

Ekosysteemipalveluiden tutkimuksesta hallintaan

– kirjallisuuskatsaus ja tapaustarkasteluita

**Eeva Primmer, Leena Kopperoinen, Outi Ratamáki,
Janne Rinne, Petteri Vihervaara, Elina Inkiläinen,
Olga Mashkina ja Pekka Itkonen**



Ekosysteemipalveluiden tutkimuksesta hallintaan

– kirjallisuuskatsaus ja tapaustarkasteluita

**Eeva Primmer, Leena Kopperoinen, Outi Ratamáki,
Janne Rinne, Petteri Vihervaara, Elina Inkiläinen,
Olga Mashkina ja Pekka Itkonen**

Helsinki 2012

Suomen ympäristökeskus



SUOMEN YMPÄRISTÖ 39 | 2012
Suomen ympäristökeskus

Kansikuva: Vastavalo

Taitto: DTPage Oy

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

Edita Prima Oy, Helsinki 2012

ISBN 978-952-11-4110-2 (nid.)
ISBN 978-952-11-4111-9 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkokj.)



ESIPUHE

Pidämme suurinta osaa ekosysteemipalveluista itsestään selvinä. Ekosysteemit tuottavat meille mm. ravintoa, tuotteiden raaka-aineita, puhdasta juomavettä ja virkistysmahdollisuuksia sekä suojelevat meitä tulvilta. Ilman ekosysteemipalveluita ihmisen elämä maapallolla kävisi mahdottomaksi. Ekosysteemipalveluihin perustuva lähestymistapa tarjoaakin tavan tarkastella inhimillisen toiminnan riippuvuutta luonnosta sekä hyvin laajasti luonnon toimintaa, luonnonvarojen tuotantoa ja hyödyntämistä.

Tutkimusmaailmassa ekosysteemipalveluita tunnustetaan, jäsenetään, mitataan, kartoitetaan ja arvotetaan kiivasta vauhtia. Ekosysteemipalvelut ovat myös jo ympäristöpolitiikan ohjauskeinojen kohteena, mutta eivät kovin tietoisesti tai systemaattisesti. Tutkimus tulisi saada paremmin vastaamaan hallinnon ja käytännön päätöksenteon tarpeita, sillä hallinnossa ja luonnonvarojen käytössä tehdään joka tapauksessa päätöksiä, joiden pohjana pyritään käyttämään viimeisintä tietoa.

Vuonna 2010 sovituiissa biodiversiteettisopimuksen Aichi-tavoitteissa tunnustetaan ekosysteemien merkitys luonnon monimuotoisuuden turvaamiselle. Tavoitteisiin kuuluu myös hyödynnettyjen, taloudellisesti arvokkaiden lajien turvaaminen sekä luonnon monimuotoisuudesta ja ekosysteemipalveluista koituvan hyödyn saavuttavuus kaikille. EU:n biodiversiteettistrategiassa tavoitellaan luonnon monimuotoisuuden ja sen tuottamien ekosysteemipalveluiden turvaamista, arvottamista ja ennallistamista vuoteen 2020 mennessä.

Tämä raportti kokoaa yhteen kansainvälisen tutkimuksen ekosysteemipalvelulähestymistavoista. Lisäksi raportti havainnollistaa käytännön esimerkkien kautta, miten erilaiset luonnonvarojen ja maankäytön ohjaus- ja hallintajärjestelmät käsittelevät ekosysteemipalveluita. Raportti on tuotettu ympäristöministeriön vuonna 2011 rahoittamassa hankkeessa 'Ekosysteemipalvelukäsite ja välineitä ekologisen kestävyuden hallintaan' (ERGOII). Hankkeen ohjausryhmässä oli edustettuina ympäristöministeriön kaikki osastot, SYKE, maa- ja metsätalousministeriö ja LYNET. Kaksiosaisen raportin tarkoitus on tukea ekosysteemipalveluiden tarkastelua ja ekosysteemipalveluiden hallintaa koskevaa päätöksentekoa.

Raportin ensimmäisessä osassa tunnustetaan kirjallisuudesta vakiintuneet ekosysteemipalveluiden tarkastelutavat. Tiedeyhteisö korostaa kokonaisvaltaisia tarkasteluja. Monien ekosysteemipalveluiden rinnakkainen tarkastelu nähdään yhdeksi ekosysteemipalveluiden hallinnan keskeisimmäksi haasteeksi. Ratkaisuksi esitetään malli- ja karttatarkasteluja ja niistä johdettavia maankäytön suunnitteluratkaisuja.

Raportin toisessa osassa havainnollistetaan ekosysteemipalveluiden sisällyttämistä päätöksentekoon ja luonnonvarojen hallintaan suomalaisten esimerkkien kautta. Maankäytön ja luonnonvarojen ohjauksessa luonto- ja luonnon monimuotoisuusnäkökulma on sisällytetty tarkemmin kuin monet muut ekosysteemipalvelut, mutta ekosysteemipalveluita tunnustetaan kuitenkin hyvin laajasti. Luonnonvaraohjelmien tarkastelu ja kaupunkien ekosysteemipalvelutarkastelut osoittavat, että käytännön työssä lähtökohtana ovat historiassa muotoutuneet rajatut tarkastelukulmat, joiden laajentaminen ekosysteemipalvelunäkökulmalla on vasta alkamassa.

Ekosysteemipalveluihin perustuva lähestymistapa antaa mahdollisuuden vähentää luonnonsuojelun ja luonnonvarojen hyödyntämisen välisiä ristiriitoja, koska molempia käsitellään saman kokonaisuuden osina. Olemassa olevat maankäytön

suunnittelujärjestelmät ja luonnonvarojen hallinnan järjestelmät sekä niiden pohjalla olevat tietojärjestelmät ovat kuitenkin sektorikohtaisen hallinnon pitkäaikaisen kehittelyn tulos. Ekosysteemipalveluiden ohjaus vaatiikin vielä sektorirajat ylittävää kehittämistä. Tarvitsemme myös tietoa ekosysteemipalvelujen taloudellisesta arvosta, jotta ne voidaan entistä paremmin ottaa huomioon päätöksenteossa ja erilaisissa suunnitteluprosesseissa.

6.11.2012

Laura Höijer, tutkimusjohtaja, ympäristöministeriö

SISÄLTÖ

Esipuhe	3
I Tausta ja raportin tarkoitus	9
OSA I Kirjallisuuskatsaus	13
2 Ekosysteemipalveluiden kokonaisvaltainen tarkastelu ja hallinta	15
2.1 Ekosysteemipalvelut: järjestelmä ja hyötyvirrat	15
2.2 Ekosysteemipalvelut kytkevät luonnon ja yhteiskunnan	15
2.3 Ekosysteemipalvelukäsitteen perustelut.....	16
2.4 Ekosysteemipalveluiden hallinnan periaatteet ja haasteet.....	18
3 Ekosysteemipalveluiden tarkastelu paikkatiedon ja mallien avulla	21
3.1 Mallit ekosysteemipalvelututkimuksen tukena	21
3.2 Indikaattoreiden valinta ja ekosysteemipalveluiden mittaaminen.....	23
4 Hyöty- ja arvottamistarkastelut sekä niiden soveltaminen	25
4.1 Arvottamistarkastelujen perustana ihmisten kokemat hyödyt	25
4.2 Taloudelliset arvottamismenetelmät.....	27
Kokonaisarvomenetelmä yhdistää käyttöarvon ja käytöstä riippumattoman arvon.....	27
Markkinattomien arvojen tarkastelut	27
Suorat arvottamismenetelmät	28
Muut ekosysteemipalveluiden arviointia tukevat menetelmät	29
4.3 Taloudellisten arvojen hyödyntäminen päätöksenteon ja hallinnan tukena	30
Kustannus-hyötyanalyysi ja kustannus-vaikuttavuusanalyysi	30
Monikriteerianalyysi.....	31
Ekosysteemipalveluiden tuotannon ohjaus.....	31
Hyötyjen jakautuminen ja arvottamisen institutionaaliset seuraukset.....	32
5 Ekosysteemipalvelut maankäytön ohjauksessa – kaupunkiseutujen suunnittelu ja viherrakenne	33
5.1 Kaupunkien ekosysteemipalveluiden määrittäminen, mittaaminen ja paikkaan sitominen	33
5.2 Arviointi maankäytön suunnittelun tukena	34
5.3 Ekosysteemipalvelut maankäytön muutoksen arvioinnissa	35
6 Hallinnan tuki	38
6.1 Aineistot ja päätöstuki tutkimuksesta	38
6.2 Sopeutuva hallinta	40
6.3 Hallinnan ja päätöksenteon tuen institutionaaliset edellytykset	41

OSA 2	Tapaustarkastelut – Ekosysteemipalvelut luonnonvarojen, maankäyttöä ja luonnonsuojelua koskevassa päätöksenteossa	43
7	Ekosysteemipalvelut uusissa luonnonvarojen koskevilla ohjelmissa	45
7.1	Tausta ja menetelmä	45
7.2	Luonnonvaraseloteko	46
7.3	Kansallinen metsäohjelma 2015	49
	Monia hyötyjä metsistä	49
	Velvollisuudet hallinnonalojen ja toimijoiden vastuissa	50
	Metsäalan toimijoiden ja kaikkien suomalaisten oikeudet	51
7.4	Suostrategia	51
	Tiedonhankinnallisia velvollisuuksia tasapainottamaan perinteisiä käyttöoikeuksia	53
7.5	Yhteenveto ohjelmien ekosysteemipalvelunäkökulman hyödyntämisestä	54
8	Ekosysteemipalvelut Helsingin Östersundomin ja Lahden Kytölän aluesuunnitteluprosessissa ja viherrakenteessa	56
8.1	Tausta ja maankäytön suunnittelun tarkastelussa käytetyt menetelmät	56
8.2	Tarkastellut suunnittelutilanteet	57
	Kytölä	57
	Östersundom	59
8.3	Ekosysteemipalveluiden tunnistaminen Östersundomin ja Kytölän kaavoituksessa	59
	Ekosysteemipalveluiden tunnistaminen kaavoitusdokumenteissa	59
	Kulttuuripalvelut	60
	Säätelypalvelut	61
	Tuotantopalvelut	62
	Tukipalvelut	62
8.4	Ekosysteemipalveluiden ja niitä tuottavien alueiden sijoittuminen	62
	Kytölän alueen ekosysteemipalveluiden sijoittuminen	64
	Östersundomin ekosysteemipalveluiden sijoittuminen	68
	Paikkatietopohjaisen ekosysteemipalveluanalyysin edellytykset ja mahdollisuudet	70
8.5	Ekosysteemipalveluihin liitetyt hyödyt, oikeudet ja velvollisuudet	72
	Ekosysteemipalvelut hyötynäkökulmasta	72
	Ekosysteemipalveluihin liitetyt oikeudet	72
	Ekosysteemipalveluihin liitetyt velvollisuudet	73
	Erot perinteisen luonnonsuojelun ja ekosysteemipalvelujen perusteluissa	75
8.6	Suunnittelijoiden näkökulma	76
8.7	Ekosysteemipalveluiden soveltuvuus alueiden käytön suunnitteluun	77

9	Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen ja ekosysteemipalvelut	79
9.1	Tarkastelun tausta ja menetelmät	79
9.2	Maanomistajien ekosysteemipalvelunäkemykset ja sopimukseen vaikuttavat ehdot	80
10	Pohjois-Karjalan suot ja ekosysteemipalvelut	82
10.1	Soiden tarjoamat ekosysteemipalvelut.....	82
10.2	Soiden ekosysteemipalveluiden lehtikirjoitustarkastelut	83
11	Yhteenveto ekosysteemipalveluiden hyötyjen ja arvojen arvioimisesta ja hallinnasta	85
11.1	Tiedeyhteisö korostaa kokonaisvaltaisia tarkasteluja, arvottamista ja mallintamista.....	85
11.2	Käytäntö hyödyntää kartutettua osaamista ja nojaa sektorirajoihin	86
11.3	Ekosysteemipalveluiden tarkastelun ja hallinnan mahdollisuudet.....	87
12	Lähteet	89
Liitteet		
1	Ekosysteemipalvelujen kartoitukseen ja arvottamiseen käytettyjä kansainvälisiä malleja	98
2	Kytölän ja Östersundomin tapaustutkimuksissa analysoitu dokumenttiaineisto	101
3	Kytölän ja Östersundomin tapaustutkimuksissa haastatellut henkilöt.....	102
4	Kestävä seudullinen maankäyttö ja liikenne -hankkeessa kehitetyt ekologiset ja ekosysteemipalveluja kuvaavat kriteerit ja mittarit.....	103
5	Analysoitu soita koskeva lehtikirjoitusaineisto.....	104
6	Kartat Helsingin Östersundomin ja Lahden Kytölän aluesuunnitteluprosessissa ja viherrakenteessa tehdyistä ekosysteemipalvelutarkasteluista.....	105

1 Tausta ja raportin tarkoitus

Luonnonvara- ja luonnonsuojelupolitiikkaa on perinteisesti kehitetty toisistaan erillään, mutta kestävä kehityksen politiikan myötä on ekosysteemien taloudellisen hyödyntämisen suunnitteluun sisällytetty ympäristö- ja luonnon monimuotoisuusasioita. Luonnonvara- ja ekosysteemitarkasteluihin pohjaavan kokonaisvaltaisen hallinnan pyrkimys on saanut uutta pontta vuonna 2005 tehdyn YK:n vuosituhannen ekosysteemi-arvion myötä (MA 2005). Vuosituhatarvio kiinnittää huomion ekosysteemien tuottamiin hyötyihin ja toimivien ekosysteemien välttämättömyyteen korostaen luonnon monimuotoisuuden roolia ekosysteemipalveluiden tuotannon mahdollistajana. Vuosituhatarviossa esitelty ekosysteemipalveluiden jaottelu tuotanto-, säätely-, tuki ja kulttuurisiin palveluihin on vakiintumassa tutkimuksen ja hallinnan työkaluksi (Kuva 1.1). Samalla ekosysteemipalveluita tarkastellaan ja ohjataan vielä varsin hajanaisesti, eikä uutta lähestymistapaa sovellettaessa aina osata hyödyntää jo olemassa olevia tieto- ja hallintajärjestelmiä. Tämä raportti kokoaa yhteen kansainvälisen tutkimuksen ekosysteemipalvelulähestymistapoja ja käytännön esimerkkejä siitä, miten erilaiset suomalaiset luonnonvarojen ja maankäytön ohjaus- ja hallintajärjestelmät käsittelevät ekosysteemipalveluita. Raportin tarkoituksena on tuoda ajankohtainen sovellettava tietämys suomalaisten luonnonvarojen, maankäytön ja luonnonsuojelun päätöksentekijöiden ja asiantuntijoiden käyttöön.

Vuosituhatarvion jälkeen on tehty laajoja ekosysteemejä ja ekosysteemipalveluita tarkastelevia tutkimuksia ja selvityksiä. Laajamittaisin näistä on Ekosysteemien ja biodiversiteetin talous (TEEB) -raportti (TEEB 2010). Iso-Britannian kansallinen ekosysteemi-arvio (UKNEA 2011) on ajankohtainen maatason tarkastelu. Uusimpana valmistuu vuoden 2012 lopussa pohjoismainen TEEB (Kettunen, ym. 2012). Selvitykset ovat saaneet jatkokseen konkreettisia poliittisia sitoumuksia. Vuonna 2010 Nagoyassa sovitussa luonnon monimuotoisuussopimuksen Aichi-tavoitteissa tunnistetaan ekosysteemien merkitys luonnon monimuotoisuuden turvaamiselle. Tavoitteisiin kuuluu myös hyödynnettyjen, taloudellisesti arvokkaiden lajien turvaaminen sekä luonnon monimuotoisuudesta ja ekosysteemipalveluista koituvan hyödyn saavutettavuus kaikille. EU:n biodiversiteettistrategiassa tavoitellaan luonnon monimuotoisuuden ja sen tuottamien ekosysteemipalveluiden turvaamista, arvottamista ja ennallistamista vuoteen 2020 mennessä. Vihreän tilinpidon ja luonnonvarojen säästävän vihreän kasvun tavoitteen tueksi EU on asettanut jäsenvaltioiden tehtäväksi ekosysteemien tilan ja niiden tarjoamien palveluiden arvioimisen vuoteen 2014 mennessä.

Tavoitteena on edistää ekosysteemien mahdollistamaa elinkeinotoimintaa, nk. vihreää taloutta, jossa ekosysteemipalveluiden hyödyntäminen on kestävä, materiaalitehokasta ja monipuolista. Ekosysteemipalveluiden tuotannon ja turvaamisen mielekäs ohjaus on keskeinen tarkastelun ja kehittämisen kohde. Tätä varten ediste-



Kuva 1.1. Ekosysteemipalvelut (sovellettu lähteestä: MA 2005).

tään kannustavia ohjauskeinoja, kuten ekosysteemipalvelumaksuja. Toisaalta hyödynnetään alueiden käytön suunnitteluun pohjautuvaa ohjausta, joka mahdollistaa nk. vihreän rakenteen kehittämisen ja hallinnan.

Politiikkakehityksen rinnalla luonnonvarojen tutkimus ja tiedonhallinnan järjestelmät ovat laajentuneet mahdollistamaan kokonaisvaltaisia tarkasteluja, joissa ekosysteemien tilaa ja niiden tuottamia palveluita voidaan seurata ja vertailla. Uusille ekosysteemipalvelutarkasteluille on tyypillistä kiinnittää huomiota ekosysteemien tuottamiin hyötyihin ja niiden arvoon, inhimillisen toiminnan riippuvuuteen ekosysteemeistä, ekosysteemien sijaintiin maisemassa ja ekosysteemien toimintojen väliseen vuorovaikutukseen. Taustalla on pyrkimyksiä tunnistaa luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden välinen suhde ja ekosysteemien kestävä hyödyntämisen rajat.

Ekosysteemipalvelut ovat ekosysteemien toiminnasta ihmisille koituvia aineettomia ja aineellisia hyötyjä. Nopeasti yleistyvänä käsitteenä ja näkökulmana ekosysteemipalvelut tarjoavat tavan tarkastella hyvin laajasti luonnon toimintaa, luonnonvarojen tuotantoa ja hyödyntämistä sekä inhimillisen toiminnan riippuvuutta luonnosta. Tavoitteena on jollain tasolla tuoda yhteen ekosysteemien toimintojen, tuki- ja säätelypalveluiden, tuotantopalveluiden, kulttuuripalveluiden sekä luonnon monimuotoisuuden tarkastelut, jotta palveluiden keskinäistä riippuvuutta voitaisiin arvioida ja kestävää käyttöä hallita. Ekosysteemejä ja niiden tuottamia palveluita voidaan tarkastella ja hallita eri tasoilla. Esimerkiksi metsikkökuvio, maatila, kunta, valuma-alue, valtio, tai kasvillisuusvyöhyke ovat mahdollisia tarkastelu- tai päätöksentekoyksiköitä.

Koska ekosysteemipalveluiden tarkastelussa ja hallinnan suunnittelussa pyritään holistiseen otteeseen, ovat yhtäältä listaavat, kartoittavat ja inventoivat lähestymistavat tyypillisiä. Toisaalta tarkasteluja leimaa tarve tuoda esiin eri ekosysteemipalveluiden arvo mahdollisimman ymmärrettävästi. Vertailun mahdollistamiseksi pyritään yhtenäiseen mittayksikköön. Rahallinen arvo on usein keskeisellä sijalla ekosysteemipalveluiden arvioinneissa. Rahallisen arvon tärkeää asemaa perustellaan myös sillä, että monet ekosysteemipalveluita hyödyntävät tai heikentävät toiminnot perustuvat luonnonvarojen tai esimerkiksi tonttimaan markkina-arvoon. Rahan arvoa pidetään suhteellisen yleispätevänä mitta-asteikkona ja taloudelliset argumentit saavat helposti painoarvoa. Taloudellisen arvon rinnalla on tärkeä pohtia, miten ekosysteemipalveluiden arvon muuntaminen rahayksiköiksi tapahtuu, ja onko tarkasteltavien toimintojen taloudellinen arvioiminen lainkaan perusteltua. Lisäksi on tärkeää syventää ekosysteemipalveluiden välisten suhteiden ymmärtämistä.

Tämä raportti on tuotettu ympäristöministeriön vuonna 2011 rahoittamassa hankkeessa 'Ekosysteemipalvelukäsite ja välineitä ekologisen kestävyuden hallintaan' (ERGOII). Kaksiosaisen raportin tarkoitus on tukea ekosysteemipalveluiden tarkastelua ja ekosysteemipalveluiden hallintaa koskevaa päätöksentekoa. Raportin ensimmäisessä osassa tunnistetaan vakiintuneet tarkastelutavat ja nostetaan esiin sellaiset menetelmät, joiden soveltaminen on vasta alkutekijöissään. Tämä kirjallisuuteen pohjaava katsaus jäsentää ja vetää yhteen ajankohtaisen näkemyksen niistä analyysivälineistä, joita käytetään ekosysteemipalveluiden hyötyjen ja arvojen arvioimiseen ja hallintaan. Katsauksessa kuvataan keskeisiä, pääasiassa kansainvälisiä ekosysteemipalveluajattelua edistäviä ja muokkaavia tarkasteluja sekä näiden kriittisiä varauksia esittäviä töitä. Katsaus esittelee ekosysteemipalveluiden tarkastelut yhteiskunnan toiminnoissa ja hallinnan kohteena, malleilla, paikkatietotarkasteluilla ja maankäytön suunnittelussa, taloudellisella arvottamisella ja päätöksenteon tuessa.

Raportin toisessa osassa havainnollistetaan ekosysteemipalveluiden sisällyttämistä päätöksentekoon ja luonnonvarojen hallintaan suomalaisten esimerkkien avulla. Luonnonvara-alan strategisten ohjelmien tarkastelu, pohjoiskarjalaisen suoalueen ekosysteemipalveluiden vertailu, Lounais-Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen ekosysteemipalveluvaikutukset sekä ekosysteemipalvelujen huomioon ottaminen Helsingin Östersundomin ja Lahden Kytölän aluesuunnitteluprosessissa havainnollistavat päätöksenteon ja hallinnan keskeisiä kysymyksiä. Suomalaiset tarkastelut osoittavat, miten ekosysteemipalveluita muuttavaa päätöksentekoa voidaan tukea indikaattoreilla, paikkatietoanalyysillä ja niiden perusteella tuotetuilla kartoilla, arvottamisella, luonnon eri hyötyjen tunnistamisella sekä näitä vertailemalla ja tarkastelemalla niiden jakautumista.

Osa 1

Kirjallisuuskatsaus

Kirjallisuuskatsauksen tarkoitus on esitellä kootusti keskeiset ekosysteemipalveluiden tutkimuksen suuntaukset. Katsausta varten on haettu ekosysteemipalvelukirjallisuutta hakusanoilla ja näin löytynyt kirjallisuus on esitelty hyödyntäen katsauksen laatijoiden asiantuntemusta kunkin aiheen valtavirtaan kuuluvasta kirjallisuudesta. Katsaus etenee yleisestä yksityiskohtaisempaan kirjallisuuteen. Luvussa 2 luodaan katsaus ekosysteemipalveluiden kokonaisvaltaisiin, koostaviin tarkasteluihin, joissa myös ekosysteemien hallintaa lähestytään kokonaisvaltaisesti pyrkien edistämään sopeutuvuutta. Tämän käsitteisiin pohjaavan kirjallisuuden jälkeen esitellään Luvussa 3 ekosysteemipalveluiden seurantatietoa hyödyntävää ja mittaamista korostava paikkatietotarkastelu- ja ekosysteemimallinnuskirjallisuutta. Luvussa 4 kuvataan ekosysteemipalveluiden taloudellisia tarkasteluja ja arvottamista sekä samoihin olettuihin pohjautuvia päätöksenteon ja ohjauksen sovelluksia. Luku 5 keskittyy kirjallisuudessa esiteltyihin kaupunkisuunnittelun ekosysteemipalvelutarkasteluihin ja sovelluksiin. Luvussa 6 esitellään ekosysteemipalveluiden hallinnan tukea, sopeutuvaa hallintaa ja hallinnan institutionaalisia edellytyksiä tarkastelevaa kirjallisuutta.

2 Ekosysteemipalveluiden kokonaisvaltainen tarkastelu ja hallinta

2.1

Ekosysteemipalvelut: järjestelmä ja hyötyvirrat

Ekosysteemipalvelukäsite on viime vuosina vakiintunut tutkimuksen ja politiikan käyttöön (De Groot ym. 2002; MA 2005; De Groot ym. 2010; Hiedanpää ym. 2010; Ratamäki ym. 2011). Käsitettä käytetään yhtäältä kuvaamaan luonnonjärjestelmien toimintoja ja prosesseja, jotka ovat sekä ihmisestä riippumattomia että vuorovaikutuksessa ihmisen kanssa (Daily 2000; De Groot 2002). Tästä tarkastelukulmasta esimerkiksi peltoekosysteemi on vettä, ravinteita ja energiaa muokkaava järjestelmä, jolla on liityntäkohtia myös muihin ekosysteemeihin, esimerkiksi vesistöihin (Turtola ym. 2008).

Toinen, lisääntyvää suosiota saanut lähestymistapa kiinnittää huomion yhteiskunnan riippuvuuteen ekosysteemeistä ja niiden tuottamista palveluista (Costanza 1997; Daily 2000; MA 2005; TEEB 2010; Bateman ym. 2011). Tästä tarkastelukulmasta palveluita ovat ne ekosysteemien toiminnot ja hyötyvirrat, joista ihmiset ovat riippuvaisia ja joita inhimillinen toiminta toisaalta muokkaa. Tämä lähestymistapa tarkastelee peltoa ekosysteemitointojen lisäksi ruuan tuotannon, maiseman, maatalouselinkeinon ja jossain määrin myös niihin liittyvän kulttuurin kautta tai näiden vähenemisen aiheuttamien kustannusten avulla (Bäck ym. 2010; Hiedanpää ym. 2010; Bergström ym. 2011). Hyötytarkastelu on tuonut mukanaan tarpeen mitata ekosysteemipalveluiden erilaisia arvoja ja verrata niitä keskenään.

Ekosysteemipalveluiden jäsenitys lähtee usein liikkeelle vuosituhatarvion (MA 2005) luokittelusta, joka erottelee tuotantopalvelut (esim. ruoka, raaka-aineet, vesi), säätelypalvelut (esim. ilman laadun säätely, vesien säätely ja pölytys), kulttuuripalvelut (esim. virkistys, kauneus, henkiset ja tiedolliset palvelut) sekä muiden palveluiden taustalla olevat tukipalvelut (esim. ravinteiden kierto ja yhteyttäminen). Tutkimuksessa tunnistetaan eri palveluiden riippuvuus toisistaan. Keskinäisten riippuvuuksien arvioiminen on järjestelmätarkastelussa tyypillistä, mutta siihen liittyy palveluiden mittaamisen ja yhteen laskemisen hankaluus. Ekosysteemipalveluita tarkastellaankin yleensä kartoittavilla, inventoivilla otteilla, pyrkien ymmärtämään vuorovaikutuksia ekosysteemissä ja palveluiden välillä. Tavoitteena tällaisilla tarkasteluilla on tukea ekosysteemien kestävää hyödyntämistä ja ekosysteemipalveluiden hallintaa.

2.2

Ekosysteemipalvelut kytkevät luonnon ja yhteiskunnan

Ekosysteemipalvelukäsite uudistaa luonnonvarapolitiikkaa, vaikka luonnonvaroja ja niiden hallintaa on tutkittu laajalti jo kauan. Käsitteellä pyritään kytkemään ekosysteemien ja luonnonvarojen tutkimus yhteiskunnallisiin prosesseihin ja erityisesti yh-

teiskunnalliseen arvottamiseen (Tallis & Kareiva 2006, Carpenter ym. 2009; Wainger ym. 2010). Poiketen perinteisestä tavasta tarkastella luontoa ja yhteiskuntaa erillään, ekosysteemipalvelukäsite tuo yhteen ekologiset ja sosiaaliset ilmiöt. Näiden välisessä vuorovaikutuksessa tarkastellaan luonnonvarojen ja maankäytön hallintaa. Tämän kokonaisuuden hahmottamiseksi on yleistynyt käsite ”sosioekologinen järjestelmä” (Gunderson ja Holling 2000). Sosioekologisen järjestelmän tarkasteluilla pyritään kokonaisvaltaisesti tukemaan ekologisten ja yhteiskunnallisten prosessien hallintaa (Tallis & Kareiva 2006; Rounsevell ym. 2010; Carpenter ym. 2009; Haslett ym. 2010).

Luonnonvarojen ja luonnon tutkimuksella on pitkä historia, joka on jäsentynyt eri ekosysteemien ja sektorien pohjalta rajatuiksi tiedontuotannon järjestelmiksi (Sagoff 2011). Ekosysteemipalvelutarkastelut pohjaavat väijäämättä jo tehtyyn ekologisteen, taloudelliseen ja yhteiskunnalliseen tutkimukseen. Haasteena onkin eriytyneiden tarkastelujen välisten siltojen rakentaminen. Ekosysteemipalveluiden tutkimuksen näkökulmasta tärkeää on eri järjestelmät ylittävä ymmärrys, esimerkiksi luonnon monimuotoisuuden ja biomassan tuotannon yhteydestä (Tilman 1999) tai metsämaaperän kyvystä sitoa hiiltä ja typpeä (Karhu, ym. 2012). Merkityksellisiä ovat myös esimerkiksi kaupunkien viheralueiden kyky pidättää ravinteita ja vettä (Vaurio ym. 2011) ja tuottaa myönteisiä terveysvaikutuksia (Kyttä ym. 2009) sekä metsätalouden tarjoamat monipuoliset taloudelliset mahdollisuudet (Keltä 2006; Tahvonen ym. 2010). Uudet ekosysteemipalveluargumentit liitetään tällaisten jo olemassa olevien tarkastelujen ja niiden taustalla olevien rajausten jatkoksi. Esimerkiksi sen lisäksi, että uusiutuvien luonnonvarojen hyödyntämisessä on pyritty varmistamaan kestävä raaka-aineen eli tuotantopalvelun saatavuus, on uusia monikäytön ja monimuotoisuuden tavoitteita alettu sisällyttää maatalouden ja metsien käytön hallintajärjestelmiin (Kaljonen 2008; Primmer 2011). Tällä tavoin on edistetty kulttuuristen palveluiden sekä säätely- ja tukipalveluiden huomioimista.

Vuosituhannen ekosysteemi-arvion tarkoituksena oli tuoda korostetusti esille ihmisen hyvinvoinnin riippuvuus ekosysteemeistä. Tämä perustelu jättää avoimeksi kysymyksen, miten suhtautua niihin ekosysteemien toimintoihin, jotka eivät tuota ihmiselle hyötyä edes epäsuorasti. Tähän kysymykseen liittyen tuodaan usein esiin tarve selventää luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden välistä suhdetta (De Groot ym. 2010; Mace ym. 2012). Koska suhde ei ole selvä, ekosysteemipalveluiden turvaaminen ei välttämättä johda monimuotoisuuden turvaamiseen. Toisaalta monimuotoisuus on monien palveluiden syntymisen taustaedellytys (mm. Tilman 1999; Chapin ym., 2000; Hooper y. 2005; Isbell 2011). Vaikka ekosysteemipalvelut ja luonnon monimuotoisuus liitetäänkin politiikassa ja päätöksenteossa yhteen, tiedetään niiden suhteesta toistaiseksi yllättävän vähän.

2.3

Ekosysteemipalvelukäsitteen perustelut

Luonnonvarojen ja ekosysteemien hallinnalle ja arvottamiselle on merkitystä sillä, jäsennetäänkö ekosysteemipalvelut lähtökohtaisesti ekologistena vai yhteiskunnallisena ilmiönä (Norgaard 2009). Siksi on tärkeää tunnistaa ekosysteemipalveluiden huomioimisen perustelut ja niiden merkittävimmät erot. Joissakin perusteluissa korostuvat ekologiset toiminnot ja toisissa nostetaan esiin yhteiskunnallisia hyötyjä. Perustelut vaikuttavat konkreettisesti myös poliittisiin tavoitteenasetteluihin ja soveltuviin ohjauskeinoihin. Tunnistamalla eri perustelujen lähtökohdat voidaan edistää moniulotteista ekosysteemipalveluiden hallintaa ja helpottaa eri sidosryhmien välistä avointa vuoropuhelua.

Ekosysteempalveluihin liittyviä ongelmanasetteluja voi avata erilaisten peruste-
lujen ja argumentaatioketjujen avulla (Laatikko 6.1.). Ekologisia toimintoja korostava
argumentaatio (Daily 1997; Hooper ym. 2005; Isbell, 2011) jättää yhteiskunnallisen
näkökulman vähälle huomiolle, eikä siksi eroa ekologian perusväittämistä. Ekosys-
teempalvelut ovat luonnon toimintoja.

Laatikko 2.1. Tunnistettavat ekosysteempalveluiden argumentaatioketjut

Argumentaatio 1: Ekosysteempalvelut ovat ekologisia toimintoja yleensä

- Ekosysteempalvelut ovat niitä olosuhteita ja prosesseja, joiden avulla ekosysteemit ja lajit ylläpitävät ja mahdollistavat ihmisten elämän (Daily 1997; Hooper ym. 2005)
- Ekosysteempalvelut ovat riippuvaisia luonnon monimuotoisuudesta (Isbell ym. 2011).
- Ekologiset prosessit ovat itsessään ekosysteempalveluita.

Argumentaatio 2: Ekosysteempalvelut ovat peräisin luonnosta; niistä saatava hyöty sen sijaan on yhteiskunnallinen ilmiö

- Ekosysteempalveluita ovat ne ekologiset toiminnot, prosessit ja rakenteet, joita ihmiset käyttävät hyödykseen suoraan tai välillisesti (esim. tukipalveluiden käyttö on välillistä käyttöä) (Fisher ym. 2009; Bateman ym. 2011).
- Ne ekologiset toiminnot, prosessit ja rakenteet, joita ihmiset eivät hyödynnä, eivät ole ekosysteempalveluita. Palveluksi määrittäminen edellyttää hyötynäkökulmaa.
- Ekologisten palveluiden ja yhteiskunnallisten hyötyjen välillä on yhteys, mutta niiden välinen vuorovaikutus ei ole keskeinen tutkimuksen tai hallinnan kohde.

Argumentaatio 3: Ekosysteempalvelut ovat hyötyjä, joita ihmiset saavat luonnosta

- Ekosysteempalvelut ovat hyötyjä, joita ihmiset saavat ekosysteemeistä (MA 2005 määritelmä).
- Myös: ekosysteempalvelut ovat hyötyjä, joita ihmiset saavat suoraan tai epäsuorasti ekosysteemien toiminnoista (Costanza ym. 1997).
- Palvelu on hyödyn synonyymi. Ekosysteempalvelututkimus ja niiden turvaaminen motivoituu palvelun ja hyödyn kautta; palveluiden tunnistaminen ja arvottaminen on avainasemassa sekä tutkimuksessa että ohjauksen suuntaamisessa (TEEB 2010; Norgaard 2009; Vatn 2010; Sagoff 2011).

Argumentaatio 4: Ekosysteempalvelut syntyvät luonnon ja yhteiskunnan vuorovaikutuksesta

- Ekosysteemit ovat ekologisia järjestelmiä ja niiden toimintoja, prosesseja ja rakenteita; osa näistä on ihmiselle hyödyllisiä, joko suoraan tai välillisesti (Daily 1997).
- Ekosysteempalvelu syntyy ihmistoiminnan ja ekosysteemin vuorovaikutuksessa. Ihminen ja yhteiskunta tunnistavat jonkin näkökulman ekosysteemissä osan olevan hyödyllinen ja arvostavat sitä (Hein ym. 2006; Chan ym. 2012).
- Ekosysteempalvelu ei ole luonteeltaan vain ekologinen tai sosiaalinen, vaan sosioekologinen. Palvelu syntyy, kun ihminen tunnistaa ekologisen ilmiön hyödyn ja arvottaa sen.
- Ekosysteempalveluiden tarkastelu ja ohjaaminen ovat luonteeltaan yhdennettyjä; ne ottavat huomioon sosioekologisen järjestelmän eri osa-alueet ja keskittyvät niiden vuorovaikutuksen ymmärtämiseen ja edistämiseen.

Toinen argumentaatio korostaa luonnon tuottamien palveluiden ja ihmisten kokemien hyötyjen yhtymäkohtia, mutta pitää sosiaalisen ja ekologisen erillisinä tutkittavina kokonaisuuksina. Ekosysteempalveluita ovat ne ekologiset toiminnot ja palvelut, joita ihmiset hyödyntävät (Fisher ym. 2009; Bateman ym. 2011). Kolmas, vuosituhatarvion esiin tuoma argumentaatio korostaa hyötyjä ja nostaa esiin hyötyjen mittaamisen ja arvottamisen tarpeen (Costanza ym. 1997; TEEB, 2010). Se ei tee eroa hyödyn ja palvelun välille (Norgaard 2009; Vatn 2010; Sagoff 2011). Tämä saattaa aiheuttaa käsitteellistä sekaannusta (Bateman ym. 2011). Neljäs, yhteiskunnan ja luonnon kohtaamispiintaan keskittyvä argumentaatio hyödyntää sekä ekologisia että yhteiskunnallisia perusteluja ja tutkimustuloksia (Hein ym. 2006; Chan ym. 2012).

Nämä erilaiset argumentaatioketjut eivät ole toisiaan poissulkevia. Eroavaisuuksista on kuitenkin hyvä olla perillä, sillä tunnistamattomina ne luovat jännitteitä tutkimuskysymysten, tietotarpeiden ja päätöksenteon määrittelyihin. Erot tunnistamalla voidaan välttää väärinymmärryksiä siitä, mikä itse asiassa on tutkimuksen ja hallinnan kohde. Palveluilla viitataan yhtäällä ekologiisiin ilmiöihin ja toisaalla ihmisen niistä saamiin hyötyihin. Ekologisten ja yhteiskunnallisten ilmiöiden kytkeytyneisyyden tunnistamisen aste vaihtelee lähestymistapojen välillä. Lähestymistapaerot vaikuttavat siihen, millainen ohjaus nähdään soveltuvaksi ja miten eri ohjauskeinoja sovitetaan yhteen (Kemkes ym. 2010; Vatn 2010; Sagoff 2011).

2.4

Ekosysteempalveluiden hallinnan periaatteet ja haasteet

Ekosysteempalveluiden hallintaa voidaan tarkastella edellä esiteltyjen argumentaatioketjujen mukaisesti, keskittyen ekologiisiin toimintoihin ja luonnon monimuotoisuuteen, yhteiskunnassa tuotettuihin ekosysteempalveluiden hyödyntämisen muotoihin, suoraan luonnosta saataviin hyötyihin tai laajasti ekosysteemeihin ja yhteiskuntaan yhteen kietoutuneina järjestelminä.

Jos ekosysteempalveluita ajatellaan ekologisina toimintoina, kiinteästi luonnon monimuotoisuudesta riippuvaisina (Isbell ym. 2011), on hallintajärjestelmien keskeinen tehtävä suojella luonnon monimuotoisuutta. Myös luonnonvarojen liian hyödyntämisen hillitseminen ja kestävä käytön varmistaminen kuuluvat tällaisen hallintajärjestelmän tavoitteisiin. Perinteisiä luonnonsuojelun ohjauskeinoja pidetään kuitenkin yleensä kyvyttöminä yksin ratkaisemaan ekosysteemien toiminnallisuuden turvaamista, koska ekosysteemeitä ei voi kokonaan rajata hyödyntämisen ulkopuolelle (Daily, 1997; Tallis & Kareiva 2006; Cowling ym. 2008; De Groot ym. 2010; Ring ja Shröter-Schlaack, 2011). Suojelulähtöisten tarkastelujen rinnalle tarvitaan sellaisia hallinnan ratkaisuja, jotka ohjaavat ekosysteempalveluiden hyödyntämistä niin, että ekosysteemien toiminnat varmistetaan.

Ekosysteempalveluita voidaan turvata lainsäädännön ja määräysten turvin. Perustuslain takaama oikeus puhtaaseen ympäristöön on periaatetason ekosysteempalveluohjausta. Luonnonsuojelua, vesiensuojelua ja esimerkiksi maa-aineksen ottoa säätelevät lait turvaavat ekosysteempalveluita jollain tasolla (Similä 2010) ja niiden edelleen operationalisointia tukevat maankäytön suunnittelun ja luonnonvarojen kestävä käytön järjestelmät (Niemelä ym. 2010; Saarela ja Söderman 2011). Myös asiantuntijakäytännöt ja lukuisien eri toimijoiden vakiintuneet tavat vaikuttavat ekosysteempalveluiden käyttöön ja vaalimiseen (Muradian ym. 2010; Primmer ym. 2010; Primmer, 2011; Vatn 2010; Sagoff 2011). Taloudellisen arvon tunnistamisen myötä on ekosysteempalveluiden ohjaaminen taloudellisilla kannustimilla saanut osakseen

kasvavaa huomiota. Ekosysteemipalveluiden vaalimista voidaan edistää sellaisella sääntöjen ja taloudellisen ohjausjärjestelmän tai markkinajärjestelmän yhdistelmällä, joka pystyy suuntaamaan toimijoiden käyttäytymistä kestävämpään suuntaan (Norgaard 2009; Kemkes ym. 2010; Vatn 2010; Ring ja Schröter-Schlaack, 2011). Var sinaisten ohjauskeinojen lisäksi ekosysteemipalveluita hallitaan tiedontuotannon ja -välittämisen sekä eri tasoilla päätöksenteon järjestelyillä.

Hallinnan ja ohjauksen järjestämisen kannalta merkittävää on ekosysteemipalveluiden luonne ja se, tarkastellaanko niitä erillisinä yksiköinä vai järjestelminä. Hyötynäkökulmasta lähtevien tarkastelujen kohdalla ekosysteemipalvelut nähdään yleensä hyödykkeinä tai palveluina, joita voidaan vaihtaa markkinoilla. Markkinat voivat syntyä esimerkiksi luonnosta saatavalle raaka-aineelle tai luontoelämyksille, joiden omistus- tai ainakin hallintaoikeus on selkeästi määriteltävissä. Markkinoilla hyödykkeille muodostuu hinta kysynnän ja tarjonnan perusteella. Hyödykkeen niukkuus nostaa sen hintaa. Tämän lisäksi on sellaisia ekosysteemipalveluita, joita ei vaihdeta markkinoilla ja joiden omistus- tai hallintaoikeus ei ole helposti määriteltävissä. Myös tällaisissa tilanteissa saatetaan omistusoikeus osoittaa koskemaan tiettyä osakokonaisuutta. Esimerkiksi ekosysteemipalveluista johdettuun tietoon perustuva innovaatio voidaan patentoida, vaikka tieto sinänsä on vapaasti kaikkien saatavilla (Dedeurwaerdere 2006). Ekosysteemipalveluita, joille voidaan määritellä omistusoikeus, voidaan ohjata vaikuttamalla hyödykkeiden ja palveluiden markkinoihin tai perustamalla uusia markkinoita (Naskali ym., 2006; Kemkes ym. 2010; Ring ja Schröter-Schlaack, 2011).

Ekosysteemipalveluista merkittävä osa on sellaisia yhteiskäytössä olevia hyödykkeitä, palveluita tai laajempia kokonaisuuksia, joiden omistusta tai käyttöä on mahdoton yksiselitteisesti määritellä, vaikka ne olisivat rajallisia ja niukkoja ja kuulisivat hyödyntämisen seurauksena (Ostrom 1990). Esimerkkejä yhteiskäytössä olevista ekosysteemipalveluista ovat riista- tai kalavarat tai puhdas Itämeri. Tällaisten ekosysteemipalveluiden hallinta vaatii järjestelyjä, jotka ohjaavat ihmisten toimintaa myös muutoin kuin hintasignaaleilla. Ohjauskeinoiksi esitetään tiedollista ohjausta, suunnittelua ja sääntelyä (Kemkes ym. 2010; Similä, 2010; Ring ja Schröter-Schlaack, 2011). Tällaisilla yleisillä ohjauskeinoilla pyritään ohjaamaan myös kaikille avoimia ekosysteemipalveluita, jotka ovat julkishyödykkeitä eivätkä kulu suoraan käytöstä, vaikka niiden tila voikin huonota (esimerkiksi maisema).

Hallinnan järjestämiselle on haastavaa, että ekosysteemit ja ekosysteemipalvelut sekä niistä riippuvaiset ihmiset muodostavat monitasoisia ja -ulotteisia järjestelmiä (Carpenter ym 2009; Rounsevell ym. 2010; Haslett ym. 2010). Vaikka järjestelmillä oletetaan olevan jokin tasapainotila (Daily 2000), tasapaino voi järkkäytyä ja vaatia siten myös ohjauksen ja hallinnan sopeuttamista uuteen tilanteeseen (Folke ym. 2005). Sosioekologisen järjestelmän tasapainohäiriöt voivat johtua esimerkiksi äärimmäisistä sääilmiöistä, kuten myrskystä, joka kaataa metsää laajalta alalta. Taus-talla voivat olla myös luonnonvarojen käytön tai yhteiskunnan muutokset, kuten siirtyminen monokulttuuriin, maailmantalouden tilan muutos, arvostusten ja elämäntavan muutokset tai toimijoiden vaihtuminen. Esimerkiksi uusista bioenergian lisäämistavoitteista kumpuaa uusia energiapuun korjuutapoja, joiden ekosysteemi-vaikutukset tunnetaan vajavaisesti ja joiden ohjaamiseen ei ole vielä järjestelmää. Ratkaisuna monimutkaisten sosioekologisten järjestelmien ja muutostilanteiden hallintaan nähdään sopeutuva eli adaptiivinen hallinta (Holling ym. 2003; Folke ym., 2005; Olsson ym. 2006; Kenward ym. 2011; Cowling ym. 2008). Sopeutuvassa hallinnassa hyödynnetään monia tietolähteitä ekosysteemien ja yhteiskunnan muutosten tunnistamiseen ja sovitetaan ohjausta turvaamaan ekosysteemipalvelut ja vastaamaan yhteiskunnan odotuksiin.

Ekosysteemipalveluiden hallinta törmää kuitenkin kokonaisvaltaisen tarkastelun rajoihin, jotka johtuvat tiedontuotannon järjestämisestä ja tarkasteluissa käytettyjen mallien rajoitteista (Ostrom 2007). Tutkimuskysymyksiä on mielekästä asettaa niin rajatusti, että ilmiötä voidaan tarkastella tieteenalalle tyypillisin oletuksin ja aineistoa on yleensä saatavilla vain seurannan kohteina olevista ilmiöistä. Vastaavasti ohjaus on yleensä järjestetty tiettyihin tarkoituksiin soveltuvien hallinnon rajojen mukaisesti ja niillä on omat kehittyneet tiedonhallinnan järjestelmänsä (Primmer ja Furman, 2012). Ekosysteemipalveluita lähdetäänkin usein tarkastelemaan haarukoimalla ja tutkimalla ilmiöitä, eikä suoraan ohjauksen kehittämisen pohjaksi. Ekosysteemipalveluita listataan ja niiden tilaa ja kehitystä kuvaavia indikaattoreita rajataan, jotta pidemmälle menevissä tarkasteluissa voitaisiin tutkia palveluiden välisiä suhteita ja lopulta tukea ohjauksen kohdentamista. Kysymyksiin eriytyvän tarkastelun ja sektoreittain jäsenneetyn hallinnan tulee mahdollistaa myös ekosysteemirajat ylittävien ongelmien ratkaisut. Tätä varten tarvitaan tutkimukseen monitieteistä otetta sekä tutkimuksen ja käytännön vuoropuhelua.

3 Ekosysteemipalveluiden tarkastelu paikkatiedon ja mallien avulla

Erilaiset ekosysteemipalveluiden hallintajärjestelmät tukeutuvat tutkimukseen, joka tuottaa tietoa ekosysteemeistä ja ekosysteemipalveluista mahdollisimman kokonaisvaltaisesti. Siksi myös tutkimuksessa pyritään mahdollisimman kokonaisvaltaiseen ekosysteemipalveluiden tarkasteluun. Ekosysteemien rajat ylittävä tarkastelu lähtee usein liikkeelle ekosysteemien esiintymisestä tai sijoittumisesta maisemassa. Elinympäristöjen ja maankäyttömuotojen osuuksiin, muutoksiin, sijaintiin ja liittymäkohtiin perustuvilla tarkasteluilla on pitkä historia ja ne mahdollistavat ekosysteemien tilan arvioimisen karkealla tasolla. Esimerkiksi tiettyjen metsä-, kosteikko-, tai suoelinympäristöjen pinta-alamuutoksista voidaan tehdä yleisiä päätelmiä uhanalaisten lajien lisääntymisolosuhteista, virkistyskäyttömahdollisuuksista tai ravinteiden pädätyskyvystä. Lisäksi tällaiset alueelliset tarkastelut koskevat yleensä päätöksenteon kannalta mielekkäitä yksiköitä. Metsiköille, kosteikoille ja suoalueille laaditaan käyttösuunnitelmia ja niiden kestävämpään käyttöön voidaan pyrkiä vaikuttamaan uusilla tarkasteluilla hyvinkin suoraan.

3.1

Mallit ekosysteemipalvelututkimuksen tukena

Ekosysteemien tai sosioekologisten järjestelmien monimutkaisista vuorovaikutuksista puhuttaessa asetetaan usein odotuksia erilaisten matemaattisten mallien mahdollisuuksille arvioida ja ennustaa ekosysteemien tilaa ja palveluiden muutoksia. Sen lisäksi, että malleilta odotetaan vastauksia tutkijoiden kysymyksiin, niitä pyritään valjastamaan suoraan päätöksenteon tueksi (Bergström ym. 2011). Ympäristön tilaa ja muutosta edes kohtalaisesti kuvaavien mallien kehitystyöhön vaaditaan äärimmäisen paljon aikaa ja resursseja ja odotukset ovatkin usein epärealistisia. Ekosysteemipalveluiden mallintamisen kehitystyö on vasta alussa, mutta siihen sisältyy paljon tulevaisuuden mahdollisuuksia.

Tähän mennessä mallintamistutkimuksessa on keskitytty ekosysteemipalveluiden paikkatietopohjaisten kartoitusmenetelmien kehitykseen, jotta ekosysteemi-arvioinnin tekemiseen saataisiin työkaluja (Haines-Young 2010; Vihervaara ym. 2010; Maes ym. 2011a; Maes ym. 2011b; Söderman ym. 2012). Paikkatietoon perustuvien analyysien avulla on pyritty kehittämään erilaisten maanpeite- ja maankäyttöaineistojen (esim. CORINE) sekä niistä johdettavissa olevien indikaattoreiden sovellettavuutta ekosysteemipalveluiden alueellisessa tarkastelussa (Burkhard ym. 2009, 2011; Haines-Young 2010; Haines-Young ym. 2011). Tuoreessa Vihervaaran ym. (2012) tekemässä tarkastelussa on arvioitu EU:n luontodirektiivin taustalla olevan EUNIS-luontotyyppiluokittelun (Davies ym. 2004; Davies & Moss 1997) mukaisten hierarkkista luokitteluperiaatetta noudattavien, Suomeen sovitettujen luontotyyppiluokittelujen (esim. Tuominen ym. 2001; Airaksinen & Karttunen 2001; Raunio ym. 2008), soveltuvuutta

Käsitteellinen: empiirinen, konseptuaalinen, fysikaalinen, yhdistelmä
Yhdentäminen: analyyttinen, numeerinen, yhdistelmä
Matemaattinen: deterministinen, stokastinen, yhdistelmä
Alueellinen: ryhmitelty, hajautettu, osittain hajautettu, GIS, 2D, 3D, yhdistelmä
Ajallinen: staattinen, dynaaminen, yhdistelmä

ekosysteemipalveluiden alueelliseen tarkasteluun. Liitteessä 1 on kuvattu ekosysteemipalveluiden arviointiin ja hallintaan kehitettyjä malleja.

Ympäristöä kuvaavien mallien luokitteluun ei ole vakiintuneita käytäntöjä, mutta ne voidaan jaotella esimerkiksi niiden kuvaamien prosessien mukaan ilmasto-, maaperä-, valuma-alue- tai ekologiin malleihin. Mallien määrittelyn perustana voivat olla myös ajallinen vaihtelu tai alueellinen tarkastelu (Laatikko 3.1).

Alueellinen mallinnus ja paikkatietojen hyödyntäminen tarjoavat käytännöllisiä työkaluja erilaisten ekosysteemipalveluiden muutosten arviointiin ja suunnitteluun. Esimerkiksi maankäytön muutosten arviointi toimii tällaisen tarkastelun pohjana. Ekosysteemin tilaa tietyllä ajanhetkellä kuvaaviin eli staattisiin, tai mittausten ja havaintojen pohjalta kehitettyihin järjestelmän ajallista muutosta tarkasteleviin dynaamisiin malleihin pohjautuvat simulaatiomallit ovat tulleet yhä suosituimmiksi työkaluiksi tulevaisuuden muutosten kehityssuuntien arvioimisessa. Ensimmäisiä tietokonepohjaisia ekosysteemien toimintaa maailmanlaajuisesti kuvaavia simulaatiomalleja kehitettiin jo 1970-luvulla (esim. Forrester 1971; Meadows ym. 1972). Nopeasti kehittyneet menetelmät, laajentuneet paikkatietokannat ja jalostuneet sovellusohjelmat ovat monipuolistaneet mallien käyttömahdollisuuksia viimeisten kymmenen vuoden aikana.

Mallit mahdollistavat eri tekijöiden matemaattisiin oletuksiin perustuvien yhteyksien tunnistamisen. Esimerkiksi ilmastonmuutoksen ja metsänkasvun välistä suhdetta voidaan arvioida. Mallit ovat parhaimmillaankin (s.o. parhaisiin mittaus-tuloksiin ja havaintoihin perustuessaan) epätäydellisiä kuvauksia maailmasta, sillä kaikkia systeemiin vaikuttavia tekijöitä ei millään voida ottaa malleissa huomioon. Tästä syystä epävarmuustekijöiden arvioiminen on tärkeää. Silti edelleen vain hyvin pienessä osassa julkaistuista ekosysteemipalvelututkimuksista on käytetty simulaatiomalleja tai arvioitu mallien epävarmuustekijöitä (Seppelt ym. 2011). Esimerkiksi Suomessa on malleilla analysoitu erilaisten metsänkäsittelyskenaarioiden vaikutuksia maaperän ravinteisiin ja vedenlaatuun muuttuvissa ilmasto-olosuhteissa (Aherne ym. 2011). Myös metsien ja maaperän hiilivarastoja ja hiilen kiertoa on ennustettu malleilla (Härkönen ym. 2011; Liski ym. 2011). Ilmastonmuutoksen on ennustettu mm. kompensoivan osittain biomassan korjuusta aiheutuneiden ravinteiden menetystä, joskin typen ja kaliumin lisääminen nähtiin tarpeelliseksi (Aherne ym. 2011). Useampia ekosysteemipalveluja yhtäaikaaisesti tarkastelevia mallisovelluksia on kuitenkin tarjolla niukasti, vaikka muun muassa ilmastonmuutoksen vaikutusta ekosysteemipalveluihin on tarkasteltu aivan viimeaikaisissa selvityksissä (Bergström ym. 2011; Forsius ym. 2012). Ilmastonmuutoksen arvioidaan hyödyttävän eräiden tuotantopalveluiden, kuten ruoan- ja puuntuotannon, tulevaisuudennäkymiä Suomessa, mutta aiheuttavan samalla vakavaa uhkaa joillekin uhanalaisille lajeille, veden- ja ilmanlaadulle sekä paikoitellen matkailulle (Forsius ym. 2012). Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden välisiä suhteita kuvaavia malleja sen sijaan ei maassamme ole juurikaan kehitetty.

Erilaisia ekosysteemien toimintaa ja ekosysteemipalveluita kuvaavia osamalleja on esimerkiksi Suomesta tarjolla kuvaamaan metsien puuntuotantoa, maaperän hiilensidontaa, vesistöjen vedenlaatua ja -määrää ja biologisia prosesseja (esim. Tuomi

ym. 2010; Liski ym. 2005; Vehviläinen & Huttunen 2002; Kuussaari ym. 2007; Mäkelä ym. 2008). Niiden yhdistäminen spatiaaliseen mallikehikkoon (vrt. Nelson ym. 2009) on yksi ajankohtaisimmista ekosysteemipalvelututkimuksen haasteista. Lisäksi luonnontieteellisten mallien yhdistäminen yhteiskuntaa ja taloutta kuvaaviin malleihin ja arvonmäärittelyyn on keskeinen haaste. Yhteiskunnan monien sidosryhmien erilaiset arvostukset ja odotukset voivat tehdä sekä mallinnuksesta että päätöksenteosta vaikeaa, vaikka luonnosta tiedettäisiinkin paljon (Hein ym., 2006; Vihervaara ym. 2011a).

3.2

Indikaattoreiden valinta ja ekosysteemipalveluiden mittaaminen

Ekosysteemipalveluiden tilan ja muutoksen kuvaaminen edellyttää luotettavien mittareiden eli indikaattoreiden valintaa ja seuranta-aineistoja. Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemien tilaa kuvaavia indikaattoreita on alettu koostaa seurannan ja ekosysteemipalveluindikaattorien edelleen kehittelyn pohjaksi (esim. EEA 2007; Feld ym. 2009; UNEP-WCMC 2011). Indikaattoreiden määrittely voi perustua ekosysteemityyppiin, lajimäärään, fysikaalisiin tai toiminnallisiin ominaisuuksiin, pinta-alaan, jne. Esimerkiksi metsäluonnon tilaa voidaan kuvata lahoppunmäärällä, pirstoutumisasteella tai ikärakenteella. Kansallisessa biodiversiteettistrategiassa luonnon tilaa tarkastellaan elinympäristöittäin; siinä pääluontotyyppinä ovat metsät, suot, maatalousympäristöjen perinnebiotoopit, sisävedet ja niiden rannat, Itämeri ja rannikko sekä tunturit. Indikaattorit on jaoteltu elinympäristöittäin myös Suomen luonnon tilaa kuvaavalla www.luonnontila.fi-sivustolla, jossa esimerkiksi metsien tilaa on kuvattu 20 erilaisen indikaattorin avulla. Biodiversiteettistrategian elinympäristöjen lisäksi Luonnontila-sivustolla on esitelty indikaattorit myös rakennetulle ympäristölle sekä kallioidelle ja harjuille.

Luonnon tilaa ja ekosysteemien prosesseja kuvaavia mittareita, kuten luonnon monimuotoisuus-indeksejä, maanpeitettä ja -käyttöä, typen ja fosforin laskeumia ja kaukokulkeumaa sekä lämpötilan ja sademäärien muutoksia, on pyritty kehittämään luonnontieteellisin perustein, ja niitä hyödynnetään monissa seurannoissa (Bergström ym. 2011). Ekosysteemipalveluita kuvaavien indikaattoreiden kehittämisessä on otettava huomioon ekologisten mittarien lisäksi niiden yhteisvaihtelu ja riippuvuudet. Lisäksi ekosysteemipalvelutarkastelu vaatii huomion kiinnittämistä sosioekonomisiin tekijöihin, joiden mittarit ovat vieläkin kehittymättömämpiä. Taloudellisen ja inhimillisen hyvinvoinnin mittarit, kuten bruttokansantuote tai elinajanodote, liittyvät liian löyhästi ekosysteemien tilaan, jotta luonnonpääoman, eri ekosysteemipalveluiden hyödyntämisen ja inhimillisen hyvinvoinnin välisiä yhteyksiä voitaisiin tarkastella ja ohjata.

