoito on noussut hallitsevaksi paradigmaksi metsätaloudessa. Vähitellen paradigma on vaihtunut kestävä tuotoksen puutavarantuotannon (*Sustainable Yield Timber Production, SYTM*) paradigmat kestävä metsäekosysteemin hoidon paradigmaan (*Sustainable Forest Management, SFM*) (Kant 2003 ja 2004, Wang 2004).⁴⁵ Tämän muutoksen takaa löytyy monia syitä, mm.:

- pyrkimys kestäväan kehitykseen; metsiä tulee hoitaa kestävästi (kestävyyden kolmesta ulottuvuudesta, ekologinen, taloudellinen ja sosiaalinen, jokainen olisi otettava huomioon);
- biologisen monimuotoisuuden suojelu yhdennetään biologisen monimuotoisuuden kestäväan käyttöön eli on olemassa kahden tien lähestymistapa (*two-*

⁴⁵ Monissa maiden välisissä prosesseissa (Montreal -prosessi, ITTO -prosessi, Helsinki -prosessi) on 1990-luvulla kehitetty kestävä metsätalouden kriteereitä ja indikaattoreita (C&I). Vuonna 1995 YK perusti hallitusten välisen metsäpaneelin (IPF), jota seurasi vuosina 1997-2000 hallitusten välinen metsäfoorumi (IFF). IPF ja IFF rohkaisivat maita valmistelemaan kansallisia metsäohjelmiaan. Vuonna 2000 näiden jatkoksi perustettiin YK:n metsäfoorumi (UNFF). Lisäksi CBD -prosessin yhteydessä on toteutettu erillinen metsätyöohjelma (Maa- ja metsätalousministeriö 2005b). McDonalldin ja Lanen (2004) mukaan jo tällä hetkellä on olemassa tarpeeksi erityisiä ja laajasti hyväksytyjä periaatteita ohjaamaan politiikkaa tavoittelemaan kestävä metsänhoitoa (SFM).

way approach); suojelualueverkosto toisaalla ja ekosysteemilähtöiset periaatteet metsän käytössä ja hoidossa toisaalla; ja

- **metsätalous on muuttunut puuntuotannosta (jälleen) monikäyttöön (laaja joukko taloudellisia, sosiaalisia ja kulttuurisia hyötyjä; monet arvot, monita-voitteisuus, moniarvoisuus).**

SFM:n kaksi hallitsevaa piirrettä ovat: (i) Moniarvoisuuden tunnustaminen. Käytännössä tämä tarkoittaa erityisesti sellaisten metsänarvojen huomioonottamista, jotka eivät liity suoraan puutavaratuotantoon. Tällaisia ovat esimerkiksi puuhun perustumattomien tavaroiden ja palveluiden arvo, ekosysteemipalveluiden arvo yleensä ja tietyissä osissa maailmaa myöskin alkuperäiskansojen metsiin liittämät arvot. (ii) Arvojen moninaisuuden huomioiminen suunnittelussa. Käytännössä tämä tarkoittaa maanomistajien ohella – varsinkin valtion metsien tapauksessa – **monien virallisten** ja epävirallisten asianosaisryhmien ja intressitahojen arvojen (tai preferenssien) huomioonottamista metsänhoidollisten päätösten teossa.⁴⁶

Suomessa Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmä, joka julkaisi mietintönsä vuonna 1994, katsoi, että ”metsänhoidon käsite tulee ymmärtää koko metsäluonnon hoitona niin, että se sisältää puuntuotantoa edistävien toimenpiteiden lisäksi biologisen monimuotoisuuden ylläpidon sekä metsätalouden vaikutuspiirissä olevien vesien laadun ja vesiluonnon suojelun” (Maa- ja metsätalousministeriö 1994, s. 61). Metsätalouden ympäristöohjelma johti sitten muun muassa metsälakien uudistamiseen. Suomessa metsätalouden kestävyteen onkin viime vuosina pyritty paitsi perustamalla luonnonsuojelualueita niin myös säilyttämällä talousmetsien arvokkaat elinympäristöt (metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt) ja niiden biologiselle monimuotoisuudelle tärkeät ominaispiirteet. Muita talousmetsien luonnonhoidon keinoja ovat olleet muun muassa suosituserusteinen lahoppuun lisääminen lähinnä säästöpuiden avulla sekä uhanalaisten lajien elinympäristöjen suojelu.

Lakiin perustuen on turvattu metsälain (1997) 10 §:n erityisen tärkeät elinympäristöt ja luonnonsuojelulain (1097/1996) 29 §:n suojeltavat luontotyypit. Muiden arvokkaiden elinympäristöjen turvaamisessa nojaututaan uudistuneisiin ja uudistuviin metsänhoitosuosituksiin, metsäteollisuusyritysten ohjeisiin omien metsiensä hoidossa, Metsähallituksen omiin ohjeisiin, metsien sertifiointikriteereihin sekä lisäksi metsänomistajien vapaaehtoihin toimenpiteisiin. Laissa kestävä metsätalouden rahoituksesta (1094/1996) säädetään muun muassa siitä, miten edistetään metsien biologisen monimuotoisuuden ylläpitämistä ja metsäluonnon hoitoa (talousmetsien luonnonhoitoa) ja siihen liittyy metsätalouden ympäristötuki ja metsäluonnonhoitotuki. Kyseisen lain perusteella metsänomistajan on mahdollista saada ympäristötukea, jos metsien hoidossa ja käytössä otetaan huomioon metsän biologisen monimuotoisuuden ylläpitäminen, luonnonhoito tai metsien muu kuin puuntuotannollinen käyttö laajemmin kuin mitä metsälaki edellyttää. Rahoitusta on mahdollista saada myös metsäluonnon hoitohankkeen suunnitteluun ja toteuttamiseen. Kansallisen metsäohjelman (KMO) 2010 myötä momentin määräraha on kasvanut, mutta jäänyt jälkeen niin sanotun METSO-ohjelman suosituksista. Metsälakien uudistuksen yhteydessä poistettiin joitakin luonnonvastaisina (perverseinä) kannustimina toimineita metsänparannustoiminnan työläjettä tuettavien työläjien joukosta (mm. soiden ojitukseen ja metsäautoteiden rakentamiseen liittyen).

Kansallista metsäohjelmaa (KMO) 2010 on toteutettu valtioneuvoston hyväksymänä laajana koko metsäsektorin kehittämisohjelmana vuodesta 1999 lähtien (Kansallinen metsäohjelma 2010 1999). KMO:ssa on edellytetty, että Etelä-Suomen metsiensuojelua kehitetään. Ympäristöministeriön asettama asiantuntijaryhmä (ESSU) arvioikin Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarvetta. ESSU-työryhmän työn val-

⁴⁶ Tämä ei tarkoita yksityisen maanomistajan päätäntävällän kaventamista; sen sijaan tässä korostetaan maanomistajan yhteiskunnallista vastuuta sekä uudenlaisten kannustimien muotoilua.

mistuttua valtioneuvosto asetti vuonna 2000 Etelä-Suomen metsien suojelutoimikunnan (Metso-toimikunta). Sen tehtävänä oli laatia metsien suojelun tavoite-, rahoitus- ja toimintaohjelma. Valtioneuvosto hyväksyi syksyllä 2002 toimikunnan ehdotuksesta toimintaohjelman Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lounais-Lapin metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi. Se sai nimen Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma (METSO). METSO-ohjelma täydentää kansallista metsäohjelmaa 2010. Ohjelman tavoitteena on aikaisempaa paremmin turvata metsäisille luontotyypeille ja uhanalaisille lajeille tärkeitä elinympäristöjä ja metsien rakennepiirteitä. Toimenpiteiden tavoitteena on luoda erityyppisiä uusia metsien monimuotoisuutta ylläpitäviä alueita ja alueiden verkostoja sekä tehostaa suojelua nykyisillä suojelualueilla mahdollisimman kustannustehokkaasti. Ohjelmalla halutaan lisäksi tukea maaseudun säilymistä elinvoimaisena esimerkiksi kehittämällä luontomatkailua.⁴⁷

Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelmassa on myös kehitetty uusia suojelukeinoja. Uusien keinojen kehittämisen lähtökohdaksi otettiin metsänomistajien vapaaehtoisuus ja menetettyjen taloudellisten arvojen korvaaminen. Suojelualueita katsotaankin voitavan perustaa ja metsäluontoa hoitaa luonnonsuojelutavoitteisesti metsänomistajien vapaaehtoisuuteen perustuvilla ja usein markkinaperusteisilla kannustimilla. METSO-toimintaohjelman toteumista on intensiivisesti seurattu (Maa- ja metsätalousministeriö 2005a) ja sen vaikutukset arvioidaan vuonna 2006. Seurantatulokset liitetään Kansallisen metsäohjelman seurantaraporttiin. Arvioinnin perusteella päätetään jatkotoimista vuonna 2007.

METSO-ohjelmassa kokeiltavia metsänomistajien vapaaehtoisuuteen perustuvia keinoja ovat:

- 1) luonnonarvokauppa eli menettely, jossa maanomistaja tai hänen valtuuttamansa taho sopimuksesta pitää yllä tai lisää luonnonarvoja metsässään ja saaa tästä tuloa luonnonarvojen ostajalta, kuten valtiolta tai metsien suojelusäätiöltä;
- 2) tarjouskilpailu, joka on menettely, jossa ympäristöviranomaiset pyytävät maanomistajalta vapaaehtoisia tarjouksia pysyvästi tai määräajaksi suojeltavista kohteista, joista maanomistajille maksetaan korvaus;
- 3) luonnonhoitoalueet, jotka ovat maanomistajan hakemuksesta perustettavia alueita, joilla luonnonsuojelu, metsän hoito ja käyttö sekä muu alueen taloudellinen käyttö sovitetaan yhteen;⁴⁸
- 4) metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkosto – kokeiluhanke, joka on menettely, joka perustuu maanomistajien omaehtoiseen halukkuuteen perustaa keskenään tai yhdessä paikallisten tahojen ja alueellisten viranomaisten kanssa yhteishankkeita turvaamaan paikallisen metsäluonnon monimuotoisuutta eli tavoitteena on luoda yhteistyötä yli kiinteistörajojen ja eri omistajaryhmien kesken;

Kaikkien kansalaisten vapaaehtoisuuteen perustuva suojelukeino on:

- 5) metsiensuojelusäätiö eli selvitetään mahdollisuus perustaa kansalaisten vapaaehtoiseen rahalliseen tukeen perustuva metsien suojelun rahasto (tai säätiö).

Valtion metsiä koskeva keino on:

- 6) luonnonsuojelualueiden elinympäristöjen ennallistaminen ja hoito.

⁴⁷ Ympäristöministeriö asetti vuonna 2005 KuntaMETSO-työryhmän. Valtioneuvostohan edellytti METSO-päätöksessään 23.10.2002, että ympäristöministeriön tulee yhdessä maa- ja metsätalousministeriön, Suomen Kuntaliiton ja Metsähallituksen kanssa edistää monimuotoisuuden turvaamista kuntien virkistys- ja ulkoilumetsissä sekä valtion retkeilyalueilla. Näiden alueiden katsottiin tarjoavan tukialueita nykyisille suojelualueille eli niiden avulla voidaan parantaa suojelualueverkon toimivuutta.

⁴⁸ Maanomistaja voisi hakea metsäalueen statuksen muuttamista luonnonhoitoalueeksi. Alueelle laadittaisiin sen jälkeen käyttö- ja hoitosuunnitelma, johon voisi saada esim. ympäristötukea.

Osittain kokeilun tulosten perusteella tullaan tekemään Etelä-Suomen metsien suojelupäätökset vuoden 2007 aikana.

Metsäluonnon monimuotoisuuden riittävä suojelu on erityisen haastavaa Suomessa, jota hallitsee yksityismetsätalous lukuisine metsänomistajineen ja jossa yksityistilat ovat keskimäärin melko pieniä. Toisaalta samasta syystä johtuen maamme metsät ovat myös säilyneet suhteellisen monimuotoisina. Mutta periaatteessa kukin metsänomistaja käsittelee metsiään täysin riippumatta siitä, miten alueen muut metsänomistajat hoitavat ja hakkaavat omia metsiään. Monimuotoisuuden suojelu edellyttäisi kuitenkin metsien käsittelyn koordinoitua eri metsätilojen ja alueiden välillä. Keskusteltaessa monimuotoisuuden suojelukeinosta lisäksi ei usein huomata sitä, että myös metsäverotus ja metsätalouden tuet vaikuttavat suojeluun.

Taloudellisesti kannustavien metsänsuojelukeinojen kehittämistä haittaa usein epäsymmetrinen informaatio (Stoneham ym. 2000). Pulmana kun on kustannusten minimoiminen suojelutavoitteen saavuttamiseksi. Kustannusten minimoimiseksi julkisen vallan tulisi ylittää epäsymmetrisen informaation ongelma. Maanomistajahan tuntee suojelun tarjoamisen kustannukset paremmin kuin julkinen valta ja julkinen valta puolestaan tuntee suojeluarvot alueella paremmin kuin maanomistajat. Vain julkisella vallalla ja asiantuntijoilla on myös alueellinen kokonaiskuva. Maanomistajalla on tyypillisesti yksityistä informaatiota suojelun aiheuttamista yksityisistä kustannuksista.

Polasky ja Doremus (1998) ovat huomanneet, että tehokkuutta voidaan menettää silloin, kun maanomistajat tuntevat parhaiten maan arvot/kustannukset ja näitä arvoja tarvitaan määrittämään kompensatiomaksuja (suojelukorvauksia tai -palkkioita). Stoneham ym. (2000) suosittelivat tällöin huutokauppaa kannustamaan maanomistajien välistä kilpailua (markkinaominaisuus). Heidän mukaansa huutokaupat auttavat pääsemään yli epäsymmetrisen informaation ongelmasta (Faith ym. 2003). Juuri tätä ideaa on sovellettu Suomessakin kokeiltaessa METSO-ohjelmassa tarjouskilpailua.

METSO-ohjelmassa kokeiltavia keinoja on tavallisesti kutsuttu vapaaehtoisiksi suojelukeinoiksi. Päätäjillähän on valittavanaan ympäristön- ja luonnonsuojelussa joko vapaaehtoinen (*voluntary*) tai pakottava (*mandatory*) lähestymistapa (Alberini & Segerson 2002, Carraro & Siniscalco 1996). Jälkimmäisiin kuuluvat erilainen suora sääntely ja esimerkiksi veroperustaiset kannustimet. Avainero vapaaehtoisten ja pakottavien keinojen välillä on kyky määrätä kustannuksia esimerkiksi saastuttajalle. Vapaaehtoisessa keinossa saastuttaja ei osallistu ympäristönsuojeluun ennenkuin hänen saamansa tulo on vähintään samansuuruinen kuin se olisi ilman osallistumista: hänen täytyy saada voittoa (tai ei ole nettomenetystä) osallistumisestaan. Pakottavissa lähestymistavoissa (perustuneena joko sääntelyyn tai verotukseen), sääntelijä voi määrätä nettokustannuksia saastuttajalle alentaen hänen hyvinvointitasoaan verrattuna ohjausta edeltäneeseen tilanteeseen (Alberini & Segerson 2002).

Vapaaehtoisten lähestymistapojen suosio on voimakkaasti lisääntynyt viime vuosina eri puolilla maailmaa. Päätäjien näkökulmasta niitä on pidetty kustannustehokkaina keinoina. Arvostelijat kuitenkin epäilevät niiden riittävyttä. Vapaaehtoisia lähestymistapoja on Alberinin ja Segersonin (2002) mukaan kolmenlaisia. Ensinnäkin on luonnon vahingoittajan (tai vahingoittajaryhmän) sellainen yksipuolinen vapaaehtoinen toiminta, joka tapahtuu ilman sääntelyn harjoittamista. Yrity maailmassa tällaista toimintaa kutsutaan itsesääntelyksi. Luontoa turvaavia toimenpiteitä voikin suorittaa myös maanomistaja itse oma-aloitteisesti. Sääntelevä viranomainen (julkinen valta) ei

tällöin ole aktiivinen toimija.⁴⁹ Tässä yhteydessä voidaan puhua korvauksettomasta vapaaehtoisuudesta vastakohtana maksetulle vapaaehtoisuudelle.⁵⁰

Luonnonarvokauppa (2003–2007)

Historia. Luonnonarvokauppa syntyi 2000-luvun vaihteessa Satakunnan luonnonsuojelupiirin toimesta. Keksintö lähti liikkeelle alueellisena kehittämishankkeena 2001–2002. Varsinaiseksi politiikkainnovaatioksi luonnonarvokauppa hyväksyttiin, kun sen kehittämisen jatkui valtakunnallisena kokeiluhankkeena 2003. Kokeiluvaihe päättyi Etelä-Suomen monimuotoisuusohjelman päättyessä 2007.

Tarkoitus. Luonnonarvokauppa on keino suojella luontoa talouskäytössä olevilla yksityismailla. Luonnonarvokaupalla edistetään elinympäristöjen rakenteellista ja toiminnallista monimuotoisuutta sekä harvinaisten lajien elinvoimaisuutta.

Organisaatio. Luonnonarvokauppaa valvoo ja kehittää Luonnonarvokaupan yhteistyöryhmä. Ryhmään kuuluvat Lounais-Suomen metsäkeskus, Lounais-Suomen ympäristökeskus, Länsi-Suomen metsänomistajien liitto, MTK-Satakunta ja Satakunnan luonnonsuojelupiiri. Luonnonarvokaupan hallinnoija on Lounais-Suomen metsäkeskus. Se ostaa luonnonarvoja yhdessä Lounais-Suomen ympäristökeskuksen kanssa.

Kohde. Kauppaa käydään Luonnonsuojelubiologiset kriteerit täyttävistä kohteista tai kohteesta, joka on muulla tavoin luonnoltaan arvokas. Sen ulkopuolelle jäävät ekologiset arvot, joiden turvaamista laki, sertifikaatti tai jokin muu maanomistajaa sitova sopimus edellyttää.

Periaate. Luonnonarvokauppa syntyy metsänomistajan aloitteesta, sopimus on metsänomistajalle vapaaehtoinen, kauppa on määräaikainen, yleensä 10 vuotta ja luonnonarvojen turvaamisesta ja vahvistamisesta maksetaan kohtuullinen palkkio. Kohteiden soveltuvuudesta päättää luonnonarvokaupan esittelijä yhdessä yhteistyöryhmän ja viranomaispäällikön kanssa. Palkkion suuruus määräytyy ostajan ja myyjän välisten neuvottelujen tuloksena. Hinnoitteluun vaikuttaa kohteen puustoisuus, luonnonarvot ja tehtävät hoitotyöt. Kiinteitä taulukkohintoja ei ole.

Innovaatio. Luonnonarvojen hinnoittelu; Luonnonarvojen kaupan periaatteet; Sopimuskäytännöt.

Rahoitus. Kokeiluhanke on Ympäristöministeriön ja Maa- ja metsätalousministeriön puoleiksi rahoittama. Yhteissumma on 400 000 euroa/vuosi.

Kokeilualue: Satakunta, Varsinais-Suomi, ja potentiaalisesti yhteistoimintaverkostohankkeet

Lisätietoja: <http://www.metsakeskus.fi/web/fin/metsakeskukset/Lounais-Suomi/luonnonarvokauppa/etusivu.htm>

⁴⁹ Ihmisen motivaatio ei perustu vain rahallisiin kannustimiin. Frey (1997) puhuu sisäisestä motivaatiosta (*intrinsic motivation*) vastakohtana ulkopäin vaikutetulle ulkoiselle motivaatiolle (*extrinsic motivation*). Rahallinen kannustin voi syrjäyttää sisäisen motivaation (*crowding-out effect*). Toisaalta ulkoinen väliintulo voi myös laajentaa sisäistä motivaatiota (*crowding-in effect*).

⁵⁰ Kysymyksen maksetun ja korvauksettoman vapaaehtoisuuden erosta nosti esille filosofi Markku Oksanen Turussa 24.–25.11.2005 pidetyssä YHYS -konferenssissa Issues in green democracy.

Toinen vapaaehtoisen lähestymistavan muoto on bilateraalin (kaksipuolinen) sääntelevän viranomaisen ja luonnon vahingoittajan välinen sopimus. Tällöin sopimusehdot määräytyvät viranomaisen ja asianomaisen välisissä neuvotteluissa. Vastuullisia osapuolia ova tällöin molemmat. Vahingoittajan tulee tässä tapauksessa lupautua olla tekemättä joitakin luontoa vahingoittavia toimenpiteitä. Viranomainen puolestaan voi tällöin pidättäytyä erillisestä (muusta) pakottavasta sääntelystä (*regulatory assurance*) tai se voi tarjota rahoituksellista tai teknistä apua tai myöntää lupia joihinkin muihin toimenpiteisiin (ks. Langpap & Wu 2004).

Kolmas vapaaehtoisuuden tyyppi on vapaaehtoinen julkisen vallan ohjelma, jossa sääntelevä viranomainen yksipuolisesti määrittää osallistumiseen liittyvät sekä palkkiot että vastuut. Sääntelevä viranomainen muotoilee silloin ohjelman ja etsii osallistujat, jotka täyttävät sen määrittelemät ehdot.

Tarjouskilpailu (2004–2006)

Historia. Tarjouskilpailu syntyi Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman aikana. Kokeilu alkoi 2004.

Tarkoitus. Tarjouskilpailu on keino suojella luontoa kauppahetkellä talouskäytössä olevilla yksityismailla. Sen ulkopuolelle jäävät luonnonsuojelu- tai metsälailla suojellut kohteet. Tarjouskilpailussa hankitaan kohteita pitkäaikaiseen tai pysyvään suojeluun.

Organisaatio. Tarjouskilpailua hallinnoi alueellinen ympäristökeskus.

Kohde. Tarjouskilpailukokeilu on suunnattu metsien monimuotoisuuden kannalta kiinnostaville alueille: Lapin lehto- ja lettosuovyöhykkeelle, Pohjois-Savon lehtokeskuksen alueelle, ja itäisen uusimaan Sipoonkorpi.

Periaate. Tarjouskilpailussa ympäristöviranomaiset pyytävät maanomistajilta tarjouksia suojeltavista kohteista. Tarjouksessa maanomistajat esittävät hintapyynnön, jolla ovat valmiita tarjoamaan kohteitaan suojeluun. Maanomistajalla on kolme vaihtoehtoa: myydä alue valtiolle, alue voidaan rauhoittaa maanomistajan hakemuksesta pysyväksi yksityiseksi luonnonsuojelualueeksi, tai sopimus alueen rahoittamisesta 20 vuodeksi.

Ympäristöviranomainen päättää saatujen tarjousten perusteella valittavista kohteista. Kilpailussa valittujen kohteiden omistajat valitsevat kolmesta vaihtoehdosta mieluisimman. Hinta muodostuu tarjouksen tehneen maanomistajan ja ostajan välisissä neuvotteluissa.

Innovaatio. Tarjousmenettely; Luonnonarvojen hinnoittelu.

Rahoitus. Ympäristöministeriö rahoittaa hanketta vuosittain €500 000.

Kokeilualue. Tarjouskilpailukokeiluita on kolme: Itäinen Uusimaa, Pohjois-Savo ja Lounainen Lappi.

Lisätietoja: http://www.mmm.fi/metso/arkisto/uutiskirjeet/metsonlehtia_I_2005/METSONLEHTIA_I_2005_web.pdf

METSO-keinoissa vapaaehtoisuus on ollut keskeinen ominaisuus. Toinen näihin keinoihin liittyvä piirre on markkinaperusteisuus (*Market based instruments*, MBIs). Alustavissa arvioissa luonnonarvokaupassa maanomistajille on ollut tärkeää kohteiden omistussuhteen säilyminen, suojelusopimuksen määräaikaisuus ja suojelukeinokokeilun vapaaehtoisuus. Hintapyyntöjen esittäminen koettiin kuitenkin vaikeaksi johtuen siitä, että tähän asti luonnonarvoille ei ole ollut markkinoita.

Metsänomistajien vapaaehtoisuudesta lähtevän toiminnan voidaan katsoa muokkaavan heidän asenteitaan suojelulle myönteisiksi. Tällainen suojelu voi myös olla kustannustehokasta siinä mielessä, että se säästää veronmaksajien rahoja.

4.6

Spatiaalinen vuorovaikutus

Ekologis-taloudelliset vuorovaikutukset ovat usein spatiaalisesti (maantieteellisesti) määräytyneitä, minkä vuoksi näiden vuorovaikutusten analyysikin tulisi tehdä spatiaalisessa kontekstissa. Taloustieteessä kuitenkin on usein oletettu pois taloudellisten toimijoiden väliset spatiaaliset ulkoisvaikutukset. Spatiaalisella taloustieteellä on tosin pitkät perinteet alue-, kaupunki- ja liikenteen taloustieteen aloilla.⁵¹

Integroidussa biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön lähestymistavassa korostuu *maisemataso*. Maisemamittakaavan ekologiset prosessit nimittäin nostavat esiin tärkeitä kysymyksiä monimuotoisuuden muutosten hallinnan mahdollisuuksista. Biologisen monimuotoisuuden merkityshän vaihtelee spatiaalisen tarkastelun laajuuden perusteella ja vasta vähitellen on alettu ymmärtää esimerkiksi metsien pirstoutumisen ekologisia ja sosioekonomisia seurauksia. Sellaiset ekologiset prosessit, jotka operoivat maisemamittakaavassa nostavatkin esiin uusia kysymyksiä todellisten markkinoiden kyvystä kohdentaa maata riittävästi erilaisiin luonnonvarakäyttöihin (Gottfried ym. 1996).

Muun muassa Perrings ja Touza-Montero (2004) ovat hiljattain tarkastelleet metsänhoidon yhteydessä spatiaalisiin vuorovaikutuksiin liittyviä politiikkakysymyksiä. He toteavat, että paikallistason biologisen monimuotoisuuden suojelu (biologinen monimuotoisuus turvaa metsäekosysteemin palautuvuutta ja ylläpitää laajaa joukkoa paikallisia ekosysteemipalveluja) on ns. paikallinen eli lokaali julkishyödyke. Ja koska se on julkishyödyke, sen käyttäjät eivät yleensä ota huomioon toimintansa yhteiskunnallisia kustannuksia ja hyötyjä ennen kuin heillä on jokin kannustin tehdä niin. Kannustimet saadaan yleensä omistusoikeuksista tai erilaisista sääntelykeinoista.

Metsikön esimerkiksi matkailullinen ja virkistykellinen arvo riippuu suuresti sitä ympäröivän alueen tilasta. Toisin sanoen maa-alueen arvo vaihtelee spatiaalisen tarkastelun laajuuden (mittakaavan, skaalan) perusteella. Jos yksittäistä metsikköä tarkastellaan laajassa mittakaavassa vaikkapa valuma-alueen osana, niin sillä voi silloin olla erilainen taloudellinen arvo kuin yksittäin tarkasteltuna, mikä johtuu sen riippuvuussuhteista valuma-alueen muiden komponenttien tai elementtien (metsiköiden) kanssa. Kaikenlaiset päätöksethän ja niitä seuraavat toimenpiteet aiheuttavat muutoksia ekosysteemeihin (joko niiden kompositioon, rakenteeseen tai toimintaan tai näihin kaikkiin, ks. Franklin 1988) ja tuloksena on uudenlainen maisemarakenne. Uusi rakenne mahdollisesti aiheuttaa yksittäisen maa-alan (metsikön) markkina-arvojen muutoksen maisema-alueen sisällä ja samalla uudenlaisen joukon myös markkinattomia arvoja.

Maisemarakenne vaikuttaa eliölajien liikkeisiin ja pysyvyyteen, häiriöiden, kuten metsäpalojen ja hyönteistuhojen leviämiseen, veden, energian, geenien sekä

⁵¹ Esimerkiksi aluetaloustieteen klassisia teoksia ovat muun muassa Isard (1956 ja 1960), Myrdal (1957), Richardson (1978).

ainesten ja erityisesti ravinteiden uudelleenjakaantumiseen. Seurauksena on, että metsäjärjestelmissä biologisen monimuotoisuuden (myös ekosysteemitointojen) suojelu edellyttää sellaisten päätöksenteon erityisten apuvälineiden soveltamista, jotka ottavat eksplisiittisesti huomioon spatiaalisten vuorovaikutusten vaikutukset ekosysteemipalveluihin koko metsämaisemassa. Metsäjärjestelmässähän tuotokset riippuvat lopulta sekä metsiköiden välisistä ekologisista riippuvuuksista että myös maankäyttöpäätösten seurauksena syntyvistä uudenlaisista spatiaalisista muodoista (*patterns*).

Metsänhoito maisematasolla edellyttää keskittymistä kuvioiden mosaiikkeihin ja pitkän aikavälin muutoksiin näissä mosaiikeissa, jotta voidaan yhdistää sekä pitkän aikavälin monipuoliset hyödyketuotantomahdollisuudet (hyödyt kuten villieläinten elinympäristöt, pohjavesi, puuntuotanto, virkistyskäyttö, matkailumaisemat, hiilen sidonta, työllisyys yms.) että myös hyödyntämisen edellytyksenä olevat ekologiset arvot, kuten metsäekosysteemin terveyden ylläpitäminen ja biologisen monimuotoisuuden turvaaminen. Näiden erilaisten sosiaalisten ja ekologisten hyötyjen virrat voidaan turvata ikuisiksi ajoiksi ilmeisesti vain jos maisemamittakaavan ekosysteeminuotojen annetaan esiintyä ja prosessien (mm. luonnolliset häiriöt, muutto, vakaat peto/saalissuhteet, hydrologiset- ja ravinnekierrot ja geneettisen materiaalin vaihto) sallitaan tapahtuvan luonnollisella ja esteettömällä tavalla (korostetaan siten eheyttä mutta myös terveyttä). Maanmuodostus, eroosion kontrolli, hydrologinen toiminta, biokemialliset kierrot, eläinten metapopulaatiomuutot ovat esimerkkejä sellaisista ekosysteemiprosesseista ja -toiminnoista, jotka eivät ala ja loppu maanomaisuusrajojen mukaan (Kittredge 2005).

Spatiaalisten ulkoisvaikutusten syntyminen, johtuen maisemakomponenttien välisistä ekologisista vuorovaikutuksista, edellyttääkin maiseman eri osissa metsän hoidosta ja käytöstä vastaavien henkilöiden välistä yhteistyötä. Ongelmana on kuitenkin se, että maanomistukselliset rajat eivät juuri milloinkaan vastaa ekologista rajoja, joten ekosysteemien hoito (hierarkkisina systeemeinä) vaatii useiden metsiköiden ja metsälöiden muodostamassa maisemassa jonkinlaista omistusraajat ylittävää luonnon käytön ja hoidon koordinaatiota (Ask & Carlson 2000, Jacobson 2002, Kittredge 2005, Klosowsky ym. 2001, Rickenbach & Reed 2002, Sample 1994, Gottfried ym. 1996, Stevens ym. 1999).⁵² Maanomistajien (yleensä yksityisiä ei-teollisia metsänomistajia, non-industrial private forest owners; NIPF owners) välinen lisääntyvä keskinäinen riippuvuus ja siitä seuraava yksityisen (maa)omaisuuden sääntelytarve onkin vähitellen lisännyt kiinnostusta sellaisia politiikkalähestymistapoja kohtaan, jotka tarjoavat positiivisia kannustimia maanomistajille toimimaan yhteistyössä (mm. ekologisten -, maisema- ja virkistysarvojen tuottamiseksi).

Metsänhoidon tulisi tapahtua ekologisesti merkityksellisessä mittakaavassa (esimerkiksi valuama-alueella). Pienessä mittakaavassa (metsiköissä) tehtyjen vaihtoehtoisten toimenpiteiden ekologiset ja taloudelliset seuraukset laajassa spatiaalisessa kontekstissa (toisin sanoen metsämaisemassa) täytyy ymmärtää ja samalla ottaa huomioon "optimaalisessa" metsänhoidossa. Spatiaaliset ulkoisvaikutukset voidaan sisäistää määrittämällä sopivalla tavalla omistusoikeuksia (omistusoikeuden sisältöä) uudestaan tai vaihtoehtoisesti sellaisilla mekanismeilla, joissa päätöksentekijää kannustetaan ottamaan aiheuttamansa yhteiskunnalliset kustannukset huomioon. Normatiiviset luonnonympäristöä koskevat ratkaisut edellyttävät tällöin (varsinkin ekosysteemipalveluiden tuottamisessa) erityisesti yhteistoimintaa, kuten esimerkiksi julkisia neuvotteluja.

⁵² Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkostokokeilussa Keski-Karjalan lehtoverkostossa on kehitetty ajatusta kasautumisbonuksesta, joka on palkkio metsänomistajille heidän yhteistoiminnastaan. Bonus on sitä korkeampi, mitä useampi metsänomistaja tarjoaa kohteita suojeluun yhdessä.

Erityiset yhteistoimintaverkot voivat tuottaa kaksoishyötyä luomalla ja ylläpitämällä luonnonsuojelullisten hyötyjen lisäksi myös sosiaalista pääomaa aluetalouden menestystekijäksi. Jos aluetasolla esimerkiksi harjoitetaan metsän luontaiseen häiriödynamiikkaan pyrkivää metsänkäsittelyä, keskeisiä päätöksiä on asettaa tavoitteet metsäalueen metsiköiden ikä-, koko- ja rakennejakaumalle sekä maiseman kytkeytyneisyydelle.

Metsäluonnon monimuotoisuuden yhteistoimintaverkosto (2004–2006)

Historia. Yhteistoimintaverkosto syntyi Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelman kuluessa. Kesäkuussa 2003 päättyi ideakilpailu, jolla haettiin lupaavia yhteistyöhankkeita. 12 parasta hakemusta jatkoon syksyllä 2003 ja valitut neljä kokeiluhanketta käynnistyivät alkuvuonna 2004.

Tarkoitus. Yhteistoimintaverkosto on keino vaalia biologista monimuotoisuutta talouskäytössä olevilla metsämailla. Kokeiluhankkeissa edistetään metsien monimuotoisuuden säilymistä yli kiinteistörajojen ulottuvalla eri omistajaryhmien välisellä yhteistyöllä.

Organisaatio. Kunkin kokeiluhankkeen hallinnointi määräytyy tapauskohtaisesti. Yhteistä on, että jokaisessa maanomistajat ovat aktiivisesti mukana luomassa yhteistoiminnan pelisääntöjä ja periaatteita yhdessä viranomaisten kanssa. Muut toimijat määräytyvät tilanteen mukaan.

Kohde. Kokeiluhankkeet toteutetaan alueilla, joilla on erityistä merkitystä monimuotoisuuden säilymiselle. Kohteiden valinta perustuu luonnonsuojelubiologisiin kriteereihin.

Periaate. Yhteistoimintaverkoston ensisijaisena periaatteena on niin ikään maanomistajien osallistumisen vapaaehtoisuus. Kokeiluhankkeen muut periaatteet liittyvät yhteistyöhön. Periaatteita ovat yhteistoiminnan innovatiivisuus ja toimintakulttuurin kriittinen arviointi. Kokeiluhankkeessa voidaan soveltaa niin tarjouskilpailun kuin luonnonarvokaupan periaatteita. Kohteiden hinnoittelu perustuu yhteistoimintaverkossa käytyyn neuvotteluun.

Innovaatio. Verkostoitumisen periaatteet; Kasautumisbonus.

Rahoitus. Budjettivaroin euroa 500 000 / vuosi, ja euroa 1 000 000 euroa vuodelle 2005.

Kokeilualue. Verkostohankkeita on neljä: Hämeen metso, Keski-Karjalan lehtoverkosto, MetsäVasu, ja Merestä metsäksi -hanke.

Lisätietoja: http://www.mmm.fi/metso/arkisto/uutiskirjeet/2005/METSONLEHTIA_3_2005_web_FINAL.pdf

Kansallisessa metsäohjelmassa huolehditaan myös siitä, että metsien käytössä ja suojelussa edistetään metsistä saatavaa monipuolista aineellista ja henkistä hyvinvointia. Tässä tarkoituksessa etenkin luontomatkailupalveluiden tuotteistamista ja markkinointia on pyritty kehittämään.

Toimintaympäristössä tapahtuneiden muutosten ja eräiden keskeisten tavoitteiden jälkeenjääneisyyden vuoksi Kansallinen metsäohjelma 2010 tarkistetaan vuosina 2005–2007. Tarkistettu ohjelma ulotetaan vuoteen 2015. Vuoden 2007 loppuun mennessä metsäneuvosto käsittelee tarkistetun KMO 2015:n ja se esitetään valtioneuvoston hyväksyttäväksi samanaikaisesti tehtävien METSON jatkopäätösten kanssa.

METSOnsa on korostunut tutkimuksen asema. Tutkimus on olennainen osa ohjelman kehittämistä ja sen vaikutusten arviointia.

METSOn toimenpiteiden vaikutus kuitenkin ei välttämättä näy nopeasti vaan vasta pitkällä aikavälillä. Ekologisen seurannan avulla on kuitenkin tarkoitus arvioida eri kokeiluhankkeiden ekologista tehokkuutta ja vapaaehtoisten suojelukeinojen merkitystä monimuotoisuuden turvaamisessa. Seurannan avulla myös kehitetään kohteiden valinnassa käytettäviä luonnonsuojelubiologisia kriteereitä. METSON toimenpiteiden taloudellisten ja sosiaalisten vaikutusten seurannan lähtökohtana ovat Metsä-työryhmän määrittelemät taloudelliset ja kulttuuris-sosiaaliset arviointikriteerit.

4.7

Säätelyn ja kannustimien välinen suhde

Ohjauskeinojen suunnittelussa tulee ottaa huomioon olemassa olevan säätelyn ja taloudellisten kannustimien välinen suhde. Pääsääntöisesti taloudelliset kannustimet täydentävät säätelyä, jotta biologisen monimuotoisuuden suojelutavoitteet voidaan saavuttaa (OECD 1996). Taloudellisten ohjauskeinojen luotettavuus rakentuu kuitenkin sille, että niitä varmistetaan oikeudellisella turvaverkolla. Säätelyn muodostama kehikko asettaa myös ne tavoitteet, joiden saavuttamiseksi asianosaiset voivat itse valita itselleen tehokkaimmin soveltuvat keinot. Joissain tapauksissa kannustimet voivat toisaalta antaa mahdollisuuden vähentää tarpeettomiksi käyvää säätelyä ja/tai kaksinkertaista hallintoa (OECD 1996).

Taloudelliset ohjauskeinot eivät aina ole soveltuva vaihtoehto säätelylle. Tilanteissa, joissa on jo ilmeinen biologisen monimuotoisuuden häviämisen uhka, säätely (kuten rauhoitussäännökset tai pyyntikielto), on luotettavin keino estää häviäminen (OECD 1996). Tähän liittyvät turvaministandardien määrittäminen ja soveltaminen. Väliaikaisilla kustannusten korvausjärjestelmillä voidaan kuitenkin lievittää tiukentuvan säätelyn aiheuttamia kustannuksia, nopeuttaa rakenteellista sopeutumista ja saavuttaa muutoksille yhteiskunnallinen hyväksyttävyys. Ylimenokauden jälkeen korvausjärjestelmä voidaan poistaa, kun tiukempi säätely on muodostunut hyväksytyksi (OECD 1996).

Julkinen valta voi perustaa suojelutoimet perinteisiin säänteleviin toimeksiantoihin ja kieltoihin. Sääntelevät lähestymistavat voivat olla hienosäädetyjä. Vaihtoehtona toiminnan kieltämiselle voidaan rajoittaa tapaa, jolla toimintaa toteutetaan, kuten hakkuurajoitukset yms. Säätely vaatii suunnittelua sekä informaation tuottamista ympäristövaikutuksista. Säätely on tyypillisesti ollut top-down -lähestymistapa, mutta säätelyn suunnitteleminen ja kehittäminen asianosaisten kanssa neuvottelemalla on lisääntynyt (ks. Rhoads & Shogren 2003). Käsitteellisesti säädökset voidaan periaatteessa katsoa samaksi asiaksi kuin rahoitukselliset lannistimet eli disinsentiivit (Doremus 2003).

Taloudelliset ohjauskeinot edellyttävät myös säätelyä. Esimerkiksi markkinoiden luominen edellyttää säätelyllä asetettuja puitteita, oikeuksien ja velvollisuuksien määrittelyä ja niiden toteuttamista varmistavia mekanismeja. Taloudellisten ohjauskeinojen käyttöalaa rajoittavat turvaminimit, joita lähestyttäessä säätelyllä on varmistettava, ettei niitä ylitetä.

Makrotaloudelliset kytkennät

Uudenlaiset ja tehostetut toimenpiteet ovat tarpeellisia yhdenmukaistamalla biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävästi käytön toimenpiteitä laajaan makrotaloudelliseen päätöksentekoon (The Millennium Ecosystem Assessment 2005c). Kaiken kaikkiaan yli 50 vuoden ajan makrotaloudelliset kysymykset ovat hallinneet talouspoliittisia keskusteluja. Keskeiset politiikkakysymykset ovat liittyneet inflaation torjuntaan, täystyöllisyyden saavuttamiseen (ainakin korkean työttömyysasteen torjumiseen) sekä korkean taloudellisen kasvuasteen saavuttamiseen (tavallisesti puhutaan vakaasta taloudellisesta kehityksestä). Poliittikkapäätökset ovat tällöin liittyneet esimerkiksi kokonaiskysynnän lisäämiseen (ilman korkeaa inflaatioastetta) ja tavaroiden ja palvelujen kokonaistarjonnan laajentamiseen (estämään inflaatiota), saamaan aikaan entistä voimakkaampaa talouskasvua ja lisäämään kansainvälistä kilpailukykyä (Tisdell 1994).

Mainitut makrotaloudelliset paradigmat ja politiikat ovat kuitenkin usein ristiriidassa monen ympäristösuojelijan toivomien ei-kasvuskenaarioiden kanssa. Esimerkiksi ekologinen taloustieteilijä Herman E. Daly (1977) suosii ajatusta kasvuttomasta tasapainotaloudesta. Tällaisen talouden pääajatuksena on ylläpitää varallisuus ja ihmisten lukumäärä maailmassa vakiona tasolla, joka on riittävä ihmiskunnan pitkään ja hyvään elämään (Daly & Farley 2004).⁵³

Usein väitetään, että talouskasvu johtaa automaattisesti entistä parempaan ympäristön laatuun, luonnonsuojeluun ja biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien voimavarojen käyttöön. Tämä käsitys perustuu ns. ympäristöllisen Kuznets -käyrän (EKC) ajatukseen. EKC-teorian mukaan saastumistasot ensin nousevat samalla kun tulot kasvavat, mutta laskevat sitten tulojen jatkaessa kasvuaan. Samalla kun talous kasvaa, ihmiset tulevat entistä rikkaammiksi, mikä johtaa taloudessa rakenteellisiin muutoksiin, jolloin talouden painopiste siirtyy kohti palvelu- ja informaatioaloja, jotka ovat perinteisiä toimialoja vähemmän luonnonvaraintensiivisiä ja vähemmän saastuttavia (mm. Grossman & Krueger 1995). Samalla ympäristötietoisuus lisääntyy ja kansalaiset alkavat vaatia entistä tiukempaa ympäristösääntelyä ja alkavat kysyä entistä ”vihreämpiä” tuotteita (Clapp & Dauvergne 2005). Tällaista johtopäätöstä monet ovat kuitenkin myös arvostelleet (mm. Arrow ym. 1995, Stern 1998). McPhersonin ja Nieswiadomyn (2005) mukaan analyysiin tulisikin sisällyttää myös muita muuttujia kuin vain kasvavat tulot, kuten väestötiheys, poliittiset oikeudet ja lainsäädäntörakenne. Biologinen monimuotoisuus on saastepäästöjä hajautuneempi ilmiö. Ekosysteemin vahingoittuminen voi lisäksi olla peruuttamatonta. Koska tietomme ekosysteemien monimutkaisuudesta ja keskinäisistä yhteyksistä on hyvin vajavaista, biologisen monimuotoisuuden katoamisen mukana menetettävät arvot saattavat olla paljon tärkeämpiä kuin mitkään välittömät voitot (OECD 2005). EKC-teoria ei ehkä lainkaan sovellu monimuotoisuuden hupenemiseen. Dietz ja Adger (2003) toteavat, että biologisen monimuotoisuuden suojelu kuuluu niihin ympäristöongelmiin, joita talouskasvu pelkästään ei riitä poistamaan. Entistä enemmän huomiota tulee siksi kiinnittää kasvun sisältöön ja talouden suuntaamiseen eli taloudellisen kehityksen kulkusuuntaan.

Elinympäristöömme vaikuttaa tänä päivänä paljon myös maailmanlaajuinen talousjärjestelmä. Vaikutuskanavina toimivat tavaroiden ja palvelujen kansainvälinen kauppa, kansainväliset pääomavirtaukset ja tuotannontekijöiden siirtyminen maasta toiseen, teknologian siirto sekä kasvanut kansainvälinen liikenne ja kommunikaatio.

⁵³ Kasvun sijasta huomio kiinnittyy talouden sopivaan mittakaavaan (skaalaan), joka tarkoittaa taloudellisen osajärjestelmän sopivaa fyysistä kokoa suhteessa kokonaisekosysteemiin, johon se kuuluu ja joka ylläpitää sitä.

Tieteellinen ja tekninen kehitys liikenteessä ja kommunikaatiossa on merkittävästi laajentanut hyödykkeiden kansainvälistä vaihtoa ja markkinajärjestelmän toimintaa.

Ympäristön kannalta tämä on merkinnyt muun muassa sitä, että lisääntyvä kansainvälinen taloudellinen riippuvuus on vähitellen muuttanut ihmiset ekosysteemi-ihmisistä biosfääri-ihmisiksi. Toimeentulo ei enää riipu paikallisista ekosysteemeistä vaan voimavaroja kerätään tänä päivänä koko biosfääristä (Tisdell 1994). Biosfääri-ihmiset eivät usein tunnekaan syvää huolta omien paikallisten ekosysteemiensä kestävydestä, koska he ovat kulutuksensa osalta niistä koko ajan entistä vähemmän riippuvaisia. Maailmanlaajuisen markkinatalouden etuna on kuitenkin vähentynyt taloudellinen niukkuus yleensä, sillä kansainvälinen kauppa mahdollistaa suhteelliseen etuun perustuvan erikoistumisen sekä suurtuotannon edut.

Maapalloistumisella (globalisaatiolla) on monenlaisia ekologisia seurauksia. Maapalloistuminen on moniulotteinen prosessi, joka restrukturoi ja integroi maailman talouksia, instituutioita ja kansalaisyhteiskuntia. Se on dynaaminen, jatkuva ja kiihtyvä prosessi, joka lisää toimijoiden välisiä yhteyksiä sekä monimutkaistaa rakenteita ja virtoja valtioiden sisällä ja niiden välillä. Kauppa, tuotanto ja rahoitus ovat tänään enemmän maailmanlaajuisesti integroituneita kuin milloinkaan aikaisemmin. Myös maailmanlaajuiset organisaatiot ja sosiaaliset liikkeet ovat entistä integroituneempia (ks. Clapp & Dauvergne 2005). Maapalloistuminen muuttaa maailmanlaajuisen ympäristömuutosten taustasyitä. Se myös levittää ympäristöajattelua, -normeja ja -instituutioita eri puolille maailmaa. Tärkeä kysymys tässä yhteydessä onkin: mitkä muutokset ovat myönteisiä ja mitkä kielteisiä globaalin ympäristön terveydelle – biologiselle monimuotoisuudelle.

Näkemyserot kansainvälisen kaupan hyvistä ja huonoista ympäristövaikutuksista ovat merkittävästi vaikuttaneet kansainvälisiin neuvotteluihin ja keskusteluihin. Maailmanlaajuisessa politiikkayhteisössä näyttää kuitenkin syntyneen entistä vahvempi konsensus siitä, että ympäristö ja kauppa ovat keskenään yhteensopivia. Taloudellisen kasvun ja ympäristön laadun samanaikainen edistäminen vaatii kuitenkin entistä vahvempia kansallisia ympäristöpolitiikkoja sekä kansainvälistä ympäristöoikeutta. Jotkut niin sanotuista markkinaliberaaleista pitävät kuitenkin maailmanlaajuisia ympäristöregiimejä maailmanlaajuisen varallisuuden kasaantumisen esteinä, jotka vahingoittavat lopulta kaikkia. Vihreämmin ajattelevat sen sijaan pitävät kansainvälistä kauppaa ja vapaakauppasopimuksia kestävämmän makrotaloudellisen kasvun vetureina, jotka vain entisestään lisäävät maailmanlaajuisen ekologiseen järjestelmään kohdistuvia paineita. Maailman kauppajärjestön WTO:n (The World Trade Organization, joka perustettiin vuonna 1995 GATT:in eli the General Agreement on Tariffs and Trade Organisaation seuraajaksi) alaisuudessa on ollut vaikeaa estää ympäristövaikutuksiltaan haitallisten tuotteiden tuotantoa ja kauppaa (ks. Clapp & Dauvergne 2005). Maailmanlaajuisen kaupan säännöt eivät aseta ympäristönsäätelylle mitään minimistandardeja (kattoja tai lattiaita). Toisen maan korkeita ympäristöstandardeja on edelleenkin kovin helppoa pitää epärealistina. Siksi valtioiden on helpompaa lieventää standardejaan kuin tiukentaa niitä. Kansainvälisten kauppasopimusten ja ympäristösopimusten välillä esiintyy myös päällekkäisyyttä, mikä hämärtää kansainvälisiä kauppa- ja ympäristösäätöjä. Vapaan kaupan ja ympäristön huomioivan kaupan säännöt ohjaavat ylikansallisten yhtiöiden ympäristökäyttäytymistä.

Tässä raportissa ei käsitellä kansainväliseen kauppaan liittyviä kysymyksiä laajemmin. Muita makrotalouteen liittyviä kysymyksiä on jonkin verran käsitelty ympäristöverotuksen yhteydessä. Biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön makrotaloudelliset edellytykset ja seuraukset olisi kuitenkin tärkeä tutkimusteema. Biodiversiteettipolitiikan yhdentäminen yleiseen talouspolitiikkaan on tulevaisuudessa tärkeää.

5 Taloudelliset kannustimet

5.1

Yleistä

Taloudelliset kannustinkeinot käyttävät hintamekanismia ja markkinavoimia hyväksi haluttujen tavoitteiden saavuttamiseksi. Markkinamekanismin avulla pyritään vaikuttamaan yhteiskunnalliseen ja yksilölliseen päätöksentekoon. Taloudelliset kannustinkeinot perustuvat oletukseen, jonka mukaan rationaaliset yksilöt tekevät valintoja suhteellisissa hinnoissa ja kustannuksissa tapahtuvien muutosten perusteella. Kannustinkeinot auttavat kaventamaan eroja biologisen monimuotoisuuden arvossa yksilöille ja koko yhteiskunnalle. Taloudelliset kannustimet lisäävät tuloja sellaisista toiminnoista, jotka suojelevat tai ennallistavat biologisen monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä ekosysteemejä ja lisäävät biologisen monimuotoisuuden kannalta tärkeitä ekosysteemejä vahingoittavien toimintojen kustannuksia (alentavat tuloja).

Taloudellisten instrumenttien käyttö biologisen monimuotoisuuden turvaamisessa perustuu oletukseen, jonka mukaan biologisen monimuotoisuuden käytön, hävittämisen ja ennallistamisen yhteiskunnalliset kustannukset (hyödyt) voidaan sisäistää niiden toimintojen hintoihin, jotka aiheuttavat menetyksiä (voittoja) biologisessa monimuotoisuudessa. Itsekästä käyttäytymistä ohjataan tällöin kohti yhteiskunnallisesti haluttuja tuloksia. Taloudelliset kannustimet sisältyvät kannustimien monipuoliseen joukkoon, johon lisäksi kuuluvat myös sosiaaliset kannustimet, kuten esimerkiksi huomionosoitukset ja kunniamerkit.