Ekosysteemipalveluindikaattoreita on haarukoitu ja listattu paljon (esim. MA 2005; Feld ym. 2009; Reyers ym. 2010; Staub ym. 2011; Dick ym. 2011; UNEP-WCMC 2011), mutta niiden käyttö vaatii soveltamista paikallisiin olosuhteisiin. Tällainen kehittämistyö on vasta alkutekijöissään. Esimerkiksi ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden taloudelliseen arvottamiseen tähänneen TEEB-hankkeen arvottamistarkastelujen pohjana on käytetty monimuotoisuutta kuvaamaan esimerkiksi lajimäärää ja -runsautta sekä kotoperäisyyttä. Ekosysteemin määrää on kuvattu mm. metsäpinta-alalla, kalakantojen koolla ja ekosysteemien kuntoa on arvioitu maaperän kunnolla, typpilaskeumalla, pirstoutumisella ja trofiatasojen muutoksilla (Reyers ym., 2010; TEEB, 2010). Sveitsiläisten indikaattorikokoelma pitää sisällään 23 luokkaa, jotka jakautuvat terveyden, turvallisuuden, luonnon monimuotoisuuden

ja tuotantotekijöiden tilaa kuvaaviin indikaattoreihin (Staub ym. 2011). Suomen ja muiden pohjoismaiden olosuhteisiin soveltuvia ekosysteemipalveluindikaattoreita on tarkasteltu TEEB Nordic -hankkeen yhteydessä (Kettunen ym. 2012). Yhtenäisten ekosysteemipalveluluokkien puute aiheuttaa myös haasteensa indikaattoreiden kehitystyölle ja ennen kaikkea tutkimustulosten väliselle vertailulle (Haines-Young ja Potschin 2010; Haines-Young ym. 2011).

Ekosysteemien tilan ja luonnon pääoman määrän arvioiminen edellyttää ekosysteemin tarjoaman tuotantopotentialin ja toteutuneen käytön vertaamista (Turner ja Daily 2008). Mittarit ovat usein tapauskohtaisia, eikä esimerkiksi kansallisen tason vertailuihin ole yhtenäistä aineistoa saatavissa. Tästä johtuen kirjallisuudessa esitetyissä tapaustutkimuksissa tulokset ovat usein jääneet laadullisen tai osittain määrällisen tarkastelun luokitteluasteikolle. Seuraavat askeleet ekosysteemipalvelututkimuksen kehittämisessä liittyvät määrällisten tarkasteluiden viemiseen kartoille ja niiden yhdistämiseen yhteiskunnan toimintoja ja arvoja tarkastelevien tutkimusten tuloksiin. Myös tapaustutkimusten paikallisten johtopäätösten yleistämistä laajemmassa mittakaavassa tulee edistää siinä määrin kuin se on mahdollista.

Alueellinen kestävyys riippuu kiinteästi maankäytöstä ja sen aiheuttamista ekosysteemivaikutuksista. Spatiaalisen analyysin keinoin on usein tarkasteltu paikallisten kohteiden ekosysteemipalveluiden tarjontaa. Laajempia maanosan kattavia avauksia on nähty Euroopassa: Kohti eurooppalaista ekosysteemipalveluatlasta (Maes ym. 2011b) ja Pohjois-Amerikassa (EPA ES Atlas 2011). Nämä laajemmat kartoitukset ovat kuitenkin jääneet toistaiseksi melko yleisiksi ja menetelmää kuvaaviksi, joten yksityiskohtaisempia kansallisen ja paikallisen tason tarkasteluja tarvitaan.

Suomessa on tehty biofysikaalisten prosessien kuvaamiseksi malleja mm. kuvaamaan metsänkäsittelyn vaikutuksia maaperän ravinteisiin ja vedenlaatuun muuttuvissa ilmasto-olosuhteissa (Aherne ym. 2011) sekä metsien ja maaperän hiilivarastoja ja hiilen kiertoa (Härkönen ym. 2011; Liski ym. 2011). Mallien pohjalta ilmastomuutoksen ennustetaan osittain kompensoivan biomassan korjuusta aiheutuneiden ravinteiden menetystä, vaikka typen ja kaliumin lisääminen nähdään tarpeelliseksi (Aherne ym. 2011).

Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden välisiä suhteita kuvaavia malleja ei Suomessa ole juurikaan kehitetty vaikka luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden suhde on yksi keskeisistä ekosysteemipalvelututkimuksen osa-alueista. Luonnon monimuotoisuus mahdollistaa ekosysteemien toimivuuden pitkällä tähtäimellä ja edistää luonnon ja ympäristön palautuvuutta äkillisten muutosten jäljiltä. Tutkimuksissa on osoitettu, että eliöyhteisön suurempi lajimäärä ja ennen kaikkea erilaisten toiminnallisten ryhmien suurempi määrä tukevat biomassan tuotantoa, pölytystä ja siementen leviämistä enemmän kuin yksipuolinen systeemi (Tilman 1999; Hooper 2005; EASAC 2009). Monimuotoisuus edistää ympäristömuutoksista ja -häiriöistä toipumista (Hanski 1999; Gunderson ja Holling 2002; Hooper ym. 2005). Vaikka monimuotoisuus aiheuttaa populaatiotasolla heilahteluja, se lisää yhteisötason ja ekosysteemien vakautta ja tuotantoa pitkällä tähtäimellä (May 1981; Tilman ym. 1996; Hooper 2005; Balvanera ym. 2006, Isbel ym. 2011). Luonnon monimuotoisuuden merkitystä ekosysteemipalveluille tulee tarkastella monella tasolla: elinympäristöjen ja lajien monimuotoisuuden lisäksi on tärkeä tuntee lajien ja eliöyhteisöjen toiminnallisia piirteitä ja geneettistä monimuotoisuutta (Hooper ym. 2005; Díaz ym. 2006). Mittaaminen, mallinnus ja ekosysteemien toiminnan seuranta muodostavat ekosysteemipalvelututkimuksen perustan ja näin ollen myös lähtökohdan luonnon monimuotoisuuden kestäväälle käytölle (Carpenter ym. 2009). Luonnon monimuotoisuuden kestäväen käytön suunnittelu edellyttää ekosysteemien toiminnan ja ekosysteemipalveluiden tarkastelua yhdessä.

4 Hyöty- ja arvottamistarkastelut sekä niiden soveltaminen

4.1

Arvottamistarkastelujen perustana ihmisten kokemat hyödyt

Ekosysteemipalveluiden arvottamisen taustalla on ihmislähtöinen tarkastelukulma: ekosysteemien toiminnot tuottavat välttämättömiä palveluita ja hyötyjä, joita ihmiset käyttävät ja arvostavat. Ilman peltoekosysteemin tuottamaa ruokaa ei yhteiskunta tulisi toimeen. Lisäksi yhteiskunnassa hyödynnetään ja arvostetaan esimerkiksi harjumetsien pohjaveden suodatusta, vesistöjen kalavarantoja, talousmetsien puuntuotantoa sekä luonnonvaraelinkeinoja ja virkistäytymistä. Ekosysteemien tuotanto-, säätely-, kulttuuri- ja tukipalvelut mahdollistavat nykyisen elämäntapamme, mutta monia ekosysteemipalveluita ei kuitenkaan tunnisteta päätöksentekotilanteissa, joissa punnitaan luonnonvaran hyödyntämistä tai maankäytön muutosta. Tästä syystä uudet ekosysteemipalveluargumentaatiot liittyvät nimenomaan hyötyihin ja arvoihin.

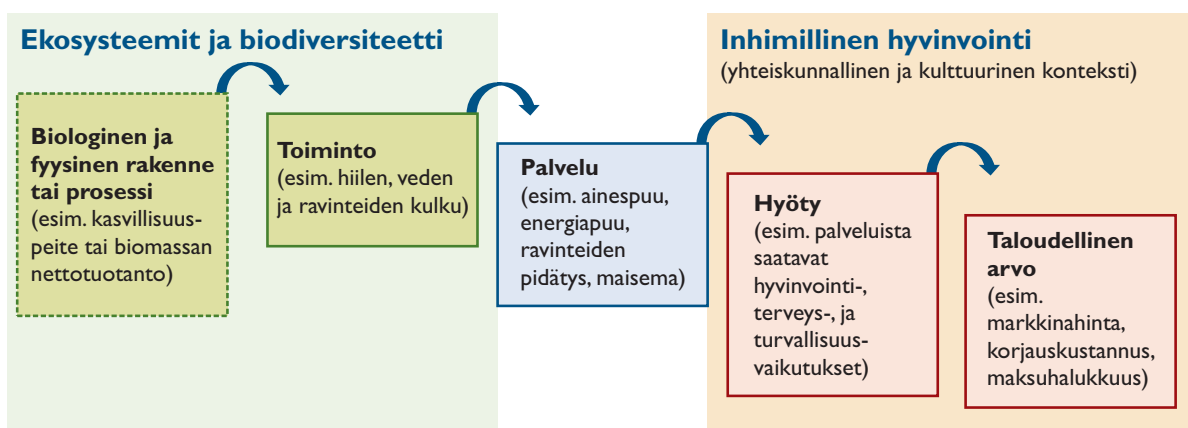
Arvottamistarkastelujen lähtökohtana on yhtäältä tarve osoittaa yhteiskunnan hyödyntämien palveluiden riippuvuus luonnon prosesseista ja tätä kautta osoittaa näiden prosessien arvo (TEEB 2010). Toisaalta nostetaan esiin tarve esittää vastaargumentteja niille taloudellisille argumenteille, joilla luonnonvarojen kestävä hyödyntäminen perustellaan (TEEB, 2010; Spangenberg ja Settele 2010). Arvottamista tehdään erilaisten laskelmien, vertailujen ja hyötynäkökulman esiin nostavien väittämien tai tavoitteiden muodossa. Arvottamista tehdään siis laajasti myös rahamääräisen arvottamistarkastelun ulkopuolella. Kyselyillä, kansalaispaneelilla ja päätöksenteon tukijärjestelmillä voidaan tunnistaa ekosysteemipalveluiden arvoja – tai ekosysteemien kestävyyttä voidaan korostaa poliittisessa päätöksenteossa rinnan esimerkiksi työllisyysvaikutusten kanssa (De Groot 2002). Usein kun puhutaan arvottamisesta, tarkoitetaan kuitenkin nimenomaan taloudellista arvottamista. Lisäksi usein nostetaan esiin tiettyjä raha-arvoja, joita joillekin ekosysteemipalveluille on määritelty. Nämä raha-arvot ovat kuitenkin suhteellisia arvoja, eivätkä ehdottomia tietyn palvelun arvoja (Bateman ym. 2011).

Maailman ekosysteemipalveluita on arvioitu erilaisin taloudellisin laskelmin, pyrkimyksenä osoittaa ekosysteemipalvelujen, luonnon pääoman ja luonnon monimuotoisuuden arvoa ihmiskunnalle. Vuonna 1997 Robert Costanza laski maailman ekosysteemipalveluille vuosittaisen arvon: keskimäärin 33 biljoonaa (10¹²) dollaria vuodessa. Tämä paljon siteerattu arvio perustui lukuisien eri palveluiden tunnistettujen keskiarvojen yleistämiseen ja yhteen laskemiseen yli maailman maankäyttöluokkien. Vastaavasti on Suomen metsien ekosysteemipalveluita arvioitu Materon ja Saastamoisen (2007) yksityiskohtaisessa arviossa, jossa on laskettu yhteen metsien

tuottamat lukuisat hyödyt puuntuotannon ja työllisyyden lisäksi mm. metsästyksestä, ravinteiden pidätyksestä ja hiilensidonnasta ja saatu näin lasketuksi metsien ekosysteemipalveluiden kokonaisarvoksi 2609 miljoonaa euroa vuodessa.

Ekosysteemipalveluiden arvottamistarkastelut kulkevat käsi kädessä ekosysteemipalvelukäsitteen määrittelyn ja jäsentämisen kanssa (mm. Daily 1997; Costanza ym. 1997; de Groot ym. 2002; MA 2005; Naskali ym. 2006; Wallace 2007; Beamont ym. 2007; Boyd ja Banzhaf 2007; Bateman ym. 2011; Haines-Young ja Potschin 2010). Taloudellisten arvojen tarkastelun yhteydessä tehdäänkin usein luokitteluja tai lähdetään liikkeelle jostakin hyväksytystä luokittelusta, kuten vuosituhatarviosta (kts. Kuva 1.1) tai esimerkiksi yleisestä kansainvälisestä ekosysteemituotteiden ja -palveluiden luokittelusta (The Common International Classification of Ecosystem Goods and Services, CICES; CEM, 2010). Aivan viimeaikainen ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden arvottamiseen tähtäävä luokittelu sisältyy niin kutsuun TEEB-raporttiin (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, TEEB 2010).

Pääasiassa taloudelliseen arvon määrittelyyn tähtäävät arvottamistarkastelut keskittyvät siihen hyötyyn, jonka ekosysteemipalvelut yhteiskunnalle tarjoavat tai niihin kustannuksiin, jotka ekosysteemipalvelun menetys aiheuttaa (Turner ym. 2000). Taustalla olevat ekosysteemien toiminnot pyritään erottamaan suorista hyödyistä tai hyötyvirroista erittelemällä epäsuorat palvelut, suorat palvelut ja hyödyt (Fisher ja Turner 2008, Bateman ym. 2011, Kuva 4.1.). Erottamisen ansiosta vältetään hyötyjen kaksi- tai useampikertainen laskenta ja hyötyjen taloudellinen tarkastelu keskitetään ihmisten saamiin suoriin hyötyihin (Fisher ym. 2009).



Kuva 4.1. Ekosysteemien ja inhimillisen hyvinvoinnin suhde. Sovellettu lähteistä: de Groot ym. (2010) ja Haines-Young ja Potschin (2010).

Samalla kun pyritään välttämään nk. tuplalaskentaa, on kuitenkin tärkeää tunnistaa ekosysteemipalvelut mahdollisimman laajasti, vaikka taloudelliset arvot määriteltäisiin vain koettujen hyötyjen perusteella. TEEB-raportin (2010) lähestymistapa vastaa tätä pyrkimystä. TEEB tunnistaa 22 ekosysteemipalvelua, jotka kuuluvat neljään luokkaan: tuotanto-, säätely-, elinympäristö- sekä kulttuuri- ja aineettomat hyödyt. TEEB ei keskity siis tukipalveluihin, jotka oletetaan tunnistettavaksi suoraan koettujen hyötyjen kautta, mutta tunnistaa elinympäristöt ja niiden merkityksen luonnon monimuotoisuuden, lajien ja geneettisen perimävarannon ylläpitäjinä sekä huomioi kulttuuriset palvelut. TEEB-raportin lähestymistapaa on pyritty soveltamaan erilaisiin ekosysteemeihin ja yhteiskuntiin, esimerkiksi pohjoismaihin (Ketunen ym. 2012).

Taloudelliset arvottamismenetelmät

Ekosysteemien arvon määrittelyn tukena käytetään taloudellisia arvottamismenetelmiä, joista monet ovat varsin vakiintuneita. Lisäksi ekosysteemipalveluita arvotetaan ilman rahamääräistämistä. Molempien menetelmien tuloksena saadaan arvio, eikä absoluuttista ekosysteemipalvelun arvoa. Yleensä arvottamisen tulos on arvio ekosysteemipalvelun arvosta johonkin toiseen ekosysteemin tilaan tai palveluun verrattuna, tai se voi olla arvio niistä kustannuksista, joita ekosysteemipalvelun menetys aiheuttaa (Bateman ym. 2011). Taloudellisessa arvottamisessa erotetaan käyttöarvot ja ei-käyttöarvot sekä suoraan ja epäsuoraan saatavat arvot.

Kokonaisarvomenetelmä yhdistää käyttöarvon ja käytöstä riippumattoman arvon

Käyttöarvot ja käytöstä riippumattomat arvot kuvaavat saman palvelun eri näkökulmia. Kirjallisuudessa käydään paljon keskustelua näiden arvottamismenetelmien tuloksena syntyneiden arvojen yhdistämisestä, eli nk. kokonaisarvomenetelmästä ja sen rajoitteista (esim. de Groot 2009; Bateman ym. 2011). Kokonaisarvomenetelmässä lasketaan yhteen eri ekosysteemipalvelutekijöitä.

Käyttöarvoihin kuuluu yleensä markkina-arvona arvioitava tuotantopalveluiden arvo. Tämä on suoraan luonnosta saatavien tuotteiden, kuten esimerkiksi puusta, viljasta ja kalasta maksettava markkinahinta (tai korjattu hinta, josta on esim. vähennetty tuet). Lisäksi käyttöarvona pidetään muuta suoraan luonnon käytöstä muodostuvaa arvoa, kuten virkistäytymisestä muodostuva arvoa. Epäsuoria käyttöarvoa muodostuu säätelypalveluille ja tukipalveluille, kuten ilman ja veden puhdistukselle ja esimerkiksi pölytykselle. Näistä yhteiskunnalle koituvat hyödyt tulevat välillisesti suoran käytön kautta. Käytöstä riippumattomat arvot ovat niitä arvoja ja arvostuksia, joita ihmiset yhdistävät ekosysteemeihin, luontoon ja ympäristöön riippumatta näiden käytöstä.

Kokonaisarvolaskelmia kritisoidaan siitä, että ne yhdistävät luonnonpääoman eli varantojen ja ekosysteemipalveluiden eli hyötyvirtojen arvot (Bateman ym. 2011). Menetelmää käyttäen yli- ja aliarvioidaan helposti ekosysteemipalveluiden arvoja; erityisesti suorat käyttöarvot saattavat tulla yliarvostetuiksi (esim. Nijkamp ym. 2008). Lisäksi kokonaisarvomenetelmä olettaa, että laskelman pohjana voitaisiin käyttää tilannetta, jossa kyseistä ekosysteemipalvelua ei olisi ollenkaan saatavilla, mikä ei vastaa todellisuutta, eikä tällaista tarkastelua varten ole empiiristä aineistoa (Bateman ym. 2011). Menetelmä on erittäin työläs, eikä ole selvää, miten ekosysteemipalveluita koskeva päätöksenteko pystyy hyödyntämään yhteenlaskettua kokonaisarvoa, sillä ekosysteemeitä ja ekosysteemipalveluita koskeva päätöksenteko kohdistuu aina johonkin tiettyyn maan tai luonnonvaran käyttöpäätökseen (tai suojelupäätökseen) (Bateman ym. 2011; Sagoff 2011). Kokonaisarvojen tarkastelu kiinnittää huomion ekosysteemipalveluiden moninaisuuteen ja korkeaan arvoon, mutta ne eivät ohjaa käytännön päätöksentekoa. Materon ja Saastamoisen (2007) Suomen metsien ekosysteemipalveluiden kokonaisarvon laskelma on havainnollinen esimerkki menetelmän haasteista ja moninkertaisesta laskemisesta sekä käytännön sovellusten haastavuudesta. Tästä huolimatta ekosysteemipalveluita kartoittavien tarkastelujen täydennykseksi tavoitellaan nimenomaan kokonaisarvojen tunnistamista.

Markkinattomien arvojen tarkastelut

Säätelypalveluille, tukipalveluille tai kulttuuripalveluille ei tyypillisesti ole markkinahintaa. Niille palveluille, joilla ei ole markkinoita, on kehitetty nk. markkinattomien

arvojen tarkasteluja. Osa näistä menetelmistä perustuu käyttäytymisen tarkasteluun, kuten esimerkiksi niihin matkakustannuksiin, joita ihmiset ovat valmiit maksamaan virkistäytyäkseen luonnossa. Hedonisten hintojen tarkastelulla voidaan puolestaan esimerkiksi tonttihinnan perusteella arvottaa kaunista maisemaa, hiljaisuutta tai virkistysmahdollisuuksia. Korjauskustannusten tai korvaamisen kustannusten perusteella voidaan arvioida esimerkiksi puhtaan veden arvoa verrattuna pilaantuneeseen veteen, joka jouduttaisiin puhdistamaan.

Toisissa menetelmissä pyritään ottamaan mukaan sellaiset tekijät, jotka ovat avainasemassa ekosysteemipalvelun tuottamisessa. Nämä tuotantofunktio tarkastelut hyödyntävät mahdollisimman tarkasti ajankohtaista ekologista ymmärrystä palvelun tuotannosta (Barbier 2007). Esimerkiksi tuotantofunktio tarkastelu voi tarkastella kosteikkojen merkitystä kala- ja rapukannoille sekä niistä riippuvaisille saaliille ja kalastuskustannuksille. Samalla tavalla voitaisiin tarkastella esimerkiksi pölyttäjähyönteisten merkitystä tuotantokasvien tuotannolle tai maaperän orgaanisen aineksen tai ravinteiden merkitystä puuston kasvulle. Tuotantofunktio tarkastelut menevät periaatteessa hyvin pitkälle ekologisen ja taloudellisen ymmärryksen yhdistämisessä, mutta ovat samalla todennäköisesti kaikkein haastavimpia sekä teorianmuodostuksen ja mallintamisen että aineiston saatavuuden kannalta. Tällainen osaamisen yhdistäminen olisi kuitenkin välttämätöntä sääätely- ja tukipalvelujen arvon määrittelyssä, mikäli arvot on ilmaistava rahamääräisinä. Jos ekologisten toimintojen syvä ymmärtäminen riittää, voidaan suoraan hyödyntää jo olemassa olevaa ekologista tietoa (Spangenberg ja Settele 2010).

Varsinkin yhteiskunnan monimutkaiset vuorovaikutussuhteet luonnon kanssa ja niistä saatava hyöty on joskus mahdotonta arvottaa rahamääräisesti (Spangenberg ja Settele 2010; Chan ym. 2012). Tällaiset erityisen hankalasti erikseen havaittavat ja mitattavat tekijät ryhmitellään kulttuuripalveluiden alle vaikka ne liittyisivät suoraan tukipalveluihin tai tuotantopalveluihin (Chan ym. 2012; Kumar ja Kumar, 2008). Esimerkiksi perinteisiin elinkeinoihin liittyvä osaaminen ja identiteetti tai paikallisyhteisöjen ja muiden luonnosta nauttivien esteettiset kokemukset ja oppimismahdollisuudet nivoutuvat luonnonvarojen hyödyntämiseen ja luonnosta nauttimiseen. Vaikka tällaisia aineettomia hyötyjä on vaikea muuntaa rahamääräisiksi, niitä voidaan kuvata laadullisesti.

Suorat arvottamismenetelmät

Silloin kun epäsuoria arvoja ei ole saatavissa eikä tuotantofunktiota pystytä määrittelemään, turvaudutaan usein suoraan ihmisten arvostuksia selvittäviin ryhmäkeskusteluihin, kansalaispaneelisiin, haastatteluihin tai kyselyihin (Bateman ym. 2011; Chan ym. 2012). Tällaisilla aineistoilla voidaan suhteellisen hyvin analysoida sellaisia hyötyjä, joiden arvo perustuu ensisijaisesti ihmisten kokemaan hyötyyn.

Ryhmäkeskusteluilla ja haastatteluilla pyritään löytämään ne ekosysteemi hyödyt, joita ihmiset ja erilaiset toimijaryhmät kokevat sekä ne rajaukset, joita vastaajat tekevät. Vaikka tällaisilla menetelmillä voidaan tunnistaa ensisijaisesti hyödyn kokijan näkökulmaa kyseisessä tilanteessa (Morgan 1996; McCormack 2004), niitä käytetään myös yleistävissä analyyseissä, joissa esimerkiksi tiettyihin maankäyttömuotoihin yhdistetään tunnistettuja näkemyksiä ja arvostuksia (Hein ym. 2006; Vihervaara ym. 2012). Parempaan yleistettävyyteen kuin laadullisesti analysoitavilla ryhmäkeskusteluilla ja haastattelulla, tähdätään määrällisiä aineistoja tuottavilla kyselyillä. Kyselyt pyrkivät mittaamaan arvostuksia jollain asteikolla, usein suoraan rahamääräisesti (Spash ja Hanley 1997). Koska kyselyjen asetelmat vaihtelevat siinä, miten tarkasti ne koskevat jotakin tiettyä ekosysteemipalvelua tai sen muutosta, liittyy arvojen siirtämiseen kyselyistä ja erityisesti useiden kyselyiden tulosten yhdistämiseen epävarmuutta ja epäluotettavuutta (MacMillan ym. 2006; Ryan ja Spash 2011). Arvottavaa kysely- ja

haastattelututkimusta on kritisoitu siitä, etteivät vastaajat välttämättä tunne arvoitettavaa luontoa tai ekosysteemien toimintoja ja vastaajien tiedon tasoon onkin alettu kiinnittää huomiota valitsemalla vastaajat huolellisesti tai ottamalla heidät mukaan pidempään arvottamisprosessiin, johon kuuluu myös tiedonjakoa (Spash ja Hanley 1997; MacMillan ym. 2006; Barkmann ym. 2007).

Pitkälle kehitettyjä kyselyihin perustuvia menetelmiä ovat maksuhalukkuutta mittaava ehdollinen arvottaminen ja valintakoe. Näistä ehdollista arvottamista, jossa arvioidaan vastaajan halukkuutta maksaa ekosysteemipalveluiden paranemisesta tai myönteisestä ympäristömuutoksesta (tai toisaalta halukkuutta ottaa vastaan korvaus ekosysteemipalvelun huononemisesta tai kielteisestä ympäristömuutoksesta), on käytetty paljon luonnon ja puhtaan ympäristön arvottamiseen (Lehtonen ym. 2003; MacMillan ym. 2006; Lindhjem 2007; Nijkamp ym. 2008; TEEB 2010; Bateman 2011). Suoraan maksuhalukkuuden kysymisen rinnalle on kehitetty analyttisesti monimutkaisempia, mutta vastaajalle yksinkertaisempia valintakokeita, jossa erilaisia ekosysteemipalvelumuutoksia ja niihin liittyviä muita olosuhteita tarjotaan vastaajalle yhdistelminä (Hanley ja Adamovicz 1998; Horne 2006; Kosenius 2008). Valintakoe on käytetty myös ekosysteemipalveluiden turvaamista koskevien ohjauskeinojen arvioimiseen tarkastelemalla vapaaehtoisten sopimusten syntyyn vaikuttavia ehtoja yhdessä kompensatiosumman kanssa (Horne 2006). Samoin kuin ehdollisen arvottamisen menetelmän, myös valintakokeen erityishaasteena on tulosten yleistettävyys.

Kyselytutkimukset ovat parantaneet ymmärrystä siitä, mitkä tekijät vaikuttavat ekosysteemipalveluiden arvostukseen. Lisäksi niistä on saatu viitteellisiä rahamääräisiä arvoja, joita on puolestaan pyritty yleistämään ja käyttämään vastaavissa olosuhteissa ”siirtämällä hyödyt” yhdestä tilanteesta toiseen (Barton 2002; Turner ym. 2010). Muualla tehtyjen arvottamistarkastelujen tuloksia käytetään esimerkiksi karttatarkasteluissa ja politiikan suunnittelua tukevassa kustannus-hyötytarkastelussa. Hyötyjen siirtoa on käytetty esim. veden laadun, terveyden, jätteiden käsittelyn ja metsätalouden arvottamisessa (Luken ym. 1992; Kask ja Shogren 1994; Brisson ja Pearce 1995; Bateman ym. 1995). Costanzan ym. (1997) tarkastelu perustui tällaiseen yleistävään tarkasteluun ja on sittemmin saanut paljon kritiikkiä arvojen siirtämisen ja uuteen mittakaavaan muuntamisen osalta (Turner ym. 2010). Costanzan käyttämä hehtaarikohtainen keskiarvotarkastelu ja kokonaisarvon laskenta jättää lukuisan määrän paikkasidonnaisia rajoitteita huomioimatta. Samat ekosysteemipalvelut eivät ole yhtä niukkoja tai runsaita kaikilla esiintymisalueillaan eivätkä eri yhteiskunnat ja ihmisryhmät tarvitse tai arvosta samoja ekosysteemipalveluita samassa määrin. Esimerkiksi suomalaisille puhdas vesi on ollut pitkään lähes ilmaista, mutta nyt sekä juomaveden että vesistöjen laadun heiketessä puhtaan veden arvostus kasvaa.

Arvottamiskyselyiltä odotetaan paljon siihen nähden, miten voimakkaita oletuksia ne tekevät erityisesti vastaajien kyvystä arvioida muutoksia. Esimerkiksi Itämeren ekosysteemipalveluita arvioidaan eri maissa tehtävillä kyselyillä, joissa mitataan rannikolla asuvien halukkuutta maksaa parempilaatuisesta rantavedestä. Arvottamiskyselyjen tuloksia tulkitessa tulisi kiinnittää huomiota vastaajien suhteeseen ekosysteemipalveluihin ja muihin tarkastelun kohteena olevan ekosysteemipalvelun ominaisuuksiin.

Muut ekosysteemipalveluiden arviointia tukevat menetelmät

Koska ekosysteemipalveluiden mittaaminen ja arvottaminen on vaikeaa, kehitetään ekosysteemipalveluiden arvioimiseen uusia menetelmiä. Esimerkiksi nk. palveluiden tarjontayksikkö (Service Providing Unit – SPU; Kontogianni et al. 2010) auttaa havainnoimaan ekosysteemipalveluyksikössä tapahtuvat muutokset, jotka vaikuttavat esimerkiksi tuotantoon. Arvojen tunnistamiseen käytetään myös indeksejä, esimerkiksi ekosysteemipalveluiden yhteiskunnallisen arvon indeksi (Social Values for Ecosys-

tem Services – SolVES; Benson et al. 2010). Pidemmälle viety ja laajempaan käyttöön otettu menetelmä on ekosysteemipalveluiden arvoja ja vaihtosuhteita tarkasteleva ja tuotantofunktioita hyödyntävä malli InVEST ja Internet-pohjainen ekosysteemipalveluiden arvioinnin, arvottamisen ja suunnittelun työkalu ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services) (Liite 1). Paikkatietoaineistoja hyödynnetään myös arvojen siirtämiseen ja yleistämiseen kartalle yhä enemmän, vaikkakin yhteiskunnallista hyötyä käsitellään tästä näkökulmasta vielä pinnallisesti (Hein ym. 2006, Naidoo ja Ricketts 2006; Beier ym. 2008; Nelson ym. 2009). Lisäksi kehitetään laadullisia arviointimenetelmiä tunnistamaan niitä ekosysteemipalveluita, jotka eivät ole helposti mitattavissa, mutta joita yhteiskunta arvostaa (Chan ym. 2012).

4.3

Taloudellisten arvojen hyödyntäminen päätöksenteon ja hallinnan tukena

Ekosysteemien tuottamat hyödyt halutaan tunnistaa, jotta yhteiskunnan riippuvuus luonnosta ymmärrettäisiin ja jotta sille annettaisiin painoa silloin, kun tehdään päätöksiä luonnonvarojen käytöstä. Pidemmälle menevät päätöksenteon ja hallinnan tarkastelut pyrkivät vertailemaan eri toimenpidevaihtoehtoja tai jopa suoraan tukemaan ekosysteemipalveluiden käytön ohjausta.

Kustannus-hyötyanalyysi ja kustannus-vaikuttavuusanalyysi

Jos ekosysteemipalveluista, eli hyödyistä, on arvioita saatavilla, voidaan ekosysteemipalveluiden parantamisen (tai huonontamisen välttämisen) hyötyjä tarkastella rinnan näistä toimista aiheutuvien kustannusten kanssa. Kustannus-hyötyanalyysin avulla etsitään parasta mahdollista taloudellisen panostuksen ja yhteiskunnan kokeman hyödyn suhdetta. Kustannus-hyötytarkastelu tukee päätöksentekoa ja auttaa kohdentamaan ekosysteemipalveluita edistävät ohjaustoimet niin, että yhteiskunnan niistä saama hyöty on mahdollisimman suuri. Kustannus-vaikuttavuusanalyysissä tarkastellaan tavoitteiden toteutumista käytettävissä olevaan rahamäärään verrattuna. Menetelmä sopii ohjauskeinojen arviointiin ja vertailuun.

Samoin kuin muutkin taloudelliset tarkastelut, myös kustannus-hyötyanalyysin realistisuus on riippuvainen siitä, mitä tekijöitä laskelmaan otetaan mukaan sekä niitä koskevan aineiston laadusta. Kustannus-hyötyanalyysin keskeisin kritiikki kohdistuu kuitenkin kustannusten ja hyötyjen sijoittamiseen eri ajanjaksoille ja ajanjaksojen vertailussa käytettävään korkoon (Groom ym. 2005; Norgaard 2009). Esimerkiksi jos lannoitteiden vähentämisen kustannukset realisoituvat heti ja niistä seuraavat vesistöjen puhdistumishyödyt realisoituvat vasta pitkällä tulevaisuudessa, täytyy tulevaisuuden hyödyt jollain tavalla muuttaa nykyarvoon. Tähän muuntamiseen käytettävällä korolla itse asiassa määritetään kustannusten ja hyötyjen suhde. Matalalla (tai negatiivisella) korolla saadaan nyt tehtävä investointi ekosysteemipalveluihin kannattavaksi keski-pitkällä (tai pitkällä) aikavälillä. Korkealla korolla taas tulevaisuuden hyödyt näyttävät nykyhetkessä mitättöminä. Myös tulevaisuudessa realisoituvat kustannukset näyttävät korkeaa korkoa käytettäessä alhaisina ja ekosysteemipalveluiden liiallinen hyödyntäminen tai huonontaminen saattaa vaikuttaa kannattavalta.

Koska ekosysteemipalveluista ja yhteiskunnan kokemista hyödyistä ei usein ole rahamääräistä tietoa, voidaan kustannuksia ja vaikutuksia tarkastella eri mitta-asteikoilla. Esimerkiksi tietyllä kustannuksella – ekosysteemipalvelun parantamiseen investoidulla rahamäärällä – saatavan vedenlaadun tai luonnonsuojelun muutoksen tarkastelu on kustannus-vaikuttavuusanalyysiä. Vaikutuksia voidaan siis mitata esi-

merkiksi suojeltuina hehtaareina, vähennettynä typpipitoisuutena tai esimerkiksi vähentyneinä sairauspoissaoloina. Kustannus-vaikuttavuusanalyysiä on mielekästä käyttää silloin, kun tavoitteet on asetettu ja analyysin tavoitteena on löytää edullisin ratkaisu niiden saavuttamiseksi.

Kustannus-hyötyanalyysiä ja kustannus-vaikuttavuusanalyysiä on sovellettu ekosysteemipalveluiden edistämisen tai palauttamistoimien arviointiin (Barton ym. 2009; Crossman ja Bryan 2009). Näitä menetelmiä on sovellettu myös valuma-alueiden hallinnan ja kosteikkojen kunnostuksen arvioinneissa sekä vieraslajien hallinnan arvioinnissa (Loomis et al. 2000; Boyd ja Wainger 2002; Holmes ym. 2004; Cook ym. 2007).

Monikriteerianalyysi

Silloin kun osasta kustannuksia ja hyötyjä on vain laadullista tietoa, jota ei pystytä yhteismitallistamaan, voidaan vaihtoehtoisten toimien vertailuun käyttää monikriteerianalyysiä (Kangas ym. 2010; Chan ym., 2012). Monikriteerianalyysi sallii määrällisten ja laadullisten asteikkojen yhdistämisen ja mahdollistaa vaikutusten ja vaihtosuhteiden tarkastelun. Esimerkiksi voidaan verrata erilaisten hakkuumäärien vaikutuksia paikallistalouteen, työllisyyteen, luonnon monimuotoisuuteen, virkistyskäyttöön, poronhoitokulttuuriin ja yhteiseen päätöksentekotapaan, eikä näistä kaikista tarvita määrällistä indikaattoria (Saarikoski ym. 2012).

Koska eri vaikutuksia usein painotetaan eri tavoin – työllisyyttä voidaan esimerkiksi pitää tärkeämpänä kuin poronhoitokulttuuria, saattavat painotukset vaikuttaa hyvin voimakkaastikin analyysin lopputulokseen. Toisaalta nämä painotukset vastaavat niitä hyötypainotuksia, joita saadaan esimerkiksi maksuhaluuskyselyistä ja joita käytetään kustannus-hyötyanalyysissä yhteiskunnan saaman hyödyn mittarina (Kangas ym. 2010). Monikriteerianalyysissä pitkällä tulevaisuudessa saavutettavia ympäristöhyötyjä ei koron avulla diskontata, vaan ne painottuvat mahdollisesti voimakkaammin kuin kustannushyötyanalyysissä (Kangas ym. 2010).

Ekosysteemipalveluiden tuotannon ohjaus

Uutena näkökulman ekosysteemipalveluiden arvon tunnistamisen yhteydessä on herännyt suuri mielenkiinto ekosysteemipalveluiden tuotannon taloudelliseen ohjaukseen (Norgaard 2009; Vatn 2010). Niin kutsutut ekosysteemipalvelumaksut nähdään mahdollisuutena välittää arvostuksia ohjaamaan ekosysteemipalveluiden kestävää käyttöä (Pagiola 2002; Hirsch ym. 2010). Ajattelumallin mukaan hyödyn kokija, joka voi olla esimerkiksi naapuri tai alajuoksun asukas tai toisaalta kunta tai valtio, maksaa sille taholle, joka ekosysteemipalvelua tuottaa (Pagiola 2002; Muradian ym. 2010). Esimerkiksi maanomistaja tai luonnonvaran käytöstä päättävä toimija saa rahamääräisen korvauksen siitä, että hän luopuu osasta tulonsaantimahdollisuuksiaan tai investoi ekosysteemipalvelun parantamiseen. Etelä-Suomen metsien monimuotoisuusohjelma (METSO, Etelä-Suomen 2002; 2008) on esimerkki tällaisesta ekosysteemipalvelumaksusta. Taloudellinen ohjaus perustellaan usein markkinoiden itseohjautuvuudella ja markkinajärjestelmän aiheuttamalla vähäisillä tiedonhankinnan ja kontrollin kustannuksilla. Kuitenkin myös markkinoiden kaltaiset järjestelyt vaativat tuekseen valtion hallintaa ja yhteiskunnan organisoitumista (Vatn 2010).

Vaikka palveluiden arvon mittaaminen ei ole välttämätön edellytys taloudellisen ohjauksen suunnittelulle, nivotaan arvojen määrittäminen usein keskusteluun taloudellisesta ohjauksesta (Hirsch ym. 2010, Muradian ym. 2010). Perustelu pohjautuu taloustieteen yleiseen oletukseen siitä, että päätökset syntyvät reaktionä hintasignaaleihin ja muut kuin tarkastelun kohteena olevat tekijät säilyvät signaalien muuttuessa samana (Norgaard 2009). Luonnonvarojen kestäväntöntä hyödyntämistä voidaan tämän ajattelumallin mukaan hillitä muuttamalla sitä ekosysteemien käyttömuotojen ja

hallintatapojen valikoimaa, josta taloudellista tuottoa on saatavissa sekä vähentämällä kestävämmän käytön suhteellista kannustavuutta. Taloudellisia ohjauskeinoja ja niihin liittyviä sääntelyn vähentämis- ja talouden vapauttamisvaatimuksia kritisoidaan kuitenkin ekosysteemejä mahdollisesti heikentäviksi (Norgaard 2009).

Hyötyjen jakautuminen ja arvottamisen institutionaaliset seuraukset

Ekosysteemipalveluiden taloudellista arvottamista inhimillisen hyödyn maksimoinnin tueksi ja siihen liittyvää taloudellisten ohjauskeinojen esiinmarssia on kritisoitu luonnon itseisarvon väheksymisestä ja epärealistisista oletuksista yhteiskunnan toimijoiden motivaatioista (Norgaard 2009; Vatn 2010; Chan ym 2012). Taloudellinen arvottaminen tekee voimakkaita oletuksia arvon yleistettävyydestä ja siirrettävyydestä eri mittakaavoihin sekä eri väestöryhmien ja alueiden välillä.

Ekosysteemipalvelukäsitteen alle mahtuu sekä julkishyödykkeitä että yksityistalouden piirissä olevia luonnonvarojen hyödyntämisen muotoja. Siksi niiden hallintaa muokkaa keskeisesti se, miten päätöksenteon, käytön ja omistuksen oikeudet määritellään (Paavola 2007; Vatn 2009). Ekosysteemien tuottamat hyödyt ja niiden kestävämmästä käytöstä koituvat haitat jakautuvat epätasaisesti maantieteellisesti ja väestöryhmien välillä sekä yli sukupolvien. Vaikka tunnistettujen ekosysteemipalveluiden arvojen paikallisuus ja kontekstista riippuminen tunnustetaan laajasti (Daily 1997; Vatn 2010; Muradian ym. 2010; Bateman ym. 2011), ovat paineet arvojen yleistämiseen varsin suuret.

Samoin kuin ekosysteemipalveluita koskevassa käytännön päätöksenteossa, teieteellisessä tutkimuksessa tehtävä ekosysteemipalveluiden arviointi tekee oletuksia siitä, mistä ja kenen näkökulmasta arvostukset on sopivaa tehdä. Esimerkiksi taloudellinen arvottaminen ja kustannus-hyötyanalyysi lähtevät liikkeelle yksilöiden, esimerkiksi kuluttajien tai äänestäjien näkökulmasta, kun taas suorassa vuoropuhelussa ja yhteishallinnassa näkökulma on ekosysteemin kanssa vuorovaikutuksessa olevan yhteisön (Vatn 2009; Chan ym. 2012). Analyyseissä tulisikin kiinnittää huomiota siihen, kenen hyödyt on tunnistettu ja millä perusteella nämä hyödyt on siirrettävissä muihin analyysihin. Ohjauksen ja hallinnan tarkastelussa tulisi puolestaan tunnistaa ne oikeudet ja velvollisuudet, jotka ohjaavat ekosysteemipalveluiden käyttöä ja jotka muuttuvat uusien järjestelyjen seurauksena.

Vuosituhanen ekosysteemi-arvio (MA 2005) ja TEEB (2010) kiinnittävät paljon huomiota kehitysmaiden väestön erittäin haavoittuvaisten ekosysteemien kestävästä hallinnasta saamaan hyötyyn ja trooppisten ekosysteemien arvoon. Richard Norgaard väittää (2009), että kehittyneiden maiden ekosysteemitutkimus ja ekologinen ymmärrys on jo niin syvää ja eriytynyttä, että eri systeemien yhdistävä analyysi näyttää hyvin hankalalta, eikä yhdistäviä luonnonpääoma- ja palveluvirta-analyysijä tehdä samalla tavalla kuin vähemmän tutkituissa konteksteissa. Joka tapauksessa ekosysteemipalveluiden tunnistamiseen ja arvottamiseen liittyy suuria odotuksia kaikissa yhteiskunnissa ja väestöryhmissä ja monenlaisissa luonnonvara-, maankäyttö- ja ekosysteemiluokissa. Vaikka erittäin suuren käyttöpaineen tai tuhoutumisriskin alla olevien järjestelmien tarkastelu on tärkeää, tulee myös vallitsevia keskeisiä luonnonvara- ja maankäyttömuotoja tarkastella ekosysteeminäkökulmasta.

Taloudellista arvottamista perustellaan usein sillä, että sen nähdään vaikuttavan varsin suoraan poliittiseen päätöksentekoon (TEEB 2010). Arvottamisen avulla voidaan parhaimmillaan tunnistaa vääristäviä taloudellisia kannustimia ja purkaa niitä. Varsinaisten analyysivälineiden lisäksi politiikassa käytetään arvojen muodostamiseen kuitenkin joka tapauksessa myös retoriikkaa, joka asettaa tavoitteita ja toimintatapoja paremmuusjärjestykseen ja ohjaa tällä tavoin politiikan muotoutumista ja toimeenpanoa.

5 Ekosysteemipalvelut maankäytön ohjauksessa – kaupunkiseutujen suunnittelu ja viherrakenne

Ekosysteemipalveluiden ja maankäytön suhdetta käsitellään usein maankäyttöluokittain ja ekosysteemeittäin. Siksi ekosysteemipalveluita on tarkasteltu paljon kaupunkien ulkopuolisilla alueilla. Koska ekosysteemipalveluiden merkitys paikallisille ihmisille ja maankäytön ohjaus kuitenkin korostuvat kaupunkiseuduilla, on tärkeää tarkastella kaupunkiseutujen ekosysteemipalveluita erikseen. Karttapohjainen tarkastelu ja visualisointi auttavat havainnollistamaan ekosysteemipalveluiden sijaintia ja hallinnan kohdentamistarvetta (De Groot ym. 2010). Myös pidemmälle viedyt paikkatietopohjaiset analyysit voivat suoraan tukea maankäytön suunnittelua ja ohjausta (Yli-Pelkonen 2008; Söderman ja Saarela 2011). Tavoitteena on pystyä analysoimaan kaupunkiseutujen palveluiden vaihtosuhteita alueellisesti sekä tunnistaa kynnysarvot ja mahdolliset hoidon vaikutukset (De Groot ym. 2010). Myös paikkatiedon hyödyntäminen osallistavien menetelmien kanssa rinnan ja päätöksenteon tukityökalut ovat uusimpia kehittämiskohteita (Hein ym. 2006; Vihervaara ym. 2011).

Ekosysteemipalveluita on pyritty paikallistamaan ja visualisoimaan sekä Euroopan mittakaavassa että erikseen tarkemmin myös esimerkiksi Suomesta PEER PRESS -ekosysteemipalvelukartoituksessa (Maes ym. 2011a, Maes ym. 2012). Myös kaupunkien läheisen maaseudun tuotantopalveluiden ja kaupungistuvan maankäytön suhdetta on tutkittu (Merson ym. 2010; Rayburn ja Schulte 2009). Kaupunkien ekosysteemipalveluita tarkasteltaessa onkin otettava huomioon, että suuri osa niistä, esimerkiksi talousvesi, tuotetaan laajemmalla seudulla, johon kuuluu itse kaupungin lisäksi ns. periurbaani alue tiiviin asutuksen ympärillä ja jopa sen ulkopuolista maaseutualuetta.

Kaupunkialueiden kaavoituksessa varataan eri tarkoituksiin viheralueita (Yli-Pelkonen 2008), mutta niiden lisäksi monia ekosysteemipalveluita tuotetaan esimerkiksi yksityisillä pihoidella, joutomailla, vesialueilla ja taajamia ympäröivillä periurbaaneilla alueilla. Yhdessä nämä viher- ja vesistöalueet tarjoavat eliölajien elinympäristöjen lisäksi esimerkiksi hulevesien pidätystä, ilman puhdistusta, esteettistä nautintoa ja paikallisidentiteettiä (Niemelä ym. 2010; Saarela ja Söderman 2008; Vauramo ym. 2011).

5.1

Kaupunkien ekosysteemipalveluiden määrittelemisen, mittaamisen ja paikkaan sitominen

Maankäytön suunnittelussa tarvittavaa paikkatietoa kaupunkiseutujen ekosysteemipalveluista on niukasti. Monesti kaupunkien ekosysteemipalveluita tarkastellaan suhteellisen yleisellä tasolla kuitenkin pyrkimyksenä ottaa huomioon eri palvelut laajasti (Bolund ja Hunhammar 1999; James ym. 2009; Tzoulas ja Greening 2011). Myös Suomessa on tällä tavoin tutkittu kaupunkien ekosysteemipalveluita ja niiden

huomioon ottamista maankäytön suunnittelussa (Yli-Pelkonen 2008; Niemelä ym. 2010; Vauramo ym. 2011). Sellaisilla alueilla, joilla väestönkasvu on suurta ja rakentamispaine on merkittävä, on erityinen tarve tunnistaa ekosysteemipalveluiden ja luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä säästettävät vihervalueet ja niiden muodostamat kokonaisuudet, joita kutsutaan viherrakenteeksi. EU:ssa onkin alettu korostaa viherrakenteen merkitystä kaupunkiseutujen kestävässä kehityksessä (EC 2011). Maankäytön muutoksen ja viherrakenteen tarkastelumenetelmiä on kehitetty pienissä ja keskisuurissa kehittyvien maiden kaupungeissa, joissa väestönkasvu on suurta (Baptista 2010; Orenstein ja Hamburg 2010). Myös suurkaupungeissa, kuten Kiinan pääkaupungissa Pekingissä, vihervalueiden rakentaminen on tärkeä osa kestävästä kehityksestä ja tarjoaa keinoja ilmansaasteiden hillitsemiseen sekä ekologisen kestävyuden ja alueellisen tasa-arvon edistämiseen (Duan ja Xu 2007; Li ym. 2008; Xu ym. 2011). Viherrakennetta kehittämällä voidaan pidemmällä tähtäimellä säästää kustannuksia esimerkiksi sadevesien hallinnassa (Davis ym. 2010; Jaffe 2011). Viherrakenteen tuottamia ekosysteemipalveluita pyritään lisäämään myös viherkattojen avulla mm. USA:ssa (Oberndorfer ym. 2007; Carter ja Fowler 2008).

Ekosysteemipalvelunäkökulma voi lisäksi havainnollistaa eri palveluiden vaihtosuhteita. Esimerkiksi ilmastonmuutoksen ja maanpeitteen muutoksen yhteisvaikutus on tunnistettu erityishaasteeksi kaupunkiseutujen ekosysteemipalveluiden hallinnalle (Niemelä ym. 2010). Vieläkin laajemman näkökulman tarkasteluissa on tutkittu esimerkiksi sosioekologisen tiedon roolia ekosysteemipalveluiden tuotannossa kaupunkipurojen merkityksen avulla (Yli-Pelkonen ja Niemelä 2005; Yli-Pelkonen ym. 2006; Yli-Pelkonen 2008). Barthel ym. (2010) muistuttavatkin sosioekologisen muistin tärkeydestä ottaen esimerkiksi kaupunkipuutarhanhoidon. Kaupunkipuutarhat, kuten viljelypalstat, ovat tärkeitä ekosysteemipalveluiden (esimerkiksi pölytyksen, siementen levityksen ja tuholaiskäätelyn) ylläpitäjiä. Lisäksi ne ylläpitävät viljelytaitoja ja -tietoja kollektiivisen muistin avulla, jolloin kaupunkipuutarhat voivat toimia tärkeinä ekosysteemipalveluiden tuottajina myös kriisiaikoina.

Eri elinympäristöjen ja lajien vaikutusta ekosysteemipalveluiden tuotantoon ja keinoja tunnistaa niiden suojelun kannalta tärkeitä alueet on tarkasteltu myös kaupunkiympäristöissä. Ekosysteemipalveluita on arvioitu esimerkiksi metsien (Jim ja Chen 2009), muurahaisten (Sanford ym. 2009), kimalaisten ja mehiläisten (Ahrne ym. 2009; Brosi 2007) sekä lintujen (Haines ym. 2010) näkökulmasta. Luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeimpien suojeltavien alueiden paikallistamiseen on kehitetty tarkastelumenetelmiä, jotka integroivat ihmislähtöiset uhat monimuotoisuuden säilymiselle, ekosysteemipalvelut ja biologiset mittarit (mm. Rogers ym. 2010; Watts ym. 2009). Myös kaupunkien läheisten, ekosysteemipalveluja tarjoavien rantojen hiekkadyynien suojelustatuksen arviointiin on kehitetty monimittakaavainen menetelmä, jossa tarkastellaan maisematasoa ja kasvivyhteisön tasoa (Carboni ym. 2009).

5.2

Arviointi maankäytön suunnittelun tukena

Maankäytön suunnittelun tueksi on kehitetty erilaisia arviointimenetelmiä. Esimerkiksi ekosysteemien toimintoja tarkastelevalla arviointimenetelmällä voidaan paikallistaa ekosysteemien kannalta tärkeitä maa-alueet ja analysoida niiden tärkeys suositusten pohjaksi (Pan ja Shi 2009; Liu ym. 2010). Esimerkiksi Liun ym. (2010) menetelmällä analysoiduissa kaupungeissa varsin suuri osa (noin 10–35 %) niin kutsutusta ekologisesta maa-alasta on sellaista, joka pitäisi jättää kaupunkikehityksen ulkopuolelle ekosysteemipalveluiden turvaamiseksi. Kiinassa on tutkittu myös kaupunkikehityspolitiikan ekologisia vaikutuksia strategisella tasolla (Wang ym.

2009a; Wang ym. 2009b). Vaikutusten arviointia varten ekosysteemit ja niiden osat tunnistettiin ja arvioitiin, minkä jälkeen tutkijat arvioivat kaupunkien kehityspolitiikan sillä perusteella, millaisia muutoksia se aiheuttaa luonnon monimuotoisuuteen, elinympäristöihin ja ekosysteemipalveluihin. Parannuksena nykyisiin politiikkakäytäntöihin tutkijat suosittelevat varmistamaan lainsäädännöllä uuden ympäristöystävällisen kaupunkikehityspolitiikan syntymisen.

Suomessa on kehitetty paikkatietopohjaisia kriteereitä ja mittareita, niin kutsuttuja Seutukeke-mittareita, joilla voidaan tunnistaa kaupunkiseutujen ekosysteemipalveluita ja niiden sijoittumista (Söderman ym. 2011; Söderman ja Saarela 2011; Söderman ym. 2012). Osa näistä mittareista sopii myös ekosysteemipalveluiden mittaamiseen. Esimerkiksi jonkin viherrakenteen osuutta (mm. vapaan rantaviivan osuus koko rantaviivasta) tai saavutettavuutta (alle 300 metrin päässä virkistykseen sopivasta alueesta asuvat) voidaan tarkastella näiden mittarien avulla. Mittarit ottavat huomioon myös yhdyskuntarakenteen ja tieverkon vaikutuksen kaupunkiseudun ekosysteemipalveluihin ja säätelypalvelut (kuten hiilensidonta-alueet, pohjavesialueet ja läpäisevän maa-alan). Lisäksi Seutukeke-mittareilla voidaan tarkastella viherrakennetta usean mittarin yhdistelmällä (esimerkiksi laajat, yhtenäiset metsäalueet, ydinalueet ja ekologiset käytävät).

Seutukeke-mittareita on sovellettu Lahden yleiskaavavaihtoehtojen (ja lopullisen yleiskaavaehdotuksen) arviointiin tarkoituksena selvittää, miten kaavavaihtoehtojen (ja kaavaehdotuksen) mahdollistama maankäyttö ja asukasmäärä vaikuttavat tiettyihin ekosysteemipalveluihin. Tulosten tulkinta vaatii asiantuntemusta ja huolellista harkintaa aina, kun käytetään mittareita tai indikaattoreita. Esimerkiksi Lahden yleiskaavavaihtoehtojen arvioinnissa viheralueiden saavutettavuus parani, vaikka viheralueiden määrä väheni – tämä johtuu siitä, että uudet, suuret asuinalueet sijoittuvat viheralueiden yhteyteen tai jopa osittain niiden päälle. Myös Tampereen ja Jyväskylän kaupungeissa on aloitettu ekosysteemipalveluarvioinnit näillä mittareilla.

5.3

Ekosysteemipalvelut maankäytön muutoksen arvioinnissa

Ekologisia ja sosiaalisia arvoja analysoivia menetelmiä hyödynnetään skenaarioissa, joita voidaan käyttää sopivien asuinalueiden ja infrastruktuurin sijoittamisen tukena. Skenaarioita varten ekosysteemipalveluiden arvo on pyritty tunnistamaan ja kiinnittämään paikkaan paikkatietopohjaisia menetelmiä käyttäen (Serrano 2008; Sorrentino ym. 2008; Yli-Pelkonen 2008). Esimerkiksi Philadelphian metropolialueen yhdellä valuma-alueella on arvioitu eri rakentamisskenaarioiden vaikutuksia energiankäyttöön, ilmapäästöihin, kasvihuonekaasupäästöihin, vedenlaatuun, ekologiseen kytkeytyneisyyteen ja ekosysteemipalveluiden arvoon. Pekingissä on kehitetty paikkaan sidottu ekosysteemipalveluja kuvaava arvoindeksi, jota on käytetty mittaamaan ja erottamaan ekosysteemipalveluiden arvo 1 kilometrin ruutuun sijoitettuna (He ym. 2011). Mallilla tehdyn analyysin perusteella voidaan havaita, että ekosysteemipalveluiden kokonaisarvo on laskenut 10 vuoden aikana, mutta yksittäisten ruutujen ekosysteemipalvelujen arvo on noussut monin paikoin. Samalla ekosysteemipalveluiden kokonaisarvon painopiste eli ekosysteemipalvelujen kannalta tärkeimmän alueen sijainti on siirtynyt yli 32 kilometriä. Tutkijat suosittelevatkin, että vihervyöhykkeen osuutta pitäisi kasvattaa niillä alueilla, joilta painopiste on siirtynyt pois. Huang ym. (2011) ovat arvottaneet luonnonympäristöä ja ekosysteemipalveluja käyttäen eri ekosysteemipalveluiden tuottamiseen koko

elinkaaren aikana käytettyä energiamäärää ("emergy") ja arvioiden ekosysteemipalveluiden rooleja eri järjestelmissä niiden vaikutusten perusteella. Maankäytön muutoksia voidaan analysoida myös kaukokartoittamalla ja mallintamalla maankäytön muutosmatriisiin avulla (Ye ja Li 2010). Matriisiin arvioidaan maankäytön muutosten ekologiset vaikutukset, minkä perusteella voidaan laskea ekosysteemipalveluiden kokonaisarvon muutos.

Ekosysteemipalveluindikaattoreita voidaan käyttää politiikkavaihtoehtojen ja hoidon hallintotapojen arviointiin. Kaupunkien puu- ja maaperäindikaattoreita, jotka kuvaavat ekosysteemitointojen ryhmiä, käytetään analysoimaan tilastollisesti kaupunkirakenteen ja sosioekonomian vaikutuksia kaupunkimetsän ekosysteemipalveluihin (Dobbs ym. 2011). Vaikuttavimmat indikaattorit näyttävät olevan metsäpeitto, maaperän pH ja maaperän orgaaninen aines (Dobbs ym. 2011). Maankäyttö ja aika vaikuttavat näihin, kun taas kiinteistöhinnoilla ja kotitalouksien tuloilla ei tässä tutkimuksessa ollut merkittävää vaikutusta. Tätä menetelmää voi käyttää kehittämään kaupunkimetsän rakenteen hoitotavoitteita ja arvioimaan kaupunkien vihreytyspolitiikkojen vaikutuksia ihmisten hyvinvointiin.

Kaupunkisuunnittelutilanteissa maankäytölle on yleensä useita kilpailevia käyttötarkoituksia. Siksi eri kehittämissvaihtoehtojen vaikutusten vertailu on keskeinen osa suunnittelua ja päätöksentekoa. Ekosysteemipalveluiden tarjontaa voidaan vertailla tähän tarkoitukseen kehitetyillä monikriteerimenetelmillä. Karkeimmillaan tällaisilla malleilla voidaan verrata kahta vaihtoehtoa: 1) nykyisten kasvutrendien jatkumiseen pohjautuvaa perusennustetta ja 2) viheralueiden suojelua lisäävää tulevaisuusenustetta (Mitsova ym. 2011). Viherrakennetta edistävä tulevaisuuden ennuste kuvaa maanpeitteen muutosta, jossa on alueellisella tasolla yhdistettynä ympäristöltään herkkien alueiden suojelu kaupunkien kasvuprojektioihin ja herkille kohteille on määritelty puskurivyöhykkeet.

Monikriteeriarviointiin voidaan sisällyttää laajasti eri toimijoiden näkemyksiä. Esimerkiksi Normanin ym. (2010) kehittämä Internet-pohjainen päätöksentekijärjestelmä Santa Cruzin valuma-alueelle yhdistää kaksi hallinnollista aluetta. Järjestelmä sisältää ekosysteemipalveluiden arvottamisjärjestelmän, joka perustuu paikkatietoanalyyysiin ja ekologisia, taloudellisia ja sosiaalisia tekijöitä tarkasteleviin malleihin. Järjestelmää voi käyttää päätöksenteon apuna ilmastonmuutoksen ja kaupungin kasvun vaikutusten arvioimisessa koko valuma-alueen laajuisesti. Wade ym. (2009) puolestaan tarjoavat kaupunkisuunnittelun tueksi menetelmän, jolla voidaan tarkastella kaupungin aiheuttamia vaikutuksia ympäristön laatuun ja ekosysteemipalveluihin yksittäisellä, monimittakaavaisella kartalla. Laadullisempi lähestymistapa on tutkijoiden ja osallisten tietämyksen yhdistämiseen perustuva menetelmä tulevaisuuden kaupunkikehityksen ekosysteemipalveluvaikutusten arviointiin (Deal ja Pallathucheril 2009). Tässä menetelmässä ensiksi luonnehditaan avainekosysteemivarat ja -palvelut, toiseksi ennustetaan tulevaisuuden maankäytön muutokset ja kolmanneksi arvioidaan, miten nämä tulevat muutokset vaikuttavat ekosysteemipalveluihin. Menetelmää on käytetty kahdella alueella Illinoisissa Yhdysvalloissa. Kaupunkialueiden ulkopuolella on tutkittu esimerkiksi asiantuntijoiden tunnistamia ja arvottamia maankäytön vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen, veden laatuun ja määrään sekä hiilenkiertoon (Vihervaara ym. 2012).

Kaupunkisuunnittelulla on vaikutuksia ilmastoon. Ilmastovaikutusten arvioimiseksi maankäytön suunnittelijat voivat tehdä laadullisen arvioinnin nykyisten maankäyttötapojen sekä paikallis- ja aluesuunnittelupolitiikkojen vaikutuksista paikallisilmaston säätelyyn (Schwarz ym. 2011). Haihtumista ja maanpinnan lähettämän säteilyn määrää hyödyntävää menetelmää on testattu Leipzigin kaupungissa kuuden suunnittelupolitiikan arviointiin ja tulokset osoittavat selvät vaikutukset ilmaston säätelyyn ja erityisesti sen, miten merkittävää on niiden alueellinen laajuus.

Japanilaiset Nakayama ja Fujita (2010) ovat puretuneet vielä yksityiskohtaisemmin paikallisilmaston säätelyyn suurkaupungissa tutkimalla eri jalkakäytävämateriaalien vaikutusta vesi- ja lämpötalouteen NICE-URBAN-mallin avulla. Kun malli yhdistetään maankäytön suunnitteluun, voidaan valita ja käyttää parhaat paikat ekosysteemipalvelun tuottamiseen – tosin kyseessä on jokseenkin keinotekoisesti tuotettu säätelypalvelu, jossa ilman viilentyminen saadaan aikaan vettä pidättävällä jalkakäytävän päällystemateriaalilla. Tiivistyvissä kaupungeissa on varauduttava myös tämäntapaisten rakennettujen ekosysteemipalveluiden järjestämiseen, jos luonnon mahdollisuuksia tuottaa ekosysteemipalveluita häiritään.

6 Hallinnan tuki

Vaikka ekosysteemipalvelukäsitettä ja arvottamista edistetään läpileikkaavasti ja arvottamistarkasteluja tehdään lukuisissa tapaustutkimuksissa, kirjallisuudessa nostetaan esiin käytännön sovellusten ja ratkaisujen uupuminen (Tallis & Kareiva 2006; Cowling ym. 2008; De Groot ym. 2010). Ekosysteemipalvelut ovat vasta hiljattain, Nagoyan Aichi-kirjausten ja EU:n biodiversiteettistrategian myötä tulleet politiikan tavoitteeksi, eikä niillä vielä ole selkeää toimeenpanojärjestelmää. Ekosysteemipalveluiden operationalisointi onkin pitkälti ollut tiedeyhteisön käsissä, kuten suuret kansainväliset selvitykset osoittavat (MA 2005; TEEB 2010). Samalla ekosysteemipalveluiden hallinta nojaa olemassa oleviin sektorikohtaisiin luonnonvarojen ja maankäytön hallinnan järjestelmiin (Sagoff 2011). Uudet tiedeyhteisön esiin nostamat painotukset vaativat yhtäältä integroivia suunnittelujärjestelmiä ja toisaalta suosittelevat kannustavia ja itseohjautuvuutta edistäviä ohjauskeinoja, erityisesti ekosysteemipalvelumaksuihin. Molemmat painotukset nojaavat olemassa olevaan tiedontuotannon ja sektorihallinnon käytäntöihin, vaikka pyrkivät löytämään uusia ekosysteemejä ja yhteiskuntaa monipuolisesti huomioon ottavia menetelmiä.

6.1

Aineistot ja päätöstuki tutkimuksesta

Erlaisia ekosysteemipalveluiden analyysi- ja päätöksenteon tukityökaluja kehitetään koko ajan, erityisesti kartoitettavaa ja arvottavaa näkökulmaa yhdistämään (Liite 1). Teknisten työkalujen ja aineistopankkien lisäksi kirjallisuudessa kiinnitetään paljon huomiota hallinnoinnin prosesseihin ja siihen, miten eri osapuolten näkemykset ja osaaminen saadaan sisällytettyä hallinnan ratkaisuihin (Hein ym. 2006; Vatn 2009; 2010).

Luvussa 0 käsiteltyjen tieteenaloihin pohjaaviin argumentaatiotapoihin liittyy oleellisesti se, millaisia ratkaisuja ekosysteemipalveluiden hallintaan ehdotetaan. Esimerkiksi ekologisiin toimintoihin keskittyvät ratkaisumallit pohjaavat perinteisiin luonnon- ja ympäristönsuojelun ohjauksen oletuksiin (Laatikko 6.1). Toisin sanoen ekologisen ymmärryksen pohjalta kehitetään sääntelyä, suunnittelua ja taloudellista ohjausta (Kemkes 2010). Ekologisesta tietoa lähtökohtana pitävissä malleissa ohjaus nähdään vasteena ympäristössä havaittuihin kielteisiin muutoksiin. Malleja kritisoidaan siitä, että ne arvioivat luontoa hallinnan kohteena, erillisenä yhteiskunnasta sekä siitä, että ne eivät huomioi järjestelmän monimutkaisia vuorovaikutussuhteita (Rounsevell ym. 2010; Vatn 2009).

Hallintaa tarvitsee tuekseen luonnon ja yhteiskunnan monimutkaisia vuorovaikutussuhteita, pitkän tähtäimen riskejä ja yhteiskunnan laajaa tietopohjaa ja sosiaalisia arvostuksia huomioivia tarkasteluja (Cowling ym. 2008; Vatn, 2009). Ekosysteemien toimintojen ja laajemmin yhteiskunnan järjestelmien ymmärryksen yhdistämiseksi on kehitetty ekosysteemipalveluiden tuotantomalli, jossa pyritään ottamaan huomioon ihmisen vaikutus ekosysteemipalveluihin ja yhteiskunnan ohjaavat toimenpiteet (Laatikko 6.2). Tässä mallissa hallintaratkaisut hyödyntävät ekosysteemipalveluiden tarjonnan lisäksi myös tietoa ekosysteemipalveluiden kysynnästä, eli siitä, miten yhteiskunta arvottaa palveluita.

Laatikko 6.1. Ekologiset toiminnot hallinnan lähtökohtana.

Ekosysteemipalveluiden tunnistaminen

- luonnehtiminen
- turvaamistoimenpiteiden kehittäminen (taloudelliset, oikeudelliset ja sosiaaliset)
- turvaamistoimien kehittäminen ja arviointi (Daily 2000)

DPSIR-malli: yhteiskunnalliset taustavoimat tai syyt

- Pressures / paine → State / tila → Impact / vaikutus → Response / toimenpide (Rounsevell ym. 2010)

Laatikko 6.2. Ekosysteemipalveluiden tuotantomalli hallinnan tukena (Rounsevell ym. 2010).

Määritellään ekosysteemipalveluista hyötyvät toimijat, niiden ominaisuudet, konfliktit ja palveluiden kysynnän taso

- Määritellään hyötyjille tuotetut palvelut ja niiden tilallinen ja ajallinen mittakaava
- Määritellään ekosysteemipalvelut, niiden saatavuus, ominaisuudet ja niitä tukevat järjestelmät
- Määritellään taustavoimat, syyt ja paineet, jotka vaikuttavat palveluihin ja hyötyjiin
- Lasketaan vaikutukset palveluihin → arvioidaan palvelujen tuottaminen ja olemassa olevat vaihtoehdot
- Arvioidaan toimenpiteet (toiminnan hillintä tai sopeutuminen)
- (→ Palataan takaisin syiden tai palveluiden arvioimiseen)

Pidemmälle menevään ekosysteemipalveluiden yhdennettyyn tarkastelun pohjautuvaa hallintaa kehitettäessä tarvitaan monivaiheisia prosesseja, joissa tietoa tuotetaan ja arvioidaan useampaan otteeseen. Esimerkiksi ekosysteemipalveluiden valtavirtaistamiseksi kehitetty prosessi pyrkii arvioinnin, suunnittelun ja toteutuksen vaiheisiin jakautuviin yhdenstäviin tarkasteluihin ja monipuoliseen näkökulmien huomiointiin (Cowling ym. 2008, Laatikko 6.3.). Tällaiset hallinnan prosessit ovat tyypillisiä ohjausjärjestelmän syklisiä malleja, mutta ne korostavat osallistuvien vastaanottavaisuutta eri ryhmien tarpeille, kykyä kommunikoida myös alun perin vieraista arvoista ja periaatteista, kykyä välittää tietoa ja arvostuksia sekä valmiutta osallistua aikaa vieviin prosesseihin ja jatkuvaan arviointiin (Cowling ym. 2008; Vatn, 2009).

Arviointivaihe:

- Kerätään ja tuotetaan tarvittavaa tietoa eri tieteenaloilta ja myös sidosryhmiltä tiimityönä:
 - sosiaalinen arviointi (parantaa toimenpiteiden kohdentamista, mutta on kallista)
 - biofyysinen arviointi
 - arvottaminen on sosiaalisen ja biofyysisen arvioinnin välissä
- Taloudellisen arvottamisen rinnalla palvelun arvon monipuolisesti eri näkökulmista huomioivat tarkastelutavat.
- Toteutuksen mahdollisuuksien ja rajoitusten tarkastelu.

Suunnitteluvaihe:

- Kehitellään strategiaa eri sidosryhmien kanssa, esim. työpajoissa oppimisprosessissa, jossa tutkijat ovat mahdollistajia.
- Valtavirtaistaminen eli integroidaan ekosysteemipalveluiden suojele politiikkoihin ja käytäntöihin.
- Tullaan tietoiseksi syistä ja motivaatioista, miksi täytyy suojella.
- Luodaan instituutioita ja organisoitumista ylittämään sektorirajat.
- Mahdollistetaan muutos käytöksessä. Yleisesti tiedetään, että tieto ei johda käyttäytymisen muutokseen. Siksi estot muutokselle on tunnistettava ja kannusteita muutokseen on luotava. Esimerkiksi ”sosiaalinen markkinointi” voisi toimia ekosysteemipalvelujen valtavirtaistamisessa.

Toteutusvaihe:

- Toteutetaan tarpeelliseksi todetut toimenpiteet, esim. lisäämällä tutkimusta tai sosiaalista markkinointia, suojelutoimia, kunnostustoita jne. Tärkeänä lähestymistapana on tekemällä oppiminen ja jatkuva arviointi.

6.2

Sopeutuva hallinta

Luvussa 2 esitelty sosioekologinen lähestymistapa ekosysteemipalveluihin on yhteydessä sopeutuvaan hallinnan ideaan. Sopeutuvassa hallinnassa yhdistetään neuvotteleva ja sovitteleva hallinta monipuolisiin tiedonmuodostuksen prosesseihin. Kun ohjausprosessi rakentuu yksilöiden ja yhteisöjen sosiaalisen pääoman varaan, lopputuloksena syntyvät ohjauskeinot asettuvat luontevasti ohjauksen kohteena olevaan toimintaan (Holling 2001; Folke et al. 2005; Cowling ym., 2008). Tässä lähestymistavassa ekosysteemipalvelujen turvaamiseen tähtäävä suunnittelu ja hallinta rakentuvat jo lähtökohtaisesti vuorovaikutuksessa yhteiskunnallisiin olosuhteisiin jälkikäteisen yhteensovittamisen sijaan.

Hallinnan ja ohjauskeinojen sopeutuvuus ja joustavuus, adaptiivisuus, korostuu, kun hallinnoidaan epävarmuutta ja muutosta (Vatn, 2009). Sopeutuva hallinta ja sosiaalinen pääoma hyödyntävät verkostoja, jotka yhdistävät yksilöitä, organisaatioita ja sääntöjä eri tasoilla, myös epämuodollisesti (Olsson ym. 2006). Hallinnan sopeutumisen edellyttää eri tahojen näkemysten ja toimintatapojen huomioon ottamista ja yhteensovittamista edistämällä vuorovaikutusta ja koordinaatiota. Sopeutumista ei voi täysin suunnitella, mutta valmiuksia sopeutumiseen voi kehittää.

Tutkimuskirjallisuudessa sopeutuvan hallinnan malleilla nähdään olevan myönteinen yhteys ekosysteemipalvelujen saatavuuteen, kestävyteen ja luonnon monimuotoisuuden säilyttämiseen (Kenward ym. 2011). Toisaalta luonnon monimuotoisuuden säilyttäminen nähdään usein perinteisen oikeudellisen-hallinnolliseen sääntelyn kohteena, kun taas ekosysteemipalveluita pyritään edistämään taloudellisilla ohjauskeinoilla (Norgaard 2009; Kemkes ym. 2010; Vatn 2010; Ring ja Shcröter-Schlaack, 2011).

Eri ohjauskeinojen yhtäaikainen käyttö ja tapauskohtainen eli joustava käyttö näyttää puoltavan paikkaansa (Ring ja Schröoter-Schlaack 2010).

Kansalaiset ja käytännön toimijat voi olla hedelmällistä ottaa mukaan perinteisesti tieteen ja politiikan välillä käytyyn vuoropuheluun. Kansalaisia eivät rajoita samanlaiset aikajänteet kuin poliitikkoja, asiantuntijoita tai tutkijoita (vaalikaudet, määräaikaiset virat ja projektit) (deReynier ym. 2010). Monipuolisesti eri osallistujia mukaan ottavissa prosesseissa ei voida keskittyä teknisiin ja menetelmällisiin ratkaisuihin, vaan ongelmat joudutaan käsittelemään karkeammalla, yksinkertaisemmalla tasolla. Kansalaiset ja käytännön toimijat hyötyvät ekosysteemipalveluista, asettavat niille odotuksia ja arvostuksia sekä vaikuttavat ekosysteemien tilaan valinnoillaan ja päätöksillään. Siksi erilaisia indikaattoreita on syytä luoda yhdessä tieteellisen ja arkitiedon välisessä vuorovaikutuksessa.

6.3

Hallinnan ja päätöksenteon tuen institutionaaliset edellytykset

Tieteellisessä kirjallisuudessa pyritään yleistykseen yli mittakaavojen ja erilaisten yhteiskunnallisten rajojen, vaikka olosuhteet, joissa tuloksia sovelletaan vaihtelevat merkittävästi. Onkin tärkeää pyrkiä kiinnittämään huomiota niihin tekijöihin, jotka määrittelevät ohjauksen ja käytännön päätöksenteon sovellettavuutta. Ekosysteemien ominaispiirteiden lisäksi sovellettavuuteen vaikuttavat institutionaaliset tekijät, kuten laissa säädetyt omistus- ja hallintaoikeudet, hallinnon määräämisvalta ja muiden toimijoiden oikeudet, epämuodolliset oikeudet sekä eri toimijoiden muodolliset ja epämuodolliset velvollisuudet (Vatn 2010; Primmer ym. 2011). Esimerkiksi maanomistajien, hallinnon, yritysten ja asukkaiden oikeus hyödyntää luonnonvaroja tai maa-alueita on järjestetty lainsäädännöllä, periaatteilla, sopimuksilla ja ohjeilla. Lisäksi ekosysteemipalveluiden hyödyntämiseen vaikuttavat epämuodollisesti säännöiksi muotoutuneet vakiintuneet toimintatavat (Ostrom 1990).

Sillä, miten oikeudet ja velvollisuudet ovat kehittyneet historiassa, on merkitystä uusien ohjausjärjestelmien laatimiselle, koska niiden muuttaminen vaikuttaa eri ryhmien hyödyn kokemukseen ja hyödyn jakautumiseen ryhmien välillä (Vatn 2009; Muradian ym. 2010; TEEB 2010). Esimerkiksi maanomistaja, kaupungin asukas tai jokamies saattaa menettää hyötyä sellaisessa tilanteessa, kun ekosysteemin turvaamiseksi asetetaan uusia käyttörajoituksia.

Olemassa olevia instituutioita voi olla vaikea muuttaa radikaalisti, vaikka poliittista tahtoa olisikin. Esimerkiksi METSO-ohjelman kokeiluvaiheen (METSO 2002) uudet ohjauskeinot sovitettiin nykyisessä ohjelmassa (METSO 2007) METSO-ohjelmaa edeltäneeseen hallinnon työnjakoon pohjautuviksi (Primmer ym. 2010). Päätöksenteon ja ohjauksen tukea ekosysteemipalveluiden hallintaan kehitetään kuitenkin mahdollisimman yleispäteväksi, usein oletuksella, että päätöksentekijä osaa sovittaa analyysin ja sen tulokset kulloiseenkin päätöksentekotilanteeseen. Sovellettavuutta edistämään tarvitaan edellä kuvattuja monipuolisia tiedonhankinta-, vuorovaikutus- ja arviointimenetelmiä.

Keskeiset ohjauksen järjestämisessä huomioitavat institutionaaliset näkökulmat ovat:

- Ekosysteemipalveluiden ohjauksella järjestellään ekosysteemeistä yhteiskunnan eri toimijoille koituvia hyötyjä ja vaikutetaan hyötyjen jakautumiseen.
- Ekosysteemipalveluiden ohjauksella määritellään käyttö- ja hallintaoikeuksia.
- Ekosysteemipalveluiden ohjauksella määritellään ekosysteemipalveluihin liittyviä velvollisuuksia.

Osa 2

Tapaustarkastelut

- Ekosysteemipalvelut luonnonvaroja, maankäyttöä ja luonnonsuojelua koskevassa päätöksenteossa

Kirjallisuuskatsauksen havaintoja on tarpeen tarkastella niitä käytäntöjä vasten, joita Suomessa on jo kehitetty tai on kehitteillä ekosysteemipalveluiden hallintaan. Ekosysteemipalveluiden mittaamisen, arvioimisen ja arvottamisen ja toisaalta niiden hallinnan, suunnittelun ja ohjauksen havainnollistamiseksi tarkastellaan tässä osiossa suomalaisia tapauksia, joissa sovelletaan tai voidaan soveltaa kirjallisuuskatsauksessa esiteltyjä menetelmiä. Strategisella tasolla Suomessa on laadittu lukuisia luonnonvarojen käyttöä suuntaavia ohjelmia, joihin ekosysteemipalvelunäkökulmaa on voitu sisällyttää. Strategisia tavoitteita voidaan viedä käytäntöön maankäytön ja luonnonvarojen suunnittelussa tai ohjauskeinojen suunnittelussa ja toteutuksessa. Ekosysteemipalveluita kansallisessa luonnonvarojen koskevissa toimintaohjelmissa tarkastellaan luvussa 7. Vielä lähemmäs käytäntöä mennään luvussa 8, jossa analysoidaan tapoja ja mahdollisuuksia sisällyttää ekosysteemipalvelut aluesuunnittelu-prosessiin ja sitä tukeviin karttatarkasteluihin. Luvussa 9 kuvataan metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseen tähtäävien ekosysteemipalvelumaksujen ekosysteemipalveluvaikutuksia ja maksujen institutionaalisia edellytyksiä maanomistajien näkökulmasta. Luvussa 10 tarkastellaan soiden ekosysteemipalvelujen tuotantoa ja niihin liitettyä keskustelua.

7 Ekosysteemipalvelut uusissa luonnonvaroja koskevissa ohjelmissa

7.1

Tausta ja menetelmä

Vaikka ekosysteemipalvelukäsite on vasta vakiintumassa, on monia sen sisältöjä ollut luonnonvarojen kestäväää käyttöä ja luonnon monimuotoisuuden turvaamista tavoittelevassa politiikassa jo ennen käsitteen vakiintumista. Esimerkiksi metsien monikäytöstä ja metsien ”kantokyvystä” on mainintoja jo 1990-luvun alussa laaditussa METSÄ 2000 -ohjelmassa (Tiainen 2012). Kuitenkin eri hyötyjen rinnakkainen tarkastelu ja hyötyjen jakautuminen yhteiskunnassa sekä hyötyjen edistämisen järjestelyt ovat uusia, juuri ekosysteemipalvelulähestymistavan esiin nostamia näkökulmia. Sitä, miten ekosysteemipalvelut tämän hetken politiikan ohjauksessa jäsennetään, voidaan tarkastella analysoimalla viime vuosien uusimpia luonnonvaroja koskevia toimintaohjelmia.

Tarkastelussa etsittiin ohjelmateksteistä viittauksia siihen, miten ekosysteemi-en tuottamat hyödyt jäsennetään ja kenen hyötyjä nostetaan esiin sekä sitä, miten oikeuksia ekosysteemipalveluihin käsitellään niiden puolesta argumentoinnissa ja millaisiin velvollisuuksiin ohjelmissa vedotaan tai miten ekosysteemipalveluiden turvaamisvelvoitteita ohjataan eri toimijoille. Aineistosta analysoitiin argumentteja, jotka viittasivat seuraaviin:

- Hyödyt (millaisia hyötyjä, kuka hyötyy, hyödyn jakautuminen)
- Oikeudet (kenen oikeudet, kuka määrittelee, yhteys omistusoikeuteen ja julkis-hyödykkeisiin)
- Velvollisuudet (muodolliset velvoitteet esimerkiksi lainsäädännöstä tai kaa-voituksesta, epämuodolliset sosiaalisiin normeihin perustuvat ja moraaliset väitteet)

Tarkastelua varten analysoitiin seuraavat ohjelmat:

- Luonnonvaraselonteko: Älykäs ja vastuullinen luonnonvaratalous, valtioneu-voston luonnonvaraselonteko (2010)
- Kansallinen metsäohjelma 2015: Metsäalasta biotalouden vastuullinen edellä-kävijä, Valtioneuvoston periaatepäätös (2010)
- Suostrategia: Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalliseksi strategiaksi, työryhmämuistio (2011)

Lisäksi hyödynnettiin SYKEssä tehtyä analyysiä, jossa tarkasteltiin metsäohjelmien historiallista, ekosysteemipalveluita koskevaa keskustelua (Tiainen 2012).

Luonnonvaraseloteko

”Älykäs ja vastuullinen luonnonvaratalous” on työ- ja elinkeinoministeriön julkaisema valtioneuvoston luonnonvaraselonteko eduskunnalle (Työ- ja elinkeinoministeriö 2010). Luonnonvaraselontekoa edelsi vuonna 2007 Suomen metsäyhdistyksen aloitteesta käynnistynyt Luodin-hanke. Vuonna 2009 kansallisen luonnonvarastrategian valmistelusta otti vastuun Sitra ja strategia valmistui keväällä 2009. Tämän jälkeen on valmistunut erilaisia strategioita (mm. biotalousstrategia ja mineraalistrategia), jotka yhdessä muodostavat pohjan tälle luonnonvaraselonteolle. Selonteon tavoitteena on koota yhteen eri strategioita.

Selonteko otti lähtökohdaksi luonnonvaramarkkinat ja luonnonvarojen käytön. Nämä lähtökohdat vaikuttavat vahvasti selonteon argumentaatioon ja tavoitteiden määrittelyyn. Toisaalta luonnonvaraselonteossa pyrittiin hyödyntämään ekosysteemipalvelulähestymistapaa, korostaen talouden intressien lisäksi yhteiskunnallisia ja ekologisia perusteluja.

Osaaminen tunnistettiin keskeiseksi suomalaiseksi vientituotteeksi ja tärkeäksi elementiksi vastuullisessa luonnonvarataloudessa. Ekosysteemipalvelulähestymistavalle tämä tarkoittaa sitä, että inhimillinen pääoma liittyy merkittäväällä tavalla ekosysteemipalveluihin. Luonto tarjoaa lukuisia hyötyjä luonnonvarataloudelle, mutta niiden hyödyntäminen tai vastuullinen käyttö ei onnistu ilman inhimillistä panosta.

Selonteon alkupuolella kuvattiin, kuinka luonnonvarojen määritelmä siirtyy yhä enemmän ekologiseen ja yhteiskunnalliseen suuntaan, vähemmän taloudellisesti määritellyksi. Selonteossa painopiste oli kuitenkin taloudellisessa arvottamisessa ja taloudellisen hyödyntämisen kontekstissa. Muut tavat arvottaa ekosysteemipalveluita tai hyötyä luonnonvaroista eivät juuri olleet esillä. Ekosysteemilähestymistapa määriteltiin selonteossa käytön ja suojelun strategiaksi.

Selonteossa huomautettiin, että monet nykyiset käytännöt olivat syntyneet tilanteessa, jossa luonnonvarojen käyttö nähtiin ympäristösuojelua enemmän rajoittavana kuin mahdollistavana. Vihreässä taloudessa nähtiin mahdollisuus muutokseen: yhteiskunnan suunnittelukäytäntöjen ja hallinnollisten käytäntöjen tulisi tukea kestävästä luonnonvaratalouden tavoitteita.

Laajasti taloudellisia hyötyjä

Selonteossa korostui kansantaloudellinen hyötynäkökulma. Samalla korostuivat erilaiset tuotantopalvelut ja hyödynnettävät kulttuuripalvelut. Tuki- ja säätelypalvelut jäivät marginaaliin. Pääteema selonteossa oli, kuinka luonnonvarojen älykkäällä ja vastuullisella käytöllä voitaisiin taata huoltovarmuus ja paikallinen hyvinvointi. Myös yleinen turvallisuus mainittiin yhtenä hyötynä vastuullisesta luonnonvarataloudesta. Tämän ohessa korostui kansallinen kilpailukyky eurooppalaisilla ja globaaleilla luonnonvaramarkkinoilla. Luonnonvarat mahdollistaisivat monien kansalaisten työllistymisen ja alueiden kehittymisen. Elinkeinoelämällä oli selonteossa keskeinen asema ja yritykset tulivat esiin sekä hyötyjänä että vastuunkantajan rooleissa.

Selonteon mukaan Suomessa on paljon hyödyntämättömiä biomassavaroja. Näiden vuosituhatarviossa tuotantopalveluiksi luettujen resurssien hyödyntämisen kaksinkertaistamista pidettiin mahdollisena. Erityisesti nostettiin esiin metsävarat (puu ja muut tuotteet), suot, vesistöt (myös kalavarat), lanta ja jätteet. Muita kuin irrotettavista luonnonvaroista koituvia taloudellisia hyötyjä selonteossa kuvattiin muun muassa maininnalla kulttuurisista ja sivistyksellisistä ekosysteemipalveluista. Nämä palvelut kytkettiin voimakkaasti myös virkistyspalveluiden, terveystuotteiden ja matkailuyrittäjyyden kehittämiseen eli taloudelliseen hyötynäkökulmaan. Hyöty oli kaksisuuntainen: matkailijat saisivat virkistys- ja terveystuotteita, yrittäjät saivat toimeentuloa.

Selonteossa oli voimakas kansallisen (taloudellisen) hyvinvoinnin korostus, mutta joiltain osin tuotiin esille myös Suomen riippuvuus muiden maiden tai alueiden luonnonvaroista. Erityisesti high-tech-metallit ja energia olivat luonnonvaroja, joiden markkinoilla Suomi ja Eurooppa olivat tuojia eli luonnonvaravirrat kulkivat muualta tänne. Sen sijaan mineraalivarat taas virtasivat keskeisesti Suomesta kansainvälisille luonnonvaramarkkinoille.

Eri hyötyjen ja ekosysteemipalvelujen välisiä jännitteitä tai ristiriitoja tunnistettiin paikoitellen. Esimerkiksi mineraalitalous kilpailee luonnonsuojelun, matkailun ja muiden elinkeinojen kanssa. Toisaalta mineraalitalous voi myös hyödyttää muita elinkeinoja parantamalla palveluiden saatavuutta ja liikenneyhteyksiä. Mineraalitaloudessa korostui aluepoliittisuus, koska runsaimmat varannot sijaitsevat Pohjois- ja Itä-Suomessa.

Vesivaroja selonteossa käsiteltiin eri sävyyn kuin mineraali- tai biomassavaroja. Vesitaloudessa kiinnitettiin huomio kehittyviin valtioihin ja kehitysmaihin sekä niiden riippuvuuteen vesivaroista. Vesivarojen kytkökset kehitysmaiden ihmisoikeuksiin, köyhyyden vähentämiseen ja terveyteen nostettiin esiin. Euroopan tasolla vesivaranot kytkettiin EU:n energia- ja liikennepolitiikkaan. Kansallisina intresseinä tuotiin esille matkailun kehittäminen, virkistys, kulttuuri, vapaa-aika ja kalastus. Myös luonnonsuojelu korostui tässä yhteydessä, mahdollisesti siksi, että vesivarat eivät ole Suomessa niukkoja, eikä kilpailu ole niin kovaa kuin muiden luonnonvarojen kohdalla.

Selonteossa otettiin ohueksi kantaa myös jakoon yksityisistä ja julkisista hyödyistä. Selonteossa viitattiin TEEBiin, jonka mukaan valtioiden ja yritysten tulisi julkaista ekosysteemipalvelutilinpitonsa. Tällöin myös aineettomat hyödyt tulisivat arvotetuiksi ja niiden kuluttaminen voitaisiin tehdä maksulliseksi. Aineettomia hyötyjä ovat muun muassa luonnon kauneus, hiljaisuus, puhtaus ja terveellisyys. Näiden varaan voitaisiin perustaa (vastuullista) yrittäjyyttä. Suomessa on totuttu ajattelemaan näitä aineettomia hyötyjä ja myös monia aineellisia hyötyjä, kuten sieniä ja marjoja julkisina hyödykkeinä jokamiehenoikeuksiin perustuen. Yritystoiminta, joka perustuu näihin luonnon hyötyihin, voi johtaa jännitteisiin erityisesti, jos hyödyt valuvat ulkomaille.

Laaja yhteinen vastuu osoittaa velvollisuuksia

Selonteosta voi tunnistaa lukuisia velvoitteita, mutta vain vähän nimettyjä vastuunkantajia. Lähtökohtana selonteossa oli, että vastuu kuului kaikille: julkiselle vallalle, elinkeinoelämälle ja kansalaisyhteiskunnalle. Vastuualueet eivät rajautuneet vain suomalaiseen kansantalouteen, vaan selonteossa nostettiin esiin myös globaali vastuu. Ensisijaisesti korostettiin kuitenkin Suomen, ”meidän”, vastuuta omasta luonnonvarataloudestamme ja siihen perustuvasta kilpailukyvyistä.

Julkisen sektorin vastuu näyttäytyy itsestäänselvyytenä ja selonteossa korostettiin, että edelläkävijäyritysten ja kansalaisjärjestöjen aktivointiin olisi kiinnitettävä erityistä huomiota. Selonteossa viitattiin paikoin yksityisen ja julkisen vallan ja vastuunjakoon, mutta aihetta ei analysoitu syvällisemmin. Yritysten vastuu konkretisoitui esimerkiksi tiedonantovelvoitteina, mutta toisaalta se nähtiin myös rasitteena liiketoiminnalle ja tiedonkeruun menetelmiä ja kohteita tulisikin karsia ja kehittää. Valtion rooli elinkeinotoiminnan tukijana oli moninainen. Toisaalta valtio nähtiin erilaisten hankkeiden vauhdittajana, esimerkiksi tarjoamalla kannustimia, poistamalla toiminnan esteitä ja tarjoamalla taloudellista tukea. Toisaalta valtio auttoi hallitsemaan yksityistalouden riskejä. Erityisesti kaivos- ja mineraalitalous sekä biotalous mainitaan aloina, joissa julkisille tukimekanismeille (mm. verokannusteet ja riskituet) on tarvetta.

Kansalaisyhteiskunta nostettiin selonteossa esille useissa kohdissa, mutta se hahmottui yhtenä kokonaisuutena, josta ei voinut erottaa yksittäisiä toimijoita tai toimijaryhmiä. Selonteon lopussa muistutettiin myös eri toimijoiden monitasoisuudesta ja hallinnon monitasoisuuden haasteeseen vastaamisesta. Kansainvälisistä edelläkävi-

jöistä mainittiin EU, YK ja OECD. Toisaalta samassa yhteydessä mainitut viittaukset velvollisuuksiin tehtiin passiivissa: "edistetään", "jälleenrakennetaan", "luodaan hyvinvointia" jne. Maakuntataso mainittiin selonteossa lainsäädäntötyötä tukevana hallinnon tasona, maankäytön suunnittelun vastuullisena toimijana ja alueiden ominaispiirteiden esille tuojina. Maakuntatasolla olisi sama yhteisen strategisen viitekehyksen luomisen haaste kuin muillakin hallinnon tasoilla. Yksilötasolla vastuunkanto toteutuisi arjen vastuullisina valintoina. Yhteiskunnan tulisi tukea näitä vastuullisia valintoja valtavirtaistamalla vastuullista ajattelua. Myös ympäristökasvatus mainittiin.

Luonnonvaroihin perustuvan tuotannon vastuiden jako on vaikea toteuttaa oikeudenmukaisesti kansainvälisessä ja globaalissa taloudessa. Tuotannon tarkastelu virtoina ja elinkaarina paljastaa työnjaon ja haittojen kohdentumisen epätasapainoa. Suomi on raaka-aineriikas maa ja kuluttaa enemmän energiaa kuin lopputuotantoon erikoistuneet maat. Tuotteiden elinkaarimalli huomioi myös raaka-aineiden tuottajien vastuun eikä vain lopputuotteen tekijää tai kuluttajaa. Lisäksi selonteossa tuotiin esille, että tulevaisuuden luonnonvarataloutta on vaikea ennustaa. Kehittyvien maiden pyrkimykset voivat muuttaa kansainvälisiä valta-asetelmiä ja hyötysuhteita.

Eri toimijoiden rooleista vastuiden kantajina voi tehdä joitain luonnehdintoja, mutta ei tarkkoja kohdistuksia. Elintarvike-, metalli-, massa- ja paperi- ja lannoiteteollisuudessa sekä korjaus-, maa- ja vesirakentamisessa tunnistettiin olevan paljon parannettavaa jätteiden kierrätyksessä ja uusiokäytössä. Kuluttajien vastuu yhdistettiin erityisesti asumiseen, ravinnon kulutukseen, autoiluun ja vapaa-ajanviettopoihin. Painopiste selonteossa oli kuitenkin tuotannon kehittämisessä, ei kulutuskäyttäytymisen muutoksessa. Palvelusektorin merkityksen esimerkiksi kasvihuonekaasujen tuottajana ennustettiin kasvavan ja selonteossa kehoitettiin arvioimaan palvelusektorin luonnonvaratalousvaikutuksia tarkemmin kuin aiemmin. Materiaali- ja energiatehokkuus oli kaikkien velvollisuus, mutta julkinen sektori tuli tässä yhteydessä esiin ohjaajana ja tavoitteen asettajana. Taloudellinen ohjaus mainittiin erikseen, mutta myös muut, erityisesti vapaaehtoiset sopimukset nähtiin tärkeinä. Biotalous tuotiin esille innovaatioiden ja uusien ratkaisumallien mahdollistajana.

Selonteon loppupuolella pohdittiin pitkälti hallinnollisten ja tiedollisten rakenteiden pirstoutuneisuutta. Kiinnostavana oivalluksena selonteossa huomioitiin myös koulutuksen pirstoutuneisuus. Koulutukseen vaikuttamalla voitaisiin vaikuttaa siihen, millaista asiantuntijuutta Suomessa tuotetaan. Selonteon asettamien tavoitteiden toteutuminen edellyttää yhteistä viitekehystä sektoroituneen politiikanteon sijaan. Selonteossa korostettiin, että johto- tai koordinaatiovastuuta ei ollut selkeästi määritelty. Tämä määrittämättömyys ilmeni myös koko selonteossa ja sen kirjoitustyyllissä. Runsaasti velvoitteita tunnistettiin, mutta vastuut ja velvoitteet eivät kohdistuneet tarkoin.

Selonteossa visioitiin uudenlaista ajattelua, kulttuurista muutosta, joka tapahtuisi yhteiskunnan eri tahoilla ja tasoilla. Kulttuurisen muutoksen ajureina olisivat julkisen vallan ohella järjestöt ja yritykset. Muutoksen mahdollistaminen edellyttäisi muutoksia instituutioissa, normeissa ja käytännöissä. Nämä eivät kuitenkaan konkretisoituneet selonteossa. Konfliktien hallintaa pohdittiin vain kerran. Selonteossa mainittiin että "monissa maissa" on sovellettu systemaattisia ja vapaaehtoisia konfliktien sovitteluprosesseja. Suomen osalta kehoitettiin käyttämään metsähallituksen kokemuksia hyödyksi.

Velvollisuuksien ohella on hyvä tarkastella oikeuksia. Samoin kuin velvollisuuksia, on vaikea tunnistaa niitä, joiden oikeuksia luonnonvaroihin määriteltäisiin selonteossa. Hyvin abstraktilla tasolla luonnonvaroista saavat hyötyä kaikki suomalaiset, Suomen talous, tulevat sukupolvet, alueet tai paikallinen väestö. Selonteossa korostuu tulevaisuus, tulevaisuuden ennakointi, siihen varautuminen, mutta myös tulevaisuuden kilpailukyky ja hyvinvointi. Kestävän kehityksen idea tulevasta sukupolvista ja niiden toimintaedellytysten turvaamisesta osoittaa, että tarkoitus ei ole ainoastaan

turvata nykyisiä oikeuksia käyttää luonnonvaroja. Eri oikeuksien haltijoiden välisiä ristiriitoja ei selonteossa juurikaan käsitelty. Kuitenkin yhtenä tällaisena jännitteenä voi tunnistaa kilpailun bioenergian (globaali intressi/oikeus), metsätalouden (kansallinen taloudellinen intressi/oikeus) ja ravinnontuotannon (ihmisten hyvinvointi/oikeus) kesken.

7.3

Kansallinen metsäohjelma 2015

Vuonna 2010 tarkistettu kansallinen metsäohjelma (KMO) oli laadittu korjaamaan vuonna 2008 laadittu ohjelma vastaamaan metsäteollisuuden rakennemuutoksen, Venäjän asettamien puunvientitullien, talouden taantuman ja finanssikriisin aiheuttamiin haasteisiin. Erittäin nopealla aikataululla tehty tarkistus osoitti ohjelman laatimiseen osallistuneilta metsäneuvostolta ja sen sihteeristöltä sekä työryhmiltä ja työpajoihin osallistuneilta lukusilta toimijoilta ketteryyttä. Toisaalta metsäohjelmien laajapohjaiseen laatimiseen voidaan katsoa Suomessa olevan jo vuosikymmenien kuluessa kartutettua osaamista ja perinnettä. 1960-luvulla laaditut MERA-ohjelmat, jotka korostivat metsien kasvua, 1980-luvun metsä 2000 -ohjelmat, jotka nostivat esiin puun käytön ja markkinoille saamisen haasteet ja toivat monikäytön talousmetsiä koskevaan politiikkaan sekä 1990-luvun metsän eri käyttömuotoja yhdentävä met-säpolitiikka pohjustivat nykyistä KMO:aa (Tiainen 2012).

KMO 2015 kuvasi toimintaympäristön muutokset, erityisesti metsäteollisuuden näkymät, uhkina, mutta korosti mahdollisuuksia. Metsäsektorista tulisi kehittää bioklusteri, joka tuottaisi materiaaleja ja palveluita myös muille toimialoille. Ohjelman kolme päätavoitetta olivat metsiin perustuva liiketoiminnan vahvistuminen ja tuotannon arvon kasvu, metsätalouden kannattavuuden paraneminen sekä metsien monimuotoisuuden, ympäristöhyötyjen ja hyvinvointivaikutusten vahvistuminen.

Monia hyötyjä metsistä

Vuoden 2008 KMO 2015 oli ottanut ”lisää hyvinvointia monimuotoisista metsistä” toiminta-ajatuksiksi ja rakentunut laajasti eri hyötyjen tuottamisen ympärille. Ilmasto- ja energiahyödyt, monimuotoisuus ja ympäristöhyödyt sekä kulttuuri ja virkistyskäyttö oli nostettu tavoitteisiin. Tässä mielessä KMO oli edeltäjiensä tavoin tunnistanut metsien tuottamia hyötyjä monipuolisesti tuoden esiin tuotanto- säätely- ja kulttuurisia ekosysteemipalveluita. Uutena hyötynä käsiteltiin luontomatkailemahdollisuuksien rinnalla myös terveysvaikutuksia ja niihin liittyviä liiketoimintamahdollisuuksia.

Vuoden 2010 tarkistettu KMO keskittyi edeltäjiensä enemmän kilpailukyvyyn ja liiketoiminnan edellytysten turvaamiseen. Sen toiminta-ajatus oli ”*monipuolinen metsien kestävä hoito ja käyttö luovat kasvavaa hyvinvointia*”. Tulevaisuuden hyvinvoinnin turvaamiseksi tarvittiin monipuolista liiketoimintaa, jonka raaka-aine tuotettaisiin kestävästi niin, että uusiutumisen huolehdittaisiin ja monimuotoisuutta turvattaisiin myös suojelemalla.

KMO:ssa oli määritelmiä, jotka nivoivat sen ekosysteemipalveluajatteluun. Eriksen oli määritelty metsien kestävä hoito ja käyttö, ekosysteemilähestymistapa, ekosysteemipalvelut, ympäristöhyödyt ja biotalous. Luonnon monimuotoisuus sisällytettiin näihin määritelmiin kiinteästi ja sen luonnetta ekosysteemipalveluiden tuotannon perustana korostettiin:

”Luonnon monimuotoisuus ei ole pelkästään itseisarvo, vaan monimuotoiset ja hyvin toimivat ekosysteemit tuottavat meille erilaisia palveluja, kuten puuta, puhdasta vettä ja ilmaa sekä virkistäytymismahdollisuuksia. Ihmiskunnan ja muiden eliöiden hyvinvointi on

täysin riippuvaisia näistä luonnon tuottamista niin kutsutuista ekosysteemipalveluista” (KMO, s. 16).

Ympäristöhyödyt liitettiin suoraan biomassan tuotantoon: tavoitteena oli huolehtia metsien hyvästä kasvukunnosta ja samalla varmistaa metsäluonnon monimuotoisuus, ilmastonmuutoksen hillitseminen ja siihen sopeutuminen, maaperän kunto ja vesien laatu. Luonnon monimuotoisuuden turvaaminen nähtiin keskeisesti KMO:n rinnalla ja osana toteutettavan METSO-ohjelman puitteissa huolehdittavaksi tehtäväksi. Eri hyötyjen välillä tunnistettiin olevan ristiriitoja:

“... mikä koetaan hyötynä toisaalla, voi olla haitta toisaalla. Esimerkiksi energiapuun käytön lisääminen on ilmastotavoitteiden saavuttamisen kannalta välttämätöntä, mutta toisaalta sen vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen, vesistöjen ja maaperän kuntoon sekä ilman laatuun ja ihmisten terveyteen ei ole tutkittu riittävästi” (KMO 2010, s. 15).

“Metsien eri käyttötärpeiden yhteen sovittamisessa tarvitaan ennakkoluulotonta ja kokonaisvaltaista metsän eri käyttömuotojen tarkastelua.” (KMO 2010, s. 16)

KMO:n tavoitteiden hyötyjä ei suoraan todettu, vaan hyötyjiksi voitiin tavoitteiden perusteella lukea suomalainen yhteiskunta lähi- ja pitkän ajan tulevaisuudessa sekä erityisesti metsätalouden ja -teollisuuden sekä muussa metsiin perustuvassa liiketoiminnassa mukana olevat toimijat: metsänomistajat, yritykset ja työvoima. Metsänomistajien metsätulon ja metsäalan yrittäjyyden maantieteellisesti tasaista jakautumista alueille ja puuta jalostavien ja energiaksi käyttävien yritysten ja näihin liittyvien korjuu- ja kuljetustyöpaikkojen merkitystä korostettiin. Erityistä painoarvoa saivat uudet liiketoiminta-ajatukset ja yritykset sekä palveluiden kehittäminen ja kansainvälistyminen. Toisaalta nostettiin esiin kansalaisten monenlaiset tavat hyödyntää metsiä ja erityisesti väestön elintason kohoamiseen liitettiin yhä monipuolistuva erilaisten hyödykkeiden kysyntä ja käyttö.

Velvollisuudet hallinnonalojen ja toimijoiden vastuissa

KMO korosti vastuuta jo toiminta-ajatuksessa: “metsäalasta biotalouden vastuullinen edelläkävijä”. Vastuu liitettiin metsätalouden kestävyteen, mikä ymmärrettiin laajasti ekologiseksi, taloudelliseksi ja sosiaaliseksi. Tähän kuuluivat ympäristöhyödyt, metsien monipuolinen käyttö ja maantieteellisesti laajasti karttuvat taloudelliset hyödyt, jotka tuottaisivat hyvinvointia pitkälle tulevaisuuteen.

Ohjelmasta voi epäsuorasti lukea, että eri hallinnonaloilla ja toimijoilla katsottiin olevan velvollisuus ylläpitää ja edistää kestävä metsätalouden edistämistä. KMO:n pitkä ohjelmaperinne korostui ohjelman selkeällä toimenpidevastuulla. Eri hallinnonalat, jotka olivat olleet mukana valmisteluissa, saivat tehtäväkseen niiden vastuulle kuuluvia tehtäviä. Maa- ja metsätalous-, ympäristö-, työ- ja elinkeino-, opetus- ja liikenne- sekä viestintähallinnon lisäksi vastuutettiin myös esimerkiksi tutkimuslaitoksia, teollisuutta, metsäalan toimijoita ja yritystoimintaa rahoittavia tahoja.

Samalla, kun korostettiin vastuullisen liiketoiminnan kannattavuutta, perusteltiin joitakin julkisten voimavarojen kohdentamista metsätalouteen. Puun hintakehityksen ja tilakoon pienentymisen aiheuttamia kuluja, puun energiakäytön lisääntymiseen tarvittavia investointeja ja puun käytön monipuolistamisen uusia liiketoiminta-ajatus- edistämistä varoja perusteltiin julkisin varoin tuettaviksi, samoin kuin luonnon monimuotoisuuden turvaamista. Metsätalouden kannattavuudesta huolehtimisen laaja vastuu juontaa juurensa metsäohjelmien historialliseen rooliin ja metsäpolitiikan perinteisiin perusteluihin (Ollonqvist 1998; Primmer 2011).

Metsäalan toimijoiden ja kaikkien suomalaisten oikeudet

Vaikka oikeuksia ei käsitelty suoraan, voi ohjelmasta lukea, että erityisesti kaikkien suomalaisten oikeus kestävästi tuotettuihin biotalouden tuotteisiin ja palveluihin perustuvaan hyvinvointiin oli keskeinen oikeus, jota KMO:lla edistettiin pitkälle tulevaisuuteen. Kaikilla suomalaisilla oli myös oikeus asettaa tavoitteita Suomen metsille:

”Suomalaisessa yhteiskunnassa metsien käytölle asetetaan yhä monipuolisempia odotuksia. Metsät ovat osa suomalaista kulttuuria ja niihin suhtaudutaan hyvin tunnelatautuneesti. Metsiä halutaan vaalia ja suojella” (KMO 2010, s. 16).

Perinteisistä metsäpolitiikalla edistetyistä oikeuksista esiin nousivat metsänomistajien oikeus kannattavan yksityismetsätalouden harjoittamiseen ja puunkorjuun osapuolten oikeus toimivaan tieverkkoon sekä puumarkkinaosapuolten oikeus toimiviin markkinoihin, erityisesti puunostajien oikeus puun saatavuuteen. Uusien monipuolisempien hyötyjen tavoittelun aiheuttamia mahdollisia ristiriitoja ei juuri käsitelty: ohjelmassa ei nostettu esiin luonnon monimuotoisuuden turvaamisen tai ekologisen kestävyuden tavoitteiden negatiivisia vaikutuksia puun tarjontaan tai energiapuun ja ainespuun välistä kilpailua, vaan kaikkia näitä tavoiteltiin rinnan.

Uutena liiketoimintamahdollisuutena nähtiin maisema- ja virkistysarvokaupan kehittäminen, mikä kiinnittää huomion julkishyödykkeisiin pohjautuvaan vaihdantaan. Malli on aivan uusi, mutta se voidaan nähdä luontevaksi jatkumoksi METSO-ohjelman vapaaehtoisen suojelun ympärillä käytävälle keskustelulle taloudellisten korvausten perusteista ja ekosysteemipalvelukaupasta sekä hiili- ja päästökaupan yleistymiselle (Primmer 2010; Hirsh ym. 2011).

7.4

Suostrategia

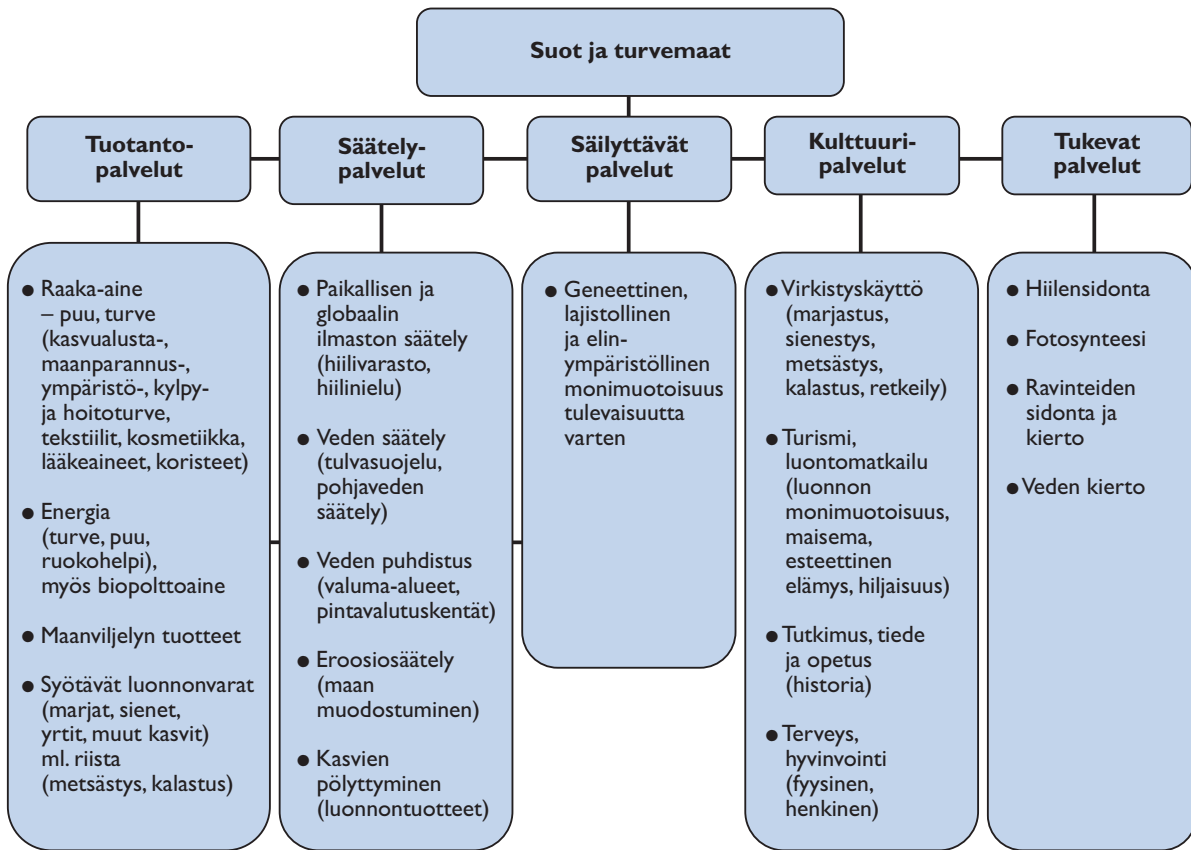
Soiden ja turvemaiden kansallisen strategian valmistelu käynnistettiin vuoden 2009 alussa maa- ja metsätalousministeriön koordinoimana. Strategia valmistui helmikuussa 2011. Strategiaehdotuksen tavoitteeksi oli asetettu yhteisen, ajantasaisen näkemyksen aikaansaaminen soiden ja suoluonnon sekä turvemaiden monipuolisesta ja kestävästä käytöstä sekä soiden ja turvemaiden eri käyttötarpeiden yhteensovittaminen. Ekosysteemipalvelut oli valittu lähtökohtaiseksi jäsennykseksi ja tarkasteltavaksi strategian valmistelussa (Kuva 7.1).

Runsaasti palveluja, mutta kenen palveluja?

Suostrategian lähtökohdaksi oli otettu yhteensovittaminen. Se johti siihen, että esillä oli myös lukuisia eri hyötyjä ja hyödyn saajia, eli sidosryhmiä. Luonteenomaista strategian argumentoinnissa kuitenkin oli, että ensisijaisesti tuotiin esille hyödyt, toissijaisesti hyödyn saajat:

”Strategian tarkastelu kattaa myös kaikki soiden käyttömuodot: maatalouden, metsätalouden, turvetuotannon, suoluonnon monimuotoisuuden suojelun, luonnontuotteiden keruun ja metsästyksen, porotalouden sekä virkistys- ja opetuskäytön.” (Suostrategia, s.18)

Soiden ja turvemaiden tuottamat hyödyt tuotiin esille laaja-alaisesti (kuva 7.1). Näistä hyötyviä tahoja voivat olla mm. maanomistajat, energian tuottajat, porotalous, marjojen, sienten, riistan yms. luonnon tuotteiden käyttäjät, virkistäytyvät ja



Kuva 7.1. Soiden ja turvemaiden tarjoamat ekosysteemipalvelut (Suostrategia, s.17).

matkailijat, tutkijat ja oppilaitokset sekä kosmetiikka- kauneus- ja hoitoalan yrittäjät ja lääketeollisuus. Näiden toimijoiden harjoittamat toimet hyödyttivät lukuisia muita sidosryhmiä ja samalla saattaisivat vähentää toisten kokemia hyötyjä, jos hyötyjen yhtäaikainen tuotanto olisi osittain tai jopa täysin mahdotonta. Tuotantopalveluiden tuottama hyöty pohjautuisi markkinakysyntään. Toisaalta tarjonta voi myös luoda kysyntää. Suo- ja turvemaiden käyttö nähtiin integroituvan osaksi hyvin monia yhteiskunnallisia tarpeita ja niihin perustuvia rakenteita. Ne hyödyt, jotka olivat markkinattomia ja yleishyödyllisiä olivat myös kestävän käytön näkökulmasta haasteellisimpia. Suo- ja turvemaiden osalta näitä olivat säätely- ja tukipalveluista erityisesti ilmastonsäätely, hiilivarastot ja hiilinielut sekä kulttuuripalveluista erilaiset virkistys- ja sivistykselliset (tiede ja taide) palvelut.

Erityispiirteenä suostrategiaehdotuksessa oli ekosysteemipalveluiden luokitukseen lisätty uusi luokka ”säilyttävät palvelut”. Säilyttävillä palveluilla tarkoitettiin soiden ja turvemaiden geneettistä, lajistollista ja elinympäristöllistä monimuotoisuutta. Tällä haluttiin korostaa niiden merkitystä muiden ekosysteemipalveluiden sekä luonnon sopeutumisen- ja uusiutumiskyvyn perustana. Strategiassa todettiin:

”Luonnon monimuotoisuus on ihmiselle elinehto ja ekosysteemipalvelujen perusta. Monimuotoisuudella on keskeinen merkitys ekosysteemien toiminnalle, sillä se vaikuttaa niiden tuottokykyyn, kykyyn palautua häiriöiden jälkeen sekä sopeutumiskykyyn muuttuvassa ympäristössä.” (s. 31)

Uuden luokan lisääminen ekosysteemipalveluihin pohjautui siihen huoleen, että ekosysteemipalvelulähestymistapa korostaisi liikaa hyötynäkökulmaa jolloin luon-

non monimuotoisuuden tärkeys voisi unohtua. Julkisuudessa käydyssä keskustelussa esitettiin myös näkemyksiä, ettei säilyttävien palvelujen lisääminen erillisenä luokkana ollut onnistunut tapa integroida luonnon monimuotoisuutta tähän strategiaan tai osaksi ekosysteemipalvelukäsitettä (Lindholm 2011). Suostrategiassa ja suo- ja turvemaita koskevissa hallinnollisissa päätöksissä huomio oli kiinnittynyt soiden käytön vesistö- tai lajien monimuotoisuusvaikutuksiin. Suoluonnon ominaispiirteet eivät olleet saaneet osakseen huomiota. Lisäksi kritisoitiin sitä, että vain osa suoluonnon käytön negatiivisista vaikutuksista huomioidaan arvioinneissa ja lupakäytännöissä (Lindholm 2011; SLL 2011).

Eri ekosysteemipalvelut kehittyvät ja uusiutuvat erilaisilla aikajännteillä. Tämä on erityisen tärkeä huomio suo- ja turvepalveluissa, koska ne ovat hitaan kehitymisensä vuoksi asettuneet yhteiskunnallisessa määrittelyssä hitaasti uusiutuvien ja uusitutumattomien luonnonvarojen väliin. Toinen haaste ekosysteemipalveluiden tarkastelussa oli eri palvelujen väliset luonne-erot ja suhde toisiinsa. Eri palveluiden keskinäisiä riippuvuussuhteita tai niiden tärkeysjärjestystä ristiriita- tai valintatilanteissa ei strategian avulla voi selvittää.

Suostrategiassa tuotiin kulttuuripalvelut tulevaisuuden mahdollisuutena. Suoluonnon säilyttäminen voi olla kannattavaa jonkin uuden hyödyn mahdollistamiseksi. Toisaalta tarjonta voi myös luoda kysyntää. Strategiassa esitettiin yhtenä toimenpiteenä soihin perustuvien kulttuuripalvelujen tuottamisen edistäminen. Strategiatekstistä voi päätellä, että suot olisivat monille suomalaisille vieras ja eksoottinen luonnonelementti.

Tiedonhankinnallisia velvollisuuksia tasapainottamaan perinteisiä käyttöoikeuksia

Yksi suuntaus ekosysteemipalvelulähestymistavassa on ollut tunnistaa palvelujen hyötyjät ja sitä kautta tehdä näkyväksi kustannuksia, joita aiemmin ei ole luonnonvarojen hallinnassa huomioitu. Tällainen tarkastelutapa kohdistaa velvoitteita hyötyjille. Strategian kirjoitustyyli oli yleinen, eikä tarkkoja kohdennuksia toimijatahoihin tai sidosryhmiin tehty. Toimijoita oli tunnistettavissa yleisellä tasolla, mutta niihin ei suoraan kohdistettu oikeuksia tai velvoitteita. Suostrategian kirjatussa Suomen luonnonsuojeluliiton eriävässä mielipiteessä moitittiin strategian kyvyttömyyttä konkretisoida luonnonsuojelulain mukaista ojittamattomien soiden säilyttämisvelvoitetta ja vaadittiin laajaa osallistumista vesistöhaittojen vähentämiseen. Samalla ihmeteltiin sitä, että strategia vahvistaa turpeen käytön oikeuksia ja väheksyy saamelaiden oikeuksia.

Suostrategian toimenpiteet pitivät sisällään lukuisia kestävyyttä vahvistavia toimenpide-ehtotuksia. Iso osa näistä on selvitys- tai tunnistustyyppisiä tehtäviä kuin varsinaisia hallinnan toimenpiteitä. Suostrategian ohjauskeinoina mainittiin tuet ja ehdotettiin niiden kohdistamisen uudelleen tarkastelua ja tehostamista. Kustannusvelvoitteita ehdotettiin kohdistettavaksi eri toimialoille. Näiden tarkentaminen jatkotyössä kiinnittäisi huomiota myös ekosysteemipalveluihin ja niiden tuottamisen välisiin mahdollisiin ristiriitoihin. Joka tapauksessa strategia jätti varsinaiset velvoitteet ja eri toimijoiden oikeuksien vahvistamisen myöhemmän suunnittelun ja selvitysten varaan.

Soiden ja turvemaiden käyttö tulee suunnitella ja toteuttaa siten, että otetaan laajasti huomioon niiden merkitys ekosysteemipalvelujen tuottajana, sovitetaan yhteen ristiriitaiset käyttötarpeet sekä tunnistetaan ja hyödynnetään mahdollisia synergioita. Tavoitteena on turvata kaikki ekosysteemipalvelut, joita tarvitaan suomalaisten eri tarpeiden turvaamiseen nyt ja tulevaisuudessa.