Biodiversiteetti yhteyksissä taloudellisilla kannustimilla on useita hyviä ominaisuuksia:

- ne kohdistuvat taloudellisiin taustavoimiin,
- niillä on tulojen luomispotentiaalia,
- ne vaikuttavat kaikkialla taloudellisissa järjestelmissä.

Biodiversiteettipolitiikan taloudelliset kannustimet voidaan jakaa neljään melko eriliseen tyyppiin (OECD 1996):

- **positiiviset kannustimet** (*positive incentives*),
- **negatiiviset kannustimet eli lannistimet** (*disincentives*),
- **epäsuorat kannustimet** (*indirect incentives*),
- **luonnonvastaisten eli perverssien kannustimien** (*perverse incentives*) uudelleenarvioiminen ja muuttaminen.

Kaksi ensinmainittua ryhmää ovat suoria kannustimia.

Positiiviset kannustimet

Yleistä

Positiiviset kannustimet ovat suoria kannustimia, jotka houkuttelevat ja rohkaisevat tarttumaan johonkin yhteisen hyvän mukaiseen toimintaan (mm. toimiin, joilla on myönteisiä biodiversiteetti-vaikutuksia). Positiivisten kannustimien tavoite on murtaa sitä lähtökohtaa, että on taloudellisesti rationaalista olla suojelematta luontoa. Positiiviset kannustimet voivat tarjota täyden korvauksen tai palkkion suojelutoimista tai ne voivat olla rajoitetut osittaiseen korvaukseen, vaikuttaen silloin maanomistajien halukkuuteen ryhtyä suojeluun myös muista kuin taloudelliseen rationaalisuuteen liittyvistä syistä.

Positiivisiin kannustimiin kuuluvat rahalliset suorat (luonnonhoito)maksut (*direct payments*), kustannusten jakaminen ja hoitosopimukset (*cost sharing and management agreements*), maatalousmaan käytöstäpoistamisohjelmat (*agricultural land retirement schemes*), julkinen tai avustus pohjainen maanosto (*public or grant-aided land purchase*), sopimukset (*covenants*), suojelurasitteet (mm. verohelpotuksin edesautettuina) (*easements*), villieläinten hoito ja lisäämisohjelmat (*management and enhancement schemes*), bilateraaliset ja multilateraaliset biodiversiteettiavunsiirrot (*aid transfers*), positiiviset kannustimet perinteiseen viljelyyn, kannustinmaksut luonnonmukaiseen maatalouteen, verotus- ja rahoituskeinot (*taxation and fiscal measures*) (verohelpotukset ovat usein epäsuora maksu luonnonhoidosta).

Suojelukannustimien ei tarvitse olla rahallisia. Säätelyhelpotukset voivat myös palvella positiivisena kannustimena (Doremus 2003). Vapaaehtoisten avustusten verovähennysoikeus on ollut yleinen tapa rohkaista yksityisiä suojelupyrkimyksiä. Kannustimet voidaan suunnata joko suoraan maanomistajille tai muille ryhmille, jotka saattavat lahjoittaa rahaa suojelutarkoituksiin. Myös yksityiset toimijat ja kansalaisjärjestöt (NGO:t) voivat tarjota kannustimia kuten palkintoja ja käteispalkkioita (Doremus 2003).

Positiivisia kannustimia ei voida soveltaa lain velvoittamiin toimiin.

Suomessa tulisi selvittää kullakin hallinnonalalla mahdollisuuksia edistää biologisen monimuotoisuuden suojelua ja kestäväää käyttöä positiivisilla kannustimilla. Erityisesti tämä koskee verotusta sekä metsä- ja maataloussektoria.

Positiiviset verokannustimet

Euroopan neuvosto selvitti vuonna 2004 tapoja, joilla verokannustimet voivat auttaa edistämään biologista - ja maisemadiversiteettiä Euroopassa (*Using tax incentives to conserve and enhance biodiversity in Europe*, Shine 2005). Luonnonperinnön suojeluun kohdistuvat positiiviset verokannustimet ovat hyvin harvinaisia Euroopassa, vaikka epäsuoria hyötyjä saattaakin virrata sektorikohtaisista kannustimista mm. metsätaloudessa. Hyvin harvat maat ovat ottaneet systemaattisia askeleita sopeuttaa veropuitteistoaan edistämään sallivaa ilmasto- ja luonnonsuojelulle ja kokoamaan yleisön, yritysten ja yksityisen sektorin erilaisia tarpeita yhteen.

Maakotkan porotaloudelle aiheuttamat vahingot ja niiden korvausjärjestelmä

Maakotkan porotaloudelle aiheuttamia vahinkoja koskeva korvausjärjestelmä uudistettiin vuonna 1999 (VN:n ja YM:n päätökset maakotkien porotaloudelle aiheuttamien vahinkojen korvaamisesta (373/1999 ja 374/1999, korvattu sittemmin valtioneuvoston asetuksella maakotkien porotaloudelle aiheuttamien vahinkojen korvaamisesta 8/2002), kun vastuu korvausten maksamisesta siirtyi maa- ja metsätalousministeriöltä ympäristöministeriölle. Samassa yhteydessä korvausperiaatteet muutettiin. Aiemmin korvausta oli maksettu sen perusteella, montako maakotkan tappamaa poroa paliskunta oli löytänyt. Järjestelmä suosi niitä paliskuntia, joissa poronhoito perustui aitaukseen ja jatkuvaan paimennukseen, jossa hävikki on helpommin havaittavissa. Järjestelmä pakotti myös etsimään saaliiksi jääneiden porojen ruhot, koska korvauksen saamiseksi vahinkotapahtuma oli todistettava korvamerkillä.

Uudistuksessa korvauskäytäntö muutettiin siten, että korvaus maksetaan sen mukaan, miten maakotkan pesintä paliskunnan alueella onnistuu. Järjestelmässä kukin pesintäreviiri tarkastetaan vuosittain, jotta tiedetään pesitäänkö reviirillä (yksinkertainen korvaus) ja onnistuuko pesintä, eli syntykö pesään poikasia (kolminkertainen korvaus). Paliskunnan alueella olevat reviirit lasketaan jyvittäen paliskuntien rajoilla olevat reviirit yhteisiksi. Tunturi-Lapin alueella korvaukset ovat korotettuja (asuttu reviiri kaksinkertainen korvaus, ja poikastuotto viisinkertainen korvaus), koska siellä maakotka käyttää tutkimusten mukaisesti poroja ravinnokeeseen suhteellisesti enemmän kuin metsäpaliskunnissa. Sellainen paliskunta, jossa kotkan pesintä ei onnistu, tai jossa se ei edes ala pesiä, ei saa lainkaan korvauksia, vaikka kotka aiheuttaisi vahinkoja. Toisaalta paliskunta, jossa kotka ryhtyy pesimään ja tuottaa poikasia, saa korvauksia ilman, että sen pitää osoittaa vahinkoja tapahtuneen. Todennäköisesti vahingot porotaloudelle aiheutuvat pääasiassa niissä paliskunnissa, jossa pesintä onnistuu, sillä kotka tarvitsee ravintoa pesintäaikana pesän lähialueelta. Paliskunta maksaa edelleen poromiehelle tämän niin vaatiessa korvauksen todistettavasti maakotkan tappamasta porosta.

Järjestelmää on aiemmin sovellettu Ruotsissa maapetojen kuten ahman suojeluun. Ruotsissa ongelmalliseksi korvausjärjestelmässä on osoittautunut se, että korvausta ei makseta suoraan paliskunnalle, jonka alueella ahma pesii, ja jossa siten todennäköisesti vahingot aiheutuvat, vaan saamelaisparlamentille, joka käyttää varat parhaaksi katsomallaan tavalla. Ruotsissa yksittäisellä paliskunnalla ei ole suoraa kannustinta pesinnän sietämiseen (Sellenthin & Skogh 2004 s. 242). Suomen mallissa korvaus kohdentuu alueellisesti sille paliskunnalle, jonka alueella pesintä tapahtuu ja onnistuu. Näin hyöty ja haitta kohtaavat paremmin. Järjestelmä myös säästää tapettujen porojen etsintäkuluja ja -aikaa.

Järjestelmällä pyritään kannustamaan välillisesti lajin suojeluun ja poikastuoton mahdollistamiseen sen sijaan, että luotettaisiin maakotkan tappamisesta tuomittavien rangaistusten pelotteeseen ja aiheutuneiden vahinkojen korvaamiseen.

Suoraan maanomistajia tukevat verokeinot

Mitä enemmän rahoitusjärjestelmä suosii yksityistaloudellisesti tuottavien maankäyttöjen kehittämistä tai intensiivisyyden lisäämistä, sitä epätodennäköisemmin luonnonsuojelusta tulee toimiva maankäyttöpäätös. Suhteellisen yleiset verohelpotukset alentavat veropohjaa ja tekevät verojärjestelmän uudistamisen vaikeammaksi: ne voivat myös suuntautua suosimaan yhteiskunnan parempiosaisia. Alennuksia tai helpotuksia voi olla reaaliomaisuusverossa tai omaisuuden siirtoveroissa (rekisteröin-

timaksu ja leimavero). Millään Euroopan neuvoston kyselyyn vastanneella maalla ei ollut erityistä leimaveroalennusta biologisen monimuotoisuuden turvaamistavoitteisiin hoidetulle maalle.

Pysyvistä suojelusta maksettavien korvausten verovapaus

Tarkoitus: Verotuksella pyritään tukemaan luonnonsuojelua antamalla verovapaus luovutettaessa maata tai muutettaessa maan käyttötarkoitus luonnonsuojelutarkoituksiin. Säännökset viittaavat osittain vielä aiempaan, vuonna 1997 kumottuun luonnonsuojelulakiin, mutta soveltuvat luonnollisesti lainsäädännön uudistamisessa viitatut säännökset korvanneisiin säännöksiin.

Kohde: Luonnonsuojelulaissa tarkoitetuksi suojelualueeksi luovutetusta kiinteästä omaisuudesta saatu voitto ei ole veronalaista tuloa siltä osin, kuin kiinteistö vaihdetaan toiseen kiinteistöön (tuloverolaki [1535/1992] 48.4 §). Lisäksi vaihdossa vastikkeeksi saadun kiinteän omaisuuden osalta kiinteän omaisuuden luovutusvoittoa arvioitaessa omahankinta-aika lasketaan luonnonsuojelutarkoituksiin luovutetun omaisuuden hankinta-ajasta. Samoin elinkeinotulosta verovelvollisen vaatimuksesta verotuksessa ei pidetä luovutuksena luonnonsuojelulaissa tarkoitetuksi suojelualueeksi luovutettavan kiinteistön luovutusta siltä osin kuin kiinteistö vaihdetaan toiseen kiinteistöön (elinkeinoverolaki [360/1968] 6.5 § [926/1996]). Vaihdossa vastaanotetun kiinteistön verotuksessa vähennyskelpoisena hankintamenona pidetään luovutetun kiinteistön verotuksessa poistamatta olevaa hankintamenon osaa. Varainsiirtoverovelvollisuutta ei ole siltä osin kuin kiinteistö on saatu vaihtamalla se toiseen kiinteistöön ja vaihto on tapahtunut luonnonsuojelulain mukaisen luonnonsuojelualueen perustamiseksi (varainsiirtoverolaki [931/1996] 13 §).

Veronalaisia korvauksia eivät ole mm. yksityisen luonnonsuojelualueen omistajalle maksettu kertakaikkinen korvaus taloudellisista menetyksistä, joita hänelle aiheutuu rauhoittamispäätöksen mukaisista alueen käyttöoikeuksien rajoituksista (tuloverolaki 80.1 § [1389/1995]). Säännös on säädetty ennen nykyisen luonnonsuojelulain voimaantuloa ja säännöksen sanamuodon mukaan se koskee maanomistajan hakemuksesta perustettavaa luonnonsuojelualuetta, mutta sen on katsottava kattavan niin vapaaehtoisesti kuin ilman maanomistajan suostumusta perustettavan luonnonsuojelualueen perustamisesta maksettavan korvauksen. Samoin sen on katsottava kattavan myös luontotyyppien ja erityisesti suojeltavien lajien esiintymispaikkojen suojelusta aiheutuvasta haitasta maksettavan korvauksen.

Määräaikaisesta suojelusta maksettavat korvaukset eivät ole tuloverolain kyseisen säännöksen perusteelle verovapaita.

Lisäksi maa-alueen luovuttamista suojelutarkoituksiin ei katsota maataloudesta luopumisesta maksettavien tukien tai eläkkeiden edellytysten rikkomiseksi (maatalousyrittäjien luopumiskorvauslaki [1330/1992] 25 § [227/2002] ja luopumiseläkelaki [16/1974] 6 § [372/1990] ja 13 § [366/1997]).

Erilliset veroasteet suojelulle

Veroaste voi vaihdella omaisuuden sallittujen käyttöjen mukaan. Sitovat maankäytön rajoitteet saattavat alentaa kohteen arvioitua arvoa. Veroastehelputuksia on sovellettu rohkaisemaan erityisiä toimenpiteitä ja maankäyttömuotoja. Veroastehelputuksia voidaan kohdistaa erityisiin sektoreihin. Tuotannolliset sektorit, kuten metsätalous, hyötyvät säännöllisesti suotuisista verokeinoista. Näitä keinoja on kuitenkin harvoin

muotoiltu biologisen monimuotoisuuden suojelun tarpeisiin ja ne saattavat toimia luonnonvastaisina kannustimina. Suomessa tehty metsäverotuksen muutos pinta-alaverotuksesta puun myyntiverotukseen voi edistää suojelua, jos ei oteta huomioon siirtymäkauden ongelmia.

Henkilökohtaisiin ja yleisiin veroihin kuten tulovero voitaisiin liittää omaisuus-etujen lahjoitusten verohelpotuksia. Tuloverohelpotukset ovat merkittävä osa verohelpotusten korissa ja ne saattavat olla käyttökelpoisia sellaisille maata omistaville henkilöille tai yritykselle, jotka luopuvat tietyistä oikeuksista käyttää tai kehittää maitaan varmistaakseen sen pitkän aikavälin suojelun (suojelurasitteet). Verohelpotuksien tarjoaminen suojeluoikeuksien lahjoituksiin tietyille maalle voi mahdollistaa maaomaisuuden säilymisen nykyisellä omistajalla samalla kun turvataan suojelun kannalta tärkeitä alueita suojeluun valtiolle siedettävien kustannuksien.

Vastaavasti on kuitenkin muistettava, että paikallisverojen vapautuksista aiheutuvat tulovaikutukset paikallisviranomaisille voivat olla merkittäviä, koska ne alentavat veropohjaa ja siten kuntien käytettävissä olevia resursseja.

Suosiollinen verotuskohtelu organisaatioille, jotka työskentelevät biologisen monimuotoisuuden suojelussa, on avaintekijä ekologisessa veropuitekehelyksessä.

Arvonlisävero on yleinen kulutusvero, jonka tavoitteena on synnyttää verotuloja suhteellisen neutraalisti. Kulutusta voitaisiin kuitenkin suunnata käyttämällä joissain tapauksissa alennettua verokantaa. Tällaisia tapauksia voivat olla luomutuotteet, joukkoliikenne, ekoenergia, ympäristömerkityt tuotteet ja kestävää kulutusta ja tuotantoa edistävät alat, kuten korjaus-, huolto-, vuokraus- ja suunnittelupalvelut.

Suojelulahjoitusten tai suojelusitoumuksen verovähennyskelpoisuus

Varallisuusvero, pääomavoittovero ja perintövero voivat yhdessä muodostaa sellaisen veropuitekehelyksen, joka tukee suojelusektoria. Yksityisten suojeluorganisaatioiden veroasemaa voidaan parantaa esimerkiksi lahjoituksia kannustamalla. Lahjoitukset vapaaehtoiselle suojelujärjestölle (NGO:lle) voivat olla vähennyskelpoisia henkilö- tai yritystuloverotuksessa. Verotuloja voitaisiin korvamerkitä suojelutarkoituksiin, tosin mikään Euroopan Neuvoston vuonna 2004 tekemän kyselyn vastanneista maista ei sitä toistaiseksi tee. Uusia rakennuksia voidaan verottaa herkkien luonnonalueiden suojelemiseksi. Luonnonuojeluvero moottoritienmaksuissa on mahdollinen, verohelpotus ylipäänsä ympäristöystävällisissä investoinneissa samoin.

Ensimmäinen strateginen tavoite verohelpotuksille voisi olla suojeltujen alueiden ekologisten verkostojen laajentaminen yksityisessä omistuksessa olevilla luonnon-suojelualueilla, mikä samalla alentaisi valtion suoria luonnonhoitokustannuksia. Toinen tavoite voisi olla yksityisten tai yritysten investointien suuntaaminen suojeluohjelmiin sekä biologisen ja maisemamonimuotoisuuden profiilin nostaminen taloudellisilla, rahoituksellisilla ja maankäyttösektoreilla. Vaihtoehtoisesti – mutta vähemmän toivotusti – verohelpotuksia voidaan käyttää korvaamaan maanomistajille uusista maankäyttöä rajoittavista säädöksistä aiheutuvia vaikutuksia.

Suojelun laadun varmistaminen on tärkeää. Maaomaisuuteen liittyvien verohelpotusten on oltava luotettavia eli niitä on sovellettava sellaisiin kohteisiin, joilla on todellista suojeluarvoa, niiden tulee olla sopivasti arvoitettuja ja suojelu on turvattava käyttömuutoksia ja vahingoittamista vastaan (suojelurasite tai suojelualueen perustaminen).

Yleisesti verokannustimista

Euroopan neuvoston veroraportissa todetaan, että yleiseurooppalaisella tasolla verokannustimet biologisen monimuotoisuuden suojeluun ovat alikehittyneitä, eikä niitä yleensä ole kohdistettu vahvistamaan ekologisia verkostoja. Negatiivinen verotus ympäristöllisesti haitallisista toiminnoista on enemmän kehittynyt – fiskaalinen keppi on siten edellä fiskaalista porkkanaa.

Raportti tunnistaa biodiversiteettiystävälliselle veropolitiikalle rajoitteena mm. politiikkavastustuksen erityisesti uusien verojen luomiselle yhdistettynä nykyisiin julkisen rahoituksen paineisiin, sekä käyttäjäystävällisen ja helposti käyttöön saatavan informaation puuttuminen olemassaolevista verohelpotuksista.

Euroopan neuvoston raportti suosittelee, että finanssipolitiikka perustuisi periaatteelle, että maan hoitaminen biologista monimuotoisuutta suojelemis- ja laajentamistarkoituksessa on yleisen edun toimintaa, joka ansaitsee huomiota ja konkreettista tukea. Kansallisella ja Euroopan tasolla tarvitaan yhteistyötä sellaisen veropolitiikan kehityksen tukemiseksi, joka tukee maanomistajia, kuntia, julkista ja yksityistä suojelusektoria ja välttää päällekkäisyyksiä muiden kannustimien kanssa. Verojärjestelmien tulee tukea suojelua toimivana maankäyttövaihtoehtona.

Samalla on poistettava vääristymiä, jotka antavat epäsuosiollisen verokohtelun biologisen monimuotoisuuden turvaamisen tavoitteeseen hoidettavalle luonnonmaalle. Aktiivista suojelua lannistavat tai rankaisevat verojärjestelmien luonnonvastaiset kannustimet on määritettävä ja poistettava. Suojeluvoittoa on kannustettava kaikilla maankäyttösektoreilla yhdenmukaistamalla sektorialiset verokannustimet kestävien hoitokäytäntöjen kanssa. Biologiseen monimuotoisuuteen vaikuttavien eri politiikka-alojen välistä yhteensopivuutta on lisättävä, mikä edistää maksimaalisen suojeluhyödyn saamista olemassaolevista kannustinkeinoista.

Maanomistajille aiheutuvia suojelukustannuksia on alennettava verohelpotusten avulla. Luonnonmaiden suojeluarvon ylläpitoa yksityisessä omistuksessa on edistettävä. On kehitettävä kannustimia myydä tai lahjoittaa maahan liittyviä erityisiä etuja suojeluviranomaisille tai yhdistyksille. Kannustimille (myös verohelpotukset) on kehitettävä sopivia informaatioresursseja, jotta maanomistajat voivat tehdä informoituja valintoja luonnonmaanhoidon vaihtoehtoista. Verojärjestelmän tulee edistää ja vahvistaa luonnonuojelusektorin työtä. Lahjoitusten saamista suojeluun on aktiivisesti edistettävä.

Yksityisten suojeluorganisaatioiden suojelutyöpanosta on laajennettava mm. vahvistamalla yksityisen suojelusektorin sekä maanomistajien ja potentiaalisten lahjoittajien välistä yhteistyötä. Suojelun prioriteettialueiden haltuunottoon tai hoitoon on kehitettävä tulonmuodostusmekanismeja, jotka voivat tarjota lisärahoitusta. Liike-elämälle on tarjottava kannustimia sponsoroida ja osallistua yhdessä suojelusektorin kanssa sellaisiin ohjelmiin, jotka pitkällä aikavälillä suojelevat biologista ja maisemallista monimuotoisuutta.

Pienen mittakaavan kestävien yritysten kehitystä edistäviä veromekanismeja on tutkittava. Ne sisältävät, mutta eivät rajoitu vihreiden rahastojen verohelpotuksiin. Yleiseurooppalaisen yhteistyön tulee johtaa yhteiseen visioon ja entistä parempaan veropolitikan tehokkuuteen ja vaikuttavuuteen biologisen monimuotoisuuden suojelussa. Hallitusten sisällä on vahvistettava dialogia ja yhteistyötä valtionvarainministeriön ja ympäristöministeriön välillä voida integroida progressiivisesti ekologinen kriteeri verojärjestelmiin.

Maatalouden positiiviset kannustimet⁵⁴

Maatalous tuottaa ruoantuotannon ohella myös monia muita yhteiskunnan hyvinvointiin vaikuttavia ulkoisvaikutuksia ja julkishyödykkeitä. Tärkeimpiä monivaikeutteen maatalouden (*multifunctional agriculture*) ulottuvuuksia ovat ympäristön laatu ja maaseudun sosiaalinen elinvoimaisuus (OECD 2001). Viljelijöitä onkin alettu kannustaa ympäristöpalvelujen ja monimuotoisuusshyötyjen tuottamiseen (ks. Bromley 2000, Jokinen ym. 2004). Ympäristönäkökohdat on huomioitu myös maatilojen investointien rahoituksessa (Metsäpelto 2005).

Maatalouspoliittisilla toimenpiteillä vaikutetaan hyvin monella tavalla viljelijöiden tulotasoon ja maataloustuotantoon ja sitä kautta myös maatalouden monivaikutteisuustuotoksiin (ks. Aakkula ym. 2004). Maatalouspolitiikan keinovalikoimaan kuuluu erilaisia kansallisia ja EU:n yhteisiä tulotukimuotoja, kuten tuoteyksikköä kohti maksettava tulotuki (eli hintatuki), viljelyala- ja eläinmääräperusteinen tulotuki sekä tuotannosta irrotettu tulotuki. Viljelyala- ja eläinmääräperusteista tulotukea ja tuotannosta irrotettua tulotukea kutsutaan usein yleisnimellä suora tulotuki.

Hintatukea käytettäessä maataloustuotteiden hintataso pidetään EU:n sisämarkkinoilla maailmanmarkkinahintoja korkeammalla tasolla interventio-ostojen ja ylijäämävarastojen sekä tuontitullien avulla. Maataloustuotteiden vientiä edistetään viennituella. Maidon ja sokerin markkinajärjestelyihin kuuluu myös tuotantoa rajoittava kiintiöjärjestelmä. Luxemburgissa 2003 sovitun EU:n yhteisen maatalouspolitiikan (CAP) uudistuksen myötä merkittävä osa EU:n kokonaan rahoittamista suorista tulotuista (ns. CAP-tuista) siirrettiin tuotannosta irrotettuun tilatukeen. Suomessa tilatukijärjestelmä otettiin käyttöön vuoden 2006 alusta alkaen alueellisena yhdistelmämallina, jossa tukioikeuksien arvo perustuu alueelliseen tasatukeen ja tilakohtaisiin lisäosiin (ks. Lehtonen 2004).

EU:n yhteisen maatalouspolitiikan uudistamisen myötä ympäristökysymykset liitettiin entistä tiiviimmin maatalouspolitiikkaan. Vuoden 2005 alusta lähtien suomalaisen viljelijöiden on täytynyt CAP-tukia saadakseen noudattaa ns. täydentäviä ehtoja, jotka muodostuvat lakisääteisistä hoitovaatimuksista sekä hyvän maatalouden ja ympäristön vaatimuksesta. Hyvän maatalouden ja ympäristön vaatimuksella pyritään siihen, että maatalousmaa säilyy kasvukunnossa ja tuottaa ympäristöhyötyjä. Lakisääteiset hoitovaatimukset puolestaan edellyttävät erilaisten direktiivien (mm. nitraattidirektiivi, pohjavesidirektiivi, luonto- ja lintudirektiivi) noudattamista. Vuoden 2006 alussa tuli voimaan uusia täydentäviä ehtoja kasvinsuojeluaineiden, rehujen ja elintarvikkeiden käsittelystä sekä eläintaudeista ilmoittamisesta, ja vuoden 2007 alussa tulee vielä voimaan eläinten hyvinvointiin liittyviä hoitovaatimuksia.

Maatalouden ympäristöpolitiikkaa tarvitaan yhtäältä kannustamaan viljelijöitä ympäristöhyötyjen tuottamiseen ja toisaalta korjaamaan ympäristön kannalta haitallisia maataloustuotannon ja -politiikan vaikutuksia. Vuonna 1992 hyväksytty maatalouden ympäristötukijärjestelmä on EU:n tärkein väline maatalouspolitiikan ja ympäristöpolitiikan yhteensovittamiseksi. Järjestelmää toteutetaan EU:n hyväksymien kansallisten ohjelmien avulla.

Maatalouden ympäristöohjelmia on Suomessa ollut voimassa EU:hun liittymisestä, vuodesta 1995 lähtien. Sekä ensimmäisellä (1995–1999) että toisella (2000–2006) ohjelmakaudella ensisijaisena tavoitteena on ollut pinta- ja pohjavesiin kohdistuvan maatalouden ravinnekuormituksen vähentäminen. Toisella ohjelmakaudella biologista monimuotoisuutta edistävät toimenpiteet saivat hieman enemmän painoa.

⁵⁴ Kiitämme tämän kappaleen tekstin kirjoittamiseen osallistumisesta ja lähdeaineiston toimittamisesta Antti Miettistä MTT:stä.

Tästä huolimatta ensisijaisesti luonnon monimuotoisuutta edistäviin toimenpiteisiin käytettiin toisella ohjelmakaudella vain noin 2-3 prosenttia ympäristötukimenoista (MMM 2004). Myönteisten vesistö- ja monimuotoisuusvaikutusten lisäksi ympäristöohjelmien tavoitteina on ollut vähentää torjunta-aineiden käyttöön liittyviä riskejä, rajoittaa karjanlannasta peräisin olevia ammoniakki- ja metaanipäästöjä sekä hoitaa maaseutumaisemaa.

Maatalouden ympäristöohjelmiin sitoutuminen on viljelijöille vapaaehtoista. Suomalaiset viljelijät ovat osallistuneet ympäristöohjelmiin eurooppalaisittain poikkeuksellisen aktiivisesti. Tuen piiriin kuuluu yli 90 prosenttia tiloista ja yli 95 prosenttia peltopinta-alasta (Maa- ja metsätalousministeriö 2004). Ohjelmaan sitoutunut viljelijä joutuu tekemään tilallaan ympäristöhoitotoimenpiteitä, joiden suorittamisesta hänelle maksetaan EU:n osittain rahoittamaa viljelyalaperusteista ympäristötukea. Sitoumukset tehdään viideksi vuodeksi.

Tuen maksuperusteina ovat ympäristötukitoimenpiteiden suorittamisesta aiheutuneet kustannukset ja tulonmenetykset. Lisäksi uudella ohjelmakaudella (2007–2013) voidaan maksaa tuen käyttöönotosta viljelijöille aiheutuvista transaktiokustannuksista (Koikkalainen 2006). Ensimmäisellä ja toisella ohjelmakaudella käytössä oli viljelijöille maksettava kannustin, jonka suuruus oli noin 20 % viljelijöiden kustannuksista ja tulonmenetyksistä.

Maatalouden ympäristötukijärjestelmä koostuu perus- ja lisätoimenpiteistä maksettavasta tuesta sekä erillisiin sopimuksiin perustuvista erityistukitoimenpiteistä. Perustoimenpiteet ovat kaikille ohjelmaan sitoutuneille viljelijöille pakollisia. Perustoimenpiteitä olivat toisella ohjelmakaudella viljelyn ympäristösuunnittelu ja seuranta, peltokasvien peruslannoitus, kasvinsuojelu, pientareet ja suojakaistat sekä luonnon monimuotoisuuden ja maiseman ylläpitäminen. Puutarhakasvialalle maksetaan erikseen määriteltyä, korkeampaa ympäristötukea. Edellä mainittujen perustoimenpiteiden lisäksi ohjelmaan sitoutuneita kotieläintiloja koski karjanlannasta huolehtimiseen liittyvä pakollinen kotieläintilan perustoimenpide.

Ympäristötukeen sitoutuneen tilan on perustoimenpiteiden lisäksi valittava yksi lisätoimenpide, josta maksetaan erikseen tukea. Kasvinviljelytiloilla valinnaisia lisätoimenpiteitä olivat toisella ohjelmakaudella olleet muun muassa tarkennettu lannoitus, peltojen talviaikainen kasvipeitteisyys ja kevennetty muokkaus sekä maatilan monimuotoisuuskohteet. Kotieläintilat ovat voineet valita jonkun edellä mainituista lisätoimenpiteistä tai sitten lantalan ammoniakkipäästöjen vähentämisen, lannan kaasujen talteenoton, tuotantoeläinten hyvinvoinnin edistämisen tai maitohuoneen pesuvesien käsittelyn. Puutarhakasvialalle on ollut omat lisätoimenpiteet, joista viljelijä on voinut valita korkeintaan yhden toimenpiteen.

Ympäristötuen erityistukisopimukset ovat viisi- tai kymmenvuotisia viljelijän ja valtion kesken tehtäviä vapaaehtoisia sopimuksia, joissa viljelijä sitoutuu tukea saadakseen tekemään sopimuksessa määrätyllä alueella sopimuksessa määrätyt toimenpiteet. Erityistukisopimus edellyttää myös viljelijän sitoutumista ympäristötuen perustoimenpiteisiin. Seuraavia toimenpiteitä on toisella ohjelmakaudella tuettu erityistukisopimuksin: luonnonmukainen tuotanto, suojavyöhykkeiden perustaminen ja hoito, kosteikkojen ja laskeutusaltaiden perustaminen ja hoito, valumavesien käsittelymenetelmät (säätosalaojitus, säätökastelu ja kuivatusvesien kierrätys), pohjavesialueiden peltoviljely, lannan käytön tehostaminen, perinnebiotooppien hoito, luonnon monimuotoisuuden edistäminen, maiseman kehittäminen ja hoito, alkuperäisrotujen kasvattaminen, alkuperäiskasvien viljely sekä happamuuden alueellinen vähentäminen (kalkkisuodinojitus, tehostettu peltojen kalkitus). Alkuperäisrotujen kasvattamisen tuki on eläinmääräperusteinen, mutta muut erityistuet ovat pinta-alaperusteisia.

Maaseutusopimusmenettely

Suomessa on syksystä 2002 alkaen kehitelty ns. maaseutusopimusmenettelyä maaseutupolitiikan yhteistyöryhmän asettamassa maaseutusopimustyöryhmässä. Työryhmän julkaisu 'Maaseudun uudet työt; suomalainen maaseutusopimus keskusteluun' ilmestyi syksyllä 2003 (Maaseutupolitiikan yhteistyöryhmä 2003). Valmistelu tähtäsi vuoteen 2007 ja sen jälkeiseen aikaan. Maaseudulla katsottiin olevan paljon sellaisia työ- ja toimeentulomahdollisuuksia, joista pelkästään markkinavoimien avulla ei synny yritystoimintaa ja työpaikkoja. Selvitystyö osoitti, että sopimusperusteiselle paikalliselle ja/tai alueelliselle työlle on useilla toimialoilla mahdollisuuksia (sopimuksellisuudesta ympäristöpolitiikan välineenä ks. Palviainen 2004). Vaikka eri politiikanalojen logiikka vaihtelee, maaseudun tekemättömät työt ja hyödyntämättömät hyödykkeet yhdistävät maatalouspolitiikkaa, työpoliitiikkaa, aluepolitiikkaa ja ympäristöpolitiikkaa enemmän kuin erottavat niitä. Maaseutusopimuksen ideaan kuuluu, että sen avulla on mahdollista tunnistaa toimija- ja aluekohtaisia erityispiirteitä ja muodostaa tilannekohtaisia ratkaisuja.

Erityinen maaseutusopimus tai yhteisöllinen töiden välitys voivatkin olla käyttökelpoisia ratkaisuja maaseudun erityisongelmien poistamisessa. Maaseutusopimuksessa on kysymys politiikan- ja maaseudun rakenteiden uudistamisesta vastaamaan toimintaympäristössä tapahtuneita muutoksia. Nyt vallitsevien rakenteiden ja käytäntöjen varassahan monet maaseudun palvelut uhkaavat jäädä hoitamatta. Vaikka maaseutu vastaa kansalaisten kokemaan tarpeeseen kuluttaa tilaa, luontoa ja rauhaa, niin nykyjärjestelyin näiden hyödykkeiden tarjonta ei ole taattu. Muun muassa metsänparannus- ja luonnonsuojeluvarojen käyttöä voidaan uudistaa ja ottaa yhdeksi tavoitteeksi metsäpalveluyrittäjien sekä kylä- ja ympäristömetsurien lisääminen (ks. Metsuri- ja luonnonhoitoyrityksien kehittämishankkeen esiselvitys 7.4.–31.12.2003). Vesistöjen hoito ja luonnontuoteala ovat toimialoja, joissa valmiita järjestelmiä ei juuri ole ja sopimustoiminta voi siksi tarjota merkittävän vaihtoehdon tehtävistä selviytymiseksi.

Mitä harvaan asutumpi maaseutu on, sitä suurempi voi olla työtä kokoavan sopimusmenettelyn merkitys. Kysymyksessähän on uudenlainen menettelytapa, jota voidaan pääosin rahoittaa olemassa olevilla yksityisillä ja julkisilla rahoitusjärjestelmillä. Uutta rahaa ilmeisesti tarvitaan kuitenkin jonkin verran muun muassa luonnontuotealalle, vesistöjen hoitotöihin, korjausrakentamiseen, tietoliikenteen tukipalveluihin ja kulttuuripalveluihin. Rannikko (2005) huomaa, että maaseudulla maisemanhoito vaatii uuden ammattikunnan, ympäristönhoitajat. Tarkasteluissa onkin noussut esiin paljon uusia ammattiryhmiä. Ympäristönhoitotöitä on 1990-luvulta lähtien toteutettu ympäristö- ja työvoimahallinnon yhteisvoimin työllisyystöinä sekä useissa EU:n osarahoittamissa kehittämishankkeissa. Maiseman kohentuessa on samalla tuettu maaseudun uusia elinkeinoja, kuten luonto- ja maatilamatkailua. Maaseudun tekemättömät työt ilmeisestikin avasivat erityisille monitoimikyläläisille väylän yhdistelmäammatteihin. Työn ja tekijöiden kohtaamisesta huolehtivat paikallistason välittäjäorganisaatiot, kuten kyläyhdistykset. Maaseutusopimuksessa töiden välittämisestä ja toteuttamisesta solmittaisiin yhteiskunnalliset sopimukset. Puhutaan maaseudun palvelusopimuksesta, joka on toimintatapa maaseudun pienten töiden organisoimiseksi sopimuksin välittäjäorganisaation avulla (Linqvist & Rissanen 2004).

Maaseudun palvelusopimusten kokeiluhanke alkoi Kyrönmaalla (Laihia, Isokyrö ja Vähäkyrö) vuonna 2004 (Linqvist & Rissanen 2004). Ranskassa, Tanskassa ja Alankomaissa on kokeiltu vastaavatyypisiä järjestelmiä. Ranskassa sopimuksia, joita kutsuttiin maatalan seutusopimuksiksi, saattoivat tehdä vain maatilat (Maa- ja metsätalousministeriö 2000).

Maatalouden ympäristötuen vaikutusten seurantatutkimusten (MYTVAS 1 ja 2) tulosten perusteella ympäristötuen toimenpiteet ovat edistäneet luonnon monimuotoisuuden ja avoimen viljelymaiseman säilymistä. Tulosten mukaan nykyisin käytössä olevat toimenpiteet eivät kuitenkaan ole riittäviä pysäyttämään maatalousluonnon pitkään jatkunutta köyhtymistä (Kuussaari ym. 2004a ja 2004b).

Maatalousympäristön monimuotoisuutta on edistetty parhaiten sellaisilla hyvin kohdennetuilla erityistukitoimenpiteillä kuten perinnebiotooppien hoito ja luonnon monimuotoisuuden edistäminen (Kuussaari ym. 2004). Perinnebiotoopit ovat niiton ja karjanlaidunnuksen muovaamia luontotyyppisiä, joita on säilynyt Suomessa erittäin vähän (ks. Perinnemaisemien hoitotyöryhmä 2000). Niillä on uhanalaista kasvillisuutta ja ne ovat maatalousalueiden lajirikkaimpia elinympäristöjä. Luonnon monimuotoisuuden kannalta arvokkaimpia perinnebiotooppeja ovat tuoreet niityt ja kedot sekä eräät matalakasvuiset rantaniittytyypit.

Luonnon monimuotoisuuden edistämisen erityistuella on hoidettu muita maatalousympäristön monimuotoisuudelle tärkeitä kohteita kuin perinnebiotooppeja, kuten uhanalaisten lajien esiintymispaikkoja, peltojen metsäsaarekkeita, pieniä kosteikkoja ja pellon ja metsän välisiä reunavyöhykkeitä.

Luonnonmukainen tuotanto on ollut suosituin erityistukitoimenpide. Koska luonnonmukaisesti viljellyillä pelloilla ei käytetä kemiallisia torjunta-aineita, on niillä enemmän rikkakasveja kuin tavanomaisesti viljellyillä pelloilla. Tästä syystä luomuviljely näyttäisi edistävän myös pientareiden pölyttäjähönteisten monimuotoisuutta sekä eräiden lintulajien runsautta.

Edellä mainittujen erityistukien lisäksi maatalousympäristön monimuotoisuuteen vaikuttavat myös monet muut ympäristötuen toimenpiteet, kuten valtaojien varsien pientareet ja vesistöjen varteen perustetut monivuotisen kasvillisuuden peittämät suojakaistat. Näiden perustoimenpiteisiin kuuluvien toimenpiteiden ensisijaisena tavoitteena on ollut vesistöjen hajakuormituksen pienentäminen, mutta ne tarjoavat monille lajeille tärkeitä reunavyöhykkeitä ja muodostavat usein ekologisia käytäviä, joita luonnonvaraiset kasvit ja eläimet asuttavat ja hyödyntävät.

Ympäristötukea on katsottu olevan tarpeellista kehittää edelleen siten, että se kannustaisi nykyistä enemmän perustamaan monivuotisia viherkesantoja, harjoittamaan karjataloutta ja lisäämään peltojen viljelykiertoja sekä hoitamaan pientareita, suojakaistoja ja muita pellon reunavyöhykkeitä siten, että niistä on hyötyä lajistolliselle monimuotoisuudelle.

Viime aikoina yhteiskunnallisessa keskustelussa on alettu kiinnittää aiempaa enemmän huomiota ympäristötukijärjestelmän kannustavuuteen ja kustannustehokkuuteen sekä ympäristö- ja tulotukien yhteisvaikutuksiin. Vuonna 2006 päättyvän Suomen ympäristökeskuksen johtaman Analyysi Suomen maatalouden ympäristötukijärjestelmästä ja sen kehittämisestä (MYTVANA) -tutkimushankkeen yhtenä keskeisenä tavoitteena onkin arvioida ja vertailla ympäristötukitoimenpiteiden monimuotoisuusvaikutusten kustannustehokkuutta.

5.3

Negatiiviset kannustimet

Negatiiviset kannustimet (lannistimet) hillitsevät muutoin sallittuja toimia, joilla tiedetään olevan kielteisiä biodiversiteettivaikutuksia. Tällaiset mekanismit sisällyttävät biologisten luonnonvarojen käytön ja/tai niihin kohdistuvien vahinkojen kustannukset biologista monimuotoisuutta köyhdyttävään toimintaan, jotta lisääntyvät kustannukset lannistaisivat toimintaa suunnittelevia. Negatiivisia kannustimia ovat mm. käyttömaksut (*user fees*), varausmaksut, kompensatoriset- ja lievennysohjelmat muutettavan elinympäristön korvaamiseen suojelemalla tai ennallistamalla vastaa-

va elinympäristö jossakin toisessa paikassa (*compensatory and mitigation schemes for habitat replacement*), suoritustakuut (takuumaksu tai pantti) (*performance bonds*), verot ja erilaiset velvoitekustannukset (*liabilities*).

Raportin ”Kestävä kehitys ja ekologinen verouudistus” (Valtionvarainministeriö 2004) mukaan ekologisella tai vihreällä verouudistuksella tarkoitetaan verotuksen painopisteen siirtämistä työn, palveluiden ja saasteettomien hyödykkeiden verottamisesta ympäristökuormituksen, ympäristön kannalta haitallisten hyödykkeiden verottamisen suuntaan.⁵⁵ Ekologisella verouudistuksella vähennetään uusiutumattomien luonnonvarojen käyttöä, ympäristöhaittoja ja edistetään kierrätystä sekä tuotteiden, niiden kulutuksen ja energiankäytön ekotehokkuutta. Vihreille verouudistuksille leimaa antavina piirteinä on eri maissa ollut, että ne ovat kohdistuneet ensisijaisesti liikenteeseen, etenkin polttoaineveroihin sekä myös muuhun energiaan. Liikenteen ympäristöhaittoihin voidaan vaikuttaa myös muilla veroinstrumenteilla kuin vain energiaverotuksella.

Ympäristöön liittyvistä verojärjestelmistä tärkein onkin toistaiseksi ollut energia-verotus. Teollisuusmaissa verotetaan luonnonvarojen käytöstä vain energiaa, vaikka periaatteessa ei ole esteitä muiden luonnonvarojen käytön verottamiselle. Jätevirtojen ohjaukseen käytetään Suomessa hallinnollisen ohjauksen lisäksi taloudellisia ohjaukeinoja. Varsinaisia päästöveroja on kansainvälisesti käytössä vielä verrattain vähän. Eräiden haitallisiksi katsottavien tuotteiden saattamista verolle on selvitetty, kuten lannoite- ja torjunta-aineveroja. Kaiken kaikkiaan verojärjestelmät perustuvat nykyisin kuitenkin pääasiassa tulojen ja kulutuksen verottamiseen. Tämän veropohjarakenteen muuttaminen ympäristöhaittojen ja luonnonvarojen suuntaan merkitsisi melkoista muutosta vallitsevaan käytäntöön. Kulutuksen rakenteeseen voidaan rajoitetusti puuttua verotuksellisin keinoin. Kuluttajia tulisi ohjata valitsemaan monimuotoisuusvaikutuksiltaan mahdollisimman vähän haitallisia tuotteita.

Ympäristöverot ovatkin suhteellisen uusi tulokas hallitusten fiskaalisessa työkalupakissa. Ne ovat yleensä lähes kaikki lannistimia verojen, maksujen ja veroitusten muodossa sovellettuina ympäristöllisesti haitalliseen veropohjaan. Jotkut niistä tarjoavat myös kannustimia tuotesubstituutioon (korvaavien tuotteiden kehittämiseen).

Vaihtoehtona suojellun maan veronalennukselle on esitetty veroasteen nostamista kestäättömille maankäyttömuodoille. Tämä voi kuitenkin olla poliittisista tai sosioekonomisista syistä johtuen vaikeaa. Onkin aiheellista tarkastella biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön kannalta haitallisten tuotteiden ja menettelyjen lannistamista verotuksellisin keinoin.

5.4

Epäsuorat kannustimet

Epäsuorat kannustimet tuottavat tai parantavat hintasignaaleja biologisille voimavaroille ja rohkaisevat sitä kautta suojelemaan biologista monimuotoisuutta ja käyttämään sitä kestävästi. Tämä tapahtuu usein jakamalla uusia omistus- ja toimintaoikeuksia, kuten vaihdettavia kiintiöitä esim. yksilölliset siirrettävät kalastuskiintiöt (*transferable quotas*), siirrettävät kehittämisoikeudet kuten esimerkiksi rakentamisoikeudet (*tradeable development rights*) ja biologisen monimuotoisuuden etsintäsopimukset (*prospecting contracts*). Tällaisiin kannustimiin kuuluvat myös sertifiointi, ympäristömerkit, päästökauppa, velkojen takaisinmaksun korvaaminen ympäristöinvestoinneilla (*debt-for-nature swaps*) yms. Uusien markkinoiden luominen kuuluu tähän kannustinryhmään.

⁵⁵ Tuore ympäristöverotusta tarkasteleva teos on Määttä 2006.

Markkinoiden luominen tarkoittaa sitä, että markkinoita parannetaan tai luodaan markkinoita suojelulle. Biodiversiteettimarkkinoiden hahmottumiselle on olemassa kaksi pääestettä, jotka voidaan poistaa jossakin laajuudessa julkisen vallan toimilla. Ensimmäinen on se, että biologisella monimuotoisuudella on julkishyödykkeen ominaisuuksia (ks. luku 3). Julkishyödykkeet ovat ei-poissulkevia ja ei-kilpailullisia. Vaikka kasveille ja villieläimille onkin olemassa kulutuskäyttöjä, niin biologista monimuotoisuutta kokonaisuudessaan on ensisijaisesti arvoitettu sen ei-kulutusarvojen vuoksi. Tämän tyyppiset arvot ovat ei-kilpailullisia ja useimmin myös ei-poissuljetavissa. Nämä ominaisuudet estävät biologista monimuotoisuutta tarjoavia saamasta itselleen kaikkia sen hyötyjä. Koska biologinen monimuotoisuus on julkishyödyke, sitä tuotetaan liian vähän markkinoiden toimesta julkisen vallan väliintulon puuttuessa. Sääntely voi kuitenkin luoda markkinoita julkishyödykkeille. Markkinat biologisen monimuotoisuuden esteettiselle arvolle voivat rohkaista suojelua tarjoamalla vähintään osittaisen korvaajan erillisten luonnonvarojen kulutuskäytöstä saataville tuloille. Esimerkkinä tästä on ekomatkailu. Toinen este biodiversiteettimarkkinoiden toiminnalle on informaation puuttuminen. Tavaroiden ja palvelujen ostajilla ei ole riittävästi tietoa markkinavalintojensa biodiversiteettivaikutuksista. Sertifiointiohjelmat vastaavat tähän informaatio-ongelmaan (Doremus 2003). Biodiversiteettimarkkinoiden luomista käsitellään myöhemmin omana lukunaan.

Epäsuorat kannustimet ovat erinomainen esimerkki puhtaasti markkinaperusteisista ohjauskeinoista tai keinoista (*Market Based Instruments*, MBIs). Australiassa on hiljattain toteutettu kansallinen markkinaperustaisten suojeluvälineiden pilottiohjelma, jota on toteuttanut tähän tarkoitukseen perustettu työryhmä *National Market Based Instrument Working Group* (2005). Ryhmä julkaisi äskettäin väliraporttinsa. Työryhmän työ perustui uudennlaisiin taloustieteellisiin ideoihin ja erityisesti ajatukseen eräänlaisista muotoiltavista markkinoista (*designer markets*).⁵⁶ Viime vuosina onkin tutkittu runsaasti sitä, miten tietyissä olosuhteissa voidaan muotoilla ja saattaa toimimaan aivan uudentyypisiä markkinoita (tai muita instituutioita), jotka tekevät aikaisemmin täysin tuntemattomat liiketoimet mahdollisiksi.

Lähtökohtana australialaisen työryhmän työssä oli kansainvälinen kokemus siitä, että ilman vahvaa taloustieteellistä perustaa uudet markkinat voivat johtaa erittäin kalliisiin ja kohtalokkaisiin virheisiin (vrt. kolmannen sukupolven matkapuhelintuotteen eli ns. UMTS-toimilupien huutokaupat; *spectrum auctions*). Työryhmä kokeili seuraavia muotoiltavia markkinoita yksityismaiden biologisen monimuotoisuuden turvaamisessa: suojelusopimushuutokaupat (*auctions; auctioning on conservation contracts*), kiintiökauppamekanismit (*cap-and-trade mechanisms*), biodiversiteettivastikkeet (*offsets*), luonnonsuojeluvakuutusmekanismit (*conservation insurance mechanisms*) ja vipurahastot (*leverage fund mechanisms*). Huutokaupoissa luodaan lyhytikäisiä markkinoita biologisen monimuotoisuuden kaupallisen arvon luomiseksi (huutokaupoista luonnonsuojelussa, ks. Hailu & Schilizzi 2004). Kiintiökauppamekanismeissa jokainen yritys soveltaa yksityistä informaatiota vaihtoehtoiskustannuksista ja yksityisistä arvoista määrittämään parhaan monimuotoisuuden turvaamisen ja muun tuotoksen yhdistelmän.⁵⁷ Parhaiten tämä keino soveltuu kuitenkin ympäristön pilaantumisen yhteydessä niin sanottuihin pistemäisiin päästölähteisiin. Biodiversiteettivastikkeiden järjestelmän ollessa käytössä yritykset voivat toteuttaa kehittämishankkeita, esim. rakentamista, edellyttäen, että ne tekevät samanaikaisesti täydentävän toimenpiteen eli esimerkiksi maksavat suojelusta muualla niin, että ympäristön tila kokonaisuudessaan ei heikkene.

Keinoilla pyritään kannustamaan yrityksiä tai maanomistajia investoimaan luonnonympäristönhoitoon ja etsimään mahdollisimman halpoja tapoja saavuttaa ympä-

⁵⁶ Esimerkkejä tällaisista markkinoista ovat simuloidut osakemarkkinat, päästömarkkinat, taajuushuutokaupat, kilpailulliset sähkömarkkinat ja e-kauppa.

⁵⁷ Kiintiöiden summa määritetään kestävyystarkastelujen perusteella.

ristöllisiä tavoitteita. Erityistä mekanismin muotoilun metodologiaa sovellettiin arviomaan ja testaamaan näitä uusia lähestymistapoja. Tässä metodologiassa määritetään puuttuvien markkinoiden perussyt, ehdotetaan erityisiä mekanismeja, jotka tekevät liiketoimet mahdollisiksi ja testataan ja muunnetaan sen jälkeen näitä mekanismeja (taloustieteellisissä) laboratorio-olosuhteissa tai kenttäkokeilla (kokeilut, pilotit).

Tehtävän ensimmäisenä askeleena on ymmärtää sitä, miksi markkinoita ei jo ole kehittynyt huolehtimaan ympäristöstä (mm. juuri monimuotoisuudesta). Sen jälkeen kehitetään politiikkamekanismeja poistamaan markkinoiden puuttumisen perussyt. Onkin olemassa lukuisia erilaisia tapoja investoida toimintoihin, joiden tuloksena syntyy ympäristöpalveluiden tarjontaa. Ja jos vain on olemassa sopivia kannustimia, niin silloin maanomistajat muuttavat maankäyttöään tavoilla, jotka lisäävät ympäristöllisten tavaroiden ja palvelujen tarjontaa. On lisäksi oletettavaa, että ostajien ja tarjoajien välinen sopimus hyödyttää heitä molempia.