Monet esitetyistä toimenpiteistä perustuivat vapaaehtoisuuteen. Muun muassa luonnonarvokauppa olisi vapaaehtoisuuteen perustuva ohjauskeino, joka on ekosys-

teemipalvelulähestymistapaan hyvin soveltuva. Tiedollisia ohjauskeinoja olivat koulutus, neuvonta ja neuvottelut. Sääntelykeinoina tuotiin esiin maakuntakaava ja parempi integroiminen osaksi muita hallinnollisia prosesseja sekä ilmoitusvelvollisuuden määrän lisääminen.

Kaiken kaikkiaan soiden käytöstä hyötyvät ovat laaja-alainen ja hahmottomaton joukko ja tavoitellut hyvinvointivaikutukset laaja-alaisia, koko Suomea koskevia. Tämän voi todeta suostrategian yhteenvedosta:

”Soiden ja turvemaiden käytön kokonaishyöty sekä taloudelliset ja yhteiskunnalliset vaikutukset ovat Suomelle edelleen merkittävät. Niiden tuottamia ekosysteemipalveluja monipuolisesti hyödyntämällä voidaan ylläpitää ja lisätä Suomessa asuvien ja toimivien ihmisten hyvinvointia. Soiden ja turvemaiden taloudellinen käyttö voi kuitenkin heikentää suoluonnon monimuotoisuutta sekä aiheuttaa haitallisia vesistö- ja ilmastovaikutuksia”.

Konkreettinen strategiatyö on vasta alussa ja vaatii jatkossa monia rohkeita päätöksiä, joista voi tässä strategissa lukea vain rivien välistä. Suostrategia on kuitenkin laaja-alainen ja antaa paljon sisällöllistä suuntaa päätöksenteon ja hallinnon suunnitteluun. Sisällöllisesti strategia tuo monipuolisesti ja vahvasti esille kestävän käytön näkökulmaa, samalla kun se jättää käsittelemättä keskeisiä ristiriitoja ja valintoja. Todennäköisesti intensiivinen suo- ja turvemaiden hyötykäyttö ja kestävyys eivät ole helposti yhteen sovitettavissa.

7.5

Yhteenvedo ohjelmien ekosysteemipalvelunäkökulman hyödyntämisestä

Uudet luonnonvaraohjelmat sisälsivät laajasti ekosysteemipalvelunäkökulmaa perinteisten kestävän tuotannon ja kysynnän edistämiseen tähtäävien tarkastelujen lisäksi. Toisaalta ekosysteemien ja ekosysteemipalveluiden välisiä vuorovaikutuksia oli ohjelmissa konkretisoitu vähemmän kuin mitä ekosysteemipalvelukirjallisuudessa odotetaan.

Luonnonvarojen ja niiden taustalla olevien ekosysteemien toimintojen lisääntyvä tarkastelu ekosysteemipalveluina toi esiin lukuisia hyötyjä, jotka usein näkyivät kohdistuvan laajasti yhteiskuntaan, maantieteellisesti laajalle alueelle ja myös tulevien sukupolvien edustajille. Samalla konkreettista tai yksittäistä hyötyjä oli usein vaikea tunnistaa. Yleisen hyödyn tavoittelu on haasteellista hallinnollisesti ja juridisesti, sillä hyödyn muutoksia voi olla hankala huomata ja erityisesti vastuita ja velvoitteita on vaikea kohdentaa. Tämä lienee myös yksi luonnonvarojen kestävän käytön yleinen ongelma. Ekosysteemipalvelukäsite ei poista tätä ongelmaa, mutta onnistuu nostamaan sen esille. Erityisesti säätely- ja tukipalvelut ovat sellaisia, joita on vaikea kohdistaa tiettyihin toimijoihin, sidosryhmiin. Vaikka puhtaasta vedestä tai tuottoisasta metsämaasta saatava hyöty ymmärretäänkin, ei niiden tuottamista ole helppo osoittaa velvollisuudeksi tietyille tahoille. Äärimmäisenä esimerkkinä on ilmastonsäätely, joka on säätelypalvelu, josta hyötyy koko maapallon väestö, mutta sen tuottamisen operationalisointi on vaikeaa.

Luonto ja monet luonnonvarat ovat perinteisesti olleet myös julkisia tai muuten vapaasti nauttavissa ja hyödynnettävissä. Koska hyödyt, niistä nauttimisen oikeus ja niiden tuottamisen velvollisuus ovat julkisia tai muutoin yleisiä, on taloudellisten ohjauskeinojen kohdentaminen hankalaa. Niitä varten tulisi olla selkeä taho, jolle

kannustin osoitetaan ja selkeä palveluyksikkö tai ekosysteemiparannus, josta korvaus maksetaan. Asetelma on erilainen niiden ekosysteemipalveluiden kohdalla, jotka perustuvat vahvasti yksityisomistukseen. Jos omistusoikeutta uudelleen järjestettäisiin, perustuisivat järjestelyt markkinahintaan. Sääntely, varsinkin juridiset periaatteet, ja tiedonvälitys sen sijaan toimivat paremmin yleistä hyötyä tavoittelevan ohjauksen välineinä.

Erityispiirteenä Suomessa on jokamiehenoikeus, jonka perusteella monet luonnon käyttömuodot ovat kaikille avoimesti saatavilla. Vuoden 2012 vilkas jokamiehenoikeuksia koskeva keskustelu osoittaa, miten laajasti ekosysteemipalveluista voidaan hyötyä, mutta miten kiinteästi hyödyntämiseen liittyy velvollisuuksia. Jokamiehenoikeuksien laaja hyödyntäminen ja tuttuus auttavat myös havainnollistamaan julkishyödykkeiden taloudellisen ohjauksen haasteita. Julkishyödykkeen puolustaminen on kansalaisyhteiskunnan, tutkimuksen tai hallinnon tehtävä. Samalla sen mahdollistavat tahot, kuten maanomistajat, voisivat myös imagosyistä edistää laajaa julkisten palveluiden hyödyntämistä.

8 Ekosysteemipalvelut Helsingin Östersundomin ja Lahden Kytölän aluesuunnitteluprosessissa ja viherrakenteessa

8.1

Tausta ja maankäytön suunnittelun tarkastelussa käytetyt menetelmät

Kaupunki ja maaseutu muodostavat ekosysteemipalvelujen tuotannossa jatkumon, jossa tuotantopalvelujen painopiste on selkeästi maaseudulla, kun taas kaupungissa suhteellisesti tärkeämpi merkitys on kulttuurisilla ja säätelypalveluilla. Kaupunki ei ole irrallinen yksikkö, vaan koko kaupungin toiminta perustuu hyvin laajaan, oikeastaan maapallonlaajuiseen ekosysteemipalveluja tuottavaan alueeseen. Kaupunkilaisten tarvitsema ruoka ja monenlaiset raaka-aineet eri käyttötavaroiden valmistukseen tulevat hyvinkin pitkien matkojen takaa. Kasvavana pyrkimyksenä on kuitenkin tuottaa ruokaa lähialueilla, ns. lähiruokana. Myös kaupungeissa on alettu harrastaa uudelleen pienimuotoista ruuantuotantoa omakotipihoilla, kerrostalopihoilla ja jopa rakennusten katoilla, joten tuotantopalveluiden rooli kaupungeissa on kasvussa.

Mahdollisuus virkistäytyä luonnossa kuuluu kulttuuriin ekosysteemipalveluihin, ja sillä onkin suuri merkitys ihmisten fyysiselle, psyykkiselle ja sosiaaliselle hyvinvoinnille. Kaupunkialueilla tärkeitä ovat sekä jokapäiväisen arkiliikunnan mahdollistavat lähivirkistysalueet että enemmän kaupungin reunoilla tai sen ulkopuolella sijaitsevat suuremmat ulkoilu- ja retkeilyalueet. Vaikka virkistysalueisiin on perinteisesti kiinnitetty huomiota maankäytön suunnittelussa tärkeänä elinympäristön laatutekijänä, ne nähdään usein myös mahdollisina lisärakentamisalueina. Ihmisten hyvinvointia ylläpitävän toimintonsa lisäksi nämä alueet tuottavat kuitenkin myös muita ekosysteemipalveluita, joiden merkitys on huomattu vasta hiljattain.

Ilmastonmuutoksen arvioidaan lisäävän sateisuutta, minkä vuoksi sadevettä imeyttävä maapinta-ala on yhä tärkeämpää kaupunkitulvien ehkäisemiseksi. Hulevesien imeyttäminen on saanut huomiota viime vuosina ja nykyään on tavallista, että maankäytön suunnitelmiin liittyy omana osionaan hulevesisuunnitelma muodossa tai toisessa. Veden imeytyksen lisäksi muita erityisesti kaupungissa tärkeitä säätelypalveluita ovat paikallisilmaston säätely (mm. hellehuippujen tasoitus kasvillisuuden haihdutuksen ansiosta ja ilmankosteuden lisääminen), ilmansaasteiden sidonta ja melun vaimentaminen. Säätelypalveluista hiilensidonnalla on kaupungeissa pienin merkitys, mutta hiilineutraaliuden tavoittelussa pientenkin hiilinielujen arviointi on tärkeää.

Ekosysteemipalveluiden ja niitä tuottavien alueiden tunnistaminen muodostaa perustan kestäväälle kaupunkisuunnittelulle. Tässä osatarkastelussa tavoitteena oli selvittää, kuinka hyvin ekosysteemipalvelujen käsite tunnetaan ja miten se ymmärretään sekä mitkä ekosysteemipalvelut korostuvat kaavoituksessa ja mitkä jäävät vähemmälle huomiolle. Samalla selvitettiin, kuinka käyttökelpoisena ja hyödyllisenä

suunnittelijat pitävät ekosysteemipalvelun käsitettä käytännön työssä, millaisia tietotarpeita ekosysteemipalveluihin liittyy ja millaiset paikkatietoratkaisut palvelisivat suunnittelijoiden tarpeita parhaiten. Kuten luonnonvaroja koskevien toimintaohjelmien analysoinnissa, myös tässä tutkittiin, millaisia hyötyjä, oikeuksia ja velvollisuuksia ekosysteemipalveluihin liitetään.

Ekosysteemipalvelukäsitteen käyttöä tutkittiin kahdessa meneillään olevassa alue-suunnitteluprosessissa. Tarkasteltavina olivat Kytölän asemakaavan muutos Lahdessa sekä Östersundomin yhteisen yleiskaavan valmistelu Helsingin, Vantaan ja Sipoon alueella. Tarkastelussa käytettiin dokumenttianalyysiä, puolistrukturoituja ryhmähaastatteluja ja paikkatietoanalyysijä. Dokumenttianalyysi kattoi keskeisiä saatavilla olevia asiakirjoja kaavoitusprosessien eri vaiheista. Näitä olivat mm. kaavat, kaavaluonnokset ja kaavaselostukset liitteineen, osallistumis- ja arviointisuunnitelmat, maisema-, rakennettavuus-, liikenne-, melu- ja luontoselvitykset, hulevesisuunnitelmat, yleisötilaisuuksien muistiot ja muut suunnittelun kannalta keskeiset selvitykset, suunnitelmat ja asiakirjat (liite 2). Lisäksi haastateltiin yhteensä seitsemää maankäytön suunnittelijaa eri kaavatasoilta. Suunnittelijat edustivat Helsingin kaupunkisuunnitteluvirastoa, Lahden kaupungin teknisen ja ympäristötoimialan maankäytön osastoa sekä Päijät-Hämeen liittoa. Haastattelut tehtiin ryhmähaastatteluina, ja kuhunkin haastatteluun osallistui kahdesta kolmeen asiantuntijaa. Lista haastatelluista henkilöistä on liitteessä 3.

Ekosysteemipalveluihin liittyviä mainintoja ja argumentteja analysoitiin hyödyn, oikeuden ja velvollisuuden näkökulmasta (Primmer ym. 2011). *Hyötyargumenteissa* korostuvat hyödyt ihmisille voivat olla luonteeltaan moninaisia: taloudellisia, kulttuurisia, terveyteen tai viihtyvyyteen liittyviä tai ekologisia. *Oikeuksia koskevat argumentit* nostavat esiin näkemyksen, jonka mukaan jokin osapuoli on oikeutettu ekosysteemipalveluihin. Oikeus ekosysteemipalveluun voi olla oikeudellinen tai moraalinen. Toisaalta oikeus voi näyttäytyä myös kevyemmin niin, että ekosysteemipalvelua pidetään toivottavana ja tavoiteltavana. *Velvollisuusargumenteissa* ekosysteemipalveluihin sekä niiden turvaamiseen ja edistämiseen liitetään velvoitteita. Lait, muut kaavatasot, erilaiset suunnitelmat, ohjelmat ja aloitteet ovat muodollisia velvoitteita. Velvoitteet voivat olla myös epämuodollisia, kuten moraalisia velvoitteita, tottumuksia tai toimintatapoja.

Paikkatietoanalyysissä käytettiin digitaalista kaavasuunnitelmaluonnosta, kaupunkien digitaalisia selvitysaineistoja, ympäristöhallinnon monipuolisia paikkatietoaineistoja sekä ekosysteemipalveluita tuottavien alueiden arvioimiseen kehitettyjä mittareita (Söderman ja Saarela 2011). Lisäksi hankkeen aikana kehitettiin ja testattiin muutamia uusia mittareita.

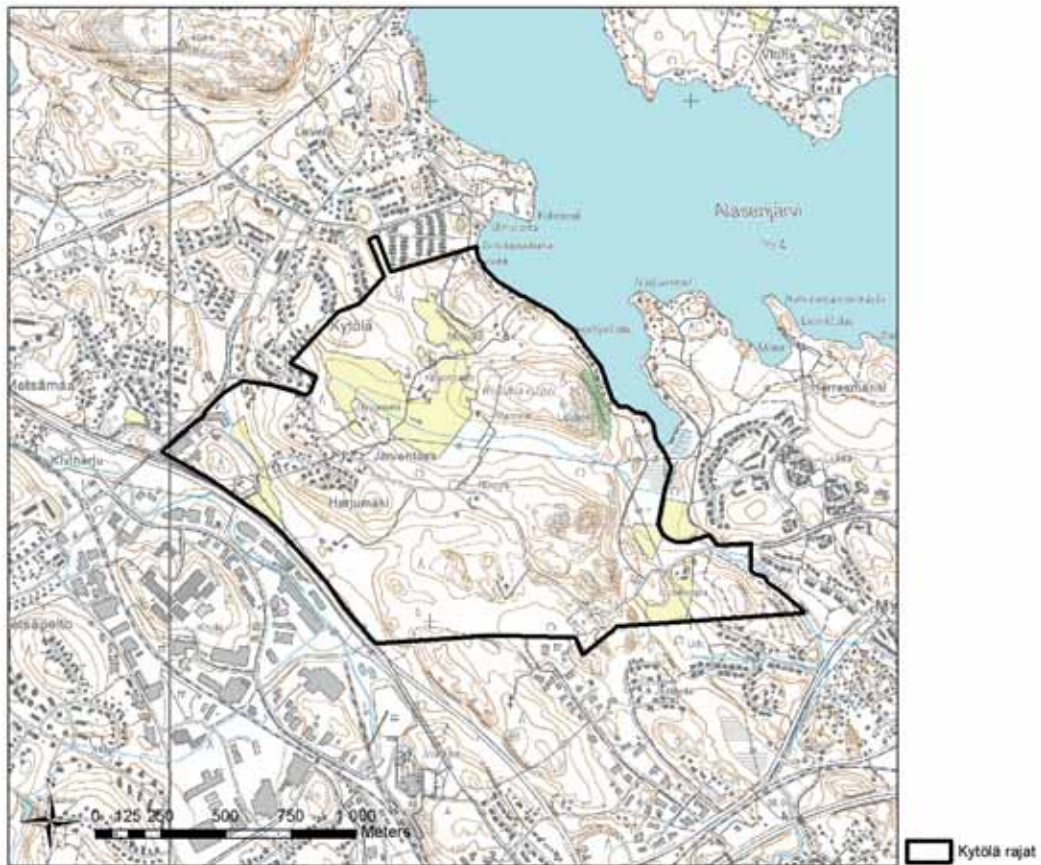
8.2

Tarkastellut suunnittelutilanteet

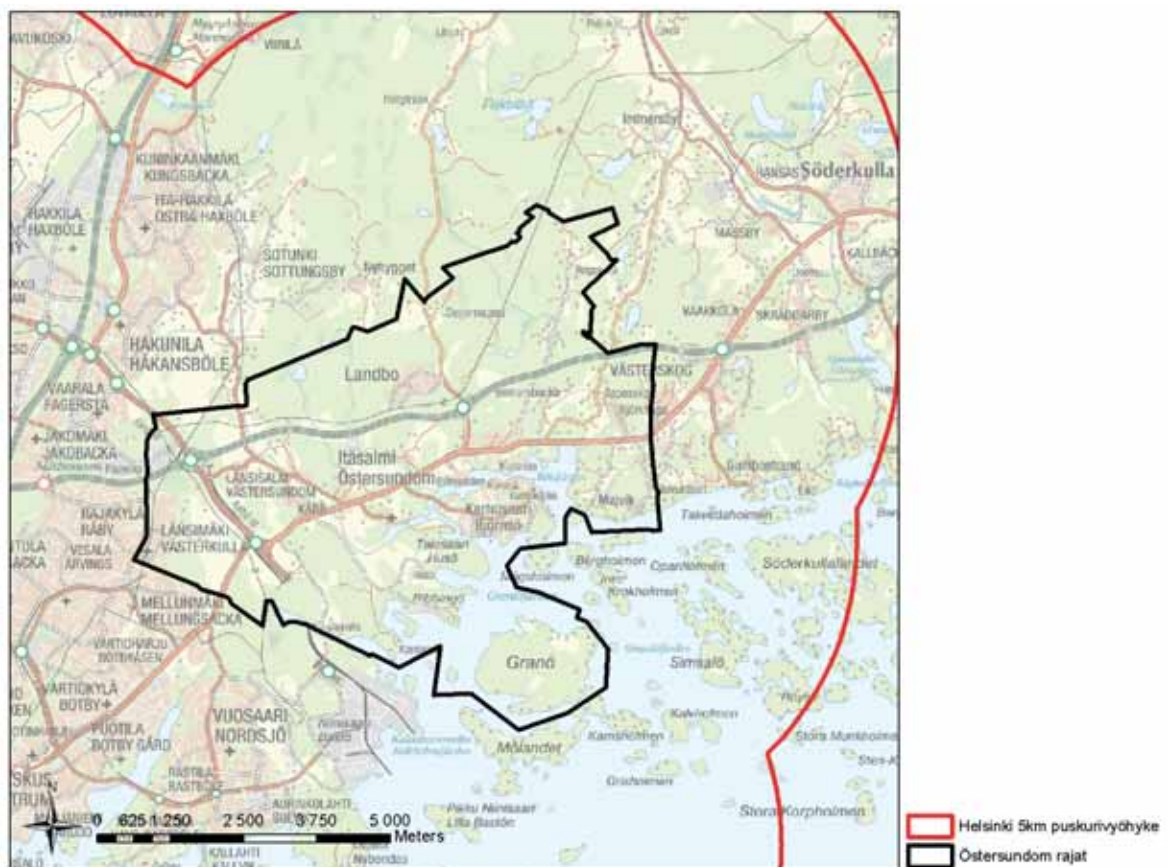
Kytölä

Kytölän asemakaava-alue sijaitsee Alasenjärven rannalla Lahden kaupungin pohjoisosassa noin neljä kilometriä kaupungin keskustasta koilliseen. Kaava-alueen raja peruskarttapohjalla on esitetty kuvassa 8.1. Alueen maisemarakenteen hallitseva piirre on kallioselänne, joka jakaa alueen vedet kolmeen eri valuma-alueeseen. Kytölän alue on mäkistä ja metsäistä maastoa, jolla on varsin paljon maisemallisia ja luontoarvoja. Alueen itäpuolella Ahtialassa on ollut jo keskiaikana asutusta.

Kytölän alueelle suunnitellaan uutta pientalovaltaista asuinalueita asemakaavan muutoksella. Suunnittelualueen pinta-ala on kokonaisuudessaan noin 170 hehta-



Kuva 8.1. Kytölän asemakaava-alueen rajaus.



Kuva 8.2. Östersundomin yhteisen yleiskaavasunnitelma-alueen rajaus.

ria. Asuinalueen suunnittelu etenee vaiheittain. Kaavoituksen ensimmäinen vaihe (48,2 ha) tuli lainvoimaiseksi lokakuussa 2011. Suunnittelua jatketaan tämän alueen pohjoispuolella. Suurin osa analysoiduista dokumenteista käsitteli kaavoituksen ensimmäistä vaihetta (Lahden kaupunki 2010).

Östersundom

Östersundomin yleiskaava-alue sijaitsee pääkaupunkiseudun itäosissa vuonna 2011 perustetun Sipoonkorven kansallispuiston eteläpuolella (kuva 8.2). Östersundomin aluetta luonnehtivat viljelymaisema, pienipiirteinen saaristomainen maisemarakenne, meren läheisyys, jylhät kallioselänteet sekä alueen pitkä kulttuurihistoria. Alueella olevat nykyiset luonnonsuojelualueet ja Natura 2000 -alueet ovat keskeinen lähtökohhta koko alueen suunnittelussa.

Östersundomin alueelle laaditaan Helsingin ja Vantaan kaupunkien sekä Sipoon kunnan yhteistä yleiskaavaa. Suunnittelualue on laajuudeltaan 45 neliökilometriä ja päämääränä on rakentaa asuinalue noin 70 000 ihmiselle. Suunnittelu alkoi Helsingin kaupunkisuunnittelu-virastossa vuonna 2008. Vuonna 2009 osa Sipoota liitettiin Helsinkiin. Tässä tarkasteltu ensimmäinen kaavaluonnos oli nähtävillä keväällä 2011. Yleiskaavan tarkistettu luonnos hyväksyttiin Sipoossa, Vantaalla ja Helsingissä keväällä 2012. Mittavan hankkeen taustalla oli pääkaupunkiseudun voimakas väestönkasvu.

8.3

Ekosysteemipalveluiden tunnistaminen Östersundomin ja Kytölän kaavoituksessa

Maankäytön suunnittelussa tuotetaan paljon luontoon liittyvää taustatietoa suunnitelmien pohjaksi. Analysoitujen dokumenttien ja haastattelujen perusteella sekä Kytölän että Östersundomin kaavoituksessa luonto- ja ympäristökysymyksiä käsiteltiin pääasiassa perinteisistä suojelunäkökulmista, jolloin huomio kiinnittyi uhanalaisiin lajeihin, lajien ja alueiden viralliseen suojelustatukseen sekä yleisemmin luonnon monimuotoisuuteen. Luonnontilaisuutta, ekologisia yhteyksiä ja verkostoja pidettiin myös yleisesti suojelun perusteina.

Suunnitteludokumenteissa ekosysteemipalvelu-käsitettä ei mainittu lainkaan, mutta toisaalta ekosysteemipalveluita käsiteltiin monesta näkökulmasta. Esimerkiksi virkistykseen tai hulevesien käsittelyyn viitattiin usein. Nämä maininnat olivat suunnitteluaineistossa hajallaan, toisin kuin perinteiset luonnonsuojelukysymykset, jotka oli usein jäsennelty omiksi kohdiksi. Haastatteluissa ekosysteemipalvelukäsitettä käytettiin yleisesti.

Ekosysteemipalveluiden tunnistaminen kaavoitusdokumenteissa

Luonto- ja ympäristökysymykset olivat näkyvästi esillä Kytölän ja Östersundomin suunnitteludokumenteissa. Suunnittelualueilla oli teetetty lukuisia selvityksiä, mm. rakennettavuudesta, hulevesistä, maaperästä, liikenne- ja liittymäratkaisuista, hiljaisista alueista, maisemasta ja eläimistöä. Kytölän asemakaavan luonnon ja ympäristön kuvaus perustui pääosin paikkatietomuotoiseen maisemaselvitykseen sekä erillisiin lajiselvityksiin. Kaavaselostus kuvasi alueen maisemaa, topografiaa ja maaperää. Kasvillisuuden osalta kuvattiin monimuotoisuusalueita ja eläinten osalta kookkaiden nisäkkäiden, uhanalaisten lintulajien, liito-oravien ja lepakoiden esiintymäalueita.

Myös vesitaloutta, rakennettua ympäristöä ja maanomistusta esiteltiin. Teknisemmissä liikenne- ja rakennettavuusselvityksissä ekosysteemejä sivuttiin harvemmin. Tosin niissäkin tietyt ekosysteemipalvelut, kuten hulevesien käsittely, korostuivat.

Östersundomin suunnittelualueella oli tehty monia luontoselvityksiä (ks. liite 2). Näissä selvityksissä painoarvo oli lajistossa. Erityisesti oli kartoitettu uhanalaisia lajeja, luonnonsuojelulain mukaisia luontotyyppisiä, metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä ja luontodirektiivin lajeille sopivia elinympäristöjä. Natura 2000 -alueet nousivat korostetusti esiin. Östersundomin maisemaselvityksessä oli hyödynnetty alueelta tehtyjä luontoselvityksiä. Maisemaselvitys kuvasi suunnittelualan maisema- ja luontotyyppisiä sekä alueen sijaintia seudullisessa ekologisessa järjestelmässä. Lisäksi esiteltiin tarkemmin kallioperää, maaperää, korkeussuhteita ja vesioloja, ilmastoa, pintavesiä, rantoja ja meriveden laatua. Kasvillisuutta kuvattiin yleisellä tasolla ja eläimistöä kuvattiin pääasiassa karismaattisia nisäkkäitä ja lintuja.

Aineistossa oli lukuisia viittauksia luonnon toimintoihin, käyttömuotoihin ja hyötyihin, jotka voitiin lukea ekosysteemipalveluita havainnollistaviksi. Ekosysteemipalvelun käsitteen alle sijoittuikin monia asioita, jotka ovat pitkään olleet arkipäivää suunnittelussa. Niitä ei kuitenkaan kuvattu ekosysteemipalveluina, eikä tästä syystä aina tarkasteltu yhdessä. Perinteisestä poikkeava lähestymistapa kaupungin ja luonnon välisiin suhteisiin esitettiin Östersundomin kaupunkiekologisessa ohjelmassa (Haila ym. 2010). Ohjelma korosti kaupunkia ekososiaalisena kokonaisuutena. Vaikka ekosysteemipalveluja ei ohjelmassa mainittu käsitteenä, eikä luonnon prosesseja tai käyttömuotoja jaoteltu ryhmiin, ohjelma sivusi läheisesti tuotanto-, säätely- ja kulttuuripalveluja. Se käsitteli ihmistä luonnon muokkaajana ja hyödyntäjänä sekä luonnosta riippuvaisena toimijana. Ohjelma käsitteli veden, ravinteiden ja energian kiertoja kaupungissa. Toisaalta se tarkasteli syvällisesti ympäristön kulttuurillisia ja symbolisia merkityksiä. Huomionarvoista on, että ohjelmassa pidettiin tärkeänä siirtymistä tiukasti luonnonsuojelualueille rajatusta suojelusta kohti luonnon ja ihmisen vuorovaikutukset huomioon ottavaa suojelua. Luonnon ja kaupungin välinen jyrkkä jaottelu nähtiin keinotekoisena.

Kulttuuripalvelut

Molempien suunnittelualueiden dokumenteissa korostuivat kulttuuripalveluiksi luettavat asiat. Virkistykseen viitattiin runsaasti myös haastattelussa. Yhdeksi Kytölän kaavan keskeisistä tavoitteista oli nostettu hyvät virkistysmahdollisuudet, joiden säilymisen tärkeyttä myös lähialueiden nykyiset asukkaat olivat painottaneet yleisötilaisuudessa. Lähivirkistysalueeksi olikin osoitettu noin 42 % suunnittelualan pinta-alasta. Lisäksi suunnitteluasiakirjoissa nousi esiin alueen maiseman esteettinen arvo. Östersundomin alueen asiakirjoissa pyrittiin edistämään Sipoonkorven ja Natura 2000 -alueiden virkistyskäyttöä. Maisemaselostus esitteli alueen moninaisia virkistysmuotoja, kuten ulkoilua, pyöräilyä, ratsastusta, lintujen tarkkailua, veneilyä, uimista, kalastusta ja metsästystä. Ratsastusreitit ja hevostallit antoivat oman leimansa alueen virkistyskäytön suunnittelulle.

Kaupungin viheralueita pidettiin tärkeinä kaupunkilaisten kohtaamispaikkoina. Östersundomin kaupunkiekologinen ohjelma korosti kaupunkiluonnon merkitystä asukkaiden kokemusten ja virikkeiden lähteenä. Sen mukaan viheralueet voivat lisätä kaupunkiympäristön monipuolisuutta, asumisen viihtyisyyttä ja virikkeisyyttä sekä alueen symbolisten merkitysten rikkautta. Luonnon nähtiin kantavan monia kulttuurisia merkityksiä. Ohjelma antoi käytännön suosituksia virkistys- ja ulkoilumahdollisuuksien turvaamiseksi. Kasvavan virkistyskäytön vaikutus alueiden kulumisessa tunnistettiin ja ongelman ratkaisemiseksi annettiin suosituksia.

Kytölän maisemaselvityksessä kuvatut esteettiset piirteet, kuten tietyt puustot, lakimaisemat, näkymät ja näköalapaikat, oli otettu huomioon suunnittelussa. Ylei-

sötilaisuudessa alueen asukkaat olivat pitäneet tärkeänä kauniiden maisemien säilymistä ja pelänneet maalaismaiseman katoamista. Asukkaat olivat myös toivoneet kaavaan parempaa asumisväljyyttä, jonka nähtiin liittyvän alueen maisemaan. Östersundomin alueen esteettiset arvot tulivat vahvasti esille maisemaselvityksessä ja kaavaselostuksessa. Maisemakuvasta kerrottiin yksityiskohtaisesti ja maisemallisten ominaispiirteiden säilyttämiseen viitattiin usein. Maatalousmaisema liittyi läheisesti Östersundomin historiaan ja identiteettiin. Kulttuurihistoriallisia arvoja, historiaa ja vanhaa elämäntapaa kuvattiin kaavaselostuksessa seikkaperäisesti. Esimerkiksi pronssikautisia hautapaikkoja, muinaismuistoja, vanhoja tielinjauksia, kirkkoja, huviloita, kartanoita ja muita rakennuksia esiteltiin. Rakennettu ympäristö kytkeytyi alueen luonnonympäristöön kiinteästi. Erityisesti kartanoiden viljelysmaiden nähtiin kuuluvan leimallisesti alueen kulttuurihistorialliseen maisemaan. Kytölän suunnittelualueelle ei maisemaselvityksen mukaan sijoittunut Museoviraston muinaisjäännösrekisterin tai rakennusperintörekisterin kohteita eikä valtakunnallisesti merkittäviä rakennettuja ympäristöjä tai maisema-alueita. Paikallisesti arvokkaita kulttuurihistoriallisia rakennettuja kohteita kuitenkin oli mm. rantaan rakennettu loma-asutusalue. Lahden sijainti Salpausselällä nähtiin osana kaupungin ja sen asukkaiden identiteettiä sen lisäksi, että se runsaslumisena paikkana tarjoaa mahdollisuuksia talviurheilulle.

Säätelypalvelut

Lahdessa säätelypalveluista korostui voimakkaimmin veden kierron säätely. Kytölässä maan pinnanmuodot vaikuttivat suuriin perusratkaisuihin alueen suunnittelussa. Vedenjakajat ja valuma-alueet kuvattiin tarkasti kaavaselostuksessa. Pinnoittamattomien alueiden tunnistettiin imeyttävän sadevettä ja vähentävän hulevesien käsittelyjärjestelmien tarvetta. Hulevesien puhdistumista maaperässä arvioitiin suunnittelussa maaperäkartan avulla. Lisäksi rakennettavilta korttelialueilta oli tehty tarkempia maaperätutkimuksia siitä, missä on imeyttävää ja missä ei-imeyttävää maaperää. Kytölän alueelle oli tehty hulevesisuunnitelma, jossa hulevesien hallintaa oli käsitelty perusteellisesti. Hallintamenetelmistä ja -rakenteista pyrittiin tekemään mahdollisimman luonnonmukaisia, kokonaisvaltaisia, hajautettuja ja avoimia. Tavoitteena oli korvata kokonaan tai ainakin osittain maanalainen putkijärjestelmä. Luonnonmukaiset hallintamenetelmät pyrkivät mukailemaan veden luonnollista kiertokulkua rakentamisen jälkeen. Tällaiset ratkaisut vaativat usein perinteisiä menetelmiä enemmän tilaa, mutta ne hidastavat esimerkiksi liikenteen ja teollisuuden sekä muiden epäpuhtauksien matkaa vesistöihin paremmin kuin viemärit. Lumen varastointi ja sulamisvesien käsittely otettiin huomioon osana veden kiertoa. Hulevesien hallinta vaikutti lisäksi rakennusvaiheessa rakentamisen etenemiseen ja järjestykseen.

Östersundomin suunnitteluasiakirjoissa säätelypalveluiksi luettaviin toimintoihin viitattiin harvakseltaan. Vedensäätelyn huomioiminen kävi ilmi siinä, että luontaiset vedenjakajat ja valuma-alueet olivat mukana rakennettavuuden arvioinnissa. Osallistumis- ja arviointisuunnitelman mukaan tulvariskitarkasteluja tehtäisiin osana suunnittelua. Maisemaselvityksen maankäytöllisissä suosituksissa otettiin huomioon tulvariskit pelto- ja niittyalueilla. Puroalueiden, ojien ja painanteiden merkitys hulevesien käsittelyssä tunnistettiin. Sittemmin yleiskaava-alueelle on laadittu hulevesien hallinnan yleissuunnitelma, joka tunnistaa viheralueiden merkityksen hulevesien säätelyssä.

Yleisesti säätelypalvelut jäivät vähemmälle huomiolle. Lahden hulevesisuunnitelmassa mainittiin eroosion estäminen. Suunnitelman mukaan maan kaivu- ja tasaustyöt olisi rajattava vain rakenteiden alle jääville alueille. Herkkiä alueita tulisi välttää ja maaperä tulisi stabiloida mahdollisimman nopeasti kasvillisuuden avulla. Puuston

ja muun kasvillisuuden merkitys melu- ja pölyhaittojen estämisessä tunnistettiin Kytölän kaavaselvityksessä, vaikka varsinaisessa meluselvityksessä tätä ei nostettuakaan esiin. Myös kaupunkipuistojen todettiin parantavan ilman laatua.

Tuotantopalvelut

Suunnitteluasiakirjoissa oli hyvin vähän viittauksia tuotantopalveluihin. Pohjaveden muodostumisalueet ja pohjavesialueet oli kyllä kartoitettu mm. maaperäkartan avulla Kytölässä, mutta koska Kytölän suunnittelualue ei sijaitse pohjavesialueella, makean veden muodostuminen ei saanut merkittävää painoarvoa kaavoituksessa. Östersundomissa pohjaveden muodostusta käsiteltiin rakennettavuuden kuvauksissa.

Östersundomin alueella perinteiset tuotantopalvelut, maatalous ja kalastus, olivat menettäneet merkitystään. Maaseutu ympäristöstä huolimatta alkutuotanto oli vähäistä. Maatalous kytkeytyi kulttuuripalveluihin, sillä alueen esteettiset arvot ja paikallisidentiteetti perustuivat perinteiseen maatalouden muokkaamaan maisemaan, mutta rakentaminen estää laajamittaisen maa- ja metsätalouden Östersundomin alueella. Kaupunkiekologisessa ohjelmassa todettiin, että piholla voisi harrastaa pienviljelyä. Maisemaselvityksessä esitettiin myös pienimuotoista kalastusta lammissa. Lahden kaupungissa maa- ja metsätalous jäivät suunnittelussa vieläkin vähemmälle huomiolle, sillä maatalousmaata oli suhteellisen vähän. Marjojen ja sienten kerääminen oli kuitenkin kaupunkilaisille tärkeää, ja metsien luontainen ravinnontuotanto kytkeytyi luonnonalueiden virkistyskäyttöön. Joissakin tilanteissa ekosysteemipalveluiden hyödyntäminen ja hoito voivat parantaa tai huonontaa toisten ekosysteemipalveluiden saatavuutta tai laatua. Kytölän suunnittelualueella havaittiin ristiriitaa esimerkiksi tehokkaan metsätalouden ja luonnon virkistyskäytön välillä.

Tukipalvelut

Tukipalveluista vain veden kierto mainittiin Kytölän suunnitteludokumenteissa. Maaperän muodostusta, yhteyttämistä tai ravinteiden kiertoa ei käsitelty. Haastatellut suunnittelijat kuitenkin tunnistivat ravinteiden kierron ekosysteemipalveluksi. Tukipalvelut nähtiin laajoina taustalla olevina prosesseina, ”luonnon kiertokulkuna”, jotka eivät liittyneet suunnittelutyöhön asemakaavatasolla lukuun ottamatta veden kiertoa. Östersundomin kaupunkiekologisessa ohjelmassa käsiteltiin kaupungin veden, ravinteiden ja energian kiertokulkua. Tukipalveluihin luettava elinympäristöjen tarjonta eri eliölajeille on Östersundomin alueella merkittävä esimerkiksi rannikolla ja alueen pohjoisosassa Sipoonkorven suunnalla.

8.4

Ekosysteemipalveluiden ja niitä tuottavien alueiden sijoittuminen

Ekosysteemipalveluja ja niitä tuottavia alueita on pyritty tunnistamaan maankäytön suunnittelussa hyvin monenlaisin menetelmin. Maankäyttömuotojen suunnittelun ja sijoittamisen tukemiseksi on ekosysteemipalvelut välttämätöntä sitoa paikkaan. Paikkatietomuodossa olevia maankäyttö- ja maanpeitetietoa ja muita aineistoja voidaan tarkastella yhdessä suunnitelma- tai kaavakartan kanssa. Perustiedot muodostavat sarjan karttoja, joita voidaan tutkia ”päällekkäin” kokonaisuuksien havaitsemiseksi.

Tässä tarkastelussa käytettiin Kytölän ja Östersundomin suunnitelma-alueiden ekosysteemipalveluita tuottavien alueiden tai niiden käyttöön liittyvien vyöhykkeiden tunnistamisessa Kestävä seudullinen maankäyttö ja liikenne (Seutukeke)-hankkeessa laajoille kaupunkiseuduille kehitettyjä ekosysteemipalveluja kuvaavia kriteereitä ja mittareita (Söderman ym. 2011) (Taulukko 8.1, Liite 4). Samalla testattiin näiden mittareiden sopivuutta asema- ja kaupunginosatasoiseen analyysiin. Mittaristo täydennettiin kahdella uudella säätelypalveluja kuvaavalla mittarilla (rantametsät ja tienvarsien suojametsät) sekä yhdellä kulttuuripalveluja kuvaavalla mittarilla (1000 m etäisyydellä vapaasta rantaviivasta asuvat asukkaat) (Taulukko 8.1).

Taulukko 8.1. Kaupunkien tapaustutkimusalueiden ekosysteemipalveluiden analysoinnissa käytetyt mittarit ja tietoaaineistot.

Mittari	Ekosysteemipalvelu(t), joihin liittyy	Käytetty tietoaaineisto
Luonnon ydinalueet (min 100 ha)	Elinympäristöjen tarjonta/luonnon monimuotoisuus, virkistys, ympäristökasvatus, hiilensidonta	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover
Luonnon ydinalueiden kytkeytyneisyys	Elinympäristöjen tarjonta/luonnon monimuotoisuus, virkistys	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover
Ekologisesti tärkeät kaupunkimetsät (kasvillisuuden kannalta) (min 3 ha)	Elinympäristöjen tarjonta/luonnon monimuotoisuus, virkistys, ympäristökasvatus	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover, Kaavakartta
Virkistykseen sopivat viheralueet (min 1,5 ha)	Virkistys, maisema, ympäristökasvatus	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover, Kaavakartta
300 m etäisyydellä virkistykseen sopivasta viheralueesta (min 1,5 ha) asuvat asukkaat	Virkistys, ympäristökasvatus, maisema	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover, Kaavakartta
Virkistykseen sopivien viheralueiden (min 1,5 ha) mahdollinen käyttöpaine	Virkistys, elinympäristöjen tarjonta/luonnon monimuotoisuus	Kaavakartta, Väestörekisteri
Vapaa rantaviiva	Virkistys, maisema, ympäristökasvatus	Rantaviiva, Kiinteistörekisteri, Väestörekisteri
1000 m etäisyydellä vapaasta rantaviivasta asuvat asukkaat	Virkistys, maisema, ympäristökasvatus	Rantaviiva, Kiinteistörekisteri, Väestörekisteri
Rantametsät (50 m vyöhyke)	Ravinteiden pidätys, elinympäristöjen tarjonta/luonnon monimuotoisuus	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover, Rantaviiva
Tienvarsien suojametsät (100 m vyöhyke)	Melun pienentäminen, ilmansaasteiden pidättäminen, maisema	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover, Digiroad, Kaavakartta
Pohjavesialueet	Vedentuotanto	Maakuntakaava
Läpäisevät maa-alueet (pinnoittamaton maa)	Vedenpidätys, vedenlaatu, hiilensidonta, ilmanlaatu, elinympäristöjen tarjonta/luonnon monimuotoisuus, virkistys, ympäristökasvatus, maisema	Kansallinen CORINE 2006 Land Use and Land Cover, Kaavakartta
Muinaisuistot ja muut arvokkaat kulttuurikohteet	Maisema, virkistys, ympäristökasvatus, kulttuuriperintö	Arvokkaat kulttuuriperintökohteet (Museovirasto)
Maisemallisesti arvokkaat alueet	Maisema, virkistys, ympäristökasvatus, kulttuuriperintö	Maakuntakaava
Suojelualueet	Luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalveluiden suojeleminen, ympäristökasvatus, virkistys	Luonnonsuojelualueet

Kaupunkien tuotantopalveluille ei ole vielä kehitetty mittareita vedentuotantoa (pohjavesialueet) lukuun ottamatta. Vaikka ruuan ja raaka-aineiden tuotanto ei ole kaupungeissa keskeisessä asemassa, voitaisiin sopivien aineistojen niin sallies- sa ekosysteemipalveluanalyysiin lisätä esimerkiksi tietoa yksityispuutarhoista, siirtolapuutarhoista, viljelypalsta-alueista ja muista kaupunkiympäristön ruuan lähituotantomahdollisuuksista. Kaupunkien julkisten alueiden sadosta on julkaistu Internetissä satokartta (<http://satokartta.net/>), jota voisi käyttää urbaanin marjan- ja hedelmänkeruumahdollisuuden tietoaineistona. Myös luonnonmarjojen, sienien, luonnonrynttien yms. parhaat ja riittävän puhtaat satoalueet voisi kartoittaa. Erityisesti yksityisiä pihoja ja puutarhoja on kuitenkin nykyisillä paikkatietoaineistoilla vaikea erottaa rakennetusta maasta, vaikka näillä on tärkeä rooli myös kaupunkien säätely- ja kulttuuripalveluiden tuottamisessa.

Uhanalaisten eliöiden sijaintitiedot ovat tärkeitä maankäytön suunnittelussa, mutta ne eivät ole julkisia. Vaikka ne poistetaan varsinaisista esitettävistä suunnitelmista, voidaan kaavaan liittyvissä suunnitelma-asiakirjoissa kuitenkin perustella tehtyjä maankäyttöratkaisuja luontoarvoilla. Uhanalaiset eliöt voidaan lukea kulttuuripalveluihin tieteen ja opetuksen kannalta, mutta niiden hyödyntäminen yleisen luonnon virkistyskäytön vetovoimatekijänä on arveluttavaa – etenkin kaupungeissa, joissa luontoalueiden käyttöpaine on suuri.

Hiilensidonnan kuvaajana voidaan käyttää kaupunkiseuduilla Seutukeke-mittaria ”metsien ja soiden osuus alueen maapinta-alasta”. Jos hiilen sidonnan määrää halutaan mitata tarkemmin, tarvitaan laskennallista menetelmää. Kytölän ja Östersundomin paikkatietoanalyysiin ei otettu mukaan hiilensidonnan mittaria.

Kytölän alueen ekosysteemipalveluiden sijoittuminen

Kytölän maankäytön nykytilanne ja analyysissä käytetyn asemakaavaluonnoksen mukainen tuleva maankäyttö on esitetty kuvassa 1 Liitteessä 6. Asemakaavatyö oli tutkimusta tehdessä vielä kesken, joten luonnoksen esittämät aluevaraukset voivat vielä muuttua. Kooltaan pientä kaava-aluetta ei ole mielekästä analysoida irrallaan sitä ympäröivistä alueista ja ekosysteemeistä, joten ekosysteemipalveluita analysoitiin koko kunnan alueelta sekä sitä ympäröivältä viiden kilometrin etäisyysvyöhykkeeltä. Esitettävissä karttakuvissa on käytetty kussakin tapauksessa havainnollisinta mittakaavaa.

Kulttuuripalvelut – Kytölä virkistyskeitaana

Kulttuuripalveluihin kuuluvaa luonnon virkistyskäyttöä analysoitiin neljällä mittarilla: vähintään 1,5 hehtaarin suuruiset virkistykseen sopivat viheralueet, näistä 300 metrin etäisyydellä sijaitsevat asuinalueet (Liite 6, Kuva 2), 300 metrin etäisyysvyöhykkeellä asuvan väestön aiheuttama mahdollinen virkistyskäyttöpaine kunkin viheralueen pinta-alayksikköä kohti (Liite 6, Kuva 3) ja vapaa rantaviiva (Liite 6, Kuva 4). Kaavaluonnoksen perusteella tehdyssä analyysissä ympäröivien alueiden väestö on laskettu nykytilanteen mukaan, mikä suunnittelijoiden mielestä pitää varsin hyvin paikkansa, koska ympäristöön ei olla juurikaan kaavoittamassa uutta asutusta. Kytölän alueella on erittäin hyvät virkistysmahdollisuudet, jotka ovat myös hyvin saavutettavissa. Myös suunnittelussa tilanteessa kaikki asemakaavan mukaiset asuinalueet sijaitsevat enintään 300 metrin päässä viheralueesta. Lahden suunnittelijat toivat esille, että Kytölän alue palvelee virkistäytyjiä kauempaakin kaupungista ja erityisen tärkeä se on suunnittelualueen itä- ja eteläpuolella oleville Herrasmannin ja Ahtialan asuinalueille. Teollisuusalueet ja suuret tiet rajoittavat lähivirkistäytymistä lännen ja luoteen puolisilta asuinalueilta.

Rakentamiselta vapaat rannat ovat tärkeitä, koska ne mahdollistavat periaatteessa kenelle tahansa virkistäytymisen veden äärellä tai pääsyn vesille. Liitteen 6 kuvasta 4

käy ilmi, että pääosa Alasenjärven rannasta ei ole vapaassa käytössä rantarakentamisen vuoksi. Asemakaava-alueen pohjoispuolella hyvin lähellä on kuitenkin yleinen uimaranta, joka palvelee myös Kytölää. Kytölään asemakaava-alueita rajaavan Alasenjärven ranta-alueiden yksityisomistus on koettu ongelmaksi, koska se estää pitkien, yhtenäisten reittien tekemisen järven ympäri – nykyisellään reitti kulkee monin paikoin hyvinkin kaukana rannasta. Alasenjärvi on tärkeä ekosysteemipalvelualue myös talvella, koska sen jäällä hiihdetään. Vapaan rantaviivan analyysi ei suunnittelijoiden mukaan paljastanut aivan kaikkia vapaassa käytössä olevia alueita – vapaata rantaa löytyy analyysin esittämien kohteiden lisäksi mm. Kotilanjoen suulta.

Virkistykseen lisäksi tarkasteltiin valtakunnallisesti arvokkaiden kulttuuriympäristökohteiden sijoittumista suunnitelma-alueelle. Kytölään alueella ei ole valtakunnallisesti arvokkaita kohteita, mutta sen sijaan Lahden kaupungin inventoimia paikallisesti arvokkaita rakennetun kulttuuriympäristön kohteita on useita.

Säätely- ja tukipalvelut

Erityisesti säätely- ja tukipalveluita on tarkasteltava laajassa mittakaavassa, jotta luonnon prosessit ja niiden kannalta kriittiset alueet pystytään havaitsemaan. Laajan alueen tarkastelua vaativat esimerkiksi luonnon ydinalueet (Liite 6, Kuva 5) sekä pohjavesialueet ja läpäisevä maa-ala (kartassa on esitetty läpäisemätön maa-ala, jonka ulkopuolella maa-ala on läpäisevää) (Liite 6, Kuvat 6 ja 7). Kytölään asemakaava-alueen sijainti kolmen eri valuma-alueen vedenjakajalla jakaa maankäytön vesistövaikutuksia useammalle valuma-alueelle, mikä helpottaa suunnittelua. Myös hulevesijärjestelmä on tällaisessa tilanteessa hajautettava, mikä puolestaan tasaa virtaamahuippuja. Ei kuitenkaan pidä unohtaa suuremman mittakaavan tarkastelua, jossa selvitetään vaikutukset myös ympäristöön kokonaisilta valuma-alueilta.

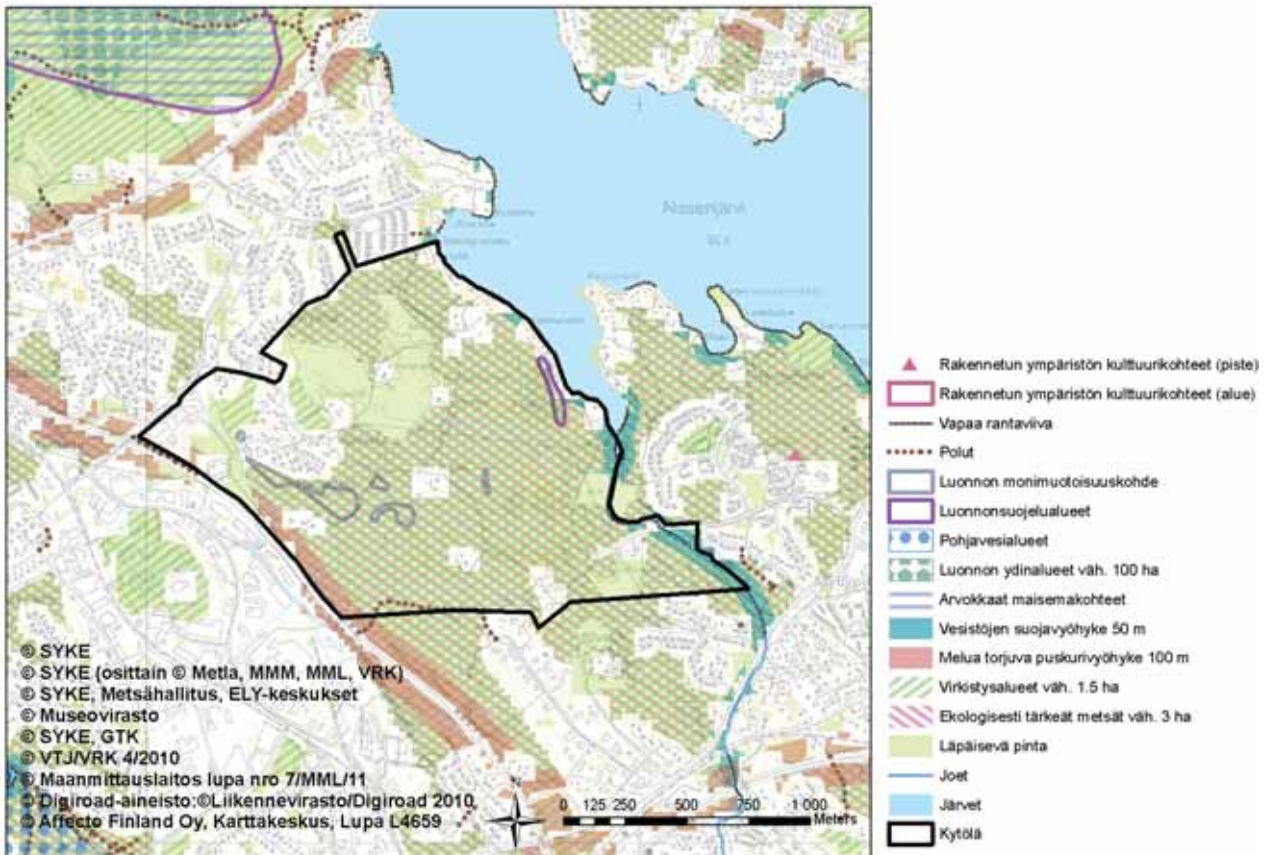
Ekosysteemipalvelukeskittymät Kytölässä

Yhtenä tutkimuksen tavoitteena oli tutkia, voitaisiinko erilaisten ekosysteemipalvelu- ja tuottavien alueiden perusteella löytää ekosysteemipalvelujen tuottamisen ja säilymisen kannalta tärkeimmät alueet, ns. ”hot spotit”, maankäytön suunnittelua varten. Tätä varten ekosysteemipalveluja tuottavista alueista tehtiin päällekkäisyysanalyysi nykytilanteen (Kuva 8.3) ja suunnitelmaluonnoksen mahdollistaman maankäyttötilanteen (Kuva 8.4) mukaisesti.

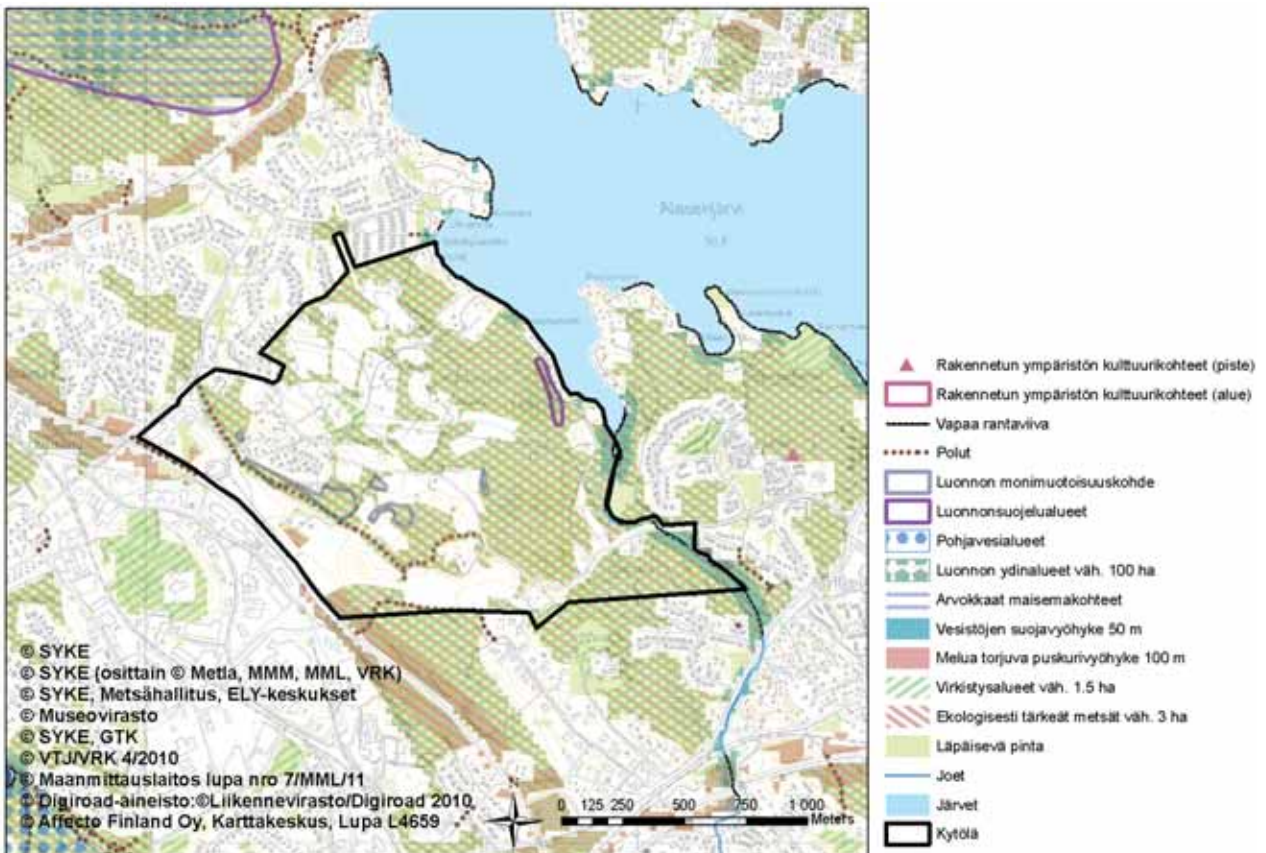
Kuvat osoittavat, miten varsin vähäiselläkin määrällä mittareita tuloksena on vaikeasti hahmotettava kokonaisuus. Helpommin silmäillen tarkasteltava esitys yhdistää ekosysteemipalvelut indeksiksi, joka osoittaa palveluiden päällekkäisyyttä (Kuva 8.5). Menetelmä vaatii jatkokehitystä, jotta päästään luokittelemaan alueita tärkeyden mukaan. Sen lisäksi, että alueet voidaan luokitella sen mukaan, kuinka monia palveluita ne tuottavat tai millaisiin vyöhykkeisiin ne kuuluvat, pitäisi pystyä tunnistamaan palveluja tuottavat prosessit ja niiden säilymisen edellytykset maankäytön muuttuessa. Riippuen kulloisestakin suunnittelualueesta, sitä ympäröivästä alueesta sekä tarkastelumittakaavasta, voivat yksittäiset ekosysteemipalvelut saada erilaisen painoarvon kestävästä maankäytön suunnittelun osatekijöinä. Kytölään asemakaava-alueen ekosysteemipalveluiden päällekkäisyysanalyysi esitetään tässä havainnollistamaan, miten haasteellista on integroida suuri määrä tietoa kartalle. ”Hot spot”-alueiden analysoinnin ja visualisoinnin kehitystyötä jatketaan tulevissa hankkeissa.