Merkittävimpiä syitä markkinoiden syntymättömyydelle ovat ulkoisvaikutukset, julkishyödykkeet, sopimattomat omistusoikeudet, epäsymmetrinen informaatio ja luonnonvaran hajaantunut omistus tai hallinta (aggregoimattomuus). Epäsymmetrinen informaatio viittaa tilanteeseen, jossa yhdellä osapuolella on parempaa tietoa kuin toisella. Tästä puolestaan seuraa, että huonosti informoidun osapuolen kannalta on uhkarohkeaa ryhtyä liiketoimiin sellaisen osapuolen kanssa, jolla on enemmän ilmeistä tai havaitsematonta (piilevää) informaatiota. Epäsymmetrisestä informaatiosta voi seurata kilpailumarkkinoiden tehottomuutta. Ääritilanteessa tämä voi estää markkinoiden muodostumisen kokonaan, kun informoimaton osapuoli on haluton osallistumaan kaupankäyntiin. Varan hajaantuneesta omistuksesta johtuva markkinoiden puuttuminen liittyy siihen sinänsä yksinkertaiseen seikkaan, että yksittäisillä yrityksillä ei aina ole riittävää määrää (kriittistä massaa) luonnonvaraa käytössään.

Australian pilottiohjelmassa tutkittiin, voidaanko markkinoita luoda käyttämällä yhtä tai useampaa seuraavista toimenpiteistä sisäistämään (korjaamaan) julkishyödykkeestä johtuvia ulkoisia kustannuksia tai hyötyjä luonnonvarojen hoidossa:

- omistusoikeuksien muutokset
- piilevän informaation ongelman huomioonottaminen, ja
- kehitetään tekniikoita, joiden avulla yksilöt voivat koota yhteen suuremmiksi kokonaisuuksiksi varoja tai pääsyoikeuksia.

5.5

Luonnonvastaiset kannustimet

Luonnonvastaiset⁵⁸ eli perverssit kannustimet tukevat sellaista toimintaa, jolla tiedetään olevan kielteisiä vaikutuksia biologiseen monimuotoisuuteen. Ne ovat politiikkoja tai käytäntöjä, jotka joko suoraan tai epäsuoraan rohkaisevat sellaista luonnonvarojen käyttöä, joka johtaa biologisen monimuotoisuuden vähenemiseen ja katoamiseen eli sen kestävämpään käyttöön. Tällaiset kannustimet ovat usein julkisen vallan interventio- tai integraatioepäonnistumisen tulos eli niiden syntymisen syy voi olla eri sektoripolitiikkojen huono koordinointi. Useimmat tämän tyyppiset kannustimet on muotoiltu muiden politiikkatavoitteiden saavuttamiseksi ja luonnonvastaisuus on ulkoinen tekijä tai odottamaton sivuvaikutus.

⁵⁸ Tässä raportissa puhutaan luonnonvastaisista kannustimista eikä esimerkiksi vääristä tai haitallisista kannustimista. Olemassaolevilla kannustimilla on legitimejä tavoitteita eli ne eivät suinkaan ole näiden tavoitteiden näkökulmasta katsottuna vääristyneitä. Kuitenkin ne ovat monimuotoisuuden kannalta haitallisia, siis kirjaimellisesti luonnonvastaisia. Sana perverssi tarkoittaa suomenkielessä helposti juuri luonnonvastaisuutta.

Luonnonvastaisia kannustimia ovat kaikki taloudelliset tai muut kannustimet⁵⁹, joiden vuoksi aiheutuu biologisen monimuotoisuuden tuhoutumista, ja jotka tekevät tämän tuhoamisen taloudellisesti kannattavammaksi kuin ilman tällaisia kannustimia. Tällaisten politiikkojen ja käytäntöjen poistaminen tai niiden biologiselle monimuotoisuudelle haitallisten vaikutusten lieventäminen on OECD:n mukaan yksi kaikkein lupaavimmista kannustimista biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön toteuttamisessa (OECD 1999).

Luonnonvastaisten kannustimien poistaminen ja lieventäminen ovat kaikkein kustannustehokkaimpia keinoja edistää biologisen monimuotoisuuden suojelua. Ne vähentävät julkisia menoja, luonnonvastaisten kannustimien biologisen monimuotoisuuden suojelua heikentävä vaikutus poistuu, kestävää käyttöä edistävien kannustinkeinojen vaikuttavuus lisääntyy (OECD 1999) ja tarve kompensoida biologisen monimuotoisuuden heikentämiseen kannustavien ohjauskeinojen aiheuttamia haittavaikutuksia muilla ohjauskeinoilla tai taloudellisella panostuksella vähenee.

Monet kannustimet voivat tilannekohtaisesti olla luonnonvastaisia, esimerkiksi maatalouden sukupolvenvaihdokset tilanteissa, joissa tilan tuotannon tehokkuus vaihdoksen seurauksena yksipuolisesti kasvaa. Samoin monet taloudellista toimintaa kannustavat toimet ovat biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön kannalta luonnonvastaisia, kuten metsäojituksen ja metsäautoteiden tukeminen. Julkisen vallan politiikoilla voi siten olla tarkoittamattomia ja haitallisia sivuvaikutuksia biologiseen monimuotoisuuteen. Hintakontrollit ja tukipalkkiot maataloudessa, urbaani kehitys, liikenne-, energia- ja metsäpolitiikka voivat vääristää biologisten voimavarojen käytön kustannuksia. Länsimainen maataloustuki on monilta osin biologisen monimuotoisuuden kannalta luonnonvastainen kannustin, samoin verorakenne.

On syytä huomata, että kaikki elinkeinolliset tukiohjelmat eivät suinkaan aiheuta negatiivisia paineita biodiversiteettivoimavaraille. Joillakin on myös biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön mahdollisuuksia parantava vaikutus.

Luonnonvastaiset kannustimet suoralle tai epäsuoralle biologisen monimuotoisuuden käytölle taloudellisissa prosesseissa ovat viime vuosina saaneet lisääntyvässä määrin politiikantekijöiden huomion osakseen (mm. CBD-prosessi) tärkeinä ympäristö-/talouskysymyksinä. Ne ovat yhteiskunnan voimavarojen käytön potentiaalinen vääristymälähde aiheuttaen sen, että yhteiskunnallisesti välttämättömiä tavaroita ja palveluja (erityisesti biodiversiteettipalvelut) tarjotaan riittämättömästi. Tukipalkkion muodossa olevat luonnonvastaiset kannustimet ovat myös taakka julkiselle rahoitukselle aiheuttaen budjettipaineita. Tukipalkkioita on hyvin laajalla taloudellisten toimien alalla lukemattomissa eri muodoissa. Ne voivat ylläpitää jotakin elinkeinohaaraa, joka muuten olisi menettänyt kilpailukykynsä.

Luonnonvastaisia kannustimia käsittelevä kirjallisuus on yleensä keskittynyt tukipalkkioihin (ks. esim. Myers & Kent 2001), mutta myös muut ohjauskeinot voivat olla yhtä tärkeitä biologiseen monimuotoisuuden kannalta. Julkinen politiikka, jonka tarkoituksena on esimerkiksi edistää alueellista kehitystä luomalla luonnonvarapainotteisia työpaikkoja, voi olla kielteisten biodiversiteettivaikutusten lähde. Sellaisilla politiikoilla ei aina ole edes välitöntä rahallista komponenttia vaikka ne välillisesti

⁵⁹ Suorat rahasuoritukset kuten taloudellinen tuki, verohelpotukset, hintatuet, vakuuksien antaminen, tekninen tuki, ilmainen infrastruktuuri, jonka avulla voidaan hyödyntää biodiversiteettirikkaita alueita (OECD 1999).

saattavatkin välittää taloudellisia hyötyjä kohdealueille. Joka tapauksessa luonnonvastaiset kannustimet johtavat hintoihin, jotka eivät heijasta yhteiskunnallisia preferenssejä oikein ja johtavat siten hyvinvoinnin menetyksiin biologisen monimuotoisuuden tarjoamien palvelujen liikakäytön ja siten niukentumisen vuoksi.

Biologisen monimuotoisuuden kannalta luonnonvastaiset kannustimet heikentävät luonnonympäristöä, jota arvostetaan vaikka sitä ei ole täysin hinnoiteltu. Biodiversiteettipanosten eksplisiittisen huomioonottamisen puute tuotannossa ja markkinaliiketoiminnassa aiheuttaa niiden liikakäyttöä ja siten hyvinvoinnin alentumista, koska jäljelle jää vähemmän ekologisia palveluja kuin mitä yhteiskunnallisesti haluttaisiin – olettaen, että ympäristövaikutusta ei etukäteen ole voitu nähdä.

Erilaisten kannustinkeinojen tarkastelun politiikkakonteksti asettaa monia analyttisiä haasteita. Aikaisemmat politiikat ovat luoneet ennalta olemassaolevia vääristymiä talouteen ja vaikeuttavat sen tunnistamista, voidaanko jokin kannustin eliminoida kokonaan tai voidaanko sitä lieventää. Kannustimia onkin tarkasteltava niiden koko vaikutusalan osalta ja olemassa olevien politiikkakeinojen ja muiden epäoptimaalisuuden lähteiden kannalta. Yksityiskohtaisen eri kannustinkeinojen ja niiden vaikutusten tarkastelemisen tärkeyttä korostaa politiikkojen ja taloudellisen toiminnan yhteen kietoutuminen. Yhteen sektoriin kohdistetulla kannustimella voi olla seurauksia yli sen sektorin, johon sitä sovelletaan. Kannustimen nettovaikutuksen määrittäminen saattaa kuitenkin olla hyvin vaikeaa sellaisessa taloudessa, jossa on paljon veroja ja muuta julkista politiikkaa vaikuttamassa tuotantoon ja kulutukseen. Jonkin erityisen tukipalkkion aiheuttaman haitan määrän määrittämisessä täytyy ensin ottaa huomioon muiden politiikkojen vaikutukset.

Tutkijat eri puolilla maailmaa ovat yrittäneet selvittää eri talouden toiminnoille eri maissa annettuja tukimääriä ja näiden tukien ympäristövaikutuksia. Biologinen monimuotoisuus täytyy kuitenkin erottaa sellaisista yleisistä ympäristövaikutuksista, joihin näissä tutkimuksissa usein viitataan. Ihmisen terveyteen liittyvät huolet tekevät raikkaan ilman ja puhtaan veden tärkeiksi, mutta koska ilman ja veden laatuun liittyvät ympäristökysymykset keskittyvät usein väestökeskusten ympärille, ne eivät ehkä aiheuta vastaavaa painetta biologiselle monimuotoisuudelle (OECD 2003b).

Tärkein tekijä biologisen monimuotoisuuden häviämisen kannalta on se, miten laajaa tuettava toiminta on tai tulee olemaan. Esimerkiksi talouden sektoreilla (maataloudessa, metsätaloudessa tai kalastuksessa tai taajamien kasvu väestön keskittymisen seurauksena) maantieteellistä laajenemista aiheuttava politiikka, on tärkeä biologisen monimuotoisuuden katoamisen lähde. Kasvihuonepäästöjä rohkaisevat kannustimet voivat aiheuttaa suuria menetyksiä biologiseen monimuotoisuuteen muuttamalla paikallisia ekosysteemejä niin nopeasti että ekologista mukautumista ei ehdi tapahtua.

Uusia tukipalkkioita käyttöönotettaessa on aina tarkasteltava niiden mahdollista vaikutusta biologiseen monimuotoisuuteen. Olemassa olevan taloudelle hyödylliseksi arvioidun kannustinkeinojen vaikutusta biologiseen monimuotoisuuteen on aiheellista vähentää. Kestämätöntä käyttäytymistä edistävät politiikat on usein muotoiltu legitiimien tavoitteiden saavuttamiseksi ja biologisen monimuotoisuuden väheneminen tulee tavallisesti esiin sellaisten politiikkojen odotamattomana sivuvaikutuksena. Varsinkin tukipalkkiot on usein otettu käyttöön hyviin ja sopiviin tarkoituksiin. Poliittikatavoitteet, jotka ovat ohjauskeinojen käyttöönoton aikana olleet hyviä ja sopivia eivät välttämättä ole sitä pysyvästi. Siksi erilaisia politiikkatavoitteita tulee voida vertailla ja myös priorisoida uudestaan.

Biologisen monimuotoisuuden katoamista aiheuttavien politiikkojen ja käytäntöjen kattava tutkimus on hyvin olennaista. Kannustinkeinojen vaikutukset ovat empiirisiä

kysymyksiä, joiden arviointi edellyttää empiirisiä välineitä. Tukipalkkion poistamisen valmistelu merkitsee datan keruuta, perinteisiä ekonometrisiä analyyseja ja numeerista mallintamista. Poliittikkamuutokset vaativat laajaa analyttistä tarkastelua sen takaamiseksi, että tehtävät muutokset aiheuttavat nettovoiton. Systemaattinen politiikkojen arviointi on tärkeää ei-haluttujen seurausten välttämiseksi. Tutkimuksen on kuitenkin syytä ottaa huomioon se tosiasia, että biologisen monimuotoisuuden väheneminen johtuu useiden taustasyiden monimutkaisesta vuorovaikutuksesta.

Biologiselle monimuotoisuudelle haitallisten politiikkojen ja käytäntöjen poistamisen tai lieventämisen valmistelussa on kolme vaihetta: (a) luonnonvastaisia kannustimia ja niiden vaikutuksia aiheuttavien politiikkojen ja käytäntöjen määrittäminen; (b) sopivien uudistusten muotoileminen ja (c) uudistusten toteuttaminen, seuranta ja arviointi.

Luonnonvastaisten kannustimien korjaamiseksi on erilaisia vaihtoehtoisia politiikkatoimenpiteitä (OECD 2003b):

- a) politiikan tai käytännön poistaminen;
- b) politiikan poistaminen ja sen korvaaminen toisella politiikalla, joka saavuttaa saman tavoitteen, mutta ilman kielteisiä biodiversiteetti-vaikutuksia tai vähemmällä vaikutuksella biologiseen monimuotoisuuteen (uudelleen- eli reinstrumentointi);
- c) politiikan tai käytännön poistaminen ja lisäpolitiikan soveltaminen, jonka avulla ylläpidetään positiivisia vaikutuksia, jos politiikalla tai käytännöllä on negatiivisten vaikutusten ohella positiivisia vaikutuksia;
- d) politiikan tai käytännön poistaminen yhdistettynä keinoihin ylittää politiikka-uudistuksen esteitä;
- e) politiikkojen ja käytäntöjen luonnonvastaisia vaikutuksia lieventävien politiikkojen käyttöönotto mahdollisesti sisällyttämällä joukkoon myös sellaisia politiikkoja, jotka kohdistetaan relevantteihin uudistusten esteisiin.

Ekologista verouudistusta pohtineen työryhmän raportissa ei ole mainintoja biologisesta monimuotoisuudesta (Valtionvarainministeriö 2004). Varsinkin uusiutuvien luonnonvarojen käytön lisäämispyrkimys (korvaamaan ja vähentämään uusiutumattomien luonnonvarojen käyttöä) voi olla biodiversiteettitavoitteiden kannalta ongelmallinen asia. Uusiutumattomien luonnonvarojen käytön vähentämispöykimys liittyy paitsi niiden yleiseen niukkuuteen ja siksi sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden toteuttamiseen, myös niiden aiheuttamien ympäristöhaittojen vähentämiseen (termodynamiikan ensimmäinen laki). Kuitenkin uusiutuvien ja varsinkin biologisten luonnonvarojen käytön jopa vähäisellä lisäämisellä voi olla merkittäviä biodiversiteetti- ja ekosysteemivaikutuksia (mm. kynnysvaikutuksia). Seurauksena voi olla sellaisten ympäristövoimavarojen niukkeneminen, jotka tarjoavat elintärkeitä ekosysteemipalveluja. Samalla ympäristön ja ekosysteemien palautuvuus eli resilienssi voi heikentyä.

Pätevien ja legitiimien politiikkatavoitteiden kohdalla on aihetta korvata luonnonvastainen kannustin sellaisella, jolla saavutetaan sama tavoite vähemmällä (tai ei ollenkaan) vaikutuksella biologiseen monimuotoisuuteen.

Joissakin tapauksissa politiikkojen ja käytäntöjen poistaminen saattaa aiheuttaa haitallisia jakopoliittisia eli distributiivisia (tulonjaollisia) seurauksia. Uudistusten varsinkin ruoan turvallisuuden tai köyhyyteen (kehitysmaissa) liittyviin vaikutuksiin on syytä kiinnittää erityistä huomiota. Luonnonvastaisten politiikkojen poistamisesta tai lieventämisestä aiheutuvien relevanttien kustannusten ja hyötyjen määrittäminen sekä niiden jakautuminen (distributio) yhteiskunnassa ja taloudessa onkin avain hyvin informoituun politiikkavalintaan. Arvioinnissa on otettava huomioon sekä suorat kustannukset ja hyödyt että myös kouriintuntumattomat kustannukset ja

hyödyt yhteiskunnalle kokonaisuudessaan. Sopivien arvottamiskeinojen käyttöä on tarkasteltava, jos mahdollista.

Luonnonvastaisten kannustimien yksipuolinen (unilateraalinen) poistaminen tai lieventäminen saattaa luoda riskin siitä, että kotimaiset toimialat menettävät kilpailukykyään. Kansainvälinen yhteistyö onkin erittäin tärkeä elementti poistettaessa tai lievennettäessä luonnonvastaisia kannustimia. Biologisen monimuotoisuuden kestävä käytön Addis Abeban -periaatteet ja ohjeet edellyttävät nekin sellaisten politiikkojen, lakien ja sääntelyjen poistamista ja lieventämistä, jotka aiheuttavat luonnonvastaisia kannustimia.

Tukipalkkioita on jo poistettu monilla toimialoilla, jolloin tuloksena on ollut sekä merkittäviä hyötyjä julkiseen rahoitukseen että myös ympäristöllisiä etuja. Uusien positiivisten kannustinkeinojen soveltaminen on mahdollinen keino lieventää joidenkin politiikkojen ja käytäntöjen luonnonvastaisia vaikutuksia. Lisäkeinoin on tuettava niitä asianosaisia, joihin luonnonvastaisia kannustimia aiheuttavien politiikkojen poistaminen vaikuttaa negatiivisesti.

Makroperspektiivistä tarkastellen erityisesti tukipalkkion muodossa annettujen luonnonvastaisten kannustimien fiskaalinen vaikutus on aiheellista huomioida. Tukipalkkion poistaminen vapauttaa rahaa muihin käyttötarkoituksiin tai sallii veronalennuksia tarjoamaan fiskaalisen piristeen talouteen.

Suomessa on välttämätöntä tarkastella kunkin hallinnonalan tukia vääristävien tukien tunnistamiseksi ja uudistamiseksi siten, että tavoiteltu lopputulos voidaan saavuttaa ilman, että samalla kannustetaan biologisen monimuotoisuuden kannalta haitallisiin toimenpiteisiin.

5.6

Puutteellisesti yhteen sovitettut kannustimet

Luonnonvastaisiin kannustimiin rinnastuvat tilanteet, joissa kannustinten yhteensovittaminen on epäonnistunut ja haittaa biologisen monimuotoisuuden suojelua. Molemmat kannustimet voivat olla tarpeen yhteiskunnallisesti hyväksytyjen, legitiimien tavoitteiden saavuttamiselle.

Biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön kannalta huonosti yhteensovitettut kannustimet erityisesti eri hallinnonalojen välillä on tarpeen tunnistaa ja joko sovittaa paremmin yhteen tai korvata yhdellä kannustimella.

Luonnonsuojelulain ja kestävän metsätalouden rahoituslain (Kemera) välinen suhde luontotyyppien suojelussa

Luonnonsuojelulain (LSL) 53 §:n mukaan maanomistaja tai erityisen oikeuden haltija saa täyden korvauksen valtiolta, jos mm. 29 §:n mukainen suojelu aiheuttaa hänelle merkityksellistä haittaa. Vakiintumassa olevan käytännön mukaan merkityksellisen haitan katsotaan aiheutuvan, jos menetetty tulo on 5-8 % lähinnä saman kunnan alueella maanomistajan maanomistuksen arvosta.

Metsätalousalueilla esiintyy kolme LSL 29 §:n tarkoittamaa luontotyyppiä, jotka ovat osittain metsälain 10 §:n tarkoittamia erityisen tärkeitä elinympäristöjä. Jos erityisen tärkeiden elinympäristöjen suojeleminen tai säilyttäminen aiheuttaa maanomistajalle, hallinto-oikeuden tai muun erityisen oikeuden haltijalle enemmän kuin vähäistä menetystä, metsänomistaja on voinut saada tukea Kemeran 19 §:n mukaisesti. Maa- ja metsätalousministeriön antaman päätöksen (144/2000, 1306/2001) määrittelyn mukaan vähäistä suuremman menetyksen kynnyks on metsän hakkuuarvona yli 6750 euroa tai yli neljä prosenttia hakijan saman kunnan alueella omistamien kaikkien metsien hakkuuarvosta mukaan lukien ympäristötukihakemuksen kohteena oleva metsä.

Luonnonsuojelulain ja Kemeran yhteensovittaminen on puutteellista ja saattaa toimia lannistajana suojelun kannalta. Mikäli Kemeran mukaista rahoitusta saava metsäalue rajataan alueellisen ympäristökeskuksen päätöksellä luonnonsuojelulain 30 §:n mukaisesti luontotyyppin esiintymänä, metsäkeskuksen pitäisi peruuttaa rahoituspäätöksen Kemeran 4.4 §:n perusteella, koska rahoitusta ei saa käyttää korvauksiin, joista mm. LSL 53 §:ssä säädetään. Näin metsänomistaja menettäisi tuen metsän monimuotoisuuden tukemiseen. Luontotyyppien rajaaminen metsätalousalueella tilanteissa, joissa on joko jo tehty rahoituspäätös Kemeran nojalla tai jossa sen tekeminen on vireillä, on käytännössä jätetty tekemättä, jotta maanomistajille ei aiheutuisi asiassa taloudellista haittaa. Hallinnollisesti tällainen ratkaisu aiheuttaa valvontakustannuksia, sillä kun Kemera-rahoituskausi päättyy, luonnonsuojeluviranomaisten on luontotyyppin esiintymän suojelun varmistamiseksi valvottava, että joko aluetta koskien tehdään uusi rahoituspäätös tai alueellinen ympäristökeskus tekee päätöksen luontotyyppin rajaamisesta.

Koska korvaus maksetaan joka tapauksessa valtion varoista, haittaa aiemmin tehdyn rahoituspäätöksen purkaminen ilmeisesti biologisen monimuotoisuuden suojelua ilman, että se valtion talouden kannalta olisi merkityksellistä. Menettely aiheuttaa myös hallinnollisia lisäkustannuksia.

6 Markkinoiden luominen

6.1

Yleistä

OECD:n käsikirja *Handbook of Market Creation for Biodiversity: Issues in Implementation*, (OECD 2004a) sisältää synteesin biologisen monimuotoisuuden suojelun markkina-lähestymistavoista. Käsikirja käsittelee julkista valtaa ja politiikkaa niin sanottujen biodiversiteettimarkkinoiden luomisessa. Markkinoiden tarkoituksena on sisäistää biologinen monimuotoisuus yksityiseen päätöksentekoon. Kirja on suunnattu erityisesti päättäjille, jotka yrittävät löytää puitekehystä ja kontekstia, joissa biologista monimuotoisuutta turvaavat markkinat voivat toimia. Se tarjoaa käytännön neuvoja sekä esimerkkejä ja tapaustutkimuksia sovellutuksista. Niinpä se antaa välineitä uuden liiketoiminnan synnyttämiseen biologisen monimuotoisuuden varaan.⁶⁰

Markkinoiden luominen on suora politiikkakeino estää biologisen monimuotoisuuden häviäminen. Päättäjät tarkastelee silloin vain epätäydellisyyksiä, jotka estävät biologisen monimuotoisuuden todellisen arvottamisen ja biodiversiteettituotteiden vaihdon markkinoilla. Näitä epätäydellisyyksiä voidaan ratkaista olemassa olevien instituutioiden uudistamisella tai uusien instituutioiden rakentamisella. Uudistukset voivat kohdistua markkinoiden epätäydellisyyteen, kuten informaation ongelmaan, ulkoisvaikutuksiin tai poissuljettavuusongelmiin. Instituution rakentaminen liittyy uusien omistusoikeuksien muodostamiseen ja määrittelyyn (esim. kaupattavat kalastuskiintiöt). Kaiken kattavana tavoitteena on luoda institutionaalinen kehys, joka mahdollistaa kestävän biodiversiteettihyödykkeiden vaihdon.

Biologisen monimuotoisuuden hoitoon liittyy kaksi menestyksellistä markkina-esimerkkiä. Ne ovat kaupattava pääsy kalastusoikeuksiin ja kaupattavat kehittämis-oikeudet. Sen sijaan uhanalaisiin lajeihin liittyvien laittomien tuotteiden kauppa on esimerkki olemassa olevien markkinoiden haitallisista seurauksista.

Markkinoiden pääetuna on siinä, että yksilölliset preferenssit heijastuvat niiden kautta luonnonkäyttöpäätöksiin. Kun politiikka muuttaa hintoja vallitsevilla markkinoilla, sitä sanotaan markkinaperustaiseksi, koska se jättää markkinaosapuolet päättämään siitä kuinka vastata muutokseen. Motivaatio käyttää markkinoita biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön edistämiseksi on peräisin siitä menestyksestä, joka markkinoilla on ollut muilla aloilla. Markkinoiden luominen on siten pikemminkin evolutiivinen askel kuin radikaali muutos (OECD 2004a).

⁶⁰ Mainittakoon, että vuonna 1995 perustettiin kansainvälinen järjestö the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD).

Kaupattavat kehittämisoikeudet (tradeable development rights, TDRs)

Tietulle alueelle asetetaan tietty maksimaalinen rakennusoikeuden määrä, joka jaetaan kaikkien rakentamiseen oikeutettujen maanomistajien kesken. Maanomistajat, jotka käyttävät vain osan heille kuuluvasta rakentamisoikeudesta, voivat myydä jäljellejäävät oikeudet sellaisille maanomistajille, jotka haluavat rakentaa enemmän kuin myönnetty rakennusoikeus sallii. Rakennusoikeuksien rajoittaminen voi nostaa tällaisten oikeuksien arvoa kyseisellä alueella (Shogren ym. 2003).

Yhdysvalloissa New Jersey osavaltiossa, Pine Barrensin alueella, paikallishallinto kaavoitti maata taloudellisen käytön vyöhykkeeksi ja suojeluvyöhykkeiksi, joista jälkimmäisessä oli rajoitettu rakennusoikeus. Maanomistajat ansaitsivat suojeluvyöhykettä tekemällä sitovia suojelurajoituksia kiinteistölleen. Taloudellisen käytön vyöhykkeen maanomistajat saivat lisätä rakennusoikeuttaan ostamalla näitä suojeluvyöhykkeitä. Koska asetettua määrää suurempaa rakennusoikeutta ei voinut hankkia muutoin kuin ostamalla suojeluvyöhykkeitä, lisärakentamistarve toimi kannustimena tehdä uusia sitovia suojelurajoituksia. Vuosina 1982–1992 Pine Barrensin alueella kaupattavilla suojeluvyöhykkeillä toteutettiin 4000 hehtaarin suojelu samalla kun toteutettiin 180 korkean rakennustehokkuuden rakennushanketta. (Di Leva 2001, 490)

Suolaisen veden päästöoikeuksien kauppa

Hunter River -laaksossa, Australian New South Walesin osavaltiossa, hyödynnetään kauppaneukon joen suolapitoisuuden pitämiseksi hyväksyttävällä tasolla. Joen vesimäärän ollessa vähäinen sallitaan vain sen sietokyvyn verran päästöjä, kun taas tulva-aikaan päästöjä ei ole rajoitettu. Tulva-ajan ulkopuolella pätee kiintiöpäästöjärjestelmä, jossa joen vesimäärä on jaettu teoriassa 365 lohkoksi (*blocks*). Kukin lohko määrittyy sen mukaan, milloin se ohittaa Singletonin kaupungin (osuus 200 ohittaa Singletonin vuoden 200 päivä). Kullekin joen varrella sijaitsevalla laitoksella on myönnetty päästöoikeudet tietulle määrälle jätevedettä tiettyyn lohkoon. Näitä päästöoikeuksia järjestelmään kuuluvat voivat ostaa ja myydä päästötarpeensa vaihtelun mukaan. Päästöoikeuksia ostetaan ja myydään online-kaupassa osavaltion ympäristönsuojeluviranomaisen ylläpitämällä verkkokauppa-paikalla. Järjestelmä on muuttanut aiemmin saastuneen joen hyväkuntoiseksi sillä, että päästöt ajallisesti sovitetaan joen kulloisenkin sietokyvyn mukaiseksi. Ympäristön laatua on voitu parantaa ilman, että päästöjä on tarvinnut määrällisesti rajoittaa.

Lisätietoa: http://www.environment.nsw.gov.au/licensing/hrsts/how_the_scheme_works.htm

Markkinoiden toiminnan parantaminen on helpointa siellä missä tavarat ja palvelut ovat jo markkinoilla, esimerkiksi luontomatkailussa. Myös sellaiset tavarat ja palvelut, joilla on selvä hyödykeluonne (kasvien perintöaines, lääkekasvit, terveysvaikutteisten kasviaineesien lisääminen elintarvikkeisiin, kasviaineesien käyttö kosmetiikkatuotteissa) ovat suhteellisen helposti saatettavissa markkinalliksi.

Pearcen (2002) mielestä on olemassa suuri kiusaus ajatella, että markkinaton hyödyke on markkinaton johtuen sen runsaudesta ja siten ilmaisuudesta (nollahinta). Saman ajattelutavan mukaan aina kun hyödyke muuttuu niukaksi, markkinat hahmottuvat ”luonnollisesti”. Biologinen monimuotoisuus on kuitenkin monimutkainen hyödyke, sillä monet sen palvelut ja toiminnot ovat jo markkinoituja ja monet taas eivät.

Usein biodiversiteettihyödykkeet ovat huonosti ja epätäydellisesti ymmärrettyjä ja luonteeltaan sellaisia, että juuri kellään ei ole kannustinta vaatia niitä omistukseensa ja alkaa markkinoida niitä. Jälkimmäisessä tapauksessa on kysymys globaalin julkis-hyödykkeen piirteistä: markkinoita ei ole olemassa eikä kukaan voi saada yksityistä tuloa biologisen monimuotoisuuden tuottamista globaaleista hyödyistä.

6.2

Miksi markkinat?

Markkinoihin perustuvat biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön lähestymistavat ovat viime aikoina saaneet kasvavaa kiinnostusta osakseen. Ilmiselvästi hallinnollisuuden ja managerismin rinnalle kaivataan uusia toimijoiden omaehtoisuuteen ja yhteistyöhön perustuvia vaihtoehtoja. Nimenomaan kiinnostus markkinoihin tuntuu yhdistävän eri tieteenperinteissä ja hallinnonaloilla vaikuttavia toimijoita. Markkinaperustaisen monimuotoisuuden suojelun yksityiskohtaisen järjestämisen tavasta ei kuitenkaan vallitse yhteisymmärrystä. Alla on listattu yhdeksän näkökohtaa, joista yleisellä tasolla näyttää vallitsevan yksimielisyys ja joihin yksityiskohtaisempi ja samalla myös riittäisempi teoreettinen ja empiirinen kiinnostus kohdistuu (Hiedanpää 2005).

Ensinnäkin markkinat kiinnittävät hallinnon, hallinnan ja vaihdon tiettyyn paikkaan ja aikaan, esimerkiksi satakuntalaisten metsien ekosysteemitointoihin tai Amazonin alueen hyötykasveihin. Markkinat eivät ole puhdas vapauden tila, vaan kompleksisella tavalla **institutionalisoitunut prosessi** (Commons 1990, Polanyi 1971), jossa poliittinen kytkeytyy monimuotoisuustuotteiden ja -palveluiden määrittelyyn, kaupankäynnin koetun oikeudenmukaisuuden ja tasapuolisuuden sekä kannusteiden kautta tiiviisti yhteen taloudellisen, sosiaalisen, kulttuurisen ja ekologisen kanssa. Paikallisen taloudellisen hyödyn ja kestävän käytön ohella markkinoiden toivotaan tuottavan myös myönteisiä poliittisia, sosiaalisia ja kulttuurisia globalisoivia sivuvaikutuksia.

Toiseksi markkinaperustaisissa biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön keinoissa **hallinnointi tulee lähemmäksi** yksittäisiä toimijoita kuin perinteisissä kieltoihin ja velvoitteisiin sekä virallisiin käskyihin perustuvissa lähestymistavoissa. Näyttää siltä, että ainakin länsimainen hallintokoneisto (kansallisvaltio, kansainväliset organisatoriset ja institutionaaliset järjestelyt) on hajottamassa ja hajauttamassa itseään entistä enemmän osaksi niitä paikallisia käytäntöjä, joita se virallisilla kielloillaan, velvoitteillaan ja käskyillään määräälee. Esimerkiksi Suomessa valtio on viime aikoina hajauttanut valtaa ja suvereniteettia alueellisille ja paikallisille toimijoille. Kontrolloijasta ja managerista on hyvää vauhtia tulossa paikallinen toimija, osapuoli. Hallinnointi kiinnittyy ja sitoutuu osaksi yhteistyöverkkoja, neuvotteluprosesseja ja markkinoita. Tämän toivotaan täsmentävän kannustepolitiikkaa, jolloin myös biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön oikeudenmukaisuuden ja tasapuolisuuden edellytykset paranevat.

Kolmanneksi markkinaperustainen monimuotoisuuspolitiikka edellyttää alhaalta ylös -hallintaa. **Tarkistuslistamentaliteetti**, jonka mukaan ensiksi rationaalisesti määritellään poliittiset tavoitteet, tunnustetaan keinot ja lopuksi valitaan tarkoituksenmukaisimmat välineet, ei toimi. Sen sijaan "sotkuisten" kompleksisten prosessien hallinnassa on järkevintä edetä tarkoituksenmukaisesta, keinojen kautta tavoitteisiin. Suunta on näin ollen alhaalta paikallisista käytännöistä ylös yhteiskunnallisiin tavoitteisiin. Hallintokoneiston tehtävänä on tuolloin pysyä kärryillä siitä, millaisia tuloksia ja seurauksia paikalliset ongelmanratkaisijat toimillaan aiheuttavat, ja pyrkiä pikemminkin erilaisin kannustein lieventämään negatiivisia vaikutuksia, kuin ennalta kielloin, käskyin ja velvoitein arvaamaan, millaisia ei-tahdottuja sivuvaikutuksia

mahdollisesti voi syntyä (Ormerod 1998). Näin kannustepolitiikan vaikuttavuuden uskotaan paranevan, erityisesti jos painopiste asetetaan suoriin kannustimiin. Samalla myös perverssien (luonnonvastaisten) kannustimien tunnistamisen ja eliminoinnin mahdollisuudet paranevat. Hallintokoneisto herkistyy sivuvaikutuksille.

Neljänneksi markkinaperustaiset lähestymistavat tukevat **paikallisen tiedon** hyväksikäyttöä. Paikallinen tieto on sitoutunut paikallisiin tuotannollisiin ja sosiaalisiin käytäntöihin, esimerkiksi kalastukseen tai metsästyksen. Ympäristön tarjoamat, esimerkiksi kalalajit ja kosteikon ekosysteemitoinnot, kiinnittyvät osaksi käytäntöjä. Käytäntöjä harjoittaessaan paikalliset tietävät, mitä on ja mikä olevaisesta on merkityksellistä. Niistä asioista, jotka eivät (enää) ole sitoutuneet käytäntöihin, yhteisö ei paikallisen tiedon avulla tiedä mitään. Tietoa voi olla jäänteinä perinteessä tai saatavana koodattuna asiantuntijoilta. Markkinaorientoitunut monimuotoisuuden suojeleminen ja kestävä käyttö pyrkii yhdistämään perinteen, käytännöt ja asiantuntijatiedon. Tuolloin hyödyllisiksi katsotut ekosysteemitoinnot koodataan, tuotteistetaan ja merkityksellistetään ja lopulta saatetaan tavalla tai toisella vaihdon piiriin. Paikallisten arvot ja ansiot luonnonarvojen hyödyntämisessä ja kestävässä käytössä nousevat yleiseen tietoisuuteen – opittaviksi tai kritikoitaviksi. Myös asiantuntijatieto astuu paikallisen tiedon ja paikallisten käytäntöjen testattavaksi – opittavaksi tai kritikoitavaksi.

Viidenneksi markkinat edellyttävät aina toimijoiden välistä vuorovaikutusta. Toistuessaan ja myönteisiä vaikutuksia tuottaessaan vuorovaikutus muuntuu vastavuoroisuudeksi, **odotusten turvallisuudeksi**. Osa odotusten turvallisuudesta on spontaania, osa sopimuksenvaraista. Sopimus biologisen monimuotoisuuden suojelelta ja kestävästä käytöstä onnistuu paikan päällä, jos omistusoikeudet on selkeästi määriteltä, toimijoilla on vapaus, kyky ja kannusteita kauppaan ja riitatapausten selvittämiseksi on olemassa järjestelyt. Biologisen monimuotoisuuden ja ekosysteemitoinnotojen kohdalla tilanne on selkeä vain harvoin. Jos virallisia instituutioita ei ole, bilateraalin sopimusten teko ei tahdo onnistua ja markkinoiden ja niiden toiminnan edellytysten luomiseen on väistämättä otettava myös muita omistus- ja käyttöoikeuden haltijoita (Williamson 1996). Markkinoilla yhteistyö on välttämätöntä, kun koodattavien ja arvotettavien ekosysteemitoinnotojen määrä kasvaa ja niiden suhteellinen merkitys on oikeudellisesti tasavertaisten kesken sovittava. Näin ollen odotusten turvallisuus syntyy joko hallintokoneiston tukemalla oikeudenmukaisella ja tasapuolisella sopimuksella tai prosessuaalisesti kunnollisella osapuolten välisellä yhteistyöllä. Vastavuoroisuuden ja odotusten turvallisuuden synty edesauttaa biologisesta monimuotoisuudesta johdettujen tuotteiden ja palveluiden määrittelyä, markkinoiden oikeudenmukaisuutta ja tasapuolisuutta ja kannustepolitiikan toimivuutta. Sosiaalinen pääoma tukee markkinoita.

Kuudenneksi markkinoilla kilpailu on moninaisilla säännöillä ja käytännöillä institutionalisoitu. Kilpailu ei ole suinkaan kielteinen ilmiö, sillä niukkojen resurssien ja rajoitteiden mukanaan tuoma kilvoittelu on tärkeä **keksimisprosessi** (Hayek 1978). Biologiseen monimuotoisuuteen ja sen markkinaperusteiseen suojeleluun ja kestäväan käyttöön liittyvää kilpailua käydään monella tasolla. Sitä käydään hallinnossa, missä kilpailevat institutionaaliset järjestelyt ottavat mittaa toisistaan. Kilpailua harjoitetaan myös hallinnassa, kun arvioidaan erilaisten poliittisten ohjelmien tai painopisteiden toimivuutta ja tehokkuutta. Sitä tapahtuu vaihdossa itsessään kilpailevien tuotteiden ja palveluiden ja niiden tuottajien ja käyttäjien välillä. On selvää, että kynsin ja hampain tapahtuva kilpailu (panttaaminen tai haltuunotto) ei tarjoa innovaatioille kekseliäitä olosuhteita. Sen sijaan toimijoiden vastavuoroisuus ja spontaani yhteistyö luovat kilpailulle innovatiiviset olosuhteet, edellyttäen, että viralliset, valvotut ja reilut institutionaaliset järjestelyt ovat paikallaan (Ormerod 2005, Rihani 2002). Tämä luo haasteita erityisesti biologisen monimuotoisuuden suojeleluun ja kestäväan käytön markkinoilla, joilla institutionaaliset olosuhteet ovat vasta syntyneissä (OECD 2004a).

Seitsemänneksi markkinat ovat oma moraalinen järjestyksensä. Markkinoilla harjoitetaan sallittuja transaktioita sosiaalisessa tilassa: markkinoilla ei toisin sanoen olla suljettuna omaan yksityiseen maailmaan tai heitettyä viralliseen julkiseen tilaan. Kaikille markkinoille kehittyy niille itselleen tyypilliset traditionsa, konventionsa, tapansa, tottuksensa ja rutiininsa – siis epäviralliset säännöt ja toimintamallit. Kun markkinoita synnytetään – kuten nyt biodiversiteettimarkkinoita – niiden viralliset pelisäännöt ja orastavat epäviralliset toimintamallit asettuvat jo olemassa olevien yhteiskunnallisten konventioiden, tapojen, tottumusten ja muiden epävirallisten pelisääntöjen yhteyteen. Yhdenlainen moraalinen järjestys kohtaa toisenlaisen. Suhde ei milloinkaan ole ongelmaton⁶¹. Yksi esimerkki tästä on niin sanottu **crowding out** –efekti (ks. kpl 4.5 alaviite 49). Sen mukaan esimerkiksi markkinaperustaiseen verenluovutukseen siirtyminen on heikentänyt omaehtoisen verenluovutuksen moraalista perustaa. Markkinat korruptoivat moraalin. Saman on pelätty tapahtuvan myös markkinaperustaisen biodiversiteetin suojelun kohdalla (Dedeurwaerdere 2005). Toisaalta luonnon monimuotoisuuden nosto hyödykkeen asemaan voi myös lisätä kiinnostusta sen vaalimiseen. Esimerkiksi maaomistajien kasvava kiinnostus luonnonarvokaupan kokeiluun Satakunnassa voi olla merkki päinvastaisen efektin olemassaolosta (Juutinen ym. 2005). Yhden kiinnostuttua suojelusta, myös toiset kiinnostuvat. Preferenssien sosiaalinen ja moraalinen, yhteisön tapoihin kiinnittynyt luonne korostuu (Bowles 1998, Vatn 2005). Paikallisiin käytäntöihin sitoutuneen moraalin ja toisaalta markkinamoraalin kohtaaminen testaa näkemykset olemassa olevan järjestyksen ja markkinoiden oikeudenmukaisuudesta ja tasapuolisuudesta.

Kahdeksanneksi markkinaperustaiset lähestymistavat tuovat **valtasuhteet** paremmin näkyviin kuin perinteiset kontrollin ja komentamisen lähestymistavat. Valta ei hämähäri suvereenin kieltoihin, velvoitteisiin tai käskyihin, eikä se hämähäri toimintaa säänteleviin epävirallisiin pelisääntöihin ja toimintamalleihin. Markkinoilla valta sijaitsee ja vaikuttaa tuotannollisissa käytännöissä ja mobilisoituu toimijarihmaston antamassa palautteessa tai palautteen odotuksessa. Palaute voi olla fyysistä, taloudellista tai moraalista, negatiivista tai positiivista ja aktuaalista tai potentiaalista. Negatiivinen palaute, esimerkiksi kieltä, sanktio tai panttaaminen, hillitsee halua tiettyihin transaktioihin. Positiivinen palaute, esimerkiksi palkkio, kiitos tai tuhlaukset, kannustaa ja vahvistaa. Palautteet ovat kannustepolitiikan ydintä. Viime aikoina yleinen kiinnostus on siirtynyt positiivisen taloudellisen ja moraalisen palautteen mahdollisuuksiin luoda uudenlaista viisasta spontaania joukkotoimintaa⁶².

Yhdeksänneksi markkinaperustaiset lähestymistavat edellyttävät jatkuvaa **yksilöllistä ja institutionaalista oppimista**. Ensinnäkin markkinaperustaiset lähestymistavat edellyttävät ihmisten muuttavan mieltään. Kontrollit ja komennat -keinot eivät edellytä toimijoilta harkintaa tai oppimista, totteleminen ja tottelemisen keinojen tehokas omaksuminen riittävät. Toiseksi markkinaperustaiset lähestymistavat edellyttävät institutionaalista oppimista – siis hallinnon joustavuutta, paikallista ongelmanmäärittelyä, yhteistyön tuomaa vastavuoroisuutta, reilua kilpailua, moraalista harkintaa ja valtasuhteiden avautumista. Parhaimmillaan markkinoiden, sääntöjen ja toimijoiden yhteiskehitys sallii innovaatiot, mahdollistaa biologisen monimuotoisuuden hyödyntämisen, estää monimuotoisuuden tuhoutumisen ja varmistaa sovittunlaisen ja reilun hyötyjen ja haittojen jakautumisen.

⁶¹ Markkinoiden luomisesta ja siirtymätalouksien ongelmista, ks. esim. Stiglitz 2001, 133-165.

⁶² Surowiecki 2005, 273-282. Uudet jälkisanat Anchor Pressin painoksessa.

Kaupallistaminen

On tärkeää ymmärtää biologista monimuotoisuutta sen hyödykeominaisuuksien valossa. Vain osaa olemassa olevista ja potentiaalisista biodiversiteettitavaroista ja -palveluista vaihdetaan markkinoilla ja silloinkin usein hintaan, joka ei heijasta niiden täyttä arvoa. Markkinat usein epäonnistuvat sisällyttämään biologiseen monimuotoisuuteen liittyviä arvoja, jolloin seurauksena on kestävämpiä luonnonkäytön käytäntöjä. Monilla biodiversiteettitavaroilla ja -palveluilla on julkishyödyke- tai klubihyödykeominaisuuksia (ks. edellä luku 3). Esimerkkeinä ovat luonnonmukainen maataloustuotanto (luomu), kestävä metsätalous, metsien muuhun kuin puuhun perustuvat tuotteet (mm. luonnontuotteet, keräilytuotteet, joita voidaan käyttää raaka-aineena tuottaessa terveysvaikutteisia elintarvikkeita tai kosmetiikkaa) sekä ekomatkailu (tai luontomatkailu).

Edistettäessä biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön markkinoita, on oleellista määrittää ensin ne biodiversiteettitavarat ja -palvelut, jotka ovat helpoiten sisäistettävissä markkinoille. Biodiversiteettihyödykkeiden kirjo vaihtelee yksityisistä puhtaisiin julkishyödykkeisiin. Mitä enemmän tavara tai palvelu ilmentää ei-kilpailuvuutta ja erityisesti ei-poissuljettavuutta, sitä vähemmän yksityisen tarjoajan on mahdollista sitä tuottaa. Joissakin tapauksissa julkinen sektori voi toimia yhteistyössä yksityisen sektorin kanssa, jotta tarpeelliset tavarat ja palvelut voidaan taata. Muissa tapauksissa on parasta sallia yksityisen sektorin toimia yksinään kunhan institutionaaliset kysymykset on ratkaistu.

On kuitenkin olemassa sellaisia biodiversiteettitavaroita ja -palveluja, jotka eivät sovi markkinakelpoisten tavaroiden ja palvelujen luokkaan. Julkishyödykeluonteesta johtuen tietynlaisia tavaroita ja palveluja ei voida vaihtaa standardimuotoisilla markkinoilla. Biologisen monimuotoisuuden sisällyttäminen markkinoille on monimutkaista, koska nämä hyödykkeet ovat julkisia (julkishyödykkeitä ja siten markkinattomia hyödykkeitä). Markkinakelpoisuus on tällöin heikkoa, koska tarjoaja ei voi kattaa tarjoamisen aiheuttamia kustannuksia. Voi myös olla moraalisia syitä, että markkinoita ei jollekin asioille (hyödykkeille) ole olemassa. Kaikissa yhteiskunnissa on asioita, joilla ei ole lupa käydä kauppaa (ks. Anderson 1993).⁶³

Toisinaan biologiseen monimuotoisuuteen kohdistuvien paineiden käsitteleminen merkitsee ”oikeiden” omistusoikeuksien määrittämistä. Omistusoikeuksiin liittyä aina monimutkaisia lainsäädännöllisiä ja institutionaalisia ulottuvuuksia. Omistusoikeuksien ei tarvitse olla yksityisiä, vaan ne voivat myös olla yhteisöllisiä. Selvät omistusoikeudet ovat kuitenkin ehdoton perusta mille tahansa kannustinperustaiselle tai sääntelylähestymistavalle

Kuvaava esimerkki biodiversiteettimarkkinoista on yksityisen maan käyttäminen ekomatkailussa valtiossa, jossa ei tunneta jokamiehen oikeuksia. Selvät omistusoikeudet ovat peruslähtökohta markkinoille. Kuitenkin ekosysteemien prosesseille ja toimintoille on usein kovin vaikeaa määrittää yksilöllistä omistajaa, sillä prosessit ja toiminnot eivät noudata maanomistuksellisia tai yleensä mitään hallinnollisia rajoja. Tämän vuoksi markkinoiden luominen ekosysteemipalveluille voi olla vaikeaa. Teknologinen kehitys kuitenkin edistää poissuljettavuutta ja helpottaa markkinoiden syntymistä.

Biodiversiteettimarkkinoiden luomiseksi hallintokoneiston tulee luoda markkinoita tukevia instituutioita. Monissa tapauksissa markkinoiden luominen vaatii vain sen, että päättäjät tarkastelee niitä epätäydellisyyksiä, jotka estävät biodiversiteetti-luonnonvaran suoran vaihdon markkinoilla. Näihin epätäydellisyyksiin voidaan puuttua erityisillä uudistuksilla tai instituutioiden rakentamisella. On julkisen vallan tehtävä asettaa välttämättömät institutionaaliset puitteet ja toimintasäännöt, jotta

⁶³ Kaikkea ei voi hyödykkeistää joko teknisten tai eettisten syiden vuoksi (Vatn 2000).

voidaan taata markkinaperustainen biodiversiteettivoimavarojen suojeleminen ja kestävä käyttö. Markkinoiden luomisen peruselementit liittyvät haluttujen markkinoiden määrittämiseen ja jäljellejäävien markkinoiden epätäydellisyyksiin kohdistuviin toimenpiteisiin.

Vaikka markkinoiden luomisella voi olla suuri positiivinen vaikutus biodiversiteettipäämäärien saavuttamisessa, se ei suinkaan ole ainoa ratkaisu biologisen monimuotoisuuden hupenemiseen. Sen sijaan se täydentää muita politiikkoja. Markkinoita tarkoituksenmukaisella tavalla soveltamalla voidaan saavuttaa biologisen monimuotoisuuden suojeleminen ja kestävä käyttö usein tehokkaammalla tavalla kuin muilla politiikoilla. Luonnonvastaisten kannustimien poistaminen voidaan myös nähdä markkinoiden luomisen yhtenä muotona, sillä ne muuttavat suhteellisia hintoja. Luonnonvastaiset kannustimet eivät vain epäonnistu sisäistämään biologisen monimuotoisuuden julkista arvoa vaan myös heikentävät osaa biodiversiteettiin liittyviä palveluja, jotka olisi mahdollista jakaa yksityisten etujen pohjalta. Taloudellisilla instrumenteilla voidaan myös luoda markkinoita, joilla rajoitetaan toimintojen negatiivisia vaikutuksia ekosysteemeihin.

6.4

Markkinoiden edistäminen

Markkinoiden luominen yleensä ja biodiversiteettimarkkinoiden erityisesti on aina perustavanlaatuisen oikeudellisten ja hallinnollisten toimien harjoittamista, koska olemassa olevia oikeuksia, velvollisuuksia, vastuita ja vapauksia uudistetaan (Hiedanpää 2005). Markkinoiden luominen on olemassa olevien markkinoiden laajentamista. Tuolloin luodaan sellaiset perusolosuhteet, jolloin markkinat voivat itse tarjota biodiversiteettitavaran tai -palvelun pikemminkin että julkinen sektori huolehtii tuotannosta. Markkinoiden luominen merkitsee silloin sitä, että luodaan toimivat puitteet, jotka ohjaavat yksilöllistä käyttäytymistä ympäristön ja ihmisyhteiskunnan kannalta hyödyllisiin lopputuloksiin. Markkinoiden luominen poistaa kaupankäynnin esteitä. Uusien instituutioiden avulla ennenkaikkea määritellään ja vakautetaan biologiseen monimuotoisuuteen liittyviä omistusta ja/tai käyttöoikeuksia.

Julkinen väliintulo (sääntely) on yhä avain biologisen monimuotoisuuden suojelemaan. Julkisen intervention seurauksena saattaa syntyä uusia markkinoita ja uusia toimialoja (mm. konsulttipalvelut vaikutusarvioinnissa). Useimmissa tapauksissa markkinat ekosysteemipalveluille ovat riippuvaisia julkisista politiikoista ja vain hyvin harvoin ne alkavat spontaanista yksityisen sektorin toimesta. Erityisen menestyksellisiä voivat olla sellaiset taloudelliset instrumentit, jotka rajoittavat vapaapääsyregiimejä (*open access regimes*). Suoraan sääntelyyn yhdistetyt markkinamekanismit, kuten kaupattavien oikeuksien ohjelmat (*cap-and-trade systems*), ovat osoittautuneet hyödyllisiksi alentamaan paineita ekosysteemien kestävämmän hyväksikäytön käytäntöihin.

Markkinoiden luomisessa tarvitaan aina riskipääomaa. Monilla biodiversiteettitavaroilla ja -palveluilla on kaupallisen soveltamisen potentiaalia esimerkiksi bioteknologiassa tai lääketieteessä. Biodiversiteettiyrittäjien riskit (luonnonkatastrofit, satovaihtelut, volatiilit markkinat) kuitenkin ovat usein suuret, etenkin kehityksen alkuvaiheessa. Lisäksi alalla edellytetään pitkän aikavälin sitoutumista tuotanto-toimintaan. Riski uskalletaan tietysti ottaa olennaisilla odotetuilla potentiaalisilla tuotoilla. Biodiversiteettimarkkinoiden korkea riski estää pääsyn useimpiin perinteisiin rahoitusjärjestelyihin. Biodiversiteetti-investoinnit ovat usein epävarmoja, markkinoita hallitsevat lisäksi pienet tai keskikokoiset yritykset, ja yritysten arvo on yleensä vaikea määrittää.

Myös tieteellis-teknistä kapasiteettia rakentamalla voidaan edistää biodiversiteettimarkkinoita, koska markkinat ovat hyvin informaatio- ja asiantuntijaintensiivisiä. Biodiversiteettimarkkinat ovat sitä toimivampia mitä paremmin tavaroiden ja palveluiden erityiset ominaisuudet on ymmärretty. Julkinen valta voi rahoittaa joko alan primääriä perustutkimusta tai parantaa verkostoja ja tietovarantoja. Kuluttajien ja asianosaisten tietoisuutta sekä tietoa ja informaatiota biologisesta monimuotoisuudesta voidaan lisätä monin eri tavoin, esimerkiksi tiedottamalla biologisen monimuotoisuuden suojelun kestävästä menetelmästä viranomaisille, paikallisyhteisöille ja muille asianosaisille.

Julkisen vallan rinnalla ja sijasta myös muut asianosaiset (*stakeholders*) voivat helpottaa biodiversiteettimarkkinoiden luomista joko suorilla toimenpiteillä, kuten esimerkiksi avustamalla sertifiointijärjestelmien kehittämistä ja toteuttamista tai epäsuorilla toimenpiteillä, kuten informaation tarjoamisella, vapaaehtoisen toiminnan organisoimisella, tukemalla tutkimusta ja edistämällä rahoitusmarkkinoiden sitoutumista asiaan. Kaikki tällaiset toimenpiteet kehittävät markkinoita ja voivat lisätä niiltä saatavia voittoja. Julkinen valta voi huolellisten ennakkoselvitysten perusteella rohkaista tällaisten markkinoiden muodostumista joko suosiollisella verokohtelulla tai muilla aloitteilla. Julkisen vallan tavoitteena on tällöin tarjota sellainen poliittikarakenne, joka helpottaa yksityisten taloudenpitäjien toimesta vapaaehtoisesti tapahtuvaa biologisen monimuotoisuuden markkinoiden luomista, kuten investointirahastojen, ekopankkien ja sertifiointitoimistojen perustamista.

6.5

Tuotteistaminen

Biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön toteuttamisessa tuotteistamisessa on kaksi vaihtoehtoa. Ensiksi voidaan tuotteistaa asia, joka tekee biologista monimuotoisuutta suojelevasta tai vaarantamattomasta toiminnasta taloudellisesti kannattavaa. Mikäli tuote poikkeaa vastaavasta tuotteesta nimenomaan sen biodiversiteettivaikutusten vuoksi, sen kysynnän luominen edellyttää laatumerkintää. Toinen vaihtoehto on tuotteistaa jokin ekosysteemipalvelu tunnistamalla sen hyödyt, tuottajat ja hyödyntäjät. Asettamalla katto ekosysteemipalvelun heikentämiselle voidaan luoda markkinat, joilla siitä hyötyvät käyvät kauppaa sen heikentämisoikeuksista tai maksavat siitä sen tuottajille.

Viime vuosina on esimerkiksi alettu kiinnittää huomiota metsistä saataviin tavaroihin ja palveluihin, joista käytetään nimitystä ei-puuhun perustumattomat metsätuotteet [*non-timber forest products* (NTFPs)]; joskus käytetään myös englanninkielisiä termejä *non-wood forest products and services* (NWFPs) (ks. Janse & Ottitsch 2005), *non-wood forest products* (ks. Saastamoinen ym. 1998) tai *non-wood goods and services* (Langner 1998)]. Puhutaan myös luonnontuotealasta (Maaseutupolitiikan yhteistyöryhmä 2000). Luonnontuotteita ovat kuitukasvit (nokkonen, tupasvilla), hoitotuotteet (turve, savi) sekä koriste- ja punontamateriaalit (sammalet, jäkälät, heinät, kaislat, sarat, ruokot, varvut, pensaat, puut ja kivet), ravintokasvit kuten marjat ja yrtit ja tietysti myös sienet. Myös puiden sivutuotteilla, joita ovat esimerkiksi pettu, mahla, kävyt, havut, oksat, tuohi, kaarna, terva, pihka, puuhiili ja koivutuhka, on merkitystä (Lindqvist & Rissanen 2004).

Luontoyrittäjyys

Luontoyrittäjyydellä tarkoitetaan luonnonantimiin ja luonnon tarjoamiin elämyksiin perustuvaa ympäristövastuullista yrittäjyyttä. Luontoyrittäjyys on noussut varteen-otettavaksi elinkeinovaihtoehdoksi maaseudun muuttuvassa toimintaympäristössä (Matilainen & Aro 2002). Alaa luonnehtivat sanat luontokeskeisyys, vastuullisuus,

Luonnosta teolliseen tuotantoon -hanke (LTT)

Hankkeessa on selvitetty teollisuusyritysten kiinnostusta erikoiskasviraaka-aineisiin ja sen tarkoituksena on edistää teollisuusmittakaavaista luonnontuotealan tuotantoa. Hanketta on hallinnoinut Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen (MTT) Lapin tutkimusasema. Hanke on luonut yhteyksiä teollisiin yrityksiin, jotka ovat kiinnostuneita käyttämään lappilaisia yrttejä (mustikan lehdet ja varvut, horsma) tuotannossaan ja haluavat kehittää niille uusia käyttökohteita. Tavoitteena on ollut raaka-ainekysynnän kasvattaminen. Keruun kone- ja laitekehitys ja raaka-aineiden laadun tutkimus ovat olleet keskeisiä yhteistyöalueita.

Hanke on kartoittanut alan tutkimustietoa ja tuottanut uutta tietoa raaka-aineiden soveltuvuudesta, laadusta, prosessoinnista ja tuotannosta yritysnekölkulmasta. Raaka-aineen käyttöönottoa on edistetty varmentamalla tutkimuksin sen laatua ja käytettävyyttä. Tavoitteena on ollut selvittää raaka-aineen eri tuotantovaiheiden kustannuksia ja kannattavuutta, lisätä erityisesti lappilaisen raaka-aineen kysyntää ja tunnettavuutta sekä edistää tulonhankintaa ja työllisyyttä luonnontuotealalla. LTT-hankkeen tavoitteena on myös tutkimuksen ja neuvonnan yhteistyökuvion kehittäminen uusien elinkeinoje edistämiseksi. Hankkeessa on mukana useita yrityksiä. Hanke pyrkii edistämään uusien maaseutuyritysten syntymistä yritys kohtaisten asiantuntijapalvelujen ja ryhmäneuvonnan avulla.

LTT-hankkeessa tutkitaan jatkossa etenkin metsäkasveja: koivua, mustikkaa ja katajaa. Tavoitteena on edelleen lappilaisen raaka-aineen kilpailukyvyyn parantaminen maailmanmarkkinoilla. Tutkimuksessa selvitetään, ovatko lappilaisen koivun flavonoidien, mustikan antosyaanien ja katajan eteeristen öljyjen pitoisuudet korkeampia kuin eteläsuomalaisessa raaka-aineessa. Hankkeessa selvitetään myös, kuinka paljon Lapista pystytään keräämään koivua, katajaa ja mustikkaa. Keruumäärien arvioimista varten tutkitaan, kuinka usein raaka-ainetta voidaan kerätä samoilta alueilta. Yritykset ja keruuorganisaatiot ovat kiinnostuneita saatavuustiedoista toimintojensa kehittämistä varten.

Hiljattain on saanut vahvistusta perinnetieto siitä, että siankärsämöstä eristetty uute estää hien hajua ja haavainfektioita aiheuttavien bakteerien kasvua (www.metla.fi/tiedotteet/2005/2005-10-04-siankarsamo.htm). Samalla on todettu myös se, että siankärsämöstä eristetty uute estää kynsisientä aiheuttavan sienien kasvua. Saatujen tutkimustulosten pohjalta lappilainen yritys on kehittänyt teollisesti valmistettavan tuotteen. Siankärsämötutkimus kuuluu arktisen mikrobiologian tutkimuskokonaisuuteen. Tutkimuksen rahoitus on tullut Tekesin myöntämistä Euroopan aluekehitysrahaston varoista. Tutkimus jatkuu Metsäluonnosta teolliseen tuotantoon -hankkeessa, päärahoittajanaan edelleen Tekes. Luonnonkasveihin perustuvien tuotteiden määrän ja kysynnän kasvaessa alueelliset työllisyys- ja toimeentulomahdollisuudet paranevat.

kotimaisuus, paikallisuus, käsityömyisyys ja yksilöllisyys. Luontoyrittäjyyteen kuuluu sekä tavaroiden että palveluiden tarjoajia. Alaa luonnehditaan yleensä monimuotoiseksi. Yhteistä tämän alan yrityksille on kuitenkin luonnon arvojen hyödyntäminen toiminnassa ja markkinoinnissa. Luontoyrittäjyys on usein monialayrittäjyyttä. Suomessa luontoyrittäjyyttä on tutkittu vuosituhannen alussa Helsingin yliopiston maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskuksen Seinäjoen yksikön (HY-Makes) sekä Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen (MTT) yhteishankkeessa Luontoyrittäjyyden imago ja verkostoituminen.⁶⁴

Tutkimuksessa luontoyrittäjyys on jaettu seuraaviin osa-alueisiin (Matilainen & Aro 2002):

- luonnon tarjoamiin mahdollisuuksiin perustuva vastuullinen matkailu, mm. luonto-, elämys- ja metsästysmatkailu
- puun ja puista saatavien tuotteiden ympäristävästuullinen jalostaminen muussa kuin suuressa ja keskisuudessa teollisuudessa
- luonnonmarjojen, -sienten ja -yrttien yms. keruutuotteiden hyödyntäminen sekä luonnonkasvien hyödyntäminen viherrakentamisessa
- riistan, kalojen ja rapujen hyödyntäminen
- maaperäainesten kuten turpeen ja kiven hyödyntäminen pienimuotoisesti ja kestävästä käytön periaatteiden mukaisesti
- vesivarojen, lumen ja jään hyödyntäminen
- muut luontoon perustuvat palvelut kuten virkistyspalveluiden rakentaminen, ympäristön siistiminen sekä luontoon perustuva sisällöntuotanto.

6.7

Luontopääoma ja ekosysteemipalvelumarkkinat

de Grootin ym. (2003) mukaan luonnollisten ekosysteemien muuttaminen viljellyiksi maiksi ja ihmistekoisiksi pääomaksi on merkittävästi vähentänyt maapallon luontopääoman (tai luonnon pääoman) määrää (spatialista kattavuutta) ja laatua (eheyttä). Tämä nostaa esiin kaksi oleellista kysymystä: Missä laajuudessa luontopääoman toiminnot ovat korvattavissa muilla pääoman muodoilla? Onko olemassa kriittisiä kynnyksiä biosfäärin kapasiteetissa kestävä luontopääoman menettämistä ja jos on, miten nämä kynnykset määritetään? Luontopääomaan liittyviä yleisiä kysymyksiä siten ovat: Kuinka paljon luontopääomaa tarvitaan? Voidaanko sitä korvata ihmistekoisella pääomalla? Millä tavalla ja missä laajuudessa luontopääoma on kriittistä yhteiskunnan kehityksen kannalta? Kriittinen uudistuva luontopääoma on se luonnon ympäristön osa, joka suorittaa ihmiselle elintärkeitä ja korvaamattomia toimintoja. Luontopääoma on ekologisesti tärkeää johtuen 1) luonnontilaisuudesta tai eheydestä, 2) biologisesta monimuotoisuudesta, 3) ainutlaatuisuudesta tai -kertaisuudesta, 4) ekologisesta särkyvyydestä, 5) elämän ylläpitämisen arvosta ja 6) uudistuvuudesta. Luontopääomalla on sosiokulttuurista merkitystä johtuen 1) sen vaikutuksesta ihmisen terveyteen⁶⁵, 2) esteettisistä arvoista, 3) perintöarvoista, 4) hengellisistä arvoista,

⁶⁴ Luontoyrittäjyyden tulevaisuuden tutkimisessa voitaisiin entistä enemmän kiinnittää huomiota henkisiin omistusoikeuksiin (intellectual property rights) ja uusien ideoiden markkinoihin (ks. Ramello 2005). Henkisiä omistusoikeuksia voi olla paitsi patentteihin myös tekijänoikeuksiin ja tuotemerkkeihin.

⁶⁵ Terveys ei liity vain fyysiseen terveyteen vaan on tulosta erilaisten fyysisten, henkisten ja sosiaalisten tarpeiden tyydytyksestä. Luonnon alueet antavat panosta moniin näihin tarjoamalla muun muassa puhdasta ilmaa, vettä ja puhtaan maaperän, luonnon lääkkeitä tai lääkeaineita, fyysisistä tilaa luonnossa tapahtuvaan urheiluun, virkistäytymiseen ja sosiaaliseen kokoontumiseen, mikä vahvistaa sosiaalisia siteitä ja yhteenkuuluvuutta ja tarjoaa mahdollisuuksia rentoutumiseen ja ajattelemiseen alentaen siten stressiä ja lisäten samalla henkistä hyvinvointia.

5) taloudellisesta merkityksestä, 6) tuotannollisista käyttöarvoista, 7) kuluttavista käyttöarvoista (*consumptive use values*), 8) luonnonsuojeluarvoista, 9) optioarvoista ja 10) erilaisista korvaamismahdollisuuksista.

Luontopääoma (*natural capital*) on avainkäsite ekologisessa taloustieteessä (Daly & Costanza 1992).⁶⁶ Vuonna 1992 Tukholmassa pidetty ekologisen taloustieteen kansainvälisen järjestön *The International Society for Ecological Economics* -kongressi (toinen maailmankongressi) sai jo otsikokseen *'Investing in Natural Capital'* (Jansson ym. 1994).⁶⁷ Luontopääoman käsitteen käyttö yleistyi nopeasti 1990-luvun aikana (Åkerman 2003).⁶⁸ Luontopääoma viittaa niihin erilaisiin tapoihin, joilla luonnonympäristö edistää tuotantoa ja tukee monia ihmisen olemassaolon perusnäkökohtia. Luontopääoma on uusi nimi maalle (*land*), joka on yksi talusteorian klassisista tuotantontekijöistä. Käsite on auttanut tuomaan ympäristökysymykset ja -huolet taloudelliseen ajatteluun ja päätöksentekoon. Luontopääomalla on uusiutumattomat ja uusiutuvat ulottuvuutensa ja jälkimmäinen sisältää ekosysteemipalveluiden synnyttämisen ja muut elämäylylläpitävät toiminnot.

Ekologis-sosiaalinen järjestelmä koostuu voimakkaasti yksinkertaistettuna luontopääomasta (*Natural Capital*, NC) ja ihmispääomasta (*Human Capital*, HC). HC kattaa tällöin ihmiset rakennuksineen, koneineen, laitteineen, kulttuureineen, taitoineen, tietoineen ja instituutioineen. NC:n puolestaan voidaan katsoa koostuvan uudistuvasta (*Renewable Natural Capital*, RNC) ja uudistumattomasta luontopääomasta (*Non-renewable Natural Capital*, NNC) (esimerkkinä mineraalilähteet). Ekologisten järjestelmien rakenne ja monimuotoisuus ovat RNC:n olennaisia ominaisuuksia, sillä ne antavat välttämättömän panoksen toimivien ekosysteemien ylläpidolle. Ekologinen järjestelmä voi olla olemassa sosiaalisen järjestelmän olemassaolosta riippumatta; sen sijaan sosiaalista järjestelmää ei voi olla olemassa ilman ekologista järjestelmää. HC kuitenkin parhaimmillaan sopeutuu olemassaolevaan RNC:hen ja sen muutoksiin. RNC samalla muuttuu HC:n vaikutuksesta. Pearcen (1988) mukaan NC ja HC ovat komplementteja talouskasvun alkuvaiheissa, mutta teollistuneissa talouksissa luontopääomaa voidaan korvata ihmispääomalla tietyn minimikynnyksyrajan yläpuolella (Tacconi & Bennet 1995).

Keskeinen teoreettinen ero kahden erilaisen kestävyyskäsitteen, heikon (*weak*) ja vahvan (*strong*) kestävyys (*sustainability*) välillä liittyykin ajatukseen mahdollisuudesta voida korvata luontopääomaa ihmistekoisella pääomalla (laajasta kirjallisuudesta ks. esim. Neumayer 1999). Heikon kriteerin mukaan nämä pääomat ovat korvattavissa toisillaan. On vain huolehdittava siitä, että kokonaispääoman (NC+HC) taso pysyy vakiona. Vahvassa kestävydessä luontopääoma ja ihmistekoinen pääoma ymmärretään toisiaan täydentävinä (komplementteina). Sen mukaan ei riitä vain, että pidetään kokonaispääoma vakiona. Luontopääoma on säilytettävä erikseen, koska vähintäänkin osa siitä on korvaamatonta. Sitä osaa luontopääomasta, joka suorittaa tärkeitä ja korvaamattomia toimintoja, kutsutaan kriittiseksi luontopääomaksi

⁶⁶ Pearce (1988) oli käyttänyt käsitettä vähän aikaisemmin. Pearcelle luontopääoman käsite oli väline, jonka avulla hän otti kasvuteorian keinoin luonnon tarjoamat palvelut talouskasvua aikaansaavan pääomavarannon osaksi eli hän siten laajensi talousjattelun kenttää. Ekologisten taloustieteilijöiden käsissä luontopääoma on sen sijaan ollut kanava, jonka avulla luonnon järjestelmien haavoittuvuus ja palauttamattomien muutosten riskit on sisällytetty osaksi talousjattelun dynamiikkaa (ks. Åkerman 2006).

⁶⁷ Mitä investoiminen luontopääomaan tarkoittaa, ks. Jansson ym. 1994 ja Daly 1996. Prugh (1994) erottaa komenna- ja -kontrollit (CAC) – sekä kannustinpohjaiset investointikeinot. Huomataan, että nyt käsillä oleva raportti käsittelee luontopääomaan investoimisen tapoja ja mahdollisuuksia.

⁶⁸ Aikaisemmin aika usein vain ihmistuotantona syntyneitä varantoja pidettiin pääomana, sillä luontopääoma oli suhteessa tähän suunnattoman suuri ja ihmisen toiminta oli vielä hyvin pienimittakaavaista suhteessa luonnon prosesseihin, joita voitiin käyttää ilmaiseksi suunnattomia määriä. Ihmistuotannon laajentamisella ei näissä oloissa ollut minkäänlaisia vaihtoehtokustannuksia luontopääoman palvelujen uhraamisen mielessä. Taloudellisen kehityksen rajoitteena oli tällöin ihmistekoisien pääoman määrä. Tänäpäin olemme kuitenkin lähellä aikaa, ellemme jo elä sitä, jolloin luontopääoma on tärkein taloudellista kehitystä rajoittava tekijä (Costanza & Daly 1992).

(*Critical Natural capital*, CNC) ja sen säilyttäminen tulee aina asettaa kaiken muun edelle. Kirjallisuudesta voidaan löytää monia kriittisen luontopääoman määritelmiä (de Groot ym. 2003, Ekins ym. 2003, Chiesura & de Groot 2003). Chiesura ja de Groot (2003) korostavat kriittisen luontopääoman sosiokulttuurista ulottuvuutta, johon sisältyy heidän mukaansa luonnon tarjoama virkistys, tieteellinen ja kasvatuksellinen informaatio, kulttuurinen ja historiallinen informaatio sekä uskonnollinen ja taiteellinen informaatio.

Vaikka inhimillinen (osaaminen yms.) ja ihmistekoinen pääoma (koneet, laitteet, rakennukset yms.) ovatkin usein tehokkaita korvaajia (substituutteja) ehtyville uudistumattomille luonnonvaroille, niin ei ole syytä uskoa, että ne olisivat tehokkaita korvaajia ympäristövoimavaroille ekosysteemipalvelujen tuotannossa. Niinpä kriittisen tekijä kestävyudessa onkin riittävän suuren ympäristövoimavarojen varannon ylläpitäminen takaamaan riittävän ekosysteemipalvelujen virran (Batabyal ym. 2003). Esimerkiksi lajikompositiolla voi olla suurempi merkitys ekosysteemipalveluiden tuotannossa kuin lajilukumäärällä. Niinpä paikallisella tai toiminnallisella lajien sukupuutolla siihen pisteeseen saakka, jossa jäljellä oleva lajikompositio ei enää kykene suorittamaan riittävästi ekosysteemitointoja, voi olla dramaattisia seurauksia ekosysteemipalvelujen saatavuudelle. Muutokset lajien välisessä biottisessa vuorovaikutuksessa – saalistus, loisiminen, kilpailu yms. – voivat johtaa suuriin, peruuttamattomiin ja usein kielteisiin ekosysteemiprosessien muutoksiin.

Taloudellisten ohjauskeinojen ja markkinaperusteisten lähestymistapojen (markkinoiden luominen, ekosysteemipalvelujen tuotantopalkkiot, kiintiökauppajärjestelmät, ekomerkitä, käyttäjämaksut ja verot sekä luonnonvastaisten kannustimien uudistaminen) käyttäminen ekosysteemipalvelujen hoidossa siirtävät huomiota ekosysteemipalvelujen hupenemisesta niiden lisäämiseen. Tavoitteena voi tällöin olla se, että ekosysteemipalvelujen ihmistekoisella pääomalla korvaamisen sijasta alettaisiin vähitellen saada lisää ilmaisia luontopalveluja. Tähän voi johtaa ennallistaminen sekä ekosysteemiprosessien palauttaminen eli toisin sanoen investoiminen luontopääomaan.

Ekosysteemipalvelujen niukentuminen ja sen pysäyttäminen saattaakin avata kokonaan uusia elinkeinotoiminnan mahdollisuuksia. Tällaiset voivat saada alkunsa lisääntyvästä viranomaissääntelystä sekä myös kuluttajien preferenssien muutoksista, jolloin tarvitaan uudenlaista liiketoimintaa tyydyttämään muuttunutta kysyntää. Tällöin on liike-elämän oma etu alkaa investoida teknologioihin, jotka lisäävät ekosysteemipalvelujen saatavuutta tai vähentävät ekosysteemeihin kohdistuvia paineita (Millenium Ecosystem Assessment 2005b).

Ekosysteemipalvelut ovat perusta ekosysteemin taloudelliselle arvottamiselle. Yksinkertaisesti sanottuna ekosysteemipalvelut ovat ekosysteemien ihmiselle tarjoamia hyötyjä (Daily ym. 1997). De Groot ym. (2002) ja Vuosituhannen ekosysteemiarviointi (*Millennium Ecosystem Assessment* 2005a) erottavat kolme ekosysteemipalveluiden luokkaa: tuotantopalvelut, sääntelypalvelut ja kulttuuripalvelut.⁶⁹

De Groot ym. (2002) esittävät typologian ekosysteemitointojen, -tavaroiden ja -palvelujen luokittelulle, kuvaamiselle ja arvottamiselle. Ensimmäinen askel ekosysteemitavaroiden ja -palvelujen arvioimisessa on ekologisen moniulotteisuuden (rakenneet ja prosessit) määrittely ja kääntäminen ekosysteemitoinnoiksi. Nämä toiminnot tarjoavat tavaroita ja palveluja, joita ihmiset arvostavat. Ekosysteemitoinnot määritelläänkin eksplisiittisesti luonnon prosessien ja komponenttien kyvyksi tarjota tavaroita ja palveluja, jotka tyydyttävät ihmisen tarpeita suoraan tai epäsuoraan. Jokainen toiminto on luonnollisten prosessien tulos. Luonnolliset prosessit ovat vuorostaan tulosta monimutkaisista vuorovaikutuksista ekosysteemin biottisten

⁶⁹ Suomenkielinen katsaus metsäluonnon ekosysteemipalveluihin ja niiden arvottamiseen on Matero ym. (2003).

(elävät organismit) ja abioottisten (kemialliset ja fysikaaliset) komponenttien välillä aineen ja energian liikkeen avulla. Kun ekosysteemin toiminnot on tunnettu, niiden yhteiskunnallinen arvo voidaan arvioida ekosysteemitointojen tarjoamien tavaroiden ja palvelusten kautta (Ekins ym. 2003). Taulukossa 6. esitetään ekosysteemipalveluiden lista.

Taulukko 6.
Ekosysteemipalveluiden lista.

Luokka	Määritelmä	Esimerkkejä tavaroista ja palveluista
Tuotanto- palvelut	Ekosysteemissä tuotettuja tavaroita ja palveluja	Ruoka Rehu Polttoaine Puutavara, kuidut ja muut raaka-aineet Biokemialliset aineet ja lääkkeet Geenivarat Koristeet
Säätely- palvelut	Säätelypalvelut ovat tulos ekosysteemin kapasiteetista säännellä ilmastoa, hydrologisia ja biokemiallisia kiertoja, maan prosesseja ja erilaisia biologisia prosesseja	Hiilen sidonta Ilmaston säätely (valo, lämpötila, sade) Jokien ja pohjaveden virtaamien ajoituksen ja määrän säätely Rannikon ja rantojen suojele tulvia vastaan Eroosion ja sedimentoitumisen säätely Lajien lisääntymisen säätely Liikaravinteiden ja saasteiden hajotus Pölytys Tuholaisten ja patogeenien säätely Myrskysuojelu Suojele melua ja pölyä vastaan Biologinen typensidonta
Kulttuuri- palvelut	Kulttuuripalvelut liittyvät hyötyihin, joita ihmiset saavat ekosysteemeistä virkistykseen, kognitiivisen kehittymisen, rentoutumisen ja henkisen reflektion kautta	Luonto ja biodiversiteetti (elinympäristön tarjoaminen villeille kasvi- ja eläinlajeille) Kulttuurisen, historiallisen ja uskonnollisen perinteen tarjoaminen (mm. historialliset maisemat ja pyhät metsät). Tieteellisen ja kasvatuksellisen tiedon ja informaation tarjoaminen Mahdollisuuksien tarjoaminen virkistykseen ja matkailuun. Viehättävien maisemapiirteiden tarjoaminen lisäämään asumisen ja elämisen viihtyisyyttä Muun tiedon ja elämysten tarjoaminen (mm. kulttuurinen tai taiteellinen inspiraatio)

Ekosysteemien muutosten ja häviämisten aiheuttama huoli on suuri siksi, että ekosysteemien tarjoamien palvelujen määrä on merkittävästi vähentynyt viimeisten 50–60 vuoden aikana (The Millenium Ecosystem Assessment 2005a). Ainutlaatuinen piirre useimmille ekosysteemitoinnoille on se, että vaikka niiden merkitys on helppo havaita, niitä ei kuitenkaan tuoteisteta tai hinnoitella, mistä syystä ne jäävät markkinoiden ulkopuolelle. Markkinoiden ulkopuolelle jäämisen syy on pikemminkin tekninen kuin moraalinen. Puuttuvat markkinat ovat ongelma erityisesti kehitysmaissa, joissa merkittävä osa yhteiskuntaa on suoraan tai epäsuoraan riippuvainen ekosysteemitoinnoista ja niiden tuottamista (ilmaispalveluista). Ekosysteemipalveluiden häviäminen heikentää ennemmin tai myöhemmin ihmisten hyvinvointia. Mikäli vuosituhannen ekosysteemi-arvioinnin (2005b) kuvaamat trendit jatkuvat, eivät tänään ilmaiset ekosysteemipalvelut ole sitä enää huomenna. Alkutuotantoon (primaarisiin toimialoihin) tällöin kohdistuvat lisäkustannukset siirretään edelleen sekundaarisille ja muille toimialoille ja näin ollen ekosysteemipalveluiden kustannukset kohdistuvat lopulta kaikkeen liiketoimintaan (The Millenium Ecosystem Assessment 2005b).

Julkisella vallalla on kriittinen asema monien ekosysteemipalveluiden ensisijaisena ostajana sekä yksityisen sektorin suorien ekosysteemipalveluihin liittyvien maksujärjestelmien (rahoitusjärjestelyjen) alullepanijana. Ilman omistusoikeuksien ja kansallisten lainsäädännöllisten puitekehysten olemassaoloa ja vahvistamista ekosysteemimarkkinat eivät synny tai toimi. Innovatiiviset instituutiot ovatkin välttämättömiä ekosysteemipalveluiden markkinoiden toiminnalle. Lainsäädännöllisen puitekehysten rinnalle tarvitaan lisäksi muita muodollisia ja myös epämuodollisia pelisääntöjä, jotka vähentävät liiketoimikustannuksia ja rahoitusriskiä (Kumar 2005). Uusia liiketoiminnan mahdollisuuksia voikin ilmaantua, kun kysyntä kasvaa entistä tehokkaammille tai erilaisille tavoille käyttää ekosysteemipalveluja (The Millenium Ecosystem Assessment 2005b).⁷⁰ Vuosituhannen ekosysteemi-arviointiraporteissa todetaan, että uhkat luovat myös mahdollisuuksia. Innovaatiot ja teknologia ekosysteemivahinkojen minimoimiseksi ja kielteisten vaikutusten lieventämiseksi luovat nimittäin kenties merkittäviä uusia liiketoiminnan mahdollisuuksia. Nämä mahdollisuudet ovat seurausta siitä, että ekosysteemin heikentyminen muuttaa julkista politiikkaa (uudet sääntelyt), kuluttajien preferenssejä, tarjontariippuvuuksia, osakkeenomistajien odotuksia ja kilpailijoiden strategioita.

Wetland mitigation banking -toiminta eli kompensatiokauppa

Yhdysvalloissa liittovaltion vesilainsäädäntö kielsi 1980-luvulla navigoitaviin vesiin liittyvien kosteikkojen muuttamisen. Kieltoon on voinut saada yksittäistapauksellisesti poikkeuksen (Ruhl–Gregg 2001). Poikkeuksen saaminen edellyttää periaatteessa tiukasti kolmiportaista järjestystä: ensisijaisesti on vältettävä kosteikon muuttamista, mihin liittyy vaatimus, että hakija esittää vaihtoehtoiset ratkaisut hankkeelleen – mukaan lukien muut sijainnit riippumatta kiinteistöjen omistussuhteista – ja perustelut niiden käyttämättä jättämiselle, toissijaisesti on vähennettävä suojatoimin väistämättä aiheutuvia haitallisia vaikutuksia, ja viimeisenä vaihtoehtona suoritettava korvaavat toimet (*mitigation*) niiden haittavaikutusten poistamiseksi, jotka aiheutuvat suojatoimista huolimatta (Gardner 1996, Farrier 1995). Lainsäädännön tavoitteena on ”ei nettomenetystä” kosteikkojen toiminnoissa ja arvossa, sekä pitkällä aikavälillä niiden nettolisäys (Boyd ym., Ruhl-Gregg 2001, Di Leva 2002).

Wetland mitigation banking -toiminnassa kosteikkoja perustetaan, ennallistetaan tai suojellaan, jotta kosteikkoalueille hankkeita suunnittelevat voivat ostaa ennallistamispalveluja täyttääkseen poikkeuslupaedellytykset (Ruhl-Gregg 2001, Di Leva 2002). Ensisijaisesti viranomaiset hyväksyvät vain ennallistamistoiminnan kosteikkokaupassa, sillä kosteikkojen perustaminen on riskialtista ja pitkällä aikavälillä niiden toimintakyvyn säilyminen edellyttää yleensä aktiivisia ylläpitotoimia. Luonnontilaisen kosteikon suojelun hyväksyminen kosteikkokaupassa on vain poikkeuksellisesti mahdollista, lähinnä silloin, kun kosteikko on alueellisesti arvokas, ja sitä uhkaa välitön heikentäminen, joka suojelulla voidaan torjua (Gardner 1996).

Elinkeinoelämän onkin jatkuvasti sopeutettava strategioitaan kohtaamaan muutoksia. Elinkeinoelämän haasteena on näin ollen mukautuminen lisääntyvään sääntelyyn julkisen vallan pyrkiessä suojaamaan heikentyneitä ekosysteemipalveluja,

⁷⁰ Salzman (1998) nostaa esille ekosysteemipalveluihin liittyvän informaation markkinat. Tiedon lisääntyminen vaikuttaa myös ympäristölainsäädännön kehittymiseen. Jos tulevaisuudessa tiettyjen toimenpiteiden voidaan katsoa liittyvän ekosysteemipalveluiden vähenemiseen, niin silloin tällainen ympäristöllisesti haitallinen toiminta epäilemättä synnyttää lainsäädännöllisiä haasteita. Ekosysteemipalveluihin vaikuttava toiminta on vielä tänään immuunina lainsäädännölle johtuen vaikeuksista todistaa syy-yhteyksiä.

imago-ongelmiin aloilla, jotka ovat läheisessä yhteydessä ekosysteemien ja niiden palvelujen heikentymiseen, monien tärkeiden tuotantopanosten (esim. maatalous- ja energiantuotannossa tarvittava vesi) olennaiseen kallistumiseen, lisääntyneeseen haavoittuvuuteen luonnonkatastrofeille sekä lisääntyviin sosiaalisiin ristiriitoihin, jotka saavat alkunsa ekosysteemipalveluiden niukentumisesta. Elinkeinoelämälle syntyy myös uusia mahdollisuuksia ja markkinoita kohdattaessa ekosysteemipalveluiden lisääntyvä niukkuus. Varsinkin ne yritykset, jotka ovat varhain liikkeellä, saattavat menestyä. Vuosituhannen ekosysteemi-arviointi korostaakin sitä, että on määritettävä niitä ekosysteemipalveluja, joita elinkeinoelämä jo nyt käyttää, voi tulevaisuudessa käyttää tai jotka vaikuttavat elinkeinoelämään.

Joustavuus säädösten soveltamisessa tarjoaa mahdollisuuksia luoville yksilöille lähestyä niitä uusilla tavoilla. Kompensaatioiden käyttö kosteikkojen tapauksessa on esimerkki alueellisesta joustavuudesta (ks. edellinen laatikko).

Lumomaa-ohjelmiasopimus

Varsinais-Suomessa ja Satakunnassa käynnistynyt Lumomaa-ohjelmiasopimus ('Luonnon monimuotoisuus ja maaseudun kehittäminen') on alueiden kehittämislakiin perustuva ohjelmiasopimus, jonka ovat solmineet vuosiksi 2005-2015 Lounais-Suomen metsäkeskus, Lounais-Suomen ympäristökeskus ja Satakunnan ja Varsinais-Suomen maakunnan liitot ja työvoima- ja elinkeinokeskukset). Siinä biologista monimuotoisuutta turvataan uudenaikaisella mallilla, jossa luonnonsuojelusta ja biologisen monimuotoisuuden vaalimisesta pyritään tekemään osa maaseudun elinkeinotoimintaa. Lähtökohtana on näkemys, että biologisen monimuotoisuuden säilyttäminen ei ole ristiriidassa elinkeinotoiminnan kanssa. Biologisen monimuotoisuuden turvaamisen katsotaan liittyvän vapaaehtoiseen sopimiseen ja paikalliseen aloitteellisuuteen.

Sopimuksen tarkoituksena on luoda pohja verkostolle, johon voivat liittyä kaikki alueen luonnonvarojen kestävä käytön ja luonnonsuojelun parissa toimivat tahot. Hankkeen tavoitteena on lisätä luontoon ja luonnonhoitoon liittyvää työtä ja yrittäjyyttä. Yksityiset maanomistajat voivat tilata luonnonhoitopalveluita maanomistajilta ja maaseudun luonnonvara-ammattilaisilta, jolloin luonnon suojeluratkaisuista tulee itse suunniteltuja mahdollisuuksia. Näin luonnonhoito tarjoaa maaseudun uuden työllistymismahdollisuuden ja maaseudun yhteisöistä tulee luonnonhoidon osaajia.

Vapaaehtoiseen sopimiseen perustuvaa luonnonhoitoa vahvistetaan erillisten hankkeiden kautta ja tukemalla maaseudun ympäristötuella ja muulla julkisella rahoituksella tapahtuvaa biologisen monimuotoisuuden suojelua. Lumomaa perustuu ekosysteemi-lähestymistapaan.

6.8

Biotekniikka ja geenivarat⁷¹

Bioteknologian, erityisesti geenitekniikan, arvioidaan olevan eräs lähitulevaisuuden avainteknologioista. Uusi tieto elollisten organismien perimästä ja perinnöllisyyden lainalaisuuksista on mahdollistanut eliöiden perimän muuntamisen entistä tarkemmin ja nopeammin sekä lajien välisten rajojen ylittämisen. Geenitekniikan on toivottu lisäävän kasvien ja eläinten tuottavuutta ja kestävyyttä erilaisia tauteja ja ympäristöstressejä vastaan sekä mahdollisuuksia laatuominaisuuksien kehittämiseen. Lisäksi

⁷¹ Kiitämme tämän kappaleen tekstin kirjoittamiseen osallistumisesta ja lähdeaineiston toimittamisesta Tuula Pehua MMM:stä.

muuntogeenisiä mikro-organismeja, kasveja ja eläimiä voidaan käyttää lääkeaineiden, entsyymien ja rokotteiden tuottamiseen. Koska geeniteknikka on uusi teknologian ala, josta ei ole vielä paljon pitkän aikavälin kokemusta, halutaan tekniikan soveltamisessa edetä hallitusti varovaisuusperiaatteen mukaisesti.

Geeniteknikan kehittymisen myötä myös elävien organismien, mikro-organismien ja kasvien, patentointi on tullut mahdolliseksi. Patentointia on perusteltu välttämättömänä taloudellisena suojamekanismina kalliin tuotekehityksen kustantamiseksi. Patentointi onkin selvästi lisännyt bioteknologia-alan tutkimus- ja kehitystoimintaa ts. toiminut taloudellisena kannustimena innovaatioiden luomiselle. Sillä on myös ollut huomattava vaikutus biotekniikkateollisuuden rakenteeseen erityisesti maataloussektorilla. Siementuotanto on yksityistynyt ja keskittynyt muutamaaan läntiseen suuryritykseen. Vaikka kehitys on alkanut jo ennen biotekniikan käyttöön ottoa, on patentointi ja erityisesti geeniteknikan kehityksen alkuajoille tyypilliset laajat patentit voimistaneet tätä kehitystä. Tämä on heijastunut myös kaventuneena lajike-tarjontana, jossa yritykset ovat keskittyneet muutamaiin lähinnä kehittyneille maille tärkeisiin korkeatuottoisiin viljakasvilajikkeisiin. Toisaalta satoisampien lajikkeiden käyttö vähentää tarvetta raivata luonnontilaista ympäristöä maatalouden käyttöön (Food security... 2002).

Biotekniikka hyödyntää eliöiden perintöaineksen monimuotoisuutta tuotekehityksen lähtömateriaalina. Tästä syystä geenivarojen saatavuutta ja niiden käytöstä koituvien hyötyjen jakoa (ABS) koskeva sääntely liittyy läheisesti biotekniikan käyttöön (OECD 2003). Biodiversiteettisopimuksen mukaan mahdollisuus geenivarojen taloudelliseen hyödyntämiseen voi toimia kannustimena myös biodiversiteetin suojelulle. Biodiversiteettisopimukseen nojautuen erityisesti eräät megadiversiteettimaat ovat laatineet kansallista geenivarojensa saatavuutta koskevaa lainsäädäntöä pyrkimyksenään hyödyntää kansallisia geenivaroja taloudellisesti. Kuitenkin maiden suuret taloudelliset odotukset ja epäselvät geenivarojen saatavuutta koskevat menettelyt ovat käytännössä vähentäneet biologisen materiaalin/ geenivarojen keruuta (*bioprospecting*) sekä kaupallisiin että tieteellisiin tarkoituksiin useissa maissa ja siten myös vähentänyt biodiversiteetin suojeluun käytettäviä varoja (Dalton 2004). Siitä syystä geenivarojen saatavuutta ja hyötyjen jakoa koskevat säännökset tulee olla kansainvälisesti ja laajan yhteistyön kautta sovittu, jotta kannustimet biologisen monimuotoisuuden suojelulle saavutetaan.

Geenivarojen kaupallisesta hyödyntämisestä saadut tähänastiset kokemukset osoittavat, että geenivarojen kaupallisesta käytöstä saatavat hyödyt ovat useimmissa tapauksissa todennäköisesti liian vähäisiä toimiakseen riittävänä kannustimena luonnonympäristöjen suojeluun (esim. Barrett & Lybbert 2000). Myös muita kuin geenivarojen taloudellisesti arvokkaisiin ominaisuuksiin liittyviä kannustimia tarvitaan. Tällaisia kannustimia ovat palvelut, joita monimuotoiset ekosysteemit yleisellä tasolla tarjoavat, mukaan lukien ympäristö- ja maisema-arvot sekä biodiversiteetin hyödyntämiseen liittyvän perinteisen tiedon kunnioittaminen. Näin ollen ABS-säännöstö voi olla vain yksi osa julkisen vallan strategiaa, jonka tavoitteena on luonnon monimuotoisuuden suojelu.

Markkinoiden luominen ympäristömerkintöjen avulla

Yleistä

Sopivan tai riittävän tiedon tai informaation puute voi ehkäistä markkinalähestymistavan kehittämistä ja soveltamista biologisen monimuotoisuuden suojeluun, käyttöön ja ennallistamiseen. Informaatiota voidaan tarjota merkinnän, sertifiointin, suoran informaation tarjonnan ja teknisen kapasiteetin rakentamisen kautta. Tuotteeseen liittyvän tiedon ja informaation tarjoaminen on tärkeä osa kuluttajille markkinoilla myytävää tuotetta. Tiedon ja informaation kysyntä on lisääntynyt samaan aikaan, kun taloudellinen erikoistuminen on tehnyt kuluttajan ja tuottajan välisen etäisyyden entistä suuremmaksi – usein kuluttaja tietää hyvin vähän siitä, kuinka hyödykkeet on tuotettu. Kuluttajat eivät kovin helposti kykene havaitsemaan tuotteiden elinkaaren biodiversiteettivaikutuksia (tai muuta sisältöä, esimerkiksi epäeettistä tuotantotapaa, kuten ihmis- ja eläinten oikeuksien polkemista), elleivät he ole tietoisia niiden tuottamisessa käytetyistä tuotantomenetelmistä. Yleisen käsityksen mukaan kuluttajat arvostavat ympäristöä enemmän tulojen kasvun myötä ja siksi he kysyvät ympäristövaikutuksista kertovaa tietoa ja informaatiota entistä enemmän sitä mukaa, kun heidän taloutensa kehittyy. Tärkeänä avainelementtinä markkinoiden kehittämiseksi biodiversiteettitavaroille ja -palveluksille aina on kuluttajien havaitsemat uudet arvot. Hyödykkeillä täytyy olla sellaista biodiversiteettinäkökulmasta myönteistä arvoa, jonka kuluttajat huomaavat. Kuluttajien preferenssien muutokset edesauttavat uusien markkinoiden syntymistä.⁷²

Sellaisen informaation tarjoaminen, joka avustaa kuluttajia tekemään biologisen monimuotoisuuden kannalta myönteisiä kulutusvalintoja, ei kuitenkaan ole ilmaista. Vaikka on selvää, että monet kuluttajaryhmät arvostavat biologista monimuotoisuutta säilyttäviä tavaroita ja palveluja, niin sellaista informaatiota on vaikeaa saada markkinoilta, joka helpottaisi tällaisten tuotteiden valitsemista markkinoilta. Jokaisella tuottajalla on helposti olemassa kannustin tarjota sellaista informaatiota, joka osoittaa, että sen tuotteet eivät ole haitallisia biologiselle monimuotoisuudelle (eli ovat biologisen monimuotoisuuden kestävää käyttöä), mutta on vastaavasti kannustin peittää tai vääristellä informaatiota silloin, jos sen tuotteet ovat biologisen monimuotoisuuden kannalta haitallisia. Sellaisten tuottajien erottamisella toisistaan, joiden informaatio on totta ja joiden ilmaisut ovat valheellisia, on hyvin suuri merkitys markkinoilla. Yksi mahdollisuus julkiselle vallalle on vaatia merkintäinformaatiota tarjottavaksi tietäntyyppisille kulutushyödykkeille. Vapaaehtoinen merkintä usein tarjoaa informaatiota, joka on sopivaa käytettäväksi tuotteissa, joiden kohdalla on kysymys terveystai turvallisuusasioista. Toinen mahdollisuus on standardi, jonka myöntää jokin riippumaton ryhmä. Informaation tarjoamiselle on luotava strategioita.

Metsien sertifiointi⁷³

Metsien kestävä käytön ja hoidon (SFM) sertifiointista ja puutavaran merkinnästä ryhdyttiin keskustelemaan kansalaisjärjestöjen aloitteesta 1980-luvun lopulla. Vuon-

⁷² Puhutaan transformaatioarvoista. Esimerkiksi tiedon lisääntyminen voi muuttaa arvoja. Ympäristöpolitiikan keinovalikoimiin kuuluu myös moraalinen vetoaminen (moral suasion). Demokraattinen valtio voi tietoisesti pyrkiä muuttamaan ihmisten arvoja ja preferenssejä.

⁷³ Taloustieteellisestä kirjallisuudesta ks. esim. Murray & Abt (2001).

na 1993 perustettiin sitten ”*Forest Stewardship Council*” (FSC) harmonisoimaan sertifiointimalleja ja määrittämään kestävänsä metsänhoidon ja -käytön periaatteita ja kriteereitä.

Vuonna 1996 aloitetun Suomen kansallisen metsäsertifiointijärjestelmän kehittämisen seurauksena 24,8 miljoonaa metsähehtaaria eli 95 % Suomen metsätalouden maasta oli vuoden 2001 alussa FFCS (*Finnish Forest Certification System*) –järjestelmän piirissä. Kaikki metsäkeskusalueet (13 kpl) saivat vuoteen 2000 mennessä käyttöönsä todistuksen FFCS-järjestelmän mukaisen kestävänsä metsätalouden harjoittamisesta. FFCS on osa kansainvälistä PEFC-metsäsertifiointijärjestelmää (*Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes*). PEFC:n perusti 11 maata vuonna 1999 Suomi mukaanlukien. Nykyinen jäsenmäärä on 32 eli se kattaa saman verran kansallisia metsien sertifiointijärjestelmiä ja niistä 21 järjestelmää on arvioituja.

6.9.3

Luonnonmukaisten tuotteiden ympäristömerkit⁷⁴

Luonnonmukaisesti tuotettujen maataloustuotteiden merkitsemisellä pyritään kannustamaan viljelijöitä omaksumaan ympäristöystävällisiä viljelykäytäntöjä. Mikäli myös elintarvikemarkkinoiden muut osapuolet, valmistajista vähittäiskauppaan ja kuluttajiin asti, pitävät ympäristövaikutuksia maataloustuotteiden tärkeinä ominaisuuksina, luomumerkintä voi olla merkittävä vaikuttaja markkinoilla.

Käytännössä luonnonmukainen viljely on osoittautunut suositukseksi maatalouden ympäristötuen kohteeksi Suomessa ja EU:ssa.⁷⁵ Luonnonmukaisessa viljelyssä ei käytetä keinotekoisia torjunta-aineita tai väkilannoitteita. Luonnonmukaisella viljelyllä on hyvät edellytykset pitää yllä maaperän eliöstön monimuotoisuutta. Myös tavanomaisessa viljelyssä on mahdollista vaalia maan eliötoimintaa, jos maahan tulee riittävästi eloperäistä ainesta esimerkiksi karjanlannan ja viljelykierron myötä. Koska rikkakasvien torjunta-aineet vähentävät myös hyönteisten lukumäärää, rikkakasvihävitteiden vähäinen käyttö luomutuotannossa vähentää muun muassa maatalousympäristössä pesivien lintujen poikaskuolleisuutta.

Luonnonmukainen maatalouden sektori on kasvanut nopeasti sekä EU:n alueella että USA:ssa viime vuosikymmeninä. Luonnonmukainen tuotanto kattoi EU:ssa vuonna 1985 100 000 hehtaaria eli kokonaismaatalousmaan pinta-alasta 0,1 prosenttia. Vuonna 2002 ala oli kasvanut 4,8 miljoonaan hehtaariin, mikä on lähes neljä prosenttia koko EU-15:n maatalousmaan pinta-alasta (Moran 2002, EEA 2006). Suomessa luomuviljelysopimuksia on tehty viime vuosina noin 150000 hehtaarille, joka on noin 6-7 prosenttia koko viljelyalasta.

Vaikka luomutuotos on lisääntynyt viime vuosina merkittävästi, kattaa se silti ruoan markkinoista vain pienen osan: maidon ja lihan markkinaosuus on noin 2 % ja viljakasvien ja perunan noin 1 % EU:n alueella. Suomessakin luomun markkinaosuus on vain noin yhden prosentin luokkaa. Luomun saatavuus ja hinta ovat kuluttajien mielestä suurimmat syyt kulutuksen vähäisyydelle (Oberholtzer et al. 2005)

Luomutuotannon kasvu johtuu monista erilaisista tarjonta- ja kysyntäpuolen tekijöistä, joihin julkinen politiikka voi vaikuttaa. Tarjontapuolella mahdollisuudet liittyvät erilaisiin tukimuotoihin luomutuotantoon siirtymiseen tai luomutuotannon ylläpitämiseen. Luomutuotanto voidaan järjestää monella eri tavalla ja siksi on vaikea tehdä yksinkertaisia kannattavuusvertailuja tavanomaisiin tuotantjärjestelmiin. Suomalaisista kirjanpito-tiloista koostuvan aineiston perusteella on mm. havaittu, että vaikka luonnonmukaisia tuotteita tuottavien tilojen kasvituotos pinta-alayksikköä kohti on alhaisempi kuin tavanomaisia tuotteita tuottavien, niin vastaavasti kasvi-

⁷⁴ Kiitämme tämän kappaleen tekstin kirjoittamiseen osallistumisesta ja lähdeaineiston toimittamisesta prof. Anni Huhtalaa MTT:stä.