Kytölään ekosysteemipalvelualueet suunnitteluprosessissa

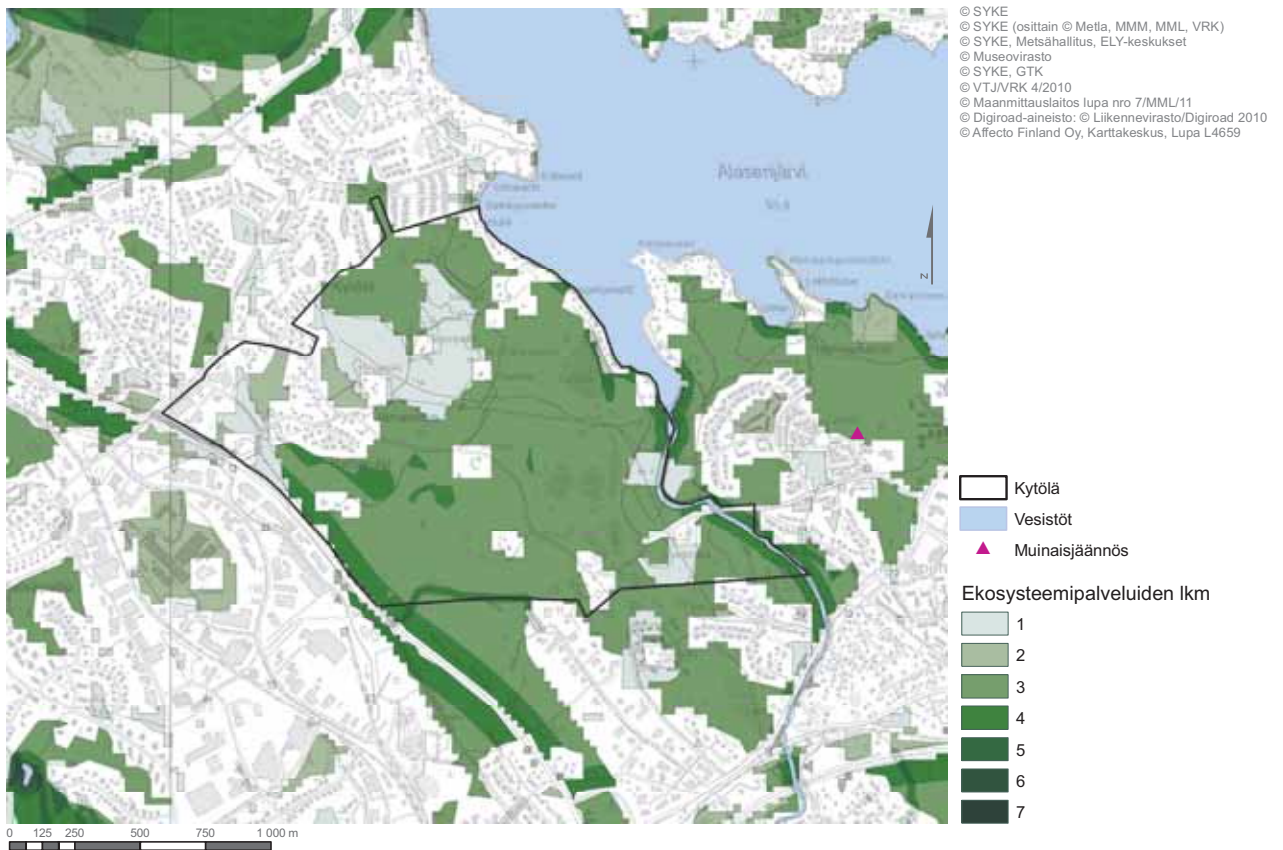
Ekosysteemipalveluiden käytölle suunnittelussa on jo olemassa selkeä pohja. Viheralueita on tähän mennessä luokiteltu hoitoluokkiin niiden yksittäisten toimintojen, kuten näkösuojana toimimisen, melun sidonnan tai pölyn sidonnan perusteella (Lahden kaupungin hallinnoimat viheralueet tilastoina 1.4.2005). Vuonna 2010 Lahdessa tehtiin selvitys, jossa pyrittiin arvottamaan virkistysalueita ekosysteemipalveluiden



Kuva 8.3. Ekosysteemipalveluiden päällekkäinen esiintyminen Kytölän asemakaava-alueella nykytilanteessa.



Kuva 8.4. Ekosysteemipalveluiden päällekkäinen esiintyminen Kytölän asemakaava-alueella suunnitelman toteutumisen perusteella analysoituna.



Kuva 8.5. Ekosysteemipalveluiden päällekkäinen esiintyminen luokiteltuna alueiden ja vyöhykkeiden määrän mukaan Kytölän asemakaava-alueella nykytilanteessa. Mitä tummemman vihreä alue on, sitä enemmän sillä on ekosysteemipalvelujen kannalta merkitystä.

mukaan (Rope 2010). Tässä kaikille yleiskaavan viheralueille annettiin arvo yhdestä viiteen sen mukaan, miten tärkeinä niitä pidettiin ekosysteemipalvelujen tuottajina. Selvitys toteutettiin siten, että Lahden kaupungin eri hallinnonalojen virkamiehet arvottivat viheralueet, sen jälkeen määriteltiin luonnon ydinalueet ja lopuksi osoitettiin kartalla tärkeät ekologiset yhteydet sekä paikallisesti että maakunnallisesti. Selvityksen loppuraportin perusteella ekosysteemipalvelut on otettu arvotuksessa huomioon hyvin suppeasti, ja tärkein määrittävä tekijä arvottamisessa on ollut alueen merkitys luonnon monimuotoisuuden kannalta. Meneillään olevassa Lahden viheralueohjelmatyössä (Lahden kaupungin viheralueohjelma 2012-2022) mennään syvemmälle ekosysteemipalveluajatteluun ja pyritään luokittelemaan kaupungin omistamat viheralueet kaikkien ekosysteemipalveluiden mukaan ja määrittelemään samalla kunkin tyyppiselle alueelle oikea hoitotapa ja -tehokkuus.

Haastatteluissa suunnittelijat pitivät Kytölän asemakaava-alueen tärkeimpinä ekosysteemipalveluja tuottavina alueina metsää ja ranta-alueita. Alueella on yli 100-vuotiaita ja yli 80-vuotiaita metsiä, joihin on sitoutunut paljon hiiltä. Erittäin merkittävä on Alasenjärven ja Kymijärven yhdistävä Kotilanjoki, jolla on hyvin tärkeä ja laaja valuma-alue, sekä toinen keskeinen valuma-alue maiseman alimmassa kohdassa, laaksossa, jossa vedet virtaavat pois ja puhdistuvat.

Luonnon virkistyskäyttöä pidettiin myös tärkeänä ekosysteemipalveluna alueella. Suunnittelijat havaitsivat maastotietokantaan perustuvista kartoista, että niissä eivät näy Kytölän alueen kapeat, virkistyskäytössä olevat metsäpolut. Kytölä tarjoaa hiljaisuutta virkistäytyjille, koska maasto sulkee melun pois. Alue tarjoaa esteettisiä elämyksiä vedet jakavalta korkealta kallioselänteeltä, jolla kulkee ns. selkätie. Geo-

loginen historia näkyy alueella muinaisrantoina, joiden vierelle on huuhtoutunut jääkauden jälkeisinä kausina hienoa maaperää, millä kasvaa erilaista kasvillisuutta. Näitä muinaisrantoja, kivikkoja ja törmii pyritään säilyttämään viheralueilla.

Suunnittelijat tähdensivät erityisesti maaperän tuottamia ekosysteemipalveluita sekä valuma-alueiden käyttämistä ekosysteemipalveluiden tutkimusyksikkönä. Näiden asioiden korostuminen näyttää liittyvän siihen, että Lahdessa tiedotusvälineet ovat esitelleet ahkerasti Helsingin yliopiston Lahden yksikön tutkijoiden kaupunkiekosysteemipalveluihin liittyviä tuloksia.

Östersundomin ekosysteemipalveluiden sijoittuminen

Östersundomin yhteisen yleiskaavan suunnittelijat olivat kohdanneet suuria haasteita. Kaavoitettavalla alueella on merkittäviä luontoarvoja niin rannikolla kuin sisämaan metsäalueella. Luonnonsuojelullisten arvojen säilyttäminen ja samalla jopa 70 000 asukkaan sijoittaminen alueelle hyvää suunnittelua noudattaen on ollut työlästä. Paikalliset luonnonsuojelujärjestöt olivat suunnitteluprosessin kanssa samanaikaisesti laatineet alueelle ns. varjokaavan (Varjokaava - ekologinen Östersundomin yleiskaava 2011). Siinä uusi asutus on sijoitettu Östersundomiin siten, että vaikutukset luonnonsuojelualueisiin ja ekologisten yhteyksien säilymiseen olisivat mahdollisimman vähäiset. Myös virallisia kaavaluonnosehdotuksia on laadittu useita vaihtoehtoja. Tässä tutkimuksessa saatiin näistä yksi käytettäväksi analyyseissä. Liitteen 6 Kuvassa 10 on esitetty Östersundomin yhteisen yleiskaava-alueen maankäyttö nykytilanteessa ja analysoitavaksi saadun yleiskaavaluonnosehdotuksen mukaan.

Kulttuuripalvelut

Virkistyspalveluita analysoitiin samoilla mittareilla kuin Kytölässä: vähintään 1,5 hehtaarin virkistysalueet ja näistä 300 metrin etäisyydellä olevat asuinalueet (Liite 6, Kuva 11) sekä virkistykseen sopiville viheralueille kohdistuva mahdollinen käyttöpaine nykytilanteessa (Liite 6, Kuva 12) ja suunnitelman mahdollistamassa maankäyttötilanteessa (Liite 6, Kuva 13). Osa analyysin perusteella virkistykseen käytettävistä alueista sijaitsee kartanotyyppisten tilojen mailla. Vaikka jokamiehenoikeudet sallivat luonnossa liikkumisen selviä piha-alueita lukuun ottamatta, ei tilojen maita koeta käytännössä vapaasti käytettäväksi, koska näiden alueelle pääsy on estetty portein.

Kulttuuripalveluihin kuuluvat Östersundomin alueella vanhaa maanviljelyskulttuuria ja kartanoympäristöjä edustavat valtakunnallisesti arvokkaat kulttuuriympäristökohteet. Nämä pyritään suunnittelussa ottamaan huomioon alueen paikallisdentiteetin ja ominaisuutteen luojina.

Säätely- ja tukipalvelut

Säätely- ja tukipalveluja on tärkeää tarkastella osana isompaa aluekokonaisuutta. Luonnon ydinalueiden analyysi paljastaa, että Östersundomin alueella on toinen kahdesta Helsingin alueella sijaitsevasta luonnon ydinalueesta (Liite 6, Kuva 14). Östersundomin rakentaminen käytetyn yleiskaavaluonnosehdotuksen mukaisesti pienentäisi siten huomattavasti luonnon ydinalueen määrää Helsingissä (Liite 6, kuva 15). Liitteen 6 kuvasta 16 näkyy, että alueella on suojeltuja elinympäristöjä erittäin runsaasti, mikä rajoittaa alueen suunnittelua. Erityisesti rantarakentaminen on vaikeaa luonnonsuojelullisista syistä, ja Natura 2000 -alueiden virkistyskäyttökin on mahdollista vain huolellisesti suunniteltuna. Ekosysteemipalvelunäkökulmasta rannikon suojelualueet voisivat säädellä meritulvia ja antaa puskurin ilmastonmuutoksen mahdollisesti mukanaan tuomalle merenpinnan nousulle.

Pohjavesialueet ja vettä läpäisemätön maa-ala nykytilanteessa on esitetty Liitteen 6 kuvassa 17. Pohjavesialuetta on Östersundomin suunnittelualueella vain aivan länsi-

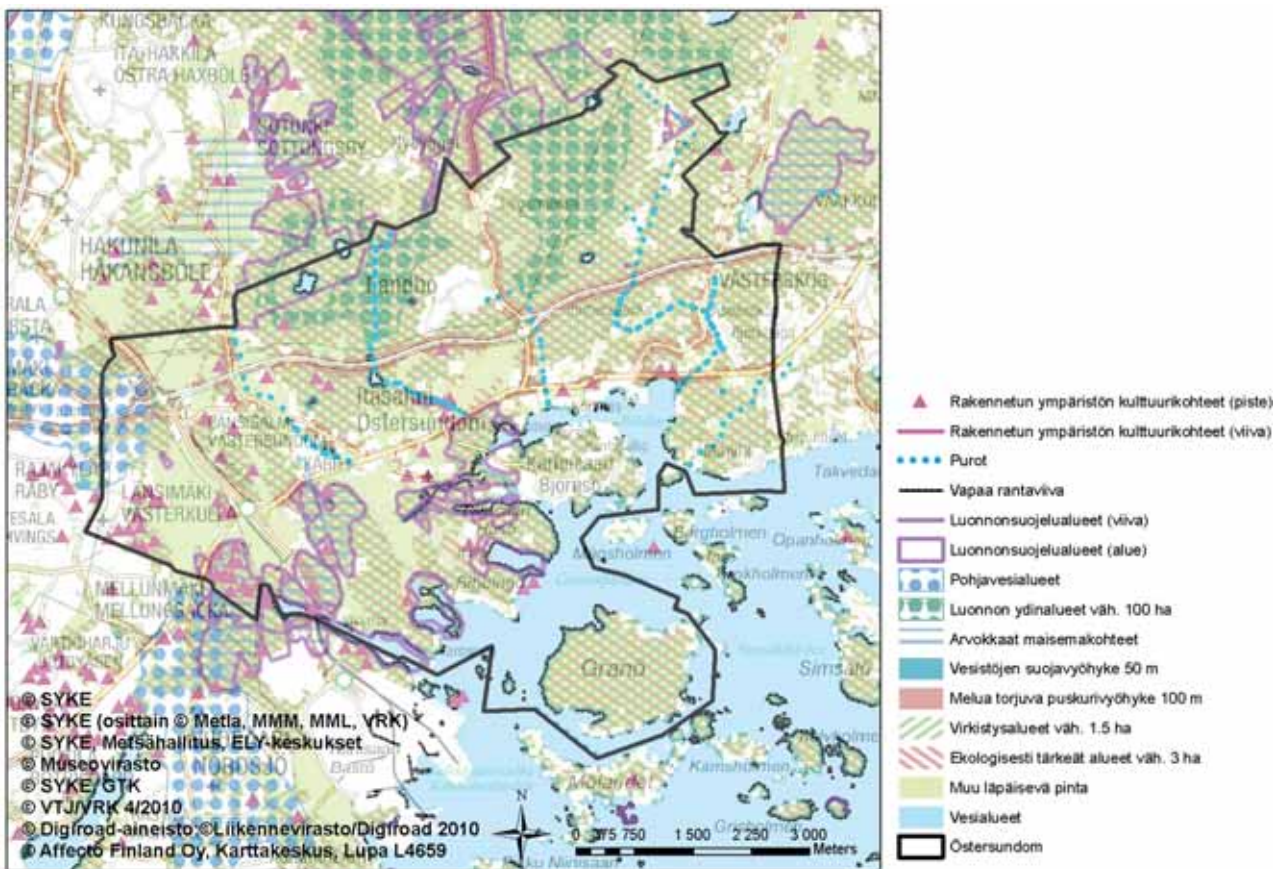
reunalla. Lämpäisevän maa-alan analysoiminen yleiskaavaluonnosehdotuksen mukaan on vain suuntaa antavaa, koska rakentamiseen osoitetuilla alueilla on todennäköisesti paljon imeyttävää maa-alaa esimerkiksi kiinteistöjen pihoiden ja mahdollisesti uudentyyppisinä ratkaisuinä myös vaikkapa tiealueilla. Koska rakentamistavat eivät ole vielä tarkemmin selvillä, ei yleiskaavaluonnosvaihtoehdosta tehtyä lämpäisevän maan analyysiä ollut vielä mielekäästä esittää karttakuvana.

Ekosysteemipalvelukeskittymät Östersundomissa

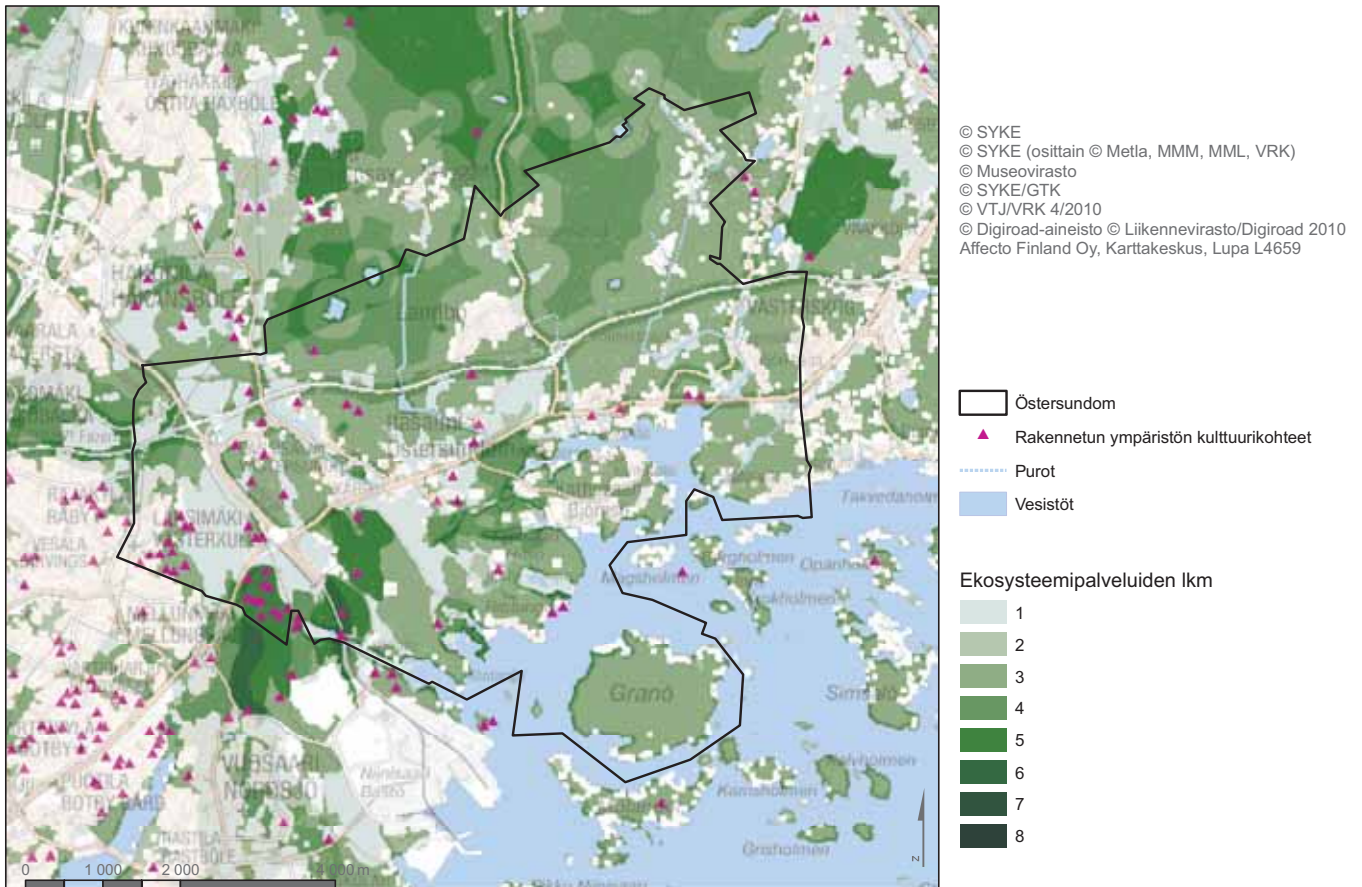
Myös Östersundomin yleiskaava-alueelta kokeiltiin erilaisten ekosysteemipalveluja tuottavien alueiden päällekkäistä tarkastelua. Kuva 8.6 on mallina siitä, millaisten haasteiden kanssa Östersundomin yleiskaavasunnittelussa joudutaan kamppailemaan. Kun on kyseessä näin monenlaisia arvoja ja palveluita nykytilanteessa tuottava alue, on suunnittelu hyvin herkkä asia ja se nostattaa voimakkaita mielipiteitä suuntaan jos toiseen. Yleistetty "hot spot" -kartta on esitetty kuvassa 8.7.

Östersundomin ekosysteemipalvelualueet suunnittelussa

Suunnittelijoiden mielestä tärkeimmät ekosysteemipalveluja tuottavat alueet Östersundomissa ovat rannikon ja joenvarren luontoalueet, meri saarineen sekä Sipoonkorven läheiset metsäalueet virkistyspalvelujen tuottajina. Virkistyspalveluista mainittiin erityisesti kalastus, lintujen katselu ja retkeily. Perinteisiä viljelyalueita pidettiin myös tärkeinä ja näille oli kaavailtu uutta lähiviljelyä, joka tuottaisi ruokaa Östersundomin alueen asukkaille.



Kuva 8.6. Ekosysteemipalveluiden päällekkäinen esiintyminen Östersundomin yleiskaava-alueella nykytilanteessa.



Kuva 8.7. Ekosysteemipalveluita tuottavien ja erilaisten vyöhykkeiden päällekkäinen esiintyminen Östersundomin yleiskaava-alueella nykytilanteessa luokiteltuna ekosysteemipalveluja tuottavien alueiden lukumäärän mukaan.

Paikkatietopohjaisen ekosysteemipalveluanalyysin edellytykset ja mahdollisuudet

Tarkastelluille suunnittelualueille ei ollut aikaisemmin tehty erityisesti ekosysteemi-palveluihin keskittyviä kartoituksia tai selvityksiä lukuun ottamatta Lahden koko kaupungin yleiskaavan viheralueiden arvottamista muutamien ekosysteemipalvelujen mukaan. Pohjatiedot, kuten erilaiset perusselvitykset, olivat kuitenkin olemassa useiden ekosysteemipalvelujen tunnistamiseksi. Lisäksi voitiin käyttää hyväksi asiantuntijatietoa ja paikallistuntemusta. Esimerkiksi hulevesi- ja meluasiat oli kartoitettu molemmissa tapausesimerkeissä, samoin pohjavesialueet. Maisemaselvityksissä käsiteltiin yksityiskohtaisestikin maisemallisia piirteitä, virkistysmahdollisuuksia ja kulttuurihistoriallisia arvoja.

Selkeät kriteerit, indikaattorit ja mittarit näyttävät olevan käyttökelpoisia suunnittelun työkaluja. Kaavoitusta varten takavuosina kehitetyt kriteerit ja mittarit olivat harvoin suoraan sovellettavissa yksittäisille suunnittelualueille. Ekosysteemipalvelut nähtiin hyvänä lähtökohtana uusien mittaristojen pohjaksi. Lisäksi ekosysteemipalvelujen luetteloa voisi käyttää tarkistuslistana tärkeiden asioiden huomioon ottamiseksi suunnittelussa.

Paikkatietoanalyysien ja niistä suunnittelijoiden kanssa käytyjen keskustelujen perusteella tässä tutkimuksessa käytetyt ekosysteemipalvelumittarit soveltuivat kaupunginosatasoiseen tarkasteluun varsin hyvin. Asemakaavatasolla niitä pitäisi

muokata sen edellyttämään tarkkuuteen muistaen kuitenkin, että asemakaava-alue on riippuvainen ympäröivistä alueista. Kulttuuripalveluita kuvaavat luonnon virkistyskäyttöön liittyvät mittarit nähtiin erityisen kiinnostaviksi ja hyödyllisiksi suunnittelussa. Sen sijaan tarkat saavutettavuutta kuvaavat raja-arvot eivät kaikissa tilanteissa tuntuneet tarpeellisilta. Raja-arvoja saatetaan pitää tiukasti rajoittavina, eikä niinkään apuvälineinä ekosysteemipalveluiden ja hyötyjen jakautumisen arvioinnissa.

Suunnittelijat pitivät luonnollisena sitä, että alueiden arvostukseen vaikuttaa se, miten monenlaisia ekosysteemipalveluita niillä on tarjota. Asemakaavatasolla on jo ennenkin pyritty arvottamaan alueet suhteellisen tarkkaan ja selvityksiä on tehty laajasti, joten ekosysteemipalveluiden päällekkäisyysanalyysin ei nähty tuovan lisäarvoa. Sen sijaan ekosysteemipalvelut voitaisiin ottaa huomioon asemakaavan määräyksissä. Uutuutena voitaisiin kehittää kaavamerkintä ”ekosysteemipalveluiden kannalta tärkeä alue” (Lahden viheralueohjelmatyössä oli otettu käyttöön vastaavanlainen käsite ”ekosysteemipalvelukeidas”). Asemakaavamerkintää varten kaivattiin kuitenkin ohjeita, miten aluetta on hoidettava, jotta palvelut säilyvät. Suunnitteli-joilla oli puutetta asiantuntija- ja tutkimustiedosta erityisesti erilaisten ekosysteemipalveluprosessien, kuten hulevesien puhdistumisen yksityiskohtiin liittyen. Jos näistä olisi parempi ymmärrys, voitaisiin asemakaavaan ja rakennusmääräyksiin lisätä paremmin säännöksiä, jotka varmistaisivat ekosysteemipalveluiden säilymisen. Erona perinteiseen suunnitteluun onkin se, että ekosysteemilähestymistavan myötä prosessit opitaan tunnistamaan ja tuntemaan, mikä auttaa myös arvioimaan, millaisia ekosysteemipalveluprosesseja on suunnittelun avulla mahdollista käynnistää ja mihin suuntaan niitä voidaan ohjata.

Laajemman alueen suunnittelussa päällekkäisiin ekosysteemipalveluihin perustuvasta ”hot spot” -tarkastelusta koettiin olevan hyötyä, esimerkiksi arvioitaessa eri vaihtoehtoja *kaavarunkotasolla ja yleiskaavatyössä*. Eniten hyötyä menetelmästä on silloin, kun on useita kaavavaihtoehtoja tarkasteltavana. Erityisesti ristiriitoja herättävissä maankäytön suunnittelutilanteissa ”hot spot” -karttojen pelättiin kuitenkin rajoittavan liikaa suunnittelua. Epäiltiin, että ekosysteemipalvelujen kartoitukset voivat johtaa samankaltaiseen lopputulokseen kuin perinteinen luonnonsuojelu, jossa tietyt ekosysteemipalvelujen kannalta tärkeät alueet rajattaisiin lakisääteisesti ulos etukäteen, ja suunnittelu sallittaisiin vain näiden alueiden ulkopuolella. Näin uusi käsite ei johtaisi keskusteluun ja parhaan kokonaisratkaisun hakemiseen. Toisaalta ekosysteemipalveluajattelussa nähtiin jo sen tuomat mahdollisuudet joustavan suunnittelun ja suojelun kehittämiseen esimerkiksi Natura 2000 -alueiden hoidon ja käytön suunnittelussa. Kun ekosysteemipalveluajattelun sisältö tulee vielä tutummaksi, alkaa todennäköisesti kirkastua myös ero perinteisen poisrajaavan suunnittelun ja uuden kokonaisvaltaisemman luonnon ja ihmisen toisistaan riippuvaan vuorovaikutukseen perustuvan suunnittelun välillä.

Ekosysteemipalveluajattelu tuo esille luonnon tuottamia hyötyjä, joita ei useinkaan huomata edes ajatella tai joita pidetään itsestään selvinä. Kun nämä hyödyt tunnistetaan suunnittelussa, voidaan mm. välttää kalliita, luonnon toimintoja korvaavia teknisiä ratkaisuja, tuottaa yhteiskunnalle säästöä ihmisten paremman terveyden myötä ja varmistaa rakennettavien alueiden kestävyys myös muuttuvissa olosuhteissa. Ekosysteemipalveluihin perustuvassa suunnittelussa on tärkeää oppia tunnistamaan palvelut eri mittakaavoissa aina laajalta maisema-alueetasolta yksittäisen puun tasolle. Tämä koetaan suunnittelussa haastavaksi.

Ekosysteemipalveluihin liitetyt hyödyt, oikeudet ja velvollisuudet

Ekosysteemipalveluita ja niihin liitettyjä koettuja pyritään suunnittelulla edistämään. Suunnittelussa onkin tärkeää kiinnittää huomiota hyödyn jakautumiseen eri väestöryhmien välillä. Rakentamattoman alueen kaavoittaminen asuinkäyttöön muuttaa väistämättä ympäristöä ja ekosysteemejä. Muutokset voivat vaikuttaa merkittävästi eri tahojen kokemuksiin hyötyihin sekä niihin liittyviin oikeuksiin ja velvollisuuksiin. Hallinnan näkökulmasta on tärkeää tunnistaa, onko ekosysteemipalveluiden turvaaminen ja edistäminen linjassa tai ristiriidassa olemassa olevien oikeuksien ja velvollisuuksien kanssa. Ekosysteemipalveluiden käsittelyä suunnittelussa analysoitiin suunnittelu-dokumenteista ja haastatteluista hyödyn, oikeuden ja velvollisuuden näkökulmasta.

Ekosysteemipalvelut hyötynäkökulmasta

Suunnitteluaineistoista löytyi monia hyötynäkökulmia ekosysteemeihin sekä niiden käyttöön ja toimintaan. Tunnistetut hyödyt kohdistuivat pääasiallisesti suunnittelualueiden tuleville asukkaille. Toisinaan tunnistettiin myös muita hyödynsaajia, kuten luonto itsessään. Valtaosa hyödyistä oli sellaisia, että niillä ei ollut rahallista arvoa tai kehittyneitä markkinoita. Hyödyt olivat yleensä luonteeltaan sosiaalisia tai kulttuurisia. On kuitenkin huomattava, että myös näillä hyödyillä voi olla taloudellista merkitystä. Alueen viihtyisyys ja kulttuuripalvelut ovat tärkeitä vetovoimatekijöitä ja virkistysmahdollisuuksien ja maisemien vaikutus esimerkiksi asuntojen hintoihin voi olla merkittävä.

Kytölässä ekosysteemien hyödyistä korostuivat hulevesien käsittely ja virkistys. Hulevesiohjelma totesi luontaisella hulevesien käsittelyllä olevan taloudellista merkitystä, koska vettä imeyttäviä pintoja hyödyntämällä voidaan välttyä viemäri-rakenteiden rakentamiselta. Rakentajien ja asukkaiden lisäksi myös luonnon nähtiin hyötyvän luonnonmukaisesta hulevesien käsittelystä. Lisäksi vähentynyt epäpuh- tauksien määrä vesistöissä hyödyttää suunnittelualueen ulkopuolella asuvia ihmisiä. Erityisesti alueen tulevien asukkaiden nähtiin hyötyvän virkistyksestä, samoin kuin kevyen liikenteen käyttäjien. Ravinnon tuotanto kytkeytyi virkistykseen metsästä saatavien marjojen ja sienten kautta.

Östersundomissa hyödyistä korostuivat virkistys sekä kulttuurihistorialliset ja esteettiset arvot. Näiden hyötyjen jakautumista ei pohdittu suunnitteluaineistossa. Merkittävien kulttuurihistoriallisten kohteiden säilyttämisestä voidaan nähdä laajempaa, jopa kansallista hyötyä. Myös virkistyskäytön nähtiin tuottavan hyötyjä suunnittelualueella laajemmalle alueelle, sillä Sipoonkorvesta suunnitellaan koko pääkaupunkiseudun tasolla vetovoimaista virkistysaluetta.

Haastateltavien mukaan erilaisten hankkeiden toteuttaminen aiheutti ajoittain ekosysteemeistä saatavien hyötyjen menetyksiä. Asuinalueita rakennettaessa alueella ennestään asuvien virkistysmahdollisuudet saattoivat heiketä. Maakuntatasolla todettiin, että turvetuotannosta johtuva vesistöjen tilan heikentyminen voi huonontaa matkailuyrittäjien toimintamahdollisuuksia.

Ekosysteemipalveluihin liitetyt oikeudet

Analysoiduissa asiakirjoissa ekosysteemipalveluja koskevia oikeuksia käsiteltiin harvakseltaan. Dokumenttien perusteella maankäytön suunnittelussa puututaan vähän eri tahojen ekosysteemipalveluja koskeviin oikeuksiin. Toisaalta oikeuskysymykset on voitu huomioida suunnittelussa, vaikka niitä ei olisikaan kirjattu asiakirjoihin.

Valtaosa dokumenteista oli suunnittelijoiden, konsulttien ja muiden asiantuntijoiden laatimia, mikä voi myös osaltaan selittää oikeusargumenttien vähäisyyttä. Myös haastatteluissa saatiin ainoastaan maankäytön suunnittelijoiden näkemyksiä, joten esimerkiksi asukkaiden ja järjestöjen näkökulmia ekosysteemipalveluja koskeviin oikeuksiin voitiin tutkia vain epäsuorasti suunnitteludokumenttien, kaavoittajien näkemysten ja yleisötilaisuuksien muistioiden perusteella.

Suunnitteludokumenteissa ei yleensä eritelty niitä tahoja, joilla on oikeus ekosysteemipalveluihin. Suunnittelun alueen ja lähialueiden asukkailla tai kansalaisilla nähtiin olevan oikeus näihin julkishyödykkeinä pidettyihin palveluihin. Suunnittelijoiden käsityksen mukaan ekosysteemipalvelut ovat ilmaisia ja kaikkien saatavissa. Esimerkiksi oikeus puhtaaseen hengitysilmaan ja meluttomaan ympäristöön kuuluivat jokaiselle. Myös puhtaan veden muodostuminen miellettiin julkishyödykkeeksi, vaikka itse vedestä jouduttiin maksamaan. Myöskään maisemaan, virkistysmahdollisuuksiin tai sadevesien käsittelyyn ei liitetty omistusoikeutta. Tärkeänä kaikille kuuluvana oikeutena mainittiin jokamiehenoikeudet.

Yleisötilaisuuksissa asukkaat olivat vaatineet suunnittelulta asumisviihtyisyyden huomioon ottamista. Oli esimerkiksi korostettu kaupunkilaisten oikeuksia kauniiseen puronvarsimaisemaan. Myös oikeus asua alueella ilman liikennemelua oli nostettu esiin ja vastustettu sillä perusteella puuston poistamista tien varresta. Kytölän suunnittelun alueen lähiasukkaat olivat puolustaneet oikeuksiaan ympäristön virkistyskäyttöön. Asukkaat olivat tottuneet maalaismaiseen maisemaan ja virkistyskäyttöön, vaikka alue oli ollut kaavoitettuna asuinalueeksi jo pitkään. Puuston häviämisen, maiseman muuttumisen ja mahdollisen virkistysmahdollisuuksien vähenemisen nähtiin kaventavan oikeuksia. Vastaavia vaatimuksia oli esitetty myös Östersundomissa. Lahdessa metsänomistajat olivat katsoneet oikeudekseen hoitaa metsiään metsälain mukaisesti talousmetsinä eikä suojellisin perustein.

Kysymys luonnon itseisarvosta nousi esiin oikeuksista puhuttaessa. Luonnon itseisarvo voi nousta merkittävään asemaan suunnittelussa. Esimerkiksi Östersundomissa ruisräikkäesiintymä luonnon itseisarvona vaikuttaa merkittävästi 70 000 ihmisen asuinalueen suunnitteluun. Samoin uhanalaisten lintulajien suojelu Natura 2000 -alueilla rajoittaa viheralueiden virkistyskäyttöä. Näin ollen perinteinen luonnon monimuotoisuuden ja ekosysteemipalvelujen turvaaminen voivat ajoittain olla ristiriidassa keskenään.

Tulevien sukupolvien, luontokappaleiden tai globaaleja oikeuksia ei käsitelty suunnitteluaineistossa. Luonnon tai ekosysteemien oikeuksista oli käyty hyvin vähän keskustelua käytännön suunnittelutyössä. Tulevien sukupolvien oikeudet pyritään huomioimaan suunnittelussa, koska kaavoitusratkaisut ovat kauaskantoisia. Esimerkiksi maisemallisesti tärkeiden elementtien, kuten Lahden Salpausselän, säilyttäminen tuleville sukupolville on ollut tietoinen ratkaisu.

Ekosysteemipalveluihin liitetyt velvollisuudet

Kytölän ja Östersundomin kaavoitusprosesseja ohjasivat lukuisat muodolliset velvoitteet ja velvollisuudet, ennen muuta ylempät kaavatasot ja lainsäädäntö. Lisäksi monet kuntien omat ja yhteiset suunnitelmat, ohjelmat ja periaatteet ohjasivat suunnittelua (Östersundom-toimikunta 2011a, s. 6–9). Monet velvoitteista liittyivät yhdyskuntarakenteeseen, liikenneratkaisuihin, palvelujen saatavuuteen ja elinkeinotoiminnan edistämiseen. Perinteiselle luonnonsuojelulle oli omat muodolliset velvoitteensa, joiden asema oli vakiintunut suunnittelussa. Esimerkiksi luonnonsuojelulaki, vesilaki ja metsälaki velvoittivat lajien ja elinympäristöjen suojeluun, samoin kuin kaupungin monimuotoisuusrekisterin kohteet ja suojeluohjelmat, kuten lintuvesien ja valkoselkätikan suojeluohjelmat sekä Etelä-Suomen metsäluonnon monimuotoisuusohjelma (METSO).

Haastatteluissa ja suunnitteludokumenteissa viitattiin lukuisiin muodollisiin velvoitteisiin, jotka turvaavat ekosysteemipalveluita (Laatikko 8.1). Viittaukset velvoitteisiin esiintyivät hajanaisesti eikä niitä ollut koottu ekosysteemipalveluiden kattokäsitteen alle.

Laatikko 8.1. Ekosysteemipalveluja koskevia muodollisia velvoitteita maankäytön suunnittelussa.

Maankäyttö- ja rakennuslaki

Maankäyttö- ja rakennuslaki kuvaa eri kaavatasojen sisältövaatimukset, edellyttää valtakunnallisten alueidenkäyttötavoitteiden huomioon ottamista sekä ympäristövaikutusten arviointia.

Ylemmät kaavatasot

Ylempien tasojen oikeusvaikutteiset kaavat ohjaavat yksityiskohtaisempaa kaavoitusta. Maakuntakaavoitus ohjaa yleiskaavoja ja yleiskaavat asemakaavoja. Kaavat velvoittavat ottamaan huomioon mm. alueiden käytön ekologiseen kestävyys, vesi- ja maa-ainesvarojen kestävä käyttö, ympäristöhaittojen vähentämisen, rakennetun ympäristön, maiseman ja luonnonarvojen vaalimisen sekä virkistykseen soveltuvien alueiden riittävyyden.

Valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet

Maankäyttö- ja rakennuslain mukaiset valtakunnalliset alueidenkäyttötavoitteet sisältävät perinteisten suojelutavoitteiden lisäksi ekosysteemipalveluihin liittyviä tavoitteita, kuten virkistyskäytön lisäämisen, kulttuuriperinnön vaalimisen ja viheralueverkoston jatkuvuuden. Myös seuraavien sukupolvien oikeus luonnonvaroihin mainitaan.

Rakennusjärjestys

Kunnan rakennusjärjestyksessä annetaan kulttuuri- ja luonnonarvojen huomioon ottamisen sekä hyvän elinympäristön toteutumisen ja säilyttämisen kannalta tarpeellisia määräyksiä.

Luonnonsuojelulaki

Luonnonsuojelulain tavoitteet liittyvät paitsi luontotyyppien, lajien ja niiden esiintymispaikkojen suojeluun, myös luonnonkauneuden ja maisema-arvojen vaalimiseen, luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävä käyttö tukemiseen, luonnontuntemuksen ja yleisen luonnonharrastuksen lisäämiseen sekä luonnontutkimuksen edistämiseen.

Muinaismuistolaki

Muinaismuistolaki suojelee kulttuuriperinnöllisesti arvokkaita kohteita.

Metsälaki

Metsälaki säätelee metsän ja puuvarojen käyttöä ja hoitoa. Laki edellyttää turvaamaan arvokkaita elinympäristöjä.

Vesilaki

Vesilaki velvoittaa suojelemaan pohjavesiä ja ottamaan huomioon pienvedet, kuten purot ja lähteet.

Ympäristönsuojelulaki

Ympäristönsuojelulaissa esitetään pohjaveden pilaamiskielto.

EU-direktiivit

EU:n lintu- ja luontodirektiiveihin perustuva Natura 2000 -alueiden suojelu tapahtuu kansallisen luonnonsuojelulainsäädännön puitteissa.

Kytölässä ekosysteemipalveluja koskevin velvoitteina korostuivat vesilain säädökset pohja- ja pienviesien suojelulle sekä luonnonsuojelualueet ja uhanalaisten lajien suojelumääräykset. Lisäksi monet rakennetun ympäristön keskeiset ekosysteemipalvelut ovat jonkinlaisen säätelyn piirissä. Lahden paikallisesti arvokkaat kulttuuriympäristökohteet oli kirjattu kaupungin ns. harmaaseen kirjaan. Nämä kohteet merkitään asemakaavaan tietyllä suojelustatuksella, vaikka jo maininta harmaassa kirjassa velvoittaa ottamaan ne huomioon rakennettaessa, suunniteltaessa ja kaavoitettaessa.

Östersundomissa korostuivat Natura 2000 -suojelun sekä virkistykseen turvaamisen velvoitteet. Lisäksi melua ja hiukkaspäästöjä säädellään ja niille on asetettu raja-arvoja, mutta ekosysteemien merkitystä niiden säätelyssä ei käsitelty. Maakuntatasolla ekosysteemipalvelujen turvaamiseksi on paljon erityislainsäädäntöä, kuten ympäristönsuojelun mukainen pohjaveden pilaamiskielto, maakuntakaavan määräykset virkistysalueille sekä maa-aineslain mukainen maa-aineksen ottoalueiden maisemoimisvelvoite.

Suunnittelijoiden näkemykset suunnitteluun liittyvän säätelyn lisäämisestä vaihtelivat. Joidenkin mukaan ekosysteemipalveluja voitaisiin turvata paremmin muodollisia määräyksiä lisäämällä. Esimerkiksi pohjaveden muodostumisalueille kaivattiin omia rakentamismääräyksiä. Selkeämpää ohjeistusta toivottiin myös melusuojaukseen. Toiset pitivät nykyistenkin luontoa koskevien säädösten huomioon ottamista työläänä.

Suunnittelua ohjaavat myös epämuodolliset velvoitteet, kuten moraaliset velvoitteet, vakiintuneet toimintatavat ja tottumukset. Suunnittelijoiden henkilökohtaiset arvostukset ja kiinnostuksen kohteet saattoivat vaikuttaa merkittävästi siihen, mitä maiseman ominaispiirteitä haluttiin korostaa tai säilyttää. Toisaalta oli tavallista, että päätöksiä tehtiin kunnissa taloudellisin perustein, mikä usein johti ekosysteemipalveluiden vähenemiseen. Kyse ei aina ollut ekologisen tiedon puutteesta vaan valinnoista päätöksentekotilanteessa, joissa lyhyen aikavälin taloudelliset perustelut usein korostuvat.

Ekosysteemipalvelulähestymistavan soveltamiseen liittyi vastuukysymyksiä koskevia haasteita. Monimuotoisuuden ja uhanalaisten lajien suojelu olivat perinteisesti kuuluneet tietyille viranomaisille ja toimijoille. Ekosysteemipalvelut pitävät sisällään laajemman joukon hallittavia asioita. Suunnittelijat pitivät vastuiden ja velvollisuuksien jakautumista monille sektoreille haasteellisena. Ekosysteemipalvelujen hallinnassa olisi tarpeen määritellä, kenen vastuulla eri ekosysteemipalvelujen turvaaminen ja ylläpito on ja kuka vastaa kustannuksista. Käytännön tasolla lukuisten hallintokuntien olisi osallistuttava ekosysteemipalveluihin liittyvään suunnitteluun ja päätöksentekoon. Yhteistyön koordinoiminen ja kokousten pelättiin lisäävän virkamiesten hallinnollista taakkaa.

Erot perinteisen luonnonsuojelun ja ekosysteemipalvelujen perusteluissa

Ekosysteemipalvelujen ja luonnon monimuotoisuuden turvaamisen argumentit erosivat toisistaan. Ekosysteemipalveluihin usein liitetyt hyötyargumentit olivat perinteisessä lajisuojelussa harvinaisia, toisin sanoen monimuotoisuuden tai uhanalaisten lajien suojelua perusteltiin harvoin ihmisten saamalla hyödyillä.

Perinteisen suojelun argumentit nojasivat ennen muuta juridisiin velvoitteisiin, kuten luonnonsuojelulakiin, EU-direktiiveihin ja suojeluohjelmiin. Monet näistä velvoitteista koskivat osaltaan myös ekosysteemipalveluja (Laatikko 7.1, edellä). Joissakin jaotteluissa geneettisen monimuotoisuuden ylläpito sekä elinympäristöjen tarjoaminen eliöille luetaan ekosysteemipalveluiksi (TEEB 2010). Tällaisessa jaottelussa perinteisen suojelun velvoitteet sisältyvät lähtökohtaisesti ekosysteemipalvelujen turvaamisen velvoitteisiin.

Myös oikeusargumenttien tarkastelussa havaittiin eroja. Perinteisestä suojelusta puhuttaessa kiinnitettiin harvoin huomiota ihmisten kokemuksiin oikeuksiin, mutta luonnon itseisarvo nousi yleisesti esiin. Ekosysteemipalvelujen, erityisesti virkistysmahdollisuuksien osalta, ihmisten oikeuksiin kiinnitettiin enemmän huomiota.

8.6

Suunnittelijoiden näkökulma

Vielä joitakin vuosia sitten ekosysteemipalveluiden käsite ei ollut kovin tuttu maankäytön suunnittelijoille (Niemelä ym. 2010). Sittenkin tilanne näyttää muuttuneen, sillä kaikki haastatellut suunnittelijat tunsivat käsitteen sisällön yleisellä tasolla. Oli kuitenkin tavallista, että haastattelussa ekosysteemipalvelut ja perinteiset suojelukäsitteet lomittuivat toisiinsa ja että keskustelut ajautuivat perinteisiin suojelukäsitteisiin. Toisaalta elottoman luonnon ja luonnonvarojen käytön, esimerkiksi kaivostoiminnan, sekä tuulivoiman suhde ekosysteemipalveluihin askarrutti haastateltavia.

Ekosysteemipalvelulähestymistavalla nähtiin olevan merkittäviä vahvuuksia. Perinteisen suojelun ja tiukan luonnonsuojelun lainsäädännön koettiin asettavan ajoittain kohtuuttoman suuria rajoituksia tai jopa estävän hyvän kaupunkirakenteen suunnittelun. Sen vuoksi kokonaisvaltainen ja kaupungin ekosysteemien vuorovaikutussuhteita huomioiva ekosysteemilähestymistapa oli suunnittelijoiden näkökulmasta mielekkäämpi katsantokanta kuin tiukka poissulkeva suojelu. Kaupunkiekologista näkökulmaa pidettiin tervetulleena. Ekosysteemipalvelun käsite ottaa huomioon ihmisen, joten käsitteen ajateltiin olevan lähtökohtaisesti lähempänä kaupunkisuunnittelua kuin perinteinen luonnonsuojelu. Käsitettä pidettiin tervetulleena myös sen kulttuurisen näkökulman johdosta. Ekosysteemipalvelukäsitteen etuna pidettiin myös sitä, että se auttaa ajattelemaan kaupunkia kokonaisuutena. Käsitettä olikin käytetty Lahden yleiskaavaluonnoksen arvioinnissa kaupunkien tiivistämisestä ja rakentamistavasta puhuttaessa (Lahden kaupunki 2011). Käsitteen avulla voitiin suunnitella esimerkiksi kaupungin viherverkostoa kokonaisuutena. Sen avulla voidaan hahmottaa prosesseja, jotka synnyttävät, ylläpitävät tai vähentävät ihmisten luonnosta saamia hyötyjä.

Ekosysteemipalveluja pidettiin ammattiterminä, jonka käyttö vaatii syvällistä asiantuntemusta. Suunnittelussa käsitettä voi käyttää vain, jos sen sisällöstä syntyy yhteinen ymmärrys. Ekosysteemipalvelulähestymistavan vakiintuminen suunnittelukäytäntöihin riippuu myös paljon siitä, kuinka yksittäiset suunnittelijat ottavat sen vastaan. Haastateltujen suunnittelijoiden suhtautumisessa uuteen käsitteeseen havaittiin suuria eroja. Toiset pitivät ekosysteemipalveluja hyödyllisenä ja tervetulleena lähestymistapana. Heidän mukaansa käsitettä olisi voinut käyttää enemmän ja tuoda painokkaammin laajempaan tietoisuuteen. Toiset suunnittelijat suhtautuivat käsitteeseen suurella varauksella ja ajattelivat sen soveltuvan vain vähiltä osin suunnittelun työkaluksi.

Ekosysteemipalvelujen taloudellista arvottamista pidettiin yleisesti tärkeänä. Rahallisen arvon osoittaminen toisi luonnon ja ekosysteemit päätöksenteossa ”samalle viivalle” taloudellisten perusteiden kanssa. Monille ekosysteemipalveluille, esim. puhtaalle vedelle, ilmalle ja luontoreiteille, pidettiin tärkeänä määritellä hinta. Rahallisen arvon osoittamisen nähtiin helpottavan ekosysteemipalvelujen turvaamista kunnallisessa päätöksenteossa.

Suunnittelijat tunnistivat myös ekosysteemipalveluihin perustuvan lähestymistavan heikkouksia ja sen käyttöön liittyviä riskejä. Monet niistä liittyivät ekosysteemipalvelun käsitteeseen, jota pidettiin vaikeana ja vieraana. Sittenkin sanaan oli totuttu henkilökohtaisella tasolla, mutta sanaa pidettiin edelleen hankalana muiden toimijoiden kanssa keskustellessa. Käsitteen laveutta pidettiin haasteena sen käytölle.

Suunnittelijat pitivät tärkeänä, että käsite määriteltäisiin riittävän selvästi ja tarkasti niin, että sen käyttö ei aiheuttaisi sekaannuksia. Riskinä nähtiin käsitteen muodostuminen muotisanaksi, jonka avulla pyrittäisiin edistämään mitä tahansa asiaa.

Eri ekosysteemipalvelujen tasapainoinen tarkastelu vaatii laajan tietopohjan keräämistä. Monista ekosysteemipalveluista on usein saatavilla perustietoja, mutta tietojen analysoiminen, yhdistäminen ja tulkitseminen vaatii asiantuntemusta, aikaa ja resursseja. Vaikka tietämys ekosysteemipalveluista on lisääntynyt, näyttää siltä, että mahdollisuudet lähestymistavan soveltamiseen käytännön suunnittelussa ovat vielä rajalliset. Tiedot ekosysteemipalveluista ovat peräisin lukuisista eri lähteistä ja ne ovat luonteeltaan hyvin erilaisia. Epäyhtenäisen tietopohjan yhdistäminen ja tarkasteleminen ekosysteemipalvelujen näkökulmasta vaatii sellaista osaamista, joka on vasta kehitymässä ja karttumassa.

8.7

Ekosysteemipalveluiden soveltuvuus alueiden käytön suunniteluun

Jokainen kaavoitushanke on oma kokonaisuutensa, jota on syytä tarkastella erikseen tapauskohtaisesti. Kytölän ja Östersundomin kaavoituksesta tehtyjen havaintojen perusteella on kuitenkin mahdollista tehdä yleisiä johtopäätöksiä siitä, miten ekosysteemipalveluja voitaisiin käyttää laajemminkin päätöksenteon tukena maankäytön suunnittelussa.

Usein monet suunnittelualan perustiedot tunnetaan varsin hyvin. Siitä huolimatta ekosysteemipalveluiden tuottamat hyödyt ja etenkin niitä tuottavat prosessit voivat jäädä osin tunnistamatta. Suunnittelussa olisi tärkeää ottaa huomioon suunnitteluratkaisujen aikaansaamat prosessit, jotka voivat vaikuttaa joko myönteisesti tai kielteisesti ekosysteemipalveluiden tuotantoon ja tästä koituviin hyötyihin tai haittoihin.

Toistaiseksi ekosysteemipalvelulähestymistapaa on sovellettu vähän kotimaisessa maankäytön suunnittelussa. Vaikka lähestymistapa tunnetaan yleisellä tasolla, ekosysteemipalvelujen arvioiminen ei toistaiseksi kuulu suunnittelun käytäntöihin kuin joissakin poikkeustapauksissa. Maankäytön suunnittelussa luontoa ja ekosysteemejä on perinteisesti lähestytty luonnon monimuotoisuuden sekä uhanalaisten lajien ja elinympäristöjen turvaamisen näkökulmasta. Ekosysteemipalvelulähestymistapa poikkeaa edellä mainitusta merkittävästi, sillä siinä huomio kiinnittyy lajien ja elinympäristöjen sijasta biologisiin prosesseihin, niistä seuraaviin ekosysteemien toimintoihin ja palveluihin sekä lopulta ihmisen kokemiin hyötyihin. Uutta ekosysteemipalvelulähestymistavassa onkin nimenomaan sen ihmislähtöisyys. Ihmisen kokemia hyötyjä korostavana näkökulmana se soveltuu siten hyvin maankäytön suunnitteluun.

Ekosysteemipalvelujen tunnistamisen, arvottamisen ja havainnollisen esittämisen avulla luonnosta saatavia hyötyjä voidaan tuoda esiin suunnittelussa. Toisinaan ekosysteemipalveluja hyödyntämällä saavutetaan suoria taloudellisia hyötyjä. Esimerkiksi hulevesien luonnonmukaisella käsittelyllä voidaan välttyä hintavien hulevesien käsittelyjärjestelmien rakentamiselta. Monilla ekosysteemipalveluilla, kuten luonnosta saatavilla terveyshyödyillä, ei kuitenkaan ole suoraa rahallista arvoa tai kehittyneitä markkinoita. Ne ovatkin perinteisesti jääneet suunnittelussa vähemmälle huomiolle, koska maankäytön suunnitteluun liittyviä päätöksiä tehdään usein taloudellisin perustein ja ekosysteemipalveluja heikentäen. Toistaiseksi ekosysteemipalvelujen arvottaminen on kuitenkin lapsenkengissä, eikä mikään yksittäinen menetelmä ole vakiinnuttanut paikkaansa maankäytön suunnittelussa. Vähimmillään

ekosysteemipalvelujen listausta voidaan käyttää eräänlaisena tarkistuslistana tärkeistä huomioon otettavista asioista.

Paikkatietopohjaisilla tarkasteluilla voidaan tunnistaa ja esittää sekä yksittäisiä ekosysteemipalveluja että runsaasti eri palveluja tuottavia alueita, jotka voidaan ottaa huomioon suunnittelussa siten, että mahdollisimman monet ekosysteemipalvelut turvataan ja niistä saatavat hyödyt säilytetään. On tärkeää tarkastella kaava-alueita osana isompaa kokonaisuutta, jolloin myös ekosysteemipalveluiden saatavuutta ja saavutettavuutta on helpompi arvioida. Myös suunnittelun vaikutukset ympäröivien alueiden tarvitsemiin ekosysteemipalveluihin ja luonnon lisääntyvä käyttöpaine tulevat silloin paremmin ilmi.

Ekosysteemipalvelujen hallinnan näkökulmasta on tärkeää tietää, millaisia hyötyjä ekosysteemit tarjoavat ja kuinka hyödyt jakautuvat. On myös tärkeää tietää, kuinka maankäytön ratkaisut vaikuttavat olemassa oleviin oikeuksiin ja velvollisuuksiin. Ekosysteemipalvelujen oikeudenmukainen hallinta edellyttää tämän kaiken perusteellista arvioimista maankäytön suunnittelussa ja siihen liittyvässä päätöksenteossa. Tutkijoiden haasteena on jatkaa kehitystyötä helppokäyttöisten mutta silti luotettavien työkalujen saamiseksi maankäytön suunnittelun eri mittakaavatasoille ekosysteemipalveluiden ja niitä tuottavien prosessien, palveluista hyötyvien ja niitä tarvitsevien sekä suunnitelmien vaikutusten tunnistamiseksi ja kuvaamiseksi.

9 Lounais-Suomen metsäkeskuksen alueen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaaminen ja ekosysteemipalvelut

9.1

Tarkastelun tausta ja menetelmät

Ekosysteemipalveluiden arvottaminen liitetään usein oletukseen, että arvojen tunnistamisen perusteella niiden käyttöä voidaan ohjata taloudellisilla ohjauskeinoilla. Tällaisia taloudellisia ohjauskeinoja kutsutaan tutkimuskirjallisuudessa ekosysteemipalvelumaksuiksi. Maksuja varten tehtävissä hallinnollisissa järjestelyissä sovitaan tiettyjen ekosysteemipalveluiden tuottamisesta tiettyä korvausta vastaan. Suomalaisessa METSO-ohjelmassa (METSO 2002; METSO 2008) on kokeiltu ja sovellettu juuri tällaisia ohjauskeinoja luonnonarvokaupan, kestävän metsätalouden rahoituslain perusteella maksettavan ympäristötuen ja yksityisten suojelualueiden perustamisen yhteydessä.

Arvottamistarkasteluissa ollaan pääasiassa kiinnostuneita ”ostajan” tai ”hyötyjän” arvostuksista eli siitä, mitä hyödyn kokija olisi valmis maksamaan ekosysteemipalvelun paranemisesta, ekosysteemin toiminnan paranemisesta tai yksinkertaisesti ekosysteemin suojelusta. Toisaalta taloudellisten kannustimien ja maksujen pohjaksi ei tarvita tietoa ekosysteemipalveluiden arvosta, sillä suojelutoimista, joita kannustimilla edistetään, voidaan sopia sellainen hinta, joka tyydyttää sekä ekosysteemipalvelun ostajaa että ekosysteemipalvelun tuottajaa. Ekosysteemipalvelusta maksava ostaja on useimmiten valtio ja tuottaja on yleensä maanomistaja. Myös yksityiset yritykset tai esimerkiksi naapurimaanomistajat voivat haluta ostaa ekosysteemipalvelun tuotantoa ja myyjänä puolestaan voisi toimia myös sellainen yritys tai yhdistys, joka edistäisi esimerkiksi tulvavesien hillintää.

Käytännössä ekosysteemipalvelumaksujen suunnittelussa ja kohdentamisessa ostaja lähtee yleensä etsimään ekosysteemipalvelun tuottajan halukkuutta sopimukseen. Toisaalta myös tuottaja voi olla aloitteellinen. Esimerkiksi maanomistaja voi tarjota virkistysreittien kehittämistä alueen matkailuyrittäjille maksua vastaan. Käytännön tilanteissa on kiinnostavaa, millaisia tiedonhankkimis- ja neuvottelukustannuksia maksusta sopiminen aiheuttaa ja mitä muita edellytyksiä sopimukselle on palvelun tuottajan hintapyynnön lisäksi. Usein sopimushalukkuuteen vaikuttavat sopijoiden käsitys sopimuksen vaikutuksista sekä muun vastaavan ekosysteemipalveluiden turvaamispolitiikan aiheuttamat kokemukset ja sopijoiden yleinen käsitys sopimuksen ehdoista ja hallinnon toimintatavoista.

Tällaista taustaa vasten on EU:n rahoittamassa 7. puiteohjelman tutkimushankkeessa ”taloudellisten ohjauskeinojen rooli luonnon monimuotoisuuden turvaamisen ja ekosysteemipalveluiden tuottamisen politiikkavalikoimassa (POLICYMIX)” lähdetty tarkastelemaan yhtäältä koko sitä ohjauskeinovalikoimaa, jossa taloudellisia kannustimia käytetään yksityismetsien suojeluun ja toisaalta niitä ekosysteemipalveluvaikutuksia, joita suojelulla on (Barton ym. 2009; Primmer, ym., 2011; Primmer ym., 2012; Tainio 2012). Tässä raportoidaan lyhyesti tarkastelun ensimmäisiä vaikutelmia metsänomistajakyselystä, joka toteutettiin Lounais-Suomen alueella syys-lokakuussa

2011. Kysely lähetettiin kaikille tunnistetuille 207 METSO-ohjelman luonnonarvo-kaupan, ympäristötukisopimuksen tai yksityisen suojelualuesopimuksen tehneelle maanomistajalle ja 543 sellaiselle maanomistajalle, jonka mailla oli metsälakikohde, eli heidän voitiin arvella kohdanneen kohteiden suojeluista käytävää keskustelua tai pohtineen sopimuksen tekemistä. Kyselyyn saatiin 179 vastausta, eli vastausprosentti oli 23 %. Pienen vastausprosentin johdosta kyselyn tulosten yleistämistä ei voi tehdä koko arvokkaita kohteita omaavaan metsänomistajakuntaan, mutta tulokset antavat kuitenkin käsityksen sopimuksen tehneiden ja sopimukseen mahdollisesti oikeutettujen maanomistajien näkemyksistä.

Maanomistajilta kysyttiin korvauspyyntöä siinä tapauksessa, että he tekisivät uuden suojelusopimuksen. Lisäksi heiltä kysyttiin näkemyksiä suojelusopimuksen taloudellisista vaikutuksista, eri toimijoille kohdistuvista hyvinvointivaikutuksista sekä ekosysteemipalveluvaikutuksista ja eri ekosysteemipalveluiden tärkeydestä. Kyselyssä kysyttiin myös laajasti eri sopimusjärjestelyjen mielekkyydestä, mutta niitä ei raportoida tässä. Kyselyn tavoitteena oli erityisesti selittää sopimusalltiutta ja korvauspyyntöä suojelun hyödyillä, taloudellisilla seurauksilla, hyvinvointivaikutuksilla ja sopimusehdoilla sekä analysoida oikeudenmukaisuuskäsityksiä, yhteistyötä ja verkostoja ja selittäjien alueellista sijoittumista.