⁷⁵ Kaikki luomutuotanto ei perustu ympäristötukeen.

lajidiversiteetti-indikaattori saa luonnonmukaisilla tiloilla keskimäärin korkeampia arvoja kuin tavanomaisilla tiloilla. Myös luonnonmukaisen ja tavanomaisen tuotannon tehokkuusero pienenee huomattavasti, jos otetaan huomioon myös diversiteetti tavanomaisen kasvituotoksen lisäksi. Ns. varjohintojen perusteella arvioiden monimuotoisuuden lisääminen on luonnonmukaisessa tuotannossa keskimäärin edullisempää kuin tavanomaisessa (Sipiläinen ym. 2006).

Miettisen ja Huhtalan (2005) tutkimuksessa on puolestaan tarkasteltu viljelykasvivalinnan ja tuotantotavan (tavanomainen tai luonnonmukainen) sekä torjunta-aineiden käytön ja metsästäjien metsästyspäätösten vaikutuksia yhteiskunnalliseen hyvinvointiin ja luonnon monimuotoisuuteen. Monimuotoisuuden indikaattorina käytettiin peltopyykantaa. Peltopyy (*Perdix perdix*) soveltuu hyvin maatalousympäristön ja erityisesti peltoluonnon monimuotoisuutta mittaavaksi indikaattorilajiksi, koska peltopyyt pesivät ja ruokailevat pelloilla. Tutkimus paljasti omalta osaltaan miksi luonnon monimuotoisuus on vähentynyt maatalousympäristössä. Maataloustuotannon ulkoisvaikutuksista ja luonnon monimuotoisuuden julkishyödykeominaisuudesta johtuen markkinat epäonnistuvat maatalousympäristön monimuotoisuuden turvaamisessa. Ilman yhteiskunnan väliintuloa monimuotoisuushyötyjä tuotetaan liian vähän, koska hyötyjen tuottajilla ei ole taloudellisia kannustimia tuottaa niitä. Sen sijaan haitallisia ulkoisvaikutuksia tuotetaan liikaa, koska haitallisten ulkoisvaikutusten tuottaja ei joudu maksamaan niiden tuottamisesta aiheutuvia yhteiskunnallisia kustannuksia. Tarkastellussa mallissa oli kolme ulkoisvaikutusta, joiden sisäistämiseen tarvittiin kolme taloudellista ohjauskeinoa. Ohjauskeinot olivat luomurukiille maksettava viljelyalaperusteinen tuki, torjunta-ainevero sekä peltopyyn pyyntilupamaksu. Suomessa on tällä hetkellä käytössä ainoastaan maatalouden ympäristötuen erityistukisopimukseen kuuluva luonnonmukaisen tuotannon tuki, jonka suuruus on vuodessa 102,59 euroa hehtaaria kohti kahden vuoden siirtymäkauden jälkeen (jonka aikana vuotuinen tuki on 147,16 euroa/hehtaari). Torjunta-aineiden käyttöä ei veroteta, ja pyyntilupamaksu peritään vain hirvieläimistä.

Luomun tukipolitiikka on Suomessa rakennettu sille olettamukselle, että luomutuotannon järjestelmiä ainakin siirtymävaiheessa luonnehtivat matalat tuotot ja hyvin vaihtelevat kustannukset. Ympäristövaikutuksia sinänsä ei ole pyritty hinnoittelemaan. Tuet ja hinnanlisät (*price premium*) ovat olennaisia tekijöitä luomumarkkinoilla. Puhtaasti kysyntävetoisessa luomumarkkinoiden edistämässä hintalisä on tärkeä tekijä. Tuottajat ovat silloin riippuvaisia kuluttajien maksuhalukkuudesta (Moran 2002). Siikamäen (1997) mukaan suomalaiset kuluttajat ovat halukkaita maksamaan vuosittain noin 250 miljoonaa euroa, mikäli torjunta-aineiden käyttö maataloudessa lopetetaan kokonaan. Koska Suomen peltopinta-ala on noin 2,2 miljoonaa hehtaaria, saataisiin kokonaismaksuhalukkuudeksi 114 euroa hehtaaria kohden.

6.9.4

Kestävän matkailun laatumerkintä

Ympäristöministeriön toimenpideohjelma luonnon virkistyskäytön ja luontomatkailun kehittämiseksi eli VILMAT-toimintaohjelma vuodelta 2002 ja siihen liittyvä valtioneuvoston periaatepäätös luontomatkailusta vuodelta 2003 pyrkivät edistämään luontomatkailua ja ulkoilua (luonnon virkistyskäyttöä) tavoitteenaan kaksinkertaistaa alan työpaikat vuoteen 2010 mennessä. Ohjelmalla turvataan valtion talousarviossa riittävät varat (pääosin suuntaamaan uudelleen nykyisiä määrärahoja) retkeily- ja muiden virkistyspalvelujen rakentamiseen ja ylläpitoon valtion mailla. Lisäksi kehitetään metsänhoitosuosituksia ja metsäsuunnittelua ottamaan huomioon maisemanhoidon ja metsän eri käyttömuotojen yhteensovittamisen. Samalla on pyritty parantamaan monikäyttöön ja luontoyrittäjyyteen liittyvää tietopohjaa. Kansallisen metsäohjelman väliarvioinnissa (Maa- ja metsätalousministeriö 2005a) todetaan

luontomatkailun ja virkistyskäytön kehittämistavoitteet saavutetun puutteellisesti. Väliarvioinnissa todettiin tarve tehostaa VILMAT-toimintaohjelman toteuttamista.

Metsähallitus on laatinut vuoteen 2010 ulottuvat toimenpideohjelmat luonnon virkistyskäytöstä ja luontomatkailusta. Metsähallitus on ohjelmaan perustuen laatinut suunnitelmia kehittääkseen virkistys- ja luontomatkailupalveluja hallinnoimillaan luonnonsuojelualueilla, vesialueilla ja retkeilyalueilla. Kestävän luontomatkailun periaatteita luonnonsuojelualueilla on muotoiltu yhdessä yrittäjien kanssa. Kestävän käytön kriteereitä ja indikaattoreita on myös kehitetty. Toimenpiteiden tarkoituksena on lisätä kävijälukumääriä ilman, että vaarannetaan luonnon tai kulttuurisia arvoja.

Kansainvälisessä matkailussa luontomatkailu kasvaa voimakkaasti.⁷⁶ Lindberg (2001) arvioi, että tämän matkailualan kasvu on vuosittain 7–8 %. Ekomatkat (kuten lintujen tarkkailu, luontoon tutustuminen, luonnonvalokuvaus, luonto-opetusretket ja valaiden tarkkailu) kasvaa vieläkin nopeammin kuin pelkkä luontomatkailu ja sitä pidetään nopeimmin kasvavana matkailun alana.⁷⁷ Kasvua selittävät kysynnän kannalta yhtäältä matkailijoiden elämyshakuisuus ja toisaalta ympäristötietoisuus, mutta myös kaukaisten kohteiden saavutettavuus, tiedon saatavuus (internet) ja matkailijoiden määrän kasvu. Ekoturismia markkinoidaan nykyisin voimakkaasti elämyksellisyydellä pikemminkin kuin haitallisten ympäristövaikutusten vähäisyydellä. Elämykselliset matkailutuotteet luovat tavanomaisiin matkailutuotteisiin lisäarvoa ja mahdollistavat korkeamman hinnan perimisen matkailutuotteesta, samalla kun asiakasryhmä pysyy pienenä, mikä on ympäristövaikutusten hallinnan kannalta välttämätöntä. Tuotteiden kohderyhmänä on hyvävarainen asiakaskunta. Ekoturismi on viimeaikoina organisoitunut ja luonut systemaattisesti uusia tuotteita (Gössling 2005).

Esteettis-visuaaliset tekijät luonnossa ovat matkailijoille ja virkistyskäyttäjille hyvin tärkeitä. Huhtikuun 2006 alussa astuu voimaan Firenzessä Italiassa lokakuussa vuonna 2000 allekirjoitettu eurooppalainen maisemayleissopimus, jossa Euroopan neuvoston jäsenmaita edellytetään sisällyttämään maisemanäkökohdat luonnonvarojen käytön politiikkoihin sekä suunnittelu- ja hoitoperiaatteisiin (HE 73/2005).

Naturens Bästa

Svenska Ekoturismföreningen, Svenska Naturskyddsföreningen ja Sveriges Rese- och Turistråd kehittivät vuonna 2002 yhteinen laatumerkinnän Naturens Bästa (Nature's Best), joka voidaan myöntää korkealaatuisille, luonnonsuojelu- ja ympäristövastuun kantaville elämyksellisille matkailutuotteille, jotka ottavat huomioon paikalliset asukkaat ja matkakohteen kulttuuriarvot. Laatumerkintää ei myönnetä yritykselle, vaan ainoastaan tuotteelle. Tuotteet vaihtelevat muutaman tunnin villieläinten katseluretkestä tai ratsastuksesta maailmanperintöalueella usean viikon pituisiin matkoihin. Tuotteen laatumerkintä edellyttää tiukkojen laatuvaatimusten täyttämistä, jotka liittyvät myös tuotteen hyödyntämiin palveluihin kuten majoitukseen tai ruokailuun.

Laatumerkityt tuotteet saavat verkkosivujen kautta tehokkaan markkinoinnin. Tällä hetkellä Naturens Bästa -laatumerkinnän on saanut 157 tuotetta.

Lisätietoa: <http://www.naturensbasta.se/index.asp?cookies=True>

⁷⁶ Tuore suomalainen tutkimus luontomatkailusta on Järviluoma (2006).

⁷⁷ Ekomatkatilun käsite, eräänlainen luontomatkailun "ekomerkki", syntyi, kun haluttiin erottaa toisistaan kestävä ja muu luontomatkailu. Kirjallisuudesta löytyy kriteereitä ekomatkailulle: minimaalinen fyysinen ja sosiaalinen vaikutus matkailualueella; matkailijoiden ympäristökasvatus luontokohteella ja paikallisten asukkaiden osallistaminen (Wunder 2000).

Suomessa asianomaisten viranomaisten ja asiantuntijatahojen on syytä ryhtyä tarkastelemaan mahdollisuuksia edistää elinkeinoelämää sellaisilla elinkeinoelämän sektoreilla, jotka perustuvat biologisen monimuotoisuuden kestävään hyödyntämiseen, kuten luonto- ja kulttuurimatkailun edistäminen ja kestävä metsä- ja maatalouselinkeino. Erityisesti on aiheellista edistää ympäristömerkintäjärjestelmien kehittämistä ja tunnettuisuutta.

6.10

Suojelualueiden pääsymaksut⁷⁸

Suojelualueiden kuten kansallispuistojen kävijämaksut (myös erilliset käyttömaksut) esitetään usein yhtenä markkinaratkaisuna biologisen monimuotoisuuden suojelun rahoittamiseksi. Varoja tuottavia pääsymaksuja voidaan myös käyttää kävijämäärien ohjaukseen ja niillä voidaan lisätä kävijämääriä, jos tuotto käytetään alueen nähtävyyss- tai elämysarvon kehittämiseen. Maksuihin liittyy kuitenkin paljon haittavaikutuksia, mistä johtuen niihin on usein suhtauduttu varauksellisesti. Maksujen perimisellä on eriarvoisuutta korostava vaikutus, koska maksu on suhteellisesti suurempi vähätuloiselle kuin suurituloiselle ja se on merkittävämpi paikalliselle luonnonkäyttäjälle kuin kaukaa tulleelle matkailijalle. Luonnonsuojelualueen käytön kehittämisessä voivatkin painottua matkailijoiden suosimat aktiviteetit paikallisen väestön aktiiviteettien samalla syrjäytyessä. Maksut voivat muuttaa kävijäkokemuksen luonnetta kaupalliseksi ja jopa vähentää taloudellisen toiminnan mahdollisuuksia. Keskeisimpänä haitallisena vaikutuksena on kuitenkin pidetty sitä, että pääsymaksut nähdään yhteiskunnan kulttuuristen arvojen vastaisina, koska ihmiset pitävät kansallispuistoja ja muita yleisiä alueita kansallisena perintönä, joka kuuluu kaikille ja jonka rahoitus on hoidettava valtion varoista (Lindberg 2001).

Suomessa on 40 kansallispuistoa ja valtion retkeilyaluetta, joille tehdään arviolta 2 miljoonaa käyntiä vuosittain. Alueiden hoito ja palvelut kuten reititys, opasteet ja tulipaikkojen polttopuut rahoitetaan verovaroin suoraan valtion budjetista. Luonnon virkistyskäytön valtakunnallisen inventointi- (LVVI) tutkimushankkeessa on kerätty kattava kyselyaineisto, jonka avulla on voitu analysoida suomalaisten suhtautumista mm. suojelualueiden pääsymaksuihin (Sievänen 2001). Tulosten perusteella vajaat 70 % suomalaisista on valmis maksamaan jotain (yli nolla markkaa) palvelujen turvaamiseksi. Vuotuinen valtion virkistyspalveluiden arvo aikuista suomalaista kohti arvioitiin keskimäärin reiluksi 19 euroksi. Siten valtion alueiden virkistyspalveluille kokonaismaksuhalukkuudeksi saatiin 74 miljoonaa euroa. Vähintään puolet kansalaisista (mediaani) arvottaa valtion virkistyspalvelut noin 32 miljoonaksi euroksi (Huhtala ym. 2001).

Ehkä hieman yllättävästi suurin osa vastaajista (60 %) piti tärkeimpänä maksuhalukkuusmotiivinaan halun taata **alueiden kulttuuri- ja luonnonarvojen säilyttämisen jälkipolville ja alueiden suojelun alkuperäisluonnon säilyttämiseksi**. Vähemmän kuin 20 % vastaajista ilmoitti haluavansa maksaa turvatakseen omat palveluiden käyttömahdollisuudet. Huolimatta näistä varsin pyyteettömistä motiiveista liittyynee kansallispuistoihin ja valtion retkeilyalueisiin puhtaasti käyttöarvoa. Alueilla käyneet olivat muita valmiimpia myös maksamaan niiden ylläpidosta. Noin kolmasosa vastaajista ilmoittikin, ettei olisi valmis maksamaan virkistysalueiden palveluiden käytöstä mitään. Aliotoksessa käytettiin erilaisia maksuhalukkuuskysymyksiä. Jopa 42 % vastaajista oli haluton maksamaan yhtään mitään, kun maksuvälineenä **oli yleinen veronkorotus**. Maksuhaluttomia oli hieman vähemmän eli 28 %, kun kyselyn maksuvälineenä oli vuotuisen **retkeilykortin** lunastaminen. Suhteellisen

⁷⁸ Tämänkin kappaleen tekstin kirjoittamiseen osallistumisesta ja lähdeaineiston toimittamisesta kiitämme prof. Anni Huhtalaa MTT:stä.

pieni osuus (6 %) totesi olevan haluton maksamaan **retkeilykortista**, koska heillä ei olisi varaa kortin lunastamiseen. Toisaalta jopa 20 % vastasi, ettei heillä olisi varaa sellaiseen **veronkorotukseen**, jonka tuotot kohdennettaisiin valtion virkistysalueiden ylläpitoon.

Huhtala ja Pouta (2004) ovatkin analysoineet LVVI-aineistoa eritoten mahdollisten tulonjakovaikutusten osalta. Tulosten perusteella näyttää siltä, että maksuttomuus hyödyttää nykyisellään itse asiassa hyvätulaisia. Maksujen käyttöönotto tekisi nimenomaan parempituloisista suurimpia häviäjiä, kun hyvinvointitappion mittarina käytettiin kuluttajan ylijäämää. Toisaalta, jo hyvinkin pieni pääsymaksu aiheuttaisi suuren hyvinvointitappion pienituloisten ryhmälle.

Kaiken kaikkiaan virkistysalueiden ja -palveluiden ylläpito mielletään yhteiskunnan velvollisuudeksi, ja maksullisuuteen suhtaudutaan varsin kielteisesti, kuten ehkä minkä tahansa muunkin ”saavutetun edun” menettämiseen. Jos ilmaisia palveluita ei olisi lainkaan saatavilla, yleisasenne maksullisuuteen jakautuu melko tasan maksullisuuden hyväksyjiin ja vastustajiin. Mielenkiintoista on, että käyttäjä maksaa -periaate on hieman hyväksyttävämpää uusille virkistyspalveluille kuin jo olemassaoleville.

Enemmistö LVVI-kyselyn vastaajista on tyytyväinen nykyjärjestelmään, jossa yhteiskunta maksaa suurelta osin virkistyspalvelujen kustannukset. Jossain määrin yhteiskunnan katsotaan jopa hyötyvän ulkoilusta ja siksi virkistyspalveluiden ylläpitoa verovaroin pidetään kannatettavana. Palveluiden maksulliseksi muuttumisen yksi seuraus saattaisi olla, että retkeily siirtyisi alueille, joilla maksua ei perittäisi. Tämä rajoittaisi samalla valtion mahdollisuuksia ohjata ja ehkäistä retkeilyä ja matkailun ympäristökuormitusta valvomillaan alueilla, ja olisi siten suorastaan ristiriidassa kansalaisten ilmaisemien luonnonsuojelullisten pyrkimysten kanssa.

Pohjoismaissa kansallispuistojen pääsymaksun periminen olisi ongelmallista jokamiehenoikeuksiin luettavan vapaan liikkumisoikeuden vuoksi. Suomessa on perustuslaillisella tasolla on taattu kansalaisten oikeus liikkua maassa. Luonnonsuojelualueilla liikkumista voidaan rajoittaa vain lajien tai luontotyyppien suojelun sitä edellyttäessä.

6.11

Suojelurasitteet

Kiinteän omaisuuden omistusoikeuden haltija voi eräissä oikeusjärjestelmissä (esim. Yhdysvalloissa) antaa vastiketta vastaan tai vastikkeetta suojelurasitteen (*conservation easement*) omistamaansa kiinteistöön (ks. Anella & Wright 2004). Maanomistusoikeus säilyy enallaan, mutta maanomistaja sitoutuu suojelutavoitteiden mukaisesti pidättäytymään suojeluarvoja vaarantavasta toiminnasta. Hän voi antaa suojelurasitteen joko julkiselle viranomaiselle, yksityiselle organisaatiolle tai kunnalle. Rasite rekisteröidään ja se kulkee kiinteistön mukana kiinteän tai määrittelemättömän ajan, ja myöhemmät omistajat ovat sidottuja rasitteeseen. Suojelurasitteet kannustavat biologisen monimuotoisuuden säilyttämiseen, koska niihin liittyy kannustimena taloudellinen tuotto rasitteen myymisestä tai sen lahjoittamisesta mahdollisesti seuraava verohelpotus (Draper 2004). Rasitteen haltija on vastuussa rasite-ehtojen toimeenpanosta ja seurannasta. Suojelurasitteiden käyttämisestä tulisi tukea verohelpotuksin (Draper 2004).

Suomessa luonnonsuojelulainsäädännön nojalla voidaan rajoittaa maanomistajan tai erityisen oikeuden haltijan oikeutta heikentää tiettyjä luonnonarvoja (mm. suojelut luontotyyppit ja erityisesti suojeltavien lajien esiintymispaikat). Maanomistajalle tai erityisen oikeuden haltijalle korvataan aiheutuva merkityksellinen haitta (Suvantola 2005a). Asiallisesti kyse on suojelurasitteeseen rinnastuvasta, julkisoikeudellisesti

asetettavasta käytönrajoituksesta, joka seuraa kiinteistön omistuksen mukana. Yksityisoikeudellisesti tällaista rasiitetta ei ole Suomessa mahdollista asettaa, mutta periaatteessa se olisi teknisin lainsäädännön muutoksin mahdollistettavissa.

Suomessa olisi aiheellista selvittää yksityisoikeudellisen suojelukiinnityksen asettamisen edellyttämät lainsäädännönmuutokset, niiden mahdollisuudet ja rasiitteiden käyttöön kannustavat veroratkaisut.

6.12

Rahoitusmarkkinat

6.12.1

Rahoitustuotteet

Biologiselle monimuotoisuudelle on jo olemassa monia mahdollisia rahoitusinstrumentteja. Viime vuosina on eri puolilla maailmaa kehitetty sellaisia rahoitustuotteita, jotka edistävät kestävästä kehitystä ja samalla myös biologisen monimuotoisuuden suojelua.⁷⁹ Julkinen sektori, maiden väliset ja monikansalliset organisaatiot ovat kuitenkin edelleen keskeisiä biologisen monimuotoisuuden rahoitustoimijoita. Koska biologisella monimuotoisuudella on vahvoja julkishyödykeominaisuuksia, markkinattomat rahoitussiirrot (*Non-Market Transfer Payments*, esim. GEF, *Dept for Nature Swaps*, *Trust Funds*) ovat tärkeitä komponentteja sen kestävästä käytön rahoituksessa. Rahallista tukea on tavallisesti annettu avustuksina, joiden tavoitteena on ollut biologisen monimuotoisuuden suojelu. Mutta nyt myös yksityiset investoijat ovat alkaneet havaita biologisessa monimuotoisuudessa markkinapotentiaalia. Monet rahastot edistävät tänä päivänä kestävästä kehitystä yleensä, mutta näillä toiminnoilla on usein suoria tai epäsuoria vaikutuksia myös biologiseen monimuotoisuuteen.

Rahoitusmarkkinoiden tehtävänä on suunnata käytettävissä olevia rahoitusvaroja säästäjiltä sinne, missä tarvitaan investointeja. Monet investoijat ovat tänä päivänä kiinnostuneita sijoittamaan varansa hankkeisiin, jotka yhdistävät kohtuulliset rahoitustulot sellaisten tavaroiden ja palvelujen virtoihin, jotka ovat heille tärkeitä, kuten juuri biologinen monimuotoisuus. Osa kuluttajista (säästäjistä) kohdentaa mielellään investointirahoitusta yrityksiin, joilla on sosiaalisesti ja ympäristöllisesti hyvä maine. Jotkut eläkerahastot ja monet muut osakemarkkinoilla toimijat ilmaisevat eettisiä preferenssejään investointien tarkistusprosesseissa rahoitussuorityskyvyn rinnalla. Monet rahoitusneuvojat ja rahastot haluavat ja pystyvät myös tarjoamaan sellaisen palveluyhdistelmän, joka tyydyttää samalla kertaa ihmisten sekä rahoituskansallisia että ympäristöllisiä tarpeita.

”Vihreät” rahastot ovat lupaava mahdollinen väline luoda markkinoita myös biologisen monimuotoisuuden suojelulle ja kestäväälle käytölle, sillä ne tarjoavat biodiversiteettiyrityksille pääomaa rahoittaa toimintaansa sekä informaation levittämiseen biodiversiteettituotteista lisäämään kuluttajien tietoisuutta niistä. Ne ovat osa kasvavaa innovatiivisten vihreiden rahoituslähteiden ja rahoitusmekanismien kehitystä. Esimerkkejä tällaisista ovat riskipääomarahastot, joiden kohteena ovat ympäristöalan aloittavat yritykset ja avoimet keskinäisrahastot (*open-end mutual funds*), jotka investoivat sellaisiin yrityksiin, joilla on niin sanotusti vihreät säännöt. Tällainen toiminta luokitellaan sosiaalisesti vastuulliseksi investoinniksi (*Socially Responsible Investing*, SRI) tai eettiseksi investoinniksi, mikä edellyttää usein tarkastustoimintaa. Monet yritykset ja laitokset ovatkin alkaneet julkaista ympäristö- ja sosiaalisen vastuun

⁷⁹ Kestävästä kehityksen rahoituksesta ks. Peeters (2003). Varhaisempi aihetta käsittelevä teos on Schmidheiny & Zorruguin (1996).

raportteja, joissa painopiste on eettisessä suorituskyvyssä. Tarkastustoiminta merkitsee investointikohteiksi hyväksytyjen yritysten eettisen, sosiaalisen ja ekologisen suorituskyvyn tarkastamista rahoituksellisen suorituskyvyn ohella (Biller & Sermann 2002). Standardit, seuranta ja sertifiointi ovat olennaisia tekijöitä rahoituspalvelujen kuluttajien tiedottamisessa. Erityiset biodiversiteettirahastot voivat edistää kestäviä investointimahdollisuuksia. Biologisen monimuotoisuuden hoidon tarpeisiin tarkoitettujen rahastojen tarjoavat käyttöön sellaisia säästöjä, jotka on tarkoitettu luontoystävällisiin investointimahdollisuuksiin. Julkisen vallan muodostamien rahastojen kohdalla tuotot voivat hyvinkin olla markkinatuottoja pienempiä.

Monet kansalaisjärjestöt eri puolilla maailmaa ovat tarttuneet mahdollisuuteen edistää biologisen monimuotoisuuden suojelua ja kestäväää käyttöä parantamalla rahoitussektorin ja potentiaalisten biodiversiteetti-investointien synergiaa. Myös monet johtavat rahoituslaitokset ovat jo ottaneet toimintansa ohjeeksi ympäristökriteerit. Paineita tähän suuntaan on tullut usein osakkeenomistajien taholta. Ympäristöriski onkin alettu nähdä potentiaalisena markkinana. Hollannissa ”vihreille investoinneille” tarjotut veroodut ovat motivoineet kehittämään uusia rahoitustuotteita. Yhdysvalloissa taas eräät yksityiset pankit ovat keskittyneet rahoittamaan vain kestäväää kehitystä (Biller & Sermann 2002). Muita ”vihreitä” rahoitustuotteita ovat vihreät maksutilit, vihreät säästötilit ja ympäristövakuutukset. Vihreät maksutilit mahdollistavat sen, että osa liiketoimista on lahjoituksia ympäristön hyväksi tehtävään toimintaan kuten WWF:lle. Vihreissä säästötileissä pankki takaa sen, että talletettu pääoma investoidaan vain yrityksiin, jotka edistävät kestäväää kehitystä.

Eurooppalainen aloite *European Biodiversity Resourcing Initiative* (EBRI) on määrittänyt operationaalisen puitekehityksen, joka pyrkii yhdistämään biodiversiteetti-resurssoinnin tarpeet Euroopassa pankkiyhteisöjen ja kansainvälisten rahoituslaitosten etuihin. Päämääränä on tarjota mahdollisuuksia yhteistyöhön ja synergiaan, valtavirtaistaa biologinen monimuotoisuus olemassaoleviin pankkipolitiikkoihin ja -toimintaan ja jakaa tietoa Euroopan biologisen monimuotoisuuden suojelusta. Perimmäisenä tavoitteena on lisätä investointeja rahoituskelpoisissa biodiversiteettitoiminnoissa.

Schmidheiny ja Zorruguin (1996) listaavat vaikeuksia, joita kestävään kehityksen rahoitusmarkkinoilla väistämättä on. Ensinnäkin ekotehokkuus voi vähentää nykyhetkellä saatavia tuloja suosissaan tulevaisuuden mahdollisuuksia. Rahoitusmarkkinat sen sijaan suosivat nykyhetken tuloja. Toiseksi kestävä kehitys edellyttää investointeja, joiden rahoituksen takaisinmaksuajat ovat pitkiä. Kolmanneksi työn korkea verotus rohkaisee työn tuottavuuden lisäämiseen. Neljänneksi laskenta- ja raportointijärjestelmät eivät riittävässä määrin ota huomioon ympäristöriskejä ja -potentiaaleja. Lopuksi kestävä kehitys suuntautuu hyvin kauas tulevaisuuteen mutta rahoitusmarkkinat diskonttaavat tulevaisuudessa saatavat tulot.

6.12.2

Suojelusäätiöt

Siinä missä kansalaiset voivat äänestäjinä vaatia lisäämään julkista rahoitusta luonnonsuojeluun, he voivat myös osallistua vapaaehtoisesti luonnonsuojelun rahoitukseen yksityisesti erityisten luonnonsuojelurahastojen tai -säätiöiden kautta. Yhdysvalloissa tapahtui 1990-luvulla merkittävää kasvua tällaisessa suojelurahoituksessa. Suurimpia sikäläisiä suojelusäätiöitä olivat vuonna 2001 *Foundation for Deep Ecology*, *David and Lucile Packard Foundation*, *Ford Foundation*, *John D. and Catherine T. MacArthur Foundation*, *Pew Charitable Foundation* ja *William and Flora Hewlett Foundation* (McQueen & McMahan 2003). Suomessa merkittävä yksityinen suojelusäätiö on kalastaja Pentti Linkolan johtama (säätiön perustajana sen elinikäisenä puheenjohtajana) Luonnonperintösäätiö. Paitsi yksityisten suojelualueiden perustamisessa, niin

yksityistä rahoitusta voidaan käyttää hyväksi myös niin sanotun vihreän infrastruktuurin (green infrastructure) luomisessa. Vihreään infrastruktuuriin voidaan lukea laajat viherkäytävät ja varsinkin sellaiset, jotka kulkevat rakennetun ympäristön ja tieverkoston poikki helpottaen lajiston levittäytymistä, liikkumista ja muuttoa.

METSO-ohjelmassa on tehty esiselvitys mahdollisesta metsiensuojelusäätiöstä (Ympäristöministeriö 2004a). Esiselvitys valmistui 30.6.2004. Siinä selvitettiin alustavasti mahdollisuudet kanavoida kansalaisten maksuhalukkuutta metsien monimuotoisuuden suojelun lisärahoitukseen säätiön välityksellä. Esiselvityksen tarkoituksena oli muun muassa tarkastella valtion mahdollisuutta osallistua jonkin olemassaolevan säätiön toimintaan, uuden säätiön perustamista ja valtion osallistumista sen toimintaan, säätiön toimintaa suhteessa olemassaoleviin metsiensuojelun rahoituskanaviin, rahoituspohjaa yleensä, säätiön markkinointia ja edessä mahdollisesti olevia ongelmia. Ympäristöministeriössä oli itse asiassa jo vuonna 1994 esitetty ideatasolla Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamista selvittäneessä raportissa (Ympäristöministeriö 1994) luonnonsuojelurahaston perustamista suojeluohjelmien toteuttamista ja talousmetsien suojelukorvausten maksamista varten. Tuon raportin mukaan päämääränä oli käyttäjä maksaa -periaatteen soveltaminen monimuotoisuuden suojelusta aiheutuvien kustannusten kattamiseen. Yhtenä sovellutuksena esitettiin teollisuudelta kerättävää luonnonsuojelumaksua, joka määräytyisi käytetyn puumäärän perusteella.⁸⁰ Toisena vaihtoehtona esitettiin metsänomistajalta kerättävää maksua, joka perustuisi omistusyksikön puuston keskimääräiseen kasvuun. Varoja rahastolle ehdotettiin kerättävän valtion talousarvion kautta, käyttömaksuina, yleisölle myytävänä obligaatioilla, lahjoituksilla ja mahdollisella EU-rahoituksella. Ympäristöministeriön biodiversiteettityöryhmän mietinnön (Ympäristöministeriö 1995) mukaan metsien monimuotoisuuden ylläpito luo markkinaetua, josta ainakin osa tulisi kanavoida erityiseen suojelurahastoon. Metsälain valmistelun yhteydessä vuosina 1994-1995 aihetta käsiteltiin laajasti. Esillä oli niinikään rahastoitava luonnonsuojelumaksu. Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan mietinnössä (MESTRA) vuodelta 1996 esitetään tarve selvittää valtion tukeman vapaaehtoisen suojelusäätiön perustamismahdollisuudet (Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan mietintö 1996, Ekroos 1996). Kuitenkin vasta METSO-toimikunta vei ajatusta konkreettisesti eteenpäin ottamalla yhdeksi toimenpiteeksi ohjelmaansa metsiensuojelusäätiön toimintaedellytysten selvittämisen. Säätiön kautta muutkin kuin metsänomistajat saisivat mahdollisuuden osoittaa halukkuutensa vapaaehtoiseen metsiensuojeluun.⁸¹

Edellä mainitussa esiselvityksessä luetellaan muutamia suomalaisia säätiöitä luonnonsuojelun ja metsäsektorin alalla, kuten Suomen WWF, Suomen luonnonsuojeluliitto/Suomen luonnonsuojelun säätiö, edelläkin jo mainittu Luonnonperintösäätiö

⁸⁰ Palo (1993) ehdotti 1990-luvun alussa taloudellista ohjausta yleismetsälain keinoksi. Metsien suojelun rahoittamiseksi Palo ehdotti laskettavaksi liikkeelle Mera-obligaatioiden tapaan metsänsuojeluobligaatioita, joita tulisi olla tarjolla rahalaitosten lisäksi koti- ja ulkomaisille yhtiöille, järjestöille ja kansalaisille. Obligaatioista voisi Palon mukaan tulla ympäristötietoisille yksilöille ja yhteisöille suosittu sijoituskohte. Palo katsoi, että pääosa uusista suojelualueista pitäisi perustaa julkisen ympäristöbonuksen tuella metsänomistajien vapaaehtoisin päätösin. Hän ehdotti myös suojelukiintiöiden kauppaa, jossa metsänomistajat voisivat tehdä tarjouksia siitä, minkälaisella ympäristöbonuksen tasolla he olisivat halukkaita suojelemaan ja miten pitkäksi aikaa. Hetemäki (1995) esitti metsien suojelun rahoitusta aiheuttaja maksaa -periaatteella perustuen ajatuksensa ruotsalaisen metsäekonomisti Lars Hultkranzin (1993) ideaan metsänsuojelurahaston käytöstä metsien suojelussa. Hetemäen mallissa puun myyjät, ostajat ja kansalaiset veronmaksajina olisivat eri tavoin perustelluissa suhteissa metsien suojelun maksajina. Hetemäen ja Ollonqvistin (1995) mukaan metsänsuojeluobligaatiot tarjoaisivat kansalaisille kouriintuntuvan tavan osallistua suojelun rahoitukseen.

⁸¹ Ympäristöministeriö (2004a) on selvittänyt säätiön ja rahaston eron. Säätiö voidaan määritellä itsenäisen hallinnon alaiseksi määrätarkoitukseen luovutetuksi omaisuusmassaksi tai toimintayksiköksi. Säätiö on itsenäinen oikeushenkilö, kun se on merkitty säätiörekisteriin laissa säädetyllä tavalla. Rahasto sen sijaan ei ole itsenäinen organisaatio vaan omaisuusmassa, joka on sijoitettu toisen organisaation alaisuuteen ja hallintaan.

(perustettu vuonna 1995), Suomen metsäsäätiö, Metsämiesten säätiö, Suomen metsämuseosäätiö, Metsänparannussäätiö ja Suomen Luonnonvarain Tutkimussäätiö. Mahdollisesti perustettavan uuden metsiensuojelusäätiön toiminta-alan katsottiin olevan lähinnä Luonnonperintösäätiön toimintaa. Luonnonperintösäätiön tarkoitus on luonnonsuojelun edistäminen ja luonnonalueiden säilyttäminen. Tarkoituksensa toteuttamiseksi säätiö hankkii hallintaansa luonnonsuojelualueiksi sopivia maa-alueita ja ryhtyy toimiin niiden saattamiseksi soveltuvan lakimääräisen suojelun piiriin. Käytännössä säätiö hankkii alueet omistukseensa tarkoituksena perustaa niistä yksityinen luonnonsuojelualue (Ympäristöministeriö 2004b). Sen varainhankinta perustuu lähinnä yksityishenkilöiden lahjoituksiin. Metsäsektorin säätiöiden varojen hankinta ja toiminnan tarkoitus poikkevat suuresti luonnonsuojelualan säätiöiden vastaavista. WWF:n ja SLL:n varojen käyttökohde on erilainen kuin Luonnonperintösäätiön. Esiselvitysraportissa todetaan, että METSO-ohjelmassa tarkoitettua säätiön toiminnan käynnistämistä Luonnonperintösäätiön kautta vaikeuttaisi se, että Luonnonperintösäätiön toiminnat eivät ilmeisesti saavuttaisi kaikkien tahojen hyväksyntää. Esiselvityksessä suhtaudutaan säätiöiden väliseen kilpailuunkin kielteisesti. Yritysten lahjoitushalukkuuteen huomattiin lahjoitusten mahdollisella verovähennykselpoisuudella olevan merkitystä. Selvityksen mukaan lahjoitusten tulisi olla verovähennykselpoisia.

Ympäristöministeriön asettama työryhmä selvitti asiaa esiselvityksen jälkeen (Ympäristöministeriö 2004b). Tämä neuvotteluryhmä sai raporttinsa valmiiksi 16.12.2004. Sen mukaan säätiölle olisi toimintatilaa, mutta sellaisia tahoja, jotka olisivat halukkaita lahjoittamaan säätiölle riittävän alkupääoman, ei näyttänyt olevan riittävästi. Niinpä jatkotyöstä päätettäneen vuonna 2007. Neuvotteluryhmä piti kuitenkin olennaisena kysymyksenä sitä, voidaanko tuloverolain 57 §:n mukainen yhteisöjen verovähennysoikeus laajentaa koskemaan myös luonnonsuojelutarkoituksiin tehtäviä lahjoituksia.

6.12.3

Vakuutustoimiala

Ympäristövastuuvakuutukset kattavat yrityksen vastuun aiheuttamistaan ympäristövahingoista. Niinpä myös vakuutustoimialalla voi olla merkittävä asema luottaessa markkinoita luonnonsuojeluun ja luonnon kestävään käyttöön (Pearce 2002). Vakuutuksethan alentavat tai poistavat yksilöllisiä kustannuksia kohdattaessa jokin haitallinen tapahtuma, kuten tulipalo, myrsky tai tulva. Haitalliset tapahtumat voidaan kiteyttää yhteen sanaan, joka on riski. Vakuutettavat riskit voidaan siirtää muille (hajauttaa). Riskin siirtämisen etuna on vielä se, että vakuuttaja on erikoistunut riskeihin sekä riskin hoitajana että riskitiedon kerääjänä.

Vakuutukset siten hajauttavat haitallisesta tapahtumasta kärsivän yksilön korvauskustannukset laajalle yksilöiden ryhmälle. Jokainen näistä yksilöistä on alttiina haitallisen tapahtuman riskille, mutta mahdollisuudet yhden tai useamman ryhmän jäsenen joutuvan todellisuudessa kärsimään haitasta on hyvin pieni. Jokainen yksilö maksaa siksi maksun (preemion) agentille, vakuuttajalle, saadakseen takuun siitä, että haitallisen tapahtuman sattuessa vakuuttaja korvaa koetun vahingon.

Ympäristöyhteyksissä vakuutuksia on nopeimmin kehitetty kattamaan ympäristövahinkoihin liittyviä vastuita. Biodiversiteettimenetyksiä saattaa kuitenkin olla hyvin vaikea vakuuttaa esim. vahinkovastuuvakuutuksena (ennallistamiskustannusten kattaminen). Yrityksille riski voi realisoitua joko vastuulainsäädännön johdosta tai nopeasti muuttuvan ympäristölainsäädännön vuoksi. Jos biologinen monimuotoisuus on kuitenkin globaali julkishyödyke, niin biologisen monimuotoisuuden väheneminen koskettaa kaikkia ihmisiä. Sellaiset menetykset ovat vakuuttamattomia tapahtumia. Globaaleja biodiversiteettimenetyksiä ei myöskään kyetä mittaamaan.

7 Biodiversiteettipolitiikan tehostaminen

7.1

Kannustimien soveltamisen tuki ja vaiheet

Markkinamekanismit ja useimmat taloudelliset ohjaukeinot voivat toimia tehokkaasti vain silloin, kun niiden toimintaa tukevat insituutiot ovat olemassa. Tästä syystä on jatkuva tarve kehittää institutionaalista kapasiteettia laajentamaan entisestään näiden mekanismien käyttöä. Yksi tällainen on ekosysteemien markkinattomien arvojen aikaisempaa parempi huomioonottaminen luonnonvarojen hoidossa ja investoinpäätösten teossa (the Millenium Ecosystem Assessment 2005a).

Mikään ohjaukeino ei hoida itse itseään ja mikä ohjaukeino valitaankin, viranomaisen täytyy panna se täytäntöön ja seurata sen jälkeen toimijoiden suoriutumista (Bowers 2005). Jos sovelletaan veroa, viranomaisen täytyy laskea verovastuut ja kerätä vero. Jos kysymyksessä on esimerkiksi siirtokelpoinen lupa tai kiintiö, silloin viranomaisten on taattava, että lupa tai kiintiö todellakin on toimijan omistuksessa.

Bowersin (2005) mukaan täytäntöönpanosta ja seurannasta aiheutuu ohjaukeinon käytön yhteiskunnallisia hallinnointikustannuksia. Niinpä keinoon yhteiskunnallinen vaihtoehtoiskustannus on toimijoille koituvien yksityisten kustannusten ja päämiehelle (julkinen viranomainen) koituvien hallinnointikustannusten summa. Suorassa (komenna ja kontrolloi) sääntelyssä hallinnointikustannukset ovat usein suhteellisen matalat mutta yksityiset kustannukset voivat olla tarpeettoman suuria, sillä niitä ei yleensä ole jaettu henkilökohtaisten suostumiskustannusten (*compliance costs*) perusteella.⁸² Hallinnointikustannukset ovat yleensä korkeat käytettäessä verotusta tai kiintiökauppaa, koska seuranta on monimutkaista ja työlästä ja hallinnointi voi olla hankalaa. Niinpä instrumentin valinnassa joudutaan tarkastelemaan hallinnollisten ja yksityisten kustannusten välisiä vaihtosuhteita. Taloustieteissä tämäntyppisiä ongelmia voidaan tutkia niin sanotussa päämies-agentti -puitekehyyksessä. Tällöin ilmaantuvien ongelmien nähdään johtuvan epäedullisesta valinnasta (*adverse selection*) ja moraalisesta uhkapelistä (*moral hazard*). Näiden molempien taustalla on epätasaisesti jakautunut tieto. Takuut (*bonds*) voivat auttaa tällaisten politiikan toimeenpanon ja seurannan ongelmien ratkaisemisessa (Bowers 2005).

Ohjaukeinoyhdistelmien, inhimillisen kapasiteetin ja arvotiedon kehittämisellä on tärkeä asema biodiversiteettipolitiikan tehostamisessa. OECD:n (1999) mukaan markkinaperusteiset instrumentit ovat usein kustannustehokkaita ja niiden käyttöä tulisi jo siksiikin eri tavoin edistää. Yksi keino ei kuitenkaan vastaa useimmissa tapauksissa riittävästi biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestäväen käytön yhteydessä kohdattaviin monimutkaisuuksiin. Ns. Tinbergen säännön mukaan ohjauksen pyssyvän tehokkuuden takaamiseksi on tarpeen käyttää erillisiä ohjaukeinoja kullekin

⁸² Monelle maanomistajalle riittää suojelusta esimerkiksi puuntuotannon vaihtoehtoiskustannusta vähäisempi korvaus tai palkkio. Kustannustehokkaassa suojelussa suojelutoimet kannattaa kohdentaa ensisijaisesti sellaisten maanomistajien maille, jotka ovat valmiit kantamaan korkean suojelukustannuksen.

tavoitteelle (ks. Daly & Farley 2004, 360). Siten kaikkein parhaimmat biodiversiteetti-strategiat perustuvat ohjausvälineiden ja mekanismien yhdistelmään tavoitteiden saavuttamisessa. Monissa tapauksissa on välttämätöntä yhdistää markkinapohjaiset ohjauskeinot muiden ohjauskeinojen kanssa, jotta saavutetaan mahdollisimman tehokas pitkän aikavälin biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön taso. Samoin eri sektoreiden ohjauskeinoja tulisi integroida toisiinsa.

Kannustinkeinojen dynaamisessa soveltamisessa biologisen monimuotoisuuden suojelussa ja kestävässä käytössä edellytetään seuraavia vaiheita (OECD 1999):

- 1) Taustaongelman määrittely ja kannustinkeinojen mahdollisen merkityksen alustava arviointi; tiedon keruu biologiseen monimuotoisuuteen liittyvistä voimavaroista (mukaanlukien tilat ja paineet, jotka niihin kohdistuvat; mahdollisuudet yksittäisen kannustinkeinoon menestymiselle, soveltuvatko ne annettuun tilanteeseen), ohjauksen tarpeen ja potentiaalisen hyödyn alustava arviointi; asianosaisten osallistaminen.
- 2) Kannustinkeinoon muotoilu: Arvioidaan potentiaaliset vaihtoehdot tehokkuuden, vaikuttavuuden, hyötyjen ja kustannusten oikeudenmukaisen jakaantumisen, poliittisen hyväksyttävyyden ja keinoon haluttujen vaikutusten ennustettavuuden perusteella; paikallisyhteisöjen osallistaminen muotoiluun.
- 3) Rakennetaan poliittista tukea ja institutionaalista kapasiteettia. Tähän kuuluu eksplisiittisesti huomata olemassa oleva ohjauskeinokokonaisuus, johon kannustinkeino lisätään; henkilökohtainen ohjaus; kommunikaatio: mahdollisesti tarvittavien täydentävien ohjauskeinojen tarkastelu: sopivien linkkien kehittäminen yksityisen sektorin toimintaan; ja
- 4) Pannaan ohjauskeino täytäntöön sekä hoidetaan ja seurataan sitä; riittävän rahoituksen asettaminen kullekin vaiheelle on tärkeää, kuten on myös keinoon muotoilun uudistaminen ajan kuluessa heijastamaan muuttuvia olosuhteita.

Biologisen monimuotoisuuden yhdistäminen makrotalouspolitiikkaan on tärkeää. Sopivasti muotoillut ja sovelletut taloudelliset ohjauskeinot ovat kannustinpohjaisen lähestymistavan tärkeitä osia. Niiden käyttäminen kuitenkin vaatii usein jonkinmuotoista biodiversiteettivoimavarojen arvottamista, jotta biodiversiteetin ei-markkinanäkökohdat saadaan yhdistettyä taloudellisiin päättöksiin. Tämä auttaa asettamaan politiikkatavoitteet sopivalle tasolle.

7.2

Kannustinten ja suoran sääntelyn yhteys

Biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien politiikkatavoitteiden saavuttamiseksi taloudellisia kannustinkeinoja voidaan tukea ei-markkinaperustaisilla välineillä kuten toisiaan täydentävillä standardeilla, lainsäädännöllä, pääsyrajoituksilla ja hoitosuunnitelmillä.

Hyvin määritellyt omistusoikeudet (yksityiset, yhteisölliset) ovat perusedellytys kannustinkeinojen halutuille myönteisille vaikutuksille.

7.3

Inhimillisen kapasiteetin luominen ja osallistaminen

Kannustinkeinojen hyväksyttävyyys ja vaikuttavan ohjauskeinointegraation varmistaminen edellyttää asianosaisten osallistamista niiden kehittämiseen. Esimerkiksi vaikutusvaltaiset ryhmät tai yksilöt todennäköisesti vastustavat luonnonvastaisia kannustimia aiheuttavien politiikkojen ja käytäntöjen poistamista tai uudistamista.

Asianosaisten osallistaminen päätöksentekoon voi helpottaa tätä ongelmaa (ks. Pii-parinen & Kotisaari 2006). Keskeisiä asioita ovat myös tietoisuuden lisääminen ja erilaiset koulutusohjelmat, läpinäkyvyys ja kansainvälinen yhteistyö. Osallistamiseen on luotava asianosaisten välistä dialogia edistäviä järjestelmiä (esim. alkuperäiset tai paikalliset yhteisöt ja kansalaisyhteiskunnan edustajat).

Kannustinkeinojen soveltaminen edellyttää fyysistä sekä inhimillistä kapasiteettia. Yhtäältä se tarkoittaa teknistä ja tieteellistä perusrakennetta ja taitoja, mutta toistaalta myös hallinnollista, koulutuksellista ja kommunikaatioon liittyvää kapasiteettia. Usein kannustinkeinojen soveltamisvaiheessa on jatkuva tarve kouluttaa esimerkiksi neuvoja ja luonnonhoitajia, tehdä opetusohjelmia ja muita inhimillisen pääoman rakentamisen muotoja. Tiedonvälityksellä voi olla tärkeä merkitys haettaessa tukea suojelun ja kestävän käytön kannustimille. Kannustinkeinon lopullinen menestys riippuu onnistuneesta toteutuksesta, seurannasta ja vaikutusten arvioinnista.

7.4

Arvotieto kannustimena

Biologinen monimuotoisuus tarjoaa paljon suoria ja epäsuoria hyötyjä ihmisille. Biodiversiteettimuutosten rahallinen arvottaminen mahdollistaa suorien vertailujen tekemisen näitä muutoksia aiheuttavien toimintojen rahallisten hyötyjen kanssa. Biologisen monimuotoisuuden mahdollisesta loppuunkäytöstä aiheutuvien kustannusten mittaaminen on välttämätöntä, jotta politiikkainstrumentit (esim. veron asettaminen) voidaan säätää yhteiskunnallisesti mahdollisimman optimaaliselle tasolle.

Seuraavassa keskitytään määrittämään puitekehys ekosysteemipalveluiden taloudelliselle arvottamiselle (kirjallisuutta ks. esim. Bingham ym. 1995, Bockstael ym. 1995, Gowdy 1997, Nunes & van den Bergh 2001, Toman 1997 ja Turner ym. 2003). Puitekehys sisältää kolme palveluiden tyyppiä ja neljä arvotyyppiä. Ekosysteemipalveluiden arvottaminen koostuu neljästä askeleesta: (i) arvotettavan ekosysteemin rajojen määrittämisestä; (ii) järjestelmän tarjoamien ekosysteemipalveluiden määrittämisestä; (iii) ekosysteemipalveluiden arvottamisesta; ja (iv) palveluiden arvojen aggregoinnista tai vertailusta.

On olemassa kolmenlaisia ekosysteemipalveluja: tuotanto-, sääntely- ja kulttuuripalveluja (de Groot 2002). Ennen kuin ne voidaan arvottaa, ne täytyy tunnistaa luonnossa, määritellä arvokkaiksi ja arvioida biofyysisesti. Tuotantopalveluille tämä merkitsee ekosysteemissä talteen otettujen tavaravirtojen kvantitatiivista mittaamista fyysisissä yksiköissä. Useimmille sääntelypalveluille tällainen mittaaminen edellyttää spatiaalisesti eksplisiittistä analyysia biofyysisistä palvelun vaikutuksista ympäristöön tai ekosysteemin ympäristöön. Kulttuuripalvelut riippuvat ekosysteemin ihmistulkinnasta tai ekosysteemin erityisominaisuuksista. Niitä on myös kutsuttu informaatiopalveluiksi. Ihmisten saamat hyödyt kulttuuripalveluista riippuvat saaduista kokemuksista alueella vierailun aikana, ekosysteemistä saaduista epäsuorista kokemuksista (mm. luontoelokuvat) ja näitä abstraktimmista kulttuurisista ja moraalisisista tarkasteluista. Kulttuuripalveluiden arvioiminen edellyttää palvelusta hyötyvien ihmisten lukumäärän arvioimista ja ihminen/ekosysteemivuorovaikutuksen määrittelyä.

Kellert (Binghamin ym. 1995 mukaan) on kehittänyt seuraavan palvelujen luokittelun:

- luontoelämykselliset/-virkistykSELLiset palvelut kuten villieläinten tarkkailu luonnossa,
- ekologiset palvelut kuten ravinteiden kierto,
- olemassaolopalvelut kuten tieto lajin tai luontotyyppin olemassaolosta, vaikkei sitä näkisi,

- tieteelliset palvelut kuten lajien ja ekosysteemien mahdollisuus lisätä ihmisen tietoa luonnosta,
- esteettiset palvelut kuten luonnon ja lajien kauneus,
- utilitaariset hyödykkeet tai palvelut kuten välittömät hyödykkeet, sekä
- kulttuuriset, symboliset, moraaliset ja historialliset palvelut kuten lajin merkitys tietyssä (paikallisessa) yhteisössä.

Ekosysteemipalveluihin liittyvät arvot riippuvat tällaisista palveluista hyötyvistä asianosaisista. Seuraavassa esitellään neljä arvotyyppiä, joita asianosaiset voivat liittää ekosysteemipalveluihin.

- Suorat käyttöarvot.** Suora käyttöarvo liittyy ihmisen harjoittamaan suoraan ekosysteemien hyödyntämiseen. Kaikilla tuotantopalveluilla ja joillakin kulttuuripalveluilla (kuten virkistyksellä) on suoraa käyttöarvoa.
- Epäsuorat käyttöarvot.** Epäsuorat käyttöarvot liittyvät ekosysteemien epäsuoraan hyödyntämiseen, erityisesti positiivisten ulkoisvaikutusten kautta, joita ekosysteemit tarjoavat. Nämä liittyvät hyötytyyppeihin, joita sääntelypalvelut tuottavat yhteiskunnalle.
- Optioarvot** (usein käyttöarvojen luokka) (Weisbrod 1964). Koska ihmiset ovat epävarmoja palvelun tulevasta kysynnästään tai palvelun tulevasta tarjonnasta, niin he ovat halukkaita maksamaan jotakin pitääkseen option avoinna käyttää luonnonvaraa tulevaisuudessa niin kauan kun he ovat johonkin laajuuteen asti riskin karttaji. Optioarvo voi liittyä kaikkiin ekosysteemin tarjoamiin palveluihin. Jotkut erottavat lisäksi **kvasioptioarvon** (Arrow & Fisher 1974), joka edustaa arvoa välttää peruuttamattomia päätöksiä ennenkuin uusi informaatio paljastaa sen, onko tietyillä ekosysteemeillä arvoa, josta tällä hetkellä ei olla tietoisia. Kvasioptioarvo on käytännössä hyvin vaikea mitata.
- Ei-käyttöarvot.** Ei-käyttöarvot johdetaan ekosysteemin itsensä sisäisistä ominaisuuksista. Voidaan erottaa kolme ei-käyttöarvon tyyppiä: olemassaoloarvo (perustuneena hyötyyn johdettuna sen tietämisestä, että ekosysteemi on olemassa), altruistinen arvo (perustuneena hyötyyn johdettuna sen tietämisestä, että joku muu hyötyy ekosysteemistä) ja perintöarvo (perustuneena hyötyyn joka saadaan omien jälkeläisten hyvinvoinnin tulevasta paranemisesta kun ekosysteemi säilyy) (Krutilla 1967). Ei-käyttöarvon eri luokat on usein vaikea kuitenkin erottaa toisistaan käsitteellisesti ja empiirisesti. Kuitenkin on tärkeää huomata se, että on olemassa erilaisia motiiveja liittyneenä ekosysteemipalvelun ei-käyttöarvoon ja että nämä motiivit riippuvat asianosaisen moraalisisista, esteettisistä ja muista kulttuurisista perspektiiveistä. Periaatteessa mahdollisuus liittää hyvin laaja joukko säilyttämismotivaatioita antroposentrisessä eli ihmiskeskeisessä puitekehelyksessä on tärkeää tunnistaa. Lisäksi utilitaristiset motivaatiot arvottaa ekosysteemipalveluita voivat heijastaa laajaa joukkoa altruistisia yhtä hyvin kuin kapeammin itsekkäitä motiiveja (Toman 1997).

Periaatteessa nämä neljä arvotyyppiä ovat toisiaan poissulkevia ja ne voidaan summata kokonaisarvoksi. Suoran käytön, epäsuoran käytön ja optioarvojen summa on sama kuin ekosysteemin kokonaiskäyttöarvo; käyttöarvon ja ei-käyttöarvon summa on ekosysteemin kokonaisarvo.⁸³ Jos kaikki arvot on ilmaistu rahassa (jolloin ne on ilmaistu vertailtavissa olevilla indikaattoreilla, esim. kuluttajan ja/tai tuottajan ylijäämä), arvot voidaan summata (Hein ym. 2005). Biologisen monimuotoisuuden taloudellisen arvon arvioimiseen tietyssä politiikkakontekstissa tulisikin sisällyttää aina kaikkien sen käyttö- ja ei-käyttöarvojen tutkiminen. Esimerkkeihin käyttöar-

⁸³ Norton (1986) liittää optioarvon myös ei-käyttöarvoon.

voista sisältyvät myös ekosysteemien tarjoamat palvelut. Ei-käyttöarvoihin sisältyvät puolestaan olemassaoloarvot ja perintöarvot.

Epävarmuudet ja epälineaarisuudet tai peruuttamattomuudet monimutkaistavat politiikan muotoilua tai siitä aiheutuvien kustannusten määrittämistä, jos mitään politiikkaa ei harjoiteta. Yleinen vastaus laajamittaiseen epävarmuuteen on siirtää päätöksen tekemistä myöhemmäksi siinä toivossa, että ajanoloon me opimme lisää toistaiseksi tuntemattomista parametreistä. Nykyistä luotettavammille tieteellisille todisteille perustuen voitaisiin tehdä rationaalisempia, puolustettavampia ja hyväksyttävämpiä päätöksiä. Lisätiedon odottamisesta seuraa kuitenkin aina kustannuksia, sillä biologisen monimuotoisuuden aktuaalinen hupeneminen ei odota tieteellisiä todisteita. Tähän liittyvää ajatusta on luonnehditty juuri kvasioptioarvon käsitteellä.⁸⁴

Kvasioptioarvohavainnosta (pätösten laatua voidaan parantaa odottamalla lisäinformaatiota) voidaan tehdä käytännöllinen laajennus niin sanotun mukautuvan (adaptiivisen) hoidon (*adaptive management*) suuntaan (Holling 1978, Walters 1986). Se on suhteellisen uusi paradigma kohdata epävarmuutta luonnonhoitopolitiikassa. Avainkomponenttina mukautuvassa hoidossa on aktiivinen oppiminen ottamalla käyttöön uusia hoitotapoja, joilla sopeudutaan luonnon järjestelmien toimintaan sopeuttamalla niitä inhimillisiin järjestelmiin ja siten vähennetään epävarmuutta. Luonnonhoidon toimenpiteitä sovelletaan eräänlaisina kokeina, joiden tarkoitus on alentaa ekosysteemin toimintaa koskevia kriittisiä epävarmuuksia. Mukautuva hoito tarjoaa mekanismin systemaattiseen oppimiseen ihmisyyhteisöjen ja ekosysteemien välisistä yhteyksistä. Tällainen hoito on siten selvä askel eteenpäin passiivisesta kvasioptioarvon käsitteestä. Luonnonsuojelun tällaista optioarvoahan voidaan lisätä aktiivisella mukautuvalla hoidolla.

Ei-käyttöarvokategorian sisäiset rajat eivät ole kovin selvät ja osa tähän arvoon liitetyistä inhimillisistä motivaatioista voivat liittyä ajatukseen luonnon itseisarvosta. Itseisarvo on kuitenkin tavanomaisen taloustieteellisen ajattelun ulkopuolella.⁸⁵ Ihmisten ei voida olettaa kykenevän antamaan luonnolle määrällistä arvoa, joka ilmaisisi tällaista itseisarvoa.

Seuraavassa esitetään yleinen arvotypologia (Turner ym. 2003):

Ihmiskeskeinen arvo (antroposentrinen arvo)

- 1 Ihmiskeskeinen luonnon välinearvo
 - i sukupolven sisäinen altruismi
 - ii sukupolvien välinen altruismi
 - iii taloudenhoitomotiivi (stewardship)
- 2 Ihmiskeskeinen luonnon itseisarvo

Ei-ihmiskeskeinen arvo (ei-antroposentrinen arvo)

- 3 Ei-ihmiskeskeinen luonnon välinearvo
- 4 Ei-ihmiskeskeinen luonnon itseisarvo

Monet ihmiset eivät halua liittää välineellistä arvoa biologiseen monimuotoisuuteen. He puolustavat biologisen monimuotoisuuden itseisarvoa. Taloustieteellisen lähestymistavan puolustajat saattavat kuitenkin ajatella, että rahallinen arvottaminen on

⁸⁴ Ajatellaan esimerkiksi tapausta, jossa jonkin luonnontilaisen maa-alueen ottaminen talouskäyttöön (kehittäminen) on peruuttamaton toimenpide. On kuitenkin olemassa äärellinen todennäköisyys sille, että maa-alue kehittämättömässä tilassaan tuottaa enemmän hyötyä kuin kehitettynä. Epävarmuus kehittämättömän maa-alueen tulevasta arvosta voi johtaa siihen, että rationaalisesti hyötyä maksimoivat yksilöt säilyttävät enemmän kehittämätöntä maata, tai kehittävät sitä hitaamassa tahdissa, kuin tekisivät jos epävarmuutta tai peruuttamattomuutta ei olisi. Päätöksentekijä, joka ei ota huomioon mahdollisuutta saada eksogeenisesti lisää informaatiota, aliarvioi säilyttämisen hyötyjä.

⁸⁵ Suomalainen yhteismitattomuutta selvittänyt tutkimus on Rekola (2003).

demokraattinen keino päättää julkisista asioista, kuten juuri biodiversiteettipolitiikasta. Puhdas biologinen arviointi biologisen monimuotoisuuden arvosta korostaa ei-rahamittaisia indikaattoreita. Näihin kuuluu esimerkiksi lajilukumäärän (richness) mitat. Ei ole olemassa minkäänlaisia takeita sille, että rahamittaiset ja biologiset indikaattorit johtaisivat samoihin päätöksiin.

Metodologisen individualismin periaatteen mukaan vain ihmisyksilöt määrittävät arvoja ja paljastavat niitä tehdessään päätöksiä (Winkler 2005). Biologisen monimuotoisuuden suoralla arvolla onkin usein viitattu sen hyödyntämiseen tuotannossa ja kulutuksessa. Ajatus biologisen monimuotoisuuden epäsuorasta arvosta on taas voitu liittää sellaiseen ekosysteemin perusrakenteen minimitasoon, jota ilman se ei voi tarjota tavaroita ja palvelujakaan. Kirjallisuudesta voidaan löytää termit biologisen monimuotoisuuden kontribuutioarvo (*contributory value*), primaariarvo (*primary value*), perusrakennearvo (*infrastructure value*) ja koossapitävyyttä kuvaava liima-arvo (*glue value*), jotka kaikki tuntuvat viittaavan juuri tällaiseen ajatukseen (Norton 1986, Gren ym. 1994, Costanza ym. 1998). Monet taloustieteilijät tuntuvatkin allekirjoittavan näkemyksen, jonka mukaan biodiversiteettihyötyjen rahamittaistaminen on mahdollista, mutta se johtaa aina todellisen arvon aliarvioon, sillä biologisen monimuotoisuuden ensisijaista arvoa (primaari- tai kontribuutio- tai perusrakennearvoa) ei voida kääntää toissijaisten arvojen lailla rahamittaan (Nunes & van den Bergh 2001).

Kun ei ole olemassa todellisia markkinoita ekosysteemipalveluille, täytyy soveltaa enemmän epäsuoria keinoja arvioida taloudellisia arvoja. Biodiversiteettipolitiikan kehittämiseen, soveltamiseen ja arviointiin on käytettävissä laaja joukko kvantitatiivisia arvottamismenetelmiä. Yleisimmin käytetyt lähestymistavat ovat (i) markkinahintalähestymistavat, (ii) oletettujen markkinoiden (paljastettujen preferenssien) lähestymistavat, (iii) keinotekoisien markkinoiden (esitettyjen preferenssien lähestymistavat ja myös hyötyjen siirron lähestymistavat; jälkimmäisistä ks. Brouwer 2000). Toisin sanoen kun markkina-arvottamiset eivät riitä yhteiskunnallisen arvon selvittämiseen, on olemassa kuusi ekosysteemipalvelujen taloudellista arvottamistekniikkaa:

(i) Markkinat

- **Vältetty kustannus** (*Avoided Cost, AC*): palvelut sallivat yhteiskunnan välttää kustannuksia, jotka aiheutuisivat näiden palveluiden puuttuessa;
- **Korvauskustannus** (*Replacement Cost, RC*): palvelu voidaan korvata ihmisteoikoilla järjestelmillä; luonnollinen jätteenkäsittely voidaan korvata kalliilla jätteenkäsittelyjärjestelmällä;
- **Tuotannontekijätulo** (*Factor Income, FI*): palvelut mahdollistavat tulojen lisäämisen; veden laadun paranemiset lisäävät kaupallisia kalansaaliita ja kalastajien tuloja;

(ii) Oletetut markkinat

- **Matkakustannus** (*Travel Cost, TC*): palvelun kysyntä saattaa vaatia matkustamista, minkä kustannukset heijastavat palvelun implisiittistä arvoa; virkistysalueet vetävät puoleensa kaukaisia kävijöitä, joiden alueelle antamansa arvon täytyy olla vähintään se mitä he ovat halukkaita maksamaan matkustaakseen sinne.
- **Hedoninen hinta** (*Hedonic Pricing, HP*): palvelun kysyntä saattaa olla heijastuneena hinnoissa joita ihmiset ovat valmiita maksamaan siihen liittyvistä tavaroista; asuntojen hinnat rannikon lähellä ovat suuremmat kuin asuntojen hinnat sisämaassa;

(iii) Keinotekoiset markkinat

- **Contingent Valuation, CV (Ehdollisen arvottamisen menetelmä):** palvelun kysyntä voidaan paljastaa esittämällä hypoteettisia skenaarioita, jotka sisältävät joitakin vaihtoehtojen arvottamisia.⁸⁶

Soveltamiskelpoiset arvottamismenetelmät eroavat sen mukaan, arvotetaanko yksityisiä vaiko julkisia palveluja. Biodiversiteetin (ja biologisten voimavarojen) markkinallisten (yksityisten) tavaroiden ja palvelujen arvottaminen on usein helpompaa kuin markkinattomien (julkisten) tavaroiden ja palvelujen arvottaminen. Kuitenkin hyväksyttävissä olevia tutkimusmenetelmiä löytyy molemmille tyypeille ja niitä molempia tulisivatkin sopivasti soveltaa. Yksityishyödykkeiden marginaalinen arvo voidaan yleensä johtaa markkinahinnoista, kun taas julkishyödykkeiden marginaalinen arvo on määritettävä käyttämällä markkinattoman arvottamisen tekniikoita. Näihin sisältyvät esitettyjen preferenssien lähestymistavat, kuten *contingent valuation* -menetelmä ja paljastettujen preferenssien lähestymistavat. Paljastettujen preferenssien tekniikat käyttävät yhteyttä markkinatavaraan tai -palveluun osoittamaan maksuhalukkuutta luontopalveluun.

Operationaalisesti ympäristövahingon arvoa rahassa voidaan siten lähestyä kahdella eri tavalla: (i) tarjontapuolelta ympäristöparannusta arvioimalla taloudelliset kustannukset, jotka aiheutuvat vahingon torjumisesta tai korjaamisesta ja (ii) kysyntäpuolelta arvioimalla vahingoitetun ympäristöpalvelun itsensä rahallinen arvo. Esimerkkejä tarjontapuolen lähestymistavoista edellisten lisäksi ovat:

- yksilöiden, yritysten tai valtion virastojen maksamat potentiaaliset tai maksetut ennallistamiskustannukset;
- aiheutuneet välttämiskustannukset.

Näillä tarjontapuolen lähestymistavoilla saadut raha-arvot liittyvät menoihin saada aikaan parannuksia ympäristön laadussa tai kun vältetään laadun heikentyminen. Sen vuoksi ne eivät tarjoa arviota saadun hyödyn rahallisesta arvosta (O'Connor & Spash 1999). Kullakin arvottamismenetelmällä on omat heikkoutensa ja vahvuutensa.

OECD (2002) korostaa kiinnittämään huomiota biodiversiteettiarvojen politiikka-kontekstiin. Nämä arvot:

1. Osoittavat biologisen monimuotoisuuden arvon; lisäävät tietoisuutta, osoittavat biologisen monimuotoisuuden merkityksen
2. Määrittävät biologisen monimuotoisuuden vähenemisestä aiheutuvat vahingot; vastuuregiimit
3. Uudistavat kansantalouden tilinpitoa
4. Ovat tarpeellisia asetettaessa maksuja ja veroja
5. Ovat käyttökelpoisia maankäyttöpäätöksissä
6. Ovat sovellettavissa rajoitettaessa biologisia invaasioita (vieraslajit)
7. Ovat sovellettavissa asetettaessa rajoituksia uhanalaisten lajien kaupalle
8. Ovat sovellettavissa arvioitaessa ei-biodiversiteetti-investointien biodiversiteettivaikutuksia
9. Ovat sovellettavissa asetettaessa prorateja biologisen monimuotoisuuden suojelulle rajallisen budjetin olosuhteissa.

Ympäristöarvottamisen asema politiikan muotoilemisessa on laajemminkin havaittu. Esimerkiksi CBD:n osapuolikokouspäätös IV/10 esittää, että taloudellinen biologisen

⁸⁶ Arvottamisen tekniikoista ks. esim. Braden & Kolstad 1991, Garrod & Willis 1999 sekä OECD 2002. CV-menetelmän soveltajat voivat käyttää apuna uunituoretta käsikirjaa (Alberini & Kahn 2006). Tutkimusvaroja säästävä arvottamiskeino on hyödyn siirto (benefit transfer tai environmental value transfer) (ks. Brouwer 2000).

monimuotoisuuden ja biologisten resurssien arvottaminen on tärkeä väline hyvin suunnattujen ja kalibroitujen taloudellisten kannustimien kehittämiseksi ja kannustaakin sopimusosapuolia, niiden hallituksia ja yhteisöjä ottamaan taloudelliset, sosiaaliset, kulttuuriset ja eettiset arvot huomioon soveltuvien kannustinjärjestelmien kehittämisessä.

Ongelmaksi on osoittautunut se, että useinkaan ei ole arvotettu biologista monimuotoisuutta vaan pikemminkin yksittäisiä lajeja tai elinympäristöjä. Voidaan helposti erottaa tutkimukset, joissa on arvotettu biologisia luonnonvaroja (mm. erityisiä lajeja, elinympäristöalajoja tai ekosysteemin toimintaa) ja sellaiset, joissa on arvotettu noiden luonnonvarojen diversiteettiä (mm. biologisen monimuotoisuuden ekologista käsitettä kuten lajien harvinaisuutta) (Christie ym. 2005). Niinpä tutkimuksissa, jotka ovat ilmoittaneet arvottavansa biologista monimuotoisuutta, vain osassa on todella tutkittu biologisissa luonnonvaroissa esiintyvää diversiteettiä. Useimmissa tutkimuksissa on yksinkertaisesti arvotettu vain erityisiä biologisia luonnonvaroja kuten lajeja, elinympäristöjä tai ekosysteemipalvelua. Lisäksi tutkimukset, joissa on yritetty arvottaa biologisten luonnonvarojen diversiteettiä tarjoavat vain rajallista informaatiota biologisen monimuotoisuuden komponenttien arvosta. Christie ym. (2005) korostavat, että on olemassa arvoa, joka liittyy biologisen monimuotoisuuden komponentteihin kuten antroposentrisiin (viejättävyys, karismaattisuus ja harvinaisuus) mittoihin ja ekologisiin (mm. avainlajit ja lippulaivalajit) mittoihin.

Ekosysteemitöimintojen ja -palvelujen arvottaminen on vaikeaa, semminkin jos käytetään keinotekoisien markkinoiden menetelmää. Usein on keskitytty arvottamaan ekosysteemien elämää ylläpitäviä toimintoja kuten jätteiden puhdistamista, virtaamien kontrollia, eroosion estämistä ja veden laadun ylläpitoa. Monet näistä toiminnoista ja palveluista ovat hyvin monimutkaisia ja siksi kansalaiset eivät yleensä ymmärrä niitä kovin hyvin. Analytiikat ovat tästä syystä soveltaneet usein korvauskustannusten tai tuotantofunktioihin perustuvia lähestymistapoja mitattaessa ekosysteemitöimintojen epäsuoria arvoja.

Monissa arvottamistutkimuksissa on yritetty arvottaa biologista monimuotoisuutta esittämällä vastaajille eksplisiittinen arvio siitä, miten luonnonsuojelupolitiikan soveltaminen vaikuttaa jonkin alueen biologiseen monimuotoisuuteen. Esimerkiksi Pouta ym. (2000) ja Lehtonen ym. (2003) ovat arvioineet biologisen monimuotoisuuden suojelun lisäämisen taloudellista arvoa Suomessa Natura 2000 -ohjelman soveltamisessa (ks. myös Rekola 2003). Tällainen tutkimus pyrkii arvottamaan biologista monimuotoisuutta suoraan eikä vain jotakin tiettyä biologista voimavaraa kuten lajia tai määrättyä ekosysteemiä. Tutkimukset, joissa arvotetaan biologisten luonnonvarojen diversiteettiä ovat kuitenkin olleet suhteellisen harvinaisia. Perinteisesti geneettistä diversiteettiä on arvotettu mittaamalla suoraa käyttöarvoa lääkkeiden ja maataloustuotteiden tuotannosta. Enemmistö näistä tutkimuksista on perustunut lääketieteellisen bioetsinnästä (*bioprospecting*) tekemien markkinasopimusten arvottamiseen. Ten Kate and Laird (1999) esittävät laajan katsauksen tällaisista sopimuksista.

7.5

Ongelmia ekosysteemien arvottamisessa

Yksilöiden käyttäytymiseen perustuva arvottaminen ja tulosten additiivinen aggregoiminen ei ole oikea lähestymistapa, jos arvojen, arvostusten ja tarpeiden katsotaan pääosin syntyvän sosiaalisessa vuorovaikutuksessa. Uudenlainen lähestymistapa ekosysteemipalveluiden arvottamiseen, jollainen on viime vuosina saanut osakseen lisääntyvästi huomiota, on eräänlainen pienryhmäneuvottelu, jonka tavoitteena on keskinäisen yksimielisyyden saavuttaminen. Tällaiset niin sanotut neuvottelevat tekniikat perustuvat politiikan teoriasta tuttuun neuvottelevan demokratian (deli-

beratiivisen demokratian) periaatteille ja oletukseen, jonka mukaan julkisen päätöksenteon tulee perustua avoimeen julkiseen keskusteluun, ei erikseen mitattujen yksilöllisten preferenssien additiiviseen aggregointiin. Taustalla on myös jokin käsitys pienryhmien sosiaalipsykologiasta. Perusajatuksena on, että pienet kansalaisryhmät voidaan kutsua saman pöydän ääreen neuvottelemaan julkishyödykkeiden yhteiskunnallisesta arvosta. Avoimessa foorumissa syntyvät konsensuaaliset arvot ohjaavat sitten julkista ympäristöpolitiikkaa (ks. OECD 2002). Tällaisia keinoja ovat muun muassa kansalaisraadit ja -paneelit, konsensuskonferenssit ja neuvottelevat CV-tekniikat. Neuvottelun tarkoituksena on päästä sopimukseen siitä, mitä tulisi tehdä yhteiskunnan hyväksi (Farber ym. 2002, Wilson & Howarth 2002, Howarth & Wilson 2006). Äskettäin Howarth ja Wilson (2006) ovat todenneet, että neuvottelevat ryhmät, jotka käyttävät yksimielisyyteen perustuvia valintasääntöjä, aggregoivat yksilöllisiä arvoja yhteen siten, että saadut tulokset eroavat merkittävästi additiivisten aggregointiproseduurien tuottamista.

Periaatteessa taloudellisen arvottamisen tekniikoita tulisi käyttää vain siihen pisteeseen saakka, jossa odotetut lisäparannukset (myös pitkä aikavälin) päätöksissä ovat vähintään samansuuruisia ja siis yhteismitallisia arvottamisen kustannusten kanssa. Tällöin voidaan arvioida, kannattaako kustannuksiltaan kalliisiin arvottamistutkimuksiin lainkaan ryhtyä. Taloudellisen arvolaskelman lisäksi päätöksentekijät tarvitsevat vielä informaatiota myös biologisen monimuotoisuuden ei-taloudellisista arvoista (mm. moraaliset, esteettiset, kulttuuriset ja henkiset arvot). Näiden arvojen selvittämiseksi empiirisesti on olemassa useita tekniikoita (mm. eettinen monikriteerianalyysi, *focus*-ryhmät yms.).

Biologisen monimuotoisuuden väheneminen uhkaa siten ihmisten hyvinvointia vähentämällä ekosysteemipalveluita, joista ihmiset ja sosiaaliset järjestelmät ovat riippuvaisia. On lopulta mahdotonta arvottaa tällaisia hyötyjä taloudellisesti koko maailman mittakaavassa (vrt. Costanza ym. 1997). Lopultahan jouduttaisiin kysymään sitä, mikä on elämän säilymisen taloudellinen arvo.

8 Politiikan arviointi (ennakko- ja jälkiarviointi)

8.1

Yleistä

Biodiversiteettipolitiikan suunnittelun vaikeudet johtuvat yleensä monitavoitteisuudesta. Politiikkaan integroidaan myös sosiaalisia päämääriä (mm. korkea työllisyys, maaseudun kehittäminen, aluekehitys ja sosiaalinen kestävyys). Siinä on lisäksi otettava huomioon politiikan kustannusten ja hyötyjen potentiaaliset distributiiviset eli siis tulojaolliset vaikutukset (laajennettu kustannus-hyötyanalyysi, työllisyysvaikutusanalyysi, sosiaalisten vaikutusten analyysi, monikriteerianalyysi). Politiikat saattavat vaikuttaa maanomistusoikeuteen ja luonnonvaroihin liittyviin käyttöoikeuksiin. Biodiversiteettipolitiikan kustannukset⁸⁷ on pyrittävä arvioimaan mahdollisimman kattavasti ottaen huomioon kustannuskäsitteiden institutionaaliset edellytykset (kenen vaatimukset ovat kustannuksia ja kenen eivät) sekä kustannusten kohdistuminen eri tahoille (paikalliset ei-kaupalliset käyttäjät, paikalliset kaupalliset käyttäjät, alueen ulkopuoliset kaupalliset käyttäjät, kansantalous, globaali yhteisö). Politiikan vaikutusten jakaantumiseen liittyy aina erilaisia käsityksiä oikeudenmukaisuudesta ja tasa-arvosta.

Biodiversiteettistrategian tuloksellisuus edellyttää useimmiten ohjausvälineiden ja mekanismien erilaisia yhdistelmiä. Tavoitteena tulee olla mahdollisimman optimaaliset keinojen yhdistelmät. Ohjauskeinojen arviointikriteereitä on kuitenkin lukuisia, eivätkä ne ole ainakaan helposti yhteismitallistettavissa.

8.2

Politiikan arvioimisen (suorituskyvyn) kriteerit

Niin ekologian kuin taloustieteen näkökulmasta on olemassa vain yksi relevantti biodiversiteettipolitiikan onnistumisen mitta, mutta se ei ole sama. Ekologit näkevät suojelutulosten maksimoinnin yhtenä päämääränä, kun taas taloustieteilijät preferoivat tehokkaan suojelun avulla saadun hyvinvoinnin maksimointia. Molemmat näkemykset ovat kapeita. Suojelun taso täytyy määrittää poliittisessa prosessissa. Se ei ole absoluuttinen, eikä tehokkuuden määrittämisen tarvitse perustua yksilöllisiin preferensseihin. Mikä tahansa suojelun taso halutaan, niin poliittisen valinnan kannalta useat muut tekijät ovat myös relevantteja.

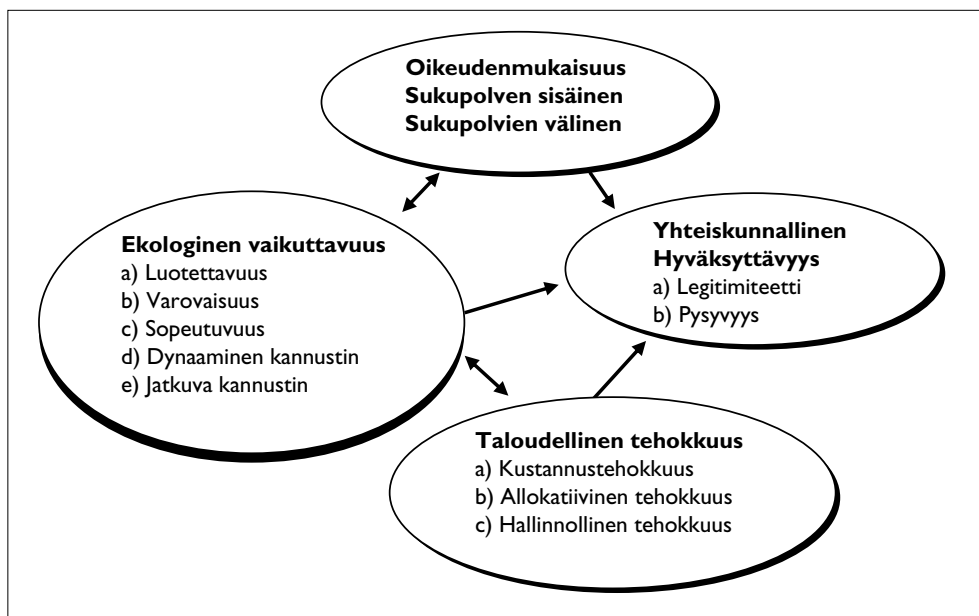
Ohjauskeinotutkimuksessa on esitetty lukuisia erilaisia arviointikriteerejä,⁸⁸ joista mitään ei voida pitää ennalta annettuina, vaan niiden valinta riippuu aina tutki-

⁸⁷ Suorat kustannukset (mm. budjettiraha kansallispuiston hoitoon), epäsuorat kustannukset (haitalliset vaikutukset, esim. hyönteistuhosta aiheutuvat vahingot lähialueiden maanomistajille), vaihtoehtoiskustannukset, liiketoimikustannukset.

⁸⁸ Ks. kansallisesta ympäristöoikeudellisesta ohjauskeinotutkimuksesta ja arviointikriteereistä mm. Hildén ym. 2002 ja Similä & Hildén 2003, jotka tarkastelivat ympäristönsuojelun ohjauskeinoja sekä Melkas 2004 (passim.) hiilinielujen edistämistä koskevasta tutkimuksesta.

muksen kohteesta ja -asetelmasta ja on lähtökohtaisesti aina erikseen perusteltava (Similä 2002). Tässä raportissa tukeudutaan ohjauskeinotutkimuksessa viimeksi kuluneen vuosikymmenen aikana biologisen monimuotoisuuden turvaamiseen arviointiin kehitettyihin kriteereihin. Käytettävä arviointikriteeristö tavoittaa hyvin ohjauskeinovalinnan lukuisat ulottuvuudet. Nämä kriteerit voidaan yhdistää neljään pääryhmään (Gunningham & Grabosky 1998; Arentino ym. 2001): **ekologinen vaikuttavuus** (*ecological effectiveness*), **taloudellinen tehokkuus** (*economic efficiency*), **oikeudenmukaisuus** (*equity*) sekä **yhteiskunnallinen hyväksyttävyy** (*political acceptability*) (katso kuva 3) (Young ym. 1996; Gunningham & Young 1997).⁸⁹ Arviointikriteerit valottavat ympäristölliseen ohjauskeinon valintaan vaikuttavia tekijöitä, vaikka kaikkien niiden ilmaisemien tavoitteiden yhtäaikainen saavuttaminen on hyvin vaikeaa, joskus jopa mahdotonta (OECD 1999).

Monikriteerinen päätöksenteon tuki (MCDA) tarjoaa yhden tavan valaista politiikkavaihtosuhteita ja avustaa päätöksentekoa tilanteissa, joissa on olemassa useita usein kilpailevia politiikkatavoitteita ja -kriteereitä, joita pidetään yhteiskunnallisesti ja poliittisesti tarkoituksenmukaisina. MCDA sisältää useita politiikkavaihtoehtoja ja niiden ominaisuuksia, kriteereitä kuten esimerkiksi taloudellisen tehokkuuden, sukupolven sisäisen ja sukupolvien välisen oikeudenmukaisuuden, mahdollisesti erilaisia ympäristön laadun mittoja ja kestävyystulkintoja. Painot voivat silloin heijastaa kunkin kriteerin merkitystä tietyistä näkökulmista jossain erityisessä päätöksentekotilanteessa. MCDA auttaa näin myös arvioimaan sitä, millä tavalla ehdotettu politiikka vaikuttaa eri asianosaisryhmiin – MCDA:n etuna on se, että se voi tarjota monipuolista ekologista, taloudellista, sosiaalista jne. -tietoa päätöksenteon perustaksi (Turner ym. 2000).



Kuva 3. Ympäristöllisen ohjauskeinon arviointikriteerit. Suvantola (2005b, s. 34).

Arviointikriteerinä **ekologinen vaikuttavuus** muodostuu useasta osatekijästä. **Luotettavuus** edellyttää, että ohjauskeinolla voidaan saavuttaa biologisen monimuotoisuuden suojelun asetetut tavoitteet. **Varovaisuus** tarkoittaa, että ohjauskeinon avulla

⁸⁹ Kriteereitä on käytetty myös OECD 1996 ja OECD 1999. Doremus (2003) listaa vastaavat vaatimukset: käytettävyy, tehokkuus, oikeudenmukaisuus ja vaikutus tulevaisuuteen. Gunningham & Sinclair (2005) käyttävät tässä artikkelissa käytettävää vastaavaa neljakkoa biodiversiteetin suojelua koskevien ohjauskeinojen arviointikriteereinä. Sääntelyteoriassa käytetään sääntelyn arviointiin vastaavia kriteereitä (vaikuttavuus, kustannustehokkuus, hallinnollinen tehokkuus, dynaaminen tehokkuus ja joustavuus) (ks. Mähönen & Määttä 2002).

voidaan välttää vakavat tai muuttamattomat seuraukset ja sivuvaikutukset myös tilanteessa, jossa ei ole olemassa tieteellistä varmuutta seurauksista (Young ym. 1996; OECD 1996; Gunningham & Young 1997). **Dynaaminen ja jatkuva kannustavuus** edellyttää, että ohjauskeino kannustaa teknisiä innovaatioita sekä biologisen monimuotoisuuden suojelua virallisia tavoitteita pitemmälle ja että kannustin sopeutuu muuttuviin teknologioihin, hintoihin ja ilmastollisiin olosuhteisiin (Young ym. 1996; OECD 1996; Gunningham & Young 1997; Similä 2002).

Ideaalitapauksessa suojelukeinojen tulisi olla kyllin joustavia odottamattomaan kehitykseen sopeutumisessa, mutta silti riittävän pysyviä jotta niitä ei voida helposti muuttaa lyhyen aikavälin voittojen toivossa (Doremus 2003). Kaikki kannustinkeinot ovat riippuvaisia menestyksellisestä vaikutusten seurannasta ja arvioinnista. Ilman indikaattoreita olisi epäselvää se, kuinka arvioidaan sitä, onnistuuko vai epäonnistuuko keino eikä voida sopeuttaa keinoa puutteiden korjaamiseksi.

Taloudellinen tehokkuus edellyttää, että tuotanto ja suojelu toteutetaan vähimmillä mahdollisilla kustannuksilla (**tuotantotehokkuus**) ja että muunlainen omistusoikeuksien jakaminen tai kustannusten kohdentaminen ei johtaisi biologisen monimuotoisuuden suojelutavoitteiden parempaan saavuttamiseen ilman, että jonkun asema heikentyisi (**allokatiivinen tehokkuus**). Lisäksi siihen kuuluvat **hallinnollinen tehokkuus ja sen kustannustehokkuus**. Nämä edellyttävät, että ohjauskeinoon liittyvät valvonta- ja informaatiokustannukset ovat minimaaliset (**alhaiset informaatiokustannukset**), hallinnollinen täytäntöönpano on kustannustehokasta (**alhaiset hallinnolliset kustannukset**), ohjauskeinoon edellytykset ovat yksinkertaisesti selostettavissa (**kommunikatiivinen yksinkertaisuus**) ja ohjauskeinoon käyttöön liittyvä päätöksenteko on avointa (**läpinäkyvyys**) (Young ym. 1996; OECD 1996; Gunningham & Young 1997, Similä 2002).

Kustannus-hyötykriteerin eettinen perusta, taloudellinen tehokkuus, on kuitenkin erittäin rajoittunut ja siksi sitä on täydennettävä muilla kriteereillä.⁹⁰ Lisäksi yksityiskohtaisen kvantitatiivisen tiedon puuttuminen ekosysteemin toiminnoista estää niiden tarjoamien palvelujen täyden taloudellisen arvottamisen. Taloudelliset analyysit auttavat poliittisia päättäjiä saavuttamaan heidän itsensä haluamiaan suorituskykytavoitteita, joista taloudellinen tehokkuus on vain yksi. Taloudelliset analyysit eivät kykene esittämään, mitä poliittisia tavoitteita yhteiskunnassa pitäisi olla (esim. vain taloudellinen tehokkuus) (tästä aiheesta ks. Deblonde 2001).

Hallitukset ovat vähitellen alkaneet pitää kestävästä kehitystä politiikkatavoitteenaan. Kestävyysshuolet voidaan liittää erilaisina rajoitteina markkinasuuntautuneeseen ja kustannus-hyötyanalyysiin perustuvaan päätöksentekoprosessiin. Kehitystä ja tulevaisuuden hyvinvointia on helpompi suunnata tuomalla fyysisiä rajoitteita kehitysskenaarioihin kuin yrittämällä määrittää ja synnyttää vaikeasti ennustettavia ja kontrolloitavia yksilöllisiä ja yhteisöllisiä preferenssejä. Turvaminimistandardi on esimerkki kehitysskenaarioihin tuodusta rajoitteesta (ks. kpl 4.3).

Monet, elleivät kaikki, ympäristöpolitiikan ongelmat liittyvät kustannusten ja hyötyjen (uudelleen)jakoon eikä niinkään tehokkuustavoitteisiin. Kun on kyse omistamisesta, käyttöoikeuksista (*user and access rights*), niin taistellaan kahden tai useamman pareto -tehokkaan luonnonvaran käyttötilanteen välillä. Siksi pareto -tehokkuus ei riitä politiikan ainoaksi kriteeriksi. Yhteiskunta, jossa varallisuus on pienen rikkaan eliitin hallussa samalla kun enemmistö näkee nälkää, saattaa olla pareto -tehokas. Yhteiskunta, jossa tuotetaan suunnattomasti yllenessytavaroita nykypolvelle samalla kun jätetään tulevat sukupolvet ilman olennaisia luonnonvaroja (nykypolven tyrannia; nykypolven diktatuuri) saattaa myös olla pareto -tehokas. Tästä johtuen oikeudenmukaisuus ja reiluus ja niiden arviointi ovat politiikkaprosessien sisäisiä ominaisuuksia (O'Connor & Spash 1999).

⁹⁰ Tehokkuuden ja distributiivivaikutusten (oikeudenmukaisuuden) erottaminen toisistaan perustuu virheelliseen dikotomiaan (Mercurio 2001). Taloudellisen tehokkuuden normatiivisuudesta ks. Vatn 2002.

Monien ekosysteemivahinkojen ja terveystarvikien peruuttamaton luonne tuo helposti esiin ongelman jatkuvasti pahenevasta sosiaalisesta epäoikeudenmukaisuudesta (O'Connor & Spash 1999). Distribuutiovaikutusten analyysissä on tärkeää määrittää se keneen kustannukset ja hyödyt kohdistuvat: paikalliset ei-kaupalliset käyttäjät, paikalliset kaupalliset käyttäjät, alueen ulkopuoliset kaupalliset käyttäjät, kansakunta kokonaisuudessaan ja globaali yhteisö. OECD (2005b) tarkastelee erilaisten politiikkavälineiden distribuutiovaikutuksia, esimerkiksi positiivisia kannustumia käytettäessä kustannukset jakaantuvat koko väestölle, jolloin kenenkään yksittäisen kansalaisen taakka ei muodostu kovin korkeaksi.

Distribuutiovaikutusten analysointiin on kehitetty analyysimenetelmiä kuten (OECD 2005b):

- laajennettu kustannus-hyötyanalyysi,
- tulonjaon tasaisuuden mitat (mm. Lorenz -käyrä),
- *social accounting matrix* (SAM),
- sosiaalisten vaikutusten analyysi (SIA),
- panos-tuotosanalyysi (työllisyysvaikutukset),
- monikriteerianalyysi.

Ohjauskeinotutkimuksessa **oikeudenmukaisuus**⁹¹ edellyttää, että mikään ihmisryhmä – mukaan lukien tulevat sukupolvet – ei joudu epäoikeudenmukaisesti heikompaan tai parempaan asemaan ohjauskeinon vuoksi ja että suojelun kustannukset jakautuvat oikeudenmukaisesti (Young ym. 1996; OECD 1996; Gunningham & Young 1997; Agius 2001; Similä 2002). Sukupolven sisällä se tarkoittaa mm. kustannusjaon oikeudenmukaisuutta, kun taas sukupolvien välillä se voidaan määritellä kestävä kehityksen vaatimukseksi (Melkas 2002). Arviointikriteereistä oikeudenmukaisuus on voimakkaimmin arvolatautunut, joten siitä on vaikea tehdä objektiiviseksi määriteltäviä havaintoja. Oikeudenmukaisuuteen liittyvät myös jäljempänä yksityiskohteisemmin tarkasteltavat aiheuttaja maksaa ja hyötyjä maksaa -periaatteet.

On olemassa runsaasti esimerkkejä siitä, miten epäonnistunut vaikutusten kohdentumisen arviointi johtaa koko politiikkaohjelman epäonnistumiseen. Biologisen monimuotoisuuden säilyttämisen kustannukset eivät useinkaan aiheudu samalle taloudellisella tai sosiaalisella ryhmälle, joka siitä hyötyy. Esimerkkejä tällaisesta voivat olla tilanteet, joissa paikallisia yhteisöjä ei ole osallistettu biodiversiteettipolitiikkaan, kun yhteisöllä on selvä mielenkiinto politiikkaseurauksiin. Eri talouden sektoreiden tai toimialojen välillä voikin syntyä ristiriitoja. Konsultatiiviset ja vuorovaikutteiset menetelmät voivat johtaa parempiin biodiversiteetti- ja sosiaalisiin tuloksiin, koska niiden avulla kyetään ennakoimaan kielteisiä distributiivisia vaikutuksia.

Eri biodiversiteettipoliittisten keinojen distributiivisia vaikutuksia voidaan alkaa selvittää. Usein on lähdetty siitä, että aina kun omistusoikeudet ovat mahdollisimman hyvin määritetyt, niin politiikan vaikutusten kohdentumisen ongelmat ovat helposti ratkaistavissa. Omistusoikeuksien lisäksi käyttöoikeudet vaikuttavat biodiversiteettipolitiikan suunnittelussa ja toimeenpanossa. Omistus- ja käyttöoikeudet ovat historiallisesti määräytyneet ja ne ovat erilaisia eri yhteiskunnissa. Arvioitaessa eri ohjauskeinojen vaikutusten kohdentamista lähtökohtana ovat aina olemassa olevat oikeudet, viralliset ja epäviralliset.

Politiikan suunnitteluvaiheessa voidaan kiinnittää huomiota tavoitteenasettelun moniarvoisuuteen, analysoida hyötyjä ja kustannuksia sekä distribuutiovaikutuksia sekä osallistaa asianosaisia päätöksentekoon (ks. Piiparinen & Kotisaari 2006).

⁹¹ Ks. Similä (2002) ja Similä & Hildén (2003), jotka kääntävät englanninkielisen "equity" -termin suomenkielille muotoon "oikeudenmukaisuus". Kuten Sajama (2003) toteaa, oikeudenmukaisuudessa on "pohjimmiltaan kyse hyötyjen ja haittojen tasapuolisesta jakamisesta."

Soveltamisvaiheessa lisäksi sovelletaan positiivisia rahoituskannustimia tai muulla tavalla lievennetään distribuutiovaikutuksia. Seurantavaiheessa tarkastellaan vaikuttavuuden ja taloudellisen tehokkuuden lisäksi myös distribuutiovaikutuksia. Biodiversiteetin taloudellisia näkökohtia selvittänyt työryhmä OECD/WGEAB keskittyi aikaisemmassa työssään biodiversiteettipolitiikkojen vaikuttavuuteen (saavutetaan ko biodiversiteettitavoitteet) ja taloudelliseen tehokkuuteen. Jatkossa distributiiviset kysymykset, reiluus ja oikeudenmukaisuus nousevat tärkeiksi tarkastelun kohteiksi myös OECD:ssä. Samalla joudutaan kiinnittämään tarkoin huomiota kustannusten ja hyötyjen määrittelyyn:

- **Kustannusten määrittely:** suorat kustannukset, epäsuorat kustannukset, vaihto-etoiskustannukset, liiketoimikustannukset.
- **Hyötyjen määrittely:** suoran käytön hyödyt, epäsuorat hyödyt, mahdolliset hyödyt tulevaisuudessa, olemassaolohyödyt.

Yhteiskunnallinen hyväksyttävyys edellyttää, että ohjauskeino motivoi yhteisöä varmistamaan, että biologisen monimuotoisuuden suojelutavoitteet voidaan saavuttaa, että tavoitteet mielletään legitimiin asetetuiksi, ja ne lisäävät yhteisörauhaa, ja ne ovat johdonmukaisia muiden poliittisten sitoumusten kanssa. Ohjauskeinon pysyvyys on myös olennainen tekijä toimijoiden sitoutumiselle. Tästä johtuen ohjauskeinolla on oltava laaja poliittinen tuki, jotta se on riippumaton poliittisten voimasuhteiden muutoksista (Young ym. 1996; OECD 1996; Gunningham & Young 1997).

Legitimiteetin arviointi ei kuulu taloustieteen keskeiseen tarkastelualueeseen, vaan pikemminkin se kuuluu politiikan tutkimukseen ja muihin yhteiskuntatieteisiin. Legitimiteetti liittyy päätöksen oikeutukseen (*legitimacy*) eli laajuuteen jolla osapuolet sen hyväksyvät enemmän kuin suoranaisiin päätöksen seurauksiin. Legitimiteetti voidaankin saavuttaa mutta myös menettää osana politiikkaprosessia. Ympäristöpäätöksentekoon osallistumista koskevat säännöt ja käytännöt liittyvät legitimiteettiin. Ei kuitenkaan ole olemassa menettelytapoja, jotka universaalisti takaisivat ympäristöllisten päätösten legitimiteetin. Päinvastoin, legitimiteettiä määrittävät odotukset ja tulkinnat ovat ainakin osaksi poliittisesti ja kulttuurisesti rakennettuja. Lisäksi legitimiteetti nostaa esiin kysymyksen poliittisesta vallasta.

Yhteiskunnallinen hyväksyttävyy edellyttää myös ohjauskeinon ekologista vaikuttavuutta, taloudellista tehokkuutta ja oikeudenmukaisuutta. Ekologiselta kannalta merkityksetön ohjauskeino ei ole yhteiskunnallisestikaan hyväksyttävä. Biologisen monimuotoisuuden suojelun vaikutukset kohdistuvat yleensä valikoidusti eri yhteiskuntaryhmiin tai yhteiskunnan jäseniin (OECD 1996). Yhtäältä suojelun kohteena olevan alueen asukkaiden kokemukset suojelusta aiheutuvista taloudellisista menetyksistä voivat nostattaa vastarintaa. Toisaalta suojelun legitimiteetti voi jäädä puutteelliseksi, jos yhteiskunnan taloudelliset sijoitukset suojeluun tuntuvat ylittävän sen merkityksen, joka suojelulla suhteellisesti mielletään olevan verrattuna muihin julkisen rahoituksen kohteisiin. Haasteena onkin, miten biologisen monimuotoisuuden arvo voidaan "vangita" taloudellisilla rakenteilla ja kannustinjärjestelmillä (OECD 1996).

Yhteiskunnallisen hyväksyttävyyden kannalta on pidetty keskeisenä myös sitä, että ohjauskeino on (joko positiivisesti tai negatiivisesti) kannustava pikemmin kuin pakottava. Toimijan omaan valintaan perustuvien ohjauskeinojen katsotaan saavan aikaan positiivisen asennemuutoksen ja toteuttavan tavoitteen paremmin kuin sääntelyllä asetettu velvoite (Agius 2001). Vastavuoroisesti on kuitenkin todettava, että sääntely on välttämätöntä yhtäältä kannustavuuden mahdollistamiseksi ja oikeudellisten rakenteiden muodostamiseksi sekä toisaalta järjestelmän vakauden vuoksi. Kansalaisten osallistumismahdollisuuksien lisääminen päätöksenteon yhteydessä on yleensä todettu hyväksi keinoksia estää tai lieventää ristiriitoja.⁹²

⁹² Metsiensuojelun osallistavista prosesseista Suomessa, ks. Piiparinen & Kotisaari (2006).

Yhteiskunnallinen hyväksyttävyyys vaikuttaa myös ohjauskeinon toteuttamiskelpoisuuteen (*feasibility*). Vaikka strategia olisi teoreettisesti kuinka suositeltava tahansa, poliittinen vastustuksen estäessä sen soveltamisen, se ei voi ratkaista biodiversiteettiongelmia. Poliittisilla tarkasteluilla on merkittävä asema suojelustrategian valinnassa. Vaikka taloustieteilijät ovat vuosien ajan todenneet ympäristöverojen olevan tehokkaan ratkaisun moniin ympäristöongelmiin, niin verojen vastustus on jatkuvasti voimakasta. Ongelman tilannesidonaisuus onkin otettava huomioon. Kustannukset, mukaan lukien kehittämisen, soveltamisen ja toimeenpanon kustannukset sekä informaatorajoitteet ovat myös tärkeitä toteuttamiskelpoisuuden näkökohtia.

Taloudellisilla kannustimilla ja ylimenokauden korvausjärjestelmillä voidaan vähentää muuttuvan sääntelyn aiheuttamia kustannuksia ja ylläpitää toisaalta yksilöiden välistä oikeudenmukaisuutta että laajemmin yhteiskuntarauhaa.

Korkean kansallisen ja alueellisen työllisyyden turvaaminen tavoite on viime vuosina korostunut talouspoliittisessa keskustelussa entisestään. Syynä tähän on teollisten työpaikkojen määrää vähentävä rakennemuutos, joka johtuu maapalloistumisesta ja työpaikkojen valumisesta ns. halvan työvoiman maihin. Niinpä biologisen monimuotoisuuden suojelussa ja kestävässä käytössä korostuvat helposti sellaiset keinot, joilla on työllisyyttä turvaavia ja lisääviä vaikutuksia varsinkin maaseudulla. Tässä raportissa on korostettu uusien markkinoiden luomista. Biologisen monimuotoisuuden varaan luodut uudet markkinat merkitsevät uusia ja uudenlaisia työpaikkoja. Voidaan siten hyvin päätellä, että biologisen monimuotoisuuden ylläpitäminen on joustavan tulevaisuuteen sopeutumisen edellytys.

Kestävän kehityksen päämääränä on luoda ja ylläpitää kukoistavia sosiaalisia, taloudellisia ja ekologisia järjestelmiä. Viime vuosina on havaittu resilienssin eli palautuvuuden olennainen asema yhteiskunnan menestyksellisessä kehityksessä (ks. Adger 2000, Folke ym. 2002, Walker ym. 2004). Adaptiivinen kapasiteetti on sosiaalis-ekologisen järjestelmän kyky hallita uusia tilanteita menettämättä tulevaisuuden vaihtoehtoja ja resilienssi eli palautuvuus on avain adaptiivisen kapasiteetin laajentamiseen. Sosiaalis-ekologisten järjestelmien kestävyys, järjestelmien resilienssin sekä biologisen ja sosiaalisen monimuotoisuuden välillä on mitä ilmeisemmin tiivis yhteys.