Tässä raportoidaan vain maanomistajien ekosysteemipalvelunäkemyksiä ja näkemyksiä sopimukseen vaikuttavista ehdoista. Muut kyselyn analyysit toteutetaan ja raportoidaan POLICYMIX-hankkeen puitteissa vuoden 2013 aikana.

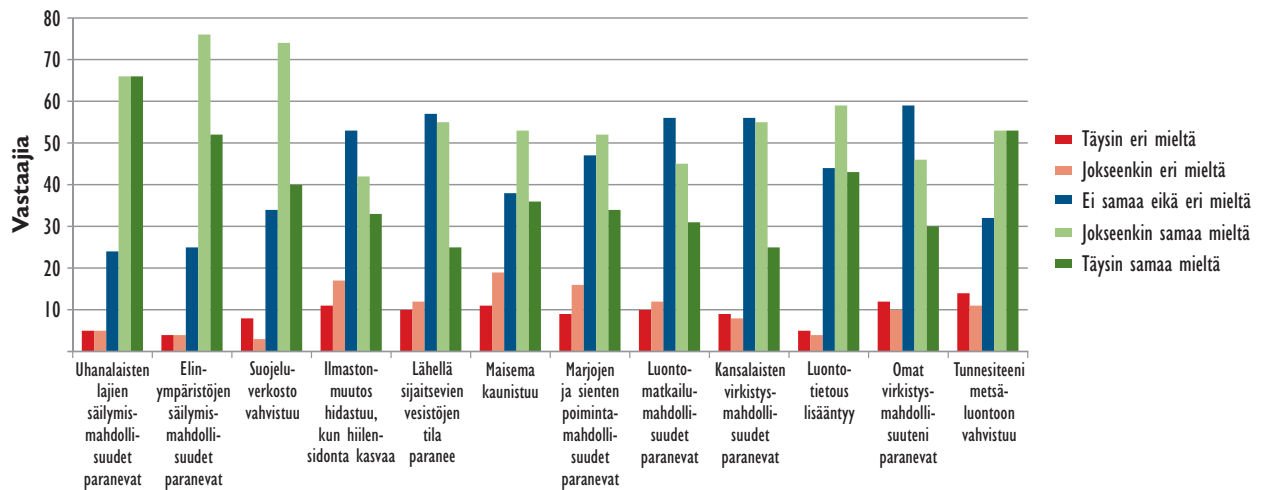
9.2

Maanomistajien ekosysteemipalvelunäkemykset ja sopimukseen vaikuttavat ehdot

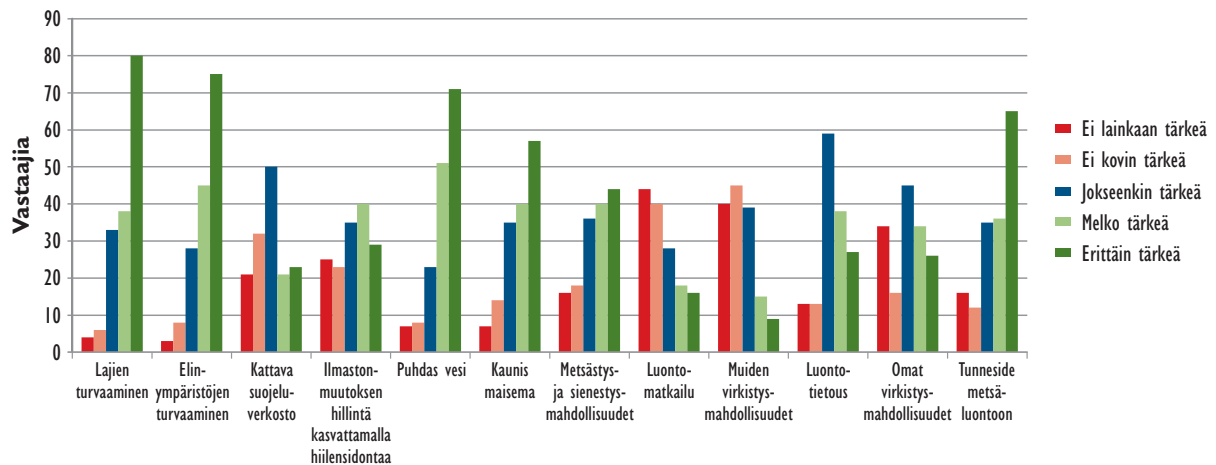
Ekosysteemipalveluiden tunnistamisen arvioimiseksi maanomistajilta kysyttiin heidän käsitystään siitä, mitä ekosysteemipalveluvaikutuksia suojelusopimuksella voisi saada aikaan. Ekosysteemipalveluiden tärkeyttä kysyttiin tämän lisäksi erikseen. Maanomistajien näkemys oli, että suojelusopimus tuottaisi erityisesti luonnon monimuotoisuuden turvaamishyötyjä: lajien, elinympäristöjen ja suojelualueverkoston tilan paranemista sekä oman tunnesiteen vahvistumista (kuva 9.1). Vähiten vaikutuksia nähtiin olevan hiilensidontaan, vesistöjen tilaan, luontomatkailuun tai omiin virkistysmahdollisuuksiin. Vaikutusten tärkeydestä kysyttäessä vastauksissa korostuivat lajien ja elinympäristöjen turvaaminen sekä puhdas vesi ja maisema sekä tunneside metsäluontoon. Vähiten tärkeinä pidettiin luontomatkailemahdollisuuksia ja muiden virkistysmahdollisuuksia.

Vastauksista voi tulkita, että suojelusopimukselta odotetaan erityisesti suojeluvaikutuksia ja suojeluvaikutuksille annetaan painoarvoa. Vaikka säätelypalveluksi laskettavaa puhdasta vettä ja kulttuuripalveluksi lukeutuvaa maisemaa pidetään tärkeinä, ei niiden nähdä olevan keskeisesti suojelusopimuksella saavutettavia hyötyjä. Ekosysteemipalvelumaksujen kannalta on kiinnostavaa, että vaikka näitä hyötyjä arvostetaan, vapaaehtoisella sopimisella ei tunnisteta edistettävän näitä ekosysteemipalveluita. Muista kirjallisuudessa paljon käsitellyistä ekosysteemipalveluista, joille nähdään olevan kysyntää, hiilensidontaa, virkistystä tai luontomatkailemahdollisuuksia ei arvioida erityisesti edistettävän, eikä niitä pidetä tärkeinä.

Ekosysteemipalvelumaksuihin liittyvässä kirjallisuudessa käsitellään ekosysteemipalveluiden kysyntää enemmän kuin tarjontaa ja hyötyjän näkökulmasta ollaan kiinnostuneita usein juuri säätelypalveluiden ja kulttuuristen palveluiden kysynnästä. Palveluiden tuottajan näkökulman tarkastelua onkin kiinnostava peilata tätä vasten. Maanomistaja asettaa suojeluhuötyjen jälkeen eniten painoarvoa omalle tunnesiteelle



Kuva 9.1. Vastausjakauma kysymykseen ”Saavutetaanko suojelulla seuraavia vaikutuksia?”



Kuva 9.2. Vastausjakauma kysymykseen ”Kuinka tärkeinä pidät seuraavia suojelusopimuksen vaikutuksia?”

ja vähiten muiden virkistyskäytölle. Maanomistaja näyttää kokevan, että kohteen turvaaminen vahvistaa hänen omaa oikeuttaan nauttia kohteen luonnosta, eikä hänen voi olettaa tarjoavan kohteesta nauttimista yhteiskunnalle korvausta vastaan. Tässä mielessä yhteiskunta maksaa maanomistajalle sen korvauksen, joka maanomistajalle sopii jossain määrin riippumatta siitä, mitä ekosysteemipalveluita maanomistaja katsoo tarjoavansa.

Suojelusopimuksen perusteita kysyttäessä piti 86 % vastaajista tärkeänä sitä, että säilyttää oikeuden päättää omista metsistään ja kaksi kolmasosaa piti tärkeänä ihmisen velvollisuutta suojella luontoa. Kysyttäessä erilaisista suojelusopimusprosessiin vaikuttavista tekijöistä, 85 % piti tärkeänä oikeutta päättää omista metsistä, kun taas taloudellista hyötyä piti tärkeänä vain noin puolet vastaajista. Nämä vastaukset vastaavat ekosysteemipalveluiden taloudellisia kannustimia tarkastelevassa kirjallisuudessa korostettua mahdollisuutta saavuttaa kustannussäästöjä edistämällä sellaisten maanomistajien tuottamia ekosysteemipalveluita, jotka eivät korosta taloudellista hyötyä.

Koska maanomistajat ovat yksityismailla ekosysteemipalveluiden tuottajia ja samalla keskeisiä ekosysteemipalveluista hyötyjiä, on ekosysteemipalveluiden ohjausta kehitettäessä tärkeää tunnistaa heidän arvostuksensa ja heidän päätöksentekoonsa vaikuttavat tekijät. Tässä raportoitujen maanomistajanäkökulmien lisäksi tulee analysoida taloudelliseen korvausvaatimukseen ja sopimushalukkuuteen vaikuttavat tekijät tarkasti ja samalla kiinnittää huomiota myös maanomistajien tiedon hyödyntämiseen ja verkostoitumiseen.

10 Pohjois-Karjalan suot ja ekosysteemipalvelut

10.1

Soiden tarjoamat ekosysteemipalvelut

Pohjois-Karjalassa on yli 0,5 miljoonaa hehtaaria soita, joista noin puolet sijaitsee Pohjois-Karjalan biosfäärialueella. Niistä noin 75 prosenttia on ojitettu metsätalouden käyttöön ja noin kaksi prosenttia on varattu turvetuotantoon (Ohtonen & Kotanen 2003). Soiden ja turvemaiden ekosysteemipalveluita, niiden arvottamista ja hallintaa on tarkasteltu käynnissä olevassa maa- ja metsätalousministeriön rahoittamassa Pohjois-Karjalan biosfäärialueella toteutetussa SuoEko-hankkeessa (2010–2012). Pohjois-Karjalan soilta tunnistettujen ekosysteemipalveluiden ja niiden hallintaan liittyvien kysymysten esittelyn lisäksi soiden käyttöön liittyvää yhteiskunnallista keskustelua on arvioitu lehtikirjoituksiin perustuen.

Pohjois-Karjalan biosfäärialueen ekosysteemin erityispiirteitä ovat vaaramaiseman suot ja metsät. Biosfäärialueet ovat jo lähtökohdiltaan suotuisia alueita ekosysteemipalveluiden alueelliseen tarkasteluun, sillä niissä yhdistyvät sosioekologisen järjestelmän tutkimuksen kannalta tärkeitä elementtejä: toisistaan riippuvaiset ja toistensa tilaan vaikuttavat paikallisyhteisö ja luonto – yhteiskunta ja ekosysteemit. Luonnontilaisien soiden kolme päätyyppiä ovat korvet, rämeet ja avosuot. Yksityiskohtaisempia suotyyppisiä ja suoyhdistymiä erotetaan kymmeniä. Pohjois-Karjalan biosfäärialue sijaitsee etelä- ja keskiboreaalisten kasvillisuusvyöhykkeiden rajalla, keidas- ja aapa-soiden rajavyöhykkeellä.

Luonnontilaisilta tai muokatuilta suomailta saatavien perinteisten tuotantopalveluiden lisäksi ekosysteemipalvelutarkastelulla on pyritty antamaan arvoa myös dynaamisille ekosysteemiprosesseille. Luonnon monimuotoisuuden merkitys monien ekosysteemipalveluiden tuotannossa on pyritty tunnistamaan. Ilmastonmuutoksen myötä soiden hiilensidonnan ja hiilivarastojen merkitys on saanut huomiota. Erityisesti rahkasammalet (*Sphagnum* spp.) ovat soiden tärkeimpiä turpeenmuodostajia, joita tunnetaan maastamme yli 40 lajia (Vasander 1998; Enroth ym. 2011). Muita aiemmin vähemmälle huomiolle jääneitä tai ainakin muiden taloudellisesti tuottoisampien maankäyttötapojen puristuksessa aliarvostettuja ekosysteemipalveluita ovat esimerkiksi soiden merkitys paikallisilmastolle, vedenkierrolle, pienvesien laadulle, pölyttäjähönteisille (hönteisten elinkierto, marjasadon pölytyks), riistalajeille (lisääntymis-, ruokailu- ja levähdysalueet), ekosysteemien ravintoverkoille, stabiiliudelle ja palautuvuudelle (resilienssi), maisemalle, virkistyskäytölle ja hyvinvoinnille. Ihminen vaikuttaa epäsuorasti suoekosysteemeihin esimerkiksi ilmaston lämpenemisen tai typpilaskeuman välityksellä.

Taloudellisesti merkittävien turvetuotannon ja metsätalouden lisäksi soista hyötyvät muun muassa matkailijat, luonnon virkistyskäyttäjät, marjastajat ja metsästäjät. Ennen soita raivattiin myös maanviljelyskäyttöön, mutta ei enää nykyisin Pohjois-Karjalassa. Suojeltuja soita Pohjois-Karjalan biosfäärialueella on noin 26 500 ha, joista

suurimpia yhtenäisiä alueita ovat Patvinsuon kansallispuisto, Ruunaan alueen suot, Koivusuon luonnonpuisto ja Ruosmesuon-Hanhisuon soidensuojelualue (Tanskanen & Palviainen 1997).

Joensuussa tammikuussa 2012 järjestetyn SuoEko-hankkeen sidosryhmätyöpajaan osallistui yli 30 soiden käytön ja hyötyjen asiantuntijaa monenlaisista taustaorganisaatioista. Monien toimijoiden hyötyjen yhteensovittaminen nähtiin mahdolliseksi ja varsinkin virkistyskäytön, metsästyksen, marjastuksen ja matkailun tavoitteissa oli nähtävissä runsaasti yhteishyötyjä. Vaikeimmaksi osallistujat näkivät turvetuotannon sovittamisen minkään muun sidosryhmän tavoitteisiin. Hallinnan näkökulmasta nousi esiin kysymys, miten ekosysteemipalvelu määritellään esimerkiksi suhteessa vallitseviin maankäytön rajoituksiin (luonnonsuojelu, metsästyks) ja miten ekosysteemipalveluita pitäisi tarkastella kestävyuden saavuttamiseksi maakuntatasolla.

10.2

Soiden ekosysteemipalveluiden lehtikirjoitustarkastelut

Suo- ja turvemaiden hyötykäytöstä on kirjoitettu runsaasti puolesta ja vastaan lehdistössä eri puolilla Suomea. Suostrategian valmistuminen kiihdytti keskustelua ja tästä kirjoitusaineistosta tehtiin tapaustarkastelu Pohjois-Karjalasta, jossa analysoitiin, millaista kriittistä puhetta erityisesti turvesoiden käytöstä on esitetty ja ketkä keskusteluun ovat maakunnassa osallistuneet. Aineisto sisältää 11 lehtiartikkelia keskittyen ajanjaksolle marraskuusta 2010 maaliskuuhun 2011 (Liite 5).

Keskustelussa asettuivat vastakkain Vapo ja joukko haitankärsijöitä. Haitankärsijät eivät ole liikkeellä yksittäisinä henkilöinä vaan yhdessä ryhmänä. Muun muassa kunnat, kalastuskunnat, seurakunnat ja paikalliset asukkaat ovat yhdessä pohtineet mahdollisuuksiaan vaikuttaa soiden käyttöön.

Suomaiden käytöstä aiheutuu haittoja, jotka ovat tuttuja paikallisille asukkaille, mutta huolta on vaikea saada näkyväksi. Tästä syystä haitankärsijät yhdistävät voimansa saadakseen äänensä kuuluviin. Muun muassa järvien tummuminen ja veden laadun heikkeneminen turvelietteen vuoksi on konkreettinen haittailmiö, johon on vaikea vaikuttaa. Vaikuttamista estää se, että osa haittavaikutuksista ei sisälly niihin mittareihin, jolla maa- ja metsätalouden tai turvetuotannon vaikutuksia arvioidaan.

Suoluonnon ominaispiirteisiin perustuvaa virkistyskäyttöä on myös vaikea tehdä muodollisesti tavoiteltavaksi tai seurattavaksi, koska sitä ei ole selkeästi määritelty. Virkistyskäytön hankaloituminen tai estyminen tai suon maisemanmuutos eivät laukaise mitään ohjaus- tai korjaustoimenpidettä. Suostrategiassa esitetty soiden luokittelu edistää tämän ongelman ratkaisua. Eri luokat kriteereineen ovat rakenne, jonka mukaan arviointia tehdään ja eri toimintoja ohjataan. Luonnonsuojelutahojen mukaan suostrategiassa luotu kriteeristö ei kuitenkaan varmista eri arvojen huomioon ottamista. Tällaiset vaillinaiset ja ristiriitaiset ongelman määrittelyt ovat tyypillisesti ympäristökonfliktien taustalla. Osa sidosryhmistä kokee haittavaikutuksia, mutta asian korjaamiseksi ei ole saatavilla hallinnollista ratkaisua. Tällaisessa tilanteessa julkinen keskustelu ja poliittinen vaikuttaminen ovat keskeinen tapa tuoda esiin näkökulmia ja käydä määrittelykamppailua.

Kirjoituksista kävi selvästi ilmi keskustelun ja eri osapuolten eriytyneisyys ja vastakkaisuus. Kirjoitukset edustivat joko haitankärsijöitä tai turvetuotannon (Vapon) edustajia. Nämä toimijat eivät uutisten perusteella pohtineet ongelmia tai haasteita yhdessä. Vapon toiminnallisuus oli rajautunut turvetuotantoon. Ulkoisvaikutuksia käsiteltiin vain siltä osin kuin lainsäädäntö edellyttää. Keskusteluyhteyttä muihin sidosryhmiin tai teemoihin ei tämän aineiston perusteella näytä juurikaan olevan.

Epäluottamus Vapon ja muiden sidosryhmien välillä oli ilmeinen, mistä kertoivat myös uutisissa raportoidut pitkittyneet ja kalliit oikeusprosessit. Erityisesti Outokummun Viurusuosta käyty kiista on jatkunut pitkään. Vapo on hakenut turpeenottolupaa ensimmäisen kerran vuonna 1995 ja korkein hallinto-oikeus on palauttanut asian takaisin kolme kertaa. Vapo aikoo jatkaa hakemusta. Uutisoinnin mukaan Viurusuo on ainoa isokokoinen lähes luonnontilainen keidassuo läntisessä Pohjois-Karjalassa. Sitä käytetään laajalti eri luontoharrastuksiin ja siellä elää ja pesii uhanalaisia lajeja. Epäluottamusta aiheuttaa myös jännite siitä, kenen korvattavaksi aiheutuneet vahingot kuuluvat ja kuinka nopeasti ongelmat korjataan sekä erimielisyydet siitä, mikä ylipäätään on luettava vahingoksi.

Suo- ja turvemaiden käyttämisellä eri tuotantoaloilla on Suomessa suhteellisen pitkät perinteet. Nämä perinteet ovat ohjanneet muun muassa suomaiden omistus- pohjaa. Nyt omistus- pohjaa pyritään muuttamaan hankkimalla suoalueita takaisin valtiolle. Muutokselle ei kuitenkaan ehkä ole riittävästi kannustimia. Vapon edustaja toteaa Viurusuosta esitettyä tarjousta: *”Kyllä sellainen neuvotteluesitys meille tuli, muttei varsinaista ostotarjousta. Esitys tuli siinä tilanteessa, kun ympäristölupa oli meille jo myönnetty. Kun tuuli puhalsi meidän kannaltamme myötäisesti, emme katsoneet neuvottelua aiheellisiksi.”* Vanhat yhteiskunnalliset rakenteet pitävät yllä omistussuhteita ja oikeuksia eikä niiden purkaminen ole välttämättä mahdollista viimeaikaisten olosuhteiden tai arvomuutosten noustua esiin.

Haittavaikutukset ilmenevät eri aikamittakaavalla kuin hyödyt. Hyötypuhe sijoittuu lyhyelle aikamittakaavalle: tähän päivään ja lähitulevaisuuteen. Soiden syntyhistoria ulottuu sen sijaan tuhansien vuosien taakse. Tällöin myös uudistuminen tai ennallistuminen on hidasta. Kirjoitusten perusteella ei ole yksimielisyyttä siitä, ovatko esimerkiksi Jukajoessa tapahtuneet kalakuolemat yksittäinen vuotuinen ilmiö vai pidempiaikainen toistuva ongelma. Tilallisena mittakaavaasteena aineistosta nousee esille keskimääräisesti arvioitujen ja paikallisesti koettujen haittojen keskinäinen yhteismitattomuus. Turvetuotannon vesistövaikutukset voivat olla paikallisesti merkittäviä, mutta näyttäytyä laajemmissa keskiarvotarkasteluissa hyvin pienenä ja mitättömänä haittana.

11 Yhteenvedo ekosysteemipalveluiden hyötyjen ja arvojen arvioimisesta ja hallinnasta

11.1

Tiedeyhteisö korostaa kokonaisvaltaisia tarkasteluja, arvottamista ja mallintamista

Ekosysteemipalveluiden analyyseissä on pyrkimys yhdennettyyn, monia näkökulmia yhdistävään tarkasteluun (De Groot ym. 2010). Monien ekosysteemipalveluiden rinnakkainen tarkastelu nähdään yhdeksi ekosysteemipalveluiden hallinnan keskeisimmäksi haasteeksi, johon esitetään ratkaisuksi malli- ja karttatarkasteluja ja niistä johdettavia maankäytön suunnitteluratkaisuja. Toiseksi kirjallisuudessa kiinnitetään huomiota ekosysteemien arvottamiseen ja siitä johdettaviin mahdollisuuksiin monipuolistaa päätöksenteon tukea ja ohjata toimintoja taloudellisesti. Kolmanneksi korostetaan ekosysteemin ja yhteiskunnan yhteenkietoutuneisuutta ja keskinäistä riippuvuutta. Näiden pohjalta esitetään keskeisiä tekijöitä yhdistäviä malleja ja sopeutuvan hallinnan ratkaisuja.

Tutkimuksellisesti ekosysteemipalvelunäkökulma tuottaa haasteita mallinnukselle. Koska monilla malleilla on pohjana huolella tuotettu aineisto, esimerkiksi maanpeite tai -käyttö tai jokin rajattu aineistojen yhdistelmä, esimerkiksi lajiesiintymätietoja ja luonnonsuojelualuevarauksia, väestö- ja infrastruktuuritietoja tai maaperä- ja puustotietoja, ovat mallit lähtökohtaisesti kapeita. Esimerkiksi vuosituhatarviossa ei käytetty yhtä suurta globaalia mallia, vaan useita osamalleja, joista muodostettiin kokonaisuus (Tallis & Kareiva 2006). Ekosysteemipalvelutarkasteluissa pyritään yhdentämään tällaisia pitkälle vietyjä malleja, mutta samalla kun uusia osamalleja otetaan mukaan, joudutaan tekemään yleistyksiä ja oletuksia. Iso osa ekosysteemipalveluiden hallinnasta perustuukin oletuksiin ja varsinkin sosioekologisista järjestelmistä tehtävää mallinnusta ollaan vasta kehittämässä (Carpenter ym. 2009; De Groot ym. 2010; Haslett ym. 2010).

Eri osajärjestelmien suhteita kuvaavasta staattisesta mallinnuksesta pitäisi lisäksi siirtyä ajassa tapahtuvia muutoksia kuvaavaan dynaamiseen mallinnukseen, jotta ekosysteemipalveluiden muutoksia ja keskinäisiä vaihtosuhteita pystyttäisiin ymmärtämään ja hallitsemaan eri mittakaavoissa. Erityisesti yhteiskunnallisten kehityskulkujen, vaikutusten ja odotusten sisällyttäminen tällaisiin malleihin on vasta alkutekijöissään. Yhdennettyjen mallien kehittelyn ohessa on tärkeää muistaa, että ne ekosysteemipalvelut ja vuorovaikutussuhteet, joita tunnetaan vähemmän, vaativat usein myös rajatumpia tarkasteluja, esimerkiksi jollakin rajatulla alueella tai vaikkapa vertaillen erilaisia luonnonvarojen käytön vaikutuksia ekosysteemipalveluiden tilaan. Tutkimusyhteisön ja tutkimuksen hyödyntäjien haasteena on tunnistaa yhdennettyjen tarkastelujen ja osatarkastelujen tuottamat keskeiset viestit ja kehittää jatkotyötä näiden pohjalta. Vuoropuhelu tutkijoiden, päättäjien, käytännön toimijoiden ja muiden osallisten kesken on välttämätöntä tällaisen kehitystyön onnistumiselle.

Ekosysteemien, niiden toimintojen tuottaman hyödyn ja ekosysteemipalveluiden arvon tunnistaminen on kirjallisuudessa nähty perusteluna koko ekosysteemipalvelunäkökulmalle (Costanza 1997, MA 2005, Norgaard 2009, TEEB 2010). Tämän perustelun mukaan ekosysteemien merkitys yhteiskunnalle avautuu, kun niitä pystytään arvioimaan rinnan muita päätöksiä ohjaavien tekijöiden kanssa. Vaikka taloudellinen arvo korostuu tässä keskustelussa ja taloustieteellä on keskeinen rooli arvojen määrittelyssä, arvottamiskirjallisuus pohjaa vahvasti yhtäältä ekosysteemien monimutkaisiin toimintoihin (Daily 1997, Barbier 2007) ja toisaalta ihmisten ja yhteisöjen kokemukseen ja toimintamalleihin (Hein 2006, Chan ym. 2012). Arvoja pyritään ilmaisemaan dollarien ja eurojen lisäksi myös esimerkiksi ravinnekiloina, hiilitonnieina, paikallisten työpaikkojen lukumääränä, sairastuvien vähenemisenä sekä myös laadullisesti kuvaten ravinteiden kiertokulkua, perinteisiä luonnonvaraeräitä ja luontosuhdetta. Nimenomaan taloudellinen arvottaminen on kuitenkin nousut keskeiseen asemaan ja saanut paljon huomiota osakseen.

Taloudelliset arvot ovat suhteellisen yhteismitallisia, vaikka ekosysteemipalveluiden paikallinen merkitys saadaan niillä tarkasteluun mukaan hyvin vajavaisesti. Rahamääräisiä arvoja voidaan siirtää ja yleistää vastaaviin olosuhteisiin ja verrata vaihtosuhtetarkasteluissa sekä käyttää erilaisissa malleissa. Tosin tällaisten tarkastelujen tulokset saatetaan tulkita paljon yleispätevämmiksi, kuin mitä alkuperäisen arvottamistarkastelun perusteella voidaan päätellä. Arvottamisen tulosten tulkinnassa tulee aina kiinnittää huomiota tarkastelun kontekstiin ja oletuksiin. Tällä tavoin hyödynnettynä arvojen tarkastelu edistää niiden soveltamista uusiin tutkimuksiin ja päätöksentekoon. Ekosysteemipalveluiden arvottaminen on usein liitetty taloudelliseen ohjaukseen ja ekosysteemipalvelumaksuihin. Vaikka näiden tarkastelu rinnan on valaisevaa ja kertoo sekä ekosysteemipalvelusta hyötyvän maksuhalukkuudesta että palvelun tarjoajan sopimusehdoista, ei tällainen tarkastelu ole välttämätöntä taloudellisten kannustimien kehittämiseksi, eikä suoraan johda kannustimien suosiin tai sääntelyn ja suunnittelun vähenemiseen.

Epävarmuuksien, moniarvoisuuden ja eri näkökulmien tasapuoliseksi integroimiseksi etsitään ekosysteemipalveluiden tarkasteluun tieteellistä tietoa, asiantuntijatietoa ja käytännön tietoa yhdistäviä tiedonhankintamenetelmiä (Olsson ym. 2006; De Groot ym. 2010). Myös pitkälle kehitetyt mallit ja menetelmällisesti kehittyneet taloudelliset arvottamistarkastelut tulee altistaa eri alojen asiantuntijoiden, päätöksentekijöiden ja osallisten tarkastelulle ja näiden toimijoiden osaamista ja näkemyksiä tulisi voida yhdistää tutkimukseen. Tällainen sopeutuva ja osallistava toimintamalli varmistaisi sosioekologisen järjestelmän paremman ymmärryksen sekä ymmärryksen pohjalta kehitetyn ohjauksen, suositusten ja toimintatapojen sopivuuden.

11.2

Käytäntö hyödyntää kartutettua osaamista ja nojaa sektorirajoihin

Vaikka yhdenmetyt tarkastelut ovat kirjallisuudessa tavoiteltuja ja niiden kehittäminen erityisesti karttatarkastelujen ja paikkatietomallien avulla on laajamittaista, ei ole aivan selvää, miten yhdenmetyt tarkastelut käytännössä tuotettaisiin tai hyödynnettäisiin. Olemassa olevat maankäytön suunnittelujärjestelmät ja luonnonvarojen hallinnan järjestelmät sekä niiden pohjalta olevat tietojärjestelmät ovat sektorikohtaisen hallinnon pitkäaikaisen kehittelyn tulos. Aineistojen ja tarkastelutapojen yhdistäminen vaatii sekä teknistä osaamista ja voimavaroja että sektorin sisäisten haasteiden priorisoinnista luopumista. Eriytyneitä päätöksentekoa korostaa lisäksi se, että luonnonvarojen hyödyntävät ja maankäyttöpaineita aiheuttavat yhteiskunnan

toiminnot reagoivat yleensä markkinasignaaleihin, eivätkä tieteellisen tutkimuksen tuottamiin yhdennettyihin tarkasteluihin, vaikka niiden tuottamisessa olisi ollut laajasti osallistujia yhteiskunnan eri sektoreilta (Sagoff 2011).

Tässä raportoidut luonnonvaraohjelmien tarkastelu ja kaupunkien ekosysteemipalvelutarkastelut vahvistavat havainnon, jonka mukaan analyysien lähtökohdana ovat historiassa muotoutuneet rajatut tarkastelukulmat, joiden laajentaminen ekosysteemipalvelunäkökulmalla on vasta alkamassa. On kiinnostavaa huomata, että kaupunkien suunnittelussa ja metsäpolitiikassa sekä vähäisemmässä määrin myös suopolitiikassa luonto- ja luonnon monimuotoisuusnäkökulma on sisällytetty syvemmin ja tarkemmin kuin ekosysteemipalvelut. Luonnonsuojelun käytännöt ovat tuttuja kaupunkisuunnittelijoille ja metsäsektorin toimijoille, kuten aiemmin on tunnustettu (Yli-Pelkonen 2009; Primmer ja Karppinen 2010; Primmer ja Wolf 2009). On mahdollista, että näillä sektoreilla aikaisemmin kohdattu vastakkainasettelu on johtanut luontoasioiden systemaattiseen hallintaan. Luonnon monimuotoisuuden turvaamisvelvoitteita on kirjattu lakiin ja rajaukset on viety paikkatietona asiantuntijajärjestelmiin. Lehtikirjoitusanalyysi osoittaa, että soiden käytössä luonnonsuojelu ja voimakas käyttö on tällä hetkellä varsin kärjekkäästi asetettu vastakkain, eikä vuonna 2010 laadittu suostrategia ole vielä pystynyt yhdentämään eri näkökulmia konkreettisesti.

Luonnonvaraohjelmien tarkastelun pohjalta havaitaan, että monipuolisia tavoitteita ja luonnon eri käyttömuotoja on mahdollista jo tällä hetkellä yhdistää laadullisesti. Tarkastelluissa luonnonvaraohjelmissa on kiinnitetty huomiota tuotantopalveluiden lisäksi myös tuki- ja säätelypalveluihin sekä kulttuurisiin palveluihin. Sektorikohtaiseksi ohjelmaksi erityisesti kansallinen metsäohjelma integroi sujuvasti metsien monet hyödyntämismuodot, ekologisen kestävyuden ja metsiin liitetyt odotukset. Myös luonnonvaraselonteko ja suostrategia ovat erittäin laajasti luonnonvarojen ja niitä tuottavien ekosysteemien monia toimintoja listaavia ohjelmia. Laadullinen yhdentäminen keskittyy synergioiden tunnistamiseen, eivätkä ohjelmat vertaa eri käyttömuotoja ja toimintoja: ne eivät käsittele ekosysteemien toimintojen ja ekosysteemipalveluiden ristiriitoja tai vaihtosuhteita. Vaikka ohjelmat on laadittu laajapohjaisesti hyödyntäen myös tutkimusyhteisön osaamista, ohjelmien pohjalla ei ole yhdennettyjä inventointeja tai tietovarantoja.

Ekosysteemipalveluhyödyt nähdään hyvin yleisesti suomalaisia ja yhteiskuntaa hyödyttävinä sekä politiikan tasolla että kaupunkisuunnittelussa. Konkreettisemmissä tilanteissa, kuten suojelukohteiden rajaamisessa tai turvetuotantoluvista päätettäessä, hyödyn kokijat (tai menettäjät) ovat konkretisoituneet yksityisiksi henkilöiksi, yrityksiksi tai paikallisiksi asukkaiksi. Itse asiassa yksityinen maanomistaja ei suojelusopimusta tehdessään näytä pohtivan virkistyskäyttöä tai luontomatkailua vaan päätös hyödyttää maanomistajaa itseään ja ennen kaikkea luontoa. Myös kaupunkisuunnittelussa paikalliset asukkaat ja luonnon itseisarvo nähdään perusteiksi ekosysteemipalveluiden turvaamiselle. Paikallisten asukkaiden mahdollisuus luonnosta nauttimiseen pystytään konkretisoimaan karttatarkastelulla. Vastaavia hyötyjen tarkasteluja tai vielä pidemmälle vietyjä hyötyjä vertailevia tarkasteluja ei ole tehty, lukuun ottamatta metsäluonnonsuojelun kustannus-hyötyanalyysijä (Juutinen ym. 2008).

11.3

Ekosysteemipalveluiden tarkastelun ja hallinnan mahdollisuudet

Ekosysteemipalveluja ei voi arvioida rajoittuen johonkin tiettyyn menetelmään, eikä minkään menetelmän käyttö suoraan tuota päätöksiä. Tavat tunnistaa ja jäsentää palveluita ovat arvosidonnaisia ja riippuvat sekä olemassa olevista yhteiskunnan olo-

suhteista että taustaoletuksista. Eri menetelmät tarjoavat kuitenkin hyviä apuvälineitä ekosysteemipalveluiden arviointiin ja hallintaan. Parhaimmillaan niitä yhdistämällä lisätään ekosysteemien, ekosysteemipalveluiden ja sosioekologisen järjestelmän ymmärrystä aidosti. Jo pelkästään ekosysteemipalveluiden laaja haarukoiminen parantaa sektori- ja hallinnon rajat ylittävää vuoropuhelua.

Uusia tarkastelumenetelmiä tulee kehittää sekä olemassa olevien tarkastelutapojen pohjalta että kehittämällä uusia yhdentäviä menetelmiä. Samalla, kun osamalleja ja sektorikohtaisiin inventointi- ja seuranta-aineistoihin pohjautuvia tarkasteluja syvennetään ja hienosäädetään, joudutaan ekosysteemi- ja sektorirajat ylittävissä tarkasteluissa tyytymään todennäköisesti totuttua karkeampaan tietoon. Kuitenkin esimerkiksi paikkatietotarkastelut osoittavat yhdentämisen tuoman lisäarvon konkreettisesti. Vuoropuhelu eri mallien tuottajien ja tarkasteluja hyödyntävien päätöksentekijöiden ja osallisten välillä on tässä välttämätöntä.

Koska ekosysteemipalvelut ovat kytköksissä yhteiskunnallisiin prosesseihin ja rakenteisiin: talouteen, luonnonvarojen käytön järjestelmiin ja elinkeinoinhin sekä kulttuuriin, on näitä prosesseja tärkeä tarkastella ekologisten prosessien kanssa yhdessä. Näin voidaan edistää ekosysteemipalveluiden tuotantoa ja ekosysteemien kestävyyttä sekä tukea päätöksentekoa ja ohjauksen kehittämistä.

On tärkeää pohtia, kuinka ekosysteemipalveluista tuotettu tieto siirtyy paikallisille päätöksentekijöille ja ohjauksen tasolle. Yhteishankkeet ja tekniset apuvälineet voivat edistää ekosysteemipalveluiden käytäntöön viemistä. Erityisen arvokkaina nähdään paikkaan sidotuista tarkasteluista suoraan olemassa oleviin suunnitteluvälineisiin sovitettuja ratkaisuja. Esimerkiksi kaavoitus tai metsienkäytön ja maatalousmaiden yleissuunnittelu voisivat ottaa mukaan ekosysteemipalvelunäkökulman.

Operationalisointien lisäksi tulee pohtia ohjauksen ja hallinnan sopeutuvuutta edistäviä rakenteellisia muutoksia. Yhtäältä tulisi sekä tieteen viimeinen tieto että kansalaisten ja käytännön toimijoiden tieto saadaan tukemaan päätöksentekoa sitä mukaa, kun uutta tietoa muodostuu. Toisaalta sopeutuvuutta tarvitaan niissä tilanteissa, kun ympäristömuutokset vaativat uusia ongelmien ratkaisutapoja.

Ekosysteemipalvelukäsite luo yhä vahvempia paineita monitieteisten tarkastelujen kehittämiseksi. Koska tieteenalat ovat eriytyneet, niiden yhdentäminen on usein haastavaa. Ekosysteemipalvelukäsitteeseen perustuvalla tiedonmuodostuksella on mahdollisuus organisoida tieteen kenttää uudelleen. Perustutkimuksen ja monitieteisen soveltavan tutkimuksen rinnalla on tuettava sellaista osallistavaa tutkimusta, jossa käytännön toimijat ovat aidosti mukana.

12 Lähteet

- Aherne, J., Posch, M., Forsius, M., Lehtonen, A. & Härkönen, K. 2011: Impacts of forest biomass removal on soil nutrient status under climate change: a catchment-based modelling study for Finland. *Biogeochemistry*, online DOI 10.1007/s10533-010-9569-4.
- Ahrne, K., Bengtsson, J., Elmqvist, T., Somers, M., 2009, Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization, *PLoS ONE* 4(5):e5574.
- Airaksinen, O. and Karttunen, K. 2001. Natura 2000 –luontotyyppiopas [Natura 2000 habitats manual], 2nd edition. Environmental guide 46, Finnish Environment Institute.
- Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro, E-L., Kuikka, S., Viitasalo, M., Walls, M. (toim.). 2010. Itämeren tulevaisuus. Gaudeamus.
- Ball, I. R., Possingham, H. P. & Watts, M. 2009. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Julk.: Moilanen, A., Wilson, K. A. & Possingham, H. P. (toim.). Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools. Oxford, UK, Oxford University Press. S. 185-195.
- Balmford A., · B. Fisher, R. Green, R. Naidoo, B. Strassburg, K. Turner, A. Rodrigue. 2011. Bringing Ecosystem Services into the Real World: An Operational Framework for Assessing the Economic Consequences of Losing Wild Nature. *Environmental and Resource Economics*, 48:161–175.
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He, J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D. & Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9: 1146-1156.
- Baptista, S. R., 2010, Metropolitan land-change science: A framework for research on tropical and sub-tropical forest recovery in city-regions, *Land Use Policy* 27(2):139-147.
- Barbier, E.B. 2007. Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22:49, 177–229.
- Barthel, S., Folke, C., Colding, J., 2010, Social-ecological memory in urban gardens--Retaining the capacity for management of ecosystem services, *Global Environmental Change* 20(2):255-265.
- Barton, D.N., Rusch, G., May, P., Ring, I., Unnerstall, H., Santos, R., Antunes, P., Brouwer, R., Grieg-Gran, M., Simila, J., Primmer, E., Romeiro, A., DeClerck, F., and Ibrahim, M., 2009. Assessing the role of economic instruments in a policy mix for biodiversity conservation and ecosystem services provision: A review of some methodological challenges. available from: <http://mpira.ub.uni-muenchen.de/15601/> MPRA Paper No. 15601.
- Bateman I., Mace G., Fezzi C., Atkinson G., Turner K. 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48:177–218
- Beaumont, N., Townsend, M., Mangi, S. and Austen, M.C., 2006, Marine Biodiversity An economic valuation, Defra report, UK, presented at BIO.ECON 2007, Cambridge (UK)
- Beaumont, N.J., Austen, M.C., Atkins, J.P., Burdon, D., Degraer, S., Dentinho, T.P., Derous, S., Holm, P., Horton, T., van Ierland, E., Marboe, A.H., Starkey, D.J., Townsend, M. and Zarzycki, T., 2007, Identification, definition and quantification of goods and services provided by marine biodiversity: Implications for the ecosystem approach, *Marine Pollution Bulletin* (54) 253–265.
- Benson C. Sherrouse, Jessica M. Clement, Darius J. Semmens. 2010. A GIS Application for Assessing, Mapping, and Quantifying the Social Values of Ecosystem Services. *Applied Geography* (2010), doi:10.1016/j.apgeog.2010.08.002
- Bergström, I., Mattsson, T., Niemelä, E., Vuorenmaa, J., Forsius, M. (toim.) 2011. Ekosysteemipalvelut ja elinkeinot – haavoittuvuus ja sopeutuminen muuttuvaan ilmastoon. Suomen ympäristökeskus. VACCIA-hankkeen yhteenvetoraportti. Suomen Ympäristö 26/2011.
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999, Ecosystem services in urban areas, *Ecological Economics* 29:293-301.
- Boumans, R., Costanza, R., Farley, J., Wilson, M. A., Portela, R., Rotmans, J., Villa, F. & Grasso, M. 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* 41: 529-560.
- Boyd and Wainger, 2002 J. Boyd and L.A. Wainger, Landscape indicators of ecosystem service benefits, *American Journal of Agricultural Economics* 84 (5) (2002), pp. 1371–1378.
- Boyd, J. and Banzhaf, S. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units, *Ecological Economics* (63) 616–626.
- Brosi, B. J., 2007, Bee communities, pollination, and landscape context in tropical countryside (Costa Rica), *Dissertation Abstracts International* 67(no. 11, suppl. B):134.

- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F. and Windhorst, W. 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessments. *Landscape Online* 15, 1-22.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. and F. Müller 2011: Mapping supply, demand and budgets of ecosystem services. *Ecological Indicators*: doi:10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- Carboni, M., Carranza, M. L., Acosta, A., 2009, Assessing conservation status on coastal dunes: A multi-scale approach, *Landscape and Urban Planning* 91(1):17-25.
- Carpenter S. R., Mooney H. A., Agard J., Capistrano D., DeFries R. S., Díaz S., Dietz T., Duraipppah A. K., Oteng-Yeboah A., Pereira H. M., Perrings C., Reid W. V., Sarukhan J., Scholes R. J., and Whyte A. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS*, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 106(5), 1305–1312.
- Carter, T., Fowler, L., 2008, Establishing Green Roof Infrastructure Through Environmental Policy Instruments, *Environmental Management* 42(1):151-164.
- CEM, 2010, Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting, Background document to the European Environment Agency, prepared by Roy Haines-Young and Marion Potschin, Centre for Environmental Management, University of Nottingham, UK, March 2010.
- Chan, K.M.A., Satterfield, T., Goldstein, J. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74, 8–18.
- Chapin F. Stuart III, Zavaleta Erika S., Eviner Valerie T., Naylor Rosamond L., Vitousek Peter M., Reynolds Heather L., Hooper David U., Lavorel Sandra, Sala Osvaldo E., Hobbie Sarah E., Mack Michelle C. & Díaz Sandra. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 236-242.
- Cook et al., 2007 D.C. Cook, M.B. Thomas, S.A. Cunningham, D.L. Anderson and P.J. De Barro, Predicting the economic impact of an invasive species on an ecosystem service, *Ecological Applications* 17 (6) (2007), pp. 1832–1840.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Naeem, S., Limburg, K., Paruelo, J., O'Neill, R.V., Raskin, R., Sutton, P. and van den Belt, M., 1997, The value of the world's ecosystem services and natural capital, *Nature* (387) 253–260.
- Cowling R. M., Egoh B., Knight A. T., O'Farrell P. J., Reyers B., Rouget M., Roux D. J., Welz A., and Wilhelm-Rechman A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *PNAS*, Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 105(28), 9483–9488.
- Daily G. C. (1997) Introduction: what are ecosystem services. In: Daily G. C. (Ed.) *Nature's Services*. Island Press, Washington DC, 1-10.
- Daily G. C. (2000). Management objectives for the protection of ecosystem services. *Environmental Science & Policy* 3, 333 – 339.
- Davies, C.E. and Moss, D. 1997. EUNIS habitat classification: Final report. European Environment Agency, European topic centre on nature conservation, 1997 work programme: task 7.5.1. 164 s.
- Davies, C.E., Moss, D. and O'Hill, M. 2004. EUNIS habitat classification. Revision 2004. [EEA] European Environment Agency. European topic centre on nature nature protection and biodiversity.
- Davis, A. Y., Pijanowski, B. C., Robinson, K., Engel, B., 2010, The environmental and economic costs of sprawling parking lots in the United States, *Land Use Policy* 27(2):255-261.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemsen L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7, 260-272.
- 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.
- Deal, B., Pallathucheril, V., 2009, Sustainability and Urban Dynamics: Assessing Future Impacts on Ecosystem Services, *Sustainability* 1(3):348-382.
- Dedeurwaerdere, T. 2006. The institutional economics of sharing biological information. *ISSJ*, UNESCO, Blackwell Publishing, 351-368.
- DeReynier Y. L., Levin P. S., Shoji N. L. 2010. Bringing stakeholders, scientists, and managers together through an integrated ecosystem assessment process. *Marine Policy* 34, 534-540.
- Díaz, S, Fargione, J. Chapin, S.F. III, Tilman, D. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biol* 4(8): e277. DOI: 10.1371/journal.pbio.0040277.
- Dick, J., Dick, J., Andrews, C., Beaumont, D. A., Benham, S., Brooks, D. R., Corbett, S., Lloyd, D., Dick, J., Andrews, C., Beaumont, D. A., Benham, S., Brooks, D. R., Corbett, S., Lloyd, D., McMillan, S., Monteith, D. T., Pilgrim, E. S., Rose, R., Scott, A., Scott, T., Smith, R. I., Taylor, C., Taylor, M., Turner, A. and Watson, H. (2011), A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics*, 22: 639–648. doi: 10.1002/env.1069
- Dobbs, C., Escobedo, F. J., Zipperer, W. C., 2011, A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators, *Landscape and Urban Planning* 99(3-4):196-206.
- Duan, X.-F., Xu, X.-G., 2007, Multi-objective Programming Urban Green Space in Urban and Suburb Area of Beijing, *Urban Environment & Urban Ecology* 20(3):24-27.
- EASAC 2009. Ecosystem services and biodiversity in Europe. EASAC policy report 09. European Academies Science Advisory Council Secretariat, The Royal Society.
- EEA (2007). Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical report nro 11. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark.

- Feld, C.K., da Silva, P.M., Sousa, J.P., de Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., Hering, D., Lavorel, S., Mountford, O., Pardo, I., Pärtel, M., Römbke, J., Sandin, L., Jones, K.B., Harrison, P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystem and spatial scales. *Oikos* 118: 1862-1871.
- Fisher B., Turner R. K., Morling P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making – *Ecological Economics* 68, 643-653
- Fisher, B. R., Turner, K., 2008, Ecosystem services: Classification for valuation, *Biological Conservation*, Volume 141 (5) 1167-1169.
- Fisher, B.R., Turner, K., Morling, P., 2009, Defining and classifying ecosystem services for decision making, *Ecological Economics* (68) 643-653.
- Folke Carl, Hahn Thomas, Olsson Per, and Norberg Jon. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environmental Resources* 30:441-473.
- Forrester, J. (1971). *World dynamics*. MIT Press, Cambridge, MA.
- Forsius, M., Anttila, S., Arvola, L., Bergström, I., Hakola, H.; Heikkinen, H.I., Helenius, J., Hyvärinen, M., Jylhä, K.; Karjalainen, J., Keskinen, T., Laine, K., Nikinmaa, E., Peltonen-Sainio, P., Pulkkanen, M., Rankinen, K., Reinikainen, M., Setälä, H., & Vuoremaa, J. 2012 (submitted): Impacts and adaptation options of climate change on ecosystem services in Finland: a model based study. *Current Opinion in Environmental Sustainability*.
- Game, E. T. & Grantham, H. S. 2008. *Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10*. St. Lucia, Queensland, Australia and Vancouver, British Columbia, Canada, University of Queensland and Pacific Marine Analysis and Research Association. http://www.uq.edu.au/marxan/docs/Marxan_User_Manual_2008.pdf.
- Game, E. T. & Grantham, H. S. 2008. *Marxan User Manual: For Marxan version 1.8.10*. St. Lucia, Queensland, Australia and Vancouver, British Columbia, Canada, University of Queensland and Pacific Marine Analysis and Research Association. http://www.uq.edu.au/marxan/docs/Marxan_User_Manual_2008.pdf.
- Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., Pauleit, S., Theuray, N., Lindley, S. J., 2008, Characterising the urban environment of UK cities and towns: A template for landscape planning, *Landscape and Urban Planning* 87(3):210-222.
- Granek, E. F., Polasky, S., Kappel, C. V., Reed, D. J., Stoms, D. M., Koch, E. W., Kennedy, C. J., Cramer, L. A., Hacker, S. D., Barbier, E. B., Aswani, S., Ruckelshaus, M., Perillo, G. M. E.,
- Groom B, Hepburn C, Koundouri P, Pearce DW. 2005. Declining discount rates: the long and the short of it. *Environmental Resource Economics*, 33:445–93
- Gunderson, L., Holling, C.S. (eds.) 2001. *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Washington (DC): Island Press.
- Haila, Y., Joutsiniemi, A., Kervinen, M., Lodenius, S. (2010) Östersundomin osayleiskaavan kaupunkiekologinen ohjelma. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2012:3.
- Haines, A. M., Leu, M., Svancara, L. K., Wilson, G., Scott, J. M., 2010, Using a Distribution and Conservation Status Weighted Hotspot Approach to Identify Areas in Need of Conservation Action to Benefit Idaho Bird Species, *Northwest Science* 84(1):Northwest Science.
- Haines-Young, R. 2010. Land use and biodiversity relationships. *Land Use Policy* 26S: S178-S186.
- Haines-Young, R. 2011. Exploring ecosystem service issues across diverse knowledge domains using Bayesian Belief Networks. *Progress in Physical Geography* 35(5): 681-699.
- Haines-Young, R. and Potschin, M., 2010, 'The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being', in: Raffaelli, D., Frid, C. (eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*, BES Ecological Reviews Series, CUP, Cambridge, in press.
- Haines-Young, R., Potschin, M., Kienast, F. 2011. Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators* (in review).
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. New York: Oxford University Press.
- Haslett, J. R., Berry, P. M., Bela, G., Jongman, R. H. G., Patak, i G., Samways, M. J., Zobel, M. (2010) Changing conservation strategies in Europe: a framework integrating ecosystem services and dynamics. *Biodivers Conserv* 19, 2963–2977.
- He, Y., Chen, Y., Tang*, H., Yao, Y., Yang, P., Chen, Z., 2011, Exploring spatial change and gravity center movement for ecosystem services value using a spatially explicit ecosystem services value index and gravity model, *Environmental Monitoring and Assessment* 175(1-4):563-571.
- Hein, L., van Koppenb, K., de Groot, RS. van Ierland, E.C. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57, 209– 228.
- Hiedanpää, J., Suvantola, L., Naskali, A. (toim.) 2010. *Hyödyllinen luonto: ekosysteempalvelut hyvinvointimme perustana*. Vastapaino, Tampere.
- Hirsch, F., Clark, D., Vihervaara, P., Primmer, E. 2011. Background Paper for Workshop on “Payments for Ecosystem Services: Which role for a Green Economy?” UNECE/FAO Forestry and Timber Section in collaboration with Finnish Environment Institute (SYKE), UNECE Water Convention, FAO, United Nations University Institute for Water, Environment and Health (UNU-INWEH), UNEP and IUCN, 4-5 July 2011, Geneva.
- Holmes et al., 2004 T.P. Holmes, J.C. Bergstrom, E. Huszar, S.B. Kask and F. Orr III, Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration, *Ecological Economics* 49 (1) (2004), pp. 19–30.

- Hooper, D.U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35.
- Horne, P. 2006. Forest Owners' Acceptance of Incentive Based Policy Instruments in Forest Biodiversity Conservation – A Choice Experiment Based Approach. *Silva Fennica* 40(1), 169-178.
- Huang, S.-L., Chen, Y.-H., Kuo, F.-Y., Wang, S.-H., 2011, Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services, *Ecological Complexity* 8(1):38-50.
- Härkönen, S., Lehtonen, A., Eerikäinen, K., Peltoniemi, M. & Mäkelä A. 2011: Estimating forest carbon fluxes for large regions based on process-based modelling, NFI data and Landsat satellite images. *Forest Ecology and Management* 262 (2011) 2364–2377.
- ICSU, UNESCO, UNU, 2008, Ecosystem change and human well-being. Research and monitoring. Report, ICSU, UNESCO and UNU, Paris.
- Jaffe, M., 2011, Environmental reviews & case studies: Reflections on Green Infrastructure Economics, *Environmental Practice* 12(4):357-365.
- James, P., Tzoulas, K., Adams, M. D., Barber, A., Box, J., Breuste, J. H., Elmqvist, T., Frith, M., Gordon, C., Greening, K. L., Handley, J., Haworth, S., Kazmierczak, A. E., Johnston, M., Korpela, K., Moretti, M., Niemela, J., Pauleit, S., Roe, M. H., Sadler, J. P., Thompson, C. W., 2009, Towards an integrated understanding of green space in the European built environment, *Urban Forestry & Urban Greening* 8(2):65-75.
- Jansson, Å., Colding, J., 2007, Tradeoffs between environmental goals and urban development: the case of nitrogen load from the Stockholm County to the Baltic Sea, *Ambio* 36(8):650-656.
- Jim, C. Y., Chen, W. Y., 2009, Ecosystem services and valuation of urban forests in China, *Cities* 26(4):187-194.
- Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M., Svento, R. 2008a. Voluntary agreements in protecting privately owned forests in Finland – To buy or to lease? *Forest Policy and Economics* 10, 230–239.
- Kangas, A.S., Horne, P., Leskinen, P. 2010. Measuring the Value of Information in Multicriteria Decisionmaking. *Forest Science*, 56:6, 558-566.
- Kemkes, R.J., Farley, J., Koliba, C.J. 2010. Determining when payments are an effective policy approach to ecosystem service provision *Ecological Economics* 69, 2069–2074.
- Kenward R. E., Whittingham M. J., Arampatzis S., Manos B. D., Hahn T., Terry A., Simoncini R., Alcorn J., Bastian O., Donlan M., Elowe K., Franzén F., Karacsonyi Z., Larsson M., Manou D., Navodaru I., Papadopoulou O., Papathanasiou J., von Raggamby A., Sharp R. J. A., Söderqvist T., Soutukorva Å., Vavrova L., Aebischer N. J., Leader-Williams N., and Rutz C. (2011). Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability.
- Kettunen, M., Vihervaara, P., Kinnunen, S., D'Amato, D., Badura, T., Argimon, M. & ten Brink, P. 2012. Ecosystem Services in the Nordic Countries: Scoping assessment in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). Draft report.
- Kontogianni, A., Luck G., Skourtos M. 2010. Valuing ecosystem services on the basis of service-providing units: A potential approach to address the 'endpoint problem' and improve stated preference methods. *Ecological Economics* 69 (2010) 1479–1487
- Kosenius, A-K. 2010. Heterogeneous preferences for water quality attributes: The Case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 69:3, 1 528-538.
- Kroeger, T., Loomis, J. & Casey, F. 2008. Introduction to the Wildlife Habitat Benefits Estimation Toolkit. Washington DC, National Council for Science and the Environment. 35 s. http://www.defenders.org/resources/publications/programs_and_policy/science_and_economics/conservation_economics/valuation/introduction_to_the_wildlife_habitat_benefits_estimation_toolkit.pdf.
- Krosnick, J.A. 1999. Survey research. *Annual Review of Psychology*, 50, 537-567.
- Kumar, P., Verma, M., Wood, M., Negandhi, D. 2010. Guidance Manual for the Valuation of Regulating Services. UNEP publication.
- Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J. & Luoto, M. 2007. Determinants of local species richness of diurnal Lepidoptera in boreal agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 122: 366–376.
- Lahden kaupungin hallinnoimat viheralueet tilastoina. 1.4.2005. http://ar4.arbonaut.com/~lahti/Muuta_materiaalia/Viheralueetilasto.htm [Viitattu 7.3.2012].
- Lahden kaupungin viheralueohjelma 2012-2022. <http://www.lahti.fi/www/cms.nsf/pages/2B3072E771460444C225792E001DDA8A> [Viitattu 7.3.2012].
- Lahden kaupunki. 2010. Asemakaava ja asemakaavan muutoksen selostus. (Kytölämäen asemakaavan laajennus, Kytölä, 1.vaihe)
- Layke, C., 2009, Measuring Nature's Benefits: A Preliminary Roadmap for Improving Ecosystem Service Indicators, WRI Working paper.
- 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(3), 195–204.
- Li, F., Hu, D., Liu, X., Wang, R., Yang, W., Paulussen, J., 2008, Comprehensive urban planning and management at multiple scales based on ecological principles: a case study in Beijing, China, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology* 1115(6):524-533.
- Lindhjem, H. 2007. 20 years of stated preference valuation of non-timber benefits from Fennoscandian forests: A meta-analysis. *Journal of Forest Economics* 12, 251–277.