8.3

Tulonmuodostuskyky

Ohjauskeinolla korjataan markkinoiden epäonnistumisia. Samalla voidaan suosia keinoja, jolla on tulonmuodostuskykyä (*revenue capacity*) julkiseen talouteen. Nämä tulot voidaan käyttää kattamaan suojelun hallinnollisia kustannuksia vähentäen julkisen lisärahoituksen tarvetta. Niitä voidaan lisäksi käyttää tuottamaan hyvinvointivoittoja vähentämällä ei-könttäsummaverojen (*non-lump sum taxes*) vääristymiä. Ympäristöverouudistuksen yhteydessä käydyissä keskusteluissa on usein keskitytty tähän *double dividend* (DD) -hypoteesiin, joka tarkoittaa ympäristöllisten ja taloudelliseen kasvuun liittyvien hyötyjen samanaikaista toteutumista verojen käytön seurauksena (ks. Patuelli ym. 2005).

Aiheuttaja maksaa vaiko hyötyjä maksaa -periaate biodiversiteetin suojelussa?

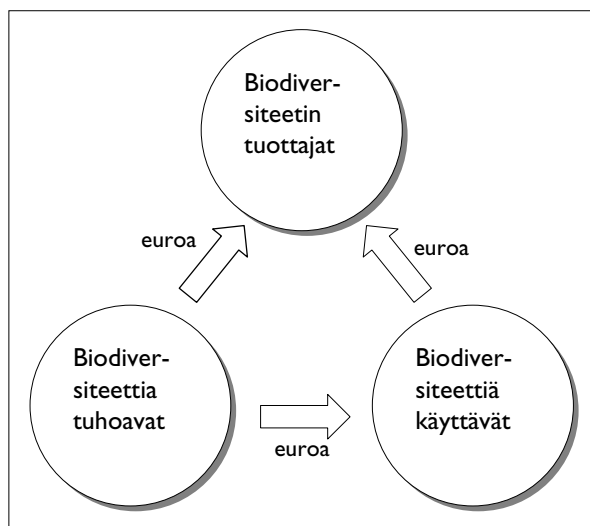
OECD on todennut, että nykyisin ne, jotka käyttävät tai tuhoavat biologista monimuotoisuutta, maksavat ainakin osan luonnonvarojen käytön, vahinkojen korvaamisen ja vahinkojen välttämisen kustannuksista. Sen katsotaan olevan saastuttaja (aiheuttaja) -maksaa periaatteen mukaista kuten myös sen periaatteen mukaista, että luonnonvaroista hyötyvä maksaa täyden korvauksen niiden käyttämisestä (OECD 1996).

Aiheuttaja maksaa -periaatteen mukaisesti ympäristönkäytössä aiheutuvat haitat kuuluvat niiden aiheuttajan maksettaviksi (Birnie & Boyle 2002, Määttä T. 2001). Periaate muotoutui OECD:ssä 1970-luvulla ja se on omaksuttu myös Euroopan yhteisön yhdeksi pääperiaatteeksi ympäristöoikeudessa. Luonnon monimuotoisuudelle ja ekosysteemipalveluille aiheutuvat haitat jäävät kuitenkin ulkoiskustannuksiksi, jolloin niistä aiheutuvat kustannukset kantaa yhteiskunta (Määttä K.1999, Agius 2001). Aiheuttaja maksaa -periaate pitää sisällään kannustimen haitallista toimintaa toteuttavalle pidättäytyä haitallisten vaikutusten aiheuttamisesta (Faure 2000). Aiheuttaja maksaa -periaate on yksi oikeuskulttuuriin sisältyvistä ympäristöoikeuden periaatteista, jolla on institutionaalinen tuki niin kansainvälisessä ympäristöoikeudessa⁹³ ja kansallisella oikeuden pintatasolla liittyen vedenlaadun suojelemiseen, ympäristönsuojeluun ja saastuneiden maa-alueiden puhdistusvastuuseen (Kuusiniemi 2001). Aiheuttaja maksaa -periaate tarkoittaa käänteisesti sitä, että ympäristöhaittoja aiheuttavaa toimintaa varten lupaa hakeneelle ei makseta korvausta luvan epäämisen perusteella.

Aiheuttaja maksaa -periaatteen ei ole katsottu ulottuvan luonnon biologisen monimuotoisuuden suojeluun (Kokko 2003).⁹⁴ Kun ympäristönsuojeluun sisältyy myös luonnonsuojelullisia elementtejä, rajanveto ei suinkaan ole niin selkeä, kuin voisi ajatella. Kun luonnonsuojelussa periaatetta ei ole sovellettu, Suomen luonnonsuojelulainsäädännön mukaan esimerkiksi luontotyyppin suojelusta poikkeuslupaa hakeneelle maksetaan luvan epäämisestä korvausta, jos haitta hankkeen toteutumatta jäämisestä aiheuttaa hänelle merkityksellisestä haittaa (Kuusiniemi 2001). Tällaista periaatetta kuvataan yhteiskunta maksaa -periaatteeksi tai hyötyjä maksaa -periaatteeksi (BPP), kun luonnon monimuotoisuudesta hyötyjänä pidetään koko yhteiskuntaa (Arentino et al. 2001). Nämä periaatteet kuitenkin yksinkertaistavat liikaa monimutkaista kysymystä oikeudenmukaisesta kustannusjaosta, koska niin aiheuttajaa kuin hyötyjääkin on useimmiten vaikea yksilöidä tai erottaa toisistaan (OECD 1996). OECD tunnistaakin itse asiassa kolme toisistaan vaikeasti erotettavaa ryhmää: biologisen monimuotoisuuden tuottajat, biologisesta monimuotoisuudesta hyötyjät ja biologista monimuotoisuutta tuhoavat (kuva 4). Periaatteessa sama henkilö voi kuulua useampaan kuin yhteen ryhmään tai peräti kaikkiin ryhmiin.

⁹³ Rion julistuksen 16 periaate. Se ilmenee myös eräissä kansainvälisiä vesistöjä, meren saastumista, rajat ylittäviä teollisuusonnettomuuksia ja energiaa koskevissa sopimuksissa. Periaatetta pannaan täytäntöön enemmänkin kansallisella lainsäädännöllä kuin kansainvälisellä tasolla. Ks. Birnie & Boyle 2002.

⁹⁴ Kun aiheuttaja maksaa -periaatteesta (*Polluter-Pays Principle*, PPP) aluksi keskusteltiin OECD:ssä, sen katsottiin pääasiassa koskevan teollisuutta ja vain hyvin vähän pohdittiin periaatteen soveltamista maatalouteen ja muihin ei-pistemäisiin päästölähteisiin (liikenne ja kulutus). Kuitenkin kustannusten sisäistäminen maataloussektoriin on ollut kovin vähäistä ja maatalouden ei-pistemäisten päästöjen vähentämiseksi on enimmäkseen käytetty tukipalkkioita. Tobey ja Smets (1996) ovat etsineet syytä tähän teknisistä (ekosysteemien monimutkaisuus) vaikeuksista ja seurannan (hajapäästöt) hankaluudesta, lainsäädännöllisestä ja perustuslaillisesta historiasta (vaikeudesta rajoittaa yksityisiä omistusoikeuksia ilman korvausta) sekä poliittisista näkökohdista (maataloussektorin vahvasta poliittisesta asemasta). Yhtenä olennaisena hankaluutena voidaan pitää sitä, että alkutuotantosektorin on eri syistä (esim. ostajien epätäydellisestä kilpailusta ja kysynnän epäedullisesta hintajoustopista) johtuen vaikea vyöryttää kohtaan lisäkustannuksia eteenpäin jalostaville sektoreille ja lopulta loppukuluttajille.



Kuva 4. Taloudellisten ohjauskeinojen kohderyhmät (Filion & Adamowicz 1994, 238 ja OECD 1996, 90).

Biologisesta monimuotoisuudesta hyötyvät (esim. ekosysteemipalveluiden kautta) eivät pääsääntöisesti maksa sen säilyttämisestä, koska hyöty jakaantuu niin laajalle yhteiskunnassa (OECD 1999). Kestämättömän maankäytön muuttaminen kestäväksi tuottaa hyötyä yhteiskunnalle, mutta kustannuksia (menetettyä tuottoa) yksityiselle maanomistajalle (OECD 1999). Tästä johtuen maanomistajalla on suurempi kannustin myydä luonnonvarat niitä käyttäville tai ne tuhoaville kuin niille, jotka niistä hyötyvät (OECD 1996). Biologisesta monimuotoisuudesta on joissain tapauksissa ulkoishyötyjä yksityiselle, kuten maataloustuotannon esteettiset ja viihtyisyysvaikutukset.

Mikäli biodiversiteettiarvojen säilyttämisestä ei makseta korvausta, maanomistajalla on kannustin salata ne tai vähätellä niiden merkitystä, jotta häntä ei veloitettaisi niiden ylläpitämiseen ilman maksettavaa korvausta. Tämän perusteella on esitetty, että esimerkiksi lajisuojelussa pitäisi niiden suojelusta hyötyvien maksaa maanomistajille niiden suojelusta. Lähestymistapaa on kuvattu yhteiskunnalle aiheutuvan hyödyn tuottamiseksi välttämättömien kustannusten korvausperiaatteeksi (tai palkkioksi). Ajatuksena on, että mikäli maanomistajalle ei suojelusta makseta, yhteiskunta joutuu maksamaan siitä aiheutuvat kustannukset tulevien sukupolvien ja yhteiskunnan puolesta. Korvauksia on esitetty maksettavan vain siltä osin kun markkinat eivät kuluja korvaa, ja tehokkuuden nimessä vain tehdystä tai tehtäväksi sovitusta työstä (OECD 1996).

Hyötyjä maksaa -periaatteella on nähty rajallista sovellettavuutta luonnonsuojelussa esimerkiksi luonnonsuojelualueiden pääsymaksujen muodossa (Arentino ym. 2001; Di Leva 2002). Mainittu käytäntö ei kuitenkaan tule kysymykseen Pohjoismaissa, joissa on perustuslaillinen liikkumisvapaus. Hyötyjä maksaa -periaatteeseen liittyy käänteinen merkitys, että maanomistajalla tai luonnonvarojen käyttäjällä olisi laillinen oikeus tuhota biologiseen monimuotoisuuteen liittyviä arvoja, ja että hänelle täytyy maksaa haitallisesta toiminnasta pidättäytymisestä. (Arentino ym. 2001, Westlund 2001, Kuusiniemi 2001).

On tärkeää huomauttaa, että ero negatiivisten ja positiivisten ulkoisvaikutusten välillä ja siten edellä kuvattujen periaatteiden valinta on suurelta osin poliittisesti ja kulttuurisesti määräytynyt omistusoikeuksien kautta. Tarkastellaan maanviljelijää, jonka maatalo vaikuttaa kielteisesti veden laatuun. Maanviljelijä tekee käytäntöihin muutoksen, joka parantaa veden laatua, mutta menetettyjen tulojen (voittojen) kustannuksella. Tulisiko maanviljelijälle korvata nämä menetetyt voitot? Jos maanviljelijän on katsottu toimineen alentaakseen kielteisen ulkoisvaikutuksen (vähentää päästöjä) silloin aiheuttaja maksaa -periaate (PPP) on sovellettavissa. Mutta jos maanviljelijän on katsottu luoneen positiivisen ulkoisvaikutuksen lisäämällä veden laadun julkishyödykkeen tarjontaa, niin onko silloin yhä samoin (Hanley ym. 1998)?

Hanleyn ym. (1998) mukaan yksi tapa vastata tähän kysymykseen riippuu ympäristön laadun referenssipisteen käsitteestä. Tämä referenssipiste voidaan kuvata sinä ympäristön laadun tasona, jonka yhteiskunta katsoo, että pitäisi olla olemassa. Jos yhteiskunta uskoo, että referenssipiste veden laadulle ylittää nykytason, niin silloin maanviljelijän katsotaan aiheuttaneen ulkoisia kustannuksia; jos nykytaso on nyt korkeampi kuin referenssipiste, silloin maanviljelijän voidaan katsoa synnyttäneen ulkoisia hyötyjä (ks. myös Stoneham ym. 2000). Esimerkkinä tässä yhteydessä voisi olla perinteinen maaseutumaisema, joka vaatii erityistä matalaintensiivistä laidunnusta ylläpitämään sitä. Ohjaavista periaatteista kuten juuri aiheuttaja maksaa -periaatteesta riippuu, onko maanviljelijöitä pakotettu tiettyyn toimintaan ilman korvauksia vai onko heille maksettu tukipalkkiota. Näitä periaatteita voidaankin pitää peukalosääntöinä, jotka heijastavat yhteiskunnan näkemystä oikeudenmukaisista tulojenjaosta, joka seuraa muutosta ulkoisvaikutuksen tasossa ja ovat siten luonteeltaan moraalisia ja/tai poliittisia: Periaatteet ovat siten sekä hyödyllisiä ja potentiaalisesti tehokkaita korkeiden liiketoimikustannusten maailmassa.

Ottaen annettuna periaatteiden hyödyllisyys, niin ilmeinen kysymys on se, onko olemassa jonkinlaista ekvivalenttia aiheuttaja maksaa periaatteelle, joka rohkaisisi tuottamaan ulkoisia hyötyjä. Kaksi vaihtoehtoa ovat jo edellä mainittu hyötyjä maksaa -periaate (*Beneficiaries Pay Principle*, BPP) ja tarjoaja saa -periaate (*Provider Gets Principle*, PGP) (ks. Hodge 1997). BPP on tunnettu periaate julkisen rahoituksen puolelta, jota saatetaan laajentaa maatalouden julkishyödykkeiden tarjoamiseen. Maksut korvaavat julkishyödykkeiden tarjoajille sellaisen hyödykkeen tarjoamisen vaihtoehtoiskustannukset. Maksut saattavatkin siten korvata maanviljelijöille sen, että he eivät tehosta tuotantoaan. Kuitenkin BPP:n soveltaminen monimutkaistuu fyysisillä, lainsäädännöllisillä tai kulttuurisilla vaikeuksilla sulkea pois maksamattomia hyödynsaajia ja ei-käyttöarvojen olemassaolon vuoksi.

Vaihtoehtoinen periaate on PGP. Se suuntautuu enemmän julkishyödykkeiden tarjontapuolelle kuin kysyntäpuolelle. Se edellyttää, että julkinen valta määrittää sopivan tarjonnan tason maaseudun julkishyödykkeille ja suuntaa sitten julkisia varoja näiden hyödykkeiden tarjoajille tarjonnan rajavaihtoehtoiskustannusten mukaan. Olettaessa annettuina olemassaolevat omistusoikeusregiimit monissa OECD maissa maanviljelijöitä ei useinkaan voida pakottaa tarjoamaan näitä julkishyödykkeitä ilman samalla aiheutuvien vaihtoehtoiskustannusten korvaamista. PGP päinvastoin kuin BPP välttää hyödynsaajien identifioimisen ongelman.

Tekemässään katsauksessa yhdeksästä OECD-maasta koottuihin tapaustutkimuksiin Hanley havaitsi PGP:tä käytetyn paljon maatalouden julkishyödykkeiden tarjoamisessa mutta sen sijaan BPP:tä sovellettiin hyvin vähän. Monissa maissa oli sellaisia julkisia ohjelmia, jotka tarjosivat maanviljelijöille maksuja, jotta nämä tuottaisivat julkisia ympäristöhyödykkeitä. CAP-tukipalkkiot luovat ympäristöhaittoja. Siksi Hanleyn mukaan yksinkertainen tapa olisi leikata maksuja tai eliminoida ne kokonaan. Kuitenkin tämä on mahdotonta lyhyellä aikavälillä jo siksi, että maanomistajilla katsotaan olevan oikeus tukipalkkioihin aikaisemman politiikan tuloksena (Hanley ym. 1998).

Äskettäin Hatfield-Doods (2005) esitti ns. *catchment care* -periaatteen. Tämän periaatteen mukaan luonnonvarojen hoidolla ei saa vahingoittaa ekosysteemin eheyttä tai olennaisia maisematason toimintoja. Yksilöllisillä luonnonvaran käyttäjillä on silloin velvollisuus välttää sellaisia luonnonvaran hoidon käytäntöjä, jotka vahingoittavat kaikkien tätä luonnonvaraa (maisema, valuma-alue) käyttävien pitkän aikavälin edut. Tätä periaatetta voidaan myös muokata ekosentriseksi periaatteeksi eli ihmiskeskeisten periaatteiden vastakohdaksi.

9 Yhteenveto

9.1

Ohjauskeinoyhdistelmä

Edellinen luku valotti ympäristöllisen ohjauskeinon valintaan vaikuttavia tekijöitä. kaikkien ohjauskeinoille asetettavien tavoitteiden yhtäaikainen saavuttaminen on hyvin vaikeaa, ehkä jopa mahdotonta (OECD 1999). Suositeltavaa siksi on, että ohjauskeinoja käytetään yhdistelminä, joita tukevat vahva institutionaalinen kehikko, paras mahdollinen tietämys ja jotka osallistavat niin asianosaiset kuin asiantuntijatkin (OECD 1999).

Doremuksen (2003) mukaan tällaisen ns. politiikkaportfolioon hyödyt ovat hyvin ilmeiset. Tärkein opetus hänen mielestään suojeluvaihtoehtojen kirjosta on se, että suojeluportfolio, luovasti yhdistetyt strategiat, on lupaavampaa kuin aina vain yhden parhaan strategian etsiminen. Etuna on, että voidaan pyrkiä moniin tavoitteisiin ja hyödytään synergistisistä vaikutuksista. Riskin alentamisen mahdollisuus on myös sekun olemassa. Tämä tukee epävarmuuden hallintaa. Epävarmuutta voidaan hallita esimerkiksi pilottiohjelmien ja -kokeiden avulla. Jos ne toimivat hyvin jossakin tietyssä tilanteessa, silloin samanlaisia ohjelmia voidaan soveltaa myös muualla. Poliittikkavalintojen yhteiskunnallisia vaikutuksia voidaan myös simuloida. Onkin syytä ylläpitää joustavuutta, jotta politiikka on muutettavissa vastauksena uuteen informaatioon (Doremus 2003). Poliittikkapuutekehityksen tulisikin olla mukautuva (adaptiivinen).

Biologisella monimuotoisuudella on monia sekä julkisia että yksityisiä ominaisuuksia. Tämä julkinen/yksityinen sekoitus merkitsee keskustelua tasapainosta markkina- ja ei-markkinakeinojen välillä saavuttaa biodiversiteettipäämääriä. Siis millainen on politiikkasekoitus? Ei-markkinainstrumentit, kuten sääntely voivat olla markkinainstrumenttien korvaajia, mutta myös täydentäjiä, koska ne voivat esimerkiksi luoda tai edistää markkinoita alentamalla liiketoimikustannuksia. Keinojen vuoro- ja yhteisvaikutukset tulee aina ottaa huomioon.

On tarkasteltava eri keinoja yhteydessä toisiin, ei irrallisina. Eri ohjauskeinojen synergiavaikutukset otettava huomioon.

9.2

Kannustinten seuranta ja niiden toimeenpanon valvonta

Sääntelyohjauksen tehokkuus riippuu paikallistason motivaatiosta ja ryhmäpaineesta noudattaa säädettyjä kieltoja ja rauhoitusmääräyksiä, kiinnijäämisen riskistä ja sääntösten rikkomisen seurauksien ankaruudesta. Myös kannustinten käyttö biologisen

monimuotoisuuden suojelussa edellyttää, että käytettävien järjestelmien toimeenpanon on oltava valvottavissa ja valvontaa myös tapahtuu (OECD 1996). Dynaamisilla kannustimilla saatetaan vähentää paikallistason valvontakuluja (OECD 1996). Kannustinten seuranta on välttämätöntä, jotta voidaan varmistua siitä, että niillä saavutetaan asetettu tavoite. Suositeltavaa on, että jo lähtökohtaisesti asetetaan arviointijärjestelmä kannustimien toimivuuden arvioimiseksi sekä niiden suunnittelun ja täytäntöönpanon muuttamiseksi tarvittaessa (OECD 1999).

OECD:n (1996) näkemykseen politiikkamuotoilusta ja optimaalisesta instrumenttiyhdistelmästä kuuluu seuraavia asioita:

- biologisen monimuotoisuuden suojelun monimutkaiset tavoitteet voidaan saavuttaa vain ohjauskeinoyhdistelmillä;
- lainsäädännöllä on kannustimia tukeva ja täydentävä tehtävä;
- peruuttamattoman menetyksen vaaratilanteissa kannustimien lisäksi tarvitaan lainsäädännöllinen turvaverkko;
- ohjauskeinot tulee valita pyrkien minimoimaan kustannukset milloin mahdollista;
- positiiviset kannustimet voivat laajentaa yleistä hyväksyntää ja sopivasti rakenteistettuina ne voivat tarjota dynaamisen ja jatkuvan kannustimen parannuksille;
- ei-markkinahyötyjen tuotannosta aiheutuvat lisäkustannukset (*incremental costs*) tulee hyvittää;
- monimuotoisten biologisten voimavarojen vahingoittajien tulisi maksaa haitan estämisen ja kontrolloimisen kustannukset ja haitan itsensä yhteiskunnalliset kustannukset; monimuotoisten biologisten voimavarojen käyttäjien tulisi maksaa biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien tavaroiden ja palvelujen käytön täydet kustannukset;
- biologisen monimuotoisuuden suojelua tulee lähestyä läheisessä yhteistyössä asianosaisten ja paikallisyhteisöjen kanssa. Tällä on monia etuja ja sitä onkin tavallisesti preferoitu. Moniasianosaislähestymistavat suuntautuvat lisäämään instrumenttien vaikutusta kehittämällä asianosaisten halukkuutta ja innostusta; ovat joustavia ja mukautuvia muuttuviin olosuhteisiin ja vaativat vähemmän informaatiota ja infomaatiosynteisiä ja
- maksuilla, jotka lisäävät biologiseen monimuotoisuuteen liittyvää tutkimusta, kasvatusta ja tietoisuutta on merkittävä tehtävä välttämättömän informaation tarjoamisessa siihen, että biologisen monimuotoisuuden suojelusta tulee valistuneesti itsekäs tavoite.

9.3

Kannustinten käyttöönoton tarkistuslista

OECD:ssä (1999) on laadittu ohjeita ja tarkistuslistoja kannustimien toimeenpanoon.

Nämä liittyvät silloin siihen, miten panna täytäntöön kannustavat toimenpiteet:

- tiedonjako
- kapasiteetin vahvistaminen
- paikallisten asukkaiden osallistaminen

Käyttöönotossa todetaan esiintyvän neljä vaihetta:

- ongelman tunnistaminen (biologiseen monimuotoisuuteen kohdistuvan paineen syyt ja lähteet)
- kannustavan toimenpiteen suunnittelu
- tuen ja kapasiteetin luominen kannustavalle toimenpiteelle
- kannustavan toimenpiteen käyttö, valvonta ja täytäntöönpano

Tarkastuslista on seuraava:

1. Mikä ongelma on? Miten se ilmenee?
2. Mitkä ovat ongelman välittömät syyt? Mitkä piilevät taloudelliset ja poliittiset tekijät aiheuttavat näitä syitä?
3. Ollaanko tekijöistä riittävän tietoisia?
4. Mitä tietopuutteita on? Voidaanko niitä korjata?
5. Onko biodiversiteettitekijöitä arvotettu? Miten arvottamisella voidaan tehokkaasti edistää tavoitteita?
6. Ketkä ovat relevantit toimijat ja osalliset, jotka hyötyvät tai häviävät kannustimen käytöstä? Miten heidät voidaan osallistaa hyödyllisimmin?
7. Mitkä instituutiot tai henkilöt ovat päteviä suunnittelemaan soveltuvia kannustimia, niiden valvontaa ja arviointia, ja keitä pitäisi siinä kuulla?
8. Voidaanko ongelmaan vastata varmistamalla luonnonvarojen kestävä käyttö? Missä määrin on tarvetta varsinaiseen suojeluun?
9. Millainen kannustinten yhdistelmä on kaikkein tehokkain ongelman pääpiirteisiin vastaamiseen? Millaisia kustannuksia ja distribuaalisia vaikutuksia niistä aiheutuu?
10. Onko käytössä asianmukainen tekniikka ja tieteellinen tieto? Miten sitä voidaan tuottaa?
11. Vastaavatko olemassa olevat instituutiot biodiversiteettiongelman maantieteellistä laajuutta ja alaa?
12. Mitä valvonta- ja täytäntöönpano-ongelmia voi tulla?
13. Onko tarvetta distributiivisiin järjestelyihin kuten korvauksiin? Voidaanko ne suunnitella siten, että ne vähentävät täytäntöönpanokustannuksia?
14. Mitä arviointi- ja valvontajärjestelmiä on käytössä? Onko käyttöönotossa sopiva itsearviointi ja toistuvat kehämäiset arvioinnit lineaarisen arvioinnin sijasta?

9.4

Biodiversiteettipolitiikan haasteet

Biodiversiteettipolitiikassa on hyvin paljon myös sellaisia haasteita, joita tässä raportissa ei juuri lainkaan ole käsitelty tai on käsitelty vain hyvin vähän (ks. lisää OECD 1999). Tällaiset liittyvät esimerkiksi valtioiden rajat ylittäviin näkökohtiin, ekosysteemeihin kohdistuvien vaikutusten peruuttamattomaan luonteeseen ja peruuttamattomuuskynnyksiin, lokaalisten vaikutusten kasaantumiseen (kumuloitumiseen) globaalissa mittakaavassa, moniarvoisuuteen eli arvopluralismiin, monimuotoisuuden kohdistuvien paineiden moninaisuuteen ja epätasaisesti jakaantuneeseen informaatioon.

10 Johtopäätökset ja suositukset

10.1

Yleisiä suosituksia

Biologinen monimuotoisuus on elintärkeä asia inhimilliselle hyvinvoinnille. Sen katoamisella tai heikentymisellä on tärkeitä taloudellisia, ympäristöllisiä ja sosiaalisia seurauksia. Pääpaineet biologiseen monimuotoisuuteen aiheutuvat maankäytön muutoksista, kestävästä käytöstä ja luonnonvarojen loppuunkäytöstä, globaalista ilmastonmuutoksesta ja teollisuuden sekä liikenteen päästöistä. Joissakin tapauksissa paineet voivat olla positiivisia biologiselle monimuotoisuudelle.

Politiikkavälineiden valinta on monimutkaista ja riippuu erityisistä institutionaalisista, taloudellisista ja sosiaalisista olosuhteista. Politiikkavaihtoehdot onkin systemaattisesti analysoitava, jotta sekä julkisen hallinnon, seurannan ja toimeenpanon kustannukset että soveltamisen yksityiset kustannukset voidaan minimoida. Kustannustehokkaita markkinaperustaisia, biologiseen monimuotoisuuteen haitallisesti vaikuttavien tuotteiden hintoja muuttavia välineitä tulee edistää. Edelleen on syytä käyttää myös ei-markkinaperustaisia välineitä (säädöksiä) politiikkayhdistelmissä. Kustannustehokkuus ei kuitenkaan ole ainoa valintakriteeri. Kustannuskäsitteessä on jo itsessään ongelmia, koska vain poliittisilla päätöksillä eri henkilöiden esittämiä vaatimuksia luonnonesineisiin voidaan pitää oikeuksina.

Kansainvälisellä tasolla on työskenneltävä biologisen monimuotoisuuden hoidon politiikkojen soveltamisessa, kuten kehitysyhteistyössä tai muuttavien lajien tai vesivarojen suojelussa. Lisäksi biologiseen monimuotoisuuteen liittyvät luonnonvarat omaavat ei-käyttöarvoa ihmisille kaikkialla ja tämän täytyy heijastua paikallisissa käyttöpäätöksissä ilman, että aiheutetaan suurta vaaraa paikalliselle taloudelliselle kehitykselle.

Markkinoita luodaan poistamalla kaupankäymisen esteitä, sisältäen hyvin määritettyjen ja vakaiden omistus- tai käyttöoikeuksien määrittämisen. Markkinoiden luominen perustuu premissiin, jonka mukaan oikeuksien haltijat maksimoivat resurssiansa arvon ajan kuluessa, siten optimoiden myös biologisen monimuotoisuuden käytön, suojelun ja ennallistamisen. Markkinoiden luominen siten merkitsee laajempaa lähestymistapaa kuin pelkkä markkinakannustimien käyttö.

Hallituksilla on kaksi tärkeää tehtävää tukiessaan biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien luonnonvarojen markkinoita. Ensinnäkin niiden täytyy määrittää oikeat puiteolosuhteet yksityisille ja julkisille toimijoille biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien luonnonvarojen tehokkaaseen tarjoamiseen käyttäjille. Toiseksi niiden täytyy soveltaa oikeita politiikkavälineitä taatakseen, että julkisia biologiseen monimuotoisuuteen liittyviä tavaroita ja palveluja tarjotaan kaikkein kestävimällä, tehokkaimmalla ja vaikuttavimmalla tavalla.

Käyttökelpoisen informaation puute voi haitata markinalähestymistapojen kehittämistä ja soveltamista biologisen monimuotoisuuden suojeluun, kestävään käyttöön

ja ennallistamiseen. Informaatiota voidaan tarjota sellaisilla mekanismeilla kuten merkintä, sertifiointi ja teknisen kapasiteetin rakentaminen. Tieteellinen tieto on myös sekin tärkeää ja tuleekin kehittää politiikkoja, jotka määrittävät oikeat olosuhteet biologisen monimuotoisuuden suojeluun liittyvän uuden tiedon hahmottumiselle. Indikaattoreita, joilla seurataan biologisen monimuotoisuuden muutosta on myös tärkeä kehittää biologisen monimuotoisuuden hoitopolitiikkojen kehittämiseen ja soveltamiseen – mielellään yhdessä asianosaisten aktiivisen ja varhaisen sitouttamisen kanssa. Paikallisia biodiversiteettitavoitteita määrittävät ja tukevat paikallisyhteisön verkostot voivat antaa merkittäviä panoksia tässä suhteessa.

10.2

Konkreettisia suosituksia

A. Tutkimukselliset suositukset

- 1) Biologisen monimuotoisuuden suojelun ja kestävä käytön (myös poliittisen toimimattomuuden) vaikutuksia ja niiden merkityksiä on tutkittava monipuolisesti luonnontieteiden, taloustieteiden ja yhteiskuntatieteiden näkökulmista.
- 2) Suomen luonnon elintärkeät prosessit ja toiminnot, joita ei missään nimessä saa menettää (ns. kriittinen luontopääoma) on tunnistettava. Tällaisen luontopääoman menettäminen johtaisi elinkelvottomaan ympäristöön: kyse on kansalliseen turvallisuuteen verrattavasta kysymyksestä. On selvitetävä, riittääkö taloudellinen ohjaus turvaamaan, että kriittisiä kynnyksiä ei ylitetä (hierarkkiset spatiaaliset skaalat huomioonottaen).
- 3) On tutkittava, millä edellytyksillä voidaan turvata sekä biologinen monimuotoisuus että myönteisen taloudellisen kehityksen jatkuminen (win-win).
- 4) Suojelukeinojen kustannustehokkuuden lisäksi on tarkasteltava suojelun hyötyjen ja kustannusten jakaantumista (ja tulonjakovaikutuksia). Tällöin voidaan parantaa suojelun oikeudenmukaisuutta. Epäoikeudenmukaisuuden kokemuksia voidaan lievittää asianosaisten osallistamisella ja ympäristökasvatuksella, jolloin suojeluhuödyt osataan tunnistaa.
- 5) Biologisen monimuotoisuuden ja erityisesti ekosysteemipalvelujen hyötyjen tutkimukseen ja arviointiin on kiinnitettävä lisää huomiota, mikä edellyttää monipuolisia lähestymistapoja.

B. Markkinoiden luomiseen liittyvät suositukset

- 6) Merkitykselliset ekosysteemitavarat ja -palvelut on tunnistettava.
- 7) Kauppa- ja teollisuusministeriön tulee yhdessä asianomaisten asiantuntijatahojen (kuten MEK) kanssa yhteistyössä ryhtyä tarkastelemaan mahdollisuuksia edistää elinkeinoelämää sellaisilla elinkeinoelämän sektoreilla, jotka perustuvat biologisen monimuotoisuuden kestävään hyödyntämiseen, kuten luonto- ja kulttuurimatkailun edistäminen ja kestävä metsä- ja maatalouselinkeino sekä myös muu luontoyrittäjyys. Erityisesti tulee edistää ympäristömerkintäjärjestelmien kehittämistä ja tunnettuisuutta.

- 8) Biodiversiteettivara- ja palvelumarkkinoiden kehittämiseksi tulisi selvittää riskirahoituksen järjestämistä alalla toimiville yrityksille. Biodiversiteettiyritystoiminnan syntymisen esteitä voidaan yrittää poistaa myös muilla julkisen vallan toimenpiteillä. Näitä tulisi selvittää ja kokeilla.
- 9) Luontopääomaan investoimisen keinoja on tunnistettava mahdollisimman laaja-alaisesti. Erityisesti yksityisen sektorin investointimahdollisuudet on syytä kartoittaa.
- 10) On aloitettava pilottiluonteisia kokeiluja, joissa pyritään kehittämään biologiseen monimuotoisuuteen muotoiltavia markkinoita (*designer markets*). Tämä tarkoittaa uusien liiketoiminnan muotojen kehittämistä biologisen monimuotoisuuden varaan.

C. Suoriin kannustimiin liittyvät suositukset

- 11) Kunkin ministeriön tulee viipymättä ryhtyä yhteistyössä ympäristöministeriön kanssa tarkastelemaan hallinnonalansa tukia vääristävien tukien tunnistamiseksi ja uudistamiseksi siten, että tavoiteltu lopputulos voidaan saavuttaa ilman, että samalla kannustetaan biologisen monimuotoisuuden kannalta haitallisiin toimenpiteisiin.
- 12) Kunkin ministeriön tulee viipymättä ryhtyä yhteistyössä ympäristöministeriön kanssa suunnittelemaan omalla hallinnonalallaan biologisen monimuotoisuuden suojeluun kannustavien tukien käyttämistä. Erityisesti tämä koskee verotusta sekä metsä- ja maataloussektoria mutta myös rakentamista.
- 13) Spatiaalisten yhteisvaikutusten hallitsemiseksi taloudellisia kannustimia on selvitettävä yhdistettynä maisemaekologiseen suunnitteluun yksityismailla maankäytön, maatalouden ja metsätalouden yhteisillä maisema-alueilla.
- 14) Ekologisen verouudistuksen yhteydessä olisi syytä tutkia sitä, miten verotuksen keinoin voidaan edistää yksityistä aloitteellisuutta luonnonsuojeluun. Tämä koskee mm. lahjoituksia luonnonsuojelusätiöille. Veroratkaisuun voidaan helpottaa yksityisen luonnonsuojelusektorin syntymistä.
- 15) Yksityisoikeudellisen suojelukiinnityksen asettamisen mahdollisuudet, sen edellyttämät lainsäädäntömuutokset tulisi selvittää, ja niiden käyttöä tulisi tukea kannustavilla veroratkaisuilla kuten verohelpotuksilla.
- 16) Yksityisten maanomistajien luonnonsuojelua edistäviä luonnonhoitotoita tulisi tukea valtion talousarviossa tarkoitukseen osoitetuin määrärahoihin.
- 17) Ekosysteemipalveluiden turvaamisen kannustimia ja niiden rahoitusmahdollisuuksia (myös markkinoita) on kehitettävä.

D. Hallintoon liittyvät suositukset

- 18) Eri hallinnonalojen kannustimien yhteisvaikutusta toisiinsa on tarkasteltava. On korjattava julkisen hallinnon integraatioepäonnistumisia aktiivisella ministeriöiden välisellä yhteistyöllä.

- 19) OECD:n suositusten toteuttaminen Suomessa on selvitettävä samoin mahdolliset jatkotoimenpiteet. Suomen tulee myös jatkossa olla aktiivisesti mukana kansainvälisessä yhteistoiminnassa uusien innovatiivisten biodiversiteettikeinojen kehittämiseksi.

E. Ohjauskeinojen kehittämiseen liittyvät suositukset

- 19) Taloudellisessa ohjauksessa on pyrittävä keinojen monimuotoisuuteen yhden ohjauskeinomallin suosimisen sijasta.
- 20) On tutkittava löytyykö taloudellisia ohjauskeinoja, joilla on suojelun lisäksi muita myönteisiä sivuvaikutuksia, kuten paikallista sosiaalista pääomaa edistävän ihmisten yhteistoiminnan tukeminen. Sosiaalisella pääomalla on kaikkea elinkeinotoimintaa virkistävä vaikutus.
- 21) Biodiversiteettikeinojen ja niiden yhdistelmien suorituskyvyn arvioimiseksi on kehitettävä monipuolinen arviointimalli.

F. Infrastruktuuriin liittyvät suositukset

- 22) Luonnon pääomaan on tehtävä selviä investointeja (mm. ennallistaminen).
- 23) Luonnon ilmaispalvelujen (ekosysteemipalveluiden) tuotannon lisäämiseksi on tehtävä investointeja.

KIRJALLISUUS

- Aakkula, J., Lankoski, J. & Miettinen, A. 2004. Maatalouspolitiikan ja biodiversiteetin suhde. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P. & Toivonen, T. (toim.). Elämää pellossa – Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus. Edita, Helsinki: 300-312.
- Adger, W.N. 2000. Social and ecological resilience: are they related. *Progress in Human Geography* 24,3: 347-364.
- Agius, J. 2001. Biodiversity Credits: Creating Missing Markets for Biodiversity. *Environmental and Planning Law Journal* 2001: 481-504.
- Aguilera-Klink, F. 1994. Some notes on the misuse of classic writings in economics on the subject of common property. *Ecological Economics* 9: 221-228.
- Alberini, A. & Segerson, K. 2002. Assessing voluntary programs to improve environmental quality. *Environmental and Resource Economics* 22: 157-184.
- Alberini, A. & Kahn, J.R. (toim.) 2006. *Handbook on Contingent Valuation*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Anderson, E. 1993. *Value in ethics and in economics*. Harvard University Press. Cambridge, Mass.
- Anderson, T.L. & Leal, D.L. 1991. *Free Market environmentalism*. Westview Press, Boulder.
- Ando, A., Camm, J., Polasky, S. & Solow, A. 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. *Science* 279 (27 Mar.): 2126-2128.
- Anella, A. & Wright, J.B. 2004. *Saving the ranch: Conservation easements design in the American West*. Island Press, Washington.
- Anker, H.T. 2000. The polluter pays principle problems and issues related to biodiversity. Teoksessa Anker, H.T. & Basse, E.M. (toim.): *Land use and nature protection – emerging legal aspects*. DJØF Publishing. Copenhagen: 69-104.
- Anttonen, K. 2000. Metsän julkishyödykkeiden tarjonnan ohjauskeinot. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 795.
- Arentino, B., Holland, P., Matysek, A. & Peterson, D. 2001. *Cost Sharing for Biodiversity Conservation: A Conceptual Framework*. Productivity Commission Staff Research Paper, Ausinfo, Canberra.
- Arrow, K.J. & Fisher, A.C. 1974. Environmental preservation, uncertainty, and irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88: 312-319.
- Arrow, K., Bolin, B., Costanza, R., Dasgupta, P., Folke, C., Holling, C.S., Jansson, B.-O., Levin, S., Mäler, K.-G., Perrings, C. & Pimentel, D. 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268 (28 April): 520-521.
- Ask, P. & Carlsson, M. 2000. Nature conservation and timber production in areas with fragmented ownership patterns. *Forest Policy and Economics* 1: 209-223.
- Barbier, E.B., Burgess, J.C. & Folke, C. 1994. *Paradise lost? The ecological economics of biodiversity*. Earthscan Publications Ltd, London.
- Barret, C.B. & Lybbert, T.J. 2000. Is bioprospecting a viable strategy for conserving tropical ecosystems? *Ecological Economics* 34: 293-300.
- Batabyal, A.A., Kahn, J.R. & O'Neill, R.V. 2003. On the scarcity value of ecosystem services. *Journal of Environmental Economics and Management* 46: 334-352.
- Bates, G. 2002. *Environmental Law in Australia* (5th edition). Butterworths. Chatswood NSW.
- Baumol, W.J. & Oates, W.E. 1988 (1975). *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, New York.
- Beder, S. 1996. Charging the earth: The promotion of price-based measures for pollution control. *Ecological Economics* 16: 51-63.
- Bennet, E.M., Peterson, G.D. & Levitt, E.A. 2005. Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* 8: 125-132.
- Berrens, R.P., Brookshire, D.S., McKee, M. & Schmidt, C. 1998. Implementing the Safe Minimum Standard approach: Two case studies from the U.S. *Endangered Species Act*. *Land Economics* 74(2): 147-161.
- Biller, D. & Sermann, K. 2002. *Financing biodiversity*. Draft background paper for discussion at session V.2 of the OECD Global Forum on Sustainable Development: Conference on Financing Environmental Dimension of Sustainable development. OECD, Paris, 24-26 April 2002.
- Bingham, G., Bishop, R., Brody, M., Bromley, D., Clark, E., Cooper, W., Costanza, R., Hale, T., Hayden, G., Kellert, S., Norgaard, R., Norton, B., Payne, J., Russell, C. & Suter, G. 1995. Issues in ecosystem valuation: improving information for decision making. *Ecological Economics* 14: 73-90.
- Birnie, P. & Boyle, A. 2002. *International law & the environment* (2nd ed.). Oxford University Press, Oxford.
- Bishop, R.C. 1978. Endangered species and uncertainty: the economics of a safe minimum standard. *American Journal of Agricultural Economics* 57: 10-18.
- Bockstael, N., Costanza, R., Strand, I., Boynton, W., Bell, K. & Waigner, L. 1995. Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. *Ecological Economics* 14: 143-159.
- Born, W., Rauschmayer, F. & Bräuer, I. 2005. Economic evaluation of biological invasions – a survey. *Ecological Economics* 55: 321-336.
- Bowers, J. 2005. Instrument choice for sustainable development: an application to the forestry sector. *Forest Policy and Economics* 7: 97-107.
- Bowles, S. 1998. Endogenous preferences: The cultural consequences of market and other economic institutions. *Journal of Economic Literature* 36(1): 75-111.

- Boyd, J., King, D. & Wainger, L.A. 2001.: Compensation for lost ecosystem services: Transfer ratios and restoration criteria. *Stanford Environmental Law Journal*: 393–412.
- Braden, J.B. & Kolstad, C.D. (toim.) 1991. *Measuring the demand for environmental quality*. Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- Bromley, D.W. 1991. *Environment and economy; Property rights and public policy*. Blackwell. Cambridge, Mass.
- Bromley, D.W. 1997. Property regimes in environmental economics. *Teoksessa: Folmer, F. & Tietenberg, T. (toim.): The international yearbook of environmental and resource economics 1997/1998*. Edward Elgar, Cheltenham, UK: 1- 27.
- Bromley, D.W. 2000. Can agriculture become an environmental asset? *World Economics* 1(3): 127-139.
- Brouwer, R. 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects. *Ecological Economics* 32: 137-152.
- Buchanan, J.M. 1965. An economic theory of clubs. *Economica* 32: 1-14.
- Butler, C.D., Corvalan, C.F. & Koren, H.S. 2005. Human health, well-being, and global ecological scenarios. *Ecosystems* 8: 153-162.
- Cabeza, M., Araujo, M.B., Wilson, R.J., Thomas, C.D., Cowley, M.J.R., & Moilanen, A. 2004. Combining probabilities of occurrence with spatial reserve design. *Journal of Applied Ecology* 41: 252-262.
- Callicott, J.B., Crowder, L.B. & Mumford, K. 1999. Current normative concepts in conservation. *Conservation Biology* 13: 22-35.
- Carraro, C. & Siniscalco, D. 1996. Voluntary agreements in environmental policy: a theoretical appraisal. *Teoksessa: Xepapadeas, A. (toim.) Economic policy for the environment and natural resources; Techniques for the management and control of pollution*. Edward Elgar, Cheltenham, UK: 80-94.
- Chang, H.-J. 2000. An institutionalist perspective on the role of the state: towards an institutionalist political economy. *Teoksessa: Burlamaqui, L., Castri, A.C. & Chang, H.-J. Institutions and the role of the state*. Edward Elgar, Cheltenham, UK: 3-26.
- Chiesura, A. & de Groot, R. 2003. Critical natural capital: a socio-cultural perspective. *Ecological Economics* 44: 219-231.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K. Wright, R. & Hyde, T. 2005. Valuing the diversity of biodiversity. *Ecological Economics* (tulossa).
- Ciriacy-Wantrup, S.V. 1952. *Resource conservation: Economics and policies*. University of California Press, Berkeley.
- Clapp, J. & Dauvergne, P. 2005. *Paths to a green world: The political economy of the global environment*. The MIT Press, Cambridge, Mass. 327s.
- Clark, C.W. 1991. Economic biases against sustainable development. *Teoksessa: Costanza, R. (toim.) Ecological economics. The science and management of sustainability*. Columbia University Press, New York: 319-330.
- Clark, D. & Downes, D. 1995. What price biodiversity? Economic incentives and biodiversity conservation in the United States. Center for International Environmental Law (CIEL). Alexandria, VA.
- Coase, R.H. 1960. The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics* 3: 1-44.
- Costanza, R. & Daly, H.E. 1992. Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology* 6(1): 37-46.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruedo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 15 (387): 253-260.
- Cole, D.H. 1999. New forms of private property: Property rights in environmental goods. *Teoksessa: Bouckaert, B. & De Geest, G., Encyclopedia of law and economics*. <http://encyclo.findlaw.com> (23.03.2006): 274-314.
- Cole, D.H. & Grossman, P.Z. 2002. The meaning of property rights: Law versus economics? *Land Economics* 78(3): 317-330.
- Commons, J.R. 1990 (1934). *Institutional economics*. London: Transaction Publishers.
- Cornes, R. & Sandler, T. 1986. *The theory of externalities, public goods, and club goods*. Cambridge University Press, Cambridge, US.
- Crowards, T.M. 1999. Combining economics, ecology and philosophy: Safe Minimum Standards of environmental protection. *Teoksessa: O'Connor, M. & Spash, C. (toim.) Valuation and the environment: theory, method and practice*. Edward Elgar, Cheltenham: 223-239.
- Curran, D. 2000. The Conservation of Biological Diversity on Private Property in NSW. *Environmental and Planning Law Journal* 1/2000 s. 34–59.
- Curry, P. 2006. *Ecological ethics: An introduction*. Polity Press, Cambridge, UK.
- Daily, G.C. (toim.). 1997. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Dalton, R. 2004. Bioprosects less than golden. *Nature* 429, 598-600.
- Daly, H.E. 1977. *Steady-state economics: The economics of biophysical equilibrium and moral growth*. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Daly, H.E. 1993. Book review: Free market environmentalism. *Ecological Economics* 7: 173-181.
- Daly, H.E. 1996. *Beyond growth: The economics of sustainable development*. Beacon Press, Boston.
- Daly, H.E. & Farley, J. 2004. *Ecological Economics: Principles and applications*. Island Press, Washington, DC.
- Deblonde, M. 2001. *Economics as a political muse. Philosophical reflections on the relevance of economics for ecological policy*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Dedeurwaerdere, T. 2005. From bioprospecting to reflexive governance. *Ecological Economics* 53(4): 473-491.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. & Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- De Groot, R., Van der Perk, J., Chiesura, A. & van Vliet, A. 2003. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economics* 44: 187-204.
- Deutsch, L., Folke, C. & Skånberg, K. 2003. The critical natural capital of ecosystem performance as insurance for human well-being. *Ecological Economics* 44: 205-217.
- Dietz, S. & Adger, W.N. 2003. Economic growth, biodiversity loss and conservation effort. *Journal of Environmental Management* 68: 23-35.
- Di Leva, C. E. 2002 The Conservation on Nature and Natural Resources through Legal and Market-Based Instruments. *RECIEL* 1/2002 s. 84-95.
- Doremus, H. 2003 A policy portfolio approach to biodiversity protection on private lands. *Environmental Science & Policy* 6: 217-232.
- Dragun, A.K. 1999. Property rights, "takings" and environmental management. *International Journal of Social Economics* 26(7/8/9): 1061-1077.
- Draper, A.E. 2004. Conservation easements: Now more than ever – Overcoming obstacles to protect private lands. *Environmental Law*: 247-282.
- Federal Guidance on the Use of In-Lieu- Fee Arrangements for Compensatory Mitigation Under Section 404 of the Clean Water Act and Section 10 of the Rivers and Harbors Act; Notice 7.11.2000. (<http://www.usace.army.mil/inet/functions/cw/cecwo/reg/ILFFEDREG.pdf>) (15.5.2005)
- Edwards, P.J. & Abivardi, C. 1998. The value of biodiversity: where economy and ecology blend. *Biological Conservation* 83(3): 239-246.
- EEA 2006. Integration of environment into EU agriculture policy – the IRENA indicator-based assessment report, EEA Report No 2/2006, European Environment Agency.
- Ekens, P., Folke, C. & De Groot, R. 2003. Identifying critical natural capital. *Ecological Economics* 44: 159-163.
- Ekens, P., Simon, S., Deitsch, L., Folke, C. & De Groot, R. 2003. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44: 165-185.
- Ekens, P. 2003. Identifying critical natural capital; Conclusions about critical natural capital. *Ecological Economics* 2003: 277-292.
- Ekroos, A. 1996. Metsiensuojelun taloudellisista ohjaukskeinoista ja rahoitusjärjestelmistä. Selvitys Metsiensuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnalle.
- Faith, D.P. 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61: 1-10.
- Faith, D.P. 1994. Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 345: 45-58.
- Faith, D.P., Carter, G., Cassis, G., Ferrier, S. & Wilkie, L. 2003. Complementarity, biodiversity viability analysis, and policy-based algorithms for conservation. *Environmental Science & Policy* 6: 311-328.
- Farber, S.F., Costanza, R. & Wilson, M.A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41: 375-392.
- Farrier, D. 1995 Conserving biodiversity on private land: Incentives for management or compensation for lost expectations? *Harvard Environmental Law Review* 1995: 303-408.
- Faure, M. 2000. Environmental regulation. Teoksessa: Bouckaert, B. & De Geest, G. (toim.). *Encyclopedia of law and economics. VolIII. Civil Law and economics.* Edward Elgar, Cheltenham: 443-520. (online encyclopedia). [http://allserv.rug.as.be/%7Egde geest/](http://allserv.rug.as.be/%7Egde%20geest/).
- Filion, F. & Adamowicz, W.L. 1994. Socioeconomic evaluation of biodiversity. Teoksessa: Biodiversity Science Assessment Team. *Biodiversity in Canada; A science assessment for Environment Canada.* Environment Canada, Ottawa: 221-242.
- Folke, C., Hammer, M., Costanza, R. & Jansson, A. 1994. Investing in natural capital – why, what, and how? Teoksessa Jansson, A., Hammer, M., Folke, C. & Costanza, R. (toim.). *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability.* Island Press, Washington D.C.: 1-20.
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C.S., Walker, B., Bengtsson, J., Berkes, F., Colding, J., Danell, K., Falkenmark, M., Gordon, L., Kaspersen, R., Kautsky, N., Kinzig, A., Levin, S., Mäler, K.-G., Mobergt, F., Ohlsson, L., Olsson, P., Ostrom, E., Reid, W., Rockström, J., Savenije, H. & Svedin, U. 2002. Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformation. *Scientific Background Paper on Resilience for the process of the World Summit on Sustainable Development on behalf of The Environmental Advisory Council to the Swedish Government.*
- Food Security, Biotechnology and Intellectual Property. Discussion paper. 2002. Quaker United Nations Office, Geneva
- Franklin, J.F. 1988. Structural and functional diversity in temperate forest. Teoksessa: Wilson, E.O. (toim.). *Biodiversity.* National Academy Press, Washington D.C.: 166-175.
- Freese, C.H. 1997. The "Use It or Lose It" debate. Issues of a conservation paradox. Teoksessa: Freese, C.H. (toim.). *Harvesting wild species. Implications for biodiversity conservation.* The Johns Hopkins University Press. Baltimore: 1-48.
- Frey, B.S. 1997. Not just for the money: An economic theory of personal motivation. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Fromm, O. 2000. Ecological structure and functions of biodiversity as elements of its total economic value. *Environmental and Resource Economics* 16: 303-328.

- Gardner, R.C. 1996. Banking on entrepreneurs: Wetlands, mitigation banking, and takings. *Iowa Law Review* 1996: 527–587.
- Garrod, G. & Willis, K.G. 1999. *Economic valuation of the environment; Methods and case studies*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Goldstein, J.H. 1991. The prospects for using market incentives to conserve biological diversity. *Environmental Law* 21: 985–1014.
- Gottfried, R., Wear, D. & Lee, R. 1996. Institutional solutions to market failure on the landscape scale. *Ecological Economics* 18: 133–140.
- Gowdy, J. 1997. The value of biodiversity: Markets, society and ecosystems. *Land Economics* 73 (1): 25–41.
- Gren, I.-M., Folke, C., Turner, K. & Bateman, I. 1994. Primary and secondary values of wetland ecosystems. *Environmental and Resource Economics* 4: 55–74.
- Grossman, G.M. & Krueger, A.B. 1995. Economic growth and the environment. *The Quarterly Journal Of Economics* 110: 353–377.
- Gunningham, N., Grabosky, P. 1998. *Smart regulation – designing environmental policy*. Oxford University Press, Oxford.
- Gunningham, N. & Young, M. 1997. Toward optimal environmental policy: The case of biodiversity conservation. *Ecology Law Quarterly* 1997: 243–298.
- Gunningham, N. & Sinclair, D. 2005. Policy instrument choice and diffuse source pollution. *Journal of Environmental Law* 2005: 51–81.
- Gössling, S. 2005. Ecotourism as experience industry. Teoksessa: Kylänen, M. (toim.). *Articles on experiences 2*. Lapland Centre of Expertise for the Experience Industry. Rovaniemi: 28–39.
- Haddad, B.M. 2003. Property rights, ecosystem management, and John Locke's theory of ownership. *Ecological Economics* 46: 19–31.
- Hailu, A. & Schilizzi, S. 2004. Are auctions more efficient than fixed price schemes when bidders learn? *Australian Journal of Management* 29(2): 147–168.
- Hanley, N., Kirkpatrick, H., Simpson, I & Oglethorpe, D. 1998. Principles for the provision of public goods from agriculture: Modeling Moorland Conservation in Scotland. *Land Economics* 74(19): 102–113.
- Hanna, S., Folke, C. & Mäler, K.-G. 1996a. Property rights and the natural environment. Teoksessa: Hanna, S., Folke, C. & Mäler, K.-G. (toim.). *Rights to nature; ecological, economic, cultural, and political principle of institutions for the environment*. Island Press, Washington D.C.: 1–10.
- Hanna, S., Folke, C. & Mäler, K.-G. (toim.) 1996b. *Rights to nature; ecological, economic, cultural, and political principle of institutions for the environment*. Island Press, Washington D.C.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162(13):1243–1248.
- Hatfield-Dodds, S. 2005. The catchment care principle: A new equity principle for environmental policy, with advantages for efficiency and adaptive governance. *Ecological Economics* 56: 373–385.
- Hayek, F. 1978. *New studies in philosophy, politics, economics and the history of ideas*. Routledge: Kegan & Paul Routledge.
- HE 73/2005. Hallituksen esitys eduskunnalle Eurooppalaisen maisemayleissopimuksen hyväksymisestä ja laiksi sen lainsäädännön alaan kuuluvien määräysten voimaansaattamisesta.
- Heikkinen, R.K., Virkkala, R. & Toivonen, H. 1999. Luonnonsuojelualueverkon edustavuus: ekologiset perusteet ja arviointimenetelmät. *Luonnon Tutkija* 4: 120–134.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S. & van Ierland, E.C. 2005. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics (tulossa)*
- Heinonen, S., Kasanen, P. & Walls, M. 2002. Ekotehokas yhteiskunta: Haasteita luonnon ja ihmisen systeemien yhteensovittamiselle. Ympäristöklusterin kolmannen ohjelmakauden esiselvitysraportti. Suomen ympäristö n:o 598, Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Hetemäki, L. 1995. Metsiensuojeluongelma ja ehdotus ratkaisuksi. *Folia Forestalia* 1995(1): 60–66.
- Hetemäki, L. & Ollonqvist, P. 1995. Mistä rahoitus metsien suojeluun? *Metsälehti* 10, s.5.
- Hiedanpää, J. (toim.) 1994. *Biodiversiteetti ja tuotantoelämä*. SYKE ja PKTK-julkaisu, Pori.
- Hiedanpää, J. 2005. Globaalitalous ja biodiversiteetti: kohti markkinaperustaista monimuotoisuutta? *Kosmopolis* 3 (tulossa).
- Hiedanpää, J. & Haila, Y. (toim.) 1995. Biodiversiteetin arvo päätöksenteon ongelmana. SYKESARJA C2. Turun yliopisto/Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus.
- Hildén, M., Lepola, J., Mickwitz, P. Mulders, A., Palosaari, M., Similä, J., Sjöblom, S. & Vedung, E. 2002. Evaluation of environmental policy instruments – A case study of the Finnish pulp & paper and chemical industries. Monographs of the Boreal Environmental Research 21. Finnish Environment Institute. Helsinki.
- Hildén, M., Auvinen, A.-P. & Primmer, E. (toim.) 2005. Suomen biodiversiteettiohjelman arviointi. Suomen ympäristö 770. Helsinki.
- Hodge, I. 1997. The production of biodiversity: Institutions and the control of land. Teoksessa: Dragun, A.K. & Jakobsson, K.M. (toim.) 1997. *Sustainability and global environmental policy; New perspectives*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.: 233–248.
- Hodgson, G. 1997. Economics, environmental policy and the transcendence of utilitarianism. Teoksessa: Foster, J. (toim.) *Valuing nature? Economics, ethics and environment*. Routledge, London: 48–63.
- Holling, C.S. (toim.) 1978. *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley and Sons, New York.
- Hollo, E. & Vihervuori, P. 1995. *Ympäristövahinkolaki*. Lakimiesliiton kustannus. Helsinki.

- Howarth, R.B. & Wilson, M.A. 2006. A theoretical approach to deliberative valuation: Aggregation by mutual consent. *Land Economics* 82(1): 1-16.
- Huhtala, A., Horne, P., Ovaskainen, V. & Sievänen, T. 2001. Kansallispuistojen arvo vai virkistyspalveluiden hinta – miten mitata rahassa valtion tuottamia markkinattomia hyötyjä? Teoksessa: Sievänen, T. (toim.) *Luonnon virkistyskäyttö 2000. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 802*: 77-89.
- Huhtala, A. & Pouta, E. 2004. Welfare incidence of subsidized recreation services in Finland. Teoksessa: Pajujoja, H. & Karppinen, H. (toim.). *Scandinavian Forest Economics No. 40*: 135-144.
- Hultkrantz, L. 1993. Natuvårdsavgift i skognäringen? Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skogsekonomi. Rapport 101.
- Isard, W. 1956. *Location and space-economy*. MIT Press, Cambridge, Mass.
- Isard, W. 1960. *Methods of regional analysis: An introduction to regional science*. The MIT Press, Cambridge, Mass.
- Jacobs, H.M. 1998. The “wisdom,” but uncertain future, of the Wise Use Movement. Teoksessa: Jacobs, H.M. *Who owns America? Social conflict over property rights*. The University of Wisconsin Press, Madison: 29-44.
- Jacobson, M.G. 2002. Factors affecting private forest landowner interest in ecosystem management: Linking spatial and survey data. *Environmental Management* 30: 577-583.
- Jance, G. & Ottitsch, A. 2005. Factors influencing the role of non-wood forest products and services. *Forest Policy and Economics* 7: 309-319.
- Jansson, A., Hammer, M., Folke, C. & Costanza, R. (toim.) 1994. *Investing in natural capital: the ecological economics approach to sustainability*. Island Press, Washington, D.C.
- Jokinen, P., Aakkula, J., Hietala-Koivu, R., Kaljonen, M., Kurppa, S., Lainkoski, J., Laurila, I.P., Miettinen, A., Soini, K. & Yliskylä-Peuralahti, J. 2004. Kohti monimuotoisuutta edistävää maatalouspolitiikkaa. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M., Laurila, I.P. & Toivonen, H. *Elämää pellossa: Suomen maataliusympäristön monimuotoisuus*. Edita. Helsinki: 340-347.
- Juutinen, A. 2005. *Biodiversity conservation on forestry: Essays on the economics of site selection*. Oulu University Press.
- Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M. & Salmi, J. 2004. A cost-efficient approach to selecting forest stands for conserving species: A case study from Northern Fennoscandia. *Forest Science* 50(4): 527-539.
- Juutinen, A. & Mönkkönen, M. 2004. Testing alternative indicators for biodiversity conservation in old-growth boreal forests: ecology and economics. *Ecological Economics* 50: 35-48.
- Juutinen, A., Horne, P., Koskela, T., Matinaho, S., Mäntymaa, E. & Mönkkönen, M. 2005. Metsänomistajien näkemyksiä luonnonarvokaupasta: kyselytutkimus luonnonarvokaupan kokeiluhankkeeseen osallistuneille. *Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja*. Helsinki.
- Jäppinen, J.-P., Seppälä, J. & Salo, J. 2004. Ekosysteemilähestymistapa biodiversiteetin suojelussa, hoidossa ja kestävässä käytössä. *Suomen ympäristö 733*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Järviluoma, J. 2006. Turistin luonto. Tutkimus luonnon merkityksestä matkailun vetovoimatekijänä neljässä Lapin matkailukeskuksessa. *Acta Universitatis Lappeensis* 96. Lapin yliopisto. Rovaniemi. 214s.
- Järvinen, L. 2004. Parantaako EU ympäristön? Laajentuneen EU:n ympäristöpolitiikka. *Sitran raportteja* 40. Helsinki. 84s.
- Kangas, P., Jäppinen, J.-P. & von Weissenberg, M. (toim.) 2005. Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman toteutuminen vuosina 2002-2004 – Kolmas seurantaraportti. *Suomen ympäristö 758*. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Kansallinen metsäohjelma 2010 1999. MMM:n julkaisuja 2/1999.
- Kant, S. 2003. Extending the boundaries of forest economics. *Forest Policy and Economics* 5: 39-56.
- Kant, S. 2004. Economics of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6: 197-203.
- Katz, E. 1997. *Nature as subject. Human obligation and natural community*. Rowman & Littlefield Publishers, Lanham.
- Kelman, S. 1981. *What price incentives? Economists and the environment*. Auburn House Publishing Company, Boston, Mass.
- Kettunen, M., Walls, M., Seppälä, J. & Salo, J. 2005. Biologiseen monimuotoisuuteen liittyvät kansainväliset hankkeet: Nykytilan kuvaus. *Suomen ympäristö 799*. Ympäristöministeriö, Helsinki.
- Kautto, P., Mickwitz, P. & Ollikka, K. 2003. Ympäristönsuojelulaki ja yritysten investointi- ja toimintamenot. *Ympäristöjuridiikka* 1/2003: 68-82.
- Kittredge, D.B. 2005. The cooperation of private forest owners on scales larger than one individual property. *International examples and potential application in the United States*. *Forest Policy and Economics* 7: 671-688.
- Klosowsky, R., Stevens, T., Kittredge, D. & Dennis, D. 2001. Economic incentives for coordinated management of forest land: a case study of southern New England. *Forest Policy and Economics* 2: 29-38.
- Koikkalainen, K. 2006. Ympäristötuen uudistaminen. Teoksessa: Niemi, J. & Ahlstedt, J. (toim.). *Suomen maatalous ja maaseutuelinkeinot 2006*. MTT Taloustutkimuksen (MTTL) julkaisuja 106. MTT Taloustutkimus, Helsinki: 78-79.
- Kokko, K. 2003. Biodiversiteettiä turvaavat oikeudelliset periaatteet ja mekanismit. *Suomalaisen lakimiesyhdistyksen julkaisuja A 243*. Suomalainen lakimiesyhdistys. Helsinki.
- Krutilla, J.V. 1967. Conservation reconsidered. *The American Economic Review* LVII(4): 777-786.
- Krutilla, J. & Fisher, A.C. 1975. *The economics of natural environments; Studies in the valuation of commodity and amenity resources*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore.

- Kumar, P. 2005. Market for ecosystem services: An overview of experiences and lessons learned. *Käsikirjoitus*. 25s.
- Kumpula, A. 2003. Euroopan yhteisön ympäristöperiaatteiden murros ja periaatteiden merkitys jäsenvaltioissa. *Lakimies* 7-8/2003: 1236-1252.
- Kuusiniemi, K. 2001. Biodiversiteetin suojele ja oikeusjärjestyksen ristiriidat. *Oikeustiede – Jurisprudentia XXXIV*. Suomalaisen lakimiesyhdistyksen vuosikirja. Helsinki: 155-306.
- Kuussaari, M., Rekolainen, S., Tattari, S., Heliölä, J. & Luoto, M. 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle. Teoksessa: Tiainen, J., Kuussaari, M. Laurila, I.P. & Toivonen, H. *Elämää pellossa: Suomen maatalousympäristön monimuotoisuus*. Edita. Helsinki: 258-275.
- Kuussaari, M., Tiainen, J., Helenius, J., Hietala-Koivu, R. & Heliölä, J. (toim.), 2004. Maatalouden ympäristötuen merkitys luonnon monimuotoisuudelle ja maisemalle. MYTVAS-seurantatutkimus 2000-2003. Suomen ympäristö 709. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Langner, L. 1998. Non-wood goods and services of the forest (Report of ECE/FAO team of specialists). Geneva Timber and Forest Study Papers, No. 15. United Nations. ECE/FAO Timber Section.
- Langpap, C. & Wu, J. 2004. Voluntary conservation of endangered species: when does no regulatory assurance mean no conservation? *Journal of Environmental Economics and Management* 47: 435-457.
- Lehtonen, E., Kuuluvainen, J., Pouta, E., Rekola, M. & Li, C.-Z. 2003. Non-market benefits of forest conservation in southern Finland. *Environmental Science & Policy* 6: 195-204.
- Lehtonen, H. (toim.). CAP-uudistus Suomen maataloudessa. MTT:n selvityksiä 62. Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Helsinki.
- Leopold, A. 1949. A Sand County almanac and sketches here and there. Oxford University Press, New York.
- Lerch, A. 1998. Property rights and biodiversity. *European Journal of Law and Economics* 6: 285-304.
- Lindberg, K. 2001. The "sale" of biodiversity to nature tourists. OECD/ENV/EPOC/GSP/BIO(2001)19/Final.
- Linddal, M. & Naskali, A. (toim.) 1993. Proceedings of the workshop Valuing biodiversity: On the social costs of and benefits from preserving endangered species and biodiversity of the boreal forests, Espoo, Finland, October 1992. *Scandinavian Forest Economics* No. 34.
- Lindqvist, P. & Rissanen, E. 2004. Maaseudun palvelusopimus; teoriasta käytäntöön Kyrönmaalla. Vaasan yliopisto, Levon-instituutti. Julkaisuja No. 115, Vaasa.
- Lockwood, M., Bos, D.G. & Glazebrook, H. 1997. Integrated protected area selection in Australian biogeographic regions. *Environmental Management* 21(3): 395-404.
- Loomis, J.B. & White, D.C. 1996. Economic benefits of rare and endangered species: summary and meta-analysis. *Ecological Economics* 18: 197-206.
- Maa- ja metsätalousministeriö, 1994. Metsätalous ja ympäristö: Metsätalouden ympäristöohjelmatyöryhmän mietintö 1994:3. Painatuskeskus Oy. Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriö, 2000. Ranskan maaseutusopimus (CTE) – seminaari Helsingissä 8.9.2000. Maa- ja metsätalousministeriö. Julkaisuja 3/2000. Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriö, 2004. Horosontaalinen maaseudun kehittämissuunnitelman väliarviointi. Manner-Suomi. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 1/2004.
- Maa- ja metsätalousministeriö, 2005a. Kansallisen metsäohjelman väliarviointi. Loppuraportti. MMM:n julkaisuja 5/2005.
- Maa- ja metsätalousministeriö, 2005b. Biologista monimuotoisuutta koskevan yleissopimuksen laajennettu metsätyöohjelma ja sen toimeenpano Suomessa. Vammala.
- Maaseutupolitiikan yhteistyöryhmä 2000. Luonnontuotealan nykytilan kuvaus ja kehittämissuunnitelma vuosille 2000-2006. Luonnontuotealan teemaryhmä. Julkaisu 3/2000.
- Maaseutupolitiikan yhteistyöryhmä, 2003. Maaseudun uudet työt: Suomalainen maaseutusopimus keskusteluun. Maaseutusopimuspolitiikan yhteistyöryhmän julkaisu 7/2003.
- Mainwaring, L. 2001. Biodiversity, biocomplexity, and the economics of genetic dissimilarity. *Land Economics* 77(1): 79-83.
- Margules, C.R., Nicholls, A.O. & Pressey, R.L. 1988. Selecting networks of reserves to maximise biological diversity. *Biological Conservation* 43: 63-76.
- Matero, J., Saastamoinen, O. & Kouki, J. 2003. Metsien tuottamat ekosysteemipalvelut ja niiden arvottaminen. *Metsätieteen aikakauskirja* 3/2003: 355-384.
- Matilainen, A. & Aro, M. 2002. Luontoyrittäjyyteen liittyvät mielikuvat. Helsingin yliopiston maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus, Seinäjoki. Sarja B:24.
- McDonald, G.T. & Lane, M.B. 2004. Covering global indicators for sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6: 63-70.
- McNeely, J.A. 1988. Economics and biological diversity: Developing and using economic incentives to conserve biological resources. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, Gland.
- McPherson, M.A. & Nieswiadomy, M.L. 2005. Environmental Kuznets curve: threatened species and spatial effects. *Ecological Economics* 55: 395-407.
- McQueen, M. & McMahon, E. 2003. *Land Conservation Financing*. Island Press. Washington.
- Melkas, E. 2001. The Climate Convention and the Kyoto Protocol – an Overview of the Legal Framework for State Action. *Ympäristöjuridiikka* 4/2001, s. 7–58.
- Melkas, E. 2004. Ohjaukeinoista hiilinielujen edistämiseksi metsissä. *Ympäristöjuridiikka* 1/2004: 7–26.
- Mercuro, N. 2001. Output categories for comparative institutional approach to law and economics. Teoksessa: Biddle, J.E., Davis, J.B. & Medema, S.G. (toim.). *Economics broadly considered; Essays in honor of Warren J. Samuels*. Routledge, London: 217-257.

- Message from Malahide 2004. Halting the decline of biodiversity – priority objectives and targets for 2010, 27 May 2004, Final version.
- Metrick, A. & Weitzman, M.L. 1998. Conflicts and choices in biodiversity preservation. *Journal of Economic Perspectives* 12(3): 21-34.
- Metsuri- ja luonnonhoitoyrittäjyyden kehittämishankkeen esiselvitys 7.4.-31.12.2003. 2003. Oulun seudun ammattikorkeakoulu. Luonnonvara-alan yksikkö.
- Metsänsuojelun ja työllisyyden rahoitustoimikunnan mietintö 1996. Komiteamietintö 1996:9. Helsinki.
- Metsäpelto, E. 2005. Mitä virkaa maaseutuostastolla ympäristöasioissa? T&E uutisia. Hämeen työvoima- ja elinkeinokeskuksen asiakaslehti 2/2005: 6-7.
- Miettinen, A. & Huhtala, A. 2005. Biodiversity and economic incentives in agriculture: Integrating bird fauna values into decision-making. Selected paper presented at the 7th international BIOECON conference on Economics and the analysis of ecology and biodiversity, King's College, Cambridge, September 20-21, 2005. 23 s. http://www.bioecon.ucl.uk/Kings%20_05/perdix%20050919.pdf
- Millenium Ecosystem Assessment 2005a. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC. 137s.
- Millenium Ecosystem Assessment 2005b. Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 86s.
- Millenium Ecosystem Assessment 2005c. Ecosystems and human well-being: Opportunities and challenges for business and industry. World Resources Institute, Washington, DC. 32s.
- Moran, D. 2002. Market Creation for biodiversity: The role of organic farming in the EU and US. OECD/ENV/EPOC/GSP/BIO(2001)8/Final.
- Muradian, R. 2001. Ecological thresholds: a survey. *Ecological Economics* 38:7-24.
- Murray, B.C. & Abt, R.C. 2001. Estimating price compensation requirements for eco-certified forestry. *Ecological Economics* 36: 149-163.
- Musgrave, R.A. 1959. The theory of public finance. A study in public economy. McGraw-Hill Book Company, New York.
- Myers, N. & Kent, J. 2001. Perverse subsidies: How tax dollars can undercut the environment and the economy. Island Press.
- Myrdal, G. 1957. Economic theory and under-developed regions. Gerald Duckworth & Co Ltd. London.
- Mähönen, J. & Määttä, K. 2002. Uusia näkökulmia oikeustaloustieteeseen. Teoksessa: Ervasti K. & Meincke, N. (toim.): Oikeuden tuolla puolen. Kauppakaari – Lakimiesliiton Kustannus, Helsinki: 181–204.
- Määttä, K. 1999. Taloudellinen ohjaus ympäristönsuojelussa. Yliopistopaino. Helsinki.
- Määttä, K. 2006. Environmental taxes: An introductory analysis. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.
- Määttä, T. 2001. Biodiversiteetti oikeudellisena kategoriana: näkökulmia ja tulkintoja. Oikeustiede – Jurisprudentia XXXIV. Suomalaisen lakimiesyhdistyksen vuosikirja. Helsinki: 307-374.
- Naskali, A. 1996. Taloudellinen ohjaus luonnonsuojelussa. Teoksessa: Sepponen, P. (toim.). Lapin metsien kestävä käyttö. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 587: 5-40.
- National (Australia) Market Based Instrument Pilot Program, Round One 2005. An interim Report by the National Market Based Instrument Working Group.
- Neymayer, E. 1999. Weak versus strong sustainability; Exploring the limits of two opposing paradigms. Edward Elgar, Cheltenham; UK.
- Norgaard, R. 1984. Co-evolutionary development potential. *Land Economics* 60: 160-173.
- Norgaard, R.B. & Liu, X. 2006. Market governance failure. *Ecological Economics* (tulossa).
- Norton, B.G. 1986. On the inherent danger of undervaluing species. Teoksessa: Norton, B.G. (toim.). The preservation of species. Princeton University Press. Princeton.
- Norton, B.G. 2000. Biodiversity and environmental values: in search of a universal earth ethic. *Biodiversity and Conservation* 9: 1029-1044.
- Nozick, R. 1974. Anarchy, state, and utopia. Basil Blackwell, Oxford.
- Nunes, P.A.L.D. & van den Bergh, J.C.J.M. 2001. Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense? *Ecological Economics* 39: 203-222.
- Oberholtzer, L., Dimitri, C. & Greene, C. 2005. Price premiums holds on as U.S. organic produce market expands. Electronic Outlook Report from the Economic Research Service, VGS-308-01, United States Department of Agriculture.
- O'Connor, M. & Spash, C. 1999. Introduction. Teoksessa: O'Connor, M. & Spash, C. (toim.) Valuation and the environment; Theory, method and practice. Edward Elgar, Cheltenham, UK: 1-36.
- OECD, 1996. Saving Biological Diversity : Economic Incentives. OECD, Paris.
- OECD, 1997. Investing in biological diversity: The Cairns Conference. OECD Proceedings. Paris.
- OECD, 1999. Handbook of Incentive Measures for Biodiversity – Design and Implementation. OECD, Paris.
- OECD, 2001. Multifunctionality: Towards an analytical framework. Paris.
- OECD, 2002. Handbook of biodiversity valuation; a guide for policy makers. Paris. 156s.
- OECD, 2003. Harnessing markets for biodiversity; Towards conservation and sustainable use. Paris.
- OECD, 2003b. Perverse incentives in biodiversity loss. ENV/EPOC/GSP/BIO(2003)2/REV1.
- OECD, 2003. Economic issues in access and benefit sharing of genetic resources: a framework for analysis. OECD, Environment Policy Committee, Working Party on Global and Structural Policies, Working Group on Economic Aspects of Biodiversity, ENV/EPOC/GSP/BIO(2001)2/FINAL
- OECD, 2004a. Handbook of market creation for biodiversity: Issues in implementation. Paris.

- OECD, 2004b. Recommendation of the Council on the use of economic instruments in promoting the conservation and sustainable use of biodiversity. Paris.
- OECD, 2005a. Preserving biodiversity and promoting biosafety. Policy Brief, May 2005. www.oecd.org/publications/Policybriefs
- OECD, 2005b. Distributive issues in biodiversity policies: Scoping paper. ENV/EPOC/GSP/BIO(2005)1/REV1.
- Olson, M. 1965. The logic of collective action; Public goods and the theory of groups. Harvard University Press, Cambridge, Mass.
- Ormerod, P. 1998. Butterfly economics. Pantheon Books, New York.
- Ormerod, P. 2005. Why most things fail: Evolution, extinction and economics. Faber and Faber, London.
- Ostrom, E. 1990. Governing the commons. The evolution of institutions for collective action. Cambridge University Press, Cambridge.
- Palo, M. 1993. Ympäristötietoisen metsäpolitiikan strategia. Teoksessa: Palo, M. & Hellström, E. (toim.). Metsäpolitiikka valinkauhassa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 471: 307-467.
- Palviainen, S. 2004. Uusi sopimuksellisuus ympäristöpolitiikan välineenä. Toimintatutkimus ympäristöhallinnan ja maaseudun kohtaamisesta. Joensuun yliopiston yhteiskuntatieteellisiä julkaisuja n:o 70. Joensuu.
- Patuelli, R., Nijkamp, P. & Pels, E. 2005. Environmental tax reform and the double dividend: A meta-analytical performance assessment. *Ecological Economics* 55: 564-583.
- Pearce, D. 1988. Economics, equity and sustainable development. *Futures* 20(6): 598-605.
- Pearce, D. 1998. Economics and environment: Essays on ecological economics and sustainable development. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Pearce, D. 2002. The insurance industry and the conservation of biological diversity: An analysis of the prospects for market creation. OECD/ENV/EPOC/GSP/BIO(2001)4/Final.
- Pearce, D. & Moran, D. 1994. The economic value of biodiversity. Earthscan Publications Ltd, London.
- Peeters, H. 2003. Sustainable development and the role of the financial world. *Environment, Development and Sustainability* 5: 197-230.
- Perinnemaisemien hoitotyöryhmä, 2000. Perinnebiotooppien hoito Suomessa. Suomen ympäristö 443. Ympäristöministeriö. Helsinki.
- Perrings, C., Folke, C. & Mäler, K.-G. 1992. The ecology and economics of biodiversity loss: The research agenda. *Ambio* 21 (3): 201-211.
- Perrings, C., Mäler, K.-G., Folke, C., Holling, C.S. & Jansson, B.-O. (toim.) 1995. Biodiversity loss: Economic and ecological issues. Cambridge University Press, New York.
- Perrings, C. & Touza-Montero, J. 2004. Spatial interactions and forest management: policy issues. Working papers of the Finnish Forest Research Institute 1 (<http://www.mwtla.fi/julkaisut/workingpapers/2004/mwp001.htm>): 15-24.
- Pigou, A.C. 1920. The economics of welfare. Macmillan and Co Limited, London.
- Piiparinen, H. & Kotisaari, A. 2006. Metsien suojelun osallistavat prosessit Suomessa; Sidosryhmien osallistuminen prosesseihin. Maa- ja metsätalousministeriö.
- Polanyi, K. 1971. The economy as instituted press. Teoksessa Dalton, G. (toim.) Primitive, archaic and modern economies: Essays of Karl Polanyi. Beacon Press, Boston.
- Polasky, S., Camm, J.C. & Garber-Yonts, B. 2001. Selecting biological reserves cost-effectively: An application to terrestrial vertebrate conservation in Oregon. *Land Economics* 77(19): 68-78.
- Polski, M. 2005. The institutional economics of biodiversity, biological materials, and bioprospecting. *Ecological Economics* 23: 543-557.
- Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Tahvonen, O. & Li, C.-Z. 2000. Contingent valuation of the Natura 2000 nature conservation programme in Finland. *Forestry* 73(2): 119-128.
- Pressey, R.L., Humphries, C.J., Margules, C.R., Vane-Wright, R.I. & Williams, P.H. 1993. Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends Ecol. Evolut.* TREE 8: 124-128.
- Productivity Commission 2001. Harnessing private sector conservation of biodiversity. Commission Research Paper, Ausinfo, Canberra.
- Prugh, T. 1995. Natural capital and human economic survival. ISEE Press, Solomons, MD.
- Ramello, G.B. 2005. Intellectual property and the markets of ideas. *Review of Network Economics* 4(2): 161-180.
- Rannikko, P. 2005. Maisema on hyvä työllistäjä. *Maaseudun Tulevaisuus* 24.1.2005. s.2.
- Randall, A. 1988. What mainstream economists have to say about the value of biodiversity. Teoksessa: Wilson, E.O. (toim.) Biodiversity. National Academy Press, Washington D.C.: 217-223.
- Redford, K.H. & Richter, B.D. 1999. Conservation of biodiversity in a world of use. *Conservation Biology* 13(6): 1246-1256.
- Reitan, E. 2004. Private property rights, moral extensionism and the Wise-Use Movement: A rawlsian analysis. *Environmental Values* 13: 329-347.
- Rekola, M. 2003. Incommensurability and uncertainty in contingent valuation: willingness to pay for forest and nature conservation policies in Finland. Metsäekonomian laitos, Helsingin yliopisto, Julkaisuja 13.
- Rhoads, T.A. & Shogren, J.E. 2003. Regulation through collaboration: Final authority and information symmetry in environmental coasean bargaining. *Journal of Regulatory Economics* 24(1): 63-89.
- Rickenbach, M.G. & Reed, A.S. 2002. Cross-boundary cooperation in watershed context: The sentiments of private forest landowners. *Environmental management* 30: 584-594.
- Richardson, H.W. 1978. Regional & urban economics. Penguin Books, Bungay, Suffolk.

- Riha, T.J.F. 2000. Right to property. *International Journal of Social Economics* 27(12): 1148-1179.
- Rihani, S. 2002. *Complex systems theory and development practice*. Zed Books, London.
- Ruhl, J. B. & Gregg R. J. 2001. Integrating ecosystem services into environmental law: A case study of wetlands mitigation banking. *Stanford Environmental Law Journal* 2001: 365-392.
- Saastamoinen, O., Kangas, J., Naskali, A. & Salo, K. Non-wood forest products in Finland: Statistics, expert estimates and recent development. Teoksessa: Lund, H.G., Pajari, B., Korhonen (toim.): Sustainable development of non-wood goods and benefits from boreal and cold temperate forests. *EFI Proceedings* 23: 131-146.
- Sairinen, R., Holden, M., Lindholm, A., Jäppinen, J.-P., Kautto, P. & Similä, J. 2005. Taustaselvitys EU:n epävirallista ympäristöministerikokousta varten (18.9.2005).
- Sajama, S. 2003. Mitä oikeudenmukaisuus on ja miten se liittyy ympäristöön? Teoksessa Lehtinen, A. & Rannikko, P. (toim.): Oikeudenmukaisuus ja ympäristö. Gaudeamus. Helsinki: 74-89.
- Salzman, J. 1998. Ecosystem services and the law. *Conservation Biology* 12(3): 497-498.
- Salzman, J., Thompson, B.H.Jr. & Daily, G. C. 2001. Protecting ecosystem services: Science, economics and law. *Stanford Environmental Law Journal* 2001: 309-332.
- Sample, V.A. 1994. Building partnership for ecosystem management on mixed ownership landscapes. *Journal of Forestry* 92(8): 41-44.
- Samuelson, P.A. 1954. The pure theory of public expenditure. *The Review of Economics and Statistics* 36(4): 387-389.
- Samuelson, P.A. 1955. Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure. *The Review of Economics and Statistics* 37: 350-356.
- Schmidheiny, S. & Zorruguin, F. 1996. *Financing change: The financial community, eco-efficiency, and sustainable development*. The MIT Press, Cambridge, Mass. 211s.
- Shine, C. 2005. Using tax incentives to conserve and enhance biodiversity in Europe. *Nature and Environment*, No 143. Council of Europe Publishing.
- Shogren, J.F., Parkhurst, G.M. & Settle, C. 2003. Integrating economics and ecology to protect nature on private lands: models, methods, and mindsets. *Environmental Science & Policy* 6: 233-242.
- Sievänen, T. (toim.) 2002. Luonnon virkistyskäyttö 2000. Luonnon virkistyskäytön valtakunnallinen inventointi LVVI-tutkimus, 1997-2000 Loppuraportti. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 802.
- Siikamäki, J. 1997. Torjunta-aineiden käytön vähentämisen arvo? Contingent valuation –tutkimus kuluttajien maksuhalukkuudesta. Maatalouden taloudellisen tutkimuslaitoksen tutkimuksia 217. Helsinki: Maatalouden taloudellinen tutkimuslaitos.
- Silverstein, J. 1994. Taking wetlands to the bank: The role of wetland mitigation banking in a comprehensive approach to wetlands protection. *Harvard Environmental Affairs Law Review* 1994: 129-161.
- Similä, J. 2002. Ympäristösääntely ja arvioinnin näkökulmat. *Oikeus* 2:2002: 178-201.
- Similä, J. & Hildén, M. 2003. Yhdenntetty ympäristölupa – ympäristönsuojelulakiuudistuksen vaikutukset. *Ympäristöjuridiikka* 1/2003: 4-26.
- Sipiläinen, T., Marklund, P.-O. & Huhtala, A. 2006. Efficiency in agricultural production of biodiversity: Organic vs. conventional practices. *UKEPAN kongressi 18.2.2006, Leicester, Englanti*.
- Smale, M. & King, A. 2005. Genetic resources policies; What is diversity worth to farmers? *International Food Policy Research Institute & The International Plant Genetic Resources Institute; Research at a Glance, November; Briefs* 13-18.
- Sohn, D. & Cohen, M. 1996. From Smokestacks to Species: Extending Tradable Permit Approach from Air Pollution to Habitat Conservation. *Stanford Environmental Law Journal* 1996: 405-451.
- Solow, A., Polasky, S. & Broadus, J. 1993. On the measurement of biological diversity. *Journal of Environmental Economics and Management* 24: 60-68.
- Starret, D.A. 1988. *Foundations of public economics*. Cambridge University Press. New York. 315s.
- Stern, D.I. 1998. Progress on the environmental Kuznets curve? *Environment and Development Economics* 3: 173-196.
- Stevens, T.H., Dennis, D., Kittredge, D. & Rickenbach, B. 1999. Attitudes and preferences toward co-operative agreements for management of private forestlands in the North-Eastern United States. *Journal of Environmental Management* 55: 81-90.
- Stiglitz, J. 2001. *Globalization and its discontents*. Penguin, London.
- Stoneham, G., Crowe, M., Platt, S., Chaudri, V., Soligo, J. & Strappazzon, L. 2000. Mechanisms for biodiversity conservation on private land. Department of Natural Resources and Environment, State of Victoria, Australia.
- Suvantola, L. 2005a. Älä kieltäydy kahdesti – Luonnonsuojelulain 53.1 §:n mukaisista korvauksista. *Ympäristöjuridiikka* 2/2005: 49-76.
- Suvantola, L. 2005b. Kun maailma ei riitä – Luonnon monimuotoisuudelle aiheuttavien haittojen kompensointi. *Ympäristöjuridiikka* 3-4/2005: 30-80.
- Suvantola, L., Pasanen, A.-M. & Pesonen, L. 2006. Luonnonsuojelun korvausjärjestelmä. *Suomen ympäristö* 9/2006.
- Swanson, T.M. 1995. *The economics and ecology of biodiversity decline: the forces driving global change*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Söderbaum, P. 2006. Issues of paradigm, ideology and democracy in sustainability assessment. *Ecological Economics* (tulossa).
- Tacconi, L. & Bennett, J. 1995. Economic implications of intergenerational equity for biodiversity conservation. *Ecological Economics* 12: 209-223.

- Ten Kate, K. & Laird, S.A. 1999. The commercial use of biodiversity: Access to genetic resources and benefit-sharing. Earthscan Publications Ltd, London.
- Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80(5): 1455-1474.
- Tisdell, C. 1994. Conservation, protected areas and the global economic system: how debt, trade, exchange rates, inflation and macroeconomic policy affect biological diversity. *Biodiversity and Conservation* 3: 419-436.
- Tobey, J.A. & Smets, H. 1996. The polluter-pays principle in the context of agriculture and the environment. *The World Economy* 19(1): 63-87.
- Toman, M.A. 1997. Ecosystem valuation: An overview of issues and uncertainties. Teoksessa: Simpson, R.D. & Christensen, N.L. Jr. Ecosystem function & human activities: reconciling economics and ecology. Chapman & Hall, New York. 297s. : 25-44.
- Surowiecki, J. 2005. The wisdom of crowds. Anchor Press, New York.
- Turner, R.K., van den Bergh, J.C.J.M., Söderqvist, T., Barendregt, A., van der Straaten, J., Maltby, E. & van Ierland, E.C. 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35: 7-23.
- Turner, K. & Jones, T. (toim.) 1991. Wetlands: market and intervention failures. Earthscan Publications Limited, London.
- Turner, R.K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V. & Georgiou, S. 2003. Valuing nature: lessons learned and future research directions. *Ecological Economics* 46: 493-510.
- United Nations Environment Programme 1992. Convention on biological diversity. Environmental Law and Institutions Programme Activity Centre.
- Valtionvarainministeriö 2004. Kestävä kehitys ja ekologinen verouudistus.
- Van der Heide, van der Bergh, J.C.J.M. & van Ierland, E.C. 2003. Towards an ecological-economic theory of nature policy. Teoksessa: Dovers, S., Stern, D.I. & Young, M.D. (toim.). New dimensions in ecological economics: Integrated approaches to people and nature. Edward Elgar, Cheltenham, UK: 121-145.
- Van der Heide, C.M, van den Bergh, J.C.J.M. 2005. Extending Weitzman's economic ranking of biodiversity protection: combining ecological and genetic considerations. *Ecological Economics* 55: 218-223.
- Vane-Wright, R.L., Humphries, C.J. & Williams, P.H. 1991. What to protect? – Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.
- Vatn, A. 2000. The environment as a commodity. *Environmental Values* 9: 493-509.
- Vatn, A. 2002. Efficient or fair: ethical paradoxes in environmental policy. Teoksessa: Bromley, D.W. & Paavola, J. (toim.). Economics, ethics, and environmental policy. Blackwell Publishing, Oxford, UK: 148-163.
- Vatn, A. 2005. Institutions and the environment. Edward Elgar, Cheltenham.
- Wainger, L.A., King, D., Salzman, J. & Boyd, J. 2001. Wetland value indicators for scoring mitigation trades. *Stanford Environmental Law Journal* 2001: 413-478.
- Walker, B., Holling, C.S., Carpenter, S.R. & Kinzig, A. 2004. Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems. *Ecology and Society* 9(2):5. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss2/art5>.
- Walters, C. 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan Publishing Company. New York.
- Wang, S. 2004. One hundred faces of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6: 205-213.
- Weisbrod, B.A. 1964. Collective-consumption services of individual consumption goods. *Quarterly Journal of Economics* 77: 71-77.
- Weitzman, M.L. 1992. On diversity. *Quarterly Journal of Economics* 107: 976-977.
- Weitzman, M.L. 1993. What to preserve? An application of diversity theory to crane conservation. *Quarterly Journal of Economics* 108: 157-183.
- Weitzman, M.L. 1998. The Noah's ark problem. *Econometrica* 66: 1279-1298.
- Westerlund, S. 2001. Where would mankind stand without land. Teoksessa: Basse, E.M., Ebbesson, J. & Michanek, G. (toim). Fågelperspektive på rättsordningen – Vänbok till Satffan Westerlund. Lustus Förlag, Uppsala: 19-54.
- Wibe, S. & Jones, T. (toim.) 1992. Forests: Market and intervention failures. Five case studies. Earthscan Publications Limited. London.
- Williamson, O. 1996. The mechanisms of governance. Oxford University Press, Oxford.
- Wilson, M.A. & Howarth, R.B. 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics* 41: 431-443.
- Winkler, R. 2005. Valuation of ecosystem goods and services. Part 1: An integrated dynamic approach. *Ecological Economics (tulossa)*
- Wunder, S. 2000. Ecotourism and economic incentives – an empirical approach. *Ecological Economics* 32: 465-479.
- Ympäristöministeriö, 1994. Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Ympäristöministeriö, Alueiden käytön osasto. Muistio.
- Ympäristöministeriö, 1995. Biodiversiteettityöryhmän mietintö. Ympäristöministeriö, Alueiden käytön osasto. Työryhmän raportti 1995:5.
- Ympäristöministeriö, 1997. Suomen biologista monimuotoisuutta koskeva kansallinen toimintaohjelma 1997-2005. Suomen ympäristö 137. Helsinki.
- Ympäristöministeriö, 2004a. Esiselvitys metsiensuojelusäätöistä. Ympäristöministeriö 30.6.2004.

- Ympäristöministeriö, 2004b. Selvitys metsiensuojelusäätiön perustamisedellytyksistä. Neuvotteluryhmän raportti 16.12.2004. Ympäristöministeriö, Alueiden käytön osasto.
- Young, M. 1997. Incentive measures for biodiversity conservation and sustainable resource use. Teoksessa: OECD. Investing in biological diversity. The Cairns Conference: OECD Proceedings: 13-21.
- Young M., Gunningham N., Elix J., Lambert J., Howard B., Grabosky P. & McCrone, E. 1996. Reimbursing the Future. An evaluation of motivational, voluntary, price-based, property right, and regulatory incentives for the conservation of biodiversity. Biodiversity Series, Paper No. 9. Department of the Environment, Sport and Territories, Commonwealth of Australia, Canberra.
- Åkerman, M. 2003. What does 'natural capital' do? The role of metaphor in economic understanding of the environment. *Environmental Values* 12: 431-448.
- Åkerman, M. 2006. Tiedon tuotannon käytännöt ja ympäristöpoliittinen toimijuus: Rajaamisen ja yhdistämisen politiikka. *Acta Universitatis Tamperensis* 1139.

KUVAILEHTI

Julkaisija	Ympäristöministeriö Alueidenkäytön osasto			Julkaisu-aika Marraskuu 2006
Tekijä(t)	Arto Naskali, Juha Hiedanpää, Leila Suvantola			
Julkaisun nimi	Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksissä			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 48/2006			
Julkaisun teema	Luonto			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut				
Tiivistelmä	<p>Biologinen monimuotoisuus on oleellinen talouskysymyksenä ainakin kahdesta syystä. Ensinnäkin luonnon monimuotoisuus tarjoaa suuren määrän suoria ja epäsuoria hyötyjä. Toiseksi ihmistoiminnot aiheuttavat jatkuvasti monimuotoisuuden vähenemistä, joka uhkaa ekosysteemien kykyä tuottaa elintärkeitä ekosysteemipalveluja.</p> <p>Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä -raportissa selvitetään biologisen monimuotoisuuden talouskytköksiä, turvaamisen hyötyjä ja kustannuksia sekä taloudellisen toiminnan aiheuttamaa monimuotoisuuden hupe-nemista. Lisäksi selvitetään talouspoliittisia keinoja vähentää biologisen monimuotoisuuden häviämistä. Samalla hahmotetaan biologisen monimuotoisuuden tehtävä ja mahdollisuudet taloudessa, erityisesti kiinnittäen huomio-ta markkinaperustaisiin lähestymistapoihin ja etenkin markkinoiden luomiseen eli uudenlaisten liiketoimintamuotojen kehittämiseen monimuotoisuuden varaan. Raportti pyrkii näin avaamaan keskustelua yksityisen sektorin asemasta monimuotoisuuden suojelussa ja kestävässä käytössä. Raportissa esitetään myös esimerkkejä biologisen monimuotoisuuden suojelun kannalta onnistuneista ja epäonnistuneista taloudellista kannustimista.</p> <p>Käsillä oleva raportti on laadittu Suomen biologista monimuotoisuutta koskevan kansallisen toimintaohjelman 1997–2005 seurantatyöryhmän toimeksiannosta, osana Biologisen monimuotoisuuden kestävä käyttö -asiiantun-tijaryhmän työtä. Raportin kirjoittajat ovat kokeneita biologiseen monimuotoisuuteen liittyvien talouskysymysten asiantuntijoita.</p> <p>Raportti pyrkii olemaan yleistajuinen perusteos kaikille monimuotoisuuden turvaamisen ja talouden välisistä kytkennoistä kiinnostuneille. Samalla se tarjoaa uudenlaisia ajatuksia pohtia luonnonsuojelua ja luonnon kestävää käyttöä; erityisesti mahdollisuuksia luoda biologiselle monimuotoisuudelle uudenlaisia markkinoita.</p>			
Asiasanat	biodiversiteetti, luonnon monimuotoisuus, talous, kannustin, markkinat			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö			
	ISBN 952-11-2429-6 (nid.)	ISBN 952-11-2430-X (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkkoj.)
	Sivuja 142	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis.alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, Asiakaspalvelu, PL 800, 00043 EDITA puh. 020 450 05, telefax 020 450 2380, sähköposti: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Julkaisun kustantaja	Ympäristöministeriö			
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2006			

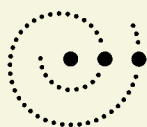
PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Miljöministeriet Markanvändningsavdelningen	Datum November 2006		
Författare	Arto Naskali, Juha Hiedanpää, Leila Suvantola			
Publikationens titel	Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksissä (Biologisk mångfald som en ekonomisk fråga)			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 48/2006			
Publikationens tema	Natur			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt				
Sammandrag	<p>Den biologiska mångfalden är en viktig ekonomisk fråga på grund av åtminstone två faktorer. För det första ger naturens mångfald många direkta och indirekta fördelar. För det andra minskar naturens mångfald fortlöpande på grund av människans verksamhet, vilket hotar ekosystemens förmåga att producera livsviktiga ekosystemstjänster.</p> <p>Rapporten "Den biologiska mångfalden ur ekonomisk synvinkel" redogör för den biologiska mångfaldens ekonomiska kopplingar, fördelarna med dess tryggande och dess kostnader samt den ekonomiska verksamhetens verkan på att mångfalden minskar. Dessutom redogör rapporten för ekonomisk-politiska sätt att försöka undvika att den biologiska mångfalden försvinner. Samtidigt utformar rapporten den biologiska mångfaldens uppgift och ekonomiska möjligheter, i synnerhet med tanke på en marknadsbaserad approach och särskilt då skapandet av en marknad, dvs. att utveckla nya affärverksamheter som baserar sig på mångfalden. Rapporten vill på detta sätt öppna en diskussion om den privata sektorns ställning i skyddandet av mångfalden och dess hållbara användning. Rapporten ger också exempel på lyckade och misslyckade ekonomiska sporrar när det gäller bevarandet av den biologiska mångfalden.</p> <p>Rapporten i fråga har tagits fram på uppdrag av uppföljningsarbetsgruppen för Finlands nationella handlingsprogram för biologisk diversitet 1997–2005 i samband med arbetet inom expertgruppen för hållbar användning av biologisk mångfald. De som skrivit rapporten är erfarna experter på ekonomiska frågor i biologisk mångfald.</p> <p>Rapporten strävar efter att vara ett allmänfattligt grundverk för alla som är intresserade av tryggandet av mångfalden och av dess ekonomiska kopplingar. Samtidigt ger rapporten nya idéer om hur man kan uppnå en hållbar användning av naturen och skydda naturen, speciellt med tanke på möjligheterna att skapa en ny marknad för den biologiska mångfalden.</p>			
Nyckelord	biodiversitet, biologisk mångfald, ekonomi, drivkraft, marknader			
Finansier/ uppdragsgivare	Miljöministeriet			
	ISBN 952-11-2429-6 (hft.)	ISBN 952-11-2430-X (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 142	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, Kundservice, PB 800, FI-00043 EDITA tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
Förläggare	Miljöministeriet			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2006			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Ministry of the Environment Land Use Department			<i>Date</i> November 2006
<i>Author(s)</i>	Arto Naskali, Juha Hiedanpää, Leila Suvantola			
<i>Title of publication</i>	Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksissä (Biodiversity as an economic issue)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 48/2006			
<i>Theme of publication</i>	Nature			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>				
<i>Abstract</i>	<p>Biodiversity is an important economic issue for at least two main reasons. Firstly, biodiversity provides many direct and indirect benefits for society. Secondly, human activities are resulting in a steady decline in biodiversity, which in turn threatens the ability of whole ecosystems to provide vital ecosystem services for mankind.</p> <p>This report on biodiversity as an economic issue examines the related economic linkages, the costs and benefits of safeguarding biodiversity, and the ongoing decline in biodiversity caused by economic activities. It also assesses economic policy instruments that could slow the rate of biodiversity loss. The role of biodiversity in the economy and related business opportunities are also considered, particularly with regard to market-based approaches and the possibility of creating new markets and new types of business activity based on biodiversity. The report thus aims to initiate a discussion about the role of the private sector in the conservation and sustainable use of biodiversity. Examples are presented of both successful and unsuccessful economic incentives in relation to their impacts on the preservation of biodiversity.</p> <p>The report was commissioned by the monitoring group of the National Action Plan for Biodiversity in Finland 1997-2005, as part of the work of the sustainable use of biological resources working group. The writers are experts on economic issues related to biodiversity.</p> <p>The report aims to provide an accessible basic reference work that can be of use to anyone interested in the linkages between the economy and the preservation of biodiversity. It also highlights new ideas related to nature conservation and the sustainable use of nature, especially concerning opportunities to create new kinds of markets related to biodiversity.</p>			
<i>Keywords</i>	biodiversity, biological diversity, economy, incentive, markets			
<i>Financier/ commissioner</i>	Ministry of the Environment			
	ISBN 952-11-2429-6 (pbk.)	ISBN 952-11-2430-X (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	<i>No. of pages</i> 142	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> For public use	<i>Price (incl. tax 8 %)</i>
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd. P.O. Box 800, FI-00043 EDITA tel. +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380, e-mail: asiakaspalvelu.publishing@edita.fi www.edita.fi/netmarket			
<i>Financier of publication</i>	Ministry of the Environment			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd. Helsinki 2006			

Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä -raportissa selvitetään biologisen monimuotoisuuden talouskytköksiä, turvaamisen hyötyjä ja kustannuksia sekä taloudellisen toiminnan aiheuttamaa monimuotoisuuden hupenemista. Lisäksi selvitetään talouspoliittisia keinoja vähentää biologisen monimuotoisuuden häviämistä. Samalla hahmotetaan biologisen monimuotoisuuden tehtävä ja mahdollisuudet taloudessa, erityisesti kiinnittäen huomiota markkinaperustaisiin lähestymistapoihin ja etenkin markkinoiden luomiseen eli uudenlaisten liiketoimintamuotojen kehittämiseen monimuotoisuuden varaan.



YMPÄRISTÖMINISTERIÖ
MILJÖMINISTERIET
MINISTRY OF THE ENVIRONMENT

Myynti: Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 EDITA
Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puh. 020 450 2566

ISBN 952-11-2429-6 (nid.)

ISBN 952-11-2430-X (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkoj.)