- Lindholm, T. 2011. Finland's Strategy for Mires and Peatlands a Step Backwards. *IMCG Newsletter* 2-3/2011:16-18. <http://www.imcg.net/media/newsletter/nl1102.pdf>.
- Liski, J., Palosuo, T., Peltoniemi, M. & Sievänen, R. (2005). Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling*, 189(1-2): 168-182.
- Liski, J., Lehtonen, A., Palosuo, T., Peltoniemi, M., Eggers, T., Muukkonen, P., Mäkipää, R. 2006: Carbon accumulation in Finland's forests 1922-2004 - an estimate obtained by combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science* 63(7): 687-697.
- Liu, X., Gu, Y., Deng, H.-B., 2010, Importance assessment of ecological land protection in Jiangxi Province, *China Environmental Science* 30(5):716-720.
- Loomis et al., 2000 J. Loomis, P. Kent, L. Strange, K. Fausch and A. Covich, Measuring the total economic value of restoring ecosystem services in an impaired river basin: results from a contingent valuation survey, *Ecological Economics* 33 (1) (2000), pp. 103–117.
- Luisetti, T. Bateman, I.J. and Turner, R.K., 2008b, Testing the fundamental assumption of choice experiments: Are values absolute or relative? CSERGE Working Paper, University of East Anglia, Norwich.
- Luisetti, T., Turner, R.K. and Bateman, I.J., 2008a, An Ecosystem Services Approach for Assessing Managed Realignment Coastal Policy in England, CSERGE Working Paper, University of East Anglia, Norwich.
- Lyytimäki, J., Sipilä, M., 2009, Hopping on one leg - The challenge of ecosystem disservices for urban green management, *Urban Forestry & Urban Greening* 8(4):309-315.
- MA, 2005. Millennium Ecosystem Assessment (MA), Synthesis, Island Press, Washington DC. Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. 137 S. - Washington D.C. (Island Press).
- Mace, G.M., Norris, K., Fitter, A.H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* January, 27:1, 19-26.
- MacMillan, D., Hanley, N., Lienhoop, N. 2006. Contingent valuation: Environmental polling or preference engine? *Ecological Economics*, 60:1, 299–307.
- Maes, J., Braat, L., Jax, K., Hutchins, M., Furman, E., Termansen, M., Luque, M., Paracchini, M.L., Chauvin, C., Williams, R., Volk, M., Lautenbach, S., Kopperoinen, L., Schelhaas, M.-J., Weinert, J., Goossen, M., Dumont, E., Strauch, M., Görg, C., Dormann, C., Katwinkel, M., Zulian, G., Varjopuro, R., Hauck, J., Forsius, M., Hengeveld, G., Perez-Soba, M., Bouraoui, F., Scholz, M., Schulz-Zunkel, C., Lepistö, A., Polishchuk, Y., Bidoglio, G. 2011a. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis – Phase 1. PEER report. 162 pp.
- Maes, J., Paracchini, M. L., Zulian, G., 2011b, Towards an atlas of ecosystem services - A European assessment of the provision of ecosystem services in: *JRC Scientific and Technical Reports*, JRC European Commission and IES Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy.
- Maes, J., Hauck, J., Paracchini, M.L., Ratamäki, O., Termansen, M., Perez-Soba, M., Kopperoinen, L., Rankinen, K., Schägner, J.P., Henrys, P., Cisowska, I., Zandersen, M., Jax, K., La Notte, A., Leikola, N., Pouta, E., Smart, S., Hasler, B., Lankia, T., Andersen, H.E., Lavalle, C., Vermaas, T., Alemu, M.H., Scholefield, P., Batista, F., Pywell, R., Hutchins, M., Blemmer, M., Fannesbech-Wulff, A., Vanbergen, A.J., Münier, B., Baranzelli, C., Roy, D., Thieu, V., Zulian, G., Kuussaari, M., Thodsen, H., Alanen, E.-L., Egoh, B., Borgesen, P., Braat, L., Bidoglio, G. 2012. A spatial assessment of ecosystem services in Europe: methods, case studies and policy analysis - phase 2. Full report. PEER Report No 4. Ispra: Partnership for European Environmental Research. 212 p.
- Mäkelä, A., Pulkkinen, M., Kolari, P., Lagergren, F., Berbigier, B., Lindroth, A., Loustau, D., Nikinmaa, E., Vesala, T. & Hari, P. (2008). Developing an empirical model of stand GPP with the LUE approach: analysis of eddy covariance data at five contrasting conifer sites in Europe. *Global Change Biology*, 14: 98-108.
- Ecosystem Service Supply and Vulnerability to Global Change in Europe, *Science* 310, 1333-1336
- Matero, J., Saastamoinen, O. 2007. In search of marginal environmental valuations — ecosystem services in Finnish forest accounting. *Ecological Economics*, 61, 101–114.
- May, R.M. 1981. Patterns in multi-species communities. Teoksessa May, R.M. (ed.) *Theoretical Ecology: Principles and applications*, 2nd edition, s. 197-227. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- McCormack, C. 2004. Storying stories: a narrative approach to in-depth interview conversations. *International Journal of Social Research Methodology*, 7:3, 219-236.
- McMillan, S., Monteith, D. T., Pilgrim, E. S., Rose, R., Scott, A., Scott, T., Smith, R. I., Taylor, C., Taylor, M., Turner, A. & Watson, H. (2011). A comparison of ecosystem services delivered by 11 long-term monitoring sites in the UK environmental change network. *Environmetrics*, 22, n/a. doi: 10.1002/env.1069.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W.W. (1972). *The limits to growth*. Universe, New York.
- Merson, J., Attwater, R., Ampt, P., Wildman, H., Chapple, R., 2010, The challenges to urban agriculture in the Sydney basin and lower Blue Mountains region of Australia, *International Journal of Agricultural Sustainability* 8(1-2):72.
- METSO 2002. Valtioneuvoston periaatepäätös toimintaohjelmasta Etelä-Suomen, Oulun läänin länsiosan ja Lapin läänin lounaisosan metsien monimuotoisuuden turvaamiseksi 23.10.2002.
- METSO 2008. Valtioneuvoston periaatepäätös Etelä-Suomen metsien monimuotoisuuden toimintaohjelmasta 2008-2016 (METSO-ohjelma). 27.maaliskuuta 2008.
- Mitsova, D., Shuster, W., Wang, X., 2011, A cellular automata model of land cover change to integrate urban growth with open space conservation, *Landscape and Urban Planning* 99(2):141-153.

- Morgan, D.L. 1996. Focus groups. *Annual Review of Sociology*, 22, 129-152.
- Muradian Roldan, Corbera Esteve, Pascual Unai, Kosoy Nicolás, May Peter H. 2010. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*. 69, 1202-1208.
- Naidoo, R. and Ricketts, T.H., 2006, Mapping the Economic Costs and Benefits of Conservation, *PLoS Biol* 4(11) e360, doi:10.1371/journal.pbio.0040360.
- Naidoo, R., Balmford, A., Costanza, R., Fisher, B., Green, R.E., Lehner, B., Malcolm, T.R., and Ricketts, T.H., 2008, Global Mapping of Ecosystem Services and Conservation Priorities, *PNAS*, 105(28) 9495-9500.
- Nakayama, T., Fujita, T., 2010, Cooling effect of water-holding pavements made of new materials on water and heat budgets in urban areas, *Landscape and Urban Planning* 96(2):57-67.
- Naskali, A., Hiedanpää, J. & Suvantola, L. 2006. Biologinen monimuotoisuus talouskysymyksenä. Ympäristöministeriö ja Edita Publishing Oy. Helsinki Suomen Ympäristö 48. 142 s.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., and Shaw, M.R. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 4-11.
- Niemelä, J., Saarela, S.-R., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S., 2010, Kaupunkiluonnon ekosysteemipalvelut. Julkaisussa: *Hyödyllinen luonto - Ekosysteemipalvelut hyvinvointimme perustana* (J. Hiedanpää, A. Naskali, L. Suvantola, toim.), Vastapaino, Tampere, s. 203-223.
- Nijkamp, P., Vindigni, G. and Nunes, P.A.L.D., 2008, Economic valuation of biodiversity: A comparative study, *Ecological Economics* (67) 217-231.
- Norgaard, R.B. 2009. Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69, 1219-1227.
- Norman, L., Tallent-Halsell, N., Labiosa, W., Weber, M., McCoy, A., Hirschboeck, K., Callegary, J., van Riper, C. I., Gray, F., 2010, Developing an Ecosystem Services Online Decision Support Tool to Assess the Impacts of Climate Change and Urban Growth in the Santa Cruz Watershed; Where We Live, Work, and Play, *Sustainability* 2(7).
- Nunes, P.A.L.D., Ding, H. and Markandya, A., 2009, *The Economic Valuation of Marine Ecosystems*, Fondazione Eni Enrico Mattei, Working Paper 2009.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Koehler, M., Liu, K. K., Rowe, B., 2007, Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services, *Bioscience* 57(10):823-833.
- Olsson, P., Gunderson L. H., Carpenter S. R., Ryan P., Lebel L., Folke C., and Holling C. S. (2006).
- Orenstein, D. E., Hamburg, S. P., 2010, Population and pavement: population growth and land development in Israel, *Population and Environment* 31(4):223-254.
- Ostrom Elinor 1990. *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press. Cambridge. 280 p.
- Ostrom, E. 2007. A diagnostic approach for going beyond panaceas. *PNAS*, September 25 2007, 104(39): 15181-15187.
- Pan, J.-H., Shi, P.-J., 2009, Ecological Function Divisions in Zhangye City, *Urban Environment & Urban Ecology* 22(1):38-41.
- Perrings C., Duraiappah A., Larigauderie A., Mooney, H. (2011). The Biodiversity and Ecosystem Services Science-Policy Interface. *Science, Policy Forum*, 331(4), 1139 – 1140.
- Pouta, E. & Heikkilä, M. (toim.). 1998. *Virkistysalueiden suunnittelu ja hoito*. Helsinki, Ympäristöministeriö. Ympäristöopas 40. 152 s.
- Pressey, R. L., Watts, M. E., Barrett, T. W. & Ridges, M. J. 2008. The C-Plan conservation planning system: origins, applications, and possible futures. *Julka:* Moilanen, A., Possingham, H. P. & Wilson, K. A. (toim.). *Spatial Conservation Prioritization*. Oxford, UK, Oxford University Press.
- Primmer, E. 2011. Analysis of institutional adaptation: integration of biodiversity conservation into forestry, *Journal of Cleaner Production*, 19:16, 1822-1832.
- Primmer, E., Furman, E. 2012. Operationalising ecosystem service approaches for governance: Do measuring, mapping and valuing integrate sector-specific knowledge systems? *Ecosystem Services* 1, 85-92.
- Primmer, E., Karppinen, H. 2010. Professional judgment in non-industrial private forestry: Forester attitudes and social norms influencing biodiversity conservation, *Forest Policy and Economics*, 12:2, 136-146.
- Primmer, E., Similä, J., Paloniemi, R., Barton, D.N. 2010. The path from pilots to practice in forest biodiversity conservation: institutional constraints on payments for environmental services. Implications for Forest-Related Policies and Sector Governance International Conference-Forum, FAO Headquarters, Rome, Italy, 6-8 October 2010.
- Primmer, E., Similä, J., Paloniemi, R., Tainio, A. 2012. Forest owner perceptions of institutions and legitimacy and their influence on voluntary contracting for forest biodiversity conservation. *Käsikirjoitus*.
- Primmer, E., Similä, J., Schröter-Schlaack, C., Barton, D.N. 2011. Draft Guidelines for the analysis of institutions shaping biodiversity policy instrument applicability. *POLICYMIX WP 6.1 Technical Brief*, Issue No. 2.
- Primmer, E., Wolf, S. 2009. Empirical Accounting of Adaptation to Environmental Change: Organizational Competencies and Biodiversity in Finnish Forest Management. *Ecology and Society* 2009; 14 (2): Art. 27.

- Ratamäki, O., Vihervaara, P., Furman, E., Tuomisaari, J. 2011. Ekosysteemipalveluiden tutkimus osaksi ympäristö- ja luonnonvarojen hallintaa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2011.
- Raunio, A., Schulman, A., and Kontula, T. (toim.) 2008. Suomen luontotyyppien uhanalaisuus. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Suomen ympäristö 8/2008. Osat 1 ja 2. 264 + 572 pp.
- Rayburn, A. P., Schulte, L. A., 2009, Landscape change in an agricultural watershed in the U.S. Midwest, *Landscape and Urban Planning* 93(2):132-141.
- Reyers, B., Bidoglio, G., O'Farrell, P., Schutyser, F. 2010. Measuring biophysical quantities and the use of indicators. Chapter 3 in Kumar, P. (ed.) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*. Ecological and Economic Foundations. Pp. 113-147.
- Ring, I., Schröter-Schlaack, C., 2011. Instrument Mixes for Biodiversity Policies. POLICYMIX REPORT, Issue No.2/2011.
- Rogers, H. M., Glew, L., Honzak, M., Hudson, M. D., 2010, Prioritizing key biodiversity areas in Madagascar by including data on human pressure and ecosystem services, *Landscape and Urban Planning* 96(1):48-56.
- Rounsevell M. D. A., Dawson T. P., Harrison P. A. 2010. A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodiversity Conservation* 19, 2823–2842.
- Rope, A.-M. 2010. Lahden viheralueiden arvottaminen. Lahden kaupunki, Tekninen ja ympäristötoimiala, Maankäyttö. [http://www.lahti.fi/www/images.nsf/files/71F161DC3302B0F9C22577B4001C418F/\\$file/LAHDEN%20VIHERALUEIDEN%20ARVOTTAMINEN%20%20netti%20.pdf](http://www.lahti.fi/www/images.nsf/files/71F161DC3302B0F9C22577B4001C418F/$file/LAHDEN%20VIHERALUEIDEN%20ARVOTTAMINEN%20%20netti%20.pdf).
- Ryan, A.M., Spash, C.L. 2011. Is WTP an attitudinal measure? Empirical analysis of the psychological explanation for contingent values. *Journal of Economic Psychology*, 32:5, 674-687.
- Saarela, S.-R., Söderman, T., 2008, Ekologisesti kestävät kaupunkiseudut ja niiden ekosysteemipalvelut, Teoksessa: *Suomen ympäristökeskuksen raportteja 33/2008*, Suomen ympäristökeskus (SYKE), Helsinki, pp. 44.
- Saarikoski, H., Åkerman, M., Primmer, E. 2012. The Challenge of Governance in Regional Forest Planning: An Analysis of Participatory Forest Program Processes in Finland. *Society & Natural Resources*, 25:7, 667-682.
- Sanford, M. P., Manley, P. N., Murphy, D. D., 2009, Effects of urban development on ant communities: Implications for ecosystem services and management, *Conservation Biology* 23(1):131-141.
- Schwarz, N., Bauer, A., Haase, D., 2011, Assessing climate impacts of planning policies--An estimation for the urban region of Leipzig (Germany), *Environmental Impact Assessment Review* 31(2):97-111.
- Sendzimir Foundation, 2011, Book of abstracts, in: *Synthesizing different perspectives on the value of urban ecosystem services seminar on 15-16 July 2011* Sendzimir Foundation, Lodz, Poland, pp. 16. Viitattu 5.9.2011. http://sendzimir.org.pl/sites/default/files/Urban%20Ecosystem%20Services%20Lodz%20Poland%2015_16%20July%202011%20book%20of%20abstracts%205.pdf.
- Seppelt, R., Dormann, C.F., Eppink, F., Lautenbach, S., Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology* 48: 630-636.
- Serrano, O., 2008, The assemblage of water quality parameters and urban feature parameters, utilizing a geographic information system model for the use of watershed management in the Dardenne Creek Watershed, St. Charles County, Missouri (use of GIS to integrate multiple sources of disparate environmental data from a small watershed undergoing urban development), *Dissertation Abstracts International* 69(06, suppl. B):195.
- Shooting the rapids: navigating transitions to adaptive governance of social-ecological systems. *Ecology and Society* 11(1): 18.
- Silliman, B. R., Muthiga, N., Bael, D. and Wolanski, E. (2010), Ecosystem Services as a Common Language for Coastal Ecosystem-Based Management. *Conservation Biology*, 24: 207–216.
- Similä, J. 2010. Ekosysteemipalvelut ja sääntely. Julkaisussa: Hiedanpää, J., Suvantola, L. & Naskali, A. (toim.). *Hyödyllinen luonto: Ekosysteemipalvelut hyvinvointimme perusta*. Vastapaino, Tampere.
- SLL (2011) Eriävä mielipide kansallisen suo- ja turvemaiden strategiaa valmistelevalle työryhmän raporttiin. Suomen luonnonsuojeluliitto 2.2.2011.
- Sorrentino, J. A., Meenar, M. M. R., Flamm, B. J., 2008, Suitable Housing Placement: A GIS-Based Approach, *Environmental Management* 42(5):803-820.
- Spash, C.L., Hanley, N.D. 1995. Preferences, information and biodiversity preservation. *Ecological Economics* 12 (3), 191-208.
- Staub, C., Ott, W., Heusi, F., Klingler, G., Jenny, A., Häcki, M., Hauser, A. (2011). Indicators for Ecosystem Goods and Services. Framework, methodology and recommendations for a welfare-related environmental reporting. Federal Office for the environment FOEN, Bern. Environmental studies no. 1102: 17 S.
- Strandell, A. 2011. Asukasbarometri 2010 - Asukaskysely suomalaisista asuinympäristöistä. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. Suomen ympäristö 31/2011. 978-952-11-3952-9 (nid.), 978-952-11-3953-6 (pdf), ISSN 1238-7312 (nid.), 1796-1637 (online).
- Söderman, T., Saarela, S.-R. (toim.), 2011, *Kestävät kaupunkiseudut - Kriteereitä ja mittareita suunnittelun työvälineiksi*, sarjassa: *Suomen ympäristö*, Suomen ympäristökeskus.
- Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Shemeikka, P. 2012 Ecosystem services criteria for sustainable development in urban regions. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 14:2:1-48. DOI: 10.1142/S1464333212500081.

- Söderman, T., Yli-Pelkonen, V., Kopperoinen, L., Saarela, S.-R., Väre, S., Shemeikka, P., Oinonen, K., Eerola, K., Valli, R., Wahlgren, I., Parviainen, S. & Niemelä, J. 2011. Ekologiset kriteerit ja mittarit. Julk.: Söderman, T. & Saarela, S.-R. (toim.). Kestävät kaupunkiseudut - Kriteereitä ja mittareita suunnittelun työvälineiksi. Suomen ympäristö 25. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. S. 38-95.
- Tainio, A. 2012. Metsänomistajien palkkiopyyntö määräaikaisesta metso-suojelusopimuksesta: tarkastelussa Lounais-Suomi. Pro Gradu tutkielma. Taloustieteen laitos, Helsingin yliopisto.
- Tallis H. M. And Kareiva P. (2006) Shaping global environmental decisions using socio-ecological models. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 21(10).
- Tallis, H. and Polasky, S., 2009, Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management, *The Year in Ecology and Conservation Biology, 2009: Annual Review of the New York Academy of Sciences* (1162) 265-283.
- Tallis, H. T., Ricketts, T., Guerry, A. D., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C. K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., S., W. & Sharp, R. 2011. InVEST 2.1 beta User's Guide. Stanford, The Natural Capital Project.
- Tallis, H., Yukuan, W., Bin, F., Bo, Z., Wanze, Z., Min, C., Tam, C. & Daily, G. 2010. The Natural Capital Project. . *Bulletin of the British Ecological Society* 41(1): 10-13.
- TEEB, 2010, The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB.
- Tiainen, A. 2012. Puuntuotannosta ympäristötyöhön: ekosysteemipalveludiskurssin kehittyminen suomen kansallisissa metsäohjelmissa 1964–2010. Pro Gradu -tutkielma. Ympäristötieteiden laitos, Helsingin yliopisto.
- Tilman, D. 1999. The Ecological Consequences of Changes in Biodiversity: A Search for General Principles. *Ecology*, 80:5, 1455-1474.
- Tilman, G.D., Wedin, D. & Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718-720.
- Tuomi, M., Laiho, R., Repo, A. & Liski, J. (2010). Wood decomposition model for boreal forests. *Ecological Modelling* (submitted).
- Tuominen, S., Eeronheimo, H. and Toivonen, H. 2001. Yleispiirteinen biotooppiluokitus. [A general classification system for Finland's biotopes.] *Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja, Sarja B No 57*.
- Turner, K., 2000. Integrating natural and socio-economic science in coastal management, *Journal of Marine Systems* (25) 447-460.
- Turner, R. K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V. and Georgiu, S., 2003, Valuing Nature: lessons learned and future research directions, *Ecological Economics* (46) 493-510.
- Turner, R.K., Hadley, D., Luisetti, T., Lam, V.W.Y., and Cheung, W.W.L., 2010, An Introduction to socio-economic assessment within a Marine Strategy Framework, CSERGE, University of East Anglia, Norwich, Defra, London.
- Turtola, E., Lemola, R. (toim.) 2008. Maatalouden ympäristötuen vaikutukset vesistökuormitukseen, satoon ja viljelyn talouteen v. 2000-2006 (MYTVAS 2). Jokioinen, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus. Maa- ja elintarviketalous 120.
- Tzoulas, K., Greening, K., 2011, Urban ecology and human health, in: *Urban ecology - patterns, processes, and applications* (J. Niemelä, ed.), Oxford University Press, Oxford, pp. 263-271.
- UNEP-WCMC 2011. Developing ecosystem service indicators: Experiences and lessons learned from sub-global assessments and other initiatives. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada. Technical Series No. 58, 118p.
- Varjokaava - ekologinen Östersundomin yleiskaava. 2011. <http://www.varjokaava.fi/> [Viitattu 7.3.2012].
- Vatn, A. 2009. An institutional analysis of methods for environmental appraisal. *Ecological Economics*, 68, 2207–2215.
- Vatn, A. 2010. An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69, 1245–1252.
- Vehviläinen, B. & Huttunen, M. (2002). The Finnish watershed simulation and forecasting system (WSFS). Publication of the 21st conference of Danube countries on the hydrological forecasting and hydrological bases of water management. <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=9539&lan=FI>.
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Ruokolainen, A., Tanskanen, A., Burkhard, B. 2012. The use of detailed biotope data for linking biodiversity with ecosystem services in Finland. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management iFirst*, 2012, 1-17..
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A. and Burkhard, B. 2010. Ecosystem services – A tool for sustainable management of human-environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecol. Compl.* 7(3), 410-420.
- Vihervaara, P., Marjokorpi, A., Kumpula, T., Walls, M., Kampainen, M. 2011. Ecosystem services of fast-growing tree plantations: A case study on integrating social valuations with land-use changes in Uruguay. *Forest Policy and Economics* (in print).
- Wade, T. G., Wickham, J. D., Zacarelli, N., Riitters, K. H., 2009, A multi-scale method of mapping urban influence, *Environmental Modelling & Software* 24(10):1252-1256.
- Wainger L. A., King D. M., Mack R. N., Price E. W., Maslin T. (2010). Can the concept of ecosystem services be practically applied to improve natural resource management decisions? – *Ecological Economics* 69(x), 978-987.

- Wainwright, J. & Mulligan, M. 2004. Environmental modeling: finding simplicity in complexity. John Wiley & Sons Ltd, England.
- Wallace, K.J., 2007, Classification of ecosystem services: problems and solutions, *Biological Conservation* **139**, 235–246.
- Wang, S., Li, J., Wu, D., Liu, J., Zhang, K. W., Renqing, 2009a, The strategic ecological impact assessment of urban development policies: a case study of Rizhao City, China, *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* **23**(8):1169-1180.
- Wang, S., Li, J., Wu, D., Wang, R., Zhang, K., Liu, J., 2009b, The ecological impact assessment of urban development policies: A case study of Ji'nan City, China, *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* **11**(4):427-450.
- Xu, X., Duan, X., Sun, H., Sun, Q., 2011, Green Space Changes and Planning in the Capital Region of China, *Environmental Management* **47**(3):456-467.
- Ye, Y.-P., Li, T., 2010, Land Use Change and Its Ecological Effects in Wujiang City, *Urban Environment & Urban Ecology* **23**(5):1-5.
- Yli-Pelkonen, V., 2006, Use of ecological information in urban planning. Dissertation, University of Helsinki, Faculty of Biosciences, Department of Biological and Environmental Sciences, Helsinki.
- Yli-Pelkonen, V. 2008. Ecological information in the political decisionmaking of urban land-use planning. *Journal of Environmental Planning and Management* **51**: 345-362.
- Östersundom-toimikunta (2011a) Östersundomin yhteinen yleiskaava. Osallistumis- ja arviointisuunnitelma. Tarkistettu 21.4.2011.
- Östersundom-toimikunta (2011b) Östersundomin yleiskaavaluonnos. Selostus 24.2.2011. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2011:17.

Liite I. Ekosysteemipalvelujen kartoitukseen ja arvottamiseen käytettyjä kansainvälisiä malleja

InVEST (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoff) kehitettiin Natural Capital -hankkeessa lisäämään ekosysteemipalvelujen vertailukelpoisuutta taloudellisten maankäyttöpaineiden kanssa (Tallis ym. 2011). InVEST pohjautuu yhteensä kolmeentoista malliin, jotka simuloivat seitsemää maa- ja sisävesiekosysteemin ja kuutta meriekosysteemin ekosysteemipalvelua. Mallit toimivat kaukokartoitusaineistojen ja käyttäjän määrittelemien parametrien pohjalta. InVEST sopii kehittäjiensä mukaan parhaiten päätöksentekoprosessiin, joka alkaa keskustelulla, jolla tunnistetaan eri osallisten kannalta tärkeät kysymykset. Lisäksi osalliset kehittävät skenaarioita siitä, miten maankäyttömuutokset vaikuttavat luonnonvaroihin. Tämän jälkeen InVEST-ohjelmalla voidaan arvioida nykyisen maankäytön ja tulevaisuusskenaarioiden mahdollistamat ekosysteemipalveluiden määrät ja arvot paikkatietomuodossa. (InVEST User Guide, kohta "Front-matter, The Need for a New Tool", <<http://invest.ecoinformatics.org/>>. Luettu 7.12.2011.) InVESTiä kehitetään jatkuvasti ja ongelmakohtia poistetaan päivitetystä versioista. Uusin versio InVEST 2.1 Beta julkaistiin 2011 vuoden alkupuolella. InVESTiä on käytetty eri puolilla Yhdysvaltoja sekä Etelä-Amerikassa (Tallis ym. 2010), ja tutkimuksia on suunnitteilla myös Kanadassa sekä Afrikassa. InVESTin käyttö ekosysteemipalveluiden kartoitukseen ja arvotukseen vaatii paljon työtä ja jopa tutkimusta oikeiden parametrien aikaansaamiseksi. Sen vuoksi se ei sovellu nopeasti tehtävien tapaustutkimusten työkaluksi.

i-Tree on US Forest Servicen kehittämä käytännön työkalu ekosysteemipalvelujen kartoitukseen kaupunkimetsien hoitajille ja niiden säilyttämistä ajaville tahoille (i-Tree Applications, <<http://www.itreetools.org/applications.php>>. Luettu 7.12.2011.). Ohjelman sovellukset perustuvat usein intensiivisiin kenttäaineistoihin mahdollistaen tarkemmat arviot lähinnä erilaisten säätelypalvelujen, kuten ilmansaasteiden ja veden sitominen, sijoittumisesta ja arvosta. Uusin vastikään julkaistu versio 4.0 sisältää seuraavat sovellukset: kokonaisvaltaisen kuvan kaupunkimetsien rakenteesta ja ekosysteemipalveluista antava *i-Tree Eco* (entinen UFORE = Urban FOREst Effects), katupuiden hyötyjä estimoiva *i-Tree Streets* (entinen STRATUM), latvuspeittävyuden vaikutusta vesistötunnuksiin simuloiva *i-Tree Hydro* (beta), maanpeitettä kuvaavaan kaukokartoitusaineistoon pohjautuva *i-Tree Vue*, puulajien ja puiden sijaintiin liittyviä energiansäästövaikutuksia estimoiva *i-Tree Design* (beta) sekä Google Maps -aineistoihin pohjautuva latvuspeittävyuden nopeaan kartoitukseen tarkoitettu *i-Tree Canopy*. i-Tree-sovellusten aikaa ja resursseja vievät kenttätutkimukset rajoittavat ohjelmien soveltuvuutta yleiseen käyttöön. Osa malleista ja sovelluksista on käytettävissä ainoastaan Yhdysvalloissa, esimerkiksi ekosysteemipalveluiden esittäminen kartalla perustuu kansalliseen maanpeiteaineistoon (National Land Cover Data). Mitattuihin puusto- ja maanpeitetunnuksiin perustuvat analyysit tarjoavat kuitenkin huomattavan yksityiskohtaista ja oletettavasti realistisempaa tietoa ekosysteemipalveluista kuin pelkkään paikkatietoaineistoon perustuvat menetelmät. Kaupunkiympäristöön soveltuvat mallit tarjoavat tietoa ekosysteemipalveluista siellä, missä niiden arvo on erityisen suuri ja säilyttäminen ensisijaisen tärkeää.

CITYGreen on American Forests -järjestön (American Forests – Protecting and Restoring Forests for Life, <http://www.americanforests.org/>. Luettu 7.12.2011.) alulle panema ohjelma, joka toimii yhteistyössä ESRIn (Environmental Systems Research Institute) kehittämien ArcGIS-sovellusten kanssa. CITYGreen kartoittaa ekosysteemipalvelujen esiintymistä maankäyttö- ja maanpeiteaineistojen pohjalta. Ohjelman ver-

siot CITYGreen 5 ja CITYGreen ArcGIS kattavat muun muassa seuraavat osa-alueet: hiilensidonta ja -varastointi, maanpeitteen jakautuminen eri luokkiin, hulevesien määrä ja laatu, ilmansaasteiden sidonta sekä erilaisten tulevaisuusskenaarioiden vaikutus puuston tarjoamiin palveluihin. Alun perin ilmaisen ja maksullisen version sisältänyt CITYGreen-ohjelma ei ole tällä hetkellä saatavilla. Virallisena syynä mainitaan muutokset organisaatiossa, mutta ohjelma on saanut myös voimakasta kritiikkiä ekosysteemifunktioiden liiallisesta pelkistyksestä muun muassa iTree-ohjelmiston kehittäjiltä.

The Wildlife Habitat Benefits Estimation Toolkit Defenders of Wildlife ja Colorado State Universityn yhteistoiminnassa kehittämä *Wildlife Benefits Estimation Toolkit* (WBE) sisältää helppokäyttöiseksi tarkoitettuja malleja luonnonalueiden suunnittelijoiden sekä muiden luonnon taloudellisesta arvottamisesta kiinnostuneiden käyttöön (Kroeger ym. 2008)(Defenders of Wildlife, kohta "The Wildlife Habitat Benefits Estimation Toolkit", Ohjelma pohjautuu lukuisiin tutkimuksiin virkistyskäytön ja luonnon monimuotoisuuden rahallisesta arvosta ja mahdollistaa muun muassa elinympäristöjen kunnostusprojektien tuomien hyötyjen arvioinnin.<http://www.defenders.org/programs_and_policy/science_and_economics/conservation_economics/valuation/benefits_toolkit.php>. Luettu 7.12.2011.).

GUMBO (Global Unified Metamodel of the Biosphere) kehitettiin kunnianhimoisesti kuvaamaan maailmanlaajuisia ekosysteemipalvelujen dynamiikkaa ja arvoa (Boumans ym. 2002)(The Ecoinformatics Collaboratory, kohta "The Global Unified Metamodel of the Biosphere (GUMBO)", <<http://ecoinformatics.uvm.edu/projects/the-gumbo-model.html>>. Luettu 7.12.2011). Ohjelma sisältää viisi osa-alueetta: atmosfääriin, litosfääriin, hydrosfääriin, biosfääriin ja ihmistoiminnan kattavan "antroposfääriin". GUMBO:n kartoittamiin ekosysteemipalveluihin ja ilmiöihin kuuluvat eroosio ja maannoksen muodostuminen, polttoaineiden tuotto ja käyttö, kasvi- ja eläinkunnan tuotteet ja niiden käyttö, ihmispopulaatiot, energia, biomassa, vedenkulutus, taloudellinen tuotto ja hyvinvointi sekä muutokset luonnontilaisessa, rakennetussa, sosiaalisessa ja ihmispääomassa.

ARIES (ARtificial Intelligence for Ecosystem Services) on alun perin suojelupäätösten tueksi tarkoitettu ohjelma ekosysteemipalvelujen kartoittamiseen ja arvottamiseen (ARIES, kohta About, <<http://www.ariesonline.org/>>. Luettu 7.12.2011.). Ohjelma lähtee ekosysteemipalveluiden spatiaalisesta dynamiikasta eli siitä, että ekosysteemipalveluiden tuotanto ja käyttö tapahtuvat eri ajallisissa ja tilallisissa mittakaavoissa. Pyrkimyksenä on kartoittaa todellinen ekosysteemipalveluiden "virta" ekosysteemeistä ihmisille potentiaalisen virran sijasta. Ohjelma perustuu olennaisesti aiemmin kuvattuun GUMBO -ohjelmaan ja pyrkii helppokäyttöisyyteen mahdollistamalla erilaisten muunnosten tekemisen käyttäjän tarpeiden mukaan. ARIESia on sovellettu esimerkiksi Dominikaanisessa Tasavallassa kartoittamaan sedimentoitumisen säätelyä (Dominican Republic Case Study, <http://www.ariesonline.org/case_studies/dominicanrep.html>. Luettu 7.12.2011.) ja Yhdysvalloissa vedentuotannon, hiilensidontan, tulvasäätelyn, virkistyskäytön ja esteettisten arvojen kartoittamiseen (San Pedro River, AZ Case Study, http://www.ariesonline.org/case_studies/sanpedro.html. ja Western Washington Case Study, <http://www.ariesonline.org/case_studies/westernwa.html>. Luettu 7.12.2011.).

Marxan on ohjelma, joka mahdollistaa joustavan suojelualueiden suunnittelun, nykyisten suojeluverkostojen kartoittamisen ja arvioinnin sekä monikäyttövyöhykkeiden ja luonnonvarojen tehokkaan suunnittelun (Ball ym. 2009). Marxan on joustavuutensa ja tehokkuutensa ansiosta maailmanlaajuisesti käytetyin päätöstukiohjelma

(Marxan – Informing Conservation Decisions Globally, <<http://www.uq.edu.au/marxan/index.html?p=1.1.1>>. Luettu 7.12.2011.). Marxan ei suoraan tarjoa tietoa erilaisten ekosysteemipalvelujen esiintymisestä maisemassa.

C-PLAN (Pressey ym. 2008) on interaktiivinen ohjelma luonnonsuojelun tueksi (The Ecology Centre, kohta "The C-Plan Conservation Planning System", <<http://www.uq.edu.au/ecology/index.html?page=101951>>. Luettu 7.12.2011.). C-PLAN toimii yhteistyössä Marxan-ohjelman kanssa.

CLUZ (Conservation Land-Use Zoning software) on ArcView'lle tehty käyttöliittymä, jolla voidaan tuoda, analysoida ja esittää Marxan-suunnitteluohjelmiston dataa (DICE University of Kent, <<http://www.kent.ac.uk/dice/cluz/>>. Luettu 7.12.2011.). CLUZ mahdollistaa myös paikkatiedon tutkimisen ja suojelualueverkoston ja suojelumaisemien suunnittelun ja muokkaamisen interaktiivisesti.

Liite 2. Kytölän ja Östersundomin tapaustutkimuksissa analysoitu dokumenttiaineisto

Kytölä¹

- Destia (2011) Hulevesisuunnitelma. Kytölän (10.) Kaupunginosa, Lahti.
- Erkinaro, M. (2009) Lahden kaupungin lepakkokartoitus yleiskaavaa varten 2009.
- Karvinen-Jussilainen, A. (2010) Kytölän asemakaavan laajennus. Yleisötilaisuus. Muistio 11.10.2010.
- Lahden kaupunki (2006) Kytölänkadun jatkaminen valtatie 24 itäpuolelle. Liikenneselvitys.
- Lahden kaupunki (2010a) Asemakaava ja asemakaavan muutoksen selostus. (Kytölänmäen asemakaavan laajennus, Kytölä, 1.vaihe)
- Lahden kaupunki (2010b) Kytölä. Maisemaselvitys.
- Lahden kaupunki (2010c) Osallistumis- ja arviointisuunnitelma. Asemakaava ja asemakaavan muutos nro A-2496 (Kytölänmäen laajennus, Kytölä, 1.vaihe)
- Lahden kaupunki (2010d) Osallistumis- ja arviointisuunnitelma. Asemakaava nro A-2508 (Kytölänmäki II, Kytölä, 2.vaihe)
- Lahden kaupunkiseudun rakennemallityöryhmä (2004) Asikkala, Heinola, Hollola, Lahti, Nastola ja Orimattila. Lahden kaupunkiseudun rakennemalli 2040.
- Lahden kaupunki (2011) Lahti 2025 – Yleiskaavaluonnoksen vaikutusarviointi 30.6.2011 päivätyn yleiskaavaluonnoksen pohjalta.
- Ramboll (2010) Lahden kaupunki, Kytölän alue. Rakennettavuusselvitys.
- Ramboll (2010) Kytölän asemakaavan laajennus, Lahti. Meluselvitys
- Sarkanen, S. (2001) Lahden kaupungin tikka-alueet. Hämeen ympäristökeskus.

Östersundom²

- Haila, Y., Joutsiniemi, A., Kervinen, M. & Lodenius, S. (2010) Östersundomin osayleiskaavan kaupunkiekologinen ohjelma. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2012:3.
- Helsinki, Porvoo, Sipoo, Vantaa (2009) Helsinki-Porvoo-kehysuunnitelma.
- Kaupunkisuunnitteluvirasto (2008) Liitosalueen eteläosan kasvillisuus selvitys. Enviro / Markku Heino & Esa Lammi.
- Kaupunkisuunnitteluvirasto (2009) Rannikon laaksoista metsäylängölle. Osayleiskaavatasoinen maisemaselvitys Östersundomin alueelta. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2009:2
- Kaupunkisuunnitteluvirasto, 2010. Östersundomin rakennemallit.
- Kaupunkisuunnitteluvirasto, 2011. Sipoonkorpi ja Östersundom. Suunnittelun lähtökohdat Luonnos. 24.2.2012. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2011
- Ramboll, 2010. Östersundomin puroselvitys.
- Sipoo, 2012. Östersundomin yhteinen yleiskaava Majvikin suunnitteluperiaatteet. Hyväksytty KH 9.11.2010 § 312.
- Tammelin, H. (2004) Alustava luontoselvitys Sipoon Majvikin ja Granön osayleiskaava-alueelle. T:mi ekologinen ympäristökartoitus.
- Östersundom-toimikunta (2011a) Östersundomin yhteinen yleiskaava. Osallistumis- ja arviointisuunnitelma. Tarkistettu 21.4.2011.
- Östersundom-toimikunta (2011b) Östersundomin yleiskaavaluonnos. Selostus 24.2.2011. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2011:17.
- Salla, A. (2009) Kallioperän ja maaperän arvokkaat luontokohteet

¹ Kytölän suunnitteluaineistoja on saatavilla Lahden kaupungin verkkosivuilta osoitteissa: <http://www.lahti.fi/www/cms.nsf/pages/D345559BC2D6AEC4C22576BE00312ADC> ja <http://www.lahti.fi/www/cms.nsf/pages/59D9FF1A47D7CFDEEC225781E002BE590>

² Östersundomin suunnitteluaineistoja on saatavilla Helsingin Kaupunkisuunnitteluviraston verkkosivuilta osoitteessa: <http://ksv.hel.fi/fi/projektisivu/%C3%B6stersundom/julkaisut-ja-selvitykset>

Liite 3. Kytölän ja Östersundomin tapaustutkimuksissa haastatellut henkilöt

Matti Visanti	Östersundom-projektin päällikkö	Helsingin kaupunkisuunnittelu- virasto
Kaisa Yli-Jama	maisema-arkkitehti	Helsingin kaupunkisuunnittelu- virasto
Armi Patrikainen	kaavoitusarkkitehti	Lahden kaupunki, Tekninen ja ympäristötoimiala, maankäytön osasto
Anne-Maj Rope	suunnittelija	Lahden kaupunki, Tekninen ja ympäristötoimiala, maankäytön osasto
Riitta Väänänen	aluesuunnittelupäällikkö	Päijät-Hämeen liitto
Mirja Karila-Reponen	maakunta-arkkitehti	Päijät-Hämeen liitto
Tapio Ojanen	erityisasiantuntija	Päijät-Hämeen liitto

Liite 4. Kestävä seudullinen maankäyttö ja liikenne -hankkeessa kehitetyt ekologiset ja ekosysteempipalveluja kuvaavat kriteerit ja mittarit

Maankäyttö

”Kaupunkiseudun maankäyttö tukee luonnon monimuotoisuuden edistämistä ja ekosysteempipalvelujen turvaamista”

KRITEERI	MITTARI	OTSIKKO
Yhdyskuntarakenne on eheä	1.1.a)	Asuntorakentaminen asemakaavoittamattomalla alueella
	1.1.b)	Asuntojen ja työpaikkojen sijoittuminen liikkumisvyöhykkeillä
	1.1.c)	Kaupan suuryksiköiden sijoittuminen liikkumisvyöhykkeillä
	1.1.d)	Joukkoliikenteen mahdollistava asukastiheys
	1.1.e)	Taajamien harva pientaloasutus
	1.1.f)	Autoistuminen
	1.1.g)	Haja-asutusalueen kylien väestö
	1.1.h)	Liikenteen tunnusluvut
Tärkeät luonnonalueet on turvattu	1.2)	Suojelualueet
Kaupunkiseudulla on hiilinieluja	1.3)	Metsät ja suot
Kulttuurisesti arvokkaat kohteet säilyvät	1.4)	Kulttuurisesti arvokkaat kohteet

Viheralueet, viherrakenne

”Kaupunkiseudulla on suuria ekologisesti toimivia yhtenäisiä luontoalueita ja ekologisia yhteyksiä”

Kaupunkiseudulla on laajoja yhtenäisiä metsäalueita	2.1)	Laajat yhtenäiset metsäalueet
Kaupunkiseudulla on luonnon ydinalueita	2.2)	Luonnon ydinalueet
Kaupunkiseudulla on toimivia ekologisia yhteyksiä	2.3)	Luonnon ydinalueiden kytkeytyneisyys
Pirstoutuminen on mahdollisimman vähäistä	2.4a)	Metsäalueiden reunavyöhykkeet
	2.4b)	Taajamien metsäalueet

Virkistys

”Kaupunkiseudun kaikilla asukkailla on mahdollisuus luonnossa virkistäytymiseen”

Virkistysalueet säilyvät	3.1)	Virkistysalueet
Lähivirkistysalueet ovat saavutettavissa	3.2)	Lähivirkistysalueiden saavutettavuus
Rannat ovat käytettävissä virkistykseen	3.3)	Vapaa rantaviiva
Virkistysalueiden käyttö ei uhkaa luonnon monimuotoisuuden säilymistä	3.4)	Asukasmäärän suhde virkistysalueisiin

Vesi

”Toimiva veden kierto mahdollistaa veden käyttömahdollisuudet ja osaltaan hyvän elinympäristön”

Maankäyttö tukee veden kiertoa ja hiilidioksidin sitomista	4.1)	Pinnoitettu maa-ala
Puhtaat pohjavedet eivät ole uhattuna	4.2a) 4.2b)	Riskipohjavedet Pinnoitettu maa-ala pohjavesialueilla
Pintavedet mahdollistavat monipuoliset ekosysteempipalvelut	4.3a)	Pintavesien laatu
	4.3b)	Yleisten uimarantojen veden laatu

Liikenne

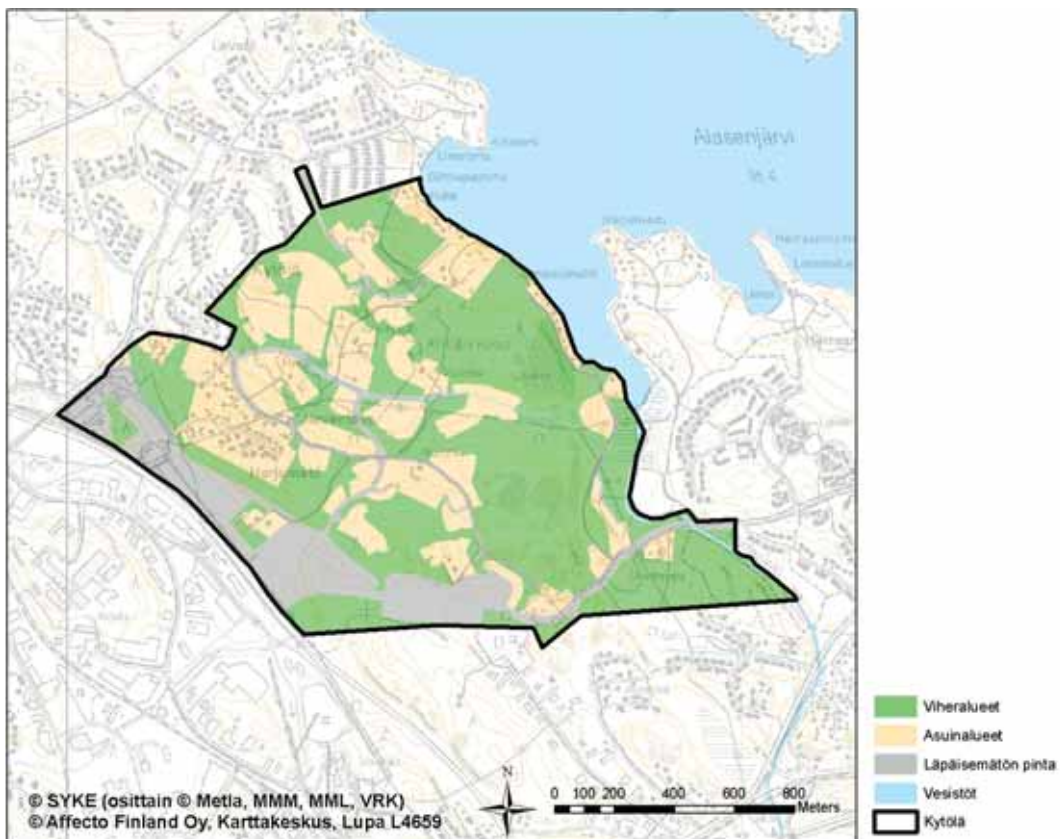
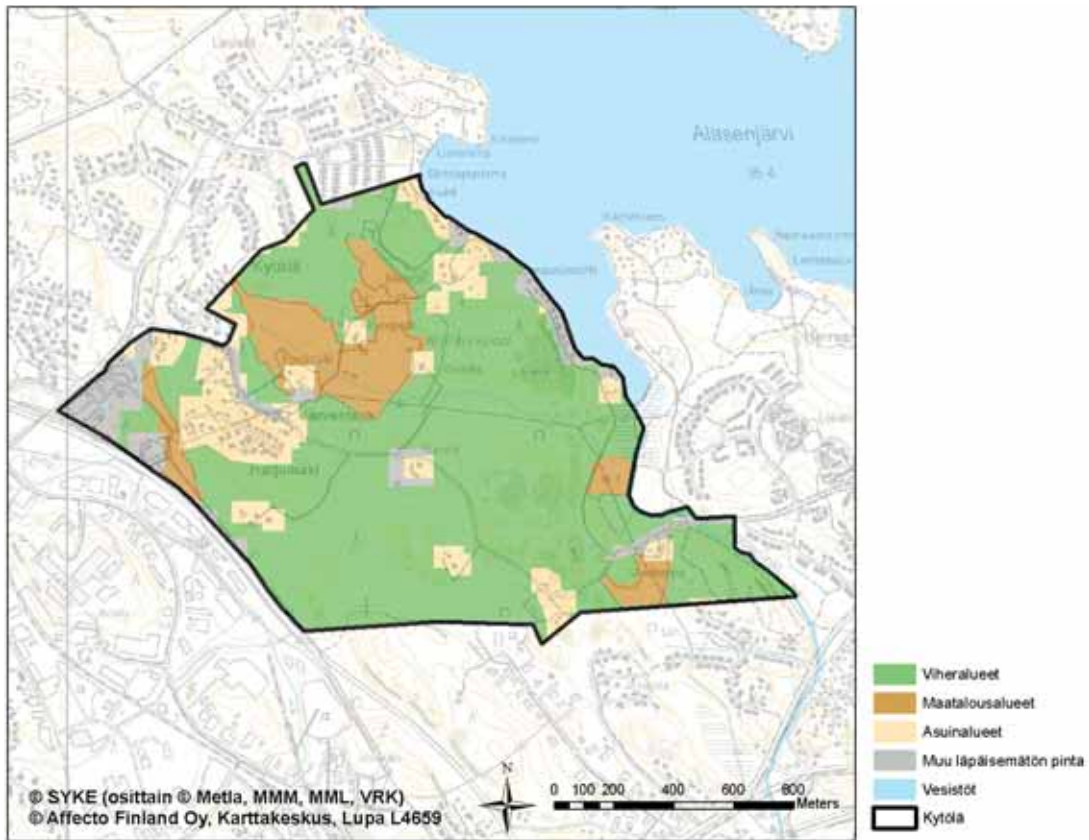
”Liikenne ei vaaranna luonnon monimuotoisuutta”

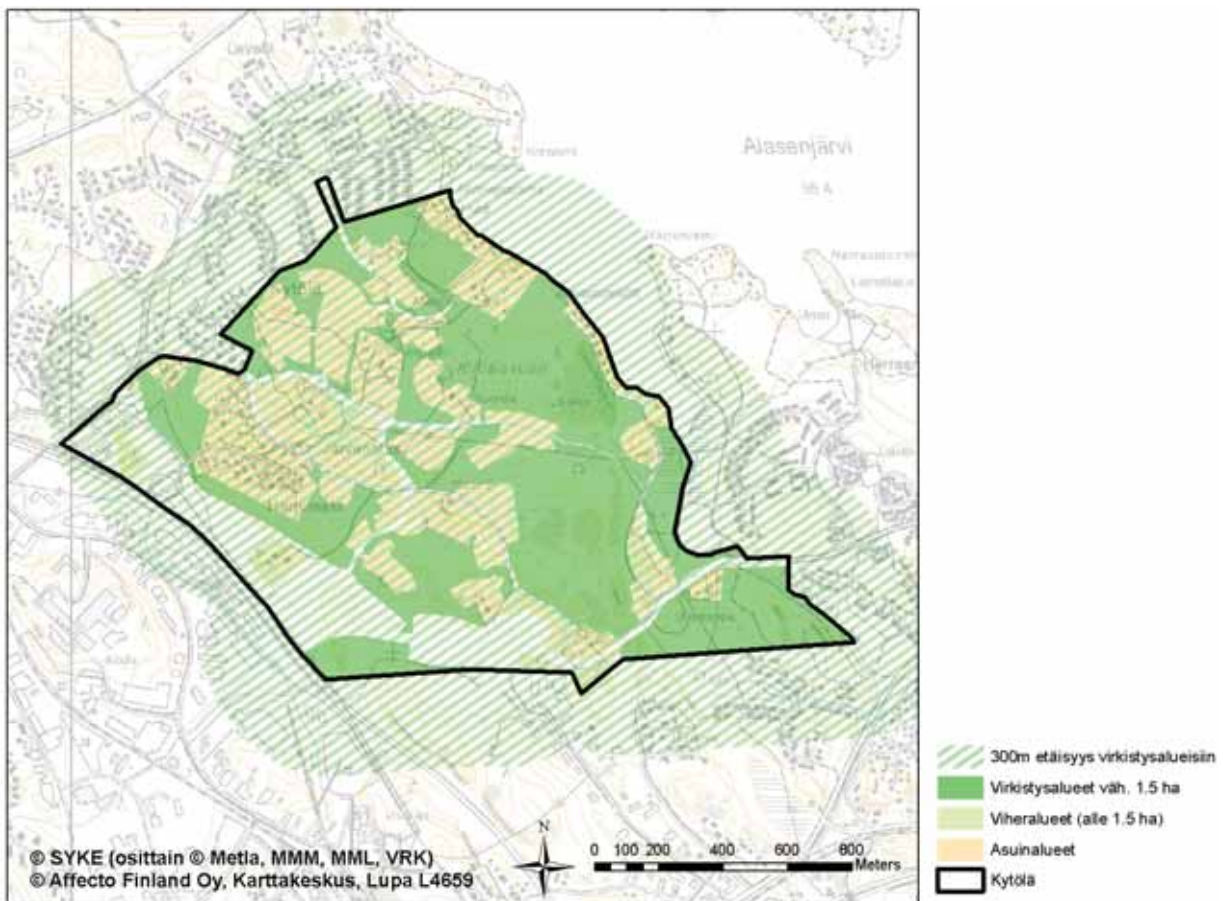
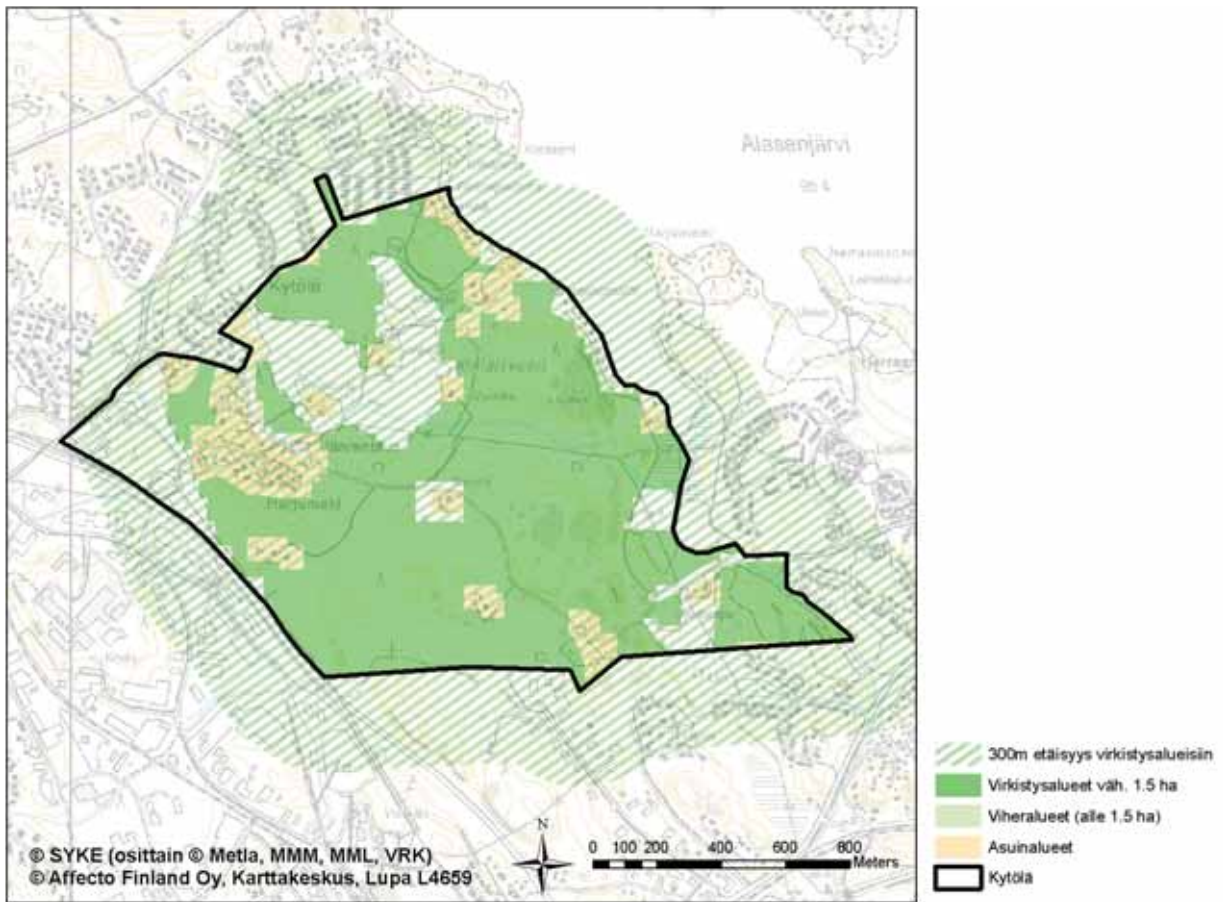
Kaupunkiseudun liikenneväylä- ja rataverkko ei estä eläinten liikkumista ja aiheuta pirstoutumista	5.1a) 5.1b)	Tietiheys Liikenneväylien ja katujen pinta-ala
Kaupunkiseudun liikennemäärät eivät vaaranna luonnon monimuotoisuutta	5.2)	Liikennemäärät

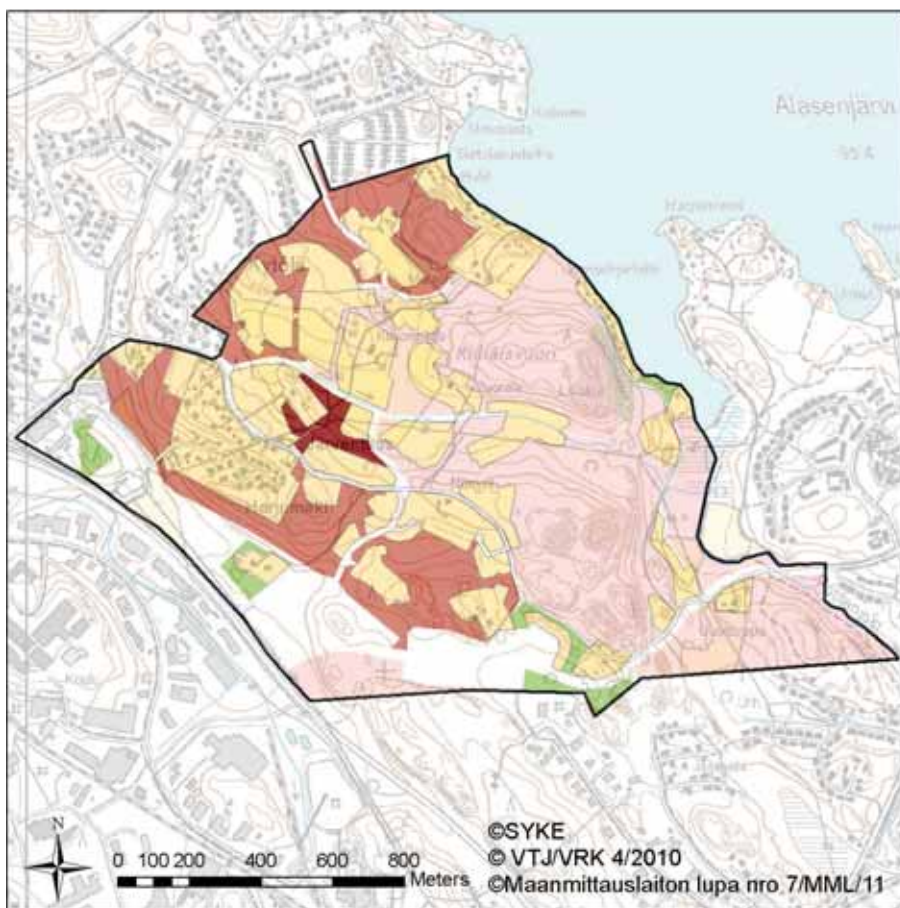
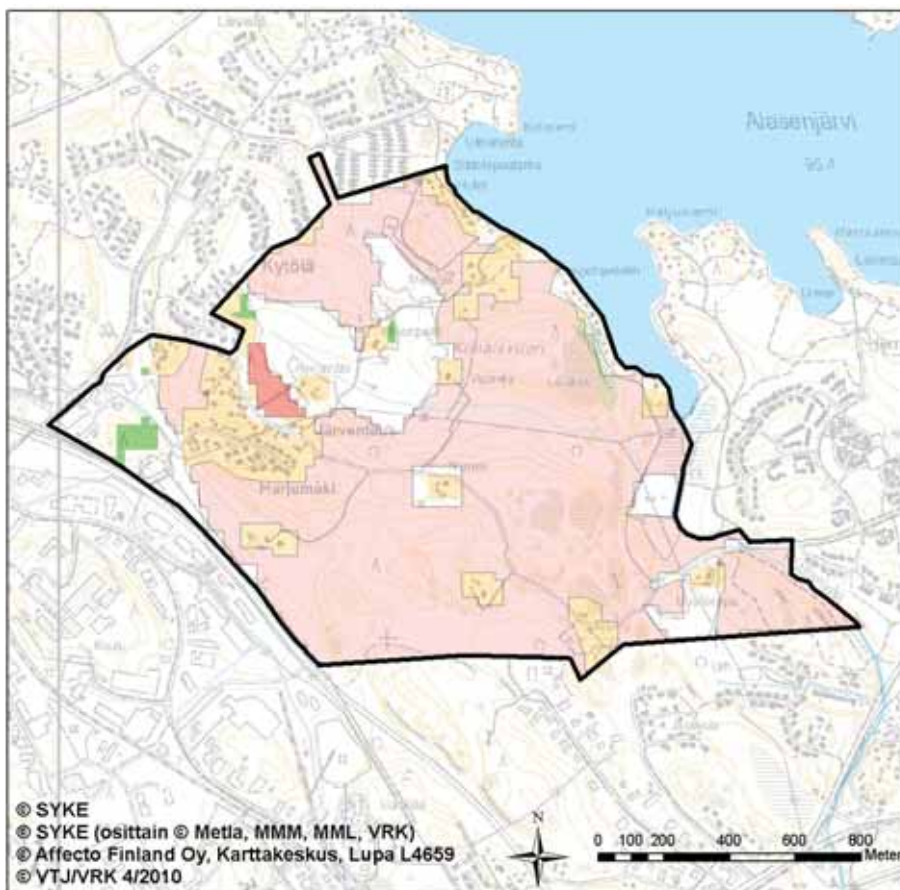
Liite 5. Analysoitu soita koskeva lehtikirjoitusaineisto

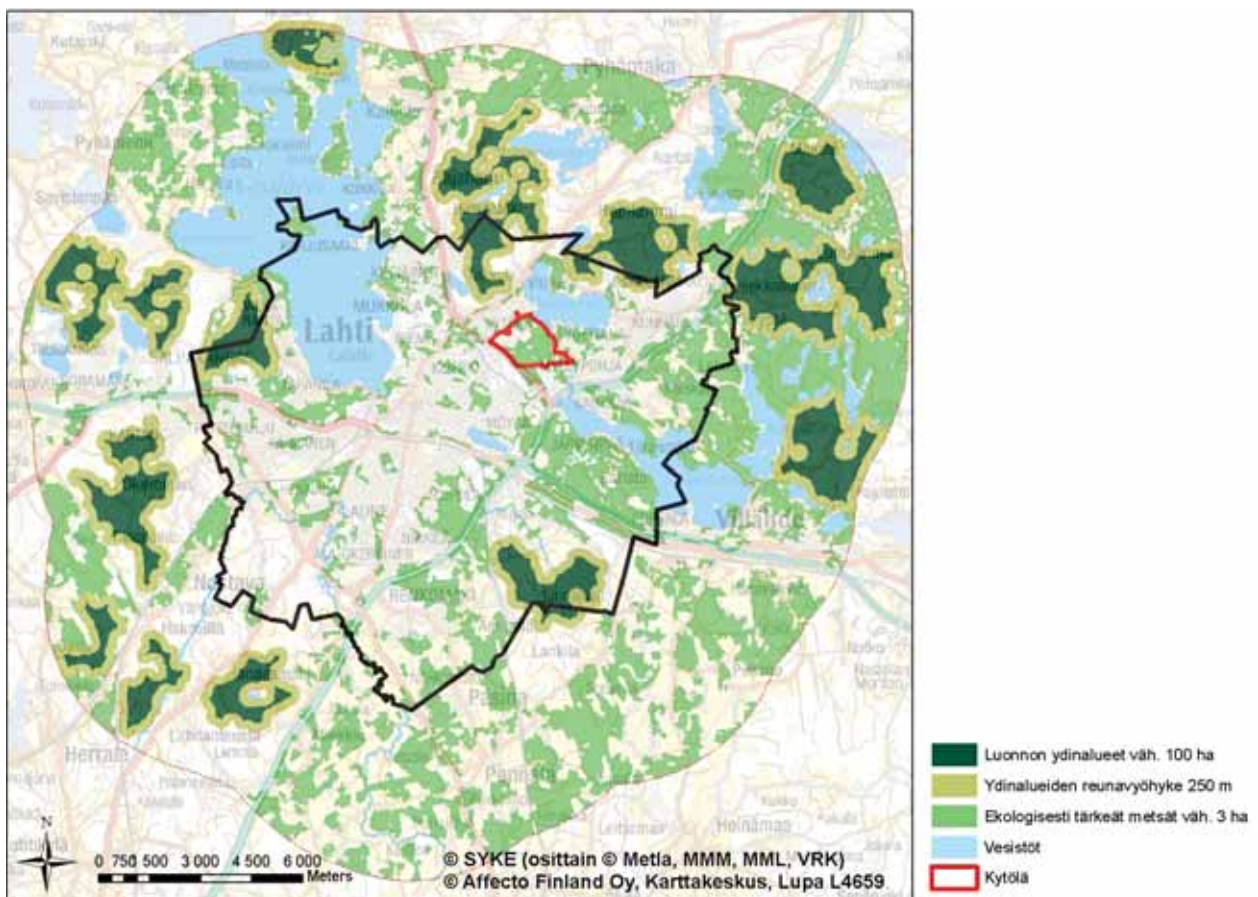
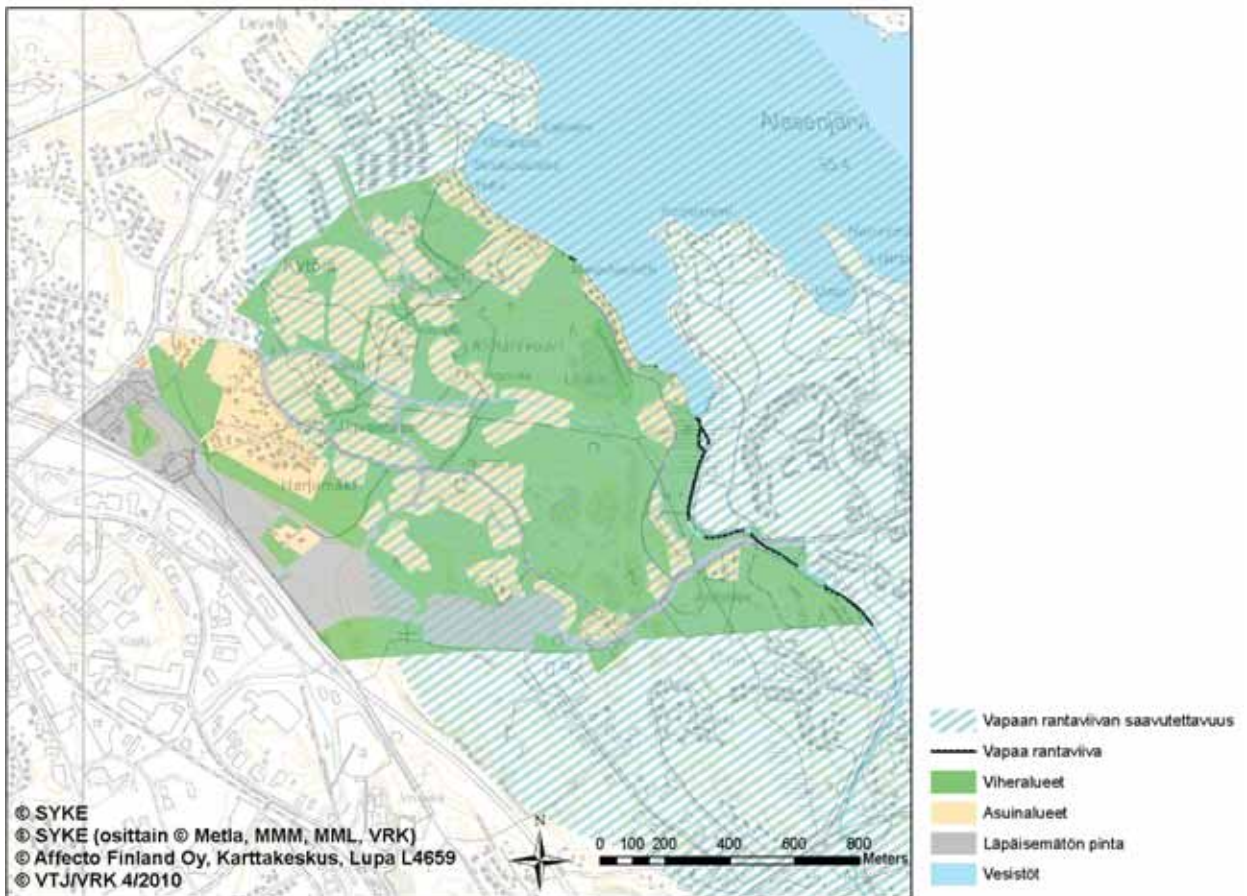
- Helsingin sanomat 6.11.2010. Suo, kuokka – ja Vapo. Mieli-pidekirjoitus Tohmajärveltä
- Karjalainen 1.4.2011. Vapolle Ilomantsin soista määrättyt velvoitteet pysyivät.
- Karjalainen 11.3.2011. Viirusuo-vääntö jatkuu ja jatkuu. Sysmäjärvi ja viitasammakko loikkasivat päätökseen.
- Karjalainen 17.11.2010. Turvevedet tappoivat. Romahtanut pH-arvo on tuhonnut elämän Pielisjokeen laskevasta joesta.
- Karjalainen 18.2.2011. Vapoon ei Tohmajärvellä luoteta. Konnunsuon turvetuotannon pelätään huonontavan vesistöjen tilaa.
- Karjalainen 19.3.2011. Vapo ei anna periksi. Taistelu Viirusuosta kestänyt jo 16 vuotta – ja se jatkuu.
- Karjalainen 22.2.2011. Esityksestä tuli vesitys. Luonnontilaisia soita on helppo ”suojella”, koska niitä ei juuri ole.
- Karjalainen 22.9.2011. Vientiä maakunnasta. Vapo tasaa valtakunnallisesti epätasaista tuotantokesää kuljetuksin idästä länteen ja etelään.
- Karjalainen 23.3.2011. Viirusuota jo ainakin 35 vuotta. Mieli-pidekirjoitus (vihr.).
- Karjalainen 24.11.2010. Turpeesta päästävä pikaisesti eroon. Mieli-pidekirjoitus (vihr.).
- Karjalainen 30.3.2011. Suot muutosten kourissa. Ojitukset valuma-alueilla muuttavat aapasoi-ta keidas-soiden kaltaisiksi.
- KMO. 2010. Kansallinen metsäohjelma 2015. Metsäalasta biotalouden vastuullinen edelläkävijä. Valtio-neuvoston periaatepäätös 16.12.2010.
- Suostrategia 2011. Ehdotus soiden ja turvemaiden kestävä ja vastuullisen käytön ja suojelun kansalli-seksi strategiaksi. Työryhmämuistio MMM 2011:1.
- Työ- ja elinkeinoministeriö 2010: Älykäs ja vastuullinen luonnonvaratalous. Valtioneuvoston luonnon-varaselonteko eduskunnalle. Työ- ja elinkeinoministeriön julkaisuja 69/2010.

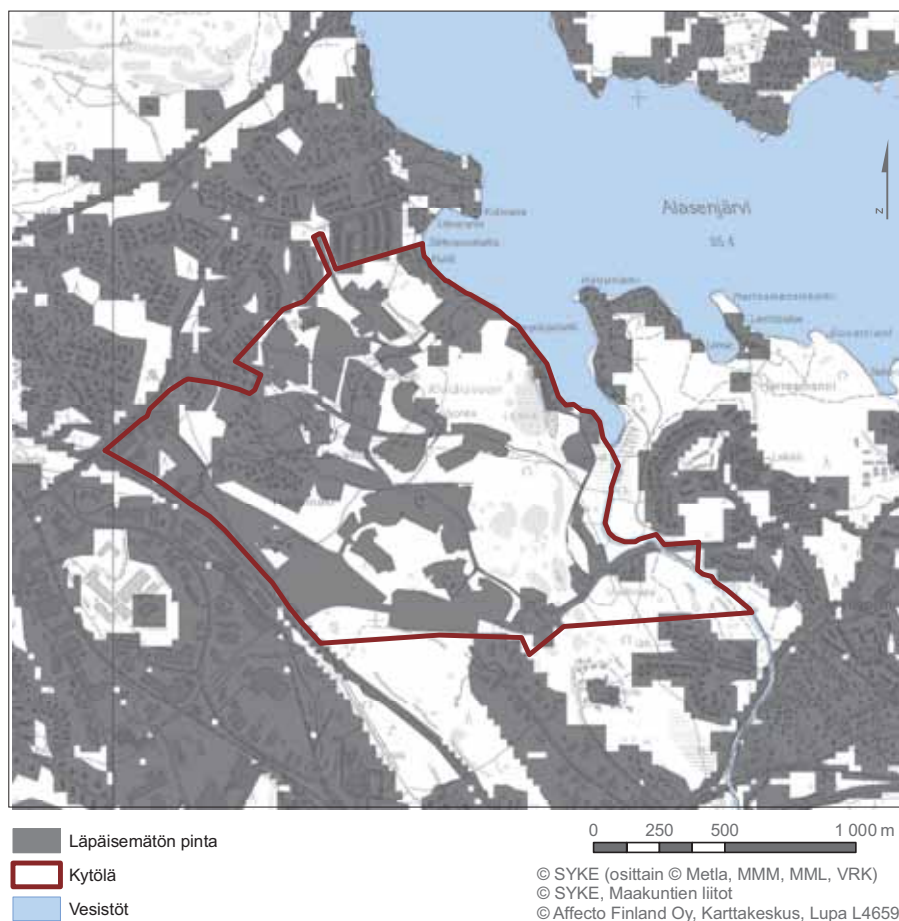
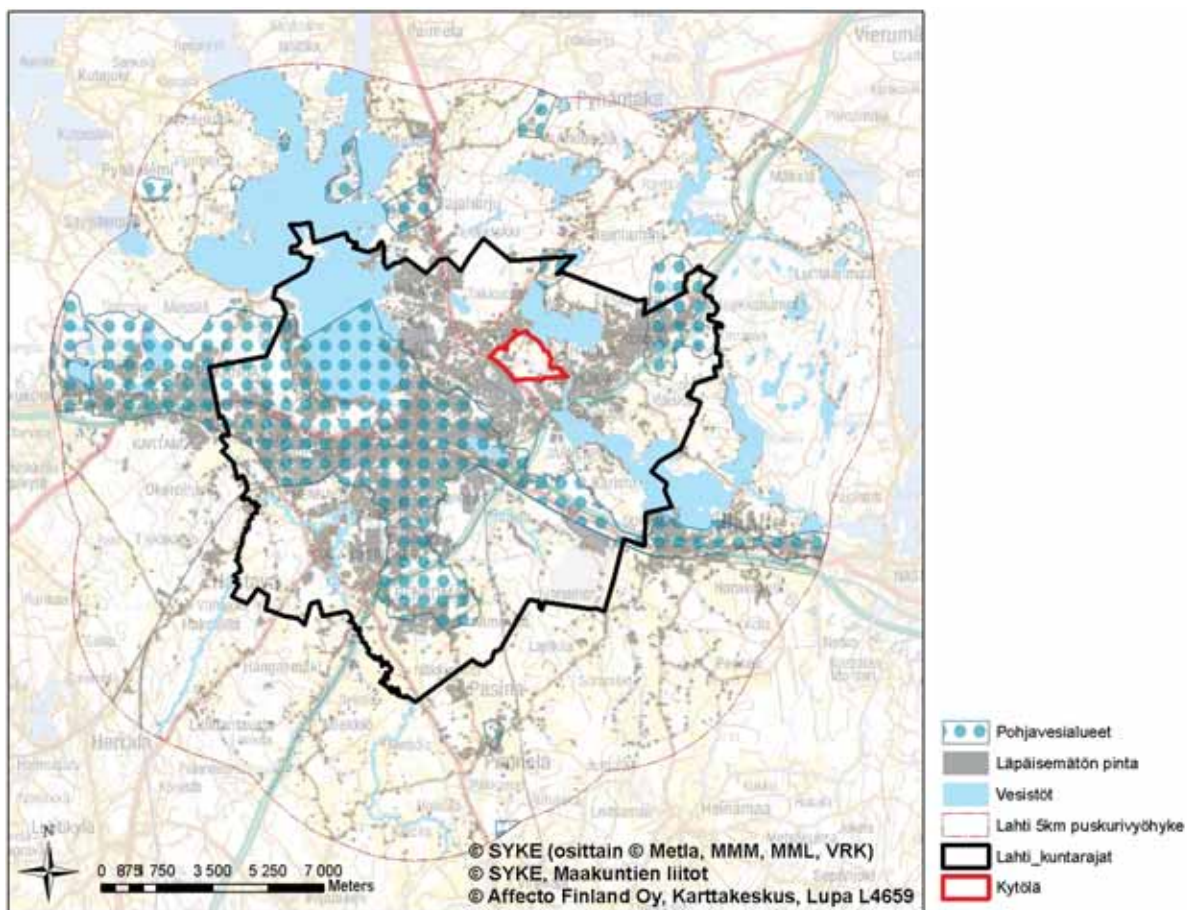
Liite 6. Kartat Helsingin Östersundomin ja Lahden Kytölän aluesuunnitteluprosessissa ja viherrakenteesta tehdyistä ekosysteemipalvelutarkasteluista

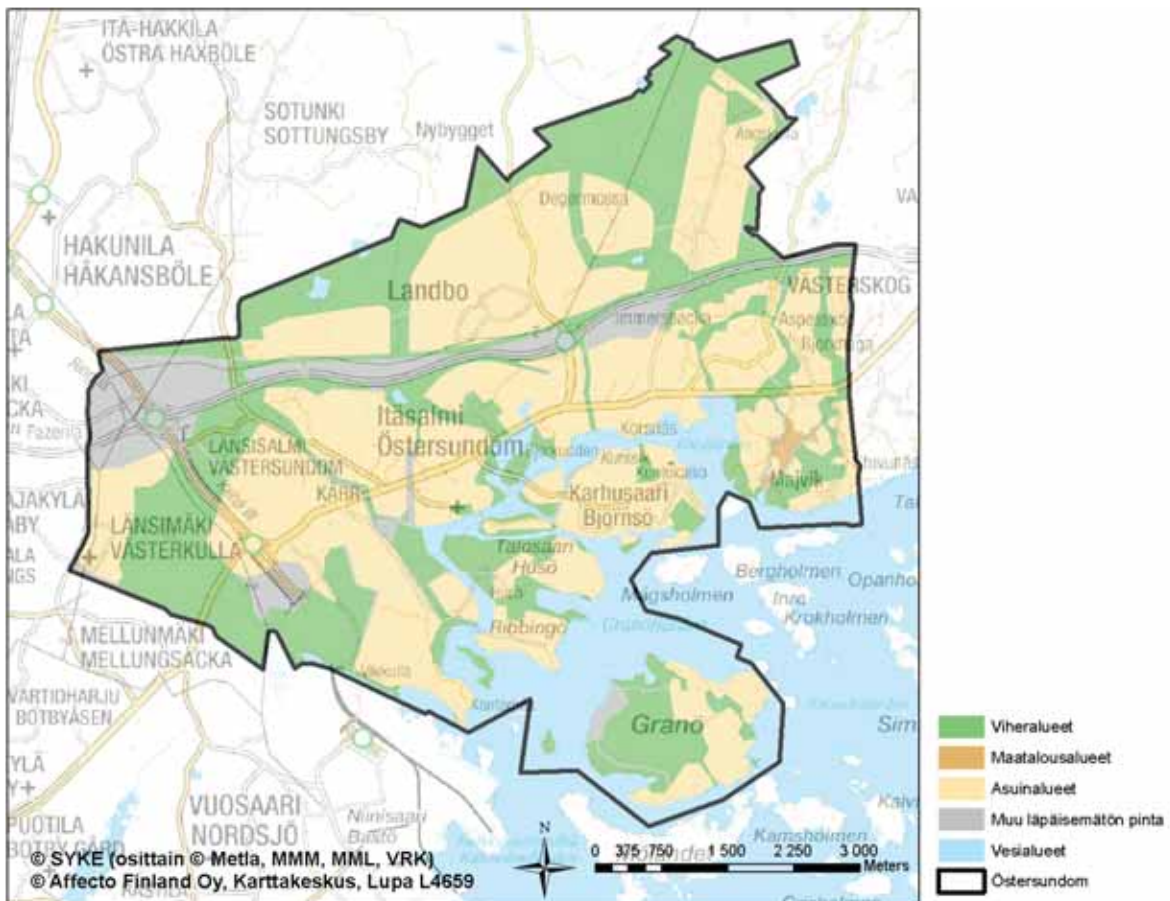
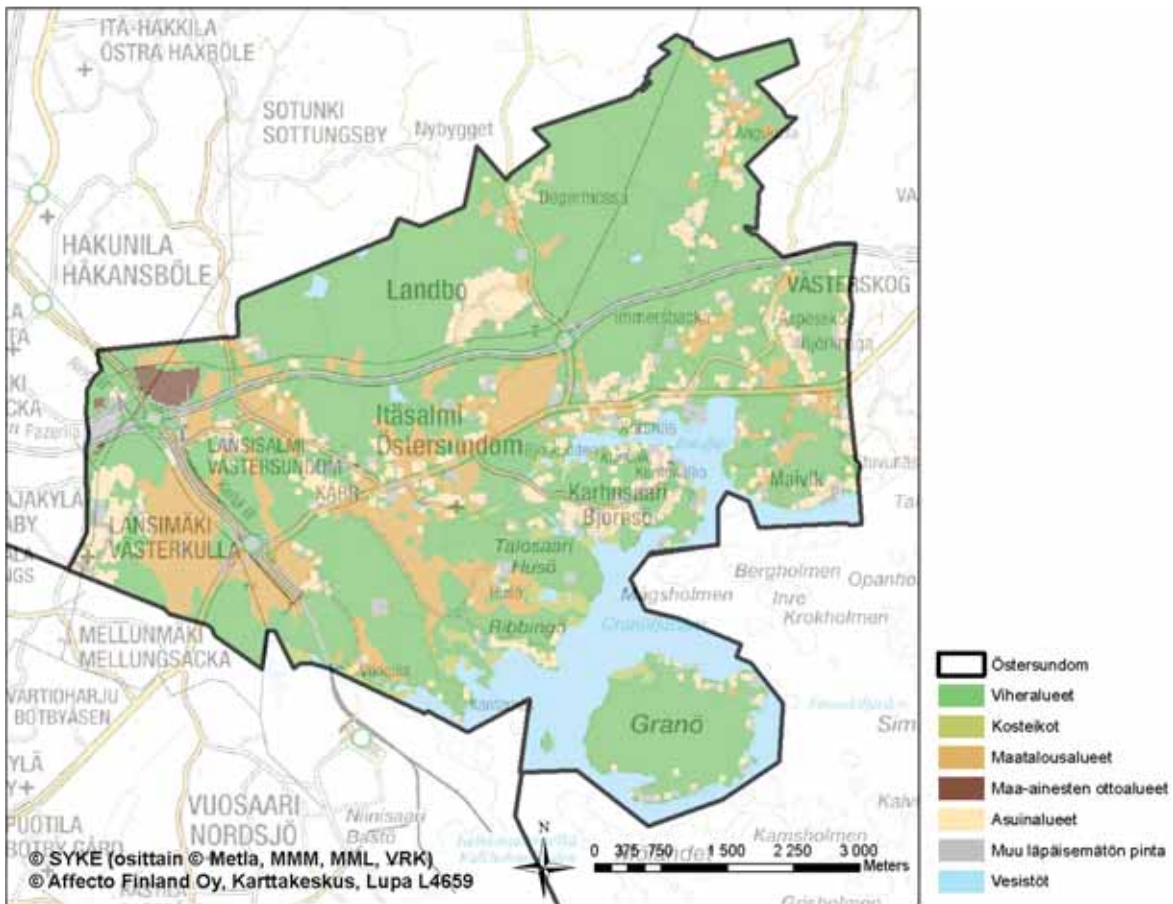


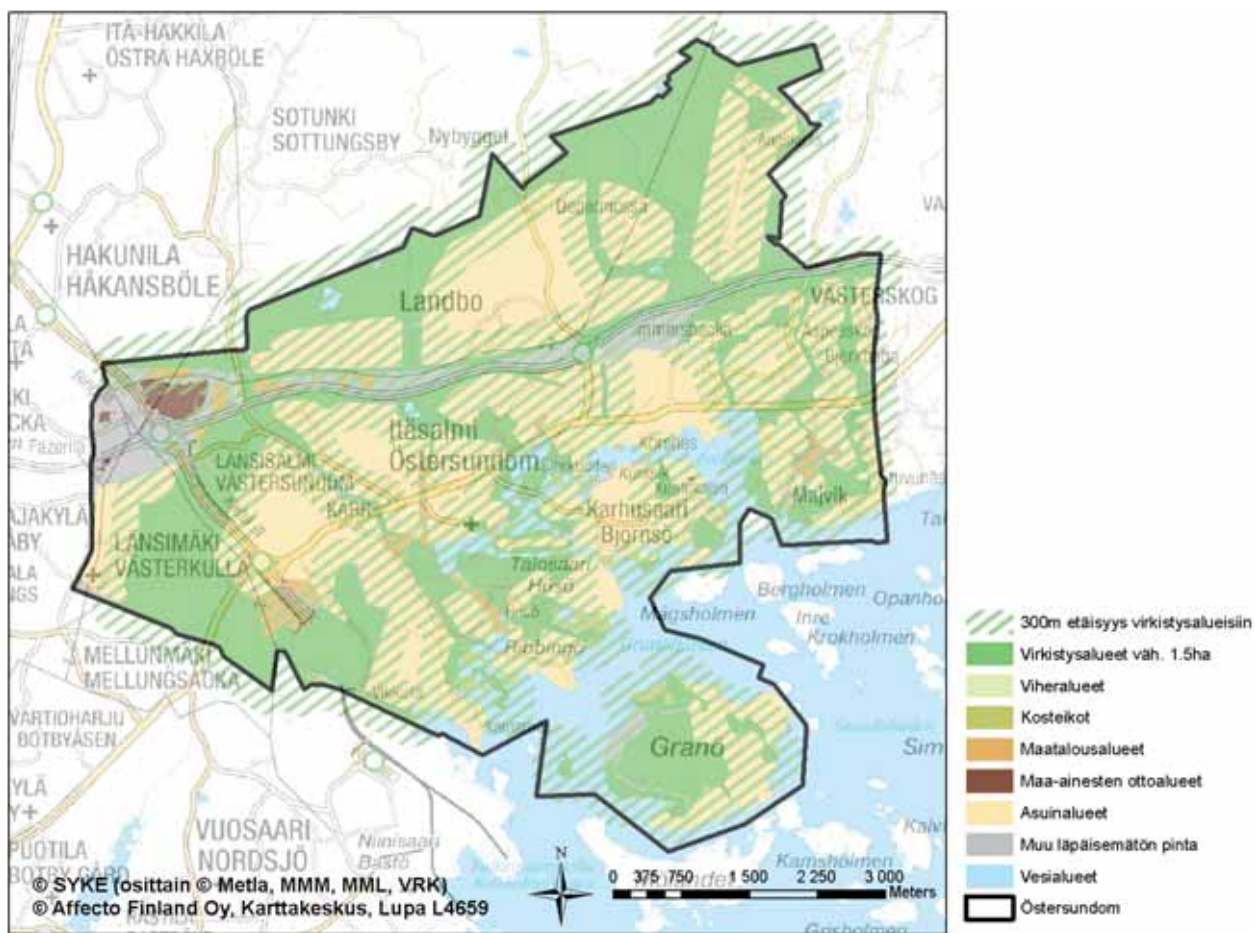


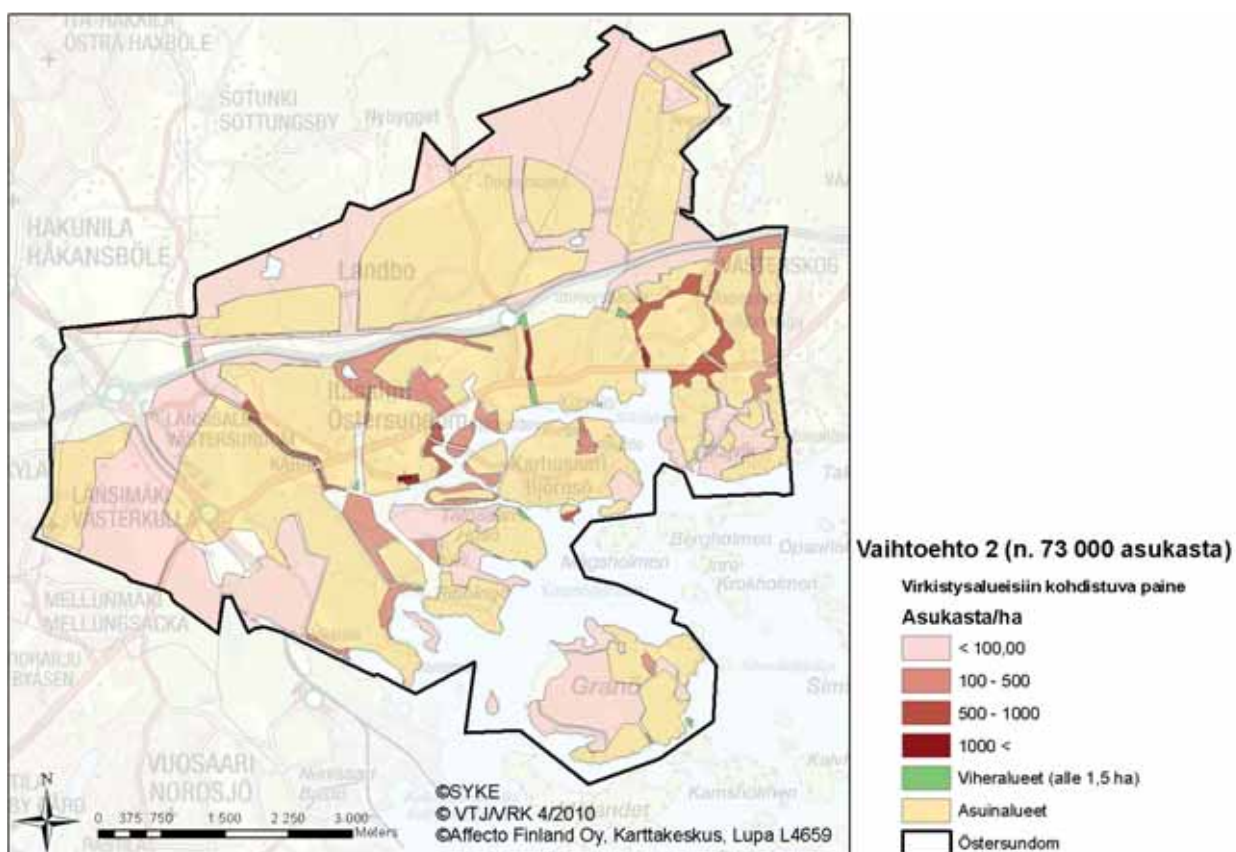
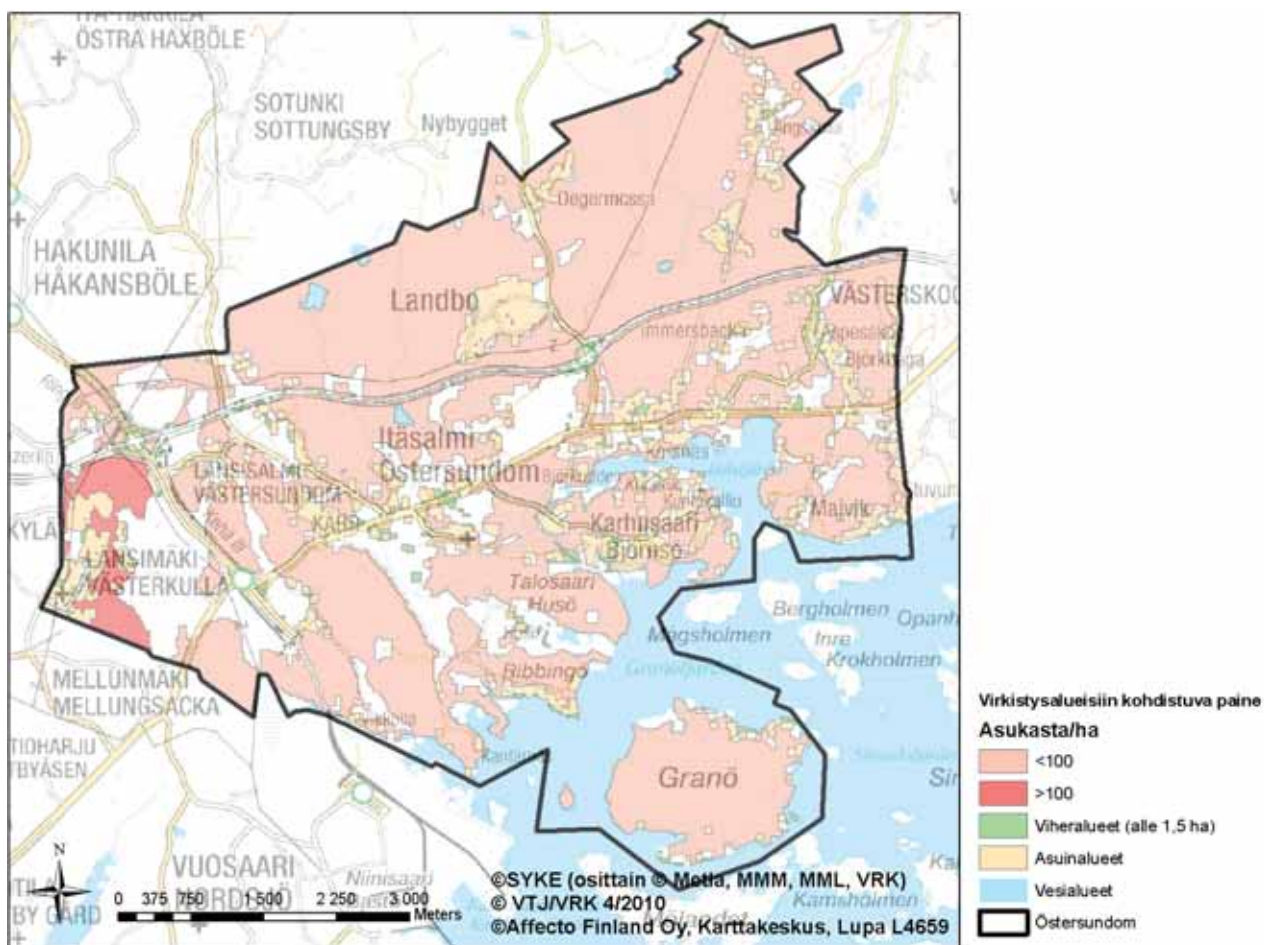


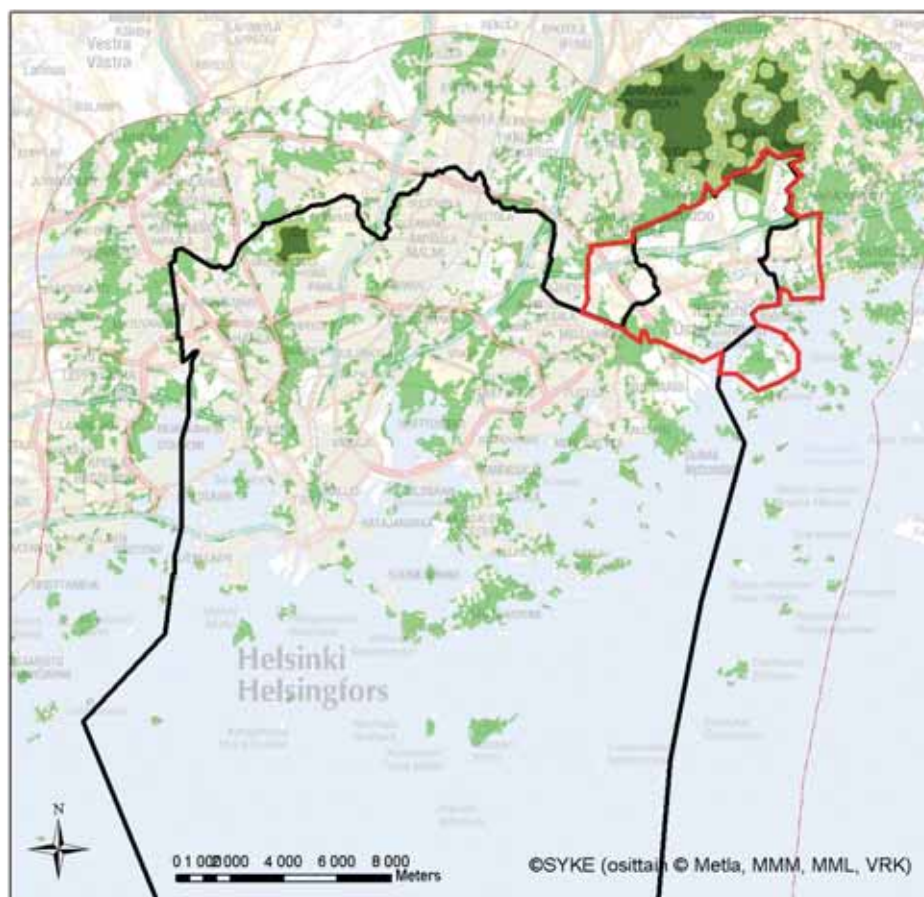
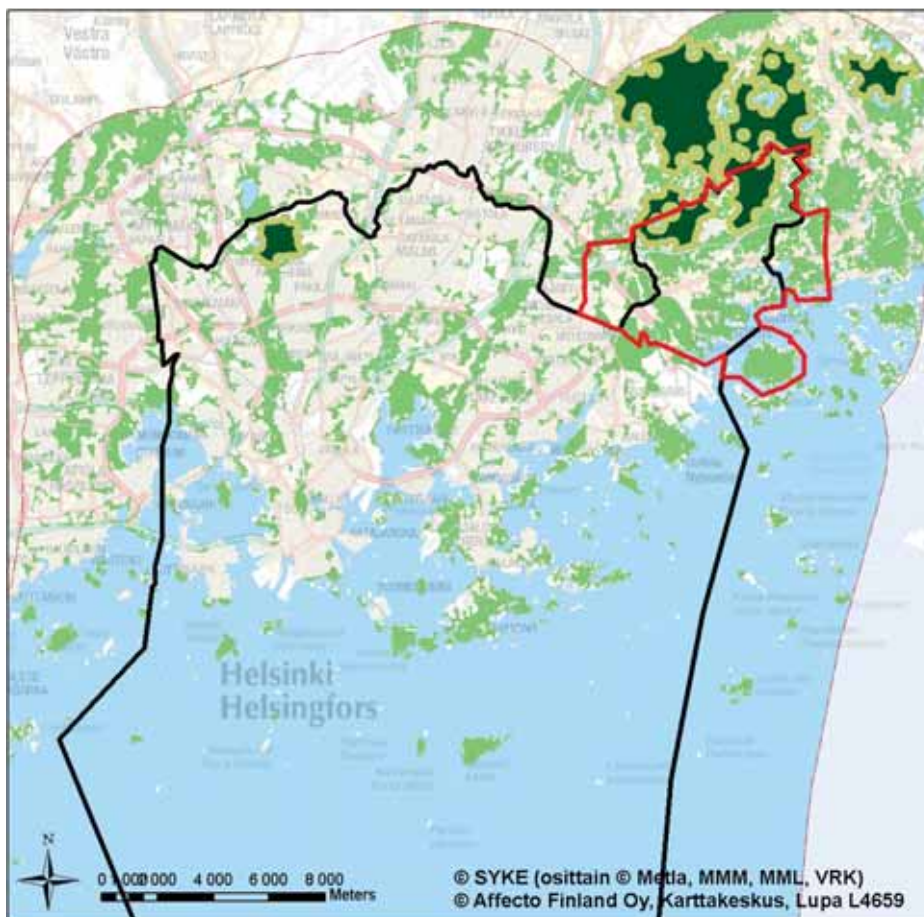


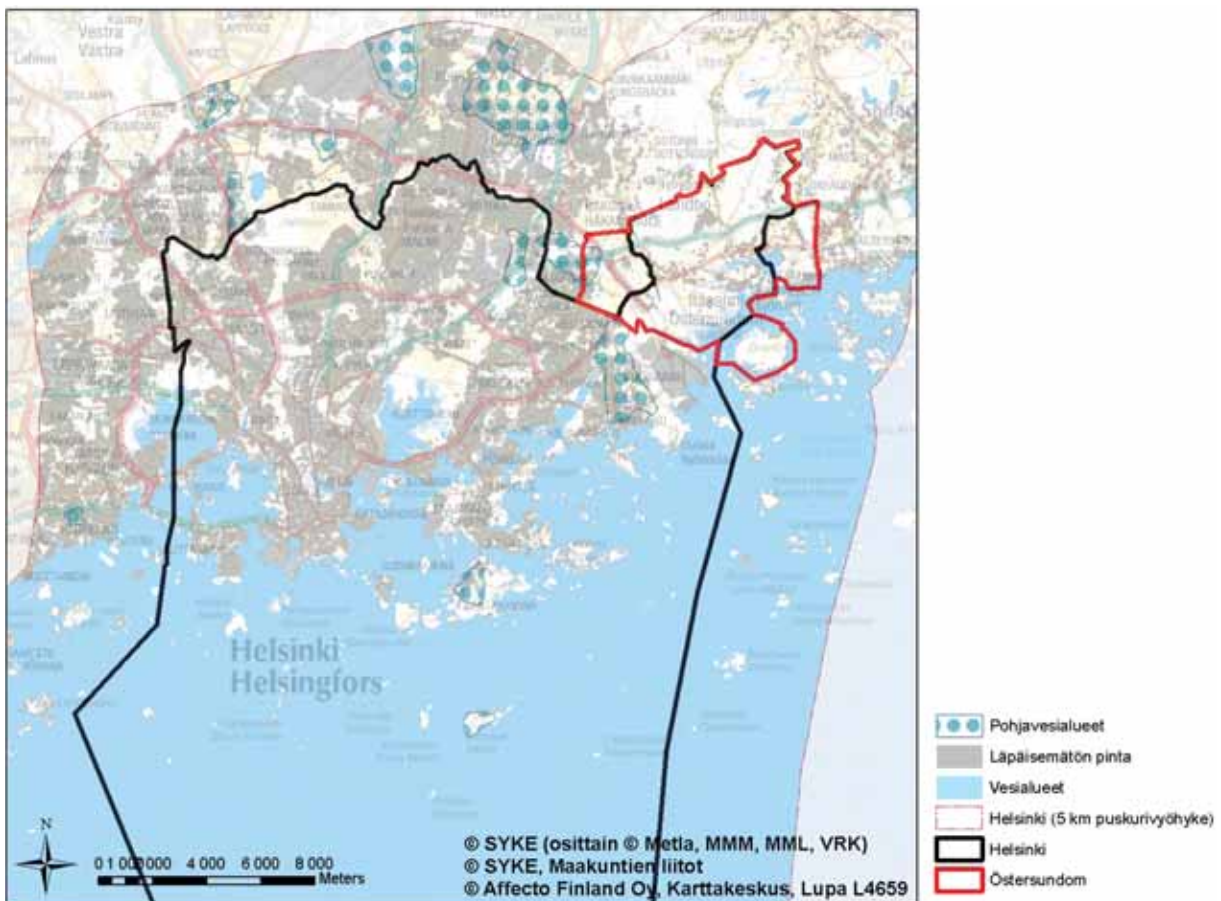
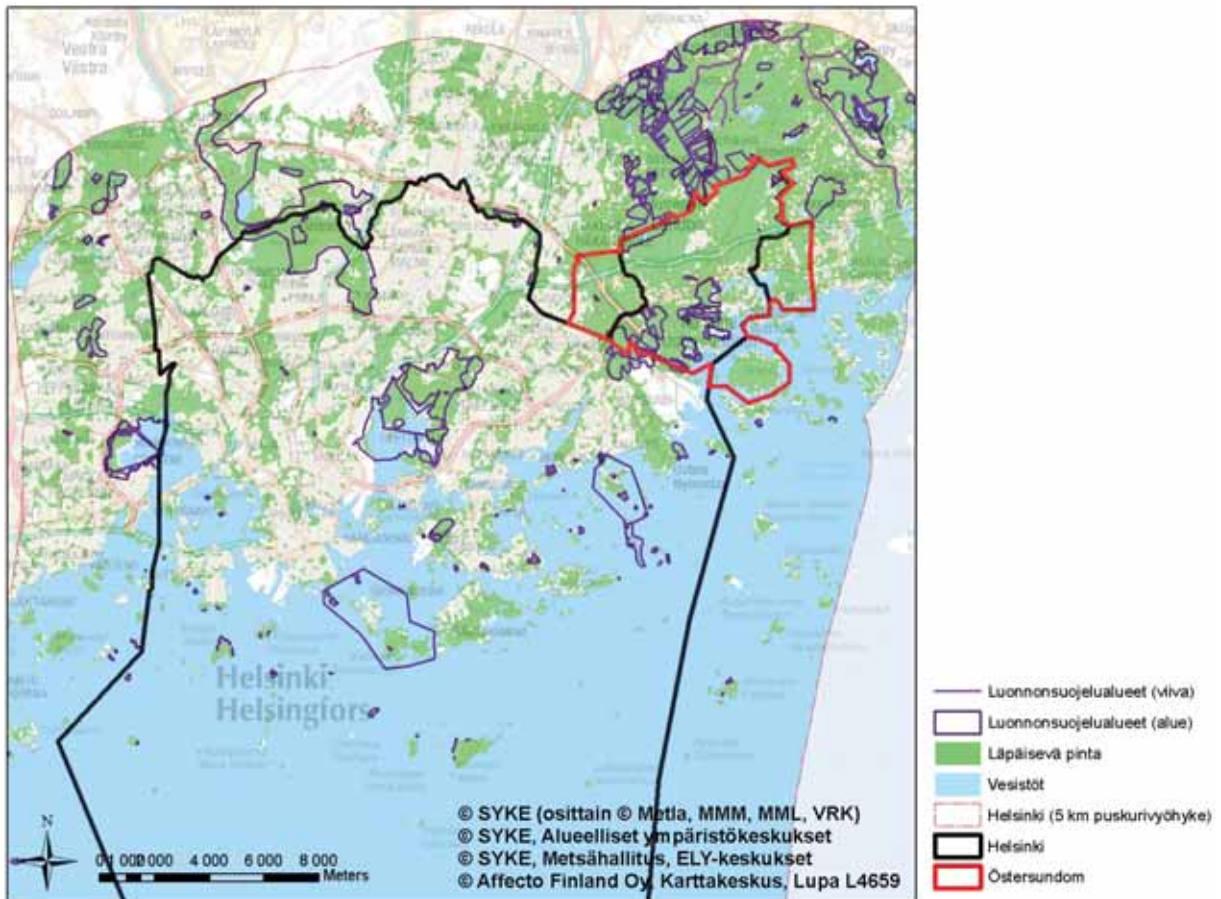












KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)	Julkaisu-aika	Joulukuu 2012
Tekijä(t)	Eeva Primmer, Leena Kopperoinen, Outi Ratamáki, Janne Rinne, Petteri Vihervaara, Elina Inkiläinen, Olga Mashkina ja Pekka Itkonen		
Julkaisun nimi	Ekosysteempalveluiden tutkimuksesta hallintaan – kirjallisuuskatsaus ja tapaustarkasteluita		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 39/2012		
Julkaisun teema	Luonto		
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.ymparisto.fi/syke/julkaisut		
Tiivistelmä	<p>Luonnonvara- ja luonnonsuojelupolitiikkaa on perinteisesti kehitetty toisistaan erillään, mutta kestävä kehityksen politiikan ja vuonna 2005 laaditun YK:n Vuosituhannen ekosysteemi-arvion myötä on kiinnitetty aiempaa enemmän huomiota toimivien monimuotoisten ekosysteemien välttämättömyyteen ja ekosysteemien tuottamiin hyötyihin. Ihmisen riippuvuus ekosysteemien tuottamasta ruuasta, raaka-aineista, veden ja ravinteiden pidätyksestä, pienilmaston säätelystä ja virkistyksestä on tunnistettu tutkimuksessa sekä yhä enemmän myös politiikassa ja käytännön päätöksenteossa. Ekosysteempalvelutarkastelujen tavoitteena on tuoda yhteen tieto ekosysteemien toiminnosta, tuki- ja säätelypalveluista, tuotantopalveluista, kulttuuripalveluista sekä luonnon monimuotoisuudesta, jotta palveluiden keskinäistä riippuvuutta voitaisiin arvioida ja kestävää käyttöä hallita.</p> <p>Ekosysteempalveluita tarkastellaan ja ohjataan kuitenkin vielä varsin hajanaisesti, eikä uutta lähestymistapaa sovellettaessa aina osata hyödyntää jo olemassa olevia tieto- ja hallintajärjestelmiä. Tämä raportti kokoaa yhteen kansainvälisen tutkimuksen ekosysteempalvelulähestymistapoja ja käytännön esimerkkejä siitä, miten erilaiset suomalaiset luonnonvarojen ja maankäytön ohjaus- ja hallintajärjestelmät käsittelevät ekosysteempalveluita. Raportin tarkoituksena on tuoda ajankohtainen sovellettava tietämys suomalaisten luonnonvarojen, maankäytön ja luonnonsuojelun päätöksentekijöiden ja asiantuntijoiden käyttöön.</p> <p>Raportin ensimmäisessä osassa tunnistetaan vakiintuneet tarkastelutavat ja nostetaan esiin sellaiset menetelmät, joiden soveltaminen on vasta alkutekijöissään. Kirjallisuuteen pohjaava katsaus esittelee ekosysteempalveluiden tarkasteluita yhteiskunnan toiminnoissa ja hallinnan kohteena, mallinnuksella, paikkatietotarkasteluilla ja maankäytön suunnittelussa, taloudellisella arvottamisella ja päätöksenteon tuessa. Raportin toisessa osassa havainnollistetaan ekosysteempalveluiden sisällyttämistä päätöksentekoon ja luonnonvarojen hallintaan suomalaisten esimerkkien avulla. Luonnonvara-alan strategisten ohjelmien tarkastelu, pohjoiskarjalaisen suoalueen ekosysteempalveluiden vertailu, Lounais-Suomen metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamisen ekosysteempalveluvaikutukset sekä ekosysteempalvelujen huomioon ottaminen Helsingin Östersundomin ja Lahden Kytölän aluesuunnitteluprosessissa havainnollistavat päätöksenteon ja hallinnan keskeisiä kysymyksiä. Suomalaiset tarkastelut osoittavat, miten ekosysteempalveluita muuttavaa päätöksentekoa voidaan tukea tunnistamalla, arvottamalla ja vertailemalla ekosysteemien tuottamia hyötyjä sekä käyttämällä indikaattoreita, paikkatietoanalyyseja ja niiden perusteella tuotettuja karttoja.</p> <p>Aineistojen ja tarkastelutapojen yhdistäminen vaatii teknistä osaamista ja voimavaroja sekä sektori- ja luonnonvarakohtaisten tiedonhallintajärjestelmien yleistämistä. Uusia tarkastelumenetelmiä tulee kehittää sekä olemassa olevien järjestelmien pohjalta että tarvittaessa kehittämällä uusia yhdentäviä menetelmiä. Samalla, kun osamalle ja sektorikohtaisiin inventointi- ja seuranta-aineistoihin pohjautuvia tarkasteluita syvennetään ja hienosäädetään, joudutaan ekosysteemi- ja sektorirajat ylittävissä tarkasteluissa tyytymään todennäköisesti totuttua karkeampaan tietoon. Kuitenkin esimerkiksi paikkatietotarkastelut osoittavat yhdentämisen tuoman lisäarvon konkreettisesti. Vuoropuhelu eri mallien tuottajien ja tarkasteluita hyödyntävien päätöksentekijöiden ja osallisten välillä on tässä välttämätöntä.</p>		
Asiasanat	Ekosysteempalvelut, luonnonvarojen hallinta, maankäytön suunnittelu, tiedonhallinta, päätöksenteko		
Rahoittaja/toimeksiantaja	Ympäristöministeriö (YM) ja Suomen ympäristökeskus (SYKE)		
	ISBN 978-952-11-4110-2 (nid.)	ISBN 978-952-11-4111-9 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)
	Sivuja 117	Kieli Suomi	ISSN 1796-1637 (verkkoy.)
			Luottamuksellisuus Julkinen
			Hinta (sis. alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke		
Painopaikka ja -aika	Edita Prima Oy, Helsinki 2012		

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum	December 2012	
Författare	Eeva Primmer, Leena Kopperoinen, Outi Ratamáki, Janne Rinne, Petteri Vihervaara, Elina Inkiläinen, Olga Mashkina och Pekka Itkonen			
Publikations titel	Ekosystemipalveluiden tutkimuksesta hallintaan – kirjallisuuskatsaus ja tapaustarkasteluita (Från forskning till hantering av ekosystemtjänster – litteraturoversikt och fallstudier)			
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 39/2012			
Publikationens tema	Natur			
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig också på internet: www.ymparisto.fi/syke/publikationer			
Sammandrag	<p>Naturresurs- respektive naturskyddspolitiken har traditionellt utvecklats oberoende av varandra, men med den hållbara utvecklingens politik och FN:s Millennium utredning av ekosystem från 2005 har man fäst allt större uppmärksamhet på nödvändigheten av fungerande ekosystem med hög biologisk mångfald och på den nytta som ekosystemen erbjuder. Människans beroende av den mat och de råvaror som ekosystemen producerar samt av ekosystemens förmåga att binda vatten och näringsämnen, reglera mikroklimatet och erbjuda rekreation har noterats inom forskningen och allt mer också inom politiken och i det praktiska beslutsfattandet. Syftet med undersökningarna av ekosystemtjänsterna är att föra samman kunskapen om ekosystemens funktioner, om de understödande och reglerande tjänsterna, varorna och kulturtjänsterna de erbjuder samt om den biologiska mångfalden för att man ska kunna bedöma tjänsternas ömsesidiga beroende av varandra och hantera ett hållbart utnyttjande.</p> <p>Ekosystemtjänsterna undersöks och styrs dock fortfarande ganska osammanhängande, och vid tillämpningen av nya angreppssätt har man inte alltid kunnat utnyttja de kunskaps-, informations- och hanteringssystem som redan finns. Den här rapporten sammanfattar olika sätt att se på ekosystemtjänsterna inom den internationella forskningen och praktiska exempel på hur olika finländska styr- och hanteringssystem för naturresurser och markanvändning behandlar ekosystemtjänsterna. Syftet med rapporten är att erbjuda våra beslutsfattare och experter inom naturresurser, markanvändning och naturskydd aktuell och tillämpbar kunskap.</p> <p>I rapportens första del identifierar vi etablerade betraktelsesätt och lyfter fram metoder vars tillämpning fortfarande är i sin linda. Översikten som baserar sig på litteratur presenterar undersökningar av ekosystemtjänsterna i de samhälleliga funktionerna och som föremål för hantering, med modellering, med undersökningar utifrån geografiska data och i planering av markanvändning, genom ekonomiska utvärderingar och som stöd för beslutsfattande. I den andra delen av rapporten visar vi hur ekosystemtjänsterna kan inkluderas i beslutsfattandet och i hanteringen av naturresurser med finländska exempel. Undersökningen av de strategiska programmen inom naturresursområdet, jämförelsen av ekosystemtjänsterna i det nordkarelska myrområdet, effekterna av tryggheten av skogsnaturen i sydvästra Finland på ekosystemtjänsterna samt beaktandet av ekosystemtjänsterna i regionplaneringsprocessen i Östersundom i Helsingfors och i Kytölä i Lahtis åskådliggör de centrala frågorna i beslutsfattandet och hanteringen. De finländska undersökningarna visar hur man kan stöda beslutsfattande som förändrar ekosystemtjänsterna genom att identifiera, utvärdera och jämföra den nytta och de fördelar som ekosystemtjänsterna erbjuder samt genom att använda indikatorer, geografiska dataanalyser och kartor som baserar sig på dessa.</p> <p>Kombinationen av material och undersökningsmetoder kräver tekniskt kunnande och resurser samt ett allmän-görande av de sektor- och naturresursvisa informationshanteringssystemen. Vi måste utveckla nya undersöknings-metoder både på basis av de befintliga systemen och vid behov genom att utveckla nya integrerande metoder. Samtidigt som vi fördjupar och finjusterar delmodellerna och de undersökningar som baserar sig på sektorvisa inventerings- och uppföljningsmaterial, får vi beträffande de undersökningar som överskrider ekosystem- och sektorgränserna lov att nöja oss med grövre data än vad vi sannolikt är vana vid. Emellertid påvisar exempelvis undersökningar med hjälp av geografiska data konkret det mervärde som integreringen medför. Det är nödvändigt att skapa en dialog mellan dem som ställer upp olika modeller och de beslutsfattare och intressenter som drar nytta av undersökningarna.</p>			
Nyckelord	Ekosystemtjänster, hantering av naturresurser, planering av markanvändning, informationshantering, beslutsfattande			
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet (YM) och Finlands miljöcentral (SYKE)			
	ISBN 978-952-11-4110-2 (hft.)	ISBN 978-952-11-4111-9 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	Sidantal 117	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %)
Beställningar/ distribution				
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år	Edita Prima Ab, Helsingfors 2012			

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)	Date December 2012		
<i>Author(s)</i>	Eeva Primmer, Leena Kopperoinen, Outi Ratamáki, Janne Rinne, Petteri Vihervaara, Elina Inkiläinen, Olga Mashkina and Pekka Itkonen			
<i>Title of publication</i>	Ekosysteempalveluiden tutkimuksesta hallintaan – kirjallisuuskatsaus ja tapaustarkasteluita (From ecosystem service research to governance: A literature review and case studies)			
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 39/2012			
<i>Theme of publication</i>	Nature			
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available on the internet: www.ymparisto.fi/syke/publications			
<i>Abstract</i>	<p>Natural resource and nature conservation policies have traditionally been segregated. Breaking this segregation, sustainable development policies and the United Nations Millennium Ecosystem Assessment of 2005 have drawn the attention to both the importance of functioning ecosystems and the benefits they generate. Our dependence on food, raw materials, water and nutrient retention, micro-climate regulation and recreation has been identified in research and increasingly also in political and operational decision-making. Ecosystem service research aims to merge the knowledge about ecosystem functions, supporting and regulating services, production services, cultural services and biological diversity, to allow the analysis of the inter-dependence of the different services and support their sustainable use. Ecosystem services are however still analysed and governed in a fragmented fashion and the application of the novel approach does not make full use of the existing information and governance systems.</p> <p>This report compiles international research on ecosystem service approaches and practical examples of how Finnish natural resource and land use governance systems deal with ecosystem services. The purpose of the report is to channel timely and applicable knowledge to Finnish decision-makers and experts on natural resources, land use and nature conservation.</p> <p>The first part of the report identifies the established approaches and also approaches whose application is only emerging. This literature review part introduces approaches to ecosystem services in societal decision-making and governance, through modelling, spatial analysis and in land-use planning, through economic valuation and in decision support. The second part of the report illustrates the integration of ecosystem services into decision making and governance through Finnish case studies. The analysis of natural resource policy programmes; Northern Carelian peatland ecosystem service discourses; ecosystem service impacts of South-Western Finland's forest biodiversity conservation; and ecosystem services in urban land-use planning demonstrate the essential questions of ecosystem service decision-making and governance. The Finnish cases point to ways in which decisions that change ecosystem services can be supported by identifying, valuing and comparing benefits from ecosystems and by using indicators, spatial analyses and maps.</p> <p>Merging datasets and approaches requires technical skills and resources as well as generalizing from the sector and ecosystem based knowledge systems. The development of new methods should be based on existing systems and, when necessary, building new integrated systems. While partial models and sector specific inventory and monitoring systems become more elaborate and sophisticated, analyses crossing sector and ecosystem boundaries are likely to require simplification and generalization. However, e.g. the spatial analyses concretely illustrate the usefulness of this type of integration. For the new ecosystem service knowledge systems to be meaningful, the different analysts and the decision-makers using the knowledge must be engaged in their development.</p>			
<i>Keywords</i>	Ecosystem services, natural resource governance, land use planning, knowledge management, decision-making			
<i>Financier/ commissioner</i>	Ministry of the Environment (YM) and Finnish Environment Institute (SYKE)			
	ISBN 978-952-11-4110-2 (pbk.)	ISBN 978-952-11-4111-9 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)	ISSN 1796-1637 (online)
	No. of pages 117	Language Finnish	Restrictions Public	Price (incl. tax 8 %)
<i>For sale at/ distributor</i>				
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O.Box 140, 00251 Helsinki, Finland Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>	Edita Prima Ltd, Helsinki 2012			

Toimivat monimuotoiset ekosysteemit ovat välttämättömiä ja hyödyllisiä. Ihminen on riippuvainen ekosysteemien tuottamasta ruuasta, raaka-aineista, veden ja ravinteiden pidätyksestä, pien-ilmaston säätelystä ja virkistyksestä. Poliitikassa ja päätöksenteossa kiinnitetään aiempaa enemmän huomiota ekosysteemipalveluihin ja niiden turvaamiseen. Nyt tarvitaan uutta, sektorirajat ylittävää tiedontuotantoa. Ekosysteemipalvelututkimus yhdistää tietoa ekosysteemien toiminnoista, tuki- ja säätelypalveluista, tuotanto- palveluista, kulttuuripalveluista ja luonnon monimuotoisuudesta. Tutkimuksen tavoitteena on arvioida palveluiden keskinäistä riippuvuutta ja edistää niiden kestävää käyttöä ja hallintaa. Tämä raportti kokoaa yhteen kansainvälisen tutkimuksen ekosysteemipalvelulähestymistapoja ja käytännön esimerkkejä siitä, miten erilaiset suomalaiset ohjaus- ja hallintajärjestelmät käsittelevät ekosysteemipalveluita. Raportin tarkoituksena on tuoda ajankohtainen sovellettava tietämys suomalaisten luonnonvarojen, maankäytön ja luonnonsuojelun päätöksentekijöiden ja asiantuntijoiden käyttöön.



ISBN 978-952-11-4110-2 (nid.)

ISBN 978-952-11-4111-9 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkkoi.)